

Ökonomische Bewertung von Schutzwaldpflege und technischen Schutzmassnahmen am Beispiel der Rigi-Nordlehne

ein Beitrag zur Wald-Wild-Diskussion im Schutzwald

Master Thesis

Author(s):

Gasser, Nora

Publication date:

2009

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-005985253>

Rights / license:

In Copyright - Non-Commercial Use Permitted



Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Ökonomische Bewertung von Schutzwaldpflege und technischen Schutzmassnahmen am Beispiel der Rigi-Nordlehne

Ein Beitrag zur Wald-Wild-Diskussion im Schutzwald



Masterarbeit
im Rahmen des Masterstudiengangs
„Wald- und Landschaftsmanagement“
am Departement Umweltwissenschaften
der ETH Zürich

Nora Gasser

Referentin:
Monika Frehner, ETH

Koreferent:
Roland Olschewski, WSL

Koreferent:
Jürg Zinggeler, Jagdverwaltung Kt. Zürich

Mai 2009

***Da wir die Ursachen, das Ziel und den Weg kennen,
so können wir die Verantwortung für eine bessere Pflege von Wald und Wild
auch niemand anderem zur Last legen
als unserer eigenen Generation.***

(Prof. Kurt Eiberle, 1969)

Zusammenfassung

Die Rigi-Nordlehne im Kanton Schwyz ist ein äusserst steiles, felsiges, dicht bewaldetes Gebiet am Rand der Voralpen. Die Wälder an deren Hängen haben eine wichtige Schutzfunktion bezüglich der Naturgefahren Steinschlag, Murgang und Lawinen zu erfüllen. Im Vergleich zu technischen Schutzmassnahmen kann der Wald den Schutz der SBB-Bahnlinie und der Autobahn A4 sehr kostengünstig und effizient erbringen. Bereits seit vielen Jahren ist aber bekannt, dass die Verjüngung der Schutzwälder an der Rigi-Nordlehne durch starken Wildverbiss behindert und in Bezug auf die Tanne in weiten Teilen verhindert wird. Auf Grund des Standortes ist aber ein möglichst hoher Tannenanteil aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung unerlässlich. Durch deren verbissbedingten Ausfall entstehen hohe Kosten für Verbisschutzmassnahmen und technische Schutzmassnahmen, welche die verloren gegangene Waldwirkung zu ersetzen haben. Mit diesen Voraussetzungen stehen die Waldbewirtschaftler an der Rigi nicht alleine da: verbissbedingter Verlust an Schutzwirkung von Gebirgswäldern ist in der Schweiz ein verbreitetes Problem.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Kosten abzuschätzen, welche in den nächsten 50 Jahren für technische Schutzmassnahmen und Verbisschutzmassnahmen im Tannen-Buchenwald an der Rigi-Nordlehne entstehen, wenn der Verbissdruck nicht bald auf ein Niveau gesenkt werden kann, unter welchem auch die Tanne wieder aufwachsen kann. Dabei sollen auch grossflächige Sturmereignisse mit einberechnet werden. Diese Kosten sollen mit den Kosten für die Verbissreduktion mittels jagdlichen Massnahmen verglichen werden.

Dafür wird die Methode der Kosten-Wirksamkeitsanalyse gewählt, deren acht Bearbeitungsschritte als allgemeiner Rahmen dienen. Grundlage für die Massnahmenplanung im forstlichen Bereich ist das Waldentwicklungsmodell RIGFOR aus der Masterarbeit von Golo Stadelmann (Stadelmann 2008). Basierend darauf werden mit dem ESRI ArcGis-Modul „Model Builder“ Modelle erarbeitet, anhand derer simuliert wird wo und zu welchen Zeitpunkten zusätzliche Massnahmen zur Unterstützung der natürlichen Waldentwicklung nötig werden und auch tatsächlich machbar sind. Dabei werden die beiden Szenarien „mit aktuellem Verbissdruck“ und „mit reduziertem Verbissdruck“ verwendet. Weiter werden durch eine einfache Jagdplanung jagdliche Massnahmen hergeleitet. Danach werden fünf denkbare Massnahmenkombinationen definiert, welche rein forstliche, rein jagdliche und kombinierte Massnahmen beinhalten. Pro Massnahmenkombination werden die Kosten, welche zu verschiedenen Zeitpunkten anfallen, abgeschätzt und durch Diskontierung vergleichbar gemacht. Weiter wird Wirksamkeit und Risiko jeder Variante beurteilt. Die Varianten werden miteinander verglichen und der Einfluss der unsichersten Annahmen auf die Resultate in Sensitivitätsanalysen überprüft.

Als Resultat werden bis 2059 zu erwartende Gesamtkosten für Verbauungen gegen Schneebewegungen im Bereich von 3 Mio SFr hergeleitet. Für Verbisschutz, Pflanzungen und jagdliche Massnahmen sind je nach Variante zwischen 90'000.- SFr und 3.3 Mio SFr zu erwarten (bei Diskontierung mit dem gewählten Zinssatz von 2.6%). Dabei wurden nur Kosten, welche zusätzlich zur eigentlichen Schutzwaldpflege und Wildtierbewirtschaftung anfallen, berücksichtigt. Die Variante mit rein jagdlichen Massnahmen ist zwar am günstigsten, erbringt aber keine genügende Wirkung. Rein forstliche Massnahmen kommen mit grossem Abstand am teuersten zu stehen und tragen ebenfalls nur ungenügend zur Zielerreichung bei. Als Variante mit dem besten Kosten-Wirksamkeitsverhältnis wird die Kombination einer starken Bestandesreduktion um 50% mittels Schwerpunktbejagungen, ergänzt mit Verbisschutzmassnahmen an besonders sensiblen Stellen beurteilt. Diese kommt auf 1.6 Mio SFr zu stehen. Eine Kombination von Verbisschutzmassnahmen und einer Bestandesreduktionen um lediglich 20% schneidet deutlich schlechter ab. Eine Verzögerung der favorisierten Variante um 10 Jahre verursacht im Betrachtungszeitraum Mehrkosten von rund 0.8 Mio Franken.

Veränderungen in den getroffenen Annahmen verändern die abgeschätzten Kosten zum Teil deutlich, an der Reihenfolge in der Variantenbeurteilung ändert sich jedoch nichts.

Aufgrund von Schwächen des Modells RIGFOR im Bezug auf den Einfluss hoher Verbisschäden auf die Waldentwicklung werden die Kosten einzelner Massnahmenkategorien systematisch unterschätzt. Das *Verhältnis* zwischen den abgeschätzten Kosten wird indes als durchaus realistisch beurteilt.

Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse hat sich für diese Art von Fragestellung sehr gut bewährt. Auch das GIS-gestützte Vorgehen bei der Planung der forstlichen Massnahmen wird für diese Art von Fragestellung als gut geeignet beurteilt.

Insgesamt wird mit dieser Arbeit gezeigt, dass eine ökonomische Beurteilung von Verbissproblemen möglich ist und es werden sinnvolle Resultate präsentiert, welche vielleicht dazu beitragen können, das dringend zu lösende Verbissproblem an der Rigi-Nordlehne und anderswo zu lösen.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Inhaltsverzeichnis	II
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis	VII
1 Einleitung	1
2 Stand des Wissens	5
2.1 Ökonomischer Hintergrund	5
2.1.1 Wohlfahrtsökonomie und New Public Management	5
2.1.2 Kosten-Wirksamkeitsanalyse	6
2.2 Schutzwald	6
2.2.1 Wirkung des Waldes gegen Naturgefahren	6
2.2.2 Schutzwaldpflege	7
2.2.3 Technische Schutzmassnahmen	8
2.2.4 Die Tanne als wichtige Baumart im Schutzwald	9
2.3 Wild	10
2.3.1 Konkurrenz durch andere Schalenwildarten	11
2.4 Zusammenhänge Wald-Wild	11
2.4.1 Ansprüche des Gamswildes an den Wald	12
2.4.2 Verbiss“schäden“	12
2.5 Management-Strategien im Wald-Wild-Konflikt	17
2.5.1 Förderliche Massnahmen im Wald-Wild-Konflikt	17
2.5.2 Erfolgreich gelöste Beispiele von Wald-Wild-Konflikten	19
3 Untersuchungsgebiet und thematische Eingrenzung	21
3.1 Untersuchungsgebiet	21
3.1.1 Geografische Lage, Eigentumsverhältnisse	21
3.1.2 Geologie und Topologie	22
3.1.3 Hydrologie	22
3.1.4 Schutzwald	23
3.1.5 Wildsituation	23
3.2 Zeitliche und thematische Abgrenzung	23
4 Methoden	25
4.1 Zielanalyse	26
4.2 Erfassung der Nebenbedingungen	27
4.3 Bestimmung der Alternativen	27
4.3.1 Forstliche Massnahmen	27
4.3.2 Vorgehen jagdliche Massnahmen	50
4.3.3 Kombination von forstlichen und jagdlichen Massnahmen	54

4.4	Kostenanalyse	55
4.4.1	Kostenansätze forstliche Massnahmen	55
4.4.2	Kostenansätze Wildteil	60
4.5	Wirksamkeits-Analyse	61
4.6	Zeitliche Homogenisierung	61
4.6.1	Diskontierung	62
4.6.2	Wahl der Zinsrate	63
4.7	Berücksichtigung von Unsicherheiten	64
4.8	Erstellung von Kosten-Wirksamkeits-Matrizen	65
5	Resultate der Situationsanalyse	66
5.1	Naturgefahren an der Rigi-Nordlehne	66
5.2	Schadenpotential und Schutzbauten	66
5.2.1	Schadenpotential	66
5.2.2	Schutzbauten	67
5.3	Schutzwald	70
5.3.1	Charakteristika	71
5.3.2	Schutzfunktion	72
5.3.3	Bestockung	72
5.3.4	Bisherige Holznutzung	74
5.3.5	Störungsregime an der Rigi-Nordlehne	75
5.3.6	Verbissituation	76
5.3.7	Zusammenfassung: Diskussion des Waldzustandes hinsichtlich der Schutzwirkung	77
5.4	Wild	78
5.4.1	Abschussentwicklung	79
5.4.2	Bestandesschätzung für den Wildraum 2	79
5.4.3	Aufteilung der Jagdstrecke in Klassen	81
5.4.4	Lebensraumanalyse	81
5.4.5	Raumnutzungsverhalten	82
6	Resultate und Diskussion	84
6.1	Zielanalyse	84
6.2	Nebenbedingungen	86
6.2.1	Besondere wildökologische Bedeutung	86
6.2.2	Die gesetzlichen Rahmenbedingungen	86
6.2.3	Jagdliche Rahmenbedingungen	87
6.3	Bestimmung der Alternativen	88
6.3.1	Forstliche Massnahmen	88
6.3.2	Jagdliche Massnahmen	131
6.3.3	Kombinierte Massnahmen	139
	Massnahmenpaket III (MP III)	141
6.3.4	Weitere Massnahmen	141
6.4	Kostenanalyse	142

6.4.1	Kosten für forstliche Massnahmen	142
6.4.2	Kosten für jagdliche Massnahmen	144
6.4.3	Kosten für Massnahmenkombinationen	146
6.4.4	Gegenüberstellung der verschiedenen Massnahmen zur Reduktion der Verbisschäden 146	
6.5	Wirksamkeitsanalyse	148
6.6	Zeitliche Homogenisierung	151
6.6.1	Diskontierung der Kosten für forstliche Massnahmen	151
6.6.2	Diskontierung der Kosten für jagdliche Massnahmen	152
6.6.3	Diskontierung der Kosten für kombinierte Massnahmen	152
6.6.4	Übersicht über die diskontierten Kosten	153
6.6.5	Methodenkritik Diskontierung	155
6.7	Berücksichtigung von Unsicherheiten	156
6.7.1	Abzinsungsfaktor	156
6.7.2	Variablen in der Kostenabschätzung für die jagdlichen Massnahmen	156
6.7.3	Sturmflächen	157
6.8	Kosten-Wirksamkeitsmatrix	161
7	Schlussfolgerungen	163
7.1	Schlussfolgerungen bezüglich der Resultate	163
7.2	Schlussfolgerungen in Bezug auf Methode und Vorgehen	167
7.3	Ausblick und Forschungsbedarf	169
	Dank	170
	Literaturverzeichnis	172
	Personenverzeichnis	176
	Verzeichnis der Anhänge	177

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Blick über den Zugersee auf die Rigi-Nordlehne.	1
Abb. 1-2: Blick aus der äusserst steilen Rigi-Nordlehne auf die A4, SBB-Linie und Liegenschaften.	2
Abb. 2-1: Wildschaden am Gandberg (GL) (Quelle: Kupferschmied et al. (2006) in Bugmann 2006)	14
Abb. 2-2: Entstehung von Wildschäden (Reimoser 2006)	15
Abb. 3-1: Untersuchungsperimeter: Tannen-Buchenwald an der Rigi-Nordlehne	21
Abb. 4-1: Grobe Übersicht über das Vorgehen bei der Massnahmenplanung.	30
Abb. 4-2: Verschnitt der Sturmflächen.	33
Abb. 4-3: Übersicht der Reihenfolge und Ergebnisse der GIS-Modelle zur Berechnung der nicht schutzwirksamen Waldflächen (Prozess Schneebewegungen)	38
Abb. 4-4: Unterschätzung der in GIS simulierten Flächen.	39
Abb. 4-5: Übersicht der Reihenfolge und Ergebnisse der GIS-Modelle zur Berechnung der nicht schutzwirksamen Waldflächen (Prozess Rutschungen)	41
Abb. 4-6: Ab dem Berechnungszeitpunkt 2012 wurden die bereits behandelten Flächen von den zum entsprechenden Zeitpunkt zu behandelnden Flächen abgezogen.	42
Abb. 5-1: Geschieberückhaltemauer oberhalb der SBB-Linie Immensee-Arth	67
Abb. 5-2: Waldstandortkarte der Rigi-Nordlehne (Quelle: Waldstandortkartierung, SBB (vergl. Tab. 4-2))	71
Abb. 5-3: Entwicklung des Vorrats in m ³ /ha an der Rigi-Nordlehne von 1925 bis 2004 (Quelle: Hug 2005; angepasst).	73
Abb. 5-4: Anteil Entwicklungsstufen in Prozent der Fläche an der Rigi Nordlehne für die Jahre 1974 bis 2004.	73
Abb. 5-5: Entwicklung der Hauptbaumarten an der Rigi-Nordlehne von 1925 bis 2004 (Quelle: Hug 2005).	74
Abb. 5-6: Nutzungen an der Rigi-Nordlehne in m ³ /Jahr von 1897 bis 2004 (Hug 2005).	75
Abb. 5-7: Zwangsnutzung, Normalnutzung und Jahresnutzung an der Rigi-Nordlehne von 1984/85 bis 2005/06 (Hug 2005).	75
Abb. 5-8: Zählkreise 1-11 (von 15) im Wildraum 2. (Quelle: digitalisiert aus Übersichtsplan, Jagdverwaltung Schwyz)	78
Abb. 5-9: Erfassungskreise für die Abschussdaten im Schwyzer Teil des Wildraums 2. (Quelle: digitalisiert aus Graf et al. (2008a))	79
Abb. 5-10: Entwicklung der Bestandeszählungen und Abschüsse im Wildraum 2 (Kanton Schwyz und Luzern) der Gämse von 1996 bis 2007 (Quelle: Graf et al. 2008a).	80
Abb. 5-11: Abschüsse in den Zählkreisen 101+102 und 103+104 (Quelle: Jagddatenbank 2009, eigene Abbildung).	80
Abb. 5-12: Aufteilung der Jagdstrecke in Geschlechts- und Altersklassen (absolute Werte) für die Jahre 1996-2007 für den Wildraum 2 (Quelle: Graf et al. 2008a).	81
Abb. 5-13: Verteilung der Gamstiere Nord-Süd (Quelle: Jagddatenbank 2009, eigene Auswertung).	83
Abb. 6-1: Ober- und Unterziele der Schutzwaldbewirtschaftung an der Rigi-Nordlehne. Weiss: Ziele der ordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung; Grau: Ziele der ausserordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung	85
Abb. 6-2: Simulierte Sturmflächen.	90
Abb. 6-3: Lückenzellen mit ihren Fließlängen	91
Abb. 6-4: Beispiel für nicht schutzwirksame Stellen (Prozess Schneebewegungen)	92
Abb. 6-5: Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad.	93
Abb. 6-6: Nicht schutzwirksame Flächen 1.	94
Abb. 6-7: Nicht schutzwirksame Flächen 2.	95
Abb. 6-8: Nicht schutzwirksame Flächen 3.	95
Abb. 6-9: Übersicht über die entstehenden kritischen Stellen (Prozess Schneebewegungen), Szenario „reduzierter Wildverbiss“.	97
Abb. 6-10: Beispiel für nicht schutzwirksame Stellen (Prozess Rutschungen)	98
Abb. 6-11: Nicht schutzwirksame Flächen 4. Prozess Rutschungen, Kriterien Systemzustand und Sturm.	99
Abb. 6-12: Nicht schutzwirksame Flächen 5.	100
Abb. 6-13: Nicht schutzwirksame Flächen 6 (Prozess Rutschungen). Kriterium Fichtenanteil im Stangenholz.	100
Abb. 6-14: Nicht schutzwirksame Flächen 7 (Prozess Rutschungen)	101
Abb. 6-15: Räumliche Verteilung der gegen Rutschungen nicht schutzwirksamen Flächen.	102
Abb. 6-16: Verteilung der Systemzustände im Tannen-Buchenwald über die Zeit (Quelle: Stadelmann 2008).	103
Abb. 6-17: Anteile der Entwicklungsstufen bis 2004 (Quelle: Hug 2005).	104
Abb. 6-18: Auswertung Systemzustände RIGFOR.	105
Abb. 6-19: Hypothetische Entwicklung von Sturmflächen bis 2127.	108
Abb. 6-20: Die Tannen-Buchenwaldstufe an der Rigi-Nordlehne.	110
Abb. 6-21: Ergebnis aus dem Modell „pflanzung“.	111
Abb. 6-22: Gleitschneegefährdete Flächen	112
Abb. 6-23: Steinschlaggefährdete Flächen.	113
Abb. 6-24: Flächen, auf welchen Chemischer Verbisschutz möglich ist.	114
Abb. 6-25: Zu ergreifende Massnahmen (Prozess Schneebewegungen).	115
Abb. 6-26: Zu verbauende Rutschflächen.	116
Abb. 6-27: Zu ergreifende Massnahmen (Prozess Wildverbiss).	117
Abb. 6-28: Zu behandelnde Flächen.	119
Abb. 6-29: Total der gegen Schneebewegungen zu behandelnden Flächen.	122
Abb. 6-30: Gegen Schneebewegungen zu behandelnde Flächen, aufgeteilt nach Massnahmen.	122
Abb. 6-31: Räumliche Verteilung der gegen Schneebewegungen zu behandelnden Flächen.	123

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abb. 6-32: Gegen Wildverbiss zu schützende Flächen.	124
Abb. 6-33: Räumliche Verteilung der mit Verbißschutzmassnahmen nicht schützbaeren Flächen (Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“).	125
Abb. 6-34: Gegen Wildverbiss schützbaere Flächen, aufgeteilt nach Massnahmen.	128
Abb. 6-35: Überschneidungen bei den zu behandelnden Flächen.	128
Abb. 6-36: Räumliche Verteilung der mit Verbißschutzmassnahmen schützbaeren Flächen.	129
Abb. 6-37: Bejagungsschwerpunkte auf Grund der Verbißintensität und Prioritäten in der Wiederbewaldung von Blößen.	134
Abb. 6-38: Bestandesreduktion um 20% (Szenario 1).	137
Abb. 6-39: Bestandesreduktion um 50% (Szenario 2).	137
Abb. 6-40: Kosten für Massnahmen gegen Schneebeuugungen unter den Szenarien „aktueller Verbißdruck“ und „reduzierter Verbißdruck“.	143
Abb. 6-41: Kosten für Verbißschutzmassnahmen für das Szenario „mit aktuellen Wildverbiss“	144
Abb. 6-42: Kosten für jagdliche Massnahmen, summiert über den Zeitraum zwischen den Betrachtungszeitpunkten.	145
Abb. 6-43: Zeitliche Verteilung der für jagdliche Massnahmen anfallenden Kosten.	145
Abb. 6-44: Kosten für die Massnahmenpakete I, II und III.	146
Abb. 6-45: Gegenüberstellung der Kosten für die verschiedenen Massnahmenvarianten.	147
Abb. 6-46: Nettobarwert für Verbauungen gegen Schneebeuugungen	151
Abb. 6-47: Nettobarwerte für Verbißschutzmassnahmen	152
Abb. 6-48: Nettobarwerte für die Massnahmenpakete I, II und III.	153
Abb. 6-49: Übersicht über die Nettobarwerte aller Massnahmen.	154
Abb. 6-50: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit den Zinssätzen 1%, 2.6% und 5%.	159
Abb. 6-51: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit verschiedenen Zinssätzen und der Annahme, dass der Anteil der von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen 100% beträgt.	159
Abb. 6-52: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit verschiedenen Zinssätzen und der Annahme, dass der Anteil der von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen 100% beträgt und mit einem doppeltem Zeitaufwand zu rechnen ist.	160

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1: Wildbäche an der Rigi-Nordlehne.	22
Tab. 3-2: Waldflächen der Pro Silva Rigi Nord (Quelle: Hug 2005)	23
Tab. 4-1: In dieser Arbeit verwendete Software	28
Tab. 4-2: In dieser Arbeit verwendete GIS-Daten	29
Tab. 4-3: Kriterien Ia	33
Tab. 4-4: Kriterien Ib	33
Tab. 4-5: Kriterien IIb	34
Tab. 4-6: Lebenszyklus von Fichte, Tanne und Buche im Tannenbuchenwald.	35
Tab. 4-7: Richtwerte für die kritische Hangneigung bezüglich oberflächennahen Rutschungen (Quelle: Frehner <i>et al.</i> 2005)	36
Tab. 4-8: Übersicht über die Kriterien für nicht-schutzwirksame Flächen	37
Tab. 4-9: Übersicht über die Massnahmen, wie sie für die Kostenberechnung in dieser Arbeit eingerechnet wurden.	45
Tab. 4-10: Übersicht über die für Verbauungen gegen Schneebeuugungen relevanten Einflussfaktoren.	47
Tab. 4-11: Kostenansätze.	59
Tab. 4-12: Beispiel für eine Diskontierung in Excel.	63
Tab. 5-1: Waldfunktionen an der Rigi-Nordlehne (Quelle: Hug 2005).	72
Tab. 5-2: Übersicht über die wichtigsten Parameter aus den Bestandesschätzungen (Graf <i>et al.</i> 2008a)	81
Tab. 5-3: Lebensraumpotential im Wildraum 2 (Quelle: Graf <i>et al.</i> 2003)	82
Tab. 6-1: Lebenszyklus von Fichte, Tanne und Buche im Tannenbuchenwald.	103
Tab. 6-2: Die pro Zeitpunkt und Szenario zu behandelnden Flächen.	120
Tab. 6-3: Übersicht über die gegen Wildverbiss zu schützenden Flächen. Ab 2012 wird damit gerechnet, dass im Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ keine Flächen geschützt werden müssen.	124
Tab. 6-4: Zielbestände für die Szenarien 1 und 2.	135
Tab. 6-5: Zusammenfassung der Resultate der Abschussplanung	138
Tab. 6-6: Massnahmenkombinationen	140
Tab. 6-7: Übersicht über die Kosten für die verschiedenen Massnahmenvarianten.	147
Tab. 6-8: Wirksamkeitsmatrix	149
Tab. 6-9: Überblick über die Nettobarwerte aller Massnahmen.	154
Tab. 6-10: Sensitivitätsanalyse 1.	158
Tab. 6-11: Sensitivitätsanalyse 2.	158
Tab. 6-12: Sensitivitätsanalyse 3.	158
Tab. 6-13: Kosten-Wirksamkeitsmatrix	161

Abkürzungsverzeichnis

BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFS	Bundesamt für Statistik
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
CKW	Centralschweizerische Kraftwerke
JSG	Bundesgesetz vom 20. Juni 1986 über die Jagd und den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel (Jagdgesetz)
KWA	Kosten-Wirksamkeits-Analyse
NaiS	Nachhaltigkeit im Schutzwald; Vollzugshilfe des BAFU (Frehner et al. 2005)
NKA	Nutzen-Kosten-Analyse
NPM	New Public Management
SBB	Schweizerische Bundesbahnen
SFV	Schweizerischer Forstverein
SNB	Schweizerische Nationalbank
WoV	Wirkungsorientierte Verwaltungsführung
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft Birmensdorf
WILMA	Fachstelle für Wildtier- und Landschaftsmanagement der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
3BB	Dreibeinböcke

1 Einleitung

Kontext

Gemäss der Wohlfahrtstheorie als Teil der Volkswirtschaftslehre soll eine Gesellschaft ihre Mittel möglichst effizient einsetzen, das heisst, dass mit den beschränkten Mitteln ein möglichst hoher Nutzen für die Gesamtheit erreicht werden soll (Mankiw 2004). Der Grundsatz der Nutzenmaximierung ist in der Privatwirtschaft schon lange verankert, und hat mit der Bewegung des New Public Management (NPM) auch im Bereich der öffentlichen Verwaltung Einzug gehalten. Gemäss diesem Ansatz soll in der Schweiz unter anderem im Rahmen des neuen Finanzausgleichs (NFA) der Einsatz von öffentlichen Mitteln effizienter gestaltet werden. So müssen auch die Mittel, welche für den Umgang mit Naturgefahren wie Lawinen, Steinschlag oder Murgängen zur Verfügung stehen, möglichst effizient eingesetzt werden (PLANAT 2007).

Den umfassendsten und kostengünstigsten Schutz gegen Naturgefahren wie Lawinen, Steinschlag, Rutschung oder Murgänge bietet intakter Schutzwald (BAFU 2008b), indem er deren Entstehung verhindert oder deren Auswirkungen bzw. Häufigkeit verringert. Damit der Wald eine optimale Schutzwirkung bieten kann, ist allerdings in den meisten Fällen deren Bewirtschaftung nötig, um die Bestände in einen Zustand zu bringen und zu erhalten, in welchem sie die Schutzwirkung möglichst gut und dauerhaft erfüllen können (Frehner *et al.* 2005).

Im Rahmen des NFA soll denn auch die Schutzwaldbewirtschaftung möglichst effizient umgesetzt werden. Was das konkret bedeutet, wurde im Handbuch „NFA im Umweltbereich“ (BAFU 2008c) und in der Vollzugshilfe „Nachhaltigkeit im Schutzwald“ (NaiS) vom BUWAL auf eine verbindliche Basis gestellt (Frehner *et al.* 2005).

In Bezug auf die Nachhaltigkeit eines Schutzwaldes ist die Frage nach der Stabilität von Waldbeständen von grosser Bedeutung. In dieser Frage spielt die Verjüngung eine Schlüsselrolle (Frehner *et al.* 2005). Gemäss diversen Studien aus verschiedenen Gebieten der Schweiz besteht aber in vielen Schutzwäldern aus verschiedenen Gründen ein erhebliches Verjüngungsproblem (z.B. Brang und Duc 2002). Auch die Frage nach der Baumartenmischung ist in der Schutzwaldbewirtschaftung von grosser Bedeutung, da nur mit der Wahl der richtigen Baumarten auf einem bestimmten Standort die Schutzleistung des Waldes naturgemäss und effizient erfolgen kann (Frehner *et al.* 2005). Die Verjüngung gestaltet sich aber nicht für alle Baumarten gleich; insbesondere die Verjüngung der Weisstanne wird, unter anderem auf Grund hoher Wilddichten, in vielen Gebieten der Schweiz teilweise massiv erschwert (z.B. Odermatt *et al.* 1999).

Schutzwälder an der Rigi-Nordlehne

Die Frage einer möglichst effizienten Schutzwaldbewirtschaftung ist denn auch für die SBB an der Rigi-Nordlehne seit Jahren ein wichtiges Thema. Die Schutzwälder an diesem äusserst steilen, mit Felsbändern durchsetzten Nordhang (siehe Foto in Abb. 1-1), des beliebten Ausflugberges im Kanton Schwyz, haben viele Ansprüche zu erfüllen: sie sollen die SBB- Bahnlinie zwischen Luzern und dem



Abb. 1-1: Blick über den Zugersee auf die Rigi-Nordlehne.

Gotthard, die A4 zwischen Luzern und dem Gotthard, die CKW-Starkstromleitung, die Kantonsstrasse sowie verschiedene Liegenschaften zuverlässig vor den drohenden Naturgefahren Steinschlag, Murgängen und Lawinen schützen; Gleichzeitig soll dem Wild ein vielfältiger, naturnaher Lebensraum geboten und Ausweichraum geschaffen werden von den touristisch und landwirtschaftlich stark genutzten Arealen an der Rigi-Südseite.

Bereits seit den 80-er-Jahren sind sich die Waldbewirtschafter einig, dass die Waldungen überaltert und Massnahmen zur Förderung der Verjüngung dringend nötig sind, dass aber eine standortgerechte Verjüngung insbesondere in den Tannen-Buchenwäldern aufgrund des hohen Verbissdrucks erheblich erschwert wird (Hug 2005). Sowohl von der jagdlichen wie auch von der forstlichen Seite wurden Anstrengungen unternommen, um diese Situation zu verbessern: das Wildschutzgebiet wurde aufgehoben und die jährlichen Abschusszahlen erhöht, durch Holzschläge und Pflegeeingriffe wurde Licht in die Bestände gebracht. Alle diese Massnahmen führten aber in den vergangenen Jahren nicht zu einer erheblichen Verbesserung der problematischen Verjüngungssituation in den Tannen-Buchenwaldbeständen der Rigi Nordlehne (Frehner und Schwitter 2008). Die Erarbeitung eines Wald-Wild-Konzeptes stockt seit längerem¹. Dies hat für die SBB als grösster Waldbesitzer an der Rigi-Nordlehne zur Folge, dass für die Gewährleistung der Sicherheit kostenintensive Massnahmen für künstliche Verjüngung, Verbisschutz und technische Verbauungen ergriffen werden müssen, um langfristig die Schutzwirkung des Waldes aufrechtzuerhalten beziehungsweise zu ersetzen. Hinzu kommt, dass der Hagelsturm 1992 und der Wintersturm Lothar 1999 eindrücklich vorgeführt haben, dass Stürme an der Rigi-Nordlehne grossen Schaden anrichten können und zu kostenintensiven Wiederbewaldungsprojekten führen können, wenn nicht mehrheitlich auf Natur-Vorverjüngung gesetzt werden kann. Mit solchen Ereignissen muss auch in Zukunft gerechnet werden.



Abb. 1-2: Blick aus der äusserst steilen Rigi-Nordlehne auf die A4, SBB-Linie und Liegenschaften.

Nicht nur aus betriebswirtschaftlicher Sicht der SBB, sondern auch aus gesamtwirtschaftlicher Sicht ist das Problem der Erhaltung der Schutzwirksamkeit der Schutzwälder an der Rigi-Nordlehne möglichst bald zu lösen: Hauptkostenträger für die Erhaltung von schutzwirksamen Wäldern oder kostenintensive Projekte für den Ersatz der Schutzleistungen durch den Wald ist – nebst den SBB – die öffentliche Hand: nämlich der Bund als Betreiber der A2 und der Kanton Schwyz als Betreiber der Kantonsstrasse. Demnach muss also auch der Bund und der Kanton an einer möglichst effizienten Lösung des Verjüngungsproblems an der Rigi-Nordlehne interessiert sein.

Ziel und Fragestellung der vorliegenden Arbeit

Bisher wurde die Diskussion rund um die Verjüngungssituation an der Rigi-Nordlehne – wie in den meisten Schutzwäldern mit Wildschädenproblemen - hauptsächlich mit waldbaulichen und wildtierökologischen Argumenten geführt. Eine Abschätzung der Kosten, welche durch die hohe Verbissintensität in Zukunft entstehen werden, fehlt bisher. Ziel dieser Arbeit ist es deshalb, ökonomische Argumente in diese Diskussion einzubringen und aufzuzeigen, was das Verjüngungsproblem an der Rigi-Nordlehne in Zukunft an Kosten verursachen wird.

¹ mündliche Mitteilung C. Winter, 9. Februar 2009

Ein grosses Problem ökonomischer Betrachtungen in der Forstwirtschaft sind die langen Zeiträume, die es erschweren, die Wirksamkeit und Kosten für eine oder mehrere Massnahmenvarianten abzuschätzen. In der Masterarbeit von Stadelmann (2008) wurde nun eine Grundlage geschaffen, die es erlaubt, grobe Kostenabschätzungen für verschiedene Massnahmen vorzunehmen: darin wurde für die Rigi-Nordlehne ein Waldentwicklungsmodell in bisher nicht vorhandener Kleinräumigkeit entwickelt, welches es erlaubt, einigermaßen zuverlässige Annahmen über die Entwicklung der Schutzwaldungen an der Rigi-Nordlehne zu treffen. Aufgrund dieser Annahmen soll in dieser Arbeit abgeschätzt werden, wo in den nächsten 50 Jahren technische und waldbauliche Massnahmen nötig werden, um die Schutzwirkung des Waldes zu erhalten und zu ersetzen.

Auf dieser Grundlage sollen im Rahmen einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse forstliche, technische und jagdliche Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt und die Effizienz der einzelnen Alternativen verglichen werden. Dadurch soll diese Arbeit dazu beitragen, eine möglichst wirtschaftliche Lösungen zur Erhaltung der Schutzwirkung der Wälder an der Rigi-Nordlehne zu finden.

Dazu soll folgende konkrete Fragestellung beantwortet werden:

Was wird an der Rigi Nordlehne zur Erhaltung der Schutzwirkung des Waldes bis 2059 für

- a) **technische Schutzbauten**
- b) **Verbisschutzmassnahmen**
- c) **jagdliche Massnahmen**

mit

- 1) **aktuellem Verbissdruck**

oder

- 2) **reduziertem Verbissdruck**

und unter Berücksichtigung von zukünftigen grossflächigen Sturmschadenereignisses an finanziellen Mitteln aufgewendet werden müssen?

Neu an dieser Arbeit ist der Zeithorizont: eine Kostenabschätzung auf 50 Jahre bleibt zwar eine *Schätzung*, erhält aber durch das Waldentwicklungsmodell aus Stadelmann (2008) zumindest eine Basis.

Für die forstliche Praxis dürfte die vorliegende Arbeit insofern interessant sein, als es in der Schweiz zahlreiche ähnliche Fälle gibt, in welchen die Waldverjüngung durch Wildverbiss beeinträchtigt wird und seit Jahren keine Lösung für das Problem gefunden werden kann. Vor diesem Hintergrund dürfte diese Arbeit eine etwas ungewohnte Betrachtungsweise und interessante Schlussfolgerungen bringen.

Aufbau der Arbeit

Das Kapitel Einleitung dient dem Einstieg ins Thema und der Vorstellung der Forschungsfragen.

Im Kapitel Untersuchungsgebiet und thematische Eingrenzung wird ins Untersuchungsgebiet eingeführt und die verwendeten Szenarien sowie der Projektzeitraum definiert.

Die thematisch breite Fächerung dieser Arbeit bedingt, dass Leser verschiedener Fachgebiete in die jeweils neuen Fachgebiete eingeführt werden. Diesem Ziel dient das Kapitel Stand des Wissens.

Im Kapitel Methoden wird aufgezeigt, wie in dieser Arbeit im Rahmen einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse vorgegangen wurde. Dieses Kapitel ist das umfangreichste und am schwierigsten verständliche, da es sehr viele einzelne Schritte beinhaltet. Zur leichteren Verständlichkeit wird dem Leser empfohlen, jeweils gleich anschliessend an die Lektüre der Methode zu einem Teilschritt die Resultate zum entsprechenden Teilschritt zu lesen.

Das Kapitel Situationsanalyse gehört im Prinzip bereits zu den Resultaten. Da diese aber die Grundlage bildet für die Kosten-Wirksamkeits-Analyse und in dem Sinn nicht eigentlich zur Kosten-Wirksamkeits-Analyse dazugehört, wurde entschieden, die Resultate der Situationsanalyse in einem separaten Kapitel aufzuführen. Dies verbessert auch die Leserlichkeit der gesamten Arbeit etwas.

Im Kapitel Resultate und Diskussion werden die Resultate aus den einzelnen Schritten der Kosten-Wirksamkeits-Analyse vorgestellt und anschliessend gleich diskutiert. Dies soll wiederum der

Verbesserung der Lesbarkeit dienen. Um trotzdem eine klare Trennung zwischen Resultaten und Diskussion zu erhalten, wird jeweils die Diskussion *kursiv* gedruckt.

In den Schlussfolgerungen schliesslich werden die wichtigsten Resultate zusammengefasst und Folgerungen für die Praxis und die weitere Forschung gezogen.

2 Stand des Wissens

In diesem Kapitel wird auf die Literatur zu den Themen eingegangen, welche für die vorliegende Arbeit relevant sind. Dadurch soll einerseits der ökonomische Hintergrund der Kosten-Wirksamkeitsanalyse als zentrales Element der Methode in dieser Arbeit skizziert werden. Andererseits soll ein grober Überblick über den Stand des Wissens in den Bereichen Schutzwald, Wald als Lebensraum, Wald-Wild-Problematik und Wald-Wild-Management geliefert werden. Dies wird als nötig erachtet, um angesichts der interdisziplinären Thematik Lesern aus verschiedenen Fachkreisen die jeweils fremden Fachgebiete soweit näher zu bringen, dass die vorliegende Arbeit einigermaßen verständlich wird.

2.1 Ökonomischer Hintergrund

2.1.1 Wohlfahrtsökonomie und New Public Management

Die Wohlfahrtsökonomie als ein Teilgebiet der Volkswirtschaftslehre beschäftigt sich damit, wie eine Gesamtwirtschaft mit den vorhandenen beschränkten Ressourcen einen möglichst grossen Nutzen erreichen kann. Eng verknüpft mit der Wohlfahrtstheorie ist das Konzept der Effizienz: darunter wird die Eigenschaft einer Gesamtwirtschaft verstanden, das Bestmögliche aus ihren knappen Ressourcen herauszuholen (Mankiw 2004). Ein häufig verwendetes Mass dafür ist das Pareto-Optimum: dieser Zustand ist erreicht, wenn keiner der Beteiligten einen zusätzlichen Nutzen erreichen kann, ohne dass ein anderer Beteiligter einen Nachteil erfährt (Bergen et al. 2002).

In diesem Sinn untersucht die Wohlfahrtsökonomie die Auswirkungen wirtschaftlichen Handelns und staatlicher Einflüsse auf das Gesamteinkommen einer Volkswirtschaft sowie auf die Verteilung von Einkommen und Nutzen zwischen den Beteiligten. Wenn zwei Handlungsalternativen verglichen werden, interessieren dabei sowohl die Wohlfahrtsverluste als auch die Wohlfahrtsgewinne, die einzelne Akteure oder die Gesellschaft insgesamt gegenüber einer anderen Lösung erfahren (Wikipedia 2009).

Wichtige Vertreter der Wohlfahrtsökonomie sind die beiden Träger des Nobelpreises für Wirtschaftswissenschaften Kenneth J. Arrow und Amartya Sen.

Das Grundprinzip der Effizienz ist in der Privatwirtschaft schon lange verankert und hat in den letzten Jahren unter Begriffen wie New Public Management (NPM) oder Wirkungsorientierte Verwaltungsführung (WoV) immer mehr auch Einzug gehalten im öffentlichen Sektor. Diese bezeichnen die Bemühungen um eine Neuorganisation des öffentlichen Sektors, wodurch die Wirksamkeit und die Wirtschaftlichkeit dessen Dienstleistungen verbessert werden sollen (Schmithüsen et al. 2003).

Kernelemente des NPM sind gemäss FLAG (2008):

- Fokus auf Effizienz und Effektivität der staatliche Aufgabenerfüllung
- Output- bzw. Outcome-Steuerung
- Dezentralisierung von Verantwortlichkeiten
- Trennung zwischen strategischen Aufgaben und operativer Umsetzung
- Einsatz von in der Privatwirtschaft bewährten Managementmethoden
- Einführung von Markt- und Wettbewerbselementen
- Bürgerorientierung

In der Schweiz wurde NPM zum Beispiel unter der Bezeichnung „Wirkungsorientierte Verwaltungsführung“ (WoV) in verschiedenen Kantonen und Gemeinden eingeführt oder wird seit 2008 im Rahmen des Neuer Finanzausgleichs (NFA) zwischen Bund und Kantonen angewendet. Im Rahmen dieser Neuorganisation werden häufig Leistungsverträge zwischen Bund und Kantonen vereinbart, in welchen festgeschrieben wird, welche Wirkung mit den vom Bund gesprochenen Mitteln erreicht werden soll. Ziel dieser Verträge ist ein effizienter Mitteleinsatz – ganz im Sinn der Wohlfahrtsökonomie.

Geht es im Rahmen solcher Leistungsverträge darum, zwischen verschiedenen Massnahmenvarianten die beste auszuwählen, braucht es ein Instrument, um die Varianten zu

bewerten und zu bestimmen, welche Variante das beste Kosten-Wirksamkeits- oder Nutzen-Kostenverhältnis aufweist.

2.1.2 Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Zwei wichtige Instrumente zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von Massnahmen, welche in verschiedenen öffentlichen Sektoren bereits seit Jahrzehnten gut verankert sind, sind die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) und die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA). Hauptziel der beiden Methoden ist, aus verschiedenen Varianten die vorteilhafteste ausfindig zu machen. Beide basieren auf den eingangs erwähnten Wohlfahrtsüberlegungen sowie Erkenntnissen aus der privatwirtschaftlich orientierten Investitionsrechnung (Hanusch 1994).

Sowohl in der KWA wie auch in der NKA wird zur Beurteilung der Kosten von Projekten das Opportunitätskostenprinzip verwendet: für ein Projekt eingesetzte Mittel entsprechen einer Einschränkung des Konsums in einem andern Bereich. Die volkswirtschaftlichen Kosten für ein Projekt entsprechen demnach dem Konsumverzicht in andern Bereichen. Somit sollten nur Projekte durchgeführt werden, deren Nutzen grösser ist als die Opportunitätskosten. Die Verwendung des Opportunitätskostenprinzips führt ausserdem zur Diskussion, zu welchem Zinssatz anfallende Kosten verzinst werden sollen.

Die KWA unterscheidet sich von der NKA dadurch, dass bei der Bewertung von Alternativen im Rahmen einer KWA nicht untersucht wird, ob durch ein Projekt eine allgemeine Wohlfahrtssteigerung erreicht werden kann, sondern lediglich ob eine Projektvariante etwas dazu beiträgt, beim Erreichen eines Ziels eine Wohlfahrtssteigerung zu erzielen. Ob das gesetzte Ziel selber aber der Gesellschaft einen Nutzen bringt, bleibt bei einer KWA dahingestellt.

Zudem werden in einer KWA keine Nutzen abgeschätzt, sondern die Projektwirkungen werden rein qualitativ beurteilt. Eine Verknüpfung zwischen der Wirksamkeit und dem Nutzen bleibt dabei dem Entscheidungsträger überlassen (Bergen *et al.* 2002).

Die Hauptanwendungsgebiete der NKA und KWA lagen in der Vergangenheit im Verkehrs- und Verteidigungssektor sowie im Bildungs-, Forschungs- und Gesundheitswesen (Hanusch 1994). Im Themenbereich der vorliegenden Arbeit sind folgende Anwendungsgebiete der NKA und KWA zu nennen:

- In Leuenberger (2003) wurde die Methode der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Beurteilung von Projekten im Lawinenschutz angepasst.
- In EconoMe, einem Online-Tool, welches vom BAFU für die Beurteilung von Projekten im Bereich Naturgefahren entwickelt wurde, wird ein Kosten-Nutzen-Faktor bestimmt (BAFU 2007b).

2.2 Schutzwald

2.2.1 Wirkung des Waldes gegen Naturgefahren

Es ist eine breit anerkannte Tatsache, dass Wälder effektiv und kostengünstig vor Naturgefahren wie Lawinen, Steinschlag, Rutschungen und Murgängen schützen können (z.B. Frehner *et al.* 2005; BAFU 2008b). Hier soll deshalb nur kurz zusammengefasst werden, wie der Wald auf die Entstehung und das Ausmass der einzelnen Naturgefahren wirkt.

Schneebewegungen/Lawinen: Wald wirkt hauptsächlich im Anrissgebiet gegen Lawinen. Dort verhindert eine Bestockung einen grossflächig gleichmässigen Schneedeckenaufbau und damit das Entstehen von grossen Anrissen. Ausserdem wird durch die Waldbäume, Stöcke oder liegende Bäume die Bodenrauigkeit erhöht, wodurch weniger Schneebewegungen entstehen. Ein Schutzwald vermag hingegen eine einmal in Bewegung geratene Lawine höchstens abzubremsen, aber kaum aufzuhalten; er kann durch eine solche im Gegenteil erhebliche Schäden erleiden. Gemäss NaiS müssen die Bäume die Schneedecke um mindestens das Doppelte überragen, und die Lückengrössen in Falllinie dürfen einen bestimmten Wert (abhängig von der Hangneigung) nicht übertreffen, um gegen Lawinenanrisse zu wirken (Frehner *et al.* 2005).

Rutschungen, Erosion, Murgänge: Wald kann grundsätzlich den Prozess Rutschungen nur positiv beeinflussen, wenn es sich um flachgründige Rutschungen handelt, deren Gleitschicht sich im Einflussbereich der Baumwurzeln befinden: dank der Durchwurzelung wird der Boden

gewissermassen armiert und der Boden zusammengehalten. Dasselbe gilt für Oberflächenerosion. In Bezug auf alle Rutschtypen verbessert Wald den Wasserhaushalt und vergrössert den Wasserspeicher, wodurch er die Rutschaktivität indirekt verringert. Weiter wird durch Erosion und Rutschungen Murganggeschiebe bereitgestellt: durch Rutschungen wird Feststoffmaterial in ein Gerinne transportiert, von wo aus es beim nächsten Hochwasserereignis in Form eines Murganges weitertransportiert wird. Somit hat der Wald über die Beeinflussung der Erosions- und Rutschaktivität einen indirekten Einfluss auf die Entstehung und Intensität von Murgängen.

Die für einen Schutz gegen Rutschungen und Erosion erforderliche gleichmässige, intensive Durchwurzelung des Bodens kann langfristig am besten mit einem kleinflächig ungleichaltrigen Bestand mit hohem Deckungsgrad erreicht werden. Grössere Lücken sollten wann immer möglich vermieden werden (Frehner *et al.* 2005).

Steinschlag: Die Wirkung von Wald auf Steinschlag ist nicht überall innerhalb des Steinschlagprozesses die Gleiche: Im Entstehungsgebiet können Bäume einerseits die Steine mit ihren Wurzeln zusammenhalten, andererseits können Bäume den Verwitterungsprozess (positiv und negativ) beeinflussen. Im Transit- und Ablagerungsgebiet können Bäume durch Kontakt Energie von fallenden Steinen aufnehmen und diese abbremsen oder stoppen. Dies hängt allerdings stark von der Grösse der Steine ab. Je nach zu erwartender Steingrösse muss der Zieldurchmesser der Bäume grösser oder kleiner sein. Je grösser der Zieldurchmesser der Bäume festgelegt wird, desto weniger Bäume haben Platz pro Fläche. Je grösser die Stammzahl, desto grösser ist aber die Wahrscheinlichkeit, dass ein Stein auf seiner Bahn auf einen Baum trifft. Aus diesem Grund sind für einen guten Schutz gegen Steinschlag möglichst hohe Stammzahlen anzustreben, wobei in vielen Fällen ein Kompromiss gefunden werden muss zwischen Zieldurchmesser und Stammzahl (Frehner *et al.* 2005).

Zusammenfassend bedeutet dies, dass Wald gut gegen Naturgefahren schützen kann, dies aber nur, wenn er im richtigen Zustand ist (Frehner et al. 2005). Vereinfachend kann gesagt werden, dass die Anforderungen an einen Schutzwald, der langfristig gegen verschiedene Naturgefahren wirken soll, nachhaltig am besten mit einem kleinflächig stufig aufgebauten Wald mit einem möglichst kleinen Anteil an grösseren Lücken erfüllt werden können (Brang et al. 2004). Um diesen Zustand zu erreichen und den ihn dauerhaft zu erhalten, ist in den meisten Fällen Pflege nötig (Frehner et al. 2005). Auf die Schutzwaldpflege wird im nächsten Kapitel eingegangen.

2.2.2 Schutzwaldpflege

Ein wichtiges Ziel der Schutzwaldbewirtschaftung ist es, die Schutzwirksamkeit möglichst *dauerhaft* zu gewährleisten. In diesem Zusammenhang werden in Brang et al. (2004) die Begriffe Störungsresistenz und Störungselastizität verwendet. Unter Störungsresistenz wird die geringe Anfälligkeit eines Schutzwaldes auf Störungen wie Insektenkalamitäten, Waldbrände oder Windwurf verstanden. Mit Störungselastizität wird die Fähigkeit eines Schutzwaldes bezeichnet, nach einer erfolgten Störung die Schutzwirkung möglichst schnell wieder gewährleisten zu können.

Während die Störungsresistenz hauptsächlich über die Baumartenwahl und Bestandesstruktur gesteuert werden kann² (Brang *et al.* 2004), kann die Störungselastizität hauptsächlich dadurch verbessert werden, dass grossflächig Vorverjüngung vorhanden ist, welche nach einer Störung für eine rasche Wiederbewaldung sorgt (Schönenberger 2002).

Somit ist die Verjüngung ein zentrales Thema der Schutzwaldpflege (Bachofen 2009). Über Eingriffe zur Verjüngung von Beständen werden die Etablierung von Vorverjüngung, die Bestandesstruktur und die Baumartenmischung entscheidend gesteuert. Dabei steht die Frage im Vordergrund, wie Schutzwälder mit dem Standort entsprechenden Baumarten natürlich verjüngt werden können, ohne dass allzu grosse Lücken geschaffen werden müssen.

Je nach Standort und den darauf vorkommenden Waldgesellschaften und Baumarten muss für die Verjüngung mehr oder weniger Licht geschaffen werden. So braucht die Fichte im Vergleich zu schattenertragenderen Baumarten wie Tanne oder Buche verhältnismässig im Aufwuchs viel Licht und dementsprechend grosse Öffnungen um sich erfolgreich zu verjüngen. Aus der Urwaldforschung ist bekannt, dass die Klimaxgesellschaften Europas häufig aus einer einzigen Baumart bestehen, da sich unter den entsprechenden Bedingungen jeweils eine Baumart grossflächig durchsetzen kann. Dies hat strukturarme Naturwälder mit relativ grossflächigen Zusammenbrüchen zur Folge. Lediglich in den

² So kann zum Beispiel die Anfälligkeit auf Sturm durch einen höheren Laubholzanteil verringert werden (BUWAL 2005).

klimatischen Übergangsbereichen entstehen Mischgesellschaften wie zum Beispiel Buchen-Eichenwälder wenn die Niederschläge abnehmen oder die Tannen-Buchengesellschaften mit zunehmender Höhe über Meer. Diese Mischgesellschaften, vor allem aber die Tannen-Buchenwälder, weisen auf Grund der unterschiedlichen maximalen Baumalter (z.B. Buche bis 250 Jahre, Tanne bis 450 Jahre (Korpel 1995 in Schütz 2003b) sowie des kleinflächigen Störungsregimes (Brang *et al.* 2004) natürlicherweise eine grössere Strukturierung auf als die reinen Buchen- und Fichtenwälder (Schütz 2003b). Dementsprechend kann in solchen Beständen mit kleinem Aufwand mit relativ kleinflächiger Verjüngung gearbeitet werden, was den Anforderungen an einen Schutzwald entgegenkommt.

Die Überführung von (künstlichen) mehr oder weniger einschichtigen Beständen mit standortsfremden Baumarten in ungleichförmige Bestände ist allerdings mit sehr grossem Aufwand und Schwierigkeiten verbunden und stellt auch auf Standorten, auf welchen natürlicherweise Mischgesellschaften stocken und die damit für die Dauerwaldbewirtschaftung gut geeignet sind, eine grosse Herausforderung dar (Schütz 2003b). So müssen zum Beispiel an vielen Orten in der Schweiz einschichtige Fichtenbestände stark aufgelockert werden, um eine vertikale Struktur zu erreichen. Diese Auflockerung führt mindestens vorübergehend zu einer Beeinträchtigung der Schutzfunktion sowie zu einer Verringerung der Störungsresistenz bezüglich Sturm und Borkenkäfer (Brang *et al.* 2004). Wird die Verjüngung einzelner Baumarten zusätzlich durch starken Wildverbiss beeinflusst, kann die Schaffung von ungleichförmigen oder stufigen Strukturen zusätzlich erschwert werden, was zu erheblichen Problemen in einem Schutzwald führen kann (Linder und Marti 2009).

Wie viele Verjüngungsansätze vorhanden sein müssen, damit eine genügend grosse Anzahl an qualitativ guten Bäumen in die nächste Entwicklungsstufe einwachsen können, hängt entscheidend vom Standort und der Waldgesellschaft ab. In NaiS (Frehner *et al.* 2005) werden für die einzelnen Waldgesellschaften Verjüngungssollwerte angegeben.

Interessant im Bezug auf diese Arbeit und im Zusammenhang der im Kapitel 2.1 erläuterten Überlegungen zum Konzept der Effizienz ist auch die Tatsache, dass spätestens seit der Einführung der Vollzugshilfe Nachhaltigkeit im Schutzwald (NaiS) der Effizienzgedanke auch in der Schutzwaldpflege auf eine verbindliche Basis gestellt wurde: der Wald soll mit möglichst wenig Pflegeaufwand in einen optimalen Schutzzustand gebracht werden und Eingriffe sollen nur dort erfolgen, wo die natürliche Entwicklung in eine andere Richtung gehen würde als in die gewünschte.

2.2.3 Technische Schutzmassnahmen

Wo der Schutz von Infrastruktur oder Menschen gegen Naturgefahren durch den Wald allein nicht oder vorübergehend (z.B. nach Störungsereignissen) nicht gewährleistet werden kann, kommen verbreitet technische Schutzmassnahmen zur Anwendung:

Schneebewegungen

Gegen *Lawinen* kommt in der Schweiz je nach Lage temporärer oder permanenter Stützverbau zur Anwendung: in waldfähigen Gebieten werden temporäre Holzrechen erstellt, in deren Schutz aufgeforstet wird und die solange unterhalten werden, bis die jungen Bäume den Schutz übernehmen können. Auf nicht-waldfähigen Standorten (d.h. oberhalb der Waldgrenze oder auf felsigem Gelände) werden permanente Stützverbaungen mit Stahlschneerechen erstellt. In steinschlaggefährdeten Gebieten wird empfohlen, die oberste Werkreihe in Form von Steinschlagnetzen umzusetzen. Gegen Gleitschnee werden Bermentritte, Pfählung oder Dreibeinböcke eingesetzt (Leuenberger 2003).

Rutschungen

Der Prozess Hangrutschungen wird vor allem in Böschungen (Strassenböschungen, Gerinneabhängen) direkt ober- oder unterhalb eines Schadenpotentials durch Böschungsstabilisierungsmassnahmen wie Hangrosten, Holzkästen oder anderen technischen Mitteln bekämpft (Böll 1997). In den letzten Jahren haben auch ingenieurbioologische Massnahmen immer mehr an Bedeutung gewonnen (Graf *et al.* 2003).

Steinschlag

Gegen Steinschlag kommen verbreitet Steinschlagnetze zur Anwendung. Da aber mit solchen Steine nur bis zu einer bestimmten Dimension wirksam aufgehalten werden können, kommt dem Wald insbesondere bei grossen zu erwartenden Blöcken eine wichtige Bedeutung zu: durch Kontakt mit den Waldbäumen wird oberhalb von den Netzen bereits ein Grossteil der Energie aufgenommen, so dass die Netze „nur“ noch Restenergien standhalten müssen (Schwitter und Costa 2008).

Murgang

Zur Stabilisierung von murfähigen Gerinnen kommen verschiedene technische Massnahmen in Frage. Dazu gehören Massnahmen zur Sohlen- und Böschungsstabilisierung oder Bachsperrern in den Gerinnen. Damit soll verhindert werden, dass ein Murgang entsteht. Eine weitere wichtige Variante im Umgang mit Murgängen sind Geschiebesammler oberhalb des Schadenpotentials. Damit wird nicht eine Verhinderung, sondern ein Auffangen eines Murganges angestrebt (Böll 1997).

Eine neue, in der Praxis erst an wenigen Orten erprobte Massnahme sind Murgangnetze, welche lediglich die Feststoffe eines Murganges aufhalten sollen, die Flüssigstoffe aber durchlassen und damit ein Ereignis entscheidend abzuschwächen vermögen (Geobrigg 2009).

Und auch im Zusammenhang mit technischen Schutzmassnahmen gegen Naturgefahren wird seit einigen Jahren das Konzept der Effizienz immer wichtiger: vor dem Hintergrund der immer höheren Ansprüchen an die Sicherheit vor Naturgefahren und der beschränkten Mittel dafür hat sich insofern eine Trendwende vollzogen, indem nicht mehr versucht wird, Naturgefahren mit allen Mitteln zu verhindern, sondern mit diesen im Sinn von integralem Risikomanagement umzugehen und mit möglichst wenig Mitteln eine möglichst grosse Wirkung zu erzielen (Bründl 2009). Bei der Beurteilung von Projekten im Zusammenhang mit Naturgefahren stellen sich denn auch folgende zwei Fragen (BAFU 2007b):

- wie stark kann durch ein Vorhaben das Risiko von Schäden durch Naturgefahren gesenkt werden (Wirkung des Projektes)?
- Wie ist das Verhältnis der erzielten Risikoreduktion zu den Kosten, welche die Massnahmen verursachen (Wirtschaftlichkeit des Projektes)?

Zur Beantwortung dieser Fragen eignen sich Kosten-Wirksamkeits- oder Kosten-Nutzenanalysen sehr gut und werden denn auch im vom BAFU neu entwickelten Online-Bewertungstool EconoMe 1.0 angewendet (BAFU 2007b) für die Bewertung von Projekten im Bereich Naturgefahren.

2.2.4 Die Tanne als wichtige Baumart im Schutzwald

Viele Schutzwälder in den Voralpen stocken auf Tannen-Fichten- oder Tannen-Buchenwaldstandorten. In diesen Waldgesellschaften ist die Tanne eine der Hauptbaumarten und spielt dementsprechend eine wichtige Rolle. Im Folgenden soll etwas näher auf die Bedeutung der Tanne eingegangen werden, da auch im Untersuchungsgebiet dieser Arbeit an der Rigi-Nordlehne die Tannen-Buchenwaldstandorte den Hauptteil ausmachen.

Verbreitung der Tanne

Die Weissstanne (*Abies alba*, in der Folge nur Tanne genannt) ist gemäss LFI 3 stammzahl- und vorratsmässig die dritthäufigste Baumart nach Fichte und Buche und zählt somit zu den Hauptbaumarten. Das natürliche Verbreitungsgebiet der Tanne bilden mittel- und südeuropäische montane Wälder. In der Schweiz kommen Tannen vor allem im westlichen Jura, dem zentralen Mittelland und den Voralpen vor, wobei sie in einer Höhe von 600 bis 1200 m ü.M. stocken. Der höchste Tannenanteil ist zwischen 800 und 1000 m ü.M. zu finden (www.lfi.ch, besucht am 18.3.2009). Die Tanne bevorzugt Regionen mit einem ausgeglichenen Klima und hohen Niederschlägen (Schwitter und Herrmann 2000).

Europaweit wurde die Tanne in den letzten Jahren durch verschiedene Faktoren durch den Menschen stark verdrängt: der Holzbedarf seit dem 14. Jahrhundert für Schiffbau, Bergwerke, Eisenhütten usw. betraf nicht nur die Fichte, sondern auch die Tanne. In Aufforstungen und auf grossen Kahlschlagflächen war die Fichte der Tanne aber vielerorts überlegen. Die Tanne wurde auch nicht bewusst gefördert, da sie als weniger wertvolle Baumart galt. Der sowieso schon geringe Tannenanteil in der Verjüngung wurde durch die Tannentrieblaus und eine Trockenperiode in den 50er-Jahren weiter reduziert.

In der Periode zwischen dem LFI 1 und 2 nahm der Vorrat der Tanne insgesamt zwar zu, in den tiefen Durchmesserklassen musste aber eine deutliche Abnahme verzeichnet werden. Dies lässt sich mindestens teilweise durch die hohen Verbissprozente in den Hochlagen (Voralpen 27,3%, Alpen 26% (LFI 2)) erklären. Damit kann auf eine generelle Alterung der Tanne zwischen dem LFI 1 und 2 geschlossen werden.

Der Tannenanteil betrug im LFI 2 23% in Tannen-Buchenwäldern und 11% in Tannen-Fichtenwäldern. Aus Untersuchungen in Ur- und Naturwäldern gehen Tannenanteile von 30-40% in Tannen-

Buchewäldern und 50-70% in Tannen-Fichtenwäldern hervor. Das heisst, dass der heutige Tannenanteil deutlich tiefer ist als in Naturwäldern (Bucher und Duc 2000).

Ökologische Bedeutung der Tanne

Folgende besonderen Eigenschaften machen die Tanne zu einer ökologisch und waldbaulich sehr wertvollen Baumart (Schwitter und Herrmann 2000):

- Lichtansprüche: die Tanne ist ausgesprochen schattentolerant und kann auch mit sehr wenig Licht keimen und wachsen;
- Unterdrückungsfähigkeit: sie kann auch nach jahrzehntelanger Unterdrückung noch ihr volles Wachstum entfalten;
- Wurzelwerk: sie besitzt ein sehr tief reichendes Wurzelwerk und ist damit weniger sturmanfällig als beispielsweise die Fichte;
- Insektenanfälligkeit: für die Weissanne ist kein Insekt bekannt, welches wie der Buchdrucker bei der Fichte ganze Bestände zum Absterben bringen kann;
- Zuwachs: sie erreicht die höheren Zuwachsraten als die Fichte.

Folgende zwei Eigenschaften der Tanne erschweren allerdings deren Verjüngung erheblich:

- Die Tanne ist auf Wildverbiss besonders anfällig: sie wird bedeutend häufiger verbissen als die Fichte und kann sich weniger schnell von Verbiss erholen als diese;
- Sie ist durch die Schattentoleranz und dem daraus resultierenden langem Ausharren in der An- und Aufwuchsphase dem Verbiss besonders lange ausgesetzt

Waldbaulich bedeuten diese Eigenschaften, dass a) die Anwesenheit von Tanne in Waldbeständen die Resistenz gegen Störungen wie Windwurf und Borkenkäfer erhöht, b) die Verjüngung unter dem Altholz möglich ist, wodurch die Konkurrenz durch Bodenvegetation (wie sie in Öffnungen häufig ein Problem wird) umgangen werden kann und c) keine grossen Öffnungen des Altbestandes nötig ist für die Einleitung der Verjüngung, was insbesondere im Schutzwald von grosser Bedeutung ist (Schwitter und Herrmann 2000). Das heisst, die Tanne ist in der montanen Stufe eine ideale Baumart für ungleichförmige Schutzwälder.

2.3 Wild

Für die vorliegende Arbeit ist vor allem das Gamswild relevant, weshalb hier hauptsächlich auf die Biologie dieser Art eingegangen wird. Eine Wildtierart kann aber niemals ganz unabhängig von denjenigen Arten betrachtet werden, mit welchen sie den Lebensraum teilt; dieser Tatsache wird mit einigen Betrachtungen zur Konkurrenzsituation zwischen Gamswild und den andern Schalenwildarten Rechnung getragen.

Biologie der Gämse

Die Gämse ist eine wiederkäuende Schalenwildart (Schalenwild = wilde Paarhufer) und gehört in die Familie der Hornträger. Ihren Lebensraum bilden die Gebirge Süd- und Mitteleuropas, Kleinasien und des Kaukasus, wobei die Alpen ihr grösstes Verbreitungsgebiet darstellen. Hier lebt die Gämse bevorzugt in der Nähe der Waldgrenze, wobei sie vor allem im Winter auch in tieferen Lagen vorkommt. Steile, felsige Partien sowohl im Wald wie auch im Offenland sind ihr bevorzugter Lebensraum. Gämsen ernähren sich von Gräsern und Kräutern nebst Grünteilen von Stauden, Sträuchern und Bäumen.

Während weibliche Gämsen und ihre Jungtiere in Rudeln leben, leben Böcke einzeln oder in Junggesellengruppen und schliessen sich nur während der Paarungszeit im Herbst dem Rudel an. Vor allem ältere Böcke zeigen ein territoriales Verhalten und verteidigen ihre Brunftplätze durch Verjagen oder Imponieren, bei gleich starkem Gegner oft auch in langen, kraftraubenden Jagden. Die Setzzeit liegt zwischen Anfang Mai und Anfang Juni. Die Jungtiere werden ungefähr 6 Monate gesäugt; die Sterblichkeit liegt im ersten Jahr bei ungefähr 50%. Geissen werden mit 2.5 bis 3.5 Jahren geschlechtsreif. Das natürliche Geschlechterverhältnis ist bis zu einem Alter von ungefähr 5 Jahren ausgeglichen, später verschiebt es sich zu Gunsten der Weibchen. Harte Winter und damit verbundene Nahrungsmangel dürften bei uns die wichtigste natürliche Todesursache der Gämse sein; Grossraubtiere, insbesondere der Luchs, spielen lokal eine nicht unwesentliche Rolle. Periodisch treten Krankheiten wie die Gamsräude und die Gamsblindheit auf, welche ebenfalls einen dezimierenden Einfluss auf Gämsepopulationen haben (Wildtier-Schweiz 1998).

Besonderheit Waldgämse

Lange war die Meinung weit verbreitet, dass sich der natürliche Lebensraum der Gämse oberhalb der Waldgrenze befinde, die Gämse aber durch die intensive Nutzung dieser Gebiete durch Land- und Alpwirtschaft sowie Tourismus in den ruhigeren, störungsärmeren Wald abgedrängt werde, und somit dort eigentlich nicht hingehöre. Dies wurde auch oft als Argument in Wald-Wild-Fragen aufgeführt.

Die Studie von Baumann und Struch (2000) kommt aber zu folgenden Schlüssen:

- a) Wichtig für ein Gämshabitat ist die Steilheit des Geländes; ob bewaldet oder nicht spielt dabei keine Rolle
- b) Es können auf Grund der Habitatsnutzung drei Gämstypen unterschieden werden: die Waldgämse hält sich vorwiegend im Wald auf; die Wechselgämse stehen im Winter vorwiegend im Wald, im Sommer hauptsächlich im Offenland ein; und die Alpingämse ist ganzjährig hauptsächlich im Alpingelände anzutreffen.
- c) Die Streifgebiete von Waldgämsen sind relativ klein und Waldgämsen dementsprechend standorttreuer als Wechsel- oder Alpingämsen.
- d) Der Wald wird von Waldgämsen sowohl zum Fressen wie auch zum Ruhen stärker genutzt als Offenflächen.
- e) Der Wald stellt der Gämse in der ernährungstechnisch wichtigsten Zeit des Jahres, nämlich im Sommer, qualitativ die bessere Nahrung zur Verfügung als das Offenland. Dementsprechend sind Waldgämsen im Vergleich zu den Alpingämsen im Herbst grösser und schwerer.
- f) Unter dem Einfluss von Grossraubtieren erhöht sich die Sterbewahrscheinlichkeit von Gämsen; das bedeutet, dass die Anwesenheit z.B. vom Luchs einen Einfluss hat auf die Bestandesdichte.
- g) Die Gämse hat in der Urwaldlandschaft der Schweiz auch Waldgebiete im Jura und teilweise im Mittelland (z.B. am Napf) besiedelt und hat somit auch natürlicherweise eine Daseinsberechtigung im Wald.

Die Publikation von (Baumann und Struch 2000) fand grosse Beachtung und ist heute in weiten Kreise akzeptiert (z.B. Völk 2008).

2.3.1 Konkurrenz durch andere Schalenwildarten

Gamswild kann nebst der dichteabhängigen intraspezifischen Konkurrenz auch unter interspezifischer Konkurrenz zwischen den andern Schalenwildarten (Rotwild, Rehwild, weniger Steinwild) wie auch unter Konkurrenz mit Nutztieren (vor allem Schafen) leiden (Baumann 2009). Als ökologisch sehr flexible Art ist die Gämse wohl anpassungsfähig, gleichzeitig jedoch in den Verbreitungsgebieten anderer Schalenwildarten (Rot-, Reh- und Steinwild) weniger konkurrenzstark als diese. Direkte Auseinandersetzungen sind zwar selten; die blosse Anwesenheit der andern Arten vermag aber die Gämse dazu zu bringen, in andere Habitate auszuweichen (Häsler 2001)

Diese Kräfteverteilung kann insbesondere von Bedeutung sein, wenn durch (natürliche oder künstliche) Ausbreitung eine Art neu in ein von der Gämse bereits besiedeltes Gebiet einwandert, wie dies in der Schweiz für den Rothirsch an vielen Orten der Fall ist. Ebenfalls einen Einfluss kann das Populationswachstum einer der Konkurrenzarten haben³.

2.4 Zusammenhänge Wald-Wild

Zwei Faktoren führen an vielen Orten zu Nutzungskonflikten zwischen Wald und Wild, respektive Forst und Jagd:

- zum einen die unglückliche Tatsache, dass sich für die Gämse besonders geeignete Waldhabitate im Wald (steil, felsig, stark strukturiert) oft in waldbaulich sensiblen Gebieten befinden (hoher Schutzwaldanteil, schwierige Verjüngungssituation, entmischungsanfällige resp. sensible Waldgesellschaften (Völk 2008));
- zum andern die Tatsache, dass durch starke alpwirtschaftliche Nutzung und intensiven Tourismus die Gämse vielerorts in den ruhigeren, weniger gestörten Wald verdrängt wird.

³ Mündliche Mitteilung J. Zinggeler, 19. März 2009)

Dies hat eine Konkurrenzsituation zwischen Mensch und Wild um dieselbe Ressource, nämlich um den Wald als Lebensraum und Produktionsstätte verschiedener vom Mensch geforderten Güter zur Folge (Reimoser 2008). Um entstehende Konflikte in diesem Bereich zu verstehen und zu lösen, ist ein umfassendes Problemverständnis nötig. In der Folge sollen einige bekannte Zusammenhänge zwischen Wald und Wild aufgeführt werden, um die Problematik wenigstens ansatzweise zu erläutern.

2.4.1 Ansprüche des Gamswildes an den Wald

Gämssen suchen im Wald in erster Linie Ruhe und Sicherheit, in zweiter Linie Nahrung. Während die Nutzung des Waldes durch die Waldgämssen saisonal nur leicht zu schwanken scheint, benutzen Wechselgämssen den Wald hauptsächlich im Winter als Einstandsgebiet (Baumann und Struch 2000).

Sicherheit: Waldgebiete werden von Geissen während der Setzzeit, also einer Zeit mit einem erhöhten Sicherheitsbedürfnis, besonders häufig aufgesucht. Bereits oben wurde erwähnt, dass das Kriterium Steilheit für Gämssen ausschlaggebend ist. Dies ist sehr wahrscheinlich auf den Vorteil der Gämssen gegenüber Prädatoren wie Luchs, Wolf und Bär in steilem, felsdurchsetzten Gelände zurückzuführen. Wälder in Steillagen bieten also Schutz vor Grossraubtieren (Baumann und Struch 2000).

Insbesondere in unserer dicht besiedelten Landschaft und vor dem Hintergrund des Jagddruckes spielt Sicherheit auch in Bezug auf Störungen durch den Menschen eine grosse Rolle. In dieser Beziehung dürfte der Unterwuchs, welcher den Gämssen Deckung bietet, für die Tiere eine grosse Rolle spielen.

Nahrung: Die Nahrungswahl von Gämssen ist entscheidend abhängig vom Nahrungsangebot. So konnten erhebliche Unterschiede zwischen dem Panseninhalt von Offenland- und Waldgämssen festgestellt werden (Baumann und Struch 2000). Im Pansen von Waldgämssen und auch Gämssen, welche nur saisonal im Wald eintreten, konnte in verschiedenen Studien ein erheblicher Anteil an Wirtschaftsbaumarten nachgewiesen werden, wobei Nadelbäume hauptsächlich im Winter als Nahrung dienen, Laubbäume eher im Frühling (Völk 2008). Einen grossen Anteil der Nahrung machen aber auch im Wald Kräuter, Farne und Gräser aus (Baumann und Struch 2000).

Zusammengefasst kann also gesagt werden, dass Gämssen Waldstrukturen bevorzugen, wo viel Licht auf dem Boden und grössere Freiflächen für einen reichen Unterwuchs sorgt und Alt- und Jungwuchs kleinflächig nebeneinander vorkommt.

2.4.2 Verbiss“schäden“

Von Seiten der Waldbesitzer resp. –bewirtschafter wird der Jagdseite oft vorgeworfen, überhöhte Schalenwildbestände zu „züchten“, welche „Schaden“ im Wald anrichten. Zur Versachlichung dieser Diskussion ist es wichtig, a) die Einflüsse von Wild auf den Wald resp. insbesondere auf die Waldverjüngung zu konkretisieren, b) diese zu quantifizieren und c) zu beurteilen, ob es sich dabei effektiv um einen Schaden am Waldbestand handelt oder nicht und d) deren Ursachen zu verstehen. Diese Punkte werde im Folgenden etwas ausgeführt, und schliesslich wird in diesem Kapitel noch auf die Wildschadensituation in der Schweiz eingegangen und aufgezeigt, wie mit technischen Schutzmassnahmen vor Wildverbiss geschützt werden kann.

a) Einfluss von Wild auf den Wald

Grundsätzlich kann Schalenwild durch die Prozesse Verbiss, Tritt, Schlagen, Schälen oder Fegen positive, negative oder neutrale Auswirkungen haben auf die Waldverjüngung: Durch Eintritt von Samen in den Boden kann die Verjüngung erleichtert werden oder durch Verbiss von Konkurrenzvegetation können konkurrenzschwache Arten gefördert werden (Friedrich Reimoser et al. 1997). Weitere Aspekte sind zum Beispiel:

- Verzögerung des Jugendwachstums, Pflanzenverluste durch Totverbiss und Entmischung durch selektiven Verbiss und somit eine Reduktion der Baumartenvielfalt (Reimoser et al. 1997; Nigg 2005).
- Verhinderung eines Vorbaus aus verbissanfälligen Baumarten (z.B. Vogelbeere) oder Verhinderung von Naturverjüngung nach Ausbreitung der Bodenvegetation (Stadler et al. 1999).
- Veränderung der Sukzessionsgeschwindigkeit und der Artenzusammensetzung und Waldstruktur während der Sukzession (Bugmann 2006).

- Auswirkungen auf das Äsungsangebot und dadurch auf das Wild selbst durch Zurückdrängung oder sogar Elimination besonders beliebter Nahrungsquellen (Eiberle 1982).

Zu unterscheiden im Zusammenhang mit dem Einfluss von Schalenwild auf den Wald sind ökologische von ökonomischen Einflüssen: so kann hoher Verbissdruck einerseits ein Ökosystem in eine unerwünschte Richtung lenken oder eine wirtschaftliche Einbusse in der Waldbewirtschaftung bewirken (Senn 2000). In beiden Fällen erfolgt aber eine Beurteilung aus anthropozentrischer Sicht, worauf im nächsten Abschnitt eingegangen werden soll.

Aus ökologischer und ökonomischer Sicht des Waldbewirtschafters kommt dem Verbiss wahrscheinlich die grösste Bedeutung zu (Senn 2000): Während Schlagen und Schälen hauptsächlich einen Einfluss hat auf die Holzqualität in der Holzproduktion und der dadurch entstehende Schaden gesamtschweizerisch als eher gering eingeschätzt werden kann, wirkt sich der Verbiss auf die Verjüngung des Waldes und somit auf alle Waldfunktionen aus. Zudem werden Schäl- und Fegschäden hauptsächlich durch Rot- und Rehwild verursacht und weniger durch Gamswild. Deshalb und auf Grund der Fragestellung in dieser Arbeit wird im Folgenden nur noch auf Verbiss eingegangen.

b) Ab wann ist Wildverbiss als Schaden zu beurteilen?

Es ist wohl mittlerweile auch in forstlichen Kreisen breit anerkannt, dass nicht jede verbissene Pflanze auch einen Schaden darstellt, sondern dass ein moderater Wildverbiss zum Ökosystem Wald gehört (Putman 1996 in (Reimoser *et al.* 1997)). Die Frage nach der Schadensgrenze ist denn auch nicht allgemein zu beantworten; ob vorhandener Verbiss als Schaden taxiert werden muss oder nicht, hängt entscheidend von der waldbaulichen Zielsetzung, den Zielbaumarten, den Wuchsbedingungen und der vorhanden Verjüngungszahl ab (Reimoser *et al.* 1997).

Trotzdem müssen für die Praxis Methoden bereitgestellt werden, nach welchen beurteilt werden kann, ob der vorliegende Verbiss einen Schaden darstellt oder nicht, damit festgelegt werden kann, ob Massnahmen ergriffen werden müssen oder nicht. An deren Entwicklung wird seit Jahrzehnten gearbeitet, und entsprechend gibt es verschiedene Meinungen und Definitionen von „tragbarem Wildverbiss“, wie die folgenden Beispiele zeigen:

„Als wirtschaftlich tragbar wird eine Wilddichte angesehen, bei der im Sommer wie im Winter nicht mehr als 20 Prozent aller im Jagdgebiet vorhandenen bis fünfjährigen Kulturen einen Verbiss durch Schalenwild von 10-50 Prozent aufweisen, das heisst, dass nicht mehr als 20 Prozent aller Kulturen gegen Verbiss geschützt werden müssen“ (Gadola und Stierlin 1978).

„Landeskulturell untragbare Schäden durch Schalenwild treten auf, wenn entweder die erforderliche Mindestpflanzenanzahl insgesamt oder jene einer Zielbaumart oder die geforderte Baumartenanzahl wildbedingt (Vergleich Zaunfläche – ungezäunte Fläche) nicht vorhanden ist oder wenn bei mindestens einer Zielbaumart der mittlere Höhenzuwachs der erforderlichen Mindestanzahl mehr als eine Höhenklasse wildbedingt zurückbleibt“ (Reimoser *et al.* 1997).

„In den besonderen Schutzwäldern, [...], liegen untragbare Schäden vor, wenn innerhalb des beurteilten Gebietes von mindestens 1km² auf mehr als 10% der Fläche die Hauptbaumarten oder die gesamte Verjüngung wildbedingt ausfällt“ (Rüegg und Walcher 1997).

Grundsätzlich anerkannt ist wohl die Aussage, dass nur von Schaden gesprochen werden könne, wenn der Waldbesitzer oder die Öffentlichkeit einen Nachteil erfahre (Reimoser *et al.* 1997). Ebenfalls breit abgestützt ist die Forderung, dass es möglich sein muss, die waldbaulichen Verjüngungs- und Mischungsziele zu erreichen. Diese Forderung ist denn auch im Schweizerischen Waldgesetz verankert (siehe Kapitel 6.2.2).

Schäden für den Waldbesitzer liegen dementsprechend vor, wenn zum Beispiel Eichenaufforstungen im Mittelland grossflächig geschützt werden müssen um die angestrebte Mischung zu erreichen oder wenn in Schutzwäldern Lawinverbauungen erstellt werden müssen, da der Wald seine Schutzwirkung nicht mehr erbringen kann (Odermatt *et al.* 1999). Ein schönes Beispiel im Zusammenhang mit der Schutzwirkung eines Waldes ist in Abb. 2-1 zu finden.

Insbesondere im Bereich der Schutzwaldbewirtschaftung und wenn es darum geht, wer die entstehenden Kosten zu tragen hat, spielen ökonomische Argumente eine grosse Rolle: so argumentierte zum Beispiel Nold (1979), dass sich die finanziellen Schäden durch Wildverbiss resp. die Aufwendungen für Verjüngungsschutz im Kanton Graubünden auf Millionen von Franken belaufen.

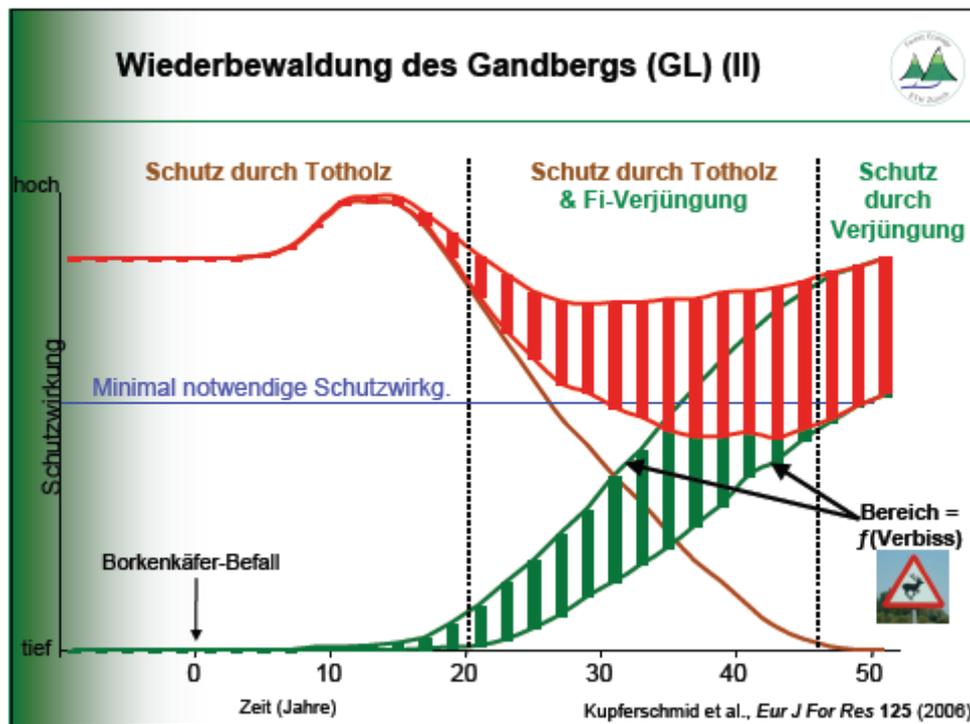


Abb. 2-1: Wildschaden am Gandberg (GL) (Quelle: Kupferschmid et al. (2006) in Bugmann 2006)

Durch Wildverbiss wird der Zeitpunkt, zu welchem Jungwuchs die minimal notwendige Schutzwirkung übernehmen kann, um gut 10 Jahre verzögert. Dies muss aus Sicht der Schutzwirkung als Schaden taxiert werden.

c) Quantifizierung von Verbisschäden

An der Frage, wie sich denn dieser Nachteil quantifizieren lässt und wie sich beurteilen lässt, ob die nötigen waldbaulichen Ziele erreichbar sind oder nicht, haben sich denn aber Forschung und Praxis in den letzten Jahrzehnten immer wieder die Zähne ausgebissen:

Als eine der ersten schlugen Gadola und Stierlin (1978) eine Methode vor, um Verbisschäden nach möglichst objektiven Kriterien zu beurteilen. Darin wurde festgelegt, was genau als Verbiss zu taxieren ist und vorgeschlagen, auf Grund von minimal nötigen Stammzahlen zu beurteilen, ob der vorliegende Verbiss waldbaulich tragbar sei oder nicht. Ebenfalls einen Meilenstein setzten Eiberle und Nigg (1987) durch die Herausarbeitung von Verbissgrenzwerten. Auch wenn diese in der Folge oft kritisiert wurden⁴, bieten sie doch eine gute Möglichkeit, die Belastung eines Jungwuchses durch Wildverbiss abzuschätzen (Rüegg 1999b). Reimoser *et al.* (1997) schlagen eine Verbissbeurteilung durch einen SOLL-IST-Vergleich vor, in dem ein SOLL-Wert (bezüglich Verjüngungstammzahlen), der IST-Zustand auf einer ungezäunten Fläche und der IST-Zustand auf einer gezäunten Fläche verglichen werden sollen.

Die Erhebungsverfahren wurden in der Folge in zahlreichen Studien verfeinert und verändert (Eiberle 1980; Perko 1983; Eiberle und Lanz 1989; Rüegg 1999a und weitere). Einen guten Überblick und einen Vergleich zwischen den verschiedenen Methoden bieten die Artikel von Rüegg (1999b) und Reimoser *et al.* (1997). Grundsätzlich kann unterschieden werden zwischen gutachtlichen Verfahren, Stichprobenverfahren und Vergleichsflächenverfahren mit Kontrollzäunen. Der Vorteil der Vergleiche zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen ist, dass der Einfluss des Wildes klar und deutlich aufgezeigt werden kann. Stichproben ermöglichen dafür eine Abschätzung des entstehenden Schadens und ermöglichen somit ein Eingreifen bevor der Schaden entstanden ist (Rüegg 1999b). Gutachtliche Verfahren hängen hingegen oft von sehr subjektiven Beurteilungen ab und sind oft schwierig nachvollziehbar, dafür verhältnismässig schnell und günstig auszuführen. Der Schweizerische Forstverein empfiehlt zweistufige Verfahren mit einer flächendeckenden gutachtlichen Beurteilung und Stichproben auf Indikatorflächen, auf welchen die Verbissintensität für die verschiedenen Baumarten bestimmt und mit den Grenzwerten von Eiberle verglichen wird (SFV 2002). Ein solches Verfahren kommt in vielen Kantonen – so auch im Kanton Schwyz – zur Anwendung.

⁴ Für eine Methodendiskussion siehe z.B. den Artikel von Reimoser *et al.* (1997).

d) Entstehung von Verbisschäden

Wurde ein Verbisschaden festgestellt und ist dieser auch tatsächlich auf das Schalenwild zurückzuführen, geht es darum, die Ursachen für diesen zu finden. Dies ist alles andere als trivial und kann nicht immer nur auf überhöhte Schalenwildbestände zurückgeführt werden.

Bereits Eiberle (1982) listete auf, welche Faktoren zu Verbisschäden führen können:

- Überhöhte Wildbestände
- die Verteilung des Wildes im Lebensraum (Stichwort Wintereinstände),
- die jahreszeitlich unterschiedlichen Nahrungsansprüche,
- Zivilisationseinflüsse, Freizeitbetrieb, Verkehr,
- die Empfindlichkeit der Lebensräume (Stichwort verjüngungsarme Waldbestände oder verjüngungsgünstige Standorte wie z.B. Hochgebirgslagen).

Fehlende natürliche Feinde, unkoordinierte Jagd und suboptimales Äsungsangebot fügt Haller (1996) dazu. Ebenfalls einen Einfluss hat das Waldbausystem: so sind Kahlschläge mit stammzahlarmen Aufforstungen als sehr verbissanfällig, Schirm- oder Femelschläge mit Naturverjüngung hingegen als sehr günstig in Bezug auf die Verbissanfälligkeit zu beurteilen, da dadurch eine hohe Verjüngungszahl bereitgestellt wird und sich darin Verbiss weniger stark auswirkt (Reimoser 2006). Und nicht zuletzt ist die waldbauliche Zielsetzung zu erwähnen: in einem Waldbestand, welcher eine Schutzfunktion zu erbringen hat, wird Verbiss anders bewertet werden als in einem Waldbestand mit ausschliesslich Naturschutzfunktion.

Sehr schön zusammengefasst sind diese Elemente in Abb. 2-2, wo aufgezeigt wird, wie die Entstehung von Wildschäden von den drei Faktoren Wilddruck, Schadensdisposition des Waldes und Bewertung durch den Menschen entstehen.

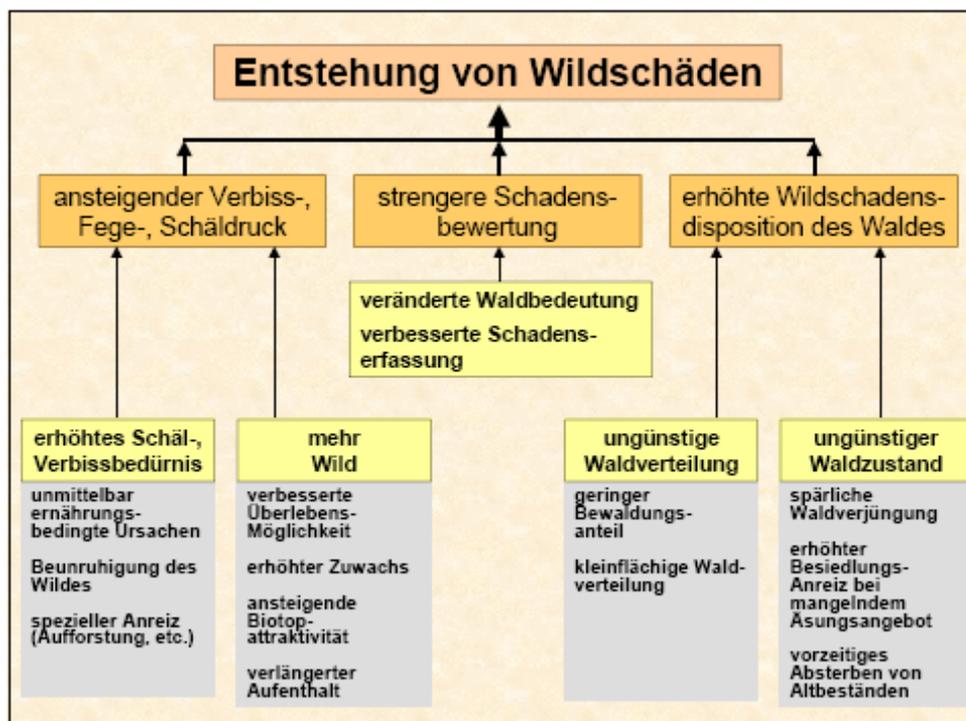


Abb. 2-2: Entstehung von Wildschäden (Reimoser 2006)

Auf einige Faktoren, welche die Entstehung von Verbisschäden beeinflussen, soll in der Folge etwas näher eingegangen werden.

Entwicklung der Schalenwildpopulation der Schweiz in den vergangenen 200 Jahren

Es ist eine Tatsache, dass während Krisenzeiten oder Zeiten der politischen Instabilität der Jagddruck auf die einheimischen Wildarten erhöht wird. Dies kann an verschiedenen Beispielen aus der ganzen Welt belegt werden; unter anderem auch am Beispiel der Schalenwildbestände der Schweiz resp. Mitteleuropas: diese erreichten in Folge der politischen Wirren und grosser Armut nach der französischen Revolution um 1800 einen Tiefstand und vier der fünf einheimischen Schalenwildarten wurden ausgerottet (zuerst der Steinbock, dann das Rot-, Reh- und Schwarzwild). Einzig die Gämse konnte dank ihrem grossen Verbreitungsgebiet überleben. Erst mit der Einführung des ersten Jagd- und Vogelschutzgesetzes 1875 und der Einrichtung verschiedener Eidgenössischer Jagdbanngebiete wurde die Grundlage für die Erholung der Schalenwildbestände gelegt (Haller 1996). In der Folge erholten sich die Bestände, auch dank Wiederansiedlungen und nicht zuletzt dank der Wiederaufforstung der vielerorts abgeholzten Wälder (Gallman und Baumgartner 2006), und heute leben in der Schweiz gemäss Eidgenössischer Jagdstatistik (2007) 26'000 Rothirsche, 131'000 Rehe, 15'000 Steinböcke und 97'000 Gämsen, wobei für alle Arten in den letzten 5 Jahren eine leichte Zunahme zu verzeichnen ist⁵ und innerhalb der letzten 200 Jahre einen absoluten Höhepunkt erreicht haben. Heute ist es dank dem hohen Lebensstandard nicht mehr nötig, das Schalenwild aus Nahrungsgründen zu bejagen, womit der Jagddruck sehr klein wird, die Wilderei kaum mehr ein Thema ist, und die Jagd einen ganz andern Stellenwert erhält (Haller 1996): War früher das Hauptziel der Jagd eine Hebung der Schalenwildbestände, so ist es heute die Begrenzung von Schäden durch wildlebende Tiere auf ein tragbares Mass und eine angemessene Nutzung der Wildbestände sowie die Erhaltung der Artenvielfalt und Lebensräume (JSG Art. 1).

Entwicklung der Lebensraumsituation

Die immer stärkere Besiedlung der Landschaft durch den Menschen, die Intensivierung der Land- und Alpwirtschaft, eine immer intensivere Freizeitnutzung auch entlegener Gebiete sowie das weitgehende Fehlen von Grossraubtieren haben den Lebensraum des Schalenwilds in den letzten Jahrzehnten in vielen Gebieten mindestens teilweise auf den Wald beschränkt. Dies führt dazu, dass sehr hohe Schalenwildpopulationen im Wald eintreten, was insbesondere in der Zeit, in welcher das Nahrungsangebot im Wald sowieso gering ist, zu Verbißschäden führen kann (Haller 1996). Insgesamt ist wahrscheinlich die Waldvegetation vielerorts nicht in der Lage, den Lebensraumverlust in den Hochlagen aufzufangen und die verdrängten Tiere „aufzunehmen“, was bedeuten würde, dass in der Zukunft insgesamt weniger Gämsen in den Alpen tragbar sein werden als früher (Reimoser 2008).

Entwicklung der Bedeutung der Schutzwälder

Ebenfalls durch die starke und in vielen Gebieten immer noch zunehmende Erschliessung und Besiedlung des Alpenraumes werden immer mehr Wälder zu Schutzwäldern oder erhaltenen Schutzwäldern eine noch grössere Bedeutung als sie bisher hatten. So erhalten z.B. auch die Schutzwaldungen an der Rigi-Nordlehne mit der Eröffnung des Gotthard-Basistunnels eine noch grössere Bedeutung als bisher.

Waldbauliche Voraussetzungen

In der Vergangenheit wurden in der Schutzwaldbewirtschaftung aus heutiger Sicht entscheidende Fehler gemacht, indem eine grossflächige, struktur- und verjüngungsarme Bestockung gefördert wurde. Diese sind nun besonders anfällig auf Wildverbiss. Dazu kommt, dass Schutzwälder naturgemäss häufig an steilen Hanglagen in der oberen Hälfte des waldfähigen Bereichs liegen. Hier ist die Verjüngung infolge des langsamen Wachstums und den oft schwierigen Verjüngungsbedingungen sowieso erschwert, weshalb sich zusätzlicher Wildverbiss besonders stark auswirkt (Haller 1996).

Wildschadensituation in der Schweiz

In den vergangenen Jahrzehnten wurden immer wieder Studien durchgeführt, um den Einfluss von Wildverbiss auf den Schweizer Wald zu beurteilen. Diese sind in Stadler *et al.* (1999) zusammengefasst: Die erste stammte vom Schweizerischen Forstverein aus dem Jahr 1974 und kam zum Schluss, dass Wildverbiss in der ganzen Schweiz ein grosses Problem darstellt für die Waldverjüngung. 1982 kam die Arbeitsgemeinschaft für den Wald zu einem ähnlichen Ergebnis, wobei im Mittelland Verbesserungen zu verzeichnen waren; Probleme sind vor allem in Tannengesellschaften und in den Berggebieten zu verzeichnen. Zum gleichen Schluss kamen die Fachgruppe Forstingenieure des SIA 1987 und die Schweizerische Gebirgswaldpflegegruppe 1992,

⁵ Für das Schwarzwild sind keine Zahlen erhältlich; diese spielen für diese Arbeit aber auch keine Rolle.

wobei diese bemerkte, dass der Schutz gegen Lawinen wildbedingt an einigen Stellen nicht mehr gewährleistet werden kann.

In Stadler *et al.* (1999) kommen die Autoren aufgrund verschiedener Studien (Auswertungen aus LFI 1 und 2 und zahlreiche kantonale Verbisshebungen) zum Schluss, dass Wildverbiss in Tieflagen nur noch lokal ein Problem darstellt, in Gebirgslagen hingegen die Verjüngung durch Wildverbiss entscheidend beeinflusst und in vielen Fällen be- oder sogar verhindert wird. Die Gebirgswälder mit im Vergleich zu den Tieflagen wenig Verjüngung (auf Grund der standörtlichen Gegebenheiten) sind besonders anfällig auf Verbissschäden und insbesondere an der Waldgrenze kann bereits verhältnismässig geringer Verbissdruck zu Schäden führen. Besonders betroffen scheint die Tanne zu sein: Ott *et al.* (1997) in Stadler *et al.* (1999) stellen fest, dass Tannenverjüngung in der Schweiz nur an wenigen Orten ohne Schutzmassnahmen möglich ist. Dass die Tanne eine besonders wichtige Rolle spielt in Schutzwäldern der Voralpen wurde bereits in Kapitel 2.2.4 erläutert.

Verbissschutzmassnahmen

Bei lokal starkem Wildverbiss, welcher eine Verjüngung mit den Zielbaumarten verhindert oder zumindest stark verlangsamt, kommen zum Schutz von Pflanzungen oder Naturverjüngungen verschiedene Verbissschutzmassnahmen zum Einsatz. Diese können in Flächenschutz oder Einzelschutz unterteilt werden.

Flächenschutz: mit Wildschutzzäunen können bis zu einer halben Hektare Flächen vor Wildverbiss geschützt werden. Deren Realisierbarkeit hängt entscheidend von der Hangneigung, der Schneehöhe und Steinschlaggefährdung ab (Nold 1979).

Einzelschutz: mechanischer Einzelschutz kann auf den Schutz der ganzen Pflanze (zum Beispiel Drahtkörbe oder Pflanzenschutzhüllen) oder auf den Schutz der Knospe ausgelegt sein (zum Beispiel mit Manschetten oder Hanffäden). Für chemischen Einzelschutz sind auf dem Markt verschiedene Mittel erhältlich.

2.5 Management-Strategien im Wald-Wild-Konflikt

Um die Interessenskonflikte zwischen Wald und Wild, oder eher zwischen Forst, Jagd, Landwirtschaft und Tourismus zu lösen, braucht es Ansätze, welche alle Interessen berücksichtigen. Die gesetzlichen Grundlagen sind in Kapitel 6.2.2 aufgeführt. In diesem Kapitel soll auf verschiedene Massnahmen hingewiesen werden, welche zur Lösung eines Wald-Wild-Konfliktes ergriffen werden können. Anschliessend soll auf verschiedene Ansätze hingewiesen werden, welche in einem bestimmten Gebiet zu einer Entschärfung der Konflikte geführt haben. Dies soll als Grundlage dienen für die Ausarbeitung von Massnahmen in Kapitel 4.3.2.

2.5.1 Förderliche Massnahmen im Wald-Wild-Konflikt

Wie sich in vielen Gebieten gezeigt hat, kann nur eine Massnahmenkombination aus jagdlichen, forstlichen, landwirtschaftlichen und touristischen Massnahmen zu einer Lösung eines Wald-Wild-Konfliktes führen (z.B. Völk 2008). Im Kreisschreiben 21 wird allerdings festgestellt, dass sich in den beiden Bereichen Forst und Jagd ein „unmittelbarer Handlungs- und Nachholbedarf“ ergebe (BUWAL 2002). Und im Programmblatt Schutzwald, der Vollzugshilfe zum Neuen Finanzausgleich im Bereich Schutzwald (BAFU 2008c), ist festgelegt, dass eine „Basisregulierung der Wildbestände die Voraussetzung für alle weiteren Massnahmen im Rahmen von Wald-Wild-Konzepten“ (BAFU 2008c) darstellen müsse. Das heisst, dass Massnahmen zur Lösung des Wald-Wild-Konfliktes in erster Linie im jagdlichen und forstlichen Bereich zu suchen sind, und Massnahmen im touristischen und landwirtschaftlichen Bereich vor allem als (wichtige) Begleitmassnahmen zu betrachten sind.

Jagdliche Massnahmen

Unter jagdlichen Massnahmen ist in erster Linie die Bestandesregulierung zu verstehen. Dabei scheint es häufig nicht zielführend zu sein, eine generelle Reduktion einer Gampopulation anzustreben. Stattdessen ist es oft weit zweckmässiger, Abschüsse auf einzelne problematische Stellen zu konzentrieren (Baumann 2009). Dies führt zum Konzept der Schwerpunktbejagung, welches vorsieht, den Jagddruck auf bestimmte Flächen zu konzentrieren, um dort einerseits die lokale Wilddichte zu verringern und andererseits das Wild auf diesen Flächen zu beunruhigen und zu vertreiben. Durch eine Schwerpunktbejagung wird eine insgesamt geringere Reduktion einen grösseren Erfolg bringen, als wenn mehr oder undifferenziert auf der ganzen Fläche gleichmässig gejagt wird. Die oft erwähnte Sogwirkung, welche durch eine Schwerpunktbejagung entsteht und wodurch Schalenwild aus

umliegenden Gebieten sofort wieder in die schwerpunktmässig bejagten Gebiete einwandere, dürfte bei den Waldgämsen, welche bedeutend standorttreuer ist als die Alpingämsen oder das Rotwild, um einige Jahre verzögert eintreten (Graf et al. 2008a). Dies ermöglicht eine gewisse Erleichterung der Verjüngung in besonders verbissbelasteten Waldpartien durch eine Schwerpunktbejagung (Studer 1994). Das Konzept der Schwerpunktbejagung ist insbesondere bei Problemen mit Waldgamspopulationen zu berücksichtigen, da der Wald in vielen Gebieten wichtige Wintereinstandsgebiete darstellt und deshalb die Gämse nicht generell aus dem Wald „weggeschossen“ werden kann (Baumann 2009).

Obwohl die Schwerpunktbejagung hohen jagdlichen Aufwand erfordert, ist ihre konsequente Durchführung auf Gamswild oft mehr eine Frage des Einsatzwillens der Jäger und weniger eine Frage der technischen Möglichkeiten. Dies lässt sich an erfolgreichen Fällen, z.B. in den FUST-Versuchsrevieren in Achenkirch (Tirol) und in verschiedenen anderen ehemaligen Problemgebieten gut aufzeigen (Reimoser 2008).

Besondere Beachtung bei der Bejagung ist der Verteilung der Abschüsse auf die Klassen (Geschlecht und Altersklassen) zu schenken. Dabei ist es wichtig, in der Klasse der Geissen genügend stark einzugreifen, da diese populationsdynamisch eine bedeutend grössere Rolle spielen als die Böcke. Aufgrund der hohen Jugendsterblichkeit kann mit einem Eingriff in die Jugendklasse (Kitze und Jährlinge) das natürliche Mortalitätsmuster imitiert werden. Das bedeutet, dass in diese Klasse ebenfalls relativ stark eingegriffen werden kann (25-35% bei den Jährlingen) (Baumann 2009). Die Höhe der zu erfüllenden Abschussquoten hängt von der jagdlichen Zielsetzung ab (Hebung, Senkung oder Erhaltung des Bestandes).

Wenn es um die Veränderung der Verteilung von Wildpopulationen geht, kann – wie auch die Schwerpunktbejagung – eine Jagddruck*verminderung* an waldbaulich nicht problematischen Stellen unter Umständen eine positive Wirkung haben.

Forstliche Massnahmen

Bei den forstlichen Massnahmen sind drei Typen von Massnahmen zu erwähnen: der eine Typ dient der Verbesserung des Waldlebensraumes. Dazu gehören Freihalteflächen, Äserstöcke, Auflichtung des Altbestandes zur Förderung der Bodenvegetation etc. Ebenso eine Verbesserung des Lebensraumes kann im Bereich von Waldrändern erreicht werden, indem Waldränder strukturiert werden und der Unterbewuchs gefördert wird. Dadurch wird gleichzeitig Deckung und Äsung bereitgestellt. Der zweite Typ von Massnahmen führt dazu, dass die Stammzahl in der Verjüngung ansteigt und somit die Schadensgrenze erhöht wird. Dazu gehören Verjüngungsschläge und Auflichtung des Altbestandes. Und der dritte Typ dient der Erleichterung der Jagd. Dazu sind ebenfalls Freihalteflächen, Schussschneisen, Hochsitze, Erschiessung durch Begehungswege oder Fahrbewilligungen auf Forststrassen zu erwähnen.

Weitere Massnahmen

Eine Veränderung der Verteilung der Wildtiere im Lebensraum kann nebst den oben erwähnten jagdlichen Massnahmen auch durch Besucherlenkungsmassnahmen unterstützt werden: durch solche können als Einstände geeignete und waldbaulich unproblematische Gebiete von Störungen freigehalten werden und somit dem Wild Anreize gegeben werden, sich in diesen Gebieten aufzuhalten. Hohe Bedeutung kommt auch der Schaffung von Wildruhezonen zu (Baumann 2009).

Im Bereich der Land- und insbesondere Alpwirtschaft können Zäune an Austrittsstellen vom Wald ins Offenland eine grosse Behinderung darstellen⁶. Mit einem Entfernen der Zäune nach der Beweidungszeit kann hier Abhilfe geschaffen werden.

Eine weitere Einschränkung respektive eine Konkurrenzsituation für Wildtiere stellt eine intensive Beweidung mit Nutztieren dar (Baumann 2009). Mit einer Einschränkung der selben oder noch besser Nutzung von Offenflächen als Heuwiesen anstatt Weiden könnten lokal grosse Lebensraumverbesserungen aus der Sicht des Gamswildes erreicht werden.

Ebenfalls eine unterstützende Wirkung in Bezug auf die Verteilung der Tiere wie auch die Regulierung von Schalenwildbeständen (insbesondere Reh und Gämse) kann die Präsenz von Grossraubtieren haben: die Tiere werden scheuer und ziehen sich verstärkt in sicherere Habitats (d.h. für die Gämse in steile, felsige Hänge und für das Reh in dicht bewachsene Unterwüchse) zurück. Dies zeigen verschiedene Beispiele für den Luchs (Forstner 1988; Baumann und Struch 2000).

⁶ mündliche Mitteilung C. Winter, 9. Februar 2009

2.5.2 Erfolgreich gelöste Beispiele von Wald-Wild-Konflikten

Wald-Wild-Management-Instrument

Im Rahmen des Projekts effor2 des Bundes wurde in einem Pilotprojekt in den Kantonen Appenzell und St.Gallen das so genannte Wald-Wild-Management-Instrument (WWMI) entwickelt und erprobt. Die Idee dahinter ist, den Schalenwildbestand auf ein vom Wildverbiss her tragbares Niveau zu senken und im Wald über aktive Wildschaden-Verhütungsmassnahmen (d.h. Äsungsverbesserung, Lebensraumberuhigung usw., passiv wären Verbisschutzmassnahmen) eine optimale Gestaltung des Lebensraumes für das Schalenwild zu erreichen.

Eingangsgrössen sind die Huftierpopulation, der Lebensraum, der Wald, ökonomische Überlegungen und zu simulierende Management-Eingriffe. Mit diesen Ausgangsdaten kann nun ermittelt werden, welche Einflüsse konkrete Massnahmen haben und es kann abgeschätzt werden, welche Massnahmen das beste Kosten-Wirksamkeitsverhältnis aufweist. Nach einer Pilotphase wurde das Instrument als praxistauglich beurteilt, Erfolge konnte allerdings auf Grund der kurzen Projektdauer noch nicht nachgewiesen werden. Im Rahmen der schweizerischen Subventionspolitik steht das Instrument allen Kantonen zur Verfügung (Eyholzer et al. 2003).

Management des Gamswildes im Nationalpark Berchtesgaden

Aufgrund der Habitatseignung für Gamswild sowie dem Handlungsbedarf aus waldbaulicher Sicht wurden für den Nationalpark Berchtesgaden (Deutschland) Zonen festgelegt, in welchen a) Verbisschäden toleriert werden können und b) eine Bestandesreduktion auf Grund der Verbissbelastung nötig sind. Damit konnten durch eine insgesamt mässige Bestandesreduktion bedeutende Verbesserungen in der Verbissituation erreicht werden (Bögel 2001).

Das Konzept der Freihaltung (Vorarlberg, Österreich)

Das schärfste Instrument zur Schalenwildregulierung bildet in Vorarlberg die so genannte Freihaltung: in einem bestimmten festgelegten Gebiet soll jedes Stück Schalenwild, das sich dort aufhält, sofort erlegt werden (also eine sehr strikte Schwerpunktbejagung). Wird dieser Forderung durch die Revierjäger nicht nachgekommen, wird der geforderte Abschuss durch revierfremde Jäger erfüllt. Damit konnten gute Erfolge erzielt werden (Studer 1994).

Erfolgsfaktoren für das Wald-Wild-Management in den Österreichischen Bundesforsten

Völk (2008) nennt unter anderem folgende Faktoren, welche zu einer erfolgreichen Lösung des Wald-Wild-Konflikts geführt haben:

- Genügend Abschuss in den sensiblen Waldbereichen, vor allem beim Jungwild (Kitze, Jugendklasse) und beim weiblichen Gamswild
- Räumliche und zeitliche Konzentration der Bejagung (auf Verbiss-Problemflächen, bereits kurz vor und vor allem während den alljährlichen saisonalen Verbisschüben)
- Lebensraumzonierung mit guter revierübergreifender Massnahmenabstimmung
- Definition von „Wildschaden“ (Toleranzgrenzen)
- Objektive Erfolgskontrolle (geeignetes Monitoring)

Wald-Wild-Management in den Staatsforsten Bayern

Da die Besitzverhältnisse in Deutschland grundsätzlich anders geregelt sind als in der Schweiz, sehen auch Lösungen im Wald-Wild-Bereich anders aus als in der Schweiz: da der Waldbesitzer grundsätzlich auch Wildbesitzer ist, liegen auch die Kompetenzen für Massnahmen im Wald- und im Wildbereich an derselben Stelle. Die Zielformulierung und das Erarbeiten von Lösungen gestaltet sich dementsprechend einfacher als in der Schweiz, wo Jagd- und Forstverwaltung in den meisten Kantonen weitgehend getrennt sind und auch Förster und Jäger selten durch dieselbe Person verkörpert wird.

Die Staatsforsten Bayern bewirtschaften ihren Wald und die darin lebenden Wildbestände grundsätzlich nach dem Ansatz „Wald vor Wild“. Das bedeutet, dass die Abschusszahlen weitgehend auf Grund der Verbissbelastung festgesetzt werden und die Wildbestände bewusst auf einem tiefen Niveau gehalten werden (Walter und Kessler 2008).

Zusammenfassung

Aus diesen Beispielen können folgende Grundsätze für eine zeitgemässe Lösung des Wald-Wild-Konfliktes herausgeschält werden:

- jagdliche Eingriffe müssen räumlich, zeitlich und in Bezug auf die Geschlechterverteilung und Altersklassen sehr differenziert ausgeführt werden
- der Wald-Wild-Konflikt kann nicht mit jagdlichen Massnahmen allein gelöst werden
- Ein gewisser Verbiss ist nicht zu vermeiden; wichtig ist eine genaue Schadensdefinition.
- Wichtig sind Zieldefinitionen sowohl im forstlichen wie auch im jagdlichen Bereich.

3 Untersuchungsgebiet und thematische Eingrenzung

In diesem Kapitel wird das Untersuchungsgebiet vorgestellt und der Projektzeitraum festgelegt. Die Beschreibung des Untersuchungsgebiets wird bewusst kurz gehalten. Sie soll einen allgemeinen Überblick geben und zum Verständnis der Methoden dienen. Spezifische Angaben insbesondere zum Schutzwald und der Entwicklung der Schalenwildbestände sind in Kapitel 5 (Situationsanalyse) zu finden.

3.1 Untersuchungsgebiet

3.1.1 Geografische Lage, Eigentumsverhältnisse

Die Rigi liegt zwischen dem Vierwaldstättersee und dem Zugersee (siehe Abb. 3-1) in den beiden Schweizer Kantonen Luzern und Schwyz. Auf der Südseite steigt das Gelände gleichmässig und relativ flach vom Vierwaldstättersee (440 m ü.M.) auf 1797 M ü.M. Zum höchsten Punkt, der Rigi Kulm, führt seit 1873 eine Standseilbahn (Rigi-Bahnen 2007), welche seither eine intensive touristische Nutzung des Gebietes ermöglicht. Die Südseite ist ausserdem für die Alpwirtschaft sehr geeignet und wird saisonal dementsprechend stark genutzt. Gegen Norden fällt die Rigi steil zum Zugersee ab, wo zahlreiche wichtige Verkehrsverbindungen sowie einige Liegenschaften bestehen. Die vor allem im oberen Teil mit zahlreichen Felsbändern durchsetzte Nordlehne ist stark bewaldet. Ein grosser Teil der Waldungen, nämlich knapp 85%, gehören den SBB. Die rund 35 Privatwaldeigentümer und die SBB haben sich in der einfachen Gesellschaft „Pro Silva Rigi-Nord“ zusammengeschlossen. Das Ziel dieser Gesellschaft ist die gemeinsame Bewirtschaftung des Schutzwaldes, wobei die Geschäftsführung der Pro Silva Nord bei den SBB liegt (Hug 2005). In dieser Arbeit dient die Tannen-Buchenwaldstufe an der Rigi-Nordlehne als Untersuchungsperimeter (siehe Abb. 3-1)⁷. Diese kann durch die Waldstandort-Kartierung in der Datei „nais_wstaokart07.shp“ (kartiert durch M. Frehner, 2007, siehe Kapitel 4.3.1.1) klar ausgedehnt werden.

Obwohl es in dieser Arbeit um die Schutzwälder an der Rigi-Nordlehne geht, sind diese im Hinblick auf die Wildproblematik im Kontext der intensiv genutzten Südseite zu betrachten.

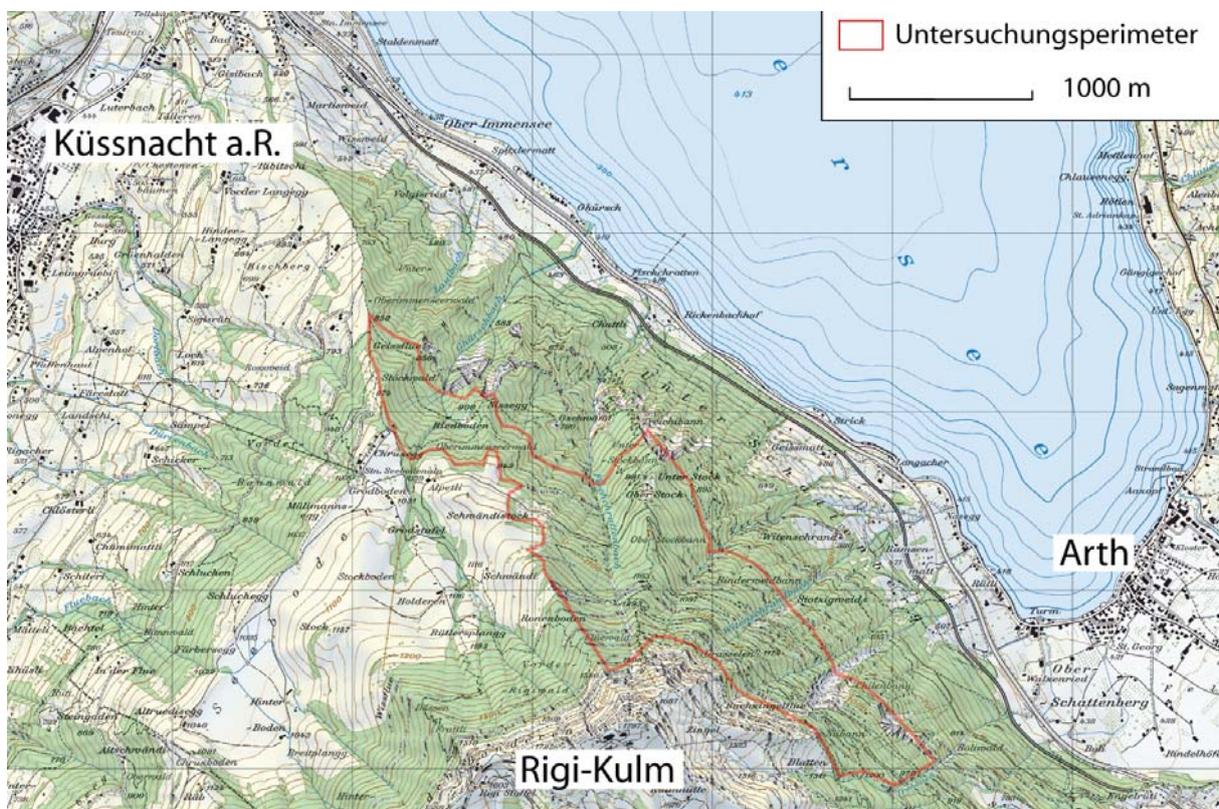


Abb. 3-1: Untersuchungsperimeter: Tannen-Buchenwald an der Rigi-Nordlehne

⁷ Dies wurde allerdings erst im Verlauf der Arbeit so festgelegt; ursprünglich bildete die gesamte Waldfläche der Pro Silva Rigi-Nordlehne den Untersuchungsperimeter. Dieser wurde aber aus Gründen, welche im Verlauf der Arbeit diskutiert werden, angepasst.

Klima

Auf Grund der geografischen Lage am Rand der Voralpen sind an der Rigi-Nordlehne sehr hohe Niederschlagsmengen zu verzeichnen. Typisch für den hier vorherrschenden ozeanischen Klimatyp sind mässige jahreszeitliche Temperaturschwankungen und hohe Niederschläge von über 1200 mm pro Jahr auf 1000 m ü.M., wobei diese hauptsächlich im Juni-August anfallen (Ott *et al.* 1997). Mit 1300 – 2200mm (in Abhängigkeit der Höhe über Meer) fallen die Niederschlagsmengen an der Rigi-Nordlehne sehr hoch aus. Dies hat insbesondere hinsichtlich der Entstehung von Murgängen eine Bedeutung. Die vorherrschenden Windrichtungen sind Nord-West, Süd-West und Süd (Föhn).

3.1.2 Geologie und Topologie

Geologisch ist die Rigi Teil der aufgeschobenen subalpinen Molasse, welche charakterisiert ist durch mächtige, generell in Südost- bis Südsüdostichtung einfallende Schichtpakete von Nagelfluh, Sandstein und Mergeln der Rigi-Hauptschuppe.

Der weitaus grösste Teil der Rigi-Nordlehne besteht aus Nagelfluhbänken, welche mit Sandstein- und Mergelschichten abwechseln. Die Mischung von harten Nagelfluh- und Sandsteinschichten mit weichen Mergelschichten führt zu einem Wechsel von annähernd senkrechten Wänden mit steilen Hängen.

Dabei ist häufig eine Balm-Bildung festzustellen: Durch das raschere Verwittern des Mergels werden die härteren Nagelfluhbänke unterschritten, was zusammen mit der weiteren Verwitterung der Nagelfluh vor allem entlang der Klufflächen zum Ablösen grösserer Gesteinspakete führt. Dieser Verwitterungsprozess ist prinzipiell nicht aufzuhalten.

Die durch die beschriebene geologische Situation bedingte Abtreppung weiter Bereiche der Rigi-Nordlehne führt dazu, dass in den Gerinnen, aber auch an den von Erosion betroffenen Hängen, jeweils nach kurzer Distanz eine Erosionsbasis existiert, welche verhindert, dass die Erosion sich unkontrolliert über zusammenhängende lange Gerinne- und Hangabschnitte ausdehnen kann (Hug 2005).

3.1.3 Hydrologie

Die Rigi-Nordlehne wird durch zahlreiche Gerinne entwässert, deren Einzugsgebiete bezüglich Eigenschaften und Grösse variieren. Allen gemeinsam ist aber, dass der grösste Teil des Einzugsgebietes bewaldet ist und dass die Gerinne in weiten Abschnitten starkes Gefälle aufweisen.

Die in Bezug auf Naturgefahren wichtigsten Wildbäche, deren Einzugsgebietsfläche und das bei einem 100-jährlichen Ereignis zu erwartenden Murganggeschiebe G_{100} sind in Tab. 3-1 zusammengefasst.

Tab. 3-1: Wildbäche an der Rigi-Nordlehne⁸.

Gerinne	Einzugs- gebiet [km ²]	G_{100} [m ³]
Ghürschbach	1.80	2000
Fischchratten	1.27	5000
Langweidbach	0.52	nicht beurteilt
Witeschrand	0.38	nicht beurteilt
Hint. Rütelibach	0.27	2000
Gerinne Thurmbann	0.20	2000
Trehbach	0.48	3000

⁸ Quelle: schriftliche Mitteilung von M.Kläy, SBB vom 20. November 2008, aufgrund von Erhebungen durch Geo7.

3.1.4 Schutzwald

Den Untersuchungsperimeter bildet, wie bereits oben erwähnt, die Waldfläche in der Tannen-Buchenwaldstufe der Gesellschaft Pro Silva Rigi Nord. Er erstreckt sich über 537.67ha, wovon 7% unproduktive Flächen sind, der Rest gilt als produktiver Schutzwald. Rund 84% davon gehören den SBB, 16% sind Privatwald (vergl. Tab. 3-2) (Hug 2005).

Tab. 3-2: Waldflächen der Pro Silva Rigi Nord (Quelle: Hug 2005)

Gesamtes Waldareal	537.67 ha	100%
<i>Davon unproduktive Flächen</i>	35.20 ha	7%
<i>Davon produktiver Schutzwald</i>	499.77 ha	93%
SBB-Wald	451.92 ha ⁹	84%
Privatwald	85.75 ha	16%

In den Ausgangsdaten aus dem Waldentwicklungsmodell RIGFOR (siehe Kapitel 4.3.1.1) wurde ebenfalls vom Projektperimeter der Pro Silva Rigi Nord ausgegangen, wobei die unproduktiven Flächen (insbesondere Fels) sowie einige für die Fragestellung nicht relevanten Flächen abgezogen wurden. Dies ergibt in RIGFOR eine Waldfläche von 459.34ha (siehe Kapitel 4.3.1). Für die Rechnungen in dieser Arbeit wird die Waldfläche aus RIGFOR verwendet.

Bewirtschaftet wird der Schutzwald, wie bereits oben erwähnt, durch die einfache Gesellschaft Pro Silva Rigi Nord, wobei die Geschäftsführung und meistens auch Projektleitung bei den SBB liegt.

Weitere Angaben zum Schutzwald und dessen Bedeutung und Bewirtschaftung sind in Kapitel 5.3 (Situationsanalyse) zu finden.

3.1.5 Wildsituation

Die Rigi-Nordlehne ist Teil des Wildraums 2, welcher die gesamte Rigi zwischen dem Vierwaldstätter-, Zuger- und Lauerzersee umfasst. In diesem Wildraum kommen Rot-, Reh- und Gamswild vor (Graf *et al.* 2003). Innerhalb des Wildraums 2 ist die Bewegungsfreiheit der Wildtiere relativ gross. Deshalb müssen Fragestellungen, welche das Schalenwild betreffen, mit Blick auf den gesamten Wildraum zu beantworten versucht werden. Dies wird zusätzlich erschwert durch die Tatsache, dass der Wildraum 2 einen kantonsübergreifenden Wildraum (Kantone Schwyz und Luzern) darstellt.

Die Schalenwildbestände werden im Schwyzer Teil der Rigi im Patentjagdsystem bewirtschaftet. Die Kontrolle erfolgt durch kantonale Wildhüter.

Die Auswertungen von Kontrollzäunen und Stichproben haben ergeben, dass in der Tannen-Buchenwaldstufe die Verjüngung, insbesondere diejenige der Tanne, seit Jahren durch einen hohen Verbissdruck beeinträchtigt und stellenweise ganz verhindert wird. Dieser wird hauptsächlich durch Gamswild verursacht.

Auf die Entwicklung des Wildtiermanagements in den letzten Jahren wird genauer in Kapitel 5.4 eingegangen.

3.2 Zeitliche und thematische Abgrenzung

Die zeitliche Abgrenzung ist durch die Fragestellung gegeben. Dazu ist aber folgendes anzumerken: im Waldentwicklungsmodell RIGFOR, welches als Grundlage für diese Arbeit diente, wurde der Waldzustand in Fünfjahresschritten simuliert mit Beginn im Jahr 2002. Das heisst, dass die dem heutigen Zustand am nächsten kommende Simulation jene vom Jahr 2007 ist. Für den heutigen Zustand wurde also die Simulation für das Jahr 2007 verwendet, der Projektzeitraum dauert aber effektiv von 2009 bis 2059. In einigen Abbildungen ist der heutige Zustand mit 2007 bezeichnet, gemeint ist damit aber immer der simulierte Zustand im Jahr 2009.

⁹ 2.7 ha des SBB-Waldes liegen ausserhalb des Projektperimeters unterhalb von Rigi-Kulm.

Ursprünglich war die Idee dieser Arbeit, die Kosten abzuschätzen, welche für technische Schutzmassnahmen bezüglich der Naturgefahren Lawinen, Rutschungen und Murgänge anfallen werden. Der Prozess Steinschlag wurde von Anfang an ausgeblendet, da dieser an der Rigi-Nordlehne bereits sehr gut untersucht ist und an problematischen Stellen bereits Steinschlagnetze zum Schutz der Bahnlinie als oberstem Gefahrenpotential angebracht wurden. Gegen Murgänge wurden zwar auch bereits umfangreiche Schutzmassnahmen ergriffen, doch erwarten die SBB durch eine Verschlechterung der Schutzwirkung der Waldungen an der Rigi-Nordlehne in Bezug auf Murgänge einschneidendere Veränderungen in der Gefährdung als in Bezug auf Steinschlag¹⁰.

Im Laufe der Arbeit musste festgestellt werden, dass mit dem gewählten Vorgehen bezüglich der Entwicklung der Gefährdung des Schadenpotentials durch Murgänge keine zuverlässigen Aussagen gemacht werden können. Deshalb beschränkt sich diese Arbeit auf die Abschätzung von Kosten für technische Schutzmassnahmen gegen Schneebewegungen (Lawinen und Gleitschnee), sowie Massnahmen für die Stabilisierung von rutschgefährdeten Flächen. Dabei beschränken sich die Abschätzungen im Bereich der Schneebewegungen auf Massnahmen gegen Waldlawinen; der Aspekt von Lawinen, welche in den Gerinnen bis zur Bahnlinie vorstossen und diese direkt gefährden können wird vernachlässigt. Diese können aus dem selben Grund wie die Murgänge im Rahmen dieser Arbeit nicht sinnvoll abgeschätzt werden. Die Massnahmen im Bezug auf den Prozess Rutschungen beschränken sich darauf, die Flächen möglichst schnell zu bestocken .

In Bezug auf die Kostenabschätzung muss an dieser Stelle klar angemerkt werden, dass die Kosten für die „normale“ Bewirtschaftung von Wald und Wild in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden, da diese Kosten unabhängig von einem starken oder geringen Verbissdruck anfallen.

Ein wichtiger Aspekt der Thematik ist der Wildverbiss. Entsprechend den Ausgangsdaten im Waldentwicklungsmodell RIGFOR (siehe Kapitel 4.3.1.1) wird ein Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ und ein Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ angenommen, von welchen bei der Abschätzung der entstehenden Kosten ausgegangen wird.

Dabei bedeutet „aktueller Verbissdruck“, dass die Tanne verbissbedingt nicht aufwachsen kann und Buche und Ahorn verzögert aufwächst. Die Fichtenverjüngung wird durch den Verbiss nicht beeinträchtigt. Dies entspricht der Situation im Tannen-Buchenwald an der Rigi-Nordlehne, wie sie in Frehner und Schwitter (2008) beurteilt wurde.

„Reduzierter Verbissdruck“ bedeutet, dass der Verbissdruck auf ein Niveau gesenkt werden kann, auf welchem auch die Verbissintensität der Weissstanne unter dem Grenzwert nach Eiberle liegt und somit auch diese aufwachsen kann.

Da ausserdem die in RIGFOR getroffenen Annahmen bezüglich der Verweilzeiten im Lücken- und Jungwuchszustand für grosse Flächen als nicht realistisch beurteilt werden, wurden zusätzliche Entwicklungskriterien für die beiden oben beschriebenen Szenarien sowie das Szenario „aktueller Verbissdruck mit Verbisschutzmassnahmen“ definiert (siehe Kapitel 4.3.1.3). Unter diesem dritten Szenario wird der Zustand verstanden, dass der Verbissdruck auf dem aktuellen Niveau bleibt, die Verjüngung aber auf den schützbaeren Flächen mit grossem Aufwand geschützt wird. Diese zusätzlichen Entwicklungskriterien gelten für die Waldentwicklung auf grösseren Blössen mit freilandähnlichen Bedingungen.

¹⁰ mündliche Mitteilung Max Kläy, SBB, 20. November 2008

4 Methoden

Ziel dieses umfangreichen Kapitels ist es, das Vorgehen, welches in dieser Arbeit für die Kostenabschätzung gewählt wurde, nachvollziehbar zu beschreiben und zu begründen. Dies stellt insbesondere auf Grund der vielseitigen Thematik und den damit verbundenen zahlreichen Ansätzen eine grosse Herausforderung dar. Für ein gutes Verständnis des Vorgehens und der getroffenen Annahmen sind denn auch ausführliche Erläuterungen und Begründungen nötig – nur mit solchen können dem Leser das zweifellos komplizierte und schwierig nachzuvollziehende Vorgehen näher gebracht und die Kriterien der Wissenschaftlichkeit erfüllt werden.

Für die vorliegende Arbeit wurden zwei Hauptmethoden angewendet: für die ökonomische Bewertung wurde die Methode der **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** gewählt, welche somit als Rahmen für die gesamte Arbeit diente: In Form einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse wurden die entstehenden Kosten für technische Schutzmassnahmen, Verbisschutzmassnahmen und jagdliche Massnahmen untersucht und verglichen. Als Grundlage für die Kosten-Wirksamkeitsanalyse wurde eine **Situationsanalyse** durchgeführt, anhand derer die Situation im Untersuchungsgebiet aufgearbeitet wurde und auf Grund derer die Kosten-Wirksamkeits-Analyse durchgeführt wurde.

Im Folgenden sollen zuerst einige Zeilen zur Situationsanalyse geschrieben werden. Dann wird die Methode der Kosten-Wirksamkeitsanalyse kurz eingeführt, bevor das Vorgehen bei der Behandlung der acht Teilschritte der Kosten-Wirksamkeitsanalyse in dieser Arbeit ausführlich beschrieben wird. Den umfangreichsten Teil bildet dabei die „Bestimmung der Alternativen“, da für die Abschätzung der Kosten für die verschiedenen Massnahmen fundierte Grundlagen geschaffen werden mussten.

Situationsanalyse

Ziel der Situationsanalyse war es, ein möglichst genaues Bild der Voraussetzungen bezüglich relevanter Themen im Untersuchungsgebiet zu erhalten. Dazu gehörten insbesondere Informationen zur

- Gefährdung durch Naturgefahren (welche Gefahrenprozesse sind wo relevant?)
- Schadenpotential (was ist wo gefährdet?)
- Schutzbauten (wo wurde welche Massnahme bereits ergriffen?)
- Schutzwald (welche Waldgesellschaften kommen vor? In welchem Zustand befindet sich der Schutzwald? Wie ist der Verbisszustand? Etc)
- Wildbestand (welche Arten kommen vor? Wie gross ist der für den Verbiss verantwortliche Bestand? Wie sieht dessen Raumnutzungsverhalten aus?)

Diese Fragen wurden anhand von zahlreichen Dokumenten und Gesprächen mit verschiedenen Ansprechpersonen zu beantworten versucht. Im Kapitel 5 (Situationsanalyse) sind die betreffenden Ansprechpersonen erwähnt; diese sind im Personenverzeichnis aufgeführt. Die verwendeten Dokumente sind jeweils im Text zitiert und im Literaturverzeichnis aufgeführt.

Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Neben der Kosten- Nutzen-Analyse (NKA) und der Nutzwertanalyse (NWA) ist die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA) eines der am häufigsten angewendeten Instrumente, um öffentliche Projekte zu beurteilen und aus verschiedenen Projektvarianten die vorteilhafteste auszuwählen (vergl. Kapitel 2.1.2). Dabei wird die Kosten-Nutzen-Analyse eingesetzt, wenn eine sinnvolle monetäre Erfassung des Nutzens eines Projektes möglich ist. Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse hingegen kommt zur Anwendung, wenn der Projektnutzen monetär schlecht erfasst werden kann. Statt in Geldwerten geht somit der Nutzen durch physische Grössen (z.B. „Senkung der Arbeitslosenquote“ oder „Risikoverminderung“) in die Analyse ein (Bergen *et al.* 2002).

Die Methode der NKA und der KWA zeichnen sich dadurch aus, dass auf Grund der Analyse klare Entscheidungsgrundlagen geboten werden. Der Vorteil der NKA gegenüber der KWA stellt die Abschätzung des tatsächlichen Nutzens dar, welcher mit einer Projektvariante erreicht werden kann. Der Vorteil der KWA gegenüber NKA ist dafür, dass dem Entscheidungsträger eine gewisse Freiheit bei der endgültigen Auswahl einer Projektvariante bleibt, da je nach Gewichtung immer noch die eine oder die andere Variante als die beste beurteilt werden kann (Hanusch 1994).

In dieser Arbeit geht es um eine Bewertung von Massnahmen im Bereich der Schutzwaldbewirtschaftung und dem Umgang mit Naturgefahren. Um einen Nutzen dieser Massnahmen abzuschätzen, wäre eine Bezifferung des Nutzens nötig, welcher durch einen intakten

Schutzwald erbracht wird. Eine solche würde den zeitlichen Rahmen dieser Arbeit eindeutig sprengen und kommt deshalb nicht in Frage.

Für die Beurteilung von Projekten gibt es auch noch zahlreiche andere, nicht-monetäre Methoden. Thema dieser Arbeit ist aber eine *ökonomische* Beurteilung von verschiedenen Projektvarianten, weshalb auch eine Methode zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Massnahmen gewählt wurde.

Eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse wird üblicherweise in acht Schritten durchgeführt (Bergen *et al.* 2002):

1. Zielanalyse
2. Erfassung der Nebenbedingungen
3. Bestimmung der Alternativen
4. Kostenanalyse
5. Wirksamkeits-Analyse
6. Zeitliche Homogenisierung
7. Berücksichtigung von Unsicherheiten
8. Erstellung von Kosten-Wirksamkeits-Matrizen

Kapitel 4.1 bis 4.8 gehen auf die Ziele der einzelnen Schritte ein und beschreiben ausführlich, wie in dieser Arbeit zu den einzelnen Resultaten gefunden wurde.

4.1 Zielanalyse

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Die Zielanalyse dient dazu, die Ziele, welche mit Hilfe eines Projektes erreicht werden sollen, vollständig, widerspruchsfrei und operationalisierbar zu erfassen (Hanusch 1994). Im einfachsten Fall handelt es sich nur um ein einziges Ziel, das vom Auftraggeber bereits vorgegeben ist (z.B. das Erreichen eines Grenzwertes einer Schadstoffkonzentration); häufig ist aber lediglich ein (vages) Problem vorhanden, das gelöst werden muss. In diesem Fall hat eine sorgfältige Zielanalyse zu erfolgen, welche entweder direkt beim zu lösenden Problem ansetzt, oder von übergeordneten Zielen wie Nachhaltigkeit oder Wohlfahrt ausgeht und dann versucht, projektspezifische Unterziele zu definieren (Bergen *et al.* 2002).

Vorgehen in dieser Arbeit

Die Ziele der Zielanalyse sind nicht, wie man vielleicht denken könnte, die gleichen Ziele wie diejenigen der Forschungsarbeit: Ziel der Forschungsarbeit ist es, herauszufinden, welche Kosten unter definierten Szenarien für verschiedene (auszuarbeitende) Massnahmen anfallen werden. Dies sind die Ziele der Autorin. Die Ziele, welche aus der Zielanalyse hervorgehen sollen, sind die Zielsetzungen für die Massnahmen, also die Antwort auf die Frage, was mit den Massnahmen erreicht werden soll. Diese werden durch die Ziele derjenigen Körperschaften definiert, welche an einem Schutz durch die Waldungen an der Rigi-Nordlehne interessiert sind.

In diesem Sinn wurde für die vorliegende Arbeit ein problemorientierter Ansatz gewählt: Ausgangspunkt war die Erkenntnis, dass der Verbissdruck an der Rigi-Nordlehne in der Tannen-Buchenwaldstufe so gross ist, dass die Verjüngung der Tanne verbissbedingt total ausfällt und die Verjüngung von Buche und Ahorn beeinträchtigt wird. Dies hat zur Folge, dass grosse finanzielle Aufwendungen nötig werden, um den Ausfall resp. die Beeinträchtigung der Verjüngung a) einzuschränken und b) zu ersetzen, um die Schutzwirkung langfristig zu gewährleisten.

Für die Lösung dieses Problems wurde auf Grund der Situationsanalyse (siehe Kapitel 5) ein Oberziel definiert, welches in Teilziele aufgespaltet wurde. Dabei wurde gleichzeitig eine thematische Abgrenzung definiert und festgelegt, für welche Teilziele aus diesem Oberziel in dieser Arbeit Massnahmen hergeleitet werden sollen.

4.2 Erfassung der Nebenbedingungen

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Durch die Erfassung von Nebenbedingungen soll sichergestellt werden, dass Projektalternativen vorgeschlagen werden, welche unter den herrschenden Nebenbedingungen auch tatsächlich realisierbar sind. Nebenbedingungen werden in physische, budgetäre, gesetzliche, administrative und politische Aspekte gegliedert (Hanusch 1994).

Vorgehen

Für die vorliegende Arbeit wurden Ansprüche seitens der Wildtierökologie sowie der gesetzliche und jagdliche Rahmen als Nebenbedingungen eingesetzt. Zusätzlich wurden Überlegungen zum Kostenrahmen angestellt.

4.3 Bestimmung der Alternativen

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Sofern Handlungsalternativen im Rahmen eines Projektes nicht bereits gegeben sind, müssen Massnahmen entwickelt werden, welche der Erreichung der gesetzten Ziele dienen. Diese sollten mit den vorher ermittelten Nebenbedingungen übereinstimmen. Dabei spielt das Expertenwissen des Analytikers eine grundlegende Rolle: in einem ersten Arbeitsgang sammelt er alle grundsätzlich in Frage kommenden Alternativen, und wählt dann in einem zweiten Schritt daraus einige aus, welche besonders geeignet scheinen für die Lösung des Problems. Erst für diese Auswahl wird eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse durchgeführt (Hanusch 1994).

Vorgehen in dieser Arbeit

In dieser Arbeit wurde auf Grund von Literatur, Erfahrungen an vergleichbaren Orten, eigenen Erfahrungen sowie Modellierungen Massnahmen zur Lösung des Verbissproblems an der Rigi-Nordlehne ausgearbeitet. Dazu kommen grundsätzlich Massnahmen im forstlichen Bereich (Verbisschutz) und im jagdlichen Bereich (Bestandesreduzierung in Kombination mit Massnahmen für eine bessere Verteilung des Wildes) sowie Kombinationen von forstlichen und jagdlichen Massnahmen in Frage. In Kapitel 4.3.1 wird vorgestellt, wie die forstlichen Massnahmen ausgearbeitet wurden, und in Kapitel 4.3.2 wird das Vorgehen für die Massnahmen im jagdlichen Bereich dargelegt. In Kapitel 4.3.3 wird schliesslich beschrieben, wie Kombinationen zwischen forstlichen und jagdlichen Massnahmen hergeleitet wurden.

Insbesondere die Herleitung der forstlichen Massnahmen basiert auf sehr vielen Annahmen, welche im Kapitel 4.3.1 so gut wie möglich dargestellt werden.

4.3.1 Forstliche Massnahmen

4.3.1.1 Ausgangsdaten und verwendete Software

Das Waldentwicklungsmodell RIGFOR

Die Grundlage für die Erarbeitung der zu ergreifenden Massnahmen und der dadurch entstehenden Kosten basieren auf dem Waldentwicklungsmodell RIGFOR, welches in einer Vorgänger-Masterarbeit entwickelt wurde (Stadelmann 2008). Darin wird die Entwicklung des Waldes an der Rigi-Nordlehne simuliert, und zwar folgendermassen:

- Der Perimeter wird in Zellen von 10x10 Meter aufgeteilt.
- Der Ausgangszustand wird durch die Bestandskarte aus dem Jahr 2002 vorgegeben.
- Die Entwicklung wird in 5-Jahres-Schritten simuliert.
- Gemäss der Bestandskarte wird jeder Zelle einer der 6 Systemzustände Lücke, Jungwuchs, Stangenholz, Baumholz I, Baumholz II oder Baumholz III zugeordnet.
- Der Übergang in den nächsten Systemzustand findet nach einer pro Baumart bestimmten Verweilzeit (die Verweilzeiten sind in Tab. 4-6 zu finden) statt.
- In den Systemzustand Lücke können

- Zellen aus dem Baumholz III übergehen, wodurch altersbedingter Zusammenbruch simuliert wird;
 - Zellen aus dem Baumholz III, II und I übergehen, wodurch Holzernte und kleinflächige Sturmflächen simuliert werden;
- Lücken werden im Lauf von 5 Jahren wiederbestockt, wobei die Baumartenzusammensetzung durch die in der Umgebung der Zelle vorhandenen Samenbäume zur Baumartenmischung beitragen.
 - Im Jungwuchs kann eine Zelle mit mehreren Baumarten bestockt sein.
 - Beim Übergang vom Jungwuchs ins Stangenholz findet eine Baumartenselektion statt, wodurch die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten simuliert wird.
 - Die Baumartenselektion wird alle 3 Zeitschritte durch eine Mischungsregulierung zu Gunsten der Tanne ergänzt. Dies simuliert die Mischungsregulierung gemäss NaiS.
 - Ab dem Systemzustand Stangenholz kommt pro Zelle nur noch eine Baumart vor.
 - Eine Zelle an sich kann nur bedeckt oder nicht bedeckt sein. Ein Deckungsgrad kann nur über eine Fläche von mehreren Zellen bestimmt werden, indem der Anteil an bedeckten Flächen (also Flächen, welche sich nicht im Systemzustand Lücke befinden) berechnet wird.

Genauere Angaben zu den in RIGFOR getroffenen Modellannahmen kann in Stadelmann (2008) nachgelesen werden.

Zusätzlich wurden in RIGFOR vier Entwicklungsszenarien simuliert, für welche Annahmen bezüglich der Verbissintensität und der Sturmrate für kleinflächige Sturmereignisse getroffen wurden. Für die vorliegende Arbeit wurde die klimabedingte Veränderung der Sturmrate nicht berücksichtigt, sondern nur die beiden Szenarien mit unterschiedlichen Verbissintensitäten weiterverwendet:

- Das Szenario v1k0 wird in der vorliegenden Arbeit mit „aktueller Verbissdruck“ bezeichnet. Es entspricht der aktuellen Situation im Tannenbuchenwald; es wird angenommen, dass im Tannenbuchenwald der Aufwuchs von Buche und Ahorn erschwert und derjenige der Tanne unmöglich wird. Jede vierte Buche und jeder zweite Ahorn wird so stark verbissen, dass sie nicht aufwachsen können. Die Fichte erträgt den aktuellen Wildverbiss.
- Das Szenario v0k0 unterscheidet sich von v1k0 dadurch, dass hier der Wilddruck so stark reduziert wird, dass auch Buche, Ahorn und die Tanne aufwachsen können. Es wird in dieser Arbeit mit „reduzierter Verbissdruck“ bezeichnet.

Die Simulationen aus RIGFOR lagen als Punktdaten für jedes Szenario und in 5-Jahres-Schritten von 2002 bis 2127 vor und konnten direkt in GIS importiert werden.

Verwendete Software

Die Ausgangsdaten aus RIGFOR wurden in ESRI ArcGIS ausgewertet, wobei hauptsächlich mit der Anwendung „ModelBuilder“ gearbeitet wurde. Diese erlaubt es, auf einer Benutzeroberfläche, d.h. ohne jeglichen Programmcode, Modelle zu bilden, in welchen verschiedene Bearbeitungsschritte aneinandergelinkt werden, welche dann für verschiedene Datensätze durchgerechnet werden können.

Die so erhaltenen Daten wurden teilweise in Microsoft Excel importiert und weiter ausgewertet.

Tab. 4-1: In dieser Arbeit verwendete Software

Software	Bemerkung
ESRI®	ArcGIS Desktop 9.2, Student Edition
Microsoft Office	XP Professional

Verwendete GIS-Daten

Zusätzlich zu den Daten aus RIGFOR wurden die in Tab. 4-2 aufgeführten GIS-Datensätze verwendet.

Tab. 4-2: In dieser Arbeit verwendete GIS-Daten

Dateiname	Beschreibung
Daten vom Kanton Schwyz	
DTM-AV	Hochpräzises Höhenmodell mit einer Rasterauflösung von 2.5 x 2.5 m
Daten von der SBB AG	
felsflaechen.shp	Felsflächen an der Rigi-Nordlehne; digitalisiert aus dem Übersichtsplan 1:10'000 durch die geo7 AG
Verkehrswege	Polylinien der Bahnlinie, LKW-Strassen, Maschinenwege und Begehungswege an der Rigi-Nordlehne.
nais_wstaokart07.shp	Kartierung der Waldstandorte nach NaiS; Kartiert von Frehner, M. 2007. Digitale Aufbereitung durch die geo7 AG.
Sturmschaeden.shp	Kartierung der Sturmschäden von 1992 sowie 1999
Gewässernetz	Polylinien der Gewässer
Einzugsgebiete	Hydrologische Einzugsgebiete der Wildbäche an der Rigi-Nordlehne. Berechnet aus DTM-AV in Stadelmann (2008)
Silvaprotect-Daten	
EV_Rigilehen_Sturz_polylinie.shp	Im Rahmen des Projekts Silvaprotect (Giamboni 2008) für die Rigi-Nordlehne simulierte Steinschlag-Events. Zur Verfügung gestellt vom Amt für Wald des Kantons Schwyz.

4.3.1.2 Überblick Vorgehen / Modelle

In Abb. 4-1 ist ein grober Überblick über das Vorgehen zu sehen. Es enthält im Wesentlichen folgende Schritte:

Als erstes wurde bestimmt, wo die in den nächsten 45 Jahren bezüglich Schutzwirksamkeit kritischen Stellen entstehen (2007 bis 2052).

- Daneben wurde aufgelistet, welche Massnahmen generell in Frage kommen zur Behandlung dieser kritischen Stellen.
- In einer Machbarkeitsstudie wurde anschliessend untersucht, wo welche Massnahmen unter den Bedingungen an der Rigi-Nordlehne überhaupt möglich sind,
- und daraus wurde abgeleitet, wo welche Massnahmen ergriffen werden können resp. sollen.

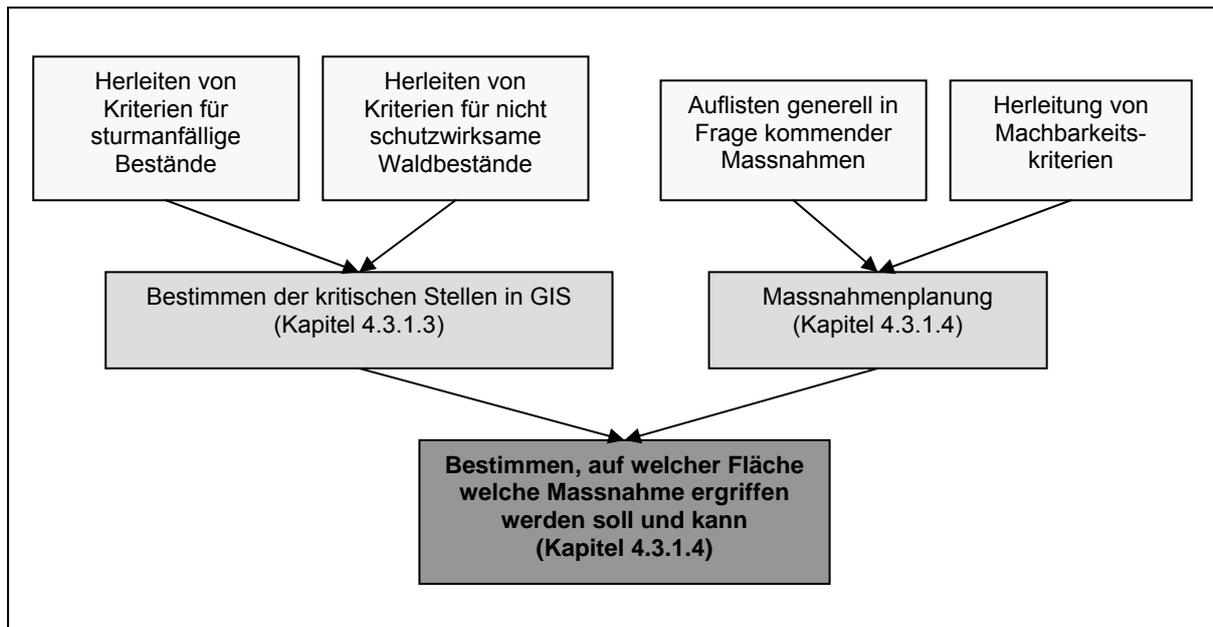


Abb. 4-1: Grobe Übersicht über das Vorgehen bei der Massnahmenplanung.

4.3.1.3 Auswahl der nicht schutzwirksamen Stellen

Die kritischen Stellen wurden aus dem Waldentwicklungsmodell RIGFOR mit Hilfe von ArcGIS hergeleitet. Dazu wurden mit der Funktion „ModelBuilder“ verschiedene Modelle erstellt, welche jeweils für die Zeitpunkte 2007, 2012, 2022, 2032 und 2052 und die Szenarien „mit Wildverbiss“ und „ohne Wildverbiss“ durchgerechnet wurden (die Auswahl der Zeitpunkte wird in Kapitel 6.3.1.1 diskutiert). Die in GIS berechneten Daten wurden in Excel exportiert und dort weiterverarbeitet.

Die Herleitung der Auswahlkriterien ist in Kapitel „Grundlagen zur Modellerstellung“ zu finden, deren Implementierung in GIS in Kapitel „Implementierung der Kriterien in GIS“.

Grundlagen zur Modellerstellung

Um herauszufinden, wo sich die in Bezug auf die Schutzwirksamkeit kritischen Stellen in Zukunft befinden werden, mussten zuerst Kriterien definiert werden, auf Grund welcher die nicht-schutzwirksamen Flächen im GIS berechnet werden konnten. Diese wurden zuerst für die Sturmanfälligkeit von Beständen definiert, welche als Grundlage für die Simulation von grossflächigen Sturmereignissen diente. Da die so bestimmten Sturmflächen und deren Entwicklung im Laufe der Zeit im Rahmen dieser Arbeit nicht direkt in RIGFOR eingebaut werden konnten, musste in einem nächsten Schritt festgelegt werden, wie sich die Sturmflächen im Laufe der Zeit entwickeln, um deren Wiederbewaldung simulieren zu können.

Anschliessend wurden Kriterien definiert, unter welchen ein Bestand bezüglich der Prozesse Schneebewegungen und Rutschungen als schutzwirksam gilt.

Kriterien für Sturmanfälligkeit von Beständen

In ihrer Geschichte wurde die Rigi vermehrt von Sturmereignissen heimgesucht, die grossflächige Schäden am Schutzwald zur Folge hatten. In diesem Abschnitt wird aus der Literatur hergeleitet, nach welchen Kriterien durch eine Auswertung des Waldentwicklungsmodells sturmanfällige Bestände lokalisiert werden können. Weiter wurden Kriterien für die Grösse der zu simulierenden Sturmflächen und die Häufigkeit von Sturmereignissen festgelegt.

Faktoren, welche die Sturmanfälligkeit von Waldbeständen beeinflussen können

In WSL und BUWAL (2001) werden als die Sturmanfälligkeit beeinflussende Faktoren die Exponiertheit der Bäume gegenüber Wind, Bestandeshöhe, Baumartenzusammensetzung,

Bestandesstruktur, Baumform, Stamm- und Wurzelfäulen, Wurzelschäden durch Bodenversauerung und Bodeneigenschaften aufgeführt. Da in RIGFOR die Faktoren Baumform, Stamm- und Wurzelfäulen, Wurzelschäden durch Bodenversauerung, Bestandesstruktur und Bodeneigenschaften nicht abrufbar sind, wurden diese in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt. Diese Vereinfachung wird insofern als legitim beurteilt, als diese Faktoren einerseits von den verschiedenen Autoren unterschiedlich und zum Teil widersprüchlich beurteilt werden, und andererseits zu den einzelnen Faktoren bisher nur wenige Untersuchungen bestehen.

Die Exponiertheit der Bäume wird ebenfalls nicht berücksichtigt, da durch ein Sturmereignis von der Stärke Lothar der Einfluss der Exponiertheit übertönt werden dürfte (WSL und BUWAL 2001).

Für die Beurteilung der Sturmanfälligkeit werden somit nur die Faktoren Baumart, resp. Baumartenzusammensetzung, und das Bestandesalter (dies entspricht in RIGFOR dem „Systemzustand“) berücksichtigt.

Einfluss der Baumart und der Baumartenzusammensetzung

In der Literatur wird übereinstimmend festgestellt, dass Laubholzbestände im Allgemeinen deutlich weniger sturmgefährdet sind als Nadelholzbestände¹¹. Ebenfalls relativ einheitlich ist folgende Reihenfolge bezüglich Sturmanfälligkeit zu finden: Fichte > Tanne > Buche > Übriges Laubholz (Schmid-Haas und Bachofen 1991;Holenstein 1994;WSL und BUWAL 2001;BUWAL 2005).

So wurden von Lothar Nadelholzbestände dreimal stärker von Schäden betroffen als Laubholzbestände, und Mischbestände erwiesen sich als ähnlich verletzlich wie die Buchenreinbestände (2,1 mal weniger betroffen als reine Fichtenbestände) und sind damit ebenfalls bedeutend stabiler als Fichtenreinbestände (WSL und BUWAL 2001).

In gleichförmigen Beständen scheint die Beimischung der Tanne einen geringen Einfluss auf die Stabilität zu haben, in plenterartigen Beständen hingegen ist sie deutlich weniger sturmgefährdet als die Fichte (BUWAL 2005).

Bestandesalter

Übereinstimmend kommt die Literatur zum Schluss, dass erhebliche Sturmschäden erst ab einer bestimmten Oberhöhe, resp. dem indirekt damit zusammenhängenden Alter oder Entwicklungsstufe zu befürchten sind (Holenstein 1994;König 1995;WSL und BUWAL 2001). Leicht vereinfacht können die verschiedenen Werte, welche als Grenze für eine erhöhte Sturmanfälligkeit angegeben werden, als Entwicklungsstufe Baumholz zusammengefasst werden. Im Stangenholz sind höchstens vereinzelt Schäden zu erwarten.

Grösse der auszuwählenden Fläche

In dieser Arbeit sollen lediglich „grossflächige“ Sturmereignisse simuliert werden, da in RIGFOR kleinflächige Ereignisse bereits simuliert wurden (zu den Annahmen in RIGFOR siehe Stadelmann 2008). Hier soll definiert werden, was unter „grossflächigen“ Sturmereignissen in dieser Arbeit verstanden wird. Dazu wurde zum Ziel gesetzt, dass mit einem „grossflächigen“ Sturmereignis eine *mögliche*, aber nicht extreme (weder sehr gross noch sehr klein) Sturmfläche simuliert werden soll. Für die Flächenbestimmung wurde deshalb auf Durchschnitte aus anderen Sturmereignissen zurückgegriffen:

- Die schweizweit durchschnittliche Vivianschadenfläche beträgt 1.0ha;
- die kleinste Schadenfläche aus zwei Sturmereignissen (1992 und 1999) an der Rigi-Nordlehne beträgt 0,16ha;
- die durchschnittliche Fläche aus dem Ereignis 1992 an der Rigi-Nordlehne betrug 1,33ha (Anzahl Flächen: 55);
- diejenige aus dem Ereignis 1999 betrug 2,3ha (Anzahl Flächen: 16),
- der Durchschnitt der Flächen aus beiden Ereignissen beträgt 1,55ha.

¹¹ Dies hängt wohl aber auch damit zusammen, dass vor allem Literatur aus der Schweiz ausgewertet wurde und dass die Nadelholzbestände in der Schweiz zu einem sehr grossen Teil aus der sturmanfälligen Fichte bestehen; Nadelholzbestände mit anderen Baumarten (z.B. Weisstanne, Lärche, Douglasie) dürften sturmresistenter sein als Fichtenbestände.

Auf Grund dieser Werte wird für die vorliegende Arbeit die durchschnittliche Flächengrösse aus den Ereignissen an der Rigi-Nordlehne, also 1,55ha, gewählt¹².

Sturmhäufigkeit

Gemäss Pfister et al. (1999; in WSL und BUWAL 2001) betraf in den vergangenen 500 Jahren alle 15 Jahre ein zerstörerischer Wintersturm das Schweizer Mittelland. Das bedeutet aber nicht, dass jeder Bestand alle 15 Jahre von einem Sturmereignis betroffen ist.

Aufgrund des bei Lothar beobachteten Anteils von schwerwiegenden Schadenflächen, welcher in Fichtenbeständen 25% und Buchenbeständen 10% beträgt, muss für Fichte 120, für Buche 300 Jahre als Wiederkehrperiode angenommen werden (BUWAL 2005). Oder anders ausgedrückt, kommt alle 15 Jahre ein Sturm, dabei wird ein reiner Fichtenbestand mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,25 zerstört, ein Buchenbestand mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,1, und ein Mischbestand (Nadelholzanteil <90%) mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,12 (WSL und BUWAL 2001).

Um die Auswirkungen eines Sturmereignisses aufzeigen zu können, muss der Sturm möglichst am Anfang eines Betrachtungszeitraums passieren, da sonst die Hauptauswirkungen ausserhalb des Betrachtungszeitraumes zu liegen kommen. Da die Daten aus dem Waldentwicklungsmodell RIGFOR in Zeitschritten von 5 Jahren vorhanden sind, mit Beginn im Jahr 2002, und da der Waldzustand in 30 und 50 Jahren (also 2039 und 2059) berechnet werden soll, wurde entschieden, 2012, 2022, 2032 und 2052 einen Sturm kommen zu lassen, wobei die Auswirkungen des Sturmes 2052 nur noch teilweise erfasst werden können. Diese Auswahl ist allerdings nicht sehr konsistent und wird in Kapitel 6.3.1.1 diskutiert.

Zusammenfassung

Auf Grund dieser Ausführungen werden folgende Kriterien für die Auswahl von sturmgefährdeten Flächen definiert:

- Fichtenreinbestände (Laubholzanteil < 10%) in den Entwicklungsstufen Baumholz I bis III werden alle 15 Jahre von einem starken Sturmereignis mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,25 zerstört.
- Buchenreinbestände in den Entwicklungsstufen Baumholz I bis III werden alle 15 Jahre von einem starken Sturmereignis mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,1 zerstört.
- Bestände mit einem Laubholzanteil > 10% in den Entwicklungsstufen Baumholz I – III werden von einem starken Sturmereignis mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,12 zerstört.

Bemerkungen

Ein Problem, das sich stellt bei der zufälligen Auswahl der vom Sturm betroffenen Flächen ist, dass unter den beiden Szenarien „aktueller Verbissdruck“ und „reduzierter Verbissdruck“ leicht andere Flächen als sturmanfällig ausgeschieden werden, da ja die Waldentwicklung unterschiedlich verlief und deshalb auch die Bestände leicht unterschiedlich aufgebaut sind. Die Unterschiede sind allerdings relativ klein. Würden jetzt aber für jedes Szenario einzeln und unabhängig voneinander Sturmflächen bestimmt, entstünden unter Umständen erhebliche Unterschiede bei den nicht schutzwirksamen Flächen (da zum Beispiel im einen Szenario eine riesige, in einem andern aber nur eine kleine Sturmfläche durch den Zufall ausgewählt werden könnte). Damit würden die unter den verschiedenen Szenarien entstehenden Kosten kaum vergleichbar. Deshalb wurden jeweils die sturmanfälligen Flächen für ein Sturmereignis (z.B. für das Sturmereignis 2012) der beiden Szenarien „aktueller Verbissdruck“ und „reduzierter Verbissdruck“ miteinander verschnitten, und bei der Auswahl nur diejenigen Flächen berücksichtigt, welche unter beiden Szenarien als sturmanfällig ausgeschieden wurden. Dies ergibt eine leichte Unterschätzung der Sturmflächen, was aber als vertretbar angenommen wurde, da es sich lediglich um kleine Änderungen in den Flächenbeträgen handelt. Das Vorgehen ist in Abb. 4-2 illustriert.

¹² Die Werte stammen aus einer einfachen Auswertung der Datei Sturmschaeden.shp, in welchem die Sturmschäden von 1992 und 1999 kartiert wurden (siehe Tab. 4-2).



Abb. 4-2: Verschnitt der Sturmflächen.

Für die zufällige Auswahl der vom Sturm betroffenen Flächen wurden die Sturmflächen der beiden Szenarien miteinander verschnitten, um zu verhindern, dass in den beiden Szenarien unterschiedliche Sturmflächen ausgewählt wurden.

Kriterien für die Entwicklung der vom Sturm betroffenen Bestände

Um die simulierten Sturmflächen in die Berechnung der nicht schutzwirksamen Stellen einbeziehen zu können, mussten Kriterien für die Wiederbewaldung der Sturmflächen festgelegt werden. In einem ersten Schritt wurden die Kriterien Ia für Sturmflächen unter dem Szenario „reduzierter Verbissdruck“ und die Kriterien Ib für Sturmflächen unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ mit den Annahmen in Tab. 4-3 und Tab. 4-4 für die Entwicklung der Sturmflächen festgelegt:

Tab. 4-3: Kriterien Ia
Entwicklung der Sturmflächen unter dem Szenario „reduzierter Verbissdruck“

Annahme	Konsequenzen
Es ist möglich, den Verbissdruck bis ca. 2015 auf ein tannenverträgliches Mass zu reduzieren	d.h., auf den Sturmflächen 2022 kann unter dem Szenario „ohne Verbiss“ bereits mit Vorverjüngung gerechnet werden, und auf den Sturmflächen 2012 sind keine Verbißschutzmassnahmen notwendig.
Die Verweilzeit im Jungwuchsstadium wird unter dem Szenario „ohne Wild“ für alle Baumarten als 30 Jahre angenommen, d.h. es dauert 30 Jahre bis eine Fläche von Jungwuchs ins Stangenholz übergeht (plausibel, da die nicht schutzwirksamen Flächen relativ gross sind und somit genügend Licht vorhanden ist für einen zügigen Aufwuchs).	d.h., die Sturmflächen aus 2012 und 2022 sind bis zum letzten Betrachtungszeitpunkt 2052 bereits ins Stangenholz übergegangen.

Tab. 4-4: Kriterien Ib
Entwicklung der Sturmflächen unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“

Annahme	Konsequenzen
Mit waldbaulichen Massnahmen kann auch unter Wilddruck die Verjüngung gesichert werden, allerdings dauert der Übergang von Jungwuchs ins Stangenholzalter 40 (statt 30) Jahre, d.h. die Verjüngung wird durch den Wilddruck trotz Wildschutzmassnahmen verlangsamt und ist	d.h., die Sturmflächen aus 2022 sind bis zum letzten Betrachtungszeitpunkt 2052 NOCH NICHT ins Stangenholz übergegangen.

ausserdem auf einem gewissen Prozentsatz der Fläche weiterhin unmöglich.	
mit waldbaulichen Massnahmen kann innerhalb von 10 Jahren ein Übergang von Lücke zu Jungwuchs erreicht werden (ohne Wilddruck: 5 Jahre (analog zu RIGFOR)).	d.h., die Wiederbewaldung einer Lücke wird durch den Wildverbiss verlangsamt

Die Gründe für die erhebliche Verlangsamung der Wiederbewaldung sind:

- a) Der langsame Übergang von Lücke zu Jungwuchs wird dadurch verursacht, dass sich wegen dem Verbiss keine Vorverjüngung etablieren kann und deshalb die Sturmflächen schnell verkrauten und verstärkt Erosion einsetzt, wodurch neuer Anwuchs zusätzlich erschwert wird.
- b) Der langsame Übergang vom Jungwuchs ins Stangenholz auf Sturmflächen wird durch den Wildverbiss verursacht, welcher sich auf Sturmflächen konzentriert: die Tanne kann überhaupt nicht aufwachsen, Buche und Ahorn wird im Wachstum stark reduziert (Bu um 25%, Ahorn um 50%). Dies hat ungefähr eine Verdoppelung der Verweilzeit einer gemischten Fläche im Jungwuchsstadium zur Folge.

Das heisst, die Entwicklung der Sturmflächen unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ verläuft nur im Rahmen wie in Kriterien Ib beschrieben, wenn die Verjüngung mit intensiven Verbisschutzmassnahmen unterstützt wird. Das bedeutet, dass die Kriterien Ib für die Berechnung der Lücken als Grundlage für die Massnahmenplanung verwendet werden können.

Um die Entwicklung unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ und ohne Massnahmen, d.h. also um die Konsequenzen eines jahrzehntelangen starken Wildverbisses und des Ausfalls der Tanne auf die Lückenzusammensetzung aufzuzeigen, wurden deshalb für die Entwicklung der Sturmflächen „mit aktuellem Verbissdruck ohne Verbisschutzmassnahmen“ die Kriterien IIb festgelegt. Diese wurden verwendet, um die Entwicklung der Schutzwirksamkeit unter weiterhin starkem Verbissdruck aufzuzeigen.

Tab. 4-5: Kriterien IIb
Entwicklung der Sturmflächen unter „aktuellem Verbissdruck ohne Massnahmen“

Annahmen	Konsequenzen
der Übergang von Lücke zu Jungwuchs dauert 20 Jahre.	d.h. die ersten Sturmflächen (aus 2012) gehen 2032 in Jungwuchs über
der Übergang von Jungwuchs ins Stangenholzalder dauert 60 Jahre, d.h. die Verjüngung wird durch den Wilddruck stark verlangsamt	d.h., die ersten Sturmflächen (aus 2012) gehen 2092 in Stangenholz über.

Zu diesen Kriterien ist anzufügen, dass sie nicht nur für die Wiederbewaldung von Sturmflächen gelten, sondern für alle Flächen, auf welchen freilandähnliche Bedingungen (d.h. viel Licht) herrschen.

Ausserdem ist in der Realität die Entwicklung meistens sehr inhomogen, das heisst, einige Flächen erreichen bereits nach 30 Jahren die Stangenholzstufe, andere erst nach 50 oder noch mehr. Für eine Simulation sind aber Vereinfachungen und Generalisierungen unumgänglich.

Auswahlkriterien für nicht schutzwirksame Waldflächen

Die Auswahlkriterien für nicht schutzwirksame Waldflächen wurden in Anlehnung an NaiS (Frehner *et al.* 2005) hergeleitet. Es wurde unterschieden zwischen Stellen, welche bezüglich des Prozesses „Schneebewegungen“ und des Prozesses „Rutschungen“ nicht schutzwirksam sind. Eine Zusammenfassung der Kriterien befindet sich in Tab. 4-8.

Schneebewegungen

Die Schutzwirksamkeit eines Waldes gegen Lawinen hängt mit dem Alter der Bäume, der Lückengrösse, dem Deckungsgrad und der Baumart zusammen.

Bestandesalter: In RIGFOR wird das Alter der Bäume über den Systemzustand, in welchem sich eine Zelle befindet, definiert. Die möglichen Systemzustände und die Verweilzeiten in jedem Systemzustand pro Baumart sind in Tab. 4-6 aufgeführt.

Bäume haben eine stabilisierende Wirkung gegen Lawinenanrisse, wenn sie die Schneehöhe um mindestens das Doppelte überragen und einen BHD von mindestens 8cm aufweisen. Die Rigi befindet sich in der Zone 3, wo das Flächenmittel der extremen Schneehöhen mit 3.63m angegeben wird (BAFU 2007a). Das bedeutet, dass die Bäumchen mindestens 7.20m hoch sein müssen, was ein Stangenholz im Normalfall erfüllt. Stangenholz weist ausserdem einen Durchmesser von 10-30cm auf (Schütz 2003a). Das bedeutet, dass ein Bestand in der Stangenholzstufe bereits schutzwirksam ist. Als nicht schutzwirksamer Wald wird demnach der Systemzustand „Lücke“ und „Jungwald“ bezeichnet.

Tab. 4-6: Lebenszyklus von Fichte, Tanne und Buche im Tannenbuchenwald.

Annahmen für die Verweilzeiten in den verschiedenen Systemzuständen. Legende: 1 = Lücke, 2 = Jungwald, 3 = Stangenholz, 4 = Baumholz I, 5 = Baumholz II, 6 = Baumholz III (Quelle: Stadelmann 2008).

Systemzustand	1	2	3	4	5	6	Lebenszyklus
Verweilzeit Fichte	5	40	25	20	20	70	180
Verweilzeit Tanne	5	75	20	20	40	140	300
Verweilzeit Buche	5	55	25	25	30	60	200

Lückengrösse: Flächen, welche als „Lücke“ oder „Jungwald“ klassiert werden, gelten erst ab einer bestimmten Grösse in Abhängigkeit der Hangneigung als problematisch in Bezug auf die Schutzwirksamkeit:

- $\geq 35^\circ$ (70 %) Gefälle → kritische Lückenlänge ab 50 m Schrägdistanz in der Falllinie
- $\geq 40^\circ$ (84 %) → ab einer Länge von 40 m in der Falllinie
- $\geq 45^\circ$ (100 %) → ab einer Länge von 30 m in der Falllinie.

Zur Lückenbreite wird in (Frehner *et al.* 2005) lediglich die Angabe gemacht, dass bei einer längeren Lücke als oben angegeben die Lückenbreite kleiner als 5m sein muss, damit diese als schutzwirksam betrachtet wird. Deshalb wird für die vorliegende Arbeit eine Zellenbreite, nämlich 10m, im Modell bereits als problematisch angenommen.

(Als verbauungswürdig wird allerdings erst eine Fläche von >10a angenommen (siehe Kapitel „Zu ergreifende Massnahmen“).

Deckungsgrad: Ein Waldbestand erfüllt seine Schutzwirkung gegen Lawinen erst ab einem Deckungsgrad von 50%. Dieses Kriterium wurde eins zu eins aus NaiS übernommen, wobei eine Fläche zu mindestens 70% waldfähig sein muss, um überhaupt einen Deckungsgrad zugewiesen zu bekommen. Damit wurde vermieden, dass Flächen, welche zu einem grossen Teil gar nicht waldfähig sind, einen zu schlechten Deckungsgrad zugewiesen bekommen. In die Berechnung des Deckungsgrades wurden die Systemzustände „Stangenholz“ bis „Baumholz III“ miteinbezogen; die Systemzustände „Lücken“ und „Jungwuchs“ hingegen wurden nicht einbezogen.

Bemerkungen: Die Auswahl nicht schutzwirksamer Flächen wird für die Lawinen auf Flächen oberhalb von 900m beschränkt. Dies auf Grund des Kriteriums aus dem Projekt Silvaprotect (Giamboni 2008), dass in den Nordalpen unterhalb von 900m.ü.M. nicht mit der Entstehung von grösseren Lawinen zu rechnen ist.

Die Baumartenmischung aus dem Minimalprofil gemäss NaiS (Frehner *et al.* 2005) wird bei der Berechnung der nicht schutzwirksamen Stellen bezüglich des Prozesses Schneebewegungen nicht berücksichtigt, da der Einfluss eines zu hohen Anteiles einer Baumart und des damit verbundenen zu kleinen Anteil einer andern Baumart auf die Schutzwirksamkeit im Modell sehr schwierig abzuschätzen resp. zu quantifizieren ist.

Rutschungen

Für Rutschungen wird davon ausgegangen, dass Wald nur bezüglich oberflächennaher Rutschungen eine stabilisierende Wirkung hat (Frehner *et al.* 2005). Die Rutschungsgefährdung wird hauptsächlich von zwei konstanten Faktoren beeinflusst (neben der variablen Wetterlage resp. den Niederschlagsmengen): der Hangneigung (in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften) und der Bestockung.

Hangneigung: NaiS gibt Richtwerte an für die kritische Hangneigung in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften. Diese sind in Tab. 4-7 aufgeführt.

Tab. 4-7: Richtwerte für die kritische Hangneigung bezüglich oberflächennahen Rutschungen (Quelle: Frehner *et al.* 2005)

Lockergesteinsart		Richtwert für kritische Hangneigung
1	mergelreiche Böden tonreiche Böden	ab 25° (47%)
2	mittlere Bodeneigenschaften, ohne starke Vernässungsmerkmale	ab 30° (58%)
3	gut durchlässige Böden Böden mit wenig Feinanteilen (Ton, Silt) sandige, kiesige Böden	ab 35° (70%)

Da für die Rigi keine Bodenkarte verfügbar ist, werden mittlere Bodeneigenschaften angenommen (in Anlehnung an Hug 2005), und somit eine kritische Hangneigung von 30° (d.h. ab einer Hangneigung von 30° können Rutschungen entstehen).

Bestockung: Bezüglich Rutschungen wird eine Fläche, welche nicht bestockt ist, ab 6a problematisch. Ist die Verjüngung auf der Fläche gesichert, gilt eine Fläche erst ab 12a als nicht schutzwirksam. In RIGFOR entspricht der Systemzustand „Lücke“ keiner Bestockung, und der Systemzustand „Jungwuchs“ repräsentiert Zellen, welche mit gesicherter Verjüngung bestockt sind (siehe Tab. 4-6).

Deckungsgrad: Ein Waldbestand erfüllt seine Schutzwirkung gegen Rutschungen erst ab einem Deckungsgrad von 40%. Dieses Kriterium wurde eins zu eins aus NaiS übernommen, wobei ansonsten dieselben Kriterien galten wie unter für den Deckungsgrad beim Prozess Schneebewegungen.

Baumartenmischung: Die Baumartenmischung wurde insofern berücksichtigt, als davon ausgegangen wurde, dass die Fichte wegen ihrer geringen Durchwurzelungstiefe eine geringere Schutzwirkung erbringt als die Tanne und Buche. Dies kann vor allem im Stangenholz eine Rolle spielen, da die Fichte insbesondere in der Jugend ein relativ flachgründiges Wurzelsystem ausbildet¹³. Deshalb wurde angenommen, dass Stangenholzbestände mit einem Fichtenanteil von mehr als 70% nur beschränkt gegen flachgründige Rutschungen wirksam sind.

¹³ mündliche Mitteilung M. Frehner, 10. Januar 2009

Bemerkung: Da am Anfang der Arbeit die Idee bestand, auf Grund der Entwicklung der nicht schutzwirksamen Flächen die Entwicklung des Murganggeschiebes abzuschätzen, wurden die entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen für die gesamte Rigi-Nordlehne, also auch für den Buchenwald berechnet. Für die Planung der Massnahmen wurden dann aber natürlich nur die nicht schutzwirksamen Flächen innerhalb des Untersuchungsperimeters berücksichtigt.

Übersicht

In Tab. 4-8 sind die hergeleiteten Kriterien zusammengestellt.

Tab. 4-8: Übersicht über die Kriterien für nicht-schutzwirksame Flächen

	Oberflächennahe Rutschungen	Schneebewegungen
Systemzustand (Entwicklungsstufe)	Lücke, Jungwuchs	Lücke, Jungwuchs
Lückengrösse	6a bei Systemzustand Lücke 12a bei Systemzustand Jungwuchs Lückenform: zwei Möglichkeiten: 30m lang x 20m breit, 20 lang x 30m breit	≥35° (70 %) → grösser als 50 m ≥40° (84 %) → grösser als 40 m ≥45° (100 %) → grösser als 30 m (jeweils in Falllinie und mindestens 10m breit)
Hangneigung	ab 30°	Ab 35°
Höhe über Meer	Ganzer Perimeter	Über 900m
Deckungsgrad	> 40% (in allen Beständen)	> 50% (in allen Beständen)
Baumartenmischung	Fichtenanteil im Stangenholz >70%	Wurde vernachlässigt

Implementierung der Kriterien in GIS

Die relativ komplizierten, umfangreichen GIS-Modelle sind in Anhang A aufgeführt und hier jeweils nur sehr kurz und knapp zusammengefasst.

Sturmanfälligkeit

Da die vom Sturm betroffenen Flächen in die Modelle zur Berechnung der nicht-schutzwirksamen Flächen (Prozesse Schneebewegungen und Rutschungen) eingehen, wird deren Berechnung als erstes aufgeführt.

Die genaue Beschreibung des Modells „sturm“ befindet sich im Anhang A1-1. Darin wird gemäss den oben hergeleiteten Kriterien für die Betrachtungszeitpunkte 2012, 2022, 2032 und 2052 modelliert, wo sich (räumlich explizit) sturmanfällige Bestände befinden.

Ausgangsdaten sind die Punktlayer für die einzelnen Zeitpunkte unter den beiden Szenarien. Daraus wird die Tannenbuchenwaldstufe ausgeschnitten¹⁴. In dieser werden diejenigen Bestände ausgeschieden, welche sich in der Baumholzstufe befinden. Für diese wird die Baumartenzusammensetzung bestimmt.

¹⁴ Im Nachhinein wäre besser als allererstes die Tannen-Buchenwaldstufe (=Untersuchungsperimeter) ausgeschnitten, und alle weiteren Berechnungen, auch im Rahmen der andern Modelle, mit dieser Datei ausgeführt werden sollen. Dies wurde nicht gemacht, da am Anfang die Idee war, auch die im Buchenwald entstehenden Lücken mit einzubeziehen für die Abschätzung der Entwicklung der Murgangfracht. Dies konnte später nicht mehr mit vertretbarem Aufwand rückgängig gemacht werden.

Diese Daten, welche Bestände mit deren Baumartenzusammensetzung repräsentieren, werden in Excel exportiert, wo durch Generation einer Zufallszahl und in Abhängigkeit der Baumartenzusammensetzung bestimmt wird, welche Bestände pro Zeitpunkt vom Sturm betroffen werden. Konkret heisst das, die Bestände werden in einer Tabelle aufgeführt, für jeden Bestand wird eine Zufallszahl zwischen 1 und 100 generiert, und diejenigen, welche einen Wert von unter 10 (resp. 12 oder 25, je nach Baumartenanteil) erhalten, werden für die weiteren Berechnungen als zum betreffenden Zeitpunkt vom Sturm zerstört betrachtet.

Die ausgewählten Bestände werden dabei als total zerstört betrachtet (obwohl in der Realität natürlich auch Streuschäden auftreten und häufig nicht ganze Bestände zerstört werden).

Prozess Schneebewegungen

Übersicht

Abbildung Abb. 4-3 gibt eine Übersicht über die Schritte, die zu den auf Grund des Prozesses Schneebewegungen zu behandelnden Flächen geführt haben. Es sind im Wesentlichen die drei GIS-Modelle „sturm“ (siehe oben), „schneebewegungen“ und „deckungsgrad2“. Die Modelle sind in den Anhängen A1-2 und A1-3 beschrieben. Im Modell „schneebewegungen“ werden die nicht schutzwirksamen Flächen (Prozess Schneebewegungen) auf Grund der oben beschriebenen Kriterien berechnet, und im Modell „deckungsgrad2“ werden diejenigen Flächen ausgeschieden, welche einen ungenügenden Deckungsgrad aufweisen.

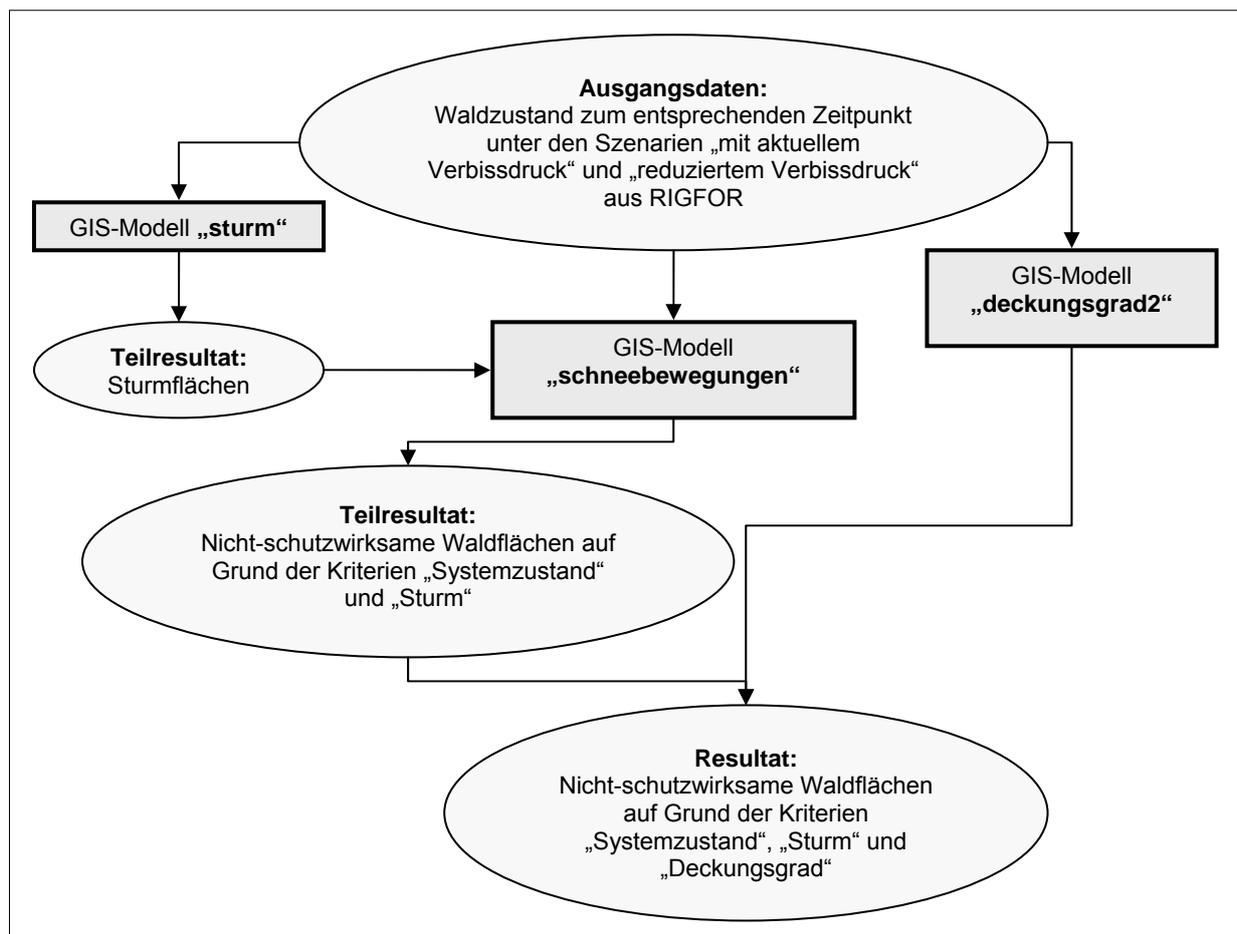


Abb. 4-3: Übersicht der Reihenfolge und Ergebnisse der GIS-Modelle zur Berechnung der nicht schutzwirksamen Waldflächen (Prozess Schneebewegungen)

Das Modell „schneebewegungen“

In das Modell „schneebewegungen“ gehen die simulierten Sturmflächen, das Höhenmodell dtm_av und der Waldzustand aus RIGFOR zu einem bestimmten Zeitpunkt sowie der Waldzustand zu einem

beliebigen Zeitpunkt (zur Berechnung der Höhenstufe¹⁴) ein. Aus dem Waldzustand zum bestimmten Zeitpunkt werden diejenigen Zellen ausgeschieden, welche sich in einem nicht-schutzwirksamen Systemzustand befinden, und mit den Sturmflächen zusammengezählt. Aus dem Höhenmodell wird dann die Fliesslänge berechnet, und in Abhängigkeit der Hangneigung werden die Zellen mit einer kritischen Fliesslänge ausgeschieden.

Die mit dem Modell „schneebewegungen“ ausgeschiedenen Flächen stellen leider nicht die effektiven nicht schutzwirksamen Lücken dar, sondern zeigen lediglich an, welche Zellen eine Fliesslänge von mehr als 50m bei einer Hangneigung von mehr als 35° (resp. 40m und 30m bei einer Hangneigung von mehr als 40° und 45°) aufweisen. Da damit die effektive Lückenfläche systematisch unterschätzt wird, wird für die Planung der Massnahme bei sämtlichen Lücken ein bestimmter, von der Lückengrösse abhängiger Anteil der Fläche dazugezählt. Dieser Anteil kommt auf Grund folgender Überlegungen zustande (siehe auch Abb. 4-4):

- Einzelzellen mit einer Fliesslänge von 30m stellen Lücken von 3 Aren dar. Das heisst, eine Lawinenlücke mit einer Fläche von 1 Are ist in Wirklichkeit dreimal grösser.
- Für Lücken, welche aus mehreren Zellen mit einer Fliesslänge von 30 Metern bestehen, sieht die Situation anders aus: in den meisten Fällen entwässert die oberste Lücke in die beiden nächst unteren – welche ja bereits gezählt wurden. Das heisst, es tragen nur noch die untersten zwei Zellenreihen (im Falle der Fliesslänge 30m) resp. die untersten vier Zellenreihen (im Falle der Fliesslänge 50m) einer Lücke zur Vergrösserung der tatsächlichen Lückenfläche im Vergleich zum Modell bei, wobei sich diese ja wiederum überschneiden können.
- Das heisst, je grösser eine Lücke, desto kleiner ist also die prozentuale Unterschätzung.

Diese Überlegungen werden in Abb. 4-4 grafisch veranschaulicht.

Auf Grund dieser Überlegungen wurde entschieden, die in GIS berechnete Lückengrösse für kleine Lücken (bis 9a) zu verdoppeln, die mittleren Lücken (9 bis 17a) um 50% zu erweitern und die grossen Lücken (grösser als 17a) um lediglich 20% zu vergrössern.

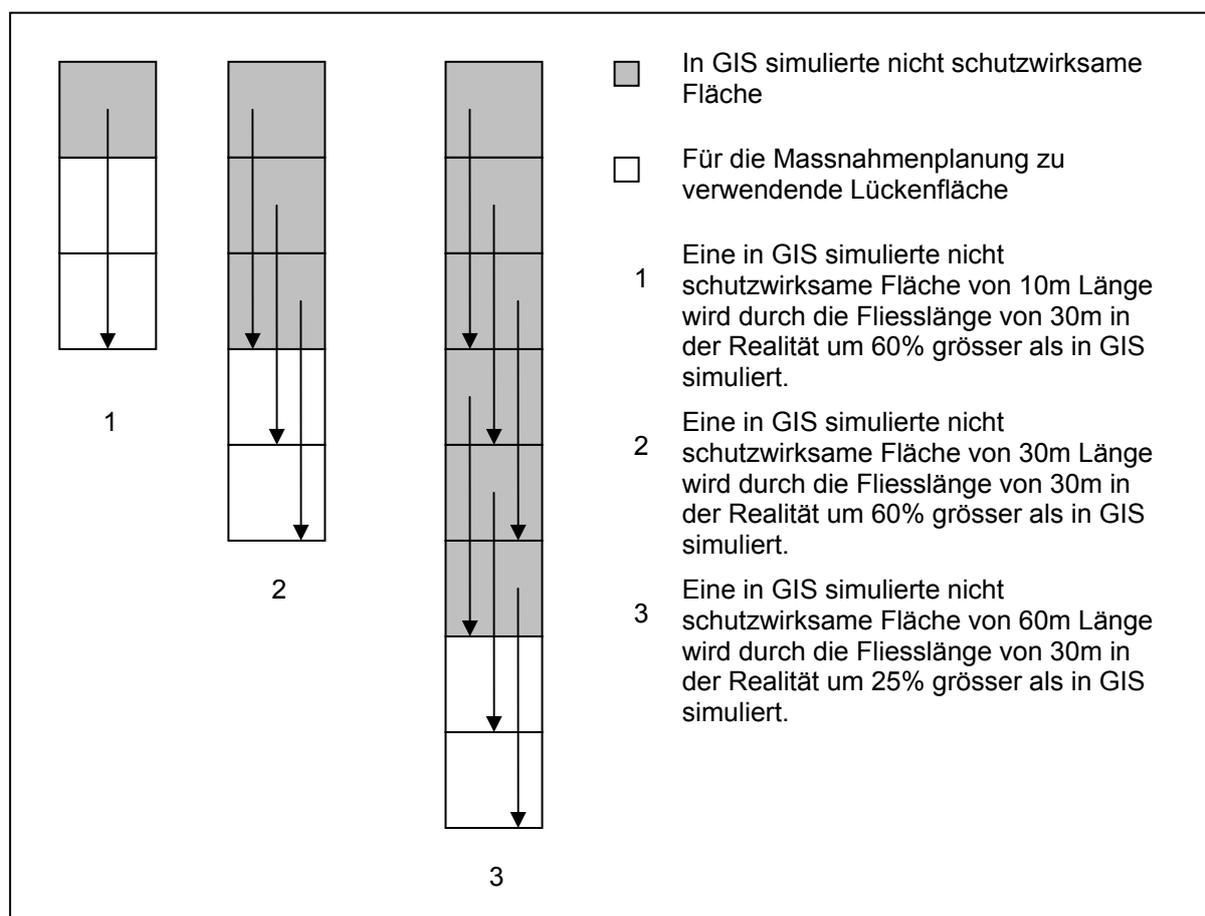


Abb. 4-4: Unterschätzung der in GIS simulierten Flächen.

Das Modell „deckungsgrad2“

Im Modell „deckungsgrad2“ werden diejenigen Flächen ausgeschieden, welche gemäss NaiS einen zu geringen Deckungsgrad aufweisen. Ausgangsdaten sind die als nicht schutzwirksam (Prozesse Schneebewegungen und Rutschungen) ausgeschiedenen Flächen, sowie der Waldzustand zu einem bestimmten Zeitpunkt und ein 100x100m Grid. Aus dem Waldzustand wird einerseits berechnet, welche 100x100m Flächen zu mindestens 70% waldfähig sind, und andererseits, welche Flächen eine Deckung von mindestens 40% resp. 50% aufweisen. Dabei werden die nicht schutzwirksamen Flächen insofern einbezogen, als diese Zellen als bedeckt gelten. Dadurch wird verhindert, dass eine Fläche eine Lücke beinhaltet, welche mit waldbaulichen oder technischen Massnahmen behandelt wird, und diese gleichzeitig auch noch als Fläche mit einem zu geringen Deckungsgrad ausgeschieden wird. Ein minimaler Fehler entsteht dabei allerdings dadurch, dass der Deckungsgrad immer als Anteil der Lückenzelle pro 100x100m-Quadrat berechnet wird. Korrekterweise müssten die nicht-schutzwirksamen Flächen von den 100x100m-Quadraten abgezogen werden, und der Deckungsgrad für die übrig gebliebenen Zellen berechnet werden. Im Rahmen dieser Arbeit konnte leider keine praktikable Lösung für diese Ungenauigkeit gefunden werden, weshalb sie in Kauf genommen werden musste.

Die Flächen wurden in Excel exportiert und zu den nicht-schutzwirksamen Flächen aus dem Modell „schneebebewegungen“ dazugezählt.

Prozess Rutschungen

Die Abb. 4-5 gibt eine Übersicht über die Schritte, die zu den auf Grund des Prozesses Rutschungen nicht schutzwirksamen Stellen geführt haben. Es sind im Wesentlichen die Modelle „sturm“ (siehe oben), „rutschungen“, „deckungsgrad2“ (siehe oben) und „baumartenanteil_stangenholz“. Im Modell „rutschungen“ werden die nicht schutzwirksamen Flächen (Prozess Schneebewegungen) auf Grund der NaiS-Kriterien berechnet, im Modell „deckungsgrad2“ werden diejenigen Flächen ausgeschieden, welche einen ungenügenden Deckungsgrad aufweisen, und im Modell „baumartenanteil_stangenholz“ werden diejenigen Stangenholzflächen ausgeschieden, welche einen Fichtenanteil von >70 Prozent haben.

Das Modell „rutschungen“

Im Modell „rutschungen“ werden die auf Grund des Kriteriums „Systemzustand“ nicht schutzwirksamen Flächen für den Prozess Rutschungen berechnet. Eine genaue Beschreibung des Modells befindet sich in Anhang A1-4. Ausgangsdaten sind der Waldzustand zu einem bestimmten Zeitpunkt, die Sturmflächen und das Höhenmodell für die Berechnung der Hangneigung. Aus dem Waldzustand werden diejenigen Zellen ausgewählt, welche sich in einem nicht schutzwirksamen Systemzustand (also Lücke oder Jungwuchs) befinden; dazu werden die Sturmflächen addiert. Daraus werden diejenigen Flächen ausgewählt, welche die entsprechende Mindestgrösse für eine nicht schutzwirksame Fläche aufweisen.

Um zu verhindern, dass Flächen, für welche z.B. 2007 bereits eine Behandlung einberechnet wurde, zu späteren Zeitpunkten noch einmal Massnahmen vorgesehen werden, wurden ab dem Berechnungszeitpunkt 2012 die bereits berücksichtigten Flächen von den zum entsprechenden Zeitpunkt zu behandelnden Flächen abgezogen. Dies ist schematisch in

Abb. 4-6 dargestellt. Verbisschutzmassnahmen wurden nur für 2007 für beide Szenarien berechnet, da davon ausgegangen wird, dass unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ die Naturverjüngung genügend schnell aufkommt.

Das Modell „baumartenanteile_stangenholz“

Im Modell „baumartenanteile_stangenholz“ werden die Baumartenanteile der Stangenholzflächen berechnet, auf Grund derer berechnet werden kann, wie viele Flächen einen Fichtenanteil von mehr als 70% aufweisen. Eine genaue Beschreibung des Modells ist im Anhang A1-5 zu finden.

Ausgangsdaten ist der Waldzustand aus RIGFOR zu einem bestimmten Zeitpunkt. Daraus werden diejenigen Zellen ausgeschieden, welche sich im Stangenholz befinden, und daraus werden Bestände gebildet. Danach wird bestimmt, welche Baumart auf den zu diesen Beständen gehörenden Zellen wächst. Die so erhaltenen Tabellen können in Excel exportiert und dort ausgewertet werden, in Excel kann bestimmt werden, welche der Stangenholzflächen einen Fichtenanteil von mehr als 70% aufweisen.

In Excel wurden anschliessend die Flächen aus den drei Modellen „rutschungen“, „deckungsgrad“ und „baumartenanteile_stangenholz“ zusammengezählt und zu Diagrammen verarbeitet.

Die Resultate aus den Berechnungen der nicht schutzwirksamen Flächen sind in Kapitel 6.3.1.2 zu finden. Da diese wichtig sind um das weitere Vorgehen zu verstehen, wird dem Leser empfohlen, diese zuerst zu lesen, bevor mit der Lektüre zum Vorgehen bei der Massnahmenplanung fortgefahren wird.

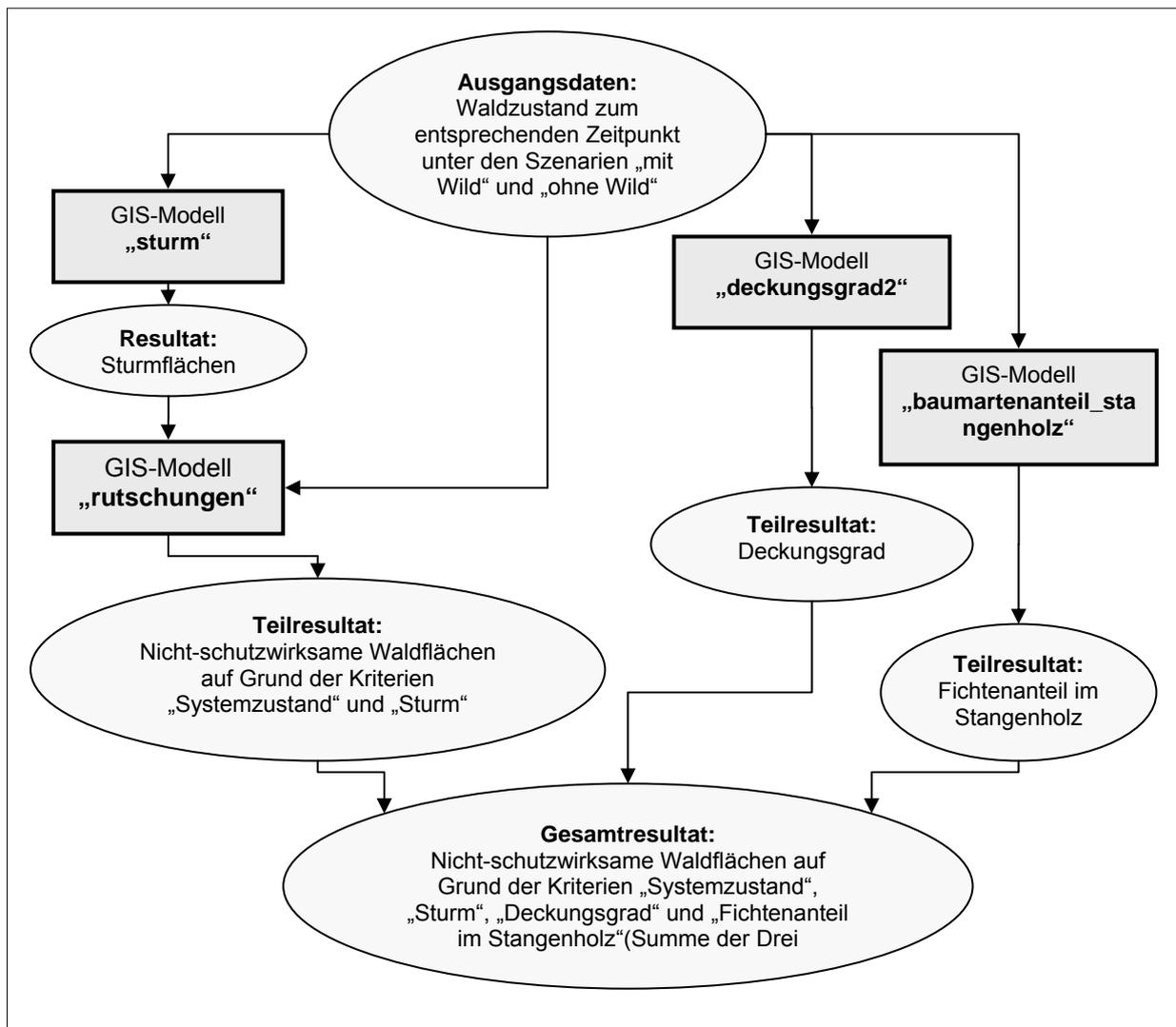


Abb. 4-5: Übersicht der Reihenfolge und Ergebnisse der GIS-Modelle zur Berechnung der nicht schutzwirksamen Waldflächen (Prozess Rutschungen)

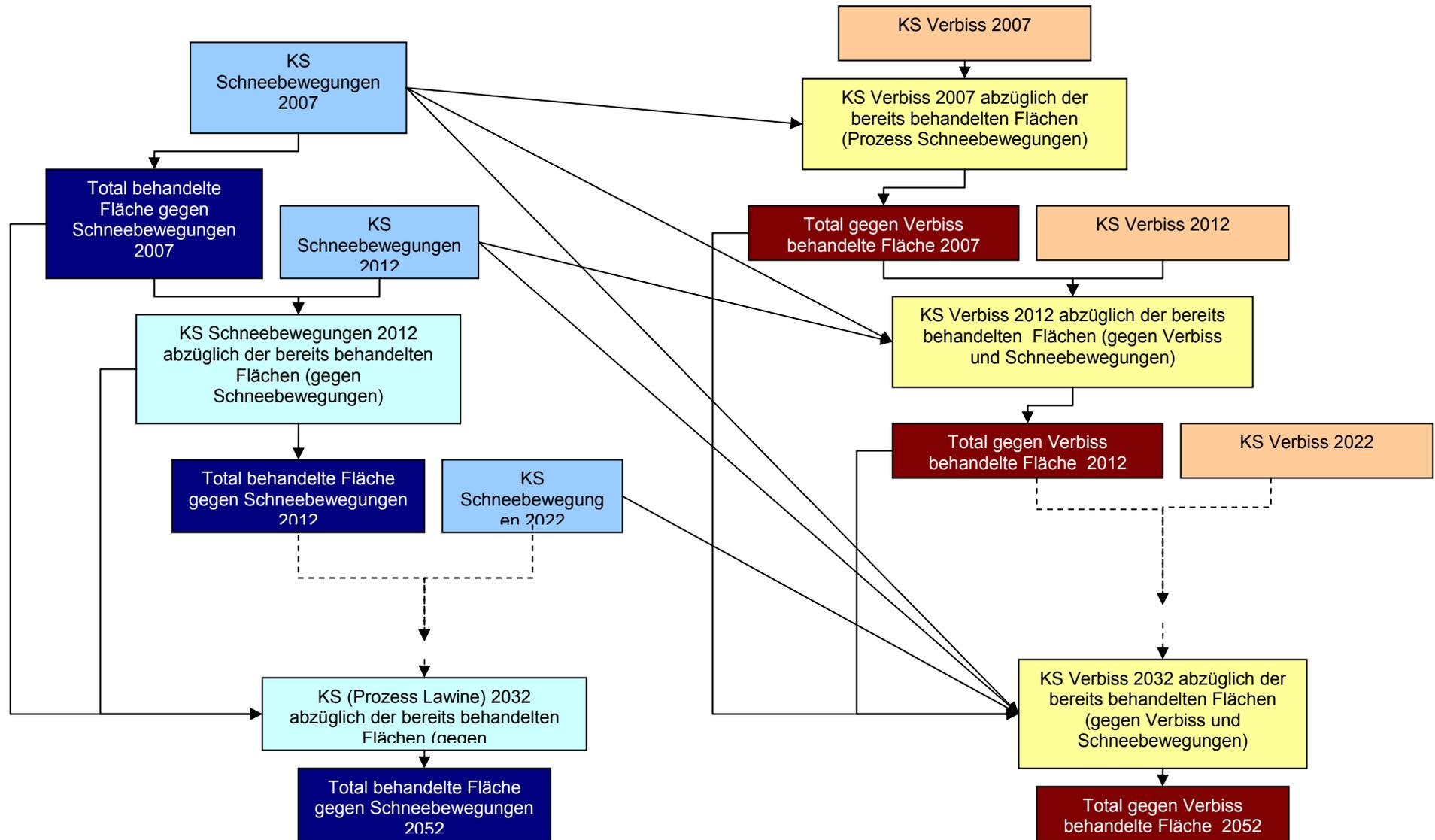


Abb. 4-6: Ab dem Berechnungszeitpunkt 2012 wurden die bereits behandelten Flächen von den zum entsprechenden Zeitpunkt zu behandelnden Flächen abgezogen.
 KS= Kritische Stellen (d.h. nicht schutzwirksame Stellen)

4.3.1.4 Massnahmenplanung

In diesem Kapitel soll aufgezeigt werden, wie vorgegangen wurde, um zu bestimmen, auf welchen nicht schutzwirksamen Flächen welche Massnahme zur Anwendung kommen soll.

Da die Resultate der Lückensimulation sehr unerwartet ausfielen (vergl. Kapitel 6.3.1.2), soll aber zuerst hergeleitet werden, warum es überhaupt nötig wird, Massnahmen zu ergreifen: hätte nämlich der aktuelle Wildverbiss tatsächlich, wie aus den Resultaten aus der Lückensimulation hervorgeht, keine negativen Auswirkungen auf die Schutzwirkungen im Vergleich zur Entwicklung unter reduziertem Verbissdruck, liessen sich auch Investitionen in Massnahmen zum Verbisschutz oder zur Senkung des Verbissdruckes nicht begründen.

Da durch die Modellannahmen in RIGFOR die Entwicklung unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ nicht der Realität entsprechende simuliert wird und somit auf Grund des Kriteriums „Systemzustand“ nichts über die unterschiedliche Entwicklung der Schutzwirksamkeit ausgesagt werden kann, stellt sich die Frage, was auf Grund von RIGFOR überhaupt ausgesagt werden kann über die Schutzwirksamkeit.

Da mit RIGFOR deutlich aufgezeigt werden kann, dass unter aktuellem Wildverbiss die Tanne zurückgeht und langfristig von der Rigi-Nordlehne verschwindet (Stadelmann 2008), stellt sich die Frage, wie sich der Rückgang der Tanne auf die Schutzwirksamkeit auswirkt.

In diesem Kapitel wird also aufgezeigt,

- wie der Beitrag insbesondere der Tanne, aber auch der Buche auf die Schutzwirksamkeit untersucht wurde (Kapitel „Abschätzung des Einflusses der Tanne auf die Schutzwirksamkeit“).
- Welche Massnahmen verwendet wurden und gemäss welcher Kriterien diese eingesetzt wurden als Grundlage für die Kostenberechnungen (Kapitel „Berücksichtigte Massnahmen und Kriterien für deren Anwendung“)
- gemäss welcher Kriterien die eingeplanten Massnahmen unter den Bedingungen an der Rigi-Nordlehne machbar sind, (Kapitel „Machbarkeit“),
- wie wiederum in GIS berechnet wurde, welche Massnahme tatsächlich wo eingeplant wurde (Kapitel „Implementierung der Machbarkeitskriterien in GIS“).

Abschätzung des Einflusses der Tanne auf die Schutzwirksamkeit

Um die Frage nach den Auswirkungen der Tanne auf die Schutzwirksamkeit für den gesamten Perimeter aufzeigen zu können, müsste das Modell RIGFOR angepasst werden und die Waldentwicklung müsste neu simuliert werden (siehe Kapitel „Diskussion der nicht schutzwirksamen Flächen und RIGFOR“). Dies konnte im Rahmen dieser Arbeit aus Zeitgründen nicht gemacht werden. Da sich aber in dieser Arbeit die Sturmflächen sowieso unabhängig von RIGFOR entwickeln, ist es relativ einfach, eine Entwicklung der Sturmflächen unter verschiedenen Annahmen bezüglich der Tannen-, Buchen- und Ahornverjüngung zu simulieren, und zwar mit Hilfe der in Kapitel „Kriterien für die Entwicklung der vom Sturm betroffenen Bestände“ hergeleiteten Kriterien für die Entwicklung der Sturmflächen. Da die Verjüngungsvorgänge im Wald, und insbesondere im Gebirgswald, äusserst langsam vor sich gehen, reicht auch der Zeithorizont von 50 Jahren nicht aus, um die langfristigen Auswirkungen aufzuzeigen. Deshalb wurde dieser für diesen Arbeitsschritt bis ins Jahr 2130 erweitert.

Weiter wurden Annahmen getroffen für die Sturmereignisse: bis 2052 wird mit den simulierten Sturmflächen gerechnet, und dann wird angenommen, dass alle 20 Jahre eine Sturmfläche von 1.5ha zu verzeichnen ist. Gemäss den Ausführungen in Kapitel „Diskussion der nicht schutzwirksamen Flächen und RIGFOR“ stellt dies eine Unterschätzung der Sturmflächen ab 2052 dar; damit kann aber einerseits gezeigt werden, welche Rolle die Tanne bereits bei relativ kleinen Sturmereignissen für den Schutzwald spielt, und andererseits wird damit gerechnet, dass es durch die Waldbewirtschaftung möglich ist, das Risiko von grossen Sturmflächen zu verringern.

Unter diesen Annahmen wurde simuliert, wie sich die Lückenflächen, welche auf Grund von Sturmereignissen zu erwarten sind, bis 2130 entwickeln könnten.

Berücksichtigte Massnahmen und Kriterien für deren Anwendung

In diesem Abschnitt werden Massnahmen aufgelistet, welche für diese Arbeit berücksichtigt, und gemäss welcher Kriterien sie eingesetzt wurden. Dies stellt eine Auswahl aus den grundsätzlich in Frage kommenden Massnahmen dar, welche in Kapitel „In Frage kommende technische Schutzmassnahmen“ aufgeführt sind.

Schneebewegungen

- Da in der Literatur als Mindestanforderung für die Grösse einer temporären Verbauung eine Mindestbreite von 16-22m angegeben wird, muss die zu verbauende Lücke eine Breite von mindestens 2 Zellen (also 20 Meter) aufweisen. Um als mit Schneerechen verbauungswürdig erachtet zu werden, soll eine Fläche eine Grösse von mindestens 20a (d.h. 17a als Auswahlkriterium in GIS (siehe Kap. ... bezüglich der Unterschätzung der Lawinenwirksamen Flächen)) aufweisen.
- Weist eine als nicht schutzwirksam ausgeschiedene Stelle eine Fläche von weniger als 20a auf, wird darauf lediglich Gleitschneeschutz vorgesehen, da eine so kleine Fläche als nicht mit Schneerechen verbauungswürdig erachtet wird und trotzdem etwas für den Schutz der Verjüngung vor Gleitschnee gemacht werden sollte.
- Um mit Gleitschutzmassnahmen versehen zu werden, soll eine nicht-schutzwirksame Fläche eine Grösse von mind. 10a (d.h. 9a als Auswahlkriterium in GIS, siehe Kap...) aufweisen. Lücken mit einer Fläche von weniger als 10a wurden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt; sie können im Rahmen der normalen Waldbewirtschaftung behandelt werden (z.B. Querfällen und liegenlassen von Bäumen als Gleitschneeschutz).
- Damit sich die Errichtung von Schneenetzen zum Schutz von Schneerechen lohnt, müssen im Schutz der Netze noch mindestens drei Werkreihen nötig sein, was in der Mindestfläche von 20a bereits berücksichtigt ist.
- Für Dreibeinböcke (Gleitschneeverbauungen statt Rechen, obwohl eigentlich lawinengefährdet) auf einer Fläche von weniger als 20a wird das Risiko einer Beschädigung durch Steinschlag in Kauf genommen, da davon ausgegangen wird, dass für Schneenetze eine Flächengrösse von weniger als 6a nicht verbauungswürdig ist. Entsprechend wird ein höherer Ansatz für den jährlichen Unterhalt einberechnet.
- Gleitschneeschutz in Form von Dreibeinböcken zwischen den Schneerechen-Werkreihen, d.h. auf den Flächen >20a, wird nur erstellt, wenn die Lücke in einem gleitschneegefährdeten Gebiet liegt, dies aber auch, wenn die effektiv mit Dreibeinböcken zu verbauende Fläche weniger als 9a beträgt.

Forstlichen Massnahmen

- Wildschutzzäune wurden auf grossen Lückenflächen, d.h. ab einer Lückengrösse von 0.3ha eingerechnet.
- Drahtkörbe wurden auf Lücken mit einer Fläche von weniger als 0.3ha eingerechnet.
- Chemischer Einzelschutz wurde überall dort eingerechnet, wo weder Drahtkörbe noch Wildschutzzäune möglich sind sowie auf den zu kleinen Lawinenflächen und Flächen mit einem zu geringem Deckungsgrad.
- Pflanzungen

Dies ergibt den Massnahmenkatalog in Tab. 4-9.

Tab. 4-9: Übersicht über die Massnahmen, wie sie für die Kostenberechnung in dieser Arbeit eingerechnet wurden.

	Massnahme	Anwendung
Wiederbewaldung / Wildverbiss	Pflanzung	- Auf Lückenflächen (Prozess Rutschungen)
	Wildschutzzäun	- Auf Lücken- und Jungwuchsflächen (Prozess Rutschungen abzüglich Lücken Prozess Schneebewegungen) unter dem Szenario „mit starkem Wildverbiss“ auf einer Fläche von mehr als 0.3ha.
	Wildschutzzäun zwischen Werkreihen	- Auf Lücken- und Jungwuchsflächen (Prozess Rutschungen abzüglich Lücken Prozess Schneebewegungen) unter dem Szenario „mit starkem Wildverbiss“
	Drahtkörbe	- Auf Lücken- und Jungwuchsflächen (Prozess Rutschungen abzüglich Lücken Prozess Schneebewegungen) unter dem Szenario „mit starkem Wildverbiss“ auf Flächen <0.3ha.
	Chemisch	- Auf Lücken- und Jungwuchsflächen (Prozess Rutschungen abzüglich Lücken Prozess Schneebewegungen) unter dem Szenario „mit starkem Wildverbiss“ (tiefer Ansatz) - Auf Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad (hoher Ansatz)
Schneebewegungen	Schneerechen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a
	Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 10a
	Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 10a mit Steinschlaggefährdung
	Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Gleitschneegefährdung
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Steinschlaggefährdung
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Dreibeinböcken dazwischen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Steinschlag- und Gleitschneegefährdung
Schneebewegungen und Wildverbiss	Schneerechen mit Wildschutzzäunen zwischen den Werkreihen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a (Szenario „starker Wildverbiss“)
	Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten und chemischer Verbissschutz	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 10a (Szenario „starker Wildverbiss“)
	Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten und chemischer Verbissschutz	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 10a mit Steinschlaggefährdung (Szenario „starker Wildverbiss“)
	Schneerechen mit Dreibeinböcken und Wildschutzzäunen dazwischen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Gleitschneegefährdung (Szenario „starker Wildverbiss“)
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Wildschutzzäunen dazwischen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Steinschlaggefährdung (Szenario „starker Wildverbiss“)
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetzen und Dreibeinböcken und Wildschutzzäunen dazwischen	- Lücken (Prozess Lawinen) ab 20a mit Steinschlag- und Gleitschneegefährdung (Szenario „starker Wildverbiss“)

Dieser Massnahmenkatalog kam auf Grund der Literatur zum Thema und der Einschätzung der Autorin zu Stande. Dazu muss gesagt werden, dass bei einer tatsächlichen Massnahmenplanung

natürlich auch andere Massnahmen berücksichtigt werden können, und es durchaus möglich ist, dass auch hier nicht aufgeführte Massnahmen angewendet werden. Dieser Massnahmenkatalog bildet aber die Grundlage für die Kostenberechnungen und wird als dafür geeignet betrachtet.

Weiter ist anzumerken, dass man aus betriebswirtschaftlicher Sicht eigentlich jeweils die kostengünstigste mögliche Massnahme für eine bestimmte Fläche einsetzen sollte. Das würde aber bedeuten, dass an der Rigi-Nordlehne überall chemischer Verbisschutz eingerechnet würde. Da aber die Wirkung von chemischem Verbisschutz unter starkem Verbissdruck nicht immer gewährleistet ist, und ausserdem bezweifelt wird, dass es möglich ist, auf einer so grossen Fläche konsequent jährlich den Verbisschutz anzubringen, werden für die Kostenberechnungen in dieser Arbeit trotzdem auch Zäune und Drahtkörbe gemäss den oben aufgeführten Kriterien eingesetzt.

Machbarkeit

Kriterien für die Machbarkeit der einzelnen Massnahmen

In diesem Kapitel werden Kriterien hergeleitet, nach welchen in GIS berechnet werden kann, wo welche Massnahmen angewendet werden können. Dabei werden nur die Massnahmen berücksichtigt, welche auch tatsächlich in dieser Arbeit angewendet werden (siehe Tab. 4-9).

Machbarkeitskriterien für Massnahmen gegen Schneebewegungen

Lawinenverbauungen und Gleitschneeverbau: Folgende Faktoren haben einen Einfluss auf die technische Machbarkeit einer temporären Lawinenverbauung/Gleitschneeverbau:

- *Hangneigung:* In BAFU (2007a) werden Hangneigungen **zwischen 30° und 50°** als verbauungswürdig bezeichnet. Steilere Hanglagen entladen sich regelmässig in kleineren Lockerschneelawinen, und grössere Anrisse sind deshalb nicht zu erwarten.
- *Schneehöhe im Anrissgebiet:* Gemäss (Margreth 2004) sind in der Schweiz Werkhöhen von 3-4m üblich. Dies entspricht Schneehöhen von 4.2 – 5.7m. Gemäss (BAFU 2007a) liegt die Rigi in der Zone 3. Auf einer Höhe von 1400m.ü.M. ergibt das ein Flächenmittel der extremen Schneehöhen von 3.13m. Gerechnet wird mit einer **maximalen Schneehöhe von 3.5m**.
- *Steinschlaggefahr:* Wenn das zu verbauende Gebiet in sehr steiles, felsiges Gebiet übergeht, empfiehlt BAFU (2007a), die obersten Werke besonders stark zu bauen und zudem bei Steinschlaggefahr mit einer gegen Steinschlag möglichst widerstandsfähigen Stützfläche (Schneenetze, massive Stahlroste, Abdeckung mit Holz) zu versehen. Eine Gefährdung durch Steinschlag schliesst also Lawinenverbauungen nicht grundsätzlich aus, hat aber grössere Aufwände zur Folge.

Pflanzen können im Schutz von Lawinenverbauungen und Gleitschneeschutz bis zu einer Hangneigung von 50° eingebracht werden, (d.h., wo Schneerechen und Dreibeinböcke erstellt werden können, können auch Pflanzen eingebracht werden).

Tab. 4-10: Übersicht über die für Verbauungen gegen Schneebewegungen relevanten Einflussfaktoren.

Kriterium	Dreibeinböcke	Schneerechen
Hangneigung	30-50°	30 – 50°
Max. Schneehöhe	Nicht relevant	3.5m
Steinschlag	Falls vorhanden grössere Unterhaltskosten	Falls vorhanden, nur im Schutz von Schneenetzen
Mindestfläche	10a (resp. für Auswahl in GIS: 9a)	20a (resp. in GIS: 17a)
Gleitschnee		Zusätzlich Dreibeinböcke zwischen Werkreihen

Machbarkeitskriterien für Massnahmen gegen Rutschungen

Für die Machbarkeit von flächigen Wildschutzzäunen und Drahtkörben sind die Faktoren Steinschlag, Hangneigung und Schneegleiten von Bedeutung.

Zäune und Drahtkörbe Zäune sind nur in Gebieten wirksam einzusetzen, welche weder durch Steinschlag noch durch Schneegleiten gefährdet sind (Nold 1979), und in welchen die Hangneigung weniger als 35° beträgt. Als besonders gleitschneegefährdet werden mit Gras bewachsenen Flächen beurteilt. Diese können aus der Waldstandortskarte ausgeschieden werden: als gleitschneegefährdet werden alle Flächen mit dem Standortstyp 18v (Buntreitgras-Tannen-Buchenwald mit Rostsegge) oder 18w (Typischer Buntreitgras-Tannen-Buchenwald) resp. Mosaikflächen, welche eine dieser beiden Standortstypen enthalten, ausgeschieden. Zusätzlich werden als Grünflächen, resp. als Mosaik mit Grünflächen ausgeschiedene Flächen als gleitschneegefährdet beurteilt.

Die Gefährdung durch Steinschlag wird durch die Simulierung von Steinschlagereignissen aus Silvaprotect (siehe Tab. 4-2) festgestellt.

Chemischer Verbisschutz: Das Ausbringen von chemischen Verbisschutzmitteln wird den Ausführenden bis zu einer Hangneigung von 45° zugemutet.

Pflanzungen: Es wird davon ausgegangen, dass Pflanzen ohne Gleitschnee- oder Lawinenschutz bis zu einer Hangneigung von 35° eingebracht werden können. In einer Distanz von 300m unterhalb und 150m oberhalb von befahrbaren Strassen können die Pflanzen mit relativ geringem Aufwand in die zu bepflanzende Fläche transportiert werden. Dies ergibt den Pflanztarif I. Befindet sich eine zu bepflanzende Lücke nicht innerhalb dieser Distanz von einer Strasse, muss mit einem Helikoptertransport der Pflanzen gerechnet werden, was zu höheren Kosten führt (Pflanztarif II). Pflanzungen werden aber unter dem Szenario „mit Wildverbiss“ nur unter der Voraussetzung ausgeführt, dass Verjüngungsschutz möglich ist.

Implementierung der Machbarkeitskriterien in GIS

Höhenstufe

Das Modell „hoehenstufe“ ist im Anhang A2-1 genau beschrieben.

Da der Untersuchungsperimeter aus der Tannen-Buchenwaldstufe besteht, wurde diese in diesem ersten einfachen Modell ausgeschieden. Das Ergebnis daraus, nämlich die Rasterdatei „hs“ wurde in die meisten folgenden Modelle als Eingangsdatei eingefügt, damit in diesen Modellen jeweils nur noch die Zellen im Tannenbuchenwald für die weiteren Rechnungen berücksichtigt wurden.

Im Nachhinein wäre es besser gewesen, den Untersuchungsperimeter ganz am Anfang auszuscheiden und dann nur noch diesen für die Berechnungen zu verwenden. Da aber anfänglich davon ausgegangen wurde, dass auch Lückenflächen in der Buchenwaldstufe für die Abschätzung der Entwicklung der Gefährdung durch Murgänge berücksichtigt werden, wurde dies nicht gemacht. Deshalb musste für die Massnahmenplanung das Mini-Modell „hoehenstufe“ eingeführt werden.

Pflanzung

Das Modell „pflanztarife“ ist in Anhang A2-3 genau beschrieben.

Ausgangsdaten sind die beiden Feature-Layer „maschinenweg“ und „lkw_strasse“. Diese werden zusammengefügt und ein „Puffer“ mit den entsprechenden Distanzen um die Strassen herumgelegt. Das Ergebnis ist eine Rasterdatei mit Zellen mit Wert 100 oder 200, wobei 100 bedeutet, dass es zumutbar ist, die Pflanzen von der Strasse in die zu bepflanzende Fläche hineinzutragen. 200 bedeutet, dass mit einem Transport der Pflanzen per Helikopter gerechnet werden muss.

Das Kriterium der Hangneigung wurde im Modell vernachlässigt, da es praktisch keine Lücken (Prozess Rutschungen) gibt, welche eine Hangneigung von >35° aufweisen *und* nicht bereits durch die Lücken bezüglich des Prozesses Schneebewegungen abgedeckt sind (auf diesen wird ja angenommen, dass Pflanzung sowieso möglich ist). Dieser minime Fehler wurde somit in Kauf genommen.

Machbarkeitskriterium Steinschlag

Das Modell „kriterium_steinschlag“ ist in Anhang A2-2 genau beschrieben.

Eingangsdateien sind die Datei „hs“ (Höhenstufe), und die Datei „EV_Sturz_Rigilehne_polyline.shp“. Die letztere stellt die Ergebnisse dar aus Steinschlagmodellierungen, welche im Rahmen von Silvaprotect durch Geotest für die ganze Schweiz erstellt wurden (siehe Tab. 4-2). Es handelt sich dabei also um automatisierte Steinschlagmodellierungen, die aber für diese Arbeit eine genügende Abschätzung der Steinschlaggefährdung darstellen.

Diese Datei wird im Wesentlichen in Raster umgewandelt und so aufbereitet, dass die Ergebnisdatei („steinschlag“) in den entsprechenden Modellen als Eingangsdatei eingefügt werden kann.

Machbarkeitskriterium Gleitschnee

Das Modell „kriterium_gleitschnee“ ist im Anhang A2-4 genau beschrieben.

Ausgangsdaten sind die Datei „hs“ (Höhenstufen), das Höhenmodell dtm_av und die Waldstandortskarte. Aus dem Höhenmodell werden diejenigen Zellen ausgeschieden, welche eine Hangneigung aufweisen, bei denen Gleitschnee möglich ist (30-50°). Aus der Waldstandortskarte werden diejenigen Flächen ausgewählt, welche typischerweise einen Gleitschnee-fördernden Bodenbewuchs aufweisen.

Das Ergebnis ist eine Datei mit den auf Grund des Bodenbewuchses und der Hangneigung von Gleitschnee besonders betroffenen Stellen. Diese kann in die folgenden Modelle als Ausgangsdatei eingefügt werden.

Berechnung der anzuwendenden Massnahmen in GIS

Modell „machbarkeit_schneebewegungen“

Das Modell „massnahmen_schneebewegungen“ ist in Anhang A3-1 detailliert beschrieben.

Ausgangsdaten sind die nicht schutzwirksamen Flächen bezüglich des Prozesses Schneebewegungen, das Höhenmodell dtm_av und die Dateien steinschlag, gleitschnee und pflanzung.

Die nicht schutzwirksamen Flächen aus dem Modell „schneebewegungen“ werden aufgeteilt in „gross“, „mittel“ und „klein“. Dies ist nötig, um die zu ergreifende Massnahme den Flächen zuzuordnen. Dann werden die Machbarkeitskriterien überlagert, womit berechnet wird, ob die vorgesehene Massnahme an der jeweiligen Stelle möglich ist oder nicht. Das Ergebnis sind Rasterdatensätze, aus welchen zu sehen ist, auf welchen Flächen welche Massnahme ergriffen werden *kann* und *soll*. Um zu verhindern, dass Flächen, welche z.B. 2007 bereits behandelt wurden, 2012 noch einmal behandelt werden, werden die bereits behandelten Flächen am Anfang abgezählt.

Modell „machbarkeit_rutschungen“

Das Modell „machbarkeit_rutschungen“ ist in Anhang A3-2 detailliert beschrieben.

Ausgangsdaten sind die Lückenflächen aus den Modell „rutschungen“ und „schneebewegungen“, das Höhenmodell dtm_av und die Dateien pflanzung, steinschlag, und gleitschnee.

Die nicht schutzwirksamen Flächen aus dem Modell „rutschungen“ werden in Flächen grösser als 30a und Flächen kleiner als 30a aufgeteilt. Dies ist nötig, um die den Flächen zuzuordnen, ob Schneerechen oder Dreibeinböcke einberechnet werden sollen. Dann werden die Machbarkeitskriterien werden überlagert, wodurch aufgezeigt wird, ob die vorgesehene Massnahme möglich ist oder nicht. Als Ergebnis wird ausgegeben, auf welchen Flächen welche Massnahme ergriffen werden *kann* resp. *soll*. Um zu verhindern, dass bereits behandelte Flächen noch einmal behandelt werden, werden die bereits behandelten Flächen (Prozess Schneebewegungen und Rutschungen) von der Lückenfläche abgezählt (siehe Schema in Abb. 4-6)

4.3.2 Vorgehen jagdliche Massnahmen

Im diesem Kapitel wird dargelegt, wie in dieser Arbeit vorgegangen wurde, um die finanziellen Aufwendungen für eine Bestandesreduktion abzuschätzen. Dies im Wissen, dass mit einer Bestandesreduktion *allein* das Wald-Wildproblem nicht gelöst werden kann, sondern umfassende Verbesserungen des Lebensraumes nötig sind, um den Verbissdruck auf die sensiblen Schutzwaldstandorte zu verringern. Es wird trotzdem davon ausgegangen, dass eine Bestandesreduktion eine erhebliche Erleichterung für die Verjüngungssituation bringen *kann*, sofern sie in der hier vorgeschlagenen Art und Weise durchgeführt wird.

4.3.2.1 Übersicht

Als Grundlage für die Kostenabschätzung für jagdliche Massnahmen wurde eine Jagdplanung mit im Wesentlichen folgenden Schritten vorgenommen:

- a) Festlegung der Jagdstrategie auf Grund von Empfehlungen aus der Literatur
- b) Abschätzung des aktuellen Bestandes an Waldgämsen an der Rigi-Nordlehne anhand der vorhandenen Bestandesschätzungen und Abschusszahlen
- c) Örtliche Planung: Auf Grund der Stichprobenergebnisse sowie des aktuellen Waldzustandes und der zu erwartenden Waldentwicklung bis 2012 wurde festgelegt, wo in den kommenden 2 Jahren der Verbiss prioritär bekämpft werden soll.
- d) Zeitliche Planung: dabei wurde ein Zeitraum festgelegt, in welchem die Bestandesreduktion erfolgen soll und ein Zeitrahmen für die jährliche Bejagung festgelegt.
- e) Qualitative und quantitative Planung:
 - a. Anhand der Bestandesschätzung sowie der Entwicklung des Verbisszustandes seit der Einführung der Zusatzmarken wurde ein Zielbestand festgelegt,
 - b. und danach bestimmt, wie viele Abschüsse in welcher Klasse getätigt werden sollen, um diesen Zielbestand in den nächsten 10 Jahren zu erreichen. Dies unter der Voraussetzung, dass der Verbisszustand jährlich erhoben und analysiert wird, worauf der Zielbestand allenfalls angepasst werden kann/muss.

Im Folgenden wird das Vorgehen bei den einzelnen Schritten genauer beschrieben.

4.3.2.2 Herleitung der Jagdstrategie

Für die Herleitung der vorzuschlagenden Massnahmen wurde die jüngere Literatur nach möglichen jagdlichen Massnahmen zur Lösung des Verbissproblems durchsucht (siehe auch Kapitel 2.5.1). Eine grosse Rolle spielte dabei die österreichische und deutsche Literatur zum Thema.

4.3.2.3 Bestandesschätzung

Der in dieser Arbeit betrachtete Perimeter umfasst die Tannen-Buchenwaldstufe an der Rigi-Nordlehne. Eine Gamspopulation wird sich aber nie auf eine solche Fläche beschränken lassen, da dieser Perimeter für das Wild ja nicht abgegrenzt ist. Trotzdem wird im Folgenden versucht, die Anzahl der sich in diesem Perimeter aufhaltenden Tiere abzuschätzen, da für den Verbiss auf einer Fläche die maximal sich dort aufhaltende Anzahl von Tieren verantwortlich ist und es in dieser Arbeit darum geht, den Verbissdruck ausdrücklich im Tannen-Buchenwald zu senken, und nicht an der gesamten Rigi-Nordlehne.

Für den Untersuchungsperimeter existieren keine direkten Zählungen oder Bestandesschätzungen. Deshalb musste die Anzahl Tiere, welche sich mindestens zum Zeitpunkt, welcher für den Verbiss relevant ist, im oberen Teil der Rigi-Nordlehne aufhalten, aus den Daten für den gesamten Wildraum, resp. den Schwyzer Teil des Wildraumes 2 und den Daten aus den Zählkreisen hergeleitet resp. abgeschätzt werden. Diese Grundlagendaten sind in Kapitel 5.4 zusammengefasst. Zusätzlich wird davon ausgegangen, dass der jährliche Abschuss ca. 25% des Gesamtbestandes beträgt (siehe Kapitel 5.4.2). Mit dieser Annahme können Rückschlüsse aus den Abschusszahlen auf die Populationsgrösse gezogen werden.

Eine weitere wichtige Grundlage ist die Lebensraumanalyse für den Wildraum 2 (Graf R.F. 2008). Diese ist in Kapitel 5.4 kurz zusammengefasst; die wichtigsten Daten daraus sind in Tab. 5-3 auf Seite 81 zusammengestellt.

Im Folgenden wird zuerst das Vorgehen für eine Bestandsschätzung auf Grund der Daten zum gesamten Wildraum vorgestellt, und anschliessend wird auf das Vorgehen für eine Bestandsschätzung auf Grund der Daten aus den Zählkreisen eingegangen.

Schätzung aus den Daten des Wildraums 2

Um eine Bestandsschätzung aus den Abschuss- und Zählraten zum gesamten Wildraum 2 herzuleiten, mussten Annahmen getroffen werden. Im Folgenden werden verschiedene Varianten vorgestellt und beurteilt, ob diese Annahmen als realistisch einzustufen sind.

Variante I

Annahme:

- Die Nutzung des Lebensraumes durch die Gämsen erfolgt gleichmässig über das gesamte Lebensraumpotential im Wildraum 2 (d.h. über den gesamten potentiellen Lebensraum für Gamswild).

Beurteilung:

Dies ist die einfachst-mögliche Variante und muss aus verschiedenen Gründen als unrealistisch verworfen werden:

- In der Lebensraumanalyse wurde in einem Habitatmodell verschiedene Eignungsstufen berechnet. Dabei sind nicht alle Flächen des Lebensraumpotentials gleich gut geeignet für die Gämsen, und die Wahrscheinlichkeit, dass auch nicht alle Flächen gleich intensiv genutzt werden ist dementsprechend relativ hoch.
- Gemäss Graf (2008) ist nicht die gesamte als Lebensraumpotential ausgewiesene Fläche für das Wild auch tatsächlich nutzbar. Das bedeutet, dass sich die Gämsen auf die effektiv nutzbaren Flächen verteilen und nicht auf das ganze Lebensraumpotential.
- Da die Rigi-Nordlehne als für Gämsen sehr gut geeignetes Habitat zu beurteilen ist¹⁵, ist die Wahrscheinlichkeit, dass dieses Gebiet intensiver genutzt wird als übrige Gebiete im Wildraum 2 relativ gross.

Variante II

Annahmen:

- Gämsen werden aus dem Offenland vollständig in den Wald verdrängt
- Gämsen bewohnen die Waldgebiete an der ganzen Rigi gleichmässig

Beurteilung:

In diese Variante fliesst die Erkenntnis aus Graf et al. (2008) ein, dass die Nutzung des Offenlandes durch Gämsen aufgrund dessen intensiven alpwirtschaftlichen und touristischen Nutzung stark eingeschränkt wird. Auf Grund der vorhandenen Daten kann diese Einschränkung des Offenlandes leider nicht weiter differenziert werden. Die Annahme, dass alle Waldgebiete gleichermaßen genutzt werden, ist mit der Tatsache zu begründen, dass die übrigen grösseren Waldgebiete im Schwyzer Teil des Wildraums 2 ebenfalls relativ steil sind und somit grundsätzlich ebenfalls gute Gamslebensräume darstellen.

Die Variante II ist demnach im Vergleich zu Variante I als realistischer, aber immer noch ungenügend zu beurteilen.

Variante III

Annahmen:

- Gämsen werden aus dem Offenland vollständig in den Wald verdrängt
- Gämsen bewohnen auf Grund des Habitatmodells in Graf et al. (2003) die Waldgebiete ungleichmässig: ca. die Hälfte des Lebensraumpotentials im Wald erhält die Stufe 4, die

¹⁵ mündliche Mitteilung C. Winter, 9. Februar 2009

andere Hälfte Stufe 3 (gemäss einer sehr groben, rein optischen Abschätzung). Die Skala reicht dabei von 0 bis 5, wobei 0-2 als kaum besiedelbar und 5 als sehr gut geeignet für Gämsen eingeschätzt wird. Es wird angenommen, dass sich auf Flächen in Stufe 4 ein Drittel mehr Tiere aufhalten als in Stufe 3.

- Der Rigi-Nordlehne wurde durch das Habitatmodell in weiten Teilen der Wert 4 zugeordnet, was bedeutet, dass sich nach obiger Annahme proportional zur Fläche mehr Tiere aufhalten als in andern Gebieten der Rigi.
- Es wird angenommen, dass die Gämsen innerhalb der Nordlehne tendenziell eher in der Tannen-Buchenwaldstufe eintreten als in der Buchenwaldstufe, da sie steiles, felsigeres Gelände bevorzugen, und zwar wiederum zu einem Drittel mehr im Tannen-Buchenwald als im Buchenwald.

Beurteilung:

Auch wenn die Abschätzung der Stufenanteile sehr rudimentär ist, dürften diese Annahmen der Realität näher kommen als die Annahmen in Variante I und II. Dies kann mit der Tatsache begründet werden, dass einzelne Waldgebiete a) stärker strukturiert und mit Felsen durchsetzt und b) weniger stark gestört sind als andere und somit für die Gämsen besser geeignet sind. Dies gilt insbesondere für Gebiete auf der Südseite der Hochflue und an der Rigi-Nordlehne.

Variante IV

Annahmen:

- Die Zusatzmarken für die Rigi werden zu 60 bis 100% erfüllt (in den letzten Jahren jeweils 20 Zusatzmarken)
- Die restlichen Abschüsse im Wildraum 2 verteilen sich gleichmässig auf den gesamten Lebensraum
- Der Abschuss beträgt a) 25% des Gesamtbestandes resp. b) auf Grund der Abgabe von Zusatzmarken 31 - 33% (ein Drittel bis ein Viertel mehr als im übrigen Wildraum)

d.h. es werden jährlich 12 bis 20 Abschüsse auf Grund der Zusatzmarken getätigt an der Nordlehne

d.h. es verbleiben ca. 50-60 Abschüsse, welche sich gleichmässig auf den gesamten Wildraum 2 verteilen

Beurteilung:

Bei einer Abschätzung des Bestandes über die Abschüsse kommt zur Unsicherheit der Zählungen die Unsicherheit des Verhältnisses zwischen Abschusszahlen und tatsächlichem Bestand dazu. Ausserdem waren für diese Arbeit keine Zahlen zur Erfüllung der Zusatzmarken erhältlich (d.h. es ist nicht bekannt, wie viele der Zusatzmarken wo (oberer/unterer Teil der Rigi-Nordlehne) erfüllt wurden). Deshalb ist eine Abschätzung des aktuellen Bestandes auf Grund der Abschusszahlen und Zusatzmarken eher nicht zu wählen.

Zusammenfassung

Als realistischste Variante wird die Variante III beurteilt, weshalb in einem ersten Schritt auf Grund dieser Annahmen und einer einfachen Rechnung eine Bestandesschätzung vorgenommen wurde (Resultate siehe Kapitel 6.3.2.1).

Schätzung aus den Zählungen in den Zählkreisen

Der Wildraum 2 ist in vier Zählkreise aufgeteilt, in welchen die Abschusszahlen erhoben werden (Kreise 101 – 104) und in 15 Zählkreise, in welchen im Frühling Zählungen durchgeführt werden (Kreise 1-15) (siehe Kapitel 5.4). Aus den Abschuss- und Zählzahlen aus den einzelnen Zählkreisen können Rückschlüsse auf die Verteilung der Gamstiere innerhalb des Wildraums gezogen werden.

Daraus werden folgende zwei Hauptpunkte ersichtlich:

- Aus den Abschussdaten für die Kreise 101+102 sowie der Annahme einer bisher nachhaltigen Bejagung, d.h. ein jährlicher Abschuss von ca. 25%, kann der Bestand für die Abschusszählkreise 101+102 hochgerechnet werden.

- Mindestens zur Zeit der Frühlingszählung halten sich ungefähr $\frac{3}{4}$ der Tiere auf der Nordseite auf, und $\frac{1}{4}$ der Tiere auf der Südseite. Dies kann aus den Daten aus den Zählkreisen 1 – 10 abgeleitet werden. Zusätzlich wird die Annahme getroffen, dass sich auf Grund der Lebensraumansprüche und der Konkurrenzsituation im unteren Bereich (Rehwild) die Gamstiere eher im oberen Bereich aufhalten, und zwar zu einem Drittel mehr als im unteren Bereich.

Auf Grund dieser beiden Angaben kann mit einer einfachen Rechnung ein Bestand für den Untersuchungsperimeter, also die Tannen-Buchenwaldstufe der Rigi-Nordlehne hergeleitet werden (Resultate siehe Kapitel 6.3.2.1).

Schätzung des Geissanteils

Da für die Fortpflanzung einer Gamspopulation und somit auch für eine Bestandesregulierung lediglich der Anteil an weiblichen, geschlechtsreifen Tieren eine Rolle spielt (Baumann 2009), wird der Geissanteil auf Grund folgender Annahmen abgeschätzt:

- Das Geschlechterverhältnis beträgt 1:1.
- Der Gämsbestand besteht zu einem Drittel aus jungen, nicht geschlechtsreifen Tieren.
-

4.3.2.4 Örtliche Planung

Für eine Beurteilung, wo räumlich explizit aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung der Verbiss prioritär reduziert werden muss, wurde einerseits auf die Ergebnisse zu den forstlichen Massnahmen (Kapitel 6.3.1.2) zurückgegriffen. Dabei galten folgende Grundsätze:

- Die Wiederbewaldung von Stellen, welche sich im Moment im Lücken- oder Jungwuchszustand befinden, resp. welche 2012 gemäss den Annahmen zu Lücke oder Jungwuchs werden und schutzwaldtechnisch als kritisch eingestuft werden müssen, hat oberste Priorität.
- Die Etablierung von Vorverjüngung in Altbeständen und eine Verbesserung von ungenügendem Deckungsgrad hat zweite Priorität.

Andererseits wurden die Ergebnisse aus den Verjüngungsstichproben (Rüegg 2008) herangezogen, um festzustellen, in welchen Gebieten der Verbiss besonders stark ist.

Mit diesen Grundsätzen wurde anhand der Verteilung der nicht schutzwirksamen Stellen sowie der Verteilung der Verbissbelastung auf Grund der Verjüngungsstichproben aus 2007 und 2012 beurteilt, wo schwerpunktmässig gejagt werden soll.

4.3.2.5 Zeitliche Planung

Für die zeitliche Planung wurde ein Zeithorizont festgelegt, innerhalb dessen die Bestandesreduktion erfolgen soll. Darin eingeflossen sind Überlegungen zur Verjüngungsdringlichkeit der Schutzwälder.

Gemäss den Empfehlungen in Baumann (2009) werden Angaben gemacht, wann im Jahresverlauf die Bejagung stattfinden soll.

4.3.2.6 Qualitative / quantitative Planung

Festlegung eines Zielbestandes

Im Hinblick auf den zu erstellenden ökonomischen Vergleich zwischen verschiedenen Massnahmen zur Gewährleistung der Schutzwaldverjüngung mit standortgerechten Baumarten, wurden zwei Szenarien mit unterschiedlich intensiven jagdlichen Eingriffen festgelegt. Dabei wurde die bisherige Entwicklung der Verbissintensität seit der Einführung der Zusatzmarken berücksichtigt.

Abschussplanung

- Als erstes wurde die langfristig nachhaltige Jagdstrecke für den Teilbestand in der Tannen-Buchenwaldstufe bestimmt. Dabei wurde von einem Geschlechterverhältnis bei den Abschüssen von 1:1 und einem Anteil der Jugendklasse von 30% ausgegangen (gemäss den Empfehlungen in Baumann 2009).
- Für die Bestimmung der für eine Reduktion auf den Zielbestand zusätzlich nötigen Abschüsse wurde anschliessend ein ganz einfaches Populationsmodell entwickelt, wobei folgendermassen vorgegangen wurde:
 - Eingangsgrösse ist der in Kapitel 6.3.2.1 geschätzte aktuelle Bestand resp. die daraus abgeschätzte Anzahl an fortpflanzungsfähigen Geissen.
 - Der jährliche Zuwachs beträgt 30% des weiblichen Bestandes. Daraus ergibt sich die Anzahl Jungtiere, welche nach zwei Jahren in die Klasse der Geissen wechseln.
 - Der Bestand bleibt dank einer nachhaltigen Bejagung konstant, d.h. er nimmt per se weder zu noch ab.
 - Eine Bestandesabnahme ist auf einen verstärkten Eingriff in der Klasse der adulten weiblichen Tiere zurückzuführen. Gerechnet wird mit zusätzlich zu den nachhaltigen jagdlichen Entnahmen durchgeführten Abschüssen, wobei diese variiert werden können.
 - Ab dem dritten Jahr der Modellierung wirkt sich der verstärkte Eingriff zusätzlich über eine Abnahme in der Jugendklasse aus, weil natürlich durch die Reduktion des Geissbestandes auch die Anzahl an Jungtieren zurückgeht, welche nach zwei Jahren in die Klasse der Geissen übertreten.

Das Mini-Modell ist in Anhang B1 genau beschrieben.

Nach der Reduktion sollte sich der Bestand auf dem Zielniveau einpendeln, womit eine neue nachhaltige Jagdstrecke berechnet werden muss. Dabei wurde gleich vorgegangen wie oben beschrieben.

Korrekterweise müsste die nachhaltige Jagdstrecke jährlich an den neuen Bestand angepasst werden; da es sich aber um sehr wenige zusätzlich zu entnehmende Tiere handelt, und sich die Anpassung sowieso im Bereich der Unsicherheiten bewegt, wird darauf verzichtet.

Die Resultate zu den jagdlichen Massnahmen sind in Kapitel 6.3.2 zu finden. Da diese wichtig sind für das Verständnis des weiteren Vorgehens, wird dem Leser empfohlen, diese zuerst zu lesen, bevor mit dem Kapitel 4.3.3 fortgefahren wird.

4.3.3 Kombination von forstlichen und jagdlichen Massnahmen

Die Ergebnisse aus der Planung und der Wirksamkeitsanalyse der rein jagdlichen und rein forstlichen Massnahmen führen zum Schluss, dass solche das Verbissproblem an der Rigi-Nordlehne nicht zu lösen vermögen. Deshalb werden zusätzlich Kombinationen von forstlichen und jagdlichen Massnahmen vorgeschlagen.

Aufgrund des ökonomischen Hintergrundes wurde dabei folgendermassen vorgegangen: da für die forstlichen Massnahmen sehr hohe Kosten und zeitliche Aufwendungen anfallen, wurde geprüft, wo welche Verbisschutzmassnahme mit möglichst geringem Aufwand umgesetzt werden kann. Je nach Szenario der Wildbestandesreduktion wurde festgelegt, wie viel Verbisschutz noch nötig sein wird, um das Ziel der Verjüngung mit standortgerechten Baumarten sicherzustellen. (Dies entspricht im Prinzip dem Vorgehen beim Lösen einer Optimierungsaufgabe: es wird geprüft, mit welcher Massnahmenkombination mit dem geringsten Mitteleinsatz die gewünschte Wirkung erreicht werden kann).

Zusätzlich zu diesen beiden Massnahmenkombinationen wurde untersucht, wie sich die Kosten entwickeln, wenn das eine Massnahmenpaket um 10 Jahre verzögert umgesetzt wird. Damit kann ansatzweise aufgezeigt werden, was ein weiteres Zuwarten mit einschneidenden Massnahmen für finanzielle Folgen haben kann.

4.4 Kostenanalyse

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Das Ziel der Kostenanalyse ist es, die zu erwartenden Kosten der einzelnen Projektvarianten abzuschätzen (Bergen *et al.* 2002).

Vorgehen in dieser Arbeit

Für die Abschätzung der Kosten der verschiedenen Massnahmenpakete wurden die undiskontierten Kosten zusammengezählt; dafür wurden Pauschalansätze hergeleitet und je nach Massnahmenpaket angewendet: für die forstlichen und technischen Massnahmen wurden die Pauschalansätze mit den entsprechend zu behandelnden Flächen aus den Modellen „massnahmen_schneebewegungen“ und „massnahmen_rutschungen“ multipliziert, was die Investitionskosten für die forstlichen Massnahmen ergibt. Für die Unterhaltskosten wurden gemäss den Richtwerten aus EconoMe (BAFU 2007b) jährlich 2% der Investitionskosten eingesetzt. Für die jagdlichen Massnahmen wurde der Pauschalansatz für den Aufwand pro Abschuss mit der Anzahl zu tätiger Abschüsse multipliziert. Diese Kosten fallen jährlich an und wurden jeweils auf eine Periode der Schwerpunktbejagung aufsummiert.

Für die Kostenabschätzungen wurden inflationsbereinigte Ansätze verwendet, das heisst, die Kosten wurden zu jedem Zeitpunkt, ob jetzt oder erst in 50 Jahren, mit denselben Kostenansätzen berechnet. Dies macht die Kosten für Investitionen in der Gegenwart mit Kosten für Investitionen in der Zukunft vergleichbar. Bei der Diskontierung muss dann aber entsprechend ebenfalls ein inflationsbereinigter Zinssatz gewählt werden.

Die Kosten wurden grundsätzlich in Schweizerfranken (SFr) berechnet.

4.4.1 Kostenansätze forstliche Massnahmen

4.4.1.1 Herleitung

Für die Herleitung der Kostenansätze wurden Annahmen getroffen bezüglich der zu ergreifenden Massnahmen. Diese wurden jeweils auf eine Fläche von 1 Are bezogen. Auch hier muss betont werden, dass es sehr grobe Annahmen sind, und lediglich dazu dienen sollen, eine grobe Abschätzung der Kosten zu erstellen.

Prozess Schneebewegungen

Schneerechen

Für die Herleitung eines Kostenansatzes für Schneerechen wurde mit folgenden Parametern gerechnet (in Anlehnung an BAFU 2007a):

Maximale Schneehöhe	3.5m
Extreme Schneehöhe ¹⁶	3.13m
Durchschnittliche Hangneigung	42°
Werkhöhe	3.3m
Durchschnittliche Höhe über Meer	1400m

Daraus resultiert ein Werkabstand von ca. 20m, was pro Are fünf Laufmeter Schneerechen ergibt. Als Ansatz wird mit 600.-/m² gerechnet¹⁷.

Das ergibt einen Ansatz von **3000.-/a** für Holzschneerechen. Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

¹⁶ Mangels Messungen der maximalen Schneehöhe vor Ort (H_{ext}) wurde der Wert für das Mittel der extremen Schneehöhen über einen grösseren Geländeabschnitt verwendet (BAFU 2007a):

$$H_{ext} = 1.65(0.15 \times Z - 20) = 3.13m \quad (\text{für Zone 3, } Z = \text{Durchschnittliche Höhe über Meer})$$

¹⁷ Mitteilung von S. Margreth, SLF per Email vom 19.1.2009

Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten (ohne Steinschlag)

Für die Dreibeinböcke wurde mit 750 Stück/ha resp. 7.5 Stück/a gerechnet (in Anlehnung an Leuenberger 2003).

Pro Dreibeinbock wurde der Pauschalansatz für Dreibeinböcke aus Hasspacher und Iseli (2003) verwendet. Das ergibt einen Ansatz von **1800.-/a** für Dreibeinböcke.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten (mit Steinschlag)

Für Dreibeinböcke, welche durch Steinschlag gefährdet sind, wurde derselbe Ansatz (1800.-/a) gewählt, aber ein höherer jährlicher Unterhalt, nämlich (willkürlich) 4% der Investitionskosten, eingesetzt.

Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen

Für diese Massnahme wurde ebenfalls mit 600.-/m' und 5m'/a für die Schneerechen und 500 Dreibeinböcken/ha (resp. 5Stk/a) à 240.- gerechnet.

Das ergibt einen Ansatz von **4200.-/a** für Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze

Die Berechnung für den Ansatz für Schneerechen mit Schneenetzen beruht auf der kleinsten zu verbauenden Fläche von 20 Aren (30m Schneenetze und mindestens 3 Werkreihen, d.h. 90m Schneerechen).

Das ergibt einen Ansatz von **4214.-/a** für Schneerechen mit der obersten Reihe Schneenetzen.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Dreibeinböcken dazwischen

Dieser Ansatz setzt sich zusammen aus den Ansätzen für Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen und der obersten Reihe Schneenetzen. Das ergibt einen Ansatz von **6414.-/a**.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

Pflanzung

Für die Kostenabschätzungen wurde in dieser Arbeit eingerechnet, dass im Schutz der Verbauungen aufgeforstet wird, und zwar in Nestern mit einem Tannen-Buchenverhältnis von 2:3. Das ergibt die Pflanzenanzahl von 500 Tanne und 750 Buchen pro ha, weil für Buchenaufforstungen eine erheblich höhere Pflanzanzahl empfohlen wird als für Tannen (Schütz 2003c). Zudem hat es auf fast der Hälfte aller Flächen nicht genügend Buchensamenbäume (Frehner und Schwitter 2008). Die mit 1250 Pflanzen/ha (oder 12.5 Pflanzen/a) relativ geringe Pflanzanzahl wird damit begründet, dass in dem schwierigen Gelände an der Rigi-Nordlehne häufig Stellen auftreten, auf welchen eine Pflanzung unmöglich ist (z.B. kleine Felsblöcke, alte Stöcke etc). Unter dem Szenario „reduzierter Verbissdruck“ kann ab 2012 die Pflanzenanzahl weiter reduziert werden, da man davon ausgehen kann, dass in vielen nicht schutzwirksamen Stellen bereits Vorverjüngung vorhanden ist oder sich Naturverjüngung einstellen wird, im Gegensatz zum Szenario „aktueller Verbissdruck“. Unter dem Szenario „reduzierter Verbissdruck“ wird deshalb ab 2022 eine Reduktion der Pflanzenanzahl um 50% angenommen, d.h. 250 Tannen und 375 Buchen pro ha, also ein Total von 625 Pflanzen/ha (oder 6.25 Pflanzen/a).

Für den Kostenansatz wurde wiederum der Pauschalansatz des Bundes (Hasspacher *et al.* 2003) verwendet: Dieser berechnet sich aus einer Grundpauschale von 3.10 pro Pflanze bei langer Wegzeit und einer Hangneigung von über 35° plus die Kosten für das Pflanzenmaterial. Für die Topfpflanzen wurden in dieser Arbeit 5.-, für Nacktwurzler 2.-/Pflanze eingesetzt. Dabei wurde damit gerechnet,

dass auf einem Viertel der Fläche Topfpflanzen benötigt werden, was einen durchschnittlichen Ansatz von 5.85 pro Pflanze ergibt.

Das ergibt einen Ansatz von **73.10/a** für eine Aufforstung und **36.30/a** für eine Ergänzung des Jungwuchses für den Pflanztarif I (d.h. von einer Strasse aus zu Fuss erreichbar).

Kann gemäss der Ausscheidung in GIS der Pflanzentransport nicht zu Fuss ab der Waldstrasse erfolgen, muss mit einem Pflanzentransport mit dem Helikopter gerechnet werden, was sich in einem Aufschlag von 1.- pro Pflanze niederschlägt. Das heisst, eine Pflanze kostet 6.85, was für den Pflanztarif II einen Ansatz von **85.60/a** (Aufforstung) resp. **42.80/a** (Ergänzung des Jungwuchses) pro Are ergibt.

Prozess Schneebewegungen und Wildverbiss

Wildschutzzaun zwischen Werkreihen

Der Ansatz für einen Wildschutzzaun zwischen zwei Werkreihen wurde aus dem Ansatz für Wildschutzzäune (siehe unten) abgeleitet, wobei eine Reduktion um fast die Hälfte eingerechnet wurde, da a) weniger Material benötigt wird und b) der Arbeitsaufwand bedeutend kleiner ist, wenn die Drahtgitter oben und unten an den bereits bestehenden Werken befestigt werden können.

Dies ergibt einen Ansatz von **350.-/a**.

Schneerechen mit Wildschutzzäunen zwischen den Werkreihen

Zum oben hergeleiteten Ansatz für die Verbauung kommt noch der Betrag für den Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen hinzu, was einen Ansatz von **3350.-/a** ergibt.

Dreibeinböcke und chemischer Verbißschutz

Der chemische Verbißschutz (15.-/a) wird in Form von jährlichen Unterhaltskosten über 15 Jahre zum oben hergeleiteten Ansatz für Dreibeinböcke dazugezählt.

Schneerechen mit Dreibeinböcken und Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen

Zum oben hergeleiteten Ansatz für die Verbauung kommt noch der Betrag für den Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen hinzu, was einen Ansatz von **4550.-/a** ergibt.

Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Wildschutzzaun dazwischen

Zum oben hergeleiteten Ansatz für die Verbauung kommt noch der Betrag für den Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen hinzu, was einen Ansatz von **5514.-/a** ergibt.

Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetzen, Dreibeinböcken und Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen

Zum oben hergeleiteten Ansatz für die Verbauung kommt noch der Betrag für den Wildschutzzaun zwischen den Werkreihen hinzu, was einen Ansatz von **6764.-/a** ergibt.

Verbißschutzmassnahmen

Flächenschutz: Wildschutzzaun

In den Pauschalansätzen des Bundes (Hasspacher *et al.* 2003) wird unterschieden zwischen Rehwild-, Rotwild- und Kontrollzaun. Dabei nimmt die Stabilität der Bauweise vom Rehwild- zum Kontrollzaun (und damit auch die Kostenansätze) zu.

Da im Untersuchungsgebiet hauptsächlich Gämsen und zum Teil auch Rotwild für den Verbiss verantwortlich sind, kommt die Variante Rehwildzaun nicht in Frage. Bisher wurden die bestehenden Zäune an der Rigi jeweils in der Qualität von Kontrollzäunen erstellt, um ein Eindringen von Tieren möglichst effektiv zu verhindern und das Risiko einer Beschädigung durch Steinschlag zu verringern¹⁸. Deshalb wird auch in der vorliegenden Arbeit mit dem Ansatz für Kontrollzäune gerechnet. Da Hangneigungen über 35° bereits in der Machbarkeit für Zäune als zu steil ausgeschlossen wurden, wird der kleinere Zuschlag (9.-/m') gewählt. Für die Wegzeit wird 60min eingesetzt. Dies ergibt einen Ansatz von 71.20/m'. Rechnet man mit einer eingezäunten Fläche von 0.3ha, ergibt das eine Zaunlänge von 260m, d.h. 18'512.- für 0.3 ha oder **617.-/a**. Da das Verhältnis

¹⁸ mündliche Mitteilung Max Kläy, SBB, 20. November 2008

Fläche/Zaunlänge mit abnehmender Fläche zunehmend ungünstiger wird, stellt diese Zahl eher die untere Grenze dar.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 15 Jahre eingesetzt, da davon ausgegangen wird, dass unter den schwierigen Verjüngungsverhältnissen die jungen Bäume so lange brauchen, um dem Äser zu entwachsen.

Einzelerschutz

Die Pauschalansätze des Bundes für Einzelschütze (Hasspacher *et al.* 2003) beruhen auf der Annahme, dass alle gebräuchlichen Schutzmittel dasselbe Kosten-Schutzwirkungsverhältnis aufweisen. Diese Annahme ist etwas fragwürdig, da die verschiedenen Schutzmittel (Drahtkorb, DOK, chemisch) mit sehr unterschiedlichem Aufwand und damit auch unterschiedlichen Investitionskosten sowie unterschiedlicher Wirkungsdauer verbunden sind. Deshalb werden für die Einzelschutzmassnahmen die Kostenansätze folgendermassen hergeleitet:

Einzelerschutz mit Drahtkorb

Für Einzelerschutz mit Drahtkorb muss unter den Verhältnissen an der Rigi-Nordlehne mit einer sehr stabilen Bauweise gerechnet werden. Dazu wird auf ein Projekt des Forstbetriebes Mels (SG) zurückgegriffen, wo Drahtkörbe mit drei Pfählen und Querlatten als oberer Abschluss angefertigt wurden. Dies ergab Erstellungskosten von 100.-/Stk¹⁹. Da aber bereits bei den Kriterien für die Machbarkeit der Einfluss von Schneegleiten und Steinschlag ausgeschlossen wurde, wird davon ausgegangen, dass die Querverstrebungen weggelassen werden können, was eine Verringerung der Kosten um 5.-/Stück zur Folge hat. Somit beträgt der Ansatz für einen Drahtkorb 95.-/Stk. Rechnet man wiederum mit 1250 zu schützenden Pflanzen pro Hektare, ergibt das einen Ansatz von **1187.-/a**. Unter dem momentan starken Verbissdruck ist es unerlässlich, jede eingebrachte Pflanze vor Verbiss zu schützen.

Die jährlichen Unterhaltskosten werden in Anlehnung an BAFU (2007b) mit 2% der Investitionskosten angenommen. Diese werden über 30 Jahre (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“) und über 40 Jahre (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“) angenommen.

Chemischer Einzelerschutz:

Für chemischen Einzelerschutz konnten keine realistisch scheinende Ansätze ausfindig gemacht werden, weshalb von folgenden Ausnahmen ausgegangen wurde:

- Personalkosten 60.-/h,
- Zu behandelnde Pflanzen 1250Pfl./ha,
- Arbeitsleistung 60 Pflanzen /Stunde/Person
- Kosten Transport und Verbisschutzmittel 0.2 Fr Transport und Material/Pflanze

Dies ergibt einen Ansatz von 1500.-/ha, resp. **15.-/a**.

Die Kosten für chemischen Verbisschutz werden in Form von jährlichen Unterhaltskosten über 15 Jahre berechnet.

Auf Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad wird ebenfalls chemischer Verbisschutz einberechnet. Da dieser auf Grund der Schwierigkeiten beim Auffinden der zu schützenden Pflanzen mit bedeutend höherem Aufwand verbunden ist als auf Lückenflächen, wird dafür ein Ansatz von **20.-/a** eingesetzt.

4.4.1.2 Übersicht

Die oben hergeleiteten Kostenansätze sind, unter Berücksichtigung der verschiedenen Pflanztarife, in Tab. 4-11 aufgelistet.

¹⁹ mündliche Mitteilung M. Frehner

Tab. 4-11: Kostenansätze.
Die Kosten sind in SFr/a angegeben.

Prozess	Massnahme	ohne Pflanzung	mit Aufforstung		mit Unterstützung Jungwuchs	
			Tarif 1	Tarif 2	Tarif 1	Tarif 2
Schneebewegungen	Pflanzung		73.1	85.6	36.3	42.8
	Schneerechen	3000	3073.1	3085.6	3036.3	3042.8
	Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten	1800	1873.1	1885.6	1836.6	1842.8
	Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten	1800	1873.1	1885.6	1836.6	1842.8
	Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen	4200	4273.1	4285.6	4236.3	4242.8
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze	5214	5287.1	5299.6	5250.3	5256.8
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Dreibeinböcken dazwischen	6414	6487.1	6499.6	6450.3	6456.8
Schneebewegungen und Wildverbiss	Schneerechen mit Wildschutzzäunen zwischen den Werkreihen	3350	3423.1	3435.6	3386.3	3392.8
	Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten und chemischer Verbisschutz	1800	1873.1	1885.6	1836.3	1842.8
	Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten und chemischer Verbisschutz	1800	1873.1	1885.6	1836.3	1842.8
	Schneerechen mit Dreibeinböcken und Wildschutzzäunen dazwischen	4550	4623.1	4635.6	4586.3	4592.8
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und Wildschutzzäunen dazwischen	5514	5587.1	5599.6	5550.3	5556.8
	Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetzen und Dreibeinböcken und Wildschutzzäunen dazwischen	6764	6837.1	6849.6	6800.3	6806.8
Wildverbiss	Wildschutzzaun	617	690.1	702.6	653.3	659.8
	Wildschutzzaun zwischen Werkreihen	350				
	Drahtkörbe	1187	1260.1	1272.6	1223.3	1229.8
	Chemisch	15 / 20 (jährlich!!!)				

4.4.2 Kostenansätze Wildteil

Für eine Abschätzung des Aufwandes für die geforderte Bestandesreduktion wird davon ausgegangen, dass die Hälfte der geforderten Abschüsse im Untersuchungsperimeter durch die reguläre Jagd getätigt werden kann, für die Erfüllung der geforderten Abschüsse aber Hegeabschüsse durch die kantonalen Wildhüter nötig werden. Wie in Kapitel 3.2 abgegrenzt, werden hier für die reguläre Jagd keine Kosten berechnet werden, sondern nur die Kosten abgeschätzt für den zusätzlichen Aufwand, welcher für die vorgeschlagenen Massnahmen zur Senkung des Verbissdruckes nötig wird. Dieser zusätzliche Aufwand wird gleichgesetzt mit dem Aufwand der Wildhüter für die durch sie zu tätigen Abschüsse (in der Folge mit „Hegeabschüsse“ bezeichnet). Für die Kostenabschätzung müssen Annahmen getroffen werden bezüglich

- a) dem Zeitaufwand pro Abschuss und
- b) dem Kostenansatz für einen kantonalen Wildhüter.

Zeitaufwand pro Abschuss:

Der Aufwand pro Abschuss variiert je nach Gelände, Bestandesdichte, Gebiets- und Bestandeskenntnis des Jägers, Erreichbarkeit des Gebietes etc. sehr stark. In der Literatur konnte lediglich zwei Angaben gefunden werden, welche sich auf Einzeljagd durch Freizeitjäger beziehen: für Rehwild ermittelte Reimoser (1986) (in Nigg 2005) einen Zeitaufwand von 22.8 Stunden pro Abschuss; der Zeitaufwand ist für die Bejagung von Rehwild jedoch sicher tiefer als für die Bejagung von Gamswild. Egli (2007) kommt auf 61h Jagdaufwand pro Schalenwildstück.

Da es aber in dieser Arbeit darum geht, den Zeitaufwand eines Wildhüters abzuschätzen, der professionell arbeitet und das Gebiet sehr gut kennt, kann überschlagsmässig folgendermassen gerechnet werden: Waldgämse sind tagaktiv, d.h. sie können in der "normalen Arbeitszeit" eines Wildhüters bejagt werden. Im Schnitt wird ein Profi jeden zweiten oder dritten Tag Erfolg haben, das gibt pro erlegte Gämse 15 - 20 Std. Jagdaufwand. Im Zürcher Wildschonrevier am Tössstock haben in den neunziger Jahren die drei nebenamtlichen Wildhüter in etwa vergleichbare Jagderfolge bei der dortigen Waldgämsenpopulation erzielt²⁰.

Für diese Arbeit wird deshalb mit 17h pro Gamstierabschuss für die Bestandesreduktion gerechnet.

Je weniger Gamstiere pro Fläche vorhanden sind, desto grösser wird der Zeitaufwand für deren Bejagung. Dies wird berücksichtigt, indem der Zeitaufwand für die Bejagung nach der Bestandesreduktion um 50% mit 25h pro Abschuss angenommen wird, und nach der Bestandesreduktion um 20% mit 20h Zeitaufwand pro Abschuss.

Ansatz für Wildhüter:

Da vom Kanton Schwyz keine Angaben zum Stundenansatz eines Wildhüters erhältlich war, wurde der Stundenansatz für einen kantonalen Wildhüter für diese Arbeit folgendermassen abgeschätzt: Auf der Internetseite des Bundesamtes für Statistik kann das gesamtschweizerische Lohnniveau im öffentlichen Sektor abgerufen werden. Dabei hängt der Lohn vom Anforderungsniveau ab. Der Beruf des Wildhüters ist dem Anforderungsniveau 3 zuzuordnen, was im Durchschnitt für Frauen und Männer 6536.-/Monat entspricht. Bei 22 Arbeitstagen und 8.5 Arbeitsstunden pro Tag entspricht dies einem **Stundenlohn von 35.-/h**. Für die Abschätzung der Kosten für jagdliche Massnahmen wird somit mit diesem Ansatz für Wildhüter gerechnet²¹.

Kostenansatz

Dies ergibt für Hegeabschüsse durch die Wildhut einen Aufwand von 595.- pro erlegtes Tier während der Reduktion resp. 700.-/Tier nach der Reduktion unter Szenario 1 und 875.-/Tier unter Szenario 2²².

²⁰ H. Nigg, Mitteilung per Email vom 26.3.2009

²¹ Erst am Schluss der Arbeit wurde festgestellt, dass dieser Ansatz nicht konsistent ist mit dem gewählten Ansatz für einen Forstwart bei den forstlichen Massnahmen. Dies wird in Kapitel 6.7.2 diskutiert.

²² Ebenfalls erst am Schluss der Arbeit wurde bemerkt, dass eigentlich der Erlös der verkauften Tiere von den Kosten hätte abgezogen werden sollen. Dies wird ebenfalls in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** diskutiert.

Für die Kostenberechnung wird zusätzlich damit gerechnet, dass eine Schwerpunktbejagung durch Einwanderung im Laufe der Zeit wieder kompensiert wird. Deshalb wird damit gerechnet, nach einem gewissen Zeitraum eine erneute Schwerpunktbejagung nötig wird.

Ausserdem wird damit gerechnet, dass der Aufwand pro Abschuss nach der Bestandesreduktion um einen Drittel höher liegt als während der Reduktion, da die Bejagung schwieriger und zeitaufwändiger wird je weniger Tiere es hat.

4.5 Wirksamkeits-Analyse

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Um Massnahmen bezüglich derer Wirksamkeiten beurteilen zu können, müssen geeignete Wirksamkeitsmasse gefunden werden. Diese können auf einer Nominalskala (z.B. befriedigend-unbefriedigend), auf einer Ordinalskala (z.B. höher-geringer-gleich) oder auf einer Kardinalskala (z.B. 1 bis 10) gemessen werden (Hanusch 1994).

Solche Wirksamkeiten können, im Gegensatz zu den Nutzen in einer Nutzen-Kostenanalyse, nicht diskontiert werden, da sie nicht monetarisiert werden können. Um den zeitlichen Aspekt bei den Wirksamkeiten trotzdem zu berücksichtigen, gibt es zwei Möglichkeiten: die Wirkungen können einzeln für bestimmte Projektzeitpunkte abgeschätzt und aufgeführt werden, oder es kann angenommen werden, dass die Wirkungen regelmässig und in gleich bleibender Höhe über den ganzen Projektzeitraum anfallen.

Vorgehen in dieser Arbeit

Für diese Arbeit wurde das Ziel gesetzt, dass die Verjüngung der Hauptbaumarten gemäss NaiS gesichert sein müsse. Da die Tanne die Verbissanfälligste der Hauptbaumarten ist und diese gemäss den Minimalanforderungen in NaiS praktisch im gesamten Untersuchungsperimeter enthalten sein muss, müssen die Massnahmen auf die Ermöglichung der Tannenverjüngung ausgelegt werden. Gemessen werden kann dies über das Verbissprozent bei der Tanne – allerdings natürlich erst im Nachhinein. Die vorgeschlagenen Massnahmen wurden auf Grund bisheriger Erfahrungen in der Praxis und teilweise gutachtlich durch die Autorin daraufhin beurteilt, wie gut das gesteckte Ziel mit diesen Massnahmen erreicht werden kann. Dabei wurde eine Nominalskala von sehr schlecht bis sehr gut verwendet.

Zusätzlich zur Beurteilung der Wirksamkeit wurde eine rein gutachtliche Beurteilung des Risikos auf einer Nominalskala von „gering“ bis „hoch“ vorgenommen, mit welchem die angegebene Wirksamkeit *nicht* erreicht werden kann. Dies ist also im Prinzip ein Mass für die Unsicherheit, mit welcher die erwartete Wirksamkeit erreicht werden kann.

Die Massnahmen wurden zudem so ausgelegt, dass deren Wirksamkeit über den ganzen Projektzeitraum in etwa gleich bleibt, so dass deren Wirksamkeiten im Verlauf des Projektes vergleichbar bleiben.

Zusammengefasst wurden die Ergebnisse der Wirksamkeitsanalyse in einer Wirksamkeitsmatrix, d.h. in einer Tabelle, in welcher den einzelnen Massnahmen eine Wirksamkeit und ein Risiko zugeordnet wurde.

4.6 Zeitliche Homogenisierung

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Um Kosten, welche im Verlauf eines Projektes zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, vergleichbar zu machen, müssen sie auf einen gemeinsamen Zeitpunkt umgerechnet oder, anders ausgedrückt, homogenisiert werden. Das Vorgehen dabei entspricht dem Vorgehen in der privatwirtschaftlichen Investitionsrechnung: die zu verschiedenen Zeitpunkten anfallenden Kosten werden im Normalfall durch Abzinsung auf den Startpunkt des Projekts umgerechnet (Hanusch 1994).

Vorgehen in dieser Arbeit

In dieser Arbeit wurden die Kosten für die Projektvarianten diskontiert, wobei bei denjenigen Massnahmen, für welche jährlich Kosten anfallen, diese als jährlicher Unterhalt behandelt wurden.

Im Folgenden werden die theoretischen Grundlagen der Diskontierung erläutert und die Wahl der Diskontierungsrate begründet.

4.6.1 Diskontierung

Bei Projekten, welche sich über grosse Zeiträume erstrecken, fallen oft am Anfang hohe Investitionskosten an (oder bei allfälligen Folgeinvestitionen zu späteren Zeitpunkten noch einmal), und während dem Projektverlauf kommen regelmässige Unterhaltskosten dazu. Um Kosten eines Projektes, welche zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, vergleichbar zu machen, müssen diese (analog zur privatwirtschaftlichen Investitionsrechnung) in Abhängigkeit des Investitionszeitpunkts gewichtet werden. Dahinter steht die Grundidee, dass Projektmittel immer auch alternativ angelegt werden könnten und damit immer eine gewisse Rendite erzielt werden könnte. Üblicherweise wird als gemeinsamer Zeitpunkt der Start des Projektes gewählt. Das Verfahren, das dazu verwendet wird, ist die Diskontierung (Hanusch 1994).

Die Diskontierung (oder Abzinsung) berechnet einen heutigen Wert Z_0 (Barwert, Gegenwartswert (GW) aus dem Betrag eines zukünftigen Endwerts Z_t , der Zeitperiode t und dem Diskontierungszinssatz d (Schmithüsen et al. 2003):

$$Z_0 = Z_t \cdot v = Z_t \frac{1}{(1+d)^t} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Für ein Projekt mit mehr als einer zu diskontierenden Grösse (z.B. mehrere Investitionen zu unterschiedlichen Zeitpunkten, laufende Unterhaltskosten oder Einnahmen) ergibt dies (Hanusch 1994)

$$GW(K) = K_0 + \frac{K_1}{(1+d)} + \frac{K_2}{(1+d)^2} + \dots + \frac{K_t}{(1+d)^t} = \sum_{i=0}^t \frac{K_i}{(1+d)^i} \quad (\text{Gleichung 2})$$

$$GW(N) = K_0 + \frac{N_1}{(1+d)} + \frac{N_2}{(1+d)^2} + \dots + \frac{N_t}{(1+d)^t} = \sum_{i=0}^t \frac{N_i}{(1+d)^i} \quad (\text{Gleichung 3})$$

Wobei $GW(K)$ den Gegenwartswert der Kosten bezeichnet, $GW(N)$ den Gegenwartswert der Nutzen.

Die Differenz zwischen diskontierten Kosten und diskontierten Nutzen ergibt den Netto-Gegenwartswert (oder Netto-Barwert):

$$NGW = GW(N) - GW(K) \quad (\text{Gleichung 4})$$

Der Netto-Barwert kann in Excel über die Funktion „Nettobarwert“ berechnet werden, wobei für diese Arbeit die Daten für die einzelnen Investitionen für eine bessere Übersicht in separaten Spalten angeordnet wurden (siehe Beispiel in Tab. 4-12).

Tab. 4-12: Beispiel für eine Diskontierung in Excel.

Daten (Beispiel)		Jahr 0	Jahr 2	Jahr 7
Zinssatz	3%			
1. Investition im Jahr 0, Laufzeit 5 Jahre	10 SFr			
2. Investition im Jahr 2, Laufzeit 5 Jahre	30 SFr			
3. Investition im Jahr 7, Laufzeit 5 Jahre	20 SFr			
laufende Ausgaben	jeweils 10% der Investition			
Diskontierung				
Erstinvestition im Jahr 0	10	10		
laufende Ausgaben (Jahr 1)	0.1	0.1*10		
Zweitinvestition (Jahr 2)	30.1	0.1*10	30	
laufende Ausgaben (Jahr 3)	0.4	0.1*10	0.1*30	
laufende Ausgaben (Jahr 4)	0.4	0.1*10	0.1*30	
laufende Ausgaben (Jahr 5)	0.3		0.1*30	
laufende Ausgaben (Jahr 6)	0.3		0.1*30	
Drittinvestition (Jahr 7)	20			20
laufende Ausgaben (Jahr 8)	0.2			0.1*20
laufende Ausgaben (Jahr 9)	0.2			0.1*20
laufende Ausgaben (Jahr 10)	0.2			0.1*20
laufende Ausgaben (Jahr 11)	0.2			0.1*20
Netto-barwert	SFr. 54.92			

4.6.2 Wahl der Zinsrate

Aus den Gleichungen 2 und 3 wird deutlich, dass durch die Abzinsung von Kosten und Nutzen, die in der Zukunft anfallen, weniger stark gewichtet werden als Kosten und Nutzen, welche in der Gegenwart anfallen. Je nach Wahl des Zinssatzes schwankt ausserdem der Wert des Netto-Gegenwartswerts. Insbesondere beim Vergleich von Massnahmen, bei denen die Kosten zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, wirkt sich der Zinssatz entscheidend auf das Ergebnis aus: hat man zum Beispiel ein Projekt, bei welchem zu Beginn hohe Kosten anfallen und dann geringe Unterhaltskosten, wird dieses durch die Abzinsung unvorteilhafter beurteilt werden als ein Projekt, durch welches keine Investitionskosten anfallen, dafür aber jährlich hohe Aufwendungen bis zum Ende des Projektzeitraumes. Mit einem hohen Zinssatz wird diese unterschiedliche Gewichtung der Projektvarianten stärker ausfallen als mit einem tiefen Zinssatz.

Welcher Diskontierungssatz gewählt werden soll, wurde (und wird) denn sowohl in der Wissenschaft wie auch in der Praxis viel diskutiert.

In der Forstwirtschaft und in der forstlichen Forschung wird bei Kosten-Nutzen-Analysen oder in betrieblichen Investitionsrechnungen relativ häufig eine Zinsrate von 0 eingesetzt, da a) Kosten und Nutzen kontinuierlich anfallen und deshalb eine Diskontierung das Resultat der Analyse nur geringfügig beeinflusst und b) durch die Diskontierung der Nutzen in der Zukunft im Vergleich zu Investitionen in der Gegenwart zu gering bewertet wird (Brang und Hallenbarter 2007). Da es sich aber in dieser Arbeit a) nicht um „normale“ Waldpflege mit kontinuierlichen Aufwänden und Erträgen handelt, sondern um ausserordentliche Investitionen, und b) keine Nutzen verglichen werden, wird für diese Arbeit als sinnvoll erachtet, die Kosten zu diskontieren.

Nachdem grundsätzlich festgelegt ist, dass der Diskontierungszinssatz grösser sein soll als Null, stellt sich die Frage nach der Höhe des zu verwendenden Zinssatzes. In der ökonomischen Theorie gibt es

die Ansätze der individuellen Zeitpräferenzrate (Berechnung des Zinssatzes über „verdrängten“ Konsum in der Gegenwart durch Konsum in der Zukunft), der Opportunitätskosten des Projektes („verdrängte“ Investition in der Gegenwart durch Investitionen in der Zukunft) sowie eine Kombination der beiden Ansätze (Hanusch 1994). Da es aber sehr schwierig ist, einen Zinssatz über diese Ansätze zu berechnen, wird in der Praxis oft auf den sich auf dem Kapitalmarkt bildenden Zinssatz für langfristige, festverzinsliche, staatliche Wertpapiere zurückgegriffen (Bergen *et al.* 2002).

Für diese Arbeit wurden die Renditen von Obligationen der Schweizerischen Eidgenossenschaft verwendet, und zwar wurde der Durchschnitt gebildet über die Jahre 1999 bis 2008 für Obligationen mit einer Laufzeit von 30 Jahren. Das ergibt einen Zinssatz von 3.67% (SNB 2009). Dabei handelt es sich um den Nominalzins, das heisst, den Zinssatz ohne Berücksichtigung der Teuerung.

Da für die Kostenberechnung in dieser Arbeit zu jedem Zeitpunkt derselbe Pauschalansatz verwendet wurde, das heisst, die Teuerung dabei nicht berücksichtigt wurde, muss auch für die Abzinsung der Realzins (= Nominalzins – Teuerung) verwendet werden. Die Teuerung in der Schweiz betrug von 1999 bis 2008 durchschnittlich 1.08% (BFS 2009). Das ergibt einen Realzins von 2.59%. Für diese Arbeit wurde somit ein Abzinsungsfaktor von **2.6%** verwendet.

4.7 Berücksichtigung von Unsicherheiten

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Bei der Erstellung einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse ist immer ein gewisser Unsicherheitsfaktor dabei, welcher sich einerseits aus Unsicherheiten in der Entwicklung von Rahmenbedingungen (z.B. Naturkatastrophen oder wirtschaftliche Veränderungen) und andererseits aus Unsicherheiten in den Projektkosten oder -wirkungen zusammensetzt. Im Allgemeinen sind die Unsicherheiten umso grösser, je langfristiger der Projektzeitraum gewählt wird. Können der Unsicherheit Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden, spricht man von in einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Risiko, und es kann mit Wahrscheinlichkeitsverteilungen gearbeitet werden. Ist dies nicht der Fall, muss mit der Unsicherheit anders umgegangen werden, wofür es verschiedene Ansätze wie die Maximax-Regel oder die Maximin-Regel gibt (Hanusch 1994). Eine weitere Möglichkeit für den Umgang mit Unsicherheiten stellen Sensitivitätsanalysen dar: dafür werden Unsicherheitsfaktoren in der Analyse (z.B. Produktpreise) variiert, um zu prüfen, wie stark das Resultat durch Schwankungen des jeweiligen Faktors beeinflusst wird (Bergen *et al.* 2002). Ist eine Projektvariante unter allen variierten Annahmen die Beste, kann diese als „nicht sensitiv bezüglich der Annahmen“ bezeichnet werden.

Vorgehen in dieser Arbeit

In der vorliegenden Arbeit wurden Variablen, welche als relativ unsicher beurteilt wurden, im Rahmen von Sensitivitätsanalysen variiert und damit getestet, wie stark deren Einfluss auf das Ergebnis, resp. auf die Beurteilung der Massnahmenpakete ist. Es handelt sich dabei um den in der Forstwirtschaft sehr umstrittenen Diskontierungszinssatz, die rein hypothetische Abschätzung der Sturmflächen, den schwierig abzuschätzenden Aufwand pro Abschuss und dem für die jagdlichen Massnahmen sehr kostenrelevanten Anteil der vom Wildhüter zu tätigenen Abschüsse:

Für den Zinssatz wurde eine Sensitivitätsanalyse bezüglich der Zinsrate mit folgenden Werten durchgeführt:

- 1%; wird als sehr tief betrachtet;
- 3.6%; entspricht dem Nominalzinssatz für Obligationen der Schweizerischen Eidgenossenschaft (SNB 2009)
- 5%; wird für einen Zeitraum von 50 Jahren als sehr hoch betrachtet.

Noch höhere Diskontfaktoren machen angesichts der langen Zeiträume keinen Sinn.

Der Verzinsung zu 0% wird für diese Arbeit als nicht sinnvoll betrachtet. Möchte der Leser trotzdem wissen, wie die Varianten bei einer Verzinsung zu 0% bewertet würden, kann auf die Berechnung der undiskontierten Kosten zurückgreifen, da diese einer Verzinsung zu 0% entsprechen.

Die Variierung der Sturmflächen ist aus zeitlichen Gründen sehr oberflächlich und rein qualitativ ausgefallen: auf Grund einer Abschätzung des Anteils an nicht schutzwirksamen Flächen, welche

durch Sturm entstehen, wurde abgeschätzt, welchen Einfluss eine Halbierung respektive eine Reduzierung der Sturmfläche um 90% auf die Beurteilung der Projektvarianten hätte.

Der zeitliche Aufwand für Hegeabschüsse wurde für die zweite Sensitivitätsanalyse verdoppelt (von durchschnittlich 17h/Abschuss auf durchschnittlich 34h/Abschuss),

Der Anteil der von Wildhütern zu tätigenen Abschüsse wurde für die dritte Sensitivitätsanalyse von 50% auf 100% erhöht.

Für die Prüfung des Einflusses wurden diese Variablen und die davon abhängenden Kosten variiert, die Kosten diskontiert und mit den andern Massnahmenpaketen verglichen.

4.8 Erstellung von Kosten-Wirksamkeits-Matrizen

Ziel des Bearbeitungsschrittes

Die Ergebnisse der Analyse werden nicht, wie in der Nutzen-Kosten-Analyse, zu einer Gesamtgrösse zusammengefasst (in der NKA wird das Verhältnis von Nutzen zu Kosten berechnet, wobei die Alternative mit dem grössten Verhältnis als die beste beurteilt wird), sondern erscheinen getrennt und in verschiedenen Masseinheiten resp. physischen Grössen. Sie können in Matrizenform dargestellt werden, wodurch eine schöne Übersicht über die Kosten und Wirksamkeiten der verschiedenen Massnahmen erhalten wird. Diese kann nun als Entscheidungsgrundlage verwendet werden (Bergen *et al.* 2002).

Vorgehen in dieser Arbeit

Auch in dieser Arbeit wurden die Ergebnisse aus den Analysen in einer Kosten-Wirksamkeits-Matrix dargestellt, wobei entsprechend zum Vorgehen bei der Wirksamkeitsanalyse zusätzlich eine Spalte mit der Beurteilung des Risikos eingefügt wurde.

5 Resultate der Situationsanalyse

5.1 Naturgefahren an der Rigi-Nordlehne

Im Folgenden wird kurz aufgeführt, womit bezüglich Naturgefahren an der Rigi-Nordlehne gerechnet werden muss.

Schneebewegungen: Aufgrund der klimatischen Verhältnissen und der Höhenlage ist an der Rigi in einzelnen Wintern mit grossen (Nass-)Schneemengen zu rechnen (Hug 2005). Die Problematik der Schneebewegungen hat an der Rigi-Nordlehne drei Aspekte:

- a) In einzelnen Gerinnen können Lawinen bis nahe an das Schadenpotential hinunter kommen. Lawenniedergänge, die bis in die Nähe der Bahnlinie reichten, wurden für den Witschrandbach und den hinteren Rütelibach verzeichnet (SBB 2006). Im Fischstrattenbach und dem Langweidbach können in schneereichen Wintern ebenfalls grössere Lawinen auftreten (Hug 2005). Im Rahmen dieser Arbeit kann Gefährdung der Bahnlinie durch Lawinen in den Gerinnen aber nicht quantifiziert werden, weshalb auf eine genauere Untersuchung dieses Aspektes verzichtet wird.
- b) Im Bereich der oberen Waldgrenze können durch alters- und sturmbedingte Ausfälle von Waldbäumen neue Anrissgebiete entstehen, welche Schäden an darunter liegenden Beständen zur Folge haben können (Hug 2005).
- c) Die Verjüngung wird durch Schneegleiten vor allem im Bereich der oberen Waldgrenze und in Waldgesellschaften mit grasigem Aspekt (18v, 18w) erheblich erschwert.

Rutschung / Hangmuren / Murgang: Mit Hangmuren, welche bis zum obersten Schadenpotential (Bahnlinie) gelangen, ist hauptsächlich aus den Hängen unterhalb 700m ü.M. zu rechnen. Für den Bahnbetrieb besonders gefährlich können diese sein, wenn sie grössere Blöcke mittragen. Rutschungen und Hangmuren im oberen Bereich stellen kaum eine direkte Gefährdung dar, da sie meistens von selbst oberhalb der Bahnlinie zum Stillstand kommen. Hangmuren und Rutschungen stellen an der Rigi-Nordlehne aber insofern eine grosse Gefährdung dar, als sie häufig in ein Gerinne münden, dort zum Stillstand kommen, und damit zur Bereitstellung von Murganggeschiebe beitragen. Tatsächlich wird an der Rigi-Nordlehne auf Grund der Geologie relativ wenig Geschiebe aus den Gerinnen selbst mobilisiert; der grösste Teil des Geschiebes entsteht durch Rutschungen in die Gerinne (Imhof 2007). Die Rutschungsaktivität wird durch Wechsellagerung mit Mergelschichten und durch die ton- und siltreichen Böden mit gehemmter Wasserdurchlässigkeit erhöht. Vielerorts wird sie jedoch infolge allgemein günstiger, hangeinwärts fallender Schichtung der Gesteinsserien bedeutend abgeschwächt (Hug 2005).

Eine grosse Bedeutung haben Murgänge: in den letzten 120 Jahren haben verschiedene Murgangereignisse die Bahnlinie erreicht und zu Betriebsunterbrüchen geführt (SBB 2006).

Steinschlag: Obwohl Steinschlag in dieser Arbeit von Beginn weg nicht in Bezug auf die Gefährdung des Schadenpotentials betrachtet wird (siehe Kapitel 3.2), wird hier kurz auf diesen Prozess eingegangen, da er für die Umsetzung von Schutzmassnahmen eine grosse Rolle spielt.

Der Prozess Steinschlag ist auf Grund der geologischen Eigenschaften über weite Gebiete der Rigi-Nordlehne relevant: die Nagelfluhschichten neigen aufgrund der Klüftigkeit und wegen der häufigen Untergrabung der darunter liegenden Mergelschichten durch Erosion zur Ablösung von Stein- und Blockschlagmaterial (Hug 2005). In der Vergangenheit mussten denn auch zahlreiche Ereignisse verzeichnet werden, bei welchen Steine bis zum Bahngleise gelangten (SBB 2006). Um die Sicherheit des Bahnverkehrs zu gewährleisten resp. das Risiko von Unfällen wegen Steinen auf dem Geleise gering zu halten, mussten oberhalb der Bahnlinie an verschiedenen Stellen Steinschlagschutznetze erstellt werden.

5.2 Schadenpotential und Schutzbauten

5.2.1 Schadenpotential

Das Schadenpotential ist durch folgende Infrastrukturanlagen gegeben (Geo7 1994):

- die Bahnlinie der SBB zwischen Immensee und Arth (Strecke Luzern-Gotthard)

- die Autobahn N4
- die Kantonsstrasse und wichtige Verbindungsstrassen
- Gebäude (Wohn- und Landwirtschaftsgebäude)
- die Masten von wichtigen Energieübertragungsleitungen (insbesondere die Hochspannungsleitung der Zentralschweizerischen Kraftwerke CKW).

Dabei ist die Bahnlinie auf weiten Strecken das oberste Gefährdungspotential und bildet gleichzeitig durch die Trassierung eine Ablagerungsmöglichkeit, weshalb die unterliegenden Objekte bereits bedeutend weniger stark gefährdet sind. Schutzbauten müssen deshalb in den meisten Fällen auf die Bahnlinie ausgerichtet werden. In dieser Arbeit wird deshalb im Folgenden nur noch von der Bahnlinie als zu schützendem Objekt gesprochen, obwohl damit das gesamte Schadenpotential gemeint ist.

5.2.2 Schutzbauten

5.2.2.1 Bestehende Bauten

Auf Grund des äusserst steilen Geländes und den damit verbundenen Schwierigkeiten bei Schutzbauten in der Fläche und in den Gerinnen wurde bisher bis auf einige Ausnahmen die Strategie verfolgt, dort wo es möglich ist, Schutzbauten zuunterst, direkt oberhalb des Schadenpotentials zu errichten.

So existieren zur Kontrolle von Murgängen verschiedene grosse Geschiebesammler und Geschiebesperren, welche die Feststoffe zurückhalten und den flüssigen Anteil des Geschiebes durchlassen sollen (siehe Abb. 5-1). Damit wird einerseits verhindert, dass die gefährlichen Feststoffe auf die Bahnlinie gelangen, und andererseits wird der Gefahr einer Überforderung des Bauwerks durch grosse Wassermassen vorgebeugt. In einzelnen Gerinnen wurde im unteren Teil die Sohle stabilisiert, um weitere Erosion zu verhindern (z.B. Ghürschbach). Das grosse Problem bei all diesen Massnahmen ist der Platz: auf Grund des steilen Geländes hat es an vielen Stellen oberhalb der Bahnlinie zuwenig Platz, um einen Geschiebesammler zu erstellen.



Abb. 5-1: Geschieberückhaltebau oberhalb der SBB-Linie Immensee-Arth

Gegen Steinschlag wurden an verschiedenen Stellen Steinschlagnetze direkt oberhalb der Bahnlinie erstellt.

Da im Rahmen dieser Arbeit auf eine Abschätzung der Kosten für Schutzbauten gegen Murgang und Steinschlag verzichtet wurde (siehe Kapitel 3.2), wird hier auch auf eine genaue Aufzählung der existierenden Schutzbauten verzichtet. Ein wichtiger Aspekt der Schutzbauten im Hinblick auf diese

Arbeit ist aber das oben erwähnte Platzproblem: sollte die Schutzwirkung des Waldes in den kommenden Jahrzehnten stark abnehmen, wird es nicht möglich sein, genügend grosse Schutzbauten oberhalb der Bahnlinie zu erstellen, da es dort keinen Platz hat für z.B. grosse Geschiebesammler²³. Dementsprechend käme bei einer massiven Reduktion der Schutzwirkung des Waldes entweder eine äusserst kostenintensive und mit grossen Risiken verbundene Verbauung in der Fläche und den Gerinnen oder ein ebenfalls kostenintensiver Tunnelbau in Frage. Aus ökonomischer Sicht ist es deshalb äusserst wünschenswert, die Schutzwirkung des Waldes zu erhalten.

5.2.2.2 In Frage kommende technische Schutzmassnahmen

Prozess Lawinen/Gleitschnee

Grundsätzlich gibt es zwei Möglichkeiten zur **Verhinderung von Lawinenanrissen**:

- a) Temporärer Verbau mit Holzschneerechen resp. –brücken (wobei diese Varianten im Folgenden nicht weiter unterschieden werden), um die Schutzwirkung der alten Bäume zu ersetzen, bis der Jungwuchs die Schutzfunktion wieder übernehmen kann
- b) Permanenter Verbau mit Stahlschneerechen, um die Schutzwirkung des Waldes mittelfristig zu ersetzen.

Kann auf Grund der standörtlichen und klimatischen Verhältnisse davon ausgegangen werden, dass innerhalb von 30-50 Jahren wieder ein schutzwirksamer Waldbestand zu erreichen ist, kommen temporäre Holzverbauvarianten zum Einsatz, um einerseits Kosten zu sparen, und andererseits die spätere Waldpflege nicht zu erschweren bzw. zu verunmöglichen (Leuenberger 1996). Da die Bestände an der Waldgrenze relativ offen sind, erhält die Verjüngung genügend Licht. Zudem liegt die Waldgrenze mit ungefähr 1500m ü. M. an der Rigi-Nordlehne relativ tief, und es kann davon ausgegangen werden, dass innerhalb von 30-50 Jahren eine gegen Lawinenanrisse schutzwirksame Bestockung erreicht werden kann.

Da sich die entstehenden nicht schutzwirksamen Stellen ja eindeutig auf waldfähigen Standorten befinden (sonst hätte es dort auch heute keinen Wald!), kommt permanenter Verbau auch unter Überlegungen des Nachhaltigkeitsprinzips nicht in Frage. Im Weiteren wird deshalb nur untersucht, ob ein **temporärer Stützverbau** der als nicht schutzwirksam ausgeschiedenen Stellen grundsätzlich möglich wäre oder nicht.

Zur **Verhinderung von Gleitschnees Schäden** an der Verjüngung gibt es gemäss Leuenberger (2003) die Möglichkeit von Bermen, Pfählung und Dreibeinböcken. Bermen kommen auf Grund der beträchtlichen Erosionsanfälligkeit des Gebietes nicht in Frage. Pfählung ist durch die geringe Bodenmächtigkeit an der Rigi ebenfalls keine realistische Alternative. Als einzige grundsätzlich mögliche Massnahme gegen Gleitschnee kommen deshalb **Dreibeinböcke** in Frage.

In steinschlaggefährdeten Gebieten können, resp. müssen grössere Lawinenverbauungen durch Steinschlagnetze geschützt werden, resp. die oberste Werkreihe soll in Form von **Schneenetzen** verwirklicht werden (Leuenberger 2003). Damit sich diese Investition lohnt, müssen im Schutz der Netze mindestens drei weitere Werkreihen nötig sein.

Flächen, die einen ungenügenden Deckungsgrad aufweisen, können lediglich im Rahmen der normalen waldbaulichen Eingriffe behandelt werden. Eine Ergänzung des Jungwuchses durch Pflanzung wird als nicht praktikabel beurteilt. Unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ kann allerdings die Naturverjüngung vor Wildverbiss geschützt werden; dies müsste allerdings hauptsächlich mit chemischem Verbisschutz erfolgen.

Prozess Rutschungen

Der Prozess von Hangrutschungen wird vor allem in Böschungen und direkt ober- oder unterhalb eines Schadenpotentials in Form von Böschungsstabilisierungsmassnahmen wie Hangroste oder andere technische Mittel angewendet. In den letzten Jahren haben auch ingenieurbiologische Massnahmen immer mehr an Bedeutung gewonnen.

²³ mündliche Mitteilung Monika Frehner, Begehung vom 3. Dezember 2008

In der vorliegenden Arbeit geht es aber nicht darum, Rutschungen im Einflussbereich auf ein Schadenspotential (solche kommen im Bereich der Bahnlinie ebenfalls vor) zu behandeln, sondern es geht darum, Massnahmen auf Rutschflächen zu ergreifen, die auf Grund des ungenügenden Waldzustandes zu einem Problem wurden (oder werden). Bei der Bekämpfung dieses Problems muss das oberste Ziel sein, den Waldzustand zu verbessern und in einen schutzwirksamen Zustand zu bringen. Grossflächige Verbauprojekte (z.B. mit Hangrosten) sind für diese Fälle nicht praktikabel und die sehr hohen Kosten dafür können nicht gerechtfertigt werden.

Deshalb werden in dieser Arbeit nur waldbauliche Massnahmen berücksichtigt, die darauf abzielen, die Bestockung einer Blösse zu beschleunigen und gegebenenfalls vor Wildverbiss zu schützen. Dazu kommt die Pflanzung in Frage so wie eine Reihe von Verbissschutzmassnahmen, auf welche gleich im Anschluss eingegangen wird.

Pflanzung: Zur Beschleunigung der Wiederbewaldung einer Blösse gibt es in erster Linie die Pflanzung. Eine solche kann entweder flächig oder in Nestern erfolgen. Die Nesterpflanzung hat einerseits den Vorteil, dass Kosten eingespart werden können, und andererseits, dass bereits eine gewisse Strukturierung erreicht wird. Sind bereits Jungwuchsansätze vorhanden, können diese mit Pflanzungen ergänzt werden.

Welche Pflanzen gewählt werden, hängt in erster Linie vom Untergrund und den Anwuchsbedingungen ab. Ist mit erschwerten Anwuchsbedingungen zu rechnen, ist mit Vorteil mit Topfpflanzen zu arbeiten, da diese bereits eine Art Starthilfe in Form des Wurzelballens mitbringen. Im Gegensatz zu den Nacktwurzeln, welche im ersten Jahr oft mit einem Pflanzschock und somit reduziertem Wachstum auf die neuen Bedingungen reagieren, weisen die Topfpflanzen bessere Anwuchsergebnisse auf, insbesondere in schwierigem Gelände (Forstgarten-Rodels 2008). Topfpflanzen sind aber auch mit höheren Kosten verbunden: die Anschaffungskosten und vor allem auch die Transportkosten sind höher, da der Transport nicht selten mit dem Helikopter erfolgen muss.

Die Annahmen, welche für die vorliegende Arbeit getroffen werden, sind in Kapitel 4.4.1 hergeleitet.

Verbissschutz: Können sich Waldbestände auf Grund von zu hohem Verbissdruck natürlich nicht verjüngen, gibt es auf der forstlichen Seite verschiedene Möglichkeit von Verjüngungsschutz. Zur Anwendung kommen flächig wirkende Massnahmen und Einzelschutzmassnahmen. Bei den Einzelschutzmassnahmen wird zwischen mechanischen und chemischen Massnahmen unterschieden. Solche Massnahmen sind allerdings zur Schadensabwehr nur beschränkt tauglich; insbesondere bei hoher Wilddichte, in schneereichen Gegenden und schwer zugänglichen oder steinschlaggefährdeten Gebirgslagen können sie nicht oder nur beschränkt angewendet werden (Grub et al. 2002).

Im Folgenden werden kurz die gängigen Schadenverhütungsmassnahmen vorgestellt und deren Vor- und Nachteile aufgezeigt.

Wildschutzzaun

Unter Wildschutzzäunen versteht man Zäune aus Drahtgeflecht von 1.2 bis 1.8m Höhe (Grub *et al.* 2002). Empfohlen wird, pro Zaun eine Fläche von höchstens 0.5ha einzuzäunen, da die Schutzwirkung bei grösseren Flächen abnimmt (Eiberle 1970). Die Verjüngung ist innerhalb des Zaunes – sofern er wilddicht gehalten werden kann – am wirksamsten gegen Wildverbiss im Sommer und Winter geschützt, und es kann sowohl mit künstlicher wie auch mit natürlicher Verjüngung gearbeitet werden. In der Praxis erweist es sich allerdings immer wieder als Problem, Wildschutzzäune wilddicht zu halten.

Weitere Probleme sind (Grub *et al.* 2002):

- durch die Errichtung von Zäunen wird der Wilddruck auf den andern Flächen erhöht
- der Wald wird „verdrahtet“, d.h. es besteht Verletzungsgefahr für Wildtiere
- ein rechtzeitiger Abbau der überflüssige Zäune ist erforderlich
- Bei regelmässig hoher Schneelage und sehr steilem Gelände sind Zäune auf Grund von Schneegleiten oft nicht anwendbar.

Die Wirksamkeit von Wildschutzzäunen wird durch zeitweise Unterbrechungen des Zauns besonders stark heruntergesetzt. Solche können zum Beispiel durch Steinschlag verursacht werden, wie die Erfahrungen an der Rigi-Nordlehne zeigen²⁴. Auch ohne Unterbrechungen können Wildschutzzäune

²⁴ mündliche Mitteilung Max Kläy, SBB, 20. November 2008

bei hohen Schneelagen von Tieren (insbesondere Gämsen) übersprungen werden, wobei die aus dem Schnee herausragenden Pflanzen verbissen werden (Bugmann und Fritsche 2006).

Drahtkorb

Drahtkörbe werden als Einzelschutz um eine Jungpflanze erstellt und mit 1-3 Pfählen verankert. Es werden Höhen von 1m bis 1.8m (abhängig von der Tierart) empfohlen (Grub *et al.* 2002). Dies wirkt im Allgemeinen zuverlässig gegen Sommer- und Winterverbiss; allerdings nur, bis die Pflanze dem Drahtkorb entwachsen ist. Dies kann bei regelmässig hohen Schneelagen nicht ausreichen, da die Tiere auf der Schneedecke die Pflanzen trotz eigentlich genug hohem Zaun immer noch erreichen können (Bugmann und Fritsche 2006). Die Pflanzen ausserhalb des Drahtkorbes stehen dem Wild trotzdem zur Verfügung, im Gegensatz zu den Wildschutzzäunen, welche dem Wild nebst den schützenswerten Pflanzen auch alle andern Pflanzen auf der eingezäunten Fläche entziehen. Drahtkörbe müssen nach gegebener Zeit wieder abgebaut werden, sonst besteht die Gefahr, dass das Drahtgeflecht in den Stamm des jungen Baumes einwächst. Ein weiterer Nachteil kann in schneereichen Gebieten sein, dass die Drahtkörbe durch den Schneedruck resp. Schneegleiten umgedrückt werden und somit der Schutz entfällt. Ausserdem kann dabei die junge Pflanze beschädigt werden (Teusan 1983).

Pflanzenschutzhüllen aus selbst zersetzendem Kunststoff (z.B. DOK-Schutz)

Die Schutzhüllen aus selbst zersetzendem Kunststoff werden in der Regel mit einem Pfahl um die Pflanze befestigt und schützen während ca. 5 Jahren zuverlässig gegen Verbiss. Die Vorteile dieser Methode sind, dass

- Sich die Hülle selbst zersetzt und sich somit Aufräumarbeiten erübrigen
- Sich für die Pflanzen innerhalb der Hülle ein günstiges Mikroklima ergibt
- Der Rest der Fläche dem Wild als Äsungsfläche erhalten bleibt (Grub *et al.* 2002).

Der grosse Nachteil dieser Pflanzenschutzhüllen ist die ungenügende Stabilität in steilen, schneereichen Lagen; in solchen Gebieten ist deren Anwendung nicht praktikabel. Diese Variante wurde deshalb für diese Arbeit nicht berücksichtigt.

Chemischer Einzelschutz

Zur Bekämpfung von Wildverbiss werden gefährdete Knospen und die verholzten Triebe von jungen Forstpflanzen mit chemischen Verbisschutzmitteln behandelt. Die Mittel müssen an trockenen, frostfreien Tagen im Herbst ausgebracht werden. Bei richtiger Anwendung und mässigem Wilddruck schützen die erhältlichen Mittel ziemlich zuverlässig gegen Winterverbiss und stellen gleichzeitig die nicht behandelten Pflanzen dem Wild als Äsung zur Verfügung.

Die Nachteile dieser Methode sind

- bei hohem Verbissdruck werden auch die behandelten Pflanzen verbissen;
- bei zu hoher Dosierung der Mittel können die behandelten Pflanzen beschädigt oder im Wachstum reduziert werden;
- der Schutz der Pflanze muss jährlich zur richtigen Zeit wiederholt werden (Grub *et al.* 2002);
- in schwierigem begehbarem Gelände ist es kaum möglich, die Mittel anzubringen.

Eine konsequente Umsetzung von chemischem Verbisschutz auf grossen Flächen ist ausserdem in der Praxis sehr schwierig und mit hohem zeitlichen und personellen Aufwand verbunden, wie Erfahrungen aus der Praxis zeigen.

Welche Massnahmen für diese Arbeit einberechnet wurden, ist in Kapitel 4.3.1.4 aufgeführt.

5.3 Schutzwald

Die Angaben zum Schutzwald an der Rigi-Nordlehne stammen hauptsächlich aus dem Betriebsplan der SBB für das Gebiet Rigi (Hug 2005).

5.3.1 Charakteristika

Der Wald an der Rigi-Nordlehne reicht von 460 m ü. M. bis zur Waldgrenze bei ca. 1500 m ü. M. Der untere Teil ist hauptsächlich mit Buchenwaldgesellschaften bestockt (ca. 270ha), der obere Teil ab ca. 900m ist der Tannen-Buchenwaldstufe zuzuordnen (ca. 190ha) (siehe Abb. 5-2). Der Wald ist, vor allem im oberen Bereich, stark mit Felsen durchsetzt. Die Hauptexposition der Nordlehne ist – verständlicherweise - Nord, wobei das Gelände durch zahlreiche Gerinne kleinräumig sehr stark strukturiert ist. Ungefähr 86 Prozent der Waldungen weisen eine höhere Neigung als 50 Prozent auf. Die durchschnittliche Hangneigung liegt zwischen 60 und 80 Prozent (Hug 2005).

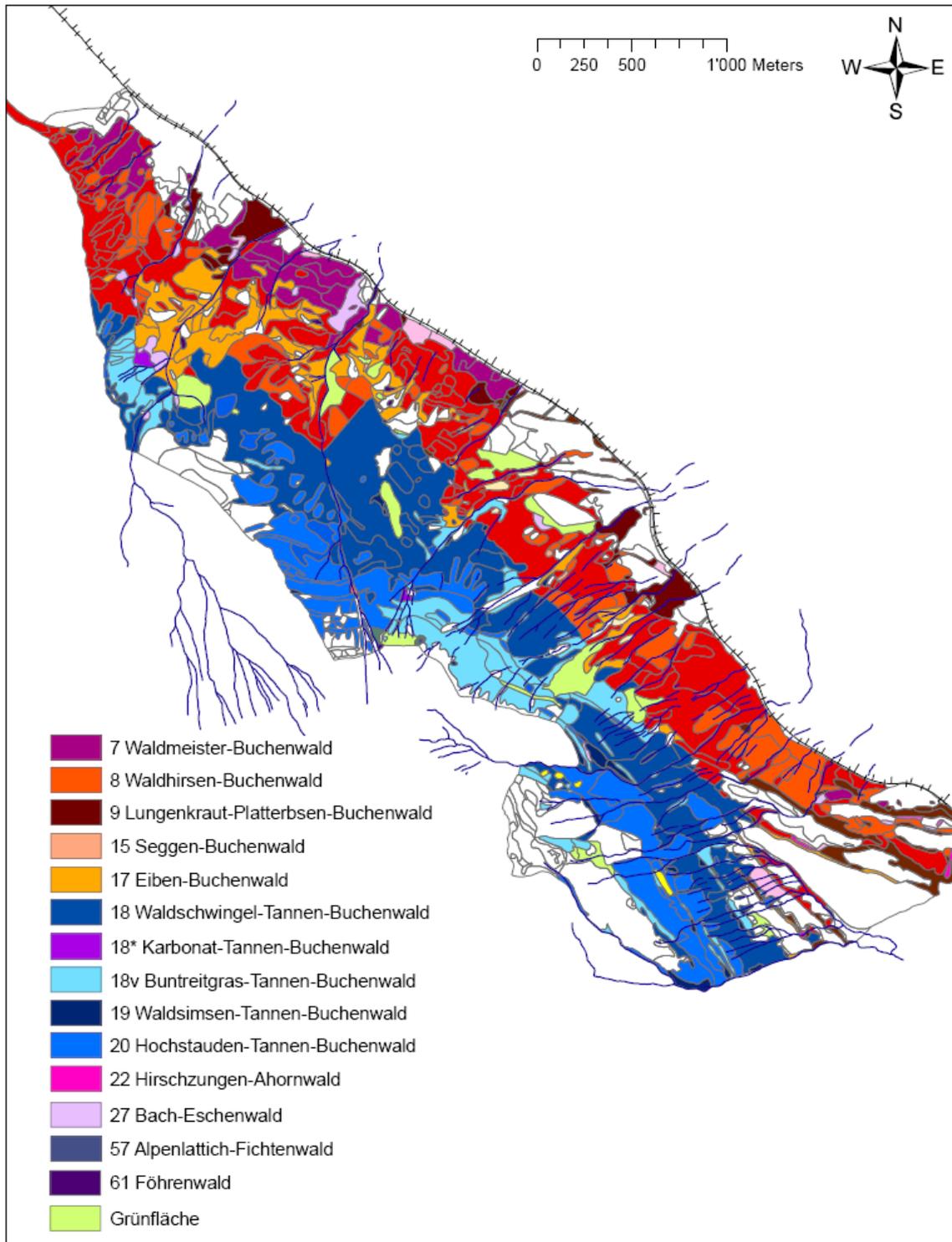


Abb. 5-2: Waldstandortkarte der Rigi-Nordlehne (Quelle: Waldstandortkartierung, SBB (vergl. Tab. 4-2))

5.3.2 Schutzfunktion

Für die Ermittlung der Waldfunktionen, das Aufdecken von Konflikten und für die Festlegung der übergeordneten Ziele bei der Waldbewirtschaftung wurden 2002 die regionalen Waldpläne (RWP) Arth und Küssnacht ausgearbeitet. Darin wurden die sechs Waldfunktionen Schutzfunktion, besondere Schutzfunktion, Holzproduktion, Natur- und Landschaftsschutz, Erholung und Grundwasserschutz untersucht. *Schutzfunktion* wurde damals leistungsfähigen Schutzwäldern zugeordnet, bei welchen nur geringes Schadenpotential vorhanden ist; eine *besondere Schutzfunktion* haben Wälder zu erfüllen, welche direkt erhebliches Schadenpotential schützen. Die Bestände können gleichzeitig verschiedene Funktionen erfüllen, wobei jeweils eine Vorrangfunktion bestimmt wird. Die besondere Schutzfunktion und der Grundwasserschutz sind Funktionen, die den anderen Funktionen überlagert sind (Hug 2005).

Die Unterscheidung zwischen Schutzwald und besonderem Schutzwald wird heute nicht mehr gemacht; die Ausscheidung von Schutzwäldern nach schweizweit einheitlichen Kriterien im Rahmen des Projektes Silvaproject war zur Zeit, zu der diese Arbeit verfasst wurde, im Gang (Giamboni 2008).

Bei der gesamten Waldfläche im Perimeter der Pro Silva Rigi Nord handelt es sich um Wald mit besonderer Schutzfunktion gemäss der Einteilung im Regionalen Waldentwicklungsplan (Hug 2005). Die Verteilung der Waldfunktionen für die SBB-Waldungen im Untersuchungsperimeter ist aus Tab. 5-1 ersichtlich.

Tab. 5-1: Waldfunktionen an der Rigi-Nordlehne (Quelle: Hug 2005).

Vorrang-/ Doppelfunktion	Fläche (ha)	Anteil (%)
Schutz vor Naturgefahren	447	90
Schutz vor Naturgefahren und Natur- und Landschaftsschutz	43	8.5
Schutz vor Naturgefahren und Holzproduktion	8	1.5
Überlagerte Funktion		
Besondere Schutzfunktion	498	100
davon Grundwasserschutzzonen	27	5
Total	498	100

5.3.3 Bestockung

Vorrat: Zur Vorratsentwicklungen bestehen für die Waldungen der SBB Daten seit 1925: die Bestände wurden in den Jahren 1925, 1936 und 1950 vollkluppiert, 1974/75, 1984, 1994 und 2004 fanden Stichprobenerhebungen statt. Daraus kann die Vorratsentwicklung an der Rigi-Nordlehne zwischen 1925 und 2004 abgeleitet werden (siehe Abb. 5-3).

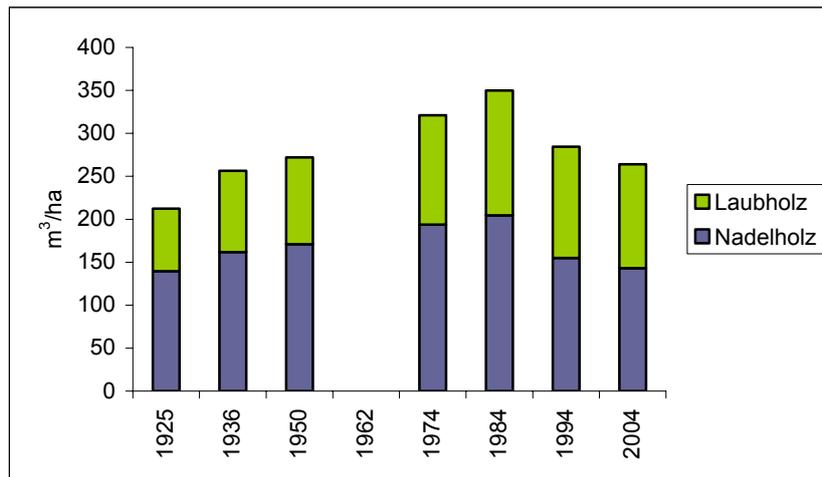


Abb. 5-3: Entwicklung des Vorrats in m³/ha an der Rigi-Nordlehne von 1925 bis 2004 (Quelle: Hug 2005; angepasst).

Zwischen 1925 und 1984 stieg der Vorrat an der Rigi-Nordlehne von 212 auf 350 m³/ha an. Zwischen 1984 und 2004 sank dieser danach wieder auf 264 m³/ha. Eine Ursache der starken Abnahme des Vorrates in dieser Periode ist der Hagelsturm von 1992, welcher 73 ha Schadflächen verursachte.

Das Verhältnis von Nadelholz zu Laubholz hat sich zwischen 1925 und 2004 immer mehr angeglichen. Seit 1980 wird gemäss den natürlichen Vegetationsgesellschaften der Laubholzanteil bewusst gefördert (Hug 2005).

Entwicklungsstufen: Abb. 5-4 zeigt für die Rigi-Nordlehne den Anteil der Entwicklungsstufen in Prozent der Waldfläche von 1974 bis 2004.

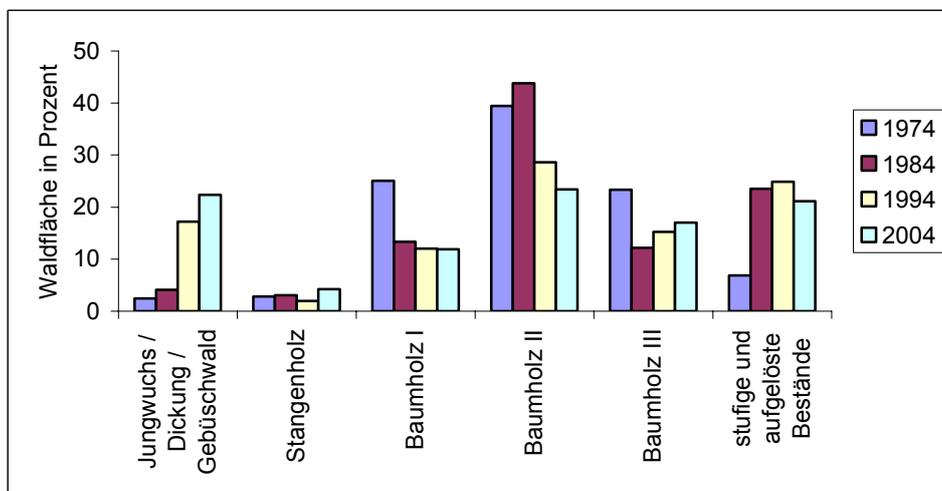


Abb. 5-4: Anteil Entwicklungsstufen in Prozent der Fläche an der Rigi Nordlehne für die Jahre 1974 bis 2004.

Auffallend ist der geringe Anteil an Jungwaldflächen in den Jahren 1974 und 1984. Jungwuchs, Dichtung und Gebüschwald machen 1974 nur 2 Prozent und 1984 nur 4 Prozent aus. Der Anteil an Jungwaldflächen nahm aber zwischen 1984 und 2004 markant zu und lag 2004 bei knapp einem Viertel der Gesamtwaldfläche. Dies ist eine Folge der grossen Zwangsnutzungen (Föhnsturm 1987, Hagelsturm 1992, Lothar 1999).

Die grossen Baumholz-Anteile sowie die jahrzehntelange Nutzung von lediglich 40 bis 60 Prozent des Zuwachses in den 1970er und 1980er Jahren lässt aus heutiger Sicht allzu defensive Waldverjüngung vermuten. Seither bis 2004 stieg der Jungwaldanteil stark an.

Der Anteil an stufigen und aufgelösten Beständen hat zwischen 1974 und 2004 zugenommen. Es wird vermutet, dass diese Zunahme auch mit Veränderungen der Bestandesansprache in Zusammenhang stehen könnte (Hug 2005).

Baumarten: Abb. 5-5 zeigt die Änderung der prozentualen Stammzahlverteilung der Hauptbaumarten zwischen 1925 und 2004 an der Rigi-Nordlehne.

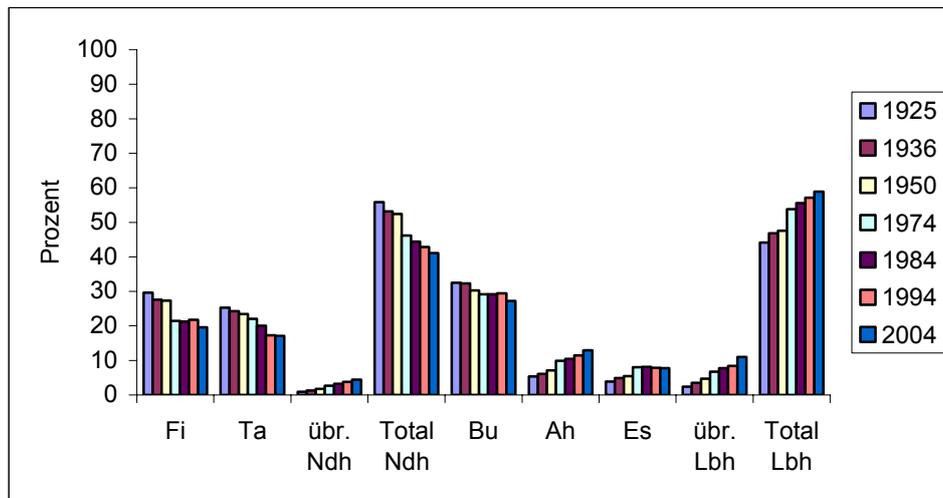


Abb. 5-5: Entwicklung der Hauptbaumarten an der Rigi-Nordlehne von 1925 bis 2004 (Quelle: Hug 2005).

Der prozentuale Anteil am Stammholz ist für das Nadelholz ist zwischen 1925 und 2004 zurückgegangen, der prozentuale Anteil an Laubholz hat zugenommen. Die starke Zunahme des Laubholzes ist wohl vor allem durch den Jungwald auf den Sturmschadenflächen zu erklären.

Der Anteil an Fichte hat zwischen 1925 und 2004 von 30% auf 20% abgenommen. Der Anteil an Tanne hat von 25% auf 17% abgenommen. Verbissbedingter Mangel an Tannenverjüngung seit 1940 hat auch zu dieser Abnahme beigetragen (Hug 2005). Der Anteil an Buche hat von 32% auf 27% abgenommen (Hug 2005).

Auffallend ist, dass der Anteil der beiden Hauptbaumarten Buche und Tanne abgenommen hat. Die Abnahme der Buche muss wohl teilweise mit fehlenden Samenbäumen begründet werden: es sind nur auf 48% der Fläche genügend Buchensamenbäume vorhanden. Tannensamenbäume sind praktisch überall genügend vorhanden (Frehner und Schwitter 2008). Aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung ist der Rückgang der Tanne und der Buche als negativ zu beurteilen, da diese beiden Hauptbaumarten mit ihrer hohen Schattentoleranz dringend gebraucht werden für eine effiziente Schutzwaldbewirtschaftung. In den im Untersuchungssperimeter hauptsächlich vertretenen Buchen- und Tannenbuchenwaldgesellschaften wird in NaiS ein Fichtenanteil von idealerweise 0% bis höchstens 20% gefordert (Frehner *et al.* 2005). Der Fichtenanteil lag bis 1994 über 20%; dies ist auf großflächige Fichtenaufforstungen zurückzuführen: noch zwischen 1970 und 1974 wurden 11'170 Fichten und nur gerade 400 Buchen gepflanzt.

5.3.4 Bisherige Holznutzung

Abb. 5-6 gibt einen Überblick über die Holznutzungen an der Rigi-Nordlehne (Normalnutzungen und Zwangsnutzungen) zwischen 1897 und 2004. Abb. 5-7 zeigt die Nutzungen an der Rigi-Nordlehne (Normalnutzungen und Zwangsnutzungen) detailliert für die Jahre 1984/85 bis 2005/06.

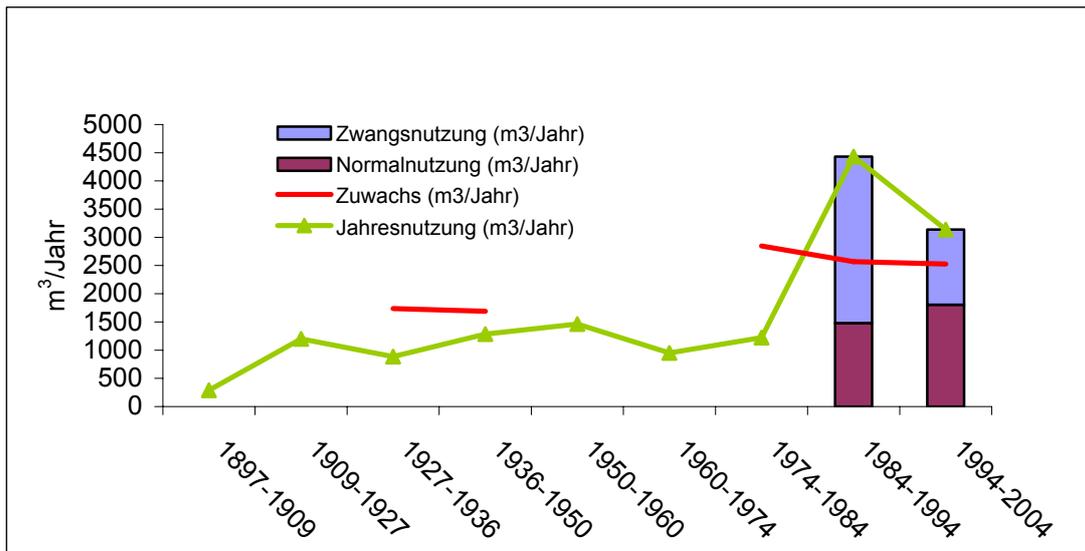


Abb. 5-6 Nutzungen an der Rigi-Nordlehne in m³/Jahr von 1897 bis 2004 (Hug 2005).

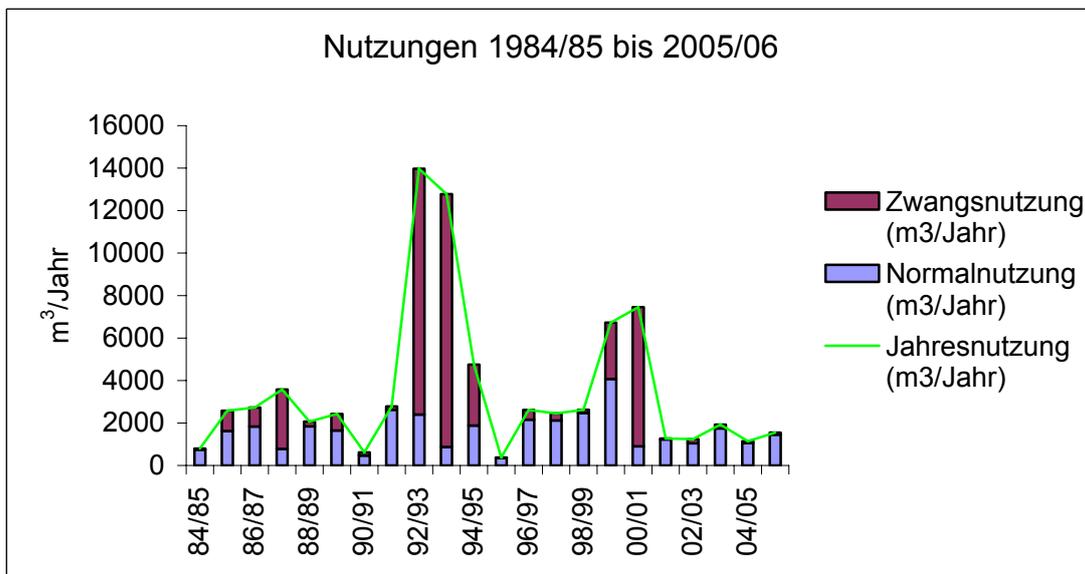


Abb. 5-7: Zwangsnutzung, Normalnutzung und Jahresnutzung an der Rigi-Nordlehne von 1984/85 bis 2005/06 (Hug 2005).

Aus den beiden Abbildungen ist ersichtlich, dass Bestände an der Rigi-Nordlehne mehrere Jahrzehnte lang (bis ca. 1984/85) stark unternutzt wurden; es wurde nur ca. 50 Prozent des Zuwachses geschlagen. Zwangsnutzungen gab es bis 1984/85 nur wenig.

5.3.5 Störungsregime an der Rigi-Nordlehne

Als Hauptverursacher von Störungen im heutigen Waldsystem an der Rigi-Nordlehne können Sturm und Buchdrucker genannt werden. Daher wird durch die heutige Waldbewirtschaftung u.a. angestrebt a) den Fichtenanteil zu reduzieren und b) auftretende Buchdruckerschäden zu bekämpfen und damit eine grossflächige Ausbreitung der Schädlinge zu verhindern. Sturmschäden können in Form von kleinflächigen Streuschäden auftreten, oder aber grössere Ausmasse annehmen, wie z.B. durch den Hagelsturm 1992 oder den Lothar 1999²⁵.

²⁵ Zur Häufigkeit und Intensität von zu erwartenden Sturmereignissen siehe Kapitel 4.3.1.3.

5.3.6 Verbissituation

Ab 1938 bestand oberhalb der Bahnlinie Immensee – Arth-Goldau ein Naturschutzgebiet mit Pflanzpflück- und Jagdverbot. Dieses wurde 1965 auf Antrag der SBB südwärts verschoben, da bereits damals erkannt wurde, dass starke Verbisschäden im Schutzwald auftraten. Danach sind die Wildschäden in den Buchenwaldgesellschaften merklich zurückgegangen. Im oberen Bereich blieb das Problem aber bestehen; die zu geringe Holznutzung, insbesondere die fehlende Förderung der Verjüngung, verschleierte jedoch die Verbissproblematik, da es sehr wenig Verjüngung hatte, an welcher die hohe Verbissintensität hätte festgestellt werden können. Die Waldbewirtschaftung orientierte sich an Vorratsäufnung und Stabilitätspflege. Verjüngungen wurden kaum angestrebt. Dass die Tannenverjüngung in der Tannen-Buchenwaldstufe seit Jahrzehnten fehlte, wurde erst in den 80-er Jahren erkannt und 1990 von Prof. Kurt Eiberle und Prof. Ernst Ott bestätigt (Hug 2005).

Aufgrund der ausgeprägten Wildschadenproblematik an der Rigi-Nordlehne werden in den letzten Jahren mit vergleichsweise beträchtlichem Aufwand die Wildschäden einerseits und die Dynamik der Wildpopulation andererseits untersucht.

Die Verjüngungskontrolle findet durch verschiedene Methoden statt. In Kontrollzäunen wird seit 1991 die Entwicklung der Verjüngung mit und ohne Wildverbiss unter verschiedenen Standortbedingungen beobachtet. Durch eine Detailbeobachtung der Tannenverjüngung wurde 2001 bis 2006 die Tannenverjüngung auf gezäunten und ungezäunten Flächen beobachtet. In Sämlingszäunen wurde ab 1995 die Entwicklung der Tannenverjüngung in der Ansamlungs- und Aufwuchsphase untersucht. 1994, 1995 und 2003 wurde der Verbiss auf zu verjüngenden Flächen in einem Stichprobenverfahren untersucht. 2008 wurde der Verbiss zum ersten Mal im Rahmen des kantonalen zweistufigen Stichprobenverfahrens auf der Indikatorfläche „Rigi-Nordlehne“ Stichproben erhoben. Die Aufwände für die Kontrolle des Verjüngungszustandes, Kontrollzäunen etc. wurden bisher von den SBB getragen. Dadurch entstanden, verbissbedingt, jährliche Kosten von ungefähr 75'000.- SFr²⁶.

Resultat all dieser Untersuchungen ist, dass in den letzten Jahren im Vergleich zu 1995 zwar leichte Verbesserungen erreicht werden konnten, die Tannenverjüngung im Perimeter aber weiterhin ab einer Höhe von 10cm praktisch vollständig ausfällt (Hug 2005):

- Gemäss der Auswertung der Stichprobenerhebung 2008 liegt die Verbissintensität für alle Baumarten 27%. Sie liegt bei der Buche insgesamt unter dem Grenzwert, bei Ahorn und Fichte in dessen Bereich und bei Esche (57% +/-13%) und Tanne (30% +/-16%) (der Grenzwert gemäss Eiberle beträgt 9%) darüber. Der Grenzwert wird für alle Baumarten auf einigen Stichproben überschritten, bei der Tanne auf mehr als der Hälfte aller Flächen (Rüegg 2008).
- Mit Hilfe von Kontrollzäunen wurde die Entwicklung der Verjüngung innerhalb und ausserhalb gezäunter Flächen untersucht. Die Auswertung der Entwicklung innerhalb und ausserhalb von Kontrollzäunen ergab, dass die Tanne im Anwuchs sowohl in gezäunten wie auch in ungezäunten Flächen vorhanden ist. Im Aufwuchs verschwindet diese aber in den ungezäunten Flächen vollständig, während sie in den gezäunten Flächen aufwachsen kann (Frehner und Schwitter 2008).
- In einer Detailbeobachtung der Tannenverjüngung wurde untersucht, weshalb die jungen Tannen absterben. Die Auswertung daraus ergab, dass die Tannenverjüngung innerhalb der gezäunten Flächen unabhängig von andern Faktoren günstiger verläuft als ausserhalb und die meisten der abgestorbenen Bäumchen starke Verbisspuren aufweisen (Frehner und Schwitter 2008).
- Die Verjüngungsbedingungen werden für die Tanne als gut beurteilt und es sind genügend Tannensamenbäume vorhanden. Tannen bis 10cm sind dementsprechend vorhanden, sie erreichen aber die Stufe des Anwuchses nicht. Das führt dazu, dass die gemäss NaiS geforderte Baumartenmischung auf keiner Jungswuchs-/Dickungsfläche erreicht wird.

Somit wird aufgezeigt, dass dringender Handlungsbedarf besteht, um die Anforderungen gemäss NaiS erfüllt werden kann.

²⁶ mündliche Mitteilung Max Kläy, 20 November 2008

5.3.7 Zusammenfassung: Diskussion des Waldzustandes hinsichtlich der Schutzwirkung

In Bezug auf die Schutzwirksamkeit ist es schwierig, die Klassierung „stufige und aufgelöste Bestände“ zu interpretieren; stufige Bestände sind aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung anzustreben, aufgelöste Bestände hingegen können insbesondere im Bereich der oberen Waldgrenze ein grosses Problem darstellen.

Die starke Unternutzung bis 1984 führte zu einem grossen Anteil an alten Beständen und dem damit verbundenen geringen Anteil an Jungwuchsflächen. Den Schutz gegen Naturgefahren, insbesondere gegen Steinschlag und Lawinen, vermochten diese alten Bestände sehr gut zu erbringen. Ein Problem bezüglich der Schutzwirkung entstand erst mit der (natürlichen) Verjüngung dieser gleichförmigen Bestände: Sturmereignisse führten zu grossflächigen Zusammenbrüchen, was die Verjüngung mit den standortheimischen Schattenbaumarten Tanne und Buche stark erschwerte. Dies hätte mit früheren und kontinuierlichen Verjüngungseinleitung mindestens teilweise verhindert werden können. Heute ist der Anteil an Jungwuchs- und Stangenholzflächen mit knapp 30% sehr hoch und die Schutzwirkung hat im Vergleich zu 1984 eindeutig abgenommen.

Vor allem im Hinblick auf die angestrebte Verjüngung unter Altholz ist der Rückgang der Buche und der verbissbedingte Ausfall der Tanne sehr problematisch. Es ist absehbar, dass bei gleich bleibenden Verhältnissen die Schutzwirkung weiter abnehmen wird (Frehner und Schwitter 2008).

5.4 Wild

Um das Verbissproblem zu lösen, sind profunde Kenntnisse der Wildtierpopulation nötig. Für die Erhebung von Wildtierpopulationsdaten wurden im Kanton Schwyz im Jahr 2006 Wildräume ausgeschieden, welche in Erfassungs- und Zählkreise aufgeteilt sind. Die gesamte Rigi bildet den Wildraum 2 und stellt somit einen kantonsübergreifenden Wildraum dar (Kantone Schwyz und Luzern).

Der Schwyzer Teil des Wildraums ist in 4 Erfassungskreise für die Abschussdaten (Abb. 5-9: Erfassungskreise für die Abschussdaten im Schwyzer Teil des Wildraums 2. (Quelle: digitalisiert aus Graf *et al.* (2008a))Abb. 5-9) und 15 Zählkreise für die Frühjahrszählungen aufgeteilt (siehe Abb. 5-8).

Die Frühjahrszählungen erfolgen jährlich dreimal im Frühjahr in den Zählkreisen und koordiniert mit dem Kanton Luzern durch die Jägerschaft. Die Abschussdaten werden in den Erfassungskreisen nach Geschlechter und Altersklasse getrennt erfasst.

Da der Schwyzer Teil des Wildraumes 2 in vier Erfassungskreise für die Abschussdaten und 15 Zählkreise für die Bestandeszählungen aufgeteilt ist und diese nicht mit dem Untersuchungsgebiet decken, existieren für diese Arbeit keine direkt verwendbaren Daten zur Wildtierpopulation. Solche müssen deshalb aus den Daten des Wildraumes und der Zähl- und Erfassungskreise abgeleitet werden. Die vorhandenen Daten zum Wildraum 2 sind in Graf *et al.* (2008a) ausführlich dargestellt; die Daten zu den Zählkreisen (Abschüsse und Zählungen) wurden von der Jagdverwaltung Schwyz freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Eine Übersicht über Populationskennzahlen ist in Tab. 5-2 zu finden.

Ebenfalls interessant sind die Ergebnisse der Lebensraumanalyse, die durch die Fachstelle Wildtier- und Landschaftsmanagement (WILMA) der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften für die einzelnen Wildräume des Kantons Schwyz erstellt wurde (Graf *et al.* 2003).

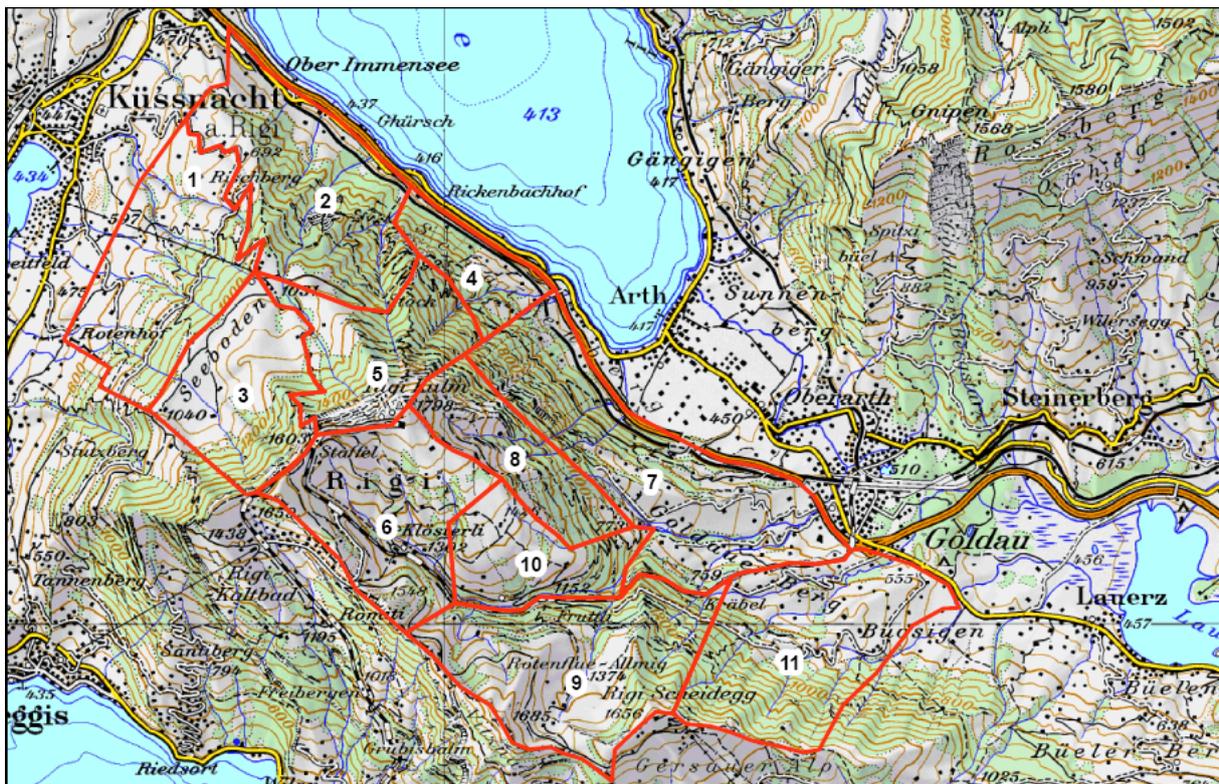


Abb. 5-8: Zählkreise 1-11 (von 15) im Wildraum 2. (Quelle: digitalisiert aus Übersichtsplan, Jagdverwaltung Schwyz)



Abb. 5-9: Erfassungskreise für die Abschussdaten im Schwyzer Teil des Wildraums 2. (Quelle: digitalisiert aus Graf et al. (2008a))

5.4.1 Abschussentwicklung

Seit 1998 liegen die Abschusszahlen für den Wildraum 2 konstant zwischen 75 und 100 Tieren pro Jahr (siehe Abb. 5-10). Der Anstieg von gut 50 Abschüssen im Jahr 1996 auf erstmals über 100 Tiere im Jahr 2007 erklärt sich durch die 1998 eingeführten Zusatzmarken, welche jährlich für die Rigi-Nordlehne und den Gersauerstock abgegeben werden. Aus der leichten Bestandeszunahme von 2002 bis 2006 kann gefolgert werden, dass mit der bisherigen Jagdpraxis im Wildraum 2 sicher nicht zu stark eingegriffen wurde. Oder anders ausgedrückt, es wurde damit sicher nicht mehr als der jährliche Zuwachs abgeschöpft (Graf et al. 2008a).

Die Erfassungskreise 101 und 102 für die Abschussdaten umfassen die gesamte Rigi-Nordlehne. Es kann deshalb ein Vergleich gemacht werden zwischen den Erfassungskreisen, welche die Rigi-Nordlehne enthalten (101+102), und den übrigen Erfassungskreisen (103+104). Die jährlichen Abschüsse für die Erfassungskreise 101+102 bewegten sich zwischen 51 und 18, der Durchschnitt liegt bei 31 (siehe Abb. 5-11). Dabei fällt auf, dass trotz der Abgabe von 20 Zusatzmarken für die Kreise 101+102 in den Kreisen 103+104 ausser in den Jahren 1998 und 2008 jeweils deutlich mehr Tiere geschossen wurden, obwohl auf Grund der Verteilung des Lebensraumpotentials damit gerechnet werden müsste, dass sich in den Kreisen 101+102 deutlich mehr Tiere aufhalten als in den Kreisen 103+104.

5.4.2 Bestandsschätzung für den Wildraum 2

Der Gämsbestand des Wildraums 2, welcher sich zu 75% im Kanton Schwyz und zu 25% im Kanton Luzern befindet, wird seit 1996 jährlich dreimal (Anfangs März, April und Mai) durch koordinierte, d.h. im ganzen Gebiet am selben Tag stattfindenden Zählungen erhoben. Diese ergaben von 1996 bis 2002 eine Abnahme auf knapp 100 und seither wieder eine Zunahme auf knapp 150 Tiere im Wildraum 2 (siehe Abb. 5-10). Der Zählwert aus dem Jahr 2007 muss allerdings mit Vorsicht interpretiert werden, da in diesem Jahr ausserordentliche Zählbedingungen herrschten (Graf et al. 2008a). Der mittelfristige Trend der Bestandesentwicklung scheint somit auf eine leichte Zunahme des Bestandes in den letzten 6 Jahren hinzuweisen.

Da das Mittel der Abschüsse der letzten zehn Jahre bei ca. 70% der Zählresultate liegt, den Gämsen aber lediglich eine nachhaltig jagdliche Zuwachsrate von ca. 20 – 25% des Frühjahrsbestandes

zugeordnet wird (Nigg 2005; Graf *et al.* 2008a) und der Bestand auf Grund der Zählungen leicht zuzunehmen scheint, muss davon ausgegangen werden, dass der tatsächliche Bestand um einiges höher liegen muss als der aus den Zählungen hervorgegangene.

Geht man von einer nachhaltigen Entnahme von 25% aus (was angesichts des hohen Bock- und Jährlingsanteils auch durchaus realistisch sein dürfte), ergibt dies bei 75 bis 100 jährliche geschossenen Tieren einen geschätzten Gesamtbestand von 300 bis 400 Tieren (Graf *et al.* 2008a).

Dadurch kann eine Aussage gemacht werden über die Verteilung der Gämsen bezüglich der Süd- und Nordseite der Rigi: die

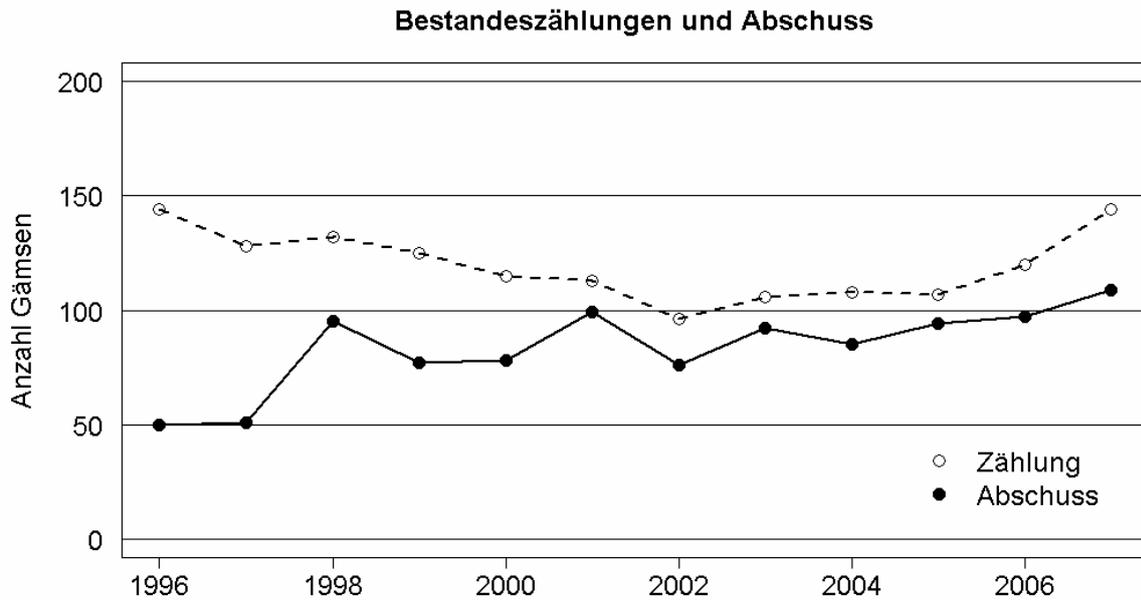


Abb. 5-10: Entwicklung der Bestandeszählungen und Abschüsse im Wildraum 2 (Kanton Schwyz und Luzern) der Gämsen von 1996 bis 2007 (Quelle: Graf *et al.* 2008a).

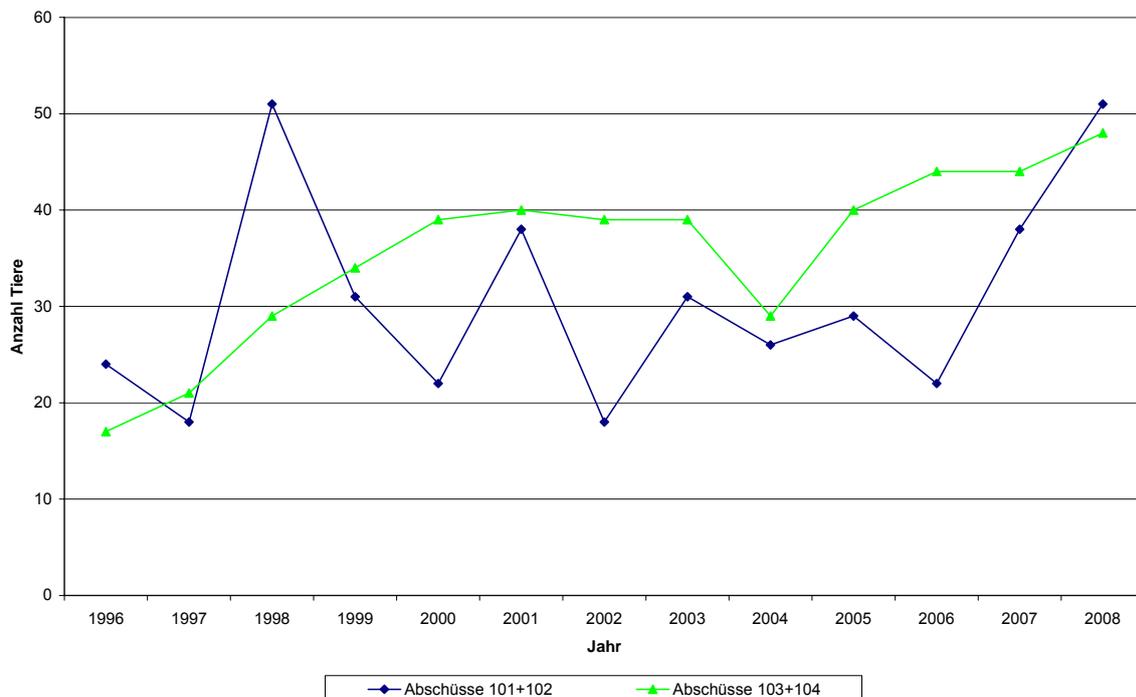


Abb. 5-11: Abschüsse in den Zählkreisen 101+102 und 103+104 (Quelle: Jagddatenbank 2009, eigene Abbildung). Der durchschnittliche Abschuss in den Zählkreisen 101+102, welche die Rigi-Nordlehne umfassen, liegt bei 31 Tieren pro Jahr.

Tab. 5-2: Übersicht über die wichtigsten Parameter aus den Bestandsschätzungen (Graf *et al.* 2008a)

	Wildraum 2	Anteil des Wildraums 2 im Kanton Schwyz
Aufgrund der Zählungen geschätzter Bestand	100 – 145, Ø 120	63 – 100, Ø 79
Aufgrund der Abschusszahlen geschätzter Bestand	300 – 400 Stk.	160 – 324
Abschuss	75 – 100, Ø 83	40 – 81, Ø 64
Durchschnittlicher Anteil Geissen am Gesamtabschuss	44%	
Durchschnittlicher Anteil Jährlinge am Gesamtabschuss	40%	

5.4.3 Aufteilung der Jagdstrecke in Klassen

Von besonderem Interesse bei den Abschüssen sind die Anteile an Geissen und Jährlingen. Das Mittel über die letzten 10 Jahre liegt für die adulten Geissen bei 44% (35-50%). Der Anteil Jährlinge am Gesamtabschuss nahm von 20% (1997) auf ca. 50% (2007) zu (siehe Abb. 5-12). Die Zielvorgabe ist ein Geschlechterverhältnis sowohl bei den Adult- wie auch bei den Jungtieren von 1:1 und ein Anteil an Jungtieren von 25-35% (BAFU 2008a). Langfristig wurde also der Anteil der Jungtiere erfüllt, das Geschlechterverhältnis mit 1: 0.88 allerdings nicht. Das heisst, im Wildraum 2 dürfte insgesamt der Geissanteil höher sein als der Bockanteil.

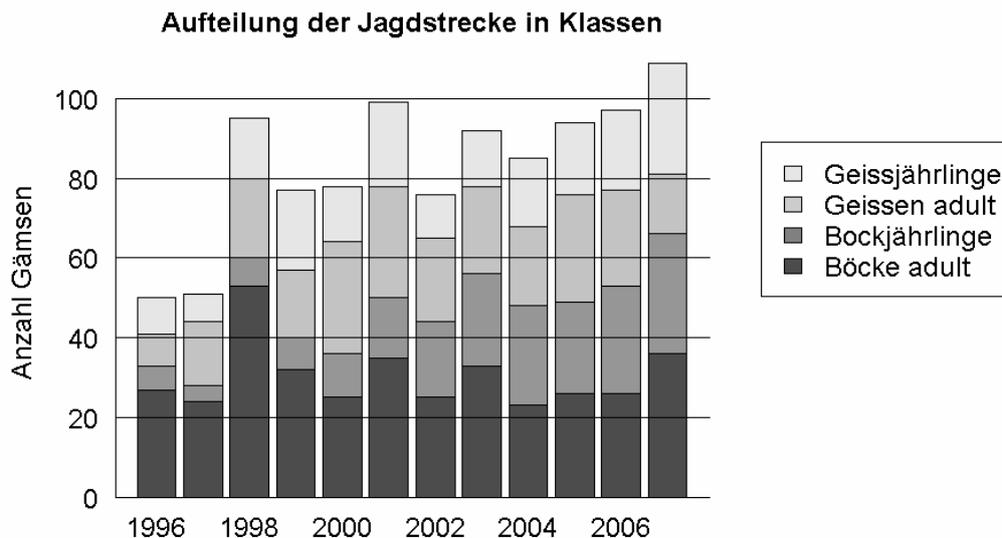


Abb. 5-12: Aufteilung der Jagdstrecke in Geschlechts- und Altersklassen (absolute Werte) für die Jahre 1996-2007 für den Wildraum 2 (Quelle: Graf *et al.* 2008a).

5.4.4 Lebensraumanalyse

Auf Grund eines Habitatmodells wurden in Graf *et al.* (2003) diejenigen Flächen des Wildraums 2 ausgeschieden, welche für die drei Schalenwildarten Reh, Hirsch und Gämse als Lebensraum in Frage kommen. Für die Gämse wurde dabei unterschieden zwischen Lebensraumpotential im Wald und im Offenland.

Der Wildraum 2 schneidet dabei mit einem hohen Bewaldungsgrad und vielen steilen Hanglagen als sehr günstiger Gamslebensraum ab, welcher jedoch durch naturräumlichen Gegebenheiten und Siedlungen deutlich von den umliegenden Wildräumen abgetrennt wird. Es dürfte also nur sehr beschränkter Austausch mit den benachbarten Gamspopulationen stattfinden.

Im Wildraum 2 besteht das Gamslebensraumpotential zu gut zwei Dritteln aus Wald und einem Drittel aus Offenland (siehe Tab. 5-3), wobei sich ein relativ grosser Teil der bewaldeten Flächen durch sehr steile Hanglagen auszeichnet.

Tab. 5-3: Lebensraumpotential im Wildraum 2 (Quelle: Graf *et al.* 2003)

	Wildraum 2	Anteil Schwyz	Anteil Luzern
Gesamtfläche	9785 ha	7389 ha	2396 ha
Lebensraumpotenzial Gämse total	2915 ha	2168 ha	747 ha
Anteil an Gesamtfläche	29.8 %	29.3 %	31.2 %
Lebensraumpotenzial Gämse im Wald	1944 ha	1392 ha	552 ha
Anteil an Lebensraumpotenzial	66.7 %	64.2 %	73.9 %
Anteil an Gesamtfläche	19.9 %	18.8 %	23.0 %
Lebensraumpotenzial Gämse im Offenland	917 ha	743 ha	198 ha
Anteil an Lebensraumpotenzial	33.3 %	35.8 %	26.1 %
Anteil an Gesamtfläche	9.9 %	10.5 %	8.1 %

5.4.5 Raumnutzungsverhalten

Wechsel Nord-Süd: Es wäre denkbar, dass durch die grossen Unterschiede bezüglich der Topografie und Exposition an der Rigi die räumliche Nutzung durch die Gämsen saisonal bedingt ist. Diese ist leider nur beschränkt untersucht, Beobachtungen durch Wildhüter auf beiden Seiten deuten aber eher darauf hin, dass Wechsel von der Nord- auf die Südseite nur beschränkt stattfinden (Graf *et al.* 2008a).

Die Zählungen in den Zählkreisen 1-15 geben folgenden Hinweis auf das Raumnutzungsverhalten:

Vergleicht man die Daten aus den Zählungen für die Zählkreise 2,4,5,7,8, welche die Rigi-Nordlehne umfassen, mit den Zählungen für die Zählkreise 1,3,6,9,10 (Südseite), so ergibt sich ein durchschnittliches Verhältnis von 3:1 (siehe Abb. 5-13). Das bedeutet, dass sich zur *Zeit der Frühlingszählungen* (März bis Mai) durchschnittlich $\frac{3}{4}$ der Tiere auf der Nordseite der Rigi aufhalten, und $\frac{1}{4}$ auf der Südseite. Dabei muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass an der stark bewaldeten Nordlehne die Zählbedingungen bedeutend schwieriger sind als auf der offeneren Südseite. Das würde bedeuten, dass der Bestand auf der Nordseite wahrscheinlich noch höher ist.

Aktionsraum: Der Aktionsraum von Waldgämsen ist im Vergleich zu demjenigen von Offenlandgämsen tendenziell kleiner, oder anders ausgedrückt, Waldgämsen sind standorttreuer als Offenlandgämsen (Baumann und Struch 2000). In Filli (2006) wurde für Gämseissen ein Winterstreifgebiet von durchschnittlich 103ha ermittelt (allerdings hauptsächlich im Offenland). Hovestadt *et al.* (1991) nennt einen Aktionsraum von 100 – 300ha für Gämsen. Dies würde ebenfalls dafür sprechen, dass die Gämsen an der Rigi-Nordlehne einen genügend grossen Lebensraum finden, ohne von der Nord- auf die Südseite zu wechseln. Dadurch dürften auch Dichteunterschiede verzögert ausgeglichen werden, was eine gewisse Möglichkeit für die Bejagung eröffnet (Graf *et al.* 2008a).

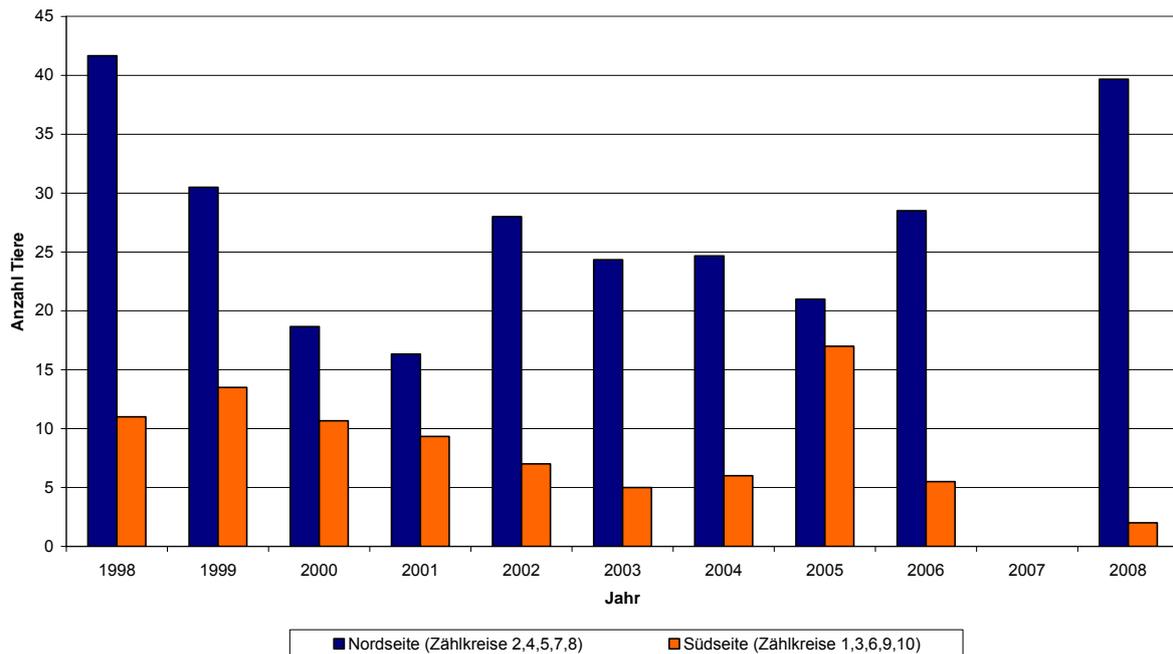


Abb. 5-13: Verteilung der Gamstiere Nord-Süd (Quelle: Jagddatenbank 2009, eigene Auswertung).

Durchschnittlich hält sich zur Zeit der Frühjahrszählungen $\frac{3}{4}$ der Tiere auf der Nordseite und $\frac{1}{4}$ auf der Südseite auf.

Touristische und landwirtschaftliche Nutzung des Offenlandes: das Gamslebensraumpotential im Offenland steht unter starkem Einfluss von Alpwirtschaft (Bestossung der Weiden und Umzäunungen) und intensiver touristische Nutzung (hauptsächlich Gleitschirmfliegen, Wanderer und Schneeschuhwanderer). Dies hat zur Folge, dass das Offenland für die Gämsen teilweise (saisonal bedingt) oder sogar überhaupt nicht nutzbar ist. Dadurch können Gämsen zeitweise in ungestörte Waldgebiete abgedrängt werden, wodurch in diesen Waldpartien eine erhöhte Verbissbelastung entsteht (Graf *et al.* 2008a). Diese ungestörten Waldgebiete sind im Fall der Rigi in vielen Fällen sensible Waldgebiete mit verhältnismässig schwierigen Verjüngungsbedingungen und gleichzeitiger wichtiger Schutzfunktion. Der entstehende Verbisseinfluss muss in der Folge oft als Schaden an der Schutzwaldverjüngung taxiert werden. Mit einer Verfügbarmachung dieser Offenlandlebensräume könnte allenfalls der Verbissdruck in den Waldungen der Rigi-Nordlehne etwas verringert werden.

Konkurrenzsituation

Gamswild kann durch interspezifischer Konkurrenz (Rotwild, Rehwild) wie auch durch Konkurrenz mit Nutztieren (vor allem Schafen) leiden (Baumann 2009).

Das Reh bewohnt grundsätzlich alle Höhenlagen von den Tieflagen bis an die Waldgrenze. An der Rigi-Nordlehne dürfte das Reh aber hauptsächlich im unteren Bereich, also in der Buchenwaldstufe vorkommen (Graf R.F. 2008). Der Rothirsch kommt bisher nur vereinzelt vor. Es kann also davon ausgegangen werden, dass im Moment der Hauptanteil des Verbisses im Perimeter durch Gamswild entsteht. Indirekt kann die Rehpopulation aber sicher einen Einfluss haben auf die Verteilung des Gamswildes, in dem z.B. die Konkurrenz zwischen den beiden Arten dazu führt, dass sich das Gamswild saisonal weniger stark vertikal verschiebt und verstärkt auch im Winter in den oberen Lagen einsteht. Diese Konkurrenzsituationen könnten bei einer vermehrten Einwanderung von Rotwild noch verstärkt werden. Im Rahmen dieser Arbeit kann dieser Einfluss aber nicht quantifiziert werden und wird daher nicht berücksichtigt.

6 Resultate und Diskussion

Zum Verständnis der Endresultate ist es nötig, sehr viele Teilresultate zu präsentieren. Diese werden vielfach nur verständlich, wenn die vorgehenden Teilresultate bereits diskutiert wurden. Aus diesem Grund wurde entschieden, die Teilresultate immer gleich anschliessend an deren Präsentation zu diskutieren. Für eine so umfangreiche Arbeit ist dies eher ungewöhnlich; normalerweise werden Resultate und Diskussion in separaten Kapiteln aufgeführt. Um Resultate und Diskussion trotz der für diese Arbeit gewählten Gliederung klar zu trennen, werden die Resultate jeweils normal und die Diskussion *kursiv* gedruckt.

6.1 Zielanalyse

Da die SBB-Bahnlinie an der Rigi-Nordlehne das höchstgelegene Schadenpotential darstellt (abgesehen von Stromleitungs-Masten, welche aber nur punktuell und nicht auf der gesamten Länge vorhanden sind), müssen Sicherheitsmassnahmen auf diese ausgerichtet werden; unterliegende Schadenpotentiale (wie die Autobahn oder Liegenschaften) sind im Zuge davon ebenfalls geschützt.

In einem ersten Schritt orientierte sich deshalb diese Arbeit an den Zielen des letzten Verbauungsprojektes an der Rigi-Nordlehne, welches 2007 fertig gestellt wurde²⁷. Dieses ist darauf ausgelegt, 100-jährliche Ereignisse zu kontrollieren, d.h. dass, Ereignisse, welche durchschnittlich einmal in 100 Jahren vorkommen keine Schäden an der Infrastruktur und keine Betriebsunterbrüche verursachen sollten (Hunkeler und Kläy 2000). Dabei wurde in dieser Arbeit von Anfang an der Prozess Steinschlag nicht berücksichtigt, da dieser Prozess durch Steinschlagsimulationen und Verbauungsprojekte am besten untersucht ist und davon ausgegangen werden kann, dass die diesbezüglich bereits verwirklichten Sicherheitsvorkehrungen ausreichenden Schutz bieten. Betrachtet werden sollte hingegen die Entwicklung der Gefährdung durch Lawinen, Rutschungen und Murgänge. Im Laufe der Arbeit stellte sich aber heraus, dass es auf Grund des Waldentwicklungsmodells RIGFOR in Stadelmann (2008) nicht möglich ist, diese sinnvoll zu beurteilen, weshalb die Zielsetzung geändert werden musste.

Auf Grund der hohen Bedeutung, welche dem Schutzwald an der Rigi-Nordlehne zukommt, und dieser die kostengünstigste Variante ist um den geforderten Schutz bereitzustellen (BAFU 2008b), war es denn nahe liegend, ein Oberziel zu formulieren, welches auf die Erhaltung der Schutzwirkung dieser Waldungen hinzielt. So lautet denn das Ziel in Übereinstimmung mit der Zielsetzung von Pro Silva:

**„Dauerhafte Bereitstellung der Schutzwirkung gegen
Lawinen, Steinschlag, Rutschungen und Murgänge“**

Das Oberziel „Erhaltung des Schutzwaldes“ wurde in Teilziele unterteilt, wobei einerseits auf Grundsätze aus NaiS abgestützt und andererseits auf die spezifisch an der Rigi-Nordlehne existierenden Probleme eingegangen wurde. Die Teilziele lauten:

- Stabiler Bestandaufbau (genügend Stabilitätsträger)
 - Günstige Ansamungsbedingungen
 - Stufiger Aufbau (mind. zwei Durchmesserklassen)
 - Genügend Verjüngung im Aufwuchs
 - Keine grossen Lücken
 - Standortgerechte Baumartenmischung in der Verjüngung
- } Forderungen aus NaiS
-
- Keine grossflächigen Buchdruckerschäden
 - Begrenzung der Waldschäden durch Waldlawinen
- } Rigi-spezifische Probleme

²⁷ mündliche Mitteilung Max Kläy, 20. November 2008

Für eine Abgrenzung der in dieser Arbeit zu behandelnden Aspekte der Schutzwaldbewirtschaftung wurde unterschieden zwischen den Zielen der „ordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung“ und Zielen einer „ausserordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung“. Dabei wurde davon ausgegangen, dass auch zur dauerhaften Erhaltung der Schutzwirkbarkeit eines Schutzwaldes, der sich in einem guten Zustand befindet, gewisse Eingriffe nötig sind (Frehner *et al.* 2005). Diese werden hier als „ordentliche Schutzwaldbewirtschaftung“ bezeichnet. Daneben gibt es Eingriffe, die dazu dienen, Defizite im Zustand eines Schutzwaldes auszumerzen und den Wald in den minimal notwendigen (oder sogar idealen) Zustand (zurück) zu bringen. Diese werden als in dieser Arbeit als „ausserordentliche Schutzwaldbewirtschaftung“ bezeichnet. In dieser Arbeit wird nur auf die „ausserordentliche Schutzwaldbewirtschaftung“ eingegangen, da die Wirkungen der ordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung durch die Modellannahmen in RIGFOR unter beiden Szenarien bereits berücksichtigt sind und unter beiden Szenarien ähnlich ausfallen dürften. Somit erübrigt sich eine Kostenschätzung für Massnahmen zur Erreichung von Zielen der ordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung.

Die Einteilung in ordentliche und ausserordentliche Schutzwaldziele ist aus Abb. 6-1 ersichtlich.

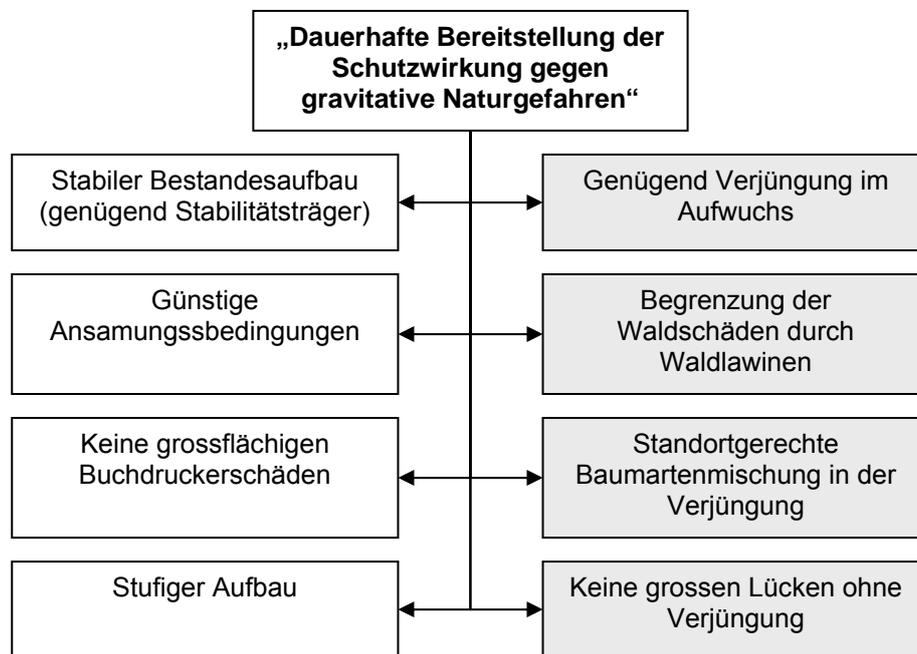


Abb. 6-1: Ober- und Unterziele der Schutzwaldbewirtschaftung an der Rigi-Nordlehne. Weiss: Ziele der ordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung; Grau: Ziele der ausserordentlichen Schutzwaldbewirtschaftung

Dies bedeutet zusammenfassend, dass die Ziele für die in dieser Arbeit durchgeführte Kosten-Wirksamkeitsanalyse folgendermassen lauten:

Oberziel	„Dauerhafte Bereitstellung der Schutzwirkung gegen gravitative Naturgefahren“
Teilziele	Genügend Verjüngung im Aufwuchs Standortgerechte Baumartenmischung in der Verjüngung Keine grossen Lücken ohne Verjüngung Begrenzung der Waldschäden durch Waldlawinen

Die Aufteilung in ordentliche und ausserordentliche Schutzwaldpflege ist insofern nicht ganz schlüssig, da das eine das andere bedingt und somit nicht so klar getrennt werden kann. Auch ist für die Erreichung von fast jedem Teilziel sowohl „ordentliche“ wie auch „ausserordentliche“ Waldpflege nötig. Für die Abgrenzung in dieser Arbeit ist die Einteilung aber zweckmässig.

6.2 Nebenbedingungen

6.2.1 Besondere wildökologische Bedeutung

Da der Rigi-Nordlehne regional eine besondere wildökologische Bedeutung zukommt (Kanton-Schwyz 2009), soll neben dem Ziel der Schutzwalderhaltung die Erhaltung von gesunden, vitalen Wildpopulationen oberste Nebenbedingung sein.

6.2.2 Die gesetzlichen Rahmenbedingungen

Im Folgenden werden die wichtigsten gesetzlichen Bestimmungen, welche Wald und Wild betreffen, aufgeführt. Die vorgeschlagenen Massnahmen sollen sich in diesem Rahmen bewegen.

Bereits Artikel 20 der Vollziehungsverordnung zum Bundesgesetz betreffend die eidgenössische Oberaufsicht über die Forstpolizei vom 1. Oktober 1965 schreibt vor:

„Die Kantone haben den Wildbestand derart zu regeln, dass die Nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder, insbesondere die Verjüngung mit standortsgemässen Baumarten sichergestellt ist“ (Eiberle 1969).

Im heute gültigen **Waldgesetz vom 4. Oktober 1991 (WaG)** und der **Waldverordnung vom 30. November 1992 (WaV)** ist das Thema Wildschäden folgendermassen geregelt:

WaG

Art. 27 Massnahmen der Kantone

² Sie regeln den Wildbestand so, dass die Erhaltung des Waldes, insbesondere seine natürliche Verjüngung mit standortgerechten Baumarten, ohne Schutzmassnahmen gesichert ist. Wo dies nicht möglich ist, treffen sie Massnahmen zur Verhütung von Wildschäden.

WaV

Art. 31

¹ Treten trotz Regulierung der Wildbestände Wildschäden auf, so ist ein Konzept zu ihrer Verhütung zu erstellen.

² Das Konzept enthält Massnahmen zur Verbesserung der Lebensräume (Biotophege), dem Schutz des Wildes vor Störungen, den Abschuss einzelner schadstiftender Tiere sowie eine Erfolgskontrolle.

³ Es ist Bestandteil der forstlichen Planung.

Im **Bundesgesetz über die Jagd und den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel (JSG) vom 20. Juni 1986** (Stand vom 12. Dezember 2008) ist Folgendes vorgesehen:

Art. 3 Grundsätze

¹ Die Kantone regeln und planen die Jagd. Sie berücksichtigen dabei die örtlichen Verhältnisse sowie die Anliegen der Landwirtschaft und des Naturschutzes. Die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder und die natürliche Verjüngung mit standortgemässen Baumarten sollen sichergestellt sein.

Art. 12 Verhütung von Wildschaden

¹ Die Kantone treffen Massnahmen zur Verhütung von Wildschaden.

² Sie können jederzeit Massnahmen gegen einzelne geschützte oder jagdbare Tiere, die erheblichen Schaden anrichten, anordnen oder erlauben. Mit der Durchführung dieser Massnahmen dürfen sie nur Jagdberechtigte und Aufsichtsorgane beauftragen.

Art. 13 Entschädigung von Wildschaden

¹ Der Schaden, den jagdbare Tiere an Wald, landwirtschaftlichen Kulturen und Nutztieren anrichten, wird angemessen entschädigt. Ausgenommen sind Schäden durch Tiere, gegen welche nach Artikel 12 Absatz 3 Selbsthilfemassnahmen ergriffen werden dürfen.

² Die Kantone regeln die Entschädigungspflicht. Entschädigungen sind nur insoweit zu leisten, als es sich nicht um Bagatellschäden handelt und die zumutbaren Massnahmen zur Verhütung von Wildschaden getroffen worden sind. Aufwendungen für Verhütungsmassnahmen können bei der Entschädigung von Wildschaden berücksichtigt werden.

Der Vollzug der Art.27 WaG und Art.31 WaV war bis vor kurzem im **Kreisschreiben 21** geregelt (BUWAL 2002). Seit der Einführung des NFA ersetzt das **Programmblatt Schutzwald** das Kreisschreiben 21. Darin sind die Bedingungen für Entschädigungen für Wildschäden im Schutzwald festgelegt (BAFU 2008a). Die Vollzugshilfe Wald-Wild als Teil des Programmblatts Schutzwald liegt aber erst im Entwurf vor (Baumann 2009), weshalb in der Praxis für bestimmte Fragen immer noch auf das Kreisschreiben 21 zurückgegriffen wird.

Interessantes Element aus dem Programmblatt Schutzwald in Bezug auf die Situation an der Rigi-Nordlehne ist die Forderung, dass ein Wald-Wild-Konzept erstellt werden muss, wenn regional in Wildräumen mit Schutzwaldanteil trotz der Basisregulierung durch die Jagd und ohne Wildschadenverhütungsmassnahmen die Verjüngungssollwerte nach NaiS wegen dem Wild auf mehr als 10 % des Schutzwaldes nicht erreicht werden. (Anmerkung: ein solches Konzept besteht für die Rigi (noch) nicht, ist aber seit längerem in Planung²⁸).

6.2.3 Jagdliche Rahmenbedingungen

Da im JGS vorgeschrieben ist, die Jagd sei Sache der Kantone, ist ein Blick in die Jagdpraxis des Kantons Schwyz erforderlich.

Im Kanton Schwyz wird die Jagd nach dem Patentsystem ausgeübt. Das Patentjagdsystem zeichnet sich dadurch aus, dass der Jagdberechtigte ein Jagdpatent erwerben kann, welches ihn berechtigt, im ganzen für die Jagd geöffneten Gebiet des betreffenden Kantons die Jagd auszuüben. Die Jagdzeit für die Hochjagd beschränkt sich in den meisten Kantonen der Schweiz auf drei Wochen im Herbst. Anzahl und bei einzelnen Wildarten Geschlecht und Altersklasse der zum Abschuss freigegebenen Tiere werden in den jährlichen Jagdvorschriften vorgeschrieben. Es wird unterschieden zwischen Hochjagd (Jagd mit der Kugel auf Schalenwild) und Niederjagd (Jagd mit Schrot auf Raubwild, Vögel und z.T. auf Rehwild). Hinzu kommt auch noch die Ansitzjagd auf Füchse im Winter. Die einzelnen Jagdarten sind zeitlich getrennt, es muss jeweils ein separates Patent gelöst werden.

Das Jagdsystem ist in vielen Schweizer Kantonen geschichtlich bedingt: während früher die Jagd für das normale Volk verboten war, wurde die „freie Volksjagd“ während der Französischen Revolution eingeführt. Seither ist diese als Patentjagd vor allem im westlichen Teil der Schweiz und den Bergkantonen tief verwurzelt.

Die Wildhut wird im Kanton Schwyz durch hauptamtlich angestellte Wildhüter versehen, die Hegetätigkeit wird durch die Jägerschaft ausgeführt. Für die Kosten der Hege wird vom Jagdberechtigten bei der Lösung des Patentbesitzes normalerweise ein Hegebeitrag bezahlt.

Die finanzielle Regelung von Wildschadenfällen erfolgt durch den Kanton. Die Mittel hierfür werden von der Jägerschaft in Form eines Wildschadenzuschlages zur Patentgebühraufgebracht.

Im Vergleich zur Revierjagd bringt das Patentjagdsystem einige Nachteile mit in Bezug auf die Lebensraumgestaltung: bei der Revierjagd sind bestimmte Personen das ganze Jahr über für ihr Revier verantwortlich, und die Ansprechpartner für Forst und Jagd sind genau definiert. Dies entfällt beim Patentjagdsystem, wodurch sich die Koordination von verschiedenen Massnahmen erheblich schwieriger gestaltet (Nigg 2005).

²⁸ mündliche Mitteilung C. Winter, 9. Februar 2009

6.3 Bestimmung der Alternativen

Im Bereich der forstlichen Massnahmen wird ein umfassendes Paket von Massnahmen zum Schutz der Bestände vor Lawinen und Gleitschnee und, je nach Szenario, von Verbisschutzmassnahmen vorgeschlagen (Kapitel 6.3.1). Dafür wurden als erstes mögliche Sturmflächen simuliert, und dann unter Einbezug derer die nicht schutzwirksamen Waldflächen ausgeschieden. Parallel dazu wurden mögliche Massnahmen und Kriterien für deren Machbarkeit hergeleitet. Und schliesslich wurde bestimmt, wo welche Massnahmen angewendet werden sollen.

Im Bereich der jagdlichen Massnahmen wurde eine Reduktion der im Tannen-Buchenwald einstehenden Gamstiere durch eine Schwerpunktbejagung hergeleitet (Kapitel 6.3.2).

In Kapitel 6.3.3 werden Kombinationen aus forstlichen und jagdlichen Massnahmen vorgestellt. Und in Kapitel 6.3.4 werden schliesslich weitere Massnahmen vorgeschlagen und diskutiert, wobei diese für die Kostenberechnung aus zeitlichen Gründen nicht weiter verfolgt werden konnten.

6.3.1 Forstliche Massnahmen

Ein Überblick über das Vorgehen bei der Herleitung der forstlichen Massnahmen und die einzelnen Schritte bietet die Grafik in Abb. 4-1. Im Folgenden werden als erstes die simulierten Sturmergebnisse vorgestellt, wonach diese in die Berechnung der nicht-schutzwirksamen Flächen eingehen, welche gleich anschliessend präsentiert und diskutiert werden.

6.3.1.1 Sturmflächen

Die Kriterien zur Beurteilung der Sturmanfälligkeit von Beständen befinden sich im Kapitel „Kriterien für Sturmanfälligkeit von Beständen“.

Die Simulation der Sturmflächen ergab folgende Verteilung der vom Sturm betroffenen Flächen:

- 2012 werden zwei Bestände mit einer Fläche von 2.22 und 2.62 ha vom Sturm zerstört;
- 2022 werden zwei weitere Bestände mit einer Fläche von 2.31 und 9.72 ha betroffen;
- 2032 wird lediglich ein Bestand mit einer Fläche von 1.55 ha betroffen;
- 2052 werden wiederum zwei vom Sturm betroffene Bestände mit einer Fläche von 1.57 und 1.23 ha simuliert.

Die räumliche Verteilung der simulierten Sturmflächen ist aus der Karte in Abb. 6-2 ersichtlich.

Zu dieser Simulation sind folgende Punkte anzumerken:

- *Es handelt sich bei diesen Sturmflächen ausdrücklich um eine Simulation, das heisst, es wurden mit möglichst objektiven, realistischen Kriterien sturmanfällige Bestände ausgewählt und durch Zufall, resp. mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit ausgewählt, welche Bestände zu einem bestimmten Zeitpunkt vom Sturm betroffen werden könnten. Das heisst aber in keiner Weise, dass dies auch tatsächlich so eintreffen wird. Ziel dieser Simulation ist es, grossflächige Störungen quantitativ in die ökonomischen Berechnungen einfliessen zu lassen. Keinesfalls soll dies als Versuch verstanden werden, Schadenereignisse in deren räumlicher und zeitlicher Verteilung vorauszusagen. Rein quantitativ muss aber in den kommenden Jahren mit grosser Wahrscheinlichkeit mit Sturmflächen gerechnet werden, welche im Bereich der Simulationen liegen.*
- *Eine Einschätzung bezüglich der Frage, ob die simulierten Flächen als „gross“ oder „klein“ beurteilt werden sollen, kann auch mit einem Blick in die Vergangenheit erfolgen: durch den Hagelsturm 1992 wurden insgesamt 55 Bestände mit einer Fläche zwischen 1.62 ha und 5.28 ha und einer Totalfläche von 73ha betroffen. Bereits sieben Jahre später wütete der Sturm „Lothar“ in weiteren sechzehn Beständen und hinterliess auf einer Gesamtfläche von 37 ha seine Spuren²⁹. Das würde bedeuten, dass die simulierten Flächen bei weitem unterschätzen.*

²⁹ Die Angaben stammen aus einer eigenen Auswertung der Datei Sturmschaeden.shp in GIS.

Dazu ist aber anzumerken, dass beim Hagelsturm 1992 und Lothar auch Flächen mit Streuschäden als Sturmflächen bezeichnet werden. In dieser Arbeit wird aber davon ausgegangen, dass jeweils die ganze Fläche vom Sturm zerstört wird. Trotzdem muss gesagt werden, dass mit der Simulation von nur gerade 2 Sturmfläche der durchschnittlichen Lothar- und Hagelsturmfläche das Ausmass von grossflächigen Sturmereignissen eher unterschätzt wird. Das heisst, die simulierten Sturmflächen sind als klein zu beurteilen.

- Die eine Fläche im Jahr 2022 fällt mit 9.72 ha sehr gross aus. Dazu muss aber gesagt werden, dass die grösste von „Lothar“ zerstörte Fläche an der Rigi Nordlehne 11.25 ha betrug, wobei Lothar noch nicht zu den ganz extremen Stürmen zu zählen ist (BUWAL 2005). Damit liegt auch diese simulierte Fläche im Bereich des Möglichen. Wahrscheinlich ist aber, dass zwar insgesamt eine so grosse Fläche durch Sturm zerstört wird, dies aber nicht unbedingt an einem Stück, sonder verteilt auf verschiedene Bestände. Dies konnte aber im Rahmen dieser Arbeit nicht simuliert werden. Im Hinblick auf die Massnahmenplanung und die Kostenabschätzung dürfte sich diese grosse Fläche insofern besonders stark auswirken, als sie sich mitten in einem stark steinschlaggefährdeten und schwer zugänglichen Gebiet befindet. Auch damit muss aber in Zukunft durchaus gerechnet werden.
- Dass die Sturmflächen im Jahr 2052 im Vergleich zu den betroffenen Beständen in den vorhergehenden Jahren eher klein ausfallen, erstaunt nicht, wenn man sich die Alterstruktur der Bestände an der Rigi-Nordlehne anschaut: bis im Jahr 2052 nimmt der Anteil an Bäumen im Baumholzalter ständig ab (Stadelmann 2008), und somit auch die sturmanfälligen Bestände. Ausserdem wurden durch die vorhergehenden Sturmereignisse bereits einige der anfälligsten Bestände verjüngt.
- Ein langjähriger Vergleich, ob die simulierten Sturmflächen im Bereich der Realität liegen oder nicht ist leider nicht möglich.

An dieser Stelle muss unbedingt auch die Wahl der Sturmzeitpunkte diskutiert werden, da diese nur ungenügend mit den Annahmen der bezüglich der Wiederkehrperiode von Stürment (Kapitel „Kriterien für Sturmanfälligkeit von Beständen“) übereinstimmen. Als Wiederkehrperiode wird 15 Jahre angenommen. Das Sturmereignis soll möglichst früh in der Betrachtungsperiode eintreffen, um die Auswirkungen aufzeigen zu können. Deshalb wurde als erster Ereigniszeitpunkt 2012 gewählt. Der nächste Zeitpunkt wäre dann 2027. Für den Betrachtungszeitpunkt 2029 (20 Jahre von jetzt aus wie in der Fragestellung festgelegt) wäre das etwas spät um Auswirkungen aufzuzeigen – weshalb 2022 als nächster Zeitpunkt gewählt wurde. Um dann wieder möglichst früh innerhalb der nächsten Betrachtungsperiode ein Sturmereignis zu simulieren, wurde als nächster Zeitpunkt 2032 gewählt – obwohl damit zweimal hintereinander die statistische Wiederkehrperiode von 15 Jahren unterschritten wurde. Um dies zu kompensieren wurde das nächste und letzte simulierte Sturmereignis erst im Jahr 2052 gewählt.

Diese Auswahl muss leider als etwas willkürlich und ungeschickt beurteilt werden, spiegelt aber in einem gewissen Sinn die Zufälligkeit von Sturmereignissen wieder und ist für die vorliegende Arbeit durchaus zweckmässig.

Nebst der etwas ungeschickten schlecht begründeten Wahl der Sturmzeitpunkte sind auch die Flächengrösse und die Häufigkeit anfechtbar. Das Ziel für diese Arbeit aber war, grossflächige Sturmereignisse quantitativ zu berücksichtigen. Dabei sollte einerseits eine Grössenordnung möglicher Sturmereignisse eruiert werden und andererseits in den in RIGFOR generierten Waldzuständen konkrete vom Sturm betroffene Flächen einzubauen. Dies ist mit den oben präsentierten Sturmflächen nicht schlecht gelungen.

Den Sturmflächen kommt in dieser Arbeit insofern eine besonders wichtige Rolle zu, als damit die Defizite von RIGFOR (siehe Kapitel „Diskussion der nicht schutzwirksamen Flächen und RIGFOR“) für diese Arbeit wenigstens teilweise kompensiert werden können (siehe Kapitel „Einfluss der Tanne auf die Schutzwirksamkeit“).

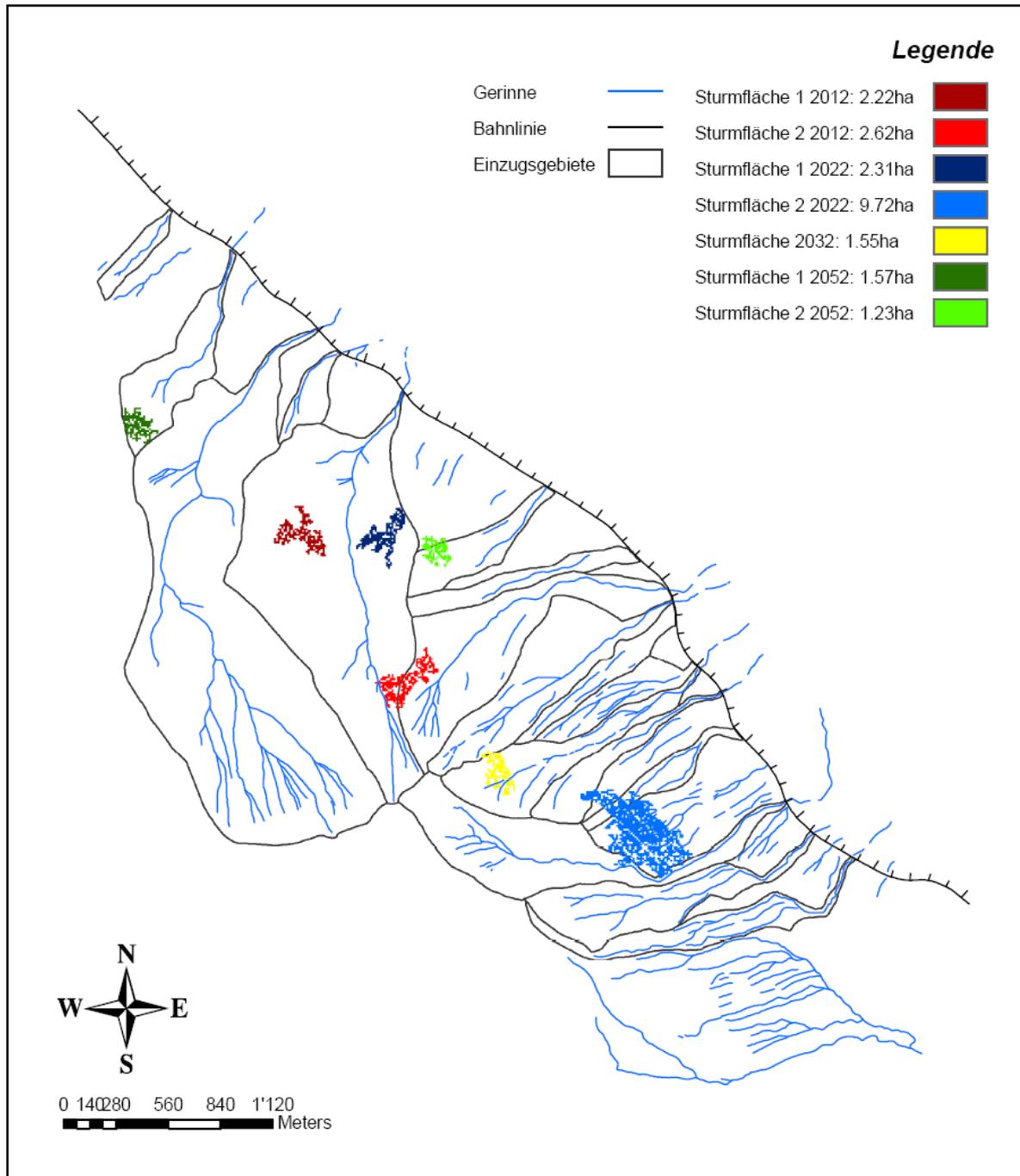


Abb. 6-2: Simulierte Sturmflächen.

6.3.1.2 Nicht schutzwirksame Flächen

Die quantitativen (d.h., nur auf die Flächengrößen bezogenen) Ergebnisse aus den Simulationen der nicht schutzwirksamen Flächen werden zuerst für die Prozesse Schneebewegungen und Rutschungen getrennt vorgestellt und anschliessend zusammen diskutiert. Anschliessend werden die Ergebnisse in Bezug auf die räumliche Verteilung der nicht schutzwirksamen Flächen bezüglich beider Prozesse vorgestellt und diskutiert.

Ergebnisse Prozess Lawinen

Die gegen Schneebewegungen nicht schutzwirksamen Flächen wurden im Modell „schneebewegungen“ ausgeschieden. Ein Zwischenergebnis daraus sind Rasterdaten, in welchen diejenigen Zellen ausgeschieden sind, die eine Fließlänge von mehr als 30m (resp. mehr als 40 oder 50m, je nach Hangneigung) aufweisen. Das Beispiel für den Zeitpunkt 2022 ist in Abb. 6-3 zu sehen.

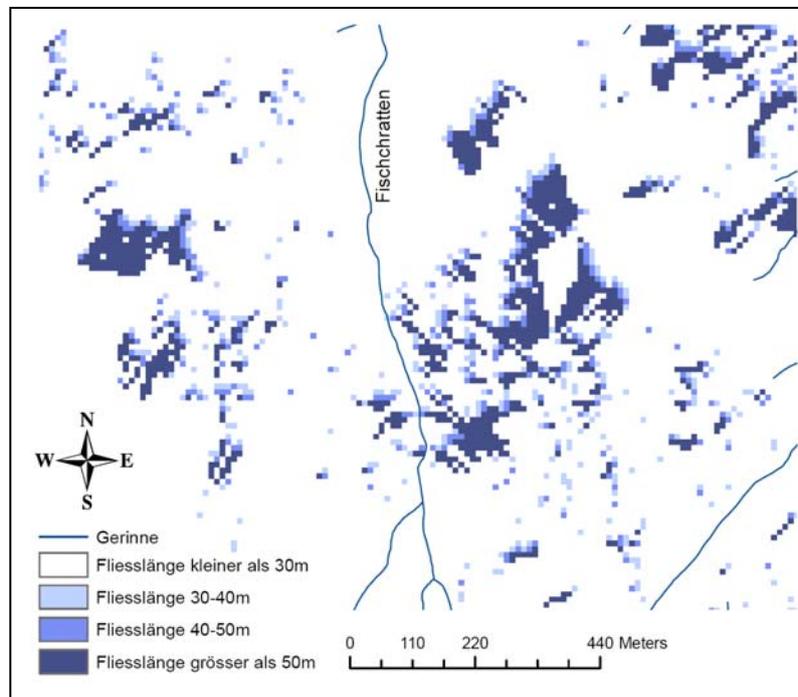


Abb. 6-3: Lückenzellen mit ihren Fließlängen
Beispiel für den Zeitpunkt 2022, Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“.

Aus diesen Daten wurde pro Zeitpunkt und Szenario ein Rasterdatensatz generiert, in welchem alle Zellen, welche je nach Hangneigung eine Fließlänge von mindestens 30m, 40m oder 50m aufweisen, den Wert 1 erhalten, die restlichen den Wert 0. Daraus werden diejenigen Lückenzellen ausgeschieden, welche sich in der Tannen-Buchenwaldstufe befinden, womit die bezüglich Schneebewegungen problematischen Lückenflächen ausgewählt sind. Ein Beispiel für nicht schutzwirksame Stellen (Prozess Schneebewegungen) zum Zeitpunkt 2007 unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ ist in Abb. 6-4 zu sehen.

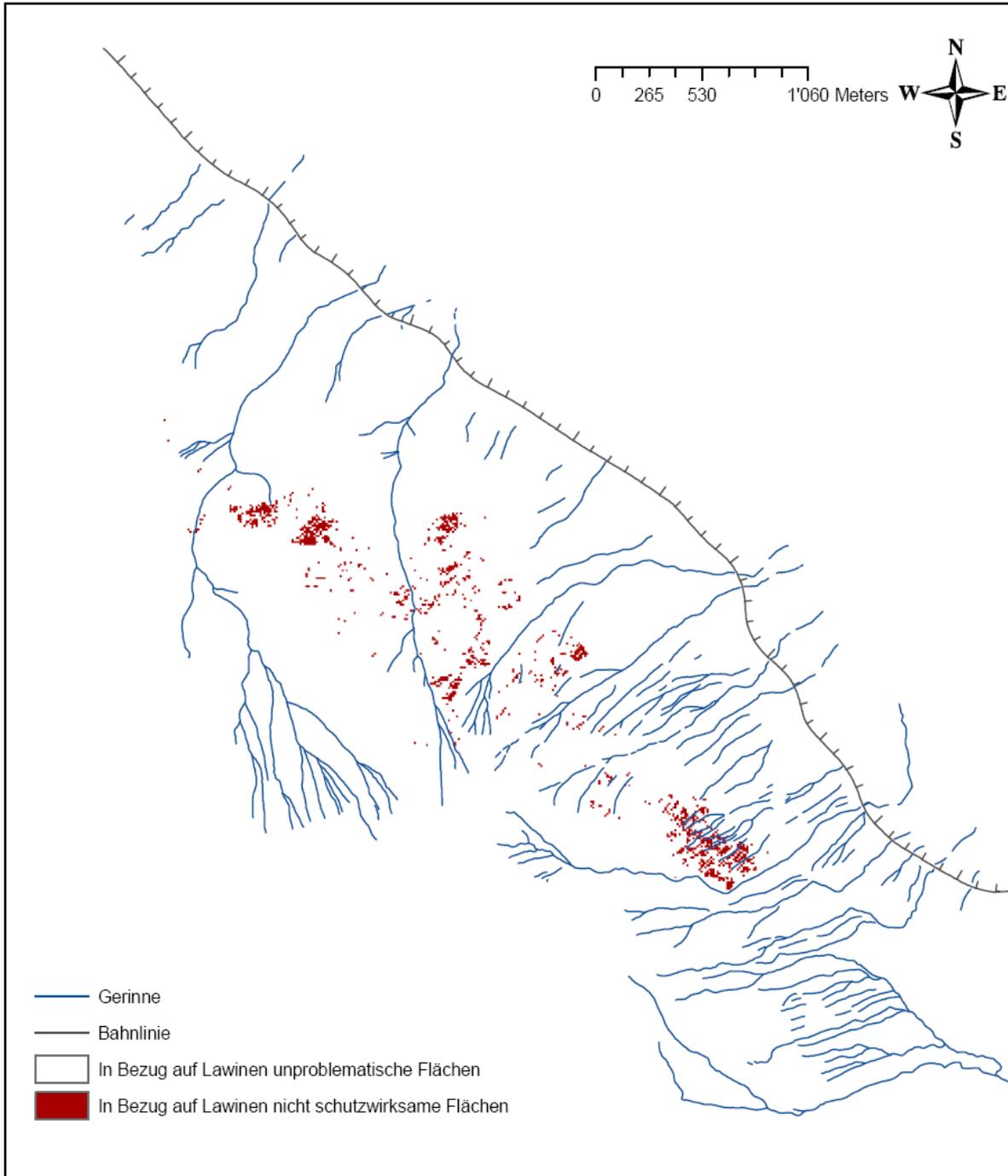


Abb. 6-4: Beispiel für nicht schutzwirksame Stellen (Prozess Schneeabtragungen)
 Gesamtperimeter; Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ 2007.

Die Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad wurden im Modell „deckungsgrad2“ berechnet. Ergebnis sind ebenfalls Rasterdatensätze pro Zeitpunkt und Szenario, in welchen diejenigen 100x100m Quadrate dargestellt werden, welche einen zu geringen Deckungsgrad aufweisen. Ein Beispiel dafür ist in der Abb. 6-5 zu finden. Darin sind die Flächen mit einem Deckungsgrad von weniger als 50% dargestellt (beim Prozess Schneeabtragungen wurden weniger als 50% als ein zu geringer Deckungsgrad angenommen, beim Prozess Rutschungen bildete 40% der Grenzwert (siehe Kapitel „Auswahlkriterien für nicht schutzwirksame Waldflächen“)).

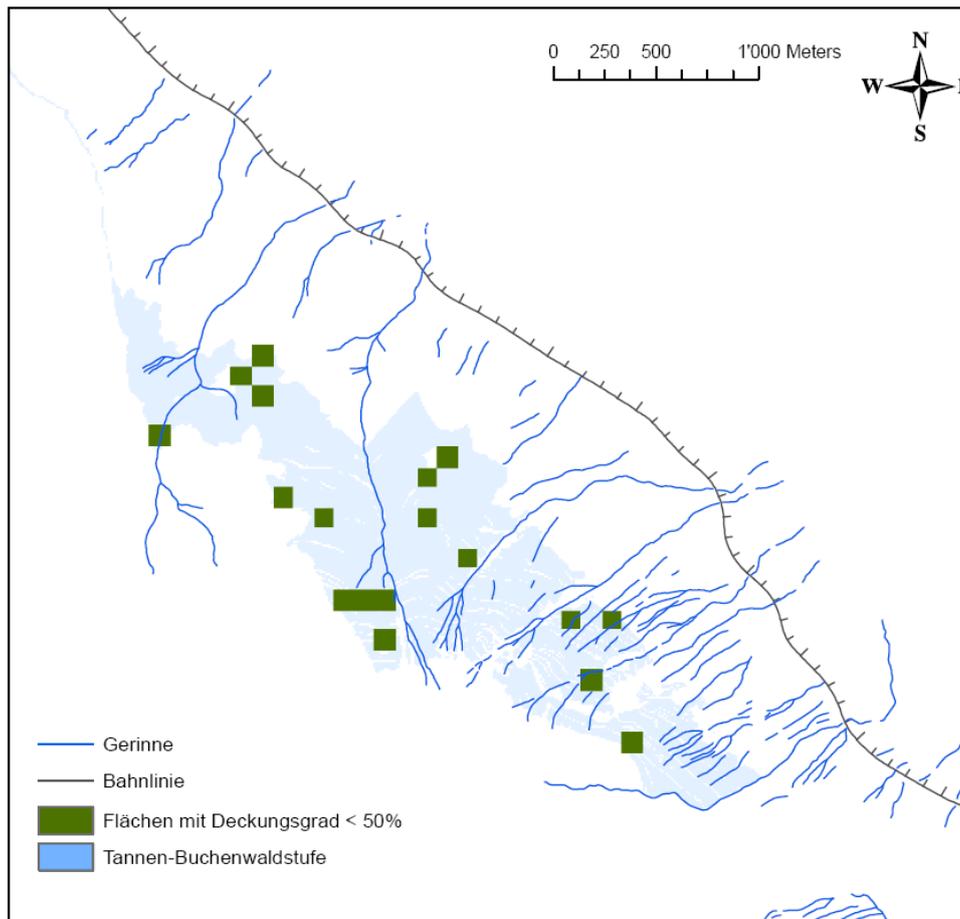


Abb. 6-5: Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad.

Beispiel Deckungsgrad kleiner als 50% (relevant für den Prozess Schneebewegungen), Zeitpunkt 2007, Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“,

Eine quantitative Übersicht über die gegen Schneebewegungen nicht schutzwirksamen Flächen bieten die

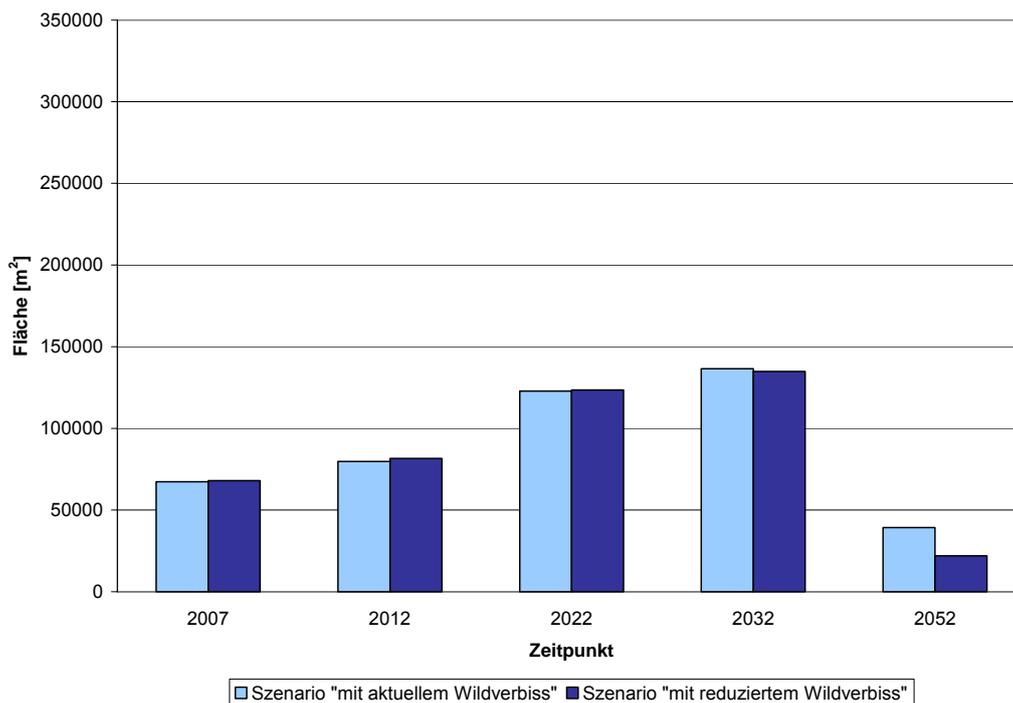


Abb. 6-6 bis Abb. 6-8.

Daraus ist Folgendes ersichtlich:

- Die Gesamtlückenfläche steigt unter beiden Szenarien und unter Berücksichtigung aller Kriterien von 2007 bis 2032 an. Danach nimmt sie bis 2052 markant ab. Einzig beim Deckungsgrad ist unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ von 2007 bis 2012 eine leichte Abnahme zu verzeichnen; bis 2032 ist aber trotzdem auch eine Nettozunahme festzustellen.
- Die Lückenflächen auf Grund der Kriterien Systemzustand und Sturm unterscheiden sich in den beiden Szenarien „mit aktuellem Wildverbiss“ und „mit reduziertem Wildverbiss“ nur minim, wobei bis 2022 unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ geringfügig mehr Lücken entstehen als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“.
- Der Anteil an Flächen mit einem ungenügenden Deckungsgrad ist unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ zu allen betrachteten Zeitpunkten ausser 2007 deutlich höher als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“.
- Betrachtet man die nicht schutzwirksamen Stellen unter Einbezug aller Kriterien (Systemzustand, Sturm und Deckungsgrad), so werden ausser 2052 zu allen Zeitpunkten unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ mehr kritische Stellen simuliert als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“.
- Die gegen den Prozess Schneeabtragungen nicht schutzwirksamen Flächen erreichen ihr Maximum im Jahr 2032 mit ca. 34 ha. Dies entspricht ca. 18% der Fläche in der Tannen-Buchenwaldstufe resp. 7% der Schutzwaldfläche an der Rigi-Nordlehne. Davon entstehen ca. 14ha auf Grund der Kriterien Systemzustand und Sturm.
- Der Anteil der Waldfläche mit einem ungenügenden Deckungsgrad beträgt bis 2032 zwischen 17 und maximal 20ha. Dies entspricht 9 – 10% der Tannen-Buchenwaldstufe resp. 3.5 bis 4.5% der Gesamtwaldfläche an der Rigi-Nordlehne.

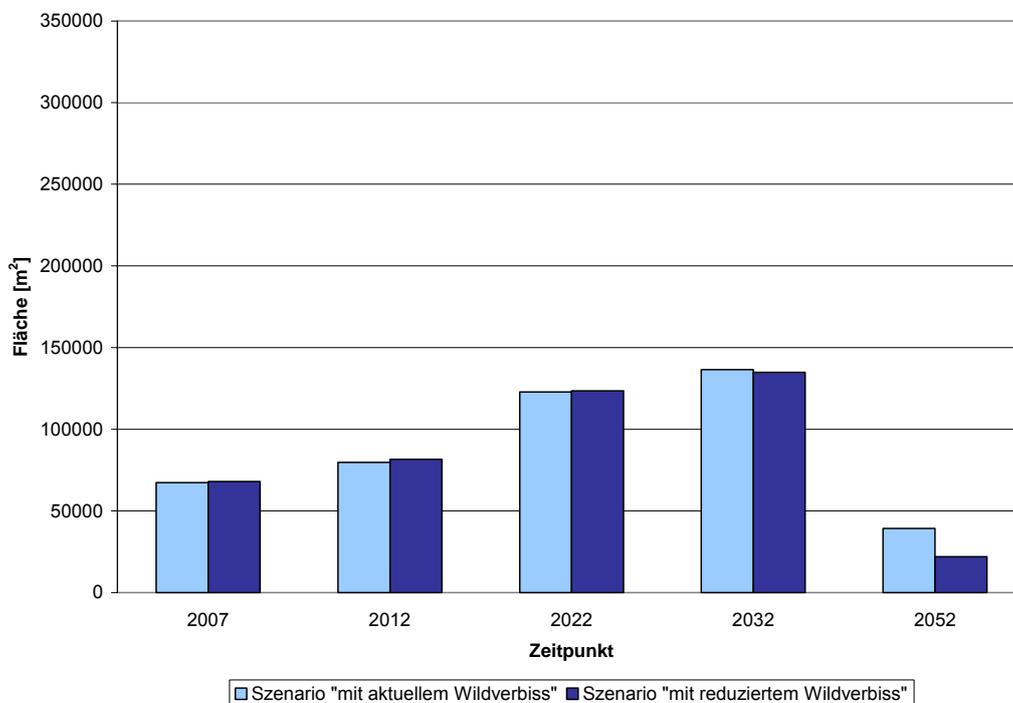


Abb. 6-6: Nicht schutzwirksame Flächen 1.
Prozess Schneeabtragungen. Kriterien Systemzustand und Sturm.

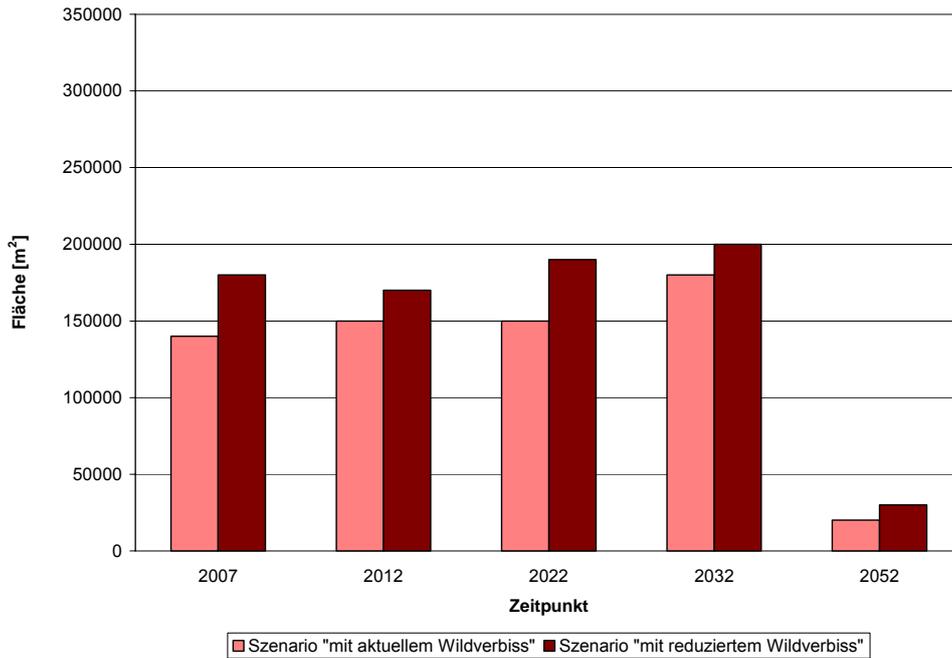


Abb. 6-7: Nicht schutzwirksame Flächen 2.
 Prozess Schneeabtrag, Kriterium Deckungsgrad.

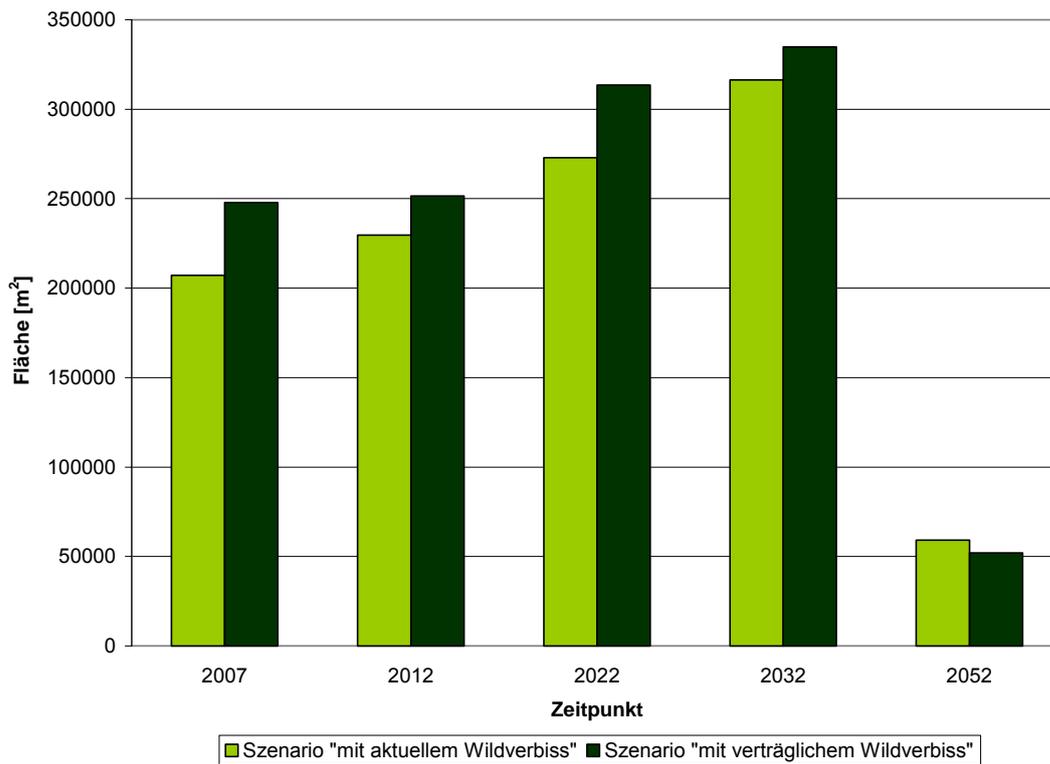


Abb. 6-8: Nicht schutzwirksame Flächen 3.
 Prozess Schneeabtrag, Kriterien Systemzustand, Sturm und Deckungsgrad.

Die räumliche Verteilung kann für jeden Betrachtungszeitpunkt dargestellt werden. Eine Darstellung aller Lückenflächen befindet sich in Abb. 6-9.

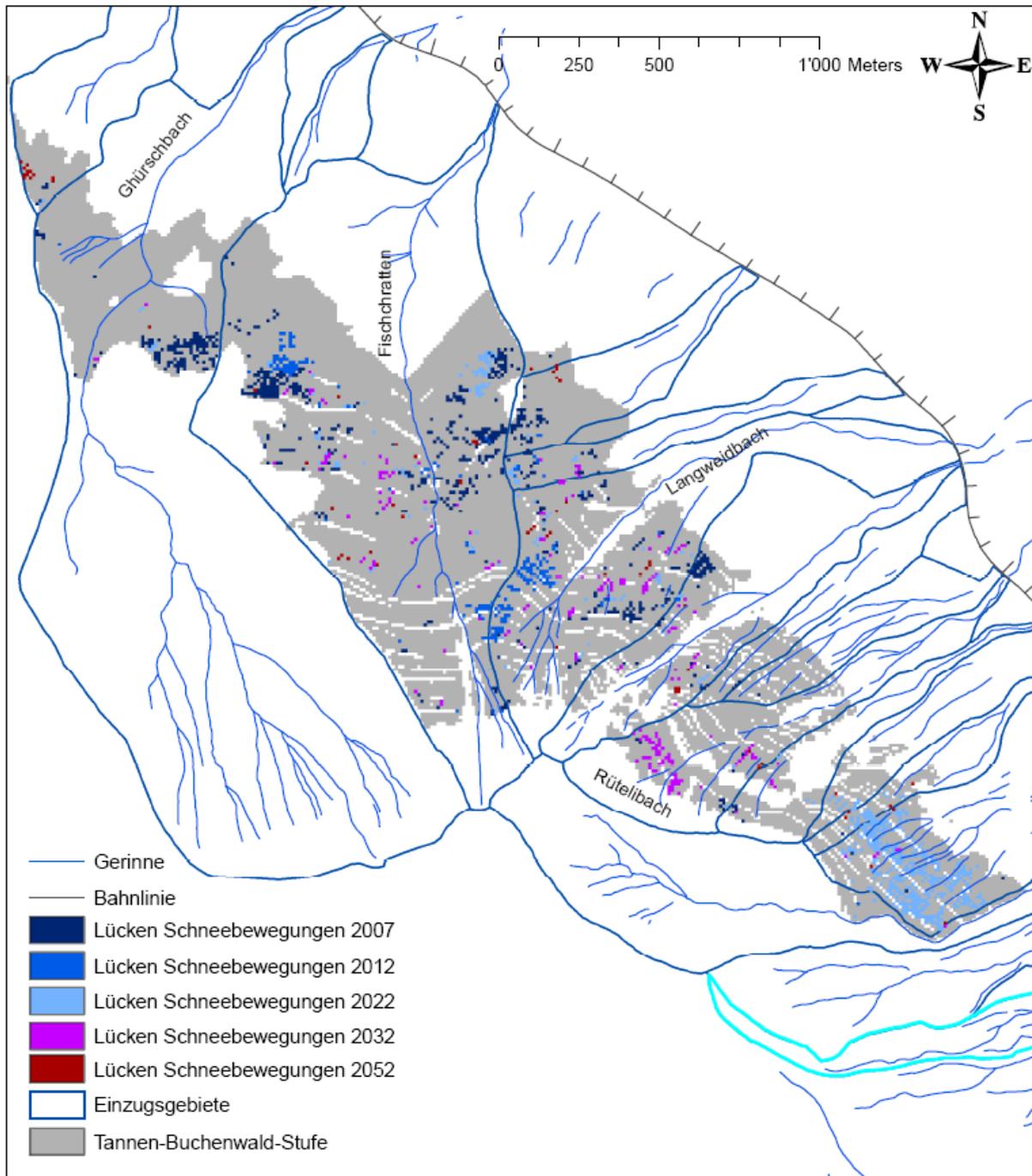


Abb. 6-9: Übersicht über die entstehenden kritischen Stellen (Prozess Schneebewegungen), Szenario „reduzierter Wildverbiss“.

Ergebnisse Prozess Rutschungen

Das Modell „rutschungen“ ergibt Rasterdatensätze, auf welchen pro Zeitpunkt und Szenario die nicht schutzwirksamen Stellen ausgeschieden sind, wobei unterschieden wird zwischen den Systemzuständen „Lücke“ (rot), „Jungwuchs“ (grün) und „Lücke oder Jungwuchs“ (im Folgenden auch als Gesamtlückenfläche bezeichnet) (hellblau). Der Ausschnitt Fischchratten ist für das Jahr 2007 in Abb. 6-10 dargestellt. Dabei sind für die Beurteilung der Schutzwirksamkeit die hellblauen Flächen wichtig. Die Aufteilung in die verschiedenen Systemzustände wird für die Planung der Massnahmen benötigt, da auf Flächen ohne Jungwuchs aufgeforstet, auf den Flächen mit Jungwuchs jedoch lediglich dieser ergänzt werden muss. Quantitativ sind die Lückenflächen in Abb. 6-11 zusammengefasst.

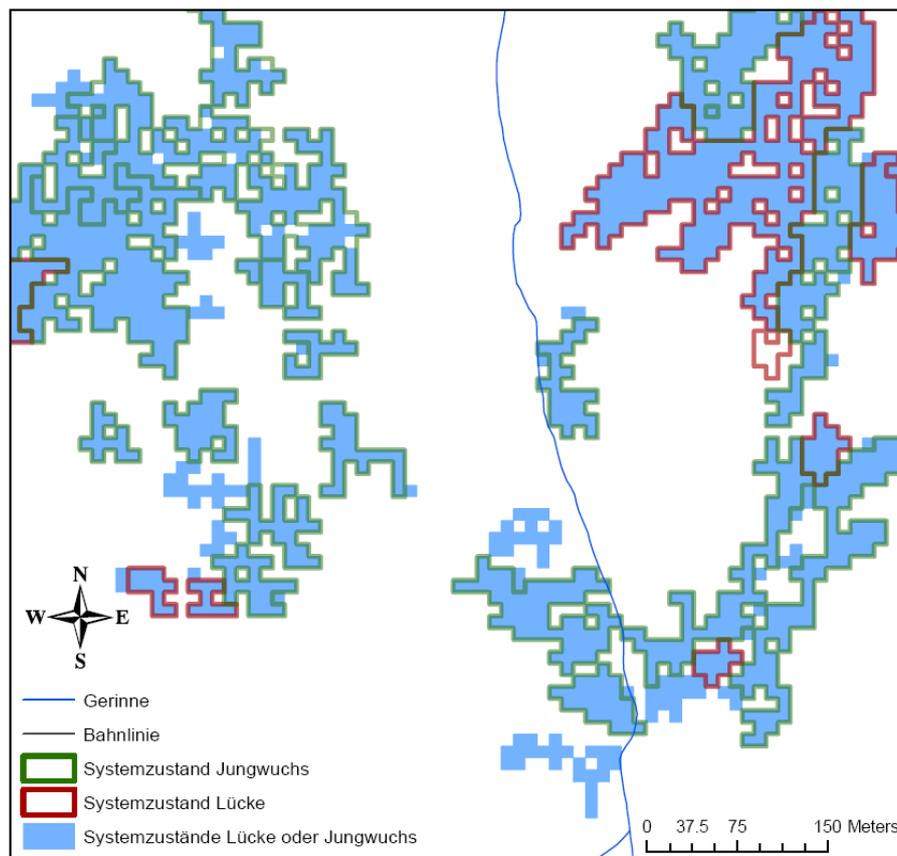


Abb. 6-10: Beispiel für nicht schutzwirksame Stellen (Prozess Rutschungen)
Ausschnitt Fischchratten, Szenario „mit reduziertem Wildverbiss, 2007.“

Die Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad wurden wiederum im Modell „deckungsgrad2“ berechnet. Ergebnis sind ebenfalls Rasterdatensätze pro Zeitpunkt und Szenario, in welchen diejenigen 100x100m Quadrate dargestellt werden, welche einen zu geringen Deckungsgrad aufweisen (siehe Beispiel Schneeabtragungen in Abb. 6-5).

Die Flächen mit einem zu grossen Fichtenanteil im Stangenholz wurden im Modell „stangenholz“ berechnet. Ein Überblick über die Flächen ist in der Grafik in Abb. zu finden.

Für die totale Lückenflächen wurde nicht mehr zwischen Lücke und Jungwuchs unterschieden, sondern nur noch die Gesamtlückenfläche berechnet.

Aus den Grafiken können folgende Hauptresultate herausgelesen werden:

- Die mit dem Modell „rutschungen“ berechneten Gesamtlückenflächen unterscheiden sich unter den beiden Szenarien „mit reduziertem Wildverbiss“ und „mit aktuellem Wildverbiss“ nur marginal, wobei 2022 und 2032 die Gesamtlückenfläche unter dem Szenario „mit reduziertem Verbiss“ grösser ist als „mit aktuellem Verbiss“.

- Deutlich zu sehen ist der Einfluss des Wildverbisses auf den Systemzustand „Lücke“: da ab 2022 nur unter dem Szenario „mit aktuellem Verbiss“ die Sturmflächen in Lücke übergehen (unter „mit reduziertem Verbiss“ werden diese zu Jungwuchs), fallen die Flächen mit dem Systemzustand „Lücke“ unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ ab 2022 deutlich grösser aus als unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“; dementsprechend umgekehrt verhält es sich mit den Flächen mit dem Systemzustand „Jungwald“.
- 2052 ist auch bei den Gesamtlückenflächen ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Szenarien zu sehen.
- Zählt man diejenigen Flächen zusammen, welche sowohl gemäss den Kriterien Systemzustand und Sturm als nicht schutzwirksam ausgeschieden wurden, als auch einen ungenügenden Deckungsgrad aufweisen, fällt wiederum die Lückengrösse unter dem Szenario „ohne Wild“ grösser aus als „mit Wild“. Andere Ergebnisse ergeben sich im Jahr 2052, was wiederum auf die grosse Sturmfläche 2022 zurückzuführen ist, welche unter dem Szenario „ohne Wild“ zu diesem Zeitpunkt bereits ins Stangenholz gewechselt hat. Der Unterschied zwischen den beiden Szenarien 2052 ist allerdings unter Einbezug des Deckungsgrades deutlich weniger gross als ohne Deckungsgrad.
- Der Anteil am Total der nicht schutzwirksamen Fläche von Flächen mit ungenügendem Deckungsgrad fällt für den Prozess Rutschungen im Vergleich zum Prozess Schneebewegungen verhältnismässig gering aus.
- Ausser für den Zeitpunkt 2052 wurden keine Stangenholzflächen simuliert, die einen Fichtenanteil von mehr als 70% aufweisen.
- Mit nicht ganz 70ha ist die Gesamtlückenfläche 2022 am grössten und beträgt knapp 37% der Tannen-Buchenwaldfläche resp. 15% der Schutzwaldfläche an der Rigi-Nordlehne. Bis 2032 sind ständig mindestens 26% der Schutzwaldfläche im Tannen-Buchenwald resp. 11% der Gesamtwaldfläche an der Rigi-Nordlehne bez. Rutschungen nicht schutzwirksam.
- Der Anteil der Lückenflächen, welcher durch Sturm verursacht wird, beträgt ausser 2022 zu jedem Zeitpunkt unter 10%.

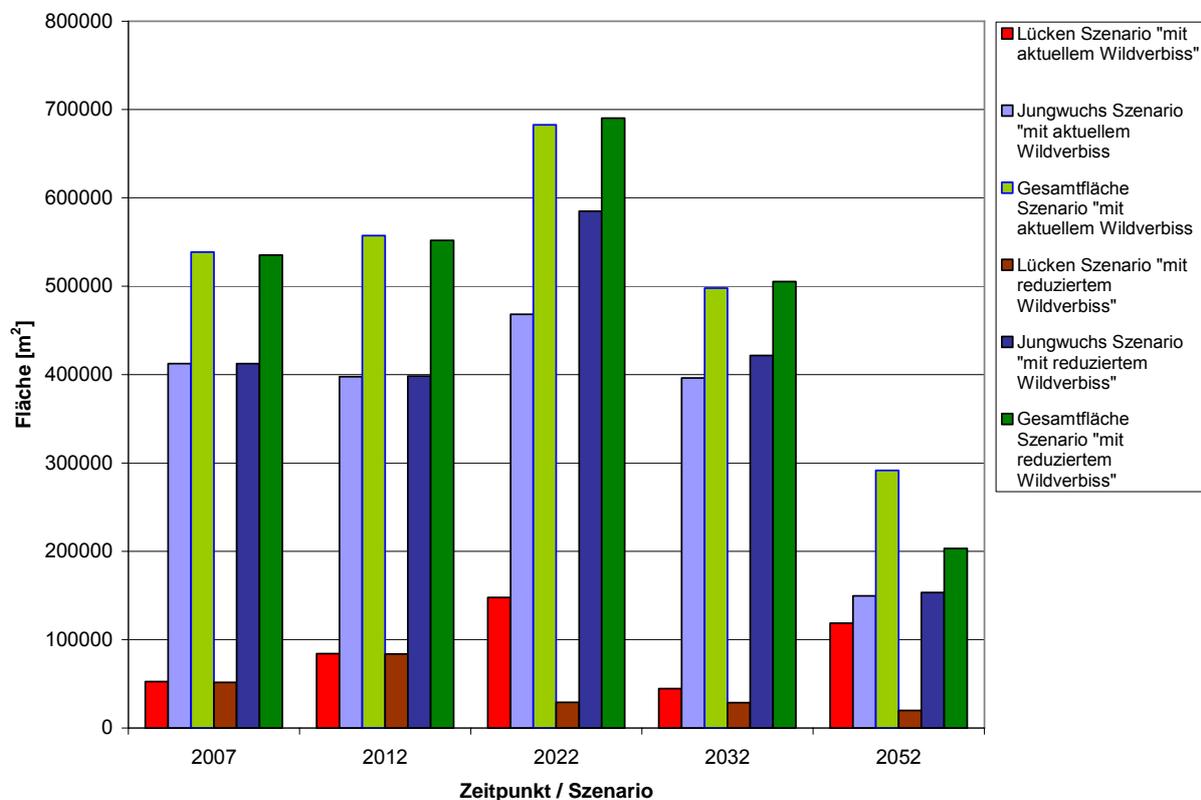


Abb. 6-11: Nicht schutzwirksame Flächen 4. Prozess Rutschungen, Kriterien Systemzustand und Sturm.

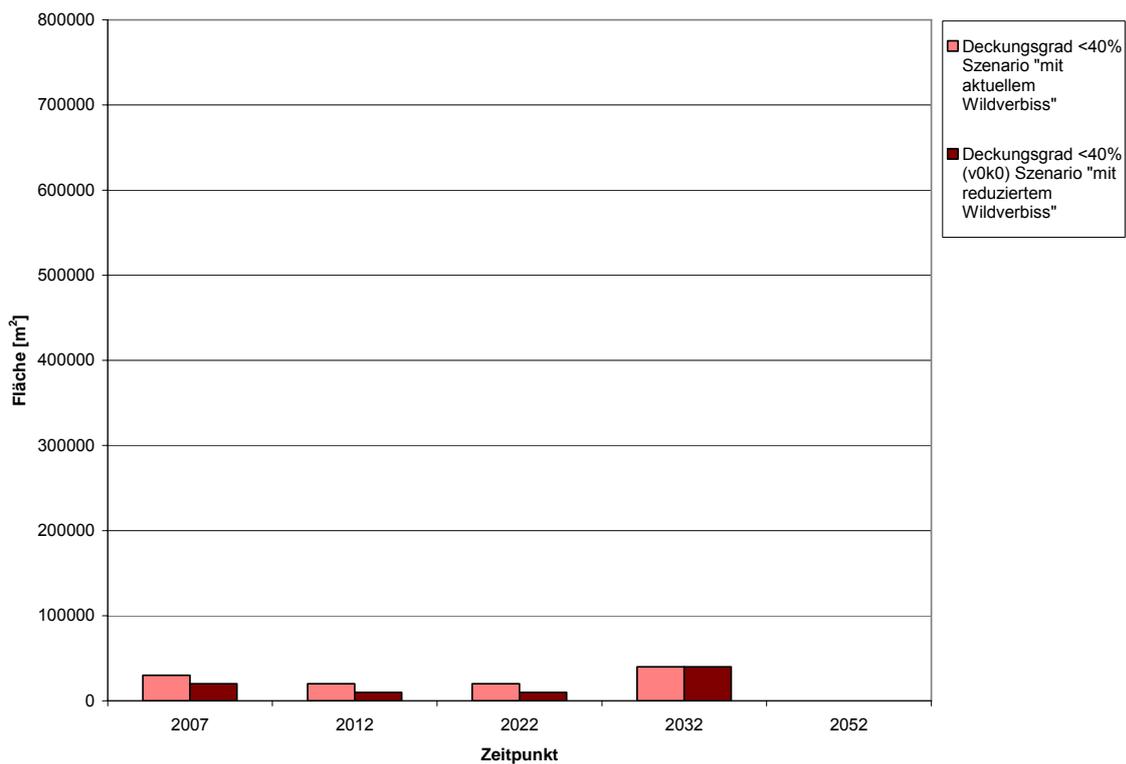


Abb. 6-12: Nicht schutzwirksame Flächen 5.
Prozess Rutschungen, Kriterium Deckungsgrad.

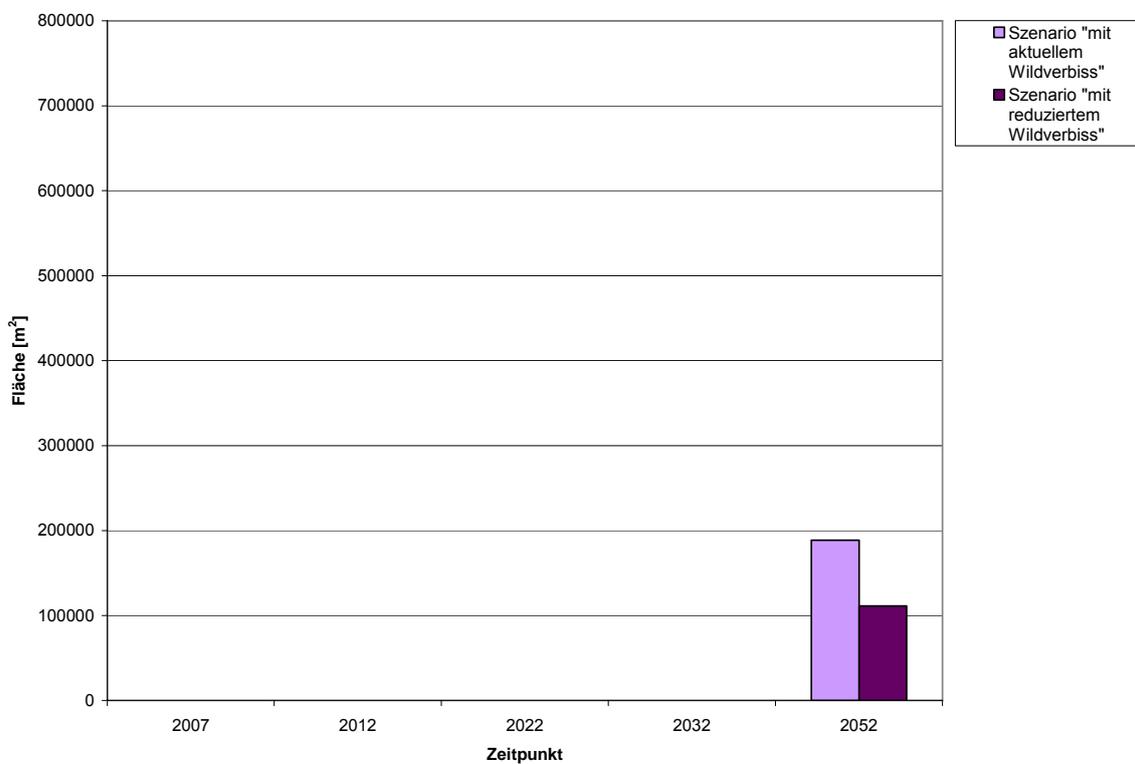


Abb. 6-13: Nicht schutzwirksame Flächen 6 (Prozess Rutschungen). Kriterium Fichtenanteil im Stangenholz.

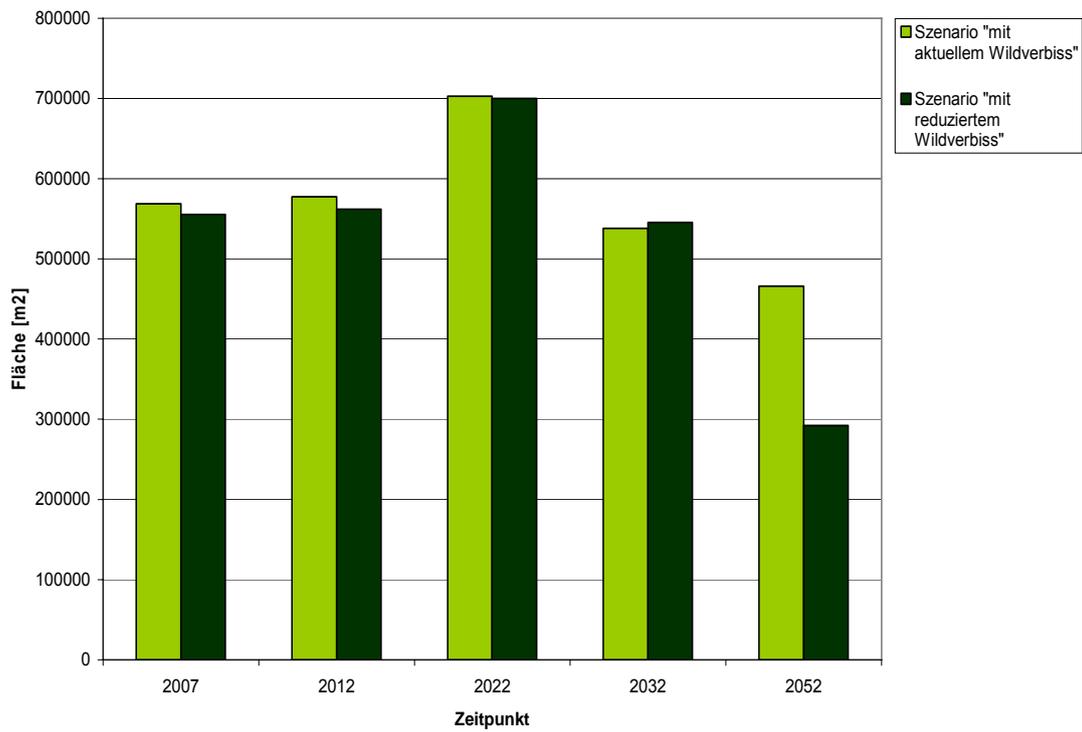


Abb. 6-14: Nicht schutzwirksame Flächen 7 (Prozess Rutschungen)
 Kriterien Systemzustand und Sturm, Deckungsgrad und Fichtenanteil im Stangenholz

Die räumliche Verteilung kann für jeden Betrachtungszeitpunkt dargestellt werden. Eine Darstellung aller gegen Rutschungen nicht schutzwirksamen Stellen befindet sich in Abb. 6-15.

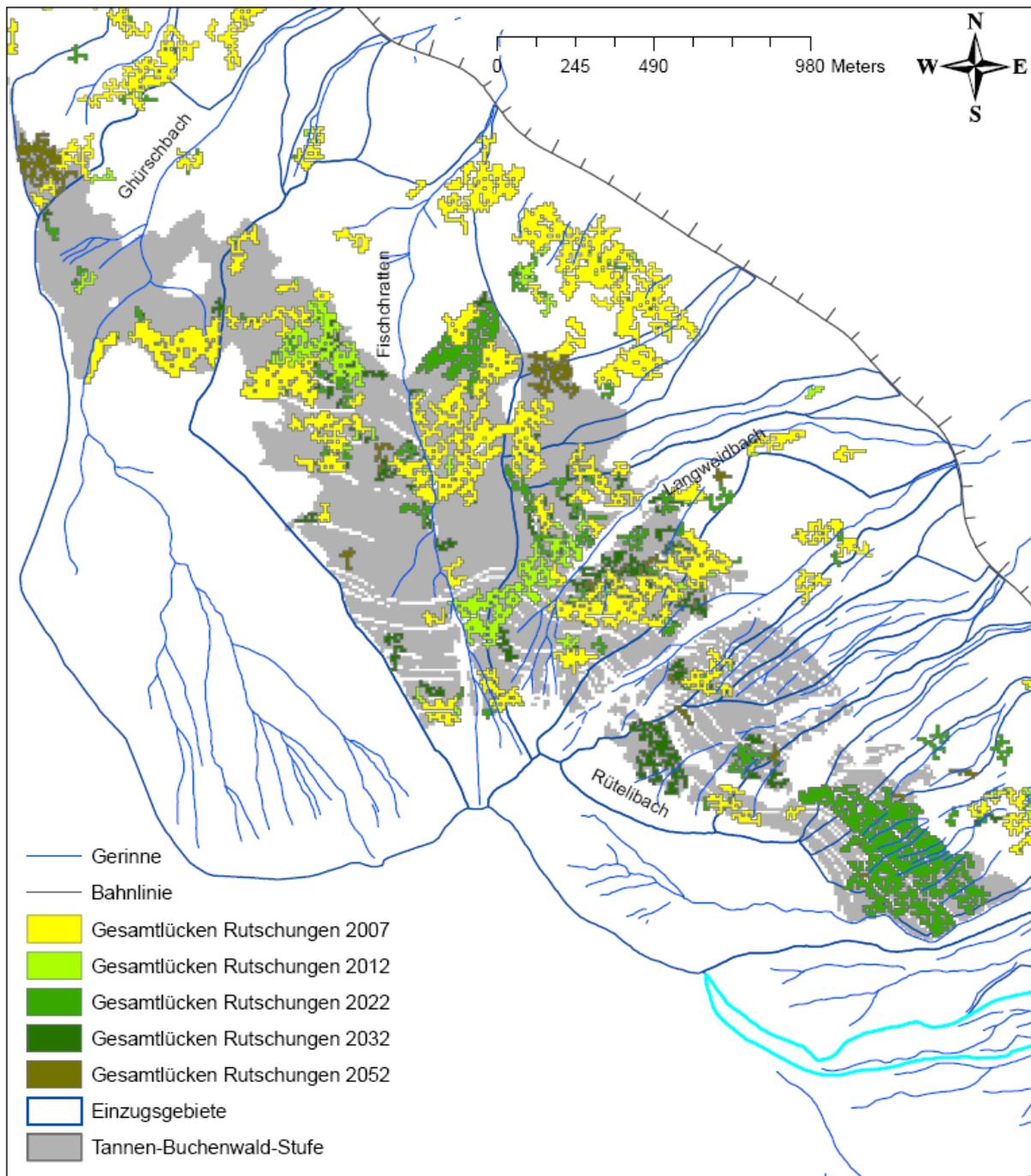


Abb. 6-15: Räumliche Verteilung der gegen Rutschungen nicht schutzwirksamen Flächen.

Diskussion der nicht schutzwirksamen Flächen und RIGFOR

Zu den Ergebnissen aus den Simulationen der kritischen Stellen muss Einiges bemerkt werden.

Entwicklung der nicht schutzwirksamen Flächen

Die Zunahme der Gesamtlückenfläche bis 2022 resp. 2032 und die anschließende Abnahme bis 2052 lässt sich mit der Altersstruktur der Bestockung und den Modellannahmen aus RIGFOR (worauf die Berechnung der Lückenflächen ja basiert) erklären: Der Anteil an Baumholz I ist 2004 mit ca. 14% relativ gering und der Anteil am Stangenholz mit ca. 4% sogar sehr tief. Die Verweilzeit im Stangenholz beträgt in RIGFOR 20-25 Jahre, diejenige im Baumholz I 20-25 Jahre. Das heisst, der relativ kleine Anteil an Baumholz I und Stangenholz im Jahr 2004 wirkt sich insbesondere bei der Fichte und Buche in einer weiteren Abnahme des Baumholz II und III während den nächsten 50 Jahren aus. Gleichzeitig rückt durch die langen Verweilzeiten im Jungwaldstadium (40 bis 75 Jahre, siehe

Tab. 6-1) bis 2052 relativ wenig Jungwuchs in die Stangenholzstufe nach, was eine zur Abnahme des Baumholzes parallel verlaufende Zunahme der Jungwuchsfläche zur Folge hat. Diese Entwicklung ist in Abb. 6-17 aus Stadelmann (2008) deutlich zu sehen. Bis 2032 sind dann unter den Annahmen für die Verweilzeiten aus RIGFOR (

Tab. 6-1) die Sturmflächen aus 1992 und 1999 ins Stangenholz übergegangen, wodurch sich die markante Abnahme der Jungwuchsflächen von 2032 bis 2042 erklären lässt. Diese Entwicklung kann als durchaus realistisch beurteilt werden.

Auf Grund des immer noch hohen Anteils an überalterten Beständen ist tatsächlich sowieso mit einer weiteren Abnahme der Flächen im Baumholz II und III durch Holzernte wie auch Zwangsnutzungen und Sturmschäden zu rechnen, egal ob der Verbissdruck gesenkt werden kann oder nicht. Diese Situation wurde zu einem grossen Teil durch waldbauliche Fehler verursacht; mit Schuld ist aber auch der hohe Wildverbiss: einerseits wurde nur zögerlich eingegriffen, da befürchtet wurde, dass auf Grund des hohen Verbissdruckes in den Schlagflächen keine Verjüngung aufkommen könne. Und andererseits wäre der Zusammenbruch von Altbeständen im Hinblick auf die Schutzwirkung bedeutend weniger gravierend, wenn auf Vorverjüngung gesetzt werden könnte – was unter dem aktuellen starken Verbissdruck nicht möglich ist.

Der grosse Unterschied im Jahr 2052 zwischen den beiden Szenarien bei den Gesamtlücken (Lücken oder Jungwuchs) ist auf die überdurchschnittlich grosse Sturmfläche 2022 (9.7ha und 2,3ha) zurückzuführen, welche auf Grund der in dieser Arbeit festgelegten Kriterien für die Entwicklung von Sturmflächen (Kapitel „Kriterien für die Entwicklung der vom Sturm betroffenen Bestände“) im Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ bereits ins Stangenholz übergeht, im Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ aber noch nicht; hätte die betreffende Sturmfläche eine durchschnittliche Grösse, so wäre der Unterschied in der Gesamtlückenfläche bedeutend kleiner resp. kaum vorhanden.

Tab. 6-1: Lebenszyklus von Fichte, Tanne und Buche im Tannenbuchenwald.

Annahmen für die Verweilzeiten in den verschiedenen Systemzuständen. Legende: 1 = Lücke, 2 = Jungwald, 3 = Stangenholz, 4 = Baumholz I, 5 = Baumholz II, 6 = Baumholz III (Quelle: Stadelmann 2008).

Systemzustand	1	2	3	4	5	6	Lebenszyklus
Verweilzeit Fichte	5	40	25	20	20	70	180
Verweilzeit Tanne	5	75	20	20	40	140	300
Verweilzeit Buche	5	55	25	25	30	60	200

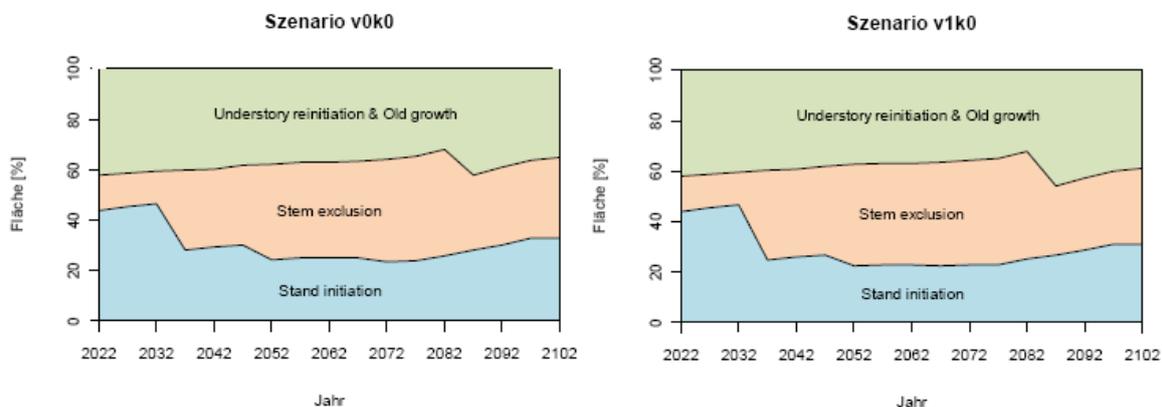


Abb. 6-16: Verteilung der Systemzustände im Tannen-Buchenwald über die Zeit (Quelle: Stadelmann 2008).

Links: Verteilung unter dem Szenario „reduzierter Wilddruck“. Rechts: Verteilung unter dem Szenario „aktueller Wilddruck“.

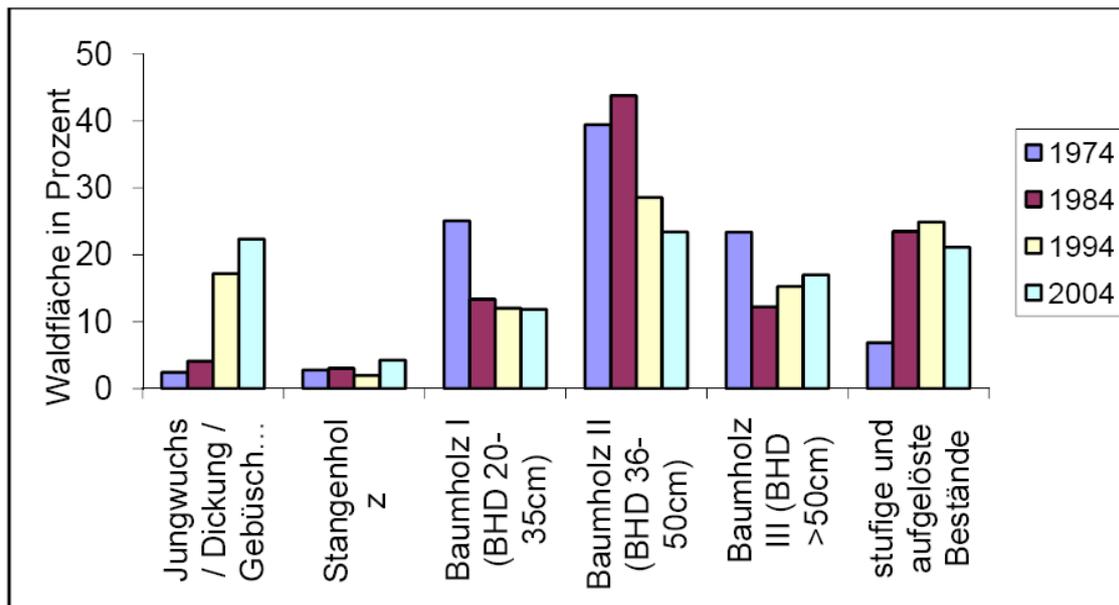


Abb. 6-17: Anteile der Entwicklungsstufen bis 2004 (Quelle: Hug 2005).

Die Grafik zeigt die Anteile der Entwicklungsstufen in Prozent der Fläche an der Rigi-Nordlehne für die Jahre 1974 bis 2004.

Fichtenanteil im Stangenholz

Zur Simulation des Fichtenanteils im Stangenholz können zwei Anmerkungen gemacht werden. Erstens: dass erst ab 2052 überhaupt Flächen mit einem Fichtenanteil von über 70% entstehen hängt wohl mit dem schnellen Jugendwachstum der Fichte zusammen. Dieses führt dazu, dass diejenigen Anteile der Sturmflächen aus 1992 und 1999, welche mit Fichte bestockt werden, bis 2052 bereits sämtliche ins Stangenholz übergegangen sind, diejenigen, welche mit Buche oder Tanne bestockt sind jedoch noch nicht. Dies führt zu einem verhältnismässig grösseren Anteil an Fichten-Stangenholzflächen als 2022 und 2032. Zweitens weist der beachtliche Unterschied zwischen den beiden Szenarien klar darauf hin, dass unter dem aktuellen Wilddruck mit einer Verschiebung der Baumartenanteile zugunsten der Fichte gerechnet werden muss, was hinsichtlich der Schutzwirksamkeit von Bestockungen als negativ beurteilt werden muss.

Unterschiede zwischen den beiden Szenarien

Und als wohl wichtigster Punkt ist das unerwartete Ergebnis zu diskutieren, dass die nicht schutzwirksamen Flächen unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ grösser ausfallen als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“. Dies erstaunt insofern, als aus der Praxis ja die eindeutige Beobachtung besteht, dass die Verjüngung durch den Wildverbiss verlangsamt wird. Dies müsste eigentlich zur Folge haben, dass auch die Gesamtlückengrösse unter starkem Wildeinfluss grösser wird als unter geringem Wilddruck. Um dieses unerwartete Ergebnis zu erklären, ist ein Blick in die Ausgangsdaten aus RIGFOR erforderlich.

Aus einer einfachen Aufstellung der Systemzustände „Lücke“, „Jungwuchs“ und „Lücke und Jungwuchs“ ist schnell ersichtlich, dass einerseits die Schutzwirksamkeit (gemessen am Anteil an nicht schutzwirksamen Zellen) bis 2022 leicht abnimmt und sich danach markant verbessert. Andererseits wird auch ohne irgendwelche weiteren Auswahlkriterien wie minimale Lückengrösse oder Fliesslänge die Gesamtzahl an Zellen in nicht schutzwirksamen Systemzuständen in den in RIGFOR berechneten Daten für das Szenario „reduzierter Wildverbiss“ leicht grösser ist als unter dem Szenario „aktueller Wilddruck“ (siehe Abb. 6-18). Dies würde heissen, dass die Schutzwirksamkeit mit starkem Wildeinfluss besser würde als mit geringem Wilddruck. Da dies nicht den bisherigen Beobachtungen in der Praxis entspricht, muss untersucht werden, auf welchen Modellannahmen dieses Ergebnis beruht.

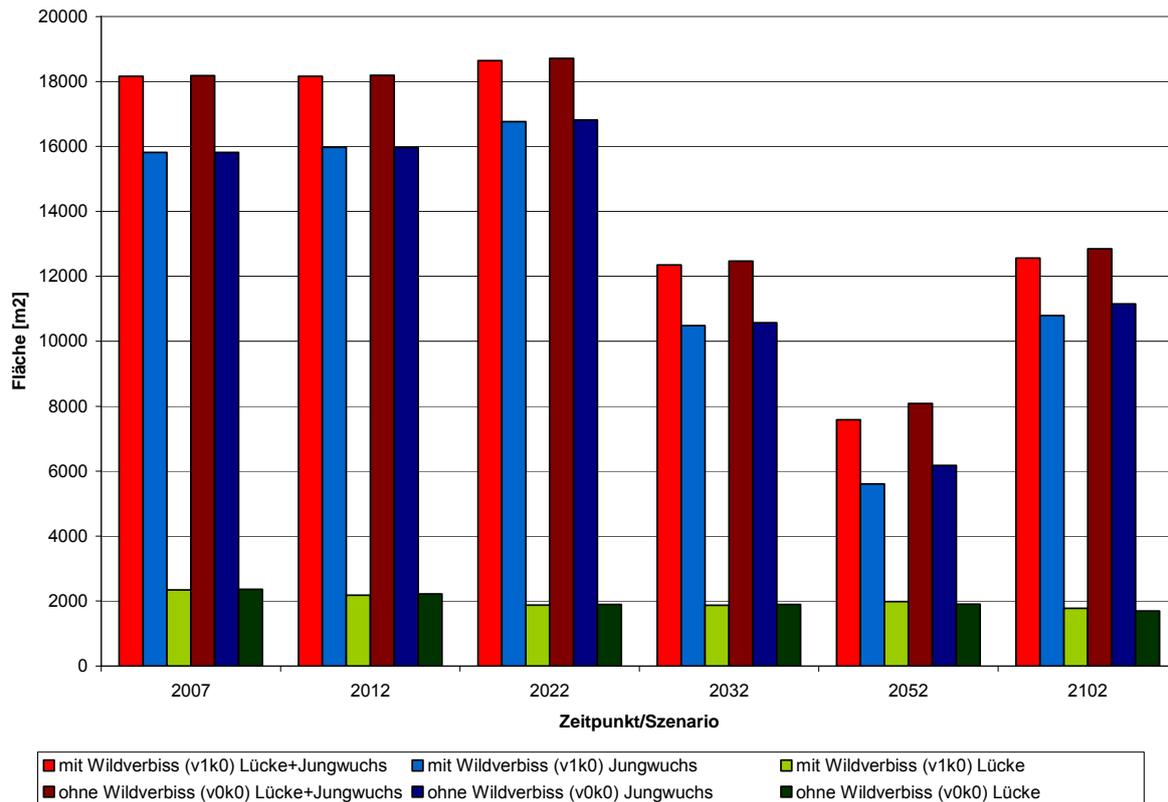


Abb. 6-18: Auswertung Systemzustände RIGFOR.

Eine einfache Zusammenstellung der als nicht schutzwirksam definierten Systemzustände zeigt, dass sich die Situation bezüglich der Schutzwirksamkeit bis 2022 leicht verschlechtert, dann bis 2052 erheblich verbessert. Die Gesamtlückenfläche fällt unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ grösser aus als unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“.

Dafür muss betrachtet werden, wie sich die Modellannahmen in RIGFOR für die Wiederbewaldung von Lücken und das Jugendwachstum zwischen den beiden Szenarien unterscheiden. Dies kann folgendermassen zusammengefasst und interpretiert werden (Stadelmann 2008):

- Geht eine Zelle in den Systemzustand „Lücke“ über, so wird in RIGFOR für die betreffende Zelle geprüft, für welche Baumarten Samenbäume vorhanden sind. Dementsprechend setzt sich die Baumartenmischung in einer Jungwuchszelle zusammen.
- Bei jedem Übergang von der Jungwuchs- in die Stangenholzstufe findet eine Baumartendifferenzierung statt, wobei sich nur eine dominierende Art durchsetzen kann. Sobald die raschwüchsigste Art, die in einer Zelle vertreten ist, das Alter erreicht hat, um ins Stangenholz zu gelangen wird dieser Prozess eingeleitet. In Abhängigkeit von Häufigkeit, Wachstumsgeschwindigkeit und einer Zufallskomponente wird die dominierende Art bestimmt. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Fichte als dominierende Art durchsetzt wird wie folgt hergeleitet:

$$p_{Fi} = 0.5 + \left(\frac{100}{N_{alle}} \times \frac{n_{Fi} + 1}{T_{Fi}} \times X_{rand} (1,100) \right) \quad \text{(Gleichung 5)}$$

Dabei ist p_{Fi} der prozentuale Fichtenanteil der Zelle, T_{Fi} ist die Verweilzeit der Fichte im Jungwuchs, und X_{rand} ist eine zufällig bestimmte natürliche Zahl zwischen 1 – 100. N_{alle} wird wie folgt

hergeleitet:

$$N_{alle} = \frac{n_{Fi} + 1}{T_{Fi}} \times \frac{n_{Ta} + 1}{T_{Ta}} \times \frac{n_{Bu} + 1}{T_{Bu}} \times \frac{n_{Ul} + 1}{T_{Ul}} \quad \text{(Gleichung 6)}$$

Zusätzlich findet alle drei Zeitschritte im Übergang vom Jungwald ins Stangenholz eine Pflege (Mischungsregulierung) gemäss den Vorgaben in NaiS statt. Dabei werden in jeder Zelle, die mehr als eine Baumart enthält, auf Grund der "8-neighbors rule"³⁰ Baumarten entfernt, welche zu stark vertreten sind. Dies führt zu einer Förderung der Tanne auf Kosten der Fichte.

Ein wichtiges Detail dabei ist, dass falls durch die Baumartendifferenzierung (egal ob „natürlich“ oder „durch Pflege“) eine langsamwüchsige Baumart zum Zug kommt, die Zelle noch bis zu dem Zeitpunkt im Jungwuchsalter bleibt, bei dem die ausgewählte Baumart ins Stangenholz übergeht³¹. Das bedeutet, dass Zellen mit schnell wüchsigen Baumarten wie Ahorn und Fichte relativ schnell ins Stangenholz übergehen, mit Tannen bestockte Flächen hingegen sehr viel länger im Jungwuchsstadium verbleiben.

Dazu ist anzumerken, dass die Tanne unter den gleichen Lichtverhältnissen nicht langsamer wächst als die Fichte, die Fichte aber mehr Licht braucht, um überhaupt wachsen zu können und wahrscheinlich daher eine kürzere Verweilzeit in der Jungwuchsstufe gewählt wurde.

Unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ kommt bei den Modellannahmen dazu, dass der Aufwuchs der Tanne verunmöglicht und derjenige von Buche und Ahorn erschwert wird (d.h. jede vierte Buche und jeder zweite Ahorn wird so stark verbissen, dass sie nicht aufwachsen können). Die Fichte kann normal aufwachsen (Stadelmann 2008). Das bedeutet, dass im Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ keine Tannen – also langsamwüchsige Bäume – aufwachsen, sondern die Lücken statt mit Tannen mit schnell wachsenden Fichten bestockt werden. Dadurch gehen sie schneller vom Jungwuchs ins Stangenholz über als unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“. In der Simulation für das Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ hingegen kann die langsam wachsende Tanne aufkommen und wird zusätzlich durch die Pflege gefördert, was dazu führt, dass die Zellen etwas länger im Jungwaldzustand verbleiben. Dadurch wird auch der Jungwaldanteil etwas grösser.

Die Annahmen, dass eine Lückenfläche, welche mit Tanne nicht bestockt werden kann, automatisch mit Fichte bestockt wird, ist aber eindeutig als falsch zu beurteilen, da die Fichte auf Grund der schattigen Verhältnisse in kleinen Lücken nicht aufwachsen kann. Zudem sind die Anwuchsbedingungen für die Fichte standortsbedingt schlecht an der Rigi-Nordlehne (Frehner und Schwitter 2008).

Damit ist auch erklärt, weshalb unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ ein grösserer Anteil an Gesamtlücken entstehen kann als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“, und sich diese Entwicklung nicht umgekehrt – wie eigentlich erwartet – verhält.

Oder anders ausgedrückt bedeutet dies, dass im Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ diejenigen Lücken, welche mit Tanne bestockt wären (wobei die Tanne wegen des Verbisses aber nicht aufkommen kann), in der Realität im Lücken- resp. Jungwuchszustand bleiben, und **somit der Lückenanteil unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ durch die Simulation in RIGFOR unterschätzt wird**. Allerdings kann auf Grund dieser Arbeit nicht quantifiziert werden, um wie viel die Fläche unterschätzt wird. Die Simulation für das Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ dürfte hingegen die Realität relativ gut abbilden, da für dieses Szenario keine unrealistischen Annahmen für die Bestockung von Lücken durch Fichten getroffen wurden. Das heisst, mit RIGFOR kann die Situation mit geringem Verbissdruck gut dargestellt werden, diejenige mit starkem Verbissdruck aber nicht.

Diese Unterschätzung wird als gravierendes Defizit in RIGFOR beurteilt, und es wird somit klar, dass über das Modell RIGFOR die Unterschiede in der Entwicklung der Schutzwirksamkeit zwischen den beiden Szenarien „mit aktuellem Verbissdruck“ und „reduziertem Verbissdruck“ über das Kriterium Systemzustand nicht beurteilt werden können. **Somit muss gesagt werden, dass RIGFOR nicht geeignet ist, um die Fragestellung der vorliegenden Arbeit zu beantworten.**

Da aber einerseits kein anderes Modell zur Verfügung stand und andererseits die vorliegende Arbeit von Anfang an als Nachfolgearbeit der Masterarbeit von Stadelmann (2008), in welcher RIGFOR entwickelt wurde, konzipiert war, und dieses entscheidende Defizit erst im Laufe der vorliegenden

³⁰ Die "8-neighbors rule" berücksichtigt

alle benachbarten Rasterzellen, die direkt horizontal, vertikal oder diagonal erreichbar sind.

³¹ G.Stadelmann, Mitteilung per Mail vom 13. Januar 2009

Arbeit erkannt wurde, konnte die Arbeit nicht grundlegend geändert werden. Deshalb wurde in der Folge die thematische Abgrenzung der Arbeit abgeändert und versucht, trotzdem etwas auf Grund von RIGFOR zur Entwicklung der Schutzwirksamkeit der Wälder an der Rigi-Nordlehne auszusagen und entstehende Kosten für Massnahmen abzuschätzen. Dies hatte allerdings zur Folge, dass zusätzliche Annahmen für verschiedene Szenarien getroffen werden mussten, was die ganze Arbeit bedeutend verkomplizierte.

Weiterverwendung der Resultate aus der Lückensimulation

Ursprünglich war vorgesehen, über die Veränderung der Lückenfläche abzuschätzen, wie sich die Murgangfracht und damit die Gefährdung der Bahnlinie durch Murgänge verändern wird. Da aber dafür, wie oben aufgezeigt, RIGFOR nicht geeignet ist, wird im Rahmen dieser Arbeit darauf verzichtet, die Entwicklung der Gefährdung durch Murgänge zu simulieren.

Da das Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ die Realität relativ gut abbildet, und mit grosser Wahrscheinlichkeit gesagt werden kann, dass das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ die Lückenfläche unterschätzt, können die Simulationsergebnisse aus RIGFOR aber trotzdem für eine grobe Abschätzung der Lückenentwicklung im Hinblick auf die zu erwartenden Aufwände für Schutzmassnahmen gegen Schneebewegungen und Verbisschutzmassnahmen verwendet werden. Dabei kann der Zustand im Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ direkt übernommen werden, die simulierte Lückenfläche im Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ hingegen muss als „minimale Lückenfläche“ betrachtet werden. Dies ist später bei der Beurteilung der abgeschätzten Kosten zu berücksichtigen. Dies war ursprünglich nicht so vorgesehen, war aber die einzige Lösung, die für diese Arbeit in Frage kam, da es zeitlich nicht möglich war, das Modell anzupassen.

Für eine gute Grundlage der Arbeit ist es aber nötig, die Notwendigkeit der Anwesenheit der Tanne in der Verjüngung zu begründen (nach dem dies mit RIGFOR nicht möglich ist). Diese wichtige Grundlage für die Massnahmenplanung wird gemäss dem Vorgehen in Kapitel Abschätzung des Einflusses der Tanne auf die Schutzwirksamkeit geschaffen.

Zusammenfassend können die Ergebnisse aus der Lückenberechnung folgendermassen interpretiert werden:

- a) Wird die Schutzwirksamkeit der Wälder – vereinfacht – mit dem Lücken- und Jungwuchsanteil an der Gesamtwaldfläche gleichgesetzt, kann gesagt werden, dass die Schutzwirksamkeit bis 2032 weiter abnimmt, sich dann aber bis 2052 markant verbessert. Dies allerdings nur unter der Voraussetzung, dass der Verbissdruck reduziert wird; über die Entwicklung unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ können mit RIGFOR keine zuverlässigen Aussagen gemacht werden.
- b) Der festzustellende Unterschied zwischen den beiden Szenarien ist sehr klein. Ausserdem entstehen durch die Modellannahmen in RIGFOR Simulationsergebnisse, welche als nicht realistisch beurteilt werden müssen. Für eine Beurteilung der Murgangentwicklung und der damit verbundenen Kosten, wie sie ursprünglich vorgesehen war, sind somit diese Resultate nicht brauchbar.
- c) Für eine grobe Kostenabschätzung der entstehenden Kosten im Bereich Schneebewegungen und Verbisschutz können die Resultate hingegen durchaus verwendet werden, da damit trotzdem eine Grössenordnung der entstehenden Kosten abgeschätzt werden und Unterschiede zwischen den entstehenden Kosten mit starkem Verbissdruck und geringem Verbissdruck aufgezeigt werden können. Dabei muss bedacht werden, dass durch die Unterschätzung der entstehenden Lückenflächen die entstehenden Kosten ebenfalls unterschätzt werden.
- d) Nötig wird aber eine Begründung, warum der Erhalt der Tanne im Schutzwald aus ökonomischen Gründen nötig ist.

6.3.1.3 Massnahmen

In diesem Kapitel wird als erstes aufgezeigt und diskutiert, weshalb eine Erhaltung des Tannenanteils aus der Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung nötig ist. Dann wird zusammengefasst und diskutiert, unter welchen Voraussetzungen welche Massnahmen einberechnet wurden, bevor die Ergebnisse

aus den Modellen für die Machbarkeitskriterien vorgestellt und diskutiert werden. Anschliessend wird aufgezeigt, auf welchen Flächen welche Massnahmen zur Anwendung kommen sollen respektive können.

Einfluss der Tanne auf die Schutzwirksamkeit

Nachdem mit RIGFOR keine grundlegenden Unterschiede zwischen den beiden Szenarien „mit aktuellem Wildverbiss“ und „reduziertem Wildverbiss“ festgestellt werden konnten und sich ausserdem die Modellannahmen in RIGFOR für die Beurteilung der Entwicklung der Schutzwirksamkeit als ungenügend herausgestellt haben, stellt sich nun die Frage, was mit RIGFOR trotzdem im Hinblick auf die Entwicklung der Schutzwirksamkeit ausgesagt werden kann.

Was in RIGFOR mit grosser Wahrscheinlichkeit relativ realitätsnah simuliert wird, ist die Entwicklung der Baumartenmischung. Dabei wird aufgezeigt, dass die Tanne langfristig stark zurückgeht (Stadelmann 2008). Die Frage ist nun, wie sich dieser Rückgang und langfristig der Ausfall der Tanne auf die Schutzwirksamkeit auswirkt. Um dies auf der ganzen Fläche aufzeigen zu können, müsste das Modell RIGFOR angepasst werden und die Waldentwicklung müsste neu simuliert werden. Dies kann im Rahmen dieser Arbeit nicht gemacht werden. Anhand der in Kapitel „Abschätzung des Einflusses der Tanne auf die Schutzwirksamkeit“ definierten Kriterien für die Entwicklung von Sturmflächen kann aber untersucht werden, wie sich grössere Lücken (egal ob Sturmflächen oder andere Lücken) unter den verschiedenen Entwicklungskriterien entwickelt. Auch wenn damit nur die Entwicklung auf einem Teil der entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen berücksichtigt wird, kann damit eine gute Aussage gemacht werden bezüglich der Entwicklung der Schutzwirksamkeit.

Hypothetische Entwicklung von Sturmflächen bis 2127

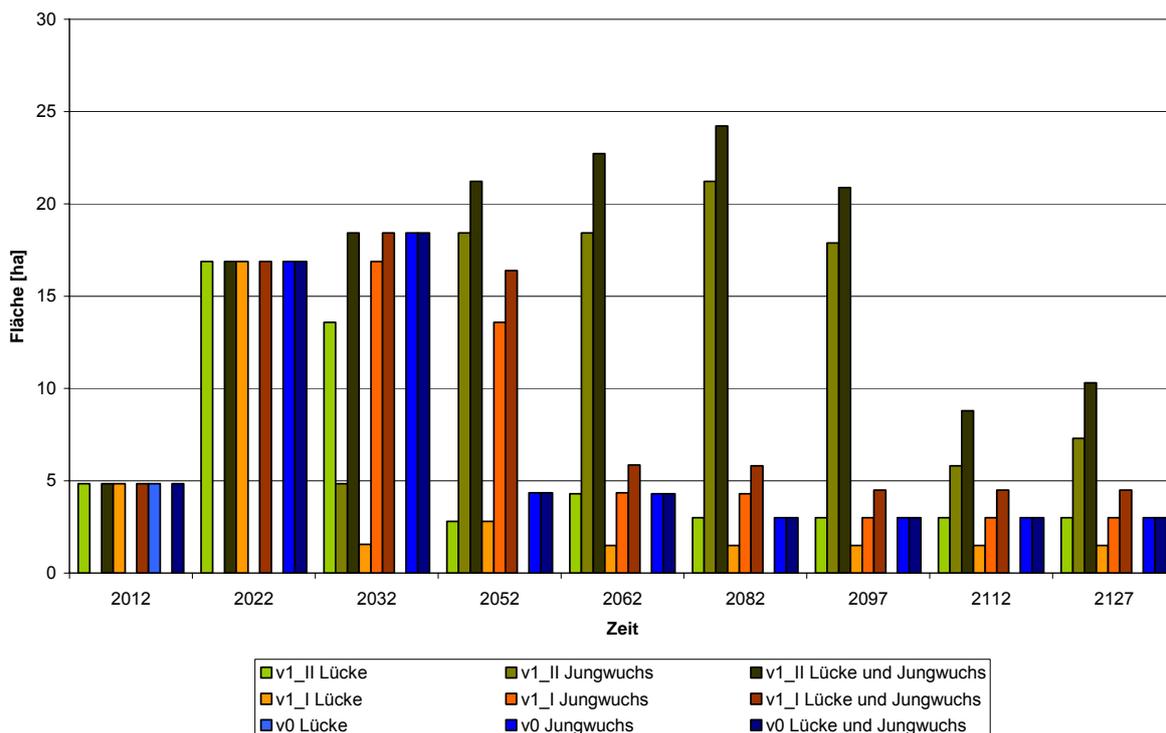


Abb. 6-19: Hypothetische Entwicklung von Sturmflächen bis 2127.

Bis 2052 wurden die im Modell „sturm“ simulierten Sturmflächen angenommen, für die späteren Zeitpunkte wurde alle 15 Jahre eine Sturmfläche von 1.5ha angenommen.

Werden bis 2052 die im Modell „sturm“ simulierten Sturmflächen und dann alle 20 Jahre eine Sturmfläche von 1.5ha angenommen, kann gemäss den Kriterien für die Entwicklung der Sturmflächen die Entwicklung der Lücken-, Jungwuchs- und Gesamtlückenfläche unter den drei Szenarien „verträglicher Wildverbiss“, „aktueller Wildverbiss mit Verbisschutzmassnahmen“ und „aktueller Wildverbiss ohne Verbisschutzmassnahmen“ wie folgt zusammengefasst werden:

- Im Szenario „mit verträglichem Wildverbiss“ (=v0 in Abb. 6-19) wird damit gerechnet, dass sich die Tanne erfolgreich verjüngen kann. Dadurch ist kaum mit Lücken zu rechnen, da sich bereits vor dem Ereignis grossflächig Vorverjüngung etablieren kann. Die Jungwuchsfläche pendelt sich – unter der Annahme von Sturmflächen im Bereich von 1.5ha – auf einem Niveau unter 5ha ein.
- Unter dem Szenario „aktueller Wildverbiss mit Verbißschutzmassnahmen“ (= v1_I) kann die Tanne in den geschützten Flächen aufkommen, allerdings leicht verzögert. Dadurch verhält sich die Wiederbewaldung gemäss den Kriterien Ib, das heisst, sie findet um 10 Jahre verzögert statt und ist nicht auf allen Flächen möglich (siehe Resultate zur Machbarkeit von Verbißschutzmassnahmen). Dabei pendelt sich die nicht schutzwirksame Fläche auf einem Niveau von gut einem Drittel mehr ein als unter dem Szenario „mit verträglichem Verbißdruck“.
- Unter dem Szenario „aktueller Wildverbiss ohne Verbißschutzmassnahmen“ (=v1_II) kann die Tannen nicht aufwachsen. Damit verhält sich die Wiederbewaldung gemäss den Kriterien IIb. Das bedeutet, dass die Wiederbewaldung stark verzögert stattfindet, und die grossen simulierten Sturmflächen sich noch bis 2132 auf die Lückenflächen auswirken. Damit kann gesagt werden, dass bis mindestens bis ins Jahr 2130 der Anteil an nicht schutzwirksamen Flächen (welche durch Sturm oder andere entstehen) um mehr als das Dreifache höher ist unter „starkem Verbißdruck ohne Massnahmen“ als unter „verträglichem Verbißdruck“.

Damit kann aufgezeigt werden, dass mit grosser Wahrscheinlichkeit die Schutzwirksamkeit bei einem Ausfall der Tanne langfristig zurückgeht. Dies wird auf Flächen, auf welchen die Buche als weitere Schattenbaumart auf Grund der eingeschränkten Verfügbarkeit von Samenbäumen ebenfalls fehlt oder nur beschränkt vorhanden ist (Frehner und Schwitter 2008), zu einem besonderen Problem führen. Eine Verjüngung mit Fichte wäre zwar theoretisch denkbar, wobei diese entweder mit hohen Kosten für Pflanzungen verbunden wäre und/oder stark verzögert stattfinden würde, da die Fichte nicht bereits als Vorverjüngung vorhanden wäre und mit grosser Vegetationskonkurrenz zu kämpfen hätte, wenn sie sich denn überhaupt ansamen könnte. Sowohl aus ökonomischen Überlegung wie auch aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung ist es deshalb unerlässlich, den in NaiS geforderten minimalen Tannenanteil anzustreben.

Machbarkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse präsentiert und diskutiert, welche als Vorbereitung zur Machbarkeitsstudie aus den fünf einzelnen Modellen „höhenstufe“, „pflanzung“, „steinschlag“, „gleitschnee“ und „chemisch“ berechnet wurden.

Höhenstufe

Das Ergebnis aus dem Modell „höhenstufe“ ist in der Karte in Abb. 6-20 ersichtlich.

Eigentlich bräuchte es für diese Berechnung kein Modell, da es sich um eine einmalige Berechnung handelt, die nicht für verschiedene Szenarien durchgespielt werden muss. Dasselbe gilt für die Modelle „pflanzung“, „steinschlag“, „gleitschnee“ und „chemisch“. Der Vorteil der Modelle liegt aber darin, dass die Berechnungen mit sehr geringem Aufwand mit verschiedenen Parameter durchgespielt werden können (Stichwort Sensitivitätsanalysen). Deshalb wurde entschieden, für alle Berechnungen Modelle zu erstellen

Das Ergebnis aus dem Modell „höhenstufe“ ist denn auch nicht weiter spannend, es handelt sich lediglich um die Ausscheidung der Tannen-Buchenwaldstufe (hellgrün), wie sie in der Waldstandortskarte 2007 kartiert worden war.

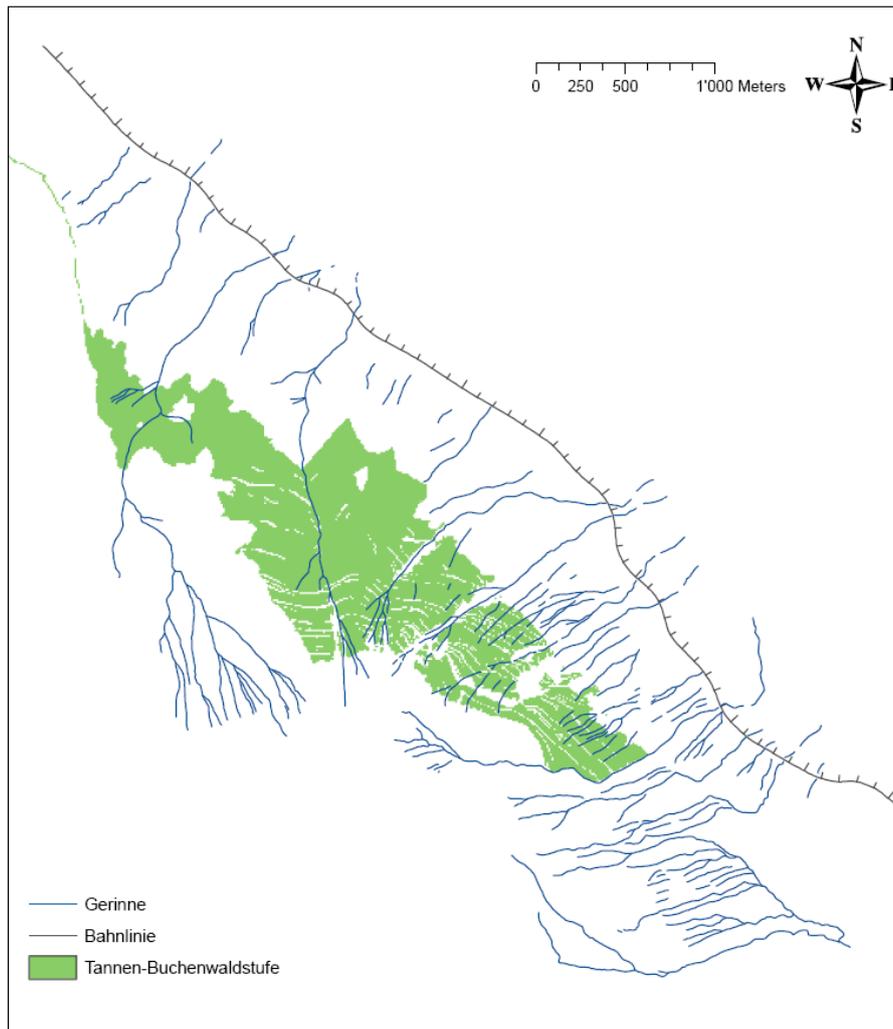


Abb. 6-20: Die Tannen-Buchenwaldstufe an der Rigi-Nordlehne.

Pflanzung

Die Berechnungen für die Pflanzungen ergaben die Abb. 6-21. In die hellgrünen Flächen kann das Pflanzmaterial von der Strasse aus in sinnvoller Zeit hingetragen werden; ausserhalb dieser Zone muss damit gerechnet werden, dass das Pflanzmaterial per Helikopter in die zu bepflanzende Fläche transportiert wird. Hellblau ist der Tannen-Buchewald dargestellt.

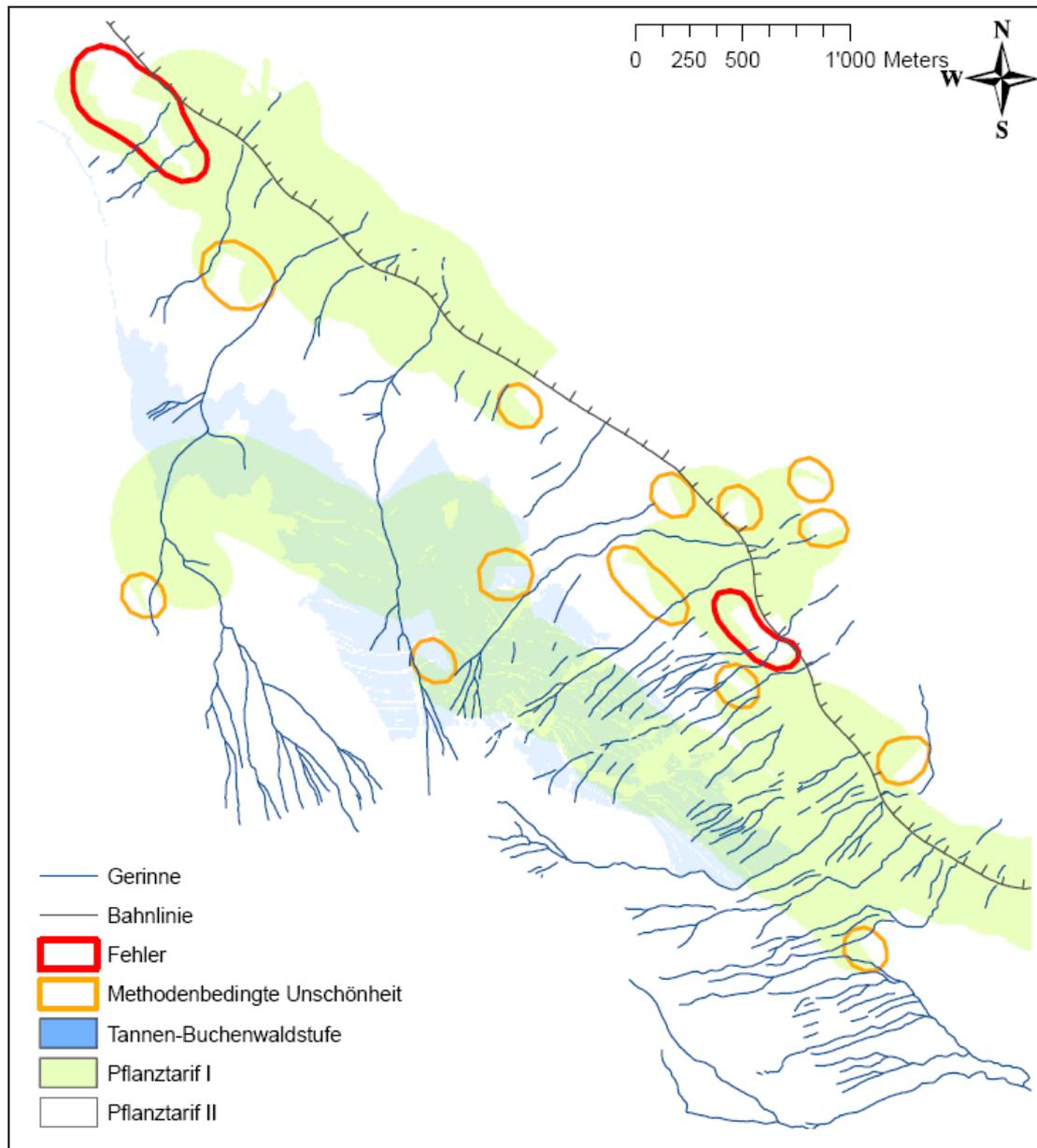


Abb. 6-21: Ergebnis aus dem Modell „pflanzung“.

Gleitschnee

Für die Berechnung der durch Gleitschnee gefährdeten Flächen wurden nur die Zellen in der Tannen-Buchenwaldstufe berücksichtigt. Erwartungsgemäss befinden sich die durch Gleitschnee gefährdeten Stellen hauptsächlich im Bereich der oberen Waldgrenze (siehe Abb. 6-22).

Dazu muss aber gesagt werden, dass die Auswahl von durch Gleitschnee gefährdeten Stellen über die Waldgesellschaft – wie sie hier erfolgte – zwar durchaus eine plausible Möglichkeit darstellt, im Prinzip aber eine Überprüfung des Bodenbewuchses resp. der Gleitschneetätigkeit im Gelände nötig wäre. Im Rahmen dieser Arbeit konnte dies aber nicht durchgeführt werden, weshalb die auf Grund der Bestandskarte und des Höhenmodells in GIS ermittelten Flächen relativ unkritisch übernommen werden mussten.

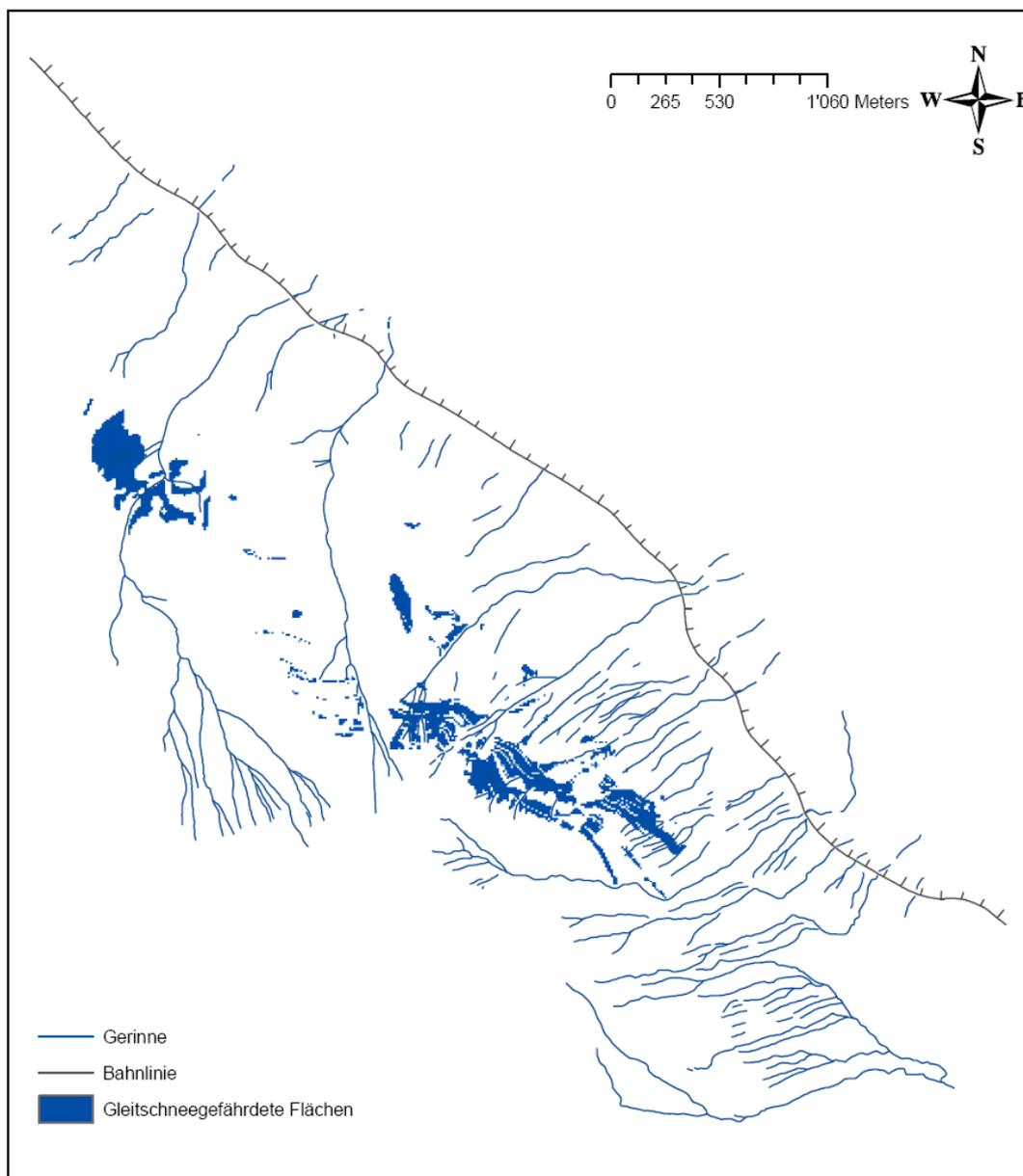


Abb. 6-22: Gleitschneegefährdete Flächen

Steinschlag

Für die Berechnung der durch Steinschlag gefährdeten Flächen wurden ebenfalls nur die Zellen in der Tannen-Buchenwaldstufe berücksichtigt. Grundlage war, wie bereits in den Methoden erläutert, die Datei der Steinschlag-Events aus Silvaprotect (Giamboni 2008).

Wie auf der Karte in der Abb. 6-23 zu sehen ist, ist ein relativ grosser Anteil der waldfähigen Standorte in der Tannen-Buchenwaldstufe steinschlaggefährdet, was sich auch mit zahlreichen Feldbeobachtungen seitens der Waldbesitzer sowie der Autorin deckt.

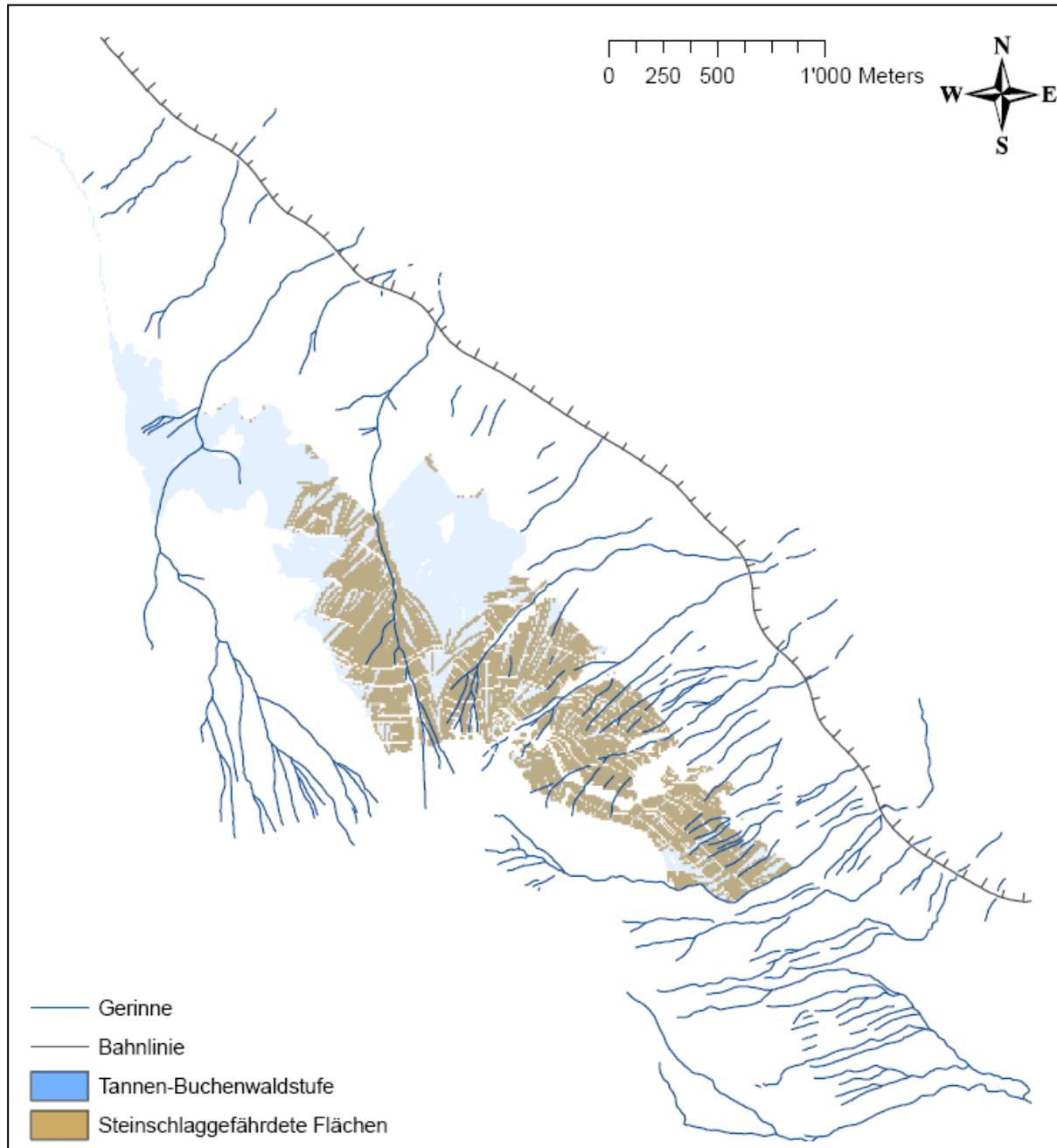


Abb. 6-23: Steinschlaggefährdete Flächen.

Chemischer Verbisschutz

Die Machbarkeit von chemischem Verbisschutz wurde auf Grund von einem einzigen Kriterium, nämlich der Hangneigung, gerechnet. Dies ergibt die in Abb. 6-24 ersichtliche Verteilung.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass viele der hierbei als zu steil ausgeschiedenen Flächen gar nicht waldfähig sind. Diese werden aber in den weiteren Rechnungen sowieso ausgeschieden.

Die etwas seltsame Flächenform der berechneten Fläche kam auf Grund des Höhenmodells zustande, welches nur für die hier eingefärbte Fläche zur Verfügung steht. Es beinhaltet aber den gesamten Untersuchungsperimeter. Besser wäre gewesen, diesen vorgängig auszuschneiden; diese Idee kam der Autorin aber erst nach Abschluss der Berechnungen.

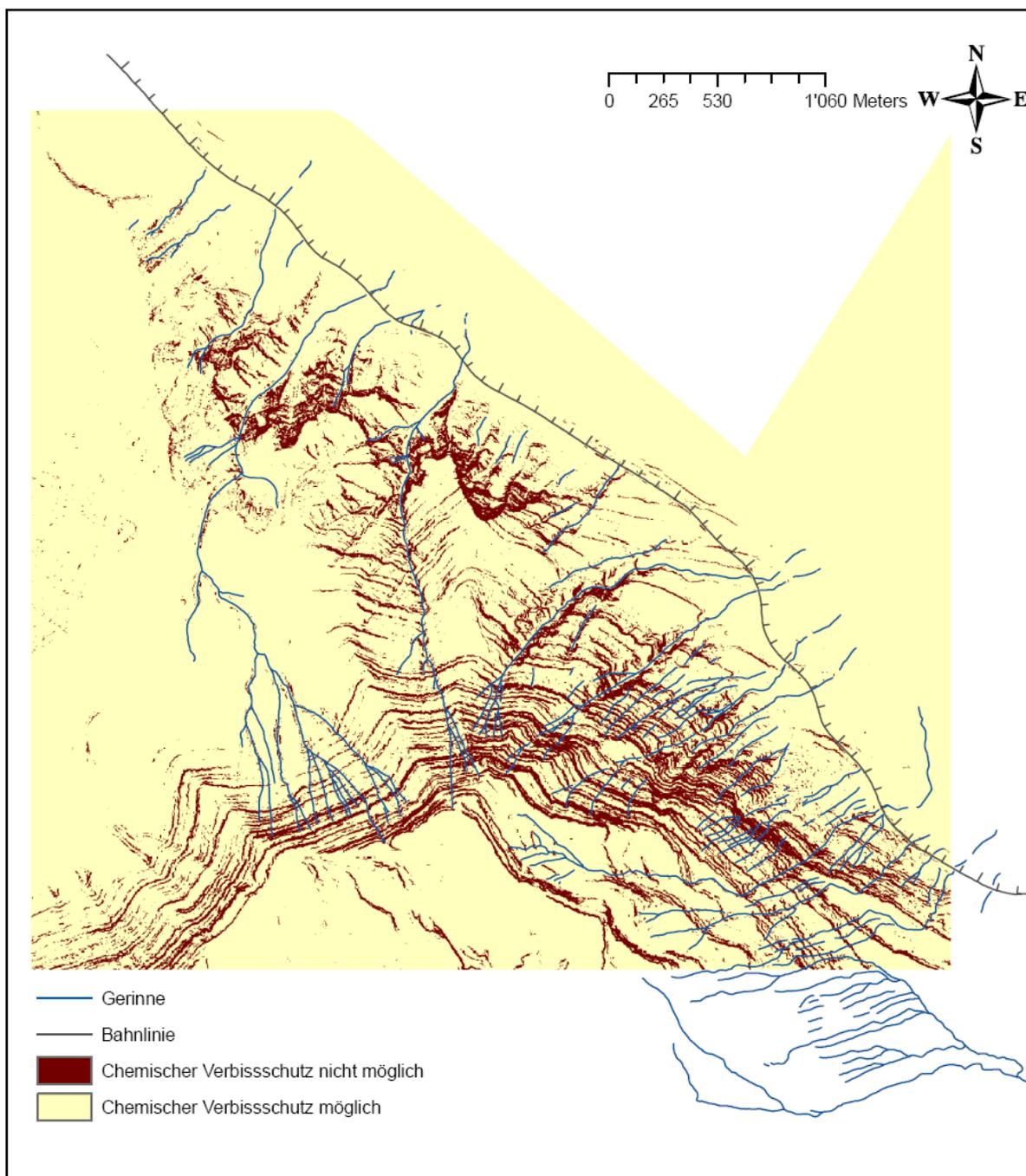


Abb. 6-24: Flächen, auf welchen Chemischer Verbisschutz möglich ist.

Zu ergreifende Massnahmen

In diesem Kapitel wird vorgestellt, welche Massnahmen auf Grund der Modelle „machbarkeit_schneebewegungen“ und „machbarkeit_rutschungen“ auf welchen Flächen eingeplant wurden als Grundlage für die Kostenschätzung.

Allgemeine Bemerkungen

Prozess Lawinen

Im Modell „machbarkeit_schneebewegungen“ wurde berechnet, auf welchen Flächen welche der machbaren Massnahmen zur Anwendung kommen *kann* und *für die Kostenberechnung einberechnet wird*. Dies ergab pro Zeitpunkt und Szenario eine Karte, auf welcher die verschieden zu behandelnden Flächen eingefärbt sind (siehe das Beispiel in Abb. 6-25).

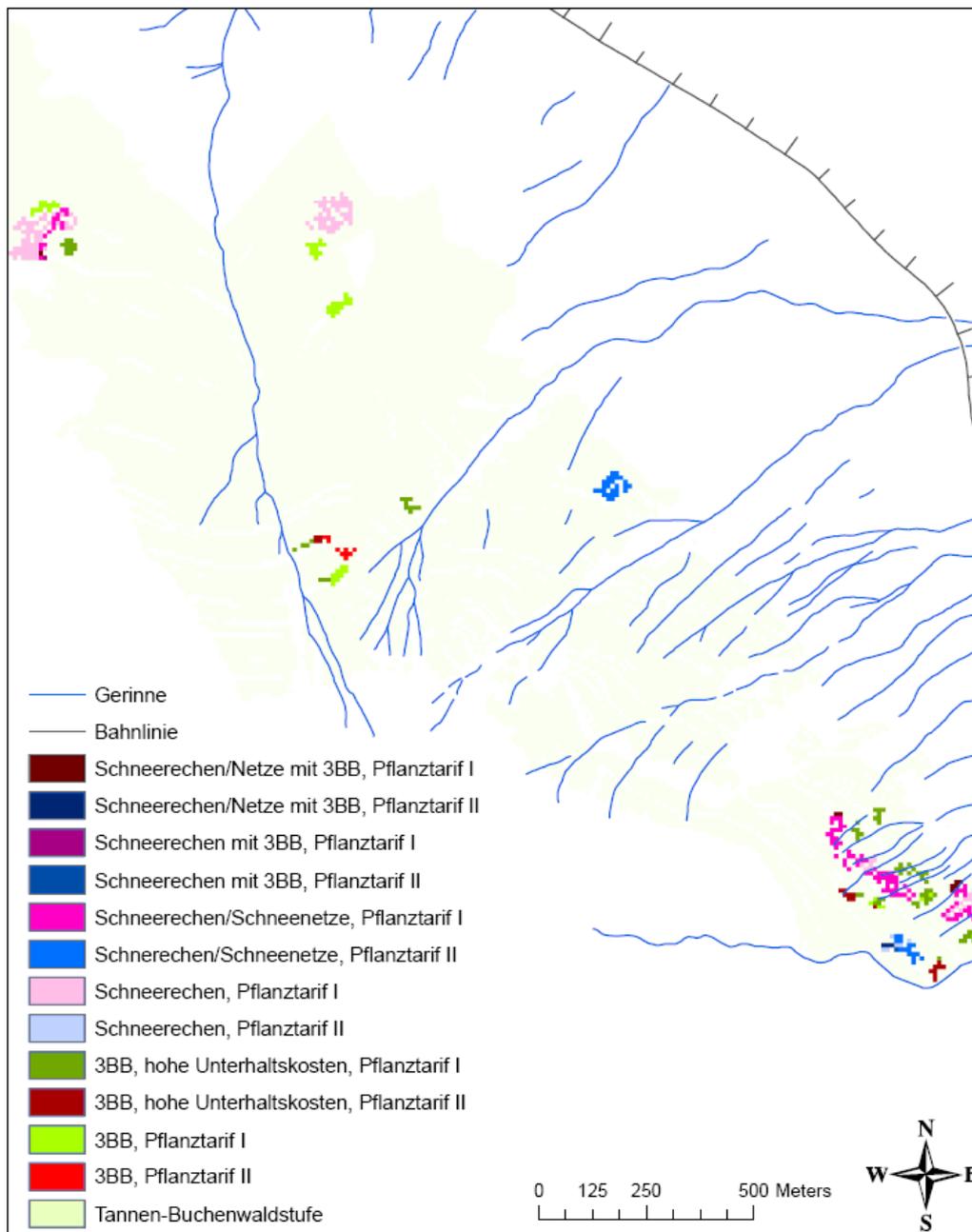


Abb. 6-25: Zu ergreifende Massnahmen (Prozess Schneebewegungen).

Beispiel für den Zeitpunkt 2022, Szenario mit verträglichem Wildverbiss (Ausschnitt). 3BB = Dreibeinböcke.

Prozess Verbiss

Dasselbe wurde im Modell „machbarkeit_rutschungen“ für die Verbisschutzmassnahmen gemacht. Dazu wurden in einem Zwischenschritt die Lawinenflächen sowie zum Zeitpunkt 2052 die bereits gegen Verbiss behandelten Flächen von den Rutschflächen abgezogen, womit verhindert wurde, dass gewisse Flächen „doppelt behandelt“ werden (siehe Schema in Abb. 4-6). Ein Beispiel dafür ist in Abb. 6-26 zu finden.

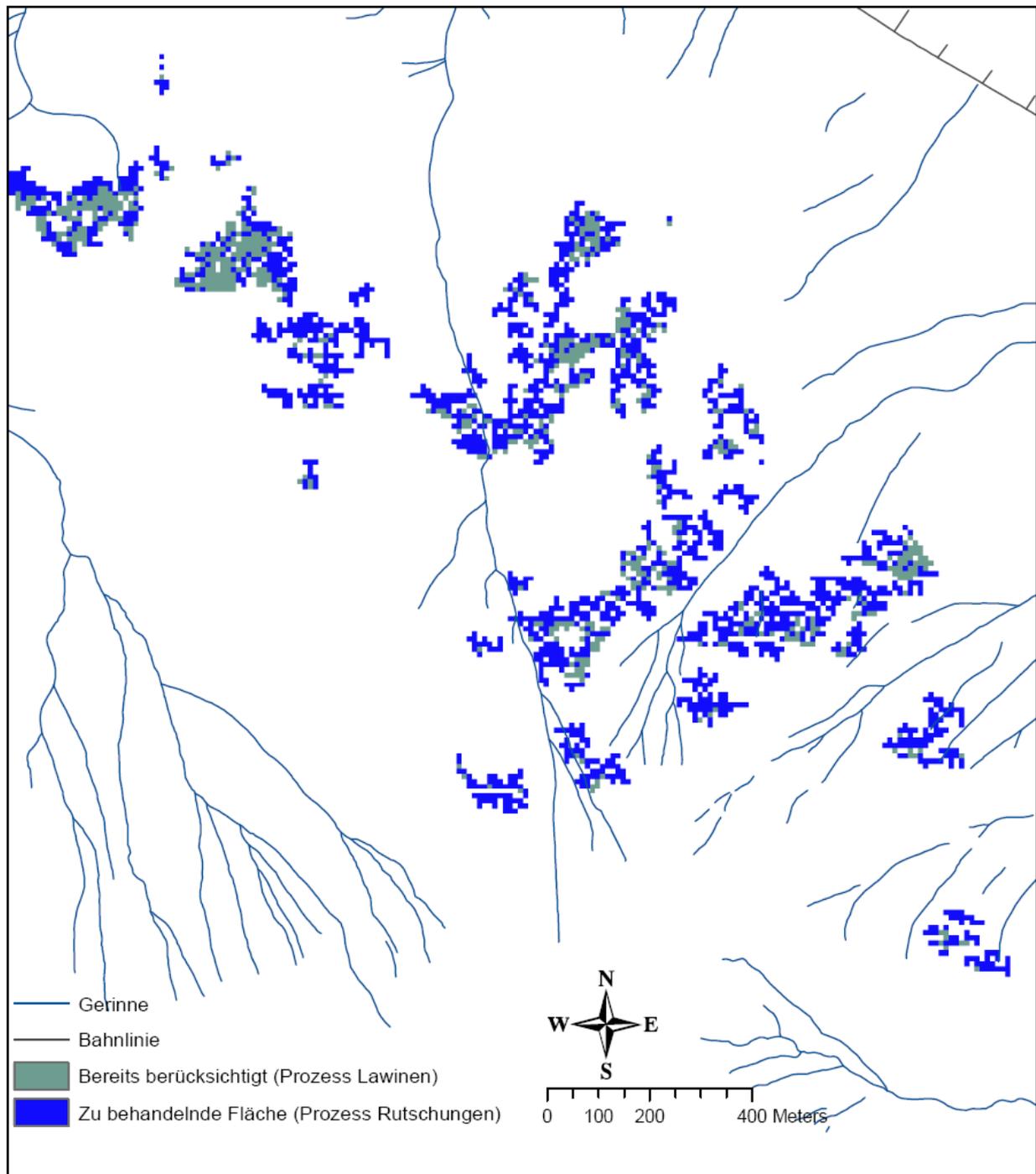


Abb. 6-26: Zu behandelnde Rutschflächen.

Rutschflächen (blau) abzüglich der auf Grund des Prozesses Schneebewegungen bereits berücksichtigten Flächen (grau).
Beispiel 2012, Szenario mit aktuellem Verbiss.

Für die so berechneten noch zu behandelnden Flächen wurde dann pro Zeitpunkt berechnet, auf welchen Flächen welche der machbaren Massnahmen ergriffen werden soll (Beispiel siehe Abb. 6-27).

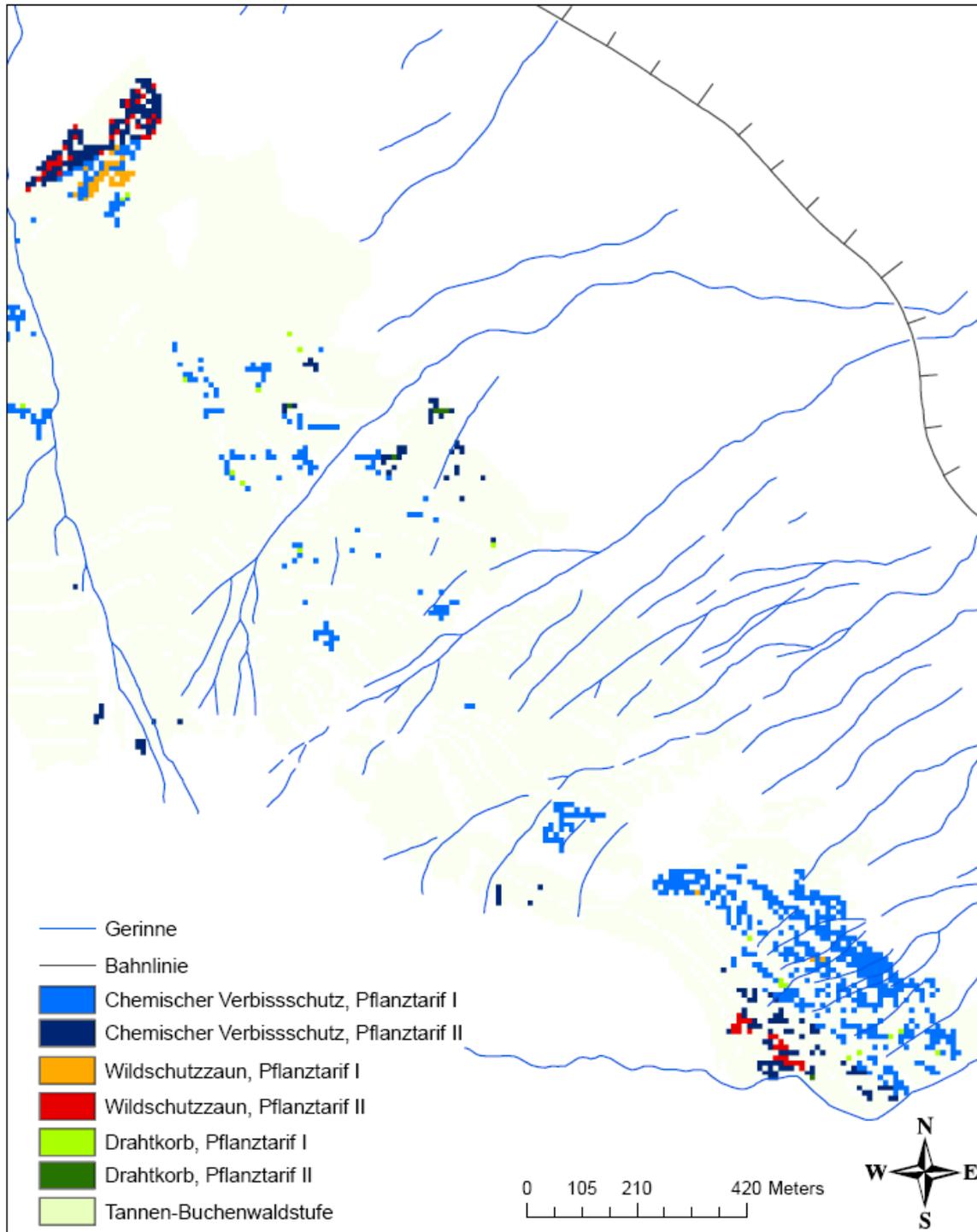


Abb. 6-27: Zu ergreifende Massnahmen (Prozess Wildverbiss).
 Beispiel für den Zeitpunkt 2022, Szenario mit aktuellem Wildverbiss (Ausschnitt).

Dazu ist Folgendes anzumerken:

Das Kriterium, ob auf einer gegen Rutschungen nicht schutzwirksamen Stelle Drahtkörbe oder Wildschutzzäune erstellt werden sollen, war die Grösse: ab 3 Aren werden Zäune einberechnet, auf kleineren Flächen Drahtkörbe. Im Beispiel in Abb. 6-27 ist aber gut zu sehen, dass es einige orange und rote Flächen gibt, die lediglich ein Quadrat, d.h. 1 Are bedecken. Dies kommt dadurch zustande, dass im Rest der Fläche die Massnahme „Zaun“ auf Grund eines Machbarkeitskriteriums nicht möglich ist. Der Rest der Fläche erscheint dann aber natürlich trotzdem als „zauntauglich“, obwohl er

eigentlich zu klein ist. Dieser Fehler konnte nicht ausgemerzt werden und wird auch als nicht allzu gross beurteilt, da es sich sowieso immer um eine Mischrechnung handelt.

Dasselbe Problem bestand für Schneerechen und Schneerechen mit Netzen. Dort wurde der Fehler damit behoben, dass zu kleine Flächen zur nächst einfacheren Massnahme dazugerechnet wurden.

Insgesamt wird die Simulation der anzuwendenden Massnahmen im Rahmen der Unsicherheiten durch die Annahmen als gut beurteilt, auch wenn klar gesagt werden muss, dass es sich um Simulationen handelt und nicht als Vorprojektierung – für eine solche wären natürlich umfangreiche Abklärungen im Feld nötig. Solche sind aber für so grobe Kostenabschätzungen, wie sie das Ziel dieser Arbeit sind, nicht zwingend.

Eingesetzte Massnahmen

Überblick

In Tab. 6-2 sind zahlenmässig die zu behandelnden Flächen aufgeführt. In Abb. 6-28 sind diese grafisch dargestellt. Daraus ist Folgendes ersichtlich:

- Die gegen Schneebewegungen nicht schutzwirksamen Flächen fallen erwartungsgemäss sehr viel kleiner aus als die gegen Rutschungen nicht schutzwirksamen Flächen.
- 2007 und 2022 ist mit Maxima bei den zu behandelnden Flächen zu rechnen.
- Mit Verbisschutzmassnahmen ist unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ nur 2007 mit Massnahmen zu rechnen, da davon ausgegangen wird, dass auf den 2012 neu entstehenden Lücken- und Jungwuchsflächen die Naturverjüngung genügend schnell aufkommen kann.

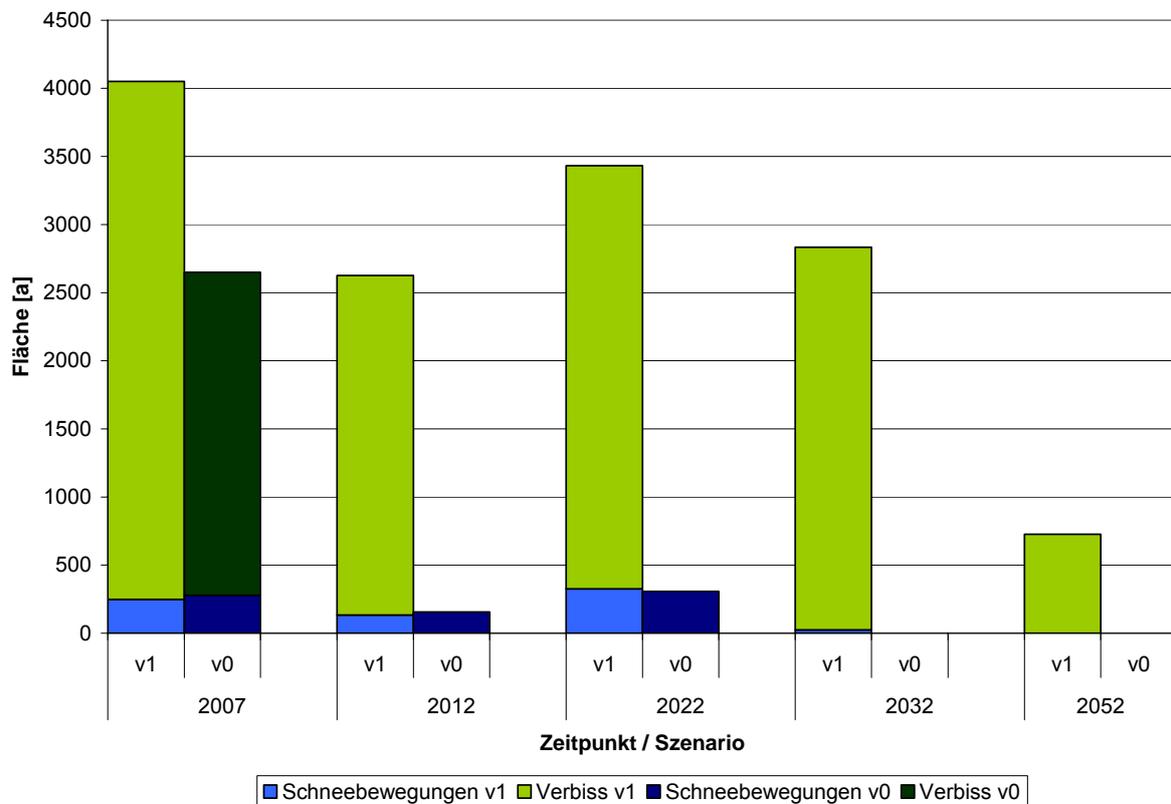


Abb. 6-28: Zu behandelnde Flächen.
Getrennt nach Prozess, Zeitpunkt und Szenario.

Tab. 6-2: Die pro Zeitpunkt und Szenario zu behandelnden Flächen.

Die Tab. 6-2 gibt einen Überblick darüber, auf wie grossen Flächen mit welchen Massnahmen gerechnet werden muss. Dies dient als Grundlage für die Kostenabschätzung.

Prozess Wildverbiss	Szenario "mit aktuellem Wildverbiss" (Flächenangaben in [a])					Szenario "mit reduziertem Wildverbiss" (Flächenangaben in [a])				
	2007_v1	2012_v1	2022_v1	2032_v1	2052_v1	2007_v0	2012_v0	2022_v0	2032_v0	2052_v0
Wildschutzzaun	27	76	88	85	57	39				
Drahtkörbe (inkl. Pflanzung)	228	66	35	57	8	228				
Chemisch (inkl. Pflanzung)	1377	622	1048	512	344	1317				
Chemisch auf ungenügendem Deckungsgrad (inkl. Pflanzung)	1400	1500	1500	1800	200					
Chemisch auf zu kleinen Lawinenflächen (ohne Pflanzung)	770	228	436	354	118	786				
Total vor Verbiss zu schützende Flächen	3965	2718	3417	3105	849	2525				
Total vor Verbiss schützbare Flächen	3802	2492	3107	2808	727	2370				
Prozess Schneebewegungen										
Schneerechen	130.8	12	10.8			130.8	37.2	36		
Dreibeinböcke, tiefe Unterhaltskosten	66	48	49.5	3		66	58.5	18		
Dreibeinböcke, hohe Unterhaltskosten	27	42.3	75.9	22.2		27	28.8	97.2		
Schneerechen mit Dreibeinböcken dazwischen	24		24			24		22.8		
Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze		31.2	165.6			31.2	31.2	132		
Schneerechen mit oberster Reihe Schneenetze und 3BB										
Total gegen Schneebewegungen zu verbauende Flächen	247.8	133.5	325.8	25.2		279	155.7	306		

Prozess Schneebewegungen

In Abb. 6-29 sind die Gesamtwerte der gegen den Prozess Schneebewegungen zu ergreifenden Massnahmen grafisch dargestellt, und in Abb. 6-30 werden diese nach den einzelnen Massnahmen aufgeteilt. In Abb. 6-31 ist die räumliche Verteilung der zu behandelnden Flächen dargestellt.

Folgende Resultate sind hervorzuheben:

- a. Bis 2022 muss – unabhängig vom Szenario - mit Schutzmassnahmen gegen Schneebewegungen auf insgesamt 707 bis 740a gerechnet werden, was ca. 3.8% der Fläche im Tannen-Buchenwald entspricht. Dabei fallen die zu behandelnden Flächen unter dem Szenario „mit reduziertem Verbiss“ 2007 und 2012 leicht höher aus als unter dem Szenario „mit aktuellem Verbiss“.
- b. Auffällig ist dabei der grosse Anteil an Flächen, die 2022 mit Rechen und Netzen verbaut werden müssen.
- c. Auch 2007 (resp. jetzt) muss gemäss der Berechnungen und Annahmen in dieser Arbeit mit Schneerechen auf einer Fläche von 130a gerechnet werden.
- d. Der Anteil, welcher mit Dreibeinböcken verbaut werden muss, ist bis 2022 ungefähr konstant.
- e. Die Massnahme „Schneerechen mit oberster Reihe Steinschlagnetzen und Dreibeinböcken dazwischen“ kommt nie vor.
- f. 2052 muss gegen Schneebewegungen mit keinen Massnahmen gerechnet werden.
- g. Schwerpunkte in der räumlichen Verteilung der gegen Schneebewegungen zu behandelnden Flächen liegen in den Einzugsgebieten des Langweid-, Fischchratten- und einem Nebenarm des Ghürschbachs (siehe Abb. 6-31).

Dazu muss folgendes gesagt werden:

- a. *Der geringe Unterschied zwischen den beiden Szenarien ist wiederum auf die Modellannahmen in RIGFOR zurückzuführen (siehe Kapitel „Diskussion der nicht schutzwirksamen Flächen und RIGFOR“). Das bedeutet, dass die zu ergreifenden Massnahmen für das Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ der Realität relativ nahe kommen dürfte, diese für das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ aber unterschätzt werden und insofern als „minimal zu ergreifende Massnahmen“ zu betrachten sind.*
- b. *Der hohe Anteil an mit Netzen zu verbauenden Flächen sind auf die grosse Sturmfläche, welche 2022 im Gebiet des Witenschrandbaches simuliert wurde zurückzuführen. Dieses Gebiet ist besonders steinschlaggefährdet, womit sich die Netze erklären lassen.*
- c. *Die heute zu verbauenden Flächen können mit den Sturmflächen aus 1992 und 1999, also sozusagen Altlasten, erklärt werden.*
- d. *Der konstante Anteil an mit Dreibeinböcken zu verbauenden Flächen kann dadurch erklärt werden, dass ja die Lücken mit einer mittleren Flächengrösse (9-17a) mit Dreibeinböcken verbaut werden. Aufgrund der normalen Waldentwicklung (d.h. wie sie in RIGFOR simuliert wird, ohne Berücksichtigung grosser Sturmereignisse) entstehen vor allem kleine und mittlere Lücken, auf welchen eben keine Rechen, sondern „nur“ Dreibeinböcke nötig werden.*
- e. *Kein Kommentar.*
- f. *Dass 2052 nicht mit Massnahmen gegen Schneebewegungen zu rechnen ist, ist damit zu erklären, dass erstens die Lücken- und Jungwuchsflächen, wie sie in RIGFOR simuliert werden, bis 2052 stark abnehmen. Dies ist auf die Alterstruktur der Wälder an der Rigi-Nordlehne zurückzuführen. Und zweitens führt die kleinflächige Waldbewirtschaftung und die strikte Bekämpfung von Borkenkäfer, wie sie in RIGFOR angenommen wurde, lediglich zur Entstehung von kleinen Lücken, womit grosse Lücken nur noch durch die in dieser Arbeit simulierten Stürme entstehen. Da diese für 2052 in relativ flache Gebiete fallen, entstehen dort auch keine lawinen-technisch kritische Stellen.*
- g. *Insbesondere im Gerinne des Langweidbachs sind in der Vergangenheit Lawinen bis knapp oberhalb der Bahnlinie vorgedrungen. Auch in den andern beiden Gerinnen ist es denkbar, dass in einem schneereichen Winter Lawinen bis weit hinunter vordringen könnten. Eine Reduktion der Schutzwirksamkeit in den Einzugsgebieten dieser Gerinne ist deshalb als*

problematisch zu beurteilen. Massnahmen zu einer schnellen Wiederbestockung dieser Flächen werden aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung dringend nötig.

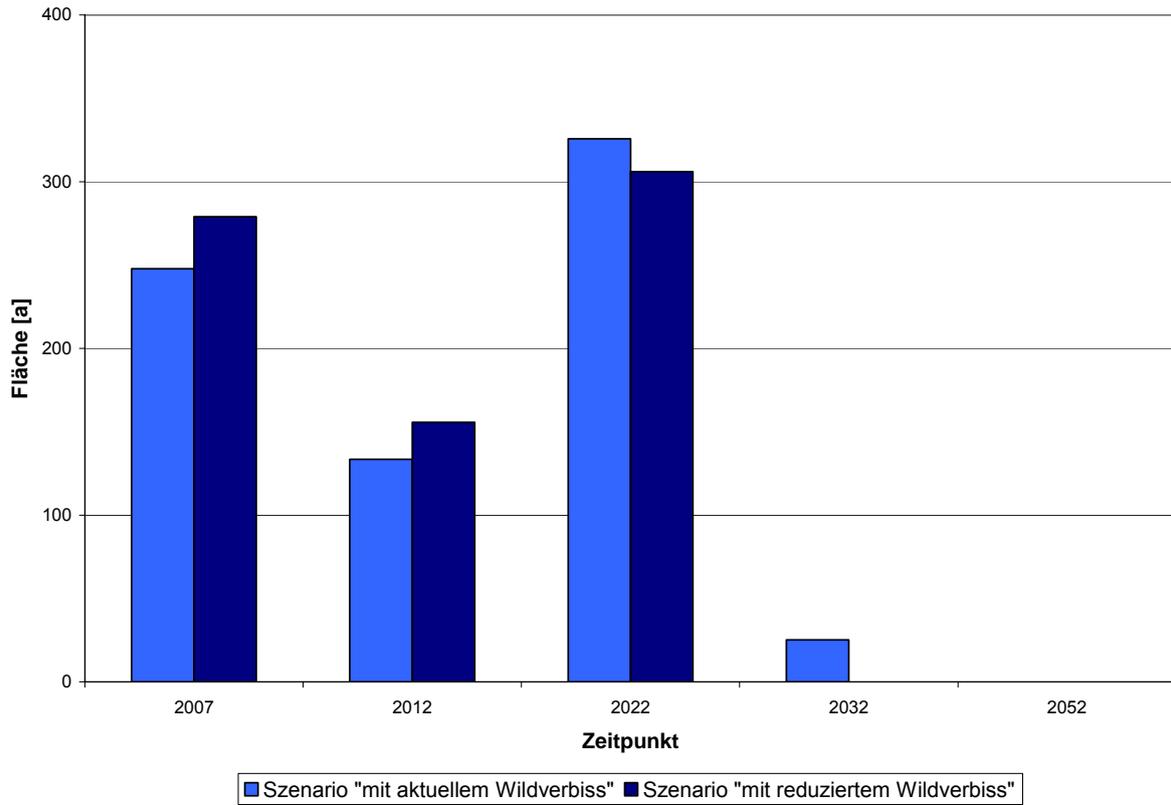


Abb. 6-29: Total der gegen Schneebeugungen zu behandelnden Flächen.

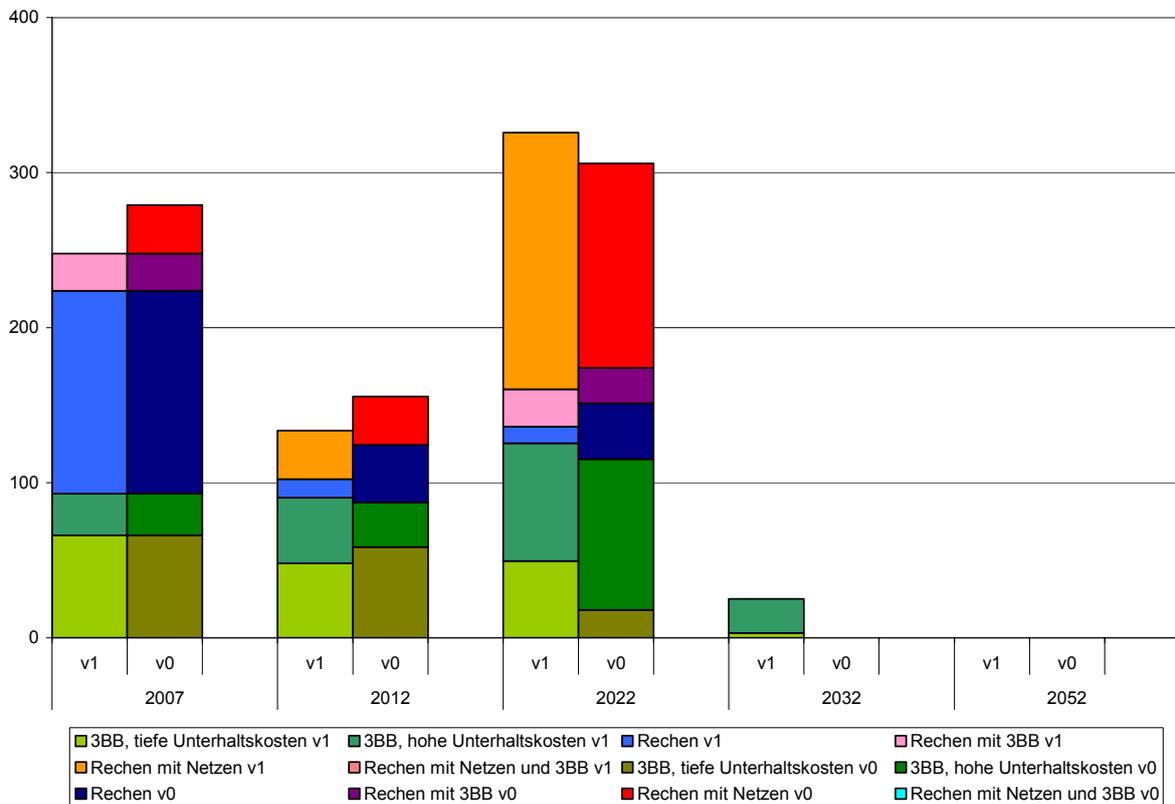


Abb. 6-30: Gegen Schneebeugungen zu behandelnde Flächen, aufgeteilt nach Massnahmen.

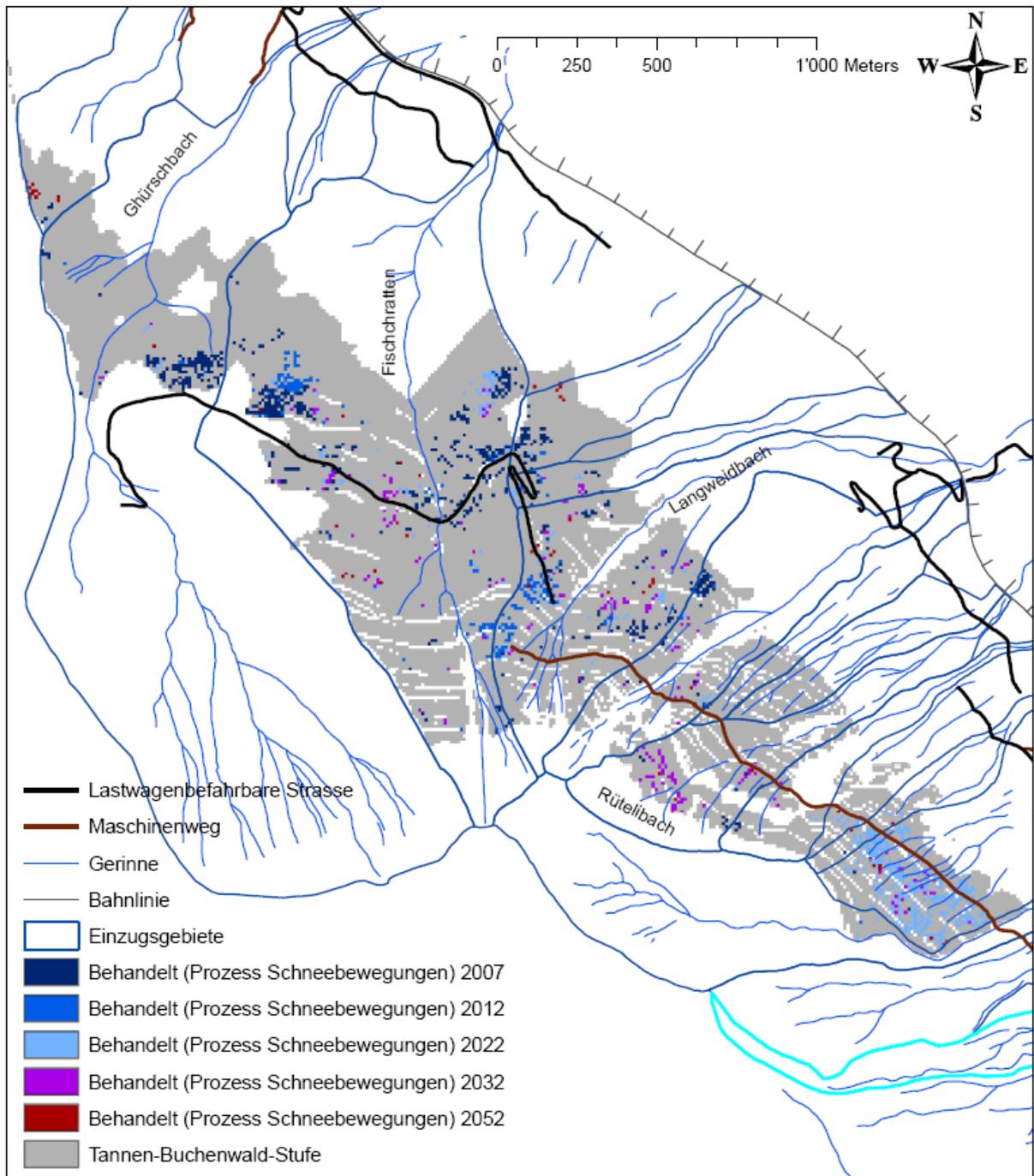


Abb. 6-31: Räumliche Verteilung der gegen Schneebewegungen zu behandelnden Flächen.

Prozess Rutschung

In Tab. 6-3 sind die zu schützenden, die schützbaren und die auf Grund von mindestens einem der Kriterien Steinschlag, Gleitschnee und Hangneigung nicht schützbaren Flächen aufgeführt. Da auf den nicht schützbaren Flächen auch keine Wiederbewaldung zu erwarten ist, müssen diese über den Projektzeitraum aufsummiert werden (letzte Spalte in Tab. 6-3).

In Abb. 6-32 sind die Flächen grafisch dargestellt, wobei die zu schützende Fläche blau, die schützbaren Flächen grün und die nicht schützbaren Flächen in rot dargestellt sind. Die räumliche Verteilung der kumulierten nicht schützbaren Flächen ist in Abb. 6-33 grafisch dargestellt.

Die schützbaren Flächen sind in Abb. 6-34 auf die einzelnen Massnahmen aufgeteilt, und die zeitliche Verteilung der zu ergreifenden Massnahmen ist in Abb. 6-35 dargestellt. Die räumliche Verteilung der

schützbarer Flächen ist in Abb. 6-33: Räumliche Verteilung der mit Verbisschutzmassnahmen nicht schützbarer Flächen (Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“).Abb. 6-36 zu finden.

Tab. 6-3: Übersicht über die gegen Wildverbiss zu schützenden Flächen. Ab 2012 wird damit gerechnet, dass im Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ keine Flächen geschützt werden müssen.

		Zu schützende Fläche [a]	Zu schützende Fläche (plus die nicht geschützte Fläche aus den Vorjahren) [a]	Schützbare Flächen [a]	Nicht schützbare Flächen [a]	Nicht schützbare Flächen kumuliert [a]
2007	v1	3965	3965	3802	163 (4%)	163
	v0	2525	2525	2370	155 (6%)	153
2012	v1	2718	2881	2492	226 (8%)	389
2022	v1	3417	3806	3107	310 (9%)	699
2032	v1	3105	3804	2808	297 (10%)	996
2052	v1	849	1845	727	122 (14%)	1118

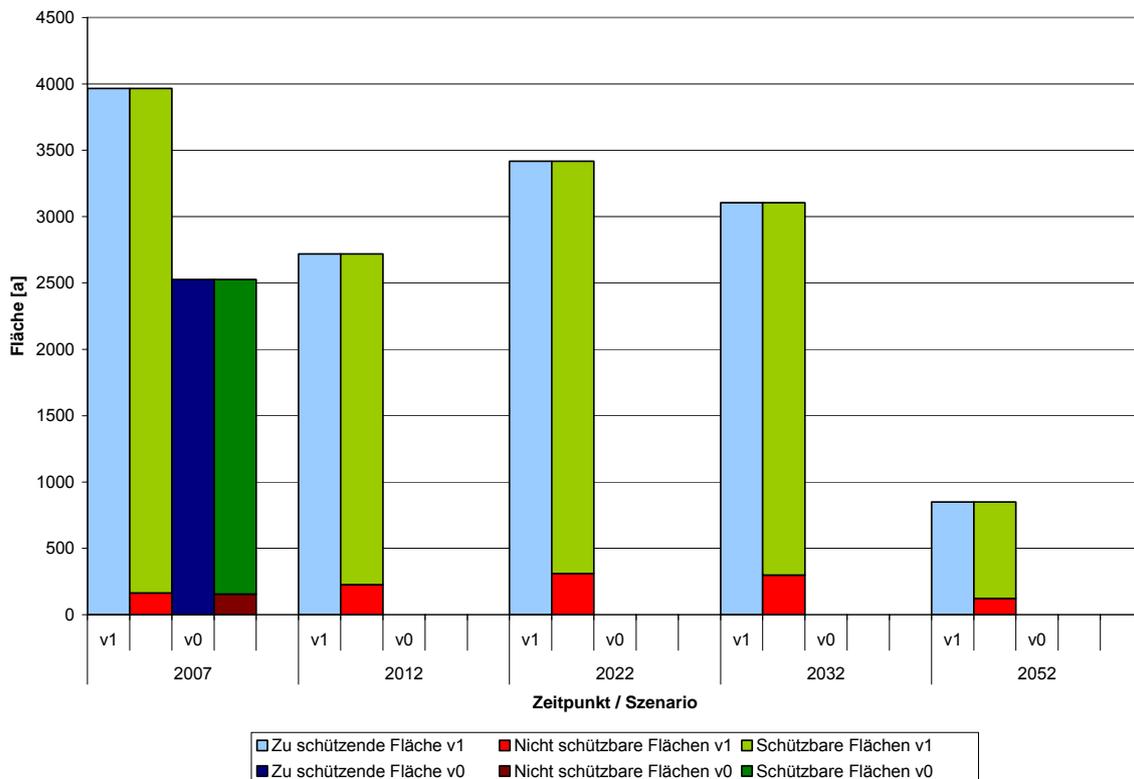


Abb. 6-32: Gegen Wildverbiss zu schützende Flächen.

Die gesamte Säule stellt die gegen Wildverbiss zu schützende Fläche dar, wobei grün die schützbare und rot die (nicht kumulierte) nicht schützbar darstellt.

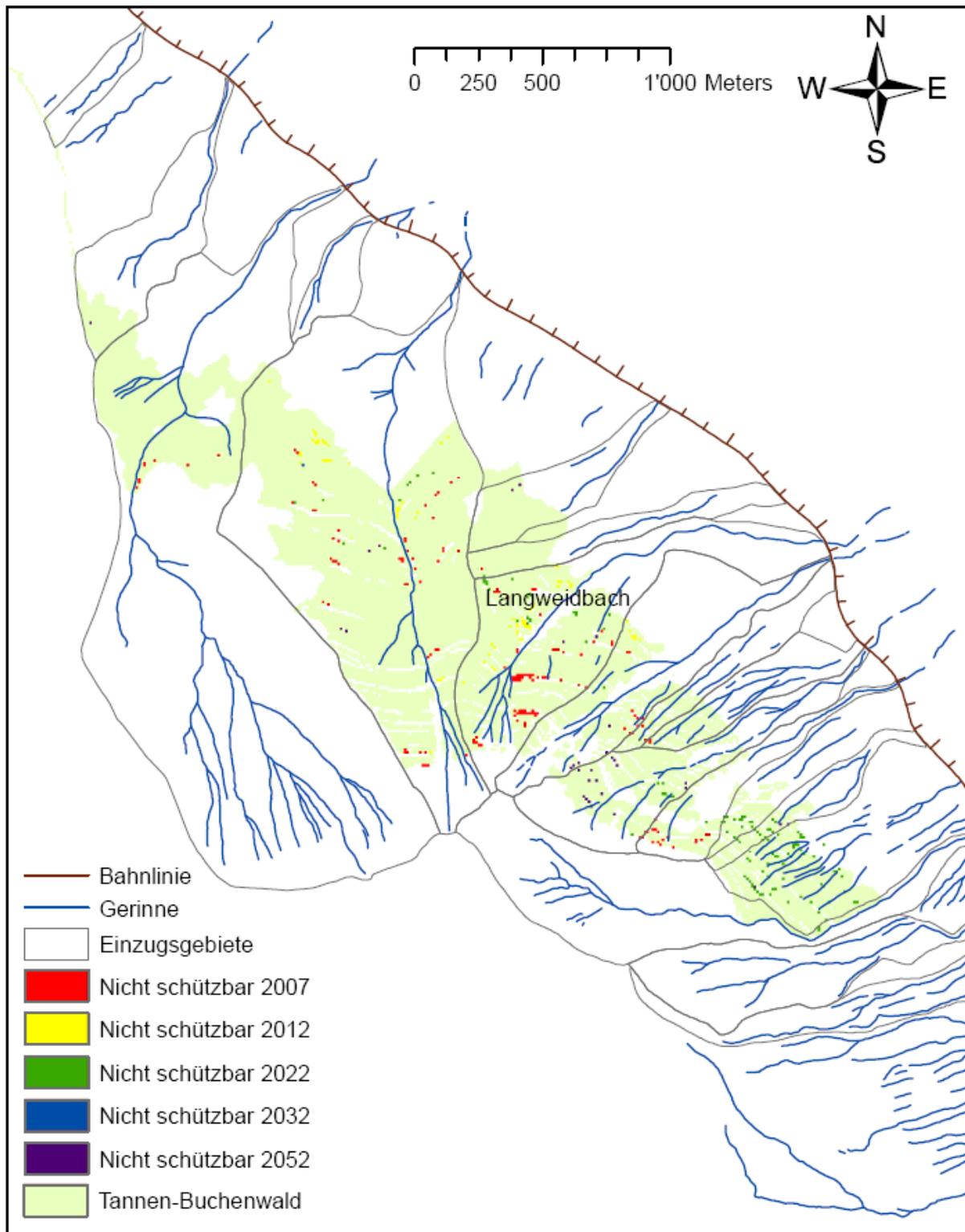


Abb. 6-33: Räumliche Verteilung der mit Verbissschutzmassnahmen nicht schützbaeren Flächen (Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“).

Grundsätzlich muss zur Auswahl dieser Massnahmen gesagt werden, dass a) je nach Situation auch andere Massnahmen in Frage kommen, und b) je nach Situation beurteilt werden müsste, ob diese Massnahme tatsächlich Sinn macht und umsetzbar ist. Dies ist einerseits aus zeitlichen Gründen im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, andererseits liegt es in der Natur der Sache, dass zukünftige Zustände jetzt nicht überprüft werden können. Für die Kostenabschätzung müssen deshalb diese Modellberechnungen übernommen werden.

Ausserdem muss auch bei dieser Abschätzung der zu ergreifenden Massnahmen gesagt werden, dass diese die Realität für das Szenario „reduzierter Verbissdruck“ relativ gut abbilden dürfte, das Szenario „aktueller Verbissdruck“ die tatsächlich nötigen Massnahmen aber mit grosser Wahrscheinlichkeit unterschätzt und insofern die berechneten Massnahmen als „minimal zu ergreifende Massnahmen“ bezeichnet werden müssen.

Auffallend bei den Resultaten bezüglich der zu ergreifenden Massnahmen sind folgende Punkte:

- a. 2007 müssen mit Verbisschutzmassnahmen auf gut 38ha gerechnet werden. 2022, dem zweiten Maxima für zu erwartende kritische Stellen, muss mit Verbisschutzmassnahmen auf 31ha gerechnet werden.
- b. Bis 2052 müssen insgesamt 129ha vor Verbiss geschützt werden.
- c. Der Anteil der vor Verbiss nicht schützbaeren Flächen bewegt sich zwischen 4 und 14% der pro Zeitpunkt zu schützenden Fläche, wobei der Anteil an nicht schützbaeren Flächen 2052 am höchsten ist, wo die zu schützende Fläche im Vergleich der vorangehenden Zeitpunkte nur noch gut einen Viertel beträgt.
- d. Da die Flächen, welche nicht geschützt werden können, unter „aktuellem Verbissdruck“ eben nicht bestockt werden können, bleiben diese Flächen in einem nicht schutzwirksamen Zustand und müssen somit über die Jahre aufsummiert werden. Bereits zum Betrachtungszeitpunkt 2032 beträgt der kumulierte Anteil an zu schützenden, aber (mit normalem Aufwand) nicht schützbaeren Flächen mehr als einen Viertel, bis 2052 sind es 60%.
- e. Ein Schwerpunkt der nicht schützbaeren Flächen liegt im Einzugsgebiet des Langweidbachs (siehe Abb. 6-33), welcher als murfähig gilt (vergl. Kapitel 3.1.3).
- f. Der Anteil an chemisch zu schützenden Flächen beträgt zu allen Zeitpunkten (ausser 2007 v0) mehr als 70%, resp. mehr als 90% der zu schützenden Fläche, wenn man diejenigen Flächen, welche nur geschützt, aber nicht bepflanzt werden dazuzählt.
- g. Der Anteil an einzuzäunenden Flächen liegt zwischen 0.7% (2007) und 7 % (2052) der zu schützenden Flächen, wobei der Durchschnitt ca. 3.5% beträgt.
- h. Gleich wie beim chemischen Verbisschutz muss auch für die Zäune bedacht werden, dass sich die zu verschiedenen Zeitpunkten eingezäunten Flächen teilweise überschneiden (siehe Abb. 6-35). Dadurch entsteht zwischen 2022 und 2027 eine eingezäunte Fläche von 164a, zwischen 2032 und 2037 eine Fläche von 173a. Somit beträgt die maximal eingezäunte Fläche knapp 1% der gesamten Tannen-Buchewald-Fläche an der Rigi-Nordlehne.
- i. Räumliche Schwerpunkte der zu schützenden Flächen entstehen gemäss den Simulationen in den Einzugsgebieten des Fischchrattenbachs und des Langweidbachs.

Zu diesen Punkten sind folgende Anmerkungen zu machen:

- a. *38ha entsprechen ca. 20% der Fläche im Tannen-Buchenwald der Rigi-Nordlehne. 28ha entsprechen 14% der Tannen-Buchenwaldfläche. Berücksichtigt man, dass die Verbisschutzmassnahmen jeweils über 15 Jahre ausgeführt werden müssen, kumuliert sich die Fläche, welche 2007 und 2012 behandelt werden muss, d.h. 2012 bis 2017 müssen beispielsweise 63ha geschützt werden, was 33% der Tannen-Buchenwaldfläche entspricht (siehe Abb. 6-35).*
- b. *129ha entsprechen 68% der Tannen-Buchenwaldfläche, das heisst, in den nächsten 50 Jahren müssen insgesamt mehr als zwei Drittel der Tannen-Buchenwaldfläche gegen Verbiss geschützt werden! Im Programmblatt Schutzwald wird gefordert, dass die Verjüngung auf 75% der Fläche ohne Schutzmassnahmen aufkommt (BAFU 2008c). Dies ist somit an der Rigi nicht gewährleistet.*
- c. *Die Anteile an vor Verbiss nicht-schützbaeren Flächen müssen vor allem für 2022 und 2032 mit 9 resp. 10% als hoch beurteilt werden, insbesondere wenn berücksichtigt wird, dass sich diese Fläche im Lauf der Zeit kumuliert (siehe d).*
- d. *Bis im Jahr 2052 bedeutet eine Aufsummierung der nicht schützbaeren Flächen, dass auf 11ha oder knapp 6% des Tannen-Buchenwaldes mit Verbisschutzmassnahmen kein schutzwirksamer Bestand herangezogen werden kann. Dieser Anteil vergrössert sich auch über den Projektzeitraum hinaus ständig (auch wenn sicher die Flächen teilweise wieder zuwachsen, dies aber sehr langsam), womit für kommende Generationen ein zusätzliches Problem geschaffen wird. Damit muss im Szenario „mit heutigem Wildverbiss“ die Problematik*

der nicht schützbaren Flächen als sehr gravierend beurteilt werden. Kann der Verbissdruck gesenkt werden, ist auch das Problem der nicht schützbaren Flächen mindestens teilweise gelöst, da dann die nicht schutzwirksamen Flächen sicher schneller zuwachsen würden.

- e. Der hohe Anteil an nicht schützbaren Flächen und die damit verbundene Reduktion der Schutzwirksamkeit im Einzugsgebiet des Langweidbachs muss in Bezug auf die Sicherheit der Bahnlinie als Risiko betrachtet werden.*
- f. Da der chemische Verbisschutz während 15 Jahren aufgetragen werden soll, gibt es Überschneidungen zwischen den für die einzelnen Zeitpunkten berechneten Fläche (siehe Abb. 6-35). Das bedeutet, dass z.B. bis 2027 jährlich zwischen 53 und 58ha Jungwuchsflächen chemisch geschützt werden müssen. Dies entspricht 27 bis 30% der Tannen-Buchenwaldfläche. Dieser hohe Anteil an chemisch zu schützenden Fläche ist insofern als sehr problematisch zu beurteilen, als die Umsetzung von chemischem Verbisschutz häufig nicht konsequent durchgeführt werden kann und der Wirksamkeitsgrad oft nicht zufrieden stellend ist.*
- g. Der geringe Anteil an einzuzäunenden Flächen unterstreicht die Tatsache, dass Verbisschutz mit Wildschutzzäunen an der Rigi-Nordlehne nur an sehr wenigen Stellen überhaupt möglich ist.*
- h. Aus wildbiologischer Sicht dürfte dieser Lebensraum-Entzug durch Zäunung von 1% der Fläche kaum ins Gewicht fallen.*
- i. Sowohl der Fischchrattenbach wie auch der Langweidbach gelten als murfähig (vergl. Kapitel 3.1.3), und stellen somit eine Gefährdung dar für die Bahnlinie. Eine möglichst schnelle Wiederbestockung dieser Blössen ist deshalb aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung dringend anzustreben.*

Das bedeutet insgesamt, dass mit rein forstlichen Massnahmen trotz hohem Aufwand eine höchstens mässige Wirkung in Bezug auf die Zielerreichung, nämlich die Ermöglichung der Verjüngung der Tanne, erreicht werden kann.

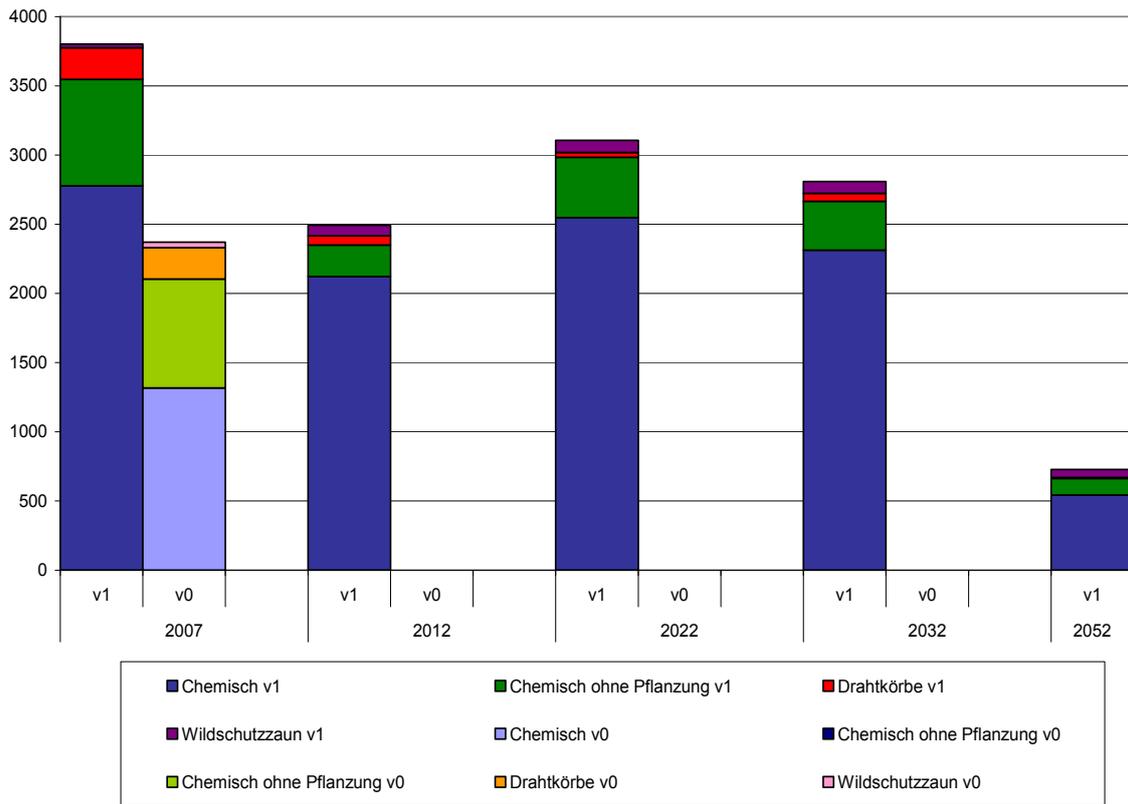


Abb. 6-34: Gegen Wildverbiss schützbare Flächen, aufgeteilt nach Massnahmen.

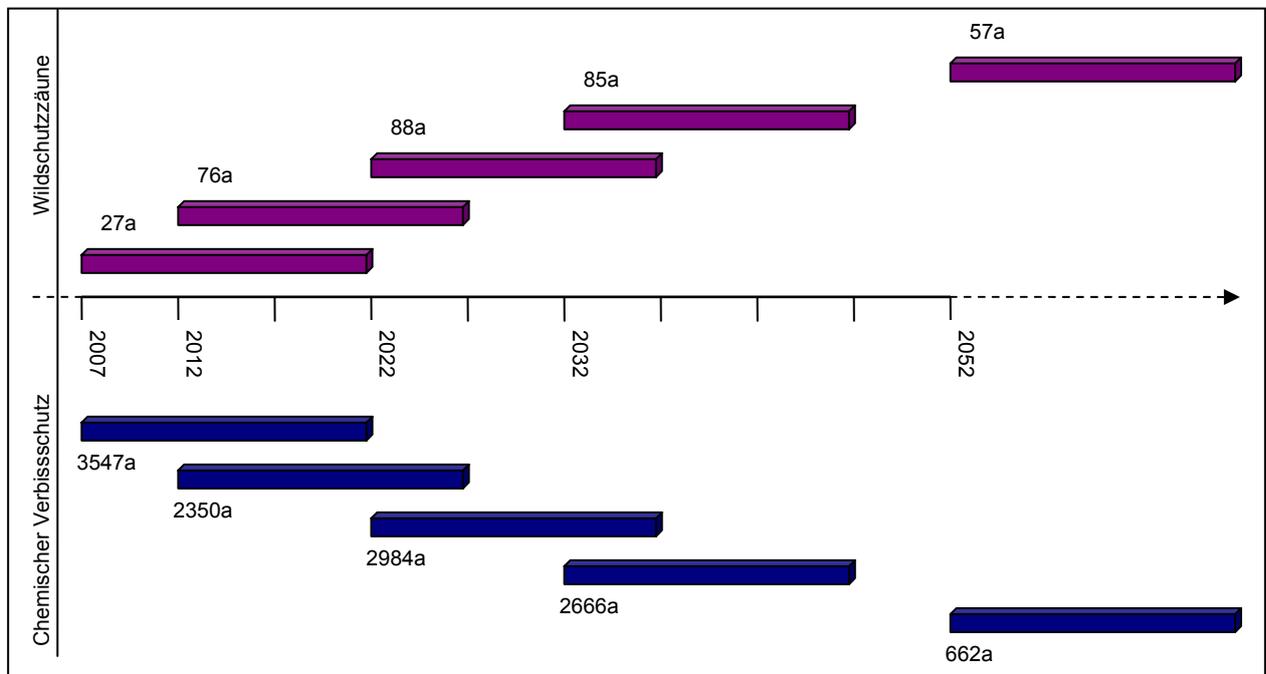


Abb. 6-35: Überschneidungen bei den zu behandelnden Flächen.

Die zu verschiedenen Zeitpunkten einzuzäunenden und chemisch zu behandelnden Flächen überschneiden sich teilweise, wodurch zwischen 2022 und 2027 eine eingezäunte Fläche von 164a und zwischen 2032 und 2037 eine Fläche von 173a entsteht.

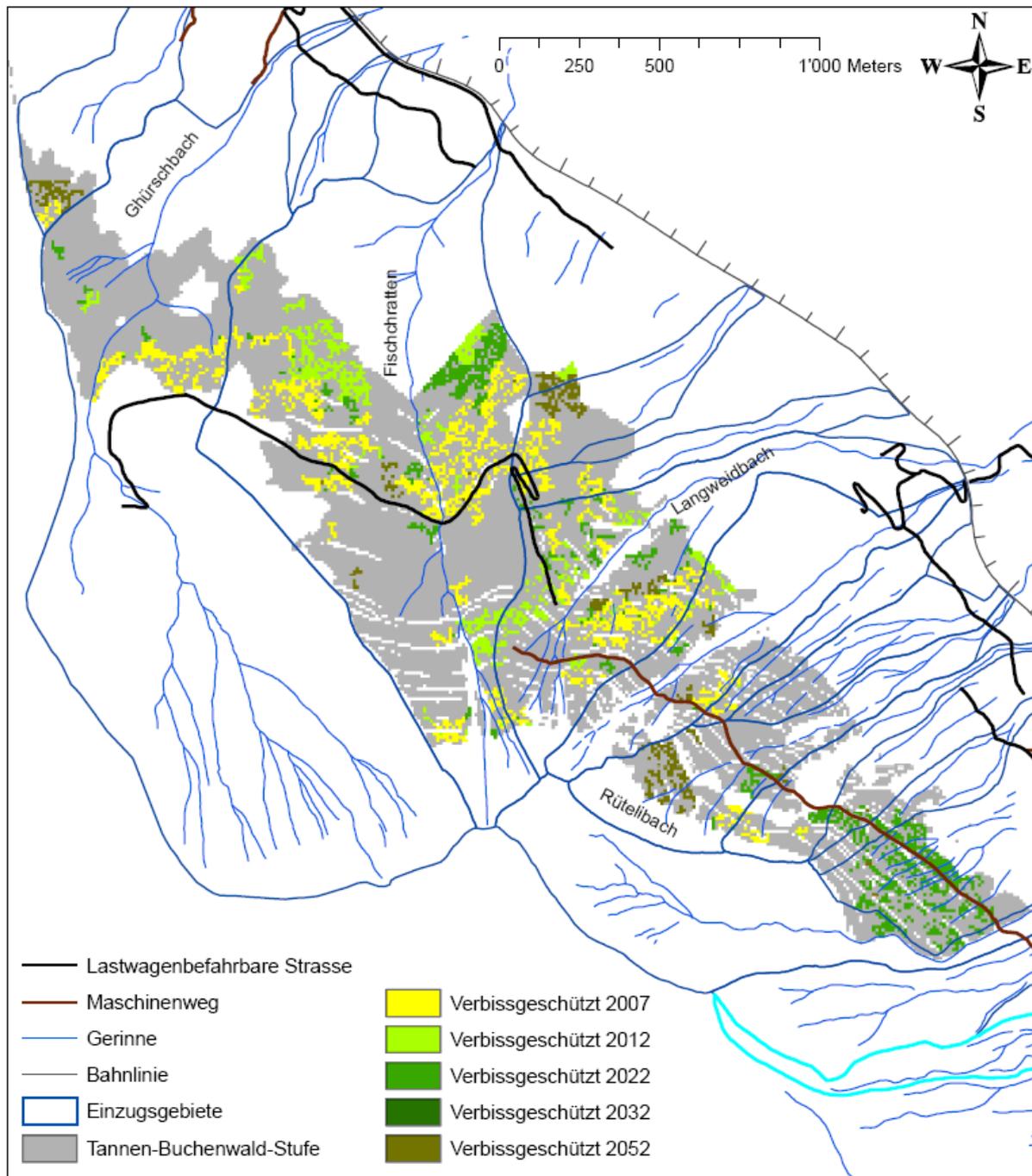


Abb. 6-36: Räumliche Verteilung der mit Verbisschutzmassnahmen schützbaeren Flächen.

6.3.1.4 Methodenkritik zur Entwicklung der forstlichen Massnahmen

Die Herleitung der forstlichen Massnahmen basiert auf einer Auswertung des Modells RIGFOR, welches die Bestandesentwicklung modelliert. Dieses Modell ist bereits mit gewissen Unsicherheiten behaftet und hat sich als nur beschränkt geeignet erwiesen für die Beantwortung der Fragestellung dieser Arbeit, war aber die einzige Alternative. Zu den Unsicherheiten aus RIGFOR kommen zusätzlich die Unsicherheiten der Annahmen für die Auswahl der Lückenflächen dazu. Bei der Entwicklung der Annahmen musste ausserdem immer eine Auswahl getroffen werden bezüglich der Kriterien, welche berücksichtigt werden sollte und welche nicht. Dies gilt sowohl für die Auswahl der kritischen Stellen, wie auch die Auswahl der Machbarkeitskriterien. Eine grosse Unsicherheit stellt zum Beispiel die Modellierung der Sturmflächen dar: diese basiert auf Annahmen, welche als realitätsnah oder eben nicht beurteilt werden können, und welche das Resultat entscheidend mitbeeinflussen. Auf dieses eine konkrete Problem wird in Kapitel 6.7 eingegangen; grundsätzlich muss aber gesagt werden, dass die Ergebnisse dieser Arbeit immer vor dem Hintergrund betrachtet

werden müssen, dass es sich um Simulationen handelt, und lediglich dazu dienen, Größenordnungen für die später Berechnung der Massnahmenkosten abzuschätzen, und es darf nicht der Anspruch erhoben werden, dass diese Ergebnisse die Wirklichkeit abbilden.

Als falsch muss eigentlich die Entscheidung, trotzdem die Massnahmen auf den als unrealistisch beurteilten Lückenflächen für das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ basierend zu planen. Dies hatte zur Folge, dass der schwammige Begriff „minimal entstehende Flächen resp. Kosten“ verwendet werden musste, was eine sehr oberflächliche Aussage ergibt. Zu dem Zeitpunkt, als diese Entscheidung zu treffen war, war dies aber der einzige Weg, der gangbar schien.

Die Frage wäre, ob es ein besseres Vorgehen gäbe, um die in Zukunft entstehenden Kosten für Verbisschutzmassnahmen und technisch Schutzmassnahmen abzuschätzen. In Frage käme einerseits eine Verbesserung des Modells RIGFOR, was aber im Rahmen dieser Arbeit aus Zeitgründen nicht möglich war. Andererseits könnte die Waldentwicklung durch eine flächige gutachtliche Beurteilung abgeschätzt werden, was aus zeitlichen Gründen ebenfalls schwierig geworden wäre. Ausserdem wäre eine gutachtliche Beurteilung wohl mit ähnlich grossen Unsicherheiten behaftet wäre wie die Modellierung in RIGFOR und ausserdem schwierig nachzuvollziehen. Diese Unsicherheiten liegen in der Natur der Fragestellung, welche sich auf zukünftige Zustände bezieht.

Damit kann gesagt werden, dass eine Abschätzung basierend auf RIGFOR und zusätzlich getroffenen Annahmen trotz allen Unsicherheiten insgesamt ein doch fundiertes, nachvollziehbares Vorgehen darstellt.

6.3.2 Jagdliche Massnahmen

Als Grundlage zur Kostenberechnung für jagdliche Massnahmen wurde eine Jagdplanung durchgeführt mit folgenden Schritten: Festlegung der Jagdstrategie, Bestandesschätzung, örtliche, zeitliche, quantitative und qualitative Planung. Die Resultate aus diesen Planungsschritten werden im Folgenden vorgestellt und jeweils gleich anschliessend diskutiert. Die Methode wird am Schluss des Kapitels diskutiert.

6.3.2.1 Jagdstrategie

Zur Lösung von lokalen Verbissproblemen wird in der Literatur hauptsächlich die Schwerpunktbejagung in Kombination mit Massnahmen zur Lebensraumverbesserung vorgeschlagen (z.B. Studer 1994; Baumann 2009) (siehe auch Kapitel 2.5.1). Eine solche wird somit auch in der vorliegenden Arbeit für die Tannen-Buchenwaldstufe vorgeschlagen und bildet die Grundlage für die ökonomischen Abschätzungen. Dabei wird davon ausgegangen, dass ein Teil der zu tätigenen Abschüsse durch die reguläre Jagd erfolgen kann, ein bestimmter Anteil aber auf Grund der kurzen Jagdzeit und der hohen örtlichen und qualitativen Anforderungen durch Wildhüter zu erfolgen hat (so genannte Hegeabschüsse). Bezüglich des Anteils der durch Wildhüter zu tätigenen Abschüsse werden für die Kostenberechnungen Annahmen getroffen.

Aufgrund der Sogwirkung, die durch eine Schwerpunktbejagung unweigerlich entstehen wird, werden nach der schwerpunktmässigen Bejagung Tiere aus den umliegenden Gebieten wieder in die entsprechenden Gebiete einwandern. Dieser Vorgang dürfte bei der Gämse allerdings um 4-5 Jahre verzögert stattfinden (Graf *et al.* 2008a). Das bedeutet, dass nach einem gewissen Zeitraum die Anzahl im Tannen-Buchenwald einstehender Tiere wieder auf den Ausgangszustand angewachsen sein dürfte und eine erneute Schwerpunktbejagung nötig wird. Für die Kostenabschätzung wird mit einer „Erholungsphase“ für den Gamsbestand von 15 Jahren und dann einer erneuten verstärkten Bejagung über 5 Jahre gerechnet. In der Praxis ist aber eine jährliche Neubeurteilung der Situation nötig.

Für die Planung einer Schwerpunktbejagung ist einerseits eine örtliche Planung erforderlich, das heisst es muss bestimmt werden, wo genau verstärkt eingegriffen werden soll. Andererseits ist eine quantitative Planung nötig, das heisst es muss ein in einem bestimmten Zeitraum zu erreichender Zielbestand festgelegt werden. Danach kann auf Grund der Bestandesschätzung bestimmt werden, wie viele Abschüsse in welchen Klassen nötig sind, um den Bestand innerhalb eines bestimmten Zeitraums auf den angestrebten Zielbestand zu reduzieren.

Eine Schwerpunktbejagung dürfte auf Grund der Literatur grundsätzlich eine probate Massnahme zur Reduktion von Verbisschäden sein, das heisst die Wahl der Jagdstrategie auf Grund von Erfahrungen aus andern Gebieten aus der Literatur wird als zweckmässig beurteilt. Auch wenn durch die Schwerpunktbejagung der Verbissdruck in erster Linie auf den schwerpunktmässig bejagten Flächen vermindert wird, hat eine Bestandesreduktion doch auch eine Entlastung für die Verjüngung im Perimeter insgesamt zur Folge. Das heisst, dass wenn durch eine Schwerpunktbejagung der Bestand genügend stark reguliert wird, wirkt sich der Eingriff auch auf die umliegenden Flächen aus, so dass erwartet werden kann, dass sich der Verbissdruck auch in den übrigen Flächen vermindern dürfte und sich in der Folge auch unter den Altbeständen bei richtiger Lichtdosierung eine Vorverjüngung etablieren kann.

Die „Erholungsphase“ von 15 Jahren dürfte sehr lang sein und würde im Nachhinein besser kürzer gewählt; eine Änderung war aber aus Zeitgründen nicht mehr möglich.

In Österreich wird die Schwerpunktbejagung in Form von Freihaltungen, im Notfall mit revierfremden Jägern, besonders radikal durchgeführt (siehe Kapitel 2.5.2). Die für diese Arbeit gewählte Strategie, dass die durch den normalen Jagdbetrieb nicht erreichten Abschüsse durch Wildhüter zu tätigen sind, kommt dieser radikalen österreichischen Variante der Schwerpunktbejagung relativ nahe.

Eine weitere Variante der Bejagung wäre, dass die Schwerpunktbejagung an bestimmten Tagen in Form von Gemeinschaftsjagden mit Jägern unter Leitung der Wildhüter durchgeführt wird. Damit könnte eine zeitliche Entlastung der Wildhüter erreicht werden. Diese Variante wurde in Banngebieten des Kantons Glarus mit Erfolg angewendet³². Für die Praxis wäre dies unter Umständen durchaus eine praktikable Variante, für die Kostenabschätzung wurde sie aber nicht berücksichtigt.

³² mündliche Mitteilung F. Luchsinger, Wildhüter Kt. Glarus, November 2006

6.3.2.2 Bestandesschätzung

Schätzung aus den Bestandesdaten des Wildraums 2

Gemäss den Annahmen für die Variante III (Seite 51ff.) und den Bestandesdaten (Seite 79) ergibt sich für den Perimeter folgende einfache Rechnung:

- Das Waldlebensraumpotential hat eine Fläche von 1399ha.
- Das Gebiet mit Stufe 4, d.h. der Hälfte des Waldlebensraumes, umfasst eine Fläche von $1399/2 = 699\text{ha}$.
- Darin hält sich nicht die Hälfte der 40 – 81 (im Durchschnitt 64) geschossenen Tiere auf, sondern ein Drittel mehr als auf der andern Hälfte, d.h. 25 – 50 (Durchschnitt 37) Tiere.
- Das heisst, im Untersuchungsperimeter (190ha) halten sich durchschnittlich 50 Tiere auf.

Schätzung aus den Zählungen in den Zählkreisen

Wird auf Grund der Abschussdaten für die Zählkreise 101+102, der Zählraten für die Kreise 1-10 und der Annahme von 25% nachhaltiger jährlicher Entnahme eine Hochrechnung durchgeführt und diese auf den Tannen-Buchenwald reduziert (siehe Kapitel 4.3.2.3), ergibt dies folgende Rechnung:

- Die Hochrechnung ergibt einen geschätzten Bestand von 72 bis 200 Tieren (Durchschnitt 124) für die Zählkreise 101+102.
- Wenn sich davon $\frac{3}{4}$ auf der Nordseite aufhalten, ergibt das einen Bestand von 54 bis 150 (Durchschnitt 93) Tieren für die Nordseite.
- Ungefähr 35% des Lebensraumpotentials auf der Nordseite befindet sich im Tannen-Buchenwald. Das heisst, bei einer regelmässigen Verteilung der Tiere auf die ganze Nordlehne ergibt das 19 – 52 (Durchschnitt 33) Tiere im Tannen-Buchenwald.
- Mit der Annahme, dass sich ein Drittel mehr Tiere im oberen Bereich (Tannen-Buchenwald) als in der Buchenwaldstufe aufhalten (unter anderem infolge Konkurrenz durch das Rehwild), ergibt das 22 – 60 (Durchschnitt 38) Tiere für den Untersuchungsperimeter.

Zusammenfassung der Bestandesschätzung: Aus den beiden Durchschnittswerten von 38 und 50 Tieren wird ein geschätzter Bestand von **40-50 Tieren** im Tannen-Buchenwald festgelegt.

Dazu ist Folgendes anzumerken:

- *Die Bestandesschätzung über Annahmen zur Verteilung wurde durch die Auswertung der Daten zu den Zählkreisen nicht schlecht bestätigt, womit die Bestandesschätzung von 40-50 Tieren für die Tannen-Buchenwaldstufe als realistisch beurteilt werden kann.*
- *Zu den Zählraten ist anzumerken, dass es sich um Frühlingszählungen handelt. Man könnte jetzt annehmen, dass dadurch die Zahl der Tiere, welche im Winter in der Nordlehne eintreten und damit hauptsächlich für den Verbiss verantwortlich sind, unterschätzt wird, da die Tiere im Frühling auf die bereits ausgeaperte Südseite wechseln könnten. Dies würde bedeuten, dass die Anzahl der in der Nordlehne eintretenden Tiere noch höher liegt. Es ist aber ebenfalls anzunehmen, dass sich die Tiere auch im Winter tendenziell lieber auf der schneeärmeren Südseite aufhalten. Für diese Arbeit wird demnach einfach die Verteilung aus den Frühlingszählungen verwendet.*
- *Die Bestandesschätzung für den Tannen-Buchenwald mit all ihren Unsicherheiten beruht auf einer Bestandesschätzung für den Wildraum 2, welche ihrerseits Unsicherheiten beinhaltet. In diesem Sinn soll hier betont werden, dass es sich bei den oben hergeleiteten Bestandeszahlen um **Schätzungen** handelt, und diese keineswegs als gefestigte Zahlen betrachtet werden können. Da aber die Jagdplanung auch in der Praxis auf diesen Schätzungen beruht, werden sie auch für die ökonomische Abschätzung in dieser Arbeit als zweckmässig beurteilt.*

6.3.2.3 Örtliche Planung

Für die örtliche Planung der Schwerpunktbejagung (erste Bejagungsperiode) wird empfohlen, periodisch die Ergebnisse aus den Stichprobenaufnahmen zur Verbiss- und Verjüngungssituation (Rüegg 2008) (siehe Kapitel 5.3.6) zu betrachten und zu bestimmen, wo eine Verringerung des Verbissdruckes Priorität hat.

Für die erste Periode (2009-2014) werden die in Abb. 6-37 bezeichneten Bejagungsschwerpunkte vorgeschlagen. Dies mit folgenden Begründungen:

- *Die Wiederbewaldung von Blössen hat oberste Priorität. Solche Blössen sind gleichzeitig auf Grund des hohen Nahrungsangebot besonders beliebte Äsungsplätze, weshalb die Tiere an solchen Orten gehäuft angetroffen werden können. Aufgrund der guten Sichtverhältnisse können die Tiere auf offenen Flächen auch besser angesprochen werden als in dichten Beständen. Dies bedeutet eine erhebliche Erleichterung der Jagd. Deshalb werden grössere Lückenflächen als Bejagungsschwerpunkte ausgeschieden.*
- *Im Bereich des Bejagungsschwerpunktes 1 befinden sich fünf Stichproben, auf welchen die Verbissintensität von mindestens einer Baumart über dem Grenzwert liegt. Gleichzeitig ist in dieser Zone 2007 und 2012 mit nicht schutzwirksamen Stellen zu rechnen. Der Bejagungsschwerpunkt 1 erstreckt sich ausserdem bis in den obersten Bereich der Rigi-Nordlehne, wo das Verbissproblem bezüglich der fehlenden Vorverjüngung besonders gravierend ist (Frehner und Schwitter 2008).*
- *In den Bereichen der Bejagungsschwerpunkte 2 und 3 ist 2007 und 2012 mit nicht schutzwirksamen Stellen zu rechnen. Gleichzeitig befinden sich diese Bereiche hauptsächlich im Einzugsgebiet des Fischchrattenbachs, welches als murfähiges Gerinne beurteilt wird und bereits heute eine der grössten Gefährdungen für die Bahnlinie darstellt. Eine weitere Verschlechterung der Schutzwirkung im Einzugsgebiet dieses Wildbaches könnte schwerwiegende Folgen haben für die Sicherheit der Bahnlinie (Stadelmann 2008). Leider befinden sich in diesen beiden Bereichen keine Stichproben. Direkt oberhalb der Bejagungsschwerpunkte 2 und 3 wurde aber auf zahlreichen Stichproben eine hohe Verbissintensität für verschiedene Baumarten, insbesondere für die Tanne und die Buche, festgestellt. Und auf Grund der gutachtlichen Beurteilung der Verbissbelastung von (Frehner und Schwitter 2008) kann mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass sich die Verbissbelastung in den Bejagungsschwerpunkten 2 und 3 in einem ähnlichen Rahmen bewegt wie direkt oberhalb.*
- *Alle drei Bejagungsschwerpunkte werden von mindestens 2 Fusswegen durchkreuzt, was den sowieso hohen Aufwand etwas vermindern dürfte.*

Eine örtliche Planung kann auf Grund der grossen Unsicherheit der Sturmflächen höchstens (wenn überhaupt) für die ersten 5 Jahre des Projektes gemacht werden. In der Praxis erfordert eine solche eine intensive Zusammenarbeit zwischen Forstleuten und Jägern resp. der Jagdverwaltung. Da die örtliche Planung aber weiter keinen Einfluss hat auf die Kostenberechnung, fällt dies auch nicht weiter ins Gewicht.

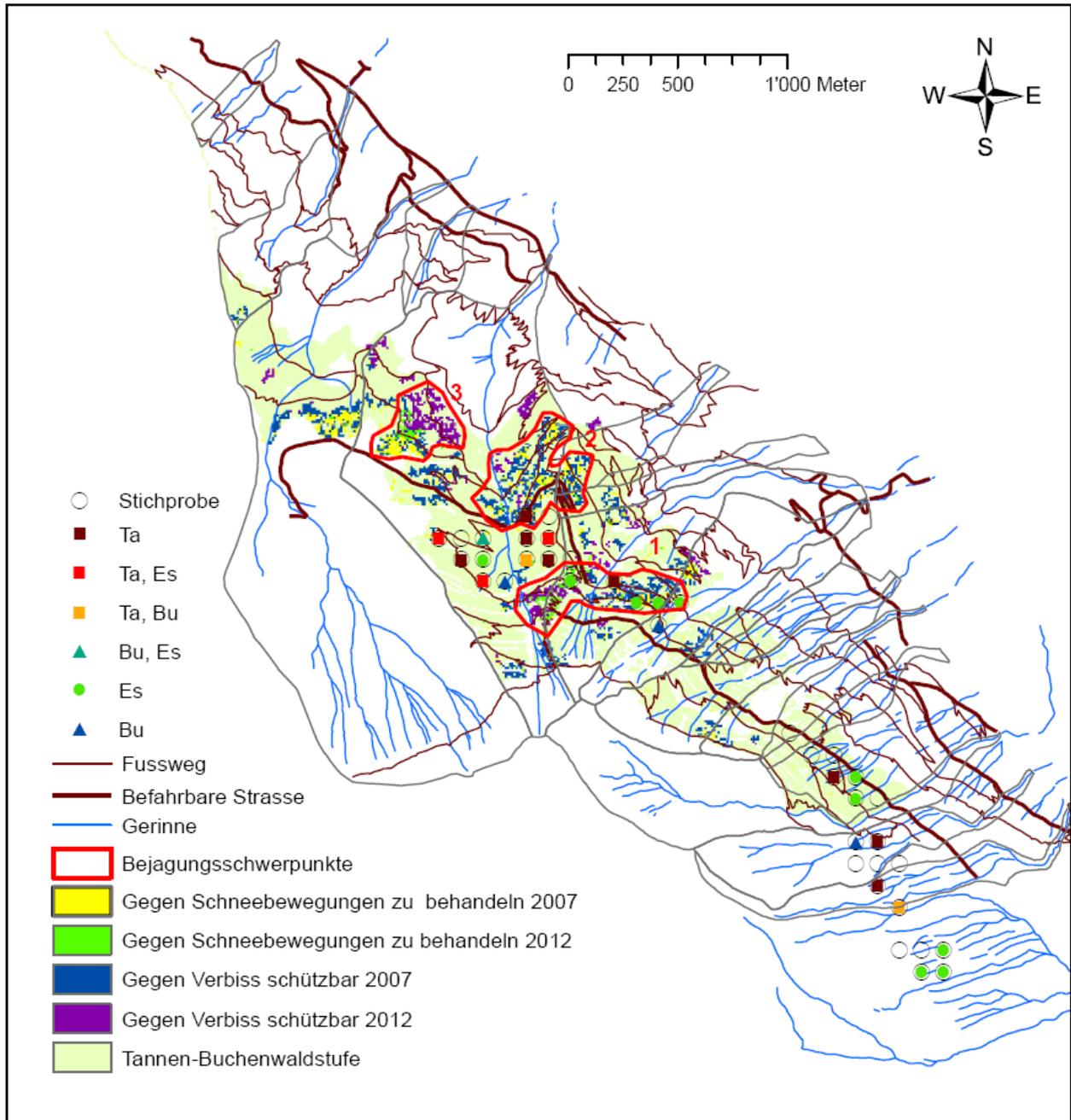


Abb. 6-37: Bejagungsschwerpunkte auf Grund der Verbissintensität und Prioritäten in der Wiederbewaldung von Blössen.
Für die bezeichnete Baumart liegt die Verbissintensität an der jeweils bezeichneten Stichprobe über dem Grenzwert.

6.3.2.4 Zeitliche Planung

Da das Verbissproblem in den Schutzwäldern an der Rigi-Nordlehne bereits seit mindestens zwei Jahrzehnten anhält (Hug 2005) und die Verjüngungsdringlichkeit aus waldbaulichen Gründen an vielen Orten sehr hoch ist, die Verjüngung aber unter dem aktuellen hohen Verbissdruck nicht eingeleitet werden kann (Frehner und Schwiter 2008), muss das Ziel von jagdlichen Eingriffen eine möglichst baldige Reduktion des Verbissdruckes sein. Der Zeithorizont für eine Bestandesreduktion wurde deshalb auf 5 Jahre festgelegt.

Die reguläre Jagdperiode von 3 Wochen in der Patentjagd ist ein sehr kurzes Intervall. Die Wildhüter haben sich für die von ihnen zu tätigenen Abschüsse aber nicht an diesen Zeitraum zu halten: Die Gämsjagd ist in der Schweiz aus biologischen Gründen von Anfang August bis Ende September zulässig (Baumann 2009) und soll von den Wildhütern in diesem Zeitraum ausgeführt werden. Kann der

geforderte Abschuss in diesem Zeitraum nicht erreicht werden, ist die Bejagung durch die Wildhüter bis zum Erreichen der Abschussquote fortzusetzen.

Um trotz einer Bestandesreduktion eine gesunde Populationsstruktur zu erhalten, muss eine Bestandesreduktion über mehrere Jahre ausgeführt werden. Angesichts der hohen Verjüngungsdringlichkeit darf sich eine solche aber auch nicht allzu lange hinziehen. Ein Zeitraum von 5 Jahren scheint ein angemessener Kompromiss.

Eine Ausweitung des Bejagungszeitraums auf das ganze Jahr (abgesehen von den gesetzlichen Schonfristen) oder auch nur auf das Winterhalbjahr bis zur Setzzeit ist bei der Gämse aus biologischen Gründen nicht zu empfehlen. Eine solche sollte bei der Gämse eigentlich auch nicht nötig sein, da im Herbst der Anteil an nicht-führenden Geissen genügend hoch ist im Gegensatz zu Reh- und Rotwild (Baumann 2009). Voraussetzung ist allerdings einerseits der politische Wille zur Anordnung einer gezielten Bestandesregulierung und andererseits der Wille der Jäger und Wildhüter zur Umsetzung einer solchen.

6.3.2.5 Qualitative und quantitative Planung

Festlegung des Zielbestandes

Ein Waldgebiet absolut wildfrei zu halten ist praktisch nicht möglich (Baumann 2009)³³.

Der auf Grund der Bestandesentwicklung im Wildraum 2 und den Zählkreisen (siehe auch Kapitel 5.4) als mässig zu beurteilende Eingriff in den Gämsbestand an der Rigi-Nordlehne seit 1998 hat auch nur mässige Erfolge in Bezug auf die Minderung des Verbissdruckes gebracht (Frehner und Schwitter 2008).

Deshalb wurden für die Festlegung eines Zielbestandes zwei Szenarien angenommen:

- Szenario 1: Eine mässige Reduktion der im Tannen-Buchenwald einstehenden Anzahl an Gämsen um 20% lässt eine geringe Erleichterung des Verbissdruckes auf alle Baumarten erwarten.
- Szenario 2: Eine sehr starke Reduktion der im Tannen-Buchenwald einstehenden Anzahl an Gämsen um 50% lässt eine erhebliche Erleichterung des Verbissdruckes auf alle Baumarten erwarten.

Für das Szenario 1 beträgt somit der Zielbestand 32 – 40 Tiere, was unter der Annahme, dass das Geschlechterverhältnis 1:1 und der Jungtieranteil 33% beträgt, eine Ziel von 10-13 adulten Geissen ergibt. Für das Szenario wird der Zielbestand auf 20 – 25 Tiere festgelegt, was einem Ziel von 7-8 adulten Geissen entspricht (siehe Tab. 6-4).

Tab. 6-4: Zielbestände für die Szenarien 1 und 2.

Szenario	Ausgangsbestand	Zielbestand
Reduktion um 20%	40 – 50 Tiere <i>davon 14 – 17 adulte Geissen</i>	32 – 40 Tiere <i>davon 10 – 13 adulte Geissen</i>
Reduktion um 50%	40 – 50 Tiere <i>davon 14 – 17 adulte Geissen</i>	20 – 25 Tiere <i>davon 7 – 8 adulte Geissen</i>

³³ Für die Kostenberechnung wird trotzdem unter anderem ein Szenario eines „wildfreien“ Waldes angenommen, um aufzuzeigen, welche Kosten Gamstiere für den Waldbesitzer verursachen.

Eine Reduktion eines Gamsbestandes um 20% ist aus wildtierökologischer Sicht bereits als relativ starker, eine Halbierung als äusserst starker Eingriff zu beurteilen³⁴. Angesichts des hohen Verbissdrucks und der bescheidenen erreichten Resultate mit einem mässigen Eingriff in der Vergangenheit ist ein sehr starker Eingriff in den Gamsbestand jedoch durchaus gerechtfertigt. Aus wildtierökologischer Sicht dürfte ein solcher Eingriff keine gravierenden Folgen auf die Stabilität des Bestandes haben, da der Eingriff sehr lokal und innerhalb der sehr gut vernetzten Rigi-Nordlehne stattfindet: Die Anzahl der im Tannen-Buchenwald der Rigi-Nordlehne entstehenden Tiere dürfte durch Einwanderung bald wieder ergänzt und damit der genetische Verlust bald wieder ausgeglichen werden. Dazu kommt, dass die Bejagung mit abnehmender Anzahl Tieren und steigendem Jagddruck immer schwieriger wird, und deshalb eine „Ausrottung“ der Gämse an der Rigi-Nordlehne kaum möglich ist. Trotzdem wäre natürlich eine regelmässige Überwachung des Bestandes sowie der Verbissintensität notwendig, um deren Entwicklung zu beobachten. Kann bereits eine entscheidende Verbesserung in der Verbissituation mit einer geringeren Reduktion als oben vorgeschlagen erreicht werden, kann der Zielbestand natürlich angepasst werden.

Abschussplanung

Die Resultate der Abschussplanung sind in Tab. 6-5 zusammengefasst. Die nachhaltige Jagdstrecke für den oben hergeleiteten Teilbestand in der Tannen-Buchenwaldstufe beträgt unter der Bestandsschätzung von 40-50 Tieren 10-12 Tiere (25%), wobei davon ein Drittel, d.h. 3-4 Jungtiere sein müssen, und jeweils die Hälfte der übrigen Tiere weiblich resp. männlich. Das ergibt folgende nachhaltige Jagdstrecke: 3-4 Jungtiere, 3-4 Geissen, 3-4 Böcke.

Die Entwicklung des Bestandes wurde mit dem in Anhang B1 beschriebenen Modell simuliert, und die zur nachhaltigen Jagdstrecke zusätzlichen Abschusszahlen solange variiert, bis unter den getroffenen Annahmen der Zielbestand spätestens zum Ende des Zeithorizontes von fünf Jahren erreicht wurde.

Die Resultate sind in Abb. 6-38 und Abb. 6-39 zu sehen: für Szenario 1 ist zusätzlich zum regulären, nachhaltigen Abschuss die Entnahme von einer Geiss (resp. im ersten Jahr 2 Geissen unter der Annahme dass der Ausgangbestand 17 Tiere beträgt), nötig, um den Zielbestand innerhalb von 5 Jahren zu erreichen. Für die starke Reduktion unter Szenario 2 ist die zusätzliche Entnahme von 2 Geissen während 3 bis 5 Jahren nötig, um den angestrebten Zielbestand zu erreichen. Idealerweise und um das Geschlechterverhältnis beizubehalten sollten im gleichen Verhältnis auch zusätzliche Böcke entnommen werden; dies ist aber nicht zwingend notwendig, um eine Reduktion des Bestandes zu erreichen.

Die nachhaltigen Jagdstrecken nach der Bestandesreduktion betragen auf Grund der anzustrebenden Zielbestände für das Szenario 1 2-3 Jungtiere, 3-4 Geissen und 2-3 Böcke, und für das Szenario 2 1-2 Jungtiere, 1-2 Geissen und 1-2 Böcke. Dies gilt nur unter der Annahme, dass die Fortpflanzungsrate konstant bleibt und keine Tiere zuwandern.

³⁴ J.Zinggeler, mündliche Mitteilung 21. April 2009

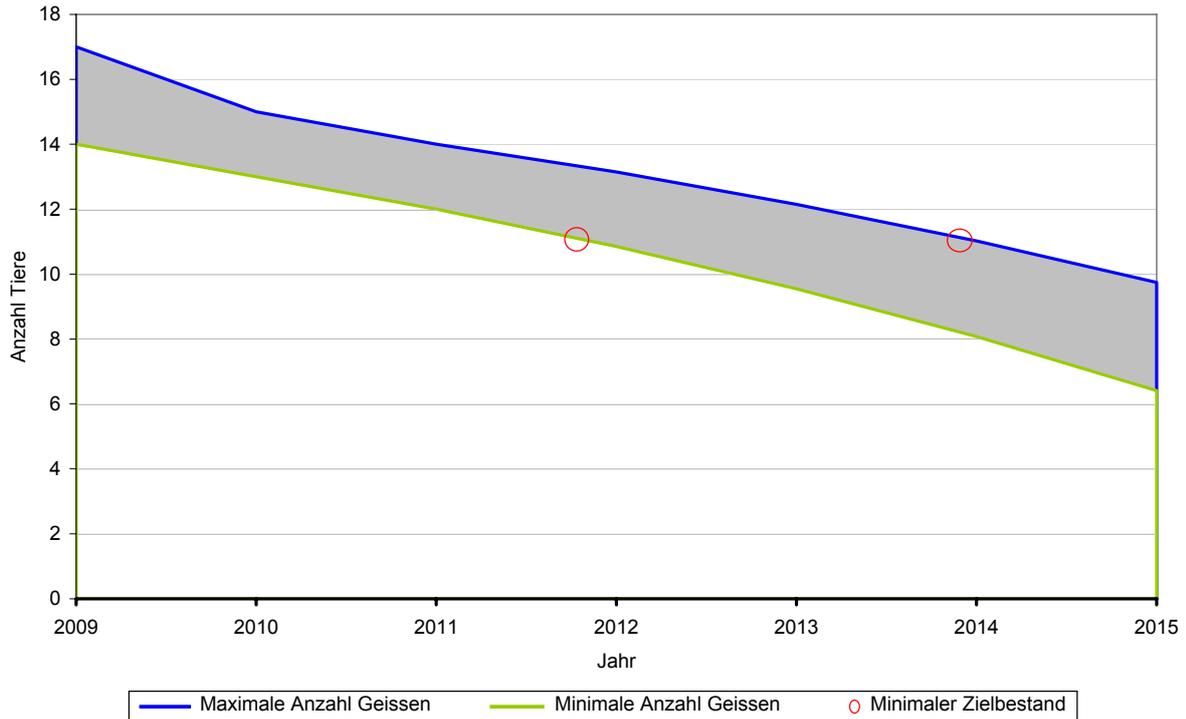


Abb. 6-38: Bestandesreduktion um 20% (Szenario 1).

Simuliert wurde die jährliche zusätzliche Entnahme von einer Geiss, resp. unter der Annahme von 17 weiblichen Tieren im Ausgangsbestand im ersten Jahr die zusätzliche Entnahme von 2 Geissen.

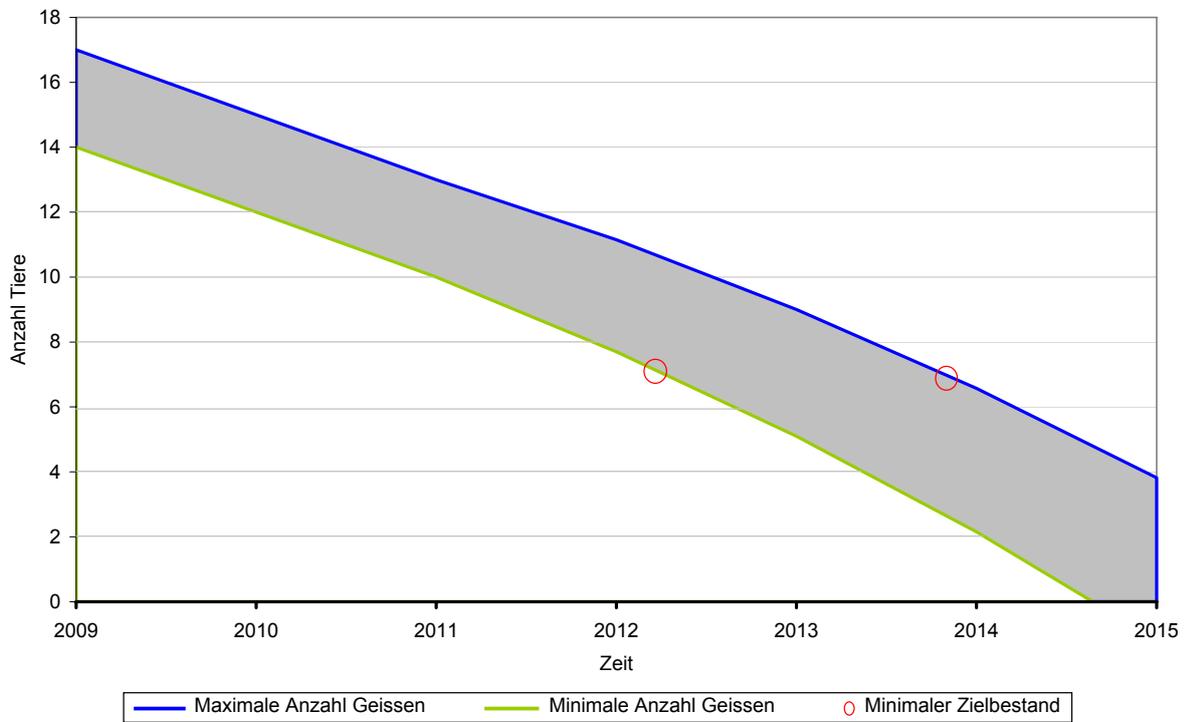


Abb. 6-39: Bestandesreduktion um 50% (Szenario 2).

Simuliert wurde die jährliche zusätzliche Entnahme von zwei Geissen.

Tab. 6-5: Zusammenfassung der Resultate der Abschussplanung

	Nachhaltige Jagdstrecke vor der Reduktion	Zusätzlicher Abschuss für Reduktion	Nachhaltige Jagdstrecke nach Reduktion
Szenario 1	10-12 Tiere davon je ein Drittel Jungtiere, Böcke und Geissen	Zusätzlich 1 (resp. im ersten Jahr 2) Geiss Im Idealfall parallel dazu zusätzlich ein Bock	7-10 Tiere davon je ein Drittel Jungtiere, Böcke und Geissen
Szenario 2	10-12 Tiere davon je ein Drittel Jungtiere, Böcke und Geissen	Zusätzlich 2 Geissen Im Idealfall parallel dazu zusätzlich zwei Böcke	5-7 Tiere davon je ein Drittel Jungtiere, Böcke und Geissen

- Eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg dieser Abschussplanung ist, dass die Gesamtpopulation im Wildraum 2 oder mindestens die Teilpopulation an der Rigi-Nordlehne nicht wächst, d.h. dass rundherum der jährliche Zuwachs abgeschöpft wird. Ansonsten wird der Einwanderungsdruck zu gross, und die Teilpopulation wäre zu schnell wieder im Ausgangszustand. Mit einer gleichzeitigen Bestandessenkung im gesamten Wildraum 2 könnte ausserdem der Einwanderungsdruck auf die schwerpunktmässig bejagten Flächen im Tannen-Buchenwald zusätzlich verkleinert werden. Da es aber in dieser Arbeit darum geht, die Kosten für Massnahmen zur Lösung des Verbissproblems im Tannen-Buchenwald an der Nordlehne abzuschätzen, wird bewusst darauf verzichtet, eine Bestandesreduktion im gesamten Wildraum 2 vorzuschlagen.
- Rechnet man den geforderten Abschuss in der Tannen-Buchenwaldstufe auf die gesamte Nordlehne unter der Berücksichtigung, dass sich durchschnittlich ungefähr ein Drittel mehr Tiere in der Tannen-Buchenwaldstufe aufhalten als in der Buchenwaldstufe, ergibt dies unter dem Szenario 2 einen jährlichen Abschuss von 27 bis 31 Tieren in der **Rigi-Nordlehne** während der Reduktion. Bisher wurden in den gesamten Abschusszählkreisen 101+102 (siehe Kapitel 5.4), welche die Rigi-Nordlehne noch zusätzlich mehr als das doppelte an Lebensraumpotential enthalten, durchschnittlich 30 Tiere jährlich entnommen. Das bedeutet, dass die 20 bisher abgegebene Zusatzmarken gemäss den Herleitungen in dieser Arbeit auch dann nicht genügen, um den Bestand der in der Rigi-Nordlehne einstehenden Tiere zu reduzieren, wenn die Zusatzmarken ausgeschöpft werden.
- Geschlechterverhältnis und Jugendanteil: in (Graf et al. 2008a) wird festgestellt, dass bei den Waldgämsen der Anteil an nicht-führenden Geissen oft zuwenig hoch sei, um mit einer Schonung der führenden Geissen die geforderte Jagdstrecke mit einem Geschlechterverhältnis von 1:1 zu erreichen. Dieser Feststellung widerspricht allerdings (Baumann 2009) und führt zusätzlich die Möglichkeit eines Geiss-Kitz-Abschusses zur Erreichung eines genügend hohen Eingriffs in der Klasse der adulten Geissen an. Dies könnte durchaus auch ein probates Mittel zur Bestandesregulierung an der Rigi-Nordlehne sein.
- Und wichtigster Punkt, der hier anzumerken ist, ist die grosse Wahrscheinlichkeit, mit der es auch mit der oben vorgeschlagenen starken Bestandesreduktion **nicht möglich sein dürfte**, das Ziel, die Verbissintensität der Tanne mit **rein jagdlichen** Massnahmen grossflächig unter den Grenzwert gemäss Eiberle zu senken, zu erreichen, sondern dass die Tanne auf Grund ihrer Beliebtheit auch bei sehr tiefen Wilddichten lokal immer noch stark verbissen wird. Dies zeigt die Erfahrung aus verschiedenen Gebieten in der Schweiz³⁵. Dies zieht die Schlussfolgerung mit sich, dass es mit rein jagdlichen Eingriffen nicht möglich ist, den unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ angenommenen Zustand zu erreichen. Aus diesem Grund werden in Kapitel 6.3.3 Massnahmenkombinationen aus forstlichen und jagdlichen Massnahmen vorgeschlagen zur Lösung des Verbissproblems an der Rigi-Nordlehne.

³⁵ mündliche Mitteilung Jürg Zinggeler, 21. April 2009

6.3.2.6 Methodenkritik Jagdplanung

- Die auf bescheidenen Erfahrungen respektive schlecht dokumentierten Eingriffen aus der Vergangenheit basierende (es ist der Autorin trotz Recherchen und Anfragen nicht bekannt, ob eine Bestandessenkung angestrebt wurde, von welchen Bestandeszahlen für die Einführung der Zusatzmarken ausgegangen war, ob jedes Jahr alle Zusatzmarken erfüllt wurden, etc) und gutachtliche Festlegung des Zielbestandes kann durchaus als unfundiertes Vorgehen angefochten werden. Es gilt jedoch als gesichert, dass der Verbissdruck mit sinkender Bestandesgrösse abnimmt (BUWAL 2002), und dass eine Bestandesregulierung entscheidend zur Lösung des Verbissproblems beiträgt. Im Rahmen der ökonomischen Analyse wird gezeigt, dass die Annahmen bezüglich des zu erreichenden Zielbestandes keinen Einfluss haben auf die ökonomische Beurteilung der verschiedenen Massnahmen. Somit wird diese Herleitung eines Zielbestandes, welche in der Praxis wohl als ungenügend beurteilt werden müsste, für diese Arbeit als zweckmässig betrachtet.
- Der grösste Kritikpunkt an dieser Abschussplanung ist sicher die bereits oben erwähnte Tatsache, dass sich ein Gamsbestand im Prinzip nicht auf ein Teilgebiet eines Wildraums reduzieren lässt. Die Abschätzung eines Teilbestandes für ein Teilgebiet eines Wildraumes, wie sie in dieser Arbeit vorgenommen wurde, macht insofern auch nur sehr beschränkt Sinn, da sich die Tiere natürlich nicht an die Grenzen des Tannen-Buchenwaldes halten. Die Bestandeszahlen wurden aber, wie bereits oben erwähnt, trotzdem auf den Untersuchungsperimeter dieser Arbeit herunter gebrochen, und dies mit folgenden Begründungen:
 - Ziel dieser Arbeit ist es, Kosten die auf Grund des Verbissproblems im Tannen-Buchenwald an der Rigi-Nordlehne entstehen, abzuschätzen, und nicht das Verbissproblem im gesamten Wildraum 2 zu untersuchen. Würden Massnahmen vorgeschlagen, welche sich auf die gesamte Gampopulation im Wildraum 2 beziehen, könnten die dafür abgeschätzten Kosten nicht mit den entstehenden Kosten für forstliche Massnahmen verglichen werden.
 - Ziel von jagdlichen Eingriffen soll es deshalb sein, die Anzahl der Tiere, welche in den problematischen Beständen im Tannen-Buchenwald einstecken, zu reduzieren, und nicht den Gesamtbestand im Wildraum 2. Dafür war es nötig, die Zahl der heute in diesem Bereich einsteckenden Tiere abzuschätzen.
 - Ziel der Herleitung der jagdlichen (wie auch der forstlichen) Massnahmen war eine Abschätzung der Grössenordnung, in der sich der Aufwand für jagdliche Massnahmen bewegen könnte. Dafür reichte es nicht aus, nur eine Bestandessenkung vorzuschlagen, sondern sie musste quantifiziert werden, auch wenn dies wildtierökologisch nicht unproblematisch ist..

Für die ökonomische Beurteilung wird diese Art der Herleitung denn auch als genügend beurteilt.
- Dazu kommen all die bereits oben erwähnten Unsicherheiten, mit welchen eine Bestandesschätzung naturgemäss behaftet ist. Diese können nicht aus dem Weg geschafft werden; sie werden aber im Kapitel 6.7 („Berücksichtigung von Unsicherheiten“) weiter behandelt.

6.3.3 Kombinierte Massnahmen

Da es, wie oben hergeleitet, weder mit rein forstlichen noch mit rein jagdlichen Massnahmen möglich ist, das angestrebte Ziel der Senkung der Verbissintensität der Tanne unter den Grenzwert nach Eiberle zu senken, werden in diesem Kapitel Kombinationen aus jagdlichen und forstlichen Massnahmen vorgeschlagen. Dabei wird folgendermassen argumentiert:

Da eine Bestandesreduktion von 20% mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht ausreicht, um den Verbissdruck grossflächig so stark zu senken, dass auch die Verbissintensität bei der Tanne flächendeckend unter den Grenzwert gesenkt werden kann, ist eine Ergänzung der Bestandesreduktion mit Verbisschutzmassnahmen einzuberechnen. Und selbst bei einer Reduktion um 50% muss damit gerechnet werden, dass die sehr verbissgefährdete Tanne immer noch verbissen wird. Deshalb werden zu beiden Szenarien Verbisschutzmassnahmen dazugefügt, um die gewünschte Wirksamkeit zu erhalten. Dies allerdings entsprechend zu den unterschiedlichen Bejagungsintensitäten in unterschiedlichem Ausmass:

Besonders kostengünstig, wirksam und verhältnismässig störungsresistent (geschützt gegen Steinschlag und Gleitschnee) können Wildschutzzäune zwischen Lawinenverbauungen erstellt werden. Ausserdem würde der Erfolg der beträchtlichen Investitionen für Lawinen- und Gleitschneeschutz mit Aufforstung

ohne Verbisschutzmassnahmen in Frage gestellt werden. Somit wird unter beiden jagdlichen Szenarien Verbisschutz zwischen den Lawinenverbauungen in Form von Wildschutzzäunen und zwischen den Dreibeinböcken in Form von chemischem Verbisschutz einberechnet.

Da weiter der Verbissdruck per 2009 noch nicht gesenkt werden kann, werden ebenfalls für beide Szenarien sämtliche Verbisschutzmassnahmen für 2009 eingerechnet.

Nach dem Prinzip in 4.3.2.4, gemäss welchen die Wiederbewaldung von grösseren Blössen oberste Priorität hat, werden zusätzlich unter dem Szenario 1 auf den grossen Lückenflächen Verbisschutzmassnahmen eingerechnet. Dies auch aus dem Grund, dass Gamstiere Offenflächen für die Äsung bevorzugen (Baumann und Struch 2000). Da für Flächen über 10a Zäune und Drahtkörbe geplant wurden, entspricht dies den Kosten für Zäune und Drahtkörbe.

Als reines Gedankenexperiment und um aufzuzeigen, was heute durch Versäumnisse an in der Zukunft daraus entstehenden Kosten verursacht werden können, wird zusätzlich zu den oben beschriebenen Massnahmenpaketen ein Szenario angenommen, in welchem der Bestand an in der oberen Nordlehne einstehendem Wild erst in 10 Jahren auf 50 % reduziert wird. Dadurch kommen zu den Verbisschutzmassnahmen 2009 noch die Verbisschutzmassnahmen 2012 und 2022 dazu.

Da, wie im vorangegangenen Kapitel begründet, mit jagdlichen Massnahmen allein der Zustand, welcher unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ nicht erreicht werden kann, werden die Kosten für die Massnahmen auf Grund der nicht schutzwirksamen Flächen aus dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ berechnet. Dies stellt wiederum auf Grund der mangelhaften Annahmen in RIGFOR eine Unterschätzung der entstehenden Kosten dar; im Rahmen dieser Arbeit blieb aber keine andere Möglichkeit.

Dies ergibt drei Massnahmenpakete, welche in Tab. 6-6 zusammengefasst sind. Für diese Massnahmenpakete wurden ebenfalls, wie auch für die rein jagdlichen und rein forstlichen Massnahmen, Kosten abgeschätzt (Kapitel 6.4). Im Rahmen der Wirksamkeitsanalyse in Kapitel 6.5 wurden diese fünf Massnahmenvarianten (rein forstlich, rein jagdlich und Massnahmenpakete I – III) auf deren Wirksamkeit hin untersucht.

Tab. 6-6: Massnahmenkombinationen

	Zu ergreifende Massnahmen
Massnahmenpaket I (MP I)	<ul style="list-style-type: none"> • Bestandesreduktion um 20% per sofort • Wildschutzzäune zwischen den Verbauungen • Chemischer Verbisschutz zwischen den Dreibeinböcken • Verbisschutzmassnahmen für 2009 entsprechend Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ • Verbisschutz auf grösseren Flächen: Zäune und Drahtkörbe • Pflanzungen
Massnahmenpaket II (MP II)	<ul style="list-style-type: none"> • Bestandesreduktion um 50% per sofort • Wildschutzzäune zwischen den Verbauungen • Chemischer Verbisschutz zwischen den Dreibeinböcken • Verbisschutzmassnahmen für 2009 entsprechend Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ • Pflanzungen

Massnahmenpaket III (MP III)	<ul style="list-style-type: none"> • Bestandesreduktion um 50% in 10 Jahren • Wildschutzzäune zwischen den Verbauungen • Chemischer Verbisschutz zwischen den Dreibeinböcken • Verbisschutzmassnahmen 2009 und 2012 • Verbisschutz auf grösseren Flächen: Zäune und Drahtkörbe • Pflanzungen
---	--

Die Massnahmenpakete I und II stellen nun geeignete Varianten dar, um das gesetzte Ziel zu erreichen. Im weiteren Vorgehen werden aber trotzdem die rein forstlichen und rein jagdlichen Massnahmen weiter berücksichtigt, um auch die Kosten für diese Massnahmen aufzuzeigen und diese an Hand der Kosten-Wirksamkeitsmatrix in Kapitel 6.8 diskutieren zu können.

6.3.4 Weitere Massnahmen

Nebst den oben erwähnten forstlichen und jagdlichen (respektive Kombinationen von diesen) könnte eine Reihe von weiteren Massnahmen dazu beitragen, das Verbissproblem an der Rigi-Nordlehne zu lösen. Auf einige wird in der Folge kurz eingegangen; aus Zeitgründen konnten diese aber für die ökonomische Beurteilung nicht weiter verfolgt werden.

Wildruhezonen

Die Schaffung von Wildruhezonen in bezüglich Verbiss unsensiblen Gebieten kann zu einer Entlastung von sensiblen Waldgebieten führen (Baumann 2009). Für die Rigi als Gebiet von besonderer wildökologischer Bedeutung ist die Schaffung solcher vorgesehen (Kanton-Schwyz 2009) und würde sicher zur Lösung des Verbissproblems an der Rigi-Nordlehne beitragen (Hug 2005). Da ein grosser Teil der Waldgebiete an der Rigi eine Schutzwirkung zu erfüllen haben, ist allerdings der Platz für Wildruhezonen im Wald sehr beschränkt. Eine Einrichtung von Wildruhezonen an der Rigi müsste deshalb wahrscheinlich mit einschneidenden Lenkungsmassnahmen für die Freizeitnutzung (Gleitschirmflugbetrieb, Schneeschuh- und Wandertourismus) und Einschränkungen für die Land- und Alpwirtschaft realisiert werden.

Unabhängig von Wildruhezonen könnten Massnahmen zur Beruhigung von potentiellen Wildlebensräumen durch Besucherlenkungsmassnahmen und Einschränkungen der land- und alpwirtschaftlichen Nutzung dazu führen, dass die Einstände in der Rigi-Nordlehne entlastet werden und dadurch der Verbissdruck vermindert wird.

Luchs

Die Präsenz von Luchsen dürfte auf die Populationsdynamik zusätzlich zu den jagdlichen Eingriffen einen nicht unerheblichen Einfluss haben (z.B. Forstner 1988; z.B. Baumann und Struch 2000). Nebst der regulierenden Wirkung hätte der Luchs mit grosser Wahrscheinlichkeit einen Einfluss auf die Verteilung der Gamstiere (Forstner 1988). Dies hätte einerseits den Effekt, dass die Tiere weniger gehäuft und weniger ausgeprägt in immer denselben Flächen eintreten würden. Andererseits hätte ein Auftreten des Luchses an der Rigi-Nordlehne wahrscheinlich zum Resultat, dass sich die Gämsen vermehrt in ihr ursprüngliches Habitat, nämlich steile, felsige Partien zurückziehen – an genau die Stellen, die in Bezug auf entstehende Waldlawinen besonders heikel sind, an denen die Waldverjüngung sowieso bereits einen schwierigen Stand hat, und an welchen die jungen Bäume technisch kaum vor Verbiss geschützt werden können. Es ist also fraglich, inwiefern die Anwesenheit des Luchses zur Lösung des Verbissproblems an der Rigi-Nordlehne beitragen würde.

Lebensraumverbesserung Forst

In den letzten Jahren wurde der Wildlebensraum an der Rigi-Nordlehne im Vergleich zum Zustand in den 80-er-Jahren bedeutend verbessert. Dazu beigetragen haben insbesondere die Stürme Vivian und Lothar sowie waldbauliche Eingriffe zur Einleitung der Verjüngung. Zusätzlich wurden an der Rigi-Nordlehne Freihalteflächen mit einer Gesamtfläche von 499a (9 – 147a) eingerichtet. Aus Sicht der Schutzwaldbewirtschaftung bleibt angesichts dieses im Moment hohen Anteils an nicht schutzwirksamen Flächen nur wenig Spielraum für weitere Öffnungen zur Äsungverbesserung. Langfristig ist aber ein

Bestandesaufbau mit einem reichen Unterwuchs, Verbissgehölzen und damit grossem Äsungsangebot und eine möglichst hohe Stammzahl in der Verjüngung anzustreben.

Änderung des Jagdsystems

Eine Massnahme, die politisch in naher Zukunft nicht in Frage kommt, aus Sicht des Lebensraummanagements aber unter Umständen zu bedenken wäre, wäre eine Änderung des Jagdsystems von der Patent- zur Revierjagd. Damit könnte bereits eine gewisse Vereinfachung in der Abstimmung zwischen Wald- und Wildtiermanagement erreicht werden (Nigg 2005). Eine weitere Vereinfachung würde das Modell aus Deutschland bringen, in welchem die Jagdrechte an den Waldbesitz gekoppelt sind und somit Wald und Wild durch dieselben Entscheidungsträger bewirtschaftet resp. reguliert werden (Liebig 2009).

6.4 Kostenanalyse

In diesem Kapitel werden die undiskontierten Kosten für die Massnahmenvarianten „rein forstlich“, „rein jagdlich“ und die Massnahmenpakete I – III aufgeführt, mit welchen in Zukunft zu rechnen ist. Dazu wurden die Kosten für die einzelnen Massnahmen sowie deren Unterhalt zu jedem Zeitpunkt zusammengezählt. Das heisst, dieser Schritt berücksichtigt den Zeitpunkt der einzelnen Investitionen und die damit verbundenen Diskontierungen noch nicht. Dies folgt im Kapitel 6.6.

6.4.1 Kosten für forstliche Massnahmen

Kosten für Massnahmen gegen Schneebewegungen

Die zu erwartenden Aufwendungen für Lawinen- und Gleitschneeverbau betragen total 4.43 Mio SFr unter „aktuellem Verbissdruck“ und 3.84 Mio SFr unter „reduziertem Verbissdruck“ innerhalb der nächsten 50 Jahre (siehe Abb. 6-40). Die Kosten bewegen sich zwischen ungefähr 380'000.- und 1.2 Mio Franken (ohne Unterhaltskosten) bis 2022. 2032 ist nur noch ein verhältnismässig kleiner Betrag von knapp 50'000.- zu erwarten. Der in Abb. 6-40 aufgeführte Betrag für die Unterhaltskosten verteilt sich jeweils über 30 resp. 40 Jahre. Die Unterhaltskosten wurden jeweils nur bis zum Ende des Betrachtungshorizontes im Jahr 2057 berechnet.

Die Unterschiede bei den Investitionskosten zwischen den beiden Szenarien „mit aktuellem Wildverbiss“ und „reduziertem Wildverbiss“ fallen erwartungsgemäss nicht allzu gross aus. Anders verhält es sich für die Unterhaltskosten: diese fallen unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“ bedeutend tiefer aus als unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“. Auffällig ist auch, dass zwischen 2032 bis 2052 keine grossen Investitionen im Lawinen- und Gleitschneeverbau mehr zu erwarten sind.

Der geringe Unterschied bei den Investitionskosten zwischen den beiden Szenarien ist wiederum auf die in Kapitel 6.3.1 diskutierten Modellannahmen aus RIGFOR zurückzuführen, welche als nicht realistisch beurteilt werden müssen. Deshalb muss wiederum gesagt werden, dass die Kosten für das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ als „minimal anfallende Kosten“ betrachtet werden müssen, da durch die Annahmen in RIGFOR die entstehenden Lückenflächen für das Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ unterschätzt wird. Aus der Aufstellung wird aber klar, dass erhebliche Aufwendungen für Verbauungen gegen Lawinen und Gleitschnee unabhängig von der Entwicklung der Wildbestandesentwicklung anfallen werden. Diese Kosten hätten wahrscheinlich zu einem grossen Teil vermieden können werden, wenn das Problem der Verjüngung und des Verbisses früher angegangen worden wäre.

Der beträchtliche Unterschied zwischen den beiden Szenarien bei den Unterhaltskosten hängt mit der unterschiedlichen Unterhaltsdauer unter den beiden Szenarien zusammen: es wird davon ausgegangen, dass die Wiederbewaldung unter dem „aktuellen Verbissdruck“ trotz Schutzmassnahmen verlangsamt wird und deshalb auch Verbauungen länger unterhalten werden müssen als unter „reduziertem Verbissdruck“. Der Unterschied würde wohl bei einer realistischeren Modellierung der Lückenflächen noch grösser ausfallen.

Der Rückgang der zu erwartenden Kosten bis 2032 deutet darauf hin, dass einerseits viele der problematischen Stellen bereits verbaut wurden, und sich andererseits die Schutzwirkung des Waldes ab 2032 positiv entwickelt.

Anzumerken ist zudem, dass die in Abb. 6-41 abgebildeten Kostensäulen die aufsummierten Kosten darstellen, welche auf Grund der zum entsprechenden Zeitpunkt entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen zu erwarten sind. Das heisst, die Unterhaltskosten sind ebenfalls inbegriffen. Diese fallen aber nicht zu diesem Zeitpunkt, sondern über den bestimmten Zeitraum an.

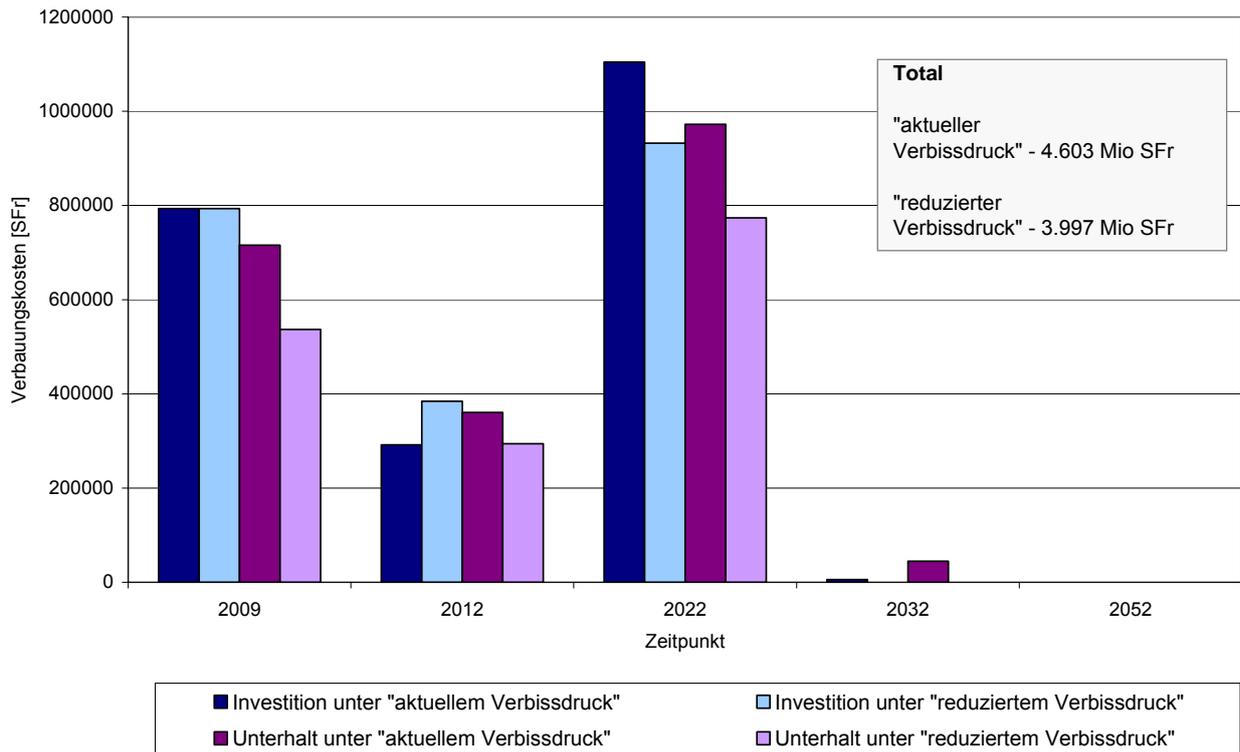


Abb. 6-40: Kosten für Massnahmen gegen Schneebewegungen unter den Szenarien „aktueller Verbissdruck“ und „reduzierter Verbissdruck“.

Kosten für Verbisschutzmassnahmen

In Abb. 6-41 sind die Kosten für die Verbisschutzmassnahmen Drahtkörbe/Zäune und Wildschutzzäune zwischen Schneerechen (getrennt nach Investition und Unterhalt) sowie Pflanzung auf chemisch zu schützenden Flächen und chemischer Verbisschutz (inkl. chemischer Verbisschutz zwischen den Dreibeinböcken) dargestellt. Dabei wurde angenommen, dass sämtliche möglichen Verbisschutzmassnahmen umgesetzt werden. Dies ergibt ein Total von 4.6 Mio SFr für Verbisschutzmassnahmen und deren Unterhalt bis 2057 unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“.

Auffällig dabei ist, dass die Kosten für chemischen Verbisschutz bei weitem den grössten Anteil ausmachen. Dies ist auf den grossen Anteil an nur chemisch schützbaeren Flächen zurückzuführen.

Um beurteilen zu können, ob knapp 3.6 Mio SFr für Verbisschutzmassnahmen eine realistische Abschätzung für Verbisschutzmassnahmen für die nächsten 50 Jahre darstellen oder nicht, muss man sich noch einmal die Fläche vor Augen führen, welche bis ins Jahr 2059 vor Verbiss geschützt werden muss: das sind 129a oder 68% des Untersuchungsperimeters. Hält man sich diese Fläche und den damit verbundenen Aufwand vor Augen, dürfte dieser auf den ersten Blick hohe Betrag sehr wohl realistisch sein.

Interessant wäre es, hier jährliche Kosten (Annuitäten) zu berechnen oder zu bestimmen, was dies an jährlichem Zeitaufwand für chemischen Verbisschutz bedeutet. Dafür blieb aber leider keine Zeit.

Anzumerken ist zudem, dass die in Abb. 6-41 abgebildeten Kostensäulen die aufsummierten Kosten darstellen, welche auf Grund der zum entsprechenden Zeitpunkt entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen zu erwarten sind. Das heisst, die Unterhaltskosten sind ebenfalls inbegriffen. Diese fallen aber nicht zu diesem Zeitpunkt, sondern über den bestimmten Zeitraum an.

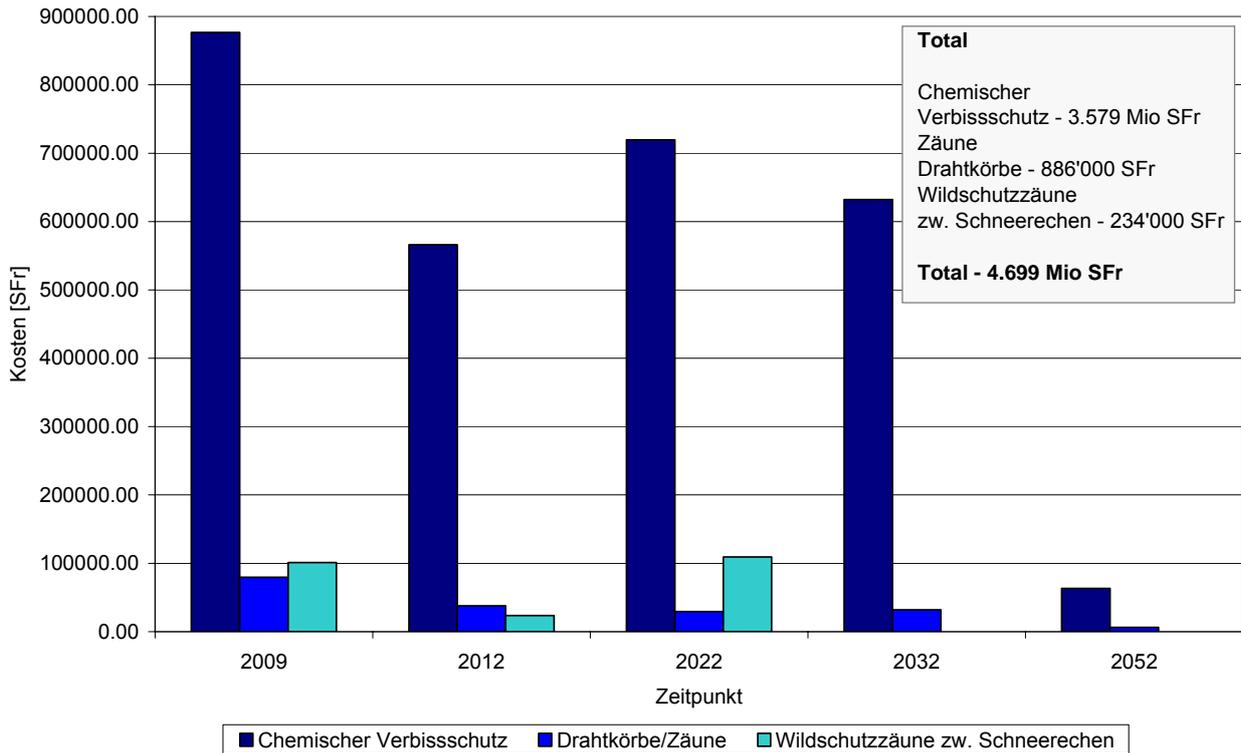


Abb. 6-41: Kosten für Verbisschutzmassnahmen für das Szenario „mit aktuellen Wildverbiss“

6.4.2 Kosten für jagdliche Massnahmen

Unter der Annahme, dass die Hälfte der zu tätigenen Abschüsse durch Wildhüter zu erfolgen hat, und jeweils 20 Jahre nach Beginn einer Schwerpunktbejagung die nächste Schwerpunktbejagung nötig wird, wurden für die Abb. 6-42 die Kosten zusammengezählt, welche jeweils in den Perioden bis zum nächsten Betrachtungszeitpunkt anfallen. Die Kosten zum Zeitpunkt 2052 entsprechen den Kosten bis zum Ende des Betrachtungshorizontes im Jahr 2057.

Aus dieser Darstellung wird ersichtlich, dass eine Reduktion um 20% insgesamt etwas mehr Aufwand erfordert als eine Reduktion um 50%.

Die unterschiedlichen grossen Kostenpakete entstehen durch die unterschiedlich langen Zeitperioden zwischen den Betrachtungszeitpunkten. Der insgesamt geringere finanzielle Aufwand für eine starke Bestandesreduktion als für eine mässige ist darauf zurückzuführen, dass der reguläre Abschuss nach einer mässigen Reduktion bedeutend höher liegt als nach einer starken Reduktion und somit der Aufwand zwischen den Schwerpunktbejagungen höher ist bei einer mässigen Reduktion als bei einer starken Reduktion.

Die Verteilung der Kosten ist aus Abb. 6-43 besser ersichtlich: darin ist zu sehen, dass der jährliche Einsatz jeweils für 5 Jahre (während der Schwerpunktbejagung) ansteigt, und danach auf einem tieferen Niveau konstant bleibt. Dabei fällt der Aufwand zwischen den Schwerpunktbejagungen bei einer starken Reduktion tiefer aus als bei einer mässigen Reduktion.

Dies ist auf den geringeren Aufwand für die Bejagung nach einem starken Eingriff zurückzuführen.

Dazu muss aber angefügt werden, dass der Aufwand zwischen den Schwerpunktbejagungen korrekterweise nicht konstant bleibt, sondern kontinuierlich ansteigt. Da dieser Anstieg aber kaum quantifiziert werden kann, und sich die Beträge sowieso im Unsicherheitsbereich bewegen, wurde dies nicht berücksichtigt.

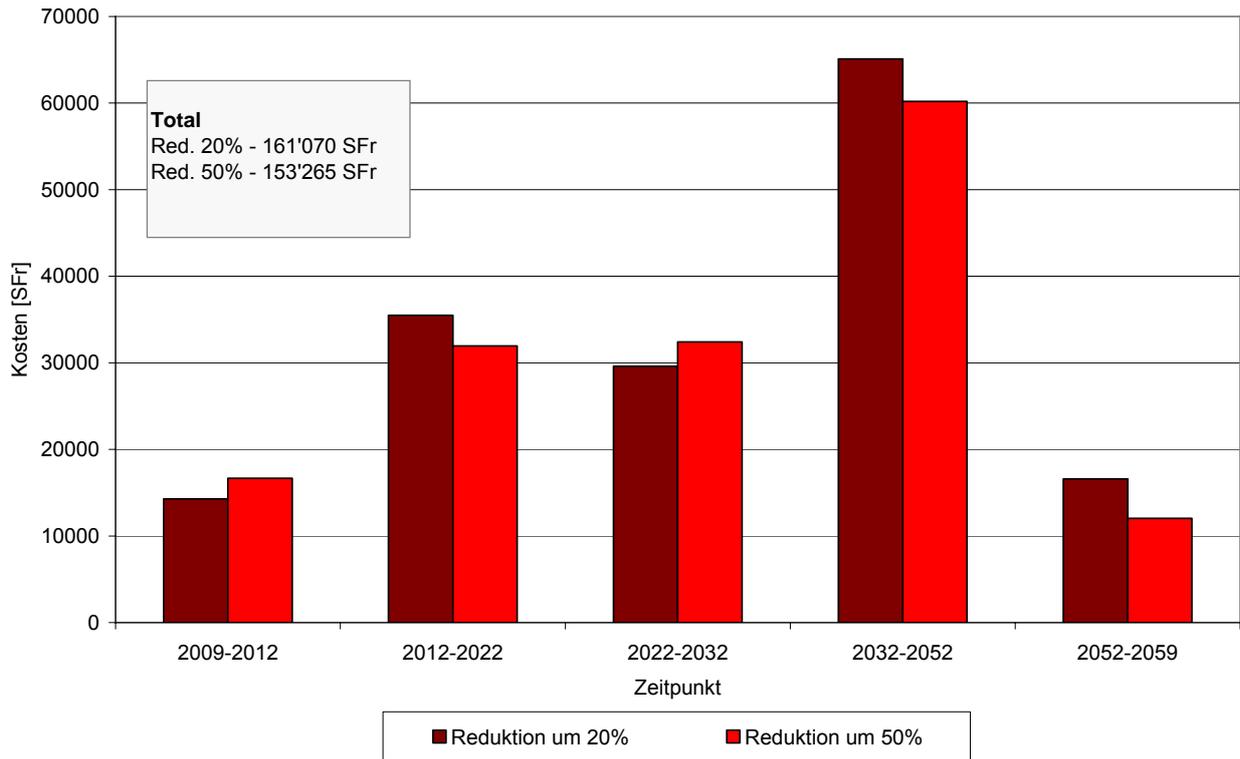


Abb. 6-42: Kosten für jagdliche Massnahmen, summiert über den Zeitraum zwischen den Betrachtungszeitpunkten.

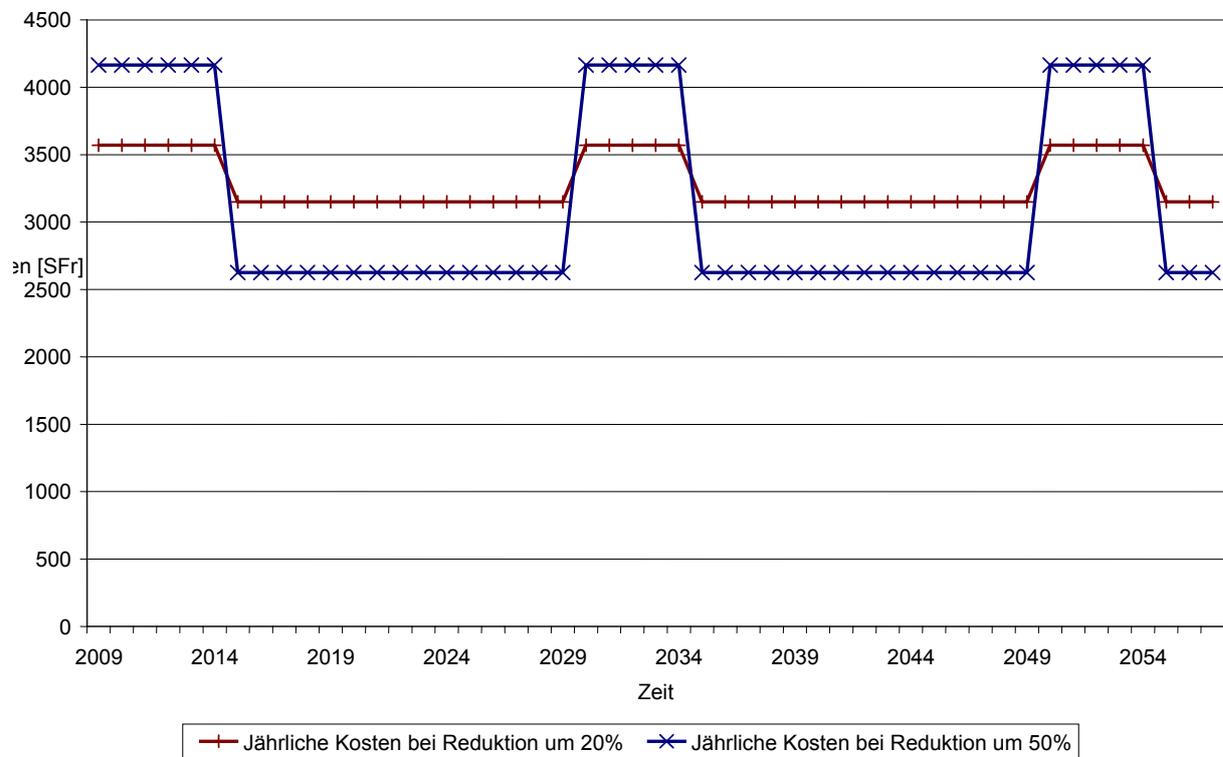


Abb. 6-43: Zeitliche Verteilung der für jagdliche Massnahmen anfallenden Kosten.

6.4.3 Kosten für Massnahmenkombinationen

Werden die Kosten für die Massnahmenkombinationen für die beiden Massnahmenpakete I und II zusammengezählt (ohne die Kosten für Verbauungen gegen Schneebewegungen), ergibt das für MP I gut 2.4 Mio SFr, für MP II knapp 2 Mio SFr (über den gesamten Projektzeitraum summiert, siehe Abb. 6-44). Zusätzlich zu den beiden Massnahmenpaketen werden in Abb. 6-44 die Kosten unter der Annahme dargestellt, dass Massnahmen zu einer Reduktion des Verbissdruckes im Rahmen des Massnahmenpakets II erst in 10 Jahren ergriffen werden. Dadurch würden zusätzliche Kosten von 886'000 SFr entstehen für Verbisschutzmassnahmen zu den Zeitpunkten 2012 und 2022.

Aus diesen Kosten wird ersichtlich, dass mit den beiden Massnahmenpaketen I und II 2009 zwar sehr hohe Kosten für Verbisschutzmassnahmen anfallen, später die Kosten pro Betrachtungszeitpunkt aber auf unter 400'000 SFr gesenkt werden können, wobei mit einer Bestandesreduktion um 50% die Kosten noch einmal halbiert werden können im Vergleich zu einer Bestandesreduktion um 20%. Durch eine Verschiebung des Massnahmenpakets II um 10 Jahre müssten zusätzliche Ausgaben für Verbisschutzmassnahmen 2012 und 2022 einberechnet werden.

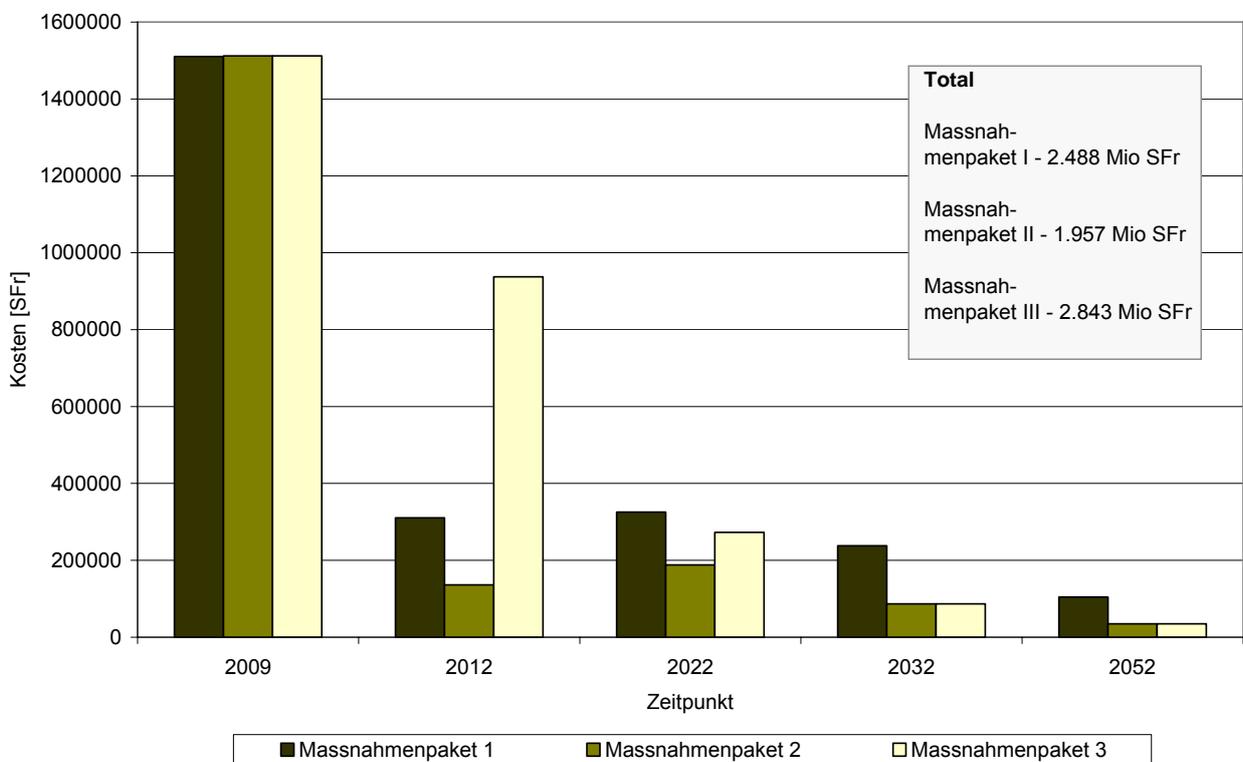


Abb. 6-44: Kosten für die Massnahmenpakete I, II und III.

6.4.4 Gegenüberstellung der verschiedenen Massnahmen zur Reduktion der Verbisschäden

In Tab. 6-7 werden die Kosten für die verschiedenen Varianten zur Reduktion des Verbissdruckes aufgelistet und in Abb. 6-45 grafisch dargestellt. Bei weitem am teuersten fallen die Kosten bei rein forstlichen Massnahmen ohne Bestandesreduktion aus. Durch eine Kombination von forstlichen Massnahmen und einer mässigen Bestandesreduktion (MP I) können im Vergleich zu den rein forstlichen Massnahmen bedeutend weniger Mittel eingespart werden als durch eine Kombination von forstlichen Massnahmen und einer starken Bestandesreduktion (MP II). Würde man mit einschneidenden Massnahmen zur Verminderung des Verbissdruckes weitere 10 Jahre abwarten, müsste man mit zusätzlichen 880'000 SFr rechnen für Verbisschutzmassnahmen im Vergleich zu den Gesamtkosten des Massnahmenpakets 2. Die rein jagdlichen Varianten (Bestandesreduktion um 20% resp. um 50%) sind nicht vergleichbar, da sie einen anderen Wirkungsgrad aufweisen (siehe Kapitel 6.5).

Tab. 6-7: Übersicht über die Kosten für die verschiedenen Massnahmenvarianten.

Massnahmenvariante	Total
Nur Verbisschutzmassnahmen ohne Bestandesreduktion	4'699'000 SFr
Bestandesreduktion 20%	161'070 SFr
Bestandesreduktion 50%	153'265 SFr
Massnahmenpaket 1	2'488'000 SFr
Massnahmenpaket 2	1'958'000 SFr
Massnahmenpaket 3	2'843'946 SFr

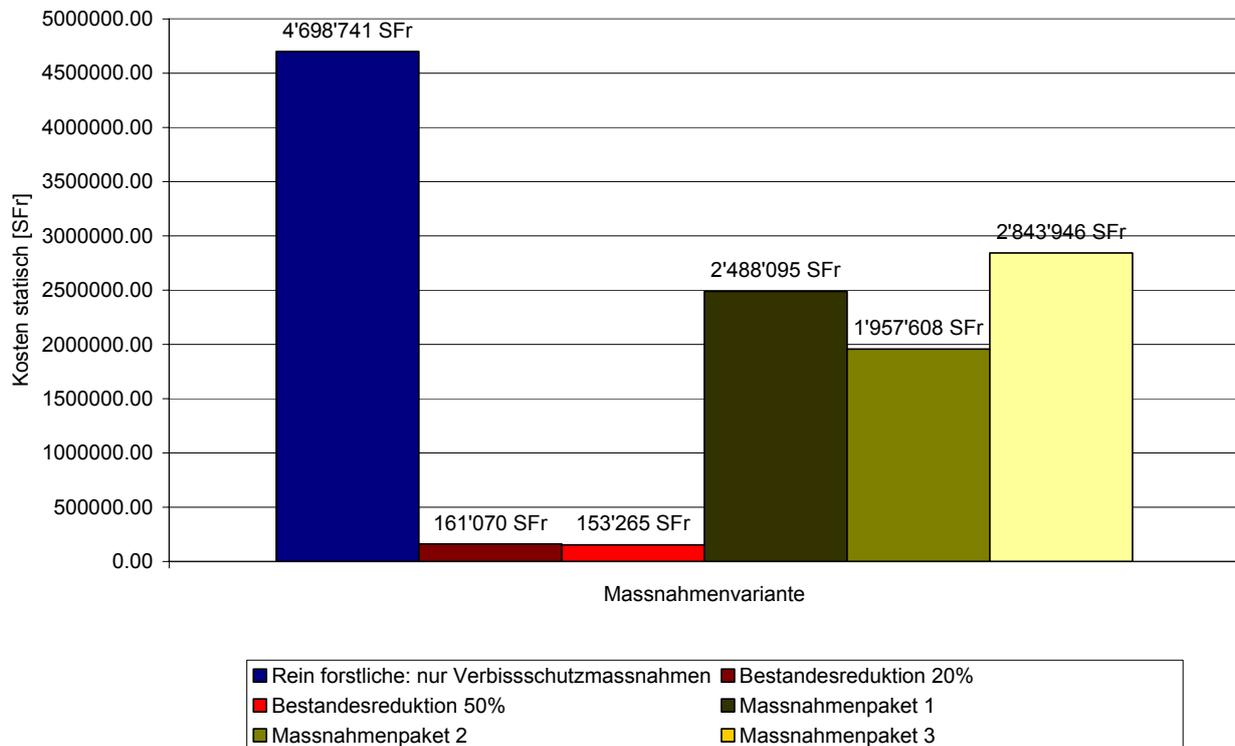


Abb. 6-45: Gegenüberstellung der Kosten für die verschiedenen Massnahmenvarianten.

Die Kosten für die Massnahmenpakete setzen sich ja aus den gesamten Kosten für die Bestandesreduktion und den Kosten für ergänzende forstliche Massnahmen zusammen. Dabei machen die Kosten für die forstlichen Massnahmen über 90% der Gesamtkosten für die Massnahmenpakete aus. Das bedeutet, dass durch die Präsenz eines tiefen Wildtierbestand im Schutzwald an der Rigi-Nordlehne immer noch Verbisschutzmassnahmen im Umfang von 1.8 Mio SFr für die nächsten 50 Jahre gerechnet werden muss, um die waldbaulichen Ziele zu erreichen, woneben die Bejagung nur gerade 150'000 SFr kostet (im Fall des Massnahmenpakets II) .

Da hier ausschliesslich mit den zu verbauenden Flächen aus dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ gerechnet wurde, gilt auch hier, dass es sich bei diesen Abschätzungen um „minimal aufzuwendende

Beträge“ handelt, da durch die Annahmen in RIGFOR die entstehenden Lückenflächen unterschätzt werden.

Interessant wäre es nun, die durchschnittlichen jährlichen Kosten für forstliche und jagdliche, resp. kombinierte Massnahmen abzuschätzen, welche nach einer Bestandesreduktion, also sozusagen im wünschenswerten Zustand anfallen. Dabei könnten die Kosten, welche durch den hohen Verbissdruck in der Vergangenheit verursacht wurden (nämlich die Kosten, die für den Verbisschutz 2009 anfallen), ausgeblendet werden. Dadurch würde ein direkter Vergleich möglich zwischen den Kosten, welche unter hohem Verbissdruck anfallen (diese würden den Kosten für die rein forstlichen Massnahmen entsprechen), und den Kosten, welche unter moderatem Verbissdruck entstehen. Diese Überlegung entstand aber erst am Ende der Arbeit, weshalb keine Zeit mehr blieb, um sie zu bearbeiten.

Die Umrechnung auf jährliche Kosten müsste zudem über die Berechnung von Annuitäten erfolgen. Da die Arbeit schon genügend kompliziert ist, wurde darauf verzichtet, diesen Aspekt auch noch einzubauen.

6.5 Wirksamkeitsanalyse

Grundsätzlich wurden die Massnahmen bei der Planung so ausgelegt, dass das Ziel der Verjüngung mit standortgerechten und für die Schutzwaldbewirtschaftung geeigneten Baumarten gewährleistet werden kann. Gemessen wird die Wirksamkeit daran, ob die Verbissintensität der Tanne unter den Grenzwert gemäss Eiberle gesenkt werden kann. Dabei kann der Zusammenhang zwischen der Wirksamkeit und den Zuständen unter den verschiedenen Szenarien bezüglich der Entwicklung der Sturmflächen wie folgt hergestellt werden:

Als „sehr gut“ wird der Zustand unter „reduziertem Verbissdruck“ bezeichnet: das bedeutet, dass die Verjüngung aller in NaiS geforderten Baumarten ohne jeglichen Verbisschutz aufkommen kann. Dieser Zustand kann mit den in dieser Arbeit vorgeschlagenen Massnahmen nicht erreicht werden.

Unter „mässig“ wird der Zustand unter „aktuellem Verbissdruck mit forstlichen Massnahmen“ verstanden: die Verjüngung kommt zwar auf, aber grossflächig verzögert und an den nicht schützbaaren Stellen wird sie teilweise verhindert.

Als „sehr schlecht“ wird der Zustand unter „aktuellem Verbissdruck“ ohne Verbisschutz bezeichnet: die Verjüngung wird stark verzögert und an einigen Stellen verunmöglicht.

Die Beurteilung der Wirksamkeit der einzelnen Massnahmen ist der Wirksamkeits-Matrix in Tab. 6-8 zu entnehmen und wird im Folgenden diskutiert.

Wirksamkeit der forstlichen Massnahmen

Bereits bei der Herleitung der Kriterien für die Entwicklung der Sturmflächen (Kapitel „Kriterien für die Entwicklung der vom Sturm betroffenen Bestände“) wurde festgestellt, dass die Wiederbewaldung unter hohem Wilddruck trotz hohem Aufwand für Verjüngungsschutzmassnahmen verzögert abläuft. Dort wurde eine Verzögerung von 10 Jahren angenommen. Diese kommt dadurch zustande, dass a) nicht alle Flächen schützbar sind, b) es nie gelingen wird, überall genügend Verjüngung zu schützen und c) ein gewisser Verbiss trotz Verbisschutz stattfinden wird. Deshalb muss davon ausgegangen werden, dass mit rein forstlichen Massnahmen selbst mit dem hier modellierten hohen Aufwand lediglich eine mässige Wirksamkeit bezüglich der Reduktion der Verbissintensität bei der Tanne unter den Grenzwert nach Eiberle erreicht werden kann.

Da aber relativ gut abgeschätzt werden kann, wie die Massnahmen wirken, wird das Risiko für die forstlichen als mässig beurteilt.

Wirksamkeit der jagdlichen Massnahmen

Die beiden Szenarien für eine Reduktion des Gamsbestandes müssen bezüglich der Wirksamkeit natürlich getrennt beurteilt werden:

- Szenario 1: Eine mässige Reduktion der im Tannen-Buchenwald einstehenden Anzahl an Gämsen um 20% lässt gemäss den Erfahrungen mit der Entwicklung des Verbissdruckes seit der Einführung der Zusatzmarken lediglich eine geringe Erleichterung des Verbissdruckes auf alle Baumarten erwarten und reicht mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht aus, um eine Verjüngung der Tanne auf grösseren Flächen zu ermöglichen. Es muss deshalb mit einer weiteren Verzögerung der Wiederbewaldung und einer zumindest teilweisen Verhinderung der Tannenverjüngung gerechnet werden. Die Massnahme muss somit als schlecht wirksam beurteilt werden.

- *Szenario 2: Eine sehr starke Reduktion des im Tannen-Buchenwald entstehenden Gamsbestandes um 50% lässt eine erhebliche Erleichterung des Verbissdruckes auf alle Baumarten erwarten. Dies kann mit Beispielen aus der Praxis (z.B. Frehner und Schwitter 2008) bestätigt werden. Es gibt aber auch zahlreiche Beispiele aus der Praxis, bei welchem verbissanfällige Baumarten (wie z.B. die Tanne oder Eiche) trotz starken Bestandesreduktionen immer noch stark verbissen werden (z.B. Mössnang und Holland-Moritz 2005). Insgesamt kann also eine starke Bestandesreduktion mit grosser Wahrscheinlichkeit eine grosse Erleichterung bezüglich des Verbissdruckes bringen, diese wird aber für die Tannenverjüngung u.U. nicht ausreichen. Es muss also trotz einer starken Bestandesreduktion mit einer Beeinträchtigung der Tannenverjüngung gerechnet werden. Eine starke Bestandesreduktion ganz ohne forstliche Massnahmen muss also als schlecht wirksam beurteilt werden bezüglich des Ziels, die Tanne als Hauptbaumart aufzubringen.*

Zu den jagdlichen Massnahmen muss hinzugefügt werden, dass sie mit einem relativ hohen Risiko bezüglich der Wirksamkeit behaftet sind: Auf Grund der Erfahrungen in der Praxis können sie unter Umständen sehr gut wirken, unter Umständen können sie aber auch insbesondere im Hinblick auf die Tannenverjüngung eine schlechte Wirksamkeit aufweisen.

Wirksamkeit der kombinierten Massnahmen

Bei der Kombination von Bestandesreduktion und forstlichen Massnahmen wurde die Bestandesreduktion je nach Szenario so mit forstlichen Massnahmen ergänzt, dass die gewünschte Wirksamkeit erreicht werden kann. Das heisst, dass mit beiden Massnahmenpaketen die Waldverjüngung (leicht verzögert) erfolgen und auch die Tanne aufwachsen kann. Die Wirksamkeit der Massnahmenpakete I und II kann somit als gut beurteilt werden. Da ausserdem durch die Einrechnung von Verbisschutzmassnahmen die Möglichkeit besteht, an Stellen, an welchen die Verbissintensität der Tanne immer noch zu hoch ist, die Verjüngung mit Verbisschutzmassnahmen zu schützen, wird das Risiko bedeutend gesenkt im Vergleich zu den rein jagdlichen Eingriffen.

Im Massnahmenpaket III hingegen wird die Einschränkung der Verzögerung der Verjüngung und der nicht schützbaeren Flächen in Kauf genommen, was deren Wirksamkeit für die ersten 10 Jahre einschränkt. Deshalb wird die Wirksamkeit über den Betrachtungszeitraum im Vergleich zum Massnahmenpaket II, welches dieselben Massnahmen beinhaltet, aber um 10 Jahre verschoben ist, um eine Stufe hinuntergesetzt.

Da bei diesen Massnahmenkombinationen Verbisschutzmassnahmen eingerechnet wurden, entsteht ein gewisser Handlungsspielraum, im dessen Rahmen lokal auf entstehende Probleme reagiert werden kann. Dadurch kann das Risiko vermindert werden und wird als mässig resp. gering bewertet.

Tab. 6-8: Wirksamkeitsmatrix

	Wirksamkeit	Risiko
Rein forstliche Massnahmen (Verbisschutz)	mässig	M (mässig)
Bestandesreduktion 20%	sehr schlecht	H (hoch)
Bestandesreduktion 50%	schlecht	H (hoch)
Massnahmenpaket 1	gut	M (mässig)
Massnahmenpaket 2	gut	G (gering)
Massnahmenpaket 3	mässig	M (mässig)

Zur Wirksamkeitsanalyse muss angefügt werden, dass im Prinzip die Beurteilung der Wirksamkeiten dadurch vorweggenommen wurde, dass die Massnahmen darauf ausgelegt wurden, eine bestimmte

Wirkung zu erreichen. Für in Frage zu kommende Massnahme eine bestimmte Wirksamkeit zu fordern, ist gemäss Hanusch (1994) in Verbindung mit Kosten-Wirksamkeitsanalysen auch durchaus legitim, in diesem Fall aber etwas problematisch, weil die Wirksamkeit zwar gemessen werden kann, aber im Voraus nicht für alle Massnahmen mit der gleichen Sicherheit beurteilt werden kann. Je nach dem wie die Wirksamkeit der jagdlichen Massnahmen beurteilt wird, erhält man denn auch ein anderes Resultat. Diesem Problem wird mit der Beurteilung des Risikos begegnet. Die Gewichtung der Wirksamkeit und des Risikos wird in Kapitel 6.8 diskutiert.

6.6 Zeitliche Homogenisierung

Die Kosten jeglicher Massnahmen wurden unter Verwendung eines Abzinsungsfaktors von 2.6% und abhängig vom Investitionszeitpunkt diskontiert.

6.6.1 Diskontierung der Kosten für forstliche Massnahmen

Massnahmen gegen Schneeabhebungen

Werden die Investitionen und die Unterhaltskosten mit dem für diese Arbeit verwendeten Zinssatz von 2,6% abgezinst, ergibt das einen Nettobarwert von **3'22'405.- SFr** für das Szenario „aktueller Verbissdruck“ und **2'983'009.- SFr** für das Szenario „reduzierter Verbiss“.

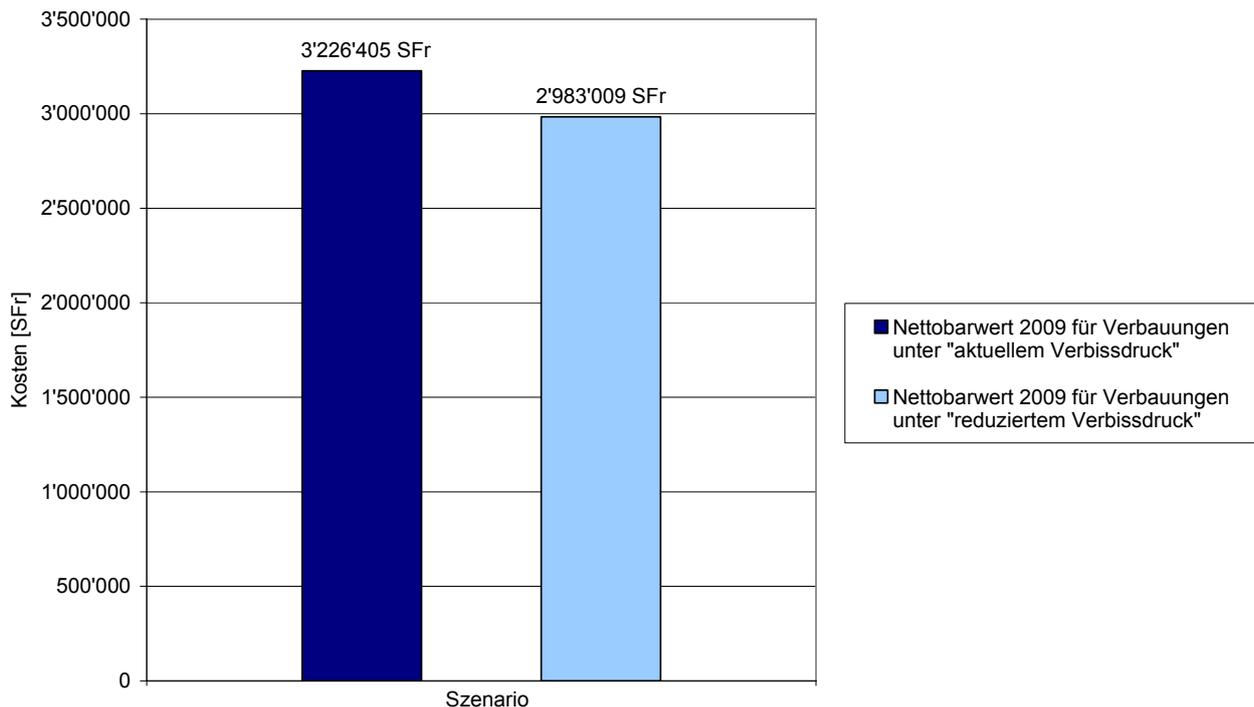


Abb. 6-46: Nettobarwert für Verbauungen gegen Schneeabhebungen

Somit kann hier der erste Teil der Forschungsfrage in Bezug auf technische Schutzmassnahmen gegen Schneeabhebungen folgendermassen beantwortet werden:

In den nächsten 50 Jahren wird für Schutzmassnahmen gegen Schneeabhebungen ungefähr 2.98 Mio SFr aufgewendet werden müssen, wenn es gelingt, den Verbissdruck auf ein verträgliches Mass zu senken. Gelingt dies nicht, muss mit mindestens 3.22 Mio SFr gerechnet werden müssen.

Dazu muss wiederum bemerkt werden, dass die Schätzung für das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ dem „minimal aufzuwendenden Betrag“ entspricht, da sie auf den Annahmen in RIGFOR beruht, welche die Lückenfläche für das Szenario „aktueller Verbissdruck“ unterschätzt.

*Die entstehenden Kosten unter dem Szenario „mit reduziertem Verbiss“ müssen sicher teilweise auf den hohen Verbissdruck in der Vergangenheit zurückgeführt werden: in der Vergangenheit zu wenig eingegriffen um die Verjüngung zu fördern, weil keine Vorverjüngung vorhanden war und somit mit einer schnellen Verkrautung und damit einer Verhinderung der Naturverjüngung auf den Schlagflächen hätte gerechnet werden müssen³⁶. Zudem sähe die Situation auf vielen nicht schutzwirksamen Flächen anders aus, wenn bereits Vorverjüngung vorhanden wäre. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die **Nachhaltigkeit** in der Schutzwaldpflege wichtig: wird heute noch einmal der selbe Fehler gemacht wie in*

³⁶ mündliche Mitteilung Max Kläy, 13. Februar 2009

den vergangenen Jahrzehnten, dass die verbissbedingt fehlende Verjüngung der Tanne akzeptiert wird, ist anzunehmen, dass für nachfolgende Generationen grosse Probleme und Kosten entstehen.

Damit kann gesagt werden, diese Kosten wahrscheinlich zu einem grossen Teil hätten vermieden können werden, wenn das Problem der Verjüngung und des Verbisses früher angegangen worden wäre.

Verbisschutzmassnahmen

Die Nettobarwerte für die Verbisschutzmassnahmen sind in Abb. 6-47 dargestellt. Auffällig ist dabei, dass durch die Diskontierung die chemischen Verbisschutzmassnahmen prozentual die grösste Abwertung erhalten (der Nettobarwert beträgt für die chemischen Verbisschutzmassnahmen 74%, für die Zäune/Drahtkörbe 85% der undiskontierten Kostenberechnung).

Dies spiegelt die Tatsache wieder, dass die Kosten für die chemischen Verbisschutzmassnahmen verhältnismässig regelmässig über den gesamten Projektzeitraum verteilt sind, während die Kosten für Zäune und Drahtkörbe relativ früh im Projektzeitraum anfallen. Das bedeutet, dass die chemischen Verbisschutzmassnahmen durch die Abzinsung im Verhältnis zu den andern Verbisschutzmassnahmen besser wegkommen.

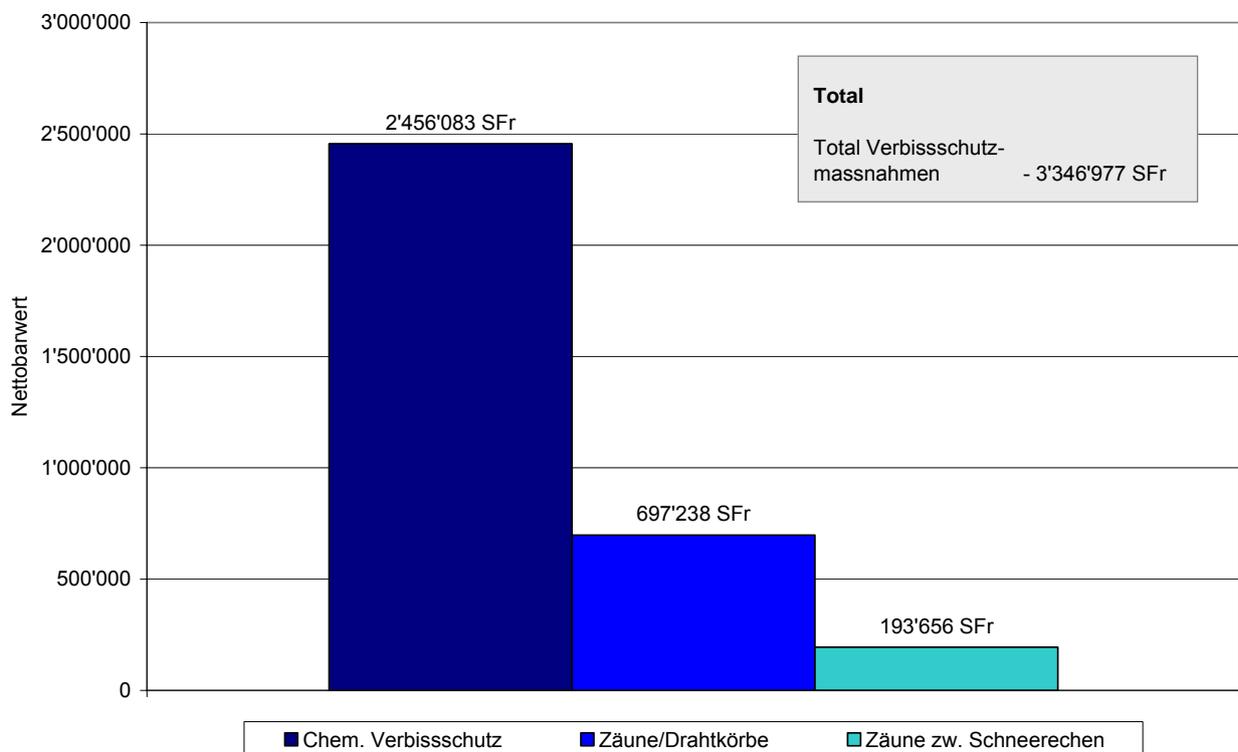


Abb. 6-47: Nettobarwerte für Verbisschutzmassnahmen

6.6.2 Diskontierung der Kosten für jagdliche Massnahmen

Die Diskontierung der Kosten für eine Bestandesreduktion um 20% ergibt mit dem für diese Arbeit verwendeten Zinssatz von 2.6% einen Nettobarwert von 90'830 SFr und für eine Bestandesreduktion um 50% einen Nettobarwert von 87'365 SFr. Das heisst, die Diskontierung bewirkt bei den jagdlichen Massnahmen eine Reduzierung der undiskontierten berechneten Kosten um 43%.

6.6.3 Diskontierung der Kosten für kombinierte Massnahmen

Die diskontierten Kosten für das Massnahmenpaket I betragen 2.19 Mio SFr und für das Massnahmenpaket II 1.66 Mio SFr. Würde mit der Ausführung der Massnahmen des Massnahmenpakets II zehn Jahre abgewartet, ergäben sich Mehrkosten von knapp 775'000 SFr.

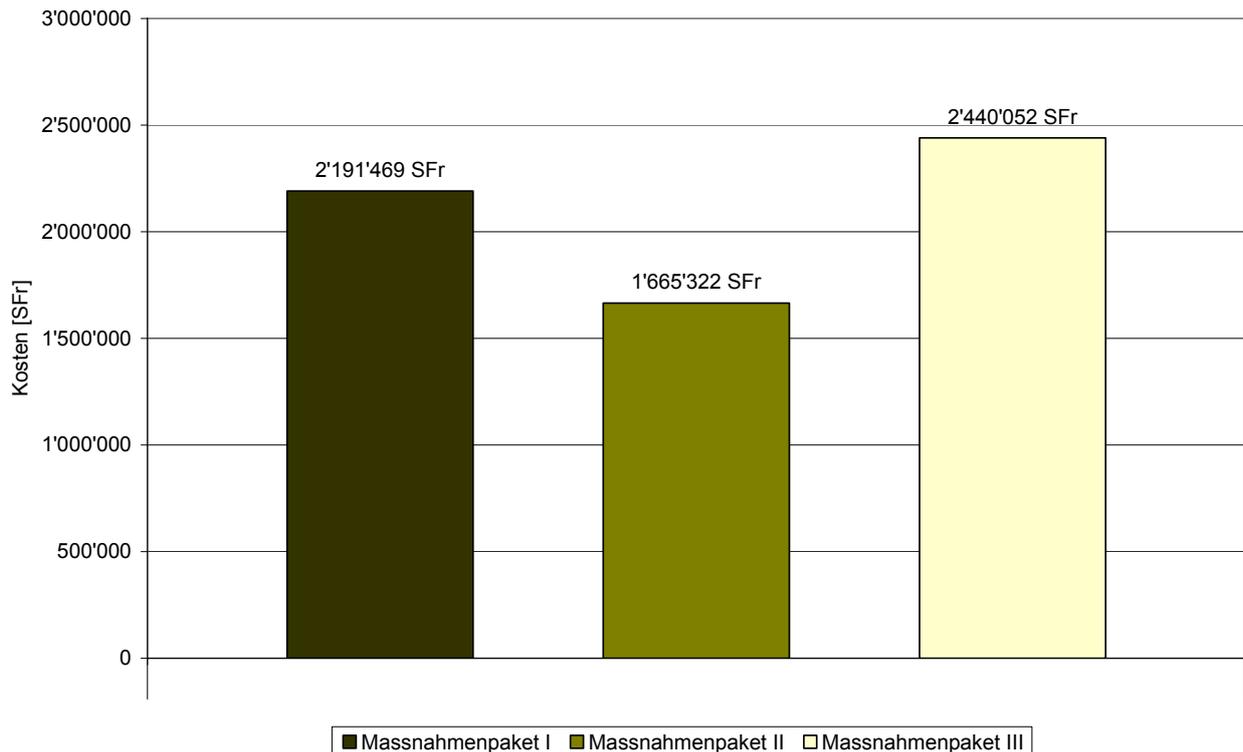


Abb. 6-48: Netto-Barwerte für die Massnahmenpakete I, II und III.

6.6.4 Übersicht über die diskontierten Kosten

In Abb. 6-49 sind die diskontierten Kosten für alle Massnahmenvarianten dargestellt. Aus dem Vergleich mit Abb. 6-45 wird klar, dass sich die Reihenfolge in den Kosten für die verschiedenen Massnahmenvarianten durch die Diskontierung nicht verändert.

Sehr wohl verändert werden durch die Abzinsung aber die Grössenordnungen der zu erwartenden Kosten: so werden die ursprünglich mit 4.6 Mio SFr bezifferten Verbauungen gegen Schneebewegungen nach der Abzinsung „nur“ noch auf 3.3 Mio SFr geschätzt.

Auf den Entscheid, ob ein solches Projekt durchgeführt werden soll oder nicht, kann der Entscheid, eine Diskontierung durchzuführen, also durchaus einen Einfluss haben. Dies ist hier aber nicht die Fragestellung, sondern das Ziel war es, einen Vergleich zwischen den Kosten für die verschiedenen Massnahmen anzustellen. Da die absoluten Zahlen sich durch die Diskontierung zwar ändern, das Verhältnis zwischen den Kosten für die verschiedenen Massnahmen aber die gleichen bleiben, spielt die absolute Veränderung keine Rolle für die Bewertung der Massnahmen.

Durch Werte aus der Literatur wird der gewählte Zinssatz von 2.6% als plausibel bestätigt (z.B. BAFU 2007b). Dadurch können auch die diskontierten Kosten als sinnvoll erachtet werden.

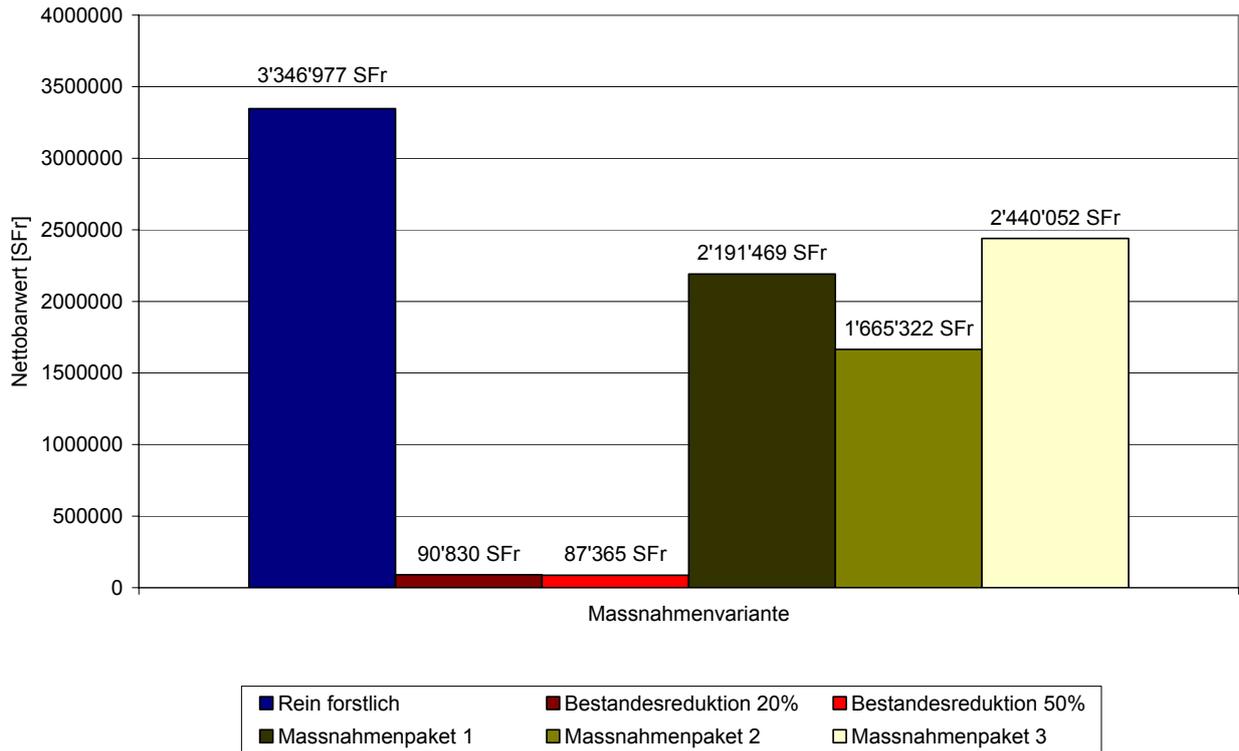


Abb. 6-49: Übersicht über die Nettoanwerte aller Massnahmen.

Tab. 6-9: Überblick über die Nettoanwerte aller Massnahmen.

Zum Vergleich wurden in der 3. Spalte noch einmal die undiskontierten Kosten eingefügt.

Massnahmenvariante	Nettoanwerte 2009	Total undiskontierte Kosten
Nur Verbisschutzmassnahmen ohne Bestandesreduktion	3'346'977 SFr	4'699'000 SFr
Bestandesreduktion 20%	90'830 SFr	161'070 SFr
Bestandesreduktion 50%	87'365 SFr	153'265 SFr
Massnahmenpaket 1	2'191'469 SFr	2'488'000 SFr
Massnahmenpaket 2	1'665'322 SFr	1'958'000 SFr
Massnahmenpaket 3	2'440'052 SFr	2'843'946 SFr

Dazu müssen folgende generellen Bemerkungen gemacht werden:

Da auch hier ausschliesslich mit den zu verbauenden Flächen aus dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ gerechnet wurde, gilt auch hier, dass es sich bei diesen Abschätzungen um „minimal aufzuwendende Beträge“ handelt, da durch die Annahmen in RIGFOR die entstehenden Lückenflächen unterschätzt werden.

Trotz den auf den Franken genau berechneten Zahlen darf nicht vergessen werden, dass es sich bei diesen Angaben um Kosten-SCHÄTZUNGEN handelt. Wichtig sind deshalb lediglich die Grössenordnungen.

6.6.5 Methodenkritik Diskontierung

Die Methode der Diskontierung scheint der Autorin etwas zweischneidig. Einerseits ist es einleuchtend, dass das Opportunitätskostenprinzip berücksichtigt werden muss, um Kosten, welche zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, vergleichbar zu machen. Andererseits sind folgende zwei Punkte zu bemerken:

Durch die Diskontierung werden Kosten umso günstiger beurteilt, je weiter weg in der Zukunft sie entstehen. Das bedeutet, dass generell Massnahmen, welche kleine oder keine Investitionskosten verursachen, dafür aber jährliche, über den ganzen Projektzeitraum verteilte Unterhaltskosten, generell besser beurteilt werden als Projekte, welche hohe Investitionen am Anfang verursachen. Dies ist in dieser Arbeit insbesondere für die chemischen Verbisschutzmassnahmen und die jagdlichen Eingriffe der Fall. Dies hat wiederum zur Folge, dass unter Umständen Projekte zum jetzigen Zeitpunkt aus der Sicht künftiger Generationen falsch beurteilt werden, oder anders ausgedrückt, dass durch eine Entscheidung, welche auf diskontierten Kosten beruht, Kosten einfach auf die nächste Generation verschoben werden. Dazu kommt, dass es bei politischen Entscheidungen bezüglich langfristiger Projekte insofern gefährlich sein kann, die Diskontierung anzuwenden, da dadurch Varianten bevorzugt werden, bei welchen die Kosten erst zu späteren Zeitpunkten anfallen. Bei der Ausführung der entsprechenden Variante ist dann aber längstens nicht garantiert, dass auch zum Investitionszeitpunkt die nötigen Gelder noch gesprochen werden, da in der Politik oft nicht in solch langen Zeiträumen gedacht wird.

Dieser Aspekt ist in dieser Arbeit insbesondere in Bezug auf die chemischen Verbisschutzmassnahmen bedeutend, da durch die Wahl von chemischen Verbisschutzmassnahmen die Kosten hinausgeschoben werden. Dabei ist aber nicht garantiert, dass die Waldbewirtschafter auch in 30 oder 40 Jahren noch bereit sind, diese Strategie zu verfolgen, womit der Erfolg der ganzen Massnahme gefährdet ist. Dies gilt auch für die jagdlichen Massnahmen, nur sind dort die Beträge bedeutend weniger hoch.

6.7 Berücksichtigung von Unsicherheiten

Als besonders unsichere Variablen dieser Arbeit werden insbesondere der Abzinsungsfaktor für die zeitliche Homogenisierung, die hypothetischen Sturmflächen, der Zeitaufwand pro Abschuss und der Anteil der durch Wildhüter zu erledigenden Abschüsse betrachtet. Im Rahmen von Sensibilitätsanalysen wurde der Einfluss von Veränderungen in den Annahmen für diese Variablen untersucht, wobei die Sturmflächen aus Zeitgründen nur sehr oberflächlich behandelt werden konnten.

6.7.1 Abzinsungsfaktor

Der Abzinsungsfaktor hat auf die *Beurteilung* der Massnahmenvarianten keinen Einfluss: die Reihenfolge bei den Kosten für die verschiedenen Massnahmen bleibt die selbe, ob mit 1%, 2.6%, oder 5% abgezinst wird (siehe Tab. 6-10 und Abb. 6-50). Auch die Reihenfolge bei einer Berechnung der undiskontierten Kosten, welche ja einer Verzinsung zu 0% entsprechen bleibt dieselbe (siehe Kapitel 6.4.4). Wie bereits oben erwähnt hat der Abzinsungsfaktor aber einen grossen Einfluss auf die absoluten Beträge der Kosten.

Da die Zinsrate bis 5% offensichtlich keine Einfluss hat auf die Beurteilung der Massnahmenvarianten, erledigt sich für diese Arbeit die Frage nach der „richtigen“ Zinsrate, wie sie für Investitionen über lange Zeiträume oft ein Knackpunkt ist. Eine Verzinsung mit noch höheren Zinsraten würde ab einer bestimmten Höhe der Zinsrate sehr wahrscheinlich zu einer Veränderung in der Beurteilung führen; Zinssätze über 5% werden aber als nicht vernünftig betrachtet für so lange Zeiträume wie sie für diese Arbeit verwendet wurden.

Sehr wohl einen Einfluss hat der gewählte Zinssatz aber auf die Abschätzung der einzusetzenden Mittel:

- je höher der gewählte Zinssatz, desto geringer fallen die Kostenunterschiede zwischen den rein forstlichen Massnahmen (als teuersten) und den rein jagdlichen (als billigsten) Varianten aus.
- Die Unterschiede zwischen den abgeschätzten Beträgen pro Massnahme werden je nach gewähltem Zinssatz beträchtlich: so wird zum Beispiel für die rein forstlichen Massnahmen mit einem Zinssatz von 1% gut 4 Mio SFr, mit einem Zinssatz von 5% lediglich 2.6 Mio SFr abgeschätzt.
- Auch die absoluten Unterschiede fallen je nach Wahl der Zinsrate sehr unterschiedlich aus: so beträgt z.B. der Unterschied zwischen den rein forstlichen Massnahmen und Massnahmenpaket II unter der Abzinsung mit 1% 1.9 Mio SFr, unter der Abzinsung mit 5% aber nur 1 Mio SFr.

Da für diese Arbeit festgelegt wurde, dass 2.6% der „richtige“ Abzinsungsfaktor ist, werden auch die unter diesem Faktor berechneten Kosten als die „richtigen“ betrachtet.

6.7.2 Variablen in der Kostenabschätzung für die jagdlichen Massnahmen

Wird der Anteil der durch Wildhüter zu tätigenen an den gesamthaft auszuführenden Abschüssen von 50% auf 100% erhöht, ergibt dies wiederum die selbe Reihenfolge in den Kosten für die Massnahmenvarianten (siehe

Tab. 6-11 und Abb. 6-51).

Dies ist bei den im Vergleich zu den rein forstlichen Massnahmen geringen Kosten auch zu erwarten. Ein Unterschied hätte höchstens durch die weniger starke Gewichtung der regelmässigen, aber tiefen Kosten gegen Ende des Projektzeitraums im Vergleich zu hohen Investitionen mit geringem Unterhalt am Anfang des Projektzeitraums entstehen können. Dies ist aber nicht der Fall.

Auch eine Verdoppelung des Zeitaufwands pro Abschuss und eine gleichzeitige Erhöhung des von Wildhütern zu tätigenen Anteils an Abschüssen von 50% auf 100% hat keine Veränderung der Reihenfolge der Kosten zur Folge, sondern lediglich eine Erhöhung der zu erwartenden Kosten für die jagdlichen Eingriffe (siehe

Tab. 6-12 und Abb. 6-52).

Weiter könnte die Anzahl zu tätiger Abschüsse variiert werden, welche angesichts der schwierigen Abschätzung des aktuellen Bestandes und der daraus abgeleiteten Jagdstrecke ebenfalls eine unsichere Variable ist. Eine Variation derselben würde sich ebenfalls höchstens im Bereich einer Verdoppelung bewegen, da die Unsicherheit mit grosser Wahrscheinlichkeit unter 100% liegt. Dies hätte aber zahlenmässig dieselbe Auswirkung wie eine Verdoppelung des Anteils der durch Wildhüter zu tätigen Abschüsse oder eine Verdoppelung des Zeitaufwandes pro Abschuss, womit gesagt werden kann, dass auch eine Verdoppelung der nötigen Abschüsse keinen Einfluss auf die Beurteilung der Massnahmenvarianten hätte.

Eine Annahme, die nicht konsistent ist mit den Annahmen bei den forstlichen Massnahmen ist der Stundenansatz für einen Wildhüter: dieser wurde aus einem Überlegungsfehler als 35.-/h angenommen; der Ansatz für einen Forstwart wurde für die Verbisschutzmassnahmen als 60.-/h angenommen. Wildhüter und Forstwarte sind aber in dasselbe Lohnniveau einzuordnen. Beim Forstwart wurde der Ansatz inklusive unproduktiver Zeit, Kosten für Weiterbildung, Sozialbeiträge durch den Arbeitgeber etc gewählt, für den Wildhüter jedoch lediglich den Bruttolohn. Dies verzerrt natürlich den Vergleich. Würde man jetzt aber den Ansatz für den Wildhüter auf 60.-/h erhöhen, würde dies immer noch unter den Bereich der Verdoppelung der Kosten fallen, womit auch dieser Fall mit der Sensitivitätsanalyse abgedeckt ist.

Ebenfalls vergessen gegangen ist die Berücksichtigung des Fleischerlöses bei den jagdlichen Massnahmen. Dessen Einberechnung hätte aber eine Senkung der Kosten für jagdlichen Massnahmen zur Folge, was wiederum keinen Einfluss hat auf das Beurteilungsergebnis.

Das bedeutet zusammengefasst, dass die getroffenen Annahmen im jagdlichen Bereich keinen Einfluss auf die Beurteilung der verschiedenen Massnahmen haben. Durchaus beeinflusst werden davon aber die Kosten: somit muss gesagt werden, dass sich die Kostenabschätzung in einem relativ grossen Unsicherheitsbereich bewegen.

6.7.3 Sturmflächen

Eine korrekte Beurteilung des Einflusses wäre nur möglich, wenn die gesamten Kosten für Verbisschutzmassnahmen unter der Annahme von z.B. nur halb so grossen Sturmflächen oder nur einer Sturmfläche im Projektzeitraum berechnet werden könnten. Dafür wären aber relativ aufwändige weitere Modelldurchläufe in GIS nötig gewesen, was aus zeitlichen Gründen nicht möglich war. Somit können nur sehr oberflächliche, rein qualitative Abschätzungen zum Einfluss der Sturmflächen auf das Ergebnis gemacht werden:

Der Anteil der Sturmflächen an der gegen Rutschungen nicht wirksamen Lückenfläche (und somit gegen Verbiss zu behandelnden Flächen) beträgt durchschnittlich 10% der gesamten nicht schutzwirksamen Fläche pro Zeitpunkt. Würde man die entstehenden Sturmflächen halbieren, oder sogar auf einen Zehntel reduzieren, würden die Kosten für die Variante „nur Verbisschutzmassnahmen“ immer noch 95% resp. 91% der oben aufgeführten Kosten betragen und für die Massnahmenpakete würde sich der Nettobarwert um noch weniger als 5 resp. 1% reduzieren. Dies hätte keine Veränderung in der Reihenfolge der Massnahmenvarianten bezüglich der Kosten zur Folge. Somit kann gesagt werden, dass, grob abgeschätzt, die zu erwartenden Sturmflächen um 90% reduziert werden könnten, und die Massnahmenvarianten immer noch gleich beurteilt würden. Damit ist gezeigt, dass auch die Annahmen bezüglich der grossflächigen Sturmereignisse keinen entscheidenden Einfluss auf die Massnahmenbewertung haben.

Nicht korrekt wäre hingegen, einfach die Kosten für die forstlichen Massnahmen um einen bestimmten Prozentsatz zu reduzieren, da diese ja nicht direkt an die Sturmflächen gekoppelt sind.

Tab. 6-10: Sensitivitätsanalyse 1.
 Nettobarwerte für alle Massnahmen unter verschiedenen Zinssätzen.

Massnahmenvariante	Zinssatz 1%	Zinssatz 2.6%	Zinssatz 5%
Rein forstlich: nur Verbisschutzmassnahmen	4'078'557 SFr	3'346'977 SFr	2'628'791 SFr
Bestandesreduktion 20%	126'997 SFr	90'830 SFr	60'263 SFr
Bestandesreduktion 50%	121'255 SFr	87'365 SFr	58'805 SFr
Massnahmenpaket 1	2'357'197 SFr	2'191'469 SFr	2'009'756 SFr
Massnahmenpaket 2	1'828'774 SFr	1'665'322 SFr	1'485'617 SFr
Massnahmenpaket 3	2'595'025 SFr	2'440'052 SFr	2'085'345 SFr

Tab. 6-11: Sensitivitätsanalyse 2.

Für alle Massnahmen unter verschiedenen Zinssätzen unter der Annahmen eines Anteils an den von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen von 100%.

Massnahmenvariante	Zinssatz 1%	Zinssatz 2.6%	Zinssatz 5%
Rein forstlich: nur Verbisschutzmassnahmen	4'078'557 SFr	3'346'977 SFr	2'628'791 SFr
Bestandesreduktion 20%	253'967 SFr	181'626 SFr	120'502 SFr
Bestandesreduktion 50%	242'510 SFr	174'730 SFr	117'611 SFr
Massnahmenpaket 1	2'484'194 SFr	2'282'299 SFr	2'070'018 SFr
Massnahmenpaket 2	1'950'028 SFr	1'752'687 SFr	1'665'323 SFr
Massnahmenpaket 3	2'716'279 SFr	2'527'417 SFr	2'144'149 SFr

Tab. 6-12: Sensitivitätsanalyse 3.

Nettobarwerte für alle Massnahmen unter verschiedenen Zinssätzen und unter der Annahme eines doppelten Zeitaufwandes pro Abschuss und eines Anteils an den von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen von 100%.

Massnahmenvariante	Zinssatz 1%	Zinssatz 2.6%	Zinssatz 5%
Rein forstlich: nur Verbisschutzmassnahmen	4'078'557 SFr	3'346'977 SFr	2'628'791 SFr
Bestandesreduktion 20%	484'838 SFr	347'266 SFr	231'118 SFr
Bestandesreduktion 50%	446'576 SFr	322'880 SFr	218'789 SFr
Massnahmenpaket 1	2'715'122 SFr	2'301'299 SFr	2'180'684 SFr
Massnahmenpaket 2	2'154'096 SFr	1'940'186 SFr	1'645'602 SFr
Massnahmenpaket 3	2'920'347 SFr	2'675'569 SFr	2'245'329 SFr

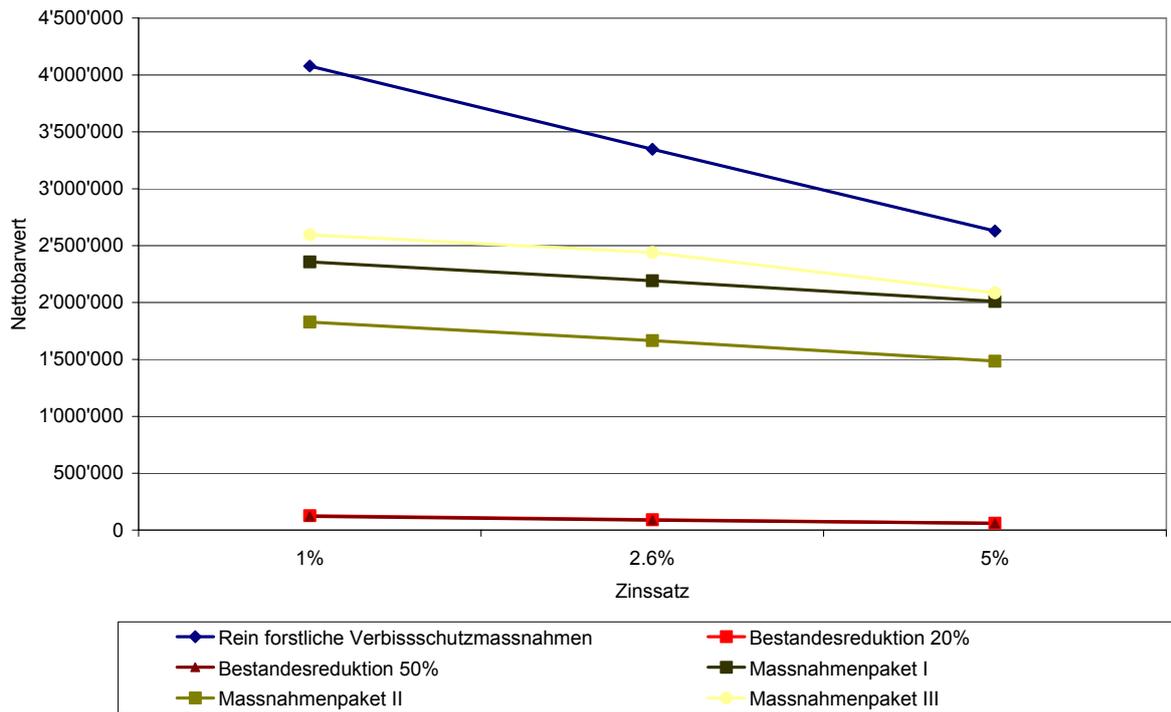


Abb. 6-50: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit den Zinssätzen 1%, 2.6% und 5%.
Da sich die Beträge für die jagdlichen Massnahmen nur geringfügig unterscheiden, überschneiden sich die Kurven in der Abbildung.

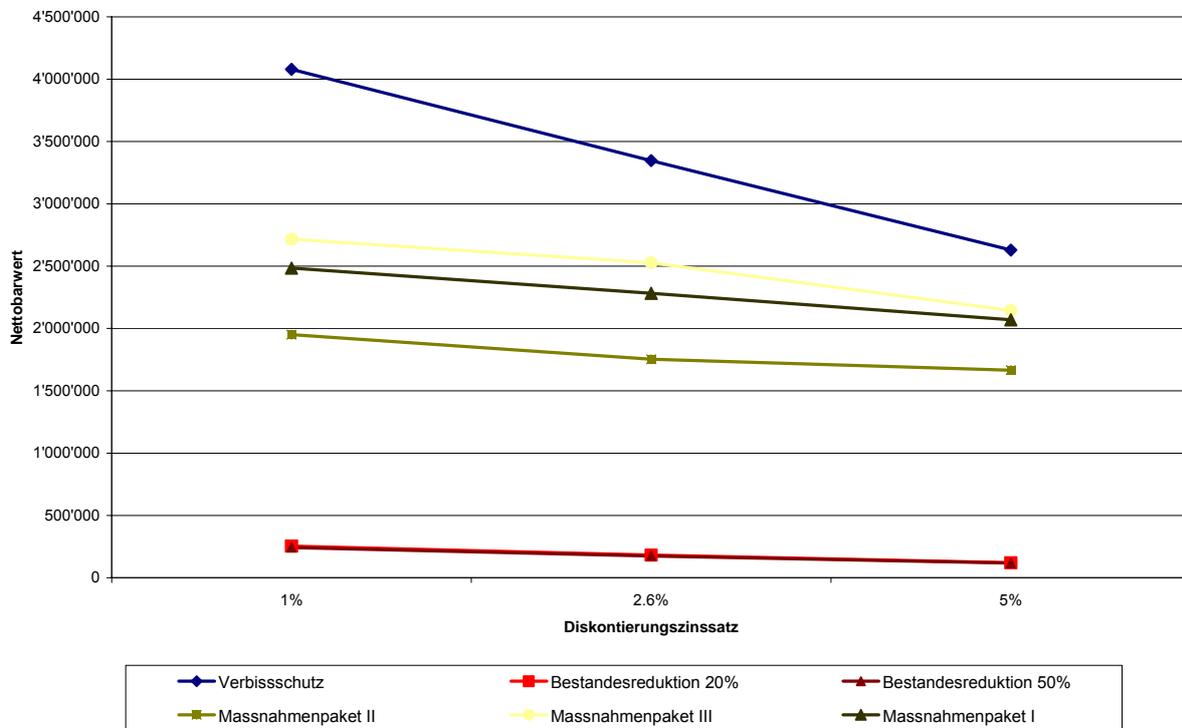


Abb. 6-51: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit verschiedenen Zinssätzen und der Annahme, dass der Anteil der von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen 100% beträgt.
Da sich die Beträge für die jagdlichen Massnahmen nur geringfügig unterscheiden, überschneiden sich die Kurven in der Abbildung.

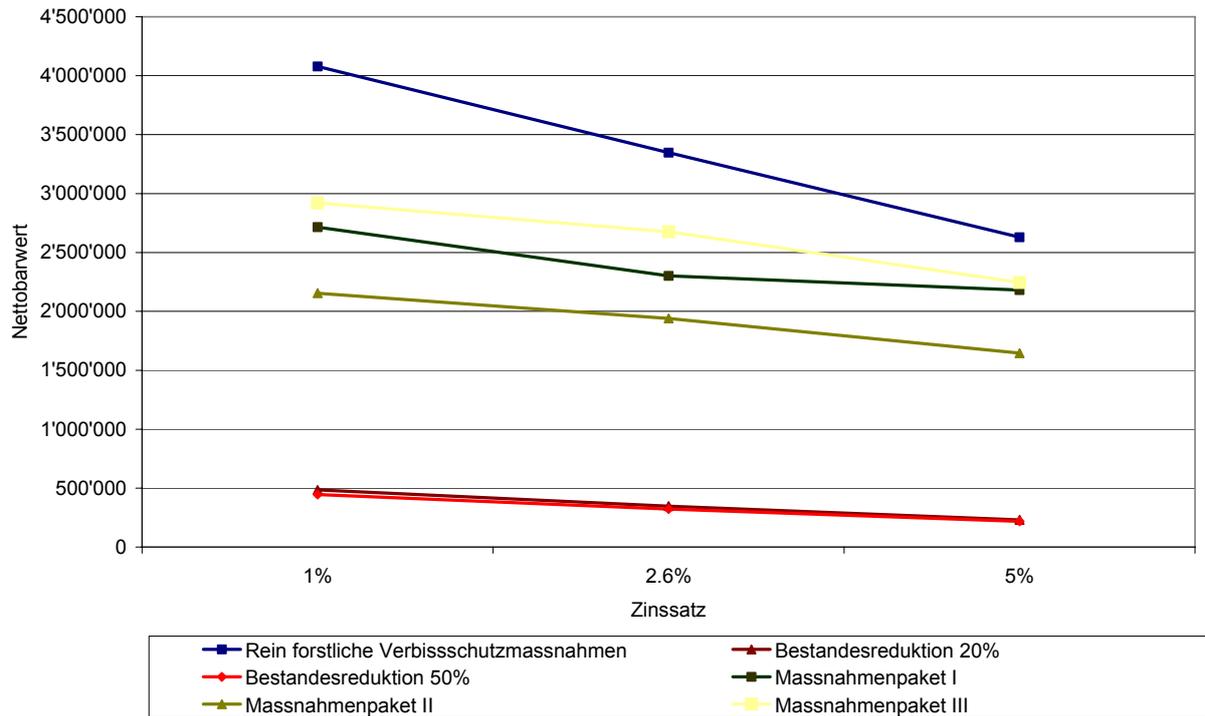


Abb. 6-52: Diskontierung der verschiedenen Massnahmenvarianten mit verschiedenen Zinssätzen und der Annahme, dass der Anteil der von Wildhütern zu tätigenen Abschüssen 100% beträgt und mit einem doppeltem Zeitaufwand zu rechnen ist. Da sich die Beträge für die jagdlichen Massnahmen nur geringfügig unterscheiden, überschneiden sich die Kurven in der Abbildung (rot).

6.8 Kosten-Wirksamkeitsmatrix

In Tab. 6-13 sind die diskontierten Kosten (Zinssatz 2,6%), die Wirksamkeit sowie das Risiko der einzelnen Massnahmen zusammengefasst. Daraus ist ersichtlich, dass

- die Kosten für die rein forstlichen Verbisschutzmassnahmen bei gleicher Wirksamkeit gut einen Drittel höher als die Kosten für das Massnahmenpaket I und gut die Hälfte höher als die Kosten für das Massnahmenpaket II ausfallen;
- die Kosten für die rein jagdlichen Massnahmen zwar sehr tief ausfallen, deren Wirksamkeit aber auch als deutlich geringer beurteilt werden muss und sie mit höherem Risiko behaftet sind als die andern Massnahmenvarianten.
- Das Massnahmenpaket I schneidet in Bezug auf die Kosten deutlich schlechter ab als das Massnahmenpaket II unter gleich bleibender Wirksamkeit und geringerem Risiko.

Tab. 6-13: Kosten-Wirksamkeitsmatrix

Massnahmenvariante	Nettobarwert (Abzinsungsfaktor 2,6%)	Wirksamkeit	Risiko
Nur forstliche Verbisschutzmassnahmen	3'346'977 SFr	mässig	mässig
Bestandesreduktion 20%	90'830 SFr	sehr schlecht	hoch
Bestandesreduktion 50%	87'365 SFr	schlecht	hoch
Massnahmenpaket I	2'191'469 SFr	gut	mässig
Massnahmenpaket II	1'665'322 SFr	gut	gering
Massnahmenpaket III	2'440'052 SFr	mässig	mässig

Dazu kann bemerkt werden, dass

- mit forstlich-jagdlich kombinierten Massnahmen können gegenüber den rein forstlichen Massnahmen erhebliche Kosten eingespart werden und gleichzeitig die Wirksamkeit verbessert und das Risiko reduziert werden.
- offensichtlich eine starke Bestandesreduktion bedeutend stärkere Kosteneinsparungen ermöglicht als eine nur mässige Bestandesreduktion.
- mit einem Zuwarten von eingreifenden jagdlichen Massnahmen mit erheblichen Mehrkosten für Verbisschutzmassnahmen in den nächsten 10 Jahren gerechnet werden muss.

Auf Grund der Kostenwirksamkeitsmatrix kann nun bestimmt werden, welche der Massnahmenvariante das beste Kosten-Wirksamkeitsverhältnis aufweist und damit als die beste beurteilt werden soll. In der Spalte der Kosten ist diese Beurteilung klar – die billigste Variante ist die Beste. Soll aber eine mindestens „gute“ Wirksamkeit erreicht werden, kommen nur die Massnahmenpakete I und II in Frage. Wird zusätzlich noch das Risiko berücksichtigt, **muss eindeutig das Massnahmenpaket II als Bestvariante bezeichnet werden.**

In diesem Fall ist die Wahl der Variante auf Grund der zu erreichenden Wirksamkeit relativ einfach. Eine Variante der Massnahmenbeurteilung ist die Bildung von numerischen Wirksamkeits-Kostenverhältnissen. Dafür muss die Wirksamkeit beziffert werden. Dabei hängt aber das Resultat sehr stark davon ab, wie die Wirksamkeiten faktorisiert werden: wird zum Beispiel die Wirksamkeit auf einer Skala von 1 bis 5 bewertet, ergibt sich für die jagdlichen Massnahmen ein wesentlich besseres Ergebnis als für alle andern Varianten,

obwohl deren Wirksamkeit als tief beurteilt wird. Wird aber z.B. eine logarithmische Wirksamkeitsskala (10, 100, 1000, 10'000, 100'000) gewählt, wird wiederum das Massnahmenpaket II als bestes beurteilt. Je nach dem wie dann zusätzlich noch das Risiko gewichtet wird, kann noch einmal ein anderes Ergebnis herauskommen. Eine Gewichtung des Risikos würde ausserdem implizit bereits eine Nutzenbewertung beinhalten. Deshalb wird hier darauf verzichtet, rechnerisch ein Kosten-Wirksamkeitsverhältnis zu bestimmen und eine Gewichtung des Risikos vorzunehmen.

Da aber der klare „freihändige“ (also ohne rechnerisches Wirksamkeits-Kostenverhältnis“) Entscheid zu einem grossen Teil auf den Annahmen zur Wirksamkeit beruht, muss überlegt werden, wie das Resultat aussähe, wenn die Wirksamkeiten für die verschiedenen Massnahmen grundsätzlich anders beurteilt würden. Dazu werden folgende Überlegungen gemacht:

- Würde die Wirksamkeit der rein forstlichen Massnahmen als „gut“ oder sogar „sehr gut“ beurteilt, würde diese immer noch bei weitem als die teuerste abschneiden und somit nicht in Frage kommen.
- Erhielten die rein jagdlichen Massnahmen eine „gute“ Wirksamkeit, würden diese eindeutig am besten abschneiden. Da diese aber gemäss den Erfahrungen aus der Praxis mit einem hohen Risiko behaftet sind, dürften sie je nach Gewichtung des Risikos wiederum schlechter bewertet werden.
- Würden die Massnahmenpakete I und II als „mässig“ wirksam beurteilt (z.B. weil darin eine zu geringe Bestandesreduktion oder zu wenig Verbisschutzmassnahmen einberechnet wurden) würden diese immer noch am besten abschneiden, weil rein jagdliche Eingriffe dann sicher nicht als wirksamer beurteilt werden könnten und die rein forstlichen Massnahmen immer noch teurer ausfallen würden.
- Eine „schlechte“ Wirksamkeit für die Massnahmenpakete I und II und eine bessere Wirksamkeit für jagdliche oder forstliche Massnahmen kommt aus logischen Gründen nicht in Frage, da die Pakete ja aus jagdlichen und forstlichen Massnahmen bestehen.

Somit kann gesagt werden, dass auch bei einer anderen Beurteilung der Wirksamkeiten trotzdem das Massnahmenpaket II als bestes empfohlen werden müsste.

Auf Grund der Kosten-Wirksamkeits-Matrix kann der zweite Teil der Forschungsfrage damit folgendermassen beantwortet werden:

- Für eine Lösung mit nur Verbisschutzmassnahmen muss in den nächsten 50 Jahren mit 3.3 Mio SFr gerechnet werden, ohne damit die gewünschte Wirkung zu erzielen;
- Die Bestandesreduktion kostet ungefähr 90'000.- SFr, wobei auch damit das Ziel nicht erreicht werden kann;
- Die zu empfehlende Massnahmenkombination mit der Bestandesreduktion um 50% und ergänzenden Verbisschutzmassnahmen kommt bis 2059 auf 1.6 Mio SFr zu stehen;
- Eine Verschiebung derselben hätte Mehrausgaben von knapp 800'000.- SFr bis 2059 zur Folge;
- Eine Bestandesreduktion lediglich um 20% statt um 50% und ergänzenden Verbisschutzmassnahmen würde Mehrkosten von gut 500'000 SFr nach sich ziehen.

7 Schlussfolgerungen

Die Rigi-Nordlehne im Kanton Schwyz ist ein äusserst steiles, felsiges, dicht bewaldetes Gebiet am Rand der Voralpen. An deren Fuss führen wichtige Verkehrsachsen durch. Diese müssen vor Naturgefahren wie Steinschlag, Murgang und Lawinen geschützt werden, welche in den steilen Hängen der Rigi-Nordlehne ihren Ursprung haben. Dabei spielt der Schutzwald eine wichtige Rolle: er bremst und stoppt fallende Steine, verhindert Lawinen- und Rutschungsanrisse und reduziert die Entstehung von Murganggeschiebe. Diese Wirkung erbringt der Wald zudem im Vergleich zu technischen Schutzmassnahmen äusserst kostengünstig und effizient. Um die Schutzwirkung dauerhaft erbringen zu können, ist es aber nötig, die Bestände zu pflegen und insbesondere dafür zu sorgen, dass genügend Verjüngung vorhanden ist, damit alters- oder störungsbedingte Ausfälle in den Beständen ersetzt werden können. Eine entscheidende Rolle spielt in den Wäldern der Rigi-Nordlehne auf Grund des Standortes die Tanne: mit ihren speziellen ökologischen Eigenschaften ist sie hervorragend für die Schutzwaldbewirtschaftung geeignet. Gerade die Verjüngung dieser Baumart wird an der Rigi-Nordlehne aber seit Jahrzehnten durch starken Wildverbiss erschwert und vielerorts verhindert. Ziel der Bewirtschafter der Waldungen an der Rigi-Nordlehne ist es, diese in einen Zustand zu bringen, in welchem die Schutzwirkung möglichst dauerhaft erfüllt wird, um Kosten für technische Schutzmassnahmen einsparen zu können.

Ziel dieser Arbeit war es, die Kosten abzuschätzen, welche in den nächsten 50 Jahren für technische Schutzmassnahmen und Verbisschutzmassnahmen entstehen, wenn es nicht bald gelingt, den Verbissdruck auf ein Niveau zu senken, unter welchem auch die Tanne wieder aufwachsen kann. Diese Kosten sollten mit den Kosten verglichen werden, mit welchen für jagdliche Eingriffe zur Senkung des Verbissdruckes gerechnet werden müsste. Dabei sollten auch grossflächige Sturmereignisse mit einberechnet werden. Dafür wurde die Methode der Kosten-Wirksamkeitsanalyse gewählt, welche als allgemeiner Rahmen diente.

In diesem letzten Kapitel sollen nun zuerst die wichtigsten Resultate und Diskussionspunkte zusammengefasst und Schlussfolgerungen daraus gezogen werden, wobei gemäss den Bearbeitungsschritten der Kosten-Wirksamkeitsanalyse vorgegangen wird. Anschliessend wird ein Fazit bezüglich der Methoden und des Vorgehens gezogen.

7.1 Schlussfolgerungen bezüglich der Resultate

Zielanalyse

In der Zielanalyse wurde festgelegt, was mit den Massnahmen, für welche Kosten abgeschätzt werden sollen, überhaupt erreicht werden soll. Dies wurde festgelegt als *„Dauerhafte Bereitstellung der Schutzwirkung durch den Wald gegen gravitative Naturgefahren“*

Bestimmung der Nebenbedingungen

Als Nebenbedingungen dienten der gesetzliche Rahmen, die Jagdpraxis des Kantons Schwyz sowie die Tatsache, dass es sich bei der Rigi-Nordlehne um ein Gebiet von besonderer wildökologischer Bedeutung handelt.

Bestimmung der Alternativen

Forstliche Massnahmen

Für die Abschätzung der Kosten, mit welchen für forstliche und technische Schutzmassnahmen zu rechnen ist, wurde als erstes die Ergebnisse aus der Modellierung der Waldentwicklung in RIGFOR mit weiteren einfachen GIS-Modellen ausgewertet. Dabei wurde festgestellt,

- dass der Anteil an nicht schutzwirksamen Flächen bis 2022 zunimmt und bis zu 37% (!!!) des Untersuchungsperimeters beträgt, bis 2032 und insbesondere bis 2052 aber wieder deutlich abnimmt. *Dies bedeutet, dass erwartet werden kann, dass sich der Zustand des Schutzwaldes unter geringem Wildverbiss mittelfristig (bis 2059) deutlich verbessern wird im Vergleich zum heutigen Zustand. Dies ist hauptsächlich auf die Altersstruktur der Waldungen zurückzuführen.*
- dass unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ weniger nicht schutzwirksame Flächen entstehen als unter dem Szenario „mit reduziertem Wildverbiss“. *Dieses Resultat kam auf Grund von unrealistischen Annahme in RIGFOR im Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ zu Stande und*

stellt eine bedeutende Unterschätzung der entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen dar. Eine Quantifizierung der Unterschätzung ist leider im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

Das bedeutet, dass auf Grund der Entwicklung der Systemzustände in RIGFOR wenig über die Entwicklung der Schutzwirksamkeit unter hohem Verbissdruck ausgesagt werden kann.

Für die Entwicklung von grösseren Lückenflächen wurden deshalb die Annahmen aus RIGFOR für die Entwicklung unter hohem Verbissdruck angepasst und damit aufgezeigt, dass Massnahmen für die Erhaltung der Tanne als Hauptbaumart aus ökonomischen Überlegungen nötig sind.

Zudem wurden Anpassungen in der thematischen Abgrenzung der Arbeit nötig: betrachtet wurden in der Folge nur noch Massnahmen zum Schutz vor Schneebewegungen und zur schnellen Wiederbewaldung von nicht schutzwirksamen Flächen (Pflanzungen und Verbisschutzmassnahmen) (und nicht, wie anfangs vorgesehen, auch die Entwicklung der Gefährdung durch Murgänge). *Dies wurde so entschieden, da für Massnahmen gegen Schneebewegungen und zur schnellen Wiederbewaldung auf Grund der als relativ realistisch beurteilten Simulation der Lückenflächen für das Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“ bereits interessante Aussagen gemacht werden können.*

In der Folge wurde trotz der Unterschätzung der entstehenden nicht schutzwirksamen Fläche für beide Szenarien abgeschätzt, auf welcher Fläche welche der vorgängig als in Frage kommenden Massnahmen angewendet werden **können und sollen**. Dabei wurde festgestellt,

- dass unabhängig vom Szenario auf knapp 4% der Fläche im Tannen-Buchenwald mit Massnahmen gegen Schneebewegungen gerechnet werden muss. Diese beinhalten temporäre Anrissverbauungen und Dreibeinböcke, wobei an einigen Stellen die Schneerechen zum Schutz vor Steinschlag mit Steinschlagnetzen ergänzt werden müssen. *Das bedeutet, dass bis 2052 auf 4% der Fläche der Wald seine Schutzfunktion zumindest temporär nicht wahrnehmen kann. Dies muss sicher teilweise auf den hohen Verbissdruck in der Vergangenheit zurückgeführt werden: in der Vergangenheit wurde u.a. deshalb oft Zurückhaltung in der Verjüngungseinleitung geübt und somit die heutige Überalterung der Bestandesstrukturen verursacht, weil aufgrund der hohen Wilddichte die Gefahr bestand, Schwierigkeiten mit der Jungwaldentwicklung zu erhalten³⁷. Zudem sähe die heutige Situation auf vielen nicht schutzwirksamen Flächen besser aus, wenn bereits Vorverjüngung vorhanden wäre. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die **Nachhaltigkeit** der Schutzwaldpflege wichtig: wird heute noch einmal der selbe Fehler gemacht wie in den vergangenen Jahrzehnten, nämlich dass die verbissbedingt fehlende Verjüngung der Tanne akzeptiert wird, ist anzunehmen, dass dessen Konsequenzen ebenfalls erst in der nächsten oder übernächsten Generation zum Tragen kommen und daraus für diese grosse Probleme und Kosten entstehen.*
- dass unter anhaltend hohem Verbissdruck jährlich bis zu 35% der Fläche durch Verbisschutzmassnahmen geschützt werden müssen, um die gesteckten Ziele zu erreichen. Dafür kommen Zäune, Drahtkörbe und chemischer Verbisschutz in Frage. *Dabei stellt diese Angabe auf Grund der unrealistischen Annahmen für das Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ in RIGFOR eine bedeutende Unterschätzung dar.*
- dass ein beträchtlicher Anteil der zu schützenden Flächen durch Verbisschutzmassnahmen mit verhältnismässigem Aufwand nicht schutzbar ist (bis 2059 6% des Untersuchungsperimeters), womit gesagt werden muss, dass mit rein forstlichen Massnahmen die Zielsetzung nur ungenügend erreicht werden kann.
- dass Verbisschutz unter den schwierigen Bedingungen an der Rigi-Nordlehne auf mehr als 90% der zu schützenden Flächen lediglich mit chemischem Verbisschutz umsetzbar ist. *Dies ist insofern problematisch, als es sehr schwierig ist, chemischen Verbisschutz jährlich konsequent umzusetzen und führt in der Praxis wahrscheinlich dazu, dass auch bei hohen Aufwendungen für Verbisschutz ein bedeutend grösserer Anteil als die oben erwähnten 6% der Fläche nicht geschützt werden wird.*

Jagdliche Massnahmen

³⁷ mündliche Mitteilung Max Kläy, 13. Februar 2009

Im Bereich der jagdlichen Massnahmen wurde als Grundlage für die Kostenberechnung eine Schwerpunktbejagung angewendet zur Reduktion der Anzahl Tiere, welche in der Tannen-Buchenwaldstufe einstehen. Dabei wird von zwei Szenarien ausgegangen: Szenario 1 sieht eine Reduktion um 20%, Szenario 2 eine Reduktion um 50% der im Tannen-Buchenwald einstehenden Tiere vor, was einem Zielbestand von 32-40 resp. 20-25 Tieren in der Tannen-Buchenwaldstufe entspricht. Dazu sind Abschüsse auf festgelegten Bejagungsschwerpunkten im Umfang von 12-14 resp. 14-16 Tieren während drei bis fünf Jahren in der Tannenbuchenwaldstufe nötig.

Dabei wird festgestellt, dass in Bezug auf die Verbissintensität der Tanne mit einer Bestandesreduktion allein die gewünschten Erfolge nicht erreicht werden können, sondern dass zum Schutz der Tanne und eingebrachten Pflanzen trotz einer Bestandesreduktion Verbisschutzmassnahmen nötig werden, allerdings umso weniger, je stärker bejagt wird.

Massnahmenkombinationen

Da sowohl für die rein jagdlichen wie auch die rein forstlichen Massnahmen festgestellt wurde, dass die gewünschte Wirksamkeit nicht erreicht werden kann, wurden Massnahmenkombinationen aus den Bestandesreduktionen um 20% und 50% und entsprechend mehr oder weniger Verbisschutzmassnahmen zusammengestellt. Diese wurden nebst den rein forstlichen und rein jagdlichen ebenfalls für die weiteren Analyseschritte verwendet. Zusätzlich wurde durch eine zeitliche Verschiebung des Massnahmenpakets mit der starken Bestandesreduktion um 10 Jahre aufzuzeigen versucht, wie sich ein Hinausschieben einschneidender Massnahmen auf die Kosten auswirkt.

Kostenanalyse

Für die technischen Schutzmassnahmen wurden aufzuwendende Beträge von 3.9 Mio SFr (Szenario „reduzierter Verbissdruck“ bis 4.6 Mio SFr (Szenario „aktueller Verbissdruck“) abgeschätzt.

Der grosse Unterschied entsteht dabei durch die Unterhaltskosten, welche unter dem Szenario „aktueller Verbissdruck“ länger eingerechnet werden müssen als unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“.

Dabei ist wieder zu betonen, dass es sich bei den 4.6 Mio SFr um einen minimal zu erwartenden Betrag handelt. Und auch hier gilt, dass ein Teil der entstehenden Kosten auf die grossen Verbissprobleme in der Vergangenheit zurückzuführen sind (siehe Begründung oben).

Für die Massnahmen „rein forstlich“, „rein jagdlich“ und die drei Massnahmenkombinationen wurden über die Anwendung von Pauschalansätzen Kosten abgeschätzt. Die so berechneten Kosten variieren von 150'000.- SFr für eine starke Bestandesreduktion bis zu 4.6 Mio SFr für die rein forstlichen Massnahmen. Für die Massnahmenkombinationen müssen mit Kosten im Bereich von 2.4 Mio SFr bzw. 1.9 Mio SFr gerechnet werden.

Durch eine Verschiebung des Massnahmenpakets I um 10 Jahre müsste mit Mehrkosten im Bereich von 800'000.- SFr gerechnet werden für Verbisschutzmassnahmen.

Anzumerken ist, dass die auf den Franken genauen Kostenangaben darüber hinweg täuschen mögen, dass es sich dabei um Kostenschätzungen handelt, und der Anspruch dieser Arbeit lediglich darin besteht, Grössenordnungen anzugeben. Als solche sollen die aufgeführten Beträge auch betrachtet werden.

Wirksamkeitsanalyse

In der Wirksamkeitsanalyse wurde festgehalten, was eigentlich bei der Ausarbeitung der Massnahmen deutlich wurde: mit rein forstlichen und rein jagdlichen Massnahmen wird es kaum möglich sein, den gewünschten Zustand zu erhalten. Die kombinierten Massnahmen dürften aber eine gute Wirksamkeit erreichen.

Dabei konnte die Wirksamkeit der forstlichen Massnahmen auf Grund des Anteils an nicht schützbaaren Flächen relativ gut beurteilt werden. Die Beurteilung der Wirksamkeit der jagdlichen Massnahmen stellt allerdings eine grosse Schwierigkeit dar, da nur sehr vage Angaben bezüglich der Bestandesgrösse und der Raumnutzung vorhanden sind. Die Wirksamkeiten dieser Massnahmen sind deshalb mit einem grossen Risiko behaftet.

Zeitliche Homogenisierung der Kosten

Durch eine Abzinsung mit dem Zinssatz von 2.6% wurden Kosten, welche erst zu späteren Zeitpunkten anfallen, mit Kosten, welche zum heutigen Zeitpunkt anfallen, vergleichbar gemacht. Dadurch ergab sich keine andere Beurteilung der Massnahmenvariante in Bezug auf die Reihenfolge, wohl aber in den gesamthaft bereitzustellenden Mitteln.

Damit kann der erste Teil der Forschungsfrage wie folgt beantwortet werden:

Für Massnahmen gegen Schneebezugung muss unter Berücksichtigung der Diskontierung mit Beträgen im Bereich von 2.9 Mio SFr (unter dem Szenario „mit reduziertem Verbiss“) und mindestens 3.2 Mio SFr. (unter dem Szenario „mit aktuellem Verbiss“) gerechnet werden.

Das bedeutet, dass durch eine Abzinsung die Kosten insgesamt deutlich weniger hoch bewertet werden. Dies liegt in der Natur der Diskontierung und die wichtigsten Diskussionspunkte dazu werden unten noch einmal zusammengefasst.

Ausserdem ist wiederum zu ergänzen, dass es sich bei den 3.2 Mio SFr für technische Schutzbauten unter dem Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ um minimale Kosten handelt. Hervorzuheben ist dabei, dass trotz der Unterschätzung der Lückenfläche für das Szenario „mit aktuellem Verbissdruck“ deutlich höher ausfällt als unter dem Szenario „mit reduziertem Verbissdruck“, was darauf deutet, dass in der Realität unter starkem Verbissdruck die Kosten tatsächlich um einiges höher ausfallen als unter vertraglichem Verbissdruck.

Für Massnahmen zur Senkung des Verbissdruckes reicht die Spannweite mit Abzinsung von 87'000.- SFr für rein jagdliche Massnahmen bis zu 3.3 Mio SFr für rein forstliche Massnahmen.

Dies allerdings mit der Einschränkung, dass weder mit den rein forstlichen (trotz sehr hohen Aufwendungen) noch mit den rein jagdlichen Massnahmen die gewünschte Wirkung erreicht werden kann.

Die Massnahmenkombination mit der Bestandesreduktion um 50% wird immer noch mit 1.6 Mio SFr voranschlagt, wobei davon nur gerade 87'000.- SFr für die jagdlichen Massnahmen anfallen. *Der Rest sind Kosten, die der Waldbesitzer zu tragen hat und welche für diesen durch die Anwesenheit der Gamstiere und die hohen Erwartungen an die Schutzwirksamkeit entstehen. Angesichts dieser hohen Aufwendungen ist es dringend nötig, für die Rigi-Nordlehne ein Wald-Wild-Konzept zu erstellen, um in dessen Rahmen diese Kosten einerseits zu minimieren und andererseits gerecht zu verteilen.*

Umgang mit Unsicherheiten

Um die verschiedenen Unsicherheiten in die Analyse einfließen zu lassen, welche in dieser Arbeit - einerseits auf Grund der Natur der Fragestellung, vor allem aber durch Unsicherheiten bei den getroffenen Annahmen - wurden Sensitivitätsanalysen für drei Variablen durchgeführt: damit wurde der Einfluss des Abzinsungsfaktors sowie zwei Annahmen aus dem Bereich der jagdlichen Massnahmen überprüft. Alle drei Variablen haben keinen Einfluss auf die Auswahl der besten Variante: in allen drei Sensitivitätsanalysen schnitt jeweils dieselbe Massnahme als die billigste bzw. teuerste ab. Damit kann das Ergebnis diesbezüglich als sehr stabil bezeichnet werden. Durchaus einen Einfluss hat die Veränderung der Variablen natürlich auf die absoluten Kosten: so wurden durch die Veränderungen der Annahmen die Kosten für die jagdlichen Massnahmen verdoppelt.

Mit einer oberflächlichen, qualitativen Abschätzung konnte zudem gezeigt werden, dass die ebenfalls sehr hypothetischen Annahmen bezüglich der Sturmflächen die Beurteilung der Massnahmenvarianten keinen Einfluss haben dürfte.

Kosten-Wirksamkeitsmatrix

In der Kosten-Wirksamkeitsmatrix wurden die Resultate aus der Kosten- und der Wirksamkeitsanalyse für die Massnahmen zur Senkung des Verbissdruckes zusammengefasst, womit ein Instrument zur Beurteilung der Massnahmen bereitgestellt ist. Auf dieser Grundlage wird die Massnahmenkombination aus Bestandesreduktion um 50% und ergänzenden Verbisschutzmassnahmen als diejenige mit dem besten Kosten-Wirksamkeitsverhältnis beurteilt.

Damit kann der zweite Teil der Forschungsfrage wie folgt beantwortet werden:

- **Für eine Lösung, welche ausschliesslich aus Verbisschutzmassnahmen besteht muss in den nächsten 50 Jahren mit 3.3 Mio SFr gerechnet werden, ohne damit eine genügende Wirkung zu erzielen;**
- **Eine Bestandesreduktion kostet ungefähr 90'000.- SFr, wobei auch damit die Ziele nicht befriedigend erreicht werden können;**
- **Die zu empfehlende Massnahmenkombination mit der Bestandesreduktion um 50% und ergänzenden Verbisschutzmassnahmen kommt bis 2059 auf 1.6 Mio SFr zu stehen;**
- **Eine Verschiebung derselben um 10 Jahre hätte Mehrausgaben von knapp 800'000.- SFr bis 2059 zur Folge;**

- Eine Bestandesreduktion um lediglich 20% anstatt um 50% mit ergänzenden Verbisschutzmassnahmen würde im Vergleich zur Variante mit Bestandeshalbierung Mehrkosten von gut 500'000 SFr nach sich ziehen.

Auf Grund der in der Wirksamkeitsanalyse vorgenommenen Beurteilung der Wirksamkeiten wurde die Massnahmenkombination mit einer Bestandesreduktion um 50% als Bestvariante ausgewählt. Je nach Beurteilung der Wirksamkeit ist die Wahl der Bestvariante aber nicht zwingend gegeben. Dies wird diskutiert.

Angesichts der hohen Kosten für Massnahmen gegen Schneebewegungen und der beträchtlichen Mehrkosten, welche entstehen würden, wenn diese Bestvariante zeitlich um 10 Jahre verschoben würde, kann aus diesen Resultaten folgende wichtigste Schlussfolgerung gezogen werden:

Aus ökonomischer Sicht ist es dringend nötig, das Verbissproblem an der Rigi-Nordlehne so schnell wie möglich anzupacken, um nicht für kommende Generationen noch höhere Kosten zu verursachen, als sie, mitverursacht durch den hohen Verbissdruck in der Vergangenheit, während den nächsten 50 Jahren sowieso schon anfallen werden.

Die Resultate dieser Arbeit im gesamtschweizerischen Kontext

Auch wenn sich diese Arbeit strikt auf den vorgegebenen Untersuchungsperimeter an der Rigi-Nordlehne bezieht, sind die Resultate doch in einem gesamtschweizerischen Kontext zu betrachten. Insbesondere in den Voralpen und den Alpen ist der Anteil an Wäldern, welche eine Schutzwirkung zu erfüllen haben, hoch. Und wie z.B. aus der Studie von Stadler et al. (1999) hervorgeht, besteht nicht nur an der Rigi-Nordlehne ein Verbissproblem, sondern auch in zahlreichen andern Gebieten der Schweiz. Dadurch entstehen einerseits für die Waldbesitzer, andererseits – und insbesondere – auf Grund des Subventionswesens und der Schutzansprüche der Gesellschaft hohe Kosten für die Allgemeinheit. Diese entstehen einerseits direkt für zum Beispiel Verbisschutzmassnahmen oder Wald-Wild-Konzepte. Viel stärker ins Gewicht fallen dürften aber die Kosten, welche indirekt durch die Behinderung der Verjüngung durch Wildverbiss verursacht werden: darunter fallen unter anderem Kosten für Wiederbewaldungsmassnahmen (welche verhindert werden könnte, wenn mit Vorverjüngung gearbeitet werden könnte) und vor allem Kosten für Ersatzmassnahmen für verloren gegangene Waldwirkungen (Stadler et al. 1999).

Die Auswirkungen von Fehlern, welche die Waldverjüngung betreffen, kommen teilweise erst Generationen später zum tragen. So entstehen auch Kosten auf Grund von heute fehlender Verjüngung erst in einigen Jahrzehnten. Im Sinn einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung muss versucht werden, solche zu verhindern. In diesem Sinn geht das im Programmblatt Schutzwald (BAFU 2008c) festgelegte Vorgehen bezüglich der Wald-Wild-Problematik aus volkswirtschaftlicher Sicht in die richtige Richtung, muss aber von verschiedenen Kantonen noch konsequenter umgesetzt werden.

Dies ganz im Sinn des Eingangs aufgeführten Zitates von Prof. Ernst Eiberle aus dem Jahr 1969: „Da wir die Ursachen, das Ziel und den Weg kennen, so können wir die Verantwortung für eine bessere Pflege von Wald und Wild auch niemand anderem zur Last legen als unserer eigenen Generation.“ Dies soll auch 40 Jahre später wieder der Grundsatz sein.

Fazit

Insgesamt kann gesagt werden, dass die Resultate zu den Verbauungen mit Schneebewegungen und Massnahmen zur Senkung des Verbissdruckes zufrieden stellend und in einem realistischen Rahmen ausgefallen sind. Schade ist, dass nicht quantifiziert werden kann, um wie viel die Kosten unter dem Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ unterschätzt werden. Damit hätte einiges mehr ausgesagt werden können im Bezug auf die Fragestellung. Dies liegt aber an der für diese Fragestellung ungeeigneten Grundlage aus RIGFOR und konnte im zeitlichen Rahmen dieser Arbeit nicht behoben werden.

7.2 Schlussfolgerungen in Bezug auf Methode und Vorgehen

*Die **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** war als Methode für diese Arbeit gut geeignet. Da der Nutzen von Waldwirkungen schwierig zu messen ist, Wirksamkeiten auf Grund von Erfahrungen aus der Praxis aber einigermaßen eingeschätzt werden können, bietet diese Methode einen guten Ansatz, um Massnahmen zu bewerten. Auch das Vorgehen mit den acht Analyseschritten wurde als gut geeignet empfunden für die Beantwortung der komplexen Fragestellung.*

Die **Modellierung** der entstehenden nicht schutzwirksamen Flächen mit **GIS** war ebenfalls ein gut geeignetes Vorgehen, um in relativ kurzer Zeit auf einer grossen Fläche beurteilen zu können, wie sich der Waldzustand über Jahrzehnte hinweg entwickeln wird. Einzige Alternative zur Modellierung wäre eine gutachtliche Beurteilung der Waldentwicklung gewesen, welche im zeitlichen Rahmen dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre und zudem mit mindestens gleichgrossen Unsicherheiten behaftet gewesen wäre wie die Modellierung, das Vorgehen und die verwendeten Annahmen aber weniger eindeutig hätten dargestellt werden können.

Als schlecht begründet muss der Entscheid beurteilt werden, die Massnahmen trotz der als unrealistisch beurteilten Simulationen aus RIGFOR für das Szenario „mit aktuellem Wildverbiss“ auf diesen basierend berechnet wurde. Dadurch entsteht die sehr schwammige Aussage der „minimalen“ Kosten. Schade ist in diesem Zusammenhang, nicht quantifiziert werden konnte, um wie viel die Kosten für Massnahmen durch die Unterschätzung der Simulation der nicht schutzwirksamen Flächen unterschätzt wird.

Die **Konzeption der Masterarbeit als Doppelarbeit** mit der Arbeit von Stadelmann (2008), in welcher das Waldentwicklungsmodell RIGFOR entwickelt wurde, und der vorliegenden Nachfolgearbeit ist nur teilweise geglückt. Hauptproblem war, dass die Ergebnisse aus RIGFOR, wie sie als Ausgangsdaten für die vorliegende Arbeit zur Verfügung standen, für die Beantwortung der Fragestellung dieser Arbeit nicht geeignet waren. Dies wurde erst im Lauf dieser Arbeit festgestellt, da eigentlich die Forschungsfrage der ersten Arbeit (Wird der Schutzwald an der Rigi-Nordlehne in den nächsten 20 und 50 Jahren die notwendige Schutzwirkung erfüllen?) nicht auf Grund der Resultate aus RIGFOR beantwortet wurde. Als dies bemerkt wurde, war es aber bereits zu spät, um das Vorgehen für die vorliegende Arbeit grundsätzlich zu ändern.

Durch die spannende **Kombination von ökonomischen und forstlichen Fragen** entstand für diese Arbeit ein Problem in der Wahl des Zeithorizontes: für die ökonomische Beurteilung war ein möglichst kurzer Zeithorizont zu wählen, um die Unsicherheiten möglichst zu minimieren; für die Planung der forstlichen Massnahmen hingegen war ein möglichst langer Zeithorizont anzustreben, um den langen Entwicklungszeiträumen im Wald gerecht zu werden. Der gewählte Kompromiss von 50 Jahren muss denn auch aus ökonomischer Sicht als zu lange und aus forstlicher Sicht als zu kurz beurteilt werden.

Die angewendete **Diskontierung** ist aus Sicht der Autorin bei solch langen Zeiträumen ein zweischneidiges Schwert: einerseits ist klar, dass Projekte unter dem Aspekt der Opportunitätskosten beurteilt werden und somit Kosten, welche zu späteren Zeitpunkten anfallen durch eine Abzinsung mit heute anfallenden Kosten vergleichbar gemacht werden müssen. Andererseits werden gerade bei Projekten mit solch langen Zeiträumen Massnahmen, für welche die Kosten erst in ferner Zukunft anfallen, besser bewertet, als solche, welche sofort Investitionen erfordern. Dadurch entsteht die Tendenz, entstehende Kosten auf zukünftige Generationen hinauszuschieben. Dies ist mit dem Prinzip der Nachhaltigkeit nicht zu vereinen und kann in der Schutzwaldbewirtschaftung zu Fehlentscheiden führen.

Grundsätzlich ist die Autorin der Meinung, dass nicht alle Fragen mit **ökonomischen Überlegungen** beantwortet werden sollen und können. Trotzdem liefern diese wichtige Argumente und zwingen die Parteien, über sachliche Aspekte anstatt über allgemeine und längst bekannte Grundsätze zu diskutieren. Ausserdem muss auch in der Forstwirtschaft noch vermehrt gelernt werden, mit ökonomischen Überlegungen zu argumentieren, um in einer hauptsächlich marktwirtschaftlich geleiteten Gesellschaft bestehen zu können.

Die Hauptschwäche und grösster Angriffspunkt dieser Arbeit sind sicher die zahlreichen mehr oder weniger gut begründeten **Annahmen**. Solche Unsicherheiten liegen aber in der Natur der Fragestellung, und in diesem Sinn müssen die Resultate auch ausdrücklich als Schätzungen betrachtet werden. Wichtig war der Autorin in diesem Zusammenhang, die getroffenen Annahmen so gut wie möglich offen zulegen und zu begründen.

Typisch für diese Art von Fragestellung ist der **Spagat zwischen Wissenschaftlichkeit und Praxisnähe**, der in dieser Arbeit gemacht werden musste im Vergleich zu Forschungsarbeiten mit einer künstlichen, stark vereinfachenden Versuchsanordnung: es musste ständig ein Kompromiss gefunden werden zwischen so kompliziert wie nötig und so einfach wie möglich, oder anders ausgedrückt, zwischen genügend exakt um wissenschaftlich zu sein und genügend vereinfachend, um überhaupt zu einem Ende zu kommen. So darf zum Beispiel korrekterweise ein Wildbestand nicht auf einen Teilperimeter eines Wildraums beschränkt werden, da dies die Realität ungenügend abbildet, um aber einen korrekten Vergleich anstellen zu können, musste für die jagdlichen Massnahmen derselbe Perimeter verwendet werden wie für die forstlichen Massnahmen.

Die grösste Herausforderung bildete die **Interdisziplinarität** und vor allem der **Umfang** des gewählten Themas; dementsprechend blieb am Schluss der 6 Monate – trotz Warnungen von Seite der Betreuer /-in –

viel zu wenig Zeit um die schriftliche Arbeit sauber auszuarbeiten und Widersprüche auszumerzen, welche durch die Komplexität der Themen trotz den Bemühungen, klar strukturiert zu arbeiten, leider entstanden sind. Auch fiel die Diskussion der zu ergreifenden Massnahmen und der entstehenden Kosten eher dürftig aus. Die Arbeit wurde aber als sehr spannend und insbesondere lehrreich empfunden.

7.3 Ausblick und Forschungsbedarf

Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse wird als gute Möglichkeit erachtet, um forstliche Projekte zu beurteilen. Insbesondere im Hinblick auf die oben erwähnten Probleme bezüglich der Wahl des Zeithorizonts und der Beurteilung der Wirksamkeiten ist sicher Forschungsbedarf gegeben. Ebenso sollte die Problematik der Diskontierung über in der Forstwirtschaft erforderliche Zeiträume weiter untersucht werden.

Ebenfalls weiter zu verfolgen ist das Modell RIGFOR: dieses modelliert die Waldentwicklung in weiten Teilen sehr nahe bei der Realität. Die Defizite, welche in dieser Arbeit daran bemängelt wurden, könnten vermutlich relativ gut ausgemerzt werden. Dann stünde ein Instrument bereit, welches zur Abschätzung der Waldentwicklung auch auf andere Waldregionen der Schweiz angepasst werden könnte. Dies wäre ein sehr wertvolles Hilfsmittel bei waldbaulichen Fragestellungen.

Da es in der Schweiz zahlreiche ähnliche Fälle gibt, in welchen die Waldverjüngung durch Wildverbiss beeinträchtigt wird und seit Jahren keine Lösung für das Problem gefunden werden kann, wäre es interessant, das Vorgehen der Kosten-Wirksamkeits-Analyse auch auf andere Gebiete anzuwenden. Dies ist grundsätzlich auch mit einfacheren Vorgehensweisen bei der Massnahmenplanung möglich als sie für diese Arbeit gewählt wurden.

Grosser Forschungsbedarf ist auch im Bereich der Wildtierökologie gegeben: wichtige Fragen sind zu beantworten bezüglich Lebensraumkapazitäten, Raumnutzungsverhalten, Grenzen der Bejagung und ähnliches mehr.

Schlusswort und Dank

Abschliessend möchte ich einige persönliche Worte zu dieser Masterarbeit anbringen und den an dieser Arbeit beteiligten Personen meinen Dank aussprechen.

Die vorliegende Forschungsarbeit entstand als Masterarbeit im Rahmen des Masterstudiengangs Wald- und Landschaftsmanagement am Departement Umweltwissenschaften der ETH Zürich. Sie dient dem Zweck, das während dem Studium erworbene Wissen anzuwenden und zu vertiefen. In diesem Sinn möchte ich kurz darauf eingehen, ob ich meine persönlichen Ziele für diese Arbeit erreicht habe.

Mein wichtigstes Ziel war es, mein Wissen in den Bereichen Schutzwald- und Wildtiermanagement und damit verbundenen ökonomischen Überlegungen zu vertiefen. Dafür investierte ich sehr viel Zeit in Literaturstudium, und ich denke, ich konnte in diesem Bereich sehr viel profitieren. Insbesondere die Ökonomie war für mich sozusagen Neuland, und ich denke, in diesem Bereich habe ich sehr viel gelernt.

Ein zweites wichtiges Anliegen war mir, eine praxisbezogene Fragestellung zu behandeln und wenn möglich Resultate zu produzieren, welche wenigstens ein gewisses Potential haben, etwas zur Lösung von Problemen in der Praxis beizutragen. Ich denke, auch dies ist mindestens ansatzweise gelungen.

Ein drittes wichtiges Ziel war, eine ansprechende, strukturierte, gut nachvollziehbare Arbeit zu schreiben. Und dies ist mir leider nur beschränkt gelungen; offensichtlich war ich von der Komplexität der Fragestellung überfordert, zeitweise verlor ich selber den Überblick darüber, was ich gemacht habe, und es ist mir nur teilweise gelungen, das Vorgehen so zu erklären, dass auch Personen, welchen nichts mit der Arbeit zu tun hatten, meine Überlegungen nachzuvollziehen. Auch enthält die Arbeit Widersprüche und Inkonsistenzen, welche natürlich Angriffspunkte bieten. Diese hätten mindestens zum Teil durchaus ausgemerzt werden können – doch dafür fehlte am Schluss die Zeit.

Womit ich beim letzten wichtigen Ziel angelangt bin, welches ich auch nur bedingt erreicht habe, nämlich die Zeit trotz dem von Anfang an grossen Arbeitsumfang im Griff zu behalten und am Schluss genügend Zeit zu haben, um die Arbeit zu überarbeiten und zu verbessern.

Insgesamt hat mir die Arbeit aber Spass gemacht, womit das allerwichtigste Ziel für mich erreicht ist.

Zum Gelingen der Arbeit haben verschiedene Personen beigetragen:

Der Referentin **Monika Frehner** danke ich herzlich für die äusserst kompetente und bereitwillige Unterstützung während der Arbeit und den Freiraum, den sie mir bei der Bearbeitung der Fragestellung gegeben hat.

Den Koreferenten **Roland Olschewski** und **Jürg Zinggeler** danke ich für die ebenfalls sehr kompetente, hilfreiche Beratung in Themenbereichen, welche für mich zum grossen Teil Neuland waren.

Alle drei Betreuungspersonen nahmen ihre Aufgabe sehr ernst und beantworteten meine Fragen immer sehr schnell und hilfreich und konnten mir insbesondere wertvolle Literaturhinweise liefern. Auch bewiesen alle drei hohe terminliche Flexibilität; meistens waren meine Anfragen für Besprechungstermine sehr kurzfristig.

Andri Largiader hat mich in GIS-Fragen sehr bereitwillig und (fast) zu jeder Tages- und Nachtzeit unterstützt; dafür sei ihm herzlich gedankt.

Max Kläy von den SBB hat sich trotz grossem Zeitdruck die Zeit genommen, um mir die Situation an der Rigi-Nordlehne darzulegen. Zudem gewährte er mir unbeschränkten Zugang zu allen verfügbaren Daten, welche die Rigi-Nordlehne betreffen. Für diese kooperative Zusammenarbeit danke ich ihm herzlich.

Claudine Winter, Jagdverwalterin des Kantons Schwyz, nahm sich ebenfalls Zeit, um mir ihre Sicht der Situation an der Rigi-Nordlehne zu erklären. Auch sie gewährte mir den Zugang zu relevanten Daten. Vielen Dank auch ihr für die Zusammenarbeit.

Bernhard Roth vom Amt für Wald des Kantons Schwyz hat mir die Silvaprotect-Daten für die Rigi-Nordlehne schnell und unkompliziert zur Verfügung gestellt. Auch ihm sei herzlich gedankt.

Die unangenehmste Aufgabe hatte mein Freund **Samuel Zürcher** zu erledigen: er hat die über 150 Seiten tapfer gegengelesen und mit seiner konstruktiven Kritik die Arbeit in entscheidenden Punkten verbessert.

Zahlreiche Personen haben mit ihren kompetenten Antworten auf meine Fragen weitergeholfen. Dazu gehören Heinz Nigg, Martin Baumann, Oswald Odermatt und Stefan Margreth. Auch ihnen sei herzlich gedankt.

Meiner Familie und Freunden danke ich für die moralische Unterstützung während der Masterarbeit und dem ganzen Studium an der ETH.

Literaturverzeichnis

Literatur

- Bachofen, H. 2009. Nachhaltige Verjüngung in ungleichförmigen Beständen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **160**:2-10.
- BAFU. 2007a. Lawinerverbau im Anbruchgebiet. Technische Richtlinie als Vollzugshilfe. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- BAFU. 2007b. EconoMe 1.0: Online-Berechnungsprogramm zur Bestimmung der Wirtschaftlichkeit von Schutzmassnahmen gegen Naturgefahren.
- BAFU. 2008a. Fachspezifische Erläuterungen zur Programmvereinbarung im Bereich Schutzwald, <http://www.bafu.admin.ch/wald/01170/06266/index.html?lang=de>, Stand vom 18.4.2009.
- BAFU. 2008b. Naturgefahren: Schutzwald, <http://www.bafu.admin.ch/naturgefahren/01920/index.html?lang=de>; Stand vom 17. Dezember 2008, zugegriffen am 11. Mai 2009.
- BAFU. 2008c. Handbuch NFA im Umweltbereich: Teil 6: Fachspezifische Erläuterungen zur Programmvereinbarung im Bereich Schutzwald. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- Baumann, M. 2009. Das integrale Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum. Vollzugshilfe Wald und Wild. Entwurf. BAFU (Hrsg), Bern.
- Baumann, M., und M. Struch. 2000. Waldgemsen - neue Erscheinung der Kulturlandschaft oder alte Variante der Naturlandschaft? Schlussbericht, BUWAL, Eidg. Forstdirektion, Bern.
- Bergen, V., W. Löwenstein, und R. Olschewski. 2002. Forstökonomie: volkswirtschaftliche Grundlagen. Vahlen, München.
- BFS. 2009. Landesindex der Konsumentenpreise - Jahresdurchschnitte, Bundesamt für Statistik <http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/05/02/blank/key/jahresdurchschnitte.html>, zugegriffen 30. April 2009.
- Bögel, R. 2001. Lebensraumansprüche der Gemse in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus. Angewandte Landschaftsökologie **35**.
- Böll, A. 1997. Wildbach- und Hangverbau. Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft **343**:123.
- Brang, P., und P. Duc. 2002. Zu wenig Verjüngung im Schweizer Gebirgs-Fichtenwald: Nachweis mit einem neuen Modellansatz. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **153**:219-227.
- Brang, P., und D. Hallenbarter. 2007. Bewertung von Handlungsstrategien in Schutzwäldern: Ein integraler Modellansatz. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **158**:176-193.
- Brang, P., W. Schönenberger, H. Bachofen, A. Zingg, und A. Wehrli. 2004. Schutzwalddynamik unter Störungen und Eingriffen: Auf dem Weg zu einer systemischen Sicht. Forum für Wissen **2004**:55-66.
- Bründl, M. 2009. Leitfaden Risikokzept. Umsetzung der Strategie Naturgefahren, Einzelprojekt A 1.1. S., Nationale Plattform Naturgefahren PLANAT, Bern.
- Bucher, H.-U., und P. Duc. 2000. Die Weisstanne ist auf dem Rückzug. Faktenblatt Weisstanne. Wald und Holz **1999/2000**.
- Bugmann, H. 2006. Was wissen wir über die langfristigen Auswirkungen von hohem Verbiss? - Eine Übersicht über Erkenntnisse aus Modellierungs-Studien. Powerpoint-Präsentation. Vortrag am Montagskolloquium an der ETH Zürich vom 4. Dezember 2006. <http://www.fe.ethz.ch/news/events>, Stand vom 11. Februar 2009, zugegriffen am 4. Mail 2009.
- Bugmann, H., und B. Fritsche. 2006. Kurs Gebirgswaldökologie. . Vorlesungsunterlagen **1. Auflage**.
- BUWAL. 2002. Kreisschreiben 21: Vollzug von Art. 27 Abs. 2 WaG und Art. 31 WaV (Wald - Wild), <http://www.bafu.admin.ch/wald/01170/01174/01908/index.html?lang=de>.
- BUWAL. 2005. LOTHAR: ursächliche Zusammenhänge und Risikoentwicklung Synthese des Teilprogramms 6. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.
- Egli, H. 2007. Jagen - Verantwortung tragen für die Natur. Leistungen der St.Galler Jäger für Jagd, Wild und Lebensraum. Erhebung Zeitaufwand 2006, Verein RevierJagd St.Gallen.
- Eiberle, K. 1969. Waldkundliches zur Wildschadenfrage. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **120**:595 - 609.
- Eiberle, K. 1970. Über die Wirksamkeit von Zäunen im Walde. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **121**:704-705.
- Eiberle, K. 1980. Methodische Möglichkeiten zum Verständnis der waldbaulich tragbaren Verbissbelastung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **131**:311-326.

- Eiberle, K. 1982. Wildbiologische Grundlagen zum Verständnis des Wildschadenproblems. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **133**:957-967.
- Eiberle, K., und A. Lanz. 1989. Zur Erhebung des Wildverisses mittels Stichproben. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **140**:171-187.
- Eiberle, K., und H. Nigg. 1987. Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **138**:747-779.
- Eyholzer, R., M. Baumann, und R. Manser. 2003. Zwischenevaluation des Wald-Wild-Management-Instruments (WWMI) im Pilotprogramm effor2 «Wald und Wild». Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **154** 305-313.
- Filli, F. 2006. Huftierforschung im Schweizerischen Nationalpark. Forschungskommission des Schweizerischen Nationalparks, Zerne.
- FLAG. 2008. Grundlagen New Public Management, <http://www.flag.admin.ch/d/themen/1-1-1grundlagen.php>, Stand vom 29. September 2008, zugegriffen am 12. Mai 2009.
- Forstgarten-Rodels. 2008. Pflanzenkatalog 2008/2009, Kantonaler Forstgarten Rodels, Rodels.
- Forstner, M. 1988. Ein Luchs im Wald- und Mühlviertel - Was wird aus ihm werden? Österreichische Forstzeitung **5**:57-58.
- Frehner, M., und R. Schwitter. 2008. Waldgutachten Rigi-Nordlehne 2008. Erfolgskontrolle und Aktualisierung des Waldgutachtens 1998., Sargans.
- Frehner, M., B. Wasser, und R. Schwitter. 2005. Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion. Schweiz Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- Friedrich Reimoser, O. Odermatt, R. Roth, und R. Suchant. 1997. Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich. Allg. Forst- u. Jagdzeitung **168**:214-225.
- Gadola, C., und H. R. Stierlin. 1978. Die Erfassung von Verbiss- und Fegeschäden in Jungwaldflächen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **129**:727-756.
- Gallman, C., und H. Baumgartner. 2006. Mit dem Wald kehrte auch das Wild zurück, http://www.waldwissen.net/themen/wald_gesellschaft/forstgeschichte/wsl_rueckkehr_wild_DE; Stand vom 6. Juli 2006, zugegriffen am 30. März 2009.
- Geo7. 1994. Ausscheidung von Wald mit besonderer Schutzfunktion - Kommentar zur Karte, SBB-AG, Bern.
- Geobruugg. 2009. Flexible Wildbach-Sperren und Schwemmholz-Sperren mit Ringnetzen, <http://www.geobruugg.com/contento/Deutsch/Home/MurgangBarrieren/tabid/1205/Default.aspx>, zugegriffen am 12. Mai 2009.
- Giamboni, M. 2008. Silvaproject -CH- Phase I. BAFU, Bern.
- Graf, C., A. Böll, und F. Graf. 2003. Pflanzen im Einsatz gegen Erosion und oberflächennahe Rutschungen. Merkblatt für die Praxis **37**.
- Graf R.F., B. M., Scherrer D. & Robin K. 2008. Lebensraumanalyse und Entwicklung der Schalenwildbestände im Kanton Schwyz. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Fachstellen Wildtier- und Landschaftsmanagement WILMA und Bodenökologie, Bericht für das Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons Schwyz. pp. 89.
- Graf, R. F., M. Bächtiger, T. Rempfler, und K. Robin. 2008a. Streckenanalyse Schalenwild im Gebiet Rigi (Wildraum 2). Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften ZHAW, Fachstelle Wildtier- und Landschaftsmanagement WILMA, Bericht für die Abteilung Fischerei und Jagd des Kantons Luzern und die Dienststelle Jagd und Fischerei des Kantons Schwyz. .
- Grub, H., M. Petrak, R. Suchant, und Roth. 2002. Wildschäden am Wald. aid infodienst **1134**.
- Haller, H. 1996. Die Wald/Wild-Problematik aus der Sicht des Wildtierbiologen. Forum für Wissen **1996**:25-32.
- Hanusch, H. 1994. Nutzen-Kosten-Analyse, München.
- Häsler, H. 2001. Gamsen - eine weitverbreitete und erfolgreiche Randexistenz. Universität Zürich, Zürich.
- Hasspacher, B., R. Iseli, und PAN. 2003. Rahmenwerte für Pauschalansätze, BUWAL.
- Holenstein, B. 1994. Sturmschäden 1990 im Schweizer Wald. BUWAL, Bern.
- Hovestadt, T., J. Roeser, und M. Mühlenberg. 1991. Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Massnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Forschungszentrum Jülich, Jülich.
- Hug, M. 2005. Betriebsplan für das Gebiet Rigi und Rossberg der Schweizerischen Bundesbahn AG (SBB) und des Kantonsforstamtes Schwyz; Gültigkeitsperiode: 2005 bis 2024., Wohlei.
- Hunkeler, P., und M. Kläy. 2000. Immensee - Arth-Goldau: Auffangräume, Verbau gegen Naturgefahren PDB 298A0195.

- Imhof, M. 2007. Rigi Nordlehne: Beurteilung der Rutschaktivität und des Gerinnezustandes (Kurzbericht). Geo7, Bern.
- Jagddatenbank. 2009. Abschüsse Rigi Gams 1996 bis 2008 nach Zählkreisen, Schwyzer Territorium gemäss Jagddatenbank, Stand 23. März 2009, Schwyz.
- Kanton-Schwyz. 2009. Grobkonzept Ruhezone für freilebende Tiere, Amt für Natur, Jagd und Fischerei, Schwyz.
- König, A. 1995. Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald ein Erklärungs- und Prognosemodell. Sauerländer, Frankfurt am Main.
- Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten, Stuttgart/Jena/New York.
- Leuenberger, F. 1996. Bewährung von technischen Massnahmen zum Lawinen- und Gleitschneeschutz im Aufforstungs- und Verjüngungsgebiet.
- Leuenberger, F. 2003. Bauanleitung Gleitschneeschutz und temporärer Stützverbau. Eidgenössisches Institut für Schnee- und Lawinenforschung SLF, Davos.
- Liebig, L. 2009. Wildtierökonomik – Analyse der Wildtierbewirtschaftung in der Schweiz (Essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **2009**:79-86.
- Linder, W., und W. Marti. 2009. Erfolgsfaktoren und Schwierigkeiten bei der Plenterung und Überführung im Privatwald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **160**:11-14.
- Mankiw, N. G. 2004. Principles of Economics. Thomson South-Western, Harvard University.
- Margreth, S. 2004. Technische Lawinenschutzmassnahmen, Davos.
- Mössnang, M., und H. Holland-Moritz. 2005. "Selten" heisst "gefährdet". LWFaktuell **44**:36.
- Nigg, H. 2005. Vorlesung über Jagdkunde. Vorlesungsunterlagen für das 7. Semester Forstwissenschaften, ETH Zürich.
- Nold, H. P. 1979. Wildschäden in den Gebirgswäldern Graubündens. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **130**:85-88.
- Odermatt, O., M. Stadler, C. Gallmann, D. Rüegg, U. Zehnder, und J. Zinggeler. 1999. Einfluss freilebender Wiederkauer auf die Verjüngung des Schweizer Waldes. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **150**:313-326.
- Ott, E., M. Frehner, H.-U. Frey, und P. Lüscher. 1997. Gebirgsnadelwälder der Schweiz. Verlag Paul Haupt, Bern/Stuttgart/Wien.
- Perko, F. 1983. Bestimmung des höchstzulässigen Verbissgrades am Jungwuchs. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **134**:179-189.
- Pfister, C., J. Luterbacher, und D. Brändli. 1999. Wetternachhersage. 500 Jahre Klimavariationen und Naturkatastrophen (1496-1995). Haupt, Bern etc.
- PLANAT. 2007. Naturgefahren - Was kostet Sicherheit?, Faltblatt, Nationale Plattform Naturgefahren PLANAT, Bern.
- Reimoser, F. 1986. Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation, VWGOe, Wien.
- Reimoser, F. 2006. Wildverbiss im Ökosystemkontext. Powerpoint-Präsentation. Vortrag am Montagskolloquium an der ETH Zürich vom 4. Dezember 2006. <http://www.fe.ethz.ch/news/events>, Stand vom 11. Februar 2009, zugegriffen am 4. Mail 2009.
- Reimoser, F. 2008. Die Waldgams: Habitatsansprüche, Störfaktoren, Entwicklungstrends. in Das Gamswild in Bedrängnis? Ökologie, Störfaktoren, Jagd, Management. Tagungsband, Nationalparkakademie Hohe Tauern.
- Reimoser, F., O. Odermatt, R. Roth, und R. Suchant. 1997. Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich. Allg. Forst- u. Jagdzeitung **168**:214-225.
- Rigi-Bahnen. 2007. Bahn-Geschichte. in, <http://www.rigi.ch/de/navpage-TransportWVR-RigiBahnenWVR-54665.html>, 18.4.2009.
- Rüegg, D. 1999a. Erhebung über die Verjüngung in Gebirgswäldern und den Einfluss von freilebenden Paarhufern als Grundlage für die forstliche und jagdliche Planung. Dissertation Nr. 13097. ETH Zürich, Beiheft Nr. 88 Schweiz. Z. Forstwes., 182 S.
- Rüegg, D. 1999b. Zur Erhebung des Einflusses von Wildtieren auf die Waldverjüngung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **150**:327-331.
- Rüegg, D. 2008. Verjüngungskontrolle im Kanton Schwyz. Indikatorfläche Rigi. Ergebnisse 2008 für das Kantonsforstamt Schwyz, Kaltbrunn.
- Rüegg, D., und J. Walcher. 1997. Wildschadenverhütungskonzept des Kantons Glarus. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **148**:753-771.
- SBB. 2006. Ereignisgeschichte Rigi., SBB-internes Dokument.
- Schmid-Haas, P., und H. Bachofen. 1991. Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **142**:477-504.

- Schmithüsen, F. J., B. Kaiser, A. Schmidhauser, S. Mellinghoff, und A. W. Kammerhofer. 2003. *Unternehmerisches Handeln in der Wald- und Holzwirtschaft: Betriebswirtschaftliche Grundlagen und Managementprozesse*. Deutscher Betriebswirte-Verlag, Gernsbach.
- Schönenberger, W. 2002. Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Snow Landscape Research* **77**:61-80.
- Schütz, J.-P. 2003a. *Waldbau I: Die Prinzipien der Waldnutzung und der Waldbehandlung*. Skript zur Vorlesung Waldbau I. Skript zur Vorlesung Waldbau I, ETH Zürich.
- Schütz, J.-P. 2003b. *Waldbau II: Die Technik der Waldverjüngung von Wäldern mit Ablösung der Generationen*. Skript zur Vorlesung ETH Zürich.
- Schütz, J.-P. 2003c. *Waldbau III: Die Kunstverjüngung und die waldbauliche Planung*. Skript zur Vorlesung, ETH Zürich.
- Schwitzer, R., und R. Costa. 2008. Ohne gepflegten Schutzwald keine sichere Durchfahrt, Newsletter "Schutzwald Schweiz", Schweizerische Gebirgswaldpflegegruppe.
- Schwitzer, R., und B. Herrmann. 2000. Die Weisstanne ist das Rückgrat vieler Wald-Ökosysteme. Faktenblatt Weisstanne. *Wald und Holz* **1999/2000**.
- Senn, J. 2000. Huftiere und Verjüngung im Gebirgswald: eine Geschichte mit vielen Variablen und noch mehr Interaktionen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **150**:99-106.
- SFV. 2002. Verbiss und die häufigsten Fragen dazu. in, www.forest.ch, Schweizerischer Forstverein, zugegriffen am 10. April 2009.
- SNB. 2009. Zinssätze und Devisenkurse. http://www.snb.ch/de/i/about/stat/statpub/akziwe/stats/akziwe/akziwe_S1_Zins, zugegriffen am 29. April 2009, Schweizerische Nationalbank.
- Stadelmann, G. 2008. Modellierung der Waldentwicklung an der Rigi-Nordlehne zur Analyse der Schutzwirkung von Wald gegen Murgang. Masterarbeit. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Stadler, M., Odermatt, C. Gallmann, D. Rüegg, U. Zehnder, und J. Zinggeler. 1999. Einfluss freilebender Wiederkauer auf die Verjüngung des Schweizer Waldes. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **150**:313-326.
- Studer, K.-R. 1994. Abschussfreigabe an revierfremde Jäger soll Schutzwaldverjüngung sichern. *Allgemeine Forstzeitschrift* **16**:910-911.
- Teusan, A. 1983. Sind die chemischen Verbisschutzmassnahmen neu zu überdenken? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **134**:393-397.
- Völk, F. 2008. Der Umgang mit der Gams im Wald – Ansätze zum Ausgleich zwischen Forst und Jagd. in *Das Gamswild in Bedrängnis? Ökologie, Störfaktoren, Jagd, Management*. Tagungsband, Nationalparkakademie Hohe Tauern.
- Walter, H. S., und J. Kessler. 2008. Nachhaltigkeitsbericht 2008. Bayerische Staatsforsten, Regensburg.
- Wikipedia. 2009. Wohlfahrtsökonomik, <http://de.wikipedia.org/wiki/Wohlfahrts%C3%B6konomie>, Stand vom 24. Februar 2009, zugegriffen am 12. Mai 2009.
- Wildtier-Schweiz. 1998. Die Gämse (*Rupicapra Rupicapra*). <http://www.wild.uzh.ch>, Stand von 1998, zugegriffen am 17. März 2009, Zürich.
- WSL, und BUWAL. 2001. Lothar der Orkan 1999 Ereignisanalyse. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Personenverzeichnis

- Frehner, Monika Verfasserin der Waldgutachten Rigi-Nordlehne 1998 und 2008; Hauptreferentin dieser Arbeit. Mehrere Besprechungstermine.
- Kläy, Max Projekt-Management Luzern der SBB; in dieser Funktion u.a. Geschäftsführer der Pro Silva Rigi-Nordlehne. Gespräche am 20. November 2008 und 13. Februar 2009.
- Olschewski, Roland Leiter Forschungsgruppe Umwelt- und Ressourcenökonomie der WSL. Koreferent dieser Arbeit. Mehrere Besprechungstermine.
- Winter, Claudine Jagdverwalterin des Kantons Schwyz. Gespräch am 9. Februar 2009
- Zinggeler, Jürg Jagdadjunkt des Kantons Zürich. Koreferent dieser Arbeit. Mehrere Besprechungstermine.

Verzeichnis der Anhänge

A1: Auswahl der kritischen Stellen	178
A1-1: Das Modell „sturm“	178
A1-2: Modell „schneebewegungen“	181
A1-3: Das Modell „deckungsgrad“	183
A1-4: Das Modell „rutschungen“	186
A1-5: Berechnung des Fichtenanteils im Stangenholz	188
A2: Machbarkeitsstudie	190
A2-1: Das Modell „hoehenstufe“	190
A2-2: Das Modell „kriterium_steinschlag“	190
A2-3: Das Modell „pflanztarife“	190
A2-4: Das Modell „gleitschnee“	191
A3: Berechnung der anzuwendenden Massnahmen	194
A3-1: Das Modells „machbarkeit_schneebewegungen“	194
A3-2: Das Modell „machbarkeit_rutschungen“	196
B1: Simulierung der Bestandesentwicklung unter verschiedenen Abschussintensitäten	202

Verzeichnis der Abbildungen in den Anhängen

Abb. A- 1: GIS-Modell „sturm“	179
Abb. A- 2: Ausschnitt aus dem GIS-Modell „sturm“	180
Abb. A- 3: Modell „schneebewegungen“	182
Abb. A- 4: GIS-Modell „deckungsgrad“	185
Abb. A- 5: GIS-Modell „stangenholz“	189
Abb. A- 6: GIS-Modell „hoehenstufe“	190
Abb. A- 7: Die Modelle „pflanzung“ (links) und „kriterium_steinschlag“ (rechts)	192
Abb. A- 8: Das Modell „gleitschnee“	193
Abb. A- 9: Das Modell „machbarkeit_schneebewegungen“	195
Abb. A- 10: Das Modell „machbarkeit_schneebewegungen“	198
Abb. A- 11: Fortsetzung des Modells „machbarkeit_rutschungen“	200
Abb. A- 12: Fortsetzung 2 des Modells „machbarkeit_rutschungen“	201
Abb. B- 1: Grafische Darstellung des Beispiels.	203
Abb. B-2: Einfluss der Bestandesreduktion auf die Reproduktionsrate.	204

A1: Auswahl der kritischen Stellen

A1-1: Das Modell „sturm“

Die Berechnung der Flächen, die gemäss der Kriterien in Kapitel 4.3.1.3 eine erhöhte Sturmanfälligkeit aufweisen, wurden in GIS mit dem Modell „sturm“ (siehe Abb. A- 1) ausgeschieden, und die erhaltenen Daten zu den Baumartenanteilen in Excel exportiert, wo die Baumartenanteile der einzelnen Bestände berechnet wurden. Durch Zufall wurden dann (ebenfalls in Excel) pro Zeitpunkt (2012, 2022, 2032 und 2052) ein bis zwei Bestände ausgewählt, die (hypothetisch) vom Sturm betroffen werden.

Beschreibung des GIS-Modells „sturm“

Ausgangsdaten sind die Punktlayer für die einzelnen Szenarien und Zeitpunkte.

Die Schritte 1 bis 7 sowie 9 bis 10 wurden für einen bestimmten Zeitpunkt (z.B. 2052) und jeweils für die beiden Szenarien „reduzierter Wildverbiss“ (v0) und „anhaltender Wildverbiss“ (v1) durchgeführt.

In Abb. A- 1 ist ein Überblick über das ganze Modell zu sehen, in Abb. Abb. A- 2 sind die unten aufgeführten Schritte am Ausschnitt für das eine Szenario durchnummeriert.

1. Der Punktlayer aus RIGFOR wird in Raster umgewandelt:
 - a) nach dem Kriterium „zustand“, anschliessend erhalten die Systemzustände „Baumholz I“ bis „Baumholz II“ durch Reklassifizierung den Wert 1, die andern 0; damit werden alle Bestände mit dem Systemzustand Baumholz ausgewählt.
 - b) nach dem Kriterium „Höhenstufe, anschliessend erhält die Buchenwaldstufe durch Reklassifizierung den Wert 0, die Tannenbuchenwaldstufe den Wert 1;
 - c) nach den 4 Baumarten (Fi, Ta, Bu, übriges Laubholz), womit die Zellen mit den entsprechenden Baumarten ausgewählt werden.
2. Durch Multiplizieren der Höhenstufe mit dem Baumholz-Raster wird für die Auswahl von sturmanfälligen Beständen nur die Tannenbuchenwaldstufe einbezogen.
3. Den Rasterdaten mit den Informationen zu den einzelnen Baumarten wird durch Reklassifizierung der Wert 1 zugeordnet (statt 100). Dies bedeutet eine Vereinfachung der folgenden Berechnungen.
4. Durch Multiplizieren der einzelnen Baumarten-Layer mit dem Baumholz-Layer wird die Baumartenzusammensetzung des Baumholzes berechnet.
5. Die Rasterdaten mit den Informationen zum Baumholz werden in Polygone umgewandelt.
6. Die Polygone mit einer Fläche von mehr 1,5ha werden ausgewählt.
7. Die Polygone aus 6) werden mit den Baumholzzellen multipliziert, das heisst, jeder Baumholzzelle wird eine Zugehörigkeit zu einem Polygon zugeordnet.
8. Diese Zellen werden mit den entsprechenden Zellen des anderen Szenarios verschnitten (zur Lösung des Problems, welches in Kapitel 4.3.1.3 auf Seite 37 beschrieben ist).
9. Mit der „Vorlage“ aus Punkt 8 werden die einzelnen Baumarten-Layer ausgeschnitten, d.h., es bleiben nur noch die Zellen übrig, die in beiden Szenarios als sturmanfällig ausgeschieden wurden.
10. Durch Multiplikation der Vorlage aus Punkt 8 (Baumartenlayer) wird jeder Zelle der sturmanfälligen Bestände eine Baumart zugeordnet.

Die Attributtabeln aus der letzten Operation wurden dann in Excel exportiert, wo die Baumartenanteile pro Polygon berechnet werden konnten, und auf Grund derer durch die Generation einer Zufallszahl für jeden Bestand die vom Sturm getroffenen Bestände ausgewählt werden konnten.

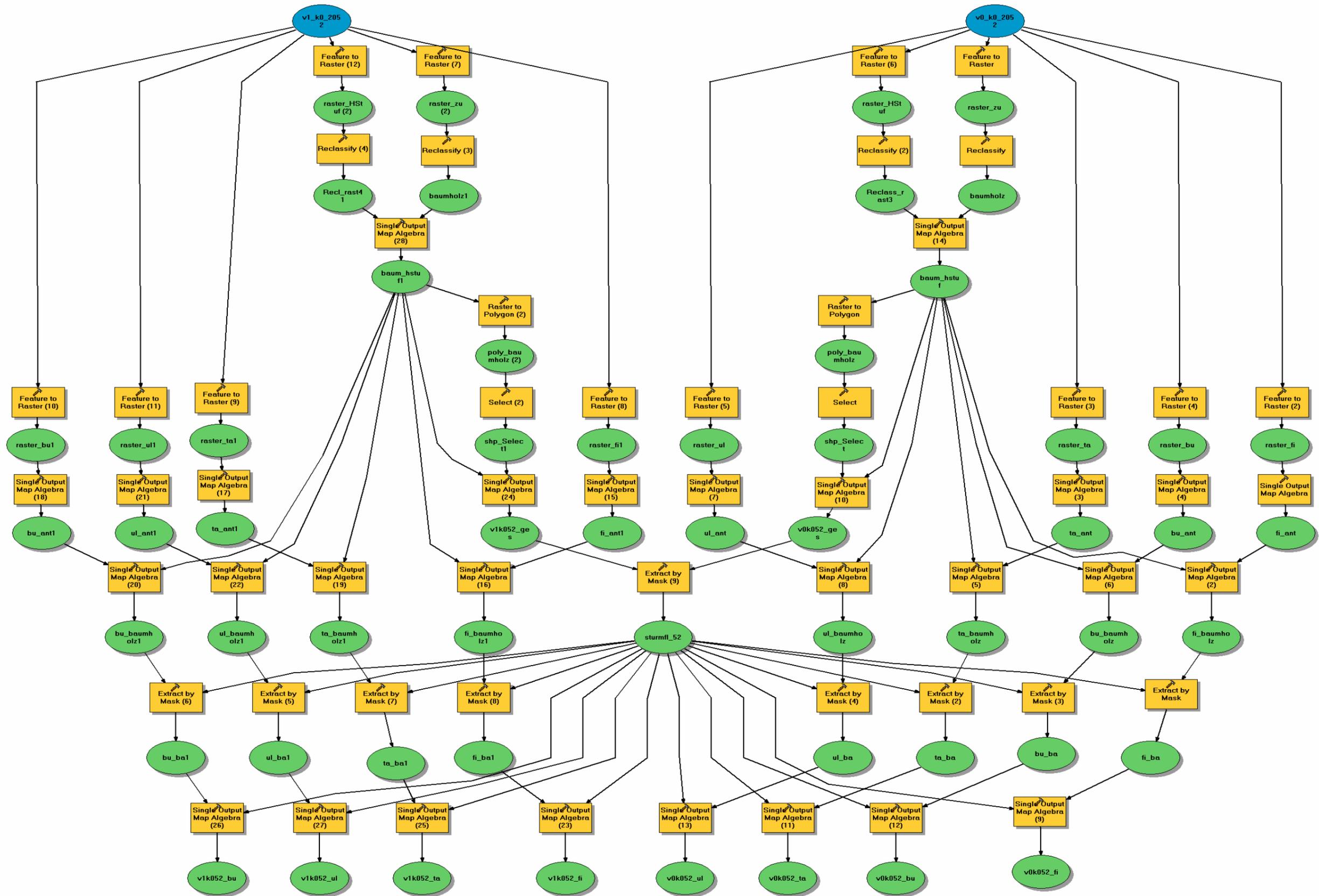


Abb. A- 1: GIS-Modell „sturm“.

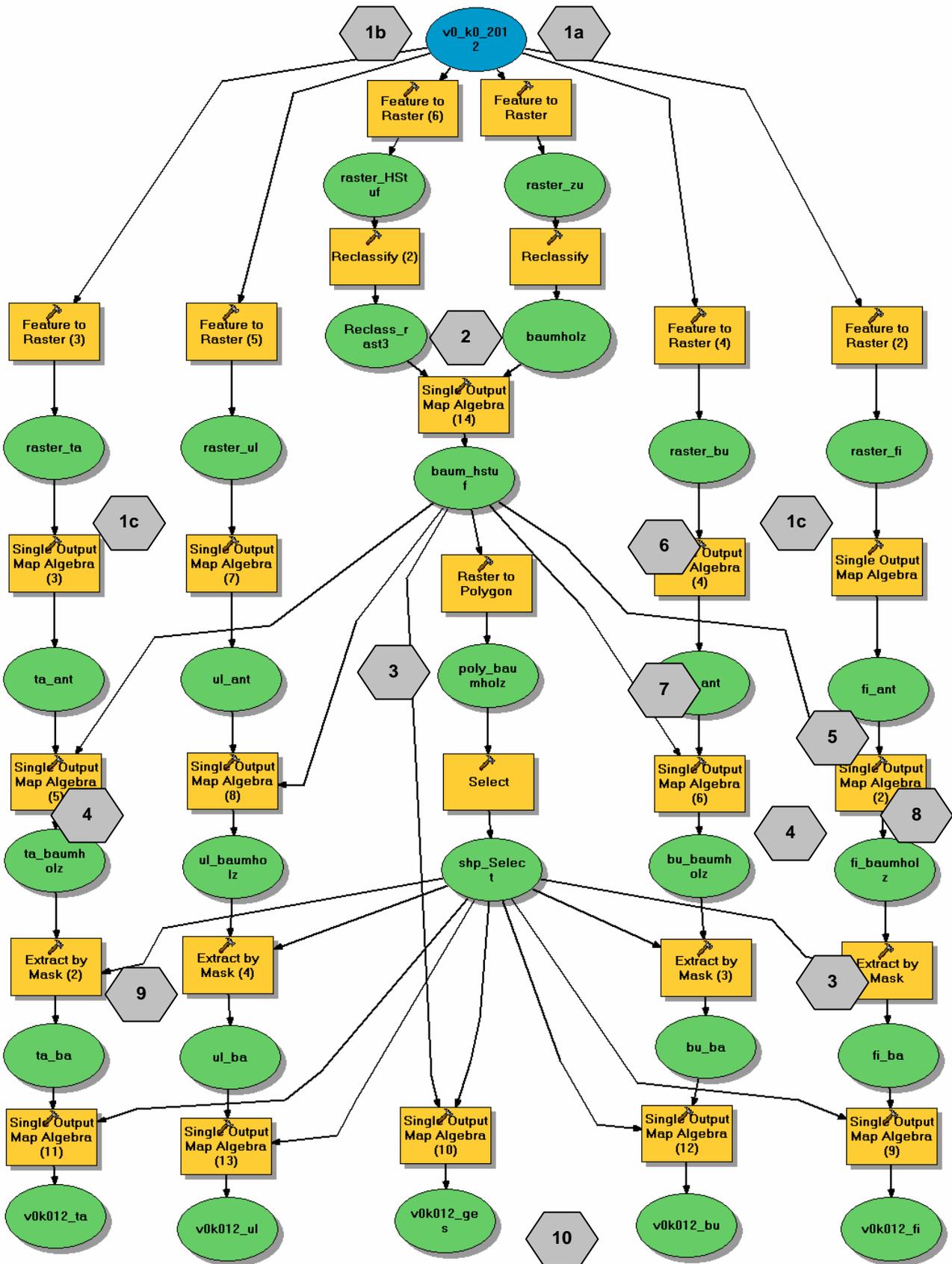


Abb. A- 2: Ausschnitt aus dem GIS-Modell „sturm“.

A1-2: Modell „schneebewegungen“

Im Modell „schneebewegungen“ werden diejenigen Stellen ausgewählt, die gemäss den Kriterien in Kapitel 4.3.1.3 bezüglich Schneebewegungen nicht schutzwirksam sind (siehe .

Ausgangsdaten sind die vom Sturm betroffenen Flächen, das Höhenmodell dtm_av und der Waldzustand aus RIGFOR zu einem bestimmten Zeitpunkt.

1. Die Sturmflächen werden durch Reklassifizieren so vorbereitet, dass sie im nächsten Schritt problemlos zusammengezählt werden können, das heisst, die NoData-Zellen erhalten den Wert 0.
2. Je nach Zeitpunkt werden die entsprechenden vom Sturm betroffenen Flächen zusammengezählt.
3. Der Waldzustand aus RIGFOR wird in Raster umgewandelt und
4. Durch Reklassifizierung werden diejenigen Zellen ausgewählt, die sich in einem nicht schutzwirksamen Systemzustand befinden (also Lücke und Jungwuchs).
5. Diese Zellen werden mit den Sturmflächen zusammengezählt.
6. Aus dem Höhenmodell wird die Fliessrichtung für jede Zelle berechnet, das heisst, es wird bestimmt, in welche Nachbarszelle jede Zelle entwässert.
7. Durch Multiplikation des Fliessrichtung-Rasters mit den Lückenzellen aus 5 erhält jede Lückenzelle eine Fliessrichtung.
8. Daraus wird im nächsten Schritt für die Lückenzellen die Fliesslänge bestimmt, das heisst, es wird berechnet, wie weit Wasser (oder Schnee) aus einer Zelle fließen kann, bevor es (er) wieder in eine bestockte Zelle gelangt.
9. Durch die Funktion Single Output Map Algebra können Zellen mit einer bestimmten Fliesslänge ausgewählt werden. In drei Schritten werden die Fliesslängen >50m (9a), >40m (9b) und >30m (9c) ausgewählt.
10. Aus dem Höhenmodell wird die Hangneigung berechnet und
11. durch Reklassifizierung in die drei Klassen >35° (11a), >40° (11b) und >45° (11c) aufgeteilt.
12. Gemäss den NaiS-Kriterien werden die Dateien mit den Informationen zur Hangneigung und Lückenlänge miteinander multipliziert, womit man als Ergebnisse drei Dateien erhält mit den Lücken mit einer Hangneigung >35° und Fliesslänge >50m (12a), diejenigen mit einer Hangneigung >40° und Fliesslänge >40m (12b) und zuletzt diejenigen mit einer Hangneigung >45° und Fliesslänge >30m (12c).
13. Die so erhaltenen Lücken werden addiert (13a und b) und
14. reklassifiziert, so dass alle Zellen, die zu einer Lücke gehören, den Wert 1 erhalten, die andern den Wert 0.
15. Ein beliebiger Punktlayer aus RIGFOR wird nach dem Kriterium Höhenstufe in Raster umgewandelt
16. Durch Reklassifizierung erhalten alle Zellen in der Tannenbuchenwaldstufe den Wert 1, die andern den Wert 0.
17. Zum Schluss werden die Lückenzellen mit der Höhenstufe multipliziert, wodurch nur noch die Lücken in der Tannenbuchenwaldstufe übrig bleiben.

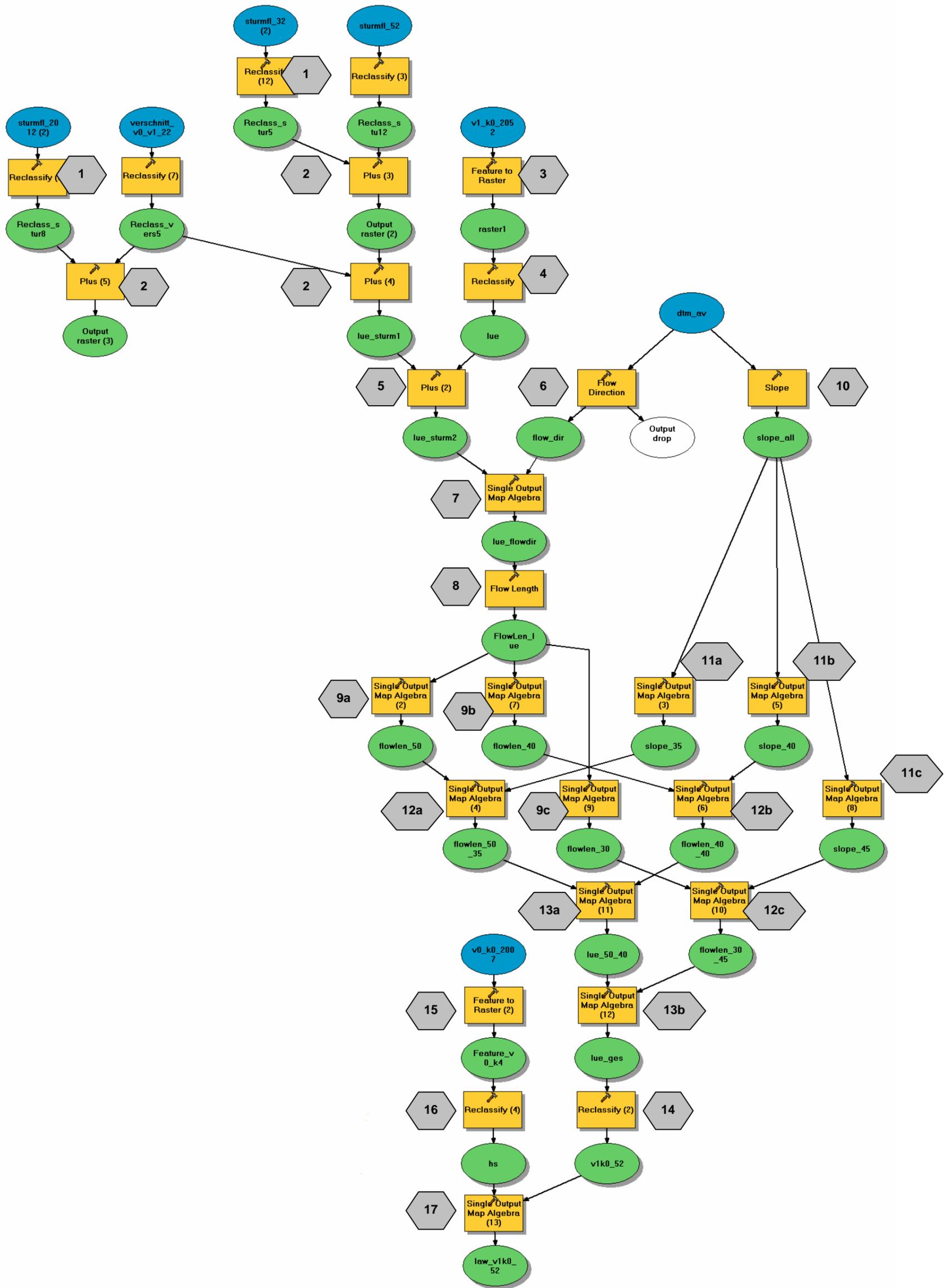


Abb. A- 3: Modell „schneebewegungen.“

A1-3: Das Modell „deckungsgrad“

Der Deckungsgrad wird im GIS-Modell „deckungsgrad“ berechnet (Abb. A- 4).

Ausgangsdateien sind die Sturmflächen, ein 100x100m-Grid, das Höhenmodell dtm_av, die Datei hs sowie der Waldzustand aus RIGFOR zu einem bestimmten Zeitpunkt.

1. Der Punktlayers aus RIGFOR wird nach dem Kriterium „zustand“ in Raster umgewandelt.
2. Aus dem Raster „zustand“ wird durch reklassifizieren festgestellt,
 - a) welche Stellen grundsätzlich waldfähig sind, wobei den Zellen, welche sich im Systemzustand „Lücke“ bis „Baumholz III“ befinden, den Wert 1 erhalten, die Zellen mit NoData, also nicht waldfähige Standorte (z.B. Felsflächen), den Wert 0;
 - b) welche Zellen im aktuellen Szenario effektiv bedeckt sind, d.h. sich in den Systemzuständen „Stangenholz“ bis „Baumholz I – III“ befinden.
3. Da die als nicht schutzwirksam ausgeschiedenen Flächen (Prozesse Schneebewegungen und Rutschungen) bereits behandelt wurden und deshalb nicht mehr in die Berechnung des Deckungsgrades eingehen sollen, werden diese eingefügt und so aufbereitet, dass sie in zu den Waldzellen dazugezählt werden können:
 - a) die nicht schutzwirksamen Zellen (Prozess Schneebewegungen) erhalten durch Reklassifizierung den Wert 1, die ändern NoData.
 - b) Diese Rasterzellen werden in Polygone umgewandelt und
 - c) mit den nicht schutzwirksamen Flächen (Prozess Rutschungen) zusammengefügt.
 - d) Diese Polygone werden wiederum in Raster umgewandelt und
 - e) erhalten durch Reklassifizieren den Wert 1.
4. Diese Zellen werden nun zu den Zellen dazugezählt, welche in 2b als bedeckt ausgeschieden wurden. Damit wird verhindert, dass bereits behandelte Lückenflächen auch noch zum Deckungsgrad beitragen.
5. Die „bedeckten“ Zellen aus 4 erhalten den Wert 1, die ändern den Wert 0.
6. Diese werden mit der Datei hs, welche die Höhenstufen darstellt, multipliziert (6a). Damit bleiben für die weiteren Berechnungen nur diejenigen Zellen übrig, welche sich in der Tannenbuchenwaldstufe befinden. Dasselbe wird mit den „waldfähigen“ Zellen aus 2a gemacht (6b).
7. Die Datei „grid.img“, welche einen 100x100m-Grid (als Rasterdaten) über das Untersuchungsgebiet darstellt, wird in Polygone umgewandelt.
8. Der Polygon-Grid wird mit den „waldfähigen“ Zellen multipliziert.
9. Durch Reklassifizierung nach dem Feld „Count“ werden diejenigen 100x100m Rasterzellen ausgewählt, welche zu mindestens 70% waldfähig sind, d.h., diejenigen 100x100m Rasterzellen, welche einen Count-Wert von über 70 haben, erhalten den Count-Wert 1, die ändern eine NoData.
10. Die waldfähigen Zellen (diejenigen Zellen mit dem Wert 1 in der Spalte „VALUE“) innerhalb der 100x100m Zellen mit mehr als 70% waldfähigen Zellen werden in Punkte umgewandelt, wobei eine 10x10m Zelle einen Punkt ergibt.
11. Aus diesen Punkten (11a) sowie aus dem Polygon-Raster (11b) werden Feature Layer erstellt.
12. Aufgrund der Lage der Punkte werden 100x100m Quadrate ausgewählt; d.h. jedes Quadrat, in welchem sich mindestens ein Punkt befindet, wird ausgewählt. Somit erhält man alle Quadrate, welche zu mindestens 70% waldfähig sind.

Die Schritte 8 bis 12 werden für die Deckung wiederholt, das heisst:

13. Die „bewaldeten“ Stellen aus 5 werden mit dem Polygon-Grid multipliziert.

14. Durch Reklassifizierung werden diejenigen 100x100m Rasterzellen ausgewählt, welche zu mindestens 50% (14a) resp. mindestens 40% (14b) bedeckt sind, d.h., diejenigen 100x100m Rasterzellen, welche einen Count-Wert von über 50 resp. 40 haben, erhalten den Count-Wert 1, die andern eine 0.
15. Die bedeckten Zellen (diejenigen Zellen mit dem Wert 1 in der Spalte „VALUE“) innerhalb der 100x100m Zellen mit mehr als 50% (16a) resp. mehr als 40% (16b) bedeckten Zellen werden in Punkte umgewandelt, wobei eine 10x10m Zelle einen Punkt ergibt.
16. Aus diesen Punkten (16a und b) sowie aus dem Polygon-Raster (16c) werden Feature Layer erstellt. 16c wird doppelt durchgeführt, damit sich im nächsten Schritt die Auswahlen nicht in die Quere kommen.
17. Aufgrund der Lage der Punkte werden 100x100m Quadrate ausgewählt; d.h. jedes Quadrat, in welchem sich mindestens ein Punkt befindet, wird ausgewählt. Somit erhält man alle Quadrate, welche zu mindestens 40% (17a) resp. 50% (17b) bedeckt sind.
18. Die Quadrate aus 17a, 17b sowie 12 werden in Raster umgewandelt (18a –c).
19. Durch Reklassifizierung erhalten diejenigen Quadrate, welche zu mehr als 70% waldfähig sind, den Wert 1 und die andern den Wert NoData.
20. Die so erhaltenen waldfähigen Quadrate werden mit den bis zu 50% bedeckten Flächen (20a) und mit den bis zu 40% (30b) bedeckten Flächen multipliziert, womit man alle 100x100m Quadrate mit einem Deckungsgrad <40% (resp. <50%) erhält, die zu mindestens 70% waldfähig sind.

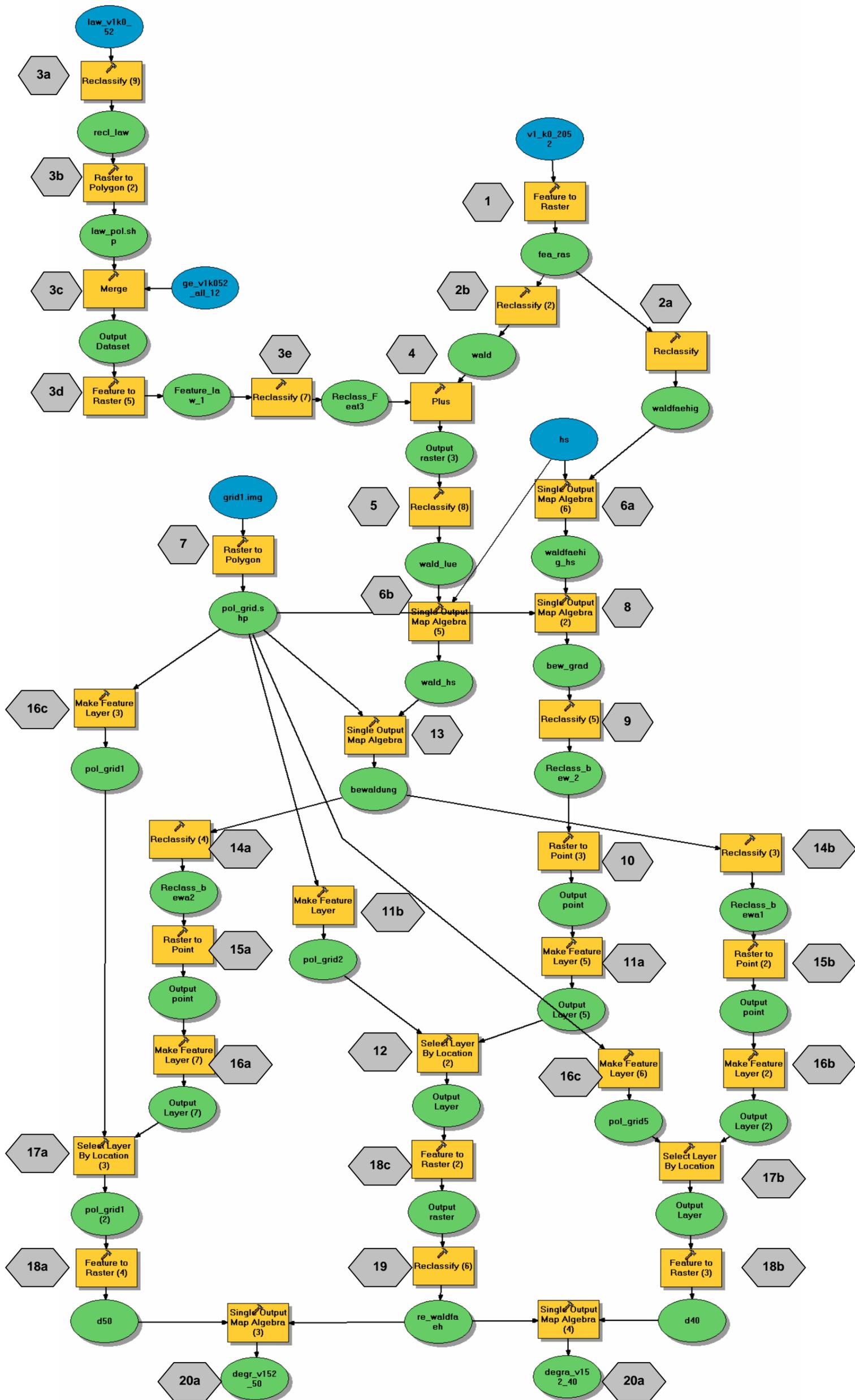


Abb. A- 4: GIS-Modell „deckungsgrad“.

A1-4: Das Modell „rutschungen“

Das Modell „rutschungen“ ist in Abb. A- 1 zu finden.

Beschreibung des GIS-Modells „rutschungen“

Ausgangsdaten sind die Punktlayer für die einzelnen Szenarien und Zeitpunkte sowie die mit dem GIS-Modell „sturm“ ausgewählten Sturmflächen und das digitale Höhenmodell dtm_av.

1. Der Punktlayers aus RIGFOR wird nach dem Kriterium „zustand“ (1a –c) in Raster umgewandelt.
2. Durch Reklassifizierung werden diejenigen Zellen ausgewählt, die sich in einem nicht schutzwirksamen Systemzustand befinden: Auswahl des Systemzustandes „Lücke“ (2a), Auswahl des Systemzustandes „Jungwuchs“ (2b), Auswahl der Systemzustände „Lücke“ und „Jungwuchs“ (2c).
3. Berechnung der Hangneigung aus dem Höhenmodell dtm_av.
4. Reklassifizierung der Hangneigung: es wird nur mit denjenigen Zellen weitergerechnet, die eine Hangneigung $> 30^\circ$ aufweisen.
5. Die nicht schutzwirksamen Zellen (Lücken (5a), Jungwuchs (5b), Lücken und Jungwuchs (5c)) werden mit denjenigen Zellen multipliziert, die eine Hangneigung $> 30^\circ$ aufweisen.
6. Durch Reklassifizierung erhalten die nicht schutzwirksamen Zellen den Wert 1, die andern NoData; somit wird nur noch mit diesen Lücken weitergerechnet (6a –c).
7. Die Lücken werden aus dem Rasterformat in Polygone (7a – c) umgerechnet.
8. Einfügen der sturmanfälligen Flächen-(Rasterdaten) für 2012, 2022, 2032, 2052
9. Auswahl der vom Sturm betroffenen Flächen durch Reklassifizierung
10. Umwandlung der in 9 ausgewählten Flächen in Polygone
11. Vereinigung der Lücken-Polygone aus Punkt 7 und der Sturm-Polygone aus Punkt 9 (11a – c): je nach Zeitpunkt und Szenario setzen sich die nicht-schutzwirksamen Flächen unterschiedlich zusammen (siehe „Zusammensetzung der Lücken“).
12. Auswahl der Polygone mit einer Fläche grösser 6a für Lücke, resp. 12a für Jungwuchs resp. 9 Aren für gemischte Flächen

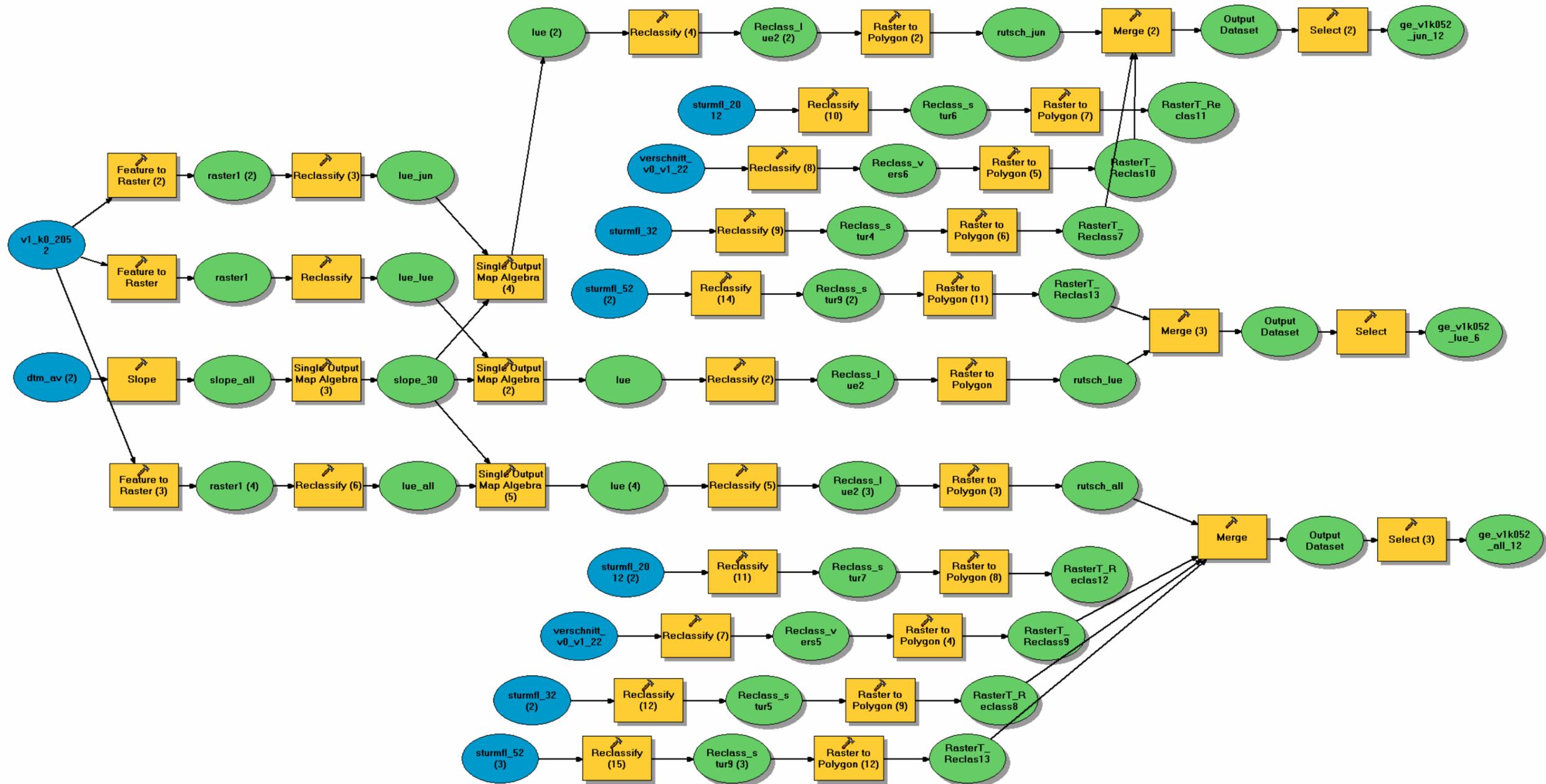


Abb. A- 5: Das Modell „rutschungen“

A1-5: Berechnung des Fichtenanteils im Stangenholz

Die Berechnung des Fichtenanteils im Stangenholz erfolgt im GIS-Modell „stangenholz“ (Abb. A-6).

Beschreibung des GIS-Modells „stangenholz“

1. Der Punktlayers aus RIGFOR wird in Raster umgewandelt nach den Kriterien
 - a) „zustand“, anschliessend Reklassifizierung: der Systemzustand „Stangenholz“ erhält den Wert 1, die andern 0; damit werden alle Bestände mit dem Systemzustand Stangenholz ausgewählt.
 - b) „Höhenstufe“, anschliessend erhält die Buchenwaldstufe durch Reklassifizierung den Wert 0, die Tannenbuchenwaldstufe den Wert 1;
 - c) nach den 4 Baumarten (Fi, Ta, Bu, übriges Laubholz)
2. Die einzelnen Baumarten-Layer werden mit dem Stangenholz-Layer multipliziert.
3. Das Ergebnis ist eine Rasterdatei mit Zellen mit dem Wert 100; diese erhalten den Wert 1 .
4. Der Stangenholz-Layer wird in Polygone umgewandelt.
5. Die Polygone mit einer Fläche von $> 12a$ werden ausgewählt.
6. Die Stangenholzflächen aus der Reklassifizierung von 1a) werden mit den Baumarten-Raster multipliziert. Damit wird jeder Stangenholzzelle eine Baumart zugeteilt.
7. Die Polygone aus 5) werden mit den Stangenholzflächen aus der Reklassifizierung von 1a) multipliziert. Damit erhält man Rasterdaten für die Polygone mit einer Fläche $>12a$.
8. Mit den so erhaltenen Stangenholzflächen werden die Baumartendaten extrahiert und anschliessend
9. noch einmal damit multipliziert, womit man die Baumartenanteile pro Stangenholzfläche erhält.

Die so erhaltenen Attributtabelle können ins Excel exportiert werden, wo die Baumartenanteile pro Bestand berechnet und diejenigen Bestände mit einem Fichtenanteil $>70\%$ ausgeschieden werden können.

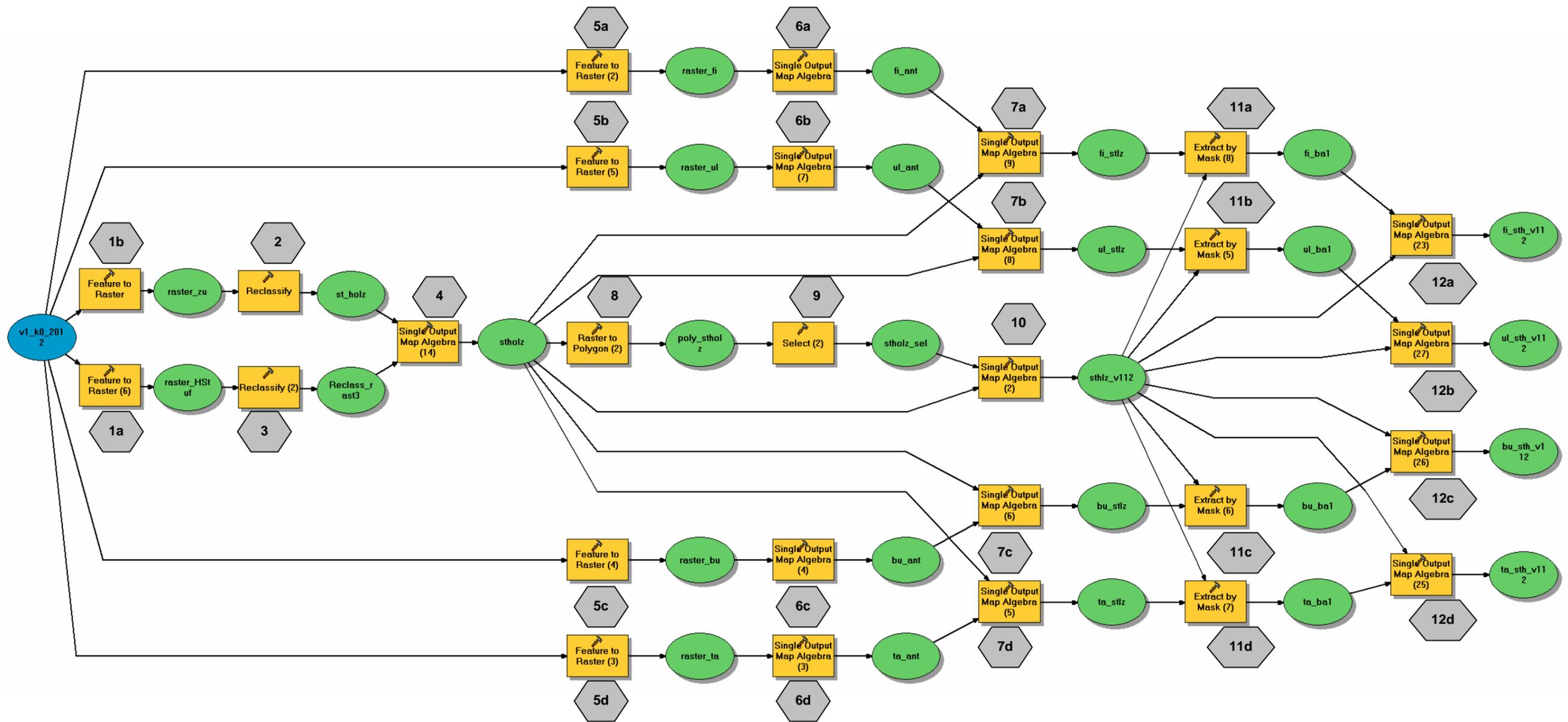


Abb. A- 6: GIS-Modell „stangenholz“.

A2: Machbarkeitsstudie

Als Grundlagen für die Machbarkeitsstudie von Wildschutzzäunen und Drahtkörben werden die Dateien „hs“, „pflanztarife“, „steinschlag“ und „gleitschnee“ benötigt.

A2-1: Das Modell „hoehenstufe“

Ausgangsdatei ist eine beliebige Datei aus RIGFOR, in diesem Fall Szenario „ohne Verbiss“ für 2007.

1. Die Ausgangsdatei wird nach dem Feld „Höhenstufe“ in Raster umgewandelt und
2. so reklassifiziert, dass alle Zellen in der Tannenbuchenwaldstufe den Wert 1 erhalten, die übrigen den Wert NoData. Dies hat den Vorteil, dass für alle weiteren Berechnungen nur noch die Zellen in der Tannenbuchenwaldstufe berücksichtigt werden.



Abb. A- 7: GIS-Modell „hoehenstufe“.

A2-2: Das Modell „kriterium_steinschlag“

Das Modell ist in Abb. A- 8 zu finden.

Ausgangsdaten sind die Silvaproduct-Datei „EV_Sturz_Rigilehne_polyline.shp und die Datei „hs“.

1. Die Polylinien aus den Ausgangsdaten werden in Rasterdaten umgewandelt.
2. Durch Reklassifizierung werden auch diejenigen Zellen für die weiteren Rechnungen zur Verfügung gestellt, welche nicht von Steinschlag betroffen sind, indem denjenigen Zellen mit dem Wert NoData der Wert 0 zugeordnet wird.
3. Diese Rasterdaten werden dann mit den Daten aus der Datei „hs“, also den Informationen zur Höhenstufe, zusammengezählt, womit für die weiteren Rechnungen nur noch die Zellen, welche sich in der Tannenbuchenwaldstufe befinden, berücksichtigt werden.
4. Durch Reklassifizierung erhalten alle steinschlaggefährdeten Zellen den Wert 1, die andern den Wert 0.

A2-3: Das Modell „pflanztarife“

Das Modell ist in Abb. A- 8 zu finden.

Ausgangsdaten sind die Dateien „maschinenweg“ und „lkw_strasse“, welche alle befahrbaren Strassen an der Rigi-Nordlehne darstellen. Diese wurden vorgängig so aufbereitet, dass für alle Strassenabschnitte jeweils „bergseits“ rechts liegt. Damit kann die Bufferoption „left“ resp. „right“ angewendet werden.

1. Die beiden Layer werden zusammengefügt, so dass für die folgenden Berechnungen nur ein Layer besteht.

2. Die Funktion Buffer wird zweimal angewendet, und zwar einmal mit der Distanz 150m, dem Side Type „right“ (hangaufwärts) und dem End Type „round“, und einmal mit der Distanz 300m, dem Side Type „left“ (hangabwärts) und dem End Type „flat“.
3. Diese beiden Buffer werden zusammengefügt
4. und in Raster umgewandelt.
5. Durch Reklassifizierung erhalten zum Schluss die Zellen, welche sich innerhalb des Buffers befinden, den Wert 100, und diejenigen, die sich ausserhalb des Buffers befinden, den Wert 200.

A2-4: Das Modell „gleitschnee“

Das Modell „gleitschnee“ ist in Abb. A- 9 zu finden.

Ausgangsdaten sind die Waldstandortkarte 2007 der Rigi-Nordlehne und das Höhenmodell dtm_av.

1. Aus der Waldstandortkarte werden diejenigen Bestände ausgewählt, deren Bodenbewuchs Gleitschnee fördert (siehe Kriterien Kap....)
2. Die ausgewählten Bestände werden in Rasterdaten umgewandelt und
3. reklassifiziert, wobei die ausgewählten Bestände den Wert 1 erhalten.
4. Aus dem Höhenmodell wird die Hangneigung berechnet und
5. und reklassifiziert, wobei Zellen mit einer Hangneigung zwischen 30° und 50° den Wert 1 erhalten, die andern den Wert 0.
6. Die Daten aus Schritt 3 und 5 werden addiert, womit man diejenigen Zellen erhält, die gleitschneeanfällig sind und eine Hangneigung zwischen 30° und 50° aufweisen.
7. Zu diesen Daten wird die Datei hs dazugezählt, womit für die weiteren Berechnungen nur noch diejenigen Zellen berücksichtigt werden, welche sich in der Tannenbuchenwaldstufe befinden.
8. Durch Reklassifizierung erhalten alle ausgewählten und somit gleitschneeanfälligen Stellen den Wert 1.

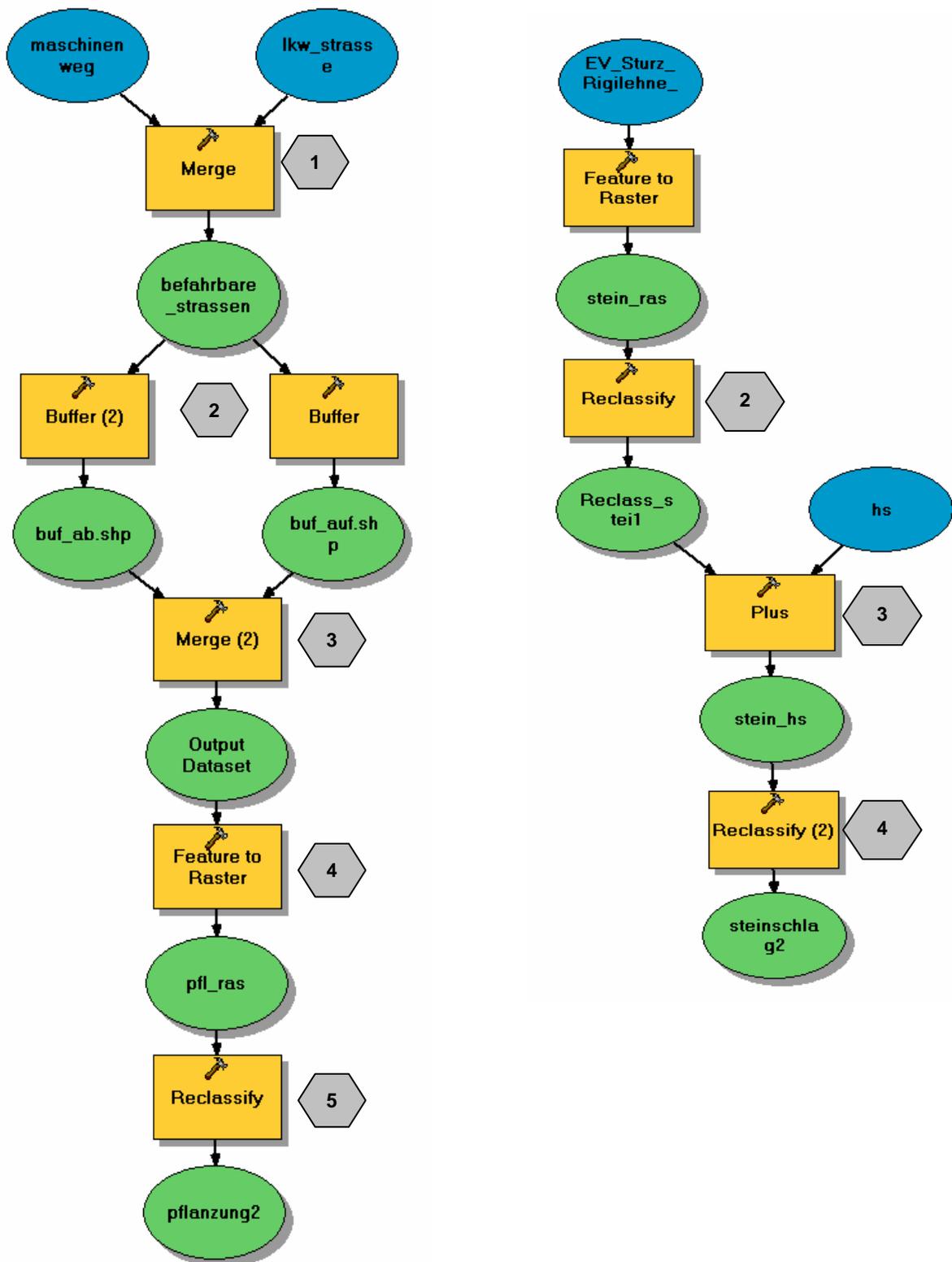
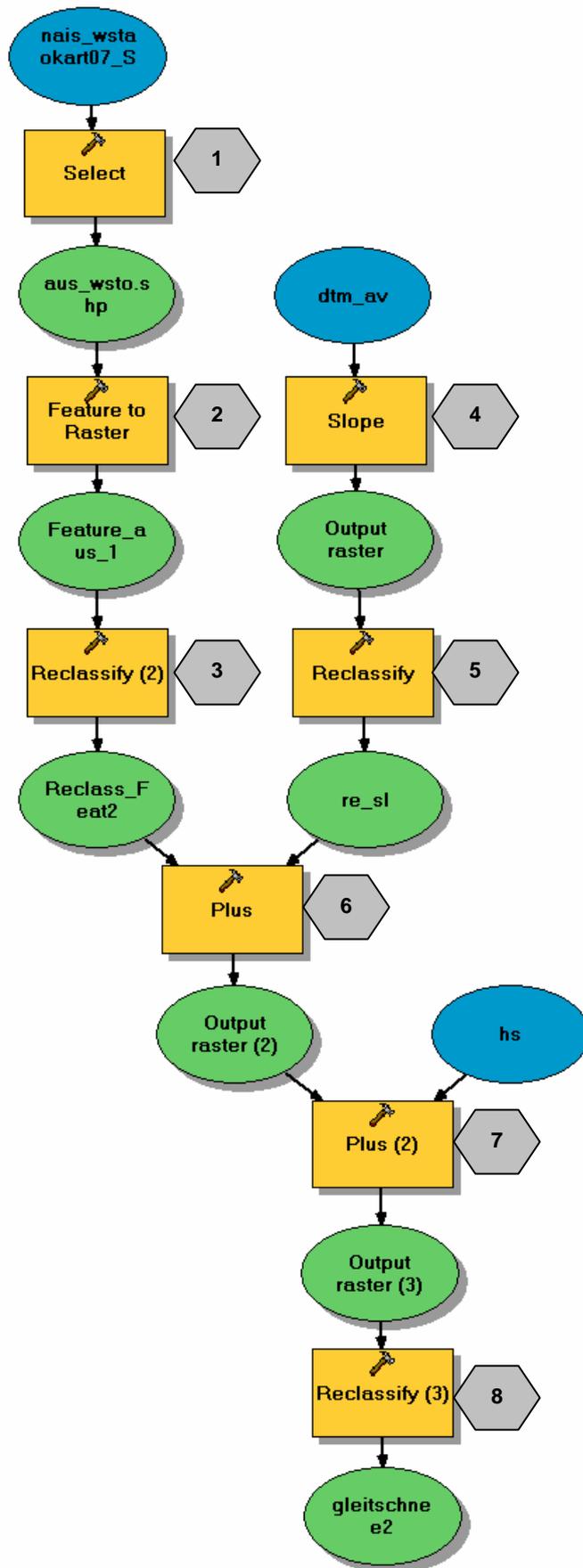


Abb. A- 8: Die Modelle „pflanzung“ (links) und „kriterium_steinschlag“ (rechts)



A3: Berechnung der anzuwendenden Massnahmen

A3-1: Das Modells „machbarkeit_schneebewegungen“

Ausgangsdaten sind die nicht schutzwirksamen Flächen (Prozess Schneebewegungen), das Höhenmodell dtm_av und die Dateien steinschlag, gleitschnee und pflanzung.

1. Die nicht schutzwirksamen Flächen (Prozess Schneebewegungen) werden reklassifiziert, wodurch diejenigen Zellen, die nicht schutzwirksam sind, den Wert 1 erhalten, die andern NoData.
2. Diese werden in Polygone umgewandelt.
3. Je nach Zeitpunkt und Szenario werden diejenigen Flächen, welche bereits behandelt wurden, in Polygone umgewandelt und
4. zusammengezählt,
5. bevor sie von den Flächen des aktuellen Zeitpunkts abgezählt werden.
6. Aus diesen Polygonen werden diejenigen ausgewählt, welche a) eine Fläche von weniger als 9a, b) eine Fläche zwischen 9 und 17a c) eine Fläche von mehr als 17a aufweisen.
7. Die ausgewählten Polygone werden wieder in Raster umgewandelt und
8. reklassifiziert, sodass die nicht schutzwirksamen Zellen wieder den Wert 1 erhalten, die andern den Wert 0.
9. Diese werden mit der Datei pflanzung zusammengezählt, wodurch die Zellen, welche sich in der Nähe einer Strasse befinden, den Wert 101 erhalten, die andern den Wert 201.
10. Aus dem Höhenmodell wird die Hangneigung berechnet, und daraus
11. die Zellen mit einer Hangneigung zwischen 30 und 50° ausgewählt. Diese erhalten den Wert 10, die andern NoData.
12. Bei der Addition der Hangneigungs-Datei mit dem Resultat aus 6 werden somit nur diejenigen Zellen berücksichtigt, welche eine verbauungswürdige Hangneigung aufweisen. Somit erhält man diejenigen Zellen, die mit Dreibeinböcken verbaut werden müssen(können) (12a), und diejenigen, die mit Schneerechen verbaut werden sollen (12b).
13. Dazu wird die Datei steinschlag addiert, womit man die Zellen für Dreibeinböcke mit hohen Unterhaltskosten (13a) und Schneerechen mit Netzen in der obersten Reihe (13b) erhält.
14. Die Datei gleitschnee wird so reklassifiziert, dass die gleitschneegefährdeten Zellen den Wert 1 erhalten, die andern den Wert 0.
15. Diese wird zur Datei aus 12b dazugezählt, womit man diejenigen Zellen erhält, auf welchen Schneerechen und Dreibeinböcke nötig werden.
16. Dann werden die Zellen aus 13b und 15 zusammengezählt, womit man diejenigen Zellen erhält, auf welchen Schneerechen, Schneenetze in der obersten Reihe und Dreibeinböcke nötig werden.
17. Auf den Flächen mit einer Fläche von weniger als 9a wird lediglich chemischer Verbisschutz vorgesehen, weshalb die Datei „chemisch“, welche diejenigen Hangneigungen enthält, bei welchen chemischer Verbisschutz noch möglich ist, durch resampling auf die selbe Rasterzellengrösse gerechnet wie die Daten aus RIGFOR (10x10m) und
18. mit den Daten aus 8 zusammengezählt und
19. reklassifiziert, so dass die zu behandelnden Flächen den Wert 1, die andern den Wert NoData erhalten.

Die Schritte 20 bis 23 dienen dazu, die behandelten Flächen zusammenzuzählen.

20. Die zu behandelnden Flächen werden in Polygone umgewandelt,
21. zusammengezählt,
22. wieder in Raster zurückverwandelt und
23. reklassifiziert, so dass alle behandelten Zellen den Wert 0 erhalten.

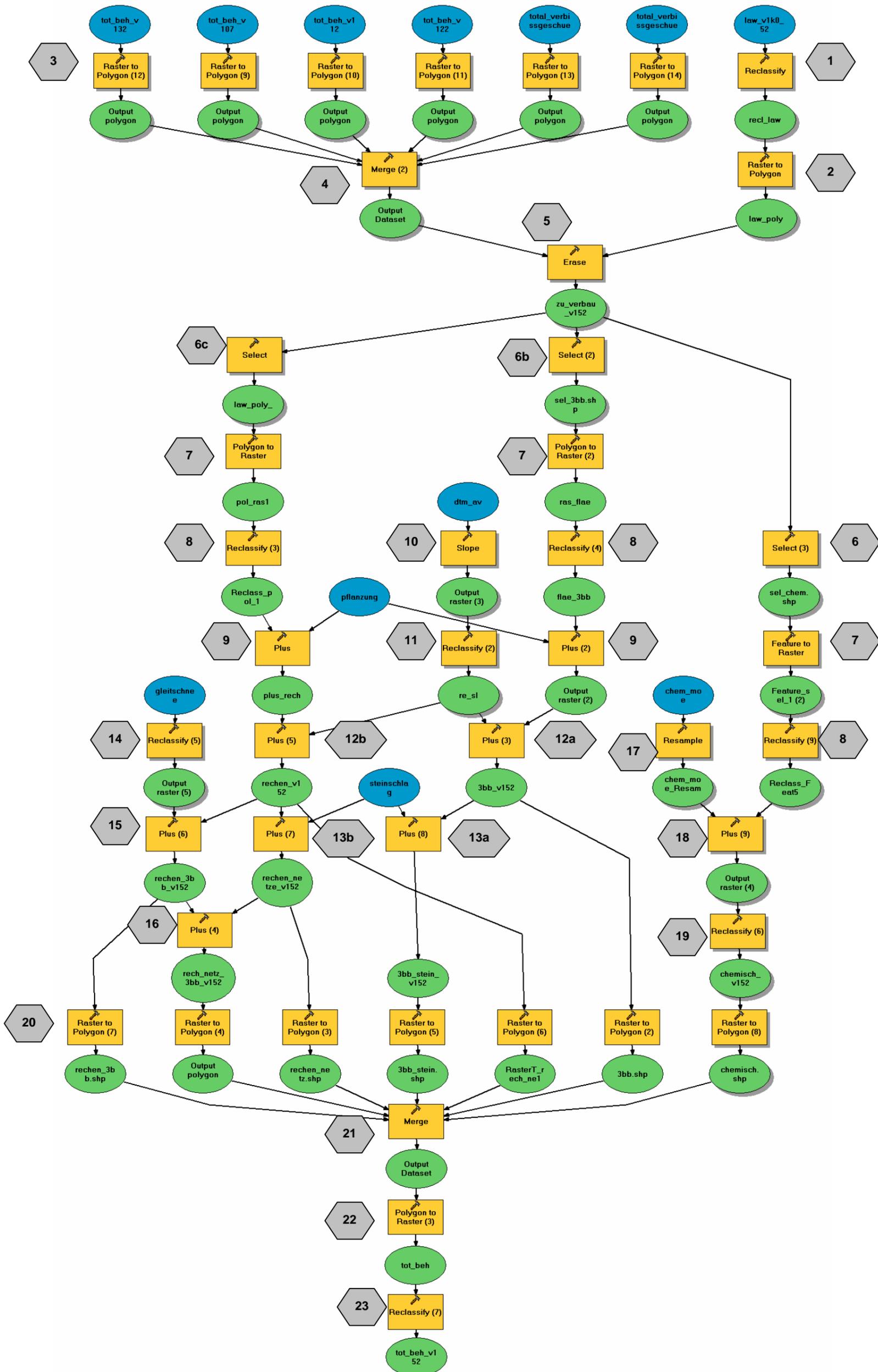


Abb. A- 10: Das Modell „machbarkeit_schneebewegungen“.

A3-2: Das Modell „machbarkeit_rutschungen“

Ausgangsdaten sind die Lückenflächen aus dem Modell „rutschungen“: ge_vxk0_20xx_all_12 für die Gesamtflächen (Systemzustand Lücke und Jungwuchs) (a) und ge_vxk0_20xx_lue_6 für die Lückenflächen (Systemzustand Lücke) (b), sowie die Lawinenlücken aus dem Modell „schutzwirksamkeit_neu(???)“ und das Höhenmodell d..., pflanzung, steinschlag, gleitschnee.

1. Die Lückenflächen aus dem Modell „rutschungen“ (Vektordaten) werden in Raster umgewandelt (1a und 1b).
2. Diese Rasterdaten werden reklassifiziert. Dadurch erhalten alle Zellen, die zu einer beliebigen Lücke gehören, den Wert 1 (2a und b).
3. Von den Lückenflächen aus 2 werden die Lawinenlücken aus dem Modell „schneebewegungen“ resp. je nach Szenario die bereits behandelten Flächen abgezogen (siehe Ergänzung zum Modell „machbarkeit_rutschungen“. Damit bleiben nur diejenigen Zellen übrig für die weiteren Berechnungen, welche nicht bereits im Rahmen der Massnahmen gegen Schneebewegungen behandelt wurden.
4. Die in 3 erhaltenen Werte werden wiederum reklassifiziert, so dass wiederum mit dem Wert 1 weitergerechnet werden kann (4a und b).
5. Danach werden die Rasterdaten wieder in Polygone umgewandelt, wobei die neu berechneten Vektordaten in eine Geodatabase geschrieben werden. Dadurch erhält man in der Attributtabelle die Spalte „Shape_Area“, in welcher die Fläche eines Polygons direkt ablesbar ist.
6. Mit der Funktion Select und einer SQL-Abfrage werden diejenigen Zellen ausgewählt, die a) eine Fläche von 30 oder mehr Aren aufweisen, und b) die eine Fläche von weniger als 30 Aren aufweisen. Dies wird sowohl für die Gesamtflächen (6aa und 6ab) wie auch für die Lückenflächen (6ba und 6bb) durchgeführt.
7. Die auf diesem Weg ausgewählten Polygone werden für die weiteren Berechnungen wiederum in Raster umgewandelt,
8. und durch Reklassifizierung wird allen zu einem beliebigen Polygon gehörigen Zellen der Wert 1 zugeordnet.

Die Schritte 9 bis 17 dienen der Berechnung der Machbarkeit von Wildschutzzäunen und Drahtkörben (Kriterien siehe Kap....)

9. Den Zellen aus wird jetzt durch Addition der Datei „pflanzung“ ein Pflanztarif zugeordnet, d.h. jede Zelle bekommt entweder den Wert 101 (wenn sie sich innerhalb der zu Fuss erreichbaren Zone befindet) oder den Wert 201 (wenn sie sich ausserhalb der zu Fuss erreichbaren Zone befindet).
10. Aus dem Höhenmodell wird die Hangneigung berechnet und
11. zweimal reklassifiziert: einmal werden die Zellen mit einer Hangeigung von mehr als 35° ausgeschieden (als Obergrenze für die Machbarkeit von Zäunen/Drahtkörben), und einmal werden die Zellen mit einer Hangneigung von mehr als 45° ausgeschieden (als Obergrenze für die Machbarkeit von chemischem Verbisschutz).
12. Die Zellen mit einer Hangneigung von mehr als 35° werden in Polygone umgewandelt.
13. Durch Reklassifizierung werden die Dateien „steinschlag“ (13a) und „gleitschnee“ (13b) so vorbereitet, dass in den weiteren Berechnungen auch diejenigen Zellen, welche nicht steinschlaggefährdet sind, einbezogen werden (durch Zuordnung des Wertes 0 für NoData).
14. Anschliessend werden die beiden Dateien in Polygone umgewandelt und
15. mit der Datei für die Hangneigung aus 12 zusammengezählt.
16. Die so entstehenden Polygone werden wieder in Raster umgewandelt und
17. reklassifiziert, so dass alle Zellen, auf welchen Drahtkörbe oder Zäune *unmöglich* sind, den Wert 1 erhalten.

18. Diese Information wird im nächsten Schritt zu den Lückenzellen dazugezählt, womit man eine Datei erhält mit den Werten 101, 102, 201 und 202, wobei 101 resp. 201 bedeutet, dass Zäune/Drahtkörbe möglich sind, 102 und 202 bedeutet, dass Zäune/Drahtkörbe nicht möglich sind (100 oder 200 bedeutet die beiden Pflanztarife).
19. Durch Reklassifizieren erhalten diejenigen Zellen, auf welchen Zäune/Drahtkörbe möglich sind den Wert NoData.
20. Durch Addition der Hangneigung aus Schritt 11 wird berechnet, auf welchen Zellen zwar keine Drahtkörbe oder Zäune, dafür aber chemischer Verbisschutz möglich ist (Wert 103, resp. 203 für die beiden Pflanztarife).

(Fortsetzung auf S. 202)

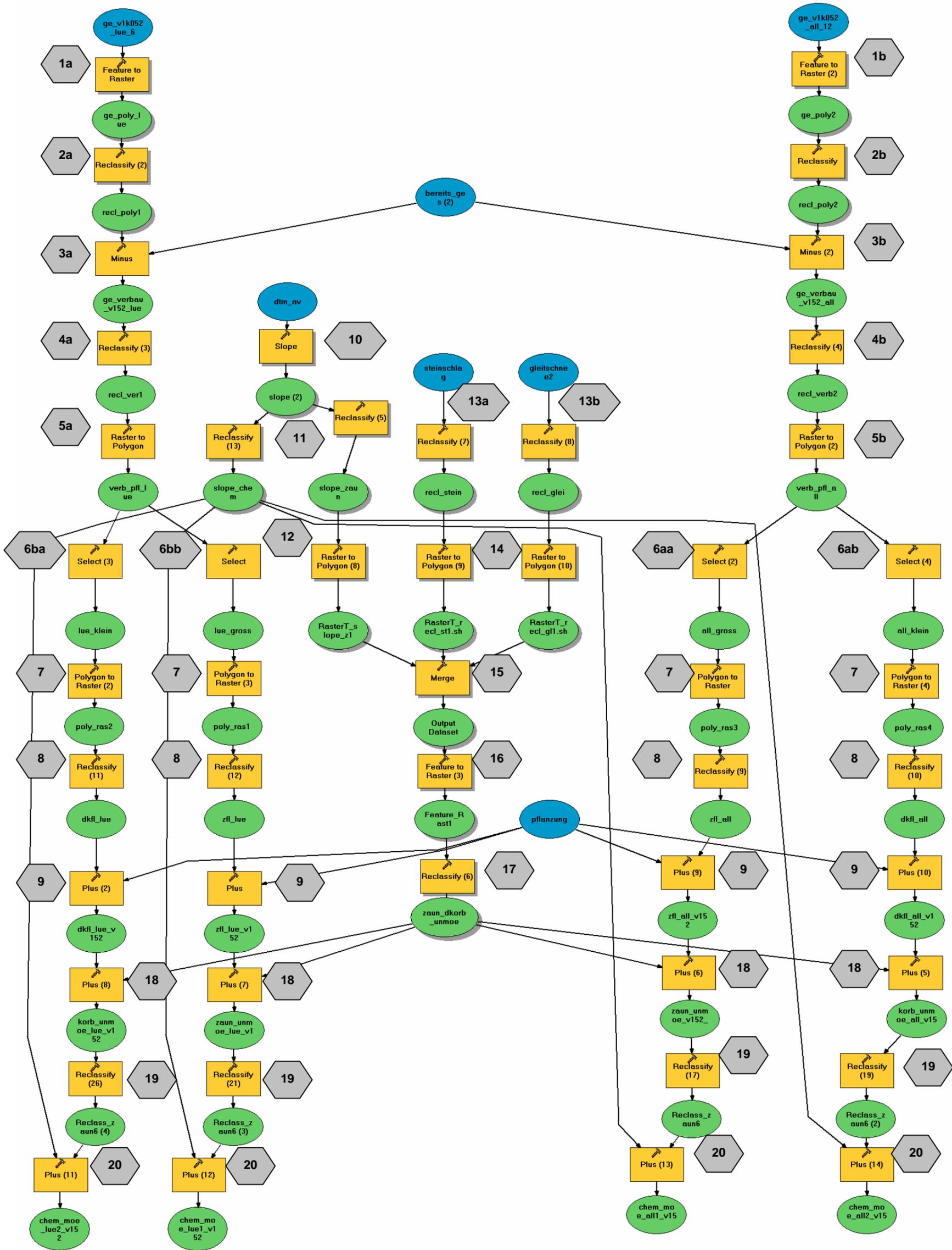


Abb. A- 11: Das Modell „machbarkeit_schneebewegungen

(Fortsetzung von S. 200)

Die Schritte 21 bis 25 dienen der Summierung aller behandelten Zellen. Da die Lückenflächen in der Gesamtfläche beinhaltet sind, müssen diese für die Summierung nicht berücksichtigt werden; dadurch kann das Modell etwas schlanker gehalten werden.

21. Die Dateien, in welchen enthalten ist, wo Zäune, Drahtkörbe und chemischer Verbisschutz möglich ist, werden durch Reklassifizierung so aufbereitet, dass diejenigen Zellen, auf welchen die jeweilige Massnahme *möglich* ist, den Wert 1 erhalten, die andern den Wert NoData.
22. Diese werden dann in Polygone umgewandelt und
23. zusammengezählt.
24. Die so entstehenden Polygone werden in Raster umgewandelt, und
25. reklassifiziert, womit man eine Datei erhält, in welcher alle behandelten Zellen den Wert 1 erhalten.

Zusatz zum Modell „machbarkeit_rutschungen“

Je nach Zeitpunkt und Szenario werden im Schritt 3 verschiedene Flächen abgezogen. Die Zusammensetzung ist dem Kapitel ... Methoden zu entnehmen. Die Berechnung erfolgt gemäss dem Zusatz zum Modell „machbarkeit_rutschungen“ in Abb....

26. Die Lawinenflächen, welche im Rahmen der Massnahmen gegen den Prozess „Schneebewegungen“ ja bereits behandelt wurden, werden reklassifiziert und
27. in Polygone (27a) umgewandelt. Die zu früheren Zeitpunkten bereits gegen Verbiss behandelten Flächen werden ebenfalls in Polygone umgewandelt.
28. Dann werden sämtliche bereits behandelten Flächen zusammengezählt.
29. Die so erhaltenen Polygone werden in Raster umgewandelt,
30. reklassifiziert, so dass alle Zellen den Wert 1 erhalten
31. und mit der Höhestufe multipliziert, so dass nur Zellen in der Tannen-Buchenwaldstufe berücksichtigt werden. Dieser Schritt ist nötig, weil die Lawinenflächen für den gesamten Perimeter berechnet wurden.

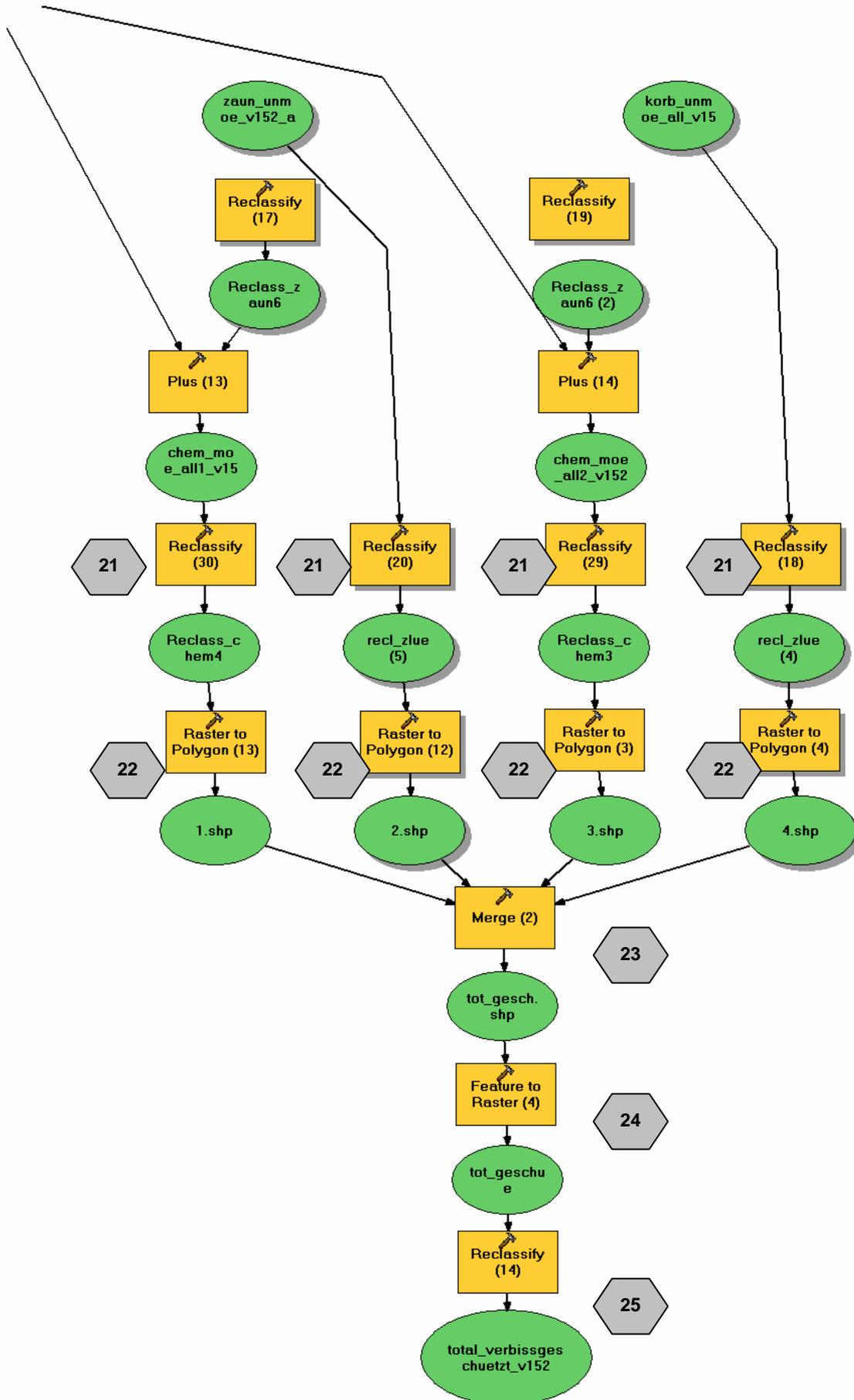


Abb. A- 12: Fortsetzung des Modells „machbarkeit_rutschungen“.

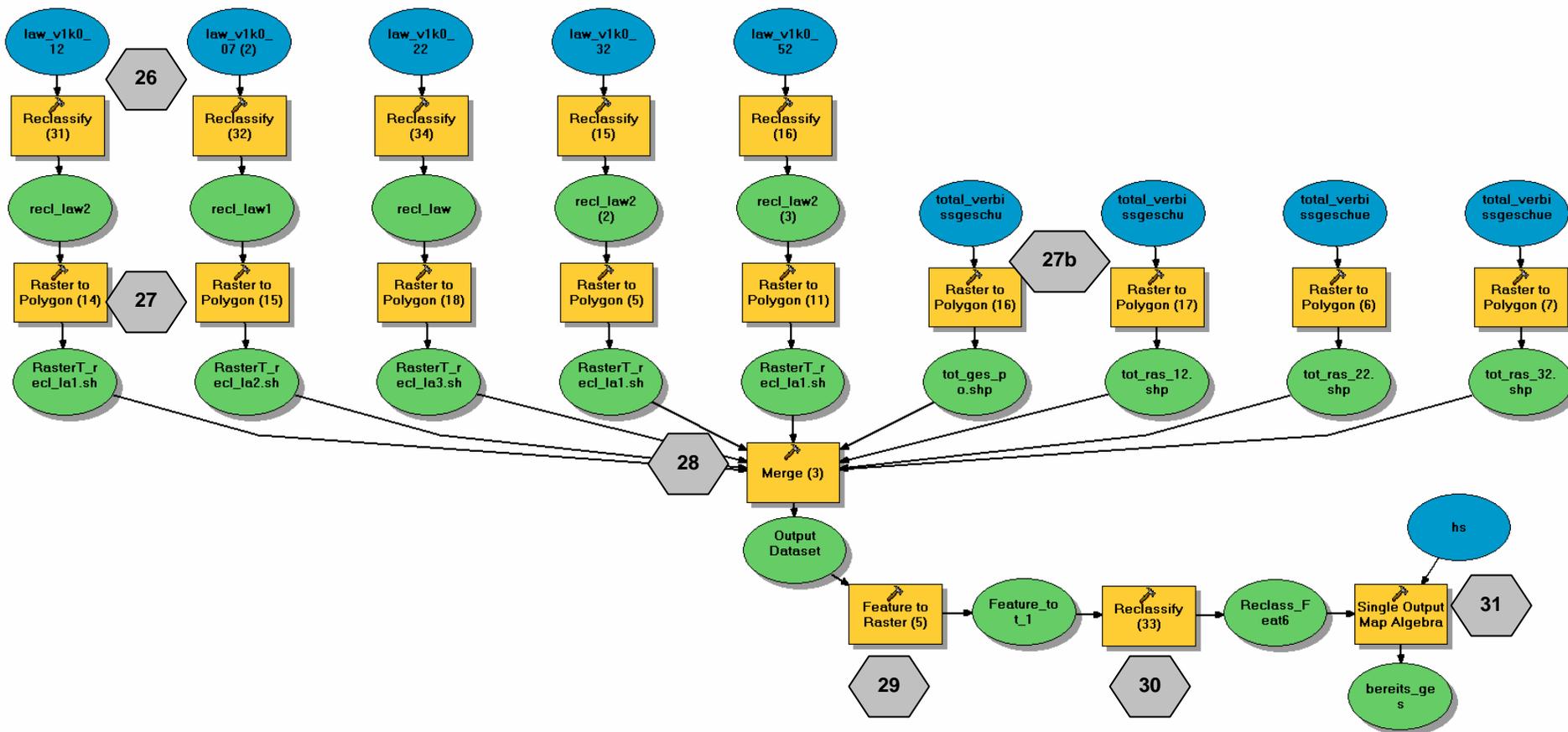


Abb. A- 13: Fortsetzung 2 des Modells „machbarkeit_rutschungen“.

B1: Simulierung der Bestandesentwicklung unter verschiedenen Abschussintensitäten

Im Folgenden soll das Modell zur Simulierung der Bestandesentwicklung unter verschiedenen Abschussintensitäten anhand eines Beispiels erklärt werden.

- Eingangsgrösse des Modells ist der in Kapitel 6.3.2.1 geschätzte aktuelle Bestand resp. die daraus abgeschätzte Anzahl an fortpflanzungsfähigen Geissen (im Beispiel: 50 Geissen).
- Aus dem jährlichen Zuwachs von 30% des weiblichen Bestandes ergibt sich die Anzahl Jungtiere, welche nach zwei Jahren in die Klasse der Geissen wechseln, wobei angenommen wird, dass das Geschlechterverhältnis der Jungtiere 1:1 beträgt. Das bedeutet, dass der Bestand an weiblichen Kitzen jeweils 15% des gezählten Geissbestandes beträgt.
- Es wird die Annahme getroffen, dass der Bestand dank einer nachhaltigen Jagd konstant bleibt, d.h. dass der Zuwachs von 30% des Geissbestandes ausreicht, um die natürlichen und jagdlich bedingten Ausfälle zu kompensieren.
- Eine Bestandesabnahme ist auf einen verstärkten Eingriff in der Klasse der adulten weiblichen Tiere zurückzuführen. Gerechnet wird mit zusätzlich zu den nachhaltigen jagdlichen Entnahmen durchgeführten Abschüssen, wobei diese variiert werden können.
- Ab dem dritten Jahr der Modellierung wirkt sich der verstärkte Eingriff zusätzlich über eine Abnahme in der Jugendklasse aus, weil natürlich durch die Reduktion des Geissbestandes auch die Anzahl an Jungtieren zurückgeht, welche nach zwei Jahren in die Klasse der Geissen übertreten.

Diese Überlegungen sind schematisch in Abb. B- 1 dargestellt.

Dies ergibt folgende Formel für die Anzahl Geissen für das Folgejahr:

$$N_t = N_{t-1} - E_z - (K_0 - K_{t(t-2)}) \quad (\text{Gleichung B-1})$$

Wobei gilt:

N_0	Anfangsbestand an Geissen
N_t	Anzahl Geissen zum Zeitpunkt t
N_{t-1}	Anzahl Geissen im Vorjahr zum Zeitpunkt t
E_z	Zusätzliche Entnahme [Anzahl Geissen]
K_0	Anzahl benötigter Kitze für stabilen Bestand (wobei gilt: $K_0 = 0.15 \times N_0$ unter der Annahme, dass der Zuwachs 30% des Geissbestandes beträgt)
$K_{t(t-2)}$	Anzahl tatsächlich vorhandener 2 jähriger Tiere, welche zum Zeitpunkt t in die Klasse der Geissen übertreten können

In Tab. B-1 und ist ein Beispiel für $N_0 = 50$ und $E_z = 2$ resp. $E_z = 5$ aufgeführt.

Tab. B-1: Tabellarische Darstellung des Beispiels.

		t=0	t=1	t=2	t=3	t=4	t=5	t=6	t=7	t=8	2018
Jährliche Entnahme von 2 zusätzlichen Geissen	Anzahl Geissen	50.0	48.0	46.0	43.7	41.1	38.2	34.8	31.0	26.8	21.9
	Anzahl weibliche Jungtiere	7.5	7.2	6.9	6.6	6.2	5.7	5.2	4.7	4.0	3.3
Jährliche Entnahme von 5 zusätzlichen Geissen	Anzahl Geissen	50.0	45.0	40.0	34.3	27.8	20.4	12.1	5.6	-2.1	-10.7
	Anzahl weibliche Jungtiere	7.5	6.8	6.0	5.1	4.2	3.1	1.8	0.8	-0.3	-1.6

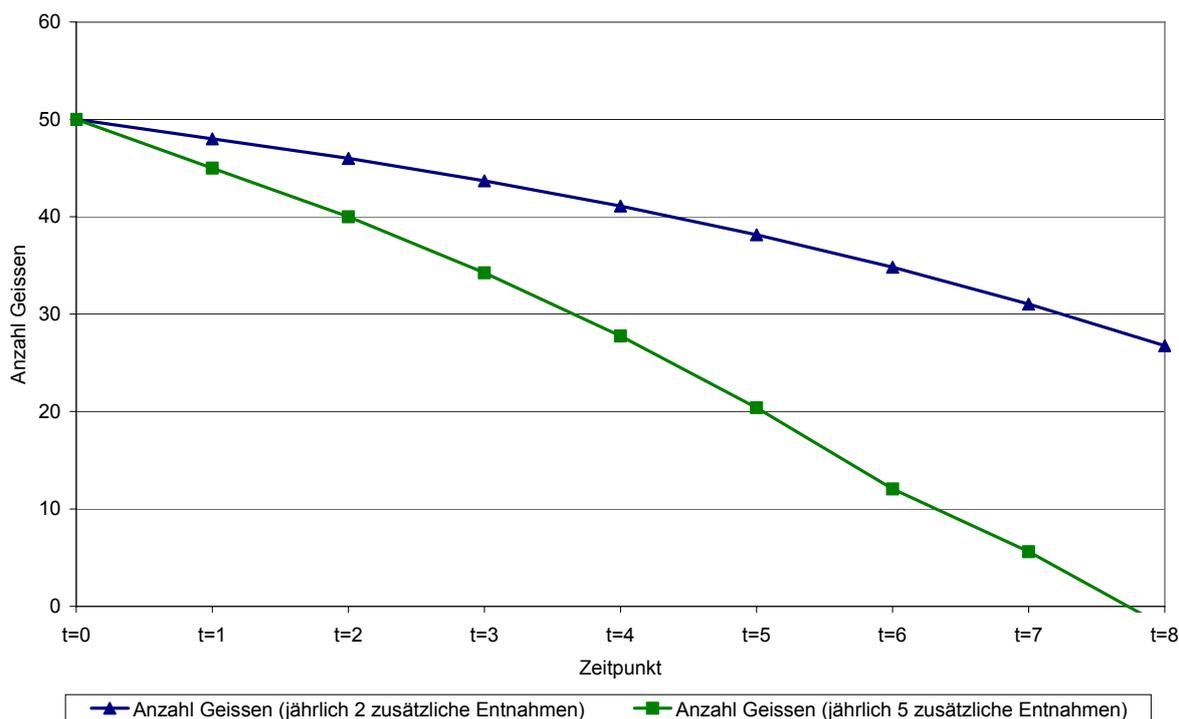


Abb. B- 1: Grafische Darstellung des Beispiels.

Aus dem Beispiel ist zu sehen, dass ein Bestand von 50 Geissen (d.h. ca. 150 Tiere) mit jährlich 5 zusätzlichen Entnahmen innerhalb von 7-8 Jahren ausgerottet werden könnte.

Die zusätzlichen Entnahmen können beliebig angepasst und variiert werden; sie müssen auch nicht konstant sein, sondern es kann auch eine Entnahme von z.B. 5 zusätzlichen Tieren in den ersten zwei Jahren, und von 2 zusätzlichen Tieren in den folgenden Jahren simuliert werden.

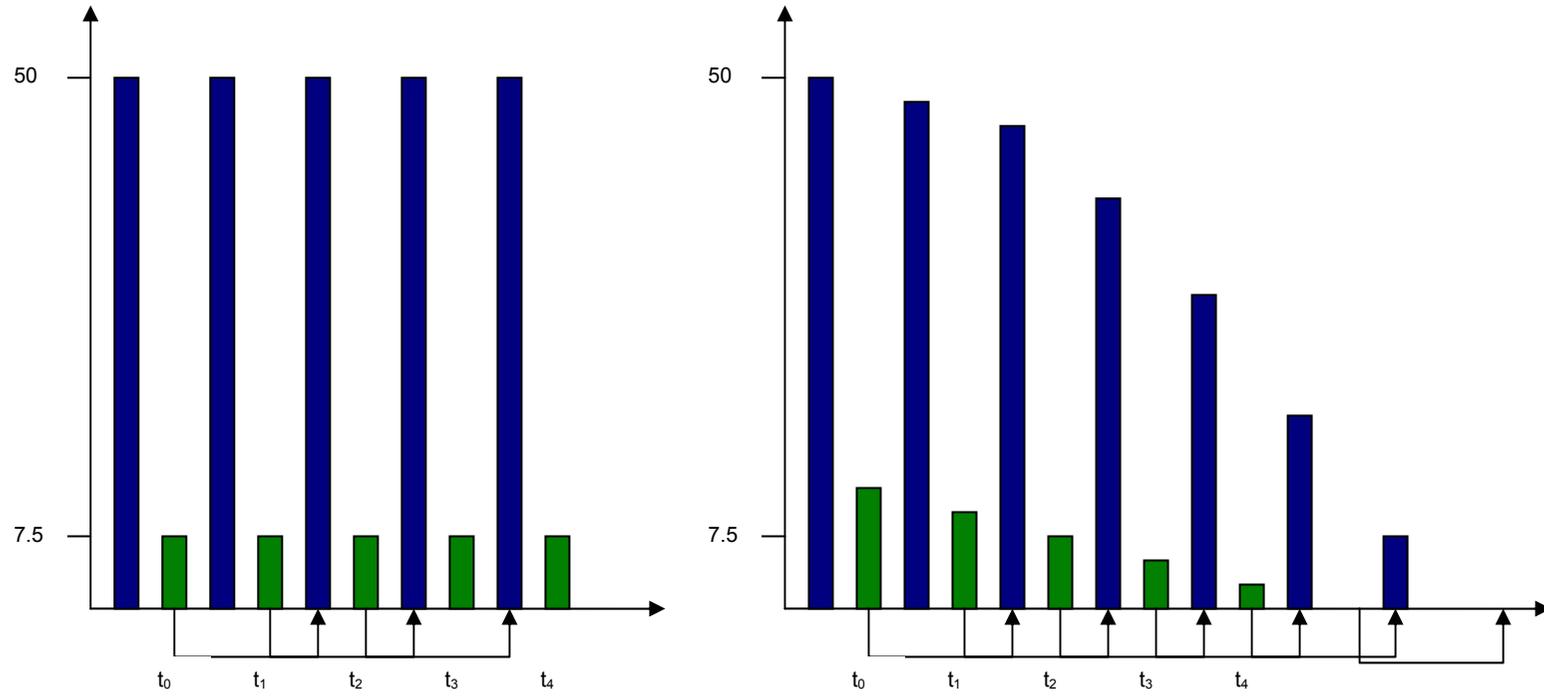


Abb. B-2: Einfluss der Bestandesreduktion auf die Reproduktionsrate.