



# Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Verjüngungsdynamik im Nationalpark Kalkalpen

KARIN OBERAIGNER  
MASTERARBEIT

ZUR ERREICHUNG DES AKADEMISCHEN GRADES  
DIPLOM-INGENIEUR

Betreut durch  
**Assoc. Prof. DI. Dr. Rupert Seidl**

durchgeführt am  
Department für Wald und Bodenwissenschaften  
Institut für Waldbau  
**Universität für Bodenkultur Wien**

Wien, Jänner 2018



***„In den Wäldern sind Dinge,  
über die nachzudenken,  
man jahrelang im Moos liegen könnte.“***

Franz Kafka

## **Eidesstaatliche 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.

## **Affidavit**

I hereby declare that I am the sole author of this work. No assistance other than that which is permitted has been used. Ideas and quotes taken directly or indirectly from other sources are identified as such. This written work has not yet been submitted in any part.

Datum: \_\_\_\_\_ Unterschrift: \_\_\_\_\_

## Danksagung

Wenn man diese Zeilen seiner Diplomarbeit verfasst, geht ein Lebensabschnitt erfolgreich zu Ende und ein neuer beginnt. Deshalb möchte ich in diesen Zeilen ein paar Leuten danken, ohne die es nicht möglich gewesen wäre, meine Diplomarbeit und Studienzeit so gelungen beenden zu können.

**Rupert Seidl.** Dir möchte ich ganz besonders danken. Erstens hast du mich grandios betreut und dir trotz deines stressigen Alltags immer für mich Zeit genommen. Deine Begeisterung für Wald und deine Arbeit war/ist ansteckend. Ich konnte mich dadurch immer wieder neu motivieren und holte somit das Beste aus mir heraus und steckte durch dich viel Herzblut in meine Arbeit. Vielen lieben Dank für deine kompetente Betreuung, es war mir eine Ehre.

**Österreichischen Bundesforsten, insbesondere den Nationalpark Kalkalpen Team.** Ich möchte mich sehr herzlich bedanken, durch Euch war diese Arbeit erst möglich. Danke, dass ich den Nationalpark für meine Forschungszwecke benutzen durfte, ohne solche Flächen wäre es nicht möglich gewesen interessante Forschung zu betreiben. Auch die Hilfeleistungen die ich in allen Belangen von jedem erhalten habe, sehe ich nicht als selbstverständlich an. Vielen lieben Dank!

**Thomas Bauer.** Danke für die gute GIS - Betreuung, ohne dich hätte ich die Flächen wohl nie gefunden. Vielen lieben Dank!

**Familie und Freunde.** Danke für eure Unterstützung in allen Lebenslagen. Ihr macht mein Leben besonders und ich möchte keinen Einzigen von euch missen müssen. Danke fürs Zuhören, Aufbauen und Lachen.

## Kurzzusammenfassung

Störungen gehören zur natürlichen Dynamik in Waldökosystemen. Die Charakteristiken des Ökosystems werden durch Störungen nachhaltig beeinflusst, was wiederum Auswirkungen auf die Funktionen (Schutz-, Nutz-, Erholungs- und Wohlfahrtsfunktion) des Waldes hat. Besonders Störungen, die durch Wind verursacht werden, haben in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa zugenommen und die Walddynamik verändert. Entwurzelte Bäume und fehlendes Kronendach machen das Ökosystem anfälliger gegenüber abiotischen und biotischen Sekundärschäden. Besonders der Bergwald ist davon betroffen, da die limitierten Wachstumsfaktoren die Regeneration des Ökosystems erheblich erschweren. Schadholzaufarbeitung kann erheblichen Einfluss auf die Waldentwicklung nach Störungen haben. Die Verdichtung des Bodens, Verwundungen am Waldboden und Entfernung des liegenden Holzes hat bedeutende Auswirkungen auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie auf die Keimbettbedingungen. Ziel dieser Arbeit war es, den Einfluss der Schadholzaufarbeitung nach Windwürfen auf die natürliche Verjüngung von Bergwäldern zu quantifizieren. Durch die Sturmereignisse „Kyrill“ (2007), „Paula“ und „Emma“ (2008) ist der Nationalpark Kalkalpen in jüngerer Vergangenheit von zahlreichen Windwürfen betroffen gewesen. Unter Berücksichtigung der Unterteilung des Nationalparks in Naturzone und Bewahrungszone konnten im Sommer 2016 46 Windwurfflächen mit unterschiedlicher Behandlung aufgenommen werden. Auf der einen Hälfte der Flächen (23) wurde eine Schadholzaufarbeitung durchgeführt („Geräumt“) und auf der anderen Hälfte nicht („Ungeräumt“). Die Effekte der Schadholzaufarbeitung wurden hinsichtlich (1) des Einflusses auf die Stammzahl der Verjüngung, (2) der Diversität der Baumarten in der Verjüngung, (3) des Höhenwachstums der Verjüngung und (4) des Verbisses durch Wildtiere untersucht. Die Ergebnisse konnten einen signifikanten Effekt von Schadholzaufarbeitung auf die Verjüngung nachweisen. Es wurde mehr Verjüngung (N/ha) ( $p = 0,015$ ) und Baumartendiversität ( $p = 0,01$ ) auf ungeräumten Flächen gefunden. Das Höhenwachstum der Verjüngung war jedoch auf geräumten Flächen signifikant größer ( $p = 0,045$ ). Kein Effekt von Schadholzaufarbeitung konnte hinsichtlich des Verbisses durch Wildtiere nachgewiesen werden ( $p = 0,270$ ). Durch den Anstieg von Störungen wird die Frage der Schadholzaufarbeitung zunehmend bedeutender. Diese Studie zeigt dabei, welche Bedeutung diese Bewirtschaftungsentscheidung für die Verjüngung im Bergwald hat.

**Schlagwörter:** Schadholzaufarbeitung, Störung, Windwurf, Verjüngung, Biodiversität, Nationalpark Kalkalpen

## Abstract

Disturbances are a natural part of the dynamics of forest ecosystems. Disturbances affect the characteristics of a forest and impact their functions (protective, provisioning, and welfare functions). In the last decades, disturbances caused by storms occurred with increased frequency in Central Europe and changed the dynamics of forest ecosystems. The ecosystem is subsequently vulnerable to secondary abiotic and biotic damage. After such events, regeneration takes a long time, especially in mountain forests, due to the strong limitations on forest growth in high elevation areas. Salvage logging has a considerable influence on forest dynamics after disturbance. The compaction of the soil disturbs water, microsites and seedbed conditions are altered, and nutrients cycles modified. The aim of this study was to quantify how salvage logging affects forest regeneration after windstorms. In 2007 and 2008 the storm events “Kyrill”, “Emma” and “Paula” affected Kalkalpen National Park. Harnessing the zonation of the park (core zone and a preservation zone), 46 windthrown areas were investigated in the summer of 2016. One half of the windthrows (23) were salvage logged (cleared) while on the other half no management interventions were conducted (untreated). The influence of salvage logging on (1) the occurrence and abundance of tree regeneration, (2) the diversity of tree species in the regeneration, (3) the height increment of trees, and (4) the influence of game browsing were analyzed. The results showed a significant effect of salvage logging on tree regeneration. There were significantly more individuals per hectare ( $p = 0,015$ ) and a larger diversity of tree species ( $p = 0,01$ ) on untreated plots compared to cleared areas. However, the height increment was significantly higher on cleared areas compared to untreated sites ( $p = 0,045$ ). No effect of salvage logging was found for game browsing ( $p = 0,270$ ). Due to increasing disturbances the decision whether to salvage log is becoming increasingly important in the future. This study highlights the effects of salvage logging on tree regeneration in mountain forests.

**Keywords:** Salvage logging, Disturbance, Windthrow, Tree regeneration, Biodiversity, Nationalpark Kalkalpen

# Inhaltsverzeichnis

Danksagung .....	iii
Kurzzusammenfassung .....	iv
Abstract .....	v
1 Einleitung.....	1
1.1 Verjüngung im Bergwald .....	1
1.1.1 Limitierende Faktoren im Gebirgswald.....	2
1.1.2 Weiter Einflussfaktoren auf die Verjüngung .....	4
1.2 Störungen.....	6
1.2.1 Wind als Störungsfaktor im Wald .....	7
1.3 Schadholzaufarbeitungen .....	8
1.3.1 Negative Wirkungen von Schadholzaufarbeitung .....	9
1.3.2 Einfluss von liegendem Schadholz .....	10
1.4 Forschungsfragen und Hypothesen .....	11
2 Material und Methoden.....	13
2.1 Untersuchungsgebiet.....	13
2.1.1 Allgemeines .....	13
2.1.2 Lage.....	13
2.1.3 Klima.....	14
2.1.4 Waldgesellschaften.....	15
2.1.5 Störungsereignisse im Untersuchungsgebiet.....	17
2.2 Feldaufnahmen .....	17
2.2.1 Datengrundlage und Vorbereitung.....	17
2.2.2 Flächenauswahl .....	17
2.2.3 Aufnahmeverfahren .....	18
2.3 Auswertung der Daten.....	20
2.3.1 Deskriptive Datenanalyse .....	20
2.3.2 Auswertung.....	23
3 Ergebnisse .....	26
3.1 Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl der Verjüngung	
26	

---

3.1.1	Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl .....	26
3.1.2	Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung über Seehöhe & Exposition	30
3.2	Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Baumdiversität .....	33
3.3	Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf das Höhenwachstum .....	36
3.3.1	Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung nach Höhenkategorien .....	38
3.4	Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Verbissanfälligkeit .....	42
4	Diskussion .....	45
4.1	Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl in der Verjüngung	45
4.2	Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Baumartendiversität .....	50
4.3	Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf Höhenwachstum .....	52
4.4	Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Verbissanfälligkeit .....	53
5	Schlussfolgerung .....	54
6	Literaturverzeichnis .....	55
7	Abbildungsverzeichnis .....	61
8	Tabellenverzeichnis .....	63
9	Formelverzeichnis .....	63
10	Anhang .....	64

# 1 Einleitung

Das Ökosystem Wald und dessen multifunktionale Wirkungen haben global gesehen einen großen Einfluss. Von MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESMENT (2005) wurden Leistungen definiert, die für den Menschen wichtig sind und wo Wald eine wesentliche Rolle spielt. Dabei handelt es sich um eine Bereitstellung von Ressourcen (Trinkwasser, Essen und Treibstoff), kulturelle Aspekte (Erholung, Tourismus oder spirituelles Interesse), unterstützende Dienstleistungen (Photosynthese-Leistung und Bodenbildung), sowie die regulierende Wirkung von Klima, Wasser und Naturkatastrophen (MEA & MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESMENT, 2005). Diese Funktionen des Waldes gilt es auch laut österreichischem Forstgesetz 1975 §1 zu erhalten. Neben der Nutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion, ist die Gewährleistung der Schutzfunktion des Waldes im Gebirgsland Österreich äußerst relevant. Österreichische Schutzwälder weisen jedoch ein Verjüngungsdefizit auf, was zu negativen Auswirkungen auf die Schutzleistung des Waldes führen kann (SCHODTERER, 2011). Um dieses Potenzial des Waldes zu nutzen und das dynamische Gleichgewicht des Waldökosystems zu erhalten, hat Verjüngung im Wald eine zentrale Bedeutung.

## 1.1 Verjüngung im Bergwald

Um den Entwicklungszyklus des Waldökosystems nach Störungen oder Ernte weiter zu führen bedarf es einer Verjüngungsphase (ZUKRIGL ET AL., 1963). Diese kann künstlich durch Ansamung oder Setzen von Pflanzen sowie natürlich durch generative Vermehrung (Samen eines Mutterbaums) oder vegetative Vermehrung (Stock-, Stamm/Ast- oder Wurzelausschlag) geschehen (DENGLER, 1930). Aufgrund der Geländegegebenheiten und der speziellen Angepasstheit der Pflanzen hat natürliche Verjüngung im Bergwald einen klaren Vorteil und ist, wenn möglich, der Kunstverjüngung vorzuziehen (MAYER & OTT, 1991). In höheren Lagen sind die Bedingungen für die Verjüngung meist erschwert. Dies kann jedoch von Standort zu Standort variieren. Laut KÖRNER (2007) spielen vier Umweltfaktoren eine wesentliche Rolle, die sich global gesehen in Abhängigkeit der Seehöhe verändern:

- die Änderung des atmosphärischen Luftdruckes und Partialdruckes aller atmosphärischen Gase, wobei v.a. die Reduktion von O<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> eine wichtige Rolle für das Überleben von Pflanzen spielt
- die Änderung der atmosphärischen Temperatur mit der Seehöhe (-0,5°K/100m – 1°K/ 100m) (ROEDEL & WAGNER, 2011)
- die „wolkenlose Strahlung“ bzw. das erhöhte Strahlungspotenzial, durch die reduzierte atmosphärische Trübung
- der größere Anteil an UV-Strahlung in der Sonnenstrahlung (KÖRNER, 2007)

Grundsätzlich haben die lokal unterschiedlichen Klimabedingungen die größere Auswirkung als Großraum- Klimaeinflüsse auf das Wachstum der Pflanze. Vor allem können Limitierungen durch Temperatur, Wasser und Nährstoffverfügbarkeit Stress in der Pflanze hervorrufen und somit das Wachstum beziehungsweise das Überleben der Pflanze gefährden (KÖRNER, 2012). Wie oben erwähnt, nehmen die Temperatur, der Luftdruck und der Partialdruck mit steigender Seehöhe ab (ROEDEL & WAGNER, 2011), wodurch das Bergklima und seine limitierenden Bedingungen geprägt werden (KÖRNER, 1998; KÖRNER, 2007).

### **1.1.1 Limitierende Faktoren im Gebirgswald**

Limitierungen im Pflanzenwachstum sind als normal anzusehen. Die Verfügbarkeit von Wärme, Wasser und Nährstoffen etc. wird erst dann problematisch für Pflanzen, wenn diese ins Extreme schwanken. Hitze, Frost und Dürre können bei der Pflanze Stressreaktionen hervorrufen, die sich negativ auf die Wachstumsleistung oder sogar auf das Überleben des Individuums auswirken. Im Folgenden werden die limitierenden Faktoren und deren Auswirkungen im Gebirgswald mit speziellem Hinblick auf die Verjüngung erläutert. Diese Faktoren sind jedoch keineswegs als separat zu betrachten, denn sie stehen durchaus im Verhältnis zueinander und können sich gegenseitig beeinflussen (KÖRNER, 2012).

#### **1.1.1.1 Limitierung durch Wärme:**

Alle Lebensprozesse, wie beispielsweise Photosynthese, Respiration und Nährstoffaufnahme der Pflanze sind temperaturabhängig. Diese Prozesse werden aktiver, wenn im Frühjahr die Lufttemperatur steigt, der Schnee schmilzt und die Bodentemperatur bestimmte Grade erreicht, die eine Aktivierung der Wurzeln bedingen. Ist diese Temperaturschwelle überschritten, beginnt die Vegetationsperiode der Pflanze, welche beispielsweise in den Tiroler-Alpen auf einer Seehöhe von über 2000 m durchschnittlich bei 133 Tagen liegt. Während des Winters sind die lebenserhaltenden Prozesse des Baumes sehr stark reduziert und ermöglichen ihm besser mit tiefen Temperaturen und extremen Lufttemperaturschwankungen umzugehen. Würde es innerhalb der Vegetationsperiode zu solchen Schwankungen kommen, könnte die Pflanze dadurch geschädigt werden (DENGLER, 1930; KÖRNER, 2012; KÖRNER & PAULSEN, 2004).

Die Bodentemperatur ist ein ausschlaggebender Faktor für das Wurzelwachstum des Keimlings. Mittels des Wurzelsystems erhält der Baum die Möglichkeit in tiefere Bodenschichten vorzudringen, um an Wasser und Nährstoffe zu gelangen. Zusätzlich ermöglicht ein ausgeprägtes Wurzelsystem dem Baum gegen mechanische Einwirkungen standzuhalten, die beispielsweise durch Wind und Schnee verursacht werden (OTT ET AL., 1997). Bei einer Bodentemperatur von 2 – 4 °C setzt das Wurzelwachstum der Fichte ein, wobei das Wachstum unter 8 °C eher gehemmt ist. Das Wurzelwachstum befindet sich im Optimum, wenn eine Temperatur von 16 – 26 °C im Boden erreicht ist (MAYER & OTT, 1991; OTT ET AL., 1997).

Die Wärme ist im Bergwald immer ein ausschlaggebender Faktor und hat auch auf andere Limitierungen einen direkten oder indirekten Einfluss (KÖRNER, 1998).

### **1.1.1.2 Limitierung durch Strahlung**

Ein treibender Faktor für die Photosynthese - Leistung der Pflanze ist die Strahlung. Ist die Globalstrahlung zu gering, hat die Pflanze eine negative Stoffbilanz (Assimilationsertrag < Atmungsverlust) (MAYER & OTT, 1991). Die Strahlungsintensität hängt von vielen Multiplikatoren ab und ist ein Zusammenspiel von Wellenlänge, absorbierenden Molekülen, Anteilen der Aerosole, der Bewölkung/Trübung, dem Gelände u.v.m. Allerdings ist im Gebirge das Strahlungspotenzial höher als in tieferen Lagen und beispielsweise auf 1800m doppelt so stark als auf Meeresebene (BLUMENTHALER, 2012; KÖRNER, 2012; MAYER & OTT, 1991; OTT ET AL., 1997). Folglich kann es vor allem auf sonnenexponierten Standorten durch dunkle Bodenaufgaben und Freiflächen zu strahlungsbedingter Überhitzungen des Bodens kommen. Hitzeschäden an Keimlingen und Sämlingen werden dadurch hervorgerufen und der Verjüngungserfolg bleibt möglicherweise aus. Tagsüber kann die Strahlung zu Überhitzungen führen, während es in der Nacht zu einem Kühlungseffekt kommen kann. Zudem ist auch die Abstrahlung im Bergwald aufgrund von klaren wolkenlosen Nächten höher. Demnach entsteht eine „Strahlungskälte“, welche teilweise zu Temperaturunterschieden von über 20 K zwischen Tag und Nacht führt. Die Frosttoleranz der Nadel- und Blattorgane von kleinen Pflanzen ist während der Vegetationsperiode geringer und die Wahrscheinlichkeit einer Schädigung steigt (KÖRNER, 2003; OTT ET AL., 1997).

### **1.1.1.3 Limitierung durch Wasser und Nährstoffe**

Das Wachstum einer Pflanze befindet sich in ständiger Abhängigkeit vom Bodentyp und von der Bodenbeschaffenheit. Nicht nur in der Wasserversorgung des Bodens gibt es topographische, periodische und regionale Unterschiede, sondern auch im Abbauprozess der Streu (KÖRNER, 2003). Durch die Wurzeln im Boden nehmen die Pflanzen Wasser und wichtige Nährstoffe auf, die das Überleben der Keimlinge ermöglichen (DENGLER, 1930). Aufgrund der klimatischen Gegebenheiten sind auch die Bodenbedingungen unterschiedlich. Die mit der Meereshöhe abnehmenden Parameter, wie beispielsweise der atmosphärische Luftdruck und die Temperatur, verlangsamen den Abbau von Bodenstreu und die Mineralisierung. Dies führt zu mächtigen Moder- und Rohhumusaufgaben, diese können bei wenig Niederschlag sehr trocken sein. Wie im Kapitel 1.1.1.2. bereits erwähnt, können durch die Auflage Hitzeschäden verstärkt werden (KÖRNER, 2012; OTT ET AL., 1997). Infolge der verlangsamten Mineralisierung werden auch wichtige Nährstoffe, wie Stickstoff (N) und Phosphor (P) schwerer zugänglich für Pflanzen (KÖRNER, 2012).

### 1.1.1.4 Limitierung durch Schnee

Schnee ist ein entscheidender Faktor bei der Etablierung der Verjüngung im Gebirgswald. Die hohe und langanhaltende Schneedecke verkürzt nicht nur die Vegetationsperiode, sondern hat auch eine mechanische Wirkung auf den Jungwuchs. Aufgrund von Druck, Kriech- oder Gleitbewegungen des Schnees werden junge Pflanzen entwurzelt oder verformt. Zusätzlich fördert die Schneedecke mit ihrer dauerhaft hohen Luftfeuchtigkeit Pilzkrankheiten in Hochlagen, wie beispielsweise den schwarzen Schneeschimmel (*Herpotrichia juniperi*) an der Fichte oder *Gremmeniella*-Triebsterben an Zirbe (Erreger: *Gremmeniella abietina*) und Lärche (Erreger: *Gremmeniella laricina*). Der Schneeschimmel und auch das Triebsterben gelten als einflussreiche Pilzkrankheiten im Gebirgswald und viele Aufforstungsversuche sind an ihnen gescheitert, da sie ein Massensterben von Keimlingen und Jungpflanzen verursachen können. Dieser Bedrohung sind Jungpflanzen bis zum Übertreten der Schneedecke ausgeliefert, was im Bergwald oftmals mehrere Jahrzehnte dauern kann (BUTIN, 2011; MAYER & OTT, 1991; OTT ET AL., 1997).

### 1.1.2 Weiter Einflussfaktoren auf die Verjüngung

Neben klimatischen und pedogenen Limitierungen erschweren auch biogene Einflüsse das Wachstum einer Pflanze, welche im Folgenden näher erläutert werden.

#### 1.1.1.1 Einfluss von Wildtieren

Der Wildbestand beziehungsweise die Abschusszahlen der österreichischen Jagdstatistik steigen in den letzten Jahrzehnten stetig. Mit einer Schalenwildichte von 15 Stück/ 100ha hat Österreich eine der höchsten in ganz Europa, wodurch der Wilddruck auf die Waldentwicklung zunimmt (APOLLONIO ET AL., 2010 ZIT. N. HACKLÄNDER, 2013). Wildtiere ernähren sich neben Gräsern und Kräutern auch von Nadeln, dem Laub, sowie den Knospen und Trieben von Bäumen. Dies wird als „Verbiss“ bezeichnet und beeinträchtigt die Waldentwicklung und das natürliche Wachstum (SUTER, 2005). In der Verjüngungsphase sind die Bäume besonders durch Tritt, Keimlingsverbiss, Baumverbiss und Fegen von Schalenwildarten (bspw. Reh-, Rot-, Gamswild), aber auch von Nagetieren (Hase und Maus) gefährdet. Durch diese Wildeinflussfaktoren können Diversitätsverluste, Ausfall von Baumarten oder gar ein Ausbleiben der Verjüngung entstehen. Ob es sich dabei um einen Schaden durch das Wild handelt, hängt maßgeblich vom Verjüngungsziel für einen Bestand ab. Ein gewisser Anteil an Verbiss ist natürlich und tragbar, falls jedoch das Verjüngungsziel durch zu hohem Verbiss nicht erreicht werden kann, spricht man von Wildschaden. Zu stark verbissenen und forstlich relevanten Baumarten im Gebirgswald gehören vor allem die Tanne, der Bergahorn und die Rotbuche. Hingegen werden zum Fegen besonders Lärche und Fichte bevorzugt (REIMOSER & REIMOSER, 2017). Auf Grund der Umweltgegebenheiten ist das Wachstum und das Baumartenspektrum im Gebirgswald an sich schon begrenzt, Wild übt einen zusätzlichen Druck auf Baumarten aus und erschwert die harschen Lebensbedingungen dieser.

### 1.1.2.1 Waldweide

Mitte des 19. Jahrhunderts wurden in Österreich Einforstungsrechte erlassen, die neben dem Recht Holz oder sonstige Forstprodukte aus fremdem Wald zu beziehen zusätzlich ein Recht auf Weide auf fremden Grund einräumt. Dieses Recht ist mit Grund und Boden verankert und kann auch bei Nichtausüben nicht verjähren. Im §10 des Einforstungsrechtgesetzes gibt es zusätzlich eine Neuregelung des Weiderechtes, die es untersagt, auf neuaufgeforsteten, naturverjüngten und schonungsgelegten Flächen Beweidung auszuüben, allerdings wird das Weiderecht nicht zur Gänze verboten (OÖ. ERG, 1985). Mögliche Schäden, die durch Beweidung im Wald entstehen können, sind Bodenverdichtungen, Erosion, Jungwuchsvertritt und -verbiss, sowie Zuwachsverluste. Wie hoch der Einfluss von Weide ist, hängt von der Tierart, Dauer und Häufigkeit, sowie dem Altersstadium des Waldes ab. Anzumerken ist, dass als schädlichste Weidevieh - Art die Ziege gilt, gefolgt vom Schaf, Pferd, Rind und dem am wenigsten Schäden verursachenden Tier, dem Schwein (STUBER & BÜRGI, 2001). Wie schädlich sich Ziegen auf den Wald auswirken zeigt eine Untersuchung durch das Schweizer Forstmuseum in Kooperation mit der Forschungsgruppe Waldentwicklung und der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) im Jahre 1998. Im Zuge dieser Untersuchung wurde einer Gruppe von vier Ziegen acht Wochen lang der Zugang zum Wald gestattet und dies wurde 1999, 2000 und 2001 wiederholt. Das Ergebnis ergab, wie anfänglich vermutet, dass eine deutliche Veränderung in der Krautschicht erfolgte. Zusätzlich konnte auch innerhalb des Jungwuchses, in den Durchmesserklassen 0 - 4 cm und 4 - 8 cm, ein Einfluss der Ziege auf die Pflanzen festgestellt werden. Durch diesen Versuch verschwanden Fichte und Ahorn in der Verjüngung komplett. Darüber hinaus wurden viele Bäume verbissen, auch jene, die über der Äserhöhe der Ziegen lagen. Schlanke Bäume wurden mit dem Vorderbein umgedrückt und bis zur Wipfelknospe abgeäst, dabei wurden 60-80 % der Buchen, Linden und anderen Laubhölzern beschädigt (ZINGG & KULL, 2006).

Die Beweidung in Österreichs Gebirgswald ist tendenziell rückläufig. Laut österreichischer Waldinventur (ÖWI) 2007/09 hat sich die Waldweidefläche von 10,6 % in den Jahren 1992/96 der Gesamtwaldfläche, auf 8,4 % in den Jahren 2007/09 reduziert, dies entspricht 323 000 ha der gesamten Waldfläche Österreichs. Trotzdem wird besonders der Bergwald beweidet, denn auf 20,7 % der Schutzwaldflächen im Ertrag und 11,7 % der Schutzwaldflächen außer Ertrag sind Weidespuren, wie Viehtritte und Exkremete zu finden. Währenddessen werden nur 6,5 % des Wirtschaftswaldes beweidet. Die Waldweide stellt ein Problem v.a. für die hydrologischen Komponenten des Bergwaldes dar, wie beispielsweise schlechte Infiltrationsfähigkeit durch Bodenverdichtungen und infolgedessen einen erhöhten Abfluss. Weidevieh hat einen nicht zu verachtenden Einfluss auf den Waldboden. Deshalb sind Verbiss und die Trittschäden durch jene als Problem anzusehen (HAUK & PERZL, 2013).

### 1.1.2.2 Vegetationskonkurrenz

Die natürlicherweise dichten Rottenstrukturen, die erfahrungsgemäß größeres Aufkommen von Bodenvegetation verhindern, sind in Gebirgswäldern auf Grund von Störungen und/oder menschlichen Eingriffen zurückgegangen. Flächen, die einen Freilandcharakter aufweisen, haben andere Niederschlags- und Lichtverhältnisse, welche sich in dadurch verstärkt aufkommender Bodenvegetation äußern. Schon nach dem ersten Jahr entwickelt sich auf Kahlflächen nach Störung oder Ernte eine einjährige Unkrautschicht. Diese wird dann häufig durch Zwerg-, Hochstaudenfluren, Gräsern oder Adlerfarn (i.e., die eigentlichen Schlagflora) abgelöst. Der dichtgedrängte, massige Vegetationsteppich erschwert das Aufkommen von Naturverjüngung entscheidend. Infolgedessen herrschen erschwerte Keimbettbedingungen, welche hauptsächlich auf den Lichtmangel und auf Samen, die es gar nicht erst zur Bodenoberfläche schaffen, zurückzuführen sind. Zusätzlich sterben bereits aufkommende Keimlinge und Sämlinge durch Wurzelkonkurrenz und der starken Beschattung wieder ab (LEIBUNDGUT, 1984; OTT ET AL., 1997). Die rasche Entwicklung von Zwerg-, Hochstaudenfluren und Grasfilzen nach großer Auflichtung stellt ein beachtliches Verjüngungshemmnis im Gebirgswald dar (MAYER & OTT, 1991). Um dieser Konkurrenz zu entgehen, etabliert sich Baumverjüngung häufig an Kleinststandorten mit geringerem Konkurrenzdruck, wie beispielsweise auf erhöhten Stellen, Wurzeltellern, verrotteten Stöcken und Hangkanten. Wurden diese Standorte erfolgreich besiedelt, können sie sich langsam weiter ausbreiten und ggf. neue Rotten bilden (LEIBUNDGUT, 1984).

## 1.2 Störungen

Störungen sind Ereignisse, die das Ökosystem und dessen Charakteristika verändern. Diese Events sind meistens abrupt, kurz und destruktiv. Häufig treten Störungen großflächig auf und haben eine hohe Mortalität mit entsprechend großem Verlust an lebender Biomasse. Trotz alledem sind sie ein wichtiger Teil der Ökosystemdynamik und beeinflussen selbige maßgeblich. Störungen können in verschiedensten Variationen auftreten, wie beispielsweise durch Feuer, Wind, Hochwasser, Erosionen, Muren, Lawinen oder Pathogene. Solche Veränderungen im Ökosystem können plötzlich oder schleichend auftreten und dramatische oder unbedeutende Auswirkungen auf das Ökosystem haben. Die Effekte können noch Jahrzehnte später im Lebensraum erkennbar sein (WHITE & JENTSCH, 2001). Störungen müssen sich nicht immer negativ auf die Umwelt und deren Biodiversität auswirken. Manche Arten profitieren davon, und vermehren sich bzw. können sich überhaupt erst etablieren, während andere Arten verschwinden (VOGL, 1974 ZIT. N. WHITE & JENTSCH, 2001). Dabei ist das Wiederkehrintervall ein wichtiger Faktor: Tritt ein Ereignis wiederholt oder vermehrt in kürzeren Intervallen auf, hat es vielfach eine steigende Bedeutung für das Ökosystem (WHITE & JENTSCH, 2001).

Im 20. Jahrhundert konnten vermehrt Störungsereignisse verzeichnet werden (SCHELHAAS ET AL., 2003), deren treibender Faktor der Klimawandel darstellte (SEIDL ET AL., 2011). Die Erde erwärmte sich in diesem Zeitraum durchschnittlich um 0,6 °C, wobei die Temperatur im Alpenraum überdurchschnittlich proportional stieg. Zukunftsprognosen rechnen für das 21. Jahrhundert mit einem Temperaturanstieg, je nach Szenario, mit etwa 0,2 °C oder mehr pro Jahrzehnt. Darüber hinaus ändern sich auch die Niederschlagsbedingungen, der Sommer wird trockener und Winterniederschläge werden häufiger. Tendenziell wird jedoch die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge in Mitteleuropa gleichbleiben. Das Klima wird sich ins Extreme verändern, das heißt, extreme Trockenperioden und extreme Niederschlagsverhältnisse werden generiert. Es wird vermehrt intensivere Niederschläge und langanhaltende Trockenperioden geben (BERNSTEIN ET AL., 2007), was sich als Problem für den Wald im Winter als auch im Sommer äußern könnte. Im Winter kann das Wasser nicht gut infiltrieren, da der Boden gefroren und der Verbrauch nicht so groß ist und deshalb könnte es zu mehr Oberflächenabfluss kommen. Im Sommer wiederum wird Wasser für das Wachstum bzw. für die Photosyntheseleistung benötigt. Dies könnte aber aufgrund der Trockenperioden nicht ausreichend vorhanden sein (SEILER, 2013). Auch in Zukunft muss vermehrt mit Störungen durch Wind, Wasser und Dürren, je nach Klimaszenario, gerechnet werden (BERNSTEIN ET AL., 2007; SEIDL ET AL., 2014).

### 1.2.1 Wind als Störungsfaktor im Wald

Wald beeinflusst die Windgeschwindigkeit im Wald als auch die im umgebenen Freiland. Die Windgeschwindigkeiten kann durch Bestockung, insbesondere durch Windschutzstreifen, bis zu 30% herabgesetzt werden (NÄGELI, 1965 ZIT. NACH MAYER, 1976). Starke Windwürfe können das Ökosystem Wald jedoch auch negativ beeinflussen bzw. stören. Nicht nur auf einzelne Bäume oder ganze Bestände hat der Wind Einfluss, sondern auch auf die Bodenstruktur und die Waldvegetation. Wesentliche Rollen spielen hierbei die Baumartenzusammensetzung und die Eigenschaften der jeweiligen Bestockung, sowie das Bodengefüge und das Bestandesalter. Zu sturmgefährdeten Wäldern gehören vor allem Bestände in der Baum- und Altholzphase und an exponierten Standorten (MAYER, 1976; WEGMANN, 2010). Ab einer Windgeschwindigkeit von ca. 100km/h herrscht ein erhöhtes Windwurfrisiko (WEGMANN, 2010). Aber auch bei geringeren Geschwindigkeiten können bereits Windwürfe auftreten, wie aus einem Bericht von ULANOVA (2000) hervorgehend. Beispielsweise waren Wäldern in der russischen Twer - Region ab einer Windgeschwindigkeit von 72 km / h betroffen. Katastrophale Windwurfereignisse zerstören das Kronendach, umgefallene Bäume vermischen die Bodenhorizonte und beeinflussen die unter dem Schirm vorkommenden Arten (ULANOVA, 2000).

### 1.3 Schadholzaufarbeitungen

Als Schadholzaufarbeitungen bezeichnet man ungeplante vorzeitige Holznutzungen nach Störungsereignissen. Es werden dabei tote, zerstörte oder absterbende Bäume entfernt um die ökonomischen Schäden von Störungen zu verringern und einen Befall von liegengebliebenen Bäumen durch sekundäre Schädlinge, wie beispielsweise dem Borkenkäfer, zu vermeiden. Schadholzaufarbeitung wird auf der ganzen Welt durchgeführt. In Europa kommen diese hauptsächlich nach Windstürmen zum Einsatz (LINDENMAYER ET AL., 2008). Durch den Anstieg von Störungen in Europa (SEIDL ET AL., 2014) konnte auch ein vermehrter Anfall von Schadholz verzeichnet werden. Besonders davon betroffen waren in Österreich die Jahre 2007/2008, mit teilweise über 10 Mio. Efm Schadholzeinschlag (Abb. 1) (STEYRER ET AL., 2015), was im Jahre 2007 fast die Hälfte des gesamten Holzeinschlages bildete (BMLUFW, 2008).

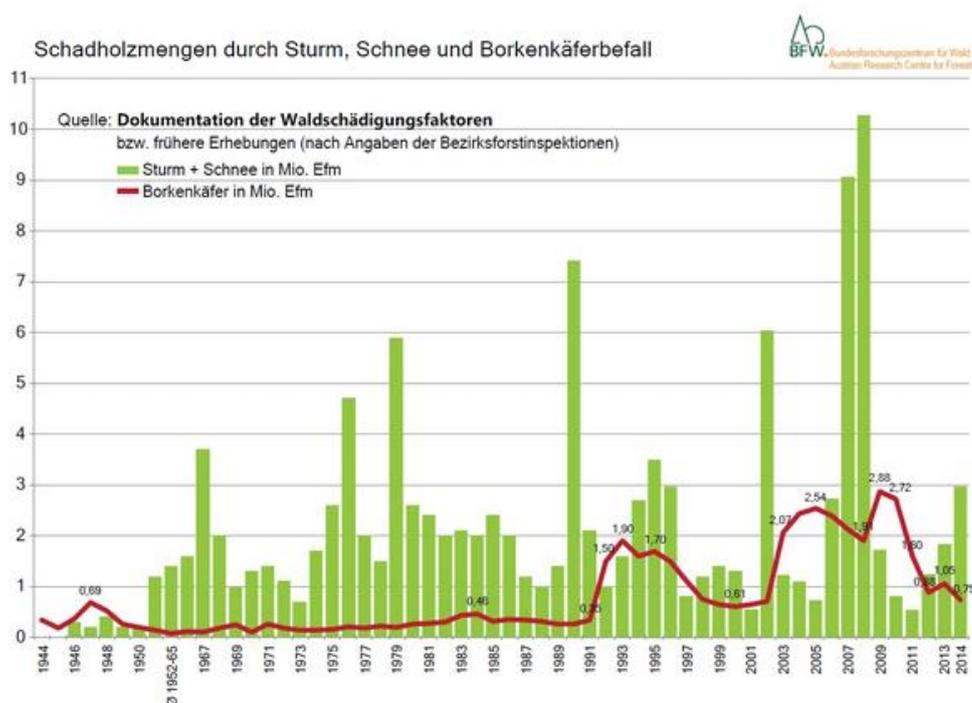


Abb. 1: Angefallene Schadholzmenge in Österreich von 1944 - 2014 durch Sturm und Schnee verglichen mit Borkenkäferschäden (STEYRER ET AL., 2015)

Aufarbeitung von Schadholz ist im Vergleich zur normalen Holzschlägerungen wesentlich gefährlicher und schwieriger handzuhaben. Darum erfordert es auch geschulte und fachkundliche Forstarbeiter. Besonders die durcheinanderliegenden Bäume machen das Aufarbeiten sehr gefährlich. Durch Spannungen im Baum, das Weiterknicken oder Abbrechen der Bäume gestaltet sich die Holzarbeit als äußerst schwierig. Zusätzlich könnten Bäume vorhängen, wegrollen oder Wurzelballen könnten nach dem Schnitt umfallen (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERÖSTERREICH LKNOE, 2012).

Welches Verfahren und System zum Entfernen der gestörten Bäume angewendet wird ist situationsbedingt und hängt vor allem vom Gelände und dessen Neigung ab. Üblicherweise werden hauptsächlich mechanisierte (Fällung mit Motorsäge und Rückung mittels Schlepper oder Seil) oder vollmechanisierte (Fällung mittels Harvester und Rückung mit dem Forwarder) Systeme angewendet. Der im Bestand zurückbleibende Schlagabraum spielt dabei eine wesentliche Rolle für die spätere Nährstoffversorgung und das Mikroklima. Die wichtigsten Verfahren bei der Holzernte sind das Ganzbaum-, das Vollbaum- oder das Sortimentsverfahren. Je nach Verfahren bleibt kein Schlagabraum (Ganzbaumverfahren), nur die Krone des Baumes (Vollbaumverfahren) oder Krone und Äste (Sortimentsverfahren) im Wald. Der Schlagabraum gilt als wichtige Nährstoffzufuhr für die nächste Generation. Ein wesentlicher Faktor bei der Holzernte ist das Gelände. Ob ein Befahren des Geländes möglich ist, hängt von der Geländeneigung ab. Bis zu einer Neigung von 20 % ist das Befahren gut realisierbar. Im steileren Gelände, ab einer Neigung von > 35 %, ist nur noch das Bringen mittels Seilsystem möglich. Im steileren Gelände wird meistens mittels Seilsystem gerückt und die Vollbaumernte angewendet, wodurch der Schlagabraum nicht zu Gänze im Wald verbleibt (ERLER, 2000).

### **1.3.1 Negative Wirkungen von Schadholzaufarbeitung**

Der Waldboden ist eine wichtige Ressource für den Wald und dessen Verjüngung. Eine unsachgemäße Schadholzaufarbeitung beeinflussen viele Ökosystemprozesse. Das Befahren des Waldbodens kann die Bodenfunktion maßgeblich beeinträchtigen, vor allem die hydrologischen Charakteristiken des Bodens. Durch deren Änderungen kommt es in erster Linie zu einem erhöhten Oberflächenabfluss, zu Bodenerosionen und zu einem kontinuierlichen Sedimenten-Abfluss (LINDENMAYER ET AL., 2008). Das Verdichten des Bodens mittels schwerer Forstmaschinen führt zu eingeschränktem Porenvolumen. Besonders Grobporensysteme sind davon betroffen, welche essentiell für den Transport von Wasser und Nährstoffen im Boden sind. Neben Luft sind dies die wichtigsten Bestandteile für die Pflanze und die Voraussetzungen für die Fruchtbarkeit des Bodens. Schäden an Waldböden haben Auswirkungen auf die Keimbettbedingungen, die vorhandene Naturverjüngung, das Wurzelwachstum von Pflanzen und auf den Lebensraum zahlreicher Lebewesen. Ein wichtiger Faktor hinsichtlich der Anfälligkeit der Böden bezüglich seiner Verdichtung und Verformung ist die aktuelle Bodenfeuchte. Wesentliche Rollen spielen auch Kornverteilung, Steingehalt, Hangneigung und Humusgehalt. Grobkörnige Böden, Böden mit hohem Steingehalt und gefrorene Böden sind kaum empfindlich gegenüber Befahrung (LÜSCHER ET AL., 2010).

### 1.3.2 Einfluss von liegendem Schadholz

Ungeräumte Störungsflächen haben einen positiven Einfluss auf deren Mikroklima und weisen ähnliche Schutzleistungen wie bewaldete Flächen auf.

Die Schutzwirkung gegenüber Lawinen und Steinschlag geht vorerst nicht verloren. Durch liegende Bäume sind unterschiedliche Oberflächenstrukturen vorhanden und es kommt in den ersten 10 Jahren zu keinen größeren Lawinen oder Schneerutschungen. Im Gegensatz dazu nimmt auf gleicher geräumter Fläche die Schutzleistung markant ab (NOACK ET AL., 2004). Auf längere Sicht schwindet die Schutzfunktion des Totholzes, zeigt aber je nach Standort durchaus noch günstige Schutzbedingungen gegen Lawinen, Steinschlag und Erosion. Ein wesentlicher Faktor, ob die Schutzleistung erhalten bleibt, ist wie schnell sich die nachfolgende Verjüngung entwickelt und den Stabilitätsverlust kompensieren kann (BEBI ET AL., 2015; LACHAT ET AL., 2014). Das Belassen von Holz auf Flächen hat neben der Schutzfunktion auch eine förderliche Wirkung auf die Artendiversität. Ein Viertel aller Waldarten benötigt Totholz, dazu gehören vor allem Insekten und Pilze. Aber auch Baumarten, Vögel, Moose, Flechten, Fledermaus, Amphibien und Reptilien profitieren vom Totholz. Die Zahl der Arten steigt deutlich mit dem Vorhandensein von Totholz (LACHAT ET AL., 2014; THORN ET AL., 2017A).

## 1.4 Forschungsfragen und Hypothesen

Aufgrund der Verjüngungsnotwendigkeit von Bergwäldern, insbesondere der Schutzwälder, ergibt sich die Frage, welche waldbaulichen Maßnahmen der Waldverjüngung zuträglich sind. Im Kontext von steigenden Störungen ergibt sich die Frage, wie sich Schadholzaufarbeitung auf Waldflächen und die darauffolgende Verjüngung auswirkt.

### **FRAGESTELLUNG 1: WIE WIRKT SICH SCHADHOLZAUFARBEITUNG AUF DIE VERJÜNGUNG AUS?**

HYPOTHESE: Es wird mehr Verjüngung auf ungeräumten Flächen vermutet. Dies könnte auf geringeren Wildverbiss, mehr Totholzanteil (Substrat für Keimung), besseres Mikroklima aufgrund von Kleinstandorten und keine Bodenverdichtung durch die Schadholzaufarbeitung zurückzuführen sein.

### **FRAGESTELLUNG 2: WELCHE AUSWIRKUNGEN HAT SCHADHOLZAUFARBEITUNG AUF DIE DIVERSITÄT DER VERJÜNGUNG?**

HYPOTHESE: Aufgrund des variablen Mikroklimas, des höheren Totholzanteiles und verschiedener Kleinstandorte (Wurzelteller, liegen gebliebene Bäume, verschiedene Keimbettbedingungen etc.) wird vermutet, dass die Anzahl an verschiedenen Baumarten auf ungeräumten Flächen größer ist als auf geräumten Flächen. Durch umgefallene Bäume bilden sich verschiedenste Bodenbedingungen und Kleinstandorte, dadurch profitieren unterschiedliche Baumarten mit unterschiedlichen Ansprüchen und können sich etablieren.

### **FRAGESTELLUNG 3: WELCHE AUSWIRKUNGEN HAT SCHADHOLZAUFARBEITUNG AUF DAS HÖHENWACHSTUM DER VERJÜNGUNG?**

HYPOTHESE: Es wird vermutet, dass das Höhenwachstum auf den geräumten Flächen stärker ausgeprägt ist, da dort Totholz keine natürliche Barriere bildet. Zusätzlich wird davon ausgegangen, dass Pionierbaumarten vermehrt auf geräumten Flächen aufkommen. Diese weisen erfahrungsgemäß ein schnelleres Höhenwachstum in der Jugend auf.

### **FRAGESTELLUNG 4: WELCHE AUSWIRKUNGEN HAT SCHADHOLZAUFARBEITUNG AUF DEN WILDVERBISS AN DER VERJÜNGUNG?**

HYPOTHESE: Es wird davon ausgegangen, dass liegendes Totholz eine natürliche Barriere für Wildtiere bildet. Ungeräumte Flächen werden somit weniger von Wildtieren aufgesucht und der Verbiss ist geringer als auf geräumten Flächen.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

#### 2.1.1 Allgemeines

Bei dem Untersuchungsgebiet handelt sich um den Nationalpark (NP) Kalkalpen. Dieser befindet sich im südöstlichen Teil von Oberösterreich an der Grenze zur Steiermark. Der NP Kalkalpen wurde am 25. Juli 1997 gegründet und umfasst bis dato 20.850 Hektar. Diese Fläche gliedert sich in 89% Naturzone und 11% Bewahrungszone. Die Besitzverhältnisse sind derzeit auf drei Parteien aufgeteilt, mit 88% hat die Republik Österreich bzw. die Österreichischen Bundesforste (ÖBF) den größten Anteil am NP Kalkalpen. 11% ist im Privatbesitz und 1% gehört den Gemeinden (NPKA, 2016). Da der Nationalpark Kalkalpen seit 1998 in die Kategorie II der „Internationale Union zur Bewahrung der Natur und natürlicher Ressourcen (IUCN)“ Kriterien fällt, stellt er ein perfektes Gebiet für die Untersuchung natürlicher Prozesse dar. Die Kategorie II der IUCN hat das Ziel, großflächige natürliche oder naturnahe Areale oder Landschaften einschließlich all ihrer vorhandenen Arten und Ökosystemcharakteristiken zu schützen. Dies bildet auch die Basis zur Sammlung von ökologischen, kulturellen und geistig-seelischen Erfahrungen. Solche Gebiete sollen auch Wissenschaft, Bildung, Erholung und Tourismus ermöglichen (IUCN, 2016). Neben der internationalen Anerkennung durch die IUCN bietet der NP Kalkalpen weitere Vorzüge: Speziell die Unterteilung in zwei Zonen war für das Design dieser Arbeit von Bedeutung. Der Vorteil liegt darin, dass in der Naturzone keine Schadholzaufarbeitungen durchgeführt wurde und somit kein menschlicher Einfluss auf Windwurfflächen besteht. Auf der anderen Seite war es in der Bewahrungszone nötig Windwürfe aufzuarbeiten, um einen möglichen Borkenkäferbefall durch *Ips typographus* zu vermeiden, bzw. seine Ausbreitung auf umliegende Gebiete einzudämmen. Auf diesen Flächen wurde Totholz aufgearbeitet und entfernt, anschließend wurden jedoch keine Maßnahmen zur Förderung der Baumverjüngung gesetzt. Aufgrund dieser Ausgangslage kann der Einfluss von Schadholzaufarbeitungen nach Störungen auf die Verjüngungsdynamik im Vergleich zwischen den beiden Managementzonen untersucht werden.

#### 2.1.2 Lage

Der NP Kalkalpen befindet sich im südöstlichen Teil von Oberösterreich im Reichraminger Hintergebirge und Sensengebirge. Im genaueren im 33T 438700 5294800 bis 33T 463200 5289500 der nördlichen Hemisphäre gemäß UTM Koordinaten. Der NP Kalkalpen reicht von 385 m Seehöhe bis zur höchsten Erhebung, der „Hohe Nock“, mit einer Höhe von 1963 m über dem Meeresniveau.

Im geologischen Sinne befindet sich der NP im Mesozoikum der nördlichen und südlichen Kalkalpen und die Hauptgesteinsarten bilden der Wettersteinkalk und der Hauptdolomit (KATZENSTEINER ET AL., 1995; NATIONAL PARK KALKALPEN NPKA, 2018). Somit werden die Bodentypen überwiegend von kalkhaltigem Gestein beherrscht und die Hauptbodentypen sind Rendzina, Braunlehm-Rendzina, Kalkbraunlehm und Kalkbraunerde auf unreinem Kalk und Dolomit (KILIAN ET AL., 1994). Eine Boden- und Gesteinsuntersuchung von KATZENSTEINER ET AL. (1995) in diesem Gebiet zeigt, dass vorwiegend seichtgründige Alpenmoderrendzina auf Wettersteinkalk vorzufinden sind. Der Alpenmoder stellt mit teilweise in Klüften und Spalten vorkommenden Braunlehmverfüllungen den Hauptwurzelraum für Bäume dar. Diese Böden sind empfindlich gegenüber Störungen, denn die Wasserspeicherfähigkeit solcher Böden ist sehr gering. Hoher Biomasseentzug kann neben Erosionen auch zum Verlust der durchwurzelbaren Auflage führen. Wettersteinkalk bildet auch eine ungünstige Ausgangslage für neue Bodenbildungen, was die Erholung nach Störungsereignissen negativ beeinflusst. Standorte mit Braunlehmböden im Untersuchungsgebiet sind hingegen besser zu bewerten. Es ist auf diesen Böden eine bessere Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität gegeben, weshalb es auch zu nur geringen Nährstoffverlusten nach Störungen kommt und bessere Ausgangsbedingungen für die aufkommende Verjüngung und Bodenflora vorhanden sind. Nichtsdestotrotz können unzuträgliche forstliche Maßnahmen oder Nährstoffentzug durch das Entfernen der Biomasse zur Bedrohung für die Böden werden. Auf den Dolomitrendzina im NP Kalkalpen befinden sich in den oberen Horizonten noch Braunlehmeinflüsse, welche noch eine gute Vegetationsentwicklung ermöglichen. Würden diese Schichten verschwinden, sind diese Böden sehr erosionsgefährdet und somit die nährstoffärmsten und trockensten Standorte im Gebiet. Zusammengefasst sind Böden in Akkumulationslagen und mit höherem Braunlehm- und Mergelanteilen die nährstoffreichsten und am besten wasserversorgtesten Standorte im Untersuchungsgebiet. Die vorkommenden Böden auf Dolomit und exponierten Lagen, wo Grundgestein hoch ansteht, bilden die ungünstigsten Standorte und reagieren sehr sensibel auf Störungen (KATZENSTEINER ET AL., 1995).

### **2.1.3 Klima**

Das Klima im NP kann sehr unterschiedlich sein und durch die Höhenunterschiede entstehen viele kleinflächig unterschiedliche klimatische Verhältnisse. Infolgedessen kommt es zu sehr unterschiedlichen Niederschlagsmengen und Temperaturen im NP. Die Jahresniederschlagsmenge liegt durchschnittlich zwischen 1205-1741mm und steigt mit der Seehöhe an, während die durchschnittliche Jahrestemperatur von 9 - 3,6 °C mit der Seehöhe sinkt. Die Topographie beeinflusst auch die Strahlungsverhältnisse. In den Wintermonaten gibt es Bereiche im Nationalpark, wo ganztägig keine direkte Sonneneinstrahlung auftritt. Höhergelegene südexponierte Hänge sind im Hinblick auf Strahlungsenergie begünstigt, währenddessen ein Strahlungsminimum in den nördlichen Abbrüchen des Sensengebirges vorkommt (BOGNER ET AL., 2002; THOM ET AL., 2017A).

### 2.1.4 Waldgesellschaften

Mit 81% ist der Großteil des Untersuchungsgebietes bewaldet (NPKA, 2016). Durch die Lage des NP befindet sich dieser im Wuchsgebiet 4.2. nördliche Randalpen – Ostteil und erstreckt sich über die Höhenstufen submontan bis subalpin. Die typische potenziell natürliche Waldgesellschaft bildet der Fichten- Tannen- Buchenwald (KILIAN ET AL., 1994). Die potenziell natürlichen Waldgesellschaften aufgrund der historischen Klimaverhältnisse bilden drei wichtige Waldtypen im NP, die da wären Buchenwälder, Fichtenwälder und Mischwälder aus Fichte (*Picea abies*), Tanne (*Abies alba*) und Buche (*Fagus sylvatica*) (THOM ET AL., 2017A). Aktuell können 30 verschiedene Waldgesellschaften differenziert werden (NPKA, 2013). Am häufigsten sind Schneerosen - Fichten – Tannen – Buchenwälder und Schneerosen – Buchenwälder im NP vorzufinden, während Waldmeister – Fichten – Tannen – Buchenwälder und Waldmeister – Buchenwälder auf kalkärmeren Standorten vertreten sind. Bei den restlichen Gesellschaften, wie beispielsweise Karbonat – Lärchenwald, handelt es sich um Sondergesellschaften die besonders auf nassen bzw. trockenen Standorten vorkommen (KIRCHMEIR & JUNGMEIER, 2006).

#### WALDBAULICHE EIGENSCHAFTEN RELEVANTER BAUMARTEN IM NP KALKALPEN

##### GEMEINE FICHTE (*PICEA ABIES*)

Die Fichte ist die am häufigsten verbreitete Baumart in Österreich, wohlgemerkt nicht immer an ihrem natürlich vorkommenden Standort (JASSER & DIWOLD, 2014). Im NP Kalkalpen beträgt ihr Anteil 45 % (MAYRHOFER, 2018). Ihr natürliches Vorkommen ist ab einer Seehöhe von 500 m (JASSER & DIWOLD, 2014) und kommt im NP ab einer Seehöhe von 800 m vor (THOM ET AL., 2017B). Als Flachwurzler bevorzugt sie feuchtere Böden, jedoch sollten pseudovergleyte und Kalkschotter-Böden vermieden werden. Sie erträgt länger anhaltende Trockenperioden, welche sie jedoch anfällig für Schädlinge, wie beispielsweise die Fichtenblattwespe oder den Borkenkäfer, machen. Als Halbschattbaumart verjüngt sie sich sehr gut unter Schirm, aber auch auf Freiflächen (JASSER & DIWOLD, 2014).

##### GEMEINE BUCHE (*FAGUS SYLVATICA*)

Die Rotbuche ist mit 35 % am zweithäufigsten im NP Kalkalpen vertreten (MAYRHOFER, 2018) und dominiert bis zu einer Seehöhe von ca. 800 m (THOM ET AL., 2017B). Sie gehört zu den Schattbaumarten und bevorzugt frische Böden. Sie ist wertvoll zum Erhalten der Standortskraft auf seicht- bis mittelgründigen Standorten von 200 – 1400 m und hat eine positive Wirkung als Mischbaumart. Die Buche ist sehr verbissbeliebt, jedoch reproduziert sie regelmäßig viele Individuen. Auch das Forstschutfrisiko und die Sturmanfälligkeit ist geringer als bei Tanne und Fichte. Es wird prognostiziert, dass sie mit klimatischen Veränderungen in Zukunft, aufgrund ihrer ökologischen Amplitude besser zurechtkommen wird (JASSER & DIWOLD, 2014; REH, 2016).

EUROPÄISCHE LÄRCHE (*LARIS DECIDUA*)

Die Lärche ist mit 5 % vertreten im NP (MAYRHOFER, 2018) und zählt zu den Pionierbäumen, i.e. ein Baum der einen Standort unmittelbar nach einer Störung besiedeln und auf Rohböden keimen kann. Durch die hohe genetische Vielfalt kommt sie auf sauren als auch basischen Böden vor und besitzt ein weites Seehöhenspektrum ab ca. 200 m bis hin zu subalpinen Gegebenheiten. Sie kommt mit vielen Bodentypen zurecht, trotzdem kommt sie mit sehr sonnigen und seichtgründigen Verhältnissen nicht zurecht. Des Weiteren hat die Lärche einen relativ hohen Wasserverbrauch und Lichtanspruch (JASSER & DIWOLD, 2014; REH, 2016).

WEIßTANNE (*ABIES ALBA*)

Die Weißtanne hat als Tiefwurzler die Möglichkeit in tiefere Bodenschichten vorzudringen und besiedelt Gebiete von 400 – 1400 m Seehöhe (JASSER & DIWOLD, 2014; REH, 2016). Der Anteil beträgt 2 % (MAYRHOFER, 2018) und kommt in einer Mischung von Fichte – und Buche oder nur Fichte im NP Kalkalpen vor (KIRCHMEIR & JUNGMEIER, 2006). Als schattentolerante Baumart verjüngt sie sich gut auch unter Schirm (REH, 2016), jedoch ist sie bei Schalenwild sehr verbissbeliebt (REIMOSER & REIMOSER, 2017), was zu hohen Ausfallsraten und zu einer erheblichen Verringerung des Tannenanteils führt. Die Tanne bevorzugt feuchtere Böden mit guter Nährstoffversorgung (JASSER & DIWOLD, 2014).

BERGAHORN (*ACER PSEUDOPLATANUS*)

Der Bergahorn bevorzugt frische, mittel- bis tiefgründige Böden und hat als Halbschattenbaumart mäßige Lichtansprüche (JASSER & DIWOLD, 2014; REH, 2016). Im NP Kalkalpen ist er mit 2 % vertreten (MAYRHOFER, 2018). Meistens ist der Bergahorn reichlich im Jugendstadium vorhanden, wird jedoch häufig verbissen und/oder durch andere Baumarten überwachsen, deshalb ist sein Vorkommen in älteren Stadien selten (JASSER & DIWOLD, 2014).

### 2.1.5 Störungereignisse im Untersuchungsgebiet

Die Orkane „Kyrill“ (2007), „Paula“ und „Emma“ (2008) fegten mit bis zu 200 km/h über das Untersuchungsgebiet und hinterließen starke Verwüstungen. Allein durch Kyrill fielen 36 000 Festmeter (fm) Schadholz im NP Kalkalpen an, während es 2008 bei Paula und Emma insgesamt 16 000 fm waren. Rund 60 000 fm wurden durch die drei Stürme verursacht, wovon ca. die Hälfte aufgearbeitet wurde und der Rest als Totholz im Park zurückblieb. Die großen Schadholzmengen führten anschließend auch zu einem Borkenkäfer-Ausbruch durch *Ips typographus*, welcher sich explosionsartig vermehrte. 140 000 fm Schadholz fielen aufgrund des Borkenkäfers 2010 im NP Kalkalpen an, zwei Jahre danach ging der Befall jedoch wieder zurück (NPKA, 2013). Für diese Studie wurden Probeflächen ausgewählt, die auf die Sturmereignisse von Kyrill, Paula und Emma zurückzuführen sind.

## 2.2 Feldaufnahmen

Die Feldaufnahmen fanden im Sommer 2016 zwischen Anfang Juli und Anfang Oktober statt.

### 2.2.1 Datengrundlage und Vorbereitung

Die Datengrundlage für die Flächenauswahl stammt von HANSEN ET AL. (2013). Mittels Landsat Daten wurden die Waldflächen weltweit zwischen 2000 - 2012 analysiert und Veränderungen, i.e. Zuwachs und Verluste von Waldfläche, wurden festgestellt und dokumentiert (HANSEN ET AL., 2013). Basierend auf dieser Grundlage konnten Flächenänderungen im NP Kalkalpen lokalisiert und ausgewählt werden. Zusätzlich wurde noch ein Orthophoto verwendet, welches von den ÖBF AG zu Verfügung gestellt wurde. Anhand dieser Datengrundlage konnte mithilfe von ArcGIS 10.4.1./ QGIS 2.18 und den öffentlich zugänglichen Geländemodellen die Exposition, Höhenlage und Koordinaten der Störungsflächen durch Kyrill, Emma und Paula eruiert und ausgewählt werden.

### 2.2.2 Flächenauswahl

Aufgrund der Hypothesen wurden „Pärchen“ aus jeweils zwei Probeflächen gebildet, die sich hinsichtlich der Standortfaktoren wie Exposition, Höhenstufe und Jahr der Störung gleichen, während sie sich bezüglich der Schadholzaufarbeitung unterscheiden. Auf einer der Flächen jedes Paares wurde Schadholz aufgearbeitet, wohingegen das standörtlich vergleichbare Gegenstück unbehandelt blieb. Zusätzlich war es noch wichtig, dass abgesehen von der Schadholzaufarbeitung kein menschlicher Einfluss auf der Fläche vorhanden war. Flächen, die aufgeforstet wurden, um die Schutzfunktion gegen Lawinen gewährleisten zu können und Flächen, wo Beweidung stattfindet, wurden von den Aufnahmen ausgeschlossen.

Die erste Auswahl mittels ArcGIS ergab 43 Paare (86 Flächen). Nach der ersten Begehung stellte sich heraus, dass nicht alle Flächen begehbar waren bzw. den oben dargelegten Anforderungen der Analyse nicht entsprachen. Mithilfe des ortskundigen ÖBF AG Personals konnten letztendlich 23 Flächenpaare (46 Flächen) identifiziert und erfolgreich aufgenommen werden. Die Liste der ausgewählten Flächen mit weiteren Details befindet sich im Anhang 10.

### 2.2.3 Aufnahmeverfahren

Das Aufsuchen der Probepunkte auf der Fläche erfolgte mittels zufällig generierter Koordinaten, die sich durch den Schwerpunkt der Fläche ergaben. Teilweise waren die bestimmten Koordinaten aufgrund von Felsabsprüngen und dergleichen nicht erreichbar. In diesen Fällen wurden die Koordinaten vor Ort mittels zufälligem Werfen des Aufnahmestabes bestimmt, um die Zufälligkeit der Auswahl zu gewährleisten. Auf sämtlichen Flächen wurden die Standortfaktoren, wie Exposition, Hangneigung, Koordinaten, Relief und Seehöhe erfasst. Zusätzlich wurden noch weitere Faktoren, i.e. Überschildung, Distanz zum Bestandesrand, Totholz, Ernteschäden und Bodenverwundungen aufgenommen. Diese können im Anhang 10 befindlichen Aufnahmeformular nachgelesen werden.

In jeder aufgenommenen Fläche wurden jeweils drei Probekreise gelegt (Abb. 2).



**Abb. 2:** Linker Stab bildet das Probekreiszentrum auf einer ungeräumten Fläche. Die blaue Schnur diente zur Einhaltung des 2 m Radius.

Der Probekreisradius wurde mit 2 m festgelegt (Aufnahmefläche je Probekreis 12,566 m<sup>2</sup>). Es wurde darauf geachtet, dass bei jedem Probekreis ein Mindestabstand von 15 m zum Bestandesrand besteht, damit der gewählte Probepunkt Freiflächencharakter aufweist.

Innerhalb des Probekreises wurde die gesamte Verjüngung bezüglich der Baumarten, des Verbisses, der abiotischen und biotischen Schäden aufgenommen und in Höhenkategorien (Tab. 1) unterteilt.

Tab. 1: Höhenkategorien für die Verjüngungs-Aufnahme

<b>Höhenkategorie</b>	
<b>1</b>	< 10 [cm]
<b>2</b>	10 - 40 [cm]
<b>3</b>	40,1 - 70 [cm]
<b>4</b>	70,1 - 100 [cm]
<b>5</b>	> 100,1 [cm]

Der letztjährige Höhenzuwachs wurde von jeder gefunden Baumart gemessen. Konnten mehrere Bäume einer Baumart verzeichnet werden, wurde nur vom jedem dritten Individuum jener Art der Höhenzuwachs gemessen. Der Höhenzuwachs wurde bei Nadelbäumen durch den Abstand zwischen zwei Astquirlen (bestehend aus mindestens drei Ästen) gemessen (Abb. 3). Bei Laubbäumen ergab sich der Höhenzuwachs durch den Abstand der Internodien.



Abb. 3: Messen des letztjährigen Höhenzuwachses einer Fichte während der Feldaufnahmen 2016

Ausgehend vom ersten Probekreiszentrum wurden die zwei weiteren jeweils in 10 m Abstand wiederholt, wobei einer Wiederholung nördlich und der andere östlich des initialen Probepunktes durchgeführt wurde.

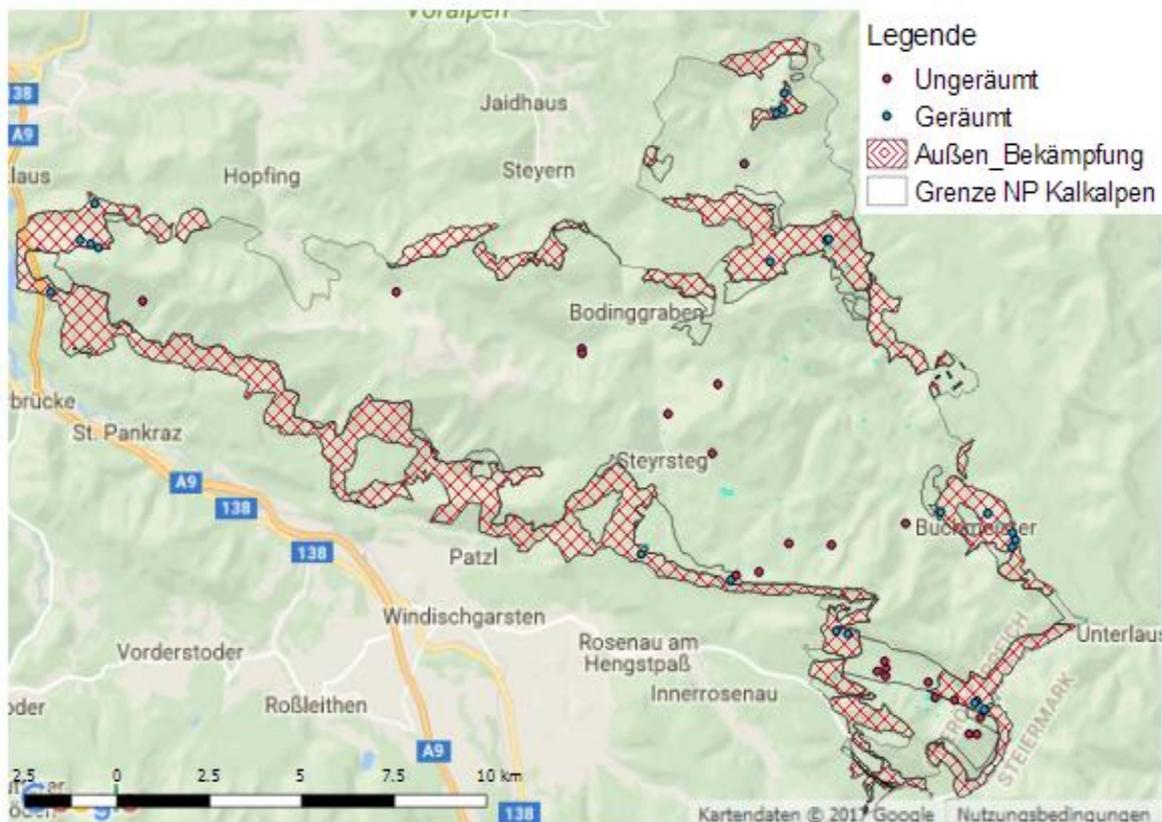
## 2.3 Auswertung der Daten

### 2.3.1 Deskriptive Datenanalyse

Es wurden 46 Flächen aufgenommen, jeweils 23 geräumte und 23 ungeräumte. Im Folgenden wird der Faktor ungeräumt und geräumt als 0 und 1 codiert dargestellt.

#### VERTEILUNG DER FLÄCHEN IM NP KALKALPEN

Wie Abb. 4 zeigt, sind die Probeflächen über das ganze Untersuchungsgebiet verteilt aufgenommen worden. In dieser Zone wurden Schadholzaufarbeitungen, um den Befall durch Borkenkäfer (beispielsweise *Ips typographus*) zu vermeiden, durchgeführt. Es sollte ein Massenvermehrten in den Randbereichen eingedämmt werden, um dadurch umliegende Wirtschaftswälder nicht zu gefährden.



**Abb. 4: Übersichtskarte des Projektgebietes und die Verteilung der Probeflächen. Rote (ungeräumt) und blaue (geräumt) Punkte kennzeichnen die Flächen bzw. den Mittelpunkt des ersten Probekreises. Die rote Schraffur zeigt die Bewahrungszone und die dünne schwarze Linie ist die Grenze des NP Kalkalpen.**

VERTEILUNG DER FLÄCHEN BEZOGEN AUF DIE EXPOSITION, SEEHÖHE UND NEIGUNG

Es wurden mehr nordexponierte Pärchen aufgenommen, da es hier mehr Störungsflächen gab, was auf die Hauptwindrichtung im Untersuchungsgebiet zurückzuführen ist (Tab. 2).

Tab. 2: Anzahl der Flächen-Pärchen in Abhängigkeit von Exposition und Höhenstufe

<b>Pärchenanzahl</b>	<b>500-800</b>	<b>800-1100</b>	<b>1100-1400</b>	<b>Summe</b>
<b>Norden</b>	3	9	5	<b>17</b>
<b>Osten</b>	0	0	0	<b>0</b>
<b>Süden</b>	0	0	2	<b>2</b>
<b>Westen</b>	0	4	0	<b>4</b>
<b>Summe</b>	<b>3</b>	<b>13</b>	<b>7</b>	<b>23</b>

Die Verteilung von ungeräumten und geräumten Flächen über Seehöhe und Hangneigung ist annähernd gleich (Abb. 5). Die durchschnittliche mittlere Neigung (Abb. 6) liegt bei den Einflussfaktoren, ungeräumt und geräumt, ungefähr bei 25°, wodurch die Pärchen gut zu vergleichen sind.

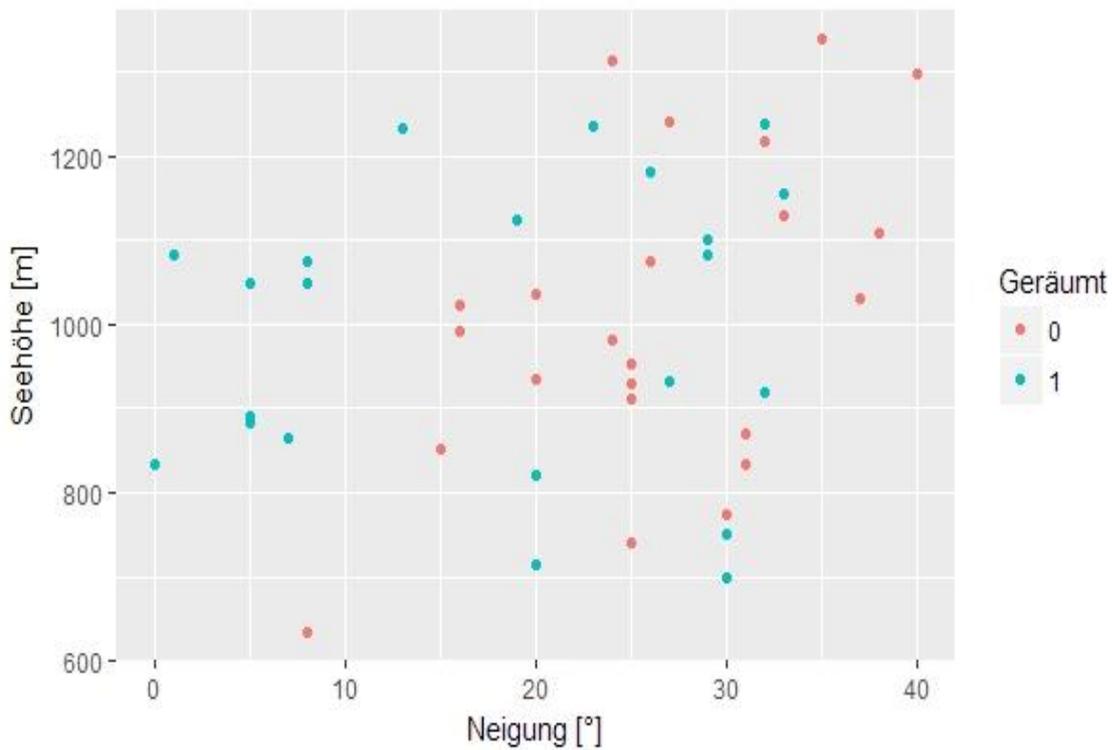


Abb. 5: Verteilung der Flächen (ungeräumt = 0, geräumt = 1) in Abhängigkeit von Hangneigung und Seehöhe

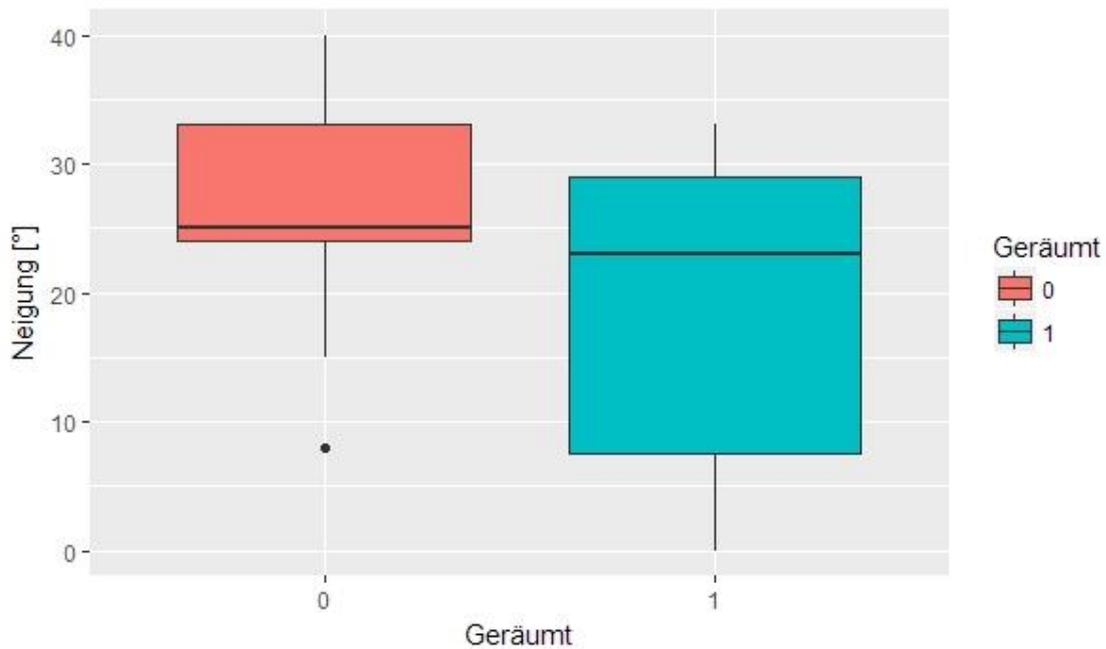


Abb. 6: Durchschnittliche Neigung der Probeflächen gegliedert in 0= ungeräumt und 1 = geräumt

### 2.3.2 Auswertung

Die im Feld gewonnenen Daten wurden am Ende der Feldaufnahmen in ein Excelsheet eingegeben, um diese digital auswerten zu können. Die erhobenen Daten der drei Probekreise innerhalb einer Fläche wurden flächenweise zusammengefasst. Um die gefundene Verjüngung repräsentativ und vergleichbar mit Hektarwerten zu machen, wurde ein Blowupfaktor (Gl. 1) verwendet.

$$BF = \frac{10000}{(r^2 \times \pi) \times n} \quad (\text{Gl. 1})$$

*BF* Blowupfaktor

*r* Probekreisradius

*n* Anzahl der Probekreise auf der Fläche

Anschließend wurde die Anzahl der Verjüngung mit dem Blowupfaktor multipliziert und ergab somit die Anzahl der Verjüngung pro Hektar (N/ha).

Die darauffolgenden Auswertungen erfolgten mithilfe von „R – Project for Statistical Computing“ Version 1.0.136 (R CORE TEAM, 2016). Um die geräumte mit der dazugehörigen ungeräumten Fläche vergleichen zu können, wurde eine Dummyvariable von 0 (ungeräumt) und 1 (geräumt) eingeführt. Alle Vergleiche erfolgten mithilfe des paarweisen Wilcoxon - Tests. Mit diesem Test können auch nicht normalverteilte Daten analysiert werden. Dennoch wurde zur Stammzahl je Hektar (N/ha) eins addiert und anschließend logarithmiert (natürlicher Logarithmus - log), um die Verteilung der Daten an eine Normalverteilung anzunähern (FAHRMEIR ET AL., 2016).

Um die erste Fragestellung auszuwerten, wurde pro Fläche die gefundenen Bäume der drei Probekreise aufsummiert. Anschließend wurden die gepaarten Flächen statistisch verglichen. Des Weiteren wurde hinsichtlich drei Seehöhenkategorien (Tab. 3) unterteilt und auch diese wurden auf Unterschiede geprüft.

**Tab. 3: Dummyvariable der Seehöhenkategorie.**

<b>Seehöhenkategorie</b>	
<b>1</b>	500 - 800 m
<b>2</b>	800 - 1100 m
<b>3</b>	> 1100 m

Für die Analyse der zweiten Hypothese wurde der Shannon-Index (Gl. 2) als Maßzahl für die Baumartendiversität verwendet.

$$H_s = -\sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \text{ wobei } p_i = \frac{n_i}{N} \quad (\text{Gl. 2})$$

- $H_s$     Ausmaß der Diversität in einer Gruppe von Arten
- $S$         Anzahl von vorhanden Arten
- $p_i$     Relative Abundanz einer  $i$ -ten Art
- $n_i$     Anzahl der Individuen einer Art
- $N$         Gesamtzahl der Individuen aller gefunden Arten

Er berücksichtigt die Anzahl der verschiedenen Arten und auch die Abundanz dieser. Der Shannon - Index errechnet die relative Häufigkeit einer Art und erreicht ein Maximum, wenn alle Arten gleich häufig vorkommen (BEALS ET AL., 2000). Es wurde zuerst für jede einzelne Fläche der Shannon - Wert ( $H_s$ ) bestimmt. Die einzelnen Werte wurden anschließend auf Unterschiede getestet.

Um die dritte Fragestellung beantworten zu können, wurde der letztjährige Höhenzuwachs herangezogen. War mehr als eine Zuwachsmessung einer Art auf der Fläche vorhanden, wurden diese der Einfachheit halber gemittelt. Danach wurden die Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung untersucht.

Die Fragestellung vier beschäftigt sich mit dem Verbiss der gefundenen Verjüngung. Während der Feldaufnahmen wurden alle gefundenen Pflanzen auch bezüglich Verbiss Spuren an Leit- und Seitentrieben angesprochen, auch wenn diese schon länger zurücklagen. Die verbissenen Bäume wurden erneut flächenweise aufsummiert getestet.

Im Folgenden werden für die Auswertungen verwendeten Abkürzungen angeführt (Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. & Tab. 5).

Tab. 4: Abkürzung und der jeweilige Name der aufgenommenen Baumarten

<b>BAh</b>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Bergahorn	<b>HaB</b>	<i>Carpinus betulus</i>	Hainbuche
<b>Bu</b>	<i>Fagus sylvatica</i>	Rotbuche	<b>Hs</b>	<i>Sambucus nigra</i>	Holunderstrauch
<b>BrW</b>	<i>Salix fragilis</i>	Bruch -Weide	<b>Lä</b>	<i>Larix decidua</i>	Lärche
<b>Es</b>	<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche	<b>SaW</b>	<i>Salix caprea</i>	Sal - Weide
<b>Eb</b>	<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche	<b>Ski</b>	<i>Pinus nigra</i>	Schwarzkiefer
<b>Fi</b>	<i>Picea abies</i>	Fichte	<b>sL</b>		Sonstige Laubholz
<b>Ge</b>	<i>Alnus incana</i>	Grauerle	<b>Ta</b>	<i>Abies alba</i>	Tanne
<b>Ha</b>	<i>Corylus avellana</i>	Hasel	<b>UI</b>	<i>Ulmus glabra</i>	Ulme

Tab. 5: Abkürzungen der Exposition und Seehöhenkategorien der Auswertung.

<b>Exposition und Seehöhenkategorien</b>	
<b>N1</b>	Norden 500 - 800 m
<b>N2</b>	Norden 800 - 1100 m
<b>N3</b>	Norden > 1100 m
<b>S3</b>	Süden > 1100 m
<b>W2</b>	Westen 800 – 1100 m

### 3 Ergebnisse

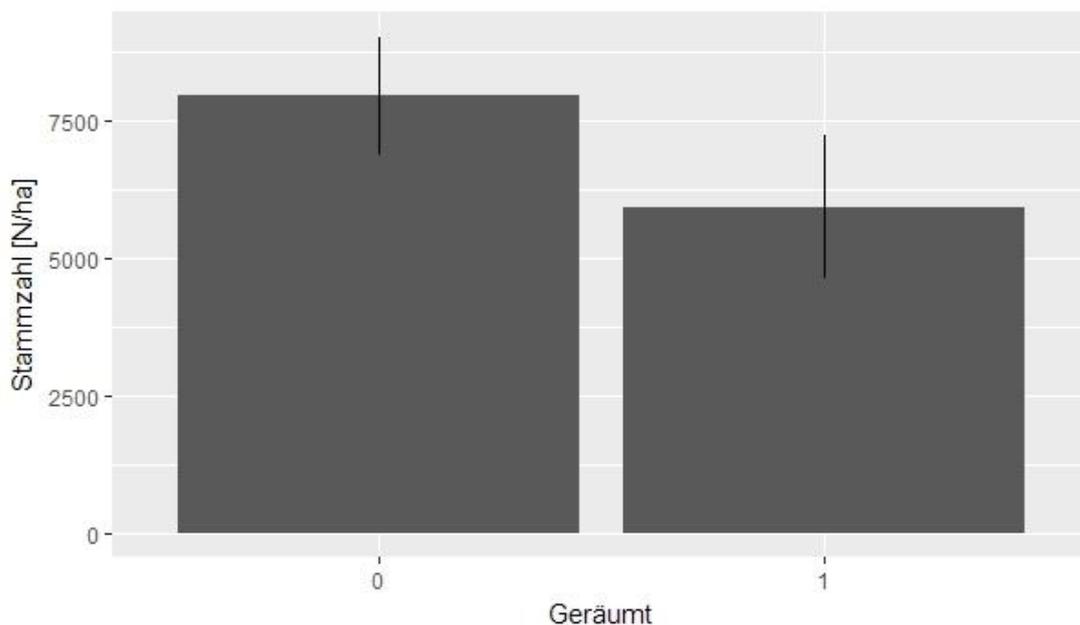
#### 3.1 Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl der Verjüngung

Es wird untersucht wie sich Schadholzaufarbeitung auf die Verjüngung auswirkt. Die Angaben erfolgen in Stammzahl pro Hektar (N / ha).

##### 3.1.1 Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl

Die Nullhypothese dazu lautet:

SCHADHOLZAUFARBEITUNG HAT KEINEN EINFLUSS AUF DIE STAMMZAHL DER VERJÜNGUNG.



**Abb. 7: Mittelwert der Stammzahlen über alle Flächen in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).**

Während auf den ungeräumten Flächen durchschnittlich  $7957 \pm 1087$  Individuen pro Hektar zu finden sind, finden sich durchschnittlich  $5939 \pm 1306$  Individuen pro Hektar auf geräumten Flächen (Abb. 7). Das ist im Mittel eine Differenz von über 2000 Pflanzen.

Tab. 6: Logarithmierte (log) Mittelwerte der Stammzahl sowie der Standardfehler (se) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt) und das Ergebnis des paarweisen Wilcoxon-Test (p).

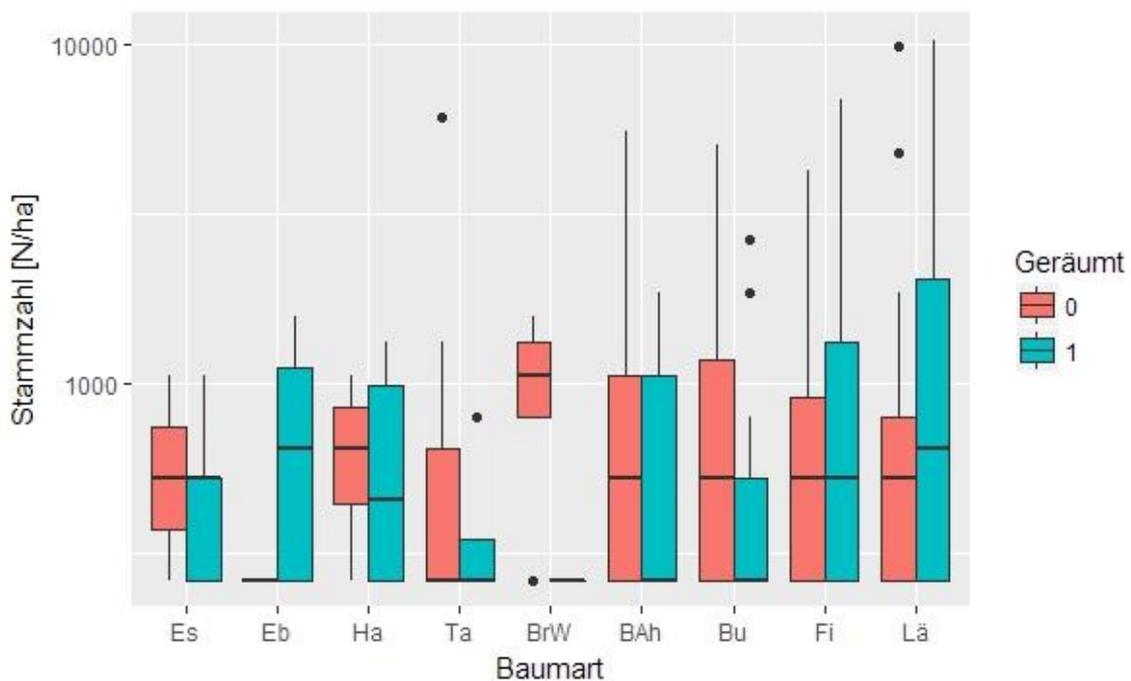
Geräumt	Stammzahl Mittelwert (log)	se	Pairwise-Wilcoxon-Test
0	59,611	6,164	<b>p</b> 0,015
1	40,673	5,481	

Aufgrund des Ergebnisses des paarweisen Wilcoxon - Tests (Tab. 6) kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % ( $p = 0,015$ ) die Nullhypothese abgelehnt werden. Räumung hat einen Einfluss auf die Stammzahl der Verjüngung und es kann ein signifikanter Unterschied bezüglich ungeräumten und geräumten Flächen festgestellt werden. Im Schnitt sind mehr Pflanzen auf ungeräumten Flächen vorzufinden.

Zusätzlich wurde noch getestet, ob ein Effekt der Schadholzaufarbeitung auch besteht, wenn Bäume unter 10 cm Höhe außer Acht gelassen werden, i.e. wenn Keimlinge und Sämlinge nicht in die Analyse miteinbezogen werden. Die Ergebnisse des Wilcoxon – Test (Tab. 7) zeigen, dass auch in diesem Fall die Nullhypothese abgelehnt werden muss. Mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % ( $p = 0,012 < 0,05$ ) sind auf ungeräumten Flächen ( $6792 \pm 990$  N/ha) mehr Bäume vorzufinden als auf geräumten ( $5259 \pm 1098$  N/ha).

Tab. 7: Logarithmierte (log) Mittelwerte der Stammzahl (exklusive Bäume <10 cm Höhe) sowie der Standardfehler (se) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt) und das Ergebnis des paarweisen Wilcoxon-Test (p).

Geräumt	Mittelwert (log)	se	Pairwise-Wilcoxon-Test
0	49,134	5,334	<b>p</b> 0,012
1	36,650	4,720	



**Abb. 8: Verteilung der Stammzahl (n+1) getrennt nach Baumarten in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0= ungeräumt, 1= geräumt). Die y-Achse ist logarithmiert dargestellt.**

Ungeräumte Flächen weisen eine größere mittlere Stammzahl bei Buchen, Bergahorn, Bruch-Weiden und Haseln auf (Abb. 8). Währenddessen ist der Median größer auf geräumten Flächen bei den gefundenen Ebereschen und Lärchen. Bei Fichten, Tannen und Eschen sind die mittleren Stammzahlen weitgehend identisch.

Auf geräumten Flächen wurde häufiger Grauerle, Holunder, Eberesche, Lärche und Fichte gefunden, wohingegen beispielsweise Tanne, Sal-Weide, Ulme, Bruch-Weide und sonstige Laubhölzer auf ungeräumten Flächen höhere Stammzahlen aufwiesen (Abb. 9). Von den 16 Baumarten, die gefunden wurden, sind beinahe 2 / 3 der Arten auf ungeräumten Flächen stärker vertreten als auf geräumten.

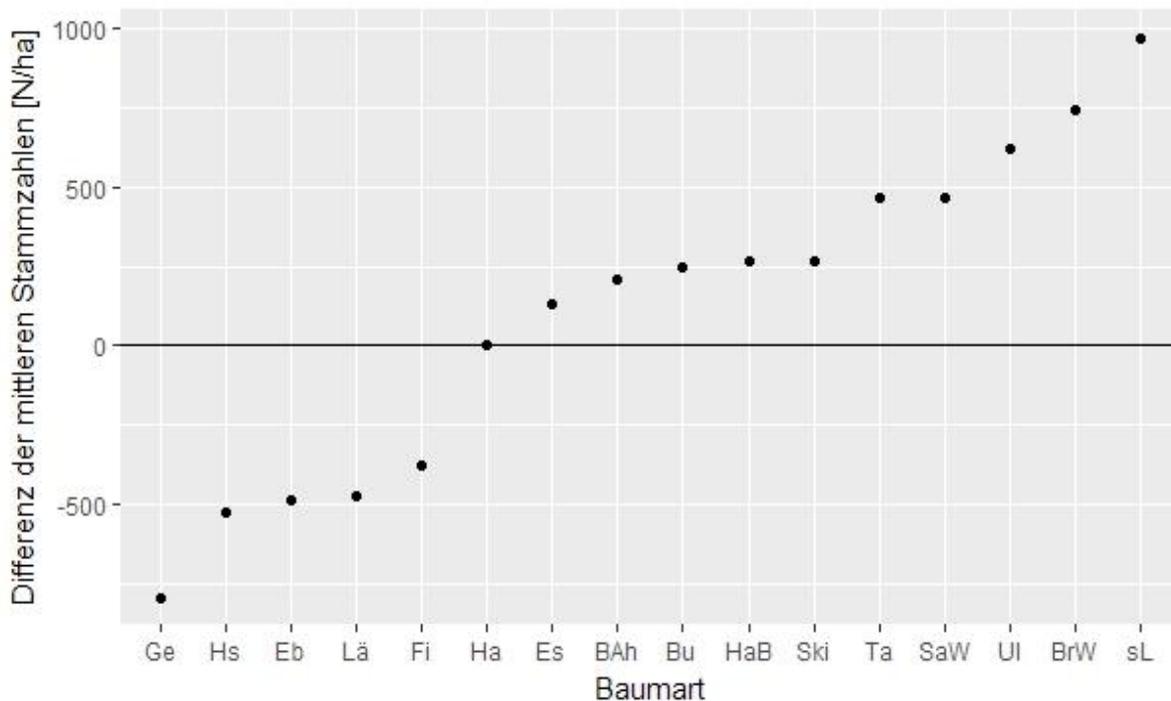
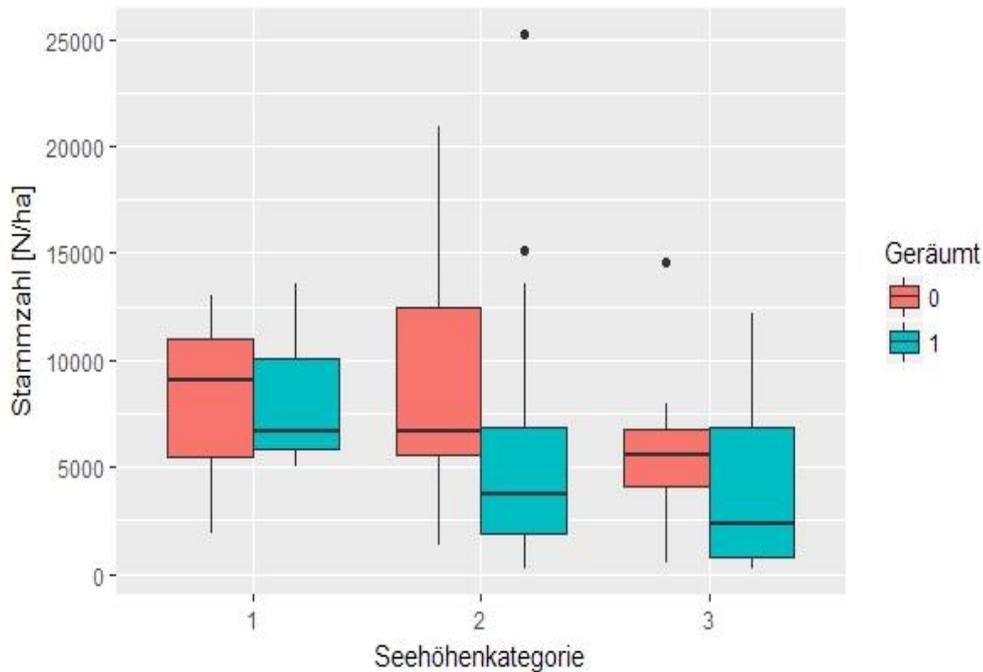


Abb. 9: Differenz (ungeräumt - geräumt) der mittleren Stammzahlen aufsteigend sortiert.

### 3.1.2 Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung über Seehöhe & Exposition



**Abb. 10: Verteilung der Stammzahl (N / ha) auf die Seehöhenkategorien (1 = 500 - 800 m, 2 = 800 – 1100 m, 3 = > 1100 m) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0= ungeräumt, 1= geräumt).**

Die Stammzahl sinkt generell mit steigender Seehöhe (Abb. 10). Der Unterschied zwischen ungeräumten (0) und geräumten (1) Flächen bezüglich der Individuenanzahl verstärkt sich mit der Seehöhe (Abb. 9). In der Seehöhenkategorie 1 befinden sich auf ungeräumten Fläche 9018 Individuen pro Hektar, dahingegen sind es auf geräumten Flächen nur 6631 im Mittel. Höher gelegene ungeräumte Flächen (Kategorie 3) haben mit einer zentralen Anzahl von 5570 N / ha mehr als doppelt so viele Pflanzen als die entsprechenden geräumten Flächen mit 2387 N/ha. Auffallend ist dabei, dass auch die absolute Differenz der mittleren Stammzahl mit steigender Seehöhe zunimmt. So ist diese in Kategorie (Kat.) 1 noch 2387 N / ha, in Kat. 2 bereits 2918 N / ha und in Kat. 3 über 3100 N / ha.

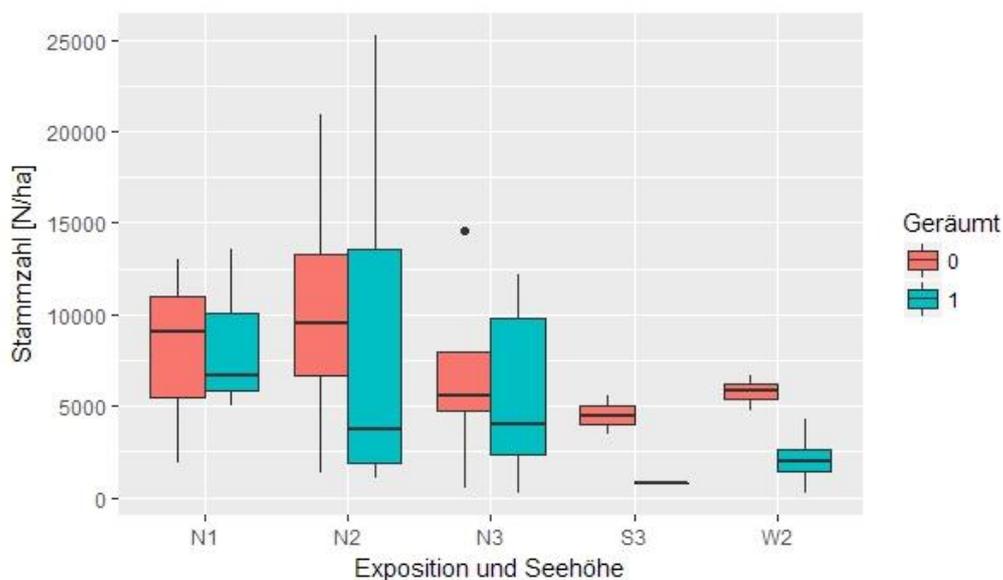
So stellt sich die Frage, ob es auch innerhalb der Seehöhenkategorien Unterschiede bezüglich der Stammzahl bestehen. Die Nullhypothese dazu lautet:

ES BESTEHT KEIN UNTERSCHIED DER STAMMZAHLN IN ABHÄNGIGKEIT VON RÄUMUNG UND SEEHÖHE.

Die Tab. 8 zeigt das Ergebnis des Wilcoxon - Test hinsichtlich der verschiedenen Seehöhen. Wie festzustellen ist, kann ein sehr signifikanter Unterschied in Seehöhenkategorie 2 mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % ( $p = 0,0046 < 0,01$ ) nachgewiesen werden. Für die anderen beiden Seehöhenkategorien konnte kein Unterschied festgestellt werden.

**Tab. 8: Logarithmierte (log) Mittelwerte der Stammzahl unterteilt in die verschiedenen Seehöhenkategorien (1 = 500 - 800 m, 2 = 800 – 1100 m, 3 = > 1100 m) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt). Sowie das Ergebnis des paarweisen Wilcoxon-Test. (p) und der Stichprobenumfang (n).**

Seehöhe	Mittelwert (log)	Mittelwert (log)	n	p - Wert
	Geräumt	Ungeräumt		
1	51,684	50,389	6	1.0000
2	37,988	62,185	26	0.0046
3	40,934	58,777	14	0.4688



**Abb. 11: Verteilung der Stammzahl (N / ha) über Exposition und Seehöhe (N1 = Norden 500 - 800 m; N2 = Norden 800 - 1100 m; N3 = Norden > 1100 m, S3 = Süden > 1100 m; W2 = Westen 800 – 1100 m) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).**

Die Differenz der mittleren Stammzahlen wird mit steigender Seehöhe größer, jedoch weniger stark auf nordexponierten Standorten (Abb. 11). Richtung Süden und Westen exponierte Flächen haben annähernd die gleiche Stammzahldifferenz zwischen geräumten und ungeräumten Bedingungen. Diese liegt bei einem Unterschied von über 3500 Pflanzen per Hektar. Betrachtet man die Exposition, fällt auf, dass auf nordexponierten Flächen generell mehr Verjüngung vorgefunden wurde, als auf Flächen die Richtung Süden oder Westen ausgerichtet sind.

Dieser Unterschied in der mittleren Stammzahl ist speziell auf geräumten Flächen zu erkennen, währenddessen auf ungeräumten Flächen die Stammzahl von N3 und S3 keine große Differenz aufweist. Es ist wieder klar ein Trend zu erkennen, dass ungeräumte Flächen durchschnittlich höhere Stammzahlen (N / ha) aufweisen.

Die Fichte ist in der ersten Seehöhenkategorie sehr stark dominierend auf geräumten Flächen, jedoch nimmt dies mit Seehöhe rasch ab und ab 800 m sind im Durchschnitt mehr Fichtenpflanzen auf ungeräumten Punkten (Abb. 12). Im Gegensatz dazu ist die Buche auf ungeräumten Flächen in der Kat. 1 dominierend und es verkleinert sich der Abstand der Stammzahlen mit steigender Seehöhe. Bergahorn hat einen ähnlichen Trend wie die Buche und kommt häufiger auf ungeräumten Flächen unter 1100 m (Kat. 1 & 2) vor. Anschließend sind die durchschnittlichen Stammzahlen jedoch vergleichbar. Auffallend ist auch, dass die Lärche unter 800 m nicht vorgefunden wurde. In den zwei weiteren Kategorien zeigen sich ähnliche Tendenzen wie bei der Fichte. Während in der Kat. 2 die Lärche auf geräumten Flächen noch überwiegt, sind in Kat. 3 durchschnittlich mehr Lärchen auf ungeräumten Flächen vorhanden. Tanne kommt durchwegs mehr auf ungeräumten Flächen vor als auf geräumten Flächen, bzw. ist in der ersten Seehöhenkategorie auf geräumten Flächen gar nicht vorhanden.

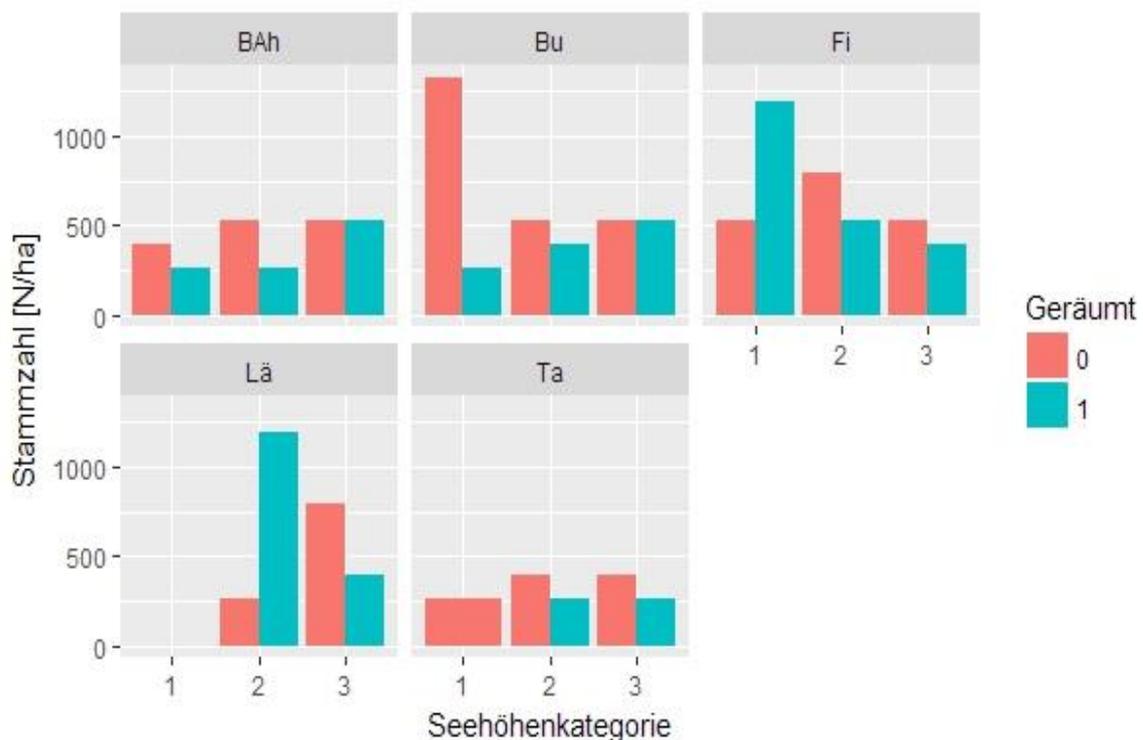


Abb. 12: Verteilung der Stammzahl (Median) über die Seehöhenkategorie (1 = 500 - 800 m, 2 = 800 - 1100 m, 3 = > 1100 m) hinsichtlich der 5 wichtigsten Baumarten im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).

## 3.2 Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Baumdiversität

Während der Feldaufnahmen konnten 16 verschiedenen Baumarten auf den Windwurfflächen gefunden werden. Wie die Verteilung dieser Arten war und wie sich Schadholzaufarbeitung auf die Baumartendiversität auswirkt wurde geprüft.

Die Nullhypothese der Fragenstellung lautet:

RÄUMUNG HAT KEINEN EINFLUSS AUF DIE BAUMARTENDIVERSITÄT.

In der Abb. 13 sind die Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Shannon - Werte zu sehen. Wie festzustellen ist, kommt sechs Mal der Wert 0 auf geräumten Flächen vor, was zu bedeuten hat, dass auf sechs der geräumten Flächen nur eine einzige Baumart in der Verjüngung vorgefunden wurde. Hingegen kommt nur auf einer ungeräumten Fläche nur eine Baumart vor. Generell kann dieser Darstellung entnommen werden, dass tendenziell höhere Shannon - Werte auf ungeräumten Flächen vorzufinden sind.

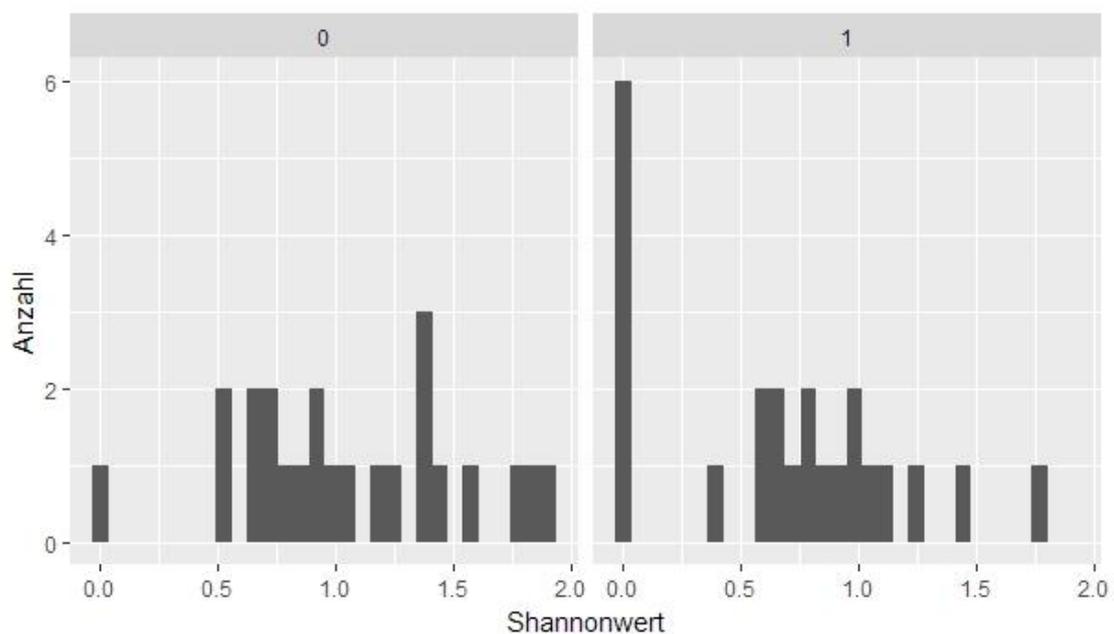
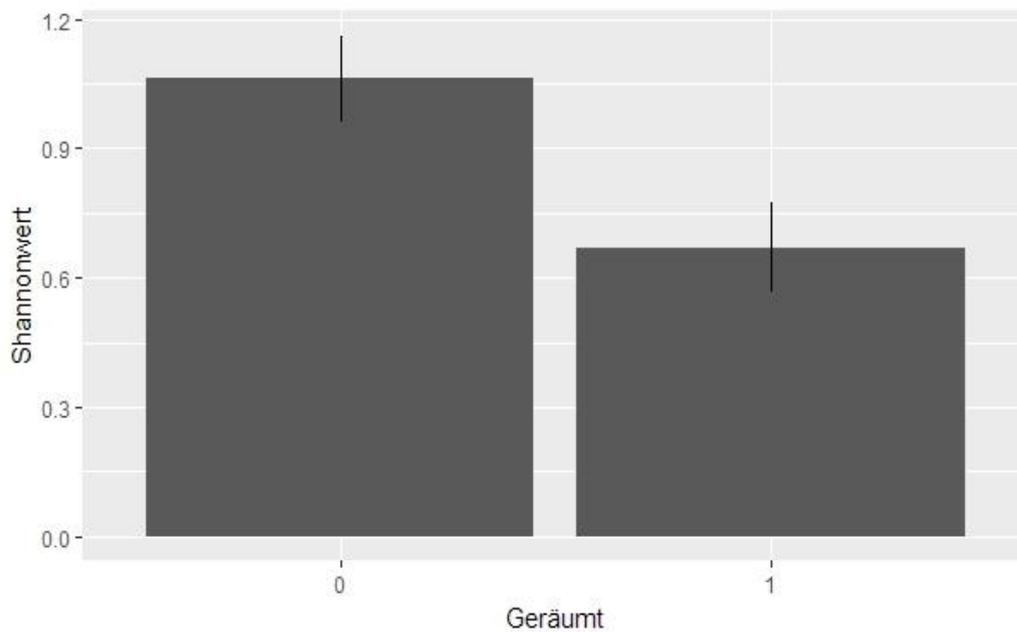


Abb. 13: Häufigkeitsverteilung der Shannon-Baumartendiversität ( $H_s$ ) auf den einzelnen Probeflächen, unterteilt in ungeräumte (0) und geräumt (1).



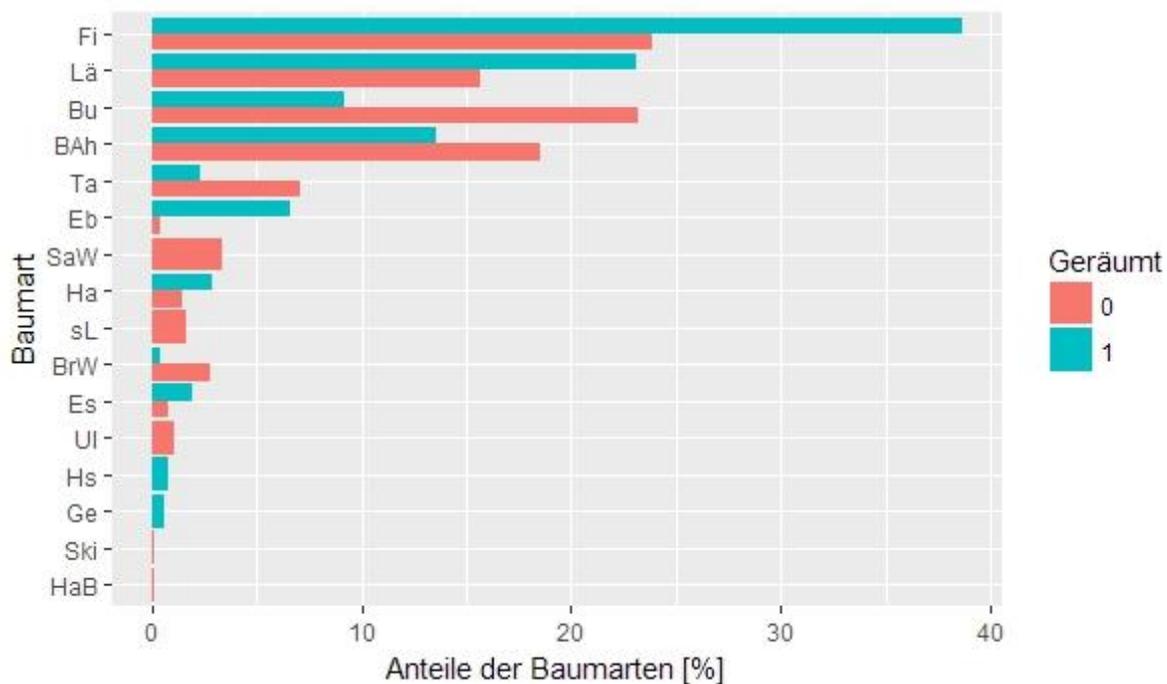
**Abb. 14: Mittelwert des Shannon-Index in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt)**

Die mittlere Diversität ungeräumter Flächen liegt bei  $1,0621 \pm 0,1007$  und geräumten Flächen weisen einen Wert von  $0,67 \pm 0,1042$  auf (Abb. 14). Was sich aufgrund der Grafiken (Abb. 13 und Abb. 14) schon vermutet lässt, bestätigt der Wilcoxon – Test: Die Nullhypothese kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % abgelehnt werden (Tab. 9). Schadholzaufarbeitung hat einen hoch signifikanten Einfluss auf die Diversität der Baumarten. Es herrscht größere Baumartenvielfalt auf ungeräumten Flächen als auf geräumten Flächen.

**Tab. 9: Mittlerer Shannon-Index und Standardfehler (se) in Abhängigkeit von Räumung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt) sowie das Ergebnis des paarweisen Wilcoxon-Test.**

<i>Geräumt</i>	Mittelwert Shannon-Werte	se	Pairwise-Wilcoxon-Test	
<i>0</i>	1.0621	0.1007	<i>p</i>	0,01
<i>1</i>	0.6699	0.1042		

Auf ungeräumten Flächen wurden 14 verschiedene Baumarten vorgefunden, währenddessen auf geräumten Flächen 11 verschiedene Arten angesprochen wurden (Abb. 15). Neun Arten konnten unabhängig von Räumung in beiden Kategorien verzeichnet werden.



**Abb. 15: Prozentueller Anteil der verschiedenen Baumarten in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt)**

Die Fichte, Lärche, Eberesche, Hasel und Esche ist prozentuell häufiger auf geräumten Flächen (Abb. 15). Hingegen überwiegen Buche, Bergahorn, Tanne und Bruch - Weide auf ungeräumten Flächen. Die Fichte ist die am stärksten vertretene Baumart besonders auf geräumten Flächen mit 38,6 %. Durchschnittlich war jeder dritte Baum, der aufgenommen wurde, eine Fichtepflanze auf geräumten Flächen. Auf ungeräumten Flächen hingegen war nur jede vierte Pflanze eine Fichte. Auffallend ist zusätzlich, dass auf ungeräumten Flächen sieben Baumarten unter 2 % vertreten waren, während es auf geräumten Flächen nur vier Baumarten mit ähnlich niedrigem Anteil gibt. Die fünf häufigsten Baumarten auf ungeräumten Flächen sind: Fichte (~ 24 %), Buche (~ 23 %), Bergahorn (~ 19 %), Lärche (~ 16 %) und Tanne (~ 7 %), zusammen machen sie ~ 89 % der Bäume in der Verjüngung aus. Die restlichen 11 % teilen sich auf neun unterschiedliche Arten auf. Im Vergleich dazu sind Fichte (~ 39 %), Lärche (~ 23 %), Bergahorn (~ 14 %), Buche (~ 9 %) und Eberesche (~ 7 %) die fünf häufigsten Baumarten auf geräumten Flächen, und repräsentieren ~ 92 % der Stammzahl. Die restlichen 8 % teilen sich auf sechs weitere Baumarten auf. Die Verteilung der Baumarten auf ungeräumten Flächen ist im Gegensatz zu geräumten Flächen gleichmäßiger. Die drei am meisten vorhandenen Baumarten kommen annähernd gleich häufig vor. Im Gegensatz dazu gibt es auf geräumten Flächen größere Unterschiede in der Häufigkeit.

### 3.3 Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf das Höhenwachstum

Die Nullhypothese der Fragestellung lautet:

SCHADHOLZAUFARBEITUNG HAT KEINEN EINFLUSS AUF DAS HÖHENWACHSTUM DER BÄUME

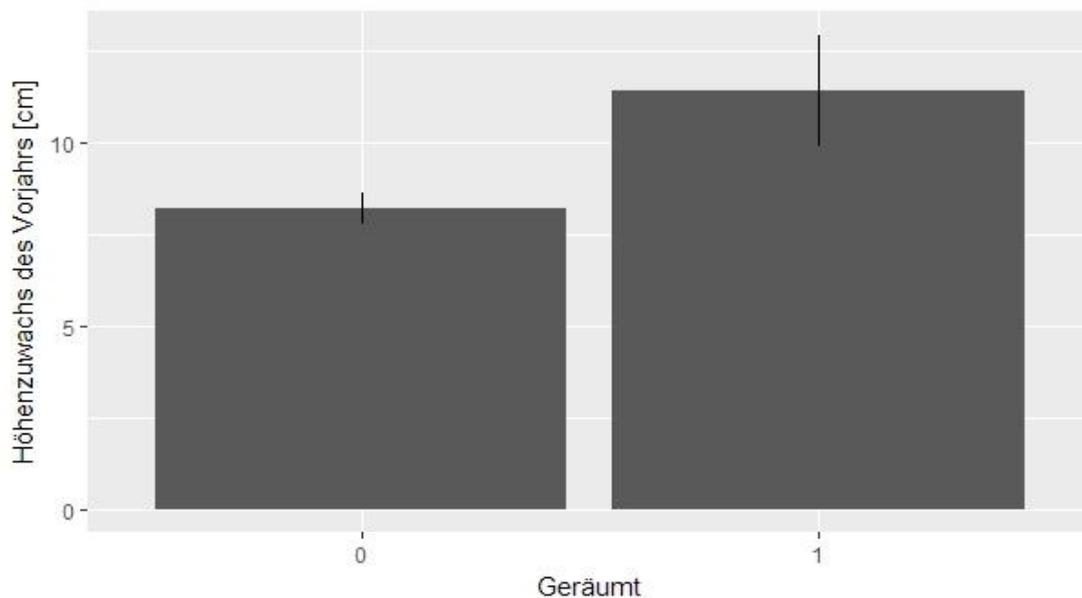
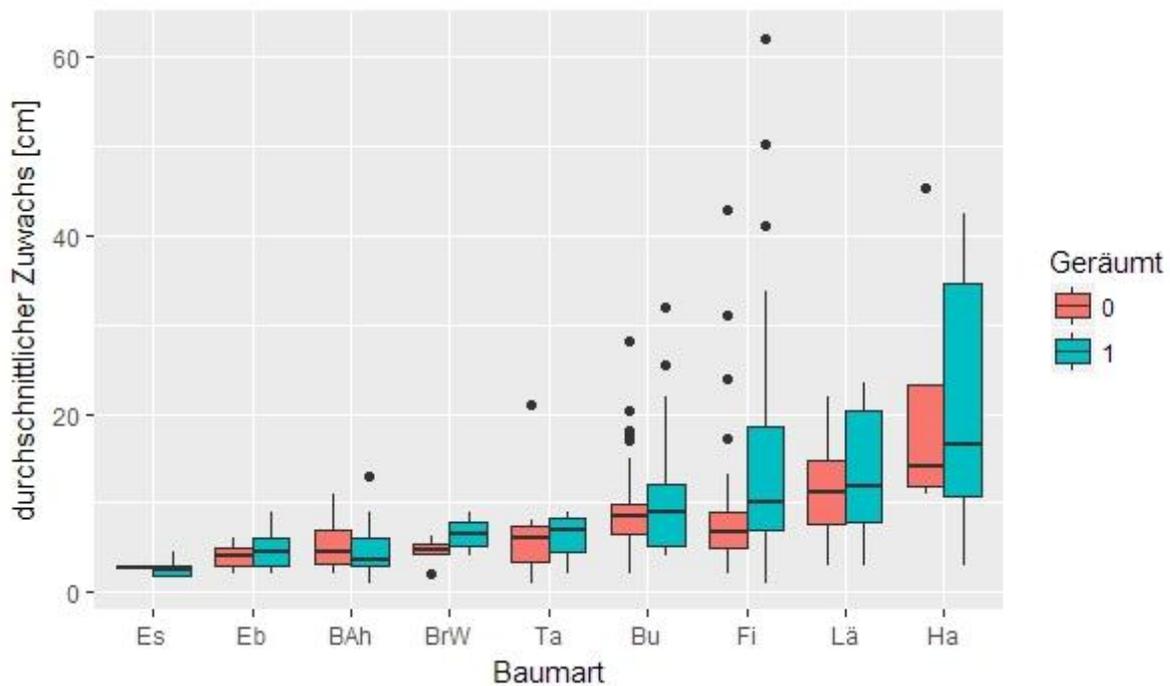


Abb. 16: Mittelwerte des vorjährigen Höhenzuwachses [cm] und deren Standardfehler in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).

Der mittlere jährliche Höhenzuwachs ist  $8,2 \text{ cm} \pm 0,4$  auf ungeräumten Flächen und  $11,6 \text{ cm} \pm 1,5$  auf geräumten Flächen (Abb. 16). Wie das Ergebnis des durchgeführten paarweisen Wilcoxon – Test zeigt, kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % ( $p = 0,045 < 0,05$ ) ein signifikanter Unterschied im Höhenzuwachs nachgewiesen werden (Tab. 10). Der letztjährige Höhenzuwachs war auf geräumten Flächen größer als auf ungeräumten.

Tab. 10: Mittelwerte des mittleren Höhenzuwachses des Vorjahrs über alle Baumarten und Probeflächen sowie sein Standardfehler (se) und Ergebnisse des paarweisen Wilcoxon – Test in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).

<i>Geräumt</i>	<i>Mittelwert Zuwachs [cm]</i>	<i>se</i>	<i>Pairwise Wilcox Test</i>	
<i>0</i>	8.2	0.4	<i>p</i>	0,045
<i>1</i>	11.6	1.5		



**Abb. 17: Verteilung des Höhenzuwachses der vorgefundenen Baumarten in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).**

Der größte durchschnittliche Höhenzuwachs wurde an Hasel gemessen, dahinter folgen Lärche, Fichte, Buche, Tanne, Bruch-Weide, Bergahorn, Eberesche, und Esche (Abb. 17). Beinahe bei allen Baumarten ist der mittlere Zuwachs durchschnittlich auf geräumten Flächen höher als auf ungeräumten. Nur bei der Eberesche ist dieser fast gleich und beim Bergahorn ist der Zuwachs auf ungeräumten Flächen höher. Größere Unterschiede im Zuwachs konnte bei Hainbuche (14,13 cm vs. 16,50 cm), Fichte (6,71 cm vs. 10,00 cm) und Bruch - Weide (4,75 cm vs. 6,50 cm) verzeichnet werden. Insgesamt ist ein höherer Zuwachs auf geräumten Flächen zu verzeichnen.

### 3.3.1 Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung nach Höhenkategorien

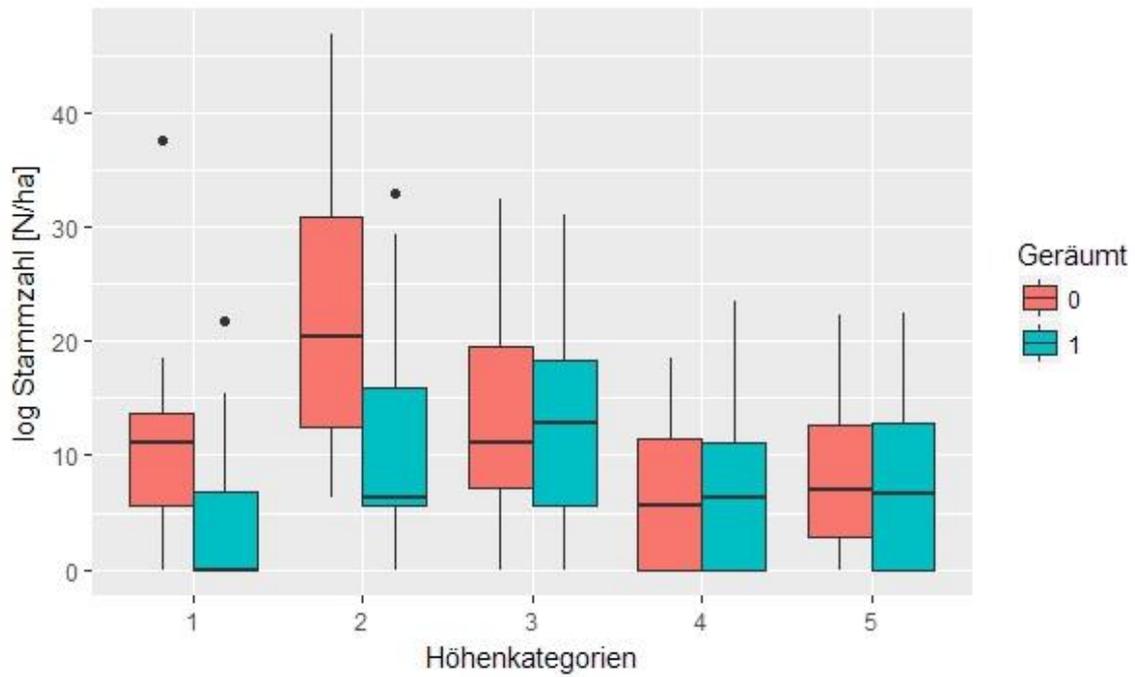
Aufgrund des signifikanten Unterschiedes bezüglich des Höhenwachstums (Tab. 10) stellt sich die Frage, ob es innerhalb der Höhenkategorien Unterschiede bezüglich des Räumungseffektes gibt. Die Nullhypothese der Fragestellung lautet:

DER EFFEKT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG HAT KEINEN EINFLUSS AUF DIE HÖHENVERTEILUNG DER BÄUME IN DER VERJÜNGUNG

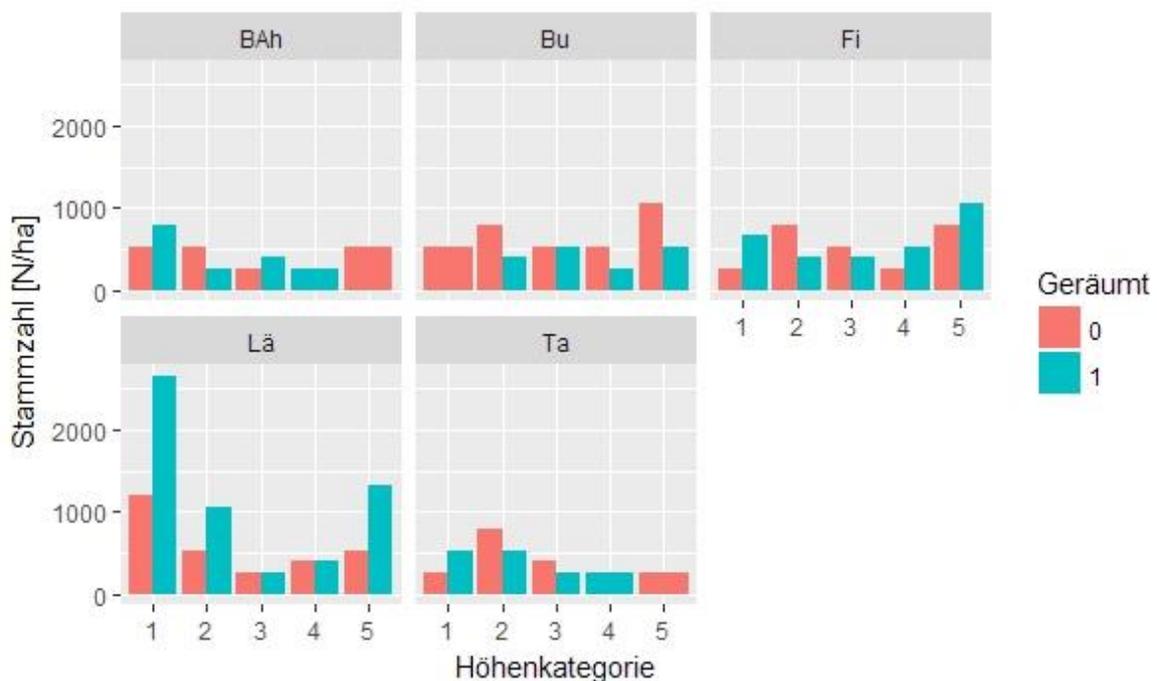
Tab. 11: Ergebnis des paarweisen Wilcoxon - Test ( $p$ ) unterteilt in die verschiedenen Höhenkategorien (1 = < 10 cm; 2 = 10 – 40 cm; 3 = 40,1 – 70 cm; 4 = 70,1 – 100 cm; 5 = > 100 cm) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0= ungeräumt, 1= geräumt).

<i>Höhenkat.</i>	<i>Mittelwert (log)</i>		<i>p - Wert</i>
	<i>Geräumt</i>	<i>Ungeräumt</i>	
<b>1</b>	4,02	10,48	0,0018
<b>2</b>	10,96	21,02	0,0060
<b>3</b>	11,69	13,81	0,2811
<b>4</b>	6,17	6,28	0,9552
<b>5</b>	7,84	8,02	0,8838

Mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % kann die Nullhypothese in Höhenkategorie 1 ( $p = 0,0018 < 0,01$ ) und 2 ( $p = 0,006 < 0,01$ ) abgelehnt werden, es kann hier ein hoch signifikanter Unterschied festgestellt werden (Tab. 11). Es sind mehr Individuen der Höhenkategorie 1 & 2 (<40 cm Höhe) auf ungeräumten Flächen vorgefunden worden. In den Höhenkategorien 3 ( $p = 0,28 > 0,05$ ), 4 ( $p = 0,96 > 0,05$ ) und 5 ( $p = 0,88 > 0,05$ ) konnte hingegen kein signifikanter Unterschied festgestellt werden, somit sind annähernd gleich viele Bäume in diesen Kategorien vorhanden. Die meisten Bäume waren im Mittel zwischen 10 – 40 cm hoch (Abb. 18) und wurden auf ungeräumten Flächen gefunden. Größere Differenzen bezüglich Median ergeben sich in den Kat. < 10 cm und 10 – 40 cm: es wurden mehr Individuen auf ungeräumten Flächen gefunden. Bäume zwischen 70,1 – 100 cm und > 100 cm traten annähernd gleich häufig auf ungeräumten und geräumten Flächen auf. Somit wurden auf geräumten Flächen nicht mehr Bäume in höheren Kat. vorgefunden.

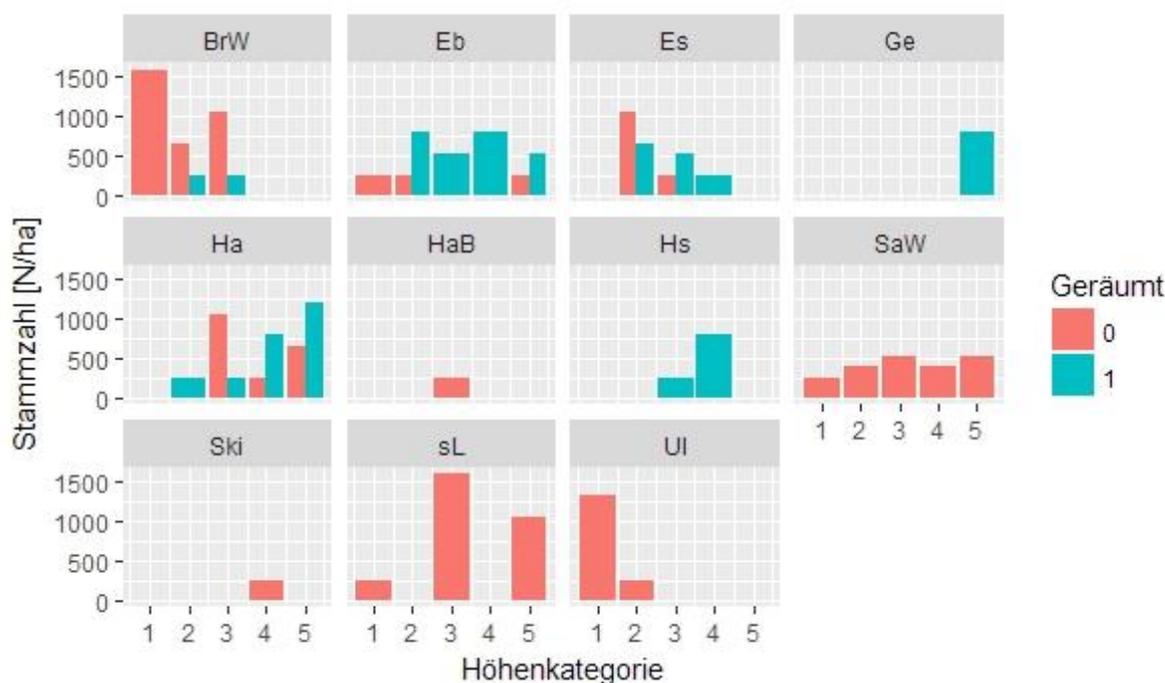


**Abb. 18:** Verteilung der logarithmierten Stammzahl auf die unterschiedlichen Höhenkategorien (1 = < 10 cm; 2 = 10 – 40 cm; 3 = 40,1 – 70 cm; 4 = 70,1 – 100 cm; 5 = > 100 cm) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).



**Abb. 19: Verteilung der fünf häufigsten Baumarten (durchschnittliche Stammzahl [N / ha]) auf die Höhenkategorien (1 = < 10 cm; 2 = 10 – 40 cm; 3 = 40,1 – 70 cm; 4 = 70,1 – 100 cm; 5 = > 100 cm) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0= ungeräumt; 1= geräumt).**

Wie zu erkennen ist, sind Fichte und Lärche in allen Höhenkategorien unabhängig von Schadholzaufarbeitung vertreten (Abb. 19). Besonders auffallend bei der Lärche sind die Höhenkategorien 1, 2 und 5. Hier konnten im Schnitt deutlich mehr Bäume auf geräumten Flächen gefunden werden als auf ungeräumten. Auch die Fichte wurde in Kategorien 1, 4 und 5 vermehrt auf geräumten Flächen gefunden. Die Differenz ist jedoch nicht so markant wie im Falle der Lärche. In Höhenkategorie 2 und 3 konnten allerdings wiederum mehr Fichten auf ungeräumten Flächen gefunden werden. Des Weiteren wurden Bergahorn und Tanne über 100 cm (Kat. 5) nur auf ungeräumten Flächen gefunden. Diese konnten jedoch in Höhenkategorie 4 nur auf geräumten Flächen verzeichnet werden. Die Buche ist in beinahe allen Höhenkategorien auf ungeräumten Flächen häufiger aufgetreten. Die Verteilung der Tanne ist sehr divergent, diese kommt in Kat. 5 nur auf ungeräumten Flächen vor und in Kat. 4 nur auf geräumten. In den Kat. 2 und 3 dominiert die Tanne auf Flächen wo keine Schadholzaufarbeitung stattfand, hingegen sind mehr Pflanzen unter 10 cm auf geräumten Flächen.



**Abb. 20:** Verteilung der elf Neben-Baumarten, abgebildet in durchschnittlichen Stammzahl (N/ha), auf die Höhenkategorien (1 = < 10 cm; 2 = 10 – 40 cm; 3 = 40,1 – 70 cm; 4 = 70,1 – 100 cm; 5 = > 100 cm) in Abhängigkeit von Räumung (0 = ungeräumt; 1 = geräumt).

Auffallend ist, dass Sal - Weide in allen Höhenkategorien nur auf ungeräumten Flächen vertreten ist (Abb. 20). Des Weiteren sind Bruch - Weide und Ulme besonders häufig in Kat. 1 auf ungeräumten Flächen zu finden. Darüber hinaus überwiegt der Anteil von Bruch - Weide in Kat. 2 und 3 auf Flächen wo keine Räumung stattfand. Hasel dominiert in Kat. 4 und 5 auf geräumten Flächen, unterdessen überwiegt Hasel deutlich in Kat. 2 auf ungeräumten Flächen. Von Eberesche wurden keine Pflanzen unter 10 cm auf geräumten Flächen gefunden, jedoch wurde diese ab Kat. 2 in jeder Höhenkategorie vermehrt auf geräumten Flächen vorgefunden. Aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungen sind für diese Baumarten jedoch nur bedingt Vergleiche im Hinblick auf Räumung möglich.

### 3.4 Auswirkung von Schadholzaufarbeitung auf die Verbissanfälligkeit

Die Nullhypothese der Fragestellung lautet:

SCHADHOLZAUFARBEITUNG HAT KEINEN EINFLUSS AUF ANZAHL DER VERBISSENEN BÄUME

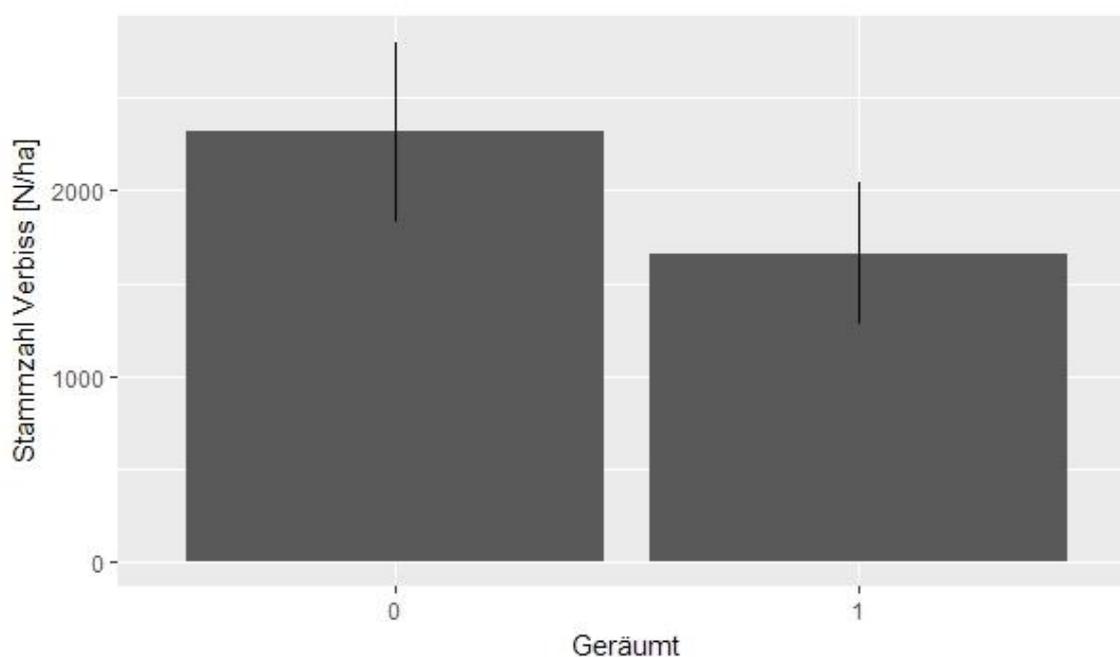


Abb. 21: Mittelwert der Stammzahlen der verbissenen Bäume über alle Flächen in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).

Die mittlere Stammzahl der verbissenen Verjüngung liegt auf ungeräumten Flächen bei  $2318 \pm 487$  Individuen pro Hektar, währenddessen sind es bei geräumten Flächen  $1660 \pm 382$  (Abb. 21). Was sich aufgrund der Grafik (Abb. 21) vermutet lässt, bestätigt der paarweise Wilcoxon – Test. Die Nullhypothese wird mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % angenommen, somit hat Schadholzaufarbeitung keinen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der verbissenen Bäume (Tab. 12).

Tab. 12: Logarithmierte (log) Mittelwerte der Stammzahl des Verbisses sowie der Standardfehler (se) in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt) und das Ergebnis des paarweisen Wilcoxon-Test. (p).

Geräumt	Stammzahl Verbiss Mittelwert (log)	se	Pairwise-Wilcoxon-Test
0	23,789	3,018	<i>p</i> 0,27
1	20,117	3,519	

Unabhängig von Räumung wurden durchschnittlich ca. 30 % der Pflanzen auf den Flächen verbissen (Tab. 13).

Tab. 13: Anzahl der verbissenen Bäume [N/ha] in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt) und das dazugehörige Verbissprozent [%].

	Verbissene [N/ha]	Gesamt [N/ha]	Verbiss [%]
<b>Ungeräumt [0]</b>	2318 ± 487	7957 ± 1087	29
<b>Geräumt [1]</b>	1660 ± 382	5939 ± 1306	28

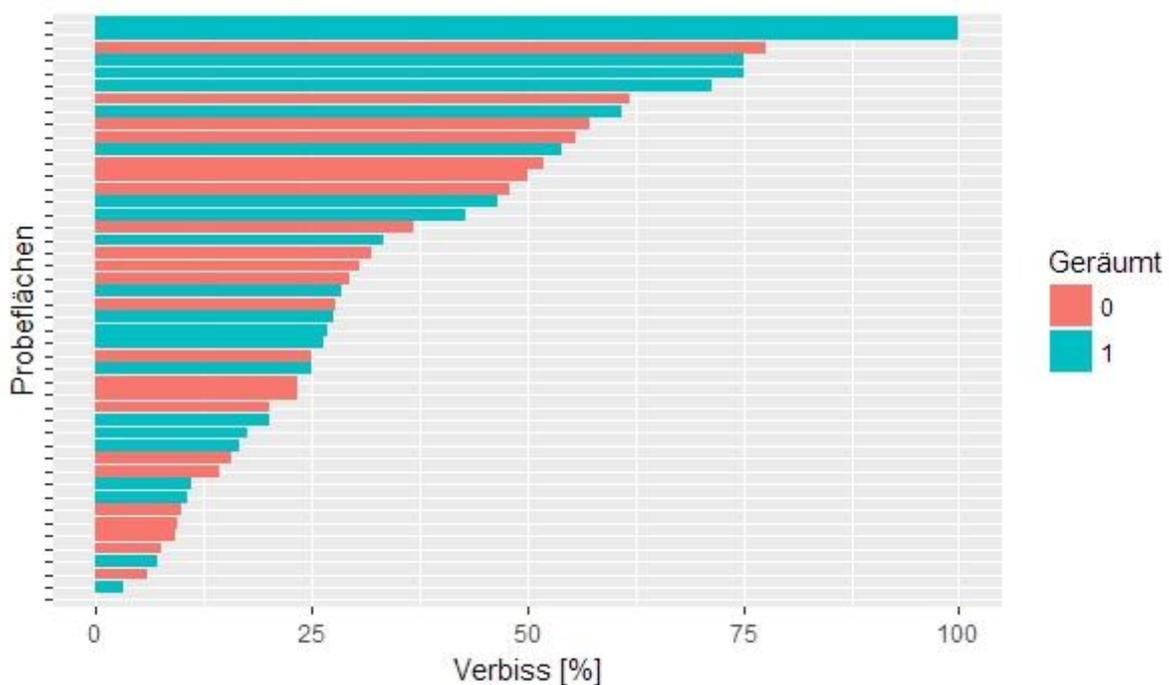
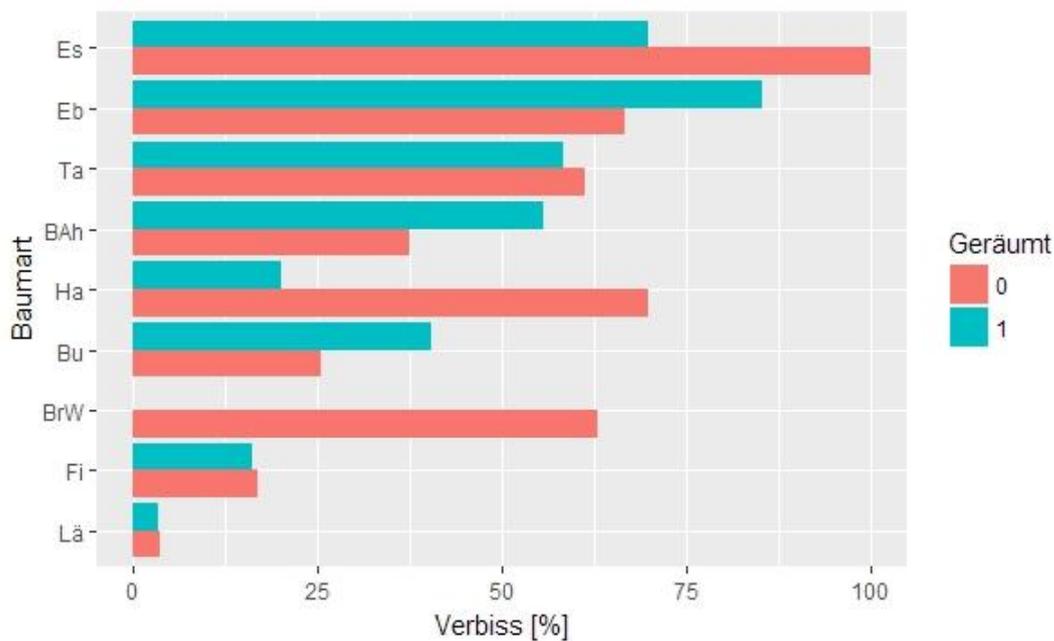


Abb. 22: Anteil des Verbisses [%] auf den Flächen nach Wertigkeit absteigend sortiert in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).

Die obige Grafik (Abb. 22) stellt das Verbissprozent zu den Flächen dar, die genauen Zahlen zu jeder Fläche sind in der Tabelle im Anhang 10 zu entnehmen. Auf zwei geräumten Flächen waren 100 % der vorhandenen Verjüngung verbissen. Mehr als die Hälfte der Pflanzen sind auf fünf ungeräumten Flächen und auf sieben geräumten Flächen verbissen. 34 Flächen weisen ein Verbissprozent unter 50 % auf, davon sind 18 ungeräumt und 15 geräumt. Nur auf einer geräumten Fläche konnte kein Verbiss durch Wildtiere nachgewiesen werden.



**Abb. 23: Verbissprozent der unterschiedlichen Baumarten in Abhängigkeit von Schadholzaufarbeitung (0 = ungeräumt, 1 = geräumt).**

Deutliche Unterschiede bezüglich des prozentualen Verbisses gibt es bei Esche, Eberesche, Bergahorn, Hasel, Buche und Bruch - Weide (Abb. 23). Während mehr Verbiss auf ungeräumten Flächen bei den Baumarten Esche, Hasel und Bruch - Weide zu vermerken sind, überwiegt der Verbiss auf geräumten Flächen bei Eberesche, Bergahorn und Buche. Hingegen gibt es bei den Nadelbaumarten wie Tanne, Fichte und Lärche fast keine Unterschiede bezüglich der Schadholzaufarbeitung. Auf ungeräumten Flächen hatten mehr als die Hälfte aller Eschen, Ebereschen, Tannen, Haseln und Bruch - Weiden Fraßspuren. Währenddessen wiesen auf geräumten Flächen Eschen, Ebereschen, Tannen und Bergahorn mehr als 50 % Verbisschäden auf. Das geringste Verbissprozent hatten Lärchen und Fichten auf ungeräumten sowie auch auf geräumten Flächen.

## 4 Diskussion

Im Folgenden werden die entstandenen Ergebnisse diskutiert. Anzumerken ist, dass die Verjüngungsinventur eine Momentaufnahme ist und sich ein Wald mit all seinen Einflüssen immer wieder ändert. Um die langfristigen Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung zu untermauern wäre es ratsam, diese Untersuchung in späteren Jahren zu wiederholen. Es könnte auch eine Ausweitung der Studie um zusätzliche Probestellen in Erwägung gezogen werden. Der NP Kalkalpen hat, wie oben bereits erwähnt, sehr spezielle Klimaverhältnisse (Kapitel 2.1.3) und Bedingungen. Deshalb sind die aus den Ergebnissen resultierenden Empfehlungen nicht pauschal auf jedes Waldgebiet in Österreich anzuwenden.

### 4.1 Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Stammzahl in der Verjüngung

Wie den Ergebnissen des Kapitels 3.1 zu entnehmen ist, konnte ein Einfluss von Räumung auf die Anzahl der Verjüngung signifikant ( $p = 0,015$ ) nachgewiesen werden. Um das Resultat der Forschung vergleichbar mit anderen Studien zu machen (z.B. ÖWI) wurde der Test nochmal durchgeführt. Diesmal wurde die Höhenkategorie 1 nicht mitberücksichtigt. Diese Kategorie umfasst die Keimlingspflanzen, sprich Pflanzen unter einer Höhe von 10 cm. In dieser Gruppe kann es zu erhöhten Ausfallraten kommen. Es konnte jedoch erneut ein signifikanter Unterschied ( $p = 0,012$ ) festgestellt werden. Laut ÖWI (2018) liegt die durchschnittliche Stammzahl je Hektar in der Altersklasse 1 – 20 Jahre bei  $776 \pm 37$  in Österreich. Vergleichsweise wurden in dieser Studie  $6792 \pm 990$  N/ha auf ungeräumten und  $5259 \pm 1098$  N/ha auf geräumten Flächen gefunden (Tab. 7), also um das Siebenfache mehr. Stellt man die Stammzahlen anderen ähnlichen Studien gegenüber, so sind hier ähnliche Größenordnungen vorzufinden. Von KRAMER ET AL. (2014) wurde 10 Jahre nach dem Windwurf von Lothar auf ungeräumten  $7955 \pm 1313$  N/ha und auf geräumten Flächen  $10\,740 \pm 2209$  N/ha gefunden, allerdings wurden Bäume erst ab 20 cm berücksichtigt.

Schadholzaufarbeitung hat einen Einfluss auf die Stammzahl der Verjüngung im Untersuchungsgebiet und es befinden sich mehr Pflanzen auf ungeräumten Flächen als auf geräumten. Ein ähnliches Ergebnis liefert auch eine Studie von WALDRON ET AL. (2014), welche den Einfluss von Schadholzaufarbeitungen auf Vegetationbiodiversität, Saatbeet-Charakteristika und auf die Regenerationsfähigkeit von Verjüngung untersuchte. Es konnte im Zuge der Forschungsarbeit von WALDRON ET AL. (2014) nachgewiesen werden, dass mehr Verjüngung auf ungeräumten Windwurfflächen vorhanden ist. Es wurde zudem statistisch nachgewiesen, dass Räumung den Anteil von Balsamtanne (*Abies balsamea* (L.) Mill.) und Papierbirke (*Betula papyrifera* Marsh.) reduziert (WALDRON ET AL., 2014).

Der Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf Laubbäume wurde ebenfalls von JONÁŠOVÁ ET AL. (2010) signifikant nachgewiesen, es befanden sich mehr Laubbäume auf ungeräumten Flächen in der zweiten Aufnahmeperiode. Bei Schadholzaufarbeitung spielt natürlich die Art, die Intensität, die Häufigkeit und die räumliche Verteilung der Holzernte eine Rolle. Zusätzlich hat die Art von Störung auch eine Bedeutung (LINDENMAYER ET AL., 2008).



**Abb. 25: Beispiel einer ungeräumten Fläche (N3-1a) im Untersuchungsgebiet mit hohem Totholzanteil.**

**Abb. 24: Beispiel einer geräumten Flächen (S3-2b) im Untersuchungsgebiet mit geringem Totholzanteil**

Im Untersuchungsgebiet wurde der Großteil des Schadholzes bis auf stehend abgeschnittene Wurzelstöcke und vereinzelte Stammblöcke entfernt, welches in Abb. 24 beispielhaft dargestellt ist. Im Gegensatz dazu zeigt die Abb. 25 beispielhaft eine ungeräumte Fläche mit sehr hohem Totholzanteil im Untersuchungsgebiet. Dieses Exempel soll die Ausprägung von Schadholzaufarbeitung im Untersuchungsgebiet verdeutlichen.

Schadholzaufarbeitungen beeinflussen viele Ökosystemprozesse vor allem die hydrologischen Charakteristika (LINDENMAYER ET AL., 2008). Wie schon erwähnt (Kapitel 1.3.1), könnte dies zurückzuführen sein auf die Umwandlung der Bodendichte, die mit dem Wasser- und Luftaustausch im Boden gekoppelt ist. Verdichtet sich der Boden durch die Holzernte und den Einsatz von schweren Forstmaschinen, werden Bodenwurzeln und Bodenbakterien gestört. Viele wichtige biochemische Prozesse wie beispielsweise Kohlenstoff Mineralisierung zu Kohlenstoffdioxid, Nitrifikation, Nitrat-Fixierung u.v.m. sind an Bodenbakterien geknüpft (FREY ET AL., 2009). Diese Prozesse führen zu suboptimalen Keimbettbedingungen auf geräumten Flächen. Auch WALDRON ET AL. (2014) fand auf Flächen, wo Schadholzaufarbeitungen durchgeführt wurden, häufig Moose in einem ausgetrockneten Zustand vor. Demzufolge lässt sich vermuten, dass die Bedingungen für Keimlinge auf geräumten Flächen auch in dieser Studie ungünstig waren. Weshalb mehr Verjüngung auf ungeräumten Flächen vorgefunden wurde.

Die Divergenz zwischen ungeräumten und geräumten Flächen ergibt sich außerdem durch den wesentlichen Faktor des liegengebliebenen Totholzes. Bäume, die durch Stürme umgefallen sind, öffnen nicht nur das Kronendach und führen zu mehr Lichtgenuss, sondern schaffen bedingt durch die Wurzelteller verschiedenen Bodenbedingungen. Es entsteht eine Vielfalt von Kleinststandorten mit unterschiedlichen Nährstoffversorgungen, Mikroklimaten und Oberflächenstrukturen (LINDENMAYER ET AL., 2008; SCHIEGG PASINELLI & SUTER, 2000; SIMON ET AL., 2011; ULANOVA, 2000). Erosionen und Auswaschungen von Nährstoffen kann liegendes Totholz zusätzlich in gewissen Maße verhindern (SCHIEGG PASINELLI & SUTER, 2000).

Eine weitere positive Eigenschaft von Totholz ist, dass viele Baumarten, insbesondere die Fichte, auf Moderholz besser Keimen können. Aufgrund des liegengeblieben Holzes ist der Konkurrenzdruck durch Bodenvegetation geringer und in der Regel erfolgt eine schnellere Ausaperung solcher Mikrostandorte (LEIBUNDGUT, 1984; MAYER & OTT, 1991; SCHIEGG PASINELLI & SUTER, 2000). Moderholzverjüngung wurde auch im Untersuchungsgebiet vermehrt vorgefunden, wie Abb. 26 beispielhaft zeigt.



**Abb. 26: Moderholzverjüngung auf einer ungeräumten Probefläche während der Feltaufnahmen 2016 im NP Kalkalpen.**

Dass Räumung keinen Einfluss auf die Verjüngungsdichte hat, bringen einige Studien hervor, wie beispielsweise KRAMER ET AL. (2014), ILISSON ET AL. (2007) und SCHÖNENBERGER (2002). Eine Erklärung, weshalb Schadholzaufarbeitungen in diesen Studien im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit zu keinem Unterschied führte, könnte zum einen die Größe der Flächen sein. Vor allem in den Untersuchungen von KRAMER ET AL. (2014) und SCHÖNENBERGER (2002) sind die Störungsflächen sehr groß und die Entfernung zum Bestandesrand relativ weit.

Zusätzlich war die Anzahl an Samenbäumen begrenzt (SCHÖNENBERGER, 2002). Im Gegensatz dazu lag die Distanz der Probepunkte zum Bestandesrand im NP Kalkalpen durchschnittlich bei 40 m und variierte von 15 – 120 m. Daher kann davon ausgegangen werden, dass alle Flächen ausreichend viele Samenbäume in unmittelbarer Umgebung hatten. KRAMER ET AL. (2014) deuteten darauf hin, dass aufgrund der pfleglich durchgeführten Schadholtzaufarbeitung kein Effekt von Räumung nachgewiesen werden konnte. Im NP Kalkalpen wurde ebenso darauf geachtet, die Schadholtzaufarbeitungen so sanft wie möglich durchzuführen. Es ist jedoch schwer, im Gebirge eine Räumung durchzuführen ohne Bodenverwundungen zu verursachen.

Durch die Zunahme von Störungen in Europa, auch aufgrund des Klimawandels (SEIDL ET AL., 2014), kann angenommen werden, dass der Umgang mit gestörten Waldflächen und somit auch die Frage „räumen oder nicht räumen“ in Zukunft immer wichtiger wird.

#### EINFLUSS VON RÄUMUNG AUF DIE VERJÜNGUNG IN ABHÄNGIGKEIT VON SEEHÖHE UND EXPOSITION

Die Auswirkungen von Schadholtzaufarbeitungen auf die Verjüngung in Seehöhenkategorie 2 konnte ebenfalls signifikant ( $p = 0,0046$ ) bestätigt werden. In den anderen beiden Kategorien wurde aufgrund der zu geringen Stichprobe kein signifikanter Unterschied festgestellt, doch auch hier lässt sich ein Trend Richtung mehr Verjüngung auf ungeräumten Flächen vermuten (Abb. 10).

Ein Grund dafür könnte eine Abnahme der Anzahl an Samen mit steigender Seehöhe sein (MOLAU & LARSSON, 2000). Die Studie von CIERJACKS ET AL. (2008) konnte dies jedoch nicht bestätigen. Allerdings wurde eine Minderung hinsichtlich der Anzahl von Blütenständen in erhöhten Lagen festgestellt (CIERJACKS ET AL., 2008). Das Intervall der Mastjahre nimmt ebenfalls mit der Seehöhe ab. Beispielsweise haben Nadelbäume in tieferen Lagen einen Abstand von 3 - 5 Jahren zwischen den Mastjahren. Dahingegen steigt das Wiederkehrintervall in höheren Gebieten auf 8 – 10 Jahre an (TRANQUILLINI, 1979). Natürlich sind im Wesentlichen nur die Samen wichtig, die sich etablieren können, und zu einer Pflanze gedeihen (KÖRNER, 2012). Ausschlaggebend für die Verringerung der Stammzahl der Seehöhe sind wohl andere Effekte, wie beispielsweise die Dauer der Vegetationsperiode und die Temperatur im Boden, die mit der Seehöhe abnehmen (LARCHER, 2012). Die durchschnittliche Schneedeckendauer in den Zentralalpen beträgt auf 1000 m circa 127 Tage und auf 1500 m 167 Tage. Ein Unterschied von nur 500 Höhenmeter und die Vegetationsperiode verkürzt sich um 40 Tage (LAUSCHER & LAUSCHER, 1980 ZIT. N. LARCHER, 2012). Selbstverständlich variieren auch die Tage in Relation zur Hanglage, zur Exposition und der daraus resultierenden Sonneneinstrahlung. Dieses Beispiel soll verdeutlichen, dass eine moderate Änderung in der Seehöhe einen großen Unterschied in der Dauer der Vegetationsperiode mit sich bringt (LARCHER, 2012).

Hinzu kommt noch, dass die Bodentemperatur mit steigender Seehöhe sinkt. Im wärmsten Monat, dem Juli, konnten in einer Bodentiefe von 30 cm auf 1500 m im Wurzelraum der Baumgrenze 14 – 15 °C gemessen werden; im Vergleich dazu wurden auf 2000 m durchschnittlich nur 11 – 12 °C beobachtet (LARCHER, 2012). Weitere relevante Faktoren, wie bereits im Kapitel 1.1. erwähnt, sind die Änderung des Luftdruckes, des Partialdruckes und der Temperatur mit steigender Seehöhe, sowie der höhere Anteil an UV – Strahlung und das erhöhte Strahlungspotenzial im Gebirge (KÖRNER, 2012). Diese Effekte sind mitunter ein Grund für erschwerte Lebensbedingungen der Pflanzen in Bergwäldern. Auch in der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, dass mit steigender Seehöhe die Stammzahl in der Verjüngung abnimmt. Auffallend ist, dass sich die Stammzahl von geräumten Flächen in Hinblick auf die Himmelsrichtung nicht maßgeblich unterscheiden (Abb. 11). Dies ist jedoch bei ungeräumten Flächen nicht der Fall. Hier kann ein deutlicher Unterschied erkannt werden, soweit die mittlere Stammzahl von N3 und S3 betrachtet wird (Abb. 11). Aufforstungserfolge bzw. Verjüngungserfolge sind im Gebirgswald lt. Literatur auf nach Süd - Westen ausgerichteten Flächen oft günstiger, aufgrund der Vegetationszeit und Bodentemperatur. Dies wird mit steigender Seehöhe zunehmend wichtiger (MAYER & OTT, 1991). Die hier durchgeführten Analysen (Abb. 11) deutet jedoch daraufhin, dass geräumte Südflächen sich schlechter verjüngen als geräumte Nordflächen. Im Falle der ungeräumten Flächen ist die Differenz zwischen Expositionen nicht so groß. Aufgrund dieses Ergebnisses könnte angenommen werden, dass der Effekt von Räumung auf südexponierten Hängen noch größere negative Auswirkungen bedingt. Natürlich spielen auch noch die ungünstigen Kleinstandorte, wie Hangseite, Mulde und Rücken etc. eine Rolle. Diese können beispielsweise durch ein „Wind – Schnee – Ökogramm“ von AULITZKY, 1963 ZIT N. MAYER & OTT, 1991 für das jeweilige Gebiet erfasst werden. Um eine quantitative Aussage darüber zu tätigen, bedarf es jedoch einer größeren Stichprobe von Windwurfflächen die in Richtung Süden und Westen ausgerichtet sind. Sollte diese Untersuchung erneut durchgeführt werden, wäre es anzuraten mehr Flächen in den Seehöhenkategorien 1 und 3 und Richtung Süden und Westen aufzunehmen, um diese Unterschiede eingehend testen zu können.

## 4.2 Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Baumartendiversität

Einen signifikanten Einfluss von Schadholzaufarbeitungen auf die Baumartendiversität ( $p = 0,01$ ) konnte diese Studie nachweisen. Der positive Effekt von Störungen auf die Biodiversität von Flächen wurde ebenfalls von anderen Studien signifikant bestätigt (THORN & SEIDL, 2016; THORN ET AL., 2017B). Windwürfe erzeugen viele verschiedene Kleinstandorte (ULANOVA, 2000; WALDRON ET AL., 2014) durch das stehende und liegende Totholz. Darüber hinaus entstehen verschiedenste Mikroklimata auf solchen Flächen. Räumung von gestörten Flächen ändert das Mikroklima und den Anteil an Totholz, wodurch die Heterogenität verringert und der Schatteneffekt vom liegengebliebenem Holz reduziert wird. Auf trockenen und südexponierten Standorten wäre der Effekt von Totholz und dessen Schatten wichtig für die Regenerierung von Pflanzen (LINDENMAYER ET AL., 2008; PRIEWASSER ET AL., 2013). Die Keimbettbedingungen in einer Studie von WALDRON ET AL. (2014) wurden mittels Moosen, Flechten, Rückegassen, Steinen, organischen Boden etc. quantifiziert. Demnach wurden geräumte Flächen mehr mit abgestorbenen Moose und Flechten sowie vermehrt mit Rückegassen und Steinen assoziiert. Während auf ungeräumten Flächen mehr Flechten, Holzreste und mineralisches/organisches Bodenmaterial vorgefunden wurde. Dies lässt vermuten, dass die Keimbettbedingungen auf geräumten Flächen eher trocken sind und es schwierig für Samen ist zu keimen (WALDRON ET AL., 2014). Dass beim Entfernen von Totholz die saproxylichen Arten abnehmen, ist daher auch nicht verwunderlich (THORN ET AL., 2017B). Eine Studie von THORN ET AL., (2016B) konnte zeigen, dass durch Räumung die Diversität der saproxyliche Arten signifikant abnahm. Des Weiteren wurden auch Auswirkungen auf nicht totholzabhängige Arten nachgewiesen. So war beispielsweise die Diversität von Vögeln durchschnittlich höher auf ungeräumten Flächen als auf geräumten (THORN ET AL., 2016B; THORN ET AL., 2016A). Für Gefäßpflanzen konnte dieser Trend nicht nachgewiesen werden. Diese waren durchschnittlich weniger divers auf ungeräumten Flächen vertreten (THORN ET AL., 2016B). Verschiedenste Kleinstandorte sind jedoch wichtig für die Vorverjüngung (WOHLGEMUTH ET AL., 2002) und können durch Schadholzaufarbeitungen markant reduziert werden (FISCHER ET AL., 2002). Der Effekt, den Räumung auf die Diversität von Pflanzen hat, konnte auch eine vor kurzem publizierte Studie von MICHALOVÁ ET AL. (2017) bestätigen. Sowohl die Alpha - Diversität, als auch die Beta – Diversität sind lt. diesen Ergebnissen signifikant höher auf ungeräumten Flächen. Ein höchst signifikanter Unterschied für Moose konnte auf ungeräumten Flächen gezeigt werden. Für Bäume konnte hinsichtlich Alpha - Diversität kein signifikanter Unterschied festgestellt werden, jedoch für die Beta – Diversität konnte ein schwach signifikanter Effekt gezeigt werden. Währenddessen waren hinsichtlich der Alpha – Diversität signifikant mehr verschiedene Arten von Gräsern auf geräumten Flächen anzutreffen (MICHALOVÁ ET AL., 2017).

Wie die Studie von MICHALOVÁ ET AL. (2017) zeigt, wurden mehr schattentolerante Baumarten auf ungeräumten Flächen vorgefunden. Ganz eindeutig profitieren auch in der hier vorliegenden Untersuchung halbschatten- bis schattentolerante Baumarten wie beispielsweise die Tanne, der Bergahorn und die Buche von ungeräumten Flächen (vgl. Abb. 15). Der Fichtenanteil war in der Studie von MICHALOVÁ ET AL. (2017) auf ungeräumten Flächen weitaus höher als auf geräumten Flächen. Obwohl die Fichte zu den schattentoleranten Baumarten gehört, konnte hier kein höherer Fichtenanteil auf ungeräumten Flächen verzeichnet werden (siehe Abb. 15). Jedoch differenziert sich der Median bezüglich der Stammzahl/ha nicht (siehe Abb. 8). Eine mögliche Erklärung für unser Untersuchungsgebiet wäre, dass mehr Samenbäume oder Samen in der Bodensamenbank von Fichten vorhanden waren. Die Lärche ist eine Pionierbaumart und ein Rohboden - Keimer. Deshalb ist es nachvollziehbar, dass sie vermehrt auf geräumten Flächen vorgefunden wurde, wie auch andere europäische Studien bestätigen (MICHALOVÁ ET AL., 2017; WOHLGEMUTH ET AL., 2017). Obwohl die Sal - Weide und die Bruch - Weide auch zu den Pionierbaumarten zählen und deshalb vermehrt auf geräumten Flächen vorkommen sollten (MICHALOVÁ ET AL., 2017), konnte dies in der vorliegenden Studie nicht bestätigt werden. Diese Pionierbaumarten wurden vergleichsweise sogar häufiger auf ungeräumten Flächen gefunden (vgl. Abb. 15). Es könnte hier die Möglichkeit bestehen, dass die Samenbäume dieser Baumarten in unmittelbarer Nähe von geräumten Flächen fehlten. Jedoch waren in den Ergebnissen von WOHLGEMUTH & KRAMER (2015) auch mehr Weiden pro Hektar auf ungeräumten Flächen des Sturmes „Vivian“ zu finden. Dies lässt vermuten, dass diese Arten empfindlich gegenüber den mechanischen Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung sind. Der Einfluss von Räumung auf die Habitate, die Organismen, die Mikroklimata sowie auf die Prozesse und deren Vielfältigkeit wurde des Öfteren bestätigt (FREY ET AL., 2009; LINDENMAYER ET AL., 2008; THOM & SEIDL, 2016; THORN ET AL., 2017B). Deshalb ist es auch nicht verwunderlich, dass mehr Baumarten - Diversität auf ungeräumten Flächen in dieser Studie verzeichnet wurde. Eine Literaturanalyse von THOM & SEIDL (2016) konnte zwar keinen signifikanten Effekt von Schadholzaufarbeitungen auf Biodiversität nachweisen. Dennoch ist ein Trend in Bezug auf die negativen Auswirkungen von Räumung zu erkennen (THOM & SEIDL, 2016).

### 4.3 Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf Höhenwachstum

Die Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung auf das Höhenwachstum konnte anhand des letztjährigen Höhenwachstums signifikant ( $p = 0,045$ ) nachgewiesen werden (Tab. 10). Durchschnittlich war das Höhenwachstum um 3 cm besser auf geräumten Flächen als auf ungeräumten. Höhere Baumhöhen konnte auch von WOHLGEMUTH & KRAMER (2015) auf geräumten Flächen verzeichnet werden.

Die zusätzliche Überprüfung der Stammzahl hinsichtlich der Höhenkategorien (Tab. 11) zeigte nur signifikante Unterschiede in den Höhenkategorien  $< 10\text{cm}$  ( $p = 0,0018$ ) und  $10,1 - 40\text{ cm}$  ( $p = 0,006$ ), wo mehr Pflanzen auf ungeräumten Flächen waren. Keine Unterschiede konnten jedoch in den höheren Kategorien ab  $40,1\text{ cm}$  (Tab. 11) nachgewiesen werden, somit findet sich keine höhere Anzahl an höheren Individuen auf geräumten Flächen. Geht man davon aus, dass das Höhenwachstum auf geräumten Flächen besser ist, sollten dementsprechend mehr Pflanzen in höheren Kategorien verzeichnet werden, dies war in dieser Studie nicht der Fall (Abb. 18). Wenn die verschiedenen Baumarten, die ein besseres Höhenwachstum aufweisen, mit deren Stammzahl verglichen werden (vgl. Abb. 8 und Abb. 17), so ist erkennbar, dass schnellerwüchsige Pflanzen, wie beispielweise die Fichte und Lärche auch häufiger auf geräumten Flächen vorhanden sind. Zusätzlich gehören Fichte und Lärche nicht zu den verbissbeliebten Pflanzen im Untersuchungsgebiet (vgl. Abb. 23.). Dies könnten den signifikanten Unterschied hinsichtlich des letztjährigen Höhenzuwachses erklären. Weshalb nicht pauschal angenommen werden kann, dass das Höhenwachstum auf geräumten Flächen besser ist. Die vorkommenden Baumarten und die Kleinstandorte spielen hierbei eine wesentlich größere Rolle (VODDE ET AL., 2010). Keinen Einfluss von Schadholzaufarbeitungen auf das Wachstum wurde auch von anderen Studien bestätigt (ILISSON ET AL., 2007; WALDRON ET AL., 2014).

#### 4.4 Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf die Verbissanfälligkeit

Vergleicht man ungeräumte und geräumte Flächen in Bezug auf den Wildverbiss konnte kein signifikanter Unterschied ( $p = 0,27$ ) festgestellt werden (Abb. 21). Unabhängig von Räumung wurden die Probeflächen zu durchschnittlich 30 % verbissen (Tab. 13). Laut eines Methodenvergleichs von SCHODTERER (2012) wurden in Österreich in der Periode von 2007 – 2009 anhand der Daten durch die ÖWI 50 % Wildschäden lt. Verbissparameter verzeichnet. Im Vergleich dazu wurde 58 % der Verjüngung mit starkem Wildeinfluss durch das bundesweite Wildeinflussmonitoring (WEM) registriert (SCHODTERER, 2012).

In dieser Studie gibt es einen Trend zu bestimmten Baumarten (Esche, Eberesche, Tanne und Buch-Weide) (Abb. 23). Diese Baumarten gehören zu den verbissbeliebten Arten (REIMOSER & REIMOSER, 2017). Bäume die häufig vorkommen, wie beispielsweise Fichte und Lärche leiden nur unter geringem Verbissdruck (vgl. Abb. 15 und Abb. 23). Die Baumarten könnten jedoch in weiterer Folge verlegt werden (REIMOSER & REIMOSER, 2017), was in dieser Studie nicht berücksichtigt wurde. Eine andere Untersuchung von ODERMATT & WASERN (2007) konnte auch keinen Einfluss von liegendebliebenen Holz nachweisen. Es wurde angenommen, dass liegendes Totholz eine natürliche Barriere bildet, allerdings wenn der Winter eintritt und wenig Nahrung vorhanden ist, wird in Windwurf Flächen mit viel Totholz weniger Schnee akkumuliert. Darum kann das Wild während der Nahrungssuche auf Störungsflächen Bäume besser verbeißen (ODERMATT & WASERN, 2007). Daher ist ein schützender Effekt von liegendem Totholz gegen Verbiss nicht nachweisbar. Der Verbiss kann nur durch ein gutes Wildtier- und Jagdmanagement gesenkt werden.

## 5 Schlussfolgerung

Die Verjüngung ist eine wichtige Phase im Waldentwicklungszyklus. Durch die Zunahme von Störungen aufgrund des Klimawandels nimmt die Bedeutung an Schadholzaufarbeitungen immer mehr zu. Das Ziel dieser Studie war es, die Auswirkungen von Schadholzaufarbeitung auf die Verjüngung zu untersuchen. Es konnten signifikante Unterschiede hinsichtlich der Stammzahl und der Diversität der Verjüngung gezeigt werden. Totholz ist ein wichtiger Teil eines Waldökosystems und unterstützt die Artenvielfalt nicht nur von Baumarten, sondern auch von vielen verschiedenen Pflanzen und Tierarten. Auch die Schutzleistung auf solchen Flächen nimmt nicht drastisch ab, wenn Totholz belassen wird. Viele Faktoren spielen in der natürlichen Verjüngung eine wichtige Rolle, vor allem Kleinstandorte. Totholz schafft diverse Verjüngungsnischen und fördert das Mikroklima auf Störungsflächen. Es konnte auch ein Unterschied hinsichtlich Höhenwachstum erkannt werden. Der letztjährige Höhenzuwachs war auf geräumten Flächen besser, allerdings waren nur geringe Unterschiede hinsichtlich der Höhenverteilung der Bäume in der Verjüngung feststellbar.

Die Ausgangssituation im Naturschutzgebiet ist eine andere als im Wirtschaftswald, da vor allem der Wertverlust von Sturmholz keine Rolle spielt. Durch den ungestörten Ablauf der Walddynamik kann man die Entwicklung von Wäldern ohne menschlichen Einfluss beobachten, Rückschlüsse ziehen und davon lernen. Es gilt in Zukunft Kompromisse zu finden um am Bestmöglichen mit Störungen umzugehen. Um beispielsweise die Schadenssumme in Wirtschaftswäldern zu minimieren, könnten nur Teile des Schadholzes entfernt werden, als Alternative zur kompletten Aufarbeitung. Zur Gewährleistung der langfristigen Schutzfunktion können auch Schutzwälder mit Aufforstungen unterstützt werden. Wie gezeigt wurde ist ausreichend Verjüngung ohne menschlichen Einfluss sowohl auf ungeräumten als auch auf geräumten Flächen vorhanden. In dieser Studie konnte kein Einfluss von Schadholzaufarbeitung auf dem Verbiss gefunden werden. Unabhängig von der Behandlung wurden ca. 30 % der Pflanzen verbissen. Fakt ist, dass die Schalenwildbestände in Österreich viel zu hoch sind und der Verbisseinfluss laut ÖWI und WEM enorm ist. Deshalb ist ein gutes Wild- und Jagdmanagement unumgänglich. Die Arten - Diversität wird in Zukunft für Wälder immer wichtiger, um mit den Auswirkungen des Klimawandels umgehen zu können. Von Schadholzaufarbeitungen wird nur im Moment profitiert, doch ein Waldökosystem profitiert von Totholz ein Leben lang.

## 6 Literaturverzeichnis

- BEALS, M., GROSS, L., & HARRELL, S. (2000). DIVERSITY INDICES: SHANNON'S H AND E. Retrieved January 26, 2018, from <http://www.tiem.utk.edu/~gross/bioed/bealsmodules/shannonDI.html>
- BEBI, P., PUTALLAZ, J. M., FANKHAUSER, M., SCHMID, U., SCHWITTER, R., & GERBER, W. (2015). Die Schutzfunktion in Windwurfflächen. *Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen*, 166(3), 168–176. DOI: 10.3188/szf.2015.0168
- BERNSTEIN, L., BOSCH, P., CANZIANI, O., CHEN, Z., CHRIST, R., DAVIDSON, O., ... MADAN, P. (2007). Klimaänderungen 2007 -Synthesebericht, 1–109.
- BLUMENTHALER, M. (2012). Solar Radiation of the High Alps. In C. Lütz (Ed.), *Plants in Alpine Regions- Cell Physiology of Adaption and Survival Strategies* (pp. 11–20). Wien: Springer- Verlag. DOI: 10.1007/978-3-7091-0136-0
- BMLFUW, B. FÜR L. F. U. UND W. (2008). Holzeinschlagsmeldung über das Kalenderjahr 2007 (in Erntefestmetern ohne Rinde - Efm o. R.). *Holzeinschlagsmeldung 2007*, 1–101.
- BOGNER, M., LEHNER, T., & MAHRINGER, G. (2002). Das meteorologische Messnetz im Nationalpark Kalkalpen , Oberösterreich - Flächendeckende Erfassung und Auswertung von Niederschlag , Temperatur und Strahlung / Le réseau de mesures météorologiques dans le Parc national des Kalkalpen , Haute Autriche . Pr. *Revue de Géographie Alpine 2002, N°2*, 61–72. DOI: 10.3406/rga.2002.3080
- BUTIN, H. (2011). *Krankheiten der Wald- und Parkbäume: Diagnose- Biologie- Bekämpfung* (4. Auflage). Stuttgart: Eugen Ulmer KG.
- CIERJACKS, A., RÜHR, N. K., WESCHE, K., & HENSEN, I. (2008). Effects of altitude and livestock on the regeneration of two tree line forming Polylepis species in Ecuador. *Plant Ecology*, 194(2), 207–221. DOI: 10.1007/s11258-007-9285-x
- DENGLER, A. (1930). *Waldbau auf ökologischer Grundlage: Ein Lehr- und Handbuch*. Berlin: Springer- Verlag.
- ERLER, J. (2000). *Forsttechnik: Verfahrensbewertung*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- FAHRMEIR, L., HEUMANN, C., KÜNSTLER, R., PIGEOT, I., & GERHARD, T. (2016). *Statistik: Der Weg zur Datenanalyse* (8. Auflage). Berlin Heidelberg: Springer- Verlag. DOI: DOI 10.1007/978-3-662-50372-0
- FISCHER, A., LINDNER, M., ABS, C., & LASCH, P. (2002). Vegetation dynamics in central european forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica*, 37(1), 17–32. DOI: 10.1007/BF02803188
- FORSTGE. (1975). Fassung vom 26.05.2017. StF: BGBl. Nr. 440/1975. Retrieved November 8, 2017, from <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010371>
- FREY, B., KREMER, J., RÜDT, A., SCIACCA, S., MATTHIES, D., & LÜSCHER, P. (2009). Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology*, 45(4), 312–320. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2009.05.006

- HACKLÄNDER, K. (2013). Rot- und Schwarzwild: Schwierige Bejagbarkeit trotz hoher Wildbestände? In *Bericht über die 19. Österreichische Jägertagung 2013, zum Thema Regulierung von Rot- und Schwarzwild- Herausforderung und Hindernisse* (pp. 1–4). Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
- HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S. A., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S. V., GOETZ, S. J., LOVELAND, T. R., KOMMAREDDY, A., EGOROV, A., CHINI, L., JUSTICE, C. O., & TOWNSHEND, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853. DOI: 10.1126/science.1244693
- HAUK, E., & PERZL, F. (2013). Freiflächen in Österreichs Wald- Viehweide und Gefahrenquelle? In *Österreichische Waldinventur- Der Wald rund um die Nutzung* (BFW Praxis, pp. 24–31). Wien: Bundesforschungszentrum für Wald.
- ILISSON, T., KÖSTER, K., VODDE, F., & JÖGISTE, K. (2007). Regeneration development 4-5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management*, 250(1–2), 17–24. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.03.022
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES IUCN. (2016). Category II: National Park. Retrieved November 14, 2017, from <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/about/protected-areas-categories/category-ii-national-park>
- JASSER, C., & DIWOLD, G. (2014). Baumartenwahl im Gebirge. *Amt Der Oö. Landesregierung, 1. Auflage*, 1–79.
- JONÁŠOVÁ, M., VÁVROVÁ, E., & CUDLÍN, P. (2010). Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, 259(6), 1127–1134. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.027
- KATZENSTEINER, K., NEMESTOTHY, K. P., & OTTNER, F. (1995). Analyse karstrelevanter Boden- und Gesteinsproben von repräsentativen Standorten des Nationalparks Kalkalpen. *Karstporgramm Teilprojekt 3.2./95*, 1–32.
- KILIAN, W., MÜLLER, F., & STARLINGER, F. (1994). Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs - Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. *FBVA-Berichte*, 82, 1–60. Retrieved from [http://www.dabis.org:4000/!bbfw!IDN65480.pdf%5Cnhttp://files/349/Kilian et al. - 1994 - Die forstlichen Wuchsgebiete Osterreichs.pdf](http://www.dabis.org:4000/!bbfw!IDN65480.pdf%5Cnhttp://files/349/Kilian%20et%20al.%20-%201994%20-%20Die%20forstlichen%20Wuchsgebiete%20Osterreichs.pdf)
- KIRCHMEIR, H., & JUNGMEIER, M. (2006). Naturrauminventur Nationalpark - Hemerobieberechnung 2004 & 2005. *Studie Im Auftrag von: Nationalpark Kalkalpen*, 13.
- KÖRNER, C. (1998). A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia*, 115(4), 445–459.
- KÖRNER, C. (2012). *Alpine Treelines: Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits*. Basel: Springer- Verlag. DOI: 10.1007/978-3-0348-0396-0
- KÖRNER, C. (2003). Carbon limitation in trees. *Journal of Ecology*, 91(1), 4–17. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2003.00742.x
- KÖRNER, C. (2007). The use of “altitude” in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(11), 569–574. DOI: 10.1016/j.tree.2007.09.006
- KÖRNER, C., & PAULSEN, J. (2004). A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography*, 31(5), 713–732. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x

- KRAMER, K., BRANG, P., BACHOFEN, H., BUGMANN, H., & WOHLGEMUTH, T. (2014). Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 331, 116–128. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.08.002
- LACHAT, T., BRANG, P., BOLLIGER, M., BOLLMANN, K., BRÄNDLI, U., BÜTLER, R., & HERRMANN, S. (2014). Totholz im Wald: Entstehung, Bedeutung und Förderung. *Merkb*, 52, 1–12.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERÖSTERREICH LKNOE. (2012). Schadholtz-Aufarbeitung: Fäll- und Schneidetechniken. *Sozialversicherungsanstalt Der Bauern (SVB)*, 2. Auflage, 1–36.
- LARCHER, W. (2012). Bioclimatic temperatures in the high alps. In C. Lütz (Ed.), *Plants in Alpine Regions: Cell Physiology of Adaption and Survival Strategies* (pp. 21–27). Wien: Springer-Verlag. DOI: 10.1007/978-3-7091-0136-0\_3
- LEIBUNDGUT, H. (1984). *Die natürliche Waldverjüngung*. Bern - Stuttgart: Verlag Paul Haupt.
- LINDENMAYER, D. B., BURTON, P. J., & FRANKLIN, J. F. (2008). *Salvage logging and its ecological consequences*. Washington: Island Press.
- LÜSCHER, P., FRUTIG, F., SCIACCA, S., SPJEVAK, S., & THEES, O. (2010). Physikalischer Bodenschutz im Wald: Bodenschutz beim Einsatz von Forstmaschinen. *Merkblatt Für Die Praxis*, 45, 1–12.
- MAYER, H. (1976). *Gebirgswaldbau Schutzwaldpflege: Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz* (1 Auflage). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- MAYER, H., & OTT, E. (1991). *Gebirgswaldbau Schutzwaldpflege: Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz* (2. Auflage). Stuttgart-New York: Gustav Fischer Verlag Stuttgart-New York.
- MAYRHOFFER, E. (2018). Das Wildniskonzept! Retrieved January 25, 2018, from [http://www.nationalparksaustria.at/fileadmin/pdf\\_s/NPA\\_News/03\\_Mayrhofer.pdf](http://www.nationalparksaustria.at/fileadmin/pdf_s/NPA_News/03_Mayrhofer.pdf)
- MEA, & MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005). *Ecosystems and Human Well-being. Ecosystems* (Vol. 5). Washington, DC.: Island Press. DOI: 10.1196/annals.1439.003
- MICALOVÁ, Z., MORRISSEY, R. C., WOHLGEMUTH, T., BAČE, R., FLEISCHER, P., & SVOBODA, M. (2017). Salvage-logging afterwindstorm leads to structural and functional homogenization of understory layer and delayed spruce tree recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests*, 8(3). DOI: 10.3390/f8030088
- MOLAU, U., & LARSSON, E.-L. (2000). Seed rain and seed bank along an alpine altitudinal gradient in Swedish Lapland. *Canadian Journal of Botany*, 78(Jun), 728–747. DOI: 10.1139/cjb-78-6-728
- NATIONAL PARK KALKALPEN NPKA. (2018). Eckdaten Nationalpark Kalkalpen. Retrieved January 25, 2018, from <http://www.kalkalpen.at/system/web/zusatzseite.aspx?menuonr=221633446&detailonr=222311403>
- NATIONAL PARK KALKALPEN NPKA. (2013). *Tätigkeitsbericht 1998 – 2012 „15 Jahre! Nationalpark Kalkalpen“*. *Schriftreihe Nationalpark Kalkalpen* (Vol. Band 13). Molln: Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H.
- NOACK, A., SCHÖNENBERGER, W., & THEE, P. (2004). Schützen Windwurfflächen vor Lawinen und Steinschlag? *Wald Und Holz*, 10/04, 43–46.

- ODERMATT, O., & WASERN, U. (2007). Schutzwirkung von liegen gelassenem Sturmholz. *Wald Und Holz* 88, 7/07, 32–34.
- OÖ. ERG. (1985). Landesgesetz über die Einforstungsrechte in Oberösterreich-Fassung vom 04.10.2017. Retrieved November 8, 2017, from <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LROO&Gesetzesnummer=20000464&ShowPrintPreview=True>
- ÖSTERREICHISCHE WALDINVENTUR ÖWI. (2018). Die österreichische Waldinventur 2007/09. Retrieved January 25, 2018, from <http://bfw.ac.at/rz/wi.home>
- OTT, E., FREHNER, M., FREY, H.-U., & LÜSCHER, P. (1997). *Gebirgsnadelwälder: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung*. Bern-Stuttgart-Wien: Verlag Paul Haupt.
- PRIEWASSER, K., BRANG, P., BACHOFEN, H., BUGMANN, H., & WOHLGEMUTH, T. (2013). Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research*, 132(2), 231–240. DOI: 10.1007/s10342-012-0670-1
- R CORE TEAM. (2016). R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <http://www.R-Project.org/>, R Foundation for Statistical Computing.
- REH, M. (2016). Standortgerechte Aufforstung. *Landwirtschaftskammer Oberösterreich LKOÖ*, 1–12.
- REIMOSER, F., & REIMOSER, S. (2017). *Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald* (4. Auflage). Wien: Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände.
- ROEDEL, W., & WAGNER, T. (2011). *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre* (4. Auflage). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. DOI: 10.1007/978-3-642-15729-5
- SCHELHAAS, M. J., NABUURS, G. J., & SCHUCK, A. (2003). Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9(11), 1620–1633. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2003.00684.x
- SCHIEGG PASINELLI, K., & SUTER, W. (2000). *Lebensraum Totholz* (Merkblatt für die Praxis) (Vol. 33). Birmensdorf.
- SCHODTERER, H. (2012). Österreichische Waldinventur und bundesweites Wildeinflussmonitoring: Methoden- und Ergebnisvergleich. *Forstschutz Aktuell*, 54, 5–9.
- SCHODTERER, H. (2011). Verjüngung im österreichischen Wald: Defizite im Schutzwald. *BFW-Praxisinformation*, 24, 10–14.
- SCHÖNENBERGER, W. (2002). Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow And Landscape Research*, 77(1/2), 61–80.
- SEIDL, R., SCHELHAAS, M. J., & LEXER, M. J. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17(9), 2842–2852. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x
- 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. DOI: 10.1038/nclimate2318
- SEILER, W. (2013). Klimawandel im Alpenraum: trends, Auswirkungen und Herausforderungen. *Klimawandel Im Alpenraum - Auswirkungen Und Herausforderungen*, 1–14.

- SIMON, A., GRATZER, G., & SIEGHARDT, M. (2011). The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest. *Forest Ecology and Management*, 262(7), 1289–1297. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.06.028
- STEYRER, G., HOCH, G., & PERNY, B. (2015). Borkenkäfer-Situation 2014: Was ist 2015 zu beachten? Retrieved January 25, 2018, from <https://bfw.ac.at/db/bfwcms2.web?dok=9673>
- STUBER, M., & BÜRGI, M. (2001). Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800-1950. Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter. *Schweizerisches Zentralblatt Für Forstwesen*, 152(12)(494), 490–508.
- SUTER, W. (2005). Vom Verbissprozent zur Walddynamik: Der weite Weg zum Verständnis der Wechselbeziehung zwischen Wald und Huftieren. In *Wald und Huftiere- eine Lebensgemeinschaft im Wandel* (Forum für, pp. 7–19). Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.
- THOM, D., RAMMER, W., & SEIDL, R. (2017a). Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology*, 23(1), 269–282. DOI: 10.1111/gcb.13506
- THOM, D., RAMMER, W., & SEIDL, R. (2017b). The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. *Ecological Monographs*, 87(4), 665–684. DOI: 10.1002/ecm.1272
- THOM, D., & SEIDL, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91(3), 760–781. DOI: 10.1111/brv.12193
- THORN, S., BÄSSLER, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., CADOTTE, M., HEIBL, C., SCHÄFER, H., SEIBOLD, S., & MÜLLER, J. (2016). Changes in the dominant assembly mechanism drive species loss caused by declining resources. *Ecology Letters*, 19(2), 163–170. DOI: 10.1111/ele.12548
- THORN, S., BÄSSLER, C., BRANDL, R., BURTON, P. J., CAHALL, R., CAMPBELL, J. L., ... MÜLLER, J. (2017). Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, pp. 1–11. DOI: 10.1111/1365-2664.12945
- THORN, S., BÄSSLER, C., SVOBODA, M., & MÜLLER, J. (2017). Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management*, 388, 113–119. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.06.006
- THORN, S., WERNER, S. A. B., WOHLFAHRT, J., BÄSSLER, C., SEIBOLD, S., QUILLFELDT, P., & MÜLLER, J. (2016). Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging - Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecological Indicators*, 65, 142–148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.06.033
- TRANQUILLINI, W. (1979). *Physiological Ecology of the Alpine Timberline. Tree Existence at High Altitudes with Special Reference to the European Alps*. Springer-Verlag (Vol. 31). DOI: 10.1017/CBO9781107415324.004
- ULANOVA, N. G. (2000). The effects of windthrow on forest at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135, 155–167.
- VODDE, F., JÖGISTE, K., GRUSON, L., ILISSON, T., KÖSTER, K., & STANTURF, J. A. (2010). Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: The influence of microsite on the height growths of different tree species. *Journal of Forest Research*, 15(1), 55–64. DOI: 10.1007/s10310-009-0156-2

- WALDRON, K., RUEL, J. C., GAUTHIER, S., DE GRANDPRÉ, L., & PETERSON, C. J. (2014). Effects of post-windthrow salvage logging on microsites, plant composition and regeneration. *Applied Vegetation Science*, 17(2), 323–337. DOI: 10.1111/avsc.12061
- WEGMANN, E. (2010). Verminderung der Sturmgefährdung unserer Wälder - Eine Art Checkliste. *Zürcher Wald*, 1/2010, 30–32.
- WHITE, P. S., & JENTSCH, A. (2001). The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. *Progress in Botany*, 62, 399–450. DOI: 10.1007/978-3-642-56849-7\_17
- WOHLGEMUTH, T., & KRAMER, K. (2015). Waldverjüngung und Totholz in Sturmflächen 10 Jahre nach Lothar und 20 Jahre nach Vivian. *Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen Forstwesen*, 166(3), 135–146. DOI: 10.3188/szf.2015.0135
- 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. *For. Snow Landsc. Res.*, 77(1/2), 17–47.
- WOHLGEMUTH, T., SCHWITTER, R., BEBI, P., SUTTER, F., & BRANG, P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research*, 1–12. DOI: 10.1007/s10342-017-1031-x
- ZINGG, A., & KULL, P. (2006). Einflüsse der Ziegenweide auf den Wald. *Wald Und Holz*, 11/06, 41–43.
- ZUKRIGL, K., ECKHART, G., & NATHER, J. (1963). *Standortskundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen*. Wien: Österr. Agrarverl. Heft 62.

## 7 Abbildungsverzeichnis

ABB. 1: ANGEFALLENE SCHADHOLZMENGE IN ÖSTERREICH VON 1944 - 2014 DURCH STURM UND SCHNEE VERGLICHEN MIT BORKENKÄFERSCHÄDEN (STEYRER ET AL., 2015).....	8
ABB. 2: LINKER STAB BILDET DAS PROBEKREISZENTRUM AUF EINER UNGERÄUMTEN FLÄCHE. DIE BLAUE SCHNUR DIENTE ZUR EINHALTUNG DES 2 M RADIUS.....	18
ABB. 3: MESSEN DES LETZTJÄHRIGEN HÖHENZUWACHSES EINER FICHTE WÄHREND DER FELDAUFNAHMEN 2016 .....	19
ABB. 4: ÜBERSICHTSKARTE DES PROJEKTGEBIETES UND DIE VERTEILUNG DER PROBEFLÄCHEN. ROTE (UNGERÄUMT) UND BLAUE (GERÄUMT) PUNKTE KENNZEICHNEN DIE FLÄCHEN BZW. DEN MITTELPUNKT DES ERSTEN PROBEKREISES. DIE ROTE SCHRAFFUR ZEIGT DIE BEWAHRUNGSZONE UND DIE DÜNNE SCHWARZE LINIE IST DIE GRENZE DES NP KALKALPEN.....	20
ABB. 5: VERTEILUNG DER FLÄCHEN (UNGERÄUMT = 0, GERÄUMT = 1) IN ABHÄNGIGKEIT VON HANGNEIGUNG UND SEEHÖHE .....	22
ABB. 6: DURCHSCHNITTliche NEIGUNG DER PROBEFLÄCHEN GEGLIEDERT IN 0= UNGERÄUMT UND 1 = GERÄUMT.....	22
ABB. 7: MITTELWERT DER STAMMZAHLN ÜBER ALLE FLÄCHEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 11 = GERÄUMT). .....	26
ABB. 8: VERTEILUNG DER STAMMZAHL (N+1) GETRENNT NACH BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0= UNGERÄUMT, 1= GERÄUMT). DIE Y-ACHSE IST LOGARITHMIERT DARGESTELLT. ....	28
ABB. 9: DIFFERENZ (UNGERÄUMT - GERÄUMT) DER MITTLEREN STAMMZAHLN AUFSTEIGEND SORTIERT.....	29
ABB. 10: VERTEILUNG DER STAMMZAHL (N / HA) AUF DIE SEEHÖHENKATEGORIEN (1 = 500 - 800 M, 2 = 800 – 1100 M, 3 = > 1100 M) IN ABHÄNGIGKEIT VON .....	30
ABB. 11: VERTEILUNG DER STAMMZAHL (N / HA) ÜBER EXPOSITION UND SEEHÖHE (N1 = NORDEN 500 - 800 M; N2 = NORDEN 800 - 1100 M; N3 = NORDEN > 1100 M, S3 = SÜDEN > 1100 M; W2 = WESTEN 800 – 1100 M) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	31
ABB. 12: VERTEILUNG DER STAMMZAHL (MEDIAN) ÜBER DIE SEEHÖHENKATEGORIE (1 = 500 - 800 M, 2 = 800 – 1100 M, 3 = > 1100 M) HINSICHTLICH DER 5 WICHTIGSTEN BAUMARTEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	32
ABB. 13: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER SHANNON-BAUMARTENDIVERSITÄT ( <b>H<sub>s</sub></b> ) AUF DEN EINZELNEN PROBEFLÄCHEN, UNTERTEILT IN UNGERÄUMTE (0) UND GERÄUMT (1). .....	33
ABB. 14: MITTELWERT DES SHANNON-INDEX IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) .....	34
ABB. 15: PROZENTUELLER ANTEIL DER VERSCHIEDEN BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) .....	35
ABB. 16: MITTELWERTE DES VORJÄHRIGEN HÖHENZUWACHSES [CM] UND DEREN STANDARDFEHLER IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	36
ABB. 17: VERTEILUNG DES HÖHENZUWACHSES DER VORGEFUNDENEN BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT).....	37
ABB. 18: VERTEILUNG DER LOGARITHMIERTEN STAMMZAHL AUF DIE UNTERSCHIEDLICHEN HÖHENKATEGORIEN (1 = < 10 CM; 2 = 10 – 40 CM; 3 = 40,1 – 70 CM; 4 = 70,1 – 100 CM; 5 = > 100 CM) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	39

---

ABB. 19: VERTEILUNG DER FÜNF HÄUFIGSTEN BAUMARTEN (DURCHSCHNITTLICHE STAMMZAHL (N / HA)) AUF DIE HÖHENKATEGORIEN (1 = < 10 CM; 2 = 10 – 40 CM; 3 = 40,1 – 70 CM; 4 = 70,1 – 100 CM; 5 = > 100 CM) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0= UNGERÄUMT; 1= GERÄUMT). ...	40
ABB. 20: VERTEILUNG DER ELF NEBEN-BAUMARTEN, ABGEBILDET IN DURCHSCHNITTLICHEN STAMMZAHL (N / HA), AUF DIE HÖHENKATEGORIEN (1 = < 10 CM; 2 = 10 – 40 CM; 3 = 40,1 – 70 CM; 4 = 70,1 – 100 CM; 5 = > 100 CM) IN ABHÄNGIGKEIT VON RÄUMUNG (0 = UNGERÄUMT; 1 = GERÄUMT). .....	41
ABB. 21: MITTELWERT DER STAMMZAHLN DER VERBISSENEN BÄUME ÜBER ALLE FLÄCHEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	42
ABB. 22: ANTEIL DES VERBISSSES [%] AUF DEN FLÄCHEN NACH WERTIGKEIT ABSTEIGEND SORTIERT IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	43
ABB. 23: VERBISSPROZENT DER UNTERSCHIEDLICHEN BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	44
ABB. 24: BEISPIEL EINER UNGERÄUMTE FLÄCHE (N3-1A) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET MIT HOHEM TOTHOLZANTEIL. ....	46
ABB. 25: BEISPIEL EINER GERÄUMTEN FLÄCHEN (S3-2B) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET MIT GERINGEM TOTHOLZANTEIL. ....	46
ABB. 26: MODERHOLZVERJÜNGUNG AUF EINER UNGERÄUMTEN PROBEFLÄCHE WÄHREND DER FELDAUFNAHMEN 2016 IM NP KALKALPEN. ....	47

## 8 Tabellenverzeichnis

TAB. 1: HÖHENKATEGORIEN FÜR DIE VERJÜNGUNGS-AUFNAHME .....	19
TAB. 2: ANZAHL DER FLÄCHEN-PÄRCHEN IN ABHÄNGIGKEIT VON EXPOSITION UND HÖHENSTUFE .....	21
TAB. 3: DUMMYVARIABLE DER SEEHÖHENKATEGORIE .....	23
TAB. 4: ABKÜRZUNG UND DER JEWELIGE NAME DER AUFGENOMMENEN BAUMARTEN .....	25
TAB. 5: ABKÜRZUNGEN DER EXPOSITON UND SEEHÖHENKATEGORIEN DER AUSWERTUNG. ....	25
TAB. 6: LOGARITHMIERTE (LOG) MITTELWERTE DER STAMMZAHL SOWIE DER STANDARDFEHLER (SE) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 11 = GERÄUMT) UND DAS ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON-TEST (P).....	27
TAB. 7: LOGARITHMIERTE (LOG) MITTELWERTE DER STAMMZAHL (EXKLUSIVE BÄUME <10 CM HÖHE) SOWIE DER STANDARDFEHLER (SE) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) UND DAS ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON-TEST (P).....	27
TAB. 8: LOGARITHMIERTE (LOG) MITTELWERTE DER STAMMZAHL UNTERTEILT IN DIE VERSCHIEDEN SEEHÖHENKATEGORIEN (1 = 500 - 800 M, 2 = 800 – 1100 M, 3 = > 1100 M) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). SOWIE DAS ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON-TEST. (P) UND DER STICHPROBENUMFANG (N). ....	31
TAB. 9: MITTELERER SHANNON-INDEX UND STANDARDFEHLER (SE) IN ABHÄNGIGKEIT VON RÄUMUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) SOWIE DAS ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON-TEST.....	34
TAB. 10: MITTELWERTE DES MITTLEREN HÖHENZUWACHSES DES VORJAHR'S ÜBER ALLE BAUMARTEN UND PROBEFLÄCHEN SOWIE SEIN STANDARFEHLER (SE) UND ERGEBNISSE DES PAARWEISEN WILCOXON – TEST IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT). .....	36
TAB. 11: ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON - TEST (P) UNTERTEILT IN DIE VERSCHIEDEN HÖHENKATEGORIEN (1 = < 10 CM; 2 = 10 – 40 CM; 3 = 40,1 – 70 CM; 4 = 70,1 – 100 CM; 5 = > 100 CM) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0= UNGERÄUMT, 1= GERÄUMT). ...	38
TAB. 12: LOGARITHMIERTE (LOG) MITTELWERTE DER STAMMZAHL DES VERBISSSES SOWIE DER STANDARDFEHLER (SE) IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) UND DAS ERGEBNIS DES PAARWEISEN WILCOXON-TEST. (P). ....	42
TAB. 13: ANZAHL DER VERBISSENEN BÄUME [N/HA] IN ABHÄNGIGKEIT VON SCHADHOLZAUFARBEITUNG (0 = UNGERÄUMT, 1 = GERÄUMT) UND DAS DAZUGEHÖRIGE VERBISSPROZENT [%]. ....	43

## 9 Formelverzeichnis

(GL. 1) .....	23
(GL. 2) .....	24

# 10 Anhang

## LISTE DER AUSGEWÄHLTEN FLÄCHEN

Fläche	Exposition [°]	Seehöhe [m]	Neigung [°]	X [m]	Y [m]	Überschirmung [1/10]	dis. Bestandesrand [m]
<b>N1-1a</b>	30	773	30	457371	5297243	3	53
<b>N1-1b</b>	20	751	30	463768	5283010	0	64
<b>N1-2a</b>	0	635	8	452940	5292470	1-Stangenholz	58
<b>N1-2b</b>	330	699	30	463572	5283230	1	70
<b>N1-3a</b>	0	740	25	452948	5292350	0	30
<b>N1-3b</b>	10	714	20	463511	5283180	0	64
<b>N2-1a</b>	30	1022	16	460879	5284020	2	60
<b>N2-1b</b>	10	884	5	459570	5295250	1	20
<b>N2-2a</b>	15	833	31	462966	5283260	1	60
<b>N2-2b</b>	10	866	7	459643	5295270	1	25

Fläche	Exposition [°]	Seehöhe [m]	Neigung [°]	X [m]	Y [m]	Überschirmung [1/10]	dis. Bestandesrand [m]
<b>N2-3a</b>	30	1022	16	460879	5284020	2	60
<b>N2-3b</b>	10	884	5	459570	5295250	1	20
<b>N2-4a</b>	15	833	31	462966	5283260	1	60
<b>N2-4b</b>	10	866	7	459643	5295270	1	25
<b>N2-5a</b>	25	982	24	461100	5283898	1	40
<b>N2-5b</b>	340	1050	5	458052	5294690	1	65
<b>N2-6a</b>	20	853	15	462256	5283730	1	35
<b>N2-6b</b>	350	891	5	458245	5298548	2	40
<b>N2-7a</b>	350	1076	26	457692	5286630	1	48
<b>N2-7b</b>	15	1082	29	439805	5296370	1	27
<b>N2-8a</b>	340	930	25	463665	5282800	3	15
<b>N2-8b</b>	0	931	27	462620	5288155	2	20

Fläche	Exposition [°]	Seehöhe [m]	Neigung [°]	X [m]	Y [m]	Überschirmung [1/10]	dis. Bestandesrand [m]
<b>N2-9a</b>	330	870	31	461671	5287865	1	20
<b>N2-9b</b>	320	834	0	458463	5299070	1	35
<b>W2-1a</b>	210	934	20	461114	5284100	1	50
<b>W2-1b</b>	220	920	32	438592	5294080	1	24
<b>W2-2a</b>	200	992	16	461078	5284280	1	26
<b>W2-2b</b>	250	1075	8	464640	5287420	0	18
<b>W2-3a</b>	270	1035	20	458505	5287366	2	20
<b>W2-3b</b>	260	822	20	463897	5288110	1	30
<b>W2-4a</b>	280	1030	37	455258	5290760	1	20
<b>W2-4b</b>	260	1082	1	464565	5287610	2	14

Fläche	Exposition [°]	Seehöhe [m]	Neigung [°]	X [m]	Y [m]	Überschirmung [1/10]	dis. Bestandesrand [m]
<b>N3-1a</b>	340	1298	40	456613	5291520	1	33
<b>N3-1b</b>	330	1181	26	439684	5295320	0	120
<b>N3-2a</b>	30	1338	35	463351	5282374	2	20
<b>N3-2b</b>	0	1239	32	439887	5295220	2	65
<b>N3-3a</b>	90	1241	27	463568	5282370	0	22
<b>N3-3b</b>	30	1233	13	454509	5287120	0	40
<b>N3-4a</b>	340	1130	33	447935	5293990	4	15
<b>N3-4b</b>	355	1101	29	439393	5295420	4	37
<b>N3-5a</b>	0	1108	38	457068	5286540	0	21
<b>N3-5b</b>	0	1125	19	456931	5286430	0	47
<b>S3-1a</b>	180	1218	32	441070	5293819	1	20
<b>S3-1b</b>	210	1156	33	459771	5285077	0	23
<b>S3-2a</b>	180	1312	24	456450	5289720	2	41
<b>S3-2b</b>	205	1235	23	460084	5285001	0	42

**AUFNAHMEFORMULAR**

**Aufnahmeformular**

Flächennr: geräumt: Ja  Nein  Datum:

Exposition: Neigung [°]: Seehöhe:

Makrorelief: Oberh.  Mittelh.  Unterh.  Ebene

Mikrorelief: konvex  konkav  eben

X Y

Koordinaten:

Überschirmung [1/10]: Dist. Bestandesrand [m]:

Totholz: Stock  Wurzelteller  liegend >25cm

Ernteschäden: Ja  Nein  Bodenverwundung: Ja  Nein

Anmerkung:

Größe	Baumart						
<10cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	abiotische						
	biotische						
	Höhe						
Größe	Baumart						
10-40 cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	abiotische						
	biotische						
	Höhe						
Größe	Baumart						
40,1-70cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	abiotische						
	biotische						
	Höhe						
Größe	Baumart						
70,1-100cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	abiotische						
	biotische						
	Höhe						
Größe	Baumart						
>100,1cm	Anzahl						
	LT verbissen						
	abiotische						
	biotische						
	Höhe						

**LISTE DER STATISTISCHEN AUSWERTUNGEN VERJÜNGUNG AUF PROBEFLÄCHEN**

Fläche	Geräuml-ID	Summe [N/ha]	Mittelwert [N/ha]	Median [N/ha]	Standardabweichung	Standardfehler	Verbiss [%]
N1-1a	0	1856,81	928,40	928,40	562,70	397,89	57
N1-1b	1	6631,46	1105,24	1193,66	614,50	250,87	20
N1-2a	0	9018,78	819,89	795,77	598,50	180,46	29
N1-2b	1	13528,17	1932,60	1061,03	2233,61	844,22	27
N1-3a	0	12997,65	1299,77	530,52	1656,30	523,77	78
N1-3b	1	5039,91	458,17	265,26	357,67	107,84	26
N2-1a	0	13262,91	947,35	530,52	1268,79	339,10	10
N2-1b	1	13528,17	1352,82	397,89	1466,00	463,59	18
N2-2a	0	12467,14	1038,93	663,15	1099,28	317,33	23
N2-2b	1	3713,62	412,62	265,26	192,71	64,24	71
N2-3a	0	20955,40	1232,67	530,52	1535,12	372,32	37
N2-3b	1	3713,62	742,72	530,52	543,62	243,11	7
N2-4a	0	1326,29	331,57	265,26	132,63	66,31	20
N2-4b	1	1591,55	795,77	795,77	750,26	530,52	17

Fläche	Geräuml- ID	Summe [N/ha]	Mittelwert [N/ha]	Median [N/ha]	Standardabweichung	Standardfehler	Verbiss [%]
N2-5a	0	6631,46	510,11	265,26	653,90	181,36	48
N2-5b	1	15119,72	1079,98	663,15	909,79	243,15	11
N2-6a	0	5039,91	559,99	265,26	448,68	149,56	16
N2-6b	1	6896,71	862,09	397,89	948,49	335,34	27
N2-7a	0	17772,30	2962,05	1193,66	3734,08	1524,43	6
N2-7b	1	1061,03	353,68	265,26	153,15	88,42	25
N2-8a	0	9549,30	1193,66	1061,03	549,14	194,15	25
N2-8b	1	25199,53	3149,94	1856,81	3679,46	1300,88	3
N2-9a	0	6631,46	442,10	265,26	258,87	66,84	32
N2-9b	1	1856,81	464,20	397,89	253,97	126,98	43
N3-1a	0	14589,20	729,46	530,52	454,38	101,60	9
N3-1b	1	9814,55	1090,51	1061,03	800,67	266,89	54
N3-2a	0	7957,75	1136,82	1326,29	679,98	257,01	23
N3-2b	1	12201,88	762,62	795,77	483,08	120,77	61

Fläche	Geräuml-ID	Summe [N/ha]	Mittelwert [N/ha]	Median [N/ha]	Standardabweichung	Standardfehler	Verbiss [%]
<b>N3-3a</b>	0	530,52	265,26	265,26	0,00	0,00	50
<b>N3-3b</b>	1	3978,87	442,10	265,26	229,72	76,57	47
<b>N3-4a</b>	0	5570,42	557,04	265,26	458,59	145,02	62
<b>N3-4b</b>	1	2387,32	397,89	265,26	221,93	90,60	11
<b>N3-5a</b>	0	4774,65	367,28	265,26	230,70	63,98	28
<b>N3-5b</b>	1	265,26	265,26	265,26	NA	NA	100

Fläche	Geräuml-ID	Summe [N/ha]	Mittelwert [N/ha]	Median [N/ha]	Standardabweichung	Standardfehler	Verbiss [%]
<b>S3-1a</b>	0	5570,42	696,30	663,15	529,33	187,15	10
<b>S3-1b</b>	1	795,77	397,89	397,89	187,57	132,63	33
<b>S3-2a</b>	0	3448,36	574,73	530,52	199,68	81,52	8
<b>S3-2b</b>	1	795,77	265,26	265,26	0,00	0,00	0
<b>W2-1a</b>	0	4774,65	795,77	397,89	838,82	342,45	56
<b>W2-1b</b>	1	4244,13	848,83	795,77	510,23	228,18	75
<b>W2-2a</b>	0	6100,94	1220,19	1061,03	949,02	424,41	30
<b>W2-2b</b>	1	265,26	265,26	265,26	NA	NA	100
<b>W2-3a</b>	0	5570,42	428,49	265,26	254,85	70,68	14
<b>W2-3b</b>	1	2122,07	530,52	397,89	375,13	187,57	75
<b>W2-4a</b>	0	6631,46	1326,29	1061,03	1109,65	496,25	52
<b>W2-4b</b>	1	1856,81	464,20	397,89	253,97	126,98	29