

Einflussfaktoren auf den Verjüngungserfolg im Bergwald des Inneren Salzkammergutes

Masterarbeit

von

Mathias Moser, Bsc.

Wien, Juli 2017

zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur der Forstwirtschaft (Dipl.-Ing.)



Betreuer: Assoc. Prof. DI Dr. Rupert **Seidl**

eingereicht am

Institut für Waldbau

Department für Wald- und Bodenwissenschaften
der Universität für Bodenkultur Wien

***„Forstmann zu sein heißt nicht nur Augenblicksaufgaben zu erfüllen,
sondern sich für die Zukunft verantwortlich zu fühlen.“***

Maximilian Wunderbaldinger (1799-1878), k. u. k. Waldmeister der Salzkammergutforste

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese schriftliche Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

Obertraun, am 18.07.2017

Mathias Moser

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	7
Abstract	8
1. EINLEITUNG	1
1.1 Einleitung und Problemstellung	1
1.2 Verjüngung im österreichischen Bergwald	1
1.3 Einflussfaktoren auf den Verjüngungserfolg im Bergwald	2
1.3.1 Limitierung durch Wärme	3
1.3.2 Limitierung durch Schnee.....	3
1.3.3 Ungünstige Keimbettbedingungen	5
1.3.4 Trockenheit und Strahlung.....	5
1.3.5 Einfluss von Wild	6
1.3.5.1 Tritteinwirkung:	9
1.3.5.2 Keimlingsverbiss	10
1.3.5.3 Baumverbiss.....	10
1.3.5.4 Fegen und Schlagen	13
1.3.6 Konkurrenz durch Bodenvegetation	13
1.3.7 Einfluss von Weidevieh	14
1.3.8 Pflanzung und Vorverjüngung.....	14
1.3.9 Naturverjüngung / Vorverjüngung.....	15
2. FRAGESTELLUNG UND HYPOTHESEN	17
3. MATERIAL UND METHODEN	18
3.1 Untersuchungsgebiet	18
3.1.1 Lage	18
3.1.2 Geologie und Boden.....	18
3.1.3 Klima.....	19
3.1.4 Natürliche Waldgesellschaften	20
3.1.5 Das Forstrevier Hallstatt	21
3.1.5.1 Streu und Holzbezugsrechte	22
3.1.5.2 Jagd.....	22
3.1.5.3 Weide	27
3.1.6 Historische Nutzung	28

3.1.7 Aktuelle Bewirtschaftung des Forstrevieres „Hallstatt“ durch die ÖBf AG	29
3.2 Feldaufnahmen.....	31
3.2.1 Auswahl der Flächen	31
3.2.2 Auswahl der Probestellen	31
3.2.3 Aufnahmeverfahren/ Aufnahmedesign	32
3.2.3.1 Baumarten.....	33
3.2.3.2 Gesicherte Verjüngung.....	33
3.3 Lage und Bewirtschaftung der analysierten Bestände.....	34
3.3.1 Verteilung auf die ÖBf- Standortseinheiten.....	34
3.3.2 Expositionsverhältnisse der Probestellen	35
3.3.3 Neigungsverhältnisse der Probestellen	37
3.3.4 Seehöhenverteilung der Probestellen	38
3.3.5 Bewirtschaftungsform der Probestellen	40
3.3.6 Aufforstung der Probestellen.....	43
3.3.7 Weideeinfluss auf den Probestellen	45
3.4 Datenaufbereitung	45
3.4.1 Zusammenfassen der Standortseinheiten.....	46
3.4.2 Zusammenfassen der Eingriffsarten	46
3.4.3 Nutzungsgrößen.....	47
3.4.4 Bestockungsziele.....	47
3.4.5 Blow up Faktor	49
4. ERGEBNISSE	49
4.1 Stammzahl am Hektar abhängig von der Standortseinheit.....	49
4.2 Stammzahl in Abhängigkeit von der Seehöhe	52
4.3 Einfluss von regulärer bzw. kalamitätsbedingter Bewirtschaftung	54
4.4 Einfluss der Eingriffsform	56
4.5 Einfluss des Nutzungszeitpunktes.....	58
4.6 Einfluss der Nutzungsgröße.....	59
4.7 Einfluss von Kulturtätigkeit	60
4.8 Einfluss der Beweidung	60
4.9 Einfluss durch Verbiss und Fegen	62
4.10 Biotische und abiotische Einflüsse	63

4.11 Analyse der Verjüngungsziele.....	64
4.11.1 Baumartenverteilung im Vergleich zu Operat	64
4.11.2 Stammzahl auf den Probeflächen	65
4.11.3 Analyse der Baumartenanteile	68
4.11.3.1 Fichte	69
4.11.3.2 Tanne.....	69
4.11.3.3 Lärche	70
4.11.3.4 Laubholz	70
5. DISKUSSION	72
6. ZUSAMMENFASSUNG	79
7. DANKSAGUNG	80
8. LITERATURVERZEICHNIS	81
9. ANHANG.....	87
Aufnahmeformular:.....	87
Orthofoto Projektgebiet.....	88
10. ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	89
11. TABELLENVERZEICHNIS	91

Kurzfassung

Österreichs Bergwälder haben eine Vielzahl von Funktionen sicherzustellen. Neben der klassischen Nutzfunktion bieten unsere Gebirgswälder auch effektiven Schutz vor Naturgefahren, Platz für Erholung und Freizeit und nicht zuletzt sind sie Lebensraum für Flora und Fauna. Doch gerade die Nutz- und Schutzfunktion der Wälder ist untrennbar mit einer erfolgreichen Verjüngung des Waldes verbunden. Die vorliegende Arbeit befasst sich daher mit den Einflussfaktoren auf den Verjüngungserfolg im Bergwald des Inneren Salzkammergutes. Untersucht wurden hierbei Flächen im Wirkungsbereich des Forstrevieres Hallstatt der Österreichischen Bundesforste AG. Die vorhandene Verjüngung auf ausgewählten Flächen wurde mittels fixer Probekreise erhoben. Die beprobten Bestände entstanden sowohl aus regulären als auch aus kalamitätsbedingten Nutzungen. Im Zuge dieser Arbeit wurde untersucht, ob sich Kalamitätsnutzungen signifikant negativ auf den Verjüngungserfolg auswirken. Darüber hinaus wurde analysiert, ob die vielfach angewandte Kunstverjüngung zum gewünschten Verjüngungsziel führt. Nicht zuletzt wurden die schädigenden Einflüsse auf die Baumverjüngung, mit besonderem Schwerpunkt auf den Einfluss von Schalenwild und Weidevieh, untersucht. Als Analysevariable für den Verjüngungserfolg dienten Baumartenzusammensetzung (Verjüngungsziel) sowie Stammzahl. Entgegen der Erwartung unterschieden sich die Verjüngung auf ungeplanten Kalamitätsnutzungen nicht von regulären Eingriffen. Auch scheint ein mäßiger Weideeinfluss keinen negativen Effekt auf den Verjüngungserfolg zu haben. Der Wildverbiss darf hingegen – speziell im Hinblick auf die Baumartenzusammensetzung – als einer der wichtigsten Faktoren angesehen werden. Grundsätzlich verjüngen sich die untersuchten Waldbestände auch ohne eingebrachter Kunstverjüngung gut, lediglich im Hinblick auf einen gewünschten Lärchenanteil sowie aufgrund der drohenden Bodenerosion auf manchen Standorten sollte auf Pflanzung zurückgegriffen werden.

Abstract

Mountain forests supply a large number of ecosystem services to society. They protect against natural hazards, offer a place for recreation, are habitat for wild animals and last but not least provide a sustainable supply of wood. An important element for providing all these functions is a successful tree regeneration. Therefore this master thesis focuses on the drivers of regeneration success in the forest of the "Inner Salzkammergut". The research area is situated in southern Upper Austria, in the forest district "Hallstatt" of the Austrian Federal Forests. Regeneration was recorded by means of a fixed-radius sample plots. To estimated stem numbers and tree species 250 sample plots were analyzed. The selected early-seral forests were distributed across the entire forest management district, and are the result of both regular management and natural disturbances. The main objectives were to test whether natural disturbances have a significantly negative effect on regeneration success, and whether planting has a significantly positive effect on regeneration success. Finally, detrimental effects on tree regeneration were analysed, particularly focusing on the influence of game and cattle. The target variables of the analyses were tree species composition and stem number relative to management targets. Contrary to initial expectation there were no significant differences between regular management and natural disturbance regarding their regeneration. Moreover no effect of a damaging impact on vegetation by cattle was found, whereas the impact of game is more critical. I conclude that planting for successful regeneration is not a must in the analysed forests. Yet especially European Larch benefits from planting, and planting can help to avoid soil erosion.

1. EINLEITUNG

1.1 Einleitung und Problemstellung

Bergwälder haben eine Vielzahl von Funktionen meist unter widrigsten Wuchsbedingungen sicherzustellen. Der Schutz gegen Naturgefahren und Bodenerosion ist eine zentrale Funktion der Gebirgswälder der Alpen. Insbesondere auf flachgründigen Standorten der nördlichen Kalkalpen befinden sich die Schutzwälder in einem unbefriedigenden Zustand. Geringe Bestockungsgrade, fehlende Verjüngung und unausgewogene Altersstrukturen charakterisieren viele Bestände (Prietzl, 2009). Durch die häufigen und starken Sturmereignisse der letzten Jahre sowie der begleitende Anstieg von Käferkalamitäten entstanden vielerorts große Kahlfelder, welche im Hinblick auf die Schutzwirkung der Wälder einer raschen Wiederbewaldung bedürfen. Ein weiteres Ansteigen der von Kalamitäten betroffenen Waldflächen ist bedingt durch den Klimawandel zu erwarten (Seidl et al. 2014). Die langen Verjüngungszeiträume im Bergwald, in Kombination mit den harschen Klimaeinflüssen und den stark anthropogen beeinflussten und degradierten Waldstrukturen, erschweren die erfolgreiche und rasche Verjüngung unserer Bergwälder (Kräuchi et al., 2000). Auf flachgründigen Humus-Karbonatböden besteht die akute Gefahr von Humusabbau beziehungsweise Bodenverlust bei verzögerter Wiederbewaldung (Baier et al 2016, Göttlein et al. 2013). Zudem erschweren überhöhte Wild- und Weideviehbestände die Verjüngung der Bergwälder zusätzlich und beeinträchtigen die Schutzfunktion der Waldbestände (Kateb et al. 2009). Eine erfolgreiche Wiederbewaldung und Verjüngung unserer Waldbestände setzt umfangreiches Wissen über die verschiedenen Einflussfaktoren voraus, welche in nachstehender Arbeit für den Bergwald des Inneren Salzkammergutes analysiert werden sollen.

1.2 Verjüngung im österreichischen Bergwald

Die Österreichische Waldinventur (ÖWI) erhebt seit 1992 nicht nur die Verjüngung auf freistehenden Flächen, sondern berücksichtigt auch überschirmte, verjüngungsnotwendige Flächen. Die Auswertungen der ÖWI Periode 7 (Erhebungszeitraum 2007/09) ergaben dabei eine verjüngungsnotwendige Fläche von 555.000ha, das sind rund 16% der Waldfläche Österreichs. Auf 23% dieser Fläche wurde ein Verjüngungsdefizit festgestellt- entweder fehlt

die Verjüngung gänzlich oder das Aufnahmekriterium wurde nicht erreicht. Spezielle Verjüngungsdefizite sind dabei im Schutzwald erkennbar- hier ist der Wert der verjüngungsnotwendigen Flächen, auf denen die Verjüngung fehlt, fast doppelt so hoch wie im Wirtschaftswald (Abb. 1). Ein weiteres Problem stellt die Entmischung durch selektiven Verbiss und somit der Verlust von stabilisierenden Baumarten dar (Schodterer, 2011).

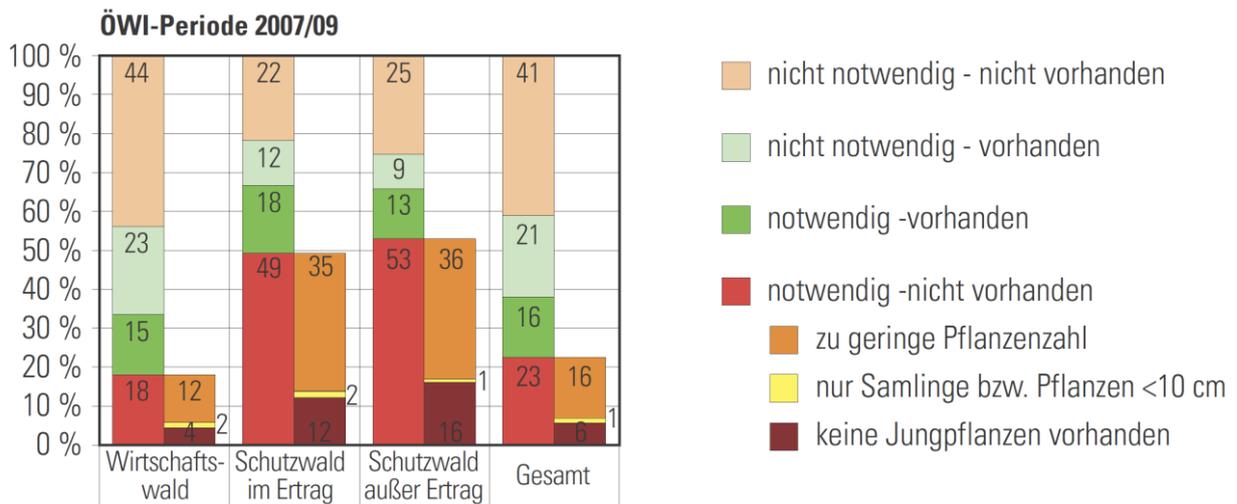


Abbildung 1: Verjüngungsnotwendigkeit in Österreichs Wäldern, aus Schodterer (2011)

1.3 Einflussfaktoren auf den Verjüngungserfolg im Bergwald

Nun stellt sich die Frage, warum eine erfolgreiche Verjüngung der Bestände gerade im Bergwald so schwierig ist? Nach Ott et. al. (1997) sind die Verjüngungsschwernisse im Gebirgswald vor allem auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- Wärmemangel
- Schneebewegungen und Schneepilze
- Vegetationskonkurrenz
- teilweiser Mangel an keimfähigen Samen, speziell in Hochlagen
- ungünstige Keim- und Nährbodenbedingungen wie zum Beispiel starke Streu-, Moder- oder Rohumusaufgaben. Namentlich in hochstaudenreichen Wäldern auch Mangel an vermodernden Baumstrünken und Stämmen
- periodische Austrocknungsgefahr für Keimlinge und Sämlinge
- Frost und Frosttrocknis, besonders in den höchsten und exponierten Lagen

- Wildeinfluss bzw. Weide

Im Bergwald treten viele dieser Faktoren oft gemeinsam auf und erschweren deshalb eine rasche und erfolgreiche Wiederbewaldung nach Verlust des Altholzschirmes durch Kalamität oder Ernte. Auf den folgenden Seiten soll der aktuelle Wissensstand zu diesen limitierenden Faktoren etwas genauer beschrieben werden, um ein Bild zu erhalten, unter welchen Umwelteinflüssen biotischer und abiotischer Natur sich die Verjüngung im Bergwald behaupten muss.

1.3.1 Limitierung durch Wärme

Wärme spielt im Pflanzenwachstum des Bergwaldes eine zentrale Rolle. Ohne Wärme ist kein Wachstum möglich. Der Zusammenhang zwischen Wärme und Waldgrenze ist gut abgesichert (Körner und Paulsen, 2004). Mit steigender Seehöhe kommt es zu zunehmendem Wärmemangel für die Jungwüchse und so sind vor allem Jungwüchse der subalpinen Stufe durch den Faktor Wärme limitiert. Das Wurzelwachstum hängt stark von der Bodentemperatur ab, welche in der Vegetationsperiode meist deutlich unter der Lufttemperatur liegt. Das langsame Aufwachsen der Verjüngung in der subalpinen Stufe dürfte wohl hauptsächlich auf die mangelnde Bodenwärme zurückzuführen sein. In diesen Höhenlagen ist die Baumverjüngung auf direkte Sonneneinstrahlung angewiesen, ganz anders als in wärmeren, tieferen Lagen, wo oft nur diffuses Licht genügt (Ott et. al. 1997). Die Menge der Direkteinstahlung wird neben der Größe und Form der Bestandesöffnungen auch maßgeblich von der Exposition und Topographie des Standortes bestimmt (Kräuchi et al., 2000).

1.3.2 Limitierung durch Schnee

Insbesondere der Gebirgswald ist zu einem großen Teil des Jahres mit Schnee bedeckt. Diese oft hohen und langanhaltenden Schneedecken können die Jungwüchse und Kulturen ernsthaft bedrohen und diese auch zunichte machen. Zum einen gefährden die mechanischen Einwirkungen der Schneedecke die Verjüngung. Schneekriechen, Schneedruck, Schneegleiten und nicht zuletzt Lawinen führen im Bergwald oft zu charakteristischen Wuchsformen (Abb. 2) wie dem Säbelwuchs oder gar zur Vernichtung ganzer Forstkulturen (Ott et.al. 1997).



Abbildung 2: Stark durch Schneedruck geschädigte Fichte auf der Probefläche „Hochauwald“ auf rund 1300m Seehöhe

Lang anhaltende Schneedecken, welche junge Bäume bis spät in den Frühling hinein bedeckt halten, bieten ideale Bedingungen für Schneepilze. Diese Schneepilze können auch fortgeschrittene Verjüngungen zunichte machen. Ein häufig auftretender Pilz an Fichte ist der Schwarze Schneeschimmel (*Herpotrichia juniperi* Duby) (Abb. 3), während die Zirbe vom Weißen Schneeschimmel (*Phacidium infestans* Karst.) befallen wird. Vom Pilz infizierte Zweige und Triebe sterben durch Lichtmangel und Nadelzerstörung ab. Zusätzlich sind Fichte, Zirbe und Lärche von der Triebsterben- Krankheit betroffen, welche durch Gremmeniella Pilze (*Gremmeniella sp.*) ausgelöst wird. Hierbei kommt es zum Absterben der Triebe oder gar der ganzen Pflanze (Nierhaus-Wunderwald, 1996). Die Gefährdung ist solange gegeben, bis junge Bäumchen die maximale Schneedeckenhöhe deutlich überragen, was im Bergwald Jahrzehnte dauern kann. Spät ausapernde Geländeformen wie Mulden und Runsen sollten deshalb im Zuge einer Aufforstung nicht bepflanzt werden. Günstige Kleinstandorte sollten demnach unbedingt ausgenützt werden (Ott et.al. 1997). Im Zuge von Erntemaßnahmen sollte die Eingriffsstärke sowie die Eingriffsform so gewählt werden, dass die Bildung von künstlichen Schneeanhäufungen möglichst verhindert wird (Mayer 1991).



Abbildung 3: Schwarzer Schneeschimmel an Fichte auf der Probefläche „Kahlhieb Dammwiese“

Für die Verjüngung günstige Kleinstandorte sind vor allem Gelände-Überhöhungen wie Kuppen oder Rippen, der Nahbereich von Stöcken sowie ausreichend dickes Moderholz. Ungünstig auf den Verjüngungserfolg wirken Wind- und Lawinengassen, vernässte Stellen, Muldenlagen mit verspäteter Ausaperung sowie Hochstauden- und Farnflure (OTT et al., 1997).

1.3.3 Ungünstige Keimbettbedingungen

Aufgrund zunehmender Meereshöhe und abnehmender Wärme verlangsamt sich der Streuabbau in Gebirgswäldern. Mächtige Moder- und Rohhumusaufgaben bilden besonders ungünstige Keimbettbedingungen für Keimlinge und Sämlinge (OTT et al., 1997).

1.3.4 Trockenheit und Strahlung

Gebirgswälder sind auch mit höherer Strahlung als die Wälder der Tieflagen konfrontiert. So ist die Sonneneinstrahlung auf 1800m mehr als doppelt so hoch wie auf Meeresniveau. Überhitzungsschäden, vor allem an sonnseitigen Hängen mit dunkler Streu oder

Moderauflage kommen häufig vor (Ott et. al., 1997). Zudem kommt, dass die kühle Luft im Gebirge weniger Wasser zu speichern vermag als dies in Tieflagen der Fall ist. Zusätzlich handelt es sich im Gebirgswald meist um seichtgründige Böden, welche eine geringe Wasserhaltefähigkeit aufweisen (Ott et. al., 1997). Somit kommt es vor allem im Bergwald zu Trockenstress in Jungwüchsen und Kulturen. Bei mangelnder Schneedecke beziehungsweise im Falle von freilegenden Pflanzenteilen oberhalb dieser, kommt es oftmals auch zum Phänomen der Frosttrocknis. Hierbei führt ein kontinuierlicher Wasserverlust über die Krone, bei gleichzeitig fehlender Wasseraufnahme durch die Wurzeln aufgrund des gefrorenen Bodens, zum Austrocknen der Pflanze im Winter (Ott et. al., 1997).

1.3.5 Einfluss von Wild

Wildverbiss durch Schalenwildarten wie Rot-, Reh- und Gamswild ist als eine natürliche Erscheinung im Ökosystem Wald. Der Jungwuchs dient diesen Wildarten seit jeher als wesentlicher Bestandteil der Nahrung. Wild und Wald haben sich seit Urzeiten gemeinsam entwickelt und aneinander angepasst. Erst der Mensch hat dieses Gleichgewicht vielfach ins Wanken gebracht, verstärkte Wildschäden sind als Ursache von gestörten Wechselbeziehungen von Wild und Umwelt zu verstehen, welche vom Menschen verursacht wurden (Reimoser und Reimoser, 2009).



Abbildung 4: frischer Terminal- und Seitentriebverbiss an Fichte, Probefläche „Osl- Alm“ in den Tallagen von Obertraun

Die negativen Einflüsse, welche durch Schalenwild verursacht werden, wie zum Beispiel das Schälen von Bäumen, die Baumartenentmischung durch selektiven Verbiss, bis hin zur völligen Unterbindung von Waldverjüngung, sind Gegenstand vieler Diskussionen. Diese Einflüsse sind vor allem im Schutzwald problematisch, weil sie die Schutzwirkungen des Waldes gegen Naturgefahren erheblich reduzieren können (Reimoser und Reimoser, 2009).

Durch den in alpinen Raum sehr begrenzten Siedlungsraum und steigende Raumansprüche kommt es zwangsläufig zu Konflikten mit Wild und Wald. Zum einen verliert das Wild durch Besiedelung und Tourismus an Lebensqualität und Lebensraum, zum anderen werden ständig stabile Schutzwälder zum Schutz vor Naturgefahren gefordert. Kommt es in diesen Schutzwaldbereichen zu Wildschäden, ist der Aufschrei meist groß. Doch genau diese schwer zugänglichen Schutzwälder bilden oftmals den einzigen Rückzugsort für Wildtiere. Auch diese Faktoren sollten wir nicht unberücksichtigt lassen, wenn es um die Diskussion von Wildschäden am Wald geht (Zeiler, 2012).

Bevor ich näher auf die verschiedenen Einflüsse, welche Schalenwild auf das Ökosystem Wald ausübt, eingehe, sollte zunächst der Begriff des „Wildschadens“ näher erläutert werden. Vereinfacht gesagt ergibt sich Schaden erst durch die Sicht eines Geschädigten, in

der Regel aus dem Blickwinkel eines speziellen anthropogenen Zieles. Um einen Schaden festzustellen, ist ein SOLL-IST Vergleich unumgänglich. Erst wenn die IST Situation nicht der SOLL Situation entspricht, liegt ein Schaden vor (Abb. 5). Damit wird schnell klar, dass nicht jedes verbissene Bäumchen automatisch einen Schaden darstellt. Typische forstliche SOLL Werte auf einer Verjüngungsfläche sind etwa Mindeststammzahlen, Baumartenanteile und der Zeitraum bis zur gesicherten Verjüngung. Diese SOLL Werte lassen sich vom Verjüngungsziel des Waldbestandes herleiten. Erst wenn die IST Situation, aufgrund der Einwirkungen von Schalenwild, die Erreichung des SOLL Zustandes nicht erwarten lässt, liegt ein Wildschaden vor (Reimoser und Reimoser, 2009).



Abbildung 5: Wildschadensdiagnose nach Reimoser und Reimoser (2009)

Nach dieser Definition des Begriffs „Wildschadens“ sollen die Einwirkungsarten des Wildes auf die Waldvegetation kurz näher erläutert werden. Die verschiedenen Wildarten, üben je

nach Alter des Baumes, verschiedene Arten von Wildeinfluss auf denselben aus (Abb. 6) (Reimoser und Reimoser, 2009).

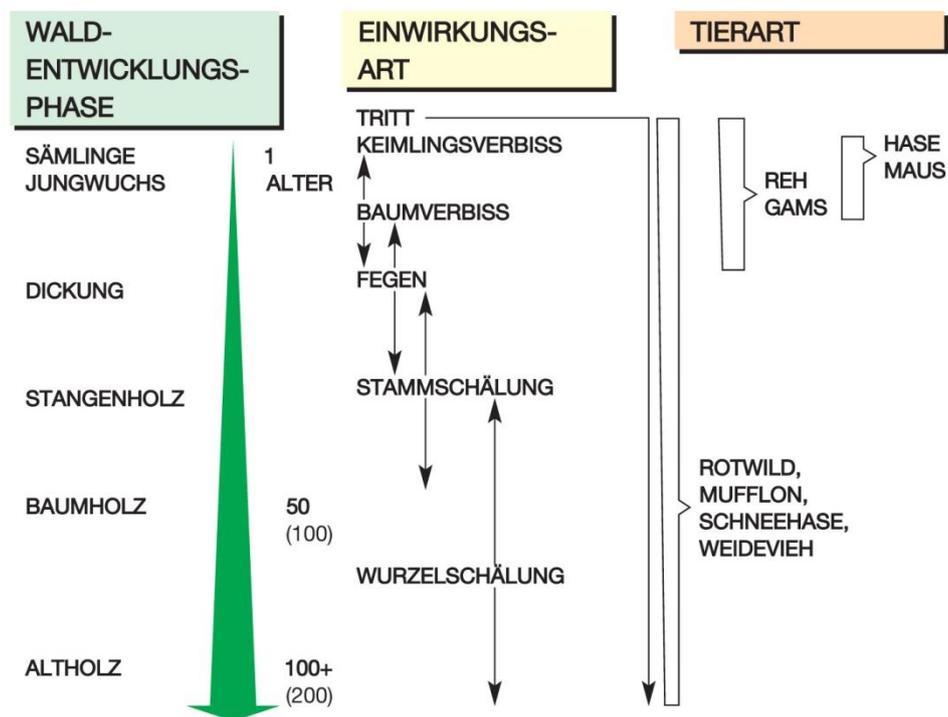


Abbildung 6: Arten des Wildeinflusses, nach Reimoser und Reimoser (2009)

Ruft man sich die vorhergegangenen Ausführungen ins Gedächtnis, wird schnell klar, warum Reimoser in Abbildung 6 von „Einwirkungsarten“ und nicht von „Schäden“ spricht (Abb. 5). Im Folgenden möchte ich die für diese Arbeit relevanten Einwirkungsarten, nämlich Tritt, Baum- und Keimlingsverbiss sowie das Fegen genauer erläutern. Als Grundlage hierfür dient wiederum das von Reimoser und Reimoser (2009) verfasste Handbuch „Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald“, welches umfangreiche Informationen zu diesem Thema beinhaltet.

1.3.5.1 Tritteinwirkung:

Tritteinwirkungen auf Boden und Pflanze, welche durch die Hufe des Schalenwildes entstehen, können sich sowohl positiv als auch negativ auf die Waldverjüngung auswirken (Reimoser und Reimoser, 2009). Anzumerken sei hierbei, dass selbiges auch für den Tritteinfluss von Weidevieh gilt. Weidevieh kann bei entsprechenden Besatzdichten erhebliche Trittschäden an den Jungpflanzen sowie am Boden verursachen. Zudem führt die

Trittbelastung zu einer erhöhten Lagerungsdichte des Bodens und damit einhergehend zu einer geringeren Wasserinfiltrationsrate (Kateb et al. 2009).

1.3.5.2 Keimlingsverbiss

Werden Keimlinge unmittelbar nach deren Keimung abgefressen, oder wenige Jahre alte Bäumchen stark verbissen, spricht man vom „unsichtbaren Verbiss“ oder Keimlingsverbiss. Die verbissenen Bäume sind durch den Verbiss entweder vollständig verschwunden oder nur mehr sehr schwer auffindbar (Reimoser und Reimoser, 2009). Kommt es zu einem weitgehenden Fehlen von Keimlingen und Sämlingen werden meist Wildtiere dafür verantwortlich gemacht – man spricht vom „Keimlings- Totalverbiss“. Den Wildtieren als Standortfaktor wird aber häufig eine zu große Rolle beigemessen – das gänzliche Fehlen von Keimlingen muss nicht zwingend auf den Keimlingsverbiss zurückzuführen sein (Senn, 2000).

1.3.5.3 Baumverbiss

Unter „Verbiss“ wird allgemein das Abfressen von Knospen, Trieben und Blättern durch Wildtiere und Weidevieh verstanden (Baumann et al., 2010)(Abb. 4, Abb. 7). Bleibt der verbissene Baum nach dem Verbiss ersichtlich und auffindbar spricht man vom „Baumverbiss“ (Reimoser und Reimoser, 2009). In der Regel werden von Wildtieren nur Bäume bis zu einer Höhe von 1,30 m verbissen bei entsprechenden tragenden Schneedecken können auch höhere Bäume verbissen werden. Ansonsten beschränkt sich bei größeren Bäumen der Verbiss nur noch auf die leichter erreichbaren Seitentriebe (Baumann et al., 2010).



Abbildung 7: Mehrfach verbissener Terminaltrieb einer Vogelbeere, Verjüngungsfläche „Kohlweg-Hirschlacken“ auf rund 1200m Seehöhe

Um eine Verbissdiagnose stellen zu können, ist es wichtig, folgende Fragen zu beantworten:

- Welcher Teil des Baumes wurde verbissen (Leit- oder Seitentrieb)?
- Welche Tierart verursachte Verbiss (Wiederkäuer, Hase oder Nagetier)?
- Wann wurde der Baum verbissen (Sommer oder Winterverbiss)?
- Welche anderen Baumarten wurden verbissen?
- Gibt es Hinweise auf Verbiss in der Vergangenheit? (Trieblänge der vergangenen Jahre beachten). (Reimoser und Reimoser, 2009)

An dieser Stelle muss auf den Begriff des „selektiven Verbisses“ noch kurz eingegangen werden. Im Zuge der Nahrungsaufnahme selektieren manche Pflanzenfresser, insbesondere Rehe, ihre Nahrung. Manche Arten werden dadurch stark verbissen, während andere kaum aufgenommen werden. Dies kann bei hohem Verbissdruck zu einem Verlust von Artenvielfalt führen. Andererseits kann es durch selektiven Verbiss auch zu einer größeren Artenvielfalt kommen, wenn hauptsächlich dominante Baumarten verbissen werden und so weniger

konkurrenzstarke Baumarten eine Chance zur Entwicklung haben (Reimoser und Reimoser, 2009).

In der vorliegenden Arbeit wurden Verbissprozent erhoben. Das Verbissprozent stellt die Anzahl der verbissenen Jungpflanzen den absolut vorhandenen Jungpflanzen je Baumart gegenüber. Leider wird in der Praxis fälschlicherweise oftmals das Verbissprozent einem Wildschaden gleichgestellt. Zu einem Schaden kommt es im Zusammenhang mit selektivem Verbiss nur dann, wenn auf Dauer eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung herbeigeführt wird. Weicht diese geänderte Zusammensetzung von der waldbaulichen Zielsetzung ab, spricht man von Wildschaden. Problematisch ist Verbiss immer dann, wenn er nicht nur großflächig, sondern auch langfristig einen bestimmten Schwellenwert überschreitet (Odermatt, 2009).

1.3.5.4 Fegen und Schlagen

Beim sogenannten Fegen oder Schlagen kommt es zum Abschlagen oder Abreiben von Ästen und Rinde an Jungbäumen durch das Gehörn oder Geweih von Wildtieren beziehungsweise Weidevieh (Abb. 8). Rot- und Rehwild „fegen“ durch diese Reibebewegung den Bast von ihrem Geweih ab. Beim „Schlagen“ hingegen wird das bereits vom Bast befreite Geweih an Jungbäumen gerieben. Aber auch Gamswild und Weidevieh schlagen an Jungbäumen. In den meisten Fällen dient Schlagen als Markierung des Revieres oder zum Abreagieren während der Brunft (Baumann et al., 2010).



Abbildung 8: Starke Schädigung durch Fegen und Schlagen führte vermutlich zum Absterben dieser Jungpflanze auf der Verjüngungsfläche „Schreierschlag“ (beweidet)

1.3.6 Konkurrenz durch Bodenvegetation

In aufgelichteten Beständen kommt es oftmals zu ausgeprägten Farnfluren, Reitgrasrasen oder sonstigen Zwerg- und Hochstaudenfluren. Diese Vegetationsformen werden durch eine stets ausreichende Wasserversorgung begünstigt und sind durch die Schneedecke gegen Winterfrost geschützt. Diese Vegetationsteppiche erschweren oder unterbinden ein Aufwachsen der Waldverjüngung durch ihre hohe Konkurrenzfähigkeit um Wasser und Licht. Zudem erreichen viele Samen der Altbäume schlichtweg den Boden nicht. Üppige Grasvegetation kann zudem die mechanische Einwirkung der Schneedecke auf den Jungbaum erhöhen. Bilden getrockneten Farnen oder Reitgräsern aus dem Vorjahr die Auflage für die Schneedecke, werden Schneegleitbewegungen gefördert (Ott et. al. 1997).

Mayer (1991) weist darauf hin, dass ungünstige Schlagformen in Kombination mit fehlender Vorverjüngung oft in erster Linie die Schlagvegetation fördern (Mayer, 1991).

1.3.7 Einfluss von Weidevieh

Obwohl die Weidebelastung in Österreichs Wäldern rückläufig ist, sind noch immer rund 8,4 % der Waldfläche Österreichs mit Waldweide belastet. Insgesamt gesehen werden also rund 323.000ha Wald beweidet. Im Schutzwald im Ertrag werden sogar rund 20% der Fläche mit Weidevieh bestoßen (Hauk und Perzl, 2015).

Untersuchungen konnten zeigen, dass sich der Verbiss von Rindern weniger negativ auf die Entwicklungen von Jungwüchsen auswirkt als der Wildverbiss. Während das Rind in erster Linie als „Grasfresser“ einzustufen ist, neigt vor allem Rehwild als Konzentratselektierer zum Verbiss von Holzpflanzen. Weidevieh scheint Jungbäume nur dann als Nahrung zu nutzen wenn die restliche Bodenvegetation nicht die nötige Nahrung bietet (Mayer et al. 2004). Daher ist eine moderate Ausübung der Weide Voraussetzung um den Verbiss des Jungwuchses durch Weidevieh gering zu halten. Bei einer Feldstudie im Schweizer Dischmatal konnte beobachtet werden, dass hohe Tierbesatzstärken (ab 2,8 GVE/ha) schon nach kurzer Zeit relativ starken Verbiss hervorriefen (Mayer et. al. 2004). Neben dem Verbiss kann Bodenverdichtung durch Weidevieh den Waldboden nachhaltig schädigen und Erosionsprozesse in Gang setzen. Vor allem feinerdereiche, lehmig- tonige Böden sind bei intensiver Beweidung gefährdet. (Hauk und Perzl, 2015).

1.3.8 Pflanzung und Vorverjüngung

Um nach Nutzungen, sei es durch Kalamitäten oder reguläre Erntemaßnahmen, rasch wieder die Funktionen der Waldfläche, vor allem in Hinblick auf Schutz gegen Naturgefahren und Verhinderung von Bodenerosion, sicherzustellen, wird im Alpenraum vielfach die Pflanzung zur Unterstützung des Verjüngungsprozesses angewandt (Rammig et al., 2007). Vor allem aufgrund der akuten Gefahr des Humusschwundes auf flachgründigen Karbonatstandorten sollte bei ausbleibender Naturverjüngung rasch gepflanzt werden, um den Humusschwund hintanzuhalten (Baier et al. 2016). Zusätzlich führt die Pflanzung nicht nur zu einer rascheren Höhenentwicklung, sondern bildet auch ein geeignetes Steuerungsinstrument für die Baumartenzusammensetzung eines Bestandes. Darüber hinaus kann die Dichte und Verteilung der Verjüngung wesentlich besser gesteuert werden, als dies durch Naturverjüngung der Fall ist. Somit können größere, verjüngungsfreie Lücken vermieden

werden (Brang et al., 2015). Des Weiteren kann mittels Kunstverjüngung auf durch den Klimawandel verursachte Umweltbedingungen rascher reagiert werden als dies im natürlichen Verjüngungsprozess der Fall ist. So bietet die Beimischung von an zukünftige Klimabedingungen angepassten Baumarten sowie Provenienzen eine adäquate waldbauliche Handlungsoption im Hinblick auf den Klimawandel (Seidl et al., 2011). Mittels Kunstverjüngung lässt sich die Anpassung der Waldbestände beschleunigen und die Diversität erhöhen (Brang et al. 2008). Aufforstungen in Bergwäldern sind jedoch aufgrund von kurzen Vegetationsperioden, hohen Schalenwildichten und Klimaextremen ungleich schwerer als in den Wäldern der Tieflage. Vor allem unvorhergesehene Klimaereignisse wie Spätfröste können gut geplante Aufforstungen in kurzer Zeit zunichtemachen (Kräuchi et al., 2000).

1.3.9 Naturverjüngung / Vorverjüngung

Baumverjüngung, welche unter Schirm des Altbestandes bereits vorhanden ist, wird als „Vorverjüngung“ (eng. advanced regeneration) bezeichnet. Im Falle einer Kalamität bzw. Nutzung des Altholzes kommt es bei Vorhandensein von ausreichend Vorverjüngung zu keiner Zeit zu einem unbestockten Waldboden. Dies ist vor allem in Hinblick auf die Schutzfunktion des Waldes ein wichtiger Aspekt. Rammig et al. (2007) konnten zeigen, dass die Schutzwirkung auf Schlagflächen mit Vorverjüngung bzw. durchgeführten Kulturmaßnahmen schneller erreicht wird und nach 50 Jahren signifikant höher ist als auf Flächen ohne Vorverjüngung. Wälder mit ausreichender Vorverjüngung erholen sich nach einer Störung meist schneller als Bestände ohne einem derartigen Unterwuchs (Svoboda et al., 2012). Die Aussichten für einen günstigen Verlauf der Wiederbewaldung sind in gut strukturierten Gebirgswäldern welche reich an Vorverjüngung sind eindeutig höher einzustufen. Vor allem der schattenertragenden Weißtanne (*Abies alba* Mill.) kann hierbei hohes Potential zugesprochen werden. Die Förderung von räumlich gut verteilten Verjüngungskegeln sollte somit sowohl bei Pflegemaßnahmen als auch bei der Nutzung von Gebirgswäldern berücksichtigt werden (Schwitter et al., 2015). Macek et al. (2017) konnte bei Untersuchungen im Nationalpark Bayerischer Wald zeigen, dass nach Störungen durch Borkenkäfer jene Jungpflanzen, welche bereits vor dem Schadereignis am Waldort vorhanden waren, die geringste Mortalität unter allen anderen Jungwüchsen aufwiesen.

Die Vorteile der Naturverjüngung liegen insbesondere in der Erhaltung der genetischen Vielfalt, sowie in der höheren Anpasstheit der Jungbäume an die Standortsbedingungen.

Zusätzlich fallen keine Kulturkosten bei der Bestandesbegründung an, sieht man von eventuellen Nachbesserungen einmal ab. Dem gegenüber stehen zum Teil höhere Erntekosten, sowie waldbaulich anspruchsvollere Verfahren, als dies bei der Kunstverjüngung der Fall ist. Ein angepasster Wildstand ist ebenso unumgänglich (LKÖ, 2013).

Die künstliche Aufforstung bietet die Möglichkeit, Waldbestände unabhängig vom waldbaulichen Vorbestand zu verjüngen. Die Baumartenzusammensetzung, sowie die Verteilung der Bäume auf der Fläche ist frei wählbar. Damit können besondere Kleinstandorte besser berücksichtigt werden. Diese Vorteile schlagen sich jedoch mit den Kosten für die Aufforstungsmaßnahmen zu Buche. Zudem ist die Gefahr von Ausfällen durch biotische sowie abiotische Einflüsse höher als dies bei natürlicher Verjüngung der Fall ist (LKÖ, 2013).

2. FRAGESTELLUNG UND HYPOTHESEN

Diese Arbeit soll drei Forschungsfragen beleuchten:

- a) Verjüngen sich regulär genützte Schlagflächen besser als durch Kalamitäten entstandene Freiflächen?

Hypothese: *Kalamitätsnutzungen beeinflussen den Verjüngungserfolg negativ.*

- b) Haben Aufforstungsmaßnahmen einen positiven Einfluss auf den Verjüngungserfolg?

Hypothese: *Durchgeführte Kulturtätigkeiten haben einen signifikant positiven Einfluss auf den Verjüngungserfolg.*

- c) Hemmt der Einfluss von Wild und Weidevieh die erfolgreiche Verjüngung auf den Probeflächen?

Hypothese: *Der Einfluss von Wild und Weidevieh hemmt den Verjüngungserfolg.*

3. MATERIAL UND METHODEN

3.1 Untersuchungsgebiet

3.1.1 Lage

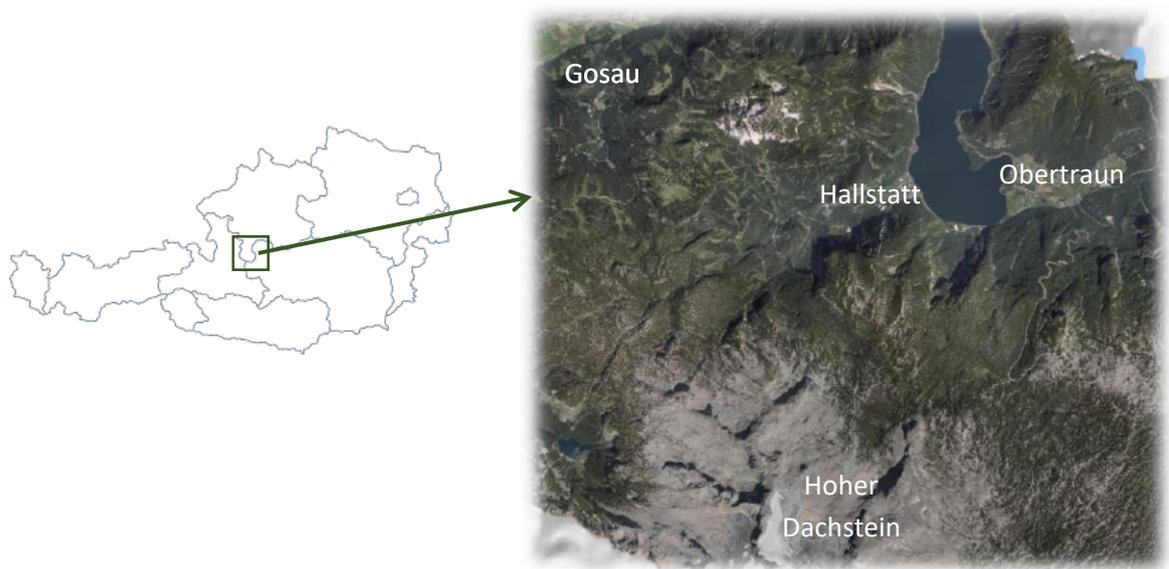


Abbildung 9: Geografische Übersicht über das Untersuchungsgebiet, Österreich Karte aus: <http://www.mapsofworld.com/deutsch/oesterreich-karten/oesterreich-umrisskarte.html>, Luftbild Land OÖ, DORISintermap (2017)

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bundesland Oberösterreich und umfasst hauptsächlich das Gebiet der Gemeinden Hallstatt und Obertraun im Süden des Bezirkes Gmunden (Abb 9.). Nur ein kleiner Teil der untersuchten Flächen befinden sich im Wirkungsbereich der Gemeinde Gosau, nahe an der Gemeindegrenze zu Hallstatt. Das Gebiet liegt am Nordabfall des Dachsteinplateaus, deren höchste Erhebung der Hohe Dachstein (2995m ü. A.) bildet. Der Talkessel von Hallstatt und Obertraun wird vom fjördähnlichen Hallstättersee (508m. ü. A.) geprägt.

3.1.2 Geologie und Boden

Das Projektgebiet ist im geologischen Sinne Teil der nördlichen Kalkalpen. Diese stellen ein begrenztes Gebirgssystem der Ostalpen dar, dessen Tektonik und Grundstruktur vom Deckenbau geprägt ist (Land OÖ, 2011). Der geologische Aufbau des Gebietes besteht zum

größten Teil aus der „Ischl-Ausseer-Hallstätter Zone“ (Tiefjuvavikum) und der „Dachstein-Decke“ (Hochjuvavikum). Angrenzend an das Untersuchungsgebiet befindet sich die geologische Zone des „Gosauer Beckens“ (Galwick, 2000). Das geologische Gebiet rund um Hallstatt ist einerseits durch wandbildende Formationen (z.B: Dachstein Kalk, Plassen Kalk) andererseits durch untergelagerte weiche, flach geneigte Formationen aus Haselgebirge oder Zlambachmergel gekennzeichnet. Durch diese Konstellation kommt es häufig zu Fels- und Bergstürzen sowie zu Kriech- und Gleiterscheinungen der geologischen Unterlage (Moser et al. 2003).

Aufgrund des dominierende Ausgangsgesteins (Dachsteinkalk) und der ehemaligen Vergletscherung des Gebietes konnten sich im Dachsteingebirge meist nur Böden der Rendsina-Gruppe (A-C Profile) bilden. Fehlendes Ausgangsmaterial verhindert im Untersuchungsgebiet meist die Entstehung eines weiteren Verwitterungshorizontes (B-Horizont). Im Bereich der Traun und der Koppenwinkellacke im Gemeindegebiet von Obertraun bildeten sich aus Fluss- und Seesedimenten Auböden. Am weitesten verbreitet sind im Bereich des Nordabfalls des Dachsteinmassives jedoch mullartige Redsinen mit unterschiedlicher Mächtigkeit. Diese sind aufgrund der außerordentlichen Reinheit der Karbonatgesteine kaum verbraunt. Aufgrund von Mineralarmut und der fehlenden Bindung von Tonhumus-Komplexen sind diese Standorte außerordentlich erosionsgefährdet (Maier, 1994).

3.1.3 Klima

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist vor allem durch die Lage am Nordrand der Alpenkette gekennzeichnet, welcher als Staubereich für Nordwest- und Westströmungen fungiert. Der Hallstättersee, welcher im Sommer aufgeheizt wird und danach seine Wärme bis in den Winter gleichmäßig abgibt, bestimmt das regionale Klima zusätzlich. Darüber hinaus bewirken die schroffen Steilabfälle des Kalkgebirges eine weitere Abstufung der Klimabereiche (Wirobal, 1994).

Der mittlere Jahresniederschlag an der Messstelle „Lahn-Hallstatt“ beträgt 1729mm (Zeitraum 1981-2010), wobei die Niederschlagsspitzen in den Sommermonaten liegen, während das Minimum im Dezember zu finden ist. Die Aufzeichnungen der Wetterstation auf der Schönbergalpe (1350m ü.A.) in Obertraun weisen einen mittleren Jahresniederschlag von 2208mm aus (BMLFUW, 2013).

Die Jahresmitteltemperatur beträgt an der Messstelle „Lahn- Hallstatt“ (510m ü.A.) 7,8° C während die Auswertungen der Messstation „Schönbergalpe“ (1350m ü.A.) 4,7° C ergeben (Zeitraum 1981-2010). Die Maxima liegen in beiden Fällen im Juli, während die Minima im Jänner beziehungsweise Februar zu finden sind (BMLFUW, 2013). Hierbei sei noch einmal auf die klimausgleichende Wirkung des Hallstättersees hingewiesen – während der See im Sommer eine kühlende Wirkung hat, gibt er im Winter seine Wärme gleichmäßig ab und hebt so die Lufttemperatur im Talkessel. Somit liegen die Durchschnittstemperaturen im Sommer um ca. 1 Grad niedriger und im Winter um rund 1-2 Grad höher als die Temperaturen als auf vergleichbaren Standorten ähnlicher Seehöhe (Wirobal, 1994).

3.1.4 Natürliche Waldgesellschaften

Wie kaum ein anderer Wirtschaftszweig ist die Forstwirtschaft stark an den jeweiligen Standort gebunden und somit durch die verschiedensten naturbedingten Standortbedingungen determiniert. Für eine ökologische und erfolgreiche Waldbewirtschaftung ist demnach die Kenntnis der mannigfaltigen Standortstypen und Waldgesellschaften sowie ihrer räumlichen Verteilung eine Grundvoraussetzung. Die in Österreich gebräuchlichste Methode zur räumlichen Gliederung, sind die von Kilian ausgearbeiteten „forstlichen Wuchsgebiete Österreichs“(Kilian et al., 1994).

Kilian gliedert die Hauptwuchsgebiete nach Grundgestein, Regionalklima und der Landschaftsform. Eine feinere Unterteilung in Wuchsgebiete erfolgt nach regionalen Gesichtspunkten. Zusätzlich ist eine Unterteilung in Höhenstufen vorgesehen, um die sich ändernden Umweltbedingungen mit zunehmender Seehöhe abbilden zu können. Grundsätzlich sei aber angemerkt, dass dieses Konzept als nur grobe und vereinfachte Einteilung der komplexen Wuchsbedingungen verstanden werden kann (Kilian et al., 1994)

Das gesamte Untersuchungsgebiet liegt im Wuchsgebiet 4.1 „Nördliche Randalpen-Westteil“.und ist in 6 Höhenstufen gegliedert (Tab. 1).

Tabelle 1: Höhenstufen Wuchsgebiet 4.1 „Nördliche Randalpen“, Kilian et al. (1994)

Höhenstufe	Seehöhe [mü.A.]
Submontan	40-600 (700)
Tiefmontan	600-800 (1000)
Mittelmontan	800-1200 (1300)
Hochmontan	(1100) 1200-1450 (1600)
Tiefsubalpin	(1300) 1450-1650 (1700)
Hochsubalpin	1650-1950 (2000)

Die Wälder im Projektgebiet erstrecken sich über alle oben genannten Höhenstufen, mit Schwerpunkt auf den montanen Stufen.

Die vorherrschende Waldgesellschaft dieses Wuchsgebietes bildet der Fichten- Tannen- Buchenwald, welcher vor allem in der mittel- bis hochmontanen Stufe vorkommt. In tieferen Lagen dominiert die Buche mit Beimischungen von Tanne, Bergahorn, Esche oder Fichte. Häufig kommt es zur anthropogen bedingten Entmischung der natürlichen Fichten-Tannen Buchenwälder (Kilian et al. 1994). Mit zunehmender Seehöhe schwindet allmählich der Buchenanteil und man findet Fichten-Tannen dominierte Waldgesellschaften. Tiefsubalpin bildet sich oftmals ein Fichtenwald mit hohem Lärchenanteil aus, welcher in den Karbonat-Lärchenwald, beziehungsweise in den Karbonat- Lärchen- Zirbenwald übergeht, welcher jedoch nur fragmentarisch zu finden ist. Hochsubalpin herrschen Latschengebüsche vor (Kilian et al. 1994).

Anzumerken sei jedoch, wie bereits eingangs erwähnt, dass es sich bei dieser Einteilung nur um eine schematische Abbildung der Waldgesellschaften handeln kann. Natürliche Standortseigenschaften, Geländeformen, anthropogene Einflüsse und dergleichen führen vielerorts zu einer Veränderung des Erscheinungsbildes dieser Waldgesellschaften.

3.1.5 Das Forstrevier Hallstatt

Das Forstrevier Hallstatt der Österreichischen Bundesforste AG umfasst die ehemals eigenständigen Forstreviere Hallstatt, Obertraun, Gosaumühle, Gosau-Briel und Ramsau. Das Revier ist Teil des Forstbetriebes Inneres Salzkammergut der ÖBf AG, mit einer Anzahl von elf Revieren (Österreichische Bundesforste AG, 2016).

Tabelle 2: Flächenverteilung Forstrevier Hallstatt, ÖBf AG (2006). WW=Wirtschaftswald, SW= Schutzwald

Waldfläche [ha]				Nebengründe [ha]			GESAMT [ha]
WW	SW	Summe Holzboden	Nichtholz-boden	Summe	produktiv	unproduktiv	
2845,0	3268,3	6113,3	169,5	6282,8	133,3	11905,7	12039,0
							18321,8

Die Waldfläche des Forstrevieres Hallstatt umfasst 2845 ha Wirtschaftswald sowie 3268,3 ha Schutzwald. Der hohe Anteil an Nebengründen, welcher rund 65% der Fläche einnimmt, ist durch die Ausdehnung des Revieres auf die Ödflächen des Dachsteinplateaus sowie des Dachsteingletschers zu erklären (Tab. 2).

Tabelle 3: Verteilung Wirtschaftswald / Schutzwald, Forstrevier Hallstatt, ÖBf AG (2006).

Schutzwaldkategorie								Fläche SW [ha]
Standortschutzw. i. Ertrag		Standortschutzw. a. Ertrag		Objektsw. i. Ertrag		Objektsw. ia Ertrag		
Fläche [ha]	%	Fläche [ha]	%	Fläche [ha]	%	Fläche [ha]	%	
1576,3	25,8	860,4	14,1	634,3	10,4	195,3	3,2	3268,3

Mehr als die Hälfte der Waldflächen des Forstrevieres, nämlich 53,5%, sind als Schutzwald ausgewiesen. (Tab. 3). Besonderes Augenmerk bei der Bewirtschaftung erfordert vor allem der Bereich des „Bannwaldes Hallstatt“, welcher den Markt Hallstatt sowie die Hallstättersee-Landesstraße vor Steinschlägen und Lawinen schützt.

3.1.5.1 Streu und Holzbezugsrechte

Das Forstrevier Hallstatt ist wie die übrigen Reviere des Forstbetriebes „Inneres Salzkammergut“ stark mit Streu- und Holzbezugsrechten belastet. Während heutzutage das Streubezugsrecht nur mehr sehr selten und sporadisch ausgeübt wird, erfordert die Bedeckung der Holzbezüge ein besonderes Augenmerk in der Bewirtschaftung der Wälder. Der Jahreseinschlag laut Operat 2006-2016 sieht für das Forstrevier Hallstatt einen 10-jährigen Hiebsatz von 112.800 Festmetern vor. Berücksichtigt man jedoch den Bedarf für die Bedeckung der Einforstungsrechte von rund 35.470 Festmetern, ergibt sich ein freier Einschlag von 77.330 Festmetern. Demnach sind rund 31% des festgelegten Hiebsatzes an die berechtigten Parteien abzugeben (vgl. Operat ÖBf AG, 2006).

3.1.5.2 Jagd

Die Jagd auf den Flächen des Forstrevieres Hallstatt wird im Jagdjahr 2016/17 in zehn Pachtjagden sowie zwei strategischen Regiejagden ausgeführt (Tab. 4). Als Hauptwildarten treten Rehwild, Rotwild und Gamswild auf. Der Abschuss im vergangenen Jagdjahr betrug

119 Stück Rehwild, 29 Stück Rotwild und 96 Stück Gamswild (ohne Pachtjagd „Briel-Modereck“). Im Untersuchungsbereich liegen zwei Rotwildwintergatter (Hallstatt-Werkstattalm, Gosau-Briel) mit einem Rotwildstand von 120 bzw. 200 Stück Rotwild. Rehwild wird im Forstrevier im Winter an zahlreichen Rehwildfütterungen gefüttert. Für die Regiejagd „Bannwald Hallstatt“ besteht per Bescheid ein Zwangsabschuss unter Aufhebung der Schonzeiten sowie der Klasseneinteilung (mündliche Information RL Meier Norbert, 24.01.2017).

In folgenden Grafiken soll der Abschuss im Projektgebiet dargestellt werden. Die Abschusszahlen aller Jagdgebiete, welche im Projektgebiet liegen, mit Ausnahme der Pachtjagd „Briel-Modereck“, wurden erfasst. Da nur ein kleiner Teil der Untersuchungsfläche in diesem Jagdgebiet situiert ist, habe ich mich entschieden die Abschusszahlen nicht miteinzubeziehen. Demnach erstreckt sich die Auswertung auf folgende Jagdgebiete:

Tabelle 4: Jagdreviere im Untersuchungsgebiet

Gemeindegebiet	Art	Name
Obertraun	Pachtjagd	Obertrauner Sartstein
Obertraun	Pachtjagd	Lahnfried
Obertraun	Pachtjagd	Schönberg
Obertraun	Pachtjagd	Maisenberg
Obertraun	Pachtjagd	Krippenstein
Obertraun	Pachtjagd	Gjaid
Hallstatt	Pachtjagd	Hirschau
Hallstatt	Pachtjagd	Hallstatt
Hallstatt	Pachtjagd	Plassen
Hallstatt	Regiejagd	Salzberg Sieg
Hallstatt	Regiejagd	Bannwald Hallstatt

Folgende Darstellungen stellen die tatsächlichen Abschusszahlen dem behördlich festgesetzten Abschussplan gegenüber. Die behördlich festgelegten Abschüsse werden aufgrund der Verbissituation, welche durch Begutachtung von Weiserflächen erhoben wird, ermittelt. In folgenden Abschusszahlen ist kein Fallwild enthalten.

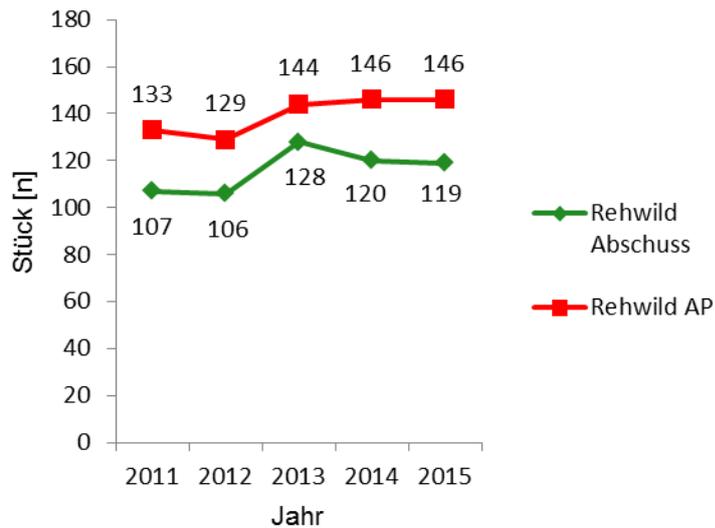


Abbildung 10.Verlauf getätigter und geplanter Rehwildabschuss 2011-2015

Der Abschuss des Rehwildes hält sich seit 2011 auf konstantem Niveau, die Abschusspläne wurden im Schnitt zu 83% erfüllt (Abb. 10).

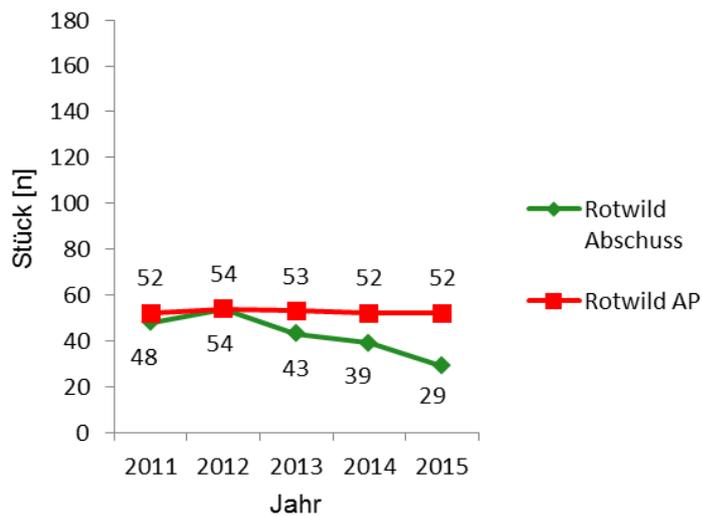


Abbildung 11:Verlauf getätigter und geplanter Rotwildabschuss 2011-2015

Beim Rotwild wurde im Schnitt 80% des behördlich verfügbaren Abschusses getätigt. Anzumerken sei hierbei ein deutlich sinkender Abschuss in den letzten Jahren, welcher sich, wenn auch nicht ganz so markant, im Jahr 2016 fortzusetzen scheint (Abb. 11).

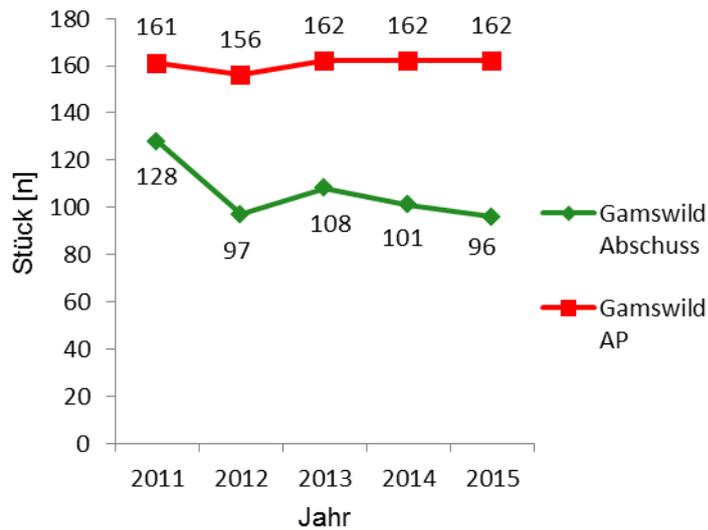


Abbildung 12:Verlauf getätigter und geplanter Gamswildabschuss 2011-2015

Die Abschussplanerfüllung liegt beim Gamswild in den vergangenen Jahren im Mittel bei rund 65%. Generell lässt sich eine rückläufige Tendenz des Gamswildabschlusses feststellen (Abb. 12). Angemerkt sei das fast alle Probeflächen als Gamswildlebensraum dienen, und der Verbiss durch diese Wildart, nicht zuletzt in Kombination mit den anderen zwei Schalenwildarten, vor allem im Schutzwald nicht unterschätzt werden darf. Das Auftreten von mehreren Schalenwildarten auf derselben Fläche bedingt zwischenartliche Konkurrenz und kann dazu führen, dass die Tiere im gemeinsamen Lebensraum ihr Futter anders nutzen als ohne Konkurrenzarten, was wiederum den Einfluss auf die Vegetation verändern kann (Senn, 2000).

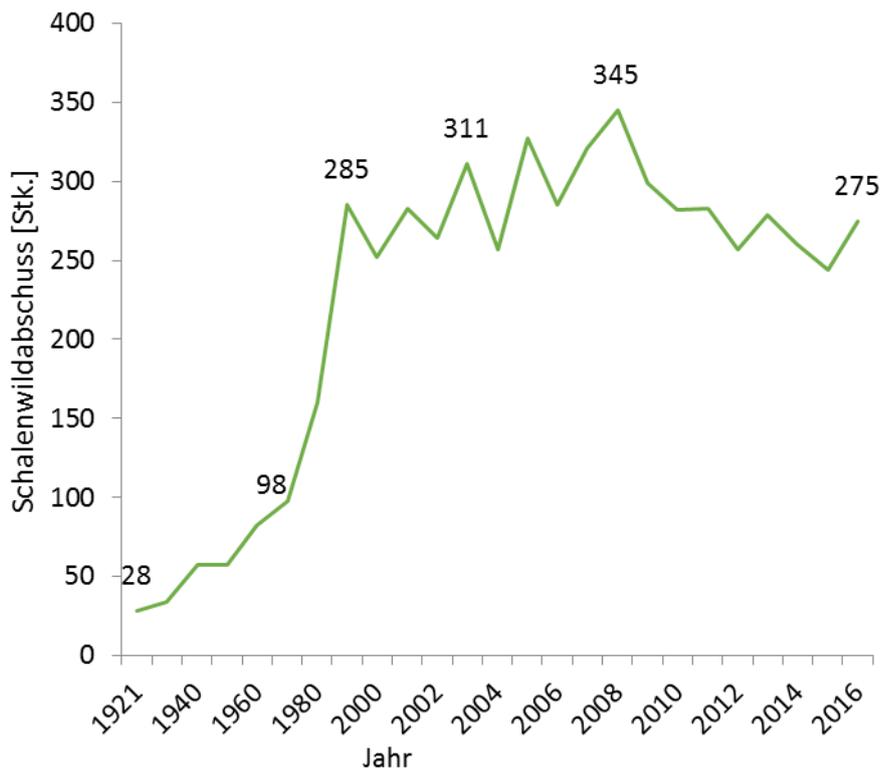


Abbildung 13: Verlauf Gesamtabschuss 1921-2016 im Untersuchungsgebiet

Betrachtet man die Abschusszahlen im Forstrevier Hallstatt der letzten hundert Jahre, fällt einem ein markanter Aufwärtstrend in den Jahren zwischen 1980-1990 auf (Abb. 13). Berücksichtigt wurden hierbei nur die Abschüsse, welche im Bereich der Revierteile Hallstatt und Obertraun getätigt wurden. Die Abschusszahlen belaufen sich nur auf die wirklich getätigten Abschüsse, allfälliges Fallwild ist in diesen Zahlen nicht enthalten. Seit den 1990er Jahren befindet sich der Abschuss auf einem konstant hohen Niveau. Seit dem Jahr 2015 muss erlegtes Rotwild beim zuständigen Revierleiter als sogenannte „Grünvorlage“ vorgezeigt werden, um etwaige „Papierabschüsse“ hintanzuhalten. Im benachbarten Forstrevier „Gosau“, ebenfalls unter Verwaltung der Österreichischen Bundesforste, muss neben dem Rotwild auch sämtliches erlegtes Rehwild vorgezeigt werden (mündliche Information RL Meier Norbert, 24.01.2017).

3.1.5.3 Weide

Aufgrund von Servitutsrechten sind vor allem die Revierteile Gosau, und Teile des Gemeindegebietes von Hallstatt und Obertraun mit Weiderechten belastet, welche aktuell auch ausgeübt werden. Speziell im Revierteil Gosau üben zahlreiche Berechtigte dieses Weiderecht auch heute noch aus, während in den Revierteilen Hallstatt und Obertraun nur mehr sehr wenig Weidevieh zu finden ist. Im Forstrevier Hallstatt werden neben Rindern auch Schafe und Pferde (ausschließlich im Revierteil Gosau) zur Weide aufgetrieben.

Tabelle 5: Weiderechte anno 1793- heute

Almgebiet	1793 Almgebiete [n]	1793 Berechtigte Parteien [n]	1793 Rinder [Stk.]	2016 Almgebiete [n]	2016 Berechtigte Parteien [n]	2016 Rinder [Stk.]
Hallstätter Almen gesamt	20	23	283	11	15	152
Obertrauner Almen gesamt	20	15	195	9	12	29

Viele Weiderechte im Untersuchungsgebiet wurden gegen Ende des 19. Jahrhunderts abgelöst. So kam es in Hallstatt zu einer Reduzierung von 283 Rindergräsern auf 152, auf den Obertrauner Almen sogar zu einer Reduktion von 195 Rinderrechten auf 29 Stück (Tab. 5). Man darf annehmen, dass um 1800 die Weiderechte zur Gänze genützt wurden, und tatsächlich die urkundliche Stückzahl zur Weide getrieben wurden. Diese Almgebiete erstrecken sich nicht nur auf Gebiete oberhalb der Waldgrenze, ein nicht unerheblicher Teil dieser „Alpsweiden“ liegen deutlich unterhalb der Waldgrenze in Schutz und Wirtschaftswäldern (mündliche Information RL Meier Norbert, 25.06.2017).

Tabelle 6: aufgetriebenes Weidevieh im Jahr 2016

Auftrieb 2016				
Gemeinde	Almgebiet	Rinder [Stk.]	Schafe [Stk.]	Anmerkung
Obertraun	Koppenwinkel	3	-	
Obertraun	Lahnfried	3	-	Hochalm der Koppenwinkelalm
Obertraun	Sarstein	-	6	
Obertraun	Krippenstein	-	30	
Hallstatt	Sattelalm	3	-	
Hallstatt	Grubalm	4	-	Reinweide- Weidefläche eingezäunt
Hallstatt	Blaiken	8	-	
Gosau	Schreieralpe	20	30	ca. 1/3 des eigentlichen Weiderechts

Im untersuchten Gebiet beschränkte sich der Auftrieb im Jahr 2016 auf 41 Rinder sowie 66 Schafe (Tab. 6). Hierbei wurden nur jene Almgebiete berücksichtigt, in welcher auch untersuchte Verjüngungsflächen liegen.

3.1.6 Historische Nutzung

Die Wälder des Inneren Salzkammergutes wurden schon seit dem Mittelalter stark genutzt. Für den Salzsud in den Pfannhäusern waren ungeheure Mengen an Holz notwendig (Koller, 1970). So belief sich der Holzverbrauch der Sudhäuser am Höhepunkt der Produktion, gegen Ende des 16. Jahrhunderts, auf rund 88.000 Raummeter Holz. An rund 260 Siedetagen wurden in den Pfannen täglich 330 Raummeter „Hallwit“, sprich Feuerungsholz für die Pfannen, verbrannt (Idam, 2003). Diese enormen Mengen konnten nicht alleine durch Plenterungen oder Kalamitätsnutzungen aufgebracht werden, sondern mussten im Kahlschlagverfahren geschlägert werden. Dies ermöglichte auch, die enormen Bringungskosten durch den hohen Holzbedarf etwas zu dämpfen. Die Bringung dieser enormen Holzmenge war nur durch die Trift möglich. Auch deshalb waren für das Salzwesen vor allem Fichten und Tannenholz von Bedeutung. Zum einen kam es aufgrund der Dichte zu keinen Sinkverlusten bei der Trift, wie das bei schweren Hölzern wie Buche der Fall ist, zum anderen verbrannten diese Hölzer großflammig und mit rascher Hitze. Schon in den ersten ausführlichen Waldordnungen des frühen 16. Jahrhunderts sind Anordnungen enthalten, welche zur „Heranzügelung“ von Wäldern führen sollten, welche die Anforderungen des Salzwesens gerecht wurde. Man griff also schon damals regelnd in die natürliche Waldverjüngung ein. So wurde nach der Schlägerung verbliebener Buchenjungwuchs bewusst entfernt und so über Jahrhunderte Nadelbaumarten gefördert („Schwarzwald herangezügelt“) (Koller, 1970).

Doch nicht alleine für den Siedevorgang der Sole wurde Holz benötigt. Auch große Mengen Holz für die Abstützung der Grubengebäude, Holz für den Schiffbau, Holz für den Bau von Bringungsanlagen, Holz für Salzgebände, Bauholz für verschiedene Amtsgebäude sowie Brennholz zur Beheizung dieser Gebäude wurden benötigt. Nicht zuletzt musste auch die Bevölkerung des Salzkammergutes mit Brenn- und Bauholz versorgt werden. Diese Holzbezugsrechte, so genannte „Servitute“ regeln bis in die heutige Zeit den Holzbezug einer einzelnen Liegenschaft aus den staatlichen Wäldern (Idam, 2003). Die zusätzliche Belastung der Wälder durch intensive Waldweide und Streunutzung sei hier nur kurz erwähnt.

Bis zur vollständigen Umstellung der Sudpfannen auf Kohlefeuerung im Jahre 1886, war der Rohstoff Holz der limitierende und bestimmende Faktor in der Salzproduktion – ohne Holz kein Salz. Diese intensive und teils rücksichtslose Nutzung der Wälder über Jahrhunderte ist zum Teil bis in die heutige Zeit spürbar (Koller, 1970). So wurden auch im Salzkammergut, wie in vielen anderen Teilen Europas, durch intensive Nutzungen der letzten Jahrhunderte die einstigen Mischwälder durch Fichten- dominierte Waldbilder ersetzt. Der hohe Weidedruck auf die Wälder verstärkte diesen Effekt zusätzlich (Winter et al. 2015, Knott et al. 1988). Die Wälder im Salzkammergut sind also nicht ein Stück unverfälschte Naturlandschaft, sondern wurden stark von der industriellen Geschichte dieser Region beeinflusst (Idam, 2003).

Mitte des 19. Jahrhunderts wurde der Forstschutzbezirk Goisern, welcher auch das heutige Forstrevier Hallstatt umfasst, unter Leitung von Maximilian von Wunderbaldinger kartographiert und eingerichtet. Dort wird Fichte als dominierende Baumart angegeben, gefolgt von Tanne und Buche. Auch wird darauf hingewiesen, dass in den „Graßgelacken“ (Waldparzellen zur Streunutzung), welche plenterartig bewirtschaftet wurden, aufgrund des intensiven Viehtriebes und einer Vergrasung der Bestände die Verjüngung meist fehlt. Angeführt wird auch, dass sich die Waldverjüngung in den übrigen Waldbeständen, welche ausschließlich im Kahlschlagbetrieb bewirtschaftet wurden, meist auf natürlichem Wege einstellte, und nur selten auf die Saat zurückgegriffen werden musste. Abschließend wird die Beibehaltung der Kahlschlagwirtschaft angeordnet und angewiesen, vor allem die Buche kurz zu halten (Koller, 1970).

3.1.7 Aktuelle Bewirtschaftung des Forstrevieres „Hallstatt“ durch die ÖBf AG

Durch die hohe Servitutsbelastung erfolgen die meisten Nutzungen in den gut bringbaren und befahrbaren Lagen des Forstrevieres durch Servitutsholzberechtigte. Die Holzabgabe an diese Berechtigten wird sowohl durch Vornutzungen, als auch durch Endnutzungen gedeckt. Hierbei kommen zahlreiche Eingriffsformen wie Femelung, Plenterung, Vorlichtung und Zielstärkennutzung zum Einsatz. Durch diese, meist sehr kleinflächigen Eingriffe, können günstige ökologische Bedingungen für zahlreiche Mischbaumarten, allen voran die Tanne, geschaffen werden. Die Servitutholzabgabe der letzten Jahre war allerdings stark von den Kalamitäten geprägt und so kam es vermehrt zu zufällig entstandenen Nutzungen.

Der Regieeinschlag im Forstrevier beschränkt sich zum größten Teil auf das Seilgelände. Hier wurden in den letzten Jahren hauptsächlich Kahlhiebe, Abdeckungen, Räumungen und zum Teil auch Lichtungshiebe in den verschiedensten Kombinationen durchgeführt. Aufgrund der vorherrschenden Geländebedingungen kamen großteils mobile Seilgeräte zum Einsatz. Auch einige Langstreckenseilungen mit bis zu 2km Trassenlänge und Zubringerbahnen wurden realisiert. Wo die Geländebedingungen es zuließen, kam es sowohl in der Vor- als auch in der Endnutzung zu vollmechanisierten Holzernteeinsätzen mit Harvestern. Durch das anfallende Kalamitätsholz mussten jedoch die planmäßigen Nutzungen häufig den Kalamitätsnutzungen weichen. Auch Hubschrauber waren zur Bringung des Kalamitätsholzes nötig. In schwer bringbaren Lagen wurden viele Kleinmengen von angefallenem Kalamitätsholz als Totholz am Waldort belassen. Fichtenholz wurde dabei entweder mechanisch entrindet, oder chemisch behandelt, um einer Borkenkäfermassenvermehrung hintanzuhalten.

Bei der Aufforstung der genutzten Flächen wird neben der Naturverjüngung auch die Pflanzung eingesetzt. Im Dickungsstadium werden die Bestände einer Läuterung unterzogen, um einerseits die gewünschte Baumartenmischung herzustellen und andererseits die Stammzahl zu reduzieren.

In der zukünftigen Bewirtschaftung des Forstrevieres wird speziell auf die Problematik des Humusschwundes und Nährstoffentzug auf den kargen Standorten (STOE 11,12,21,22) geachtet. Auf diesen seichtgründigen Waldorten soll es zu keinen flächigen Nutzungen, mit der Ausnahme von Räumungen, mehr kommen, um der Gefahr der Bodenerosion vorzubeugen. Zusätzlich muss der Nährstoffentzug auf diesen Standorten unbedingt verhindert werden, und die Biomasse am Waldort verbleiben. Darüber hinaus sollen bei jeder Nutzung Biotopbäume und Totholz belassen werden.

3.2 Feldaufnahmen

3.2.1 Auswahl der Flächen

Im Sommer 2015 wurden gemeinsam mit dem zuständigen Revierleiter, Herrn Förster Norbert Meier, Verjüngungsflächen, in welchen noch keine Jungwuchspflegemaßnahmen durchgeführt wurden, ausgewählt. Die Auswahl umfasste neben natürlich verjüngten Flächen auch Bestände, welche durch Pflanzung aufgeforstet worden sind. Die Flächen sind über alle Höhenstufen des Reviers verteilt. Zusätzlich repräsentieren die Probeflächen verschiedene Verjüngungsverfahren bzw. Eingriffsarten. Insgesamt wurden 50 Flächen ausgewählt, welche sich auf die verschiedenen Standortstypen des Reviers verteilen.

Des Weiteren wurden bei der Flächenauswahl sowohl reguläre, als auch kalamitätsbedingte Nutzungen berücksichtigt.

3.2.2 Auswahl der Probepunkte

Auf diesen 50 ausgewählten Waldorten wurde mithilfe des Programmes „QGIS“ und eines Orthofotos des Projektgebietes der Flächeninhalt der ausgewählten Verjüngungsflächen digital ermittelt (QGIS, 2016). In Abhängigkeit der Flächengröße wurde eine bestimmte Anzahl an Probekreisen für den jeweiligen Waldort bestimmt (Tab. 7). Die einzelnen Probekreiszentren wurden mithilfe des Programmes „Q-GIS“ zufällig auf der jeweiligen Fläche verteilt und deren Koordinaten bestimmt. Insgesamt wurden somit 219 Probekreise auf den ausgewählten 50 Verjüngungsflächen generiert und erhoben. Ein Lageplan der Probeflächen findet sich im Anhang dieser Arbeit.

Tabelle 7: Anzahl der Probekreise in Abhängigkeit der Probeflächengröße

Fläche [ha]	Probekreise [n]
0,5	3
0,5-1	4
1-1,5	5
1,5-2	6
2-2,5	7
2,5-3	8
> 3	9

3.2.3 Aufnahmeverfahren/ Aufnahmedesign

Das Design des Aufnahmeverfahrens erfolgte in Anlehnung an das „Jungwuchs- und Verbissmonitoring“ der Österreichischen Bundesforste. Der Mindestabstand der einzelnen Punkte zueinander, beziehungsweise der Abstand zum Bestandesrand wurde mit 10 Metern festgelegt. Sollte dieser Abstand unterschritten werden, erfolgte eine Verlegung des Kreiscentrums in 10 Meter- Schritten, beginnend nach Norden. War dieser Punkt ebenfalls nicht geeignet, da außerhalb der Verjüngungsfläche oder dergleichen, wurde die Verlegung in die weiteren Haupthimmelsrichtungen solange vorgenommen, bis ein geeigneter Punkt gefunden werden konnte. Führten diese 10 Meter Schritte nicht zum gewünschten Ergebnis, wurde die Verlegungsdistanz um weitere 10 Meter erhöht. Diese Verlegung des Probepunktes wurde auch vorgenommen, wenn die Probefläche auf dauerhaft unbestockbare Flächen wie Fels oder Rückewege fiel. War eine Probefläche durch die herrschenden Geländebeziehungen nicht erreichbar, wurde ein Ersatzpunkt per Zufall generiert. Der Probekreis wies einen horizontalen Radius von 2m auf und umfasst daher eine Fläche von 12,6m². Als Probekreiszentrum fungierte eine Richtstange. Das als Grundlage dienende ÖBf- Aufnahmeverfahren wurde um die Höhenklasse 0 erweitert. In dieser Kategorie wurden Forstpflanzen bis zu einer Höhe von 10 cm erfasst. Darüber hinaus erfolgte die Einteilung der Pflanzen über 1,50 m Höhe pauschal in eine Höhenklasse.

Mittels Punktierung wurde die Gesamtanzahl der einzelnen Baumarten in der jeweiligen Höhenklasse vermerkt. Zusätzlich wurden ein allfälliger Leittriebverbiss, Fege- bzw. Schlagschaden, sowie etwaige biotische sowie abiotische Schädigungen durch Punktierung notiert. Bei einem Leittriebverbiss und zusätzlichem Fege- oder Schlagschaden wurde in Anlehnung an das ÖBf- Verfahren nur der Leittriebverbiss verzeichnet (vgl. Höllerer et al., 2006). In anderen Fällen von Mehrfachschädigungen wurde bei der Aufnahme gutachterlich bestimmt, welcher Faktor das Pflanzenwachstum am negativsten beeinflusst. Nur diese Schädigung wurde am Formular vermerkt. Neben den allgemeinen Standortfaktoren wurde zusätzlich auch der Abstand eines jeden Probepunktes zum nächstliegenden Bestandrand mittels eines Laser- Entfernungsmessers ermittelt. Darüber hinaus wurde eine allfällige noch bestehende Überschilderung, wie sie zum Beispiel durch Überhänger entsteht, berücksichtigt. Zusätzlich wurde Totholz, welches innerhalb des Probekreises gelegen ist und den Verjüngungserfolg somit beeinflusst haben könnte, aufgenommen.

Das Aufnahmeformular findet sich im Anhang dieser Arbeit.

3.2.3.1 Baumarten

Im Zuge der Aufnahmen wurden nur jene Laubbaumarten gesondert vermerkt, welche auch forstwirtschaftlich zu den Hauptbaumarten zählen. Insbesondere waren dies Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Birke (*Betula pendula* Roth), Buche (*Fagus sylvatica* L.), Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergulme (*Ulmus glabra* Huds.). Alle anderen Laubhölzer wurden im Zuge der Aufnahme als „sonstiges Laubholz“ vermerkt. Die am häufigsten vorkommenden sonstigen Laubhölzer waren Hasel (*Corylus avellana* L.), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia* L.), Mehlsbeere (*Sorbus aria* L.), Holunder (*Sambucus spp.* L.), Weide (*Salix spp.* L.) und Faulbaum (*Frangula alnus* Mill.).

Betreffend der Nadelhölzer wurde Fichte (*Picea abies* Karst.), Tanne (*Abies alba* Mill.), Lärche (*Larix decidua*, Mill.), Zirbe (*Pinus cembra* L.) und Eibe (*Taxus bacatta* L.) erfasst, etwaige andere Nadelhölzer fielen nicht in die Stichprobe.

3.2.3.2 Gesicherte Verjüngung

Für die weitere Auswertung war es notwendig, die aufgenommenen Stammzahlen in die Gruppen „gesichert“ und „ungesichert“ zu unterteilen.

Im Forstgesetz wird die gesicherte Verjüngung wie folgt definiert:

„§13 (8) Eine Verjüngung gilt als gesichert, wenn sie durch mindestens drei Wachstumsperioden angewachsen ist, eine nach forstwirtschaftlichen Erfordernissen ausreichende Pflanzenzahl aufweist und keine erkennbare Gefährdung der weiteren Entwicklung vorliegt (ForstG, 1975).“

Untersuchungen im Bayerischen Wald konnten zeigen, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit für junge Fichtenpflanzen mit über 50cm Sprosslänge zwischen 1-14% liegt, und demnach die Einstufung dieser Jungbäume als „gesicherte Verjüngung“ gerechtfertigt ist (Bauer, 2002). Einen ähnlichen Zusammenhang konnte Bauer et al. (2007) nachweisen – die Mortalitätsrate an jungen Fichten scheint ab einer Wuchshöhe von 10cm auf einem niedrigen Niveau konstant zu bleiben. Da sich in diesen Untersuchungen die Mortalitätsrate ab 10cm Sprosslänge derart drastisch ändert, können Jungpflanzen welche diese Höhe überschreiten, in gewisser Weise als gesichert angesehen werden (Bauer et al. 2007). In Anlehnung an diese Studien wurden in vorliegender Untersuchung jene Bäume als „gesichert“ eingestuft, welche zum Aufnahmezeitpunkt die Höhenklasse 3 des Aufnahmeschlüssels erreichten. Dies sind Jungwüchse mit einer Sprosslänge von mindestens

50,1cm. Die Hälfte (n=25) der untersuchten Probeflächen sind erst in den letzten 10 Jahren entstanden und weisen demnach erst geringe Wuchshöhen auf. Flächen auf denen der Großteil der Verjüngung dem Äser des Wildes bereits entwachsen sind (Baumhöhe 1,3-1,5m) wurden zudem bereits einer Jungwuchspflege beziehungsweise Dickungspflege unterzogen und konnten somit in dieser Masterarbeit nicht berücksichtigt werden. Um trotzdem eine Aussage über den Verjüngungserfolg auf diesen verhältnismäßig jungen Flächen treffen zu können, erscheint in Anlehnung an die Untersuchungsergebnisse von Bauer (2002) sowie Bauer et al. 2007, eine „gesicherte“ Verjüngung ab 50,1 cm Sprosslänge als sinnvoll.

3.3 Lage und Bewirtschaftung der analysierten Bestände

Im Zuge dieser Masterarbeit wurden insgesamt 50 Verjüngungsflächen im Forstrevier Hallstatt der Österreichischen Bundesforste AG hinsichtlich des Verjüngungserfolges aufgenommen und analysiert. Folgendes Kapitel soll einen Überblick über die erhobenen Daten liefern. Auf die ausgewählten Jungwuchsflächen entfielen insgesamt 219 Probepunkte.

3.3.1 Verteilung auf die ÖBf- Standortseinheiten

Um die jeweiligen Jungwuchsflächen hinsichtlich ihrer Wüchsigkeit und des Bestockungszieles zu beurteilen, wurden die Standortseinheiten laut Operat beziehungsweise Waldbauhandbuch der Österreichischen Bundesforste verwendet (Weinfurter et al. 2004). Die Standortseinheiten im Forstrevier Hallstatt beschränken sich grundsätzlich auf reine Karbonatstandorte. Bei den Standortseinheiten 12 und 13 handelt es sich um Block- beziehungsweise Felssteilhangstandorte mit sehr geringer Wüchsigkeit. Auf diesen seichtgründigen Waldorten muss der Entzug von Biomasse im Zuge der Holzernte auf jeden Fall unterbleiben. Standortseinheit 21 charakterisiert seichtgründige Karbonatstandorte, welche im Vergleich zu STOE 11 und 13 von etwas besserer Wüchsigkeit sind. Auch hier sollte die Biomasse möglichst am Waldort verbleiben. Die Standortseinheiten 22 und 23 werden als frische und mittelgründige Standorte beschrieben. Die Wüchsigkeit dieser Standorte wird als „mittelwüchsig“ klassifiziert. Die besten Wuchsbedingungen dieser Untersuchung herrschen auf Standortseinheit 32 vor. Auf diesen tiefgründigen ton- und skelettreichen Standorten ist der Entzug von Biomasse vertretbar (Weinfurter et al. 2004).

Die am stärksten vertretene Standortseinheit dieser Untersuchung ist die Standortseinheit 22 mit 22 Probeflächen, während die Standortseinheiten 11, 13 und 32 nur im geringen Umfang, mit jeweils 3 Probeflächen, vertreten waren (Abb. 14).

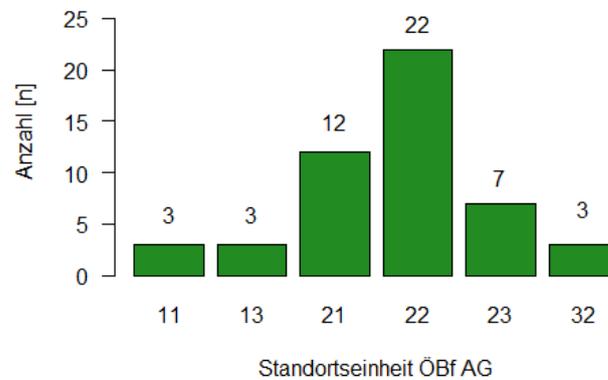


Abbildung 14: Verteilung der Probeflächen auf ÖBf- Standortseinheit

3.3.2 Expositionsverhältnisse der Probeflächen

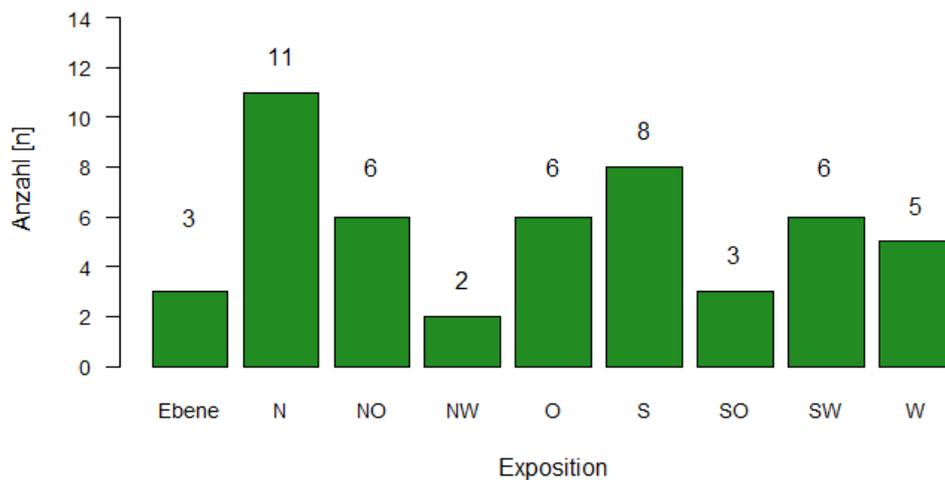
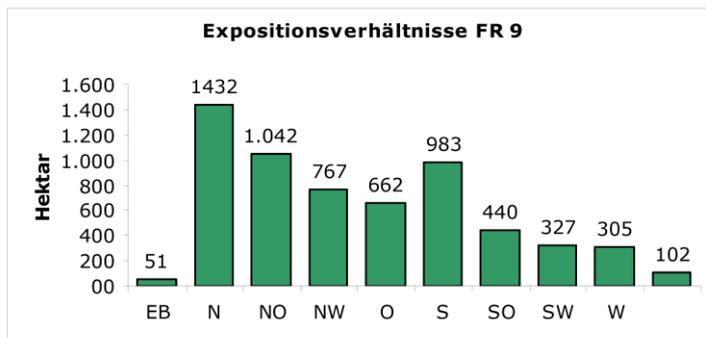


Abbildung 15: Verteilung der Expositionsverhältnisse der Probeflächen; N= Nord, NO= Nordost, NW= Nordwest, O= Ost, S= Süd, SO= Südost, SW= Südwest, W= West

Im Zuge der Aufnahme wurde für jede Probefläche die Exposition bestimmt (Abb. 15). Im Vergleich zum Operat (Abb. 16) sind die Expositionen „NO“ (12%) und „NW“ (4%) in dieser Untersuchung unterrepräsentiert, während die Expositionen SW (12%), W (5%) und die Ebene (6%) deutlich mehr Anteil einnehmen, als dies im Operat der Fall ist (Abb. 15, Abb. 16). Alle anderen Probeflächen weisen annähernd gleiche prozentuale Häufigkeiten zwischen Operat und Aufnahme aus.



EXPOSITION	Hektar	%
EB	51	1%
N	1432	23%
NO	1.042	17%
NW	767	13%
O	662	11%
S	983	16%
SO	440	7%
SW	327	5%
W	305	5%
	102	2%
Summe	6.112	100%

Abbildung 16: Expositionsverhältnisse laut Operat 2006-2016, ÖBf AG (2006)

3.3.3 Neigungsverhältnisse der Probeflächen

Um die mittleren Neigungsverhältnisse der Probeflächen zu erhalten, wurden die entsprechenden Hangneigungen an den einzelnen Probepunkten erhoben und anschließend alle Punktwerte der Probefläche gemittelt (Abb. 17). Das laufende Operat weist für das Forstrevier Hallstatt eine mittlere Hangneigung von 55 % aus (ÖBf AG, 2006). Die mittlere Hangneigung auf den im Zuge dieser Arbeit untersuchten Probeflächen liegt bei 48 %. Die Grenze für die Befahrbarkeit für Schlepper und Harvester beträgt ca. 30% Neigung. Bis 65% Hangneigung ist der Einsatz von speziellen Raupenharvester möglich, meistens in Kombination mit einem zusätzlichen Hilfsseil (LWF, 2010). Durch die vorherrschenden Neigungsverhältnisse im Forstrevier Hallstatt sowie die teils schroffen Geländeformationen müssen die meisten Erntemaßnahmen im Seilverfahren durchgeführt werden. Betreffend der mittleren Neigung im Bezug zur Seehöhe konnte kein Zusammenhang erkannt werden (Abb. 18).

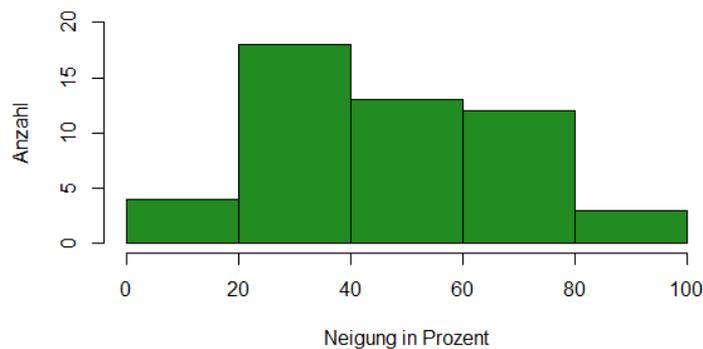


Abbildung 17: Häufigkeit der mittleren Neigung auf den Probeflächen

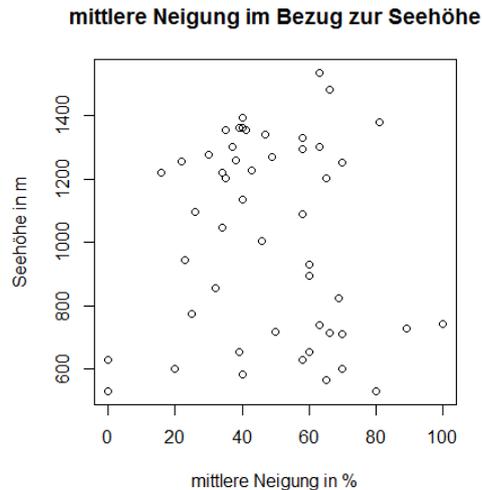


Abbildung 18: mittlere Neigung der Probeflächen im Verhältnis zur Seehöhe

3.3.4 Seehöhenverteilung der Probeflächen

Der Wirkungsbereich des Forstrevieres Hallstatt erstreckt sich von Niveau des Hallstätter Sees (508m ü. A.) bis hin zur höchsten Erhebung des Bundeslandes Oberösterreichs, dem Hohen Dachstein (2995m ü. A.). Somit ergibt sich eine Höhenamplitude von rund 2500m. Die Waldgrenze befindet sich auf in etwa 1600m.

Nach Kilian (Kilian et al., 1994) erstrecken sich die Probeflächen über die tief-/mittelmontane Stufe von Seeniveau bis auf circa 800-1000m, anschließend folgt bis zu einer Höhe von rund 1200 Metern die hochmontane Stufe. Den Abschluss bilden Probeflächen in der tief- beziehungsweise hochsubalpine Stufe, welche bis zu einer Höhe von 1650-1950 m Seehöhe reicht. Insgesamt fällt auf, dass die Höhenstufen im Vergleich zur Literatur etwas nach unten verschoben sind, was mit der Kargheit der Karstlandschaft und der Lage als Nordabdachung des Dachsteins zu tun haben dürfte (vgl. Naturraumkartierung OÖ,2011).

Im Zuge dieser Arbeit wurden die Probeflächen in Anlehnung an das Waldbauhandbuch der Österreichischen Bundesforste in drei Höhenstufen eingeteilt (Tab. 8).

Tabelle 8: Gliederung der Höhenstufen für vorliegende Untersuchung

Höhenstufe	Seehöhe [m]	Anzahl
tief- und mittelmontan	400-1000	22
hochmontan	1000-1300	16
subalpin	1300+	12

Die am niedrigsten gelegene Fläche dieser Untersuchung wies eine mittlere Seehöhe von 530 m auf, die am höchsten gelegene Fläche befand sich auf einer mittleren Seehöhe von 1536 m.

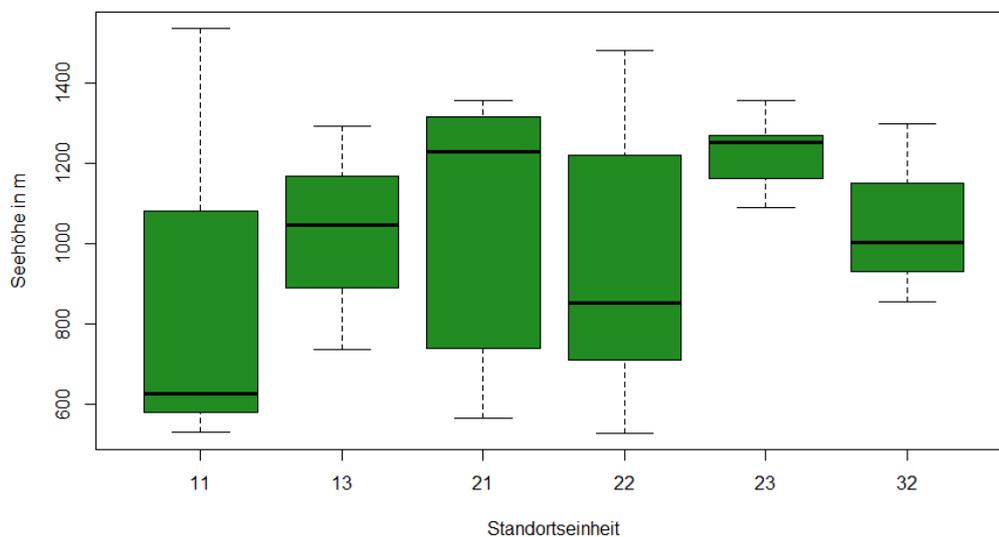


Abbildung 19: Seehöhenverteilung der Probeflächen in Abhängigkeit der ÖBf Standortseinheit

Auffallend hierbei ist, dass sich die schlechteren Bonitäten über die gesamte Höhenamplitude verteilen, während die besseren Standorte (STOE 32) sich eher im mittleren bis hohen Seehöhenbereich bewegen (Abb. 19). Anzumerken ist allerdings, dass der Stichprobenumfang mit $n=3$ in dieser Klasse, im Vergleich zu den anderen Standortseinheiten klein ist.

3.3.5 Bewirtschaftungsform der Probeflächen

Die Bewirtschaftung des Forstrevieres Hallstatt wurde im letzten Dezenium durch Kalamitäten geprägt. Die Sturmereignisse Kyrill, Paula und Emma sowie nachfolgender Schadholzanfall durch Borkenkäfer haben den Einschlag des Forstrevieres maßgeblich geprägt. Darüber hinaus kam es durch Lawinenereignisse, vor allem durch Staublawinen in den Jahren 2007 und 2009, zu bedeutendem Schadholzanfall. Zusätzliche Nassschneeereignisse im Jahre 2013 führten zu weiteren kalamitätsbedingten Nutzungen (mündliche Information RL Meier Norbert, 24.01.2017). Bedingt durch das teilweise sehr schroffe und steile Gelände sowie fehlende Erschließung, wurde ein Großteil der Nutzungen im Seilverfahren geerntet.

Die häufigsten regulären Nutzungsformen aus denen die Probeflächen entstanden sind bildet die Abdeckung (n=13) gefolgt von der Räumung (n=7). Die Kalamitätsflächen dieser Untersuchung entstanden meist durch Windwurf (n=10) (Abb. 20).

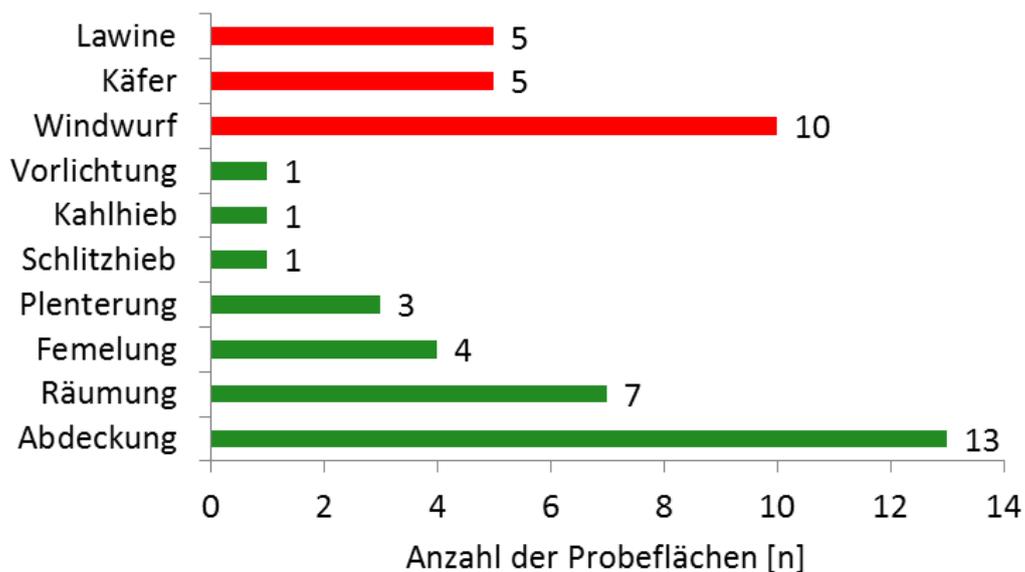


Abbildung 20: Anzahl der Nutzungsformen durch welche Verjüngungsflächen entstanden sind

Auf den ausgewählten Flächen wurden demnach 20 kalamitätsbedingte Nutzungen, sowie 30 reguläre Fällungen durchgeführt.

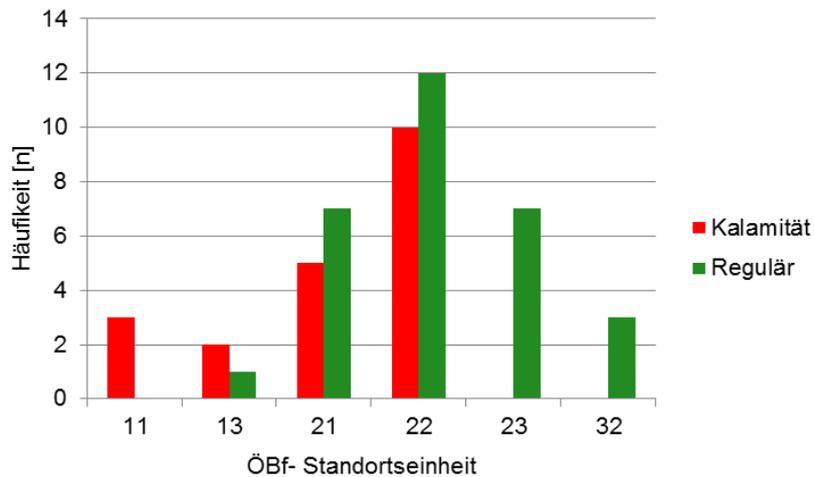


Abbildung 21: Häufigkeit der regulären bzw. kalamitätsbedingten Nutzungen der Untersuchung auf ÖBf. Standortseinheit

Vor allem die Verjüngungsflächen auf den schlechteren Standorten entstanden hauptsächlich durch Kalamitäten, während die Probeflächen auf den Standortseinheiten 23 bzw. 32 ausschließlich regulär entstanden sind (Abb 21). Eine Zunahme der kalamitätsbedingten Nutzungen macht sich seit dem Jahr 2007 bemerkbar (Abb. 22).

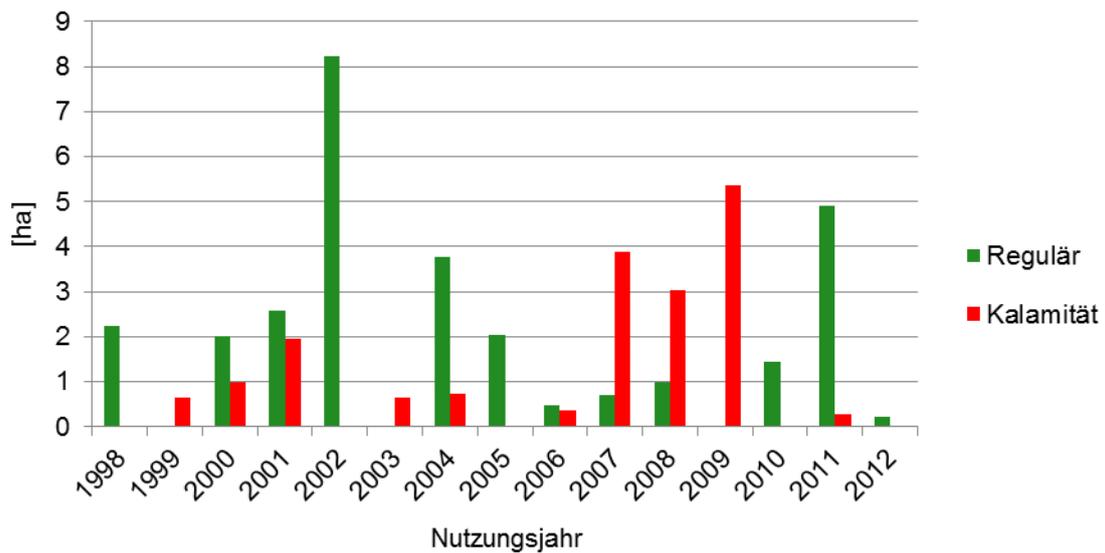


Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf der Nutzung der untersuchten Flächen

Hinsichtlich der Seehöhenverteilungen der Nutzungen ist erkennbar, dass die regulären Nutzungen tendenziell eher in den höheren Lagen durchgeführt wurden (Abb. 23).

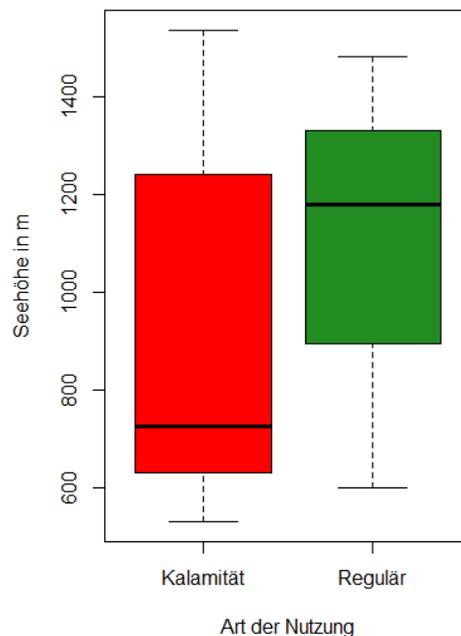


Abbildung 23: Seehöhenverteilung der Probeflächen in Abhängigkeit der Nutzungsart

An dieser Stelle möchte ich kurz auf die Definition der verschiedenen Nutzungsarten eingehen, da diese doch oftmals fehlinterpretiert werden. Während es bei den kalamitätsbedingten Nutzungen wohl keiner näheren Erklärung bedarf, gibt es bei den Österreichischen Bundesforsten einige Besonderheiten bei der Definition der Nutzungsarten, welche nun kurz erläutert werden.

Ein „Kahlhieb“ beschreibt eine flächenweise Nutzung aller Bäume in hiebsreifen Beständen ohne Verjüngung in der Unterschicht oder mit einer Verjüngung, die nicht in den Folgebestand übernehmbar ist. Fallweise werden einzelne Überhälter als Samenbäume belassen. Die „Abdeckung“ hingegen beschreibt eine flächige Nutzung des Altholzes über ungesicherter Verjüngung oder nur teilweise verjüngten Flächen. Kann eine gesicherte Verjüngung im Zuge der Ernte nicht ausreichend geschont werden, ist der Eingriff ebenfalls als Abdeckung zu klassifizieren. Findet eine flächige Nutzung über gesicherter Verjüngung

statt, spricht man von einer „Räumung“. Eine gesicherte Verjüngung ist über mindestens drei Wachstumsperioden angewachsen und weist eine ausreichende Pflanzenzahl auf. Zusätzlich dürfen keine erkennbaren Gefährdungen für den Jungwuchs in der weiteren Entwicklung gegeben sein. Bei der sogenannten „Femelung“ oder dem „Lochhieb“ kommt es zu einer kleinflächigen Nutzung bis 0,08ha Größe. Diese Nutzung soll ungleichmäßig über den Bestand verteilt werden. Im Zuge einer „Plenterung“ wird das Altholz einzelstammweise auf der gesamten Bestandesfläche geerntet. Neben der Ernte dient dieser Eingriff auch zur Verjüngungseinleitung und Erziehung der Bestände. Bei der „Vorlichtung“ wird der Kronenschluss des Bestandes unterbrochen um die Umsetzung der Bodenstreu anzuregen und so ein besseres Keimbeet für die Verjüngung zu schaffen. Zusätzlich kommt die bereits vorhandene Verjüngung zu mehr Lichtgenuss und wird so in ihrem Wachstum gefördert. Ein „Schlitzhieb“ beschreibt eine meist langezogene und schmale Bestandesöffnung. Meist werden Schlitzhiebe schräg zur Falllinie angelegt (Weinfurter et al. 2004).

3.3.6. Aufforstung der Probeflächen

Folgende Informationen entstammen aus einer mündlichen Auskunft von Herrn Revierleiter Norbert Meier im Jänner 2017. Darüber hinaus war ich im Zuge meiner beruflichen Tätigkeit bei den Österreichischen Bundesforsten selbst in diese Arbeitsabläufe involviert.

Ein Großteil der Verjüngungsflächen wurde künstlich aufgeforstet. Einige Flächen, hauptsächlich jene im Bereich des „Naturschutzgebietes Dachstein“, wurden jedoch nicht behandelt und der Naturverjüngung überlassen. So wurden 33 Probeflächen künstlich aufgeforstet, während 16 Flächen ausschließlich von Natur aus verjüngt wurden. Für die Aufforstung der Flächen wurden sowohl wurzelnackte als auch Container-Pflanzen verwendet. Eine chemische Behandlung gegen Wildverbiss sowie eine allfällige Rüsselkäferbekämpfung wurden nicht durchgeführt. Auch wurde auf etwaige andere Wildschutzmittel verzichtet. Eine Vorbereitung der Fläche („Schlagräumen“) erfolgte in der Regel nicht. Der übliche Pflanzabstand betrug für Fichte 2x2 Meter, für Lärche wurde ein etwas weiterer Quadratverband von 2,5 x 2,5 Metern gewählt. Zum Schutz der Jungpflanzen wurden Stockachselpflanzungen durchgeführt sowie auf günstige Kleinstandorte geachtet. Als Pflanzwerkzeuge wurden sowohl die Wiedehopfhau (für wurzelnacktes Pflanzgut), als auch die Setzstange (für Containerpflanzen) verwendet. Bereits ankommende Naturverjüngung wurde wo es nötig erschien durch Kunstverjüngung ergänzt. Nachbesserungen wurden im Falle von größeren Ausfällen der Kunstverjüngung 2-3 Jahre

nach der ersten Pflanzung durchgeführt. Die Pflanzung erfolgte sowohl nach der Schneeschmelze im Frühjahr als auch im Herbst; vor allem in den schwerer erreichbaren Hochlagen wurden Herbstkulturen durchgeführt.

Auf allfällige Pflegemaßnahmen der Kulturen, wie Aussicheln oder dergleichen, wurde gänzlich verzichtet. Die Kulturtätigkeit wurde sowohl durch Forstarbeiter der ÖBf AG als auch durch private Forstunternehmer durchgeführt. In schwer erreichbaren Lagen wurde das Pflanzmaterial teils per Hubschrauber an Ort und Stelle geflogen (mündliche Information RL Meier Norbert, 24.01.2017)

3.3.7 Weideeinfluss auf den Probeflächen

Auf den untersuchten Flächen wurden 12 Probeflächen mit intensiver Beweidung aufgenommen. Hingegen wiesen 4 Schlagflächen nur Spuren sporadischer Beweidung auf. An den restlichen 34 Untersuchungsflächen gab es entweder keine Ausübung der Weide, oder keine Belastung der Fläche mit Weiderechten. Durch Viehweide sind hauptsächlich die Hochlagen des Forstrevieres betroffen (Abb. 24).

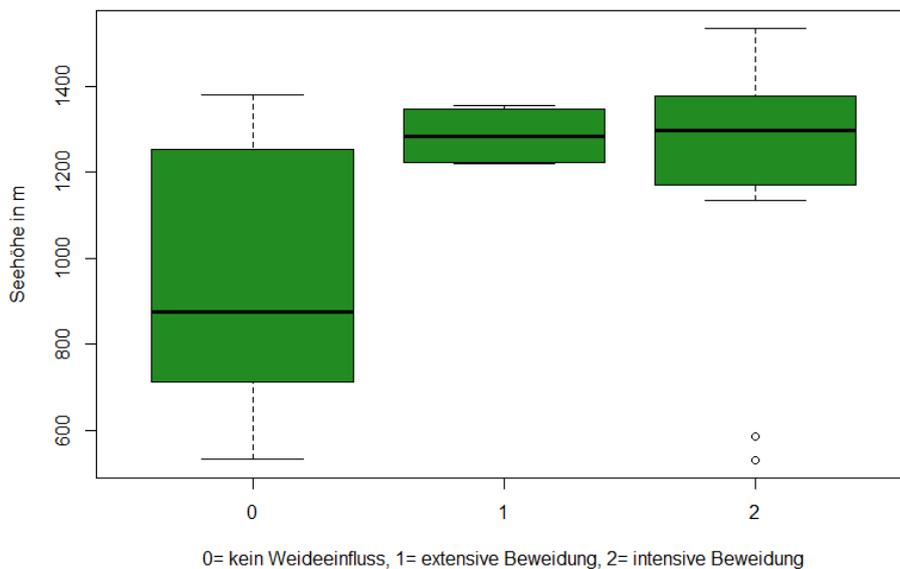


Abbildung 24: Weideeinfluss auf den Probeflächen im Bezug zur Seehöhe

3.4 Datenaufbereitung

Die Dateneingabe erfolgte nach den Feldaufnahmen, um die Daten für eine digitale Weiterverarbeitung zu sichern. Mithilfe eines Microsoft Excel-Datenblattes wurden die gesammelten Daten erfasst und Dummy-Variable für einige Aufnahmekriterien erstellt. Die weitere Datenverarbeitung beziehungsweise Datenauswertung erfolgte mittels der Programme „Microsoft Excel“ und „R –Project for Statistical Computing v.3.3.0“ (R-Core Team, 2016).

Um die einzelnen Hypothesen zu prüfen, wurden im Programm „R Studio“ T-Tests und Tukey- Tests durchgeführt. Um die Anforderungen des T-Tests zu erfüllen (annähernde Normalverteilung der Stammzahlen) wurde zu den Stammzahlen am Hektar die Zahl 1

addiert und dieses anschließend logarithmiert. Um eine konsistente Auswertung zu gewährleisten wurde dies auch für die Tukey-Tests beibehalten.

Dort, wo es sinnvoll und plausibel erschien, wurden einige Aufnahmekategorien in Gruppen zusammengefasst, um aussagekräftige Stichprobengrößen zu erhalten. Diese sollen in den folgenden Kapiteln ersichtlich gemacht werden.

3.4.1 Zusammenfassen der Standortseinheiten

Um geeignete Stichprobengrößen zu erhalten, wurden zunächst die verschiedenen ÖBf-Standortseinheiten der Probeflächen zusammengefasst (Tab. 9).

Tabelle 9: Zusammenfassung ähnlicher Standortseinheiten

Standortseinheit	[n]
STOE 11+13	6
STOE 21	12
STOE 22	22
STOE 23+32	10

Die Standortseinheiten 11 und 13 bilden die Gruppe mit den geringsten Wüchsigkeiten unter allen Probeflächen. Auch in Bezug auf Wasserhaushalt und Gründigkeit schneiden diese Standortseinheiten am schlechtesten ab. Die Standortseinheit 32, welche die besten aller Wuchsbedingungen aufweist, musste aufgrund des kleinen Stichprobenumfanges (n=3) mit der STOE 23 zusammengefasst werden, welche laut ÖBf Waldbauhandbuch in allen Kriterien mittlere Wuchsbedingungen aufweist (vgl. ÖBf Waldbauhandbuch, 2004).

3.4.2 Zusammenfassen der Eingriffsarten

Um wiederum einen ausreichenden Stichprobenumfang für die Auswertung der Daten zu erhalten, wurden die verschiedenen Formen der Nutzungen in Gruppen zusammengefasst.

Die Nutzungen in Form eines Kahlhiebes wurden für die weitere Berechnung mit den Nutzungen, welche als Abdeckungen klassifiziert wurden, zusammengelegt. Unter „Femelartigen Nutzungen“ wurde die Femelung, der Schlitzhieb, die Vorlichtung und plenterartige Nutzungen zusammengefasst.

3.4.3 Nutzungsgrößen

Hinsichtlich der Größe der Nutzungsformen erfolgte die Einteilung in die 3 Kategorien „klein“, „mittel“ und „groß“ (Tab. 10).

Tabelle 10: Gruppierung der Probeflächen anhand der Nutzungsgröße

Gruppe	Größe
"klein"	0-0,5 ha
"mittel"	0,5-1,5 ha
"groß"	>1,5+ha

3.4.4 Bestockungsziele

Für die Bewertung des Verjüngungserfolges auf den ausgewählten Flächen ist die Analyse der Baumartenzusammensetzung ebenso maßgebend wie die gesicherte Stammzahl.

Das Verjüngungsziel setzt sich aus der forstlich erwünschten Anzahl und der Baumartenkombination von Jungbäumen am Hektar zusammen. Als zeitliche Komponente wird meist das beginnende Dickungsstadium genannt (Reimoser und Reimoser, 2009). Das Verjüngungsziel leitet sich vom Bestockungsziel ab. Das Bestockungsziel spiegelt die Baumartenzusammensetzung des Endbestandes wider und wird auf Grund der örtlichen Gegebenheiten und der allgemeinen Ziele festgelegt. Baumartenanteile zwischen Bestockungs- und Verjüngungsziel können also durchaus variieren (Weinfurter et al., 2004).

Für diese Auswertung wurden im Zuge der laufenden Forsteinrichtung für das Forstrevier Hallstatt, unter Mithilfe von Herrn RL Norbert Meier, sowie Forsteinrichter Herrn DI Gerhard Sallrigler, Verjüngungsziele festgesetzt (Tab. 11). Als Grundlage dienten hierfür die Bestockungsziele, welche im ÖBf- Waldbauhandbuch, aufgrund von Standortseinheit und Seehöhenstufe des Waldortes, festgelegt sind.

Tabelle 11: Verjüngungsziele in Abhängigkeit von Standortseinheit und Höhenstufe, Baumartenanteile in Zehntel angegeben; STOE= Standortseinheit, LH= Laubholz, FI= Fichte, LÄ= Lärche, TA= Tanne, ZI= Zirbe

STOE	Höhenstufe	Baumart				
		LH	FI	LÄ	TA	ZI
11 bzw. 13	montan	3	3	4	-	-
11 bzw. 13	hochmontan	3	3	4	-	-
11 bzw. 13	subalpin		5	5	-	-
21	montan	3	3	3	1	-
21	hochmontan	3	3	3	1	-
21	subalpin	-	6	4	-	-
22	montan	2	4	3	1	-
22	hochmontan	2	4	3	1	-
22	supalpin	-	6	4	-	-
23	montan	2	4	2	2	-
23	hochmontan	2	4	2	2	-
23	subalpin	-	6	4	-	evt 1.
32	montan	2	4	2	2	-
32	hochmontan	1	6	1	2	-
32	subalpin	-	7	3	-	-

Die Mindestpflanzenanzahl je Hektar ist je nach Baumart unterschiedlich. Für Fichte und Tanne werden 2500 Pflanzen je Hektar genannt, für Lärche 2000 und für Edellaubbaumarten rund 1600 Pflanzen am Hektar (Weinfurter et al., 2004). Im Zuge dieser Auswertung wurde demnach, in Absprache mit den zuständigen Revierleiter und Forsteinrichter, eine Mindestpflanzenanzahl je Hektar von 2000 Stück bestimmt.

Diese 2000 Pflanzen wurden für die Auswertung nur dann berücksichtigt, wenn sie im Sinne des Forstgesetzes als gesichert angesehen wurden. Voraussetzung hierfür ist neben einer ausreichenden Pflanzzahl und keinen erkennbaren Gefährdungen für den Jungwuchs, das erfolgreiche Anwachsen der Pflanzen über mindestens drei Wachstumsperioden (ForstG, 1975). Um all diese Faktoren zu berücksichtigen, wurden für die Auswertung nur jene Bäume berücksichtigt, welche zum Aufnahmezeitpunkt die Höhenklasse 3, das heißt eine Sprosslänge von mindestens 50,1cm erreichten.

3.4.5 Blow up Faktor

Um die erhobenen Punktdaten auf die Verjüngungsfläche hochzurechnen, wurde jeder Baum, welcher in den Probekreis fiel, mit einem sogenannten „Blow Up Faktor“ multipliziert, um eine Aussage je Hektar treffen zu können. Der Blow Up Faktor ergibt sich durch Division der Fläche eines Hektars (10.000m²) durch die Probekreisfläche (12,5m²). Daraus lässt sich ein Blow Up Faktor von 800 ableiten. Anschließend wurden die Werte aller Probekreisflächen gemittelt und für die weitere Berechnung herangezogen.

4. ERGEBNISSE

4.1 Stammzahl am Hektar abhängig von der Standortseinheit

Zunächst sollte geprüft werden, ob sich die Stammzahlen der Verjüngungsflächen in Abhängigkeit ihrer Standortseinheiten unterscheiden. Die forstlichen Standortstypen der ÖBf AG charakterisieren dabei die Standorte hinsichtlich ihrer Wüchsigkeit. Folgende Hypothese sollte untersucht werden:

Unterscheiden sich die Standortseinheiten hinsichtlich ihrer gesicherten (Sprosslänge >50cm) Stammzahl am Hektar?

Die Prüfung erfolgte mittels eines Tukey- Tests im Programm R.

Tabelle 12: ANOVA Unterscheidung Standortseinheiten hinsichtlich Stammzahl; Df= Freiheitsgrade, Sum Sq= Quadratsumme, Mean SQ= Mittel der Quadratsumme, F Value= F- Wert, Pr(<F)= Signifikanz

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Standortseinheit	3	0.705	0.2349	0.52	0.67
Residuals	46	20.768	0.4515		

Tabelle 13: TukeyHSD Unterscheidung Standortseinheiten hinsichtlich Stammzahl; diff= Differenzen der Mittelwerte, lwr= untere Grenze Vertrauensintervall, upr= obere Grenze Vertrauensintervall, p adj= Signifikanz

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
STOE 21- STOE 11+13	0.149406667	-0.7461016	1.0449149	0.9703129
STOE 22- STOE 11+13	0.153776818	-0.6711048	0.9786585	0.9593710
STOE 23+32- STOE 11+13	0.141357000	-1.0662339	0.6471127	0.9768912
STOE 22-STOE21	0.004370152	-0.6383724	0.7835199	0.9999978
STOE 23+32- STOE 21	0.290763667	-0.9782007	0.4761038	0.7440427
STOE 23+32- STOE 22	0.295133818	-1.0576311	0.3879331	0.6598268

Mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit konnte nicht nachgewiesen werden, dass sich die verschiedenen Gruppen der Standortstypen hinsichtlich ihrer gesicherten Stammzahl unterscheiden. Der Effekt der verschiedenen Standortstypen wird daher in den folgenden Auswertungen nicht weiter berücksichtigt (Tab 12, Tab. 13). Abbildung 25 verdeutlicht die Verteilung der gesicherten Stammzahlen je ha über die verschiedenen Standortseinheiten. Die y- Achse dieser Grafik wurde logarithmisch skaliert, um eine bessere Lesbarkeit der Darstellung zu erreichen. Dies wurde auch für alle folgenden Grafiken die Stammzahl am Hektar betreffend beibehalten

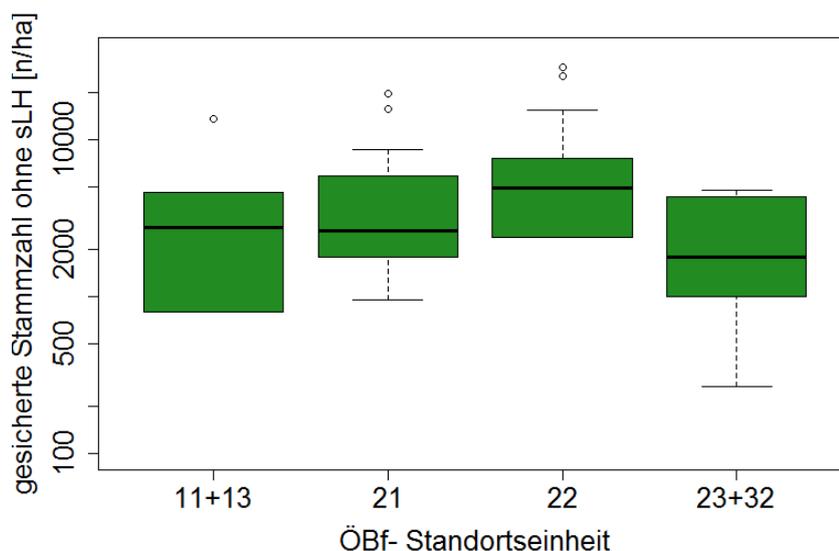


Abbildung 25: Verteilung der gesicherten Stammzahl in Abhängigkeit der ÖBf- Standortseinheit

Über alle Verjüngungsflächen ergab sich somit eine mittlere gesicherte Stammzahl ohne die sonstigen Laubhölzer von 5351,48 Pflanzen am Hektar. Werden alle Höhenklassen sowie die Kategorie „sonstige Laubhölzer“ berücksichtigt, ergibt sich eine mittlere Stammzahl von 7074,96 Jungbäumen am Hektar. In Abbildung 26 wird wiederum die Verteilung dieser Stammzahlen auf die einzelnen Standortseinheiten dargestellt.

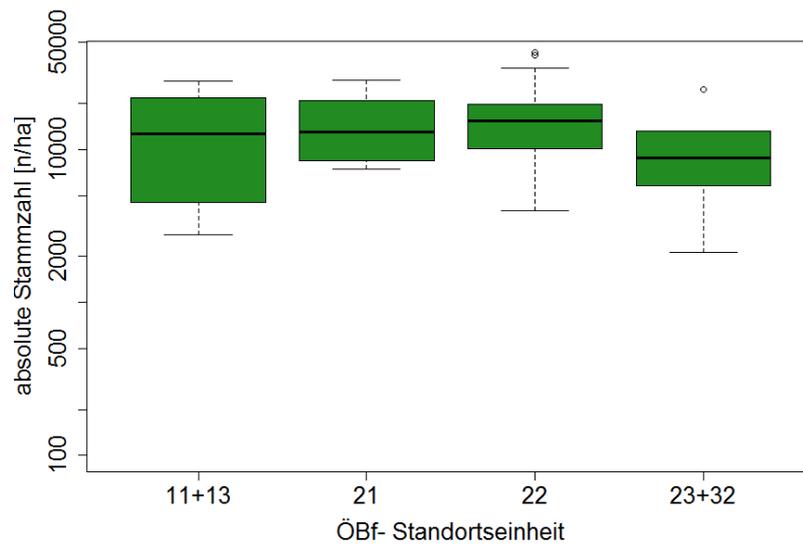


Abbildung 26: Verteilung der absoluten Stammzahl in Abhängigkeit der ÖBf- Standortseinheit

4.2 Stammzahl in Abhängigkeit von der Seehöhe

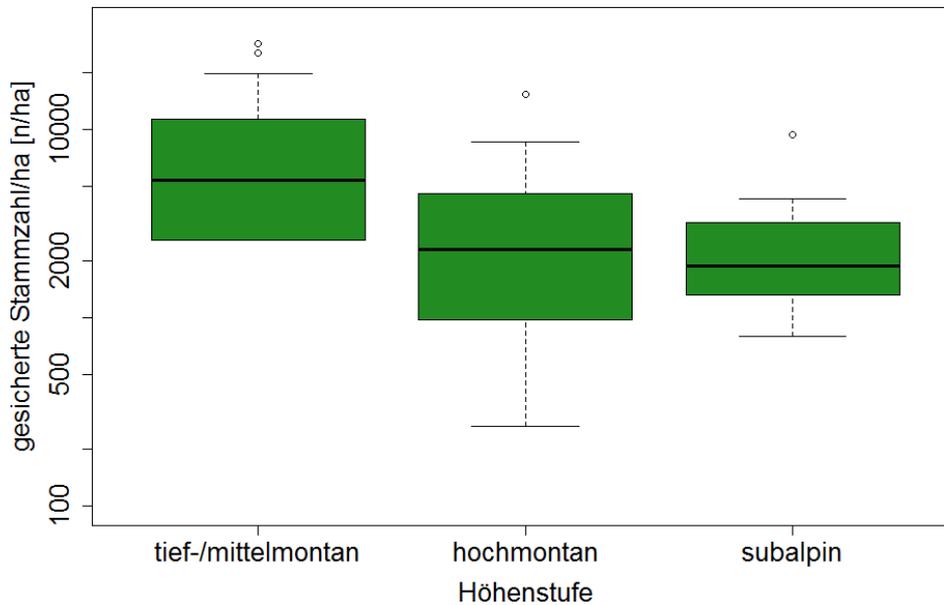


Abbildung 27: gesicherte Stammzahl auf den Probeflächen im Bezug zur Höhenstufe

Um zu prüfen, ob die Seehöhenstufen den Verjüngungserfolg beeinflussen, wurde wiederum ein Tukey- Test in R durchgeführt (Tab.14, Tab. 15). Die zu überprüfende 0-Hypothese lautete: „Die einzelnen Höhenstufen unterscheiden sich nicht hinsichtlich der gesicherten Stammzahl am Hektar.“

Tabelle 14: ANOVA Unterscheidung Seehöhe hinsichtlich Stammzahl

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Höhenstufe	2	0.676	0.3378	0.763	0.472
Residuals	47	20.798	0.4425		

Tabelle 15: TukeyHSD Unterscheidung Seehöhe hinsichtlich Stammzahl

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
tief-/mittelmontan-hochmontan	0.21679590	-0.3121542	0.745746	0.5855680
tief-/mittelmontan-subalpin	0.25357600	-0.3241630	0.831315	0.5419772
subalpin-hochmontan	-0.03678009	-0.6515642	0.578004	0.9885123

Somit konnte mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit nicht nachgewiesen werden, dass sich die gesicherte Stammzahl pro Hektar der Verjüngungsflächen, signifikant über die einzelnen

Höhenstufen unterscheiden. Die mittlere gesicherte Stammzahl (ohne sonstige Laubhölzer) beträgt für die tief-/mittelmontane Stufe 8048,19, für die hochmontane Stufe 3629,13 und abschließend für die subalpine Stufe 2704,00 Pflanzen am Hektar (Abb. 27). Ein leichter, wenn auch nicht signifikanter Trend zu abnehmenden Stammzahlen mit zunehmender Höhenstufe konnte daher festgestellt werden. Betrachtet man Stammzahl und Seehöhe jedoch nur auf Basis der einzelnen Probeflächen, ergibt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Seehöhe und Stammzahl (Abb. 28). Auf Ebene der Probeflächen kommt es also zu einer abnehmenden Stammzahl mit zunehmender Seehöhe (Tab. 16).

Tabelle 16: Analyse der Slope- Parameter Stammzahl/Seehöhe

Residuals				
Minimum	1. Quantile	Median	3. Quantile	Max
-3.5030	-0.1767	0.0688	0.2739	0.8143
Koeffizienten	Schätzung	Standartfehler	T- Wert	Signifikanz
Schnittpunkt	4.1569306	0.3143410	13.244	<2e ⁻¹⁶
mittlere Seehöhe	-0.0006919	0.0002947	-2.348	0.0231 *

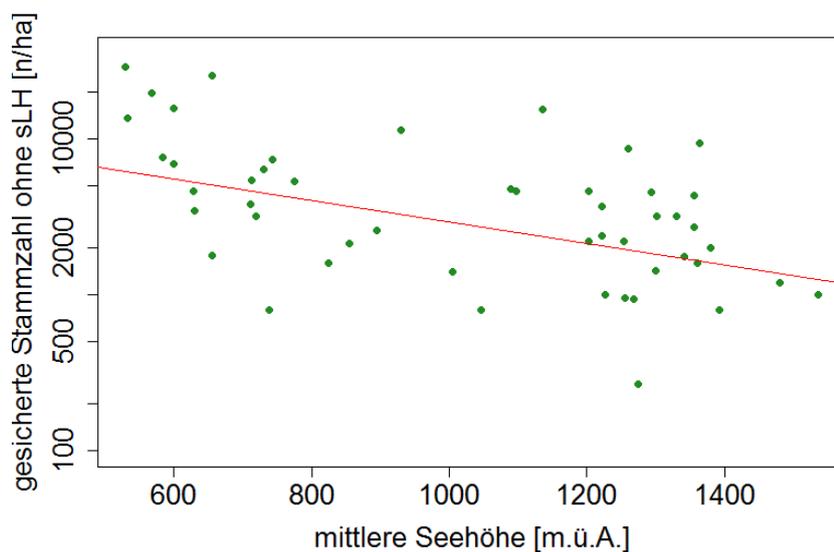


Abbildung 28: Verteilung der gesicherten Stammzahl über Seehöhe

4.3 Einfluss von regulärer bzw. kalamitätsbedingter Bewirtschaftung

Weiters soll die Forschungsfrage geklärt werden, ob reguläre Nutzungen im Vergleich zu kalamitätsbedingten und somit „erzwungenen“ Erntemaßnahmen einen höheren Verjüngungserfolg aufweisen. Eine reguläre Nutzung kann zum Beispiel auf vorhandene Vorverjüngung mehr Rücksicht nehmen als eine Kalamitätsnutzung, welche quasi zufällig und unvorhergesehen anfällt. Eine waldbauliche Planung und jahrelange Bestandespflege zur Verjüngung der Bestände wird im Falle einer Kalamität innerhalb weniger Momente zunichte gemacht. Im Folgendem soll untersucht werden, ob geplante Nutzungen den Verjüngungserfolg tatsächlich positiv beeinflussen. Dazu wurden die Stammzahlen von 30 Verjüngungsflächen, welche durch reguläre Eingriffe entstanden sind, jenen 20 Verjüngungsflächen, welche durch Kalamitäten entstanden sind, gegenüber gestellt und mittels T-Test geprüft (Tab. 17).

Tabelle 17: T-Test Regulär- Kalamität; mean= Mittelwert, t= T- Wert, df= Freiheitsgrade, p-value= Signifikanz

T-Test		mean "Kalamität"	mean "Regulär"
t=	1.9219	3.646228	3.318819
df=	47682		
p-value=	0.0606		

Mit einem errechneten p- Wert von 0,0606 ist der Unterschied marginal signifikant. Mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit konnte also kein Unterschied zwischen regulären und kalamitätsbedingten Nutzungen hinsichtlich der gesicherten Stammzahl festgestellt werden. Das doch sehr knappe Ergebnis sollte bei der weiteren Interpretation der Auswertungen berücksichtigt werden. Die mittlere gesicherte Stammzahl (ohne sonstige Laubhölzer) aller regulären Nutzungen beträgt für die regulären Nutzungen 4014,06 Stämme am Hektar, während die Kalamitätsnutzungen im Mittel 7357,60 Jungpflanzen pro Hektar aufweisen (Abb. 29).

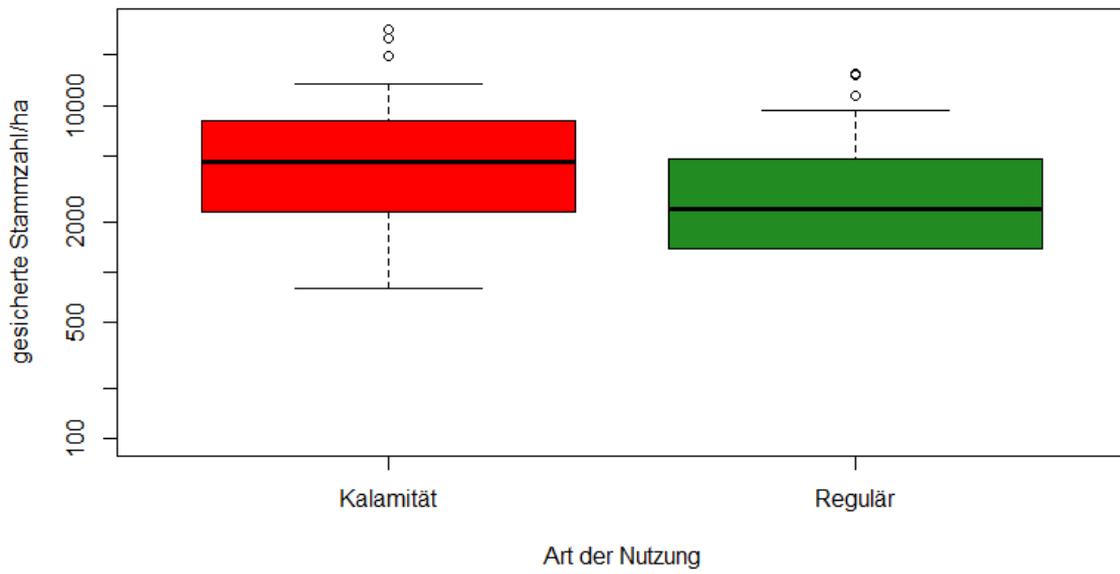


Abbildung 29: gesicherte Stammzahl auf den Probeflächen in Abhängigkeit der Nutzungsart

4.4 Einfluss der Eingriffsform

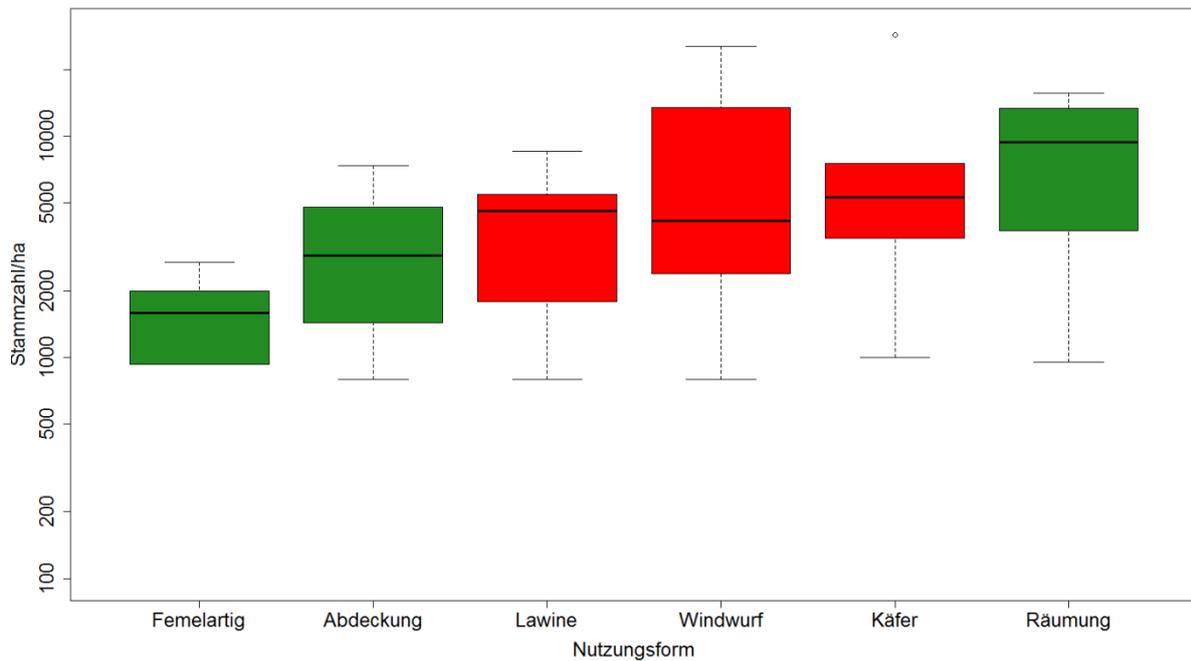


Abbildung 30: gesicherte Stammzahl in Abhängigkeit der Nutzungsform

Mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit konnte nachgewiesen werden, dass es Unterschiede hinsichtlich der mittleren Stammzahlen der verschiedenen Eingriffsarten gibt (Tab. 18).

Die Berechnung über alle Nutzungsarten hinweg ergibt statistisch signifikante Unterschiede hinsichtlich der Stammzahl nach Räumungen (8584,85 Stämme/ha) und femelartigen Nutzungen (1377,11 Stämme/ha), sowie nach Käferkalamitäten (9191,20 Stämme/ha) und Lawinen (4231,00 Stämme/ha) (Abb. 30). Des Weiteren ist der Unterschied in der gesicherten Stammzahl (ohne sonstigem Laubholz) zwischen femelartigen Nutzungen und Kalamitätsnutzungen aufgrund von Borkenkäferbefall mit einem p-Wert von 0,06 marginal statistisch signifikant (Tab. 19).

Tabelle 18: ANOVA Stammzahl - Nutzungsform

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Nutzungsform	5	5.924	1.849	3.353	0.0119
Residuals	44	15.549	0.3534		

Tabelle 19: TukeyHSD Stammzahl Nutzungsform

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
Femelartig-Abdeckung	-0.67112514	-1.42771310	0.08546282	0.1084188
Lawine-Abdeckung	0.28090399	-0.64168562	1.20349360	0.9426639
Käfer-Abdeckung	0.05820723	-0.86438238	0.98079684	0.9999651
Räumung-Abdeckung	0.35048053	-0.46926185	1.17022291	0.7974774
Windwurf-Abdeckung	0.24614453	-0.48705535	0.97934440	0.9154381
Käfer-Femelartig	0.95202913	-0.03570154	1.93975980	0.0646630
Lawine-Femelartig	0.72933237	-0.25839830	1.71706304	0.2585923
Räumung-Femelartig	1.02160567	0.12918320	1.91402814	0.0165093
Windwurf-Femelartig	0.91726967	0.10362211	1.73091723	0.9910380
Lawine-Käfer	-0.22269677	-1.34267807	0.89728454	0.0189758
Räumung-Käfer	0.06957654	-0.96732467	1.10647774	0.9999526
Windwurf-Käfer	-0.03475946	-1.00469173	0.93517280	0.9999979
Räumung-Lawine	0.29227330	-0.74462790	1.32917451	0.9583029
Windwurf-Lawine	0.18793730	-0.78199496	1.15786957	0.9920415
Windwurf-Räumung	-0.10433600	-0.97701840	0.76834641	0.9991937

Um zu prüfen ob innerhalb der regulären bzw. kalamitätsbedingen Nutzungen signifikante Unterschiede im Verjüngungserfolg zu erkennen sind, wurden zwei separate Varianzanalysen (Tab. 20, Tab. 22) sowie Tukey-Tests durchgeführt (Tab. 21, Tab. 23).

Tabelle 20: ANOVA Stammzahl reguläre Nutzungsformen

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Nutzungsform	2	4.485	2.2424	5.141	0.0128
Residuals	27	11.777	0.4362		

Tabelle 21: TukeyHSD Stammzahl reguläre Nutzungsformen

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
Femelartig- Abdeckung	-0.6711251	-1.3707505	0.02850018	0.0619658
Räumung- Abdeckung	0.3504805	-0.4075444	1.10850544	0.4946687
Räumung- Femelartig	1.0216057	0.1963727	1.84683867	0.0130087

Somit konnte mit 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit nachgewiesen werden, dass sich die verschiedenen regulären Eingriffsarten hinsichtlich ihrer mittleren gesicherten Stammzahl am Hektar unterscheiden (Tab 20). Den größten und statistisch signifikanten Unterschied gab es zwischen femelartigen Nutzungen (1377,11 Stämme/ha) und Räumungen (8584,85

Stämme/ha). Der Unterschied zwischen femelartigen Nutzungen und Abdeckungen (3423,85 Stämme/ha) ist mit einem P-Wert von 0,06 bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% gerade eben nicht signifikant (Tab. 21). Im Mittel liegen die Stammzahlen der Femelung also um 7207,74 Stämme/ha unter jenen der Räumung, beziehungsweise um 2046,74 Stämme/ha unter jenen der Abdeckung.

Für die kalamitätsbedingten Nutzungen stellt sich das Bild folgendermaßen dar: Mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit konnte innerhalb der Kalamitätsnutzungen kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der gesicherten Stammzahl festgestellt werden (Tab. 22 Tab. 23).

Tabelle 22: ANOVA Stammzahl kalamitätsbedingte Nutzungsformen

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Nutzungsform	2	0.153	0.07666	0.346	0.713
Residuals	17	3.772	0.22186		

Tabelle 23: TukeyHSD Stammzahl kalamitätsbedingte Nutzungsformen

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
Lawine - Käfer	-0.22269677	-0.9869178	0.5415243	0.7391348
Windwurf - Käfer	-0.03475946	-0.6965943	0.6270754	0.9900480
Windwurf - Lawine	0.18793730	-0.4738975	0.8497721	0.7502794

4.5 Einfluss des Nutzungszeitpunktes

Des Weiteren sollte untersucht werden, ob der Zeitpunkt der Nutzung Einfluss auf den Verjüngungserfolg beziehungsweise die gesicherte Stammzahl am Hektar nimmt. Dazu wurden die Probeflächen wiederum in reguläre und kalamitätsbedingte Nutzungen unterteilt. Zusätzlich wurden die Nutzungen in zwei weitere Gruppen gegliedert: Jene Nutzungen, welche vor 2006 getätigt wurden, und jene, welche ab dem Jahr 2006 genutzt wurden.

Tabelle 24: ANOVA Stammzahl- Nutzungszeitpunkt

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Nutzungsform	3	2.416	0.8052	1.944	0.136
Residuals	46	19.057	0.4143		

Tabelle 25: TukeyHSD Stammzahl- Nutzungszeitpunkt

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
Kalamität vor 2006-Kalamität ab 2006	-0.3063	-1.1435225	0.53078811	0.763992
Regulär ab 2006-Kalamität ab 2006	-0.6250	-1.3163156	0.06620087	0.089283
Regulär vor 2006-Kalamität ab 2006	-0.3002	-0.9044993	0.30408470	0.552572
Regulär ab 2006-Kalamität vor 2006	-0.3186	-1.1894195	0.55203916	0.763930
Regulär vor 2006-Kalamität vor 2006	0.0061	-0.7972705	0.80959032	0.999996
Regulär vor 2006-Regulär ab 2006	0.3248	-0.3251571	0.97485729	0.547651

Es konnte zwar bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit kein Unterschiede hinsichtlich der gesicherten Stammzahl festgestellt werden (Tab. 25), jedoch kam es bei den regulären und kalamitätsbedingten Nutzungen ab dem Jahr 2006 zu einem eher niedrigen p- Wert von 0,08 (Tab. 26). Dies deutet auf eine Tendenz hin, dass sich reguläre Nutzungen nach 2006 schlechter verjüngt haben als kalamitätsbedingte Nutzungen.

4.6 Einfluss der Nutzungsgröße

Um den Einfluss der Nutzungsgröße zu prüfen, wurde wiederum eine Varianzanalyse (Tab. 26) und ein TukeyHSD – Test (Tab. 27) durchgeführt.

Tabelle 26: ANOVA Stammzahl- Nutzungsgröße

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Eingriffsgröße	2	0.37	0.1848	0.412	0.665
Residuals	47	21.10	0.4490		

Tabelle 27: TukeyHSD Stammzahl- Nutzungsgröße

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
klein-groß	-0.05748147	-0.8025926	0.6876297	0.9809750
mittel-groß	0.14309119	-0.4709442	0.7571266	0.8398048
mittel-klein	0.20057266	-0.3891891	0.7903344	0.6907241

Somit konnte ein Einfluss der Nutzungsgröße auf die mittlere gesicherte Stammzahl am Hektar, bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit, nicht nachgewiesen werden.

4.7 Einfluss von Kulturtätigkeit

Um zu prüfen, ob durchgeführte Kulturarbeiten auf den Verjüngungsflächen einen Einfluss auf die gesicherte Stammzahl erkennen lassen, wurden die gesicherten Stammzahlen mithilfe eines t-Tests verglichen (Tab 28). 17 natürlich verjüngte Flächen standen 33 Verjüngungsflächen mit durchgeführten Kulturtätigkeiten gegenüber. Auf diesen Flächen wurde künstlich aufgeforstet beziehungsweise bestehende Naturverjüngung durch Pflanzung ergänzt.

Tabelle 28: T-Test Einfluss Kulturtätigkeit

T-Test		mean "Kultur"	mean "NVJ"
t=	0.36146	3.471120	3.408362
df=	45.651		
p-value=	0.7194		

Aufgrund des durchgeführten t-Tests konnte mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der gesicherten Stammzahl nachgewiesen werden.

4.8 Einfluss der Beweidung

Des Weiteren sollte der Einfluss der Beweidung auf die Verjüngungsflächen dargestellt werden. 16 der 50 Probeflächen wiesen Spuren von regelmäßigem Weidegang auf. Die statistische Prüfung der Werte erfolgte mittels t-Test (Abb. 29).

Tabelle 29: T-Test Einfluss Beweidung

T-Test		mean "unbeweidet"	mean "beweidet"
t=	0.53317	3.511623	3.420681
df=	44.682		
p-value=	0.5966		

Mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit konnte kein Unterschied hinsichtlich der Stammzahlen zwischen beweideten und unbeweideten Flächen festgestellt werden. Ein weiterer Tukey-Test (Tab. 30, Tab. 31) welcher zusätzlich die Intensität der Beweidung berücksichtigt, konnte ebenso keinen signifikanten Unterschied feststellen (Abb. 31).

Tabelle 30: ANOVA Stammzahl- Weide

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Weide	2	0.31	0.1548	0.344	0.711
Residuals	47	21.16	0.4503		

Tabelle 31: TukeyHSD Stammzahl- Weideintensität

Tukey HSD	diff	lwr	upr	p adj
intensiv-extensiv	0.2705714	-0.6670370	1.2081799	0.7655951
unbeweidet-extensiv	0.1119860	-0.7464432	0.9704152	0.9466003
unbeweidet-intensiv	-0.1585854	-0.7038797	0.3867089	0.7624233

Anzumerken sei hierbei aber, dass der Stichprobenumfang der extensiv beweideten Flächen mit n=4 im Vergleich zu den unbeweideten Flächen (n=34) relativ klein war.

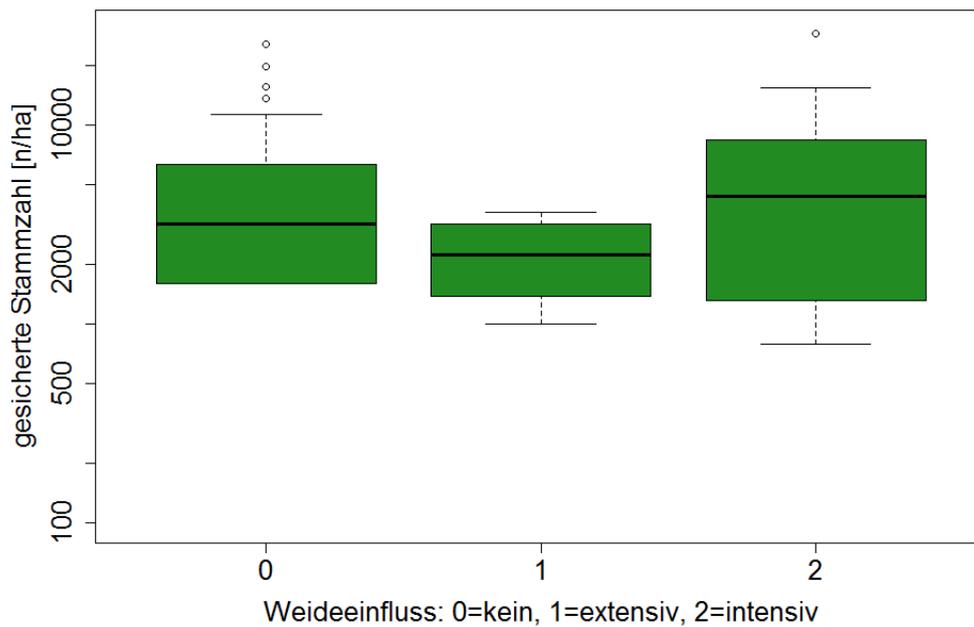


Abbildung 31: gesicherte Stammzahl der Probeflächen in Abhängigkeit der Beweidungsintensität

4.9 Einfluss durch Verbiss und Fegen

Das Verbissprozent wurde über alle Flächen hinweg getrennt nach Baumarten berechnet und ist in Tabelle 29 ersichtlich. Darüber hinaus wurden auch gefegte Bäumchen bei der Aufnahme berücksichtigt.

Tabelle 32: Wildeinfluss auf die einzelnen Baumarten, sonst. LH= sonstige Laubhölzer

Baumart	Gesamt [n]	verbissen[n]	Verbiss%	gefegt [n]	Fege%
Fichte	1243	80	6,40%	2	0,20%
Tanne	356	20	5,60%	2	0,60%
Ahorn	672	301	44,80%	0	0,00%
Birke	4	0	0,00%	0	0,00%
Buche	773	201	26,00%	0	0,00%
Eibe	2	0	0,00%	0	0,00%
Esche	209	68	32,50%	1	0,50%
Lärche	191	0	0,00%	10	5,20%
Ulme	13	4	30,80%	0	0,00%
sonst. LH	783	277	35,40%	2	0,30%
Zirbe	7	1	14,30%	0	0,00%

Um einen weiteren Einblick in die Verbissituation auf den Probeflächen zu erhalten, wurde das Verbissprozent für Reguläre- und Kalamitätsnutzungen gesondert berechnet und in tabellarischer Form gegenübergestellt (Tab. 33). In dieser Darstellung muss jedoch der Gesamtanzahl jeder Baumart in den zwei Gruppen unbedingt berücksichtigt werden.

Tabelle 33: Vergleich der Verbissprozente auf regulären und kalamitätsbedingten Probeflächen

Baumart	N Kalamität	Verbiss% Kalamität	N Regulär	Verbiss% Regulär	Differenz
Fichte	420	16,67%	823	1,22%	15,45%
Tanne	29	3,45%	327	5,81%	-2,36%
Ahorn	462	55,63%	210	20,95%	34,68%
Birke	4	0,00%	0	0,00%	0,00%
Buche	320	52,81%	453	7,06%	45,75%
Eibe	1	0,00%	1	0,00%	0,00%
Esche	195	31,79%	14	42,86%	-11,06%
Lärche	86	0,00%	105	0,00%	0,00%
Ulme	8	12,50%	5	60,00%	-47,50%
sonst. LH	411	36,25%	372	34,41%	1,84%
Zirbe	4	25,00%	3	0,00%	25,00%

Vor allem bei den stammzahlmäßig am häufigsten vorkommenden Baumarten, wie Fichte, Ahorn, Buche und Esche scheint die Verbissintensität auf den Kalamitätsnutzungen höher zu sein als auf regulären Schlagflächen.

4.10 Biotische und abiotische Einflüsse



Abbildung 32: Gallmückenbefall an Fichte

Zusätzlich wurden bei den Aufnahmen biotische und abiotische Schädigungen an den Jungpflanzen angesprochen und vermerkt (Abb. 32). Eine weitere Untergliederung zur genauen Ansprache des Schadverursachers erfolgte nicht. Doch konnte festgestellt werden, dass die häufigsten biotischen Schäden an Esche durch das Eschentriebsterben und bei Fichte durch den schwarzen Schneeschimmel hervorgerufen wurden. Bei den abiotischen Schäden waren Schäden durch Schnee am häufigsten. Aufgrund der eher geringen Schadprozentage durch abiotische und biotische Faktoren wurde auf eine weitere Untersuchung getrennt nach regulären und kalamitätsbedingten Nutzungen verzichtet (Tab. 34).

Tabelle 34: biotische und abiotische Schädigungen der erhobenen Pflanzen

Baumart	Gesamt [n]	biotisch [n]	biotisch%	abiotisch [n]	abiotisch%
Fichte	1243	28	2,30%	75	6,00%
Tanne	356	0	0,00%	3	0,80%
Ahorn	672	0	0,00%	10	1,50%
Birke	4	0	0,00%	0	0,00%
Buche	773	0	0,00%	13	1,70%
Eibe	2	0	0,00%	0	0,00%
Esche	209	73	34,90%	0	0,00%
Lärche	191	1	0,50%	24	12,60%
Ulme	13	0	0,00%	0	0,00%
sonst. LH	783	1	0,10%	15	1,90%
Zirbe	7	0	0,00%	1	14,30%

4.11 Analyse der Verjüngungsziele

4.11.1 Baumartenverteilung im Vergleich zu Operat

Tabelle 35 stellt die Baumartprozent der vorliegenden Erhebung jenen des Operates von 2006-2016 gegenüber. Die Spalte „Operat“ stellt die Flächenanteile der jeweiligen Baumart in der Altersklasse I, sprich in einem Bestandesalter von 1-20 Jahren, dar. Die Spalte „Aufnahme“ wiederum gibt den prozentualen Anteil der jeweiligen Baumart an der Gesamtzahl der erhobenen Bäumchen, ohne Aufnahmekategorie „sLH- sonstiges Laubholz“, wieder. In den Zeilen „sonst LH“ bzw. „sonst NH“ wurden wie im Operat alle forstlich relevanten Baumarten zusammengefasst, welche nicht zu den jeweils angeführten Hauptbaumarten zählen (zum Beispiel Zirbe, Eibe, Ruster).

Tabelle 35: Baumartenverteilung Aufnahme- Operat, sonst. LH= sonstige Laubhölzer, sonst. NH= sonstige Nadelhölzer

Baumart	Aufnahme [% der erhobenen Bäume]	Operat [% der AKL- Fläche I]	Differenz zu Operat [%]
Ahorn	19%	4%	15%
Buche	22%	17%	5%
Esche	6%	3%	3%
sonst. LH	0%	0%	0%
Fichte	36%	67%	-31%
Tanne	10%	2%	8%
Lärche	6%	7%	-1%
sonst. NH	0%	0%	0%
Laubholz	48%	25%	23%
Nadelholz	52%	75%	-23%

Hierbei zeigt sich eine Zunahme von 23 % der Laubhölzer im Jungwuchs. Vor allem der Ahorn scheint dabei als treibender Faktor dieses Aufschwungs. Ebenso erfreulich zeigt sich ein scheinbarer Aufwärtstrend der Tanne von mageren 2% auf 10%. Im Hinterkopf sollte man jedoch die unterschiedlichen Erhebungsvarianten bewahren, sowie die unterschiedlichen Stichprobenumfänge berücksichtigen. Auch wurden in den Erhebungen dieser Masterarbeit nur unbehandelte Bestände untersucht, welche noch keiner Jungwuchspflege unterzogen worden sind.

4.11.2 Stammzahl auf den Probeflächen

Von den 50 ausgewählten Verjüngungsflächen erreichten 17 Flächen die vorgegebene Stammzahl von 2000 gesicherten Jungpflanzen am Hektar nicht. Diese Probeflächen wurden für die weitere Analyse der Baumartenzusammensetzung nicht berücksichtigt (Tab. 36).

Tabelle 36: Waldorte welche Mindeststammzahl nicht aufweisen konnten

Nr.	Name	Kategorie	Nutzung	Nutzungsart	STOE	Höhenstufe	Jahr	Weide	Kultur	N/ha
2	Fangschläge Sarstein	Standortschutzwald	Regulär	Femelung	21	tief-/mittelmontan	2010	nein	ja	1592
5	Lawine Koppenwinkel	Standortschutzwald	Kalamität	Lawine	21	tief-/mittelmontan	2000	nein	nein	1790
7	kl. Rothengraben links	Standortschutzwald	Kalamität	Lawine	13	tief-/mittelmontan	2007	nein	nein	796
12	Langstrecke Eisgrube	Standortschutzwald	Regulär	Plenterung	21	subalpin	2000	extensiv	nein	1751
16	ober Mitterwand	Wirtschaftswald	Regulär	Femelung	22	tief-/mittelmontan	2010	nein	ja	0
18	Grubalm 1. Stichweg	Wirtschaftswald	Regulär	Räumung	21	hochmontan	2005	nein	nein	955
27	Schrattlboden	Wirtschaftswald	Regulär	Abdeckung	32	hochmontan	2011	nein	ja	1393
29	Eibenriedln	Wirtschaftswald	Regulär	Vorlichtung	23	hochmontan	1998	extensiv	nein	995
30	Reifeneck	Wirtschaftswald	Regulär	Femelung	23	hochmontan	2004	nein	nein	265
33	Sieg Ende	Objektschutzwald	Regulär	Abdeckung	13	hochmontan	2011	nein	ja	796
35	Steinberg Sollingerkogel	Wirtschaftswald	Regulär	Plenterung	23	hochmontan	2002	nein	nein	928
36	Kahlhieb Dammwiese	Wirtschaftswald	Regulär	Kahlhieb	22	subalpin	2002	nein	ja	1592
41	Zubringer Hochkirchental	Standortschutzwald	Regulär	Plenterung	22	subalpin	2001	nein	ja	1989
47	Fangschlag Rossalm Weiderost	Wirtschaftswald	Regulär	Abdeckung	32	subalpin	2011	intensiv	ja	1432
48	Hochwurzlen	Wirtschaftswald	Kalamität	Windwurf	22	subalpin	2004	intensiv	ja	796
49	Schreierschlag	Wirtschaftswald	Regulär	Abdeckung	22	subalpin	2004	intensiv	ja	1194
50	Hubschrauber Schreierkogel	Standortschutzwald	Kalamität	Käfer	11	subalpin	2008	intensiv	ja	995

Abbildung 33 stellt die Verteilung dieser Standorte hinsichtlich der Höhenstufe dar.

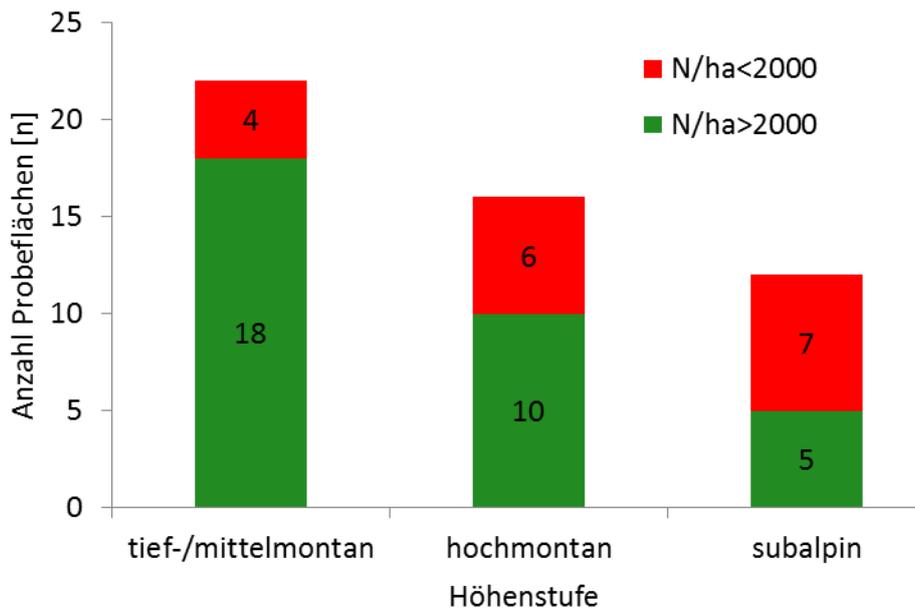


Abbildung 33: Erfüllung der Mindeststammzahl von 2000 Pfl./ha in Abhängigkeit der Höhenstufe

Über alle Höhenstufen hinweg erreichten also 34.0% der Flächen die vorgegebene Stammzahl nicht. In der tief-/mittelmontanen Stufe waren dies 18.2% der Flächen. In der hochmontanen Stufe erreichten 37.5% der Flächen die Stammzahl nicht, subalpin waren es sogar 58.3% der Flächen (Abb 33).

Abbildung 34 verdeutlicht die Verteilung der Verjüngungsflächen abhängig von der Nutzungsart und Zeitpunkt der Nutzung. Darüber hinaus wird die Anzahl jener Flächen dargestellt, welche die erforderliche Stammzahl nicht erreicht haben.

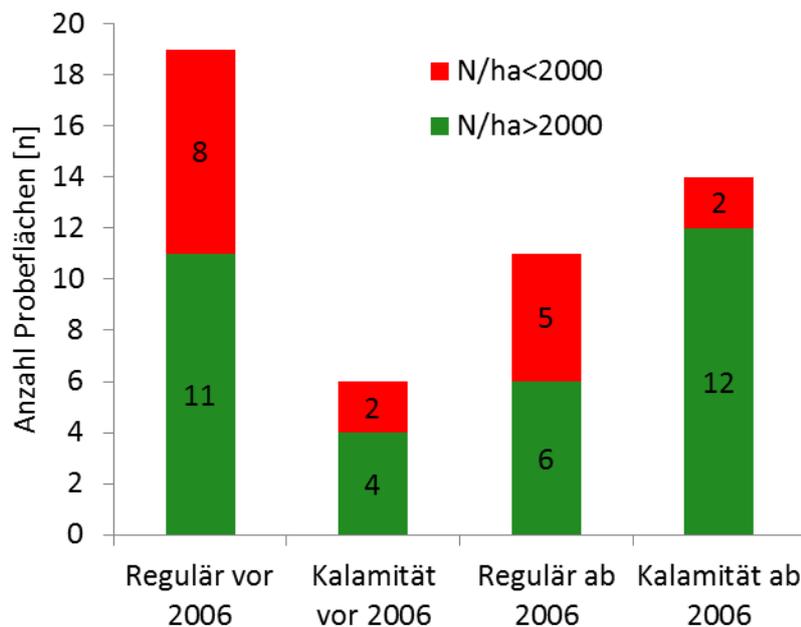


Abbildung 34: Erfüllung der Mindeststammzahl von 2000 Pfl./ha in Abhängigkeit von Nutzungsart und Nutzungszeitpunkt

Auffallend hierbei ist, dass vor allem viele der regulär entstandenen Verjüngungsflächen die erforderliche Mindeststammzahl nicht erreichen. So weisen insgesamt 43.3 % aller regulären Nutzungen eine zu geringe Bestockung auf. Im Falle der Kalamitätsnutzungen sind dies nur 20.0% der Nutzungen (Abb. 34). Anzumerken ist hierbei, dass von diesen 13 unterbestockten Flächen alleine 4 Flächen eine Stammzahl von mindestens 1500 Pflanzen pro Hektar erreichen, und sich das Bild somit auf den zweiten Blick nicht ganz so dramatisch darstellt (Tab. 36).

Interessant ist ebenso, dass von den 17 unterbestockten Flächen alleine 10 im Wirtschaftswald liegen, 6 Flächen im Standortschutzwald sowie eine Fläche im Objektschutzwald.

Der Einfluss von Kulturtätigkeiten auf die Stammzahl wurde in einem vorangegangenen Kapitel bereits eingehend untersucht. Auch in dieser Auswertung zeigt sich, dass sich kein

ausgesprochener Vorteil hinsichtlich der Stammzahl ergibt. So konnten trotz Pflanzung 10 Flächen die erforderliche Stammzahl nicht erreichen.

4.11.3 Analyse der Baumartenanteile

Die 33 verbliebenen Standorte, welche eine ausreichende Stammzahl aufweisen, wurden im Zuge der weiteren Untersuchung einer Analyse hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung unterzogen. Dabei erfolgte wiederum ein SOLL-IST Vergleich der Baumartenanteile. Als SOLL- Werte dienten die festgelegten Verjüngungsziele, welche in Tabelle 11 dargestellt sind.

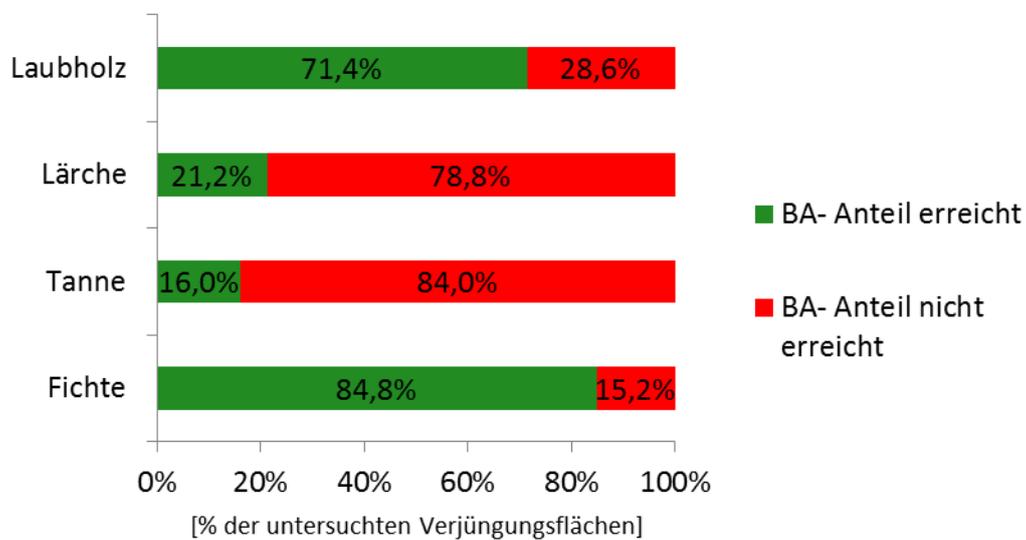


Abbildung 35: Prozentuale Erreichung des Verjüngungsziels in Abhängigkeit der einzelnen Baumarten

So konnte das Verjüngungsziel für Tanne nur in 16% der Fälle erreicht werden. Ebenso mager stellt sich das Bild für Lärche dar: in nur 21% der Fälle wuchsen genügend Lärchen in die gesicherte Höhenklasse ein (Abb. 35). Berücksichtigt wurden nur jene 33 Flächen, welche die erforderliche Mindeststammzahl aufwiesen. Im Folgenden soll nun für jede Baumart einzeln die Situation analysiert werden.

4.11.3.1 Fichte

Die Fichte ist in allen 33 Fällen Teil des Verjüngungszieles. In 28 Fällen wurde der erforderliche Fichtenanteil auch erreicht, nur in 5 Fällen wuchsen zu wenige Fichten in die oberen Höhenklassen ein (Tab. 37).

Tabelle 37: Probeflächen welche geforderten Fichtenanteil nicht erfüllten; rot= erforderliche Stammzahl nicht erreicht, grün= Stammzahl erreicht, grau= Baumart nicht im Bestockungsziel, Zahl hinter dem Schrägstrich gibt erforderliche Stammzahl an

Name	Kategorie	Art	STOE	Höhenstufe	Jahr	Weide	Kultur	N/ha	FI [N/ha]	TA [N/ha]	LA [N/ha]	LH [N/ha]
Koppen Landesgrenze unterhalb	Standortschutzwald	Windwurf	22	tief-/mittelmontan	2007	keine	ja	25465	477/800	0/200	637/600	24351/400
Osl- Alm	Wirtschaftswald	Käfer	22	tief-/mittelmontan	2011	keine	nein	3448	796/800	0/200	0/600	2653/400
Gelbe Wand	Wirtschaftswald	Lawine	22	tief-/mittelmontan	2009	keine	ja	5438	265/800	0/200	1194/600	3979/400
Sattelmalmstraße unterhalb	Wirtschaftswald	Räumung	23	subalpin	1998	intensiv	ja	4297	796/1400	637/0	0/600	2865/0
Hagelsturm Kirchtal	Standortschutzwald	Windwurf	21	subalpin	2001	keine	ja	3183	1114/1200	0/0	318/800	1751/0

So kommt es auf den Verjüngungsflächen „Osl-Alm“ und „Hagelsturm Kirchtal“ nur zu einer knappen Unterschreitung des vorgegebenen Baumartenanteils. Auffallend ist ein hoher Laubholzanteil, welcher sich über alle 5 Flächen bemerkbar macht. Darüber hinaus sei auf den hohen Tannenanteil der Fläche „Sattelmalmstraße unterhalb“ hingewiesen, welche im Sommer beweidet wird.

4.11.3.2 Tanne

Dramatischer stellt sich das Bild bei der Tanne dar. In nur 4 von insgesamt 25 Fällen, konnte genügend Tanne als gesichert angesprochen werden (Tab. 38).

Tabelle 38: Verjüngungsflächen mit ausreichender gesicherter Tannenverjüngung

Name	Kategorie	Art	STOE	Höhenstufe	Jahr	Weide	Kultur	N/ha	FI [N/ha]	TA [N/ha]	LA [N/ha]	LH [N/ha]
Blaikenalm oberhalb	Wirtschaftswald	Windwurf	22	hochmontan	2008	intensiv	ja	2387	1857/800	265/200	265/600	0/400
Lauterbach Stichweg	Wirtschaftswald	Abdeckung	23	hochmontan	2005	keine	nein	4576	1592/800	597/400	0/400	2387/400
Hirschlacken	Wirtschaftswald	Abdeckung	22	hochmontan	2011	extensiv	ja	3661	1114/800	955/200	0/600	1592/400
Werkstattkreuzung	Wirtschaftswald	Abdeckung	32	tief-/mittelmontan	2006	keine	ja	2122	1326/800	531/400	0/400	265/400

Die 2 Flächen „Lauterbach Stichweg“ und „Hirschlacken“ weisen unter allen Verjüngungsflächen die befriedigendsten Werte auf. Das gänzliche Ausbleiben der Lärche wird durch ausreichend Laubholz kompensiert. Beide Verjüngungsflächen liegen nahe an der oberen Grenze dieser Höhenstufe auf rund 1100-1200m Seehöhe. Das reiche Laubholzvorkommen muss also im ökologischen Sinne als durchwegs positiv betrachtet werden.

4.11.3.3 Lärche

Im vergangenen Dezenium wurden bei den durchgeführten Aufforstungen verstärkt Lärchen gesetzt. Erstaunlich dabei ist, dass nur 7 Verjüngungsflächen den gewünschten Lärchenanteil aufweisen konnten (Tab. 39). Auf all diesen Flächen wurde künstlich aufgeforstet. Bis auf eine Ausnahme sind diese Flächen auch nicht mit Weide belastet. Besonders erfreulich stellt sich die Situation auf der Verjüngungsfläche „Hochauwald“ dar. Hier wurden im Jahr 2003 zusätzlich einige Zirben gepflanzt, welche nun als gesichert angesehen werden können.

Tabelle 39: Verjüngungsflächen mit ausreichender gesicherter Lärchenverjüngung

Name	Kategorie	Art	STOE	Höhenstufe	Jahr	Weide	Kultur	N/ha	FI [N/ha]	TA [N/ha]	LA [N/ha]	LH [N/ha]	ZI [N/ha]
Koppen Landesgrenze unt.	Standortschutzwald	Windwurf	22	tief-/mittelmontan	2007	nein	ja	25465	477/800	0/200	637/600	24351/400	0/0
Gelbe Wand	Wirtschaftswald	Lawine	22	tief-/mittelmontan	2009	nein	ja	5438	265/800	0/200	1194/600	3979/400	0/0
Schoßlahngang rechts	Objektschutzwald	Lawine	11	tief-/mittelmontan	2009	nein	ja	4576	995/600	0/0	1194/600	2387/600	0/0
Hochauwald	Standortschutzwald	Räumung	21	subalpin	2002	nein	ja	3183	857/1200	0/0	928/800	0/0	398/0
Landtneralm links	Wirtschaftswald	Windwurf	22	hochmontan	2001	intensiv	ja	4576	3780/800	0/200	796/600	0/400	0/0
vor Zugweg Blaike	Wirtschaftswald	Abdeckung	23	hochmontan	2004	nein	ja	4775	3979/800	0/400	796/400	0/400	0/0
nach Blekargraben ob.	Standortschutzwald	Abdeckung	22	tief-/mittelmontan	2004	nein	ja	7361	4178/800	0/200	1592/600	1592/400	0/0

4.11.3.4 Laubholz

Um die Auswertung zu erleichtern, wurden die Baumarten Bergahorn, Birke, Buche, Esche und Ulme unter dem Begriff „Laubholz“ zusammengefasst. Alle anderen Laubbaumarten wurden im Zuge der Aufnahme als „sonstige Laubhölzer“ vermerkt und für die weitere Auswertung bezüglich Stammzahl und Baumartenanteile nicht weiter berücksichtigt. Die am häufigsten vorkommenden sonstigen Laubhölzer waren Hasel, Vogelbeere, Mehlbeere, Holunder, Weide und Faulbaum.



Abbildung 36: Stammzahlreiche Verjüngungsfläche „Koppenlacke“ in den Tallagen von Obertraun auf rund 550m Seehöhe

Insgesamt 28 Probeflächen hatten einen bestimmten Anteil an Laubholz in ihrem Bestockungsziel. 20 dieser Flächen konnten den erforderlichen Laubholzanteil auch aufweisen, lediglich auf 8 Flächen war nicht ausreichend gesicherte Laubholzverjüngung vorhanden (Tab. 40).

Tabelle 40: Probeflächen mit mangelnder Laubholzverjüngung

Name	Kategorie	Art	STOE	Höhenstufe	Jahr	Weide	Kultur	N/ha	FI [N/ha]	TA [N/ha]	LA [N/ha]	LH [N/ha]
NG Dürren	Standortschutzwald	Käfer	22	tief-/mittelmontan	2007	keine	nein	5305	5040/800	0/200	0/600	265/400
Im Schnecken	Standortschutzwald	Windwurf	21	hochmontan	2003	keine	ja	2188	2188/600	0/200	0/600	0/600
Baikenkögerl + Schlepper	Wirtschaftswald	Räumung	22	hochmontan	2004	intensiv	ja	15319	15319/800	0/200	0/600	0/400
Landtneralm links	Wirtschaftswald	Windwurf	22	hochmontan	2001	intensiv	ja	4576	3780/800	0/200	796/600	0/400
Blaikenalm oberhalb	Wirtschaftswald	Windwurf	22	hochmontan	2008	intensiv	ja	2387	1857/800	265/200	265/600	0/400
vor Zugweg Blaike	Wirtschaftswald	Abdeckung	23	hochmontan	2004	keine	ja	4775	3979/800	0/400	796/400	0/400
Werkstattkreuzung	Wirtschaftswald	Abdeckung	32	tief-/mittelmontan	2006	keine	ja	2122	1326/800	531/400	0/400	265/400
Schlag Hochkirchental Schneidkogel	Standortschutzwald	Abdeckung	21	tief-/mittelmontan	2008	keine	ja	2586	1989/600	0/200	398/600	199/600

Auffallend hierbei ist, dass in den meisten Fällen neben dem Laubholzanteil, auch der Lärchen- und Tannenanteil unbefriedigend ist. Lediglich die Fichte weist durchwegs hohe Stammzahlen auf. Als unterbestockt ist zwar keine der Flächen anzusehen, jedoch konnte die gewünschte Baumartenmischung nicht erreicht werden, da die Mischbaumarten entweder gänzlich fehlen oder in zu geringer Stammzahl vorhanden sind. Als möglicher Grund könnte

das Fehlen von geeigneten Samenbäumen im Altbestand genannt werden, welcher im Zuge der Aufnahme auch festgestellt wurde.

5. DISKUSSION

Im Zuge dieser Arbeit wurde durch die Aufnahme von Probekreisen eine Verjüngungsinventur auf ausgewählten Verjüngungsflächen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Arbeit dienen als Momentaufnahme der derzeitigen Verjüngungssituation im Forstrevier Hallstatt. Auf Bestandesebene ist eine Interpretation der Ergebnisse nur bedingt möglich, da der Stichprobenumfang je Schlagfläche keinesfalls ausreicht, um ein detailliertes und statistisch abgesichertes Abbild der Situation zu erhalten. Trotzdem sollen die Ergebnisse auf Bestandesebene für die weitere Bewirtschaftung nicht unberücksichtigt bleiben und können dazu dienen, auf Flächen mit mangelnder Bestockung Nachbesserungen durchzuführen. Darüber hinaus wurden sehr kleinflächige Nutzungen, wie sie meist durch Servitutsberechtigte ausgeübt werden, in diesen Aufnahmen nur unzureichend berücksichtigt. Mit diesen meist plenterartigen Eingriffe im Schleppergelände können vielerorts im Forstrevier günstige ökologische Bedingungen für zahlreiche Baumarten, allen voran die Tanne, geschaffen werden. Es sei auch auf die unterschiedlichen ökologischen Rahmenbedingungen der Standorte hingewiesen, welche die Verjüngungszeiträume, vor allem in den Hochlagen, enorm verlängern.

Reguläre- und kalamitätsbedingte Nutzungen

In dieser Arbeit konnte kein statistisch signifikanter Unterschied hinsichtlich der Stammzahl von kalamitätsbedingten beziehungsweise regulären Nutzungen nachgewiesen werden. Das Ergebnis ist jedoch mit einem p- Wert von 0,0606 äußerst knapp ausgefallen. Die Auswertungen liefern für die Kalamitätsbedingten Nutzungen eine mittlere gesicherte Stammzahl von 7357,6 Bäumen am Hektar, während die regulären Nutzungen 4014,06 Stämme aufweisen. Zwar konnte der Unterschied nicht statistisch abgesichert werden, aber es scheint, als wäre auf unvorhergesehenen Nutzungsflächen die Stammzahl tendenziell höher. Dieses Ergebnis ist in vielerlei Hinsicht spannend: Zum einem weil die Kalamitätsnutzungen eben zufällig und abrupt geschehen und somit die Verjüngungseinleitung der Fläche nicht mit waldbaulichen Handlungen gesteuert werden kann. Zum anderen sind die Kalamitätsflächen dieser Untersuchung tendenziell jünger (Abb.

22) und somit die Zeitspanne für die Etablierung der gesicherten Verjüngung kürzer. Trotz allem scheinen die Kalamitätsnutzungen tendenziell höhere Stammzahlen aufzuweisen. Dies könnte zum einen auf bessere Keimbettbedingungen auf gestörten Flächen zurückzuführen sein. Auf Windwurfflächen konnte für Fichte der positive Effekt von durch die Störung neu entstandene Mikrostandorte und liegendem Totholz (Abb, 37), in zahlreichen Untersuchungen bestätigt werden (Wohlgemuth et al. 2002, Kuuluvainen und Kalmari 2003). Vor allem lichtbedürftige Pionierbaumarten wie die Lärche scheinen durch solche Windwurfereignisse zu profitieren (Zielonka und Malcher, 2009). Berücksichtigt werden muss aber auch eine eventuelle stammzahlreichere Vorverjüngung der Kalamitätsflächen, welche jedoch im Nachhinein nicht mehr anzusprechen ist. Des Weiteren muss darauf hingewiesen werden, dass mehr als die Hälfte der regulären Nutzungen laut Operat als „Abdeckung“ klassifiziert wurde. Als Abdeckung werden bei den Österreichischen Bundesforsten Nutzungen von Altholzbeständen mit ungesicherter Verjüngung im Unterwuchs verstanden (Weinfurtner et al., 2004). Der Grad zwischen Abdeckung und Kahlhieb ist demnach ein sehr schmaler und muss in Hinblick auf die verbleibenden Stammzahlen nach der Nutzung, ebenfalls berücksichtigt werden. Betreffend der Baumartenzusammensetzung konnte kein bestimmtes Muster zwischen kalamitätsbedingten und regulären Nutzungen erkannt werden.

Nutzungsform

Bezüglich der Nutzungsform weist die Kategorie der femelartigen Nutzungen die geringsten Stammzahlen auf. In dieser Kategorie wurden die Nutzungen Femelung, Vorlichtung, Plenterung und Schlitzhieb zusammengefasst. Signifikante Unterschiede hinsichtlich der Stammzahl gibt es hierbei im Vergleich zu Nutzungen, welche als „Räumung“ klassifiziert wurden (p -Wert = 0,0165). Nur marginal statistisch abgesichert stellt sich der Unterschied zu kalamitätsbedingten Nutzungen aufgrund von Käferbefall dar (p -Wert = 0,06). Dies erscheint umso interessanter, da sogenannte „Käferlöcher“ wohl in der Eingriffsart und Form am ehesten mit Femelungen zu vergleichen sind. Einen möglichen Grund könnte die Seehöhenverteilung dieser zwei Nutzungsformen geben: Während die femelartigen Nutzungen der untersuchten Bestände eher in der hochmontanen beziehungsweise subalpinen Höhenstufe angesiedelt sind, konzentrieren sich die Nutzungen aufgrund von Käfer auf die tief- und mittelmontane Stufe, wo gute Wuchsbedingungen speziell für Laubholz herrschen. Zudem sind speziell in diesen höheren Lagen größere

Bestandesöffnungen von Nöten, um den Wärmehaushalt der ankommenden Verjüngung zu verbessern (Ott et al. 1997). Zusätzlich beeinflusst die Probefläche „Koppenlacke“ (Abb. 36), welche aus einem Borkenkäferbefall heraus genutzt wurde, mit der höchsten Stammzahl aller Verjüngungsflächen, das Ergebnis zusätzlich. Dadurch wird auch der Unterschied zwischen den Nutzungen durch Käfer und Lawine erklärbar.

Einfluss der Kulturtätigkeit auf die Baumartenzusammensetzung

Im Hinblick auf den Einfluss der Kulturtätigkeit konnte betreffend der Stammzahl kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden. Wirft man einen genaueren Blick auf die Baumartenzusammensetzung der naturverjüngten Flächen fällt weiters auf, dass der geforderte Lärchenanteil in allen Fällen nicht erreicht wurde. In den 17 naturverjüngten Flächen findet sich die Lärche in 12 Fällen im Bestockungsziel. Keine dieser Flächen konnte den geforderten Lärchenanteil erreichen. Meist fehlt die Lärche sogar gänzlich. Darüber hinaus wurde im Zuge der Erhebung nur auf einer der 17 naturverjüngten Flächen ein gesicherter Tannenanteil festgestellt. Auf jenen naturverjüngten Flächen hingegen, welche die erforderliche Mindeststammzahl aufwiesen, wurde der Fichten- beziehungsweise Laubholzanteil bis auf je eine Verjüngungsfläche erreicht. Die Lärche gilt als extreme Lichtbaumart und Bedarf von Jugend an Pflege, falls sie als Einzelmischung vorkommt und von anderen Mischbaumarten bedrängt wird (Faltl & Breit, 2012). Anzunehmen ist, dass der Konkurrenzdruck von Fichte (Matras, & Păques, 2008) und der Laubhölzer auf den untersuchten Flächen zu groß ist, um eine erfolgreiche natürliche Lärchenverjüngung zu etablieren. Betrachtet man jene 7 Flächen, welche das Verjüngungsziel für Lärche erreichen konnten (Tab. 39), fällt auf, dass auf diesen Verjüngungsflächen durchwegs gepflanzt wurde. Dies legt den Schluss nahe, dass im Falle eines gewünschten Lärchenanteils in der Verjüngung dringend auf die Pflanzung zurückgegriffen werden sollte. Zusätzlich ermöglicht diese eine bessere räumliche Verteilung der Baumarten (gruppen- bis horstweise Beimischung) und somit erleichterten Pflegeaufwand (Brang, 2015). Vor allem auf den großen Kalamitätsflächen durch Lawine und Sturm ist ein hoher Anteil von Lärche vorhanden, welcher aus Pflanzung entstand. Im Falle der Tanne muss sicherlich der Wildeinfluss berücksichtigt werden, der die erfolgreiche Etablierung zusätzlich erschwert. Macek et al. konnten in ihren Untersuchungen im Bayrischen Wald ebenfalls zeigen, dass sich montane Fichtenwälder nach Störungen natürlich verjüngen und keinerlei weitere Maßnahmen nötig sind. Dies trifft auch auf Bestände ohne ausreichender Vorverjüngung zu

(Macek et. al. 2017). Doch gerade im Hinblick auf die Problematik des Humusschwundes und der Bodenerosion können waldbauliche Maßnahmen von Nöten sein. Speziell auf den seichtgründigen Karbonatstandorten im Untersuchungsgebiet (Abb. 37) sollte auf besonders gefährdeten Standorten unbedingt auf die Pflanzung zurückgegriffen werden um Bodenerosion zu vermeiden (vgl. Baier et al. 2016).



Abbildung 37: Verjüngungsfläche „Hochleiten- Gelbe Wand“, extrem seichtgründiger Standort mit Verkarstungserscheinungen

Hierbei sollte jedoch unbedingt auf günstige Kleinstandorte geachtet werden: Jungpflanzen, welche in der Nähe von Stöcken oder liegendem Totholz aufwachsen, weisen die geringsten Mortalitätsraten auf (Macek et. al. 2017).

Weide

Bezüglich des Weideeinflusses konnte keine signifikante Auswirkung auf die Stammzahl festgestellt werden. Im Untersuchungsgebiet waren nur wenige Standorte beweidet. Die Weideintensität lag unter 1 GVE/ha Reinweidefläche und kann somit als gering angesehen werden. Generell werden im Salzkammergut 2/3 der Futterfläche mit weniger als 0,5 GVE/ha Futterfläche bestoßen (Bogner et al., 2006).

Die Ergebnisse dieser Arbeit decken sich mit jenen von Mayer et al. (2004), welche festgestellt, dass extensive Beweidung mit Tierbesatzstärken zwischen 1-2 GVE/ha als

verjüngungsverträglich für den Wald einzustufen ist. Erst ab einer Beweidungsintensität von 2,8 GVE/ha wurde bereits nach kurzer Beweidungsdauer relativ starker Verbiss hervorgerufen (Mayer et al., 2004). Trotz der geringen Beweidungsdichten im Untersuchungsgebiet kann es auf frischen Schlagflächen zu einer konzentrierten Raumnutzung des Weideviehes kommen. Vor allem Tritt- und Schlagschäden an Jungpflanzen wurden auf beweideten Schlagflächen im Zuge der Feldaufnahmen wiederholt festgestellt. Mayer et al. 2004 konnte jedoch feststellen, dass die Beweidung von subalpinen Waldbeständen zu einer erhöhten Zahl von Fichtenkeimlingen führte. Dies ist wohl auf die Freilegung von Mineralboden durch Viehtritt zurückzuführen (Mayer et al. 2004). Ein ähnlicher Effekt konnte in der vorliegenden Arbeit nicht nachgewiesen werden.

Wild

Während der Weideeinfluss keine Auswirkungen auf Stammzahl oder Baumartenzusammensetzung zu haben scheint, macht sich der Wildeinfluss auf den Flächen deutlich bemerkbar. Somit kann das Schalenwild als Hauptverursacher für die Entmischung der Bergwälder gesehen werden (Kateb et al. 2009). Am meisten unter dem Wildverbiss leidet die Tanne (Kateb et al. 2009). Doch ist es gerade die schattenertragende Weißtanne, welcher im Hinblick auf die Vorverjüngung der Bestände eine wichtige Rolle zukommt (Schwitter et al., 2015). Zwar ergibt sich aus den aktuellen Untersuchungen ein relativ niedriges Verbissprozent für Tanne von 5,60% (Tab. 32), jedoch wurden in den 250 aufgenommenen Probekreisen nur 356 Tannen gezählt. Dies entspricht nur einem Anteil von etwa 8% an der gesamt erhobenen Baumanzahl. Somit darf angenommen werden, dass vor allem der Keimlingsverbiss auf den Probeflächen eine nicht unwesentliche Rolle spielt. Pröll et al. 2014 konnte bei Untersuchungen in den Nördlichen Kalkalpen (Lechtaler Alpen, Salzkammergut, Rax- Schneeberg) ähnliche Verbissprozent feststellen. Während Ahorn, Vogelbeere und Esche zu jeweils 33, 47 und 56 Prozent verbissen wurden, fielen die Werte bei Fichte und Tanne jeweils ähnlich niedrig aus. So wiesen 8% der erhobenen Fichten und 7% der erhobenen Tannen Schäden durch Verbiss auf. Pröll et al. führt dies unter anderem auch auf das Phänomen des selektiven Verbisses zurück. Die Grundgesamtheit der erhobenen Bäume betrug in dieser Arbeit 352 Individuen (Pröll et al., 2014). Während Nadelhölzer vom Weidevieh nur ungern verbissen werden, wird vor allem Ahorn sowohl von Weidevieh als auch von Wild gerne angenommen (Kateb et al. 2009). Das Verbissprozent für Bergahorn liegt auf den Untersuchungsflächen bei fast 45 % und somit deutlich über dem

Grenzwert von 30%, welcher von Eiberle und Nigg erarbeitet wurde (Eiberle und Nigg, 1987). Ab diesem Wert muss mit den ersten verbissbedingten Ausfällen von Pflanzen gerechnet werden. (Rüegg und Nigg, 2003). Im Gegensatz zur Tanne, welche meist totverbissen wird, überlebt der Ahorn den Verbiss in vielen Fällen (Kateb, 2009). Da der verbissbeliebte Ahorn dadurch allerdings in seinem Höhenwachstum behindert wird, erhalten andere Baumarten, vornehmlich die Fichte, einen Wachstumsvorsprung. Dies führt in weiterer Folge zu einer Entmischung der Bestände (Höllnerl & Mosandl, 2009).

Während in den Tallagen des Untersuchungsgebietes dieser Effekt aufgrund von hohen Stammzahlen von Ahorn und Buche weniger stark zum Tragen kommt, besteht an manchen Standorten der höheren Lagen die Gefahr der Entmischung durch den Wildverbiss und zusätzlicher Weidebelastung. Bei einem Überschuss von Pflanzen kann ein gewisser Ausfall von Pflanzen verkraftet werden. Kommt es jedoch zu einer drastischen Stammzahlabnahme, wäre dies in Hinblick auf die Wildschadensvermeidung nicht zu tolerieren (Odermatt, 2009). Generell weisen hohe Verbissprozentage auf eine starke Beanspruchung des vorhandenen Nahrungsangebotes hin. Diese Beanspruchung kann einerseits über den Wildbestand, andererseits über das vorhandene Nahrungsangebot gesteuert werden. So können waldbauliche Maßnahmen die Zahl der Jungbäume merklich erhöhen, wie dies z.B. im Naturverjüngungsbetrieb der Fall ist. Des Weiteren können dem Wild Nahrungsquellen zugänglich gemacht werden, welche dem Wild durch Landwirtschaft, Verkehr und Tourismus entzogen worden sind (Odermatt, 2009). Vor allem im touristisch stark beanspruchten Untersuchungsgebiet rund um Hallstatt wird die Raumnutzung des Wildes durch stetige Beunruhigung stark komprimiert.

Darüber hinaus konnte in der vorliegenden Untersuchung festgestellt werden, dass der Verbissdruck auf Kalamitätsflächen tendenziell höher ist als auf regulär genutzten Flächen (Tab. 33). Dies könnte ebenfalls auf den Faktor der Beunruhigung zurückzuführen sein. Während viele reguläre Nutzungen in unmittelbarer Nähe zu viel frequentierten Forststraßen liegen, befindet sich ein Großteil der Kalamitätsnutzungen in tendenziell ruhigeren Regionen. Eine unterschiedliche Bejagungintensität der Flächen könnte vermutlich einen weiteren Grund darstellen. Kupferschmid und Bugmann (2005) konnten bei Untersuchungen auf Kalamitätsflächen in der Schweiz sogar feststellen, dass der Verbiss nahe an Stämmen und liegendem Totholz tendenziell höher zu sein scheint als weiter entfernt davon. Die Autoren führen dies auf die niedrigere Schneedecke, sowie zeitigere

Ausaperung nahe an Stämmen zurück (Kupferschmid & Bugmann, 2005). Dies könnte ebenfalls als eine Erklärung für den scheinbar höheren Verbissdruck auf den Kalamitätsflächen im Untersuchungsgebiet dienen. Wurzelteller, sowie nicht aufgearbeitetes Schadh Holz könnten eben zu genau diesem beschriebenen Effekt führen. Zudem treten auf den meisten Probeflächen Gams-, Reh-, und Rotwild gemeinsam auf. Bei den meist verbissbeliebten sonstigen Laubhölzern stellt sich die Situation auf beiden Flächen fast ident dar. Eine gesonderte Auswertung für die Fegeschäden wurde nicht vorgenommen, da die Situation über alle Stichprobenflächen hinweg als vernachlässigbar gering erscheint.



Abbildung 38: Windwurf fläche im Bereich des Bannwaldes über Hallstatt

Im Gebiet des Hallstätter Salzberges, welches stark rutschgefährdet ist, wird die Jagd in Regie ausgeführt. Konsequente Erfüllung der Abschusspläne und Schwerpunktbejagung der Verjüngungsflächen zeigen bereits augenscheinliche Erfolge hinsichtlich der natürlichen Tannenverjüngung. Nun gilt es durch weitere konsequente Bejagung sowie durch Pflegemaßnahmen diesen Tannenanteil zu halten. Dabei geht es darum, eine flexible Größe der „tragbaren Wilddichte“ einzuführen, welche den stetigen Veränderungen des Lebensraumes angepasst wird (Senn, 2000). Kritisch muss jedoch der ungewissen Situation hinsichtlich des Befalls junger Tannen mit der Tannentrieblaus *Dreyfusia nordmanniana* entgegen gesehen werden, welche im Forstrevier den Hauptgrund für den Ausfall von Tannen in Dickungen bildet (mündliche Information RL Meier Norbert, 24.01.2017)

6. ZUSAMMENFASSUNG

Die Bergwälder des Inneren Salzkammergutes wurden schon seit Jahrhunderten intensiv bewirtschaftet, denn der Rohstoff Holz war immer ein limitierender Faktor in der Salzproduktion. Heute werden die Wälder von den Österreichischen Bundesforsten nachhaltig genutzt. Neben der Nutzfunktion schützen die Waldungen im Salzkammergut auch Siedlungen und Infrastruktur vor alpinen Naturgefahren. Darüber hinaus sind sie Lebensraum für unzählige Pflanzen und Tiere. Nicht zuletzt bieten sie Raum für Erholung und Tourismus und sind Teil des Weltkulturerbes des Inneren Salzkammergutes. All diese Aufgaben können nur bei erfolgreicher Verjüngung des Bergwaldes sichergestellt werden. Die Auswertungen dieser Arbeit zeigen, dass bezüglich der Waldverjüngung viele Faktoren eine Rolle spielen und eine generelle Prognose des Verjüngungserfolges nur schwer durchführbar ist. Mäßiger Weideeinfluss und ungeplante Kalamitätsnutzungen scheinen einen geringeren Einfluss auf den Verjüngungserfolg zu haben als angenommen. Ganz anders stellt sich die Situation beim Wildverbiss dar- dieser ist vermutlich noch immer einer der hauptsächlichen limitierenden Faktoren bezüglich einer erfolgreichen Mischwaldverjüngung. Auch wenn sich im Forstrevier eine generell erfreuliche Situation der Wildschäden darstellt, muss auch in Zukunft der Schalenwildabschuss konsequent durchgeführt werden, um die ökologisch wichtigen Baumarten wie Tanne und Bergahorn erfolgreich etablieren zu können. Durch die Konkurrenzkraft der Fichte und vor allem der Laubhölzer auf den Verjüngungsflächen, muss im Falle eines gewünschten Lärchenanteiles in der Verjüngung auf die Pflanzung zurückgegriffen werden. Darüber hinaus sollte auf erosionsgefährdeten Standorten mit mangelnder Vorverjüngung ebenfalls Kunstverjüngung zum Einsatz kommen. Nur so kann der Gefahr des Bodenverlustes hintangehalten werden.

7. DANKSAGUNG

Als ich im Jahr 2011 an der Universität für Bodenkultur inskribierte, sehnte ich mich nach jenem Tag, an welchen ich endlich diese letzten Zeilen meiner Masterarbeit verfassen darf. Rückblickend betrachtet, verging meine Studienzeit wie im Flug. Viele neue Freundschaften wurden geschlossen und einmalige Erfahrungen gesammelt. Dass ich nun aber an diesem Punkt angelangt bin, verdanke ich nicht zuletzt einigen Personen, welche ich hier anführen möchte:

Zuallererst möchte ich meinem Betreuer, Herrn Prof. Rupert Seidl, für die kompetente Betreuung meiner Masterarbeit danken. Eine Betreuung, die wohl auf der BOKU einzigartig ist. Die Begeisterung, mit der du meine Arbeit betreut hast, hat mich immer wieder aufs Neue motiviert. Vielen Dank dafür.

Ein weiteres großes Dankeschön gilt dem zuständigen Revierleiter der ÖBf AG, Herrn Norbert Meier. Norbert, du warst seit Anbeginn meiner „ÖBf- Karriere“ im Jahr 2006 nicht nur Vorgesetzter, sondern wurdest mir auch ein guter Freund in allen Lebenslagen. Vielen Dank für die Möglichkeit meine Masterarbeit in „unserem“ schönen Revier schreiben zu dürfen. An dieser Stelle sei auch meinen zwei „Holzknecht- Lehrmeistern“ Hans und Manfred gedankt, die mich nach unzähligen Semestern voller Theorie immer wieder auf den Boden des Forstarbeiterdaseins zurückholten und nicht ganz unbeteiligt an der Entstehung dieser Masterarbeit sind. Den Spruch „ Do brau ma nix setztn, des wochst eh von alloa zua“, hörte ich bei jeder Frühjahrskultur fast täglich.

Last but not least, sei aber meiner Familie und meinen Freunden gedankt. Sie unterstützten mich in allen Lebenssituationen, vor welche ich während meines Studiums gestellt wurde. Ohne euch wäre das alles nicht möglich gewesen. Vielen Dank, ihr alle seid etwas ganz Besonderes für mich.

8. LITERATURVERZEICHNIS

Baier R., Wilnhammer M., Göttlein A., 2016. Ohne Humus geht's bergab. LWF aktuell 111 (4/2016), 42 – 45.

Bauer M. L., 2002. Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Dissertation TU München

Bauer M. L., Fischer A., El Kateb H., Mosandl R., 2007. Verjüngungsdynamik nach großflächigem Borkenkäferbefall in den Fichtenwäldern der Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forst und Jagdzeitung, Jahrgang 179, 2008, Heft 2/3, 43-51.

Baumann M., Brang P., Burger T., Eyholzer R., Herzo, S., Imesch N., Kupferschmied A., Ruegg D., Wehrli A., 2010. Wald und Wild: Grundlagen für die Praxis. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen zum integralen Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum. BAFU, Bern, Switzerland. 234 S.

BMLFUW, 2013. Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2013. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung IV/4 –Wasserhaushalt (HZB), Wien.

Bogner D., Parizek T., Ressi W., Wagner K., 2006: Almregionen Österreichs und deren Analyse, Teilprojekt 22, ALP AUSTRIA – Programm zur Sicherung und Entwicklung der Alpinen Kulturlandschaft, Lebensministerium, Klagenfurt und Wien.

Brang P., Hilfiker S., Wasem U., Schwyzer A., Wohlgemuth T., 2015. Langzeitforschung auf Sturmflächen zeigt Potential und Grenzen der Naturverjüngung. Schweizer Zeitung für Forstwesen 166 (2015) 3: 147-158.

Brang P., Bugmann H., Bürgi A., Mühlethaler U., Rigling A., Schwitter R., 2008. Climate change as a challenge for silviculture – Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. Schweizer Zeitung für Forstwesen 159 (2008) 10: 362–373.

Eiberle K., Nigg H., 1987, Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. Schweiz Zeitung für Forstwesen 138: 747–785.

Forstgesetz (ForstG), 1975. Fassung vom 18.01.2017. BGBl. Nr. 440/1975. Abfrage von: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010371>, Abfrage am 18.01.2017.

Galwick H. J., 2000. Zur Geologie zwischen Hallstättersee und Traunsee Beitrag Entomologenrunde Salzkammergut.

Faltl W., Breit S., 2012. Die Lärche im Bayerischen Staatswald. LWF Wissen 69: 34-38.

Göttlein A., Katzensteiner K., Rothe A., 2013: Standortsicherung im Kalkalpin- SicALP, Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183, Schriftenreihe des Zentrums Wald- Forst- Holz Weihenstephan, Freising, 172 S.

Hauk E., Perzl F., 2015. Freiflächen in Österreichs Wald- Viehweiden und Gefahrenquellen. BFW Praxisinformation 32, 24-31, BFW, Wien.

Höllerer R., Posch B., Schenker T., Völk F. , 2006. Unternehmensweites Jungwuchs-, Verbiss- und Schälmonitoring der Österreichischen Bundesforste AG. ÖBf AG

Höllnerl S., Mosandl R., 2009. Der Bergahorn im Bergmischwald– unübertroffen in seinem Verjüngungspotential. LWF Wissen, 62, 24-29.

Idam F., Die Kulturlandschaft des Salzkammergutes, URL: <http://idam.at/CONTENT/download/index.php?dir=Grundlagenforschung%2FForstwirtschaft%2F&download=Wald+im+Skgt.pdf>, abgerufen am 10.02.2017

Kateb E.H., Stolz M. M., Mosandl R., 2009. Der Einfluss von Wild und Weidevieh auf die Verjüngung im Bergmischwald. LWF aktuell 71/2009.

Kilian W., Müller F., Starlinger F., 1994. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs – Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.

Knott H., Bernhart A., Feulner M., 1988. Geschichte der Salinenwälder von Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 12.

Koller E., 1970. Die Forstgeschichte des Salzkammergutes, Österreichischer Agrarverlag, Wien.

Körner C., Paulsen J., 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. Journal of biogeography, 31(5), 713-732.

Kräuchi N., Brang P., Schönenberger W., 2000. Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 73-82.

Kuuluvainen T, Kalmari R (2003) Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forests in Finland. *Annales Botanici Fennici* 40:401–413

Kupferschmid A. D., Bugmann H., 2005. Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management*, 205(1), 251-265.

Land Oberösterreich, 2011. Biotopkartierung Gemeinde Hallstatt, Naturraumkartierung OÖ, Krems.

Land Oberösterreich, 2017. Digitales Oberösterreichisches Raum-Informationssystem [DORIS] [WWW Dokument]. URL <https://doris.ooe.gv.at/viewer/> (Abfrage am 13.01.2017).

LKÖ- Landwirtschaftskammer Österreich, 2013. Standortgerechte Verjüngung des Waldes, Wien.

LWF- Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2010. Holzernte in steilen Hanglagen, Merkblatt LWF Nr. 13, Freising.

Macek M., Wild, J., Kopecký, M., Červenka, J., Svoboda, M., Zenáhlíková, J., Bruna J., Mosandl R., Fischer, A., 2017. Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. *Ecological Applications*, 27(1), 156-167.

Maier F., 1994. Die Waldvegetation an der Dachstein Nordabdachung. Pflanzensoziologie, Floristik, Naturschutz. Stampfia, Salzburg

Matras J., Pãques L. E., 2008. Technical Guidelines for genetic conservation of European larch (*Larix decidua*). Bioversity International. Bioversity International, 6 .

Mayer A.C., Stöckli V., Gotsch N., Konold W., Kreuzer M., 2004. Waldweide im Alpenraum. Neubewertung einer traditionellen Mehrfachnutzung. *Schweizer Zeitung für Forstwesen*, 155, 38-44.

Mayer H., 1991. Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege: ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz. 2. vollständig neu bearbeitete Auflage , Fischer Verlag, Stuttgart.

Moser M., Lotter M. , MMeier H. , 2003. Großhangbewegungen des Hallstätter Raumes - Geotechnik - Kinematik – Bewegungsmechanismus. Gmundner Geo-Studien 2, 343-352.

Nierhaus-Wunderwald D., 1996. Pilzkrankheiten in Hochlagen: Biologie und Befallsmerkmale. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL,, Sonderdruck Wald und Holz 77,10: 18-24.

Odermatt O., 2009. Wildtiereinfluss auf die Waldverjüngung messen: mit Stammzahlen oder mit dem Verbissprozent?. Schweiz Z Forstwes 160 (2009) 10: 303–310.

Österreichische Bundesforste AG, 2016. Betriebsstandorte im Überblick [WWW Dokument]. URL <http://www.bundesforste.at/map.html>, abgerufen am 26.10.16.

Österreichische Bundesforste AG, 2006. Operat FB. Inneres Salzkammergut, Teiloperat Laufzeit 2006-2015, Purkersdorf.

Ott E., Frehner M., Frey H.U., Lüscher P., 1997. Gebirgsnadelwälder- Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Verlag Paul Haupt, Bern-Stuttgart-Wien.

Prietzl J., 2009. Schutzwälder der Nördlichen Kalkalpen: Verjüngung, Mikroklima, Schneedecke und Schalenwild; Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161, 12-22

Pröll G., Darabant A., Gratzner G., Katzensteiner K., 2014. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. European Journal of Forest Research, 134(2), 293-308.

QGIS Development Team, 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rammig A., Fahse L., Bebi, P., Bugmann H., 2007. Wind disturbance in mountain forests: simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. Forest Ecology and Management, 242, 142–154.

Reimoser F., Reimoser S.,2009. Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald, 3. Auflage, Zentralstelle der Österreichischen Landesjagdverbände, Wien.

Rüegg D., Nigg H., 2003. Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 154,8: 314-321.

Seidl R., Rammer W., Lexer M. J., 2011. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. Canadian Journal of Forest Research, 41(4), 694-706.

Seidl R., Schelhaas M. J., Rammer W., Verkerk P. J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nature Climate Change, 4(9), 806-810.

Senn J., 2000. Huftiere und Verjüngung im Gebirgswald: eine Geschichte mit vielen Variablen und noch mehr Interaktionen. Schweiz. Z. Forstwes. 151 (2000)4: 99-106.

Schodterer H., 2011. Verjüngung im Österreichischen Wald: Defizite im Schutzwald. BFW-Praxisinformation 24.

Schwitzer R., Sandri A., Bebi P., Wohlgemuth T, Brang P., 2015. Lehren aus Vivian für den Gebirgswald- in Hinblick auf den nächsten Sturm. Schweizerische Zeitung für Forstwesen. 166. 159-167.

Svoboda M., Janda P., Nagel T. A., Fraver S., Rejzek J. , Bace R., 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine Picea abies stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. Journal of Vegetation Science 23:86–97.

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

Winter M. B., Baier R., Ammerl C., 2015. Regeneration dynamics and resilience of unmanaged mountain forests in the Northern Limestone Alps following bark beetle induced spruce dieback. European Journal of Forest Research, 134(6), 949-968.

Wirobal K.H.,1994. Das Klima von Hallstatt. Musealverein Hallstatt, Hallstatt.

Wohlgemuth T., Kull P., Wüthrich H., 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. Forest Snow and Landscape Research 77:17–48

Zeiler H., 2012. Gams. Österreichischer Jagd und Fischereiverlag, Wien, ISBN 978-3-85208-100-7.

Zielonka T., Malcher P., 2009. The dynamics of a mountain mixed forest under wind disturbances in the Tatra Mountains, central Europe—a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(11), 2215-2223.

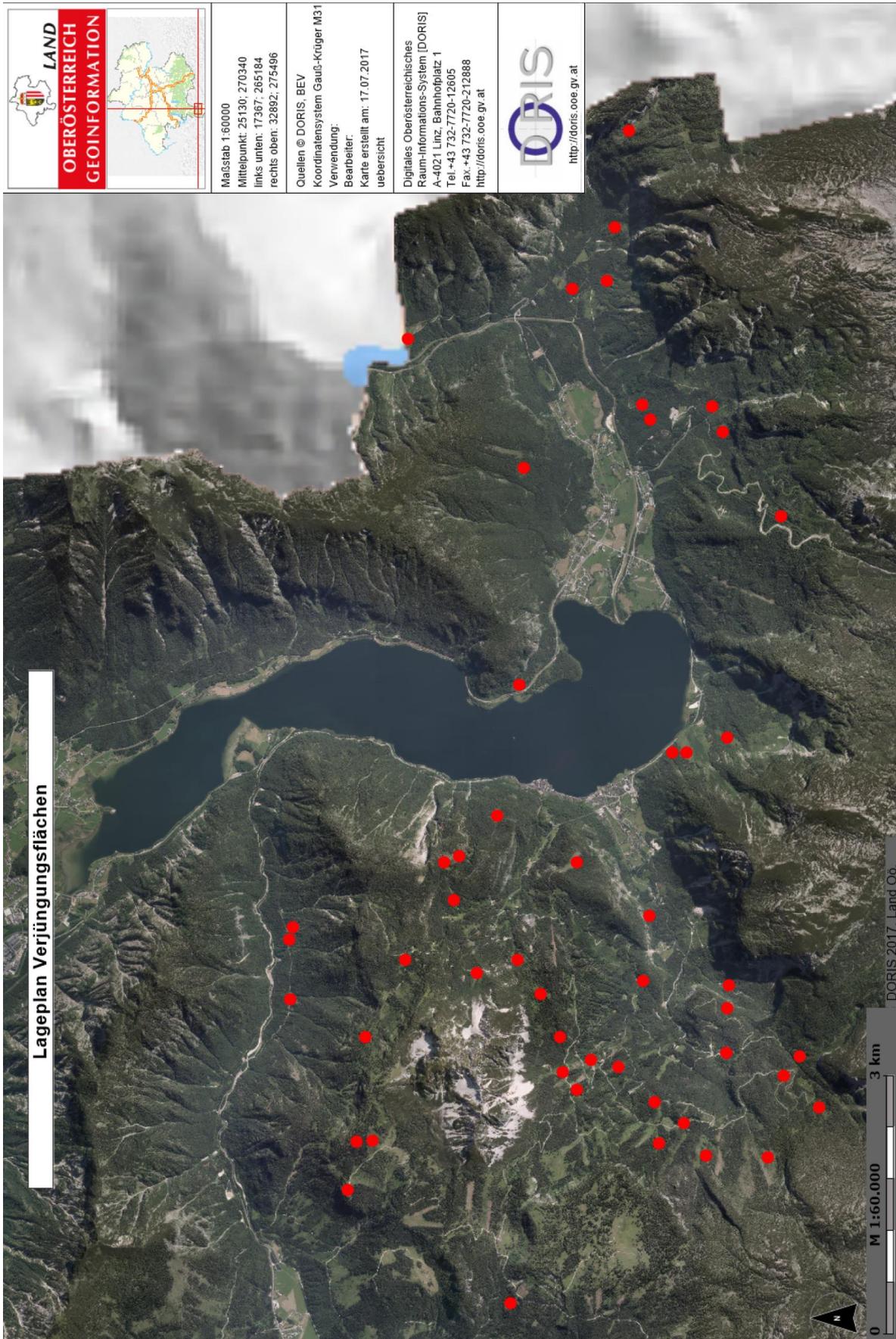
9. ANHANG

Aufnahmeformular:

Flächennr.:	Probepunkt:	Abt.:	Datum:
Waldort:	Koordinaten:		
Exposition:	Neigung [%]:	Kultur: ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>	Seehöhe: Weide: ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
Makrorelief: Oberh. <input type="checkbox"/> Mittelh. <input type="checkbox"/> Unterh. <input type="checkbox"/> Ebene <input type="checkbox"/>		Mikrorelief: konvex <input type="checkbox"/> konkav <input type="checkbox"/> eben <input type="checkbox"/>	
Dist. Bestandesrand [m]:		Totholz: Stock <input type="checkbox"/> Wurzelteller <input type="checkbox"/> liegend >25cm <input type="checkbox"/>	
Überschirmung [1/10]:		BA- Anteil Überschirmung [1/10]:	
Anmerkung:			

	Baumart						
0 0 bis 10 cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	biotisch						
	abiotisch						
I 10,1 bis 30cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	gefegt						
	biotisch						
II 30,1 bis 50cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	gefegt						
	biotisch						
III 50,1 bis 90cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	gefegt						
	biotisch						
IV 90,1 bis 150cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	gefegt						
	biotisch						
V >150cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	gefegt						
	biotisch						
	abiotisch						
Schutzmaßnahmen							

Orthofoto Projektgebiet mit untersuchten Probeflächen (rote Punkte)



10. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Verjüngungsnotwenigkeit in Österreichs Wäldern, aus Schodterer (2011).....	2
Abbildung 2: Stark durch Schneedruck geschädigte Fichte auf der Probefläche „Hochauwald“ auf rund 1300m Seehöhe	4
Abbildung 3: Schwarzer Schneeschimmel an Fichte auf der Probefläche „Kahlhieb Dammwiese“	5
Abbildung 4: frischer Terminal- und Seitentriebverbiss an Fichte, Probefläche „Osl- Alm“ in den Tallagen von Obertraun.....	7
Abbildung 5: Wildschadensdiagnose nach Reimoser und Reimoser (2009)	8
Abbildung 6: Arten des Wildeinflusses, nach Reimoser und Reimoser (2009)	9
Abbildung 7: Mehrfach verbissener Terminaltrieb einer Vogelbeere, Verjüngungsfläche „Kohlweg-Hirschlacken“ auf rund 1200m Seehöhe.....	11
Abbildung 8: Starke Schädigung durch Fegen und Schlagen führte vermutlich zum Absterben dieser Jungpflanze auf der Verjüngungsfläche „Schreierschlag“ (beweidet)	13
Abbildung 9: Geografische Übersicht über das Untersuchungsgebiet, Österreich Karte aus: http://www.mapsofworld.com/deutsch/oesterreich-karten/oesterreich-umrisskarte.html , Luftbild Land OÖ, DORISintermap (2017).....	18
Abbildung 10: Verlauf getätigter und geplanter Rehwildabschuss 2011-2015	24
Abbildung 11: Verlauf getätigter und geplanter Rotwildabschuss 2011-2015.....	24
Abbildung 12: Verlauf getätigter und geplanter Gamswildabschuss 2011-2015	25
Abbildung 13: Verlauf Gesamtabschuss 1921-2016 im Untersuchungsgebiet	26
Abbildung 14: Verteilung der Probeflächen auf ÖBf- Standortseinheit	35
Abbildung 15: Verteilung der Expositionsverhältnisse der Probeflächen; N= Nord, NO= Nordost, NW= Nordwest, O= Ost, S= Süd, SO= Südost, SW= Südwest, W= West	35
Abbildung 16: Expositionsverhältnisse laut Operat 2006-2016, ÖBf AG (2006)	36
Abbildung 17: Häufigkeit der mittleren Neigung auf den Probeflächen	37
Abbildung 18: mittlere Neigung der Probeflächen im Verhältnis zur Seehöhe.....	38
Abbildung 19: Seehöhenverteilung der Probeflächen in Abhängigkeit der ÖBf Standortseinheit	39
Abbildung 20: Anzahl der Nutzungsformen durch welche Verjüngungsflächen entstanden sind	40
Abbildung 21: Häufigkeit der regulären bzw. kalamitätsbedingten Nutzungen der Untersuchung auf ÖBf. Standortseinheit	41
Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf der Nutzung der untersuchten Flächen	41
Abbildung 23: Seehöhenverteilung der Probeflächen in Abhängigkeit der Nutzungsart	42
Abbildung 24: Weideeinfluss auf den Probeflächen im Bezug zur Seehöhe	45
Abbildung 25: Verteilung der gesicherten Stammzahl in Abhängigkeit der ÖBf- Standortseinheit.....	50
Abbildung 26: Verteilung der absoluten Stammzahl in Abhängigkeit der ÖBf- Standortseinheit	51
Abbildung 27: gesicherte Stammzahl auf den Probeflächen im Bezug zur Höhenstufe	52
Abbildung 28: Verteilung der gesicherten Stammzahl über Seehöhe.....	53
Abbildung 29: gesicherte Stammzahl auf den Probeflächen in Abhängigkeit der Nutzungsart.....	55
Abbildung 30: gesicherte Stammzahl in Abhängigkeit der Nutzungsform	56
Abbildung 31: gesicherte Stammzahl der Probeflächen in Abhängigkeit der Beweidungsintensität ..	61
Abbildung 32: Gallausbefall an Fichte.....	63
Abbildung 33: Erfüllung der Mindeststammzahl von 2000 Pfl./ha in Abhängigkeit der Höhenstufe ..	66

Abbildung 34: Erfüllung der Mindeststammzahl von 2000 Pfl./ha in Abhängigkeit von Nutzungsart und Nutzungszeitpunkt	67
Abbildung 35: Prozentuale Erreichung des Verjüngungsziels in Abhängigkeit der einzelnen Baumarten	68
Abbildung 36: Stammzahlreiche Verjüngungsfläche „Koppenlacke“ in den Tallagen von Obertraun auf rund 550m Seehöhe	71
Abbildung 37: Verjüngungsfläche „Hochleiten- Gelbe Wand“, extrem seichtgründiger Standort mit Verkarstungserscheinungen	75
Abbildung 38: Windwurffläche im Bereich des Bannwaldes über Hallstatt.....	78

11. TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Höhenstufen Wuchsgebiet 4.1 „Nördliche Randalpen“, Kilian et al. (1994).....	21
Tabelle 2: Flächenverteilung Forstrevier Hallstatt, ÖBf AG (2006). WW=Wirtschaftswald, SW=Schutzwald	22
Tabelle 3: Verteilung Wirtschaftswald / Schutzwald, Forstrevier Hallstatt, ÖBf AG (2006).....	22
Tabelle 4: Jagdreviere im Untersuchungsgebiet.....	23
Tabelle 5: Weidrechte anno 1793- heute.....	27
Tabelle 6: aufgetriebenes Weidevieh im Jahr 2016	27
Tabelle 7: Anzahl der Probekreise in Abhängigkeit der Probeflächengröße	31
Tabelle 8: Gliederung der Höhenstufen für vorliegende Untersuchung	39
Tabelle 9: Zusammenfassung ähnlicher Standortseinheiten.....	46
Tabelle 10: Gruppierung der Probeflächen anhand der Nutzungsgröße.....	47
Tabelle 11: Verjüngungsziele in Abhängigkeit von Standortseinheit und Höhenstufe, Baumartenanteile in Zehntel angegeben; STOE= Standortseinheit, LH= Laubholz, FI= Fichte, LÄ= Lärche, TA= Tanne, ZI= Zirbe	48
Tabelle 12: ANOVA Unterscheidung Standortseinheiten hinsichtlich Stammzahl; Df= Freiheitsgrade, Sum Sq= Quadratsumme, Mean SQ= Mittel der Quadratsumme, F Value= F- Wert, Pr(<F)= Signifikanz	49
Tabelle 13: TukeyHSD Unterscheidung Standortseinheiten hinsichtlich Stammzahl; diff= Differenzen der Mittelwerte, lwr= untere Grenze Vertrauensintervall, upr= obere Grenze Vertrauensintervall, p adj= Signifikanz.....	50
Tabelle 14: ANOVA Unterscheidung Seehöhe hinsichtlich Stammzahl	52
Tabelle 15: TukeyHSD Unterscheidung Seehöhe hinsichtlich Stammzahl.....	52
Tabelle 16: Analyse der Slope- Parameter Stammzahl/Seehöhe	53
Tabelle 17: T-Test Regulär- Kalamität; mean= Mittelwert, t= T- Wert, df= Freiheitsgrade, p-value= Signifikanz.....	54
Tabelle 18: ANOVA Stammzahl - Nutzungsform.....	56
Tabelle 19: TukeyHSD Stammzahl Nutzungsform.....	57
Tabelle 20: ANOVA Stammzahl reguläre Nutzungsformen	57
Tabelle 21: TukeyHSD Stammzahl reguläre Nutzungsformen	57
Tabelle 22: ANOVA Stammzahl kalamitätsbedingte Nutzungsformen.....	58
Tabelle 23: TukeyHSD Stammzahl kalamitätsbedingte Nutzungsformen	58
Tabelle 24: ANOVA Stammzahl- Nutzungszeitpunkt	58
Tabelle 25: TukeyHSD Stammzahl- Nutzungszeitpunkt	59
Tabelle 26: ANOVA Stammzahl- Nutzungsgröße	59
Tabelle 27: TukeyHSD Stammzahl- Nutzungsgröße.....	59
Tabelle 28: T-Test Einfluss Kulturtätigkeit	60
Tabelle 29: T- Test Einfluss Beweidung	60
Tabelle 30: ANOVA Stammzahl- Weide	61
Tabelle 31: TukeyHSD Stammzahl- Weideintensität.....	61

Tabelle 32: Wildeinfluss auf die einzelnen Baumarten, sonst. LH= sonstige Laubhölzer	62
Tabelle 33: Vergleich der Verbissprozente auf regulären und kalamitätsbedingten Probeflächen.....	62
Tabelle 34: biotische und abiotische Schädigungen der erhobenen Pflanzen	64
Tabelle 35: Baumartenverteilung Aufnahme- Operat, sonst. LH= sonstige Laubhölzer, sonst. NH= sonstige Nadelhölzer	65
Tabelle 36: Waldorte welche Mindesstammzahl nicht aufweisen konnten.....	66
Tabelle 37: Probeflächen welche geforderten Fichtenanteil nicht erfüllten; rot= erforderliche Stammzahl nicht erreicht, grün= Stammzahl erreicht, grau= Baumart nicht im Bestockungsziel, Zahl hinter dem Schrägstrich gibt erforderliche Stammzahl an	69
Tabelle 38: Verjüngungsflächen mit ausreichender gesicherter Tannenverjüngung	69
Tabelle 39: Verjüngungsflächen mit ausreichender gesicherter Lärchenverjüngung	70
Tabelle 40: Probeflächen mit mangelnder Laubholzverjüngung	71