

**Grundlagen für die Umsetzung des
Ökosystemaren Ansatzes des
„Übereinkommens über die biologische Vielfalt“
Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung
der biologischen Vielfalt am Beispiel des
österreichischen Waldes**

GRUNDLAGEN FÜR DIE UMSETZUNG DES ÖKOSYSTEMAREN ANSATZES DES „ÜBEREINKOMMENS ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIELFALT“

**Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der
biologischen Vielfalt am Beispiel des österreichischen Waldes**

Felix Heckl, Wolfgang Lexer

Harald Vacik, Bernhard Wolfslehner, Josef Hackl

BE-153

Wien, Juni 2003

Projektleitung

DI Josef Hackl (Umweltbundesamt)

Autoren

Ing. Felix Heckl, DI Wolfgang Lexer, DI Josef Hackl (Umweltbundesamt)

DI Dr. Harald Vacik, DI Bernhard Wolfslehner (Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien)

Mit Beiträgen von:

DI Johann Kessler (Kap. 9 „Fallbeispiele“)

DI Christiane Berger (Kap. 9 „Fallbeispiele“)

Unter Mitwirkung von:

Dr. Volker Mauerhofer

Bernhard Schwarzl (Umweltbundesamt)

Lektorat

Dr. Maria Deweis (Umweltbundesamt)

Dank

Das Umweltbundesamt dankt dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Abteilung II/4, für die finanzielle Unterstützung.

Dank ergeht weiters an alle, die zum Entstehen dieses Berichtes beigetragen haben, insbesondere an die Verantwortlichen für den Stadtwald Dornbirn und den Stadtwald Mödling.

Besonderer Dank gilt allen Experten, die an der Expertenbefragung mitgewirkt haben.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes finden Sie unter: <http://www.ubavie.gv.at>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, Juni 2003
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-505-X

VORWORT

Der Ökosystemare Ansatz – die maßgebliche Orientierung zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt

Im Bemühen, die Ressourcen der Erde nutzbar zu machen, war der Mensch häufig mit negativen Folgen seiner Handlungen konfrontiert. Das Sichtbarwerden dieser Auswirkungen führte beständig zu nachhaltigeren Nutzungsformen. Aus diesem sich entwickelnden nachhaltigkeitsorientierten Denken entstanden zahlreiche internationale Abkommen, Programme und Konzepte, die den Schutz der Umweltressourcen zum Ziel haben. Dennoch konnten diese nicht verhindern, dass gegenwärtig Verluste der biologischen Vielfalt mit beispielloser Geschwindigkeit und derzeit nicht absehbaren Folgen zu verzeichnen sind. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) soll dieser Entwicklung gegen steuern.

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist als Prozess zu verstehen, der unter sich laufend ändernden Rahmenbedingungen die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt gewährleisten soll.

Der Ökosystemare Ansatz ist dabei die zentrale Leitstrategie für die Umsetzung der Inhalte des Übereinkommens. Mit der Formulierung der Malawi-Prinzipien (1998) wurde deutlich, dass der Ökosystemare Ansatz viel breiter zu verstehen ist, als der Begriff es an sich vermuten ließe, und neben ökologischen Aussagen auch ökonomische und soziale Grundsätze des Managements von Ökosystemen einschließt. Der Anspruch möglichst globaler Gültigkeit bedingt, dass seine Prinzipien eher allgemein formuliert sind, weil davon ausgegangen wird, dass eine Konkretisierung der Inhalte besser auf möglichst dezentraler Ebene erfolgen soll.

Durch die explizite Einbeziehung des Menschen in ein umfassendes Verständnis des Ökosystem-Begriffes wird verdeutlicht, dass alle ökologisch wirksamen Handlungen des Menschen auf ihn selbst zurückwirken, weil er eben integraler Bestandteil der Ökosysteme ist, wengleich zu deren bewusster und weitgehender Steuerung befähigt. Dies impliziert die Notwendigkeit, sich als Mensch bewusster mit seinen Handlungen auseinander zu setzen, als dies bislang üblicherweise im Rahmen sektoraler Betrachtungen erfolgte. Sieht sich der Mensch erst wieder einmal als Teil der Ökosysteme, werden Zusammenhänge zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten wieder transparenter. Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt sind dann nicht Gefälligkeiten der Natur gegenüber, sondern es wird sichtbar, wie eng vernetzt unser Umgang mit den natürlichen Ressourcen mit unserer eigenen ökonomischen Entwicklung, unserem sozialen Wohlstand und unserer Lebensqualität ist.

Exemplarisch wird dies in der vorliegenden Studie am Beispiel „Wald“ aufgezeigt, wobei wesentliche Aussagen wohl auch weitestgehend für andere Ressourcen der biologischen Vielfalt Gültigkeit haben. Die vorliegende Studie ist nicht eine Aufnahme des Status quo der Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes, sondern vielmehr ein Nachschlagewerk, das jene fachlichen Hintergründe, Wissensbasen und Erfordernisse beleuchtet, deren Berücksichtigung bei seiner partizipativen Präzisierung und Implementierung auf den subnationalen Ebenen notwendig sind.

Die Arbeit verdeutlicht, dass eine Vielzahl von Akteuren, die die biologische Vielfalt beeinflussen, einer mindestens ebenso großen Anzahl von Herausforderungen gegenüberstehen. Umfassende Erhaltung und nachhaltige Nutzung können nur gelingen, wenn alle Gesellschaftsgruppen, die direkt oder indirekt Einfluss auf die biologische Vielfalt nehmen, sich ihrer Verantwortung bewusst sind und erforderliche Maßnahmen mittragen. Eine Sektor übergreifende Sicht wird insbesondere bei der Koordinierung der Maßnahmen, die als zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität auf der jeweiligen Ebene (von international bis lokal) notwendig identifiziert werden, erforderlich sein.

Die vorliegende Studie ist *keine* ausverhandelte Handlungsanleitung zur Umsetzung, sondern bietet umfassendes, aufbereitetes Grundlagenmaterial. Sie soll Anregungen für weitere Diskussionsprozesse geben und kann nicht deren Ergebnisse vorweg nehmen. In diesem Sinne ist auch der festgestellte „Handlungsbedarf“ zu verstehen, und nicht als dogmatischer, Punkt für Punkt umzusetzender „Forderungskatalog“. Dies gilt auch für die Empfehlungen im Zusammenhang mit rechtlichen Rahmenbedingungen, die aus vorwiegend biodiversitätsorientierter Sicht formuliert wurden. Vor dem Hintergrund, dass der primäre Zweck vieler potenziell biodiversitätsrelevanter Rechtsmaterien ursprünglich der Verfolgung ganz anderer Interessen und Ziele diene, wurden in dieser Studie ganz bewusst jene Aspekte beleuchtet, die sich aus dem Blickwinkel der CBD ergeben können.

Österreich hat das Übereinkommen über die biologische Vielfalt unterzeichnet und im Parlament ratifiziert. Da die Vertragsstaatenkonferenz der CBD im Ökosystemaren Ansatz den vorrangigen Handlungsrahmen zur Umsetzung ihrer Ziele sieht, besteht auch seitens Österreichs - im Rahmen seiner nationalen Bedürfnisse - eine Umsetzungsverpflichtung. Es zeichnet sich ab, dass sich der Ökosystemare Ansatz (wenngleich möglicherweise unter anderer Bezeichnung) auch außerhalb des Regelwerks der CBD zur internationalen Leitstrategie zur Erhaltung und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt entwickeln wird.

Der Ökosystemare Ansatz ist keine auf Konservierung bedachte Schutzstrategie, sondern ein nachhaltigkeitsorientiertes Nutzungskonzept, das den Nutzen und die Leistungen eines gegebenen Ökosystems für den Menschen dauerhaft optimieren möchte. Die berechtigten Bedürfnisse von Gesellschaft und Wirtschaft werden voll anerkannt. Das Ziel bildet ein ausgewogener, sozial fairer Ausgleich von Nutzung und Erhaltung der biologischen Vielfalt zum Wohle des Menschen und unter bestmöglicher Wahrung bestehender Rechte.

Projektleiter

ABSTRACT

Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (CBD) verpflichtet die Unterzeichnerstaaten zur Erhaltung und zur nachhaltigen sowie sozial gerechten Nutzung der Komponenten der Biodiversität (Gene, Arten, Populationen, Ökosysteme). Als Leitstrategie und vorrangiger Handlungsrahmen zur Umsetzung dieser Ziele wurde der Ökosystemare Ansatz entwickelt, dessen Prinzipien wesentliche Eckpunkte eines integrierten Managements biologischer Ressourcen beschreiben. Seine Anwendung auf das Management von Wäldern wird von der Vertragsstaatenkonferenz explizit gefordert. Gerade österreichische Waldökosysteme zeichnen sich durch naturraum- und nutzungsbedingt hohe Vielfalt aus, sind vergleichsweise naturnah und fungieren als Lebensraum für einen bedeutenden Teil der heimischen Artenvielfalt. Gleichzeitig steigen die Ansprüche der Gesellschaft an die vom Wald geforderten multifunktionalen Leistungen und nehmen Dichte und Intensität der direkten und indirekten menschlichen Einflüsse auf Waldökosysteme zu. Insbesondere im Hinblick auf die dauerhafte und gleichmäßige Gewährleistung der Funktionstüchtigkeit und Stabilität heimischer Wälder ist die Erhaltung und Optimierung einer standortangepassten biologischen Vielfalt damit von besonderer Relevanz. In der vorliegenden Studie wird die Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für das Management der biologischen Vielfalt unter besonderer Berücksichtigung österreichischer Waldökosysteme untersucht. Im Einklang mit Zielsetzungen der Vertragsstaatenkonferenz werden Grundlagen für seine Anwendung auf ein umfassendes Management von Waldökosystemen erarbeitet.

Die ökologischen, ökonomischen und sozio-kulturellen Dimensionen der biologischen Vielfalt werden beleuchtet, wobei grundlegende Anforderungen an ein Schutz und Nutzung integrierendes Management von Biodiversität aufgezeigt werden. Aus ökologischer Sicht wird eine konzeptionelles Modell der Biodiversität vorgestellt, das die Merkmale Komposition, Struktur und Funktion auf hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation differenziert. Zusammenhänge zwischen Vielfalt, Stabilität und Naturnähe werden erörtert und die Messung und Bewertung von biologischer Vielfalt mittels Indikatoren erläutert. Wirtschaftliche Rahmenbedingungen der Nutzung von Bioressourcen werden ausgeleuchtet und Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Umweltgütern diskutiert. Aus sozio-kultureller Sicht werden im Lichte sozialer Nachhaltigkeitsanforderungen unterschiedliche ethische Positionen gegenübergestellt sowie die Einbeziehung von betroffener Öffentlichkeit und kultureller Vielfalt als zentrale Erfordernisse eines dezentralen Ökosystemmanagements herausgestrichen.

Ausgehend von den natur- und kulturräumlichen Rahmenbedingungen österreichischer Wälder werden wesentliche, von den unterschiedlichen Landnutzungen ausgehende Einflüsse auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen aus grundsätzlicher Sicht nach ihren Wirkungsgefügen analysiert. Neben den Einflüssen von Jagdwirtschaft und Wild, Landwirtschaft, Flächennutzungsänderungen, Tourismus, Naturschutz, Immissionen und eines möglichen globalen Klimawandels wird dabei der Forstwirtschaft als bedeutendem Steuerungsfaktor besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Mit Beeinträchtigungen der Biodiversität verbundene Konfliktfelder werden identifiziert, aber auch positive Handlungsmöglichkeiten der einzelnen Landnutzergruppen verdeutlicht. Zur methodischen Gewichtung der Biodiversitätsrelevanz von Verursachergruppen und Wirkungskomplexen werden Ergebnisse einer Expertenbefragung herangezogen. Die Erörterung kommunaler Fallbeispiele soll dazu beitragen, Zusammenhänge zu veranschaulichen und Handlungspotenzial zur Förderung der biologischen Vielfalt im Rahmen des Waldökosystemmanagements sichtbar zu machen. Hierbei wird Wegen der Öffentlichkeitsbeteiligung besonderer Stellenwert eingeräumt. Da den rechtlichen Rahmenbedingungen entscheidende Bedeutung für eine Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes zukommt, werden relevante nationale und internationale Rechtsmaterien auf ihre Biodiversitätswirksamkeit hin untersucht und grundsätzlicher Handlungsbedarf abgeleitet.

Die Schlussfolgerungen ergaben, dass eine erfolgreiche Umsetzung der CBD nur ganzheitlich, unter Wahrnehmung der gesamtgesellschaftlichen Verantwortung für Schutz und nachhaltige Nutzung der Biodiversität und durch Einbeziehung aller Wirtschaftssektoren und Nutzergruppen erfolgen kann. Existierende positive Ansätze zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität sollten vernetzt und sektorale Aktivitäten besser koordiniert werden. Eine standortangepasste biologische Vielfalt kann als wesentliche Voraussetzung für die nachhaltige Funktions- und Leistungsfähigkeit von Waldökosystemen gelten; sie trägt damit maßgeblich zur Optimierung des forstwirtschaftlichen Ertrags, der Schutzwirkung und aller anderen Waldwirkungen bei. Adaptives Management, die Berücksichtigung betriebswirtschaftlicher Sachzwänge, die Erschließung neuer Einkommensquellen für Forstbetriebe, aber auch verbesserte Verfahren zur Wertschätzung des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens der Biodiversität und bewussteres Konsumentenverhalten sind entscheidende biodiversitätsfördernde Faktoren, ebenso wie bei den relevanten Akteuren ansetzende Bildungsmaßnahmen und eine breite Öffent-

lichkeitsarbeit. Seitens der Wissenschaft besteht Bedarf nach Intensivierung sowohl der Erforschung von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen als auch des interdisziplinären Informationsaustauschs innerhalb von Fachkreisen, zwischen Forschung und Praxis und zur Öffentlichkeit. Indikatorensysteme zum Monitoring von Biodiversität sollten weiter ausgebaut, harmonisiert und mit dem Management rückgekoppelt werden. Auf rechtlicher Ebene liegt in mehrfacher Hinsicht Handlungsbedarf vor: Ziele der CBD sollten verstärkt in verbindliche nationale, biodiversitätswirksame Rechtsmaterien integriert werden. Ziel- und Maßnahmenbündel von Rechtsquellen mit „soft law“-Charakter bedürfen der Aktualisierung, Konkretisierung und Vernetzung. Bestehende Gesetze, aber auch Förderinstrumente sollten akkordiert und auf ihre Wirkungen hin evaluiert werden. Der Naturschutz kann durch eine vermehrte Ausrichtung auf dynamische, prozessorientierte Strategien und integrative, flexible Ansätze, die nicht vor Schutzgebietsgrenzen Halt machen, zur Optimierung beitragen. Nachhaltiges Management von Waldökosystemen wird in Zukunft auch an der Möglichkeit zur Partizipation der Betroffenen zu messen sein. Als praxisnahe Instrumente zur Entscheidungsunterstützung werden die Erarbeitung einer Checkliste für Waldmanager und Entscheidungsträger sowie von Fragebögen zur Erhebung von waldbezogenen Nutzungsansprüchen und Interessen empfohlen.

Eine breite Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes vermag neue Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit der biologischen Vielfalt österreichischer Wälder zu eröffnen. Es besteht Bedarf nach Erarbeitung konkreter Maßnahmenvorschläge für die praktische Umsetzung.

Keywords (in alphabetical order):

Artenvielfalt, Artenschutz, Biodiversität, Biodiversitäts-Indikatoren, biologische Vielfalt, Convention on Biological Diversity, Flächennutzungsänderung, Forstgesetz, Forstpolitik, Forstrecht, Forstwirtschaft, genetische Vielfalt, Immissionen, Immissionsökologie, Jagd, Landwirtschaft, Klimawandel, Nachhaltigkeit, nachhaltige Forstwirtschaft, nachhaltiger Tourismus, nachhaltige Waldbewirtschaftung, natürliche Ressourcen, Naturschutz, Naturschutzgebiete, Naturschutzrecht, Ökologie, ökologische Nachhaltigkeit, ökologische Stabilität, ökonomische Bewertung, ökonomische Nachhaltigkeit, Ökosystemarer Ansatz, Ökosystemmanagement, Ökosystemwissenschaft, österreichischer Wald, Partizipation, soziale Nachhaltigkeit, Strukturvielfalt, Übereinkommen über die biologische Vielfalt, Umweltpolitik, Umweltrecht, Wald, Waldbau, Waldbewirtschaftung, Waldmanagement, Waldnaturschutz, Waldökologie, Waldökosysteme, Waldschäden, Wildökologie, Wildschäden.

INHALTSVERZEICHNIS

0	AUSFÜHRLICHE ZUSAMMENFASSUNG	15
1	EINLEITUNG	45
1.1	Zielsetzungen der vorliegenden Studie	46
1.2	Inhaltlicher Aufbau der vorliegenden Studie	47
1.3	Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für Waldökosysteme	48
2	GRUNDLAGEN DES ÖKOSYSTEMAREN ANSATZES	51
2.1	Übereinkommen über die biologische Vielfalt.....	51
2.2	Charakteristische Merkmale des Ökosystemaren Ansatzes und operationale Richtlinien zu seiner Anwendung.....	54
2.3	Die Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes.....	60
2.4	Wichtige Veranstaltungen und ihre Hauptergebnisse auf dem Weg zur Konkretisierung des Ökosystemaren Ansatzes	63
2.5	Zusammenfassung	65
3	ÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN DER BIOLOGISCHEN VIELFALT	67
3.1	Definition.....	68
3.2	Modellvorstellungen der biologischen Vielfalt.....	69
3.2.1	Ebenen der Biodiversität.....	70
3.2.2	Komposition – Struktur – Funktion.....	72
3.3	Der Raum- und Zeitfaktor.....	74
3.4	Stabilität	75
3.4.1	Stabilitätsbegriffe	75
3.4.2	Zusammenhänge zwischen Vielfalt und Stabilität	77
3.4.3	Einflüsse auf die Stabilität von Waldökosystemen	79
3.5	Messung und Bewertung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen	80
3.5.1	Grundsätzliches.....	80
3.5.2	Internationale Beispiele für Wald-Biodiversitäts-Indikatoren	83
3.5.3	In Österreich diskutierte Wald-Biodiversitäts-Indikatoren	84
3.6	Zusammenfassung.....	87
4	ÖKONOMISCHE ASPEKTE	90
4.1	Marktwirtschaftliche Überlegungen zur biologischen Vielfalt.....	90
4.2	Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt.....	91
4.2.1	Bewertungsmethoden für Umweltgüter.....	91
4.2.2	Das Beispiel des Kontingenten Bewertungsansatzes	93

4.2.3	Beispiel einer Nutzen-Kosten-Analyse für Arten- und Biotopschutz	94
4.2.4	Ökonomische Aspekte der EU-Umwelthaftungsrichtlinie	95
4.2.5	Bewertungsprobleme.....	95
4.3	Zusammenfassung.....	98
5	SOZIO-KULTURELLE ASPEKTE	100
5.1	Bevölkerungswachstum	100
5.2	Soziale Nachhaltigkeit.....	101
5.3	Institutionelle Aspekte	101
5.4	Globalisierung – Dezentralisierung.....	102
5.5	Moralisch-ethische Aspekte	104
5.6	Kulturelle Aspekte	106
5.7	Partizipation.....	107
5.8	Zusammenfassung.....	109
6	AKTUELLE UND POTENZIELLE EINFLÜSSE AUF DIE BIOLOGISCHE VIELFALT IN ÖSTERREICHS WALD	111
6.1	Ökologische Rahmenbedingungen und Entwicklung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wald	111
6.1.1	Naturräume und Geologie	112
6.1.2	Waldgesellschaften	112
6.1.3	Entwicklung der Baumartenverteilung und sekundäre Nadelwälder.....	113
6.1.4	Entwicklung der Gefährdung von Tier- und Pflanzenarten in Österreich.....	115
6.1.5	Naturnähe des österreichischen Waldes	119
6.2	Die Einflüsse forstlicher Bewirtschaftung auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen	120
6.2.1	Entwicklungen der Forstwirtschaft	121
6.2.2	Forstliche Bewirtschaftung und biologische Vielfalt.....	125
6.2.3	Nationale Strategie zur Erhaltung genetischer Ressourcen	139
6.2.4	Zusammenfassung: Maßnahmen – Einflüsse – Wirkungen	140
6.3	Der Einfluss von Schalenwild auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen.....	141
6.3.1	Wald und Wild	141
6.3.2	Einflüsse der Jagd.....	144
6.3.3	Disposition für Wildeinflüsse durch die forstliche Bewirtschaftung bzw. durch den Grundeigentümer.....	146
6.3.4	Rahmenbedingungen für Schalenwild durch die Landwirtschaft	147
6.3.5	Die Einflüsse touristischer Nutzung auf die Lebensräume des Wildes	147
6.3.6	Schalenwildeinfluss auf die Vegetation.....	148
6.3.7	Ausblick.....	150
6.3.8	Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen	151

6.4	Einflüsse der Landwirtschaft auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen	152
6.4.1	Intensivierung der Landwirtschaft	152
6.4.2	Agrochemikalien – Dünger- und Pestizideinsatz	153
6.4.3	Direkte Veränderungen von Fauna und Flora	155
6.4.4	Veränderung der Lebensräume	155
6.4.5	Veränderung des Wasserhaushalts	156
6.4.6	Waldweide	156
6.4.7	Biodiversitätswirksame Maßnahmen in der Landwirtschaft	159
6.4.8	Zusammenfassung: Einflüsse – Wirkungen	160
6.5	Einflüsse durch Änderungen der Flächennutzung auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen	161
6.5.1	Flächenverbrauch	161
6.5.2	Nutzungsänderung von Waldflächen	162
6.5.3	Landschaftszerschneidung und Zersiedelung	164
6.5.4	Bodenversiegelung und -verdichtung	166
6.5.5	Veränderung des lokalen Klimas	167
6.5.6	Mehrung der Waldfläche – Erstaufforstung und Wiederbewaldung	167
6.5.7	Wasserbau, Wasserwirtschaft und Elektrizitätsgewinnung	169
6.5.8	Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen	170
6.6	Einflüsse von Tourismus und Freizeitaktivitäten auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen	171
6.6.1	Die Bedeutung von Erholung und Freizeit	171
6.6.2	Umweltwirkungen des Tourismus	171
6.6.3	Störung von Lebensräumen	173
6.6.4	Einfluss auf Boden, Wasserhaushalt und Vegetation	173
6.6.5	Erholungsinfrastruktur und tourismusinduzierter Verkehr	175
6.6.6	Nachhaltiger Tourismus	175
6.6.7	Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen	176
6.7	Immissionseinflüsse auf Waldökosysteme und ihre biologische Vielfalt	177
6.7.1	Klassische und neuartige Waldschäden	177
6.7.2	Schädigungskomponenten	178
6.7.3	Wirkung auf Waldökosysteme	179
6.7.4	Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Potenzielle Wirkungen	183
6.8	Auswirkungen einer globalen Klimaveränderung auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen	184
6.8.1	Trends und Prognosen der Klimaentwicklung	184
6.8.2	Anthropogene Einflüsse auf die Klimaveränderung	185
6.8.3	Einflüsse eines Klimawandels auf physiologische und ökosystemare Prozesse von Waldökosystemen	186
6.8.4	Sensitivität von österreichischen Waldökosystemen gegenüber Klimaänderungsszenarien	189
6.8.5	Auswirkungen einer Klimaänderung auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen	191

6.8.6	Anthropogene Treibhausgase – Beitrag zur Klimaänderung – Potenzielle Auswirkungen	193
6.9	Naturschutz und biologische Vielfalt in Waldökosystemen	194
6.9.1	Aufgaben des Naturschutzes	194
6.9.2	Naturschutz im Wald	196
6.9.3	Einrichtung von Schutzgebieten	197
6.9.4	Naturschutz-Leitbild mit abgestuften Schutzintensitäten für die Gesamtfläche	201
6.9.5	Zusammenfassung: Konzepte – Maßnahmen – Ziele	201
6.10	Zusammenfassung	202
7	EXPERTENBEFRAGUNG ZU ANTHROPOGENEN EINFLÜSSEN AUF DIE BIOLOGISCHE VIELFALT IM WALD	212
7.1	Einleitung – Methodik	212
7.1.1	Gliederung und Operationalisierung	214
7.1.2	Hierarchisches Baumdiagramm	216
7.1.3	Identifikation und Klassifizierung von Wirkungskomplexen	218
7.1.4	Einflussgruppen: Verursacher und Protagonisten	219
7.1.5	Befragung von Experten	220
7.1.6	Auswertung der Expertenbefragung	221
7.2	Detailergebnisse der Experteninterviews	221
7.2.1	Die Wirkung waldbaulicher Maßnahmen	221
7.2.2	Zerschneidung von Lebensräumen	223
7.2.3	Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe	225
7.2.4	Veränderung der Bodennutzungsform	228
7.2.5	Diversitätsfördernde Maßnahmen	230
7.2.6	Generhaltungsprogramme	234
7.2.7	Einrichtung von Schutzgebieten	235
7.2.8	Veränderung des Artenspektrums	237
7.2.9	Vergleich aller Kriterien in Bezug auf die Verursachergruppen	240
7.3	Gesamtergebnisse der Experteninterviews	242
7.3.1	Bedeutung der Wirkungskomplexe für die Beeinflussung der biologischen Vielfalt	242
7.3.2	Bedeutung der Verursacher und Protagonisten	244
7.4	Interpretation und Schlussfolgerungen	247
7.5	Zusammenfassung	251
8	RECHTLICHE ASPEKTE	255
8.1	Internationale Verpflichtungen und Prozesse	255
8.1.1	Ländliche Entwicklung	256
8.1.2	„Vogelschutzrichtlinie“ und „Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“	256
8.1.3	Forststrategie für die Europäische Union	258
8.1.4	Sechstes Umweltaktionsprogramm (UAP) der Europäischen Union	259

8.1.5	Handlungsvorschläge des Intergovernmental Panel on Forests (IPF) und des Intergovernmental Forum on Forests (IFF), United Nations Forum on Forests (UNFF).....	260
8.1.6	Internationale Schutzgebiete nach Kriterien der Internationalen Union zum Schutz der natürlichen Ressourcen (IUCN).....	262
8.1.7	Ramsar-Konvention.....	264
8.1.8	Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE).....	264
8.1.9	Bergwaldprotokoll der Alpenkonvention.....	265
8.1.10	Aarhus-Konvention.....	266
8.2	Nationale Rechtsmaterien und Verpflichtungen	267
8.2.1	Forstrecht	267
8.2.2	Naturschutzrecht	272
8.2.3	Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt.....	273
8.2.4	Nationaler Umweltplan (NUP).....	274
8.2.5	Österreichische Nachhaltigkeitsstrategie	276
8.3	Übersicht über nationale und internationale biodiversitätsrelevante Rechtsmaterien und Verpflichtungen	277
8.4	Schlussfolgerung und Zusammenfassung.....	280
9	FALLBEISPIELE DORNBIRN UND MÖDLING.....	283
9.1	Dornbirn	283
9.1.1	Naturräumliche Gegebenheiten der Stadt Dornbirn	283
9.1.2	Sozio-ökonomische und sozio-kulturelle Merkmale der Waldbewirtschaftung der Stadt Dornbirn	286
9.1.3	Biodiversitätsrelevante ökologische und ökonomische Aspekte der Waldwirtschaft in Dornbirn.....	289
9.1.4	Beschreibung des Planungskonzeptes der Stadt Dornbirn	291
9.1.5	Aktivitäten zum Schutz der biologischen Vielfalt der Stadt Dornbirn	299
9.1.6	Befragung lokaler Akteure zu den Themenfeldern „Biologische Vielfalt im Wald“ und „Partizipation“	301
9.2	Mödling	302
9.2.1	Naturräumliche Gegebenheiten der Stadt Mödling	302
9.2.2	Sozioökonomische und sozio-kulturelle Merkmale der Waldbewirtschaftung der Stadt Mödling	305
9.2.3	Einrichtungen, Bestimmungen und Aktivitäten zum Schutz der biologischen Vielfalt im Bereich des Stadtwaldes Mödling.....	307
9.2.4	Partizipation.....	310
9.3	Zusammenfassung der Fallbeispiele Dornbirn und Mödling	312
10	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSBEDARF	315
11	LITERATURVERZEICHNIS	343

12	ANHANG	371
12.1	Biodiversitätskonzepte	371
12.1.1	Konzept nach HABER (1979a, 1979b)	371
12.1.2	Konzept nach WHITTAKER (1977) und NOSS (1983).....	371
12.2	Biodiversitäts-Indikatoren	373
12.2.1	Auswahl an Indikatoren	373
12.2.2	Prozess der Indikatorenbildung	374
12.2.3	Überblick über die Indikatoren des Biodiversitäts-Monitoring-Programms in der Schweiz.....	374
12.3	Eignung von verschiedenen Verfahren zur Präferenzfassung	376
12.4	Vergleich der Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes mit den Prinzipien der nachhaltigen Nutzung	376
12.5	Checklist for the Implementation of Incentive Measures for Biodiversity	383
12.6	Übersicht über das österreichische Forstrecht	384
12.7	Liste der befragten Experten zu anthropogenen Einflüssen auf die biologische Vielfalt im Wald	385
12.8	Biodiversität im Wald – Wirkungskomplexe	386

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Abschätzung der weltweiten Artenzahl. Die Abschätzung wurde wie folgt kategorisiert: gut = innerhalb eines Faktors 2; mäßig = innerhalb eines Faktors 5; gering = innerhalb eines Faktors 10; sehr gering = nicht innerhalb derselben Größenordnung (HEYWOOD, 1997).	67
Tab. 2:	Gefährdungsausmaß von autochthonen Wirbeltierklassen sowie Farn- und Blütenpflanzen in Österreich (BMUJF, 1997).	68
Tab. 3:	Hierarchie der Prozesse in Waldökosystemen (nach ULRICH, 1994).	74
Tab. 4:	Vorgeschlagene Schlüsselfaktoren für die Biodiversität des Ökosystems Wald (BEAR, 2000).	84
Tab. 5:	Quantitative Indikatoren des Paneuropäischen Forstministerprozesses, die auf Erhaltung, Schutz und geeignete Anhebung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen abzielen, und ihre Entsprechungen in vergleichbaren Indikatorensets (nach UMWELTBUNDESAMT, 1999).	85
Tab. 6:	Teilergebnisse des Arbeitskreises „Wald“ bei einer Veranstaltung des Umweltbundesamtes zum Thema „Indikatoren für Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen“ in Stichworten (nach UMWELTBUNDESAMT, 1999).	86
Tab. 7:	Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter und Dienste (nach POMMEREHNE & RÖMER, 1992).	92
Tab. 8:	Übersicht über analytische Ansätze in der Ökonomik biologischer Vielfalt (nach GÖSCHL, 1999, modifiziert).	93
Tab. 9:	Veränderung der Waldflächenanteile der Mischungstypen (FBVA, 1997).	113
Tab. 10:	Verteilung der Baumarten im Ertragswald (BMLF, 1998a).	114
Tab. 11:	Folgende Hauptursachen der Artengefährdung der heimischen Fauna gelten seit etwa vier Jahrzehnten als entscheidend (nach GEPP et al., 1994).	116
Tab. 12:	Anzahl der Tierarten Kärntens der Gefährdungskategorien 0, 1, R, 2, 3 und V, die an verschiedene Waldtypen gebunden sind (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999).	117
Tab. 13:	Entwicklung der Verkehrsflächen 1991-1998.	161
Tab. 14:	Umweltbelastung durch Tourismus (nach SCHEMEL & HARTMANN, 1994; verändert).	172
Tab. 15:	Wanderungsgeschwindigkeit der in Europa vorhandenen Baumarten verschiedener Gattungen in der Nacheiszeit (nach HUNTLEY & BIRKS, 1983; in: ULRICH & PUHE, 1994).	192
Tab. 16:	Naturschutzziele im Wald, gegliedert nach Raumbezug und Leitbild (nach ALBRECHT, 1992; verändert).	197
Tab. 17:	Bestimmungen der EU mit Relevanz für das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (Auswahl) (BIODIVERSITÄTS-KOMMISSION, 1997, aktualisiert).	255
Tab. 18:	Bestehende Schutzgebiete nach IUCN-Kriterien in Österreich (UNEP-WCMC 2002; UMWELTBUNDESAMT, Homepage: http://www.ubavie.gv.at).	263
Tab. 19:	Bestehende Nationalparks nach Kriterien der IUCN in Österreich (UMWELTBUNDESAMT, 2001d).	263
Tab. 20:	Auswahl an Rechtsmaterien mit potenzieller Relevanz für die biologische Vielfalt in Waldökosystemen.	278
Tab. 21:	Einige Indikatoren zur Biodiversität (nach NOSS, 1990).	373
Tab. 22:	Eignung der Verfahren zur Präferenzfassung (nach POMMEREHNE & RÖMER, 1992).	376
Tab. 23:	Einflüsse auf die biologische Vielfalt des Waldes: Wirkungskomplexe (schematisch).	386

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 0-1: Modell der Biodiversität: Die ineinander greifenden Komponenten Komposition, Struktur und Funktion auf den hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation (LEXER W., nach Angaben in: LEXER et al., 2001; NOSS, 1990).....	18
Abb. 0-2: Verursacher und Betroffene von Wildschäden (nach REIMOSER, 1990).....	31
Abb. 0-3: Anteil der einzelnen Verursachergruppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für die Wirkungskomplexe (Berechnungsgrundlage ist das geometrische Mittel für alle 14 Expertenurteile, bezogen auf 100 %, gereiht nach sinkender Bedeutung für die Gruppe Forstwirtschaft).....	40
Abb. 1: Einordnung der CBD in die Weltumweltpolitik (verändert nach GETTKANT et al., 1997)	52
Abb. 2: Biopolitikplanung als zyklischer und adaptiver Prozess (nach WRI, IUCN, UNEP, 1995).....	53
Abb. 3: Ebenen der biologischen Vielfalt (nach UNEP/CBD/COP/4, 1998).....	72
Abb. 4: Modell der Biodiversität: Die ineinander greifenden Komponenten Komposition, Struktur und Funktion auf den hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation (LEXER W., nach Angaben in: LEXER et al. , 2000; NOSS, 1990).....	73
Abb. 5: Naturethische Wertkonzeption (nach MARGGRAF & STREB, 1997)	105
Abb. 6: Baumartenverteilung in den sekundären Nadelwäldern Österreichs (nach STARLINGER, 2001).	115
Abb. 7: Anzahl gefährdeter, an Wälder gebundener Tierarten Kärntens, nach Tiergruppen aufgeschlüsselt (nach AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999).	118
Abb. 8: Anzahl der Tierarten Kärntens der Gefährdungskategorien 0, 1, R, 2, G, 3 und V, die an Wälder gebunden sind (nach AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999)	118
Abb. 9: Ursachen für den Artenrückgang bei 711 untersuchten Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland (nach KORNECK, 1984).	124
Abb. 10: Die natürlichen Sukzessionsphasen nach LEIBUNDGUT (1981) und ihre Einschränkungen im Altersklassen – Wirtschaftswald (nach BARTH, 1995; verändert).....	128
Abb. 11: Mögliche Implikationen einer künstlichen Bestandesbegründung auf die verschiedenen Ebenen der Biodiversität: Ursache-Wirkungs-Beziehungen (nach HUSSENDÖRFER, 1996; verändert).....	130
Abb. 12: Beziehungen zwischen Intensität der forstlichen Nutzung und Ausprägungsgrad verschiedener Waldnaturschutzziele (nach WALDENSPUHL, 1991, erweitert von DETSCH, 1999).	139
Abb. 13: Das Problemfeld Wald – Wild – Mensch (nach SCHLAEPFER (Hrsg.), Forum für Wissen, 1996).	142
Abb. 14: Verursacher und Betroffene von Wildschäden (nach REIMOSER, 1990).....	143
Abb. 15: Bodennutzung der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe Österreichs im Jahr 1951 und 1997 (Angaben in % der Gesamtwirtschaftsfläche) (ÖSTAT, 1998b).....	163
Abb. 16: Veränderung der Bodennutzung der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Österreich zwischen 1937 und 1997 (ÖSTAT, 1998a).....	163
Abb. 17: Unzerschnittene Räume in Österreich 1957 und 1987 (verändert, aus ÖBIG, 1989b).....	164
Abb. 18: Idealtypische Sukzession einer Brache (verändert nach HARD, 1976 in: BARTH, 1995). ..	169
Abb. 19: Trittausgelöste Wirkungen auf den Pflanzenstandort (nach RINGLER, 1983).....	174
Abb. 20: Schema möglicher Kausalketten bei "Neuartigen Waldschäden" (nach RAUSCHE, 1993). ..	180
Abb. 21: Belastung der Biosphäre mit Schwefeldioxid (nach ELLENBERG, 1996; verändert).	183

Abb. 22: Aufgaben des Naturschutzes – unterschiedliche Bezüge zu den Hierarchiestufen der Natur (nach PLACHTER, 1995; verändert).....	195
Abb. 23: Wirkung direkter und indirekter Einflüsse auf die verschiedenen Ebenen der biologischen Vielfalt in einem Waldökosystem (nach BLAB et al. ,1995).....	213
Abb. 24: Beispiel für eine hierarchische Gliederung möglicher Einflüsse und Verursacher auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen.....	216
Abb. 25: Hierarchisches Baumdiagramm.....	217
Abb. 26: Die Wirkung waldbaulicher Maßnahmen.....	222
Abb. 27: Zerschneidung von Lebensräumen (Verursacher).....	224
Abb. 28: Veränderung von Stoffkreisläufen.....	226
Abb. 29: Veränderung von Stoffkreisläufen.....	227
Abb. 30: Veränderung der Bodennutzungsform (Verursacher).....	229
Abb. 31: Diversitätsfördernde Maßnahmen (Wirkungen).....	231
Abb. 32: Diversitätsfördernde Maßnahmen (Verursacher).....	232
Abb. 33: Generhaltungsprogramme (Wirkungen).....	234
Abb. 34: Errichtung von Schutzgebieten (Wirkungen).....	236
Abb. 35: Veränderung des Artenspektrums (Wirkungen).....	238
Abb. 36: Veränderung des Artenspektrums (Verursacher).....	239
Abb. 37: Anteil der einzelnen Verursachergruppen an der Beeinflussung der biologischen Vielfalt für das jeweilige Unterkriterium (gereiht nach sinkender Bedeutung für die Verursacher-Gruppe Forstwirtschaft).....	241
Abb. 38: Die Bedeutung der Wirkungskomplexe für die biologische Vielfalt.....	243
Abb. 39: Verursacher und Protagonisten.....	245
Abb. 40: Anteil der einzelnen Verursachergruppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für die Wirkungskomplexe (gereiht nach sinkender Bedeutung für die Gruppe Forstwirtschaft).....	246
Abb. 41: Besitzverhältnisse in der Gemeinde Dornbirn.....	287
Abb. 42: Landschaftsschutzfunktion und Besitzstruktur.....	287
Abb. 43: Methodik der Waldfunktionenplanung.....	293
Abb. 44: Besitzverhältnisse der Waldflächen in der Gemeinde Mödling.....	305
Abb. 45: Graphische Darstellung des Biodiversitätsmodells von HABER (1979) (LEXER W., nach Angaben in: HABER, 1979a, 1979b; LEXER & LEXER, 2000).....	371
Abb. 46: Graphische Darstellung des Biodiversitätsmodells von WHITTAKER (1977) und NOSS (1983) (nach Angaben in: WHITTAKER, 1977; NOSS, 1983; LEXER & LEXER, 2000).....	372
Abb. 47: Graphische Darstellung des Prozesses der Indikatorenbildung (LEXER W., nach Angaben in: LEXER & LEXER, 2000).....	374
Abb. 48: The dynamic implementation of incentive measures (nach FILION et al., 1999).....	384

VORBEMERKUNG

Im Zusammenhang mit dem „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ werden im Text, soweit nicht ausformuliert, durchgehend folgende international übliche Abkürzungen gebraucht:

CBD..... „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (“Convention on biological Diversity”).

COP..... Vertragsstaatenkonferenz des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (“Conference of the Parties”).

SBSTTA...“Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice“ des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“.

0 AUSFÜHRLICHE ZUSAMMENFASSUNG

Der **Ökosystemare Ansatz** wurde als ganzheitliche Leitstrategie zur Umsetzung der Ziele des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“¹ entwickelt. In den verschiedenen thematischen und querschnittsorientierten Arbeitsprogrammen des Übereinkommens ist seine regional differenzierte Anwendung auf das Management aller biologischen Ressourcen vorgesehen. Seine Grundsätze sind bereits vielfach in wichtige biodiversitätsbezogene internationale Programme und Strategien eingeflossen und wurden inzwischen von zahlreichen bedeutenden Organisationen übernommen. An diesen weltweiten Umsetzungsprozess anknüpfend, wurden in der vorliegenden Studie Grundlagen für die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf ein integratives Management der biologischen Vielfalt untersucht und am Beispiel österreichischer Waldökosysteme konkretisiert (Kap. 1.1, Kap. 1.2).

Ausgehend von der Charakterisierung zentraler Inhalte des Ökosystemaren Ansatzes und seiner Stellung innerhalb des Regelwerks des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Kap. 2) werden, in Übereinstimmung mit der international etablierten Unterscheidung von „drei Säulen“ der Nachhaltigkeit, zunächst ökologische (Kap. 3), ökonomische (Kap. 4) und sozio-kulturelle Aspekte (Kap. 5) der biologischen Vielfalt behandelt sowie weiters die rechtlichen Rahmenbedingungen (Kap. 8) für ihre Erhaltung und Nutzung einbezogen. Darauf aufbauend, werden aktuelle und potenzielle Einflüsse infolge menschlicher Nutzungen auf die Biodiversität österreichischer Wälder untersucht. Die mit diesen Einflüssen verbundenen Wirkungsgefüge werden dabei aus grundsätzlicher Sicht und anhand von verallgemeinerbaren Typen von Wirkungsmechanismen dargestellt. Ebenso beispielhaft wird positives Handlungspotenzial der einzelnen Nutzergruppen angedeutet (Kap. 6).

Daran anschließend wird durch die Auswertung einer Expertenbefragung die Relevanz der Einflüsse einzelner Landnutzergruppen für die biologische Vielfalt österreichischer Wälder nach ihrem relativen Gewicht zueinander durch paarweisen Vergleich bewertet (Kap. 7). Anhand von kommunalen Fallbeispielen werden positive Handlungsmöglichkeiten im Rahmen des Waldmanagements und spezifische Anforderungen an partizipative Planungs- und Entscheidungsverfahren im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes beispielhaft aufgezeigt (Kap. 9). In den abschließenden Schlussfolgerungen werden Handlungsbedarf und mögliche Maßnahmen (Kap. 10) diskutiert.

Wesen, Ziele und Grundsätze des Ökosystemaren Ansatzes (Kap. 2)

Das Konzept des Ökosystemaren Ansatzes wurde im Rahmen des „**Übereinkommens über die biologische Vielfalt**“ (1992) formuliert. Diese ist das erste völkerrechtlich verbindliche Dokument, das den Schutz der Biodiversität global und umfassend behandelt. Es wurde auch von Österreich ratifiziert.

Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ dient dem Schutz der Vielfalt von Genen, Arten, Populationen und Ökosystemen und verfolgt drei **Hauptziele**:

- die Erhaltung der biologischen Vielfalt,
- die nachhaltige Nutzung der Komponenten der biologischen Vielfalt, und
- die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung von genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile (Kap. 2.1).

¹ Im folgenden, soweit nicht ausformuliert, mit der international üblichen Abkürzung „CBD“ für „Convention on biological Diversity“ abgekürzt.

Um diese Ziele zu realisieren, wurde der **Ökosystemare Ansatz** als konzeptioneller Handlungsrahmen für ein alle Nutzungssektoren und Politikfelder übergreifendes Management von Land- und Wasserressourcen sowie lebender biologischer Ressourcen formuliert. Ein derartiges integriertes Management strebt ein Gleichgewicht zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen in einer ausgewogenen und sozial gerechten Weise an. Dabei ist vorgesehen, dass die Kooperation sowie Partizipation von Beteiligten und Betroffenen an Entscheidungsprozessen einen wesentlichen Bestandteil der Umsetzung bildet. Die Vernetzung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte der biologischen Vielfalt ergibt eine neuartige Sichtweise, die einem Paradigmenwechsel² in der Umwelt- und Ressourcenpolitik gleichkommt. Der Ökosystemare Ansatz ist ein umfassendes Konzept, das keine anderen Management- und Schutzansätze ausschließt und Interpretations- und Handlungsspielräume offen lässt (Kap. 2.2).

Im Ökosystemaren Ansatz wird das **gesamte Wirkungsgefüge aller menschlichen Einflüsse** auf die biologische Vielfalt, einschließlich deren Wechselwirkungen und Rahmenbedingungen, berücksichtigt und damit die **gesamtgesellschaftliche Verantwortung** für einen nachhaltigen Umgang mit der Biodiversität betont (Kap. 10).

Seine inhaltliche Grundlage bilden die zwölf so genannten **Malawi-Prinzipien**, die ökologische, ökonomische, ethisch-soziale und sozio-kulturelle Grundsätze des Ökosystemmanagements beinhalten, sowie die „operationalen“³ Richtlinien“ zu ihrer Umsetzung. Die Prinzipien sind komplementär und inhaltlich verschränkt und müssen somit im wechselseitigen Zusammenhang interpretiert werden. Darin wird erkannt, dass der Mensch mit seiner kulturellen Vielfalt ein integraler Bestandteil der Ökosysteme ist. Das Management von Ökosystemen sollte innerhalb der Grenzen ihrer Funktionsfähigkeit und unter Erhaltung ihrer Strukturen und Funktionen zum direkten und indirekten Vorteil und Nutzen des Menschen erfolgen. Langfrist-Denken, Flexibilität, Lern- und Anpassungsfähigkeit des Managements sollten zentrale Elemente eines Ökosystemaren Ansatzes sein, da Verzögerungseffekte, veränderliche Zeitskalen und die raum-zeitliche Dynamik stetigen Wandels ökosystemimmanente Eigenschaften sind. Dies erfordert ein adaptives Management, das als iterativer Prozess aufzufassen ist, d. h. die Methoden des Managements sollten durch Rückkoppelung mit dessen Ergebnissen laufend verbessert werden. Das Management sollte stets auf den geeigneten räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen erfolgen, die situationsabhängig definiert werden müssen. Das Verstehen von Ökosystemen in ihrem ökonomischen Kontext bildet die Voraussetzung dafür, dass Marktverzerrungen, die zur Unterbewertung von natürlichen Gütern führen, beseitigt werden, Anreize zur Förderung der Biodiversität gesetzt und die Kosten für Schutz und Erhaltung der biologischen Vielfalt internalisiert werden können. Der Ökosystemare Ansatz anerkennt das Recht lokaler und indigener Bevölkerungen und Interessengruppen, an Entscheidungen über die Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen und an deren Nutzen angemessen beteiligt zu werden. Die Betonung von Partizipation und Kooperation kommt auch in der Forderung zum Ausdruck, alle relevanten Informationen, einschließlich lokales Wissen und traditioneller Landnutzungspraktiken, einzubeziehen. Das Ökosystemmanagement sollte so weit als möglich dezentralisiert und auf der jeweils untersten geeigneten Ebene angesiedelt werden. Dabei ist auf eine ausreichende Ausstattung der lokal Verantwortlichen mit den für die Durchführung erforderlichen Ressourcen, Finanzmitteln, Kenntnissen und

² Ein „wissenschaftliches Paradigma“ ist nach KUHN (1962) eine Konstellation von Begriffen, Werten und Techniken, die eine wissenschaftliche Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die von dieser zur Definition von Problemen und Lösungen verwendet wird. CAPRA (1986) verallgemeinert diese Definition zum Begriff des „sozialen Paradigmas“. Dieses wird von ihm als eine Konstellation von Begriffen, Werten, Wahrnehmungen und Praktiken definiert, die eine Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die eine besondere Sicht der Realität bildet, welche der Art und Weise zugrunde liegt, wie sich eine Gemeinschaft selbst organisiert. Paradigmenwechsel spielen sich nach KUHN (1962) in Form von Umbrüchen ab.

³ hier: handlungsbezogen, verfahrensbezogen

Verantwortlichkeiten zu achten. Managementmaßnahmen sollten mit angemessener Sorgfalt und unter Anwendung des Vorsichts- und Vorsorgeprinzips durchgeführt werden (Kap. 2.3).

Der Ökosystemare Ansatzes muss unter den jeweiligen nationalen, regionalen und lokalen Rahmenbedingungen für die Anwendung auf der Ebene spezifischer Ökosysteme konkretisiert werden. Hierzu gehört nach Beschlüssen der Vertragsstaatenkonferenz (COP)⁴ auch die Entwicklung von praktischen Methoden, Richtlinien, Strategien und Indikatoren für eine regional angepasste **Anwendung auf Wälder**. Weitere Beschlüsse der COP fordern die Integration des Ökosystemaren Ansatzes in nationale Forstpolitiken (Kap. 2.2).

Die **Zusammenführung bestehender Ansätze** – einzelner biodiversitätsrelevanter, waldbogener Konzepte, Strategien, Initiativen und politischer Prozesse – unter dem gemeinsamen Dach des Ökosystemaren Ansatzes sowie ihre Vernetzung können den Umsetzungsprozess effektivieren und beschleunigen. Die Bündelung zu einer Gesamtstrategie bei gleichzeitiger Ausrichtung an den Vorgaben des Ökosystemaren Ansatzes und der CBD kann dadurch unterstützt werden, dass die Zielgebäude und Maßnahmenpakete einzelner Ansätze untereinander abgestimmt, Zielkonflikte offen gelegt und weitestmöglich bereinigt sowie Zielgewichtungen und –priorisierungen durchgeführt werden.

Verbesserte horizontale und vertikale Koordination sowie Kooperation zwischen den einzelnen Wirtschaftssektoren, Politikfeldern und Nutzungsarten, ebenso wie zwischen den räumlich-territorialen Entscheidungsebenen und politisch-administrativen Hierarchieebenen, können als wesentliche Erfolgsfaktoren gelten. Eine institutionelle Verankerung des Umsetzungsprozesses bildet dabei eine wichtige Rahmenbedingung zur Regelung von Interessenkonflikten, Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten sowie zum Informations- und Erfahrungsaustausch. Geeignete Organisationsformen und Koordinationsmechanismen können z. B. von nationalen Gremien wie der österreichischen Biodiversitätskommission bis hin zu informellen Foren auf lokaler Ebene (kommunale Fallbeispiele, Kap. 9) reichen (Kap. 10).

Ökologische Grundlagen der biologischen Vielfalt (Kap. 3)

„Biologische Vielfalt“ ist nicht auf den Aspekt der Artenvielfalt zu beschränken. Sie umfasst sämtliche Ebenen der biologischen Organisation und schließt die abiotische Strukturvielfalt von Lebensräumen mit ein. Die **Organisation der biologischen Vielfalt** kann durch ein Modell hierarchischer, ineinander greifender Ebenen veranschaulicht werden, die von Genen über einzelne Organismen, Populationen/Arten und Gemeinschaften/Ökosysteme bis hin zu (regionalen) Landschaften reichen. Auf jeder dieser ineinander nistenden Ebenen können die drei einander durchdringenden Biodiversitäts-Komponenten Komposition, Struktur und Funktion differenziert werden (siehe Abb. 0-1).

Komposition umfasst Eigenschaften der Einzelelemente eines Systems, wie deren Identität, Anzahl, Vielfalt, Häufigkeit und Dominanz. Merkmale der **Struktur** beschreiben die physische Anordnung und räumliche Organisation der Systemelemente. **Funktionen** beinhalten alle Arten von ökosystemaren und evolutionären Prozessen, wie Stoff-, Energie- und Informationsflüsse, sowie sämtliche Interaktionen und Interdependenzen zwischen Systemen, zwischen den Elementen und Ebenen eines Systems und zwischen Systemen und ihrer Umwelt. Prozesse sind mit der systemimmanenten raum-zeitlichen Dynamik von Ökosystemen verknüpft und bewirken Veränderungen entlang der Zeitskala sowie Veränderungen der Struktur und Komposition von Systemen im Raum. Insbesondere die funktionelle Vielfalt scheint eine wesentliche Einflussgröße der Stabilität von Ökosystemen zu sein. Dieses ganzheitliche Modell der miteinander verschränkten Komponenten der Biodiversität auf ineinander nistenden hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation bietet einen ge-

⁴ Im Folgenden, soweit nicht ausformuliert, mit der international üblichen Abkürzung “COP“ für “Conference of the Parties“ abgekürzt.

eigneten und weithin anerkannten konzeptionellen Rahmen zur Operationalisierung⁵ der Biodiversität, da je nach Problemstellung den jeweiligen Ebenen und Komponenten zugeordnete, adäquate Indikatoren ausgewählt werden können. Die inhaltliche Breite des modernen Biodiversitätsbegriffs erfordert es, stets klar zu machen, auf welche Komponenten und Ebenen der biologischen Vielfalt man sich bezieht (Kap. 3.1, 3.2).

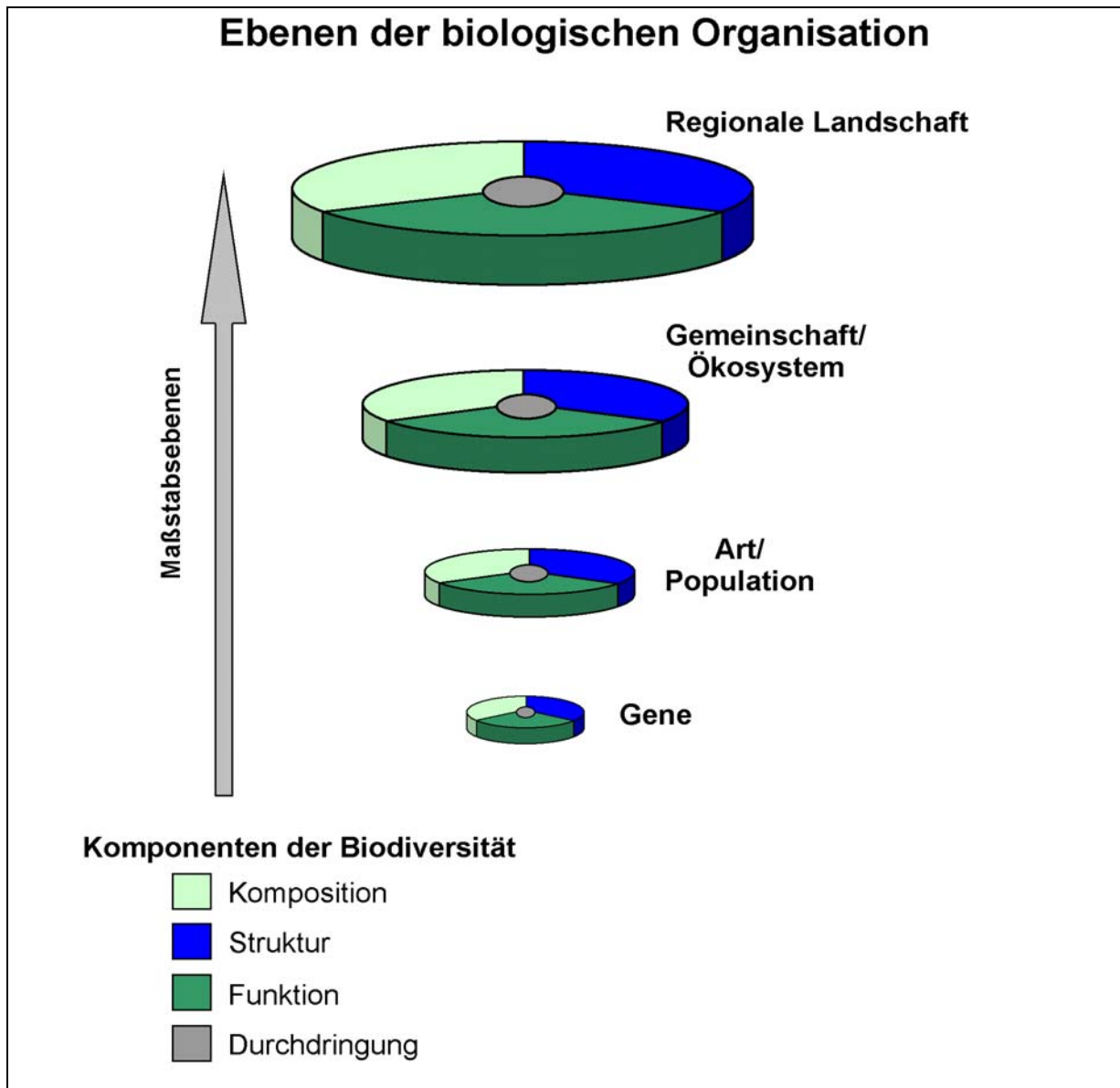


Abb. 0-1: Modell der Biodiversität: Die ineinander greifenden Komponenten Komposition, Struktur und Funktion auf den hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation (LEXER W., nach Angaben in: LEXER et al., 2001; NOSS, 1990).

Im Zusammenhang mit den vielfältigen destabilisierenden Einflüssen auf Waldökosysteme und den multidimensionalen Ansprüchen an deren Nutzungs- und Leistungsfähigkeit gewinnt die Frage des Stabilitätsverhaltens von Wäldern zusehends an Bedeutung. Die Reaktions-

⁵ Verfahren, mit dem der bezeichnete Sachverhalt erfasst oder gemessen werden kann bzw. mit dem die Zielerreichung überprüfbar gemacht werden kann.

weisen von Ökosystemen gegenüber äußeren Störungen können durch verschiedene Formen der **ökologischen Stabilität** charakterisiert werden. Die Resilienz oder elastische Stabilität bezeichnet die Fähigkeit von Ökosystemen, nach Zustandsveränderungen infolge von exogenen Störungen wieder in den Ausgangszustand zurückzukehren. Persistente Stabilität und Resistenz hingegen stehen für das starre Beharrungsvermögen gegenüber Störungen bzw. das Abwehrvermögen gegenüber Veränderungen. Elastisch stabile Ökosysteme scheinen für menschliche Nutzungen aufgrund ihrer höheren Belastbarkeit besser geeignet zu sein als persistent stabile Ökosysteme, die häufig eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Störungen und eine geringere Regenerationsfähigkeit zeigen. Dies sollte bei Eingriffen beachtet werden.

Ökologische Stabilität darf nicht mit Konstanz verwechselt werden. Ein System kann dann als stabil gelten, wenn Veränderungen des Systemzustandes oder einzelner Systembestandteile einem regelmäßigen und vorhersagbaren Muster folgen und sich um einen langfristig ausgeglichenen Mittelwert bewegen, ohne dass die Eigenschaften des gesamten Systems sich gravierend ändern. Instabilität liegt vor, wenn ein System durch Umweltveränderungen irreversibel in einen neuen mittleren Gleichgewichtszustand mit veränderten Systemeigenschaften gedrängt wird bzw. das Schwankungsmuster sich ändert oder unvorhersehbar wird. Dies kann mit dem Verlust gesellschaftlich angestrebter Zielzustände und Ökosystemleistungen verbunden sein.

Die „Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese“ postuliert eine gesetzmäßige positive Korrelation zwischen Artenvielfalt und Stabilität von Ökosystemen, gilt jedoch als empirisch nicht verifiziert und ist daher nicht unreflektiert verallgemeinerbar. Sie muss vielmehr um die Dimensionen der Struktur-, Funktions- und Systemvielfalt erweitert werden. Insbesondere scheint es, dass eine hohe Vielfalt von Wechselwirkungen, Prozessen und Funktionen die Herausbildung eines Selbstregulationssystems mit kontrollierenden Rückkoppelungsmechanismen begünstigt. Dies kann eine Erhöhung der Stabilität von Ökosystemen bewirken. Auch nach der Systemtheorie ermöglicht Vielfalt im Sinne von hoher innerer Vernetzung eine Erhöhung der Anzahl der potenziellen Systemzustände. Dies erhöht die Reaktionsmöglichkeiten des Systems, dessen Kapazität zur Reorganisation und zur Einnahme neuer Gleichgewichtszustände im Falle exogener Störungen. Damit steigt die Anpassungs- und Überlebensfähigkeit bei veränderten Umweltbedingungen.

Vielfach ist nicht bekannt, welche ökologische Funktionen Arten erfüllen und welche Arten ökologische Schlüsselfunktionen in Ökosystemen ausüben. Die Überlappung oder mehrfache Besetzung derselben ökologischen Funktionen durch mehrere Arten bedeutet nicht, dass diese für die Funktionstüchtigkeit des Gesamtsystems nicht relevant sind. Vielmehr erhöht diese scheinbare funktionelle Redundanz die Fähigkeit zur Kompensation des Ausfalls einzelner Arten. Das Vorsichtsprinzip gebietet daher in jedem Fall die **Vermeidung von Artenverlusten**.

Zwischen **Naturnähe** und Artenvielfalt besteht kein direkter quantitativer Zusammenhang, d. h. naturnahe Ökosysteme sind nicht immer die artenreichsten. Im Gegenteil kann mäßiger Kultureinfluss durchaus diversitätssteigernd wirken („Intermediate-Disturbance-Hypothese“).

Eine **standortangepasste biologische Vielfalt** bildet nach gegenwärtigem Wissensstand eine Voraussetzung von ökologischer Stabilität im Sinne einer dauerhaften und gleichmäßigen **ökologischen Funktionsfähigkeit**. Die Ausbildung einer funktionstüchtigen biologischen Vielfalt wird durch Naturnähe bzw. Standortangepasstheit begünstigt. Naturnahe Ökosysteme bedürfen in der Regel des geringsten Fremdsteuerungsaufwands und der geringsten stabilisierenden Eingriffe. Das Ziel des Biodiversitätsmanagements ist daher nicht die Maximierung, sondern die Optimierung der biologischen Vielfalt, d. h. Schutz und Entwicklung einer dem jeweiligen natürlichen und kulturbedingten Standortpotenzial entsprechenden, „authentischen“ bzw. „qualifizierten“ Vielfalt. Diese ist veränderlich und von der jeweiligen Phase der Ökosystementwicklung abhängig.

Ökologische Funktionstüchtigkeit und Stabilität von Waldökosystemen sind im Interesse des Ökosystemmanagements, da sie aus anthropozentrischer Sicht die nachhaltige Erfüllung der von der Gesellschaft geforderten Leistungen und Wirkungen gewährleisten. Nicht nachhaltige Formen forstlicher Bewirtschaftung können demgegenüber zur Beeinträchtigung ökosystemarer Prozesse führen und sich negativ auf die Stabilität und Biodiversität von Waldökosystemen auswirken. Maßnahmen des naturnahen Waldbaus im Rahmen einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung sind grundsätzlich geeignet, maßgebliche stabilisierende Effekte auf Waldökosysteme auszuüben, deren Resistenz und Vitalität zu verbessern und ihre Störungsanfälligkeit zu verringern.

Eine standortangepasste biologische Vielfalt trägt dadurch zur **nachhaltigen Leistungs- und Nutzungsfähigkeit** und damit zur Optimierung sowohl des Gesamtnutzens des Waldes als auch der dauerhaften betriebswirtschaftlichen Ertragsfähigkeit bei (Kap. 3.4, 10).

Dynamik und **Wandel** sind natürliche, ökosystemimmanente Eigenschaften. Statische Vorstellungen einer ewigen Konstanz von Ökosystemen sind demgegenüber naturwidrig. Auch Stabilität, Niveau und Zustand der biologischen Vielfalt sind im Zuge natürlicher Sukzessionsabläufe zeitlichen und räumlichen Veränderungs- und Entwicklungsprozessen unterworfen. Im Rahmen eines Naturschutzmanagements, dessen Ziel größtmögliche Naturnähe ist, haben sich in diesem Zusammenhang zunehmend dynamische, prozessorientierte Naturschutzstrategien etabliert. Diese erscheinen z. B. für das Management großflächiger Naturwälder oder Naturwaldentwicklungsflächen besser geeignet als Versuche, bestimmte phasenspezifische Zustände und Sukzessionsstadien mit ihrer jeweils spezifischen Biodiversität zu konservieren. Stattdessen steht der Schutz natürlicher Prozessabläufe sowie die Aufrechterhaltung der Entwicklungsfähigkeit im Vordergrund (Kap. 3.3, 10).

Zur Erfassung, Bewertung und zum Monitoring des Zustands der Biodiversität sind **Indikatoren** erforderlich. Diese dienen zur Beobachtung von Zustandsveränderungen, der Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen, zur Operationalisierung von Zielen, d. h. der Messung des Grades der Zielerfüllung, sowie der Vorhersage und Steuerung von Entwicklungen. Sie liefern damit wichtige Entscheidungsgrundlagen für das Waldökosystemmanagement und die Politik. Die Messung und Bewertung von biologischer Vielfalt muss stets in einem definierten räumlichen und zeitlichen Bezug erfolgen. Entsprechende Indikatoren sollten je nach der spezifischen Problemstellung ausgewählt werden und bestimmten, klar definierten Ebenen und Komponenten der biologischen Vielfalt zugeordnet sein. Ein häufig gebrauchter Biodiversitäts-Indikator ist die Artenvielfalt, die eine algorithmische Verknüpfung der beiden Eingangsgrößen „Artenzahl“ und „Ausgewogenheit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten“ mittels verschiedener Diversitätsindizes darstellt. Die Messung der biologischen Vielfalt erfolgt anhand verschiedener Indikatorensets, die z. B. aus State-, Pressure-, Use- und Response/Capacity-Indikatoren bestehen können. Auf internationaler Ebene sind unterschiedliche Indikatorensysteme zur Biodiversitätsbewertung von Wäldern in Gebrauch. Bei der Bildung von Indikatoren ist ein weitgespanntes Anforderungsprofil zu berücksichtigen: sie sollten zugleich aussagekräftig, sensibel, praktikabel sowie kosteneffektiv und zeiteffizient in der Erhebung sein.

In Österreich findet gegenwärtig ein verstärkter Diskussionsprozess zur Findung von Indikatoren für die Erhaltung, den Schutz und die angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen statt. Zahlreiche Vorschläge aus verschiedenen Prozessen bzw. Initiativen liegen vor.

In diesem Zusammenhang wären eine Überprüfung der Tauglichkeit der eingesetzten **Monitoring-Instrumente** im Hinblick auf Anforderungen, die sich aus dem Ökosystemaren Ansatz und der CBD ergeben, sowie eine Harmonisierung im Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit vorteilhaft. Die Bildung regional differenzierter Indikatoren kann vielfach sinnvoll sein.

Eine zentrale Funktion von Monitoringsystemen ist die laufende Evaluierung des Erfolgs der durchgeführten Maßnahmen. Im Sinne eines adaptiven Managements ist darauf Wert zu legen, dass die Ergebnisse des Monitorings mit dem Management rückgekoppelt und als Eingangsgröße für die ständige Anpassung von Zielen und Maßnahmen verwendet werden. Evaluierungsergebnisse könnten mit finanziellen Förderinstrumenten gekoppelt werden, wobei entsprechende Schwellenwerte erst zu entwickeln wären. Ergebnisse vorhandener Erhebungsprogramme, wie Biotopkartierungen, sollten nach harmonisierten Kriterien fortgeschrieben, zusammengeführt und - unter Wahrung des Datenschutzes bei eigentumsbezogenen Daten - in leicht verfügbarer Form zugänglich gemacht werden (z. B. internetbasierte elektronische Datenbanken). Bei der Indikatorenbildung ist auf ausreichende Sensitivität gegenüber langfristigen Veränderungsprozessen zu achten (Frühwarnfunktion). Biodiversitätsbezogene Indikatorensets sollten auch Indikatoren für Veränderungen der sozio-ökonomischen, sozio-kulturellen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen umfassen, die vielfach als „driving forces“ von Biodiversitätsveränderungen fungieren (Kap. 3.5 , 10).

Ökonomische Aspekte (Kap. 4)

Der Einfluss des Menschen auf die biologische Vielfalt in Ökosystemen wird sehr stark von den **ökonomischen Rahmenbedingungen** beeinflusst und ist meist eine Folge wirtschaftlich motivierter Handlungen. Sowohl die direkte Nutzung von Bioressourcen als auch indirekte Belastungen von Ökosystemen infolge wirtschaftlicher Aktivitäten können die biologische Vielfalt beeinträchtigen. Der Ökosystemare Ansatz fordert, Ökosysteme in ihrem wirtschaftlichen Kontext zu verstehen und zu managen.

Da viele Naturgüter als öffentliche und kollektive Güter aufgefasst werden, existiert für sie kein Markt und kein Preis bzw. wird ihr tatsächlicher Wert nur ungenügend und verzerrt über Preisbildungsmechanismen abgebildet. Um entsprechend dem Verursacherprinzip einen finanziellen Ausgleich für biodiversitätsbeeinträchtigende Nutzungen herstellen, durch die Internalisierung negativer externer Umwelteffekte deren Kosten in das marktwirtschaftliche System integrieren und Kosten und Nutzen für deren Sicherung Erhalten und Begünstigten zuordnen zu können, wird vielfach der Versuch unternommen, Umweltgüter wie die Biodiversität monetär zu bewerten (Kap. 4.1).

Zu diesem Zweck wurden vielfältige **ökonomische Bewertungsverfahren** entwickelt, die u. a. an den privaten *Transportkosten* zur Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes (v. a. Erholungsräume), den *Kosten zur Vermeidung von negativen Umwelteffekten* (Lärm, Schadstoffbelastung), den *Preisunterschieden* als Indikator für Lustgewinn oder Nutzeneinbußen oder *demographischen Wanderungsbewegungen* ansetzen. Die Methode des „*Kontingenten Bewertungsansatzes*“ ist für einige Experten der am ehesten geeignete Ansatz zur monetären Bewertung der Biodiversität. Im Rahmen strukturierter Interviews sollen dabei Befragte ihre wahre monetäre Wertschätzung der biologischen Vielfalt bekannt geben, indem sie ihre maximale Zahlungsbereitschaft für Verbesserungen bzw. ihre minimale Kompensationsforderung bei Verschlechterungen des Angebots an Umweltgütern deklarieren.

Die Ermittlung der individuellen *Zahlungsbereitschaft* im Rahmen von Befragungen kann auch als Methode zur Bewertung des Nutzens des Naturschutzes im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen eingesetzt werden. Bei der Nutzenbewertung sollten die Folgekosten unterlassener Umweltschutzmaßnahmen von vornherein in die Bewertung einbezogen werden. Gerade bei der Bewertung von Zukunftsrisiken versagen jedoch Marktmechanismen erfahrungsgemäß.

Kriterien zur Bewertung von Beeinträchtigungen der Biodiversität sind auch im Zusammenhang mit der geplanten *EU-Umwelthaftungsrichtlinie* von Bedeutung. Diskutiert wird die Heranziehung der Sanierungskosten für jene Ressourcen, die wiederhergestellt werden können, bzw. der Kosten für alternative Lösungen, mit denen ein gleichwertiger Ausgleich für nicht wiederherstellbare Ressourcen geschaffen werden kann.

Derzeit findet der irreversible Verbrauch von nicht vermehrbarem oder nicht regenerationsfähigem Naturkapital, wie der biologischen Vielfalt, in den herkömmlichen *Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR)* und dem wichtigsten Wirtschafts- und Wohlstandsindikator einer Nation, dem Bruttosozialprodukt (BSP), keine angemessene Berücksichtigung. Es besteht der Bedarf nach der Entwicklung von Methoden, die über die Veränderungen solcher natürlicher Vermögensgüter Auskunft geben und die Ausgaben zur Sanierung und Kompensation von Umweltschäden ausweisen (Kap. 4.2).

Alle existierenden Methoden zur **monetären Bewertung** der biologischen Vielfalt, auch der „Kontingente Bewertungsansatz“, sind mit massiven **Problemen**, insbesondere methodischer Natur, behaftet. Zudem besteht die Gefahr des politischen Missbrauchs und einer „Schein-Verwissenschaftlichung“ der Diskussion. Aus diesen Gründen sind ökonomischen Wertschätzungsverfahren derzeit enge Grenzen gesetzt und die Ergebnisse derartiger Untersuchungen mit entsprechenden Vorbehalten zu interpretieren.

Auch bestehen grundsätzliche **Einwände** gegen die Monetarisierung von Umweltgütern, wie der biologischen Vielfalt, da sie deren ethisch-moralischen Eigenwert außer Acht lassen, und da gerade durch die Herstellung ihrer Marktfähigkeit ihre Zerstörung legitimiert werden könnte. Auch sind viele Schädigungen der Biodiversität - insbesondere Artenverluste - irreversibel, irreparabel und daher durch finanzielle Kompensationsmaßnahmen nicht ausgleichbar oder ersetzbar.

Unter Beachtung der bestehenden Einschränkungen können verbesserte Verfahren zur ökonomischen Wertschätzung des Nutzens der biologischen Vielfalt, insbesondere des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens der Leistungen und Wirkungen des Waldes, wesentlich dazu beitragen, den gesamtwirtschaftlichen Wert der Biodiversität zu verdeutlichen. Damit können monetäre Bewertungsverfahren als Instrument zur Bewusstseinsbildung und Sensibilisierung von Entscheidungsträgern und Öffentlichkeit eingesetzt werden (Kap. 4.2.5).

Betriebswirtschaftliche Entscheidungen des Ökosystemmanagements unterliegen oft **ökonomischen Sachzwängen**, die dazu führen können, dass aus ökologischer Sicht notwendige langfristige Zeithorizonte dem Streben nach kurzfristiger Ertragsoptimierung zum Opfer fallen. Auch erscheinen ökologische Zielsetzungen aus kurzfristiger Perspektive gegenüber ökonomischen Handlungsmotiven oft als zu wenig konkurrenzkräftig und verfügen damit im Rahmen des Interessenausgleichs über zu geringe Durchsetzungskraft. Ein Gegensteuern muss daher an der Umgestaltung der ökonomischen Rahmenbedingungen des Ökosystemmanagements ansetzen (Kap. 10).

Im Hinblick auf eine Ökologisierung bzw. Neujustierung des gesamten **Fördersystems** wäre es wünschenswert, sämtliche Förderinstrumente aller Wirtschaftssektoren auf ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt zu überprüfen. Kontraproduktive und **marktverzerrende Anreizinstrumente** sollten gegebenenfalls beseitigt werden. Ebenso wäre eine Harmonisierung der Fördermaßnahmen einzelner Sektoren untereinander wünschenswert. Parallel dazu können durch gezielte Aufklärung und Öffentlichkeitsarbeit auch Konsumenten zum vermehrten Kauf biodiversitätsverträglich erzeugter Produkte animiert werden (Kap. 10).

Auch in der **Forstwirtschaft**, als wichtigem Einflussfaktor auf die biologische Vielfalt von Wäldern (Kap. 7), müssen von dieser selbst nicht veränderbare wirtschaftliche Rahmenbedingungen berücksichtigt werden. Die Forstwirtschaft ist aufgrund internationaler marktwirtschaftlicher Entwicklungen vielfach mit dem Problem einer sukzessive auseinanderklaffenden „Kosten-Erlös-Schere“ konfrontiert. Zum Ausgleich resultierender ökonomischer Sachzwänge mit der damit oft verbundenen sinkenden Attraktivität von Investitionen in diversitätsfördernde Maßnahmen können unterschiedliche Maßnahmen beitragen, wie

- Durchsetzung internationaler Mindeststandards für nachhaltige Holzerzeugung;
- Erschließung neuer Einkommensquellen für Forstbetriebe (Verbreiterung der Produktpalette, Abgeltung überbetrieblicher Leistungen, verstärkter Einsatz von Vertragsnaturschutz);

- vermehrte finanzielle Förderung biodiversitätsverträglicher Wirtschaftsweisen;
- Marketing und intensiviert Information der Konsumenten über nachhaltige erzeugte Holzprodukte und bestimmte Herkünfte (Kap. 10).

Sozio-kulturelle Aspekte (Kap. 5)

Sowohl im Ökosystemaren Ansatz als auch im Konzept einer sozial nachhaltigen Entwicklung wird betont, dass das Management von Ökosystemen zum Nutzen und Vorteil des Menschen, insbesondere der lokalen Bevölkerung, erfolgen soll. Gemeinsamkeiten mit dem Konzept einer sozial nachhaltigen Entwicklung sind dabei unübersehbar.

Soziale Nachhaltigkeit beruht auf den nicht verhandelbaren ethischen Werturteilen der sozialen Gerechtigkeit zwischen den Generationen und innerhalb der Generationen („intergenerative“ und „intragenerative Gerechtigkeit“). Das Ziel ist die dauerhaft zukunftsfähige Befriedigung der materiellen und immateriellen Bedürfnisse aller jetzt und in Zukunft lebenden Menschen. Die ökologische Tragfähigkeit der Umweltnutzungen und deren soziale Verträglichkeit müssen vereinbar sein. Derzeit tragen sowohl das globale armutsbedingte Bevölkerungswachstum in den Entwicklungsländern, das oft mit armutsbedingter Umweltzerstörung verbunden ist, als auch überhöhte Niveaus von Konsum und Ressourcenverbrauch in den Industrieländern zur Übernutzung der Biosphäre und zu Biodiversitätsverlusten bei (Kap. 5.2).

Die Globalisierung der Wirtschaft führt zunehmend zu nicht umwelt- und sozialverträglichen Begleiterscheinungen. Damit geht häufig der Verlust von Einflussmöglichkeiten auf die Ressourcennutzung auf der lokalen und regionalen Ebene einher. Der Ökosystemare Ansatz fordert demgegenüber eine weitgehende **Dezentralisierung des Ökosystemmanagements**. Dezentrale Entscheidungsstrukturen und kleinräumige Systeme können die Effektivität und soziale Ausgewogenheit der Ressourcennutzung erhöhen. Lokale Nutzungs- und Eigentumsrechte, individuelle Betroffenheit, direkte Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten sowie Nähe zu den gemanagten Ökosystemen begünstigen den verantwortungsvollen Umgang mit natürlichen Ressourcen. Dort, wo die mit und von den natürlichen Ressourcen lebenden Menschen gleichzeitig die unmittelbaren Nutznießer sind, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer nachhaltigen Nutzung. Die Voraussetzungen zur Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes sind daher auf kommunaler Ebene besonders günstig. Eine Vorbedingung dafür, dass Dezentralisierung funktionieren kann, ist, dass die Übertragung von Verantwortung an lokale und regionale Entscheidungsebenen von der Befähigung der für das Management Verantwortlichen zur Wahrnehmung ihrer Aufgaben begleitet wird. Dies erfordert eine ausreichende Ausstattung mit Ressourcen, Finanzmitteln und Wissen sowie die Schaffung geeigneter politischer, legislativer und institutioneller Rahmenbedingungen. Dezentralisierung erfordert gleichzeitig verstärkte Koordination zwischen den regionalen Managementeinheiten. Ebenso kann zur Wahrung überregionaler Interessen die Einbeziehung höherer Hierarchieebenen erforderlich bleiben (Kap. 5.4, 10).

Hinter der unterschiedlichen Gewichtung von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt stehen vielfach unterschiedliche **ethisch-moralische Positionen**. Radikal anthropozentrischen sowie utilitaristischen und instrumentalistischen philosophischen Lehren, wonach Tiere und Pflanzen nur insofern einen Wert besitzen, als sie einen konkreten Nutzen für den Menschen erbringen, stehen bio-, patho- und physiozentrische ethische Philosophien gegenüber, die der Natur einen moralischen Eigenwert zuerkennen. Letzteres impliziert die Verantwortung des Menschen zum Erhalt der Biodiversität. In diesem Sinne wird vielfach auch ein verfassungsrechtlicher Schutz der Umwelt um ihrer selbst willen gefordert. Letztlich ist es aber immer der Mensch, der den Dingen ihren Wert zuweist. Damit lautet die Frage weniger, welchen Wert die biologische Vielfalt besitzt, sondern welchen Wert wir ihr beimessen *wollen* oder *sollen*.

Vertreter unterschiedlicher ethischer Positionen sollten sich auf den Minimalkonsens verständigen können, dass mit dem Schutz der biologischen Vielfalt auch die Wirtschafts- und Existenzgrundlage des Menschen und seine Lebensqualität erhalten wird (Kap. 5.5).

Die **kulturelle Vielfalt** ist Teil der Biodiversität. Nicht zuletzt hängen der Wert und die Bedeutung der Biodiversität für eine Gesellschaft von kulturell beeinflussten Präferenzen und Wertschätzungen ab. Kulturbestimmte traditionelle Wirtschaftsweisen und Praktiken der Landnutzung üben starken Einfluss auf die biologische Vielfalt aus und haben teils hochdiverse Kulturlandschaften geschaffen. Vielfach wurden regionale und lokale traditionelle Gepflogenheiten im Umgang mit Ökosystemen von den Wirtschafts-, Schutz- und Managementzielen des Bioressourcen-Managements bisher nicht ausreichend berücksichtigt. Demgegenüber fordert der Ökosystemare Ansatz, dass bewährte traditionelle Landnutzungspraktiken, überliefertes örtliches Wissen und die Bedürfnisse der lokalen Bevölkerung beim Management der biologischen Vielfalt in stärkerem Ausmaß als bisher berücksichtigt werden und zusätzlich neben wissenschaftlichen Erkenntnissen und allgemeinen öffentlichen Interessen einbezogen werden müssen. Lokale Gebietskenntnisse und tradiertes Erfahrungswissen über angepasste Nutzungsformen können ein wertvoller Input für das Management sein (Kap. 5.6).

Der Ökosystemare Ansatz betont die Notwendigkeit der **Partizipation** aller Betroffenen und Beteiligten bzw. von deren Interessenvertretern („Stakeholder“) an den Planungs- und Entscheidungsprozessen des Ökosystemmanagements auf allen Ebenen. Dies bildet die Voraussetzung für einen fairen und sozial gerechten Interessenausgleich zwischen Landnutzern, Interessenvertretern, Eigentümern sowie dem breiteren öffentlichen Interesse. Neben der Entwicklung einer demokratischen Konfliktregelungskultur kann Partizipation motivationsfördernd wirken, die Identifikation mit Zielsetzungen und die Akzeptanz von Maßnahmen erhöhen sowie ein ziel- und maßnahmenkonformes Verhalten und damit den Umsetzungserfolg fördern. Zudem können soziale Selbstorganisationsprozesse genutzt und lokales Expertenwissen nutzbar gemacht werden. Partizipation muss durch die Schaffung geeigneter institutioneller Rahmenbedingungen, Organisationsformen, rechtlicher Begleitbedingungen und durch die Bereitschaft aller Akteure zu partnerschaftlicher, kooperativer Konfliktregelung ermöglicht werden. Die Voraussetzungen für erfolgreiche Beteiligungsverfahren sind auf lokaler bzw. regionaler Ebene besonders günstig. Dies nicht zuletzt deshalb, weil hier auch die konkrete Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes durch praktische Managementmaßnahmen stattfinden muss (Kap. 5.7, 9, 10).

Partizipative Ansätze im Sinne eines breiten Dialogprozesses sind auf allen Ebenen des **Waldmanagements** möglich, wobei es oftmals von Vorteil erscheint, wenn auf der Ebene von Einzelbetrieben oder Zusammenschlüssen derselben die Initiative dazu von den Verantwortlichen selbst ausgeht. Auch die Erarbeitung Nationaler Forstprogramme sollte im Rahmen breiter partizipativer Prozesse erfolgen, wie es derzeit in Österreich mit dem „Österreichischen Walddialog“ praktiziert wird.

Eine wesentliche Vorbedingung für erfolgreiche Partizipation ist eine effiziente **Informationsarbeit** gegenüber Öffentlichkeit und Stakeholdern. Information kann zur Bewusstseinsbildung über den Wert der Biodiversität und zur Aufklärung über die biodiversitätswirksamen Einflüsse und Handlungsspielräume der einzelnen Nutzergruppen bis hin zu den Konsumenten beitragen.

Gezielte Aus- und Weiterbildungsmaßnahmen sollten sich an alle Akteure mit Einfluss auf die Biodiversität des Waldes richten (Waldbesitzer, -manager, Behörden, Interessenvertretungen, politische Entscheidungsträger, Planer, Berater). Weiters sollten wechselseitiger Wissenstransfer zwischen Wissenschaft und Praxis, Muster- und Pilotprojekte, Wissensmanagementsysteme und Netzwerke zum Erfahrungsaustausch forciert werden. Dies wäre auch im Sinne der Aarhus-Konvention (Kap. 8.1, 10), deren Umsetzung die Voraussetzungen für erfolgreiche Partizipation und Information verbessern würde (Kap. 10).

Rechtliche Aspekte (Kap. 8)

Internationale rechtliche Verpflichtungen mit Bezug auf Wälder und deren biologische Vielfalt ergeben sich aus verschiedenen Konventionen, Verträgen oder sonstigen Rechtstexten und damit zusammenhängenden politischen Prozessen. Dabei kann zwischen „soft law“-Bestimmungen ohne völkerrechtliche Bindungswirkung und internationalen Verpflichtungen „im engeren Sinn“ unterschieden werden. Beispiele für beide Kategorien, deren Zielsetzungen u. a. der Umsetzung einer nachhaltigen Forstwirtschaft und dem Erhalt und der nachhaltigen Nutzung der Biodiversität unter Einbeziehung betroffener Bevölkerungs- und Nutzergruppen dienen, sind: Die Handlungsvorschläge des IFF/IPF und die Arbeit des United Nations Forum on Forests (UNFF), das internationale Schutzgebietenetz nach Kriterien der IUCN (World Conservation Union), die Ramsar-Konvention, die Arbeit der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE), die „Vogelschutzrichtlinie“ und die „Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“ der EU (Natura 2000), die Forststrategie und das 6. Umweltaktionsprogramm der EU, das Bergwaldprotokoll der Alpenkonvention sowie die Aarhus-Konvention (Kap. 8.1).

Auf nationaler Ebene stellt im Zusammenhang mit der Nutzung der biologischen Vielfalt des Waldes vor allem das **Forstgesetz 1975 idgF.** (BGBl. Nr. I 59/2002) einen wichtigen rechtlichen Rahmen dar⁶. Es enthält zahlreiche Bestimmungen mit potenziellem, direktem oder indirektem Einfluss auf die waldbezogene Biodiversität, wenngleich sich seine Bestimmungen gemäß der Walddefinition (§ 1a. Abs. 1) unmittelbar nur auf die im Anhang aufgeführten, forstlich genutzten Holzgewächse beziehen. Das Forstgesetz enthält die Verpflichtung zur rechtzeitigen Wiederbewaldung von Kahlfächen, wobei eine generelle Präferenz für die Naturverjüngung ausgesprochen wird. Im wesentlichen bleibt es aber der Entscheidungsfreiheit des Eigentümers vorbehalten, ob mit Naturverjüngung oder mit „standortstauglichem Vermehrungsgut“ gearbeitet wird. Auch besteht ein Verbot von Kahlhieben, wenn Wasserhaushalt, Produktionskraft und Stabilität des Bodens sowie die Wirkung von Schutz- oder Bannwäldern beeinträchtigt werden; Großkahlhiebe sind nur in Ausnahmefällen zulässig. Weiters können die Forstliche Raumplanung, das Verbot der Waldverwüstung und die Regelungen über die Forstschädlichen Luftverunreinigungen in einem Zusammenhang mit dem Schutz der Biodiversität gebracht werden. Im Bundesgesetz über das Forstliche Vermehrungsgut wird auf die Bedeutung der genetischen Vielfalt besonders hingewiesen. Darüber hinaus zielen forstliche Förderungen zum Teil verstärkt in Richtung „standortgerechter Wälder“ ab (Kap. 8.2.1).

In der jüngsten **Novelle des Forstgesetzes** (2002) wird der Schutz der biologischen Vielfalt erstmals explizit erwähnt. Dies kommt der Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt entgegen. Dennoch verbleiben offene Fragen im Hinblick auf die Umsetzung bestimmter Intentionen der CBD. Aus biodiversitätsspezifischer Sicht grundsätzlich bestehende Optimierungsmöglichkeiten wären beispielsweise eine stärkere Verankerung der Orientierung an der potenziell-natürlichen Vegetation bei der Wiederbewaldung, die Möglichkeit zur verstärkten Anwendung der neu geschaffenen Kategorie der „Biotopschutzwälder“ auch außerhalb bestehender Schutzgebiete sowie die Möglichkeit zu flexiblerer Handhabung der Forstschutzbestimmungen im Hinblick auf das Belassen von Totholz in bestimmten Fällen. Es wäre erwägenswert, die Liste der forstlichen Holzgewächse laut Anhang des Forstgesetzes im Hinblick auf jene gebietsfremde Arten zu überprüfen, die naturschutzfachlich als „invasiv“ oder „potenziell invasiv“ eingestuft werden. Eine langfristige Perspektive könnte ein umfassendes „Waldgesetz“ bieten, das ausdrücklich auch nicht forstlich genutzte Pflanzen- und Tierarten berücksichtigt. In diesem Sinne wäre auch eine rechtliche Verankerung der Lebensraumfunktion als eigenständige Waldfunktion (Kap. 8.2.1).

⁶ Aber auch die Jagd- und Naturschutzgesetze regeln die direkte Nutzung von Teilen der biologischen Vielfalt des Waldes.

Das österreichische **Naturschutzrecht** bietet ein breites Spektrum an Möglichkeiten, über hoheitsrechtliche Eingriffe oder im Rahmen des Vertragsnaturschutzes bereichsweise direkte Einflussnahme auf die biologische Vielfalt in Wäldern auszuüben, wobei Flächenschutz durch Schutzgebietsausweisungen, Artenschutz und Nutzungsaufgaben in Form von Verboten oder Beschränkungen im Vordergrund stehen. Die ortsübliche forstliche Bewirtschaftung wird in den meisten österreichischen Naturschutzgebieten durch die verordneten Bestimmungen nicht wesentlich eingeschränkt.

Verschiedene **nationale Schutz- und Vorsorgeregelungen**, etwa betreffend die Einflüsse durch Immissionen, Änderungen der Flächennutzung, eine mögliche Klimaänderung, Tourismus und Landwirtschaft, stehen indirekt in Zusammenhang mit dem Schutz der biologischen Vielfalt im Wald. Die meisten dieser Regelungen beziehen sich jedoch allgemein auf den Schutz der Umwelt, das Ökosystem Wald wird darin selten und der Schutz der biologischen Vielfalt expressis verbis so gut wie nie erwähnt.

Gemäß der CBD hat Österreich eine „**Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt**“ entwickelt. Im Bereich „Wald“ zielt die Strategie darauf ab, dass sich die Waldbewirtschaftung an der jeweiligen potenziell-natürlichen Waldgesellschaft unter Wahrung der Stabilität des betreffenden Waldökosystems orientiert. Darüber hinaus wurden umfangreiche Maßnahmen, um auch externe Einflüsse - z. B. von Luftschadstoffen - zu minimieren, als erforderlich angesehen.

Der von Österreich entwickelte „**Nationale Umweltplan**“ zielt im Hinblick auf Waldökosysteme u. a. auf die Erhaltung der natürlichen und der kulturbedingten Biotop- und Artenvielfalt (biologische Vielfalt) durch aktive und/oder passive Schutz- bzw. Erhaltungsmaßnahmen ab.

In der „**Österreichischen Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung**“ bildet die bundesweite Bewahrung der Vielfalt von Arten, Lebensräumen, Natur- und Kulturlandschaften sowie der Funktions- und Entwicklungsfähigkeit naturnaher Lebensräume ein Leitziel. Dieses soll u. a. durch die Umsetzung von Natura 2000 bis zum Jahr 2006, die Entwicklung eines nationalen Systems zum Biodiversitäts-Monitoring, die Erstellung bzw. Aktualisierung von Roten Listen und die Entwicklung flächendeckender, regional differenzierter Biodiversitäts-Leitbilder und Gebietsmanagementkonzepte auch außerhalb von Schutzgebieten realisiert werden. Die Entwicklung eines Nationalen Forstprogrammes und die Initiierung eines Aktionsprogrammes sind als Mittel zur Optimierung einer nachhaltigen Forstwirtschaft vorgesehen (Kap. 8.2).

Die **Umsetzung internationaler Verpflichtungen**, wie der CBD, aber auch **nationaler Strategien** wird durch die uneinheitliche Naturschutzgesetzgebung in Österreich mitunter erschwert. Eine Harmonisierung der neun unterschiedlichen Landes-Naturschutzgesetze würde der Implementierung derartiger Vorgaben und einem einheitlichen Umgang mit der biologischen Vielfalt entgegenkommen. Dies gilt auch für die Implementierung von EU-Recht, v. a. der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie, in den innerstaatlichen Rechtsbestand, die trotz bedeutender Fortschritte noch nicht vollständig abgeschlossen und daher weiter voranzutreiben ist.

Einige nationale und internationale „**soft-law-Bestimmungen**“ sollten für Österreich aktualisiert, konkretisiert, in das österreichische Rechts- und Förderwesen integriert und vor allem im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes vernetzt und umgesetzt werden. Ziele und Maßnahmenbündel in nationalen Strategien und Rechtsquellen (z. B. Nationaler Umweltplan, Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, Alpenkonvention u. a.) bedürfen der **Harmonisierung** und Sektor übergreifenden Vernetzung im Sinne der Ziele der CBD, begleitet von regelmäßiger **Evaluierung** und laufender **Aktualisierung**. Ein diesbezügliches Beispiel ist die regelmäßig stattfindende Evaluierung der Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (UMWELTBUNDESAMT, 2001a).

Bestehende biodiversitätsrelevante Rechtstexte sollten auf ihre **Konsistenz mit den Zielen** der CBD überprüft und erforderlichenfalls revidiert werden. Ebenso sollten bei der Novellierung oder Neuverfassung von Gesetzen diese in Hinblick vorsorglich auf ihre Biodiversitätsrelevanz geprüft werden. Dies gilt auch für rechtliche Regelungen mit möglichen indirekten Auswirkungen auf die biologische Vielfalt des Waldes, z. B. in den Bereichen Emissionen/Immissionen, Wasser, Raumordnung, Bodenschutz, Landwirtschaft und Gentechnik. Eine **Evaluierung förderrechtlicher Instrumente** sollte die Beseitigung möglicher kontraproduktiver Anreize, die Stimulation biodiversitätsverträglicher und -fördernder Managementpraktiken und eine diesbezügliche Harmonisierung der Förderkulisse zum Ziel haben.

Eine Intensivierung der Erforschung von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen und der Bewusstseinsbildungsarbeit über Wert und Bedeutung der biologischen Vielfalt kann wesentlich dazu beitragen, den Eingang von Intentionen der CBD in Rechtsmaterien mit direkten oder indirekten Schnittstellen zur Biodiversität in Wäldern zu fördern. In vielen Fällen könnten verbesserter Gesetzesvollzug, verstärkter Einsatz innovativer ex-lege-Instrumente (Vertragsnaturschutz, Ökosponsoring) und Beratung wirksamer sein als neue ordnungsrechtliche Vorschriften (Kap. 10).

Rahmenbedingungen der Waldbewirtschaftung in Österreich („Vielfalt der Vielfalt“) (Kap. 6.1)

Aufgrund der **Vielfalt der ökologischen Rahmenbedingungen** weist Österreich eine Vielzahl verschiedener Waldgesellschaften auf, deren Spektrum von sommerwarmen Eichen-Hainbuchen-Wäldern der kollin-planaren Höhenstufe bis zu hochsubalpinen Lärchen-Zirben-Wäldern reicht. Nach vorübergehend drastischer Abnahme der Waldfläche beträgt der Bewaldungsanteil heute wieder rd. 47 %. Wirtschaftsbedingt starken Anteilsgewinnen einzelner Baumarten, wie Fichte, Kiefer und Lärche, stehen hohe Anteilsverluste von Tanne, Buche, Eiche und anderen Laubhölzern gegenüber. Zuletzt wies die Österreichische Waldinventur wieder eine Zunahmetendenz von Laubholz- und Laubholz-Mischbeständen und einen Rückgang von Nadelholz-Reinbeständen aus. Nach einer Untersuchung der Naturnähe des österreichischen Waldes wurden 7 % als „künstlich“, 27 % als „stark verändert“, 41 % als „mäßig verändert“, 22 % als „naturnah“ und 3 % als „natürlich“ eingestuft.

Unterschiedliche Waldbesitzverhältnisse, naturräumliche Voraussetzungen und kulturelle Traditionen trugen zur Entstehung einer regional differenzierten **Vielfalt der Waldbewirtschaftungsformen** bei. Neben den Waldbesitzern und der Holzindustrie hat eine **Vielfalt von Akteuren** aus den Bereichen öffentliche Verwaltung, Interessenvertretungen, Ausbildung, Forschung, Beratung und Umwelt-NGOs Einfluss auf die Nutzung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wäldern. Den mannigfaltigen Rahmenbedingungen entspricht die Vielfalt an Funktionen, Wirkungen und Leistungen, deren Erfüllung heute seitens der Gesellschaft vom Wald erwartet wird (Kap. 6.1).

Einflüsse auf die biologische Vielfalt österreichischer Waldökosysteme (Kap. 6)

Die Bevölkerungs- und Gesellschaftsentwicklung, Bewirtschaftungsmaßnahmen, Einflüsse unterschiedlicher Landnutzungsarten, Änderungen der Bodennutzung und zunehmende Umweltbelastungen trugen wesentlich zum heutigen Zustand der Wälder in Österreich bei. Als wesentliche **Einflussgruppen** können die Landnutzungsarten Forst- und Landwirtschaft, Jagd, Tourismus, Gewerbe und Industrie, Siedlungstätigkeit, Verkehr sowie Maßnahmen des Naturschutzes identifiziert werden. Das Management von Waldökosystemen ist daher mit vielfältigen und miteinander verflochtenen **Wirkungskomplexen** konfrontiert.

Es entspricht dem integrativen Charakter des Ökosystemaren Ansatzes, dass angestrebt wird, die **Gesamtheit der Einflüsse aller Landnutzungsgruppen** auf die biologische Vielfalt des Waldes sowie deren Wechselwirkungen zu berücksichtigen.

Die von diesen Nutzungen ausgehenden Einflüsse werden auf der Basis von Literaturrecherchen **aus grundsätzlicher Sicht** dargestellt. Es handelt sich um keine gewichtete Bewertung oder repräsentative Bestandsaufnahme einzelner Waldnutzungsformen oder Problemfelder in Österreich, die deren aktuelle Verbreitung, Intensität oder quantitatives Ausmaß widerspiegeln würden, sondern um verallgemeinerbare Typen von Ursache-Wirkungs-Komplexen, die das **mögliche Spektrum auftretender Wirkungen** wiedergeben sollen. Einige der untersuchten Einflüsse auf die biologische Vielfalt mögen - gesamt gesehen - in Österreich nur lokal und in begrenztem Ausmaß auftreten; in anderen Ländern können sie jedoch unter Umständen in höherem Maße relevant sein. Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt daher auf dem grundsätzlichen Schema der Wirkungsmechanismen. Eine qualitative Bewertung der einzelnen Wirkungsgefüge bedarf regionaler und standörtlicher Differenzierung bzw. methodischer Gewichtung. Ein Bewertungsschritt im Sinne der letztgenannten Anforderung wird aufgrund einer Befragung von Experten in Kap. 7 vorgenommen. Darüber hinaus soll beispielhaft auf Handlungspotenzial der einzelnen Akteursgruppen verwiesen werden.

Beinahe alle Handlungen der **Forstwirtschaft** (Kap. 6.2), als Bestandteile unterschiedlicher Behandlungskonzepte, haben - oft ambivalente - Auswirkungen auf die biologische Vielfalt.

Die **Maßnahmen der forstlichen Praxis** können in vielfältiger Weise und auf allen Ebenen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen einwirken: über die Wahl des Verjüngungsverfahrens im Rahmen der Bestandeseerneuerung, die Selektion der Bäume und die Lenkung der Baumartenzusammensetzung, die direkte Veränderung des Artengefüges durch Einbringung allochthoner Baumarten, die Entnahme von Biomasse, die Senkung des Bestandesalters im Rahmen des Umtriebs, die Wahl des Holzernteverfahrens, die Verursachung mechanischer Schäden an Boden und Vegetation im Rahmen der Holzbringung, die Fragmentierung des Waldgefüges im Rahmen der Erschließung und die unmittelbare Veränderung der Standortbedingungen durch Melioration. Durch die Wahl der *Betriebsart*⁷ (Nieder-, Mittel-, Hochwald) und der *Betriebsform*⁸ werden die Standortfaktoren Licht, Boden und Wasserhaushalt und dadurch auch die Lebensbedingungen für die gesamte Waldflora gestaltet; diese wiederum steuert über Habitatqualität und -eignung die Entwicklung und Diversität der Waldfauna. Die Techniken eines naturnahen Waldbaus, Totholzmanagement und Waldrandgestaltung sowie der Schutz genetischer Ressourcen in situ und ex situ sind spezifische diversitätsfördernde Maßnahmen der Forstwirtschaft.

Künstliche *Bestandesbegründung* kann zur Einengung der genetischen Vielfalt von Baumarten und damit zur Verringerung des Anpassungspotenzials bei Änderungen der Umweltsituation, etwa im Zuge eines Klimawandels, führen. Bei Ausfall der Naturverjüngung oder Umwandlung standortwidriger Bestände können Erhaltungs- und Ergänzungspflanzungen, unter Anwendung großer Sorgfalt bei Gewinnung, Züchtung und Einsatz des forstlichen Vermehrungsgutes, jedoch nützlich sein. Naturverjüngung bietet bei langen Verjüngungszeiträumen und kleinflächigem Vorgehen die besten Chancen zur vollen Erhaltung der genetischen Vielfalt des Altbestandes.

Im Rahmen von *Jungwuchs- und Dickungspflege* bestehen für den Waldbau bedeutende Möglichkeiten zur Gestaltung der Biodiversität. Phänotypische, an wirtschaftlich erwünschten Form- und Wuchseigenschaften orientierte Auslese von Baumindividuen kann zu Verarmung des Artenspektrums und des Genpools führen. Durch Nivellierung von Bestandestextur und Schichtung im Zuge der Durchforstung besteht die Gefahr der Verminderung der Struktur-

⁷ Waldbaumethode zur Begründung, Pflege, Ernte und Verjüngung von Beständen nach allgemeinen waldbaulichen Grundregeln, die zur Bildung von typischen, für die Betriebsart spezifischen, von der Verjüngung geprägten Aufbauformen des Waldes führen (Hoch-, Mittel-, Niederwald).

⁸ Häufig verwendet zur weiteren Unterteilung der Betriebsarten. Die Betriebsform ist bestimmt durch Baumarten, Hiebsart, Schlagform und Produktionsziel, z. B. schlagweiser Hochwald oder Plenterwald.

und Lebensraumvielfalt. Durch fachgerechte Bestandesauflichtungen können aber auch günstige Wuchsbedingungen für konkurrenzschwache Arten geschaffen und Artenvielfalt und Dichte der Baumartenverjüngung und der Bodenvegetation erhöht werden, was weiters zur Verbesserung des für das Wild verfügbaren Äsungsangebotes und zur Verringerung der Wildschadenanfälligkeit beiträgt. Mäßig starke hochdurchforstungsartige Eingriffe wirken tendenziell strukturbereichernd und diversitätsfördernd.

Kahlschläge als radikalster Eingriff in Waldökosysteme ermöglichen das Aufkommen einer artenreichen und dichten Pioniervegetation, die aber auch zu Vergrasung und Verdämmung der Naturverjüngung führen kann. Die Bestandesbegründung erfolgt bei dieser Betriebsform in der Regel durch Kunstverjüngung, häufig in großflächigen Reinbeständen mit oft genetisch homogenem Saat- und Pflanzgut. *Schirm-, Saum- und Femelschläge* begünstigen hingegen in unterschiedlichem Ausmaß das Aufkommen von Naturverjüngung, bewirken eine Erhöhung der Strukturvielfalt und bieten mittelfristig günstige Habitatbedingungen für artenreiche faunistische Lebensgemeinschaften. Die *Plenterwaldwirtschaft* erzeugt durch die Entnahme erntereifer Einzelbäume meist naturnah gemischte, dauerbestockte Hochwaldformen, die durch ein Minimum an waldbaulichen Steuerungseingriffen und im Idealfall hohe Stabilität und Konstanz charakterisiert sind. Eine ausgeprägte Schichtung erzeugt optimale Lebensräume für Bewohner der Stamm- und Kronenschicht. Als Nachteile können das völlige Ausbleiben natürlicher Sukzessionsabläufe, das weitgehende Fehlen von temporären Lücken, Randstrukturen und Sonderbiotopen, der Ausfall von lichtbedürftigen Pflanzenarten und die notwendige intensive Feinerschließung angesehen werden.

Der Einsatz von *Bioziden* (Herbiziden, Fungiziden, Pestiziden), wenngleich in der heimischen Forstwirtschaft selten praktiziert, reduziert selektiv die biologische Vielfalt, fördert die Herausbildung von Resistenzen und schädigt Nutzorganismen sowie über die Nahrungskette höhere Tierarten. Moderne Forstschutzmethoden bedienen sich hingegen der Förderung natürlicher Antagonisten von Schadorganismen. Die Einbringung raschwüchsiger fremdländischer Baumarten kann ökonomische Vorteile bringen, bei entsprechender Konkurrenzfähigkeit jedoch zur Verdrängung heimischer Arten und irreversibler Florenverfälschung führen.

Die *Fragmentierung* des Waldgefüges durch Erschließungsstraßen, Bringungsschneisen und Hiebsmaßnahmen kann sich einerseits durch verbesserte Lichtverhältnisse und erhöhtes Grenzlinienangebot kleinräumig positiv auf die Artenvielfalt auswirken, andererseits können neben landschaftsästhetischen Belastungen Probleme durch die Zerschneidung von Habitaten und die langfristige Verinselung von Populationen mit geringer Migrationsfähigkeit und Mobilität entstehen. Unsachgemäß durchgeführte Holzbringung und -rückung kann zu mechanischen Schäden an Boden und Vegetation führen.

Die Entnahme alter Bäume nach dem Erreichen der Hiebsreife bewirkt eine starke Einingung der natürlichen Vielfalt der Altersstadien und Sukzessionsphasen. Durch den mit der *Holzernte* verbundenen Entzug von Biomasse und Nährstoffen sinkt die Energiemenge, die anderen Organismen als Nahrungsgrundlage zur Verfügung steht. Nach der Arten-Energiefluss-Hypothese besteht ein inverser gesetzmäßiger Zusammenhang zwischen der Menge der nicht entnommenen, im Ökosystem verbleibenden Biomasse und der Artenvielfalt heterotropher Organismen. Besonders durch die Entnahme von *Alt- und Totholz* wird vielen, darunter hochspezialisierten Organismen, wie Moosen, Flechten, Pilzen und xylobionten Insekten, das Substrat entzogen. Durch das Belassen von Altholz sowie stehendem und liegendem Totholz - beides Merkmale später natürlicher Sukzessionsphasen - kann die Forstwirtschaft die Strukturvielfalt erhöhen bzw. Lebensraum und ökologische Nischen für reich differenzierte Lebensgemeinschaften schaffen. Auch durch die *Pflege abgestufter Waldränder* mit Strauchmänteln und vorgelagerten Stauden- und Kräutersäumen im Rahmen einer gezielten Waldrandgestaltung kann die Forstwirtschaft die Habitatqualität von Waldrandzonen, die zu den potenziell artenreichsten Biotopen zählen, bedeutend verbessern.

Die diversitätsfördernden Techniken eines *naturnahen Waldbaus* mit einer sanften, extensiven, den natürlichen Prozessen folgenden Bewirtschaftung können maßgeblich zur Optimierung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen beitragen, bei gleichzeitiger Gewährleistung des nachhaltigen Betriebserfolges. Zu seinen Grundsätzen zählen u. a. die Orientierung der Baumartenwahl an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft, die gezielte Förderung von Mischbaumarten und seltenen Baumarten sowie die kleinflächige natürliche Verjüngung. Der Aufbau ungleichaltriger, vielgestaltiger Waldformen und das Belassen von toter Biomasse zählen ebenso zum Repertoire des naturnahen Waldbaus wie der Verzicht auf Kahlschlag zugunsten einzelstammweiser Entnahme und die boden- und bestandesschonende Holzernte.

Der Erhaltung der *genetischen Ressourcen* in situ dienen die Ausweisung von Naturwaldreservaten, die Anlage von Generhaltungswäldern und die gezielte Förderung seltener Baumarten. Als ergänzende ex situ-Maßnahme ist die Langzeitlagerung von Saatgut, zu dessen Gewinnung repräsentative und vitale Bäume beerntet werden sollten, in Samenbanken zu betrachten (Kap. 6.2).

Nach derzeitigem Erkenntnisstand ist eine **standortangepasste biologische Vielfalt** eine wesentliche Voraussetzung für die ökologische Stabilität und Funktionstüchtigkeit von Waldökosystemen. Sie trägt damit auch maßgeblich zur Optimierung von deren nachhaltiger Leistungsfähigkeit, Produktivität und Ertragsfähigkeit bei. Um eine bestmögliche Berücksichtigung dieser Zusammenhänge zu gewährleisten, erscheint es sinnvoll, die vorhandenen Leitlinien einer **nachhaltigen Waldbewirtschaftung** darauf zu überprüfen, in wie weit sie den Anforderungen der CBD im Einzelnen entsprechen. Erforderlichenfalls wäre eine Anpassung zweckmäßig. Die Akkordierung des Ökosystemaren Ansatzes mit den existierenden Konzepten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Sinne einer Synthese bzw. wechselseitigen Integration wäre ein nützlicher Schritt in Richtung einer Optimierung und Effektivierung des Managements der biologischen Vielfalt (Kap. 10).

Die **Jagd** übt in erster Linie über die Bewirtschaftung von **Schalenwild** (Rehwild, Rotwild, Gamswild) in Form von Hege und Abschussplanung Einfluss auf die biologische Vielfalt des Waldes aus (Kap. 6.3). Nicht nachhaltige Formen der Jagdausübung führen regional zur Entstehung von überhöhten Wildbeständen, welche die natürliche Biotoptragekapazität von Waldlebensräumen übersteigen. Die Folge ist ein hoher Wildschadensdruck, der sich in selektivem Verbiss besonders von Tanne und Laubholzarten manifestiert. Dies kann zu Baumartenentmischung führen und die Verjüngungs- und Selbsterneuerungsfähigkeit, Stabilität und Schutzwirksamkeit vieler Wälder beeinträchtigen. Zu den biodiversitätsrelevanten Auswirkungen der Jagd zählen weiters die in der Vergangenheit erfolgte Ausrottung oder Dezimierung natürlicher Feinde, einseitige Eingriffe in die Populationsstruktur durch unausgewogene, trophäenorientierte Abschussgestaltung, Veränderung des Wildverhaltens bei zu hohem Jagddruck sowie zu geringe Abschüsse. Jagdliche Eingriffe in interspezifische Konkurrenzverhältnisse, die unterschiedlich intensive jagdliche Bewirtschaftung der Wildtierarten und die Einbringung von nicht autochthonen Arten können zu Gleichgewichtsverschiebungen im gesamten Wildtierartenspektrum führen, womit auch Biodiversitätsverluste verbunden sein können.

Die Verringerung des Äsungsangebotes und Verschlechterungen der Habitatqualität infolge mancher forstwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen haben Einfluss auf die Wildschadenanfälligkeit von Wäldern. Die Intensiv-Landwirtschaft hat regional durch die Entfernung von habitatwirksamen Landschaftselementen bedeutende Verluste an Wildtierlebensräumen und Äsungsflächen in der Kulturlandschaft bewirkt und zur zunehmenden Verdrängung des Wildes in den Wald beigetragen. Steigende touristische Nutzungsdichte bewirkt eine zusätzlich erhöhte Stressbelastung des Wildes und verstärkte Verbiss- und Schälsschäden.

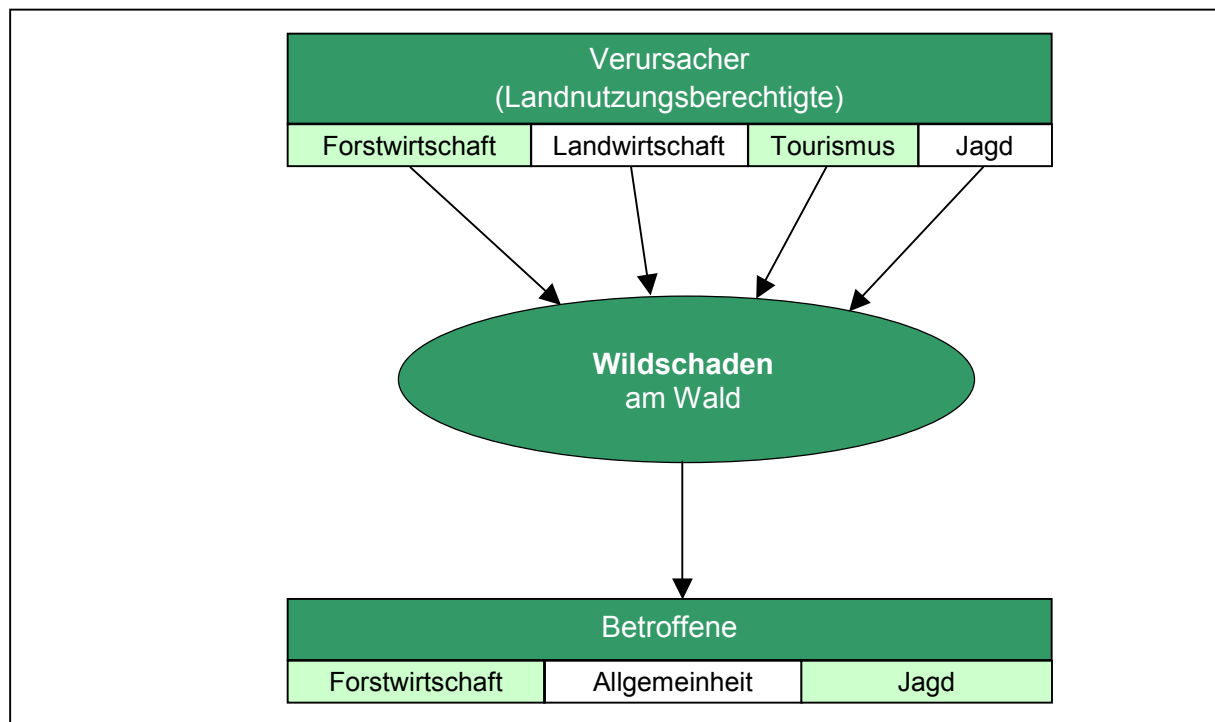


Abb. 0-2: Verursacher und Betroffene von Wildschäden (nach REIMOSER, 1990).

Landeskulturell nicht tolerierbare wildbedingte Waldschäden können durch eine Anpassung überhöhter Schalenwildichten an die jeweilige - saisonal unterschiedliche - Biotopkapazität vermindert werden. Dies erfordert eine walddgerechte Wildstandsregulation durch angepasste Abschussplanung. Durch die Förderung wildgerechterer Waldstrukturen, lebensraumverbessernde Maßnahmen und Lenkung von Erholungsnutzungen können aber auch Forst- und Landwirtschaft sowie Tourismus maßgebliche Beiträge zur Wildschadenreduktion leisten. Mit der in Vorarlberg und Salzburg bereits jagdgesetzlich verankerten *Wildökologischen Raumplanung* liegt ein erfolgversprechendes Instrument für die großräumige, revier- und sektorenübergreifende Maßnahmenabstimmung vor. Dessen bundesweite Anwendung, konsequente Weiterentwicklung und vermehrte Einbeziehung in die Landesraumplanung wäre wünschenswert.

Die Intensivierung der **Landwirtschaft** (Kap. 6.4) hat in den letzten Jahrzehnten zu zunehmenden Verlusten von Arten- und Biotopvielfalt geführt. Landwirtschaftsbürtige Stoffeinträge von Düngemitteln und Bioziden in Waldökosysteme können den selektiven Ausfall sensibler Pflanzenarten, eine Nivellierung der Vegetation durch flächige Eutrophierung, die Ausbildung von Biozidresistenzen und damit Änderungen der Artenzusammensetzung sowie Artenverarmung bewirken. Rationalisierung und Mechanisierung der Landwirtschaft haben im Zuge von Flurbereinigungen und Meliorationen regional zur Entstehung tendenziell monotonisierter, großschlägiger Agrar-Produktionslandschaften und zu bedeutenden Flächenverlusten naturnaher und traditioneller Landschaftselemente geführt. Der Rückgang von Biotopverbundelementen, Nahrungsflächen und Einstandsräumen für Wildtiere führt vielfach zu erhöhtem Wildschadensdruck in angrenzenden Waldlebensräumen.

Positive Handlungsmöglichkeiten der Landwirtschaft liegen v. a. im Bereich lebensraumverbessernder Maßnahmen, der Pflege und Entwicklung traditioneller und naturnaher Landschaftselemente und der Extensivierung des Betriebsmitteleinsatzes.

Die **Waldweide** als traditionelle Doppelnutzung vor allem in alpinen Regionen ist im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt differenziert zu beurteilen. Sie kann, in Abhängigkeit von weidetechnischen Parametern wie Bestoßungsdichte, Tiergewichten, Weidorganisation und Zeit und Dauer der Weideperiode, aber auch von forstwirtschaftlich bedingten Bestandesstrukturen, zu Verbiss und Vertritt der Gehölzverjüngung, zu Bodenverdichtung und Tritterosion, lokaler Überdüngung und lokaler Aushagerung führen. Andererseits kann extensive Beweidung eine Erhöhung der Artenvielfalt von Pflanzen, der Kleinstandort-Heterogenität und der Landschaftsvielfalt bewirken und Ansamung und Keimung von Gehölzverjüngung fördern. Sowohl Nutzungsaufgabe als auch -beibehaltung können mit Gefährdungen der Artenvielfalt verbunden sein (Kap. 6.4.6).

Die Frage der **Wald-Weide-Regulierung** erfordert daher insbesondere aus biodiversitätsbezogener Sicht fallspezifisch differenzierte Lösungsansätze. Notwendig wäre die Erarbeitung von Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Ausübung der Waldweide. Diese würden eine von Fall zu Fall gesonderte Beurteilung ermöglichen (Kap. 6.4.6).

Änderungen der Flächennutzung infolge steigenden Nutzungsdrucks führen zu zunehmender Landschaftsverbauung und Beanspruchung von Lebensräumen. Der **Flächenverbrauch** für Siedlungs-, Infrastruktur- und Verkehrszwecke (Kap. 6.5) beträgt in Österreich ca. 15–25 ha/Tag. Diese Rate muss angesichts des geringen in Österreich verfügbaren Dauersiedlungsraumes und der resultierenden Lebensraumverluste als überhöht bezeichnet werden. Durch Versiegelung und Überbauung wird das nicht vermehrbare und kaum regenerierbare Gut „Boden“ biologisch verodet und irreversibel in das zweidimensionale Objekt „Verkehrs-/Siedlungsfläche“ umgewandelt.

Regional/lokal sind auch **Waldflächen** von Änderungen der Landnutzung betroffen. Obwohl die Waldfläche in Österreich seit Jahrzehnten insgesamt kontinuierlich zunimmt, sind Waldflächenänderungen zunehmend räumlich ungünstig verteilt. So gilt es, weitere Waldflächenverluste durch **Rodungen** insbesondere im ohnehin waldarmen Umland von Ballungsräumen und Industriegebieten zu beschränken. Andererseits erfolgen Erstaufforstungen und spontane **Wiederbewaldungen** überwiegend in Gebieten mit guter Waldausstattung. Diese durch den herrschenden Agrarstrukturwandel bedingte Sonderform der Lebensraumveränderung bewirkt dort vielfach Verluste an offenen Sonderstandorten und Kulturbiotopen mit hoher floristischer und faunistischer Artenvielfalt (Hutweiden, Streuwiesen, Mager- und Trockenrasen etc.). Es drohen Arten- und Kulturlandschaftsverluste sowie eine Reduktion der Binnendifferenzierung von Waldflächen durch Bestockung von Waldwiesen und Rodungsinselfen. Vorgeschaltete Brachestadien können kurz- bis mittelfristig Biodiversität und landschaftliche Dynamik zwar bedeutend erhöhen, sind jedoch instabil und bedürfen regelmäßiger Nutzungs- oder Pflegeeingriffe (Kap. 6.5.2, 6.5.6).

Bodenverdichtung, Absenkung des Grundwasserspiegels, erhöhte Oberflächenabflüsse und lokale Klimaänderungen sind Beispiele für ökosystemare Folgen von Versiegelung und Überbauung. Wasserbau und (Elektrizitäts-)Wasserwirtschaft haben in der Vergangenheit massive Störungen der ökologischen Funktionsfähigkeit - insbesondere von Auwald-Ökosystemen - verursacht.

Die **Zerschneidung** von Lebensräumen durch lineare Infrastrukturanlagen sowie **Zersiedelung** bewirken neben direkten Lebensraumverlusten die Entstehung ökologischer Barriereeffekte. Dies kann die Trennung und Verinselung von Tierhabitaten, die Unterbrechung der genetischen Kommunikation zwischen Populationen und die Verkleinerung von Arealen und Anspruchsräumen bewirken. Abwanderung, genetische Verarmung oder (regionales) Erlöschen von Populationen und Arten können die Folge sein. Die dispersionshemmende Trennwirkung von Verkehrsanlagen gilt heute als eine der Hauptursachen für Artenverluste. Besonders Tierarten mit raumgreifenden Mobilitätsansprüchen, wie Rotwild, Schwarzwild, Bär oder Luchs, sind von der Unterbrechung großräumiger Wanderkorridore betroffen (Kap. 6.5.3).

Tierökologische Erfordernisse sollten künftig bereits bei der Trassierungsplanung von Verkehrsprojekten stärker beachtet und die Störung sensibler **Rückzugs- und Ruheräume** von Wildtieren bei Straßenneubauten vermieden werden. Unbedingt erforderlich ist die Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der **tierökologischen Durchgängigkeit** bei Straßenneubauten durch Einbau von technischen Querungshilfen, wie Grünbrücken und Wilddurchlässen. Gleichzeitig sollten großräumige Wanderkorridore durch die Landesraumplanung verbindlich freigehalten und abgesichert werden. Empfehlenswert ist die Einbindung in ein großräumiges Durchlässigkeitskonzept für die Gesamtlandschaft. Besondere Beachtung sollte der Erhaltung von verbliebenen unzerschnittenen Landschaftsräumen zukommen (Kap. 6.5.3).

Gesellschaftliche Veränderungen haben zu steigender Gefährdung der biologischen Vielfalt durch **Tourismus und Erholungswirtschaft** (Kap. 6.6) geführt. Der zunehmende Flächenbedarf landschaftsgebundener Erholungseinrichtungen sowie von touristischer Infra- und Suprastruktur führen zu direkten Lebensraumverlusten durch Versiegelung und Verbauung, touristisch induzierte Stoffströme zu Landschaftsvermüllung und Verunreinigung von Luft, Boden und Wasser und mechanische Einwirkungen im Rahmen der Ausübung der Freizeitaktivitäten selbst zu Schäden an Vegetation und Bodendecke. Die steigende Fragmentierung durch Erschließungsstraßen und -wege und die zunehmende Nutzungsdichte in ökologisch sensiblen - z. B. alpinen - Räumen verursachen vielfältige Störungseffekte. Bewegungsaktive Sportarten, wie Wandern, Klettern, Tourengehen, Mountainbiking oder Paragliding, verursachen vielfach Beunruhigung von Wildarten bis hinein in deren Rückzugsräume, verschlechtern deren Energiebilanz und können zur Verschärfung von Verbiss- und Schälschäden beitragen. Bodenverdichtung, Trittbelastung und Eutrophierung fördern trittresistente und nitrophile Pflanzenarten und können das lokale Artengefüge der Vegetation verändern, bis hin zur Bedrohung besonders sensibler und seltener Arten, z. B. in Moorgebieten und in Gipfelbereichen. Tourismusinduzierte Verkehrsströme und deren Infrastruktur tragen maßgeblich zur Landschaftszerschneidung, Immissionsbelastung von Waldökosystemen und Beunruhigung von Wildtieren bei.

Ein **nachhaltiger**, d. h. naturräumlich und kulturell angepasster **Tourismus**, dessen Erträge primär der örtlichen Bevölkerung zugute kommen, kann demgegenüber durchaus zum Nutzen der Biodiversität eingesetzt werden. Zentrale Anforderungen an einen ökologisch nachhaltigen Tourismus sind die Anpassung des Tourismusangebots und der Nutzungsintensität an die regionalen ökologischen Gegebenheiten, die Lenkung von Besucherströmen, Zutrittsverbote bzw. -beschränkungen für besonders sensible Bereiche, die Lenkung und Entzerrung des An- und Abreiseverkehrs, die Forcierung öffentlicher Verkehrsträger, die Minimierung von tourismusinduzierten Stoffströmen, des Energie- und Wasserverbrauchs und des Flächenkonsums für touristische Infrastruktur sowie die Beeinflussung des Verhaltens der Erholungsnutzer durch Aufklärung und Information (Kap. 6.6.6).

Die Einflüsse **anthropogener Stoffimmissionen** (Kap. 6.7) auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen sind aufgrund von komplexen Wechselwirkungen, Kumulationseffekten, Synergismen, Antagonismen und Schwellenwirkungsphänomenen oft schwer kausal nachzuvollziehen. Die Kronenfilterung von Luftschadstoffen durch Waldbäume, deren Langlebigkeit, ihre fixe Bindung an den Standort sowie ihre Sensitivität gegenüber einer Reihe von Luftschadstoffen machen den Wald jedoch zu einem von erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen besonders betroffenen Ökosystem. Im Gegensatz zu den „herkömmlichen Waldschäden“ handelt es sich bei den so genannten „neuartigen Waldschäden“, v. a. an Tanne, Kiefer, Fichte, Buche und Eichen, um durch Zusammenwirken verschiedenster natürlicher und anthropogener Schadfaktoren bedingte multiple Stresserkrankungen. Besonders hohes pflanzentoxisches Potenzial besitzen die Immissionskomplexe Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃), Schwermetalle, troposphärisches Ozon (O₃) sowie etliche organische Verbindungen, die gemeinsam mit Wasserstress und Nährstoffmangel zu vielgestaltigen akuten und chronischen Vegetationsschäden führen können. Gleichzeitig sinkt die

Widerstandskraft gegenüber natürlichen biotischen (Borkenkäfer, Pilzbefall) und abiotischen Schadeinflüssen (Trockenheit, Frost, Schneebruch). Neben direkten Schäden an Pflanzenorganen können Immissionen physiologische Prozesse wie Photosynthese, Kohlenstoffspeicherung, Atmung, Ernährungszustand und Wurzelbildung beeinflussen. Säureinträge führen zu Waldbodenversauerung und Schwermetallmobilisierung im Boden. Potenzielle Folgen der Verminderung der Keimkraft von Samen und Pollen können genetische Verarmung von Arten sowie die Beeinträchtigung von Populationen bis hin zu deren regionalem oder lokalem Verschwinden sein. Eutrophierung durch den flächenhaften Eintrag von düngenden Stickstoffverbindungen in den Boden bewirkt eine zunehmende Nivellierung der Vegetation zugunsten stickstoffliebender, konkurrenzstarker Ubiquisten („Allerweltsarten“) und auf Kosten magerkeitsliebender, oft seltener Arten. Waldbäume tendieren bei Eutrophierung infolge gesteigerter Photosynthese zur Ausbildung hygromorpher Blattoorgane mit erhöhter Trockenheitsgefährdung, zu Nährstoff-Mangelscheinungen und flacher Wurzelbildung. Die Destabilisierung von Waldökosystemen kann die Folge sein.

Für anthropogene waldwirksame Schadstoffimmissionen muss grundsätzlich die Maxime der **Reduktion auf der Emissionsseite** gelten. Vorsorgende Reduktionen von schädlichen Stofffreisetzungen sind nachsorgenden, symptomorientierten Reparatur- und Schadensbegrenzungsmaßnahmen in jedem Fall vorzuziehen. Angesichts der umfangreichen Wissensdefizite betreffend Ursache-Wirkungs-Beziehungen sollten wirkungsorientierte Forschungsaktivitäten intensiviert werden. Ein wesentliches Ziel ist die weitere Formulierung und gesetzliche Verankerung von Grenz-, Schwellen- und Richtwerten für einzelne, als waldschädigend identifizierte Substanzen. Auch wenn viele kausale Fragen ungeklärt sind, besteht teils umgehender Handlungsbedarf. Dies auch deshalb, weil zwischen dem Eintreten und Sichtbarwerden von bereits vorhandenen Schadwirkungen, dem Vorliegen und der Umsetzung von Forschungsergebnissen in Richtwerte und Gesetze, deren Implementierung in die Praxis und dem Wirksamwerden von Maßnahmen mehrfache **zeitliche Verzögerungseffekte** auftreten. Dies gilt in erhöhtem Ausmaß für Waldökosysteme, die aufgrund des langsamen Generationswechsels der Baum-Organismen reaktionsträge Ökosysteme darstellen.

Eine Vielzahl vorliegender klimatologischer Messdaten deutet auf einen gegenwärtig bereits stattfindenden **globalen Klimawandel** (Kap. 6.8) hin. Das IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001a) prognostiziert für die nächsten 100 Jahre (1990 – 2100) einen Anstieg der mittleren Erdtemperatur um +1,4 – +5,8°C, großteils infolge anthropogener Emissionen treibhauseffektiver Spurengase. Waldökosysteme könnten aufgrund der Langlebigkeit der Bäume von einer Klimaänderung besonders betroffen sein. Ein erhöhter atmosphärischer CO₂-Gehalt bewirkt im Allgemeinen eine Intensivierung der Photosynthese und Stimulierung des Wachstums von Waldbäumen. Die limitierte Nährstoffverfügbarkeit auf natürlichen Pflanzenstandorten sowie erhöhte Temperaturen und Trockenstress infolge geringerer Niederschläge in der Vegetationsperiode scheinen diesen Wachstumseffekt jedoch wieder nach unten zu regulieren. Die erwartete und teils bereits festgestellte Erhöhung des Temperaturregimes kann die Vegetationsperiode verlängern und besonders in alpinen und borealen Wäldern zu verstärkter Nettoprimärproduktion führen. Veränderungen der Extremwerte der Temperatur dürften besonders gravierende Auswirkungen auf Waldökosysteme haben. Niederschlagstrends sind stark regional-jahreszeitlich differenziert zu betrachten; insgesamt wird in Mitteleuropa eine schwache sommerliche Niederschlagsabnahme und eine winterliche Niederschlagszunahme erwartet. Wärmere Sommer und mildere Winter lassen ein verstärktes Wachstum von Schädlingspopulationen erwarten, die gemeinsam mit trockenheitsbedingter Schwächung der Vitalität von Bäumen zu flächigen Kalamitäten führen können.

In der Studie „Die Sensitivität des österreichischen Waldes unter Klimaänderungsszenarien“ (LEXER et al., 2001; Kap. 6.8.4) wurden die **Auswirkungen von drei Klimaänderungsszenarien** auf Österreichs Waldökosysteme mittels eines Computermodells simuliert. Szenario scA (+0,8°C bis 2050, regional unterschiedliche Niederschlagsänderung \pm 7 %) erbrachte zusätzlich zu bereits bestehenden Auswirkungen auf 3 % der Flächen schwerwiegende kurz- bis mittelfristige Auswirkungen. Die Szenarien scB (+2,0°C bis 2050, Niederschlag wie scA)

und scB (+2,0°C bis 2050, Niederschlagsänderung –15 %) ergaben zusätzliche schwerwiegende, kurz- bis mittelfristige Auswirkungen auf 12 % bzw. 14 % der Flächen. Eine Temperaturerhöhung um +1,0°C scheint demnach einen Schwellenwert darzustellen, reduzierte Niederschläge während der Vegetationsperiode wirken weiter verschärfend. Kurz- bis mittelfristig konzentrierten sich erhebliche Probleme auf die tieferen Lagen. Für höhere Lagen ergab die Simulation langfristig eine Zunahme von trockenoleranten Eichenarten und teilweise der Weißkiefer in trockenen und warmen Regionen. Ebenso steigerte sich der Buchenanteil in den montanen Höhenstufen beträchtlich.

In den heutigen montanen und subalpinen Höhenstufen würde sich demnach der waldbauliche Entscheidungsspielraum hinsichtlich Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren vergrößern. Bei Temperaturerhöhungen von +2,0°C wäre eine geregelte nachhaltige Bewirtschaftung von Fichtenwäldern in der heutigen kollinen, submontanen und tiefmontanen Stufe, wo klimainduzierte Schäden an sekundären fichtendominierten Wäldern bereits heute evident sind, jedoch weitestgehend ausgeschlossen.

Aussagen bezüglich der **Auswirkungen eines Klimawandels auf die biologische Vielfalt** (Kap. 6.8.5) sind als hypothetisch zu betrachten. Dass Ökosysteme als Ganzes relativ intakt neue Gebiete zu besiedeln vermögen, erscheint angesichts der Unterschiedlichkeit der klimatischen Toleranzen, der genetischen Variabilität und der Migrationsfähigkeit der einzelnen Arten unwahrscheinlich. Eine Folge könnte die Veränderung des Dominanzgefüges in der Artenzusammensetzung von Ökosystemen sein. Eine Theorie geht vom völligen Neuaufbau von Ökosystemen aus, bedingt durch unterschiedliche Dispersionsfähigkeit und Migrationsgeschwindigkeit der Arten sowie deren unterschiedliche Konkurrenzfähigkeit bei der Neubesiedlung. Anthropogene Wanderungsbarrieren und Habitatverluste könnten dabei die Migration empfindlich erschweren. Hinzu kommt, dass die prognostizierten Klimaänderungen die natürliche Migrationsgeschwindigkeit von Baumarten erheblich übersteigen würden. Einer Verschiebung der Klimazonen um 100–160 km nach Norden und um ca. 100 m nach oben bei einer Erwärmung von +1°C innerhalb weniger Jahrzehnte steht ein natürliches Ausbreitungsvermögen der meisten heimischen Baumarten von 0,4–10 km pro Jahrzehnt gegenüber. Als besonders gefährdet gelten periphere Populationen im Randbereich ihres Verbreitungsgebietes, geographisch eng lokalisierte Arten, genetisch verarmte Arten, stark spezialisierte Arten mit enger ökologischer Breite, Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit sowie allgemein montane und alpine Arten. Besonders für isolierte endemische Arten und Orophyten, die in Refugien rund um Berggipfel leben, sind klimatische Veränderungen bedrohlich.

Unabhängig davon, ob Klimaänderungen anthropogen oder natürlich bedingt sind, deuten die zitierten Forschungsergebnisse auf bereits sichtbare klimainduzierte Waldschäden hin. Die Simulationen lassen für die Zukunft noch weit gravierendere Veränderungen vermuten. Ein **vorsorgeorientiertes Waldmanagement** müsste aufgrund der langen Überführungszeiträume bereits jetzt mit dem entsprechenden Umbau von instabilen, gefährdeten Beständen beginnen. Die Verringerung anderer anthropogener Stressfaktoren kann die Vitalität, Anpassungs- und Überlebensfähigkeit von Waldökosystemen dabei bedeutend erhöhen. Eine bessere Anpassung der Vegetationszusammensetzung von Beständen an die potenzielle natürliche Vegetation, v. a. in tieferen und als sensibel identifizierten Lagen, kann als ein erster wichtiger Schritt betrachtet werden, um diese Bestände gegenüber kurz- bis mittelfristigen, aber auch langfristigen Klimateffekten resistenter zu machen.

Der traditionelle **Artenschutz** und etablierte konservierende **Naturschutz**-Ansätze (Kap. 6.9) wurden in den letzten Jahrzehnten zunehmend um den **ganzheitlichen Lebensraumschutz** und **dynamische Schutzstrategien** (Prozess-Schutz) ergänzt. Ebenso wurde der segregative⁹ Ansatz, d. h. die Trennung von Schutzgebieten und Nutzflächen, um den integrativen

⁹ Segregation: Trennung. Die segregative Naturschutzstrategie verfolgt die Ausweisung von Schutzgebieten und bezeichnet daher die Trennung von geschützten und nicht geschützten Gebieten.

Ansatz, der auf eine flächendeckende extensive und umweltgerechte Bewirtschaftung abzielt, erweitert.

Die **integrative Naturschutzstrategie** versucht, Schutz und Nutzung auf der Wirtschaftsfläche zu vereinen. Daneben verlieren aber traditionellere Instrumente des Arten- und Gebietschutzes keinesfalls ihre Berechtigung und Bedeutung.

Vorrangige Ziele des **Naturschutzes im Wald** sind die Erhaltung und Verbesserung des Waldes als Lebensgemeinschaft, von Naturnähe, der ökologischen Funktions- und Leistungsfähigkeit von Waldökosystemen sowie der biologischen Vielfalt des Waldes auf allen Ebenen (Gene, Arten, Populationen, Gemeinschaften, Strukturen). In Wirtschaftswäldern erscheinen viele Maßnahmen eines naturnahen Waldbaus dazu geeignet (Kap. 6.9.2, 6.2.2.8, 6.2.3).

Naturnahe Waldökosysteme sind durch dynamische Sukzessionsprozesse und Mosaikzyklen charakterisiert. Im Rahmen des Managements von naturnahen Wäldern und Naturwald-Entwicklungsflächen kann eine stärkere Ausrichtung an **dynamischen, am Schutz von natürlichen Prozessen orientierten Naturschutzstrategien** zukünftig wesentlich zur Förderung einer standortangepassten, phasenspezifischen und entwicklungsfähigen Biodiversität beitragen. Im Ökosystemaren Ansatz wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass die Aufrechterhaltung traditioneller Störungsregime, d. h. auch bestimmter typischer Bewirtschaftungsformen, zur Erhaltung mancher kulturbeeinflusster Ökosysteme angebracht sein kann (Kap. 6.9, 6.4.6, 10).

Der **Schutz von Sondergebieten** (Kap. 6.9.3) nimmt nach wie vor eine zentrale Stellung im Naturschutz ein. Neben den einzelnen Schutzgebietskategorien auf nationaler und Bundesländer-Ebene (Nationalparks, Naturschutzgebiete etc.) sowie nach internationalen Kriterien (Ramsar-Gebiete, Important Bird Areas etc.) mit unterschiedlichem rechtlichen Schutzstatus sind Naturwaldreservate ein zentraler Bestandteil des Biodiversitätsschutzes. Durch die Außer-Nutzungstellung sollen natürliche Entwicklungsprozesse ermöglicht und genetische Ressourcen in situ erhalten werden. Die Ausweisung von Naturwaldreservaten sollte weiter verfolgt und deren Flächenanteil an der Gesamtwaldfläche ausgeweitet werden. Neben dem hoheitlichen Gebietsschutz werden Instrumente des Vertragsnaturschutzes in diesem Zusammenhang voraussichtlich weiter an Bedeutung gewinnen. Derartige kooperative Schutzformen bieten sich auch im Zusammenhang mit der Implementierung von Natura 2000 an. Dessen Ziel ist ein zukünftiges europaweites, kohärentes Netz von Schutzgebieten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt auf gemeinschaftsrechtlicher Basis. Die Nominierung der österreichischen Natura 2000-Gebiete soll nach der Österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie bis 2004 und die Umsetzung bis 2006 abgeschlossen sein. Als Instrument hierfür werden voraussichtlich Managementpläne dienen, die für einzelne Nutzungen Beschränkungen bzw. Auflagen enthalten könnten.

Die unterschiedlichen Strategien des Naturschutzes sollten zukünftig in ein flächendeckendes **Konzept abgestufter Schutzintensitäten**¹⁰ für ganz Österreich eingebunden werden. Ein solches Leitbild würde den abgestimmten und örtlich differenzierten Einsatz des gesamten Instrumentariums der insgesamt zueinander komplementären Naturschutzansätze begünstigen. Schutzziele und Schutzniveaus sollten sich dabei an der Naturnähe und Nutzungsintensität der jeweiligen Naturräume orientieren. Diese reichen von natürlichen und naturnahen Landschaftsräumen und extensiv genutzten Wald- und Kulturlandschaften über intensiv genutzte Wirtschaftswälder und Ertragslandschaften bis zu naturfernen (Wald)Landschaften sowie urban-industriellen Räumen. Dieses breite Spektrum an Ökosystemtypen erfordert eine ebenso breitgefächerte Palette an jeweils angepassten Schutzstrategien und -intensitäten, mit jeweils unterschiedlichen Maßnahmenbündeln (Kap. 6.9.4).

¹⁰ Ein flächendeckendes Naturschutzleitbild für Österreich mit ähnlich umfassendem Anspruch wird zur Zeit innerhalb einer „Naturschutzplattform“ diskutiert. Der Plattform gehören Vertreter des Bundes, der Länder, des Umweltbundesamtes, der Wissenschaft und von NGOs an.

Expertenbefragung zu anthropogenen Einflüssen auf die biologische Vielfalt im Wald (Kap. 7)

Um die wesentlichen **Verursachergruppen** und **Wirkungskomplexe** der direkten und indirekten menschlichen Einflüsse auf die biologische Vielfalt des österreichischen Waldes, die in Kap. 6 aus grundsätzlicher Sicht dargestellt wurden, identifizieren und deren Biodiversitätsrelevanz gewichten zu können, wurde eine **Expertenbefragung** durchgeführt. Das Ziel bildete eine qualitative Abschätzung der relevanten anthropogenen Einflussgrößen durch paarweise Relativvergleiche. Die Ergebnisse korrespondieren weitgehend mit den Befunden aus Kap. 6. Aus den Ergebnissen lassen sich weiters indirekte Schlüsse auf den gegenwärtigen Status quo des waldbezogenen Biodiversitätsschutzes in Österreich in Forschung und Praxis, unterschiedliche Wissensstände, mögliche Problemzugänge sowie noch konsensbedürftige Problemfelder ziehen. Eine wesentliche Aufgabe war die Beleuchtung von Verantwortlichkeiten und die Kristallisation von Handlungsfeldern und -schwerpunkten.

Unter den bewerteten **Wirkungskomplexen** (Kap. 7.1.3, 7.2, 7.3.1) wurde von den Experten **Maßnahmen der waldbaulichen Praxis** sowie **diversitätsfördernden Maßnahmen**, v. a. jenen von Naturschutz und Forstwirtschaft, der größte Einfluss auf die Biodiversität zugesprochen.

Waldbauliche Maßnahmen wurden von den Experten am höchsten bewertet, weil in bewirtschafteten Wäldern das gesamte Bestandesleben durch Maßnahmen der Verjüngung bis zur Endnutzung geprägt wird, wobei die Wahl der Betriebsform das dominante Element bildet. Auch die Flächenwirksamkeit der forstlichen Bewirtschaftung ist hierbei relevant: 76 % der österreichischen Waldfläche sind als Wirtschaftswald ausgewiesen, aber auch im Schutzwald werden waldbauliche Maßnahmen gesetzt (Kap. 7.2.1, 7.3.1).

Der Einflussfaktor der **diversitätsfördernden Maßnahmen** ist hinsichtlich der Zuordnung zu den einzelnen Verursachergruppen heterogener zusammengesetzt, jedoch wird auch hier der Forstwirtschaft, gefolgt vom Naturschutz, die größte Einflussmöglichkeit zugewiesen. Den anderen Wirkungskomplexen wird zueinander ähnlich große, mäßige Bedeutung beigemessen (Kap. 7.2.5, 7.3.1).

Hinsichtlich der **Einflussgruppen** (Kap. 7.1.4, 7.3) sprachen die Experten der Akteursgruppe **Forstwirtschaft** (Kap. 7.3) das größte Potenzial zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen zu, und zwar unabhängig von der beruflichen Herkunft der Interviewpartner. Grundsätzlich kann sich die Wirkung forstlicher Maßnahmen sowohl positiv als auch negativ auf die Erhaltung der Biodiversität auswirken und ist abhängig von den Zielsetzungen bzw. der Qualität, Quantität und Kombination der jeweiligen Eingriffe.

Mit bereits deutlichem Abstand wurde die Einflussgruppe **Gewerbe, Industrie und Verkehr** an zweiter Stelle gereiht. Mit geringem Abstand dazu folgen jeweils **Jagd, Landwirtschaft, Tourismus** und **Naturschutz**, die relativ zueinander ähnlich hoch und insgesamt als mäßig einflussreich beurteilt wurden (Kap. 7.3). Obwohl die Gesamtbedeutung dieser einzelnen Protagonisten jeweils relativ gering ist, wurden die Ursachen für die Beeinflussung durchaus unterschiedlich gewichtet.

Die hohe Bedeutung der **Forstwirtschaft** gründet sich v. a. darauf, dass sie die für die Planung und Durchführung von *Maßnahmen der waldbaulichen Praxis*, d. h. des Wirkungskomplexes mit dem größten Gesamteinfluss, allein verantwortliche Nutzergruppe ist. Hierunter fallen vor allem:

- die Wahl der Betriebsform¹¹;
- die Wahl der Betriebsart¹²;

¹¹ Häufig verwendet zur weiteren Unterteilung der Betriebsarten. Die Betriebsform ist bestimmt durch Baumarten, Hiebsart, Schlagform und Produktionsziel, z. B. schlagweiser Hochwald oder Plenterwald.

- selektive-Eingriffe (Jungwuchs- und Dickungspflege, Läuterung, Durchforstung).

Innerhalb des zweitwichtigsten Wirkungskomplexes der *diversitätsfördernden Maßnahmen* besitzt die Forstwirtschaft den befragten Experten zufolge ebenfalls den relativ größten Einfluss auf die biologische Vielfalt. Als Maßnahmen mit hohem Einflusspotenzial wurden hierbei genannt:

- Einrichtung und Gestaltung von Naturwaldreservaten und naturschutzrechtlichen Schutzgebieten;
- Belassen von Totholz;
- Teilnahme an Artenschutz- und Generhaltungsprogrammen (Samenplantagen, Generhaltungswälder).

Weitere Einflussfaktoren, an denen der Forstwirtschaft relativ zu den anderen Gruppen ein bedeutender Anteil zugesprochen wurde, sind:

- Lebensraumzerschneidung durch Anlage von Forststraßen und Bringungseinrichtungen;
- Bodennutzungsänderungen durch Erstaufforstungen und/oder Zulassen von Wiederbewaldung;
- Mitverursachung von Veränderungen des Artenspektrums infolge wildbedingter Entmischungerscheinungen (Wildschadenanfälligkeit von Wäldern);
- Vorsorgende Anpassungsmaßnahmen gegen eine mögliche Klimaänderung;
- Bodenverdichtung und -verwundung sowie direkte Vegetationsschäden bei der Holzernte.

Bei manchen Wirkungen bleibt unklar, inwieweit wirtschaftlich ausgelegte Schadensbegriffe in die Bewertung mit einfließen (z. B. Wild- und Bringungsschäden).

Die zweiteinflussreichste Verursacherguppe **Gewerbe, Industrie und Verkehr** (Kap. 7.3) wurde bei den Wirkungskomplexen *Beeinflussung von natürlichen Stoffkreisläufen*, *Lebensraumzerschneidung* und *Veränderung der Bodennutzungsform* als am bedeutendsten für die biologische Vielfalt von Waldökosystemen beurteilt. Die Schwerpunkte liegen im Einzelnen bei den Faktoren:

- Stoffeinträge in Ökosysteme;
- Maßnahmen gegen eine mögliche Klimaänderung durch Reduktion treibhauseffektiver Emissionen;
- Zerschneidung von Lebensräumen, v. a. durch Verkehrsinfrastruktur;
- Verluste von Waldflächen durch Umwidmung und Rodung (Gewerbe- und Industriegebiete, Infrastrukturanlagen, Siedlungseinrichtungen);
- Störung des Wasserhaushalts in Auwaldgebieten durch Kraftwerksbau.

Der Einfluss von **Schalenwild** bzw. der **Jagd** (Kap. 7.3) auf die biologische Vielfalt von Wäldern erfolgt v. a. über den Wirkungskomplex der *Veränderung des Artenspektrums*. Hier besitzt die Jagd über den Mechanismus der Artenentmischung durch selektiven Schalenwild-Verbiss den größten Anteil aller Protagonisten, aber auch Veränderungen des Konkurrenzgefüges unter Wildtierarten durch (unterschiedlich intensive) jagdliche Bewirtschaftung oder Ausbringung nicht autochthoner jagdbarer Arten sind zu nennen. Mögliche jagdliche Ursachen für regional überhöhte Wildbestände können umfassen:

- Abschussplanung und -gestaltung;
- Fütterung, Hege;
- in früheren Zeiten erfolgte Ausrottung natürlicher Feinde.

¹² Waldbaumethode zur Begründung, Pflege, Ernte und Verjüngung von Beständen nach allgemeinen waldbaulichen Grundregeln, die zur Bildung von typischen, für die Betriebsart spezifischen, von der Verjüngung geprägten Aufbauformen des Waldes führen (Hoch-, Mittel-, Niederwald).

Auch hier mag bei der Bewertung eine ungenügende Abgrenzung von wirtschaftlichen und ökologischen Schadensbegriffen eine Rolle gespielt haben. Auf die Bedeutung außerjagdlicher Einflussfaktoren, wie eingeengte Wildtierlebensräume, suboptimales Äsungsangebot und die Wildschadenanfälligkeit von Wäldern, wird an anderer Stelle hingewiesen (Kap. 6.3, 7.2.8). Die Jagd vermag aber auch über die Teilnahmen an Artenschutzprogrammen in begrenztem Ausmaß zu *diversitätsfördernden Maßnahmen* beizutragen. Da dies die beiden einzigen Wirkungskomplexe sind, an denen Schalenwild und Jagd nennenswerten Anteil besitzen, mag dies zum Gutteil die mäßig bedeutende Gesamtbewertung erklären.

Die **Landwirtschaft** (Kap. 7.3) nimmt v. a. durch die *Veränderung natürlicher Stoffkreisläufe*, die *Veränderung des Artenspektrums* und die *Änderung der Bodennutzungsform* Einfluss auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen. Sie kann aber durch *diversitätsfördernde Maßnahmen* auch Beiträge zur aktiven Erhaltung der Biodiversität von Wäldern leisten. Im Einzelfall können folgende Wirkungen unterschieden werden:

- Stickstoffeinträge über Atmosphäre und Grundwasser;
- Veränderung des Grundwasserhaushalts durch Be- und Entwässerung;
- Veränderung von Nahrungs- und Lebensräumen;
- Bodennutzungsänderung durch Erstaufforstung und Wiederbewaldung von Brach- und Grenzertragsflächen;
- Waldweide;
- Produktion von Treibhausgasen;
- Lebensraumverbesserung, Schaffung von Äsungs- und Deckungsflächen (Feldraine, Brachen, Gehölzinseln), Einbringung von Flächen in Schutzgebiete und -programme.

Der **Tourismus** (Kap. 7.3) übt v. a. durch die *Zerschneidung von Lebensräumen* und die *Änderung der Bodennutzungsform* Einfluss aus, wobei viele Einwirkungen v. a. lokal konzentriert in touristischen Schwerpunktgebieten auftreten. Es können dabei durch den Tourismus verursachte Wirkungen singulär oder in Überlagerung mit anderen Verursachern auftreten:

- Zerschneidung durch touristische Infra- und Suprastruktur;
- Touristisch induzierter An-, Abreise- und Ausflugsverkehr;
- Störung von Lebensräumen und Wildtierpopulationen durch Sport- und Freizeitaktivitäten;
- Verluste von Waldflächen für lokal oft flächenintensive touristische Infrastruktur;
- Stoffeinträge, Abfallablagerung, Bodenverwundung;
- Lokale Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch künstliche Beschneigung.

Unter **Naturschutz** (Kap. 7.3) sind sowohl die Aktivitäten der Landesnaturschutzbehörden und NGOs als auch jene der einzelnen Nutzergruppen zusammengefasst. Der Naturschutz hat seinen Einflusssschwerpunkt bei den *diversitätsfördernden Maßnahmen*, wo er hinter der Forstwirtschaft rangiert und gestaltende, legislative und verwaltende Aufgaben wahrnimmt. Weil er in den anderen Bereichen oft nur als das „Zünglein an der Waage“ in seiner Funktion für Bewusstseinsbildung, Anregung und Kritik gesehen wird, fällt er im Gesamtergebnis etwas ab. Als relevante Einflussmöglichkeiten des Naturschutzes wurden gewertet:

- Artenschutz;
- Einrichtung und Management von Schutzgebieten aller Kategorien (Lebensraumschutz);
- Totholzmanagement (Naturschutz auf der Wirtschaftsfläche).

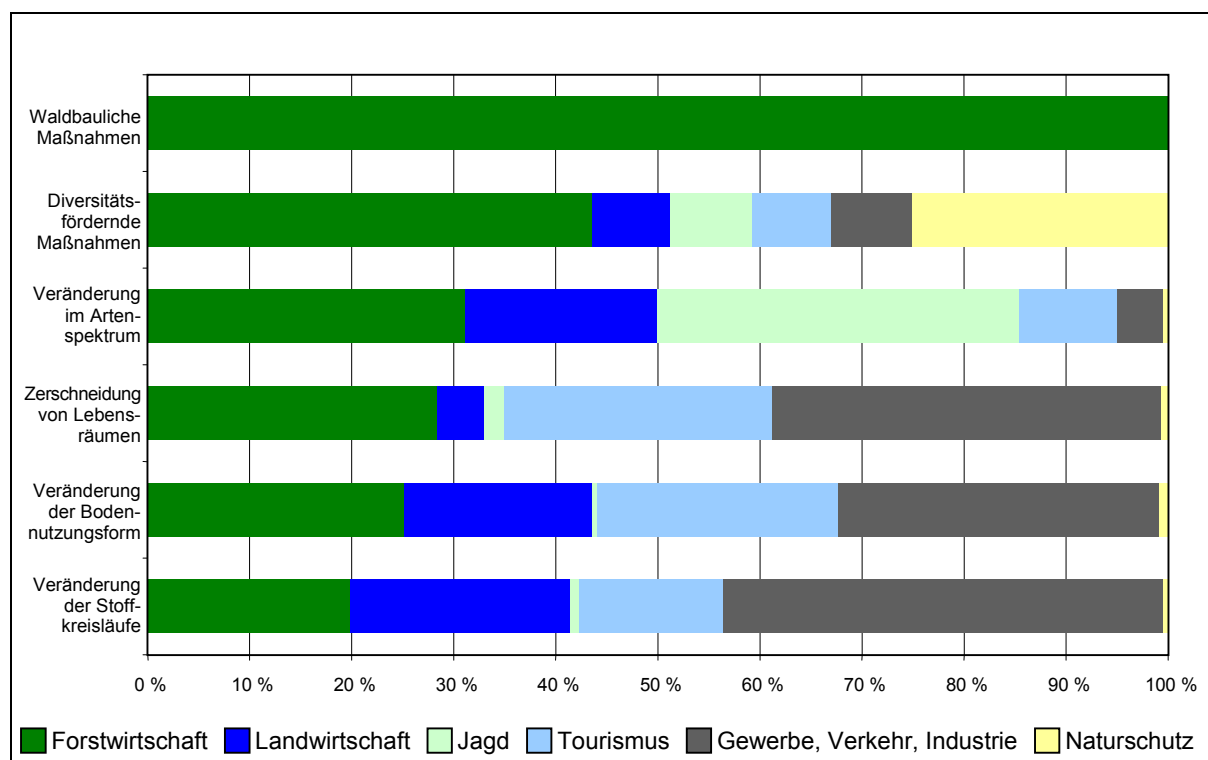


Abb. 0-3: Anteil der einzelnen Verursacherguppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für die Wirkungskomplexe (Berechnungsgrundlage ist das geometrische Mittel für alle 14 Expertenurteile, bezogen auf 100 %, gereiht nach sinkender Bedeutung für die Gruppe Forstwirtschaft).

Das Bewertungsergebnis der Experten zeigt, dass die **Forstwirtschaft** das größte Einflusspotenzial und damit hohe Verantwortung für Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen besitzt. Die ebenfalls hohe Gewichtung von Gewerbe, Industrie und Verkehr sowie die zueinander ähnlich hoch eingeschätzte Relevanz der übrigen Protagonisten machen jedoch klar, dass **bedeutende Anstrengungen aller Verursacherguppen** erforderlich sind, um die Erhaltung der biologischen Vielfalt gewährleisten zu können. Dies wird insbesondere bei Betrachtung der Detailergebnisse deutlich, die zeigen, dass bei vier von sechs Wirkungskomplexen nicht-forstwirtschaftliche Nutzergruppen am stärksten gewichtet wurden, und dass bei fünf Wirkungskomplexen die summierten Einflüsse der anderen Gruppen den Einfluss der Forstwirtschaft überwiegen.

Bei einigen Beurteilungskriterien zeigten sich stark divergierende Ergebnisse, was ein Hinweis darauf sein könnte, dass es auf diesen Gebieten in Praxis, Wissenschaft und Forschung noch keinen Konsens über Bedeutung und Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen gibt. Ein weiteres Indiz dafür ist, dass vielfach allgemeine Umweltproblematiken a priori für Einflüsse auf die Biodiversität im Wald verantwortlich gemacht werden.

Die Beurteilung der *klimawirksamen Maßnahmen* bereite aufgrund der Unsicherheit über Ausmaß und Auswirkung einer möglichen globalen Klimaänderung, der Unsicherheit über Einflussmöglichkeiten auf den Verlauf einer Klimaänderung und ihrer Auswirkungen sowie der Diskrepanz zwischen der Notwendigkeit von Maßnahmen und ihrer tatsächlichen Umsetzung Schwierigkeiten bei der Vergabe von Werturteilen. Die unterschiedliche Beurteilung der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen durch *Veränderungen der Stoffkreisläufe* weist auf offenbar große Wissensunterschiede, aber auch auf die teils sehr unterschiedlichen Meinungen in der Literatur hin. Die breite Streuung bei der Bewertung der *diversitätsfördernden Maßnahmen* ist durch den unterschiedlichen Kenntnisstand der Befrag-

ten zu erklären, zeigt aber auch, dass teils wenig Konsens besteht, wo die Hebel zum Schutz der biologischen Vielfalt besonders effizient anzusetzen sind bzw. welche Maßnahmen nur marginal (lokal, ineffizient) wirken können. Da sich die einzelnen Schutzgebietskategorien wesentlich nach rechtlichem Schutzstatus, Schutzziel, Größe, Repräsentativität und tatsächlicher Bedeutung für Waldgebiete unterscheiden und daher nur bedingt vergleichbar sind, ergibt sich hier ein völlig uneinheitliches Bild des Naturschutzes und ein nur marginales Bild im Sinne eines flächendeckenden Waldschutzes.

Die Bedeutung der Befragungsergebnisse und deren Interpretation liegt auch in der Initiierung eines Meinungsbildungsprozesses und der Förderung des *Problembewusstseins*, da der Schutz der biologischen Vielfalt nicht nur von wissenschaftlichen Erkenntnissen abhängt, sondern in letzter Konsequenz auch von den subjektiven Werturteilen und Paradigmen der politischen und wissenschaftlichen Akteure.

Trotz anlaufender Forschungsaktivitäten werden gegenwärtig noch zum großen Teil von allgemeinen naturschutzfachlichen Erkenntnissen Schlüsse auf die biologische Vielfalt gezogen, ohne eine lösungsorientierte Forschung zu betreiben. Eine verstärkte Zusammenarbeit der verschiedenen Interessen- und Nutzergruppen durch interdisziplinäre Forschung, Monitoring, Controlling und Analyse kann diese Defizite verringern. Die Diskussion und Forschung über biologische Vielfalt muss über eine bloße „Verschlagwortung“ der Thematik hinausgehen und hin zu einer konkreten Besetzung mit Inhalten führen. Die stark vegetationsbezogene Ausrichtung der Forschungsaktivitäten lässt Forschungsbedarf bei der Ermittlung der Einflüsse auf die biologische Vielfalt der Fauna vermuten.

Aus den Befragungsergebnissen lässt sich ableiten, dass sowohl **Forschungs-** als auch **Informationsbedarf** besteht. Eine bessere Vernetzung von Forschungsergebnissen sowie die Verbesserung der Informationskette könnte helfen, bestehende Informationsmängel und eine eventuelle Duplizierung von Forschungsansätzen zu reduzieren. Eine **Intensivierung der Erforschung** von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen und ein breiterer wissenschaftlicher Konsens in entscheidenden Fragen können insbesondere zu verbesserter Argumentierbarkeit und politischer Durchsetzbarkeit sowie erhöhter gesellschaftlicher Akzeptanz von Maßnahmen beitragen. Der **Informationstransfer** muss nicht nur zwischen verschiedenen Disziplinen innerhalb der wissenschaftlichen Gemeinschaft, sondern auch zwischen der Wissenschaft und den Anwendern verbessert werden, wobei beide Seiten von einer verstärkten Kooperation profitieren können (Kap. 7.4, 10).

Fallstudien zur Berücksichtigung der biologischen Vielfalt bei der Waldnutzungsplanung in Österreich (Dornbirn und Mödling) (Kap. 9)

Anhand von **kommunalen Fallbeispielen** der Gemeinden **Dornbirn** und **Mödling** konnten die vielfältigen Einflüsse und Wirkungen auf die Biodiversität von Wäldern beispielhaft dargestellt werden. Es konnte weiters aufgezeigt werden, dass insbesondere auf Gemeindeebene vielfältige Maßnahmen zur ihrer Förderung im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes möglich sind, wenngleich die Umsetzung von Zielen der CBD bis vor kurzem nicht das explizite Ziel des Waldmanagements war. Diese flossen vielmehr indirekt durch generelle Ansprüche an zeitgemäße Waldnutzungsplanungen ein. Ein 2002 in Mödling durchgeführtes Bürgerbeteiligungsprojekt zielte hingegen bereits vorrangig auf die Förderung der biologischen Vielfalt ab. Insbesondere konnten die sozialen Rahmenbedingungen für das Waldmanagement auf kommunaler Ebene sowie praktikable Partizipationsmodelle beleuchtet werden.

In **Dornbirn** wurden biodiversitätsorientierte Ziele in Form der Ausweisung der Natur- und Landschaftsschutzfunktion eingearbeitet, wobei - abgesehen von Auerwildhabitaten - der Schutz ganzer Waldgesellschaften und Waldbiotope im Vordergrund steht. Neben der naturräumlich bedingten Vielfalt wird dabei auch die anthropogen bedingte kulturlandschaftliche Vielfalt angesprochen. Die vom Ökosystemaren Ansatz geforderte angemessene Balance zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt

kommt im Leitbild des forstlichen Planungskonzeptes zum Ausdruck, das auf die Leistungen des Waldes für die menschliche Gesellschaft gleichermaßen abzielt wie auf die Sicherung von intakten Lebensräumen. Dies manifestiert sich auch in der Ausweisung von Schutz-, wohlfahrts-, produktions- und naturschutzorientierten Waldfunktionen und die darauf abgestimmten Behandlungsmaßnahmen. Von diesen sind bei entsprechender Ausführung viele grundsätzlich geeignet, eine standortangepasste biologische Vielfalt zu fördern. Im Rahmen eines Totholzkonzeptes sind Tot- und Altholzmanagement vorgesehen.

Im **Mödlinger** Wald steht die Holzerzeugung zugunsten von Erholungswaldbewirtschaftung und außer Nutzung gestellten Beständen eindeutig im Hintergrund. Entnahmeeingriffe beschränken sich v. a. auf die Aufarbeitung von Schadholz, waldbauliche Maßnahmen zur Verjüngungseinleitung (Einzelstammentnahme) und erholungsbezogene Gestaltungsmaßnahmen. Weiters wird Waldrandmanagement durchgeführt. Ebenso wie in Dornbirn wird die Naturverjüngung weitgehend präferiert. Tatsächliche oder vermeintliche ästhetische Bedürfnisse mancher Erholungsnutzer, die zu einem großen Teil aus städtischen Ballungsräumen kommen und teils ein „ordentliches“, „aufgeräumtes“ Waldbild wünschen, stehen oft im Gegensatz zur Zielvorstellung einer naturnahen biologischen Vielfalt. Dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass Aufklärung und Information über natürliche Ökosystemabläufe als Korrektiv zu naturwidrigen Erwartungshaltungen von Waldbesuchern von zunehmender Bedeutung sind.

Der Förderung der genetischen Vielfalt, Arten- und Biotopvielfalt dienen in beiden Gemeinden mehrere naturschutzrechtliche Schutzgebietskategorien. Im Gegensatz zu Mödling bestehen in Dornbirn Bestrebungen zur Einrichtung zusätzlicher Naturwaldreservate bzw. -zellen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes. Allerdings gibt es derzeit auch in Mödling Überlegungen, große Teile des Wienerwaldes als Biosphärenpark entsprechend den UNESCO-Richtlinien oder als Nationalpark auszuweisen.

Kooperationen zwischen Waldwirtschaft und anderen Landnutzungsinteressen bestehen - entsprechend den vielfältigen Erholungsnutzungen des Waldes - v. a. mit der Tourismuswirtschaft. Dies ist v. a. in Mödling evident, wo das gesamte Waldmanagement auf die Bedürfnisse der Erholungsnutzung ausgerichtet ist, aber auch in Dornbirn gibt es erfolgreiche kooperative Projekte. Dementsprechend wird der Einfluss von Erholungsnutzern und Fremdenverkehr auf die Waldbewirtschaftung von den lokalen Interessenten am Wald als hoch eingeschätzt.

In beiden Gemeinden engagieren sich überparteiliche naturschutzinteressierte Foren bzw. Vereine für biodiversitätsbezogene Aktivitäten im Wald und agieren als lokale Stakeholder. Seitens der Kommunalpolitik besteht aktive Bereitschaft zur Kooperation und Partizipation. Von den befragten Stakeholdern wird übereinstimmend eine extensive Nutzung des Waldes gefordert, wobei als ideale Form des Waldmanagements in Mödling das Unterlassen von Eingriffen und in Dornbirn die Plenterung angegeben wird. Beides kommt dem Ziel, die Biodiversität zu erhöhen, großteils entgegen, wenngleich das Plenterprinzip den Verzicht auf eine naturnahe Walddynamik bedingt.

Der Forderung des Ökosystemaren Ansatzes, alle relevanten Bereiche der Gesellschaft und vor Ort verfügbares Wissen in das Ökosystemmanagement einzubeziehen (Kap. 2.3), wurde in **Dornbirn** durch die Durchführung der **Waldfunktionenplanung** im Rahmen eines breit angelegten **partizipativen Prozesses** entsprochen. Dies ermöglichte das Eingehen auf individuelle lokale Interessen, das frühzeitige Erkennen von Interessenkonflikten und die Suche nach möglichst konsensualen Konfliktregelungen (Kap. 6.9).

In **Mödling** wurde 2002 das **Bürgerbeteiligungsprojekt „Zukunft Stadtwald“** durchgeführt, das darauf abzielte, alle relevanten Stakeholder und deren Interessen in die Planung von Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt im Stadtwald einzubeziehen. Im Rahmen einer Fragebogenaktion und einer Bürgerversammlung wurden Teilnahmemöglichkeiten für alle interessierten Bürger geschaffen. Als besonders

wichtig erwies sich dabei eine intensive und kontinuierliche Öffentlichkeitsarbeit von Seiten der Projektverantwortlichen, die v. a. über die lokale Presse und das Internet stattfand. Das dadurch ermöglichte Feedback der Stakeholder und aus der Bevölkerung konnte daraufhin in das Projekt integriert werden.

Der Ausgleich bestehender Informationsdefizite und die Entschärfung allfälliger, häufig biodiversitätsrelevanter Nutzungs- und Interessenkonflikte im Vorfeld durch **geeignete Partizipationsmethoden** stellten sich als wesentliche Voraussetzungen für den Erfolg und die Akzeptanz von Waldnutzungsplanungen im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes heraus. Im Falle von Mödling zeichnete sich ab, dass die Entwicklung eines Waldleitbildes und ein noch zu etablierendes Waldforum als wichtige Instrumente fungieren können, um sowohl nach innen (Forstbetrieb) als auch nach außen (Öffentlichkeit) wesentlich zur Erhaltung und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt beizutragen (Kap. 9.2.4.2).

Beispielhaft wurde erkennbar, dass Aktivitäten im Geiste des Ökosystemaren Ansatzes in Österreich durchaus bereits stattfinden, wenngleich nicht immer durch die CBD motiviert. Es bestehen somit **positive Beispiele** mit Anknüpfungsmöglichkeiten für eine gezielte Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes auf breiterer Basis.

Die Fallbeispiele zeigen insbesondere, dass das Potenzial zur Förderung der Biodiversität und die Voraussetzungen für erfolgreiche Partizipation am Waldmanagement im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes auf **kommunaler Ebene** besonders günstig sind. Die Beispiele verdeutlichen aber auch, dass die Begünstigung geeigneter Rahmenbedingungen seitens der politisch Verantwortlichen bzw. der Waldeigentümer sowie das nachhaltige Engagement aller Beteiligten entscheidende Faktoren sind (Kap. 5.7, 10).

Spezifische Schritte zur Umsetzung (Checkliste, Fragebogen) (Kap. 10)

Die Vertragsstaatenkonferenz fordert die Entwicklung von Methoden und Richtlinien für die Integration des Ökosystemaren Ansatzes in die regionale Praxis des Waldökosystemmanagements. In diesem Sinne wird die Erarbeitung einer **Checkliste** für Waldmanager und beteiligte Stakeholder empfohlen, die einen Katalog von Kriterien zur Berücksichtigung der Biodiversität im Rahmen des Waldmanagements enthalten soll, der gleichsam als „best-practice“-Handbuch dienen kann. Weiters sollte ein **Leitfaden** für die Erstellung von **Fragebögen** für alle am Waldmanagement beteiligten und interessierten Personengruppen erarbeitet werden, um im Rahmen eines partizipativen Prozesses die Berücksichtigung von Nutzungsansprüchen und Interessen an der biologischen Vielfalt des Waldes zu gewährleisten.

Als anwendungsorientierte Instrumente können **Checklisten** zur Entscheidungsunterstützung und Hilfsmittel für Partizipationsverfahren wie **Fragebögen** wesentliche erste Implementierungsschritte darstellen, um die Anliegen des Ökosystemaren Ansatzes in die Praxis des Waldökosystemmanagements zu integrieren (Kap. 10).

Kurzresümee

Als integratives Konzept, das in umfassender Weise auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Komponenten der biologischen Vielfalt abzielt, eignet sich der **Ökosystemare Ansatz** der CBD in hohem Maße dazu, bestehende, auf die Förderung der Biodiversität abzielende, aber stärker sektoral orientierte Ansätze zu einer vernetzten Gesamtstrategie zu bündeln. Eine standortangepasste und funktionstüchtige biologische Vielfalt bildet eine wesentliche Voraussetzung für die ökologische Stabilität und Funktionsfähigkeit von Waldökosystemen. Damit ist sie aber auch eine Schlüsselgröße für das Potenzial von Wäldern, nachhaltig die seitens der Gesellschaft geforderten multifunktionalen Leistungen und Funktionen zu erbringen. Der Ökosystemare Ansatz besitzt daher hohe Relevanz für ein integratives Management von Waldökosystemen. Eine erfolgreiche Umsetzung der Ziele der CBD kann nur durch die Einbeziehung aller Wirtschaftssektoren, Nutzer- und Interessengruppen, die auf direkte und indirekte Weise sowohl positive als auch negative Einflüsse auf die biologische Vielfalt von Wäldern ausüben, erfolgen. Rechtliche, ökonomische und sozio-kulturelle Rahmenbedingungen müssen dabei berücksichtigt werden. Isolierte sektorale Lösungsansätze allein können der Komplexität realer Wirkungsgefüge nicht gerecht werden. Der Ökosystemare Ansatz betont daher die Notwendigkeit einer ganzheitlichen Problemsicht und die gesamtgesellschaftliche Verantwortung aller Akteure für die biologische Vielfalt von Wäldern. Die Partizipation aller potenziell Betroffenen an Entscheidungen des Waldökosystemmanagements sowie verstärkte Kooperation und Koordination aller Protagonisten sind dementsprechend für seine Umsetzung von tragender Bedeutung.

Schlussfolgerungen und weiterreichender **Handlungsbedarf** für ein entsprechendes umfassendes Waldmanagement werden in Kapitel 10 diskutiert, wobei ein Schwerpunkt der Betrachtung auf österreichische Waldökosystemen gelegt wird. Neben der Diskussion politischer, institutioneller, rechtlicher und sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen wird dabei im Besonderen auf die Forstwirtschaft - als bedeutendem Steuerungsfaktor der biologischen Vielfalt von Wäldern - eingegangen. Die Formulierung von abgeleitetem Handlungsbedarf richtet sich sowohl an forstwirtschaftliche als auch nicht-forstwirtschaftliche Akteure.

In der vorliegenden Studie wurden Grundlagen zur Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes aufbereitet und am Beispiel österreichischer Waldökosysteme konkretisiert. Sie sollen der zukünftigen Erarbeitung spezifischer Maßnahmenvorschläge für seine praxisorientierte Umsetzung dienen.

1 EINLEITUNG

Die Zerstörung und Beeinträchtigung natürlicher Lebensräume infolge menschlicher Aktivitäten führt weltweit zu einem ständig zunehmenden Druck auf die **biologische Vielfalt (Biodiversität)**. Der anthropogen bedingte Verlust von Tier- und Pflanzenarten, der gegenwärtig in einer Geschwindigkeit stattfindet, die erdgeschichtlich ohne Präzedenzfall ist, gilt als eines der vordringlichsten Probleme des globalen Umweltwandels (CHAPIN et al., 2000). So sind aktuellen Schätzungen zufolge weltweit 22 bis 47 % aller Pflanzenarten vom Aussterben bedroht (PITMAN & JORGENSEN, 2002).

Das zeitgemäße Verständnis des Begriffs der „**biologischen Vielfalt**“ ist jedoch nicht nur auf die **Artenvielfalt** von pflanzlichen und tierischen Organismen beschränkt, sondern umfasst auch die **Vielfalt der genetischen Differenzierung** des Lebens, der biotischen und abiotischen **Strukturen** von Lebensumwelten sowie die **Vielfalt von Lebensräumen** und ganzen **Landschaften**, aber auch der darin ablaufenden **Funktionen** und **Prozesse** (Kap. 3).

Abgesehen von den vielfältigen und zum Teil noch nicht vorhersehbaren ökologischen Konsequenzen, wie der Zunahme von Instabilitäten der Ökosysteme, kann der Verlust der globalen biologischen Vielfalt auch ernsthafte wirtschaftliche Folgen bewirken. Mit dem Verlust an Tier- und Pflanzenarten und der Beeinträchtigung der **ökologischen Funktionstüchtigkeit** der Ökosysteme, die nach dem derzeitigen Stand des Wissens damit verbunden sein kann, sinkt auch deren **Produktivität** und **Leistungsfähigkeit** für die menschliche Gesellschaft. Dadurch verringert sich die Kapazität der natürlichen Systeme, langfristig und kontinuierlich Ressourcen und Güter für das Wirtschaftssystem zu produzieren und Umwelt- und Sozialleistungen, wie die Regulation des Klima- und Wasserhaushaltes, den Schutz von Siedlungseinrichtungen oder die Bereitstellung von Erholungsraum, zu erbringen. Damit reduzieren sich in weiterer Folge zukünftige Nutzungsoptionen und Handlungsspielräume. Biodiversitätsverluste bedeuten aber auch stets eine Verringerung der Vielfalt menschlicher Lebensräume und bewirken damit auf immaterieller Ebene Einbußen an menschlicher Lebensqualität.

Der traditionelle Naturschutz-Ansatz konzentrierte sich jahrzehntelang auf den Schutz einzelner bedrohter Arten (LOREAU, 1999). Dass der Mensch in komplexer Interaktion mit der Umwelt steht (JANZEN, 1999), selbst ein integraler Bestandteil der Ökosysteme ist und auf diese existenziell angewiesen ist, wurde dabei oft vernachlässigt. Mittlerweile wurde erkannt, dass in Ergänzung zu bestehenden Ansätzen die Entwicklung einer umfassenderen Herangehensweise auf der Grundlage einer stärker ganzheitlich orientierten und vernetzteren Problemsicht erforderlich ist, um der Bedrohung der biologischen Vielfalt effizienter entgegenwirken zu können. Basierend auf dem **Übereinkommen über biologische Vielfalt** (CBD, 1992) (Kap. 2.1) wurde zu diesem Zweck der so genannte **Ökosystemare Ansatz** entwickelt, dessen Umsetzung sowohl die **Erhaltung** als auch die **nachhaltige Nutzung** der **biologischen Vielfalt** besser gewährleisten soll. Im Rahmen dieses neuartigen Ansatzes zur Umsetzung der Ziele der CBD sollen neben Tier- und Pflanzenarten auch Ökosysteme, Lebensgemeinschaften und das menschliche Handeln und Wirtschaften in die Betrachtung mit einbezogen werden. Mit Hilfe eines Ökosystemmanagements, das

- die Auswirkungen menschlichen Handelns beachtet,
- eine angemessene Balance zwischen Schutz und Nutzung anstrebt,
- in die Wirtschaft eingebettet ist,
- die Gesellschaft mit ihren kulturellen, ethischen und moralischen Werten einbindet,
- alle relevanten Informationen (u. a. auch aus der lokalen Bevölkerung) einbezieht,

soll einer weiteren Verringerung der biologischen Vielfalt gegengesteuert werden. Die genannten Aspekte bilden zentrale Elemente eines Ökosystemaren Ansatzes, wie er vom „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ gefordert wird.

1.1 Zielsetzungen der vorliegenden Studie

Die so genannten **Malawi-Prinzipien** (Kap. 2.3), welche die Grundlage des Ökosystemaren Ansatzes darstellen, ergeben in ihrer Gesamtheit die inhaltlichen Grundzüge einer übergeordneten Strategie für ein Management von Ökosystemen, deren Hauptaufgabe die Umsetzung der Ziele der CBD (Kap. 2.1) darstellt. Als konzeptioneller, leitbildhafter Rahmen nehmen sie jedoch keine Konkretisierungen für die spezifische Anwendung auf bestimmte Ökosystemtypen, wie Waldökosysteme, vor und enthalten keine konkreten Vorgaben für walddirksame Nutzungen, auch nicht für die Forstwirtschaft. Ebenso sind die in den Malawi-Prinzipien getroffenen Aussagen nicht räumlich verortet oder auf bestimmte naturräumliche Verhältnisse bezogen und weisen daher keinen nationalen, regionalen oder lokalen Bezug auf. Die inhaltliche, methodische und räumliche Konkretisierung muss vielmehr erst im Rahmen genauerer Fragestellungen und Anwendungssituationen geleistet werden.

Die Relevanz des Ökosystemaren Ansatzes für Wälder und das Waldmanagement geht unmittelbar aus zahlreichen Beschlüssen der Vertragsstaatenkonferenz (COP) hervor. Im Rahmen der sechsten Vertragsstaatenkonferenz (COP 6) in Den Haag/Niederlande, 2002, wurde die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf das **Management aller Waldtypen** als ein Hauptziel des „Erweiterten Arbeitsprogramms über die Biodiversität von Wäldern“ definiert (Kap. 2.2, 2.4). Dieses Ziel wird durch die Forderung, praktische Methoden, Richtlinien, Indikatoren und Strategien für die regional differenzierte Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf genutzte und nicht genutzte Wälder zu entwickeln, konkretisiert (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22, 2002). Ebenso sollen vermehrte **Fallstudien** verstärkt zur Weiterentwicklung des Ökosystemaren Ansatzes beitragen (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/12, 2002). Bereits im Rahmen der COP 4 in Bratislava, 1998, wurden in Beschluss IV/7 über die „Biodiversität von Wäldern“ die Umsetzung der Ziele der CBD und einer nachhaltigen Waldwirtschaft auf Basis des Ökosystemaren Ansatzes als Ziele formuliert und seine Einbeziehung in Nationale Forstprogramme gefordert (UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7).

Daran anknüpfend ist es in diesem Sinne die Aufgabenstellung der vorliegenden Studie, zunächst aus grundsätzlicher Sicht die Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für das **Management der biologischen Vielfalt von Ökosystemen** zu untersuchen und allgemeine Anforderungen und Konsequenzen für seine Umsetzung unter den spezifischen **österreichischen Rahmenbedingungen** zu formulieren. Darüber hinaus sollen mit größerer Eindringtiefe **grundlegende Beiträge** für seine **Anwendung** auf ein integratives, d. h. sowohl forstwirtschaftliche als auch außerforstwirtschaftliche Nutzungen und Einflüsse umschließendes **Management österreichischer Waldökosysteme** erbracht werden. Basierend auf einer kritischen Zusammenschau des aktuellen Standes der fachlichen Diskussion und der wissenschaftlichen Literatur sowie unter Einbeziehung einer Expertenbefragung und von kommunalen Fallstudien sollen dabei grundlegende Anforderungen an ein umfassendes Biodiversitätsmanagement österreichischer Wälder ausgelotet werden. Besonderes Augenmerk soll dabei auf eine interdisziplinäre und Sektor übergreifende Annäherung gelegt werden.

Eine wesentliche Zielsetzung der vorliegenden Studie ist es, die Stellung und Rolle des Ökosystemaren Ansatzes innerhalb der Vielzahl existierender Konzepte, Strategien, Initiativen, Prozesse und rechtlicher Regelungen mit direkter oder indirekter Relevanz für die biologische Vielfalt deutlicher zu machen, wobei Waldökosysteme besonders berücksichtigt werden. Dabei sollen sich potenzielle Schnittstellen zu diesen vielfältigen Bestrebungen und mögliche wechselseitige Anknüpfungspunkte abzeichnen. Insbesondere sollen Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und dem Konzept einer umfassend nachhaltigen Entwicklung im Allgemeinen sowie einer nachhaltigen Waldwirtschaft im Besonderen sichtbar werden. Dies steht im Einklang mit Zielsetzungen der CBD, wie sie im Zuge der COP 6 formuliert wurden (vgl. UNEP/CBD/COP/20/Decision VI/12 und Decision V/22, 2002).

Verglichen mit dem vorhandenen Konzept einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung, das auf die Optimierung der unmittelbaren forstwirtschaftlichen Nutzung der Ressource „Wald“ – unter Berücksichtigung seiner biologischen Vielfalt - abstellt, vertritt der Ökosystemare Ansatz einen umfassenderen, darüber hinausgehenden Anspruch. In seinem Zentrum steht das **gesamte Wirkungsgefüge aller Einflüsse**, die infolge menschlicher Nutzungen und Aktivitäten auf die **Gesamtheit der biologischen Vielfalt aller Ökosystemtypen** einwirken. Angewendet auf Waldökosysteme umfasst dies die sozialen, kulturellen, ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen ebenso wie sämtliche außer- und überforstwirtschaftlichen Einflüsse auf Wälder, reichend von der Landwirtschaft über den Tourismus bis hin zur Raumordnung. Folgerichtig wendet sich der Ökosystemare Ansatz nicht nur an forstwirtschaftliche Akteure, sondern an *alle Landnutzergruppen*.

Aufbauend auf einer Analyse des Phänomens der „biologischen Vielfalt“ aus **ökologischer, ökonomischer** und **sozio-kultureller Perspektive** sollen daher die wichtigsten **aktuellen** und **potenziellen Einflüsse**, die von den einzelnen Wirtschaftssektoren und Landnutzergruppen ausgehen, identifiziert und in ihren Wechselwirkungen und Interdependenzen untersucht werden. Der Schwerpunkt soll dabei auf der Betrachtung **österreichischer Waldökosysteme** liegen, wenngleich aus grundsätzlicher Sicht. Durch die Analyse der Ursachen- und Wirkungskomplexe von Beeinflussungen der Biodiversität, die Bestimmung der maßgeblichen Protagonisten sowie der Bewertung von deren Relevanz mittels **Expertenbefragung** sollen Problem- und Konfliktfelder, die zu aktuellen oder möglichen Gefährdungen der biologischen Vielfalt führen, eingegrenzt, aber auch positive Handlungs- und Gestaltungsspielräume deutlich gemacht werden. Das übergeordnete Ziel bildet dabei die Identifikation von Schnittstellen und Handlungsfeldern, an denen eine Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes in der Praxis ansetzen kann. Dies schließt das Aufzeigen von **Fallbeispielen** mit Vorbild- und Impulscharakter ein, in denen wesentliche Anforderungen des Ökosystemaren Ansatzes gegenwärtig bereits in hohem Ausmaß erfüllt werden.

Die Aufbereitung und Zusammenführung des Grundlagenmaterials soll es ermöglichen, Rückschlüsse auf prioritäre Handlungsfelder und **Handlungsbedarf** zu ziehen sowie **Empfehlungen** für erste notwendige Umsetzungsschritte im Rahmen eines gesamthaften Waldökosystemmanagements zu formulieren.

Die Ableitung und Formulierung konkreter Handlungsanleitungen oder Maßnahmenpakete für das Waldökosystemmanagement ist *nicht* das Ziel der vorliegenden Grundlagenstudie. Die Erarbeitung spezifischer Maßnahmen für ein „best practice“-Management im Sinne von CBD und Ökosystemarem Ansatz muss Gegenstand nachfolgender Projekte sein. Wege dorthin und Rahmenbedingungen dafür sollen aber durch die vorliegende Arbeit aufgezeigt werden.

1.2 Inhaltlicher Aufbau der vorliegenden Studie

Als Grundlage sollen die Entwicklung des Ökosystemaren Ansatzes und seine Stellung im Rahmen des Regelwerks des Übereinkommens über die biologische Vielfalt skizziert werden. Seine inhaltliche Substanz, d. h. seine Ziele, Prinzipien und charakteristischen Merkmale, sowie operationale Richtlinien zu seiner Umsetzung sollen zusammengefasst und seine Relevanz für die Biodiversität von Wäldern aufgezeigt werden (Kap. 2).

In Übereinstimmung mit dem gewandelten Bedeutungsinhalt des Begriffs der „Nachhaltigen Waldbewirtschaftung“ (Kap. 6.2.1) soll das Phänomen der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen im Sinne des Prinzips der „drei Säulen“ einer umfassenden nachhaltigen Entwicklung aus ökologischer (Kap. 3), ökonomischer (Kap. 4) und sozio-kultureller Perspektive (Kap. 5) beleuchtet werden.

Die von den unterschiedlichen Landnutzerguppen und Akteuren ausgehenden Einflüsse auf die Biodiversität österreichischer Waldökosysteme und die damit verknüpften Wirkungskomplexe sollen in ihren grundsätzlichen kausalen Wirkungszusammenhängen untersucht sowie komplexe wechselseitige Abhängigkeiten deutlich gemacht werden. Dabei soll das *gesamte potenzielle Spektrum* auftretender Wirkmechanismen dargestellt werden, *ohne im Detail auf regionale und standörtliche Unterschiede betreffend die Häufigkeit und Intensität der Anwendung einzelner Nutzungsformen einzugehen*. Dabei sollen bestehende Problem- und Konfliktfelder mit aktuellen oder potenziellen nachteiligen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt österreichischer Wälder sowie deren Ursachen eingegrenzt werden, ohne zu unterstellen, dass alle genannten Probleme in ähnlichem Ausmaß auf der Gesamtwaldfläche auftreten. Auf Handlungspotenzial der einzelnen Akteursgruppen zur Förderung der biologischen Vielfalt wird hingewiesen (Kap. 6). Den Einflüssen, Auswirkungen und Handlungsmöglichkeiten der Waldwirtschaft als dominantem Steuerungsfaktor der biologischen Vielfalt in Wäldern soll besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden (Kap. 6.2), aber auch Einflüsse der Jagd bzw. von Schalenwild (Kap. 6.3), der Landwirtschaft (Kap. 6.4), von Flächennutzungsänderungen (Kap. 6.5), des Tourismus (Kap. 6.6), von Immissionen (Kap. 6.7), einem möglichen Klimawandel (Kap. 6.8) sowie des Naturschutzes (Kap. 6.9) sollen ausführlich untersucht werden. Zur Gewichtung der Biodiversitätsrelevanz der Verursacherguppen und Wirkungskomplexe werden Ergebnisse einer Expertenbefragung herangezogen (Kap. 7).

Als wesentliche Determinante sollen weiters die rechtlichen Rahmenbedingungen, unter denen die Einflüsse auf die biologische Vielfalt in Österreichs Wäldern stattfinden, untersucht werden. Dabei sollen die wichtigsten biodiversitätswirksamen Rechtsmaterien auf internationaler und nationaler Ebene identifiziert, ihre Bedeutung für die biologische Vielfalt bewertet sowie grundsätzlicher rechtlicher Handlungsbedarf formuliert werden (Kap. 8).

Anhand von kommunalen Fallbeispielen sollen die erörterten Einflüsse und Wirkungen beispielhaft dargestellt sowie bestehende Ansätze zur positiven Beeinflussung der biologischen Vielfalt des Waldes sichtbar gemacht werden. Formen der Partizipation der betroffenen Öffentlichkeit und relevanter gesellschaftlicher Akteure an Planungs- und Entscheidungsprozessen des Waldökosystemmanagements soll dabei besondere Aufmerksamkeit zukommen (Kap. 9).

In den abschließenden Schlussfolgerungen sollen mögliche Konsequenzen diskutiert, grundlegende Anforderungen an eine Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes abgeleitet sowie als Ausblick prioritärer Handlungsbedarf formuliert werden. Dieser wendet sich an unterschiedliche Akteure; die Waldwirtschaft als wesentlicher Einflussfaktor der Biodiversität von Wäldern soll dabei besondere Berücksichtigung finden (Kap. 10).

In einer vorangestellten „Ausführlichen Zusammenfassung“ (Kap. 0) sollen die wesentlichen Inhalte und Schlussfolgerungen der einzelnen Kapitel subsummiert werden.

Ein umfangreiches Literaturverzeichnis ermöglicht das rasche Auffinden von Quellen (Kap. 11). In einem Anhang sind weiterführende und vertiefende Detailinformationen zu einzelnen Themenbereichen zusammengestellt (Kap. 12).

1.3 Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für Waldökosysteme

Die Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes ist aus zahlreichen Gründen von hoher Bedeutung für österreichische Waldökosysteme, deren biologische Vielfalt und deren Bewirtschaftung. Einige dieser Gründe sind:

- Wälder sind komplexe und einzigartige Ökosysteme mit multifunktionalem Charakter, die vielfach durch eine besonders reichhaltige und aufeinander abgestimmte biologische Viel-

falt charakterisiert sind. Viele der in Wäldern vorkommenden Tier- und Pflanzenarten, darunter zahlreiche seltene und gefährdete Arten, sind in ihrem Auftreten ausschließlich an Waldökosysteme gebunden und können außerhalb von waldgeprägten Lebensräumen nicht existieren.

- Wald ist mit einem Flächenanteil von über 46 % der österreichischen Landesfläche die dominierende Landbedeckungsform und beherbergt einen bedeutenden Teil der biologischen Vielfalt Österreichs (BMLFUW, 2000).
- In der anthropogen stark veränderten und überprägten europäischen Kulturlandschaft stellen gerade die österreichischen Wälder vergleichsweise naturnahe Ökosysteme dar. In einer bundesweiten Untersuchung der Naturnähe der heimischen Waldbestände wurden diese zu 2,9 % als natürlich, zu 18,5 % als naturnah und zu 41 % als mäßig verändert eingestuft (GRABHERR et al., 1998). Dies bedeutet, dass zumindest in vegetationsbezogener Hinsicht auf großen Teilen der österreichischen Waldfläche noch eine relativ standortangepasste Ausstattung an biologischer Vielfalt vorhanden ist, deren Erhaltung und Förderung ein lohnendes Ziel darstellt. Dieser natürliche, aber auch nutzungsbedingte Reichtum ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass naturnahe Wälder weltweit durch Rodung, Fragmentierung, Degradierung, Übernutzung und falsches Management zunehmend in ihrem Bestand bedroht sind.
- Neben der naturräumlich bedingten hohen Vielfalt an Waldtypen und -formen sind die österreichischen Wälder auch durch eine hohe Vielfalt an Nutzungsformen und -traditionen, eine diversifizierte Eigentumsstruktur sowie generell durch vielfältige rechtliche, soziale und kulturelle Rahmenbedingungen geprägt. Diese anthropogen bedingte Vielfalt erhöht die Gesamtvielfalt österreichischer Wälder und stellt im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes ebenfalls ein schützens- und entwickelenswertes Gut dar.
- Die Forstwirtschaft ist ein bedeutender Wirtschaftszweig Österreichs. Dementsprechend handelt es sich bei einem Großteil der heimischen Waldfläche um Wirtschaftswald, der unterschiedlichen Managementregimen unterliegt. Die Frage nach biodiversitätsverträglichen bzw. -fördernden Nutzungsformen gewinnt unter diesem Aspekt an zusätzlicher Bedeutung.
- Die nachhaltige Erzeugung von Holz und weiteren waldbürtigen Ressourcen (z. B. jagdbares Wild, Waldfrüchte, Trinkwasser) sowie die gleichmäßige Erfüllung aller anderen Waldfunktionen hängen von der dauerhaften Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit und Stabilität der Wälder ab. Nach dem derzeitigen Stand des Wissens bildet eine ausreichende, möglichst naturnahe biologische Vielfalt eine Grundvoraussetzung für die Funktionsfähigkeit und damit auch für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Lebensräume mit einer standortangepassten biologischen Vielfalt scheinen demnach im Allgemeinen stabiler, belastbarer und weniger empfindlich gegenüber Störungen zu sein als solche mit verarmter oder stark veränderter Biodiversität. Zudem erhöhen hohe genetische Variabilität und hohe Artenvielfalt die Anpassungsfähigkeit gegenüber Klimaänderungen sowie die Resistenz gegenüber Schädlingseinflüssen. Es gibt somit massive wirtschaftliche Gründe für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt.
- Es existiert zunehmendes Wissen über standortangepasste Waldbewirtschaftung, die auf eine angemessene Balance zwischen Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt von Wäldern abzielt (naturnahe Waldwirtschaft, Totholzmanagement etc.). Es besteht die Notwendigkeit, dieses Wissen zu sichten, auf Vereinbarkeit mit den Zielen der CBD zu prüfen, es zusammenzuführen und adäquat umzusetzen.
- Basierend auf internationalen Vorgaben (z. B. den Handlungsvorschlägen des IFF/IFF oder der EU-Forststrategie) sowie innerstaatlichen Absichtserklärungen (z. B. der „Österreichischen Strategie für eine nachhaltige Entwicklung“) bestehen gegenwärtig in vielen Ländern Bestrebungen, nationale Forstprogramme zu schaffen. Auch die österreichische Forstpolitik hat sich zu diesem Ziel bekannt. Vor diesem Hintergrund erhält eine intensive Auseinandersetzung mit dem Ökosystemaren Ansatz im Sinne einer weitestmöglichen Ein-

beziehung von biodiversitätsbezogenen Zielen und einer möglichst effizienten Zusammenführung der biodiversitätswirksamen umweltpolitischen Prozesse weitere Bedeutung.

- Neben direkten forstwirtschaftlichen Nutzungen unterliegen Waldökosysteme zahlreichen anderen anthropogenen Beeinflussungen. Eine Vielzahl von Landnutzungen und wirtschaftlichen Aktivitäten aller Wirtschaftssektoren beeinflussen auf direkte und indirekte Weise die biologische Vielfalt innerhalb des Waldes, teils über komplexe Ursache-Wirkungs-Ketten (z. B. Klimawandel, Stoffeinträge). Das Ausmaß und die Qualität der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen sind damit nur zum Teil eine Folge von Form und Intensität der Waldbewirtschaftung, sondern werden ebenso durch viele Nutzungen anderer Landnutzungssektoren mitbestimmt. Diese Wechselwirkungen und Interdependenzen müssen somit in die Betrachtung einbezogen werden.
- Die vielfältigen wirtschaftlichen Interessen am Wald, und sei es auch nur an dessen Nutzung als Senke für Schadstoffe, bergen aufgrund der Dominanz und größeren Durchsetzungskraft ökonomischer Handlungsmotive gegenüber ökologischen Argumenten die Gefahr, dass die Funktion des Waldes als Lebensraum für Arten von Flora und Fauna bei Konflikten in der Auseinandersetzung unterliegen. Der bisherige Verlauf der Umsetzung von Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung hat vielfach gezeigt, dass bei Kompromissen zwischen ökonomischen und ökologischen Zielen meistens Letztere vernachlässigt werden.
- Neben der Produktion des wertvollen, erneuerbaren Rohstoffes Holz und der Lebensraumfunktion für jagdbare Wildtiere erbringt der Wald eine Vielzahl von weiteren Produkten und Leistungen für die menschliche Gesellschaft. Zu den Umwelt- und Sozialleistungen des Waldes zählen beispielsweise die Wasserhaushalts- und Klimaregulation, der Schutz vor Naturgefahren wie Lawinen und Hochwässer, die Bereitstellung von Erholungsraum und die ästhetische Funktion als Landschaftsbildner. Es existiert daher insbesondere im walddreichen Land Österreich großes öffentliches Interesse am Wald, das infolge der zunehmenden Beliebtheit von landschaftsgebundenen Freizeitaktivitäten (wie Mountainbiking, Wandern, Reiten etc.), vermehrtem Auftreten bzw. erhöhtem Schadensausmaß von Naturkatastrophen (wie Vermurungen, Hochwässer etc.) sowie steigender Sensibilität für ökologische Probleme (wie Artensterben, „Waldsterben“, „Neuartige Waldschäden“, Kahlschlagproblematik, Flächenversiegelung etc.) im Ansteigen begriffen ist. Parallel zum steigenden „Waldbewusstsein“ ist auch ein erhöhtes Verantwortungsgefühl gegenüber dem Wald zu beobachten.
- Zunehmendes öffentliches Interesse am Wald bedeutet aber auch, dass die an den Wald und seine biologische Vielfalt gestellten Nutzungsansprüche und Erwartungshaltungen vielfältiger und dichter werden. Im gleichen Ausmaß nimmt die Zahl der wald- und biodiversitätsrelevanten Interessen- und Einflussgruppen zu. Alle am Wald interessierten Parteien und die von ihnen vertretenen Interessen üben jedoch in unterschiedlichem Ausmaß Einfluss auf die Biodiversität in Waldökosystemen aus, wobei dies auch auf sehr indirekte Weise, z. B. über die Beeinflussung von Meinungsbildungsprozessen, geschehen kann. Es besteht daher zunehmender Bedarf, walddrelevante Akteure und Betroffene in Planungs- und Entscheidungsprozesse des Managements einzubeziehen und ihre Interessen angemessen zu berücksichtigen.

2 GRUNDLAGEN DES ÖKOSYSTEMAREN ANSATZES

Die folgenden Kapitel enthalten eine Zusammenfassung wichtiger Grundlagen des Ökosystemaren Ansatzes. Insbesondere werden seine Entstehung und Stellung im Rahmen der CBD, seine charakteristischen inhaltlichen Merkmale, die Malawi-Prinzipien und ihre Begründungen sowie handlungsbezogene Richtlinien zu ihrer Anwendung erläutert.

2.1 Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (Convention on Biological Diversity/CBD, 1992) ist das erste völkerrechtlich verbindliche internationale Abkommen, das den Schutz der Biodiversität (Kap. 3.1) global und umfassend behandelt.

Die Ratifikationsurkunde zum „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ wurde von Österreich am 18. August 1994 beim Generalsekretär der Vereinten Nationen hinterlegt. Das Übereinkommen ist gemäß Artikel 36 Abs. 3 für Österreich mit 16. November 1994 in Kraft getreten (BGBl. Nr. 213/1995).

Das Übereinkommen zielt im Wesentlichen auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt der Ökosysteme, der Arten und Populationen, deren genetischer Differenzierung und ihrer Ressourcen ab (SCHNEIDER, 1998). Im Detail lauten die drei Ziele der CBD (ZEDAN, 1999):

- die Erhaltung der biologischen Vielfalt,
- die nachhaltige Nutzung der Komponenten der biologischen Vielfalt, und
- die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile.

Der Begriff „biologische Vielfalt“ steht im Übereinkommen für die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter u. a. Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme, und der ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten sowie die Vielfalt der Ökosysteme (Kap. 3.2). Unter „Ökosystem“ wird ein dynamischer Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie deren nicht lebender Umwelt, die als funktionelle Einheit in Wechselwirkung stehen, verstanden (BGBl. Nr. 213/1995).

In der CBD wird u. a. festgestellt, dass die Grundvoraussetzung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt darin besteht, die Ökosysteme und natürlichen Lebensräume in situ¹³ zu erhalten und lebensfähige Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung zu bewahren und wiederherzustellen. So ist in Artikel 8 des Übereinkommens u. a. festgehalten, dass, soweit es möglich und angebracht ist, die biologischen Ressourcen mit Bedeutung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt sowohl innerhalb als auch außerhalb der Schutzgebiete zu regeln oder zu verwalten sind, damit ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung gewährleistet wird. Darüber hinaus soll der Schutz von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Bewahrung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung gefördert werden (BGBl. Nr. 213/1995).

Wie die CBD in die Weltumweltpolitik eingeordnet werden kann, ist aus der folgenden Abbildung 1 ersichtlich.

¹³ vor Ort

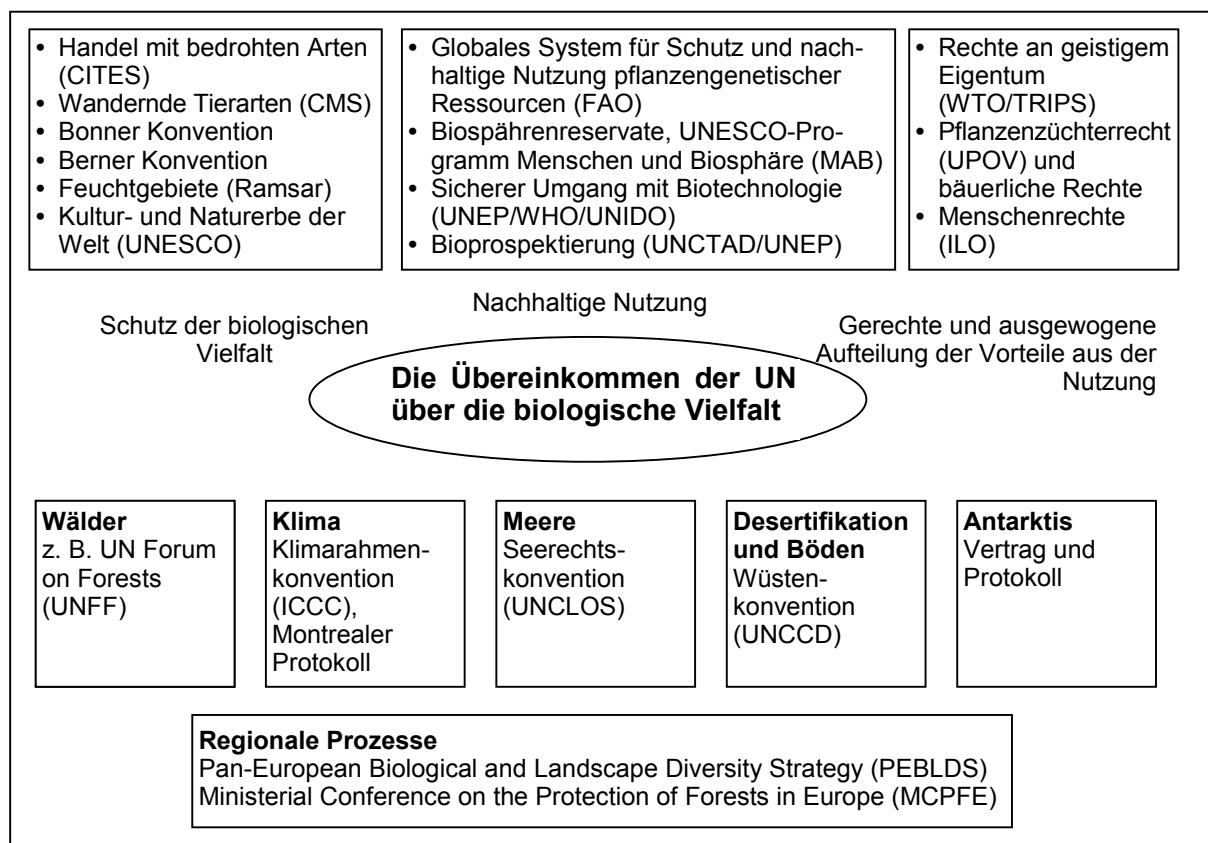


Abb. 1: Einordnung der CBD in die Weltumweltpolitik (verändert nach GETTKANT et al., 1997).

Trotz des relativ kurzen Zeitraumes, seit dem die CBD in Kraft ist, hat sie bereits eine beeindruckende Resonanz gefunden, was durch die rasch anwachsende Zahl der Vertragsstaaten bestätigt wird. Die Motivation zur Unterstützung des Regelwerkes besteht vor allem in seiner innovativen Kraft, neue Wege zum Erhalt der Biodiversität aufzuzeigen. Dabei geht es nicht mehr ausschließlich um die Etablierung von Schutzgebieten und -programmen, sondern auch um eine nachhaltige, also ökologisch, ökonomisch und sozial verträgliche Nutzung der biologischen Vielfalt (GETTKANT et al., 1997).

Der „Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice“ (SBSTTA) hat die Funktion, der Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt aktuellen unpolitischen Rat wissenschaftlicher und technischer Art zur Umsetzung des Übereinkommens zu liefern. Es handelt sich um ein multidisziplinäres Organ, das Experten, die auf den relevanten Gebieten der CBD Erfahrung besitzen, vereinigt (SCHNEIDER, 1998).

Bei der dritten Sitzung des SBSTTA wurde folgende programmatische Aufgaben-Einteilung für den Arbeitsbereich Wald erstellt (SCHNEIDER, 1998):

- Definition des Ökosystemaren Ansatzes,
- Bedingungen zur Umsetzung des Art. 6 der CBD (Integration des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in Pläne, Programme und Politiken),
- Identifizierung und Umsetzung von Kriterien und Indikatoren,
- Forschung und Information,
- Beste Methoden (*Best Practices*) für nachhaltige Waldbewirtschaftung.

Die Beschlüsse der COP 6 (Den Haag, 2002) sehen die umfassende Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes, u. a. auch auf Waldökosysteme, vor (Kap. 2.2).

Ein Ablauf-Beispiel für eine gegen jene Faktoren gerichtete Biodiversitäts-Politik, die zur Zerstörung der biologischen Vielfalt führen (z. B. nicht-nachhaltige Bewirtschaftung, Anreizmaßnahmen, die eine Zerstörung der biologischen Vielfalt begünstigen), ist aus der folgenden Abbildung 2 ersichtlich.

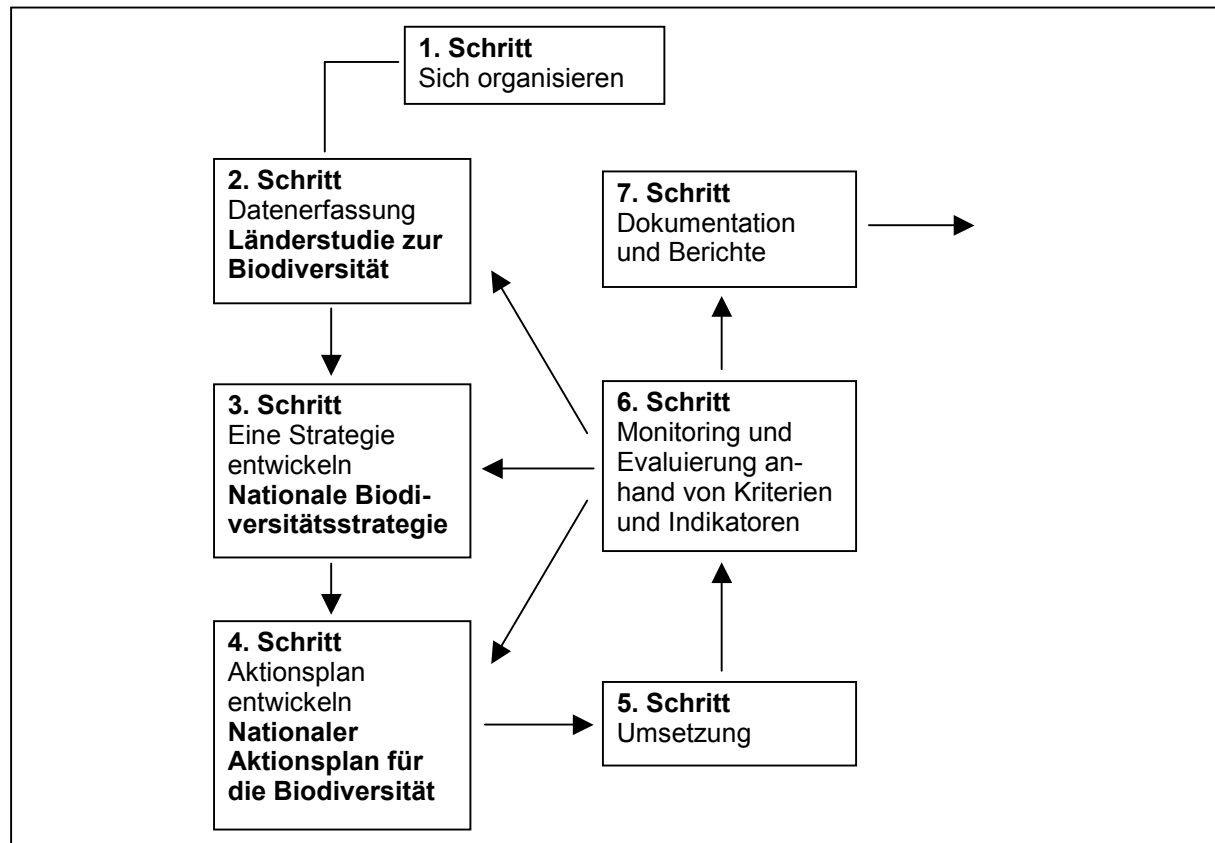


Abb. 2: Biopolitikplanung als zyklischer und adaptiver Prozess (nach WRI, IUCN, UNEP, 1995).

In Österreich wurde zur Koordination von biodiversitätsbezogenen Aktivitäten vom Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie die nationale Biodiversitäts-Kommission eingesetzt. Diese Kommission verfasste 1997 den „Ersten nationalen Bericht Österreichs über das Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (BMUJF, 1997). Gemäß Artikel 6 der CBD wurde 1998 eine „Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (Kap. 8.2.3) erstellt (BMUJF, 1998).

In Anerkennung der Einsicht, dass die Erhaltung der biologischen Vielfalt auch die Erhaltung der ökologischen Integrität erfordert, enthält diese Strategie u. a. ein Bekenntnis zum Ökosystemschutz. Das heißt, die in den Ökosystemen ablaufenden dynamischen Prozesse und die für die einzelnen Entwicklungs- und Zustandsphasen der Ökosysteme charakteristische Biodiversität („qualifizierte, authentische Biodiversität“) sollen das Ziel der Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt bilden (BMUJF, 1998).

Die österreichische Forstpolitik orientiert sich mit folgenden Grundsätzen an den Zielen der CBD (BMUJF, 1998):

- Stufiger Bestandaufbau
- Baumartenmischung und -verteilung entsprechend den natürlichen Voraussetzungen

- Integrierter Forstschutz
- Bestmögliche natürliche Verjüngung
- Kleinflächige und pflegliche Holznutzung.

Bei der nachhaltigen Holzherzeugung und der Erbringung bestimmter Leistungen steht die ökologisch nachhaltige Bewirtschaftung und Nutzung der Wälder (Kap. 6.2.1, 6.2.2.8) zunehmend im Mittelpunkt (BMUJF, 1998). In jenen Abschlussdokumenten, die das Thema „Biologische Vielfalt der Wälder“ bei der dritten Vertragsstaatenkonferenz (COP 3) in Buenos Aires Ende 1996 behandelten, kommt der Wille zum Ausdruck, von der einseitigen Betrachtung der Produktionsseite (Holz) zu einer ganzheitlichen Betrachtungsweise zu gelangen, die die Erhaltung der jeweiligen Ökosysteme in den Mittelpunkt stellt (GETTKANT et al., 1997).

Die Vertragsstaatenkonferenz erkannte, dass es notwendig ist, Methoden für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zu entwickeln und zu realisieren, die die verschiedenen waldbezogenen Ziele kombinieren: Produktionsziele, soziokulturelle Ziele lokaler Gemeinschaften, die vom Wald abhängig sind, sowie Umweltziele, insbesondere jene im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt (KORN & STADLER, 1999). Auch andere Institutionen, Prozesse und Foren beschäftigen sich damit, nachhaltige Waldbewirtschaftung umzusetzen, wie die „Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa“ (MCPFE), die „International Tropical Timber Organization“ (ITTO) sowie andere mehr.

Um die biologische Vielfalt zu erhalten, müssen sowohl Leitlinien auf regionaler Ebene als auch konkrete Anforderungen an die Land- und Forstwirtschaft formuliert werden. Dies setzt u. a. auch einheitliche und praktikable Bewertungsmaßstäbe (z. B. Prioritätensetzung, Minimalanforderungen, Entwicklungsbedarf) und Handlungsrichtlinien (z. B. für eine ressourcenschonende Forstwirtschaft) voraus (BLAB et al., 1995).

2.2 Charakteristische Merkmale des Ökosystemaren Ansatzes und operationale Richtlinien zu seiner Anwendung

Der Ökosystemare Ansatz wurde von der Vertragsstaatenkonferenz der CBD im Zuge ihres zweiten Treffens in Jakarta, 1995, zum vorrangigen Handlungsrahmen erklärt, innerhalb dessen die Umsetzung des Übereinkommens stattfinden soll (UNEP/CBD/COP/2/19/Decision II/8, 1995). Er wird seitdem als das geeignete Konzept zur Umsetzung der Ziele der CBD (Kap. 2.1) erachtet (vgl. z. B. UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999; UNEP/CBD/COP/5/23, 2000). Die Ausarbeitung und Implementierung der verschiedenen thematischen und querschnittsorientierten Arbeitsprogramme der CBD soll unter Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes erfolgen (UNEP/CBD/COP/IV/1 B, 1998).

Der Ökosystemare Ansatz beschreibt zentrale inhaltliche und prozedurale Vorgaben, die der grundsätzlichen Orientierung des Umsetzungsprozesses dienen, und bildet das konzeptionelle Gerüst, dessen konkrete Ausfüllung durch detaillierte Programme, Handlungspläne und Maßnahmenbündel in weiterer Folge stattfinden muss.

Das entscheidende inhaltliche Wesensmerkmal des Ökosystemaren Ansatzes ist eine ganzheitliche Sicht der Beziehung zwischen dem Menschen und der Biosphäre, welche die räumliche und zeitliche Veränderlichkeit, Komplexität und Vernetzung von Ökosystemen, ebenso anerkennt und berücksichtigt wie die Wechselwirkungen zwischen Ökosystemen und deren Nutzung durch den Menschen.

Die CBD gibt im Dokument UNEP/CBD/COP/5/23 in Beschluss V/6 folgende zusammenfassende **Beschreibung des Ökosystemaren Ansatzes**¹⁴ (CBD, 2000a):

Der Ökosystemare Ansatz ist eine Strategie für ein integratives Management von Land- und Wasserressourcen sowie lebender biologischer Ressourcen, das deren Schutz und nachhaltige Nutzung in einer ausgewogenen Weise betreibt. Diese Strategie soll dazu beitragen, ein Gleichgewicht zwischen den drei Zielen der CBD herzustellen (Kap. 2.1).

Der Ökosystemare Ansatz basiert auf der Anwendung geeigneter wissenschaftlicher Methoden, die sich auf die unterschiedlichen Ebenen der biologischen Organisation beziehen, welche wiederum die wesentlichen Strukturen, Prozesse, Funktionen und Interaktionen zwischen Organismen und ihrer Umwelt umfassen (Kap. 3.2, 3.3, 3.4). Dabei wird anerkannt, dass der Mensch mit seiner kulturellen Vielfalt (Kap. 5.6) ein integraler Bestandteil vieler Ökosysteme ist.

Da sich die aus der CBD übernommene Definition des Begriffs „Ökosystem“ (Kap. 2.1) nicht auf bestimmte räumliche Ebenen, sondern auf grundsätzlich dimensionsfreie ökologische Funktionseinheiten bezieht, wird betont, dass bei der Betrachtung eines bestimmten Problems stets Klarheit über die jeweilige Maßstabebene hergestellt werden muss. Entscheidungen über die räumliche Maßstabebene von Analysen und Handlungen sollten sich jeweils am betrachteten Problem orientieren; das Spektrum kann dabei von der Dimension eines Sandkorns bis zur gesamten Biosphäre reichen.

Das komplexe und dynamische Wesen von Ökosystemen und von sozialen Systemen sowie das Fehlen vollständigen Wissens über das „Funktionieren“ von Ökosystemen erfordert ein adaptives Management. Dieses zeichnet sich dadurch aus, dass es in der Lage ist, mit nicht-linearen und diskontinuierlichen Prozessen, Ungewissheiten und zeitlichen Verzögerungseffekten umzugehen und sich an überraschende Änderungen, Lernerfahrungen und neue Forschungsergebnisse anzupassen. In vielen Fällen müssen Maßnahmen auch ohne vollständiges wissenschaftliches Wissen betreffend Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge getroffen werden.

Der Ökosystemare Ansatz schließt keine anderen Management- und Schutzansätze aus (wie z. B. Schutzgebiete, Programme zum Schutz einzelner Arten oder andere Ansätze im Rahmen nationaler Politiken oder rechtlicher Regelungen). Er ist vielmehr dazu geeignet, diese Ansätze und andere Methoden zu integrieren. Es gibt keinen bestimmten einzelnen Weg zur Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes, da diese von den jeweiligen lokalen, regionalen, nationalen oder internationalen Rahmenbedingungen abhängt. Es sind vielmehr grundsätzlich viele Pfade möglich, wie Zugänge im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes als Bezugsrahmen eingesetzt werden können, um die Ziele der CBD in die Praxis umzusetzen (CBD, 2000a).

Folgende **operationale**¹⁵ **Richtlinien** zur Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes sieht die CBD in ihrem Dokument UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6 vor¹⁶ (CBD, 2000b):

- Konzentration auf die funktionellen Wechselbeziehungen und Prozesse innerhalb von Ökosystemen:

Die Komponenten der Biodiversität steuern ökosystemare Prozesse und produzieren Güter und Leistungen für die Gesellschaft. Vor allem, um die elastische Stabilität von Ökosystemen (Resilienz), die Folgen von Biodiversitätsverlusten und Lebensraumfragmentierung, die tieferliegenden Ursachen von Biodiversitätsverlusten und die Bestimmungsfaktoren der lokalen biologischen Vielfalt in Entscheidungen des Managements besser verstehen zu können, ist ein deutlich verbessertes Wissen über die Funktionen und Strukturen von Ökosystemen sowie über die Rolle der Biodiversität innerhalb dieser erforderlich.

¹⁴gekürzt; nicht wörtlich übersetzt.

¹⁵ hier: handlungsbezogen, verfahrensbezogen

¹⁶ gekürzt; nicht wörtlich übersetzt; teils ergänzt.

- Förderung einer gerechten Verteilung des Nutzens der biologischen Vielfalt:

Nutzen und Leistungen der biologischen Vielfalt sollen denjenigen sozialen Akteuren zugute kommen, die für ihre Erhaltung und ihr Management verantwortlich sind. Dies erfordert unter anderem: die Ausstattung vor allem lokaler verantwortlicher Akteure mit den für das Management notwendigen Voraussetzungen, wie Wissen, Ausbildung, Verantwortlichkeiten und den erforderlichen Ressourcen; eine angemessene Wertschätzung der von Ökosystemen erbrachten Güter und Leistungen; die Abschaffung kontraproduktiver, zur Entwertung der biologischen Vielfalt führender Anreize; sowie deren Ersetzung durch positive Anreize für gute Managementpraktiken.

- Anwendung adaptiver Management-Verfahren:

Die Komplexität und Veränderlichkeit ökosystemarer Prozesse und Funktionen erfordert, dass das Ökosystemmanagement als Lernprozess mit anpassungsfähigen Methoden und Praktiken angelegt ist. Umsetzungsprogramme und Entscheidungen sollten nicht auf dem Glauben an Gewissheiten beruhen, sondern so konzipiert sein, dass sie Flexibilität und Anpassungen an das Unerwartete ermöglichen. Das Management von Ökosystemen sollte als Langzeit-Experiment aufgefasst werden, das sukzessive auf den eigenen Erfahrungen aufbaut. Dieser „learning-by-doing“-Prozess soll gleichzeitig als wesentliche Informationsquelle dienen, um Wissen über die geeignetsten Verfahren des Monitorings der Managementergebnisse und der Evaluierung der Zielerfüllung zu gewinnen. Einem adäquaten Monitoring wird im Rahmen der Umsetzung hohe Bedeutung beigemessen.

- Ausführung von Managementmaßnahmen auf einer der Fragestellung adäquaten Maßstabsebene bei gleichzeitiger Dezentralisierung bis zur niedrigsten angemessenen Ebene:

Da Ökosysteme Funktionseinheiten sind, die auf unterschiedlichsten Maßstabsebenen funktionieren können, hängt die Definition der geeigneten räumlichen Ebene für Entscheidungen und Handlungen des Managements vom jeweils betrachteten Problem ab. Dieser Ansatz wird häufig Dezentralisierung bis zur Ebene lokaler Gemeinschaften erfordern. Effektive Dezentralisierung setzt voraus, dass die relevanten Entscheidungsträger die Möglichkeit zur Übernahme von Verantwortung erhalten sowie mit der Befähigung ausgestattet werden, die geeigneten Maßnahmen durchzuführen. Dies erfordert die Unterstützung durch entsprechende politische und rechtliche Rahmenbedingungen sowie die Schaffung geeigneter Institutionen zur Konfliktbewältigung. Wo im öffentlichen Eigentum stehende Ressourcen betroffen sind, sollte die angemessene Maßstabsebene für Entscheidungen und Maßnahmen des Managements hoch genug angesiedelt sein, um die Auswirkungen der Handlungen aller relevanten Akteure zu umfassen. Manche Problemstellungen können so beschaffen sein, dass die Einbeziehung höherer Ebenen notwendig bleibt, beispielsweise im Rahmen grenzüberschreitender oder sogar globaler Kooperation.

- Sicherstellung von Sektor übergreifender Zusammenarbeit:

Als vorrangiger Handlungsrahmen der CBD sollte der Ökosystemare Ansatz bei der Entwicklung und Überarbeitung von nationalen Biodiversitätsstrategien und -handlungsplänen volle Berücksichtigung finden. Darüber hinaus besteht der Bedarf, den Ökosystemaren Ansatz in die Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere biodiversitätswirksame Nutzungssektoren zu integrieren. Das Management natürlicher Ressourcen im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes erfordert verstärkte intersektorale Kommunikation und Kooperation über alle Ebenen hinweg. Dies kann z. B. durch die Einrichtung ressortübergreifender Stellen innerhalb von Regierungen oder die Schaffung von Netzwerken zum Informations- und Erfahrungsaustausch gefördert werden (CBD, 2000b).

Die Malawi-Prinzipien, die das „Herzstück“ des Ökosystemaren Ansatzes bilden, sind der erstmalige Versuch, grundlegende Elemente eines ganzheitlichen Managements natürlicher Ressourcen – unter besonderer Betonung der biologischen Vielfalt – zu kodifizieren. Der innovative Charakter besteht unter anderem darin, dass die Erhaltung der Ökosysteme, Bestre-

bungen zur sozial gerechten Befriedigung menschlicher Bedürfnisse und die nachhaltige Nutzung der Leistungen von Ökosystemen für gesellschaftliche Zwecke in einer gemeinsamen Strategie kombiniert werden. Dies stellt gegenüber traditionellen Konzepten des Ressourcenmanagements einen nicht zu unterschätzenden Paradigmenwechsel dar (HARTJE et al., 2003).

Hinter der Formulierung des Ökosystemaren Ansatzes stand nicht die Intention, bestehende Ansätze zu einem nachhaltigen Ressourcenmanagement zu konkurrenzieren oder zu ersetzen. Seine Konzeption war vielmehr dadurch motiviert, vorhandene Defizite dieser Ansätze auszugleichen, Lücken zu schließen und als gemeinsame, übergeordnete Klammer zu fungieren. Einer seiner signifikantesten Vorteile ist es, dass ausdrücklich die Vernetzung bestehender zweckdienlicher Bemühungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung biologischer Ressourcen und die Erzielung positiver Synergieeffekte angestrebt wird. Um insbesondere eine sektor übergreifende Abstimmung und Zusammenführung der einzelnen sektoralen Nachhaltigkeitskonzepte unterschiedlicher Landnutzungsarten bewirken zu können, werden jedoch intensive Anstrengungen zu deren Harmonisierung notwendig sein.

Die Konkretisierung des konzeptionellen Orientierungsrahmens durch umsetzungsorientierte Ziele, die Operationalisierung¹⁷ durch Kriterien und Indikatoren und die individuelle Ausfüllung des Leitbildes mit Inhalten und Maßnahmen durch Nationen und Gruppen hängt von den lokalen, regionalen, nationalen und transnationalen (z. B. der EU) Rahmenbedingungen ab. Die Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes kann als ein offener, zielsuchender Prozess gesehen werden, der Interpretations- und Handlungsspielräume erlaubt und ausdrücklich viele denkbare Entwicklungspfade zulässt. Diese Unbestimmtheit mag im Hinblick auf seine Übernahme in das praktische Management als Nachteil empfunden werden. Sie kann jedoch auch zu einer konsensstiftenden Wirkung beitragen, weil sie unterschiedlichen Gruppen, Stakeholdern, Institutionen und Staaten die Identifikation mit neuartigen Zugängen erleichtern und deren Akzeptanz fördern kann. Die Einigung auf Ziele und Prinzipien fällt in der Regel um so leichter, je weniger konkret diese formuliert sind. Dies kann auch als Stärke abstrakt gefasster Leitbilder gesehen werden, deren Wert vor allem darin besteht, Impulse für die Initiierung von Umsetzungsprozessen zu geben, Orientierung auf ein gemeinsames Ziel hin zu bieten und und derart motivierend zu wirken.

Die Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für die Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt wurde bereits in einem frühen Stadium erkannt (ZEDAN, 1999) und spiegelt sich in zahlreichen Dokumenten und Beschlüssen der SBSTTA und der COP wider (vgl. z. B. UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999). Ebenso wurde bereits zu einem frühen Zeitpunkt die Anwendung eines Ökosystemaren Ansatzes auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen gefordert (vgl. z. B. UNEP/CBD/SBSTTA/2/11, 1996).

Die auf der sechsten Vertragsstaatenkonferenz in Den Haag, April 2002, gefassten Beschlüsse zu den einzelnen Arbeitsbereichen der Konvention unterstreichen eindrücklich, dass die Vertragsstaatenkonferenz im Ökosystemaren Ansatz die prioritäre Leitstrategie des Umsetzungsprozesses sieht. Die Beschlüsse sehen seine umfassende Anwendung auf die meisten thematischen und querschnittsorientierten Strategien, Initiativen und Arbeitsprogramme der CBD vor (UNEP/CBD/COP/6/20, 2002). Insbesondere wird die Bedeutung der Entwicklung von Richtlinien für seine regionalisierte Anwendung betont. Die Durchführung von Fallstudien sowie die Sammlung und Verbreitung der daraus gewonnenen Erkenntnisse sollen verstärkt vorangetrieben werden, um die Konkretisierung und Weiterentwicklung der Malawi-Prinzipien und der „operationalen Richtlinien“ zu ermöglichen (UNEP/CBD/COP/20/Decision VI/12, 2002). Im „Strategischen Plan für das Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ wird der Ökosystemare Ansatz als der wirkungsvollste Weg bezeichnet, um die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Ressourcen als prioritäres Ziel

¹⁷ Verfahren, mit dem der bezeichnete Sachverhalt erfasst oder gemessen werden kann bzw. mit dem die Zielerreichung überprüfbar gemacht werden kann.

in alle Wirtschafts-, Gesellschafts- und Politiksektoren zu integrieren (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/26).

Auch außerhalb des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ wurde das junge Konzept bereits frühzeitig von einer Reihe bedeutender internationaler Organisationen und Institutionen übernommen und in deren Strategien integriert. Dazu zählen das World Resource Institute (WRI), der „Biodiversity Action Plan“ der EU-Kommission, die Weltbank und die staatliche Hilfsorganisation US AID (vgl. HARTJE, 2003). Ebenso sieht die IUCN (World Conservation Union) in einer Empfehlung an den SBSTTA im Ökosystemaren Ansatz den geeigneten Rahmen, um weitere Prinzipien einer nachhaltigen Nutzung von Bioressourcen zu entwickeln, und fordert seine Berücksichtigung in allen thematischen Arbeitsbereichen der Konvention (IUCN, 2000a). Im „Sechsten Umweltaktionsprogramm“ bekennt sich die Europäische Union zur Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes, „...wo immer es möglich ist“ (Art. 6, Abs. 2) (EUROPÄISCHES PARLAMENT, 2002).

Der Ökosystemare Ansatz wurde verschiedentlich bereits auf der Ebene spezifischer Ökosystemtypen angewandt. Anwendungsbeispiele, in deren Rahmen seine Vorgaben sowohl konkretisiert als auch konzeptiv weiter entwickelt wurden, sind ein Managementkonzept der „Food and Agriculture Organisation (FAO)“ der Vereinten Nationen für ein „Ökosystembasiertes Fischereimanagement“ (FAO, 2001) und der „Ökosystemare Ansatz für das Management, den Schutz und die Wiederherstellung der Nordsee“ der „Nordsee-Konferenz“ (NSC, 2002).

Diese Forcierung des Ökosystemaren Ansatzes erstreckt sich auch auf die Forstwirtschaft. Bereits im Rahmen der COP 4 in Bratislava, 1998, wurde entschieden, dass die Umsetzung der Ziele der Konvention sowie einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung auf Basis des Ökosystemaren Ansatzes erfolgen soll (UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7, 1998). Im in Den Haag, 2002, verabschiedeten „Erweiterten Arbeitsprogramm über die Biodiversität in Wäldern“ wird als erstes Ziel die „Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf das Management aller Waldtypen“ genannt (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22, 2002). Hierzu wird die Entwicklung praxisorientierter Richtlinien und Strategien gefordert, um den Ökosystemaren Ansatz regional differenziert auf bewirtschaftete und bewirtschaftungsfreie Wälder sowohl innerhalb als auch außerhalb von Schutzgebieten anzuwenden. Als erster Arbeitsschritt ist die Evaluierung von Schnittstellen, Unterschieden und Gemeinsamkeiten zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und den vorhandenen Konzepten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Hinblick auf Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt vorgesehen, um in weiterer Folge deren wechselseitige Integration zu ermöglichen (UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7, 1998; UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22, 2002; UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VII/12, 2002).

Im Rahmen der Vierten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) in Wien (2003) wurde beschlossen, ein regionales Verständnis der Verbindungen zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wie sie von der MCPFE definiert wurde, zu entwickeln und dieses auf globaler Ebene einzubringen (MCPFE, 2003, Resolution Vienna 4).

An die zitierten Beschlüsse der COP und den in Gang befindlichen internationalen Umsetzungsprozess anknüpfend sollen in der vorliegenden Studie grundlegende Beiträge für eine Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf österreichische Waldökosysteme erarbeitet werden.

Description of the ecosystem approach:

The ecosystem approach is a strategy for the integrated management of land, water and living resources that promotes conservation and sustainable use in an equitable way. Thus, the application of the ecosystem approach will help to reach a balance of three objectives of the Convention: conservation; sustainable use; and the fair and equitable sharing of the benefits arising out of the utilization of genetic resources.

An ecosystem approach is based on the application of appropriate scientific methodologies focused on levels of biological organization, which encompass the essential structure, processes, functions and interactions among organisms and their environment. It recognizes that humans, with their cultural diversity, are an integral component of many ecosystems.

This focus on structure, processes, functions and interactions is consistent with the definition of “ecosystem” provided in Article 2 of the Convention on Biological Diversity.

“Ecosystem” means a dynamic complex of plant, animal and micro-organism communities and their non-living environment interacting as a functional unit.

This definition does not specify any particular spatial unit or scale, in contrast to the Convention’s definition of “habitat”. Thus, the term “ecosystem” does not necessarily correspond to the terms “biome” or “ecological zone”, but can refer to any functioning unit at any scale. Indeed the scale of analysis and the action should be determined by the problem being addressed. It could, for example, be a grain of soil, a pond, a forest, a biome or the entire biosphere.

The ecosystem approach requires adaptive management to deal with the complex and dynamic nature of ecosystems and the absence of complete knowledge or understanding of their functioning. Ecosystem processes are often non-linear, and the outcome of such processes often shows time-lags. The result is discontinuities, leading to surprise and uncertainty. Management must be adaptive in order to be able to respond to such uncertainties and contain elements of “learning-by-doing” or research feedback. Measures may need to be taken even when some cause-and-effect relationships are not yet fully established scientifically.

The ecosystem approach does not preclude other management and conservation approaches, such as biosphere reserves, protected areas, and single-species conservation programmes, as well as other approaches carried out under existing national policy and legislative frameworks, but could, rather, integrate all these approaches and other methodologies to deal with complex situations. There is no single way to implement the ecosystem approach, as it depends on local, provincial, national, regional or global conditions. Indeed, there are many ways in which ecosystem approaches may be used as the framework for delivering the objectives of the Convention in practice (UNEP/CBD/COP/5/Decision V/6) (CBD, 2000a).

Operational guidance for application of the ecosystem approach:

In applying the 12 principles of the ecosystem approach, the following five points are proposed as operational guidance.

1. Focus on the relationships and processes within ecosystem

The many components of biodiversity control the stores and flows of energy, water and nutrients within ecosystems, and provide resistance to major perturbations. A much better knowledge of ecosystem functions and structure, and the roles of the components of biological diversity in ecosystems, is required, especially to understand: (i) ecosystem resilience and the effects to biodiversity loss (species and genetic levels) and habitat fragmentation; and (ii) underlying causes of biodiversity loss; and (iii) determinants of local biological diversity in management decisions. Functional biodiversity in ecosystems provides many goods and services of economic and social importance. While there is a need to accelerate efforts to gain new knowledge about functional biodiversity, ecosystem management has to be carried out even in the absence of such knowledge. The ecosystem approach can facilitate practical management by ecosystem managers (whether local communities or national policy makers).

2. Enhance benefit-sharing

Benefits that flow from the array of functions provided by biological diversity at the ecosystem level provide the basis of human environmental security and sustainability. The ecosystem approach seeks that the benefits derived from these functions are maintained or restored. In particular, these functions should benefit the stakeholders responsible for their production and management. This requires, inter alia: capacity building, especially at the level of local communities managing biological diversity in ecosystems; the proper valuation of ecosystem goods and services; the removal of perverse incentives that devalue ecosystem goods and services; and, consistent with the provisions of the Convention on Biological Diversity, where appropriate, their replacement with local incentives for good management practices.

3. Use adaptive management practices.

Ecosystem processes and functions are complex and variable. Their level of uncertainty is increased by the interaction with social constructs, which need to be better understood. Therefore, ecosystem management must involve a learning process, which helps to adapt methodologies and practices to the ways in which these systems are being managed and monitored. Implementation programmes should be designed to adjust to the unexpected, rather than to act on the basis of a belief in certainties. Ecosystem management needs to recognize the diversity of social and cultural factors affecting natural-resource use. Similarly, there is a need for flexibility in policy-making and implementation. Long-term, inflexible decisions are likely to be inadequate or even destructive. Ecosystem management should be envisaged as a long-term experiment that builds on its results as it progresses. This "learning-by-doing" will also serve as an important source of information to gain knowledge of how best to monitor the results of management and evaluate whether established goals are being attained. In this respect, it would be desirable to establish or strengthen capacities of Parties for monitoring.

4. Carry out management actions at the scale appropriate for the issue being addressed, with decentralization to lowest level, as appropriate

As noted in the description of the ecosystem approach, an ecosystem is a functioning unit that can operate at any scale, depending upon the problem or issue being addressed. This understanding should define the appropriate level for management decisions and actions. Often, this approach will imply decentralization to the level of local communities. Effective decentralization requires proper empowerment, which implies that the stakeholder both has the opportunity to assume responsibility and the capacity to carry out the appropriate action, and needs to be supported by enabling policy and legislative frameworks. Where common property resources are involved, the most appropriate scale for management decisions and actions would necessarily be large enough to encompass the effects of practices by all relevant stakeholders. Appropriate institutions would be required for such decision-making and, where necessary, for conflict resolution. Some problems and issues may require action at still higher levels, through, for example, transboundary cooperation, or even cooperation at global levels.

5. Ensure intersectoral cooperation

As the primary framework of action to be taken under the Convention, the ecosystem approach should be fully taken into account in developing and reviewing national biodiversity strategies and action plans. There is also a need to integrate the ecosystem approach into agriculture, fisheries, forestry and other production systems that have an effect on biodiversity. Management of natural resources, according to the ecosystem approach, calls for increased intersectoral communication and cooperation at a range of levels (government ministries, management agencies, etc.). This might be promoted through, for example, the formation of inter-ministerial bodies within the Government or the creation of networks for sharing information and experience (UNEP/CBD/COP/5/Decision V/6) (CBD, 2000b).

2.3 Die Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes

Die folgenden zwölf Prinzipien (Malawi-Prinzipien) (Kap. 2.4) stellen den inhaltlichen Kern des Ökosystemaren Ansatzes dar. Die Prinzipien sind zueinander komplementär und stehen in wechselseitigem Zusammenhang. In ihrer Summe charakterisieren sie die wesentlichen Inhalte des Ökosystemaren Ansatzes. Die „Liaison Group“ der CBD war sich bei ihrem „Meeting on Ecosystem Approach“ in Paris im September 1999 (Kap. 2.4) bewusst, dass es erforderlich ist, spezifische Begründungen zu jedem einzelnen Prinzip zu schaffen (CBD, 1999; 2000c). Diese ausformulierten Begründungen finden sich dann in Beschluss V/6 im Rahmen der 5. Vertragsstaatenkonferenz (COP 5) in Nairobi/Kenia im Mai 2000 (CBD, 2000c).

Dieser Abschnitt soll innerhalb des vorliegenden Berichtes eine Art Vermittlungsfunktion ausüben. Dem soll durch Querverweise zu den jeweiligen Hauptkapiteln des Berichtes Rechnung getragen werden. Der englische Originalwortlaut der Malawi-Prinzipien und der Erläuterungen ist unter <http://www.biodiv.org> (UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6) verfügbar.

1. Die Ziele des Managements von Land-, Wasser- und lebenden Ressourcen sind das Ergebnis gesellschaftlicher Entscheidungen bzw. Wertbestimmungen (Kap. 5, 9, 10).

Die verschiedenen Bereiche der Gesellschaft begreifen Ökosysteme aus der Sicht ihrer eigenen ökonomischen, kulturellen und gesellschaftlichen Bedürfnisse heraus. Indigene Völker und andere lokale Gemeinschaften, die von der Landnutzung leben, sind wichtige Entscheidungsträger; ihre Rechte und Interessen sollten anerkannt werden. Sowohl die kulturelle als auch die biologische Vielfalt sind zentrale Bestandteile des Ökosystemaren Ansatzes; das Ökosystemmanagement sollte dies berücksichtigen. Gesellschaftliche Entscheidungen sollten so klar wie möglich ausgedrückt werden. Ökosysteme sollten entsprechend den ihnen innewohnenden Werten in einer fairen und gerechten Weise zum direkten und indirekten Vorteil der Menschen bewirtschaftet werden.

2. Das Management sollte dezentralisiert und auf der untersten dafür geeigneten Ebene angesiedelt werden (Kap. 5.4, 5.7, 9, 10)

Dezentrale Systeme können zu größerer Effizienz, Wirksamkeit und Gerechtigkeit führen. Das Ökosystemmanagement sollte alle „Stakeholder“ einbeziehen und einen Ausgleich zwischen lokalen Interessen und dem breiteren öffentlichen Interesse herbeiführen. Je näher das Management sich am Ökosystem befindet, eine desto größere Bedeutung erlangen Verantwortlichkeit, Eigentumsrechte, Zuständigkeit, Partizipation und der Gebrauch lokalen Wissens.

3. Manager von Ökosystemen sollten die (aktuellen und potenziellen) Auswirkungen ihres Handelns auf benachbarte und andere Ökosysteme beachten (Kap. 3, 6, 9, 10)

Managementeingriffe in Ökosysteme üben oft unbekannt oder unvorhersehbare Wirkungen auf andere Ökosysteme aus; daher müssen mögliche Einflüsse sorgfältig bedacht und analysiert werden. Dies kann dazu führen, dass neue Formen der Organisation von Institutionen, die mit Entscheidungsfindung zu tun haben, erforderlich werden, um angemessene Kompromisse erzielen zu können.

4. Um dem Management von Ökosystemen mögliche Vorteile abgewinnen zu können, ist es notwendig, ein Ökosystem in seinem ökonomischen Zusammenhang zu verstehen und zu managen. Jedes derartige Programm für ein Ökosystemmanagement sollte (Kap. 4, 10):

- a) Marktverzerrungen reduzieren, welche die biologische Vielfalt nachteilig beeinflussen;
- b) Anreize zur Förderung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Biodiversität setzen;
- c) Kosten und Nutzen soweit als möglich in das betreffende Ökosystem internalisieren.

Die größte Bedrohung der biologischen Vielfalt liegt in ihrem Verlust infolge von Änderungen der Landnutzung (Kap. 6.5). Diese werden oft von Marktverzerrungen hervorgerufen, welche natürliche Systeme und Populationen unterbewerten und für falsche Anreize und Förderungen sorgen, welche Änderungen der Landnutzung hin zu weniger vielfältigen Systemen begünstigen.

Oft kommen diejenigen, die vom Schutz profitieren, nicht für die mit der Erhaltung verbundenen Kosten auf. In ähnlicher Weise entziehen sich oft diejenigen, die Umweltkosten (z. B. infolge Verschmutzung) verursachen, ihrer Verantwortung. Die Ausrichtung von Anreizen sollte ermöglichen, dass die Verwalter von Ressourcen daraus den Nutzen ziehen können, und gewährleisten, dass die Verursacher von Umweltkosten dafür bezahlen müssen.

5. Die Erhaltung der Struktur und Funktionsfähigkeit von Ökosystemen zur Aufrechterhaltung ihrer Leistungen sollte ein Hauptziel des Ökosystemaren Ansatzes sein (Kap. 3, 10).

Das Funktionieren und die elastische Stabilität von Ökosystemen hängt von den dynamischen Wechselbeziehungen zwischen den Arten, innerhalb der Arten und zwischen den Arten und ihrer abiotischen Umwelt ab, ebenso wie von den physikalischen und chemischen Wechselbeziehungen innerhalb der Umwelt.

6. Ökosysteme müssen innerhalb der Grenzen ihrer Funktionsfähigkeit bewirtschaftet werden (Kap. 3, 6, 10).

Bei der Betrachtung der Wahrscheinlichkeit oder Leichtigkeit, mit der sich Managementziele erreichen lassen, sollten stets die Umweltbedingungen beachtet werden, welche die natürliche Produktivität, Struktur, Funktionsfähigkeit und Vielfalt von Ökosystemen begrenzen. Die Grenzen der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen könnten in unterschiedlichem Ausmaß und auf unvorhersehbare Weise durch zeitlich begrenzte, künstlich aufrechterhaltene Bedingungen beeinflusst sein; dementsprechend sollte das Management mit angemessener Vorsicht erfolgen.

7. Der Ökosystemare Ansatz sollte auf geeigneten räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen angewandt werden (Kap. 3).

Der Ansatz sollte innerhalb räumlicher und zeitlicher Maßstäbe erfolgen, die für die jeweiligen Ziele geeignet sind. Die räumlichen Grenzen für das Management werden auf operativer Ebene von den Nutzern, Managern, Wissenschaftlern sowie der indigenen und lokalen Bevölkerung definiert. Zusammenhänge zwischen Gebieten sollten dort gefördert werden, wo sie notwendig sind. Der Ökosystemare Ansatz basiert auf der hierarchischen Struktur der biologischen Vielfalt, die durch die Interaktion und Integration von Genen, Arten und Ökosystemen charakterisiert ist.

8. Aufgrund der veränderlichen Zeitskalen und der Verzögerungseffekte, die für Ökosystemprozesse charakteristisch sind, sollten Ziele für das Ökosystemmanagement langfristig festgelegt werden (Kap. 3, 4, 9.1.4, 10).

Ökosystem-Prozesse sind durch veränderliche Zeitskalen und Verzögerungseffekte charakterisiert. Dies steht im Gegensatz zur Tendenz des Menschen kurzfristige Gewinne und unmittelbare Vorteile zu bevorzugen.

9. Das Management muss erkennen, dass Wandel und Veränderungen unvermeidlich sind (Kap. 3, 6, 10).

Ökosysteme verändern sich, einschließlich Artenzusammensetzungen und Populationsdichten. Daher sollte sich das Management auf Änderungen einstellen. Abgesehen von der ihnen innewohnenden Dynamik des Wandels werden Ökosysteme von einer Vielzahl menschlicher, biologischer und umweltbedingter Ungewissheiten und potenzieller „Überraschungen“ bedrängt. Traditionelle Störungsregime können für Struktur und Funktion von Ökosystemen wichtig sein und bedürfen möglicherweise der Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung. Der Ökosystemare Ansatz muss ein anpassungsfähiges Management praktizieren, um derartige Veränderungen und Ereignisse vorherzusehen und herbeizuführen. Er sollte darin vorsichtig sein, Entscheidungen zu treffen, die Zukunftsoptionen ausschließen könnten, aber gleichzeitig abmildernde Maßnahmen zur Bewältigung von langfristigen Veränderungen, wie einem Klimawandel (Kap. 6.8), in Betracht ziehen.

10. Der Ökosystemare Ansatz sollte ein angemessenes Gleichgewicht zwischen Schutz und Nutzung der Biodiversität sowie deren Integration anstreben (Kap. 2.2, 6.9, 9, 10).

Die biologische Vielfalt ist sowohl wegen ihres intrinsischen Wertes (Kap. 5.5) als auch wegen ihrer Schlüsselrolle in Ökosystemen und für die Bereitstellung von Umweltleistungen, von denen unser aller Existenz abhängt, entscheidend. In der Vergangenheit herrschte eine Tendenz, die Komponenten der biologischen Vielfalt entweder als geschütztes oder nicht geschütztes Gut zu behandeln. Hier ist ein Übergang zu flexibleren Situationen erforderlich, indem Schutz und Nutzung in einem Zusammenhang gesehen werden und das volle Spektrum an Maßnahmen innerhalb eines Kontinuums, reichend von streng geschützten bis zu künstlichen Ökosystemen, angewandt wird.

11. Der Ökosystemare Ansatz sollte alle Formen von relevanten Informationen berücksichtigen, einschließlich wissenschaftlicher Erkenntnisse und traditionellen Wissen, Innovationen und bewährter Praktiken vor Ort (Kap. 5.6, 5.7, 9.1.6, 9.2.4, 10).

Die Einbeziehung von Informationen aus allen Quellen ist entscheidend für die Entwicklung effektiver Strategien des Ökosystemmanagements. Ein wesentlich besseres Wissen über das Funktionieren von Ökosystemen und den Einfluss menschlicher Nutzungen ist wünschenswert. Sämtliche relevanten Informationen aus allen betroffenen Bereichen sollten mit allen „Stakeholdern“ und Akteuren geteilt werden. Dies schließt u. a. jede Entscheidung nach Artikel (j) des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ mit ein. Die hinter vorgeschlagenen Managementmaßnahmen stehenden Annahmen sollten offengelegt und anhand des verfügbaren Wissens und der Ansichten der „Stakeholder“ überprüft werden.

12. Der Ökosystemare Ansatz sollte alle relevanten Bereiche der Gesellschaft und alle wissenschaftlichen Disziplinen einbeziehen (Kap. 2.2, 5.7, 7.4, 9.1.6, 9.2.4, 10).

Die meisten Probleme des Managements von biologischer Vielfalt sind komplex, mit vielen Wechselwirkungen, Neben- und Folgeeffekten (Kap. 6). Deshalb sollten alle notwendigen Fachkenntnisse einfließen und „Stakeholder“ auf lokaler, nationaler und internationaler Ebene in angemessener Weise beteiligt werden.

2.4 Wichtige Veranstaltungen und ihre Hauptergebnisse auf dem Weg zur Konkretisierung des Ökosystemaren Ansatzes

- Im Rahmen der zweiten Vertragsstaatenkonferenz („Conference of the Parties“, COP 2) in Jakarta, 1995, wird in Entscheidung II/8 der Ökosystemare Ansatz zum „vorrangigen Handlungsrahmen“ für die Umsetzung der Ziele der CBD erklärt (UNEP/CBD/COP/II/Decision 8).
- Gründung der „Inter-Agency Ecosystem Management Task Force“, United States, Juni 1995.
- Das „Sibthorp Seminar“ (UK) im Juni 1996 erörtert Fragen zu traditionellen Schutzansätzen und zur nachhaltigen Entwicklung. Es werden zehn Prinzipien eines Ökosystemmanagements herausgearbeitet (Maltby, 1999).
- Gründung der „Task Group on Ecosystem Approach and Ecosystem Science“, Canada, September 1996.
- „The Keystone National Policy Dialogue on Ecosystem Management“, Keystone Centre, Colorado, United States, Oktober 1996.

- “Informal meeting at the third meeting of Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice” (SBSTTA 3), Montreal, September 1997. Das SBSTTA 3-Meeting konzentrierte sich auf die Art und Weise der Umsetzung und auf rechtliche Implikationen. Die bisher vorliegenden Prinzipien wurden auf ihre Bedeutung, Umsetzbarkeit, zugrunde liegenden Annahmen und erforderlichen Umsetzungsmethoden hin untersucht (Maltby, 1999).
- Bei einem Workshop, der gemeinsam mit der vierten Vertragsstaatenkonferenz (COP 4) in Malawi im Jänner 1998 organisiert wird, können aufbauend auf dem Output des Sibthorp Seminars zwölf Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes für das Biodiversitäts-Management identifiziert werden, die in der Folge meist als Malawi-Prinzipien bezeichnet werden (Dokument UNEP/CBD/COP/4/Inf.9) (Kap. 2.3) (SANDLUND & SCHEI, 1999).
- Im Rahmen der vierten Vertragsstaatenkonferenz (COP 4), 1998, wird die Annahme des Ökosystemaren Ansatzes als Leitstrategie zur Umsetzung der Ziele der CBD und zur Ausarbeitung und Implementierung ihrer thematischen und querschnittsorientierten Arbeitsprogramme bestätigt. Der SBSTTA wird mit der konzeptionellen Weiterentwicklung des Ökosystemaren Ansatzes und der Ausarbeitung von operationalen Richtlinien beauftragt (UNEP/CBD/COP/IV/Decision 1 B, 1998). Im Rahmen des “Arbeitsprogramms über die Biodiversität von Wäldern” wird empfohlen, die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf das Waldmanagement zu fördern, ihn in Nationale Forstprogramme zu übernehmen und Fallstudien über vorliegende Erfahrungen auszuwerten (UNEP/CBD/COP/4/Decision 7, 1998).
- Diskussionen in der “Ecosystem Conservation Group”, die sich u. a. aus folgenden Organisationen zusammensetzt: United Nations Environment Programme (UNEP), Food and Agricultural Organization (FAO), the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), the United Nations Development Programme (UNDP), the World Bank, IUCN (World Conservation Union), the World Wide Fund for Nature (WWF) and the World Conservation Monitoring Centre (WCMC).
- “Workshop on Integrated Planning At Different Scales: Policy and Practice”, Perth, Scotland, April 1999. Der Workshop konzentriert sich u. a. auf die Ökosystemaren Ansätze verschiedener Länder.
- Beim „Global Biodiversity Forum“ in Bratislava im Mai 1998 werden die Malawi-Prinzipien präsentiert und diskutiert (Maltby, 1999).
- "An ecosystem approach under the CBD", IUCN-CEM (Commission on Ecology and Management) Technical Meeting, Costa Rica, Mai 1999. Das Treffen beleuchtet vor allem die Relevanz der Malawi-Prinzipien aus einer regionalen und globalen Perspektive. Die Teilnehmer heben die Wichtigkeit von Pilotprojekten hervor, bei denen der Wert des Ansatzes und das Feedback der Wissenschaft zu den „Stakeholders“ herausgearbeitet werden.
- Bei einem Workshop auf der Insel Vilm in Deutschland im November 1998 wird die Bedeutung des Ökosystemaren Ansatzes für die europäischen Ökosysteme diskutiert (Bundesamt für Naturschutz, 1999).
- Bei der „UN-Konferenz über den Ökosystemaren Ansatz für eine nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt“ im September 1999 in Trondheim werden u. a. folgende Themenbereiche eingehend diskutiert: „Ökosystemarer Ansatz und nachhaltige Nutzung“, „Dezentralisierung von Ressourcen-Management“, „Management in einer dynamischen Umwelt“, „Die Soziokultur von nachhaltiger Ressourcen-Nutzung“, „Kaskadeneffekte bei der Ressourcen-Ausnutzung von Ökosystemen“, „Ökosystemarer Ansatz bei der Nutzung forstlicher Ressourcen“ und „Globalisierung versus Dezentralisierung“.
- „CBD Liaison Group“, Paris, September 1999. Die Liaison Group entwickelt u. a. Handlungsvorschläge, die auf die Implementierung jedes Prinzips abzielen.

- Der SBSTTA formuliert im Dokument „Ecosystem Approach: further conceptual elaboration“ Erläuterungen zu den Malawi-Prinzipien, operationale Richtlinien für deren Umsetzung und gibt weitere Anwendungshinweise sowie Maßnahmenempfehlungen (UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999).
- Die vom SBSTTA vorgeschlagenen Begründungen der Malawi-Prinzipien sowie die operationalen Richtlinien zur Umsetzung werden in Beschluss V/6 im Rahmen der COP 5 in Nairobi/Kenia im Mai 2000 angenommen (UNEP/CBD/COP/V/23/Decision 6, 2000).
- Im Rahmen der COP 6 in Den Haag/Niederlande im April 2002 wird der Ökosystemare Ansatz als Umsetzungsstrategie zahlreicher Arbeitsbereiche der CBD bestätigt. In Beschluss VI/12 wurde u. a. die vermehrte Durchführung von Fallstudien zu seiner Weiterentwicklung gefordert. In Beschluss VI/22 wurde als erstes Ziel eines erweiterten Arbeitsprogrammes über die Biodiversität von Wäldern die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf das Management aller Waldtypen festgelegt und die Notwendigkeit der Entwicklung regional differenzierter Richtlinien und Strategien für die Umsetzung betont. Die Beziehungen zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und dem Konzept einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung sollen untersucht sowie Vorschläge zur wechselseitigen Integration erarbeitet werden (UNEP/CBD/COP/VI/20/Decisions 12, 22, 2002).

2.5 Zusammenfassung

Das Konzept des Ökosystemaren Ansatzes wurde im Rahmen des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (CBD, 1992) formuliert. Diese ist das erste völkerrechtlich verbindliche Dokument, das den Schutz der Biodiversität global und umfassend behandelt. Es wurde auch von Österreich ratifiziert.

Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ dient dem Schutz der Vielfalt von Genen, Arten, Populationen und Ökosystemen und verfolgt drei Hauptziele:

- die Erhaltung der biologischen Vielfalt,
- die nachhaltige Nutzung der Komponenten der biologischen Vielfalt, und
- die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung von genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile.

Um diese Ziele zu realisieren, wurde der Ökosystemare Ansatz als konzeptioneller Handlungsrahmen für ein alle Nutzungssektoren und Politikfelder übergreifendes Management von Land- und Wasserressourcen sowie lebender biologischer Ressourcen formuliert. Ein derartiges integriertes Management strebt ein Gleichgewicht zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen in einer ausgewogenen und sozial gerechten Weise an. Dabei ist vorgesehen, dass die Kooperation sowie Partizipation von Beteiligten und Betroffenen an Entscheidungsprozessen einen wesentlichen Bestandteil der Umsetzung bildet. Die Vernetzung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte der biologischen Vielfalt ergibt

¹⁸ Ein „wissenschaftliches Paradigma“ ist nach KUHN (1962) eine Konstellation von Begriffen, Werten und Techniken, die eine wissenschaftliche Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die von dieser zur Definition von Problemen und Lösungen verwendet wird. CAPRA (1986) verallgemeinert diese Definition zum Begriff des „sozialen Paradigmas“. Dieses wird von ihm als eine Konstellation von Begriffen, Werten, Wahrnehmungen und Praktiken definiert, die eine Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die eine besondere Sicht der Realität bildet, welche der Art und Weise zugrunde liegt, wie sich eine Gemeinschaft selbst organisiert. Paradigmenwechsel spielen sich nach KUHN (1962) in Form von Umbrüchen ab.

¹⁹ hier: handlungsbezogen, verfahrensbezogen

eine neuartige Sichtweise, die einem Paradigmenwechsel²⁰ in der Umwelt- und Ressourcenpolitik gleichkommt. Der Ökosystemare Ansatz ist ein umfassendes Konzept, das keine anderen Management- und Schutzansätze ausschließt und Interpretations- und Handlungsspielräume offen lässt.

Im Ökosystemaren Ansatz wird das *gesamte* Wirkungsgefüge *aller* menschlichen Einflüsse auf die biologische Vielfalt, einschließlich deren Wechselwirkungen und Rahmenbedingungen, berücksichtigt und damit die *gesamtgesellschaftliche* Verantwortung für einen nachhaltigen Umgang mit der Biodiversität betont.

Seine inhaltliche Grundlage bilden die zwölf so genannten „Malawi-Prinzipien“, die ökologische, ökonomische, ethisch-soziale und sozio-kulturelle Grundsätze des Ökosystemmanagements beinhalten, sowie die „operationalen“²¹ Richtlinien“ zu ihrer Umsetzung. Die Prinzipien sind komplementär und inhaltlich verschränkt und müssen somit im wechselseitigen Zusammenhang interpretiert werden. Darin wird erkannt, dass der Mensch mit seiner kulturellen Vielfalt ein integraler Bestandteil der Ökosysteme ist. Das Management von Ökosystemen sollte innerhalb der Grenzen ihrer Funktionsfähigkeit und unter Erhaltung ihrer Strukturen und Funktionen zum direkten und indirekten Vorteil und Nutzen des Menschen erfolgen. Langfrist-Denken, Flexibilität, Lern- und Anpassungsfähigkeit des Managements sollten zentrale Elemente eines Ökosystemaren Ansatzes sein, da Verzögerungseffekte, veränderliche Zeitskalen und die raum-zeitliche Dynamik stetigen Wandels ökosystemimmanente Eigenschaften sind. Dies erfordert ein adaptives Management, das als iterativer Prozess aufzufassen ist, d. h. die Methoden des Managements sollten durch Rückkoppelung mit dessen Ergebnissen laufend verbessert werden. Das Management sollte stets auf den geeigneten räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen erfolgen, die situationsabhängig definiert werden müssen. Das Verstehen von Ökosystemen in ihrem ökonomischen Kontext bildet die Voraussetzung dafür, dass Marktverzerrungen, die zur Unterbewertung von natürlichen Gütern führen, beseitigt werden, Anreize zur Förderung der Biodiversität gesetzt und die Kosten für Schutz und Erhaltung der biologischen Vielfalt internalisiert werden können. Der Ökosystemare Ansatz anerkennt das Recht lokaler und indigener Bevölkerungen und Interessengruppen, an Entscheidungen über die Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen und an deren Nutzen angemessen beteiligt zu werden. Die Betonung von Partizipation und Kooperation kommt auch in der Forderung zum Ausdruck, alle relevanten Informationen, einschließlich lokalem Wissen und traditioneller Landnutzungspraktiken, einzubeziehen. Das Ökosystemmanagement sollte so weit als möglich dezentralisiert und auf der jeweils untersten geeigneten Ebene angesiedelt werden. Dabei ist auf eine ausreichende Ausstattung der lokal Verantwortlichen mit den für die Durchführung erforderlichen Ressourcen, Finanzmitteln, Kenntnissen und Verantwortlichkeiten zu achten. Managementmaßnahmen sollten mit angemessener Sorgfalt und unter Anwendung des Vorsichts- und Vorsorgeprinzips durchgeführt werden.

Der Ökosystemare Ansatzes muss unter den jeweiligen nationalen, regionalen und lokalen Rahmenbedingungen für die Anwendung auf der Ebene spezifischer Ökosysteme konkretisiert werden. Hierzu gehört nach Beschlüssen der Vertragsstaatenkonferenz (COP) auch die Entwicklung von praktischen Methoden, Richtlinien, Strategien und Indikatoren für eine regional angepasste Anwendung auf Wälder. Weitere Beschlüsse der COP fordern die Integration des Ökosystemaren Ansatzes in nationale Forstpolitiken (Kap. 10).

²⁰ Ein „wissenschaftliches Paradigma“ ist nach KUHN (1962) eine Konstellation von Begriffen, Werten und Techniken, die eine wissenschaftliche Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die von dieser zur Definition von Problemen und Lösungen verwendet wird. CAPRA (1986) verallgemeinert diese Definition zum Begriff des „sozialen Paradigmas“. Dieses wird von ihm als eine Konstellation von Begriffen, Werten, Wahrnehmungen und Praktiken definiert, die eine Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die eine besondere Sicht der Realität bildet, welche der Art und Weise zugrunde liegt, wie sich eine Gemeinschaft selbst organisiert. Paradigmenwechsel spielen sich nach KUHN (1962) in Form von Umbrüchen ab.

²¹ hier: handlungsbezogen, verfahrensbezogen

3 ÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN DER BIOLOGISCHEN VIELFALT

Der weltweite Verlust an biologischer Vielfalt wurde mittlerweile als eines der vordringlichsten Umweltprobleme der Gegenwart erkannt. Die Aufmerksamkeit von Wissenschaft und Weltöffentlichkeit hat dabei zunächst v. a. die Abnahme der Artenvielfalt erregt. Im heutigen Verständnis wird der Begriff der Biodiversität jedoch weit umfassender aufgefasst und erweist sich bei genauerer Betrachtung als schwierig zu definieren und zu operationalisieren (Kap. 3.1, 3.2, 3.5).

Von ähnlichen Schwierigkeiten begleitet ist auch der Versuch der systematischen Erfassung und Inventarisierung der biologischen Vielfalt, auch wenn man die Betrachtung rein auf die Komponente der Artenvielfalt beschränkt. Gegenwärtig ist nicht einmal annähernd bekannt, wie viele Arten es auf der Erde gibt. Weltweit sind derzeit ca. 1,75 Mio. Arten beschrieben worden. Dies sind vermutlich nur 14 % der gesamten Artenzahl der Erde, die man auf ca. 13,6 Mio. Arten schätzt. Relativ gut beschrieben sind die Pflanzen und die Wirbeltiere. Besonders große Wissenslücken gibt es bei den Mikroorganismen und bei den Gliedertieren. Vor allem die Insekten dominieren die Artenvielfalt der Erde. Zwei Drittel aller zur Zeit bekannten Arten stammen aus dieser Gruppe. Es gibt allein unter den Käfern etwa doppelt so viele Arten wie bei den Pflanzen, und zehnmal so viele Arten wie bei den Wirbeltieren (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER DEUTSCHEN BUNDESREGIERUNG, 1999).

Über die Geschwindigkeit des anthropogen verursachten Artensterbens gibt es unterschiedliche Schätzungen. Nach CHAPIN et al. (2000) sind global bisher etwa 5 % der Fischarten, 8 % der Pflanzenarten, 11 % der Vogelarten und 20 % der Säugetierarten aufgrund menschlicher Aktivitäten ausgestorben. Damit dürfte die Rate der Artenverluste 100 bis 1.000 mal größer sein als jene vor dem Auftreten des Menschen.

Tab. 1: Abschätzung der weltweiten Artenzahl. Die Abschätzung wurde wie folgt kategorisiert: gut = innerhalb eines Faktors 2; mäßig = innerhalb eines Faktors 5; gering = innerhalb eines Faktors 10; sehr gering = nicht innerhalb derselben Größenordnung (HEYWOOD, 1997).

Gruppe	Beschriebene Arten (in 1.000)	Geschätzte Anzahl von Arten (in 1.000)			Anteil (% der Arbeitsschätzung)	Abschätzungssicherheit
		Untergrenze	Arbeitsschätzung	Obergrenze		
Viren	4	50	400	1.000	2,9	sehr gering
Bakterien	4	50	1.000	3.000	7,3	sehr gering
Pilze	72	200	1.500	2.000	11,0	mäßig
Einzeller	40	60	200	200	1,5	sehr gering
Algen	40	150	400	1.000	2,9	sehr gering
Gefäßpflanzen	270	300	320	500	2,3	gut
Fadenwürmer	25	100	400	1.000	2,9	gering
Krebstiere	40	75	150	200	1,1	mäßig
Spinnentiere	75	300	750	1.000	5,5	mäßig
Insekten	950	2.000	8.000	100.000	58,7	mäßig
Mollusken	70	100	200	200	1,5	mäßig
Wirbeltiere	45	50	50	55	0,4	gut
Andere	115	200	250	800	1,8	mäßig
Gesamt	1.750	3.635	13.620	110.955	99,8	sehr gering

Tab. 2: Gefährdungsausmaß von autochthonen Wirbeltierklassen sowie Farn- und Blütenpflanzen in Österreich (BMUJF, 1997).

Gruppe	Gefährdungskategorie					nicht gefährdet	Summe Kategorie 0–4
	0	1	2	3	4		
Säugetiere	5	4	3	18	13	39	52 %
Vögel	23	24	11	22	42	97	56 %
Reptilien	1	1	4	8	1	1	94 %
Amphibien	0	1	6	14	0	0	100 %
Fische u. Rundmäuler	5	5	7	13	9	21	65 %
Farn- u. Blütenpflanzen	53	156	300	401	171	1.791	38 %

Gefährdungskategorie: 0...ausgestorben, ausgerottet oder verschollen; 1...vom Aussterben bedroht; 2...stark gefährdet; 3...gefährdet; 4...potenziell gefährdet.

3.1 Definition

Der Begriff „Biodiversität“ oder „biologische Vielfalt“ ist eine vergleichsweise junge Wortschöpfung, die erstmals durch die Publikation des Buches „BioDiversity“ durch WILSON & PETER (1988) popularisiert wurde und spätestens seit dem Erdumweltgipfel in Rio 1992 und dem dort formulierten „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (CBD) (Kap. 2.1) zu einem Leitmotiv der internationalen Umweltpolitik, aber auch der Forstpolitik, avanciert ist. Der Gebrauch als modisches oder populärwissenschaftliches Schlagwort hat viel zur Bewusstseinsbildung und Problemwahrnehmung beigetragen, jedoch hat die rasche Aneignung des Neologismus durch die Öffentlichkeit und unterschiedliche wissenschaftliche Disziplinen auch zu wachsender Ambiguität und inhaltlicher Unschärfe des Begriffs geführt. Selbst innerhalb der Naturwissenschaften wird der Begriff „Biodiversität“ häufig eher intuitiv gebraucht als explizit definiert und damit quasi als „black box“ behandelt. Die resultierende Leerformelhaftigkeit vieler Definitionen begünstigt einerseits dessen Funktion als konsensstiftende und motivationsfördernde umweltpolitische Leitidee, erschwert andererseits jedoch die Operationalisierung. Die „semantische Diversität“ vieler formeller und informeller Definitionen reflektiert dabei die Vielfalt der zugrundeliegenden wissenschaftlichen Konzeptionen von „biologischer Vielfalt“ (KAENNEL, 1998).

Diversität ist die Eigenschaft von Dingen und lebenden Systemen, sich voneinander zu unterscheiden. Biodiversität selbst ist somit keine Entität²², sondern ein Merkmal und Charakteristikum der Natur (SOLBRIG, 1994). Alle Lebewesen und die von ihnen besiedelten Lebensräume sowie die von diesen aufgebauten Funktionsgefüge auf allen Organisationsebenen besitzen die Systemeigenschaft Diversität (BLAB et al., 1995). Die biologische Vielfalt beschränkt sich im Gegensatz zum häufigen umgangssprachlichen Gebrauch somit nicht auf die Bedeutung als Synonym zu „Artenvielfalt“. Die meisten modernen Definitionsansätze im Sinne der CBD (1992) spiegeln ein wesentlich umfassenderes Verständnis wider und beziehen sich auf die Vielfalt von Genen, Individuen, Arten, Populationen, Gemeinschaften und Lebensräumen.

Eine weithin akzeptierte Definition des Begriffs „Biodiversität“, die sich in ähnlichen Formulierungen in zahlreichen zeitgemäßen Begriffsbestimmungen wiederfindet, wird in der Helsinki-Resolution H2 der „Ministerkonferenz über den Schutz von Wäldern in Europa“ gegeben:

²² Entität: ein existierendes Ding

„Biodiversität bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter u. a. Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten, zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“ (Helsinki Resolution H2, MCPFE, 1993b; BGBl. Nr. 213/1995).

Der operationelle wissenschaftliche Umgang mit einem inhaltlich derart breiten Konzept kann mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden sein. KAENNEL (1998) empfiehlt daher in Abhängigkeit von der jeweiligen wissenschaftlichen Fragestellung stärker kontextbezogene Definitionen zu verwenden und in weiterer Folge konsistent zu gebrauchen.

3.2 Modellvorstellungen der biologischen Vielfalt

Neben der biotischen Vielfalt von Genen, Organismen, Arten, Populationen und Gemeinschaften schließt der Begriff „Biodiversität“ die strukturelle Vielfalt von Lebensräumen ein, die sowohl biotische als auch abiotische Faktoren umfassen kann. Die Komponente der Strukturvielfalt bezeichnet die räumlich-organisatorische bzw. ökomorphologische Mannigfaltigkeit von Biotopen, Geotopen, Nischen, Kompartimenten und Ressourcen innerhalb eines Ökosystems oder Landschaftsausschnitts, die Komplexität von Habitaten auf der Mikro- und Makroebene sowie auf den übergeordneten räumlichen Ebenen die Raum- und Systemvielfalt, die aus der Vergesellschaftung unterschiedlicher Landschaftsökosysteme, Hemerobiestufen, Landnutzungsarten und -intensitäten resultiert (FINKE, 1986; HABER, 1979a). Dabei kann das Vorhandensein eines Organismus ein Habitat diversifizieren und als Lebensraum für einen anderen Organismus prädisponieren. So bestimmt die architektonische Komplexität von Pflanzenbeständen, d. h. beispielsweise die Struktur der Borke von Lebend- und Totholz, die Zusammensetzung der Streuschicht, Moos- und Flechtenüberzüge auf Pflanzen, Blütenkelche, Blattoberflächen etc., das Angebot an Mikrohabitaten für Wirbellose und damit einen großen Teil der Artenvielfalt in Waldökosystemen. Die positive Korrelation zwischen der räumlich-strukturellen Komplexität von Lebensräumen, die das Angebot an Nischen und Ressourcen bestimmt, und der Artenvielfalt wurde in der Ökologie bereits früh erkannt (ODUM, 1983; BEGON et al., 1991). Die so genannten „biozönotischen Grundregeln“ von THIENEMANN (1956; zit. bei REMMERT, 1992) beschreiben diesen grundlegenden Zusammenhang zwischen Heterogenität und innerer Kompartimentierung von Lebensräumen einerseits und der Artenvielfalt andererseits:

- Je vielfältiger die Lebensbedingungen sind, desto höher ist die Zahl der Arten, desto geringer aber deren Individuenzahl.
- Je einseitiger bzw. je extremer die Lebensbedingungen sind, desto artenärmer ist die Biozönose, desto größer jedoch die Individuenzahl der einzelnen Arten.

So sind beispielsweise die Schichtung von Waldbeständen und die Strukturierung des Kronenraums ein einflussreicherer Faktor für die Vielfalt von Gemeinschaften der Waldvogelfauna als die Baumartenvielfalt (Mac ARTHUR/MacARTHUR, 1961; zit. bei MAGURRAN, 1988).

Auf dieser Dichotomie von Arten- und Strukturvielfalt basiert ein Modell der Biodiversität, das zwischen drei Komponenten differenziert (HABER, 1979a, 1979b) (siehe Abb. 45, Anhang Kap. 12.1.1):

- α -Diversität: Artenvielfalt;
- β -Diversität: Strukturvielfalt innerhalb eines Landschaftselementes;
- χ -Diversität: Raum- und Ökosystemvielfalt einer Landschaft, die aus einem Mosaik verschiedener, in sich relativ homogener Landschaftselemente bzw. Flächennutzungstypen besteht.

WHITTAKER (1977), NOSS (1983) u. a. haben ein Modell entwickelt, das auf die biotische Artenvielfalt – ausgedrückt beispielsweise in Form von Diversitäts-Indizes – fokussiert, jedoch die Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen verschiedenen Habitaten in die gesamte Biodiversität eines Landschaftsraumes einbezieht. Hierbei werden folgende Elemente der biologischen Vielfalt unterschieden (siehe Abb. 46, Anhang Kap. 12.1.2):

- α -Diversität: Artenvielfalt innerhalb eines Habitats (within-habitat diversity);
- β -Diversität: Rate der Änderung der Artenzusammensetzung bzw. der Artenvielfalt entlang von Gradienten abiotischer Umweltfaktoren zwischen unterschiedlichen, aneinandergrenzenden Habitaten, oder auch im Rahmen des Vergleichs der Artenzusammensetzungen beliebiger Artengemeinschaften (between-habitat diversity);
- χ -Diversität: Artenvielfalt innerhalb eines regionalen Landschaftsausschnittes, der aus mehreren verschiedenen Habitaten besteht;
- ε -Diversität: Artenvielfalt auf übergeordneten räumlichen Ebenen, d. h. z. B. innerhalb einer biogeographischen Provinz oder eines Bioms;
- δ -Diversität: Änderungsrate der Artenvielfalt zwischen den räumlichen Ebenen eines regionalen Landschaftsausschnittes und einer biogeographischen Zone, d. h. zwischen zwei Raumeinheiten, innerhalb derer χ - und ε -Diversität herrschen.

Zwischen diesen Elementen bestehen gesetzmäßige Beziehungen: Der Wert von β ist umso höher, je weniger Arten beide Habitate gemeinsam haben; α kann nicht höher als χ sein; wenn entweder α oder β hoch sind, muss auch χ hoch sein. Auf analoge Weise kann auch die Artenvielfalt auf der Ebene von Mikrohabitaten analysiert werden. Die Strukturkomponente ist in dieses Modell insofern integriert, als die Veränderung der Artenzusammensetzung entlang abiotischer Umweltgradienten, wie Temperatur oder Licht, auf indirekte Weise die Strukturvielfalt widerspiegelt.

3.2.1 Ebenen der Biodiversität

Das Leben ist in verschiedenen, hierarchisch geordneten und einander durchdringenden Ebenen organisiert. Dementsprechend findet sich die Eigenschaft der Biodiversität auf allen Ebenen der biologischen Organisation, reichend von Genen über Individuen, Arten und Populationen bis zu Gemeinschaften, Ökosystemen und ganzen Landschaften (NOSS, 1990; BLAB et al., 1995).

- **Genetische Ebene:** Diese bezeichnet die Variabilität der Erbmasse und die Gesamtheit der erblichen Variation innerhalb von Populationen sowie zwischen Populationen bzw. innerhalb von kommunizierenden Metapopulationen von Arten. Genetische Vielfalt manifestiert sich in der Diversität und Variabilität von Genen, Allelen, Chromosomen und Nukleotiden von Individuen unterschiedlicher Arten und lässt sich durch Merkmale wie Heterozyotie, Genfrequenzen und Gendrift charakterisieren. Nicht jedes Individuum verfügt über die vollständige genetische Information des Genpools einer Population, ebenso ist die genetische Ausstattung der Individuen einer Population nicht ident. Zudem wird die Erbinformation in unterschiedlichem Ausmaß von Individuen einer Generation zu Individuen der Folgegeneration weitergegeben. Vielfalt der Gene beschränkt sich somit nicht auf taxonomisch erfassbare Spezies, sondern beinhaltet die intraspezifische genetische Mannigfaltigkeit von lokalen Ökotypen, Rassen und (Sub)Varietäten. Eine möglichst breite genetische Variabilität innerhalb einer Art bildet die Voraussetzung für eine adäquate Anpassungsfähigkeit bei wechselnden Umweltbedingungen und somit für die Überlebensfähigkeit und -wahrscheinlichkeit einer Art. Die Variabilität der Genome kann somit im Hinblick auf einen möglichen, natürlichen oder anthropogen induzierten Klimawandel sowie zahlreiche andere anthropogene Stressfaktoren zentrale Bedeutung erlangen. Die genetischen Ressourcen stellen quasi das akkumulierte Gedächtnis der Evolution des Lebens

und das Resultat der evolutionären Mechanismen von Artbildung, Weiterentwicklung und Extinktion von Arten dar. Das Aussterben einer Tier- oder Pflanzenart bedeutet somit den irreversiblen Verlust von in naturgeschichtlichen Zeiträumen evolvierter genetischer Information.

- **Ebene der Populationen:** Als Population wird eine Fortpflanzungsgemeinschaft von miteinander in genetischem Austausch stehenden Individuen einer Art innerhalb eines Areals oder eines Habitats bezeichnet. Geographisch getrennte Populationen derselben Art, zwischen denen genetische Kommunikation besteht, werden als Metapopulationen bezeichnet. Die Vielfalt von Populationen kann durch Merkmale wie Dichte bzw. absolute Abundanzen (Anzahl der Individuen je Flächeneinheit), Deckungswerte, Biomasse, Dispersion, demographische Struktur, z. B. Alters- oder Geschlechterstruktur, sowie demographische Prozesse wie Fluktuationenmuster der Populationsdichte, wie sie zum Beispiel bei Waldschmetterlingsarten (MYERS, 1988) auftreten, charakterisiert werden. In räumlich-struktureller Hinsicht können Populationen Habitaten, Biotopen oder Arealen zugeordnet werden.
- **Ebene der Arten:** Arten stellen die meistbenutzte Betrachtungsebene der biologischen Organisation dar. Wichtige Merkmale und häufig gebrauchte Indikatoren des artenbezogenen Vielfaltsbegriffs umfassen beispielsweise die Artenzahl (species richness) innerhalb eines bestimmten Gebietes, die Artendichte und absolute Abundanzen (Anzahl der Individuen einer Art je Flächeneinheit). Als wohl populärster und meistgebrauchter Biodiversitäts-Indikator fungiert die Artenvielfalt, wobei diese eine aggregierte Größe der beiden Parameter Artenzahl und relative Abundanz (Anzahl der Individuen je Art) darstellt. Die relative Abundanz ist ein Maß für die Ausgeglichenheit (evenness, equitability), mit welcher Arten innerhalb einer Lebensgemeinschaft repräsentiert sind (Kap. 3.5.1).
- **Ebene der Gemeinschaften und Ökosysteme:** Eine Lebensgemeinschaft umfasst sämtliche Individuen und Populationen aller in einem bestimmten Lebensraum vorkommenden Arten. Der Begriff des Ökosystems beinhaltet sowohl die Vielfalt der Organismen als auch der abiotischen Lebensbedingungen, und damit auch die Diversität von Strukturen, Habitaten, Biotopen und ökologischen Nischen innerhalb eines funktionell zusammengehörigen Lebensraumkomplexes.
- **Ebene der (regionalen) Landschaft:** Innerhalb eines großräumigen Landschaftsausschnittes fügen sich räumlich vergesellschaftete, aneinandergrenzende oder verzahnte Ökosysteme, Landnutzungseinheiten oder Landschaftselemente mit ihren Lebensgemeinschaften zur Entstehung eines Landschafts- und Gemeinschaftsmosaiks.

Die beschriebenen hierarchisch gegliederten Ebenen der biologischen Organisation korrespondieren mit den räumlichen Maßstabebenen. Sie greifen ineinander, sind miteinander verwoben und stehen untereinander in Wechselwirkung. Dabei inkorporiert jede höhere Ebene die Eigenschaften aller niedrigeren Ebenen und beschränkt gleichzeitig deren Systemverhalten.

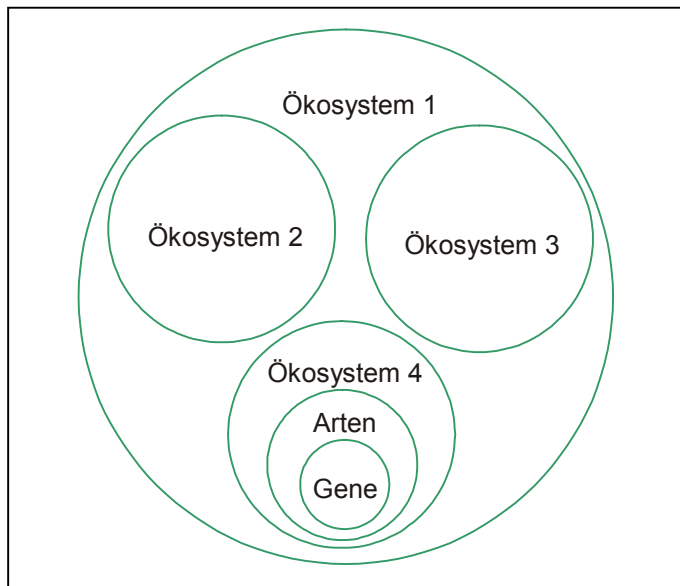


Abb. 3: Ebenen der biologischen Vielfalt (nach UNEP/CBD/COP/4, 1998).

3.2.2 Komposition – Struktur – Funktion

Die bisher genannten konzeptionellen Ansätze zur modellhaften Beschreibung der Biodiversität leiden unter einem gemeinsamen Mangel, nämlich der Einbeziehung von Prozessen und Funktionen (NOSS, 1990).

NOSS (1990) und NOSS & COOPERRIDER (1994) erweitern das Konzept der hierarchischen biologischen Organisationsebenen durch eine systematische Unterscheidung von drei grundlegenden Komponenten der Biodiversität, die gleichsam einander durchdringende Sphären darstellen und sich auf jeder Ebene der ineinander verschachtelten Hierarchie wiederfinden:

- **Komposition:** Diese beschreibt Eigenschaften der Einzelelemente eines Systems und bezeichnet somit die Identität, Anzahl, Vielfalt, Häufigkeit und Dominanz der einzelnen Elemente der betrachteten Ebene der Biodiversität. Beispiele für kompositorische Eigenschaften auf den unterschiedlichen biologischen Ebenen sind Allel-Diversität, die Präsenz seltener Gene, Populationsdichten, Listen vorhandener Arten, Baumartenanteile, Überschirmungsgrade einzelner Baumarten oder Flächenanteile einzelner Bestandestypen (siehe Anhang Kap. 12.2.1).
- **Struktur:** Diese steht für die Anordnung der Systemelemente, die physische Organisation und gesamte räumliche Ordnung und Musterung eines Systems. Auf den unterschiedlichen biologischen Ebenen und räumlichen Skalen können Struktureigenschaften beispielsweise als Heterozyotie, geno- und phänotypisch bedingte Wuchsformen, demographische Populationsstruktur (Altersstruktur, Geschlechterverhältnis), vertikale Bestandeschichtung, Kronenraumstruktur und Belaubungsdichte, räumliche Verteilung von liegendem und stehendem Totholz, Verteilung von Substrat- und Reliefmerkmalen, Grenzliniendichte sowie Durchgängigkeit oder Fragmentierung von Landschaften in Erscheinung treten (siehe Anhang Kap. 12.2.1).
- **Funktion:** Diese stehen mit allen Arten von ökologischen und evolutionären Prozessen in Zusammenhang und resultieren aus der Dynamik von Ökosystemen. Funktionen umfassen sämtliche Flüsse von Energie, Stoffen und Informationen in und zwischen Ökosystemen und beinhalten alle Interaktionen und Interdependenzen zwischen den Elementen eines Systems, zwischen Systemebenen, zwischen Subsystemen und dem Gesamtsystem.

tem sowie zwischen dem System und seiner Außenwelt. Prozesse sind stets mit Veränderungen auf der Zeitskala verbunden und münden auf der physisch-räumlichen Ebene häufig in Veränderungen von Struktur und Komposition (Kap. 3.3). Beispiele sind Gendrift und Mutationsraten, Lebenszyklen von Individuen (Geburt, Wachstum, Metamorphosen, Tod), Populationsdynamik (Fertilität, Mortalität), interspezifische Konkurrenz, Symbiosen, Räuber-Beute-Beziehungen, Erosionsprozesse, Wasserkreislauf, Sukzessionsabläufe und natürliche Störungs- und anthropogene Managementregime (Frequenz, Periodizität, Intensität etc.) (siehe Anhang Kap. 12.2.1). Da die Fähigkeit zur Entwicklung, Anpassung und Reorganisation die Voraussetzung für die Lebens- und Überlebensfähigkeit von Systemen darstellt und die zeitlich-räumliche Dynamik daher geradezu ein konstituierendes Merkmal von Ökosystemen bildet (BEER, 1973; ASHBY, 1974), erscheint es angebracht, neben kompositorischer und struktureller Vielfalt von funktionaler bzw. prozessualer Vielfalt zu sprechen.

Die skizzierte Modellvorstellung der Biodiversität stellt einen umfassenden, integrativen und ganzheitlichen konzeptionellen Ansatz dar, der die Selektion von operationellen Indikatoren zur Bewertung und zum Monitoring von biologischer Vielfalt, welche der jeweiligen Fragestellung und betrachteten Maßstabebene adäquat ist, erlaubt, und gleichzeitig der Komplexität der realen Welt besser gerecht wird als andere, stärker vereinfachende Modelle (siehe Abb. 4).

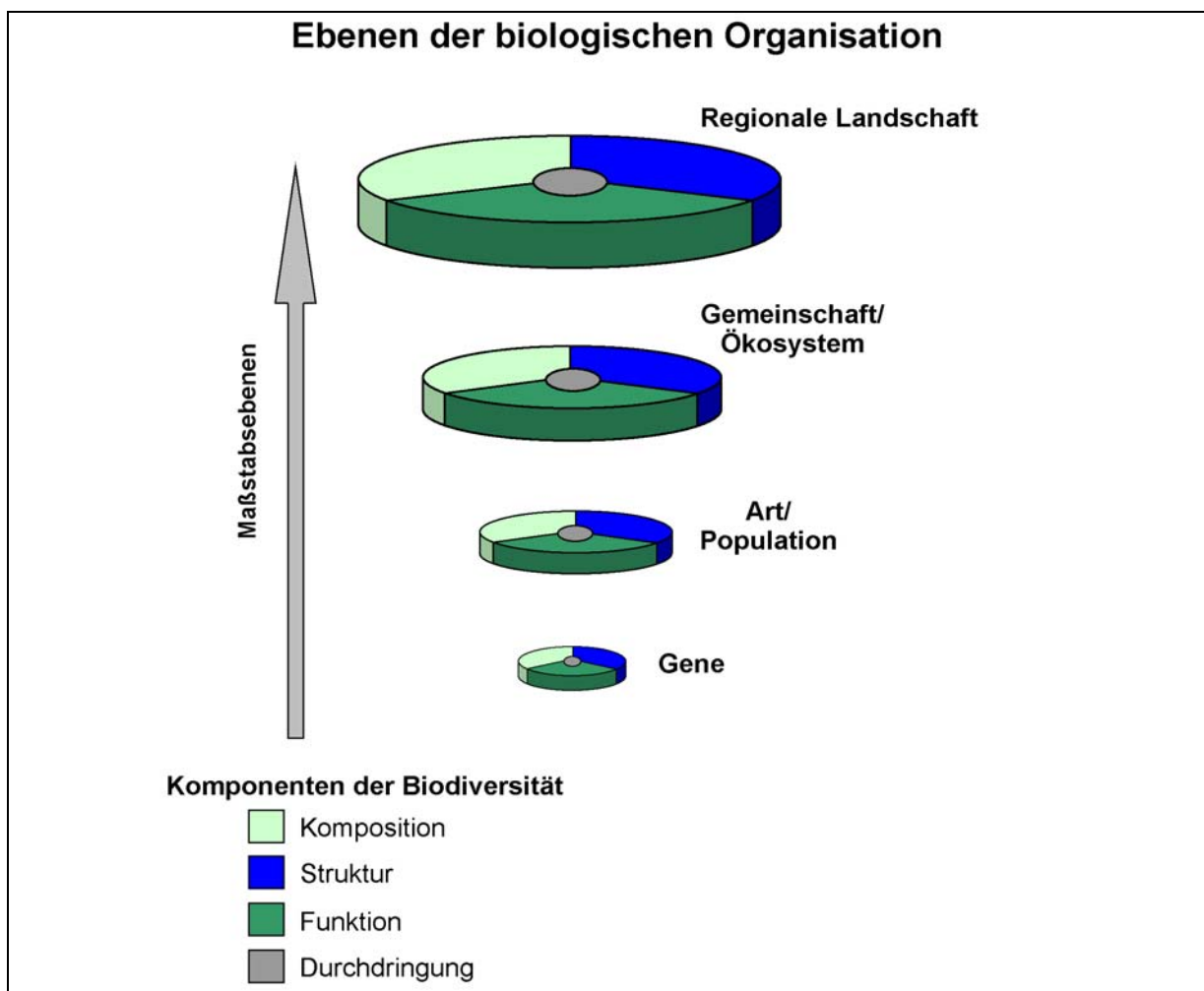


Abb. 4: Modell der Biodiversität: Die ineinander greifenden Komponenten Komposition, Struktur und Funktion auf den hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation (LEXER W., nach Angaben in: LEXER et al. , 2000; NOSS, 1990).

3.3 Der Raum- und Zeitfaktor

Biodiversität muss stets in einem räumlichen und einem zeitlichen Bezug gesehen und bewertet werden (BLAB et al., 1995). Da Biodiversität die Vielfalt der Lebensprozesse umfasst, unterliegt sie einer raum-zeitlichen Dynamik und ist im Zuge der Entwicklung von Ökosystemen einem steten Wandel unterworfen. So verändern sich im Verlauf der Sukzession mit der Abfolge der einzelnen Waldentwicklungsphasen sowohl die konkrete Artenzusammensetzung als auch das Niveau der Artenvielfalt. Die floristische Artenvielfalt erreicht in ungestörten Urwaldökosystemen im idealtypischen Verlauf in den frühen Sukzessionsstadien einen ersten Höhepunkt, um dann abzusinken und etwa ab dem Ende der Schlusswaldphase gemeinsam mit der faunistischen Artenvielfalt wieder kontinuierlich bis zum Ende der Zusammenbruchsphase anzusteigen. Parallel dazu vollzieht sich ein Prozess der Ausdifferenzierung mit Zunahme der Struktur- und Nischenvielfalt (SCHERZINGER, 1996).

Die miteinander verknüpften Prozesse in Waldökosystemen laufen auf sehr unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen ab, was maßgeblich zur hohen Komplexität von Waldökosystemen beiträgt. ULRICH (1994) nimmt eine systematische Gliederung der Prozesshierarchie in Waldökosystemen vor (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Hierarchie der Prozesse in Waldökosystemen (nach ULRICH, 1994).

Ebene	Prozess	Raumbezug	Zeitbezug	Muster
+4	Makroevolution	Kontinente	Jahrtausende	Arteninventar, Artenbildung und -auslöschung
+3	Sukzession bzw. Bewirtschaftung	Landschaft	Jahrhundert(e)	Waldgesellschaften, Betriebszieltypen
+2	Systemerneuerung	Waldparzelle, Abteilerung	Jahrhundert(e)	Zustandsphasen der Waldökosysteme
+1	Bestandesentwicklung	Verjüngungsgruppe	Jahrzehnt(e)	Altersklassen, Stoffbilanz des Bodens
0	Stoffkreislauf	Ökosystemzelle (Baum + Nachbar)	Jahr	Stoffbilanz des Ökosystems
-1	saisonale Prozesse (Wachstum, Populationsdynamik etc.)	Baum + Bodenflora + Bodenhorizonte	Wochen bis Monate	Verzweigung, Zuwachs; Populationsstruktur, Humusform
-2	Stoffwechselprozesse (Assimilation, Stoffaufnahme, Mineralisierung etc.)	Blatt, Wurzel, Bodenaggregat	Stunden bis Tage	C-Allokation (Zuweisung), Nährstoffgehalte, Bodenatmung
-3	chemische Reaktionen	Organismen, Boden	Sekunden bis Minuten	biochemische Muster; Pufferbereiche, chemische Potenziale

Die Bestandesentwicklung (Ebene +1) setzt die Rahmenbedingungen für den Stoffkreislauf (Ebene 0), dieser wiederum die Rahmenbedingungen für das Baumwachstum (Ebene -1). Über die Bildung von Blättern, Wurzeln und die Wasserleitbahnen im Holz gibt das Wachstum die Rahmenbedingungen für Assimilation und Stoffaufnahme (Ebene -2) vor. Die Photosynthese kontrolliert schließlich den Zustand der Zellen, ähnlich wie die Stoffaufnahme durch die Wurzeln systemintern den Bodenzustand kontrolliert (Ebene -3) (ULRICH, 1999).

Störungen setzen oft im negativen Skalenbereich an. Die nächst höhere Ebene kann zeitlich begrenzte Störungen durch die genetisch bedingte Anpassungsfähigkeit der Organismen abfangen, bei Bodenprozessen (Ebene -3, Wasser-, Nährstoff-, Basenhaushalt) erfolgt dies durch Pufferung. Im Falle eines Bruches in der Hierarchie zeigt das System Instabilität, wo-

bei die Störung stufenweise vorwärts schreitet. Die Folge kann eine chronische Belastung des Ökosystems über Jahrzehnte sein, bis diese sich im Baumwachstum bemerkbar macht. Bis das Ökosystem seinen neuen Endzustand erreicht hat, können Jahrhunderte vergehen. Die raschen Veränderungen der Umweltbedingungen und der Waldbewirtschaftung in den letzten hundert Jahren setzten dabei immer neue Impulse, die zu Änderungen in der Entwicklungsrichtung führten (ULRICH, 1999).

3.4 Stabilität

Das Stabilitätsverhalten von Ökosystemen ist von zentraler Bedeutung für die Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit und in weiterer Folge der nachhaltigen Leistungs- und Nutzungsfähigkeit der natürlichen Systeme. Insbesondere an Waldökosysteme werden seitens des menschlichen Gesellschafts- und Wirtschaftssystems vielfältige multifunktionelle Nutzungs- und Leistungsansprüche gestellt, die von der Produktion erneuerbarer Ressourcen und der Regulation von Klima- und Wasserhaushalt über die Bereitstellung von Erholungsraum bis zu Schutzwirkungen und dem Schutz der biologischen Vielfalt reichen. Da Nutzung und Management unvermeidlich mit Eingriffen und Störungen verbunden sind und der Wald vielfältigen, direkten und indirekten anthropogenen Beeinflussungen ausgesetzt ist (Kap. 6), gewinnt die Frage der Reaktion von Waldökosystemen und deren Lebensgemeinschaften auf menschliche Einflussnahmen zunehmend an Bedeutung. Der Zusammenhang zwischen Biodiversität und Stabilität stand dabei in der Ökologie stets im Mittelpunkt theoretischer Überlegungen und empirischer Forschungsarbeiten.

3.4.1 Stabilitätsbegriffe

Für den Schlüsselbegriff der ökologischen Stabilität existieren in der Literatur zahlreiche, teils divergierende und einander widersprechende Definitionen. Er kann daher am ehesten als Überbegriff charakterisiert werden, der mehrere Verhaltensweisen realer Ökosysteme aggregiert. Allgemein gesprochen bezeichnet Stabilität die Fähigkeit von Ökosystemen, Veränderungen infolge der Einwirkung exogener Einflüsse zu widerstehen oder nach erfolgten Veränderungen wieder in den Ausgangszustand zurückzukehren (STEUBING et al., 1995). Stabilität ist keinesfalls mit Statik oder Konstanz gleichzusetzen, ebenso wenig wie Inkonstanz ein Synonym von Labilität ist.

Da ständige Stoffkreisläufe, Inputs und Outputs an Stoffen, Energie- und Informationsflüsse die Voraussetzung der Selbsterhaltungs- und -erneuerungsfähigkeit von Ökosystemen bilden, befinden sich diese in einem *dynamischen Fließgleichgewicht*, sowohl intern als auch mit ihrer Umwelt. Dieses ist durch die Aufrechterhaltung der systeminternen Struktur und Systemidentität bei gleichzeitigem ständigem Austausch der Systembestandteile charakterisiert und kann durch das Bild eines Wassertroges mit konstantem Zu- und Abfluss veranschaulicht werden, dessen Wasserstand im Großen und Ganzen stabil bleibt, obwohl ein kontinuierlicher Durchsatz ständig neuen Wassers stattfindet. Ökologische Gleichgewichtszustände erscheinen damit als stetige Aufeinanderfolge sich ständig neu einstellender dynamischer Fließgleichgewichte, scheinbar statische Gleichgewichtszustände von Ökosystemen sind in Wirklichkeit nur Momentaufnahmen eines zeitlichen Kontinuums. Dieses Konzept beinhaltet die Möglichkeit der Veränderung einzelner ökologischer Parameter und der Oszillation des Gleichgewichtsniveaus um einen statistischen „Normalzustand“. FORMAN & GODRON (1986) bezeichnen ein System dann als stabil, wenn die Variabilität seiner Parameter langfristig eine mehr oder minder ausgeglichene Mittelwertlinie ergibt, oder wenn die Tendenz, die Amplitude und der Rhythmus der Oszillationen des Systemzustandes einem statistisch charakterisierbaren, regelmäßigen und vorhersagbaren Muster folgen und die

Amplitude der Schwankungen innerhalb eines tolerierbaren Bereichs bleibt. Instabilität liegt vor, wenn ein System durch Umweltveränderungen irreversibel in einen neuen mittleren Gleichgewichtszustand mit veränderten Systemeigenschaften gedrängt wird, das Fluktuationsregime sich ändert oder unvorhersehbar wird (FORMAN & GODRON, 1986). Angesichts dieser differenzierten Modellvorstellung, und da sich verändernde Umweltbedingungen sowie raum-zeitliche Veränderungen und Prozesse im Allgemeinen grundlegende Eigenschaften von Ökosystemen bilden, erscheint es angebracht, die Vorstellung eines dauerhaften, statischen Gleichgewichtes als Produkt menschlicher Harmoniebedürfnisse zu verwerfen (SCHERZINGER, 1996) und von einer *dynamischen Stabilität* zu sprechen.

In der ökologischen Literatur werden verschiedene Stabilitätsbegriffe unterschieden, die unterschiedliche Reaktions- und Verhaltensweisen von Ökosystemen charakterisieren:

- Der Begriff **Resilienz** oder **elastische Stabilität** bezeichnet die Fähigkeit von Ökosystemen, nach Zustandsveränderungen infolge von exogenen Störungen wieder in den Ausgangszustand zurückzukehren (BEGON et al., 1991). Als Maß für die Resilienz dient die Geschwindigkeit, mit der ein System seinen früheren Zustand, Entwicklungspfad oder sein früheres Fluktuationsregime wiederherzustellen vermag. Elastizität beinhaltet somit die Regenerationsfähigkeit von Ökosystemen und wird von FORMAN & GODRON (1986) auch als „recovery stability“ bezeichnet. Der Bereich der Elastizität wird von Grenzwerten eingeschränkt, deren Überschreiten zu einer irreversiblen Veränderung oder sogar zum Zusammenbruch des Systems führen kann. Elastisch stabile Ökosysteme entwickeln sich vornehmlich unter instabilen Umweltbedingungen und sind aufgrund der höheren Belastbarkeit besser für Nutzungen geeignet als unelastische Ökosysteme (HABER, 1978). Resilienz ist generell ein häufiges Merkmal junger Ökosysteme. Im Sukzessionsverlauf von Waldökosystemen erreicht die elastische Stabilität während und kurz vor der reifen und ausdifferenzierten Klimaxphase sowie in lückigen Altbeständen mit entsprechender Verjüngung und der darauffolgenden Initialphase die höchsten Werte (SCHERZINGER, 1996).
- **Resistenz** oder **Widerstand** bezeichnet die Toleranz bzw. das Abwehrvermögen gegenüber Veränderungen, d. h. die Fähigkeit im jeweiligen Systemzustand zu verharren. Resistenz kann über das inverse Ausmaß der Abweichung eines Systems von seinem ursprünglichen Zustand oder Entwicklungsweg gemessen werden.
- **Persistente Stabilität** steht für das starre Beharrungsvermögen gegenüber exogenen Störungen. Als Persistenz wird die Dauerhaftigkeit des unveränderten Bestehens von Ökosystemen bezeichnet. Persistent stabile Ökosysteme entstehen i. d. R. unter konstanten äußeren Umweltbedingungen und zeigen häufig eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Störungen (FORMAN & GODRON, 1986). Ein Beispiel sind tropische Regenwälder, die zwar über hohe Konstanz und ein eingespieltes inneres Gleichgewicht verfügen, nach Rodungen aber kaum mehr zur Regeneration befähigt sind (FINKE, 1986). Reife Ökosysteme zeigen zwar häufig eine erhöhte Resistenz, tendieren aber eher zur unelastischen, persistenten Stabilität als junge Gemeinschaften. Die persistente Stabilität natürlicher Waldökosysteme ist in der Plenter- und Klimaxphase am höchsten und in der Zerfalls- und Zusammenbruchphase am geringsten (SCHERZINGER, 1996).
- **Lokale Stabilität** beschreibt die Fähigkeit einer Lebensgemeinschaft, sich bei kleinen Störungen ihrem ursprünglichen Zustand wieder anzunähern. **Globale Stabilität** liegt vor, wenn diese Fähigkeit auch bei starken Störungen besteht (BEGON et al., 1991).
- **Zyklische Stabilität** charakterisiert regelmäßig wiederkehrende Veränderungen eines Ökosystems innerhalb vorgegebener Grenzen, d. h. unter einem durch Periodizität gekennzeichneten Oszillationsregime. So können die zyklischen Sukzessionsphasen eines Urwaldökosystems mit der permanenten zeitlichen Abfolge von Initial-, Dickungs-, Plenter-, Optimal-, Alters- und Terminalphase als Beispiel für zyklische Stabilität genannt werden. Feuer-sukzessionen in Steppen- und Waldökosystemen, wo periodisch auftretende Feuerkatastrophen als natürliche Störungen quasi in das System integriert sind, sind ein weiteres Beispiel.

- Ausgehend von der Überlegung, dass die Aufeinanderfolge von Stabilität und Instabilität im Zuge der Entwicklung von Ökosystemen einen dialektischen Prozess darstellt und Stabilität in der Natur nur eine vorübergehende Erscheinung ist, haben FORMAN & GODRON (1986) die Metapher des Fließgleichgewichts zum Konzept der **Metastabilität** weiterentwickelt. Danach befindet sich ein System solange im Gleichgewicht, als es um einen mittleren Zustand oszilliert. Ein Übergang zu einem neuen mittleren Gleichgewichtszustand infolge äußerer Einflüsse muss nicht die völlige Destabilisierung bewirken, sondern kann lediglich den Übergang zu einem höheren oder tieferen Stabilitätsniveau bedeuten. Die Abfolge unterschiedlicher Stabilitätsniveaus wird dabei durch Phasen von Instabilität unterbrochen.

Grundsätzlich muss man sich darüber im Klaren sein, dass Begriffe wie „Stabilität“ und „Gleichgewicht“ Kategorien menschlichen Denkens sind und einer notgedrungen anthropozentrischen Sichtweise entspringen. Dies impliziert, dass es Stabilität nur im Hinblick auf einen definierten, gesellschaftlich angestrebten Zielzustand geben kann. „Aus der Sicht des Menschen erweist sich eine Landschaft dann als stabil, wenn ihre Leistungsfähigkeit dauerhaft gesichert ist, d. h. wenn im Ergebnis der menschlichen Tätigkeit keine unumkehrbaren Störungen der natürlichen Potenziale auftreten“ (BASTIAN & SCHREIBER, 1994). Aus der menschlichen Perspektive des Naturnutzers erscheint als entscheidendes Kriterium für „Stabilität“ damit die möglichst kontinuierliche und dauerhafte Aufrechterhaltung der Leistungs-, Nutzungs- und Funktionsfähigkeit der Ökosysteme, wobei der Übergang von einem Stabilitätszustand zu einem anderen ihre Fähigkeit, nachhaltig die vielfältigen, vom Menschen erwarteten Funktionen und Leistungen zu erbringen, möglichst wenig beeinträchtigen sollte (Kap. 10).

3.4.2 Zusammenhänge zwischen Vielfalt und Stabilität

Der Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität ist Gegenstand zahlreicher Untersuchungen und Theorien. Eine positive Korrelation zwischen Biodiversität und Stabilität von Ökosystemen wurde in der Ökologie bereits sehr früh postuliert. Die so genannte Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese besagt, dass Lebensräume mit hoher Artenvielfalt stabiler, belastbarer und weniger empfindlich seien als artenärmere. HABER (1972; 1979a) versuchte den Grundsatz „Stabilität durch Vielfalt“ durch ein „Konzept der differenzierten Bodennutzung“ für die Flächennutzungsplanung anzuwenden, wobei die anfängliche einseitige Fokussierung auf die Artenvielfalt später um die Struktur-, Raum- und Systemdiversität im Sinne eines umfassenderen Biodiversitätsbegriffs erweitert wurde. Insgesamt ist die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese bis heute umstritten und konnte nicht allgemein gültig empirisch verifiziert werden. Insbesondere lassen sich zahlreiche Beispiele für natürliche Schlüsselarten- oder Dominanzökosysteme finden, die sich trotz relativer Artenarmut durch hohe ökologische Stabilität auszeichnen. Hierzu zählen Buchen-„Hallen-Wälder“ ebenso wie die monodominanten Schilfbestände von Seeufnern. Andererseits gehören beispielsweise hochdiverse Ökosysteme wie tropische Regenwälder oder Korallenriffe zu den empfindlichsten Lebensräumen überhaupt (REMMERT, 1992).

In den Fällen, wo die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese zuzutreffen scheint, scheint die erhöhte Stabilität weniger aus der Vielfalt der einzelnen Systemelemente, z. B. der Arten (Komposition, Kap. 3.2.2), selbst zu resultieren, als vielmehr eine Folge der zahlreicheren und intensiveren Wechselwirkungen, Interdependenzen und Vernetzungen, also der Vielfalt der Funktionen und Prozesse (Kap. 3.2.2), zu sein. Nach dem von der Biokybernetik entwickelten Prinzip der homöostatischen Selbstregulation (ODUM, 1983; VESTER, 1993) herrschen in Ökosystemen systemimmanente Kontroll-, Reparatur- und Stabilisierungsmechanismen, deren Effizienz u. a. von der Intensität der Interaktionen zwischen den Systemelementen, z. B. der Arten und Populationen, bestimmt wird, und die nach dem Prinzip der Regelkreise funktionieren. Während positive Rückkoppelungen für Wachstumsprozesse und zur Initiierung von dynamischen Prozessen erforderlich sind, sind negative Rückkoppelungseffekte für die

übergeordnete Kontrolle und die Einregelung von Oszillationen zwischen Grenzwerten verantwortlich. Ein Beispiel für eine derartige homöostatische Regelung bildet die wechselseitige Regulation der Populationsgrößen von Räuber- und Beutetierarten (ODUM, 1983; KLÖTZLI, 1993; VESTER, 1993). Es erscheint naheliegend, dass weit reichende und untereinander intensiv zu einem multiplen Wirkungsnetz verwobene Wechselwirkungen die Etablierung derartiger stabilisierender Rückkopplungsmechanismen begünstigen.

Zu ähnlichen Erkenntnissen gelangt die Systemtheorie, nach welcher Stabilität einerseits und Diversität, Komplexität und Heterogenität von Systemen andererseits kausal miteinander verknüpft sind. Auch hier ist nicht so sehr die Zahl der Systemelemente, als vielmehr die Art ihrer Anordnung, der Vernetzungsgrad und die innere Organisation der Wechselwirkungen entscheidend. Je kleinteilig strukturierter und vernetzter ein System ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Ausfall eines Systemelements oder Subsystemes kompensiert werden kann (KANATSCHNIG, 1996; VESTER, 1993). Vielfalt bewirkt in diesem Sinne eine Erhöhung der System-Varietät. Varietät ist als die Anzahl der potenziellen Zustände definiert, die ein System einnehmen kann, und charakterisiert die Breite des Reaktionsspektrums gegenüber veränderten äußeren Einflüssen (KANATSCHNIG, 1996). Hohe Vielfalt bedeutet somit eine hohe Kapazität zur Reorganisation, zur Einnahme neuer Gleichgewichtszustände bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit und ein entsprechend größeres Anpassungspotenzial (HATTEMER & GREGORIUS, 1996; BEER, 1973). Ein bestimmtes minimales, jeweils systemspezifisches Niveau an Vielfalt ist hiernach erforderlich, um die Lebens- und Überlebensfähigkeit von Systemen zu gewährleisten (ASHBY, 1974).

Viele ökologische Funktionen, die von Arten innerhalb eines Ökosystems ausgeübt werden, überlappen einander oder sind mehrfach besetzt. Dies wird oft fälschlich als Argument zur Bagatellisierung von Artenverlusten verwendet. Tatsächlich ermöglicht im Falle von Störungen gerade diese funktionelle Redundanz die Kompensation des Ausfalls einzelner Arten.

Zudem herrscht Übereinstimmung darüber, dass in den meisten Ökosystemen einzelne Arten ökologische Schlüsselfunktionen erfüllen, während andere für das Funktionieren des Systems möglicherweise weniger bedeutend sind oder ersetzt werden können. Da jedoch in den seltensten Fällen die Identifikation dieser Schlüsselarten gelungen ist, gebietet es das Vorsichtsprinzip, Artenverluste vorsorglich so weit als möglich zu minimieren.

Auch wenn eine Korrelation zwischen Biodiversität und Stabilität somit nicht allgemein gültig postuliert und nicht vorbehaltlos verallgemeinert werden kann, so verbleiben doch ausreichend Befunde, die in vielen Fällen derartige Zusammenhänge nahe legen. Es erscheint als unwahrscheinlich, dass wesentliche Änderungen der Biodiversität ohne jegliche Auswirkungen, welcher Art diese auch immer sein mögen, auf eine so grundlegende funktionale Eigenschaft von Ökosystemen wie die Stabilität zu bleiben vermögen.

Somit gilt es festzuhalten, dass das Ziel des Biodiversitätsschutzes nicht die Erreichung einer maximalen biologischen Vielfalt – beispielsweise durch die künstliche Artenanreicherung von von Natur aus artenarmen Ökosystemen – sein kann, sondern dass es immer um die Erhaltung und Entwicklung einer biologisch optimalen, d. h. einer dem natürlichen ökologischen Standortpotenzial entsprechenden Vielfalt gehen muss. Eine standortangepasste, im Sinne der heute herrschenden, natur- und kulturbedingten Standortbedingungen optimierte biologische Vielfalt, die sich in einem dynamischen Gleichgewicht mit den Umweltbedingungen befindet, scheint nach dem derzeitigen Stand des Wissens eine wesentliche Voraussetzung für die ökologische Funktionsfähigkeit und damit auch die Leistungsfähigkeit von Ökosystemen zu sein. Im Sinne einer ökosystemspezifischen, „authentischen“ bzw. „qualifizierten“ (BMUJF, 1998) biologischen Vielfalt kann die Naturnähe somit als eine wesentliche Bedingung für Stabilität herangezogen werden. Dass naturnahe Ökosysteme mit einer standorttypischen biologischen Vielfalt funktionsfähiger und damit stabiler im Sinne des Selbstregulationsvermögens und der Selbsterneuerungsfähigkeit sind als naturferne oder stark anthropogen gestörte Ökosysteme, darf als bislang unwiderlegte Prämisse gelten. Naturnahe, selbst-

regulierende Ökosysteme bedürfen in der Regel des geringsten Fremdsteuerungsaufwands und der wenigsten stabilisierenden Eingriffe (Kap. 10).

Naturnähe (Kap. 6.1.5) und Vielfalt wiederum müssen nicht unbedingt positiv im Sinne einer möglichst hohen Biodiversität verknüpft sein. Der menschliche Einfluss kann sowohl steigend als auch senkend auf die Biodiversität wirken. Es scheint, dass eine mäßig intensive anthropomorphe Überprägung bzw. eine Verschneidung von Natur- und Kulturlandschaft die größte Artenvielfalt hervorzubringen vermag (SCHERZINGER, 1996). Dieses Phänomen der Steigerung sowohl der Arten- als auch der Strukturvielfalt durch mäßig starke Störungen, sei es durch anthropogene Eingriffe oder infolge natürlicher Prozesse, ist in der Ökologie seit langem als „Intermediate Disturbance-Hypothese“ bekannt (Kap. 6.4.6). Es können in der Folge somit Zielkonflikte im Ökosystemmanagement zwischen der Förderung von Naturnähe und Stabilität einerseits und der Steigerung bzw. Erhaltung „unnatürlich“ hoher, kulturbedingter Biodiversitätsniveaus andererseits auftreten, die eine klare Prioritätensetzung erfordern.

3.4.3 Einflüsse auf die Stabilität von Waldökosystemen

Stabilität und Widerstandsfähigkeit sollten im Fall von Waldökosystemen auch aus rein anthropozentrischer Perspektive ein prioritäres Ziel bilden, da ökologisch funktionsfähige und stabile Wirtschaftswälder die Produktionsfunktion besser erfüllen können und damit wirtschaftlich attraktiver sind. Um die vom Menschen gewünschten Waldfunktionen laufend aufrecht erhalten zu können, sind in destabilisierten Waldökosystemen oft große finanzielle Aufwendungen zur Schadensbeseitigung erforderlich, wie z. B. die Aufarbeitung von Schadholz nach Windwürfen oder Borkenkäferkalamitäten. Für die Holzproduktion sollte daher ein hinsichtlich Massen- und Wertleistung optimal aufgebauter Wald, der über große innere und äußere Stabilität verfügt und welcher durch ein zweckmäßiges Erschließungssystem nach forstwirtschaftlichen Vorstellungen möglichst naturnah bewirtschaftet werden kann, das Ziel darstellen (SONDEREGGER & ENZENHOFER, 1994). Zudem sind stabilisierende Maßnahmen eine gute Vorsorge gegen weitere Umweltveränderungen, wie möglicherweise Klimaänderungen (ULRICH, 1999).

Demgegenüber sind Waldökosysteme vielfältigen außerforstlichen destabilisierenden (z. B. Säureeintrag) wie auch stabilisierenden Einwirkungen (z. B. Stickstoffeintrag in geringen Dosen) ausgesetzt (ULRICH, 1999) (Kap. 6). Auch aus der regional sehr unterschiedlichen Nutzungsgeschichte können sich lange zurückreichende destabilisierende Einwirkungen ergeben. Jahrhundertelange Übernutzung hat insbesondere den Stickstoffumsatz im Ökosystem und damit das Wachstum oft drastisch vermindert und hat ferner zur Bodenversauerung beigetragen (ULRICH, 1995). Zwischen diesen Einwirkungen bestehen Wechselwirkungen: stabilisierende Effekte können destabilisierende kompensieren, destabilisierende Effekte können stabilisierende überlagern, destabilisierende Effekte können sich verstärken (ULRICH, 1999).

Witterungsextreme wie Stürme, Nassschnee und Temperaturstürze können besonders in bereits destabilisierten Ökosystemen zu Schäden führen. Für Bestände mit systematischem Wassermangel sind Dürreperioden und Frosttrocknis besonders risikobehaftet.

Besonders die Veränderung ökosystemarer Prozesse durch eine nicht nachhaltige forstliche Bewirtschaftung hatte in der Vergangenheit häufig negative Effekte auf die Stabilität und Resilienz von Waldökosystemen, wodurch auch die Diversität von Flora und Fauna beeinflusst werden kann (BENGTSSON et al., 2000) (Kap. 6.2).

Das oberste Ziel der Waldbewirtschaftung sollte eine Stabilisierung der Ökosysteme sein. Für ULRICH (1999) reicht die in der Forstwirtschaft geplante Baumartenzusammensetzung dazu nicht mehr aus, der angestrebte Zustand des Ökosystems muss seiner Ansicht zufolge umfassender definiert werden und auch die Schlüsselarten der „Begleitvegetation“ und der Zersetzer (Humusform) sowie Angaben über den chemischen Bodenzustand enthalten. Ent-

koppelungen im Stoffkreislauf sollen vermieden oder, falls dies nicht möglich ist, minimiert werden. Mit den Managementkonzepten des naturnahen Waldbaus (Kap. 6.2.2.8), der z. B. durch Mischwaldbegründungen, kleinflächige Nutzung und das Belassen von Nutzungsrückständen am Schlagort charakterisiert ist, steht ein Maßnahmeninstrumentarium zur Verfügung, das wesentlich zur Stabilitätsförderung beitragen kann (ULRICH, 1999). Befürworter „naturnaher“ bzw. „naturgemäßer“ Waldbewirtschaftung betonen den hohen Grad an Stabilität naturnaher Wälder und die Möglichkeit, auch im Wirtschaftswald naturnahe Strukturen zur Steigerung der Stabilität über entsprechende Pflegekonzepte zu erlangen (SPERBER, 1990; NEUMANN, 1978; HORNDASCH, 1987) (Kap. 10).

3.5 Messung und Bewertung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen

3.5.1 Grundsätzliches

In Kapitel 40 der Agenda 21²³ wird explizit die Entwicklung und Anwendung von Messgrößen oder Beurteilungskriterien gefordert, mit deren Hilfe Entwicklungsprozesse auf nationaler und internationaler Ebene daraufhin überprüft werden können, ob sie dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung gerecht werden. Grundlagen für Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt und ihrer nachhaltigen Nutzung sind (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 1998):

- die Erfassung von Daten über Zustand von Natur und Landschaft und ihre Analyse;
- die Langzeitbeobachtung der Entwicklung von Natur und Landschaft (Umweltmonitoring) durch regelmäßige Wiederholung von Erfassungen;
- die Zusammenfassung von Informationen aus verschiedenen Messnetzen, Langzeitüberwachungen und umweltrelevanten Statistiken;
- die Bewertung der Daten.

Messgrößen, die auf diese Weise (überwiegend) quantitative, durch gezielte Aggregation von Einzeldaten verdichtete Informationen zur Beschreibung von qualitativen Zuständen eines Systems liefern, werden als Indikatoren bezeichnet (Anhang Kap. 12.2). Indikatoren dienen zur Konkretisierung und Operationalisierung von Zielen, liefern aber auch Beiträge zu deren ständiger Aktualisierung und Korrektur. Sie sollen die Abweichung des Ist-Zustandes vom Soll-Zustand beschreiben, den Grad der Zielerfüllung messen und zu einem gewissen Grad die Vorhersage zukünftiger Entwicklungen ermöglichen. Die Notwendigkeit der Bildung von Indikatoren ergibt sich aus dem Komplexitätsdilemma der Ökologie: Da eine vollständige Erfassung aller ökologischen Parameter unmöglich ist, kann eine Charakterisierung des Umweltzustandes nur über einen Satz ausgewählter, möglichst repräsentativer Merkmale erfolgen. Ein Hauptproblem bei der Indikatorenfindung besteht darin, einen Kompromiss zwischen zwei Anforderungen zu finden: einerseits durch Reduktion der Komplexität der realen Welt einen Informationsgewinn zu erreichen, andererseits zu starke Informationsverluste infolge der notwendigen Aggregation von Einzeldaten zu vermeiden (siehe Abb. 47, Anhang Kap. 12.2.2).

Einer der meistgebrauchten und bekanntesten Biodiversitäts-Indikatoren, der gleichzeitig aber auch am öftesten missverstanden wird, ist die Artenvielfalt (Kap. 3.2.1). Diese stellt eine Funktion der beiden Parameter Artenzahl (species richness) und relative Abundanz (Anzahl der Individuen je Art) und damit ein einfaches Beispiel für einen aus zwei Einzelgrößen ag-

²³ Eines der auf der Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung (UNCED) (Rio de Janeiro, 1992) verabschiedeten Dokumente. Die Agenda 21 ist eine ausführliche Sammlung von Handlungsweisungen zur Umsetzung der Übereinkommen von Rio (Klimarahmenkonvention und Übereinkommen über die biologische Vielfalt), besitzt allerdings keine Rechtsverbindlichkeit. Vorbild für die Erarbeitung von „Lokalen Agenden 21“.

gregierten Indikator dar (MAGURRAN, 1988). Während die Ermittlung der Artenzahl über einfache Artenlisten erfolgt, ist die relative Abundanz ein Maß für die Ausgewogenheit (evenness/equitability), mit welcher Arten innerhalb einer Lebensgemeinschaft repräsentiert sind. Hohe Individuenzahlen und damit ausgeprägte Dominanz einer Art impliziert eine niedrige Ausgeglichenheit und bewirkt in weiterer Folge eine Reduktion der Artenvielfalt. Eine Gemeinschaft mit vielen Arten, in welcher allerdings 99 % der Individuen einer Art angehören, besitzt somit eine geringere Artendiversität als eine solche mit weniger Arten, auf welche die Individuen jedoch gleichmäßig verteilt sind. Zur quantitativen Messung der Artenvielfalt steht ein breites Spektrum an numerischen Diversitätsindizes (Shannon-Index, Simpson's Index, Brillouin Index etc.) zur Verfügung, die algorithmische Verknüpfungen der beiden Eingangsgrößen Artenzahl und Ausgewogenheit darstellen und sich primär in der Gewichtung der beiden Komponenten unterscheiden. Grundsätzlich bewirken sowohl eine Erhöhung der Artenzahl als auch der Ausgeglichenheit eine tendenzielle Steigerung der im Indexwert ausgedrückten Artenvielfalt.

Die Aussagekraft von Diversitätsindizes wird z. B. dadurch eingeschränkt, dass die meisten nicht zwischen verschiedenen Gemeinschaften zu unterscheiden vermögen, d. h. in der Realität sehr unterschiedliche Muster der Beziehungen zwischen Arten und Abundanzen denselben Indexwert ergeben können²⁴. Dies illustriert das allgemeine Dilemma, dass die angestrebte Komplexitätsreduktion durch die Verwendung eines Indikators andererseits oft mit Informationsverlusten verbunden ist. Dies gilt insbesondere für qualitative Aspekte, wie die Identität oder die funktionelle Rolle einzelner Arten in Ökosystemen, die durch qualitative Maße nicht erfasst werden können. Im Gegensatz dazu kann das Fehlen oder Vorhandensein bestimmter Arten, v. a. von Indikatorarten, wertvolle Informationen über den Zustand der Biodiversität in Ökosystemen geben. Analoges gilt für die Präsenz oder Absenz, Anzahl oder Abundanz von seltenen, gefährdeten, endemischen, autochthonen, fremdländischen oder eingebürgerten Arten, die über eine einfache Artenliste erfasst werden können.

Die strukturelle Diversität (Kap. 3.2.2) besitzt deutlich mehr Aspekte: Nicht nur Art (z. B. Vegetationsform) und Häufigkeit (z. B. Anzahl der Einzelflächen eines Landschaftstyps) charakterisieren strukturelle Diversität, sondern auch weitere Merkmale wie Form und räumliche Anordnung der Einzelflächen. Strukturvielfalt ist zwar nicht direkt messbar, kann aber über Indizes charakterisiert werden. Diese wiederum bauen auf messbaren Größen, wie Anzahl, Größe, Form und Randlinienlänge von Einzelflächen und dem Abstand zwischen Einzelflächen, auf. Je mehr Merkmale von Bedeutung sind, desto mehr Indizes lassen sich bilden und desto spezifischer wird jeweils die Information, die ein Index enthält. Eindeutigkeit und Vergleichbarkeit der Indizes nehmen dadurch allerdings ab (TRAUB & KLEINN, 1999). Grundsätzlich können zur Bewertung der Strukturvielfalt dieselben Algorithmen wie zur Bewertung der Artenvielfalt verwendet werden. Es liegen aber auch eine Fülle von Indizes zur Berechnung von strukturspezifischen Maßen wie Fragmentierung, Komplexität, Durchgängigkeit und Grenzliniendichte von Landschaften vor.

Biodiversitäts-Indikatoren können als „Informations-Werkzeuge“ angesehen werden, um den allgemeinen Status und den Trend der Biodiversität anzuzeigen. Einen methodisch-konzeptionellen Rahmen zur Identifikation von Indikatoren zur Messung der Biodiversität bietet das in Kap. 3.2 vorgestellte Modell. Biodiversitäts-Indikatoren sollten einige grundlegende Anforderungen erfüllen. Sie sollten (COOK, 1976; SHEEHAN, 1984; MUNN, 1988).

- ausreichend „empfindlich“ sein, um frühzeitig vor Änderungen warnen zu können;
- für ein großes geographisches Gebiet geeignet sein;
- eine kontinuierliche Bewertung über ein weites Spektrum von Stressfaktoren ermöglichen;
- relativ unabhängig von der Größe der gemessenen Einheiten sein;

²⁴ So liefert beispielsweise der Shannon-Index für eine Stichprobe mit 10 Arten zu jeweils 10 Individuen denselben Wert wie für eine andere Stichprobe mit 10 Arten zu jeweils 5 Individuen.

- leicht und kosteneffektiv zu messen, zu sammeln und/oder zu berechnen sein;
- in der Lage sein, zwischen natürlichen Prozessen und anthropogenen Stressfaktoren zu differenzieren; und
- ökologisch interessante Erscheinungen berücksichtigen können.

Im Folgenden ist eine Auswahl an Möglichkeiten zur Erhebung der biologischen Vielfalt auf verschiedenen Organisationsebenen aufgelistet (BLAB et al., 1995):

- Gene: DNA-Analysen, Elektrophoresen, Karyotyp-Analysen, Morphometrie;
- Populationen/Arten: Zählungen, Radiotelemetrie, Markierungen, Populationsgefährdungsanalysen;
- Lebensgemeinschaften/Ökosysteme: Dauerbeobachtungen, Arterfassungen, Kartierungen, Luftbildauswertungen, Messungen chemisch-physikalischer Parameter;
- Landschaften: Fernerkundungen, GIS-Systeme, Zeitreihenanalysen, kartographische Vergleiche.

Anhang 12.2 enthält eine Zusammenstellung ausgewählter Indikatoren für Inventuren, Monitorings und Bewertungen der Biodiversität. Diese sind nach Organisationsebenen sowie nach den Komponentent Komposition, Struktur und Funktion gegliedert (Kap. 3.2) (NOSS, 1990; NOSS & COOPERRIDER, 1994).

Biodiversitäts-Indikatoren können ein Set von State-, Pressure-, Use- und Response/Capacity-Indikatoren mit folgenden wesentlichen Inhalten bilden (UNEP/CBD/SBSTTA/3, 1997):

- State-Indikatoren: Größe des Ökosystems; Qualität des Ökosystems; bedrohte und ausgestorbene Arten/Habitattypen;
- Pressure-Indikatoren: Habitatverlust; Nutzung; fremdländische Arten; Verschmutzung; Klimaänderung;
- Use-Indikatoren: durch das Ökosystem gelieferte Güter und Leistungen;
- Response/Capacity-Indikatoren: z. B. das Verhältnis zwischen Totholz und Nicht-Totholz oder der Anteil an degradierten Wäldern.

In vielen Fällen wird sich die Verwendung von Indikatoren anbieten, die aus Daten abgeleitet werden können, die bereits erhoben werden. Erforderlichenfalls müssen bestehende Indikatorensets um fehlende ergänzt werden. In jedem Fall sollten sie den „Spagat“ schaffen, aussagekräftig, praktikabel und zugleich kostengünstig zu sein.

Für REID (1999) ist eine ökosystemare Bewertung eine Analyse jener Kapazitäten eines Ökosystems, die für die Bereitstellung von Gütern und Leistungen für den Menschen relevant sind. Die Bewertung soll daher ökologische und ökonomische Aspekte umfassen und den derzeitigen Zustand und die künftigen Potenziale von Ökosystemen einbeziehen. Eine ökosystemare Bewertung sollte darüber hinaus zwei grundlegende Eigenschaften aufweisen: sie sollte raumbezogen und multisektoral sein.

Erfassung, Bewertung und Monitoring der biologischen Vielfalt liefern unentbehrliche Grundlagen für Entscheidungen von Betriebsmanagern und „opinion leaders“ in der Politik und anderen Sektoren. Darüber hinaus werden wertvolle Informationen für nationale oder internationale Institutionen, Programme, politische Prozesse etc. gesammelt und aufbereitet (Kap. 10). Diese können auch dazu verwendet werden, um die nationale „Performance“ zu bewerten, und sie sollen Signale an die Politik und andere richten (UNEP/CBD/SBSTTA/3, 1997).

3.5.2 Internationale Beispiele für Wald-Biodiversitäts-Indikatoren

Es existieren verschiedene globale oder kontinentale Studien, die den Waldzustand, auch im Zusammenhang mit Aspekten der biologischen Vielfalt, untersucht haben. Eine relativ neue umfassende Bewertung des Waldzustandes von so genannten „frontier forests“ wurde in einer Studie des World Resource Institute (WRI) durchgeführt. „Frontier forests“ wurden als Teile natürlicher Waldökosysteme definiert, die groß und intakt genug sind, natürliche Störungen über mindestens mehrere Jahrzehnte hindurch tolerieren und lebensfähige Populationen aller einheimischen Arten enthalten zu können (BRYANT et al., 1997).

Für das „Biodiversity Monitoring in Switzerland Programme (BDM)“ (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, 1999) wurde eine Auswahl an Zustands-, Einfluss- und Maßnahmen-Indikatoren getroffen, die auf verschiedenen Empfehlungen basieren (UNEP, 1993; OECD, 1994; REID et al., 1993; NOSS et al., 1992) (Anhang Kap. 12.2.3). Auch forstliche Indikatorsysteme²⁵ bzw. forstliche Monitoringsysteme²⁶ berücksichtigen Aspekte der biologischen Vielfalt.

Derzeit wird auch auf OECD-Ebene die Bewertung der Biodiversität intensiv diskutiert, wobei die Meinungen mitunter stark divergieren:

- Einerseits gibt es verschiedene Ansätze, die Biodiversität monetär zu bewerten (Kap. 4);
- andererseits ist vor allem die Frage offen, ob alle Aspekte der biologischen Vielfalt überhaupt in Geldeinheiten bewertbar sind²⁷ (Kap. 4.2.5).

Im Projekt „Indicators for monitoring and evaluation of forest biodiversity in Europe“ (BEAR) wurde ein Rahmen für die Entwicklung von „Wald-Biodiversitäts-Indikatoren“ abgesteckt. Europa wurde in sechs biogeographische Regionen unterteilt. Österreich fällt in die kontinentale und in die alpine Region. Das Projekt BEAR lässt sich in sechs Bereiche untergliedern (BEAR, 2000):

- Vereinbarung einer allgemeinen schematischen Einteilung der Schlüsselfaktoren der Biodiversität, die für europäische Wälder geeignet sind (siehe Tab. 4);
- Identifizierung von Waldtypen auf europäischer Ebene zur Bewertung der Biodiversität („Forest Types for Biodiversity Assessment“/FTBAs);
- Biodiversitäts-Indikatoren für das Ökosystem Wald;
- Empfehlungen für die Ausarbeitung von „Biodiversity Evaluation Tools (BETs)“ und Planung eines Schemas von Biodiversitäts-Indikatoren für die Bewertung der Biodiversität von Wäldern auf europäischer Ebene;
- Empfehlungen für die Ausarbeitung von „Biodiversity Evaluation Tools (BETs)“ und Planung eines Schemas von Biodiversitäts-Indikatoren für die Bewertung der Biodiversität von Wäldern auf operativer Ebene;
- Herausarbeiten des Kenntnisstandes bezüglich der vorgeschlagenen Biodiversitäts-Indikatoren und der Notwendigkeit künftiger Forschung.

²⁵ z. B. der „Paneuropäische Forstministerprozess (2. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, Helsinki 1993)“ oder die „European Scorecards des World Wide Fund for Nature (WWF)“.

²⁶ z. B. die Totholzaufnahme im Rahmen der Waldinventur der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.

²⁷ z. B. Ist ein „Vogel“ finanziell mehr wert als ein „Hase“? Ist ein Lebensraum in einer natürlichen Umgebung finanziell weniger wert als in einer stark vom Menschen beeinflussten Umgebung?

Tab. 4: Vorgeschlagene Schlüsselfaktoren für die Biodiversität des Ökosystems Wald (BEAR, 2000).

Schlüssel- faktor-Ebene	Schlüsselfaktoren nach Komponenten der Biodiversität		
	Struktur	Komposition	Funktion: Natürliche Störungen/ Management
National/ Bioregional	Gesamtwaldfläche	Natürliche Arten	Feuer
	Wirtschaftswaldfläche	„Alien species“	Sturm und Schnee
	Aufforstungen (Fläche jährlich)		Biologische Störung
	Rodung und Waldverwüstungen (Fläche jährlich)		
	Waldschutzgebiete (IUCN-Kategorien) Fläche der „Old Growth Forests“		
Landschaft	Waldflächenveränderung	Arten mit großen Arealansprüchen	Waldbau
	Fragmentation, Mosaike und Isolation von Waldhabitaten	Ähnlichkeit zur potenziell natürlichen Vegetation	Spezielle forstliche Behandlung
	Vernetzung von Waldflächen	Standorttypenspezifische Arten	Landwirtschaft und Weide
	Ökosystem-Diversität	Biologischer Bodenzustand	Gesellschaftlicher Einfluss in urbanen Wäldern
	Wasserläufe	„Alien species“	Umweltverschmutzung
Standort	Direkte menschliche Einflüsse		
	Größe		
	Form		
	Strukturelle Komplexität des Baumbestandes		
	Waldverjüngung		
	Verteilung der Lücken		
	Totholz (Qualität und Menge)		
	Streu (Qualität und Menge)		
Wasserläufe			

3.5.3 In Österreich diskutierte Wald-Biodiversitäts-Indikatoren

In der folgenden Tabelle 5 ist einerseits eine Auswahl an Indikatoren aufgelistet, die auf Erhaltung, Schutz und geeignete Anhebung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen abzielen. Andererseits wurden die quantitativen Indikatoren des Paneuropäischen Forstministerprozesses PAN EUROPEAN FOREST CERTIFICATION (1999) und ihre Entsprechungen in vergleichbaren Indikatorensets dargestellt (UMWELTBUNDESAMT, 1999).

Tab. 5: Quantitative Indikatoren des Paneuropäischen Forstministerprozesses, die auf Erhaltung, Schutz und geeignete Anhebung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen abzielen, und ihre Entsprechungen in vergleichbaren Indikatorensets (nach UMWELTBUNDESAMT, 1999).

Indikator	PEFP	UNCSD	OECD	EUROSTAT	ABIS	WWF	ÖWI, WBS, BIN, WBZI	HÖW
1. Flächenveränderung								
1.1. Flächenveränderungen natürlicher und naturnaher Wälder	X			X		X		X
1.2. Flächenveränderungen streng geschützter Waldreservate	X	X	X			X	X	
1.3. Flächenveränderungen von Wäldern, die durch eine besondere Bewirtschaftungsform geschützt werden	X	X			X	X	X	
2. Veränderungen von Anzahl und Anteil bedrohter Arten in Waldökosystemen	X					X		
3. Veränderungen von Gen-Erhaltungsbeständen	X					x	X	
4. Veränderungen der Anteile von Mischwaldbeständen	X		x		X	X	X	X
5. Anteil der Naturverjüngung an der gesamten jährlichen Verjüngungsfläche	X						XX	X

Legende:

X...abgedeckt

XX...über Indikator des Paneuropäischen Forstministerprozesses hinausgehend

x...teilweise abgedeckt

PEFP Paneuropäischer Forstministerprozess (2. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, Helsinki 1993)

UNCSD UN Commission on Sustainable Development

OECD Organisation for Economic Cooperation and Development

EUROSTAT .. Europäisches Statistisches Zentralamt

ABIS Alpen-Beobachtungs-Informationen-System der Alpenkonvention

WWF World Wide Fund for Nature (European Forest Scorecards 1998)

ÖWI Österreichische Waldinventur

WBS Waldschaden-Beobachtungssystem

BIN Bioindikatornetz

WBZI Waldboden-Zustandsinventur

HÖWI..... Hemerobie österreichischer Waldökosysteme

In der folgenden Tabelle 6 finden sich die Teilergebnisse des Arbeitskreises „Wald“ bei einer Veranstaltung des Umweltbundesamtes zum Thema „Indikatoren für Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen“ in Stichworten (UMWELTBUNDESAMT, 1999). Neue Vorschläge für Indikatoren,

- die zur Präzisierung der Indikatoren des PEFP²⁸ dienen oder

²⁸ Paneuropäischer Forstministerprozess (2. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa/MCPFE, Helsinki, 1993)

- die nicht als genügend berücksichtigt erachtet wurden, sowie
 - Indikatoren, die zur Verbesserung der Abbildung der spezifisch österreichischen Verhältnisse beitragen können,
- sind in der Matrix fett dargestellt. Dort, wo in der Arbeitskreis-Diskussion keine konkreten Angaben zustande kamen bzw. im Annex des Helsinki Berichts²⁹ (MCPFE, 1993a) keine zufriedenstellenden Daten abgeleitet werden konnten, wurden keine Angaben gemacht.

Tab. 6: *Teilergebnisse des Arbeitskreises „Wald“ bei einer Veranstaltung des Umweltbundesamtes zum Thema „Indikatoren für Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen“ in Stichworten (nach UMWELTBUNDESAMT, 1999).*

Indikator	Einheit	Räumlicher Bezug	Erhebungshäufigkeit
1.1. Flächenveränderungen natürlicher und naturnaher Wälder	ha	National, regional	Periodisch
1.2. Flächenveränderungen streng geschützter Waldreservate	ha	National, regional	Periodisch
1.3. Flächenveränderungen von Wäldern, die durch eine besondere Bewirtschaftungsform geschützt werden	ha	National, regional	Periodisch
1.4 Geschützte Waldfläche, gegliedert nach IUCN-Fläche, Natura 2000-Fläche und Flächenveränderung	ha, %	National, regional	?
1.5 Naturnähe der Waldfläche (Hemerobie): Fläche und Flächenveränderung	ha, %	National, regional	?
2. Veränderungen von Anzahl und Anteil bedrohter Arten in Waldökosystemen	Anzahl, %	National, regional	Periodisch
3. Veränderungen von Gen-Erhaltungsbeständen	ha	National	Periodisch
4. Veränderungen der Anteile von Mischwaldbeständen	ha	Regional	Periodisch
5. Anteil der Naturverjüngung an der gesamten jährlichen Verjüngungsfläche	ha/Jahr	Regional	10 Jahre?
6. Volumen von stehendem und liegendem Totholz und dessen Änderung	m ³ , %	k.A. ³⁰	?
7. Überschirmung	10 %-Stufen	k.A.	?
8. Schichtung	Ein-, zwei- und mehrschichtig	k.A.	?
9. Fragmentierung (durch Straßen, Bahn etc.), Korridore (Windschutzgürtel, Hecken etc.), Randlinien (innerhalb des Waldes und zwischen Wald und Nichtwald)	(Jeweils km/km²)	National, regional	?
10. Waldfläche mit besonderem ökologischen Wert und besonderem Management (old growth-forests) und deren Veränderung	ha, %	National, regional	?

Die Diskussion über Indikatoren für Waldökosysteme, in denen Biodiversitäts-Indikatoren enthalten sind, ist in Österreich noch nicht abgeschlossen. So hat zum Beispiel SEHLING (2000) einen Vorschlag für ein Indikatorenset zur Evaluierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung auf nationaler Ebene erarbeitet. Die Grundlage dafür waren die Sets:

²⁹ Interim Report on the Follow-up of the Second Ministerial Conference – Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe/MCPFE, 16-17 June 1993 in Helsinki

³⁰ keine Angaben

- Paneuropäische Indikatoren;
- Indikatoren des Arbeitskreises „Wald“ des Umweltbundesamtes;
- Indikatoren der „Pan-European Forest Certification“ (PEFC).

Außerdem wurde eine Prüfung der Zusammenfassung der Indikatoren-Sets auf Vollständigkeit in Bezug auf die „Gesamteuropäischen Richtlinien“ (MCPFE, 1998) auf operationaler Ebene durchgeführt.

3.6 Zusammenfassung

Der Ökosystemare Ansatz zielt auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt ab. „Biologische Vielfalt“ ist nicht auf den Aspekt der Artenvielfalt zu beschränken. Sie umfasst sämtliche Ebenen der biologischen Organisation und schließt die abiotische Strukturvielfalt von Lebensräumen mit ein. Die *Organisation der biologischen Vielfalt* kann durch ein Modell hierarchischer, ineinander greifender Ebenen veranschaulicht werden, die von Genen über einzelne Organismen, Populationen/Arten und Gemeinschaften/Ökosysteme bis hin zu (regionalen) Landschaften reichen. Auf jeder dieser ineinander nistenden Ebenen können die drei einander durchdringenden Biodiversitäts-Komponenten Komposition, Struktur und Funktion differenziert werden.

Komposition umfasst Eigenschaften der Einzelelemente eines Systems, wie deren Identität, Anzahl, Vielfalt, Häufigkeit und Dominanz. Merkmale der *Struktur* beschreiben die physische Anordnung und räumliche Organisation der Systemelemente. *Funktionen* beinhalten alle Arten von ökosystemaren und evolutionären Prozessen, wie Stoff-, Energie- und Informationsflüsse, sowie sämtliche Interaktionen und Interdependenzen zwischen Systemen, zwischen den Elementen und Ebenen eines Systems und zwischen Systemen und ihrer Umwelt. Prozesse sind mit der systemimmanenten raum-zeitlichen Dynamik von Ökosystemen verknüpft und bewirken Veränderungen entlang der Zeitskala sowie Veränderungen der Struktur und Komposition von Systemen im Raum. Insbesondere die funktionelle Vielfalt scheint eine wesentliche Einflussgröße der Stabilität von Ökosystemen zu sein. Dieses ganzheitliche Modell der miteinander verschränkten Komponenten der Biodiversität auf ineinander nistenden hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation bietet einen geeigneten und weithin anerkannten konzeptionellen Rahmen zur Operationalisierung³¹ der Biodiversität, da je nach Problemstellung den jeweiligen Ebenen und Komponenten zugeordnete, adäquate Indikatoren ausgewählt werden können. Die inhaltliche Breite des modernen Biodiversitätsbegriffs erfordert es, stets klar zu machen, auf welche Komponenten und Ebenen der biologischen Vielfalt man sich bezieht.

Im Zusammenhang mit den vielfältigen destabilisierenden Einflüssen auf Waldökosysteme und den multidimensionalen Ansprüchen an deren Nutzungs- und Leistungsfähigkeit gewinnt die Frage des Stabilitätsverhaltens von Wäldern zusehends an Bedeutung. Die Reaktionsweisen von Ökosystemen gegenüber äußeren Störungen können durch verschiedene Formen der *ökologischen Stabilität* charakterisiert werden. Die Resilienz oder elastische Stabilität bezeichnet die Fähigkeit von Ökosystemen, nach Zustandsveränderungen infolge von exogenen Störungen wieder in den Ausgangszustand zurückzukehren. Persistente Stabilität und Resistenz hingegen stehen für das starre Beharrungsvermögen gegenüber Störungen bzw. das Abwehrvermögen gegenüber Veränderungen. Elastisch stabile Ökosysteme scheinen für menschliche Nutzungen aufgrund ihrer höheren Belastbarkeit besser geeignet zu sein als persistent stabile Ökosysteme, die häufig eine höhere Empfindlichkeit gegenüber

³¹ Verfahren, mit dem der bezeichnete Sachverhalt erfasst oder gemessen werden kann bzw. mit dem die Zielerreichung überprüfbar gemacht werden kann.

Störungen und eine geringere Regenerationsfähigkeit zeigen. Dies sollte bei Eingriffen beachtet werden.

Ökologische Stabilität darf nicht mit Konstanz verwechselt werden. Ein System kann dann als stabil gelten, wenn Veränderungen des Systemzustandes oder einzelner Systembestandteile einem regelmäßigen und vorhersagbaren Muster folgen und sich um einen langfristig ausgeglichenen Mittelwert bewegen, ohne dass die Eigenschaften des gesamten Systems sich gravierend ändern. Instabilität liegt vor, wenn ein System durch Umweltveränderungen irreversibel in einen neuen mittleren Gleichgewichtszustand mit veränderten Systemeigenschaften gedrängt wird bzw. das Schwankungsmuster sich ändert oder unvorhersehbar wird. Dies kann mit dem Verlust gesellschaftlich angestrebter Zielzustände und Ökosystemleistungen verbunden sein.

Die „Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese“ postuliert eine gesetzmäßige positive Korrelation zwischen Artenvielfalt und Stabilität von Ökosystemen, gilt jedoch als empirisch nicht verifiziert und ist daher nicht unreflektiert verallgemeinerbar. Sie muss vielmehr um die Dimensionen der Struktur-, Funktions- und Systemvielfalt erweitert werden. Insbesondere scheint es, dass eine hohe Vielfalt von Wechselwirkungen, Prozessen und Funktionen die Herausbildung eines Selbstregulationssystems mit kontrollierenden Rückkoppelungsmechanismen begünstigt. Dies kann eine Erhöhung der Stabilität von Ökosystemen bewirken. Auch nach der Systemtheorie ermöglicht Vielfalt im Sinne von hoher innerer Vernetzung eine Erhöhung der Anzahl der potenziellen Systemzustände. Dies erhöht die Reaktionsmöglichkeiten des Systems, dessen Kapazität zur Reorganisation und zur Einnahme neuer Gleichgewichtszustände im Falle exogener Störungen. Damit steigt die Anpassungs- und Überlebensfähigkeit bei veränderten Umweltbedingungen.

Vielfach ist nicht bekannt, welche ökologische Funktionen Arten erfüllen und welche Arten ökologische Schlüsselfunktionen in Ökosystemen ausüben. Die Überlappung oder mehrfache Besetzung derselben ökologischen Funktionen durch mehrere Arten bedeutet nicht, dass diese für die Funktionstüchtigkeit des Gesamtsystems nicht relevant sind. Vielmehr erhöht diese scheinbare funktionelle Redundanz die Fähigkeit zur Kompensation des Ausfalls einzelner Arten. Das Vorsichtsprinzip gebietet daher in jedem Fall die Vermeidung von Artenverlusten.

Zwischen *Naturnähe* und Artenvielfalt besteht kein direkter quantitativer Zusammenhang, d. h. naturnahe Ökosysteme sind nicht immer die artenreichsten. Im Gegenteil kann mäßiger Kultureinfluss durchaus diversitätssteigernd wirken („Intermediate-Disturbance-Hypothese“).

Eine *standortangepasste biologische Vielfalt* bildet nach gegenwärtigem Wissensstand eine Voraussetzung von ökologischer Stabilität im Sinne einer dauerhaften und gleichmäßigen *ökologischen Funktionsfähigkeit*. Die Ausbildung einer funktionstüchtigen biologischen Vielfalt wird durch Naturnähe bzw. Standortangepasstheit begünstigt. Naturnahe Ökosysteme bedürfen in der Regel des geringsten Fremdsteuerungsaufwands und der geringsten stabilisierenden Eingriffe. Das Ziel des Biodiversitätsmanagements ist daher nicht die Maximierung, sondern die Optimierung der biologischen Vielfalt, d. h. Schutz und Entwicklung einer dem jeweiligen natürlichen und kulturbedingten Standortpotenzial entsprechenden, „authentischen“ bzw. „qualifizierten“ Vielfalt. Diese ist veränderlich und von der jeweiligen Phase der Ökosystementwicklung abhängig.

Ökologische Funktionstüchtigkeit und Stabilität von Waldökosystemen sind im Interesse des Ökosystemmanagements, da sie aus anthropozentrischer Sicht die nachhaltige Erfüllung der von der Gesellschaft geforderten Leistungen und Wirkungen gewährleisten. Nicht nachhaltige Formen forstlicher Bewirtschaftung können demgegenüber zur Beeinträchtigung ökosystemarer Prozesse führen und sich negativ auf die Stabilität und Biodiversität von Waldökosystemen auswirken. Maßnahmen des naturnahen Waldbaus im Rahmen einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung sind grundsätzlich geeignet, maßgebliche stabilisierende Effekte auf Waldökosysteme auszuüben, deren Resistenz und Vitalität zu verbessern und ihre Stö-

rungsanfälligkeit zu verringern. Eine standortangepasste biologische Vielfalt trägt dadurch zur nachhaltigen Leistungs- und Nutzungsfähigkeit und damit zur Optimierung sowohl des Gesamtnutzens des Waldes als auch der dauerhaften betriebswirtschaftlichen Ertragsfähigkeit bei (Kap. 10).

Dynamik und *Wandel* sind natürliche, ökosystemimmanente Eigenschaften. Statische Vorstellungen einer ewigen Konstanz von Ökosystemen sind demgegenüber naturwidrig. Auch Stabilität, Niveau und Zustand der biologischen Vielfalt sind im Zuge natürlicher Sukzessionsabläufe zeitlichen und räumlichen Veränderungs- und Entwicklungsprozessen unterworfen. Im Rahmen eines Naturschutzmanagements, dessen Ziel größtmögliche Naturnähe ist, haben sich in diesem Zusammenhang zunehmend dynamische, prozessorientierte Naturschutzstrategien etabliert. Diese erscheinen z. B. für das Management großflächiger Naturwälder oder Naturwaldentwicklungsflächen besser geeignet als Versuche, bestimmte phasenspezifische Zustände und Sukzessionsstadien mit ihrer jeweils spezifischen Biodiversität zu konservieren. Stattdessen steht der Schutz natürlicher Prozessabläufe sowie die Aufrechterhaltung der Entwicklungsfähigkeit im Vordergrund (Kap. 10).

Zur Erfassung, Bewertung und zum *Monitoring* des Zustands der Biodiversität sind *Indikatoren* erforderlich. Diese dienen zur Beobachtung von Zustandsveränderungen, der Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen, zur Operationalisierung von Zielen, d. h. der Messung des Grades der Zielerfüllung, sowie der Vorhersage und Steuerung von Entwicklungen. Sie liefern damit wichtige Entscheidungsgrundlagen für das Waldökosystemmanagement und die Politik. Die Messung und Bewertung von biologischer Vielfalt muss stets in einem definierten räumlichen und zeitlichen Bezug erfolgen. Entsprechende Indikatoren sollten je nach der spezifischen Problemstellung ausgewählt werden und bestimmten, klar definierten Ebenen und Komponenten der biologischen Vielfalt zugeordnet sein. Ein häufig gebrauchter Biodiversitäts-Indikator ist die Artenvielfalt, die eine algorithmische Verknüpfung der beiden Eingangsgrößen „Artenzahl“ und „Ausgewogenheit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten“ mittels verschiedener Diversitätsindizes darstellt. Die Messung der biologischen Vielfalt erfolgt anhand verschiedener Indikatorensets, die z. B. aus State-, Pressure-, Use- und Response/Capacity-Indikatoren bestehen können. Auf internationaler Ebene sind unterschiedliche Indikatorenssysteme zur Biodiversitätsbewertung von Wäldern in Gebrauch. Bei der Bildung von Indikatoren ist ein weitgespanntes Anforderungsprofil zu berücksichtigen: sie sollten zugleich aussagekräftig, sensibel, praktikabel sowie kosteneffektiv und zeiteffizient in der Erhebung sein.

In Österreich findet gegenwärtig ein verstärkter Diskussionsprozess zur Findung von *Indikatoren* für die Erhaltung, den Schutz und die angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen statt. Zahlreiche Vorschläge aus verschiedenen Prozessen bzw. Initiativen liegen vor. In diesem Zusammenhang wären eine Überprüfung der Tauglichkeit der eingesetzten Monitoring-Instrumente im Hinblick auf Anforderungen, die sich aus dem Ökosystemaren Ansatz und der CBD ergeben, sowie eine Harmonisierung im Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit vorteilhaft. Die Bildung regional differenzierter Indikatoren kann vielfach sinnvoll sein. Eine zentrale Funktion von Monitoringsystemen ist die laufende Evaluierung des Erfolgs der durchgeführten Maßnahmen. Im Sinne eines adaptiven Managements ist darauf Wert zu legen, dass die Ergebnisse des Monitorings mit dem Management rückgekoppelt und als Eingangsgröße für die ständige Anpassung von Zielen und Maßnahmen verwendet werden (Kap. 10).

4 ÖKONOMISCHE ASPEKTE

Die Art und Weise, wie lokal, regional oder auf nationaler Ebene gewirtschaftet wird, entscheidet darüber, ob Biodiversität negativ beeinflusst wird. Rechtliche Bestimmungen (Kap. 8) geben vielfach den Rahmen vor, in dessen Grenzen gewirtschaftet werden kann. Im politischen Vorfeld der Entstehung dieser rechtlichen Bestimmungen wird versucht, die verschiedenen Interessen der Gesellschaft in einem höheren oder geringeren Ausmaß zu berücksichtigen (Kap. 5.7).

Ein wichtiger, zum Teil auch ökonomischer Aspekt ist, dass im Text der CBD (Kap. 2.1) die nachhaltige Nutzung stark mit der ausgewogenen und gerechten Aufteilung der Vorteile (aus der Nutzung der biologischen Vielfalt) verbunden ist (VEROLME, 1999).

Zielsetzung dieses Kapitels ist die Beschreibung und Diskussion von Methoden, die für eine monetäre Bewertung der biologischen Vielfalt im Wald in Betracht kommen. Eine solche Bewertung erscheint aus Gründen der Fairness angebracht, um entsprechend dem Verursacherprinzip einen finanziellen Ausgleich zwischen Verursachern und Betroffenen von Einschränkungen der Biodiversität herstellen und über die Internalisierung negativer externer Effekte des Wirtschaftens auf die biologische Vielfalt nach Möglichkeit eine positive Steuerungswirkung durch marktinterne Kräfte erreichen zu können. Die Aussagekraft dieser Methoden soll anhand einer Literaturrecherche eingeschätzt werden.

4.1 Marktwirtschaftliche Überlegungen zur biologischen Vielfalt

Einer der wichtigsten Faktoren der Bioressourcennutzung ist die Art des ökonomischen Antriebs, der in einer Gesellschaft vorherrscht. Diese Art des Antriebes ist oft sehr komplex; in der Regel resultiert er u. a. aus einer Kombination von institutionellen, rechtlichen, kulturellen und ethischen Einflüssen (Kap. 5, 8) (BARBIER et al., 1994). Innerhalb des marktwirtschaftlichen Systems kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die ökonomische Motivation der einzelnen Marktteilnehmer vom Streben nach individueller Nutzen- bzw. Gewinn- und Konsummaximierung dominiert ist.

Da für Naturgüter, die als öffentliche und kollektive Güter aufgefasst werden, kein Markt und damit kein Preis existiert bzw. aufgrund der Unterschätzung von Zukunftsgütern deren tatsächlicher Wert nur ungenügend und verzerrt über Preisbildungsmechanismen abgebildet wird, versucht die Umweltökonomie über die Anwendung des Verursacherprinzips und die Monetarisierung von Naturgütern diese in das marktwirtschaftliche System zu integrieren.

Wenn man davon ausgeht, dass die gesamte Gesellschaft ein Anrecht auf die Erhaltung der Biodiversität als öffentlichem Gut hat, bildet das Wissen über den monetären Wert der Biodiversität eine notwendige Voraussetzung, um einen „Markt“ für die Erhaltung der Biodiversität schaffen zu können. Entsprechend dem Verursacherprinzip könnten dadurch jene Nutzungen von Bioressourcen, welche die Biodiversität mehr gefährden als andere, ökonomisch weniger attraktiv gemacht werden. Eine Zuordnung der mit der Sicherung der Biodiversität verbundenen Kosten und Nutzen zu Erhaltern und Begünstigten ist jedoch methodisch schwierig (LACKNER, 1999).

4.2 Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt

Dass Boden sich generell verknappt und verteuert und damit die Erhaltung von Biodiversität immer kostspieliger wird, bezeichnet STREISSLER (1999) als nur eine Variante eines malthusianischen³² Irrtums. Dieser Annahme stehen die Produktivitätssteigerungen in der Landwirtschaft, vor allem im industrialisierten Norden während der letzten drei Jahrhunderte, gegenüber. In Wahrheit wird es in den wirtschaftlich hoch entwickelten Regionen der Welt mit weit fortgeschrittener Industrialisierung der Landwirtschaft in kostenbezogener Hinsicht immer billiger, Boden aus der bisherigen Produktion zu nehmen und z. B. zu Nationalparks umzuwidmen (STREISSLER, 1999).

Während die Kosten umweltverbessernder Maßnahmen zumindest näherungsweise bestimmt werden können, besteht über die Größenordnung und den Zeitpunkt des Eintritts des Nutzens weitgehend Unkenntnis. Damit sind die Voraussetzungen, dass solche Vorhaben im budgetären politischen Prozess bewilligt werden, ausgesprochen ungünstig. Diesen Projekten werden allzu häufig andere Maßnahmen, deren Nutzen wenigstens grob abschätzbar und/oder kurzfristiger erzielbar ist, vorgezogen (RÖMER, 1991).

In einigen umweltökonomischen Ansätzen wird der gesellschaftliche Nutzen eines öffentlichen Gutes aus den Kosten abgeleitet, die mit dessen Bereitstellung, mit der Beseitigung von Schäden oder mit einer alternativen Erzeugung desselben Nutzens verbunden sind. Anstelle der individuellen Zahlungsbereitschaft wird bei dieser Methode die öffentliche Zahlungsverpflichtung zu ermitteln gesucht (SCHÄFER, 1989). Der Vertragsnaturschutz in Österreich, der zum Teil von der EU mitfinanziert wird, basiert auf diesem Prinzip.

Hierbei ersetzen Expertenschätzungen die Erfassung realer Konsumentenpräferenzen. Keines dieser Kostenverfahren knüpft an der Nachfrage und damit an der Wertschätzung der Betroffenen an. Der gesellschaftliche Nutzen wird lediglich behauptet und nicht aus den individuellen Präferenzen abgeleitet (EWERS, 1983).

4.2.1 Bewertungsmethoden für Umweltgüter

Es bestehen vielfältige Möglichkeiten einer monetären Bewertung von Umweltgütern. Zur Präferenzfassung lassen sich zwei Gruppen von Verfahren unterscheiden (WECKHANNEMANN, 1994):

- Die individuelle Wertschätzung wird auf direkte Weise („stated preferences“) erfasst, vorwiegend mittels Befragungen.
- Indirekte Methoden („revealed preferences“) setzen am tatsächlichen Verhalten an und nicht an hypothetischen Entscheidungssituationen. Aus beobachtbaren Vorgängen in Wirtschaft und Politik wird die individuelle Wertschätzung öffentlicher Leistungen abgeleitet.

³² Malthusianismus: Wirtschaftspolitische Bewegung, die die theoretischen Erkenntnisse des englischen Ökonomen Malthus, besonders das Malthussche Bevölkerungsgesetz, wonach die Bevölkerung tendenziell schneller wachse als der Bodenertrag, auf die Wirklichkeit anzuwenden suchte.

Tab. 7: Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter und Dienste (nach POMMEREHNE & RÖMER, 1992).

	indirekte Erfassung		direkte Erfassung
	Marktsphäre	politische Sphäre	
Gleichgewichtskonstellation	<ul style="list-style-type: none"> • Transportkostenersatz • Vermeidungskostenersatz • Hedonischer Preisansatz 	<ul style="list-style-type: none"> • Medianwähleransatz 	<ul style="list-style-type: none"> • Kontingente Bewertungsmethode • Marktsimulation für öffentliche Güter
Ungleichgewichtssituation/Anpassungsvorgänge	<ul style="list-style-type: none"> • Wanderungsanalyse 	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse von Referendumsergebnissen 	

Im Folgenden werden die verschiedenen Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter und Dienstleistungen kurz vorgestellt, dem Anhang (12.3) ist eine Einschätzung der Eignung der Verfahren für unterschiedliche Bewertungsobjekte zu entnehmen (POMMEREHNE & RÖMER, 1992):

- **Transportkostenansatz**
Bei diesem Ansatz werden die zur Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes (etwa eines städtischen Naherholungsgebietes) aufgewendeten komplementären privaten Kosten (z. B. Reise- bzw. Transportkosten und/oder Zeitaufwand zur Erreichung eines Erholungsraumes) als Indikator für die Gesamtwertschätzung des öffentlichen Gutes verwendet.
- **Vermeidungskostenansatz**
Im Falle von öffentlichen „Ungütern“ (z. B. Lärm, Luftverschmutzung) ist eine substitutive Beziehung zu den privaten Aufwendungen zu beobachten: Menschen wenden Geld auf, um das öffentliche Übel abzuwehren (z. B. Schallschutzfenster).
- **Hedonischer Preisansatz**
Diese Methode geht von der Idee aus, dass der Preis eines privaten Gutes eine Funktion seiner Charakteristika ist. Ein Unterschied in einem der Charakteristika bewirkt – unter ansonst gleichen Umständen - einen unterschiedlichen Preis. Der Preisunterschied stellt den impliziten oder auch hedonischen Preis dar (und spiegelt zugleich den Lustgewinn bzw. die Nutzeneinbuße wider), der für die Abweichung in dem betrachteten Charakteristikum zu entrichten ist oder gegebenenfalls eingesparrt werden kann.
- **Wanderungsanalyse**
Die Wanderungsanalyse befasst sich mit den beobachtbaren sozialen und demographischen Anpassungsvorgängen. Wanderungsbewegungen der Bevölkerung werden als Zustimmung bzw. Ablehnung von unterschiedlichen Kombinationen in der Versorgung mit öffentlichen Gütern einerseits und der Steuerbelastung andererseits interpretiert.
- **Medianwähleransatz**
Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass sich bei kollektiven Entscheidungen mit einfacher Mehrheit über die bereitgestellte Menge eines öffentlichen Gutes im Abstimmungsprozess die Nachfrage des „mittleren“, also des im Median befindlichen Stimmbürgers durchsetzt.
- **Analyse von Referendumsergebnissen**
Zu diesem Zweck wird das individuelle Abstimmungsverhalten oder jenes nach Stimmbezirken (Wahlsprengeln) auf eine Reihe von (wirtschaftlichen und sozialen) Charakteristika zurückgeführt. Auf diese Weise kann ermittelt werden, welche der zahlreichen Faktoren die Wahrscheinlichkeit, für oder gegen eine konkrete Vorlage zu stimmen, signifikant beeinflusst hat.

- Kontingente Bewertungsmethode (Kap. 4.2.2)
- Marktsimulation für öffentliche Güter
Dabei handelt es sich um eine Abfolge von Simulationen, bei denen die individuelle Entscheidungssituation auf einem Wettbewerbsmarkt für private Güter im Rahmen eines Budgetspiels³³ auf einem „Markt für öffentliche Güter“ übertragen wird.

Die nachstehende Tabelle 8 fasst ökonomisch motivierte Beziehungen zwischen den drei Ebenen der Biodiversität (Kap. 3.2.1) zusammen.

Tab. 8: Übersicht über analytische Ansätze in der Ökonomik biologischer Vielfalt (nach GÖSCHL, 1999, modifiziert).

Ebenen der Biodiversität	Ökonomisches Wertkonzept und zeitliche Perspektive	Grundidee	Anwendungsgebiet	Resultierende Größenordnung sozialer Wertschätzung
Genetische Vielfalt	Entdeckungswert (historisch)	Beitrag genetischer Ressourcen zur Entdeckung neuer Kulturpflanzen	Landwirtschaft, Forstwirtschaft	gering
	Entdeckungswert (statisch ³⁴)	Wert des "Bioprospecting" durch Firmen	Pharmazeutik	hoch
	Quasi-Optionswert (Dienstleistungswert, dynamisch)	Informationswert von Selektionsprozessen, wenn Resistenz evolviert ³⁵	Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Pharmazeutik	hoch
Taxonomische Vielfalt	Existenzwert (Bruttogegenwartswert)	"Diversität" als solches skalar quantifizierbar	generell	unbestimmt, wenn Ziel-funktion nicht ermittelt
	Existenzwert	Zahlungsbereitschaft für die Arterhaltung	generell	umstritten
Ökosystematische Vielfalt	Versicherungswert, Dienstleistungswert	Funktioneller Wert der Diversität im Rahmen der Stressresistenz von Ökosystemen (Resilienz)	Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Landschafts-schutz	hoch (vermutet)

4.2.2 Das Beispiel des Kontingenten Bewertungsansatzes

Der „Kontingente Bewertungsansatz“ ist für einige Autoren der am ehesten geeignete Ansatz zur finanziellen Bewertung der Biodiversität. Bei diesem Ansatz sollen im Rahmen strukturierter Interviews die Befragten dazu bewegt werden, ihre wahre monetäre Wertschätzung einer konkreten öffentlichen Leistung bekannt zu geben (CUMMINGS et al., 1986; MITCHELL & CARSON, 1989; RÖMER, 1991).

Zunächst muss die zu bewertende Leistung hinsichtlich ihres derzeitigen Zustandes genau beschrieben werden. Den Befragten wird dann eine definierte Änderung dieser öffentlichen Leistung „angeboten“. Ähnlich einer Auktion befinden sie sich in einer Käufersituation: Sie

³³ Dabei handelt es sich um die Allokation (Zuweisung) eines fiktiven Budgets in einer hypothetischen Situation. Das Budget sollte möglichst realitätsnah gewählt werden, um eine glaubhafte Entscheidungssituation zu schaffen.

³⁴ Welchen ökonomischen Nutzen hat die Biodiversität zum jetzigen Zeitpunkt?

³⁵ entwickeln, entfalten; entfaltend, entwickelnd darstellen

sind aufgefordert, ihre maximale Zahlungsbereitschaft für die angebotene Verbesserung des öffentlichen Leistungsangebots oder umgekehrt für das Unterbleiben einer zu erwartenden Verschlechterung bekannt zu geben. Analog können die Befragten auch um ihre minimale Kompensationsforderung gebeten werden, das heißt, sie sind gefordert, den Betrag anzugeben, für den sie eine Verschlechterung der öffentlichen Leistung hinnehmen oder auf eine vorgesehene Verbesserung verzichten würde. Die beiden Bewertungsfragen unterscheiden sich nach der zugrunde gelegten Rechtslage (WECK-HANNEMANN, 1994):

- Das Konzept der maximalen Zahlungsbereitschaft impliziert, dass kein Anspruch auf öffentliche Leistungen besteht, sondern dieser erst erworben werden muss.
- Dagegen geht das Konzept der minimalen Kompensationsforderung davon aus, dass die Befragten über ein solches Recht verfügen und sie befähigt sind, diesen Anspruch zu veräußern.

Der wesentliche Vorteil des „Kontingenten Bewertungsansatzes“ liegt in seiner im Vergleich zu anderen Methoden nahezu uneingeschränkten Anwendbarkeit auf unterschiedliche Umweltgüter (RÖMER, 1991).

Den Stärken des „Kontingenten Bewertungsansatzes“ stehen laut RÖMER (1991) eine Reihe an Problemen gegenüber: Um zu zuverlässigen Ergebnissen zu kommen, dürfen die Antworten weder durch strategisches Verhalten der Teilnehmer noch durch den hypothetischen Charakter der Befragung systematisch verzerrt sein. Spezifische Probleme dabei sind (RÖMER, 1991)

- der Einfluss der Information (Problem der Informationsverzerrung);
- die Art des Zahlungsinstruments (Steuer, Rechnung etc.);
- die Wahl der Bewertungsfrage (dichotome Frageform³⁶, offen gestellte Frage nach der Höhe der Zahlungsbereitschaft, iterative Gebotsmethode³⁷);
- ob Zahlungsbereitschaft oder Kompensationsforderung vorliegt (z. B. aufgrund eines Protestverhaltens).

Die Aggregation der Wertschätzung kann durch Teilnahmeverweigerer und durch die Selektion von Protestantworten erschwert werden. RÖMER (1991) beurteilt beim „Kontingenten Bewertungsansatz“ die Erfüllung der Kriterien Reliabilität³⁸ und Validität³⁹ als weitgehend genügend.

4.2.3 Beispiel einer Nutzen-Kosten-Analyse für Arten- und Biotopschutz

HAMPICKE (1991) versuchte für Deutschland die Nutzen und Kosten des Arten- und Biotopschutzes im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse zu bewerten. Die Bewertungsgrundlage für die Kosten war, dass die Kosten für zwei verschiedene Naturschutzprogramme mit einem Flächenbedarf von 9,6 % bzw. 13,6 % der Fläche des alten Bundesgebietes ermittelt wurden. Die Kosten setzten sich aus Einkommenseinbußen für Land- und Forstwirtschaft und den Kosten der Errichtung und Pflege der Biotope zusammen. Die Bewertungsgrundlage des Nutzens war die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft der Haushalte durch Befragung. Das Ergebnis dieser Kosten-Nutzen-Analyse lautete:

Kosten	0,75-1,2 Mrd. DM
Nutzen	3-7,4 Mrd. DM
Nettonutzen des Arten- und Biotopschutzes	1,8-6,6 Mrd. DM

³⁶ Ja-Nein-Fragen

³⁷ Langsam steigende Beträge werden so lange wiederholt, wie der Befragte der Zahlung eines höheren Betrages zustimmt.

³⁸ Zuverlässigkeit eines wissenschaftlichen Versuchs

³⁹ Übereinstimmung eines Ergebnisses mit dem tatsächlichen Sachverhalt

Die oben angeführte Nutzen-Kosten-Analyse war eine von zehn Studien eines Forschungsschwerpunktes „Kosten der Umweltverschmutzung/Nutzen des Umweltschutzes“. Ein positiver Aspekt dieser Studien war, dass die ermittelten monetären Werte Größenordnungen aufwiesen, die mit Ergebnissen anderer Studien vergleichbar waren. Jedoch zeigten die Studien methodische Schwierigkeiten bei der ökonomischen Bewertung auf. Methodische Schwierigkeiten traten bei der Ermittlung der naturwissenschaftlich-technischen Zusammenhänge, bei der Frage, welche der beobachtbaren Schäden auf Umweltverschmutzung zurückzuführen waren, sowie bei der Frage, welche monetäre Bewertungsgrundlage zu verwenden ist, auf (HAMPICKE, 1991).

4.2.4 Ökonomische Aspekte der EU-Umwelthaftungsrichtlinie

Der Inhalt der geplanten EU-Umwelthaftungsrichtlinie steht derzeit auf EU-Ebene in Verhandlung.

Die Richtlinie soll nicht nur für Personen- und Sachschäden und die Kontaminierung von Standorten gelten, sondern auch für die Schädigung der natürlichen Umwelt, insbesondere der natürlichen Ressourcen, die im Hinblick auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Gemeinschaft von Bedeutung sind (Gebiete und Arten, die im Rahmen des Netzes Natura 2000 geschützt sind) (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000a). Der Richtlinienvorschlag gilt für Umweltschäden durch berufliche Tätigkeiten, die im Anhang I detailliert aufgelistet sind, und für Schädigungen der biologischen Vielfalt (signifikante negative Auswirkungen in Bezug auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustandes der biologischen Vielfalt) durch praktisch alle beruflichen Tätigkeiten. Schäden durch Private sind nicht erfasst. Die geplante Richtlinie wird daher Auswirkungen auf die Tätigkeiten in der Land- und Forstwirtschaft haben. Es gibt derzeit Bestrebungen, die „ordnungsgemäße Land- und Forstwirtschaft“ von der geplanten Richtlinie auszunehmen (KELLER & REINL, 2002).

Im Weißbuch zur Umwelthaftung der EU-Kommission (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000a) wird auch auf die wirtschaftliche Bewertung von Schädigungen der biologischen Vielfalt eingegangen. Es werden Bewertungskriterien für die betreffenden natürlichen Ressourcen gefordert, um unverhältnismäßig hohe Wiederherstellungskosten zu vermeiden. In jedem Einzelfall soll daher eine Kosten-Nutzen-Analyse (Kap. 4.2.3) bzw. eine Angemessenheitsanalyse vorgenommen werden. Den Ausgangspunkt für eine solche Analyse könnten in den Fällen, in denen eine Wiederherstellung möglich ist, die Sanierungskosten bilden. Ist eine Wiederherstellung technisch nicht oder nur teilweise möglich, soll die Bewertung der natürlichen Ressourcen auf den Kosten alternativer Lösungen basieren, die auf die Schaffung natürlicher Ressourcen abzielen, welche den zerstörten natürlichen Ressourcen gleichwertig sind. Die Bewertung der natürlichen Ressourcen kann in Abhängigkeit vom Verfahren mehr oder weniger kostspielig sein. Wirtschaftliche Bewertungsmethoden wie der kontingente Bewertungsansatz (Kap. 4.2.2), die Reisekostenanalyse und andere Formen von Präferenzermittlungsmethoden (Kap. 4.2.1), können mit hohen Kosten verbunden sein. Durch eine Ergebnisübertragung („benefits transfer“) würden sich die Kosten spürbar verringern lassen. Daher wird der Aufbau von diesem Zweck dienenden Datenbanken, wie z. B. dem „Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI)“, von der EU-Kommission als wichtig angesehen.

4.2.5 Bewertungsprobleme

Die biologische und landschaftliche Vielfalt von Wäldern ist komplex und zumeist als ein „Nicht-Markt-Gut“ zu beurteilen. Es wurden verschiedene Methoden entwickelt, um „Nicht-Markt-Güter“ zu bewerten (Kap. 4.2.1, 4.2.2, 4.2.3). Die meisten dieser Methoden sind teuer und zeitaufwändig. Trotzdem erfordert die der Biodiversität im Wald innewohnende Komplexität Bewertungsmethoden, die praktikabel und auf dem letzten Stand des Wissens sind. Für

die meisten politischen Fragestellungen können nach Ansicht von RIERA (2000) die gewonnenen Werte „standardisiert“ und in Case-Studies transferiert werden, wie dies auch in anderen Bereichen üblich ist.

Da immer mehr Umweltschäden entdeckt werden, deren Auswirkungen nur sehr langfristig zutage treten, spielen die nicht nutzungsabhängigen Options-, Vermächtnis- und Existenzwerte als Teil der Gesamtwertschätzung eine immer größere Rolle. Da die Aufgabe einer zeitgemäßen Umweltpolitik nicht in erster Linie die Wiederherstellung des status quo sein kann, sondern es im Rahmen einer präventiven Politik primär um vorsorgeorientierte Schadensvermeidung geht, müssen geplante Projekte einschließlich der von ihnen verursachten Schäden im Voraus bewertet werden. Die Folgekosten unterlassener vorbeugender Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen müssen von vornherein in Kosten-Nutzen-Analysen einbezogen werden.

Die Gewichtung eines verursachten Schadens im Vorhinein ist jedoch problematisch. Ein Beispiel dazu: Einem gegebenen Biotop können möglicherweise viele Arten entnommen werden ohne nachhaltigen Schaden anzurichten. Wenn aber eine bestimmte Art mit einer ökologischen Schlüsselfunktion entnommen wird, kann das gesamte Ökosystem zusammenbrechen⁴⁰ (Kap. 3.4.2) (STREISSLER, 1999).

Auch wenn eine Reihe von Möglichkeiten vorliegen, um den Wert der Biodiversität monetär zur erfassen, so sind diesen Anstrengungen andererseits enge Grenzen gesetzt und die Ergebnisse sind vorsichtig und mit entsprechenden Vorbehalten zu interpretieren. Eine Nutzen-Kosten-Analyse (z. B. der Biodiversität) kann dazu missbraucht werden, die vorherrschende, an spezifischen Interessen ausgerichtete Politik lediglich zu „verwissenschaftlichen“. Insbesondere auch die „Kontingente Bewertungsanalyse“ (Kap. 4.2.2) ist mit vielfältigen Problemen behaftet (WECK-HANNEMANN, 1999):

- Verzerrungen der individuellen Zahlungsbereitschaften, u. a. aufgrund der Darstellung des Problems („framing effect“) und der Vertrautheit mit dem zu bewertenden Gut („familiarity“).
- Signifikante Unterschiede bei der maximalen Zahlungsbereitschaft und minimalen Kompensationsforderung.
- Einzelne Leistungen werden als ähnlich wertvoll wie ein umfassendes Leistungsbündel bewertet, was auf systematische Verzerrungen in den geäußerten Wertschätzungen hinweist („embedding effect“).

GÖSCHL (1999) betont, dass das fundamentale Problem bis dato bleibt, dass eine genaue Quantifizierung der Verbindung zwischen Nutzenströmen und der dazu notwendigen biologischen Vielfalt eines Ökosystems nicht durchgeführt werden konnte. Daher sieht STREISSLER (1999) hier die Arbeit der Biologen, speziell der Ökologen, gefordert, nicht so sehr diejenige der Ökonomen. Das Informationsproblem ist dabei wohl das größte, sowohl was den Wert von Biodiversität als auch die Höhe der Kosten von Schädigungen betrifft, ja, sogar die Frage, was überhaupt ein Schaden ist (Kap. 5.5).

⁴⁰ Die Bewertung der biologischen Vielfalt als Schätzspiel oder als Komplex interessanter theoretischer Probleme? Ein Gedankenexperiment soll die mit der Bewertung der Folgen von Gegenwarts-Entscheidungen, die mit möglichen zukünftigen Schäden verknüpft sind, verbundenen Probleme verdeutlichen: Angenommen, ich hatte einen schrecklichen Unfall, und als ich erwache, liege ich auf der Intensivstation eines Krankenhauses. Da das Krankenhaus knapp an Geldmitteln ist, findet an meinem Bett eine Konferenz der Klinikverwaltung statt: Man teilt mir mit, es seien alle Möglichkeiten ausgeschöpft, Geld zu beschaffen, nun habe man keine andere Wahl, als einige Teile meines Beatmungsgerätes zu verkaufen. Einer der Anwesenden sagt: "Das ganze Gerät ist so kompliziert, da kommt es auf ein paar Kleinigkeiten nicht an." Ein anderer zeigt auf ein blitzendes Metallteil und fragt: "Was ist dieses Teil ihrer Meinung nach wert? Das sieht aus, als diene es nur zur Verzierung", schlägt ein anderer vor. Ich will fast zustimmen, da fällt mir auf, dass das Hauptkabel der Stromversorgung hindurchläuft. Gerade noch rechtzeitig rufe ich "Halt! Das nicht!"

Legitimieren wir nicht vielleicht sogar die Auslöschung der Artenvielfalt (der biologischen Vielfalt), indem wir ihr einen monetären Wert beimessen⁴¹ (Kap. 5.5) – ein Vorgang, bei dem das oberste Gesetz lautet: Das Kriterium bei wichtigen Entscheidungen ist das messbare Kosten-Nutzen-Verhältnis in Geldeinheiten (EHRENFELD, 1992)?

Zur Bewertung von Vorhaben, die sich langfristig auswirken, gibt es in den Wirtschaftswissenschaften ein recht häufig angewandtes Verfahren: Man berechnet den gegenwärtigen Wert, indem man künftige Gewinne und Verluste auf den heutigen Zeitpunkt abdiskontiert, h. h. aufrechnet. Diese Methode erscheint plausibel, wenn es um die Bewertung von Investitionsalternativen geht, die sich voraussichtlich höchstens eine Generation lang auswirken werden. Wendet man sie aber auf mögliche Katastrophen in ferner Zukunft an, so wird vielen Menschen, darunter auch einigen Wirtschaftsexperten, unwohl. Beim Abdiskontieren mit üblichen Diskont-Raten ließe sich ein möglicher unvermeidlicher Zusammenbruch von lebenden Systemen auf der Erde, der in einigen hundert Jahren stattfinden könnte, durch relativ einfache wirtschaftliche Gewinne in näherer Zukunft ausgleichen (RANDALL, 1992). Dieses Beispiel zeigt, dass der Wert von Zukunftsgütern systematisch unterschätzt wird und marktwirtschaftliche Regulationsmechanismen allein hier nicht greifen. Letztlich geht es hierbei um die Bewertung von Risiken. Das Problem dabei ist, dass Risiken erst möglicherweise in der Zukunft eintretende Ereignisse mit negativen Folgen, mit allen Unsicherheiten bezüglich der Wahrscheinlichkeit des Eintretens, beschreiben. Dadurch erhalten Diskussionen über Risiken den Anstrich grauer Theorie und erscheinen durch ihre Zukünftigkeit quasi unreal. Zudem entziehen sich viele potenzielle Risiken der eigenen Wahrnehmung und Erfahrung, d. h. ihr Bewusstsein ist theoretisch, ihre Existenz muss geglaubt werden und ist nicht erfahrbar, wobei hier auch psychologische Verdrängungsmechanismen einsetzen. Das Resultat ist, dass Zukunftsrisiken über Marktmechanismen nicht oder nur ungenügend abgebildet werden.

Und schließlich ist das Postulat, das dem ganzen Konzept der positiven Analyse zugrunde liegt – dass es nämlich legitim ist, wenn man herauszufinden versucht, welchen Wert die Menschen der biologischen Vielfalt beimessen – selbst ein Werturteil, das man in Frage stellen kann (Kap. 5.5). Die Souveränität des Verbrauchers und die Ansicht, dass Menschen gleich bleibende und dauerhafte Präferenzen haben, lassen sich durchaus anzweifeln (HANEMANN, 1992).

Da die Knappheit von natürlichen Ressourcen und der irreversible Verbrauch von nicht vermehrbarem oder nicht regenerationsfähigem Naturkapital in den herkömmlichen Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) und dem wichtigsten Wirtschafts- und Wohlstandsindeikator einer Nation, dem Bruttosozialprodukt (BSP), keine angemessene Berücksichtigung finden (und nicht einmal die umweltbezogenen Defensivausgaben des Budgets, d. h. die Ausgaben zur Sanierung und Kompensation von Umweltschäden, bei der Berechnung des BSP ausgewiesen werden, ja teils sogar positiv in das BSP eingehen, d. h. scheinbar den Wohlstand zu mehren scheinen, obwohl sich dieser objektiv durch die Verringerung des Naturkapitalstocks reduziert), sollten in Zukunft Naturvermögensrechnungen mit Hilfe von Satellitenkonten zur VGR Auskunft über die Veränderungen natürlicher Vermögensgüter geben (VAN DIJEN, 1995).

Die physische und monetäre Bilanzierung der im Wirtschaftsprozess genutzten natürlichen Ressourcen zielt darauf ab, die Wechselwirkungen zwischen ökonomischer Aktivität und Ressourcenverbrauch in diesem Bereich aufzuzeigen. Für den österreichischen Wald wurden für den Zeitraum 1.1.1993 bis 1.1.1998 Vermögenswerte ermittelt, die in einer Bandbreite

⁴¹ Oftmals wird man nur ernstgenommen, wenn man quantitative Aussagen macht; NORTON (1992) plädiert für die Einführung einiger neuer Maßeinheiten: Ein "Ärg" ist die kleinste Einheit an Ärger, den wir empfinden, wenn wir wissentlich eine Art ausgelöscht haben, die wir später noch brauchen. Und ein "Wirr" ist das Ausmaß an Unkenntnis, auf die ein Wirtschaftswissenschaftler trifft, wenn er einen Biologen nach Arten und Ökosystemen fragt und der Biologe antworten muss: "Ich weiß es nicht, und ich bin noch so weit von diesem Wissen entfernt, dass mich die Frage total verwirrt." Es wäre verhängnisvoll, wenn wir bei unserer Vorliebe, den Wert einer Art in Geld auszudrücken, das Zählen der „Ärgs“ und „Wirrs“ vergessen würden.

zwischen 190 und 440 Mrd. öS liegen (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT, 1999). Bei der ausschließlichen Betrachtung der ökonomischen Dimension der Holzproduktion werden aber die gesellschaftliche Relevanz und der ökologische Wert des Waldes (wozu auch die biologische Vielfalt zählt) vernachlässigt (Kap. 10).

Eine in der Forstwirtschaft häufig praktizierte Fokussierung auf einige wenige (Baum)-Arten (Kap. 6.2.2) kann auch aus ökonomischen Gründen hinterfragt werden, da die Absatzmöglichkeiten einzelner Baumarten in z. B. 100 Jahren (möglicher Umtriebszeitraum) kaum abgeschätzt werden können. Daher können baumartenarme Waldbestände, neben möglichen negativen ökologischen Aspekten (Kap. 3.4), auch ökonomisch problematisch sein (Kap. 10).

4.3 Zusammenfassung

Der Einfluss des Menschen auf die biologische Vielfalt in Ökosystemen wird sehr stark von den *ökonomischen Rahmenbedingungen* beeinflusst und ist meist eine Folge wirtschaftlich motivierter Handlungen. Sowohl die direkte Nutzung von Bioressourcen als auch indirekte Belastungen von Ökosystemen infolge wirtschaftlicher Aktivitäten können die biologische Vielfalt beeinträchtigen. Der Ökosystemare Ansatz fordert, Ökosysteme in ihrem wirtschaftlichen Kontext zu verstehen und zu managen.

Da viele Naturgüter als öffentliche und kollektive Güter aufgefasst werden, existiert für sie kein Markt und kein Preis bzw. wird ihr tatsächlicher Wert nur ungenügend und verzerrt über Preisbildungsmechanismen abgebildet. Um entsprechend dem Verursacherprinzip einen finanziellen Ausgleich für biodiversitätsbeeinträchtigende Nutzungen herstellen, durch die Internalisierung negativer externer Umwelteffekte deren Kosten in das marktwirtschaftliche System integrieren und Kosten und Nutzen für deren Sicherung Erhaltern und Begünstigten zuordnen zu können, wird vielfach der Versuch unternommen, Umweltgüter wie die Biodiversität monetär zu bewerten.

Zu diesem Zweck wurden vielfältige *ökonomische Bewertungsverfahren* entwickelt, die u. a. an den privaten *Transportkosten* zur Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes (v. a. Erholungsräume), den *Kosten zur Vermeidung von negativen Umwelteffekten* (Lärm, Schadstoffbelastung), den *Preisunterschieden* als Indikator für Lustgewinn oder Nutzeneinbußen oder *demographischen Wanderungsbewegungen* ansetzen. Die Methode des „*Kontingenten Bewertungsansatzes*“ ist für einige Experten der am ehesten geeignete Ansatz zur monetären Bewertung der Biodiversität. Im Rahmen strukturierter Interviews sollen dabei Befragte ihre wahre monetäre Wertschätzung der biologischen Vielfalt bekannt geben, indem sie ihre maximale Zahlungsbereitschaft für Verbesserungen bzw. ihre minimale Kompensationsforderung bei Verschlechterungen des Angebots an Umweltgütern deklarieren.

Die Ermittlung der individuellen *Zahlungsbereitschaft* im Rahmen von Befragungen kann auch als Methode zur Bewertung des Nutzens des Naturschutzes im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen eingesetzt werden. Bei der Nutzenbewertung sollten die Folgekosten unterlassener Umweltschutzmaßnahmen von vornherein in die Bewertung einbezogen werden. Gerade bei der Bewertung von Zukunftsrisiken versagen jedoch Marktmechanismen erfahrungsgemäß.

Kriterien zur Bewertung von Beeinträchtigungen der Biodiversität sind auch im Zusammenhang mit der geplanten *EU-Umwelthaftungsrichtlinie* von Bedeutung. Diskutiert wird die Heranziehung der Sanierungskosten für jene Ressourcen, die wiederhergestellt werden können, bzw. der Kosten für alternative Lösungen, mit denen ein gleichwertiger Ausgleich für nicht wiederherstellbare Ressourcen geschaffen werden kann.

Derzeit findet der irreversible Verbrauch von nicht vermehrbarem oder nicht regenerationsfähigem Naturkapital, wie der biologischen Vielfalt, in den herkömmlichen *Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen* und dem wichtigsten Wirtschafts- und Wohlstandsindikator einer Nation, dem Brutto sozialprodukt (BSP), keine angemessene Berücksichtigung. Es besteht der Bedarf nach der Entwicklung von Methoden, die über die Veränderungen solcher natürlicher Vermögensgüter Auskunft geben und die Ausgaben zur Sanierung und Kompensation von Umweltschäden ausweisen (Kap. 4.2).

Alle existierenden *Methoden* zur monetären Bewertung der biologischen Vielfalt, auch der Kontingente Bewertungsansatz, sind mit massiven *Problemen*, insbesondere methodischer Natur, behaftet. Zudem besteht die Gefahr des politischen Missbrauchs und einer „Schein-Verwissenschaftlichung“ der Diskussion. Aus diesen Gründen sind ökonomischen Wertschätzungsverfahren derzeit enge Grenzen gesetzt und die Ergebnisse derartiger Untersuchungen mit entsprechenden Vorbehalten zu interpretieren.

Auch bestehen *grundsätzliche Einwände* gegen die Monetarisierung von Umweltgütern, wie der biologischen Vielfalt, da sie deren ethisch-moralischen Eigenwert außer Acht lassen, und da gerade durch die Herstellung ihrer Marktfähigkeit ihre Zerstörung legitimiert werden könnte. Auch sind viele Schädigungen der Biodiversität, insbesondere Artenverluste, irreversibel, irreparabel und daher durch finanzielle Kompensationsmaßnahmen nicht ausgleichbar oder ersetzbar.

Unter Beachtung der bestehenden Einschränkungen können verbesserte Verfahren zur ökonomischen Wertschätzung des Nutzens der biologischen Vielfalt, insbesondere des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens der Leistungen und Wirkungen des Waldes, wesentlich dazu beitragen, den gesamtwirtschaftlichen Wert der Biodiversität zu verdeutlichen. Damit können monetäre Bewertungsverfahren als Instrument zur Bewusstseinsbildung und Sensibilisierung von Entscheidungsträgern und Öffentlichkeit eingesetzt werden.

Betriebswirtschaftliche Entscheidungen des Ökosystemmanagements unterliegen oft *ökonomischen Sachzwängen*, die dazu führen können, dass aus ökologischer Sicht notwendige langfristige Zeithorizonte dem Streben nach kurzfristiger Ertragsoptimierung zum Opfer fallen. Auch erscheinen ökologische Zielsetzungen aus kurzfristiger Perspektive gegenüber ökonomischen Handlungsmotiven oft als zu wenig konkurrenzkräftig und verfügen damit im Rahmen des Interessenausgleichs über zu geringe Durchsetzungskraft. Ein Gegensteuern muss daher an der Umgestaltung der ökonomischen Rahmenbedingungen des Ökosystemmanagements ansetzen (Kap. 10).

Im Hinblick auf eine Ökologisierung bzw. Neujustierung des gesamten *Fördersystems* wäre es wünschenswert, sämtliche Förderinstrumente aller Wirtschaftssektoren auf ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt zu überprüfen. Kontraproduktive und *marktverzerrende Anreizinstrumente* sollten gegebenenfalls beseitigt werden. Ebenso wäre eine Harmonisierung der Fördermaßnahmen einzelner Sektoren untereinander wünschenswert. Parallel dazu können durch gezielte Aufklärung und Öffentlichkeitsarbeit auch Konsumenten zum vermehrten Kauf biodiversitätsverträglich erzeugter Produkte animiert werden (Kap. 10).

5 SOZIO-KULTURELLE ASPEKTE

5.1 Bevölkerungswachstum

Das globale menschliche Bevölkerungswachstum und der daraus resultierende Nutzungsdruck auf die natürlichen Ressourcen sind eine wichtige Ursache der Übernutzung bestimmter Tier- und Pflanzenarten und der weltweiten Lebensraumzerstörung und -degradierung, die wiederum Verluste an Biodiversität nach sich ziehen (BARBIER et al., 1994).

Wichtig in diesem Zusammenhang sind:

- Die Größe der globalen und regionalen menschlichen Bevölkerung im Verhältnis zur jeweiligen ökologischen Trage- und Assimilationskapazität der Umwelt. Sowohl die Nutzung der Quellen der Umwelt, d. h. die Entnahmemenge und Verbrauchsrate der erneuerbaren und nicht erneuerbaren Ressourcen, als auch die Nutzung der Senken der Umwelt, d. h. die Freisetzung und Entsorgung von Abfallstoffen des Wirtschaftssystems, dürfen langfristig die Grenzen der Belastbarkeit der Natur nicht überschreiten. Die ökologische Tragfähigkeit der natürlichen Systeme, d. h. der Fähigkeit eines Raumes eine bestimmte Bevölkerung unter ökologisch, sozial und ökonomisch verträglichen Bedingungen dauerhaft erhalten zu können, ist dabei eine Resultierende aus Eigenschaften der Ökosysteme, wie Stabilität und Regenerationsvermögen einerseits, und aus der Art, Dauer und Intensität der Nutzung bzw. Übernutzung andererseits. Die Populationsgröße der menschlichen Bevölkerung bildet dabei auf der Nutzungsseite zweifellos einen zentralen Steuerungsfaktor. Allerdings ist die Tragfähigkeit keine konstante und statische, sondern eine dynamische Größe, die eine Funktion zahlreicher Parameter darstellt, welche neben der Kapazität der Ressourcen und Senken Faktoren wie die menschlichen Ansprüche, die Ressourceneffizienz und -produktivität, den technologischen Entwicklungsstand, das menschliche Wissen und das Innovationspotenzial umfassen. Die ökologische Tragfähigkeit erscheint somit in Summe als eine Funktion der zu einem jeweiligen Zeitpunkt herrschenden Produktionsbedingungen und konnte im Verlauf der menschlichen Geschichte bereits mehrmals drastisch gesteigert werden. Somit gibt es keine objektiven, aus der Natur ableitbaren Kriterien, welche die Festlegung von quantitativen Schwellenwerten einer nachhaltigen Bevölkerungsgröße erlauben würde. Die Definition von Nachhaltigkeitsgrenzen für das menschliche Bevölkerungswachstum erfordert vielmehr ethisch-normative Entscheidungen der Gesellschaft. Letztlich geht es um die Frage, welche Natur-, Umwelt- und Lebensqualität wir haben wollen (Kap. 5.5) bzw. welches Ausmaß an Verlusten an Naturgütern, u. a. Biodiversität, wir zu tragen bereit sind.
- Das Bevölkerungswachstum als ein Ergebnis sozialer, ökonomischer und politischer Faktoren. Bereits in der „Erklärung von Cocoyok“ (UNEP & UNCTAD, 1974), einem frühen Vorläufer des „Brundtland-Berichts“ (BRUNDTLAND & UNCED, 1988) und der Deklaration von Rio (UNCED, 1992b), wurde festgehalten, dass es ein armutsbedingtes Bevölkerungswachstum und eine damit zusammenhängende armutsbedingte Umweltzerstörung gibt.
- Die Form der Produktion und des Konsums von Gütern und ihr Effekt auf die Nachhaltigkeit von Ökosystemen. Hier stehen neben der durch Armut und Bevölkerungswachstum bedingten Übernutzung von natürlichen Ressourcen ebenso nicht nachhaltige Lebensstile, überhöhte Konsum- und Wohlstandsniveaus, die nur aufrecht erhalten werden können, weil und solange sie nur von einer Minderheit in Anspruch genommen werden, und andere Fehlentwicklungen des industrialisierten Teiles der Welt zur Diskussion.

5.2 Soziale Nachhaltigkeit

Der Grundsatz der sozialen bzw. ethisch-sozialen Nachhaltigkeit stellt eine wesentliche Komponente einer umfassend nachhaltigen Entwicklung dar und weist zahlreiche Verknüpfungen und Parallelen zum Ökosystemaren Ansatz auf. In beiden Konzepten wird betont, dass das Management von Ökosystemen zum Nutzen und Vorteil des Menschen, insbesondere der lokalen Bevölkerungen, erfolgen soll. Ebenso bildet die ausgewogene und gerechte Aufteilung der Vorteile, die sich aus der Nutzung der biologischen Vielfalt ergeben, eines der Hauptziele der CBD (Kap. 2.1).

Soziale Nachhaltigkeit beruht auf unumstößlichen ethischen Werturteilen und umfasst zumindest die Aspekte

- dauerhaft zukunftsfähige Befriedigung der materiellen und immateriellen Bedürfnisse aller Menschen;
- Vereinbarkeit von ökologischer Tragfähigkeit und sozialer Verträglichkeit;
- Prinzip der „intergenerativen Gerechtigkeit“: Forderung nach treuhändischer Nutzung der natürlichen Ressourcen und Übergabe eines zumindest gleichwertigen Naturkapitalstocks an zukünftige Generationen. Dieser Grundsatz der *Gerechtigkeit zwischen den Generationen* wird bereits im „Brundtland-Bericht“ als wichtigstes Definitionsmerkmal einer „nachhaltigen Entwicklung“ genannt: Eine Entwicklung ist dann als nachhaltig zu bezeichnen, wenn sie „...die Bedürfnisse heute lebender Generationen befriedigt, ohne die Möglichkeiten zukünftiger Generationen zur Befriedigung ihrer Bedürfnisse zu beeinträchtigen“ (BRUNDTLAND & UNCED, 1988).
- Prinzip der „intragenerativen Gerechtigkeit“: internationale soziale Gerechtigkeit innerhalb einer Generation. Damit sind u. a. folgende Problemfelder angesprochen:
 - Gleiches Recht aller Menschen auf intakte Umwelt und Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen;
 - Lösung des Problems des armutsbedingten Bevölkerungswachstums und der armutsbedingten Umweltzerstörung;
 - Befriedigung zumindest der elementaren Daseinsgrundbedürfnisse der Ärmsten;
 - „Nord-Süd-Konflikt“: Asymmetrie der Wirtschafts- und Handelsbeziehungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern; ungleiche Verteilung von Wohlstand und ungleicher Zugang zu Ressourcen;
 - Entwicklung von nachhaltigen Strategien, auf welche Weise die Wohlstandsmehrung in den Entwicklungsländern erfolgen soll, ohne die Fehler der Industrialisierung des Nordens zu wiederholen und die ökologische Tragekapazität der Ökosphäre zu erschöpfen;
 - Thematisierung nicht nachhaltiger Lebensstile, oligarchischer⁴² Wohlstandsniveaus und maximaler Konsumniveaus in den industrialisierten Ländern des Nordens;
- Recht lokaler und indigener Bevölkerungen, selbst über die Nutzung ihrer Ressourcen zu entscheiden (Kap. 2.3, 5.7).

5.3 Institutionelle Aspekte

Der institutionelle Rahmen einer Gesellschaft hat einen wichtigen Einfluss auf individuelle Entscheidungen im Zusammenhang mit der Nutzung von Bioressourcen (BROMLEY, 1989; NORTH, 1989). Der institutionelle Rahmen wird auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene wirksam. Das Versagen von Institutionen kann ein wichtiger Grund für Ver-

⁴² Oligarchie: Herrschaft einer kleinen Gruppe.

luste von Biodiversität sein. Institutionelles Versagen kann auftreten, wenn (BARBIER et al., 1994):

- Institutionen inadäquat zusammengesetzt und nicht im Stande sind, sich an ändernde Bedingungen anzupassen;
- Institutionen sich nicht untereinander koordinieren, sowohl auf gleicher Ebene als auch zwischen verschiedenen Ebenen;
- Institutionen aufhören zu bestehen.

Institutionen auf allen Ebenen der gesellschaftlichen und politischen Organisation und die jeweiligen rechtlichen Rahmenbedingungen spielen eine zentrale Rolle beim Schutz der Biodiversität (BARBIER et al., 1994). Dies betrifft sowohl internationalisierte umweltpolitische Prozesse (z. B. AGENDA 21, UNFF, MCPFE, CBD etc.) und Organisationen (z. B. UNEP, IPF/IFF, MCPFE, IUCN, COP etc.) als auch EU- und nationale Behörden (EU-Kommission, Naturschutz- und Forstbehörden etc.) sowie Foren und Gremien (z. B. nationale Biodiversitätskommission), NGOs (z. B. WWF, Global 2000, ÖGNU, Alpenverein etc.) und regionale/lokale Interessengruppen (Kap. 8.1, 9, 10).

5.4 Globalisierung – Dezentralisierung

Es ist unbestritten, dass Globalisierung auch Umweltprobleme schaffen kann. So wachsen beispielsweise wegen der Globalisierung das internationale Verkehrsaufkommen und deshalb auch die umweltbelastenden Emissionen. Gravierender aber ist, dass im Zuge der Globalisierung und infolge des internationalen Konkurrenzdrucks gegenüber Nationalstaaten der Druck entsteht, Umweltauflagen zu lockern, um damit zwecks Beschaffung oder Erhalt von Arbeitsplätzen Investoren anzulocken oder diese im Land zu halten. Neben diesem „Ökodumping“ führt die Deregulierung der Weltwirtschaft in zunehmendem Maße auch zu „Sozialdumping“, d. h. zur Auslagerung nicht nur umweltbelastender, sondern insbesondere arbeitsintensiver Produktionen in Länder mit niedrigen Lohnkosten und meist nicht existenten Umwelt- und Sozialstandards. Beides ist mit einer nachhaltigen Entwicklung nicht zu vereinbaren.

MÜLLER (1999a) unterscheidet drei Kategorien von Umweltproblemen, die in einem Bezug zur Globalisierung stehen:

- Globale Umweltprobleme, wie das Klimaproblem, der Verlust an Artenvielfalt und die Übernutzung der Ozeane;
- Umweltbelastende Folgen der Globalisierung, wie verstärkter internationaler Transport und Verkehr;
- Fehlen und Verlust an umweltgerechten Regelungen durch globalen Wettbewerbsdruck.

In der heutigen „Umwelt-Außenpolitik“ geht es nach WEIZSÄCKER (1997) um die grenzüberschreitende Umweltverschmutzung, um den Schutz internationaler Gewässer, um die Harmonisierung der umweltbedingten Wettbewerbsbedingungen, um den Schutz der biologischen Vielfalt und den Klimaschutz. WEIZSÄCKER (1997) ist der Meinung, dass sich die Erkenntnis durchsetzt, dass die klassische Form nationaler Souveränität, die bereits durch vielfältige Wirtschaftsverflechtungen eingeschränkt ist, de facto auch durch die Internationalität der Umweltprobleme ausgehöhlt wird. Dies führt zur Notwendigkeit grenzüberschreitender Lösungsansätze.

Die Umweltproblematik ist bis heute nicht formal im WTO/GATT-Abkommen verankert. Dieses Abkommen ist für Umweltschutzbelange unzweckmäßig ausgestattet, allerdings auch dafür nicht konstruiert worden. Handelsbeschränkende Maßnahmen sind WTO-rechtlich nur

dann zulässig, wenn dieselben Vorschriften auch auf inländische Güter angewendet werden. Außerdem sind nur Produktstandards zulässig, die an die Eigenschaften des betreffenden Gutes anknüpfen. Nun gibt es aber Güter, die für sich genommen gar nicht umweltbelastend sind, sondern deren negative Umweltwirkungen aus dem Rohstoffgewinnungs-, Verarbeitungs- und Produktionsprozess resultieren. Unter Umweltschutzgesichtspunkten ist das Verbot von Prozessstandards deshalb bedenklich: Es besteht damit keine legale Möglichkeit, Länder auch durch handelspolitische Maßnahmen zu umweltfreundlicheren Produktionsmethoden anzuhalten (ALTMANN, 1997). Dem Konsumenten steht es zwar theoretisch frei, sich bei seiner Kaufentscheidung an Produktkennzeichnungen, wie z. B. Umweltzeichen, zu orientieren, in der Praxis wird diese Freiheit jedoch durch Informationsmängel, höhere Preise und ein beschränktes Angebot an derartigen Produkten eingeschränkt.

Der Wohlstand vieler Industriestaaten, welche die eigene Ressourcenproduktivität zur Gänze ausgeschöpft haben, basiert u. a. auf dem Import von Rohstoffen und Energieträgern aus dem Ausland. Im Rahmen der internationalen Arbeitsteilung der Weltwirtschaftsordnung erfüllen v. a. so genannte Entwicklungsländer der „Dritten“ und „Vierten Welt“ diese Funktion der Lieferanten von billigen Rohstoffen. Dieser Import von angeeigneter ökologischer Tragfähigkeit impliziert die Besetzung und Beanspruchung von „Geister-Flächen“ zur Gewinnung von geogenen und fossilen Rohstoffen und zur Erzeugung von biogenen Ressourcen in anderen Ländern, womit gleichzeitig die damit verbundenen Umweltbelastungen exportiert und die Ressourcenbasis der betreffenden Länder verringert wird (Kap. 5.2).

Für ALTMANN (1997) sind internationale Abkommen zur Harmonisierung von Umweltstandards grundsätzlich der richtige Weg. Je größer der Kreis der teilnehmenden Staaten, desto besser, denn dies erhöht die globale Akzeptanz. Diesem Vorteil steht als Nachteil gegenüber, dass multilateraler Konsens in der Regel mit einer tendenziellen Verwässerung der Ergebnisse einhergeht, dem berühmten „kleinsten gemeinsamen Nenner“.

Im Gegensatz zu den negativen Folgen der Globalisierung, die faktisch oftmals mit dem Verlust von Souveränität und Entscheidungsautonomie verbunden ist, fordern die Malawi-Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes (Kap. 2.3) die weitestmögliche Dezentralisierung von Entscheidungen betreffend das Management von Ökosystemen bis zur niedrigsten geeigneten Ebene. Das hiermit angesprochene Subsidiaritätsprinzip findet sich auch in den Raumordnungsprogrammen und -konzepten der EU wieder und deckt sich mit der Forderung, dass die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung auf der regionalen und kommunalen Ebene ansetzen muss. Dahinter steht die Erkenntnis, dass dezentralisierte, kleinräumige Systeme die Effektivität und soziale Ausgewogenheit der Ressourcennutzung erhöhen können und Nutzungs- und Eigentumsrechte, Partizipation und Nähe zu den gemanagten Ökosystemen den verantwortungsvollen Umgang mit natürlichen Ressourcen begünstigen. Dort, wo die mit und von den natürlichen Ressourcen lebenden Menschen gleichzeitig die unmittelbaren Nutznießer sind, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer nachhaltigen Nutzung (Kap. 5.7). Eine wesentliche Rahmenbedingung einer erfolgreichen Dezentralisierung des Ökosystemmanagements ist, dass mit der Übertragung von Entscheidungsautonomie gleichzeitig die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, dass die Entscheidungsverantwortung auch in adäquater Weise wahrgenommen werden kann. Dies muss durch die Befähigung der dezentralen Instanzen zur Durchführung der ihnen anvertrauten Managementaufgaben geschehen. Dies wiederum erfordert eine ausreichende Ausstattung mit den notwendigen Ressourcen, d. h. den finanziellen und technischen Mitteln, ausreichender Information und entsprechender Ausbildung. Bei der Schaffung der diesbezüglichen Rahmenbedingungen sind wiederum die Zentralbehörden bzw. die Gesellschaft als Gesamtes gefordert.

Die bis jetzt überwiegend kleinteiligen und dezentralen Eigentumsstrukturen des österreichischen Waldes würden in diesem Sinne günstige Voraussetzungen bieten. In Österreich gibt es über 214.000 Waldeigentümer; 80,5 % des Waldes sind in Privatbesitz. Mehr als 213.000 Waldbauern bewirtschaften Betriebe mit weniger als 200 ha Waldfläche und damit fast die Hälfte des gesamtösterreichischen Waldes. Etwa ein Drittel der Gesamtwaldfläche entfällt

auf größere Forstbetriebe. Nur rund 16 % sind Staatswald und im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 1999). Dies bedeutet, dass Eigentumsverhältnisse, Verantwortlichkeiten und Zuständigkeiten primär auf der lokalen Ebene und damit sehr nahe am Ökosystemmanagement angesiedelt sind (Kap. 6.2.1. Dies bietet günstige Voraussetzungen für ein dezentralisiertes Management von Waldökosystemen im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes (Kap. 10).

5.5 Moralisch-ethische Aspekte

Die Frage, ob Arten bzw. die biologische Vielfalt einen moralisch-ethischen Wert besitzen, stößt auf kontroverielle Positionen. Manche philosophische Lehren sprechen Tier- und Pflanzenarten einen von sich aus innewohnenden Eigenwert („intrinsic value“) zu (REGAN, 1981; TAYLOR, 1986); andere sind der Ansicht, dass ihr Wert davon abhängt, ob und wie die Menschen sie nutzen.

Jedenfalls wird der Natur in beiden Fällen durch den Menschen ein Wert zuerkannt, der auf ethisch-normativen Werturteilen beruht. In diesem Sinne ist jede Ethik anthropozentrisch. Die normative Fragestellung lautet somit weniger, welchen Wert die biologische Vielfalt besitzt, sondern welchen Wert wir ihr beimessen *sollen* bzw. *wollen*.

Das ethische Gebäude, das Wirtschaftswissenschaftler errichtet haben, behandelt die biologische Vielfalt utilitaristisch⁴³, anthropozentrisch⁴⁴ und instrumentalistisch⁴⁵. Aus philosophischer Perspektive können nicht menschliche Lebensformen, d. h. Tiere und Pflanzen, auch als Träger eigener Werte angesehen werden, die Rechte haben und von den Aufgaben und Verpflichtungen profitieren, die den Menschen aus ethischen Prinzipien obliegen (RANDALL, 1992).

Aus diesen unterschiedlichen Positionen wird deutlich, dass die Grundfrage nach dem Wert der Natur im Mittelpunkt der naturethischen Diskussion steht. Besteht der Wert der Natur nur in ihrem Nutzen für die Menschen oder hat sie einen darüber hinaus gehenden Wert? In den letzten Jahren standen sich v. a. zwei Ansichten gegenüber (MARGGRAF & STREB, 1997):

- Der Mensch ist Maß und Mittelpunkt aller staatlichen Regelungen und Maßnahmen. Damit ist unvereinbar, die Umwelt aus eigenem Recht unter Schutz zu stellen. Der Umwelt als solcher kann kein der Stellung des Menschen gleich geordneter, etwa verfassungsrechtlich festgehaltener Eigenwert zuerkannt werden.
- Die Umwelt bedarf verfassungsrechtlichen Schutzes auch um ihrer selbst willen. Die rein anthropozentrische Sichtweise bedeutet im Ergebnis eine massive Einschränkung des Umweltschutzes, da aktuelle menschliche Interessen, etwa in den Bereichen Wirtschaft und Verkehr, so bei allen Abwägungen das Übergewicht erhalten würden.

⁴³ Der Utilitarismus ist eine philosophische Lehre, die im Nützlichen die Grundlage des sittlichen Verhaltens sieht und ideale Werte nur anerkennt, sofern sie dem Einzelnen oder der Gemeinschaft nützen, d. h. dass Dingen, einschließlich Pflanzen und Tieren, nur insofern Wert beigemessen wird, als sie einen Nutzen für den Menschen erbringen.

⁴⁴ den Menschen in den Mittelpunkt stellend.

⁴⁵ Flora und Fauna werden als Instrumente der menschlichen Bedürfnisbefriedigung betrachtet und besitzen nur insofern einen Wert, als sie Mittel zum Zweck sind.

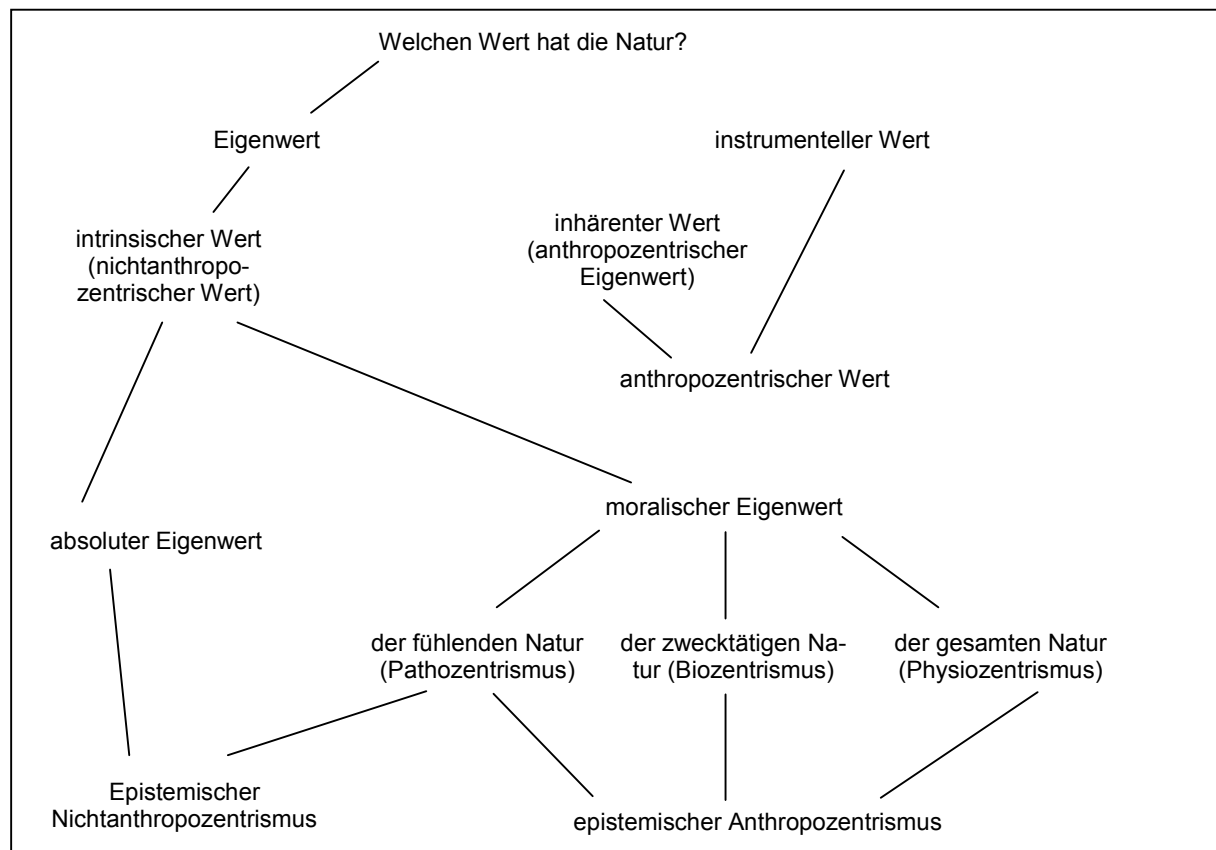


Abb. 5: Naturethische Wertkonzeption (nach MARGGRAF & STREB, 1997).

Erläuterung zur Abbildung 5:

- Instrumenteller Wert: Ein Sachverhalt wird nur deshalb geschätzt, weil mit seiner Hilfe ein anderer positiv bewerteter Sachverhalt realisiert werden kann.
- In allen anderen Fällen kommt ihm auch ein Eigenwert zu.
- Der intrinsische Wert ist der nichtanthropozentrische Eigenwert.
- Der inhärente Wert ist der anthropozentrische Eigenwert.
- Absoluter Eigenwert kommt all dem zu, was unabhängig von den Interessen der Menschen und ihren moralischen Einstellungen von Wert ist.
- Moralischer Eigenwert kommt all dem zu, was wir zu achten verpflichtet sind, wenn wir moralisch handeln wollen.
- Pathozentrismus⁴⁶: Mitleid mit der „fühlenden Natur“, wobei diese zumeist mit „höher entwickelten Tieren“ gleichgesetzt wird.
- Biozentrismus⁴⁷: Die gesamte lebendige Natur gehört zum moralischen Universum.
- Physiozentrismus⁴⁸: Die gesamte belebte und unbelebte Natur weist einen moralischen Eigenwert auf.

⁴⁶ von griechisch „pathos“ (Leid)

⁴⁷ von griechisch „bios“ (Leben)

⁴⁸ von griechisch „physis“ (Natur)

- Epistemischer⁴⁹ Anthropozentrismus: Zusammenfassung aller vom Menschen ausgehenden oder den Menschen in den Mittelpunkt stellenden naturethischen Lehren aus wissenschaftstheoretischer Sicht.
- Epistemischer Nichtanthropozentrismus: Zusammenfassung der von einem absoluten Eigenwert und von der fühlenden Natur ausgehenden naturethischen Lehren aus wissenschaftstheoretischer Sicht.

Ein ethischer Aspekt im Zusammenhang mit dem Problem des Biodiversitätsverlustes ist die Verantwortung gegenüber künftigen Generationen (Prinzip der „intergenerativen Gerechtigkeit“). Es ist allgemein anerkannt, dass das Ziel nachhaltiger Entwicklung auf ethisch-sozialen Prinzipien beruht (Kap. 5.2). Dies bedeutet, dass jetzige Generationen sicherstellen sollen, dass die Basis an natürlichen Ressourcen nicht in einem Umfang zerstört oder degradiert werden darf, welches die ökonomischen Existenz- und Bedürfnisbefriedigungsmöglichkeiten künftiger Generationen reduziert (BARBIER et al., 1994).

Es gibt viele Menschen, die der Meinung sind, dass andere Arten bzw. die biologische Vielfalt als Gesamtes als moralische Ressource für den Menschen eine Bedeutung haben: als Möglichkeit für uns, ein eigenes Wertesystem zu entwickeln, zu verändern und zu verbessern (NORTON, 1981; 1987). Der amerikanische Naturphilosoph THOREAU (1942) war jedenfalls davon überzeugt, dass die sorgfältige Beobachtung anderer Arten ihm helfe, ein besseres Leben zu führen.

Eine Möglichkeit zur Verständigung zwischen den unterschiedlichen philosophischen Zugängen zum Wert der biologischen Vielfalt bietet sich in der Anerkennung der Tatsache, dass mit dem Schutz der Vielfalt der lebenden Natur gleichzeitig der Schutz der Lebensgrundlagen, des natürlichen Kapitals und der Lebensqualität des Menschen betrieben wird. Diese Einsicht erscheint auch aus rein zweckrationalem Blickwinkel konsensfähig.

Der Eigenwert (Kap. 10) der biologischen Vielfalt ist neben Handels- und Annehmlichkeitswerten (Kap. 4) ein wichtiges Merkmal ihres potenziellen Wertes (NORTON, 1992). Möglicherweise ist dies auch der Grund, warum nicht nur der ethische, sondern auch der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt schwierig zu bestimmen ist (Kap. 4.2.5).

5.6 Kulturelle Aspekte

In der „Global Biodiversity Strategy“ wird die Ansicht vertreten, dass kulturelle Diversität auch einen beträchtlichen Teil der Biodiversität selbst ausmachen kann. Sie kann den Menschen helfen, sich ändernden Bedingungen anzupassen. Kulturelle Diversität manifestiert sich in der Vielfalt der Sprachen, Religionen, Landnutzungspraktiken, Künste, sozialen Strukturen, Erntemethoden, Ernährungsgewohnheiten und vielem mehr [WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI), WORLD CONSERVATION UNION (IUCN), UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP), 1992].

Die Kultur einer Gesellschaft beeinflusst die Einstellungen und Präferenzen von Menschen und damit auch deren Wirtschaftsweise. Die kulturbestimmte Form des Wirtschaftens wiederum hat Einfluss auf die Biodiversität. Die kulturelle Vielfalt prägt über unterschiedliche Traditionen und Praktiken der Landnutzung die Vielfalt von Kulturlandschaften und vermag bis zu einem gewissen Intensitätsniveau der Nutzung die floristische und faunistische Artenvielfalt positiv zu beeinflussen. Kulturell bestimmte Wahrnehmungs-, Denk- und Handlungs-

⁴⁹ von Epistemologie: Erkenntnistheorie, Wissenschaftslehre

muster sind mitverantwortlich für die Art und Weise, wie Gesellschaften Natur wahrnehmen und erleben und mit der Umwelt interagieren. Nicht zuletzt hängen auch die Definition, der Wert und die Bedeutung der Biodiversität für eine Gesellschaft oder kulturelle Gruppe von kulturell beeinflussten Präferenzen und Wertschätzungen ab (Kap. 2.3) (BERKES & FOLKE, 1992; 1994).

Vielfach wurden regionale und lokale traditionelle Gepflogenheiten im Umgang mit Ökosystemen von den Wirtschafts-, Schutz- und Managementzielen des Bioressourcen-Managements nicht ausreichend berücksichtigt. Widersprüche zwischen dem indigenen kulturellen Umfeld und mehr oder minder von außen aufgezwungenen Zielsetzungen und Maßnahmen verletzen dabei nicht nur das Recht auf Selbstbestimmung der Bevölkerung vor Ort, sondern können auch in ökologischer Hinsicht zu kontraproduktiven Ergebnissen führen. BRIDGEWATER (1999) fordert daher, dass künftig vor allem auch im Rahmen des Ökosystemaren Ansatzes die kulturelle Dimension von Biodiversitäts-Management, -Schutz und -Nutzung nicht ignoriert werden dürfe. Denn es sei eine „Falle“ wenn man die Biodiversität schützen wolle, während die kulturelle Vielfalt ignoriert wird (Kap. 5.4, 5.7, 10).

5.7 Partizipation

In einem demokratischen Gemeinwesen hat die Kooperation aller Beteiligten und Betroffenen zur Entwicklung und Umsetzung einer Politik der Nachhaltigkeit zentrale Bedeutung. Nur im Konsens zwischen den unterschiedlichen Interessen einer pluralistischen Gesellschaft ist die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt auf Dauer möglich (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 1998).

Neben grundsätzlichen demokratiepolitischen und eine demokratische Konfliktlösungs- und Planungskultur betreffenden Erwägungen kann die Partizipation von Betroffenen an Zielfindungs- und Entscheidungsprozessen motivationsfördernd wirken, die Identifikation mit Zielsetzungen und die Akzeptanz von Maßnahmen erhöhen sowie ein ziel- und maßnahmenkonformes Verhalten und damit den Erfolg von Umsetzungsmaßnahmen fördern. Zudem können soziale Selbstorganisationsprozesse genutzt und lokales Expertenwissen des „örtlichen Sachverstandes“ nutzbar gemacht werden. So fordern die Malawi-Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes (Kap. 2.3) ausdrücklich die Einbeziehung von lokalem und indigenem Wissen vor Ort in das Ökosystemmanagement, um alle relevanten Informationen zu berücksichtigen.

Der moderne Ansatz zum Schutz der biologischen Vielfalt auf der Ökosystemebene betont die Wichtigkeit, alle Betroffenen zu beteiligen (MCNEELY, 1999). So ist die Partizipation beispielsweise eines von vier fundamentalen Prinzipien des USDA Forest Service. Der Grund dafür ist, dass rationale wissenschaftliche Erkenntnisse allein nicht im Stande sind, alle benötigten Antworten zu geben. Vermehrt werden Wünsche nach Beachtung ethischer (Kap. 5.5) und ästhetischer Werte aus der Öffentlichkeit an die Waldbewirtschaftung herangetragen. Durch vermehrten Einsatz partizipativer Planungs- und Entscheidungsverfahren soll die Praxis der Bewirtschaftung stärker diesen Wünschen entgegenkommen (Kap. 9, 10) (OTTITSCH, 1996).

Schon bisher wurde der Großteil der forstlichen Produktion in letzter Konsequenz durch die städtische Bevölkerung nachgefragt und verbraucht. Neu ist hingegen der Ansatz, potenzielle Kritiker in die Gestaltung von Bewirtschaftungsmodellen einzubinden, wobei hier lediglich vorhandenen Machtverhältnissen Rechnung getragen wird (OTTITSCH, 1996).

Bei einer Befragung der Österreichischen Gesellschaft für Umwelt und Technik (ÖGUT) gaben 60 % der Akteure an, von der gegenwärtigen Lösungspraxis im Umweltbereich einen schlechten Eindruck zu haben. Unzufriedenheit besteht mit der Verfahrensdauer, dem Kostenaufwand, dem Umgang der Beteiligten miteinander und der Art der Entscheidungsfindung. Aus dieser unbefriedigenden Stimmung heraus befürworteten 91 % der Akteure und 82 % der Österreicher den Einsatz von Umweltmediation. Bei diesem Verfahren zur einvernehmlichen Konfliktregelung suchen unter der Leitung eines neutralen Dritten alle Betroffenen aus Wirtschaft, Verwaltung und Umweltorganisationen nach vertretbaren Lösungen. Entscheidend für den Erfolg sind für 85 % der Befragten verbindliche Verhandlungsergebnisse und die Einbeziehung aller Betroffenen. Als neutrale Vermittler haben gut ausgebildete Umweltmediatoren die höchste Akzeptanz, es folgen Umweltinstitute, Kommunikationsberater und Umweltsanwälte, abgelehnt werden PR-Profis, Politiker, Interessenvertreter und Unternehmensberater. Obwohl bei dieser Methode der Partizipation mit Kosten zu rechnen ist, stehen auch Unternehmen diesem Verfahren positiv gegenüber (SPRENGER, 1999).

Partizipation im Zusammenhang mit dem Wald ist auch in den grundlegenden Prinzipien zur Formulierung, Durchführung und Revision von nationalen Forstprogrammen der „Food and Agriculture Organization“ (FAO) der Vereinten Nationen enthalten. Das 4. Prinzip (Participation) sieht vor, dass in nationalen Forstprogrammen Themen, Meinungen und die daraus folgenden Politiken, Strategien und Programme durch partizipatorische Meinungsbildung und Konsenssuche zwischen allen interessierten Partnern ausgehandelt werden sollen (FAO, 1996).

In diesem Sinne wurde in Österreich 2003 mit dem „Österreichischen Walddialog“ ein partizipativer forstpolitischer Prozess gestartet, an dessen Ende die gemeinsame Formulierung eines Nationalen Waldprogramms für Österreich stehen soll.

Ein weiteres Beispiel ist das Zustandekommen des „Finnischen Nationalen Forstprogramms 2010“. Für dieses Programm gelten die Grundsätze: Pluralismus, Kooperation, Bottom-up und ganzheitlicher Ansatz. Auf allen organisatorischen Ebenen war während der Ausarbeitung des Programms ein repräsentativer Querschnitt unterschiedlicher Standpunkte vertreten. Die Arbeitsgruppen hörten in der Vorbereitungsphase 38 Sachverständige an. Außerdem wurde das Nationale Forstprogramm im Rahmen von 59 Bürgerforen mit insgesamt 2.900 Teilnehmern diskutiert. Auch die Entwicklungsrahmenprogramme für die regionale Forstwirtschaft, die die Grundlage des Forstprogramms bilden, wurden in offener Zusammenarbeit mit den Interessengruppen vorbereitet. Der Pluralismus wurde im Allgemeinen positiv aufgenommen, wenngleich terminbedingt in den Arbeitsgruppen und Foren nicht alle Gegenstände ausführlich genug besprochen werden konnten. Die offene Zusammenarbeit stellt auch große Anforderungen an die Teilnehmer. Fortschritte lassen sich nur in einem von gegenseitigem Verständnis und Vertrauen geprägten Klima erzielen, was im Verlauf des Prozesses nicht immer der Fall war (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1999).

Um die Kommunikation, die Waldbewirtschaftung betreffend, zwischen Interessenvertretern in beide Richtungen zu verbessern, fordert das Kriterium C.4.1 der „CIFOR Criteria and Indicators Generic Template“ effektive Mechanismen (CIFOR, 1999).

Ein Beispiel für Partizipation auf internationaler Ebene ist der „Intergovernmental Panel on Forest“ (IPF)-Prozess und der „Intergovernmental Forum on Forests (IFF)“-Prozess der Vereinten Nationen (Kap. 8.1.5). Non-governmental organizations (NGOs) waren in diesen Foren eingebunden (MOLTERER, 2000).

5.8 Zusammenfassung

Sowohl im Ökosystemaren Ansatz als auch im Konzept einer sozial nachhaltigen Entwicklung wird betont, dass das Management von Ökosystemen zum Nutzen und Vorteil des Menschen, insbesondere der lokalen Bevölkerung, erfolgen soll. Gemeinsamkeiten mit dem Konzept einer sozial nachhaltigen Entwicklung sind dabei unübersehbar.

Soziale Nachhaltigkeit beruht auf den nicht verhandelbaren ethischen Werturteilen der sozialen Gerechtigkeit zwischen den Generationen und innerhalb der Generationen („intergenerative“ und „intragenerative Gerechtigkeit“). Das Ziel ist die dauerhaft zukunftsfähige Befriedigung der materiellen und immateriellen Bedürfnisse aller jetzt und in Zukunft lebenden Menschen. Die ökologische Tragfähigkeit der Umweltnutzungen und deren soziale Verträglichkeit müssen vereinbar sein. Derzeit tragen sowohl das globale armutsbedingte Bevölkerungswachstum in den Entwicklungsländern, das oft mit armutsbedingter Umweltzerstörung verbunden ist, als auch überhöhte Niveaus von Konsum und Ressourcenverbrauch in den Industrieländern zur Übernutzung der Biosphäre und zu Biodiversitätsverlusten bei.

Die Globalisierung der Wirtschaft führt zunehmend zu nicht umwelt- und sozialverträglichen Begleiterscheinungen. Damit geht häufig der Verlust von Einflussmöglichkeiten auf die Ressourcennutzung auf der lokalen und regionalen Ebene einher. Der Ökosystemare Ansatz fordert demgegenüber eine weitgehende *Dezentralisierung des Ökosystemmanagements*. Dezentrale Entscheidungsstrukturen und kleinräumige Systeme können die Effektivität und soziale Ausgewogenheit der Ressourcennutzung erhöhen. Lokale Nutzungs- und Eigentumsrechte, individuelle Betroffenheit, direkte Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten sowie Nähe zu den gemanagten Ökosystemen begünstigen den verantwortungsvollen Umgang mit natürlichen Ressourcen. Dort, wo die mit und von den natürlichen Ressourcen lebenden Menschen gleichzeitig die unmittelbaren Nutznießer sind, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer nachhaltigen Nutzung. Die Voraussetzungen zur Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes sind daher auf kommunaler Ebene besonders günstig. Die Schaffung geeigneter Rahmenbedingungen und die Befähigung der Verantwortlichen für die Durchführung des Managements durch ausreichende Mittel- und Ressourcenausstattung ist hierbei von großer Bedeutung. (Kap. 10).

Hinter der unterschiedlichen Gewichtung von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt stehen vielfach unterschiedliche *ethisch-moralische Positionen*. Radikal anthropozentrischen sowie utilitaristischen und instrumentalistischen philosophischen Lehren, wonach Tiere und Pflanzen nur insofern einen Wert besitzen, als sie einen konkreten Nutzen für den Menschen erbringen, stehen bio-, patho- und physiozentrische ethische Philosophien gegenüber, die der Natur einen moralischen Eigenwert zuerkennen. Letzteres impliziert die Verantwortung des Menschen zum Erhalt der Biodiversität. In diesem Sinne wird vielfach auch ein verfassungsrechtlicher Schutz der Umwelt um ihrer selbst willen gefordert. Letztlich ist es aber immer der Mensch, der den Dingen ihren Wert zuweist. Damit lautet die Frage weniger, welchen Wert die biologische Vielfalt besitzt, sondern welchen Wert wir ihr beimessen *wollen* oder *sollen*.

Vertreter unterschiedlicher ethischer Positionen sollten sich auf den Minimalkonsens verständigen können, dass mit dem Schutz der biologischen Vielfalt auch die Wirtschafts- und Existenzgrundlage des Menschen und seine Lebensqualität erhalten wird.

Die *kulturelle Vielfalt* ist Teil der Biodiversität. Nicht zuletzt hängen der Wert und die Bedeutung der Biodiversität für eine Gesellschaft von kulturell beeinflussten Präferenzen und Wertschätzungen ab. Kulturbestimmte traditionelle Wirtschaftsweisen und Praktiken der Landnutzung üben starken Einfluss auf die biologische Vielfalt aus und haben teils hochdiverse Kulturlandschaften geschaffen. Vielfach wurden regionale und lokale traditionelle Gepflogenheiten im Umgang mit Ökosystemen von den Wirtschafts-, Schutz- und Managementzielen des Bioressourcen-Managements bisher nicht ausreichend berücksichtigt. Demgegenüber fordert

der Ökosystemare Ansatz, dass bewährte traditionelle Landnutzungspraktiken, überliefertes örtliches Wissen und die Bedürfnisse der lokalen Bevölkerung beim Management der biologischen Vielfalt in stärkerem Ausmaß als bisher berücksichtigt werden und zusätzlich neben wissenschaftlichen Erkenntnissen und allgemeinen öffentlichen Interessen einbezogen werden müssen. Lokale Gebietskenntnisse und tradiertes Erfahrungswissen über angepasste Nutzungsformen können ein wertvoller Input für das Management sein.

Der Ökosystemare Ansatz betont die Notwendigkeit der *Partizipation* aller Betroffenen und Beteiligten bzw. von deren Interessenvertretern („Stakeholder“) an den Planungs- und Entscheidungsprozessen des Ökosystemmanagements auf allen Ebenen. Dies bildet die Voraussetzung für einen fairen und sozial gerechten Interessenausgleich zwischen Landnutzern, Interessenvertretern, Eigentümern sowie dem breiteren öffentlichen Interesse. Neben der Entwicklung einer demokratischen Konfliktregelungskultur kann Partizipation motivationsfördernd wirken, die Identifikation mit Zielsetzungen und die Akzeptanz von Maßnahmen erhöhen sowie ein ziel- und maßnahmenkonformes Verhalten und damit den Umsetzungserfolg fördern. Zudem können soziale Selbstorganisationsprozesse genutzt und lokales Expertenwissen nutzbar gemacht werden. Partizipation muss durch die Schaffung geeigneter institutioneller Rahmenbedingungen, Organisationsformen, rechtlicher Begleitbedingungen und durch die Bereitschaft aller Akteure zu partnerschaftlicher, kooperativer Konfliktregelung ermöglicht werden. Eine wesentliche Vorbedingung für erfolgreiche Partizipation ist eine effiziente *Informationsarbeit* gegenüber Öffentlichkeit und Stakeholdern. Die Voraussetzungen für erfolgreiche Beteiligungsverfahren sind auf lokaler bzw. regionaler Ebene besonders günstig. Dies nicht zuletzt deshalb, weil hier auch die konkrete Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes durch praktische Managementmaßnahmen stattfinden muss. Partizipative Ansätze im Sinne eines breiten Dialogprozesses sind auf allen Ebenen des Waldmanagements möglich. Auch die Erarbeitung Nationaler Forstprogramme sollte im Rahmen breiter partizipativer Prozesse erfolgen, wie es derzeit in Österreich mit dem „Österreichischen Walddialog“ praktiziert wird (Kap. 10).

6 EINFLÜSSE AUF DIE BIOLOGISCHE VIELFALT IN ÖSTERREICHS WALD

In diesem Kapitel werden anhand von Auswertungen der wissenschaftlichen Literatur erarbeitete Erkenntnisse über die Einwirkung von direkten und indirekten Einflüssen unterschiedlichster Nutzungsformen auf Zustand und Entwicklung der Biodiversität in Österreichs Wald beschrieben und strukturiert. Die Gliederung und Systematisierung der Einflüsse soll es ermöglichen, die Bedeutung einzelner Einflüsse auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt abzuschätzen. Zur besseren Übersicht werden die Einflüsse aus der Sicht der vielfältigen Waldnutzungsformen betrachtet. Dabei sollen die Einflüsse allerdings nicht nur sektoral betrachtet werden, sondern in einer ganzheitlichen, ökosystemaren Sichtweise im Sinne des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (CBD, 1992) beurteilt werden. Es wird versucht, diesem Anspruch durch zahlreiche Querverweise innerhalb der Studie Rechnung zu tragen. Die anthropogen bedingten Einflüsse bilden dabei den Schwerpunkt, weil in diesen Bereichen gezielt Maßnahmen geplant und durchgeführt werden können, die zu einer Veränderung der Auswirkungen führen können. Durch Identifikation der Einflussgrößen und ihrer Auswirkungen auf Zustand und Entwicklung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen ist es möglich, den gegenwärtigen Trends der Biodiversitätsgefährdung mit gezieltem Management entgegen zu treten (NOSS, 1999).

Inhalt der nachfolgenden Ausführungen des Kapitels 6 ist eine grundsätzliche Darstellung möglicher Ursache-Wirkungs-Gefüge und Wechselwirkungsmechanismen, die aus unterschiedlichen walddrelevanten Nutzungsformen und Einwirkungsweisen auf Waldökosysteme und deren biologische Vielfalt resultieren können, auf Basis wissenschaftlicher Literatur. Die innerhalb Österreichs Wäldern regional und standörtlich stark unterschiedliche Verbreitung und Intensität einzelner Nutzungspraktiken und Wirkfaktoren kann im Detail nicht berücksichtigt werden. Die nachstehenden Ausführungen sind somit nicht als gewichtete, repräsentative Gesamtbewertung der Relevanz einzelner Einflussfaktoren für die österreichische Gesamtwaldfläche zu verstehen. Es wird auch nicht unterstellt, dass alle Problem- und Konfliktfelder aktuell auf der Gesamtwaldfläche vorhanden seien oder in vergleichbarem Ausmaß auftreten würden. Trotz dieser Einschränkungen werden aus grundsätzlicher Sicht Verantwortlichkeiten und verallgemeinerbare Handlungsfelder sichtbar, an denen zu Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biodiversität ansetzen können.

Eine Gewichtung der in Kap. 6 grundsätzlich dargestellten anthropogenen Einflüsse und Wirkungstypen auf die biologische Vielfalt in Österreichs Wald nach ihrer relativen Bedeutung zueinander wird auf Basis einer Expertenbefragung unter Offenlegung der angewandten Methodik in Kapitel 7 vorgenommen.

6.1 Ökologische Rahmenbedingungen und Entwicklung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wald

Die belebte Umwelt (z. B. Fauna, Flora, Mikroorganismen) und die unbelebte Umwelt (z. B. Klima, Wasserhaushalt, Geologie, Boden) sind im Wald zu einer ganzheitlichen Einheit verbunden. Der Wald als Lebensgemeinschaft (LEIBUNDGUT, 1970) stellt ein komplexes, sich selbst regulierendes und optimierendes Beziehungsgefüge dar (KÖSTLER, 1950), das nicht statisch, sondern dynamisch ist (Kap. 3). Als naturgebundener Vegetationsform sind dem Wald ökologische Grenzen gesetzt: dies sind einerseits das Klima und andererseits geologisches Substrat und Boden.

6.1.1 Naturräume und Geologie

Österreich weist trotz seiner geringen Größe eine außerordentlich hohe landschaftliche und klimatische Vielfalt auf. Das Land gliedert sich in drei Großlandschaften: Alpen, Böhmisches Masse sowie Vorländer und Becken. Diese Großlandschaften werden in naturräumliche Regionen unterteilt bzw. sind sie teilweise mit diesen ident (TIEFENBACH, 1998):

- Die Alpen sind mit ihrem rund 60 %igen Anteil an der Gesamtfläche Österreichs prägend. Aufgrund des geologischen Aufbaus ergibt sich eine Zonierung in Nord- und Südalpen, die vorwiegend aus Kalkgestein und Dolomit aufgebaut sind und in Zentralalpen, die silikatischen Untergrund aufweisen.
- Rund 10 % der Landesfläche zählt zur Böhmisches Masse, die aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen aufgebaut ist. Die Höhenunterschiede und die Hangneigungen sind im Vergleich zu den Alpen gering. Bedingt durch die geologischen und klimatischen Verhältnisse ist die Böhmisches Masse floristisch relativ artenarm.
- Zu den verbleibenden 30 % der Landesfläche gehört das Nördliche und Südliche Alpenvorland, der pannonische Raum und das Klagenfurter Becken.

In Österreich kann man weiters vier Klimaregionen unterscheiden: die alpine, die atlantische sowie die pannonisch und die illyrisch bestimmte Klimaregion.

6.1.2 Waldgesellschaften

Aufgrund des vegetationskundlichen Aufbaus, des Standortes, der Gesellschaftsökologie, der spezifischen Gesellschaftsentwicklung, der Gesellschaftsgeschichte, der Gesellschaftsverbreitung sowie der Gesellschaftssystematik lassen sich nach MAYER (1974) grob folgende Gruppen von Waldgesellschaften dem alpinen Raum zuordnen:

- Die hochsubalpinen Lärchen-Zirben-Wälder (ca. 1.800–2.200 m Seehöhe) haben ihren Schwerpunkt in den Innen- und Zwischenalpen vom Engadin über die Ötztaler Alpen bis zu den Hohen Tauern und finden ihre östliche Verbreitungsgrenze im Gebiet der Niederen Tauern und des Zirbitzkogels. Besonders durch Rodungen zum Zwecke der Almwirtschaft fehlt vor allem die Zirbe auf vielen Standorten ihres natürlichen Verbreitungsgebietes.
- In den subalpinen (1.300–2.000 m SH) und montanen (600–1.500 m SH) Fichtenwäldern findet man auch natürliche Fichtenreinbestände. Sie finden sich weit verbreitet im gesamten Ostalpengebiet und sind mit abnehmender Seehöhe anthropogen durch die Forstwirtschaft geprägt.
- Der Fichten-Tannen-Wald kommt großflächig in der montanen Stufe vor (Optimum zwischen 800 und 1.300 m SH) und hat seinen Schwerpunkt in den buchenfreien Gebieten der Zwischenalpen. Mit der aufgrund klimatischer Gegebenheiten zunehmenden Bedeutung der Buche kommt es zur Ausbildung der große Gruppe der
- Fichten-Tannen-Buchenwälder. Sie sind in den Randalpen und im Alpenvorland weit verbreitet und stark verzahnt mit den
- Buchenwäldern, die hauptsächlich die Höhenstufe von 400–700 m SH besiedeln. Nur mehr kleinflächig in Randgebieten der Alpen vorkommend und nicht mehr als Bergwald zu bezeichnen sind die
- Eichen-Hainbuchen-Wälder der kollinen bis planaren Stufe, mit einzelnen Vorkommen in alpinen Tälern wie z. B. dem Tiroler Unterinntal.

Außerhalb des alpinen Raumes können sich in Österreich eigene Waldgesellschaften in Ostösterreich (pannonisch), im Mühl- und Waldviertel (herzynisch) und Südost-Österreich (illyrisch) ausbilden.

6.1.3 Entwicklung der Baumartenverteilung und sekundäre Nadelwälder

Hatte der Wald in prähistorischen Zeiten in Mitteleuropa einen Flächenanteil von vermutlich über 90 % so reduzierte sich dieser durch menschliche Aktivitäten bis auf 20-25 % im 18./19. Jahrhundert. Danach vollzog sich wieder eine mehr oder minder kontinuierliche Zunahme des Waldflächenanteils; heute liegt er in Österreich bei 46,8 % (BMLFUW, 2001c). Parallel zur historischen Abnahme der Waldausstattung vollzog sich auch ein starker Wandel der Baumartenzusammensetzung und eine regionale Artenverarmung des Naturwaldes durch direkte und indirekte Begünstigung (MAYER, 1963) von wirtschaftlich wichtigen Baumarten: Hohen Gewinnen der Fichte, aber auch der Kiefer und Lärche, stehen hohe Anteilsverluste von Buche, Eiche und anderen Laubhölzern, besonders aber der Tanne gegenüber (KRAL, 1994). Die Zunahme der Fichte beruht auf einer Erhöhung ihres Anteils in gemischt aufgebauten Beständen und auf der Begründung von Fichtenreinbeständen (MAYER, 1974). Die Schattenbaumart Tanne wurde insbesondere durch schlagweisen Betrieb mit überwiegend künstlicher Freiflächenverjüngung, Beweidung, überhöhte Wilddichten und das bereits seit dem 16. Jahrhundert bekannte Tannensterben zurückgedrängt. Während anhand von Pollenanalysen das Vorkommen der Tanne um das Jahr 1000 n. Chr. noch auf rund einem Viertel des österreichischen Waldbestandes nachgewiesen werden konnte, tritt sie heute im Ertragswald nur noch auf 2,3 % der Waldfläche auf, und dies bei rückläufiger Tendenz (FBVA, 1997). Die Zirbe hat historisch durch Rodungen im Zuge der Almwirtschaft und die Buche aufgrund ihrer mangelnden Eignung zum Driften – einer über Jahrhunderte wichtigen Form der Holzbringung – an Anteilen verloren. In den letzten 150 Jahren führten Kulturmaßnahmen wie Pflanzungen (künstliche Verjüngung) zu einer weiteren Verbreitung der Fichte über ihre natürlichen Vorkommensgebiete hinaus. Als Lichtbaumart wurde die Lärche durch die früheren Kahlschläge relativ stark gefördert; nur geringe Verschiebungen sind hingegen bei der Weißkiefer zu verzeichnen. Inneralpin konnte aufgrund von Pollenanalysen die relativ stärkste Zunahme bei der Baumart Lärche belegt werden, während sich die dortige natürliche Dominanz der Fichte weiter verstärkte.

Während der letzten Dekaden ist nach den Ergebnissen der Österreichischen Waldinventur eine Abnahme des Nadelholzanteils zugunsten einer Zunahme der mit Laubholz bestockten Flächen zu beobachten. Von der Inventurperiode 1986/90 zur Waldinventur 1992/96 hat die Nadelholzfläche um 21.000 ha abgenommen, während Laubhölzer einen Flächenzuwachs um 63.000 ha verzeichneten. Im Zeitraum zwischen den beiden Inventurperioden 1971/80 und 1992/96 war eine Verringerung der Nadelholzreinbestände um 5 % festzustellen, wovon allein 2 % oder 30.000 ha auf die Zeit nach 1991 fallen. Mischbestände und Laubholzreinbestände haben in denselben Zeitintervallen um 5 % bzw. 2 % zugenommen. Gegenüber der Vorperiode 1986/90 war 1992/96 auch erstmals ein leicht rückläufiger Trend der mit Fichtenreinbeständen bestockten Fläche registrierbar, über die gesamten 15 Jahre seit der jüngsten Inventur betrug dieser Rückgang jedoch nur 1 % (siehe Tab. 9) (FBVA, 1997; BMLFUW, 2001d).

Tab. 9: Veränderung der Waldflächenanteile der Mischungstypen (FBVA, 1997).

Mischungstyp (Waldflächen-Anteile in %)	Inventurperiode			
	1971/80	1981/85	1986/1990	1992/1996
Nadelholz-Reinbestände	70	68	67	65
Fichten-Reinbestände	45	45	45	44
Nadel-Laubholz-Mischbestände	13	14	14	14
Laubholz-Nadel-Mischbestände	8	9	9	10
Laubholz-Reinbestände	9	10	10	11

Quelle: Österreichische Waldinventur

Von den Anteilsverlusten der Nadelholzarten ist gegenüber der vorangegangenen Inventurperiode 1986/90 die Kiefer am stärksten betroffen, bei den Laubholzarten war die Zunahme bei der Buche, aber auch bei anderen Hartlaubhölzern wie Esche, Ahorn und Hainbuche am deutlichsten. Weichlaubhölzer konnten ihren Anteil insgesamt um 14.000 ha steigern (FBVA, 1997; BMLFUW, 2001d).

Diese Entwicklung kann als Trend hin zu einer naturnäheren Baumartenmischung gewertet werden. Dennoch bestehen noch deutliche Divergenzen zwischen der potenziell-natürlichen und der aktuellen Bestockung (Kap. 6.1.5). So beträgt das Verhältnis zwischen potenziellen und aktuellen Mischungstypen gegenwärtig bei Nadel-Reinbeständen immer noch 35 % zu 65 %, bei Misch-Beständen sind es 40 % zu 24 % und bei Laub-Reinbeständen 25 % zu 11 % (FBVA, 1997).

Die aktuelle Verteilung der Baumarten im Ertragswald laut Österreichischer Waldinventur 1992/96 ist anhand der folgenden Tabelle 10 ersichtlich (BMLF, 1998a).

Tab. 10: Verteilung der Baumarten im Ertragswald (BMLF, 1998a).

Nadelholzarten		Laubholzarten		Sonstige Waldflächen	
Fichte	55,7 %	Buche	9,2 %	Blößen	1,3 %
Tanne	2,3 %	Eiche	2,0 %	Lücken	5,1 %
Lärche	4,4 %	sonstiges Hartlaub	6,8 %	Sträucher im Bestand	1,2 %
Weißkiefer	5,4 %	Weichlaub	4,3 %	Strauchflächen	0,8 %
Schwarzkiefer	0,7 %	Summe Laubholz	22,3 %		
Zirbe	0,6 %				
sonstige Nadelbäume	0,1 %				
Summe Nadelholz	69,2 %				

Quelle: Österreichische Waldinventur 1992/96

Umfassende Analysen *sekundärer Nadelwälder*⁵⁰ der Forstlichen Bundesversuchsanstalt brachten folgende Ergebnisse (PRSKAWETZ, 2001): Laubwaldstandorte mit einem Anteil von 100 % standortfremdem Nadelholz sind auf einer Fläche von 193.000 ha zu verzeichnen. Auf 350.000 ha, das sind etwa 10 % der Waldfläche Österreichs, findet man einen Nadelholzanteil von mindestens 80 %. Die gesamte Fläche der reinen Fichtenbestände auf Fichten-Tannen-Buchen-Waldstandorten beträgt 280.000 ha (STARLINGER, 2001). Sekundäre Nadelwälder kommen gehäuft im subillyrischen Hügel- und Terrassenland, in den Östlichen Kalkalpen und im Osten der Nördlichen Randalpen sowie im Wald- und Mühlviertel vor. Die Baumartenanteile in den sekundären Nadelwäldern sind aus der folgenden Abbildung 6 ersichtlich. Die meisten sekundären Fichtenbestände (55 %) stocken in einer Seehöhe zwischen 500 und 1.000 m. Immerhin noch 100.000 ha Fichtenbestände besiedeln Gebiete unter 500 m Seehöhe.

⁵⁰ Ein sekundärer Nadelwald ist ein auf einem reinen Laubwaldstandort künstlich aufgeforsteter Nadelwald sowie ein daraus natürlich hervorgegangener Nadelbestand mit einem Nadelholzanteil von mehr als 80 %. Dies bedeutet, dass ein reiner Nadelbestand, der auf einem Mischwaldstandort stockt, etwa ein reiner Fichtenbestand (100 %) auf einem Fichten-Tannen-Buchen-Standort, nicht zum sekundären Nadelwald gezählt wird.

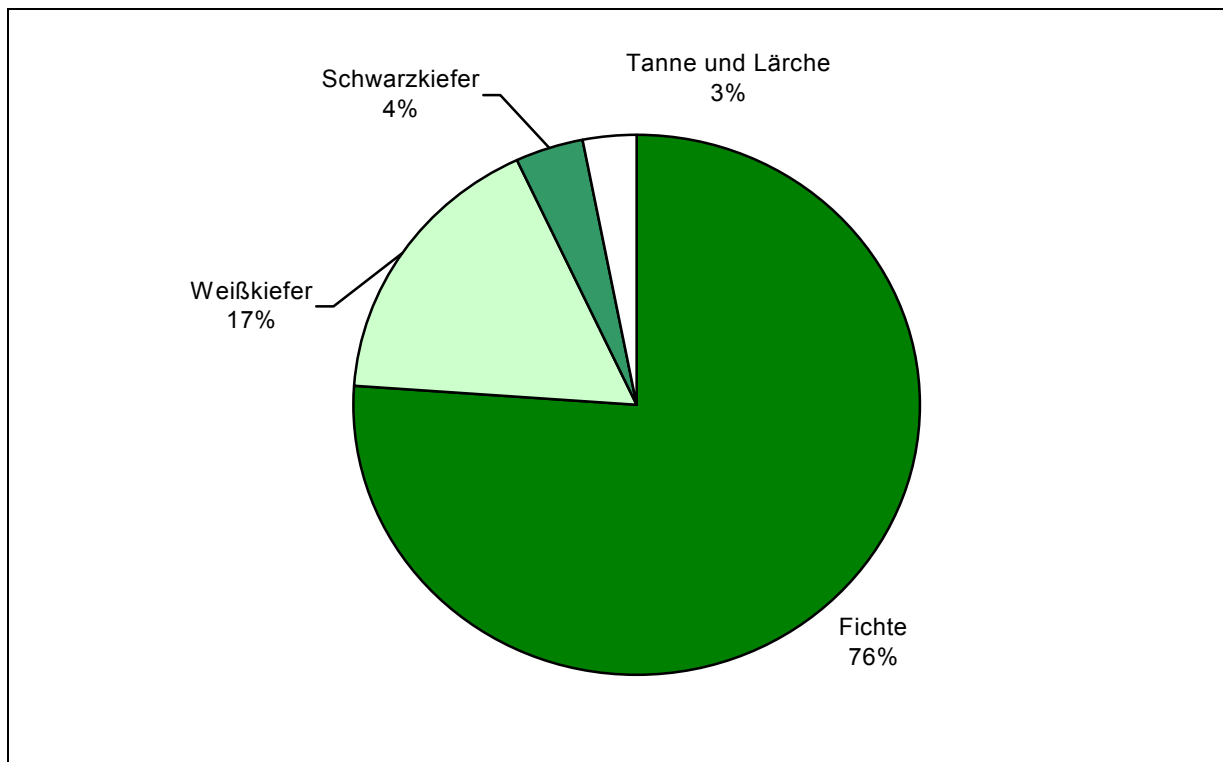


Abb. 6: Baumartenverteilung in den sekundären Nadelwäldern Österreichs (nach STARLINGER, 2001).

6.1.4 Entwicklung der Gefährdung von Tier- und Pflanzenarten in Österreich

Bestandesrückgang, Arealeinbußen und Ausrottung von Pflanzen- und Tierarten haben im Gefolge eines tiefgreifenden Wandels der Kulturlandschaft in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen. Dies gilt auch im dicht besiedelten, hoch industrialisierten, land- und forstwirtschaftlich, unter Einsatz technischer Mittel, intensiv genutzten Mitteleuropa, und das mehr oder weniger in allen Ökosystemtypen. Der damit verbundene Verlust an lebendiger Mannigfaltigkeit an Populationen, Arten, Lebensgemeinschaften (Biozönosen) und komplexen Ökosystemen ist zum überwiegenden Teil irreversibel. Der Verarmungsprozess an heimischen Arten hat in den letzten drei Jahrzehnten in dramatischer Geschwindigkeit zugenommen und hat inzwischen fast alle Teile Österreichs ergriffen (NIKL FELD et al., 1986; GEPP, 1994).

Als Einstieg in die Problematik der Gefährdung der biologischen Vielfalt gibt Tabelle 11 eine allgemeine Übersicht der Hauptursachen der Artengefährdung, bezogen auf die Artenebene und die heimische Fauna. Die genannten Ursachenkomplexe besitzen grundsätzlich, wenn auch in unterschiedlicher Intensität, auch für die Vegetation im Allgemeinen und Waldökosysteme im Besonderen Gültigkeit.

Tab. 11: Folgende Hauptursachen der Artengefährdung der heimischen Fauna gelten seit etwa vier Jahrzehnten als entscheidend (nach GEPP et al., 1994).

Zerstörung und Veränderung der Lebensräume	<ul style="list-style-type: none"> • Straßenbau (Zerschneidung, Fragmentierung, Isolierung, Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit) • Ausdehnung der Monokulturen der Land- und Forstwirtschaft • Gewässerverbau und Eliminierung der Auwälder • Trockenlegung von Feuchtgebieten (Meliorationen) • Geänderte Bewirtschaftungsmethoden der Land- und Forstwirtschaft (Intensivbewirtschaftung, Flurbereinigung, großräumige Trennung von Acker- und Grünlandnutzung, homogene Altersklassenwälder, standortsfremde sekundäre Fichtenwälder etc.)
Chemische Belastungen (Änderung des Stoffhaushalts)	<ul style="list-style-type: none"> • Allgemeine Schadstoffimmissionen • Biozideinsatz in land- und forstwirtschaftlichen Bereichen • Düngung und großflächige Nährstoffanreicherung
Folgen der Technisierung	<ul style="list-style-type: none"> • Straßen- und Schienenverkehr (Zerschneidung, direkte Tierverluste durch Überfahren und Vogelschlag) • Land- und forstwirtschaftlicher Geräteeinsatz (Mechanisierung) • Stromleitungen, Seilbahnen, Zäune etc. (Zerschneidung, Hinderung von Migrationen) • Diverse weitere relevante technogene Verlustfaktoren
Direkte Verfolgung durch den Menschen Natürliche Bestandeschwankungen	<ul style="list-style-type: none"> • Jagd, Fallen • (gewerbliches) Sammlertum • Natürliche Klimazyklen • Natürliche Katastrophenereignisse (Feuer, Epidemien etc.) • Sukzessionsschritte etc. (Wechsel des Arteninventars)

Nach heutigem Wissensstand umfasst die Tier- und Pflanzenwelt Österreichs rund 45.000 heimische Arten, wovon mehr als 30.000 dem Faunenreich angehören (NIKL FELD et al., 1986; SPITZENBERGER, 1988; GEPP, 1994). Dazu kommen Arten, die in neuerer Zeit eingewandert oder vom Menschen eingebürgert bzw. versehentlich eingeschleppt wurden.

Die Beurteilung einer Gefährdung und nachfolgende Einstufung (Gefährdungsgrad, -stufe, -kategorie) von einzelnen Arten erfolgt nach definierten Richtlinien (BLAB, 1984; NIKL FELD et al., 1986; GEPP, 1994) und wird in Form von "Roten Listen gefährdeter Arten" veröffentlicht. Rote Listen sind ein fachliches, von Spezialisten erstelltes Gutachten (wissenschaftliche Expertise), welches nicht statisch und permanent gültig ist, sondern regelmäßig fortgeschrieben werden muss. Die nationalen Roten Listen spiegeln fast das gesamte in Österreich vorhandene Expertenwissen über den aktuellen Erhaltungszustand der heimischen freilebenden Arten wider.

Die in Österreich ausgestorbenen und vom Aussterben bedrohten Tierarten sind vorwiegend Arten, die entweder an der Spitze oder auf den obersten Stufen der Nahrungspyramide stehen, weiters verstreut vorkommende Arten, die im Gebiet ihre natürliche Verbreitungsgrenze erreicht haben und somit der interspezifischen Konkurrenz bei ungünstigen abiotischen Umweltbedingungen stärker ausgesetzt sind. Zum einem Teil handelt es sich dabei um wandernde, durchziehende oder in Kolonien brütende Arten, zum anderen Teil sind es vielfach auch Bewohner von oft kleinen und besonders empfindlich auf Veränderungen reagierenden Ökosystemen. Viele dieser Lebensräume werden vom Menschen nicht mehr in ihrer ursprünglichen Form belassen. Zudem ist der Raumbedarf der Menschheit in kürzester Zeit exponentiell gestiegen, und so werden viele Lebensräume nicht nur verändert, sondern viel-

fach ersatzlos zerstört. In manchen Biotopresten leben kleinste Populationen von Arten, die aufgrund der geographischen Isolation zum Aussterben verurteilt sind, da der nötige Genaustausch mit anderen Individuen ihrer Art unterbunden ist.

In der Folge wird beispielhaft die aktuelle Situation der waldgebundenen Fauna des Bundeslandes Kärnten dargestellt, die für Österreich durchaus repräsentativen Charakter besitzt. Die Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999) unterscheidet 130 „Lebensraum-Großtypen“, in denen jene Tierarten aufgelistet werden, die gefährdet oder extrem selten sind und eine mehr oder minder enge Bindung an bestimmte Lebensräume aufweisen, so auch zum Wald. Anhand dieser Listen ist abschätzbar, welche naturschutzfachlich besonders relevanten, gefährdeten und extrem seltenen Arten in einem Lebensraum potenziell vorkommen sowie welche Arten von etwaigen Eingriffen besonders betroffen sein können (siehe Tab. 12).

Tab. 12: Anzahl der Tierarten Kärntens der Gefährdungskategorien 0, 1, R, 2, 3 und V, die an verschiedene Waldtypen gebunden sind⁵¹ (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999).

	0	1	R	2	G	3	V
Wälder allgemein	2	1	27	3	11	15	29
Laubmischwälder	2	20	8	25	14	37	13
Eichen-Hainbuchen-Wald	0	1	0	0	1	0	3
Wärmeliebender Laubmischwald	2	7	1	0	0	6	3
Buchen-(Misch)wälder	2		26	12	4	20	6
Buchenwälder	2	10	38	15	10	28	25
Fichten-Tannen-Buchen-Mischwald	1	1	3	1	2	2	1
Schlucht- und Schuttwälder	0	0	9	6	0	11	2
Schluchtwald	1	5	30	8	5	20	10
Kiefernwälder	0	0	11	8	3	8	15
Erika-Kiefern-Wald	0	0	19	2	12	4	17
Hopfenbuchen-Schwarzkiefern-Wald	0	0	9	0	1	1	1
Fichten- und Fichten-Tannen-Wälder	0	0	11	4	4	6	14
tannenreicher Wald	0	0	1	0	0	0	0
natürlicher Fichtenwald	0	0	3	0	1	1	1
Lärchen-Zirben-Wälder	0	0	7	1	2	0	2
Lärchwiese	0	0	3	0	0	0	1
Waldpioniergeellschaften und Vorwälder	0	4	18	12	25	22	43
Waldsaum	0	0	6	0	8	1	4
Waldschlag	0	0	8	0	1	0	2
Naturwaldkomplexe	0	0	1	0	0	0	1
Summe	12	49	239	97	104	182	193
Gesamtsumme	876						

Quelle: Rote Liste gefährdeter Tierarten Kärntens (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999)

Erläuterung der Kategorien:

Kat. 0...ausgestorben, ausgerottet oder verschollen; 1...vom Aussterben bedroht; R...extrem selten; 2...stark gefährdet; G...Gefährdung zunehmend; 3...gefährdet; V...Vorwarnstufe.

⁵¹ Dieselbe Art kann auch in mehreren Waldtypen gezählt werden.

Ursprünglich in Kärntner Wäldern beheimatet, aber inzwischen ausgestorben sind nach den vorliegenden Roten Listen der Habichtskauz sowie zwei Bienenarten, der Zahnspinner (*Drymonia velitaris*) und fünf Arten von Kurzflügelkäfern. Vom Aussterben bedroht sind zudem Schwarzstorch, Weißrückenspecht, Zwergschnäpper und 32 wirbellose Tierarten (siehe Abb. 7).

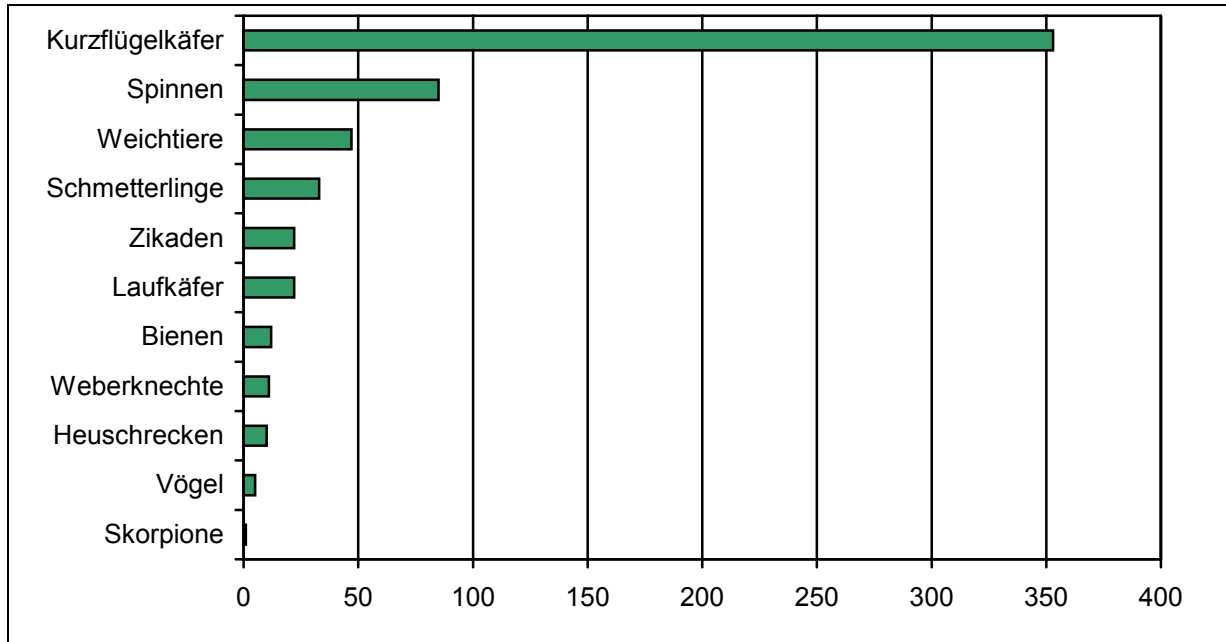
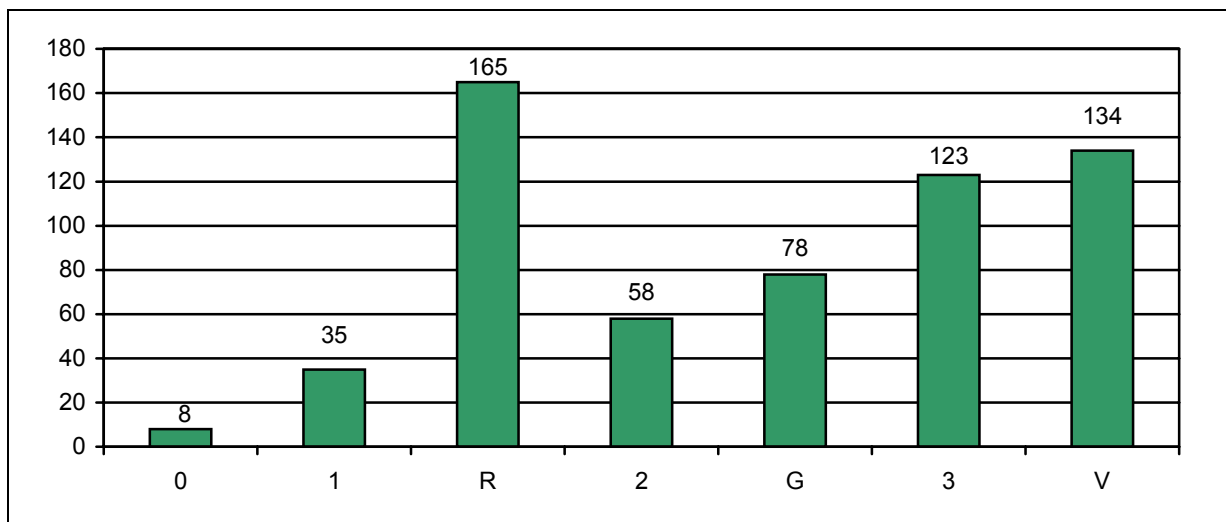


Abb. 7: Anzahl gefährdeter, an Wälder gebundener Tierarten Kärntens, nach Tiergruppen aufgeschlüsselt (nach AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999).

In den Wäldern Kärntens leben viele Tierarten, die zwar extrem selten, aber nicht akut gefährdet sind; darauf deutet zumindest der hohe Anteil an extrem seltenen Arten (Kategorie R) hin (siehe Abb. 8). Es handelt sich hierbei vorwiegend um Endemiten der Südostalpen (u. a. Laufkäfer, Schnecken), die in Buchen(Misch)-Wäldern vorkommen.



Erläuterung der Kategorien:

Kat. 0...ausgestorben, ausgerottet oder verschollen; 1...vom Aussterben bedroht; R...extrem selten; 2...stark gefährdet; G...Gefährdung zunehmend; 3...gefährdet; V...Vorwarnstufe.

Abb. 8: Anzahl der Tierarten Kärntens der Gefährdungskategorien 0, 1, R, 2, G, 3 und V, die an Wälder gebunden sind (nach AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1999).

6.1.5 Naturnähe des österreichischen Waldes

Die Naturnähe bzw. Naturferne von Waldökosystemen bildet eine zentrale ökologische Rahmenbedingung für die Entwicklung einer standortcharakteristischen biologischen Vielfalt. Dabei ist herauszustreichen, dass es nicht um Biodiversität als abstrakte, absolute Größe im Sinne möglichst hoher Werte von Diversitätsindizes gehen darf, sondern dass sich ein naturnahes Biodiversitätsmanagement stets am natürlichen Standortpotenzial und an der ökosystemspezifischen, naturraumangepassten Biodiversität orientieren muss. Dem ökosystemaren Ansatz geht es nicht um die Maximierung, sondern um die Optimierung der Biodiversität an einem gegebenen Standort im Sinne einer den natürlichen Standortbedingungen möglichst angenäherten biologischen Vielfalt (Kap. 3.4.2).

Zwischen Naturnähe und Biodiversität (Kap. 3) im quantitativen Sinne besteht keine unmittelbare positive Korrelation, d. h. das Maximum der Naturnähe muss nicht mit einem Maximum an Biodiversität konvergieren. Im Gegenteil kann mäßiger Kultureinfluss durchaus diversitätssteigernd wirken, wie es in frühen Stadien der Koevolution von Mensch und Kulturlandschaft auch mehrfach der Fall war. Nach der „Intermediate-disturbance-Hypothese“ erreicht die Biodiversität oft bei einem mittleren Störungsregime ihr Maximum; die Verschneidung von Natur- und Kulturlandschaft vermag oft die höchste Biodiversität hervorzubringen. Zudem ist Biodiversität keine statische Größe, sondern zeigt auch in völlig natürlichen Ökosystemen charakteristische Veränderungen im Lauf der Ökosystementwicklung. So erreicht die floristische Artenvielfalt in Urwaldökosystemen in frühen Sukzessionsphasen bzw. am Übergang von der Pionier- zur Optimalphase häufig ein erstes Maximum, um dann nach Kronenschluss infolge der zunehmenden Beschattung stark abzusinken und schließlich in der Zusammenbruchphase wieder sprunghaft anzusteigen (SCHERZINGER, 1996; 1997). Biologische Vielfalt muss demnach auch stets phasenabhängig betrachtet werden (Kap. 3.2.2, 3.3).

Darüber hinaus gibt es auch in Mitteleuropa zahlreiche Beispiele für arten- und/oder strukturarme, aber naturnahe Schlüsselarten-Ökosysteme, die von wenigen Arten dominiert werden, wie natürliche Buchen-„Hallen-Wälder“ oder die Schilfbestände von Steppenseen wie dem Neusiedler See. Nachhaltiges Biodiversitätsmanagement kann hier nicht bedeuten, solche von Natur aus wenig diversen Ökosysteme künstlich und standortwidrig mit Vielfalt anzureichern.

Die Bedeutung der Naturnähe für die biologische Vielfalt liegt somit vor allem im qualitativen Aspekt der Ermöglichung einer standortgerechten, dem natürlichen ökologischen Potenzial eines Naturraumes entsprechenden Arten- und Strukturausstattung.

In der 1998 veröffentlichten Studie „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“ (GRABHERR et al., 1998) wurde erstmals eine umfassende Beurteilung der Naturnähe österreichischer Wälder durchgeführt. Die Hemerobie ist ein Maß für die Intensität des menschlichen Kultureinflusses auf Ökosysteme, und damit für den Grad der Naturferne (KOWARIK, 1988; GRABHERR et al., 1998). In diesem aktualistischen Ansatz, der von den heute herrschenden Standortbedingungen – alle seither stattgefundenen, nachhaltigen anthropogenen Standortveränderungen eingeschlossen – ausgeht, bildet die „Potenzielle Natürliche Waldgesellschaft (PNWG)“ den Bezugspunkt für die Beurteilung der Naturnähe, d. h. quasi den gedachten Nullpunkt der Hemerobie-Skala und damit die Soll-Größe. Die PNWG beruht auf dem Konzept der „Potenziellen Natürlichen Vegetation (PNV)“, welche eine rein gedanklich vorzustellende, den gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende und höchstentwickelte Vegetation darstellt, die sich bei Beendigung aller menschlichen Einflüsse unter dem heutigen Standortpotenzial einstellen würde. Alle bereits stattgefundenen irreversiblen anthropogenen Standortveränderungen sind bei der Konstruktion der PNV zu berücksichtigen (TÜXEN, 1956; KOWARIK, 1987). Durch diesen Ansatz wird eine Trennung von historischen Ansätzen, die sich auf Modelle der rekonstruierten „natürlichen“ bzw. „ursprünglichen“ Vegetation (HORNSTEIN, 1954; ELLENBERG, 1996) stützen, durchgeführt.

Die PNWG wird in der erwähnten Hemerobie-Studie (GRABHERR et al., 1997; 1998) durch ein mehrstufiges Verfahren, sowohl über ein expertengestütztes Analyseprogramm, als auch über die soziologisch-standörtliche Auswertung der Vegetationsaufnahme hergeleitet. Je stärker die Vegetation anthropogen verändert ist, desto wichtiger sind Standortparameter für die PNWG-Bestimmung (z. B. Geologie, Bodentyp, Wasserhaushalt).

In der Hemerobie-Studie wurden 7 % des Waldes als „künstlich“, 27 % als „stark verändert“, 41 % als „mäßig verändert“, 22 % als „naturnah“ und 3 % als „natürlich“ eingestuft (GRABHERR et al., 1997; 1998). Die naturnah und natürlich eingestuft Wälder befinden sich primär in den subalpinen Lagen der Innenalpen mit von Nadelbäumen dominierten Wäldern. Der deutlich größte Anteil der österreichischen Wälder ist mäßig verändert. Vor allem in außer-alpinen Gebieten, in denen Buchen- und Eichen-Mischwälder die potenzielle natürliche Waldgesellschaft bilden, haben anthropogene Einflüsse zu einer starken Veränderung der Wälder geführt. Der Anteil stark veränderter Flächen beträgt 27 %, derjenige der künstlichen Wälder 7 % (GRABHERR et al., 1997).

In einer noch unveröffentlichten Studie des Umweltbundesamtes zum „Schutzbedarf österreichischer Landschaften – Kulturlandschaften von nationaler Bedeutung für die Biodiversitätssicherung“ (WRBKA et al., *unveröff.*) wurde erstmals ein Konzept zur Bewertung der Hemerobie von Landschaften auf der Gesamtfläche Österreichs entwickelt. Das Ergebnis zeigt, dass ein Großteil der Waldlandschaften, darunter auch die walddominierten Talflanken der Alpen, durch menschliche Eingriffe bereits mässig verändert ist und als eu-hemerob (anhaltend starker Kultureinfluss) zu bezeichnen ist. Ausschlaggebend dafür ist der hohe Anteil von Fichtenforsten, etwa in den steirischen Randgebirgen, aber auch in Teilen Kärntens oder den Nördlichen Kalkalpen.

6.2 Die Einflüsse forstlicher Bewirtschaftung auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen

In den nachstehenden Ausführungen des Kapitels 6.2 werden auf Basis umfangreicher Literaturrecherchen mögliche Einflüsse auf die biologische Vielfalt von Wäldern untersucht, die mit unterschiedlichen forstwirtschaftlichen Waldbehandlungsformen verbunden sein können. Es handelt sich dabei um eine systematische Darstellung von möglichen Wirkungspfaden und Wechselwirkungs-Mechanismen aus grundsätzlicher Sicht, die nicht mit einer gewichteten, repräsentativen Bewertung der – gerade in Österreich – stark regional und standörtlich differenzierten Verbreitung und Intensität einzelner forstlicher Nutzungsformen und Wirtschaftsweisen verwechselt werden darf. Ebenso wenig soll unterstellt werden, dass alle Problemfelder im Gesamtwald Österreichs auftreten bzw. überall ähnliches Gewicht besitzen würden. Die Beurteilung der jeweiligen tatsächlichen Relevanz einzelner forstwirtschaftlicher Praktiken in unterschiedlichen Landesteilen für die biologische Vielfalt müsste anhand von empirischen Detailuntersuchungen, unter Anwendung wissenschaftlich fundierter Methoden, erfolgen. Dennoch lässt sich grundsätzlicher Handlungsspielraum der Forstwirtschaft in Bezug auf einzelne Maßnahmenkategorien ableiten, deren Anwendungsbedarf, Prioritätensetzung und Kombination dann allerdings in Abhängigkeit von der jeweiligen spezifischen Situation zu beurteilen wäre.

Eine Gewichtung bestimmter waldbaulicher Maßnahmenkategorien sowie aller relevanten anthropogenen Einflussgruppen untereinander wird auf Grund der methodischen Auswertung einer Expertenbefragung in Kapitel 7 vorgenommen.

6.2.1 Entwicklungen der Forstwirtschaft

Wichtige Stationen in der Entwicklung der geordneten Waldnutzung

Der vom 16. Jahrhundert an stark steigende Holzbedarf, zunächst vor allem für die Salinen, später zur Holzkohleerzeugung für die zunehmende Eisenindustrie und schließlich zur Deckung des Brenn- und Nutzholzbedarfes der anwachsenden Städte, führte zu einer starken Intensivierung der Nutzungstätigkeit, zum Teil auch zur Gründung neuer Siedlungen im Waldgürtel. Die Großkahlschläge vom 15. bis zum 17. Jahrhundert überließ man nahezu ausschließlich der langsamen Selbstverjüngung. Nach Aufhebung der Bannlegung der Auwälder und mit der Inangriffnahme von Flussregulierungen kam es auch auf den Talböden zu umfangreichen Schlägerungen (MAYER, 1974).

Im 19. Jahrhundert, zum Teil auch schon früher, erfolgte der charakteristische Übergang von der Nutzung des Waldes als Allmenderessource⁵² für lokale Zwecke zur gewerblichen bzw. industriellen Ressourcennutzung. Im ersten Stadium geschah dies häufig exploitationsartig und ohne Rücksicht auf langfristige Produktionsmöglichkeiten und auf Folgen für die Umwelt. Die Expansion der Holzwirtschaft, die wachsende Nachfrage nach Stammholz, steigende Holzpreise und neue Ferntransportmöglichkeiten führten dann zu Nachhaltigkeitsregelungen und Investitionen in Aufforstungen, Bestandespflege und Infrastrukturanlagen. Die nachhaltige Erzeugung des industriellen Rohstoffes Holz unter Anwendung naturwissenschaftlicher Kenntnisse wurde der wesentliche Inhalt der forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung (SCHMITHÜSEN, 1997).

Die Anfänge des planmäßigen Waldbaus reichen bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts zurück. HAUSRATH (1982) skizzierte für Deutschland die Entwicklung der Betriebsarten (Nieder-, Mittel-, Hochwald), Betriebsformen (Kahlschlag, Natur-, und Kunstverjüngung; Kap. 6.2.2.1, 6.2.2.4), Waldpflege und der regionalen Waldentwicklung bis 1850. Fortschritte in der waldbaulichen Forschung und Praxis trugen zu einer geordneten Waldentwicklung bei. In Österreich wirkte um die Jahrhundertwende Adolf Cieslar sehr vielseitig; zu nennen wären u. a. die systematischen Herkunftsversuche an Fichte, Weißkiefer und Lärche, Untersuchungen zur Ökologie der Waldbaumarten, insbesondere zur Lichtökologie sowie seine Impulse für das Saatgutwesen.

Die Nachfrage nach Holz aufgrund der zunehmenden Industrialisierung während und nach den beiden Weltkriegen hinterließ deutlich Spuren im österreichischen Waldbild. Dazu kamen Sturmkatastrophen und in der Folge Borkenkäferepidemien. Diese initiierten vor allem nach dem Zweiten Weltkrieg immer wieder einen neuen Innovationsschub, sowohl die Technik als auch den Waldbau betreffend.

Die Politikformulierungsaktivitäten der frühen sechziger Jahre im Bereich des Forstrechts führten 1962 zur Beschlussfassung des Forstrechtsbereinigungsgesetzes (FRBG) (OFFENHUBER, 2000). Unter anderem auch aufgrund des Willens zur Waldöffnung entstand das noch heute gültige Österreichische Forstgesetz 1975 (Kap. 8.2.1).

Der Waldbau wurde im Laufe seiner Geschichte sukzessive durch standörtliche Grundlagen-erhebungen, Analysen der Waldgesellschaften und ihrer Belastbarkeit, umfassende Inventuren der Bestandesstrukturen und ihrer Entwicklungsdynamik sowie Ausrichtung der Zielsetzungsalternativen nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten verfeinert (MAYER, 1992).

⁵² Allmende: früher gemeinsam genutztes Gemeindegut

Gegenwärtige Situation der Forstwirtschaft in Österreich

Die Holznutzung im österreichischen Wald betrug 1999 14,08 Mio. Erntefestmeter ohne Rinde (Efm). Der zehnjährige Durchschnitt (10-Ø; 1990-1999) betrug 13,77 Mio. Efm. Der Wald ist in Österreich zu 80,5 % in Privatbesitz und sehr klein strukturiert. Mehr als 213.000 Waldbauern bewirtschaften Betriebe mit weniger als 200 ha Waldfläche und damit fast die Hälfte des österreichischen Waldes. Etwa ein Drittel der Gesamtwaldfläche entfällt auf größere Forstbetriebe. Rund 16 % sind Staatswald und im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG (BMLFUW, 2001a).

Neben den Waldbesitzern und der Holz-, Platten- und Papierindustrie gibt es noch eine Vielzahl weiterer Akteure mit Waldbezug in den folgenden Bereichen (siehe dazu auch ÖSTERREICHISCHER AGRARVERLAG, 2000):

- Verwaltung (z. B. das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, die Forstbehörden der Bundesländer);
- Ausbildung (z. B. die Universität für Bodenkultur Wien, die Försterschulen);
- Forschung (z. B. die Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Universität für Bodenkultur Wien);
- Interessenvertretungen der Waldbesitzer (z. B. Kammern für Land- und Forstwirtschaft, Hauptverband der Land- und Forstwirtschaftsbetriebe Österreichs);
- Umwelt-NGO's (z. B. WWF-Österreich, Greenpeace-Österreich);
- Beratung (z. B. Zivilingenieure, Technische Büros).

Der Wald ist in Österreich seit Jahrhunderten ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Er sichert vielen Menschen direkt (Forstwirtschaft) und indirekt (Holzwirtschaft: z. B. Säge-, Holz verarbeitende Industrie) Einkommen und Lebensunterhalt. Die Forstwirtschaft trägt in Österreich mit 13,52 Milliarden öS (rund 1 Mrd. Euro) zu ca. 0,3 % zum Brutto-Inlandsprodukt bei (1998), dieser Beitrag sinkt jedoch seit Jahren stetig (STATISTIK ÖSTERREICH, 2000). Auch die Zahl der direkt in der Forstwirtschaft und im zugehörigen Verwaltungsbereich beschäftigten Personen (Forstarbeiter, Angestellte und Beamte) fällt kontinuierlich und betrug 1996 etwa 9.000 Personen (BMLF, 1998a). Die österreichische Forstwirtschaft ist in den letzten Jahren u. a. von folgenden wirtschaftlichen Aspekten beeinflusst worden (BMLFUW, 2001b):

- Der Rundholzbedarf der österreichischen und europäischen Holz verarbeitenden Industrie ist weiterhin zunehmend und betriebliche Kooperationen bzw. Zusammenschlüsse führen zu kosteneffektiven Rundholzeinkaufsstrategien, vor allem auf europäischem Niveau;
- der Konzentrationsprozess in der Sägewirtschaft nimmt zu;
- die Kosten der Forstbetriebe sind weiterhin steigend;
- auf die Holznutzung spezialisierte Unternehmen werden vermehrt eingesetzt.

Wie in allen Wirtschaftsbereichen wirken hohe Lohnkosten negativ auf die Ertragslage, der daraus resultierende Druck zur Rationalisierung mündet oft in maschinenintensive Bewirtschaftungsmaßnahmen. Ein markantes Beispiel für Strukturänderungen in der Sägeindustrie und in der Forstwirtschaft (z. B. Entwicklung des Harvesters) erfolgte nach dem Stürmen „Vivian“ und „Wiebke“ 1990.

Die Intensität der forstlichen Bewirtschaftung der Wälder in Österreich war und ist sehr stark von den orographischen Gegebenheiten wie Hangneigung und Abgeschiedenheit geprägt. Aufschließung durch Forststraßen und die Möglichkeit des Einsatzes voll- und teilmechanisierter Forstmaschinen in zunehmend steileren Lagen (Gebirgharvester) wirken direkt auf das ökologische Gefüge der Wälder und auf ihre Naturnähe. Wurde ein Waldgebiet forstlich erschlossen, bestimmt die Art der ergriffenen waldbaulichen Maßnahmen den Grad der menschlichen Beeinflussung und die Intensität der ökologischen Auswirkungen, u. a. auch auf die Biodiversität:

- Wahl der Betriebsform (Schlagwald – Plenterwald);

- Naturverjüngung – Kunstverjüngung;
- Baumartenwahl (Verjüngung/Läuterung/Durchforstung);
- Art der Durchforstung (Auslese-, Hoch-, Niederdurchforstung);
- Holzertetechnologien (Seilkran, Harvester etc.).

Die Entwicklungschancen der Forst- und Holzwirtschaft und damit die ökonomischen Voraussetzungen der Holzproduktion werden u. a. durch globale Entwicklungen wie Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum, Handelsliberalisierung und neue Märkte bestimmt (SCHMITHÜSEN, 1997). Zusätzlich erschwerend ist, dass die Nachfrage nach bestimmten Holzarten auf lange Sicht nicht wirklich eingeschätzt werden kann.

Die Ergebnisse einer Studie von PECK & DESCARGUES (1995) zeigen, dass sich mögliche Veränderungen der Rahmenbedingungen im Wesentlichen auf drei Aspekte konzentrieren:

- Veränderungen, die Wirtschaftswachstum, Handelsliberalisierung, Bauwirtschaft und den Strukturwandel in den europäischen Übergangsländern beeinflussen;
- Veränderungen, die Energienutzung, Umweltschutz und nachhaltige Entwicklung bestimmen;
- Veränderungen, die die Entwicklungsmöglichkeiten des ländlichen Raumes und Anpassungsprozesse der landwirtschaftlichen Produktion gestalten.

Nachhaltige Waldbewirtschaftung

Im Laufe der Geschichte ergab sich in verschiedenen Zusammenhängen die dringende Notwendigkeit, die Nutzung von Wäldern zu planen und zu regulieren, um deren Fortbestand in quantitativer und qualitativer Hinsicht zu sichern. Die Begriffe „Nachhaltigkeit“ und „Nachhaltige Entwicklung“ im Zusammenhang mit Wäldern blicken (möglicherweise) aus diesen Gründen (ebenfalls) auf eine relativ lange Geschichte zurück. Der ursprünglich stark ökonomisch geprägte Inhalt des Begriffs „Nachhaltige Waldbewirtschaftung“ veränderte sich jedoch im Laufe der Zeit und umfasst heute ökologische, ökonomische und sozio-kulturelle Nachhaltigkeit. Diese werden auch als die drei Säulen des Begriffes „Nachhaltige Waldbewirtschaftung“ bezeichnet (RAMETSTEINER, 1999).

In der Politik führte das gestiegene Umweltbewusstsein zu zwei wesentlichen Entwicklungen (RAMETSTEINER, 1999):

- Das Konzept der Nachhaltigkeit wurde auf globaler politischer Ebene als generelles Leitbild der gesellschaftlichen Entwicklung aufgegriffen (die „Waldprinzipien“ bei der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung, 1992).
- Der Begriffsinhalt der „Nachhaltigen Waldbewirtschaftung“ wurde und wird aktualisiert, indem ökologische und soziale Aspekte stärker in den Vordergrund gerückt werden.
- Die bei der zweiten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Helsinki beschlossene gemeinsame Definition des Begriffs „Nachhaltige Waldbewirtschaftung“ lautet (Kap. 8.1.8):

"Die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält, sowie deren Potenzial, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen" (MCPFE, RESOLUTION H2, 1993b).

Die Gründe dafür, dass ökologische und soziale Aspekte, die den Wald, aber auch andere Ökosysteme betreffen, immer stärker in den Vordergrund rücken, sind vielfältig. So hat zum Beispiel der Verarmungsprozess an Pflanzen- und Tierarten in den letzten drei Jahrzehnten deutlich zugenommen. Obwohl schon einige Zeit zurückliegend, wurden beispielsweise als

Verursacher für den Artenrückgang bei 711 Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland Landnutzer und verschiedene Wirtschaftszweige identifiziert (KORNECK, 1984), siehe dazu folgende Abbildung 9:

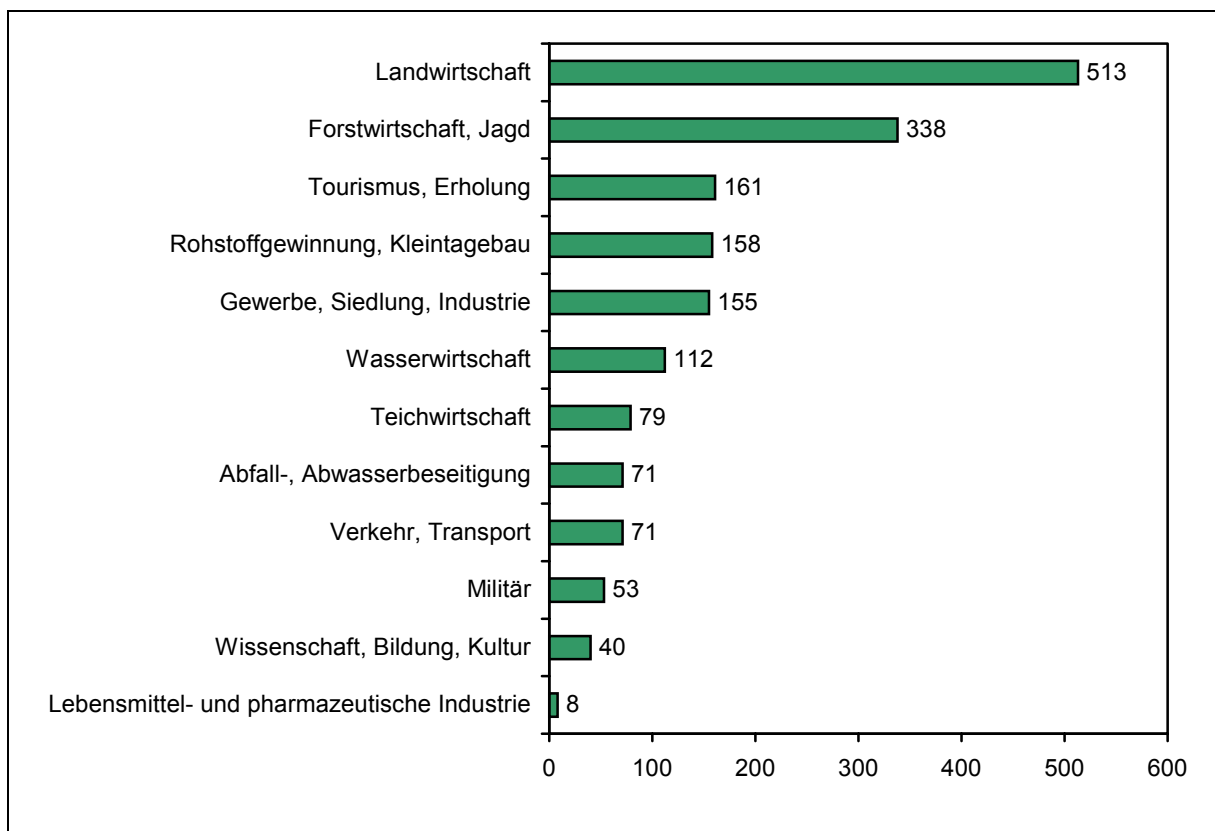


Abb. 9: Ursachen für den Artenrückgang bei 711 untersuchten Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland (nach KORNECK, 1984).

Ökosysteme besitzen zwar die Eigenschaft sich selbst mehr oder weniger zu regulieren. Gerade diese Eigenschaft wird jedoch durch die Tätigkeit des Menschen beeinträchtigt. Immer mehr (belastete) Ökosysteme sind nicht mehr im Stande sich selbst zu erhalten und selbst zu regulieren (Kap. 3.4).

Aus ökologischer Sicht impliziert nachhaltige Entwicklung insbesondere, dass durch menschliches Handeln die globalen Stoffkreisläufe nicht irreversibel beeinflusst und lokale Tragfähigkeitsgrenzen nicht überschritten werden dürfen, und dass die Vielfalt der Spezies und des Landschaftsbildes erhalten werden muss. Auch Österreich bekennt sich dazu, die anerkannten Grundsätze der ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Nachhaltigkeit in alle Bereiche der Gesellschafts- und Wirtschaftspolitik und alle Ebenen der Entscheidungsfindung zu integrieren (Kap. 8.2.5) (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995).

Die „Forstliche Nachhaltigkeit“ kann in eine:

- ökologische Dimension,
 - soziale Dimension,
 - ökonomische Dimension,
 - institutionelle Dimension,
 - zeitliche Dimension, und in eine
 - räumliche Dimension
- gegliedert werden (SCHANZ, 1996).

SCHANZ zeigt aber auch,

- dass die jeweiligen Definitionen von „Forstlicher Nachhaltigkeit“ weder beweisbar noch beweisbedürftig sind, sondern immer den Ausdruck eines bestimmten gesellschaftlichen Normen- und Wertesystems hinsichtlich der Gestaltung des Verhältnisses zwischen Mensch und Wald durch das forstwirtschaftliche Handeln in einer bestimmten Zeit darstellen;
- dass es als Folge der Dynamik gesellschaftlicher Verhältnisse und der Inhomogenität von Normen- und Wertesystemen keine universell gültige und objektiv richtige Definition von „Forstlicher Nachhaltigkeit“ geben kann;
- dass immer eine Vielzahl von unterschiedlichen und zum Teil widersprüchlichen Definitionen gleichberechtigt nebeneinander verwendet werden, es aber über soziale Aushandlungsprozesse immer auch zur Ausprägung von vorherrschenden Definitionen kommt, die das forstliche Handeln entsprechend prägen.

In Artikel 2 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Kap. 2.1) ist nachhaltige Nutzung wie folgt definiert (CBD, 1992): „*The use of components of biological diversity in a way and a rate that does not lead to the long-term decline of biological diversity, thereby maintaining its potential to meet the needs and aspirations of present and future generations.*“

Die Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes und die Prinzipien der nachhaltigen Nutzung ähneln einander stark (Anhang Kap. 12.4) (IUCN, 2000a). Die Malawi-Prinzipien für den Ökosystemaren Ansatz (Kap. 2.3) sind Prinzipien, die zum Teil auch inhaltlich im Begriff der „Nachhaltigkeit“ enthalten sind. Nachhaltige Nutzung ist eine von drei Zielen der CBD und des Ökosystemaren Ansatzes, sie ist wesentlich für die Realisierung der CBD (ZEDAN, 1999; IUCN, 2000a). In Artikel 8 der CBD ist dazu festgehalten, dass die Bemühungen dahin gehend sein sollen, Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass die gegenwärtige Nutzung mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt und der nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile vereinbar ist (BGBl. Nr. 213/1995).

6.2.2 Forstliche Bewirtschaftung und biologische Vielfalt

Die Frage nach den Auswirkungen *der* Forstwirtschaft auf *die* biologische Vielfalt ist nicht eindimensional zu klären, denn es gibt nicht *eine* Forstwirtschaft, sondern viele verschiedene Modelle und Behandlungskonzepte, ebenso wie es unterschiedliche Ebenen und Komponenten der biologischen Vielfalt gibt (Kap. 3.2). Es ist aber möglich, die Dimension der Wirkungen einzelner forstlicher Maßnahmen, über die Forstwirtschafts- und Waldbaukonzepte definiert sind, auf bestimmte Elemente der Biodiversität grundsätzlich abzuschätzen. Grundsätzlich ist so gut wie jeder waldbauliche Eingriff beinahe unvermeidlich mit Beeinflussungen der Biodiversität verbunden, wobei diese Einflüsse sich sowohl positiv als auch negativ auswirken können. Es zeigt sich, dass beinahe alle Waldbehandlungsmaßnahmen potenziell ambivalente Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben, d. h. dass unterschiedliche Komponenten und Ebenen der biologischen Vielfalt gleichzeitig in unterschiedlichem Ausmaß positiv und negativ beeinflusst werden können. Man kann daher auch nicht von *einer* Vielfalt sprechen, ebenso wie von einer dynamischen, sich ständig verändernden Vielfalt ausgegangen werden muss.

In Waldökosystemen handelt es sich nicht zuletzt durch die forstliche Bewirtschaftung um eine menschlich geplante, gestaltete und beeinflusste biologische Vielfalt. Die gegenwärtige Situation unserer Wälder ist zum großen Teil das Ergebnis gesellschaftlicher Ansprüche an den Wald. Vorrangig ertragsorientierte Interessen, vor allem bezüglich einzelner Nadelholzarten und deren umfangreiche Aufforstungen, ließen in der Vergangenheit vielfach Grundsätze wie baumartenspezifische Anforderungen an den Standort, ökologische Anpasstheit und zielorientierten Aufbau von Mischbeständen vermissen (TABEL, 1996). Dabei

kann die Beibehaltung traditioneller Bewirtschaftungsmethoden einerseits positive Auswirkungen auf den Erhalt der Biodiversität haben (u. a. Beweidung von Lärchwiesen), andererseits muss damit aber nicht zwangsläufig die Biodiversität gefördert werden (BENGTSSON et al., 2000).

Durch eine breite Palette an Eingriffsarten hat der Waldbauer große Gestaltungsmöglichkeiten zur Ausformung aller Ebenen der Biodiversität (SCHÜTZ, 1996). Im Rahmen der Kielwassertheorie sieht sich die Forstwirtschaft selbst vor allem durch das Nachhaltigkeitsprinzip im Einklang mit der Natur (GLÜCK, 1987). In der Realität sieht es aber oft so aus, dass die Optimierung von Wertleistung und eine statische Stabilität das angestrebte Ziel sind (KELLER, 1995). Vor allem die Formung artenarmer, einschichtiger und oft standortfremder Nadelholzreinbestände vergangener Jahrzehnte widerspricht dem Prinzip naturnaher Waldbewirtschaftung. Neben der immanenten Gefährdung dieser instabilen Bestände wegen ihrer höheren Anfälligkeit für Kalamitäten (Sturm, Schneebruch, Insekten etc.) verschwinden auch Lebensräume für Wildtiere, Insekten, Pilze und Flechten (vgl. HARTL, 1998; STAUFFER, 1998; TÜRK & PFEFFERKORN-DELLALI, 1998; RÜCKER, 1998) (Kap. 7.2.1).

Die forstliche Bewirtschaftung nimmt durch die Wahl der Betriebsart (Nieder-, Mittel-, Hochwald; Kap. 6.2.2.1) und der Betriebsform (Kap. 6.2.2.4), also durch Baumartenwahl, Durchforstung und Selektion (Kap. 6.2.2.3), Steuerung des Bestandesalters sowie Hiebszeitpunkt, -führung und -verfahren, elementaren Einfluss auf den Bestand, seine Struktur und Vielfalt. Dabei sind nicht nur die Auswirkungen auf den Baumbestand, sondern auch die Wirkungen auf die gesamte Fauna und Flora von Waldökosystemen zu betrachten. Die Beeinflussung der primären Standortfaktoren greift in das Pflanzenwachstum und damit indirekt auch über die Habitatsausformung in die Entwicklung der Fauna ein. Ein Diversitätsrückgang der krautigen Vegetation und der Gehölzflora, insbesondere von Schlüsselarten, hat damit auch viele unerwünschte Nebeneffekte auf die Fauna, wie Veränderungen in der Ernährungspyramide und Verlust von Arten mit Spezialisten- oder Schlüsselfunktion (BENGTSSON et al., 2000). Je mehr verschiedene Standorttypen in einer Region vorhanden sind, desto mehr Pflanzen und Tiere finden passende Wuchsbedingungen und ökologische Nischen (KELLER, 1995). Die wesentlichen Einflüsse der forstlichen Bewirtschaftung auf Waldökosysteme liegen u. a. in der (Kap. 7.2.1):

- Entnahme von Holz (Kap. 6.2.2.5);
- Selektion der Bäume (Auslese, Züchtung) (Kap. 6.2.2.3);
- Fragmentierung des Waldgefüges durch Erschließung, Rücke-Schneisen und Hiebsmaßnahmen (Kap. 6.2.2.5);
- Baumartenwahl bzw. Lenkung der Baumartenzusammensetzung (Kap. 6.2.2.2, 6.2.2.3);
- Senkung des Bestandesalters (Umtriebszeiten).

In der Regel ergeben sich daraus verschiedene ökologische Auswirkungen (Kap. 6.2) (nach SCHERZINGER, 1996; WALDENSPUHL, 1991):

- Die Holzentnahme entzieht Biomasse und Nährstoffe, daraus resultiert eine Reduktion xylobionter⁵³ Tier- und Pflanzenarten sowie von Pilzen.
- Permanente Selektion der Baumindividuen fördert Mast- und Zuchtformen, es folgt eine Einengung der genetischen Vielfalt durch phänotypische Auslese.
- Hohe Fragmentierung bewirkt Zerschneidung von Habitaten, Veränderungen der Artenzusammensetzung von Fauna und Flora entlang künstlicher Schneisen und das Auftreten von Verinselungseffekten. Entlang von Randlinien kann aber oft auch eine größere Artenvielfalt beobachtet werden.

⁵³ von (abgestorbenem) Holz lebend

- Die Baumartenwahl wird oft nach betriebswirtschaftlichen und weniger nach standörtlichen Gesichtspunkten ausgerichtet, wirtschaftlich wenig relevante Bäume und Pflanzenarten werden entfernt. Es folgt eine Reduktion der natürlichen Baumartenvielfalt, im Extremfall entstehen hundertprozentige Reinbestände.
- Flächendeckende Aufforstung nivelliert das Standortmosaik („patchiness“) und erzeugt gleichförmige Altersklassenwälder.
- Durch die Entnahme reifer, alter und toter Bäume werden die natürlichen Sukzessionsphasen auf (verglichen mit unbeeinflussten Wäldern) Jungstadien eingeeengt, vielen hochspezialisierten Organismen wie Moosen, Flechten und xylobionten Insekten wird das Substrat entzogen.

Allgemein kann festgestellt werden, dass die Artenzusammensetzung in unseren Wäldern durch Eingriffe (bzw. Störungen) und – sowohl natürlich bedingte als auch anthropogen induzierte – Entwicklungsprozesse einer ständigen Verschiebung unterliegt (BEHM & KONNERT, 1999).

Im Laufe einer vollständigen Sukzession kommt es zu einer ständigen Verschiebung der Artenzusammensetzung bis zum völligen „turnover“ (SCHERZINGER, 1996). In einem natürlichen oder naturnahen Wald findet idealerweise ein kleinräumiger, desynchroner und phasenverschobener Wechsel der Sukzessionsstadien statt, wodurch Lebensräume und Nischen für alle Arten zur Verfügung stehen (REMMERT, 1992). Durch einschichtige, gleichaltige Wälder mit nur wenigen Baumarten und der Verhinderung sehr früher bzw. später Sukzessionsphasen durch Aufforstung bzw. großflächige Nutzung werden große Teile der Entwicklungsmöglichkeiten einer reichhaltigen biologischen Vielfalt ausgeklammert (siehe Abb. 10).

Die Verhinderung artenreicher Sukzessionsstadien, wie Pionier-, Alters- und Zerfallsphasen, wirkt sich auf die biologische Vielfalt besonders einschränkend aus. Junge Sukzessionsphasen sind durch hohen Lichtgenuss und damit durch eine hohe Artenzahl an Pionierbaumarten und Sträuchern gekennzeichnet. Späte Stadien wie die Zerfallsphase bieten Xylobionten, Vögeln und Säugetieren ideale Lebensbedingungen. Die stark beschattete Optimal- bzw. Klimaxphase, die oft die Ziel-Bestandesform der forstlichen Bewirtschaftung darstellt, ist dagegen deutlich artenärmer.

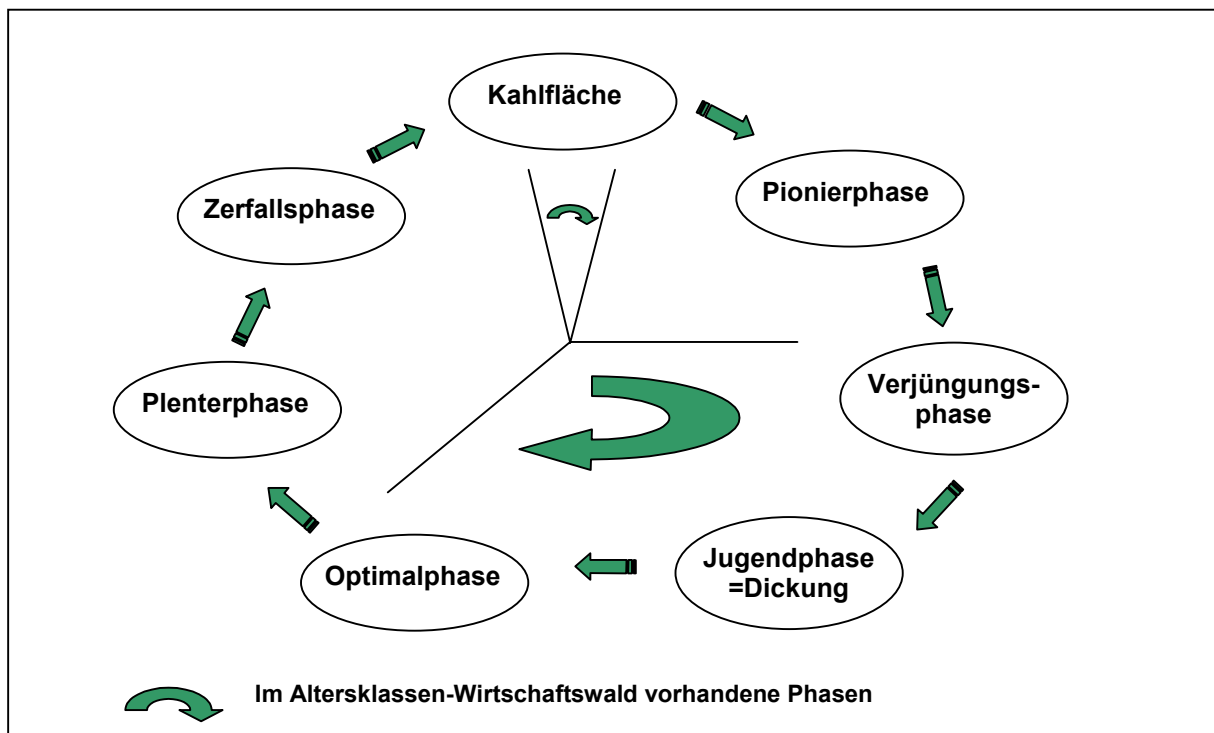


Abb. 10: Die natürlichen Sukzessionsphasen nach LEIBUNDGUT (1981) und ihre Einschränkungen im Altersklassen – Wirtschaftswald (nach BARTH, 1995; verändert).

6.2.2.1 Betriebsarten

Durch Wahl des Betriebsziels, des Verjüngungsverfahrens, der Jungwuchs- und Dichtungspflege, der Durchforstungsmethode und des Ernteverfahrens wird wesentlicher Einfluss auf den Lebensraum Wald genommen, sodass sich biologische Vielfalt eigentlich nur im Kontext der menschlichen Planung und Rahmenbedingungen entfalten kann (Kap. 7.2.1). Durch die forstliche Bewirtschaftung wird nicht unbedingt der Gesamtstandort verändert, sondern es werden über die Faktoren Licht, Wasser und Boden die Lebensbedingungen für die Flora gestaltet. Für die Fauna sind zusätzlich die räumliche Ordnung und die Altersstruktur von großer Bedeutung (KELLER, 1995). In den Maßnahmen der Bestandesbegründung und Bestandespflege liegt ein großes Potenzial zur Sicherung von Diversität und ökologischer Stabilität (PRETZSCH, 1996).

- Niederwald ist gekennzeichnet durch extrem kurze Umtriebszeiten und dient hauptsächlich der Brennholzgewinnung. Das Fehlen der alten Sukzessionsphasen (Alt- und Totholz) bedingt eine Reduktion der Artenvielfalt, es herrschen strukturarme, homogene Dickungen mit einer künstlichen Selektion der Baumartenzusammensetzung zugunsten schnellwüchsiger Lichtbaumarten vor. Nadelhölzer können in der kurzen Umtriebsphase nicht reproduzieren und fallen aus, die Verjüngung erfolgt im Allgemeinen hauptsächlich vegetativ über den Stockausschlag. Die Diversität von Pioniergehölzen und einer insektenreichen Schlagflora nimmt jedoch zu, ein Umbau in Hochwälder würde einen gravierenden Einbruch der Artenvielfalt in Fauna und Flora nach sich ziehen (BURSCHEL & HUSS, 1997).
- Im Mittelwald finden sich schwaches Nutzholz sowie Stammholz in Form von Überhältern⁵⁴. Die Eigenschaften des Niederwaldes werden durch eine höhere Vielfalt an Suk-

⁵⁴ Einzelne Bäume des Altbestandes, die bei der Ernte stehen gelassen werden, um für natürliche Verjüngung zu sorgen (Samenbäume) und bzw. oder Stark- oder Wertholz zu erzeugen.

zessionsphasen und eine vielfältige Habitatstruktur für Arten aller Schichten ergänzt. Baumartenzusammensetzung und Selektion der Baumindividuen sind stark nutzungsorientiert, die genetische Vielfalt und die Artenvielfalt der Forstgehölzarten werden dadurch eingeschränkt (SCHERZINGER, 1996; BURSCHEL & HUSS, 1997).

- Der Hochwald entsteht aus Samen durch natürliche oder künstliche Verjüngung (Saat oder Pflanzung) und ist durch eine relativ großflächige und langfristige Bewirtschaftung gekennzeichnet. Die Formen der Stammholznutzung betreffen in unterschiedlichen Ausprägungen den Hochwald, der vor allem durch Baumarten mit schattentoleranter Verjüngung geprägt ist (MAYER, 1984; SCHERZINGER, 1996). Man unterscheidet schlagweisen Hochwald mit Beständen zum Teil getrennter Altersstufen und Plenterwald ohne Altersklassenstruktur (DENGLER, 1990).

6.2.2.2 Waldverjüngung

Unter den verschiedenen anthropogenen Einflussmöglichkeiten auf Waldökosysteme (Kap. 7.2.1) nimmt die Bestandeserneuerung eine Schlüsselrolle ein (MÜLLER-STARCK et al., 1995). In dieser Phase wird die jeweilige bestandesbildende Baumart bestimmt und damit reguliert, welche genetische Information zu welchen Anteilen weitergegeben wird. Dadurch werden die Möglichkeiten für zukünftige genetische Anpassungsvorgänge und damit die Überlebensfähigkeit von Individuen, Populationen und Ökosystemen festgelegt (HUSSENDÖRFER, 1996). Das Ziel der Naturverjüngung aus forstgenetischer Sicht liegt in der Erhaltung und Neukombination parentaler genetischer Merkmale. Die Beeinflussung der Reproduktionsbedingungen von Waldbäumen und die Wahl des Verjüngungsverfahrens sind wichtige Variablen einer Naturverjüngung. Aspekte wie ausreichende Populationsdichte im Altbestand, Förderung heterogener Selektionsverhältnisse und Verminderung der Phänotypenauslese sollten dabei beachtet werden (MÜLLER-STARCK, 1996).

MÜLLER (2001) sieht die Möglichkeiten der Naturverjüngung in der Praxis durch folgende Faktoren begrenzt:

- Zu wenige Samenbäume, besonders bei Kahlschlagverjüngung oder sehr lockerer Schirmstellung;
- kurze Verjüngungszeiträume, im Extremfall nur ein Samenjahr;
- Ungleichgewichte im Paarungssystem durch Phänotypenauslese und Inzuchteffekte.

Bei langen Verjüngungszeiträumen und kleinflächigem Vorgehen kann im Reproduktionsprozess sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dimension der genetischen Information des Altbestandes am ehesten in die Naturverjüngung übergehen, was die Chancen zur vollen Erhaltung der genetischen Vielfalt erhöht (BEHM & KONNERT, 1999).

Besonders bei der künstlichen Bestandesbegründung kann es zur Reduktion aller Ebenen der biologischen Vielfalt kommen. Einseitige Manipulationen des Genpools können zu Veränderungen der genetischen Strukturen führen (vgl. ZIEHE et al., 1995). Im Vergleich zu Altbestand und Naturverjüngung sind bei der Kunstverjüngung eine geringere genetische Vielfalt (Kap. 3.2.1) und ein geringerer Heterozygotenanteil⁵⁵ festzustellen. Es ist dadurch ein geringeres Potenzial vorhanden, bei Umweltveränderungen flexibel zu reagieren, was v. a. im Hinblick auf einen möglichen zukünftigen Klimawandel von besonderer Bedeutung sein kann (Kap. 6.8).

Daraus ergeben sich verschiedene direkte und indirekte Auswirkungen auf die verschiedenen Ebenen der Biodiversität (HUSSENDÖRFER, 1996) (siehe Abb. 11):

- Geringere genetische Vielfalt im Pflanzgut und geringere intraspezifische Biodiversität;

⁵⁵ heterozyot: mischerbig, ungleicherbig, mit ungleichen (mütterlichen und väterlichen) Erbanlagen ausgestattet

- Modifizierte genetische Strukturen können einen zu geringen Grad an Anpassbarkeit bewirken;
- zu geringes genetisches Anpassungspotenzial bedingt unzureichende genetische Flexibilität bei Veränderungen der Umweltsituation.

Bei Ausfall der Naturverjüngung, bei der Überführung standortwidriger Bestände bzw. beim Aufbau von Mischbeständen können Erhaltungs- und Ergänzungspflanzungen allerdings sehr nützlich und genetisch bereichernd sein (TABEL, 1996; MÜLLER-STARCK, 1995). Große Sorgfalt und Kontrolle bei Gewinnung, Züchtung und Anwendung des forstlichen Vermehrungsgutes sind Grundvoraussetzung einer genetisch nachhaltigen Waldbewirtschaftung (MÜLLER-STARCK, 1996). Im Gegensatz zu intensiver Auslesezüchtung und vegetativer Vermehrung weniger Klone sorgt die Züchtung hochheterozygoter Pflanzen mit einer Erhaltung seltener Allele⁵⁶ für eine hohe genetische Vielfalt. Bereits die Größensortierung in der Baumschule hat Auswirkungen auf Heterozygotiegrad und genetische Vielfalt der Forstpflanzen (KONNERT & SCHMIDT, 1996). Es können so genannte Forstgarteneffekte auftreten, die von einer nicht den natürlichen Selektionsbedingungen entsprechenden Behandlung der Pflänzchen herrührt (MÜLLER, 2001).

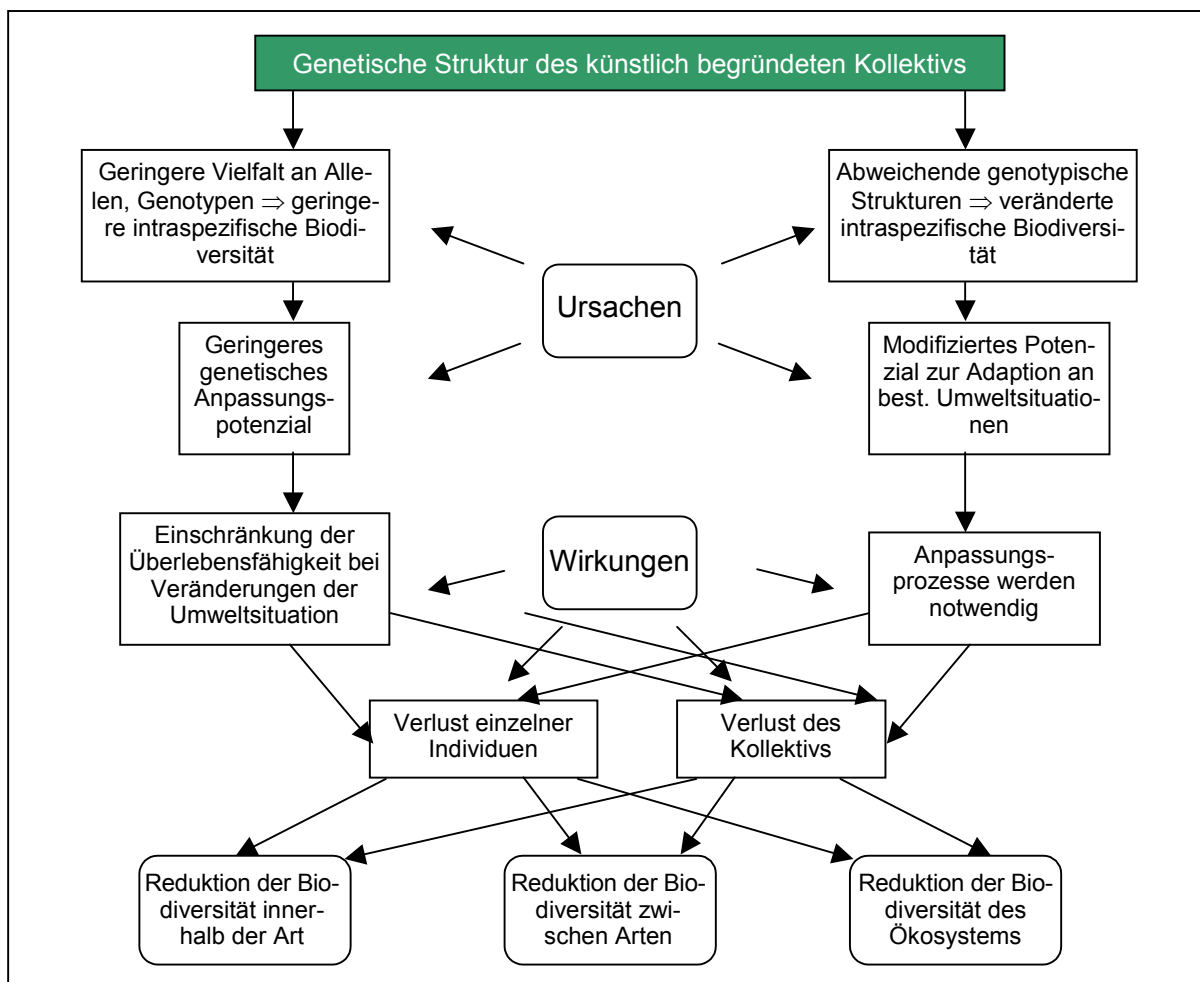


Abb. 11: Mögliche Implikationen einer künstlichen Bestandesbegründung auf die verschiedenen Ebenen der Biodiversität: Ursache-Wirkungs-Beziehungen (nach HUSSENDÖRFER, 1996; verändert).

⁵⁶ Eine von verschiedenen alternativen Formen eines Gens, die am selben Ort in einem bestimmten Chromosom liegen (MAYNARD, 1996).

6.2.2.3 Pflege und Auslese

Im Laufe der Bestandesentwicklung im Hochwald nehmen sowohl Jungwuchs- und Dickungspflege als auch Durchforstung wesentlichen Einfluss auf die biologische Vielfalt (Kap. 7.2.1). Es kommt zu einer gezielten Selektion der Baum-Individuen und -Arten, wobei forstwirtschaftlich erwünschte und gesunde Elemente gefördert und andere zahlenmäßig reduziert oder entfernt werden. Dadurch dient die Jungwuchs- und Dickungspflege der Regulation von Mischungsverhältnis und Begleitvegetation in Form von negativer (Säuberung) und positiver (Begünstigung) Auslese (DENGLER, 1990).

Das kann einerseits zu einer Verarmung an Pflanzenarten und genetischem Potenzial führen, andererseits können Individuen seltener Arten gezielt gefördert werden (SCHERZINGER, 1996). Die Gestaltungsmöglichkeiten des Waldbaus sind in der Verjüngungsphase sehr groß, durch eine ideenreiche Anwendung von verschiedenen Verjüngungstechniken können vielfältige Biotope im Sinne eines polyvalenten⁵⁷ Waldbaus geschaffen werden (SCHÜTZ, 1996).

Im Zuge der Durchforstung besteht die Gefahr der Verminderung der Lebensraumvielfalt durch Nivellierung der Bestandestextur und Schichtung (SCHERZINGER, 1996). Durch die praktizierte Phänotypenauslese mit positiver Selektion von Baumindividuen mit wirtschaftlich erwünschten Form- und Wuchseigenschaften nehmen die Verlustwahrscheinlichkeiten seltener Allele zu (vgl. HOSIUS, 1993). Besonders die Auslesedurchforstung kann für den Verlust von Genotypen und eine Verminderung der Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen verantwortlich sein (KELLER, 1995). Andererseits können durch sachgemäße Anwendung und Auslese vitaler, sozial herrschender Bäume mit hohem Heterozygotiegrad negative Auswirkungen vermieden werden (MÜLLER, 2001).

Auch für konkurrenzschwache Pflanzenarten können durch Verminderung der Überschirmung des Kronendaches mittels eines relativ starken Eingriffes gute Wuchsbedingungen geschaffen werden. Die erhöhte Lichtzufuhr wirkt sich auch positiv auf die Vielfalt der lichtbedürftigen krautigen Bodenvegetation aus (DETSCH, 1999). Schwach bis mäßige, hochdurchforstungsartige⁵⁸ Eingriffe wirken sich durch Bereicherung des horizontalen Verteilungsmusters, des vertikalen Artenprofils und der Artendurchmischung diversitätsfördernd aus. Niederdurchforstungen⁵⁹ hingegen wirken homogenisierend auf die räumliche Bestandesstruktur (PRETZSCH, 1996). Durch Anwendung flächiger Verjüngungs- und Pflegemaßnahmen besteht vor allem auf Laubmischwaldstandorten die Tendenz zu einschichtigen Beständen (SCHÜTZ, 1996).

Bei waldbaulichen Eingriffen und Verjüngungsverfahren gilt, dass sich die Artenzahl und Diversität der Baumartenverjüngung und der Bodenflora durch Bestandesauflichtungen und Zunahme des Lichtgenusses erhöhen. Die floristische Artenvielfalt (Bäume, Sträucher, Bodenvegetation) ist nicht *per se* zu betrachten, vielmehr steht die Diversität der Bodenpflanzen in inverser Beziehung zu Bestockungsdichte und Schlussgrad der Bäume und Sträucher. Es ist zu beachten, dass die Mehrzahl der Arten infolge mangelnder Konkurrenzkraft gegenüber dominierenden Arten von Natur aus selten ist und ein Spezialisten- und Nischendasein entwickelt (BEHM & KONNERT, 1999). Wenn die Erhöhung der floristischen Artenvielfalt das Managementziel ist, kann dies durch gezielte Eingriffe in die Konkurrenzverhältnisse erfolgen.

⁵⁷ polyvalent: in mehrerer Beziehung wirksam.

⁵⁸ Hochdurchforstung: Durchforstungseingriff, der herrschende Bäume (der oberen Baumschicht) entnimmt (vgl. BRÜNIG & MAYER, 1989).

⁵⁹ Niederdurchforstung: Durchforstungsart, die unter völliger Beseitigung der unteren und mittleren Baumschicht so eingreift, dass je nach der Durchforstungsstärke ein mehr oder weniger geschlossener, einschichtiger Bestand entsteht (vgl. BRÜNIG & MAYER, 1989).

Nach AMMER & STIMM (1996) lassen sich folgende Grundtendenzen waldbaulicher Einflussmöglichkeiten auf die Artenvielfalt der Vegetation erkennen:

- Die floristische Artendiversität kann durch Art und Intensität der waldbaulichen Steuerungseingriffe beeinflusst werden.
- Die Diversität der Bodenvegetation nimmt mit zeitlicher Distanz zum Eingriff zunächst zu, mit zunehmendem Bestandesschluss wieder ab.
- Einschichtige Bestandesstrukturen, wie dicht geschlossene, einschichtige Altbestände oder Dickungen auf früheren Kahlschlägen, weisen eine geringe Diversität der Baumartenverjüngung und der Bodenvegetation auf.

Auf die genetische Vielfalt von Waldbäumen kann die waldbauliche Behandlung ebenfalls Einfluss nehmen. Besonders die Bestandesstruktur ist für das Paarungssystem und die Umweltverhältnisse und damit für die selektiven Prozesse der Naturverjüngung von Bedeutung. Territoriale Isolation von Einzelbäumen und Beständen fördern Selbstbefruchtung und verhindern Genaustausch. Eine zu große Bestandesdichte bedroht besonders die empfindlichen Jungpflanzen mit seltenen Allelvarianten und kann zu einem Verlust seltener Genotypen führen (STARKE, 1996).

WOLF (1999) konnte bei der Untersuchung der Auswirkungen von Pflege- und Durchforstungseingriffen auf die genetische Struktur von Kiefernbeständen zeigen, dass Eingriffe mit einer drastischen Stammzahlreduktion zu einem Verlust an seltenen Allelen führen. Keine signifikante Änderung der genetischen Struktur (allelische und genotypische Gesamtabstände) zwischen Ausgangs- und untersuchtem Bestand konnte hingegen für mäßig intensive Eingriffe nachgewiesen werden.

6.2.2.4 Forstliche Betriebsformen aus dem Blickwinkel der biologischen Vielfalt

Die Betriebsform wird häufig zur weiteren Unterteilung der Betriebsarten (Nieder-, Mittel- und Hochwald) (Kap. 6.2.2.1) verwendet und wird bestimmt durch Baumart, Hiebsart, Schlagform und Produktionsziel. Je nach Kombination ergeben sich unterschiedliche Betriebsformen, wie z. B. Plenterwald, schlagweiser Hochwald, Hochwald mit Natur- oder Kunstverjüngung aus Sämlingen etc. (Kap. 7.2.1).

Kahlschlag

Kahlschlagbewirtschaftung hat massive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Die schlagartige Entblößung des Waldbodens verursacht eine abrupte Veränderung des Mikroklimas sowie des Wasser- und Nährstoffhaushalts im Waldboden. Dadurch verschiebt sich das Artengefüge der Kraut- und Strauchschicht zugunsten einer artenreichen Schlagflora, bei verstärkter Bodendegradation zu Pionierarten und Vergrasung. Zudem werden im verbleibenden Waldboden beispielsweise das Überleben, die räumliche Verteilung und die Diversität von Mykorrhiza-Arten durch die Schlaggröße wesentlich beeinflusst (HAGERMANN et al., 1999). Kahlfelder mit üppiger Bodenvegetation bilden zudem überoptimale Lebensräume für Schalenwild; hohe Wilddichten und die entmischende Wirkung des Verbissdrucks können die Folge sein.

Die Bestandesbegründung erfolgt im schlagweisen Hochwald in der Regel in Form von Kunstverjüngung, wobei hierbei aufkommende Pioniervegetation und Naturverjüngungsreste meist verloren gehen. Oft werden nur wenige Baumarten künstlich eingebracht oder auch Reinbestände, v. a. mit Fichte und/oder Kiefer, begründet. Nicht selten werden bei der Bestandesbegründung auch fremdländische Baumarten bevorzugt. Dichtschluss bewirkt das Vorherrschen von Struktur- und Artenarmut, die genetische Vielfalt ist durch Fehlen einer natürlichen Reproduktion und genetisch homogenes Saat- und Pflanzgut beschränkt. Allgemein sind bei der Kunstverjüngung eine geringere genetische Vielfalt und Heterozygotie zu erwar-

ten. Bei der Verwendung unpassenden Pflanzguts kann es durch Selektionsprozesse zum Verlust an Individuen oder des ganzen Kollektivs kommen (SCHERZINGER, 1996; MÜLLER, 2001).

Schirmschlag

Beim Schirmschlag kommt es zu einer gleichmäßigen Schirmstellung, d. h. zum Stehenbleiben gerade so vieler Altbäume, dass eine mehr oder weniger lockere Überschirmung über der Fläche erhalten bleibt. Das Altholz wird in mehreren Hieben zeitlich und mengenmäßig abgestuft entnommen (BURSCHEL & HUSS, 1997). Bei lockerer Überschirmung kann infolge des erhöhten Lichteinfalls eine Naturverjüngung aufkommen. Vor allem für die Fauna entsteht eine günstige Habitatstruktur - solange, bis sich die Verjüngung schließt. Ohne menschliche selektive Eingriffe kommen mittelfristig verstärkt Schatt- und Halbschattbaumarten sowie eine artenärmere Folgevegetation auf. Der Keilschirmschlag erhöht durch lange und gestaffelte Randlinien die Habitatstruktur (SCHERZINGER, 1996). Untersuchungen über den Effekt von Schirmschlag auf die Artenanzahl und relative Häufigkeit der krautigen und verholzten Vegetation in Buchenbeständen (*Fagus crenata*) zeigten, dass sich keine signifikanten Unterschiede zwischen bewirtschafteten und natürlichen Beständen feststellen ließen (NAGAIKE et al., 1999). Der Schirmschlag kann allerdings unterschiedliche Auswirkungen auf die genetische Vielfalt der Folgeverjüngung haben. Während es in vielen Beständen zu keiner Verschlechterung der Paarungsverhältnisse kommt, kann es mitunter doch zu einer Erhöhung des Selbstbefruchtungsanteils und damit des Anteils homozygoter⁶⁰ Samen kommen (MÜLLER, 2001).

Saumschlag

Beim Saumschlag wird nur ein schmaler Streifen des Altholzes entnommen und damit ein geradliniger Saum mit Innen- und Außenseite erzielt. Die Randstellung bietet vorübergehenden seitlichen Schutz des Jungwuchses durch den Altbestand und ermöglicht die Erneuerung von Mischbeständen aus Schatt-, Halbschatt- und Lichtbaumarten. Das Waldinnenklima bleibt v. a. im Bereich des Innensaums erhalten, und es entsteht eine nach Alter gestaffelte Naturverjüngung, wobei am Außensaum vor allem Lichtbaumarten, am Innensaum vorwiegend Halbschattbaumarten aufkommen (BURSCHEL & HUSS, 1997). Es entstehen Saumbiotope mit einer hohen Artenvielfalt vor allem an Waldrandbewohnern. Durch relativ gute Deckung und Verjüngungsangebot sind die Säume jedoch sehr verbissgefährdet (SCHERZINGER, 1996).

Femelschlag

Der Femelschlag basiert auf kleinflächigen schirmartigen Auflichtungen (Gruppenschirmstellungen), welche die Größe von Trupps, Gruppen oder Horsten haben, in unregelmäßiger Verteilung über die Bestandesfläche und danach aufkommenden Verjüngungskegeln. Es werden Verjüngungskerne eingerichtet, die nach und nach zu Gruppen und Horsten erweitert werden (BURSCHEL & HUSS, 1997). Die unterschiedlichen Lichtverhältnisse ermöglichen die Entwicklung einer großen Artenfülle im Verjüngungsstadium (BEHM & KONNERT, 1999). Die kleinflächige Anordnung und die langen Verjüngungszeiträume sorgen für einen ungehinderten Genfluss (MÜLLER, 2001). Ohne Pflegemaßnahmen kommen mittelfristig verstärkt Schatt- und Halbschattbaumarten auf. Die Biotopqualität und damit der Artenreichtum der Fauna nimmt durch Bildung vieler kleiner Flächen innerhalb des Bestandes zu (SCHERZINGER, 1996).

⁶⁰ gleicherbig, mit gleichen (mütterlichen und väterlichen) Erbanlagen ausgestattet.

Plenterwald

Im Plenterwald werden erntereife Einzelbäume entnommen (Zielstärkennutzung), die Struktur und Verteilung der Größen- und Altersklassen bleiben aufrecht. Eine natürliche Waldentwicklung im Sinne verschiedener Sukzessionsstadien bleibt hingegen aus. Der Plenterwald ist eine meist naturnah gemischte Dauerbestockungsform des Hochwaldes mit truppweiser Mischung von Ober-, Mittel- und Unterschicht, der durch kontinuierliche Selbsterneuerung und ein Minimum an waldbaulichen Steuerungseingriffen charakterisiert ist. Er zeichnet sich im Idealfall durch hohe ökologische und bestandesstrukturelle Stabilität aus. Infolge weitgehender „biologischer Produktionsautomation“ gilt er vielen Waldbauern als Idealform des Ertragswaldes (BRÜNIG & MAYER, 1989).

Die Dauerbestockung und laufende Entnahme hiebsreifer Stämme bedingt jedoch im Gegensatz zu Naturwäldern das Ausbleiben der für die natürliche Walddynamik charakteristischen Sukzessionsabläufe. Sonderbiotope, Waldrandstrukturen und kurzlebige Freiflächen kommen nur selten vor, was sich negativ auf die Artenvielfalt der Fauna und Flora auswirkt. Es zeigte sich auch, dass der Anteil homozygoter Tannen im Plenterwald höher ist als in Altklassenwäldern, da die permanente Beschattung zu einer hohen genetischen Angepasstheit führt, die Anpassungsfähigkeit gegenüber Umweltveränderungen sich allerdings verschlechtert. Darüber hinaus sollte die Zielstärkennutzung erst nach ausreichender Verjüngung der zu entnehmenden Bäume begonnen werden, um Genverluste zu vermeiden (MÜLLER, 2001). Die Einzelstammnutzung erfordert weiters eine intensive Feinerschließung, was zur Fragmentierung von Waldhabitaten beiträgt.

Die Vielschichtigkeit und die Konstanz der Habitate bilden hingegen optimale Lebensräume für Bewohner der Stamm- und Kronenschicht. Lichtbedürftige (Laub-)Baum- und Straucharten scheiden ohne Pflegemaßnahmen aus, es kommt zu einer Beschränkung auf sehr wenige Baumarten ohne Boden- und Strauchvegetation.

Plantagen

Ein Sonderfall der forstlichen Bewirtschaftung sind Plantagen (Energieholz, Christbäume etc.) mit kurzen Umtriebszeiten und häufigem Einsatz fremdländischer Arten. Sie wirken sich durch stereotype Strukturierung und Einförmigkeit, Dichtschluss und damit Verhinderung der Kraut- und Strauchschicht, Einsatz nur weniger Arten und den additiven Einsatz von Herbiziden negativ auf die biologische Vielfalt aus (SCHERZINGER, 1996).

Pflanzenschutzmittel in der Forstwirtschaft

Der Einsatz von Bioziden (Pestiziden, Fungiziden und Herbiziden) (Kap. 6.4.2) greift in die ökologischen Kreisläufe ein und reduziert selektiv alle Ebenen der biologischen Vielfalt (Kap. 3.2.1). Chemische Pflanzenschutzmittel werden in Österreich allerdings nur in geringem Ausmaß verwendet und werden verstärkt nur mehr in labilen, standortwidrigen Beständen wie vergrasteten Kahlschlägen (Herbizide) und sekundären Nadelwäldern (Insektizide) benötigt (MÜLLER et al., 1993).

Herbizide nehmen Einfluss auf das Artengefüge, ändern und vermindern das Nahrungsangebot für Vögel und Kleinsäuger und bergen die Gefahr ungewollter Nebeneffekte, wie z. B. die Vernichtung von Laubholzbeimischung in Nadelholzkulturen. Zwar hat die Anwendung von Herbiziden zumeist keinen unmittelbaren Effekt auf die Gesamtanzahl von Arten der Flora und Fauna (SULLIVAN et al., 1998), doch ist oft die *Zusammensetzung* (Komposition) der Arten von krautiger Vegetation oder Gehölzflora auch noch Jahre nach der Anwendung hin nachhaltig verändert (MILLER et al., 1999).

Insektizide wirken sich negativ auf die Entwicklung von Nutzarthropoden (humusbildende Bodenorganismen, Schädlingsantagonisten) und Bienen aus. Die Vernichtung der Insektenfauna vermindert das Futterangebot für Vögel und Kleinsäuger, darüber hinaus reichern sich vor allem chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Nahrungskette an. Die Verhaltensresistenz von Einzeltieren und somit die Herausbildung resistenter Nachkommen erfordert in weiterer Folge beim Insektizideinsatz immer höhere Dosen (Kap. 6.4.2, 7.2.8) (MÜLLER et al., 1993).

Moderne Forstschutzmethoden haben neben der Bildung stabiler, naturnaher Bestände auch die Wiedereinrichtung eines ausgewogenen Räuber-Beutesystems zum Ziel. Die Förderung von Antagonisten (Waldameisen, Vögel) und Prädatoren⁶¹ (Laufkäfer, Spinnen etc.) bedeutender Schadinsekten dient als wichtige Maßnahme zur Vorbeugung von Massenvermehrung und Epidemien (vgl. WIENER, 1998).

Fremdländische Baumarten

Eine Erhöhung der Vielfalt durch Einbringung fremdländischer Baumarten ist differenziert zu betrachten. Es wird zwar eine (vorübergehende) Erhöhung des Artenreichtums des Florenbestandes erzielt, aber auch in Artengefüge und Biozöosen eingegriffen (Kap. 7.2.8). *Nicht-heimische* Arten wandern infolge direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen ein und sind bei entsprechender Konkurrenzfähigkeit auch bei Aufhören des menschlichen Einflusses fester Bestandteil der Flora (JAHN, 1992). Ihre Naturalisation ist irreversibel (KOWARIK, 1988). Beispiele für *neuheimische* Arten in Mitteleuropa sind Edelkastanie, Hybridpappel, Roteiche, Robinie, Strobe und vor allem die Douglasie (ESSL & RABITSCH, 2002; SCHERZINGER, 1996; JAHN, 1992).

Die forstwirtschaftlichen Vorteile dieser Arten können Schnellwüchsigkeit, höherer Holzzuwachs und höhere Resistenz gegen Käferkalamitäten und Schadstoffe sein. Sie werden daher aufgrund wirtschaftlicher Vorteile zunehmend verwendet. Trotzdem ist der Langzeiteffekt des Anbaus fremder Arten für Wald, Flora und Fauna noch nicht ausreichend beleuchtet (HANSTEIN, 1993 zit. in SCHERZINGER, 1996). Problemkreise bleiben neben der Florenverfälschung das Fehlen von Symbionten und Reduzenten, darüber hinaus können konkurrenzstärkere Baumarten heimische verdrängen, ohne deren ökologische Funktion innerhalb der Waldgesellschaft zu übernehmen (Kap. 3.4.2) (ESSL & RABITSCH, 2002; SCHERZINGER, 1996).

6.2.2.5 Erschließung und Holzernte

Die Wirkungen von Forststraßen auf Waldökosysteme werden in der Fachliteratur aus physikalischen, biologischen und sozioökonomischen Blickwinkeln betrachtet, meist aus der isolierten Perspektive einzelner Sichtweisen (LUGO & GUCINSKI, 2000).

Die Erschließung mit Forststraßen und -wegen führt zu Zerschneidungen von Lebensräumen, daneben kann der lokale Wasserhaushalt durch den Anschnitt von Kleinbiotopen und Quellhorizonten gestört werden. Die Fragmentierung des Waldgefüges durch Erschließungseinrichtungen, Schneisen und Hiebsmaßnahmen kann sich einerseits durch verbesserte Lichtverhältnisse und erhöhtes Grenzlinienangebot kleinräumig positiv auf die Artenvielfalt auswirken und das lokale Aufkommen von Pioniergesellschaften ermöglichen, bewirkt aber in jedem Fall eine Veränderung der Artenzusammensetzungen. Andererseits entstehen neben dem problematischen landschaftsästhetischen Aspekt Probleme durch die Zerschneidung von Habitaten und langfristige Verinselung von Populationen mit geringer Migrationsfähigkeit (SCHERZINGER, 1996). Vor allem für kleine bzw. wenig mobile Organismen kann bereits eine befestigte Forststraße ein beinahe unüberwindliches, dispersionshemmendes

⁶¹ Räuber.

Hindernis sein. Direkte Tierverluste durch Überfahren können gerade bei Tierarten mit geringer Mobilität und kleinen Populationsgrößen den Populationsbestand gefährden. So reicht z. B. unter Umständen ein einziges Fahrzeug aus, um bei der Wanderung von juvenilen Amphibien von den Fortpflanzungshabitaten zu den terrestrischen Quartieren den gesamten Reproduktionserfolg einer Saison zu gefährden und die gesamte Population nachhaltig zu destabilisieren (Kap. 6.5.3, 7.2.2).

Die unsachgemäße Befahrung des Waldbodens im Zuge der Holzernte (z. B. mit einem Harvester) kann in großen Bestandesteilen zu Verletzungen der Vegetation, Verdichtung des Waldbodens und zur Erhöhung des Erosionsrisikos führen, v. a. während Zeiten ungünstiger Witterung und ungeeigneter Bodenfeuchteverhältnisse.

Durch die Zerstörung der lebensnotwendigen Speicherorgane empfindlicher Pflanzen infolge der Holzurückung kann sich das Artengefüge zugunsten robusterer Konkurrenzarten (Holzpflanzen, Annuelle⁶²) verschieben (MEIER et al., 1995).

Die Entnahme großer Teile der Biomasse im Zuge der Holzernte im Kahlschlagbetrieb oder/ und einer Vollbaumernte führt zu einem Verlust von Nährstoffen und kann zu einer negativen Veränderung des Bodenchemismus führen (HACKL et al., 1998). So ist ein erheblicher Prozentsatz der Säurebelastung im Boden nutzungsbedingt (SCHERZINGER, 1996). Durch das Belassen von Totholz, wirtschaftlich nicht relevanten Hölzern und übrig gebliebener Bodenvegetation kann die Arten- und Lebensraumvielfalt gefördert und eine Wiederbesiedlung durch die ursprüngliche Artenausstattung ermöglicht werden.

Durch den Entzug der Biomasse bei der Nutzung sinkt auch die Energiemenge, die anderen Organismen als Nahrungsgrundlage zur Verfügung steht. Die so genannte „Arten-Energiefluss-Hypothese“ beschreibt demnach einen Zusammenhang zwischen der Menge der entnommenen pflanzlichen Biomasse („angeeignete Nettoprimärproduktion“) bzw. der im Ökosystem verbleibenden Biomasse einerseits und der Artenvielfalt andererseits (WRIGHT, 1983; VITOUSEK et al., 1986; HABERL, 1997). Die angeeignete Nettoprimärproduktion heimischer Wälder (umfasst im Wesentlichen die Holzernte) liegt im Schnitt bei rund 26 % der Nettoprimärproduktion der potenziell-natürlichen Vegetation (HABERL et al., 2001a, 2001b). Bei Untersuchungen mit heterotrophen⁶³ Arten zeigte sich, dass mit zunehmender Erntemenge die Artenzahl sank und ein Biomasseaufbau einen linearen Anstieg der Artenzahlen bedingte.

6.2.2.6 Standortmeliorationen

Meliorationen von Standorten (Kap. 6.4.4, 6.4.5) haben die Verbesserung der forstwirtschaftlichen Produktion zum Ziel und greifen mit kombinierten biologischen, technischen und chemischen Maßnahmen in Nährstoff- und Wasserkreisläufe des Waldbodens ein. Düngungen (Kalkung, Stickstoff, Phosphat), Bodenbearbeitung und Trockenlegungen verursachen eine Veränderung von Lebensraum- und Artenvielfalt; das Instrument der Melioration birgt Gestaltungsmöglichkeiten in Richtung nachhaltiger Bodennutzung und Erhaltung einer veränderten bzw. wiederhergestellten biologischen Vielfalt. Vor allem Bodenorganismen profitieren von einer Standortverbesserung, was über die metabiotischen Veränderungen der Bodenaktivität auch eine nachhaltige Veränderung der Diversität hervorrufen kann (WAID, 1999).

Melioration wird vor allem in labilen sekundären Beständen, streugennutzten, pseudo-vergleyten, devastierten und geringwüchsigen Standorten angewandt (MAYER, 1992). Darum können gerade im Bereich ertragsarmer Standorte seltene Natur-, Kultur und Sonderstandorte, wie Moore oder Heiden, durch meliorative Bearbeitung verloren gehen und damit das Verschwinden seltener Arten und Lebensraumnischen forcieren.

⁶² Einjährige Pflanzenarten.

⁶³ Als Energie- und Nährstoffquelle der heterotrophen Organismen ist Kohlenstoff aus organischen Verbindungen notwendig. Alle Tierarten sind heterotroph.

6.2.2.7 Verbesserung der Habitatqualität im Wald

Belassen von Totholz und Altholz

Totholz (bzw. Biotopholz) (Kap. 9.1.5.1, 7.2.5) spielt im Ökosystem Wald eine bedeutende Rolle. Es bildet die Lebensgrundlage für viele Tier- und Pflanzenarten und trägt auf Sonderstandorten wesentlich zur Förderung der Naturverjüngung bei (SCHIEGG, 1998). Menge, Form, Zersetzungsgrad und Verteilung des Totholzes sind entscheidende Faktoren für Dichte und Qualität der biologischen Vielfalt (DETSCH, 1999; McCOMB & LINDENMAYER, 1999). Das Biotopholz bildet ein großes Potenzial an toter Biomasse, an Nährstoffen, an Lebensraum und an kleinklimatischen Besonderheiten, welches für die Bodenentwicklung, die Humusbildung, den Wasserhaushalt, die Stoffkreisläufe im Ökosystem Wald und für die Besiedelung durch unterschiedlichste Tier-, Pflanzen- und Pilzgruppen von enormer Bedeutung ist (KOHLMAYR, 1999). Daher haben sich eine Reihe von Insekten und Pilzen auf den Abbau des Holzes spezialisiert (RABL, 1993). Man kann sogar sagen, dass Totholz *das* Kennzeichen von Naturwäldern ist (KORPEL, 1997).

Eine „saubere“ Waldwirtschaft und der Wegfall totholzreicher Sukzessionsstadien führten dazu, dass in vielen Wirtschaftswäldern nur noch ein Bruchteil der standort- und gesellschaftsspezifischen Totholzvorräte vorhanden ist und Habitate von spezialisierten Lebensgemeinschaften bedroht sind (SCHIEGG, 1998). Die Bedeutung des Totholzes liegt also in seiner Funktion als (vgl. SCHERZINGER, 1996; BARTH, 1995):

- Lebensraum und ökologische Nische für Xylobionten (Insekten, Pilze), Flechten, Moose und Vögel;
- Strukturelement für Fauna und Flora (stehendes und liegendes Totholz);
- Nährstofflieferant infolge der Mineralisation des Moderholzes;
- Steuerelement in Wasser- und Stoffkreisläufen;
- Förderer der Verjüngung („Kadaververjüngung“).

Die Gefahr, dass Totholz zum Brutsubstrat für Forstschädlinge wird, kann durch gezieltes Totholzmanagement vermieden werden. Durch Steuerung von Dimension, Qualität (Holzart), räumlicher Verteilung und Zeitpunkt des Totholzanfalls können Massenerpidemien verhindert und im Gegenzug natürliche Antagonisten gefördert werden (FÜHRER, 1996).

Gestaltung von Waldrändern

Bis auf wenige Ausnahmen haben sich die Waldränder in der heutigen Kulturlandschaft durch die nutzungsbedingte Zerteilung ursprünglich zusammenhängender Lebensräume entwickelt. Waldränder sind demnach nur an natürlichen Wachstumsbarrieren des Waldes (Felsen, Moore, Gewässer) naturbedingt, ansonsten kulturbedingt. Bei kulturbedingten Waldrändern grenzt die Waldnutzung an Offenlandnutzung oder der Waldrand schiebt sich durch Aufgabe dieser Nutzung in das Offenland.

Die Schaffung und Erhaltung vielschichtiger und reich strukturierter Waldränder dienen als wichtige struktur- und diversitätsfördernde Elemente (Kap. 7.2.5). In Waldrandzonen bilden sich aufgrund der kleinräumigen Gradientensituation der abiotischen Umweltbedingungen in der Regel besonders artenreiche Lebensräume aus, die viele spezialisierte Pflanzen- und Tierarten sowie Arten der aneinander grenzenden Ökosysteme enthalten (MATLACK & LITVAITIS, 1999; BARTH, 1995).

Der so genannte Randeffekt („edge effect“) weist auf eine auffällige Verdichtung der Habitate vieler Tierarten an den Nutzungsgrenzen hin (COCH, 1995). An der Innenseite dominieren in der Regel typische Waldarten, während an der Außenseite typische Offenlandarten oder Kulturlandarten überwiegen. Je nach der Breite der Randzone kann in deren mittleren Bereich ein eigener Lebensraum mit spezifischen Umweltbedingungen entstehen, der eine eigene

Lebensgemeinschaft von Arten aufweisen kann, die auf die Lebensbedingungen der Waldrandzone spezialisiert sind („edge-species“). Hinzu kommen Arten, die den regelmäßigen Wechsel zwischen beiden Habitattypen – Wald und Offenland – benötigen. Das gegenüber der Umgebung vergleichsweise begünstigte Mikroklima erhöht die Attraktivität des Waldrandes als Lebensraum zusätzlich (COCH, 1995). Für die Erhöhung dieses Grenzlinieneffekts sind äußere Waldränder als Grenzbereiche zu anderen Vegetations- und Nutzungsformen sowie innere Waldränder als Grenzbereiche zwischen verschiedenen Beständen und Sonderstandorten von Bedeutung (BARTH, 1995). Die horizontale und vertikale Strukturvielfalt kann durch Ausbildung abgestufter Waldmäntel mit mehrschichtiger Strauchvegetation und die Vorschaltung möglichst breiter Stauden- und Kräutersäume in den Anlagerungszonen im Rahmen eines geeigneten Waldrand-Managements bedeutend erhöht werden. Strauchmäntel bieten anspruchsvollen Vogelartengemeinschaften Lebensraum, die sowohl aus Waldarten als auch aus Arten des offenen Kulturlandes, welche die Strauchvegetation als Brutraum, Rückzugsraum und Warte benötigen, bestehen. Der idealtypische Waldsaum hat eine Ausdehnung von bis zu 30 m und besteht aus vielen Wuchsformen. Eine reichhaltige Pflanzenwelt prägt hier die Lebensbedingungen für Tiere in besonderem Maße. Krautige Saumbiotope fungieren u. a. als Lebensraum artenreicher Insektenbiozöosen (Heuschrecken, Schmetterlinge etc.) mit zahlreichen Nützlingen, als Nahrungsraum für Vögel und als Äsungsfläche für Großsäuger (z. B. Rehwild) und Niederwild (Kap. 6.4.7, 6.9, 7.2.5).

Für Reptilien und Amphibien fungieren Waldränder als Ausbreitungs- und Wanderachsen. Ein zu scharfer Wechsel aneinander grenzender Lebensräume kann jedoch für Arten, die auf eine konstante Waldinnensituation angewiesen sind, zu einer unüberwindbaren Barriere werden und zu Zerschneidungs- und Isolationseffekten innerhalb der Populationen führen (DETSCH, 1999).

6.2.2.8 Naturnaher Waldbau

Angesichts der Fülle der Einflussmöglichkeiten auf die biologische Vielfalt stellt sich die Frage nach der „optimalen Förderung und Erhaltung der Biodiversität“, vor allem in Wirtschaftswäldern. Obwohl diesbezügliche Generalisierungen schwierig sind, kann doch festgestellt werden, dass die Prinzipien des naturnahen Waldbaus mit einer sanften, extensiven, den natürlichen Prozessen folgenden Bewirtschaftung geeignete Wegweiser in die Richtung eines vielgestaltigen und reichen Ökosystems Wald darstellen. Grundsätze des naturnahen Waldbaus sind (nach FRANK & VACIK, 1998, vgl. SEYMOUR & HUNTER, 1999) (Kap. 7.2.1, 7.2.5, 10):

- Orientierung der Baumartenwahl an der natürlichen Waldgesellschaft;
- gezielte Förderung von Mischbaumarten und seltenen Baumarten;
- kleinflächige natürliche Verjüngung mit langen Verjüngungszeiträumen;
- Verzicht auf Kahlschlag;
- Erhaltung der Bodenproduktivität durch dauernde Beschirmung und Belassen von Biomasse, insbesondere wertvoller Biotopholzstrukturen;
- Förderung einer waldspezifischen, artenreichen Flora und Fauna;
- Förderung der genetischen Vielfalt und Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen an sich verändernde Umweltbedingungen;
- Überführung von Altersklassenwäldern in ungleichaltrige, vielgestaltige Waldformen;
- strukturierende Pflegeeingriffe zur Entwicklung vielschichtiger Bestände unter Ausnutzung natürlicher Differenzierungsprozesse;
- Erziehung des Einzelstammes zur Erhöhung der Bestandesstabilität und Wertleistung,
- einzelstammweise Ernte;
- boden- und bestandesschonende Holzernte;
- Waldrandpflege.

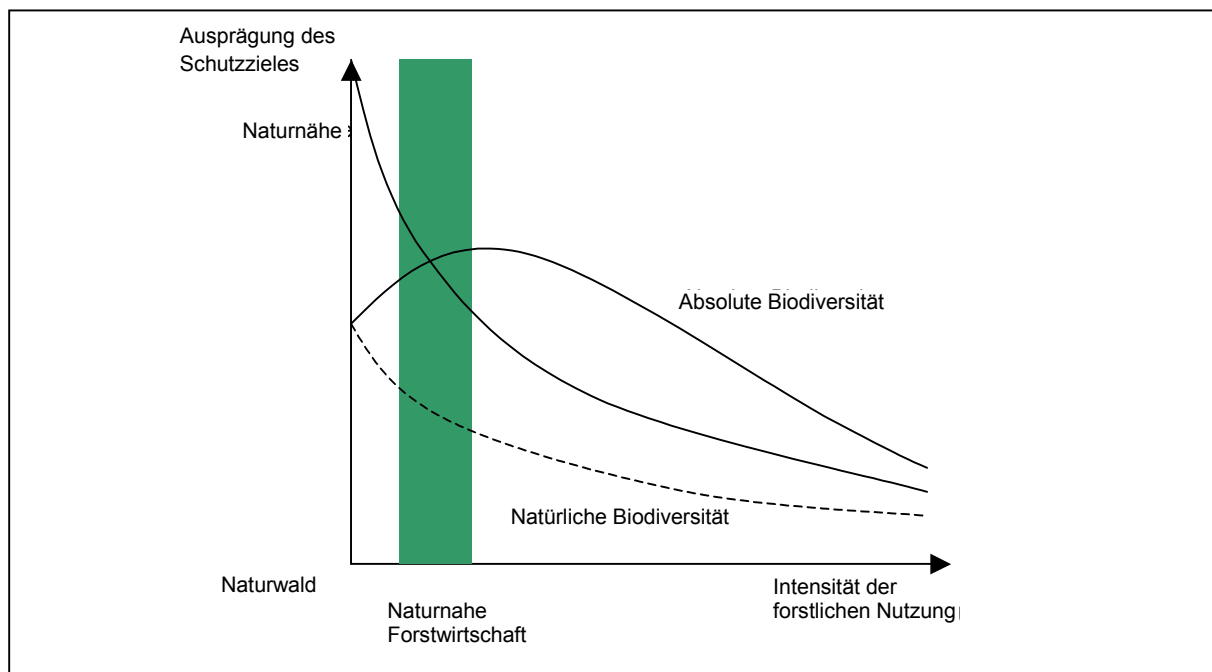


Abb. 12: Beziehungen zwischen Intensität der forstlichen Nutzung und Ausprägungsgrad verschiedener Waldnaturschutzziele (nach WALDENSPUHL, 1991, erweitert von DETSCH, 1999).

Faunistische Untersuchungen ergaben, dass der naturnahe, laubholzorientierte Wirtschaftswald im hohem Maße Belangen des Natur- und Artenschutzes gerecht werden kann. Auch die Baumartenvielfalt kann hier durch menschliche Eingriffe sogar auf ein höheres Niveau gebracht werden als im unbewirtschafteten Wald. Die kleinflächige, mosaikartige Strukturvielfalt von Naturwäldern kann aber auch mit einer naturnahen Waldwirtschaft nicht erreicht werden. Insgesamt ist es einer großflächigen naturnahen Waldwirtschaft möglich, Naturnähe und Artenvielfalt auf einem relativ hohen Zielniveau zu vereinigen (DETSCH, 1999) (siehe Abb. 12).

Es hat sich gezeigt, dass der Prozess-Schutz, d. h. ein prioritäres Abstellen auf die Naturnähe im Sinne eines völligen Nutzungsverzichts bzw. der völligen Unterlassung von Eingriffen (Kap. 6.9), mit einer Maximierung der Artenzahl auf Bestandesebene nur schwer vereinbar ist. Vor allem für die Erhaltung und Förderung eines möglichst umfassenden Arteninventars im Kronenraum von Wäldern ist eine sensible, auf Baumartenvielfalt und Strukturdiversität ausgerichtete Nutzung hilfreich (AMMER & SCHUBERT, 1999).

Die Erhaltung forstlicher Genressourcen durch naturnahe Waldwirtschaft konnte durch Untersuchungen von Kiefer- bzw. Laubmischwald quantitativ belegt werden. Es zeigte sich, dass langfristige, kleinflächige Verjüngungsverfahren einen ungehinderten Genfluss und somit den dynamischen Erhalt der genetischen Mannigfaltigkeit (Kap. 3.2.1) ermöglichen (BEHM & KONNERT, 1999).

6.2.3 Nationale Strategie zur Erhaltung genetischer Ressourcen

Mit Unterzeichnung und Ratifizierung der „Convention on Biological Diversity“ (CBD, 1992) hat sich Österreich u. a. zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in situ (Art. 8) und ex situ (Art. 9) bekannt (Kap. 2.1). Das österreichische Programm zur Erhaltung genetischer Ressourcen (Kap. 7.2.6) wurde 1995 vom BMLF initiiert und sieht Maßnahmen des Schutzes in situ sowie ex situ vor (MANNBERGER, 1998). Für die Sicherung der Weitergabe und Weiterentwicklung der genetischen Information von Baum- und Straucharten unter Einfluss ständiger

Selektionsprozesse haben in situ-Maßnahmen einen großen Stellenwert. Ex situ-Maßnahmen sind dort vorgesehen, wo diese Weitergabe wegen geringer Arealgröße, Seltenheit des Vorkommens und anderer Gründe nicht mehr gewährleistet ist (MÜLLER & SCHULTZE, 1998).

In situ-Erhaltung

Das Naturwaldreservateprogramm dient der Erhaltung von natürlichen Waldgesellschaften, deren biologischer Vielfalt und genetischer Ressourcen. Weiters ist die Funktion für Forschung, Lehre und Bildung betreffend eine ungestörte Waldentwicklung und die ökologischen Zusammenhänge in naturnah aufgebauten Wäldern von zentraler Bedeutung (Kap. 6.9.3). Dabei ist allerdings zu beachten, dass unter bestimmten Rahmenbedingungen die Zielsetzung der Generhaltung nicht erreicht werden kann. Wenn beispielsweise die Weitergabe genetischer Information durch Naturverjüngung oder die Erhaltung konkurrenzschwacher Baumarten ohne Pflegeeingriffe nicht möglich ist, dann können Naturwaldreservate ihre Funktion zur in situ-Erhaltung nicht aufrecht erhalten (MÜLLER & SCHULTZE, 1998).

Generhaltungswälder (Kap. 7.2.6) dienen der Erhaltung vielfältiger Anpassungsvarianten (Populationen) einer Baumart in naturnahen, bodenständigen, ausreichend großen Beständen in allen wesentlichen Waldgesellschaften Österreichs. Angestrebt werden Bestände mit Naturverjüngung in langen Verjüngungszeiträumen mit überlappenden Generationen und Förderung natürlicher Selbstdifferenzierungsprozesse (MÜLLER & SCHULTZE, 1998).

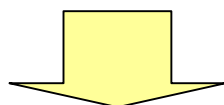
Ex situ-Erhaltung

Die Langzeitlagerung von Saatgut in Samenbanken dient zur Überbrückung von Zeiträumen fehlender oder ungenügender Fruktifikation. Dabei werden Aspekte der Repräsentativität der Beerntung und der Vitalität der Saatgutbäume beachtet.

Das Sonderprogramm (Kap. 7.2.6) zur Erhaltung von Restvorkommen gefährdeter Ulmenarten hat die Erhaltung und Weiterentwicklung gefährdeter Ulmenpopulationen zum Ziel (MÜLLER & SCHULTZE, 1998).

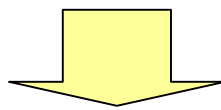
6.2.4 Zusammenfassung: Maßnahmen – Einflüsse – Wirkungen

- Wahl der Betriebsart
- Wahl der Betriebsform
- Einleitung der Verjüngung
- Pflege und Auslese
- Jungwuchs- und Dickungspflege
- Erschließung und Holzernte
- Generhaltungsprogramme
- Anbau fremder Arten
- Melioration
- Naturnaher Waldbau – Diversitätsfördernde Maßnahmen



- Senkung des Bestandesalters

- Lenkung der Baumartenzusammensetzung (Anbau, positive und negative Auslese, Mischungsregelung, Durchforstung) – phänotypische Selektion
- Veränderung der genetischen Strukturen und des Anpassungspotenzials bei der künstlichen Verjüngung
- Fragmentierung des Waldgefüges
- Entnahme von Biomasse
- Schäden an Fauna und Flora durch Ernte- und Bringungsschäden
- Änderung von Konkurrenzverhältnissen und Symbiosen durch fremde Arten
- Änderung der Standortbedingungen durch Düngung und Bodenbearbeitung
- Totholz- und Waldrand-Management
- Erhaltung genetischer Ressourcen



- Verminderung artenreicher natürlicher Sukzessionsphasen
- Häufig Reduktion der natürlichen Baumartenvielfalt, Einengung der genetischen Vielfalt, Strukturarmut
- Verlust inter- und intraspezifischer Biodiversität durch Kunstverjüngung
- Zerschneidung von Lebensräumen, Isolation, Hinderung von Genaustausch und Migration
- Reduktion xylobionter Tier-, Pflanzen und Pilzarten
- Verschiebung des Artengefüges zugunsten konkurrenzstarker Pflanzen
- Verdrängung heimischer durch fremde Arten
- Meliorative Verbesserung unter Gefährdung von Sonderstandorten
- Förderung von Arten- und Lebensraumvielfalt durch naturnahen Waldbau
- Erhaltung gefährdeter Populationen durch Generhaltungsprogramme

6.3 Der Einfluss von Schalenwild auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen

6.3.1 Wald und Wild

Das Politikfeld Wald-Wild ist geprägt von verschiedensten Interessen. Für die Vertreter der Forstwirtschaft stehen Wildschäden einer nachhaltigen und möglichst naturnahen Waldbewirtschaftung entgegen. Für die Jägervertreter steht demgegenüber die nachhaltige Nutzung des Wildes sowie dessen Gesundheit im Vordergrund. Für den Naturschutz wiederum gehören etwa der Tierschutz oder die Erhaltung der Biodiversität zu den maßgebenden Aspekten der Jagd (SCHLAEPFER, 1996) (siehe Abb. 13).

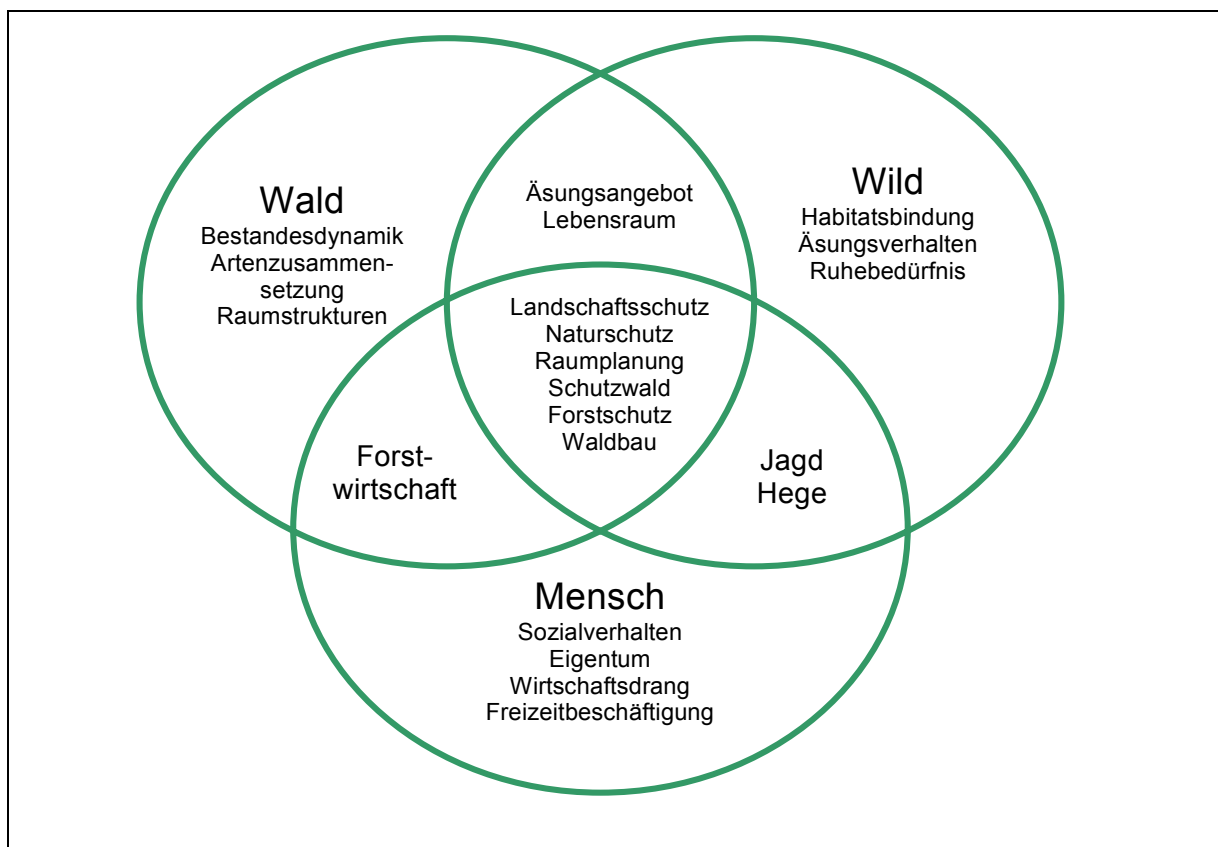


Abb. 13: Das Problemfeld Wald – Wild – Mensch (nach SCHLAEFFER (Hrsg.), Forum für Wissen, 1996).

Wald und Wild werden heutzutage oft nicht mehr als Einheit, sondern als Gegensatz empfunden. Dazu haben verschiedene Entwicklungen beigetragen, die regional zu Störungen des Gleichgewichts zwischen Pflanzen und Pflanzenfressern geführt haben (nach HALLER, 1996):

- hohe Schalenwildbestände;
- wenig koordinierte Jagd;
- fehlende natürliche Feinde;
- eingegengter, von Störungen beeinträchtigter Wildtierlebensraum;
- suboptimales Äsungsangebot in den begrenzten ruhigen Einständen.

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Wildschadensproblematik, zu der auch der selektive Verbiss gezählt wird, in Mitteleuropa und besonders im Alpenraum verschärft, wobei vor allem den Schalenwildarten (i. w. Rot-, Reh- und Gamswild) Bedeutung beizumessen ist. Der Wald gewinnt in dem Maße, wie die Lebensraumeignung der intensiv agrarisch genutzten Flur abnimmt, als Lebensraum für Schalenwild zunehmend an Bedeutung (WILDBURGER, 1995). Die verursachten wirtschaftlichen Schäden reichen von Verbiss und Schälé bis zum Fegen bzw. Schlagen und Tritt. Potenzielle Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen sind insbesondere beim Verbiss und beim Fegen bzw. Schlagen auszumachen.

Das Wild wird immer mehr von anderen Lebensräumen in den Wald abgedrängt, wo es geringeres Nahrungsangebot und damit eine verminderte Tragfähigkeit seines Habitats bei erhöhter Besiedlungsattraktivität vorfindet und sich so im Zuge vermehrter Nutzungsaktivitäten in den kleiner werdenden Rückzugsgebieten konzentriert (Kap. 6.4.4) (WILDBURGER, 1995; REIMOSER, 1986; 2001; REIMOSER & GOSSOW, 1996).

Durch starke Landschaftserschließung und intensive Landnutzung wird der Lebensraum des Wildes stark eingeengt und beunruhigt. Die Zersplitterung des Lebensraumes durch Verkehrswege und andere Landschaftsverbauungen schränkt die Wanderungs- und Rückzugsmöglichkeiten des Wildes ein. Daneben wurden im jagdlichen Interesse hohe Schalenwildbestände gehegt, Raubtiere hingegen massiv bejagt bis ausgerottet (LIENERT, 1996; REIMOSER, 1987). Die Verringerung der Vielfalt verfügbarer Lebensräume für Wildtiere infolge der Veränderung der Umwelt führte einerseits zum Verschwinden sowie zu Populationsrückgängen mancher bejagter Wildtierarten, wie etwa von Rauhußhühnern, während andererseits der Bestand insbesondere der Schalenwildarten Rot-, Reh- und Gamswild, die besser an die Lebensbedingungen der heutigen Kulturlandschaft angepasst zu sein scheinen, stark zunahm. Grundsätzlich bewirken verstärkte anthropogene Störungen in der Regel eine Zunahme von Arten mit hohen Wachstumsraten und schnellem Generationswechsel (SOLBRIG, 1994). Steigender Individuenreichtum bei gleichzeitiger Artenverarmung von Wildtieren kann als schwerwiegender Hinweis für die zunehmende Labilisierung von Landschaftsökosystemen gelten (REIMOSER, 1987).

Wildschäden am Wald sind ein multifaktorielles Problem mit regional unterschiedlicher Ursachenkombination (REIMOSER, 1990). Die Landnutzungsberechtigten als Verursacher der Problematik sind oft gleichzeitig auch als Betroffene der negativen Effekte involviert (siehe Abb. 14).

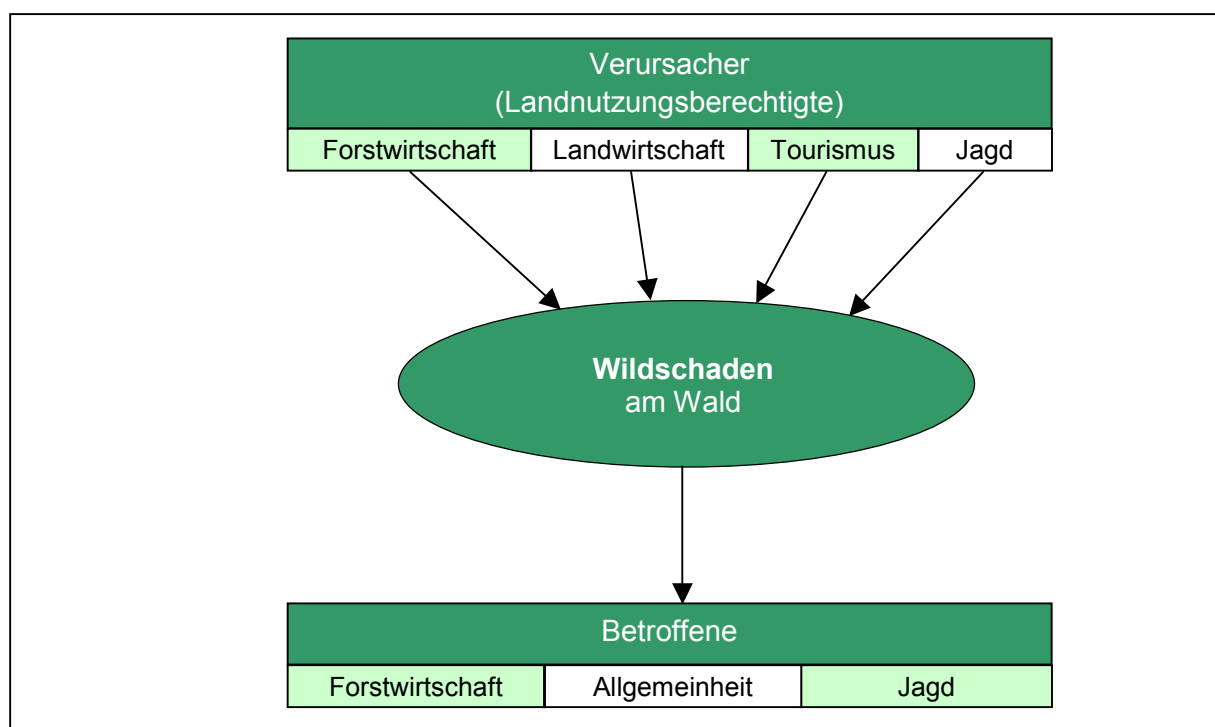


Abb. 14: Verursacher und Betroffene von Wildschäden (nach REIMOSER, 1990).

Der Begriff des „Wildschadens“ ist ein anthropozentrischer, wirtschaftlich ausgerichteter und oft sehr subjektiv beurteilter Begriff. Daher ist eigentlich zunächst von einem Einfluss zu reden, denn nicht jeder verbissene Zweig bedeutet einen Schaden für den Einzel-Baum, und nicht jeder geschädigte Baum bedeutet einen Schaden für den Bestand (REIMOSER & REIMOSER, 1997).

Man darf nicht vergessen, dass auch Wildtiere Teile des Ökosystems Wald und unverzichtbare Glieder des ökologischen Beziehungsgeflechts zwischen Arten sind. Seitens der Forstwirtschaft besteht die Notwendigkeit, den Wildeinfluss als Standortfaktor zu behandeln. Auch wird eine rein vegetations- oder wirtschaftszentrierte Betrachtungsweise der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen dem ökosystemaren Ansatz nicht gerecht.

Bei verträglichen Schalenwildichten muss der Einfluss des Schalenwildes örtlich interpretiert werden. Durch dosierten Verbiss können sich durchaus auch positive Effekte auf die Artenvielfalt der Fauna und Flora ergeben (STUBBE, 1999; REIMOSER & REIMOSER, 1997).

Der Lebensraum Wald ist nicht beliebig belastbar. Es ist daher ein ökologisches Problembewusstsein notwendig, besonders im Hinblick auf die Verflechtungen der Schadfaktoren und die unterschiedlichen Interessen am Wald (vgl. REIMOSER, 1990). Ein ökologisches Gleichgewicht zwischen Wald und Wild in Österreich kann aus dem Blickwinkel einzelner Teilbereiche nicht erzielt werden, sondern es bedarf der Integration vieler unterschiedlicher Interessen (WILDBURGER, 1995).

In der Folge werden die wichtigsten Einflussfaktoren und Verursachergruppen skizziert. Neben der Jagd haben viele andere Gruppen Anteil an der gegenwärtigen Schalenwildsituation.

6.3.2 Einflüsse der Jagd

Ab Mitte des 19. Jahrhunderts nahm die Bedeutung der Jagd für breitere Bevölkerungsschichten zu, und damit auch der Grad menschlicher Einflussnahme auf jagdbares Wild. Nach zeitweiliger starker Reduktion der Populationen infolge intensiver Bejagung war vor allem die Zeit nach 1945 in Österreich von starker Zunahme insbesondere der Schalenwildbestände geprägt. Während Beutegreifer stark dezimiert oder ausgerottet wurden, wurden regional Überpopulationen von Schalenwild herangehegt, was in manchen Regionen in weiterer Folge zu teils massiven Eingriffen in das ökologische Gleichgewicht von Waldökosystemen führte.

Der Einfluss der Jagd auf Waldökosysteme erfolgt in erster Linie über die Bewirtschaftung der Schalenwildarten in Form von quantitativen und qualitativen Regulationsmaßnahmen.

Wo die Abschussgestaltung von trophäenorientierten Abschusskriterien dominiert wird, bedingt dies zur Erlegung einer ausreichend großen Anzahl reifer Individuen mit guten Trophäen einen konstant hohen Wildstand. In Verbindung mit zu geringen Abschüssen und einseitiger, falsch verstandener Hege kann diese Entwicklung zu überhöhten Populationsdichten führen, welche häufig die ökologische Biotoptragfähigkeit von Waldlebensräumen übersteigen (WILDBURGER, 1995). Dies ist vor allem in verhältnismäßig kleinen Waldgebieten mit zu geringem Äsungsangebot nahezu unvermeidlich mit entsprechend hohen wildbedingten Waldschäden verbunden. Daneben droht durch eine übertriebene Trophäenjagd und dem damit verbundenen vorrangigen Abschuss männlicher Individuen ein Defizit an Leittieren innerhalb der hohen Bestände, wodurch das soziale Gefüge in der Populationsstruktur gestört wird und ein geklumpertes populationsbiologisches Verteilungsmuster entstehen kann (HALLER, 1996). Eine derart veränderte Populationsstruktur wirkt sich nicht nur auf die Fortpflanzungsraten aus, die bei hohem Anteil weiblichen Wildes steigen, sondern auch auf das soziale Wohlbefinden und damit das Verhalten des Wildes.

Jagdliche Eingriffe in interspezifische Konkurrenzverhältnisse und die unterschiedlich intensive jagdliche Bewirtschaftung der Wildtierarten kann zu Gleichgewichtsverschiebungen im gesamten Spektrum der Wildtierarten führen, womit auch Biodiversitätsverluste verbunden sein können. Ebenso kann die lokale jagdliche Nutzung einiger Arten der „Roten Liste der gefährdeten Tierarten“ Österreichs zur Gefährdung einzelner Arten beitragen (BMUJF, 1998).

Verstärkter Jagddruck durch eine lang andauernde Bejagung und selektiver Einzelabschuss in Pirsch und Ansitzjagd können die räumlichen und zeitlichen Verhaltensmuster der Tiere beeinflussen. Häufig beobachtete Folgen sind ein verändertes Fluchtverhalten mit erhöhter Fluchtbereitschaft, ein längeres Verweilen in äsungsarmen und daher verbissgefährdeten Einständen, die Verschiebung der Aktivitätszeiten und ein generell erhöhtes Aktivitätsniveau des Wildes, wodurch sich die Energiebilanz der Tiere verschlechtert und damit der Nahrungsbedarf erhöht. Dies wiederum äußert sich in höherer Verbiss- und Schälintensität (WILDBURGER, 1995).

Die von den Jägern praktizierte Fütterung und Hege des Schalenwildes zielt zum Teil auf die Erhaltung eines hohen Wildbestandes ab (WILDBURGER, 1995). Durch Winterfütterungen können Populationsdichten gefördert werden, denen einzelne Habitate in der Vegetationszeit nicht mehr gewachsen sind, weil sie für den hohen Wildbestand zu wenig quantitatives und qualitatives Äsungsangebot darbieten können. Neben der Aufhebung der natürlichen Selektion durch Überbrückung des Nahrungseinganges im Winter kann die Fütterung auch zu einer früheren Geschlechtsreife und stärkeren Fortpflanzung des Wildes führen, wodurch eine weitere Populationszunahme begünstigt wird. Demgegenüber wird in der „Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt“ (BMUJF, 1998) eine an die Lebensraumkapazität angepasste jagdliche Bewirtschaftung der Wildtierpopulationen gefordert.

KNABE et al. (1994) verdeutlichen die Einflüsse von Fütterung und Hege auf ökosystemare Prozesse und Populationsdichten. Unter natürlichen Bedingungen wird die Populationsdichte des Wildes durch mehrere Regelkreise mit negativer Rückkopplung an die jeweilige Biotop-tragekapazität angepasst. Beim Rehwild erfolgt dies durch:

- Beutegreifer, die durch Nahrungsmangel und häufige Revierkämpfe geschwächte Tiere erbeuten;
- Verenden von schwachen und kranken Tieren in kalten Wintern, insbesondere bei Nahrungsmangel (kompensatorische Sterblichkeit);
- Änderung des Geschlechterverhältnisses bei Nahrungsmangel zugunsten der Männchen;
- Fehlen von Zwillingengeburt bei Nahrungsmangel;
- Sozialverhalten, das die Ausdehnung der Territorien eines Rehbockes bei schlechten Äsungsbedingungen und demzufolge eine größere Anzahl revierloser Böcke bewirkt;
- verstärkte Infektionsgefahr bei hohen Populationsdichten, die zu erhöhten Ausfällen bei befallenen Tieren führt.

Durch jagdwirtschaftliche Maßnahmen wie Fütterung und Hege können diese natürlichen Rückkopplungen gestört oder außer Kraft gesetzt werden.

Von den negativen Folgen unnötiger Fütterung unbenommen bleibt, dass diese bei sachgemäßem Einsatz in begründeten Fällen zur Lenkung des Wildes sinnvoll sein und lokal sogar zur Wildschadensreduktion beitragen kann. Insbesondere die Fütterung von Rotwild sollte jedoch in erster Linie im Rahmen revierübergreifender Planungen zum Einsatz kommen.

Eine entscheidende Ursache für zu hohe Wildbestände stellen Abschusszahlen dar, die dem Zuwachs nicht entsprechen. Die Jagdstrecken haben nicht immer Bestandesreduktionen zur Folge, sondern liegen oft im Bereich der kompensatorischen Sterblichkeit (HALLER, 1996). So nahmen in den 80er Jahren die Bestände an Rot- und Gamswild trotz stark gestiegener Abschusszahlen immer noch zu, das Rehwild stagnierte bestenfalls (REIMOSER, 1987).

Trotz der Notwendigkeit von Bestandesregulierungen wird zuwenig in populationsdynamisch sensible Gruppen wie Weibchen und Jungtiere eingegriffen (HALLER, 1996). Die Gründe für ausbleibende Bestandesreduktionen des Wildes sind vielschichtig, man kann sie generell in mangelnde Abschussmöglichkeit, z. B. infolge ungenügender Koordination der Bejagung oder aufgrund Zeitmangels der Jagdausübungsberechtigten, und mangelnde Abschussbereitschaft unterteilen (REIMOSER & VÖLK, 1988).

Durch Einbeziehung von Artenschutzaspekten in die jagdliche Praxis und biotophegerische Maßnahmen kann die Jagd maßgeblich zur Förderung der Biodiversität beitragen. Verschiedene von der Jägerschaft selbst getragene oder unter deren Mitwirkung in Kooperation mit Naturschutzaktivisten durchgeführte Projekte und Programme zur Erhaltung der Artenvielfalt sind in der Vergangenheit zur Ausführung gelangt (Kap. 6.9). Dazu zählen die Einrichtung von Schongebieten und Ruhezeiten ebenso wie Habitatverbesserungsmaßnahmen, Artenschutzprogramme (Großtrappe, Wanderfalke, Alpenmurmeltier) und Wiederansiedlungsprojekte (Luchs, Bär, Fischotter). Die Einbringung von Fach- und regionalem Gebietswissen durch die örtliche Jägerschaft stellt dabei eine unverzichtbare Hilfe dar (Kap. 5.7).

Für das Erreichen von Schutzziele in (Groß)Schutzgebieten ist eine jagdliche Wildbestandsregulierung vielfach notwendig, sodass hier eine am Schutzziel orientierte Jagd wesentlich an der Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt beteiligt ist (STUBBE, 1999).

6.3.3 Disposition für Wildeinflüsse durch die forstliche Bewirtschaftung bzw. durch den Grundeigentümer

Die forstliche Bewirtschaftung wirkt sich durch Gestaltung von Lebens- und Deckungsräumen und die Regulation des Äsungsangebots direkt auf die Habitatqualität für Wildtiere aus. Die Intensität der Auswirkungen der Wildarten auf den Wald hängt stark von dessen Disposition ab, welche in bedeutendem Ausmaß an die Art der forstlichen Bewirtschaftung gekoppelt ist (WILDBURGER, 1995; REIMOSER, 1986). Viele wirtschaftliche und biodiversitätsrelevante Schäden sind durch Veränderung von Lebensräumen und Äsungsangebot zum Teil „hausgemacht“ (Kap. 6.2). Die forstliche Bewirtschaftung kann u. a. durch folgende Wirkungen auf Habitatqualität und Wildschadensanfälligkeit von Wäldern Einfluss nehmen:

- Die Intensivierung der Forstwirtschaft führte zu Verringerung der Artenvielfalt der Flora, Rückgang von Mastbaumarten und als Winteräsung bedeutsamen Weichlaubhölzern, Verringerung der Stockausschläge, Rückgang von Sträuchern und einer Verschiebung des Anteils von äsungsgünstigen Kräutern zugunsten von weniger bevorzugten Gräsern (PRIEN, 1997).
- Großflächige, einschichtige Reinbestände (Fichtenreinbestände) bieten gute Deckung, aber wenig Äsung. Das Wild weicht auf die wenigen verbleibenden Äsungsflächen wie Kulturflächen, Naturverjüngungen und Jungbestände aus, wo es beträchtliche Verbiss- und Schälsschäden verursacht (PRIEN, 1997; WILDBURGER, 1995). Großflächige, unaufgeschlossene Jungwuchsbestände werden zu Dauereinstandsflächen und sind gegenüber Verbiss- und Schälsschäden besonders gefährdet (PRIEN, 1997).
- Baumartenentmischung (Kap. 7.2.8) und die damit verbundene Veränderung von Oberboden und Vegetation mit wenig grüner Bodenvegetation bzw. Fehlen einer Kraut- und Strauchschicht sowie von Weichlaubhölzern verursachen Nahrungsengpässe beim Wild (PRIEN, 1997).
- Durchfostungsrückstände und hohe Bestockungsgrade führen zu dichten Beständen mit hohem Schlussgrad und entsprechend geringem Äsungsangebot in der Krautschicht. Zugleich weisen solche Bestände aufgrund der hohen Feindschutz- und Klimaschutzwirkung eine erhöhte nahrungsunabhängige Besiedlungsattraktivität auf. Beides führt zu erhöhter Wildschadensanfälligkeit (REIMOSER, 2001).
- Der jahrzehntelang forcierte Kahlschlagbetrieb und die damit verbundenen Altersklassenwälder führten zu einer starken Zunahme von Randzonen und inneren Grenzlinien im Wald, was auf die Habitatattraktivität besonders für Reh- und Gamswild stark steigernd wirkt. Angrenzende Verjüngungsflächen sowie Dickungen und Stangenhölzer sind dadurch erhöht verbiss- bzw. schälgefährdet (REIMOSER, 2001).

- Intensive Erschließung durch Forststraßen führt zu einer zusätzlichen Beunruhigung des Wildes bis hin in die früher ungestörten Refugialgebiete und Hochlagen (WILDBURGER, 1995). Häufig zieht Forststraßenbau höhere touristische Nutzungsintensitäten mit resultierender Verschärfung der Wildschadenssituation nach sich (REIMOSER, 2001).
- Die Anwendung von Herbiziden und Arboriziden⁶⁴ dient der Ausmerzung nicht erwünschter Kräuter und Hölzer. Dadurch wird die natürliche Äsung nachhaltig eingeschränkt, das Auftreten von Verbiss- und Schälschäden verstärkt sich (PRIEN, 1997).

Bewirtschaftungsformen wie Kahlschlag und Aufforstung erhöhen die Prädisposition für einen negativen Wildeinfluss. In naturnah bewirtschafteten Wäldern hingegen kann ein mäßiger Wildeinfluss zu einer Förderung von Verjüngung und natürlicher Mischung beitragen (REIMOSER & GOSSOW, 1996).

6.3.4 Rahmenbedingungen für Schalenwild durch die Landwirtschaft

Die Landwirtschaft nimmt vor allem an den Schnittstellen zum Wald Einfluss auf Lebensräume und Gewohnheiten des Wildes. Veränderungen von Art und Intensität der Landnutzung wirken sich aus grundsätzlicher Sicht wie folgt aus (Kap. 6.4):

- Die Intensivierung der Bewirtschaftung führt zu einer Abnahme der Diversität von Biotop-typen und somit zu einem Lebensraumverlust für Wildtiere. Durch Intensivierung und Mechanisierung werden landwirtschaftliche Flächen unattraktiver und das Schalenwild in den Wald verdrängt, frühere und häufigere Nutzung infolge Düngemitelein-satzes führen zu großen Verlusten beim Nachwuchs (WILDBURGER, 1995).
- Grundstückszusammenlegungen und Flurbereinigungen führen zu Verlusten an wertvollen Deckungstreifen, Feldrainen und biotopvernetzenden Strukturen (WILDBURGER, 1995).
- Regional starker Rückgang des Grünlandanteils durch Ackerung mit entsprechender Verschlechterung der Nahrungsbasis für Wildtiere.
- Änderung der Fruchtartenverteilung und Verdrängung von Wildpflanzen auf Ackerrandstreifen und wenige Ackerwildkräuter auf Ackerflächen durch Bodenbearbeitung und Einsatz von Herbiziden (KNABE et al., 1994).

6.3.5 Die Einflüsse touristischer Nutzung auf die Lebensräume des Wildes

Mit zunehmender Inanspruchnahme des Waldes als Erholungsgebiet verstärkte sich auch der Einfluss auf die Lebensräume der Wildtiere. Dabei ist zu beachten, dass viele der Faktoren indirekt wirken und oft nicht genau zuzuordnen sind. Aus der Erholungsnutzung (Kap. 6.6) ergeben sich u. a. folgende Probleme (nach REIMOSER, 1990):

- Beunruhigung des Wildes durch Lärm, Verkehrsaufkommen, verstärkten Wintertourismus, die zunehmende Popularität von Individualsportarten (Mountainbiking, Variantenschifahren etc.) ohne räumliche und zeitliche Begrenzung.
- Stressbelastung der Wildpopulationen besonders im Winter, zur Zeit der Äsungaufnahme während der Morgen- und Abenddämmerung sowie allgemein durch räumlich und zeitlich unregelmäßige Störfaktoren.
- Durch eine stetige Beunruhigung steigt der Energieverbrauch des Wildes, es ist erhöhte Nahrungsaufnahme erforderlich. Die ökologisch tragbare Wilddichte nimmt mit zunehmender touristischer Nutzungsdichte ab, vermehrter Verbiss und Schäl- bzw. vermehrte Winteräsung an Baumpflanzen sind die Folge.

⁶⁴ Mittel zur Abtötung von Gehölzen.

- Die Störung der artspezifischen Äsungsperiodik, d. h. des Rhythmus von Nahrungsaufnahme und Wiederkäuen, kann zu einem gestörtem Pansenmilieu und dadurch zu Verbiss und Schäle führen. Die Raumnutzung bzw. die Verteilung des Wildes kann durch Beunruhigung wesentlich verändert werden.
- Touristische Beunruhigungen wirken sich in Gebieten mit verstärktem Jagddruck besonders negativ aus, da es zu Aufschaukelungseffekten von jagdlichen und touristischen Beunruhigungen kommen kann.

6.3.6 Schalenwildeinfluss auf die Vegetation

Der Einfluss von Schalenwild auf Waldökosysteme geschieht vor allem in Form von Verbiss, Schälen und Fegen bzw. Schlagen. Überhöhte Wildbestände können zu Stabilitätsverlusten unter maßgeblicher Beeinflussung der Biodiversität in Wäldern führen. Es kann zu Baumartenmischungen, Behinderung oder völliger Verhinderung der Waldverjüngung und damit zu einer Labilisierung und Gefährdung von Waldökosystemen kommen, die bis zu einem vorzeitigen Zusammenbrechen von geschälten oder entmischten Waldbeständen führen können (WILDBURGER, 1995). Darüber hinaus könnten Waldflächen mit erhöhten Wildbeständen eine begrenzende Rolle bei der Wanderung der Pflanzenarten infolge einer möglichen Klimaänderung spielen (Kap. 6.8). Verbissemempfindliche Arten könnten auf ihrem Weg in geeignete neue Habitate gestört oder sogar komplett gehindert werden (KNABE et al., 1994).

Es muss jedoch festgestellt werden, dass hinsichtlich der Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Pflanzenfressern in verschiedenen Waldökosystemen noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (REIMOSER & REIMOSER, 1997). Zur konkreten Beurteilung des Schalenwildeinflusses auf einer Waldfläche sind eine objektive Betrachtungsweise, einheitliche Definitionen und operationalisierte Indikatoren unbedingt notwendig (REIMOSER, 2000).

Einfluss von Wildverbiss

Als „Verbiss“ bezeichnet man das Abreißen von Baumkeimlingen und Kleinpflanzen sowie das Äsen an Knospen und Triebspitzen junger Bäume (REIMOSER, 1990). Besonders schwerwiegend wirkt sich eine wiederholte Schädigung der Terminalknospen und des Leit- bzw. Terminaltriebes aus, weil dadurch das weitere Höhenwachstum und somit die Konkurrenzfähigkeit der Pflanze stark beeinträchtigt wird (PRIEN, 1997).

Wilddruck durch selektiven Verbiss kann langfristig zu einer Baumartenentmischung führen, die in verschiedenen Entwicklungsphasen der Bäume wirksam wird. Ein Teil der Verjüngung fällt schon im Keimlingsalter aus, die verbleibenden geschädigten Individuen verlieren infolge eines verminderten Höhenwachstums an Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Arten. Sie werden überschirmt und leiden unter Lichtmangel, wodurch ein weiterer Teil abstirbt, während die den Selektionsprozess überlebenden Individuen in der Unter- und Mittelschicht bleiben und nicht in die Oberschicht wachsen können. Sie können kaum Samen bilden und sich langfristig nur eingeschränkt fortpflanzen (WILDBURGER, 1995).

Hoher Verbissdruck kann eine Behinderung der Waldverjüngung, bis hin zu einer Verhinderung und einem Verlust sämtlicher Jungpflanzen durch Kahlfraß, bewirken. Das führt zu einer Verlängerung von Verjüngungszeiträumen, einer Änderung von Waldstruktur und -schichtung und vermindert die Fähigkeiten von Waldökosystemen zu Selbstregulation und Selbsterneuerung. In rund zwei Drittel der österreichischen Wälder ist der Verbiss so stark, dass die Verjüngung mit den waldbaulich erforderlichen Baumarten nicht oder nur mit Hilfe von Schutzmaßnahmen möglich ist (BMLFUW, 2000). Wenn Bestandeslücken nicht mehr geschlossen werden können und den absterbenden Individuen keine jungen nachfolgen, kann es zu einer Destabilisierung bis hin zu einem vorzeitigen Zusammenbrechen von Beständen kommen (WILDBURGER, 1995). Dies hat in vielen österreichischen Schutzwäldern bereits zur massiven Gefährdung der Objekt- und Standortschutzwirkung geführt (Kap. 6.4.6).

Charakteristisch für den Wildverbiss ist, dass beliebte Äsungsarten, wie z. B. Tanne, Ahorn, Esche und viele andere Laubhölzer, in ihrer Entwicklung, Ausbreitung und Verjüngung gehindert werden, während weniger begehrte Gehölzarten, wie z. B. Fichte oder Weißerle, eine einseitige Begünstigung erfahren (Kap. 7.2.8). Eine solche Entwicklungstendenz führt von stabilen, artenreichen Mischwäldern zu artenarmen, instabilen Wäldern, im Extremfall zu „wildbedingten Monokulturen“ (WILDURGER, 1995). Die erwünschten standortgemäßen Laubhölzer und die Weißtanne fallen regional aus oder bleiben dort über Jahrzehnte zurück (LIENERT, 1996). Neben der Tanne sind besonders Vogelbeere, Bergulme, Bergahorn und andere Laubhölzer durch Wildverbiss gefährdet. Die Eibe z. B. ist durch zunehmende Rehwildbestände in der Schweiz vom Aussterben bedroht (BRÄNDLI, 1996). Auch Esche und Eiche sind gefährdet, zumal Laubbäume allgemein, im Gegensatz zu Nadelbäumen, die neue Gipfeltriebe vorschieben können, auf Verbiss mit Verzweigung, Verkümmern und Verbuschung reagieren (KNABE et al., 1994).

In der Kraut- und Strauchschicht kann es ebenfalls zu einer Artenentmischung kommen, da bestimmte Kräuter, wie z. B. Weideröschchen oder Orchideenarten, mit Vorliebe verbissen werden, während andere, unbeliebte, so genannte „Äsungsunkräuter“, wie Bärlauch, Waldmeister, Binkelkraut oder Calamagrostis- und Impatiens-Arten, sich flächig ausbreiten können (KNABE et al., 1994).

Noch wenig beachtet sind die Auswirkungen auf den Boden in Form von Freilegung und Verhagerung, sowie die Wirkungen überhöhter Wildbestände auf die Insektenfauna. Durch eine Artenverarmung in der Kraut- und Strauchschicht verändert sich die Waldstruktur, seine Mischung und die an bestimmte Pflanzen oder Waldstrukturen gebundene Arthropodenfauna; ebenso kann das Räuber-Beute-Verhältnis durch eine Änderung der Vegetationsstruktur beeinflusst werden (KNABE et al., 1994).

Dosierter selektiver Verbiss kann zwar in Form von Eindämmung dominanter Arten zur Artenvielfalt beitragen, bei zunehmendem Wilddruck kommt es jedoch zu einer floristischen Verarmung, die wiederum Rückkoppelungen auf die in direkter Abhängigkeit zu gewissen Pflanzenarten stehende Fauna hat (BRÄNDLI, 1996). Vor allem für selektierende Rupfer wie das Rehwild ist ein vielseitiges Äsungsangebot wichtig, da es nur selten größere Mengen von einer Pflanzenart zu sich nimmt.

Mit zunehmendem Verbiss wird auch die Samenverbreitung der Pflanzen eingeschränkt, da das Wild bevorzugt junge, nährstoffreiche Pflanzenteile, wie Sprosse, Triebspitzen, Knospen, junge Blätter und Blütenköpfe nach dem Aufblühen und vor dem Fruchten der Pflanze, äst (KNABE et al., 1994).

Aus den Gefährdungsprofilen der Baum-, Strauch- und Krautarten lassen sich Schlüsse auf von Wild beeinflusste Waldgesellschaften ziehen. So sind z. B. waldmeister- und seggenreiche Buchenwälder beim Rehwild weniger beliebt als Eichen- oder Eschenwälder (KLÖTZLI, 1965, zit. in KNABE et al., 1994).

Einfluss von Schäle

Als „Schälen“ wird das Abziehen der nicht verborkten Rinde zu Nahrungszwecken bezeichnet, wobei das Rotwild als bedeutendster Verursacher zu nennen ist (PRIEN, 1997). Schälschäden sind vor allem wirtschaftlich bedeutend. Besonders die Fichte zeigt eine hohe Empfindlichkeit für Pilzinfektionen als Folge der Schäle, die die physiologische Funktionsfähigkeit beeinträchtigen. Die Bäume faulen im Kern und werden infolge verminderter Vitalität anfällig für abiotische und biotische Schadfaktoren. Die Bestände werden lückig, in extremen Fällen kommt es zur Auflösung des Bestandesgefüges (PRIEN, 1997). Besonders wirken sich diese stabilitätsmindernden Einflüsse in Schutzwäldern aus, deren Waldökosysteme wesentlich sensibler sind und deren Schutzwirkung aufgrund der Schädigung junger Bäume wesentlich reduziert werden kann (WILDBURGER, 1995).

Von einem schadensneutralen, der biologischen Vielfalt eher angemessenen Gesichtspunkt aus, könnte man den destabilisierenden Einfluss der Schälde in Fällen wie z. B. in sekundären Nadelwäldern auf längere Sicht gesehen auch als regulierend und diversitätsfördernd betrachten.

Einfluss von Fegen und Schlagen

Unter „Fegen“ versteht man das Abstreifen des Geweihbastes an jungen Bäumen und Sträuchern, unter „Schlagen“ das Reiben und Anschlagen mit dem gefegten Geweih während der Brunft (PRIEN, 1997). Es kommt zu Beschädigungen und Ablösen der Rinde an Sprossen, Zweigen und Kronen, was zu Absterben von Einzelbäumen, Deformation von Spross und Krone sowie Infektion durch Schwächeparasiten führt.

Der Einfluss des Fegens hat sowohl wirtschaftliche als auch ökologische Auswirkungen. Da bevorzugt „Minderheiten“ unter Baum- und Straucharten gefegt und geschlagen werden, trägt diese Schadensart zur Entmischung des Artenspektrums an Gehölzpflanzen bei. Kleinflächige oder einzelne Vorkommen sind besonders gefährdet, bei flächenhafter Verfegung kann das zum Ausfall einzelner Arten und damit zu einer Baumartenentmischung führen. Besonders schwerwiegend sind Fegeschäden z. B. bei Lärche, Tanne oder Pappel, daneben auch bei Weiden-Arten, Eberesche, Aspe oder Birke (PRIEN, 1997).

6.3.7 Ausblick

Für eine mittelfristige Entschärfung der Wildschadensproblematik sind unter Bezugnahme auf aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse folgende Schwerpunkte wesentlich (SCHULZE & REIMOSER, 1998):

- Eine objektivere Wildschadensbeurteilung durch klare, bestandesbezogene Zielvorgaben und SOLL-IST-Vergleiche;
- Eine konsequentere Wildschadensvermeidung dort, wo wirklich Wildschaden vorliegt;
- Eine Einbeziehung aller Maßnahmenbereiche (Forst, Jagd, Tourismus, Verkehr, Naturschutz etc.) im Sinne eines ökosystemaren Blickwinkels zur Vermeidung von Schäden sowohl an der Waldvegetation als auch an Wildtierpopulationen.

Ein Instrument zur besseren Planbarkeit und Lenkung von Wildbeständen stellt die *Wildökologische Raumplanung* dar, die eine Herstellung des Gleichgewichts zwischen den berechtigten Nutzungsansprüchen der Gesellschaft, der Leistungsfähigkeit des Ökosystems Wald und den Lebensraumsansprüchen der Wildtiere zum Ziel hat. Dabei werden innerhalb der Wildräume Wildbehandlungszonen (Kern-, Rand-, Freizonen) ausgeschieden. *Kernzonen* dienen der langfristigen Biotopsicherung und der Arterhaltung bei landeskulturell tragbaren Wildschäden. In *Randzonen* wird die betreffende Wildart nur vorübergehend (nur in einzelnen Jahreszeiten) bzw. nur in geringer Dichte toleriert; Randzonen können aber auch der Biotopvernetzung bei nur mehr kleinräumig vorkommenden Tierarten dienen. In den hinsichtlich des Biotopcharakters als Wildlebensräume ungeeigneten *Freizonen* wird die betreffende Wildart nicht geduldet.

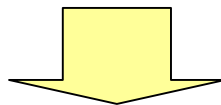
Das integrale Management ist auf die Zonentypen abgestimmt. Dabei sind neben den jagdlichen Maßnahmen auch Maßnahmen der Land- und Forstwirtschaft, die Lenkung von Freizeitaktivitäten und des Tourismus, die Verkehrsplanung und Landschaftsverbauung sowie Belange des Naturschutzes entsprechend zu berücksichtigen. Die regionale Detailplanung umfasst u. a. die Ausweisung von Habitatschutzgebieten mit Wegegebot für Touristen in wichtigen Einstands- und/oder Äsungsgebieten des Wildes sowie die Festlegung von Schwerpunktbejagungsgebieten für das Wild in Bereichen starker Wildschadenskonzentrationen. Insgesamt sollen durch eine ökologisch begründete räumliche und zeitliche Prioritä-

tensetzung hinsichtlich der Landschaftsnutzung bzw. Nutzungseinschränkung Schäden sowohl an Wald als auch an standortgemäßen Wildpopulationen verhindert werden (REIMOSER, 2002).

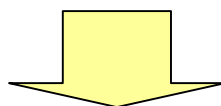
Das Instrumentarium der in den Jagdgesetzen der Bundesländer Vorarlberg und Salzburg verankerten und etwa in den Nationalparks „Oberösterreichische Kalkalpen“ und „Donau-Auen“ zur Abstimmung des Wildtiermanagements zwischen den Schutzgebieten und ihrem Umland erfolgreich praktizierten *Wildökologischen Raumplanung* steht in Übereinstimmung mit der „Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt“ (BMUJF, 1998). Dort wird als Maßnahme die verstärkte Entwicklung einer wildökologischen, revierübergreifenden Planung und deren Einbindung in die Landesraumplanung gefordert.

6.3.8 Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen

- Hohe Schalenwildbestände: Fütterung und übertriebene Hege, mangelnder Abschuss
- Unkoordinierte Jagd
- Fehlende natürliche Feinde
- Unterschiedlich intensive jagdliche Bewirtschaftung der Wildarten
- Eingeengter, von Störungen heimgesuchter Wildtierlebensraum
- Suboptimales Äsungsangebot in den begrenzten ruhigen Einständen bei gleichzeitig erhöhter Besiedlungsattraktivität infolge forstwirtschaftlicher Behandlungsformen (Wildschadensfälligkeit)
- Verdrängung aus dem Kulturland in die Waldeinstände infolge Intensivierung der Landwirtschaft
- Beunruhigung durch Erholungsnutzung



- Selektiver Verbiss
- Fegeschäden, Schäden durch Schlagen
- Schältschäden



- Veränderung des Mischungsverhältnisses, Baumartenentmischung
- Behinderung bzw. Verhinderung der natürlichen Verjüngung
- Schwächung und Destabilisierung von Waldökosystemen mit Beeinträchtigung der Schutzfunktion
- Veränderte Konkurrenzverhältnisse unter den Wildarten
- Behinderung der Artenmigration

6.4 Einflüsse der Landwirtschaft auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen

Mit dem Beginn agrarischer Bewirtschaftung nahmen auch die Eingriffe des Menschen in bewaldete Landschaften zu. Neben reiner Waldrodung zur Gewinnung von Ackerflächen waren vor allem Aufflichtung und Vegetationsveränderung durch extensive und den Wald einbeziehende Weidewirtschaft von größter Bedeutung. Die durch das Vieh ausgelöste Sukzession führte vom dicht geschlossenen Wald über parkartige Landschaften zu freier Trift mit einer zunehmenden Veränderung des Bodens (ELLENBERG, 1996). Die Stoffentnahme aus Waldbeständen im Rahmen der Waldweide und anderer historischer Nutzungsformen wie Streunutzung und Schneitelung und der damit verbundene Stofftransfer auf die Ackerflächen über den als Dünger verwendeten Viehmist und die Stalleinstreu bildeten lange Zeit einen integralen Bestandteil des historischen landwirtschaftlichen Produktionssystems. Die durch den kontinuierlichen Biomasseentzug bewirkte Nährstoffverarmung führte in weiten Waldflächen Österreichs zu nachhaltigen Standortveränderungen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Landwirtschaft bis Mitte dieses Jahrhunderts durch Rodung, kleinräumige Parzellierung, Aushagerung etc. zu einer Bereicherung der Arten- und Biotopvielfalt sowohl innerhalb als auch außerhalb der Wälder beigetragen hat (RÖSER, 1995) und im Verlauf der Nutzungsgeschichte seit dem Beginn des Ackerbaus im Neolithikum erst die Einwanderung vieler lichtbedürftiger und trockenheitsliebender Arten der Gräser und Kräuter ermöglicht hat. Der selektive Verbiss der Kraut- und Grasschicht durch das Weidevieh und das Kurzhalten der Vegetationsnarbe dürften in den Grünlandgesellschaften ein weiterer Faktor gewesen sein, der den Anstieg der floristischen Artenvielfalt begünstigt hat. Die neu entstandenen offenen oder halboffenen Weideökosysteme boten darüber hinaus auch vielen nicht waldspezifischen Arten der Fauna, insbesondere Insekten, reiche Entwicklungsmöglichkeiten.

6.4.1 Intensivierung der Landwirtschaft

Die Entwicklung der Landwirtschaft in Österreich in den letzten 30-40 Jahren verlief in Richtung einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion (Steigerung der pflanzlichen und tierischen Produktion bei immer kleiner werdender Produktionsfläche) und regional differenzierter Spezialisierung auf einzelne Wirtschaftszweige (Ackerbau- und Tierhaltungsbetriebe), ermöglicht vor allem durch den Einsatz von Maschinen, Handelsdüngern, chemischer Pflanzenschutzmittel und zugekaufter Futtermittel. Durch diese in die Landwirtschaft importierten Bewirtschaftungsmittel kam es zu einem Aufbrechen der innerbetrieblichen Nährstoffkreisläufe; es wurden zwar zunehmend höhere Erträge erzielt, jedoch auf Kosten der Betriebsautonomie und der Umwelt. Weiters wirkte sich auch vor allem die Trennung von Tier- und Pflanzenproduktion ungünstig auf die Kreislaufführung der anfallenden Wirtschaftsdünger aus. In Viehhaltungsbetrieben (v. a. im Westen Österreichs und im Alpenvorland) kam es häufig zur Überfrachtung stallnaher Flächen mit Gülle und Jauche, Ackerbaubetriebe (v. a. im Osten Österreichs und in den Beckenlagen) wurden dagegen vermehrt von Handelsdüngerkäufen abhängig (GÖTZ & ZETHNER, 1996).

Infolge der gesteigerten Stoff- und Energieintensität der Landwirtschaft können vielfältige negative externe Umwelteffekte auftreten (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995):

- Artenrückgang durch Verluste und Beeinträchtigung von Lebensräumen sowie Landnutzungsänderungen;
- Eintrag von Stoffen in Ökosysteme mit negativen Folgen für den Boden-, Wasser- und Lufthaushalt, v. a. flächiger Eutrophierung durch Stickstoffverbindungen;
- Veränderungen des Wasserhaushalts durch Ent- und Bewässerung;
- Klimarelevante und andere gasförmige Emissionen (Kap. 6.7, 6.8).

Die damit einhergehenden Probleme und Gefährdungen der biologischen Vielfalt betreffen nicht nur die Agrarflächen an sich, sondern sind durch die Substrate Wasser, Boden und Luft an den vielfältigen Schnittstellen der Landschaftsökosysteme auch für den Wald von Bedeutung, da über die Umweltmedien Stoffaustrag und -verlagerung in angrenzende Ökosysteme bzw. Ökosystemkompartimente erfolgt. Zudem bilden für viele Tierarten, v. a. solche mit weit greifenderem Raumnutzungsverhalten, Wald und agrarisches Kulturland funktional zusammenhängende Lebensräume.

Es bleibt jedoch festzuhalten, dass viele Umwelteinflüsse der Landwirtschaft auf den Wald bis jetzt als indirekt bezeichnet werden müssen und schwer quantifizierbar bzw. noch nicht ausreichend erforscht sind.

6.4.2 Agrochemikalien – Dünger- und Pestizideinsatz

Nährstoffkreisläufe von agrarischen Systemen weisen Stoffausträge durch Auswaschung und gasförmige Verluste auf. Während aus Nährstoffbilanzen die quantitativen Belastungen für Wasser und Atmosphäre abgeleitet werden können, ist die Beurteilung des Einflusses auf Waldökosysteme schwieriger. Über das Ausmaß und die Wirkungen der Stoffeinträge besteht noch Forschungsbedarf, zumindest ein stochastischer Zusammenhang kann festgestellt werden.

Die aus hohen oder zeitlich falschen Düngergaben resultierenden Nährstoffüberschüsse, die nicht in Form von Ernteprodukten entnommen werden, gelangen über verschiedene Verlustwege in angrenzende Ökosysteme. Die Eintragspfade in andere Ökosysteme sind bei Stickstoff vor allem Nitratauswaschung ins Grundwasser sowie Ammoniakabgasung und Lachgasemissionen in die Luft, während es bei Phosphor vor allem durch Wind- und Wassererosion zu Einträgen in Oberflächengewässer kommt. Kalium-Überschüsse führen zu einer Erhöhung der Bodenerodierbarkeit und zu einer Aufsatzung des Grundwassers (GÖTZ & ZETHNER, 1996).

Anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen geraten über Oberflächen- und Grundwasser in angrenzende Ökosysteme und sind ein Teilaspekt der zunehmenden Eutrophierung von Waldökosystemen. Die durch den Eintrag landwirtschaftsbürtiger Stickstoffverbindungen zunehmende Eutrophierung von Böden und Gewässern wird heute zu den bedeutendsten Gefährdungen der biologischen Vielfalt Mitteleuropas gezählt. Sie wird als eine bedeutende Ursache von Monotonisierung, Nivellierung und Verlusten der Artenvielfalt der Flora betrachtet (ELLENBERG, 1996) (Kap. 6.7.3).

Besonders schwierig abzuschätzen sind die Stickstoff-Verluste in der Landwirtschaft durch Ammoniak-Ausgasung. Diese können zu Beeinträchtigungen in anderen Ökosystemen führen. In Form von flächenwirksamen Depositionen bzw. Immissionen können sie in Waldökosystemen zu Bestandesveränderungen, Artenverarmung und Resistenzschädigung der Pflanzen führen. Darüber hinaus können Versauerung und Verschiebung von Nährstoffgleichgewichten die Lebensbedingungen für Fauna und Flora verändern und in die Konkurrenzverhältnisse zwischen Pflanzenarten eingreifen (GÖTZ & ZETHNER, 1996).

Biozide in der Landwirtschaft können entsprechend der Vielfalt ihrer Anwendungs- und Wirkungsmöglichkeiten eine Fülle von Wirkungen und Nebenwirkungen hervorrufen. Insektizide und Fungizide werden zur Schädlings- und Krankheitsbekämpfung eingesetzt und sind wegen Schadstoffkontaminationen in Organismen und der Bildung von Resistenzen bei Schädlingen problematisch. Stoffe mit unspezifischen insektiziden Breitenwirkungen sind ungeeignet für eine umweltgerechte Landwirtschaft und haben auch Auswirkungen auf Organismen in benachbarten Ökosystemen (Kap. 6.7, 6.2.2.6, 7.2.3).

Herbizide werden zur Bekämpfung von „Unkräutern“ eingesetzt. Allerdings werden je nach Wirkdauer und Konzentration der Pflanzenschutzmittel auch an den Nichtzielpflanzen (potenziell auch im angrenzenden Wald) Wirkungen hervorgerufen, die von unspezifischen

Stressreaktionen (subletale Wirkung) bis hin zur nachhaltigen Beeinflussung von Pflanzen bzw. Pflanzengemeinschaften (bspw. Veränderungen im Artenspektrum von Ackerwildkrautgesellschaften) reichen können (GREINER, 2001). Eine Verarmung des Artenreichtums und eine Veränderung hin zu herbizidunempfindlichen Arten sowie herbizidtoleranten oder auch -resistenten Unterarten (TORSTENSON, 1993) könnte den an landwirtschaftliche Flächen angrenzenden Wald insofern betreffen, als Auswirkungen auf das Artengefüge vor allem in der Nähe von behandelten Flächen (Risikoabstand <500m) zu erwarten sind (DE JONG et al., 1995). Das Ausmaß diffuser Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Waldökosysteme ist noch nicht ausreichend beleuchtet, Kontamination in Gewässern sowie Anreicherungen einzelner Wirkstoffe in der Nahrungskette konnten bereits festgestellt werden (UMWELTBUNDESAMT, 1998).

Die Vielzahl potenziell schädlicher landwirtschaftsbürtiger Substanzen und ihrer im Zuge von (bio)chemischen Transformationsprozessen neu entstehenden Metaboliten, deren vielfältige synergistische und antagonistische stoffliche Wechselwirkungen, Kumulationseffekte, dosisabhängige Schwellenwirkungsphänomene sowie unterschiedliche Sensibilitäten und Toleranzen von Tier- und Pflanzenarten ergeben ein komplexes Wechselwirkungsgefüge. Dadurch ist eine pauschale Beurteilung der Wirkung von Agrochemikalien auf die belebte Umwelt nahezu unmöglich. Angesichts oftmals multikausaler Wirkungszusammenhänge, unklarer Wirkungspfade und weithin unbekannter Dosis-Wirkungs-Beziehungen sind Nachweise von Schadwirkungen schwer zu erbringen. Doch gerade aufgrund dieser weit reichenden Wissensdefizite erfordert das Vorsorgeprinzip die weitestgehende Minimierung des Einsatzes synthetischer Pflanzenschutzmittel und damit der Gefahr des resultierenden Stoffexports von Rückständen und Reaktionsprodukten in benachbarte Ökosysteme und andere Umweltmedien (Kap. 6.7, 7.2.3).

In Österreich gingen der Herbizid- und Insektizideinsatz in den letzten Jahren zurück. Im Vergleich zu 1992 war 1999 der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittelwirkstoffe um rund 10 % geringer. Neben effizienterer Anwendung und verschiedenen Vorbeugungsmaßnahmen gewinnt auch der Anwendungsverzicht von Pflanzenschutzmitteln im Rahmen einer biologischen Wirtschaftsweise an Bedeutung (UMWELTBUNDESAMT, 1998). Zur Förderung einer umweltgerechten Landbewirtschaftung wird in Österreich seit 1995 das „Österreichische Programm für eine Umweltgerechte Landwirtschaft“ (ÖPUL) angeboten. Ziel des Programms ist es, mit Hilfe von Förderungsmaßnahmen eine umweltgerechte, extensive und den natürlichen Lebensraum schützende Landwirtschaft mit Produktionsverfahren, die umweltschädigende Wirkungen der Landwirtschaft verringern helfen, zu fördern (BMLF, 1997).

Eine sehr hohe Beteiligung der Landwirte hat bereits zu positiven ökologischen Effekten geführt, wie ein höherer Anteil extensiverer Bewirtschaftungsformen und eine Verminderung von Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz. Im neuen Programm ÖPUL 2000 sind eine Reihe von Verbesserungen, wie gezieltere Extensivierungsmaßnahmen, vorgesehen (Kap. 6.4.7) (vgl. BMLF, 1998b). Allerdings stehen bei vielen dieser Maßnahmen weniger die flächenhafte Reduktion des Betriebsmitteleinsatzes, sondern Pflegemaßnahmen und Flächenstilllegungen auf Einzelflächen im Vordergrund. Seit kurzem steht als ÖPUL-Instrument allerdings auch der Betriebliche Managementplan zur Verfügung, der auf einzelbetrieblicher oder betriebsübergreifender Ebene einen integrativeren Ansatz erlaubt. Eine stärkere Etablierung dieser Maßnahme würde eine weiterreichende Verringerung des Betriebsmitteleinsatzes ermöglichen.

Allgemein lässt sich festhalten, dass Art und Ausmaß der Einflüsse von aus der Landwirtschaft stammenden Stoffen auf Waldökosysteme noch kaum bilanziert sind, wenngleich im Fall unmittelbar aneinander grenzender Wald- und Agrarflächen der Nachweis von Wirkungen leichter zu erbringen ist. Auch wenn es sich nur um einen Mosaikstein bei der Beeinflussung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen handelt, erscheint eine verstärkte Forschung hinsichtlich Kausalketten und Wirkungsweisen dieser Stoffe notwendig.

6.4.3 Direkte Veränderungen von Fauna und Flora

Neben dem Einsatz von Herbiziden und Wachstumsregulatoren sind die Veränderung der Segetalvegetation (Ackerwildkrautgesellschaften) durch veränderte Saat- und Umbruchtermine, Einengung der Fruchtfolge sowie eine Veränderung der Grünlandvegetation durch Drainierung von Feuchtwiesen und Erhöhung der Düngemittelintensität auf Frischwiesen und Magerstandorten wichtige Faktorenkomplexe der Artengefährdung durch die Landwirtschaft. Häufig ist eine Verminderung des Anteils von Kräutern gegenüber dem Gräseranteil zu beobachten (Kap. 7.2.8) (SUKOPP et al., 1994).

Die Abnahme von Wildkräutern, durch Düngung ermöglichte frühere Schnittzeitpunkte, die Verschiebung der Kulturartenanteile von Grünlandwirtschaft zu Ackerbau sowie die Änderung der Fruchtartenverteilung zugunsten von Getreideflächen vermindern Nahrungsangebot und Nahrungsqualität für wild lebende Tiere. Das verschlechterte Äsungsangebot erhöht den Verbiss- und Schäldruck von Schalenwild auf die angrenzenden Waldökosysteme (Kap. 6.3.4) (REIMOSER & VÖLK, 1988). Häufigere Ernten und vorverlegte Mahdtermine führen zu erhöhten Tierverlusten, besonders bei Rehwild und Niederwild.

6.4.4 Veränderung der Lebensräume

Flurbereinigungen und Kommassierungen bzw. Grundstückszusammenlegungen im Zuge der Rationalisierung und Mechanisierung der agrarischen Produktion führten dazu, dass eine Vielzahl an Hecken, Gebüsch, Baumgruppen, Einzelbäumen, Feldrainen und anderen Elementen der Landschaftsstruktur verschwanden. Für wild lebende Tiere gehen bei einer „Ausräumung“ der Landschaft infolge der landwirtschaftlichen Intensivierung wichtige Nahrungs- und Deckungsräume, Brutbiotope, Setzflächen sowie Bewegungskorridore verloren. Die dadurch bedingte zunehmende Verdrängung von Schalenwild in Waldlebensräume ist eine wichtige Ursache von hohen Verbiss- und Schälschäden (REIMOSER, 1987) (Kap. 6.3.4). Generell bewirken Maßnahmen der landwirtschaftlichen Intensivierung und Rationalisierung eine Abnahme der Diversität von Biotoptypen und einen Lebensraumverlust für Wildtiere (WILDBURGER, 1995).

Der Verlust von naturnahen Landschaftselementen und ökologischen Ausgleichsflächen innerhalb der Agrarlandschaft impliziert auch, dass die ökologische Vernetzung mit den Waldflächen und damit die ökologische Durchgängigkeit von ganzen Großlandschaften verloren geht. Populationsaustausch, Ausbreitung von tierischen Organismen, die Neu- oder Wiederbesiedlung von Lebensräumen und (saisonale) Migrationsbewegungen werden so zusehends verhindert. Die Erhaltung von wertvollen Biotopen wie Böschungen, Steinriegeln und -mauern, Quellfluren, Feldgehölzen wie Einzelbäumen, Gebüsch und Hecken, Trockenrasen und Ufersäumen von Gewässern ist damit eine wichtige Maßnahme zum Schutz der Artenvielfalt sowohl innerhalb als auch außerhalb des Waldes (SUKOPP et al., 1994). So wurde in einer mosaikartigen Agrarlandschaft mit Windschutzgürteln, Heckenreihen, Wiesen, Sümpfen, Teichen und Gräben als Strukturelementen eine signifikant höhere Artendiversität und -dichte von Insekten- und Vogelpopulationen festgestellt als in uniformen Gebieten (RYSZKOWSKI, 1995).

Negative Veränderungen der Ackerrandbereiche mit einem ursprünglich reichen Habitatangebot als Übergangsbiootope zu anderen Flächen sind auch unter dem Blickwinkel ihrer Funktion als Schnittstellen zu Waldökosystemen zu betrachten. Waldränder (Kap. 6.2.2.7) besitzen infolge des Grenzlinieneffekts grundsätzlich besonders hohe Habitatattraktivität (Kap. 6.2.2). Die Ausbildung vielgestaltiger Säume und Waldmäntel wird aber durch unmittelbar an die Waldränder heranreichende Ackerflächen vielfach gehemmt (BARTH, 1995). Vor allem für Niederwildarten gehen dadurch wertvolle Lebensräume verloren, andere Wildarten werden zunehmend in den Wald abgedrängt.

Hecken weisen aufgrund der Vielseitigkeit der Randeffekte eine große Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften auf. Von der großflächigen Landwirtschaft bedrohte Arten können hier Zuflucht finden, wodurch die ökologische Destabilisierung gemildert werden kann. Besonders für Vögel, Insekten und Niederwild stellen Hecken wertvolle Habitate dar. Als lineare naturnahe Landschaftselemente können sie zudem die Funktion von ökologischen Korridoren und Ausbreitungsachsen erfüllen und so zur ökologischen Vernetzung von Landschaften bzw. von offener Kulturlandschaft und Waldlebensräumen beitragen. Besondere Bedeutung kommt Hecken als Lebensraum von Regulatoren zu, da natürliche Regulationsmechanismen zwischen Nützlingen und Schädlingen bis in angrenzende Waldökosysteme hinein beeinflusst werden und nur eine hohe Artenvielfalt ein ausgewogenes Räuber/Beute-Verhältnis gewährleisten kann (BARTH, 1995).

6.4.5 Veränderung des Wasserhaushalts

Im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktion entstehende Wirkungen wie Entwässerung, Grundwasserabsenkung und -anhebung oder Änderung des Wasserregimes bei Steh- und Fließgewässern beeinflussen den standörtlichen Wasserhaushalt und können auch für angrenzende Waldökosysteme bedeutend sein (Kap. 6.2.2.6).

Starke hydrologische Veränderungen wie die Senkung des Grundwasserspiegels in niederschlagsarmen Gebieten infolge künstlicher Bewässerung von Agrarflächen können in Altbeständen zu Destabilisierung und Absterben führen, in Junghölzern können sich weniger anspruchsvolle Baumarten durchsetzen (HAGER et al., 1992). Da durch die Bildung hygro-morpher Blattoorgane infolge steigender Stickstoffeinträge die Dürre-resistenz von Bäumen, Kräutern und Moosen gleichzeitig abnimmt, kann es diesbezüglich durch Verschlechterung der Wasserversorgung zu einer Wirkungsverstärkung kommen (ELLENBERG, 1996).

6.4.6 Waldweide

Waldweide hat als traditionelle silvipastorale⁶⁵ Doppelnutzung vor allem in alpinen Gebieten Bedeutung für den Zustand des Waldes. Wenn auch die Alm- und damit die Waldweideflächen in Österreich insgesamt durch Ablöse von Weiderechten und innere ökonomische Sachzwänge der Berglandwirtschaft abgenommen haben, so war dennoch in den letzten Jahrzehnten in vielen Bundesländern in Summe eine deutliche Zunahme der *Bestoßungsziffern* von Almen zu verzeichnen. Eine Ursache ist in der Steuerungswirkung der aktuellen Förderlandschaft zu sehen: Die Aufhebung der Milchkontingentierung für Almmilch bereits in den späten 70er Jahren, die Einführung von Investitionsförderungen für die Almsanierung, diverse flächen- und tierbestandsbezogene Förderprämien der EU (Alpungsprämie, Extensivierungsprämie, Tierprämie) sowie Almrevitalisierungsprogramme der Länder haben den Bedarf an Almfutterflächen als zusätzliche Futterbasis für den Viehbestand der Heimgüter wieder stark erhöht. Damit geht vielerorts eine Reaktivierung und verstärkte Ausübung von Weiderechten einher. Problematisch kann Waldweide insbesondere dann werden, wenn sich die Almbewirtschaftung auf ertragreiche, gut erschlossene und hofnahe almwirtschaftliche Gunstgebiete konzentriert und dort zu starker Intensivierung mit Übernutzungserscheinungen wie Überdüngung, Tritterosion und resultierenden Artenverlusten sowie entsprechenden räumlich konzentrierten weidebedingten Waldschäden führt.

Ähnlich wie bei den Wildschäden (Kap. 6.3.6) kann auch die Waldweide zu Waldschäden wie Verhinderung von Naturverjüngung (Sämlingsverbiss, Abweiden von Keimlingen), Entmischung durch selektiven Verbiss, Behinderung des Pflanzenwachstums, Verursachung von Formmängeln durch mehrmaliges Verbeißen von Laubwerk und Zweigen und mechani-

⁶⁵ forstwirtschaftlich-landwirtschaftlich.

schen Schädigungen von Stämmen und Wurzelanläufen durch Tritt und Scheuern führen (SCHWAB, 1982, 1984; ALPENINSTITUT, 1974; LISS, 1988). Die selektive Abweidung von bevorzugten Futtergräsern und -kräutern führt zu Beeinflussungen der Bodenvegetation. Bei zu intensiver Beweidung, d. h. zu hohem Tierbesatz oder zu langer Dauer der Weideperiode, können hochproduktive Krautarten dezimiert und nitrophile, tritt- und weideresistente „Weideunkräuter“ hingegen begünstigt werden (Kap. 7.2.8) (ELLENBERG, 1996).

Durch Trittschäden kann es zu Bodenverdichtung mit resultierender Erosionsgefährdung bzw. Störung des Wasserhaushalts kommen (vgl. ELLENBERG, 1996; DRISKOLL, 1995; LISS, 1990; KARL, 1967). Es können dadurch nicht nur der Oberflächenabfluss unter steigender Erosions- und Hochwassergefährdung erhöht, sondern auch die Grundwasserverfügbarkeit vermindert und damit die ökosystemaren Lebensbedingungen verändert werden (LISS, 1990). Fortgesetzter Nährstoffentzug führt zu Verhagerung des Waldbodens.

Die Errichtung und Trassierung landwirtschaftlicher Zäune stellt Barrieren für wild lebende Tiere auf ihrer Nahrungssuche und Wanderung dar. Die Tiere können dadurch fallweise vom Äsungsangebot der Freiflächen abgehalten werden, wodurch sich die effektive Biotoptragefähigkeit der Wildhabitate verringert und Verdrängungseffekte in den Wald entstehen. Erhöhte Wildschäden können die Folge sein (HACKL, 2001). Aus almwirtschaftlicher Sicht wiederum ist die Futterkonkurrenz des Wildes auf den Lichtweideflächen unerwünscht, da sie zu bedeutenden Futterertragsverlusten führen kann. Der dann beim Auftrieb bereits vorhandene Futtermangel auf den Lichtweiden bedingt eine frühzeitige Abhängigkeit des Weideviehs von der Waldweide mit einem erhöhten Schädigungsrisiko (RÖSCH, 1990).

Andererseits gelten bei sachgerechter Ausübung positive Effekte der Waldweide auf die biologische Vielfalt als erwiesen (RÖSCH, 1990). Unumstritten ist die bedeutende Erhöhung der kulturlandschaftlichen Vielfalt. Jahrhundertelange Waldweide hat im gesamten Alpenraum zu aufgelockerten, halb offenen oder parkartigen Waldformen und mannigfaltigen Übergangsstadien zwischen offenen Almflächen und geschlossenem Wald geführt (GEISER, 1983). Die Auflichtung von Waldbeständen bewirkt höheren Lichtgenuss der Bodenschicht und ermöglicht eine hohe Artenvielfalt der Bodenvegetation, die in der Regel deutlich höher ist als auf Reinweideflächen oder im geschlossenen Wald (HOLZNER et al., 2001; HOLZNER & KRIECHBAUM, 2001; GEISER, 1983). Damit verbunden ist eine erhöhte Lebensraumeignung für viele Tierarten halb offener Landschaften. Bestimmte Arten, wie das Auerwild oder das Birkwild, sind überhaupt auf derartige weidebedingte Waldstrukturen angewiesen. Für das Schalenwild besitzen aufgelichtete Flächen Bedeutung als Brunftplätze. Extensive Beweidung kann gerade durch die selektierende Wirkung des Tierfrasses zu einer Erhöhung der Pflanzendiversität führen, weil die einseitige natürliche Dominanz bestimmter konkurrenzstarker Arten durch das Kurzhalten der Vegetationsnarbe verhindert wird (HOLZNER et al., 2001; HOLZNER & KRIECHBAUM, 2001). Auch kann die Bildung von heterogenen Kleinstandorten in Kombination mit einer Verhinderung des Kronenschlusses der Baumschicht spezielle, oftmals seltene und gefährdete Pflanzenarten und -gesellschaften fördern (EWALD, 2000). Damit kann eine standortangepasste betriebene Waldweide als ein Beispiel dafür gelten, dass extensive Nutzungen und mäßige menschliche Störungseinflüsse durchaus zu Bereicherungen der biologischen Vielfalt führen können (Kap. 3.4.2). Eine völlige Nutzungsaufgabe kann in vielen Fällen aus naturschutzfachlicher Sicht zu unerwünschten Verlusten an Arten- und Strukturvielfalt führen.

Auch der Einfluss der Waldweide auf die Gehölzverjüngung des Waldes ist durchaus ambivalent zu sehen. Neuere Untersuchungen stellen die waldschädigende Wirkung der Waldweide in Frage (MAYER et al., 2002a, 2002b). Es scheint, dass Häufigkeit und Intensität des Gehölzverbisses in engem Zusammenhang mit der Beweidungsintensität und Fragen der Weideorganisation zu sehen sind. Faktoren wie Besatzdichte, Besatzstärke, Weidedauer, zeitliche Lage der Weideperiode, verfügbare Futterfläche, Verhältnis von Reinweide- zu Waldweideflächen, Nutztierart und -rasse, Betriebsform (Milchvieh, Galtvieh etc.), spezifischer standörtlicher Futterertrag sowie Futterqualität, Waldtyp und Zusammensetzung der

Bodenvegetation etc. üben offenbar entscheidenden Einfluss darauf aus, ob und in welchem Ausmaß ein weidebedingter Schaden entsteht. Zudem ist daran zu erinnern, dass nicht jeder verbissene Pflanzenteil einen Schaden für die Einzelpflanze, und nicht jede geschädigte Einzelpflanze einen Schaden für den Bestand bedeutet. Auch ist in diesem Zusammenhang zwischen ökonomischem Schaden für die Forstwirtschaft und ökologischem Schaden für die biologische Vielfalt und Stabilität von Waldökosystemen zu differenzieren (vgl. REIMOSER, 1997). Hinzu kommt die methodische Schwierigkeit, bei der Schadenserhebung zwischen Wild- und Weideschäden zu unterscheiden. LISS (1988) macht für Verbisschäden und Entmischung von Bergwäldern auch in Waldweidegebieten in erster Linie überhöhte Schalenwildbestände verantwortlich. Auch bei völliger Ablösung der Weiderechte sei keine spürbare Entlastung der Verjüngung zu erwarten, solange das Wildschadensproblem nicht gelöst sei (LISS, 1988). In Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass Beweidung gegenüber unbeeinflussten Standorten die Ansamung und Keimungsrate fördern kann. Ein gewisses Maß an Bodenaufwühlung reduziert offenbar die Verdämmungswirkung von Pflanzendecke und Streuschicht und schafft konkurrenzfreie Keimorte (MAYER et al., 2002a, 2002b). Die Autoren folgern, dass für die Waldverjüngung eine kurze Beweidung mit hoher Besatzstärke zur Keimungsförderung mit anschließender Beweidung mit geringer Besatzstärke (< 1 GVE/ha) auf großer Fläche ideal sei. RÖSCH (1990) wiederum führt die von ihm festgestellte geringere Verjüngungsleistung von Weidewäldern gegenüber unbeweideten Waldstandorten auf die Verdämmungswirkung durch die üppigere Bodenvegetation zurück.

Aus diesen Befunden folgt, dass die Auswirkungen der Waldweide nicht pauschal beurteilt werden können und der situations- und fallspezifischen Differenzierung bedürfen (STEIXNER et al., 2002). Ein angepasstes Weidemanagement kann maßgeblich zu einer waldverträglichen Gestaltung der Waldweide beitragen.

Für das Wild bedeutet die üppigere Bodenvegetation in aufgelichteten Weidewäldern v. a. im Frühjahr vor Beginn der Weideperiode, und damit gerade in einer Zeit sonstiger Äsungsknappheit, vielfach eine wertvolle Verbesserung der Äsungsbasis, die zur Entlastung des Waldes von Verbiss- und Schäldruck beitragen kann. Die Voraussetzung dafür ist natürlich, dass keine Auszäunung des Wildes erfolgt. Andererseits werden so höhere Wildbestände ermöglicht, die bei saisonalen Nahrungsengpässen die Biotopkapazität übersteigen können.

Die seitens der Forstwirtschaft vielerorts angestrebte und auch aus landwirtschaftlicher Sicht nicht unbedingt nachteilige Trennung von Wald und Weide im Rahmen der bisher überwiegend praktizierten Ablöseverfahren ist entweder schwer finanzierbar oder erfordert die Schaffung von Reinweideflächen, die in der Regel durch Neurodung von Waldflächen angelegt werden müssen. Aus diesen pragmatischen Gründen sind beide Strategien flächendeckend nicht realisierbar. Zudem ist eine Lösung des Wald-Weide-Problems in letzterem Fall mit dem Verlust bestehender Waldlebensräume verbunden.

Die teils jahrhundertalten Bemühungen zur Wald-Weide-Trennung sollten nicht die Erhaltung traditioneller, extensiver Bewirtschaftungsformen ausschließen, die wertvolle Beiträge zur Erhaltung spezieller Arten, Gesellschaften und Kleinstandorte leisten können, aber auch nicht die Existenzgrundlage der Berglandwirtschaft gefährden. Dauerhaft tragfähige Lösungsansätze zur Konfliktregelung zwischen Land- und Forstwirtschaft im Sinne einer nachhaltigen Gestaltung der Waldweideausübung würden eine von Fall zu Fall gesonderte Beurteilung erfordern. Durch die Entwicklung von Bewertungskriterien und -indikatoren könnte ein hilfreiches Instrument geschaffen werden, um eine angepasste Prioritätensetzung zu ermöglichen und die Entscheidung zu erleichtern, wo aus landeskulturellen, naturschutzfachlichen, betriebswirtschaftlichen, landschaftsästhetischen oder sozio-kulturellen Gründen eine Beibehaltung der Waldweide vorteilhaft ist, wo Änderungen des land- und/oder forstlichen Managementregimes erforderlich sind, um Schäden zu minimieren, und wo aus forstwirtschaftlichen und schutzfunktionalen Gründen eine Ablöse von Weiderechten angezeigt erscheint. Im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes sollte darüber hinaus auch versucht werden, verstärkt touristische, jagdwirtschaftliche und breitere öffentliche Interessen zu integrieren und aufeinander

der abzustimmen. Eine derartige flexible Wald-Weide-Regulierung erfordert die Definition und Einhaltung von Belastungsgrenzen, klare, standörtlich differenzierte Zielformulierungen für einzelne Flächen und die Entwicklung eines entsprechenden planerischen Instrumentariums zur integrativen Maßnahmenkoordination (vgl. STEIXNER et al., 2002).

Der Ökosystemare Ansatz fordert, auf traditionelle Landnutzungspraktiken Rücksicht zu nehmen und traditionelle Störungsregime, wo sie für die Struktur und Funktion von Ökosystemen wichtig sind, erforderlichenfalls zu erhalten oder wiederherzustellen (Kap. 2.3). Aufgrund der vielfältigen, polyvalenten Einflüsse auf unterschiedliche Ebenen der biologischen Vielfalt sollte dies gerade bei der Behandlung der Wald-Weide-Frage berücksichtigt werden.

Darüber hinaus lassen die kontroversiellen Ansichten zu den Einflüssen des Weideviehs – insbesondere zur Waldverträglichkeit der Waldweide – Forschungsbedarf betreffend die objektiv belegbaren ökologischen Auswirkungen der Waldweide auf Bergökosysteme vermuten (vgl. LISS, 1988).

6.4.7 Biodiversitätswirksame Maßnahmen in der Landwirtschaft

Im Hinblick auf die direkten und indirekten Einflüsse der landwirtschaftlichen Praxis auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen bestehen positive Handlungsmöglichkeiten für biodiversitätswirksame Maßnahmen der Landwirtschaft. Wo Agrar- und Waldökosysteme in Wechselwirkung stehen, sind Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung im agrarischen Bereich meist auch zumindest mittelbar walddrelevant (Kap. 7.2.5):

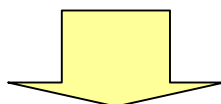
- Verringerung des Betriebsmitteleinsatzes, v. a. von Agrochemikalien wie Kunstdünger und Bioziden, im Rahmen eines ökologischen Landbaus bzw. einer integrierten Landwirtschaft (Verhinderung des Stoffeintrags in Waldökosysteme) (Kap. 6.4.2).
- Sicherung und Entwicklung eines dem traditionellen Landschaftscharakter entsprechenden und dem ökologischen Standortpotenzial stärker angenäherten Flächenanteils punktueller, flächiger und linearer naturnaher Landschaftselemente wie Solitärgehölze, Feldgehölzgruppen, Hecken, Feldraine, Wegraine, Trockenböschungen und anderer nicht-agrarischer Zwischenstrukturen. Diese können als Lebensraum und Refugialbiotope typischer, in der Agrarlandschaft teils selten gewordener Lebensgemeinschaften, als Nahrungsflächen, als Standorte von Ackerwildkraut- und Ruderalgesellschaften sowie als Trittstein- und Korridorbiotope im Sinne einer Biotopvernetzung, auch mit Waldflächen, dienen (Kap. 6.4.4).
- Sicherung und Entwicklung typischer Elemente der traditionellen Agrarlandschaft mit Lebensraumfunktion für Kleinbiozönosen wie Lesesteinriegel, Trockensteinmauern, Stufenrainen, Ackerrandstreifen, Grenzbäumen etc. (Kap. 6.4.4).
- Anlage von Ackerbrachen unterschiedlicher Sukzessions- und Reifestadien und deren Entwicklung zu wiesenartigen Vegetationsgesellschaften zur Erhöhung des Flächenanteils von flächigen kraut- und grasdominierten Landschaftselementen in der Agrarlandschaft. Auch junge und temporäre Brachen mit im Zeitverlauf wechselnder räumlicher Anordnung können wesentlich zur Erhöhung der Vielfalt und Dynamik in der Kulturlandschaft beitragen (Kap. 6.4.4).
- Restrukturierung und Renaturierung von regulierten Gerinnen durch Profilaufweitungen, Sohlaufbrüche, Vorsehen von Tiefen- und Breitenvariabilität und Entwicklung von naturnahen Begleitgehölzsäumen (Kap. 6.4.4).
- Wiedervernässung von drainierten Feuchtfächen (Kap. 6.4.5).
- Entwicklung und Pflege von breiten, strukturierten Strauchmänteln mit autochthonen, standortgerechten Gehölzarten und Stauden- und Kräutersäumen an Wald- und Feldgehölzrändern durch Flächenbereitstellung und Schaffung nutzungsberuhigter, extensivierter

Pufferstreifen zu den angrenzenden agrarischen Nutzflächen in den Anlagerungsbereichen. Sicherung und Entwicklung einer kleinräumigen Durchdringung und Verzahnung von Flächen unterschiedlicher Nutzungsarten, v. a. von Wald und offenem Kulturland, durch aufgelöste, möglichst lange Waldränder (Kap. 6.2.2.7, 6.4.4).

- Entwicklung von Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Gestaltung der Waldweide und von Entscheidungshilfen für eine standort- und situationsangepasste Regulierung von Wald und Weide. Anpassung der Beweidungsintensität von Waldweideflächen an die ökologische Tragfähigkeit von Bergwaldökosystemen (Kap. 6.4.6).
- Sicherung und Entwicklung von artenreichen kulturbedingten Vegetationsgesellschaften, wie Magerwiesen, Trockenrasen und Bergmähder, durch Weiterführung oder Wiederaufnahme der traditionellen Bewirtschaftung bzw. durch geeignete Pflegemaßnahmen zur Verhinderung von Artenverlusten durch Verbuschung und Verwaldung (Kap. 6.4.4, 6.5.6).

6.4.8 Zusammenfassung: Einflüsse – Wirkungen

- Intensivierung der Agrarwirtschaft (Mechanisierung, Rationalisierung)
- Entfernung von naturnahen Landschaftselementen, Monotonisierung und Strukturverarmung der Agrarlandschaft
- Einsatz von Dünger und Pestiziden (Agrochemikalien)
- Flurbereinigungen und Zusammenlegungen
- Einengung der Fruchtfolgen
- Künstliche Bewässerung bzw. Drainagen
- Waldweide
- Extensivierung, Nutzungsaufgabe



- Veränderung der Lebensräume für Wildtiere, Reduktion der Nahrungsqualität für wild lebende Tiere, Verdrängung von Wild in den Wald, Verbiss- und Schältschäden
- Einträge von Nährstoffen und Biozidrückständen in Waldökosysteme (Stickstoff, Phosphor, Kalium; Pestizide, Herbizide)
- Änderung der Artenzusammensetzung durch Eutrophierung: Förderung von stickstoffliebenden Pflanzenarten, Verdrängung von magerkeitsliebenden Wildkräutern, Nivellierung, Standardisierung und Trivialisierung der Vegetation
- Veränderung des Wasserhaushalts, Senkung des Grundwasserspiegels
- Verbiss, Nährstoffentzug, Bodendegradation (Versauerung, Verdichtung) und Erosionsschäden bei Waldweide
- Verluste artenreicher Kulturbiotope (Grünlandgesellschaften) durch Verbrachung, Gehölzsukzession und Wiederbewaldung
- Artenverluste (Flora und von dieser abhängige Fauna)

6.5 Einflüsse durch Änderungen der Flächennutzung auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen

6.5.1 Flächenverbrauch

Flächenverbrauch bezeichnet die irreversible Inanspruchnahme land- und forstwirtschaftlicher Flächen für Siedlungs-, Verkehrs- und Wirtschaftszwecke sowie für die Entsorgung und Energiegewinnung.

Mit zunehmender Bevölkerungszahl (v. a. in den 60er Jahren) und steigender Mobilität und Infrastrukturtätigkeit nahm der Flächenverbrauch stetig zu, wobei dieser neben den Groß- und Mittelstädten in den Regionen südliches Wiener Umland, Rheintal und Walgau, mittleres Inntal, Mur-Mürzfurche und Achse Salzburg-Linz am höchsten ist.

Nach der Häuser- und Wohnungszählung 1971-1991 gehen in Österreich täglich 6,7 ha für Bauzwecke verloren. Nach der Regionalinformation der Grundstücksdatenbank beträgt der Flächenverbrauch für Bauflächen durchschnittlich 27,7 ha pro Tag. Der tatsächliche Flächenverbrauch durch Bauflächen dürfte daher zwischen 10 und 20 ha/Tag liegen. Gemeinsam mit dem durchschnittlichen Flächenverbrauch durch Verkehrsflächen von 5,8 ha/Tag kann der gesamte Flächenverbrauch in Österreich daher mit 15 bis 25 ha/Tag abgeschätzt werden. Das entspricht einem Pro-Kopf-Flächenverbrauch von 7 bis 12 m²/Jahr und Person (UMWELTBUNDESAMT, 2001b).

Zum Vergleich: Der Tages-Flächenverbrauch in Deutschland beträgt 18 ha pro Tag und entspricht somit in etwa dem Wert für Österreich. Andererseits beträgt der Pro-Kopf-Flächenverbrauch in Deutschland nur die Hälfte des Wertes von Österreich. Außerdem sollte dabei berücksichtigt werden, dass nur 40 % der Landesfläche Österreichs Dauersiedlungsraum sind.

Der jahrzehntelange Trend der Landflucht (z. B. durch Arbeitsplatzverluste in der Landwirtschaft und neue Arbeitsplätze in den Städten), insbesondere in der ersten Hälfte des vorigen Jahrhunderts, hat sich zum Teil in eine Stadtfucht (z. B. „Wohnen im Grünen“) verkehrt, verbesserte Infrastrukturen und veränderte Arbeitswelten haben wesentlich dazu beigetragen.

Für Verkehrszwecke gehen in Österreich, wie erwähnt, durchschnittlich 5,8 ha pro Tag verloren (siehe Tab. 13).

Tab. 13: Entwicklung der Verkehrsflächen 1991-1998.

Verkehrsflächen (km ²)			Veränderung der Verkehrsflächen 1991-1998		Durchschnittl. Veränderung pro Tag (ha)
1991	1995	1998	absolut (km ²)	relativ (in % von 1991)	
1.659,92	1.746,44	1.806,95	147,03	8,90	5,75

Quelle: Statistik Österreich: Katasterfläche der Straßenverkehrsflächen und des Bahngrunds, Stand: 31.12.1991, 31.12.1995, 31.12.1998.

Insbesondere nach 1945 erfolgte der Bau zahlreichen Forststraßen und Rückewege. Laut Österreichischer Waldinventur 1992/96 durchlaufen den österreichischen Ertragswald heute 108.000 km Forststraßen (mit LKWs befahrbar). Daneben wurden weitere 42.300 km öffentliche Straßen erfasst, die zum Teil auch für die Holzbringung benutzt werden können. Darüber hinaus gibt es noch 147.000 km Rückewege⁶⁶ im befahrbaren Teil des Ertragswaldes (Kap. 6.2.2.5) (BMLF, 1998a).

⁶⁶ Rückewege sind unbefestigte Wege, die hauptsächlich der Holzbringung mit Forstmaschinen dienen.

Neben dem Energieverbrauch, den Immissionsschäden an Flora, Fauna und Bauwerken und den humanmedizinischen Auswirkungen sowie der Lärmbelastung werden dem Verkehr folgende sonstige Umweltwirkungen zugeschrieben:

- Zerschneidungseffekte (Kap. 6.5.3);
- Boden- und Wasserverschmutzung durch ungereinigte Oberflächenwässer von Verkehrsanlagen infolge von Unfällen, lecken Tanks, Reifenabrieb, Salzstreuung (vor allem in schneereichen Lagen). Altölen sowie dem Abrieb von Fahrbahnbelag;
- Direkte Tier-Verluste von Wild, Singvögeln, Kleinsäugetern, Amphibien, Kriechtieren und Insekten durch Kollisionen, Überfahren und Vogelschlag (Kap. 6.5.3);
- Landschaftsbildbeeinträchtigung.

6.5.2 Nutzungsänderung von Waldflächen

Seit Beginn der industriellen Revolution, besonders aber seit dem Zweiten Weltkrieg haben sich die Anforderungen an die Landschaft grundlegend geändert: die Nutzungsansprüche stiegen hinsichtlich ihrer Intensität und Vielfalt. Die Raumordnungspolitik versuchte die Konflikte zwischen verschiedenen Nutzungsinteressen abzuschwächen, indem eine Funktionstrennung mit definierten Vorrang-Funktionen für einzelne Landschaftsteile durchgeführt wurde. Diese Entwicklung übersah die Interaktionen und Antagonismen der Nutzungen, die sektoralen Ansätze ignorierten die Komplexität des natürlichen Lebensraumes und der darin existierenden Zusammenhänge und Wechselwirkungen (ÖBIG, 1989b).

Besonders das Ökosystem Wald war und ist durch die Vielfalt der Nutzungsinteressen besonders betroffen. Seit Beginn jeglicher wirtschaftlicher Tätigkeiten des Menschen wurde der Wald von Rodung, Übernutzung und Waldzerstörung beeinflusst (Kap. 6.2.1).

In jüngerer Zeit sind es vor allem Siedlungs- und Verkehrsdruck, die zu einem Anstieg des Flächenverbrauchs und des Verlustes an naturnahen Lebensräumen führen (Kap. 7.2.4). Fehlende flächendeckende Planungsgrundlagen und mangelnde Koordination zwischen Regionen und Verantwortlichen verstärken das Problem der negativen Flächenbilanz (BMUJF, 1996).

Es zeigt sich tendenziell, dass die Siedlungs- und Verkehrsflächen zu Lasten der Agrarflächen zunehmen, aber auch, dass die Waldfläche seit 1980 vor allem durch Aufforstungen und natürliche Wiederbewaldung von Brachen in Grenzertragsgebieten stetig steigt. Das darf nicht darüber hinweg täuschen, dass Waldökosysteme weiterhin stark von Änderungen der Nutzungsform betroffen sind. Während der Waldanteil in agrarischen Grenzertragsgebieten und Regionen mit ohnehin guter Waldausstattung zunimmt, ist sein Anteil in Ballungsgebieten, Fremdenverkehrsgebieten und Agrarlandschaften mit bereits vorher geringem Bewaldungsanteil entweder zurückgegangen oder es sind in diesen Regionen in Summe die geringsten Netto-Waldzunahmen während der letzten Jahrzehnte zu verzeichnen. Mit der zunehmenden räumlichen Ungleichverteilung von Waldflächenzu- und abgängen sind Verluste von landeskulturellen Waldwirkungen und Landschaftsvielfalt gerade dort verbunden, wo diese am dringendsten benötigt werden. Neben dem quantitativen Bodenverbrauch durch Waldrodungen für Siedlungszwecke ist auch der qualitative Aspekt zu beachten: Die Wirkungen von Siedlungen und Infrastruktureinrichtungen auf die Umwelt gehen weit über die verbaute Fläche hinaus (ÖBIG, 1989b). Zudem können auch kleinflächige Waldflächenabgänge in dicht bebauten Siedlungsumländern und waldarmen Intensiv-Agrarlandschaften Sozial- und Umweltwirkungen des Waldes, an denen erhöhtes öffentliches Interesse besteht, gefährden und zu weiterer Waldfragmentierung beitragen (SONDEREGGER & ENZENHOFER, 1994).

Im Vergleich mit der Bodennutzung laut land- und forstwirtschaftlicher Betriebszählung des ÖSTAT im Jahr 1951 zeigt sich bis 1997 vor allem eine Zunahme der Waldfläche von 38 % auf 43 % und die Abnahme des Dauergrünlandes (von 30 % auf 26 %) und des Ackerlandes (von 21 % auf 19 %). Vor allem nicht mehr genutztes Dauergrünland wurde in Wald übergeführt (ÖSTAT, 1998a) (siehe Abb. 15, Abb. 16). Regional/lokal verringern auch Nutzungsansprüche touristischer Einrichtungen die Waldausstattung und gefährden fallweise die wichtige Schutzwirkung von Wäldern. In Ostösterreich und in der Nähe urbaner Bereiche verringert sich regional/lokal die Waldausstattung aufgrund verschiedener Nutzungsansprüche, z. B. von Gewerbe, Industrie, Infrastruktur, Siedlungen oder Bergbau.

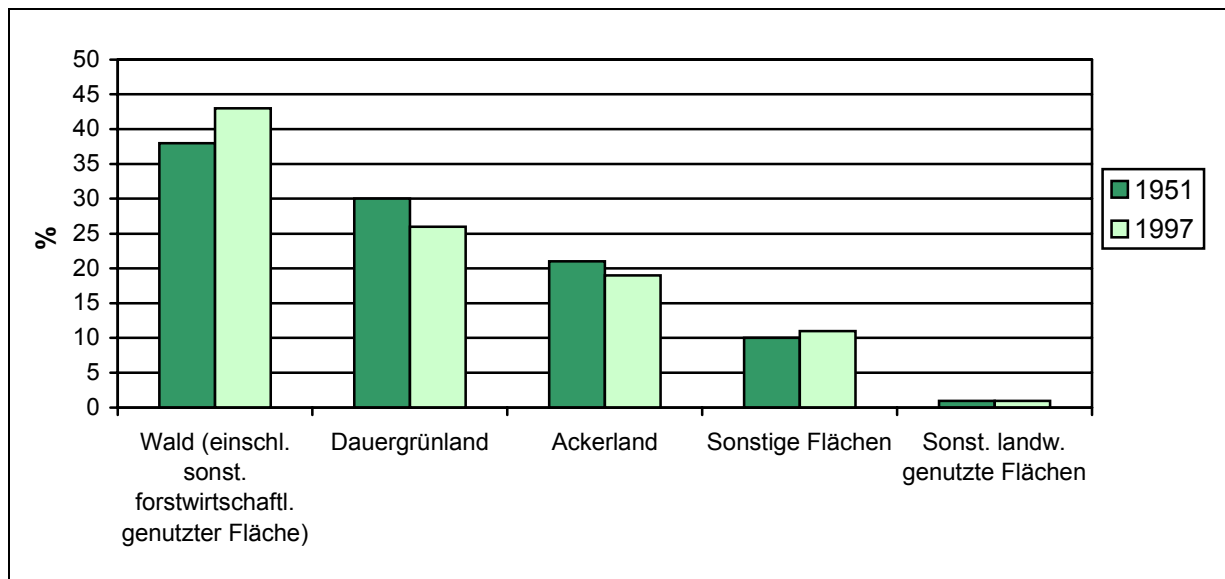


Abb. 15: Bodennutzung der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe Österreichs im Jahr 1951 und 1997 (Angaben in % der Gesamtwirtschaftsfläche⁶⁷) (ÖSTAT, 1998b).

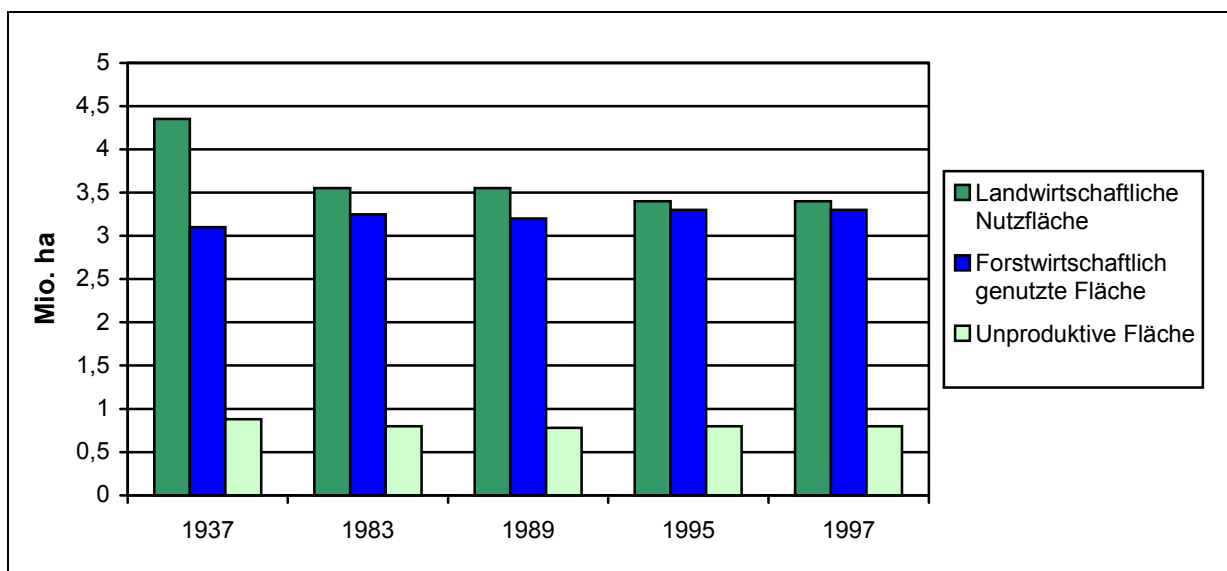


Abb. 16: Veränderung der Bodennutzung der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Österreich zwischen 1937 und 1997 (ÖSTAT, 1998a).

⁶⁷ Die Gesamtwirtschaftsfläche der rund 250.000 land- und forstwirtschaftlichen Betriebe Österreichs betrug 1997 7.541.448 (ÖSTAT, 1998). In der Differenz zur Gesamtfläche Österreichs (rund 8.385.820 ha) sind die restlichen Wasserflächen, Gebäudeflächen, Industriestandorte, Städte, Alpenraumflächen u.ä. enthalten.

6.5.3 Landschaftszerschneidung und Zersiedelung

Die Zerschneidung der Landschaft durch Infrastruktureinrichtungen wie Straßen, Bahnlinien und Hochspannungsleitungen zählt zu den wichtigsten Ursachen für den starken Rückgang der Arten- und Lebensraumvielfalt in Mitteleuropa (Kap. 7.2.2).

Besonders im Flach- und Hügelland wurden in den letzten Jahrzehnten zusammenhängende Lebensräume zunehmend beschnitten (siehe Abb. 17). Die verbleibenden Restflächen entsprechen nicht zwangsläufig ungestörten Flächen, sondern werden in ihrer Qualität und Quantität durch andere Belastungswirkungen (z. B. Intensiv-Landwirtschaft, allgegenwärtige Schadstoffe) nochmals eingeschränkt.

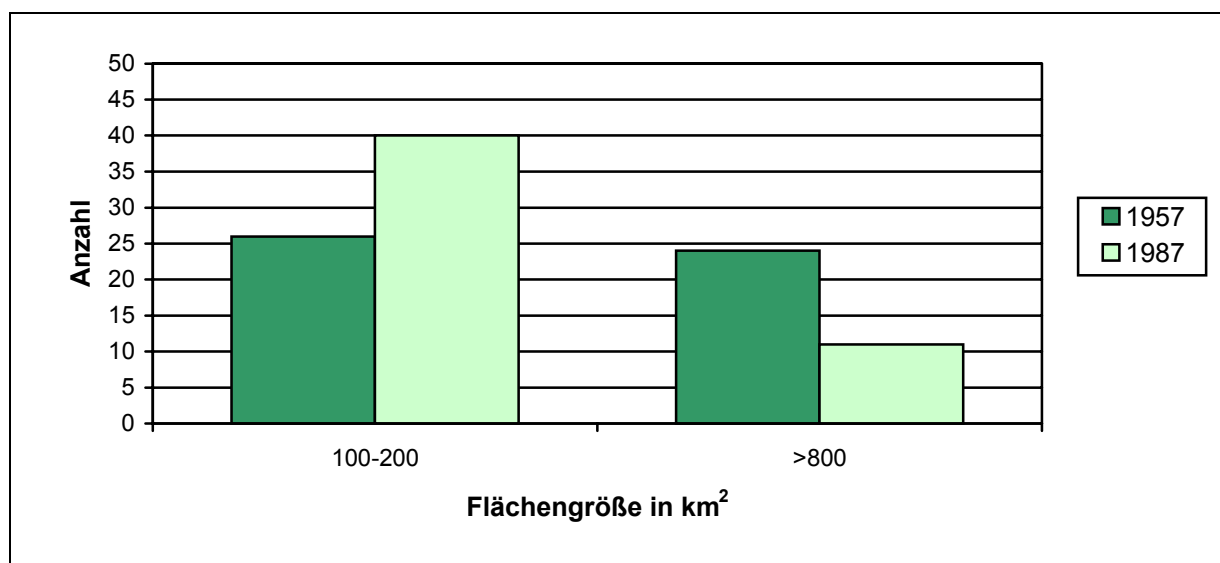


Abb. 17: Unzerschnittene Räume in Österreich 1957 und 1987 (verändert, aus ÖBIG, 1989b).

Landschaftszerschneidung durch Verkehrswege und Landschaftsverbrauch durch Zersiedelung bilden dabei zusammenhängende und rückgekoppelte Prozesse mit zirkulärer Verursachung. Einerseits fungiert die Struktur eines auf dem motorisierten Individualverkehr beruhenden Verkehrssystems als Steuerungsgröße für die Siedlungsentwicklung, andererseits zieht eine zerstreute Siedlungsorganisation eine entsprechende flächengreifende Verkehrserschließung nach sich. Ebenso wie die Zerschneidungseffekte von Infrastrukturanlagen greift auch die Zersiedelung der Landschaft in Landschaftsprozesse ein. Ausufernde Bebauung an Siedlungsrändern sowie in land- und forstwirtschaftliche Areale hinein reichende Siedlungssplitter bewirken gemeinsam mit dem dadurch notwendig werdenden Erschließungssystem massive Störungen der Lebensräume.

Nicht nur im städtischen und suburbanen Raum ist diese Entwicklung zu beobachten, sondern auch in ländlichen Regionen entsteht eine „Verhüttelung“, die für Störung und Fragmentierung des Waldes verantwortlich ist. Fehler in Planung, Koordination und Vollzug einer räumlichen Ordnung haben zu Entstehung derartiger Missstände beigetragen (ÖBIG, 1989b).

Es lassen sich drei wesentliche Aspekte der Flächeninanspruchnahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen unterscheiden (JAEGER, 2001):

- Direkter Flächenbedarf (durch Ausschluss anderer Nutzungen oder Funktionen);
- Indirekter Flächenbedarf (durch Überlagerung bestehender Umweltfunktionen und Nutzungen);
- Strukturelle Veränderungen (Fragmentierung der Landschaft und Veränderungen von räumlichen Lagebeziehungen).

Zerschneidungs- und Fragmentierungseffekte sind eine zentrale ökologische Wirkung hochrangiger Verkehrswege und üben vor allem auf die Tierwelt massive Einflüsse aus.

Die Zerschneidung von Landschaften führt zur Fragmentierung strukturell und funktionell zusammengehöriger Ökosystemkomplexe. Die Folgen können die Trennung von Tierhabitaten in oft nicht mehr funktionsfähige Teillebensräume, Isolation und Verinselung oder zumindest qualitative Habitatverluste sein. Aus der Barrierewirkung kann die Erschwerung oder völlige Unterbindung der Kommunikation zwischen Individuen, Populationen und Organismengemeinschaften eines ursprünglich eine funktionsräumliche Einheit bildenden Lebensraumes resultieren.

Die faktische Arealverkleinerung infolge der Segmentierung in kleinere Teillebensräume und die Unterbindung des Genflusses zwischen nunmehr isolierten Subpopulationen kann ohne geeignete Ausgleichsmaßnahmen zu genetischer Verarmung, Inzucht- und Entwicklungsdegressionen und damit zu verminderter Anpassungs- und Überlebensfähigkeit führen. Je geringer die Populationsgröße ist, desto leichter ist eine solche isolierte Tiergemeinschaft durch infektiöse Krankheiten destabilisierbar, zumal gerade linienförmige Infrastruktureinrichtungen als Infektionskanäle wirken können. Da ein Populationsaustausch durch Zu- und Abwanderung oft kaum oder nur mehr erschwert möglich ist, kann es bei Unterschreiten von kritischen Populationsgrößen oder der Fläche von Minimumarealen zum Zusammenbruch von Meta-Populationsstrukturen, zum Erlöschen von Populationen und zum lokalen oder regionalen Aussterben von Arten, Ökotypen oder Rassen kommen. Aufgrund des erhöhten Raumwiderstandes für die Ausbreitung von Arten ist in diesem Fall auch die Wahrscheinlichkeit einer Neu- oder Wiederbesiedelung gering (vgl. SAUNDERS et al, 1991).

In fragmentierten, verkleinerten Arealen ist regelmäßig eine Verdrängung stenöker, d. h. auf bestimmte Umweltbedingungen spezialisierter Arten, durch euryöke Arten, d. h. solche mit weiter ökologischer Amplitude, zu beobachten. Auch die Einwanderung fremder Arten (Fauna und Flora) kann dadurch und durch veränderte Dispersionswege gefördert werden (vgl. TROMBULAK & FRISSELL, 2000; HOBBS & HUENNEKE, 1992). Das Resultat ist oft die Dominanz einiger weniger Ubiquisten. Die Zerschneidungswirkung wird daher für langfristige Verringerungen bzw. Veränderung der Artenvielfalt verantwortlich gemacht.

Hierbei gilt es zu beachten, dass auch eine Verkleinerung von Aktionsradien durch flächenmäßig scheinbar unbedeutende randliche Segmentierung von Habitaten für viele Tierarten mit hohen Raumansprüchen dieselbe Wirkung wie große Flächenverluste und eine Lebensraumzerstörung haben können (vgl. SAUNDERS et al., 1991). Dies betrifft v. a. besonders sensible und seltene Tierarten sowie große Wildarten und Spitzenregulatoren am Ende der Nahrungskette (Beutegreifer), die meist ein sehr weitgreifendes Raumnutzungsverhalten mit hoher Mobilität besitzen.

Neben der physischen Barrierewirkung des Baukörpers selbst resultiert die ökologische Trennwirkung von hochrangigen Verkehrsträgern oft auch aus sekundären Effekten des Verkehrsbetriebs, wie Verlärmung, optischen Bewegungsreizen, Erschütterungen und Schadstoffimmissionen (vgl. TROMBULAK & FRISSELL, 2000; FORMAN & ALEXANDER, 1998; RECK & KAULE, 1993). Die permanente Beunruhigung durch die genannten Stressoren verleiht der Trasse eine Wirkung als breites Störungsband in der Landschaft, weshalb ihre Nähe von Tieren oft gemieden wird. Die Folge ist eine artspezifisch verringerte Dichte von brütenden oder nahrungssuchenden Individuen beiderseits der Straße. Bei vollständiger Vertreibung bzw. Abwanderung einer Art kann somit das Endresultat der Verringerung der Lebensraumqualität dasselbe wie bei einer Habitatzerstörung durch unmittelbare Flächeninanspruchnahme sein.

Zahlreiche Tierarten vermeiden die Querung von Straßen auch wegen der spezifischen mikroklimatischen Bedingungen und des Fehlens deckungsgebender Strukturen. Auf andere Organismengruppen wiederum übt der Straßenbelag eine Lockwirkung aus, so z. B. auf Eidechsen und andere Reptilien aufgrund der stärkeren Erwärmung und längeren Wärmeabgabe (Ökofalle) (vgl. z. B. FORMAN & ALEXANDER, 1998).

Überall, wo infolge der Lebensraumzerschneidung obligate Schlüsselhabitats und essentielle Ressourcen auf verschiedenen Seiten einer hochrangigen Straße zu liegen kommen und diese keine absolute Barriere bildet, werden Tiere zur Erfüllung ihrer täglichen Bedürfnisse zum regelmäßigen Wechseln über die Straße gezwungen. Dasselbe gilt für Organismen, die zu unterschiedlichen Jahreszeiten und in unterschiedlichen Lebensstadien verschiedene Biotope benötigen, wie die saisonalen fortpflanzungsbedingten Wanderungen von Amphibien zwischen Reproduktionshabitats und terrestrischen Lebensräumen. Die hierdurch notwendige erhöhte Tiermobilität führt unvermeidlich zu hohen verkehrsverursachten Mortalitätsraten durch Kollisionen, Überfahren und Vogelschlag (vgl. TROMBULAK & FRISSELL, 2000; ANDREN, 1994).

Als Tierarten mit hohem Raumbedarf und teils ausgeprägten Wandergewohnheiten und -traditionen sind die häufigsten heimischen Wildarten Rotwild, Rehwild und Schwarzwild sowie Großwildarten mit raumgreifendem Mobilitätsverhalten, wie Bär, Luchs und Wolf, in besonderem Maße von der Barrierewirkung von Verkehrswegen betroffen. Dies gilt insbesondere dann, wenn traditionelle großräumige, überregionale Wanderkorridore und Mobilitätsachsen durch Trassen unterbrochen werden (VÖLK et al., 1999).

Während sich ein Großteil der Analysen von Art-Arealbeziehungen und der Auswirkungen von Habitatsfragmentierungen auf Wirbeltiere beziehen, dürfen auch Zerschneidungseffekte auf Gefäßpflanzen und Insekten nicht unbeachtet bleiben. Kommt es im Zuge der Fragmentierung zum Verlust entscheidender Ökosystemfunktionen, kann sich das drastisch auf Arten und Lebensgemeinschaften auswirken, wobei den Schlüsselarten eines Ökosystems besondere Bedeutung zukommt. So kann es bspw. zu Veränderungen der Fremdbestäubung bei Pflanzen oder zum Ausfall wichtiger Prädatoren mit Auswirkungen auf die Populationsentwicklung von Schädlingen kommen (KRUESS, 1996).

Mit Zunahme der Dichte von Infrastruktureinrichtungen entsteht ein Netzwerk an Zerschneidungslinien, das ein Mosaik an kleineren Habitats entstehen lässt und den Fortbestand von großen zusammenhängenden Gebieten der einzelnen Waldgesellschaften unterbindet. Komposition, Struktur und Funktion des Waldökosystems werden dadurch verändert (SAUNDERS et al., 1991). In diesem Zusammenhang ist mit Auswirkungen auf die genetische Vielfalt von Pflanzenarten zu rechnen. Vor allem fremdbefruchtende Arten sind durch Fragmentierung und Isolation in ihren Populationen gefährdet, da aufgrund von erschwertem Genfluss und geringerer Rekombination Inzuchtdepression und Gendrift bzw. genetische Erosion eintreten können (WINGEDER, 2000). Der Ausfall obligater Bestäuber für fremdbestäubte Pflanzenarten führt in kleinen isolierten Pflanzenpopulationen zu einer Reduzierung des Samenansatzes (aus KRUESS, 1996). Selbstbefruchtende, einjährige Arten sind dagegen weniger empfindlich gegenüber Fragmentierung ihrer Lebensräume als gegenüber einer Verschlechterung der Habitatqualität, da ihre Anpassungsfähigkeit durch ihre geringe gesamte genetische Vielfalt beschränkt ist (Kap. 7.2.2) (OOSTERMEIJER, 2000).

6.5.4 Bodenversiegelung und -verdichtung

Boden ist ein endliches, nicht vermehrbares und innerhalb menschlicher Zeitmaßstäbe nicht oder nur unter großem technischem und finanziellem Aufwand regenerierbares Gut. Durch die Verbauung zu Siedlungs- und Verkehrszwecken wird die multifunktionale Ressource Boden auf die monofunktionale Nutzung als Träger von Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur beschränkt und der Lebensraum Boden in seiner vierdimensionalen Raum-Zeit-Struktur auf die zweidimensionale Sache „Siedlungs-/Verkehrsfläche“ reduziert.

Flächen, die für Siedlung, Verkehr, Industrie, Gewerbe oder andere Nutzungsformen versiegelt oder überbaut werden, weisen massive Änderungen der Stoffkreisläufe auf. Der Boden als belebtes und lebendes System wird vom Luft- und Wasserhaushalt abgeschnitten, das Bodengefüge verdichtet und zerstört, die humosen oberen Bodenhorizonte abgetragen und

dadurch die Lebensbedingungen für die Bodenflora und -fauna vernichtet. Selbstregelungsmechanismen des Ökosystems werden dadurch massiv eingeschränkt. Infolge der Erhöhung des Oberflächenabflusses wird die Versickerungsrate herabgesetzt und die Grundwasserbildung gehemmt. Der Grundwasserspiegel kann sich auch in der Umgebung bis zu einigen Metern senken und Lebensbedingungen für stadtnahe Wälder maßgebend beeinflussen (ÖBIG 1989b). Der erhöhte Oberflächenabfluss wiederum führt zu geändertem Abflussverhalten von Vorflutern, erfordert die Auslegung von städtischen Kanalisationen und der Verbauungsmaßnahmen von Fließgewässern auf größere Abflusskapazitäten und steigert die Gefahr von Überschwemmungen.

Da die Nutzung für Siedlungswesen und Verkehr ihrem Wesen nach eine andere Nutzungen ausschließende, unverträgliche Nutzungsart darstellt, ist durch sie beanspruchter Boden als Lebensraum für Tiere, Standort für Pflanzen, Produktionsfläche für Land- und Forstwirtschaft sowie für anderweitige konkurrierende menschliche Nutzungen verloren.

Die Umwidmung von Waldböden in Bauland und dessen Inanspruchnahme durch Versiegelung und Verbauung sind daher grundsätzlich nicht ausgleichbar und – in menschlichen Zeiträumen gesehen – weitgehend irreversibel.

6.5.5 Veränderung des lokalen Klimas

Ein wesentliches Merkmal überbauter Flächen ist eine Erwärmung, die aus Wärmeausstoß (Heizung, Verkehr, Produktion) und der Verbauung mit wärmespeichernden Materialien (Beton, Asphalt, Metalle) resultiert. Je dichter die Bebauung, desto stärker ist die sommerliche Aufwärmung. Im Vergleich zur Umgebung kann an extremen Sommertagen die Temperatur um ca. 2-3°C und das Sättigungsdefizit der Luft um ca. 10-20 % erhöht sein (WESSOLEK, 2001).

Die jahreszeitlichen und die Tag-Nacht-Schwankungen der Temperatur werden vermindert, es können Wärmeinseln entstehen, wobei die Temperaturdifferenz zwischen verbautem Gebiet und Umland besonders im Winter ansteigt. Eine weitere Folge der Erwärmung kann die Bildung einer Inversionsschicht über dem Umland sein. Dadurch werden die Austauschvorgänge zwischen den bodennahen und den darüber liegenden Luftschichten gehemmt und Emissionen gestaut. An den Inversionsgrenzen treten Immissionsschäden auf, die erhöhte Neigung zur Nebelbildung verstärkt die Wirkung der Emissionen auf den Wald durch Ablage feuchter Depositionen ebenfalls (VACIK & LEXER, 1998; GÖTTLEIN & PRUSCHA, 1996).

6.5.6 Mehrung der Waldfläche – Erstaufforstung und Wiederbewaldung

Als Sonderform der Lebensraumveränderung ist die Neu- bzw. Wiederbewaldung von ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen zu betrachten, die durch gezielte Aufforstungen oder durch spontane Verbuschung und Verwaldung von Brachfällen im Rahmen un gelenkter Gehölzsukzession erfolgen kann. Das zunehmende Brachfallen von Ackerflächen ist die Folge der Unrentabilität von Grenzertragsböden, von Ertragssteigerungen infolge von Rationalisierung und Intensivierung, der konjunkturellen oder ökologischen Förderung von langjährigen Brachlegungen sowie von Nutzungsauffassungen infolge von Betriebsstilllegungen (Sozialbrachen) (AFL, 1994). Hierbei gilt es zu beachten, dass es sich insbesondere im Grünlandbereich bei den ökonomisch unattraktiven Grenzertragsstandorten häufig um Biotope handelt, die sich durch besonders hohe floristische und faunistische Artenvielfalt auszeichnen, die nur durch Weiterführung oder Wiederaufnahme des traditionellen Nutzungs- oder eines entsprechenden Pflegeregimes erhalten werden kann.

Erstaufforstungen werden vornehmlich auf landwirtschaftlichen Brachflächen und Industrie-ömland durchgeführt und sind häufig mit erheblichen Meliorations- und Pflegeeingriffen verbunden, was deren Effizienz oft in Zweifel zieht (AFL, 1994). Bei bereits vorhandener hoher

Walddichte wirkt sich zusätzliche Bewaldung eher negativ auf die Vielfalt von Lebensräumen und Landschaften aus (MAYER, 1992). Zusätzliche ökologische Probleme von Aufforstungen liegen in der Neigung zu pflegeleichten, geometrisch angeordneten Nadelholzkulturen, die Struktur- und Artenvielfalt vermissen lassen. VÖLKL (1997) stellt jedoch fest, dass die negativen Auswirkungen von Aufforstungen davon unabhängig sind, ob es sich um standortgerechte Baumartenwahl oder um standortwidrige Reinbestände handelt (Kap. 7.2.4).

Durch die Bewaldung vorher landwirtschaftlich genutzter Flächen werden die direkten und indirekten Rahmenbedingungen der Existenz von Individuen, Populationen, Arten und Biozönosen zwingend verändert (KLEIN, 1997). Durch Aufforstungen von Waldwiesen und Lichtungen nimmt der Strukturreichtum im Wald ab, es gehen innere Waldränder und damit Lebensräume für die Fauna verloren (VÖLKL, 1997). Die Wiederbewaldung wirtschaftlich unbedeutender Flächen wie Feuchtwiesen oder Magerrasen, die besonders vom Brachfallen betroffen sind, führt zu einem Verlust an Sonderbiotopen und deren Pflanzen- und Tierarten (SCHERZINGER, 1996).

Am ehesten rechtfertigt die Erfüllung von Schutz- und Erholungsfunktion größerflächige Aufforstungen (AFL, 1994). In Gebieten mit sehr geringer Waldausstattung, wie z. B. weiten Teilen des Weinviertels, können Neubewaldungen als naturnahe Formationen schon allein aufgrund des geringen Flächenanteils naturnaher und gehölzdominierter Landschaftselemente eine ökologische Bereicherung darstellen (KLEIN, 1997).

Unterbleiben menschliche Eingriffe, sei es durch Nutzung oder Pflegemaßnahmen, kommt es auf den Brachflächen zum Einsetzen einer sekundären progressiven Sukzession (= natürliche Rückentwicklung) mit hoher Anfangsgeschwindigkeit, oft artenreichen Anfangsbeständen mit raschem Artenwechsel und verschiedenen labilen Zwischenstadien bei zunehmender Verlangsamung der Vegetationsentwicklung (ELLENBERG, 1996; BARTH, 1995). Der idealtypische Verlauf der Sukzession auf Ackerbrachen erfolgt von Ackerwildkräutern über Sträucher bis zu Holzgewächsen (siehe Abb. 18), wobei gerade das räumliche Neben- und Ineinander und die zeitliche Abfolge von unterschiedlichen Sukzessionsstadien eine immense Erhöhung der Biodiversität und der Dynamik der Kulturlandschaft bedeuten kann. Reifere Brachen sind als Lebensraum und Rückzugsgebiete sowohl für die Kleintierwelt als auch für das Wild von großem Wert, besonders für das Rebhuhn, aber auch für Rehwild, Hasen und Fasane sind die kraut- und deckungsreichen Flächen attraktive Habitate und Nahrungsflächen (BARTH, 1995). Aber auch junge Ackerbrachen bieten wertvolle, in der Intensiv-Agrarlandschaft selten gewordene Lebensräume für Pioniere und Offenbodenspezialisten, v. a. unter der Fauna (Kap. 6.4.7).

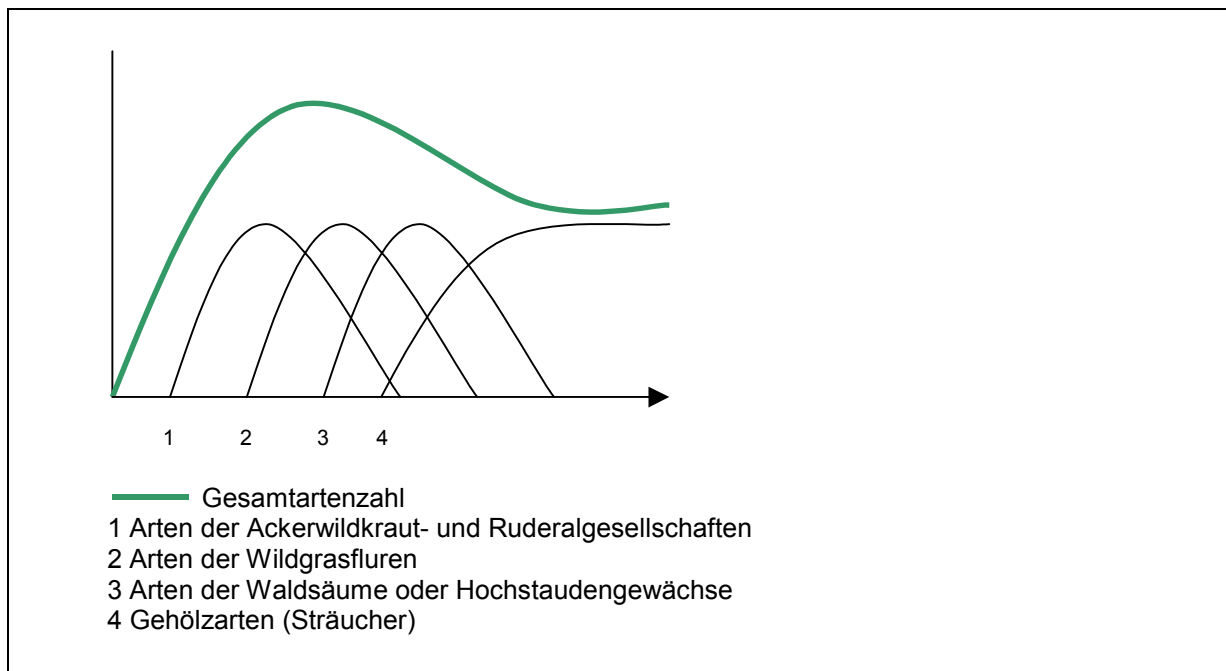


Abb. 18: Idealtypische Sukzession einer Brache (verändert nach HARD, 1976 in: BARTH, 1995).

6.5.7 Wasserbau, Wasserwirtschaft und Elektrizitätsgewinnung

Auen sind Schnittstellen zwischen Gewässer- und Landlebensräumen. Sie liegen im ökologischen Spannungsfeld zwischen nass und trocken und werden von Hoch- und Niederwasserführung, Abtrag und Anlandung geprägt. Die Vielfalt an Biotopen in Flussauen (z. B. Nebenarme, Altarme, Uferzonen, Auwald und Auwiesen) und Sonderstandorten (z. B. Heißländern) bedingt eine enorme Artenvielfalt (LAZOWSKI, 1996).

Da sie in Zusammensetzung und Stabilität besonders abhängig von den standorthydrologischen Verhältnissen sind, werden Auwälder durch Eingriffe des Wasser- und Kraftwerksbaus sehr stark beeinflusst.

Die Maßnahmen zur Abwehr von Hochwässern und Erosion, indem Flussarme und Bachmäander begradigt, Gerinneprofile eingeeengt und Dämme geschüttet wurden, richteten meist kein Augenmerk auf die begleitenden Waldgesellschaften und die Rückwirkungen auch auf höher gelegene Waldteile. Drainagen von Feuchtgebieten und Quellmulden tragen außerdem zur Austrocknung der dort angesiedelten Waldgesellschaften bei. Diese Aktivitäten greifen in Stabilität und Artenzusammensetzung der Waldbestände ein (HAGER et al., 1992).

Der Kraftwerksbau ist neben Schutzwasserbau und Siedlungswasserbau die dritte Komponente für den Rückgang naturnaher Fließgewässer und die Veränderung angrenzender (Au-) Wälder (ÖBIG, 1989b). Die Oberflächenwasserüberleitung, wie sie bei Speicherkraftwerken üblich ist, stellt eine wichtige Facette der Austrocknung von Waldstandorten dar (HAGER et al., 1992).

Angrenzende Auwald-Ökosysteme werden dabei beeinflusst durch (nach ÖBIG, 1989b):

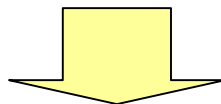
- Verkleinerung der Retentionsräume;
- Zerstörung der Übergangszone Wasser-Land;
- Veränderung von Grundwasserspiegel und Wasserbilanz;
- Reduzierung der Überschwemmungen von Auegebieten;

- Flächenüberstauung;
- Erschließungseinrichtungen wie Leitungen, Straßen etc.

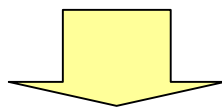
In den letzten Jahrzehnten sind rund 2.100 ha (rund 5 % der geschätzten Auwaldfläche Österreichs) an Auwaldflächen für den Kraftwerksbau, den Ausbau des Straßennetzes sowie für die Errichtung von Hochbauten der öffentlichen Hand verloren gegangen. Dabei ist auch zu beachten, dass über 500 ha Ersatzaufforstungen mit sehr naturnahen Auwaldpflanzengesellschaften durchgeführt worden sind (GÜNZL, 1993). Problematisch ist im Gegensatz hierzu die Umwandlung der trocken gelegten Au in Hybridpappel-Bestände.

6.5.8 Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen

- Verkehrs- und Siedlungsdruck
- Ver- und Entsorgungsinfrastruktur
- Grenzertrags-, Sozial- und Strukturbrachen
- Industriestandorte, Kraftwerke
- Versagen und mangelnde Koordination der Raumordnung
- Erstaufforstungen und natürliche Wiederbewaldung



- Zerschneidung und Zersiedelung der Landschaft, „Verhüttelung“
- Versiegelung, Überbauung und Verdichtung des Bodens
- Veränderung des lokalen Klimas, Inversions- und nebelverstärkte Immissionswirkung
- Zerstörung und Umnutzung von Wald (Rodung, Stauseen)
- Störung der ökosystemaren Prozesse in (Au)Wäldern
- Mehrung der Waldfläche



- Flächen- und Lebensraumverluste
- Isolation und Verinselung von Populationen, mangelnder Genaustausch und Behinderung von Tiermigrationen
- Veränderung von Grundwasserspiegel und Oberflächenabfluss
- Änderung von Artengefüge und Lebensgemeinschaften, Begünstigung von Kulturfolgern, Verdrängung von Kulturflüchtern
- Immissionschäden an der Inversionsgrenze
- Veränderung des Artengefüges und der Lebensräume in (Au)Wäldern
- Bildung neuer Sukzessionen auf Brachflächen
- Beeinträchtigung von Habitat- und Landschaftsvielfalt durch Aufforstungen, Verluste naturschutzfachlich bedeutender Biotope

6.6 Einflüsse von Tourismus und Freizeitaktivitäten auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen

6.6.1 Die Bedeutung von Erholung und Freizeit

Vor etwa 120 Jahren entstanden allmählich – und auch als eine Reaktion auf die Industrialisierung, die Bevölkerungsentwicklung und -verteilung – der Fremdenverkehr und Tourismus. Die Pioniere der Wanderbewegung begannen den Wald für ihre Zwecke zu nutzen, legten Wege an und errichteten Schutz- und Ausflughütten (OFFENHUBER, 2000). Gerade in den Jahrzehnten der Nachkriegszeit gewannen der nationale und internationale Fremdenverkehr sowie der Naherholungsverkehr zunehmend an Bedeutung. Das neuartige Entstehen von Freizeit im Sinne von arbeitsfreier Zeit, eine Vervielfachung des frei verfügbaren Einkommens, die Zunahme der Mobilität, die zunehmende Verstädterung und die Verschlechterung der Lebensqualität in den Ballungsräumen führten zu dieser Entwicklung. Gleichzeitig hat ein Wertewandel stattgefunden, Freizeitinhalte und Freizeitaktivitäten werden immer stärker als Bestandteil des Alltags angesehen (BUCHWALD, 1998).

Die Entwicklungen der Tourismus- und Freizeitwirtschaft wirken sich in starkem Maße auf die Umwelt aus. Lebensräume und sensible Zonen wie Bergregionen oder Seengebiete, Wasserressourcen sowie Infrastrukturanlagen wie Verkehrswege, Energieversorgungsanlagen und Entsorgungseinrichtungen werden erheblichen Belastungen ausgesetzt.

Eine Vielzahl der Beeinträchtigungen resultiert aus verstärkter Nutzung und Überbeanspruchung der natürlichen und menschlichen Ressourcen durch zu große Anzahl und Dichte von Touristen und Erholung Suchenden. Bei den Spitzenbelastungen des Massentourismus handelt es sich vor allem um ein Verteilungsproblem. Aber nicht nur Massierungerscheinungen, sondern auch die nicht ressourcengerechte Art ihrer Beanspruchung können zu Belastungen des Naturhaushalts führen (BMUJF, 1996).

6.6.2 Umweltwirkungen des Tourismus

Die Umweltwirkung touristischer Aktivitäten lässt sich durch drei Faktorenkomplexe beschreiben (nach BMUJF, 1996):

- touristischer Verkehr: An-/Abreise, am Urlaubsort, ruhender Verkehr, touristische Transportanlagen;
- touristische Suprastruktur: Beherbergung/Verpflegung, Sport- und Freizeitanlagen, touristische Infrastruktur;
- Sport- und Freizeitaktivitäten: Skisport, Wandern/Bergsteigen, Mountainbiking/Radfahren, Golf, Reiten, Motocross, Wassersport, Sportflug, Paragliding.

Mit zunehmender Besucherdichte wachsen für den Wald besonders die Probleme (nach AMMER & PRÖBSTL, 1991):

- des ausufernden Bodenverbrauchs,
- einer Störung oder Zerschneidung von Landschafts- bzw. Lebensräumen,
- der Verlärmung,
- der Vermüllung.

Grundsätzlich gilt, dass naturnahe Ökosysteme sensibler als bereits stark veränderte reagieren und somit die Neuerschließung relativ naturbelassener Gebiete für einen verstärkten Besucherzustrom problematisch ist (AMMER & PRÖBSTL, 1991).

Neben wirtschaftlichen, sozialen/sozialpsychologischen und politischen Belastungen sind vielfältige (wald)ökologische Beeinträchtigungen durch den Tourismus anzuführen (BUCHWALD, 1998):

- Inaktivierung biologisch aktiver Flächen (Flächenversiegelung) durch Überbauung, Trassierung;
- Verunreinigung von Luft und Wasser durch erhöhtes Verkehrsaufkommen, Einleitung nicht ausreichend geklärter Abwässer und Motorsport (Land, Wasser, Luft);
- Zerstörung von Tier- und Pflanzenwelt durch Entzug von Lebensräumen (Flächenverlust), Veränderung von Lebensräumen (Eutrophierung usw.), direkte Einwirkung auf Pflanzen und Tiere (Tritt, Befahrung, Lärm);
- Wind- und Wassererosion (falsche Standortplanung, Eingriffe in Bodendecke, Trittbelastung).

Tab. 14: Umweltbelastung durch Tourismus (nach SCHEMEL & HARTMANN, 1994; verändert).

UMWELTBELASTUNG DURCH TOURISMUS		
betroffener Umweltfaktor im Wald	Veränderungen, Belastungen	Ursachenbeispiele
Tierarten und deren Lebensräume (Biotope)	Artenveränderungen/-verschiebungen, Beunruhigung von scheuen Tierarten durch Lärm und Anwesenheit	Mountainbiking, Angeln, Klettern, Kanufahren
	Isolierung oder Zerschneidung von Lebensräumen	Freizeitinfrastruktur, Freizeitanlagen
Pflanzenarten und deren Lebensräume (Biotope)	Artenveränderungen/-verschiebungen durch veränderte Standortbedingungen, mechanische Verletzung von Vegetation	Bau und Betrieb von Freizeitanlagen, Mountainbiking
	Isolierung oder Zerschneidung von Lebensräumen	Camping, Parken, Pflücken Freizeitinfrastruktur, Freizeitanlagen

Die Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft sind abhängig von Ort und Ausmaß (Intensität) der touristischen Nutzung sowie der Empfindlichkeit bzw. Belastungsfähigkeit des Landschaftsausschnittes. Sie wirken nicht nur nebeneinander, sondern können sich auch gegenseitig verstärken (SCHARPF, 1998a). Die Auswirkungen einzelner Freizeitaktivitäten können dadurch Ausmaße annehmen, die für einzelne Arten der Flora und Fauna im Wald zu einer ernststen Bedrohung werden (AMMER, 1998). Die Belastungen durch Freizeit- und Erholungsaktivitäten können direkte (Störung) und indirekte (Veränderung des Biotops) Auswirkungen auf die Fauna haben. Veränderungen des Naturhaushaltes können damit unmittelbare Änderungen in der Populationszusammensetzung hervorrufen (SCHARPF & HARFST, 1983; in: SCHARPF, 1998b).

6.6.3 Störung von Lebensräumen

Neben der großräumigen Zerschneidung der Landschaften durch Verkehrswege und andere infrastrukturelle Einrichtungen sind auch zunehmend Lebensräume in relativ dünn besiedelten Gebieten durch Forststraßenbau und den Tourismus fragmentiert worden (vgl. auch Kap. 6.5.3, 7.2.2).

Mit einer Zunahme von Freizeit- und Erholungsaktivitäten steigt auch der Bedarf an landschaftsgebundenen Erholungseinrichtungen, v. a. des Wege- und Straßennetzes. Eine steigende Dichte an Spazier- und Wanderwegen sowie Forststraßen beeinträchtigt die Mobilität von Klein- und Kleinstlebewesen und kann mitunter Isolationseffekte hervorrufen. Neben der Versiegelung der Bodenoberfläche sind es erhöhte Ein- und Ausstrahlung sowie eine stärkere Belichtung im Bereich von Vegetationslücken, die zu einer Veränderung der Tier- und Pflanzenwelt führen (Kap. 6.5.3). Feld- und Randarten besiedeln das angrenzende Areal und verdrängen typische Waldarten (AMMER & PRÖBSTL, 1991).

Die zunehmende Anzahl an Erholung Suchenden führt im weiteren zu vielfältigen Störungseffekten. Wanderer, Kletterer, Mountainbikefahrer oder Paragliders erhöhen das Beunruhigungspotenzial und stören vielfach die Ruhephasen von Wildtieren. Populationen können aus ihren Einstandsgebieten vertrieben werden und in Ausweichgebieten infolge einer Verschlechterung ihrer Energiebilanz erhebliche Verbiss- und Schälschäden verursachen (Kap. 6.3.5). Im Winter kann der sprunghafte Anstieg des Energieverbrauchs für einzelne Arten, wie z. B. das Schneehuhn, lebensbedrohende Ausmaße annehmen (AMMER & PRÖBSTL, 1991). Variantenschiffrer außerhalb der markierten Pisten und Tourenger, die in ansonsten unberührte Habitate eindringen, schrecken das Wild in seinen Wintereinständen auf.

Die Errichtung von Wintersportanlagen ist für Zerschneidung und Störung von Lebensräumen mitverantwortlich. Skipisten und Liftanlagen trennen und isolieren Habitate und beschneiden damit die Mobilität und den Genaustausch der betroffenen Arten. Liftseile und Freileitungen stellen Flughindernisse dar, Langlaufloipen und Skiwanderwege können weitläufig die Lebensräume vieler Schalenwild- und Großvogelarten durchschneiden. Es kann zu Trennungen von Einständen und Fütterungsbereichen kommen, welche die Energiebilanz von Schalenwild und den Balzbetrieb von Birk- und Auerwild nachhaltig stören. Daneben verursachen Pistenplanierung und -präparierung eine flächenhafte Beeinträchtigung der Äsungsbasis für Rauhfußhühner und von Lebensräumen geschützter Vogel- und Insektenarten (SCHIMA & WEISS, 1992).

6.6.4 Einfluss auf Boden, Wasserhaushalt und Vegetation

Der Wintersportbetrieb nimmt vor allem aufgrund der weitläufigen Anlagen Einfluss auf Waldökosysteme und ihre biologische Vielfalt. Rodungen sorgen für eine Änderung der Vegetation, des Mikroklimas und des Wasserhaushalts, es entstehen neue Waldränder mit einer erhöhten Anfälligkeit für Windwurf, Rindenbrand und Frostrocknis. Durch Planierung und Präparierung der Pisten wird das Bodengefüge zerstört, es kommt zu Verdichtung, Verhagerung, erhöhtem Oberflächenabfluss und Erosion, die Vegetationsdecke und die oberen Bodenhorizonte werden gestört. Der zunehmende Einsatz von Kunstschnee birgt vielerlei Probleme. Der Einsatz von Chemikalien verursacht Schäden an Bäumen und Bodenvegetation, Salze schädigen die Wurzeln vor allem von Flachwurzlern (Fichte), Schneesement wirkt als Stickstoffdünger. Spätere Schneeschmelze und größere Verdichtung der Schneedecke erhöhen die Gefahr des Erstickens von Organismen, überhöhte Kohlendioxidkonzentrationen fördern Fäulnisprozesse der organischen Substanz. Angrenzende Waldflächen können durch Schneeverfrachtung direkt von Artenverarmung an Pflanzen und Reduktion an Bodenorganismen betroffen sein (SCHIMA & WEISS, 1992).

Neben der Anlage von Schipisten nimmt auch die Sportausübung selbst Einfluss auf den Wald. Variantenschifahren außerhalb der markierten Pisten verursacht vor allem Schäden an den Jungbäumen durch Kantenschliff, außerdem können Sämlinge und Jungpflanzen entwurzelt werden. Dadurch kann es zu einer Gefährdung der Verjüngung und der Strauchschicht kommen. Tourengehen nimmt vor allem durch Verletzung der Terminalknospen bis hin zur Verzögerung der Wiederbewaldung auf Extremstandorten Einfluss auf die Vegetation.

Trittbelastungen (durch Begehen, Befahren, Lagern) verursachen direkte Schäden an der Vegetation, wirken sich aber auch über die Verdichtung des Oberbodens auf die Lebensbedingungen der Arten aus (siehe Abb. 19). Das Durchdringen von Luft und Wasser wird erschwert, Artenvielfalt und Dichte der Bodenlebewesen und damit die Abbauprozesse im Boden ändern sich (BARTH, 1995). Dadurch werden die Nährstoffumsetzung, die Nährstoffbereitstellung und -aufnahme der Vegetation gestört (SCHIMA & WEISS, 1992). Durch das Ausfallen trittempfindlicher Pflanzen kann es zu einer Verschiebung des Artengefüges zugunsten typischer Trittrasengesellschaften kommen. Empfindliche Arten sterben ab, bodennahe Rosetten und Kriechpflanzen werden gefördert und besiedeln die Nischen der durch Trittbelastung ausgefallenen Gräser und Kräuter (AMMER & PRÖBSTL, 1991).

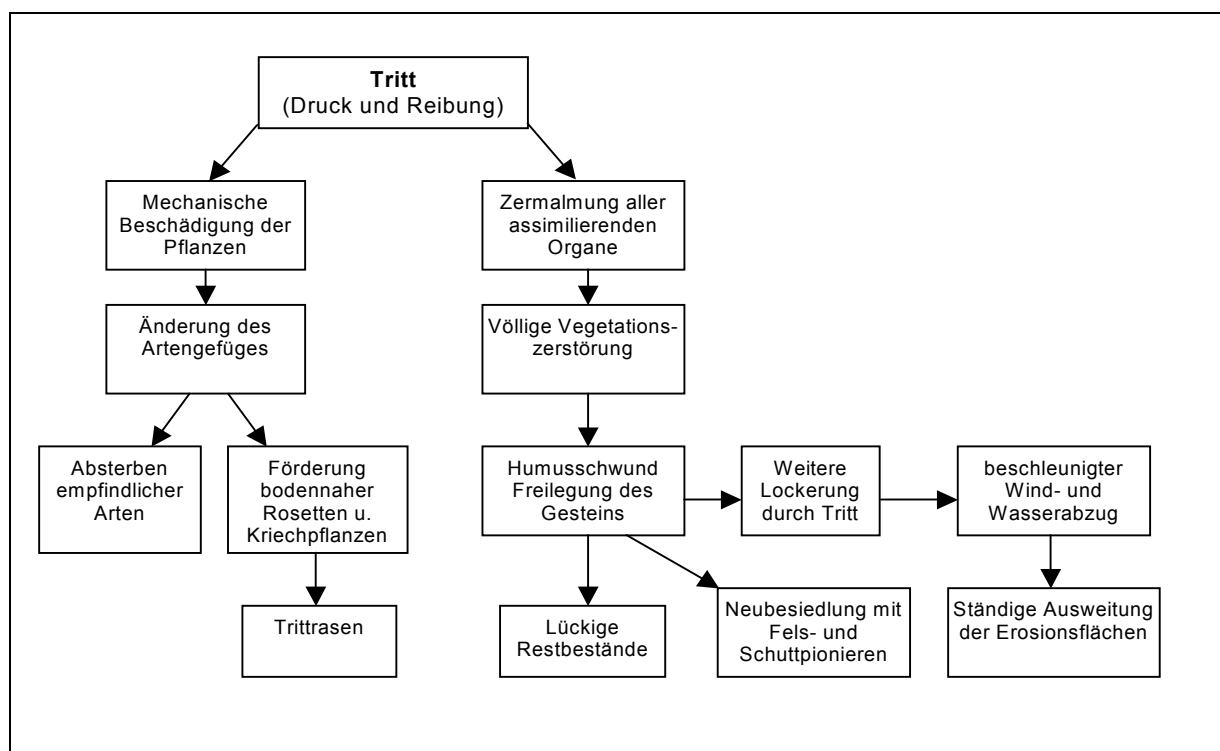


Abb. 19: Trittausgelöste Wirkungen auf den Pflanzenstandort (nach RINGLER, 1983).

Eine Freilegung des Bodens durch mechanische Einflüsse und damit die Beseitigung der schützenden Vegetationsdecke erhöht die Erosionsgefährdung und verändert den Wasserhaushalt. Durch Rinnen und Rillen werden Oberflächen- und Sickerabfluss verändert und die Wasserversorgung gestört (SCHIMA & WEISS, 1992).

Humusschwund und Gesteinsfreilegung beeinflussen die Vegetation in Richtung Fels- und Schuttpioniere. Seltene Pflanzenvorkommen, hochspezialisierte Flechtengesellschaften oder faunistische Besonderheiten haben fallweise nur mehr wenig Überlebenschancen. Besonders in Moorkomplexen können bereits geringe Trittbelastungen dauerhafte Schäden verursachen (BARTH, 1995).

Im Umfeld von Besucherschwerpunkten – fast immer gekoppelt mit Trittbelastung – kommt es häufig zur Eutrophierung, insbesondere durch Stickstoff und Phosphor (AMMER & PRÖBSTL, 1991).

Die Entnahme von Bodenpflanzen und Pilzen kann lokal durch Änderung der Artenzusammensetzung und der Bedrohung bzw. dem Aussterben seltener Arten von Bedeutung sein. Die Dezimierung von Pilzen kann zu Störungen von Symbiosen in ihrer Funktion als Wirtspilze für bestimmte Insekten führen (AMMER & PRÖBSTL, 1991).

Die Gefahr von Waldbränden betrifft vor allem Koniferenbestände (besonders Kiefern) und grasreiche Waldgesellschaften in trockenen Frühjahrs- und Sommerperioden (SCHIMA & WEISS, 1992).

6.6.5 Erholungsinfrastruktur und tourismusinduzierter Verkehr

Mit dem Trend der Expansion der Angebotskapazitäten und des Anstiegs der touristischen Nutzungsintensitäten entstehen quantitative und qualitative Engpässe an passenden Flächen, die Folge können Verhüttelung und Zersiedelung der Landschaft sowie das Vordringen in durch Naturgefahren beeinträchtigte Gebiete sein (gelbe und rote Zonen). Schutzmaßnahmen vor Wildbächen, Lawinen, Steinschlag, Rutschungen und Erosionen fördern weiteren Raum- und Landschaftsverbrauch (Kap. 7.2.4) (BMUJF, 1996).

Waldökosysteme sind nicht nur von direktem Flächenverbrauch durch Rodungen betroffen, sondern in größerem Ausmaß indirekt von den Folgeerscheinungen eines durch erhöhte Attraktivität zunehmenden Besucherdrucks mit allen beschriebenen Auswirkungen (SCHIMA & WEISS, 1992).

Freizeitaktivitäten sind ein Teil des Gesamtursachenkomplexes für die Schaffung flächenintensiver Verkehrseinrichtungen (BMUJF, 1996). Durch immer bessere Erschließung auch entlegener Gebiete und Zunahme des motorisierten Individualverkehrs steigt die Schadstoffbelastung auch in den verkehrsinfrastrukturellen Verdichtungspunkten der Erholungsgebiete selbst. Es wird geschätzt, dass im Alpenraum rund 30 % des Verkehrsaufkommens aus touristischem alpenquerenden bzw. touristischem Zielverkehr resultieren (HACKL & HECKL, 2000). In Gebirgstälern mit ungünstigen Windströmungsverhältnissen und häufigen Inversionen werden die Schadstoffe schlecht verteilt und konzentriert in die umgebende Landschaft eingetragen (SCHIMA & WEISS, 1992). Hohe Stickoxyd- und Ozonkonzentrationen und verstärkt auftretende Waldschäden in den Bergwäldern können die Folge sein (AMMER et al., 1988).

6.6.6 Nachhaltiger Tourismus

Die Entwicklung eines nachhaltigen Tourismus resultiert aus der Forderung nach Erhaltung der wirtschaftlichen Grundlagen sowie der ökologischen und landschaftlichen Ressourcen. Ein nachhaltiger Tourismus sollte sozial gerecht, kulturell angepasst, ökologisch tragfähig und für die ortsansässige Bevölkerung wirtschaftlich sinnvoll und ergiebig sein.

Wichtige Ziele eines ökologisch nachhaltigen Tourismus sind (nach BAUMGARTNER & RÖHRER, 1998):

- Anpassung des Tourismusangebots an die naturräumlichen Gegebenheiten der Region;
- Lenkung von Touristenströmen;
- Schutz und behutsame Nutzung sensibler Ökosysteme;
- Lenkung und Entzerrung von An- und Abreiseverkehr;
- Verstärkung des öffentlichen Verkehrs und Verringerung der Individualverkehrs;

- Senkung des Energieverbrauchs und Erhöhung des Energieanteils an erneuerbaren Energieträgern;
- Sparsame Wasserversorgung;
- Minimierung der Stoffströme (Abfallvermeidung).

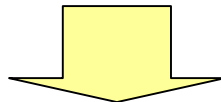
Zum Schutz der Biodiversität müssen die lokalen und regionalen Schutzmaßnahmen für bedrohte Biotope weiter ausgebaut werden, um negative Auswirkungen durch den Tourismus zu vermeiden. Maßnahmen zur Reduzierung der ökologischen Folgen auf die Biodiversität müssen gezielt auf Freizeitaktivitäten in der Natur sowie den Ausbau touristischer Infrastruktur in sensiblen Gebieten gerichtet sein (SCHMIED, 2002).

Neben politischer und technischer Maßnahmen in den Reiseregionen sind auch Bildung und Information der Veranstalter und Touristen wichtige Ziele. Ein hohes Bewusstsein für die Einflüsse des Tourismus, Umweltinformation und die Vermittlung von Eigenverantwortlichkeit sind wichtige Bausteine zur Erhaltung und Sicherung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wäldern (BAUMGARTNER & RÖHRER, 1998).

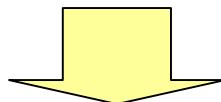
Ein gelenkter, moderater Tourismus kann nicht zuletzt auch zum Schutz der Biodiversität beitragen, wenn er mit Schutzgebieten in Einklang gebracht werden kann und finanzielle Erträge zur Sicherung schützenswerter Biotope beitragen. Beispiele hierfür sind Nationalparks, Biosphärenreservate, Naturparks oder Landschaftsschutzgebiete, die als Tourismusattraktion unter bestimmten Auflagen geeignet sind.

6.6.7 Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Wirkungen

- Touristischer Verkehr
- Infra- und Suprastruktur
- Sport- und Freizeitaktivitäten



- Induktion von Stoffströmen, Verschmutzung (Abgase, Abfälle)
- Beunruhigung von Wild durch Lärm, Bewegung und visuelle Störreize (Verkehr, Sportausübung)
- Flächenverbrauch, -versiegelung
- Zerschneidung und Störung von Lebensräumen
- Bodenverletzung und -verdichtung
- Schädigung und Entnahme von Pflanzen



- Lokale Änderung des Artengefüges, Bedrohung seltener Arten, Förderung trittresistenter und nitrophiler Pflanzenarten
- Verminderung der Lebensraumqualität von Wildtieren, Beeinträchtigung von Refugial- und Schongebieten, Lebensraumverluste

- Baumartenentmischung durch Verbiss und Schälsschäden, Destabilisierung von Waldökosystemen
- Verhagerung, Erosion

6.7 Immissionseinflüsse auf Waldökosysteme und ihre biologische Vielfalt

6.7.1 Klassische und neuartige Waldschäden

Mit der zunehmenden Industrialisierung, Mechanisierung und Mobilität hat die chemische Belastung der Biosphäre der Erde zugenommen. Lebewesen und ihre Lebensgemeinschaften sind davon in zunehmendem Maße betroffen. Die enorme Größenordnung des Schadstoffausstoßes, die Entstehung neuer, schwer abbaubarer Synthetika und die weltweite Verfrachtung von Stoffen ließen Emissionen zu einem schwerwiegenden Problem werden. Die Kronenfilterung von Luftschadstoffen durch Waldbäume ist dafür verantwortlich, dass Schadstoffeinträge in den Wald häufig höher sind als etwa an unbestockten Freiflächen. Die Langlebigkeit der Bäume, ihre fixe Bindung an den Standort sowie ihre Sensitivität gegenüber einer Reihe von Luftschadstoffen machen den Wald daher zu einem oftmals von erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen besonders betroffenen Ökosystem (Kap. 7.2.3).

Die Vielzahl potenziell schädlicher und zum Teil noch gar nicht bekannter Substanzen, die vielfältigen, im Zuge der Transmission durch die Umweltmedien Luft und Wasser stattfindenden chemischen Umwandlungsprozesse sowie die große Zahl der infolge von Metabolismen in der Umwelt neu entstehenden Reaktionsprodukte mit potenziellen und großteils unbekanntem Schädwirkungen machen es schwierig, konkrete Auswirkungen auf einzelne Tier- und Pflanzenarten bestimmten stofflichen Verbindungen zuzuordnen. Vielfältige stoffliche Synergismen und Antagonismen, Kumulationseffekte, konzentrationsabhängige Schwellenwirkungsphänomene und diffuse Interaktionen mit anderen Stressfaktoren und Hintergrundbelastungen ergeben ein komplexes Gesamtbild, welches eine pauschale Beurteilung der Wirkung von umweltwirksamen Stoffen auf Tier- und Pflanzenarten nahezu unmöglich gestaltet. Hinzu kommt, dass die Wirkungen vieler synthetischer Substanzen artspezifisch sind und verallgemeinernde Aussagen daher kaum zu treffen sind. Noch schwieriger als auf Individuen- und Artenebene sind Nachweise von Schädwirkungen auf der Ebene von Populationen oder Gemeinschaften zu erbringen. Das Resultat sind weit reichende Erkenntnisdefizite und Forschungsbedarf betreffend Wirkungsketten und Dosis-Wirkungs-Relationen. Doch gerade aufgrund der unklaren Wirkungsmechanismen gebietet das Vorsichts- und Vorsorgeprinzip als oberste Direktive umweltrelevanten Handelns die weitestgehende Minimierung der natürlichen Systeme als Stoffsenke für zivilisationsbedingte Emissionen.

Solange ein monokausaler Zusammenhang zwischen Emission (Ausstoß), Immission (Eintrag) und Beeinträchtigung der Waldentwicklung hergestellt werden kann, spricht man von „herkömmlichen Waldschäden“.

Als Beispiel seien die „klassischen Rauchsäden“ genannt, die direkte Schäden bei Pflanzen und Tieren hervorrufen. Die erhöhte Säurebildung, meist infolge von Schwefeldioxid-(SO₂)-Emissionen (SO₂-Aerosole, Schwefelsäure) in feuchter Luft und Regen, verursachte im Umkreis der Emittenten nekrotische Schäden an Blättern und Nadeln und führte zum Kümern und Absterben von Einzelbäumen oder ganzen Beständen (ELLENBERG, 1996).

Aufgrund extremer Fernverfrachtung und vielseitiger synergistischer Wechselwirkungen ist die Herstellung eines derart konkreten Ursache-Wirkungs-Zusammenhangs mit den heute auftretenden Waldschadens-Phänomenen nicht mehr möglich, diese werden als „neuartige Waldschäden“ zusammengefasst (OTTO, 1994). Innerhalb weniger Jahre traten in großen Teilen Europas Schäden an verschiedenen Baumarten wie Weißtanne, Fichte, Rotkiefer, Rotbuche und den Eichen auf (ELLENBERG, 1996).

Fast immer wirken natürliche und anthropogene Einflüsse zusammen, sodass Waldschäden als multiple Stresserkrankung gesehen werden müssen (GORHAM, 1998). Eine Kombination von natürlichen, klimatischen und standörtlichen Gegebenheiten tritt mit Immissionen und anderen anthropogenen Einflüssen in teilweise synergistischer Wechselwirkung auf (REINHARDT, 1993).

6.7.2 Schädigungskomponenten

Es existieren viele Luftschadstoffe mit pflanzentoxischen Wirkungen. Direkte schädliche Wirkungen auf Pflanzen sind bei erhöhten Konzentrationen in der Luft insbesondere bei den Schadstoffen Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, einigen organischen und halogenierten Verbindungen, Ammoniak und Ozon nachgewiesen. In Kombination weisen Belastungen mit diesen Luftschadstoffen teilweise einen weit höheren negativen Einfluss auf Pflanzen auf, als es bei Belastung mit einem einzelnen Schadstoff der Fall ist. Vorrangige Bedeutung für eine mögliche Mitbeteiligung an neuartigen Waldschäden wird Schwefeldioxid und Ozon zugeschrieben. Sie sind aber nur ein Teil der breiten Palette potenziell waldschädigender Luftschadstoffe. Die Hauptprobleme für die Waldböden stellen Bodenversauerung, Eutrophierung und der Eintrag von Schwermetallen und organischen Schadstoffen dar.

Trotz zahlreicher Maßnahmen zur Verringerung der Luftverunreinigungen in den letzten beiden Jahrzehnten ist die Belastung der Wälder mit Luftschadstoffen teilweise immer noch inakzeptabel hoch. Bei einzelnen Schadstoffen (z. B. Ozon) werden kritische Belastungsgrenzen, bei denen mit direkten Pflanzenschäden und Beeinträchtigungen des Ökosystems zu rechnen ist, überschritten (FÜRST & STEFAN, 1999; TRIMBACHER & WEISS, 2000).

Die festgestellten Schadstoffbelastungen führen nicht immer zu offensichtlichen Schäden an Waldbäumen, können jedoch wesentliche Beeinträchtigungen der Waldökosysteme hervorrufen, wie etwa den Verlust von Flechtengesellschaften und Moosen, Veränderungen des Bodenlebens oder Ungleichgewichte in der Nährstoffversorgung (UMWELTBUNDESAMT, 2001b).

Die wichtigsten durch Immissionen hervorgerufenen Wirkungskomplexe im Detail sind (nach ELLENBERG, 1996):

- Schwefeldioxid-(SO₂)-Immissionen und ihre Wirkung als Säurebildner;
- Stickoxid-(NO_x)-Immissionen, die am „sauren Regen“ beteiligt sind und die Eutrophierung verstärken;
- Ammoniak-(NH₃)-Immissionen mit entscheidendem Beitrag zur Eutrophierung;
- Zunehmende Hygromorphie der Blattoorgane, durch die Tierfraß, Schädlingsbefall sowie Trockenheits- und Frostschäden begünstigt werden;
- Mangel an unentbehrlichen Nährstoffen (v. a. Magnesium, Kalium) durch die gesteigerte Stickstoff-Versorgung, in der Folge Blattverfärbungen und -verluste.

Von zunehmender Bedeutung ist in letzter Zeit troposphärisches Ozon, das die Cuticula vor allem von Koniferennadeln schädigt und sekundäre Schäden durch Pilze und Insekten begünstigt. Besonders Kiefer und Lärche reagieren empfindlich auf Ozoneinfluss (ELLENBERG, 1996). Das Auftreten von Mischimmissionen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickoxiden stellt ein direktes Gefährdungspotenzial für die Vegetation dar (GUDERIAN & WIENHAUS, 1997).

Schwermetalleinträge (Pb, Cd, Zn, Hg) spielen lokal und großräumig vor allem über die Akkumulation eine Rolle. Bei zunehmender Bodenversauerung nehmen Mobilität und toxische Wirkung zu und beeinträchtigen Wurzelwachstum, Keimung und Jungwuchs. Die Toxizität freier Metall-Ionen greift über das Wurzelsystem negativ in die Vitalität und Stabilität von Bäumen und Beständen ein. Eine signifikante Änderung des Artengefüges ist aber noch nicht nachgewiesen (ELLENBERG, 1996).

Zu den Hauptemittenten zählen:

- Schwefeldioxid (SO₂): Industrie, Kraftwerke und Hausbrand aus der Verbrennung von Kohle, Erdöl, Erdgas;
- Stickoxide (NO_x): Kfz-Verkehr;
- Ammoniak (NH₃): Landwirtschaft durch Viehhaltung und Düngung;
- Troposphärisches Ozon (O₃): aus der Umwandlung von verkehrsbürtigen NO_x-Emissionen und Emissionen von flüchtigen Kohlenwasserstoffen;
- Schwermetalle: Industrie, Verkehr, Hausbrand.

Es gibt auch eine Reihe von aktuellen Untersuchungen zur Belastung des Waldes mit organischen Schadstoffen (WEISS et al., 2000). Leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole sind pflanzentoxische Verbindungen und somit potenziell waldschädigende Schadstoffe. Die untersuchten Schadstoffe waren in Fichtennadeln der entlegenen Waldstandorte in teilweise unerwartet hohen Konzentrationen nachweisbar, wobei eine Zunahme der Gehalte mit dem Nadelalter festgestellt wurde. Nitrophenole wurden vor allem im Nahbereich hochrangiger Straßen nachgewiesen, weshalb sie derzeit als verkehrstypische Schadstoffe kategorisiert werden können. Von einer weiträumigen Belastung der österreichischen Wälder mit diesen pflanzentoxischen Schadstoffen kann daher ausgegangen werden.

6.7.3 Wirkung auf Waldökosysteme

Anhand von langjährigen Untersuchungen von Flechten konnte nachgewiesen werden, dass es zu massiven Verschiebungen im Gefüge von Waldökosystemen kam. Dies zeigt, dass Bäume nicht die einzigen und derzeit offenbar auch nicht die am stärksten Betroffenen der Wirkungen von Luftschadstoffen sind, sondern unscheinbarere, für den Wald jedoch nicht unbedeutende Organismen oft viel gefährdeter sind. Die Änderung des Chemismus der Atmosphäre in den letzten hundert Jahren bedingte für einzelne Lebewesen eine gravierende Veränderung der Lebensbedingungen, welche letztlich bis zum Verlust einzelner Arten führen kann. So gilt beispielsweise das Erlöschen bereits mehrerer Flechten- und Moosarten als erwiesen. Die Wirkungen von Luftschadstoffen treten schon längst nicht mehr am Rande von Ballungsräumen auf, sondern auch in entlegensten Regionen. Nicht die Änderungen auf dem Niveau von Einzelindividuen sind die größte Gefahr, sondern Veränderungen in der Artzusammensetzung von Lebensgemeinschaften in Waldökosystemen. Veränderungen der Artzusammensetzung können mit einer Verringerung der Biodiversität und der Vitalität der Wälder verbunden sein (Kap. 3.4.3, 7.2.3).

Immissionen aus anthropogenen Verbrennungsprozessen (Industrie, Verkehr, Hausbrand) haben großen Einfluss auf Waldökosysteme. Sie wirken durch Veränderung von Nährstoffkreisläufen und Beeinflussung der Interaktionen zwischen den Organismen direkt auf Physiologie und Biochemie von Organismen, aber auch auf deren Umwelt (Blattverfärbungen, Hygromorphie der Blattoorgane, Bodenversauerung und Eutrophierung).

“Neuartige Waldschäden”

Mit Ausnahme von bodennahen Emissionen phytotoxischer Schadstoffe wie z. B. SO_2 , HF oder der Bildung troposphärischen Ozons, die direkte Schäden an den Blattorganen hervorrufen können, sind die langfristigen Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme unbestimmt (INNES & SKELLY, 1995). Während akute Schäden noch relativ leicht zu diagnostizieren sind, bereiten chronische Effekte große Schwierigkeiten bei der Identifizierung und Beurteilung. Das Zusammenwirken von natürlichen und anthropogen emittierten Stoffen sowie ihre unterschiedliche Wirkung auf die Waldvegetation je nach Witterungsverlauf, Standortqualität, Baumarten und Sekundärbelastungen machen eine klare Zuordnung von Ursache und Wirkung unmöglich (RAUSCHE, 1993). Vereinfachte Kausalketten können jedoch Hinweise auf Tendenzen und Wirkungsweisen geben (siehe Abb. 20).

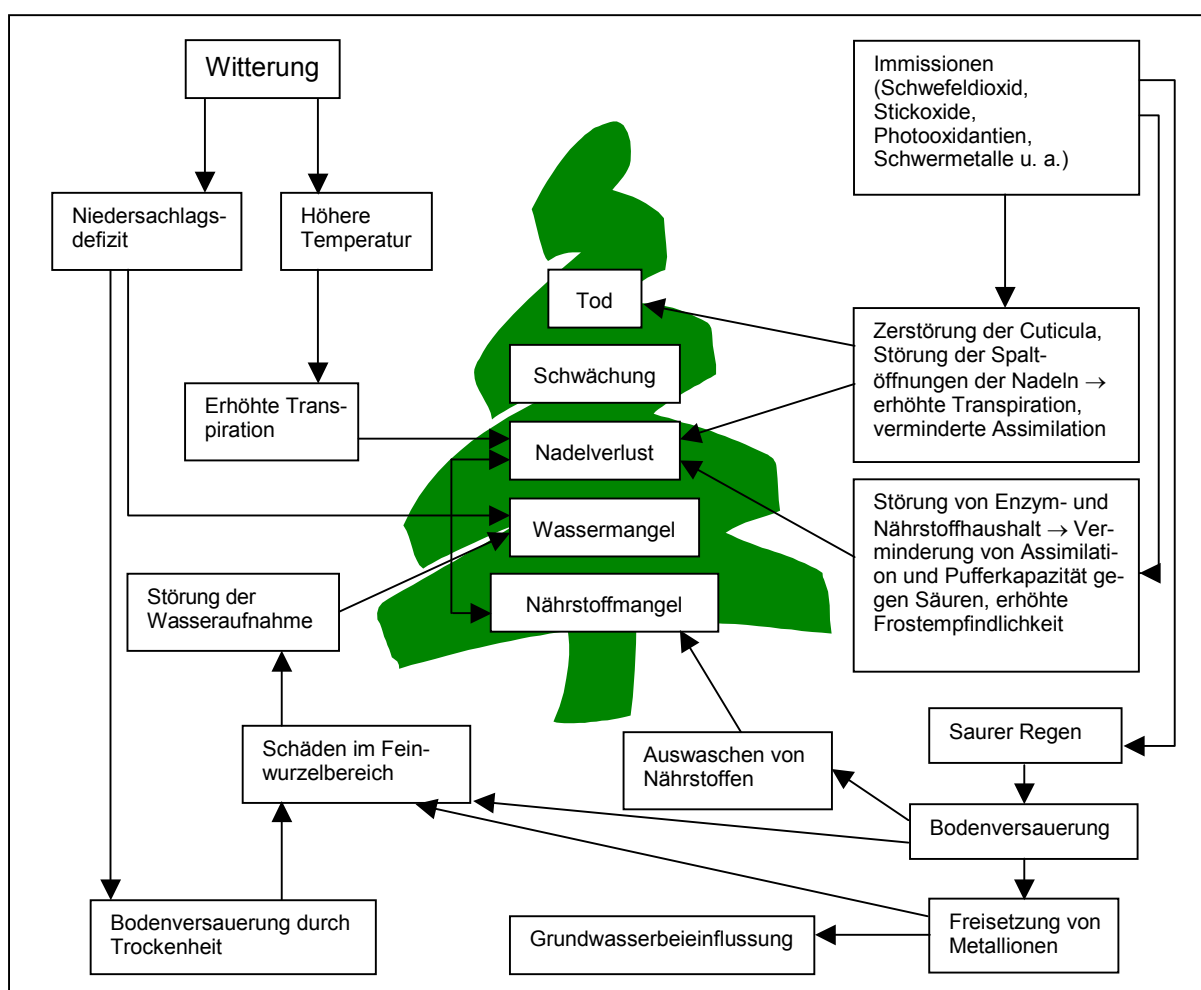


Abb. 20: Schema möglicher Kausalketten bei “Neuartigen Waldschäden” (nach RAUSCHE, 1993).

Immissionen wirken sich auf Waldbäume und deren inter- und intraspezifische Vielfalt über verschiedene Mechanismen aus (nach KELLER, 1987):

- Veränderung des Ernährungszustandes (Mangel an Spurenelementen wie Mg, K; Auswaschung säurepuffernder Ionen etc.);

- Verminderung der Widerstandskraft gegen abiotische Faktoren (Trockenheit, Frost, Schneedruck);
- Verminderung der Keimkraft von Pollen und Samen → Verlust von Erbanlagen;
- Verminderung der Widerstandskraft gegen biotische Faktoren (Pathogene).

Waldbäume sind aus folgenden Gründen besonders empfindlich gegen Luftverunreinigungen (nach KELLER, 1987):

- Großes Kronenvolumen (große Filterwirkung);
- Erreichen von Zonen mit höherer Windgeschwindigkeit und Schadstoffmenge;
- Standortgebundenheit der Bäume;
- Langlebigkeit der Bäume, aber auch der mehrjährigen Assimilationsorgane bei Nadelbäumen (hohe Akkumulationsrate).

In Österreich wurden für Ozon besonders in Mittel- und Hochgebirgslagen in den letzten Jahren die EU-Schwellenwerte⁶⁸ zum Schutz der Vegetation und der UN/ECE "Critical Level"⁶⁹ zum Schutz der Waldbäume großflächig überschritten (UMWELTBUNDESAMT, 2001b). Mittels Modellierung durch modifizierte Belastungskarten ist die Anpassung autochthoner Bestände an höhere Ozongehalte sowie die Ozonaufnahme in Abhängigkeit vom Einfluss der Witterungsverhältnisse untersucht worden (LOIBL, 1999; BOLHAR-NORDENKAMPF & LOIBL, 2000). Die Ergebnisse lassen vermuten, dass vor allem in Tal- und Mittellagen das Ozonrisiko für den Wald deutlich geringer anzusetzen ist. Für höher gelegene Waldbestände stellt Ozon jedoch einen Stressor dar.

Die Auswirkungen von Immissionen auf Waldbäume betreffen nicht nur die Artenzusammensetzung, sondern sind vor allem über die genetische Verarmung von Populationen von Bedeutung (BERRANG et al., 1989). Es wurde festgestellt, dass verschiedene Provenienzen verschieden resistent gegenüber Immissionsbelastungen reagieren können (KARNOSKY et al., 1992). Eine ausgeglichene Ernährungssituation kann die Gesamtbelastung von Bäumen und Waldbeständen vermindern und zu einer Entspannung der Stress-Situation beitragen (REINHARDT, 1993).

Effekte auf Physiologie und Pflanzenentwicklung können neben direkten Schäden in der Beeinflussung von Kohlenstoffspeicherung, Photosynthese, Respiration und Wurzelbildung liegen (MATZNER & MURACH, 1995). Auch die Bildung von Mykorrhiza kann durch Stickstoff- und Säureablagerung sowie Ozoneinwirkung beeinträchtigt werden. Es ist jedoch festzustellen, dass hinsichtlich der Auswirkungen von Luftverunreinigungen noch großer Forschungsbedarf besteht und Extrapolationen von kontrollierten Versuchen auf die komplexe Realsituation sehr schwierig sind (Kap. 7.2.3) (INNES & SKELLY, 1995).

Säureeinträge und Versauerung

Säureeinträge (H_2SO_4 , HCl, HNO_3) können sowohl direkte Pflanzenschäden verursachen als auch über den Boden wirken (siehe Abb. 21 am Bsp. SO_2). Besonders bedeutend sind SO_2 -Emissionen, die als Aerosole über Nebel und Regen in den Wald gelangen und dort direkte Schäden in Form von Zerstörung der Cuticula, Störung der Spaltöffnungen, Nekrosen und Zerstörung des Chlorophylls verursachen (ELLENBERG, 1996). In Waldböden kann es durch den Säureeintrag zur Auswaschung großer Menge an Kalzium und Magnesium und zu einer Mobilisierung von Aluminiumionen kommen (LIKENS et al, 1996).

⁶⁸ Nach der Richtlinie 92/72/EWG entspricht das einem Wert von 65 $\mu g/m^3$ als Tagesmittelwert an allen Messstellen.

⁶⁹ entspricht einer mit 10.000 ppb*h akkumulierten Lage über einem Grenzwert von 40 ppb.

Säureeinträge im Waldboden können dort zu einem Problem werden, wo der pH-Wert durch andere Faktoren bereits stark gesenkt oder von Natur aus niedrig ist (silikatreiche Standorte). Hier kann sich auch die Vegetation hin zu Säurezeigern verändern, durch Nährstoffauswaschung und Podsolierung kann der pH-Wert zusätzlich sinken, säure-inresistente Arten können kümmern und verschwinden. Bei Waldbäumen kann es zu Schädigungen der Feinwurzeln und der Mykorrhiza kommen, Schäden an den Primärwurzeln gelten als eher unwahrscheinlich (ELLENBERG, 1996).

Besonders anfällig auf Säureeinträge reagieren Flechtenalgen, als Resultat massiver SO_2 -Einwirkung sind so genannte "Flechtenwüsten" zu beobachten. Durch den Säureeintrag sind daneben auch eine Reihe von Effekten auf Moose, Organismen im Waldboden und im Wasser sowie die Bäume selbst beobachtet worden (Kap. 7.2.3) (GORHAM, 1998).

Eutrophierung

Neben Säureeinträgen scheint sich auch die zunehmende Eutrophierung (Nährstoffzufuhr) durch Lufteintrag und Dünger auf die Artenvielfalt der Flora und das Artengefüge vieler Pflanzengesellschaften auszuwirken. Vor allem Stickstoffverbindungen (NO_3 , NH_4) sind für diese Entwicklung verantwortlich (Kap. 6.4.3). Die Stickstoff-Einträge übersteigen vielfach die Festlegung durch den Holzzuwachs (HOCHSTEIN & HILDEBRAND, 1992). Arten, die nur auf nährstoffarmen Böden konkurrenzfähig sind, können zugunsten von Stickstoffzeigern verdrängt werden und dort entstandene Lebensgemeinschaften verschwinden (ELLENBERG, 1996). Die Konkurrenzverhältnisse verschieben sich zugunsten von Arten mit rascher Jugendentwicklung, was zur Dominanz neuer Schlüsselarten in der Baum- und Begleitvegetation führen kann (ULRICH, 1999). Über die Atmosphäre abgelagerte Stickstoffdepositionen können auf diese Weise eine floristische Veränderung der Pflanzengesellschaften verursachen, mit der Zunahme nitrophiler Arten in der Waldbodenvegetation droht eine ökologische Nivellierung der Standorte und ein Verlust an Artenvielfalt (KÄNDLER, 1993).

Waldbäume können auf die Eutrophierung mit einer Steigerung der Photosynthese und Bildung stark hygromorpher Blattorgane reagieren, sind aber durch erhöhte Transpiration trockenheitsgefährdeter. Erhöhte Mineralstickstoffdüngung hemmt die Entwicklung von Ekto-mykorrhizen, die besonders mit Buche, Eiche, Tanne, Lärche, Fichte und Kiefer in Symbiose leben, was zu Beeinträchtigungen dieser Arten führen kann (ELLENBERG, 1996). In Kiefern-Waldökosystemen wurde nach Wachstumssteigerung die Destabilisierung und der Zusammenbruch ganzer Bestände beobachtet (KÄNDLER, 1993). Auf karbonatischen Standorten sind infolge von Wachstumsbeschleunigungen Mangelerscheinungen bei einzelnen Nährstoffen zu erwarten. Flache Durchwurzelung und relativ großes Höhenwachstum infolge N-Übersättigung erhöhen vielfach das Risiko für Schnee- und Sturmschäden, Frosthärte und Schädlingsabwehr nehmen ab (ULRICH, 1999).

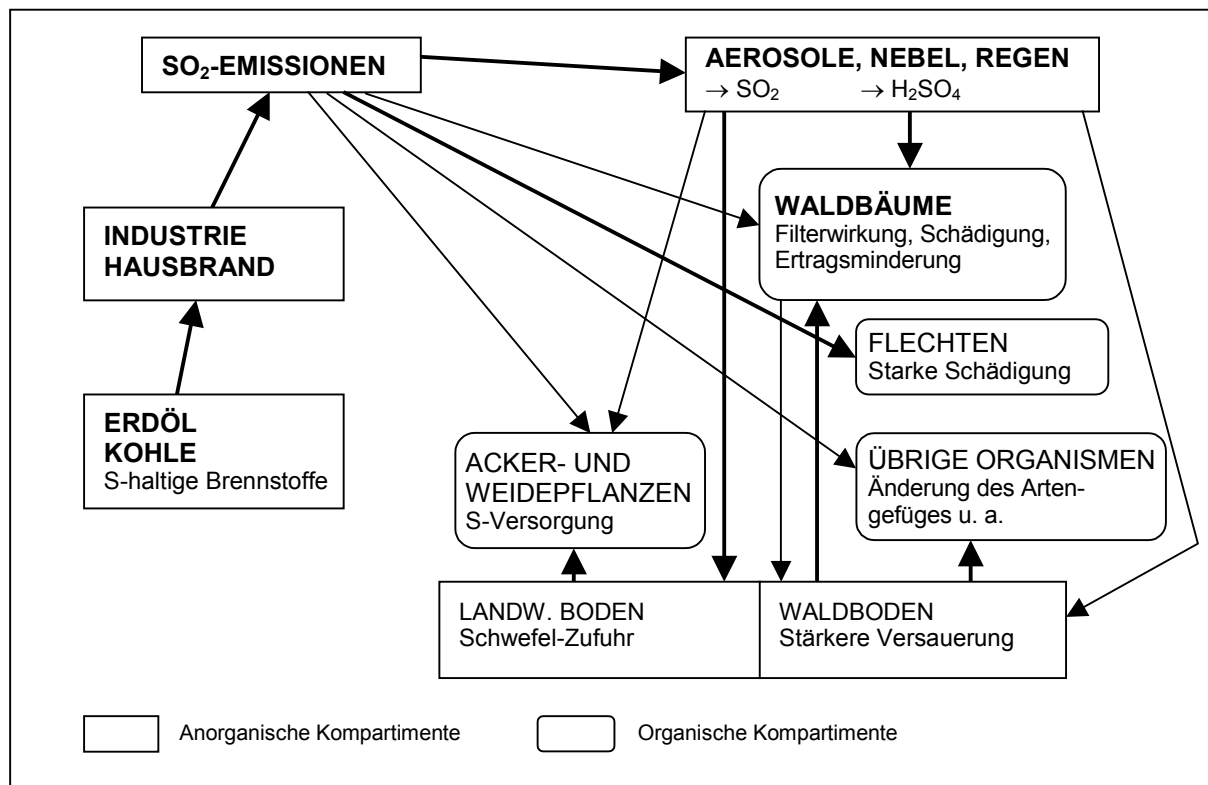
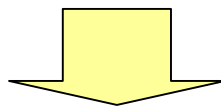


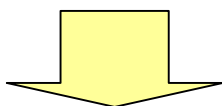
Abb. 21: Belastung der Biosphäre mit Schwefeldioxid (nach ELLENBERG, 1996; verändert).

6.7.4 Zusammenfassung: Ursachen – Einflüsse – Potenzielle Wirkungen

- Schwefeldioxid: Industrie, Kraftwerke, Hausbrand
- Stickoxide: Kfz-Verkehr
- Ammoniak: Landwirtschaft (Viehhaltung, Düngung)
- Troposphärisches Ozon: Verkehr (Umwandlung von Stickoxiden)
- Schwermetalle: Industrie, Verkehr, Hausbrand
- Organische Schadstoffe: Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole



- Direkte Schäden an Fauna und Flora
- Versauerung
- Eutrophierung
- Zunahme der Schwermetallmobilität



- Entmischung durch Absterben inresistenter Arten und Populationen
- Genetische Verarmung
- Schädigung von Keimlingen und Feinwurzeln
- Verminderung der Widerstandskraft gegen biotische und abiotische Faktoren
- Nivellierung der Fauna und Flora durch Eutrophierung
- Schwächung und Destabilisierung von Waldökosystemen

6.8 Auswirkungen einer globalen Klimaveränderung auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen

6.8.1 Trends und Prognosen der Klimaentwicklung

Global Change

Gestützt auf die neuesten Untersuchungen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) können über die bisherige zeitliche Entwicklung wichtiger klimatologischer Kenngrößen u. a. folgende Aussagen getroffen werden (IPCC, 2001a):

- Die globale Oberflächentemperatur über Land und See hat von 1860 bis 1999 um $0,6 \pm 0,2^\circ\text{C}$ zugenommen. In den vergangenen 1.000 Jahren konnte noch niemals eine derartige Temperaturzunahme verzeichnet werden, die Dekade von 1990 bis 1999 war die wärmste Dekade der vergangenen 1.000 Jahre und 1998 war das wärmste Jahr dieser Periode.
- Die Perioden mit Frosttagen haben sich seit 1950 in den mittleren und höheren Breiten der nördlichen Hemisphäre deutlich verringert und die jährlichen Niederschlagsmengen haben in diesen Gebieten deutlich zugenommen.
- Die Zunahme der Niederschlagsmengen ist vor allem auf die Zunahme der Häufigkeit von extremen Niederschlagsereignissen zurückzuführen.
- Die Zeiten mit geschlossener Schneedecke und die Zeiten, in denen Flüsse und Seen in der nördlichen Hemisphäre zugefroren sind, zeigen abnehmenden Trend.
- Alpine Gletscher sind im Rückzug begriffen.
- Das arktische Packeis hat ebenfalls deutlich an Masse verloren.
- Der mittlere globale Meeresspiegel ist im 20. Jahrhundert um 10 bis 20 cm angestiegen.
- Seit den 70er Jahren treten warme Perioden des El-Nino/Southern-Oscillation (ENSO) Phänomens – verglichen mit früheren Perioden – häufiger und länger auf.

Klimavariationen in Österreich

Für Österreich liegen Temperaturaufzeichnungen seit 1767 vor, die belegen, dass die 90er Jahre des 20. Jahrhunderts den wärmsten Zeitraum seit Beginn der Messungen darstellen. Sie zeigen im Zehnjahresmittel einen Temperaturanstieg gegenüber dem Ende des neunzehnten Jahrhunderts um ca. 1,5°C, bei allerdings sehr starken Schwankungen von Jahr zu Jahr. Auffallend sind die jahreszeitlichen Unterschiede: die Erwärmung ist in Österreich (und im ganzen Alpenraum) im Winter wesentlich stärker ausgefallen als im Sommer. Die Mitteltemperatur im Winterhalbjahr der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts liegt regional um ca. 1,5 bis 2,0°C über dem Mittelwert im 18. und 19. Jahrhundert, während die Mitteltemperatur im Sommer nur um ca. 1,0°C über der Mitteltemperatur des 19. Jahrhunderts liegt. Ende des 18. Jahrhunderts wurden noch höhere Sommertemperaturen registriert als heute. Die Erwärmung war im Hochgebirge stärker als in niedrigeren Regionen (AUER et al., 2001). Mit dieser Erwärmung ging u. a. ein starker Rückgang der alpinen Gletscher seit ca. 1870 einher.

Prognosen

Aufgrund der Konzentrationszunahme treibhauswirksamer Gase in der Atmosphäre wird für die nächsten Jahrzehnte eine Veränderung des Klimas erwartet. In den neuesten Abschätzungen des IPCC (2001) wurden die bisherigen Annahmen für die anthropogen verursachte Temperaturerhöhung in den nächsten 100 Jahren nach oben revidiert. Demnach könnte die mittlere Temperatur auf der Erde in den nächsten hundert Jahren statt um 1,0 - 3,5°C um 1,4 - 5,8°C ansteigen (IPCC, 2001a). Dies wäre eine in ihrer Höhe und Geschwindigkeit beispiellose Temperaturerhöhung, die mit einer Reihe negativer Effekte auf die Umwelt verbunden wäre. Prognosen über das Ausmaß sowie die zeitliche Entwicklung dieser Klimaänderung sind zwar mit hoher Unsicherheit verbunden, allerdings weisen alle verfügbaren Klimamodelle (GCM: global circulation models) auf einen derartigen Entwicklungstrend für Mitteleuropa hin. Klimasimulationen lassen erwarten, dass die Temperaturen im Winter stärker ansteigen werden als im Sommer, die Temperaturminima wiederum stärker als die Maxima. Die Aussagen in Bezug auf den Niederschlag variieren zwischen den Klimamodellen sowohl in Bezug auf die Richtung der Veränderung als auch in Bezug auf Größenordnung und saisonale Differenzierung. Beschrieben wird u. a. eine Abnahme des Sommerniederschlags und eine Zunahme des Winterniederschlags, was entscheidende Auswirkungen auf Physiologie und Ökologie von Waldökosystemen haben könnte (s. u.) (ROECKER et al., 1996; HOUGHTON, 1990).

6.8.2 Anthropogene Einflüsse auf die Klimaveränderung

Die Ursachen für Klimaänderungen sind vielfältig und stellen sich meist sehr komplex dar. Man kann das Problem menschlicher Einflüsse auf das Klima daher nicht losgelöst von natürlich verursachten Klimaänderungen betrachten. Solche natürlichen klimawirksamen Faktoren sind z. B. explosiver Vulkanismus, Änderung der solaren Einstrahlung z. B. durch Zyklen der Sonnenaktivität, atmosphärisch-ozeanische Wechselwirkungen wie das El-Nino-Phänomen oder die Nordatlantik-Oszillation.

Es ist aber offensichtlich, dass der Anteil klimawirksamer Einflussgrößen seit Beginn des industriellen Zeitalters rasant zugenommen hat. Besonders der enorme Anstieg der Weltprimärenergienutzung, die zu 80 bis 90 % auf fossilen Energieträgern basiert, hat zu einem exponentiellen Anstieg der Emissionen klimawirksamer Spurengase und deren Konzentrationen in der Atmosphäre gesorgt (SCHÖNWIESE, 2002). Diese „Treibhausgase“ beeinflussen die Energieflüsse in der Atmosphäre und verursachen im globalen Mittel Erwärmungseffekte in der Troposphäre, indem sie die kurzwellige Strahlung der Sonne weitgehend ungehindert durchlassen, die längerwellige Ausstrahlung der Erde aber absorbieren (Treibhauseffekt). Das IPCC gibt die Bedeutung der wichtigsten klimawirksamen Gasen für den anthropogen bedingten Treibhauseffekt wie folgt an (IPCC, 2001b):

- Kohlendioxid (CO₂): 61%
- Methan (CH₄): 15%
- Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW): 11%
- Distickstoffoxid (N₂O): 4%
- Ozon (O₃) mit weiteren Gasen: <9%
- Wasserdampf (H₂O) indirekt

Es ist also festzustellen, dass von den klimawirksamen Gasen CO₂ die herausragende Rolle spielt. Die wichtigsten Emissionsquellen für treibhauseffektive Stoffe sind weltweit (aus SCHÖNWIESE, 2002):

- CO₂: 75 % fossile Brennstoffe, 20 % Waldrodungen, 5 % Holznutzungen (Entwicklungsländer);
- CH₄: 27 % fossile Brennstoffe, 23 % Viehhaltung, 17 % Reisanbau, 16 % Abfallstoffe (Müll, Abwasser), 11 % Biomasseverbrennung, 6 % Tierexkrememente;
- FCKW: Treibgas in Spraydosen, Kältetechnik, Dämmmaterial, Reinigung;
- N₂O: 23-48 % Bodenbearbeitung (inkl. Düngung), 15-38 % chemische Industrie, 17-23 % fossile Energie, 15-19 % Biomasseverbrennung.

Schwer zu quantifizieren ist der Beitrag des Flugverkehrs am anthropogen bedingten Klimawandel, allerdings dürfte sein Anteil nicht unbedeutend und ansteigend sein. Die Emissionen des Flugverkehrs (CO₂, NO_x) wirken in der oberen Troposphäre und der unteren Stratosphäre und beeinflussen damit unmittelbar die Zusammensetzung der Atmosphäre. Die Bedeutung von Kondensstreifen und aus verkehrsbedingten Aerosolen entstandenen Cirruswolken ist wissenschaftlich noch nicht quantifiziert.

6.8.3 Einflüsse eines Klimawandels auf physiologische und ökosystemare Prozesse von Waldökosystemen

Allgemein können folgende mit einer Klimaveränderung in Zusammenhang stehende Parameter zusammengefasst werden, die einen Einfluss auf physiologische und ökosystemare Prozesse haben:

- Erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre;
- Erhöhte Temperaturen;
- Veränderte Niederschläge;
- Extreme Witterungsereignisse.

Es ist festzuhalten, dass die Wirkungsweise dieser Parameter durch Interaktionen verflochten und in diesem Kontext zu erforschen ist.

Erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre

Ein steigender CO₂-Gehalt in der Atmosphäre ist nicht nur aufgrund seiner Treibhauswirksamkeit von Bedeutung, sondern kann auch die Wachstumseigenschaften von Pflanzen und die Entwicklung von Ökosystemen verändern.

Obwohl bei weitem nicht vollständig geklärt ist, wie die physiologischen Prozesse von Pflanzen durch eine Erhöhung des atmosphärischen CO₂-Gehalts beeinflusst werden, gibt es aus der aktuellen Forschung einige richtungsweisende Indikationen.

Generell nimmt die Photosynthese unter erhöhtem CO₂-Gehalt zu und wird das Wachstum von Bäumen durch einen erhöhten CO₂-Gehalt stimuliert. Das gesteigerte Wachstum resultiert aus einer Zunahme der Blattoberfläche und der Photosyntheserate bei gleichzeitiger

Abnahme der Wurzelrespiration. Der Grad der Steigerung ist allerdings sehr variabel und hängt von Spezies, Wachstumsbedingungen, mineralischer Nährstoffversorgung und Dauer der CO₂-Erhöhung ab. Gerade hinsichtlich der Kohlenstoff-Allokation gibt es große Variationsmöglichkeiten unter den Arten (JARVIS, 1998).

Es zeigt sich außerdem, dass eine unzureichende Nährstoffversorgung die Umsetzung eines erhöhten CO₂-Angebotes und damit das Wachstum limitiert (CEULEMANS, 1997). Vor allem die Stickstoff-Versorgung scheint mit einer gesteigerten Karbon-Allokation nicht Schritt halten zu können, der Stickstoffgehalt in den Pflanzenteilen (außer den Feinwurzeln) nimmt auch bei ausreichender N-Versorgung ab, der C/N-Wert steigt (JARVIS, 1998; TUHKANEN et al., 1997). Durch diese Nährstofflimitierung kommt es mittel- bis langfristig zu einer Abschwächung der Photosynthese bei einem erhöhten CO₂-Angebot. Begasungsversuche zeigten bspw., dass bei vielen Arten unter fortwährend erhöhtem CO₂-Gehalt die Photosyntheseraten wieder nach unten reguliert werden (CURTIS, 1996).

Einen signifikanten Effekt weist ein erhöhter CO₂-Gehalt auf die Transpiration und den Wasserhaushalt von Bäumen auf. Die Transpiration in Wäldern nimmt unter erhöhtem CO₂-Gehalt ab, weil sich die Stomata fast aller Pflanzen teilweise schließen. Damit einher geht eine erhöhte Effizienz der Wassernutzung, die sich durch den Quotienten von Biomasse-Produktion und Wasserverbrauch beschreiben lässt. Es zeigt sich somit, dass die durch den erhöhten CO₂-Gehalt bedingte Erniedrigung der Transpiration die Effekte von moderatem Wasserstress lindern kann, was wichtige Implikationen für Wälder in trockeneren Gebieten haben kann (JARVIS, 1998).

Neben der Zusammensetzung der Arten ist auch die Reaktion des Bodens auf einen erhöhten CO₂-Gehalt von Interesse. So zeigte sich, dass unter erhöhtem atmosphärischen CO₂-Gehalt viele Parameter der Rhizosphäre beeinflusst werden. In einem Experiment an Birken wurde eine Erhöhung von Feinwurzelmasse und -dichte, Mykorrhiza-Infektion und CO₂-Abgasung des Bodens unter erhöhtem CO₂-Gehalt festgestellt. Der Einfluss auf die Mykorrhiza-Besiedlung, sowohl hinsichtlich des Infektionsgrades als hinsichtlich der Artenzusammensetzung, war dabei besonders signifikant (REY & JARVIS, 1997).

Um die Einflüsse von erhöhtem CO₂-Gehalt auf ökosystemarer Ebene besser verstehen zu können, bedarf es weiterführender Forschung, die sich mit den Karbonflüssen in Ökosystemen und der Rolle der Artenzusammensetzung beschäftigt. Darüber hinaus müssen Schnittstellen zu anderen ökologischen Prozessen (z. B. Mineralisierung) erforscht werden (CEULEMANS, 1997).

Erhöhte Temperaturen und veränderte Niederschläge

Ein erhöhtes bzw. verändertes Temperaturregime kann unterschiedliche ökologische Auswirkungen haben: Änderungen der Saisonalität, der Gefrier-Tau-Zeitmuster, der Länge der Vegetationsphase, der Nährstoffkreisläufe, der Störungsmuster und der täglichen Temperaturabläufe (aus IPCC, 2001c).

In einem Großteil Europas haben sich die Temperaturen der bodennahen Luftschichten im Lauf des 20. Jahrhunderts erhöht (Kap. 6.8.1), wobei die Zunahme im Winter stärker ist als im Sommer (ICPP, 2001c). Das hat zur Folge, dass die Länge der Vegetationsperiode für Pflanzen in Abhängigkeit vom Standort zunehmen kann. In borealen und alpinen Wäldern können steigende Temperaturen daher zu einer verstärkten Nettoprimärproduktion (NPP) führen (vgl. BUGMANN, 1997).

Besonders sensitiv reagieren Europas Wälder auf Veränderungen der Extremwerte jahreszeitlicher Klimawerte, im Besonderen außergewöhnlich heiße, trockene Sommer und milde Winter (IPCC, 2001c).

Eine Änderung des Niederschlagsregimes wird vor allem in Kombination mit Temperaturveränderungen wirksam. Es zeigt sich, dass die gegenwärtigen Niederschlagstrends stark regional-jahreszeitlich differenziert sind, wobei Nordeuropa eher feuchter, Südeuropa eher trockener wird. In Mitteleuropa ist eine winterliche Niederschlagszunahme bei einer schwachen sommerlichen Abnahme zu verzeichnen (SCHÖNWIESE, 2002), wobei das für Österreich mit seiner starken naturräumlichen Gliederung nicht generalisiert werden kann (z. B. Alpen-nord-, Alpensüdseite).

Treten erhöhte Temperaturen bei gleich bleibenden oder abnehmenden Niederschlagsmengen auf, kann das besonders im Sommer aufgrund der gesteigerten Evapo-Transpiration zu einer Verknappung der Wasserbilanz und mitunter zu Dürreperioden führen, was besonders in Gebieten, in denen Wasser bereits jetzt ein limitierender Faktor ist, zu einer Bedrohung der Vegetationsform „Wald“ führen kann (z. B. pannonische Waldgebiete, vgl. KIRCHMEIR, 2000).

Eine gesteigerte Häufigkeit von heißen, trockenen Sommern kann zu einer Reduktion des Baumwachstums führen. Es scheint wahrscheinlich, dass der Effekt der durch einen gesteigerten CO₂-Gehalt in der Atmosphäre induzierten Wachstumssteigerungen durch höhere Temperaturen und/oder Trockenheitsstress wieder abgeschwächt wird (OVERDIECK et al., 1998; LÓPEZ et al., 1997). FRIEND et al. (1998) stellten in einem Modellierungsversuch sogar fest, dass eine Temperaturänderung über Existenz oder Mortalität von Arten und Ökosystemen entscheidet.

Darüber hinaus begünstigt eine Schwächung der Vitalität von Bäumen den Ausbruch von Schädlingen und Pathogenen bzw. führt zu einer Steigerung der Waldbrandgefahr. Hohe Sommertemperaturen in Kombination mit verstärkter Trockenheit können das Wachstum bestehender Insektenpopulationen durch verstärkte physiologische Aktivität und beschleunigten *turnover* von Populationen verstärken. Darüber hinaus steigt die Wahrscheinlichkeit der Einwanderung fremder und/oder südlicherer Arten, gegen die unsere Wälder gegenwärtig noch abgepuffert sind (IPCC, 2001c). Besonders in den klimatischen Randzonen mit bereits auftretendem Trockenheitsstress sind zunehmende Kalamitäten durch Forstschädlinge und Pathogene zu erwarten (SCHOPF, 1997).

Auch mildere Winter können bedeutende Auswirkungen auf die Schädlingssituation haben, wenn die Temperaturen nicht tief genug waren, um Schädlinge und Pathogene abzutöten bzw. zu dezimieren. Darüber hinaus verschlechtert sich bei milderen Wintern die Wirksamkeit der regulativen Funktion bei der negativen Auslese kranker und schwacher Individuen einer Spezies. Allgemein nimmt die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Überwinterung einer Art zu, je milder der Winter ist, was zu Änderungen in der Artenzusammensetzung und der Konkurrenzfähigkeit führen kann. Wenn die Temperaturerhöhungen bedingen, dass einzelne Arten Blattaustrieb und Blüte zeitlich vorverlegen, kann der Einfluss von Spätfrösten auf Vitalität und Reproduktion zunehmen (POKER, 1994; siehe auch HÄNNINEN, 1997).

Das Ausmaß der durch diese Erscheinungen bewirkten Veränderungen der Umwelt hängt von der Intensität und Dauer der Einwirkungen sowie von der Resistenz und Anpassungsfähigkeit der Arten ab.

Extreme Witterungsereignisse

Extreme Witterungsereignisse sind Erscheinungen, die meist stark lokal und zeitlich begrenzt wirken, aber nachhaltigen ökologischen und ökonomischen Einfluss in Waldökosystemen haben können. Bedeutend können vor allem Stürme (Windwurf oder -bruch), sommerliche Dürren, Spätfröste, Überflutungen etc. sein.

Obwohl gemeinhin angenommen wird, dass die Anzahl und das Ausmaß von extremen Witterungsereignissen in den letzten Jahrzehnten rasant zugenommen hätten, ist dieser Trend bisher noch nicht signifikant belegt. Das mag auch daran liegen, dass bisher nur nationale

Studien existieren, die eine Vergleichbarkeit auf europäischer Ebene noch nicht zulassen (IPCC, 2001c). Der Zusammenhang zwischen Niederschlagszunahmen (in bestimmten Gebieten) und der Zunahme der Häufigkeit von Extremereignissen ist darüber hinaus noch nicht zufriedenstellend geklärt (SCHÖNWIESE, 2002).

In einem „Climate Extremes Index“ (CEI) (GRUZA et al., 1999), der für Russland entwickelt wurde und dessen westliches Drittel für Europa herangezogen werden kann, ist ein leichter Anstieg von extremen Witterungsereignissen über das 20. Jahrhundert hinweg festzustellen. Dabei wurden die Parameter „tägliche Temperatur“, „tägliches Niederschlag“ und „Dürre-Extreme“ kombiniert.

6.8.4 Sensitivität von österreichischen Waldökosystemen gegenüber Klimaänderungsszenarien

Waldökosysteme könnten aufgrund der Langlebigkeit der Bäume von einer derartigen Klimaänderung besonders betroffen sein (Kap. 6.7.1). Die unterschiedlichen Baumarten haben unterschiedliche ökologische Ansprüche, u. a. bezüglich Temperatur und Feuchtigkeit, die für ihre natürliche Verbreitung ausschlaggebend sind. Verändern sich verbreitungsbestimmende Klimaparameter innerhalb kurzer Zeit, könnte die Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Bäumen und Waldbeständen überschritten werden, was mit Veränderungen der Waldökosysteme verbunden wäre.

Eine Vorausschau, wie sich das Klima *regional* verändern wird, ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Daraus folgt, dass eine Prognose von Auswirkungen einer Klimaänderung auf unsere Wälder, insbesondere auf regionaler Ebene, nicht möglich ist.

In Form von Szenarioanalysen ("Was wäre, wenn ...?") kann versucht werden, mit Simulationsmodellen die Wirkung von Klimaänderungsszenarien auf Ökosysteme abzuschätzen, um so die Bandbreite möglicher Systemreaktionen zu identifizieren. Die Relevanz einer möglichen tiefgreifenden Veränderung der ökologischen Rahmenbedingungen für die Waldbewirtschaftung ist offensichtlich, hängt doch der Bewirtschaftungserfolg weitgehend von der Angepasstheit der Waldbestände an die jeweiligen Standortbedingungen ab (LEXER et al., 2001).

In einer Studie von LEXER et al. (2001) wurden möglichen Auswirkungen einer Klimaänderung auf österreichische Wälder mittels dynamischer Computersimulationen regionalisiert abgeschätzt sowie eine Risikobeurteilung durchgeführt. Ausgangspunkt der Simulationen zur Waldentwicklung unter verändertem Klima waren drei regional aufgelöste Klimaänderungsszenarien:

Szenario scA (basierend auf dem "business as usual"-Treibhausgasemissionsszenario IS92a der IPCC) ergab eine mittlere Temperaturerhöhung von etwa 0,8°C bis 2050 gegenüber den mittleren Temperaturen des Zeitraums 1961 bis 1995 und – regional unterschiedlich – sowohl Zu- als auch Abnahmen des Niederschlags von bis zu $\pm 7\%$, bezogen auf die Jahresniederschlagssumme. Aufbauend auf diesem Szenario wurden zwei weitere Szenarien, scB und scC, für die Berechnungen herangezogen: Szenario scB geht von einer Temperaturzunahme von +2,0°C bis 2050 und der gleichen Niederschlagsveränderung wie das Szenario scA aus, während Szenario scC eine Temperaturzunahme von +2,0°C bis 2050 und eine Niederschlagsabnahme um -15 % während des Sommerhalbjahres zugrunde legt.

Die Vegetationsentwicklung der aktuell bestehenden österreichischen Wälder wurde sowohl unter dem gegenwärtigen Klima als auch unter den drei beschriebenen Klimaänderungsszenarien mit Hilfe eines am Institut für Waldbau entwickelten Computersimulationsmodells (PICUS v1.2) an ausgewählten Erhebungspunkten der Waldinventur simuliert. PICUS v1.2 ermöglicht den Effekt von Temperatur, Wasser- und Nährstoffversorgung auf das Wachstum, die Verjüngung sowie die Mortalität von Einzelbäumen abzuschätzen. Die Abweichungen

zwischen den Ergebnissen für die Klimaänderungsszenarien und jenem für das gegenwärtige Klima wurden als Auswirkung der jeweilig unterstellten Klimaänderung anhand von komplexen Ähnlichkeits- und Risikomaßen bewertet.

Im Vergleich zum bestehenden Klima sind beim Klimaänderungsszenario scA (moderate Erwärmung) zusätzlich auf etwa 3 % der untersuchten Waldinventurpunkte schwerwiegende kurz- bis mittelfristige Auswirkungen (2000 bis 2050) zu erwarten. Bei den Klimaänderungsszenarien scB (starke Erwärmung) und scC (starke Erwärmung und verringerter Niederschlag während des Sommerhalbjahres) stieg dieser Prozentsatz zusätzlicher schwerwiegender, kurz- bis mittelfristiger Auswirkungen auf 12 % bzw. 14 % an.

Diese Ergebnisse spiegeln allerdings nur die zusätzlich durch die Klimaänderungsszenarien bewirkten Einflüsse auf bestehende Wälder wider. Die Simulationen ergaben bereits unter gegenwärtigem Klima für einen kleineren Teil der simulierten Bestände eine erhöhte Mortalität in den kommenden Jahrzehnten.

Aus den Ergebnissen kann gefolgert werden, dass eine Temperaturerhöhung von etwa +1°C (Jahresmittel) bezogen auf die Periode 1961-1995 bei im Wesentlichen unveränderten Niederschlägen einen Schwellenwert darzustellen scheint, ab dem es zu starkem Ansteigen der Auswirkungen auf bestehende Wälder kommen dürfte. Zusätzlich reduzierte Niederschläge während der Vegetationsperiode verschärfen diese Situation weiter.

Bereits unter gegenwärtigem Klima (repräsentiert durch die Periode 1961-1995) treten in Tieflagen – insbesondere in fichtendominierten Waldbeständen – klimainduzierte Schäden auf. Sekundäre Fichtenwälder in tief gelegenen östlichen und südlichen Gebieten Österreichs reagierten in der Simulation sensitiv auf kleine Veränderungen in der Wasserversorgung. Das Zusammenspiel von Trockenstress mit günstigen klimatischen Bedingungen für die Vermehrung von Borkenkäfern resultierte in einer Zunahme der Baum mortalität und damit verbunden in deutlichen Veränderungen solcher Bestände in Bezug auf Biomassevorrat und Artenzusammensetzung. Dieses Modellierungsergebnis wird auch unterstützt durch die gegenwärtigen, alljährlichen Kalamitätsnutzungen aufgrund von Borkenkäferbefall.

Auffallend ist das stark kontrastierende Verhalten der kurz- und mittelfristigen Auswirkungen (Periode 2000 bis 2050) zu den langfristig zu erwartenden Auswirkungen aufgrund von Klimaänderungen. Während kurz- und mittelfristig vor allem konzentriert in tieferen Lagen erhebliche Probleme im Falle von klimatischen Veränderungen der drei Klimaänderungsszenarien scA, scB und scC angezeigt wurden, deuten die Simulationsergebnisse auf langfristig deutliche subtiler wirkende Folgen einer Klimaveränderung in höheren Lagen hin.

In diesen Lagen stellen die Temperaturverhältnisse für viele Laubbaumarten einen limitierenden Faktor dar, was im Falle einer Erwärmung zu einer drastischen Veränderung der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten führen dürfte. In den heute schon trockenen und warmen Regionen (Sommerwarmer Osten, Alpenvorland, Niederösterreichischer Alpenostrand, Klagenfurter Becken) nimmt den Modellresultaten zufolge der Anteil von trocken toleranteren Eichenarten (*Quercus petraea*, *Quercus cerris*, teilw. *Quercus pubescens*) und teilweise der Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) auf heutigen Eichenstandorten zwar zu, jedoch deutet unter den analysierten Klimaänderungsszenarien nichts auf eine Tendenz zur Versteppung hin, wobei in der Studie nicht die extremsten Standorte der östlichen Regionen Österreichs repräsentiert waren.

Für heutige potenzielle natürliche Buchenwaldstandorte wird auch in den meisten Fällen unter den Klimaänderungsszenarien eine buchendominierte PNV (Potenziell Natürliche Vegetation) simuliert. Der Buchenanteil in den montanen Höhenstufen nimmt unter den wärmeren Bedingungen der Szenarien scA, scB und scC deutlich zu.

Es ist zu beachten, dass die Interpretation von ausgewiesenen Klimafolgenkategorien, die in einem indirekten Ansatz von der potenziellen natürlichen Vegetation abgeleitet wurden, natürlich entsprechend limitiert ist und der Berücksichtigung der jeweiligen Standortverhältnisse bedarf (LEXER et al., 2001).

Für die waldbauliche Behandlung der österreichischen Wälder hätten Veränderungen gemäß den Klimaszenarien unterschiedliche Auswirkungen. Während in höher gelegenen Lagen (heutige montane bis subalpine Höhenstufe) ein vergrößerter waldbaulicher Entscheidungsspielraum sowohl in Fragen der Baumartenwahl als auch in Fragen geeigneter Naturverjüngungsverfahren entstehen würde, zeigte sich auch, dass unter den Bedingungen der Klimaänderungsszenarien scB und scC mit Temperaturerhöhungen von jeweils +2°C davon ausgegangen werden kann, dass eine geregelte nachhaltige Bewirtschaftung von Fichtenwäldern in der heutigen kollinen, submontanen und teilweise in der tiefmontanen Höhenstufe weitestgehend ausgeschlossen werden kann.

Aufgrund langer Überführungszeiträume müsste der Umbau der als besonders sensibel identifizierten Gebiete bereits jetzt in Angriff genommen werden. Eine bessere Anpassung der Vegetationszusammensetzung von Beständen in tiefen Lagen an die potenzielle natürliche Vegetation kann als ein erster wichtiger Schritt betrachtet werden, um diese Bestände gegenüber kurz- bis mittelfristigen, aber auch langfristigen Klimaeffekten resistenter zu machen (UMWELTBUNDESAMT, 2001b).

6.8.5 Auswirkungen einer Klimaänderung auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen

Aus den prognostizierten Klimaänderungen und den darauf aufbauenden Szenarien ergeben sich weit reichende Implikationen für die biologische Vielfalt von Waldökosystemen. Wie, wann und in welchem Ausmaß Veränderungen der biologischen Vielfalt durch einen Klimawandel induziert werden, kann hier nicht geklärt werden. Es können lediglich Hypothesen und Gefährdungsszenarien aufgezeigt werden, die mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung für die biologische Vielfalt in Waldökosystemen verdeutlichen sollen. Die Mechanismen der ökologischen Prozesse, die auf die verschiedenen Ebenen der biologischen Vielfalt wirken, sind noch nicht geklärt. Es erweist sich als extrem schwierig, Aussagen über mögliche Reaktionen von Pflanzen und Tieren auf klimatische Änderungen zu treffen. Daher sind über die Art und Weise, wie Ökosysteme auf veränderte klimatische Bedingungen reagieren, nur hypothetische Aussagen möglich.

Der Hypothese, dass Ökosysteme als Ganzes relativ intakt neue Gebiete besiedeln können, steht entgegen, dass in der Realität unterschiedliche klimatische Toleranzen von betroffenen Arten, intraspezifische genetische Variabilität, unterschiedliche Lebensalter und unterschiedliche Migrationfähigkeiten auftreten, nicht zu vergessen Effekte wie klonale Regeneration oder einwandernde Arten.

Eine andere Hypothese besagt, dass sich veränderte klimatische Bedingungen in situ durch eine Veränderung der Zusammensetzung und Dominanz der Arten äußern. Das kann in weiterer Folge bedeuten, dass einige Arten zurückgehen oder verschwinden, andere an Abundanz zunehmen werden (IPCC, 2001c). Allein diese Veränderungen im Dominanzgefüge könnten weit reichende Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, deren Komposition, Struktur und Funktion haben.

Die Folgen einer Klimaänderung könnten nicht nur in einer Verschiebung bestehender Pflanzen- und Tiergesellschaften, sondern auch in einem Neuaufbau von Gesellschaften liegen. Aus vergangenen Klimaänderungen lässt sich schließen, dass Klimaerwärmungen eine Veränderung der Kernbereiche mit optimalen Lebensbedingungen und der potenziellen Ausbreitungsreichweiten von Arten bewirken. Unterstellt man eine Migration in Richtung optimaler Lebensräume, so impliziert dies, dass durch unterschiedliche Migrationsgeschwindigkeiten der Arten neue Gesellschaften mit anderer Artenzusammensetzung entstehen könnten. Spezies mit hoher Ausbreitungsfähigkeit könnten dabei im Vorteil sein, während andere Arten bei der Neubesiedlung verminderte Konkurrenzmerkmale aufweisen würden. Ein migrationshinderndes Merkmal könnte dabei sein, dass durch anthropogen bedingte Umweltveränderungen und Habitatsverluste Migrationswege eingeschränkt oder abgeschnitten sind (KNABE et al., 1994).

Die prognostizierten Klimaveränderungen würden die potenziellen/theoretischen Verbreitungsgrenzen der Baumarten wesentlich rascher verschieben, als es deren Migrationsgeschwindigkeit entsprechen würde. Während man pro 1°C Erwärmung innerhalb weniger Jahrzehnte eine Verschiebung der Klimazonen um 100-160 km nach Norden und in den Bergen um ca. 100 m nach oben erwarten kann, beträgt die Migrationsgeschwindigkeit der in Europa vorkommenden Baumarten nur 0,04 bis 1 km pro Jahr bzw. 0,4 bis 10 km pro Jahrzehnt (siehe Tab. 15). Aus der Differenz zwischen diesen Werten ergeben sich theoretische zeitliche Verzögerungen von Jahrhunderten für die potenziell natürlichen Sukzessionsabläufe (ULRICH & PUHE, 1994).

Tab. 15: Wanderungsgeschwindigkeit der in Europa vorhandenen Baumarten verschiedener Gattungen in der Nacheiszeit (nach HUNTLEY & BIRKS, 1983; in: ULRICH & PUHE, 1994).

Gattung	Wanderungsrate (m/Jahr)	Gattung	Wanderungsrate (m/Jahr)
Abies	40–300	Acer	500–1000
Alnus	500–2000	Carpinus	50–1000
Castanea	200–300	Corylus	1500
Fagus	200–300	Fraxinus exc.	200–500
Fraxinus orn.	25–200	Juglans	400
Picea	80–500	Pinus	1500
Pistacia	200–300	Quercus decid.	75–500
Tilia	50–500	Ulmus	100–1000

Wie die vorangegangenen Kapitel gezeigt haben, unterliegt biologische Vielfalt im Allgemeinen und im Speziellen vielfältigen Einflüssen und Gefährdungen (Kap. 6). Klimatische Veränderungen können diese Stresspotenziale und damit die Gefahr des Biodiversitätsverlustes noch verstärken.

Als besonders sensibel für eine Klimaerwärmung gelten periphere Populationen im Randbereich ihres Verbreitungsgebietes, geographisch eng lokalisierte Arten, genetisch verarmte Arten, stark spezialisierte Arten mit enger ökologischer Breite, Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit sowie allgemein montane und alpine Arten (ULRICH & PUHE, 1994; PETERS & DARLING, 1985). Das IPCC geht davon aus, dass die Zahl an bedrohten Arten mit zunehmender Klimaerwärmung zunehmen wird und jene Arten, die bereits jetzt synergistischen Stresswirkungen ausgesetzt sind, verschwinden werden (IPCC, 2001c).

Eine besondere Gefährdung von Arten ist in den Bergen durch Verschiebung der Klimazonen zu erwarten. Arten rund um die Berggipfel existieren in naturgemäß kleinen Habitaten in kleinen Populationen und reagieren somit empfindlicher auf Veränderungen und Stresssituationen. Besonders für isolierte endemische Arten und Orophyten, die in Refugien rund um Berggipfel leben, können klimatische Veränderungen bedrohlich sein.

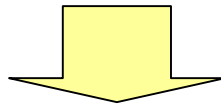
Das Problem des klimainduzierten Habitatsverlusts sei am Beispiel von Ökotonen, d. h. ökologischen Rand- und Übergangszonen, verdeutlicht. Ökotope fungieren als Schnittstellen verschiedener Landschaftsformen, sind räumlich eng begrenzt und weisen eine hohe reichhaltige biologische Vielfalt mit Artenreichtum, einzigartiger Arten- und Gen-Komposition und hoher intraspezifischer genetischer Vielfalt auf (RISSER, 1993). Es zeigte sich, dass Ökotope als erste auf Klimaänderungen reagieren und damit eine besondere Gefährdung der biologischen Vielfalt besteht (NEILSON, 1993). Der Verlust an Habitaten wie Ökotonen, Feuchtgebieten etc. kann in weiterer Folge zu einer Gefährdung seltener oder endemischer Arten führen. Auch Migrations- und Refugialverhalten von Zugvögeln und anderen Wildtieren können dadurch beeinflusst werden, was zu Änderungen in deren Abundanz und Komposition führen kann.

Von wesentlicher Bedeutung für einen Biodiversitätsverlust kann auch die mögliche Entwertung von Schutzgebieten sein. Sowohl bestehende als auch potenzielle Schutzgebiete ("potential biological reserves") können durch die Verschiebung von Verbreitungsgrenzen infolge einer Klimaänderung ihrer Funktion beraubt werden (WILSON, 1992; PETERS & DARLING, 1985).

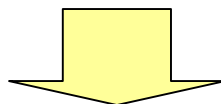
Abschließend muss festgestellt werden, dass nicht nur die Veränderungspotenziale einer Klimaänderung in Bezug auf die biologische Vielfalt von Relevanz sind, sondern auch die Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen von großer Bedeutung ist. Durch die Reduktion von anthropogenen Stressfaktoren, die Erhaltung natürlicher Kreisläufe und Strukturen kann diese Anpassungsfähigkeit wesentlich erhöht und damit der Intensität der Auswirkungen von Klimaänderungen begegnet werden.

6.8.6 Anthropogene Treibhausgase – Beitrag zur Klimaänderung – Potenzielle Auswirkungen

- Kohlendioxid: Verbrennungsprozesse, Rodung
- Methan: Erdölgewinnung, Massentierhaltung, große Feuchtgebiete
- Distickstoffoxid: fossile Brennstoffe, Düngung in der Landwirtschaft
- FCKW und andere (teil)halogenierten Kohlenwasserstoffe: Industrie,



- Veränderte Wachstumseigenschaften durch erhöhten atmosphärischen CO₂-Gehalt
- Erwärmung der Erdatmosphäre
- Veränderung der Niederschläge bzw. Wasserbilanz
- Zunahme von Witterungsextremen und Kalamitäten



- Verschiebung der Klimazonen bzw. Vegetationszonen nach Norden, in den Bergen nach oben
- Änderung von interspezifischen Konkurrenzverhältnissen, Änderung von Artenzusammensetzungen
- Neubesiedlung durch bisher fremde Arten
- Veränderung von Gesellschaften durch unterschiedliche Migrations- und Dispersionsfähigkeit
- Besondere Gefährdung von seltenen, bedrohten, endemischen und alpinen/peripheren Arten
- Verlust an seltenen Habitaten
- Entwertung von Schutzgebieten

6.9 Naturschutz und biologische Vielfalt in Waldökosystemen

6.9.1 Aufgaben des Naturschutzes

Neben den traditionellen Aufgaben des Naturschutzes, dem Schutz ausgewählter Tier- und Pflanzenarten und Ökosysteme, wurde der Naturschutz um neue Paradigmen ergänzt. Zu den erhaltenden, konservierenden Strategien, die angesichts der rasanten Verluste an Naturelementen berechtigt sind, wurden dynamische Schutz- und Entwicklungsstrategien hinzugefügt. Darüber hinaus wurde der segregative Ansatz, d. h. die Trennung von Naturschutzflächen von Nutzflächen, durch einen integrativen Ansatz erweitert, der flächendeckende oder großflächige Qualitätsziele und Vorrangräume zum Ziel hat, dabei jedoch raumspezifische Maßnahmen einsetzt (FRANK & VACIK, 1998).

Die Aufgaben des modernen Naturschutzes sind (nach PLACHTER, 1991) (siehe Abb. 22):

- **Artenschutz** (Bestandessicherung aller Organismenarten): Artenschutz bedeutet nicht mehr nur den Schutz einzelner Arten, sondern auch die Sicherung von Artengemeinschaften und Habitaten, da diese Faktoren nicht trennbar sind. Ziele sind der Schutz bedrohter Arten, der Schutz von Arten mit besonderer funktionaler Bedeutung im Naturhaushalt, Schutz von Arten mit hohem Indikationspotenzial (PLACHTER, 1995) und die Wiederansiedlung von autochthonen Arten. Durch Sicherung einiger Zielarten (Indikator-, Schirm-, Schlüsselarten) können andere Tier- und Pflanzenarten der betroffenen Lebensräume automatisch mitgefördert werden. Artenvielfalt muss nicht unbedingt mit Naturnähe korrelieren, weshalb nicht eine Maximierung der Artenvielfalt, sondern eine Annäherung an dem natürlichen Standortpotenzial entsprechende Zielniveaus der Biodiversität bzw. eine Wiederherstellung von landschaftscharakteristischen, typischen Artenausstattungen erstrebenswert ist. Ein rein auf Seltenheit abstellender Schutz kann eine Spezies über ihr natürliches Potenzial hinausfordern und durch gezielte Selektion zu einer Verschiebung der Verteilungsmuster führen (SCHERZINGER, 1996). Nationale und internationale Rote Listen geben die Gefährdungsgrade einzelner Arten wieder und geben einen Überblick über den Zustand von Fauna und Flora. Neben dem allgemeinen Schutz von Pflanzen und Tieren vor menschlichen Eingriffen durch rechtliche Bestimmungen werden zur Erhaltung gefährdeter Arten auch spezielle Artenschutzprogramme durchgeführt (vgl. TIEFENBACH, 1998).
- **Biotop- und Geotopschutz** (Ganzheitlicher Schutz von Ökosystemen): Der Biotopschutz hat die Sicherung und Entwicklung von Lebensräumen zum Ziel. Beim Geotopschutz hat im Zusammenhang mit Waldökosystemen vor allem der Schutz der Waldböden mit allen Kreisläufen und Funktionen hohe Priorität.
- **Ressourcenschutz** (Schutz abiotischer Ressourcen): Der Ressourcenschutz umfasst den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Umweltmedien Wasser, Luft und Boden als Teile von Ökosystemen und stellt demnach einen umfassenden Schutz abiotischer Ressourcen dar.
- **Landschaftsschutz**: Umfasst die Mitwirkung bei der Steuerung der Landnutzung und der Nutzung der Gewässer, die Verhinderung schwerwiegender Schäden der Ökosphäre und die Erhaltung und Entwicklung der Eigenart des Landschaftsbildes
- **Prozess-Schutz**: Erhaltung biologischer Grundfunktionen wie zwischenartliche Wechselwirkungen, Artneubildung und Arealveränderungen

Im Gegensatz zu einer konservierenden, statischen Sichtweise („Käseglocke“) hat der Prozess-Schutz einen ganzheitlichen Ansatz mit Einbeziehung aller natürlichen Prozesse und Dynamiken zur Absicht. Oberste Ziele sind Schutz und Entwicklung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und Förderung von Sukzessionsdynamiken, Schwankungen und Zyklen (exogene und endogene Varianz) (PLACHTER, 1995). Durch den Schutz natürlicher ökologischer Prozesse im Sinne der Enthaltung von Eingriffen und des Zulassens der natürlichen

Dynamik kann eine naturgemäße biologische Vielfalt gefördert werden, die der jeweiligen Phase der Ökosystementwicklung entspricht. Naturbürtige Veränderungen der Ökosysteme im Zeitverlauf ergänzen den Begriff der „biologischen Vielfalt“ um die Komponente der zeitlichen Diversität (Kap. 3.3). Dieser dynamische Naturschutzansatz erscheint besonders für hochdynamische und durch häufige natürliche Störungen geprägte Ökosysteme geeignet. Hierdurch können beispielsweise Substratumlagerungen und flussmorphologische Veränderungen von Fließgewässern, Verlandungsdynamiken von Stillgewässern, Umlagerungsprozesse von Erosionsmaterial an alpinen Steilhängen, die Besiedlung von Gletschervorfeldern, Populationsentwicklungen und dynamische Beute-Beutegreifer-Systeme ermöglicht werden (Kap. 10).

Im Ökosystemaren Ansatz wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass die Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung traditioneller Störungsregime zur Erhaltung der Struktur und Funktion mancher Ökosystemtypen notwendig sein kann (Kap. 2.3). Dies kann sich u. a. auf bestimmte kulturbedingte Waldbiotope beziehen, die durch regionaltypische Bewirtschaftungsweisen oder historische Waldnutzungsformen entstanden sind und nur durch die Fortführung oder Wiederaufnahme dieser regelmäßigen menschlichen Einflussnahmen bzw. entsprechende Managementeingriffe erhalten werden können. Bei der Anwendung auf Waldökosysteme könnte hierbei z. B. an manche Niederwald-Nutzungsformen gedacht werden, aber auch an Bestandestypen, die durch im ökologischen Sinne standortdegradierende Wirtschaftsweisen entstanden sind, wie durch Waldweide, Streunutzung oder auch durch Sukzession nach Aufgabe der Beweidung (großflächige deutsche Heidelandschaften mit Wacholder als historischem Weidezeiger) (Kap. 10).

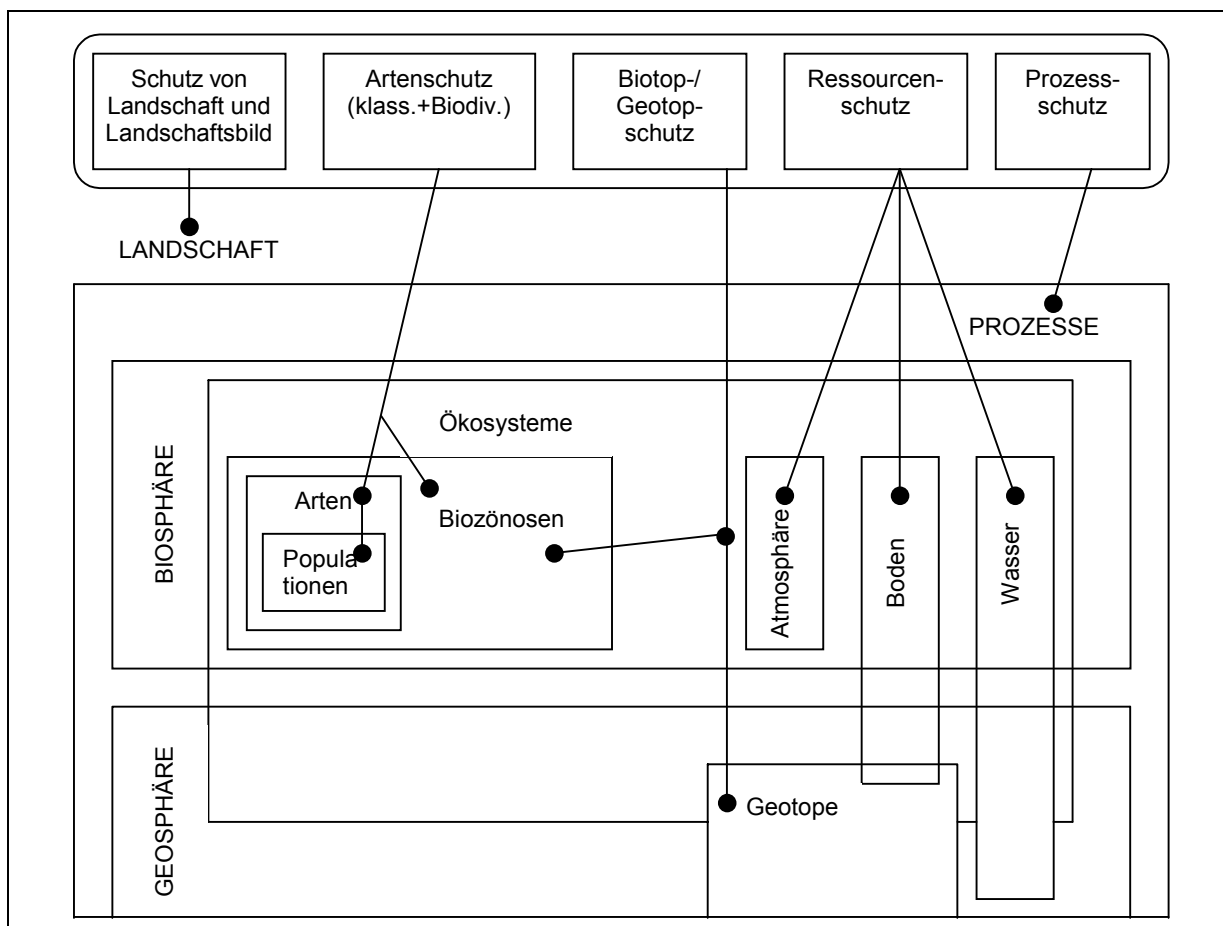


Abb. 22: Aufgaben des Naturschutzes – unterschiedliche Bezüge zu den Hierarchiestufen der Natur (nach PLACHTER, 1995; verändert).

6.9.2 Naturschutz im Wald

Die Frage, ob man Natur nutzen oder Natur schützen soll, ließ trotz gemeinsamer grundsätzlicher Interessen einen andauernden Konflikt zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz entstehen (DETSCH, 1999). Aus ressourcen – und umweltpolitischen Gründen ist die Meinung vorherrschend, dass großflächige Naturschutzstrategien im dichtbesiedelten Mitteleuropa nur im Rahmen einer nachhaltigen Landnutzung umzusetzen sind (AMMER et al., 1995). Die Forderung nach Totalreservaten bleibt ebenfalls aufrecht, da die forstliche Nutzung häufig mit Strukturverlusten und Artenverlust verbunden sei (HEINRICH, 1995). Die Ziele des Naturschutzes im Wald liegen heute in der (nach SCHERZINGER, 1996):

- Erhaltung/Sicherung und Entwicklung/Verbesserung des Waldes als Lebensgemeinschaft
- Erhaltung/Sicherung und Entwicklung/Verbesserung von Naturnähe
- Erhaltung/Sicherung und Entwicklung/Verbesserung der Artenvielfalt
- Erhaltung/Sicherung und Entwicklung/Verbesserung der Vielfalt und Eigenarten von Natur und Landschaft

Eine dynamische Naturschutzstrategie erscheint v. a. in größeren Naturwaldreservaten und Urwaldzellen, aber auch auf Naturwaldentwicklungsflächen, die in naturnähere Zustände rückgeführt werden sollen, dazu geeignet, um natürliche großräumige Mosaik-Zyklen von Wäldern zu ermöglichen (vgl. REMMERT, 1992). In extensiv genutzten Wäldern wiederum stehen naturnahe Waldnutzungsformen mit der Orientierung an der potenziell-natürlichen Vegetation im Vordergrund (Kap. 6.1.5, 6.2.2.8). In intensiv genutzten Wirtschaftswäldern kann durch situationsangepasste Anwendung naturschutzfachlich optimierter Einzelmaßnahmen die biologische Vielfalt trotz Dominanz wirtschaftlicher Ziele gefördert werden. Durch langfristigen Umbau und Rückführung naturferner Waldbestände zu standortangepassteren Waldtypen können sowohl die nachhaltige Ertragsfähigkeit als auch die Voraussetzungen für die Entwicklung einer standortgerechteren biologischen Vielfalt verbessert werden.

In der Praxis ergeben sich aus den unterschiedlichen naturräumlichen Voraussetzungen Teilziele und Aufgaben mit unterschiedlichem Leitbild und Raumbezug (siehe Tab. 16) (Kap. 7.2.5).

		RAUMBEZUG DER NATURSCHUTZZIELE	
		Alle Waldflächen	Ausgewählte Sonderwaldflächen
LEITBILD DER NATURSCHUTZZIELE	Naturlandschaft („Urwald“)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Erhaltung der Waldstandorte in ihrem natürlichen Zustand ➤ Sicherung der natürlichen Stoffkreisläufe ➤ Naturnahe Waldaufbauformen ➤ Großflächiger Waldflächenzusammenhang 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Erhaltung natürlicher Sonderstandorte mit standortsheimischer Bestockung ➤ Entwicklung flächiger Zerfallsphasen, natürlicher Zersetzungsprozesse sowie ungerichteter Sukzessionen ➤ Sicherung von Sonderhabitaten zum Schutz der spezialisierten Pflanzen- und Tierarten (Trocken-, Mager- und Feuchtbiotop)
	Alte Kulturlandschaft	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Schaffung von Struktur- und Artenreichtum ➤ Aufbau vielgestaltiger Waldränder 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Erhaltung von Naturdenkmälern ➤ Gestaltung und Pflege von Ersatz- und Kunstbiotopen (Tümpel, Sandgruben etc.) ➤ Förderung von Kulturfolgearten durch historische Waldnutzungsformen

Tab. 16: Naturschutzziele im Wald, gegliedert nach Raumbezug und Leitbild (nach ALBRECHT, 1992; verändert).

6.9.3 Einrichtung von Schutzgebieten

Durch die Einrichtung von Schutzgebieten werden die Ziele des Naturschutzes mittels einer segregativen⁷⁰ Strategie verfolgt. Das Außer-Nutzung-Stellen von Waldökosystemen erlaubt in unterschiedlichem Ausmaß deren dynamische, ungestörte Entwicklung.

Außer den im Folgenden genauer beschriebenen Schutzgebieten gibt es eine Reihe weiterer Schutzgebietskategorien, die in den Naturschutzgesetzen der Länder unterschiedlich enthalten sind. Neben den Bereichen, die aufgrund der generellen Schutzbestimmungen für ausgewählte Lebensräume geschützt sind, steht in Österreich rund ein Viertel des Bundesgebietes nach den verschiedensten Kategorien des Flächenschutzes unter Schutz. Flächenmäßig bedeutend mit rund 17 % der Landesfläche Österreichs sind die Landschaftsschutzgebiete, die primär der Erhaltung des Landschaftsbildes für Bevölkerung und Fremdenverkehr dienen. Im Gegensatz zu Naturschutzgebieten bietet das Landschaftsschutzgebiet ein geringeres Schutzniveau (TIEFENBACH, 1998).

Zusätzlich existieren in Österreich Schutzgebietskategorien von internationaler Bedeutung, wie die Ramsar-Gebiete zum Schutz von Feuchtgebieten, Biosphärenreservate, biogenetische Reservate und die so genannten Important Bird Areas, die unterschiedlichen Zielen

⁷⁰ Segregation: Trennung. Die segregative Naturschutzstrategie verfolgt die Ausweisung von Schutzgebieten und bezeichnet daher die Trennung von geschützten und nicht geschützten Gebieten.

(wissenschaftlichen und naturschutzfachlichen) dienen, jedoch teils rechtlich unverbindlichen Charakter besitzen. Hinzu kommen nominierte Natura 2000-Gebiete nach EU-Gemeinschaftsrecht (Kap. 8.1).

Dabei muss aber festgehalten werden, dass die Errichtung von Schutzgebieten allein nicht ausreichend ist, um die Biodiversität von Waldökosystemen nachhaltig zu erhalten (BENGTSSON et al., 2000).

Naturwaldreservate

Naturwaldreservate sind ein wichtiger Bestandteil einer kohärenten Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt des Waldes. Zur in situ-Erhaltung genetischer Ressourcen sollen in einem repräsentativen Netz alle 125 Waldgesellschaften vertreten sein (MANNBERGER, 1998). Die zwei wichtigsten Zielsetzungen liegen in Erhaltung und Schutz der biologischen Diversität sowie in der Nutzung für Lehre, Forschung und Bildung (FRANK, 1998).

In Naturwaldreservaten werden eine ungestörte Waldentwicklung beobachtet und die ökologischen Zusammenhänge in naturnah aufgebauten Wäldern erforscht. Sie dienen als Schutz- und Rückzugsgebiete für Arten, die auf Naturwälder angewiesen sind, und sind auch in ihrer Funktion als Leitbild für eine naturnahe Behandlung von Wirtschaftswäldern bedeutend (ALBRECHT, 1992).

Die Langzeitdynamik, eine standorttypische und strukturierte Vegetation, Totholz und Sonderstrukturen begünstigen die Entwicklung einer reichen biologischen Vielfalt. Durch ein Aussetzen der menschlichen Einflussnahme entsteht eine neue Sukzessionsdynamik. Isolationseffekte und die Beschränkung der natürlichen Prozesse durch kleine Flächengrößen und fehlende Lebensräume für Herbivore und Arten mit großem Arealanspruch können sich hemmend auf die Ausprägung der potenziellen Vielfalt auswirken (SCHERZINGER, 1996). Die Reservate dürfen daher nicht isoliert gesehen werden, sondern sollen eingebettet in Wirtschaftswälder und andere Vegetationsformen betrachtet werden. Für den Erfolg eines Netzes von Naturwaldreservaten sind daher bestimmte Kriterien entscheidend (FRANK, 1998):

- Mindestgröße,
- Anzahl und Verteilung,
- Repräsentativität,
- Qualitätsmerkmale wie Naturnähe der Vegetation, Strukturvielfalt, topographische Einheit, Seltenheit und Gefährdung, Pufferzonen, Wildeinfluss.

Naturwaldreservate sind, wie alle Schutzgebiete, wichtige kurzfristige Schritte gegen den Biodiversitätsverlust, aber erst eine möglichst flächendeckende Umstellung der Bewirtschaftung im Sinne einer nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen (Kap. 7.2.5) kann längerfristig wirken (FRANK, 1998).

Naturschutzgebiete

Naturschutzgebiete sind natürliche oder naturnahe Gebiete mit hoher ökologischer Wertigkeit, die rechtlich vor schutzwidrigen Eingriffen geschützt sind. Nutzungsbeschränkungen für Land- und Forstwirtschaft sowie Jagd und Fischerei sind jedoch selten, Nutzungen sind meist durch Ausnahmebestimmungen „im bisherigen Umfang“ gestattet (TIEFENBACH, 1998).

Naturschutzgebiete werden somit den Zielen der Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen nur bedingt gerecht. Dafür sprechen folgende Gründe:

- Teils relativ geringer Anteil von Waldflächen;

- Oftmalig keine oder nur teilweise Einschränkung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung;
- Touristische Belastung attraktiver Schutzgebiete;
- Kleinflächige, verstreute Anordnung.

In Deutschland und Österreich wird versucht, diesen Entwicklungen durch Errichtung von Naturschutzgroßgebieten mit ungestörten Kerngebieten und spezifischen Zielsetzungen entgegen zu steuern. Der Waldflächenanteil von Naturschutzgebieten soll naturnah entwickelt und die Sicherung von Artenausstattung, Biotop- und Landschaftscharakteristik optimiert werden (SCHERZINGER, 1996).

Nationalparks

Nationalparks sind seit 1969 durch die World Conservation Union (IUCN) definiert und haben den Schutz großflächiger (Wald-)Gebiete zum Ziel, können aber auch zur Rückführung anthropogen überformter Landschaften eingerichtet werden.

Im Kernbereich von Nationalparks sind wirtschaftliche Nutzungen ausgeschlossen und Pflegemaßnahmen nur im Rahmen initialer Renaturierung zugelassen. Dadurch können Entwicklungszyklen mit un gelenkten Dynamiken und verschiedenen Sukzessionsphasen gefördert werden. Eine natürliche Strukturierung und standorttypische Vegetation begünstigen eine reiche Vielfalt auf allen Ebenen. Infolge der relativen Größe können sich Innenwaldbiotope ohne zu starken Randeinfluss ungestört entwickeln (SCHERZINGER, 1996). STUBBE (1999) weist für mitteleuropäische Verhältnisse darauf hin, dass Kernzonen zur Aufrechterhaltung ihres Schutzzieles einer jagdlichen Wildbestandsregulierung unterliegen müssen.

Ein wesentliches Kriterium von Nationalparks ist die Flächengröße. Besonders für die Fauna spielen Arten-Arealbeziehungen, die Kalkulation kleinster lebensfähiger Populationen und Fluktuationen des Habitatangebots eine wichtige Rolle. Bei kleineren Flächen sind breite Pufferzonen zur Nutzlandschaft, optimale Einbettung in die umgebenden Wirtschaftswälder und eine Vernetzung mit anderen Waldlebensräumen unbedingt notwendig.

Den eigentlichen Zielen der Nationalparks kann die Wahl des Standort entgegenlaufen. Die Einrichtung erfolgt häufig in touristisch attraktiven Landschaften. Ein hohes Störungspotenzial durch den Tourismus kann sich kontraproduktiv auswirken und eine vollständige Ausbildung der Arten- und Habitatsvielfalt verhindern (SCHERZINGER, 1996).

Natura 2000 Gebiete

Bei Natura 2000 handelt es sich um ein zukünftiges europaweites, kohärentes ökologisches Netz von Schutzgebieten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt, das auf zwei Naturschutzrichtlinien der Europäischen Gemeinschaft basiert (Kap. 8.1.2):

- Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG), kurz FFH-RL, zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen.
- Die Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG).

Das europaweit koordinierte ökologische Netz soll sich zusammensetzen aus (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 1992):

- SPAs (Special Protection Areas): besondere Schutzgebiete im Sinne der Vogelschutzrichtlinie zum Schutz der 182 Vogelarten und Unterarten aus dem Anhang I der Richtlinie;
- SACs (Special Areas of Conservation): besondere Schutzgebiete im Sinne der FFH-Richtlinie zum Schutz der in den Anhängen aufgelisteten 253 Lebensraumtypen, 200 Tierarten und 434 Pflanzenarten.

Nach der Phase der Vorbereitung und Meldung der nationalen Gebietslisten werden Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung identifiziert, so genannte SCIs (Sites of Community Importance).

Diese werden aus den nationalen Listen ausgewählt aufgrund ihres Beitrags zu:

- Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen und Arten der Richtlinie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet;
- Kohärenz von Natura 2000;
- Erhaltung der Biodiversität innerhalb der betroffenen biogeographischen Region.

Sobald ein Gebiet als SCI von der EU-Kommission angenommen wurde, sind die Mitgliedsstaaten verpflichtet, dieses innerhalb von sechs Jahren (spätestens im Jahr 2004) als SAC auszuweisen und für dieses die nötigen Erhaltungsmaßnahmen in der Form von Managementplänen oder anderweitigen geeigneten Maßnahmen rechtlicher, administrativer oder vertraglicher Art festzulegen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 1992; 2000b).

Für die Lebensräume und Habitate in den künftigen Europa-Schutzgebieten gilt gemäß Artikel 6 der FFH-Richtlinie (Kap. 8.1.2) ein Verschlechterungsverbot sowie für die Arten, wegen derer die Gebiete ausgewiesen wurden, ein Störungsverbot. Pläne und Projekte innerhalb und außerhalb der Natura 2000-Flächen, die erhebliche Beeinträchtigungen der Schutzgüter in den Gebieten hervorrufen könnten, sind einer Prüfung auf Verträglichkeit mit den Erhaltungszielen zu unterziehen. Die rechtlich verbindliche Ausweisung von Natura 2000-Gebieten hat potenziell vielfältigen Einfluss auf Landnutzungen, insbesondere die Land- und Forstwirtschaft. Anzuführen sind im Besonderen mögliche Nutzungsbeschränkungen sowie konkrete Auflagen für die Erreichung der Schutzziele. Die nationale Umsetzung von Natura 2000 ist derzeit aber noch Gegenstand intensiver Aushandlungsprozesse; die konkreten Konsequenzen für Landnutzer und Grundeigentümer sind daher noch weitgehend ungeklärt (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 1992; 2000b).

Denkbare Anforderungen an die Forstwirtschaft innerhalb von Natura 2000-Gebieten, die über die ökologischen Grundleistungen hinausgehen, sind in Abhängigkeit vom Schutzziel beispielsweise die Verpflichtung zu einer bestimmten Form der Bewirtschaftung, verstärkte Rücksichtnahme bei der Bewirtschaftung auf Sonderstandorte, Erhöhung des Totholzanteils, Verzicht auf nicht standortgerechte Baumarten oder die Rücksichtnahme auf Brutstätten oder Tümpel (Kap. 7.2.5).

Mit Stand Juni 2000 wurden von Österreich 161 Gebiete in einer nationalen Liste nach Brüssel übermittelt. Abschließende Angaben über Zahl und Größe der österreichischen Natura 2000-Gebiete sind noch nicht möglich, da Änderungen der Gebietskulisse durch Anpassung der Abgrenzungen und Nachnominierungen wahrscheinlich sind. Es ist jedoch davon auszugehen, dass rund 170 bis 180 Gebiete mit einer Gesamtfläche von rund 15- 18 % der Staatsfläche ausgewiesen werden (LIEBEL, 2002). Mit 47 % der gesamten Natura 2000-Gebiete hat der Wald in Österreich von allen Landnutzungstypen den größten Flächenanteil (ELLMAUER et al., 1999). Die Ausweisung sehr großer Gebiete mit einer Vielzahl repräsentativer Wald-Bestände sowie vielfältiger und gut erhaltener Bereiche bietet günstige Voraussetzungen, um den Zielen der Biodiversitätserhaltung gerecht zu werden.

Probleme treten in Österreich vor allem durch die uneinheitliche Nominierungspraxis der Bundesländer, durch die nicht fristgerechte sowie quantitativ und qualitativ nach Meinung der Europäischen Kommission nicht ausreichende Meldung von Natura 2000-Gebieten, durch zumindest anfangs mangelnde Einbindung der Betroffenen sowie bei Fragen des Eigentumsrechts und Vertragsnaturschutzes auf.

6.9.4 Naturschutz-Leitbild mit abgestuften Schutzintensitäten für die Gesamtfläche

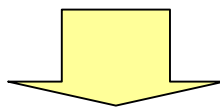
Aus der vielfach angebracht erscheinenden Paradigmenverschiebung vom traditionellen Naturschutz hin zu stärker dynamisch und integrativ orientierten Naturschutzstrategien darf nicht gefolgert werden, dass konventionellere Ansätze wie Arten- und Gebietsschutz ihre Bedeutung verlieren. Vielmehr verhalten sich die unterschiedlichen Methoden und Ziele zueinander vielfach komplementär.

Zukünftig erscheint die Einbindung und Zusammenführung der unterschiedlichen, vom Naturschutz angewandten Strategien in ein flächendeckendes Konzept abgestufter Schutzintensitäten für ganz Österreich⁷¹ empfehlenswert. Die jeweiligen Schutzziele sollten sich dabei am Erhaltungszustand, an der Naturnähe und an der Nutzungsintensität des jeweiligen Naturraumes orientieren und den abgestimmten und örtlich differenzierten Einsatz der jeweils geeigneten Naturschutzinstrumente ermöglichen. Ein derartiges Leitbild abgestufter Schutzniveaus für Österreich kann folgendes Spektrum an Schutzziele umfassen:

- Totalschutz von Lebensräumen, Arten und Prozessen in noch weitgehend natürlichen Wald- und Landschaftsräumen bei Gewährenlassen der natürlichen Dynamik;
- Erhaltung und Entwicklung extensiv genutzter, traditioneller Wald- und Kulturlandschaften durch standortangepasste Nutzung oder Pflege;
- Integrierter Naturschutz in intensiv genutzten Ertragswäldern und –landschaften durch nachhaltige Bewirtschaftungsformen (ökologischer oder integrierter Landbau, nachhaltige Forstwirtschaft);
- Ökologische Verbesserungen in naturfernen, stark veränderten Wald- und Landschaftsräumen durch Renaturierung, Revitalisierung, Bestandesumbauten etc.;
- Sicherung von Nischen für „Restnatur“ in urban-industriellen Gebieten (Flächenbereitstellung für Freiräume und ökologische Ausgleichsflächen).

6.9.5 Zusammenfassung: Konzepte – Maßnahmen – Ziele

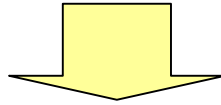
- Artenschutz
- Biotop-/Geotopschutz
- Ressourcenschutz
- Landschaftsschutz
- Prozess-Schutz
- Konzept abgestufter Schutzintensitäten für die Gesamtfläche



- Naturwaldreservate
- Natura 2000-Gebiete
- Nationalparks
- Naturschutzgebiete
- Rote Listen

⁷¹ Ein flächendeckendes Naturschutzleitbild für Österreich mit ähnlich umfassendem Anspruch wird zur Zeit innerhalb einer „Naturschutzplattform“ diskutiert. Der Plattform gehören Vertreter des Bundes, der Länder, des Umweltbundesamtes, der Wissenschaft und von NGOs an..

- Naturschutzmaßnahmen auf der Wirtschaftsfläche im Rahmen einer naturnahen Waldbewirtschaftung



- Erhaltung und Entwicklung des Waldes als Lebensgemeinschaft
- Sicherung und Entwicklung von Naturnähe
- Erhaltung der biologischen Vielfalt (Gene, Arten, Populationen, Gemeinschaften, Bestände, Strukturen etc.)
- Sicherung und Entwicklung der ökologischen Funktionsfähigkeit und der Leistungsfähigkeit von Waldökosystemen

6.10 Zusammenfassung

Rahmenbedingungen der Waldbewirtschaftung in Österreich („Vielfalt der Vielfalten“) (Kap. 6.1)

Aufgrund der *Vielfalt der ökologischen Rahmenbedingungen* weist Österreich eine Vielzahl verschiedener Waldgesellschaften auf, deren Spektrum von sommerwarmen Eichen-Hainbuchen-Wäldern der kollin-planaren Höhenstufe bis zu hochsubalpinen Lärchen-Zirben-Wäldern reicht. Nach vorübergehend drastischer Abnahme der Waldfläche beträgt der Bewaldungsanteil heute wieder rd. 47 %. Wirtschaftsbedingt starken Anteilsgewinnen einzelner Baumarten, wie Fichte, Kiefer und Lärche, stehen hohe Anteilsverluste von Tanne, Buche, Eiche und anderen Laubhölzern gegenüber. Zuletzt wies die Österreichische Waldinventur wieder eine Zunahmetendenz von Laubholz- und Laubholz-Mischbeständen und einen Rückgang von Nadelholz-Reinbeständen aus. Nach einer Untersuchung der Naturnähe des österreichischen Waldes wurden 7 % als „künstlich“, 27 % als „stark verändert“, 41 % als „mäßig verändert“, 22 % als „naturnah“ und 3 % als „natürlich“ eingestuft.

Unterschiedliche Waldbesitzverhältnisse, naturräumliche Voraussetzungen und kulturelle Traditionen trugen zur Entstehung einer regional differenzierten *Vielfalt der Waldbewirtschaftungsformen* bei. Neben den Waldbesitzern und der Holzindustrie hat eine *Vielfalt von Akteuren* aus den Bereichen öffentliche Verwaltung, Interessenvertretungen, Ausbildung, Forschung, Beratung und Umwelt-NGOs Einfluss auf die Nutzung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wäldern. Den mannigfaltigen Rahmenbedingungen entspricht die Vielfalt an Funktionen, Wirkungen und Leistungen, deren Erfüllung heute seitens der Gesellschaft vom Wald erwartet wird.

Aktuelle und potenzielle Einflüsse auf die biologische Vielfalt in Österreichs Wald (Kap. 6)

Die Bevölkerungs- und Gesellschaftsentwicklung, Bewirtschaftungsmaßnahmen, Einflüsse unterschiedlicher Landnutzungsarten, Änderungen der Bodennutzung und zunehmende Umweltbelastungen trugen wesentlich zum heutigen Zustand der Wälder in Österreich bei. Als wesentliche Einflussgruppen können die Landnutzungsarten Forst- und Landwirtschaft, Jagd, Tourismus, Gewerbe und Industrie, Siedlungstätigkeit, Verkehr sowie Maßnahmen des Naturschutzes identifiziert werden. Das Management von Waldökosystemen ist daher mit vielfältigen und miteinander verflochtenen Wirkungskomplexen konfrontiert. Es entspricht dem integrativen Charakter des Ökosystemaren Ansatzes, dass angestrebt wird, die *Gesamtheit* der Einflüsse *aller* Landnutzerguppen auf die biologische Vielfalt des Waldes sowie deren Wechselwirkungen zu berücksichtigen.

Die von diesen Nutzergruppen ausgehenden Einflüsse werden aus grundsätzlicher Sicht und anhand von verallgemeinerbaren Typen von Wirkungskomplexen dargestellt, die das mögliche Spektrum auftretender Wirkungen wiedergeben sollen. Sie dürfen daher nicht mit einer gewichteten Bewertung der tatsächlichen Verbreitung und Intensität einzelner Waldnutzungsformen oder Problemfelder in Österreich verwechselt werden. Deren Beurteilung bedarf vielmehr regionaler und standörtlicher Differenzierung bzw. methodischer Gewichtung. Einzelne Einflüsse mögen in Österreich aktuell nur in geringem Ausmaß und lokal begrenzt auftreten. Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt jedoch auf dem grundsätzlichen Schema der Wirkungsmechanismen. Darüber hinaus soll beispielhaft Handlungspotenzial der einzelnen Akteursgruppen angedeutet werden.

Eine methodische Gewichtung von Einflüssen wird anhand der Ergebnisse einer Expertenbefragung in Kap. 7 vorgenommen.

Beinahe alle Handlungen der **Forstwirtschaft** (Kap. 6.2), als Bestandteile unterschiedlicher Behandlungskonzepte, haben - oft ambivalente - Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Die Maßnahmen der forstlichen Praxis können in vielfältiger Weise und auf allen Ebenen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen einwirken: über die Wahl des Verjüngungsverfahrens im Rahmen der Bestandenerneuerung, die Selektion der Bäume und die Lenkung der Baumartenzusammensetzung, die direkte Veränderung des Artengefüges durch Einbringung allochthoner Baumarten, die Entnahme von Biomasse, die Senkung des Bestandesalters im Rahmen des Umtriebs, die Wahl des Holzernteverfahrens, die Verursachung mechanischer Schäden an Boden und Vegetation im Rahmen der Holzbringung, die Fragmentierung des Waldgefüges im Rahmen der Erschließung und die unmittelbare Veränderung der Standortbedingungen durch Melioration. Durch die Wahl der *Betriebsart*⁷² (Nieder-, Mittel-, Hochwald) und der *Betriebsform*⁷³ werden die Standortfaktoren Licht, Boden und Wasserhaushalt und dadurch auch die Lebensbedingungen für die gesamte Waldflora gestaltet; diese wiederum steuert über Habitatqualität und -eignung die Entwicklung und Diversität der Waldfauna. Die Techniken eines naturnahen Waldbaus, Totholzmanagement und Waldrandgestaltung sowie der Schutz genetischer Ressourcen in situ und ex situ sind spezifische diversitätsfördernde Maßnahmen der Forstwirtschaft.

Künstliche *Bestandesbegründung* kann zur Einengung der genetischen Vielfalt von Baumarten und damit zur Verringerung des Anpassungspotenzials bei Änderungen der Umweltsituation, etwa im Zuge eines Klimawandels, führen. Bei Ausfall der Naturverjüngung oder Umwandlung standortwidriger Bestände können Erhaltungs- und Ergänzungspflanzungen, unter Anwendung großer Sorgfalt bei Gewinnung, Züchtung und Einsatz des forstlichen Vermehrungsgutes, jedoch nützlich sein. Naturverjüngung bietet bei langen Verjüngungszeiträumen und kleinflächigem Vorgehen die besten Chancen zur vollen Erhaltung der genetischen Vielfalt des Altbestandes.

Im Rahmen von *Jungwuchs- und Dickungspflege* bestehen für den Waldbau bedeutende Möglichkeiten zur Gestaltung der Biodiversität. Phänotypische, an wirtschaftlich erwünschten Form- und Wuchseigenschaften orientierte Auslese von Baumindividuen kann zu Verarmung des Artenspektrums und des Genpools führen. Durch Nivellierung von Bestandestextur und Schichtung im Zuge der Durchforstung besteht die Gefahr der Verminderung der Struktur- und Lebensraumvielfalt. Durch fachgerechte Bestandesauflichtungen können aber auch günstige Wuchsbedingungen für konkurrenzschwache Arten geschaffen und Artenvielfalt und Dichte der Baumartenverjüngung und der Bodenvegetation erhöht werden, was weiters zur Verbesserung des für das Wild verfügbaren Äsungsangebotes und zur Verringerung der Wildschadenanfälligkeit beiträgt. Mäßig starke hochdurchforstungsartige Eingriffe wirken tendenziell strukturbereichernd und diversitätsfördernd.

⁷² Waldbaumethode zur Begründung, Pflege, Ernte und Verjüngung von Beständen nach allgemeinen waldbaulichen Grundregeln, die zur Bildung von typischen, für die Betriebsart spezifischen, von der Verjüngung geprägten Aufbauformen des Waldes führen (Hoch-, Mittel-, Niederwald).

⁷³ Häufig verwendet zur weiteren Unterteilung der Betriebsarten. Die Betriebsform ist bestimmt durch Baumarten, Hiebsart, Schlagform und Produktionsziel, z. B. schlagweiser Hochwald oder Plenterwald.

Kahlschläge als radikalster Eingriff in Waldökosysteme ermöglichen das Aufkommen einer artenreichen und dichten Pioniervegetation, die aber auch zu Vergrasung und Verdämmung der Naturverjüngung führen kann. Die Bestandesbegründung erfolgt bei dieser Betriebsform in der Regel durch Kunstverjüngung, häufig in großflächigen Reinbeständen mit oft genetisch homogenem Saat- und Pflanzgut. *Schirm-, Saum- und Femelschläge* begünstigen hingegen in unterschiedlichem Ausmaß das Aufkommen von Naturverjüngung, bewirken eine Erhöhung der Strukturvielfalt und bieten mittelfristig günstige Habitatbedingungen für artenreiche faunistische Lebensgemeinschaften. Die *Plenterwaldwirtschaft* erzeugt durch die Entnahme erntereifer Einzelbäume meist naturnah gemischte, dauerbestockte Hochwaldformen, die durch ein Minimum an waldbaulichen Steuerungseingriffen und im Idealfall hohe Stabilität und Konstanz charakterisiert sind. Eine ausgeprägte Schichtung erzeugt optimale Lebensräume für Bewohner der Stamm- und Kronenschicht. Als Nachteile können das völlige Ausbleiben natürlicher Sukzessionsabläufe, das weitgehende Fehlen von temporären Lücken, Randstrukturen und Sonderbiotopen, der Ausfall von lichtbedürftigen Pflanzenarten und die notwendige intensive Feinerschließung angesehen werden.

Der Einsatz von *Bioziden* (Herbiziden, Fungiziden, Pestiziden), wengleich in der heimischen Forstwirtschaft selten praktiziert, reduziert selektiv die biologische Vielfalt, fördert die Herausbildung von Resistenzen und schädigt Nutzorganismen sowie über die Nahrungskette höhere Tierarten. Moderne Forstschutzmethoden bedienen sich hingegen der Förderung natürlicher Antagonisten von Schadorganismen. Die Einbringung raschwüchsiger fremdländischer Baumarten kann ökonomische Vorteile bringen, bei entsprechender Konkurrenzfähigkeit jedoch zur Verdrängung heimischer Arten und irreversibler Florenverfälschung führen.

Die *Fragmentierung* des Waldgefüges durch Erschließungsstraßen, Bringungsschneisen und Hiebsmaßnahmen kann sich einerseits durch verbesserte Lichtverhältnisse und erhöhtes Grenzlinienangebot kleinräumig positiv auf die Artenvielfalt auswirken, andererseits können neben landschaftsästhetischen Belastungen Probleme durch die Zerschneidung von Habitaten und die langfristige Verinselung von Populationen mit geringer Migrationsfähigkeit und Mobilität entstehen. Unsachgemäß durchgeführte Holzbringung und -rückung kann zu mechanischen Schäden an Boden und Vegetation führen.

Die Entnahme alter Bäume nach dem Erreichen der Hiebsreife bewirkt eine starke Einengung der natürlichen Vielfalt der Altersstadien und Sukzessionsphasen. Durch den mit der *Holzernte* verbundenen Entzug von Biomasse und Nährstoffen sinkt die Energiemenge, die anderen Organismen als Nahrungsgrundlage zur Verfügung steht. Nach der Arten-Energiefluss-Hypothese besteht ein inverser gesetzmäßiger Zusammenhang zwischen der Menge der nicht entnommenen, im Ökosystem verbleibenden Biomasse und der Artenvielfalt heterotropher Organismen. Besonders durch die Entnahme von *Alt- und Totholz* wird vielen, darunter hochspezialisierten Organismen, wie Moosen, Flechten, Pilzen und xylobionten Insekten, das Substrat entzogen. Durch das Belassen von Altholz sowie stehendem und liegendem Totholz - beides Merkmale später natürlicher Sukzessionsphasen - kann die Forstwirtschaft die Strukturvielfalt erhöhen bzw. Lebensraum und ökologische Nischen für reich differenzierte Lebensgemeinschaften schaffen. Auch durch die *Pflege abgestufter Waldränder* mit Strauchmänteln und vorgelagerten Stauden- und Kräutersäumen im Rahmen einer gezielten Waldrandgestaltung kann die Forstwirtschaft die Habitatqualität von Waldrandzonen, die zu den potenziell artenreichsten Biotopen zählen, bedeutend verbessern.

Die diversitätsfördernden Techniken eines *naturnahen Waldbaus* mit einer sanften, extensiven, den natürlichen Prozessen folgenden Bewirtschaftung können maßgeblich zur Optimierung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen beitragen, bei gleichzeitiger Gewährleistung des nachhaltigen Betriebserfolges. Zu seinen Grundsätzen zählen u. a. die Orientierung der Baumartenwahl an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft, die gezielte Förderung von Mischbaumarten und seltenen Baumarten sowie die kleinflächige natürliche Verjüngung. Der Aufbau ungleichaltriger, vielgestaltiger Waldformen und das Belassen von toter Biomasse zählen ebenso zum Repertoire des naturnahen Waldbaus wie der Verzicht auf Kahlschlag zugunsten einzelstammweiser Entnahme und die boden- und bestandesschonende Holzernte.

Der Erhaltung der *genetischen Ressourcen* in situ dienen die Ausweisung von Naturwaldreservaten, die Anlage von Generhaltungswäldern und die gezielte Förderung seltener Baumarten. Als ergänzende ex situ-Maßnahme ist die Langzeitlagerung von Saatgut, zu dessen Gewinnung repräsentative und vitale Bäume beerntet werden sollten, in Samenbanken zu betrachten.

Nach derzeitigem Erkenntnisstand ist eine *standortangepasste biologische Vielfalt* eine wesentliche Voraussetzung für die ökologische Stabilität und Funktionstüchtigkeit von Waldökosystemen. Sie trägt damit auch maßgeblich zur Optimierung von deren nachhaltiger Leistungsfähigkeit, Produktivität und Ertragsfähigkeit bei. Um eine bestmögliche Berücksichtigung dieser Zusammenhänge zu gewährleisten, erscheint es sinnvoll, die vorhandenen Leitlinien einer *nachhaltigen Waldbewirtschaftung* darauf zu überprüfen, in wie weit sie den Anforderungen der CBD im Einzelnen entsprechen. Erforderlichenfalls wäre eine Anpassung zweckmäßig. Die Akkordierung des Ökosystemaren Ansatzes mit den existierenden Konzepten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Sinne einer Synthese bzw. wechselseitigen Integration wäre ein nützlicher Schritt in Richtung einer Optimierung und Effektivierung des Managements der biologischen Vielfalt (Kap. 10).

Die **Jagd** übt in erster Linie über die Bewirtschaftung von **Schalenwild** (Rehwild, Rotwild, Gamswild) in Form von Hege und Abschussplanung Einfluss auf die biologische Vielfalt des Waldes aus. Nicht nachhaltige Formen der Jagdausübung führen regional zur Entstehung von überhöhten Wildbeständen, welche die natürliche Biotoptragekapazität von Waldlebensräumen übersteigen. Die Folge ist ein hoher Wildschadensdruck, der sich in selektivem Verbiss besonders von Tanne und Laubholzarten manifestiert. Dies kann zu Baumartenentmischung führen und die Verjüngungs- und Selbsterneuerungsfähigkeit, Stabilität und Schutzwirksamkeit vieler Wälder beeinträchtigen. Zu den biodiversitätsrelevanten Auswirkungen der Jagd zählen weiters die in der Vergangenheit erfolgte Ausrottung oder Dezimierung natürlicher Feinde, einseitige Eingriffe in die Populationsstruktur durch unausgewogene, trophäenorientierte Abschussgestaltung, Veränderung des Wildverhaltens bei zu hohem Jagddruck sowie zu geringe Abschüsse. Jagdliche Eingriffe in interspezifische Konkurrenzverhältnisse, die unterschiedlich intensive jagdliche Bewirtschaftung der Wildtierarten und die Einbringung von nicht autochthonen Arten können zu Gleichgewichtsverschiebungen im gesamten Wildtierartenspektrum führen, womit auch Biodiversitätsverluste verbunden sein können.

Die Verringerung des Äsungsangebotes und Verschlechterungen der Habitatqualität infolge mancher forstwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen haben Einfluss auf die Wildschadenanfälligkeit von Wäldern. Die Intensiv-Landwirtschaft hat regional durch die Entfernung von habitatwirksamen Landschaftselementen bedeutende Verluste an Wildtierlebensräumen und Äsungsflächen in der Kulturlandschaft bewirkt und zur zunehmenden Verdrängung des Wildes in den Wald beigetragen. Steigende touristische Nutzungsdichte bewirkt eine zusätzlich erhöhte Stressbelastung des Wildes und verstärkte Verbiss- und Schälschäden.

Landeskulturell nicht tolerierbare wildbedingte Waldschäden können durch eine Anpassung überhöhter Schalenwildichten an die jeweilige - saisonal unterschiedliche - Biotopkapazität vermindert werden. Dies erfordert eine waldgerechte Wildstandsregulation durch angepasste Abschussplanung. Durch die Förderung wildgerechterer Waldstrukturen, lebensraumverbessernde Maßnahmen und Lenkung von Erholungsnutzungen können aber auch Forst- und Landwirtschaft sowie Tourismus maßgebliche Beiträge zur Wildschadenreduktion leisten. Mit der in Vorarlberg und Salzburg bereits jagdgesetzlich verankerten *Wildökologischen Raumplanung* liegt ein erfolversprechendes Instrument für die großräumige, revier- und sektorenübergreifende Maßnahmenabstimmung vor. Dessen bundesweite Anwendung, konsequente Weiterentwicklung und vermehrte Einbeziehung in die Landesraumplanung wäre wünschenswert.

Die Intensivierung der **Landwirtschaft** (Kap. 6.4) hat in den letzten Jahrzehnten zu zunehmenden Verlusten von Arten- und Biotopvielfalt geführt. Landwirtschaftsbürtige Stoffeinträge von Düngemitteln und Bioziden in Waldökosysteme können den selektiven Ausfall sensibler Pflanzenarten, eine Nivellierung der Vegetation durch flächige Eutrophierung, die Ausbildung von Biozidresistenzen und damit Änderungen der Artenzusammensetzung sowie Artenverarmung bewirken. Rationalisierung und Mechanisierung der Landwirtschaft haben im Zuge von Flurbereinigungen und Meliorationen regional zur Entstehung tendenziell monotonisierter, großschlägiger Agrar-Produktionslandschaften und zu bedeutenden Flächenverlusten naturnaher und traditioneller Landschaftselemente geführt. Der Rückgang von Biotopverbundelementen, Nahrungsflächen und Einstandsräumen für Wildtiere führt vielfach zu erhöhtem Wildschadensdruck in angrenzenden Waldlebensräumen.

Positive Handlungsmöglichkeiten der Landwirtschaft liegen v. a. im Bereich lebensraumverbessernder Maßnahmen, der Pflege und Entwicklung traditioneller und naturnaher Landschaftselemente und der Extensivierung des Betriebsmitteleinsatzes.

Die *Waldweide* als traditionelle Doppelnutzung vor allem in alpinen Regionen ist im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt differenziert zu beurteilen. Sie kann, in Abhängigkeit von weidetechnischen Parametern wie Bestoßungsdichte, Tiergewichten, Weidorganisation und Zeit und Dauer der Weideperiode, aber auch von forstwirtschaftlich bedingten Bestandesstrukturen, zu Verbiss und Vertritt der Gehölzverjüngung, zu Bodenverdichtung und Tritterosion, lokaler Überdüngung und lokaler Aushagerung führen. Andererseits kann extensive Beweidung eine Erhöhung der Artenvielfalt von Pflanzen, der Kleinstandort-Heterogenität und der Landschaftsvielfalt bewirken und Ansamung und Keimung von Gehölzverjüngung fördern. Sowohl Nutzungsaufgabe als auch -beibehaltung können mit Gefährdungen der Artenvielfalt verbunden sein.

Die Frage der *Wald-Weide-Regulierung* erfordert daher insbesondere aus biodiversitätsbezogener Sicht fallspezifisch differenzierte Lösungsansätze. Notwendig wäre die Erarbeitung von Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Ausübung der Waldweide. Diese würden eine von Fall zu Fall gesonderte Beurteilung ermöglichen (Kap. 6.4.6).

Änderungen der Flächennutzung infolge steigenden Nutzungsdrucks führen zu zunehmender Landschaftsverbauung und Beanspruchung von Lebensräumen. Der **Flächenverbrauch für Siedlungs-, Infrastruktur- und Verkehrszwecke** (Kap. 6.5) beträgt in Österreich ca. 15–25 ha/Tag. Diese Rate muss angesichts des geringen in Österreich verfügbaren Dauersiedlungsraumes und der resultierenden Lebensraumverluste als überhöht bezeichnet werden. Durch Versiegelung und Überbauung wird das nicht vermehrbare und kaum regenerierbare Gut „Boden“ biologisch verodet und irreversibel in das zweidimensionale Objekt „Verkehrs-/Siedlungsfläche“ umgewandelt.

Regional/lokal sind auch Waldflächen von Änderungen der Landnutzung betroffen. Obwohl die Waldfläche in Österreich seit Jahrzehnten insgesamt kontinuierlich zunimmt, sind Waldflächenänderungen zunehmend räumlich ungünstig verteilt. So gilt es, weitere Waldflächenverluste durch *Rodungen* insbesondere im ohnehin waldarmen Umland von Ballungsräumen und Industriegebieten zu beschränken. Andererseits erfolgen Erstaufforstungen und spontane *Wiederbewaldungen* überwiegend in Gebieten mit guter Waldausstattung. Diese durch den herrschenden Agrarstrukturwandel bedingte Sonderform der Lebensraumveränderung bewirkt dort vielfach Verluste an offenen Sonderstandorten und Kulturbiotopen mit hoher floristischer und faunistischer Artenvielfalt (Hutweiden, Streuwiesen, Mager- und Trockenrasen etc.). Es drohen Arten- und Kulturlandschaftsverluste sowie eine Reduktion der Binnendifferenzierung von Waldflächen durch Bestockung von Waldwiesen und Rodungsinseln. Vorgesaltete Brachestadien können kurz- bis mittelfristig Biodiversität und landschaftliche Dynamik zwar bedeutend erhöhen, sind jedoch instabil und bedürfen regelmäßiger Nutzungs- oder Pflegeeingriffe.

Bodenverdichtung, Absenkung des Grundwasserspiegels, erhöhte Oberflächenabflüsse und lokale Klimaänderungen sind Beispiele für ökosystemare Folgen von Versiegelung und Überbauung. Wasserbau und (Elektrizitäts-)Wasserwirtschaft haben in der Vergangenheit massive Störungen der ökologischen Funktionsfähigkeit - insbesondere von Auwald-Ökosystemen - verursacht.

Die *Zerschneidung* von Lebensräumen durch lineare Infrastrukturanlagen sowie *Zersiedelung* bewirken neben direkten Lebensraumverlusten die Entstehung ökologischer Barriereeffekte. Dies kann die Trennung und Verinselung von Tierhabitaten, die Unterbrechung der genetischen Kommunikation zwischen Populationen und die Verkleinerung von Arealen und Anspruchsräumen bewirken. Abwanderung, genetische Verarmung oder (regionales) Erlöschen von Populationen und Arten können die Folge sein. Die dispersionshemmende Trennwirkung von Verkehrsanlagen gilt heute als eine der Hauptursachen für Artenverluste. Besonders Tierarten mit raumgreifenden Mobilitätsansprüchen, wie Rotwild, Schwarzwild, Bär oder Luchs, sind von der Unterbrechung großräumiger Wanderkorridore betroffen.

Tierökologische Erfordernisse sollten künftig bereits bei der Trassierungsplanung von Verkehrsprojekten stärker beachtet und die Störung sensibler Rückzugs- und Ruheräume von Wildtieren bei Straßenneubauten vermieden werden. Unbedingt erforderlich ist die Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der tierökologischen Durchgängigkeit bei Straßenneubauten durch Einbau von technischen Querungshilfen, wie Grünbrücken und Wilddurchlässen. Gleichzeitig sollten großräumige Wanderkorridore durch die Landesraumplanung verbindlich freigehalten und abgesichert werden. Empfehlenswert ist die Einbindung in ein großräumiges Durchlässigkeitskonzept für die Gesamtlandschaft. Besondere Beachtung sollte der Erhaltung von verbliebenen unzerschnittenen Landschaftsräumen zukommen.

Gesellschaftliche Veränderungen haben zu steigender Gefährdung der biologischen Vielfalt durch **Tourismus und Erholungswirtschaft** (Kap. 6.6) geführt. Der zunehmende Flächenbedarf landschaftsgebundener Erholungseinrichtungen sowie von touristischer Infra- und Suprastruktur führen zu direkten Lebensraumverlusten durch Versiegelung und Verbauung, touristisch induzierte Stoffströme zu Landschaftsvermüllung und Verunreinigung von Luft, Boden und Wasser und mechanische Einwirkungen im Rahmen der Ausübung der Freizeitaktivitäten selbst zu Schäden an Vegetation und Bodendecke. Die steigende Fragmentierung durch Erschließungsstraßen und -wege und die zunehmende Nutzungsdichte in ökologisch sensiblen - z. B. alpinen - Räumen verursachen vielfältige Störungseffekte. Bewegungsaktive Sportarten, wie Wandern, Klettern, Tourengehen, Mountainbiking oder Paragliding, verursachen vielfach Beunruhigung von Wildarten bis hinein in deren Rückzugsräume, verschlechtern deren Energiebilanz und können zur Verschärfung von Verbiss- und Schältschäden beitragen. Bodenverdichtung, Trittbelastung und Eutrophierung fördern trittresistente und nitrophile Pflanzenarten und können das lokale Artengefüge der Vegetation verändern, bis hin zur Bedrohung besonders sensibler und seltener Arten, z. B. in Moorgebieten und in Gipfelbereichen. Tourismusinduzierte Verkehrsströme und deren Infrastruktur tragen maßgeblich zur Landschaftszerschneidung, Immissionsbelastung von Waldökosystemen und Beunruhigung von Wildtieren bei.

Ein *nachhaltiger*, d. h. naturräumlich und kulturell angepasster *Tourismus*, dessen Erträge primär der örtlichen Bevölkerung zugute kommen, kann demgegenüber durchaus zum Nutzen der Biodiversität eingesetzt werden. Zentrale Anforderungen an einen ökologisch nachhaltigen Tourismus sind die Anpassung des Tourismusangebots und der Nutzungsintensität an die regionalen ökologischen Gegebenheiten, die Lenkung von Besucherströmen, Zutrittsverbote bzw. -beschränkungen für besonders sensible Bereiche, die Lenkung und Entzerrung des An- und Abreiseverkehrs, die Forcierung öffentlicher Verkehrsträger, die Minimierung von tourismusinduzierten Stoffströmen, des Energie- und Wasserverbrauchs und des Flächenkonsums für touristische Infrastruktur sowie die Beeinflussung des Verhaltens der Erholungsnutzer durch Aufklärung und Information.

Die Einflüsse **anthropogener Stoffimmissionen** (Kap. 6.7) auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen sind aufgrund von komplexen Wechselwirkungen, Kumulationseffekten, Synergismen, Antagonismen und Schwellenwirkungsphänomenen oft schwer kausal nachzuvollziehen. Die Kronenfilterung von Luftschadstoffen durch Waldbäume, deren Langlebigkeit, ihre fixe Bindung an den Standort sowie ihre Sensitivität gegenüber einer Reihe von Luftschadstoffen machen den Wald jedoch zu einem von erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen besonders betroffenen Ökosystem. Im Gegensatz zu den „herkömmlichen Waldschäden“ handelt es sich bei den so genannten „neuartigen Waldschäden“, v. a. an Tanne, Kiefer, Fichte, Buche und Eichen, um durch Zusammenwirken verschiedenster natürlicher und anthropogener Schadfaktoren bedingte multiple Stresserkrankungen. Besonders hohes pflanzentoxisches Potenzial besitzen die Immissionskomplexe Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃), Schwermetalle, troposphärisches Ozon (O₃) sowie etliche organische Verbindungen, die gemeinsam mit Wasserstress und Nährstoffmangel zu vielgestaltigen akuten und chronischen Vegetationsschäden führen können. Gleichzeitig sinkt die Widerstandskraft gegenüber natürlichen biotischen (Borkenkäfer, Pilzbefall) und abiotischen Schadeinflüssen (Trockenheit, Frost, Schneebruch). Neben direkten Schäden an Pflanzenorganen können Immissionen physiologische Prozesse wie Photosynthese, Kohlenstoffspeicherung, Atmung, Ernährungszustand und Wurzelbildung beeinflussen. Säureeinträge führen zu Waldbodenversauerung und Schwermetallmobilisierung im Boden. Potenzielle Folgen der Verminderung der Keimkraft von Samen und Pollen können genetische Verarmung von Arten sowie die Beeinträchtigung von Populationen bis hin zu deren regionalem oder lokalem Verschwinden sein. Eutrophierung durch den flächenhaften Eintrag von düngenden Stickstoffverbindungen in den Boden bewirkt eine zunehmende Nivellierung der Vegetation zugunsten stickstoffliebender, konkurrenzstarker Ubiquisten („Allerweltsarten“) und auf Kosten magerkeitsliebender, oft seltener Arten. Waldbäume tendieren bei Eutrophierung infolge gesteigerter Photosynthese zur Ausbildung hygromorpher Blattorgane mit erhöhter Trockenheitsgefährdung, zu Nährstoff-Mangelerscheinungen und flacher Wurzelbildung. Die Destabilisierung von Waldökosystemen kann die Folge sein.

Für anthropogene waldwirksame Schadstoffimmissionen muss grundsätzlich die Maxime der *Reduktion auf der Emissionsseite* gelten. Vorsorgende Reduktionen von schädlichen Stofffreisetzungen sind nachsorgenden, symptomorientierten Reparatur- und Schadensbegrenzungsmaßnahmen in jedem Fall vorzuziehen. Angesichts der umfangreichen Wissensdefizite betreffend Ursache-Wirkungs-Beziehungen sollten wirkungsorientierte Forschungsaktivitäten intensiviert werden. Ein wesentliches Ziel ist die weitere Formulierung und gesetzliche Verankerung von Grenz-, Schwellen- und Richtwerten für einzelne, als waldschädigend identifizierte Substanzen. Auch wenn viele kausale Fragen ungeklärt sind, besteht teils umgehender Handlungsbedarf. Dies auch deshalb, weil zwischen dem Eintreten und Sichtbarwerden von bereits vorhandenen Schadwirkungen, dem Vorliegen und der Umsetzung von Forschungsergebnissen in Richtwerte und Gesetze, deren Implementierung in die Praxis und dem Wirksamwerden von Maßnahmen mehrfache zeitliche Verzögerungseffekte auftreten. Dies gilt in erhöhtem Ausmaß für Waldökosysteme, die aufgrund des langsamen Generationswechsels der Baum-Organismen reaktionsträge Ökosysteme darstellen.

Eine Vielzahl vorliegender klimatologischer Messdaten deutet auf einen gegenwärtig bereits stattfindenden **globalen Klimawandel** (Kap. 6.8) hin. Das IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001a) prognostiziert für die nächsten 100 Jahre (1990–2100) einen Anstieg der mittleren Erdtemperatur um +1,4 – +5,8°C, größtenteils infolge anthropogener Emissionen treibhauseffektiver Spurengase. Waldökosysteme könnten aufgrund der Langlebigkeit der Bäume von einer Klimaänderung besonders betroffen sein. Ein erhöhter atmosphärischer CO₂-Gehalt bewirkt im Allgemeinen eine Intensivierung der Photosynthese und Stimulierung des Wachstums von Waldbäumen. Die limitierte Nährstoffverfügbarkeit auf natürlichen Pflanzenstandorten sowie erhöhte Temperaturen und Trockenstress infolge geringerer Niederschläge in der Vegetationsperiode scheinen diesen Wachstumseffekt jedoch wieder nach unten zu regulieren. Die erwartete und teils bereits festgestellte Erhöhung des Tempe-

raturregimes kann die Vegetationsperiode verlängern und besonders in alpinen und borealen Wäldern zu verstärkter Nettoprimärproduktion führen. Veränderungen der Extremwerte der Temperatur dürften besonders gravierende Auswirkungen auf Waldökosysteme haben. Niederschlagstrends sind stark regional-jahreszeitlich differenziert zu betrachten; insgesamt wird in Mitteleuropa eine schwache sommerliche Niederschlagsabnahme und eine winterliche Niederschlagszunahme erwartet. Wärmere Sommer und mildere Winter lassen ein verstärktes Wachstum von Schädlingspopulationen erwarten, die gemeinsam mit trockenheitsbedingter Schwächung der Vitalität von Bäumen zu flächigen Kalamitäten führen können.

In der Studie „Die Sensitivität des österreichischen Waldes unter Klimaänderungsszenarien“ (LEXER et al., 2001; Kap. 6.8.4) wurden die **Auswirkungen von drei Klimaänderungsszenarien** auf Österreichs Waldökosysteme mittels eines Computermodells simuliert. Szenario scA (+0,8°C bis 2050, regional unterschiedliche Niederschlagsänderung $\pm 7\%$) erbrachte zusätzlich zu bereits bestehenden Auswirkungen auf 3 % der Flächen schwerwiegende kurz- bis mittelfristige Auswirkungen. Die Szenarien scB (+2,0°C bis 2050, Niederschlag wie scA) und scC (+2,0°C bis 2050, Niederschlagsänderung -15%) ergaben zusätzliche schwerwiegende, kurz- bis mittelfristige Auswirkungen auf 12 % bzw. 14 % der Flächen. Eine Temperaturerhöhung um +1,0°C scheint demnach einen Schwellenwert darzustellen, reduzierte Niederschläge während der Vegetationsperiode wirken weiter verschärfend. Kurz- bis mittelfristig konzentrierten sich erhebliche Probleme auf die tieferen Lagen. Für höhere Lagen ergab die Simulation langfristig eine Zunahme von trockenoleranten Eichenarten und teilweise der Weißkiefer in trockenen und warmen Regionen. Ebenso steigerte sich der Buchenanteil in den montanen Höhenstufen beträchtlich.

In den heutigen montanen und subalpinen Höhenstufen würde sich demnach der waldbauliche Entscheidungsspielraum hinsichtlich Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren vergrößern. Bei Temperaturerhöhungen von +2,0°C wäre eine geregelte nachhaltige Bewirtschaftung von Fichtenwäldern in der heutigen kollinen, submontanen und tiefmontanen Stufe, wo klimainduzierte Schäden an sekundären fichtendominierten Wäldern bereits heute evident sind, jedoch weitestgehend ausgeschlossen.

Aussagen bezüglich der **Auswirkungen eines Klimawandels auf die biologische Vielfalt** (Kap. 6.8.5) sind als hypothetisch zu betrachten. Dass Ökosysteme als Ganzes relativ intakt neue Gebiete zu besiedeln vermögen, erscheint angesichts der Unterschiedlichkeit der klimatischen Toleranzen, der genetischen Variabilität und der Migrationsfähigkeit der einzelnen Arten unwahrscheinlich. Eine Folge könnte die Veränderung des Dominanzgefüges in der Artenzusammensetzung von Ökosystemen sein. Eine Theorie geht vom völligen Neuaufbau von Ökosystemen aus, bedingt durch unterschiedliche Dispersionsfähigkeit und Migrationsgeschwindigkeit der Arten sowie deren unterschiedliche Konkurrenzfähigkeit bei der Neubesiedlung. Anthropogene Wanderungsbarrieren und Habitatverluste könnten dabei die Migration empfindlich erschweren. Hinzu kommt, dass die prognostizierten Klimaänderungen die natürliche Migrationsgeschwindigkeit von Baumarten erheblich übersteigen würden. Einer Verschiebung der Klimazonen um 100–160 km nach Norden und um ca. 100 m nach oben bei einer Erwärmung von +1°C innerhalb weniger Jahrzehnte steht ein natürliches Ausbreitungsvermögen der meisten heimischen Baumarten von 0,4–10 km pro Jahrzehnt gegenüber. Als besonders gefährdet gelten periphere Populationen im Randbereich ihres Verbreitungsgebietes, geographisch eng lokalisierte Arten, genetisch verarmte Arten, stark spezialisierte Arten mit enger ökologischer Breite, Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit sowie allgemein montane und alpine Arten. Besonders für isolierte endemische Arten und Orophyten, die in Refugien rund um Berggipfel leben, sind klimatische Veränderungen bedrohlich.

Unabhängig davon, ob Klimaänderungen anthropogen oder natürlich bedingt sind, deuten die zitierten Forschungsergebnisse auf bereits sichtbare klimainduzierte Waldschäden hin. Die Simulationen lassen für die Zukunft noch weit gravierendere Veränderungen vermuten. Ein *vorsorgeorientiertes Waldmanagement* müsste aufgrund der langen Überführungszeiträume bereits jetzt mit dem entsprechenden Umbau von instabilen, gefährdeten Beständen

beginnen. Die Verringerung anderer anthropogener Stressfaktoren kann die Vitalität, Anpassungs- und Überlebensfähigkeit von Waldökosystemen dabei bedeutend erhöhen. Eine bessere Anpassung der Vegetationszusammensetzung von Beständen an die potenzielle natürliche Vegetation, v. a. in tieferen und als sensibel identifizierten Lagen, kann als ein erster wichtiger Schritt betrachtet werden, um diese Bestände gegenüber kurz- bis mittelfristigen, aber auch langfristigen Klimaeffekten resistenter zu machen.

Der traditionelle **Artenschutz** und etablierte konservierende **Naturschutz**-Ansätze (Kap. 6.9) wurden in den letzten Jahrzehnten zunehmend um den *ganzheitlichen Lebensraumschutz* und *dynamische Schutzstrategien* (Prozess-Schutz) ergänzt. Ebenso wurde der segregative⁷⁴ Ansatz, d. h. die Trennung von Schutzgebieten und Nutzflächen, um den integrativen Ansatz, der auf eine flächendeckende extensive und umweltgerechte Bewirtschaftung abzielt, erweitert. Die *integrative Naturschutzstrategie* versucht, Schutz und Nutzung auf der Wirtschaftsfläche zu vereinen. Daneben verlieren aber traditionellere Instrumente des Arten- und Gebietsschutzes keinesfalls ihre Berechtigung und Bedeutung.

Vorrangige Ziele des *Naturschutzes im Wald* sind die Erhaltung und Verbesserung des Waldes als Lebensgemeinschaft, von Naturnähe, der ökologischen Funktions- und Leistungsfähigkeit von Waldökosystemen sowie der biologischen Vielfalt des Waldes auf allen Ebenen (Gene, Arten, Populationen, Gemeinschaften, Strukturen). In Wirtschaftswäldern erscheinen viele Maßnahmen eines naturnahen Waldbaus dazu geeignet.

Naturnahe Waldökosysteme sind durch dynamische Sukzessionsprozesse und Mosaikzyklen charakterisiert. Im Rahmen des Managements von naturnahen Wäldern und Naturwald-Entwicklungsflächen kann eine stärkere Ausrichtung an *dynamischen, am Schutz von natürlichen Prozessen orientierten Naturschutzstrategien* zukünftig wesentlich zur Förderung einer standortangepassten, phasenspezifischen und entwicklungsfähigen Biodiversität beitragen. Im Ökosystemaren Ansatz wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass die Aufrechterhaltung traditioneller Störungsregime, d. h. auch bestimmter typischer Bewirtschaftungsformen, zur Erhaltung mancher kulturbeeinflusster Ökosysteme angebracht sein kann (Kap. 10).

Der *Schutz von Sondergebieten* nimmt nach wie vor eine zentrale Stellung im Naturschutz ein. Neben den einzelnen Schutzgebietskategorien auf nationaler und Bundesländer-Ebene (Nationalparks, Naturschutzgebiete etc.) sowie nach internationalen Kriterien (Ramsar-Gebiete, Important Bird Areas etc.) mit unterschiedlichem rechtlichen Schutzstatus sind Naturwaldreservate ein zentraler Bestandteil des Biodiversitätsschutzes. Durch die Außer-Nutzungstellung sollen natürliche Entwicklungsprozesse ermöglicht und genetische Ressourcen in situ erhalten werden. Die Ausweisung von Naturwaldreservaten sollte weiter verfolgt und deren Flächenanteil an der Gesamtwaldfläche ausgeweitet werden. Neben dem hoheitlichen Gebietsschutz werden Instrumente des Vertragsnaturschutzes in diesem Zusammenhang voraussichtlich weiter an Bedeutung gewinnen. Derartige kooperative Schutzformen bieten sich auch im Zusammenhang mit der Implementierung von Natura 2000 an. Dessen Ziel ist ein zukünftiges europaweites, kohärentes Netz von Schutzgebieten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt auf gemeinschaftsrechtlicher Basis. Die Nominierung der österreichischen Natura 2000-Gebiete soll nach der Österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie bis 2004 und die Umsetzung bis 2006 abgeschlossen sein. Als Instrument hierfür werden voraussichtlich Managementpläne dienen, die für einzelne Nutzungen Beschränkungen bzw. Auflagen enthalten könnten.

⁷⁴ Segregation: Trennung. Die segregative Naturschutzstrategie verfolgt die Ausweisung von Schutzgebieten und bezeichnet daher die Trennung von geschützten und nicht geschützten Gebieten.

Die unterschiedlichen Strategien des Naturschutzes sollten zukünftig in ein flächendeckendes *Konzept abgestufter Schutzintensitäten*⁷⁵ für ganz Österreich eingebunden werden. Ein solches Leitbild würde den abgestimmten und örtlich differenzierten Einsatz des gesamten Instrumentariums der insgesamt zueinander komplementären Naturschutzansätze begünstigen. Schutzziele und Schutzniveaus sollten sich dabei an der Naturnähe und Nutzungsintensität der jeweiligen Naturräume orientieren. Diese reichen von natürlichen und naturnahen Landschaftsräumen und extensiv genutzten Wald- und Kulturlandschaften über intensiv genutzte Wirtschaftswälder und Ertragslandschaften bis zu naturfernen (Wald)Landschaften sowie urban-industriellen Räumen. Dieses breite Spektrum an Ökosystemtypen erfordert eine ebenso breitgefächerte Palette an jeweils angepassten Schutzstrategien und -intensitäten, mit jeweils unterschiedlichen Maßnahmenbündeln.

⁷⁵ Ein flächendeckendes Naturschutzleitbild für Österreich mit ähnlich umfassendem Anspruch wird zur Zeit innerhalb einer „Naturschutzplattform“ diskutiert. Der Plattform gehören Vertreter des Bundes, der Länder, des Umweltbundesamtes, der Wissenschaft und von NGOs an.

7 EXPERTENBEFRAGUNG ZU ANTHROPOGENEN EINFLÜSSEN AUF DIE BIOLOGISCHE VIelfALT IM WALD

7.1 Einleitung – Methodik

Im Rahmen einer Expertenbefragung sollen die Auswirkungen direkter und indirekter Einflüsse auf die biologische Vielfalt der Waldökosysteme in Österreich dargestellt und in ihrer Bedeutung zueinander gewichtet werden. Es sollen alle relevanten Einflussgrößen auf das Ökosystem Wald in Hinblick auf die im „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ angeführten Nutzungsformen bewertet werden.

Die anthropogen bedingten Einflüsse (Kap. 6) bilden dabei den Schwerpunkt der Erhebung, weil in diesen Bereichen gezielt Maßnahmen geplant und durchgeführt werden können, die eine Veränderung der Auswirkungen bewirken können. Durch Identifikation der Einflussgrößen und ihrer Auswirkungen auf Ausdehnung und Zustand von Waldökosystemen ist es möglich, den gegenwärtigen Trends der Biodiversitätsgefährdung mit gezieltem Management entgegen zu treten (NOSS, 1999).

Durch die Durchführung von Expertengesprächen mit Vertretern aus relevanten Wissenschaftsbereichen, der Bundes- und Landesverwaltungen und nicht staatlichen Organisationen (NGOs) sollte eine möglichst breite Informationsbasis erstellt werden (Liste der Teilnehmer siehe Anhang Kap. 12.7).

Thematische Bezugsebene

In vielen Definitionen wird der Begriff der biologischen Diversität, oder auch kurz Biodiversität (Kap. 3), oft missverständlich verwendet, da Diversität neben einer in Zahlen ausdrückbaren quantitativen Komponente auch eine qualitative Komponente beinhaltet (NOSS & COOPERRIDER, 1994; PERRY, 1994; MAGURRAN, 1988). Vor allem wird in Hinblick auf eine ökosystemare Betrachtung von Ökosystemen oftmals die Erweiterung der Definition auf die Komponenten ökologische Strukturen, Funktionen und Prozesse gefordert (MAINI, 1994 zit. in INNES & KRÄUCHI, 1995; NOSS, 1990) (Kap. 3.2.2). Erst die ganzheitliche Betrachtung eines Ökosystems mit allen darin ablaufenden Prozessen, Interaktionen mit der belebten und unbelebten Umwelt sowie deren Funktionen ermöglicht die Beurteilung von Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Kap. 3.2.1).

Für eine umfassende Betrachtung der Einflussgrößen und ihrer Wirkungsweisen müssen alle Ebenen der biologischen Vielfalt in Betracht gezogen werden: die genetische Ebene, die Ebene der Arten und Populationen, die Ebene der Gemeinschaften und Ökosysteme sowie der Landschaften und Regionen (BLAB et al., 1995; NOSS, 1990) (Kap. 3.2.1).

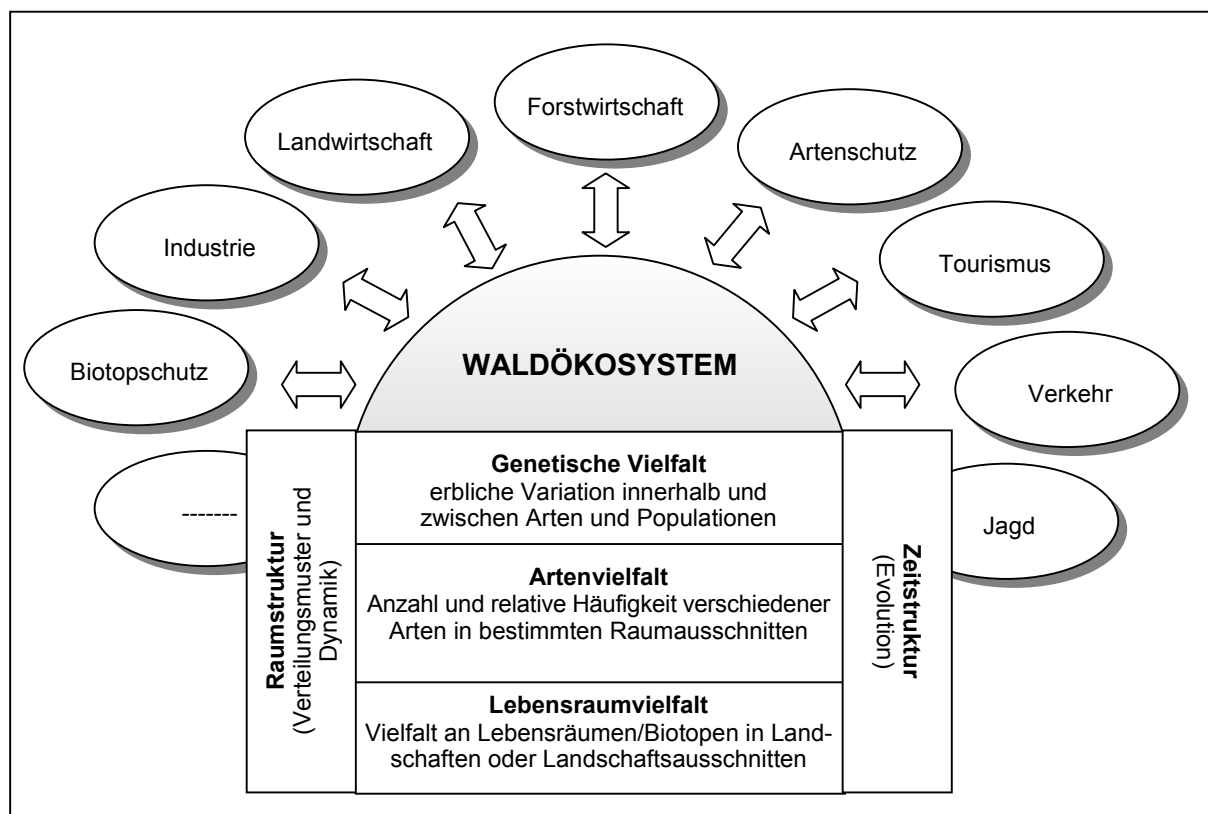


Abb. 23: Wirkung direkter und indirekter Einflüsse auf die verschiedenen Ebenen der biologischen Vielfalt in einem Waldökosystem (nach BLAB et al., 1995).

Jede der genannten Ebenen ist nach den Komponenten Komposition, Struktur und Funktion zu beurteilen (NOSS & COOPERRIDER, 1994). Das Zusammenwirken der drei Komponenten in Raum und Zeit auf den unterschiedlichen hierarchischen Ebenen der biologischen Organisation wirkt sich demnach entscheidend auf die Mannigfaltigkeit von Waldökosystemen aus.

Räumliche Bezugsebene

Österreich ist aufgrund seiner geographischen Lage im Alpenraum in einem hohen Maße kleinräumig strukturiert. NOSS (1999) unterteilt den räumlichen Bezug der biologischen Vielfalt im Sinne einer biologischen Unterscheidbarkeit in folgende Ebenen: globale, regionale, bioregionale und lokale Bedeutung. Auf Mitteleuropa bzw. Österreich angewandt kann diese Unterscheidung bedeuten, dass die regionale Ebene sich auf die Wuchsgebiete Österreichs bezieht, die bioregionale Ebene im Sinne von naturräumlichen Landschaftseinheiten aufzufassen ist und die lokale Bedeutung Standorte und/oder einzelne Waldbestände betrifft. Die Identifizierung der räumlichen Bezugsebene ist insofern von Bedeutung, als sie wichtige Implikationen für die Prioritätensetzung von Maßnahmen wie auch für deren Realisierungsmöglichkeiten besitzt (Kap. 3.3).

Vielfalt der Vielfalten

Die Thematik der biologischen Vielfalt ist eine komplexe Materie, zu der viele Hypothesen und eine noch größere Vielzahl ungelöster Fragen betreffend Prozesse und Funktionen bestehen. Angesichts einer Vielfalt möglicher Vielfalten kann man nur schwer von biologischer Vielfalt per se sprechen, sondern muss versuchen, sie in einem konkreten Bezug zu bestimmten Zielsetzungen zu sehen.

Neben immer kleiner werdenden Resten ursprünglicher Naturlandschaft entstehen in der ländlichen Kulturlandschaft und der städtisch-industriellen Landschaft neue Lebensgemeinschaften und Lebensräume. Außer der Beurteilung der Naturnähe eines Ökosystems ist häufig die Frage aktuell, welcher Art und wie stark der Kultureinfluss gegenwärtig ist und welche Wirkungen er auf das Ökosystem ausübt (SUKOPP & TREPL, 1990).

In diesem Zusammenhang sind einige grundsätzliche Fragen zu beantworten: Ist das Ziel eine entsprechend dem natürlichen standörtlichen Potenzial und der charakteristischen Eigenart einer Landschaft höchstmögliche Vielfalt? Oder möglichst natürliche Gesellschaften mit verschiedenen Sukzessionsstadien? Oder räumt man ein, dass anthropogene Einflüsse bis zu einer gewissen Intensität diversitätssteigernd sein können und deshalb menschlich genutzte Kulturlandschaften ebenfalls wertvoll im Sinne einer reichen Vielfalt sein können (Kap. 3.4.2, 6.1.5)?

In einer dynamischen Natur muss man davon ausgehen, dass das bloße Erhalten von Zuständen und wenigen, kleinflächigen Naturteilen nicht allein zielführend sein kann, sondern erst das Funktionieren von Dynamiken, Sukzessionen und anderen natürlichen Regelmechanismen die Ausformung einer reichhaltigen Vielfalt gewährleistet (Kap. 3.3).

7.1.1 Gliederung und Operationalisierung

Um die Bedeutung unterschiedlichster Einflüsse auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen bewerten zu können, müssen die von verschiedensten Verursachern ausgehenden Wirkungen geordnet, kategorisiert und zusammengefasst werden. Die Einflüsse haben unterschiedlichste Wirkungen auf Waldökosysteme, wobei mehrere Einflüsse durchaus auch ähnliche Wirkungen aufweisen können. Die Forstwirtschaft ist z. B. verantwortlich für die Anlage von Forststraßen, was auf den Lebensraum eines lokalen Waldökosystems zerschneidend wirkt. Gleichzeitig verursachen auch Tourismus und Gewerbe den Bau von öffentlichen Wegen, die eine Zerschneidung des Lebensraumes bedingen (Kap. 6). Die Wirkung auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen ist ähnlich, unabhängig davon, welcher Verursacher für die Lebensraumzerschneidung verantwortlich ist.

Die Wirkungen der Verursachergruppen Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Jagd, Tourismus, Gewerbe, Industrie, Verkehr und Naturschutz (Kap. 6) treten auf unterschiedlichen räumlichen Bezugsebenen (national, bioregional, lokal) auf und wirken auf verschiedene Ebenen der biologischen Vielfalt (genetische Vielfalt, Arten- und Populationsvielfalt, Lebensraumvielfalt). Die Gliederung und Zuordnung einzelner Wirkungen zu unterschiedlichen räumlichen Ebenen und Komponenten der biologischen Vielfalt ist nur bei einem sehr hohen Grad an Detailliertheit möglich. Je größer der Detaillierungsgrad wird, desto eher treten Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Wirkungen auf und desto schwieriger wird es, das Bewertungsproblem zu strukturieren. Wirkungen, die lokal eine Veränderung des Artenspektrums bedingen (Beeinflussung der Artenvielfalt), können in weiterer Folge auch die genetische Vielfalt beeinflussen. Man kann somit direkte und indirekte Wirkungen nicht immer klar voneinander trennen. Die einzelnen Wirkungen und die auftretenden Wechselbeziehungen sind daher ebenfalls nur schwer voneinander zu differenzieren.

In Hinblick auf den Ökosystemaren Ansatz zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt soll daher bei der Bestimmung der Bedeutung von Verursachergruppen keine Unterscheidung nach thematischen (organisatorischen) und räumlichen Bezugsebenen erfolgen. Ob eine Wirkung nur auf die Arten-, Struktur- und Lebensraumvielfalt oder genetische Vielfalt Einfluss hat, wird somit nicht unterschieden. Durch die hierarchische Anordnung einzelner Wirkungen in einem Baumdiagramm kann das Problem der Beurteilung von unterschiedlichen Einflussgrößen strukturiert werden, wodurch alle Einflussfaktoren getrennt voneinander bewertet werden können. Die Bedeutung einer Wirkung kann somit allerdings umso schwerwiegender bewertet werden, je mehr unterschiedliche Ebenen der biologischen Vielfalt betroffen sind. Sie hängt auch davon ab, welche Bedeutung dem räumlichen Bezug zukommt.

Durch die Veränderung einzelner Komponenten des Ökosystems Wald wird eine Reihe von Prozessen ausgelöst, die zu einer Veränderung von Funktion, Komposition und Struktur einzelner Kompartimente oder des ganzen Ökosystems führen können (Kap. 3.2). Daher ist die Auswahl der Kriterien, die es erlauben, die Bedeutung eines bestimmten Einflusses zu bestimmen, der erste und wichtigste Schritt. Werden zu wenige Kriterien festgelegt, besteht die Gefahr, wichtige Aspekte unberücksichtigt zu lassen, werden zu viele Kriterien definiert, wird der Detaillierungsgrad für das Problem zu hoch.

Eine mögliche Methode zur Bestimmung der Bedeutung einzelner Einflüsse auf die biologische Vielfalt ist der Analytical Hierachy Process (AHP) nach SAATY (1977). Dieses Verfahren erlaubt es, die Bedeutung von unterschiedlichen Verursachergruppen auf den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt anhand von paarweisen Vergleichen zwischen einzelnen Verursachern zu bestimmen. Der Experte muss zuerst die Wichtigkeit (Relevanz) einzelner Wirkungen im Baumdiagramm festlegen und anschließend die Wichtigkeit (Relevanz) der Verursachergruppen hinsichtlich jeder Wirkung einzeln für jeden Knoten am unteren Ende des Bewertungsbaums bestimmen. Der AHP erlaubt es, sowohl qualitative als auch quantitative Informationen gleichermaßen zu verwenden. In den meisten Fällen ist es nicht möglich, für die einzelnen Wirkungen quantitative Informationen (u. a. Produktionsfunktionen, Maßzahlen, Input/Output-Relationen) zur Evaluierung der Wirkungen heranzuziehen, da entsprechende Untersuchungen für die Entwicklung von Modellen noch ausständig sind. Durch die Anwendung der Verhältnisskala nach SAATY (1977) ist es hingegen möglich, unscharfe Informationen und unscharfes Expertenwissen zur Bestimmung der Wichtigkeit (Relevanz) einzelner Wirkungen zu verwenden. Dabei werden die zu bewertenden Elemente auf einer quasi-kardinalen Verhältnisskala paarweise miteinander verglichen. Für jedes Paar (a_i, a_j) wird ein Präferenzurteil $v_k(i, j)$ abgegeben, das die Präferenz der Alternative a_i gegenüber a_j bezüglich des Attributs k angibt. Sind alle Elemente paarweise auf jeder Ebene der Hierarchie in Bezug auf übergeordnete Elemente verglichen und die Eigenvektoren berechnet worden, so werden die Eigenvektoren zur einer *Overall-Priorität* verknüpft. Die Overall-Priorität gibt die Bedeutung der Einflussnahme auf die nachhaltige Nutzung und Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen der in Frage stehenden Verursacher an. Diese Vorgangsweise ermöglicht es auch, für jede hierachische Ebene die einzelnen Wirkungskomplexe in eine kardinale Reihung zu bringen und die Bedeutung der Verursacher darstellen zu können.

Weiters ist bei der Angabe der Bedeutung einzelner Faktoren durch die Berechnung eines Konsistenzmaßes C.R. (*consistency ratio*) eine quantitative Überprüfung der paarweisen Vergleiche möglich. Es können somit unbeabsichtigte Fehler bei der Vergabe von Gewichten als auch Abweichungen bei der Gewichtung zwischen Einflüssen mit gleichem Trend vermieden werden.

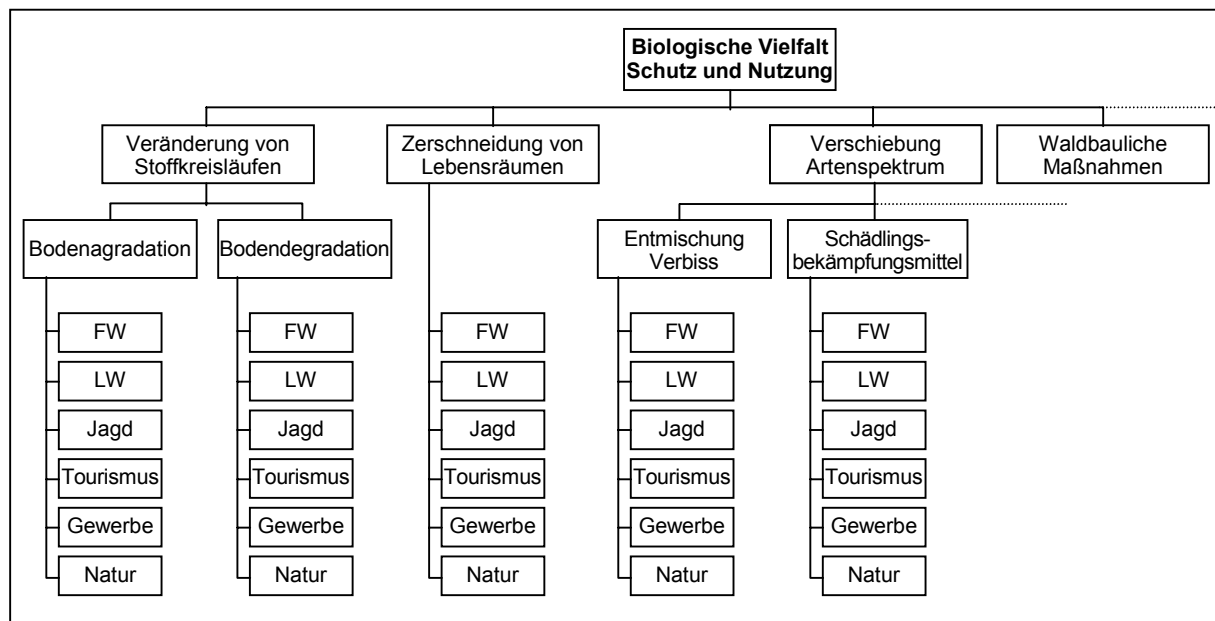


Abb. 24: Beispiel für eine hierarchische Gliederung möglicher Einflüsse und Verursacher auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen (Ausschnitt).

Ein Beispiel für eine derartige Gliederung ist in der obigen Abbildung 24 dargestellt. Die einzelnen Verursacherguppen (Forstwirtschaft, Landwirtschaft etc.) können unterschiedliche Wirkungen (Zerschneidung von Lebensräumen, Veränderung von Stoffkreisläufen, Verschiebung des Artenspektrums) ausüben. Ein Großteil der Wirkungen wird auf der nächsttieferen Ebene noch detaillierter erfasst. Auf der untersten Ebene sind jeweils die möglichen Verursacherguppen angeführt.

Im Rahmen der Expertenbefragung wurde analysiert, welcher Verursacherguppe in Bezug auf die jeweilige Wirkung der größte Einfluss oder die höchste Bedeutung zukommt. Des Weiteren soll durch die Expertenbefragung die Bedeutung der einzelnen Wirkungen für den nachhaltigen Schutz und die Nutzung der biologischen Vielfalt ermittelt werden. Als Ergebnis der Expertenbefragung soll auf der obersten hierarchischen Ebene die Bedeutung der einzelnen Verursacherguppen auf den nachhaltigen Schutz und die Nutzung der biologischen Vielfalt bestimmt werden.

7.1.2 Hierarchisches Baumdiagramm

Zur Beurteilung der Wirkungen von unterschiedlichen Verursacherguppen werden sechs Hauptwirkungen unterschieden, die zum Teil wieder in Unterkriterien aufgeteilt sind. Die Zerschneidung von Lebensräumen, die Veränderung von Stoffkreisläufen, die Veränderung der Bodennutzungsform, direkte Maßnahmen zur Veränderung des Artenspektrums, direkte Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität sowie waldbauliche Maßnahmen werden als Haupteinflussfaktoren unterschieden. Auf der nächsttieferen Ebene unterteilt sich beispielsweise die Wirkung "Veränderung von Stoffkreisläufen" in die Kriterien "Bodenagradation", "Bodendegradation" und "Veränderung des Wasserhaushalts".

Auf der jeweils untersten Ebene eines Zweiges werden die Verursacherguppen paarweise miteinander verglichen. Die genaue Hierarchie und die Darstellung aller Kriterien wird anhand der folgenden Abbildung 25 deutlich.

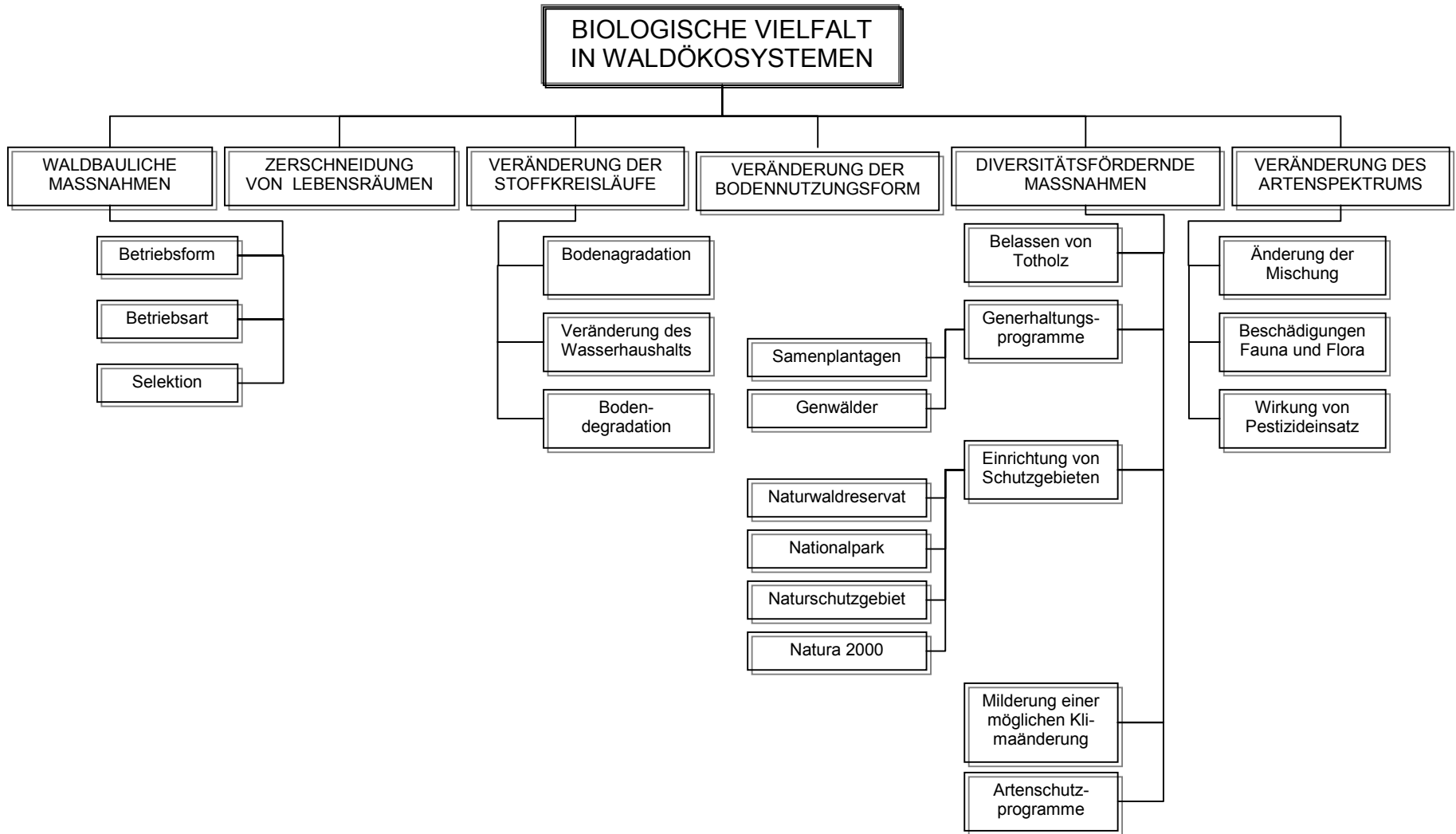


Abb. 25: Hierarchisches Baumdiagramm.

7.1.3 Identifikation und Klassifizierung von Wirkungskomplexen

Die Beschreibung der möglichen Verursachergruppen und deren Wirkungen in Bezug auf die einzelnen Wirkungskomplexe (z. B. Zerschneidung von Lebensräumen) dient als Hilfestellung bei der Bewertung und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Vielmehr sollten hier auch Expertenwissen, Erfahrungen und Anregungen der Befragten einfließen können, die in der Dokumentation berücksichtigt werden.

Es war außerdem wichtig, bei der Beurteilung der einzelnen Verursachergruppen stets alle Komponenten der biologischen Vielfalt gleichzeitig zu berücksichtigen und thematische (organisatorische) Ebenen (genetische Vielfalt, Arten/Populationsvielfalt, Lebensraum/Landschaftsvielfalt) sowie räumliche (lokal, bioregional, national) Gesichtspunkte in die Bewertung einfließen zu lassen.

Basierend auf einer umfassenden Literaturrecherche wurden folgende Wirkungskomplexe herausgearbeitet (für eine detailliertere Darstellung siehe Anhang Kap. 12.8).

Wirkung von waldbaulichen Maßnahmen

Durch Wahl von Betriebsart und -form werden Aufbau und Zusammensetzung von Wirtschaftswäldern grundsätzlich geplant und haben damit ursächlichen Einfluss auf die biologische Vielfalt. Verjüngungsverfahren, Baumartenwahl, selektive Auslese im Rahmen der Holzproduktion sowie alle anderen Aktivitäten der forstlichen Praxis bestimmen die Qualität der biologischen Vielfalt vor Ort auf allen Ebenen (Gene, Arten/Populationen, Gemeinschaften, Lebensräume) (Kap. 6.2.2, 9).

Zerschneidung von Lebensräumen

Durch Errichtung von Verkehrs- und anderen Infrastruktureinrichtungen (Leitungen, Trassen etc.) werden Populationen, Habitate und Lebensräume isoliert oder zerschnitten (Kap. 6.5.3).

Veränderung von natürlichen Stoffkreisläufen

Die Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe in Boden und Luft hat grundlegende Auswirkungen auf die Lebensbedingungen von Organismen. Einträge von Nährstoffen, Säuren und Schwermetallen, direkte mechanische und chemische Eingriffe in die Böden sowie Eingriffe in den Wasserhaushalt (künstliche Bewässerung, Drainagen) beeinflussen Artenzusammensetzung und Lebensgemeinschaften sowie deren Vielfalt (Kap. 6.2.2.6, 6.4.2, 6.4.5, 6.7).

Veränderung der Bodennutzungsform

Der Flächenverbrauch durch Industrie, Siedlung, Verkehr und andere Infrastruktureinrichtungen (Leitungen, Trassen, Deponien etc.) nimmt zu. Die Anlage von Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie die Neuaufforstung von Nicht-Waldflächen verändern Lebensräume und entziehen bestimmten Arten die Existenzvoraussetzungen, wodurch ein Überleben der örtlichen Fauna und Flora erschwert wird (Kap. 6.5, 6.6.5).

Diversitätsfördernde Maßnahmen

Kurz- und längerfristige Aktivitäten und Maßnahmen sollen dem Schutz und der Erhöhung der biologischen Vielfalt dienen. Schutzprogramme für Arten, Populationen, genetische Potenziale und Lebensräume (Schutzgebiete, Generhaltungs- und Artenschutzprogramme) sollen diesem Ziel ebenso gerecht werden wie strukturfördernde Maßnahmen (z. B. Belassen von Alt- und Totholz, Pflege von Waldrändern) (Kap. 6.2.2.7, 6.2.3, 6.4.7, 6.9, 9).

Die Auswirkungen einer möglichen globalen Klimaerwärmung (Zunahme von Klimaextremen, Verschiebung der Klimazonen) machen neben einer Schadstoffreduktion aller Verursacher-Sektoren die Förderung stabiler und flexibler Waldstrukturen notwendig. Hohe genetische Variabilität und hohe Artenvielfalt begünstigen die Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen an eine mögliche Klimaänderung (Kap. 6.8).

Verschiebung/Änderung des Artenspektrums

Selektiver Verbiss von Arten und mechanische Beschädigung von empfindlichen Pflanzenteilen können mittelfristig zu einer Änderung der Mischungsverhältnisse führen. Einzelne Arten fallen aus, andere, resistenterere Arten werden dadurch begünstigt. Es kommt zu einer Änderung des Konkurrenzgefüges, Veränderungen der Artenzusammensetzung und von Lebensgemeinschaften und eventuell auch zu einer Artenverarmung (Kap. 6.3.6, 6.4.6, 6.6.4).

Schädlingsbekämpfungsmittel greifen regulierend in natürliche Kreisläufe ein und können Veränderungen des Arteninventars, Störungen von Räuber-Beute-Verhältnissen und langfristig Resistenzen verursachen (Kap. 6.2.2.4, 6.4.2, 6.7).

7.1.4 Einflussgruppen: Verursacher und Protagonisten

Forstwirtschaft

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die von der forstlichen Praxis ausgehen und in unmittelbarem Zusammenhang mit der Holzproduktion stehen. Diese Wirkungen umfassen die Entnahme von Holz, die Lenkung der Baumartenzusammensetzung, die Fragmentierung des Waldgefüges, die Senkung des Bestandesalters, den Forststraßenbau und die Wirkung von legislativen Rahmenbedingungen (u. a. Forstgesetz, Förderungen) (Kap. 6.2, 9).

Landwirtschaft

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die durch die landwirtschaftliche Produktion verursacht werden. Hierzu zählen insbesondere Schadstoff- und Nährstoffeinträge, Grundwasserbeeinflussung (Drainagierung, Bewässerung), Veränderung der Lebens- und Deckungsräume für wild lebende Tierarten sowie Waldweide und Waldflächenzunahme auf Grenzertragsböden. Auch die Bedeutung agrarpolitischer Instrumente (Förderungen) fließt hier ein (Kap. 6.4).

Jagd

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die von der jagdlichen Praxis ausgehen. Diese Wirkungen umfassen die aufgrund von Hege und Abschussplanung überhöhten Wildbestände und deren Folgen sowie legislative Rahmenbedingungen (Kap. 6.3.2).

Tourismus

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die durch die Erholungsnutzung der Wälder und durch Wirkungen des Tourismus hervorgerufen werden. Diese Wirkungen umfassen Sport- und Freizeitausübung im Wald, touristischen Verkehr, Abfallablagerung, Entnahme von Pflanzen und Einrichtungen der touristischen Infrastruktur (Kap. 6.6).

Gewerbe, Siedlung, Industrie, Verkehr

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die durch Errichtung von Infrastruktureinrichtungen (u. a. Straßen-, Autobahn-, Eisenbahnbau, Leitungen, GSM-Masten) und Immissionen aus anthropogenen Verbrennungsprozessen entstehen, inklusive der Stoffe, die zu einer Klimaänderung beitragen können. Diese Wirkungen umfassen direkte und indirekte Pflanzenschäden, veränderte Stoffkreisläufe und Zerschneidungseffekte (Kap. 6.5).

Naturschutz

In dieser Gruppe werden alle Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen zusammengefasst, die Arten- und Lebensraumschutz zum Ziel haben. Diese Wirkungen umfassen den Artenschutz, die Anlage von Schutzgebieten (u. a. Naturschutzgebiete, Naturdenkmäler, Naturwaldreservate, Nationalparks) sowie den Einfluss von legislativen Rahmenbedingungen (Naturschutzgesetze, FFH-Richtlinie, Vogelschutz-RL) und Förderungen (Vertragsnaturschutz) auf die Waldbewirtschaftung (siehe Kap. 6.9, 8.1.2, 8.2.2).

7.1.5 Befragung von Experten

Es wurden 14 Experten aus Verwaltung, Interessenvertretungen, Forschung und Praxis (vgl. Anhang 12.7) zu den Einflüssen auf die biologische Vielfalt in Österreichs Waldökosystemen befragt. Dabei konnte nur die Meinung derjenigen Experten berücksichtigt werden, die im vorgegeben Zeitraum der Erhebung ihre Zeit für ein Interview zur Verfügung stellten. Die Befragung verfolgte mehrere Ziele:

- Qualitative Vergabe von Präferenzen für die Bedeutung des Einflusses von Protagonisten, Verursachern und Akteuren, die direkt oder indirekt auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen wirken, durch relative Vergleiche.
- Qualitative Vergabe von Präferenzen zur Beurteilung von Wirkungskomplexen und der Effizienz vorhandener Programme und Maßnahmen zur nachhaltigen Nutzung und Erhaltung der biologischen Vielfalt durch relative Vergleiche.
- Identifikation, Abwägung und Festhaltung von Grundtendenzen, Wertschätzungen, Meinungen, Interessen, Widersprüchen und möglichen Konfliktpotenzialen.
- Anregungen, Ergänzungen, Kritik- und Problempunkte zum methodischen Ansatz.

Dabei ist zu beachten, dass die Richtung des Einflusses und seiner Auswirkung (positiv oder negativ) nicht Gegenstand der Befragung war, sondern bildlich gesprochen das Ausmaß (die Amplitude) des Pendelschlages, d. h. die Intensität der Beeinflussung, betrachtet wurde.

Den Interviewpartnern wurde während der Befragung lediglich die im Anhang (Kap. 12.8) formulierte Charakterisierung der einzelnen Wirkungskomplexe als Hilfestellung zur Verfügung gestellt (Kap. 7.1.3, 7.1.4). Eine wie im gegenständlichen Bericht vorgelegte detailliertere Darstellung hätte den zeitlichen Rahmen der Befragung überfordert. Prinzipiell kann festgehalten werden, dass die angewandte Form der Beurteilung des Wirkungsgeflechts aus direkten und indirekten Einflüssen der komplexen, mehrdimensionalen Materie (thematisch, räumlich, zeitlich) „biologische Vielfalt“ nicht immer gerecht werden kann. Vereinfachungen und Kategorisierungen, die aus Gründen der Praktikabilität getroffen werden mussten, verursachten daher manchmal Probleme bei der Betrachtung und Beurteilung.

Die Reaktionen der Interviewpartner waren durchwegs positiv, auch wenn es immer wieder Diskussionen zu einzelnen Detailfragen gab, deren Initiierung aber mit ein Ziel der Befragung war. Es wurde deutlich, dass die exakte Definition und Absteckung der Kriterien für den Erfolg eines solchen Verfahrens entscheidend sind. Die methodische Konzeption der Beurteilung und der neue Zugang zur Thematik wurden von den Interviewpartnern durchwegs positiv aufgenommen.

7.1.6 Auswertung der Expertenbefragung

Im Rahmen der Expertenbefragung sollte analysiert werden, welche Verursacherguppe in Bezug auf den jeweiligen Wirkungskomplex den größten Einfluss hat bzw. welcher die höchste Bedeutung zukommt. Die von den Experten vergebenen Präferenzen für die jeweilige Verursacherguppe wurden in jeweils einer Ergebnisdarstellung zusammengefasst.

Des Weiteren sollte durch die Expertenbefragung die Bedeutung der einzelnen Wirkungen für den nachhaltigen Schutz und die Nutzung der biologischen Vielfalt ermittelt werden. Die von den Experten vergebenen Präferenzen für den jeweiligen Wirkungskomplex wurden in jeweils einer Ergebnisdarstellung zusammengefasst.

Es wurden dabei Boxplots erstellt, um die Bandbreite der Expertenmeinungen betreffend den jeweiligen Wirkungskomplex bzw. die jeweilige Verursacherguppe zu visualisieren. Die Box stellt dabei den Interquartilbereich dar, worin 50 % der Werte liegen. Die von der Box ausgehenden vertikalen Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert, ohne Ausreißer zu berücksichtigen. Ausreißer werden durch einzelne Punkte außerhalb des Interquartilbereichs symbolisiert. Die mittlere horizontale Linie gibt die Lage des Medians wieder. Zusätzlich wurde das geometrische Mittel errechnet, das sich am besten für die Bestimmung eines Mittelwerts aus Relativvergleichen eignet.

Vorschläge zur Verbesserung des hierarchischen Baumdiagramms sowie Kritik an den angeführten Kriterien und Indikatoren seitens der Experten wurden als Anmerkungen bei den jeweiligen Wirkungskomplexen angeführt.

7.2 Detailergebnisse der Experteninterviews

7.2.1 Die Wirkung waldbaulicher Maßnahmen

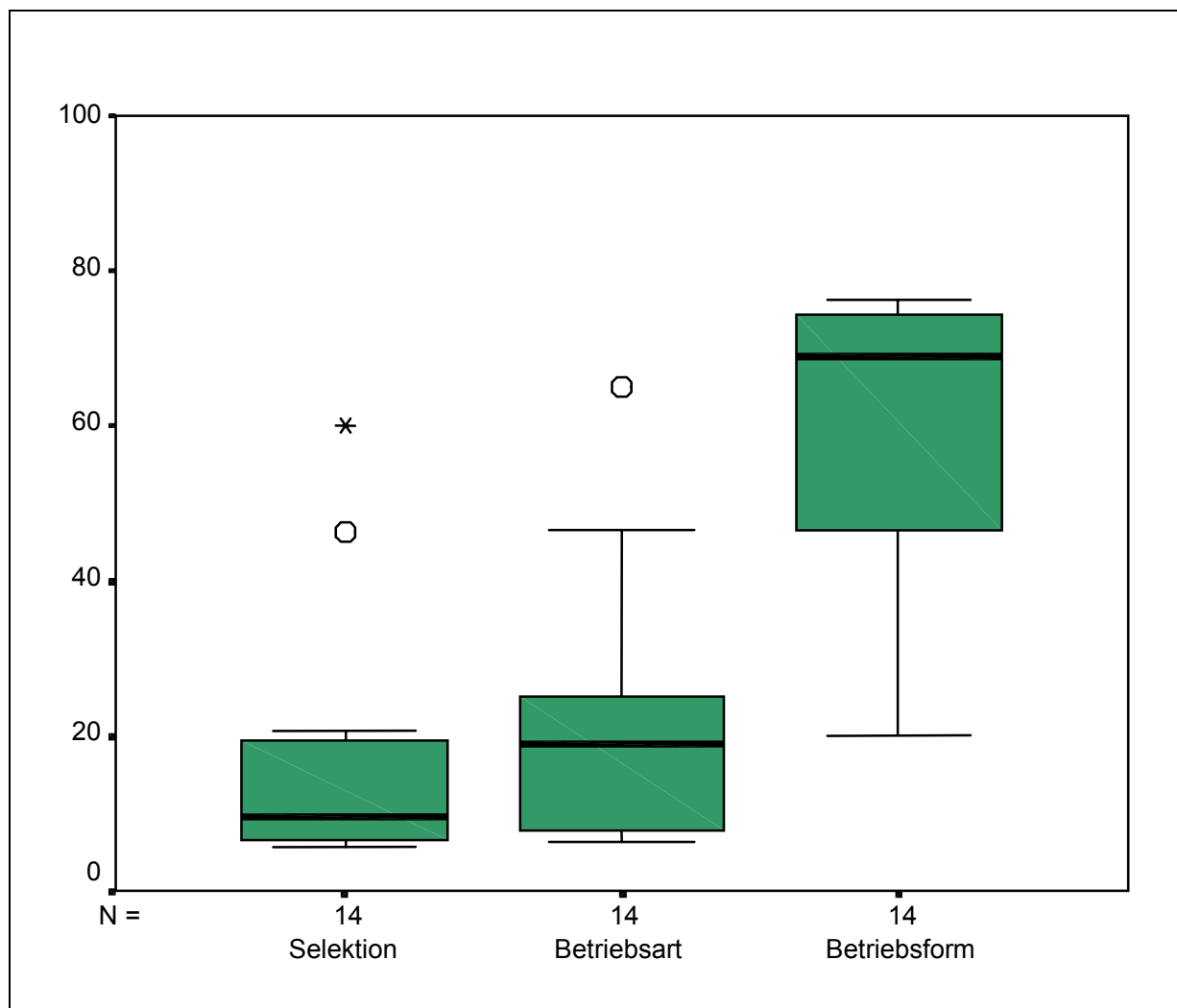
Fragestellung

In dieser Kategorie sind alle Elemente der forstlichen Praxis inbegriffen. Die Planungsfaktoren der Betriebsform (Kap. 6.2.2.4) und Betriebsart (Kap. 6.2.2.1) werden um den Faktor Selektion von Einzelindividuen (Jungwuchs- und Dickungspflege, Läuterung, Durchforstung; Kap. 6.2.2.3) ergänzt (Kap. 9).

Es gilt abzuschätzen, welcher Planungsfaktor das größere Potenzial zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen hat und ob praktische Maßnahmen – die ja immer Teil der Planungseinheiten sind – einen Gestaltungsfreiraum innerhalb der planerischen Grenzen bieten.

Ergebnisse

Die Auswahl der Betriebsform wurde von den Experten als dominante Einflussgröße beurteilt, Betriebsart und Selektion von Einzelindividuen spielen eine Nebenrolle.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	23,6	31,7	1,7	3,7	0,5	21,7

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

* = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 26: Die Wirkung waldbaulicher Maßnahmen.

Analyse

In der Auswahl der Betriebsform als planerisches Element von der Verjüngung bis zur Nutzung der Bestände besteht nach Meinung der Experten der wesentliche Einfluss waldbaulicher Tätigkeit.

Die Beurteilung der Betriebsart (Hoch-, Mittel-, Niederwald) fiel schwerer, die geringe gesamtösterreichische Bedeutung von Mittel- und Niederwald ließ den Wert für die Betriebsart sinken.

Die Bedeutung des Faktors Selektion von Einzelindividuen (Jungwuchs- und Dickungspflege, Läuterung, Durchforstung) als Gegenpol der Praxis zu den planerischen Elementen wurde von den Experten gering beurteilt, da offenbar angenommen wurde, dass dieser Aspekt in der Betriebsform inbegriffen sei.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- die Jagd bei speziellen Nutzungsformen (Vorrang jagdlicher Ziele) eine Einflussgröße in der waldbaulichen Planung sein kann.

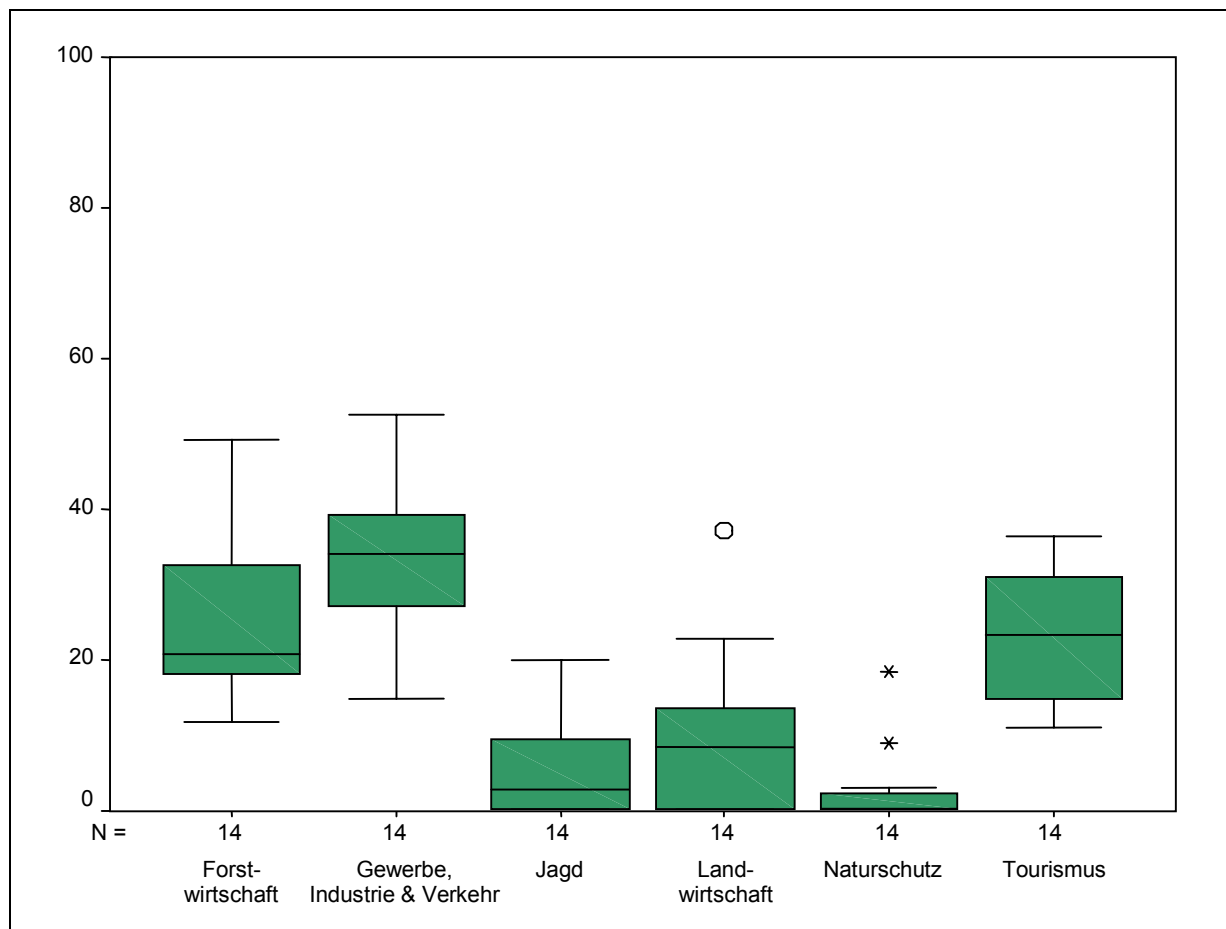
7.2.2 Zerschneidung von Lebensräumen

Fragestellung

Die Auswirkungen von Zerschneidung und Fragmentierung von Waldökosystemen sind abzuschätzen und die Verursacher zu gewichten. Die Größenordnung der Zerschneidung reicht von großflächigen Infrastruktureinrichtungen (Kap. 6.5.3) über Forststraßen (Kap. 6.2.2.5) bis hin zu Wanderwegen und Loipen (Kap 6.6.5). Neben Verinselungseffekten und Behinderung von Migration und Genaustausch kann durch Entstehen zusätzlicher Randeffekte die Diversität gesteigert werden. Die verschiedenen Größenordnungen und ihre unterschiedlichen Auswirkungen sind in die Beurteilung einzubringen.

Ergebnisse

Die Anlagen von Gewerbe, Industrie und Verkehr wurden von den Experten als bedeutende Zerschneidungsfaktoren erachtet. Das Netz an Forststraßen und anderen Bringungseinrichtungen sowie die Fragmentierung durch touristische Freizeit- und Verkehrsanlagen wurden ebenfalls als bedeutend beurteilt.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	23,6	31,7	1,7	3,7	0,5	21,7

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

* = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 27: Zerschneidung von Lebensräumen (Verursacher).

Analyse

Die Bedeutung von Gewerbe, Industrie und Verkehr liegt in der Dimension und dem flächendeckenden Vorkommen ihrer Anlagen. Autobahnen, Überlandstraßen, Leitungen, Trassen, Kraftwerke und andere bauliche Anlagen existieren beinahe im gesamten Bundesgebiet in und nahe den Waldgebieten und tragen somit wesentlich zu Fragmentierung und Zerschneidung mit teils unüberwindbaren Hindernissen für Arten und Populationen bei.

Die Forstwirtschaft wurde verstärkt wegen der Errichtung von Forststraßen und Bringungseinrichtungen ins Treffen geführt. Neben einer relativ einstimmigen Betrachtung von Forststraßen als Zerschneidungsfaktor mit relativ großer Dichte gab es unterschiedliche Auffassung über ihren Einfluss und ihre Auswirkungen. Auf der einen Seite wurden die entstehenden Randlinieneffekte als positiv, die tatsächlichen, unüberbrückbaren Zerschneidungseffekte als marginal eingeschätzt. Die Kritikpunkte an einem dichten Forststraßennetz bezogen sich somit v. a. auf die Folgewirkungen der Erschließung mit zunehmender und stetiger Störung der Habitate.

Dem Tourismus wurde bedeutende Rolle als Zerschneidungsfaktor eingeräumt, wobei hier eine lokal massierte Komponente in Gebieten mit stärkerer touristischer Nutzung zu beachten ist. Die Errichtung von Infrastruktur-, Sport- und Freizeitanlagen wurde in den touristischen Gebieten als ebenso bedeutend erachtet wie der (touristische) An-/Abreise- und Ausflugsverkehr. In letzterem Fall treten allerdings Probleme bei der Abgrenzung von touristischem und übrigem Verkehr auf.

Die Rolle der Landwirtschaft und der Jagd wurde vor allem in der Benützung von Verkehrswegen (öffentlich, Forststraßen) gesehen. Daneben sind im kleineren Rahmen Zäune und Gatter angeführt worden. Die Landwirtschaft kann in einem weiter gefassten Sinne auch als großflächiger Zerschneider gelten, wenn man die Umformung von ehemaligem Wald und die Bildung von Kulturstebpen in Betracht zieht (ein Experte).

Dem Naturschutz kommt die Rolle der Beobachtung, Kritik und des Agenda-settings zu.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- die Zerschneidung von Lebensräumen neue Lebensräume entstehen lassen kann;
- Wildgatter und Jagdzäune einen Zerschneidungseffekt bewirken können.

7.2.3 Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe

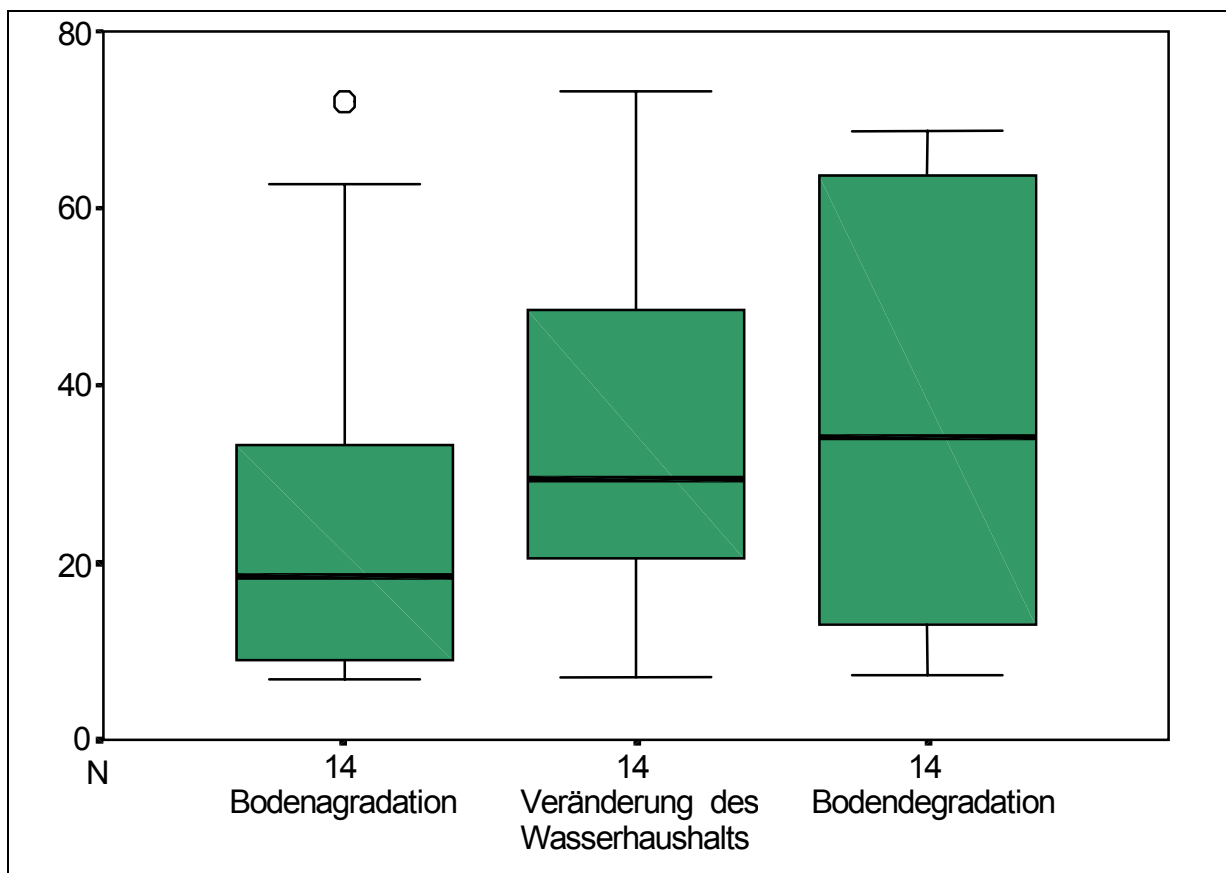
Fragestellung

Durch die Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe verändern sich die Lebens- und Ernährungsbedingungen für Organismen. Durch die Aufteilung auf die drei Subfaktoren Bodenagradation (u. a. Kap. 6.2.2.6), -degradation (u. a. Kap. 6.4.6, 6.6.4) und Veränderung des Wasserhaushalts (u. a. Kap. 6.4.5, 6.5.7) soll die Beeinflussung der Stoffkreisläufe detaillierter betrachtet werden.

Die Bedeutung der drei Prozesse bei der Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe ist unter Betrachtung der gegenwärtigen Situation in Österreich zueinander zu gewichten.

Ergebnisse

Trotz der geringen Anzahl der Subfaktoren und relativen genauen Abgrenzung konnte hier kein einheitlicher Trend festgestellt werden, zu verschieden waren die Beurteilungen. Alle drei Faktoren konnten ähnliche Höchst- und Tiefstmarken erzielen. Im geometrischen Mittel liegt die Bodendegradation leicht voran, allerdings auch mit der höchsten Varianz.

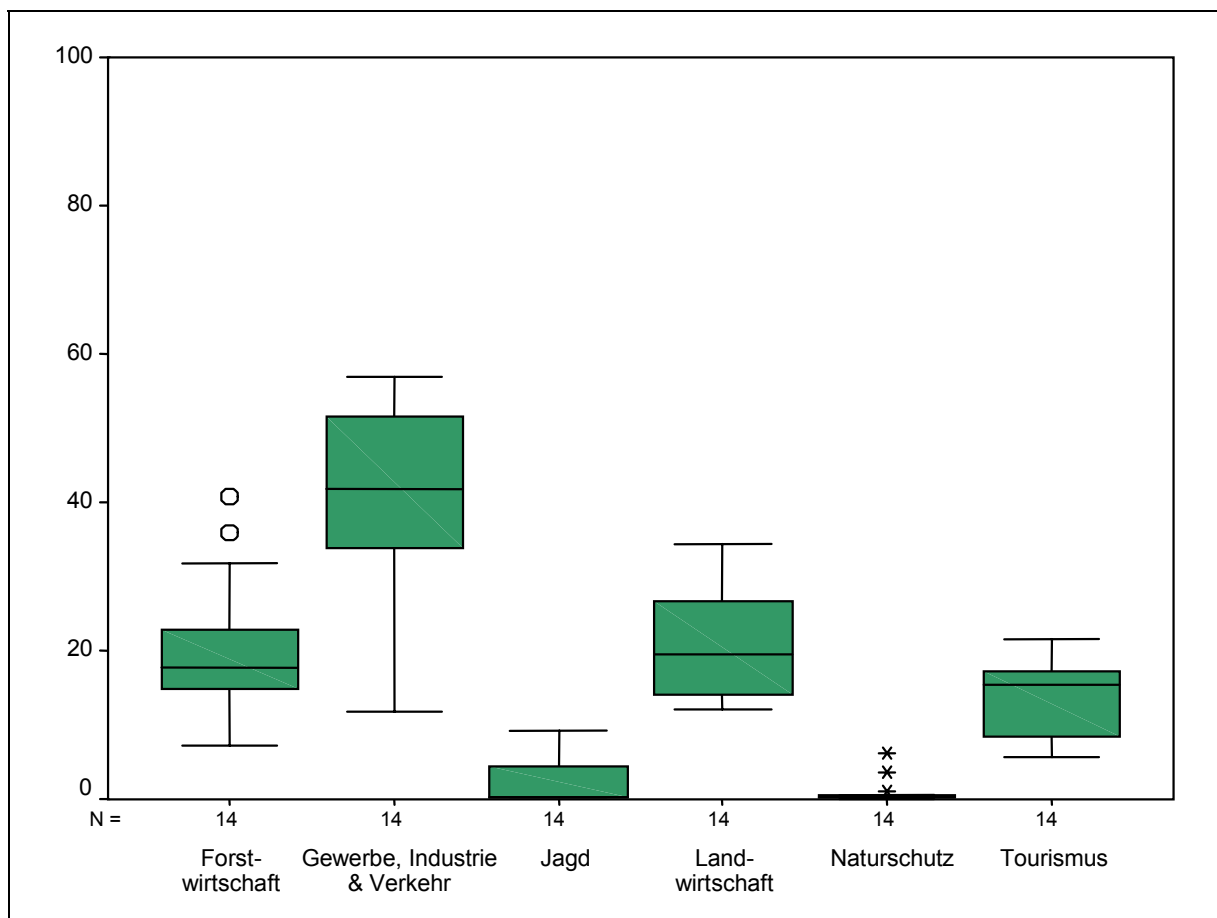


	Bodenagradation	Veränderung des Wasserhaushalts	Bodendegradation
geometr. Mittel	19,0	27,7	30,0

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

Abb. 28: Veränderung von Stoffkreisläufen.

Als Verursacher von Veränderungen der natürlichen Stoffkreisläufe wurden vor allem Gewerbe, Industrie und Verkehr als bedeutend eingeschätzt. Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Tourismus wird eine vergleichsweise ähnliche Größenordnung zugewiesen.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	18,2	39,4	0,8	19,6	0,4	12,9

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

* = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 29: Veränderung von Stoffkreisläufen.

Analyse

Die Beurteilung der drei Subfaktoren durch die Experten wies eine enorme Streuung auf und lässt deshalb keine eindeutigen Schlüsse zu. Über Quantität und Qualität des Einflusses gibt es unterschiedliche bis konträre Auffassungen, was als Hinweis darauf interpretiert werden kann, dass es auf diesem Gebiet auch in Wissenschaft und Forschung noch keinen Konsens über Bedeutung und Auswirkungen von Bodenagradation, Bodendegradation und Veränderung des Wasserhaushaltes hinsichtlich der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen gibt.

Die Beurteilung der Verursacher bzw. Einflussgruppen fiel eindeutiger aus. Die Rolle von Gewerbe, Industrie und Verkehr wurde vor allem in Schadstoffeintrag (Säuren, Stickstoff, Schwermetalle) und Störung von Auwaldgebieten durch (Wasser)Kraftwerke gesehen.

Die Landwirtschaft wurde als Verursacher von Stickstoff- bzw. Nitrateinträgen für die Veränderung der Stoffkreisläufe in Waldböden mitverantwortlich gemacht. Veränderungen des Grundwasserspiegels infolge künstlicher Bewässerungen können ebenfalls angrenzende Waldökosysteme betreffen.

Die Größenordnung der Bedeutung der Forstwirtschaft entsteht durch ihre flächenhafte Einflussnahme, sodass jeder der drei Subfaktoren einen gewissen Anteil am Ergebnis hat. Der Schwerpunkt liegt hier sicherlich in der Bodendegradation mit Bodenverdichtung und -verwundung.

Die Bedeutung des Tourismus ist lokal stark unterschiedlich und setzt sich ebenfalls aus einem Spektrum von Einflüssen zusammen, die von Schadstoffeintrag und Abfallablagerung über Bodenverwundung bis zu künstlicher Bewässerung und Beschneigung reichen.

Jagd wird mit Ausnahme kleinstflächiger Erscheinungen rund um Fütterungsstellen als unbedeutend erachtet.

In der Funktion als Mahner und Verbesserer wird hier eher der Umweltschutz als der Naturschutz gesehen.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- die Wirkung von Bodenagradation und -degradation von der Ausgangssituation des Standortes abhängt und sowohl positiv wie negativ sein kann;
- Bodenverwundung diversitätssteigernd sein kann;
- die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt nicht flächendeckend sind;
- die Einflüsse der Landwirtschaft auf den Wasserhaushalt im Nahbereich, die von Gewerbe, Industrie und Verkehr nur punktuell wirken.

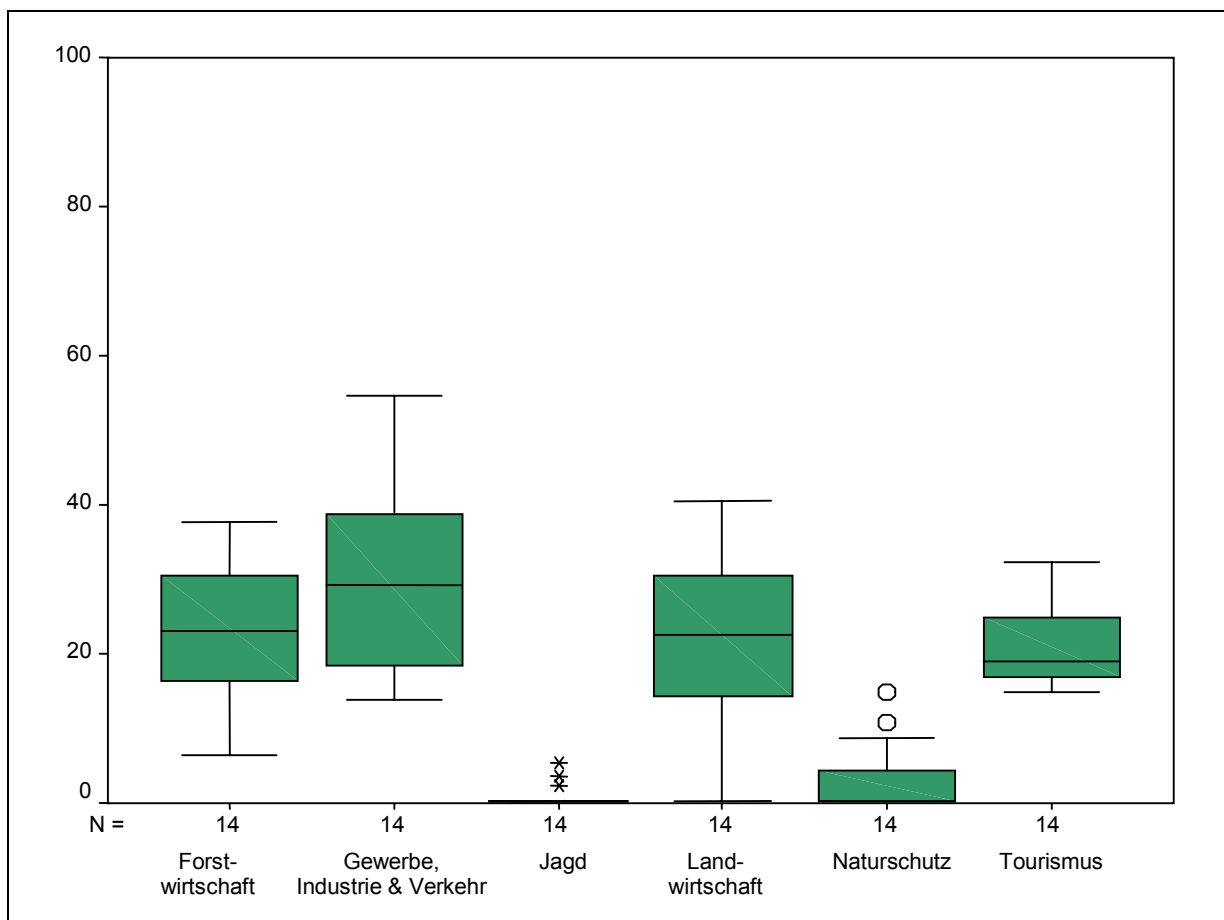
7.2.4 Veränderung der Bodennutzungsform

Fragestellung

Angesichts einer jährlich leicht, aber kontinuierlich steigenden Flächengröße von Waldgebieten in Österreich sollen nicht nur die Umformung und Zerstörung von Wald betrachtet werden (Kap. 6.5.2), sondern auch Erstaufforstungen und natürliche Wiederbewaldung von Brachflächen (Kap. 6.5.6, 6.4.4). Es gilt die aktuelle Situation der Änderung von Landnutzungsformen zu beurteilen, nicht die Folgen historischer Nutzungen und Umwidmungen. Dabei ist zu beachten, dass nicht allein das Potenzial solcher einzelner Änderungen herangezogen werden soll, sondern auch ihre flächige Bedeutung von Landnutzungsänderungen. Eine Umwidmung kann punktuell zu einer kompletten Umbildung der biologischen Vielfalt führen, die Beurteilung soll allerdings in einem gesamtösterreichischen Kontext erfolgen.

Ergebnisse

Ingesamt befinden sich Gewerbe, Industrie und Verkehr bzw. Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Tourismus auf einer ähnlichen Bedeutungsstufe und bilden vier relativ gleichwertige Hauptfaktoren hinsichtlich der Veränderung der Bodennutzungsform und ihrer Bedeutung für die biologische Vielfalt.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	21,6	27,0	0,4	15,8	0,7	20,3

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median
 * = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 30: Veränderung der Bodennutzungsform (Verursacher).

Analyse

Die Anlagen von Gewerbe, Industrie und Verkehr entsprechen dem klassischen Verursachungsschema von Umwidmung und Rodung. Insofern scheint der Vorsprung zu den drei anderen Hauptgruppen auf den ersten Blick überraschend gering. Das liegt daran, dass die Quantität der Umwandlungen von Wald zu Betriebs-, Verkehrs- und ähnlichen Flächen durch Rodungsverbot und Naturschutzauflagen gebremst wurde.

Somit nahm die Bedeutung von Land- und Forstwirtschaft an relativer Bedeutung zu. Erstaufforstungen und das Zulassen von Wiederbewaldung auf Brachflächen sind nunmehr ein wesentlicher Faktor der Veränderung der Bodennutzungsform.

Aufgrund des Übergehens von landwirtschaftlichen in forstwirtschaftliche Flächen erfolgte die Bewertung der beiden Gruppen nahezu ident (industrielle und andere Brachflächen sind von marginaler Bedeutung).

Die hohe Bewertung des Tourismus legt nahe, dass ein verhältnismäßig großer Teil der Rodungen und Umwidmungen im touristischen Sektor stattfindet. Neben dem Flächenverbrauch für Infra- und Suprastrukturanlagen haben viele Sport- und Freizeitanlagen eine große Flächenwirksamkeit. Besonders weitläufige Schigebiete sowie neuerdings populäre Golfplätze haben oft direkte und raumwirksame Auswirkungen auf Wälder.

Es ist zu beachten, dass eine gewisse Affinität zwischen der Änderung der Bodennutzungsform und der Zerschneidung von Lebensräumen besteht.

Naturschutz spielt eine untergeordnete Rolle, der Jagd kommt hier keine Bedeutung zu.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- Aufforstungen und Wiederbewaldung eine starke Einschränkung der biologischen Vielfalt bedeuten können, wenn dabei Sonder- und Grenzstandorte verloren gehen.

7.2.5 Diversitätsfördernde Maßnahmen

Fragestellung

Im Komplex der diversitätsfördernden Maßnahmen sind all jene Aktivitäten beinhaltet, die dem Ziel der Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt dienen (Kap. 6.2.2.7, 6.2.3, 6.9.2).

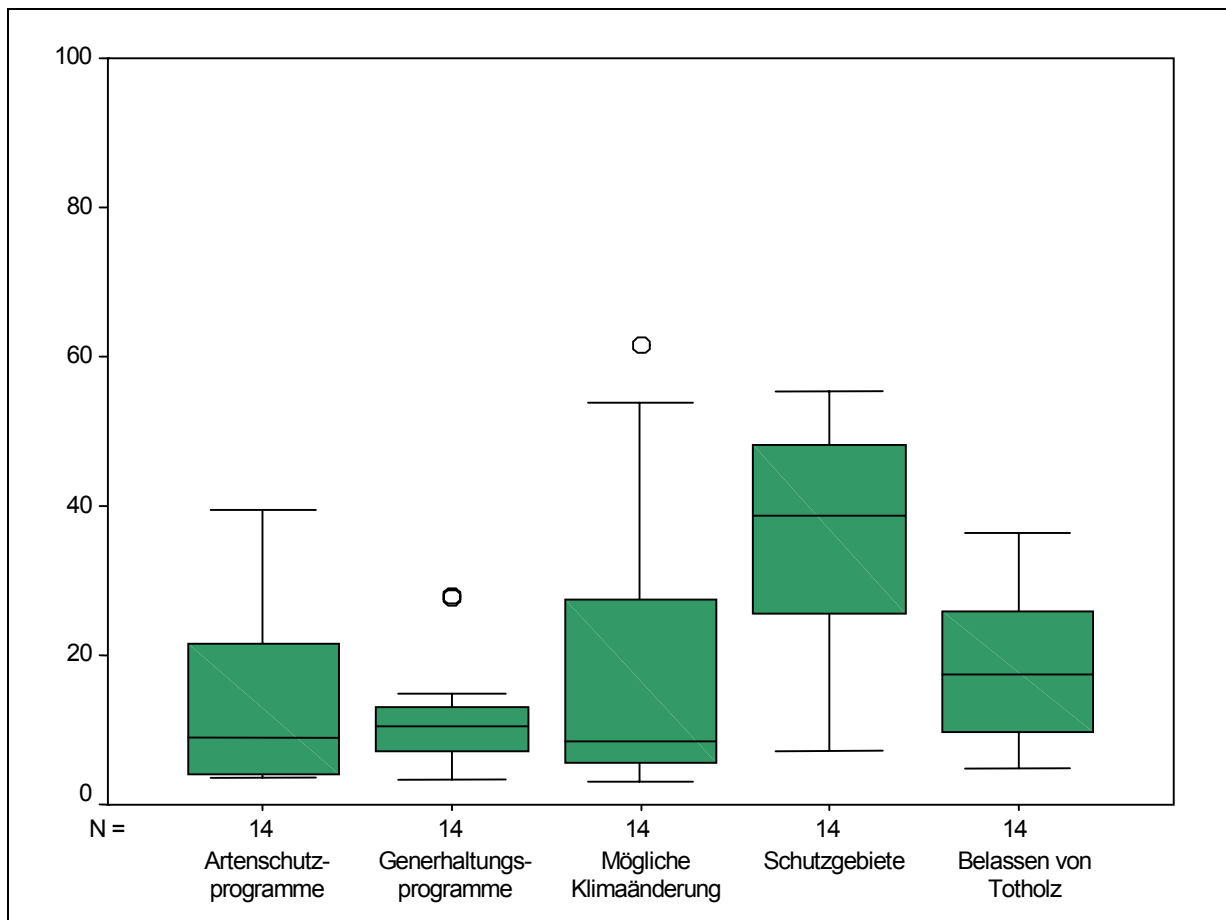
Es ist abzuschätzen, welche Beiträge einzelne Maßnahmen und Programme zur Zielerreichung leisten können und welche Erwartungen in neue diversitätsfördernde Instrumente gesetzt werden.

Um die Vergleichbarkeit scheinbar unvereinbarer Faktoren zu erleichtern, kann es sinnvoll sein, in Überlagerungszuständen zu denken, d. h. zu überprüfen, ob ein Faktor bei Überlagerung durch einen anderen überhaupt eine Rolle spielt.

Bei der Beurteilung der Protagonisten ist der Beitrag der einzelnen Verursacherguppe zur Erreichung eines diversitätsfördernden Zieles zu beurteilen, d. h. ein Nutzungsverzicht ist ebenso als Teil der Maßnahme zu sehen wie die Gestaltung und Einrichtung.

Ergebnisse

Teilweise auftretende Schwierigkeiten bei der Vergleichbarkeit der Subfaktoren erhöhten die Streuung. Trotzdem ist die für die Experten vorrangige Bedeutung der Schutzgebiete deutlich.

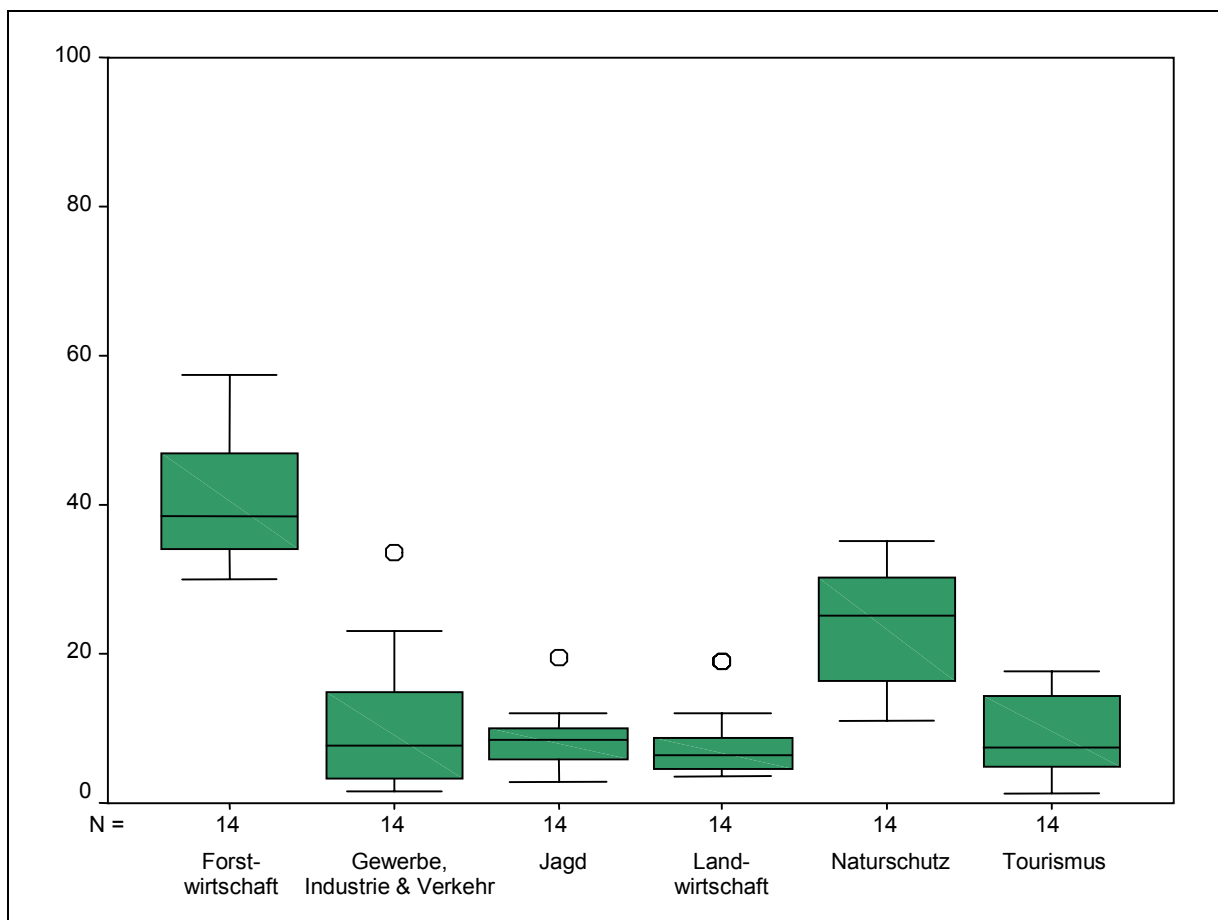


	Artenschutzprogramme	Generhaltungsprogramme	Mögliche Klimaänderung	Schutzgebiete	Belassen von Totholz
geometr. Mittel	9,8	10,3	12,3	31,6	16,1

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

Abb. 31: Diversitätsfördernde Maßnahmen (Wirkungen).

Bei der Frage nach den Protagonisten wurden die Forstwirtschaft und der Naturschutz am wichtigsten eingeschätzt.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	39,7	7,3	7,4	6,9	22,8	7,0

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

Abb. 32: Diversitätsfördernde Maßnahmen (Verursacher).

Analyse

Schwierigkeiten gab es bei der Vergleichbarkeit der fünf Subfaktoren. So war es wichtig, darauf hinzuweisen, dass Präferenzen und Schwerpunkte herauszuarbeiten sind.

Auch wenn Totholz in Schutzgebieten automatisch vorkommt, ist damit noch nicht die ganze Bedeutung des Belassens von Totholz im Wald abgedeckt. Beim Vergleich der zwei Subfaktoren ist das Belassen von Totholz und die Einrichtung von Schutzgebieten in einem programmatischen Sinne zu vergleichen.

Relativ große Probleme bereitet auch der Komplex der Klimaänderung und klimawirksamen Maßnahmen.

Die Problematik der Beurteilung kann in folgende Punkte gegliedert werden:

- Unsicherheit über Ausmaß und Auswirkung einer möglichen globalen Klimaänderung;
- Unsicherheit über Einflussmöglichkeiten auf den Verlauf einer Klimaänderung und ihrer Auswirkungen (Bremsen der Erwärmung, Stabilität von Waldbeständen u. ä.);
- Diskrepanz zwischen Notwendigkeit von Maßnahmen und ihrer tatsächlichen Umsetzung (z. B. Schadstoffreduktion).

Trotzdem kristallisierte sich die Errichtung von Schutzgebieten als wichtigste Größe der diversitätsfördernden Maßnahmen heraus. Die Beurteilung der Wirksamkeit einzelner Schutzgebietstypen hinsichtlich der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen ist in Kap. 7.2.7 näher ausgeführt.

Auch dem Belassen von Totholz wird eine wichtige Rolle eingeräumt und unterstreicht die Präferenz für eine naturnahe Waldbewirtschaftung.

Der Klimaänderung und den Artenschutzprogrammen wird eine gewisse Bedeutung zugesprochen, wegen der bereits erwähnten hohen Streuung sind daraus aber keine eindeutigen Schlüsse zu ziehen.

Relativ einhellig wurden die Generhaltungsprogramme von den Experten zwar als wertvoll, aber als „Minderheitenprogramme“ beurteilt, deren Bedeutung für die österreichische Forstwirtschaft – so paradox es auch scheinen mag – als eher gering einzustufen ist.

Die Frage nach der Bedeutung der Verursacher, Protagonisten und Akteure ist infolge der besprochenen Komplexität des Faktors „diversitätsfördernde Maßnahme“ ähnlich diffizil und erfordert gewissenhafte Interpretation.

Bildlich gesprochen bekommt jede Gruppe vom Experten einen Punkt für eine Leistung, die sie zu Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt beiträgt. Das kann ein gestaltendes Element wie die Errichtung eines Schutzgebietes oder ein unterlassendes Element wie die Einschränkung oder der Verzicht auf eine Nutzung sein.

Die Forstwirtschaft wird hier in beiderlei Hinsicht als besonders einflussreich erachtet. Ein Teil dieser Bewertung ist sicher darauf zurückzuführen, dass im „Kielwasser“ der Waldbewirtschaftung einige Maßnahmen scheinbar automatisch erfüllt werden können. Der Beitrag der Forstwirtschaft bei der Einrichtung von Schutzgebieten und die Steuerung von Biotopholz im Wald skizzieren aber die Schwerpunkte der hohen Beurteilung der Forstwirtschaft im Zusammenhang mit diversitätsfördernden Maßnahmen.

Der Naturschutz bekommt hier von den Experten die höchsten Präferenzen. Die Experten honorieren Gestaltung, Leitung, Gesetzgebung (Länder), Anregung und Bewusstseinsbildung. In seinem klassischen Tätigkeitsfeld ist der Naturschutz auf die Zusammenarbeit mit den anderen Gruppen, besonders der Forstwirtschaft, angewiesen.

Die relativ gleich hohe Beurteilung für die übrigen Gruppen weist auf einen nicht vernachlässigbaren Einfluss hin und ergibt sich aus der Vernetzung aller Protagonisten bei Fragen der Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

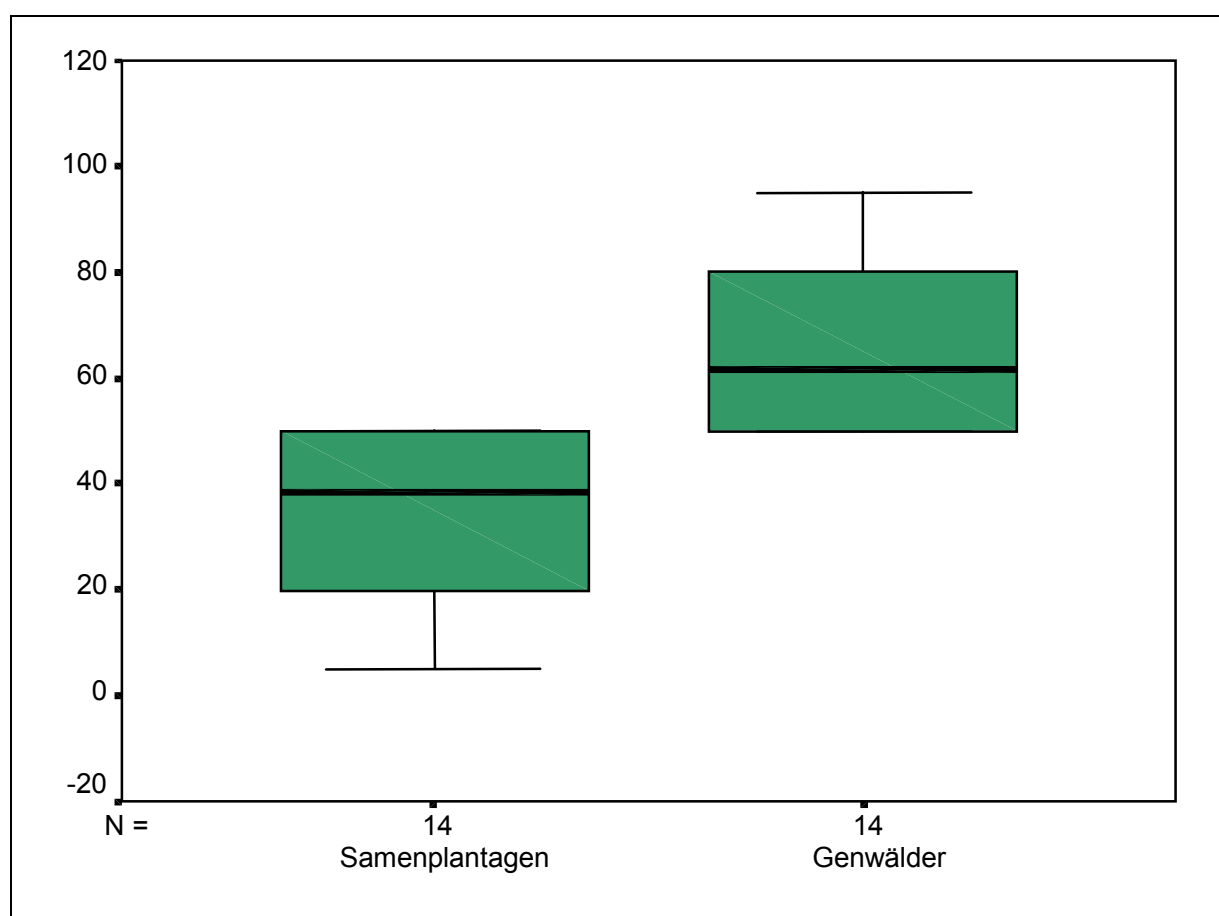
- eine Diskrepanz zwischen der Bedeutung einer Klimaänderung und den tatsächlich gesetzten Maßnahmen besteht, und es somit bei der Beurteilung zu einer Vermischung von potenziell möglichen und tatsächlichen Aktivitäten kommt;
- eine Klimazonenverschiebung eine Veränderung, aber keine Verschlechterung bedeuten muss (was allerdings auch nicht unterstellt wurde – Anm. d. Verf.);
- das Belassen von Totholz als kombiniertes Artenschutzprogramm gesehen werden kann;
- die Haftungsfrage ein Hinderungsgrund für das Belassen von Totholz besonders in touristisch stark genutzten Gebieten sein kann;
- das Belassen von Totholz als Vermarktungsinstrument genützt wird.

7.2.6 Generhaltungsprogramme

Fragestellung

Die im Rahmen des österreichischen Programms zur Sicherung genetischer Ressourcen definierten Maßnahmen des in situ- sowie des ex situ-Schutzes sind hinsichtlich der Bedeutung ihres Beitrags zu Schutz und Erhaltung der biologischen Vielfalt zueinander zu gewichten (Kap. 6.2.3). Es ist abzuschätzen, was die beiden Subfaktoren zur Sicherung der forstgenetischen Ressourcen leisten können.

Ergebnisse



	Samenplantagen	Genwälder
geometr. Mittel	30,1	63,2

Abb. 33: Generhaltungsprogramme (Wirkungen).

Analyse

Obwohl relativ viele Experten eine neutrale 50:50-Variante wählten, wurden im Schnitt dem in situ-Schutz in Form von Generhaltungswäldern Vorzüge eingeräumt. Defizite bei der praktischen Umsetzung des Genwaldkonzeptes verursachen Unsicherheiten bei der Beurteilung von Potenzial und tatsächlicher Leistungsfähigkeit.

Der ex situ-Schutz in Form von Samenplantagen und -archiven wird als wertvoll erachtet, deckt aber nur ein kleines Spektrum der Aufgaben von Schutz und Erhaltung der biologischen Vielfalt ab.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- durch Umsetzungsdefizite die Vorzüge von Generhaltungswäldern oftmals gemindert werden.

7.2.7 Einrichtung von Schutzgebieten

Fragestellung

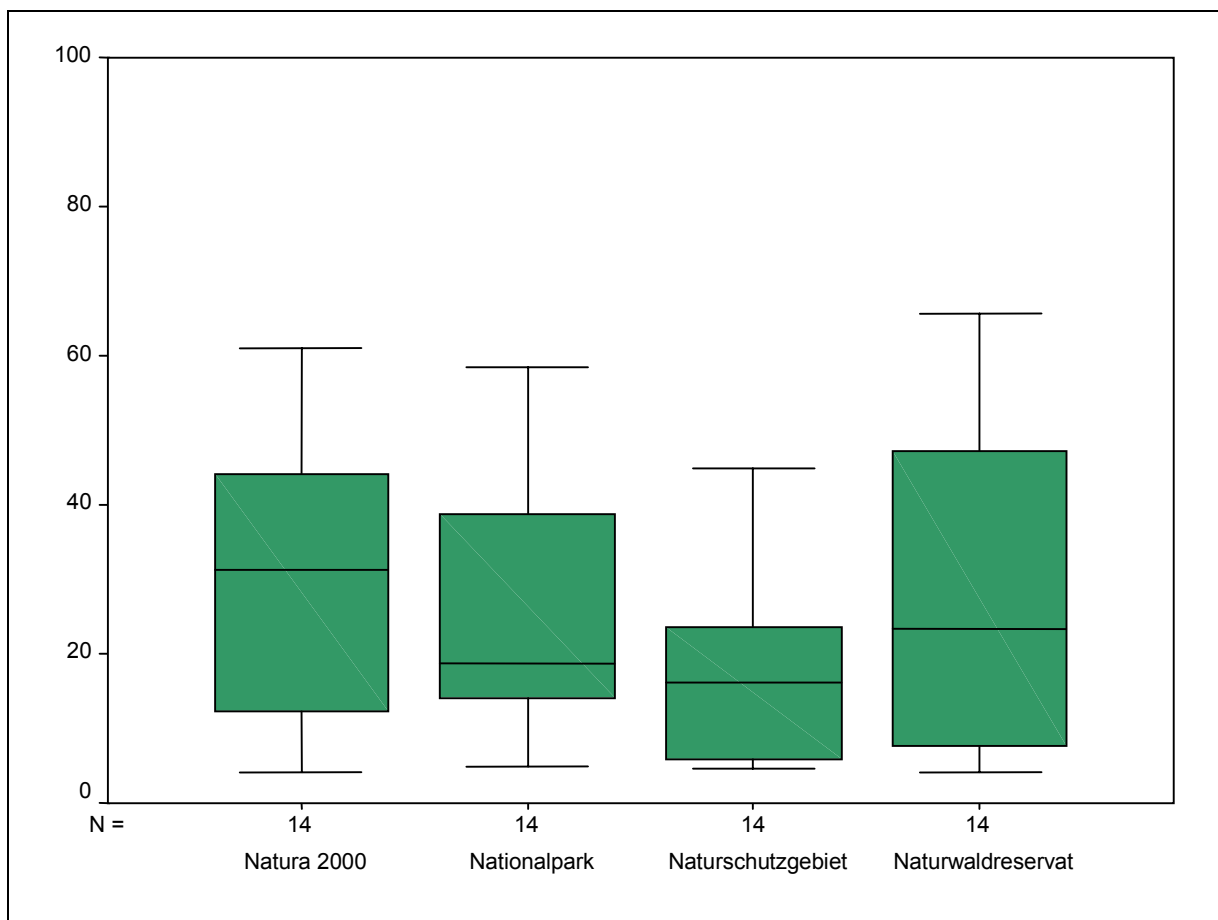
Es ist abzuschätzen, was verschiedene Schutzgebietstypen zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt beitragen können (Kap. 6.9.3, 8.2.2).

Dabei sind Repräsentativität, Größe, räumliche Verteilung, Richtlinien und ihre Umsetzung sowie Art und Intensität der zugelassenen Bewirtschaftung in Betracht zu ziehen.

Es ist zu beachten, dass nur die Wirkung von Schutzgebieten, die auch tatsächlich den Wald betreffen, in die Beurteilung einfließen soll.

Ergebnisse

Bei einer relativ breiten Streuung wurde allen vier Kategorien gleichwertige Bedeutung zugewiesen, wobei nur die Naturschutzgebiete etwas abfallen.



	Natura 2000	Nationalparks	Naturschutz- gebiete	Naturwald- reservate
geometr. Mittel	21,4	20,6	13,5	20,5

Abb. 34: Errichtung von Schutzgebieten (Wirkungen).

Analyse

Wie bereits angedeutet, ist auch bei der Frage der Effizienz verschiedener Schutzgebietstypen die Streuung sehr hoch, und es herrscht keine einhellige Meinung, welchen Beitrag sie zu Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt leisten können.

Es kann aber durch die relativ gleichmäßige Bewertung der Schluss gezogen werden, dass die Experten alle vier Kategorien für wichtig und nützlich erachten.

Probleme traten auf bei

- der Beurteilung der räumlichen bzw. nationalen Bedeutung einzelner Schutzgebietstypen;
- der rein auf Waldflächen bezogenen Betrachtung von Nationalparks und Naturschutzgebieten;
- dem Vergleich bestehender und entstehender bzw. geplanter Schutzgebietstypen;
- der Effizienz bei der Umsetzung der Natura 2000-Richtlinien (Kap. 8.1.2).

Gerade bei der Beurteilung der Natura 2000-Gebiete ist mit dem starken Einfließen praktischer Erfahrungen aus dem persönlichen Umfeld zu rechnen, da noch viele Unklarheiten und Problemfelder im Hinblick auf die Umsetzung bestehen.

Trotzdem wurde den Natura 2000-Gebieten große Bedeutung zugewiesen, unter dem häufigen Hinweis, dass alle übrigen Schutzgebietstypen in das Natura 2000-Netzwerk übernommen werden und somit Überlappungen bestehen. Interessanterweise spiegelt das Ergebnis diese Aussagen nicht wider, da sich ansonsten die Natura 2000-Gebiete klar von den anderen absetzen müssten. Hier wird scheinbar den konzentrierten, nationalen und bewährten Typen noch ein gewisser Bonus gegenüber dem flächendeckenden, europäischen und in seinen Auswirkungen noch unbestimmten Typus gewährt.

Naturwaldreservaten wurde ein hohes Potenzial zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen bescheinigt, das in der Praxis durch die geringen Flächengrößen gemindert wird. Die große Streuung der Beurteilung lässt den Schluss zu, dass man sich über die tatsächliche Effizienz und nationale Bedeutung von Naturwaldreservaten noch nicht im Klaren ist.

Nationalparks und Naturschutzgebiete wurden als wichtig erachtet, wobei der Wert der Naturschutzgebiete vor allem durch den relativ geringen Anteil an Waldflächen reduziert wurde.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- der Wert des Natura 2000-Netzwerks in der hohen Flächendeckung und dem integrativen Ansatz besteht;
- hinsichtlich der Auswirkungen und der tatsächlichen Umsetzung des Natura 2000-Konzeptes noch viele Unsicherheiten bestehen;
- der Wert von Naturschutzgebieten hinsichtlich der biologischen Vielfalt in Wäldern wegen der geringen Waldflächen und der oft uneingeschränkten Nutzung beschränkt ist;
- die Bedeutung der Einflussgruppen zwischen den einzelnen Nationalparks variiert;
- geringe Vertragslaufzeiten mit den Eigentümern den Wert von Naturwaldreservaten in Frage stellen können.

7.2.8 Veränderung des Artenspektrums

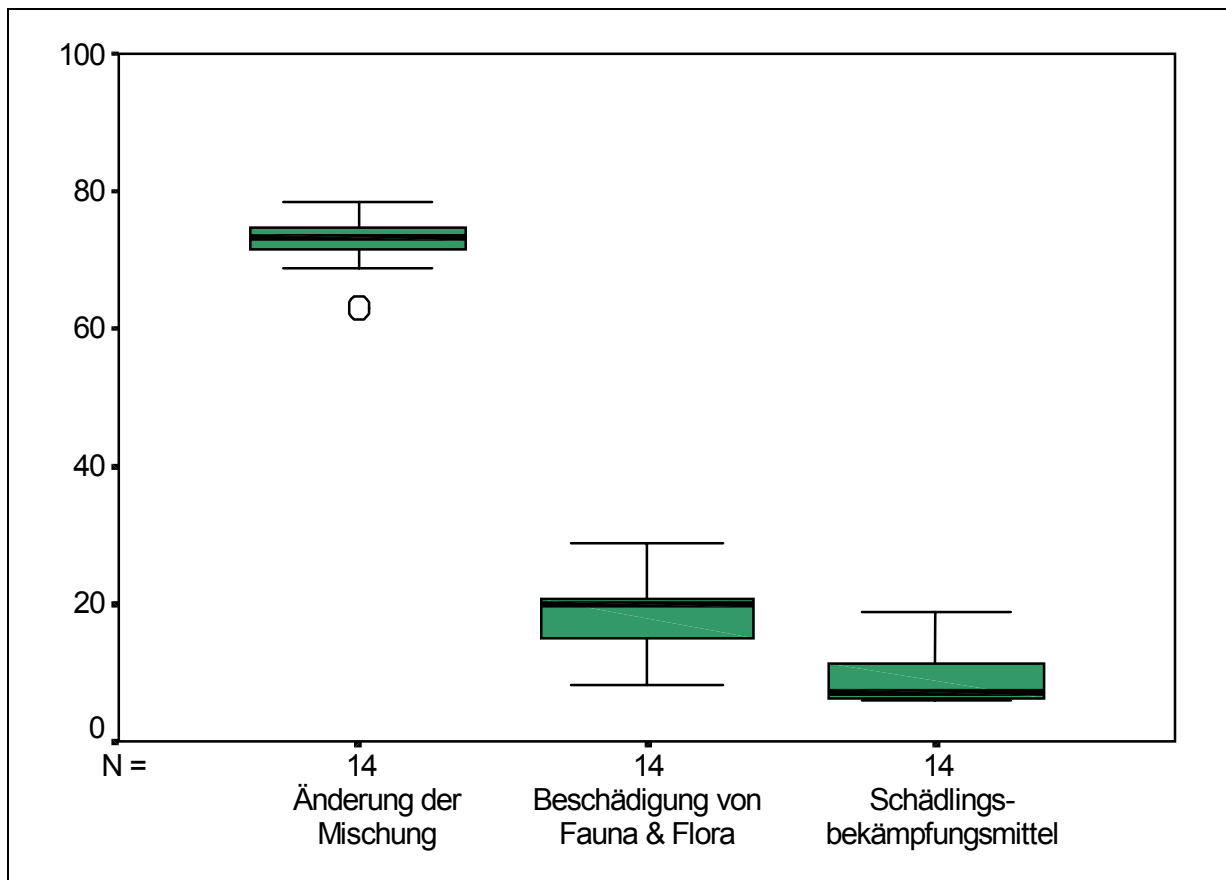
Fragestellung

Der Begriff „Veränderung des Artenspektrums“ besagt nicht, dass die anderen Wirkungskomplexe keinen Einfluss auf das Artengefüge nehmen. Vielmehr sind hier die direkten, physischen Einflüsse auf Fauna und Flora zusammengefasst.

Es wird zwischen gerichteter, selektiver Veränderung der Artenmischung (Kap. 6.3.6, 6.4.6) und ungerichteter, zufälliger Beschädigung von Fauna und Flora (Kap. 6.4.5, 6.6.4, 6.7, 6.8) unterschieden. Als dritter Subfaktor wurde die Wirkung und Bedeutung von chemischen Schädlingsbekämpfungsmitteln (Kap. 6.2.2.4, 6.4.2) ausgeschieden.

Ergebnisse

Die selektive Veränderung von Mischungsverhältnissen (Wild- und Weidetiere) wurde einhellig und deutlich als wichtigster Subfaktor bei der Veränderung des Artengefüges beurteilt.

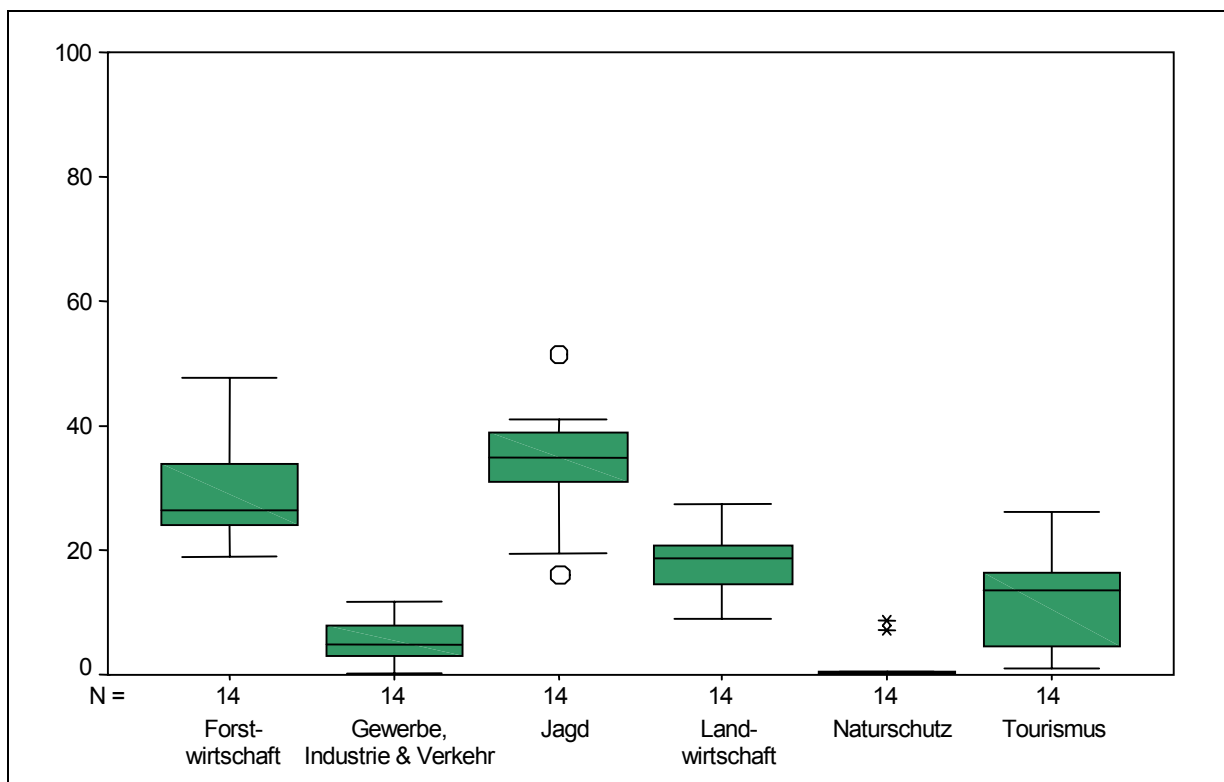


	Änderung der Mischung	Beschädigung von Fauna & Flora	Schädlingsbekämpfungsmittel
geometr. Mittel	72,7	17,1	8,3

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median

Abb. 35: Veränderung des Artenspektrums (Wirkungen).

Infolge der deutlichen Präferenz der selektiven Mischungsänderung wurden Jagd und Forstwirtschaft als die bedeutendsten Einflussgruppen bei der Veränderung des Artenspektrums ausgemacht.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	28,4	4,2	32,4	17,2	0,4	8,8

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median
 * = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 36: Veränderung des Artenspektrums (Verursacher).

Analyse

Der Veränderung von Mischungsverhältnissen durch selektiven Verbiss durch Wild- und Weidetiere wurde eine sehr hohe Bedeutung beigemessen, die Diskussion über die Wildschadensproblematik ist allseits im Gange. Es ist schwierig zu beurteilen, ob tatsächlich nur der Einfluss auf die biologische Vielfalt beurteilt oder auch der wirtschaftliche Schaden inkludiert wurde. Die wissenschaftliche Betrachtung der biologischen Vielfalt muss sich jedoch von wirtschaftlichen Ziel- und Schadensbegriffen unterscheiden.

Nach Meinung der Experten kommt der ungerichteten Beschädigung von Fauna und Flora eher wirtschaftliche als diversitätsrelevante Bedeutung zu.

Die chemische Schädlingsbekämpfung im Wald und die Nebenwirkungen des landwirtschaftlichen Pestizideinsatzes spielen eine unbedeutende Rolle.

Bei der Frage nach den Verursachern von Veränderungen des Artenspektrums ist somit das Politikfeld Wald-Wild von vorrangiger Bedeutung. Die Jagd trägt nach Meinung der Experten zu einem großen Teil als für die Regulation des Wildstandes direkt verantwortlicher Verursacher dazu bei.

Ein großer Teil der Probleme wird als von der Forstwirtschaft „hausgemacht“ beurteilt, zumal besonders hier wirtschaftliche Schäden in die Bewertung einzufließen scheinen.

Die Bedeutung der Landwirtschaft liegt lokal in der Beweidung von Waldflächen, allgemein in der Veränderung der Nahrungs- und Lebensräume durch Rationalisierung und Mechanisierung der Bewirtschaftung.

Der Tourismus erlangt seine Bedeutung durch zunehmende Störung und Zersiedelung von Lebensräumen und durch die hierdurch verstärkte Verdrängung des Wildes in Waldgebiete.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- in Zusammenhang mit der Betrachtung der biologischen Vielfalt nicht von einem Schaden (durch Wild oder Bringung) gesprochen werden sollte;
- Wildeinfluss auch diversitätsfördernd sein kann;
- Schälschäden eine positive Wirkung auf die Vielfalt in sekundären Nadelwäldern haben können;
- bei mittlerem Verbissdruck die biologische Vielfalt bei Pflanzen am höchsten ist;
- die Fauna Teil des Ökosystems ist und im Rahmen des ökosystemaren Ansatzes nicht vernachlässigt werden sollte.

7.2.9 Vergleich aller Kriterien in Bezug auf die Verursachergruppen

Im Rahmen der Expertenbefragung wurde analysiert, welcher Verursachergruppe in Bezug auf die jeweilige Wirkung der größte Einfluss oder die höchste Bedeutung zukommt. Auf der jeweils untersten Ebene des hierarchischen Baumdiagramms sind die Verursachergruppen paarweise miteinander verglichen worden. Stellt man nun alle Kriterien gegenüber, lassen sich gut die unterschiedlichen Anteile der Verursachergruppen erkennen. Dabei wird der Anteil der einzelnen Verursachergruppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für das jeweilige Kriterium auf Basis des geometrischen Mittels für alle 14 Expertenurteile – bezogen auf 100 %, gereiht nach sinkender Bedeutung für die Verursachergruppe Forstwirtschaft – dargestellt.

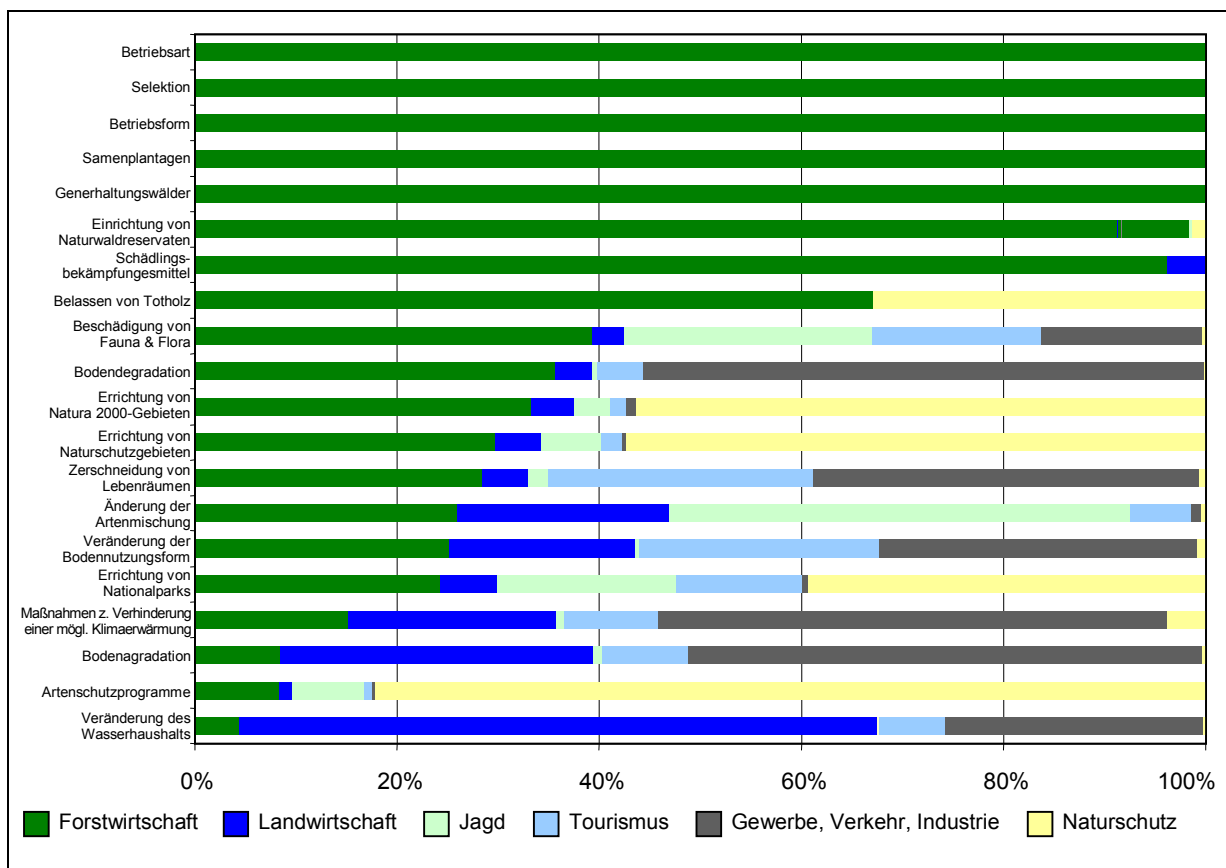


Abb. 37: Anteil der einzelnen Verursacherguppen an der Beeinflussung der biologischen Vielfalt für das jeweilige Unterkriterium (gereiht nach sinkender Bedeutung für die Verursacher-Gruppe Forstwirtschaft).

Die Forstwirtschaft hat nach Meinung der Experten erwartungsgemäß in ihren traditionellen Wirkungsbereichen (Auswahl der Betriebsform und Betriebsart, Selektion) den größten Einfluss auf die Veränderung der biologischen Vielfalt. Je nach Ausrichtung der Bewirtschaftungsform hat nach Meinung der Experten die Forstwirtschaft auch bei den biodiversitätsfördernden Maßnahmen (u. a. Bereitstellung von Totholz, Errichtung von Schutzgebieten) ein hohes Potenzial zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt. Die Jagd hat über das Unterkriterium „Entmischung“ den größten Anteil an der Veränderung des Artenspektrums (Kap. 6.2.2).

Die Verursacherguppe Gewerbe/Industrie/Verkehr hat bei den Unterkriterien „Bodendegradation“, „Bodenagradation“ (Kap. 6.5) und „Maßnahmen zur Verhinderung einer möglichen Klimaänderung“ (Kap. 6.8) den größten Anteil. Dieses Expertenurteil lässt somit unschwer die Bedeutung von Reduktionsmaßnahmen (u. a. CO₂-Emissionen) erkennen.

Auffallend ist in diesem Zusammenhang der hohe Anteil der Verursacherguppe Landwirtschaft (Kap. 6.4) beim Unterkriterium „Veränderung des Wasserhaushalts“ im Vergleich zum geringen Anteil der Forstwirtschaft. Offensichtlich wird von den Experten die Bedeutung der Landwirtschaft zur Veränderung des Wasserhaushalts im Wald bei weitem überschätzt. Wenn man lediglich die Randlinieneffekte berücksichtigt und damit versucht, die potenziell betroffene Waldfläche abzuschätzen, wird deutlich, dass hier offenbar noch Wissensdefizite bestehen. Anhand der untersuchten wissenschaftlichen Literatur konnte die Einschätzung der Experten jedenfalls nicht belegt werden.

Dem Naturschutz (Kap. 6.9) wird von den Experten in den traditionellen Handlungsfeldern (Ausweisung von Schutzgebieten, wie Natura 2000-Flächen, Nationalparks) sowie bei den aktiven Maßnahmen (Beeinflussung des Totholzmanagements und Artenschutz) eine hohe Bedeutung zugemessen.

7.3 Gesamtergebnisse der Experteninterviews

Die Experten aus Verwaltung, Interessenvertretungen, Forschung und Praxis, die zum Erhebungszeitpunkt der Studie für eine Befragung zur Verfügung standen, sollten die Bedeutung von forstlichen und nicht forstlichen Wirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen für deren Schutz und nachhaltige Nutzung ermitteln. Es sollte analysiert werden, welchen Protagonisten (Kap. 7.1.4) der größte Einfluss oder die höchste Bedeutung in Bezug auf biodiversitätsrelevante Wirkungen (Kap. 7.1.3) zukommt.

Die Ergebnisse der Expertenbefragung beruhen auf der Durchführung eines operationellen Verfahrens, welches die Hochrechnung von Einzelbeurteilungen aller Faktoren und Subfaktoren auf einen Gesamtwert, unabhängig von der Vergabe einzelner Werturteile, erlaubt. Taktische und politische Erwägungen sind somit bei der Vergabe von Werturteilen erschwert worden. Damit ist ein objektiveres Ergebnis möglich, als hätte man die Frage „Welche Protagonisten beeinflussen die Biodiversität von Waldökosystemen am meisten?“ direkt gestellt.

Als Haupteinflussfaktoren sind die Zerschneidung von Lebensräumen, die Veränderung von Stoffkreisläufen, die Veränderung der Bodennutzungsform, direkte Maßnahmen zur Veränderung des Artenspektrums, direkte Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität sowie waldbauliche Maßnahmen unterschieden worden (Kap. 7.1.3). Es ist dabei zu beachten, dass die in diesem Bericht erörterten Faktoren der Einflüsse auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen nicht die Grundlage der Einschätzungen der Experten waren, sondern deren eigener Wissensstand bzw. deren Wertschätzungen und Präferenzen Grundlage ihrer Beurteilungen waren.

Alle Wirkungen und Einflüsse auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen, die infolge verschiedenster Nutzungen entstehen, wurden auf die verschiedenen Verursacher und Protagonisten (Kap. 7.1.4) bezogen. Es wurden die Gruppen Forstwirtschaft, Gewerbe, Industrie und Verkehr, Landwirtschaft, Tourismus, Jagd sowie Naturschutz ausgeschieden.

7.3.1 Bedeutung der Wirkungskomplexe für die Beeinflussung der biologischen Vielfalt

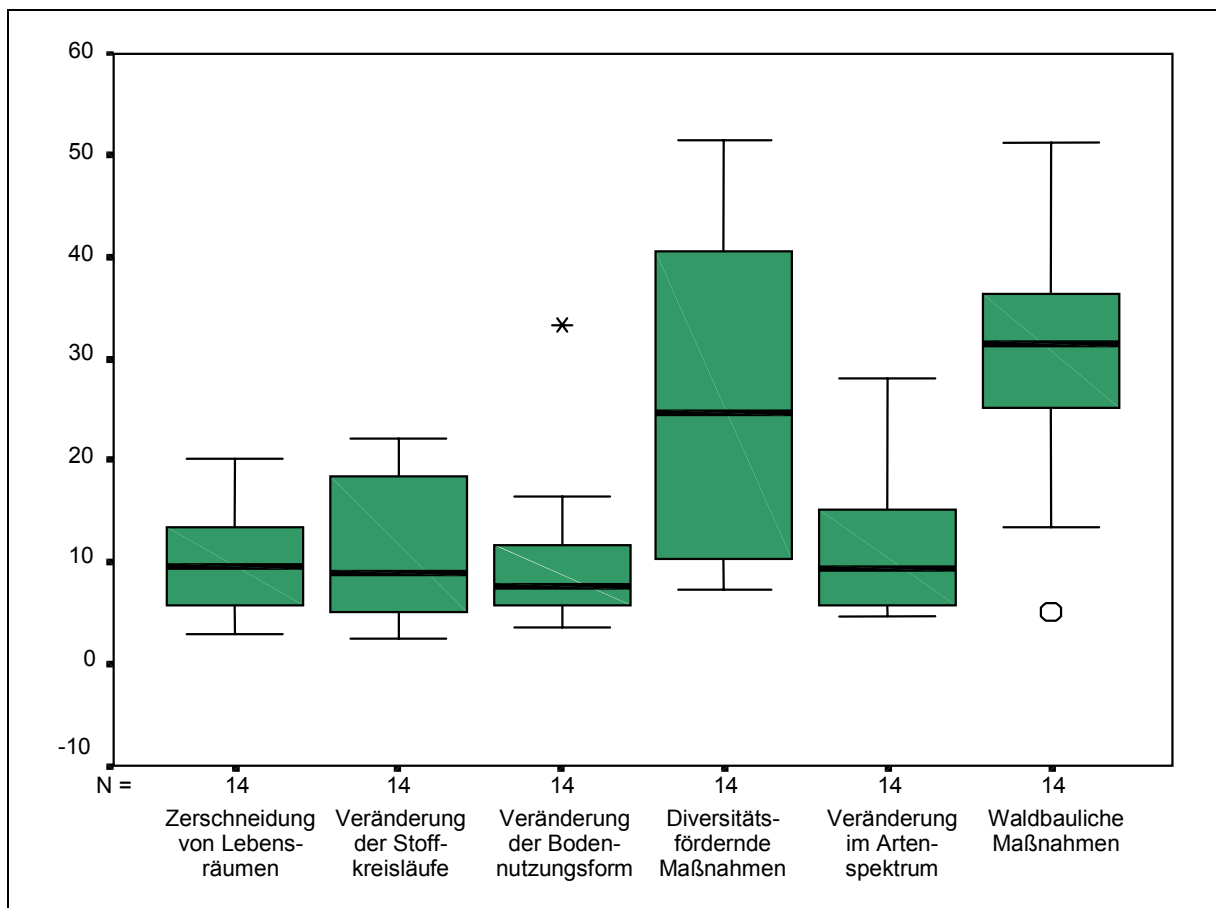
Fragestellung

Die Wirkungen auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen wurden in sechs übergeordnete Wirkungskomplexe zusammengefasst (Kap. 7.1.3) (siehe Abb. 25: „Hierarisches Baumdiagramm“). Einige Wirkungskomplexe wurden durch Subfaktoren spezifiziert und resultieren aus der Hochrechnung von deren Einzelbeurteilungen.

Die Bedeutung der einzelnen Wirkungskomplexe ist im Hinblick auf den thematischen Zusammenhang (mit den Ebenen der biologischen Organisation – Genetik, Arten/Populationen, Gemeinschaften, Lebensraum/Landschaft) sowie das räumliche (national, bioregional, lokal) und zeitliche Ausmaß in einem österreichischen Kontext zu beurteilen und zu gewichten.

Ergebnisse

Nach Einschätzung der Experten nehmen die Maßnahmen der waldbaulichen Praxis den größten Einfluss auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen. Die Möglichkeiten der diversitätsfördernden Maßnahmen haben ebenfalls einen hohen Stellenwert. Bezüglich dieser beiden Wirkungskomplexe weisen die Ergebnisse allerdings eine hohe Streuung auf.



	Zerschneidung von Lebensräumen	Veränderung der Stoffkreisläufe	Veränderung der Bodennutzungsform	Diversitätsfördernde Maßnahmen	Veränderung im Artenspektrum	Waldbauliche Maßnahmen
geometr. Mittel	8,6	8,9	8,4	20,8	9,8	27,7

o = Ausreißer: Werte liegen zwischen 75 % und 150 % unter oder über dem Median
 * = Ausreißer: Werte liegen um mehr als 150 % unter oder über dem Median

Abb. 38: Die Bedeutung der Wirkungskomplexe für die biologische Vielfalt.

Analyse

Den Möglichkeiten der waldbaulichen Maßnahmen zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt wird von den Experten größte Bedeutung eingeräumt, weil in bewirtschafteten Wäldern das gesamte Bestandesleben von der Verjüngung bis zur Endnutzung geplant und reguliert wird und die Auswahl der Betriebsform hierbei als beeinflussendes Element dominant ist (Kap. 7.2.1). Neben der Intensität der direkten Einflussnahme ist auch die flächendeckende Wirkung forstlicher Bewirtschaftung relevant. 76 % der Waldfläche sind nach der Österreichi-

schen Waldinventur (ÖWI) 1992/96 als Wirtschaftswald ausgeschieden, aber auch im Schutzwald (7 % im, 12 % außer Ertrag) werden waldbauliche Maßnahmen gesetzt. Dieses Ergebnis ist nicht dahin gehend zu interpretieren, dass waldbauliche Tätigkeit biologische Vielfalt zerstört oder gefährdet. Die Wirkung der Maßnahmen ist abhängig von den Zielsetzungen bzw. der Qualität, Quantität und Kombination der waldbaulichen Eingriffe. Das Ergebnis zeigt, dass die Waldbewirtschaftung höchste Verantwortung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen trägt.

Der Faktor der diversitätsfördernden Maßnahmen ist jener mit der größten Streuung, was in der Komplexität der Zusammensetzung begründet liegt (Kap. 7.2.5). Trotzdem ist zu erkennen, dass den Möglichkeiten zur gezielten Förderung der biologischen Vielfalt große Bedeutung und hohes Potenzial beigemessen wird. Die genaue Beurteilung und Analyse der Subfaktoren kann Kap. 7.2.5 entnommen werden.

Den übrigen Faktoren wird ähnliche, mäßige Bedeutung beigemessen. Das besagt, dass sie zwar Einfluss haben (können), dieser aber von anderen abhängt bzw. überlagert werden kann. Es kann aber auch ein Hinweis auf eine lokale Beschränkung eines Einflusses sein.

Die Zerschneidung von Lebensräumen und die Veränderung der Bodennutzungsform weisen eine gewisse Affinität auf und sind ähnlich beurteilt worden.

Die Veränderung des Artenspektrums steht im Zeichen der Wald-Wild-Diskussion und ist sicher nicht unbeeinflusst von wirtschaftlichen Schadaspekten, die unterschwellig mit einfließen (Kap. 7.2.8).

Bei der Beurteilung der Veränderung der Stoffkreisläufe tritt, wie bei den Ergebnissen ihrer Subfaktoren (Kap. 7.2.3), eine relativ breite Streuung auf und bestärkt die Annahme, dass es sich bei der Abschätzung von Eingriffen in die Prozesse der Stoffkreisläufe um eine komplexe Materie ohne verbreiteten Konsens handelt. Bemerkenswert ist, dass die Schadstoffsituation allgemein nicht so ernst gesehen wird, wie es noch vor zehn Jahren der Fall gewesen wäre.

7.3.2 Bedeutung der Verursacher und Protagonisten

Fragestellung

Alle Wirkungen und Einflüsse auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen, die infolge verschiedenster Nutzungen entstehen, sind Verursachern und Protagonisten (Kap. 7.1.4) zuzuordnen. Aus der Bewertung der Einzelfaktoren wird ein Gesamtwert errechnet.

Es wird festgestellt, ob und in welchem Ausmaß die Verursachergruppen Einfluss auf die biologische Vielfalt nehmen (können). Die Richtung der Auswirkungen – d. h. ob sich ein Einfluss positiv oder negativ auswirkt – wird nicht betrachtet, da sich fast jeder Einfluss ambivalent auswirken kann und eine Beurteilung der Ausrichtung somit von unterschiedlichen Zielsetzungen abhängt.

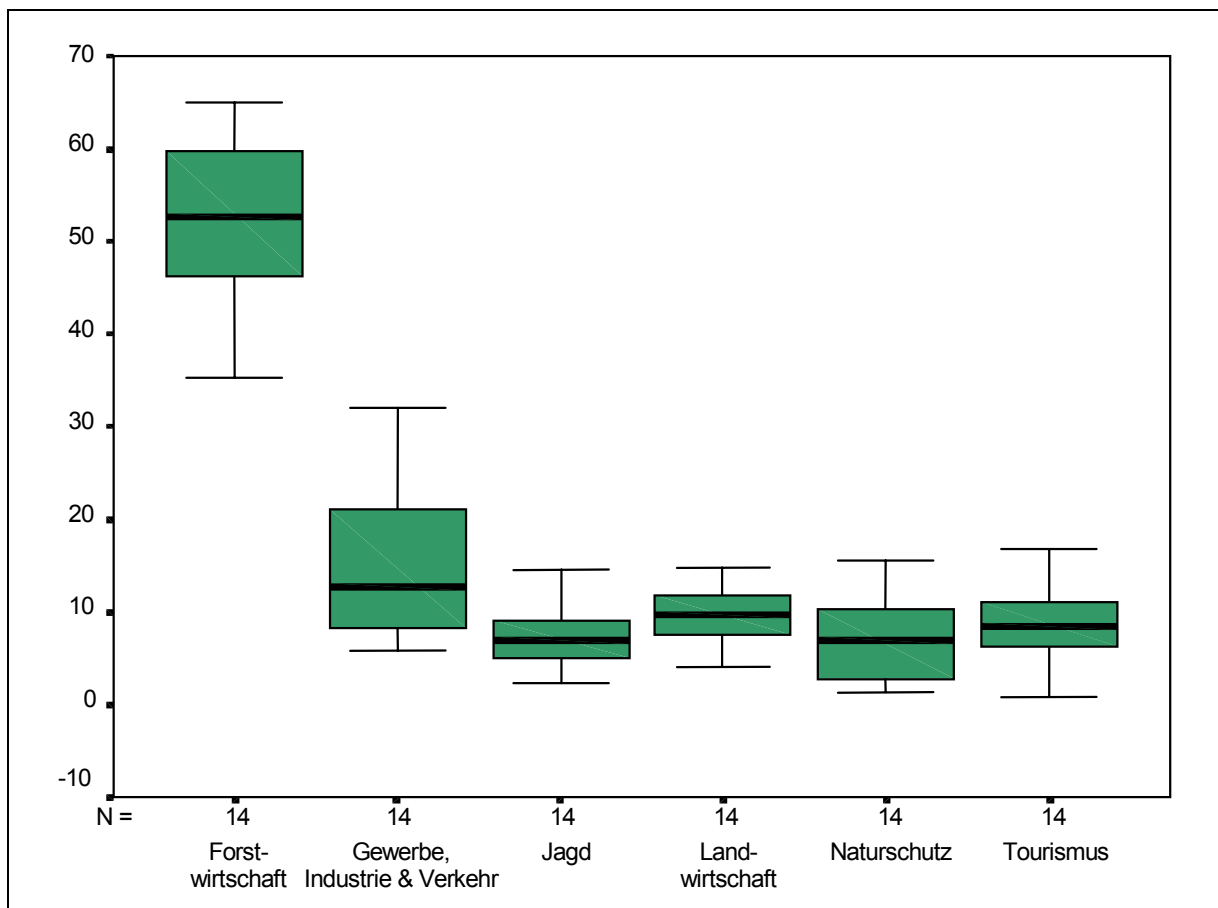
Somit kann die Aussage des Ergebnisses folgendermaßen interpretiert werden: Verursacher A hat mit einem Anteil x Einflussmöglichkeiten auf die nachhaltige Nutzung und Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen.

Folgende Einflüsse werden dabei in Betracht gezogen:

- Direkte und indirekte Einflüsse;
- Elemente aus Nutzungspraxis, Forschung und Legislative;
- Gefährdende und fördernde bzw. erhaltende Elemente.

Ergebnisse

Die Experten beurteilten die Forstwirtschaft einhellig und mit großem Abstand als wichtigste Einflussgröße auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen. Die Gruppe aus Gewerbe, Industrie und Verkehr hebt sich von den übrigen, die relativ gleich stark bewertet wurden, etwas ab.



	Forstwirtschaft	Gewerbe, Industrie & Verkehr	Jagd	Landwirtschaft	Naturschutz	Tourismus
geometr. Mittel	51,6	12,9	6,5	8,9	5,5	7,6

Abb. 39: Verursacher und Protagonisten.

Analyse

Die Forstwirtschaft wurde einhellig als die Gruppe mit dem größten Einfluss auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen identifiziert, und zwar unabhängig von der beruflichen Herkunft der Interviewpartner.

Gewerbe, Industrie und Verkehr scheinen mit großem Abstand zur Forstwirtschaft als zweitwichtigste Gruppe auf.

Landwirtschaft, Tourismus, Jagd und Naturschutz wurden relativ zueinander ähnlich hoch und insgesamt als mäßig bedeutend und einflussreich gegenüber der biologischen Vielfalt in Österreichs Waldökosystemen beurteilt.

Kommentare und Anmerkungen

Es wurde von einzelnen Experten darauf hingewiesen, dass

- der Landwirtschaft eine zusätzliche Bedeutung bei der Regelung der Servitutsansprüche zukommt;
- der Naturschutz durch professionelle Mediendarstellung eine im Vergleich zum Befragungsergebnis höhere Stellung im Bewusstsein der Bevölkerung genießt;
- andererseits die Bedeutung des Naturschutzes und seiner Stimme im Wald wegen einer starken Lobby der Forstwirtschaft gering ist;
- das hohe Bewertungsergebnis der Forstwirtschaft den Wert als Partner bei der Umsetzung von Programmen bedeuten kann.

Man kann auch den Anteil der einzelnen Verursachergruppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für die Wirkungskomplexe darstellen (Berechnungsgrundlage ist das geometrische Mittel für alle 14 Expertenurteile, bezogen auf 100 %, gereiht nach sinkender Bedeutung für die Gruppe Forstwirtschaft). Es zeigt sich auch hier, dass es die Forstwirtschaft weitgehend selbst in der Hand hat, mit den waldbaulichen und den diversitätsfördernden Maßnahmen die biologische Vielfalt in Waldökosystemen zu beeinflussen. Die Jagd scheint ihren relativ größten Anteil bei dem Wirkungskomplex "Veränderung im Artenspektrum" zu haben. Dem Naturschutz kommt erwartungsgemäß bei den "diversitätsfördernden Maßnahmen" eine hohe Bedeutung zu. Landwirtschaft, Tourismus und die Gruppe Gewerbe/Industrie/Verkehr haben keinen eindeutigen Schwerpunkt, sondern verteilen sich zu etwa gleichen Anteilen auf mehrere Wirkungskomplexe.

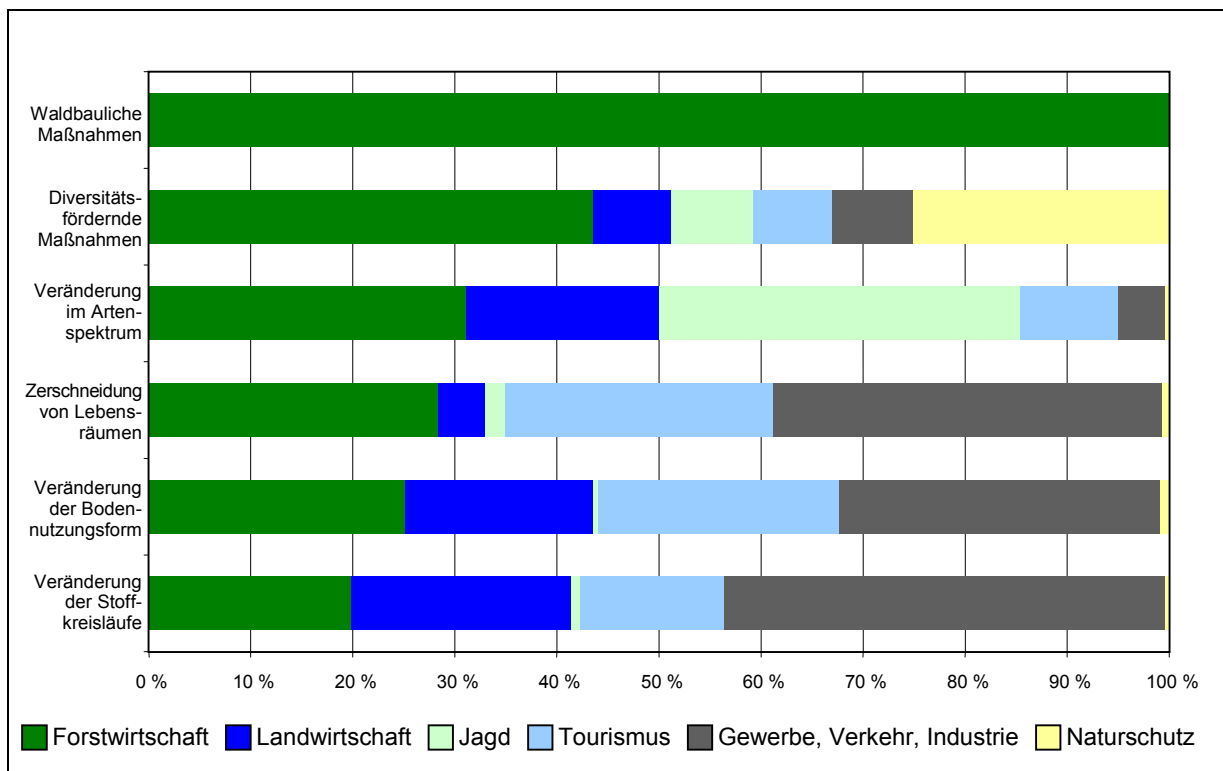


Abb. 40: Anteil der einzelnen Verursachergruppen am Einfluss auf die biologische Vielfalt für die Wirkungskomplexe (gereiht nach sinkender Bedeutung für die Gruppe Forstwirtschaft).

7.4 Interpretation und Schlussfolgerungen

Bei der Interpretation der Ergebnisse müssen thematische und methodische Aspekte sowie ein unterschiedlicher Kenntnis- und Wissensstand der Experten berücksichtigt werden.

Die Einflüsse auf die biologische Vielfalt können hinsichtlich ihres Auftretens und des aktuellen Kenntnisstandes grob in folgende Gruppen eingeteilt werden:

- Hinlänglich bekannte Einflüsse, deren Auswirkungen (auch auf die biologische Vielfalt) bekannt sind und über die auch Aussagen getroffen werden können, die nicht nur lokal gültig sind (u. a. Errichtung von Schutzgebieten).
- Faktoren, deren Einflüsse auf Wälder z. T. erforscht sind, nicht jedoch deren konkrete Auswirkung auf die biologische Vielfalt (u. a. Wirkung von Pestiziden). Die Abschätzung der Bedeutung ihres Einflusses kann daher derzeit nur auf deduktivem⁷⁶ Wege ermittelt werden. Je nach Forschungsstand und dessen Kenntnis durch die Experten können bekannte deduktive Schlüsse einbezogen werden, oder diese aufgrund persönlicher Erfahrung von den Experten selbst gewonnen werden.
- Einflüsse, die weder walddspezifisch noch speziell in Hinblick auf die biologische Vielfalt erforscht sind, deren Einfluss auf die Natur aber allgemein bekannt ist oder deren Einfluss auf bestimmte andere Ökosysteme abgeschätzt werden kann (u. a. Veränderung der Bodennutzungsform). In diesen Fällen ist ein zweifach deduktiver Schritt notwendig, der fast immer von den Experten im Rahmen der Beurteilung vorgenommen werden muss, wodurch sich deren Freiheitsgrade erhöhen.
- Einflüsse, deren zukünftige (potenzielle) Auswirkungen im Ausmaß unbekannt sind und nur mittels Szenarien, nicht aber durch empirische Angaben dargestellt werden können (u. a. Veränderung der Stoffkreisläufe). Hier fließen die persönlichen Meinungen und Paradigmen der Experten am stärksten ein.

Je näher ein Beurteilungskriterium zu der zuletzt angeführten Gruppe tendiert, desto schwieriger wird die Vergabe von Präferenzwerten durch den Experten. Es kann dabei teilweise zu einer undifferenzierten Vergabe von Präferenzwerten kommen. Der Experte wird seine Unsicherheit bei der Präferenzierung eines bestimmten Kriteriums durch die Vergabe von gleich hohen Präferenzwerten auszugleichen versuchen. Die Vergabe von gleich hohen Präferenzwerten ist daher nicht immer mit einer gleich hohen Bedeutung gleichzusetzen.

Die Schwierigkeiten bei der Beurteilung und Interpretation ergeben sich aus der oft nur bedingten Vergleichbarkeit der Einflüsse der verschiedenen Gruppen.

Diese Problematik konkurriert jedoch insofern nicht oder nur z. T. mit der Zielsetzung der Studie, da die Kristallisation von Handlungsfeldern und -schwerpunkten eine wesentliche Aufgabe der Befragung war. Ziel der Befragung war nur bedingt eine empirische, sondern vor allem eine qualitative Abschätzung durch Relativvergleiche. Aus den deduktiven Schlüssen der Experten könnten daher durchaus auch Forschungsansätze, zumindest aber eine Dokumentation möglicher Herangehensweisen an die Thematik gewonnen werden.

Darüber hinaus verursachten vor allem die aus Praktikabilitätsgründen vorgenommenen Abstraktionen Probleme, d. h., die Zusammenfassung von thematischen, räumlichen und zeitlichen Ebenen.

Wissensunterschiede werden, soweit vorhanden, auf den unteren Ebenen des Beurteilungsbaumes offensichtlich, je nach Fachgebiet und Erfahrungen des einzelnen Experten.

In die Beurteilung der obersten Ebene fließen zu den konkreten Überlegungen der zugewiesenen untergeordneten Ebenen auch Aspekte der gegenwärtigen öffentlichen Diskussion ein. Schlagworte wie Wildverbiss oder Bodenfruchtbarkeit im Allgemeinen sind breiter thematisiert als detaillierte Einzel- bzw. Unterfaktoren.

⁷⁶ Deduktion: Herleitung des Besonderen aus dem Allgemeinen.

Daraus folgt, dass tatsächlich bestehende Wissensunterschiede – nicht jeder Experte ist über die laufende Forschung in allen Teilbereichen bis ins Letzte informiert und jeder hat seine Schwerpunkte – durch die Möglichkeit einer übergeordneten Beurteilung z. T. wieder abgefedert werden.

Prinzipiell wurde versucht, durch die Vorgabe eines standardisierten Fragenkatalogs mit einer einleitenden Erläuterung von einem gemeinsamen Ausgangspunkt an die Thematik heranzugehen.

Bei einigen Beurteilungskriterien zeigten sich stark divergierende Ergebnisse, was ein Hinweis darauf sein könnte, dass es auf diesem Gebiet in Praxis, Wissenschaft und Forschung noch keinen Konsens über Bedeutung und Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen gibt. Ein weiteres Indiz dafür ist, dass vielfach allgemeine Umweltproblematiken a priori für Einflüsse auf die Biodiversität im Wald verantwortlich gemacht werden.

Zum einen bereite die Beurteilung der klimawirksamen Maßnahmen aufgrund der Unsicherheit über Ausmaß und Auswirkung einer möglichen globalen Klimaänderung, der Unsicherheit über Einflussmöglichkeiten auf den Verlauf einer Klimaänderung und ihrer Auswirkungen sowie der Diskrepanz zwischen der Notwendigkeit von Maßnahmen und ihrer tatsächlichen Umsetzung Schwierigkeiten bei der Vergabe von Werturteilen. Zum anderen weist die unterschiedliche Beurteilung der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen durch die Veränderungen der Stoffkreisläufe auf die scheinbar großen Wissensunterschiede hin. Diese Interpretation wird auch dadurch bestätigt, dass zu dieser Thematik sehr unterschiedliche Untersuchungen und Interpretationen in der Literatur zu finden sind.

Möglicherweise haben auch die auftretenden Symptome und die Semantik der Bezeichnungen der Einflüsse einen Einfluss auf die Bewertung gehabt:

- Während Degradation (Bodenabtrag, Verhagerung etc.) sehr deutlich und z. T. dramatisch sichtbar wird, sind der Prozess der Agradation und eine nitrophile Veränderung der biologischen Vielfalt sehr schleichend und subtil. Die Veränderung des Wasserhaushalts ist ebenfalls nur indirekt über Sekundärmerkmale feststellbar.
- Der Beurteilung der räumlichen Ebene der biologischen Vielfalt kommt an dieser Stelle eine zentrale Bedeutung zu. Vor allem Degradationserscheinungen haben einen starken lokalen bis regionalen Bezug, Agradationserscheinungen treten zumeist nur mit überregionalem Bezug auf. Dieser Umstand wurde von den Experten allerdings sehr unterschiedlich mit einbezogen.
- Da die Vergabe von Präferenzwerten auch sehr stark von der eigenen „Wertvorstellung“ abhängt, kommt in diesem Zusammenhang auch den unterschiedlichen Assoziationen zu den Begriffen verstärkte Bedeutung zu:
 - **Degradation:** ist eher negativ besetzt, im Sinne von „etwas entwerten“; der Begriff ist durch die Waldsterbensdebatte und die auftretenden Säureeinträge relativ gut thematisiert.
 - **Wasserhaushalt:** der Wortlaut ist neutral, der Begriff ist aber durch Problemfelder nichtforstlicher Bereiche (z. B. Landwirtschaft) negativ besetzt.
 - **Agradation:** der Wortlaut ist eher positiv im Sinne von „etwas zufügen“; mit dem Begriff wird zumeist verstärktes Wachstum assoziiert. Die Bedeutung einer flächendeckenden Veränderung der Zusammensetzung der biologischen Vielfalt ist daher von der Zielsetzung abhängig.

Die breite Streuung bei der Bewertung der diversitätsfördernden Maßnahmen ist durch den unterschiedlichen Kenntnisstand der Befragten zu erklären. Besondere Probleme ergeben sich bei der Beurteilung der einzelnen Unterfaktoren, da die Ausprägungen der thematischen, räumlichen und zeitlichen Ebenen unterschiedlich relevant eingeschätzt bzw. unbe-

kannt sind. Bei der Befragung sollte dem Gefühl, „Äpfel und Birnen“ miteinander zu vergleichen, mit dem Hinweis auf die methodische Umsetzung (Vergabe von Präferenzen) entgegen werden (z. B. „Wie würden Sie sich im Falle beschränkter Ressourcen entscheiden?“).

Die Ergebnisse können somit einerseits darauf hinweisen, dass es nicht gelungen ist, die Bedeutung von Präferenzen zu vermitteln bzw. die Faktoren vergleichbar erscheinen zu lassen. Andererseits zeigt die Streuung auch, dass kein Konsens besteht, wo die Hebel zum Schutz der biologischen Vielfalt besonders effizient anzusetzen sind bzw. welche Maßnahmen nur marginal (lokal, ineffizient) wirken können.

Hinsichtlich der Vergleichbarkeit verschiedener Schutzgebietskategorien ist festzustellen, dass sich Schutzgebiete von naturschutzfachlicher Bedeutung wesentlich nach Schutzstatus, Schutzziel, Größe, Repräsentativität und tatsächlicher Bedeutung für Waldgebiete unterscheiden. Daher ergibt sich ein völlig uneinheitliches Bild des Naturschutzes in Form von Schutzgebieten und ein nur marginales Bild im Sinne eines flächendeckenden Waldschutzes.

Es liegen unterschiedliche rechtliche Grundvoraussetzungen für die einzelnen Schutzgebiete vor, was auch Einfluss auf die Einschränkungs- bzw. Sanktions-Instrumente hat. Abgesehen von Naturwaldreservaten und Nationalparks (exkl. Natura 2000) gibt es keine genaue Angaben über Waldanteile (vgl. COST E4), geschweige denn eine Defizitanalyse hinsichtlich der Wirksamkeit von Schutzgebieten zum Schutz von Waldgebieten im Allgemeinen bzw. ihrer biologischen Vielfalt im Speziellen.

Damit ist die Bedeutung von Schutzgebieten für die biologische Vielfalt von Waldökosystemen unterschiedlich zu beurteilen. Um eine vergleichbare Basis zu schaffen ergeben sich daher folgende Handlungsfelder⁷⁷:

- Definition und Aufnahme der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen in die Schutzziele von Schutzgebieten.
- Vereinheitlichung der Rechtsgrundlagen.
- Defizitanalyse hinsichtlich Waldschutzgebiete und biologische Vielfalt in allen Schutzgebietstypen.
- Funktionale Erweiterung bestehender Kartierungssysteme, z. B. um den Faktor „Rahmenbedingungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt“, oder z. B. Erweiterung des Waldentwicklungsplanes um die Funktion „biologische Vielfalt“.
- Notwendigkeit zur Verknüpfung verschiedener Inventur- und Kartierungsinitiativen.

Darauf basierend könnte die landesweite Bewertung und Darstellung der Leistungen der einzelnen Schutzgebietstypen zur Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen erfolgen. In Hinblick darauf könnten sich Maßnahmen zur Erhaltung und nachhaltigen Förderung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen auf die „wichtigsten“ Schutzgebiete beschränken. In diesem Zusammenhang bleibt daher die Wirksamkeit des Natura 2000-Netzwerkes hinsichtlich seiner Bedeutung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Wäldern in Ermangelung entsprechender Beurteilungsgrundlagen abzuwarten.

Die Ergebnisse der Experteninterviews sind dahin gehend zu interpretieren, dass sie Verantwortlichkeiten zu verschiedenen Problemkreisen des Schutzes und der Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen aufzeigen und beleuchten. Schwerpunkte und Handlungsfelder, an denen die einzelnen Akteure beteiligt sind, liefern somit geeignete Ansatzpunkte, um eine adaptive und integrative Erhaltung, Förderung und Nutzung der biologischen Vielfalt in Österreichs Wäldern gewährleisten zu können.

⁷⁷ Diesbezügliche Bestrebungen werden derzeit im Rahmen der COST-Aktion E 27 „Protected Forest Areas in Europe – Analysis and Harmonization“ verfolgt. Bezüglich weiterer Vorarbeiten siehe auch: UMWELTBUNDESAMT (2001c): WaldNaturSchutz. Workshop zum Thema „Geschützte Wälder“ in Österreich, 6. Sept. 2000, Wien. Conference Papers Vol. 29. Umweltbundesamt, Wien.

Die subjektive Dimension der Befragung ist insofern nicht zu vernachlässigen, als der konkrete Schutz der biologischen Vielfalt nicht nur von wissenschaftlichen Erkenntnissen, sondern in letzter Konsequenz auch von den Werturteilen und Paradigmen der politischen und wissenschaftlichen Akteure abhängig ist. Angesichts der (naturgemäßen) Subjektivität der Präferenzwerte soll auf die Bedeutung der Ergebnisse und deren Interpretation für einen initialisierten bzw. erweiterten Meinungsbildungsprozess hingewiesen werden.

Allgemein muss festgehalten werden, dass eine spezifischere Forschung im Bereich der biologischen Vielfalt sich im Initialstadium befindet bzw. bereits angelaufen ist, konkrete Ergebnisse aber erst für wenige Detailfragen vorhanden sind. Zum großen Teil werden von allgemeinen naturschutzfachlichen Erkenntnissen Schlüsse auf die biologische Vielfalt gezogen ohne eine lösungsorientierte Forschung zu betreiben. Eine verstärkte Zusammenarbeit der verschiedenen Interessen- und Nutzergruppen durch interdisziplinäre Forschung, Monitoring, Controlling und Analyse kann diese Defizite beseitigen (Kap. 7.1.4). Daraus folgt auch eine abgestimmte Informationsarbeit: der Informationssuchende soll nicht das Gefühl haben, er müsse sich einer „ideologischen“ Richtung anschließen, um die Thematik beurteilen zu können. Die Diskussion und Forschung über biologische Vielfalt muss über eine bloße „Verschlagwortung“ der Thematik hinausgehen und hin zu einer konkreten Besetzung mit Inhalten führen. Ohne dieser Versachlichung ist der Forschungsbedarf nicht eindeutig definierbar oder Themen, die als „bekannt“ definiert sind (vgl. Bewertung der Landwirtschaft bei der Veränderung des Wasserhaushalts von Waldökosystemen), verdecken den Blick auf wichtigere Forschungsfragen.

Besonders für die forstliche Praxis wäre eine Abklärung der Zielsetzungen bei der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt bzw. die Spezifizierung allgemeiner Richtlinien und die eindeutige Abgrenzung der Handlungsfelder für die Beurteilung von Einflüssen von großem Wert. In diesem Zusammenhang sei auch darauf hingewiesen, dass die Abklärung der Bedeutung von thematischer, räumlicher und zeitlicher Ebene von den Autoren als wesentlich erachtet wird.

In der Ausrichtung der Forschungsaktivitäten fällt außerdem eine sehr stark flora-bezogene Herangehensweise an die Thematik auf, was auf die Orientierung am Nutzungsgedanken zurückzuführen ist. Die zum Teil mangelnde Erforschung faunistischer Aspekte lässt daher einen Forschungsbedarf bei der Ermittlung der Einflüsse auf die biologische Vielfalt der Fauna vermuten.

Die Frage, ob mehr Forschungs- oder mehr Informationsbedarf besteht, ist aber nicht eindeutig zu beantworten. Eine bessere Vernetzung von Forschungsergebnissen sowie die Verbesserung der Informationskette würde den bestehenden Informationsmangel und die Duplizierung von Forschungsansätzen reduzieren. Eine Konzentration der Forschungsaktivitäten auf die wesentlichen Wissenslücken wäre damit möglich (Kap. 10).

7.5 Zusammenfassung

Um die wesentlichen **Verursacherguppen** und **Wirkungskomplexe** der direkten und indirekten menschlichen Einflüsse auf die biologische Vielfalt des österreichischen Waldes, die in Kap. 6 aus grundsätzlicher Sicht dargestellt wurden, identifizieren und deren Biodiversitätsrelevanz gewichten zu können, wurde eine **Expertenbefragung** (n = 14) durchgeführt. Das Ziel bildete eine qualitative Abschätzung der relevanten anthropogenen Einflussgrößen durch paarweise Relativvergleiche. Die Ergebnisse korrespondieren weitgehend mit den Befunden aus Kap. 6. Aus den Ergebnissen lassen sich weiters indirekte Schlüsse auf den gegenwärtigen Status quo des waldbezogenen Biodiversitätsschutzes in Österreich in Forschung und Praxis, unterschiedliche Wissensstände, mögliche Problemzugänge sowie noch konsensbedürftige Problemfelder ziehen. Eine wesentliche Aufgabe war die Beleuchtung von Verantwortlichkeiten und die Kristallisation von Handlungsfeldern und -schwerpunkten.

Unter den bewerteten **Wirkungskomplexen** wurde von den Experten **Maßnahmen der waldbaulichen Praxis** sowie **diversitätsfördernden Maßnahmen**, v. a. jenen von Naturschutz und Forstwirtschaft, der größte Einfluss auf die Biodiversität zugesprochen.

Waldbauliche Maßnahmen wurden von den Experten am höchsten bewertet, weil in bewirtschafteten Wäldern das gesamte Bestandesleben durch Maßnahmen der Verjüngung bis zur Endnutzung geprägt wird, wobei die Wahl der Betriebsform das dominante Element bildet. Auch die Flächenwirksamkeit der forstlichen Bewirtschaftung ist hierbei relevant: 76 % der österreichischen Waldfläche sind als Wirtschaftswald ausgewiesen, aber auch im Schutzwald werden waldbauliche Maßnahmen gesetzt.

Der Einflussfaktor der **diversitätsfördernden Maßnahmen** ist hinsichtlich der Zuordnung zu den einzelnen Verursacherguppen heterogener zusammengesetzt, jedoch wird auch hier der Forstwirtschaft, gefolgt vom Naturschutz, die größte Einflussmöglichkeit zugewiesen. Den anderen Wirkungskomplexen wird ähnlich große, mäßige Bedeutung beigemessen.

Hinsichtlich der **Einflussgruppen** sprachen die Experten der Akteursgruppe **Forstwirtschaft** das größte Potenzial zur Beeinflussung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen zu, und zwar unabhängig von der beruflichen Herkunft der Interviewpartner. Grundsätzlich kann sich die Wirkung forstlicher Maßnahmen sowohl positiv als auch negativ auf die Erhaltung der Biodiversität auswirken und ist abhängig von den Zielsetzungen bzw. der Qualität, Quantität und Kombination der jeweiligen Eingriffe.

Mit bereits deutlichem Abstand wurde die Einflussgruppe **Gewerbe, Industrie und Verkehr** an zweiter Stelle gereiht. Mit geringem Abstand dazu folgen jeweils **Jagd, Landwirtschaft, Tourismus** und **Naturschutz**, die relativ zueinander ähnlich hoch und insgesamt als mäßig einflussreich beurteilt wurden. Obwohl die Gesamtbedeutung dieser einzelnen Protagonisten jeweils relativ gering ist, wurden die Ursachen für die Beeinflussung durchaus unterschiedlich gewichtet.

Die hohe Bedeutung der **Forstwirtschaft** gründet sich v. a. darauf, dass sie die für die Planung und Durchführung von *Maßnahmen der waldbaulichen Praxis*, d. h. des Wirkungskomplexes mit dem größten Gesamteinfluss, allein verantwortliche Nutzergruppe ist. Hierunter fallen vor allem:

- die Wahl der Betriebsform⁷⁸;
- die Wahl der Betriebsart⁷⁹;

⁷⁸ Häufig verwendet zur weiteren Unterteilung der Betriebsarten. Die Betriebsform ist bestimmt durch Baumarten, Hiebsart, Schlagform und Produktionsziel, z. B. schlagweiser Hochwald oder Plenterwald.

⁷⁹ Waldbaumethode zur Begründung, Pflege, Ernte und Verjüngung von Beständen nach allgemeinen waldbaulichen Grundregeln, die zur Bildung von typischen, für die Betriebsart spezifischen, von der Verjüngung geprägten Aufbauformen des Waldes führen (Hoch-, Mittel-, Niederwald).

- selektive-Eingriffe (Jungwuchs- und Dickungspflege, Läuterung, Durchforstung).

Innerhalb des zweitwichtigsten Wirkungskomplexes der *diversitätsfördernden Maßnahmen* besitzt die Forstwirtschaft den befragten Experten zufolge ebenfalls den relativ größten Einfluss auf die biologische Vielfalt. Als Maßnahmen mit hohem Einflusspotenzial wurden hierbei genannt:

- Einrichtung und Gestaltung von Naturwaldreservaten und naturschutzrechtlichen Schutzgebieten;
- Belassen von Totholz;
- Teilnahme an Artenschutz- und Generhaltungsprogrammen (Samenplantagen, Generhaltungswälder).

Weitere Einflussfaktoren, an denen der Forstwirtschaft relativ zu den anderen Gruppen ein bedeutender Anteil zugesprochen wurde, sind:

- Lebensraumzerschneidung durch Anlage von Forststraßen und Bringungseinrichtungen;
- Bodennutzungsänderungen durch Erstaufforstungen und/oder Zulassen von Wiederbewaldung;
- Mitverursachung von Veränderungen des Artenspektrums infolge wildbedingter Entmischungerscheinungen (Wildschadenanfälligkeit von Wäldern);
- Vorsorgende Anpassungsmaßnahmen gegen eine mögliche Klimaänderung;
- Bodenverdichtung und -verwundung sowie direkte Vegetationsschäden bei der Holzernte.

Bei manchen Wirkungen bleibt unklar, inwieweit wirtschaftlich ausgelegte Schadensbegriffe in die Bewertung mit einfließen (z. B. Wild- und Bringungsschäden).

Die zweiteinflussreichste Verursacherguppe **Gewerbe, Industrie und Verkehr** wurde bei den Wirkungskomplexen *Beeinflussung von natürlichen Stoffkreisläufen*, *Lebensraumzerschneidung* und *Veränderung der Bodennutzungsform* als am bedeutendsten für die biologische Vielfalt von Waldökosystemen beurteilt. Die Schwerpunkte liegen im Einzelnen bei den Faktoren:

- Stoffeinträge in Ökosysteme;
- Maßnahmen gegen eine mögliche Klimaänderung durch Reduktion treibhauseffektiver Emissionen;
- Zerschneidung von Lebensräumen, v. a. durch Verkehrsinfrastruktur;
- Verluste von Waldflächen durch Umwidmung und Rodung (Gewerbe- und Industriegebiete, Infrastrukturanlagen, Siedlungseinrichtungen);
- Störung des Wasserhaushalts in Auwaldgebieten durch Kraftwerksbau.

Der Einfluss von **Schalenwild** bzw. der **Jagd** auf die biologische Vielfalt von Wäldern erfolgt v. a. über den Wirkungskomplex der *Veränderung des Artenspektrums*. Hier besitzt die Jagd über den Mechanismus der Artenentmischung durch selektiven Schalenwild-Verbiss den größten Anteil aller Protagonisten, aber auch Veränderungen des Konkurrenzgefüges unter Wildtierarten durch (unterschiedlich intensive) jagdliche Bewirtschaftung oder Ausbringung nicht autochthoner jagdbarer Arten sind zu nennen. Mögliche jagdliche Ursachen für regional überhöhte Wildbestände können umfassen:

- Abschussplanung und -gestaltung;
- Fütterung, Hege;
- in früheren Zeiten erfolgte Ausrottung natürlicher Feinde.

Auch hier mag bei der Bewertung eine ungenügende Abgrenzung von wirtschaftlichen und ökologischen Schadensbegriffen eine Rolle gespielt haben. Auf die Bedeutung außerjagdlicher Einflussfaktoren, wie eingeengte Wildtierlebensräume, suboptimales Äsungsangebot

und die Wildschadenanfälligkeit von Wäldern, wird an anderer Stelle hingewiesen (Kap. 6.3, 7.2.8). Die Jagd vermag aber auch über die Teilnahmen an Artenschutzprogrammen in begrenztem Ausmaß zu *diversitätsfördernden Maßnahmen* beizutragen. Da dies die beiden einzigen Wirkungskomplexe sind, an denen Schalenwild und Jagd nennenswerten Anteil besitzen, mag dies zum Gutteil die mäßig bedeutende Gesamtbewertung erklären.

Die **Landwirtschaft** nimmt v. a. durch die *Veränderung natürlicher Stoffkreisläufe*, die *Veränderung des Artenspektrums* und die *Änderung der Bodennutzungsform* Einfluss auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen. Sie kann aber durch *diversitätsfördernde Maßnahmen* auch Beiträge zur aktiven Erhaltung der Biodiversität von Wäldern leisten. Im Einzelfall können folgende Wirkungen unterschieden werden:

- Stickstoffeinträge über Atmosphäre und Grundwasser;
- Veränderung des Grundwasserhaushalts durch Be- und Entwässerung;
- Veränderung von Nahrungs- und Lebensräumen;
- Bodennutzungsänderung durch Erstaufforstung und Wiederbewaldung von Brach- und Grenzertragsflächen;
- Waldweide;
- Produktion von Treibhausgasen;
- Lebensraumverbesserung, Schaffung von Äsungs- und Deckungsflächen (Feldraine, Brachen, Gehölzinseln), Einbringung von Flächen in Schutzgebiete und -programme.

Der **Tourismus** übt v. a. durch die *Zerschneidung von Lebensräumen* und die *Änderung der Bodennutzungsform* Einfluss aus, wobei viele Einwirkungen v. a. lokal konzentriert in touristischen Schwerpunktgebieten auftreten. Es können dabei durch den Tourismus verursachte Wirkungen singular oder in Überlagerung mit anderen Verursachern auftreten:

- Zerschneidung durch touristische Infra- und Suprastruktur;
- Touristisch induzierter An-, Abreise- und Ausflugsverkehr;
- Störung von Lebensräumen und Wildtierpopulationen durch Sport- und Freizeitaktivitäten;
- Verluste von Waldflächen für lokal oft flächenintensive touristische Infrastruktur;
- Stoffeinträge, Abfallablagerung, Bodenverwundung;
- Lokale Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch künstliche Beschneigung.

Unter **Naturschutz** sind sowohl die Aktivitäten der Landesnaturschutzbehörden und NGOs als auch jene der einzelnen Nutzergruppen zusammengefasst. Der Naturschutz hat seinen Einflusssschwerpunkt bei den *diversitätsfördernden Maßnahmen*, wo er hinter der Forstwirtschaft rangiert und gestaltende, legislative und verwaltende Aufgaben wahrnimmt. Weil er in den anderen Bereichen oft nur als das „Zünglein an der Waage“ in seiner Funktion für Bewusstseinsbildung, Anregung und Kritik gesehen wird, fällt er im Gesamtergebnis etwas ab. Als relevante Einflussmöglichkeiten des Naturschutzes wurden gewertet:

- Artenschutz;
- Einrichtung und Management von Schutzgebieten aller Kategorien (Lebensraumschutz);
- Totholzmanagement (Naturschutz auf der Wirtschaftsfläche).

Das Bewertungsergebnis der Experten zeigt, dass die **Forstwirtschaft** das größte Einflusspotenzial und damit hohe Verantwortung für Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen besitzt. Die ebenfalls hohe Gewichtung von Gewerbe, Industrie und Verkehr sowie die zueinander ähnlich hoch eingeschätzte Relevanz der übrigen Protagonisten machen jedoch klar, dass **bedeutende Anstrengungen aller Verursachergruppen** erforderlich sind, um die Erhaltung der biologischen Vielfalt gewährleisten zu können. Dies wird insbesondere bei Betrachtung der Detailergebnisse deutlich, die zeigen, dass bei vier von sechs Wirkungskomplexen nicht-forstwirtschaftliche Nutzergruppen am stärksten gewichtet wurden, und dass bei fünf Wirkungskomplexen die summierten Einflüsse der anderen Gruppen den Einfluss der Forstwirtschaft überwiegen.

Bei einigen Beurteilungskriterien zeigten sich stark divergierende Ergebnisse, was ein Hinweis darauf sein könnte, dass es auf diesen Gebieten in Praxis, Wissenschaft und Forschung noch keinen Konsens über Bedeutung und Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen gibt. Ein weiteres Indiz dafür ist, dass vielfach allgemeine Umweltproblematiken a priori für Einflüsse auf die Biodiversität im Wald verantwortlich gemacht werden.

Die Beurteilung der *klimawirksamen Maßnahmen* bereite aufgrund der Unsicherheit über Ausmaß und Auswirkung einer möglichen globalen Klimaänderung, der Unsicherheit über Einflussmöglichkeiten auf den Verlauf einer Klimaänderung und ihrer Auswirkungen sowie der Diskrepanz zwischen der Notwendigkeit von Maßnahmen und ihrer tatsächlichen Umsetzung Schwierigkeiten bei der Vergabe von Werturteilen. Die unterschiedliche Beurteilung der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen durch *Veränderungen der Stoffkreisläufe* weist auf offenbar große Wissensunterschiede, aber auch auf die teils sehr unterschiedliche Meinungen in der Literatur hin. Die breite Streuung bei der Bewertung der *diversitätsfördernden Maßnahmen* ist durch den unterschiedlichen Kenntnisstand der Befragten zu erklären, zeigt aber auch, dass teils wenig Konsens besteht, wo die Hebel zum Schutz der biologischen Vielfalt besonders effizient anzusetzen sind bzw. welche Maßnahmen nur marginal (lokal, ineffizient) wirken können. Da sich die einzelnen Schutzgebietskategorien wesentlich nach rechtlichem Schutzstatus, Schutzziel, Größe, Repräsentativität und tatsächlicher Bedeutung für Waldgebiete unterscheiden und daher nur bedingt vergleichbar sind, ergibt sich hier ein völlig uneinheitliches Bild des Naturschutzes und ein nur marginales Bild im Sinne eines flächendeckenden Waldschutzes.

Die Bedeutung der Befragungsergebnisse und deren Interpretation liegt auch in der Initiierung eines Meinungsbildungsprozesses und der Förderung des *Problembewusstseins*, da der Schutz der biologischen Vielfalt nicht nur von wissenschaftlichen Erkenntnissen abhängt, sondern in letzter Konsequenz auch von den subjektiven Werturteilen und Paradigmen der politischen und wissenschaftlichen Akteure.

Trotz anlaufender Forschungsaktivitäten werden gegenwärtig noch zum großen Teil von allgemeinen naturschutzfachlichen Erkenntnissen Schlüsse auf die biologische Vielfalt gezogen, ohne eine lösungsorientierte Forschung zu betreiben. Eine verstärkte Zusammenarbeit der verschiedenen Interessen- und Nutzergruppen durch interdisziplinäre Forschung, Monitoring, Controlling und Analyse kann diese Defizite verringern. Die Diskussion und Forschung über biologische Vielfalt muss über eine bloße „Verschlagwortung“ der Thematik hinausgehen und hin zu einer konkreten Besetzung mit Inhalten führen. Die stark vegetationsbezogene Ausrichtung der Forschungsaktivitäten lässt Forschungsbedarf bei der Ermittlung der Einflüsse auf die biologische Vielfalt der Fauna vermuten.

Aus den Befragungsergebnissen lässt sich ableiten, dass sowohl *Forschungsbedarf* als auch *Informationsbedarf*, z. B. zwischen unterschiedlichen Fachgebieten und wissenschaftlichen Disziplinen, besteht. Eine bessere Vernetzung von Forschungsergebnissen sowie die Verbesserung der Informationskette könnte helfen, bestehende Informationsmängel und eine eventuelle Duplizierung von Forschungsansätzen zu reduzieren (Kap. 10).

8 RECHTLICHE ASPEKTE

8.1 Internationale Verpflichtungen und Prozesse

Internationale Verpflichtungen mit Bezug auf Wälder und auch deren biologischer Vielfalt ergeben sich aus verschiedenen Konventionen, Verträgen oder sonstigen Rechtstexten. Es kann zwischen internationalen Verpflichtungen „im weiteren Sinn“, dem so genannten „soft law“, und den internationalen Verpflichtungen „im engeren Sinn“ unterschieden werden. Der Unterschied liegt darin, dass die internationalen Verpflichtungen „im weiteren Sinn“ keine völkerrechtliche Bindungswirkung erzeugen. Es ergibt sich daraus keine bestimmte zwingende Verpflichtung für den einzelnen Staat. Als Streitschlichtungsverfahren dienen Konsultationsmechanismen, aber keine gerichtlichen Instanzen mit verbindlicher Rechtssprechung. „Soft law“ ist aber keineswegs bedeutungslos, sondern es mündet des öfteren in die bereits erwähnten internationalen Verpflichtungen „im engeren Sinn“. Beispiele für „soft law“ mit Waldbezug sind etwa die Aktionsvorschläge des IPF/IFF (Kap. 8.1.5) und die CBD (Kap. 2.1) (MAUERHOFER, 2001). EU-Verordnungen oder -Richtlinien (Kap. 8.1.1, 8.1.2) können als internationale Verpflichtungen „im engeren Sinn“ bezeichnet werden (siehe Tab. 17).

Tab. 17: Bestimmungen der EU mit Relevanz für das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (Auswahl) (BIODIVERSITÄTS-KOMMISSION, 1997, aktualisiert).

Verordnung/ Richtlinie/ Entschießung	Gegenstand
VO Nr. 2078/92 (ergänzt durch die VO 1804/99)	Umsetzung in Österreich: Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft („ÖPUL“)
VO Nr. 3626/82 (ersetzt durch die VO 338/97)	Artenschutz
RL Nr. 79/409	Erhaltung der wild lebenden Vogelarten („Vogelschutzrichtlinie“); Umsetzung z. T. im Rahmen der Naturschutzgesetzgebung der Bundesländer
RL Nr. 92/43	Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen („Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“); Umsetzung z. T. im Rahmen der Naturschutzgesetzgebung der Bundesländer
RL Nr. 90/220 (ersetzt durch die RL 2001/18)	Absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt („Freisetzungsrictlinie“)
1999/C 56/01	Entschießung des Rates vom 15. Dezember 1998 über eine Forststrategie für die Europäische Union
Beschluss Nr. 1600/2002/EG	Sechstes Umweltaktionsprogramm (UAP) der Europäischen Union

Einige der hier aufgezählten EU-Vorschriften werden nachstehend näher erläutert. Daran anschließend erfolgt eine Darstellung bedeutender „soft-law“-Prozesse.

8.1.1 Ländliche Entwicklung

Die Verordnungen der EU über die „*Entwicklung des ländlichen Raumes*“ enthalten mehrfache Ansatzpunkte für den Einsatz von Fördermitteln für Maßnahmen, die der Förderung einer multifunktionalen Forstwirtschaft im Allgemeinen, aber auch von Naturnähe und biologischer Vielfalt in Wäldern im Besonderen dienen.

- Verordnung (EG) Nr. 1809/99 des Rates vom 19. Juli 1999 zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel, Amtsblatt Nr. L 222, S. 1 ff.
 - Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) und zur Änderung bzw. Aufhebung bestimmter Verordnungen, Amtsblatt Nr. L 160 vom 26/06/1999, S. 0080-0102.
 - Verordnung (EG) Nr. 1260/1999 des Rates vom 21. Juni 1999 mit allgemeinen Bestimmungen über die Strukturfonds, Amtsblatt Nr. L 161 vom 26/06/1999, S. 0001-0042.
 - Verordnung (EG) Nr. 1750/1999 der Kommission vom 23. Juli 1999 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL).
 - So wird in der Verordnung 1257/99 der so genannten „Agenda 2000“, welche sich über eine siebenjährige Programmplanungsperiode erstreckt, für die Forstwirtschaft erstmals ein Spektrum förderbarer die Erhaltung und Pflege seltener Baumarten,
 - die Schaffung und Pflege von Waldrändern,
 - die Erhaltung von Naturwaldzellen,
 - die Verjüngung von Erhaltungsbeständen und Naturwaldgesellschaften.
- naturschutzrelevanter Maßnahmen angeboten, darunter:

8.1.2 „Vogelschutzrichtlinie“ und „Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“

Wesentliche rechtliche Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes innerhalb der EU sind die „*Richtlinie über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten*“ (*Vogelschutzrichtlinie*) und die „*Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten*“ (*Fauna-Flora-Habitatrichtlinie*) (Kap. 6.9.3).

Ziel der *Vogelschutzrichtlinie* der EU (RL Nr. 79/409 EWG) ist es, für sämtliche wild lebenden Vogelarten eine ausreichende Vielfalt sowie eine ausreichende Flächengröße der Lebensräume zu erhalten und wiederherzustellen. Ziel der *Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie* der EU, RL Nr. 92/43, ist es, durch die Erhaltung von natürlichen Lebensräumen sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen zur Sicherung der biologischen Vielfalt in Europa beizutragen.

Mit der *Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie* (FFH-Richtlinie) (RL 92/43 EWG) wurden einerseits die Verpflichtungen der Berner Konvention⁸⁰ in einem rechtlichen Instrument der EU verankert, andererseits soll das europaweite Schutzgebietsnetz "Natura 2000" aufgebaut werden. Die im Rahmen der *Vogelschutzrichtlinie* ausgewiesenen Schutzgebiete werden automatisch in das Schutzgebietsnetz "Natura 2000" integriert.

⁸⁰ Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wild lebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume

Zwar hat Österreich bereits seine nationale Gebietsliste nach Brüssel gemeldet, doch ist der Prozess der Selektion und endgültigen Ausweisung der Natura 2000-Gebiete zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen; zudem werden von Umwelt-NGOs so genannte Schattenlisten mit zur Nachnominierung reklamierten Gebieten geführt. Änderungen der Gebietsausweisung und -abgrenzung gegenüber dem derzeitigen Stand der Gebietskulisse sind daher nicht ausgeschlossen und sogar wahrscheinlich.

Die *FFH-Richtlinie* enthält entscheidende Bestimmungen mit hoher potenzieller Biodiversitäts- und Waldrelevanz zur Umsetzung des zu errichtenden europaweiten kohärenten Natura 2000-Schutzgebietsnetzes (RL 92/43 EWG):

Gesamthafes Ziel ist gemäß Art. 1 die Bewahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Schutzgüter, was die Verbesserung und Wiederannäherung an das natürliche ökologische Potenzial mit einschließt, wie z. B. die Umwandlung bzw. Überführung standortfremder in naturnähere Bestände oder die Wiederansiedlung von Arten. Der „günstige Erhaltungszustand“ eines Lebensraumes wird über die Konstanz seiner Ausdehnung sowie den langfristigen Fortbestand seiner Struktur, Funktion und seiner charakteristischen Artenausstattung definiert. Hinsichtlich einzelner Arten muss sichergestellt sein, dass ihr natürliches Verbreitungsgebiet nicht abnimmt und ihre Populationsdynamik ein langfristiges Überleben gewährleistet. Räumlicher Beurteilungsmaßstab für den Erhaltungszustand ist nach der Judikatur des EuGH die Gesamtfläche eines Mitgliedstaates (Urteil *First Cooperative Shipping*).

Art 6 Abs. 1 FFH-Richtlinie verpflichtet Österreich, die nötigen Erhaltungsmaßnahmen für die besonderen Schutzgebiete festzulegen. Als mögliches Umsetzungsinstrument ist in dieser Bestimmung die Ausarbeitung eigener oder in andere Entwicklungspläne integrierter Managementpläne vorgesehen, die sich auch auf das gesamte Schutzgebiet beziehen können. Das mögliche Maßnahmenspektrum reicht von hoheitsrechtlichen Maßnahmen über amtliche Fachplanungen bis zur Abgeltung von Pflegeleistungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes; neben aktiven Handlungen können auch Unterlassungen oder bereits bestehende Maßnahmen genügen. Ein Ausgleich zwischen Schutzmaßnahmen und wirtschaftlichen, sozialen oder kulturellen Interessen ist gemäß Art. 2 Abs. 3 ausdrücklich vorgesehen.

Art. 6 Abs. 2 enthält die Verpflichtung, Verschlechterungen der Lebensräume und erhebliche Störungen der Arten zu verhindern. Diese Präventiv-Bestimmung gilt permanent und umschließt bei Vorliegen negativer Auswirkungen von bereits vergangenen Ereignissen die Verpflichtung zur Einstellung der betreffenden Aktivitäten, zu schadensbegrenzenden Maßnahmen oder Entschädigungsleistungen. Gegen unvorhersehbare Ereignisse, wie Waldbrände oder Käferepidemien, müssen Vorsichtsmaßnahmen zur Risikominderung getroffen werden, sofern dies das Schutzziel verlangt. Weit reichende rechtliche Implikationen könnten von der Rechtsmeinung der Kommission ausgehen, dass das Verschlechterungsverbot auch für Aktivitäten außerhalb der Natura 2000-Flächen gilt, die negative Auswirkungen auf die Schutzgüter innerhalb der Schutzgebiete ausüben. Als Referenzzustand für die Beurteilung einer etwaigen Verschlechterung dient der Erhaltungszustand zum Zeitpunkt der Gebietsmeldung. Wenn das Ausweisungsziel in der Verbesserung eines ungünstigen Erhaltungszustandes liegt, kann auch die Verringerung des Entwicklungspotenzials als Verschlechterung beurteilt werden. Verschlechterungen können z. B. Aufforstungen von Trockenrasen oder Veränderungen naturnaher Baumartenmischungen sein.

Pläne und Projekte mit möglichen erheblichen Beeinträchtigungen der Schutzgüter müssen nach Art. 6 Abs. 3 einer Verträglichkeitsprüfung unterzogen werden, wobei auch kumulative Effekte zu berücksichtigen sind und bereits die Wahrscheinlichkeit von Beeinträchtigungen ausreicht. Als prüfungspflichtiges „Projekt“ könnten nach Auslegung der Kommission neben baulichen Eingriffen etwa auch eine Intensivierung der Bewirtschaftung oder ein kommerzieller Holzeinschlag gewertet werden, wenn diese für das Erhaltungsziel nicht unbedingt erforderlich sind. Fällt die Erstprüfung negativ aus, so sieht Art. 6 Abs. 4 eine Güterabwägung zwischen Erhaltungs- und Projektziel vor, welche die Prüfung von Projektalternativen ein-

schließlich der Nullvariante umfasst (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000b). Bei mangelnden Alternativen ist eine Realisierung trotzdem zulässig, wenn zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses vorliegen. In diesem Fall sind jedoch alle notwendigen Ausgleichsmaßnahmen zu ergreifen, um den Zusammenhang von Natura 2000 sicherzustellen (MAUERHOFER, 1999).

Nach der Rechtsauffassung der EU-Kommission, die sich in bisherigen Urteilen des Europäischen Gerichtshofes manifestiert, besitzen die einschlägigen Bestimmungen des Art. 6 der *FFH-Richtlinie*, insbesondere das Verschlechterungsverbot und die Pflicht zur Durchführung geeigneter Erhaltungsmaßnahmen, bereits vor der endgültigen Installation des Schutzgebietsnetzes Gültigkeit für FFH-Gebiete. Auch kann sich ein Mitgliedsstaat nicht durch Nicht-Ausweisung der Verpflichtung zum Schutz von Gebieten entziehen, die nach fachlichen Kriterien nach Brüssel hätten gemeldet werden müssen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000b, unter analoger Heranziehung des EU-GH-Urteils in der Rechtssache „Küstengebiete von Santona“). Hingegen gelten für Vogelschutz-Gebiete, deren Ausweisung nach der *Vogelschutz-Richtlinie* pflichtwidrig unterlassen wurde, die Bestimmungen dieser Richtlinie (EU-GH-Urteil *Basses Corbières*).

Die weitere Auslegung des Artikel 6 FFH-Richtlinie wird voraussichtlich durch kommende Urteile des EU-GH stark beeinflusst werden.

Nach dem Gemeinschaftsrecht ist Österreich verpflichtet, die *FFH-* und die *Vogelschutzrichtlinie* als Grundlage des zukünftigen Natura 2000-Netzwerkes in nationales Recht umzusetzen. Dies erfordert die Anpassung zahlreicher naturschutz- und biodiversitätsrelevanter innerstaatlicher Rechtsmaterien. So wurden die beiden EU-Rechtsnormen bereits 1997 im neuen burgenländischen Naturschutzgesetz weitgehend berücksichtigt. Der Prozess der Implementierung von Natura 2000 und der Integration der EU-Naturschutzrichtlinien in nationales Recht ist in Österreich jedoch derzeit noch nicht abgeschlossen.

Für viele Vogelarten der *Vogelschutz-Richtlinie* sowie viele Tier-, Pflanzen- und Moosarten des Anhangs II der *FFH-Richtlinie* ist der Wald ein wichtiger Lebensraum. Deshalb ist der Wald auch in vielen nominierten und nach Brüssel gemeldeten österreichischen "*Natura 2000-Gebieten*" bestimmendes Element oder ein wichtiger Bestandteil dieser Landschaften. Beispiele dafür sind der Zurndorfer Eichenwald (Burgenland), der Nationalpark Hohe Tauern (Kärnten, Salzburg, Tirol), die Donau-Auen (Niederösterreich), die March-Thaya-Auen (Niederösterreich), die Hohe Wand-Schneeberg-Rax-Region (Niederösterreich), die Wienerwald-Thermenregion (Niederösterreich), die Kalkalpen (Oberösterreich), das Tote Gebirge (Steiermark), der Alpenpark Karwendel (Tirol), die Bergwälder-Klostertal (Vorarlberg) und der Lainzer Tiergarten (Wien).

8.1.3 Forststrategie für die Europäische Union

In der am 15. Dezember 1998 vom Europäischen Rat beschlossenen „*Forststrategie für die Europäische Union*“ (Entschließung 1999/C 56/01) werden u. a. folgende wesentliche Elemente einer gemeinsamen Forststrategie identifiziert:

- Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung im Sinne der Definition der MCPFE (Helsinki, 1993a) (Kap. 8.1.8) sowie eine multifunktionale Rolle der Wälder;
- die Umsetzung internationaler Verpflichtungen und Empfehlungen durch die Entwicklung nationaler oder subnationaler Forstprogramme bzw. anderer geeigneter Instrumente;
- die Beachtung des Subsidiaritätsprinzips, wobei gleichzeitig festgehalten wird, dass Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene positive Beiträge leisten können;
- verbesserte Kommunikation, Koordination und Kooperation aller Politikbereiche mit Bezug zum Forstsektor;

- die Notwendigkeit einer verbesserten Integration von Wäldern und Walderzeugnissen in alle sektoralen Gemeinschaftspolitiken mit dem Ziel eines ganzheitlichen Ansatzes bei der Verwirklichung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung;
- die Bedeutung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung für die Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt, auch als eine Maßnahme gegen Klimaänderungen;
- die Förderung der Verwendung von Holz- und Nichtholzprodukten aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern;
- die Förderung eines partizipativen Ansatzes.

Insbesondere die Auffassungen, dass die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Wäldern ein grundlegendes Element einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung darstelle und in nationalen Forstprogrammen berücksichtigt werden müsse, dass waldbezogene Ziele und Maßnahmen in alle forstrelevanten Politiksektoren integriert werden müssen, sowie dass die Beteiligung von Waldeigentümern und Betroffenen verstärkt werden müsse, stehen in einem direkten Zusammenhang zu den Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes.

Weiters wird die Einrichtung von Schutzgebieten für repräsentative und ökologisch interessante Waldökosysteme befürwortet sowie die Einbeziehung der Waldbesitzer und lokaler Anforderungen bei der Errichtung der Natura 2000-Gebiete gefordert (Kap. 8.1.2, 6.9.3). Die Eignung von Waldzertifizierungssystemen zur Förderung einer nachhaltigen Forstwirtschaft wird ausdrücklich anerkannt.

Als Grundlage für die Durchführung der Entschließung wird u. a. das Kapitel über die Forstwirtschaft in der „*Verordnung über die Entwicklung des ländlichen Raumes*“ genannt (Kap. 8.1.1).

8.1.4 Sechstes Umweltaktionsprogramm (UAP) der Europäischen Union

Das am 22. Juli von Rat und Parlament beschlossene „*Sechste Umweltaktionsprogramm (UAP)*“ der EU (Beschluss Nr. 1600/2002/EG) legt die Prioritäten der gemeinschaftlichen Umweltpolitik für die folgenden zehn Jahre fest und formuliert Ziele und Maßnahmen für jeden prioritären Umweltbereich. Als strategische Konzepte zur Zielerfüllung werden neben der Gesetzgebung und verbesserter Umsetzung bestehender Umwelt-Rechtsvorschriften v. a. die Integration von Umweltbelangen in andere gemeinschaftliche Politikbereiche, der Einsatz von Indikatoren, die Schaffung einer Umwelthaftungsrichtlinie (Kap. 4.2.4) und die Verbesserung des Zugangs zu Informationen für Bürger und NGOs (Kap. 8.1.10) festgelegt.

Innerhalb der Umweltpriorität „Natur und biologische Vielfalt“ werden u. a. folgende Ziele und Aktionsbereiche formuliert (Artikel 6):

- Sammlung von Daten und Schaffung von Indikatoren;
- Einsatz der besten verfügbaren Technik bzw. der jeweils besten ökologischen Praxis;
- abgestimmte Bewertungen in Bezug auf bedrohte Arten;
- Faire Beteiligung an den Erträgen aus der Nutzung genetischer Ressourcen (vgl. hierzu die Ziele der CBD, Kap. 2.1);
- Maßnahmen gegen Invasionen von „Alien Species“;
- Errichtung des Natura 2000-Netzwerks (Kap. 6.9.3, 8.1.2);
- Förderung von Waldzertifizierungssystemen, Schaffung von Anreizen für die Erhöhung des Marktanteils von nachhaltig erzeugtem Holz;
- Prüfung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Forstwirtschaft (Kap. 6.8).

Zur Umsetzung der übergeordneten Ziele des Artikel 6 wird in Absatz 2 explizit gefordert, dass „...*der Ökosystemare Ansatz (...) angewendet werden sollte, wo immer dies möglich ist*“.

Darüber hinaus stehen insbesondere die folgenden, für die Gestaltung der Umweltpolitik festgehaltenen Prinzipien im Einklang mit Forderungen des Ökosystemaren Ansatzes:

- Verbesserte Mechanismen zur Konsultation der Betroffenen seitens der Verwaltung;
- Beteiligung von Nicht-Regierungsorganisationen am Dialog;
- vorherige Bewertung der möglichen Auswirkungen neuer Politiken auf die Umwelt einschließlich der Alternative des Nicht-Handelns;
- nachträgliche Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen hinsichtlich der angestrebten umweltpolitischen Ziele;
- Bereitstellung von Informationen als Entscheidungsgrundlage, zur Überprüfung der Strategien sowie für die breite Öffentlichkeit.

Zudem sollen die Informations- und Berichterstattungssysteme regelmäßig überprüft und im Hinblick auf ein kohärentes System, das in gebündelter Form hochwertige, vergleichbare und relevante Umweltdaten und -informationen enthält, weiter entwickelt werden (Kap. 8.1.10).

8.1.5 Handlungsvorschläge des Intergovernmental Panel on Forests (IPF) und des Intergovernmental Forum on Forests (IFF), United Nations Forum on Forests (UNFF)

Vom „*Intergovernmental Panel on Forests (IPF)*“ und dem „*Intergovernmental Forum on Forests (IFF)*“ wurde 1997-2000 ein Bündel von *Handlungsvorschlägen (Proposals of Action)* zur Umsetzung einer nachhaltigen Bewirtschaftung, Erhaltung und Entwicklung aller Typen von Wäldern verabschiedet, die zu den wichtigsten internationalen „soft law“-Vereinbarungen der Forstpolitik zählen und unter supranationaler Koordination v. a. von den nationalen Regierungen und regionalen Behörden umgesetzt werden sollen (PÜLZL, 2001a, 2001b). Die *Handlungsvorschläge* können 16 Themenfeldern zugeordnet werden, die u. a. folgende Bereiche umfassen (IPF 1997; IFF 2000):

- Formulierung und Implementierung Nationaler Forstprogramme
- Förderung öffentlicher Partizipation
- Bekämpfung von Entwaldung und Walddegradierung
- Traditionelle forstliche Kenntnisse
- Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldwirtschaft
- Walderhaltung und Schutz von einzigartigen Waldtypen und sensiblen Ökosystemen
- Monitoring, Bewertung, Berichterstattung
- Wiederbewaldung und Wiederherstellung degradierter Flächen und Förderung von natürlicher Verjüngung und gepflanzten Wäldern
- Internationale Kooperation in der Entwicklung von Kompetenz und Zugang zu und Transfer von umweltfreundlichen Technologien zur Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung

Österreich hat im Auftrag des Bundesministeriums eine Studie zur Evaluierung der Umsetzung der Handlungsvorschläge erarbeitet (PÜLZL, 2001a, 2001b).

Der Wirtschafts- und Sozialrat der UN (ECOSOC) hat per Resolution E/2000/L.32 vom 18. Oktober 2000 das „*Waldforum der Vereinten Nationen (UNFF)*“ als dauerhaftes Gremium der UN zur Förderung und Koordinierung waldbezogener Aktivitäten eingesetzt und zur Umsetzung der IPF/IFF-Vorschläge ein internationales *Waldarrangement* etabliert. Dieses hat u. a. folgende zentrale Funktionen zu erfüllen (ECOSOC, 2000):

- Förderung der Umsetzung der *Handlungsvorschläge* des *IPF/IFF*, u. a. durch Nationale Forstprogramme sowie durch Mobilisierung finanzieller, technischer und wissenschaftlicher Ressourcen;

- Bereitstellung eines Forums für Dialog und Politikentwicklung zwischen Regierungen, um ein gemeinsames Verständnis für nachhaltige Waldbewirtschaftung zu fördern;
- Förderung der Koordination forstrelevanter Politiken und Programme und der Kooperation zwischen Entwicklungs- und Industriestaaten sowie öffentlichem und privatem Sektor auf globaler, nationaler und regionaler Ebene;
- Monitoring und Evaluierung des erzielten Fortschritts sowie Berichterstattung.

Im Zuge der ersten Arbeitssitzung des *UNFF* im Juni 2001 wurden ein Mehrjahres-Arbeitsprogramm (Decision 1/2) und ein *Aktionsplan (Plan of Action, Decision 1/3)* zur Umsetzung der Handlungsvorschläge des *IPF/IFF* beschlossen [Dokument DOC. E/2001/42 (Pt. II)-E/CN.18/2001/3 (Pt. II)] (*UNFF*, 2001a). Dieser versteht sich als umfassender und ganzheitlicher Ansatz und beinhaltet u. a. die Einrichtung nationaler Fokuspunkte, effiziente Kooperation unter den Mitgliedern des *Collaborative Partnership on Forests (CPF)*, Gebern, Ländern und öffentlich-privaten Partnerschaften sowie eine aktive Beteiligung der Stakeholder im Rahmen eines multilateralen Dialoges. Bis 2005 sollen nachweisbare Fortschritte auf dem Weg zu einem nachhaltigen Waldmanagement erzielt werden. Die Festsetzung von Prioritäten, Zielen und Zeitplänen obliegt der nationalen Verantwortung. Als Umsetzungsstrategie wird explizit die Entwicklung Nationaler Forstprogramme empfohlen. Die Bereitstellung finanzieller Ressourcen und technischer Unterstützung, der Technologietransfer insbesondere an Entwicklungsländer und der Kompetenzaufbau vor Ort sollen durch bi- und multilaterale Kooperation, Stakeholders und nationale Mittel erfolgen, wobei dem Handel mit Holz- und Nicht-Holzprodukten sowie anderen Leistungen des Waldes zentrale Bedeutung zuerkannt wird. Die Berichterstattung über die Umsetzung durch die Staaten erfolgt auf freiwilliger Basis und soll neben Fortschritten die Identifikation von Defiziten und Hindernissen umfassen. Das *UNFF* erfüllt innerhalb des Umsetzungsprozesses fördernde und koordinierende Funktion, übernimmt jedoch keine operationellen Aktivitäten (*UNFF*, 2001a).

Beim zweiten Treffen des *UNFF* im März 2002 wurden Beschlüsse zu folgenden *Aktionsvorschlägen* des *IPF/IFF* gefasst (Dokument DOC. E/CN.18/2002/, Resolution 2/2) *UNFF*, 2001b):

- Bekämpfung von Entwaldung und Walddegradierung:
Die Staaten werden aufgefordert, insbesondere Entwicklungsländer bei der Analyse der Ursachen von Entwaldung und beim Management von Waldbränden zu unterstützen, sich mit der Durchsetzung nationaler Forstgesetze und dem illegalen Handel mit Waldprodukten, einschließlich biologischer Ressourcen, zu befassen sowie ihr Förderwesen auf Problemrelevanz zu untersuchen.
- Walderhaltung und Schutz einzigartiger Waldtypen und sensibler Ökosysteme:
Relevante Gruppen werden aufgefordert, Länder bei der Evaluierung von Schutzgebieten und der Identifikation gefährdeter Gebiete, insbesondere einzigartiger (Ur-)Wälder und verletzlicher Ökosysteme, zu unterstützen und die Wirksamkeit des Schutzgebiets-Managements von Entwicklungsländern zu fördern, u. a. durch den Kompetenzaufbau. Dabei werden die Bedeutung selbstfinanzierender nachhaltiger Waldmanagementpraktiken sowie der vollen Einbeziehung von Eigentümern und indigenen und lokalen Gemeinschaften erkannt. Das *UNFF* regt die Intensivierung des Wissensaustausches betreffend die Schaffung innovativer Finanzierungsmechanismen und nationaler Fonds an.
- Wiederbewaldung (Rehabilitation) und Schutzstrategien für Länder mit geringem Bewaldungsanteil
- Wiederbewaldung (Rehabilitation) und Wiederherstellung degradierter Flächen und Förderung von Naturverjüngung und gepflanzten Wäldern:
Das *UNFF* betont die Bedeutung von gepflanzten Wäldern, insbesondere in (semi-)ariden Gebieten, und des Schutz- und sozioökonomischen Wertes von Baumbeständen außer-

halb von Wäldern, wie z. B. von land- und forstwirtschaftlichen Mischkulturen. Die Verwendung standortgemäßer Arten bei Aufforstungen und Renaturierungen wird als grundlegend für Erosionsschutz, Katastrophenvorbeugung und die Förderung der Biodiversität bezeichnet und die Identifikation von für die Produktion von Holz- und Nicht-Holzprodukten geeigneten Arten als förderlich für die Finanzierung von Neu- bzw. Wiederbewaldungen erkannt.

Ein umfangreicher Kriterienkatalog (Resolution 2/3) soll die Evaluierung der Effektivität des *UN-Waldarrangements* ermöglichen, womit erstmals für einen UN-Prozess Erfolgskriterien festgelegt wurden. Hierzu sollen beispielsweise das Ausmaß, in dem nationale Forstprogramme entwickelt und implementiert werden, der Grad der Partizipation von Stakeholdern oder das Ausmaß der freiwilligen Berichterstattung herangezogen werden (UNFF, 2001b).

Im Rahmen einer Ministererklärung (Resolution 2/1) wird durch die Staaten das Bekenntnis zur Umsetzung der *IPF/IFF-Handlungsvorschläge*, die Anerkennung der diesbezüglichen nationalen Verantwortlichkeit und die Souveränität der Länder hinsichtlich Nutzung, Management und Entwicklung ihrer Wälder bekräftigt. In einer Botschaft an den Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung (WSSD) wird u. a. die Bedeutung der Wälder für Armutsbekämpfung, Ernährungssicherheit und Ressourcen- und Landschaftsschutz hervorgehoben und zu Sofortaktionen für die Durchsetzung von Forstrechtsbestimmungen gegen illegale Schlägerungen und illegalen Handel mit Forstprodukten aufgerufen (UNFF, 2001b).

Anknüpfend an die Beschlüsse zu Wäldern in der Rio-Deklaration (UNCED, 1992b) und die „Wald-Deklaration“ („Forest Principles“) (UNCED, 1992c) der Agenda 21 (UNCED 1992a) sind mit der Schaffung eines dauerhaften *Waldforums* auf UN-Ebene die institutionellen Voraussetzungen geschaffen worden, um die internationalen Waldfragen in einem integrierten Ansatz zu behandeln und Lösungen zuzuführen (FAO, 2000).

8.1.6 Internationale Schutzgebiete nach Kriterien der Internationalen Union zum Schutz der natürlichen Ressourcen (IUCN)

Die Arbeit der „*IUCN (World Conservation Union)*“ ist auf die Erhaltung der Natur und der natürlichen Ressourcen im Kontext nachhaltiger Entwicklung ausgerichtet, ohne dabei den Menschen aus den Augen zu verlieren. Der Schwerpunkt liegt auf der Entwicklung von Strategien und Optionen für den Schutz und das Management von Ökosystemen, beispielsweise von Wäldern. Durch ihre Vorreiterrolle bei der Förderung der Artenvielfalt wurde die *IUCN* zur treibenden Kraft der Bemühungen um die Umsetzung der CBD – auf nationaler wie auf globaler Ebene (LIEBEL, 2001).

Die österreichischen Mitglieder der IUCN sind:

- das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW);
- Nationalpark-Institut Donau-Auen;
- Österreichischer Naturschutzbund (ÖNB);
- Salzburger Nationalparkfonds – Nationalpark „Hohe Tauern“ (NPF);
- Umweltdachverband Österreichische Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz (ÖGNU);
- World Wide Fund for Nature (WWF), Österreich;

Es werden folgende Managementkategorien von Schutzgebieten unterschieden:

- Strenges Naturreiservat/Wildnisgebiet (Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Zwecke der Forschung oder des Schutzes der Wildnis verwaltet wird) – Kategorie Ia/Ib;
- Nationalpark (Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Schutz von Ökosystemen und zu Erholungszwecken verwaltet wird) – Kategorie II;

- Naturmonument (Schutzgebiet, das hauptsächlich zum Schutz einer besonderen Naturerscheinung verwaltet wird) – Kategorie III;
- Biotop-/Artenschutzgebiet mit Management (Schutzgebiet, für dessen Management gezielte Eingriffe erfolgen) – Kategorie IV;
- Geschützte Landschaft/Geschütztes marines Gebiet (Gebiet, dessen Management hauptsächlich auf den Schutz einer Landschaft oder eines marinen Gebietes ausgerichtet ist und der Erholung dient) – Kategorie V;
- Ressourcenschutzgebiet mit Management (Schutzgebiet, dessen Management der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ökosysteme dient) – Kategorie VI;

In allen Managementkategorien der IUCN kann der Wald bestimmendes Element oder ein Teil der zu schützenden Landschaft sein.

Tab 18: *Bestehende Schutzgebiete nach IUCN-Kriterien in Österreich (UNEP-WCMC 2002; UMWELTBUNDESAMT, Homepage: <http://www.ubavie.gv.at>)*

IUCN-Kategorie	Anzahl	Fläche [km ²]	Anteil [%]
Ia/Ib	2	5	0+
II	4	358	0,4
III	4	9	0+
IV	394	5.086	6,1
V	291	19.054	22,7
VI	0	0	0,0
Gesamt	695	24.512	29,2
Landesfläche		83.855	

Tab. 19: *Bestehende Nationalparks nach Kriterien der IUCN in Österreich (UMWELTBUNDESAMT, 2001d).*

Schutzgebiet	Bundesland	Fläche (km ²)	IUCN-Kategorie
Neusiedler See – Seewinkel	Burgenland	93	II - Nationalpark
Hohe Tauern	Salzburg, Tirol	1.800	V – Geschützte Landschaft
	Kärnten		II – Nationalpark
Nockberge	Kärnten	185	V – Geschützte Landschaft
Donau-Auen	Niederösterreich, Wien	93	II – Nationalpark
Kalkalpen	Oberösterreich	185	II – Nationalpark
Thayatal	Niederösterreich	13	II – Nationalpark
	Summe	2.369	

Darüber hinaus ist in der Steiermark der Nationalpark „Gesäuse“ bereits gesetzlich beschlossen worden und die Ausweisung mit einer Fläche von rd. 150 km² geplant.

8.1.7 Ramsar-Konvention

Zum Schutz von Feuchtgebieten wurde 1971 das "*Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung*" (UNESCO, 1971) beschlossen (kurz: *Ramsar-Konvention*). Die Ziele des *Ramsar-Übereinkommens* liegen im generellen Schutz wichtiger und seltener Feuchtgebiete. Vor allem dem Verlust und der fortschreitenden Beeinträchtigung von Feuchtgebieten soll Einhalt geboten werden. Zur Erfüllung der Ziele übernehmen die Vertragsparteien der Konvention eine Reihe von Verpflichtungen. Österreich trat der *Ramsar-Konvention* 1983 bei.

In einigen Ramsar-Gebieten ist der Wald zum Teil bestimmendes Landschaftselement, wie etwa in den Donau-March-Thaya-Auen oder in der Unteren Lobau. Im Rheindelta sind Auwaldreste wesentliche Elemente des Landschaftsbildes.

Gerade die *Ramsar-Konvention* kann als gutes Beispiel für einen „Soft-Law“-Prozess angesehen werden, der teils auf dem Umweg einer EU-Richtlinie (Vogelschutz-Richtlinie) und teils direkt Eingang in die österreichische Rechtsordnung gefunden hat (CZYBULKA, 1996; MAUERHOFER, 1998).

8.1.8 Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE)

Österreich hat sich mit der Unterzeichnung der Helsinki-Resolution H2 anlässlich der „*Ministerkonferenz zum Schutz des Waldes*“ (MCPFE, 1993a) in Helsinki verpflichtet, Maßnahmen zur Bewahrung der biologischen Vielfalt der europäischen Wälder zu fördern.

Die "*Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa*" ist eine laufende Initiative zur Zusammenarbeit zwischen rund 40 europäischen Staaten, um die allgemeinen Gefahren und Chancen in Zusammenhang mit Wald und Forstwirtschaft anzusprechen. Dieser Prozess besteht aus einer Reihe von politischen Konferenzen und verschiedenen Arbeitskreisen, in denen die erzielten Beschlüsse verarbeitet und umgesetzt werden. Die einzelnen europäischen Staaten und die Europäische Gemeinschaft sind verantwortlich für die Umsetzung auf nationaler und regionaler Ebene. Die Diskussion und die Arbeit zwischen den Konferenzen wird als der "Gesamteuropäische Prozess" bezeichnet, der durch einen dynamischen Gemeinschaftsansatz mit starker politischer Verpflichtung charakterisiert ist (MCPFE, 2001):

- Die „*Erste Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa*“ fand 1990 in Straßburg statt. Die für Forstwirtschaft verantwortlichen Minister und die Europäische Gemeinschaft unterschrieben sechs Resolutionen und verpflichteten sich damit zur technischen und wissenschaftlichen Zusammenarbeit sowie zu gemeinsamen Maßnahmen zum Schutz der europäischen Wälder (MCPFE, 1990).
- Die Absicht, die waldrelevanten Ergebnisse des UNO-Umweltgipfels der UNCED von 1992 in Rio de Janeiro, umzusetzen, führte 1993 zur „*Zweiten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa*“, die in Helsinki abgehalten wurde. 37 europäische Staaten und die Europäische Gemeinschaft unterschrieben vier Resolutionen, zum ersten Mal einigte man sich auf eine gemeinsame Definition für nachhaltige Waldbewirtschaftung (Kap. 6.2.1), wobei der Biodiversität (biologischen Vielfalt) besondere Bedeutung beigegeben wurde (MCPFE, 1993a).

In der weiteren Diskussion gewannen die sozio-ökonomischen Aspekte der Forstwirtschaft an Bedeutung, was zur Einleitung einer dritten Ministerkonferenz führte. Die Diskussion schließt nun neben dem Forstsektor auch allgemeine Fragen zur Beziehung und Wechselwirkung zwischen Wald und Gesellschaft ein.

- Bei der „*Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa*“ 1998 in Lissabon, unterschrieben 36 europäische Staaten und die Europäische Gemeinschaft zwei Resolutionen und eine allgemeine Erklärung. Die allgemeine Erklärung der Konferenz betont die

Wichtigkeit einer wirkungsvollen Partnerschaft zwischen dem Forstsektor und der Gesellschaft, die erste Resolution behandelt die sozio-ökonomischen Aspekte der nachhaltigen Waldbewirtschaftung und die zweite Lissabonner Resolution beinhaltet gesamteuropäische Kriterien und Indikatoren sowie Richtlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung auf operativer Ebene (MCPFE, 1998).

- Die erste Lissabonner Resolution behandelt die Weiterentwicklung der menschlichen Ressourcen durch einen intensiven Dialog mit der Öffentlichkeit, durch Unterstützung von Schulungen und Schulungssystemen für Forstarbeiter und Forstmanager sowie durch die verstärkte Einbindung von Frauen in forstwirtschaftliche Aktivitäten. Einer verstärkten Nutzung von Holz- und Nicht-Holzprodukten sowie von forstlichen Dienstleistungen (z. B. Benutzung der Wälder zu Erholungszwecken) wird besonderes Gewicht verliehen, vor allem im Hinblick auf neue Techniken und Methoden. Dies alles ist in Zusammenhang mit der allgemeinen ländlichen Entwicklung zu betrachten und sollte mit anderen Sektoren, wie Landwirtschaft, Tourismus, Umwelt, Energie und Industrie, koordiniert werden.
- In der zweiten Resolution von Lissabon wurden gesamteuropäische Kriterien und Indikatoren sowie Richtlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung auf operativer Ebene angenommen und verabschiedet. Die Kriterien und Indikatoren sind ein Instrument, um die Fortschritte hinsichtlich nachhaltiger Waldbewirtschaftung in ganz Europa zu messen und darüber zu berichten. Die gesamteuropäischen Richtlinien auf operativer Ebene sind für die praktische Anwendung auf sub-nationaler Ebene gedacht und stellen einen gemeinsamen Rahmen von Empfehlungen für nachhaltige Waldbewirtschaftung dar, die auf freiwilliger Basis umgesetzt werden können.
- Weiters wurde in Lissabon die Zusammenarbeit mit dem Ministerprozess "Umwelt für Europa" (Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy – PEBLDS) beschlossen und in diesem Zusammenhang wurde das gesamteuropäische "Arbeitsprogramm zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in Waldökosystemen 1997-2000" vereinbart (MCPFE, 1997).

Die derzeitige Arbeit des Gesamteuropäischen Prozesses zielt u. a. darauf ab, ein umfassendes Arbeitsprogramm zu entwickeln; dieses soll sowohl alle Resolutionen beinhalten als auch dazu beitragen, das "Arbeitsprogramm zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt" in die Praxis umzusetzen (MCPFE, 2000a, 2000b).

8.1.9 Bergwaldprotokoll der Alpenkonvention

Die *Alpenkonvention* ist ein Rahmenübereinkommen zur Gewährleistung des Schutzes und einer dauerhaften und umweltgerechten Entwicklung im Alpenraum. Sie wurde am 7. November 1991 von den sieben Ländern des Alpenraumes (Österreich, Frankreich, Deutschland, Italien, das ehemalige Jugoslawien, Liechtenstein und die Schweiz) sowie der Europäischen Gemeinschaft in Salzburg, Österreich unterzeichnet und trat am 6. März 1995 in Kraft (BGBl. Nr. 477/1995). Die Rahmenkonvention wurde von Österreich 1994 und das gesamte Vertragswerk 2002 ratifiziert. Die Durchführungsprotokolle traten am 18. Dezember 2002 in Kraft. Die Protokolle der *Alpenkonvention* betreffen die Bereiche: Naturschutz und Landschaftspflege, Berglandwirtschaft, Raumplanung und nachhaltige Entwicklung, Bergwald, Tourismus, Energie, Bodenschutz, Verkehr und Streitbeilegung (ÖSTERREICHISCHER ALPENVEREIN, 2000).

Das *Bergwaldprotokoll* wurde mittlerweile von der Schweiz, Deutschland, Frankreich, Liechtenstein, Italien, Monaco, Slowenien und von Österreich (31.10.2000) unterzeichnet. Dieses Protokoll sieht die Schaffung erforderlicher Planungsgrundlagen vor. Weiters sollen die Schutzfunktionen des Bergwaldes ebenso erhalten werden wie seine Nutzfunktion und die sozialen und ökologischen Funktionen des Bergwaldes. Walderschließungen sind sorgfältig zu planen und auszuführen, dabei ist den Erfordernissen des Natur- und Landschaftsschutz-

zes Rechnung zu tragen. Die Vertragsparteien verpflichten sich im *Protokoll "Bergwald"*, Naturwaldreservate in ausreichender Größe und Anzahl auszuweisen (CIPRA, 2001).

Die Präambel zum *Bergwaldprotokoll* weist darauf hin, dass die Bergwaldökosysteme wichtige Lebensräume für eine vielfältige Tier- und Pflanzenwelt sind. Unter anderem wird auch darauf aufmerksam gemacht, dass die ansässige Bevölkerung in der Lage sein muss, ihre Vorstellungen von der gesellschaftlichen, kulturellen und wirtschaftlichen Entwicklung selbst zu definieren und an deren Umsetzung im Rahmen der geltenden staatlichen Ordnung mitzuwirken. Das Ziel des *Bergwaldprotokolls* ist es, den Bergwald als naturnahen Lebensraum zu erhalten, erforderlichenfalls zu entwickeln oder zu vermehren und seine Stabilität zu verbessern, insbesondere soll u. a.

- ein gut strukturierter, stufiger Bestandesaufbau mit standortgerechten Baumarten angestrebt werden und
- autochthones forstliches Vermehrungsgut eingesetzt werden.

Da der Bergwald wichtige soziale und ökologische Funktionen zu erfüllen hat, verpflichten sich die Vertragsparteien im Artikel 8 zu Maßnahmen, welche u. a. seine biologische Vielfalt sicherstellen (ÖSTERREICHISCHER ALPENVEREIN, 2000; CIPRA, 2001).

8.1.10 Aarhus-Konvention

Die im Rahmen der UN-ECE (UN-Wirtschaftskommission für Europa) 1998 zustande gekommene „*Aarhus-Konvention*“ regelt den Zugang zu umweltbezogenen Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an umweltrelevanten Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten (UN-ECE, 1998).

Ziel der Konvention ist es, den Zugang zu Informationen über die Umwelt zu erleichtern, die Mitsprache der Öffentlichkeit bei Entscheidungen, welche Auswirkungen auf die Umwelt haben können, zu verbessern, und auf diese Weise zu mehr Transparenz in der Verwaltung, einer stärker partizipatorisch orientierten Demokratie, effizienterer öffentlicher Kontrolle und erhöhter Akzeptanz von Entscheidungen beizutragen (Kap. 5.7, 2.3).

Die Konvention stützt sich auf drei Säulen:

1. Natürliche und juristische Personen sollen auch ohne nachweisbares Interesse Umweltinformationen seitens der Behörden verlangen können. Weiters sollen Register umweltbezogener Daten und über die öffentlichen Telekommunikationsnetze gebührenfrei benutzbare elektronische Datenbanken aufgebaut werden.
2. Die Öffentlichkeit ist frühzeitig in Entscheidungen einzubeziehen, die Auswirkungen auf die Umwelt haben können (z. B. Anlagengenehmigungsverfahren). Neben der Bekanntmachung umfassender verfahrensbezogener Informationen (Beteiligungsmöglichkeiten, Zeit und Ort öffentlicher Anhörungen etc.) soll den Bürgern in möglichst alle entscheidungsrelevanten Unterlagen Einsicht gewährt und die Abgabe von Stellungnahmen ermöglicht werden, die angemessen zu berücksichtigen sind. Die Partizipation soll auch die Erstellung von Plänen und Programmen, wie Flächenwidmungspläne und Raumordnungsprogramme, umfassen. Die ebenfalls geforderte Mitbestimmung bei der Konzeption von Politiken und Gesetzen wäre eher als „soft law“ zu werten. Ausdrücklich fordert die Konvention die Öffentlichkeitsbeteiligung bei Entscheidungen über die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen (GMOs).
3. Wenn der betroffenen Öffentlichkeit der Zugang zu Informationen und Beteiligung verwehrt wird, soll die Einklagung dieser Rechte offen stehen. Damit ist im Gegensatz zur derzeitigen Rechtssituation, wonach Verbände keine Parteienstellung besitzen, implizit auch Nicht-Regierungsorganisationen (NGOs) ein rechtliches Vorgehen möglich.

Die Konvention wurde im Juni 1998 in Aarhus (Dänemark) anlässlich der 4. Paneuropäischen Umweltministerkonferenz abgeschlossen und von Österreich im selben Jahr unterzeichnet, jedoch bislang vom österreichischen Parlament nicht ratifiziert. Daher handelt es sich derzeit in Bezug auf Österreich noch um „soft law“-Bestimmungen ohne rechtsverbindliche Wirkung. Eine Ratifikation hätte umfassenden Anpassungsbedarf des österreichischen Umweltrechtsbestandes zur Folge, der derzeit nur in Teilbereichen den Anforderungen der Konvention entspricht (ÖGUT, 2001) (Kap. 10).

8.2 Nationale Rechtsmaterien und Verpflichtungen

Die folgenden Kapitel gehen in komprimierter Form auf ausgewählte österreichische Rechtsmaterien und rechtliche Verpflichtungen ein und beleuchten insbesondere, wie die biologische Vielfalt sowie deren Schutz und Förderung im österreichischen Forst- und Naturschutzrecht (Kap. 8.2.1, 8.2.2), in der „Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (Kap. 8.2.3) und im „Nationalen Umweltplan“ (Kap. 8.2.4) berücksichtigt werden sowie welche Anstrengungen zur Einbeziehung der Biodiversitäts-Thematik in den Rechtsbestand unternommen werden. Außerdem wird weiterer Handlungsbedarf aufgezeigt.

8.2.1 Forstrecht

Das *Österreichische Forstgesetz 1975 idgF.* (BGBl. Nr. I 59/2002) und darauf bezugnehmende Verordnungen (siehe Übersicht in Kap. 12.6) tangieren direkt oder indirekt alle in Kap. 7.1.3 und 7.3 angeführten Wirkungskomplexe in Bezug auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen und regeln die Forstwirtschaft, die bedeutsamste Einflussgruppe auf die Biodiversität des Waldes (siehe Kap. 6.2, 7.2.1).

Am 27. 2. 2002 wurde vom Parlament eine Novelle des *Forstgesetzes* beschlossen (ausgegeben am 12. 04. 2002), die einige – direkt oder indirekt – potenziell biodiversitätsrelevante Änderungen beinhaltet und in einigen Passagen auf die biologische Vielfalt des Waldes Bezug nimmt. Insgesamt zählen zu den wesentlichen Bestimmungen des *Forstgesetzes* 1975 idF. 2002, d. h. unter Berücksichtigung der jüngsten Novellierung sowie von Bezugnehmenden Verordnungen, unter anderem folgende Regelungen, die einen (potenziellen) Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt aufweisen:

- Aus grundsätzlicher Sicht ist die Bedeutung des *Forstgesetzes* für die biologische Vielfalt des Waldes zunächst insofern als eingeschränkt zu betrachten, als sich das Forstgesetz gemäß der Walddefinition des § 1a. Abs. 1 unmittelbar nur auf die im Anhang aufgezählten Arten von Holzgewächsen (forstlicher Bewuchs) und deren Nutzung bezieht. Nicht forstlich genutzte Pflanzen- und Tierarten werden durch das *Forstgesetz* nicht explizit berücksichtigt (GOSSOW, 1985; SCHODTERER, 2001), wenngleich sich argumentieren lässt, dass deren Lebensbedingungen durch die Form der Bestockung entscheidend mit gestaltet werden.
- Im novellierten *Forstgesetz* werden in § 1 als Zielsetzungen des *Forstgesetzes* die Wald-erhaltung, die Sicherung der Nachhaltigkeit der multifunktionellen Waldwirkungen und die Sicherstellung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung genannt. Als Aufgabe einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung werden neben der Nutzung ausdrücklich die dauerhafte Erhaltung der biologischen Vielfalt, des Regenerationsvermögens und der Vitalität der Wälder definiert und auf die nachhaltige Erfüllung von ökologischen Funktionen des Waldes Bezug genommen (§ 1), wobei die Lebensraumfunktion für Fauna und Flora jedoch expressis verbis nicht als solche genannt wird. Diese Bestimmungen besitzen programmatischen Grundsatzcharakter ohne unmittelbare rechtsverbindliche Wirkung, sind aber bei der Auslegung anderer Bestimmungen des *Forstgesetzes* von Bedeutung (vgl. Erläuterungen des Gesetzgebers zur Regierungsvorlage, in: HVLf, 2002; vgl. auch Anmerkung zu

§ 12 FG 1975 idF. 1987, in: WOHANKA et al., 1993). Im novellierten Abschnitt über Aufgaben und Umfang der *Forstlichen Raumplanung* wird in allgemeinen Formulierungen erstmals vom „Lebensraum Wald“ gesprochen (§ 6 Abs. 1 und § 7).

- Zur Walderhaltung wird dem Waldeigentümer vorgeschrieben, Kahlfächen und Räumden im Wirtschaftswald rechtzeitig mit „standortstauglichem Vermehrungsgut“⁸¹ forstlicher Holzgewächse wiederzubewalden (§ 13 Abs. 1). Da keine weitere Definition des Begriffes „standortstauglich“ erfolgt, bleibt die Interpretation, welches Vermehrungsgut im Hinblick auf die allgemeinen Zielsetzungen des § 1 *Forstgesetz* „standortstauglich“ ist, innerhalb eines relativ weit gesteckten Rahmens dem Waldeigentümer überlassen. Eine zwingende Orientierung an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft ist aus dem § 13 Abs. 1 nicht ableitbar. Bei der Umsetzung verbleibt somit Entscheidungsfreiheit für die betrieblichen Zielsetzungen des Eigentümers (vgl. SCHODTERER, 2001).
- Eigentümer von *Schutzwäldern* sind zu einer Waldbehandlung verpflichtet, welche die Erhaltung eines möglichst stabilen, dem Standort entsprechenden Bewuchses mit kräftigem inneren Gefüge bei rechtzeitiger Erneuerung gewährleistet (§ 22 Abs. 1). Damit geht der Gesetzgeber davon aus, dass die Erfüllung der Schutzfunktion langfristig nur durch eine standortgemäße Artenzusammensetzung der Bestockung gewährleistet werden kann. Damit wird implizit eine weitgehende Orientierung der Bestockung an der potenziell natürlichen Vegetation gefordert (SCHODTERER, 2001). Diese Bestimmung kommt den Zielsetzungen der CBD in hohem Maße entgegen.
- Im *Bannwald* ist nach § 28 Abs. 2a eine bannzweckgemäße Bestockung vorgeschrieben. Eine Ausrichtung an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft wird damit nicht explizit ausgesprochen. Es kann jedoch von der stillschweigenden Prämisse ausgegangen werden, dass eine standortgerechte Bestockung in der Regel dazu geeignet ist, „den Bannzweck am besten zu erfüllen“ (§ 28 Abs. 2a).
- Das novellierte *Forstgesetz* ermöglicht in verstärktem Ausmaß die Naturverjüngung. Eine *Wiederbewaldung* soll grundsätzlich durch Naturverjüngung erfolgen, wenn in einem Zeitraum von zehn Jahren eine Naturverjüngung durch Samen, Stock- oder Wurzelausschlag vorhanden ist, die eine volle Bestockung der Wiederbewaldungsfläche erwarten lässt (§ 13 Abs. 3). Verjüngungen sind so lange nachzubessern, bis sie gesichert sind. Generell bleibt es jedoch weiterhin der Entscheidung des Waldeigentümers überlassen, entweder „standortstaugliches Vermehrungsgut“ zu verwenden oder die Wiederbewaldung mit Naturverjüngung zu beginnen.
- Die im *Anhang* des *Forstgesetzes* aufgelisteten Arten von forstlichen Holzgewächsen gemäß der Walddefinition in § 1 Abs. 1a (forstlicher Bewuchs) enthalten eine Reihe von fremdländischen Arten. Ungeachtet der genauen Kategorisierung dieser Neophyten (gebietsfremden Arten) nach dem Grad ihrer Naturalisation und ihrer Einführungs- bzw. Einwanderungsform sind darunter einige Arten, die von Fachleuten als „invasiv“ eingestuft werden (ESSL & RABITSCH, 2002). Invasive Neophyten üben überwiegend negative Wirkungen auf die heimische biologische Vielfalt aus, da sie sich infolge ihrer Konkurrenzstärke rasch in heimischen Lebensräumen auszubreiten und autochthone Arten zu verdrängen vermögen. Unter den im Anhang des *Forstgesetzes* aufgeführten Holzarten sind auch die in ESSL & RABITSCH (2002) als „invasiv“ bezeichneten Arten Robinie (*Robinia pseudacacia*), Kanadische Pappel (*Populus x canadensis*), Götterbaum (*Ailanthus altissima*) und Eschenahorn (*Acer negundo*) subsumiert, die aus naturschutzfachlicher und ökologischer Sicht als problematisch eingestuft werden, v. a. in gewässerbegleitenden und pannonischen Trocken-Lebensräumen (ESSL & RABITSCH, 2002; KOWARIK, 1995; 1999). Götterbaum und Eschenahorn können zudem wirtschaftliche Schäden verursachen, weil

⁸¹ Die Schreibweise des Begriffes „standortstauglich“ mit einem „s“ als Fuglaut entspricht zwar nicht der neuen deutschen Rechtschreibung (DUDEN, 2000), es wird jedoch die Schreibweise der Forstgesetz-Novelle vom 12. April 2002 im Sinne der Zitattreue übernommen.

sie wenig wertvolles Holz liefern und in Konkurrenz zu heimischen Wertholzarten stehen. Die teils forstlich forcierten Nadelholzarten Strobe (*Pinus strobus*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) gelten als „potenziell invasiv“ (ESSL & RABITSCH, 2002), d. h. diese beiden Neophyten verursachen in Österreich gegenwärtig noch wenig Naturschutzprobleme, treten aber im benachbarten bzw. biogeographisch benachbarten Ausland problematisch in Erscheinung (KNÖRZER et al., 1995; MACOVA & TICHY, 1999; VERA, 1999). Mit dem „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ haben sich die Vertragsstaaten verpflichtet, Maßnahmen zur Kontrolle bzw. zur Ausrottung nichtheimischer Arten, die ursprüngliche Arten und Lebensräume gefährden, zu ergreifen, sowie deren Ansiedlung zu verhindern (Art. 8 Abs. h, CBD, 1992)⁸².

- Es besteht ein Verbot von *Kahlhieben*, wenn Wasserhaushalt, Produktionskraft und Stabilität des Bodens sowie die Wirkung von Schutz- oder Bannwäldern beeinträchtigt werden. Großkahlhiebe mit einer Fläche von mehr als 2 ha bei einer Breite von über 50 m oder einer Länge von über 600 m bei einer Breite von unter 50 m sind nur in Ausnahmefällen zulässig (§ 82).
- Im *Forstgesetz* wird ein *allgemeines Rodungsverbot* ausgesprochen (§ 17 Abs. 1). Die Erteilung einer Rodungsbewilligung war vor der Novellierung daran gebunden, dass das öffentliche Interesse am Rodungszweck das öffentliche Interesse an der Walderhaltung überwiegt. Das *Forstgesetz idF. 2002* bringt diesbezüglich eine Deregulierung im Sinne einer Stärkung der Verfügungsfreiheit der Waldeigentümer, indem Rodungen mit einem Flächenausmaß von unter 1.000 m² grundsätzlich keiner Bewilligung mehr bedürfen, sondern nur noch anmeldepflichtig sind (§ 17a Abs. 1). Für die Versagung einer Rodungsbewilligung für Waldflächen, deren Flächengröße über diesem Schwellenwert liegt, muss glaubhaft gemacht werden, dass das öffentliche Interesse an der Walderhaltung das private Interesse des Rodungswerbers überwiegt (§ 17 Abs. 2). Damit wurde die Nachweispflicht gegenüber der früheren Regelung zugunsten des privaten Rodungswerbers und zuungunsten der Forstbehörde als Vertreterin öffentlicher Interessen gleichsam umgekehrt. Bei der Beurteilung des „öffentlichen Interesses“ ist die Behörde dazu angehalten, auf eine die erforderlichen Wirkungen des Waldes gewährleistende Waldausstattung Bedacht zu nehmen (§ 17 Abs. 5). Grundsätzlich bergen die geänderten Rodungsbestimmungen potenziell die Gefahr einer Verschlechterung von bestehenden Waldlebensräumen, insbesondere im Umland von Ballungsräumen mit hohem Bauland- und Rodungsdruck (Kap. 6.5). Auch summierte Verluste kleinerer Waldflächen können in unterbewaldeten Gebieten zu weiterer Fragmentierung und Zersiedelung des Waldes führen und mit spürbaren Verlusten an landeskulturellen Waldwirkungen (v. a. Erholungs- und Wohlfahrtsfunktionen) gerade dort einher gehen, wo sie am dringendsten benötigt werden (SONDEREGGER & ENZENHOFER; 1994).
- Das novellierte *Forstgesetz* führt die in der bisherigen Fassung unbekannte Kategorie der „*Wälder mit besonderem Lebensraum (Biotopschutzwälder)*“ ein. Die Anwendung des Begriffs der „*Biotopschutzwälder*“ wird jedoch auf Wälder in Schutzgebieten, reichend von privatrechtlich vereinbarten Naturwaldreservaten über Nationalparks und Naturschutzgebiete bis zu ausgewiesenen Natura 2000-Gebieten gemäß FFH- und Vogelschutzrichtlinie der EU, beschränkt (§ 32a Abs. 1). Eine Biotopschutzfunktion von Waldbeständen außerhalb solcher rechtlich geschützter Gebiete kann somit aus dem *Forstgesetz* nicht abgeleitet werden. *Biotopschutzwälder* im Sinne des *Forstgesetzes* sollen zukünftig auch im Waldentwicklungsplan dargestellt werden, wobei es sich um eine reine Kenntlichmachung bestehender Schutzgebietsausweisungen handelt. In *Biotopschutzwäldern* mit rechtlichem Schutzstatus können Ausnahmen von sonstigen Bestimmungen des *Forstgesetzes* (z. B.

⁸² Detaillierte Maßnahmen und Richtlinien zur Implementierung dieser Bestimmung der CBD wurden von der COP 6 verabschiedet (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/23, 2002). Die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes wird dabei empfohlen. Auch im „Erweiterten Arbeitsprogramm über die biologische Vielfalt der Wälder“ der CBD ist als Ziel festgeschrieben, dass negative Einflüsse invasiver nichtheimischer Arten auf die Biodiversität verhindert bzw. abgemildert werden sollen (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22, 2002).

Wiederbewaldung, Waldverwüstung) erteilt werden, sofern nicht ein öffentliches Interesse an der Walderhaltung entgegensteht. Auf diesem Weg gewährte Ausnahmen können insofern biodiversitätsrelevant sein, als sie Eingriffe oder Unterlassungen im Naturschutzinteresse ermöglichen und den Handlungsspielraum bei naturschutzfachlich notwendigen Maßnahmen, wie z. B. Naturverjüngung auch bei längeren Wiederbewaldungszeiträumen oder dem Belassen von Totholz, erhöhen können. Ausnahmemöglichkeiten für Artenschutzmaßnahmen außerhalb dieser rechtlich geschützten Gebiete sieht das *Forstgesetz* jedoch nicht vor.

- Die *Definition der Waldeigenschaft* wurde durch die Novelle modifiziert. Grundsätzlich wird bei Naturverjüngung nun eine Fläche erst ab einer Bewuchshöhe von mindestens 3 m und gleichzeitiger Überschirmung von mehr als fünf Zehnteln zu Wald (§ 4 Abs. 1). Um die Problematik des „Zuwachsens“ von naturschutzfachlich wertvollen Grünlandbiotopen, wie Trocken- und Magerrasen, im Zuge spontaner Gehölzsukzession zu entschärfen, wurden in einer am 24. Jänner 2003 ausgegebenen Verordnung abweichende Bewuchshöhen für „Problemgehölze“ festgelegt: 8 m für Robinie und Grauerle, 6 m für Götterbaum, Zitterpappel, Graupappel, Birke und andere raschwüchsige (Pionier-) Gehölze. Die Durchführung von „Schwendungsmaßnahmen“⁸³ auf verbuschenden und verwaldenden Flächen ist damit nun länger möglich.
- Die *Forstliche Raumplanung* (Waldentwicklungsplan⁸⁴) (§§ 6 – 11) kann mit der biologischen Vielfalt vor allem in Bezug auf die Schutzwirkung im Sinne der Standortschutzfunktion, d. h. der Erhaltung des Waldstandortes, in Zusammenhang gebracht werden. In geringerem Ausmaß kann auch der Wohlfahrtswirkung ein indirekter Biodiversitätsbezug zuerkannt werden (Klima- und Wasserhaushaltsregulationsleistungen), wengleich die Formulierung der Wohlfahrtswirkung aus anderen Motiven erfolgte.
- Die in *Schutzwäldern* im Vergleich zum sonstigen Wirtschaftswald geltenden strengeren Nutzungsbeschränkungen, beispielsweise hinsichtlich Kahlhiebsgröße und erforderlicher Überschirmung, können sich positiv auf Naturnähe und biologische Vielfalt auswirken (§ 22).
- Das Verbot der *Waldverwüstung* (§ 16) kann mögliche Beeinträchtigungen der Biodiversität, wie flächenhafte Gefährdung des Bewuchses durch unsachgemäße Behandlung oder das Ausbringen von Klärschlämmen, verhindern helfen. Waldschäden, die durch die Einwirkung jagdbarer Wildtiere (Verbiss) erfolgen, fallen jedoch nicht in den Kompetenzbereich des *Forstgesetzes* (§ 16 Abs. 2d). In § 16 Abs. 5 werden jedoch die Rechte und Pflichten der Forstaufsichtsbehörde im Zusammenhang mit flächenhaften Waldgefährdungen durch jagdbare Tiere geregelt.
- Die Bestimmungen über den *Schutz vor Forstschädlingen* (§§ 43 – 45) können beispielsweise zum Schutz vor flächigen Käferkalamitäten beitragen, bei enger Auslegung aus naturschutzfachlicher Sicht jedoch in Konflikt mit der diversitätsfördernden Maßnahme des Belassens von Alt- und Totholz sowie Windwurfholz geraten.
- Die Bestimmungen über *Forstschädliche Luftverunreinigungen* (§§ 47 – 57) regeln Immissionsgrenzwerte und sind bei der Bewilligung von emittierenden Anlagen zu berücksichtigen. Sie können in Zusammenhang mit dem möglichen Einfluss von Immissionen auf die Artenvielfalt gesehen werden.

⁸³ Schwenden: Entfernen von Gehölzaufwuchs, Roden, insbesondere von Strauchgehölzen und Krummholz.

⁸⁴ Dieses Fachgutachten über die Funktionen des gesamten österreichischen Waldes stellt flächendeckend forstlich-ökologische, ökonomische und soziale Grundlagen für forstpolitische und landeskulturelle Entscheidungen bereit. In den Planungsgebieten werden anhand forstgesetzlicher Kriterien die Funktionsflächen abgegrenzt, die Leitfunktionen bewertet (Mindestgröße 10 ha) und in einer Österreichkarte 1:50.000 dargestellt. Die Leitfunktion oder Leitwirkung ist jene Funktion des Waldes, der höchste Wertigkeit auf einer Funktionsfläche zukommt. Folgende Leitfunktionen, denen im Kartenteil bestimmte Farben zugeordnet sind, werden unterschieden: Nutzfunktion; Schutzfunktion; Wohlfahrtswirkung; Erholungsfunktion. Diese vier Funktionen des Waldes werden für jede Funktionsfläche nach Kriterien bewertet, die aus dem Forstgesetz abgeleitet und in den Richtlinien über Inhalt und Ausgestaltung des Waldentwicklungsplanes festgelegt sind (BMLFUW, 2001e).

- Im Abschnitt über die Ziele und *Maßnahmen der forstlichen Förderung* werden der ökologische Wert und die ökologische Stabilität der Wälder sowie die nachhaltige Entwicklung auch der ökologischen Funktionen des Waldes berücksichtigt (§ 142 Abs. 1).

Teilaspekte der biologischen Vielfalt in Wäldern werden durch folgende forstwirtschaftsbezogene Rechtsmaterien behandelt (Anhang Kap. 12.6):

- Das *Forstliche Vermehrungsgutgesetz*, BGBl. 419/96, regelt Herkunft, Beschaffenheit und den Verkehr mit forstlichem Vermehrungsgut. Auf die Bedeutung der genetischen Vielfalt wird besonders hingewiesen. Eine Kategorie der „erhöhten genetischen Vielfalt“ wurde in Österreich erstmals in einem europäischen Land eingeführt und damit eine gesetzlich vorgeschriebene Mindestanzahl von Bäumen bei der Saatguternte festgelegt.
- Eine ab 1999 anzuwendende *Richtlinie für die Förderung forstlicher Maßnahmen aus Bundesmitteln*, die neue Vorgaben für Umbau standortwidriger Bestände, Neubewaldung, Pflege sowie Wiederaufforstung von Katastrophenflächen enthält, orientiert sich an der Leitlinie der natürlichen Waldgesellschaften (MÜLLER, 1999).

Die rechtlichen Voraussetzungen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt des Waldes wurden durch die jüngste *Novellierung* des österreichischen *Forstgesetzes* 1975 (BGBl. Nr. I 59/2002) verbessert.

Im Hinblick auf die Anpassung an die neuen Anforderungen, die sich aus dem „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ ergeben (Kap. 2.1), verbleibt jedoch noch in verschiedenen Bereichen Optimierungspotenzial. Aus Sicht der CBD erschiene langfristig ein „Waldgesetz“, das ausdrücklich auch nicht forstlich genutzte Pflanzen- und Tierarten berücksichtigt, sinnvoll (SCHODTERER, 2001). Der Begriff der „biologischen Vielfalt“ wird im *Forstgesetz* explizit nur einmal im Kontext der programmatischen Grundsatzbestimmung des neuen § 1 erwähnt. Hierbei handelt es sich jedoch um eine Bestimmung ohne unmittelbare rechtsverbindliche Wirkung (vgl. Erläuterungen des Gesetzgebers zur Regierungsvorlage, in: HVLF, 2002). Seitens des Naturschutzes wurden vielfach die fehlende Aufnahme der Lebensraumfunktion (Schutz der biologischen Vielfalt, Biotopschutzfunktion) als eine weitere, gleichberechtigte Waldwirkung, deren Integration in die Forstliche Raumplanung sowie die Lockerung der Rodungsbestimmungen kritisch vermerkt.

Die stärkere Verankerung einer Orientierung an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft bei der Wiederbewaldung könnte wesentlich zur Förderung einer standortgemäßen biologischen Vielfalt im Sinne von Zielsetzungen der CBD beitragen. Bei der Verpflichtung des Bewirtschafters zur Wiederbewaldung mit „standortstauglichem Vermehrungsgut“ außerhalb des Schutz- und Bannwaldes gemäß § 13 Abs. 1 wurde der Gesetzgeber offensichtlich von der Intention geleitet, einen Ausgleich zwischen Naturnähe und der Belassung von betrieblichem Entscheidungsspielraum bei der Baumartenwahl zu schaffen. Die bestehende Formulierung lässt jedoch vielfältige Interpretationen zu. Hinsichtlich der Aufführung einiger, als „invasiv“ oder „potenziell invasiv“ eingestufte Gehölzarten im Anhang des *Forstgesetzes* (forstlicher Bewuchs) (vgl. ESSL & RABITSCH, 2002) wäre eine Überprüfung anzugehen.

Aus biodiversitätsbezogener Sicht wäre ein flexiblerer Zugang zu Forstschutzbestimmungen im Zusammenhang mit Biotopholzausstattung in dem Sinne diskussionswürdig, dass Totholz nicht entfernt werden muss, auch wenn keine Massenvermehrung von Forstschädlingen droht (§ 45 sowie „Forstschutzverordnung“ BGBl. Nr. 245/1990). Weiters wäre es vorteilhaft, die mögliche Anwendung der neu geschaffenen Bestimmungen über „Biotopschutzwälder“ (§ 32a) auch auf solche Gebiete auszudehnen, die außerhalb bereits bestehender Schutzgebiete liegen.

Die konkreten Auswirkungen unterschiedlicher gemäß Forstgesetz gestatteter Nutzungsformen auf die biologische Vielfalt sind noch weitgehend unbekannt. Hier besteht Forschungsbedarf.

8.2.2 Naturschutzrecht

Aufgrund des Artikels 15 des Bundes-Verfassungsgesetzes liegt der Naturschutz in Gesetzgebung und Vollziehung im selbstständigen Wirkungsbereich der Länder. Es existiert daher kein Naturschutzgesetz oder ein entsprechendes Rahmengesetz auf Bundesebene. Die allgemeinen Verpflichtungen der neun *Landes-Naturschutzgesetze* haben den Schutz und die Pflege der Natur als Lebensgrundlage für Menschen, Tiere und Pflanzen zum Inhalt (RAMETSTEINER, 1999). Die biodiversitätsrelevanten Zielsetzungen der *Naturschutzgesetze* (Kap. 6.9) beziehen sich auf

- den Schutz eines ungestörten und funktionierenden Wirkungsgefüges des Naturhaushaltes;
- den Schutz des Artenreichtums der heimischen Tier- und Pflanzenwelt und
- den Schutz der Vielfalt der Landschaft.

Mögliche *Naturschutzauflagen* für Waldflächen lassen sich wie folgt gliedern (GRABMAIR, 1996):

- Naturschutzrechtliche Festlegungen (in jeweils zumindest einem Bundesland): Artenschutz, Naturdenkmal, Geschützter Landschaftsteil, Landschaftsschutzgebiet, Naturschutzgebiet, Naturpark, Nationalpark, Geschützte Naturgebilde von örtlicher Bedeutung, Baumschutz, Pflanzenschutzgebiet, Geschützte Grünbestände, Ruhegebiet, Geschütztes Feuchtgebiet, Verbotzone, Biosphärenpark, Europaschutzgebiet, Geschützter Lebensraum, Sonderschutzgebiet.
- Dokumentation der Schutzgebiete (Grundbuch, Naturschutzbuch etc.).
- Hoheitsrechtliche Naturschutzauflagen oder (zumeist) privatrechtliche Naturschutzverpflichtungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes:
 - Vorschriften bzw. Beschränkungen zur Flächennutzung bzw. zur Entnahme von Ressourcen;
 - Verbote oder Beschränkungen für den Einsatz von Produktionsmitteln;
 - Verbote oder Beschränkungen bei der Errichtung von Anlagen;
 - Verbote oder Beschränkungen der Jagd;
 - Gesetzliche Gewässeruferschutzbestimmungen.

Die Schutzgebietskategorie „*Naturschutzgebiet*“ kommt in allen Bundesländern zur Anwendung und stellt eine der strengsten Kategorien des Flächenschutzes in Österreich dar. Die Voraussetzungen, die Gebiete erfüllen müssen, um als Naturschutzgebiet verordnet zu werden, divergieren in den einzelnen Bundesländern. Darüber hinaus ist vielfach die übliche bzw. zeitgemäße forstliche Bewirtschaftung von naturschutzrechtlichen Bestimmungen generell ausgenommen. Wenn Vorschriften zur Flächennutzung bestehen, so sind das z. B. (GRABMAIR, 1996):

- Vorschreibung von Einzelstammentnahmen oder Gruppenplenterungen;
- Einschränkungen bei der Baumartenwahl;
- Rodungsverbote;
- Schutz von Auwäldern;
- Größe von Schlagflächen.

Auch außerhalb von verordneten Naturschutzgebieten gibt es in Österreich eine große Anzahl an unterschiedlichen naturschutzrechtlichen Regelungen mit Bezug auf den Wald. Beispiele für forstwirtschaftliche Nutzungsbeschränkungen, die naturschutzrechtlich verordnet werden können und zum Teil entschädigt werden, sind: die Vorschreibung des Holzernteverfahrens, wie von Einzelstammentnahmen oder Femelungen⁸⁵, gänzliche oder teilweise Nut-

⁸⁵ Femelschlag: relativ kleinflächiges Verfahren der Verjüngung, bei dem eine jeweils geringere Zahl von Altbäumen (Trupps, Gruppen oder Horste) in unregelmäßiger Verteilung entnommen wird. Die entstehenden kleinflächigen Lücken begünstigen die natürliche Verjüngung (vgl. BRÜNIG & MAYER, 1989).

zungsverbote (z. B. Belassen von Totholz), Verbot von Dünge- und Schädlingsbekämpfungsmitteln oder ökologische Bestandesüberführungen.

Die uneinheitliche Regelung naturschutzrechtlicher Belange infolge der Existenz neun unterschiedlicher *Landes-Naturschutzgesetze* erschwert mitunter die Umsetzung von internationalen Verpflichtungen, so auch der CBD (Kap. 2.1), v. a. in jenen Bereichen, in denen eine Gesamtbetrachtung und -beurteilung über Bundesländergrenzen hinweg erforderlich ist. Dies gilt auch im Hinblick auf die notwendige Integration von Naturschutzrichtlinien der EU (Natura 2000) (Kap. 6.9.3, 8.1.2). Eine Harmonisierung der *Naturschutzgesetze der Länder* würde der Implementierung derartiger Verpflichtungen in innerstaatliches Recht entgegenkommen.

8.2.3 Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt

Gemäß Artikel 6 der CBD (Kap. 2.1) wurde 1998 – ebenso wie auf europäischer Ebene im Rahmen der EU-Kommission – eine „*Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*“ (Kap. 8.2.3) erstellt (BMUJF, 1998).

Eine grundsätzliche Absicht der nationalen Strategie zum Erhalt und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt ist die Verstärkung des Bewusstseins und eine Vertiefung des Wissens über die Bedeutung, Vorteile und Wirkungen der biologischen Vielfalt durch Aus- und Weiterbildung in allen relevanten Bereichen. Die Entwicklung eines interdisziplinären Ansatzes zu einer Inventarisierung der biologischen Vielfalt Österreichs auf allen Ebenen, d. h. genetischer Vielfalt, Artenvielfalt und Vielfalt der Ökosysteme (Kap. 3.2.1), bildet ebenfalls ein primäres Ziel. Auf der Basis von entsprechenden, geeigneten Informationen soll es möglich sein, abgestimmte und kosteneffiziente Maßnahmen nach objektiv festgelegten Prioritäten zu setzen. Im Sinne des Vorsorgeprinzips muss jedoch bereits vor dem Vorliegen einer endgültigen und vollständigen Inventarisierung in Datenbanken mit entsprechenden Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt begonnen werden.

Ein weiteres Ziel der Strategie ist daher eine stärker koordinierte Vorgangsweise bei Natur- und Artenschutz in Österreich – auch in Abstimmung mit angrenzenden Ländern innerhalb und außerhalb der EU – sowie eine harmonisierte, d. h. auf die drei Ziele der CBD (Kap. 2.1) abgestimmte Naturschutz-, Landwirtschafts- und Forstpolitik. Dazu müssen auch eine koordinierte und durchdachte Raumplanung sowie wissenschaftliche und technologische Innovationen beitragen. Eine koordinierte Vorgangsweise wurde u. a. bereits durch die im Rahmen der pan-europäischen Umweltministerkonferenz mit ihrer 1995 ins Leben gerufenen "Pan-europäischen Strategie für biologische und landschaftliche Vielfalt" eingeleitet (BMUJF, 1998).

Betreffend den Wald zielt die Strategie darauf ab, dass sich die Waldbewirtschaftung an der jeweiligen potenziell natürlichen Waldgesellschaft unter Wahrung der Stabilität des betreffenden Waldökosystems orientiert. Darüber hinaus sind umfangreiche Maßnahmen erforderlich um auch externe Einflüsse, z. B. von Luftschadstoffen, zu minimieren. Im Hinblick auf die Biodiversität orientiert sich die österreichische Forstpolitik an mehreren Grundsätzen einer naturnahen Waldbewirtschaftung (Kap. 6.2).

Die Zielsetzungen im Bereich „Wald“ sollen durch das folgende Maßnahmenpaket erreicht werden:

- Förderungen ökologisch orientierter Waldbaumaßnahmen;
- Aus- und Weiterbildung, Beratung, Öffentlichkeitsarbeit;
- Entwicklung von Indikatoren einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung, Monitoring;
- Forschung.

Da die Jagd in Österreich oft in Waldgebieten ausgeübt wird, gibt es in der Strategie wichtige Anknüpfungspunkte zwischen der biologischen Vielfalt im Wald und der jagdlichen Nutzung. Diese zielen auf eine langfristige Sicherung aller heimischen Wildtierpopulationen und deren Lebensräume und auf eine an die Lebensräume angepasste jagdliche Bewirtschaftung der Wildtierpopulationen bei gleichzeitiger Lebensraumverbesserung ab (Kap. 6.3.2). Maßnahmen dazu sind u. a.:

- Erhaltung bzw. Wiederherstellung möglichst vielfältiger Wildtierhabitate (Gestaltung der Landnutzungsformen);
- Erarbeitung von Erhaltungsprogrammen für bedrohte oder in ihrem Bestand rückläufige Tierarten (Auerwild, Haselwild, Rebhuhn, Feldhase etc.) durch alle Betroffenen;
- Erarbeitung von Kriterien zur Überprüfung nachhaltiger jagdlicher Bewirtschaftung der Wildtierpopulationen und ihrer Lebensräume;
- Verstärkte Entwicklung wildökologischer, revierübergreifender Planung und Einbindung in die allgemeine Landesraumplanung; Einbeziehung der biologischen Vielfalt in die Raumplanung;
- Erweiterung und Intensivierung gemeinsamer Kommunikationsplattformen der wichtigsten traditionellen Landnutzungsinteressen (Jagd, Forstwirtschaft, Landwirtschaft) und anderer Nutzungen (Tourismus, Freizeitwirtschaft, Verkehr, Siedlungswesen etc.);
- Information der Jagdtausübenden über ökologische Auswirkungen der jagdlichen Maßnahmen auf Ökosysteme.

Die Strategie und ihre Umsetzung werden durch die *nationale Biodiversitätskommission* (Kap. 2.1) laufend evaluiert, um Fortschritte und Probleme der Implementierung erkennen und darauf, sowie auf Änderungen der Rahmenbedingungen (z. B. des Wissensstandes), reagieren zu können (UMWELTBUNDESAMT, 2001a; RÖHRICH, 2003).

8.2.4 Nationaler Umweltplan (NUP)

Der „*Nationale Umweltplan (NUP)*“ wurde 1995 erstmals für Österreich erstellt (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995). Er ist langfristig orientiert und soll als verbindlicher Orientierungsrahmen dienen. Die Vorarbeiten für die Erstellung eines *Nationalen Umweltplans* begannen bereits 1992. Der Auftrag an sieben Arbeitsgruppen lautete, zur Operationalisierung und Implementierung des Prinzips der Nachhaltigkeit für umweltrelevante Politikfelder in Österreich langfristig und strategisch ausgerichtete ökologische Ziele qualitativer und quantitativer Natur nicht nur durch einen medien- und sektorenüberschreitenden Ansatz zu definieren, sondern auch mittel- wie langfristig integrierte Konzepte zur Umweltvorsorge zu erarbeiten und darüber hinaus in der politischen Öffentlichkeit zu etablieren (ÖSTERREICHISCHES PARLAMENT, 1998).

Damit unternahm Österreich, das bereits seit 1984 den umfassenden Umweltschutz als Zielbestimmung in der Bundesverfassung verankert hat, einen weiteren Schritt in Richtung der Durchsetzung einer Strategie der nachhaltigen Entwicklung, zu der es sich auch international politisch verpflichtet hat. Mit dem Nationalen Umweltplan wurde für Österreich ein langfristig orientiertes Konzept entwickelt, welches das politische Bekenntnis zu einer Integration umweltpolitischer Anliegen in alle Ebenen der Politik, insbesondere in die Industriepolitik, Verkehrs- und Energiepolitik, Landwirtschaftspolitik, Gesundheitspolitik, Forschungs- und Technologiepolitik wie auch Bildungspolitik operationalisieren soll.

Dieser erste *Nationale Umweltplan* sollte einen dynamischen Prozess einleiten, dessen Elemente neben der Planung und Zielbestimmung auch die Implementierung der Maßnahmen und deren Evaluierung umfassen. Der Nationale Umweltplan sollte etwa alle vier Jahre aktualisiert werden und damit laufende Ergänzungen, Korrekturen und bessere Einsichten in die

Herbeiführung des für die Nachhaltigkeit erforderlichen Strukturwandels in Österreich mit enthalten.

Die zentralen, im *NUP* festgehaltenen Forderungen lauten:

- Die globalen Stoffkreisläufe dürfen durch menschliches Handeln nicht irreversibel beeinflusst werden.
- Lokale Tragfähigkeitsgrenzen dürfen nicht überschritten werden.
- Es muss auf eine gesellschaftliche Entwicklung hingearbeitet werden, die die Bedürfnisse der gegenwärtig lebenden Generation befriedigt, ohne die berechtigten Wohlstandsbedürfnisse künftiger Generationen zu beeinträchtigen.

Aufbauend auf diesen Forderungen enthält der *NUP* insgesamt an die 360 Maßnahmen und Vorschläge, gegliedert nach den Bereichen Industrie und Gewerbe, Energiewirtschaft, Verkehr und Transportwesen, Landwirtschaft, Wald und Wasser, Tourismus und Freizeitwirtschaft, Ressourcenmanagement sowie Verbraucher und Konsumenten. Alle Politikbereiche haben sich im Interesse einer nachhaltigen Entwicklung von Gesellschaft und Wirtschaft an diesen Maßnahmen und Vorschlägen zu orientieren.

Im Bereich „Wald“ zielt der *NUP* u. a. auf die Erhaltung der natürlichen und der kulturbedingten biologischen Vielfalt durch aktive und/oder passive Schutz- bzw. Erhaltungsmaßnahmen ab.

Problembereiche und deren Wirkungen, die in der Maßnahmenmatrix „Wald“ angeführt sind und in einen Zusammenhang mit einer möglichen Gefährdung der Biodiversität gebracht werden können, sind (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995):

- Klimaänderung: mögliche Verschiebungen im Artenspektrum.
- Einwirkung von Luftschadstoffen: mögliche genetische Verarmung.
- Unausgewogenes Schalenwild/Waldverhältnis: Artenverarmung, Baumartenentmischung, Gefährdung der Walderneuerung.
- Bewirtschaftungsmängel und -fehler: Beeinträchtigung von Natur- und Landschaftsschutz.
- Waldweide: Beeinträchtigung von Natur- und Landschaftsschutz, Baumartenentmischung, Gefährdung der Walderneuerung.
- Erholung, Freizeitwirtschaft und Intensivtourismus: Beeinträchtigung von Natur- und Landschaftsschutz.
- Neubewaldung: „Verwaldung“ landschaftlich oder naturschutzfachlich wertvoller Flächen in traditionellen Kulturräumen.
- Forstwegebau: Zerschneidung, Störung des Landschaftsbildes.

8.2.5 Österreichische Nachhaltigkeitsstrategie

Am 30. 4. 2002 wurde vom österreichischen Ministerrat als Grobsteuerungsinstrument zur intersektoralen Umsetzung der Vorgaben zur Realisierung einer nachhaltigen Entwicklung auf internationaler und EU-Ebene sowie als verbindlicher übergeordneter Orientierungsrahmen für die nationale Politik die „*Österreichische Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung*“ beschlossen (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002). Als ein Leitziel des Handlungsfeldes „Lebensräume“ wird darin die bundesweite Bewahrung der Vielfalt von Arten, Lebensräumen, Natur- und Kulturlandschaften sowie der Funktions- und Entwicklungsfähigkeit naturnaher Lebensräume definiert. Dieses Leitziel wird durch einen Katalog von umsetzungsorientierten Zielsetzungen konkretisiert:

- Weiterentwicklung wissenschaftlicher Schwerpunktprogramme und Umsetzung in Kooperation mit relevanten Raumnutzern;
- Nominierung aller fachlich erforderlichen Natura 2000-Gebiete bis 2004 und Erstellung und Umsetzung von Managementplänen bis 2006;
- Entwicklung und Umsetzung flächendeckender, regional differenzierter Biodiversitäts-Leitbilder und Gebietsmanagementkonzepte außerhalb der Natura 2000-Gebiete bis 2010;
- Herstellung eines Interessenausgleichs durch Einbindung der betroffenen Bevölkerung.

Als Ansatzpunkte zur Umsetzung werden die Weiterführung von Biotopkartierungen nach harmonisierten Kriterien, die Entwicklung eines nationalen Systems zum Biodiversitäts-Monitoring und die Erstellung bzw. Aktualisierung von Roten Listen, einschließlich gefährdeter Nutzpflanzen und Haustierrassen sowie unter Einbeziehung gefährdeter Lebensraumtypen, genannt. Die Strategie enthält das explizite Bekenntnis zum Schutz von genetischen Ressourcen, Arten und Habitaten auch außerhalb von Schutzgebieten und damit zu einem integrativen Naturschutzansatz sowie zu einer harmonisierten Biodiversitätspolitik, die Bundes- und Länderkompetenzen umfasst und intersektoral und ressortübergreifend ausgerichtet ist. Im Dokument wird auf die Gefährdung autochthoner Arten durch die Verbreitung nicht einheimischer Arten hingewiesen. Als Umsetzungsinstrumente sind innovative Konzepte zum Vertragsnaturschutz und zum Ökosponsoring zu entwickeln sowie die Erbringung von Umweltleistungen den land- und forstwirtschaftlichen Betrieben adäquat abzugelten.

Zur Realisierung einer nachhaltigen Forstwirtschaft soll die Entwicklung eines Nationalen Forstprogrammes (Kap. 8.1.3, 8.1.5) beitragen. Angestrebt werden die Zielsetzungen:

- Erhaltung und Ausbau der biologischen Vielfalt im Wald, Schutz der Gesundheit und Steigerung der Vitalität der Wälder;
- Optimierung der Schutzwirkungen des Waldes;
- Verbesserung der Instrumente zum Interessenausgleich;
- Ausbau der Beschäftigungsmöglichkeiten und der Wertschöpfung sowie Einkommenssteigerung im ländlichen Raum durch bessere Ausschöpfung der nachhaltig verfügbaren Holzressourcen, Förderung von Holz als nachwachsendem Rohstoff und Diversifikation des Produkt- und Leistungsangebotes des Waldes.

Ein Aktionsprogramm für eine nachhaltige Forstwirtschaft soll hierbei erste Impulse setzen.

8.3 Übersicht über nationale und internationale biodiversitätsrelevante Rechtsmaterien und Verpflichtungen

Zahlreiche Rechtsmaterien zu einer Vielzahl unterschiedlicher thematischer Sachbereiche haben direkten oder indirekten, aktuellen oder potenziellen Einfluss auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen. Dies betrifft sowohl österreichisches Bundes- und Landesrecht (Kap. 8.2) als auch supranationale gemeinschaftsrechtliche Bestimmungen der EU, die in den nationalen Rechtsbestand integriert werden müssen (Kap. 8.1.1, 8.1.2, 8.1.3, 8.1.4), sowie internationale Abkommen mit daraus resultierenden, mehr oder weniger verbindlichen nationalen rechtlichen Verpflichtungen, einschließlich „soft law“-Bestimmungen (Kap. 8.1.5 bis 8.1.10). Darüber hinaus zielen beispielsweise der „*Nationale Umweltplan*“ (Kap. 8.2.4) oder die „*Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*“ (Kap. 8.2.3) auf den Schutz der biologischen Vielfalt ab und können, auch wenn sie keinen gesetzlichen Status besitzen, als nationale politische Verpflichtungen mit dem Charakter moralischer Selbstbindung und politischer Willenserklärungen bezeichnet werden.

Die einzelnen thematischen Rechtsmaterien, die in der folgenden Tabelle 20 (Matrix) aufgelistet sind, können eine, mehrere oder alle Ebenen der biologischen Vielfalt betreffen (Kap. 3.2). Darüber hinaus können diese inhaltlichen Rechtsbereiche auch über einzelne oder mehrere Wirkungskomplexe (Kap. 6, 7.1.3) Einfluss auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen ausüben. Das bedeutet, dass einige Rechtsmaterien in sehr komplexer Weise die biologische Vielfalt im Wald betreffen können (z. B. Forst- und Naturschutzrecht), andere wiederum selektiven Einfluss ausüben (z. B. Immissionsschutzrecht). Das Beispiel des Jagdrechts zeigt, dass aber auch über einen einzelnen Wirkungskomplex (Veränderung des Artenspektrums/-gefüges) ein gewichtiger Einfluss auf die biologische Vielfalt in Waldökosystemen möglich ist.

Tab. 20: Auswahl an Rechtsmaterien mit potenzieller Relevanz für die biologische Vielfalt in Waldökosystemen.

Wirkungskomplexe (positive oder negative Beeinflussung)								
Rechtsmaterie	Abschluss- oder Rege- lungsebene	Zerschnei- dung von Lebens- räumen	Verände- rung der Stoffkreis- läufe	Verände- rung der Boden- nutzungs- form	Diversitäts- fördernde Maß- nahmen	Verände- rung des Arten- spektrums/ -gefüges	Wald- bauliche Maß- nahmen	Sachverhalt mit Biodiversitätsrelevanz
Übereinkommen über die biologische Vielfalt	I, N	x	x	x	x	x	x	Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt, gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden Vorteile (siehe Kap. 2.1)
Übereinkommen über Feuchtgebiete (Ramsar-Konvention)	I	x		x	x	x		Erfassung, Schutz und Erhaltung von Feuchtgebieten, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel (siehe auch Kap. 8.1.7)
Berner Konvention	I, N				x	x		Erhaltung der wild lebenden Pflanzen und Tiere sowie ihrer natürlichen Lebensräume unter besonderer Berücksichtigung gefährdeter und sensibler Arten
Alpenkonvention	I, N	x	x	x	x	x	x	Erhaltung und Schutz der Alpen durch umsichtige und nachhaltige Ressourcen-Nutzung (siehe auch Kap. 8.1.9)
Gentechnikrecht	EU, N					x		Regelung des Umgangs mit und der Freisetzung und Inverkehrbringung von gentechnisch veränderten Organismen
Naturschutzrecht	EU, BL	x	x	x	x	x	x	Arten-, Biotop- und Gebietsschutz (siehe auch Kap. 8.2.2)
Nationalparkgesetze	N, BL	x	x	x	x	x	x	Lebensraumschutz
Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz	EU, N	x	x	x		x		Evaluierung möglicher Auswirkungen von Großprojekten (sowie Plänen und Programmen)
Entwicklungshilfegesetz	N			x	x		x	Beeinflussung der Landnutzung in Empfängerländern
Landwirtschaftsrecht	I, EU, N, BL	x	x	x	x	x		Umfassende Regelung der agrarischen Landnutzung
Wasserrechtsgesetz	N		x		x	x		Bestimmungen zur ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer
Regelungen zu Emissionen und Immissionen von luftverunreinigenden Stoffen (z. B. Dampfkesselrecht, Smogalarmgesetz, „Ozongesetz“, ...)	I, EU, N		x			(x)*		Immissionsschutz
Chemikalienrecht	EU, N, BL		x			(x)**		Immissionsschutz
Gewerberecht	EU, N		x	x		(x)**		Emissionswirkungen und Flächenverbrauch

Wirkungskomplexe (positive oder negative Beeinflussung)								
Rechtsmaterie	Abschluss- oder Rege- lungsebene	Zerschnei- dung von Lebens- räumen	Verände- rung der Stoffkreis- läufe	Verände- rung der Boden- nutzungs- form	Diversitäts- fördernde Maß- nahmen	Verände- rung des Arten- spektrums/ -gefüges	Wald- bauliche Maß- nahmen	Sachverhalt mit Biodiversitätsrelevanz
Raumordnung, -planung	EU, BL	x	(x)***	x		(x)***		Festlegung der Raumnutzung (Siedlung, Verkehr, Grünland etc.)
Almschutzgesetze	BL			x				Landschaftsschutz, Ausdehnung und ökologische Funktionsfähigkeit von Bergwäldern
Mineralrohstoffgesetz	N			x				Flächenverbrauch
Forstgesetz	N	x	x	x	x	x	x	Erhaltung des Waldes und der Nachhaltigkeit seiner Wirkungen (siehe auch Kap. 6.2)
Forstliches Vermehrungsgut- gesetz und -verordnung	N					x		Erhaltung einer hohen genetischen Diversität im forstlichen Vermehrungsgut und in den daraus angezogenen Waldbeständen
Pflanzenschutzrecht	I, N, BL		x			x		Steuerung von Stoffeinträgen in Ökosysteme
Wald- und Weidenutzungs- rechte	N, BL		x	x	x	x		Trennung von Wald und Weide, ökologische Funktionsfähigkeit und Schutzwirkung von Bergwäldern
Jagdrecht	BL				x	x		Prinzipien der nachhaltigen Jagd und Hege, Einfluss auf Verjüngungsfähigkeit von Wäldern
Güter- und Seilwege-Gesetz	N, BL	x						Ökologische Trennwirkung, Landschaftszerschneidung
Bauordnungen bzw. Bau- rechtsgesetz(e) der Länder	BL	x		x		(x)***		Flächenverbrauch, Baulanderschließung, Nachfrage nach bestimmten Holzarten
Flurverfassungs-Gesetz	N, BL	x	(x)***	x		(x)***		geordnete Entwicklung des ländlichen Raumes
Bodenschutzrecht	BL		x		x	x		Schutz des Umweltmediums und Lebensraumes Boden vor Schadstoffen und anderen Belastungen
Fischereirecht	BL		(x)***		x	x		Prinzipien einer nachhaltigen Fischerei mit Fischbesatz

Quellen: Internationale Rechtsquellen, Bundesgesetze, Landesgesetze, DUBA (2000), LIST (1998), KNIELING (1998), PÜLZL (2001).

Abkürzungen:

I Internationale Rechtsnormen und Abkommen, einschließlich „soft law“-Bestimmungen

EU ... Rechtsnormen der Europäischen Union (Gemeinschaftsrecht)

N Nationale Bundesgesetze

BL ... Landesgesetze

* hypothetisch, schwierig verifizierbar

** lokal

*** indirekt

8.4 Schlussfolgerung und Zusammenfassung

Da direkte und indirekte Bezugnahmen und potenzielle, sowohl mittelbare als auch unmittelbare Beeinflussungen der biologischen Vielfalt in einer Vielzahl von Gesetzesmaterien auf regionaler, nationaler, internationaler und supranationaler Ebene enthalten sind, kann die vorliegende Arbeit innerhalb der abgesteckten Aufgabenstellung keine vollständige Prüfung aller biodiversitätsrelevanten Inhalte von Rechtsquellen leisten.

Internationale rechtliche Verpflichtungen mit Bezug auf Wälder und deren biologische Vielfalt ergeben sich aus verschiedenen Konventionen, Verträgen oder sonstigen Rechtstexten und damit zusammenhängenden politischen Prozessen. Dabei kann zwischen „soft law“-Bestimmungen ohne völkerrechtliche Bindungswirkung und internationalen Verpflichtungen „im engeren Sinn“ unterschieden werden. Beispiele für beide Kategorien, deren Zielsetzungen u. a. der Umsetzung einer nachhaltigen Forstwirtschaft und dem Erhalt und der nachhaltigen Nutzung der Biodiversität unter Einbeziehung betroffener Bevölkerungs- und Nutzergruppen dienen, sind: Die *Handlungsvorschläge des IFF/IPF* und die Arbeit des *United Nations Forum on Forests (UNFF)*, das internationale Schutzgebietenetz nach Kriterien der *IUCN (World Conservation Union)*, die *Ramsar-Konvention*, die Arbeit der *Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE)*, die „*Vogelschutzrichtlinie*“ und die „*Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie*“ der EU (Natura 2000), die *Forststrategie* und das *Sechste Umweltaktionsprogramm der EU*, das *Bergwaldprotokoll der Alpenkonvention* sowie die *Aarhus-Konvention* (Kap. 8.1).

Auf nationaler Ebene stellt im Zusammenhang mit der Nutzung der biologischen Vielfalt des Waldes vor allem das *Forstgesetz 1975 idgF.* (BGBl. Nr. I 59/2002) einen wichtigen rechtlichen Rahmen dar⁸⁶. Es enthält zahlreiche Bestimmungen mit potenziellem, direktem oder indirektem Einfluss auf die waldbezogene Biodiversität, wenngleich sich seine Bestimmungen gemäß der Walddefinition (§ 1a. Abs. 1) unmittelbar nur auf die im Anhang aufgeführten, forstlich genutzten Holzgewächse beziehen. Das Forstgesetz enthält die Verpflichtung zur rechtzeitigen Wiederbewaldung von Kahlfeldern, wobei eine generelle Präferenz für die Naturverjüngung ausgesprochen wird. Im wesentlichen bleibt es aber der Entscheidungsfreiheit des Eigentümers vorbehalten, ob mit Naturverjüngung oder mit „standortstauglichem Vermehrungsgut“ gearbeitet wird. Auch besteht ein Verbot von Kahlhieben, wenn Wasserhaushalt, Produktionskraft und Stabilität des Bodens sowie die Wirkung von Schutz- oder Bannwäldern beeinträchtigt werden; Großkahlhiebe sind nur in Ausnahmefällen zulässig. Weiters können die Forstliche Raumplanung, das Verbot der Waldverwüstung und die Regelungen über die Forstschädlichen Luftverunreinigungen in einem Zusammenhang mit dem Schutz der Biodiversität gebracht werden. Im *Bundesgesetz über das Forstliche Vermehrungsgut* wird auf die Bedeutung der genetischen Vielfalt besonders hingewiesen. Darüber hinaus zielen *forstliche Förderungen* zum Teil verstärkt in Richtung „standortgerechter Wälder“ ab (Kap. 8.2.1).

In der jüngsten *Novelle des Forstgesetzes* (2002) wird der Schutz der biologischen Vielfalt erstmals explizit erwähnt. Dies kommt der Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt entgegen. Dennoch verbleiben offene Fragen im Hinblick auf die Umsetzung bestimmter Intentionen der CBD. So wären grundsätzlich wünschenswerte Optimierungen aus biodiversitätsspezifischer Sicht beispielsweise eine stärkere Verankerung der Orientierung an der potenziell-natürlichen Vegetation bei der Wiederbewaldung, die Möglichkeit zur verstärkten Anwendung der neu geschaffenen Kategorie der „Biotopschutzwälder“ auch außerhalb bestehender Schutzgebiete sowie die Möglichkeit zu flexiblerer Handhabung der Forstschutzbestimmungen im Hinblick auf das Belassen von Totholz in bestimmten Fällen. Es wäre erwägenswert, die Liste der forstlichen Holzgewächse laut Anhang des *Forstgesetzes* im Hinblick auf jene gebietsfremde Arten zu überprüfen, die naturschutzfachlich als „in-

⁸⁶ Aber auch die Jagd- und Naturschutzgesetze regeln die direkte Nutzung von Teilen der biologischen Vielfalt des Waldes.

vasiv“ oder „potenziell invasiv“ eingestuft werden. Eine langfristige Perspektive würde die Weiterentwicklung des *Forstgesetzes* zu einem umfassenden „Waldgesetz“ bieten, das ausdrücklich auch nicht forstlich genutzte Pflanzen- und Tierarten berücksichtigt. In diesem Sinne wäre auch eine rechtliche Verankerung der Lebensraumfunktion als eigenständige Waldfunktion (Kap. 8.2.1, 10).

Das österreichische *Naturschutzrecht* bietet ein breites Spektrum an Möglichkeiten, über hoheitsrechtliche Eingriffe oder im Rahmen des Vertragsnaturschutzes bereichsweise direkte Einflussnahme auf die biologische Vielfalt in Wäldern auszuüben, wobei Flächenschutz durch Schutzgebietsausweisungen, Artenschutz und Nutzungsaufgaben in Form von Verboten oder Beschränkungen im Vordergrund stehen. Die ortsübliche forstliche Bewirtschaftung wird in den meisten österreichischen Naturschutzgebieten durch die verordneten Bestimmungen nicht wesentlich eingeschränkt (Kap. 8.2, 10).

Verschiedene *nationale Schutz- und Vorsorgeregelungen*, etwa betreffend die Einflüsse durch Immissionen, Änderungen der Flächennutzung, eine mögliche Klimaänderung, Tourismus und Landwirtschaft, stehen indirekt in Zusammenhang mit dem Schutz der biologischen Vielfalt im Wald. Die meisten dieser Regelungen beziehen sich jedoch allgemein auf den Schutz der Umwelt, das Ökosystem Wald wird darin selten und der Schutz der biologischen Vielfalt *expressis verbis* so gut wie nie erwähnt (Kap. 8.2, 10).

Gemäß der CBD hat Österreich eine „*Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*“ entwickelt. Im Bereich „Wald“ zielt die Strategie darauf ab, dass sich die Waldbewirtschaftung an der jeweiligen potenziell-natürlichen Waldgesellschaft unter Wahrung der Stabilität des betreffenden Waldökosystems orientiert. Darüber hinaus wurden umfangreiche Maßnahmen, um auch externe Einflüsse - z. B. von Luftschadstoffen - zu minimieren, als erforderlich angesehen (Kap. 8.2).

Der von Österreich entwickelte „*Nationale Umweltplan*“ zielt im Hinblick auf Waldökosysteme u. a. auf die Erhaltung der natürlichen und der kulturbedingten Biotop- und Artenvielfalt (biologische Vielfalt) durch aktive und/oder passive Schutz- bzw. Erhaltungsmaßnahmen ab (Kap. 8.2).

In der „*Österreichischen Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung*“ bildet die bundesweite Bewahrung der Vielfalt von Arten, Lebensräumen, Natur- und Kulturlandschaften sowie der Funktions- und Entwicklungsfähigkeit naturnaher Lebensräume ein Leitziel. Dieses soll u. a. durch die Umsetzung von Natura 2000 bis zum Jahr 2006, die Entwicklung eines nationalen Systems zum Biodiversitäts-Monitoring, die Erstellung bzw. Aktualisierung von Roten Listen und die Entwicklung flächendeckender, regional differenzierter Biodiversitäts-Leitbilder und Gebietsmanagementkonzepte auch außerhalb von Schutzgebieten realisiert werden. Die Entwicklung eines Nationalen Forstprogrammes und die Initiierung eines Aktionsprogrammes sind als Mittel zur Optimierung einer nachhaltigen Forstwirtschaft vorgesehen (Kap. 8.2).

Die Umsetzung internationaler Verpflichtungen, wie der CBD, aber auch nationaler Strategien wird durch die uneinheitliche Naturschutzgesetzgebung in Österreich mitunter erschwert. Eine Harmonisierung der neun unterschiedlichen *Landes-Naturschutzgesetze* würde der Implementierung derartiger Vorgaben und einem einheitlichen Umgang mit der biologischen Vielfalt entgegenkommen. Dies gilt auch für die Implementierung von EU-Recht, v. a. der „*Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie*“ und der „*Vogelschutz-Richtlinie*“, in den innerstaatlichen Rechtsbestand, die trotz bedeutender Fortschritte noch nicht vollständig abgeschlossen und daher weiter voranzutreiben ist.

Einige nationale und internationale „soft-law“-Bestimmungen sollten für Österreich aktualisiert, konkretisiert, in das österreichische Rechts- und Förderwesen integriert und vor allem im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes vernetzt und umgesetzt werden. Ziele und Maßnahmenbündel in nationalen Strategien und Rechtsquellen (z. B. *Nationaler Umweltplan*, *Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*, *Alpenkonvention* u. a.) bedürfen der Harmonisierung und Sektor übergreifenden Vernetzung im

Sinne der Ziele der CBD, begleitet von regelmäßiger Evaluierung und laufender Aktualisierung. Ein diesbezügliches Beispiel ist die regelmäßig stattfindende *Evaluierung der Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*.

Bestehende biodiversitätsrelevante Rechtstexte sollten auf ihre Konsistenz mit den Zielen der CBD überprüft und erforderlichenfalls revidiert werden. Ebenso sollten bei der Novellierung oder Neuverfassung von Gesetzen diese in Hinkunft vorsorglich auf ihre Biodiversitätsrelevanz geprüft werden. Dies gilt auch für rechtliche Regelungen mit möglichen indirekten Auswirkungen auf die biologische Vielfalt des Waldes, z. B. in den Bereichen Emissionen/Immissionen, Wasser, Raumordnung, Bodenschutz, Landwirtschaft und Gentechnik. Eine Evaluierung *förderrechtlicher Instrumente* sollte die Beseitigung möglicher kontraproduktiver Anreize, die Stimulation biodiversitätsverträglicher und -fördernder Managementpraktiken und eine diesbezügliche Harmonisierung der Förderkulisse zum Ziel haben.

Eine Intensivierung der Erforschung von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen und der Bewusstseinsbildungsarbeit über Wert und Bedeutung der biologischen Vielfalt kann wesentlich dazu beitragen, den Eingang von Intentionen der CBD in Rechtsmaterien mit direkten oder indirekten Schnittstellen zur Biodiversität in Wäldern zu fördern. In vielen Fällen könnten verbesserter Gesetzesvollzug, verstärkter Einsatz innovativer ex-lege-Instrumente (Vertragsnaturschutz, Ökosponsoring) und Beratung wirksamer sein als neue ordnungsrechtliche Vorschriften (Kap. 10).

⁸⁷ Aber auch die Jagd- und Naturschutzgesetze regeln die direkte Nutzung von Teilen der biologischen Vielfalt.

9 FALLBEISPIELE DORNBIRN UND MÖDLING

Die vielfältigen Einflüsse auf die biologische Vielfalt von Waldökosystemen und die unterschiedlichen Nutzungsansprüche und -interessen gegenüber dem Wald sollen im Folgenden anhand zweier praktischer Fallbeispiele veranschaulicht werden. Die Darstellung von Planung und Praxis der Waldbewirtschaftung in den beiden Gemeinden Dornbirn und Mödling vermag sowohl Problem- und Konfliktfelder aufzuzeigen als auch Handlungspotenziale und Ansätze für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität von Wäldern im Sinne des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (CBD, 1992) zu verdeutlichen. Es sollen in Umrissen gangbare Wege erkennbar werden, wie der Forderung des Ökosystemaren Ansatzes nach einem angemessenen Ausgleich zwischen Schutz und Nutzung der Biodiversität unter Einbeziehung der lokalen Bevölkerung und von Interessenträgern entsprochen werden kann.

Kernproblem von waldbezogenen Planungen sind die mannigfachen Nutzungsinteressen, die im Wald aufeinander treffen. Jede waldbezogene Planung, die in wesentlichen Teilen auch umgesetzt werden will, muss eine Entflechtung oder zumindest eine Offenlegung der Nutzungsinteressen beinhalten. Die Bürgerbeteiligung im Rahmen der forstlichen Planung ist in Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt des Lebensraumes „Wald“ auch insofern von Wichtigkeit, als die Bevölkerung den Wald für Erholungs-, Schutz- und Wohlfahrtszwecke in immer stärkerem Ausmaß in Anspruch nimmt (Kap. 5.7).

Integrative und partizipative Planungen und Planungsansätze sind in Österreich seit der Waldsterbensdiskussion in der ersten Hälfte der 80er Jahre z. T. vorhanden. Diese für Österreich forstpolitisch bedeutsame Diskussion löste eine Reihe von Entwicklungen in Bezug auf den Umgang mit Wald und Waldökosystemen aus. Besonders bei Projekten, die mit öffentlichen Geldern mitfinanziert werden oder bei welchen der forstliche Ertrag Bestandteil eines kommunalen oder Landes-Budgets ist, entscheiden schlussendlich die öffentliche Meinung und die Meinung von Interessengruppen, ob eine Planung umgesetzt wird oder nicht (SONDEREGGER, 1998). In den Planungen für die Stadtgemeinden Dornbirn und Mödling wurde in unterschiedlicher Weise versucht, diese partizipativen Ansätze umzusetzen.

9.1 Dornbirn

9.1.1 Naturräumliche Gegebenheiten der Stadt Dornbirn

9.1.1.1 Allgemeines

Die Gemeinde Dornbirn umfasst eine Fläche von ca. 121 km². Der Waldanteil beträgt 43 %. Dies liegt um 3-4 % unter dem österreichischen Durchschnitt, jedoch deutlich über dem Vorarlbergs von 36 %. Das Seehöhenspektrum reicht von 400 m im Rheintal bis zu 2.000 m im Gebiet des „Hohen Freschens“. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt ca. 1.500 mm.

Infolge der großen Eisüberdeckung während der Eiszeit treten großflächig gerundete Geländeformen und Gebiete mit mächtiger Überdeckung von glazialen Schutt (Moränen) auf. In geologischer Hinsicht liegt das Gebiet der Stadt Dornbirn zum großen Teil im Vorarlberger Helvetikum, dessen Relief durch überwiegend weiche Formen (Tone, Mergel, Sandsteine, Flyschgesteine) und eingebundene harte Formelemente (Kalke) geprägt ist. Im nördlichen Gemeindegebiet wird die Morphologie durch abgeschürfte Gesteine der Molassezone bestimmt. Im Bereich des Rheintales sind durch die ehemalige Wasserüberdeckung des Bodensees Seetone und Torfe vorherrschend. Sie bewirken große Gebiete mit Staunässe bzw. Flachmoore und Riedlandschaften.

9.1.1.2 Waldausstattung

Auftretende Waldgesellschaften:

- Weiche Aue, Eschen-Hartholzaue;
- Lehm-Buchenwald, Braunerde-Buchenwald;
- Typischer Buchen-Tannenwald, Hainsimsen-Buchen-Tannenwald, Weißseggen-Buchen-Tannenwald;
- Bodennasser Tannenwald, Nadelholzreicher Fichten-Tannen-Buchenwald mit Bergahorn;
- Leitenwald mit Ahorn, Hirschzungen-Ahornwald, Mondviolen-Ahornwald, Winkelseggen-Eschenwald;
- Bodensaurer Fichten-Tannenwald, Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald, Hochstauden-Tannen-Fichtenwald;
- Spirkenhochmoore;
- Bunttreitgras-Fichtenwald, Subalpiner Rohhumus-Fichtenwald.

9,56 % der Gesamtwaldfläche entfallen auf Biotope, die bei den Aufnahmen für das Biotopinventar von Vorarlberg als besonders erhaltungswürdig ausgeschieden wurden. Ökologisch besonders interessante Waldgesellschaften und -gebiete können als Erweiterung der im Biotopinventar bereits ausgeschiedenen Waldflächen angesehen werden. Diese Kategorie nimmt einen Anteil von 1,35 % des Gesamtwaldes ein. Dabei handelt es sich um Flächen, welche einen hohen Natürlichkeitsgrad besitzen, sowie um seltene, ökologisch interessante Waldgesellschaften, um einen Laubwaldreliktbestand und um einen Waldstreifen unterhalb einer mächtigen Felsstufe.

Landschaftsprägende Waldflächen (Baumgruppen und Waldinseln als wesentlicher Bestandteil einer mosaikartig verschachtelten Kulturlandschaft) und bedeutende Waldränder (von hohem ökologischem und ästhetischem Wert) sind im Projektgebiet auf 2,34 % der Gesamtwaldfläche ausgeschieden worden. Die überaus wichtige Funktion der Waldränder (verstanden als Wald/Freiflächen-Kontaktzone) kommt durch deren rein flächenmäßige Darstellung nur ungenügend zum Ausdruck; Angaben über die linienförmige Ausdehnung können diese Aufgabe besser erfüllen. Bedeutende Waldränder erstrecken sich insgesamt über mehr als 30 Kilometer Länge. Diese Waldbereiche konzentrieren sich hauptsächlich auf die unmittelbare Umgebung des Siedlungsgebietes. Waldinseln und Waldrändern kommt daher auch in erholungsbezogener Hinsicht und als ökologische Ausgleichsflächen eine bedeutende Rolle zu.

9.1.1.3 Sonstige Biotope

Spirkenhochmoore

Spirken sind (vereinfacht ausgedrückt) die aufrechte Form der Latschen. Sie sind österreichweit im Gegensatz zu den Latschen sehr selten, da ihr Verbreitungsschwerpunkt in den Westalpen liegt (Latsche: ostalpin). Sie besiedeln außerdem noch extremere Standorte als die mit ihnen verwandten Föhren, nämlich einerseits trockene Hauptdolomitschutthalden und andererseits Hochmoore.

Spirken-Moore waren der ursprüngliche Hochmoortyp des Nordvorarlberger Molassegebietes, wurden aber meist gerodet. Unter der dichten Baumschicht aus Spirken (beigemischt auch Fichten und Moorbirken) wachsen Zwergsträucher, reichlich Moose sowie eine Anzahl an weiteren typischen Hochmoorarten.

Gewässer-Schluchtbiotop

Durch das Vorkommen von hartem Kalkstein sind mehrere kleinere schroff ansteigende Schluchten und Klammern entstanden. Die Einhänge dieser Biotop bestehen aus Fels bar jeden Bewuchses oder aus feuchtigkeitsliebenden Steilhangwäldern, Rasen und Schuttbiotop. Bei den Schluchtausgängen sind des öfteren Gebirgsaue mit Erlen und Weidenbewuchs anzutreffen.

Im unteren Teil der Dornbirner-Ach sind im Flusslauf für Vorarlberg sehr seltene Mäander anzutreffen. Die begleitenden Waldsäume sind größtenteils als Eschen-Hartholzauen anzusprechen. Sie bilden einen wichtigen Beitrag zur Biotopvernetzung des Gewässers mit dem Umland.

Sonderstandorte – Das Dornbirner Ried

Die Gesamtfläche beträgt 1.290 ha, davon sind 243 ha noch im ursprünglichen Zustand. Die Riedlandschaft befindet sich in einer Seehöhe von 405-410 m. Das Dornbirner Ried ist landwirtschaftliches Kulturland, das durch seine naturräumliche Ausstattung und durch seine Nutzung in Vergangenheit und Gegenwart geprägt wird. Neben den besonders wertvollen und extensiven Streuwiesen nehmen intensiv bewirtschaftete Fettwiesen bzw. -weiden und Äcker einen ständig größer werdenden Anteil ein. Zusätzlich tragen die Riedgräben, die kiesigen Wegraine und der Baumbestand (vor allem Einzelbäume und Baumgruppen mit Eichen, Eschen oder Birken, Galeriewald von Haselstauder Bach und Schwarzach) zur Artenvielfalt bei.

Magerwiesen, Magerweiden und Mähder (BROGGI & GRABHERR, 1991)

Da die Viehwirtschaft früher die Lebensgrundlage nahezu der gesamten Bevölkerung bildete, waren Wiesen und Weiden die wichtigsten Wirtschaftsflächen. Im Gegensatz zu heute, wo manche Wiesen überdüngt werden, war Dünger ursprünglich verhältnismäßig rar und wurde nur auf den Ackerflächen ausgebracht. In der Regel wurden Weiden und Wiesen nicht gedüngt, was im Laufe der Zeit zu mageren Bürstlingsweiden und zu ebenfalls mageren Bergheumähdern von prachtvoller Blumenfülle führte. In tieferen Gunstlagen entstanden trockene Magerwiesen, die ebenfalls durch besondere Buntheit auffallen. Derartige Magerwiesen können sich auch auf anthropogenen Standorten einstellen. Im Gemeindegebiet von Dornbirn sind derartige Wiesen besonders auf höher gelegenen Parzellen anzutreffen. Um die Erhaltung dieser Biotop zu gewährleisten, bezahlt das Land Vorarlberg jährlich eine Bewirtschaftungsunterstützung an die betroffenen Bauern. Diese Magerwiesen stehen in enger Wechselbeziehung zum Wald, da die darin vorkommenden Wildtiere zum Zwecke der Äsung diese Gebiete benötigen und dort auch bejagt werden.

9.1.1.4 Fauna

Vogelarten (KILZER, 1991)

Im Österreichischen Brutvogelkataster wird für das Gebiet von Dornbirn eine Artendichte von ca. 90 verschiedenen Arten ausgewiesen, wobei drei Stufen der Bruteignung differenziert werden (Brut nachgewiesen/Brut wahrscheinlich/Brut möglich). Erhebungen der biologischen Vielfalt wurden für seltene Arten wie das Auerwild kleinflächig, großflächig für alle Brutvögel durchgeführt.

Im gesamten Untersuchungsbereich sind verschiedene Raubvogelarten heimisch. Durch die Schonung der Greifvögel seit 1973 haben sich die Bestände größtenteils erholt. Häufig vertreten sind Mäusebussard und Turmfalke sowie verschiedene Eulen- bzw. Kauzarten. Diese Vogelarten benötigen hoch stehende Aussichtspunkte um ihre Beute zu erspähen. Dies wird durch eine linienförmige Baum- bzw. Waldausstattung begünstigt.

Rauhfußhühner-Lebensraum (SCHÖNENBERGER, 1993)

Die Lebensräume des Auerwildes erstrecken sich zusammen genommen über 5,82 % der Gesamtwaldfläche und sind als Balzplätze, Gebiete mit Schlafbäumen, Winteraufenthaltsareale, Brut- und Jungenaufzuchtgebiete und Flächen mit Einzelvorkommen bekannt. Das Auerhuhn ist eine in Vorarlberg fast ausgestorbene Art. Die hier noch vorhandene Population kann nur durch Schutz des Lebensraumes und damit durch Erhaltung der Großbiotope erhalten werden.

Jagdbare Wildtiere

Im Talbereich des Rheintales sind Feldhase und Rehwild sowie der eingebürgerte Jagdfasan anzutreffen. Die stark besiedelten Hanglagen des Rheintales sind aufgrund der hohen menschlichen Störungsintensität nur in geringerem Ausmaß von jagdbarem Wild besiedelt.

Die durch Windeinwirkung stark in Mitleidenschaft gezogenen Schutzwaldbereiche wurden in Abstimmung mit dem Vorarlberger Jagdgesetz in mehrere zusammenhängende Freihaltezonen, die von Schalenwild freizuhalten sind, gegliedert. Dort findet konsequente Bejagung statt, um den Verbiss an der Verjüngung zu minimieren.

Im höher gelegenen hinteren Talbereich sind neben Rehwild auch Hirsch- und Gamswild vertreten, wobei das Gamswild durch die starke Bejagung der Freihaltezonen wieder in seinen natürlichen Lebensraum oberhalb der Waldgrenze verdrängt wurde. Steinböcke sind nur vereinzelt, d. h. nicht in einer zusammenhängenden Population, vorhanden.

Überhöhte Schalenwildichten bewirken einen starken selektiven Verbissdruck. Dies führt zu einer Entmischung der Baumartenvielfalt, zu Schälschäden und Trittschäden (SCHERZINGER, 1996). Die Folgen können eine Reduktion der biologischen Vielfalt und Probleme in Schutzwaldgebieten durch ausbleibende Naturverjüngung sein.

Weiters kommen die Raubtierarten Fuchs, Dachs sowie Stein- und Baummarder vor.

9.1.2 Sozio-ökonomische und sozio-kulturelle Merkmale der Waldbewirtschaftung der Stadt Dornbirn**9.1.2.1 Besitzverhältnisse im Waldbereich**

Die Besitzverhältnisse der Waldparzellen der Stadt Dornbirn sind aufgrund der komplizierten Erbverhältnisse in Vorarlberg durch sehr stark zersplitterte Kleinparzellen charakterisiert. In der öffentlichen Hand befinden sich 27 % der Waldfläche, der Privatwaldanteil beträgt 73 %. Bis vor wenigen Jahren besaßen die Österreichischen Bundesforste noch 9 % des Dornbirner Waldes, jener wurde jedoch von der Stadt Dornbirn aufgekauft.

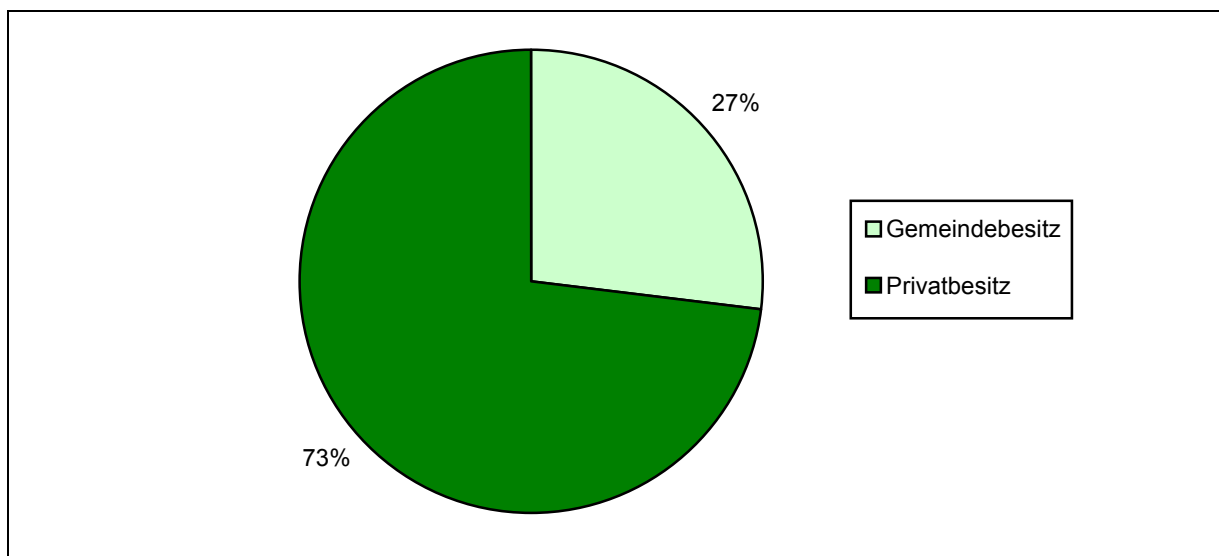


Abb. 41: Besitzverhältnisse in der Gemeinde Dornbirn.

Hinsichtlich der Verteilung der einzelnen Typen von ökologisch interessanten Biotopen ergibt sich eine sehr schwierige Besitzstruktur, da sich der größte Teil des Waldes in Privathand befindet. Dies führt einerseits zu Differenzen mit Eigentümern, welche ihren Wald intensiv nutzen, andererseits mit uninteressierten Besitzern, welche zum Teil gar nicht wissen, dass sie einen Wald besitzen und daher auch kein Interesse an der Beteiligung an Planungen haben.

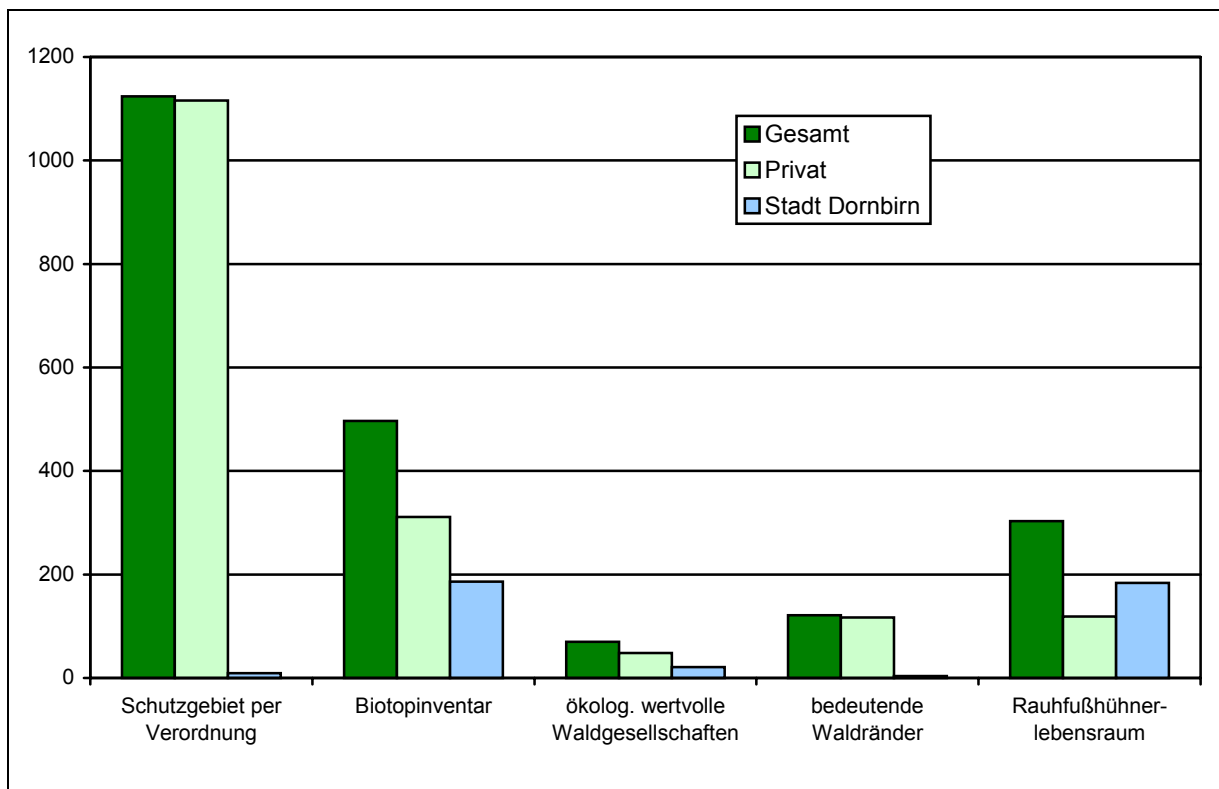


Abb. 42: Landschaftsschutzfunktion und Besitzstruktur.

Die Natur- und Landschaftsschutzfunktionen wurden auf 38,6 % der Gesamtwaldfläche kartiert.

9.1.2.2 Stakeholder

Dornbirner Waldverein

Der Vorarlberger Waldverein vertritt seit 35 Jahren die Anliegen der Waldeigentümer und Freunde des Waldes. Hierzu zählen gesunde, stabile Wälder und eine leistungsfähige Vorarlberger Waldwirtschaft, die eine wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung des ländlichen Lebensraumes bildet. Der Vorarlberger Waldverein ist ein Fachverband der Landwirtschaftskammer für Vorarlberg und eine anerkannte Naturschutzorganisation. Derzeit zählt der Waldverein ca. 1.100 Waldeigentümer und Freunde des Waldes als Mitglieder. Die besonders in Dornbirn sehr starke Interessenvertretung ist durch die kleinflächige Waldstruktur und die gehäuften Informationsveranstaltungen in Dornbirn zum Thema „Wald“ begründet.

Tourismusverein Dornbirn

In den letzten Jahren wurde in Vorarlberg die Umsetzung eines neuen, großflächigen Wanderwegekonzeptes begonnen. Da die meisten Wanderrouten durch den Wald verlaufen, musste für die Waldflächen ein generelles Konzept für die Anlage bzw. den Rückbau bestehender Wanderwege erstellt werden. Insbesondere die Forst- und Güterwege können für solche Zwecke sehr gut adaptiert werden. Da die Vielfalt der Fauna und Flora auch eine bedeutende Ressource für die Tourismuswirtschaft darstellt, besteht eine indirekte Beeinflussung der Waldbewirtschaftung in den Gemeindewäldern durch politische Einflussnahmen.

Landwirtschaft

Durch den Rückgang von Grünflächen in den stark besiedelten Gebieten ist die Landwirtschaft zu einer zunehmenden Intensivierung der verbleibenden Flächen gezwungen. Auch bestehende Waldweidrechte werden noch weiter genutzt. Diese Form der Weidewirtschaft kann in den betroffenen Waldgebieten durch selektiven Verbiss eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung, Versauerung sowie Bodenverdichtung bewirken.

Wiesenaufforstungsflächen spielen nur eine verschwindend geringe Rolle, größere Bedeutung besitzt die Wiederbewaldung von Grünlandflächen durch Verbrachung und natürliche Sukzession.

Naturschutzbeauftragter der BH-Dornbirn

Der Naturschutzbeauftragte der Bezirkshauptmannschaft Dornbirn ist für die naturschutzrechtliche Begutachtung aller im Wald geplanten Projekte zuständig. Seine Interessen liegen besonders in der Bewahrung und Erhöhung der ökologischen Vielfalt. Dies wirkt sich besonders auf die Wiederbewaldung von großflächigen Schadgebieten (Windwurfflächen), auf Waldweideflächen und auf geplante Gesteinsabbauvorhaben aus.

9.1.2.3 Historische und sozio-kulturelle Aspekte der Waldwirtschaft in Dornbirn

Der Baumartenanteil der Tanne ist in Vorarlberg im Gegensatz zu Gesamtösterreich außerordentlich hoch. Die Vorteile des Tannenholzes – sehr gute Verwitterungsbeständigkeit, Imprägnierbarkeit und das Fehlen von Harzgallen – wurden in der jüngeren Vergangenheit vom Holzmarkt allerdings nicht honoriert. Es bestand geringe Nachfrage nach Tannenholz, das sogar schlechtere Preise erzielte als dasjenige der Fichte. Demgegenüber wurden viele alte

Gebäude in Vorarlberg mit nicht imprägnierten, sägerauhen Tannenbrettern mit einer Lebensdauer von mehreren hundert Jahren verschalt. Dieser Bautradition wird jetzt wieder Anerkennung gezollt: die neue Vorarlberger Holzbauweise beinhaltet wieder die Außenverschalung mit Tanne. Die verstärkte Verwendung von Tanne als Bauholz ist von hoher Bedeutung, da die Tannenverjüngung durch Wildverbiss sehr stark in Mitleidenschaft gezogen wurde, und nun durch verbesserte Absatzmöglichkeiten die Attraktivität des Tannenholzes und somit auch die Bedeutung der Nachwuchspflege wieder gesteigert wird.

Viele Waldeigentümer waren neben der Holzproduktion stark an Nebenprodukten wie Harz, Streu und vor allem an der Ausübung der Waldweide interessiert. Trotz einer sehr aufwändigen und arbeitsintensiven Waldbewirtschaftung sahen sich die Waldbesitzer meist mit einer günstigen Kosten-Erlös-Situation konfrontiert. Infolge der hohen Kosten für Arbeitskräfte hat sich die Situation heute jedoch stark verändert. Streu- und Harznutzung werden nicht mehr durchgeführt, die Waldweideflächen sind großteils zugewachsen. Derartige Nutzungen haben in der Vergangenheit häufig Standortdegradierungen und Bodenversauerung durch andauernden Nährstoffentzug bewirkt.

Eine lokale Besonderheit bildet die Flößerei in Dornbirn. Die zwei Hauptzubringerbäche Dornbirner Ach und Kobelbach waren die einzigen Transportmittel für den begehrten Rohstoff Holz. Da diese jedoch Gebirgsbäche mit nur zeitweiser Hochwasserführung sind, wurden Klausen errichtet um das Wasser aufzustauen und dann auf einer künstlichen Hochwasserwelle das Holz zu schwemmen. Die Zufuhr des Holzes zu den Klausen erfolgte mittels Riesen oder Pferderückung. Es konnte aufgrund der Enge der Wildbäche jedoch nur Brennholz mit einem Meter Länge transportiert werden; die Nutzung von Bauholz war auf günstigere Lagen angewiesen. Da bei dieser Bringungsmethode nur schwimmfähige Hölzer verwendet werden konnten, war die Nutzung von Buchen nicht möglich. Durch die Erschließung mit Forststraßen in der 2. Hälfte des vergangenen Jahrhunderts kam diese Art des Holztransports vollkommen zum Erliegen.

Eine alte Tradition stellt weiters die Holzbringung mittels Pferden dar. Große Gebiete sind mit einem ausgeklügelten System von Zubringer- und Hauptrückewegen für die Pferderückung ausgestattet, die einerseits für die Beschickung der flößereifähigen Bäche, andererseits auch zur direkten Holzbringung genutzt wurde. In Bereichen, wo dies heutzutage noch mit wirtschaftlichem Erfolg möglich ist (Landesförderung als Anreiz), wird diese Art der Bringung auch weiterhin durchgeführt. Durch den Einsatz schwerer Forstmaschinen im steilen Gelände wurden in der Vergangenheit große Schäden an Vegetation und Boden erzeugt. Linienhafte Erosionsbereiche und großflächig beschädigte Bestände sind die Folge. Die Pferderückung schont hingegen den Waldboden und die Vorverjüngung und sichert somit einen maximalen Anteil an Naturverjüngung für den aufkommenden Bestand (SCHERZINGER 1996).

9.1.3 Biodiversitätsrelevante ökologische und ökonomische Aspekte der Waldwirtschaft in Dornbirn

Die wichtigsten generellen, die Stabilität und biologische Vielfalt des Waldes beeinflussenden Faktorenkomplexe in Dornbirn sind Stürme, Wild und Waldbewirtschaftung.

Die forstliche Reinertragslehre, welche in Österreich bis in die 70er Jahre praktiziert wurde, hat auch im Gemeindewald von Dornbirn ihre Folgen hinterlassen. Große, gut erschlossene Waldflächen sind momentan mit Fichten-Reinbeständen bestockt, die zu einer einheitlichen, verarmten Bodenvegetation und starker Bodenversauerung führen. Auf weniger gut zugänglichen Grabeneinhängen sind jedoch noch viele naturnahe Bestände vorhanden. Bei Privatwäldern stand der forstliche Nachhaltigkeitsgedanke immer besonders stark im Vordergrund, da ein durchgehender Brennholzbedarf von einer geringen Fläche gedeckt werden musste. Daher wurde meist eine plenterartige Bewirtschaftung mit Zielstärkennutzung praktiziert.

Die Schadstoffbelastungen mit Schwefeldioxid haben zur sehr starken Reduktion der Tanne (25 %) beigetragen, der Fichtenanteil wurde durch Bewirtschaftungsmaßnahmen ebenfalls reduziert. Diese Abnahmen des Nadelholzanteils wurden durch einen erhöhten Laubholzanteil ausgeglichen. Die Verbiss-Probleme durch Schalenwildeinflüsse werden sehr unterschiedlich bewertet.

Durch Windwurf und nachfolgende Belastungen durch Borkenkäferbefall wurden in den letzten 10 Jahren ca. 200 ha entwaldet. Diese Flächen wurden nach Möglichkeit im Naturverjüngungsbetrieb wiederbewaldet.

Ca. 10 % der Waldfläche wird der natürlichen Sukzession überlassen. Diese Flächen sind jedoch nicht regelmäßig verteilt, sondern verstärkt auf schlecht zugänglichen Waldteilen anzutreffen. Für besonders angepasste Vogelarten wie die verschiedenen Spechtarten, werden verstärkt stehende Totholzbäume im Bestand belassen.

Die Nutzung erfolgt größtenteils im Femel-⁸⁸ und Plenterverfahren⁸⁹, Einzelstammentnahme kommt meist im Kleinwald zum Einsatz. Diese Verfahren werden besonders aus Gründen einer naturnahen Waldwirtschaft eingesetzt. Der Naturverjüngungsanteil von 90-95 % bedingt eine erhöhte Stammzahl im Jungbestand. Daher wird, um die Stabilität und die Qualität zu fördern, bei einer Umtriebszeit von 100-140 Jahren mehrmals durchforstet. Für die Erzeugung von Heizwärme gewinnt auch in Dornbirn die Nutzung von Waldhackgut in kommunalen Anlagen an Aktualität. Dies könnte dazu führen, dass Pflegerückstände aufgearbeitet werden und somit die mittelfristige Stabilität der Bestände erhöht wird, könnte sich aber aufgrund einer möglichen Umstellung auf die momentan unübliche Ganzbaumentnahme auch nachteilig auf die Nachhaltigkeit der Nutzung auswirken, da Bodendegradierung und Nährstoffverarmung die Folgen sein können.

Es wurden weder Düngemaßnahmen durchgeführt noch die Ganzbaumentnahme angewendet. Infolge der großen Windwurfereignisse 1990 konnten Auswirkungen auf den Wasserhaushalt festgestellt werden, die darunter liegenden Gemeindequellen der Stadt Hohenems bringen seither eine sehr unregelmäßige Schüttung.

Die geringe durchschnittliche Forststraßendichte von 13-16 lfm/ha bewirkt gegenüber der Trenn- und Störwirkung von asphaltierten Straßen, Siedlungen und Zäunungen eine vergleichsweise geringe Zerschneidung und Störung des Lebensraumes Wald.

Als Nichtholzprodukte werden Christbäume und Jagdverpachtung angeboten, Wassernutzung wird nicht monetär vermarktet.

Neben einer Vegetationskartierung wurden eine Hemerobiestudie (Kap. 6.1.5) sowie eine Bestandesaufnahme ausgeführt. Diese Untersuchungsergebnisse haben die forstlichen Planungen in Dornbirn sehr stark beeinflusst.

⁸⁸ Femelverfahren (Femelung): vereinfacht ein relativ kleinflächiges Verfahren der Verjüngung, bei dem eine jeweils geringere Zahl von Altbäumen (Trupps, Gruppen oder Horste) in unregelmäßiger Verteilung entnommen wird. Die entstehenden kleinflächigen Lücken begünstigen die natürliche Verjüngung (vgl. BRÜNIG & MAYER, 1989).

⁸⁹ Plenterverfahren (Plenterung): Einzelstammentnahme (vereinfacht), Zielstärkennutzung. Der Plenterbetrieb ist durch kontinuierliche Selbsterneuerung des Waldes und ein Minimum an waldbaulichen Steuerungseingriffen gekennzeichnet und erzeugt dauerbestockte Hochwaldformen mit baum- bis truppweiser Mischung von oberer, mittlerer und unterer Baumschicht (vgl. BRÜNIG & MAYER, 1989).

9.1.4 Beschreibung des Planungskonzeptes der Stadt Dornbirn

9.1.4.1 Allgemeines

Als Zielsetzung und Begründung der Durchführung einer Waldfunktionenplanung für das Gebiet der Stadtgemeinde Dornbirn wurden – abgesehen von kleinen Änderungen – weitgehendst die Definitionen des Schweizerischen Arbeitskreises für Forsteinrichtung (1991) als Grundlage verwendet. Die dabei zu behandelnden Teilprobleme sowie die Umsetzung von erarbeiteten Ergebnissen wurden ebenfalls eng an diese angelehnt.

Die Waldfunktionenplanung soll zur Realisierung folgender Ziele beitragen:

- Sicherung der Wirkungen des Waldes für den Menschen sowie des Waldes als Lebensraum und intaktes Ökosystem;
- eine auf die erwünschte Waldentwicklung ausgerichtete menschliche Tätigkeit;
- Beachtung der natürlichen Gegebenheiten sowie der Bedürfnisse von Eigentümer, Bevölkerung und Wirtschaft.

Die Waldfunktionenplanung hat folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Erfassen und Formulieren von bestehenden und erwarteten Interessen am Wald;
- Sichtbarmachen von Interessenkonflikten;
- Koordination und Gewichtung der unterschiedlichen Interessen, d. h. das Austragen der Konflikte in der Planungs- und nicht erst in der Realisierungsphase;
- Überprüfen der Tauglichkeit des Waldes, die geforderten Leistungen zu erbringen;
- Festlegen von Prioritäten für verschiedene Waldteile zur Einleitung bzw. Förderung von Maßnahmen;
- Setzen von Leitlinien für die Bewirtschaftung des Waldes.

Die Waldfunktionenplanung bildet somit die Grundlage für:

- weitere Detail- und Bereichsplanungen in forstlichen (waldbauliche Planung, Erschließungsplanung, flächenwirtschaftliche Projekte) und raumplanerischen Belangen;
- Waldentwicklungsprognosen und Szenarien;
- die Öffentlichkeitsarbeit;
- die Abgeltung von gemeinwirtschaftlichen Waldleistungen.

9.1.4.2 Planungsinstanzen und Projektträger

Der Auftrag für die Planung wurde vom *Amt der Stadt Dornbirn, Abteilung Umwelt – Forst – Jagd*, im Jahr 1992 an die Planungsgruppe *Team Wald und Umwelt in Nenzing* erteilt. Die Finanzierung erfolgte über Förderungen seitens des Landes Vorarlberg und über einen Interessentenbeitrag der Stadt Dornbirn. Abgewickelt wurden alle Planungen in Kombination mit der Erstellung eines Wirtschaftsplanes für den Stadtwald von Dornbirn.

9.1.4.3 Begründung der Planung

Die Bedeutung, die den unterschiedlichen Waldfunktionen zukommt, wird im Wesentlichen von wirtschaftspolitischen Rahmenbedingungen und gesellschaftlichen Werthaltungen bestimmt. Um den zahlreichen Ansprüchen, welche von verschiedensten Interessengruppen an den Wald gestellt werden, gerecht werden zu können, erscheint die räumliche Ausscheidung von Waldfunktionstypen zweckmäßig. Darauf aufbauend lassen sich konkrete Bewirtschaftungsziele, mit individuell abgeleiteten und abgestimmten Behandlungsmaßnahmen, vorgeben. Diese Schritte wurden für das gesamte Waldgebiet der Stadtgemeinde Dornbirn im Rahmen der Waldfunktionenplanung durchgeführt.

Die Ausgangslage in Vorarlberg ist durch einen hohen Anteil der waldbesitzenden Agrargeinschaften, Alpgenossenschaften und Gemeinden geprägt. Die überwirtschaftlichen Leistungen haben aufgrund der Topographie und der dichten Besiedelung eine hohe Bedeutung. Die forstpolitische Situation ist neben der gegebenen Einflussmöglichkeit breiter Bevölkerungsschichten in den Kommunal- und Genossenschaftswäldern durch eine relativ hohe Bereitschaft der Forstleute zu einer offenen Diskussion der forstlichen Planungen gekennzeichnet. Die generelle Zielsetzung wird meist von einem breiteren Personenkreis bestimmt.

Die umfassende Berücksichtigung verschiedenster Ansprüche bedingt eine Interessenvielfalt, die zwangsläufig vermehrt zu Konfliktsituationen führt. Durch die Einbindung Betroffener sollen die verschiedenen Interessen bereits in der Planungsphase aufgezeigt werden. Das Ziel ist es, durch Aufzeigen und Lösen der Konflikte allseits akzeptierte Maßnahmen zu erarbeiten. Dieser Vorgangsweise wurde gegenüber einer Prioritätensetzung durch den Planer klar Vorrang eingeräumt (Kap. 5.7).

9.1.4.4 Planungsprozess und Methodik

Planungsprozess

Die Durchführung einer Waldfunktionenplanung ist als ein in sich geschlossener Prozess zu verstehen. Dieser zyklische Prozessablauf ist grob in vier verschiedene Phasen unterteilbar.

1. Phase: Grundlagenenerhebung und Auslotung der Rahmenbedingungen

Bereits vorhandene Ergebnisse aus anderen Untersuchungen sind möglichst umfassend zu erheben. Damit soll ermöglicht werden, einen raschen und groben Überblick zu gewinnen. Besonders große Bedeutung kommt der Darstellung von Schnittstellen zu, wodurch sich Zusammenhänge zwischen verschiedenen Planungen aufzeigen lassen.

2. Phase: Berücksichtigung vorhandener Interessen und räumliche Zuordnung derselben

Die bestehenden verschiedensten Interessen sollen bei der Ausarbeitung eines Konzeptes für die spätere Kartierungsarbeit berücksichtigt und konkretisiert werden. Bei der Kartierungsarbeit werden sämtliche Waldflächen mit den von ihnen geforderten Funktionen kartographisch erfasst.

3. Phase: Konfliktdarstellung/Konfliktbearbeitung

Die entstehenden Konflikte sind klar aufzuzeigen und zu bearbeiten. Strukturelle Konflikte, d. h. sich behindernde Nutzungsabsichten, können durch Regelungen bereinigt werden. Absolute Flächenkonflikte, d. h. sich ausschließende Nutzungsabsichten, müssen durch Entscheidung zugunsten eines Anspruches gelöst werden. Dies kann unter Umständen auch eine Neuformulierung der Ansprüche mit sich bringen.

4. Phase: SOLL/IST-Vergleich von Funktionserfordernissen und -erfüllungsgrad, Erkennen von Handlungsbedarf und Festlegung eines Maßnahmenkatalogs

Die Beurteilung der Fähigkeit der einzelnen Waldbereiche, die von ihnen geforderten Funktionen zufriedenstellend zu erfüllen, dient der Konkretisierung von Gebieten mit hohem Handlungsbedarf. Für diese Bereiche werden Behandlungsrichtlinien ausgearbeitet sowie weiterführende Maßnahmenpakete vorgeschlagen.

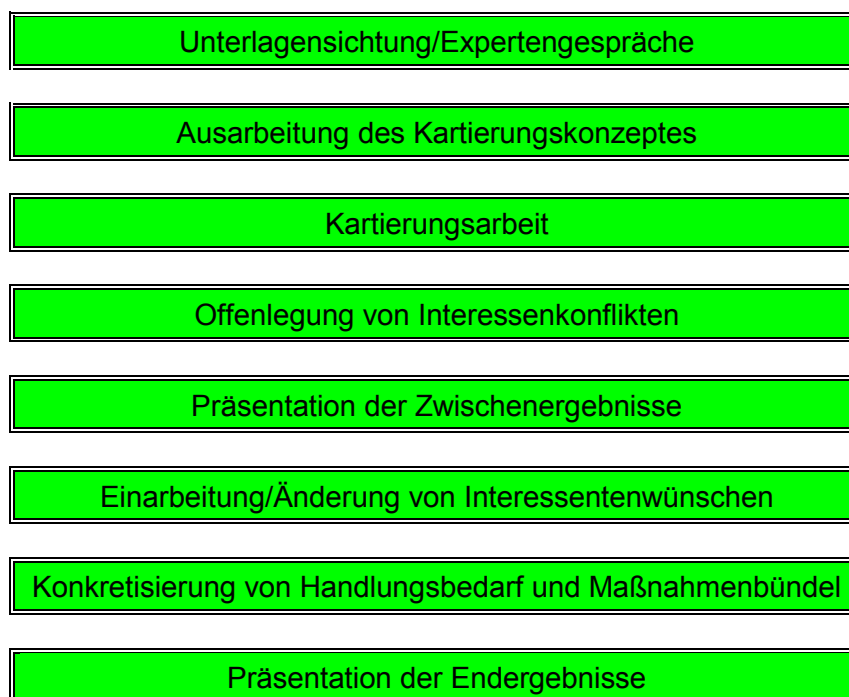


Abb. 43: Methodik der Waldfunktionsplanung.

9.1.4.5 Methodik/Funktionsdarstellung

Wald mit Schutzfunktion

Durch die zunehmende Besiedlungsdichte, den verstärkten Ausbau von Infrastruktureinrichtungen (ganzjährig befahrbare Gebirgsstraßen, touristische Erschließungsanlagen) und die Erweiterung der Baugebiete in die immer weniger sicheren Randbereiche von ursprünglich relativ katastrophensicheren Siedlungskernen sind die Anforderungen an den Schutzwald in den letzten Jahrzehnten enorm gestiegen. Eine Unterteilung in Wälder mit Bannwaldfunktionen und in Wälder mit Schutzfunktionen erschien deshalb notwendig.

Wälder mit Bannwaldfunktionen im Sinne des Forstgesetzes 1975 idF. 1987 sind *schützende Wälder*. Ihnen kommt bei der Abwehr von Gefahren, die eine Bedrohung für Menschen oder Sachwerte darstellen, eine große Bedeutung zu. Wälder mit Schutzfunktionen im bisherigen Sinne des Forstgesetzes 1975 idF. 1987 sind *zu schützende Wälder*. Ihr Standort ist durch die abtragenden Kräfte von Wind, Wasser und Schwerkraft gefährdet.⁹⁰

Wald mit Bannwaldfunktion (angelehnt an das Forstgesetz 1975 idF. 1987, § 27)

Bannwälder hoher Bedeutung (oberhalb von dauernd bewohnten Siedlungen und Hauptverkehrswegen)

- BL 1 Lawinenschutz-Bannwald hoher Bedeutung
- BS 1 Steinschlagschutz-Bannwald hoher Bedeutung
- BB 1 Boden- und Erosionsschutz-Bannwald hoher Bedeutung

⁹⁰ Man beachtende die abweichende Definition des Schutzwaldbegriffs in der am 2002 novellierten, neuen Fassung des Forstgesetzes. Hier werden unter dem Begriff des „Schutzwaldes“ sowohl Wälder mit Objektschutzfunktion (schützende Wälder) als auch mit Standortschutzfunktion (zu schützende Wälder) zusammengefasst (siehe Kap. 8.2.1).

Bannwälder mäßiger Bedeutung (oberhalb nicht ständig bewohnter Siedlungen und Alpengebäuden und deren Verkehrsinfrastruktur)

- BL 2 Lawinenschutz-Bannwald mäßiger Bedeutung
- BS 2 Steinschlagschutz-Bannwald mäßiger Bedeutung
- BB 2 Boden- und Erosionsschutz-Bannwald mäßiger Bedeutung

Wald mit Schutzwaldfunktion (angelehnt an das Forstgesetz 1975 idF. 1987, § 21)⁹¹

Schutzwälder hoher Bedeutung (auf stark gefährdetem Standort)

- SL 1 Lawinenschutzwald hoher Bedeutung
- SS 1 Steinschlagschutzwald hoher Bedeutung
- SB 1 Boden- und Erosionsschutzwald hoher Bedeutung

Schutzwälder mäßiger Bedeutung (auf schwach gefährdetem Standort)

- SL 2 Lawinenschutzwald mäßiger Bedeutung
- SS 2 Steinschlagschutzwald mäßiger Bedeutung
- SB 2 Boden- und Erosionsschutzwald mäßiger Bedeutung

Gewünschter Aufbau von Wäldern mit Schutzfunktion und darauf abgestimmte Behandlungsmaßnahmen:

- Standortgerechte, naturnahe Wälder mit hohem Selbstregulierungsvermögen und schutzfunktionsoptimalem Aufbau durch ungleichaltrige, gestufte und stabile Bestandesstrukturen, wodurch großflächigere Zerfallsphasen (auch natürlich entstehende) vermieden werden sollen.

Dieser Aufbau ist erreichbar durch:

- Kleinflächige und standorttaugliche Verjüngungsverfahren mit größtmöglichem Anteil an Naturverjüngung;
- Entlastung der Wildschadenssituation;
- Bestandesbegründungen in lawinen-, steinschlag- und erosionsgefährdeten Lagen mit eventueller Unterstützung durch technische Verbauungsmaßnahmen;
- Pflege labiler Bestände durch kleinflächige Eingriffe;
- integrale Beseitigung oder Verminderung aller den Schutzwald und dessen Entwicklung negativ beeinflussenden Faktoren.

Maßnahmen für die Erhaltung und Verjüngung sind nur dort notwendig, wo die Schutzwirkung gefährdet oder unzureichend ist. Es gibt viele Bereiche, in denen die Bestände eine ausgesprochene Schutzfunktion erfüllen, aktive Maßnahmen aber nicht bzw. nur beschränkt notwendig sind.

Wald mit Rohstofffunktion

Gegenwärtig befindet sich die Forstwirtschaft in einer sehr schwierigen Lage. Durch das Auseinanderklaffen der Kosten-Erlös-Schere (stark steigende Kosten bei niedrigen Erlösen aus dem Holzverkauf) sind viele Waldgebiete nur mehr defizitär bewirtschaftbar. Hauptgrün-

⁹¹ siehe obenstehende Fußnote.

de dafür sind die relative Benachteiligung der Primärproduktion in hoch industrialisierten Ländern sowie die zunehmende Internationalisierung der Holzmärkte, wodurch Holzprodukte aus Gebieten mit hohem forstwirtschaftlichem Eignungspotenzial (Osteuropa, Skandinavien, Russland, Kanada, Chile, Neuseeland, Südafrika etc.) in direkte Konkurrenz mit inländischen Angeboten treten. Da sich diese Situation für die einheimische Forstwirtschaft auch mittelfristig eher nachteilig entwickeln wird, erschien eine Untergliederung der für die Holzherzeugung geeigneten Waldareale sinnvoll zu sein.

Eine Unterteilung in Wälder, die momentan mit positivem betriebswirtschaftlichem Ergebnis bewirtschaftbar sind, und in Wälder, die zukünftige Holzversorgungsengpässe mildern sollen (gegenwärtig jedoch finanzielle Verluste mit sich bringen), wird obigen Anforderungen gerecht.

Einen besonderen Stellenwert besitzt die Holzproduktion und -nutzung hinsichtlich Umwelt- und Naturschutzaspekten. Einerseits können infolge von Bewirtschaftungsfehlern schwere Schädigungen des Naturhaushaltes hervorgerufen werden (Artenverluste, Standortdegradierung etc.), während andererseits durch Holzproduktion und -nutzung wertvolle Beiträge für nachhaltiges und umweltverträgliches Wirtschaften möglich sind (Kohlendioxid- und Energiebilanzen, Abfall- und Müllproblematik etc.). Naturverträgliche Waldbewirtschaftung ist somit als wesentliches Ziel einer gesamthaften Umweltschutzpolitik anzusehen. Eine naturnahe, kleinflächige Waldbewirtschaftung setzt eine ausreichende forstliche Basiserschließung (Forst- und Rückewege) voraus. Diese stellt die Grundlage für Pflege- und kleinflächige Nutzungseingriffe dar.

N 1 von gegenwärtig vorrangigem Interesse

N 2 von möglichem zukünftigen Interesse

Gewünschter Aufbau von Wäldern mit Rohstofffunktion und darauf abgestimmte Behandlungsmaßnahmen:

- Standortgerechte, stabile Bestandesstrukturen mit maximaler Wertleistung, die flexibles Reagieren auf Änderungen der Holzmarktsituation ermöglichen.

Dieser Aufbau ist erreichbar durch:

- Berücksichtigung waldbaulicher sowie ertragskundlicher Erfahrungen bei der Bestandesbegründung hinsichtlich Standort, Baumartenzusammensetzung und Mischungsform;
- intensive Pflege in den einzelnen Entwicklungsphasen;
- Optimierung der Erschließungsanlagen und dadurch Senkung der Holzerntekosten.

Wald mit Wohlfahrtsfunktion

Unter den Wohlfahrtsfunktionen des Waldes werden die positiven ausgleichenden Wirkungen auf die gesamte Umwelt verstanden. In erster Linie steht die Sicherung von qualitativ hochwertigem Trinkwasser, welches als das wichtigste Lebensmittel zu betrachten ist, im Vordergrund. Im Besonderen besitzt die permanente Quellschüttung eine hohe Bedeutung. Da jedoch eine räumlich exakte Abgrenzung der Einzugsgebiete für die einzelnen Quellsfassungen mit vertretbarem Aufwand beinahe nicht möglich ist, musste auf die Ausscheidung von Waldgebieten mit Quellwasserschutzfunktionen gänzlich verzichtet werden. Quellen wurden deshalb bewusst nur punktuell aufgezeigt und symbolhaft dargestellt.

Eine weitere wichtige Funktion ist durch die allgemeine klimaausgleichende Wirkung von Wald gegeben. Großklimatisch betrachtet sind durch die relativ konstante Waldfläche und –verteilung nur unbedeutende Auswirkungen als Folge menschlicher Aktivitäten zu erwarten. Lokal gesehen hohe Bedeutung ist jedoch Waldparzellen beizumessen, welche Windschutzfunktionen zu erfüllen haben (Windschutzstreifen im Ried) und dadurch großen Einfluss auf das lokale Klimageschehen vor Ort besitzen.

WQ Quellwasserschutz (Quellfassung wird symbolhaft dargestellt)

WW Windschutz

Gewünschter Aufbau von Wäldern mit Wohlfahrtsfunktion und darauf abgestimmte Behandlungsmaßnahmen:

- Dauerbestockungsformen durch nachhaltig stabil aufgebaute Wälder, die durch Berücksichtigung geeigneter Baumarten vielseitig leistungsfähig sind.

Dieser Aufbau ist erreichbar durch:

- kleinflächige Eingriffe und Verjüngungsverfahren;
- funktionspezifische Baumartenwahl.

Im Untersuchungsgebiet wurden insbesondere die Wasserschutzfunktion des Waldes und die Windschutzfunktion berücksichtigt.

Wald mit Erholungsfunktion

Es wurde von der Annahme ausgegangen, dass dem Wald auf gesamter Fläche eine generelle Erholungsfunktion beizumessen ist. Tiefgreifende Veränderungen im Wirtschafts- und Gesellschaftsleben bewirken eine generelle Zunahme von Freizeit, wodurch der Wald als Stätte der Erholung verstärkt an Bedeutung gewinnt. Wälder, denen keinerlei Bedeutung bezüglich Erholung zukommt, gibt es somit im gesamten Projektgebiet keine.

Eine Kartierung der Erholungsfunktion blieb auf die intensiv genutzten Bereiche mit guter Erreichbarkeit und umfangreichen Erholungseinrichtungen (Parkplätze, WC-Anlagen, Spielplätze, Sportanlagen, Feuerstellen etc.) beschränkt.

Jene Bereiche des Waldes, die eine erhöhte Erholungsfunktion besitzen, für die aber keine aktiven forstlichen bzw. baulichen Maßnahmen erforderlich sind, wurden nicht kartiert.

E Erholungsfunktion

Gewünschter Aufbau von Wäldern mit Erholungsfunktion und darauf abgestimmte Behandlungsmaßnahmen:

- Vielseitig strukturierte und abwechslungsreich aufgebaute Wälder mit reizvollen Einzelbäumen und Sträuchern, die gesamtheitlich eine landschaftlich attraktive und interessante Wald-Freiflächen-Verteilung widerspiegeln.

Dieser Aufbau ist erreichbar durch:

- Verzicht auf das Aufforsten jeder kleinen Freifläche oder natürlichen Blöße;
- Förderung und Erhaltung attraktiver Einzelbäume sowie Einbringung von Wildfrüchten und Sträuchern, gekoppelt mit intensiver Waldrandpflege;
- kleinflächige Rodungen zur Erhöhung des Erholungswertes und für bauliche Anlagen.

Wald mit Natur- und Landschaftsschutzfunktion

Die Ausscheidung von Flächen mit besonderer Bedeutung für den Natur- und Landschaftsschutz bedeutet keinesfalls, dass in allen nicht entsprechend ausgewiesenen Waldgebieten keine Rücksicht auf die Lebensraumansprüche von Tier- und Pflanzenarten genommen wurde. Vielmehr handelt es sich bei den derart kartierten Waldgebieten um Schwerpunktbereiche.

Dem Natur- und Landschaftsschutz im Wald kommt eine hochgradig bedeutungsvolle Funktion zu, da im Kulturland Österreich Waldflächen meist die relativ naturnächste Vegetationsform, mit insgesamt hoher Biotop- und Artenvielfalt, darstellen. Eine Kombination von Naturwaldreservaten (Totalreservate, in denen sämtliche Nutzungs- und Pflegeeingriffe zu unter-

lassen sind) auf kleinen Flächen (ungefähr 2-3 % der Gesamtwaldfläche) mit naturnaher Waldbewirtschaftung auf der verbleibenden restlichen Gesamtfläche wurde dabei als die erfolgreichste Variante angesehen. Hauptziele der Naturwaldreservate sind der Biotop- und Artenschutz, die Schaffung bzw. Erhaltung biologischer Regenerationsflächen, die Ermöglichung natur- und forstwissenschaftlicher Untersuchungen sowie die Erhöhung des Potenzials an didaktisch-ethischen Anschauungs- bzw. Lehrprojekten.

Da Rücksichtnahmen auf Naturschutzforderungen in wirtschaftlich neutralen Bereichen, d. h. ohne direkte Auswirkungen auf den ökonomischen Erfolg der Waldbewirtschaftung, aufgrund ihres relativ geringen Konfliktpotenzials gute Realisierungschancen besitzen, kommt diesen eine hohe Bedeutung zu. Schon allein durch vermehrte Aufklärung und Information von Waldeigentümern und -bewirtschaftern lassen sich beträchtliche Erfolge für den Natur- und Artenschutz erzielen. Sehr einfach und gleichzeitig äußerst wirkungsvoll kann dies durch die Erhöhung des liegenden und stehenden Totholzanteiles geschehen. Dies bietet die Möglichkeit, durch Vereinbarungen und Verträge und gegen Entschädigung des Nutzungsentganges dem öffentlichen Interesse an der Natur- und Landschaftsschutzfunktion des Waldes gerecht werden zu können, vor allem im Privatwald. Nur auf diese Weise können bei gleichzeitigem Entgegenkommen des Waldbesitzers langfristig besonders seltene Waldgesellschaften oder Naturwaldzellen gesichert werden (Vertragsnaturschutz).

- NL 1 erklärte Natur- und Landschaftsschutzgebiete, geschützte Landschaftsteile, Pflanzenschutzgebiete
- NL 2 im Biotopinventar ausgewiesene Flächen
- NL 3 ökologisch besonders interessante Waldgesellschaften und -gebiete
- NL 4 landschaftsprägende Waldflächen und bedeutende Waldränder
- NL 5 Auerwildbiotope (Lebensräume des Auerwildes), unterteilt in Balzplätze, Areale mit Schlafbäumen, Winteraufenthaltsgebiete, Brut- und Jungenaufzuchtgebiete, Flächen mit Einzelvorkommen

In Abweichung zu den anderen Funktionsarten ist für dieselbe Waldfläche das gleichzeitige Auftreten mehrerer Natur- und Landschaftsschutzfunktionskategorien möglich. NL 1-Gebiete können gleichzeitig auch Flächen des Biotopinventars enthalten, ökologisch besonders interessante Waldgesellschaften aufweisen bzw. Auerwildbiotope beinhalten. Eine Kombination von Auerwildlebensräumen und Biotopinventarflächen ist ebenfalls denkbar.

Gewünschter Aufbau von Wäldern mit Natur- und Landschaftsschutzfunktion und darauf abgestimmte Behandlungsmaßnahmen:

- Erhaltung natürlicher und naturnaher Strukturen bzw. Aufrechterhaltung von typischen Kulturlandschaftselementen.

Dieser Aufbau ist erreichbar durch:

- Verzicht auf Eingriffe und Herausnahme aus der regelmäßigen Bewirtschaftung (um Sukzessionsabläufe und Eigendynamik zu ermöglichen);
- Reduktion von unbedingt notwendigen Erhaltungsmaßnahmen auf ein Minimum;
- Erhaltung und Pflege abwechslungsreicher Landschaftsstrukturen (Wald-Freiflächen-Verteilung);
- Überführung standortwidriger Bestände in naturnahe, artenreiche Mischbestände;
- Verminderung und Beseitigung aller negativ wirkenden Einflüsse;
- Berücksichtigung des Natur- und Landschaftsschutzes in der forstlichen Planung (z. B. Totholzkonzept der Forsteinrichtung der Stadt Dornbirn).

9.1.4.6 Vorgangsweise und Geländeerhebung

Als Grundlage für die Kartierung und Ausarbeitung von Waldfunktionenplänen ist zunächst die Abgrenzung von Wald- und Nichtwaldflächen sinnvoll. Mit Hilfe von Orthofotos (entzerrte Luftbilder) und intensiver Rücksprache bei Förstern und Waldaufsehern mit detaillierten Ortskenntnissen wurde diese Abgrenzung der Waldflächen (Waldmaske) durchgeführt. Die Kontrolle bzw. Bearbeitung der Katasterdaten sowie die Einarbeitung von Höhenschichtenplänen fand parallel dazu statt. Eine möglichst genaue Einmessung bisher nicht erfasster Forstwege war ebenfalls erforderlich.

Es wurden im gesamten Projektgebiet Kartierungsarbeiten durchgeführt, wobei diese intensiven Geländeerhebungen methodisch als notwendig anzusehen waren. Bisher vorliegende Grundlagen und Untersuchungen (gesetzlich geschützte Gebiete, Biotopinventar, Schutzwaldsanierungsprojekte, Landesschutzwaldverbesserungskonzept, Österreichischer Waldentwicklungsplan, Quellfassungen etc.) wurden in die Kartierungsergebnisse eingearbeitet.

Bei der Waldfunktionenkartierung wurden Besitz- und Eigentumsverhältnisse nicht berücksichtigt. Die Planung erfolgte nur aufgrund der natürlichen Gegebenheiten und unter Berücksichtigung der formell oder informell dokumentierten bzw. bestehenden Interessen.

Die daraus abgeleiteten provisorischen Waldfunktionenkarten wurden in enger Absprache mit Förstern bzw. Waldaufsehern weiter konkretisiert. Unklare Funktionszuordnungen und Funktionsgrenzen konnten dabei geklärt werden. Im Rahmen verschiedener Besprechungen und öffentlicher Präsentationen wurden die Ergebnisse vorgestellt und anhand von Exkursionen in der Natur verdeutlicht.

Als Grundlage der Funktionenkartierung dient die Orthofotokarte im Maßstab 1:5.000, wodurch der Genauigkeitsgrad der Darstellung der Kartierungsergebnisse vorgegeben wird. Die computermäßige Erfassung und Weiterverarbeitung der obigen Ergebnisse unter Zuhilfenahme eines Geoinformationssystems (GIS) wurde für das gesamte Projektgebiet durchgeführt. Eine Anpassung an geänderte Rahmenbedingungen und Voraussetzungen ist durch die Digitalisierung jederzeit möglich. Bei richtigem Einsatz und durch regelmäßige Überarbeitung können dadurch sämtliche Karten mit relativ geringem Aufwand dauernd auf dem aktuellen Stand gehalten werden.

Die Funktionenkarten wurden im Maßstab 1:20.000 hergestellt und im Amt der Stadt Dornbirn, Abteilung Umwelt – Forst – Jagd, zur öffentlichen Einsichtnahme aufgelegt.

Die Offenlegung von Funktionskonflikten war nunmehr auf der gesamten Fläche möglich. *Hauptaufgabe des forstlichen Fachplaners ist die Bereitstellung und Aufbereitung von Fakten.* Etwaige Interessenabwägungen sind von den zuständigen Stellen selbst vorzunehmen, da diese stets politisch ausdiskutiert werden müssen. Vom Land- und Forstwirtschaftsausschuss der Stadt Dornbirn wurden die nun notwendigen Entscheidungen zur Konfliktregelung in den einzelnen Problemgebieten gefasst.

Damit die geplanten Maßnahmen auch erfolgreich umgesetzt werden können, ist *die Einbeziehung betroffener und interessierter Kreise* von großer Wichtigkeit. Dabei sollen insbesondere Waldeigentümer und Naturschutzinteressierte angesprochen werden, was durch gemeinsame Veranstaltungen und Fachexkursionen erreicht werden kann. (Waldverein, Ortsgruppe Dornbirn, Naturschutzbund, Naturwacht, Tourismusverband, Biker etc.). Interessante Diskussionsbeiträge waren durch eine solche Vorgangsweise vorprogrammiert. Im Vorfeld einer für die Öffentlichkeitsarbeit äußerst bedeutsamen Informationsveranstaltung wurden zusätzliche Expertengespräche durchgeführt. Konstruktive, durchsetzbare Ergebnisse sind bei Besprechungen im kleinen Kreis eher realisierbar.

Fortgesetzt wurden diese Gespräche in einer jährlichen Versammlung von Vertretern aller betroffenen Gruppen. Hierbei wurden auftretende Problembereiche angeschnitten und mit den zuständigen Ansprechpartnern diskutiert.

Die Abgrenzung von Schwerpunktbereichen und Problemgebieten ließ sich aus den bisher ausgearbeiteten Ergebnissen unschwer ableiten. Für Gebiete mit eventuellem Handlungsbedarf wurden konkrete SOLL/IST-Vergleiche durchgeführt. Basierend auf diesem Vergleich von Funktionserfordernissen und Funktionserfüllungsgraden wird notwendiger Handlungsbedarf erkannt und daraus die Formulierung eines Maßnahmenkataloges abgeleitet.

Für Bannwaldbereiche wurde zusätzlich eine genauere Untersuchung eventueller Abweichungen zwischen Funktionserfordernissen und Funktionserfüllungsgraden durchgeführt. Schutzwaldgebiete mit hoher Funktionsbedeutung bildeten ebenfalls Kerngebiete weiterer Planungen. Für Waldbereiche mit einer mäßigen Schutzfunktionsbedeutung wurde eine weniger aufwändige Grobplanung für sinnvoll erachtet.

Sind für bestimmte Waldgebiete nur Nutzfunktionsleistungen ausgewiesen, so stehen dem enormen Aufwand für die Erstellung von waldbaulichen Planungen lediglich ungünstige Erfolgsaussichten für eine spätere Realisierung gegenüber. Hauptverantwortlich dafür ist die kleinparzellierte Besitzstruktur und die Unverbindlichkeit der waldbaulichen Planvorgaben. Durch die Erarbeitung einer generellen Erschließungsplanung für das gesamte Projektgebiet könnten trotzdem wesentliche Ansatzpunkte geschaffen werden. Auch die gleichzeitige Erstellung einer Forsteinrichtung für die stadteigenen Wälder brachte für zahlreiche Gebiete, die nur Nutzfunktionsleistungen aufweisen, detaillierte und konkrete Planungen mit sich.

9.1.5 Aktivitäten zum Schutz der biologischen Vielfalt der Stadt Dornbirn

9.1.5.1 Totholzkonzept

Wälder sind im dicht besiedelten Vorarlberg als wichtiges Rückzugsgebiet und Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten von hoher Bedeutung. Daher kommt einer naturnahen Waldbewirtschaftung eine besonders wichtige Aufgabe zu. Innerhalb großer Teile des städtischen Waldes ist die Naturschutzfunktion durch sorgfältig abgestimmte waldbauliche Maßnahmen gut erfüllt. Teilflächen, die den Eindruck von Plantagenwäldern vermitteln, sollen mittel- und längerfristig gezielt in standortgerechte, naturnähere Wälder umgewandelt werden.

Einem wesentlichen Punkt hat die Waldbewirtschaftung in den vergangenen Jahren nur untergeordnete Aufmerksamkeit geschenkt: dem ökologisch besonders wichtigen Totholz. Da in mitteleuropäischen Wäldern die Zuwachsleistung der Bestände unterschätzt wird und europaweit nur ca. 50 % des Zuwachses genutzt werden, könnte man problemlos ein Vielfaches des jetzigen Restholzes im Wald zurücklassen. Altholzinseln und Totholz in Form von liegenden und stehenden abgestorbenen Bäumen bietet vielen Tier- und Pflanzenarten eine wichtige Lebensgrundlage. Spezielles Augenmerk ist auf so genannte Spechtbäume zu legen, welche unbedingt stehen bleiben sollten. Bei Nutzungseingriffen im Wald ist es deshalb wichtig, einen Teil des Holzes im Wald zu belassen. Die Beachtung von forstschutztechnischen Bestimmungen spielt hierbei eine bedeutende Rolle.

In den Wäldern der Stadt Dornbirn sind durchschnittlich 13 fm Totholz pro Hektar vorhanden. In den Schutzwäldern ist der Totholzanteil mit beinahe 19 fm besonders hoch, während die Wirtschaftswälder weniger als 6 fm Totholz pro Hektar aufweisen. Aufgrund der großen ökologischen Bedeutung ist deshalb die Erhöhung des Totholzanteiles in den Wirtschaftswaldbereichen sehr zu empfehlen. Besonders wichtig ist der Anteil von starkem Laub-Altholz und Laub-Totholz (liegend und stehend). Dies kann nach Meinung des Planers auch gut realisiert werden, wenn man bedenkt, dass nur ein kleiner Teil des Zuwachses eines Bestandes dafür benötigt werden würde und derzeit die maximal nutzbaren Zuwächse unserer Wälder bei weitem nicht genutzt werden. Eine möglichst flächige Verteilung des Totholzes unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Waldgesellschaften muss dabei angestrebt werden. Das Belassen von Bäumen schlechter Holzqualität oder von Bäumen, die nur mit unverhältnismäßig hohen Bringungskosten (Defizit) aufgearbeitet werden können, ist erfahrungsgemäß völlig ausreichend (Kap. 6.2.2.7).

Aus rechtlichen Gründen (Haftungsfragen) erscheint es besonders wichtig, stehendes Totholz entlang von Straßen und Wegen eher zu vermeiden. Aus wirtschaftlichen Gründen ist das Belassen von Totholz im Nahbereich von Wegen aufgrund der geringen Bringungskosten meist nicht sinnvoll, wenn die Möglichkeit besteht, in weiter vom Weg entfernten Waldbereichen Totholz zu belassen.

Bei ausreichender Berücksichtigung von Forstschutzaspekten, Haftungsfragen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten sollte der Erhöhung des Totholzanteiles eigentlich nichts im Wege stehen. Dennoch muss gerade für das Liegenlassen von Buchentotholz als wichtige Basis für Insekten und Pilze wohl noch einige Aufklärungs- und Informationsarbeit geleistet werden. Für den „ordentlichen“, sparsamen Vorarlberger ist dies heute immer noch eine Verschwendung, und gleichzeitig bringt er allzu gern eine „unordentliche“ Waldbewirtschaftung seitens der verantwortlichen Forstleute damit in Verbindung.

9.1.5.2 Naturwaldreservate

Die Ausscheidung von lokalen Waldschutzgebieten (Naturwaldreservate) (Kap. 6.9.3) und eine naturnahe Waldwirtschaft auf der Gesamtwaldfläche stellen eine optimale Kombination für eine gute Erhaltung und Förderung der Natur- und Lebensraumfunktion des Waldes dar. Seltene, ökologisch bedeutsame sowie Beispiele typischer Waldgesellschaften sollen als Schutzgebiete, unbeeinflusst durch die menschliche Tätigkeit, als Forschungsobjekte für wissenschaftliche Untersuchungen und Lehr- und Anschauungsbeispiele für die Praxis ausgewiesen werden. Hier besitzt gerade ein öffentlicher Waldbesitzer eine besondere Verantwortung und wichtige Vorbildwirkung. Gleichzeitig soll aber der bewusste Nutzungsentgang zumindest aufgezeigt und der Bevölkerung der Ertragsentgang vermittelt und begründet werden.

Bezüglich Haftung und wirtschaftlicher Aspekte treffen die bereits im Zusammenhang mit dem Totholzmanagement gemachten Bemerkungen vollinhaltlich zu. Um langfristig die Bedeutung solcher Naturwaldreservate verankern und deren lokale Realisierung sicherstellen zu können, muss der Öffentlichkeit der "Wert" dieser Naturwaldreservate aufgezeigt werden. Hier gilt es, die Vorschläge der derzeit in Ausarbeitung befindlichen Waldvegetationskartierung im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung abzuwarten und mit gegenseitiger Rücksprache und somit bestmöglicher Akzeptanz eine Umsetzung zu gewährleisten.

9.1.5.3 Naturschutzgebiet Fohramoos

Die Flächen des Naturschutzgebietes Fohramoos (Kap. 9.1.1.3) gehören zu den äußerst selten gewordenen Spirkenhochmooren. Infolge der starken touristischen Nutzung durch Wanderer im Sommer und durch eine Langlaufloipe im Winter wurde das äußerst gefährdete Hochmoorgebiet schon sehr stark in Mitleidenschaft gezogen; es ist daher eine Lenkung des Besucherstromes (Kap. 6.6.6) erforderlich. Hierfür ist eine Studie in Ausarbeitung, welche den Bau eines Steges über das Moorgebiet vorsieht. Dies soll die Besucher davon abbringen, die Grasnabe des Hochmoors zu betreten und dadurch zu beschädigen, denn dies käme auf Dauer einer Zerstörung des Hochmoores gleich.

9.1.5.4 Rauhfußhühnergebiete

Eine Studie der BIRDLIFE-Gruppe Dornbirn soll Habitatqualität und -angebot für das in Vorarlberg äußerst seltene Auerwild (Kap. 9.1.1.4) bestimmen. Außerdem werden die notwendigen Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung (lichte Hochwälder, Lenkung des Besucherstromes) der Habitate vorgeschlagen. Die gesamten Aufenthaltsgebiete des Auerwildes befinden sich auf der Fläche des öffentlichen Waldes der Stadt Dornbirn, was eine starke Erleichterung der Umsetzung von erforderlichen Maßnahmen mit sich bringt.

9.1.6 Befragung lokaler Akteure zu den Themenfeldern „Biologische Vielfalt im Wald“ und „Partizipation“

Befragt wurden Repräsentanten des Tourismusvereins (Mitarbeit am Wanderwegekonzept), des „Dornbirner Waldvereins“ als Vertreter der Kleinwaldbesitzer und anerkannte Umweltschutzorganisation sowie der Umweltschutzbeauftragte der Bezirkshauptmannschaft Dornbirn.

Die Begriffe „Biodiversität“ und „Biologische Vielfalt“ (Kap. 3.1) waren der Vertreterin des Tourismusvereins nur ansatzweise bekannt. Die anderen Befragten konnten diese Begriffe (auch aufgrund Ihrer Ausbildung) ausreichend definieren.

Alle waren der Meinung, dass der Wald ihre Arbeit in großem Umfang beeinflusst. Waldbezogene Projektaktivitäten reichen von touristischer Nutzung bis hin zu Schutzwaldsaniierungsprojekten. Präsentationen in der Öffentlichkeit wurden bislang kaum durchgeführt.

Je nach gruppenspezifischer Interessenlage reicht das Spektrum der Maßnahmen, die im Wald nicht toleriert werden, von Wildüberhege über Änderungen des Landschaftsbildes bis hin zu flächenintensiven, direkten Eingriffen wie die Neuanlage von Steinbrüchen in Waldgebieten. Als ideale Waldbewirtschaftungsform wird, wo dies möglich ist, die Plenterung angesehen.

Die derzeitige Waldnutzung in Dornbirn wird übereinstimmend als extensiv bewertet und in dieser Hinsicht akzeptiert. Alle Befragten sind der Meinung, dass die Holzproduktion umweltgerecht erfolgt. Es besteht die Bereitschaft, um 5 % höhere Preise für umweltgerecht erzeugte Holzprodukte zu bezahlen.

Für Leistungen des Waldes bzw. der Waldbesitzer wären die Interessenten bereit, finanzielle Entschädigungen zu leisten. Derartige bestehende Musterprojekte gibt es in Dornbirn jedoch gegenwärtig nicht. Es werden sportliche Nutzungen des Waldes aller Art praktiziert, besonders das Wandern nimmt einen hohen Stellenwert ein.

Stark am Wald Interessierte (Waldverein, Umweltbeauftragter) nahmen auch an Veranstaltungen teil, nicht jedoch nur am Rande Beteiligte. Es werden auch Exkursionen für Schulklassen veranstaltet und Beiträge für Printmedien verfasst.

Ihr Verhältnis zu den Waldbesitzern stufen die Befragten als gut ein. Der Einfluss auf das Waldmanagement wird jedoch nur als gering eingeschätzt (Kap. 9.2.4).

9.2 Mödling

9.2.1 Naturräumliche Gegebenheiten der Stadt Mödling

9.2.1.1 Allgemeines

Klima/Niederschlag

Das Gemeindegebiet von Mödling liegt im Übergangsbereich mehrerer Klimazonen. Im Osten dominiert die kontinental geprägte osteuropäische Klimaprovinz (kalte Winter und trockene, heiße Sommer), der Westen wird vom ozeanischen westeuropäischen Klima (milde Winter und feuchte, relativ kühle Sommer) geprägt. Dazwischen verläuft die klimatisch besonders begünstigte Übergangszone, die so genannte „Thermenlinie“. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,6°C. Die Temperaturabnahme pro 100 m zunehmender Seehöhe beträgt rd. 0,5°C (BUDIL, 2000). Der Jahresniederschlag beträgt etwa 700 mm, wobei 50 % zwischen April und August fallen. Vor allem im östlichen Teil kommt es häufig zu Inversionswetterlagen – in der Ebene des Wiener Beckens bilden sich Kaltluftseen mit einer Mächtigkeit von 300 bis 400 m. Diese Inversion wird besonders im Herbst und Spätwinter für die Verlängerung der Vegetationsperiode verantwortlich gemacht.

Geologie

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Anninger-Scholle, die zur Göller-Decke gehört und durch rund 2.600 m mächtige Gesteinsserien aufgebaut wird. Die Anninger⁹²-Gruppe im Eigentumsbereich der Gemeinde Mödling wird hauptsächlich von Hauptdolomit gebildet. Im Senkungsfeld der Meiereiwiese hat sich eine Pannonbrekzie gebildet, an deren südlicher Basis eine nicht unerhebliche Fläche mit Hangschutt als geologischer Unterlage anschließt. Nordwestlich der Breiten-Föhre sowie im oberen Bereich des Rehgrabens hat sich eine Dachsteinkalkpartie über dem Hauptdolomit erhalten. Im nördlichen Abschnitt des Rehgrabens treten kleinflächige „Kössener Schichten“ zu Tage. Interessant ist das im harten Hauptdolomit angelegte, schluchtartige Durchbruchstal der „Klause“, ein geologisch sehr junges Tal, das wahrscheinlich beim Absinken der Schollen im Wiener Becken entstanden ist.

Der verkarstete Kalk weist ein verstärktes Durchflussvermögen auf. Auf dem karbonatischen Grundgestein entstanden als Bodendecke vorwiegend Renzinen sowie auf Teilflächen Kalksteinbraunlehme (FRANK, 1991). Etwa 20 % des Untersuchungsgebietes tragen sehr seichtgründige Böden (<30 cm). Diese Flächen sind auch stärker geneigt und daher besonders der Erosions- und Abtragungsgefahr ausgesetzt. Der Großteil der Böden ist mittel- bis tiefgründig und kann daher von den meisten Baumarten gut erschlossen werden (BUDIL, 2000).

9.2.1.2 Waldausstattung

Als Hauptbaumart ist zu 60 % die Schwarzkiefer anzutreffen, die hauptsächlich künstlich eingebracht wurde. Zu 30 % findet man Rotbuchen, die vorwiegend auf tiefgründigeren Böden stocken. Der Rest teilt sich auf Hainbuchen, Eichen, Eschen, Ahorn und Linden auf.

Natürliche Schwarzkiefernbestände

- Blaugras-Schwarzföhrenwald auf höheren bzw. schattigeren Standorten;

⁹² regionaler Berggipfel

- Felsenwolfsmilch-Schwarzföhrenwald.

Begleitvegetation:

Unter den Schwarzföhren findet man eine sehr lockere Strauchschicht mit dominierender Felsenbirne. Es hat sich aber auch eine Reihe bemerkenswerter Pflanzensippen angesiedelt: Das Vorkommen des Mödliner Federnklee und die Felsen-Wolfsmilch sind auf dieses eng begrenzte Gebiet beschränkt. Verschiedene Pflanzen, wie das Berg-Täschelkraut und das Österreichische Labkraut, haben in den Schwarzföhrenwäldern eigene Formenkreise entwickelt. Das Aurikel kommt in einem speziellen Übergangstypus vor. Das Karpaten-Felsenblümchen besitzt auf dem Frauenstein den einzigen Standort in ganz Österreich. Es sind auch einige Tertiärrelikte, wie die Buchs-Kreuzblume, das Heide-Steinröslein und das Heidekraut, zu finden.

Die natürlichen Schwarzföhrenwälder hatten zu Beginn der Nacheiszeit ihre größte Ausdehnung am Alpennordrand erreicht. Mit zunehmender Erwärmung drangen nach der letzten Eiszeit in diese Waldgebiete Arten der trockenen kontinentalen Wald- und Rasensteppen ein, später gesellten sich Pflanzen aus dem Mittelmeergebiet hinzu.

Sekundäre Schwarzföhrenwälder

Die Schwarzkiefer siedelt als Mineralbodenkeimer sekundär vor allem in alten Steinbrüchen, auf Schlagflächen warmer, seichtgründiger Dolomitstandorte des Laubholzbereichs sowie auf Waldbrandflächen, wie sie z. B. im Zusammenhang mit den Kriegssereignissen 1945 entstanden.

Die umfangreichsten Aufforstungen wurden zu Beginn des 19. Jahrhunderts von Fürst Johann I von Liechtenstein durchgeführt. Dabei wurden große Gebiete auf dem Kalenderberg, dem Frauenstein und rund um die Meiereiwiese mit Schwarzkiefern bepflanzt. Die Schwarzkiefer wurde aus wirtschaftlichen Gründen zum Zwecke der Harzgewinnung forciert. Heute wird diese Baumart auf Waldbrandflächen, hauptsächlich aber aus Gründen der Landschaftsbildgestaltung, gepflanzt.

Unter den sekundären Schwarzkiefernbeständen findet sich starker strauchartiger Unterwuchs. Die Wuchsleistung der Schwarzkiefern ist in tiefgründigen Tallagen sehr gut, sodass Baumhöhen von bis zu 30 m erreicht werden können (z. B. westlich der Meiereiwiese), allerdings ist auf diesen Standorten mit einer Degradierung des Bodens zu rechnen.

Laubwälder

- Flaumeichenbuschwälder: Hier wird die Baumschicht ausschließlich von der Flaumeiche dominiert. Diese ist von krüppeligem Wuchs und entwickelt sich nur unter besseren Standortbedingungen zu einem stattlichen Baum. Durch das lichte Kronendach ist es vielen Sträuchern und niederwüchsigen Bäumen möglich unter Schirm aufzukommen. Es treten keine Trockenrasen mehr in Erscheinung.
- Eichenmischwälder (unter 200-300 m): Die vorherrschende Baumart ist die Traubeneiche (Osthang des Prießnitztales). Im Vergleich zu den Buchenwäldern findet man Eichenmischwälder vor allem auf mäßig frischen Flachhängen und auf sonnigen Mittelhängen. Häufige Begleiter der Traubeneiche sind Buche, Hainbuche, Flaumeiche, Esche, Winterlinde, Sommerlinde und Spitzahorn. Die Strauchschicht (Gelb-Hartriegel, Liguster, Warzen-Spindelstrauch, Gewöhnlicher Spindelstrauch, Hasel, Goldregen, Berberitze und Zweigriffel-Weißdorn) ist nur mit geringer Deckung ausgebildet.
- Eichen-Hainbuchenwälder (unter 400-500 m) mit beigemischter Rotbuche.
- Rotbuchenwälder (über 400-500 m): Diese sind nur in einigen gegen Norden offenen Taleinschnitten des Kleinen Anningers ausgebildet. Buchenwälder treten vor allem auf

schattseitigen Mittelhangstandorten mit frischem bis mäßig frischem Wasserhaushalt auf. In der Oberschicht dominiert die große Wuchshöhen erreichende Rotbuche. Typische Begleiter sind Esche, Spitzahorn, Bergahorn, seltener Fichte und Lärche. Aufgrund des dichten Kronendaches gelangt eine Strauchschicht kaum zur Ausbildung.

- Lindenwälder: Auf schattseitigen, schuttreichen Hängen des feuchten Prießnitztals sind Lindenwälder anzutreffen. In der Baumschicht dominiert Sommerlinde und Winterlinde. Mit größeren Mischungsanteilen treten Esche, Buche, Traubeneiche, Spitzahorn, Bergahorn, Feldahorn, Hainbuche und Schwarzkiefer auf. In der Strauchschicht sind Gelb-Hartriegel, Gemeiner Schneeball, Hasel, Goldregen, Pimpernuss und Schwarzer Holler vertreten.

Mischwälder

- Schwarzföhren-Buchenmischwald: Dieser Mischwaldtyp tritt entlang der Anningerstraße zwischen der „Breiten Föhre“ und dem Grenzweg sowie im Bereich der Meiereiwiese auf.
- Eichen-Schwarzkiefern-mischwald: Auf besonders trockenen Standorten stockt eine Übergangsgesellschaft, deren Schwergewicht zwar beim Traubeneichen-Mischwald liegt, die aber infolge trockener Standorte und der Bodenbeschaffenheit erhöhte Schwarzkiefernanteile aufweist.

9.2.1.3 Sonstige Biotope

Die nicht bewaldeten Gebiete der Gemeinde Mödling werden von (SUSKE, 1995) der Kategorie „traditionell agrarisch geprägtes Kulturland“ zugeordnet. Dabei dominieren extensive bis mäßig intensive Bewirtschaftungsweisen mit kleinteiligen Flurformen. Mödling zählt zu den Gemeinden mit einem Anteil an Landschaftsökotonen 1. Ordnung (sensible landschaftliche Übergangsbereiche), in denen lokale „Hot Spots“ der Biodiversität (vegetationskundliche Besonderheiten, Arten von vorläufigen „Rote Liste“-Lebensräumen) ausgeschieden wurden. Aufgrund des Auftretens seltener Arten und einer erhöhten ökologischen Sensibilität des Gebietes ist aus landschaftsökologischer Sicht mit dem Auftreten von Nutzungskonflikten zu rechnen.

Der Anteil der Waldfläche in der Gemeinde Mödling beträgt 20-35 %. Im Zeitraum von 1973 bis 1990 hat die landwirtschaftliche Nutzfläche im Gemeindegebiet stark abgenommen (-25 %), was einerseits auf Verbauung, andererseits auf Verwaldung hindeutet. Derartige starke Abnahmen treten generell im südlichen, westlichen und nordwestlichen Umland von Wien häufig auf. Extensivwiesen haben um mehr als 50 % abgenommen. Bei einer Erfassung der Veränderung der Baufläche im Zeitraum von 1981 bis 1991 verzeichnete man in Mödling eine Zunahme von 5-15 %. Durch die Verbauung mit Wohnanlagen werden Lebensräume und Biotope verstärkt versiegelt, überbaut oder sehr stark anthropogen überprägt (Zierrasen).

9.2.1.4 Fauna

Vögel

Im Österreichischen Brutvogelkataster (DVORAK, 1993) wird für das Gebiet von Mödling (ÖK 58) eine Artendichte von bis zu 120 verschiedenen Arten ausgewiesen.

Jagdliche Wildtiere

Im Stadtwald von Mödling stellt die Jagd eine bedeutende Einnahmequelle dar. Die gesamte Eigenjagdfläche ist derzeit an einen Jagdpächter vergeben. Die jährlichen Einnahmen durch die Jagdverpachtung übersteigen dabei ein Vielfaches jener der Holzerlöse.

Das Schwarzwild hat in den letzten Jahren sehr stark in seinem Bestand zugenommen (geschätzter Schwarzwildbestand 150 Stück). Ein weiteres Problem stellt das Muffelwild dar, das vor einigen Jahren künstlich im Anningergebiet eingebracht wurde und entsprechende Verbisschäden anrichtet. Sonstige Schalenwildarten (Rotwild, Damwild, Sikawild, Gams) werden sporadisch als Wechselwild gemeldet. Die großen Populationen von Schwarzwild und Muffelwild bewirken einen hohen Verbissdruck auf verschiedene Sträucher und die Naturverjüngung von forstlich genutzten Baumarten (Kap. 6.3.1, 6.3.6).

9.2.2 Sozioökonomische und sozio-kulturelle Merkmale der Waldbewirtschaftung der Stadt Mödling

9.2.2.1 Besitzverhältnisse im Waldgebiet

Allgemeines

Der Wald im Gemeindegebiet von Mödling steht beinahe zur Gänze im Besitz der Stadtgemeinde. Im Kuppenbereich des Eichkogels stocken lichte Kiefernwälder, die sich im Streubesitz mehrerer Bauern befinden.

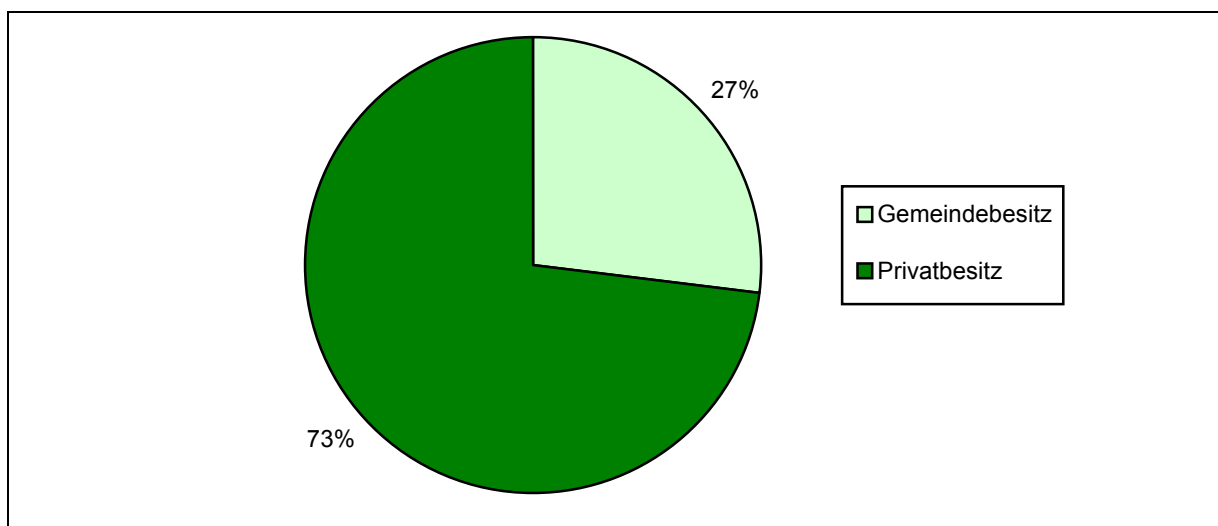


Abb. 44: Besitzverhältnisse der Waldflächen in der Gemeinde Mödling.

Stadtwald der Gemeinde Mödling

Der im Besitz der Stadtgemeinde stehende Wald umfasst eine Fläche von 326,6 ha, liegt fast ausschließlich innerhalb der Gemeindegrenzen und wird von einem Förster betreut. Als Leitfunktionen sind im Waldentwicklungsplan zu 80 % die Schutz- und die Erholungsfunktion ausgeschieden. Die Stadtgemeinde Mödling stuft selbst die Erholungsfunktion als vorrangig ein. Besonders in Stadtnähe wird der Wald laut Angabe des zuständigen Revierförsters während der letzten Jahre parkartig bewirtschaftet. Nach jedem Sturm werden Begehungen durchgeführt, um heruntergefallene Äste zu beseitigen. Bis auf Schadholzaufarbeitung und Durchforstungen werden kaum Nutzungen durchgeführt, da dies auf wenig Verständnis der Waldbesucher stößt.

Als Nichtholzprodukte werden z. B. Christbäume, Jagdverpachtung und unentgeltliche Wassernutzung angeboten. Dienstleistungen werden beispielsweise in Form einer Laufstrecke mit Zeitaufnahme sowie in Form von Mountainbikestrecken angeboten.

Eichkogel

Der Eichkogel (366 m SH) umfasst eine Fläche von 43 ha, steht im Besitz bäuerlicher Waldeigentümer und liegt nicht mehr innerhalb des Landschaftsschutzgebietes „Wienerwald“. Dem Eichkogel kommt wegen des Artenreichtums wärmeliebender Vegetation große Bedeutung zu.

Seit 1961 ist der Eichkogel als Naturschutzgebiet (LGBl. Nr. 5500/13) ausgewiesen, 1991 erfolgte eine Erweiterung der geschützten Fläche. Durch die Unterschutzstellung wurde die Zersiedelung auf den Hängen verhindert. Die Süd- und Ostflanken tragen Weingärten bis ca. 300 m Seehöhe. Die Gipfelkuppe ist auf der Südseite mit einem künstlich angelegten Schwarzföhrenwald bestockt, auf der Nordseite mit einem Lindenwald.

Rund 460 verschiedene Pflanzenarten wurden am Eichkogel vorgefunden, wobei ein Drittel bis die Hälfte zu Arten der „Roten Liste“ zählen.

9.2.2.2 Stakeholder

Politische und administrative Akteure

Die Bedeutung des kommunalen Waldes für Mödling lässt sich u. a. daran ablesen, dass das Waldmanagement in den politischen Zuständigkeitsbereich des Vizebürgermeisters fällt. Neben dem Umweltstadtrat sind weitere zentrale Akteure aus dem administrativen Bereich ein Abteilungsleiter der Stadtverwaltung sowie der Revierleiter (Förster).

Josef Schöffel-Verein

Anfang der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts trat Josef Schöffel erfolgreich für die Rettung des Wienerwaldes vor Kahlschlag und teilweisem Verkauf ein. Der Schöffel-Verein wurde in den frühen 20er Jahren gegründet. Es standen stets einflussreiche Persönlichkeiten hinter dem Verein. Der Schöffel-Verein ist ein Bezirksverein und bemüht sich um den Schutz der Natur und der Umwelt. Die heute aktuellen Anliegen sind der Steinbruch Gaaden, das Naturschutzgebiet Eichkogel und der Feuchtbiotopkomplex Figur.

Wienerwaldkonferenz

Die Wienerwaldkonferenz wurde 1984 als überparteiliches Forum von Wissenschaftlern, Bürgermeister, lokalen Bürgerinitiativen, Forstleuten und Beamten mit dem Zweck gegründet, im Zusammenhang mit Nutzungen auftretende Probleme aufzuzeigen und Lösungsvorschläge zu erarbeiten.

Drei Arbeitskreise wurden gegründet:

- Ökologie, Wald-, Landschafts- und Naturschutz;
- Verkehr;
- Wasser und Abwasser.

Überparteiliche Plattform „SOS – Lebensraum Süd“

Die überparteiliche Plattform „SOS – Lebensraum Süd“ bietet Organisationen, Bürgerinitiativen, allen politischen Fraktionen sowie engagierten Einzelpersonen die Möglichkeit, Probleme der Region durch gemeinsame Diskussion und Meinungsfindung zu erörtern und gemeinsame Lösungsansätze zu erarbeiten. Die Plattform SOS organisiert zu diesem Zwecke auch öffentliche Kundgebungen, um auf Missstände aufmerksam zu machen.

Eingegliederte Organisationen:

- Naturschutzverein "Schöffel";
- Wienerwaldkonferenz;

- Überregionale Initiative „Anninger-Naturpark Föhrenberge“;
- „Bürgerinitiative (BIG) Guntramsdorf“ und „Bürgerinitiative (BIG) Ebreichsdorf“;
- Bezirks-Museums-Verein;
- Österreichischer Alpenverein.

Weitere Akteure

- Verein der „Naturfreunde“;
- Niederösterreichische Berg- und Naturwacht;
- Österreichischer Bergrettungsdienst;
- Pfadfinder;
- Verein „99er Mödlinger Sports Association“ (Triathlon, Mountainbiking);
- Hütten- bzw. Lokalbesitzer oder -pächter in oder in der Nähe des Stadtwaldes.

9.2.2.3 Historische und sozio-kulturelle Aspekte der Waldwirtschaft in Mödling

Die ersten Nutzungen des Wienerwalds konzentrierten sich vor allem auf das Liefern von Bau-, Werks-, Brennholz und Holzkohle. Bereits im 12. Jhd. und später im 14. Jhd. wurden die ersten Vorschriften zur Waldbehandlung herausgegeben. 1766 erließ Maria Theresia die allgemeine Waldordnung für das Land Niederösterreich (JOHANN, 1993).

In der Mitte des 13. Jhd. waren auf den Bergen vor Mödling riesige Weingärten angelegt. Später wurden die Hänge als Wiesen genutzt. Die Berge waren kaum bewaldet und begannen allmählich zu verkarsten. Als Fürst Johann I 1807 die Herrschaft Liechtenstein und die Burg Mödling erwarb, ließ er den Kalenderberg und teilweise den Frauensteinberg mit Schwarzkiefern bepflanzen (STADTGEMEINDE MÖDLING, 1975).

Neben der Holzproduktion waren Harz für die Pechproduktion und Streugewinnung als Einstreu für Ställe wichtige Nebenprodukte der Schwarzkiefernbestände. Streu- und Harznutzung werden heute nicht mehr durchgeführt. Gegenwärtig steht die Erholungsfunktion mit parkartiger Nutzung im Vordergrund. Das durch die Schwarzkiefer geprägte Landschaftsbild soll erhalten werden bzw. steht die Erhaltung der verarmten Bestandesstrukturen im Vordergrund. Dies verhindert eine Steigerung der Vielfalt der verschiedenen Lebensräume.

Ab 1875 wurde der Anninger durch eine Straße erschlossen. In der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts war es modern „auf Sommerfrische“ zu fahren, und so entwickelte sich bereits in dieser Zeit der Tourismus. Außer als Wanderziel war der Anninger auch als Rennrodelstrecke beliebt. In weiterer Folge wurden aufgrund der Nähe zu Wien Villen, Landhäuser und Aussichtswarten errichtet. Die Folgen der Siedlungstätigkeit, die bis heute noch nicht zum Stillstand gekommen ist, sind Zersiedelung der Landschaft, Verlust an Grünland und Belastungen der Umwelt durch Verkehr, Abwässer, Müll etc. (Kap. 6.5).

9.2.3 Einrichtungen, Bestimmungen und Aktivitäten zum Schutz der biologischen Vielfalt im Bereich des Stadtwaldes Mödling

Naturdenkmal „Breite Föhre“

Ende der 80er Jahre starb die „Breite Föhre“, ein charakteristisches Symbol für die Landschaft Mödlings, ab. Man sammelte 200.000,- öS, mit denen die Breite Föhre 1991 konserviert wurde. Wasser drang dennoch ein, machte den Baum schließlich morsch und zu einer Gefahr für Spaziergänger; er mußte daher 1997 umgeschnitten werden. Etwa 20 m neben der ehemaligen „Breiten Föhre“ wurde nun ein etwas jüngerer Baum als „Neue Breite Föhre“ zum Naturdenkmal erklärt.

Biogenetisches Reservat und Naturschutzgebiet „Eichkogel“

Wegen seiner einzigartigen Flora und Fauna ist der Eichkogel bereits seit 1961 Naturschutzgebiet, 1989 wurde er darüber hinaus durch Beschluss des Europarates zum biogenetischen Reservat erklärt (KLAFFEL et al., 1999). In diesem aufgrund der Lage an der Thermenlinie und der windgeschützten Lage sehr warmen Gebiet haben sich einzigartige Biotope (Felssteppen, Halbtrocken- und Trockenrasen, trockene Laubwälder der Kollinstufe) entwickelt, die zahlreichen vom Aussterben bedrohten Tierarten (25 verschiedene Wildbienenarten, Gottesanbeterin, Große Sägeschnecke, Smaragdeidechse) und Pflanzenarten (Weißwollige Sommerwurz, Knolliges Brackkraut, Diptam, Blutroter Storchenschnabel, Thüringer Strauchpappel, Elsässer Haarstrang, Trübe Nachtviole, Gelbschneidiges Federgras, Zwergschwertlilie, Orobanche cecilia, Filz-Glockenblume) Lebensraum bieten. An den Saumrändern finden sich bedrohte Wildobstarten.

Im Österreichischen Trockenrasenkatalog (HOLZNER et al., 1986) werden am Eichkogel sechs verschiedene Trockenrasengesellschaften ausgewiesen.

Naturpark „Föhrenberge“

Der Naturpark „Föhrenberge“ (LGBl. Nr. 5500/50) spiegelt die typische Landschaft des Kalk-Wienerwaldes wider. Er umfasst das Gebiet von der Wiener Stadtgrenze im Norden bis zum Anninger im Süden und besitzt eine Ausdehnung von 6.600 ha. Grundeigentümer sind vor allem die Österreichischen Bundesforste, Gemeinden (u. a. Mödling), Klöster und einige Privatpersonen. Der westliche Teil zählt zur montanen Zone mit Rotbuchen- und Tannenbeständen, der östliche Teil liegt in der pontisch-pannonischen Zone mit Schwarzföhrenwäldern.

Landschaftsschutzgebiet „Wienerwald“

Große Teile des Wienerwaldes sind seit 1979 als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen (LGBl. Nr. 5500/35), das mehrere Naturschutzgebiete umfasst. Als ruhige Waldlandschaft stellt er das wichtigste Naherholungsgebiet der Großstadt Wien dar.

Das Landschaftsschutzgebiet ist eine Schutzform, die der Erhaltung charakteristisch gestalteter Kulturlandschaften und eines natürlichen, gesunden Lebensraumes für den Menschen dient. Die landschaftliche Schönheit und ihre Eigenart sollen im Interesse der Erholung, aber auch des Fremdenverkehrs geschützt und das äußere Erscheinungsbild sowie der Erholungswert bewahrt werden. Dem Schutzzweck entsprechend sollen in diesen Gebieten landschaftsästhetisch negative Einflüsse möglichst hintangehalten werden. So bedürfen die Baulandwidmung und die Erlassung von Bebauungsplänen einer besonderen naturschutzfachlichen Begutachtung. Die Errichtung von Baulichkeiten außerhalb von Ortsgebieten, die Materialgewinnung, der Kahlhieb von Baumgruppen sowie die Vornahme von Erdbewegungen bedürfen der Bewilligung durch die Naturschutzbehörde.

Der Stadtwald der Gemeinde Mödling liegt zu 100 % im Landschaftsschutzgebiet „Wienerwald“ und zu 100 % im Naturpark „Föhrenberge“. Der Eichkogel ist zur Gänze als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Geplanter Biosphärenpark oder Nationalpark „Wienerwald“

Derzeit gibt es intensive Überlegungen, große Teile des Wienerwaldes als Biosphärenpark entsprechend den UNESCO-Richtlinien oder als Nationalpark auszuweisen (ARGE WIENERWALD, 2002). Im Falle des Entstehens eines Biosphärenparks hat die Stadtgemeinde Mödling großes Interesse bekundet, den stadt eigenen Wald als so genannte Pflegezone in das Schutzgebiet einzubringen.

Untersuchungen der Vegetation

RATHMAYER (1985) führte Aufnahmen der Vegetation des Eichkogels durch. Das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz gab eine Studie über die Vitalität der Waldes im Raum Mödling in Auftrag (FIBICH, 1986). Dabei wurden über Farbinfrarot-Luftaufnahmen die vorkommenden Baumarten und deren Vitalität untersucht.

Waldbauliche Untersuchungen

BUDIL (2000) erstellte im Auftrag der Gemeinde Mödling eine Forsteinrichtung für den Stadtwald und leitete Bewirtschaftungsmaßnahmen ab. KÖCK (2000) nahm eine Standortkartierung im Mödlinger Stadtwald vor. Diese Studien können bei den forstlichen Planungen als wichtige biodiversitätsrelevante Grundlagen dienen.

Weitere biodiversitätsrelevante Maßnahmen

Wichtige, die Stabilität und biologische Vielfalt des Waldes beeinflussende Faktoren im Mödlinger Stadtwald sind Stürme, Waldbrände, Wildverbiss, die Waldbewirtschaftung und die Erholungsnutzung.

Da es sich beim Mödlinger Stadtwald um einen ausgesprochenen Erholungswald handelt, steht die Nutzung des Holzes im Hintergrund. Die sensiblen Schwarzkiefernbestände sind zu 100 % außer Nutzung gestellt und erreichen auch ihr physiologisches Alter; insgesamt erreichen auf 90 % der Flächen die Bestände ihr natürliches Alter. Entnahmeeingriffe beschränken sich auf die Aufarbeitung von Schadholz, Pflegemaßnahmen zur Verjüngungseinleitung, Durchforstungen und erholungswirkungsbezogene Gestaltungsmaßnahmen. Diese Managementeingriffe erfolgen größtenteils mittels Einzelstammentnahme, Absäumung wird seltener angewandt. Durch das Entfallen des forstlichen Umtriebs erhöht sich die Vielfalt an Altersstadien und Bestandesentwicklungsphasen. In den überalterten Beständen wird unter Schirm bereits die Verjüngung eingeleitet. Der Naturverjüngungsanteil von 90 % bedingt eine erhöhte Stammzahl im Jungbestand. Daher werden waldbauliche Maßnahmen zur Stammzahlreduktion (Läuterung, Durchforstung) angewandt, weil man sich davon eine Verbesserung der Bestandesstabilität und der Zuwachsverhältnisse erhofft.

Künstliche Verjüngung wird primär in besonderen Situationen praktiziert. Als durch einen Brand auf 14 ha der Schwarzkiefernbestände 1994 ein Großteil der Unter- und Mittelschicht zerstört wurde, musste auf ca. 4 ha auch die Oberschicht entfernt werden. Es wurde sofort aufgeforstet, da die Strauchschicht eine große Konkurrenz für die Naturverjüngung dargestellt hätte. In den Buchenbeständen könnte generell auch mit Naturverjüngung gearbeitet werden, allerdings müsste ein längerer Zeitraum als die gesetzlich vorgeschriebene Wiederbewaldungsfrist eingeplant und im Hinblick auf den hohen Wilddruck mit Wildverbisszäunen gearbeitet werden.

Die Waldränder werden möglichst gebuchtet und stufig gestaltet, was zu einer Erhöhung der Lebensraumvielfalt beiträgt. Die Artenvielfalt wird durch Auflichtungen im Rahmen der Waldpflege, um Lichtholzbaumarten die Verjüngung zu ermöglichen, gefördert, sowie durch das Belassen von stehendem Totholz als Spechtbäume. Diesbezüglich treten jedoch Probleme auf, da manche Touristen tote Bäume als unansehnlich empfinden und einen „sauberen und gepflegten“ Wald bevorzugen. Zur Förderung der Wald-Vogelfauna werden Nistkästen ausgebracht. In den naturschutzrechtlich geschützten Gebieten gelten keine über das Forstgesetz hinausgehenden Bewirtschaftungsbeschränkungen.

Die Baumartenzusammensetzung verschiebt sich zusehends in Richtung eines erhöhten Laubholzanteils. Die künstlich eingebrachte Schwarzkiefer wird durch konkurrenzfähige Laubholzbaumarten bedrängt, was für das Ziel der Verbesserung der Biodiversität einen großen Vorteil darstellt. Die starke Verbissbelastung durch Muffel- und Schwarzwild wirkt in Bezug auf eine Bestandesüberführung jedoch kontraproduktiv.

Asphaltierte Straßen und Zäune bewirken eine Störung des Lebensraumes Wald. Die hohe Forststraßendichte von 76 lfm/ha, die Rückewegdichte von 24 lfm/ha sowie ein Netz asphaltierter Straßen und vorhandene Zäunungen bedingen gegenwärtig eine kleinflächige Fragmentierung von Waldhabitaten.

Es wurden keine Düngemaßnahmen durchgeführt. Auch Wiesenaufforstungsflächen sind nicht vorhanden.

Die gesetzlichen Vorgaben von Forstgesetz, Jagdgesetz und Naturschutzgesetzen werden von den Bewirtschaftungsverantwortlichen überwiegend als annehmbar und durchführbar bezeichnet. Vertragsnaturschutzmaßnahmen stehen nicht zur Diskussion.

9.2.4 Partizipation

9.2.4.1 Befragung lokaler Akteure zu den Themenfeldern „Biologische Vielfalt im Wald“ und „Partizipation“

Um abschätzen zu können, inwieweit partizipative Elemente bei Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt im Mödlinger Wald eine Rolle spielen bzw. wo allfälliger Handlungsbedarf besteht, wurde im Rahmen der vorliegenden Studie die spezifische Zielgruppe lokaler Stakeholder, repräsentiert durch Funktionsträger rund um die überparteiliche Plattform „SOS – Lebensraum Süd“, befragt. Die Plattform vertritt laut eigenen Angaben etwa 10.000 Personen im gesamten Wiener Becken und widmet sich vor allem den Themen Mensch, Umwelt und Tourismus. Folgende Organisationen tragen zur Plattform „SOS – Lebensraum Süd“ bei:

- Naturschutzverein "Schöffel"
- Wienerwaldkonferenz
- Überregionale Initiative „Anninger-Naturpark Föhrenberge“
- „Bürgerinitiative Guntramsdorf“ und „Bürgerinitiative Ebreichsdorf“
- Bezirks-Museums-Verein
- Österreichischer Alpenverein
- Naturfreunde

Die Begriffe „Biodiversität“ und „Biologische Vielfalt“ (Kap. 3) sind den Befragten im Allgemeinen bekannt und werden - etwas verkürzt - als „Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten“ definiert.

Alle Befragten waren der Meinung, dass der Wald Ihre Arbeit stark beeinflusst. Die Projektbereiche mit Wald-Bezug reichen von Wasserschutz über den Schutz von Trockenrasen bis hin zu Versuchen, die Wiederbewaldungspflicht im Forstgesetz zu beeinspruchen bzw. die Wiederbewaldung der Natur zu überlassen. Über Veröffentlichungen in verschiedenen Printmedien sowie über TV-Sendungen wird versucht, auf die Problematiken aufmerksam zu machen.

Als gegenwärtig wichtigste Themen werden die geplante Erweiterung des Steinbruchs Gaa-den und die Verhinderung weiterer Verhüttelung im Wienerwald angeführt.

Als beste Waldbehandlung wird das Unterlassen von Eingriffen, d. h. der Natur freien Lauf zu lassen, bezeichnet. Wenn dringender Handlungsbedarf besteht, soll Einzelstammentnahme mit Pferderückung durchgeführt werden. Die derzeitige Waldnutzung entspricht nach Meinung der Befragten zwar nicht diesem Leitbild, jedoch wird sie übereinstimmend als extensiv betrachtet und trifft in dieser Hinsicht auf Akzeptanz.

Alle Befragten sind der Meinung, dass die Holzentnahme derzeit umweltgerecht erfolge. Es wird auch die Bereitschaft angegeben, generell um 5 % höhere Preise für umweltgerecht erzeugte Holzprodukte zu bezahlen. Für Leistungen des Waldes bzw. seitens der Waldbesitzer

würden die Interessenten keine finanziellen Entschädigungen leisten; für diesen Zweck sei kein Kapital vorhanden. Es werden sportliche Nutzungen des Waldes aller Art praktiziert, besonders Wandern, Mountainbiking (im Rahmen des Niederösterreichischen Mountainbike-Netzes), Laufen, Rodeln und Langlaufen.

An Veranstaltungen wurde nicht teilgenommen. Es werden aber selbst Veranstaltungen, Pressekonferenzen und Aktionstage veranstaltet und Presseaussendungen verfasst.

Das Verhältnis der Befragten zu den Waldbesitzern wird als mittelmäßig eingeschätzt. Der eigene Einfluss auf das Waldmanagement wird jedoch als stark eingestuft (Kap. 9.1.6).

9.2.4.2 Bürgerbeteiligungsprojekt „Zukunft Stadtwald“

Aktive Öffentlichkeitsarbeit wurde in den letzten Jahren in Form von Führungen zur Woche des Waldes, einer jährlichen Umwelt-Sondernummer der Stadtnachrichten und von Führungen mit Schulklassen betrieben. Zusätzlich werden drei mal jährlich alle Umweltvereine vom Umweltamt der Stadtgemeinde zum Umweltbeirat eingeladen. Touristische, jagdliche und Umwelt-Interessengruppen hatten bisher auf Maßnahmen im Stadtwald nur geringen direkten oder indirekten Einfluss (z. B. auf jagdliche Sperren).

Um die zahlreichen und unterschiedlichen Nutzungs- und Schutzinteressen im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt im Stadtwald Mödling, reichend von der Waldpflege und Jagd über die Erholungsnutzung bis zum Naturschutz, in ein koordiniertes Waldmanagement integrieren zu können, wurde 2002 von der Stadtgemeinde Mödling gemeinsam mit dem UMWELTBUNDESAMT das Projekt „Zukunft Stadtwald“ durchgeführt (HECKL et al., 2002).

Ziel des Projektes war es, die biologische Vielfalt im Stadtwald Mödling langfristig zu erhalten. Gleichzeitig sollten eine nachhaltige Nutzung, insbesondere die Erholungsnutzung, ermöglicht und potenzielle Nutzungskonflikte im Vorfeld entschärft werden.

Aufbauend auf Recherchen des Umweltbundesamtes und einer Informationsveranstaltung für Interessenvertreter aus den Bereichen Politik/Verwaltung, Forstwirtschaft, Jagd, Sport/Freizeit, Gastronomie, Einsatzkräfte und Umweltschutz/Naturschutz wurde ein an alle Gemeindebewohner adressierter Fragebogen entwickelt, um die Gewohnheiten, Interessen, Wünsche und Nutzungsformen der Mödlinger im Stadtwald Mödling in das Projekt einbeziehen zu können. Über 200 Gemeindebürger beteiligten sich an der Fragebogenaktion. Aus den Ergebnissen der Fragebogenerhebung und den geclusterten Ideen und Anregungen der Mödlinger wurden drei Thesen abgeleitet:

- Die Mödlinger wünschen mehr Informationen zu den Themen „biologische Vielfalt“ und „Ökologie“.
- Es existieren Nutzungskonflikte im Stadtwald Mödling mit sozialen und umweltrelevanten Komponenten.
- Die Entwicklung eines Leitbildes für den Stadtwald Mödling ist notwendig.

Im Rahmen einer Bürgerversammlung wurden die Bürger in die Weiterentwicklung der abgeleiteten Thesen und in die Festlegung der zukünftigen Arbeitsschwerpunkte mit einbezogen:

Dabei wurden die Einrichtung bzw. Errichtung von „Infopoints“ und die Herausgabe von Informationsbroschüren vorgeschlagen. Es wurde darauf hingewiesen, dass bei der Vermittlung von Informationen besonders auf die zielgruppengerechte, komprimierte Auswahl der Themen Rücksicht genommen werden soll (z. B. Ökologie, aber auch Sport und Freizeit) wobei die verschiedenen Interessengruppen zu berücksichtigen sind. Außerdem soll das große Potenzial an lokalem Wissen über den Stadtwald genutzt werden. Ganz wesentlich erschien auch die Einbindung der Schulen in die Wissensvermittlung rund um den Mödlinger Stadtwald.

Das Thema „Probleme mit freilaufenden Hunden“ gilt als der herausragende Nutzungskonflikt im Mödlinger Stadtwald. Mountainbiking hingegen wird mittlerweile deutlich als geringeres Problem eingestuft. Eine effiziente Kontrolle diesbezüglicher Vorschriften von Seiten der Exekutive und der Gemeindeverwaltung hat sich diesbezüglich als schwierig erwiesen. Daher wurde angeregt, auch verschiedene Interessengruppen in die Konfliktregelung einzubinden. Es herrscht Übereinstimmung, dass ein „Fair-Play-Kodex“ für die betreffenden Nutzergruppen (Hundehalter, Mountainbiker) gezielt ins Bewusstsein der Nutzer gebracht werden sollte. Als weiteres Problemfeld wurde die Jagd identifiziert.

Die Erarbeitung eines Leitbildes für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt des Stadtwaldes Mödling wurde als wichtige Aufgabe anerkannt. In einer Kurzversion des zu erarbeitenden Leitbildes sollen prägnante Aussagen getroffen werden, in einer Langversion sollen u. a. die unterschiedlichen Managementmaßnahmen erläutert werden, wobei der Forstbetrieb und die jagdliche Bewirtschaftung in das Leitbild integriert werden sollen. Weitere beabsichtigte Inhalte sind eine Beschreibung von Umfang und Zustand des Mödlinger Stadtwaldes sowie die Offenlegung des Ablaufs von Entscheidungsprozessen. Dieses lokale Leitbild soll in ein regionales Konzept eingebunden sein bzw. Schnittstellen zur regionalen Ebene aufzeigen.

Ein Bekenntnis zur Einrichtung eines Forums zum Mödlinger Stadtwald war klar herauslesbar, wobei allfällige formale Rahmenbedingungen noch festgelegt werden müssten. Eine professionelle Öffentlichkeitsarbeit hat sich als ein zentraler Baustein erwiesen, um die Intentionen des Projekts weiterzuentwickeln.

9.3 Zusammenfassung der Fallbeispiele Dornbirn und Mödling

Anhand von *kommunalen Fallbeispielen* der Gemeinden *Dornbirn* und *Mödling* konnten die vielfältigen Einflüsse und Wirkungen auf die Biodiversität von Wäldern beispielhaft dargestellt werden. Es konnte weiters aufgezeigt werden, dass insbesondere auf Gemeindeebene vielfältige Maßnahmen zur ihrer Förderung im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes möglich sind, wenngleich die Umsetzung von Zielen der CBD bis vor kurzem nicht das explizite Ziel des Waldmanagements war. Diese flossen vielmehr indirekt durch generelle Ansprüche an zeitgemäße Waldnutzungsplanungen ein. Ein 2002 in Mödling durchgeführtes Bürgerbeteiligungsprojekt zielte hingegen bereits vorrangig auf die Förderung der biologischen Vielfalt ab. Insbesondere konnten die sozialen Rahmenbedingungen für das Waldmanagement auf kommunaler Ebene sowie praktikable Partizipationsmodelle beleuchtet werden.

In **Dornbirn** (Kap. 9.1) wurden biodiversitätsorientierte Ziele in Form der Ausweisung der Natur- und Landschaftsschutzfunktion eingearbeitet, wobei - abgesehen von Auerwildhabitaten - der Schutz ganzer Waldgesellschaften und Waldbiotope im Vordergrund steht. Neben der naturräumlich bedingten Vielfalt wird dabei auch die anthropogen bedingte kulturlandschaftliche Vielfalt angesprochen. Die vom Ökosystemaren Ansatz geforderte angemessene Balance zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt kommt im Leitbild des forstlichen Planungskonzeptes zum Ausdruck, das auf die Leistungen des Waldes für die menschliche Gesellschaft gleichermaßen abzielt wie auf die Sicherung von intakten Lebensräumen. Dies manifestiert sich auch in der Ausweisung von schutz-, wohlfahrts-, produktions- und naturschutzorientierten Waldfunktionen und die darauf abgestimmten Behandlungsmaßnahmen. Von diesen sind bei entsprechender Ausführung viele grundsätzlich geeignet, eine standortangepasste biologische Vielfalt zu fördern. Im Rahmen eines Totholzkonzeptes sind Tot- und Altholzmanagement vorgesehen.

Im **Mödlinger** Wald (Kap. 9.2) steht die Holzerzeugung zugunsten von Erholungswaldbewirtschaftung und außer Nutzung gestellten Beständen eindeutig im Hintergrund. Entnahmeeingriffe beschränken sich v. a. auf die Aufarbeitung von Schadholz, waldbauliche Maßnahmen zur Verjüngungseinleitung (Einzelstammentnahme) und erholungsbezogene Gestal-

tungsmaßnahmen. Weiters wird Waldrandmanagement durchgeführt. Ebenso wie in Dornbirn wird die Naturverjüngung weitgehend präferiert. Tatsächliche oder vermeintliche ästhetische Bedürfnisse mancher Erholungsnutzer, die zu einem großen Teil aus städtischen Ballungsräumen kommen und teils ein „ordentliches“, „aufgeräumtes“ Waldbild wünschen, stehen oft im Gegensatz zur Zielvorstellung einer naturnahen biologischen Vielfalt. Dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass Aufklärung und Information über natürliche Ökosystemabläufe als Korrektiv zu naturwidrigen Erwartungshaltungen von Waldbesuchern von zunehmender Bedeutung sind.

Der Förderung der genetischen Vielfalt, Arten- und Biotopvielfalt dienen in beiden Gemeinden mehrere naturschutzrechtliche Schutzgebietskategorien. Im Gegensatz zu Mödling bestehen in Dornbirn Bestrebungen zur Einrichtung zusätzlicher Naturwaldreservate bzw. -zellen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes. Allerdings gibt es derzeit auch in Mödling Überlegungen, große Teile des Wienerwaldes als Biosphärenpark entsprechend den UNESCO-Richtlinien oder als Nationalpark auszuweisen.

Kooperationen zwischen Waldwirtschaft und anderen Landnutzungsinteressen bestehen - entsprechend den vielfältigen Erholungsnutzungen des Waldes - v. a. mit der Tourismuswirtschaft. Dies ist v. a. in *Mödling* evident, wo das gesamte Waldmanagement auf die Bedürfnisse der Erholungsnutzung ausgerichtet ist, aber auch in *Dornbirn* gibt es erfolgreiche kooperative Projekte. Dementsprechend wird der Einfluss von Erholungsnutzern und Fremdenverkehr auf die Waldbewirtschaftung von den lokalen Interessenten am Wald als hoch eingeschätzt.

In beiden Gemeinden engagieren sich überparteiliche naturschutzinteressierte Foren bzw. Vereine für biodiversitätsbezogene Aktivitäten im Wald und agieren als lokale Stakeholder. Seitens der Kommunalpolitik besteht aktive Bereitschaft zur Kooperation und Partizipation. Von den befragten Stakeholdern wird übereinstimmend eine extensive Nutzung des Waldes gefordert, wobei als ideale Form des Waldmanagements in *Mödling* das Unterlassen von Eingriffen und in *Dornbirn* die Plenterung angegeben wird. Beides kommt dem Ziel, die Biodiversität zu erhöhen, großteils entgegen, wenngleich das Plenterprinzip den Verzicht auf eine naturnahe Walddynamik bedingt.

Der Forderung des Ökosystemaren Ansatzes, alle relevanten Bereiche der Gesellschaft und vor Ort verfügbares Wissen in das Ökosystemmanagement einzubeziehen, wurde in *Dornbirn* durch die Durchführung der *Waldfunktionenplanung* im Rahmen eines breit angelegten *partizipativen Prozesses* entsprochen. Dies ermöglichte das Eingehen auf individuelle lokale Interessen, das frühzeitige Erkennen von Interessenkonflikten und die Suche nach möglichst konsensualen Konfliktregelungen.

In *Mödling* wurde 2002 das *Bürgerbeteiligungsprojekt „Zukunft Stadtwald“* durchgeführt, das darauf abzielte, alle relevanten Stakeholder und deren Interessen in die Planung von Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt im Stadtwald einzubeziehen. Im Rahmen einer Fragebogenaktion und einer Bürgerversammlung wurden Teilnahmemöglichkeiten für alle interessierten Bürger geschaffen. Als besonders wichtig erwies sich dabei eine intensive und kontinuierliche Öffentlichkeitsarbeit von Seiten der Projektverantwortlichen, die v. a. über die lokale Presse und das Internet stattfand. Das dadurch ermöglichte Feedback der Stakeholder und aus der Bevölkerung konnte daraufhin in das Projekt integriert werden.

Der Ausgleich bestehender Informationsdefizite und die Entschärfung allfälliger, häufig biodiversitätsrelevanter Nutzungs- und Interessenkonflikte im Vorfeld durch geeignete *Partizipationsmethoden* stellten sich als wesentliche Voraussetzungen für den Erfolg und die Akzeptanz von Waldnutzungsplanungen im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes heraus. Im Falle von *Mödling* zeichnete sich ab, dass die Entwicklung eines Waldleitbildes und ein noch zu etablierendes Waldforum als wichtige Instrumente fungieren können, um sowohl nach innen (Forstbetrieb) als auch nach außen (Öffentlichkeit) wesentlich zur Erhaltung und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt beizutragen.

Es wurde erkennbar, dass die Berücksichtigung der biologischen Vielfalt in der Praxis des Waldmanagements im Geiste des Ökosystemaren Ansatzes in Österreich zum Teil bereits in hohem Maße stattfindet, wenngleich nicht immer durch die CBD motiviert. Es bestehen somit *positive Beispiele* mit Anknüpfungsmöglichkeiten für eine gezielte Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes auf breiterer Basis. Die Beispiele verdeutlichen aber auch, dass die Begünstigung geeigneter Rahmenbedingungen seitens der politisch Verantwortlichen bzw. der Waldeigentümer sowie das nachhaltige Engagement aller Beteiligten entscheidende Faktoren sind

Die Fallbeispiele zeigen insbesondere, dass das Potenzial zur Förderung der Biodiversität und die Voraussetzungen für erfolgreiche Partizipation am Waldmanagement im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes auf *kommunaler Ebene* besonders günstig sind. Die Beispiele verdeutlichen aber auch, dass die Begünstigung geeigneter Rahmenbedingungen seitens der politisch Verantwortlichen bzw. der Waldeigentümer sowie das nachhaltige Engagement aller Beteiligten entscheidende Faktoren sind (Kap. 10).

10 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSBEDARF

Der Ökosystemare Ansatz wird vom „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (CBD, 1992) als der vorrangige Handlungsrahmen zur Umsetzung der Ziele des Übereinkommens betrachtet. Zu diesem Zweck fordert die Vertragsstaatenkonferenz (COP) seine Anwendung auf das Management aller biodiversitätsrelevanten natürlichen Ressourcen in allen Sektoren von Gesellschaft, Wirtschaft, Politik und Recht sowie seine Integration in die thematischen und querschnittsorientierten Arbeitsprogramme der CBD (UNEP/CBD/COP/6/20/Decisions VI/12, VI/26, 2002) (Kap. 2).

Dass Ideen und Grundsätze des Ökosystemaren Ansatzes, wenngleich manchmal unter anderer Terminologie, bereits mehrfach in wichtige internationale Programme und Strategien eingeflossen sind, bestätigt die globale Resonanz, die seine Anliegen inzwischen gefunden haben. Zu den bedeutenden internationalen Organisationen, die den Ökosystemaren Ansatz inzwischen übernommen haben, zählen beispielsweise die Food and Agriculture Organization der UN (FAO, 2001), das World Resource Institute (WRI, 2002), die World Conservation Union (IUCN, 2000a; 2000b; 2000c; 2000d; 2000e), die Weltbank (WORLD BANK, 2000) und die Nordsee-Konferenz (NSC, 2002). Auch die Europäische Union hat ihren „Handlungsplan Biodiversität“ am Ökosystemaren Ansatz ausgerichtet (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2001) und bekennt sich im „Sechsten Umweltaktionsprogramm“ zu seiner Anwendung, wo immer dies möglich ist (Artikel 6, Abs. 2, EUROPÄISCHES PARLAMENT, 2002). Ebenso spiegelt die „Forststrategie der EU“ (EUROPÄISCHER RAT, 1999), die eine verbesserte Integration von Wäldern und Waldprodukten in alle Politiksektoren sowie die Berücksichtigung der Auswirkungen unterschiedlicher Politiken auf Wälder und Waldprodukte im Rahmen eines ganzheitlichen Ansatzes fordert, den Geist des Ökosystemaren Ansatzes wider (Kap. 8).

Der Ökosystemare Ansatz ist eine ganzheitliche Strategie für ein integriertes Management der natürlichen Ressourcen, das ein Gleichgewicht zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt in einer ausgewogenen und sozial gerechten Weise anstrebt. Die Partizipation und Kooperation von Betroffenen und Beteiligten an Entscheidungsprozessen ist ausdrücklich vorgesehen. Die Kombination von ökologischen, ökonomischen und sozialen Handlungsgrundsätzen eröffnet eine neuartige, vernetzte Sichtweise und bedeutet einen Paradigmenwechsel⁹³ in der Politik natürlicher Ressourcen. Der Ökosystemare Ansatz ist ein umfassendes Konzept mit konsensstiftender, motivierender sowie orientierungs- und impulsgebender Funktion, das keine anderen Management- und Schutzansätze ausschließt. Seine Umsetzung ist als offener, zielsuchender Prozess zu sehen, der Interpretations- und Handlungsspielräume offen lässt (Kap. 2.2, 2.3).

Die Konkretisierung des Ökosystemaren Ansatzes durch umsetzungsorientierte Ziele, die Operationalisierung durch Kriterien und Indikatoren und die individuelle Ausfüllung des Leitbildes mit Inhalten und Maßnahmen durch verschiedene Nationen und Gruppen hängt von den jeweiligen lokalen, regionalen, nationalen und internationalen Rahmenbedingungen ab. Seine konkrete Anwendung muss jeweils fallbezogen auf der Ebene spezifischer Ökosysteme erfolgen, wobei entsprechende regional differenzierte Verfahrensweisen noch der Entwicklung bedürfen (Kap. 2.2).

⁹³ Ein wissenschaftliches Paradigma ist nach KUHN (1962) eine Konstellation von Begriffen, Werten und Techniken, die eine wissenschaftliche Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die von dieser zur Definition von Problemen und Lösungen verwendet wird. CAPRA (1986) verallgemeinert diese Definition zum Begriff des „sozialen Paradigmas“. Dieses wird von ihm als eine Konstellation von Begriffen, Werten, Wahrnehmungen und Praktiken definiert, die eine Gemeinschaft miteinander gemeinsam hat und die eine besondere Sicht der Realität bildet, welche der Art und Weise zugrunde liegt, wie sich eine Gemeinschaft selbst organisiert. Paradigmenwechsel spielen sich nach KUHN (1962) in Form von Umbrüchen ab.

Anwendung auf Waldökosysteme

Der Ökosystemare Ansatz besitzt hohe Relevanz für Waldökosysteme, u. a. weil Wälder einen großen Teil der sowohl globalen als auch heimischen Biodiversität beherbergen und vielfältigen menschlichen Einflüssen und Nutzungsansprüchen, aber auch damit zusammenhängenden Gefährdungen ausgesetzt sind (Kap. 1.3, 6).

In ihrem Beschluss VI/22 über die Biodiversität von Wäldern hat die Vertragsstaatenkonferenz (COP) anlässlich ihres sechsten Zusammentreffens (COP 6) in Den Haag/Niederlande, April 2002, auch die umfassende Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes auf das Management aller Waldtypen als erstes Ziel ihres „Erweiterten Arbeitsprogrammes über die Biodiversität von Wäldern“ definiert. Diese Zielsetzung wird durch die Forderung konkretisiert, praktische Methoden, Richtlinien, Indikatoren und Strategien für an regionale Unterschiede angepasste Anwendungen des Ökosystemaren Ansatzes auf Wälder sowohl innerhalb als auch außerhalb von Schutzgebieten zu entwickeln (UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22, 2002).

Damit wurde der bereits durch die COP 4 gefasste Beschluss IV/7, der die Umsetzung der Ziele der CBD im Bereich von Wäldern auf der Basis des Ökosystemaren Ansatzes vorsieht, bestärkt und näher ausgeführt (UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7, 1998). Im selben Dokument wird seine Verankerung in Nationalen Forstprogrammen gefordert.

Da die Malawi-Prinzipien (Kap. 2.3) keine spezifischen Vorgaben für die Behandlung von Wäldern beinhalten, müssen ihre Aussagen erst für die Anwendung auf Waldökosysteme präzisiert werden. Hierzu sind auch konkrete Anforderungen an Forstwirtschaft, Landwirtschaft und andere beteiligte Landnutzungen zu formulieren.

Durch die Untersuchung von Grundlagen, Voraussetzungen und Rahmenbedingungen wurden in der vorliegenden Studie wesentliche erste Bausteine für Anwendungen des Ökosystemaren Ansatzes auf ein integratives Management von Ökosystemen erarbeitet, die zur Erreichung der Zielsetzungen der CBD beitragen können. Im Sinne der Beschlüsse der COP betreffend das Management von Wäldern wurde diese Untersuchung am Beispiel österreichischer Waldökosysteme konkretisiert. Durch die Einbeziehung von Fallstudien konnte einer weiteren aktuellen Forderung der Vertragsstaatenkonferenz entsprochen werden (UNEP/CBD/COP/6/20/Decisions VI/12, VI/22, 2002).

Damit steht die vorliegende Grundlagenstudie im Kontext eines derzeit stattfindenden weltweiten Umsetzungsprozesses, der an die Formulierung der Malawi-Prinzipien 1998 (Kap. 2.3) anschließt und eine wachsende Zahl von Konzepten und Fallstudien umfasst, die Anwendung auf Wälder jedoch bislang größtenteils vernachlässigte.

Vernetzung bestehender Ansätze

Es existieren, wie in der vorliegenden Studie dargestellt wurde, zahlreiche Konzepte, Strategien, Initiativen und Prozesse auf internationaler, nationaler und regionaler Ebene, die Relevanz für Waldökosysteme besitzen, und die sich entweder explizit auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt beziehen oder diese in ihren Auswirkungen zumindest indirekt berühren (Kap. 2, 8). Viele dieser Ansätze enthalten Elemente, die geeignet sind, wesentliche Beiträge zur Umsetzung der Ziele des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ zu leisten. Ebenso weisen etliche dieser Bestrebungen Schnittstellen zum Ökosystemaren Ansatz auf, die als geeignete Ansatzpunkte für dessen Anwendung zu würdigen sind.

Dennoch ist die Mehrzahl dieser Ansätze bislang durch sektorale Blickwinkel oder thematische Einschränkungen charakterisiert, weshalb sie nur bedingt zur Realisierung der Ziele des Übereinkommens geeignet sind. Strategien, die unterschiedliche Politikfelder, Wirtschaftssektoren, Landnutzungsarten und Akteure integrieren, existieren vielfach nur auf der konzeptionellen Ebene, d. h. auf dem Papier, und noch nicht auf der Ebene konkreter Projekte oder Programme (HARTJE, 2003). Oft handelt es sich auch um isolierte Ansätze oder punktuelle

Problemlösungsversuche, die nicht über die notwendige integrative Kraft verfügen und international zu wenig Beachtung und Unterstützung finden, z. B. weil sie zu wenig Bezug zum Regelwerk der CBD aufweisen.

Hier bietet sich der Ökosystemare Ansatz als übergeordneter und konsensfähiger konzeptioneller Rahmen an. Gerade weil er anderen zweckdienlichen Management- und Schutzansätzen gegenüber offen ist, kann er die Funktion erfüllen, einzelne Annäherungsweisen unter einem gemeinsamen Dach zu einer integrativen, Sektor übergreifenden Gesamtstrategie zu bündeln. Dies würde eine sinnvolle Vernetzung existierender Ansätze und einzelner Aktivitäten zum Schutz und zur Erhaltung der biologischen Vielfalt bei gleichzeitiger Ausrichtung auf ein gemeinsames Leitmotiv ermöglichen, was deren Wirksamkeit insgesamt bedeutend erhöhen könnte. Ein wesentlicher Schritt bei der erfolgreichen Etablierung des Ökosystemaren Ansatzes als gemeinsame Leitstrategie des Ökosystemmanagements wäre eine weitestmögliche Abstimmung der einzelnen Konzepte und Strategien, um die theoretische und inhaltliche Stimmigkeit ihrer Zielgebäude zueinander sowie zu den Grundsätzen des Ökosystemaren Ansatzes zu optimieren. So weit sich widersprüchliche Aussagen nicht harmonisieren lassen, könnten anwendungsbezogene Hinweise zur Gewichtung und Priorisierung von Zielen und Maßnahmen erarbeitet werden. Die systematische Zusammenführung der einzelnen biodiversitätsbezogenen Ansätze und deren gemeinsame Orientierung an den Vorgaben des Ökosystemaren Ansatzes kann die Freisetzung positiver Synergien ermöglichen. Dies kann wesentlich dazu beitragen, einen verantwortungsvollen Umgang mit der biologischen Vielfalt in die Praxis des Ökosystemmanagements zu integrieren.

Ökosystemarer Ansatz und nachhaltige Waldwirtschaft

Insbesondere zwischen dem Ideengebäude einer umfassend nachhaltigen Entwicklung und dem Ökosystemaren Ansatz bestehen vielfältige Affinitäten. Die Malawi-Prinzipien korrespondieren mit vielen Grundsätzen eines nachhaltigen Managements der natürlichen Ressourcen, wie sie im Konzept einer umfassend nachhaltigen Entwicklung zum Ausdruck kommen [vgl. UNCED (1992a, 1992b) und Rio-Folgeprozess]. Manche Elemente dieser Grundsätze werden durch den Ökosystemaren Ansatz jedoch teils konkretisiert, teils inhaltlich erweitert und teils anders akzentuiert. Aufgrund der mehrfachen Überlappungen bietet sich der Ökosystemare Ansatz als geeigneter Rahmen an, um die Prinzipien einer nachhaltigen Nutzung von Bioressourcen weiter zu entwickeln und im Hinblick auf die biologische Vielfalt zu konkretisieren (IUCN, 2000a).

Insbesondere können vielfältige Berührungspunkte mit dem bestehenden Konzept einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung identifiziert werden. Dieses enthält zentrale Schnittstellen, an denen eine Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes auf der Ebene von Waldökosystemen ansetzen kann (Kap. 6.2.1). Dies betrifft v. a. Bestrebungen, die auf eine Balance zwischen Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt und zu einer Optimierung des Gesamtnutzens des Waldes abzielen.

Bislang gibt es keine Untersuchungen, die das Verhältnis zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und dem Konzept der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wie es beispielsweise in den Helsinki- und Lissabon-Resolutionen der MCPFE (1993a; 1998) definiert wurde, genauer analysieren.

Bei grober Betrachtung kann gesagt werden, dass der Ökosystemare Ansatz in mehrfacher Hinsicht inhaltlich über das existierende Konzept einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung hinaus geht, ohne dieses jedoch zu konkurrenzieren. Die Ziele und Maßnahmen einer nachhaltigen Forstwirtschaft beziehen sich ausschließlich auf Waldökosysteme und fokussieren auf die ökologisch und ökonomisch optimierte forstliche Nutzung der unmittelbaren Waldressourcen. „Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen“ ist zwar eines von sechs „gesamteuropäischen Kriterien für nachhaltige Waldbewirtschaftung“ (MCPFE, 1998), bildet aber nicht das Hauptziel. Angesprochen wird primär die Nutzergruppe der Forstwirtschaft; andere Akteure – wie die Verursacher von forstschädlichen Luftverunreinigungen oder Einforstungsberechtigte – werden vorwiegend aus dieser sektoralen Perspektive heraus adressiert.

Der Ökosystemare Ansatz hingegen wurde zweckgerichtet zur gezielten Umsetzung der Ziele des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ entwickelt, wenngleich seine Grundsätze in allgemeiner Form die Eckpfeiler eines ganzheitlichen Ökosystemmanagements umreißen. Zudem bezieht er sich auf die *Gesamtheit* der biologischen Vielfalt, innerhalb welcher Wälder nur *einen*, wenngleich einen wesentlichen Teil darstellen. Darüber hinaus stellt er das *gesamte* Wirkungsgefüge *aller* anthropogenen Einflüsse auf die biologische Vielfalt in den Mittelpunkt und wendet sich folgerichtig an *alle* biodiversitätsrelevanten Nutzergruppen. Beschränkt man die Betrachtung auf das Schutzgut „Biodiversität von Wäldern“, so bezieht der Ökosystemare Ansatz somit explizit *alle außer- und überforstlichen* Einflussfaktoren, deren Wechselwirkungen untereinander, mit der Biodiversität des Waldes sowie mit deren Bewirtschaftung mit ein, ebenso wie die ökonomischen, sozio-kulturellen und rechtlichen Rahmenbedingungen. Auch an der Betonung der notwendigen Integration unterschiedlicher Wirtschaftssektoren und Nutzungsarten erweist sich seine weiter gefasste Perspektive. Da alle Nutzer- und Interessengruppen von der biologischen Vielfalt profitieren, wird auch die *gesamtgesellschaftliche* Verantwortung für deren Erhaltung und nachhaltige Nutzung eingefordert. Damit korrespondiert das ausgeprägte partizipative und kooperative Element des Ökosystemaren Ansatzes, dem in der Praxis der nachhaltigen Forstwirtschaft bislang kaum Raum gewährt wurde.

Allgemein kann festgestellt werden, dass die Beziehung zwischen beiden Konzepten grundsätzlich komplementären Charakter zu besitzen scheint, wobei der Ökosystemare Ansatz den umfassenderen Anspruch aufweist.

Sowohl auf der vierten als auch auf der sechsten Vertragsstaatenkonferenz der CBD wurde beschlossen, die Bemühungen zur Identifikation von Schnittstellen zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und den existierenden Konzepten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung zu intensivieren (Kap. 2.2, 2.4) (UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7, 1998; UNEP/CBD/COP/VI/20/Decisions 12, 22, 2002). Analog hierzu wurde im Rahmen der Vierten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Wien 2003 beschlossen, an der Entwicklung eines verbesserten regionalen Verständnisses der Beziehung zwischen dem Ökosystemaren Ansatz und einer nachhaltigen Waldwirtschaft zu arbeiten und dieses in die globale Diskussion einzubringen (MCPFE, 2003, Resolution Vienna 4). Diese Absicht ist zu begrüßen, denn die Erhellung von Unterschieden und Gemeinsamkeiten, Vor- und Nachteilen beider Konzepte kann dazu beitragen, Richtlinien der nachhaltigen Forstwirtschaft auf ihre Eignung zur Erreichung von Zielen der CBD hin zu überprüfen und den Ökosystemaren Ansatz dort rascher und wirkungsvoller in die forstwirtschaftliche Praxis zu integrieren, wo dies zweckdienlich erscheint. Umgekehrt kann ermittelt werden, welche Ziele und Methoden forstwirtschaftlicher Nachhaltigkeitsstrategien zur Konkretisierung des Ökosystemaren Ansatzes im Hinblick auf Waldökosysteme geeignet sind.

Somit kann eine wechselseitige Integration beider Konzepte – Ökosystemarer Ansatz und nachhaltige Waldbewirtschaftung - zur Optimierung und Effektivierung des Managements der biologischen Vielfalt von Wäldern, zur Überwindung diesbezüglicher Widerstände und zu erwünschten Synergieeffekten beitragen.

Standortangepasste biologische Vielfalt: Voraussetzung für ökologische Stabilität, Funktionstüchtigkeit und Leistungsfähigkeit

Die Gesellschaft erwartet von Waldökosystemen die Erfüllung vielfältiger Nutzungsansprüche, Funktionen und Leistungen. Neben der nachhaltigen Produktion des Rohstoffes Holz sowie waldbürtiger „non-timber-Ressourcen“, wie jagdbarem Wild und Waldfrüchten, besteht zunehmendes öffentliches und volkswirtschaftliches Interesse an den Umwelt- und Sozialleistungen des Waldes. Hierzu zählen die Schutzwirkung gegenüber Naturgefahren, die Regulation des Klima- und Wasserhaushalts, das Dargebot von Trinkwasserressourcen, der ökologische Ausgleich von Umweltbelastungen, die Funktion als Kohlenstoff-Senke, die Bereitstellung von Erholungsraum sowie die ästhetische Wirkung als Landschaftsbildner und

als „Psychotop“, die für die menschliche Lebensqualität mitbestimmend ist. Hinzu kommt nicht zuletzt die ökologische Bedeutung des Waldes als Lebensraum für zahlreiche, oft seltene und gefährdete Arten von Flora und Fauna, die vielfach in ihrer Existenz an Waldökosysteme gebunden sind.

Gesellschaft und Wirtschaft besitzen großes Interesse an der möglichst dauerhaften und gleichmäßigen Erfüllung dieser materiellen und immateriellen Leistungen des Waldes. Die nachhaltige Aufrechterhaltung der multifunktionalen Leistungs- und Nutzungsfähigkeit von Waldökosystemen hängt jedoch maßgeblich von der langfristigen und kontinuierlichen Gewährleistung der ökologischen Funktionsfähigkeit und Stabilität des Naturhaushaltes der Wälder ab (vgl. z. B. ULRICH, 1999).

Viele Erkenntnisse und Befunde der Ökosystemwissenschaft deuten auf eine enge kausale Verknüpfung zwischen ökologischer Stabilität und biologischer Vielfalt hin. Der Begriff der biologischen Vielfalt ist hierbei nicht auf die Vielfalt der Arten zu beschränken, sondern im Sinne eines umfassenden, alle Ebenen und Komponenten der Biodiversität integrierenden Konzeptes zu verstehen (Kap. 3). Wenngleich sich der Grundsatz „Stabilität durch Vielfalt“ nicht unreflektiert verallgemeinern lässt, scheint dabei vor allem die Vielfalt von ökosystemaren Funktionen, Prozessen und Wechselbeziehungen im Sinne eines hohen Grades an innerer Vernetztheit der einzelnen Ebenen und Elemente von Ökosystemen entscheidende stabilisierende Wirkung auszuüben. Hohe Vielfalt begünstigt offenbar die Herausbildung systemeigener Reparatur- und Selbstregelungsmechanismen und erhöht damit die Fähigkeit zur Selbsterhaltung und Selbsterneuerung von Ökosystemen (vgl. z. B. ODUM, 1983; VESTER, 1993; KLÖTZLI, 1993; HATTEMER & GREGORIUS, 1996; KANATSCHNIG, 1996) (Kap. 3).

Hinsichtlich des Beitrags einzelner Arten zur ökologischen Stabilität bestehen noch weitreichende Wissensdefizite. Die Tatsache, dass viele Funktionen in Ökosystemen mehrfach besetzt sind, darf nicht zum Fehlschluss verleiten, dass Verluste einzelner Arten für die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems irrelevant sind. Einerseits erhöht diese funktionelle Redundanz die Fähigkeit zur Kompensation des Ausfalls einzelner Arten, andererseits ist nicht ausreichend bekannt, welche ökologischen Funktionen viele Arten erfüllen und welche Arten ökologische Schlüsselpositionen einnehmen. Vorsichts- und Vorsorgeprinzip gebieten daher aus Gründen der ökologischen Stabilität, Artenverluste tunlichst zu vermeiden.

Eine standortangepasste biologische Vielfalt scheint nach gegenwärtigem Wissensstand eine Grundbedingung für die ökologische Funktionsfähigkeit von Ökosystemen zu sein, damit aber auch für die nachhaltige Erfüllung ihrer von der Gesellschaft geforderten Wirkungen. Förderung der biologischen Vielfalt ist dabei nicht mit einer Maximierung quantitativer Biodiversitätsniveaus, z. B. im Sinne absoluter Artenzahlen, zu verwechseln. Entscheidend ist vielmehr eine dem ökologischen Standortpotenzial nahe kommende biologische Vielfalt, die im Sinne der heute herrschenden, natur- und kulturbedingten Standortbedingungen optimiert ist und der jeweiligen Sukzessionsphase und dem spezifischen Ökosystemzustand entspricht. Die Entwicklung einer funktionstüchtigen biologischen Vielfalt wird durch höchstmögliche Naturnähe bzw. Standortangepasstheit begünstigt. Dass naturnahe Ökosysteme funktionsfähiger, stabiler und weniger fremdsteuerungsabhängig sind als naturferne, stark anthropogen überprägte Ökosysteme, darf im Allgemeinen als unwidersprochen gelten.

Der Begriff der „Stabilität“ bezieht sich aus anthropozentrischer Sicht auf einen gesellschaftlich angestrebten Zielzustand (BASTIAN & SCHREIBER, 1994). Im Falle von Waldökosystemen ist dies die nachhaltige und gleichmäßige Erfüllung der von der Gesellschaft geforderten multidimensionalen Wirkungen und Leistungen des Waldes. Stabile Ökosysteme sind im Allgemeinen widerstandsfähiger gegenüber Störungen und destabilisierenden Einflüssen, elastischer gegenüber Nutzungseingriffen, anpassungsfähiger gegenüber Veränderungen der Umweltbedingungen, vorhersehbarer in ihrem Verhalten und damit letztlich produktiver und leistungsfähiger. Eine naturnahe, standortangepasste biologische Vielfalt ist entscheidend für die dauerhafte Aufrechterhaltung des Leistungs- und Produktionspotenzials von Waldökosystemen (Kap. 3.4).

Forstwirtschaftlicher Nutzen der biologischen Vielfalt

Die Forstwirtschaft wurde im Rahmen der Expertenbefragung als die Landnutzung mit dem bedeutendsten Einfluss auf die Biodiversität des Waldes identifiziert (Kap. 7). Ihrer Rolle muss daher besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Die Forstwirtschaft hat naturgemäß großes ökonomisches Interesse an ökologisch stabilen und funktionsfähigen Waldökosystemen, denn diese sind nutzbringender und profitabler als labile und störungsanfällige Wälder. Erhöhte Stabilität ermöglicht hohe und gleichmäßige Ertragsfähigkeit sowie kontinuierliche Massen- und Wertzuwächse bei gleichzeitig geringerem Kostenaufwand für stabilisierende Pflegeeingriffe. Eine optimierte biologische Vielfalt kann zu einer deutlich erhöhten Resistenz gegenüber Schädlingsbefall beitragen, indem etwa im Sinne eines integrierten Waldschutzes natürliche Schädlingsantagonisten gefördert werden. Höhere Baumartenvielfalt mit einem naturnahen Mischungsverhältnis reduziert grundsätzlich die Bestandesanfälligkeit gegenüber Forstschädlingen bzw. das potenzielle Schadensausmaß. Die in der Regel erhöhte Vitalität artenreicher, standortgemäßer Wälder bietet aber auch besseren Schutz gegenüber anderen forstpathogenen Einflüssen und Stressfaktoren als Bestände, die durch unangepasste Baumartenzusammensetzung bereits vorher destabilisiert sind. Erhaltung und Förderung einer standortgerechten biologischen Vielfalt sind damit wirksame Schadensvorsorgemaßnahmen und können dazu beitragen, die Kosten für Forstschutzmaßnahmen und Ertragsausfälle zu minimieren (Kap. 3.4.3, 6).

Die Tatsache, dass stabile und vielfältige Wälder sich in der Regel auch als weniger anfällig gegenüber Extremereignissen und abnormen Witterungseinflüssen - wie Windwurf, Windbruch, Schneebruch, Dürre- und Frostperioden – erweisen, verringert das Risiko betriebs- und volkswirtschaftlicher Verluste sowie anfallende Kosten für die Schadensaufarbeitung. Genetische Vielfalt und Artenvielfalt erhöhen deutlich das Anpassungspotenzial gegenüber sich ändernden Umweltbedingungen und könnten sich damit im Hinblick auf einen möglichen Klimawandel als zentrale schadensbegrenzende Faktoren einer vorsorgenden Forstwirtschaft erweisen (ULRICH, 1999).

Vielfältige, stabile und naturnah bewirtschaftete Wälder können aufgrund dieser beispielhaft angeführten Vorteile dem forstwirtschaftlichen Idealbild des kostengünstigen, selbststeuernden „biologischen Produktionssystems“ sehr nahe kommen.

Mit der „Hemerobie-Studie“ (GRABHERR et al., 1998) liegen erstmals Datengrundlagen mit österreichweiter Aussagekraft vor, die die Verfolgung des Ziels einer verstärkten Annäherung der Baumartenzusammensetzung an die natürlichen Waldgesellschaften begünstigen (BMUJF, 1998). Dieses Ziel kann v. a. in den von der Hemerobiekartierung aus ökologischer Sicht als verbesserungsfähig identifizierten Bereichen als vorrangig angesehen werden. Trotz der bemerkenswert positiven Gesamtergebnisse der Studie sind 27 % der österreichischen Wälder als „stark verändert“ und 7 % als „künstlich“ ausgewiesen (Kap. 6.1.5).

Durch eine ökologische, an der potenziell-natürlichen Vegetation orientierte Forstwirtschaft können die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Erfüllung der Produktionsfunktion sowie die Optimierung des Gesamtnutzens des Waldes - im Sinne der Forderung des Ökosystemaren Ansatzes nach einem Ausgleich zwischen Schutz und Nutzung - grundsätzlich vereinbart werden. Das Wissen dafür ist im Rahmen der Prinzipien und Richtlinien einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung, etwa in Gestalt der Verfahren eines naturnahen Waldbaus, grundsätzlich bereits vorhanden (Kap. 6.2.2.8). Dieses zunehmende Wissen bedarf der Zusammenführung, der Bewertung vor dem Hintergrund der Ziele der CBD und den Anforderungen des Ökosystemaren Ansatzes sowie der konsequenten praktischen Umsetzung auf betrieblicher Ebene (Kap. 6.2, 9).

Ökonomische Sachzwänge

Der Ökosystemare Ansatz fordert, Ökosysteme in ihrem wirtschaftlichen Kontext zu verstehen und zu managen. Daraus folgt, dass auch die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und ökonomischen Sachzwänge, denen die Forstwirtschaft vielfach unterliegt, in die Betrachtung einbezogen werden müssen (Kap. 4).

Das Konzept der nachhaltigen Entwicklung beruht auf einem Ausgleich zwischen ökonomischen, ökologischen und sozialen Zielsetzungen. Dies erfordert in der praktischen Umsetzung häufig Kompromisse. Die Erfahrung hat jedoch vielfach gezeigt, dass bei Kompromissen zwischen diesen teils widersprüchlichen Interessen die Tendenz besteht, ökologische Erfordernisse ökonomischen Handlungsmotiven unterzuordnen. Dieser Druck besteht häufig auch in der Praxis einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Der Ökosystemare Ansatz betont im Gegensatz dazu, dass die Erhaltung der Funktionsfähigkeit und Struktur von Ökosystemen sowie die Beachtung von Grenzen ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit die Grundlage für ein dauerhaft ökonomisch tragfähiges Wirtschaften darstellt.

Die Internationalisierung des Holzmarktes hat aufgrund marktwirtschaftlicher Mechanismen zur Entstehung eines starken Konkurrenz- und Preisdrucks auf die heimische Forstwirtschaft geführt. Aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten ist die Holzproduktion inländischer Forstbetriebe vor allem des Gebirgsraumes in der Regel kostenintensiver als in vielen anderen Ländern und daher oft weniger konkurrenzfähig. Hinzu kommt die Gefahr der Marktverzerrung infolge von Ökodumping durch Erzeugerländer, in denen weniger strenge Umweltstandards bestehen (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995).

Da Forstbetriebe ihre Erträge nahezu ausschließlich aus der Holznutzung erzielen müssen, führt der aus den überbetrieblichen ökonomischen Rahmenbedingungen resultierende Sachzwang zur kurzfristigen Kostensenkung vor allem in ertragsschwachen, gebirgigen Extremlagen oftmals dazu, dass die Durchführung diversitätsfördernder waldbaulicher Maßnahmen, wie rechtzeitige Verjüngungseinleitungen, Sicherung einer standortangepassten Naturverjüngung und stabilisierende Pflegeeingriffe, aus Gründen mangelnder Kostendeckung gefährdet ist (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995).

Die Durchsetzung von Mindeststandards für nachhaltige Formen der Holzerzeugung auf internationaler Ebene, die Sicherstellung der langfristigen Kontinuität ausreichend dotierter (und ökologisch orientierter) Fördermaßnahmen, die Erschließung neuer Einkommensquellen für die Forstwirtschaft sowie eine Änderung des Konsumentenverhaltens in Richtung einer Bevorzugung heimischer, nachhaltig erzeugter Holzprodukte durch gezielte Information sind mögliche Maßnahmen, die zur Abschwächung der beschriebenen Marktverzerrungen mit unerwünschten Auswirkungen auf die biologische Vielfalt beitragen können.

Verbreiterung der forstlichen Produktpalette

Ein Mittel, um aus der Sicht der Waldeigentümer zur Verbesserung des Aufwands-Ertrags-Verhältnisses und damit der finanziellen Ausgangslage zur Durchführung diversitätsfördernder Maßnahmen beizutragen, stellt die Diversifikation der forstlichen Produktpalette und das Öffnen neuer Märkte dar (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995, 2002).

Die Erschließung neuer Einkommensquellen kann einerseits durch die Forcierung der Verwendung des Rohstoffes Holz als biogener Energieträger im Rahmen energetischer Biomassennutzung erfolgen, andererseits durch die verstärkte Vermarktung von Non-Wood-Produkten, forstlichen Nebenprodukten und Dienstleistungen, wie der Öffnung von Forststraßen für landschaftsgebundene Formen der Erholungsnutzung (z. B. Mountain-Biking, Reiten etc.). Einer Intensivierung von Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit und des Marketings, aber auch entsprechenden Fördermaßnahmen kommt hierbei entscheidende Bedeutung zu. Ähnlich wie in der Landwirtschaft, wo die Abgeltung von Landschaftspflege- und Naturschutzmaßnahmen längst einen bedeutenden Teil des Einkommens vieler Landwirte bildet, könnte eine weitere Öffnung von Waldeigentümern gegenüber den Instrumenten des Vertragsnaturschutzes die verstärkte Nutzung konkreter Naturschutzleistungen als Chance zur Einkommenserzielung ermöglichen (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995; BMUJF, 1997).

Einfluss betriebswirtschaftlicher Entscheidungen

Eine wesentliche Einflussmöglichkeit der Forstwirtschaft auf die biologische Vielfalt liegt in der Baumartenwahl und der Steuerung der Baumartenzusammensetzung durch waldbauliche Maßnahmen (Kap. 6.2.2). In der Vergangenheit wurden bei diesbezüglichen Entscheidungen standörtliche Rahmenbedingungen nicht immer in ausreichender Weise berücksichtigt (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995). Oft war dies eine Folge zu starker Orientierung an momentanen Marktsituationen.

Die Forstwirtschaft ist durch lange Produktionszeiträume charakterisiert. Da es daher unmöglich ist, die zukünftige Preisentwicklung und die weit in der Zukunft liegende Nachfragesituation des Holzmarktes zum Zeitpunkt der Ernte vorhersagen zu können, stellt eine ausschließliche Konzentration auf aktuell nachgefragte Holzarten eine auch rein wirtschaftlich riskante Strategie dar. Durch die Verwendung eines breiteren Baumartenspektrums bei der Bestandesbeurteilung und die gezielte Förderung von Mischbaumarten bei der Bestandespflege könnte - im Gegensatz zu einem Streben nach kurzfristiger Maximierung des betrieblichen Erfolges - eine Risikostreuung erzielt und derart zukünftiger betriebswirtschaftlicher Handlungsspielraum geschaffen werden. Dies stünde auch besser im Einklang mit einem adaptiven Management im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes, das Flexibilität in den Entscheidungen, kurzfristige Reaktionsfähigkeit auf veränderte Rahmenbedingungen und das Offenhalten von Zukunftsoptionen erfordert (Kap. 2.3).

Schutzwald-Problematik

Die Schutzwirksamkeit von Schutzwäldern ist in Österreich vielerorts gefährdet. Eine nicht unwesentliche Rolle spielt dabei die Tatsache, dass notwendige Maßnahmen zur Etablierung artenreicher, stabiler, verjüngungsfähiger Bestände aufgrund zu geringen ökonomischen Interesses der beteiligten Interessengruppen oftmals unterlassen werden. Den Waldeigentümern erscheinen erforderliche Investitionen in ertragsschwachen Schutzwaldlagen nicht kostendeckend, und die Unterlieger und potenziellen Nutznießer erwarten sich von Investitionen oftmals einen zu geringen oder zu stark zeitverzögerten Nutzen (WEISS, 1998; 1999).

Es muss von der bislang nicht widerlegten Annahme ausgegangen werden, dass Wälder mit naturnaher, standortgemäßer Baumartenzusammensetzung, Baumartenvielfalt und Bestandesstruktur die ökologische Funktionsfähigkeit und Stabilität, die zur wirksamen Erfüllung sowohl der Standort- als auch der Objektschutzfunktionen erforderlich sind, am dauerhaftesten und gleichmäßigsten zu erbringen vermögen. Fördermaßnahmen des Schutzwaldmanagements, die sich schwerpunktmäßig an der Entwicklung einer adäquaten biologischen Vielfalt orientieren, d. h. an einer standortgerechten, möglichst vielfältigen, gut strukturierten Bestockung mit autochthonen Baumarten, kommt daher eine tragende Rolle zu. Eine gerechte Verteilung der Lasten von Sanierungsmaßnahmen ist anzustreben. Hierbei wird jedoch auch eine bessere Abstimmung mit anderen Waldnutzungen erforderlich sein, um die Rahmenbedingungen für eine funktionierende Verjüngung zu schaffen. Dies gilt insbesondere für die Jagdwirtschaft und die Herbeiführung landeskulturell verträglicher Wilddichten (Kap. 6.3).

Beispiel „Wald-Wild-Problem“

Das Beispiel der wildbedingten Waldschäden, als multifaktorielles Problem mit regional unterschiedlicher Ursachenkombination (REIMOSER, 1990), verdeutlicht das oftmals komplexe Wechselwirkungsgeflecht von Einflüssen auf die biologische Vielfalt des Waldes, innerhalb dessen einzelne Landnutzungssektoren gleichzeitig als Verursacher und als Wirkungsbetroffene auftreten können (Kap. 6.3):

Zum einen haben nicht nachhaltige Formen der Jagdausübung zu regional stark überhöhten Schalenwildständen geführt, die vielerorts die Tragekapazität von Waldlebensräumen übersteigen. Dies hat infolge von selektiven Verbiss-, Schäl- und Fegeschäden teils zu einer gravierenden Beeinträchtigung der Verjüngung, zu Baumartenentmischung und zur ökologischen Destabilisierung von Waldökosystemen geführt. Neben bedeutenden forstwirtschaftlichen Ertragsausfällen sind Wildeinflüsse hauptverantwortlich für die Gefährdung der Schutzwirkung von Schutzwäldern. Alle Massnahmen der Verjüngungsförderung im Rahmen der Schutzwaldsanierung müssen als nachsorgende Symptomtherapie im Wesentlichen wirkungslos bleiben, solange die eigentliche Ursache des Sanierungsbedarfs nicht behoben wird (WEISS, 1998; 1999).

Zum anderen hat die Forstwirtschaft durch die Verringerung der Habitatqualität und des Äsungsangebotes teils selbst zur Schaffung wildschadensanfälliger Waldstrukturen beigetragen. Da in vielen Forstbetrieben die Jagdwirtschaft eine bedeutende Einkommensfunktion ausübt, die gerade in ertragsarmen Schutzwäldern die Erlöse aus der Holzproduktion oft um ein Vielfaches übersteigt, ist auch das Interesse an einer waldverträglichen Wildstandsregelung nicht immer gegeben (REIMOSER, 2000).

Die steigende Nutzungsdichte von Siedlungswesen und Verkehrsinfrastruktur hat darüber hinaus zu einer zunehmenden Einengung und Zerschneidung von Wildlebensräumen geführt. Die Intensivierung der Landwirtschaft hat durch Ausweitung der Ackerflächen, Abnahme des Grünlandanteils, Entfernung von habitatwirksamen Landschaftselementen und den Einfluss von Bioziden regional massive Habitatverluste und die Verschlechterung der Wildtier-Lebensraumqualität bewirkt, wodurch das Wild in den Wald verdrängt wird, wo es wiederum erhöhte Schäden verursacht. Tourismus und Erholungsnutzung, Forststraßenbau, aber auch hoher Jagddruck sind Quellen von Störungen, von denen das Wild selbst in Rückzugs- und Ruhezone nicht verschont wird. Erhöhte Beunruhigung führt zur Veränderung des Raumnutzungsverhaltens, teils zur Abdrängung in ohnehin sensible Schutzwald-Hochlagen und in weiterer Folge wiederum zu verstärktem Verbiss (Kap. 6.3).

Die skizzierten Wechselwirkungen veranschaulichen beispielhaft den vernetzten Charakter vieler wald- und biodiversitätsbezogener Probleme und die Notwendigkeit integrativer Herangehensweisen. Isolierte sektorale Lösungsansätze werden der Komplexität realer Wirkungsgefüge nicht gerecht. Ebenso wird deutlich, dass viele Einflussnahmen auf die Biodiversität des Waldes außerhalb des unmittelbaren Einflussbereichs der Forstwirtschaft liegen. Es ist eine Intention des Ökosystemaren Ansatzes, diese umfassende Problemsicht zu fördern.

Volkswirtschaftlicher Gesamtnutzen der Biodiversität

Neben monetären und derzeit marktfähigen Werten sollten auch überproduktive, materielle und immaterielle Leistungen und Wirkungen von Ökosystemen und der Daseins-Wert von biologischen Ressourcen, welche gerade bei Wäldern einen bedeutenden Teil ihres gesamtwirtschaftlichen Nutzens ausmachen, in die Betrachtung einbezogen werden. Der Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA) der CBD weist in diesem Sinne darauf hin, dass der Begriff der „Nutzung“ der biologischen Vielfalt nicht auf konsumptive Nutzungsformen zu beschränken ist (UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999).

Anhand der Schutzwirkung, die nicht zuletzt aufgrund des vermehrten Auftretens von Hochwässern und anderen Elementarereignissen bzw. deren steigenden Schadensausmaßes in Österreich zusehends an öffentlicher Aufmerksamkeit gewinnt, lässt sich der gesamtgesellschaftliche Wert und Nutzen der Biodiversität von Wäldern besonders eindringlich verdeutlichen. Investitionen in die Förderung einer standortgerechten biologischen Vielfalt sind aus diesem Blickwinkel gleichzeitig Investitionen in vorbeugenden Katastrophenschutz (Wasserückhalt, Erosionsverminderung, Bodenstabilisierung). Entsprechende Maßnahmen sind in der Regel kostengünstiger als teure technische Schutzmaßnahmen und machen nur einen Bruchteil der Kosten von entstehenden Schäden aus.

Diversitätsfördernde Maßnahmen tragen somit zur Optimierung des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens des Waldes bei. Zu diesem sind sämtliche positiven externen Effekte des Waldes zu zählen, reichend vom Klimaschutz über den Hochwasserschutz bis zur positiven Beeinflussung der menschlichen Lebensqualität.

Dass die methodischen Probleme der quantitativen Bewertung des gesamtwirtschaftlichen Nutzens der biologischen Vielfalt noch weitgehend ungelöst sind, sollte nicht davon abhalten, dessen Existenz grundsätzlich anzuerkennen (Kap. 4.2.5). Da die Umwelt- und Sozialleistungen des Waldes als öffentliche Güter aufgefasst werden, für die gegenwärtig kein Markt vorhanden ist, besteht allerdings derzeit noch kein ausgeprägtes öffentliches Bewusstsein für deren ökonomischen Wert.

Die Entwicklung verbesserter Verfahren der ökonomischen Bewertung der Biodiversität, wie sie vom Ökosystemaren Ansatz gefordert werden, sollte daher in diesem Zusammenhang vorangetrieben werden. Diese könnten einerseits als Bewusstseinsbildungsinstrument zum Einsatz gelangen, um eine erhöhte Sensibilisierung für den Nutzen der biologischen Vielfalt für die Allgemeinheit zu bewirken und dadurch deren Wertschätzung zu verbessern. Vielen Menschen, u. a. auch Entscheidungsträgern, kann die Bedeutung von Gütern am ehesten über ihren monetären Wert verdeutlicht werden. Andererseits könnten auf diese Weise sowohl die positiven externen Effekte des Biodiversitätsmanagements als auch die negativen externen Effekte von biodiversitätsbeeinträchtigenden Nutzungen besser internalisiert werden. Eine Marktintegration der Kosten und Nutzen von biodiversitätswirksamen wirtschaftlichen Aktivitäten würde es erleichtern, die Verursacher von Beeinträchtigungen im Sinne des Prinzips der „Kostenwahrheit“ mit den entstehenden Kosten zu belasten und die abträglichen Nutzungen dadurch ökonomisch weniger attraktiv zu machen, aber auch positive Einflüsse auf die biologische Vielfalt finanziell zu honorieren (vgl. hierzu: BMUJF, 1997; Kap. 4). Die Zuordnung der mit der Sicherung der Biodiversität verbundenen Lasten und Nutzen zu Erhaltern und Begünstigten würde dadurch erleichtert (Kap. 4).

In ähnlicher Weise könnte auch die Integration der vielfältigen außerproduktiven Leistungen und Wirkungen der Ressource Wald und dessen biologischer Vielfalt in Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen (VGR) Zunahmen und Abnahmen dieses Teils des Volksvermögens widerspiegeln und dadurch zu einem verantwortungsvolleren Umgang mit diesem Naturgut beitragen. Derzeit finden die Knappheit von natürlichen Ressourcen und der irreversible Verbrauch von nicht vermehrbarem oder nicht regenerationsfähigem Naturkapital, wie der biologischen Vielfalt, im Bruttosozialprodukt (BSP), dem wichtigsten Wirtschafts- und Wohlstandsindikator einer Nation, keine angemessene Berücksichtigung.

Es besteht daher der Bedarf nach der Entwicklung von Methoden, die über die Veränderungen natürlicher Vermögensgüter Auskunft geben (Naturvermögensrechnungen). Die so genannten „umweltbezogenen Defensivausgaben“ des Budgets, d. h. die Ausgaben zur Sanierung und Kompensation von Umweltschäden, sollten bei der Berechnung des BSP als solche ausgewiesen werden. Zur Zeit gehen diese zum Teil sogar als steigernde Faktoren in das BSP ein, d. h. sie spiegeln eine Mehrung des Wohlstandes der Gesellschaft vor. In Wirklichkeit bewirken Naturzerstörung und Umweltschädigungen jedoch, in der Sprache der Wirtschaft ausgedrückt, eine Verringerung des Naturkapitalstocks, wodurch sich der Wohlstand einer Gesellschaft eigentlich objektiv reduziert (VAN DIEREN, 1995) (Kap. 4).

Das hohe öffentliche Interesse am Naturgut „Biodiversität“ und seinen Wirkungen für die Allgemeinheit würde auch die Einführung rechtlicher und ökonomischer Instrumente rechtfertigen, welche gemäß dem Verursacherprinzip eine Haftung für Schäden oder Verluste an dieser Ressource vorsehen. Beide Vorschläge werden durch entsprechende Empfehlungen des Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA) der CBD unterstützt (UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999). Die derzeit stattfindende Ausarbeitung einer Umwelthaftungsrichtlinie auf EU-Ebene ist daher zu begrüßen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000a).

Auch im Hinblick auf die zukünftige EU-Umwelthaftungsrichtlinie wird es erforderlich sein, die Kosten, die durch die Beeinträchtigung von natürlichen Ressourcen infolge wirtschaftlicher Aktivitäten entstehen, zu quantifizieren. Die Heranziehung der Wiederherstellungskosten oder der Kosten für die Schaffung eines gleichwertigen Ausgleichs bzw. Ersatzes, wie sie derzeit diskutiert werden, muss jedoch in Bezug auf die Biodiversität kritisch betrachtet werden. So sind beispielsweise Artenverluste grundsätzlich weder ersetzbar noch ausgleichbar (Kap. 4.2.4).

Eigenwert der biologischen Vielfalt

Bei allem Nutzen, den eine verbesserte ökonomische Wertschätzung der biologischen Vielfalt potenziell zu erbringen vermag, sollte man sich jedoch der grundsätzlichen Begrenztheit aller monetären Bewertungsverfahren bewusst bleiben. Abseits rein ökonomischer, instrumentalistischer oder utilitaristischer Wertzuweisungen setzt sich bei vielen Menschen zunehmend die Auffassung durch, dass der Biodiversität ein ethisch-moralischer Eigenwert innewohnt („intrinsic value“), der sich ökonomischen Bewertungen entzieht. Verfahren der Monetarisierung, d. h. der Bezifferung des Wertes von Umweltgütern in Geldwerteinheiten, sind zur Erfassung dieses Eigenwertes naturgemäß nicht geeignet. Dieses Bewusstsein entspricht dem Geist des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“. Daraus erwächst aber auch die Verantwortung und moralische Verpflichtung aller Menschen, zur Erhaltung der Biodiversität beizutragen. Wodurch immer eine entsprechende Grundhaltung im Einzelfall motiviert sein mag, eine weitere Verankerung dieser Auffassung im öffentlichen Bewusstsein kann eine wesentliche Triebkraft bei der Umsetzung der Ziele der CBD sein (Kap. 5.5).

SBSTTA (1999) regt in diesem Zusammenhang an, den Begriff der „Nutzung“ der biologischen Vielfalt auch auf spirituelle, kulturelle und wissenschaftliche Werte auszudehnen (UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999).

Neben den zahlreichen ungelösten methodischen Problemen, mit denen existierende Monetarisierungsverfahren derzeit behaftet sind, birgt eine auf monetäre Aspekte reduzierte Wertschätzung der biologischen Vielfalt aus ethischer Sicht die Gefahr, dass dadurch Tätigkeiten, die zu ihrer Zerstörung beitragen, gleichsam legitimiert werden könnten (Kap. 4.2.5, 5.5). Auch besteht die Gefahr des Missbrauchs zu politischen Zwecken und zur „Schein-Verwissenschaftlichung“ der Diskussion um die Erhaltung der Biodiversität. Viele Verluste an biologischer Vielfalt, insbesondere der Artenvielfalt, sind irreversibel, irreparabel und daher durch finanzielle Kompensationsleistungen grundsätzlich nicht ausgleichbar oder ersetzbar.

Unterschiedliche philosophisch-ethische Positionen zum Wert der biologischen Vielfalt sollten nicht darüber hinwegtäuschen, dass es letztlich immer der Mensch ist, der den Dingen ihren Wert zuweist, auch wenn die Motive unterschiedlich sein mögen. Auch die Ziele des Ökosystemmanagements sind stets das Ergebnis menschlicher Wertbestimmungen. Unabhängig davon, ob man bereit ist, der Natur einen moralischen Eigenwert zuzuerkennen oder nicht, sollten sich Verfechter eines radikalen Anthropozentrismus und Befürworter bio-, patho- und physiozentrischer Naturethiken darin treffen, dass mit dem Schutz der biologischen Vielfalt gleichzeitig die Wirtschafts- und Existenzgrundlage des Menschen sowie dessen Lebensqualität geschützt wird. Biodiversitätsschutz ist insofern auch Menschenschutz (Kap. 5.5).

Abgeltung überbetrieblicher Leistungen

Als Nutznießer der positiven Wirkungen der biologischen Vielfalt des Waldes besitzt die Gesellschaft als Gesamtes Verantwortung für deren Erhaltung. Es entspricht nicht dem Wesen des Ökosystemaren Ansatzes, diese Verantwortung allein den Waldeigentümern bzw. -bewirtschaftern zu überlassen. Das Teilhaben am Nutzen der Biodiversität („benefit-sharing“) impliziert vielmehr auch die moralische Forderung nach einem fairen Teilen der Lasten für deren Erhaltung („burden-sharing“).

Grundsätzlich liegt die Berücksichtigung von biodiversitätsbezogenen Zielsetzungen im Rahmen der Waldbewirtschaftung im eigenen Interesse der Waldbewirtschaftler, da nur ökologisch funktionsfähige und stabile Bestände einen dauerhaften und gleichmäßigen Ertrag ermöglichen. Auch schreibt das Österreichische Forstgesetz 1975 idF. 2002 die nachhaltige Erhaltung der biologischen Vielfalt und eine Waldbehandlung, die zur dauerhaften Erfüllung der ökologischen Funktionen geeignet ist, vor (Kap. 8.2.1).

Die Einbeziehung der Biodiversität in die Bewirtschaftung wird demnach seitens des Gesetzgebers – quasi im Sinne einer „guten fachlichen Praxis“ - von den Waldeigentümern erwartet. Für die nachhaltige Bereitstellung derjenigen darüber hinausgehenden überbetrieblichen Leistungen der Waldwirtschaft, an welchen eine erhöhtes öffentliches Interesse besteht und die hohe Mehraufwendungen erfordern, kann eine verstärkte finanzielle Abgeltung Anreize bieten. Eine Voraussetzung für die Bemessung von Vergütungen stellen verbesserte Verfahren zur Monetarisierung der positiven externen Effekte des Waldmanagements dar. Die Weiterentwicklung von Methoden der ökonomischen Bewertung und der Herstellung der Marktfähigkeit von Leistungen der biologischen Vielfalt des Waldes, die mit deutlichen Mehrinvestitionen der Bewirtschaftler verbunden sind, sollte daher vorangetrieben werden (Kap. 4.2.1). Zur Identifikation und Bewertung dieser außerproduktiven Mehrleistungen ist die Definition von transparenten, operationalen und praktikablen Kriterien notwendig. Bei der Umsetzung wäre großer Wert darauf zu legen, dass auch tatsächlich eine positive Steuerungswirkung im Sinne einer Förderung der Biodiversität besteht.

Das übergeordnete Ziel sollte es sein, einen nachhaltigen Umgang mit der biologischen Vielfalt im Rahmen der Bewirtschaftung auf eine ökonomisch tragfähige Basis stellen zu können (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002). Die gesellschaftliche Akzeptanz derartiger öffentlicher Finanzströme in die Waldwirtschaft wird jedoch voraussichtlich noch intensiver Aufklärungs- und Informationsarbeit bedürfen und nur bei ausreichender Transparenz der Umsetzung zu erreichen sein (Kap. 4).

Kulturelle Vielfalt

Die vorhandene Vielfalt österreichischer Waldökosysteme (Kap. 6.1) ist zum einen eine Folge der Mannigfaltigkeit der naturräumlichen Voraussetzungen, zum anderen aber auch ein Produkt des wirtschaftlichen Handelns der sozialen Akteure, d. h. ein Ergebnis der im Rahmen des Produktionsprozesses über Jahrhunderte auf die Kulturlandschaft einwirkenden menschlichen Arbeit. Mensch und Natur waren dabei stets Interaktionspartner, d. h. die wirtschaftende Tätigkeit des Menschen veränderte den Zustand der biologischen Vielfalt, diese Veränderungen wirkten aber ebenso auf die Anthroposphäre zurück. Anthropogene Einflüsse haben dabei nicht nur zu den gegenwärtigen Gefährdungen der Biodiversität geführt, sondern maßvoller Kultureinfluss hat in vielerlei Hinsicht und über lange Zeiträume auch durchaus diversitätsfördernd gewirkt. In gewisser Weise ist die Kulturlandschaft damit ein Spiegelbild der Gesellschaft und ihrer Wirtschaft, sowohl in positiver als auch in negativer Hinsicht.

Es ist einer der Vorzüge des Ökosystemaren Ansatzes, dass er die wechselseitigen Abhängigkeiten von Mensch und Umwelt erkennt und den Menschen als einen integralen Bestandteil der Ökosysteme begreift. Weiters wird anerkannt, dass die kulturelle Vielfalt einen wesentlichen Teil der Gesamtvielfalt der Biosphäre darstellt (Kap. 2.3).

Der Ökosystemare Ansatz erfordert es, kulturell bedingte und regional unterschiedliche Nutzungstraditionen, Waldwirtschaftsformen, rechtliche Rahmenbedingungen und zugrunde liegende Wertsysteme, sowie die daraus hervorgegangenen gegenwärtigen Waldzustandsformen, im Rahmen des Ökosystemmanagements zu berücksichtigen. Traditionelle Landnutzungspraktiken, lokale Gebietskenntnisse und tradiertes Erfahrungswissen über angepasste Nutzungsformen sind ein unverzichtbares Kapital, das vom Management berücksichtigt werden sollte. Im Rahmen partizipativer Entscheidungsverfahren kann dieses Kapital erschlossen werden und als wertvoller Input in das Management einfließen (Kap. 5).

Dynamischer Wald-Naturschutz

Der Ökosystemare Ansatz betont, dass Dynamik und Wandel als natürliche Eigenschaften von Ökosystemen akzeptiert und durch das Management antizipiert werden müssen (Kap. 2.3). Dies entspricht dem Stand des modernen Ökosystemwissens und kann in manchen Fällen einen Paradigmenwechsel für die Theorie und Praxis des Naturschutzes erfordern.

Statisch orientierte Naturschutzansätze beruhen mitunter auf Vorstellungen permanenter, stabiler Gleichgewichtszustände. Gleichzeitig sind sie oft eingriffsintensiv, da sie versuchen, durch extensive Nutzung entstandene Biotope oder bestimmte, im Grunde temporäre Zustandsformen bzw. Durchgangsstadien der Ökosystementwicklung, die sich nach Aufgabe der Nutzung einstellen, zu erhalten. Wenn an den traditionellen Wirtschaftsweisen, die zu ihrer Entstehung geführt haben, kein ökonomisches Interesse mehr besteht, so erfordert die Erhaltung verschiedener artenreicher, aber instabiler Sukzessionsstadien (z. B. Brachegeellschaften) im Rahmen von Pflegeprogrammen in der Regel einen hohen Input an Arbeit, Fremdenergie und Kosten. Dies ist vor allem dort naturschutzfachlich sinnvoll, wo ein gesellschaftlicher Konsens besteht, dass die Erhaltung bestimmter traditioneller, nutzungsbedingter Kulturlandschafts- und Waldformen oder artenreicher Sonderstandorte das Ziel bildet. In diesem Zusammenhang weist der Ökosystemare Ansatz auch darauf hin, dass die Aufrechterhaltung oder Wiederaufnahme traditioneller Störungsregime, d. h. auch bestimmter regionaltypischer Bewirtschaftungsweisen, historischer Waldnutzungsformen bzw. entsprechender Pflegeeingriffe, zur Erhaltung mancher kulturbeeinflusster Ökosysteme angebracht sein kann (z. B. durch Waldweide aufgelichtete oder durch Streunutzung ausgehagerte Bestandestypen) (Kap. 6.9.1).

Im Unterschied zum Versuch, bestimmte Ökosystemzustände zu konservieren, stehen dynamische, prozessorientierte Naturschutzstrategien, die ihrem Wesen nach den naturimmanenten Prinzipien „Veränderung“ und „Entwicklung“ grundsätzlich besser zu entsprechen scheinen (Kap. 3.3). Die Notwendigkeit, die Unvermeidlichkeit von Wandel zu akzeptieren, wird vom Ökosystemaren Ansatz betont (Kap. 2.3). Das Unterlassen von Eingriffen, das Gewährenlassen von ökosystemaren Prozessen und das Zulassen natürlicher Dynamik sind wesentliche Elemente dieses „passiven“ Naturschutzansatzes. Dies schließt natürlich einzelne initiiierende oder steuernde Reglerimpulse von außen nicht aus. Dieser „Prozess-Schutz“ ist vor allem dort angebracht, wo es um das Erreichen maximaler Naturnähe geht (FRANK & VACIK, 1998). Er eignet sich somit v. a. zum Schutz der verbliebenen natürlichen und naturnahen Landschaftsteile, aber auch zur Rückführung anthropogen veränderter Landschaftsräume in naturnähere Lebensräume (Kap. 6.9.1, Kap. 6.9.2).

Hinter Naturschutzbestrebungen in Waldökosystemen steht oftmals die veraltete Konzeption eines stabilen Klimaxzustandes⁹⁴ von Waldgesellschaften. Die moderne Ökosystemwissenschaft betrachtet jedoch im Gegensatz dazu auch die Klimax nur als ein Durchgangsstadium in der Entwicklung von Ökosystemen (z. B. SCHERZINGER, 1996; ODUM, 1983) bzw. spricht von einer „zyklischen Klimax“ als Prozess, der alle Sukzessionsstadien von natürlichen Wäldern umfasst (REMMERT, 1992) (Kap. 3.4).

Ein Naturschutzmanagement von Naturwäldern, naturnahen Wäldern oder Naturwald-Entwicklungsflächen, das die Entfaltung einer möglichst natürlichen biologischen Vielfalt zum Ziel hat, sollte demnach nicht auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt bestimmter Sukzessionsphasen oder eines als statisch aufgefassten, vermeintlichen Klimaxzustandes hin orientiert sein. Das Schutzgut sollte vielmehr der gesamte Sukzessionsprozess als solcher darstellen. Diese Form eines umfassenden Prozess-Schutzes wird wesensgemäß auf größerflächige Natur- und Urwaldflächen beschränkt bleiben müssen; sie eignet sich z. B. zur Anwendung in größeren Naturwaldreservaten und Naturwald-Entwicklungsflächen, wo natürliche Mosaik-Zyklen ermöglicht werden sollen. In Ergänzung zu konventionelleren Strategien kann das Ermöglichen einer phasen- und zustandsspezifischen biologischen Vielfalt und die Erhaltung der natürlichen Entwicklungsfähigkeit von Waldökosystemen als ein Leitbild des Wald-Naturschutzes vielfach wertvolle Beiträge zur Realisierung von Zielen der CBD leisten (Kap. 3, 6.9.1, 6.9.2).

Die vom Ökosystemaren Ansatz geforderte Akzeptanz von Veränderungen (Kap. 2.3) kann aber vielfach auch bedeuten, dass Änderungen von Form und Zustand der biologischen Vielfalt - einschließlich Artenzusammensetzungen und Populationsdichten - die eine Folge von veränderten Wirtschaftsweisen und ihrer Rahmenbedingungen sind, anerkannt werden müssen, so lange die ökologische Funktionsfähigkeit und Stabilität der Ökosysteme nicht beeinträchtigt werden.

Integrativer Wald-Naturschutz

Der Ökosystemare Ansatz fordert weiters, die oft scharfe Trennung zwischen dem Schutz und der Nutzung der biologischen Vielfalt zu überwinden (Kap. 2.3). Dies kann als Plädoyer für eine Abkehr vom rein segregativen⁹⁵ Naturschutz und seinem „Inseldenken“ interpretiert werden, welches letzten Endes dazu führen könnte, dass durch den strengen Schutz von einigen Prozent der Waldfläche die Beeinträchtigung der Biodiversität auf der gesamten übrigen Wirtschaftswaldfläche legitimiert wird.

⁹⁴ Klimax: „Schlussgesellschaft“ als idealisiertes Endstadium der Ökosystementwicklung. In der ökologischen Literatur werden unterschiedliche Klimaxkonzepte diskutiert (vgl. hierzu z. B. BEGON et al., 1991; ODUM, 1983; REMMERT, 1992; SCHERZINGER, 1996)

⁹⁵ Segregation: Trennung. Die segregative Naturschutzstrategie verfolgt die Ausweisung von Schutzgebieten und bezeichnet daher die Trennung von geschützten und nicht geschützten Gebieten.

Stattdessen fordert der Ökosystemare Ansatz sinngemäß den Übergang zu einem nutzungsintegrierten und -integrierenden Naturschutz. Darunter ist ein Naturschutz auf der gesamten Wirtschaftsfläche zu verstehen, der flexibel ein breites Maßnahmenspektrum innerhalb des gesamten Kontinuums von Ökosystemtypen - reichend von streng geschützten Reservaten bis zu naturfernen Wirtschaftswäldern - zum Einsatz bringt. In dieser integrativen Naturschutzstrategie haben Naturwaldreservate und Generhaltungswälder mit hohem Schutzniveau ebenso ihre Funktion wie biodiversitätsfördernde Maßnahmen im unterschiedlich intensiv genutzten Wirtschaftswald (vgl. hierzu: PLACHTER, 1995; FRANK & VACIK, 1998) (Kap. 6.2.2, 6.9, 7.2).

Konzept abgestufter Schutzintensitäten für die Gesamtlandschaft

Die Ergänzung des Naturschutzleitbildes um dynamische und integrative Schutzstrategien bedeutet nicht, dass traditionellere Ansätze ihre Bedeutung verlieren. Wichtig ist, dass der Wahl einer adäquaten Naturschutz-Strategie eine klare Definition der konkreten Schutz- und Entwicklungsziele vorausgeht, die durch das Naturschutz-Management bzw. -Nicht-Management (im Sinne eines „Gewährenlassens“ natürlicher Prozesse) erreicht werden sollen.

Wesentlich erscheint zukünftig die aufeinander abgestimmte und naturräumlich differenzierte Anwendung der unterschiedlichen Naturschutzansätze, deren Verhältnis zueinander insgesamt als komplementär zu sehen ist. Ihre Einbindung in ein flächendeckendes Gesamtkonzept abgestufter Schutzintensitäten für ganz Österreich kann hierzu bedeutende Beiträge leisten⁹⁶. Die Definition der Schutzziele sollte sich dabei an Erhaltungszustand, Naturnähe und Nutzungsintensität des jeweiligen Naturraumes orientieren. Ein derartiges Leitbild abgestufter Schutzniveaus für Österreich kann folgende Schutzziele umfassen (Kap. 6.9.4):

- Totalschutz von Lebensräumen, Arten und Prozessen in noch weitgehend natürlichen Wald- und Landschaftsräumen und Zulassen der natürlichen Dynamik.
- Erhaltung und Weiterentwicklung extensiv genutzter, traditioneller Wald- und Kulturlandschaften durch standortangepasste Nutzung oder Pflege.
- Integrierter Naturschutz in intensiv genutzten Ertragswäldern und -landschaften durch nachhaltige Bewirtschaftungsformen.
- Ökologische Verbesserungen in naturfernen, stark veränderten Wald- und Landschaftsräumen durch Renaturierung, Revitalisierung, Bestandesumbauten etc.
- Sicherung von Nischen für „Restnatur“ in urban-industriellen Gebieten.

Rolle der Konsumenten

Der Ökosystemare Ansatz betont die Verantwortung der Nutznießer der Biodiversität, zu ihrer Erhaltung und Förderung Beiträge zu leisten. Dies betrifft im Grunde jeden einzelnen Bürger, da über die Umwelt- und Wohlfahrtsleistungen die Gesellschaft als Gesamtheit von der biologischen Vielfalt des Waldes profitiert. Bezüglich der eigenen Einflussmöglichkeiten auf das Waldmanagement dominiert jedoch oft ein gewisses Ohnmachtsgefühl, auch wenn dieses mitunter auf Informationsdefiziten oder mangelndem eigenen Engagement beruht. Dies ließen auch die Befragungen von Stakeholdern im Rahmen der kommunalen Fallstudien erkennen (Kap. 9.1.6, 9.2.4).

⁹⁶ Ein flächendeckendes Naturschutzleitbild für Österreich mit ähnlich umfassendem Anspruch wird zur Zeit innerhalb einer „Naturschutzplattform“ diskutiert. Der Plattform gehören Vertreter des Bundes, der Länder, des Umweltbundesamtes, der Wissenschaft und von NGOs an.

Zumindest über den Umweg des Kauf- und Konsumverhaltens verfügt jedoch jeder einzelne Marktteilnehmer über ein machtvolles Instrument, um auf das Management der biologischen Vielfalt Einfluss zu nehmen. Die Bevorzugung von Holzprodukten im Allgemeinen - gegenüber Substituten aus nicht erneuerbaren Rohstoffen, energieintensiven oder synthetischen Materialien – wäre ein erster Schritt. Im Konkreten kann die Baumartenvielfalt von Wäldern beispielsweise durch eine verstärkte, breiter gefächerte Konsumentennachfrage nach heimischen Mischholzarten sowie bestimmten seltenen, gefährdeten oder regionaltypischen Holzarten auf indirekte Weise mitgesteuert werden. Durch die bewusste Kaufentscheidung für solche Holzprodukte, die unter nachhaltigen, ökologisch einwandfreien Bedingungen erzeugt werden, sowie für bestimmte Herkünfte können Ökodumping unterlaufen und nachhaltigkeitskonforme Produkte aus der eigenen Region forciert werden. Eine gesteigerte Nachfrage nach bestimmten Holzarten oder Qualitäten setzt jedoch eine entsprechende Sensibilisierung des öffentlichen Bewusstseins voraus. Hierzu sollten Marketingmaßnahmen intensiviert und eine breitenwirksame Information der Verbraucher angestrebt werden (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 1995).

Verbesserte Koordination und Kooperation

Ein integratives Management von Waldökosystemen erfordert eine verbesserte horizontale und vertikale Koordination, d. h. Koordination sowohl zwischen den einzelnen Wirtschaftssektoren, Politikfeldern und Landnutzungsarten als auch zwischen den räumlichen und administrativen Ebenen der territorialen Organisation. Daraus folgt, dass ebenso eine Vernetzung der einzelnen sozialen Akteure auf allen Ebenen des Ökosystemmanagements stattfinden muss, d. h. der Interessenvertreter, Behördenvertreter, Entscheidungsträger, Planer, Planungsbetroffenen etc. Angesichts des grenzüberschreitenden Charakters vieler Biodiversitätsgefährdungen, aber auch von Ökosystemen und Lebensräumen, gilt dies auch für die zwischenstaatliche Kooperation. Vielfach müssen geeignete Institutionen, Organisationsformen, Koordinationsmechanismen, Kommunikationskanäle und Instrumente allerdings erst geschaffen bzw. bestehende adaptiert werden. Zur Verbesserung der Zusammenarbeit aller Akteure sollten aber auch Wege gesucht werden, die ein hohes Maß an Kreativität beim Einsatz vorhandener Instrumente ermöglichen. Durch die Etablierung entsprechender politischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen können staatliche Behörden dabei wesentliche Unterstützung leisten. Die Vertragsstaatenkonferenz schlägt als ersten Schritt beispielsweise die Schaffung ressortübergreifender Körperschaften auf Regierungsebene, wie der österreichischen Biodiversitätskommission, aber auch die Gründung von Netzwerken zum Informationsaustausch vor.

Entsprechende positive Ansätze zu verstärkter Sektor übergreifender Koordination finden sich bereits in verschiedenen rechtswirksamen Dokumenten, wie der Alpenkonvention, der Forststrategie der EU, dem Sechsten Umweltaktionsprogramm der EU oder der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie Österreichs (Kap. 8). In deren Zielen ist der Grundsatz einer verbesserten Sektor übergreifenden Kooperation sowie der Integration von Umweltbelangen in alle Politikbereiche teils klar festgeschrieben, so z. B. im Sechsten Umweltaktionsprogramm der EU (Art. 2, Art. 3) (EUROPÄISCHES PARLAMENT, 2002). Die Umsetzung dieser Leitbilder in die Praxis wird jedoch noch intensiver Anstrengungen bedürfen.

Die räumlichen Einheiten des Biodiversitätsmanagements sollten, soweit möglich und in Abhängigkeit von der Problemstellung, idealerweise stets ökosystemare Funktionseinheiten sein. Dies bedeutet, dass als Grenzen von Planungsräumen in erster Linie naturräumliche Ökosystemgrenzen fungieren sollten, und weniger die Grenzen administrativer oder wirtschaftlicher Einheiten. Auch aus diesem Anspruch folgt ein erhöhter Bedarf an Koordination und Kooperation über Verwaltungs- und Betriebsgrenzen hinweg. Dies erfordert die Etablierung entsprechender Koordinations- und Konfliktregelungsmechanismen, vor allem auf der kommunalen bzw. regionalen und lokalen Ebene, da die Umsetzung durch konkrete Maßnahmen primär auf diesen Ebenen stattfinden muss. Die Einrichtung institutioneller Mechanismen zur Konfliktbewältigung ist erforderlich, da mit steigender Zahl der beteiligten Akteure, Interessengruppen und Entscheidungsebenen auch unvermeidlich die Wahrscheinlichkeit von Interessenkonflikten zunimmt. Deren tragfähiger Ausgleich setzt die Fähigkeit und Bereitschaft, zu Kompromissen und „trade-offs“ zu gelangen, voraus. Zur Erzielung ausgewogener und gerechter Kompromisslösungen im Zuge sozialer Aushandlungsprozesse werden moderierte Beteiligungs- und Mediationsverfahren in Zukunft voraussichtlich an Bedeutung gewinnen.

Rechtlicher Handlungsbedarf

Die Verankerung des Schutzes der biologischen Vielfalt – innerhalb und außerhalb des Waldes - in nationalen Gesetzesmaterien ist gegenwärtig als nicht ausreichend zu beurteilen, um weitere Verluste und Beeinträchtigungen von biologischer Vielfalt wirksam zu verhindern. Trotz des Bestehens zahlreicher biodiversitäts- und waldrelevanter rechtlicher Regelungen wird der Wald in Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt in innerstaatlichen Gesetzen außerhalb des Forstgesetzes nie angesprochen. Ebenso wird die biologische Vielfalt per se mit Ausnahme des Forst-, Gentechnik- und Forstlichen Vermehrungsgut-Gesetzes *expressis verbis* so gut wie erwähnt (Kap. 8).

Der Eingang diesbezüglicher Konkretisierungen in Gesetzestexte würde die Voraussetzungen für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Wäldern bedeutend verbessern. Dies betrifft auch die Verfassungsbestimmung über den umfassenden Umweltschutz (BMUJF, 1997). Um die Umsetzung von Intentionen der CBD zu fördern, sollte die Integration von nationalen und internationalen „soft law“-Bestimmungen ohne derzeitige unmittelbare rechtliche Bindungswirkung in den innerstaatlichen Rechtsbestand forciert werden, insbesondere in Rechtsmaterien mit direkten oder indirekten Schnittstellen zur biologischen Vielfalt in Wäldern (wie Industrie, Verkehr, Raumplanung etc.). Ebenso sollte der Prozess der Implementierung von gemeinschaftsrechtlichen Naturschutzvorgaben der EU in das nationale Rechtswesen abgeschlossen werden, v. a. der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie als Grundlage des zu installierenden Natura 2000-Netzwerks, dessen zügige Umsetzung von der „Österreichischen Strategie zur nachhaltigen Entwicklung“ explizit gefordert wird (ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002). Dies betrifft insbesondere die Anpassung von Naturschutz-, Jagd- und Fischereigesetzen, die trotz bedeutender Fortschritte noch nicht in allen Bundesländern gänzlich abgeschlossen ist (Kap. 8.1.2, 8.4).

Im 2002 novellierten Forstgesetz (BGBl. Nr. I 59/2002) wird die Erhaltung der biologischen Vielfalt erstmals explizit als eine Aufgabe der nachhaltigen Waldbewirtschaftung angeführt, was der Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt entgegenkommt. Dennoch verbleibt über diese programmatische Grundsatzerklärung hinaus teils noch Optimierungspotenzial im Hinblick auf die Anpassung an spezifische neue, sich aus der CBD ergebende Anforderungen. Aus dieser biodiversitätsorientierten Sicht wären u. a. die Aufnahme der Lebensraumfunktion als weitere Waldwirkung und deren Verankerung in der forstlichen Raumplanung sowie die Ausdehnung des Anwendungsbereichs des neu eingeführten Begriffs der „Biotopschutzwälder“ auch auf Gebiete außerhalb von bereits bestehenden rechtsgültigen Schutzgebieten diskussionswürdig. Dies gilt auch für die Möglichkeit zu flexiblerer Abstimmung von Forstschutzbestimmungen und Biotopholzaspekten in spezifischen Fällen sowie für die verstärkte Orientierung an der potenziell natürlichen Waldgesellschaft bei der Wiederbewaldung. Anzuregen wäre weiters die Überprüfung der Liste der forstlichen Holzgewächse laut Anhang des Forstgesetzes hinsichtlich „invasiver“ bzw. „potenziell invasiver“ nichtheimischer Arten (vgl. ESSL & RABITSCH, 2002). Derzeit erstreckt sich die Walddefinition unmittelbar nur auf die im Anhang aufgeführten forstlichen Holzgewächse. Durch die ausdrückliche Berücksichtigung auch nicht forstlich genutzter Pflanzen- und Tierarten würde sich die Möglichkeit bieten, das Forstgesetz in Richtung eines umfassenden „Waldgesetzes“ zu erweitern (vgl. SCHODTERER, 2001) (Kap. 8.2.1).

Die aufgrund der bestehenden Kompetenzteilung zwischen Bund und Ländern teils uneinheitlichen naturschutzgesetzlichen Rechtsgrundlagen in Österreich wirken mitunter erschwerend auf die Umsetzung internationaler Verpflichtungen und Initiativen. Eine Harmonisierung der neun unterschiedlichen Landes-Naturschutzgesetze würde der Implementierung derartiger Vorgaben und einem einheitlichen Umgang mit der biologischen Vielfalt entgegenkommen (Kap. 8.2.2, 8.4).

Generell wäre in Zukunft eine Sichtung und Evaluierung von Schutzniveau, Schutzqualität und Effektivität der Schutzmanagementregime in naturschutzrechtlich geschützten Gebieten, wie sie in den Verordnungstexten festgelegt sind, im Hinblick auf ihre Biodiversitätswirksamkeit wünschenswert. Allfällige kontraproduktive bzw. ungenügende Schutzmaßnahmen sollten erforderlichenfalls modifiziert und an die Erfordernisse des Biodiversitätsschutzes angepasst werden. Die Aufnahme der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen in die Schutzzielformulierungen von naturschutzrechtlich geschützten Gebieten unter Einbeziehung des forstwirtschaftlichen Managements könnte zu einer Optimierung der gegenwärtigen naturschutzfachlichen Situation beitragen.

Ziele und Maßnahmenbündel sowohl in verbindlichen Rechtsquellen als auch in Dokumenten mit „soft law“-Charakter - wie dem „Nationalen Umweltplan“, der „Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ und der „Österreichischen Strategie für eine nachhaltige Entwicklung“ (Kap. 8.2) - bedürfen der Konkretisierung, Harmonisierung und Sektor übergreifenden Vernetzung im Sinne des Ökosystemaren Ansatzes. Darüber hinaus sollten sie laufender Überprüfung im Lichte neuer Erkenntnisse und Erfahrungen und entsprechender Aktualisierung unterliegen bzw. konsequent fortgeschrieben werden. Ein Beispiel hierfür ist die „Evaluierung der Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (UMWELTBUNDESAMT, 2001a).

Bestehende biodiversitätsrelevante Rechtsquellen mit direkten oder indirekten Schnittstellen zur Biodiversität in Wäldern - insbesondere in den Bereichen Emissionen/Immissionen, Wasser, Raumordnung, Landwirtschaft, Bodenschutz und Gentechnik - sollten einer eingehenden Prüfung auf Konsistenz und Vereinbarkeit mit den Zielen der CBD und des Ökosystemaren Ansatzes unterzogen werden. Kontraproduktive Inhalte wären gegebenenfalls einer Revision zu unterwerfen. Es ist zu empfehlen, die zukünftige legislative Praxis an den Leitprinzipien der CBD und des Ökosystemaren Ansatzes zu orientieren und bei der Novellierung oder Neuverfassung von Gesetzen diese vorsorgend auf ihre möglichen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt hin zu überprüfen, oder einen anderen geeigneten Bezug zur CBD herzustellen (Kap. 8).

Die Forderung nach verbesserter legislativer Abstützung der Biodiversität bedeutet allerdings nicht, dass in jedem Fall neue ordnungsrechtliche Zwangsmaßnahmen erforderlich oder erwünscht sind. Es kann davon ausgegangen werden, dass in vielerlei Hinsicht ein verbesserter Vollzug bestehender Gesetze und dessen Kontrolle zu deutlichen Verbesserungen der Situation beitragen würde. Auch wird in vielen Fällen intensiverer Beratung und aktiver naturschutzfachlicher Begleitung von Waldmanagern und Einflussgruppen der Vorzug vor rechtlichen Zwangsinstrumenten zu geben sein. Information und Motivation können vielfach wirksamer sein als gesetzliche Restriktionen, die oft als durch die Obrigkeit oktroyiert empfunden werden. Eine zeitgemäße Waldgesinnung innerhalb der gesamten Gesellschaft lässt sich nicht allein durch rechtliche Vorschriften durchsetzen.

Die Schaffung und breite Anwendung von Instrumenten des ex-lege-Naturschutzes sollte vorangetrieben werden, wie innovative Formen des Vertragsnaturschutzes oder des Ökosponsoring (vgl. hierzu: ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002).

Die rechtliche Verankerung einer Umwelthaftung im Sinne des Verursacherprinzips, wie sie derzeit in Form der Umwelthaftungsrichtlinie auf EU-Ebene in Vorbereitung ist (Kap. 4.2.4), welche auch Beeinträchtigungen und Verluste der Ressource „biologische Vielfalt“ umfassen soll, ist im Sinne einer verbesserten rechtlichen Absicherung der Biodiversität zu begrüßen, wengleich die praktische Umsetzung aufgrund komplexer Ursache-Wirkungs-Ketten möglicherweise mit beträchtlichen Schwierigkeiten konfrontiert sein wird (Kap. 8.4).

Förderinstrumente

Eine zentrale Rolle bei der Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt kommt einer verstärkten ökologischen Ausrichtung des Fördersystems zu. Finanzielle Anreizmaßnahmen sollten so gestaltet sein, dass sie biodiversitätsförderndes Verhalten stimulieren. Förderziele einzelner Maßnahmen, die nicht auf die biologische Vielfalt Bezug nehmen, sollten gegenüber der biologischen Vielfalt zumindest neutrale Wirkung aufweisen.

Fördertechnische Instrumente für Forstwirtschaftsbetriebe sollten vor allem der Förderung standortgerechter, artenreicher Waldgesellschaften im Sinne einer Orientierung an der potenziell-natürlichen Vegetation sowie von geeigneten Maßnahmen eines „sanften“, naturnahen Waldbaus dienen (z. B. natürliche Verjüngung, Überführung standortwidriger Bestände, vermehrter Aufbau von ungleichaltrigen, mehrschichtigen Waldbeständen etc.). Managementpraktiken, die der biologischen Vielfalt abträglich sind, könnten ein genereller Ausschlussgrund für die Förderwürdigkeit von Betrieben sein. Hierbei wären entsprechende Instrumente zur Evaluierung allerdings größtenteils erst zu schaffen (vgl. hierzu: BMUJF, 1997; 1998). Priorität sollte auch der Förderung einer entsprechenden Beratung und Weiterbildung von Waldbewirtschaftern zukommen.

Als positives Beispiel sei angeführt, dass das Forstgesetz 1975 idgF. bereits die verstärkte Orientierung forstlicher Fördermaßnahmen am ökologischen Wert und der ökologischen Stabilität der Wälder sowie an der nachhaltigen Entwicklung auch der ökologischen Funktionen des Waldes vorsieht (§ 142) (BGBl. Nr. I 59/2002) (Kap. 8.2.1).

In ähnlicher Weise wie bei direkten gesetzlichen Regelungen sollten förderrechtliche Instrumente auf unerwünschte, für die biologische Vielfalt des Waldes nachteilige Steuerungswirkungen hin überprüft werden. Auf eine den Zielen der CBD dienliche Gestaltung von Förderrichtlinien wäre besonderer Wert zu legen; eine daran orientierte Harmonisierung der gesamten Förderkulisse wäre wünschenswert. Anreize mit inversen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt sollten beseitigt bzw. neu justiert werden. Dies kann eine der kosteneffektivsten Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität sein, da sie keine zusätzlichen Finanzmittel, sondern nur deren Umleitung erfordert (HARTJE et al., 2003). Die Voraussetzung dafür ist eine regelmäßige Evaluierung von Förderprogrammen im Hinblick auf die Ziele der CBD (BMUJF, 1997). Dies bezieht sich auch auf Fördermaßnahmen in unterschiedlichen Sektoren, die auf wechselseitige kontraproduktive Wirkungen geprüft werden sollten. Ein Beispiel hierfür ist die derzeit mancherorts praktizierte Förderung höherer Tierbesatzzahlen durch Agrar-Subventionen auch in jenen problematischen Almgebieten, wo bereits eine hohe Sensibilität von Schutzwäldern gegenüber einer Waldweidebelastung gegeben ist.

Forschungs- und Informationsbedarf

Wie die in einigen Punkten zum Teil stark divergierenden Bewertungsergebnisse der Expertenbefragung (Kap. 7) bestätigen, kann es generell auch in der Fachwelt unterschiedliche individuelle Problemzugänge, unterschiedliche Wissensstände und subjektive Unsicherheiten betreffend die Bedeutung und Beeinflussung der biologischen Vielfalt von Waldökosystemen geben. Objektive Wissensdefizite betreffend den Stand der Forschung und die Notwendigkeit der Spezialisierung auf Schwerpunktbereiche bzw. die Schwierigkeit, sich über das jeweils eigene Fachgebiet hinaus laufend einen hervorragenden Kenntnisstand anzueignen, können als mögliche Erklärungen dafür dienen. Daraus kann sowohl auf Forschungsbedarf als auch auf Kommunikations- und Informationsbedarf zwischen unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen und Fachgebieten geschlossen werden.

Wissenslücken hinsichtlich der Rolle der Biodiversität in Ökosystemen und mangelnder wissenschaftlicher Konsens über Notwendigkeit, Ansatzpunkte und Ausmaß des Schutzes von Biodiversität erschweren die politische Argumentierbarkeit und Durchsetzbarkeit von Maßnahmen. Es wird daher eine Intensivierung von Forschungsaktivitäten in Bezug auf die biologische Vielfalt erforderlich sein. Dieser Bedarf ist im Bereich der inter- und transdisziplinär angelegten Forschung nach wie vor besonders gegeben. Zum Teil scheint es, dass der vielfach geforderte Paradigmenwechsel in der Wissenschaft vom eindimensionalen Ursache-Wirkungs-Denken zu einem vernetzten Systemdenken noch nicht zur Gänze vollzogen ist (vgl. z. B. CAPRA, 1982; 1996). Erhöhter Forschungsbedarf besteht insbesondere auch im Bereich sozial- und humanwissenschaftlicher Forschungsansätze. Denn letztlich ist der Mensch der Schlüsselfaktor beim Versuch, die Beziehung zwischen Gesellschaft und biologischer Vielfalt zu verstehen. Management von Bioressourcen ist zu einem Gutteil Management von Menschen, und nur zum geringeren Teil ein naturwissenschaftliches Problem (vgl. LEOPOLD, 1943 zit. in SCHULZ, 1988).

Die COP nennt u. a. folgende Forschungsfelder, auf welche sich die Forschungsanstrengungen besonders konzentrieren sollten: die funktionellen Beziehungen und Prozesse in Ökosystemen, die Rolle der Komponenten der biologischen Vielfalt innerhalb ökosystemarer Wirkungsgefüge, die Auswirkungen von Biodiversitätsverlusten auf die Stabilität und Leistungsfähigkeit von Ökosystemen, die tiefer liegenden Ursachen von Verlusten der biologischen Vielfalt und die biodiversitätsrelevanten Determinanten in Entscheidungen des Ökosystemmanagements (vgl. hierzu: UNEP/CBD/COP/5/Decision V/6).

Um den Eingang von Zielen der CBD, von angestrebten Zielniveaus der Biodiversität sowie von Schwell- und Grenzwerten von Belastungen in Gesetze, Politiken und Programme zu fördern, wird insbesondere die Erforschung von multidimensionalen Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen zu forcieren sein. Je besser sich Gefährdungen der biologischen Vielfalt bestimmten Verursacherkomplexen zuordnen lassen, desto leichter sind entsprechende Maßnahmen in der Öffentlichkeit transportierbar und politisch realisierbar. Entscheidungen des Ökosystemmanagements müssen jedoch auch trotz gegenwärtig noch weit reichender Wissensdefizite - z. B. betreffend synergistische und kumulative Effekte sowie die Wirkungen von Stoffeinträgen und eines möglichen Klimawandels - getroffen und umgesetzt werden. Zudem gebieten das Vorsorgeprinzip und das Vorsichtsprinzip die präventive Reduktion möglicher bzw. wahrscheinlicher, die Biodiversität gefährdender Einflüsse auch ohne vollständiges Wissen (vgl. hierzu: UNEP/CBD/COP/5/Decision V/6).

Wissensdefizite können aber auch auf Informationsprobleme zurückzuführen sein. Zum einen können die von den Umweltwissenschaften ständig erzeugten großen Datenmengen das Herausfiltern von relevanten Information aus der Datenflut erschweren. Zum anderen können auch mangelhafte Informationsflüsse unter wissenschaftlichen Experten unterschiedlicher Disziplinen sowie zwischen Wissenschaft und Praxis für Wissensdefizite verantwortlich sein.

Deshalb wird in Zukunft die Entwicklung geeigneter Methoden, um das Management von Datenströmen zu verbessern, an Bedeutung gewinnen.

Weiters kommt in Zukunft einer verbesserten Kommunikation innerhalb der Fachwelt ebenso große Bedeutung zu wie dem effizienteren Transport wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Öffentlichkeit und zu den Anwendern. Andererseits hat auch die Praxis eine Verantwortung bezüglich der Anwendung neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse: Alle Waldnutzer sind permanent eingeladen, den Stand ihres Wissens laufend zu aktualisieren, zu verbessern und in die Forstpraxis einfließen zu lassen. Der weitere Ausbau von Netzwerken und Informationsplattformen kann wesentlich zur Verbreitung von Forschungsergebnissen sowie zur Vermeidung unnötiger Duplizität von Forschungsaktivitäten und zur Bündelung von Forschungsansätzen beitragen (Kap. 8.4).

Eine stärkere Einbindung von Wissenschaftlern in Entscheidungsprozesse des Managements könnte deutlich zu einem effektiveren Wissenstransfer beitragen. Dieser ist als „Zwei-Weg-Prozess“ zu verstehen: Verbessertes Feedback der Forschungsergebnisse zur Praxis und direkte Beratung von Waldmanagern durch die Wissenschaft einerseits, aber auch ein Lernprozess der Wissenschaft durch Teilhaben am Management und verbesserte Artikulation von Forschungsbedürfnissen durch Praxisnähe andererseits (vgl. hierzu UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999). Seitens der Wissenschaft gilt es in diesem Zusammenhang, den mitunter vorhandenen Widerstand gegen die Einbeziehung traditionellen lokalen Wissens zu überwinden.

Indikatoren und Monitoringsysteme

Zur Feststellung des Status quo der Biodiversität von Wäldern, zur Beobachtung von Zustandsveränderungen sowie zur Operationalisierung von biodiversitätsbezogenen Zielen, d. h. um den Grad der jeweiligen Zielerfüllung sowie den Erfolg von Managementmaßnahmen beurteilen zu können, sind Indikatoren und Monitoringsysteme erforderlich (Kap. 3.5). Indikatoren zur Messung von Biodiversität sollten je nach der spezifischen Problemstellung ausgewählt werden und bestimmten, klar definierten Ebenen und Komponenten der biologischen Vielfalt zugeordnet sein (Kap. 3.2, 12.2).

Zu diesem Zweck sollte die Entwicklung bestehender Indikatorensysteme weiter vorange-
trieben werden. Vorhandene Indikatorensätze wären auf ihre Eignung zur Erfassung waldspe-
zifischer Biodiversität sowie auf ihre Vollständigkeit und Aussagekraft hin zu überprüfen und
erforderlichenfalls zu adaptieren und zu ergänzen. Diesbezüglicher Handlungsbedarf wird
voraussichtlich v. a. auch auf den subnationalen räumlichen Ebenen bestehen, d. h. die Bil-
dung regionalisierter Indikatorensätze kann vielfach vorteilhaft sein. Besondere Aufmerk-
samkeit sollte der Entwicklung von ausreichend sensitiven Indikatoren gelten, die langfristige
Veränderungsprozesse anzuzeigen vermögen, um entsprechend rasche Reaktionen auf
Entwicklungen mit negativer Dynamik zu ermöglichen.

Bei der Konstruktion neuer Indikatoren bilden die Kompatibilität mit in Verwendung befindli-
chen - v. a. internationalen - Indikatorensätzen sowie die Verfügbarkeit bzw. kostengünstige
und zeiteffiziente Erhebbarkeit der notwendigen Daten wesentliche Kriterien des weitge-
spannten Anforderungsprofils. Idealerweise sollte ihre Ableitung aus Datenreihen, die bereits
erhoben werden, möglich sein (Kap. 3.5).

In etlichen Fällen, wie auch in Teilbereichen der Österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie
(ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002), ist die Festlegung der Sollgrößen von
vorgeschlagenen normativen Indikatoren sowie die Benennung von Referenzwerten noch aus-
ständig. Eine regional differenzierte Definition von Sollgrößen kann dabei vielfach sinnvoll
sein.

Hierbei sind v. a. Experten und politische Entscheidungsträger gefordert. Eine Beteiligung
der betroffenen Nutzer- und Interessengruppen bei der Indikatorenfindung, insbesondere auf
regionaler Ebene, würde dem Geist des Ökosystemaren Ansatzes entsprechen.

Um Wissenslücken zu schließen und die Datengrundlagen von Entscheidungen und Maß-
nahmen zu verbessern, sollten die Bemühungen zur Erfassung und Inventarisierung der
Komponenten der biologischen Vielfalt intensiviert werden. Die Ergebnisse einzelner vor-
handener Erhebungsprogramme, wie Biotopkartierungen, wären zusammenzuführen und re-
gelmäßig fortzuschreiben. Die Harmonisierung der erhobenen Kriterien und die Schaffung
eines nationalen Systems zum Biodiversitätsmonitoring wären anzustreben (ÖSTERREI-
CHISCHE BUNDESREGIERUNG, 2002). In das Erhebungssystem der Österreichischen
Waldinventur (ÖWI) sollten verstärkt Indikatoren zur Erfassung von Merkmalen der Biodiver-
sität sowie der Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf diese einbezogen werden. In
der laufenden Inventurperiode bereits praktizierte diesbezügliche Bemühungen sollten wei-
tergeführt werden (vgl. hierzu auch: BMUJF, 1997; 1998).

Die Bildung von Indikatoren für die sozialen, ökonomischen, kulturellen und rechtlichen
Rahmenbedingungen des Ökosystemmanagements wird von SBSTTA ausdrücklich ange-
regt (UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999). Da diese häufig als „driving forces“ von Einflüssen
auf die biologische Vielfalt fungieren, erscheint dies sinnvoll.

Auf überbetrieblicher Ebene erhobene, nicht direkt eigentumsbezogene Daten sollten allen
potenziellen Anwendern und Interessierten in leicht verfügbarer Form zugänglich gemacht
werden, soweit dies nicht Anforderungen des Datenschutzes widerspricht. Dies kann etwa in
zentral verwalteten, über das Internet zugänglichen elektronischen Datenbanken geschehen.
Dies wäre auch im Sinne der Umsetzung der Aarhus-Konvention (Kap. 8.1.10).

Ein geeignetes Monitoring bildet die Voraussetzung, um die Wirksamkeit aller getroffenen Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt regelmäßig evaluieren zu können (Kap. 3.5, 12.2). Von zentraler Bedeutung ist die Rückkopplung der Ergebnisse des Monitorings mit dem (Wald)Ökosystemmanagement und die laufende Überprüfung der Managementziele und –methoden anhand der gewonnenen Informationen. Die Messergebnisse von Indikatoren und Monitoringsystemen könnten auch sinnvoll mit finanziellen Anreizinstrumenten gekoppelt bzw. als Prüfkriterien bei Entscheidungen über Förderansuchen eingesetzt werden. Dies würde jedoch zuvor die Definition entsprechender Schwellenwerte erfordern.

Adaptives Management und offene Planung

Sowohl Ökosysteme als auch die Gesellschaft sind dynamische und komplexe Systeme, die sich ständig an wandelnde Umweltbedingungen anpassen müssen. Entwicklung und Anpassungsfähigkeit sind geradezu Grundmerkmale aller lebens- und überlebensfähigen Systeme (CAPRA, 1996; KANATSCHNIG, 1996). Daher birgt auch ein starres Ökosystemmanagement, das mit unflexiblen Zielen und Methoden arbeitet, auf lange Sicht bereits den Keim des Scheiterns in sich. Managementansätze, die von einem statischen Verständnis natürlicher und sozialer Systeme ausgehen, haben in der Vergangenheit vielfach zu Verlusten an Biodiversität geführt. Ein adaptives, d. h. anpassungsfähiges und lernfähiges Management versucht demgegenüber, sich auf Ungewissheiten, Überraschungen und stetigen Wandel einzustellen. Große zentrale Institutionen, sofern sie stark bürokratisch geprägt sind, zeichnen sich aber vielfach durch starre Entscheidungsstrukturen und ein starkes Beharrungsvermögen gegenüber kurzfristigen Veränderungen aus. Institutionalisierte, formelle Planungsprozesse sind häufig nur so weit für neue Informationen empfänglich, als diese nicht die Paradigmen in Frage stellen, auf denen die Institution und der Planungsprozess selbst beruhen (WESTLEY, 1995). Daraus wurde mehrfach die Forderung abgeleitet, dass die Organisation von Institutionen und Entscheidungsprozessen, die mit dem Management von biologischer Vielfalt zu tun haben, im Sinne größerer Flexibilität reformiert werden sollte (BUCK et al., 2001; WUICHET, 1995; WESTLEY, 1995).

Ein adaptives Management von (Wald)Ökosystemen, wie es vom Ökosystemaren Ansatz gefordert wird, ist in der Lage, rasch auf veränderte Rahmenbedingungen und unvorhergesehene Entwicklungen zu reagieren. Es sollte als iterativer Prozess angelegt sein, d. h. die Methoden und Ziele des Managements sollten mit dessen laufenden Ergebnissen und Erfahrungen rückgekoppelt werden, um ihre ständige Anpassung und Verbesserung zu ermöglichen. Das Ökosystemmanagement sollte nach dem Prinzip des „learning by doing“ einen Lernprozess darstellen, dessen Fortschreiten kontinuierlich auf den eigenen Ergebnissen aufbaut (vgl. hierzu: UNEP/CBD/COP/5/Decision V/6). Lernfähigkeit, Flexibilität und Offenheit sind wesentliche Merkmale eines solchen anpassungsfähigen Managements, ebenso wie die Bereitschaft, neue Lösungsansätze auszuprobieren. Adaptives Management wird in diesem Zusammenhang auch oft als das „kontrollierte Durchführen von kleinen Fehlern bezeichnet“, die in ihrer Gesamtheit wiederum Sinn machen können. Hierzu gehören auch die laufende Überprüfung und Neubewertung der dem Management zugrunde liegenden Annahmen und Zielsetzungen sowie die Bereitschaft zu deren Korrektur im Lichte der gewonnenen Erfahrungen. Dies erfordert auf der Planungsebene den Übergang zu einer „offenen Planung“. Offene Planungsprozesse sind durch ein Abgehen von der Ausrichtung der Planung auf einen bestimmten festgeschriebenen Endzustand und durch das Freihalten von Entwicklungsmöglichkeiten und Handlungsspielräumen gekennzeichnet. Das Vorgeben von Rahmenbedingungen und Entwicklungslinien und das Management des Planungsprozesses selbst sind dabei wichtiger als das Anstreben eines als endgültig definierten Zielzustands (LENDI, 1988; WEBER, 1994). Gleichzeitig sind langfristige Planungshorizonte unabdingbar. Adaptives Management und offene Planung sind auf eine laufende Evaluierung der Effizienz der getroffenen Maßnahmen und damit auf die Qualität von Monitoringergebnissen angewiesen. Dies unterstreicht die Bedeutung geeigneter Indikatoren. (Kap. 2.2, 2.3).

Praktische Erfahrungen legen nahe, dass die Fähigkeit und Bereitschaft, flexibel auf Veränderungen zu reagieren, auf der lokalen Entscheidungsebene am besten ausgebildet sind. Hier scheinen auch die Voraussetzungen zur Weitergabe von Lernerfahrungen am günstigsten zu sein (WONDOLECK & YAFFEE, 2000). Dies kann als Hinweis auf die Vorteile eines dezentralisierten Ökosystemmanagements gewertet werden.

SBSTTA und COP empfehlen, das Vorsorgeprinzip, das Vorsichtsprinzip, die Risikoabschätzung bzw. Technikfolgenabschätzung und Kosten-Nutzen-Analysen als wesentliche Instrumente eines adaptiven Ökosystemmanagements anzuwenden (vgl. z. B. UNEP/CBD/SBSTTA/5/11, 1999).

Information, Öffentlichkeitsarbeit und Bildungsmaßnahmen

Im Gegensatz zu den in der vorliegenden Studie dargestellten komplexen Wechselwirkungsgeflechten zwischen der biologischen Vielfalt von Wäldern und unterschiedlichsten anthropogenen Aktivitäten (Kap. 6) sind vielen außerforstlichen wirtschaftlichen Akteuren weder die Tatsache noch die Reichweite ihrer Einflussnahmen auf die Biodiversität von Waldökosystemen ausreichend bewusst. Dies gilt v. a. für schwer überschaubare, vom Waldmanagement selbst kaum steuerbare Ursache-Wirkungs-Komplexe, wie Klimaänderung, Stoffeinträge oder Flächenversiegelung. Entsprechend gering ist das Ausmaß der Berücksichtigung walddirksamer Einflüsse in sektoralen Nutzungskonzepten. Dies gilt auch für Disziplinen mit koordinativem Anspruch wie die Raumordnung.

Hier sind alle Nutzergruppen aufgefordert, ihre Perspektive zu erweitern. Dies wird in Zukunft verstärkter Informations- und Öffentlichkeitsarbeit bzw. eines gezielten Lobbyings bedürfen, um bei den einzelnen Gruppen von Landnutzern ein Bewusstsein für den jeweils eigenen Einfluss sowie den eigenen positiven Handlungsspielraum zu schaffen und derart die Berücksichtigung von Aspekten des Biodiversitätsschutzes in sektorspezifischen Planungen und Entscheidungen zu fördern.

Insbesondere besteht die Notwendigkeit, bei allen Personen und Stakeholdern, die direkt oder indirekt mit dem Schutz und der Nutzung des Waldes befasst sind, die spezifische Ausbildung und Weiterbildung zu forcieren. Aber auch bei politischen Entscheidungsträgern und in der allgemeinen Öffentlichkeit besteht der Bedarf, durch Informations- und Aufklärungsmaßnahmen einen Bewusstseinsbildungsprozess hinsichtlich des Wertes und der Bedeutung der Biodiversität zu fördern. Ausreichende Information bildet letztlich auch die Voraussetzung für erfolgreiche Partizipation.

In diesem Zusammenhang ist auf die Vorbildwirkung von Behörden beim Umgang mit Flächen im öffentlichen Eigentum zu verweisen. Diese eignen sich insbesondere, um Fallstudien und Muster- bzw. Pilotprojekte durchzuführen, anhand derer Möglichkeiten zu einem nachhaltigen Umgang mit der biologischen Vielfalt demonstriert werden können (vgl. hierzu auch: BMUJF, 1997; 1998).

Mindestens ebenso wichtig wie die Gewinnung von Erkenntnissen und Erfahrungen bei der Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes ist die Weiterverbreitung dieser Informationen. Die im Zuge des Managements gewonnenen Erfahrungen sollten anderen Waldökosystemmanagern als wertvoller Input zugänglich und verfügbar gemacht werden. Dies setzt die Installation geeigneter Instrumente und Wege des Informationsaustauschs voraus. Der Schaffung entsprechender Netzwerke und Foren kommt daher in diesem Sinne große Bedeutung zu (z. B. Newsletters, Internetplattformen, Regionalstellen des Biodiversitätsmanagements etc.). Dabei erscheinen lokale Organisationsformen in Verbindung mit dem direkten informellen Austausch von Person zu Person am besten geeignet, um Lernerfahrungen effektiv zu vermitteln (WONDOLECK & YAFFEE, 2000). Es sollten aber auch alle Möglichkeiten moderner Informations- und Wissensmanagementsysteme, einschließlich neuer elektronischer Medien, genutzt werden, um erworbenes Wissen interessierten potenziellen Anwendern möglichst leicht zugänglich zur Verfügung zu stellen und auf diesem Wege Multiplikatoreffekte zu erzielen.

Als Informationsdrehscheibe sowohl für spezifische als auch für grundsätzliche Informationen zum Thema Biodiversität könnte z. B. eine ausgebauten „Website CHM Biodiversität Austria“⁹⁷ (<http://www.biodiv.at/chm>) fungieren (BMUJF, 1997).

Dezentralisierung des Managements

Der Ökosystemare Ansatz sieht die weitestmögliche Dezentralisierung des Managements und die Umsetzung auf der untersten dafür geeigneten Ebene vor (Kap. 2.3, 5.4). Dies bedeutet, dass - wo immer möglich – im Sinne der Devise „global denken, lokal handeln“ die Implementierung auf der lokalen oder sogar einzelbetrieblichen Ebene ansetzen sollte.

Die kommunalen Fallstudien haben gezeigt, dass die Voraussetzungen zur Berücksichtigung von Aspekten der Biodiversität im Rahmen des Waldmanagements auf Gemeindeebene besonders günstig beschaffen sind (Kap. 9).

Dies u. a. deshalb, da auf dieser Ebene die Planung und Durchführung konkreter Managementmaßnahmen erfolgt, Probleme sich innerhalb überschaubarer Maßstabsskalen bewegen und der Grad der unmittelbaren individuellen Betroffenheit am höchsten ist. Damit sind aber auch sowohl die Bereitschaft als auch die Chancen einer erfolgreichen Abwicklung von partizipativen Entscheidungsverfahren am größten. Die Nähe zu den gemanagten Ökosystemen, konkrete Eigentums- und Nutzungsrechte, direkte Zuständigkeiten und klare Verantwortlichkeiten können einen verantwortungsvollen Umgang mit der Ressource Biodiversität begünstigen (Kap. 5). Dort, wo lokale Nutzer unmittelbar von der Nutzung der biologischen Vielfalt profitieren, ist in der Regel auch die Motivation am höchsten, in deren Erhaltung zu investieren (IUCN, 2000b).

Dezentralisierung erfordert jedoch auch die gleichzeitige Installation von Mechanismen zur Koordination und Konfliktlösung zwischen den Regionen sowie zur Berücksichtigung nationaler oder internationaler Interessen. In Fällen, wo in besonderem Maße öffentliche Interessen berührt sind, sowie wenn Auswirkungen von Managementaktivitäten Ökosysteme außerhalb des eigenen Zuständigkeitsbereichs betreffen oder sogar grenzüberschreitenden Charakter haben, kann die Einbeziehung einer hierarchisch höheren Ebene (zentrale Behörde) durchaus sinnvoll und notwendig bleiben.

Eine wesentliche Voraussetzung dafür, dass dezentrales Ökosystemmanagement funktionieren kann, ist, dass die Delegation von Verantwortung zu tieferen Entscheidungsebenen von der entsprechenden Befähigung zur Wahrnehmung dieser Verantwortung begleitet wird („empowerment“). Dies erfordert eine ausreichende Ausstattung der lokalen bzw. regionalen Entscheidungsträger und Stakeholder mit den notwendigen finanziellen Ressourcen, technischen Mitteln sowie Wissen und Ausbildung. Es kann als eine staatliche Aufgabe angesehen werden, dies auch durch die Schaffung der geeigneten politischen und legislativen Rahmenbedingungen zu unterstützen.

Partizipation

Das Ökosystemmanagement ist mit unterschiedlichen Werthaltungen, Erwartungen, Interessen und Nutzungsansprüchen von Personen, Personengruppen und Organisationen konfrontiert. Im Ökosystemaren Ansatz wird festgestellt, dass die Ziele des Ressourcenmanagements das Ergebnis gesellschaftlicher Wertbestimmungen sind (Kap. 2.3). Auch wenn Konsens bestehen sollte, dass die geforderte Erhaltung der Funktionsfähigkeit und Struktur von

⁹⁷ Der "Clearing-House"-Mechanismus (CHM; Vermittlungsmechanismus) dient als Informations- und Kommunikationsplattform zum Thema Biodiversität im World Wide Web. Seine Einrichtung ist vom Übereinkommen über die biologische Vielfalt vorgesehen. Als Meta-Informationssystem stellt er Informationen über relevante Informationen oder Datenquellen zur Verfügung. Seine Hauptaufgabe, neben der Funktion als Informationssystem, ist die Förderung und Erleichterung der internationalen technischen und wissenschaftlichen Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt. Als Ansprechpartner in Österreich fungiert das Umweltbundesamt, das auch die CHM-Website betreut (<http://www.biodiv.at/chm>).

Ökosystemen Ziele des Managements bilden (Kap. 2.3), so sind diesbezügliche Maßstäbe doch stets das Ergebnis von Werturteilen. Damit erweist sich ökologische Nachhaltigkeit letztlich als soziales Konzept (HARTJE et al., 2003). Um unterschiedliche Wervorstellungen auf einen „gemeinsamen Nenner“ bringen zu können, sind gesellschaftliche Aushandlungsprozesse erforderlich. Neben demokratiepolitischen Erwägungen ist dies eines der Argumente, die für Bürgerbeteiligung sprechen.

Durch Öffentlichkeitsbeteiligung können frühzeitig widersprüchliche Interessen und Werthaltungen aufgezeigt und ein bestmöglicher Interessenausgleich hergestellt werden, auch zwischen dem breiteren öffentlichen Interesse und individuellen Gruppeninteressen. Auch wenn die Herstellung eines völligen Konsenses mitunter ein ambitioniertes Ziel bilden mag, so ermöglicht die Offenlegung von unterschiedlichen Zielen und Interessen doch, dass Meinungsunterschiede erkannt werden können. Dies kann wesentlich zur besseren Einschätzung der individuellen Positionen und zu einem wechselseitigen Lernprozess beitragen. Weiters entsteht in der Regel erst durch die Einbindung der Planungsbetroffenen in das (Wald)Management Identifikation mit dessen Zielen, Engagement und Motivation für die Umsetzung und zielkonformes Verhalten (Kap. 5.7).

Gerade Versäumnisse im Rahmen des Natura 2000-Prozesses (Kap. 6.9.3, 8.1.2) haben in Österreich die hohe Bedeutung der Einbeziehung der Planungsbetroffenen in Planungsprozesse verdeutlicht.

Ein derartiger partizipativer Ansatz im Sinne eines „bottom-up“-Dialoges kann grundsätzlich auf allen Ebenen des Waldmanagements praktiziert werden, wobei die ausgehandelten Ergebnisse für alle Beteiligten bindend sein sollten. Dies kann von der Erstellung kommunaler Managementpläne bis hin zur Erarbeitung von Nationalen Forstprogrammen reichen (Kap. 5.7, 9). Insbesondere die Entwicklung von Nationalen Forstprogrammen sollte im Rahmen eines breit angelegten Stakeholder-Prozesses erfolgen. Die in Österreich derzeit beabsichtigte Installierung eines institutionalisierten „Walddialoges“ ist in diesem Sinne zu begrüßen. Bei dessen Umsetzung wird jedoch ein hohes Maß an Offenheit aller Beteiligten erforderlich sein. Eine offene und offensive Herangehensweise der Verantwortlichen lässt generell eher eine erfolgreiche Partizipation erwarten als defensives Verhalten. Die Chancen für die Etablierung einer entsprechenden, modernen und demokratischen Planungs- und Konfliktregelungskultur könnten durch die Ratifikation und Umsetzung der Aarhus-Konvention in Österreich bedeutend verbessert werden (Kap. 8.1.10). Die verstärkte Förderung eines partizipativen Ansatzes wird auch in der EU-Forststrategie gefordert (Kap. 8.1.3).

Partizipation in Verbindung mit einem adaptiven Management sind zweifellos anspruchsvolle Konzepte. Dennoch konnte in der vorliegenden Studie anhand von kommunalen Fallbeispielen gezeigt werden, dass die Beteiligung der betroffenen lokalen Bevölkerung, relevanter Interessengruppen und ausschlaggebender Stakeholder an biodiversitätsbezogenen Planungs- und Entscheidungsprozessen, wie sie vom Ökosystemaren Ansatz explizit gefordert wird, möglich und sinnvoll ist (Kap. 9).

Spezifische Instrumente zur Entscheidungsunterstützung: Checkliste, Fragebogen

Als konzeptioneller Orientierungsrahmen mit Leitbildcharakter bedarf der Ökosystemare Ansatz, um seine Anwendung unter unterschiedlichen nationalen, regionalen und lokalen Rahmenbedingungen zu ermöglichen, der Konkretisierung und Operationalisierung. Seine konkrete inhaltliche Ausgestaltung muss situationsbezogen und auf der Ebene spezifischer Ökosysteme erfolgen. Zu diesem Zweck besteht auf Seiten des Ökosystemmanagements dringlicher Bedarf nach einer praxistauglichen Handlungsanleitung und leicht handhabbaren Instrumenten zur Entscheidungsunterstützung. Dies korrespondiert mit der Forderung der Vertragsstaatenkonferenz nach der Entwicklung - regional angepasster - praktischer Methoden und Richtlinien zur Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes (UNEP/CBD/COP/6/20/Decisions VI/12, VI/22, 2002).

Für Waldmanager und andere relevante Akteure wäre es zu diesem Zweck äußerst nützlich, auf einen Katalog rasch verfügbarer Kriterien zurückgreifen zu können, mit deren Hilfe biodiversitätswirksame Planungen, Entscheidungen und Handlungen im Rahmen des Waldökosystemmanagements zuverlässig und zeiteffizient auf ihren Einfluss auf die biologische Vielfalt hin beurteilt werden könnten, um sie auf Vereinbarkeit mit den Zielen der CBD und den Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes hin zu überprüfen, an diesen auszurichten und in diesem Sinne zu optimieren.

Diese Funktion kann eine *Checkliste* mit einem kompakten, systematischen Set abzuprüfender bzw. zu beachtender Kriterien erfüllen. Diese kann im Sinne eines „best practice manuals“ von waldökosystemnahen Anwendern eingesetzt werden.

Um Interessen, Erwartungshaltungen und Nutzungsansprüche der betroffenen Öffentlichkeit und von relevanten Stakeholdern im Sinne eines partizipativen Ansatzes bereits im Vorfeld von Entscheidungen erheben und erfassen zu können, wird weiters die Erarbeitung von zielgruppenorientierten *Fragebögen* bzw. eines *Leitfadens* zur Erstellung derartiger Fragebögen empfohlen. Diese könnten für Institutionen, Behörden und Personen, die mit der Evaluierung und dem Monitoring von Biodiversität, der Planung biodiversitätsrelevanter Maßnahmen oder deren Beaufsichtigung, Überprüfung und Genehmigung befasst sind, als wichtige Arbeitsgrundlage fungieren.

Checkliste und Fragebögen können die Aufgaben erfüllen, den eigenen Einfluss auf die biologische Vielfalt von Wäldern besser einschätzen und Auswirkungen des eigenen Handelns im vorhinein besser bewerten zu können. Sie sollen als Orientierungshilfe für die Konzeption von Maßnahmen und als bewusstseinsbildende Instrumente dienen. Beide Werkzeuge können wesentliche erste Implementierungsschritte darstellen, um die Anliegen des Ökosystemaren Ansatzes in die Praxis des Waldökosystemmanagements zu integrieren.

Weiterentwicklung auf internationaler Ebene

Der Ökosystemare Ansatz ist zweifellos ein anspruchsvolles Konzept, dessen Umsetzung die ausgewogene Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte verlangt. Seine ganzheitliche Problemsicht und der damit verbundene Paradigmenwechsel in der Umwelt- und Ressourcenpolitik machen die Überwindung mancher Widerstände erforderlich. Dies gilt auch im Hinblick auf ein umfassendes Management von Wäldern. Dennoch zeichnet sich auf internationaler Ebene ab, dass sich der Ökosystemare Ansatz als integrative Leitstrategie für einen nachhaltigen Umgang mit der biologischen Vielfalt auf all ihren Ebenen etablieren wird. Dem wird sich auch Österreich nicht verschließen können.

Der international gegenwärtig stattfindenden, intensiven Diskussion um den Ökosystemaren Ansatz ist zu entnehmen, dass die grundsätzliche Zustimmung und die stetig steigende Zahl von Umsetzungsprojekten auch von offenen Fragen begleitet werden (vgl. HARTJE, 2003). Diese sind vor allem auf den geringen Grad an Konkretheit, der vielen seiner Vorgaben zu eigen ist, zurückzuführen. Darauf, dass damit auch Vorteile verbunden sein können, wurde bereits an anderer Stelle hingewiesen (Kap. 2.2). Im Hinblick auf eine möglichst breite internationale Anwendung stellen sich in diesem Zusammenhang dennoch u. a. folgende Herausforderungen:

- Konzeptionelle Weiterentwicklung, v. a. durch Verbesserung des theoretischen Fundaments und der inneren Konsistenz;
- Herausarbeitung der Schnittstellen, Gemeinsamkeiten und Unterschiede zu bestehenden Ansätzen des Ressourcenmanagements, insbesondere zum Konzept einer nachhaltigen Entwicklung;
- Verbreiterung und Vertiefung der empirischen Basis, um überprüfen zu können, ob bzw. inwieweit die vorhandenen Begründungen der Malawi-Prinzipien und die operationalen Umsetzungsrichtlinien ausreichen;

- Erforderlichenfalls Konkretisierung durch die Formulierung zusätzlicher Anwendungshinweise;
- Demonstration der Praxistauglichkeit durch verstärkte Förderung von Umsetzungsprojekten;
- Erfassung und Analyse durchgeführter Umsetzungsprojekte, um Erfolgs- und Misserfolgskriterien identifizieren zu können.

Ausblick

Die in der Studie vorgestellten kommunalen Fallstudien (Kap. 9) haben beispielhaft gezeigt, dass in Österreich durchaus bereits Aktivitäten im Geiste des Ökosystemaren Ansatzes stattfinden, wenngleich nicht immer durch Zielsetzungen der CBD motiviert.

Hieran anknüpfend, sowie auf dem Reichtum der vorhandenen natur- und kulturbedingten Vielfalt basierend, kann der Ökosystemare Ansatz neue Perspektiven und Wege zu einem nachhaltigeren Umgang mit der biologischen Vielfalt in Österreich – sowohl innerhalb als auch außerhalb von Wäldern - eröffnen.

Erste richtungweisende Landmarken auf dem Weg zur Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes zu liefern, war die Aufgabenstellung der vorliegenden Grundlagenstudie.

Im Hinblick auf zukünftige Arbeiten besteht der Bedarf nach Erarbeitung konkreter, handlungsanleitender Maßnahmenvorschläge für seine praxisorientierte Umsetzung im Rahmen spezifischer Nutzungsplanungen.

LITERATURVERZEICHNIS

- AFL (ARBEITSKREIS FORSTLICHER LANDESPFLEGE) (1994): Waldlandschaftspflege: Hinweise und Empfehlungen für Gestaltung und Pflege des Waldes in der Landschaft. Ecomed, Landsberg/Lech.
- ALBRECHT, J. (1992): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald. Fw. Cbl. 111/4: 214-224.
- ALPENINSTITUT (1974): Almsanierung Rotwand – Modellstudie. Schriftenreihe Heft 1.
- ALTMANN, J. (1997): Handelspolitik im Dienste des Umweltschutzes? In: Jahrbuch der Ökologie. Beck'sche Reihe 1228. Verlag C.H. Beck, München.
- AMMER, C. & STIMM, B. (1996): Waldbau und Biodiversität im Bergmischwald – eine Fallstudie. In: MÜLLER-STARCK, G.: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg.
- AMMER, U. & PRÖBSTL, U. (1991): Freizeit und Natur. Probleme und Lösungsmöglichkeiten einer ökologisch verträglichen Freizeitnutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg & Berlin.
- AMMER, U. & SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes, Forstw. Cbl. 118: 70-87.
- AMMER, U. (1998): Freizeit im Alpenraum. In: Freizeit, Tourismus und Umwelt. Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis Bd. 11, Economica-Verlag, Bonn: 240-253.
- AMMER, U.; BURGIS, M. & KOCH, B. (1988): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Schädigungsgrad und Meereshöhe im Rahmen des Schwerpunktprogramms zur Erforschung der Wechselwirkungen von Klima und Waldschäden. Fw. Cbl. 107: 145-151.
- AMMER, U.; DETSCH, R. & SCHULZ, U. (1995): Konzepte der Landnutzung. Forstw. Cbl. 114: 107-125.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1999): Rote Liste gefährdeter Tiere Kärntens. Abt. 20 – Landesplanung. Schriftenreihe Naturschutz in Kärnten, Band 15. Klagenfurt.
- ANDREN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. In: OIKOS, 71/3: 355-366.
- ARGE WIENERWALD (2002): Machbarkeitsstudie Wienerwald: Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. ARGE Wienerwald, c/o Forschungsinstitut Natur- und Umweltschutz.
- ASHBY, W. R. (1974): Einführung in die Kybernetik. Frankfurt/Main.
- AUER, I.; BÖHM, R. & SCHÖNER, W. (2001): Austrian long-term climate 1767-2000: Multiple instrumental time series in Central Europe (1767-2000). Österreichische Beiträge zur Meteorologie und Geophysik. ZAMG, Wien.
- BARBIER, E. B.; BURGESS, J. C. & FOLKE, C. (1994): Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity. Earthscan Publications, London.
- BARTH, W. (1995): Naturschutz – das Machbare; praktischer Umwelt- und Naturschutz für alle. Parey, Hamburg.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K. F. (Hrsg.) (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Gustav Fischer Verlag, Jena; Stuttgart.
- BAUMGARTNER, C. & RÖHRER, C. (1998): Nachhaltigkeit im Tourismus – Umsetzungsperspektiven auf regionaler Ebene. Manz Verlag, Wien.
- BEAR (INDICATORS FOR FOREST BIODIVERSITY IN EUROPE) (2000): Biodiversity Evaluation Tools for European Forests. Project „Indicators for monitoring and evaluation of forest biodiversity in Europe (BEAR)“. www.algonet.se/~bear
- BEER, S. (1973): Kybernetische Führungslehre. New York.

- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1991): Ökologie – Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel.
- BEHM, A. & KONNERT, M. (1999): Erhaltung forstlicher Genressourcen durch naturnahe Forstwirtschaft – eine reelle Chance? In: Erhaltung und Nutzung genetischer Ressourcen für den naturnahen Waldbau – Betriebswirtschaft und/oder Naturschutz. Mitt. d. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg Nr. 194.
- BENGTSSON, J.; NILSSON, S. G.; FRANC, A. & MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For.Ecol.Manag.* 132: 39-50.
- BERKES, F. & FOLKE, C. (1992): A Systems Perspective on the Interrelations between Natural, Human-made and Cultural Capital. *Ecological Economics*.
- BERKES, F. & FOLKE, C. (1994): Investing in Cultural Capital for a Sustainable Use of Natural Capital. In: JANSSON, A. M.; HAMMER, M.; FOLKE, C. & COSTANZA, R. (1994): Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability. Island Press, Washington DC.
- BERRANG, P.; KARNOSKY, D. F. & BENNETT, J. P. (1989): Natural Selection for Ozone Tolerance in *Populus tremuloides*: Field Verification. *Can.J.For.Res.* 19(4): 519-522.
- BGBI. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. 245/1990 (1990): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 24. April 1990 über den Schutz des Waldes vor Forstschädlingen (Forstschutzverordnung).
- BGBI. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. 213/1995 (1995): Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Wien.
- BGBI. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. 419/96 (1996): Forstliches Vermehrungsgutgesetz. Wien.
- BGBI. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. 477/1995 (1995): Alpenkonvention. Übereinkommen zum Schutz der Alpen. Wien.
- BGBI. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. I 59/2002 (2002): Forstgesetz 1975. Wien.
- BLAB, J. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Greven, Kilda-Verlag.
- BLAB, J.; KLEIN, M. & SYSMANK, A. (1995): Biodiversität und ihre Bedeutung in der Naturschutzarbeit. *Natur und Landschaft* 70/1:11-18.
- BMLF (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1996): Waldbericht 1995. Wien.
- BMLF (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1997): Grüner Bericht 1996. Bericht über die österreichische Landwirtschaft 1996. Wien.
- BMLF (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1998a): Österreichischer Waldbericht 1996. Wien.
- BMLF (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1998b): Evaluierung des ÖPUL 95. Bericht 1998. Wien.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (1999): Die österreichische Forstwirtschaft. Wien.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2000): Wildschadensbericht 1999. Bericht des BM f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft an den Nationalrat gemäß § 16 Abs. 6 Forstgesetz 1975 i.d.g.F., Abteilung VA1. Wien.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2001a): Die österreichische Forstwirtschaft.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2001b): Holzeinschlagsmeldung 1999.

- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2001c): Österreichischer Waldbericht 1997. Wien.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2001d): Österreichischer Waldbericht 2001. Wien.
- BMLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2001e): Forstwirtschaft – Arbeitsschwerpunkte.
- BMUJF (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE) (1997): Erster nationaler Bericht über das Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Wien.
- BMUJF (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE) (1998): Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Band 31/1998. Wien.
- BOLHAR-NORDENKAMPF, H. & LOIBL, W. (2000): Pflanzenphysiologische Untersuchungen zur Evaluierung der baumspezifischen Ozonbelastungskarte unter Berücksichtigung standortspezifischer Stressfaktorenmuster. Homepage der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien.
- BRÄNDLI, U. B. (1996): Wildschäden in der Schweiz – Ergebnisse des ersten Landesforstinventars 1983-85. In: SCHLAEPFER, R.: Wild im Wald – Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer. Forum für Wissen 1996. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf: 15-24.
- BRIDGEWATER, P. (1999): Globalisation of Nature and Culture: The Imperative for Diversity. Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.
- BROGGI, M. & GRABHERR, G. (1991): Biotope in Vorarlberg. Endbericht zum Biotopinventar Vorarlberg. Vorarlberger Landschaftspflegefonds. Landhaus, Bregenz 1991.
- BROMLEY, D. W. (1989): Economic Interests and Institutions: The Conceptual Foundations of Public Policy. Basil Blackwell, Oxford.
- BRUNDTLAND, G. H. & UNCED (UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT) (1988): Our common future. Oxford University Press, Oxford.
- BRÜNIG, E. & MAYER, H. (1989): Waldbauliche Terminologie. IUFRO-Gruppe Ökosysteme. Institut für Waldbau. Universität für Bodenkultur, Wien.
- BRYANT, D.; NIELSEN, D. & TANGLEY, L. (1997): The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge. World Resources Institute, Washington D. C.
- BUCHWALD, K. (1998): Freizeit, Tourismus und Umwelt – Problematik und Zielsetzungen. In: Freizeit, Tourismus und Umwelt. Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis Bd. 11. Economica-Verlag, Bonn: 1-8.
- BUCK, L.; GEISLER, C. C.; SCHELHAS, J. & WOLLENBERG, E. (eds.) (2001): Biological Diversity: Balancing Interests through adaptive collaborative Management. CRC Press, Boca Raton.
- BUDIL, B. (2000): Waldbauliches Behandlungskonzept für den Schwarzkiefern-Erholungswald der Stadt Mödling. Diplomarbeit am Institut für Waldbau. Universität für Bodenkultur, Wien.
- BUGMANN, H. K. M. (1997): Sensitivity of Forests in the European Alps to future climatic Change. In: Climatic Research, 8: 35-44.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999): Report of the scientific workshop on „The ecosystem approach – what does it mean for European ecosystems?“ Bfn Skripten 9. Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1998): Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Bonn.
- BURSCHEL, P. & HUSS, J. (1997): Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Parey's Studentexte 49, Berlin.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) (1999): Biodiversity Monitoring in Switzerland – Report on the status of the project at the end of 1998. Bern.

- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT; WALD UND LANDSCHAFT) (1992a): Holznutzung im Einklang mit Natur- und Umweltschutz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 175. Bern.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT; WALD UND LANDSCHAFT) (1992b): Naturschutz in der Waldbewirtschaftung. Pilotprojekte im Kanton Freiburg. Schriftenreihe Umwelt Nr. 181. Bern.
- CAPRA, F. (1982): The Turning Point. New York.
- CAPRA, F. (1986): The Concept of Paradigm and Paradigm Shift. In: ReVision, Bd. 9, Nr. 1: 3.
- CAPRA, F. (1996): The Web of Life. Doubleday, New York.
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (1992): Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org/> Siehe auch unter: BGBl. (BUNDESGESETZBLATT) Nr. 213/1995 (1995).
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (1999): Report of the Liaison Group Meeting on Ecosystem Approach Paris 15-17th September 1999. <http://www.biodiv.org/>
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2000a): Description of the ecosystem approach. In Dokument: UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6 <http://www.biodiv.org/decisions/>; <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/description.asp>
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2000b): Operationale guidance for application of the ecosystem approach. In Dokument: UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6 <http://www.biodiv.org/decisions/>; <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/operational.asp>
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2000c): Principles of the ecosystem approach. In Dokument: UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6 <http://www.biodiv.org/decisions/>; <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/principles.asp>
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2002): Convention on migratory species (Bonner Konvention). The 7th meeting of the Conference of Parties to CMS (COP 7). www.wcmc.org.uk/cms
- CEULEMANS, R. (1997): Direct impact of CO₂ and temperature on physiological processes in trees. In: MOHREN et al. (1997): Impact of global change on tree physiology and forest ecosystems. Kluwer, Dordrecht: 3-14.
- CHAPIN et al. (2000): Consequences of changing biodiversity. In: Nature 405: 234-242.
- CIFOR (CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH) (1999): The CIFOR Criteria and Indicators Generic Template. C&I Tool No. 2. In: Criteria & Indicators Toolbox Series. Indonesia.
- CIPRA (Commission Internationale pour la Protection des Alpes) (2001): Die Alpenkonvention. <http://deutsch.cipra.org/texte/alpenkonvention/alpenkonvention.htm>
- COCH, T. (1995): Waldrandpflege. Grundlagen und Konzepte. Neumann, Radebeul.
- COOK, S. E. K. (1976): Quest for an Index of Community Structure sensitive to Water Pollution. Environment Pollution.
- COUNCIL OF EUROPE (1979): Convention on the Conservation of European Wildlife and natural Habitats (Berner Konvention). www.ecnc.nl/doc/europe/legislat/bernconv.html
- COUNCIL OF EUROPE; UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME & EUROPEAN CENTRE FOR NATURE CONSERVATION) (1996): The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (PEBLDS).
- CUMMINGS, R. G.; BROOKSHIRE, D. S. & SCHULZE, W. D (1986): Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Valuation Method. Rowman and Allanheld. Totowa.
- CURTIS, P. S. (1996): A Meta-Analysis of Leaf Gas Exchange and Nitrogen in Trees grown under elevated Carbon Dioxide. In: Plant, Cell and Environment, 19: 127-137.
- CZYBULKA, D. (1996): Rechtspflichten des Bundes und der Länder zur Ausweisung von Schutzgebieten nach nationalem, europäischem und internationalem Recht. Jahrbuch für Umwelt- und Technikrecht, 36: 235-268.

- DE JONG, F. et al. (1995): Possible Side Effects of airborne Pesticides on Fungi and vascular Plants in the Netherlands. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30: 77-84.
- DENGLER, A. (1990): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Paul Parey, Hamburg; Berlin.
- DETSCH, R. (1999): *Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt*. Wissenschaft & Technik Verlag, Berlin.
- DRISKOLL, R. S. (1995): Die Rolle der Beweidung in alpinen und bewaldeten Ökosystemen. In: *Alpine Umweltprobleme: Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch*. Erich Schmidt Verlag, Berlin: 15-68.
- DUBA, J. (2000): *Das Österreichische Recht – Register (Stand: 2000)*. Verlag Last&Co, Wien.
- DUDEN (2000): *Die deutsche Rechtschreibung*. Band 1. 22. Auflage. Brockhaus, Ulm.
- DVORAK, M. (1993): *Atlas der Brutvögel Österreichs*. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde und Umweltbundesamt, Wien.
- ECOSOC (UNITED NATIONS ECONOMIC AND SOCIAL COUNCIL) (2000): Resolution E/2000/L.32. Draft. Report of the fourth session of the Intergovernmental Forum on Forests. New York, 18.10.2000.
- EGGERTSSON, T. (1993): *Economic Perspectives on Property Rights and the Economics of Institutions*. Beijer Discussion Papers No. 40. The Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences. Stockholm.
- EHRENFELD, D. (1992): Warum soll man der biologischen Vielfalt einen Wert beimessen? In: WILSON, E. O. (ed.) (1992): *Ende der Biologischen Vielfalt*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, New York.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- ELLMAUER, T.; TRAXLER, A.; RANNER, A. & PAAR, M. (1999): *Nationale Bewertung des österreichischen Natura 2000-Netzwerks*. Umweltbundesamt-Report 158. Umweltbundesamt, Wien.
- ENZENHOFER, J. & SONDEREGGER, E. (1993): *Nationaler Umweltplan für Österreich, Studie über die Umsetzbarkeit in Land- und Forstwirtschaft*. Unveröffentlicht, Nenzing.
- ENZENHOFER, J. & TERZER, S. (1995): *Endbericht Waldfunktionenplanung Dornbirn*. Nenzing.
- ENZENHOFER, J. (1993): *Lösungsansätze zur Weiterentwicklung waldbezogener Planung- anhand Fallstudie Waldfunktionsplanung Fürstentum Liechtenstein*. Diplomarbeit am Institut für Forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik. Universität für Bodenkultur, Wien.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1979): *Richtlinie 79/409/EWG des Rates (Vogelschutz-Richtlinie)*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Brüssel.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1992): *Richtlinie 92/43/EWG des Rates (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie)*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 206, Brüssel.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000a): *Weißbuch zur Umwelthaftung*. KOM (2000) 66 endg. 9. Februar 2000. Generaldirektion Umwelt, Brüssel.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000b): *Natura 2000-Gebietsmanagement: Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitatrichtlinie 92/43 EWG*. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2001): *Biodiversity Action Plan for Economic and Development Cooperation*. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Kom 264. Brüssel.
- EUROPÄISCHER RAT (1999): *Entschließung 1999/C 56 /01 vom 15. Dezember 1998 des Rates über eine Forststrategie für die Europäische Kommission*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 56/1.

- EUROPÄISCHER RAT (2001): Schlussfolgerungen des Vorsitzes Europäischer Rat von Göteborg, 15.-16. Juni 2001, Abschnitt II: Eine Strategie für Nachhaltige Entwicklung.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT (2002): Sechstes Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. Beschluss Nr. 1600/2002/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 22. Juli 2002.
- EWALD, J. (2000): Long-term Impact of Forest Pasture on the Understorey of Mountain Forests in the Tegernsee Alps (Bavaria). In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 9(3): 161-170.
- EWERS, H. J. (1983): Zur Monetarisierung von Umweltnutzen. Dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. In: JARRE, J. (Hrsg.): Die wirtschaftliche Bedeutung des Umweltschutzes. Zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden und Umweltverbesserungen. Loccumer Protokolle 31/81.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) (2001): Towards an Ecosystem-Based Fisheries Management: Background Paper prepared by the FAO for Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystems, 2001/4.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION), 1996: Formulation, Execution and Revision of national Forestry Programmes – Basic Principles and operational Guidelines. Rome.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION), 2000: Zum internationalen forstpolitischen Dialog nach Rio. FAO-Aktuell – Nachrichten über Welternährung und Weltlandwirtschaft 8/2000 vom 25.2.2000. www.bml.de/welternaehrung/fao_aktuell-2000/fa2000-08.htm
- FBVA (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT) (1997): Österreichische Waldinventur (ÖWI) 1992/96. Beilage zur österreichischen Forstzeitung 12/1997.
- FIBICH, F. (1986): Vitalität des Waldes, Bd. 1. Erhebung der Vitalität der Vegetation im Gemeindegebiet von Mödling. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen, Wien.
- FILION, F.; FREHS, F. & SPRECHER, D. (1999): Revealing the Economic Value of Biodiversity: A New Incentive Measure to Conserve and Protect It.
- FINKE, L. (1986): Landschaftsökologie. Höller und Zwick; Westermann, Braunschweig.
- FORMAN, R. T. & ALEXANDER, L. E. (1998): Roads and their major ecological Effects. In: Annu. Rev. Ecol. Syst., 29: 207-231.
- FORMAN, R. T. & GODRON, M. (1986): Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York.
- FRANK, G. & KOCH, G. (1998): Naturwaldreservate in Österreich. Überarbeitete und erweiterte Fassung eines Vortrages an der internationalen Bergwaldtagung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Innsbruck, 27.-30. April 1998.
- FRANK, G. & VACIK, H. (1998): Biotoppflege und Naturschutz im Wald. Vorlesungsunterlagen SS 98. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- FRANK, G. (1991): Naturschutz und Waldbau – Ein Widerspruch? Artikel aus Klimaänderung in Österreich, FBVA-Bericht Nr 81. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien: 77-83.
- FRANK, G. (1998): Naturwaldreservate und biologische Diversität. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B.: Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 205-238.
- FRANKLIN, J. F.; CROMACK, K. & DENISON, W. (1981): Ecological Characteristics of old-growth Douglas-Fir Forests. USDA Forest Service General Technical Report PNW-118. Pacific North-West –Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.
- FRIEND, A. et al. (1998): Modeling Leaf, Tree and Forest Responses to increasing atmospheric CO₂ and Temperature. In: JARVIS, P. G. (ed.) (1998): European Forests and Global Change: the likely Impact of rising CO₂ and Temperature. Cambridge University Press: 293-346.
- FÜHRER, E. (1996): Biotopholz – Eine Brutstätte für Forstschädlinge? Tagungsbericht „Biotopholz – Ein Nutzen für die Forstwirtschaft“, 20. 5. 1996.

- FÜRST, A. & STEFAN, K. (1999): Österreichisches Bioindikatornetz – Ergebnisse der Schwefelanalysen der Probejahre 1998 und Vergleich der Resultate der von 1983-1998 und 1985-1998 bearbeiteten Probepunkte. BIN/S-116/1999. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- GEBUREK, T. & HEINZE, B. (Hrsg.) (1998): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg.
- GEISER, R. (1983): Die Tierwelt der Weidelandschaften. Schutz von Trockenbiotopen: Trockenrasen, Triften und Hutungen. In: Laufener Seminarbeiträge 6/83 der Akademie für Naturschutz und Landespflege. ANL, Salzburg.
- GEPP, J. (Hrsg.) (1983): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Wien.
- GEPP, J. (Hrsg.) (1994): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Styria-Verlag.
- GETTKANT, D.; SIMONIS, U. E. & SUPLIE, J. (1997): Die Biodiversitäts-Konvention: Der lange Weg vom Verhandeln zum Handeln. In: Jahrbuch der Ökologie 1998. Beck'sche Reihe 1228: Verlag C.H. Beck; München.
- GITHINJI, M. & PERRINGS, C. (1993): Social and Ecological Sustainability in the Use of Biotic Resources in Sub-Saharan Africa. *AMBIO* 22(2-3).
- GLITZNER, I., BEYERLEIN, P.; BRUGGER, C.; EGERMANN, F.; PAILL, W.; SCHLÖGEL, B. & TATARUCH, F. (1999): Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt. Endbericht. Erstellt im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien. „G5“ Game Management, Graz.
- GLÜCK, P. (1987): Das Wertesystem der Forstleute. *Cbl. ges. Forstwesen* 104(1): 44-51.
- GORHAM, E. (1998): Acid Deposition and its ecological Effects: a brief History of Research. *Environmental Science & Policy* 1: 153-166.
- GÖSCHL, T. (1999): Ökonomische Ansätze zur Biodiversitätsbewertung. Symposium der Kommission für interdisziplinäre ökologische Studien am 5. 11. 99. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- GOSSOW, H. (1985): Grundsätzliche Aspekte der Wald-Wild-Problematik. In: *Allgemeine Forstzeitung* (Wien) 69. Jg. (12): 341-343.
- GÖTTLEIN, H. & PRUSCHA, A. (1996): Der Einfluss von Bestandeskenngrößen, Topographie, Standort und Witterung auf die Entwicklung des Kronenzustandes im Bereich des Forstamtes Rothenbuch. *Fw. Ctrblt.* 115(3): 146-132.
- GÖTZ, B. & ZETHNER, G. (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft. Der Nährstoffhaushalt im Hinblick auf seine Umweltwirkung am Beispiel der Strem. *Umweltbundesamt-Monographie* Bd. 78. Umweltbundesamt, Wien.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIER, H. & REITER, K. (1997): Bildatlas: Naturnähe Österreichischer Wälder. Sonderdruck zur ÖFZ 1/97.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Bd. 17. Wagner, Innsbruck.
- GRABMAIR, W. (1996): Österreichische Rechtsgrundlagen und ökonomische Beurteilung von Naturschutzaufgaben für Waldflächen. Schriftenreihe des Instituts für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft Bd. 28. Eigenverlag. Universität für Bodenkultur, Wien.
- GREINER, A. (2001): Entwicklung eines methodischen Ansatzes zur Untersuchung der ökotoxikologischen Wirkung von Herbiziden in der bodennahen Atmosphäre. Dissertation. Hohenheim.
- GRILLMAYER, R.; SCHACHT, H.; WÖSS, M.; VÖLK, F. & HOFFMANN, C. (2002): Forschungsprojekt „Wildökologische Korridore“. Entwicklung von fernerkundungsgestützten Methoden zur Erfassung und wildökologischen Bewertung von Korridoren, insbesondere Gehölzstrukturen und Barrieren in der Agrarlandschaft, als Grundlage landschaftspflegerisch-naturschutzfachlicher Planungen. Endbericht. Universität für Bodenkultur, Wien.

- GRUZA, G. E. et al. (1999): Indicators of climatic Change for the Russian Federation. In: *Climatic Change* 42/1: 219-242.
- GUDERIAN, R. & WIENHAUS, O. (1997): Neuartige Waldschäden und Luftverunreinigungen. *AFZ/Der Wald* 52/16: 891-895.
- GÜNZL, L. (1993): Die ökologische und ökonomische Bedeutung der Auwälder. *ÖFZ* 104/6: 44-47.
- HABER, W. (1979a): Raumordnungskonzepte aus der Sicht der Ökosystemforschung. In: *AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG: Die ökologische Orientierung der Raumplanung. Forschungs- und Sitzungsberichte* 131: 12-24.
- HABER, W. (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. In: *Innere Kolonisation* 21: 294-298.
- HABER, W. (1978): Begriff und System menschlicher Umwelt. In: *BUCHWALD & ENGELHARD: Handbuch für Planung und Gestaltung der Umwelt, Band 1*: 74-146.
- HABER, W. (1979b): Theoretische Anmerkungen zur „ökologischen Planung“. *Gesellschaft für Ökologie, Verh. Bd. 7*: 19-30.
- HABERL, H. (1997): Human Appropriation of Net Primary Production as an environmental Indicator: Implications for Sustainable Development. In: *AMBIO*, 26: 143-146.
- HABERL, H.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; SCHULZ, N. & WEISZ, H. (2001a): Changes in Ecosystem Processes induced by Land Use: Human Appropriation of aboveground NPP and its Influence on Standing Crop in Austria. In: *Global Biogeochemical Cycles, Vol. 15, No. 4*: 929-942.
- HABERL, H.; SCHULZ, N.; PLUTZAR, C.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; WEISZ, H. & SAUBERER, N. (2001b): Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt. Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität. Endbericht. IFF Soziale Ökologie, Abt. Vegetationsökologie, Wien.
- HACKL, J. & HECKL, F. (2000): Ist Ökotourismus nur ein Lippenbekenntnis? *ÖFZ* 9: 26.
- HACKL, R. (2001): Der Einfluss von Beweidung auf jagdbare Wildarten unter Berücksichtigung aktueller Beispiele im östlichen Niederösterreich. Diplomarbeit. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HAGER, H. (1997): Mögliche Einwirkungen von Klimaänderungen auf forstliche Ökosysteme. In: *GEBUREK, T. (Hrsg.): Klimaänderung. Mögliche Einflüsse auf den Wald und waldbauliche Anpassungsstrategien. Österr. Forstverein, Wien*: 15-18.
- HAGER, H.; KIESSLING, B. & STERBA, H. (1992): Waldschäden als Folgen standorthydrologischer Veränderungen und mögliche Gegenmaßnahmen. *Internat. Holzmarkt* 9/92: 17-20.
- HAGERMAN, S. M.; JONES, M. D.; BRADFIELD, G. E.; GILLESPIE, M. & DURALL D.M. (1999): Effects of clear-cut logging on the Diversity and Persistence of Ectomycorrhiza at a subalpine Forest. *Can. J. For. Res.* 29: 124-134.
- HALLER, H. (1996): Die Wald/Wild-Problematik aus der Sicht des Wildtierbiologen. In: *SCHLAEPFER, R. (Hrsg.): Wild im Wald – Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer. Forum für Wissen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf*: 25-32.
- HAMMOND, P. M. (1992): Species Inventory. In: *GROOMBRIDGE, B. (ed.) Global Biodiversity, Status of the Earth's living Resources. Chapman and Hall, London*.
- HAMPICKE, U. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes, Reihe: Umweltbundesamt Berichte Bd. 3/91. Umweltbundesamt, Berlin.
- HANEMANN, W. M. (1992): Die Wirtschaftswissenschaften und die Erhaltung der biologischen Vielfalt. In: *WILSON, E. O. (ed.): Ende der Biologischen Vielfalt. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin; New York*.
- HÄNNINEN, H. (1997): Effects of climatic Change on Overwintering in Forest Trees in temperate and boreal Zones. In: *MOHREN et al.: Impact of global change on tree physiology and forest ecosystems. Kluwer, Dordrecht*: 149-158.

- HARTJE, V.; KLAPHAKE, A. & SCHLIEP, R. (2003): The International Debate on the Ecosystem Approach: Critical Review – International Actors – Obstacles and Challenges. BfN-Skripten 80. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.
- HARTL, G. B. (1998): Generhaltung bei Wildtieren: Bedrohungsbild, Befunde und Maßnahmen am Beispiel des Rothirsches. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B. (Hrsg.): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 239-252.
- HATTEMER, H. & GREGORIUS, H. R. (1996): Bedeutung der biologischen Vielfalt für die Stabilität von Waldökosystemen. In: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Forum Genetik – Wald – Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg: 1-10.
- HAUFF, V. (1987): Unsere gemeinsame Zukunft: Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven, Eggenkamp.
- HAUSRATH, H. (1982): Geschichte des deutschen Waldbaus von seinen Anfängen bis 1850. Freiburg.
- HECKL, F. (1999): Künftig drei Umweltfaustzahlen? ÖFZ 1/99.
- HECKL, F.; RÖHRICH, T. & HACKL, J. (2002): Zukunft Stadtwald – Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt im Stadtwald Mödling. Bericht zur Vorlage bei der Stadtgemeinde Mödling. Umweltbundesamt, Wien.
- HEINRICH, C. (1995): Naturschutzkonflikte in der Waldnutzung. In: Land nutzen – Natur schützen. Beiträge einer Tagung der Evangelischen Akademie Baden. Grube & Speck Verlag, Karlsruhe: 128-149.
- HEYWOOD, V. H. (1997): Information Needs in Biodiversity Assessments: From Genes to Ecosystems. In HAWKSWORTH, D. L.; KIRK, P. M.; DEXTRE CLARKE, S. (eds.): Biodiversity Information : Needs and Options. Wallingford. CAB International. In: WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER DEUTSCHEN BUNDESREGIERUNG (1999): Globale Umweltveränderungen – Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Jahresgutachten 1999.
- HOBBS, R. J. & HUENNEKE, L. F. (1992): Disturbance, Diversity and Invasion: Implications for Conservation. In: Conservation Biology, 6: 324-337.
- HOCHSTEIN, E. & HILDEBRAND, E. E. (1992): Stand und Entwicklung der Stoffeinträge in Waldbestände von Baden- Württemberg. Allg. Forst- und Jagdzeitung 163/2: 21-26.
- HOLZNER, W. & KRIECHBAUM, M. (2001): Nachhaltige Nutzung traditioneller Kulturlandschaften: Berglandökosysteme. Teil 1: Komplex vernetzte Systeme. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Band 25. Wien.
- HOLZNER, W.; HORVATIC, E.; KÖLLNER, E.; KÖPPL, W.; POKORNY, M.; SCHARFETTER, E.; SCHRAMAYR, G. & STRUDL, M. (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. „Steppen“, „Heiden“, Trockenwiesen, Magerwiesen: Bestand, Gefährdung, Möglichkeiten ihrer Erhaltung. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Band 6., Wien.
- HOLZNER, W.; THALER, F.; KRIECHBAUM, M.; RÖTZER, H.; BURGSTEINER, A.; HASSLER, A.; MOSER, A.; BINDAR, H.; STEURER, B.; SCHOLL, S.; ASCHENBRENNER, G.; PRIPLATA, M.; KRANZL, S. & BÖHMER, P. (2001): Nachhaltige Nutzung traditioneller Kulturlandschaften: Berglandökosysteme. Teil 2: Landschaftsökologie und Naturschutz. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Band 25. Wien.
- HORNDASCH, M. (1987): Stabilisierung der Fichtenbestände auf windwurfgefährdeten Standorten. Eigenverlag. Augsburg.
- HORNSTEIN, F. (1954): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 21.
- HOSIUS, B. (1993): Wird die genetische Struktur eines Fichtenbestandes von Durchforstungseingriffen beeinflusst? Forst und Holz, 48/11: 306-308.
- HOUGHTON, J. T. (ed.) (1990): Climate change – The IPCC climatic assessment. Report prepared for IPCC by working group 1. Cambridge University Press.

- HUNTER, M. L. (ed.) (1999): *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press.
- HUSSENDÖRFER, E. (1996): Wird "Biodiversität" durch eine künstliche Bestandesbegründung beeinflusst? In: MÜLLER-STARCK, G.: *Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft*. Ecomed, Landsberg:160-176.
- HVLFF (HAUPTVERBAND DER LAND- UND FORSTWIRTSCHAFTSBETRIEBE ÖSTERREICHS) (2002): Erläuterungen des Gesetzgebers zur Regierungsvorlage der Novelle des Österreichischen Forstgesetzes. In: aktuell, Mitteilungen des HVLFF, Sondernummer März/April 2002: 24-43.
- IFF (INTERGOVERNMENTAL FORUM ON FORESTS) (2000): Report of the Intergovernmental Forum on Forests on its fourth session, 31. Jänner-12 Februar 2000. In: United Nations Economic and Social Council (ECOSOC), Dokument E/CN.17/2000/14. <http://www.un.org/documents/ecosoc/cn17/2000/ecn172000-14.htm>
- INNES, J. L. & KRÄUCHI, N. (1995): Monitoring der Biodiversität als Erfolgskontrolle. In: WSL: *Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik*. Forum für Wissen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz: 47-55.
- INNES, J. L. & SKELLY, J. M. (1995): Air Pollution Effects on Forests. In: IUFRO XX World Congress Report Vol.II. Tampere, Finland.
- INNES, J. L. (1993): Air pollution and forests – an overview. In: SCHLAEPFER, R. (ed.): *Long-term Implications of Climate Change and Air Pollution on Forest Ecosystems*. Progress Report of the IUFRO Task Force "Forest, Climate Change and Air Pollution", Wien.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2001a): *Climate Change 2001. Third Assessment Report*.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2001b): *Climate change 2001. The scientific Basis*. Cambridge University Press.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2001c): *Climate Change 2001. Impacts, Adaption and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- IPF (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON FORESTS) (1997): Report of the Ad Hoc Intergovernmental Panel on Forests on its fourth session, New York, 11-21 February 1997. In: United Nations Economic and Social Council (ECOSOC), Dokument E/CN.17/1997/12. <http://www.un.org/documents/ecosoc/cn17/ipf/1997/ecn17ipf1997-12.htm>
- IUCN (WORLD CONSERVATION UNION) (2000a): *Sustainable Use within an Ecosystem Approach*. Submitted for Information to 5th meeting of the Subsidiary Body for Scientific, Technical and Technological Advice to the Convention on Biological Diversity. Montreal.
- IUCN (WORLD CONSERVATION UNION) (2000b): Grundsatzerklärung beim Weltkongress der Internationalen Union zum Schutz der Natur und der natürlichen Ressourcen (IUCN) in Amman. <http://www.iucn.org/themes/ssc/susg/policystatdeu.html>
- IUCN (WORLD CONSERVATION UNION) (2000c): *Carbon Sequestration, Biodiversity and Sustainable Livelihoods: The Role of an Ecosystem Approach in Balancing Climate Change, Biodiversity and Social Objectives*. Discussion Paper. Gland.
- IUCN (WORLD CONSERVATION UNION) (2000d): *The Ecosystem Approach. Recommendations*. Fifth Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA) to the Convention on Biological Diversity (Montreal, Canada, 31 January – 4 February 2000). Gland.
- IUCN (WORLD CONSERVATION UNION) (2000e): *Biodiversity in Development Strategic Approach for integrating Biodiversity in Development Cooperation*. European Commission Brussels, IUCN. Gland and Cambridge.
- JAEGGER, J. (2001): Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenzwertwerten. In: *Natur und Landschaft*, 76: 26-34.

- JAHN, G. (1992): Zum Stande der Diskussion um die potenzielle natürliche Vegetation. In: „Welche Natur wollen wir?“ – Schriftenreihe der Landesanstalt für Forstwirtschaft Nordrhein-Westfalen Bd.4: 13-28.
- JANZEN, D. (1999): Gardenification of wildland nature and the human footprint. Vortrag bei der „UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity“ in Trondheim, 1999.
- JARVIS, P. G. (ed.) (1998): European Forests and Global Change: the likely Impact of rising CO₂ and Temperature. Cambridge University Press.
- JOHANN, E. (1993): Der Wienerwald. ÖFZ 6/93:10-12.
- JOHANN, E. (1994): Zur Entstehung des Waldeigentums. In: Österreichischer Forstverein (Hrsg.). Österreichs Wald. Vom Urwald zur Waldwirtschaft. Eigenverlag. Wien.
- KAENNEL, M. (1998): Biodiversity: A Diversity in Definition. In: BACHMANN, P. et al.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the conference, 7-11. October 1996, held in Montevera, Switzerland. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht; Boston; London: 71-82.
- KANATSCHNIG, D. (1996): Vorsorgeorientiertes Umweltmanagement. Grundlagen einer nachhaltigen Entwicklung von Gesellschaft und Wirtschaft. Springer, Wien.
- KÄNDLER, G (1993): Immissionen und Waldökosysteme – Langfristige Wirkungen. AFZ 48/13: 661-665.
- KARL, J. (1967): Um die Zukunft der bayrischen Gebirgslandschaft. Allg. Forstzeitschrift 22: 526-529.
- KARNOSKY, D. F.; GAGNON, Z. E.; REED, D. D. & WHITTER, J. A. (1992): Growth and biomass allocation in symptomatic and asymptomatic *Populus tremuloides* clones in response to seasonal ozone exposures. Can.J.For.Res. 22:1785-1788.
- KASPER, H. (1995): Welchen Beitrag kann die Forstpraxis zur Erhaltung der Biodiversität leisten? In: WSL: Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Forum für Wissen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz: 39-46.
- KELLER, M. & REINL, A. (2002): Forstliche Aspekte der Umwelthaftungsrichtlinie. Österr. Forstzeitung 9/02.
- KELLER, T. (1987): Auswirkungen von Immissionen auf Waldbäume. In: ROSSMANITH, H. P.: Waldschäden -Holzwirtschaft. Österreichischer Agrarverlag. S. 94-105.
- KELLER, W. (1995): Vermehrt die Waldbewirtschaftung die Biodiversität? In: WSL: Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Publikation zur Tagung Forum für Wissen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz, S. 33-38.
- KELLOMÄKI, S. & KARJALAINEN, T. (1997): Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf die borealen Wälder. AFZ/Der Wald 52/14: 758-761.
- KILZER, R. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Landhaus, Bregenz.
- KIRCHMEIR, H. (2000): Der Wald im Klimawandel. Nachhaltige Waldentwicklung im sommerwarmen Osten Österreichs. Hauptverband der Land- und Forstwirtschaftsbetriebe, Wien.
- KLAFFEL, I.; OBERLEITNER, I. & TIEFENBACH, M. (1999): Biogenetische Reservate und Biosphärenreservate in Österreich. Reports R-161 Umweltbundesamt, Wien.
- KLEIN, M. (1997): Erstaufforstung – Chancen und Risiken für Naturschutz und Landschaftspflege. In: KLEIN, M.: Naturschutz und Erstaufforstung. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 49. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- KLÖTZLI, F.A. (1993): Ökosysteme. G. Fischer, Stuttgart.

- KNABE, W. et al. (1994): Klimaänderung, Wälder und Forstwirtschaft – Zentrale Aspekte der Gefährdung der Wälder und der Möglichkeiten der Anpassung der Bewirtschaftung oder der Minderung schädlicher Einwirkungen. In: ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.): Band 2: Wälder, Studienprogramm. Economica Verlag, Bonn.
- KNIELING, A. (1998): Wald und Holz in Österreich. Initiative „Holz aus Österreich“ bei Proholz-Holzinformation Österreich. Wien.
- KNOFLACHER, M. & LOIBL, W. (1996): Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoffeinträge für Waldböden im Tiroler Kalkalpin. In: Ökosystemare Studien im Kalkalpin – Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen. FBVA-Berichte Nr. 94, Wien.
- KNÖRZER et al. (1995): Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland mit besonderer Berücksichtigung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). In: BÖCKER et al. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope: 66–82.
- KOCH, G.; KIRCHMEIR, H.; REITER, K. & GRABHERR, G. (1997): Wie natürlich ist der Österreichische Wald? Ergebnisse und Trends. ÖFZ 1/97.
- KÖCK, R. (2000): Vorläufiger Zwischenbericht zur Standortskartierung des Mödlinger Stadtwaldes. Unveröffentlichtes Manuskript. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- KOHLMAYR, B. (1999): Waldbauliche und forstschutzrelevante Betrachtungen über Biotopholz im Ostalpenraum – eine multimediale CD für Praxis und Lehre. Diplomarbeit am Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- KONNERT, M. & SCHMIDT, S. (1996): Genetische Konsequenzen der Größensortierung in der Baumschule. In: MÜLLER-STARCK, G.: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg.
- KORN, H. & STADLER, J. (1999): The „ecosystem approach“ in the light of COP decisions and background papers. In BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999): Report of the scientific workshop on „The ecosystem approach – what does it mean for European ecosystems?“ Bfn Skripten 9. BfN, Bonn.
- KORNECK, D. (1984) Rote Listen der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridopyhta et Spermatophyta*), 3. Fassung, Stand 31. 12. 1982. In: BLAB, J. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage. Kilda-Verlag, Greven.
- KORPEL, S. (1997): Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. Forst und Holz (52)21: 619-624.
- KÖSTLER, J. N. (1950): Waldbau. Hamburg und Berlin.
- KOWARIK, I (1988): Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). Landschaftsentwicklung Umweltforschung 56: 1-280.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potenziellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia 7: 53-67.
- KOWARIK, I. (1995): Ausbreitung nichtheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? In: BÖCKER et al. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope: 32 – 56.
- KOWARIK, I. (1999): Neophytes in Germany: Quantitative Overview, Introduction and Dispersal Pathways, Ecological Consequences and Open Questions. Texte des Umweltbundesamtes Berlin 18/1999: 12 – 36.
- KRAL, F. (1994): Waldgeschichte. In: Österreichs Wald. Vom Urwald zur Waldwirtschaft. Hrsg.: Österreichischer Forstverein, Wien.
- KRAUS, E. (1998): Herausforderung Natura 2000. ÖFZ 8/98: 36-37.
- KRUJESS, A. (1996): Folgen der Lebensraum-Fragmentierung auf Pflanze-Herbivor-Parasitoid-Gesellschaften: Artendiversität und Interaktionen. Haupt, Bern.

- KUHN, T. S. (1962): The Structure of scientific Revolutions. Chicago.
- LACKNER, C. (1999): Für Bewertung von Biodiversität fehlt das Wissen. ÖFZ 12/99.
- LAZOWSKI, W. (1996): Auen in Österreich. Vegetation, Landschaft und Naturschutz. Umweltbundesamt-Monographien Bd. 81. Umweltbundesamt, Wien.
- LEIBUNDGUT, H. (1970): Der Wald, eine Lebensgemeinschaft. Frauenfeld.
- LEIBUNDGUT, H. (1981): Die natürliche Waldverjüngung. Hauptverlag, Bern.
- LENDI, M. (1988): Grundriss einer Theorie der Raumplanung. Zürich.
- LEXER, M. J.; HÖNNINGER, K.; SCHEIFINGER, H.; MATULLA, C.; GROLL, N.; KROMP-KOLB, H.; SCHADAUER, K.; STARLINGER, F. & ENGLISCH, M. (2001): The sensitivity of the Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment. Umweltbundesamt-Monographie, Bd. 132, Wien.
- LEXER, M. J.; LEXER, W. & HASENAUER, H. (2000): The Use of Forest Models for Biodiversity Assessments at the Stand Level. In: Investigacion agraria sistemas y recursos forestales 1/2000.
- LEXER, W. (2001): Natura 2000 ist umzusetzen. ÖFZ 1/01.
- LIEBEL, G. (2001): Internationale Schutzkategorien und -kriterien – Anerkennung, Umsetzung und Vergleichbarkeit am Beispiel der IUCN. In: UMWELTBUNDESAMT (2001): WaldNaturSchutz. Umweltbundesamt-Tagungsband. Umweltbundesamt, Wien.
- LIEBEL, G. (2002): Entwicklung und Umsetzung der Natura 2000-Strategie – von der EU bis zur Umsetzung in den Ländern. In: BUNDESANSTALT FÜR ALPENLÄNDISCHE LANDWIRTSCHAFT: Bericht über die Tagung für die Jägerschaft 2002 zum Thema Jagd und Natura 2000, 18.-19. Februar 2002, Gumpenstein: 1-3:
- LIENERT, P. (1996): Wild und Walderhaltung – ein Widerspruch? Aus der Sicht eines Gebirgsforstmannes. In: SCHLAEPFER, R. (Hrsg.): Wild im Wald – Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer. Forum für Wissen 1996. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf: 7-14.
- LIKENS, G. E.; DRISCOLL, C. T. & BUSO, D. C. (1996): Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. Science 272: 244-246.
- LISS, B. M. (1988): Versuche zur Waldweide. Der Einfluss von Weidevieh und Wild auf Verjüngung, Bodenvegetation und Boden im Bergmischwald der ostbayerischen Alpen. Dissertation. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt.
- LISS, B. M. (1990): Beweidungseffekte im Bergwald. In: AMMER, U. & SCHUSTER, E.: Zustand und Gefährdung des Bergwaldes. Bayrische Akademie der Wissenschaft, Kommission für Ökologie. Paul Parey Verlag, Hamburg.
- LIST, W. (1998): Kodex des Österreichischen Rechts – Umweltrecht. Orac-Verlag, Wien.
- LOIBL, W. (1999): Critical Levels-Karten für Ozon für ausgewählte Waldgebiete: Berechnung eines modifizierten AOT40-Level II, Ozonaufnahme abhängig von Witterungsbedingungen. OEFZSS-0042, Exemplar 7. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf.
- LOPEZ, B. et al. (1997): Effects of elevated CO₂ and decreased water availability on holm-oak seedlings in controlled environment chambers. In: MOHREN et al. (Hrsg.) (1997): Impact of global change on tree physiology and forest ecosystems. Kluwer, Dordrecht: 125-134.
- LOREAU, M. (1999): Ecological and evolutionary conservation implications of species interactions in ecosystems. Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.
- LUGO, A. E. & GUCINSKI, H. (2000): Function, effects, and management of forest roads. For. Ecol. Manag. 133: 249-262.
- MACOVA, M. & TICHY, T. (1999): Comparison of native and invasive Pine species (*Pinus sylvestris* and *Pinus strobus*) using tree-ring analysis. Proceedings 5th International Conference on the Ecology of Invasive Species: 82-83.

- MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London.
- MALTBY, E. (1999): Some European perspectives on the ecosystem approach. In: Report of the scientific workshop on „The ecosystem approach – what does it mean for European ecosystems?“ Bfn Skripten 9. BfN, Bonn.
- MANNBERGER, G. (1998): Forstgenetische Ressourcen aus forstpolitischer Sicht am Beispiel Österreichs. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B. (Hrsg.): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 2-11.
- MARGGRAF, R. & STREB, S. (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt – Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Spektrum, Akademischer Verlag. Heidelberg, Berlin.
- MATLACK, G. & LITVAITIS, J. (1999): Forest Edges. In: HUNTER, M. L.: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press: 210-233.
- MATYAS, C. (2000): Naturnähe und Stabilität in veränderter, unsicherer Umwelt. Österreichische Forstzeitung 9/00.
- MATZNER, E. & MURACH, D. (1995): Soil changes induced by air pollutant deposition and their implications for forests in Central Europe. In: Water, Air and Soil Pollution 85: 63-76.
- MAUERHOFER, V. (1998): Nationalparkrecht – Im Spannungsfeld von bundesstaatlicher Kompetenzverteilung, Europarecht und Naturschutzpolitik. Umweltbundesamt-Berichte 129. Umweltbundesamt, Wien.
- MAUERHOFER, V. (1999): Das Schutzgebietssystem „Natura 2000“ nach den Richtlinien 79/409/EWG („Vogelschutz-Richtlinie“) und 92/43/EWG („Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“). Recht der Umwelt 3/99: 83-92.
- MAUERHOFER, V. (2001): Unterschiede in den österreichischen Naturschutzgesetzen und deren juristische Eignung im Hinblick auf internationale Verpflichtungen. In: UMWELTBUNDESAMT (2001): WaldNaturSchutz. Tagungsberichte Nr.29. Umweltbundesamt, Wien.
- MAYER, A. C.; STÖCKLI, V.; KONOLD, W. & KREUZER, M. (2002a): Hat die Waldweide eine Zukunft? Ein interdisziplinäres Projekt in den Alpen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen (*submitted*).
- MAYER, A. C.; STÖCKLI, V.; KONOLD, W.; ESTERMANN, B.L. & KREUZER, M. (2002b): Künftig noch Waldweide im Berggebiet? Ein Experiment zur Schaden-Nutzen-Analyse. Schriftenreihe aus dem Institut für Nutztierwissenschaften, Ernährung, Produkte, Umwelt. ETH Zürich. Beitrag für Tagung "Optimale Nutzung der Futterressourcen im Zusammenspiel von Berg- und Talgebiet" am 15. Mai 2002.
- MAYER, H. (1963): Tannenreiche Wälder am Nordabfall der mittleren Ostalpen. Vegetationsgefälle in montanen Waldgesellschaften von den Chiemgauer und Kitzbühler Alpen zu den nördlichen Hohen Tauern/Zillertaler Alpen. München-Basel-Wien.
- MAYER, H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart; New York.
- MAYER, H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Fischer, Stuttgart.
- MAYNARD, C. (1996): Forest Genetics Glossary.
- McCOMB, M. & LINDENMAYER, D. B. (1999): Dying, dead, and down trees. In: HUNTER, M. L.: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press.
- McNEELY, J. A. (1999): Communities depend on sustainable use: What are their incentives and constraints? Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1990): First Ministerial conference on the Protection of Forests in Europe. 18. December, 1990, Strasbourg. Strasbourg Resolutions (S1-S6).

- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1993a):
Second Ministerial conference on the Protection of Forests in Europe. 16-17. June, 1993, Helsinki. Conference proceedings.
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1993b):
RESOLUTION H 2, General Guidelines for the Conservation of the Biodiversity of European Forests, Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe 16-17 June 1993, Helsinki/Finland. <http://www.minconf-forests.net/Pdf/Helsinki/H2.pdf>
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1995):
Anhang 1 der Resolution L2: Gesamteuropäische Kriterien und Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung. www.minconf-forests.net
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1997):
Work Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems 1997-2000. November/December, 1997, Geneva, Switzerland.
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1998):
Third Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Lissabon, June 1998. Resolutions L1, L2. In: BMLF (Hrsg.) (1998): Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa.
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (2000a):
Implementation of the Work-Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems – Draft Report. 4th Session of the AD HOC Working Group on „Biodiversity, Protected Areas and Related Issues“. 14.-15. Dec. 2000. Innsbruck. www.minconf-forests.net/Biodiversity/Biodiversity-Intro.html
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (2000b):
Report-Austria. Projects related to the Implementation of the Work-Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems 1997-2000. <http://www.minconf-forests.net/secure/k-tools/phplib/MedienDatenbankView.inc.php?id=159>
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (2001):
General Information. <http://luv.k-lab.net/General-Information/General-Information-dt.html>
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (2003):
Vienna Resolution 4 „Conserving and Enhancing Forest Biological Diversity in Europe“. Fourth Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 28 – 30 April 2003, Vienna, Austria. <http://www.mcpfe.org/index.html>
- MEIER, A. J.; BRATTON, S. P. & DUFFY, D. C. (1995): Possible ecological mechanisms for loss of vernal herb diversity in logged eastern deciduous forests. *Ecology Appl.* 4(5): 935-946.
- MILLER, J. H.; BOYD, R. S. & EDWARDS, M. B. (1999): Floristic diversity, stand structure, and composition 11 years after herbicide site preparation. *Can.J.For.Res.* 29: 1073-1083.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1999): Finnlands Nationales Forstprogramm 2010. Publikationen 2/1999. Helsinki. http://www.forest.fi/metsa_suomi/Forest.nsf/Linksg/8A2C80CD49479C7A42256832004E66F3.
- MITCHELL, R. C. & CARSON, R. T. (1989): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. The John Hopkins University Press. Resources for the Future. Washington D. C.
- MOLTERER, W. (2000): Statement von Bundesminister Wilhelm Molterer beim High-Level Segment der 8. Sitzung der CSD mit Themenschwerpunkt „Ergebnisse des Intergovernmental Forum on Forests“ am 26. 4. 2000 in New York.
- MÜLLER, A.; FREIDHAGER, P. & HACKL, J. (1993): Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Forstwirtschaft. Umweltbundesamt Monographie 34. Umweltbundesamt, Wien.
- MÜLLER, F. & SCHULTZE, U. (1998): Das österreichische Programm zur Erhaltung forstgenetischer Ressourcen. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B. (Hrsg.): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 120-135.

- MÜLLER, F. (1999): Waldbauziele der neuen forstlichen Förderungsrichtlinie, Österreichische Forstzeitung 3/99.
- MÜLLER, F. (1999a): Die Umwelt kennt keine Grenzen. Informationen zur politischen Bildung. 2. Quart. 1999. www.bpb.de/info-franzis/info_263/body_i_263_6.html
- MÜLLER, F. (2001): Einfluss des Waldbaus auf genetische forstliche Ressourcen. In: ÖFZ, 9: 31-33.
- MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.) (1996): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg.
- MÜLLER-STARCK, G.; HUSSENDÖRFER, E. & SPERISEN, C. (1995): Genetische Vielfalt bei Waldbäumen – eine Voraussetzung für das Überleben unserer Wälder. In: Forum für Wissen. Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz: 23-32.
- MUNN, R. E. (1988): The design of integrated monitoring systems to provide early indications of environmental/ecological changes. Environmental Monitoring and Assessment.
- MYERS, A. A. (1988): Analytical biogeography an integrated approach to the study of animal and plant distribution. Chapman and Hall, London.
- NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H. & WOODFIN, R. M (1994): Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature 368.
- NAGAIKE, T.; KAMITANI, T. & NAKASHIZUKA, T. (1999): The effect of shelterwood logging on the diversity of plant species in a beech (*Fagus crenata*) forest in Japan. For. Ecol. Manag. 118: 161-171.
- NEILSON, R. P. (1993): Transient ecotone response to climate change: some conceptual and modeling approach. In: Ecol. Appl., 3: 385-395.
- NEUMANN, M. (1978): Waldbauliche Untersuchungen im Urwald Rothwald/Niederösterreich und im Urwald Corcova uvala/Kroatien. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- NIKL FELD, H. et al. (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Gesamtleitung: H. NIKL FELD. Fachbeiträge: F. GRIMS, W. GUTERMANN, G. KARRER, I. KRISAI, R. KRISAI, E. KUSEL-FETZMANN, R. LENZENWEGER, W. MAURER, H. NIKL FELD, J. SAUKEL, L. SCHRATT, R. TÜRK und H. WITTMANN. Inst. f. Botanik, Universität Wien.
- NORTH, D. C. (1989): Institutions, Institutional Change and Economic Performance. Cambridge University Press, Cambridge.
- NORTON, B. G. (1981): Environmental Ethics and Weak Anthropocentrism. In: Environ. Ethics 6.
- NORTON, B. G. (1987): Why Preserve Natural Variety? N.J. Princeton University Press, Princeton
- NORTON, B. G. (1992): Waren, Annehmlichkeiten und Moral – Die Grenzen der Quantifizierung bei der Bewertung biologischer Vielfalt. In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der Biologischen Vielfalt. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin; New York.
- NOSS, R. F. & COOPERRIDER, A. Y. (1994): Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity. Island Press, Washington D.C.
- NOSS, R. F. (1983): A regional landscape approach to maintain diversity. In: Bioscience 33: 700-706.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. Conserv. Biol. 4: 355-364.
- NOSS, R. F. (1999): Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. Forest Ecology and Management 115 (1999): 135-146.
- NOSS, R. F.; CLINE, S. P.; CSUTI, B. & SCOTT, J. M. (1992): Monitoring and assessing biodiversity. In: LYKKE, E.: Achieving Environmental Goals. Belhaven Press, London.
- NSC (NORTH SEA CONFERENCE) (2002): Ministerial Declaration of the Fifth International Conference on the Protection of the North Sea. – Bergen.

- ÖBIG (ÖSTERREICHISCHES BUNDESINSTITUT FÜR GESUNDHEIT) (1989a): Umweltbericht Vegetation. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen.
- ÖBIG (ÖSTERREICHISCHES BUNDESINSTITUT FÜR GESUNDHEIT) (1989b): Umweltbericht Landschaft. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen.
- ODUM, E. P. (1983): Grundlagen der Ökologie. Band 1. Thieme, Stuttgart; New York.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (1994): Environmental Indicators. OECD core set. OECD, Paris.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (1999): Handbook of Incentive Measures for Biodiversity – Design and Implementation. OECD, Paris.
- OFFENHUBER, M. (2000): Wegfreiheit im Wald II – Historische Entwicklung in Österreich. Bundeskammer für Arbeiter und Angestellte, Wien
- ÖGUT (ÖSTERREICHISCHE GESELLSCHAFT FÜR UMWELT UND TECHNIK) (2001): www.oegut.at
- OOSTERMEIJER, J. G. B. (2000): Bedeutung der genetischen Vielfalt für die Vitalität von Wildpflanzenpopulationen. In: Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland, Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 23-30.
- ÖSTAT (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT) & UMWELTBUNDESAMT (1991): Umwelt in Österreich. Wien.
- ÖSTAT (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT) (1998a): Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik im Jahre 1997. Wien.
- ÖSTAT (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT) (1998b): Agrarstrukturerhebung 1997. Statistische Nachrichten 5 und 6. Wien.
- ÖSTAT (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT) (1999): Naturvermögensrechnung für den österreichischen Wald. Statistische Nachrichten 8/1999.
- ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG (1995): Nationaler Umweltplan. Wien
- ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG (2002): Die österreichische Strategie zur nachhaltigen Entwicklung.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTZEITUNG (2002): Holz-Mekka? (Editorial). In: Österreichische Forstzeitung 11/02: 3.
- ÖSTERREICHISCHER AGRARVERLAG (2000): Forstjahrbuch 2001. Österreichischer Agrarverlag. Leopoldsdorf. www.agrarverlag.at.
- ÖSTERREICHISCHER ALPENVEREIN (2000): Die Alpenkonvention. Eine Dokumentation. Fachbeiträge des Österreichischen Alpenvereins. Serie: Alpine Raumordnung Nr. 17. Innsbruck.
- ÖSTERREICHISCHES PARLAMENT (1998): Nationaler Umweltplan für Österreich (NUP). 637 d.B. Bericht des Umweltausschusses. www.parlinkom.gv.at/pd/pm/XX/II/his/006/I00637.html
- OTTITSCH, A. (1996): Ökosystemmanagement aus der Sicht der Forstpolitikwissenschaft. ÖFZ 11/1996.
- OTTO, H. J. (1994): Waldökologie. Ulmer, Stuttgart.
- OVERDIECK, D. et al. (1998): Do the effects of temperature and CO₂ interact? In: JARVIS, P. G. (ed.) (1998): European forests and global change: the likely impact of rising CO₂ and temperature. Cambridge University Press: 236-273.
- PECK, T. J. & DESCARGUES, J. (1995): The policy Context for the Development of the Forest and Forest Industries Sector in Europe. Forstwissenschaftliche Beiträge der Professur Forstpolitik und Forstökonomie der ETH Zürich Nr. 14.
- PEFC (PAN EUROPEAN FOREST CERTIFICATION) (1999): Österreichischer Katalog von Kriterien und Indikatoren zur Messung der Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung in Österreich. www.pefc.at

- PERRY, D.A. (1994): Forest Ecosystems. The John Hopkins Univ. Press, Baltimore.
- PETERS & DARLING (1985): The greenhouse effects and nature reserves: global warming could diminish biological diversity by causing extinction among reserves species. In: Bioscience, 35/11: 707-717.
- PITMAN, N. C. A. & JORGENSEN, P. M. (2002): Estimating the Size of the World's Threatened Flora. In: Science 2002, November 1; 298: 989.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Fischer, Stuttgart.
- PLACHTER, H. (1995): Der Beitrag des Naturschutzes zu Schutz und Entwicklung der Umwelt. In: ERDMANN, K.H. & KASTENHOLZ, H.G.: Umwelt und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. Springer, Berlin; Heidelberg.
- POKER, J. (1994): Bestandesaufnahme und Gefährdung der borealen Wälder: Ursachen und Folgen ihrer Zerstörung sowie künftige Entwicklung. In: ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.), Band 2: Wälder, Studienprogramm. Economica Verlag, Bonn.
- POMMEREHNE, W. W. & RÖMER, A. (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. Jahrbuch für Sozialwissenschaft 43 (1992).
- PRETZSCH, H. (1996): Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die räumliche Bestandesstruktur. Simulationsstudie über Fichten-Buchen-Mischbestände in Bayern. In: MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg: 177-199.
- PRIEN, S. (1997): Wildschäden im Wald. Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Blackwell Wiss.-Verlag, Berlin; Wien.
- PRSKAWETZ, M. (2001): Problem – sekundärer Nadelwald? ÖFZ 1/01.
- PÜLZL, H. (2001a): Evaluierung der Umsetzung der IPF- und IFF-Aktionsvorschläge in Österreich – Volume III: Annex. Institut für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, Universität für Bodenkultur. Wien.
- PÜLZL, H. (2001b): Evaluierung der Umsetzung der IPF- und IFF-Aktionsvorschläge in Österreich. Wien: Inst. f. Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, 2001.
- RABL, K. (1993): Totholz – wichtiger Teil im forstlichen Ökosystem. ÖFZ 1: 21-22.
- RAMETSTEINER, E. (1999): Bestehende Indikatorensets internationaler Institutionen zur Messung von Nachhaltigkeit im Bereich Wald. In: UMWELTBUNDESAMT (1999): Umweltindikatoren für Österreich. Tagungsberichte Bd. 26. Umweltsundesamt, Wien.
- RAMETSTEINER, E.; SEHLING, K.; STEFSKY, M. & FASCHING, K. (2000): Analyse von bestehenden Kriterien- und Indikatorenkatalogen für nachhaltige Waldbewirtschaftung sowie Analyse von Gesetzen und öffentlichen Datenquellen zu walddrelevanten Aspekten in Österreich. PEFC-Österreich. www.pefc.at/content/kriterien.htm
- RANDALL, A. (1992): Was sagen die Wirtschaftswissenschaftler über den Wert der biologischen Vielfalt? In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der Biologischen Vielfalt. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; Berlin; New York.
- RATHMAYER, E. (1985): Die Vegetation des Naturschutzgebietes Eichkogel bei Mödling und die Problematik der Erhaltung menschlich bedingter, seltener Vegetationstypen. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien.
- RAUSCHE, B. (1993): Neuartige Waldschäden. AID/Bonn 1125/1993.
- RECK, H. & KAULE, G. (1993): Straßen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechni, Nr. 654. Bundesministerium für Verkehr, Bonn-Bad Godesberg.
- REGAN, T. (1981): The Nature and Possibility of an Environmental Ethic. In: Environ. Ethics 3 (1981).
- REID, W. V. (1999): Integrated Ecosystem Assessments: Catalytic Tools for the Ecosystem Approach. Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.

- REID, W. V.; McNEELY, J. A.; TUNSTALL, D. B.; BRYANT, D. A. & WINOGRAD, M. (1993): Biodiversity Indicators for Policy-Makers. World Resource Institute (WRI) / World Conservation Union (IUCN) / World Conservation Monitoring Centre (WCMC).
- REIMOSER, F. & GOSSOW, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *For.Ecol.&Man.* 88: 107-119.
- REIMOSER, F. & REIMOSER, S. (1997): Wildschaden und Wildnutzen – zur objektiven Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. *Z.Jagdwiss.* 43: 186-196.
- REIMOSER, F. & VÖLK, F. (1988): Ermittlung von Forschungsbedürfnissen zum Problemkreis Waldschaden-Wildschaden. Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen Universität Wien.
- REIMOSER, F. (1986): Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation. Universität für Bodenkultur, Wien.
- REIMOSER, F. (1987): Umweltveränderungen in Österreich, ihr Einfluss auf die Populationsentwicklung jagdbarer Wildtierarten und Konsequenzen für eine ökologisch orientierte Landeskultur. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XV.
- REIMOSER, F. (1990): Tourismus als Mitverursacher von Wildschäden am Wald – Rücksicht nehmen auf Wald und Wild. *Jagd in Tirol* 42 (6): 10-12.
- REIMOSER, F. (2000): Anmerkungen zur Feststellung von Wildverbiß und zum Vergleich von Verbißkennzahlen. *Z.Jagdwiss.* 46: 51-56.
- REIMOSER, F. (2000): Income from hunting in mountain forests of the Alps. In: Price & Butt (eds.): *Forests in sustainable mountain development: A state-of-knowledge report for 2000.* IUFRO Research Series, No. 5. CABI Publishing, New York: 346-353.
- REIMOSER, F. (2001): Habitat – Wildschadendisposition – Wildschaden. In: FÜHRER/NOPP (Hrsg.): *Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden.* Facultas Univ.-Verlag, Wien.
- REIMOSER, F. (2002): Entwicklung der Wildökologischen Raumplanung im Alpenraum. In: *Der Kärntner Jäger*, 31 (139): 22-24.
- REINHARD, W. (1993): Immissionen und Wälder – Kombinationswirkungen. *AFZ* 48/13: 656-660.
- REMMERT, H. (1992): *Ökologie: ein Lehrbuch.* Springer, Berlin.
- REY, A. & JARVIS, P. G. (1997): Long-term photosynthetic acclimation to elevated atmospheric CO₂ in birch. In: MOHREN et al. (1997): *Impact of global change on tree physiology and forest ecosystems.* Kluwer, Dordrecht: 87-92.
- RIERA, P. (2000): Assessment of Methodologies for Valuing Biological Diversity of Forests. Report to the „Work Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems 1997-2000“ of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE). <http://www.minconf-forests.net/>
- RISSER, P.G. (1993): Ecotones. *Ecol. Appl.*, 3: 367-368.
- ROECKER, E. et al. (1996): ENSO variability and atmospheric response in a global coupled atmosphere-ocean GCM. *Climate Dynamics*, 12: 737-754.
- ROESCH, N. (1990): Der Einfluss der Beweidung auf die Verjüngung und Vegetation des Bergwaldes und ein Vorschlag zur Ablöse der Waldweidrechte am Beispiel der Schappachalm im Alpentationalpark Berchtesgaden. Dissertation.
- RÖHRICH (2003): Evaluierung der Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Umweltbundesamt Berichte BE-186. Umweltbundesamt, Wien.
- RÖMER, A. U. (1991): Der Kontingente Bewertungsansatz: eine geeignete Methode zur Bewertung umweltverbessernder Maßnahmen? *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 4.
- RÖSER, B. (1995): *Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes.* Ecomed, Landsberg.

- RÜCKER, T. (1998): Pilze in Waldökosystemen – Diversität und Erhaltung. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B. (Hrsg.): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 274-282.
- RYSZKOWSKI, L. (1995): Managing ecosystem services in agricultural landscapes. In: Nature & Resources, 31/3: 27-36.
- SAATY, T. L. (1977): A scaling method for priorities in Hierarchical Structures. J.Math.Psychology Vol. 15: 234-281.
- SANDLUND, T. & SCHEI, P. J. (1999): The Ecosystem Approach: Integrating Society's and Society's Needs. Conference Programme of the UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.
- SAUNDERS, D. A. et al. (1991): Ecological consequences of ecosystem fragmentation: a review. In: Conservation Biology, 5: 18-32.
- SCHÄFER, S. (1989): Die Infrastrukturleistungen des Waldes aus ökonomischer Sicht. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Heft 143. Abt. Betriebswirtschaft Nr. 27/Jänner.
- SCHANZ, H. (1996): Forstliche Nachhaltigkeit. Dissertation an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- SCHARPF, H. (1998a): Umweltvorsorge in Fremdenverkehrsgemeinden. In: Freizeit, Tourismus und Umwelt. Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis Bd. 11, Economica-Verlag, Bonn: 9-42.
- SCHARPF, H. (1998b): Tourismus in Großschutzgebieten. In: Freizeit, Tourismus und Umwelt. Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis Bd. 11. Economica-Verlag, Bonn: 43-86.
- SCHEMEL & HARTMANN (1994): Umweltbelastung durch Tourismus. In: ECOLETTER März 1994, München.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart.
- SCHERZINGER, W. (1997): Kritische Formulierung einer Zieldiskussion zum Naturschutz im Wald. Eigenverlag des EVCV, Bürs.
- SCHIEGG, K. (1998): Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. Schw. Zs. Fw. 149/10: 784-794.
- SCHIMA, J. & WALKNER, G. (1997): Europäisches Netz für Naturschutz wird geschnürt. ÖFZ 108/12: 30-31
- SCHIMA, J. & WEISS, P. (1992): Wald und Tourismus. Österr. Forstverein, Wien.
- SCHLAEPFER, R. (Hrsg.) (1995): Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik. Forum für Wissen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz.
- SCHLAEPFER, R. (Hrsg.) (1996): Wild im Wald – Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer. Forum für Wissen 1996. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. 71 S.
- SCHMIED, M. (2002): Umwelt und Tourismus. Daten, Fakten, Perspektiven. Schmitt, Berlin.
- SCHMITHÜSEN, F. (1997): Wald und Waldbewirtschaftung in einem sich verändernden gesellschaftlichen Umfeld. In: BAYRISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1997): Rundgespräche der Kommission für Ökologie. Bd. 12 „Forstwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie – Ökonomie“. Verlag Dr. Friedrich Pfeil; München.
- SCHNEIDER, M. (1998): Generhaltung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. In: GEBUREK, T., HEINZE, B (Hrsg.) (1998): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald. ecomed verlagsgesellschaft. Landsberg.
- SCHNEIDER, T. W. (1998): Der internationale forstpolitische Dialog 5 Jahre nach Rio. AFZ 6/98.

- SCHODTERER, H. (1998): Herleitung von Sollpflanzenzahlen als Beurteilungskriterium für die Auswertung der Verjüngungs- und Verbissaufnahmen der Österreichischen Waldinventur 1993 – 96. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur, Wien, 12: 281 – 287.
- SCHODTERER, H. (2001): Grundlagen für die Beurteilung der Wildschäden an der Verjüngung im österreichischen Wald im Rahmen der Österreichischen Waldinventur. Alpine Umweltprobleme Teil XXXVIII (Beiträge zur Umweltgestaltung A, Bd. 145). Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SCHÖNENBERGER, A. (1993): Auerhuhn-Bestandsaufnahme in Dornbirn. Unveröffentlicht. Wolfurt.
- SCHÖNWIESE, C.D. (2002): Klima in der Diskussion. In: AFZ-Der Wald, 8: 386-389.
- SCHOPF, A. (1997): Möglicher Einfluss einer Klimaänderung auf das Schädlingsauftreten von Forstinsekten. In: GEBUREK, T.: Klimaänderung. Mögliche Einflüsse auf den Wald und waldbauliche Anpassungsstrategien. Österr. Forstverein, Wien: 25-34.
- SCHULZ, W. (1988): Sozio-ökonomische Untersuchungen für Wildtiermanagement und Naturschutz. In: Zeitschrift für Jagdwissenschaft 34 (1988). Paul Parey, Hamburg und Berlin: 1-11.
- SCHULZE, K. & REIMOSER, F. (1998): Schalenwild und Waldbau – unvereinbare Gegensätze? In: Der Anblick, 12: 20-25.
- SCHÜTZ, J. P. (1996): Möglichkeiten des Waldbaus zur Förderung der Biodiversität in Rücksicht auf die Vielfalt der Biotope sowie der Genressourcen. In: MÜLLER-STARCK, G.: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg: 105-113.
- SCHWAB, P. (1982): Schädigungen am Ökosystem Wald durch Weidevieh. In: Laufener Seminarbeiträge 9/82. Fachseminar "Waldweide und Naturschutz" der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege am 7.-8. Juli 1982. ANL, Salzburg: 7-14.
- SCHWAB, P. (1984): Die Waldweide. In: Die Pirsch, Nr. 22: 1554-1557.
- SCHWEIZERISCHER ARBEITSKREIS FÜR FORSTEINRICHTUNG (1991): Leitfaden zur Waldfunktionsplanung. Arbeitsgruppe 2, Sanasilva Teilprojekt 9.
- SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (1993): Waldreservate und Naturschutz. Basel.
- SEHLING, K. (2000): Evaluierung des Programms nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Österreich. Institut für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft. Universität für Bodenkultur, Wien.
- SEYMOUR, R. & HUNTER, M. (1999): Principles of ecological forestry. In: HUNTER, M. L.: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press: 22-61.
- SHEEHAN, P. J. (1984): Effects on community and ecosystem structure and dynamics. In: SHEEHAN, P. J., MILLER, D. R., BUTLER, G. C., BOUDREAU, P.: Effects of pollutants at the ecosystem level. John Wiley and Sons, New York.
- SOLBRIG, O. T. (1994): Biodiversität: Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. MAB, Bonn.
- SONDEREGGER, E. & ENZENHOFER, J. (1994): Umweltgerechte Waldnutzung. Umweltbundesamt-Monographien Bd. 49. Umweltbundesamt, Wien.
- SONDEREGGER, E. & ENZENHOFER, J. (1994): Umweltgerechte Waldnutzung: Problemfelder – Maßnahmen. Umweltbundesamt Monographien Bd. 49. Umweltbundesamt, Wien.
- SONDEREGGER, E. & TERZER, S. (1991): Konzept und Methodik für die Waldfunktionsplanung für das Fürstentum Liechtenstein, unveröffentlicht, Nenzing.
- SONDEREGGER, E. (1992): Waldfunktionsplanung als Weiterentwicklung der klassischen Forstinventur unter besonderer Berücksichtigung der Schutzfunktion. Vortragskonzept, unveröffentlicht, Nenzing.
- SONDEREGGER, E. (1998): Erwartungshaltung der ländlichen Bevölkerung hinsichtlich der Leistungen des Waldes – Konsequenzen für Planung und Waldbau. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien, Bd. 12.
- SPERBER, G. (1990): Der Wald braucht eine neue Verfassung. Waldameise/Köln 3.

- SPITZENBERGER, F. (Hrsg.) (1988): Artenschutz in Österreich – Besonders gefährdete Säugetiere und Vögel Österreichs und ihre Lebensräume. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.
- SPRENGER, A. (1999): Konfliktlöser Umweltmediation. ÖFZ 5/99.
- STADTGEMEINDE MÖDLING (1975): Landschaft, Kultur, Wirtschaft. Stadtgemeinde Mödling.
- STARKE, R. (1996): Die Reproduktion der Buche (*Fagus sylvatica* L.) unter verschiedenen waldbaulichen Gegebenheiten. In: MÜLLER-STARCK, G.: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg: 135-159.
- STARLINGER, F. (2001): Biototypenkatalog. Bericht der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.
- STATISTIK ÖSTERREICH (2000): Homepage www.oestat.gv.at/indexde.htm
- STATISTIK ÖSTERREICH (2001): Homepage www.statistik.at
- STAUFFER, C. (1998): Art- und Generhaltung bei bedrohten Waldinsekten. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B.: Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen. Ecomed, Landsberg: 253-261.
- STEIXNER, A.; DONAUBAUER, E. & REIMOSER, F. (2002): Weide und Wald im Alpenraum. In: Österreichische Forstzeitung 1/2003: 14-15.
- STEBING, L.; BUCHWALD, K. & BRAUN, E. (1995): Natur- und Umweltschutz: Ökologische Grundlagen, Methoden, Umsetzung. Gustav Fischer Verlag, Jena; Stuttgart.
- STREISSLER, E. W. (1999): Ko-Referat zu GÖSCHL, T. (1999): Ökonomische Ansätze zur Biodiversitätsbewertung. Symposium der Kommission für interdisziplinäre ökologische Studien am 5.11.99. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- STUBBE, C. (1999): Schalenwild und Artenvielfalt. In: Erhaltung und Nutzung genetischer Ressourcen für den naturnahen Waldbau – Betriebswirtschaft und/oder Naturschutz. Mitt.d. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg Nr. 194.
- SUKOPP, H. & TREPL, L. (1990): Welche Natur wollen wir schützen? – aus der Sicht der Vegetations- und Naturforschung. In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie. Bayrische Akademie für Wissenschaften, München.
- SUKOPP, H.; SCHNEIDER, C. & SUKOPP, U. (1994): Biologisch-ökologische Grundlagen für den Schutz gefährdeter Segetalpflanzen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Nr. 1: 14-16.
- SULLIVAN, T. P.; WAGNER, R. G.; PITT, D. G.; LAUTENSCHLAGER, R. A. & CHEN, D. G. (1998): Changes in diversity of plant and small mammal communities after herbicide application in sub-boreal spruce forest. Can. J. For. Res. 28: 168-177.
- SUSKE, W. (Hrsg.) 1995): Erfassung, Planung und Steuerung kulturlandschaftsprägender Prozesse. Niederösterreichischer Landschaftsfonds.
- TABEL, U. (1996): Erhaltungsmaßnahmen in der forstlichen Praxis. In: MÜLLER-STARCK, G.: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Ecomed, Landsberg: 318-329.
- TAYLOR, P. W. (1986): Respect for Nature. N.J. Princeton University Press, Princeton.
- THOREAU, H. D. (1942): Walden. New American Library. New York.
- TIEFENBACH, M. (1998): Naturschutz in Österreich. Umweltbundesamt Monographien Bd. 91. Umweltbundesamt, Wien.
- TORSTENSON, L. (1993): Herbicides. In: Handbook of hazardous materials. Academic Press.
- TRAUB, B. & KLEIN, C. (1999): Zur Erfassung von Flächenfragmentierung und struktureller Diversität. Forstwissenschaftliches Centralblatt. Jahrgang 118 (1), 3/99.
- TRIMBACHER, W. & WEISS, P. (2000): Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte ausgewählter Industriestandorte. Umweltbundesamt-Bericht, BE 174. Umweltbundesamt, Wien.

- TROMBULAK, S. C. & FRISSEL, C. A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. In: *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- TUHKANEN, E. M. et al. (1997): Effects of high CO₂ and N fertilization on Scots pine needles. In: MOHREN et al. (1997): *Impact of global change on tree physiology and forest ecosystems*. Kluwer, Dordrecht: 75-80.
- TÜRK, R. & PFEFFERKORN-DELLALI, V. (1998): Erhaltung der Flechtendiversität in Wald-ökosystemen. In: GEBUREK, TH. & HEINZE, B.: *Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme und Maßnahmen*. Ecomed, Landsberg: 262-273.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potenziell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 13: 5-43.
- ULRICH, B. & PUHE, J. (1994): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderungen auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplungen auf den Treibhauseffekt. In: ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.): *Band 2: Wälder, Studienprogramm*. Economica Verlag, Bonn.
- ULRICH, B. (1994): Process hierarchy in forest ecosystems – an integrating ecosystem theory. In: GODBOLD, D. L., HÜTTERMANN, A. (eds.): *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. Wiley-Liss, New York.
- ULRICH, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. *Forstarchiv* 66.
- ULRICH, B. (1999): Entwicklungsprognosen für Waldökosysteme aus der Sicht der Hierarchitätstheorie. *Fw.Ctrblbt.* 118(2): 69-128.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Fünfter Umweltkontrollbericht. *Umweltsituation in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Umweltindikatoren für Österreich – Regionale und nationale Maßzahlen zur Dokumentation der Umweltsituation auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung. *Tagungsberichte Bd. 26*. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Nationalparks.
www.ubavie.gv.at/umweltsituation/natur/nationalparke/ns_park.htm
- UMWELTBUNDESAMT (2001a): Bericht zur Evaluierung der Österreichischen Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Umweltbundesamt, Wien.
<http://www.biodiv.at/chm/berichte/zwischenbericht/zwischenbericht.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (2001b): Umweltsituation in Österreich. Sechster Umweltkontrollbericht. *Umweltsituation in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien. <http://www.ubavie.gv.at/index.htm>
- UMWELTBUNDESAMT (2001c): WaldNaturSchutz. Workshop zum Thema „Geschützte Wälder in Österreich. 6. September 2000, Wien. *Tagungsberichte/Conference Papers* 29.
- UNCED (UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT) (1992a): Agenda 21. *Global programme of action for sustainable development*.
<http://www.un.org/esa/sustdev/agenda21text.htm>
- UNCED (UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT) (1992b): The Rio Declaration on Environment and Development. UN General Assembly, Document **A/CONF. 151/26 (Vol. I)**. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>
- UNCED (UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT) (1992c): Non legally binding authoritative statement of principles for a global consensus on the management, conservation and sustainable development of all types of forests. Un General Assembly, Document **A/CONF.151/26 (Vol. III)**
<http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm>
- UN-ECE (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE) (1998): Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung und den Zugang zu Gerichten ("Aarhus-Konvention"). 25. Juni 1998, Aarhus, Dänemark.
- UNEP (1995): *Global Biodiversity Assessment*. University Press Cambridge.

- UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME) & UNCTAD (UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT) (1974): Erklärung von Cocoyok. Verabschiedet von den Teilnehmern des UNEP/UNCTAD-Symposiums über Rohstoffnutzung, Umweltschutz und Entwicklung (8.-12. Oktober, 1974, Cocoyok, Mexiko).
- UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMM) (1993): Guidelines for Country Studies on Biological Diversity. UNEP, Nairobi.
- UNEP/CBD/COP/2/19/Decision II/8 (1995): Preliminary consideration of components of biological diversity particularly under threat and action which could be taken under the Convention. <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&dec=II/8>
- UNEP/CBD/COP/4 (1998): Report of the Workshop on the Ecosystem Approach. Malawi.
- UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/7 (1998): Forest biological diversity.
- UNEP/CBD/COP/4/Decision IV/I B (1998): Report and recommendations of the third meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, and instructions by the Conference of the Parties to the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. B: Ecosystem Approach. <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&dec=IV/1>
- UNEP/CBD/COP/5/23 (2000): Decisions adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its fifth meeting. Nairobi, 15-26 May, 2000. <http://www.biodiv.org/doc/decisions/cop-05-dec-en.pdf>
- UNEP/CBD/COP/5/23/Decision V/6 (2000): Ecosystem Approach. Siehe auch unter: CBD (2000; 2000a; 2000b). <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&dec=V/6>
- UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/12 (2002): Ecosystem Approach. <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-06>
- UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/22 (2002): Forest Biological Diversity (with Annex: Expanded Programme of Work on Forest Biological Diversity). <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-06>
- UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/23 (2002): Alien Species that threaten Ecosystems, Habitats or Species. <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-06>
- UNEP/CBD/COP/6/20/Decision VI/26 (2002): Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-06>
- UNEP/CBD/SBSTTA/3 (1997): Recommendations for a Core Set of Indicators of Biological Diversity. Montreal.
- UNEP/CBD/SBSTTA/5/11 (1999): Ecosystem Approach: Further conceptual elaboration. <http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-05/official/sbstta-05-11-en.pdf>
- UNEP-WCMC (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME – WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE): www.wcmc.org.uk/protectedareas/data_un_annex.htm
- UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION) (1971): Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat ("Ramsar Convention"). Ramsar, Iran, 2.2.1971.
- UNFF (UNITED NATIONS FORUM ON FORESTS) (2001a): Report of the United Nations Forum on Forests on its organisational session, New York, 12.-16. Februar 2001. Dokument E/2001/42 (Part I) – E/CN.18/2001/3 (Part I).
- UNFF (UNITED NATIONS FORUM ON FORESTS) (2001b): Report of the United Nations Forum on Forests on its first session, New York, 11.-22. Juni 2001. Dokument E/2001/42 (Part II) – E/CN.18/2001/3 (Part II).
- UNFF (UNITED NATIONS FORUM ON FORESTS) (2002): Report of the United Nations Forum on Forests on its second session, New York, 4.-15. März 2002. Dokument E/CN.18/2002.
- VACIK, H. & LEXER, M. J. (1998): Einsatz eines Logit-Modells zur Ermittlung des Einflusses von Standort- und Bestandesfaktoren auf die Kronenverlichtung. Forstarchiv 69: 27-34.

- VAN DIEREN, W. (Hrsg.) (1995): Mit der Natur rechnen. Der neue Club-of-Rome-Bericht. Birkhäuser, Basel.
- VERA, H. (1999): Seedling and Sapling Growth of the Alien Invasive Species *Pinus strobus* in *Pinus sylvestris*-Forests in the Elbe River Sandstone Mountains, the Czech Republic. Proceedings 5th International Conference on the Ecology of Invasive Species: 57.
- VEROLME, H.J.H. (1999): Promoting the Ecosystem Approach in International Forest Policy – The Joint Initiative to Adress the Root Causes of Forest Loss (Draft). Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.
- VESTER, F. (1993): Neuland des Denkens: Vom technokratischen zum kybernetischen Zeitalter. dtv, München.
- VITOUSEK, P. M.; EHRLICH, P. R.; EHRLICH, A. H. & MATSON, P. A. (1986): Human appropriation of the products of photosynthesis. In: BioScience, 36: 368-373.
- VÖLK, F.; GLITZNER, I. & ZEDROSSER, A. (1999): Habitat fragmentation due to transportation infrastructure in Austria. Current Research, problems, guidelines and publications – a short review. In: INFRA ECO NETWORK EUROPE: Report of the 5th IENE meeting Budapest, Hungary, 14 – 17 April 1999, Borlänge: 40-44.
- VÖLKL, W. (1997): Die Bewertung von Erstaufforstungen für den Biotop- und Artenschutz aus tierökologischer Sicht. In: KLEIN, M.: Naturschutz und Erstaufforstung. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 49. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- WAID, J. S. (1999): Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? Applied Soil Ecology 13: 151-158.
- WALDENSPUHL, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Inst. f. Landschaftspflege/Univ. Freiburg 17.
- WALDNER, W. (1993): Das Forstrecht. Historische Entwicklung und Gegenwart. Dissertation. Graz.
- WEBER, G. (1994): Raumordnung und Landschaftsplanung I. Manuskript zur Vorlesung. Institut für Raumplanung und Agrarische Operationen an der Universität für Bodenkultur (IRUB), Wien.
- WECK-HANNEMANN, H. (1994): Was ist der Wald uns wert? Eine Einschätzung aus ökonomischer Sicht. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen. 1994/2.
- WECK-HANNEMANN, H. (1999): Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung von Biodiversität. Symposium der Kommission für interdisziplinäre ökologische Studien am 5.11.99. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- WEISS, G. (1998): Bewertung der Massnahmen zur Schutzwaldverbesserung. Projektbericht an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 4 Bände.
- WEISS, G. (1999): Die Schutzwaldpolitik in Österreich. Einsatz forstpolitischer Instrumente zum Schutz vor Naturgefahren. Schriftenreihe des Instituts für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, Band 39. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- WEISS, P. & SCHRÖDER, P. & MESSNER, A. (2000a): Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentenferner Waldstandorte Österreichs. Umweltbundesamt-Monographie Bd. 123. Umweltbundesamt, Wien.
- WEISS, P. (2001): Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentenferner Waldstandorte Österreichs. Umweltbundesamt-Monographie. Umweltbundesamt, Wien.
- WEIZSÄCKER, E.U. (1997): Umweltpolitik trotz Globalisierung. Ringvorlesung Energie – Umwelt – Gesellschaft. Institut für Chemie an der Freien Universität Berlin. www.chemie.fu-berlin.de/fb/diverse/weizsaecker971218.html
- WESSELY, G. (1996): Stellungnahme zu den geologisch-hydrologischen Voraussetzungen einer Wassergewinnung im Raum Mödling.
- WESSOLEK, G. (2001): Handbuch der Bodenkunde. Ecomed, Landsberg.

- WESTLEY, F. (1995): Governing Design: The Management of Social Systems and Ecosystems Management. In: Gunderson et al. (eds.): Barriers and Bridges to the Renewal of Ecosystems and Institutions. New York: 390-427.
- WHITTAKER, R. H. (1977): Evolution of species diversity in land communities. In: HECHT et al. (eds.): Evolutionary Biology, 10: 1-67.
- WIENER, L. (1998): Maßnahmen gegen die Fichtenblattwespe. EuRegio Salzburg-Berchtesgardener Land-Traunstein, Projektgruppe Fichtenblattwespe.
- WILDBURGER, C. (1995): Auswirkungen der Jagd auf den Wald in Österreich: eine Studie zum Einfluss der Schalenwildbewirtschaftung auf Waldökosysteme. Umweltbundesamt Monographien Bd. 70. Umweltbundesamt, Wien.
- WILSON, E. O. (ed.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt? – Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für ein Umdenken. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.
- WILSON, E. O. & PETER, F. M. (1988): BioDiversity. National Academy Press, Washington D. C.
- WINGEDER, R. (2000): Auswirkung des Vermehrungsmodus auf die genetische Diversität von Wildpflanzenpopulationen. In: Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland, Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 31-35.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER DEUTSCHEN BUNDESREGIERUNG (1999): Globale Umweltveränderungen – Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Jahresgutachten 1999.
- WOCHANKA, E., STÜRZENBECER, K., BLAUENSTEINER, R. & JÄGER, F. (1993): Forstrecht mit Kommentar. Österreichische Staatsdruckerei, Wien.
- WOLF, H. (1999): Auswirkungen von waldbaulichen Pflegemaßnahmen auf die genetische Struktur von jungen Beständen der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). In: Erhaltung und Nutzung genetischer Ressourcen für den naturnahen Waldbau – Betriebswirtschaft und /oder Naturschutz. Mitt.d. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg Nr. 194.
- WONDOLECK, J. M. & YAFFEE, S. L. (2000): Making Collaboration Work: Lessons from Innovation in Natural Resource Management. Washington.
- WORLD BANK (2000): Transboundary Reserves – World Bank Implementation of the Ecosystem Approach. Washington.
- WORLD WIDE FUND FOR NATURE (1999): European Scorecards 2000 – European Report.
- WRBKA, T. et al. (unveröff.): Schutzbedarf österreichischer Kulturlandschaften – Kulturlandschaften von nationaler Bedeutung für die Biodiversitätssicherung (Manuskript). Umweltbundesamt, Wien.
- WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE) (2002): New Initiatives on International Forest Policy.
- WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE); IUCN (THE WORLD CONSERVATION UNION) & UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME) (1992): „Global Biodiversity Strategy: Guidelines for Action to Save, Study, and Use Earth’s Biotic Wealth Sustainably and Equitably.“ Washington, D. C.
- WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE); IUCN (THE WORLD CONSERVATION UNION) & UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME) (1995): National Biodiversity Planning. Guidelines based on early Experiences around the World. Baltimore, 1995.
- WRIGHT, D. H. (1983): Species-energy theory, an extension of species-area theory. In: OIKOS, 41: 495-506.
- WUICHET, J. W. (1995): Toward an Ecosystem Management Policy Grounded in Hierarchy Theory. Ecosystem Health, Vol. 1(3): 161-169.
- ZEDAN, H. (1999): Statement of the Executive Secretary of the Convention on Biological Diversity. Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim, 1999.

ZIEHE, M.; GREGORIUS, H. R. & HERZOG, S. (1995): Populationsgröße, genetische Variation und Anpassung – Betrachtungen zu Risiken für die forstliche Praxis bei der Bestandesbegründung. Mitt. Forstl. Vers.anst. Rheinland-Pfalz 34: 180-201

ZIMMERMANN, A. (1985): Waldschäden als "multiple Stresserkrankung". Unser Wald 37/4: 120-121.

12 ANHANG

12.1 Biodiversitätskonzepte

12.1.1 Konzept nach HABER (1979a, 1979b)

α -Diversität: Artenvielfalt;

β -Diversität: Strukturvielfalt innerhalb eines Landschaftselementes;

χ -Diversität: Raum- und Ökosystemvielfalt einer Landschaft, die aus einem Mosaik verschiedener, in sich relativ homogener Landschaftselemente bzw. Flächennutzungstypen besteht.

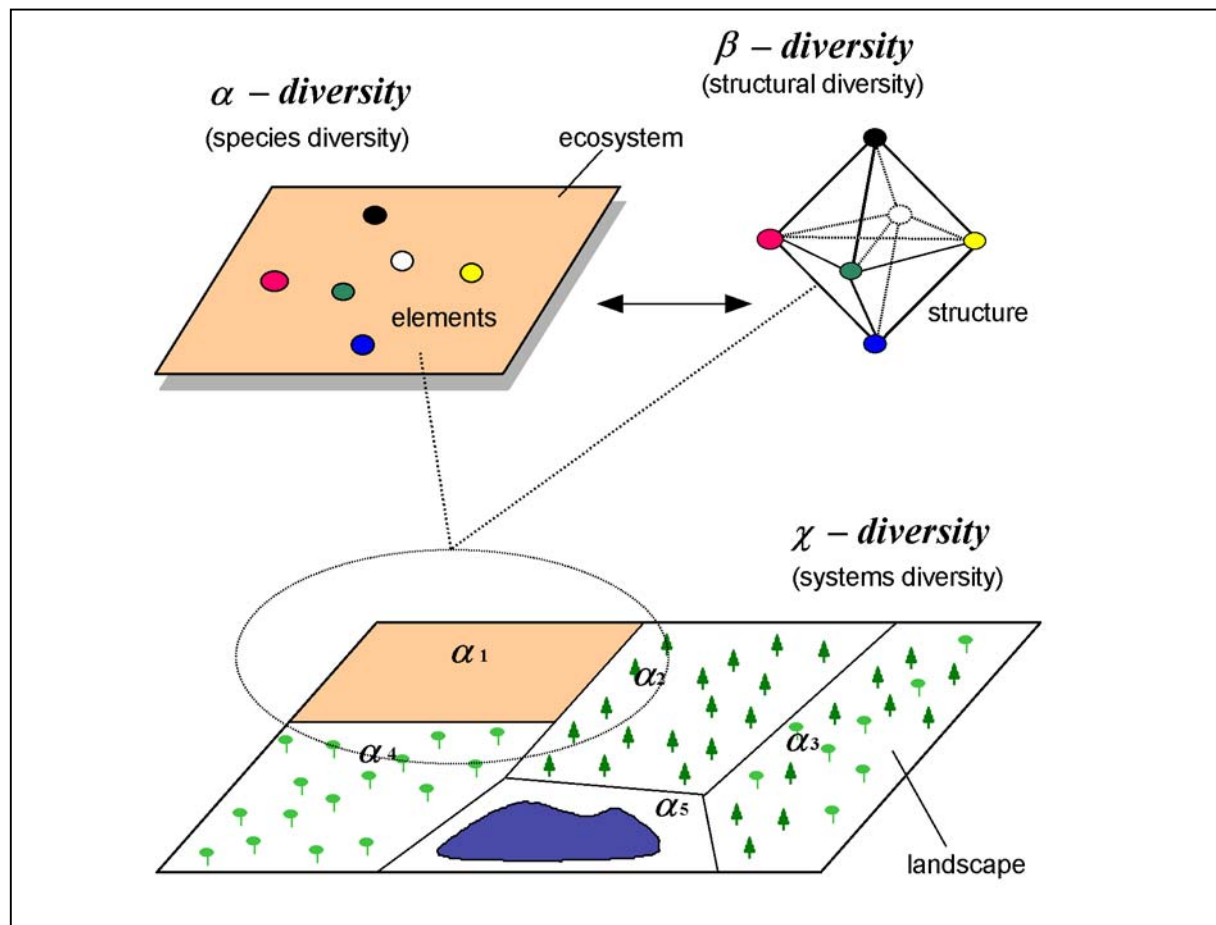


Abb. 45: Graphische Darstellung des Biodiversitätsmodells von HABER (1979) (LEXER W., nach Angaben in: HABER, 1979a, 1979b; LEXER & LEXER, 2000).

12.1.2 Konzept nach WHITTAKER (1977) und NOSS (1983)

α -Diversität: Artenvielfalt innerhalb eines Habitats (within-habitat diversity);

β -Diversität: Rate der Änderung der Artenzusammensetzung bzw. der Artenvielfalt entlang von Gradienten abiotischer Umweltfaktoren zwischen unterschiedlichen, aneinander grenzenden Habitats, oder auch im Rahmen des Vergleichs der Artenzusammensetzungen beliebiger Artengemeinschaften (between-habitat diversity);

χ -Diversität: Artenvielfalt innerhalb eines regionalen Landschaftsausschnittes, der aus mehreren verschiedenen Habitaten besteht;

ε -Diversität: Artenvielfalt auf übergeordneten räumlichen Ebenen, d. h. z. B. innerhalb einer biogeographischen Provinz oder eines Bioms;

δ -Diversität: Änderungsrate der Artenvielfalt zwischen den räumlichen Ebenen eines regionalen Landschaftsausschnittes und einer biogeographischen Zone, d. h. zwischen zwei Raumeinheiten, innerhalb derer χ - und ε -Diversität herrschen.

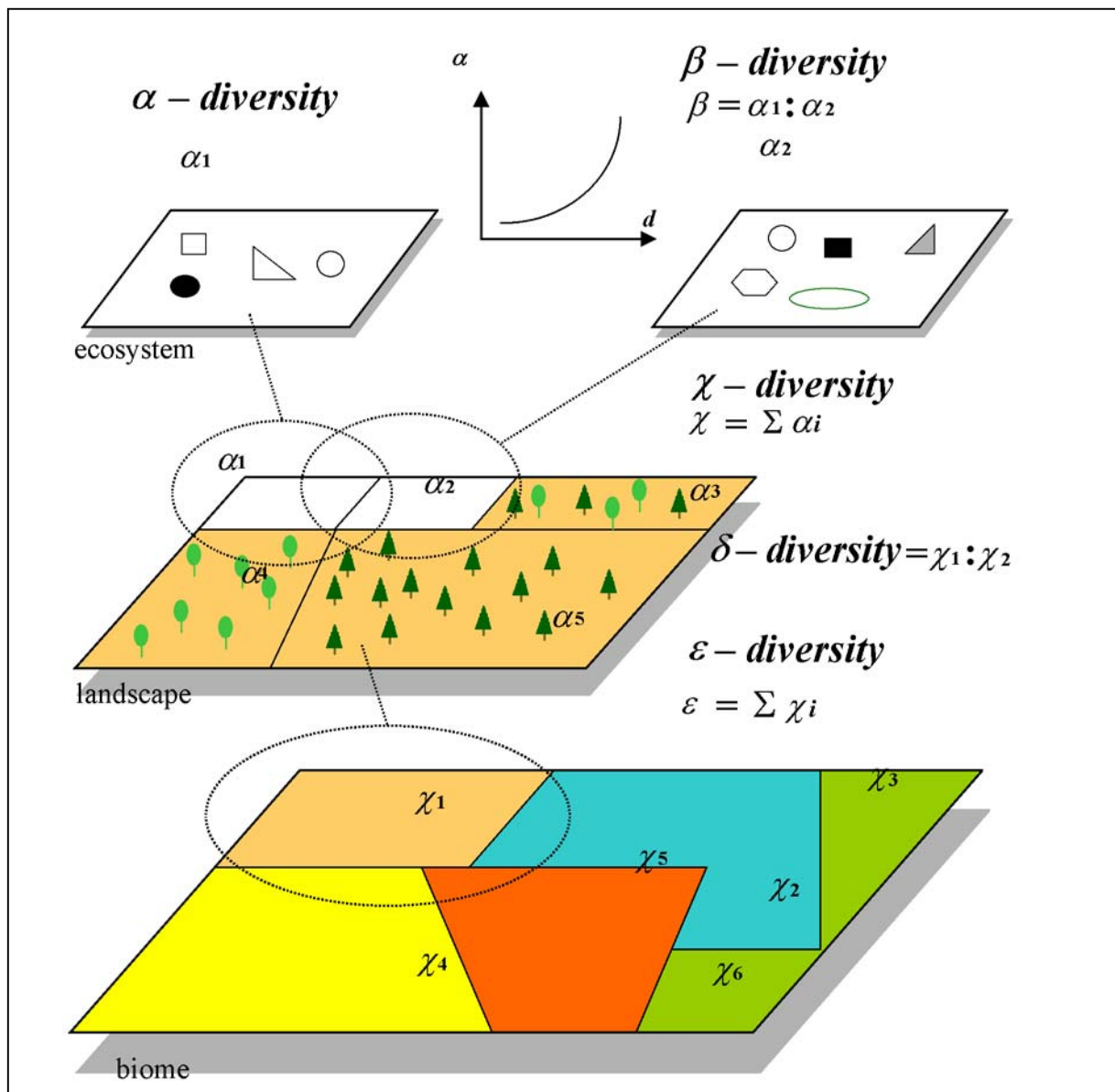


Abb. 46: Graphische Darstellung des Biodiversitätsmodells von WHITTAKER (1977) und NOSS (1983) (nach Angaben in: WHITTAKER, 1977; NOSS, 1983; LEXER & LEXER, 2000).

12.2 Biodiversitäts-Indikatoren

12.2.1 Auswahl an Indikatoren

In der folgenden Tabelle 21 ist eine Auswahl an Indikatoren für Inventuren, Monitorings und Bewertungen der Biodiversität zusammengefasst. Diese sind nach Organisationsebenen sowie nach Komposition, Struktur und Funktion gegliedert. Darüber hinaus sind Inventur- und Monitoring-Techniken enthalten (NOSS, 1990).

Tab. 21: Einige Indikatoren zur Biodiversität (nach NOSS, 1990)

	Composition	Structure	Function	Inventory and monitoring tools
Regional Landscape	Identity, distribution, richness, and proportions of patch (habitat) types and multipatch landscape types, collective patterns of species distributions (richness, endemism)	Heterogeneity; connectivity; spatial linkage, patchiness; porosity, contrast, grain size, fragmentation; configuration; juxtaposition; patch size frequency distribution; perimeter-area ratio; pattern of habitat layer distribution	Disturbance processes (areal extent, frequency or return interval, rotation period, predictability, intensity, severity, seasonality); nutrient cycling rates, energy flow rates; patch persistence and turnover rates; rates of erosion and geomorphic and hydrologic processes; human land-use trends	Aerial photographs (satellite and conventional aircraft) and other remote sensing data; Geographic Information System (GIS) technology; time series analysis; spatial statistics; mathematical indices (of pattern, heterogeneity, connectivity, layering, diversity, edge, morphology, autocorrelation, fractal dimension)
Community-Ecosystem	Identity, relative abundance, frequency, richness, evenness, and diversity of species and guilds, proportions of endemic, exotic, threatened and endangered species, dominance-diversity curves; life-form proportions, similarity coefficients; C4:C3 plant species ratios	Substrate and soil variables; slope and aspect; vegetation biomass and physiognomy, foliage density and layering; horizontal patchiness, canopy openness and gap proportions; abundance, density; and distribution of key physical features (e.g., cliffs, outcrops, sinks) and structural elements (snags, down logs); water and resource (e.g. mast), availability; snow cover	Biomass and resource productivity; herbivory; parasitism, and predation rates; colonization and local extinction rates; patch dynamics (fine-scale disturbance processes), nutrient cycling rates; human intrusion rates and intensities	Aerial photographs and other remote sensing data; ground-level photo stations, time series analysis, physical habitat measures and resource inventories, habitat suitability indices (HSI, multispecies); observations, censuses and inventories, captures and other sampling methodologies; mathematical indices (e.g. of diversity, heterogeneity, layering dispersion, biotic integrity)
Population Species	Absolute or relative abundance, frequency; importance or cover value, biomass, density	Dispersion (microdistribution); range (macrodistribution); population structure (sex ratio, age ratio); habit variables (see community-ecosystem structure, above); within-individual morphological variability	Demographic processes (fertility, recruitment rate, survivorship, mortality); metapopulation dynamics; population genetics (see below); population fluctuations, physiology; life history; phenology; growth rate (of individuals); acclimation; adaption	Censuses (observations, counts, captures, signs, radio-tracking); remote sensing; habitat suitability index (HSI); species-habitat modeling; population viability analyses
Genetic	Allelic diversity; presence of particular rare alleles, deleterious recessives, or karyotypic variants	Census and effective population size; heterozygosity; chromosomal or phenotypic polymorphism; generation overlap; heritability	Inbreeding depression; outbreeding rate; rate of genetic drift; gene flow; mutation rate; selection intensity	Electrophoresis; karyotypic analysis; DNA sequencing; offspring-parent regression; sib analysis; morphological analysis

12.2.2 Prozess der Indikatorenbildung

Die nachstehende Abbildung 47 veranschaulicht schematisch den Prozess der Konstruktion von Indikatoren und Indizes zur Bewertung und zum Monitoring von Biodiversität. Am Beginn steht die Selektion von geeigneten, repräsentativen und aussagekräftigen Merkmalen, welche den drei Komponenten der Biodiversität (Komposition, Struktur, Funktion) zuordenbar sein und diese charakterisieren sollten. Durch die Aggregation einzelner Merkmale bzw. von Einzeldaten werden Indikatoren gebildet, die in weiterer Folge durch numerische Indizes (Bewertungsalgorithmen) quantifiziert werden können.

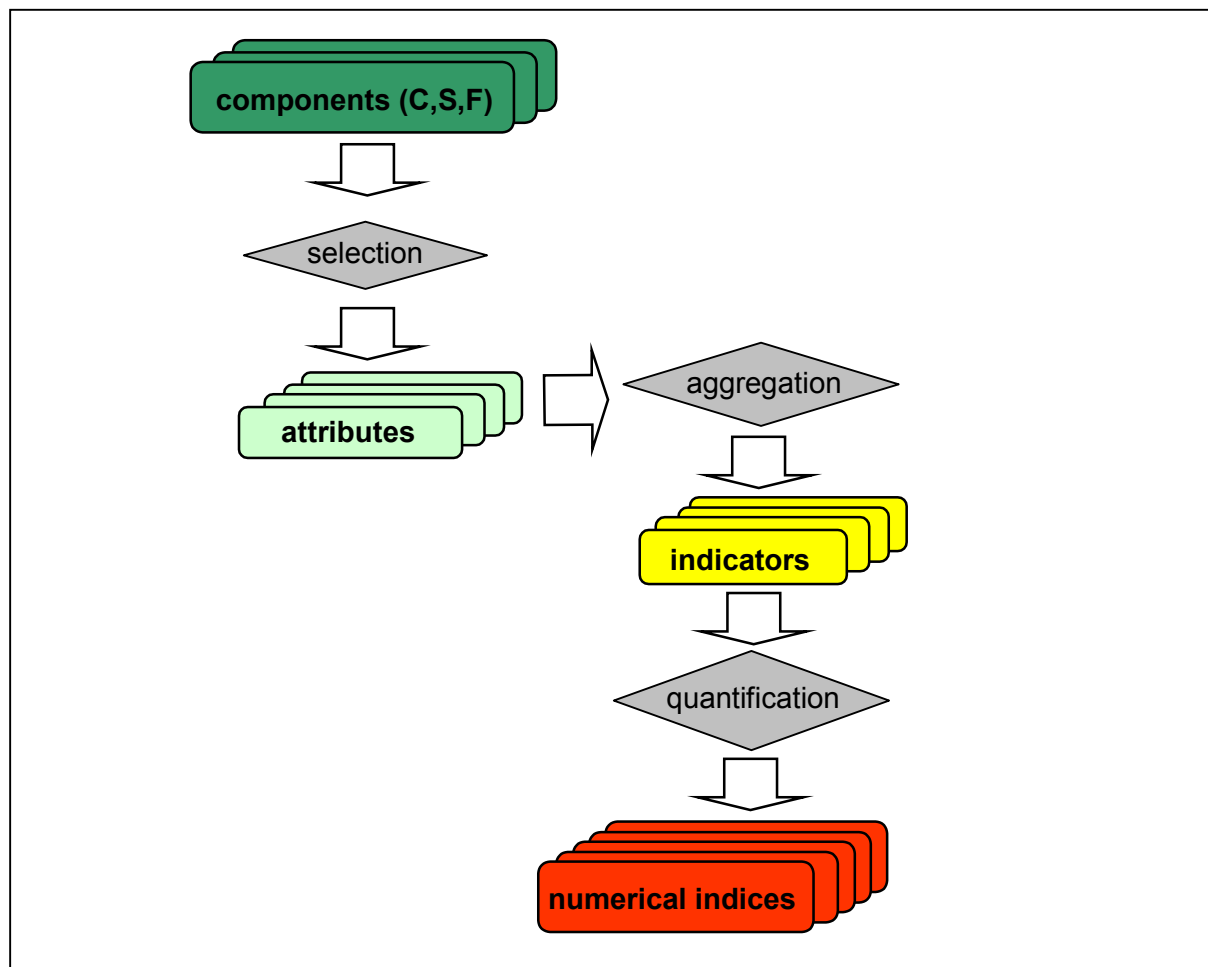


Abb. 47: Graphische Darstellung des Prozesses der Indikatorenbildung (LEXER W., nach Angaben in: LEXER & LEXER, 2000).

12.2.3 Überblick über die Indikatoren des Biodiversitäts-Monitoring-Programms in der Schweiz

Für das „Biodiversity Monitoring in Switzerland Programme (BDM) (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, 1999) wurde eine Auswahl an Zustands-, Einfluss- und Maßnahmen-Indikatoren getroffen, die auf verschiedene Empfehlungen basieren (UNEP, 1993; OECD, 1994; REID et al., 1993 & NOSS et al., 1992):

Zustands-Indikatoren

1. Change in the number of livestock races and agricultural plant varieties in Switzerland
2. Change in the share of different livestock races and agricultural plant varieties of total population/total production
3. Change in the number of wild species in Switzerland (γ -diversity)
4. Change in the number of species in Switzerland facing global extinction
5. Net change in the threatened status of species
6. Population trends of selected threatened species
7. Change in the mean species diversity per 1 km² (β -diversity)
8. Population trends for selected widespread or common species
9. Change in the mean species diversity in small areas of a defined types of land use (α -diversity)
10. Change in the size of valuable habitats
11. Change in the quality of valuable habitats

Einfluss-Indikatoren

1. Change in the size of valuable habitats (entspricht auch Indikator 10 der Zustands-Indikatoren)
2. Change in the size of various defined area units
3. Change in the size of wilderness areas
4. Change in the lengths of linear natural features
5. Change in the diversity of use in small areas
6. Change in the nitrogen supply in the soil
7. Change in the yield per area
8. Change in the woodland area dominated by non-indigenous trees
9. Change in the proportion of young woodland with artificial rejuvenation
10. Change in the woodland area primarily used for special purposes
11. Change in the length of watercourses affected by power stations
12. Change in the proportion of adversely affected watercourses
13. Change in the water quality of watercourses and captive water
14. Change in the proportion of polluted waterways
15. Change in the density of access options

Maßnahmen-Indikatoren

1. Change in the size of protected areas
2. Change in the size of protected areas with adequate protection and protective measures which are actually observed and enforced
3. Change in the proportion of threatened species living in predominantly protected habitats

4. Change in the total size of „areas covered by contractual agreements“
5. Change in the total size of „organic farms“
6. Change in implementation of environmental regulations
7. Change in resources for nature and landscape conservation

12.3 Eignung von verschiedenen Verfahren zur Präferenzfassung

Tab. 22: Eignung der Verfahren zur Präferenzfassung (nach POMMEREHNE & RÖMER, 1992)

Bewertungsobjekt	indirekte Erfassung						direkte Erfassung	
	im wirtschaftlichen Bereich				im politischen Bereich		Kontingente Bewertungsmethode	Markt-simulation
	Transport-kostenansatz	Vermeidungs-kostenansatz	Hedonischer Preisansatz	Wanderungs-analyse	Medianwähler-ansatz	Analyse von Referendums-ergebnissen		
Luftqualität Stadt	nein	sehr bedingt	ja	bedingt	bedingt	bedingt	ja	bedingt/ja
Luftqualität Erholungsgebiet	bedingt	nein	nein	nein	bedingt	bedingt	ja	bedingt/ja
Lärmniveau	nein	bedingt	ja	bedingt	bedingt	bedingt	ja	bedingt/ja
Erholungswert von Seen und Flüssen	ja	nein	kaum	bedingt	bedingt	bedingt	ja	bedingt/ja
Wasserqualität des Grundwassers	nein	kaum	kaum	kaum	bedingt	bedingt	ja	bedingt/ja

12.4 Vergleich der Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes mit den Prinzipien der nachhaltigen Nutzung

Die folgende Gegenüberstellung vergleicht die Prinzipien des Ökosystemaren Ansatzes und die Prinzipien der nachhaltigen Nutzung (IUCN, 2000a):

PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM APPROACH

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

INTRODUCTORY PARAGRAPHS

- A** As they are all complementary and interlinked, the principles below need to be read in conjunction with each other. Together they characterize the ecosystem approach.
- B** All involved in implementing the ecosystem approach should remain accountable to their constituencies for the consequences of management actions. The ecosystem approach should include a system of accountability that addresses performance of managers and decision-makers, and achievement of management objectives. Management actions should strive for efficiency, effectiveness and equity. They should be taken with precaution.

In any given situation, a multitude of configurations of biological, social, and economic conditions can lead to sustainability of use.

Sustainability relies on favourable combinations of political, social, cultural, economic, and ecological factors and incentive systems which harness positive human motivations. Accountability should be realized through the formation of appropriate institutions. Different modes of use may require different institutional structures (*e.g.*, harvesting marine fisheries may require regulation, whereas harvesting another resource may depend on market forces). All uses should be managed to reduce the risk of compromising key functions at the ecosystem level and promote sustainability.

PRINCIPLES

- 1. Management objectives are a matter of societal choice.**

Rationale: Different sectors of society view ecosystems in terms of their own economic, cultural and social needs. Ultimately, all ecosystems are managed for the benefit of humans – whether that benefit is consumptive or non-consumptive.

- 2. Management should be decentralized to the lowest appropriate level.**

The objective of sustainable use is, through the derivation of benefits, to improve human welfare by conserving biological diversity and maintaining ecosystem productivity.

Rationale: Uses of natural resources are fundamental to the economy, culture and well-being of all people and all nations. Accordingly, public involvement is essential in the development of sustainable use regimes, including management options and policy.

Rights of access to resources and responsibilities for their management are important factors affecting sustainability.

Use is most likely to be sustainable where the prime beneficiaries are the people living with and using the resource.

PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM APPROACH

Rationale: Decentralized systems can lead to greater efficiency, effectiveness and equity. The closer the management is to the ecosystem, the greater is the responsibility, accountability, participation, and use of local knowledge.

3. Ecosystem managers should consider the effects (actual or potential) of their activities on adjacent and other ecosystems.

Rationale: Management interventions in ecosystems often have unknown or unpredictable effects on other ecosystems and therefore need careful consideration and analysis. This may require institutions for decision-making which lead to appropriate compromises and trade-offs.

4. Recognizing potential gains from management there is a need to understand the ecosystem in an economic context. Any ecosystem management program should:

(a) reduce those market distortions that adversely affect biological diversity;

(b) align incentives to promote sustainable use; and

(c) Internalize costs and benefits in the given ecosystem to the extent feasible.

Rationale: The greatest threat to biological diversity lies in its replacement by alternate systems of land use. This often arises through market distortions which undervalue natural systems and populations and provide perverse incentives and subsidies to favour the conversion of land to less diverse systems.

Often those who benefit from conservation do not pay the costs associated with conservation and, similarly, those who generate environmental costs (*e.g.*, pollution) escape responsibility. Alignment of incentives allows those who control the resource to benefit and ensures that those who generate environmental costs will pay

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

Rationale: Rights of access may be vested in the State, the community, a private body or the individual. For use to be sustainable, such rights need to be clearly defined and accepted by the peoples they affect directly. Furthermore, the capacity to enforce those rights must also exist.

To achieve sustainable use of certain wild resources over increasing geographic scales will require the development of multiple institutions.

Rationale: To prevent use regimes in one ecosystem from having negative impacts on other ecosystems, it will be necessary to develop a 'bottom-up' hierarchy of institutions to address the management of various resources at the appropriate geographic scale (see Principle 7).

Sustainable use of wild living resources requires the effective structuring and functioning of economic incentives.

The three points (a-c) noted in the left column apply directly to sustainable use. Sustainability is more likely when:

(a) economic activities are closely linked to resource tenure systems;

(b) incentives are aligned to favour re-investment of returns from use in ecosystem conservation; and

(c) market interventions arising from externally imposed conservation concerns take full account of the socio-economic implications of their application.

Rationale: The greater the economic significance of a resource, the greater the need to establish strong institutions for its management and use. Conversely, local people are seldom motivated to develop strong, flexible and innovative institutions for wild living resources of no economic value or an economic value that has not been recognised.

All ecosystem conservation entails overhead costs — including opportunity costs. The more returns from sustainable use can offset these costs, the higher the likelihood of sustainability. Well-regulated markets with strong links to producers, provide incentives for re-investment in ecosystem conservation.

PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM APPROACH

5. **A key feature of the ecosystem approach includes conservation of ecosystem structure and functioning.**

Rationale: Ecosystem functioning and resilience depends on a dynamic relationship within species, among species and between species and their abiotic environment as well as physical and chemical interactions within the environment. The conservation of these interactions and processes is of greater significance for the long-term maintenance of biological diversity than simple protection of species.

6. **Ecosystems must be managed within the limits to their functioning.**

Rationale: In considering the likelihood or ease of attaining the management objectives, attention must be given to the environmental conditions which limit natural productivity, ecosystem structure and functioning. The limits to ecosystem functioning may be affected to different degrees by temporary, unpredictable or artificially maintained conditions and, accordingly, management should be appropriately cautious.

7. **The ecosystem approach should be undertaken at the appropriate scale..**

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

Sustainability is more likely when the benefits from using wild living resources in an ecosystem are greater than the costs of conserving that ecosystem and provide higher returns, in the long-term, than alternative uses of that ecosystem. Accordingly, economic instruments such as sanctions, subsidies, multi-lateral agreements and international treaties should not inadvertently act against sound economic practices that promote the sustainability of use of wild resources.

Sustainable use should be implemented at the ecosystem level since it is the maintenance of key ecosystem processes and functions which ultimately determine sustainability.

Rationale: A use may be regarded as sustainable at the ecosystem level when biological diversity and key ecological functions are maintained. Recognizing this, sustainable use of a population of a species can enhance the conservation of those populations.

Sustainability should be assessed in terms of ecological effects at the ecosystem level.

Rationale: Social, economic and ecological factors determine whether a use will be sustainable, but any use must remain within the limits of ecosystem functioning. In determining whether a use has been sustainable, the sole indicator is the status of the ecosystem. The relationship between levels of exploitation and ecosystem functioning can generally be advanced through adaptive management.

The achievement of sustainable use requires monitoring of biological diversity and ecosystem functioning at a range of scales.

Without losing the integrity of data, biophysical information derived from research undertaken at the local level needs to be scaled-up to the levels that are useful to policy-makers.

PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM APPROACH

Rationale: The approach should be bounded by spatial and temporal scales that are appropriate to the objectives. Boundaries for management will be defined operationally by users, managers, and scientists. The ecosystem approach is based upon the hierarchical nature of biological diversity characterized by the interaction and integration of genes, species and ecosystems

8. Recognizing the varying temporal scales and lag effects which characterize ecosystem processes, objectives for ecosystem management should be set for the long term.

Rationale: Ecosystem processes are characterized by varying temporal scales and lag effects. This inherently conflicts with the tendency of humans to favour short term gains and immediate benefits over future ones.

9. Management must recognize that change is inevitable.

Rationale: Apart from their inherent dynamics of change, ecosystems are beset by a complex of uncertainties and potential “surprises” in the human, biological and environmental realms. The ecosystem approach must use adaptive management to anticipate and cater for such changes and events and should be cautious in making decisions which may foreclose options.

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

Rationale: Recognizing the continuum of genes, species, and ecosystems which characterize the ecosystem approach, and the interactive requirements of Principles 3, 5 and 6, the variables to be monitored for sustainability need to be selected on a case-specific basis related to their roles in the functioning of the ecosystem involved.

The synthesis of information is more than the simple aggregation of small-scale data into a broad scale that is useful for policy makers. The utility of local research will be realised by clearly defining policy needs and achieving dialogue between policy-makers and researchers. For example, the annual loss of organic matter in soils at the field level may be a problem for a soil scientist, but is rather abstruse for a policy-maker who is more interested in assessing immediate opportunity costs against economic or social benefits at a regional or national level. Therefore, the perception of a problem, and the consequent utility of indicators, may change substantially, according to the perspective of the users at different hierarchical levels.

Management for sustainable use should be based on the recognition that ecosystems are dynamic rather than stable.

Rationale: In many ecosystems large episodic environmental fluctuations may play a greater role in determining species population levels and ecosystem status than any use regime. Accordingly, sustainability concepts need to accept that uses may need to be opportunistic and adapted to prevailing conditions. Sustainability should be seen as a long-term goal aimed at maintaining demographically and ecologically viable populations of species rather than holding populations at particular levels.

All use regimes result in changes to ecosystems and such changes require adaptive management.

Rationale: Uncertainties will affect uses of ecosystems and species populations. Policy makers need to recognize that:

- (a) consumptive and non-consumptive uses result in impacts on ecosystems which may be positive and/or negative;

PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM APPROACH

- 10. The ecosystem approach should seek the appropriate balance between conservation and use of biological diversity.**

Rationale: There has been a tendency in the past to manage components of biological diversity either as protected or non-protected. There is a need for a shift to more flexible situations where conservation and use is seen in context and the full range of measures are applied in a continuum from strictly protected to human-made ecosystems.

- 11. The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovations and practices.**

Rationale: Information from all sources is critical to arriving at effective ecosystem management strategies.

- 12. The ecosystem approach should involve all relevant sectors of society and scientific disciplines.**

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

(b) commercial and subsistence uses of ecosystems are extremes of a continuum of different kinds of uses;

(c) successful sustainable use can begin with cautious off-takes that are adjusted over time according to an ongoing adaptive management system based on a monitoring programme.

At the level of the ecosystem, the supply of biological products and ecological services available for use is limited by intrinsic biological characteristics of both species and ecosystems, including productivity, resilience, and stability, which themselves are subject to extrinsic environmental change.

Rationale: Use, whether consumptive or non-consumptive, is the derivation of benefit from a resource. Objectives for ecosystem management are determined by humans (Principle 1 of the Ecosystem Approach) and the measure of success for sustainable use and conservation is maintenance of biological diversity at the ecosystem level.

The achievement of sustainable use requires the application of monitoring systems that can be implemented by users.

Rationale: The information needed to achieve sustainability of any use will depend, to a large extent, on the institutional context in which the resource is being managed. Under adaptive management systems, sustainability may be achieved using different monitoring techniques in different situations. Traditional institutions and knowledge may suffice in some, whereas in others, the most modern technology may be needed. A judicious mix of local civil knowledge and modern scientific methods may be best suited to meet changing circumstances within particular use systems.

The sustainability of resource use requires a multi-disciplinary approach and the involvement of all relevant stakeholders.

**PRINCIPLES OF AN ECOSYSTEM
APPROACH**

Rationale: Most problems of biological diversity management are complex with many interactions, side-effects and implications, and therefore should involve the necessary expertise and stakeholders at the local, national, regional and international level, as appropriate.

SUSTAINABLE USE PRINCIPLES

Rationale: The foregoing eleven principles indicate that sustainability has to be approached in the social, economic, and biological realms. In considering the views of all relevant stakeholders in research, analysis, and decision-making, it is essential to take account of different stakeholder's perspectives, giving highest priority to those of local communities/landholders.

12.5 Checklist for the Implementation of Incentive Measures for Biodiversity

Um Anreizmaßnahmen im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt zu realisieren könnte auch eine Checkliste helfen. Anregungen hierzu finden sich in OECD, 1999:

1. What is the problem? What are the manifest symptoms?
2. What are the proximate causes of the problem? What are the underlying economic and political factors that result in these causes?
3. Has awareness of the issues been sufficiently developed?
4. Which information gaps exist? How can they be addressed?
5. Have the biodiversity components been valued? How can biodiversity valuation be efficiently used to further policy objectives?
6. Who are the relevant actors and stakeholders that are likely to lose or gain from the implementation of an incentive measure? How can they be included in the process most usefully?
7. Which institutions or individuals have the relevant competencies for designing the appropriate incentive measures, as well as for follow-up monitoring and assessment, and should be consulted?
8. Can the problem be fully addressed by ensuring sustainable use of the resources? To what extent is outright protection necessary instead?
9. Which mix of incentive measures will be most effective in addressing the main aspects of the problem. What are the costs and distributional impacts?
10. Is appropriate technical and scientific capacity available? How can it be generated?
11. Do existing institutions correspond to the geographical extent as well as the scope of the biodiversity policy problem?
12. What problems of monitoring and enforcement will arise?
13. Are distributional arrangements (such as compensation measures) necessary? Can they be designed to help reduce enforcement costs?
14. What review and monitoring mechanisms are in place? Does the implementation process follow an appropriately self-reflexive and circular framework of review rather than a linear one?

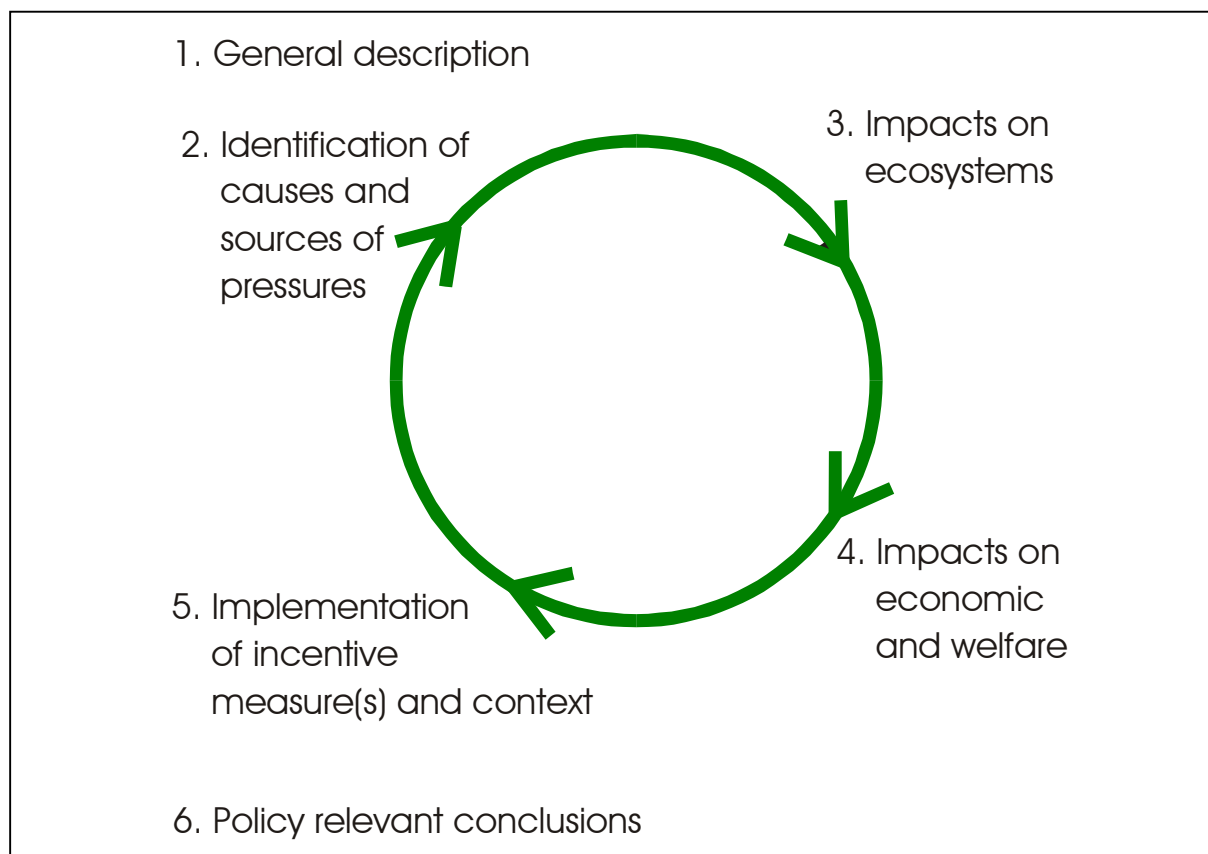


Abb. 48: The dynamic implementation of incentive measures (nach FILION et al., 1999).

12.6 Übersicht über das österreichische Forstrecht

- Forstgesetz 1975 idgF. (BGBl. Nr. I 59/2002)
- Verordnung über den Waldentwicklungsplan, BGBl. Nr. 582/1977;
- Verordnung über die Gefahrenzonenpläne, BGBl. Nr. 436/1976;
- Verordnung über die Behandlung und Nutzung der Schutzwälder (Schutzwaldverordnung), BGBl. Nr. 398/1977;
- Verordnung über die Kennzeichnung von Benützungsbefreiungen im Wald (Forstliche Kennzeichnungsverordnung), BGBl. Nr. 179/1976, zgd BGBl. II Nr. 67/1997;
- Verordnung über den Schutz des Waldes vor Forstschädlingen (Forstschutzverordnung), BGBl. Nr. 245/1990, zgd BGBl. Nr. 196/1995;
- Verordnung über forstschädliche Luftverunreinigungen (2. VO gegen forstschädliche Luftverunreinigungen), BGBl. Nr. 199/1984;
- Verordnung über Form, Beschriftung und Befestigung von Plomben an Tannenchristbäumen (Tannenchristbaumverordnung), BGBl. Nr. 536/1976;
- Verordnung über den Aufgabenbereich der Dienststellen und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft in Angelegenheiten der Wildbach- und Lawinenverbauung, BGBl. Nr. 507/1979;
- Verordnung über raschwüchsige Baumarten, BGBl. Nr. 105/1978;

- Verordnung über die Staatsprüfung von Forstorganen (Forstliche Staatsprüfungsverordnung), BGBl. Nr. 221/1989;
- Verordnung über die Richtlinie für die Verminderung der Pflichtanzahl von Forstorganen, BGBl. Nr. 753/1990;
- Bundesgesetz über forstliches Vermehrungsgut (Forstliches Vermehrungsgutgesetz), BGBl. Nr. 419/1996;
- Verordnung über forstliches Vermehrungsgut, BGBl. Nr. 512/1996;
- Gesetz betreffend Vorkehrungen zur unschädlichen Ableitung von Gebirgswässern (Wildbachverbauungsgesetz) RGBl. Nr. 117/1884, zgd BGBl. Nr. 54/1959;
- Verordnung mit der die Verordnung über die Forstfachschule geändert wird, BGBl. II Nr. 279/1999;
- Verordnung mit der die Verordnung über die Forstlichen Ausbildungsstätten geändert wird, BGBl. II Nr. 478/1999.

12.7 Liste der befragten Experten zu anthropogenen Einflüssen auf die biologische Vielfalt im Wald

Die Auflistung der Experten erfolgte in alphabetischer Reihenfolge und steht in keinem ursächlichen Zusammenhang mit den Ergebnissen der Befragung.

- Dr. Rüdiger **Detsch**, Forstwissenschaftliche Fakultät, TU München
- Dr. Thomas **Ellmauer**, ÖGNU, Wien
- Dr. Georg **Frank**, Inst. f. Waldbau, FBVA, Wien
- DI Klaus **Gundl**, LFD Stmk., Graz
- DI Hermann **Hinterstoisser**, Abt. Naturschutz, Land Salzburg
- DI Christoph **Jasser**, LFD OÖ, Linz
- Dr. Erhard **Kraus**, NÖ. Landesreg., Abt. Naturschutz, St. Pölten
- DI Alexander **Mrkwicka**, MA 49, Wien
- Ing. Gerald **Neubacher**, OÖ. Landesreg., Abt. Naturschutz, Linz
- DI Gerald **Plattner**, ÖBF, Abt. Naturschutz, Wien
- Univ. Prof. Dr. Friedrich **Reimoser**, Veterinärmedizin.Univ., Wien
- DI Franz **Schanda**, Technisches Büro für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Ohlsdorf
- DI Gerald **Steindlegger**, WWF Österreich, Wien
- Dr. Ludwig **Wiener**, LFD Salzburg

12.8 Biodiversität im Wald – Wirkungskomplexe

Tab. 23 Einflüsse auf die biologische Vielfalt des Waldes: Wirkungskomplexe (schematisch)

WIRKUNG VON WALDBAULICHEN MASSNAHMEN	
Durch Wahl von Betriebsart und -form werden Aufbau und Zusammensetzung von Wirtschaftswäldern grundsätzlich geplant und haben damit ursächlichen Einfluss auf die biologische Vielfalt. Verjüngungsverfahren, Baumartenwahl, selektive Maßnahmen im Rahmen der Holzproduktion sowie alle anderen Aktivitäten der forstlichen Praxis beeinflussen die Qualität der biologischen Vielfalt vor Ort auf allen Ebenen (Gene, Arten, Populationen, Ökosysteme).	
SELEKTION VON EINZELINDIVIDUEN	
FW	Durchführung von Jungwuchs- und Dickungspflege, Auslese- u. Hochdurchforstung, Herbizideinsatz, Sortierung des Saat- und Pflanzgutes im Forstgarten
AUSWAHL DER BETRIEBSART (Hochwald, Mittelwald, Niederwald)	
FW	Festlegung von Umtriebszeit, Baumartenwahl, Produktionsziel
AUSWAHL DER BETRIEBSFORM (Kahlschlag, Saumschlag, Schirmschlag, Femelschlag, Plenterwald, Dauerwald)	
FW	Bestimmung der Baumartenwahl, Kunst- oder Naturverjüngung, Hiebsart, Schlagform, Produktionsziel, Plantagen, Anbau fremdländischer Baumarten, Nicht-Vorhandensein reiferer Entwicklungsphasen (Zerfallsphase)
ZERSCHNEIDUNG VON LEBENSÄUMEN	
Durch Errichtung von Verkehrs- und anderen Infrastruktureinrichtungen (Leitungen, Trassen etc.) werden Populationen, Habitate und Lebensräume isoliert oder zerschnitten. Mögliche Folgen: Verinselung von Populationen, mangelnder Genaustausch, Unterbindung von (saisonalen) Migrationen, Verhinderung von Ausbreitung und Wiederbesiedlung, regionales/lokales Erlöschen von Populationen. Die Schaffung zusätzlicher Randeffekte kann sich kleinräumig förderlich auf Arten- und Habitatsvielfalt auswirken.	
FW	Errichtung von Forststraßen/-wegen, Zäunen, Anlage von Kahlschlägen
LW	Errichtung von Zäunen, Barrierewirkung von großflächigen Wirtschaftsflächen
Tourismus	Anlage von Schipisten, div. Sporteinrichtungen (Golfplatz, etc.), touristische Infra- und Suprastruktur
Gew./Ind./ Verk.	Infrastrukturanlagen, Gewerbe- und Industriegebiete, Leitungen und Siedlungen, Straßenbau, Bahnanlagen

VERÄNDERUNG VON NATÜRLICHEN STOFFKREISLÄUFEN

Die Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe in Ökosystemen haben grundlegende Auswirkungen auf die Lebensbedingungen von Organismen. Einträge von Nährstoffen, Säuren und Schwermetallen, direkte mechanische und chemische Eingriffe in die Böden sowie Eingriffe in den Wasserhaushalt (künstl. Bewässerung, Drainagen) beeinflussen Artenzusammensetzung, Lebensgemeinschaften und deren Vielfalt.

BODENAGRADATION (Anreicherung mit Nährstoffen)

FW	Melioration (Düngung, Kalkung)
LW	Stickstoffeintrag – Eutrophierung
Tourismus	Schneezement als Stickstoffdünger
Gew./Ind.	Stickstoffeintrag – Eutrophierung

BODENDEGRADATION (Versauerung, erhöhte Schwermetallmobilität, Verdichtung, Aushagerung, Erosion)

FW	Bringung (mechanisch), Ganzbaumnutzung (Entzug von Biomasse, Nährstoffen)
LW	Waldweide, Streunutzung, Schnaitelung, Flurbereinigung, Strukturarmut, Erosionsgefährdung (Hecken, etc.)
Tourismus	mechanische Schäden durch intensive Ausübung von Schisport, (auch Planierung, Präparierung), Radfahren, Wandern
Gew./Ind./Verk.	Schadstoffemissionen, Bodenversiegelung, Landschaftsverbauung, Altlasten

VERÄNDERUNG DES WASSERHAUSHALTS (Grundwasserspiegel, Hangwasserzug)

FW	Straßenbau, Bringung, Trockenlegen von Feuchtflächen (Moore etc.) – Drainagen
LW	künstliche Bewässerung, Drainagen, intensive Waldweide
Tourismus	Planierung und Präparierung von Schipisten u. a. Sportanlagen
Gew./Ind./ Verk.	Bau von Wasserkraftwerken, Bodenversiegelung

VERÄNDERUNG DER BODENNUTZUNGSFORM

Der Flächenverbrauch durch Industrie, Siedlung, Verkehr und andere Infrastruktureinrichtungen (Leitungen, Trassen, Deponien etc.) nimmt zu. Die Errichtung von Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie die Aufforstung von Wald verändert Lebensräume und entzieht bestimmten Arten die Existenzvoraussetzungen, wodurch es zu einer Umwandlung der örtlichen Fauna und Flora kommt.

FW	Aufforstungen ehem. Agrarflächen, spontane Wiederbewaldung von Brachen und Almen, Forststraßenbau
LW	Intensivierung/Extensivierung, Nutzungsaufgabe
Gew./Ind./ Verk.	Flächenbeanspruchung für Anlagen (Produktion, Energie), Siedlungs- und Infrastruktureinrichtungen
Tourismus	Touristische Infra- und Suprastruktur

DIVERSITÄTSFÖRDERNDE MASSNAHMEN

Kurz- und längerfristige Aktivitäten und Maßnahmen sollen dem Schutz und der Erhöhung der biologischen Vielfalt dienen. Schutzprogramme für Arten, Populationen, genetische Potenziale und Lebensräume sollen diesem Ziel ebenso gerecht werden wie strukturfördernde Maßnahmen (z. B. Totholzmanagement).

BELASSEN VON TOTHOLZ/WINDWURFHOLZ IM WALD

FW	Umsetzung der Maßnahmen
Naturschutz	Forschung, Anregungen, Vertragsnaturschutz

DURCHFÜHRUNG VON GENERHALTUNGSPROGRAMMEN**EINRICHTUNGEN VON GENERHALTUNGSWÄLDERN**

FW	In situ-Schutz
----	----------------

ANLAGE VON SAMENBANKEN, HERKUNFTSBEZEICHNUNG

FW	Forstpflanzenzüchtung, ex situ-Schutz, homogenes oder heterozygoten Pflanzgut, standortangepasstes Pflanzgut
----	--

EINRICHTUNG VON SCHUTZGEBIETEN**EINRICHTUNG VON NATURWALDRESERVATEN (natürliche Entwicklung ohne Eingriff)****EINRICHTUNG VON NATIONALPARKS (unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten) unter Einbeziehung von Waldflächen****EINRICHTUNG VON NATURSCHUTZGEBIETEN (Totalschutz) unter Einbeziehung von Waldflächen****AUSWEISUNG VON NATURA 2000-GEBIETEN (Verschlechterungsverbot)**

FW	Bereitstellen von Flächen, Betreuung, Aussetzen der Bewirtschaftung (NWR), Durchführung von Biotopschutzmaßnahmen zum Schutz von prioritären Lebensräumen und Arten (Moore, Nassgallen, Feuchtstellen etc.)
LW	Verzicht oder eingeschränkte Nutzung
Jagd	Schutzzweckdienliches Jagdmanagement
Tourismus	Verzicht oder eingeschränkte Nutzung
Gew./Ind./ Verk.	Verzicht oder eingeschränkte Nutzung
Naturschutz	Forschung, Anregung, Kriterien, Umsetzung von Natura 2000 (Flora-Fauna-Habitatrichtlinie, Vogelschutzrichtlinie, prioritäre Lebensräume)

MASSNAHMEN ZUR MINIMIERUNG DER AUSWIRKUNGEN ZUNEHMENDER KLIMAEXTREME (Spätfrost, Dürren, Sturmschäden, Waldbrände) UND VERSCHIEBUNGEN DER KLIMAZONEN (Verbreitungsgrenzen von Waldgesellschaften, Verlust von Habitaten, Populationen, Genen)

Die Auswirkungen einer globalen Klimaerwärmung (Witterungsextreme, Verschiebung der Klimazonen) machen neben einer Schadstoffreduktion aller Sektoren die Förderung stabiler und flexibler Waldstrukturen notwendig.

FW	Förderung stabiler Waldstrukturen, Verwendung geeigneter Provenienzen – Forstpflanzenzüchtung, Baumartenwahl, Beachtung kleinklimatischer Gegebenheiten
LW	Reduktion treibhauswirksamer Gase (Massentierhaltung, Düngung)
Jagd	Anpassung überhöhter Wildbestände – Förderung der Artenwanderung
Tourismus	umweltverträglicher, extensiver Tourismus
Gew./Ind./ Verk.	Schadstoffreduzierung, effizientere Energieausnutzung, Korridore in den Nutzungsflächen (Artenwanderung)
Naturschutz	Forschung, Anregung, Artenschutzprogramme

VERSCHIEBUNG/ÄNDERUNG DES ARTENSPEKTRUMS

Die Entmischung der Arten durch selektiven Verbiss und mechanische Beschädigung von empfindlichen Pflanzenteilen und Individuen können mittelfristig zu Dezimierung und Ausfällen einzelner Arten führen. Die Folge können Änderungen der Konkurrenzgefüge, Artenverarmung und Veränderungen von Artenzusammensetzung und Lebensgemeinschaften sein.

Schädlingsbekämpfungsmittel greifen regulierend in natürliche Kreisläufe ein und können Störungen von Räuber-Beute-Verhältnissen und langfristig Resistenzen verursachen.

ENTMISCHUNG DER ARTEN, ÄNDERUNG DES ARTENGEFÜGES, VERÄNDERUNG VON LEBENSGEMEINSCHAFTEN

FW	wildschadensanfällige Waldstrukturen (Reinbestände, Kahlschlagwirtschaft, einschichtige Bestände, Dickungen, wenig Bodenvegetation), Hochlagenaufforstungen
LW	Waldweide (selektiver Verbiss), Lebens- und Deckungsraumverlust durch Flurbereinigung, Verschlechterung des Äsungsangebots, Artenverarmung und Monotonisierung der Ackerbegleitflora, Einengung der Fruchtfolge
Jagd	selektiver Verbiss, hohe Schalenwildbestände, Beunruhigung durch Jagddruck, trophäenorientierte Bejagungsrichtlinien, Aussetzen nicht heimischer Wildarten
Tourismus	Wildbeunruhigung – Störung der Lebensräume, Verdrängung, Entnahme best. Bodenpflanzen
Gew.Ind.Ver.	indirekte Wirkungen durch Beunruhigung des Wildes (verstärkter Verbiss-/Schälldruck), Siedlungs- und Verkehrsflächen (Kulturfolger, -flüchter), Bedrohung von peripheren und spezialisierten Arten (Lebensraum-, Lokalklimaänderung)

SCHÄDEN AN DER VEGETATION (Stamm, Blattorgane, Wurzeln, Keimlinge) und TIERWELT	
FW	Holzernte, Bringung, Straßen-/Wegebau, wildschadensanfällige Waldstrukturen
LW	Waldweide, Verdrängung von Wild in Waldlebensräume
Jagd	hohe Schalenwildbestände, Beunruhigung durch Jagddruck
Tourismus	Entnahme von Pflanzen(-teilen), div. Sportaktivitäten (Variantenschießen, Mountainbiking), Beunruhigung des Wildes – Verbiss, Schäl, erhöhte Waldbrandgefahr
Gew./Ind./ Verk.	Emissionen (Rauchschäden, direkte Schädigung der Blattorgane, Beeinflussung der Widerstandskraft, Keimkraft von Pollen und Samen, Wurzelwachstum), Baumaßnahmen
WIRKUNG VON SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNG (Störung von Räuber-Beute Verhältnissen, Resistenzen etc.)	
FW	Pestizide
LW	Pestizide
Tourismus	Golfplätze, Schipisten
Verkehr	Eisenbahn, Straßenmeisterei