

Analyse von Vulnerabilität und Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel im Biosphärenpark Wienerwald

2. Version Mai 2012



Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wald- und Boden-
wissenschaften
Institut für Waldbau

Stefan Schörghuber

Werner Rammer

Manfred J. Lexer

Diese Publikation sollte folgendermaßen zitiert werden:

Schörghuber, St., Rammer, W., Lexer, M. J. (2012): Analyse von Vulnerabilität und Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel im Biosphärenpark Wienerwald. Endbericht von StartClim2009.C in StartClim2009: Anpassung an den Klimawandel: Beiträge zur Erstellung einer Anpassungsstrategie für Österreich, Auftraggeber: BMLFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBF

Wien, im Mai 2012

StartClim2009.C

Teilprojekt von StartClim2009

Projektleitung von StartClim2009:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Institut für Meteorologie, Peter Jordan-Straße 82, 1190 Wien

URL: <http://www.austroclim.at/startclim/>

StartClim2009 wurde aus Mitteln des BMLFUW, des BMWF, des BMWFJ und der ÖBf gefördert.

Inhaltsverzeichnis

C-1	Einleitung	4
C-2	Material und Methodik	5
C-2.1	Das Waldökosystemmodell PICUS 1.4	5
C-2.2	Klimadaten	5
C-2.3	Bodendaten	6
C-2.4	Standortseinheiten	6
C-2.5	Bestandesinitialisierung	9
C-2.6	Vulnerabilitätsabschätzung und Analyse	9
C-2.7	Management / Bewirtschaftung	13
C-3	Ergebnisse	15
C-3.1	Vulnerabilität unter BAU Management	15
	<i>C-3.1.1 Gesamt auf Basis aller Indikatoren</i>	<i>15</i>
	<i>C-3.1.2 Vulnerabilität einzelner Ökosystemleistungen unter BAU Management</i>	<i>16</i>
	<i>C-3.1.3 Vulnerabilität einzelner Mischungstypen unter BAU Management</i>	<i>17</i>
C-3.2	Vulnerabilität unter AM Management	18
	<i>C-3.2.1 Gesamt auf Basis aller Indikatoren</i>	<i>18</i>
	<i>C-3.2.2 Vulnerabilität einzelner Ökosystemleistungen unter AM Management</i> --	<i>19</i>
	<i>C-3.2.3 Vulnerabilität einzelner Mischungstypen unter AM Management</i>	<i>21</i>
C-4	Diskussion	23
	Literaturverzeichnis	25
	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	27
	ANHANG	29

C-1 Einleitung

Der Wald im Biosphärenpark Wienerwald stellt ein breites Spektrum an Ökosystemleistungen zur Verfügung. Die nachgefragten Leistungen reichen von der Holzproduktion über Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung bis hin zur Habitatfunktion für viele Arten. Auch die Erholungswirkung spielt aufgrund der Nähe zur Großstadt Wien eine bedeutende Rolle.

Das Ziel der Studie war es, die Vulnerabilität (Verletzlichkeit) der nachhaltigen Erbringung erwünschter Waldökosystemleistungen im Biosphärenpark Wienerwald unter dem derzeitigen Bewirtschaftungskonzept im Klimawandel abzuschätzen. Aufbauend auf dieser Vulnerabilitätsanalyse sollen in einem zweiten Schritt mögliche waldbauliche Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel analysiert werden.

Das Projektgebiet umfasst die Flächen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf AG) im Biosphärenpark Wienerwald (BPWW). Dieses Gebiet erstreckt sich über eine Fläche von ca. 32.000 ha und ist zu einem großen Teil mit von Buche dominierten Mischwäldern bestockt (Abbildung 1).

Da die Ansprüche und Anforderungen bezüglich Ökosystemleistungen am besten von Anspruchsgruppen (Stakeholder) definiert werden können, wurden Stakeholder ins Projekt miteinbezogen. Diese definierten und gewichteten in einem Workshop Indikatoren für die Vulnerabilitätsanalyse aus ihrer jeweils spezifischen Perspektive. Diese Präferenzprofile werden zur Abschätzung der Effekte unterschiedlicher Interessen und Anspruchsniveaus in bezug auf Klimawandel-Impacts verwendet.

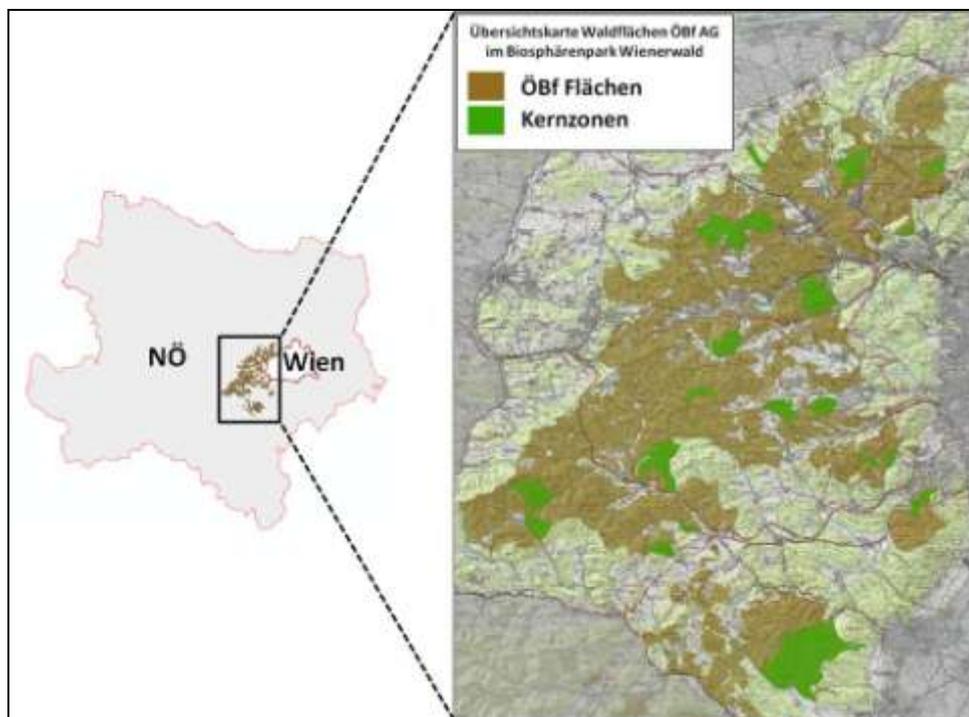


Abb. C- 1: Übersichtskarte Biosphärenpark Wienerwald. braun= Flächen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) im Biosphärenpark Wienerwald. grün= Kernzonen

C-2 Material und Methodik

C-2.1 Das Waldökosystemmodell PICUS 1.4

Das verwendete Waldökosystemmodell PICUS 1.4 (Seidl et al. 2005) ist ein Hybrid aus einem 3D-Patch Modell (Lexer und Hönninger, 2001) und einem physiologischen Prozessmodell (Landsberg und Waring, 1997). PICUS ist ein einzelbaumbasiertes Modell und simuliert dynamisch die Waldentwicklung auf 10 x 10 m Patches. In der vorliegenden Studie wurde das Modell auf 1 ha - Flächen angewendet (100 Patches). PICUS simuliert die Prozesse Verjüngung, Wachstum und Mortalität und verwendet ein detailliertes dreidimensionales Lichtregime. Das Modell ist modular aufgebaut und enthält ein Management-Modul, ein Submodell um Fichten-Borkenkäferschäden abzubilden sowie ein dynamisches Bodenmodul welches Stickstoff- und Kohlenstoffkreisläufe simuliert (Currie et al. 1999, Currie und Nadelhoffer 1999). Durch den einzelbaumweisen Aufbau können in PICUS komplexe Bewirtschaftungsweisen dargestellt werden.

Das Waldökosystemmodell PICUS wurde in vielen Studien erfolgreich angewendet und evaluiert. Dabei reicht das Anwendungsgebiet von der Abschätzung von Waldwachstum bis zur Simulation von Equilibrium-Baumartenzusammensetzungen über lange Zeiträume (Seidl et al. 2005). Ebenfalls wurde PICUS für Vulnerabilitätsabschätzungen nachhaltiger Waldbewirtschaftung im Zusammenhang mit Klimawandel angewendet (Seidl et al. 2011).

C-2.2 Klimadaten

Für die Simulation sind monatliche Werte von Temperatur, Niederschlag, Sättigungsdampfdruckdefizit und Strahlung notwendig. Die verwendeten Klimadaten welche auf REMO-UBA (Jakob et al., 2008) basieren, stammen von Haas und Formayer (2010) und wurden aus einem Vorprojekt („KlimAdapt“) übernommen.

Für den Zeitraum 2001-2100 wurden drei aus den Emissionsszenarien A1B, A2 und B1 abgeleitete transiente Klimaänderungsszenarien sowie ein trendbereinigtes Basisklima basierend auf der Messperiode (1961-1990) verwendet. Räumlich hängen die verfügbaren Klimadaten am Raster der österreichischen Waldinventur.

In Abbildung 2 sind die Änderungen von Temperatur und Niederschlag der drei Klimaänderungsszenarien im Vergleich zum Baselineszenario im Gebiet des Biosphärenparks dargestellt. Die Temperaturzunahmen in den Szenarien A1B und A2 verlaufen ähnlich und heben sich ab dem Dezenium 2030-2040 deutlich vom B1 – Temperaturverlauf ab. Beim Niederschlag fällt vor allem die starke Abnahme zwischen 2050 und 2070 im A1B Szenario auf. Allerdings bleibt die absolute Höhe des Niederschlags noch immer über dem Durchschnitt der Messperiode 1961-90.

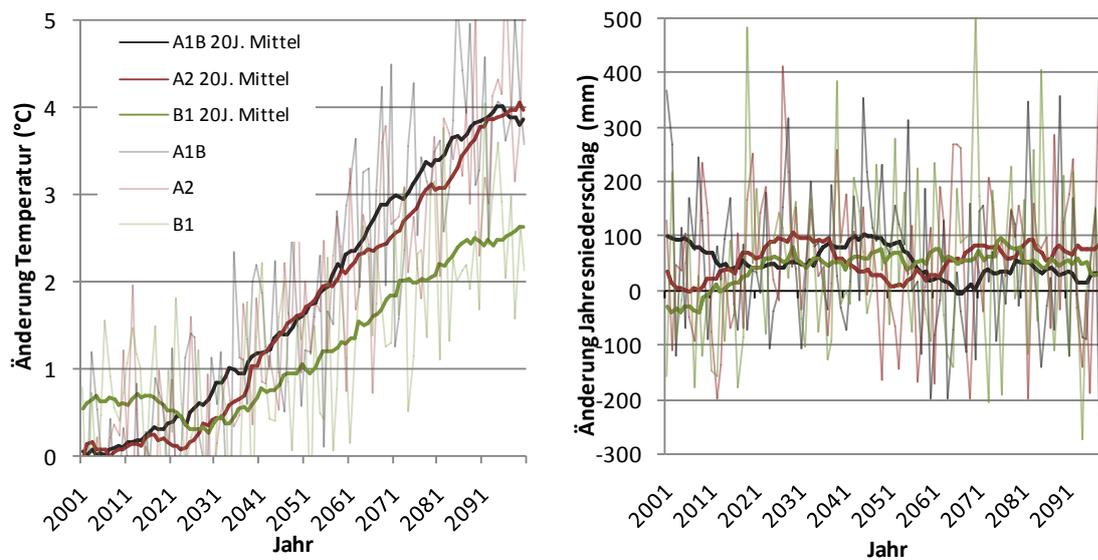


Abb. C- 2: Änderung von Temperatur und Niederschlag in den Klimaänderungsszenarien A1B, A2 und B1 im Vergleich zum Baselineszenario. Mittelwerte über 66 Trakte der österreichischen Waldinventur (ÖWI) im Bereich des Biosphärenparks Wienerwald.

C-2.3 Bodendaten

In der vorliegenden Studie wurde das in PICUS integrierte dynamische Bodenmodul verwendet. Die für die Simulation notwendigen Initialzustände an Bodenkenngrößen wurden aus einer Bodendatenbank basierend auf einer Studie die Bodenmerkmale für die Erhebungspunkte der ÖWI (Österreichischen Waldinventur) schätzt entnommen (Seidl et al. 2009).

C-2.4 Standortseinheiten

Um ähnliche Fälle von standörtlichen Gegebenheiten zusammenzufassen und somit den Simulationsaufwand zu verringern wurde eine Gruppierung zu Standortseinheiten anhand verschiedener Standortmerkmale durchgeführt. Die Gruppierung erfolgte auf Basis der Standortklassifizierung der Österreichischen Bundesforste, der Seehöhe, der Ausscheidung von „Klimaclustern“ sowie der Exposition. Die Definitionen und möglichen Ausprägungen der verwendeten Standortmerkmale sind in Tabelle 1 angeführt.

Tab. C- 1: Für die Definition der Standortseinheiten verwendete Merkmale

Standortsmerkmal	Abkürzung	Beschreibung der Ausprägung
Standorts-klassifizierung der ÖBf (Weinfurter 2004)	1	Feinerdearme Rendzinastandorte (Karbonat Wienerwald)
	2	Mittelgründige Karbonatstandorte (Karbonat Wienerwald)
	3	Tonerdereiche Karbonatstandorte (Karbonat Wienerwald)
	4	Tiefgründige, tonreiche, im Oberboden kalkarme Standorte (Karbonat Wienerwald)
	5	Mäßig frische, bodensaure Standorte (Flysch Wienerwald)
	6	Frische bis sehr frische Hangstandorte (Flysch Wienerwald)
	7	Verebnungsstandorte mit Staunässeinfluss (Flysch Wienerwald)
Exposition/Neigung	N	Exposition N, NO, NW sowie Hangneigung $\geq 20^\circ$
	S	Exposition S, SW, SO sowie Hangneigung $\geq 20^\circ$
	other	alle übrigen Fälle
Seehöhe	300m	Standorte zwischen 250-349m Seehöhe
	400m	Standorte zwischen 350-449m Seehöhe
	500m	Standorte zwischen 450-549m Seehöhe
	600m	Standorte zwischen 550-649m Seehöhe
	700m	Standorte zwischen 650-749m Seehöhe
	800m	Standorte zwischen 750-849m Seehöhe
Klimacluster	1	jede 100m Seehöhenstufe wurde mit Hilfe einer Clusteranalyse in zwei Klimacluster unterteilt
	2	

Basis für die Ausscheidung der Standortseinheiten bildet das Standortklassifizierungssystem der Österreichischen Bundesforste (Waldbauhandbuch, Weinfurter 2004). Im gesamten Untersuchungsgebiet werden sieben Standortgruppen unterschieden. Vier davon befinden sich im südlichen Teil mit Kalk als Grundgestein (1-4). Die restlichen drei Gruppen (5-7), im nördlichen Wienerwald, haben Flysch als Untergrund. Da sowohl die sieben Standortgruppen, als auch die in Kapitel 2.3 beschriebenen Bodendatensätze durch Informationen über Bodentyp, Wasserhaushalt, Wüchsigkeit, Gründigkeit und Lage charakterisiert sind, konnte eine Zuteilung der für die Simulation notwendigen Bodendaten erfolgen.

Weiters wurde versucht den Biosphärenpark in möglichst homogene Klimastraten einzuteilen, und somit die Klimainformation zu bündeln. In einem ersten Schritt wurden die im Bereich des Biosphärenparks Wienerwald liegende ÖWI Erhebungsflächen auf denen die Klimainformation vorhanden war ausgewählt und nach der Seehöhe stratifiziert. Ausgewählt wurden jene ÖWI Probeflächen die direkt auf Flächen des Untersuchungsgebietes liegen oder innerhalb eines 5km Puffers. Die Auswahl ergab 66 Probeflächen. In Abbildung 3 sind die Waldflächen der ÖBf im Biosphärenpark Wienerwald, sowie die 66 ÖWI Erhebungspunkte dargestellt. Die Stratifizierung nach der Seehöhe erfolgte in 100m Schritten und lässt sich mit der starken Korrelation der Seehöhe mit Temperatur und Niederschlag begründen. Um nicht nur die vertikalen Muster des Klimas in den Klimastraten zu erfassen, sondern auch die horizontalen, wurde innerhalb jeder Seehöhenstufe eine Clusteranalyse durchgeführt. Die Clusteranalyse erfolgte anhand des Partitionsverfahrens „kmeans“ und wurde mit der Statistiksoftware R durchgeführt (R Development Core Team, 2007). Die verwendeten

Variablen waren der Jahresniederschlag, der Sommerniederschlag (Summe Juni, Juli, August), die Jahresmitteltemperatur sowie die Julitemperatur. Bis auf die Seehöhenstufe „800m“ führte die Clusterung zu jeweils 2 Clustern je Seehöhenstufe. Es ergaben sich demnach 11 Klimastraten wobei jeweils der Klimadatensatz des Centroidpunktes für die Simulation verwendet wurde. Die Zuteilung welcher Bestand zu welchem Klimacluster gehört erfolgte anhand des dem Bestand nächst gelegenen ÖWI Punktes (bzw. dessen Clusterzugehörigkeit). Um die verschiedenen klimatischen Voraussetzungen auf Nord- und Südhängen zu berücksichtigen wurden drei Expositionsausprägungen unterschieden. Den nord- und südexponierten (siehe Tabelle 1) Flächen wurden monatspezifische Temperaturdifferenzen zu- bzw. abgeschlagen. Diese Temperaturzu- bzw. Abschläge basieren auf Lexer und Hönninger (1997)

In Summe ergeben sich im Untersuchungsgebiet 141 verschiedene Standortseinheiten, d.h. alle vorkommenden Kombinationen von Standortgruppe (ÖBf), Seehöhe, Klimacluster und Exposition.

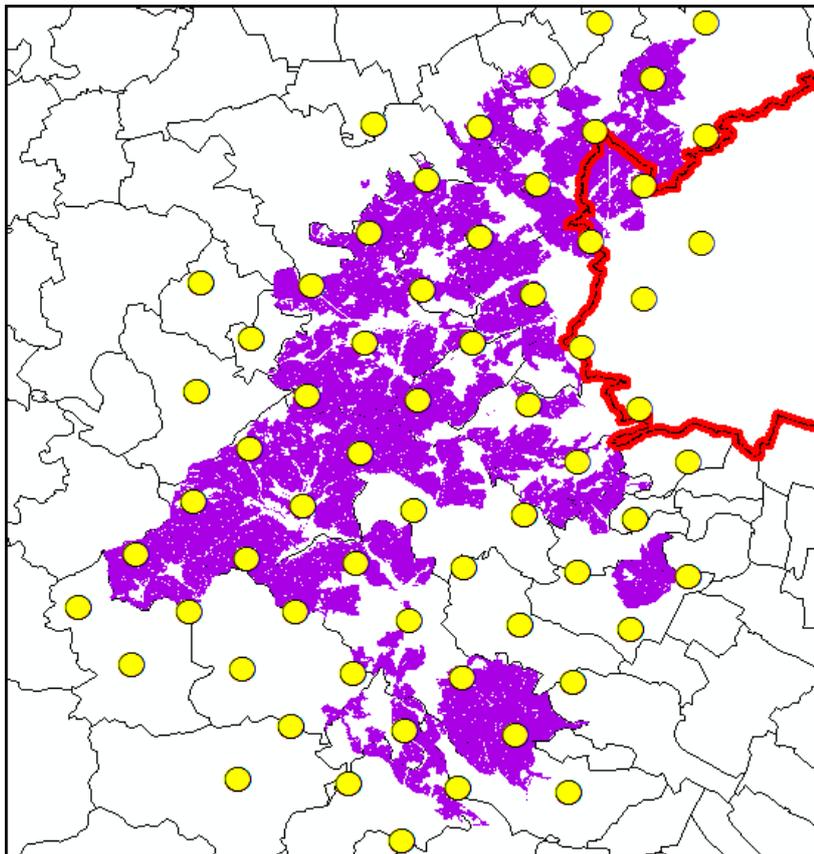


Abb. C- 3: Flächen der Österreichischen Bundesforste im Biosphärenpark Wienerwald, sowie die Lage der Probeflächen der Österreichischen Waldinventur die für die Klimastratifizierung verwendet wurden

C-2.5 Bestandesinitialisierung

Da es nicht sinnvoll ist, ähnliche Fälle jeweils in eigenen Simulationsruns abzuhandeln, wurden die Informationen über den Bestandeszustand zu Bestandesgruppen zusammengefasst. Die einzelne Simulation von allen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Beständen würde ein realistisches Maß an Rechenzeit bei weitem übersteigen. Für diese Stratifizierung wurden die Forsteinrichtungsdaten der Österreichischen Bundesforste verwendet. Die Bestandesgruppen sind über folgende Attribute definiert:

- Mischungstyp: 21 Typen verschiedener Baumartenzusammensetzung
- Alter: 3 Klassen (A1: ≤ 40 Jahre; A2: > 40 und ≤ 80 Jahre; A3: > 80 Jahre)
- Bonität: 2 Klassen (jeweiliger Grenzwert ist baumartenspezifisch)
- Bestand in Verjüngungsphase: 2 Ausprägungen ja/nein

Die häufigsten Mischungstypen im Untersuchungsgebiet sind Buchen- bzw. Buchenmischbestände. Bei der Altersstratifizierung wurden die Grenzen aus dem Blickwinkel der Bestandesbehandlung gesetzt. Während die Klasse A1 durch Pflegemaßnahmen geprägt ist, fallen in die zweite Klasse die meisten Durchforstungen. Die Bestände in der Klasse A3 sind meist in der Dimensionierungs- bzw. Verjüngungsphase. Der Bonitätsgrenzwert ist baumartenspezifisch festgelegt und orientiert sich am grundsätzlichen Massenleistungsniveau der jeweiligen Baumart. Befinden sich Bestände gerade in einer Naturverjüngungsphase (zB Schirmschlagverfahren) so wurden diese Bestände extra ausgeschieden.

In einem nächsten Schritt wurden auf Basis der ÖBf-Stichprobeninventurdaten die Initialbestände für die Simulation generiert. Für die jeweiligen Bestandesstraten wurden baumartenspezifische Durchmesserverteilungen mit Hilfe einer Weibull-Funktion approximiert. Weiters wurden die Stammzahl je Baumart und Bestandesstratum bestimmt. Durch ziehen aus der Durchmesserverteilung und mit Hilfe von berechneten Höhenkurven erhält man Initialbestände als Liste von Baumindividuen mit Durchmesser-, Höhen- und Baumartinformation.

Würde man nun die Bäume räumlich zufällig anordnen würden in der Simulation insbesondere relativ kleine Bäume aufgrund von Lichtmangel sterben. Um dieses Problem zu lösen wird ein spezieller Algorithmus verwendet welcher die einzelnen Baumpositionen iterativ so lange ändert bis diese Positionen in Hinblick auf das Lichtregime optimiert sind.

C-2.6 Vulnerabilitätsabschätzung und Analyse

Das im Zuge dieser Studie verwendete Vulnerabilitätskonzept basiert auf Luers (2005) und Seidl et al. (2011). In Abbildung 4 ist das Konzept schematisch dargestellt. Die Abschätzung von Klimawandelfolgen erfolgt in diesem Konzept anhand von Indikatoren. Diese Indikatoren wurden im Zuge eines Stakeholderworkshops ausgewählt. Die Gruppe von Stakeholdern bestand aus Vertretern der Österreichischen Bundesforste, des Biosphärenparks Wienerwald, von Naturschutz NGO's, des Tourismus und des Landesforstdienstes NÖ. Die ausgewählten Indikatoren werden entweder der Kategorie „Sensitivität“ (x-Achse) oder der Kategorie „Zustand“ (y-Achse) zugeordnet. Indikatoren, die Ökosystemleistungen beschreiben, werden in Hinblick auf ihre Sensitivität gegenüber Veränderungen unter Klimawandelbedingungen beurteilt. Deshalb werden hier zur Beurteilung der Klimawandelfolgen die relativen Änderungen

zwischen Referenzklima ohne Klimawandel und den Klimawandelszenarien als Maß herangezogen. Indikatoren welche sich auf systemimmanente Kapazitäten beziehen werden der Kategorie „Zustand“ zugeordnet. Änderungen auf der „Sensitivitäts-Achse“ können sowohl positiv (z.B. höherer Erholungswert im Klimawandel) als auch negativ (z.B. geringere Produktivität) sein. Bei negativen Änderungen wird zwischen geringer, mittlerer und hoher Vulnerabilität unterschieden. Je ausgeprägter die negative Änderung auf der Sensitivitätsachse und je geringer die Kapazitäten auf der Zustandsachse, desto höher ist die Vulnerabilität. Ein sowohl unter dem Referenzklima als auch einem Klimawandelszenario simulierter Bestand kann nun in dem in Abbildung 4 dargestellten Vulnerabilitätsdiagramm verortet werden. Natürlich kann sich die Position des Bestandes über die Zeit ändern (schematisch dargestellt für drei Zeitpunkte). In der vorliegenden Untersuchung wurde die Vulnerabilität für drei Analyseperioden bestimmt: Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100.

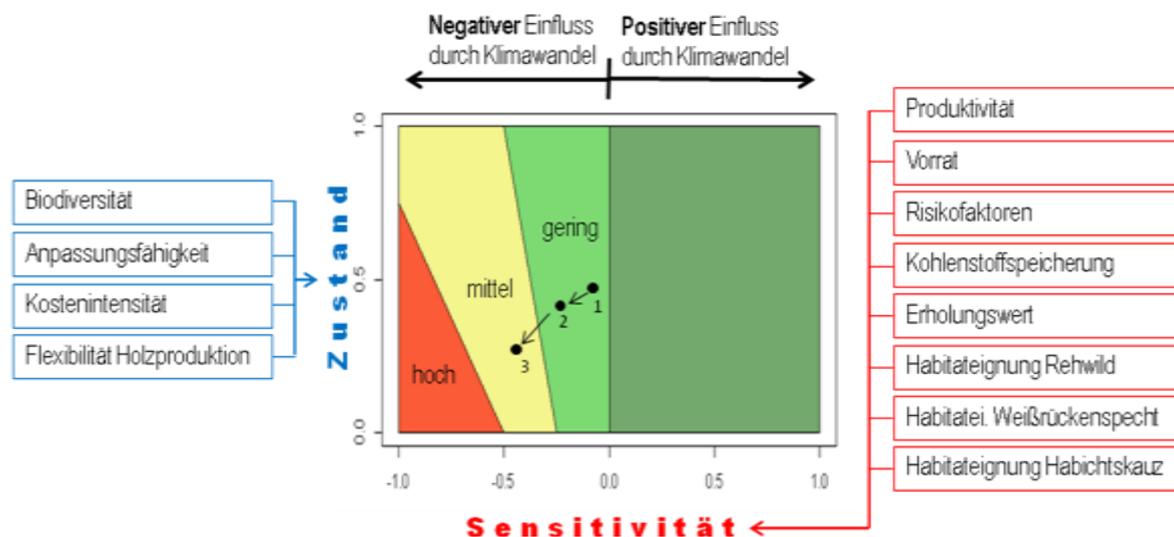


Abb. C- 4: Schematische Darstellung des angewandten Vulnerabilitätskonzepts basierend auf Luers (2005) und Seidl et al. (2011).

In Tabelle 2 sind die verwendeten Vulnerabilitätsindikatoren kurz beschrieben. Im Anhang findet sich eine detaillierte Beschreibung. Die Indikatoren Risikofaktoren, Biodiversität, Anpassungsfähigkeit und Kostenintensität sind über Subindikatoren definiert. Die Basisdaten für die Berechnung der einzelnen Indikatoren stammen direkt aus der Simulation mit PICUS 1.4. Für manche Indikatoren wurden eigene Submodelle angewandt bzw. entwickelt. Für die Abschätzung der Prädisposition gegenüber Rindenbrütern an Buche und Eschentriebsterben wurden einfache Modelle erstellt. Bezüglich Wind- und Schneebruchschäden wurde das Prädispositionsmodell aus dem Vorprojekt „ADAPT“ (Seidl et al. 2011) übernommen. Für die Ableitung eines Erholungswertes in Abhängigkeit von Bestandeseigenschaften wurde ein Modell von Brändli und Ulmer (2001) verwendet. Der verwendete Rehwildhabitatindex ist eine modifizierte und vereinfachte Variante des Rehwildhabitatmodells von Vospornik und Reimoser (2008). Für die Entwicklung der Habitategnungsindikatoren beim Weißrückenspecht und beim Habichtskauz wurden externe Experten beigezogen. Beim Weißrückenspecht war das Gabor Wichmann von Birdlife Österreich, beim Habichtskauz war es Richard Zink, von der Veterinärmedizinischen Universität Wien und Leiter des Habichtskauz-Wiederansiedlungsprojekts. Die physiologische Toleranz der Baumartenmischung wurde mithilfe eines Habitategnungsmodells von Seidl et al. (2011) basierend auf Steiner und Lexer (1998) abgeschätzt.

Tab. C- 2: In der vorliegenden Studie verwendete Vulnerabilitätsindikatoren

Indikator/ Subindikator	Beschreibung
Produktivität	Änderung im periodischen Derbholzzuwachs unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Vorrat	Änderungen der mittleren Vorratshöhe unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Risikofaktoren	
Schäden durch Ips typographus	Änderung des durch den Borkenkäfer Ips typographus verursachten Schadholzanteil an der Gesamtproduktivität unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Prädisposition Rindenbrüter an Buche	Änderung der Prädisposition von Rotbuchen gegenüber dem Kleinen Buchenborkenkäfer sowie dem Buchenprachtkäfer unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Prädisposition Eschentriebsterben	Änderung der Prädisposition gegenüber Eschentriebsterben in Abhängigkeit vom Eschenanteil unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Prädisposition Windwurf / Schneebruch	Änderung der Prädisposition gegenüber Windwurf und Schneebruch unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Kohlenstoffspeicherung	Änderung im Kohlenstoffspeicher (ober- und unterirdisch) in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Erholungswert	Änderung des Erholungswertes unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Habitateignung Rehwild	Änderung der Habitateignung unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Habitateignung Weißrückenspecht	Änderung der Habitateignung unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Habitateignung Habichtskauz	Änderung der Habitateignung unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima
Biodiversität	
Baumartendiversität	Baumartendiversität ausgedrückt durch den Shannon Index
Totholz stehend	Menge an stehendem Totholz, getrennt für zwei Dimensionsklassen: Klasse 10-20cm und Klasse >20cm
Totholz liegend	Menge an liegendem Totholz
Anpassungsfähigkeit	
Physiologische Toleranz der Baumartenmischung	Eignungswert aus Baumarteneignungsmodell
Flächendeckungspotential	Flächendeckungspotential der Baumartenmischung auf Basis des Flächendeckungspotentials durch Naturverjüngung und der Reaktionsfähigkeit durch Kronenausbau
Kostenintensität	
Holzerntekosten	Kosten für die Holzernte
Waldbaukosten	Kosten für Waldbaumaßnahmen
Flexibilität Holzproduktion	Flexibilität der Holzproduktion in Abhängigkeit von der Stellung des Bestandes im Produktionszeitraum

Um die Präferenzen der Stakeholder in Hinblick auf die unterschiedlichen Indikatoren zu erheben und darauf aufbauend diese zu einer Gesamtvulnerabilität zu aggregieren, gewichteten die Stakeholder im bereits erwähnten Workshop die Indikatoren. Jeder Stakeholder konnte die Gewichte für die zuvor festgelegten Indikatoren einzeln vergeben. Somit ist es möglich die Vulnerabilitätsanalyse für die Präferenzen spezifischer Stakeholdergruppen durchzuführen. Für die vorliegenden Ergebnisse wurden die Gewichte der ÖBf-Stakeholder verwendet. In Abbildung 5 ist das Gewichtungprofil für zwei unterschiedliche Stakeholdergruppen abgebildet.

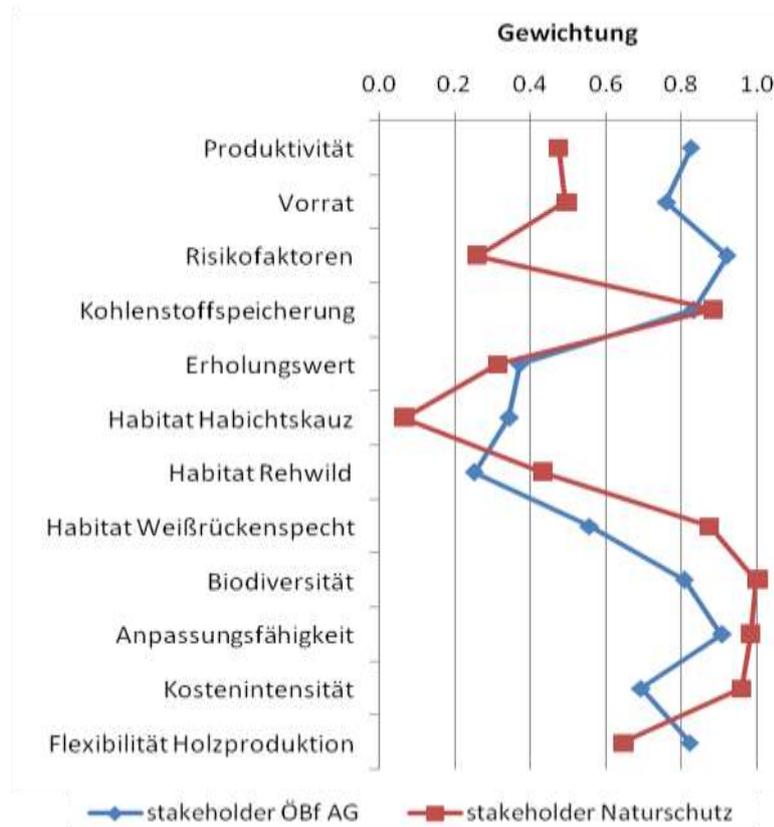


Abb. C- 5: Profil der Indikatorgewichtung der internen ÖBf-Stakeholder sowie der Stakeholder von Naturschutz NGO's. Je höher die Gewichtung desto wichtiger der Indikator.

Um den funktionalen Zusammenhang zwischen Änderungen der Sensitivitätsindikatoren und den tatsächlichen Änderungen auf der Sensitivitätsskala zu definieren, wurden von den internen Stakeholdern Schwellenwerte definiert. Ein erster Schwellenwert wird dort gesetzt wo die Wahrnehmung einer Änderung beginnt, ein zweiter dort wo die Toleranzschwelle der internen Stakeholder erreicht wird. Durch eine enge bzw. weite Definition der Schwellenwerte kann somit der Grad der Sensitivität eines Indikators gegenüber Änderungen im Klimawandel bestimmt werden.

C-2.7 Management / Bewirtschaftung

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, soll in einem ersten Schritt die Vulnerabilität der nachhaltigen Erbringung wichtiger Ökosystemleistungen unter derzeitiger Bewirtschaftung erfolgen. Die Informationen um diese im Folgenden als „Business as usual“ (BAU) bezeichnete Bewirtschaftung in der Simulation umzusetzen wurden einerseits aus dem Waldbauhandbuch der Österreichischen Bundesforste entnommen und andererseits in einem zweiten Workshop erhoben. An diesem zweiten Workshop nahmen nur „interne Stakeholder“ wie Förster oder Biosphärenparkmanager der ÖBf teil, welche für die tatsächliche Bewirtschaftung im Untersuchungsgebiet verantwortlich sind.

Nach der Simulation und Vulnerabilitätsanalyse unter BAU-Bewirtschaftung wurden darauf aufbauend zwei adaptive Managementszenarien mit dem Ziel einer besseren Anpassung an den Klimawandel entwickelt. Im Adaptiven Management 1 (AM1) soll die Anpassung an den Klimawandel mittels Baumartenwechsel erfolgen. Im adaptiven Managementszenario 2 (AM2) wird neben dem Baumartenwechsel auch mehr Strukturdiversität und Totholz angestrebt. In Tabelle 3 sind für die wichtigsten und häufigsten Mischungstypen alle drei Bewirtschaftungsszenarien kurz charakterisiert. Der mit Abstand häufigste im Untersuchungsgebiet vorkommende Mischungstyp ist der Buchentyp. Deshalb haben hier Änderungen der Bewirtschaftung große Bedeutung für den gesamten Biosphärenpark.

Tab. C- 3: Charakterisierung der simulierten Bewirtschaftungsszenarien anhand der wichtigsten Mischungstypen

BAU	AM1	AM2
Buchenbestände		
Naturverjüngung mittels verkürztem Schirmschlagverfahren (2 Hiebe) Folgebestand: v.a. Buche	Naturverjüngung von Buche und Pflanzung von Eiche und Hainbuche Folgebestand: Buchen-Eichen-Hainbuchenmischwald	Naturverjüngung von Buche mittels Femelschlagverfahren Folgebestand: v.a. Buche Förderung von stehendem Totholz durch ringeln beim ersten Femeleingriff
Fichten-Buchen Bestände / Fichten-Laubholz Bestände		
Förderung von Fichte	Förderung von Buche bzw. anderem Laubholz	Förderung von Buche bzw. anderem Laubholz
Fichten Bestände		
Kunstverjüngung mit Fichte und zum Teil Lärche	je nach Standort Kunstverjüngung mit Douglasie, Lärche oder Eiche/Hainbuche	je nach Standort Kunstverjüngung mit Lärchen-Mischbeständen oder Eiche/Hainbuche/Ahorn

Lärchen-Buchen Bestände / Buchen-Eichen Bestände		
Naturverjüngung ähnlich Buchentyp Förderung der Eiche / Förderung der Lärche	Naturverjüngung ähnlich Buchentyp Förderung der Eiche / Förderung der Lärche	Naturverjüngung mittels großflächigem und verkürztem Femelbetrieb Förderung der Eiche / Förderung der Lärche
Fichten-Mischbestände		
Förderung der Fichte	Förderung von Lärche und Laubholz	Förderung von Lärche und Laubholz

C-3 Ergebnisse

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse unter verschiedenen Bewirtschaftungs- und Klimaszenarien dargestellt. Konkret sind die Anteile von Flächen mit positiven Änderungen, als auch von Flächen mit geringer, mittlerer und hoher Vulnerabilität dargestellt (siehe Abbildung 4). Die Flächenanteile beziehen sich auf das gesamte Untersuchungsgebiet. Die Analyseperioden sind wie folgt definiert: Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100.

C-3.1 Vulnerabilität unter BAU Management

C-3.1.1 Gesamt auf Basis aller Indikatoren

Wie bereits erwähnt, wurde in einem ersten Schritt die Vulnerabilität bereitzustellender Ökosystemleistungen unter derzeitiger Bewirtschaftung (BAU) analysiert. In Abbildung 6 sind die Flächenanteile der einzelnen Vulnerabilitätskategorien für die drei simulierten Klimaänderungsszenarien dargestellt. Dabei wurden als Basis alle beschriebenen Indikatoren verwendet. In allen drei Klimaänderungsszenarien erhöht sich mit fortschreitendem Klimawandel der Anteil an Flächen mit mittlerer Vulnerabilität. Am deutlichsten ist dies im A1B Szenario ausgeprägt. Die Flächen mit positiven Änderungen im Klimawandel reduzieren sich im A1B Szenario stark. Im A2 Szenario gibt es eine Zunahme und im B1 bleiben diese Flächen relativ konstant über die Zeit. Setzt man diese Ergebnisse in Relation zu den Niederschlagsentwicklungen (siehe Abbildung 2), so zeigt sich eine Korrelation mit den Vulnerabilitätsergebnissen. In Perioden mit hohen Niederschlägen ist die Vulnerabilität tendenziell geringer bzw. der Anteil an Flächen mit positiven Änderungen höher.

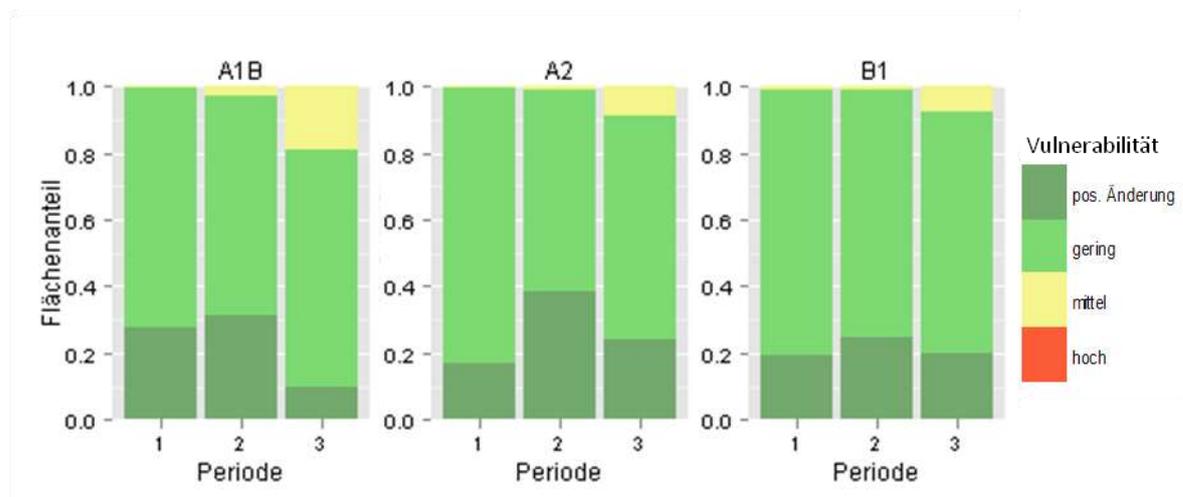


Abb. C- 6: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter BAU Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).

C-3.1.2 Vulnerabilität einzelner Ökosystemleistungen unter BAU Management

Neben der Vulnerabilität auf Basis aller angeführten Indikatoren können für eine detailliertere Analyse auch einzelne Ökosystemleistungen betrachtet werden. In Abbildung 7 sind die Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für drei ausgewählte Ökosystemleistungen dargestellt. Die Holzproduktion ist ein gewichtetes Aggregat aus den Indikatoren Produktivität, Vorrat und Risikofaktoren. Die Habitategnung bezieht sich auf die beiden Vogelarten Weißrückenspecht und Habichtskauz. Für diese Betrachtung der Ökosystemleistungen wurde das Klimaänderungsszenario A1B als „worst case“ verwendet.

Bei der Holzproduktion ist ein deutlicher Trend über die Zeit, hin zu höherer Vulnerabilität zu beobachten. Insbesondere in der letzten Analyseperiode steigt der Anteil an Flächen mit mittlerer Vulnerabilität und die Flächen mit positiven Änderungen reduzieren sich stark. Auch bezüglich der Kohlenstoffspeicherfunktion gibt es im Klimawandel Veränderungen. In der letzten Analyseperiode steigen die Flächen mit hoher Vulnerabilität an. Generell ist in den Flächen mit mittlerer und hoher Vulnerabilität ein hoher Anteil an von Fichten dominierten Beständen zu finden. Ebenfalls haben aber auch andere Mischungstypen auf trockenen Standorten einen bedeutenden Anteil an diesen Flächen. Bei der Habitategnung zeigt sich in allen drei Perioden keine Klimasensitivität.

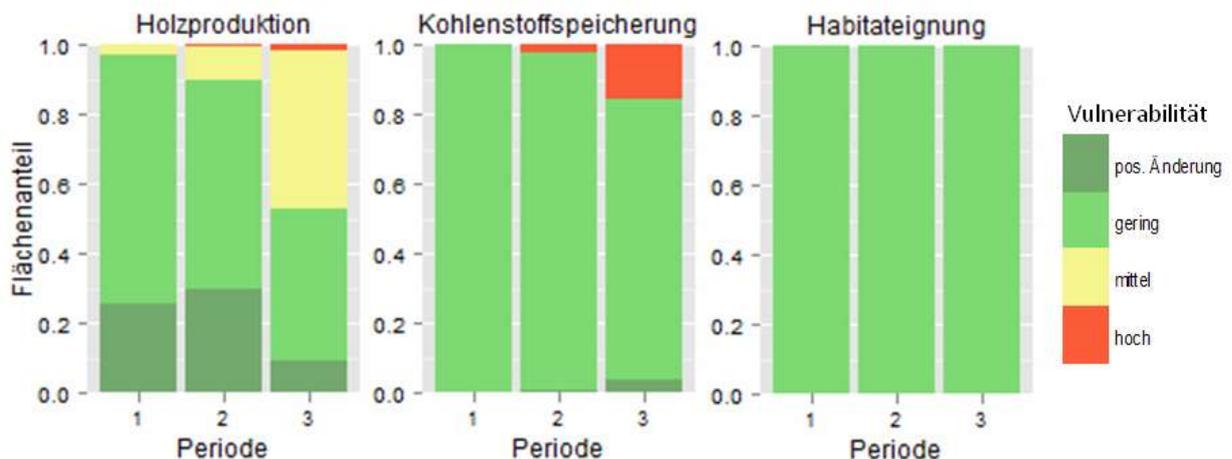


Abb. C- 7: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitategnung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter BAU Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.

C-3.1.3 Vulnerabilität einzelner Mischungstypen unter BAU Management

Betrachtet man die Vulnerabilität einzelner Mischungstypen so zeigt sich, dass verschiedene Mischungstypen unterschiedlich verletzlich sind. In Abbildung 8 sind die Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse exemplarisch für drei unterschiedliche Mischungstypen im Klimaänderungsszenario A1B angeführt. Verwendet wurde das gesamte Indikatorenset. Die stärkste Änderung in Richtung höherer Vulnerabilität zeigt sich bei den Fichten-Nadelholzmischbeständen. Eine leichte Verschiebung mit fortschreitendem Klimawandel ist bei den Buchenbeständen zu beobachten. Die trockenheitstoleranten Eichenbestände zeigen kaum Änderungen über die Zeit.

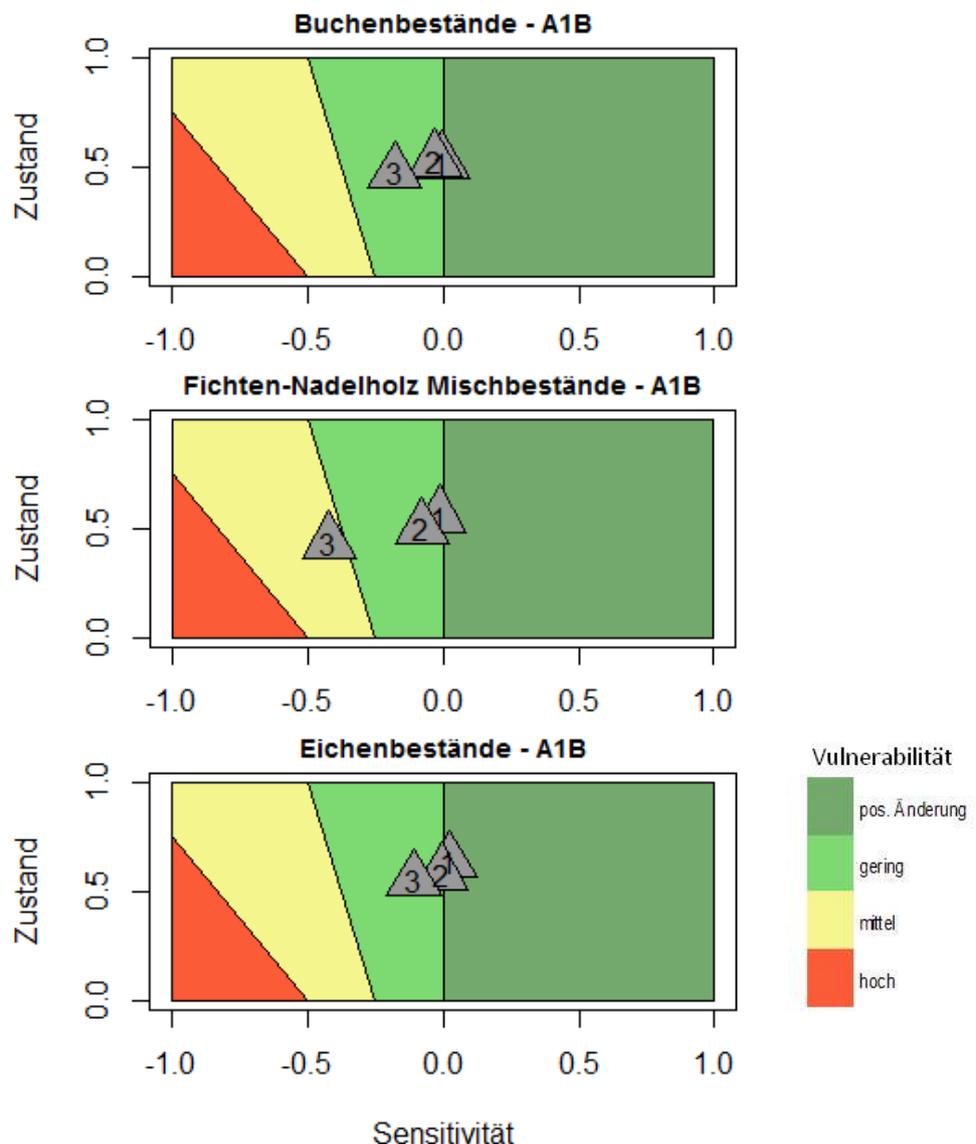


Abb. C- 8: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter BAU Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100)

C-3.2 Vulnerabilität unter AM Management

C-3.2.1 Gesamt auf Basis aller Indikatoren

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vulnerabilitätsanalyse unter BAU Bewirtschaftung wurden zwei mögliche adaptive Managementoptionen (AM1, AM2) entwickelt und analysiert.

In Abbildung 9 sind die Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse unter AM1 Bewirtschaftung dargestellt. Im Vergleich mit dem BAU Szenario (Abbildung 6) zeigt sich, dass die Anteile an Flächen mit mittlerer Vulnerabilität geringer sind sowie die Flächen mit positiven Veränderungen tendenziell höher sind. Vor allem in der Periode 3 sind deutliche Effekte der Anpassungsstrategie unter AM1 zu beobachten.

Unter AM2 Bewirtschaftung sind die Flächen mit mittlerer Vulnerabilität ein wenig geringer als unter BAU (Abbildung 10). Generell sind bei einem Vergleich der BAU und AM2 Bewirtschaftung nur geringe Unterschiede zu erkennen.

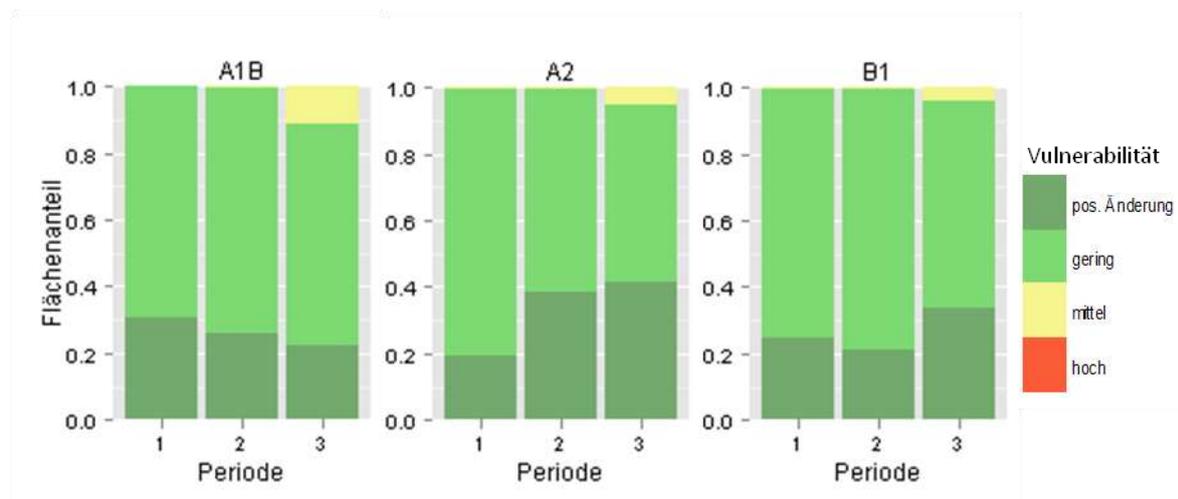


Abb. C- 9: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM1 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).

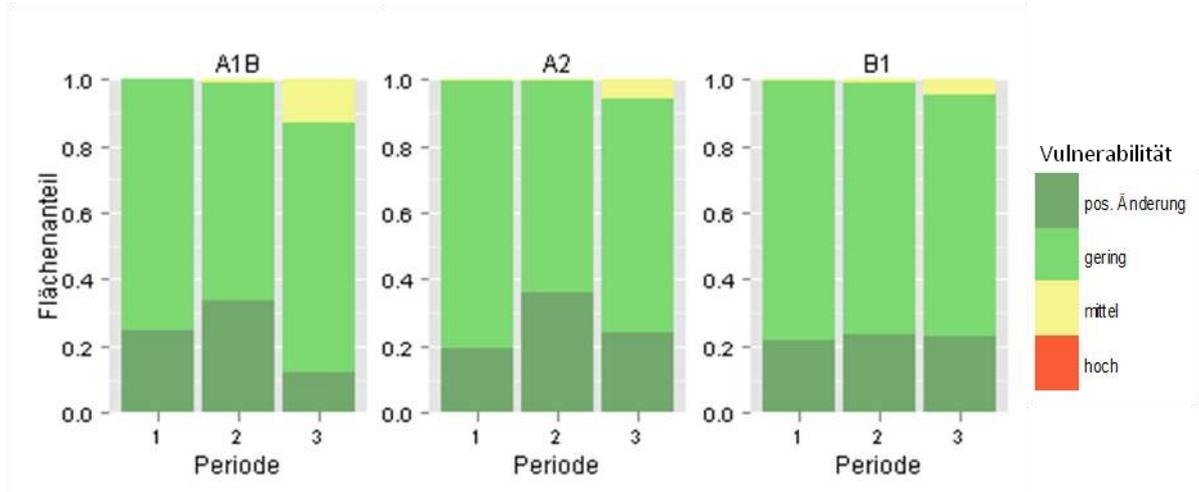


Abb. C- 10: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM2 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).

C-3.2.2 Vulnerabilität einzelner Ökosystemleistungen unter AM Management

In Abbildung 11 sind die Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für die drei ausgewählten Ökosystemleistungen unter AM1 Bewirtschaftung dargestellt. Im Vergleich mit dem BAU Szenario (Abbildung 7) ist die Vulnerabilität bei den Ökosystemleistungen Holzproduktion und Kohlenstoffspeicherung deutlich reduziert. Die Habitateignung zeigt wiederum keine Klimasensitivität.

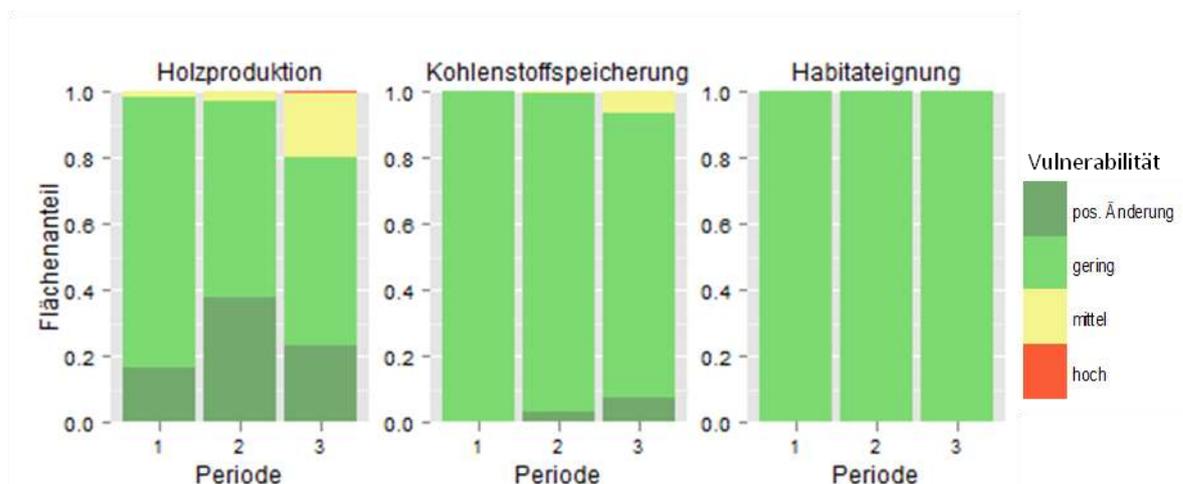


Abb. C- 11: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitateignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM1 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.

Im AM2 Szenario zeigen sich wie schon bei Betrachtung der Vulnerabilität auf Basis aller Indikatoren nur geringe Anpassungseffekte im Vergleich zur BAU Bewirtschaftung. (Abbildung 12)

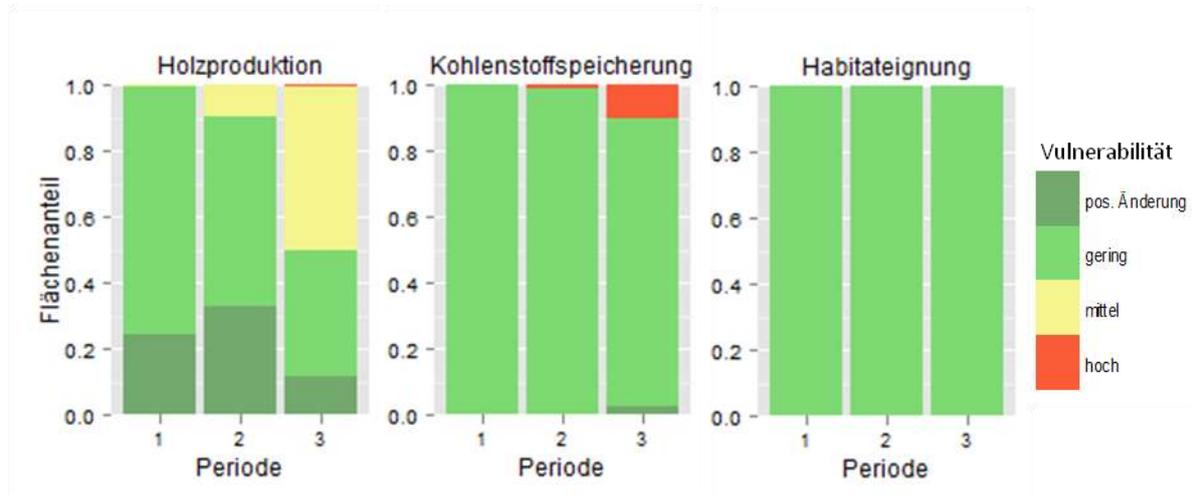


Abb. C- 12: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitateignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM2 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.

C-3.2.3 Vulnerabilität einzelner Mischungstypen unter AM Management

Im Vergleich mit den Mischungstypenspezifischen Ergebnissen unter BAU Bewirtschaftung (Abbildung 8) zeigen sich unter AM1 Management deutliche Effekte der Anpassungsstrategie. In Abbildung 13 sind bei allen Mischungstypen nur sehr geringe Änderungen über die Zeit zu beobachten. Bei den Eichenbeständen gibt es keinen Unterschied zum BAU Szenario, da hier die Bewirtschaftung nicht umgestellt wurde.

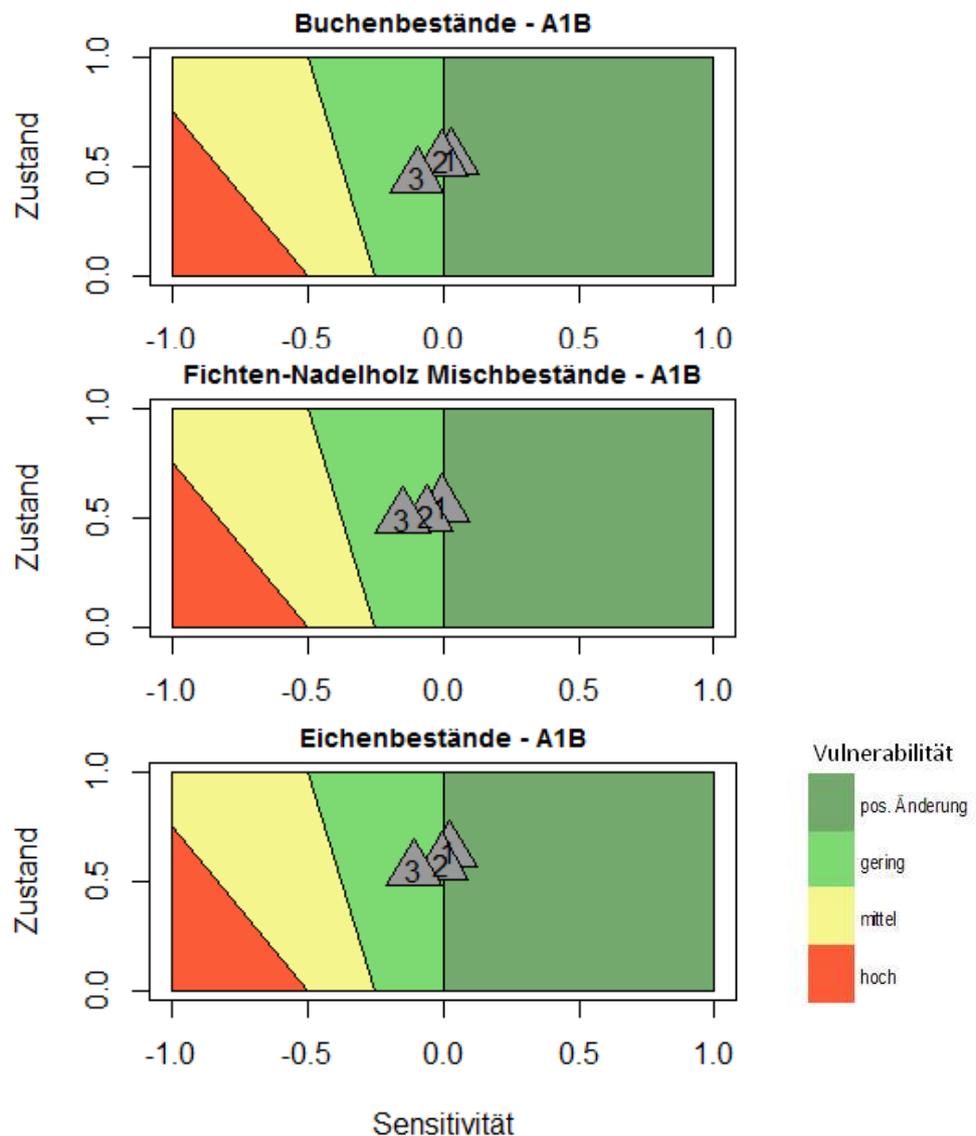


Abb. C- 13: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter AM1 Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100)

In Abbildung 14 sind die Mischungstypenergebnisse unter AM2 Bewirtschaftung dargestellt. Eine bessere Anpassung und eine damit verbundene geringere Vulnerabilität im Vergleich zur BAU Bewirtschaftung ist nur bei den Fichten-Nadelholz Mischbeständen zu beobachten. Bei den Eichenbeständen wurde im Unterschied zur BAU Bewirtschaftung die Umtriebszeit von 160 Jahren auf 200 Jahre verlängert.

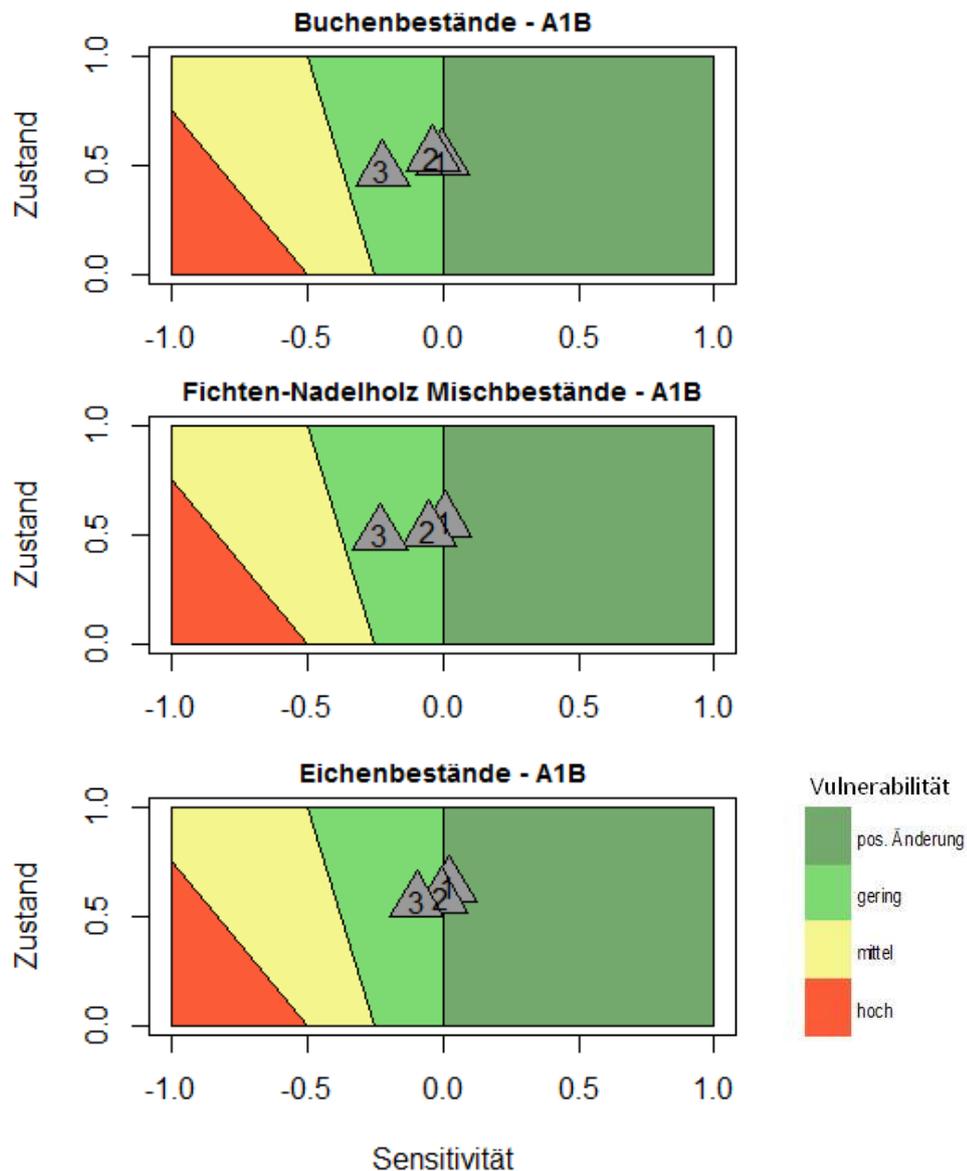


Abb. C- 14: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter AM2 Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100)

C-4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen je nach Klimaänderungs- bzw. Bewirtschaftungsszenario, Analyseperiode und betrachteter Bezugseinheit unterschiedliche Vulnerabilität in Hinblick auf die bereitzustellenden Ökosystemleistungen im Biosphärenpark Wienerwald.

Bei Berücksichtigung aller Indikatoren zeigt sich, dass der Großteil des Untersuchungsgebietes unter BAU Bewirtschaftung eine geringe Vulnerabilität aufweist. Jedoch nehmen insbesondere im A1B Szenario (worst case) die Flächen mit mittlerer Vulnerabilität zu und die Flächen mit positiven Änderungen stark ab. Da es sich um ein relativ großes Untersuchungsgebiet handelt, ist zu berücksichtigen, dass auch Änderungen auf 20% der Fläche über 6000ha Wald betreffen. Ein Grund für die zu Beginn generell geringe Vulnerabilität ist die Bestockung eines großen Teils des Biosphärenparks mit zumindest an die heutigen bzw. vergangenen Klimabedingungen gut angepassten von Buchen dominierten Wäldern. Buchenwälder zählen im Bereich des Biosphärenparks Wienerwald zur potentiell natürlichen Waldgesellschaft (Kilian et al. 1994).

Betrachtet man die Korrelation zwischen den Vulnerabilitätsergebnissen und den Jahresniederschlägen so fällt auf, dass in der vorliegenden Untersuchung Trockenheit ein wichtiger Einflussfaktor für die Vulnerabilität ist. Insbesondere bei einem Vergleich A1B vs. A2 Szenario in der letzten Analyseperiode fällt der starke Einfluss des Niederschlags auf. Während beide Szenarien eine sehr ähnliche Temperaturentwicklung aufweisen, ist die Niederschlag in der letzten Periode im A1B etwas geringer. Dies führt zu eindeutig höherer Vulnerabilität im A1B Szenario. Diese starke Niederschlagssensitivität in Kombination mit Unsicherheiten bei der Klimamodellierung muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Über die gesamte Simulationsperiode zeigen alle drei verwendeten Klimaänderungsszenarien höhere Jahresniederschläge als das Referenzklima. Dies ist mit ein Grund für die generell geringe Vulnerabilität im Untersuchungsgebiet.

Bei Betrachtung einzelner Ökosystemleistungen fällt auf, dass die Holzproduktion im Klimawandel mit Abstand am meisten vulnerabel ist. Auch die Kohlenstoffspeicherung wird im Klimawandel negativ beeinflusst. Insbesondere in der letzten Periode steigt die Vulnerabilität. Die Habitateignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz zeigen in der vorliegenden Untersuchung keine Sensitivität im Klimawandel. Dies hat zwei Gründe. Einerseits ist die Definition der Habitateignungsindikatoren an sich wenig klimasensitiv und andererseits sind die Schwellenwerte zur Definition des Einflusses auf der Sensitivitätsachse von den internen Stakeholdern breit gesetzt. Die in den Ergebnissen nicht gezeigten Ökosystemleistungen „Habitateignung Rehwild“ und der „Erholungswert“ weisen nur geringe Sensitivität im Klimawandel auf.

In den Flächen mit mittlerer und hoher Vulnerabilität findet sich ein großer Anteil von Fichtenbeständen. Dies gilt sowohl für die Holzproduktion als auch für die Kohlenstoffspeicherung. Diese Fichtenbestände können als „Vulnerabilitätshotspots“ bezeichnet werden. Solche außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommende Fichtenwälder werden als sekundär bezeichnet. Es haben auch schon andere Studie gezeigt, dass sekundäre Fichtenwälder in Tieflagen gegenüber den Folgen des Klimawandels besonders anfällig sind (Lexer et al., 2002; Seidl et al., 2008). Es finden sich aber auch andere Mischungstypen wie Buchen-Mischwälder in Kombination mit trockenheitsanfälligen Standorten in diesen Vulnerabilitätskategorien.

Beim exemplarischen Vergleich ausgewählter Mischungstypen zeigen die Fichten-Nadelholz Bestände den deutlichsten Trend hin zu höherer Vulnerabilität. Bei den

Eichenbeständen gibt es kaum eine Veränderung im Klimawandel. Da die Eichen besonders trockenheitstolerant sind, ist dies erneut ein Hinweis auf den starken Einfluss von Trockenstress auf die Vulnerabilität.

Die beiden entwickelten möglichen adaptiven Managementoptionen AM1 und AM2 zeigen unterschiedliche Auswirkungen auf die Vulnerabilität. Im Vergleich zum BAU Management kann unter AM1 Bewirtschaftung die Vulnerabilität reduziert werden. Besonders deutlich ist der Anpassungseffekt bei der Ökosystemleistung Holzproduktion. Vor allem die Umwandlung von Fichtenbeständen in besser angepasste Mischungstypen sowie der Umbau von Buchenbeständen zu Buchen-Eichen-Hainbuchen Mischbeständen zeigt Wirkung. Da Buchenbestände der flächenmäßig größte Mischungstyp im Untersuchungsgebiet ist, ist hier der Flächeneffekt nicht zu unterschätzen. Das AM2 Szenario zeigt generell nur eine kleine Verringerung der Vulnerabilität im Vergleich mit der BAU Bewirtschaftung. Nur bei den Fichtenbeständen sind deutliche Verbesserungen zu beobachten. Dass die Anpassungseffekte geringer ausfallen als im AM1 Szenario liegt vor allem daran, dass der große Teil der Buchenbestände nicht in Richtung Buchen-Eichen Mischungen bewirtschaftet wird, sondern die Buchenanteile weitgehend bleiben wie im BAU Management.

Anhand der Ergebnisse konnten sowohl die generelle Verletzlichkeit in Bezug auf die gewünschten Waldökosystemleistungen im Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden, als auch die „Vulnerabilitäts-Hotspots“ identifiziert werden. Weiters zeigen die Ergebnisse, dass durch Anpassungsmaßnahmen die nachhaltige Erbringung dieser Ökosystemleistungen im Biosphärenpark Wienerwald auch mit fortschreitendem Klimawandel möglich ist.

Literaturverzeichnis

- Brändli, U.-B., Ulmer, U. 2001. Recreational Function. In: Brassel, P., Lischke, H. (eds). Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL. 336 pp.
- Currie, W.S., Nadelhoffer, K.J., 1999. Dynamic redistribution of isotopically labeled cohorts of nitrogen inputs in two temperate forests. *Ecosystems* 2, 4-18.
- Currie, W.S., Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D., 1999. Soil detrital processes controlling the movement of ¹⁵N tracers to forest vegetation. *Ecological Applications* 9, 87-102.
- Formayer H., Haas P., 2010. Klimaszenarien. In: Endbericht „KlimAdapt“ – Ableitung von prioritären Maßnahmen zur Adaption des Energiesystems an den Klimawandel. Wien
- Jacob, D., Göttel, H., Kotlarski, S., Lorenz, P., Sieck, K. 2008 Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Umweltbundesamt.
- Kilian, W., Müller, F., Starlinger, F., 1994. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Wien: Forstliche Bundesversuchsanstalt.
- Landsberg, J. J., Waring, R. H. 1997. A generalized model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management*. 95, 209–228.
- Lexer, M.J., Hönninger, K. 1997. Computergestützte Simulation von Waldentwicklungen. Modifizierung und Parametrisierung eines Sukzessionsmodelles. Fachlicher Endbericht. Wien.
- Lexer, M. J., Hönninger, K. 2001. A modified 3D-patch model for spatially explicit simulation of vegetation composition in heterogeneous landscapes. *Forest Ecology and Management*. 144, 43–65.
- Lexer, M. J., Hönninger, K., Scheifinger, H., Matulla, Ch., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M. 2002. The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climate change: a large scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data. *Forest Ecology and Management*. 162, 53-72.
- Luers, A. L. 2005. The surface of vulnerability: an analytical framework for examining environmental change. *Glob Environ Change* 15: 214–223
- R Development Core Team, 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Seidl, R., Lexer, M.J., Jäger, D., Hönninger, K. 2005. Evaluating the accuracy and generality of a hybrid patch model. *Tree Physiology*. 25, 939-951.
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D. & Lexer, M.J. 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management*. 256, 209–220.
- Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J. 2009. Schätzung von Bodenmerkmalen und Modellparametern für die Waldökosystemsimulation auf Basis einer Großrauminventur. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*. 180, 35-44.
- Seidl, R., Rammer, W. and Lexer, M.J. 2011. Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. *Clim. Change*, 106:225–254

Steiner, C., Lexer, M.J. 1998. Ein klimasensitives statisches Modell zur Beurteilung der Baumarteneignung. Forstarchiv 69:92–103

Vospornik, S., Reimoser, S. 2008. Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. Forest Ecology and Management 255, 530-545

Weinfurter, P. 2004. Waldbauhandbuch. Eine Orientierungshilfe für die Praxis. Österreichische Bundesforste AG, Purkersdorf

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungen

- Abb. C- 1: Übersichtskarte Biosphärenpark Wienerwald. braun= Flächen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) im Biosphärenpark Wienerwald. grün= Kernzonen 4
- Abb. C- 2: Änderung von Temperatur und Niederschlag in den Klimaänderungsszenarien A1B, A2 und B1 im Vergleich zum Baselineszenario. Mittelwerte über 66 Trakte der österreichischen Waldinventur (ÖWI) im Bereich des Biosphärenparks Wienerwald. 6
- Abb. C- 3: Flächen der Österreichischen Bundesforste im Biosphärenpark Wienerwald, sowie die Lage der Probeflächen der Österreichischen Waldinventur die für die Klimastratifizierung verwendet wurden 8
- Abb. C- 4: Schematische Darstellung des angewandten Vulnerabilitätskonzepts basierend auf Luers (2005) und Seidl et al. (2011).10
- Abb. C- 5: Profil der Indikatorgewichtung der internen ÖBf-Stakeholder sowie der Stakeholder von Naturschutz NGO's. Je höher die Gewichtung desto wichtiger der Indikator.12
- Abb. C- 6: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter BAU Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).15
- Abb. C- 7: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitataignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter BAU Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.....16
- Abb. C- 8: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter BAU Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100).....17
- Abb. C- 9: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM1 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).18
- Abb. C- 10: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM2 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) und drei Klimaänderungsszenarien (A1B, A2, B1).19
- Abb. C- 11: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitataignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter

AM1 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.....	19
Abb. C- 12: Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit geringer, mittlerer oder hoher Vulnerabilität bzw. positiven Änderungen unter Klimawandelbedingungen für die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Habitataignung für den Weißrückenspecht und den Habichtskauz. Dargestellt sind die Ergebnisse unter AM2 Bewirtschaftung für drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100) im Klimaänderungsszenario A1B.....	20
Abb. C- 13: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter AM1 Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100).....	21
Abb. C- 14: Vulnerabilität einzelner ausgewählter Mischungstypen unter AM2 Bewirtschaftung im Klimawandelszenario A1B. Die Dreiecke markierten die Position im Vulnerabilitätsdiagramm in den drei Analyseperioden (Periode 1: 2010-2025, Periode 2: 2026-2050, Periode 3: 2051-2100).....	22

Tabellen

Tab. C- 1: Für die Definition der Standortseinheiten verwendete Merkmale	7
Tab. C- 2: In der vorliegenden Studie verwendete Vulnerabilitätsindikatoren	11
Tab. C- 3: Charakterisierung der simulierten Bewirtschaftungsszenarien anhand der wichtigsten Mischungstypen.....	13

ANHANG

Detaillierte Beschreibung der verwendeten Indikatoren

1. Produktivität (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Der Indikator „Produktivität“ ist definiert als die Änderung im periodischen Derbholzzuwachs in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima. Verglichen werden die laufenden periodischen Zuwächse.

$$\text{Änderung Produktivität [\%]} = \frac{\text{Zuwachs CC} - \text{Zuwachs BL}}{\text{Zuwachs BL}} * 100$$

CC... Climate Change Szenario

BL... Baseline (=Referenzklima ohne Klimawandel)

2. Vorrat (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Um Auswirkungen auf den stehenden Holzvorrat festzustellen werden die Änderungen der mittleren Vorratshöhe in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima berechnet.

$$\text{Änderung Vorrat [\%]} = \frac{\text{Vorrat CC} - \text{Vorrat BL}}{\text{Vorrat BL}} * 100$$

CC... Climate Change Szenario

BL... Baseline (=Referenzklima ohne Klimawandel)

3. Risikofaktoren (Sensitivität)

Änderung der Schadenshöhe bzw. der Schadprädisposition relativ zum heutigen Klima. Der Indikator „Risikofaktoren“ wird durch Subindikatoren definiert.

3.1 Schäden durch Ips typographus

Beschreibung/Definition:

Durch den Borkenkäfer Ips typographus verursachter Schadh Holzanteil [%] an der Gesamtproduktivität (mittlerer Gesamtzuwachs in der Analyseperiode). Die Borkenkäferentwicklung und die damit verbundenen Schäden werden mithilfe eines in PICUS v1.4 integrierten Submodels (Seidl et al. 2007) dynamisch simuliert.

3.2 Schadprädisposition Rindenbrüter an Buche

Beschreibung/Definition:

Anhand dieses Indikators wird die Prädisposition für den Befall von Rotbuchen durch den **Kleinen Buchenborkenkäfer** [*Taphrorychus bicolor* (Hrbst.)] sowie den **Buchenprachtkäfer** [*Agrilus viridis* L.] abgebildet. Bezüglich der Prädisposition gibt es einen deutlichen Zusammenhang mit Trockenstress. Massenvermehrungen bedürfen geschwächter Bestände. Solche Massenvermehrungen sind in der Vergangenheit immer in und nach Trockenjahren aufgetreten (Schönherr 1983, FVA-BW 2004).

Um diese Abhängigkeit vom Trockenstress abzubilden wird in einem ersten Schritt ein Trockenheitsindikator berechnet. Dieser Trockenheitsindikator ist wie folgt definiert:

$$\text{Trockenheitsindikator}[0 - 1] = 1 - SMI_{resp}^{1 - VPD_{resp}}$$

SMI_{resp} ...Buchen-Responsewert (0-1) in Bezug auf den Soil Moisture Index (Bodentrockenheit)

VPD_{resp} ...Buchen-Responsewert (0-1) in Bezug auf das Vapour Pressure Deficit (Sättigungsdampfdruckdefizit)

Die sich aus Responsefunktionen ergebenden Responsewerte aus dem Waldökosystemmodell PICUS v1.4 drücken die physiologische Reaktion auf Umweltfaktoren aus. In diesem Fall werden sie als Bausteine für einen Trockenheitsindikator verwendet. Die Verknüpfung mittels einer Potenzfunktion führt dazu, dass Bodentrockenheit alleine noch nicht zu einem hohen Indikatorwert (=trocken) führt.

Die SMI und VPD Responsewerte werden in monatlicher Auflösung verwendet. Der Trockenheitsindikator wird für die Monate Juni, Juli und August berechnet und der trockenste Monat für die Berechnung des Prädispositionsindikators herangezogen. Die Ableitung des Prädispositionsindikators auf Basis des Trockenheitsindikators erfolgt durch folgenden funktionalen Zusammenhang (Abbildung 1).

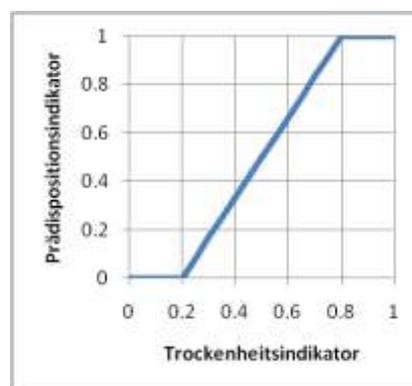


Abbildung 1: Prädispositionsindikator als Funktion des Trockenheitsindikators

Um dem Buchenanteil im Bestand Rechnung zu tragen wird der Prädispositionsindikator mit dem Grundflächenanteil der Buche gewichtet. Die Gewichtung soll die Gesamtprädisposition eines Bestandes ausdrücken der unter Umständen kaum Buchen enthalten kann und somit als Ganzes auch kaum prädisponiert ist.

3.3 Prädisposition Eschentriebsterben

Beschreibung/Definition:

Die Prädisposition ist abhängig vom Eschenanteil in einem Bestand. Gibt es keine Eschen ist der Indikator 0. Sind Eschen vorhanden, so entspricht der Indikator dem Grundflächenanteil der Esche.

In einem reinen Eschenbestand wäre die Prädisposition 1. Die Gewichtung mit der Grundfläche soll die Gesamtprädisposition eines Bestandes ausdrücken. Bei einem Absterben der Eschen in einem Bestand mit wenigen Eschen stellt dies für den Gesamtbestand keine große Gefährdung dar.

3.4 Prädisposition Windwurf und Schneebruch

Beschreibung/Definition:

Die Methode zur Schätzung der Schadanfälligkeit gegenüber Windwurf und Schneebruch wird aus dem Vorprojekt „ADAPT“ übernommen (Seidl et al. 2011). Basierend auf einem Ansatz von Führer und Nopp (2001) wird ein Prädispositionsskalar zwischen 0 (geringe Gefährdung) und 1 (hohe Gefährdung) berechnet. Dabei werden nur Bestandesprädisposition und ausgewählte, klimasensitive Standortfaktoren berücksichtigt. Die einzelnen Faktoren werden gemäß Führer und Nopp (2001) aggregiert um einen Indikatorwert (0-1) zu erhalten. Die für die Faktoren Windwurf berücksichtigten Prädispositionsfaktoren finden sich in Tabelle 1, die für Schneebruch in Tabelle 2.

Tabelle 1: Prädispositionsfaktoren für den Indikator Windwurf und deren operationale Definition in der Simulation mit PICUS. (Seidl 2008)

Indikator Führer und Nopp (2001)	operationale Definition (Simulation)	klimasensitiv
Baumartenzusammensetzung	Anteile der Baumarten an der Bestandesgrundfläche	(ja)
Bestandesoberhöhe (ordinal: 6 Klassen)	Oberhöhe des Bestandes nach Assmann	(ja)
Bonität (ordinal: 3 Klassen)	simulierter dgz	ja
Bodenwasser Winter (für ADAPT modifiziert)	flüssiger Wasserinput in DJF, ordinal in 3 Klassen, Penalty-Points nach Führer und Nopp (2001) Indikator Staunässe	ja
Alterstruktur (nominal: gleichaltrig/ ungleichaltrig)	Ans Management gekoppelt	nein
Ausgangspflanzenanzahl (ordinal: 3 Klassen)	Über das Bewirtschaftungsverfahren (Naturverjüngung/ Kunstverjüngung)	nein
Pflegeregime (nominal: Stammzahlreduktion ja/nein)	Über das Bestandesbehandlungsprogramm bestimmbar	nein
Durchforstungsregime (nominal, 3 Klassen)	Durchforstungsstärke in der Bestandesentwicklung zu- oder abnehmend. Über das Bestandesbehandlungsprogramm bestimmbar	nein
Hiebsruhe (nominal, Dauer und Beginn)	Über das Bestandesbehandlungsprogramm bestimmbar	nein

Tabelle 2: Prädispositionsfaktoren für den Indikator Schneebruch und deren operationale Definition in der Simulation mit PICUS. (Seidl 2008)

Indikator Führer und Nopp (2001)	operationale Definition (Simulation)	klimasensitiv
Baumartenzusammensetzung	Anteile der BA an der Bestandesgrundfläche	(ja)
Bestandesklasse (nominal: 5 Klassen)	i.e. Bestandesentwicklungsphasen (Jungwuchs, Dichtung,...). Definition über den dg, aus der Simulation ableitbar.	(ja)
Bonität (ordinal: 3 Klassen)	simulierter dgz	ja
Nassschneelagen - Seehöhe	Seehöhen-Kategorien aus Führer und Nopp (2001) mittels ÖWI-Klimatologie auf DJF-Temperaturen umgerechnet	ja
Ausgangspflanzenanzahl (ordinal: 3 Klassen)	Über das Bewirtschaftungsverfahren (Naturverjüngung/ Kunstverjüngung) bestimmbar	nein
Pflegeregime (nominal: Stammzahlreduktion ja/nein)	Über das Bestandesbehandlungsprogramm bestimmbar	nein
Stammzahlhaltung (N relativiert mit Oberhöhe; ordinal: 6 Klassen)	N/ha, Oberhöhe nach Assmann über alle Baumarten des Bestandes	(ja)
Grundflächenhaltung (G relativiert mit Oberhöhe, ordinal: 2 Klassen)	G/ha, Oberhöhe nach Assmann über alle Baumarten des Bestandes	(ja)
h/d-Wert (ordinal: 6 Klassen)	Mittlerer Bestandes-h/d; Lorey'sche Mittelhöhe durch dg	(ja)

4. Kohlenstoffspeicherung (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Der Indikator „Kohlenstoffspeicherung“ ist als die Änderung im Kohlenstoffspeicher (C Speicher) in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima definiert. Zum Kohlenstoffspeicher zählen ober- und unterirdische Biomasse (lebende Bäume + stehendes Totholz + Wurzeln) sowie der Boden (Boden Kohlenstoff + liegendes Totholz)

$$\text{Änderung Kohlenstoff [\%]} = \frac{C \text{ Speicher CC} - C \text{ Speicher BL}}{C \text{ Speicher BL}} * 100$$

CC... Climate Change Szenario

BL... Baseline (=Referenzklima ohne Klimawandel)

5. Erholungswert (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Zur Ableitung des Erholungswertindex wird eine leicht modifizierte Variante eines einfachen Modells von Brändli und Ulmer (2001) zur Abschätzung der Erholungswirkung von Wald verwendet. Das Modell wird auf Bestandesebene angewendet und errechnet aus den beiden Parametern „Wuchsklasse“ und „Schichtung“ einen Erholungswert.

In Tabelle 3 sind die Ausprägungen und die dazugehörige Punktezahle der beiden Parameter angeführt.

Tabelle 3: Punktesystem zur Ableitung des Erholungswertes eines Bestandes.

Parameter	Ausprägung	Punkte
Wuchsklasse	Jungwuchs/Dickung	1
	Stangenholz	2
	Schwaches Baumholz	2,5
	Mittleres Baumholz	3
	Starkes Baumholz	4
Schichtung	Gemischt	5
	Einschichtig	1
	Mehrschichtig	3

Die Definitionen der Parameter werden aus der Anleitung zu den Feldaufnahmen des schweizerischen Landesforstinventars übernommen (Stierlin et al. 1994). Die Wuchsklasse definiert sich über den Durchmesser der 100 stärksten Stämme je Hektar (d_{dom})

- Jungwuchs/Dickung $d_{dom} < 12$ cm
- Stangenholz $d_{dom} = 12-30$ cm
- schwaches Baumholz $d_{dom} = 31-40$ cm
- mittleres Baumholz $d_{dom} = 41-50$ cm
- starkes Baumholz $d_{dom} > 50$ cm
- Gemischt Bäume verschiedener Durchmesserklassen, keine Entwicklungsstufe vorherrschend, z.B. Plenterwald

Die Schichtung wird folgendermaßen beschrieben:

- einschichtig Kronen der bestandesbildenden Bäume in der Oberschicht, Kronenschluss horizontal, gleichförmige Bestände. Deckungsgrad Mittel- und Unterschicht je <20%.
- mehrschichtig Zwei- oder mehrschichtig regelmäßig, (meist aufgelockerte) Oberschicht und davon zu unterscheidende Mittel- oder Unterschicht. Deckungsgrad Mittel- oder Unterschicht >20%

Die Umrechnung der sich aus Tabelle 3 ergebenden Punktesumme zu einem Skalar zwischen 0 und 1 erfolgt folgendermaßen:

$$\text{Erholungswert } [0 - 1] = (\text{Punktesumme} - 2) * \frac{1}{6}$$

Der Indikator „Erholungswert“ bezieht sich nicht direkt auf den wie oben beschriebenen Skalar sondern auf die relative Änderung des dieses Erholungswertes in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima:

$$\text{Änderung Erholungswert } [\%] = \frac{\text{Erholungswert CC} - \text{Erholungswert BL}}{\text{Erholungswert BL}} * 100$$

CC... Climate Change Szenario

BL... Baseline (=Referenzklima ohne Klimawandel)

6. Rehwildhabitat (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Zur Abschätzung der Habitatqualität für Rehwild wird eine auf Vospernik und Reimoser (2008) basierende vereinfachte Methode angewendet. In einem ersten Schritt werden auf Bestandesebene vier einzelne Habitatfaktoren (Deckungsschutz, Klimaschutz, Wohnraumeignung, Äsungsangebot) beurteilt. Abweichend von Vospernik und Reimoser (2008) wird nur der Wildökologische Bestandestyp (Reimoser 1986) als Beurteilungsgrundlage herangezogen. Im Kontext eines Sensitivitätsindikators, welcher auf relative Differenzen abzielt, können konstante Faktoren wie Exposition, Mesorelief, Seehöhe, etc. vernachlässigt werden. Da die für die Beurteilung der Nahrungsverfügbarkeit notwendige Simulation der Bodenvegetation mit PICUS nicht möglich ist, wird diese ebenfalls über den Wildökologischen Bestandestyp abgeleitet.

In den Tabellen 4 bis 7 ist die Beurteilung der Eignung in Hinblick auf die einzelnen Habitatfaktoren abgebildet. Dabei wird bei der Beurteilung zwischen Laub- und Nadelwald sowie Sommer und Winter unterschieden. Die Skala der Bewertung bewegt sich zwischen 0 (schlechte Erfüllung des Habitatfaktors) und 100 (sehr gute Erfüllung des Habitatfaktors). Die Beurteilung erfolgte gutachtlich auf Basis von Literaturangaben und Beschreibungen aus Vospernik und Reimoser (2008), Reimoser et al. (2006) und Reimoser (1986). Die einzelnen Habitatfaktoren werden zu einem Maß für die Habitatqualität aggregiert. Die Änderung der Habitatqualität im Klimawandel stellt den Indikatorwert dar.

Tabelle 4: Einschätzung des Deckungsschutzes (0-100) in Abhängigkeit des Wildökologischen Bestandestyps.

Wildökologischer Bestandestyp	Beurteilung Laubwald		Beurteilung Nadelwald	
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Äsungsjungw. / Äsungs-Deckungs-Jungw. <1,3m	50	20	50	30
Deckungsjungwuchs \geq 1,3m	90	40	90	75
Dickung	100	40	100	100
Stangenholz dicht	65	30	75	75
Stangenholz licht	40	10	50	50
Baumholz dicht	40	10	50	50
Baumholz licht	30	10	35	25
Verjüngung mit Altholzüberschirmung	70	20	75	70

Tabelle 5: Einschätzung des Klimaschutzes (0-100) in Abhängigkeit des Wildökologischen Bestandestyps.

Wildökologischer Bestandestyp	Beurteilung Laubwald		Beurteilung Nadelwald	
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Äsungsjungw. / Äsungs-Deckungs-Jungw. <1,3m	25	0	25	15
Deckungsjungwuchs \geq 1,3m	45	10	50	40
Dickung	75	20	85	65
Stangenholz dicht	90	20	100	100
Stangenholz licht	80	15	90	90
Baumholz dicht	85	15	90	90
Baumholz licht	70	15	75	60
Verjüngung mit Altholzüberschirmung	65	10	75	60

Tabelle 6: Einschätzung Wohnraumeignung (0-100) in Abhängigkeit des Wildökologischen Bestandestyps.

Wildökologischer Bestandestyp	Beurteilung Laubwald		Beurteilung Nadelwald	
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Äsungsjungw. / Äsungs-Deckungs-Jungw. <1,3m	60	60	60	40
Deckungsjungwuchs ≥1,3m	80	40	80	60
Dickung	30	10	30	10
Stangenholz dicht	100	80	100	100
Stangenholz licht	100	80	100	100
Baumholz dicht	100	80	100	100
Baumholz licht	100	80	100	100
Verjüngung mit Altholzüberschirmung	75	40	75	50

Tabelle 7: Einschätzung des Äsungsangebots (0-100) in Abhängigkeit des Wildökologischen Bestandestyps.

Wildökologischer Bestandestyp	Beurteilung Laubwald		Beurteilung Nadelwald	
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Äsungsjungw. / Äsungs-Deckungs-Jungw. <1,3m	75	65	65	75
Deckungsjungwuchs ≥1,3m	55	40	40	50
Dickung	20	15	15	15
Stangenholz dicht	10	5	0	0
Stangenholz licht	25	10	10	10
Baumholz dicht	30	15	25	15
Baumholz licht	75	50	75	60
Verjüngung mit Altholzüberschirmung	70	50	50	60

Die deutlichsten Unterschiede in der Beurteilung von Laub- und Nadelwald bestehen bezüglich Klima- und Deckungsschutz im Winter. Durch den Laubabwurf sind die Werte im Winter generell niedriger als in immergrünen Nadelbaumbeständen. Für die Beurteilung eines Bestandes wird der Wildökologische Bestandestyp bestimmt und anschließend die Punkte (0-100) der einzelnen Faktoren mit den Laub- bzw. Nadelbaumanteilen (Grundfläche) gewichtet. Die Lärche wird diesbezüglich wie ein Laubbaum behandelt.

Die Aggregation zu einem Schätzwert der Habitatqualität erfolgt gemäß Vospernik und Reimoser (2008). Hierfür werden in einem ersten Schritt je nach Index und Beurteilung eine Klasse zwischen 1 und 9 zugewiesen. Die Zuweisung der Klassen ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Klassenzuteilung zur Ableitung der Habitatqualität in Abhängigkeit von der Beurteilung der einzelnen Habitatfaktoren (nach Vospernik und Reimoser 2008)

Beurteilung	Äsungsangebot Sommer	Äsungsangebot Winter	Alle anderen Habitatfaktoren
<=5	1	1	1
6-10	2	3	1
11-20	3	5	2
21-30	5	7	3
31-40	7	8	4
41-50	8	9	5
51-60			6
61-70	9	9	7
71-80			8
81-90			
>90	9	9	9

Nach der Bestimmung der Punkteanzahl des jeweiligen Habitatfaktors nach Tabelle 8 wird die Habitatqualität nach folgenden Gleichungen getrennt für Sommer und Winter berechnet. Der kleinere Wert (Minimumverknüpfung) stellt den limitierenden Faktor dar und wird als Jahreswert herangezogen.

$$\text{Habitatqualität}_{\text{Sommer}} = 0.2 * \text{Klasse}_{\text{Deckungsschutz}} + 0.2 * \text{Klasse}_{\text{Klimaschutz}} + \\ 0.3 * \text{Klasse}_{\text{Wohnraumeignung}} + 0.3 * \text{Klasse}_{\text{Äsungsangebot}}$$

$$\text{Habitatqualität}_{\text{Winter}} = 0.1 * \text{Klasse}_{\text{Deckungsschutz}} + 0.3 * \text{Klasse}_{\text{Klimaschutz}} + \\ 0.3 * \text{Klasse}_{\text{Wohnraumeignung}} + 0.3 * \text{Klasse}_{\text{Äsungsangebot}}$$

Die Habitatqualität wird für die räumliche Einheit von Jagdrevieren berechnet. Die Änderung der Habitatqualität in den Analyseperioden unter Klimaänderungsbedingungen relativ zum heutigen Klima wird als Indikator herangezogen.

7. Weißrückenspecht (Sensitivität)

Beschreibung/Definition:

Die Beurteilung der Habitateignung erfolgt so, dass jedem Bestand ein Wert zwischen 0 und 1 zugeordnet wird. Die Entwicklung dieses Subindikators erfolgte gemeinsam mit Gabor Wichmann von Birdlife Österreich als externen Experten. Die Beurteilung zwischen 0 und 1 wird je Analyseperiode aggregiert und den Kategorien „gut“, „mittel“ oder „schlecht“ zugeordnet. Die Veränderung der Kategorie („gut“, „mittel“, „schlecht“) des Bestandes zwischen der Simulation unter Klimawandelbedingungen und der unter Basisklima wird als Sensitivitätsindikator herangezogen.

„K.O.“ – Kriterien

Wird ein K.O. Kriterium nicht erreicht, so ist die Habitateignung mit dem Wert 0 zu beurteilen.

- 1) Baumholzkriterium / Reifegrad: Mit Stämmen >30cm BHD muss eine Überschirmung von mind. 0,4 erreicht werden.
- 2) Totholz: Die Menge an stehendem Totholz (>20cm BHD) muss mind. 10m³/ha betragen.
- 3) Laubholz: Der Grundflächenanteil der Laubholzarten Buche, Ahorn und Hainbuche muss mind. 30% betragen.

Bewertung:

Tabelle 9: Habitatbewertungsschema für den Weißrückenspecht in Abhängigkeit vom Laubholzanteil und der Totholzmenge (Expertenschema Gabor Wichmann)

		Laubholzanteil (Buche, Ahorn, Hainbuche)		
		30-49%	50-89%	>=90%
Totholzmenge (stehend, >20cm BHD)	>30m ³ /ha	0.5	1	1
	20-30m ³ /ha	0.5	0.5	1
	10-20m ³ /ha	0.5	0.5	0.5

Die Übersetzung der numerischen Bewertungen in eine für die jeweilige Analyseperiode aggregierte kategorische Klassifizierung (gut, mittel, schlecht) erfolgt folgendermaßen:

- schlecht : <=0.33
- mittel: 0.34-0.66
- gut: >0.66

8. Habichtskauz (Sensitivität)

8.1 Indikatorberechnung auf Bestandesebene (Basis für Berechnung auf übergeordneter Ebene)

Beschreibung/Definition:

Die Herleitung der Methode zur Beurteilung der Habitatqualität entstand in Zusammenarbeit mit Richard Zink Mitarbeiter am Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie an der Veterinärmedizinischen Universität Wien und Projektleiter des Habichtskauz - Wiederansiedlungsprojektes.

Die Bewertung der Habitateignung erfolgt auf Basis von drei Einflussgrößen: „Dimension & Leaf Area Index“, „Laubholzanteil“ sowie „Grad der Bodenbedeckung“. Die Änderung der Habitateignung unter Klimawandelbedingungen relativ zum Referenzklima ohne Klimawandel wird als Indikatorwert herangezogen.

(1) Dimension & Leaf Area Index:

In Abhängigkeit von der Dimension der relativ stärksten Stämme im Bestand (100 stärkste Stämme/ha) bzw. des Leaf Area Index (LAI) werden Werte zwischen 0 und 1 berechnet. Alternativ dazu wird auch eine Variante in welcher nur die Dimension die Einflussgröße bestimmt angewendet. Nachfolgend wird die Variante Dimension & LAI näher beschrieben. Der LAI ist als Summe der Blattfläche dividiert durch die Bestandesfläche definiert und ist ein Maß für die Blattdichte der Kronen. Die funktionalen Zusammenhänge sind in Abbildung 2 dargestellt. Ausgehend von der Annahme, dass im Altbestand bei einem bestimmten Leaf Area Index die Verhältnisse dem Habichtskauz besonders gut entsprechen, wurde ein Indikator definiert, welcher ausgehend von diesem „Optimalwert“ in beide Richtungen abfällt. Dieser Wert ist von der Lichtökologie der dominierenden Baumart abhängig. Ist der Bestand zu wenig dicht, so resultiert daraus mehr Bodenvegetation bzw. Baum-Verjüngung (Indexanpassung siehe Pkt. 3), welche in weiterer Folge die Jagdbedingungen erschwert. Der „optimale LAI“ wurde aus Simulationsläufen für verschiedene Baumartengruppen abgeleitet und entspricht in etwa einem für den Habichtskauz gut geeigneten Altbestand der jeweiligen Baumartengruppe (Schattbaumarten LAI=3.5, Halbschattbaumarten LAI=3, Lichtbaumarten LAI=2).

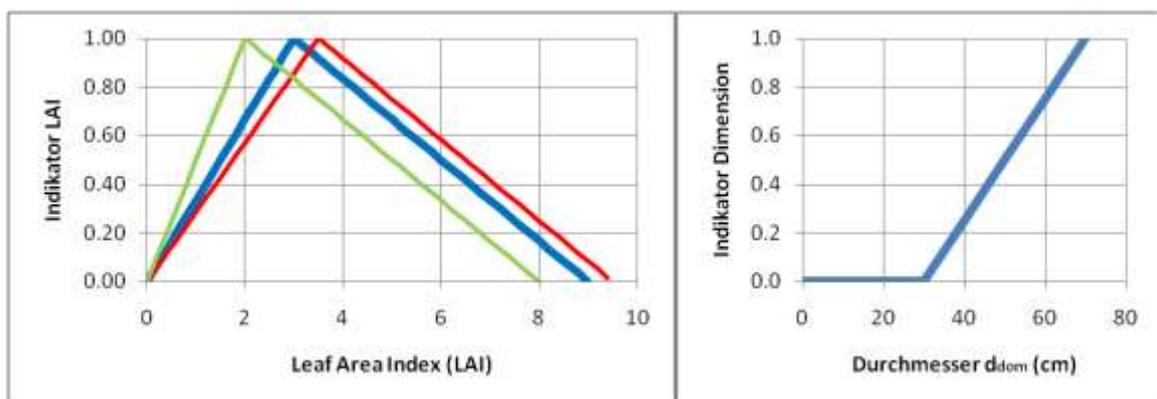


Abbildung 2: Indikatorwerte in Abhängigkeit des Leaf Area Index(LAI) und des BHD der 100 stärksten Stämme je Hektar (d_{dom}). Grün... Lichtbaumarten, Blau... Halbschattbaumarten, Rot... Schattbaumarten

Die Verschneidung (Minimumoperator) mit der Dimension der Stämme ist wichtig, da der LAI von möglichst starken Bäumen kommen soll und die Eignung potentieller Brutbäume vom Durchmesser abhängig ist. Die Indexwerte der beiden Faktoren Dimension und LAI werden durch einen Minimumoperator verknüpft:

$$\text{Dimension \& LAI } [0-1] = \min(\text{Ind. LAI}, \text{Ind. Dimension})$$

Die Größe „Dimension & LAI“ kann Werte zwischen 0 und 1 erreichen. Je nach Höhe wird nach einem expertenmäßig festgelegten Punkteschema eine bestimmte Punkteanzahl für den zu bewertenden Bestand vergeben.

Dimension & Leaf Area Index	0<x≤0.2	0.2<x≤0.4	0.4<x≤0.6	0.6<x≤0.8	0.8<x≤1.0
Punkte	0.000	0.143	0.214	0.286	0.429

(2) Laubholzanteil:

Die Samen von Laubholz (insbesondere Buche und Eiche) stellen eine wichtige Nahrungsquelle für die Beutetiere des Habichtskauzes dar. Die Habitategnung nimmt bis zu einem gewissen Punkt mit dem Anteil an Laubholz zu. Da ein gewisser Nadelholzanteil im Bestand bezüglich Witterungsschutz und Streuung der Samenverfügbarkeit wichtig sein kann, nimmt die Habitategnung ab einem Laubholzanteil von >90% wieder ab.

Laubholzanteil	50%<x≤60%	60%<x≤70%	70%<x≤80%	80%<x≤90%	90%<x≤100%
Punkte	0.000	0.036	0.071	0.143	0.107

(3) Bodenbedeckung durch Verjüngung:

Bedeckung durch Bodenvegetation erschwert das Jagen des Habichtskauzes. Krautige Bodenvegetation kann mit PICUS nicht simuliert werden, weswegen nur Verjüngung berücksichtigt wird. Indirekt fließt jedoch die Bodenvegetation generell im Einflussfaktor „LAI“ mit ein. Je mehr Lichtangebot durch einen niedrigen LAI, desto dichter wird die Bodenvegetation sein. Bei der Berechnung der Bodenbedeckung werden Bäume bis 5m Höhe berücksichtigt. Die Bodenbedeckung wird in PICUS je Patch (10x10m Raster) ermittelt. In solch einem Patch darf je nach Höhe nur eine bestimmte Anzahl von Bäumen stehen um die Jagd des Habichtskauzes nach Beutetieren am Boden zu ermöglichen. Die Verjüngungsbäume werden in drei Höhenklassen eingeteilt: bis 1.3m, 1.31-2m, 2.01-5m. Jedes Individuum in der Verjüngung trägt je nach Höhenklasse einen bestimmten Anteil zur Bodenbedeckung bei (Tabelle 10)

Tabelle 10: Anteil eines einzelnen Stammes an der unterstellten vollen Bedeckung eines Patches (10x10m) in Abhängigkeit von der Höhe.

Höhenklasse	Anteil an voller Bedeckung je Stamm	Anzahl der Stämme je Patch bei unterstellter voller Bedeckung
bis 1.3m	0.01	entspricht 100 Stämmen/Patch
1.30-2.00m	0.03	entspricht 33 Stämmen/Patch
2.01-5.00m	0.1	entspricht 10 Stämmen/Patch

Konkret wird so vorgegangen, dass die Stammzahl mit dem Bedeckungsanteil der jeweiligen Höhenklasse multipliziert wird und die Anteile danach je Patch summiert werden. Beträgt die Bedeckung weniger als 0.5 dann zählt der Patch als bejagbar. Anschließend werden alle bejagbaren Patches zusammengezählt und ergeben den Bodenbedeckungsgrad. Je nach Bodenbedeckungsgrad wird eine unterschiedliche Punkteanzahl vergeben.

Bodenbedeckung	50<x≤75%	25<x≤50%	0≤x≤25%
Punkte	0.000	0.214	0.429

Ausschlusskriterien:

Folgende Ausprägungen der Einflussfaktoren auf die Habitateignung bedeuten den Ausschluss eines Bestandes als Habitat für den Habichtskauz:

- WENN: Dimension & LAI [0-1]=0
- WENN: Laubholzanteil <50%
- WENN: Bodenbedeckung durch Verjüngung >75%

Die Punkte der einzelnen Einflussfaktoren werden je Bestand zusammengezählt und ergeben einen Indexwert zwischen 0 und 1. Je höher der Indexwert desto besser ist die Habitateignung. Die Zuteilung zu Klassen erfolgt folgendermaßen: <0.33=“schlecht“, 0.33-0.66=“mittel“ und >0.66=“gut“.

Anmerkung: Das Modell ist auf die speziellen Verhältnisse im Biosphärenpark Wienerwald d.h. primär für Laubwald dominierte Gebiete angepasst. In Nadelwald dominierten Gebieten, anderer Höhenlage oder geographischer Breite müsste insbesondere der Faktor „Laubholzanteil“ neuerlich angepasst werden!

8.2 Indikatorberechnung auf übergeordneter räumlicher Ebene

Beschreibung/Definition:

Es wird das Lebensraumpotential für Brutpaare berechnet. Die Ableitung des Indikators baut auf der Annahme auf, dass sich die Reviergröße eines Brutpaares je nach Habitatqualität über eine Fläche von 300 bis 1000ha erstrecken kann. Bei der Beurteilung der Habitateignung auf übergeordneter räumlicher Ebene wird dies berücksichtigt. Je nach Habitatqualität bzw. Indexwert (siehe Subindikator 8.1) trägt ein Hektar eines Bestandes mit unterschiedlichem Anteil zu einem Brutrevier bei. Dies bedeutet, dass der Habichtskauz bei gut geeigneten Beständen weniger Fläche für ein Brutrevier benötigt als bei schlecht geeigneten. Die Indexwerte erstrecken sich von 0 bis 1. In Tabelle 13 ist die Größe eines Brutreviers in Abhängigkeit vom Habitatwert (i.e. -index) aufgelistet. Aus der Berechnung:

$$\text{Fläche Bestand [ha]}/\text{Reviergröße [ha]}$$

ergibt sich der Anteil eines Bestandes welchen dieser zu einem Revier beiträgt. Die in die Formel einzusetzende Reviergröße ist wie bereits erwähnt vom Habitatindex des Bestandes abhängig und kann aus Tabelle 11 abgelesen werden. Durch Summierung der Anteile kann die Anzahl an potentiellen Revieren auf der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes berechnet werden.

Tabelle 11: Anteile eines ha Wald an einem Habichtskauz-Brutrevier in Abhängigkeit der Habitateignung

Habitatindex Bestand	Reviergröße [ha]	Anteil an Revier je ha
1.00	300	0.0033
0.93	350	0.0029
0.86	400	0.0025
0.79	450	0.0022
0.71	500	0.0020
0.64	550	0.0018
0.57	600	0.0017
0.50	650	0.0015
0.43	700	0.0014
0.36	750	0.0013
0.29	800	0.0013
0.21	850	0.0012
0.14	900	0.0011
0.07	950	0.0011
0.00	1000	0.0010

Die Änderung der Anzahl an potentiellen Brutrevieren unter Klimawandelbedingungen in Relation zum Basisklima wird als Habitatqualitätsindikator für den Habichtskauz herangezogen.

9. Biodiversität (Zustand)

Der Indikator Biodiversität setzt sich aus drei Subindikatoren zusammen.

9.1 Baumartendiversität

Beschreibung/Definition:

Die Baumartendiversität wird durch Berechnung des Shannon Index bestimmt. Der Index berücksichtigt sowohl die Artanzahl als auch die relative Häufigkeit der jeweiligen Baumarten. Dabei wird die Grundfläche als Maß für den relativen Anteil einer Baumart herangezogen.

$$\text{Shannon Index} = - \sum_{i=1}^n p_i * \ln p_i$$

p_i ... Grundflächenanteil der Baumart i im Bestand

9.2 Totholz stehend

Beschreibung/Definition:

Der Subindikator ist definiert als die Menge an stehendem Totholz [m³/ha]. Das Totholz wird in zwei Dimensionsklassen unterschieden:

- Klasse 10-20cm BHD
- Klasse >20cm BHD

9.3 Totholz liegend

Beschreibung/Definition:

Es wird die Menge an liegendem Totholz in tC/ha erhoben.

10. Anpassungsfähigkeit (Zustand)

Der Indikator „Anpassungsfähigkeit“ ist durch zwei Subindikatoren definiert und drückt die spontane (autonome) Anpassungskapazität in Bezug auf sich verändernde Klimabedingungen in den Analyseperioden aus.

10.1 Physiologische Toleranz der Baumartenmischung

Beschreibung/Definition:

Zur Berechnung dieses Subindikators wird das Baumarteneignungsmodell aus dem Vorprojekt „ADAPT“ herangezogen (Steiner und Lexer 1998, Seidl et al 2011). Basierend auf physiologischen Grundsätzen und unter Verwendung von Klima- und Bodendaten wird ein Wert zwischen 0 und 1 als Maß für die Stressbelastung berechnet.

Für die Ableitung werden folgende Eingangsgrößen verwendet: Temperatur, Bodenfeuchte, Dampfdruckdefizit der Luft, Pseudovergleyung, pH-Wert, C/N-Verhältnis, Durchwurzelung und Gründigkeit des Bodens. Der Eignungswert wird zu drei Kategorien zusammengefasst (gut: ≥ 0.75 ; mittel $0.75 < x < 0.25$; gering: ≤ 0.25) und drückt die baumartenspezifische, autökologische Eignung einer Baumart aus.

Die Berechnung des Eignungswertes erfolgt für jedes Jahr einer Analyseperiode. Der Median innerhalb einer Analyseperiode wird einer der drei Kategorien zugewiesen und stellt somit den Indikatorwert dar. Die Berechnung erfolgt jeweils für die aktuelle, aus der dynamischen PICUS Simulation stammende Baumartenzusammensetzung.

10.2 Flächendeckungspotential

Beschreibung/Definition:

Der Subindikator „Flächendeckungspotential“ setzt sich aus den beiden Faktoren „Flächendeckungspotential durch Naturverjüngung“ und der „Reaktionsfähigkeit Kronenausbau“ zusammen.

Die simulierten Baumarten werden je Faktor in drei Gruppen (hoch=1, mittel=0.5, niedrig=0) aufgeteilt (Tabelle 12). Anschließend werden die Grundflächenanteile jeder Baumart mit der Punktzahl aus der Gruppeneinteilung multipliziert und je Bestand aufsummiert. Die beiden Faktoren werden gemittelt, wobei jedem Faktor das Gewicht von 1/2 zukommt.

Tabelle 12: Gruppeneinteilung der simulierten Baumarten nach Flächendeckungspotential durch Naturverjüngung und Reaktionsfähigkeit durch Kronenausbau.

Gruppeneinteilung nach Flächendeckungspotential durch Naturverjüngung			Gruppeneinteilung nach Reaktionsfähigkeit Kronenausbau		
hoch (1)	mittel (0.5)	niedrig (0)	hoch (1)	mittel (0.5)	niedrig (0)
Schwarzpappel	Lärche	Buche	Buche	Eiche	Schwarzpappel
Birke	Waldkiefer	Eiche	Hainbuche	Douglasie	Birke
Erle	Schwarzkiefer	Tanne	Ahorn	Zerreiche	Esche
Aspe	Esche	Douglasie		Linde	Erle
Hainbuche	Ahorn	Fichte		Ulme	Vogelkirsche
Weide	Ulme	Zerreiche		Sonst. LH	Aspe
	Vogelkirsche	Roteiche		Edelkastanie	Weide
	Linde			Mehlbeere	Fichte
	Sonst. LH			Roteiche	Tanne
	Mehlbeere				Waldkiefer
	Edelkastanie				Schwarzkiefer
					Lärche

Das „Flächendeckungspotential durch Naturverjüngung“ ist eine Funktion aus dem Beginn der Fruktifikation („Mannbarkeitsalter“) und der Häufigkeit des Samentragens. Die Einteilung erfolgte gutachtlich auf Basis von Burschel und Huss (2003). Die Einteilung der Baumarten nach der „Reaktionsfähigkeit Kronenausbau“ erfolgte ebenfalls gutachtlich und bezieht sich vor allem auf den horizontalen Kronenausbau.

11. Kostenintensität (Zustand)

Beschreibung/Definition:

Der Indikator Kostenintensität erfasst die beiden Kostenfaktoren Waldbau [€/ha] und Holzernte [€/fm]. Dabei soll die Kostenintensität der operativen Bewirtschaftung im Kontext der Vulnerabilitätsabschätzung verstanden werden. Wenn bei gleichen Klimaauswirkungen in einem Fall die Bewirtschaftung kostenintensiver ist, so ist auch die Vulnerabilität höher einzuschätzen. Auf Basis von Kostensätzen für waldbauliche Maßnahmen und Holzernteeinsätze der ÖBf werden die Gesamtkosten je Analyseperiode berechnet.

Die Waldbaukosten beziehen sich auf die gesamten Kosten für Bestandesbegründung und Pflege und werden der Analyseperiode zugerechnet in welcher die Bestandesbegründung erfolgt. Für die Berechnung der Holzerntekosten wird das mit den Holzerntemengen gewichtete Mittel über eine Analyseperiode berechnet.

12. Flexibilität Holzproduktion (Zustand)

Beschreibung/Definition:

Die methodische Vorgehensweise wird aus dem Vorprojekt „ADAPT“ (Seidl et al. 2011) übernommen. Die Flexibilität bezieht sich auf die Produktionszeit des Bewirtschaftungsverfahrens und die relative Stellung eines Bestandes in dieser Zeitspanne. Dabei wird davon ausgegangen, dass in Bezug auf die Holzproduktion keine Flexibilität gegeben ist, solange keine sägefähigen Sortimente im Bestand zur Verfügung stehen. Bei Nadelholz ist die Grenze (dg_{min}) für den Anfall von sägefähigen Sortimenten bei $dg \geq 10\text{cm}$ festgelegt, bei Laubholzarten bei $dg \geq 15\text{cm}$. Ab Überschreiten dieser Schwelle steigt die Flexibilität auf den Maximalwert von 1.0 bei Erreichen einer hypothetischen Umtriebszeit. Die Umtriebszeit ist definiert über einen optimalen Durchmesser (dg_{opt}). Für Nadelholz ist der dg_{opt} mit 40cm, für Laubholz außer Eiche mit 55cm und für Eiche mit 65cm festgesetzt. Der funktionale Zusammenhang zwischen Flexibilität und dg ist durch folgende zwei Gleichungen definiert:

$$\text{Hilfsvariable } dg_{max} = dg_{min} + (dg_{opt} - dg_{min}) * 2$$

$$\text{Flexibilität} = \frac{4 * (dg_{max} - dg) * (dg - dg_{min})}{(dg_{max} - dg_{min})^2}$$

In Abbildung 3 ist die Entwicklung des Flexibilitätsindikators über das Bestandesalter exemplarisch für zwei Ertragstafelbestände dargestellt. Der schlechtwüchsige Kiefernbestand erreicht nicht einmal den dg_{opt} und damit die Flexibilität von 1. Der Ansatz ist sowohl sensitiv auf Klima als auch auf Management. Der Medianwert des Bestandes für die Betrachtungsperiode wird zur Beurteilung des Indikators herangezogen.

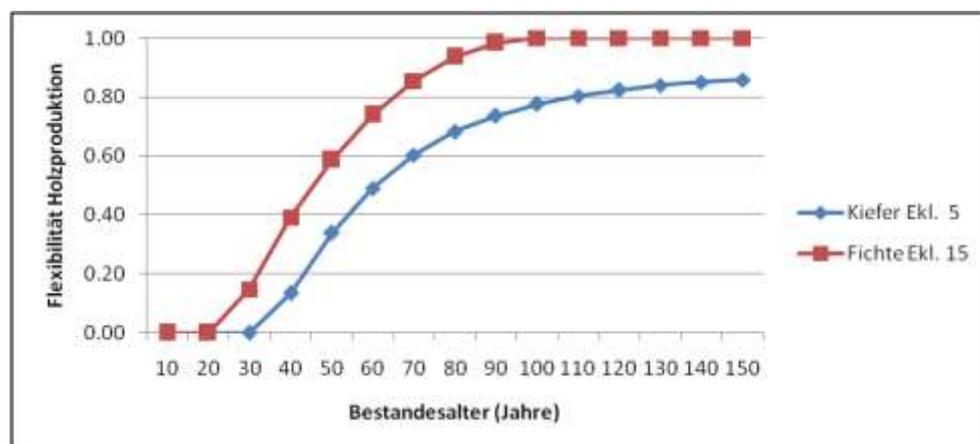


Abbildung 3: Der Indikator „Flexibilität Holzproduktion“ als Funktion des Bestandesalters. Exemplarische Darstellung für Bestandesentwicklungen nach den Ertragstafeln Fichte Bayern und Kiefer Litschau.

Literatur ANHANG:

- Brändli, U.-B., Ulmer, U. 2001. Recreational Function. In: Brassel, P., Lischke, H. (eds). Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL. 336 pp.
- Burschel, P., Huss, J. 2003. Grundriss des Waldbaus – Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. S. 488
- Führer, E., Nopp, U. 2001. Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden. Facultas-Univ.-Verl. Wien, 514S.
- FVA-BW, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 2004. Waldschutz-Info: Rindenbrüter an Buche. Verfügbar in: www.fva-bw.de/publikationen/wsinfo/wsinfo2004_04.pdf [Abgefragt am: 11. 07. 2011]
- Reimoser, F. 1986. Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation der Universität für Bodenkultur. VWGÖ. Wien
- Reimoser, F., Reimoser, S., Klansek, E. 2006. Wild-Lebensräume – Habitatqualität, Wildschadensanfälligkeit, Bejagbarkeit. Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände. Wien, 136S.
- Schönherr, J. 1983. Buprestidae, Prachtkäfer. In Schwenke, W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas. Zweiter Band: Käfer. Verlag Paul Parey Hamburg Berlin, S. 31-55.
- Seidl, R., Baier, B., Rammer, W., Schopf, A., Lexer, M.J. 2007. Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. *Ecological Modelling*. 206: 383-399.
- Seidl, R. 2008. ADAPT – Vulnerabilitätsindikatoren – Beschreibung. Unpubliziert
- Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J. 2011. Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. *Climatic Change* 106:225–254
- Stierlin, H.-R., Brändli, U.-B., Herold, A., Zinggeler, J., 1994. Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Felddaufnahmen der Erhebung 1993–1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Birmensdorf, 204 Seiten.
- Steiner, C., Lexer, M.J. 1998. Ein klimasensitives statisches Modell zur Beurteilung der Baumarteneignung. *Forstarchiv* 69:92–103
- Vospernik S., Reimoser S. 2008. Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management* 255, 530-545