



Universität für
Bodenkultur Wien

Reaktion von Baumzuwächsen auf Trockenjahre in den Bergwäldern des Stubaitales

Masterarbeit

an der Universität für Bodenkultur, Wien
zur Erreichung des Akademischen Grades
Diplom-Ingenieur

Hanna Krismer

Innsbruck, April 2018

Institut für Waldbau

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

Mitbetreuerin: MSc. Albrich Katharina

Eidesstattliche Erklärung

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

Ort, Monat, Jahr

Unterschrift

„Nur wo du zu Fuß warst, bist du auch wirklich gewesen.“

Johann Wolfgang von Goethe

Danksagung

Besonderen Dank an meinen Professor und Betreuer, Herrn Assoc. Prof. DI. Dr. Seidl Rupert vom Institut für Waldbau, der mir die Bearbeitung dieses interessanten Themas ermöglichte, mich bei der Umsetzung durch seine fachliche und persönliche Unterstützung begleitete und für ein angenehmes Arbeitsumfeld sorgte.

Herzlichen Dank an MSc. Albrich Katharina für die Zusammenarbeit im Gelände und die Datenauswertung.

Weiteres bedanke ich mich bei Herrn A. Univ.-Prof. Dr. Oberhuber Walter von der Universität Innsbruck, Institut für Botanik, für die Unterstützung im Labor und der Auswertung der Daten.

Ein besonderer Dank geht an meine Eltern, die mich während meines gesamten Studiums unterstützten. Nicht zu vergessen, danke an meine Geschwister, Verwandten und Freunde für die richtigen Worte, konstruktive Kritik und notwendige Ablenkungen.

Abstract

Anthropogenic climate change alters temperature and precipitation. In many places these changes can lead to reduced water availability, especially during the vegetation period. This holds the potential for an increasing occurrence of summer drought, with potentially severe impact on forest ecosystems. The aim of this master thesis was to analyse if heterogeneous topography in mountain forest ecosystems acts as a buffer against the influence of extreme climatic events on tree growth. To address this question the forests of Neustift in the Stubai valley in Tirol were studied. Norway spruce and European larch are part of the natural vegetation in these forests and are widely occurring throughout the mountain forests of the Alps. Both species are considered as particularly drought sensitive.

I used the standardized precipitation index and the aridity index by De Martonne for the period from June to August to identify extreme drought years between 1947 and 2015. For the calculations I used precipitation and temperature data of the HISTALP data set. For these extreme years, the resilience and resistance of basal area increment was calculated, based on tree ring analyses for 161 European larch and 168 Norway spruce trees. In addition, the potential influence of i) exposition, ii) elevation, iii) site type and iv) competition, on the response of trees to extreme climatic years, was calculated. The statistical analyses showed only weak responses of the evaluated tree species to drought years. In the past decades, drought did not have a severe impact on tree growth in the Stubai valley. However, topography modulated the response of trees to climatic extremes. Across the six driest years 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 and 2006, i) Norway spruce was more resilient and resistant than European larch, ii) trees on south-facing slopes recovered faster from drought years than those on north-facing slopes, and iii) resistance and resilience increased with altitude. Trees on moist sites had higher resistance and resilience to drought years, while increasing competition decreased the resilience and resistance of trees.

The current forest management strategies to combat the impacts of climate change in Central Europe include diversifying species composition, emphasising the conversion of monospecific stands of drought-sensitive species into mixed species stands with higher drought resistance. In areas with sufficient precipitation, like the Stubai Valley, Norway spruce may remain a suitable species even under moderately changing climatic conditions. Adaptive silvicultural activities, such as adding species to improve soil conditions or reducing stock density to lower competition for water might improve forest stands particularly on drier soils and at lower altitude.

Zusammenfassung

Der vom Menschen verursachte Klimawandel zeigt sich durch einen Temperaturanstieg und eine Verschiebung der Niederschläge. Dies kann eine Verknappung der Wasserverfügbarkeit vor allem während der Vegetationszeit zur Folge haben. Es ist daher für viele Gebiete mit einer ansteigenden Häufigkeit und Dauer von Sommerdürreperioden zu rechnen, die einen stark negativen Einfluss auf das Ökosystem Wald nehmen können. Ziel der vorliegenden Masterarbeit war es, herauszufinden, welche abpuffernden Effekte heterogene Topographie auf Baumzuwächse unter Klimaextrema hat. Dazu dienten die Wälder in Neustift im Stubaital in Tirol als Untersuchungsgebiet. Dort zählen Fichte und Lärche, als typische Baumarten der Bergwälder der Alpen, zur natürlichen Waldgesellschaft und befinden sich innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Beide gelten als gegen Trockenstress-empfindliche Baumarten.

Anhand der Niederschlags- und Temperaturdaten des HISTALP Datensatzes für den meteorologischen Sommer (Juni-August) wurden mit Hilfe des Standardized Precipitation Index und des Ariditätsindex nach De Martonne (1926) die Trockenjahre im Zeitraum von 1946 bis 2015 identifiziert. In weiterer Folge wurde untersucht, wie die Grundflächenzuwächse aus Jahrringanalysen von 161 Lärchen und 168 Fichten, in Hinblick auf Resilienz und Resistenz gegenüber Trockenjahren reagieren. Zusätzlich wurde der mögliche Einfluss von i) Exposition ii) Höhenstufe iii) Standortstyp und iv) Konkurrenz auf die Ergebnisse je Baumart untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Signale der untersuchten Baumarten in den Trockenjahren der letzten Jahrzehnte im Allgemeinen schwach sind. Dies lässt die Vermutung zu, dass Trockenheit in der Vergangenheit keinen signifikanten Einfluss auf das Baumwachstum im Stubaital hatte. Über alle sechs untersuchten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 zeigte i) die Fichte höhere Resilienz und Resistenz als die Lärche, ii) übertrafen die Werte der Südseite jene der Nordseite und iii) nahmen Resistenz und Resilienz mit der Seehöhe zu. Feuchte Standorte hatten eine signifikant höhere Resilienz und Resistenz als trockene Standorte. Zusätzlich nahm mit steigender Konkurrenz die Resilienz und Resistenz gegenüber Trockenjahren ab.

Die gegenwärtigen Waldbewirtschaftungsstrategien zur Bekämpfung der Folgen des Klimawandels in Mitteleuropa beinhaltet die Artenzusammensetzung zu diversifizieren und monospezifische Bestände aus trockenheitsempfindlicher Arten in Mischartenbestände trockenheitsresistenter Arten umzuwandeln. In Gebieten mit ausreichenden Niederschlägen, wie im Untersuchungsgebiet, kann die Fichte auch unter sich moderat ändernden klimatischen Bedingungen eine geeignete Art bleiben. Angepasste waldbauliche Aktivitäten z. B. Beimischung anderer Arten zur Verbesserung der Bodenverhältnisse oder die Reduktion der Bestandesdichte, um die Wasserkonkurrenz zu verringern, kann die Resistenz und Resilienz von Beständen weiter erhöhen.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Niederschlag und Temperatur im Kontext des Klimawandels.....	1
1.2	Stressfaktoren und Wachstum.....	2
1.3	Physiologie und Morphologie der untersuchte Baumarten	3
1.3.1	Fichte.....	3
1.3.2	Lärche.....	3
1.4	Waldwachstum im Klimawandel.....	4
2	FRAGESTELLUNG	5
3	METHODIK	8
3.1	Projektgebiet.....	8
3.2	Waldtypen.....	9
3.3	Datenerhebung	12
3.4	Jahrringanalyse.....	16
3.5	Auswertung	17
3.5.1	Grundflächenzuwachs (BAI)	17
3.5.2	Indikatoren für die Reaktion auf Trockenjahre.....	17
3.6	Konkurrenzindex	18
3.7	Klimadaten	19
3.8	Extremjahranalyse.....	20
3.8.1	Ariditätsindex nach De Martonne (1926)	21
3.8.2	Standardized Precipitation Index.....	21
3.9	Statistische Auswertung.....	22
4	ERGEBNISSE	23
4.1	Identifikation von Trockenjahren.....	23
4.2	Grundflächenzuwachs.....	25
4.3	Reaktionen der Baumarten auf Extremjahre	26
4.4	Reaktionen der Baumarten nach Exposition auf Extremjahre	27
4.5	Reaktionen der Baumarten je Seehöhe auf Extremjahre	31
4.6	Reaktionen der Baumarten nach den Standortstypen über die Extremjahre.....	35
4.7	Effekt von Konkurrenz in den Trockenjahren 2003 und 2006	39
4.8	Multiple lineare Regressionsanalyse	40
5	DISKUSSION	42
5.1	Identifikation von Extremjahren	42
5.2	Baumartenspezifische Reaktionen.....	42

5.3	Einfluss der Exposition	44
5.4	Einfluss der Seehöhe	45
5.5	Einfluss des Standortstypen	46
5.6	Einfluss der Konkurrenz	48
5.7	Gemeinsame Effekte und weitere Einflüsse	49
6	SCHLUSSFOLGERUNG	51
	Literaturverzeichnis.....	53
	Abbildungsverzeichnis.....	67
	Tabellenverzeichnis	69
	ANHANG	70

1 Einleitung

1.1 Niederschlag und Temperatur im Kontext des Klimawandels

Der vom Menschen beeinflusste Klimawandel (IPCC, 2013) lässt bereits seine Auswirkungen erkennen und zeigt sich sowohl in den Bereichen der Landwirtschaft, der Trinkwasserversorgung, Küstensicherung, Forstwirtschaft, Naturschutz, Gesundheit und Landnutzung als auch der Politik (Berry, 2014). Klimaerwärmung bedeutet vor allem Temperaturanstieg, eine Verschiebung der Niederschläge und somit den Anstieg der Anzahl an Dürreperioden (Ciais et al., 2005, Lindner et al., 2010, 2014). Im Vergleich zu den Gegebenheiten vor der Industriellen Revolution ist die mittlere Jahrestemperatur in Europa um 1,1 °C gestiegen. Dieser Anstieg ist stärker als der im globalen Durchschnitt von 0,76°C (IPCC, 2007). Bei einer Erwärmung von 2 C° prognostizierten Roudier et al. (2015) für die Wasserverfügbarkeit im europäischen Raum eine signifikante Häufung schwerer Regenfälle und ein vermehrtes Auftreten von Dürreperioden. Generell wird für den Großteil der Welt durch den Klimawandel ein vermehrtes Auftreten von Niederschlagsextremen erwartet (IPCC, 2012).

Bei den meisten Klimaszenarien gelten vor allem die Alpen als Grenze zwischen Nord und Süd. Klimaänderungen in den Alpen sind schwierig bzw. nur aufwändig zu projizieren. Gründe dafür liegen in der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Parameter und in der komplexen Wechselwirkung von niederschlagsrelevanten und atmosphärischen Mechanismen mit der Topographie im Alpenraum. Bereits kleinräumige heterogene Geländestrukturveränderungen nehmen Einfluss auf die Ergebnisse von Dürre- und Niederschlagsprognosen (Haslinger et al., 2015). Im Alpenraum wirkt sich der Klimawandel durch steigende Temperaturen und Abnahme der Niederschlagsmengen im Sommer aus (Jacob et al., 2014). Trotz möglicher zwischenjährlicher und räumlicher Variabilität kommt es zu einem Rückgang der mittleren Schneehöhe, der Dauer der kontinuierlichen Schneedecke und der Anzahl der Schneetage (Scherrer et al. 2004). Dies nimmt nur einen geringen vermindernden Einfluss auf den Gesamtniederschlag, der sich vermehrt aus Regen zusammensetzen wird (Adler et al., 2015). Richtet man den klimatischen Fokus auf die in Adler et al. (2015) aufgearbeiteten HISTALP-Daten für den Raum Tirol und Südtirol lassen sich für das in dieser Masterarbeit betrachtete Untersuchungsgebiet relevante Erkenntnisse zu Niederschlags- und Temperaturtrends von 1877 bis 2010 herauslesen. Das von atlantischen Einflüssen geprägte Klima erwärmte sich bis in die 80er Jahre um ca. 0,1°C pro Dekade. Von 1980 bis in das Jahr 2000 zeigen sich bereits erhebliche Änderungen. So liegt der Anstieg der Temperatur bei 0,6 - 1,0°C. 1998 bis 2010 ist der Erwärmungstrend etwas abgeschwächt. Trotz jährlicher Schwankungen ist auch bei der Anzahl der Sommertage mit Tageshöchsttemperaturen von $\geq 25^{\circ}\text{C}$ ein Anstieg zu verzeichnen. Die Messstation an der Universität Innsbruck verzeichnet von 1950 bis 1980 zwischen 48 und 51 Sommertage. Ab den 80er Jahren ist bei allen Messstationen, die in die HISTALP-Daten einfließen, ein Anstieg der Sommertage zu verzeichnen. An der Universität Innsbruck lag die

durchschnittlich gemessene Anzahl an Sommertagen von 1980 bis 1990 bei 53, von 1990 bis 2000 bei 61 und von 2000 bis 2010 bei 71 Tagen. Lokale Gegebenheiten, wie Hangausrichtung und –neigung, Seehöhe oder das Luftvolumen in einem Tal nehmen Einfluss auf die Anzahl der Sommertage. So können bis zu einer Seehöhe von 1500 m die Anzahl an Sommertagen zwischen einem und 20 schwanken im Vergleich zum Talboden. Die regional stark abweichende Obergrenze, bis zu welcher Sommertage vorkommen können, liegt in rund 2000 m Seehöhe. Eistage, i.e. Tage an denen sich die Temperatur nicht über 0°C erwärmt, haben seit 1960 ca. die Hälfte ihres Vorkommens eingebüßt. Lag die Anzahl der Eistage von 1950 bis 1980 noch bei 13 bis 29 Tagen sank die Anzahl beträchtlich ab 1980. In den folgenden zwei Jahrzehnten lag die durchschnittliche Anzahl bei 11 Eistagen. Dadurch hat sich auch meist ein früherer Beginn der Vegetationszeit eingestellt.

Für den erweiterten Alpenraum lassen sich zwar aus den HISTALP-Daten eine Zunahme der Niederschläge für den Nordwesten der Alpen und ein Rückgang für den Südosten der Alpen feststellen (Böhm, 2008). Für den in dieser Arbeit relevanten Untersuchungsraum Innsbruck lässt sich aber trotz geringer Schwankung der Jahresniederschlagssummen kein zu- oder abnehmender Trend erkennen. Im Zeitraum von 1981 bis 2010 lässt sich bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 860 mm keine Veränderung der Trockenperioden erkennen. Laut Adler et al. (2005) liegt die durchschnittlich längste Trockenzeit am nördlichen Hauptkamm bei etwa drei Wochen.

1.2 Stressfaktoren und Wachstum

Die beiden wichtigsten Kräfte die das Wachstum und die Verbreitung von Wäldern beeinflussen sind Wasser und Temperatur (Körner et al., 2016). Der mit dem Klimawandel verbundene Anstieg der Temperatur und der Rückgang an Niederschlag während der Vegetationszeit lässt erwarten, dass sich die Häufigkeit und Dauer von Sommerdürreperioden intensiviert und einen stark negativen Einfluss auf das Ökosystem des Waldes durch Erhöhung der atmosphärischen Evapotranspiration (Jacob et al., 2014) nimmt (IPCC, 2001 a, b). Während einjährige Pflanzen nur einer begrenzten Anzahl von Trockenereignissen ausgesetzt sind, durchlaufen Bäume mehrere in ihrer Lebenszeit (Schweingruber et al., 1990). Durch ihre lange Lebensspanne besitzen Bäume nur eine geringe Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel und gelten somit als sehr sensibel (Lindner et al., 2010). Dabei gelten die Alpenwälder als besonders empfindlich gegenüber der Klimaveränderung. (Gottfried et al., 2015) So machen sich Wachstumseinbußen, die durch geringe Wasserverfügbarkeit entstehen, durch schmale Jahrringe bemerkbar (Kohler et al, 2010).

Trockenstress zählt zu den wirkungsreichsten Stressfaktoren von Landpflanzen, da die gesamte Kohlenstoffassimilation durch die Wasserversorgung vom Boden über die Wurzeln zu den Blättern beeinflusst wird (Gleason et al. 2016). Die Reaktion der Baumarten auf diese Ereignisse wird beeinflusst von der Spezies, der Provenienz, dem Alter, der Konkurrenz und den Standortbedingungen (Spiecker, 2002). Die daraus resultierenden Schwankungen der Jahrringcharakteristika von Bäumen lassen Rückschlüsse auf vergangene Klimabedingungen zu. Damit eignet sich die Jahrringanalyse (Dobbertin, 2005), als Teil der Dendroökologie,

vergangene extreme klimatische Ereignisse zu rekonstruieren und aufzudecken (Schweingruber et al., 1990; Hughes et al., 2009). So haben Veränderungen der klimatischen Bedingungen nachgewiesener Weise vor allem in den letzten 70 Jahren zu Produktivitätseinbußen der Wälder geführt. Die Jahrhundertssummer 1947, 1976 und 2003 zählen dabei zu den am stärksten einschneidenden Ereignissen (George et al., 2017; Boden et al., 2014; Kohler et al., 2010; Utschig et al., 2004, Rolland et al., 2000; Ciais et al., 2005).

1.3 Physiologie und Morphologie der untersuchte Baumarten

1.3.1 Fichte

Die Fichte (*Picea abies* (L.) Karst)) gehört zur natürlichen Waldgesellschaft der Gebirgswälder Europas (Bebi et al., 2016). Seit dem 16. Jahrhundert zählt sie durch ihr überlegenes Wachstumspotential, die hohe Holzqualität und die geringen Standortsansprüche zu einer vom Waldbau bevorzugten Baumart in Zentraleuropa (Spiecker, 2000; von Teuffel et al., 2003). Dies führte jedoch zu einer Förderung dieser Baumart außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets, wo sie besonders an Standorten mit geringer Seehöhe verwundbar gegenüber Klimawandel ist (Lindner et al., 2010, Kölling et al., 2007). Als Flachwurzler nimmt bei der Fichte der Niederschlag eine bedeutende Rolle ein, da sie aufgrund des Wurzelsystems verstärkt auf oberflächennahes Regenwasser angewiesen ist (Bartels, 1993; Schuster et al., 2013). Trotz ihrer geringen Wärmeansprüche (Schütt et al., 1992) ist sie von ausreichenden Sommerniederschlägen und moderaten Sommertemperaturen in ihrem Wachstum abhängig (Kölling, 2007) und gilt generell als sehr empfindlich gegenüber Hitze, Dürre und Spätfrost (Schütt et al., 1992).

1.3.2 Lärche

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Lärche (*Larix decidua* (Mill.)) beschränkt sich auf die montanen Gebiete Zentral-Europas (Alpen, Sudeten und Karpaten). Sie ist eine typische Pionierbaumart, die besonders an die Besiedelung von Freiflächen und neuer, noch vegetationsfreier Böden angepasst ist. Als Lichtbaumart ist sie keine konkurrenzstarke Baumart neben Weißtanne (*Abies alba* (Mill.)) oder Fichte. In den Alpen wächst die Europäische Lärche am besten in einer Höhe von 1400-1500 m, steht jedoch in starker Konkurrenz zu anderen Arten, die auch in dieser Höhe gut wachsen, z.B. Weißtanne und Fichte. Lärchenarten bauen natürlich erst dann dauerhafte und enge Bestände auf, wenn klimatische Bedingungen ihre Konkurrenten ausschalten. Bei Höhen zwischen 1500 m und 2000 m bildet die Lärche geschlossene Reinbestände. Lokal kann sie wirtschaftlich bedeutend sein und zählt zu den schnell wachsenden Koniferenarten aufgrund ihres schnellen Jugendwachstum und ihres Pioniercharakters. Die Provenienzen der Alpenregion zählen jedoch bei den Lärchen zu den am langsamsten wachsenden, wobei die Leistung mit der Seehöhe zunimmt (Giertych, 1979; Schober, 1977; Weisgerber et al., 1992). Die Lärche braucht frische und tiefgründige Böden mit hoher Wasserkapazität. Nährstoffarme Sande, Hanglagen mit flachgründigen Böden und Staunässe gelten als besonders hinderlich für ihr Wachstum (Schütt et al., 1992). Sie gilt auch als besonders schlecht an trockene Verhältnisse angepasst (Pichler, 2007; Schuster, 2013).

1.4 Waldwachstum im Klimawandel

Der Klimawandel und dessen Einfluss auf das Wachstum und die Produktivität der europäischen Wälder ist ein viel diskutierter Aspekt. Keyan et al. (2015) und Nemani et al. (2003) belegen den möglichen positiven Einfluss des Klimawandels auf Waldwachstum. Dies tritt vor allem in Regionen auf, in denen geringe Temperaturen und eine kurze Vegetationsperiode zu den limitierenden Faktoren zählen. Der positive Effekt des Klimawandels auf das Wachstum verstärkt sich mit steigender Seehöhe, in nördlichen geographischen Breiten und im ozeanischen Nord-Westen Europas. Wälder Nordeuropas und der Alpenregionen reagieren sensitiver auf Frühlings- und Sommertemperaturen als Pflanzen aus Zentraleuropa und dem mediterranen Raum, deren Wachstum hauptsächlich durch Bodenfeuchte beeinflusst wird (Zhang et al., 2017). Zhang et al. (2017) verzeichneten für den Alpenraum einen starken positiven Zusammenhang zwischen Temperatur und der Nettoprimärproduktion (NPP) bei den am meisten verbreiteten Koniferen. Wieser et al. (2009) prognostizierten einen 15 %-igen Anstieg in der Bruttoprimärproduktion (GPP) pro einem Grad Erwärmung für Wälder entlang der Waldgrenze im Alpenraum. Der Hitzesommer 2003 hat jedoch auch gezeigt, dass mit zunehmender Hitze und Dürre mit einem Rückgang der Produktivität zu rechnen ist (Ciais, 2005). Je nach Klimaszenario reagieren in Reyers et al. (2013) Studie die ökonomisch bedeutsamen Bäume Europas - Fichte, Kiefer, Buche und Eiche - unabhängig von ihrer geographischen Verteilung mit sinkender Produktivität je ungünstiger der Klimawandel prognostiziert wird.

2 Fragestellung

Ziel dieser Arbeit ist es zu analysieren wie Fichte und Lärche in Bergwäldern mit Trockenjahren umgehen können und welchen Einfluss heterogene Standortsbedingungen in diesem Kontext haben.

Dafür wurden mit Hilfe des Standardized Precipitation Index (SPI) und dem Ariditätsindex nach De Martonne (AI) über den meteorologischen Sommer (Juni-August) vergangene Trockenjahre ermittelt. Mittels Jahrringanalyse wurde die Reaktion der untersuchten Baumarten während Trockenperioden anhand ihrer Resilienz und Resistenz erforscht. Zusätzlich wurde untersucht, ob die erhobenen Baumarten, abhängig von der Topographie und dem Kleinstandort, unterschiedlich auf Veränderungen reagieren

In Hinblick auf das Ziel der Arbeit - wie die Grundflächenzuwächse gewonnen aus Jahrringanalysen in Hinblick auf Resilienz und Resistenz gegenüber extremen Trockenjahren reagieren - wurden fünf spezifische Fragestellungen formuliert. Es wurde das mögliche Einwirken von i) Exposition ii) Höhenstufe iv) feuchtem oder trockenem Standort und v) der Konkurrenz auf die Ergebnisse berücksichtigt. Die aufgestellten Hypothesen gilt es mit Hilfe der statistischen Analyse der erhobenen Daten zu testen.

Fragestellung 1

Wie unterscheiden sich die untersuchten Baumarten, Fichte und Lärche, in ihrer Resilienz und Resistenz bezüglich Trockenjahre?

Hypothese

Es wird erwartet, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich reagieren. Es wird erwartet, dass die Fichte stärker, mit größeren Zuwachseinbußen und geringerer Resilienz auf Klimaextreme reagiert als die Lärche. Generell gelten sowohl die Fichte als auch die Lärche als empfindlich gegenüber Trockenheit (Pichler, 2007; Schuster, 2013; Zang, 2012, 2014; Kölling 2007). Die Annahme, dass die Fichte sensitiver auf Trockenheit reagiert als die Lärche stützt sich darauf, dass die Fichte vor allem sensitiv auf Wasserknappheit im Sommer reagiert (Lebourgeois et al., 2010), da das Radialwachstum zum größten Teil im Juni erfolgt (Deslauriers et al., 2003).

Nullhypothese

In Trockenjahren wird erwartet, dass bei den untersuchten Baumarten keine unterschiedliche Reaktion bei Resilienz und Resistenz festgestellt werden kann.

Fragestellung 2

Welchen Einfluss hat die Exposition (Nord vs. Süd) auf die Resilienz und die Resistenz der untersuchten Baumarten in Trockenjahren?

Hypothese

Es wird erwartet, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Exposition reagieren, und die Auswirkungen von Klimaextremen an den Bäumen der Nordseite deutlicher an Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz erkennbar sind. Dies beruht auf der Annahme, dass sich die Bäume der südlich exponierten Bestände bereits physiologisch an die trockenen Umstände angepasst haben (Geburek, 2006).

Nullhypothese

In Trockenjahren wird erwartet, dass die untersuchten Baumarten sich in ihrer Resilienz und Resistenz nicht unterschiedlich je nach Exposition verhalten.

Fragestellung 3

Welchen Einfluss hat die Seehöhe auf die Resilienz und die Resistenz der untersuchten Baumarten in Trockenjahren?

Hypothese

Es wird erwartet, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Seehöhe reagieren und die Auswirkungen von Klimaextremen an den Bäumen der subalpinen Stufe deutlicher an Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz erkennbar sind. Ein entscheidender Faktor beim Wachstum ist u.a. die Dauer der Vegetationsperiode. Tranquillini (1979) hat in seinen Untersuchungen zu Waldgrenzstandorten feststellen können, dass der jährliche Zuwachs mit der Höhe abnimmt, da in Nadelhölzern der alpinen Zone die Teilung der Zellen im Kambium erst später beginnt. Dies liegt an der kürzeren Vegetationsperiode im Vergleich zu niedriger gelegenen Waldstandorten, die bis zu vier Wochen verzögert beginnen kann. Deshalb wird erwartet, dass subalpine Bestände grundsätzlich stärker limitiert sind als tiefer gelegene Bestände und nur schlecht an die Bedingungen in Trockenjahren angepasst sind.

Nullhypothese

In Trockenjahren wird erwartet, dass die untersuchten Baumarten sich in ihrer Resilienz und Resistenz nicht unterschiedlich je nach Seehöhe verhalten.

Fragestellung 4

Welchen Einfluss haben unterschiedliche Standortstypen auf die Resilienz und die Resistenz der untersuchten Baumarten in Trockenjahren?

Hypothese

Es wird erwartet, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Standortstyp reagieren. Bei Bäumen auf gut wasserversorgten Standortstypen wird angenommen, dass diese unter Klimaextrema mit größeren Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz reagieren. Studien zeigen, dass Koniferen in feuchten Wäldern auf Sommertrockenheit empfindlich reagieren (Lebourgeois et al., 2010, Pasho et al., 2011), dies liegt an den unterschiedlichen physiologischen Mechanismen und Anpassungsfähigkeiten der Bäume (Vicente –Serrano et al., 2013).

Nullhypothese

In Trockenjahren wird erwartet, dass die untersuchten Baumarten sich in ihrer Resilienz und Resistenz nicht unterschiedlich je nach Waldstandort verhalten.

Fragestellung 5

Welchen Einfluss hat die Konkurrenzsituation auf die Resilienz und die Resistenz der untersuchten Bäume in Trockenjahren?

Hypothese

Es wird erwartet, dass in Trockenjahren mit steigender Konkurrenz die Resilienz und Resistenz der untersuchten Baumarten abnimmt.

Die Konkurrenz um Ressourcen bzw. der baumindividuelle Umgang mit knappen Ressourcen nimmt Einfluss auf die Fruchtbarkeit, Überlebenschance und Wachstum von Arten (Begon et al. 2009). Auf dieser Basis wird erwartet, dass der Einfluss des Konkurrenzbaumes mit der Durchmesserstärke und dessen Nähe zum konkurrierten Individuum zunimmt (Hegyí, 1974).

Nullhypothese

In Trockenjahren wird erwartet, dass mit steigender Anzahl an Konkurrenz kein Einfluss auf die Resilienz und Resistenz der untersuchten Baumarten festgestellt werden kann.

3 Methodik

3.1 Projektgebiet

Für die Arbeit wurden Wälder der Gemeinde Neustift im Stubaital in Tirol (N: 47,7°, O: 11,18°) ausgewählt. Zur Untersuchung südlich exponierter Standorte wurden Bestände im Aufstiegsbereich zur Kaserstadtalm, zwischen 1486 m und 1798 m Seehöhe, erhoben. Für die nördlich exponierten Bestände lieferten die Bereiche um den Elferlift, zwischen 1122 m und 1809 m Seehöhe, die Ausgangslage für die Erhebungen (Abbildung 1). Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Wuchsgebiet 1.2. dem Subkontinentalen Innenalpen – Westteil mit Inneralpinen Tannen – Fichtenwäldern.

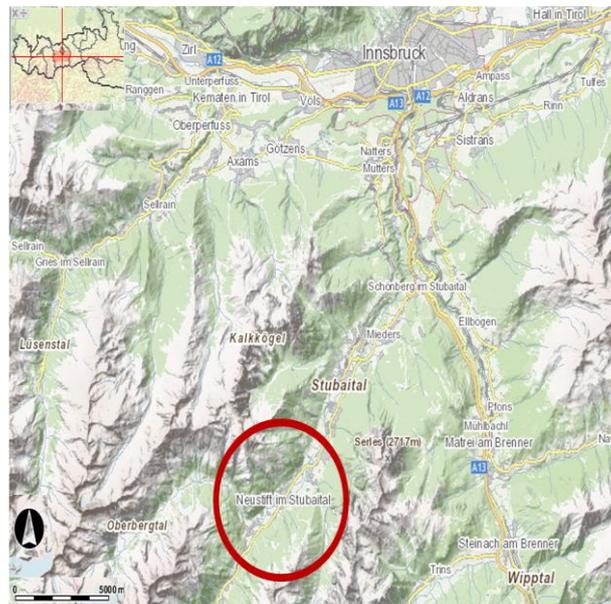


Abbildung 1.: Kartenausschnitt des Aufnahmegebietes rund um Neustift im Stubaital (Quelle: Land Tirol-tirisMaps 2016, verändert)

Laut Kilian et al. (1994) charakterisiert sich das Wuchsgebiet 1.2 durch ein kontinentales Klima mit Jahresniederschlägen im Bereich von 800 - 900 mm in Tallagen und von 900 - 1250 mm in montanen und subalpinen Lagen. Die am häufigsten vorkommenden Böden sind Semipodsole. Zu den potentiell natürlich vorkommenden Waldgesellschaften bei den momentanen klimatischen Bedingungen gehören in diesem Wuchsgebiet submontane Stieleichen-Waldreste mit Rotföhre, Fichtenwälder mit Lärche in der submontanen und montanen Stufe und Tiefsubalpine Fichtenwälder mit einem höheren Anteil an Lärche und Zirbe und Hochsubalpine Lärchen-Zirbenwälder (Hotter et al., 2015).

3.2 Waldtypen

Die Auswahl der Waldtypen basiert auf dem Waldtypenkatalog der Tiroler Waldtypisierung (Hotter et al., 2016). Die für das Untersuchungsgebiet aussagekräftigsten Typen wurden dabei aus dem öffentlich zur Verfügung gestellten Tiroler Rauminformationssystem (tiris) des Landes Tirol entnommen (Abbildung 2). Die entscheidenden Kriterien bei der Auswahl der Waldtypen war das wiederholte Vorkommen von vergleichbaren Typen sowohl in montaner und subalpiner Stufe, als auch an Standorten mit vergleichbarer Nährstoff- und Wasserversorgung. Eine erste Begehung im Gelände diente zum Abgleich der Waldtypenkarte mit den tatsächlich vorhandenen Waldtypen. Zur Abgrenzung der vorhandenen Waldtypen wurde vor allem auf standörtliche Merkmale, die auch in der Waldtypisierung beschrieben sind, Rücksicht genommen. Lage, Seehöhe, Exposition, Mikrorelief, Nährstoff- und Wasserversorgung, erkennbar an der Boden- und Bestandesvegetation zählten dabei zu den entscheidenden Merkmalen (Hotter et al., 2015). Die nach diesen Kriterien ausgewählten Waldtypen wurden für die weitere Erhebung der Probestämme in dieser Arbeit herangezogen. In Tabelle eins werden die entsprechenden Waldtypen benannt.

Tabelle 1: Überblick der ausgewählten Waldtypen für die Bestandserfassung (Hotter et al., 2016)

Waldtyp	Bezeichnung
FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald
FT2	Armer Silikat -Fichten-Tannenwald
Fs1	Subalpiner armer Silikat-Lärchen-Fichtenwald
Fs2	Subalpiner warmer Silikat-Lärchen-Fichtenwald
Fs3	Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald
Fs4	Subalpiner trockener Silikat-Lärchen-Fichtenwald
Fi3	Montaner warmer Silikat-(Lärchen)-Fichtenwald
Fi9	Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald

Laut Ökogrammdarstellung der Tiroler Waldtypisierung von Nährstoff- und Wasserhaushalt zeichnet sich der FT1 (Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald) durch sein frisches und ausreichend mit Nährstoffen versorgtes Vorkommen in den trockeneren Bereichen der Innen- und südlichen Zwischenalpen aus (Abbildung 3). Neben Fichte und Tanne kann auch die Lärche in diesem Waldtyp beigemischt vorkommen. Im Gegensatz dazu ist der FT2 (Armer Silikat-Fichten-Tannenwald) stärker von Fichte dominiert und im steileren Gelände bei schlechterer Wasser- und Nährstoffversorgung als der FT1 zu finden. Der Fs1 (Subalpiner armer Silikat-Lärchen-Fichtenwald) ist typisch für subalpine schattige, frische und nährstoffarme Mittelhänge mit säuretoleranten und spitzkronigen Plattenfichten als die Hauptbaumart neben der Lärche. Im steileren Gelände geht der Fs1 in den Fs3 (Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald) über. Der Fs3 grenzt sich vom Fs1 dadurch ab, dass er in sehr steilem Gelände vorkommt und seine Bodenvegetation und seine

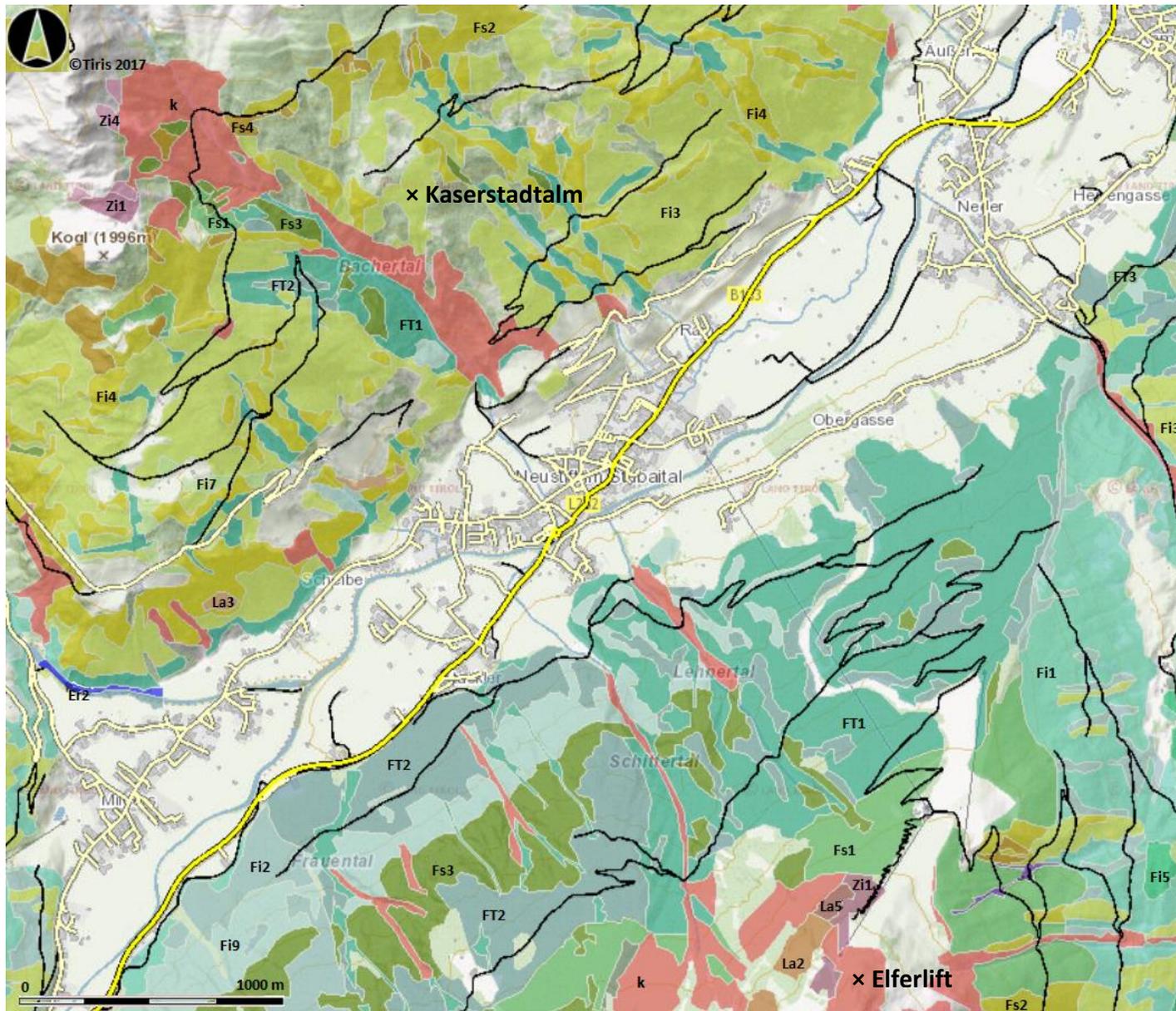
Baumartenzusammensetzung stark vom Schnee beeinflusst ist. Der Fs3 geht in den Innenalpen im hochmontanen Bereich fließend in den FT2 über. Der Fs2 (Subalpiner warmer Silikat-Lärchen-Fichtenwald) ist in den Innenalpen auf der subalpinen Stufe nur in sonnigen und steilen Lagen zu finden (Abbildung 4). Der Fs2 unterscheidet sich vom Fs1 durch eine bessere Wasserversorgung. Im sonnigen, steilen, felsigen und tiefsubalpinen Gelände findet sich der Fs4 (Subalpiner trockener Silikat-Lärchen-Fichtenwald) dessen Bodenvegetation auf die trockene Wasser- und saure Nährstoffversorgung hinweist. Der mäßig mit Wasser- und Nährstoffen versorgte Fi3 (Montaner warmer Silikat-(Lärchen)-Fichtenwald) findet sich in ebenso mäßig steilen Hängen der montanen Stufe. Dem Fi3 von seinem Erscheinungstyp her vergleichbar ist der Fi9 (Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald). Wobei der Fi9 nur schwache Bonitäten aufweist und sich in stärkeren Verlustlagen in Bezug auf die Nährstoff- und Wasserversorgung befindet (Hotter et al., 2016).



Abbildung 3: FT1 der Nordexposition



Abbildung 4: Fs2 der Südexposition



Maßstab: 1:20.000

Waldtypen:

- Fs2** Subalpiner warmer Silikat-Lärchen-Fichtenwald
- Fi3** Montaner warmer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald
- Fi4** Montaner trockener Silikat-(Kiefern-) Fichtenwald
- k** Lawinar-(Weiden-Birken-)Grünerlegebüsch
- Fs1** Subalpiner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald
- Er2** Montane Grauerlenau
- FT1** Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald
- Fs3** Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald
- FT2** Armer Silikat-Fichten-Tannenwald
- Fs4** Subalpiner trockener Silikat-Lachen-Fichtenwald
- Zi4** Warmer Silikat-Lärchen-Zirbenwald
- Zi1** Armer Silikat-Lärchen-Zirbenwald
- Fi7** Warmer basischer (Lärchen-)Fichtenwald
- La3** Trockener basischer Wacholder-(Fichten-) Lärchenwald
- Fi9** Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald
- La2** Kühler Karbonat-Steilhang-Lärchenwald
- La5** Kühler Steilhang-Silikat-(Grünerlen-Zirben-)Lärchenwald
- Fi2** Montaner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald
- Fi1** Montaner frischer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald
- Fi5** Montaner frischer basischer Fichtenwald
- FT3** Frischer Karbonat-Fichten-Tannenwald

Infrastruktur:

Bundesstraße/Landesstraße

Dörfersstraße

Forststraße

Untersuchungsgebiete

Abbildung 2.: Waldtypenkarte (Quelle: Land Tirol-tirisMaps 2017, verändert)

3.3 Datenerhebung

Insgesamt wurden zehn Bestände in den zuvor ausgewählten Waldtypen an der Süd- und Nordseite im Zeitraum vom 11. bis 21. Juli 2016 erhoben. In diesen wurden jeweils zehn Bohrkerne von Fichten und Lärchen gewonnen. In Summe wurden somit 400 Proben erhoben. Neben der Bohrkerngewinnung wurden die Standortsmerkmale Seehöhe, GPS –Koordinaten, Exposition (Nord, Süd), Mikrorelief (konvex - Rücken, konkav - Mulde/Graben, eben) und Wasserversorgung laut Waldtypisierung (feucht/trocken) erhoben (Hotter et al., 2016). Die Einteilung der Wasserversorgung in feucht oder trocken erfolgte in dieser Arbeit anhand der Ökogrammdarstellung der Nährstoff- und Wasserversorgung in der Trioler Waldtypisierung (Hotter et al., 2016). Nur die ausgewählten Waldtypen FT, Fs und Fi wurden untereinander verglichen und je nach Ökogramm in die jeweilig bessere (feucht) oder schlechtere (trocken) Kategorie eingeteilt. Als Beispiel können dafür der FT1 und FT2 herangezogen werden (Abbildung 5). Der FT1 wurde in seiner Wasserversorgung laut Ökogramm als besser eingestuft, als der FT2 und somit in der besseren Kategorie (feucht) vermerkt.

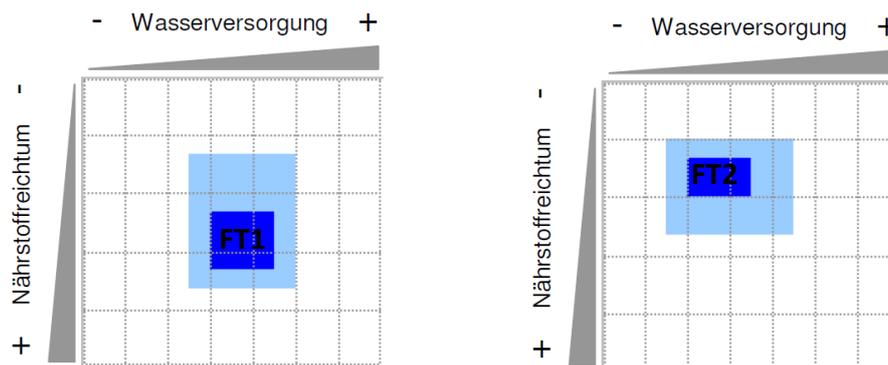


Abbildung 5: Ökogramm des Nährstoff- und Wasserhaushaltes des Waldtypen FT1 (links) und FT2 (rechts) laut Waldtypisierung (Hotter et al., 2016)

Konnten in dem ausgewählten Bestand des jeweiligen Waldtyps nicht genügend Fichten- bzw. Lärchenexemplare für die Beprobung gefunden werden so wurde die notwendige restliche Anzahl an Bäumen in einem anderen Bestand mit demselben Waldtyp ausgewählt. So mussten für die vollständige Anzahl an Lärchen sowohl im Bestand Nummer zehn im nördlich exponierten Elferlift als auch im siebten Bestand der südlich exponierten Kaserstadtalm weitere vergleichbare Bestandesflächen aufgesucht wurden (Tabelle 2, Tabelle 3).

Die Probebäume wurden nach den Baumklassen nach Kraft (1884) ausgewählt. So wurden herrschende und mitherrschende Bäume mit einem Mindestalter von 40 Jahren beprobt, die keine äußerlichen Schäden aufwiesen. Durch die Auswahl von Bäumen die in ihrer Höhe die Oberschicht bilden (Assmann, 1964) können Störfaktoren wie Lichtmangel im Unterwuchs oder andere Konkurrenzformen minimiert werden, sodass das Klimasignal deutlicher zum Vorschein treten kann (Cook et al., 1990). Um sicher zu stellen, dass nur Bäume mit ähnlichem Wachstumsverlauf in die Studie einfließen und diese nicht durch Individuen mit atypischen

Wachstumscharakteristika verfälschen wurde bei der Auswahl der zehn Probestämme innerhalb eines Bestandes zusätzlich auf die Homogenität des Standortes geachtet. So wurde darauf Rücksicht genommen, dass bei der sorgfältigen Beprobung die Homogenität des Bestandes gewährleistet war. Damit sollte ausgeschlossen werden, dass räumliche Distanz, Bestandeslücken oder Veränderungen in der Bestandesstruktur z.B. durch Störungen oder Durchforstungsmaßnahmen einen atypischen Einfluss auf die Wachstumscharakteristika nehmen konnten. An den Probestämmen wurde zusätzlich der Brusthöhendurchmesser (= 1,30 m über dem Boden, hangoberseits), die Höhe mittels Vertex, die Konkurrenz, sowie etwaige Nutzungen im Bestand erhoben.

In Anlehnung an den Konkurrenzindex nach Bella (1971) wurden als Konkurrenten lebende und tote Bäume über einer Höhe von 1,3 m definiert, die sich in einem bestimmten Radius, abhängig vom Brusthöhendurchmesser des Probestammes, um diesen befinden. Dabei wurde für die Wahl des Messradius der Zusammenhang zwischen BHD und dem Radius der Solitärkrone für Fichte (Gl. 1) und Lärche (Gl.2) nach Hasenauer angewendet. Dabei sind als Solitäre jene Bäume definiert, die ohne Konkurrenz und freistehend gewachsen sind (Hasenauer, 1997).

$$Messradius [m] = \frac{e^{(-0,3232+0,6441 \cdot \ln(BHD [cm]))}}{2} \quad \text{Gleichung 1}$$

$$Messradius [m] = \frac{e^{(-0,3396+0,6823 \cdot \ln(BHD [cm]))}}{2} \quad \text{Gleichung 2}$$

Im selben Suchradius wurden zusätzlich, wenn vorhanden, vergangene Nutzungen in Form von Baumstößen erfasst. Ihr Alter wurde anhand des Verfallszustands, nagelfest oder nicht nagelfest, bestimmt. Die Bohrkerne wurden in einer Höhe von 1,3 m hangparallel, rechtwinklig zum Stamm und nicht ganz mittig, sondern etwas näher zum Hang hin angesetzt, gewonnen. Dadurch konnte Druckholz in den Proben vermieden und die Wahrscheinlichkeit gesteigert werden, das Mark des Stammes zu treffen. Bevor die Bohrkerne für die Messung der Jahrringbreiten genutzt werden konnten, mussten sie zunächst etwa zwei Wochen lufttrocknen, um einem Reißen der später aufgeklebten Bohrkerne vorzubeugen und um eine genaue Messung der Jahrringbreiten zu ermöglichen.

Tabelle 2: Die beprobten nördlich exponierten Standorte.

Bestände Nordseite (Elferlift)									
Nr.	GPS		Lage	Seehöhe	Exposition	Mikrorelief	Kartierung	Waldtyp	Zustand
	X	Y							
1	47° 06.457'	011° 19.442'	montan	1273	NW	eben	FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald	feucht
2	47° 06.457'	011° 19.442'	montan	1273	NW	eben	FT2	Armer Silikat -Fichten-Tannenwald	trocken
3	47° 05.419'	011° 17.698'	subalpin	1632	NO	Rücken	Fs3	Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald	feucht
4	47° 05.720'	011° 19.244'	subalpin	1646	NO	eben	FT2	Armer Silikat -Fichten-Tannenwald	trocken
5	47° 08.448'	011° 19.456'	subalpin	1701	NO	eben, leichter Graben	Fs1	Subalpiner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald	feucht
6	47° 10.597	011° 31.582'	montan	1252	NO	eben-Mulde	FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald	feucht
7	47° 93.12	011° 30.677'	subalpin	1801	NO	Rücken	Fs3	Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald	feucht
8	47° 08.941	011° 29.914'	subalpin	1809	NO	konkav (Mulde)	Fs1	Subalpiner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald	feucht
9	47° 09.801	011° 29.602'	montan	1142	NO	eben - Rücken	Fi9	Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald	trocken
10	47° 09.628	011° 29.038'	montan	1122	NW	eben	Fi9	Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald	trocken
10	47° 10.168	011° 30.2589'	montan	1151	NW	Rücken	Fi9	Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald	trocken

Tabelle 3: Die beprobten südlich exponierten Standorte.

Bestände Südseite (Kaserstatalm)									
Nr.	GPS		Lage	Seehöhe	Exposition	Mikrorelief	Kartierung	Waldtyp	Zustand
	X	Y							
1	47° 07.010'	011° 17.381'	montan	1560	S	konkav	FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald	feucht
2	47° 06.988'	011° 17.388'	montan	1568	S	konvex	FT2	Armer Silikat -Fichten-Tannenwald	trocken
3	47° 06.988'	011° 17.141'	montan	1574	S	eben	Fi3	Montaner warmer Silikat-(Lärchen)- Fichtenwald	trocken
4	47° 07.790'	011° 18.253'	subalpin	1798	S	konvex	Fs4	Subalpiner trockener Silikat- Lärchen-Fichtenwald	trocken
5	47° 07.848'	011° 18.417'	subalpin	1715	S	eben-konkav	Fs1	Subalpiner armer Silikat-Lärchen- Fichtenwald	feucht
6	47° 07.850'	011° 18.505'	subalpin	1660	S	eben-konkav	Fs2	Subalpiner warmer Silikat-Lärchen- Fichtenwald	trocken
7	47° 07.931	011° 18.571'	montan	1486	S	konkav	FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald	feucht
7	47° 13.335	011° 31.541'	subalpin	1640		konkav	FT1	Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald	feucht
8	47° 13.257	011° 30.630'	subalpin	1787	SO	konkav	Fs1	Subalpiner armer Silikat-Lärchen- Fichtenwald	feucht
9	47° 13.300	011° 31.591'	montan	1490	O	konkav	FT2	Armer Silikat -Fichten-Tannenwald	trocken
10	47° 12.247	011° 28.853'	subalpin	1763	SW	konvex	Fs4	Subalpiner trockener Silikat- Lärchen-Fichtenwald	trocken

3.4 Jahrringanalyse

Die Jahrringanalyse erfolgte an der Universität Innsbruck am Institut für Botanik unter der Betreuung von Prof. Dr. Walter Oberhuber. Die Bohrkerne wurden nach der Trockenphase mittels einer Heißklebepistole auf eingekerbte Holzleisten geklebt. Es wurde beim Kleben darauf geachtet, den Faserverlauf der Proben senkrecht zur Leiste verlaufen zu lassen. Um das Messen der Jahrringbreiten zu erleichtern wurde die oberste Schicht der Bohrkerne schräg zur Jahrringabfolge mit Industrierasierklingen entfernt. Dadurch entstand eine glatte Oberfläche auf der die Zellstrukturen und somit die Früh- und Spätholzgrenzen sehr deutlich erkennbar waren. Durch das Einkreiden mit gewöhnlicher weißer Tafelkreide wurde der Kontrast zwischen Zelllumen und Zellwänden und somit zwischen Früh- und Spätholz verstärkt. Zur Jahrringbreitenmessung wurde ein Messtisch der Marke LinTab (Digital Linear Table, Rinntech, Heidelberg) mit einem Auflichtmikroskop (Olympus SZ61) verwendet. Der Messvorgang begann mit der ersten Frühholzgrenze im Markbereich des Bohrkernes. Über eine Handkurbel konnte der Messtisch verschoben werden. Durch die Betätigung des Fußpedals wurden die Messabschnitte zwischen Früh- und Spätholz an das Computerprogramm TSAPWin Scientific 0,53 übertragen und aufgezeichnet. Die Messergebnisse wurden in 1 µm angegeben. Die Abgrenzung zwischen Früh- und Spätholz wurde dort festgelegt, wo das Zelllumen im Übergang zwischen Früh- und Spätholz 50 % seiner Größe einbüßte (Denne, 1989).

Nach dem Vermessen aller Proben wurden diese auf ihre richtige Datierung kontrolliert. Dies erfolgte einerseits über den visuellen Vergleich der graphisch dargestellten Messergebnisse und andererseits über den statistischen Vergleich zwischen den jeweils bereits gemessenen Jahrringkurven aus dem Probestand und den schon richtig datierten Referenzkurven. Zu den vergleichbaren Wachstumschronologien zählten die Fichten- und Lärchenerhebungen im Rosengarten im Wipptal von Stöckel (2011), Daten aus den Pragser Dolomiten von Egger (2007) und Chronologien aus dem Wipptal nach Kröss (2013). Mit absolut datierten Chronologien konnten Jahrringausfälle oder mögliche Fehler bei der Messung ausfindig gemacht werden. Fehlende Jahrringe bedeuten nicht zwingend einen Messfehler sondern können auf ein Ereignis- oder Weiserjahr hinweisen. Ereignisjahre definieren sich durch starke positive oder negative Abweichungen von der durchschnittlichen Jahrringbreite. Treten diese Abweichungen bei mehr als der Hälfte der Bäume in einem Bestand auf spricht man von sogenannten Weiserjahren. Weiserjahre deuten auf einschneidende Umwelteinwirkung hin. Ereignisjahre wiederum weisen stärker auf lokale Einflüsse hin, die nur einige Individuen betreffen (Schweingruber, 1996). Die statistische Qualitätskontrolle der Messdaten erfolgte über das Programm COFECHA (Grissino-Mayer, 2001). Mit diesem Programm werden Jahrringkurven anhand einer Masterchronologie, die aus allen Baummittelkurven besteht, miteinander verglichen (Holmes, 1994). Bohrkerne bei denen eine richtige Datierung nicht möglich war bzw. sich der Chronologie Verlauf signifikant von den anderen Jahrringkurven unterschied wurden im weiteren Verlauf der Masterarbeit nicht berücksichtigt. Von den jeweils 100 aufgenommenen Proben der Fichte und Lärche je Exposition wurden im Endeffekt an der Nordseite 74 Lärchenproben und 88 Fichtenproben richtig datiert und für die weitere statistische Ausarbeitung der Masterarbeit verwendet.

Auf der Südseite wurden 87 Lärchenproben und 80 Fichtenproben genommen. In Summe wurden somit 329 Bohrkerne für die vorliegende Arbeit untersucht.

3.5 Auswertung

3.5.1 Grundflächenzuwachs (BAI)

Durch die exakte Datierung der individuell gemessenen Jahrringreihen konnte genau ermittelt werden, in welchem Jahr die Baumindividuen welche Zuwächse, bezogen auf die Grundfläche, leisteten. BAI_t , der aktuelle Grundflächenzuwachs (in mm^2) errechnet sich aus dem aktuellen Grundflächenradius R_t zum Quadrat, abzüglich dem Grundflächenradius des Vorjahres R_{t-1} zum Quadrat multipliziert mit Pi (Gl. 3) (Phipps et al., 1989).

$$BAI_t = \pi (R_t^2 - R_{t-1}^2) \quad \text{Gleichung 3}$$

Wie Speer (2010), Phipps (2005) und LeBlanc (1990) in ihren Werken erwähnen, gilt der BAI als standardisierter Messwert und schließt somit altersbedingt Wachstumstrends aus.

3.5.2 Indikatoren für die Reaktion auf Trockenjahre

Um den möglichen Einfluss der Trockenjahre auf das Baumwachstum zu ermitteln wurden mit Hilfe des BAI (Basal area increment) die Indikatoren Resilienz R_s und Resistenz R_t berechnet. Die beiden dimensionslosen Indizes ermöglichen es das Wachstumsverhalten des Baumes während einer Trockenphase zu werten, wie es sich nach der Stressphase erholt und welche Widerstandsfähigkeit durch den Vergleich des Wachstums vor und nach der Dürre zu erwarten ist. In Anlehnung an Lloret et al. (2011) wird der durchschnittliche BAI von fünf Jahren vor (PreDr) und nach (PostDr) einer Trockenphase für die Bemessung des Wachstumsverhaltens herangezogen (Abbildung 6).

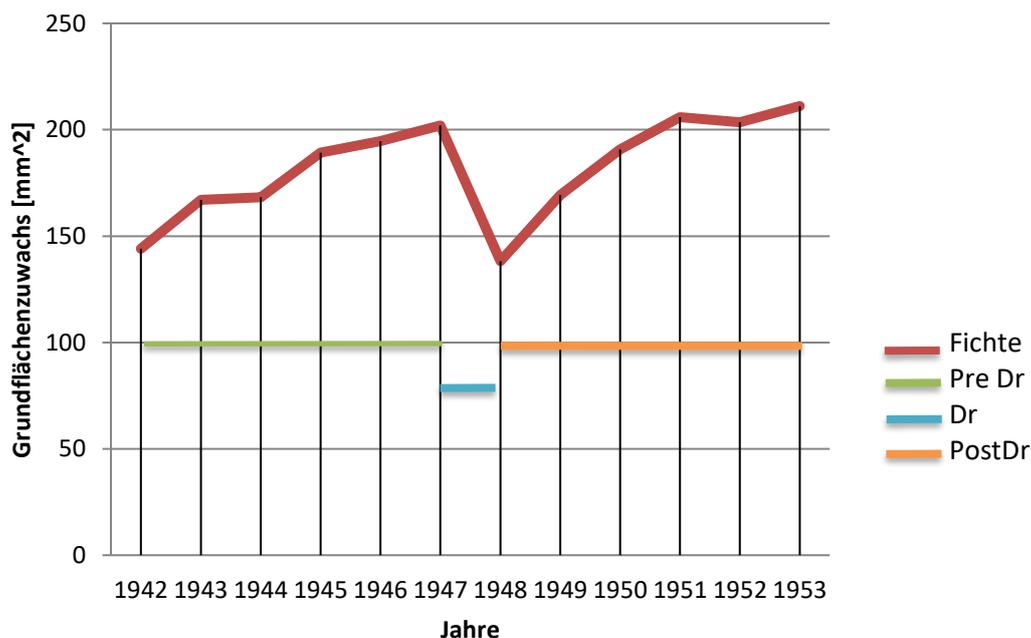


Abbildung 6: Mittlere Grundflächenzuwächse [mm^2] aller Fichten nördlicher Exposition in den Jahren 1942 bis 1952.

Resilienz

Die Resilienz beschreibt die Fähigkeit des Baumes in seinem Wachstumsverhalten zu seiner Ausgangsleistung nach einem Wachstum senkenden Ereignis zurückzukehren (Sousa, 1980; Tilman et al., 1994). Sie errechnet sich in dieser Arbeit aus dem Verhältnis des durchschnittlichen Wachstums der fünf Jahre nach dem Trockenjahr PostDr zu dem durchschnittlichen Wachstum der fünf Jahre zuvor PreDr (Gl. 4). Dabei gilt 1 als der kritische Wert. Unterschreitet die Resilienz diesen Wert sind die Wachstumsleistungen des Baumes nach der Trockenphase unterhalb derer vor der Trockenphase. Dadurch werden auch spätere Reaktionen der Bäume auf Stresssituationen durch Wachstumseinbußen deutlich (Lloret et al., 2011).

$$R_s = \frac{\text{PostDr}}{\text{PreDr}} \quad \text{Gleichung 4}$$

Resistenz

Mit der Resistenz wird die Widerstandsfähigkeit bzw. die abpuffernde Kraft des Baumes gegenüber Extremereignissen (e.g., während Trockenphasen) ausgedrückt (Kaufman 1982; MacGillvray et al., 1995). Sie wird ermittelt aus dem Verhältnis des Wachstumsverhaltens während der Dürreperiode Dr zum durchschnittlichen Wachstum der fünf vorangegangenen Jahre PreDr (Gl. 5). Auch hier können die Resistenzwerte größer, kleiner oder gleich 1 sein. Bei Werten unter 1 liegt das Wachstumsverhalten während der Trockenphase unterhalb der Leistung, die vor der Phase möglich war (Lloret et al., 2011).

$$R_t = \frac{D_r}{\text{PreDr}} \quad \text{Gleichung 5}$$

3.6 Konkurrenzindex

Um den Einfluss der aufgenommenen Konkurrenzbaume zu ermitteln wurde in Anlehnung an Hegyi (1974) ein Konkurrenzindex berechnet. Dabei handelt es sich um einen distanzabhängigen Index, der sowohl den Baumdurchmesser des Konkurrenten als auch des Konkurrerten berücksichtigt. Er errechnet sich aus dem Verhältnis des Durchmessers des Konkurrenzbaumes d_c (in cm) zu dem Durchmesser des konkurrierten Individuums d_s (in cm), dividiert durch die dazwischen liegende Distanz D_{cs} (in m), aufsummiert über alle Konkurrenzbaume (Gl. 6).

$$C(\text{Hegyi}) = \sum_{n=1}^n \left(\frac{d_c/d_s}{D_{cs}} \right) \quad \text{Gleichung 6}$$

Die Konkurrenz nimmt somit mit der Durchmesserstärke des Konkurrenzbaumes und seiner Nähe zum konkurrierten Individuum zu. Um den möglichen Einfluss des Konkurrenzindex auf Resilienz- und Resistenzwerte zu untersuchen wurde die Analyse auf die Jahre >1995 beschränkt, da für weiter in der Vergangenheit liegende Jahre die durchgeführte Rekonstruktion der Entnahmen mit hohen Unsicherheiten behaftet ist.

3.7 Klimadaten

Die Datengrundlage zur Identifikation der Extremjahre bildeten die Historical Instrumental Climatological Surface Time Series Of The Greater Alpine Region (HISTALP). Dabei handelt es sich um einen homogenisierten Datensatz der die monatlichen Aufzeichnungen von Temperatur, Druck, Niederschlag, Sonnenschein und Bewölkung für den Großraum Alpen beschreibt (Auer et al., 2007). Für diese Arbeit wurden auf die Temperatur- und Niederschlagsaufzeichnungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) an der Messstation der Universität Innsbruck auf 609 m Seehöhe zurückgegriffen. Die vorhandenen Niederschlagsdaten reichen bis ins Jahr 1858 zurück und sind in monatlichen Niederschlagssummen in Millimeter angegeben. Abbildung 7 zeigt die Summen der Jahresniederschläge seit Beginn der Aufzeichnungen. Aus den Daten wird ersichtlich, dass die Jahresniederschläge unabhängig jährlicher Schwankungen einen generellen Anstieg verzeichnen (Böhm, 2008).

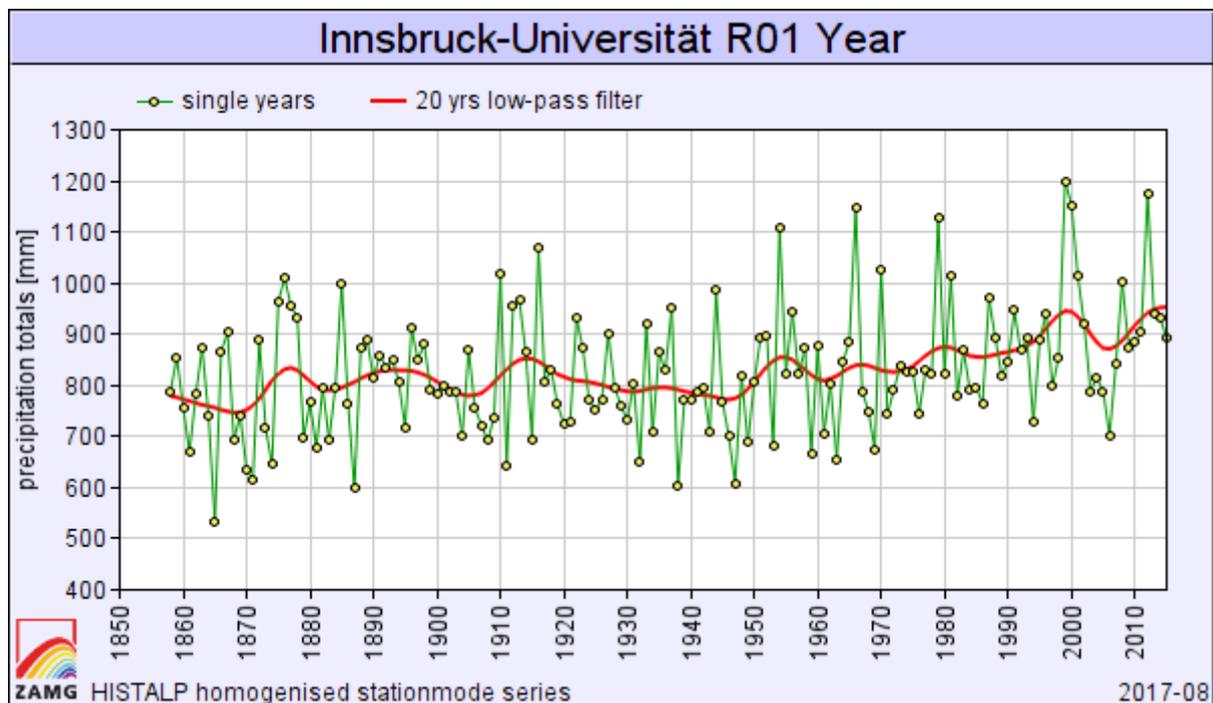


Abbildung 7: Summe der Jahresniederschläge von 1858 bis 2015

Die Temperaturaufzeichnungen des HISTALP Datensatzes reichen bis in das Jahr 1777 zurück und sind in durchschnittlichen Monatswerten von 0,1 °C angegeben. In Abbildung 8 sind die Jahresmitteltemperaturen von 1850 bis 2015 dargestellt. Die Graphik spiegelt den im Alpenraum verzeichneten stetigen Temperaturanstieg von ca. 2°C wider (Adler et al., 2015). Beginnend mit einer Jahresmitteltemperatur von 7,4°C liegt, der Trendlinie folgend, im Jahr 2015 die mittlere Temperatur bei 10,6 °C.

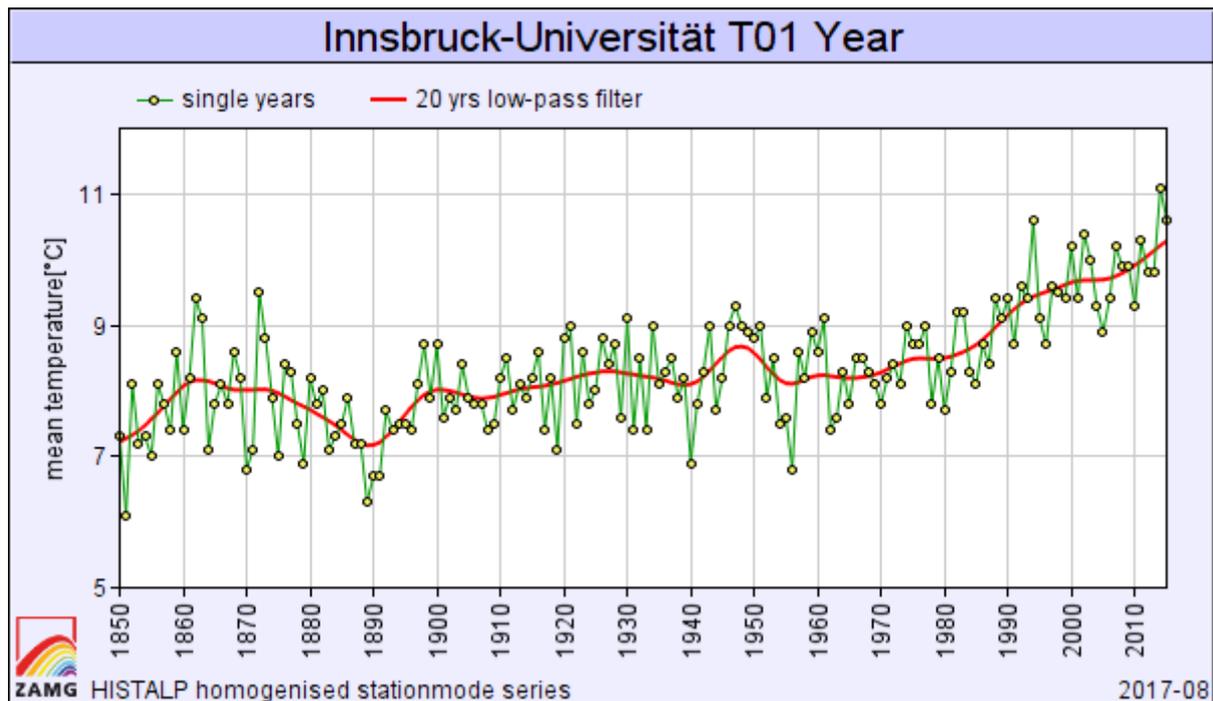


Abbildung 8: Mittlere Jahrestemperatur von 1850 bis 2015

3.8 Extremjahrenanalyse

In dieser Arbeit wurden zur Definition der Jahre, die sich klimatisch durch ungewöhnlich hohe bzw. niedrige Niederschlags- und Temperaturmessungen auszeichnen, ausschließlich die Messdaten für die meteorologischen Sommermonate von Juni bis August verwendet. Wenn im Weiteren von Trockenjahren, -perioden und -zeiträumen bzw. Extremjahren gesprochen wird, definieren sich diese also nur durch ihre Sommermonate.

Dabei wurde der Ariditätsindex (AI) von De Martonne (1926) sowie der Standardized Precipitation Index (SPI) zur Definition von Trockenjahren verwendet. Während sich der AI sowohl auf Temperatur und Niederschlag bezieht stützt sich der SPI rein auf Niederschlagswerte. Beide sind reine meteorologische Dürrezeiger, i.e. es werden keine vegetationsbezogenen Parameter wie aktuelle oder potentielle Verdunstung hinzugezogen. Um den Einfluss der Trockenjahre auf das Stressverhalten der Bäume darstellen zu können und um möglichst alle erfassten Bäume für die Auswertung heranziehen zu können, wurde für die Berechnung der Extremjahre der Zeitraum eingeschränkt. So diente das durchschnittliche Alter der Bäume als Begrenzung. Dieses liegt bei den Probestämmen der Nordseite bei der Fichte bei 113 Jahren und bei der Lärche bei 126 Jahren. Auf der Südseite ist das durchschnittliche Alter der Fichte 93 Jahre und der Lärche 85 Jahre. Somit wurde der berücksichtigte Zeitraum für die Identifikation von Extremjahren von 1946 bis 2015 festgesetzt. In weiterer Folge wurde auch festgesetzt, dass nur die trockensten zehn Prozent der Jahre laut dem AI nach De Martonne (1926) und dem SPI berücksichtigt werden.

3.8.1 Ariditätsindex nach De Martonne (1926)

Der AI von De Martonne (1926) ermittelt sich aus der Summe des Niederschlags (P [in cm]) dividiert durch die Temperatur (T [in °C]) plus 10 (Gl. 7). Mit zunehmender Trockenheit sinken die Werte des AI und nähern sich dem Wert Null. Er zeichnet sich nicht nur durch seine einfache Berechnung aus, sondern auch dadurch, dass die beiden stärksten treibenden Kräfte die zu Dürre führen, nämlich Niederschlag und Temperatur, in die Berechnung einfließen (Zang et al., 2014; Maliva et al., 2012).

$$AI \text{ (De Martonne, 1926)} = \frac{P[\text{cm}]}{T[^\circ\text{C}]+10} \quad \text{Gleichung 7}$$

3.8.2 Standardized Precipitation Index

Für den SPI nach McKee et al. (1993) werden die Niederschlagswerte zuerst der Gamma-Wahrscheinlichkeitsverteilung angepasst (McKee et al., 1995). Die kumulierten Häufigkeiten werden anschließend einer standardisierten Verteilung mit einem Mittelwert von 0 und einer Standardabweichung von 1 angepasst (Edwards and McKee, 1997). Die Ergebnisse können negative und positive Werte annehmen, wobei die negativen für trockene Zeitspannen und die positiven Werte für nasse Perioden stehen (Tabelle 4) (Spinoni et al., 2013; Lloyd Hughes et al., 2002; Hayes et al., 1999).

Die Vorteile des SPI liegen laut Hayes et al. (1999) in seiner einfachen Anwendung, der Tatsache, dass Bodenfeuchte nicht miteinfließt und er somit sowohl im Winter als auch im Sommer aussagekräftig ist und nicht von der Topographie beeinflusst wird. Die Standardisierung der Daten wird in dem Sinne positiv gesehen, als dass Häufigkeiten von extremen Werten über Zeit und Raum konstant bleiben. Die Nachteile werden auf der anderen Seite genau in denselben Bereichen wie die Vorteile genannt. Da in der Berechnung des SPI nur der Niederschlag berücksichtigt wird werden andere Faktoren, die auch für Trockenheit verantwortlich sind, wie z.B. Strahlung, Temperatur und Wind nicht berücksichtigt. Weiteres ist durch die Standardisierung der Daten über einen längeren Zeitraum das örtliche Auftreten von extremen Trockenperioden nur noch schwer zuordenbar. Trotzdem gehört der SPI aufgrund seiner Robustheit und Verlässlichkeit zu den am häufigsten verwendeten Dürreindikatoren (Heim, 2002; Keyantash et al., 2002).

Tabelle 4: SPI Klassifikation nach McKee et al. (1993)

SPI Wert	Klasse
$SPI \geq 2,0$	Extrem Feucht
$1,5 \leq SPI < 2,0$	Sehr Feucht
$1,0 \leq SPI < 1,5$	Feucht
$-1,0 < SPI < 1,0$	Normal
$-1,5 < SPI \leq -1,0$	Trocken
$-2,0 < SPI \leq -1,5$	Sehr Trocken
$SPI \leq -2,0$	Extrem Trocken

3.9 Statistische Auswertung

Zur statistischen Analyse der Forschungsfragen wurde das Statistikprogramm R (R Core Team, 2017) verwendet. Für die Beantwortung der Forschungsfragen eins bis vier wurden die errechneten Resilienz- und Resistenzwerte zuerst auf deren Normalverteilung geprüft, wozu ein Shapiro-Wilk Tests verwendet wurde. Dessen Nullhypothese nimmt an, dass eine Normalverteilung der Grundgesamtheit vorliegt. Die Alternativhypothese unterstellt, dass keine Normalverteilung gegeben ist. Da bei allen Werten der p-Wert $< 0,05$ war, muss die Nullhypothese abgelehnt werden (Royston, 1982; 1982; 1995).

In Folge wurde zur weiteren Beantwortung ein zweiseitiger Wilcoxon-Rangsummen-Test verwendet, da die Werte nicht normalverteilt sind. Dieser überprüft, ob die Verteilungen zweier Stichproben zu derselben Grundgesamtheit gehören (Bauer, 1972; Hollander et al., 1973).

Mit Hilfe eines multiplen linearen Regressionsmodelles wurde weiters der gemeinsame Einfluss der unabhängigen Variablen Baumart (Fichte/Lärche), Exposition (Nord/Süd), Seehöhe (montan/subalpin) und Waldtyp (feucht/trocken) auf die abhängigen Variablen Resilienz und Resistenz ermittelt (Chambers et al., 1992; Wilkinson et al., 1973).

Für die fünfte Forschungsfrage, dem Einfluss von Konkurrenz auf das Resilienz- und Resistenzverhalten, wurde der Spearman Rangkorrelationskoeffizient herangezogen. Dieser wird bei nicht normalverteilten Variablen verwendet und beschreibt den Zusammenhang zwischen zwei Variablen (Best et al., 1975; Hollander et al., 1973). Gründe für die Spearman Korrelation sind, dass sie nicht lineare Trends zwischen Wachstum und Konkurrenz berücksichtigt (Pedersen et al. 2013; 2012) und bei der vorhandenen Datengröße, die als Input dient und die Anzahl 10 übersteigt, geeignet ist (Siegel, 1956).

4 Ergebnisse

4.1 Identifikation von Trockenjahren

Gereiht nach dem AI nach De Martonne (1926) sind die sieben trockensten Jahre 1947, 1962, 1984, 1961, 2006, 2003 und 1976 (Tabelle 5). Im Gegensatz dazu reihen sich die Trockenjahre nach dem SPI mit 1962 als dem trockensten gefolgt von 1947, 1984, 1961, 1976, 1967 und 2006 (Tabelle 6). Ziel der Arbeit war es die sechs durch Trockenheit einflussreichsten Jahre zu identifizieren. Da in weiterer Folge bei der Berechnung der Reaktion der Bäume auf die identifizierten Trockenjahre die durchschnittlichen Grundflächenzuwachsstleistungen der fünf Jahre vor und nach dem Trockenjahr berücksichtigt wurden, nahm auch die Reihung der Trockenjahre Einfluss auf die schlussendliche Auswahl der analysierten Jahre. So wurde in dieser Arbeit das Jahr 1961 nicht explizit analysiert, da schon 1962 in der Analyse berücksichtigt wurde. Wiederum wurde das Jahr 2003 trotz seines geringen zeitlichen Abstands zum Jahr 2006 in die Analyse miteinbezogen. Der Grund lag sowohl in der häufigen Erwähnung des Jahres 2003 als Trockenjahr in klimatischen Studien (Schär et al., 2004), wonach dies der heißeste Sommer seit 1500 n. Chr. war (Pfister et al., 2004), als auch an den Einflüssen dieses Jahres auf Gesellschaft, Wirtschaft und Ökosysteme (EEA, 2010; EC, 2012). Das Jahr 1967, laut Reihung der SPI Werte das sechst trockenste Jahr, wurde in der Arbeit ebenso nicht berücksichtigt, da es nicht vom AI nach De Martonne (1926) als eines der sechs trockensten Jahre identifiziert wird (Tabelle 6). In Folge wurden die zu untersuchenden Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 festgelegt.

Tabelle 5: Trockenjahre laut Ariditätsindex (AI) nach De Martonne (1926) gereiht nach den niedrigsten AI-Werten. Markierung der in der Arbeit berücksichtigten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006. Markierung der in der Arbeit nicht berücksichtigten Trockenjahre.

Rang	AI	Jahr
1	8,59	1947
2	9,17	1962
3	9,45	1984
4	9,66	1961
5	9,82	2006
6	10,22	2003
7	10,27	1976

Tabelle 6: Trockenjahre laut Standardized Precipitation Index (SPI) gereiht nach den niedrigsten AI Werten. Markierung der in der Arbeit berücksichtigten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006. Markierung der in der Arbeit nicht berücksichtigten Trockenjahre.

Rang	SPI	Jahr
1	-1,91	1962
2	-1,86	1947
3	-1,69	1984
4	-1,61	1961
5	-1,26	1976
6	-1,24	1967
7	-1,22	2006

Die klimatischen Einschnitte der errechneten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 werden durch den Vergleich des Verlaufs der beiden berechneten Klimaparameter über den Zeitraum von 1946 bis 2015 ersichtlich.

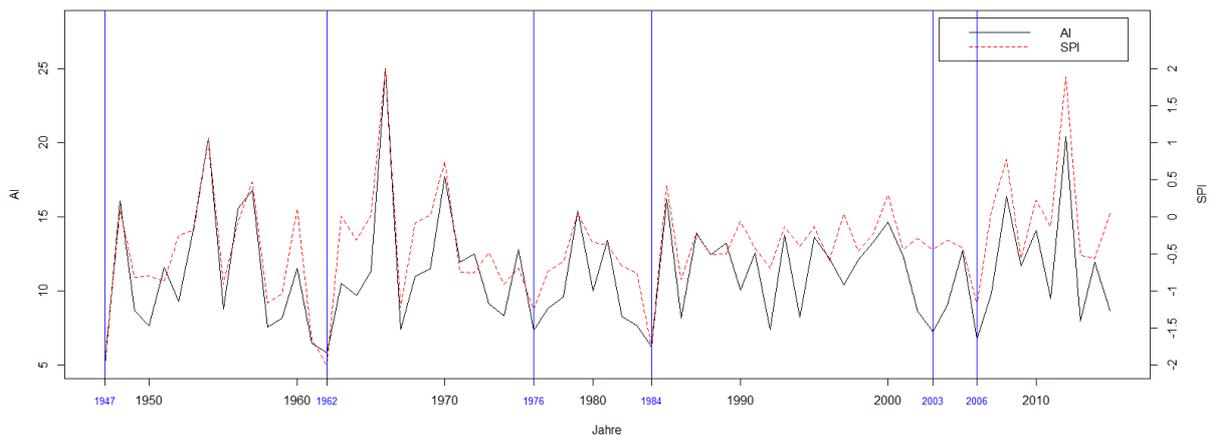


Abbildung 9: Angepasste Gegenüberstellung des AI und SPI. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.

4.2 Grundflächenzuwachs

Die Analyse der mittleren Zuwachsleistungen der Grundfläche (BAI) aller in den Berechnungen berücksichtigten Bäume zeigen für den Zeitraum von 1946 bis 2015, dass diese an der Südseite weitaus größer sind als an der Nordseite. In die Betrachtung des BAI fallen an der Nordseite 74 Lärchenproben und 88 Fichtenproben und an der Südseite 87 Lärchenproben und 80 Fichtenproben. In diesem Zeitraum liegt der durchschnittliche BAI der Fichte an südexponierten Standorten mit 1315 mm^2 weitaus über dem der Nordseite mit 309 mm^2 . Bei der Lärche zeigt sich ein ähnliches Bild, so sind die Lärchen der Südseite mit einem durchschnittlichen BAI von 1127 mm^2 weitaus wüchsiger als an der Nordseite mit 242 mm^2 . Sowohl an der Nord- als auch an der Südseite lässt sich erkennen, dass der BAI der Lärche im Vergleich zur Fichte bis zum Beginn des 21. Jahrhunderts annähernd synchron verläuft dann aber unter die Leistung der Fichte zu fallen beginnt. Die genauen Angaben zu den durchschnittlich berechneten Grundflächenzuwächsen [in mm^2] je Exposition können aus Anhang 1 entnommen werden.

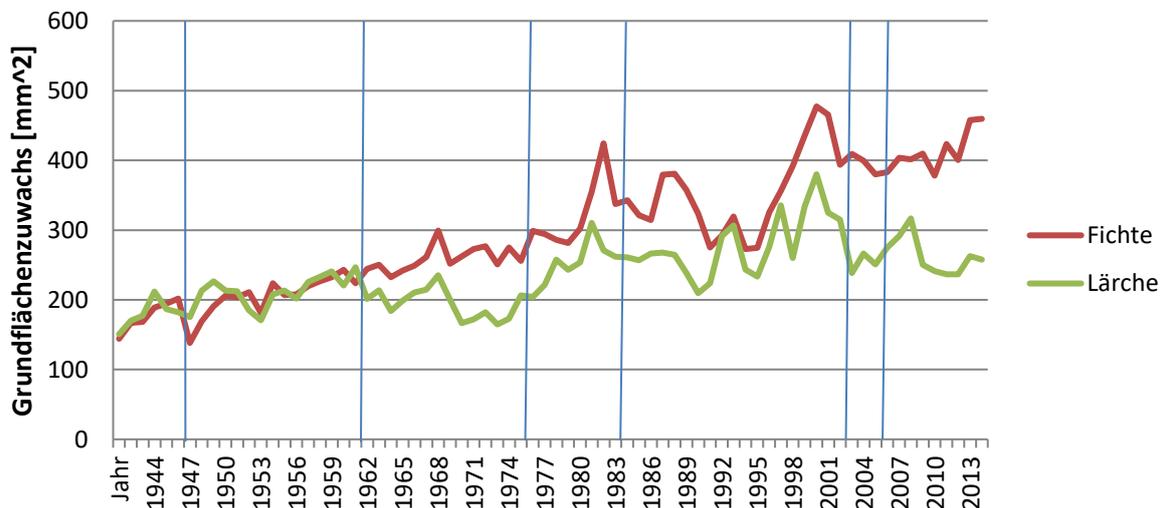


Abbildung 10: Durchschnittlicher Grundflächenzuwachs [in mm^2] auf nordexponierten Standorten. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.

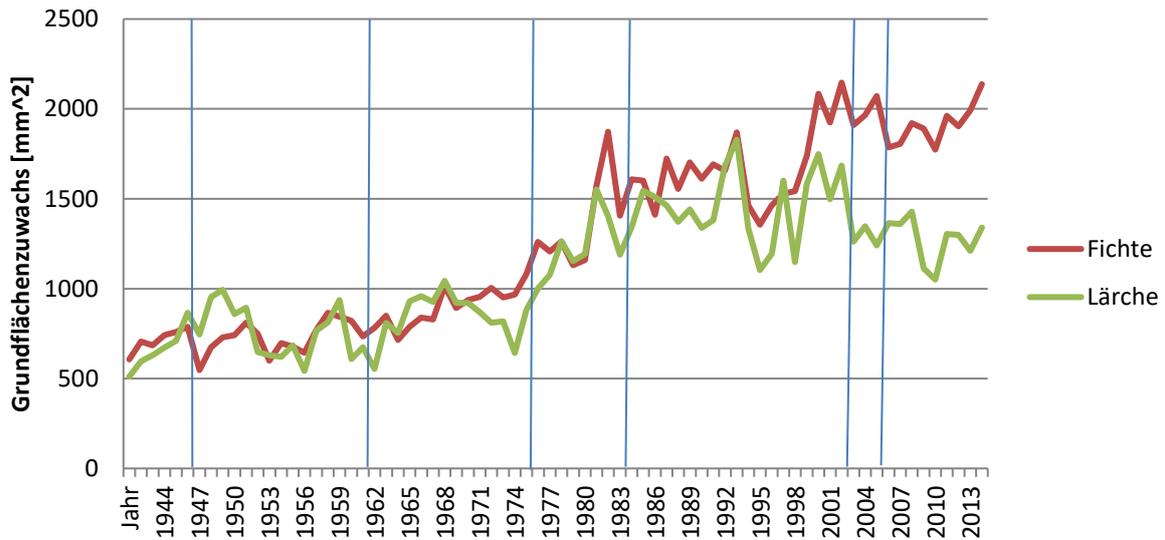


Abbildung 11: Durchschnittlicher Grundflächenzuwachs [in mm²] auf südexponierten Standorten. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.

4.3 Reaktionen der Baumarten auf Extremjahre

Über alle Trockenjahre betrachtet konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Resilienzwerten der Fichte und der Lärche festgestellt werden ($p=0,139$). Die Messwerte der Lärche unterliegen stärkeren Schwankungen als die der Fichte (Abbildung 12). Bei beiden Baumarten liegen die Mediane der Resilienz über dem kritischen Wert von 1. Dies bedeutet, dass in beiden Fällen mehr als 50% der gemessenen Bäume in ihrer Wuchsleistung nach der Trockenphase nicht unter jene vor der Stressphase fallen. Im Hinblick auf die Resistenz zeigt sich, dass die Werte der Fichte die der Lärche übertreffen (Abbildung 13). Hier unterstützen die Daten also die aufgestellte Hypothese ($p=0,00342$).

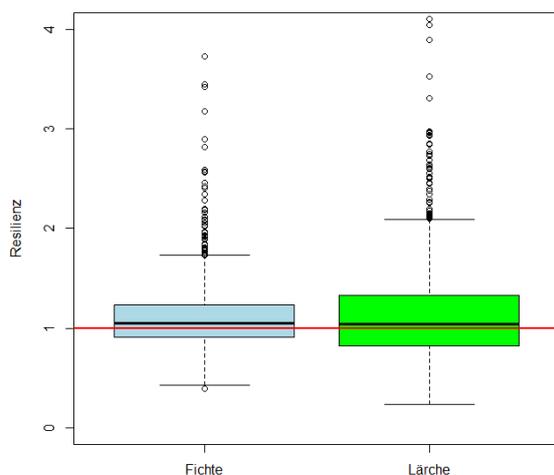


Abbildung 12: Resilienz der Baumarten über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt

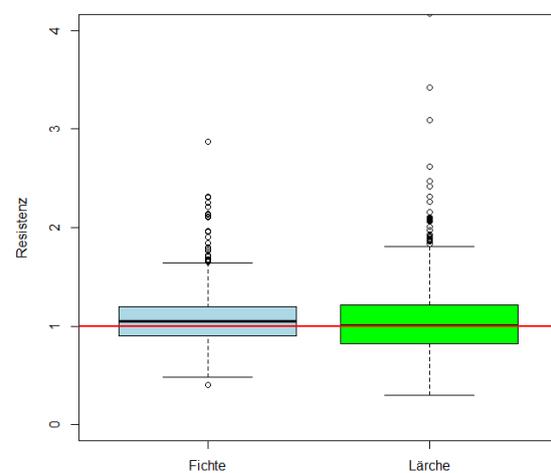


Abbildung 13: Resistenz der Baumarten über alle Trockenjahre

Analysiert man die Trockenjahre im Einzelnen so zeigt sich, dass die Resilienz der Lärche in den Jahren 1947 und 1976 über der der Fichte liegt ($p= 0,00109$ und $p< 0,001$). Wiederum 1962, 2003 und 2006 übersteigt die Resilienz der Fichte die der Lärche ($p= 0,0121$, $p< 0,001$ und $p= 0,00212$). Weiteres unterschreiten nur 2003 und 2006 die Mediane der Resilienz sowohl bei Fichte als auch bei Lärche den kritischen Wert von 1 (Tabelle 7).

Die Resistenz gegenüber den Trockenjahren 1984 und 2006 spiegelt das gesamttheitliche Ergebnis wider, auch hier sind die Werte der Fichte höher ($p= 0,0238$ und $p< 0,001$). Im Gegensatz dazu ist die Resistenz der Lärche 1976 höher als jene der Fichte ($p= 0,00464$).

Tabelle 7: Mediane und p-Werte der Resilienz- und Resistenzmessungen der 1. Fragestellung über alle und die einzelnen Trockenjahre. □ p-Werte $\leq 0,05$

Extremjahre	Resilienz Median		p-Wert Baumarten-unterschiede	Resistenz Median		p-Wert Baumarten-unterschiede
	Fichte	Lärche		Fichte	Lärche	
Alle	1,054	1,0430	0,139	1,0490	1,006	0,00342
1947	1,0910	1,240	0,00109	1,211	1,198	0,251
1962	1,120	1,020	0,0121	1,00600	1,0520	0,271
1976	1,136	1,350	< 0,001	1,00600	1,122	0,00464
1984	1,060	1,0770	0,668	1,0330	0,973	0,0238
2003	1,000	0,838	< 0,001	1,0620	1,034	0,238
2006	0,936	0,852	0,00212	1,00600	0,805	< 0,001

4.4 Reaktionen der Baumarten nach Exposition auf Extremjahre

Über die Summe der Trockenjahre wird ersichtlich, dass die Mediane der Resilienz- und Resistenzwerte der Baumarten je nach Nord- oder Südexposition über dem kritischen Wert 1 liegen (Abbildung 14, Abbildung 15). Gesamtheitlich betrachtet bedeutet dies, dass über 50 % der Resilienz und Resistenz der Baumindividuen als positiv bewertet werden können. Getrennt nach Baumarten lässt sich aber erkennen, dass vor allem die Lärche mit stärkeren Wachstumseinbußen auf südexponierten Standorten und einer längeren Erholungsphase auf nordexponierten Standorten auf Trockenjahre reagiert. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde mit Hilfe des Wilcoxon Test die Signifikanz dieser Ergebnisse ermittelt. Dazu wurde der wahre Mittelwert mit 1 gegen den getesteten angeführt. Mit dieser Analyse konnte ermittelt werden, dass sowohl die Resilienz als auch die Resistenz nicht signifikant von 1 abweichen ($p= 0,941$ und $p= 0,990$). Dies bedeutet, dass die Lärche zwar in ihrer Resilienz auf südexponierten Standorten und in ihrer Resistenz auf nordexponierten Standorten niedrigere Ergebnisse aufweist, der kritische Wert von 1 aber nicht signifikant unterschritten wird.

Die Summe der Beobachtungen ergibt, dass die Resilienz der Nordseite sich signifikant von jener der Südseite unterscheidet. Dabei ist die Resilienz der Südseite höher als die der Nordseite ($p< 0,001$). Auch die Resistenz der Nordseite unterscheidet sich signifikant von der Resistenz der Südseite. Die Bäume der Südseite sind widerstandsfähiger gegenüber Trockenjahren als die der Nordseite ($p= 0,0205$) (Tabelle 8).

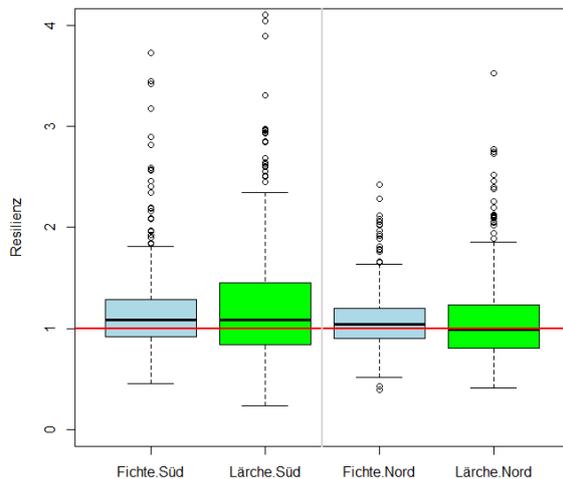


Abbildung 14: Resilienz der Baumarten je Exposition über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.

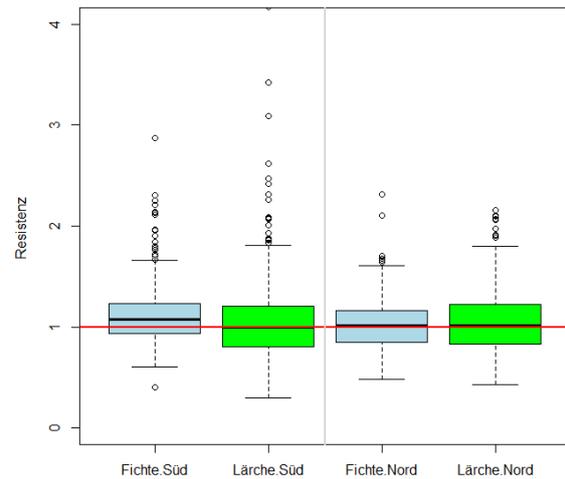


Abbildung 15: Resistenz der Baumarten je Exposition über alle Trockenjahre

Für die Resilienz zeigen sich in den Jahren 1947, 1962, 1976, 1984 und 2003 signifikante Unterschiede zwischen Nord- und Südseite (Tabelle 8). Hier sind die Resilienzwerte der Südseite höher als die der Nordseite (Tabelle 8).

Für die Resistenz ergeben sich 1947, 1962, 1984, 2003 und 2006 signifikante Unterschiede zwischen den Expositionen. Es zeigt sich, dass 1962 und 1984 die Werte der Nordseite höher sind ($p=0,0167$ und $p=0,0526$). 1947, 2003 und 2006 zeigt sich die Südseite mit höheren Werten ($p<0,001$, $p<0,001$ und $p=0,0198$) (Tabelle 8).

Resilienz und Resistenz nach Exposition und Baumarten

Betrachtet man die Werte je Exposition getrennt nach Baumart über alle Trockenjahre, errechnet sich bei der Resilienz sowohl bei der Lärche als auch bei der Fichte ein signifikanter Unterschied zwischen der Nordseite und der Südseite ($p=0,000573$ und $p=0,00103$). Sowohl die Werte der Lärche als auch die der Fichte an der Südseite sind hier höher, als die der Nordseite (Tabelle 8). Bei der Resistenz differenziert sich die Lärche der Nordseite jedoch nicht signifikant von der Südseite ($p=0,202$). Im Gegensatz dazu sind die Werte der Fichte auf der Südseite höher als die der Fichte der Nordseite ($p<0,001$).

Die Ergebnisse der Resilienz und Resistenz der Lärche in den einzelnen beobachteten Trockenjahren ergeben je Exposition signifikante Unterschiede. 1947, 1962 und 1984 sind die Resilienzwerte der Lärche an der Südseite höher als die der Nordseite (Tabelle 8). Bei der Resistenz sind in den Trockenjahren 1947 und 2003 die Werte der Südseite höher ($p=7,478e-05$ und $p=0,02281$). Demgegenüber sind die Werte 1962, 1976 an der Nordseite höher ($p=0,005196$ und $p=0,0017$).

Die Einzelergebnisse der Fichte belegen für die Resilienz 1976 und 2003 höhere Werte für die Nordseite ($p=0,000122$ und $p=0,00412$). Bei der Resistenz sind 1976, 2003 und 2006 die Ergebnisse der Fichte an der Südseite höher als die der Nordseite ($p<0,001$, $p<0,001$ und $p=0,000323$).

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten an der Nordseite

Es stellt sich die Frage, ob es Unterschiede in der Resilienz und Resistenz der Nordseite von Fichte und Lärche über alle Trockenjahre gibt?

Bei der Resilienz sind die Werte der Fichte höher als die der Lärche ($p= 0,0497$). Beim Resistenzverhalten aber konnte zwischen Fichte und Lärche kein signifikanter Unterschied festgestellt werden ($p= 0,659$) (Tabelle 9).

Wieder im Einzelnen betrachtet ergeben die Berechnungen, dass die Resilienz 1962 und 2003 der Fichte höher ist als die der Lärche ($p < 0,001$ und $p=0,00107$). Nur 1976 ist die Resilienz der Lärche höher als die der Fichte an der Nordseite ($p < 0,001$). Die Resistenzwerte der Fichte sind 1947 und 2006 größer als die der Lärche ($p= 0,00980$ und $p= 0,0224$). 1962 und 1976 liefern ein umgekehrtes Bild ($p=0,0159$ und $p < 0,001$) (Tabelle 9).

Trotz der Unterschiede zur Südseite und zwischen den Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz zeigt die Analyse, dass die Ergebnisse der Nordseite sich nicht signifikant von dem kritischen Wert 1 unterscheiden.

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten an der Südseite

Erneut stellt sich die Frage nach möglichen Unterschieden zwischen der Resilienz und Resistenz der Baumarten auf der Südseite. Bei den Resilienzwerten kann kein signifikanter Unterschied festgestellt werden ($p= 0,411$). Die Resistenz der Fichte erzielt jedoch höhere Ergebnisse als die der Lärche ($p < 0,001$).

Im Einzelnen zeigt sich bei der Resilienz 1947 und 1976 die Lärche mit höheren Ergebnissen ($p= 0,000183$ und $p= 0,0483$). 2003 und 2006 hat die Fichte höhere Werte ($p < 0,001$ und $p= 0,00519$) (Tabelle 9).

Die Resistenz spiegelt 1984, 2003 und 2006 das Ergebnis bei der zeitlich gesamtheitlichen Beobachtung wider. In diesen Jahren ist laut Erhebung die Resistenz der Fichte höher als die der Lärche ($p= 0,0185$, $p= 0,0143$ und $p < 0,001$).

Trotz der höheren Ergebnisse der Südseite im Vergleich zur Nordseite konnte bei der einzelnen Betrachtung der Südseite nach den Baumarten nur bei der Resistenz der Fichte ein signifikant höherer Wert errechnet werden.

Tabelle 8: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumart und Exposition gesamt sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. p-Werte $\leq 0,05$

Jahre	Resilienz Median		p-Wert Expositions- unterschiede	Resistenz Median		p-Wert Expositions- unterschiede
	Nord	Süd		Nord	Süd	
Alle	1,025	1,0580	$< 0,001$	1,0160	1,0430	0,0205
1947	1,106	1,288	$< 0,001$	1,136	1,293	$< 0,001$
1962	1,043	1,126	0,00589	1,0550	0,989	0,0167
1976	1,176	1,290	0,00351	1,080	1,0470	0,429
1984	1,044	1,116	0,00235	1,0280	0,973	0,0526
2003	0,904	0,951	0,0174	0,959	1,088	$< 0,001$
2006	0,945	0,952	0,116	0,886	0,939	0,0198
Lärche						
Alle	0,992	1,0880	0,000573	1,016	0,993	0,202
1947	1,170	1,475	$< 0,001$	1,060	1,366	$< 0,001$
1962	0,931	1,151	$< 0,001$	1,0910	0,989	0,00520
1976	1,351	1,348	0,983	1,208	1,005	0,00170
1984	1,029	1,138	0,00988	1,011	0,902	0,103
2003	0,817	0,876	0,308	0,959	1,064	0,0228
2006	0,896	0,809	0,125	0,816	0,792	0,654
Fichte						
Alle	1,0450	1,083	0,00103	1,0150	1,077	$< 0,001$
1947	1,068	1,191	0,0890	1,186	1,247	0,103
1962	1,149	1,0960	0,799	1,0180	0,985	0,494
1976	1,0710	1,219	0,000122	0,938	1,0940	$< 0,001$
1984	1,0490	1,107	0,0886	1,040	1,0150	0,369
2003	0,965	1,037	0,00412	0,963	1,158	$< 0,001$
2006	0,964	0,933	0,6995	1,000	1,070	0,000323

Tabelle 9: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Exposition und Baumarten über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. p-Werte $\leq 0,05$

Nord	Resilienz		p-Wert Baumarten- unterschiede	Resistenz		p-Wert Baumarten- unterschiede
	Fichte	Lärche		Fichte	Lärche	
Alle	1,0450	0,992	0,0497	1,0150	1,016	0,659
1947	1,0680	1,170	0,224	1,186	1,060	0,00980
1962	1,149	0,931	< 0,001	1,0180	1,0910	0,0159
1976	1,0710	1,351	< 0,001	0,938	1,208	< 0,001
1984	1,0490	1,0290	0,234	1,040	1,011	0,374
2003	0,965	0,817	0,00107	0,963	0,959	0,694
2006	0,964	0,896	0,131	1,000	0,816	0,0224
Süd						
Alle	1,0830	1,0880	0,411	1,077	0,993	< 0,001
1947	1,191	1,745	0,000183	1,247	1,366	0,295
1962	1,0960	1,151	0,591	0,985	0,989	0,578
1976	1,219	1,348	0,0483	1,0940	1,005	0,0929
1984	1,107	1,138	0,721	1,015	0,902	0,0185
2003	1,0370	0,876	< 0,001	1,158	1,0640	0,0143
2006	0,933	0,809	0,00519	1,070	0,792	< 0,001

4.5 Reaktionen der Baumarten je Seehöhe auf Extremjahre

Über alle Trockenjahre gibt es sowohl bei der Resilienz als auch der Resistenz signifikante Unterschiede zwischen der montanen und der subalpinen Stufe ($p < 0,001$ und $p < 0,001$). Bei beiden Indikatoren zeigt die subalpine Stufe höhere Werte an (Abbildung 16, Abbildung 17).

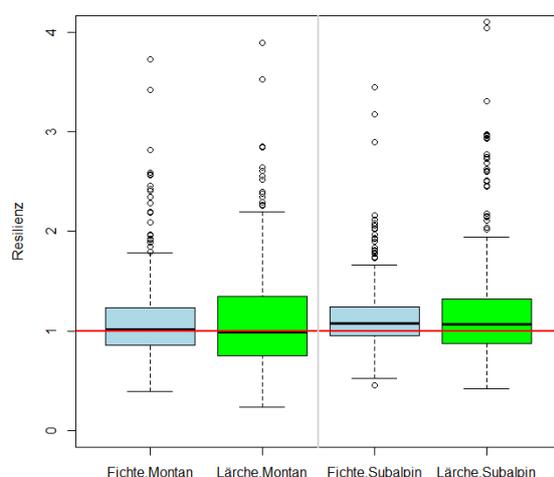


Abbildung 16: Resilienz der Baumarten je Seehöhenstufe über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.

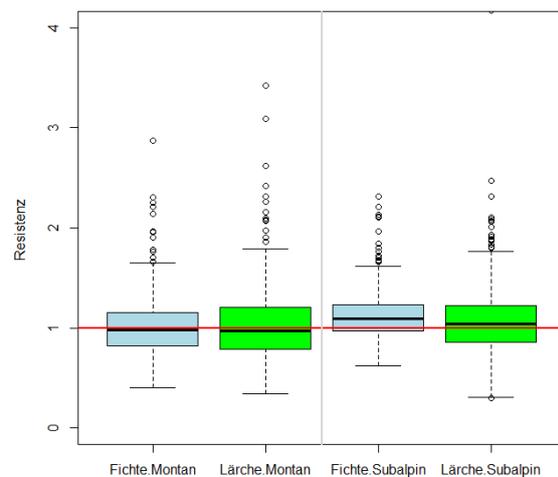


Abbildung 17: Resistenz der Baumarten je Seehöhenstufe über alle Trockenjahre

Bei der Resilienz zeichnet sich dasselbe Bild in den einzelnen Trockenjahren 1962, 2003 und 2006 ab ($p < 0,001$, $p < 0,001$ und $p = 0,00439$). Auch hier überwiegen, mit Ausnahme von 1976, höhere Resilienzen in der subalpinen Stufe ($p = 0,00646$). Ebenso sind die Resistenzwerte der subalpinen Stufe 1976, 1984, 2003 und 2006 höher ($p = 0,0148$, $p = 0,00274$, $p < 0,001$ und $p < 0,001$) (Tabelle 10).

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten und der Seehöhe

Alle Trockenjahre nach den untersuchten Baumarten zeigen, dass sich die Resilienz und die Resistenz signifikant zwischen montaner und subalpiner Stufe unterscheiden. Die Resilienz der Fichte und der Lärche in der subalpinen Stufe ist höher ($p < 0,001$ und $p = 0,00392$). Auch bei der Resistenz der Fichte und Lärche hat die subalpine Stufe höhere Werte ($p < 0,001$ und $p = 0,00251$).

Gesondert nach den Trockenjahren ist die Resilienz der Lärche 1962, 1984 und 2003 in der subalpinen Stufe höher ($p = 0,000619$, $p = 0,00266$ und $p < 0,001$). Nur 1976 zeigen sich in der montanen Stufe höhere Werte ($p = 0,00608$). Auch bei der Resistenz zeigt 1984, 2003 und 2006 die subalpine Stufe höhere Werte ($p = 0,0473$, $p = 0,000974$ und $p = 0,00593$) (Tabelle 10).

Für die Fichte sind die Resilienzwerte der subalpinen Stufe 1962, 2003 und 2006 höher ($p = 0,0302$, $p < 0,001$ und $p = 0,00253$). Dies gilt auch für die Resistenz in den Jahren 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 (Tabelle 10).

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten in der montanen Stufe

Analysiert man die montane Stufe je Baumart ergibt die Gegenüberstellung von Fichte und Lärche bei der Resilienz und der Resistenz keinen signifikanten Unterschied (Tabelle 11).

Betrachtet man jedoch die Jahre einzeln, zeigt sich, dass sich 1962, 1984 und 2003 die Resilienz der Fichte in der montanen Stufe als höher erweist als die der Lärche ($p = 0,0176$, $p = 0,0152$ und $p = 0,000153$). 1947 und 1976 sind im Gegensatz dazu die Ergebnisse der Lärche höher ($p = 0,0261$ und $p < 0,001$).

Für die Resistenz zeigt sich, dass 2006 der Wert der Fichte höher ist als der der Lärche ($p = 0,006299$). 1976 hat hingegen die Lärche höher Werte ($p = 0,00735$). Trotz der signifikanten Unterschiede in den einzelnen Jahren hat über alle Trockenjahre betrachtet in der montanen Seehöhenstufe kein signifikanter Unterschied bei Resilienz und Resistenz nach den Baumarten festgestellt werden können.

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten an der subalpinen Stufe

Betrachtet man die subalpine Stufe separat nach den Baumarten nach Unterschieden in der Resilienz und Resistenz zeigt sich über alle beobachteten Jahre folgendes Bild:

Zwischen der Resilienz der Fichte und der der Lärche zeigen sich keine signifikanten Unterschiede ($p = 0,281$). Jedoch in ihrer Resistenz weist die Fichte höhere Ergebnisse auf als die Lärche ($p = 0,000160$).

Im Einzelnen weist die Fichte in ihrer Resilienz 2003 und 2006 höhere Werte auf ($p < 0,001$ und $p = 0,00145$). 1947 und 1976 sind die Ergebnisse der Lärche höher als jene der Fichte ($p = 0,0249$ und $p = 0,0185$). Es bestätigt sich, dass die Werte der Resistenz der Fichte 1947 und 2006 höher sind als die der der Lärche ($p = 0,0356$ und $p < 0,001$) (Tabelle 11).

Zusammenfassend sind somit die Resilienz und Resistenz der Baumarten der subalpinen Stufe höher als jene der montanen. Wird die subalpine Stufe separat analysiert kann ein signifikanter Unterschied in der Resistenz der Fichte gegenüber der Lärche festgestellt werden. Die Werte der Fichte sind dabei höher. Für die Resilienz kann kein signifikanter Unterschied zwischen den Baumarten auf der subalpinen Stufe festgestellt werden.

Tabelle 10: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumart und Seehöhe gesamt sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. p-Werte $\leq 0,05$

Jahre	Resilienz Median		p-Wert Baumarten- unterschiede	Resistenz Median		p-Wert Baumarten- unterschiede
	Montan	Subalpin		Montan	Subalpin	
Alle	1,007	1,0750	$< 0,001$	0,974	1,0710	$< 0,001$
1947	1,209	1,169	0,387	1,210	1,198	0,884
1962	1,0110	1,145	$< 0,001$	0,993	1,060	0,113
1976	1,294	1,161	0,00646	0,988	1,090	0,0148
1984	1,0250	1,0850	0,0712	0,967	1,0340	0,00274
2003	0,817	1,0210	$< 0,001$	0,979	1,0870	$< 0,001$
2006	0,866	0,935	0,00439	0,798	1,020	$< 0,001$
Lärche						
Alle	0,986	1,0690	0,00392	0,966	1,0390	0,00251
1947	1,387	1,222	0,396	1,254	1,101	0,228
1962	0,953	1,0770	0,000619	1,0230	1,0630	0,787
1976	1,426	1,231	0,00608	1,090	1,129	0,543
1984	0,963	1,131	0,00266	0,909	0,999	0,0473
2003	0,751	0,909	$< 0,001$	0,953	1,0840	0,000974
2006	0,815	0,882	0,170	0,752	0,874	0,00593
Fichte						
Alle	1,0180	1,0780	$< 0,001$	0,981	1,0890	$< 0,011$
1947	1,0570	1,114	0,984	1,167	1,222	0,206
1962	1,0930	1,160	0,0302	0,960	1,040	0,0199
1976	1,176	1,120	0,528	0,910	1,0760	0,00259
1984	1,0810	1,060	0,456	0,999	1,0630	0,0150
2003	0,898	1,066	$< 0,001$	1,0370	1,0990	0,00214
2006	0,888	0,969	0,00253	0,848	1,0930	$< 0,001$

Tabelle 11: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Seehöhe und Baumarten über alle, sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. □ p-Werte ≤0,05

Montan	Resilienz		p-Wert Baumarten- unterschiede	Resistenz		p-Wert Baumarten- unterschiede
	Fichte	Lärche		Fichte	Lärche	
Alle	1,0180	0,986	0,238	0,981	0,966	1,000
1947	1,0570	1,387	0,0261	1,167	1,254	0,648
1962	1,0930	0,953	0,0176	1,000	1,0230	0,0650
1976	1,176	1,426	< 0,001	0,910	1,090	0,00735
1984	1,0810	0,963	0,0152	0,999	0,909	0,0827
2003	0,898	0,751	0,000153	1,037	0,953	0,475
2006	0,888	0,815	0,172	0,848	0,752	0,00630
Subalpin						
Alle	1,0780	1,0690	0,281	1,0890	1,0390	0,000160
1947	1,114	1,222	0,0249	1,222	1,101	0,0356
1962	1,160	1,0770	0,302	1,040	1,0630	0,982
1976	1,120	1,231	0,0185	1,0760	1,129	0,183
1984	1,060	1,131	0,0610	1,0630	0,999	0,130
2003	1,0660	0,909	< 0,001	1,0990	1,084	0,499
2006	0,969	0,882	0,00145	1,0930	0,874	< 0,001

4.6 Reaktionen der Baumarten nach den Standortstypen über die Extremjahre

Sowohl feuchte als auch trockene Standortstypen unterscheiden sich in ihrer Resilienz und Resistenz über die gesamten Trockenjahre signifikant ($p= 0,005$ und $p= 0,000490$). Die Resilienz und die Resistenz der Baumarten auf feuchten Standortstypen sind höher (Abbildung 18, Abbildung 19). Im Einzelnen betrachtet zeigt sich dieses Ergebnis auch in den Jahren 1962, 1984 und 2003 wieder. In diesen Jahren sind die Resilienz und die Resistenz der Bäume auf feuchten Standortstypen höher als jene auf trockenen Standortstypen (Tabelle 12).

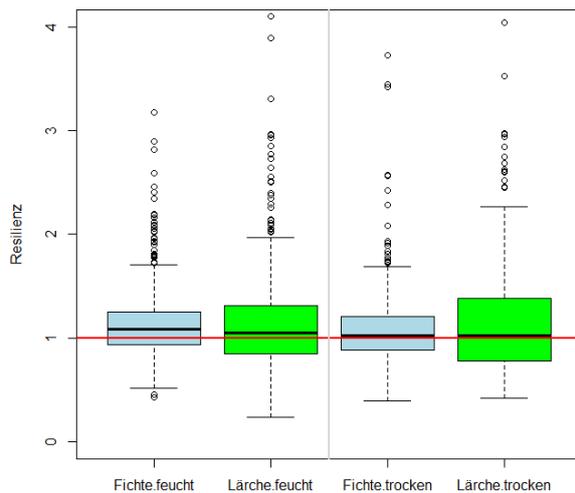


Abbildung 18: Resilienz und der Baumarten je Standorttyp über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.

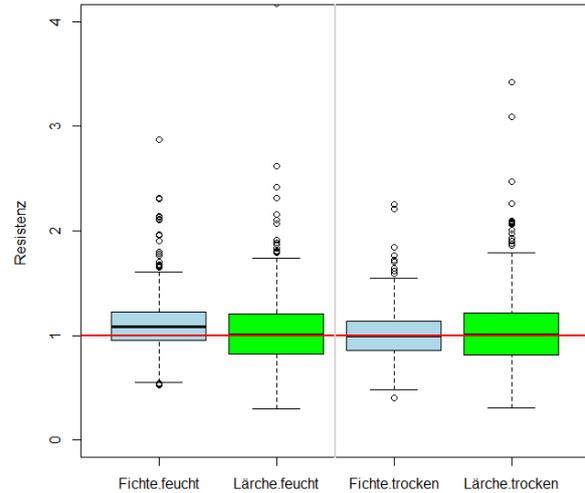


Abbildung 19: Resistenz der Baumarten je Standorttyp über alle Trockenjahre

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten und den Standortstypen

Bei der Resilienz und der Resistenz der Lärche ist zwischen den feuchten und trockenen Standortstypen kein signifikanter Unterschied ($p = 0,370$ und $p= 0,752$). Wiederum unterscheiden sich sowohl die Resilienz als auch die Resistenz der Fichte je nach Standort ($p= 0,00452$ und $p < 0,001$). Auch hier sind die Resistenz und Resilienz der Fichte feuchter Standortstypen höher als jene trockener Standortstypen.

Im Einzelnen ist die Resilienz der Lärche 1976 und 1984 für die feuchten Standortstypen höher ($p= 0,00317$ und $p= 0,04738$). Bei der Resistenz zeigen nur 1976 die trockenen Standortstypen höhere Werte ($p= 0,0158$).

Für die Fichte wird im Einzelnen deutlich, dass bei der Resilienz 1962, 1984 und 2003 ($p= 0,000657$, $p= 0,0212$ und $p= 0,0308$) die Werte der feuchten Waldstandorte höher sind. Für die Resistenz der Fichte ergeben sich 1962, 1976, 1984 und 2003 signifikante Unterschiede je nach Standorttyp. In allen genannten Jahren ist die Resistenz der Fichte der feuchten Waldstandorte höher ($p < 0,001$, $p= 0,00260$, $p= 0,00147$ und $p= 0,0203$).

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten auf feuchten Standortstypen

Bei Betrachtung der Baumarten ausschließlich an den feuchten Standortstypen zeigt sich, dass die Resilienz und die Resistenz der Fichte höher ist als die der Lärche ($p=0,0471$ und $p<0,001$). Dies spiegelt sich zum Teil in der Resilienz in den einzelnen Trockenjahren wider. So sind 1962, 2003 und 2006 die Werte der Fichte höher (Tabelle 13). 1947 und 1976 sind die Ergebnisse der Lärche höher als die der Fichte ($p=0,0223$ und $p=0,0663$). Auch bei der Resistenz sind im Einzelnen die Werte der Fichte in den Jahren 1947, 1984 und 2006 höher ($p=0,0545$, $p=0,010$ und $p<0,001$).

Die Fichte erzielt somit höhere Ergebnisse bei der Resilienz und Resistenz auf feuchten Standortstypen, sowohl wenn man innerartlich mit den Ergebnissen des trockenen Standortstypen vergleicht, als auch wenn man am feuchten Standortstyp mit den Werten der Lärche vergleicht.

Resilienz und Resistenz nach den Baumarten auf trockenen Standortstypen

Die Analyse der Resilienz und Resistenz nach den Baumarten auf trockenen Standortstypen zeigt keinen signifikanten Unterschied ($p=0,815$ und $p=0,433$).

Im Einzelnen sind aber Unterschiede ersichtlich. 1947 und 1976 ist die Resilienz der Lärche höher als bei der Fichte ($p=0,0162$ und $p<0,001$). Im Gegensatz dazu sind 2003 und 2006 die Ergebnisse der Fichte höher ($p=0,00501$ und $p=0,0225$).

Bei der Resistenz konnte 1976 die Lärche höhere Ergebnisse erzielen als die Fichte und 2006 lieferte die Fichte höhere Ergebnisse als die Lärche (Tabelle 13).

Gesamtheitlich betrachtet können somit für den trockenen Standortstyp keine Unterschiede je Baumart in ihrer Resilienz und Resistenz festgestellt werden. Analysiert man die Resilienz und Resistenz der Baumarten am feuchten Standort innerartlich kann festgestellt werden, dass sowohl die Werte der Fichte als auch jene der Lärche sich nicht signifikant von 1 unterscheiden.

Tabelle 12: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Standortstyp und Baumarten über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte ≤0,05

Feuchter vs. Trockener Standortstyp	Resilienz Median		p-Wert Unterschiede im Standortstyp	Resistenz Median		p-Wert Unterschied im Standortstyp
	Feucht	Trocken		Feucht	Trocken	
Alle	1,070	1,026	0,0050	1,053	1,001	0,000490
1947	1,232	1,153	0,2503	1,237	1,169	0,220
1962	1,142	1,004	0,00187	1,0690	0,951	0,000249
1976	1,206	1,233	0,118	1,090	1,0420	0,719
1984	1,115	1,0250	0,00235	1,0430	0,955	0,00361
2003	0,963	0,899	0,0322	1,0640	1,0340	0,0426
2006	0,928	0,873	0,123	0,931	0,894	0,420
Lärche						
Alle	1,0530	1,0220	0,370	1,004	1,0060	0,752
1947	1,197	1,395	0,309	1,103	1,311	0,0636
1962	1,033	0,973	0,153	1,0740	1,0170	0,130
1976	1,273	10449	0,00317	1,0880	1,190	0,0158
1984	1,128	1,0170	0,04738	0,976	0,955	0,3611
2003	0,859	0,823	0,2433	1,0450	0,979	0,4884
2006	0,896	0,636	0,198	0,807	0,799	0,8525
Fichte						
Alle	1,0850	1,0280	0,00452	1,0870	0,997	<0,001
1947	1,0850	1,110	0,466	1,188	1,214	0,752
1962	1,198	1,0280	0,000657	1,0650	0,908	<0,001
1976	1,154	1,116	0,379	1,090	0,934	0,00260
1984	1,113	1,0340	0,0212	1,073	0,955	0,00147
2003	1,0260	0,927	0,0308	1,124	1,046	0,0203
2006	0,963	0,917	0,294	1,046	0,981	0,116

Tabelle 13: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumarten und Standortstyp über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. p-Werte ≤0,05

Feucht	Resilienz		p-Wert Baumarten- unterschiede	Resistenz		p-Wert Baumarten- unterschiede
	Fichte	Lärche		Fichte	Lärche	
Alle	1,0850	1,0530	0,0471	1,0870	1,004	< 0,001
1947	1,0850	1,197	0,0223	1,188	1,103	0,0545
1962	1,198	1,033	0,00372	1,0650	1,0740	0,929
1976	1,154	1,273	0,0663	1,090	1,0880	0,789
1984	1,113	1,128	0,990	1,0730	0,976	0,010
2003	1,026	0,859	< 0,001	1,124	1,045	0,0885
2006	0,963	0,896	0,0306	1,0460	0,807	< 0,001
Trocken						
Alle	1,0280	1,0220	0,815	0,997	1,0060	0,433
1947	1,110	1,395	0,0162	1,214	1,311	0,603
1962	1,0280	0,973	0,308	0,908	1,0170	0,0765
1976	1,116	1,449	< 0,001	0,934	1,190	< 0,001
1984	1,0340	1,0170	0,510	0,955	0,955	0,482
2003	0,927	0,823	0,000501	1,046	0,979	0,990
2006	0,917	0,830	0,0225	0,981	0,799	0,000493

4.7 Effekt von Konkurrenz in den Trockenjahren 2003 und 2006

Laut einseitiger Spearman-Korrelation sind der Konkurrenzindex und die Resilienz signifikant negativ miteinander korrelierend. Dies besagt, dass mit steigendem Konkurrenzindex die Resilienz abnimmt ($p=0,000893$ und $\rho=-0,121$). Differenziert man dieses Ergebnis nach den erhobenen Baumarten lässt sich für die Lärche kein Zusammenhang feststellen ($p=0,240$). Für die Fichte zeigt sich jedoch, dass mit steigendem Konkurrenzindex die Resilienz abnimmt ($p=0,00140$ und $\rho=-0,163$) (Abbildung 20).

Auch die Resistenz und der Konkurrenzindex sind signifikant negativ miteinander korrelierend ($p=0,000230$ und $\rho=-0,136$). Hier nimmt mit steigendem Konkurrenzindex die Resistenz ab. Bei den untersuchten Baumarten korreliert sowohl die Lärche ($p=0,0188$ und $\rho=-0,115$) als auch die Fichte ($p=0,0117$ und $\rho=-0,124$) signifikant negativ mit steigender Konkurrenz (Abbildung 21).

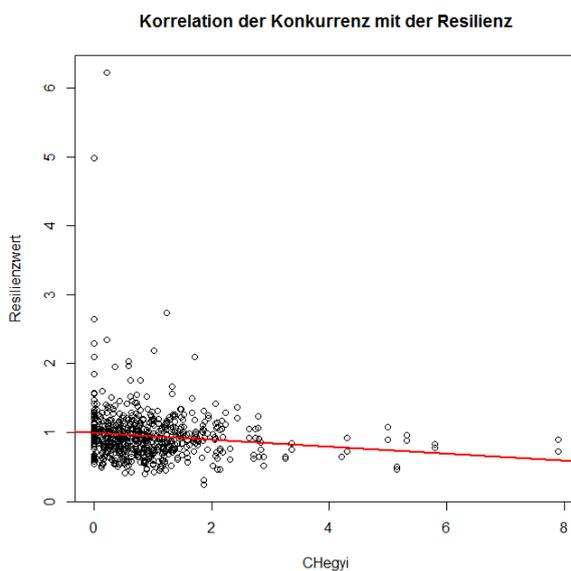


Abbildung 20: Konkurrenz und Resilienz

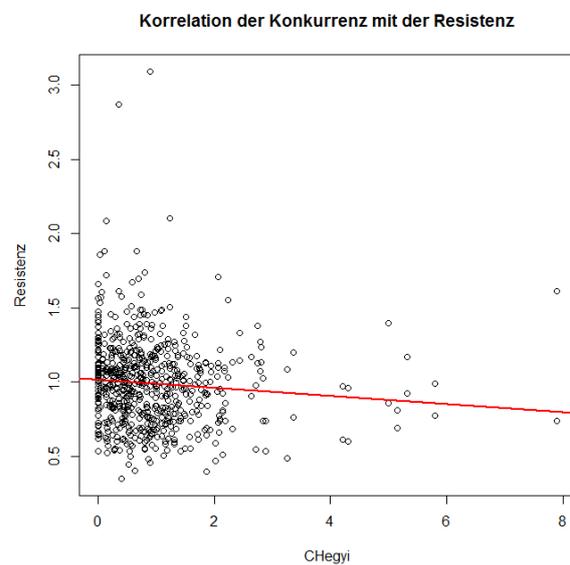


Abbildung 21: Konkurrenz und Resistenz

4.8 Multiple lineare Regressionsanalyse

Bei der multiplen linearen Regressionsanalyse wird der gemeinsame Einfluss der unabhängigen Variablen, Baumart (Fichte/Lärche), Exposition (Nord/Süd), Seehöhe (Montan/Subalpin) und Standortstyp (Feucht/Trocken) auf die abhängigen Variablen Resilienz und Resistenz ermittelt.

Tabelle 14 und 15 zeigen die wichtigsten Schätzparameter und Signifikanzen für das Modell zur Schätzung der Resilienz- und Resistenzparameter. Die genaue Aufschlüsselung mit dem Standardfehler und den t-Werten befindet sich im Anhang 6 und 7.

Über alle Trockenjahre ist die Exposition die einflussreichste Variable auf die Resilienz ($p < 0,001$). Im Gegensatz dazu nehmen auf die Resistenz die Exposition, die Seehöhe und der Standortstyp signifikanten Einfluss (Tabelle 15).

Im Einzelnen betrachtet nimmt die Variable der Baumart 1947, 1976 und 2003 signifikanten Einfluss auf die Resilienz (Tabelle 14). Bei der Resistenz ist die Einwirkung signifikant in den Trockenjahren 1976 und 2006 ($p = 0,0143$ und $p < 0,001$).

Die Exposition übt auf die Resilienz 1947, 1962, 1976, 1984 und 2003 einen signifikanten Einfluss aus (Tabelle 14). Deren Einwirkung zeigt sich auch bei der Resistenz 1947, 2003 und 2006 ($p < 0,001$, $p < 0,001$ und $p = 0,0022$).

Die Seehöhe zeigt ihren signifikanten Einfluss auf die Resilienz 1962, 1976 und 2003 ($p = 0,00556$, $p = 0,0436$, $p < 0,001$). Die Resistenz wird 1984, 2003 und 2006 von der Seehöhe signifikant beeinflusst (Tabelle 15).

Schließlich nimmt der Standortstyp auf die Resilienz 1984 und 2003 Einfluss ($p = 0,0409$ und $p = 0,0141$). Bei der Resistenz zeigt sich der Einfluss des Standortstyp 1962 und 1984 (Tabelle 15).

Tabelle 14: Koeffizienten der Resilienz der multiplen linearen Regression; Signifikanzniveaus: ***: $p < 0,001$ **: $< 0,01$ *: $< 0,05$

	Estimate All	Pr(> t)	Estimate 1947	Pr(> t)	Estimate 1962	Pr(> t)	Estimate 1976	Pr(> t)	Estimate 1984	Pr(> t)	Estimate 2003	Pr(> t)	Estimate 2006	Pr(> t)
Intercept	1,326	< 0,001	1,716	< 0,001	1,591	< 0,001	1,235	< 0,001	1,345	< 0,001	1,213	< 0,001	1,185	< 0,001
Baumart Lärche	0,0383	0,0932	0,315	0,000157	-0,0265	0,697	0,209	< 0,001	0,000428	1,000	-0,152	< 0,001	-0,0613	0,219
Exposition Nord	-0,150	< 0,001	-0,420	< 0,001	-0,292	< 0,001	-0,101	0,0221	-0,134	0,000108	-0,110	0,000707	-0,0191	0,703
Seehöhe Subalpin	0,0369	0,108	-0,113	0,178	0,190	0,00556	-0,0886	0,0436	0,0472	0,167	0,15750	< 0,001	0,00424	0,933
Typ trocken	-0,0488	0,0358	0,0108	0,900	-0,0108	0,0642	0,0402	0,365	-0,0708	0,0409	-0,0803	0,0141	-0,0852	0,0939

Tabelle 15: Koeffizienten der Resistenz der multiplen linearen Regression; Signifikanzniveaus: ***: $p < 0,001$ **: $< 0,01$ *: $< 0,05$

	Estimate All	Pr(> t)	Estimate 1947	Pr(> t)	Estimate 1962	Pr(> t)	Estimate 1976	Pr(> t)	Estimate 1984	Pr(> t)	Estimate 2003	Pr(> t)	Estimate 2006	Pr(> t)
Intercept	1,108	< 0,001	1,640	< 0,001	1,0665	< 0,001	0,974	< 0,001	1,0103	< 0,001	1,251	< 0,001	1,00243	< 0,001
Baumart Lärche	-0,0192	0,184	-0,00226	0,967	0,0340	0,331	0,0787	0,0143	-0,0422	0,0696	-0,0173	0,595	-0,156	< 0,001
Exposition Nord	-0,0591	< 0,001	-0,252	< 0,001	0,0380	0,280	-0,0376	0,243	0,0291	0,212	-0,189	< 0,001	-0,0685	0,0022
Seehöhe Subalpin	0,0787	< 0,001	-0,00234	0,966	0,0333	0,341	0,0471	0,144	0,0606	0,00972	0,129	< 0,001	0,175	< 0,001
Typ trocken	-0,0353	0,0168	0,0214	0,701	-0,121	0,000737	0,000140	0,997	-0,0553	0,0167	-0,0571	0,0851	-0,0124	0,552

5 Diskussion

Diese Masterarbeit setzt sich mit der Frage auseinander, inwiefern topographische Unterschiede einen abschwächenden Einfluss auf die Auswirkungen von extremen klimatischen Bedingungen nehmen können. Die Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 wurden mit Hilfe des Standardized Precipitation Index und des Ariditätsindex nach De Martonne (1926) identifiziert. Die Grundflächenzuwächse aus den Jahrringanalysen der untersuchten Baumarten und die daraus abgeleiteten Resilienz- und Resistenzwerte dienen als Indikatoren für die Reaktion auf Trockenjahre. Zu den einflussnehmenden Standortsbedingungen auf die Resilienz und die Resistenz gehören die Exposition, die Seehöhe, der Standortstyp und die Konkurrenz.

Die untersuchten Trockenjahre zeigen generell nur schwache Signale in den untersuchten Wäldern des Stubaitals. Daraus lässt sich ableiten, dass in der Vergangenheit Trockenheit keinen allzu großen negativen Einfluss auf das Baumwachstum im Stubaital hatte. Je nach Baumart, Topographie und Konkurrenz konnten jedoch Unterschiede in der Resilienz und Resistenz festgestellt werden.

5.1 Identifikation von Extremjahren

Mit der Einschränkung des berücksichtigten Zeitraums in dieser Arbeit von 1946 bis 2015 zur Identifikation von Extremjahren wird nur ein geringer Einfluss auf die Rangfolge der Trockenjahre genommen. So zählt selbst unter Einbindung der gesamten vorhandenen Klimadaten, bei der Temperatur von 1777 bis 2015 und beim Niederschlag von 1858 bis 2015, das Jahr 1947 mit dem siebten Platz zu einem der trockensten Jahre, ermittelt über die Sommermonate. Zusätzlich wird die Identifikation der Extremjahre durch die große Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des AI und des SPI, trotz ihrer unterschiedlichen Berechnungsparameter, gestärkt. Recherchen vergleichbarer Arbeiten haben ergeben, dass die Jahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 zu den trockensten in Mitteleuropa zählen und damit in dieser Arbeit deutliche Effekte auf das Baumwachstum zu erwarten waren (George, 2017; Boden, 2014; Kohler et al., 2010; Utschig et al., 2004; Rolland et al., 2000; Ciais et al., 2005; Zang, 2012, 2014; Levesque, 2013).

5.2 Baumartenspezifische Reaktionen

Zwischen den beiden untersuchten Baumarten Lärche und Fichte konnte bezüglich ihrer Resilienz kein Unterschied festgestellt werden. Bezüglich der Resistenz übertreffen jedoch die Werte der Fichte jene der Lärche. Entgegen der aufgestellten Hypothese, dass die Fichte sensibler auf Trockenperioden reagiert, muss hier festgestellt werden, dass die Lärche mit größeren Zuwachseinbußen auf Klimaextreme reagiert.

Generell gelten sowohl die Fichte als auch die Lärche als empfindlich gegenüber Trockenheit (Pichler, 2007; Schuster, 2013; Zang, 2012, 2014; Kölling 2007). Für die Lärche in Europa hat

Bhuyan et al. (2017) in der Analyse der Jahrringdatenbank Europa-Nordafrika (Babst et al., 2013) festgestellt, dass die Lärche in Europa sowohl von kurzen als auch langen Trockenperioden beeinflusst wird, jedoch nimmt dieser Effekt mit zunehmender Seehöhe ab. Die Fichte hingegen kann sich von kurzfristigen Temperaturänderungen leichter erholen als die Lärche (Hartl-Meier et al., 2014). Eine stärkere Beeinträchtigung ist erst bei langanhaltenden Dürreperioden erkennbar und sie reagiert sensitiv auf Wasserknappheit im Sommer (Lebourgeois et al., 2010). Bhuyan et al. (2017) teilen in ihrer Arbeit die Wälder Europas in Anlehnung an die Köppen-Geiger Klima Klassifikation (Kottek et al., 2006) ein. Dabei werden die Wälder nach Klima eingeteilt, temperierte Wälder mit gemäßigttem Klima ohne Trockenzeit, mediterrane Wälder mit gemäßigttem Klima mit trockenem Sommer (Mittelmeer) und kontinentale Wälder mit kontinentalem Klima. Wobei die Wälder des Stubaitals gemäß dieser Definition in die Kategorie der kontinentalen Wälder fallen. Laut Bhuyan et al. (2017) reagieren kontinentale Wälder im Gegensatz zu temperierten und mediterranen Wäldern mit einer höheren Resistenz und Widerstandsfähigkeit gegenüber kurz anhaltenden Trockenphasen. Sie reagieren erst stärker auf langanhaltende Dürreperioden. Tatsächlich sind die Wälder des Stubaitals dem Wuchsgebiet 1.2, den Subkontinentalen Innenalpen, zugeordnet. Dies ist von der temperierten Zwischenalpenzone geprägt (Hotter et al., 2015). Da in dieser Arbeit nur einzelne Trockenjahre und keine langanhaltenden Trockenperioden untersucht wurden, konnten die tatsächlichen Auswirkungen auf die Reaktion der Baumarten nicht analysiert werden. Es kann aber als Begründung für die schwachen Signale der Analyse dienen.

Um das Wachstumsverhalten der Fichte zu erklären nennt Zang (2012) die Baumgröße als Einflussfaktor. Mit steigender Baumgröße nimmt die Einzelbaum-spezifische Zuwachsreaktion im Zusammenhang mit Trockenstress zu. In dieser Arbeit wurde zwar die Baumgröße nicht als Einflussfaktor explizit miteinbezogen, durch die Auswahl der Probestämme kann diese aber als impliziert angesehen werden. So wurden Probestämme in den Beständen gewählt, die mit ihrer Höhe die Oberschicht bilden (Assmann, 1964) und nach Kraft (1884) der herrschenden und mitherrschenden Schicht angehören. Grundsätzlich ist das Wachstum der Fichte abhängig von ausreichenden Sommerniederschlägen und moderaten Sommertemperaturen (Kölling, 2007). Durch die Identifikation der Trockenjahre über die Sommermonate konnte vor allem dieser einschneidende Effekt, begrenzte Sommerniederschläge und erhöhte Sommertemperaturen, auf die Resilienz und Resistenz der Fichte analysiert werden. Bei Trockenstress reagiert die Fichte im frühen Stadium mit der Schließung der Stomata. Diese Strategie, bei zu hohem Wasserverlust bzw. mangelndem Nachschub, ermöglicht es der Fichte Schäden zu vermeiden und sich relativ schnell zu erholen (Dobson et al., 1990; Maier-Maercker, 1998). Einen der Mitgründe für die Empfindlichkeit der Fichte gegenüber Trockenstress sehen Jump et al. (2006) in ihrer flachen Durchwurzelung und in ihrer nur eingeschränkten Regulationsmöglichkeit der Stomataöffnungen.

Trotz der genannten Empfindlichkeiten der Fichte gegenüber Trockenstress hat sich in meiner Arbeit gezeigt, dass sie der Lärche im Hinblick auf die Resistenz überlegen ist. Dies lässt die Vermutung zu, dass die Strategie der Fichte, als Reaktion auf Trockenheit erfolgreicher ist.

Die Lärche liegt mit ihrer Resistenz in den Trockenjahren, außer 1976, zwar unter dem Resistenzwert der Fichte, trotzdem wird der kritische Wert von 1, außer 1984 und 2006, im Median nicht unterschritten. Ein ähnliches Verhalten finden George et al. (2017) in ihrer Untersuchung zur Beziehung zwischen dem Klima und sieben Provenienzen der Lärche in Europa. Darin zeigt die Analyse der Reaktionen der Lärchen auf Trockenheit in Form von Resilienz und Resistenz generell nur schwache Signale. Dies ergibt sich aus der genetischen Divergenz verschiedener Linien, die sich aus den unterschiedlichen Refugialgebieten der Lärche entwickelt haben. Diese führten zu lokalen Anpassungserscheinungen für Sommer- und Winterdürren. Mit dem Stübital vergleichbare Provenienzen liefern die besten Erholungswerte bzw. relativen Resilienzwerte für den alpinen Bereich. Zusätzlich steigen laut George et al. (2017) die Leistungen der Lärche mit der Seehöhe. Dieser Punkt wird vor allem im Vergleich mit den Ergebnissen der dritten Fragestellung relevant, die sich mit dem Einfluss der Seehöhe befasst. In dieser Arbeit wird ersichtlich, dass die Ergebnisse der Lärche in der subalpinen Stufe im Vergleich zur montanen Stufe tatsächlich höher sind.

Der stärkere Zuwachseinbruch der Lärche gegenüber der Fichte in Extremjahren lässt sich u.a. dadurch erklären, dass sie im Gegensatz zu den immergrünen Koniferen für die Nadelproduktion im Frühjahr drei bis vier Wochen braucht, bevor sie in Stammwachstum und in ein neues Xylem investieren kann (Moser et al. 2009). Zusätzlich gilt für viele montane und alpine Arten, dass sie oft nur schlecht mit mangelnden Bodenwasservorräten und Trockenevents umgehen können (Levesque et al., 2013; Eilmann et al., 2012; Ellenberg, 2009).

5.3 Einfluss der Exposition

In der aufgestellten Hypothese wird angenommen, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Exposition reagieren und die Auswirkungen von Klimaextremen an den Bäumen der Nordseite deutlicher an Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz erkennbar sind. Wie erwartet zeigen sich die Baumbestände auf dem Südhang sowohl mit höheren Resilienzwerten als auch einer höheren Resistenz gegenüber Trockenheit im Gegensatz zur Nordseite. Bei der Resilienz zeigen sich am Südhang die höheren Werte sowohl für die Fichte als auch für die Lärche im Vergleich zum Nordhang. Für die Resistenz kann zwischen der Lärche der Süd- und Nordseite kein Unterschied festgestellt werden. Die Fichte am Südhang ist wiederum resistenter als die Fichte am Nordhang.

Entgegen der aufgestellten Hypothese, dass die Fichte mit größeren Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz reagiert als die Lärche, zeigt die Fichte höhere Werte als die Lärche. Allerdings, gemäß der aufgestellten Hypothese, sind die Resilienz und Resistenz am Südhang höher als am Nordhang. Man kann diese Ergebnisse mit den baumspezifischen Empfindlichkeiten gegenüber Trockenstress und den vorliegenden Klimadaten vergleichen. So kann das Verhalten der Lärche darauf zurückgeführt werden, dass sie höhere Transpirationsraten aufweist als die Fichte. Dies wirkt sich sowohl auf die Speicherung des Kohlenstoffes, als auch auf das Wachstum negativ aus (Leo et al., 2013). Es bestätigt auch die hohe Sensitivität der Lärche gegenüber sich ändernden Umwelteinflüssen (Colenutt et al.,

1991). Dabei zeigt sich, dass Temperaturlimitierung im Stubaital die treibende Kraft ist und eine deutlich größere Rolle spielt als Wasserlimitierung. Die ausreichende Verteilung des Niederschlags über das Jahr im Zusammenhang mit der steigenden Temperatur (Adler et al., 2015) wirken sich also gesamtheitlich betrachtet positiv auf das Baumwachstum aus bzw. sind nicht lebensbedrohlich.

Betrachtet man dazu das Wuchsverhalten der Bäume auf der Nordseite (vgl. Abbildung 10 und 11, Kapitel 4.2) wird offensichtlich, dass die Bäume dort stärker limitiert sind als auf der Südseite. Die erhöhte Einstrahlung am Südhang begünstigt demnach das Wachstum von Wurzel und Spross, da die Bodentemperatur im Gegensatz zur nördlich exponierten Standorten deutlich über der Temperatur der Luft liegen kann, was sich begünstigend auswirkt (Oberhuber, 2004). Einen weiteren Einfluss nehmen somit auch die Dauer der Vegetationsperiode und der Schneebedeckung. Nach Oberhuber et al. 2003 können nördlich exponierte Standorte eine durchgehende Schneebedeckung von Oktober bis Mai aufweisen. Südlich exponierte Standorte können bis zu vier Wochen früher schneefrei sein, da der Schnee im Herbst noch nicht liegen bleibt bzw. im Frühling die Schneeschmelze früher einsetzt. Generell beginnt das Wurzelwachstum sobald der Boden frostfrei ist. Die Mykorrhizen können bereits bei Bodentemperaturen von einem Grad Celsius aktiv werden (Vogt et al., 1980).

5.4 Einfluss der Seehöhe

Die Hypothese zur dritten Fragestellung, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Seehöhe reagieren, wurde von den erhobenen Daten unterstützt. So konnte ein Unterschied in der Resistenz und Resilienz der montanen und subalpinen Stufe festgestellt werden. Jedoch reagiert die montane Stufe mit Zuwachseinbußen und einer geringeren Resilienz und nicht wie in der Hypothese angenommen die subalpine Stufe. Für die Resilienz und die Resistenz der Fichte und der Lärche zeigen sich in der subalpinen Stufe höhere Werte. Analysiert man die Baumarten der montanen Stufe ergibt die Gegenüberstellung von Fichte und Lärche bei der Resilienz und der Resistenz keinen signifikanten Unterschied. Auch in der subalpinen Stufe unterscheiden sich Fichte und Lärche in der Resilienz nicht. Jedoch in ihrer Resistenz ist die Fichte stärker.

In subalpinen Zonen gilt die Sommertemperatur als der einflussreichste limitierende Faktor für das Baumwachstum (LaMarche et al., 1971; Eckstein et al., 1981; Briffa et al., 1990; Schweingruber et al., 1993; Carrer et al., 2004; Oberhuber, 2004). Dazu konnten Jolly et al. (2005) bei der Untersuchung des Europäischen Alpenraumes im Trockenjahr 2003 unterschiedliches Wuchsverhalten zwischen den Höhenstufen feststellen. Im Vergleich zu niedrigen Seehöhen förderten die erhöhten Temperaturen 2003 die Wachstumsbedingungen höher gelegener Stufen erheblich.

Grundsätzlich profitieren Bestände der subalpinen Stufe von erhöhten Sommertemperaturen, da deren Wachstum hauptsächlich von niedrigen Temperaturen limitiert wird (Körner, 2004). Die Wasserreserven der Böden tendieren in alpinen Regionen mit steigender Seehöhe zuzunehmen (Fliri, 1975). Bereits ein Temperaturanstieg von einem Grad kann das Vorhandensein einer Schneedecke um sechs Wochen verkürzen und die Vegetationszeit

verlängern (Hantel et al., 2002). Im Gegensatz dazu wirkt sich Dürre in niedrig gelegenen Beständen stärker aus (Barr et al., 2002). Dies liegt im starken Anstieg der Evapotranspiration der Bäume, wobei jeglicher möglicher Wachstumsvorteil durch wärmere Temperaturen verschwindet (Jolly et al., 2005; Seneviratne et al., 2010).

Die Analyse von Hartl-Meier et al. (2014) lieferte für Fichte und Lärche je Seehöhe ein mit der Reaktion der Stubai-Bäume vergleichbares Verhalten. Laut ihrer Studie tritt der positive Effekt des Temperaturanstiegs auf das Wachstum ab einer Seehöhe von ca. 1200 m ein. Es zeigt sich in ihrer Studie, dass die Fichte maximale Jahrringbreiten in geringen Seehöhen erreicht. Für die Lärche wiederum ergeben sich am subalpinen Gürtel die minimalsten Jahrringbreiten. Ein positiver Zusammenhang zwischen Temperatur und Wachstum der Fichte ist laut dieser Analyse erst im subalpinen Bereich erkennbar. Bei der Lärche ist der positive Zusammenhang jedoch in allen erhobenen Seehöhen erkennbar. Generell profitiert die Lärche während warmer Perioden in subalpinen Höhen stark von den vermehrten Sonnenstunden. In dieser Masterarbeit zeigt sich, dass die subalpinen Bestände vom Temperaturanstieg in den identifizierten Trockenjahren weniger stark in ihrer Resilienz und Resistenz Einbußen erfahren, als die montanen. Betrachtet man dies je nach den untersuchten Baumarten wird ersichtlich, dass die Fichte vom Temperaturanstieg weniger stark negativ beeinflusst wird als die Lärche. Hartl-Meier et al. (2014) konnten für den Niederschlag feststellen, dass eine hohe Niederschlagsmenge während der Vegetationszeit von Mai bis August sich in niedrigen Seehöhen positiv auf das Wachstum der Fichte auswirkt. Im Gegensatz dazu wirken sich hohe Niederschlagsmengen im subalpinen Bereich negativ aus.

In dieser Masterarbeit zeigt sich, dass die Lärche verstärkt mit minderen Ergebnissen in der Resistenz und Resilienz reagiert als die Fichte. In alpinen Beständen dominiert ein steiles und steinigtes Gelände mit einer geringen Horizontauflage und geringen Wasserverfügbarkeit. Diese ungünstigen Bedingungen führen zusätzlich zu einer stärkeren natürlichen Selektion (George et al., 2017). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Bedingungen im alpinen Gelände die Lärche, zusätzlich zu den klimatischen Bedingungen in den identifizierten Trockenjahren, stärker treffen.

5.5 Einfluss des Standortstypen

In der aufgestellten Hypothese wird angenommen, dass in Trockenjahren die untersuchten Baumarten in ihrer Resilienz und Resistenz unterschiedlich je nach Waldstandort reagieren. Wie die Analysen zeigen, sind die Resilienz und Resistenz der Baumarten auf feuchten Standortstypen höher. Des Weiteren zeigt sich differenziert je nach Baumart, dass bei der Resistenz der Fichte an den feuchten Waldstandorten höhere Werte als an den trockenen zu finden sind.

Lange Wasserdefizite reduzieren die Reserven der Bäume und verringern ihre Vitalität. So kann eine zunehmende Sommertrockenheit, die sich mindernd auf die Bodenwasserreserven auswirkt, auch einen negativen Einfluss auf bis dato wenig angegriffenen Bestände feuchter Standorte ausüben. Studien zeigen, dass Koniferen in feuchten Wäldern auf Sommertrockenheit empfindlich reagieren (Lebourgeois et al., 2010, Pasho et al., 2011). Dies

liegt an den unterschiedlichen physiologischen Mechanismen und Anpassungsfähigkeiten der Bäume (Vicente –Serrano et al., 2013).

Dieser Sachverhalt trifft für die Bestände dieser Masterarbeit nicht zu. Für die Untersuchungen in dieser Masterarbeit scheinen die Winter und Frühlingsniederschläge ausreichend vorhanden zu sein um die Wasservorräte im Boden zu erhalten und als Puffer in Trockenphasen zu wirken, da das Wachstum der Bäume nur gering beeinträchtigt ist. Sollten Sommer und Frühling durch zukünftige Klimaänderungen trockener werden wird das Radialwachstum der Koniferen am meisten betroffen sein (Christensen et al., 2007).

Levesque et al. (2013) erhalten ein vergleichbares Ergebnis zu dieser Masterarbeit bei der Untersuchung von Fichte, Lärche und Kiefer in einem Trockengebiet in Italien und einem Feuchtgebiet in der Schweiz. An beiden Standorten reagiert die Lärche am stärksten mit dem geringsten Radialwachstum im Vergleich zu den anderen untersuchten Baumarten auf klimatische Veränderungen.

Die Lärche ist besonders abhängig von vorjährigen Bodenwasservorräten, da im Frühjahr unabhängig vom Wasservorrat die Blüte beginnt. Anfodillo et al. 1998 konnten für die Lärche in den Alpen bei moderaten Wasserreserven feststellen, dass die Lärche ungehindert der Wasserverfügbarkeit ihre Transpirations- und Assimilationsrate aufrecht erhält und somit verstärkt die Gefahr besteht, dass sich durch Kavitation Embolien in den Leitgefäßen bilden die dazu führen können, dass der Wassertransport zusammenbricht. Dies führt zusammen mit der ineffizienten Stomata Kontrolle in einem trockenen Klima zu Vitalitätsverlust und Sterblichkeit, da es verstärkt zu einer Reduktion der Karbonreserven kommt.

Boden et al. (2014) haben bei der Analyse von Fichtenreinbeständen in Baden-Württemberg auf montaner und submontaner Stufe unterschiedlicher Bodenfeuchte festgestellt, dass unabhängig von den Bodenverhältnissen die Fichte an allen Standorten mit Wachstumseinbußen auf die sich häufenden Phänomene des Klimawandels reagiert. Die zunehmenden Einbußen hängen nicht nur mit dem steigenden Vorkommen an Trockenereignissen, sondern auch mit dem Alter und der damit verbundenen Verwundbarkeit der Fichte zusammen. So verliert die Fichte mit dem Alter ihre Widerstandsfähigkeit. Sie ist zwar in der Lage sich auf Dauer an lokale Standortbedingungen anzupassen, jedoch bereits ein geringer Wandel der hydro-klimatischen Bedingungen erhöht das Risiko des Wachstumsverlustes und der Sterblichkeit. Die Analysen dieser Masterarbeit, die sich lediglich auf die extremen Trockenjahre im Stubaital beziehen, zeigen jedoch, dass die Resilienz und Resistenz der Baumarten auf den feuchten Standortstypen nicht stark negativ beeinflusst sind, wie in der ursprünglichen Hypothese angenommen. Der standortspezifische Vergleich der Klimareaktion der untersuchten Arten mit seinen geringen Auswirkungen auf die Resilienz und Resistenz der Baumarten lässt vermuten, dass das Wachstum der Bäume im Stubaital stärker von artspezifischen Reaktionen auf das Klima abhängt, als von standortspezifischen Unterschieden.

5.6 Einfluss der Konkurrenz

Mit dem Konkurrenzindex wurden mögliche Veränderungen der Resilienz und Resistenz der Baumarten in den Jahren 2003 und 2006 analysiert. Dabei konnte eine signifikant negative Korrelation festgestellt werden. So nehmen die Resilienz und Resistenz mit steigendem Konkurrenzindex ab.

In dem gewählten Konkurrenzindex bleibt unberücksichtigt, welchen Einfluss explizit die unter- und überirdische Konkurrenz auf die Resilienz und Resistenz der untersuchten Bäume nimmt. Prinzipiell kann die Konkurrenz im Kronenraum von jener im Wurzelraum abweichen. Um das exakte Ausmaß der unterirdischen Konkurrenz im Wurzelraum an Nährstoffen und Wasser zu ermitteln bedarf es eigener Feldstudien unter experimentellen Bedingungen, bei denen die Einflussfaktoren voneinander getrennt werden (Weber et al., 2008).

Überirdische Konkurrenzfaktoren wie Licht, Kronenfläche oder Baumart wurden in der Arbeit nicht mittels eigener Messungen erhoben. Aber in der Beschreibung der Konkurrenz in der Waldwachstumskunde wird von einer allgemein wirksamen Konkurrenz ausgegangen, die sich aus einfach zu messenden Baumgrößen ableitet (Newton et al., 1998). Um die allgemein wirksame Konkurrenz zu beschreiben wurde in dieser Arbeit der distanzabhängige Konkurrenzindex nach Hegy (1974) gewählt. Dieser ermittelt die Konkurrenz anhand der Einflusszone, die sich als jener Bereich definiert über den Bäume Standortfaktoren wie Licht, Wasser und Nährstoffe erhalten bzw. um sie konkurrieren (Opie, 1968). Die Einflusszone in dieser Masterarbeit ergibt sich aus dem Radius der Solitärkronen nach Hasenauer (1998). Dabei handelt es sich bei der Solitärkrone um jenen Bereich, den die Krone des Baumes einnehmen würde, stünde sie nicht in einem dichten Bestand.

Pflanzenverbände, bestehend aus langlebigen Pflanzen, reagieren träge auf Veränderungen im Kollektiv und erholen sich relativ leicht von Störungen. Dies lässt sich durch die höhere Variation der demografischen Merkmale innerhalb von Arten als zwischen den Arten erklären (Clark, 2010). Daraus folgt, dass Konkurrenz bzw. eine gewisse Bestandesdichte einen positiven Einfluss auf das Wachstum von Bäumen haben kann, da sie für ein gemäßigeres Bestandesklima sorgt.

Von Primicia et al (2015) wird bei den Fichten der Karpaten ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Klima, der Seehöhe, dem Baumalter und der Konkurrenz festgestellt. Im Bezug zur Konkurrenz wird gezeigt, dass bei warmen Juni Temperaturen und einer großen Konkurrenzanzahl in hohen Seehöhen die Jahrringbreite wächst. Dem gegenüber haben die warmen Temperaturen und eine große Anzahl an Konkurrenzbäumen in niedrigen Seehöhen einen negativen Einfluss auf die Jahrringbreiten. Hier zeigt sich, dass das Wachstum mit der Seehöhe steigt und Bäume in niedrigen Seehöhen hauptsächlich durch mangelnde Wasserverfügbarkeit eingeschränkt sind. Dies bestätigt auch die Inntal-Studie von Schuster (2013). Diese zeigt, dass bei hohen Sommertemperaturen die Evapotranspiration zunimmt. Bei zusätzlich großer Konkurrenzanzahl nimmt der Konkurrenzkampf um Bodenwasser zu und übt somit auch einen negativen Einfluss auf das Baumwachstum aus (Schuster, 2013).

Zusammenfassend kann auch in dieser Arbeit der beschriebene Konkurrenzdruck um Wachstumsressourcen mit steigender Konkurrenzanzahl und Temperatur festgestellt werden.

Dies führt zum negativen Einfluss auf die Resilienz und Resistenz in den ausgewählten Trockenjahren 2003 und 2006.

5.7 Gemeinsame Effekte und weitere Einflüsse

Mit den Ergebnissen der Regressionsanalyse wird auch der Anstoß gegeben sich in weiteren ausführenden Arbeiten mit diesem Thema auseinanderzusetzen. So lässt sie erkennen, dass mit den analysierten Trockenjahren von 1947 bis 2006 aufsteigend auch der signifikante Einfluss der Bestandesvariablen steigt. Hier stellt sich die Frage, ob dies mit dem Alter der Bäume zusammenhängt? Dieses Verhalten könnte einerseits daran liegen, dass jüngere Bäume weniger reagieren als alte. Weiteres könnte der sich verkürzende zeitliche Abstand zwischen dem Auftreten der Trockenjahre Einfluss auf die Wechselwirkung zwischen Trockenheit und dem Alter nehmen. Das Alter wurde in dieser Analyse als möglicher Einflussfaktor nicht explizit miteinbezogen, vergleichbare Literatur bewertet den Einfluss z.T. als gegeben bzw. auch nicht. So konnten Lloret et al. (2012) keinen Einfluss des Alters auf die Reaktion von langlebigen Pflanzen bei klimatisch bedingten Schadfaktoren feststellen. In ihrer Studie wurde die Resilienz von adulten Bäumen über ihre gesamte Lebensspanne betrachtet analysiert. Sie konnten dabei feststellen, dass diese Bäume in ihrer Jugend mit einer geringeren Resilienz auf Klimaextreme reagierten und erst mit zunehmendem Alter eine höhere Resistenz gegenüber solchen Extremen aufbauen konnten. Demnach reagieren Bäume in jüngeren Entwicklungsstadien, in denen ihre Überlebenschancen geringer sind, mit einer höheren Sensitivität. Bond (2000) nennt die verringerte Photosynthesefunktion mit dem Alter bei verschiedenen Koniferenarten als einen möglichen Grund. Primicias et al. (2015) erkennen bei Fichten in den Karpaten je nach Alter und Seehöhe unterschiedliche Reaktionen. So reagieren alte Bäume in höheren Lagen auf den Temperaturanstieg mit Wachstum, hingegen in niedrigen Lagen mit Zuwachseinbußen. Dies steht im Kontrast zu Zang et al. (2014) und Seidl et al. (2017) die einen negativen Einfluss des Alters auf das Erholungsvermögen von Fichte nach Trockenereignissen feststellen konnten.

In dieser Arbeit wurde weiteres der mögliche Einfluss von Dünger und Schadstoffen im Boden oder der Luft auf die Resilienz und Resistenz der Bäume in den Extremjahren nicht berücksichtigt. Untersuchungen der Wachstum-Klima Verhältnisse konnten dazu feststellen, dass diese Faktoren einen erheblichen Einfluss haben (Hyvönen et al. 2007; Kahle et al. 2008). Altmann et al. (2017) zeigen, dass Umweltfaktoren auf die Klima-Wachstum Beziehung der Fichte in Tschechien entscheidend Einfluss genommen haben. Wechselnde klimatische Bedingungen und Säurekonzentrationen durch Ablagerungen im Boden des letzten Jahrhunderts wirken dabei auf die Wachstumsergebnisse ein. Die Versauerung des Waldbodens Zentraleuropas wird dabei auf menschliches Zutun zurückgeführt. Die Bewirtschaftung des Waldes, durch die Förderung von Fichtenmonokulturen und Kahlschlägen (Altmann et al., 2017) und die erhöhte atmosphärische Konzentration von Säuren (Kopacek et al., 2016) führten nicht nur zu erhöhten Säureanreicherungen im Boden, sondern auch zu nachgewiesenem Waldsterben in den 1970er und 1980er Jahren (Kolar et al., 2015). Altmann et al. (2017) konnten in ihrer Analyse feststellen, dass der Austausch von

Kationen und die Fruchtbarkeit der Böden einen signifikanten Einfluss auf das Klima-Wachstum Verhältnis haben und die Konkurrenz dabei den geringsten Einfluss ausübt. Für das Wachstum der Fichte in Nord-Tschechien konnte festgestellt werden, dass besonders die Frühlings- und Sommertemperaturen in größeren Höhen, der Säuregehalt des Bodens und die Steilheit des Geländes entscheidend sind. Um den Einfluss dieser Faktoren auf das Ergebnis dieser Masterarbeit zu analysieren müssten explizit das Wachstum-Klima Verhältnis, Bodenproben und die Geländeneigung gemessen bzw. in der Analyse berücksichtigt werden. Altmann et al. (2017) zeigen auch, dass man vom Klima alleine nicht auf das Wachstumsverhalten der Fichte schließen kann, sondern nur dann, wenn dies der größte limitierende Faktor ist. Adler et al. (2015) zeigen in ihrer Analyse der HISTALP-Daten, dass im Zeitraum von 1877 bis 2010 warme Tage generell zu- und Frosttage abnehmen. Zusätzlich verlängert sich die Vegetationsphase da sie früher beginnt. Es gibt jedoch keinen wachsenden oder sinkenden Trend bei den Niederschlagssummen, die immer noch im Jahr bei durchschnittlich 860 mm liegen. Dies bestärkt das Argument, dass bis jetzt Trockenphasen keinen starken Einfluss hatten, da der stärkste limitierende Faktor, die steigende Temperatur, sich positiv auswirkt.

6 Schlussfolgerung

Allgemein sind die Reaktion der untersuchten Baumarten auf die untersuchten Trockenjahre schwach. Dies lässt darauf schließen, dass Trockenheit in der Vergangenheit keinen großen Einfluss auf das Baumwachstum im Stubaital gehabt haben dürfte. Die in dieser Arbeit aufgestellten Hypothesen zur Fichte und Lärche in ihrem Resilienz- und Resistenzverhalten in Trockenjahren konnten zum Teil nicht bestätigt werden. Der standortspezifische Vergleich der Klimareaktion der untersuchten Arten mit seinen geringen Unterschieden lässt vermuten, dass das Wachstum der Bäume im Stubaital stärker von artspezifischen Reaktionen auf das Klima abhängt, als von standortspezifischen Unterschieden. Für die Fichte zeigt sich, dass unter den geeigneten standörtlichen Rahmenbedingungen auch Trockenjahre ohne größere Einbußen an Resilienz und Resistenz überstanden werden können. Lexer et al. (2001) zeigen jedoch, dass sich im Klimawandel auch die montane Seehöhe zunehmend als ungünstig für die Fichte erweisen könnte. In Gebieten mit ausreichenden Niederschlägen wie dem Stubaital und unter Berücksichtigung angepasster waldbaulicher Aktivitäten z. B. Beimischung anderer Arten zur Verbesserung der Bodenverhältnisse, kann die Fichte jedoch auch unter sich ändernden klimatischen Bedingungen eine geeignete Art bleiben (Leitgeb et al., 2013). Die gegenwärtige Waldbewirtschaftungsstrategien zur Bekämpfung der Folgen des Klimawandels in Mitteleuropa beinhaltet auf der einen Seite die Artenzusammensetzung zu diversifizieren und auf der anderen Seite monospezifische Bestände aus trockenheitsempfindlicher Arten in Mischartenbestände umzuwandeln (Bolte et al., 2009). In dem vorliegenden Wuchsgebiet 1.2., im Stubaital, dem Subkontinentalen Innenalpen – Westteil mit Inneralpinen Tannen – Fichtenwäldern könnte die Tanne verstärkt als wirtschaftlich interessante Ersatzbaumart für die Fichte eingesetzt werden, die auf vielen Standorten eine größere Trockentoleranz aufweist als die Fichte. Die Tanne besitzt eine raschere Erholung als die Fichte und zeigt in der Arbeit von Zang (2012) bei der Untersuchung von unterschiedlichen Koniferen die geringsten Wachstumseinschränkungen durch Trockenheit in den Sommermonaten. Elling et al. (2009) bezeichnen die Tanne sogar als resistent gegen Trockenstress. Die Europäische Lärche zeigte entgegen der ursprünglichen Hypothesen geringere Resilienz und Resistenz im Vergleich zur Fichte, obwohl sie eine typische Baumart der Bergwälder im Stubaital ist und an wärmere Bedingungen angepasst sein sollte. Falk et al (2012) sehen jedoch eine höhere Anfälligkeit der Lärche gegenüber klimatischen Veränderungen, sobald die Jahresdurchschnittstemperatur von 10° C überschritten wird. Für die Zukunft kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Klimawandel noch verstärkt Einfluss auf die Wälder nehmen wird.

Mit dem Klimawandel verändern sich weitere Faktoren, die das Wachstum und die Stressreaktion von Baumindividuen beeinflussen. So kann auf den Einfluss der Konkurrenz und auf die Wasserverfügbarkeit im Bestand aus waldbaulicher Sicht verstärkt durch Durchforstung eingegriffen werden. So konnten Gebhardt et al. (2014) für Fichtenreinbestände feststellen, dass der Gesamtwasserverbrauch von Beständen durch rechtzeitige Durchforstung sinkt und der Bodenwasserspeicher dafür steigt. Die richtige Durchforstungsstrategie würde nicht nur Raum schaffen für die Pflanzung anderer Baumarten sondern auch durch die Reduktion der Bestandesdichte zu einer erhöhten

Ressourcenverfügbarkeit für die verbleibenden Bäume innerhalb einer bestimmten Population führen (Linder, 2000).

Neben der Konkurrenz als biotischer Faktor gelten aber auch Pathogene, Herbivoren oder der Mangel an Symbionten als wichtige Untersuchungspunkte, die in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurden. Störungen, wie Windwürfe, Feuer, Überschwemmungen und Erosionen, Mangel an passendem Substrat und anthropogene Einflüsse gelten als weitere begrenzende Einflussfaktoren (Körner et al., 2016). Zusätzlich wird das vermehrte und intensivere Aufkommen von Stürmen (Lindroth et al., 2009) und Insektenbefall (Seidl et al., 2008; Boden et al., 2014) das Waldbild verändern. Die sich ändernden Bedingungen nehmen Einfluss auf die Phänologie, das Wachstumspotential, (Rammig et al., 2010, Gunderson et al., 2012) die Lebensspanne und die derzeitige Verbreitung der Baumarten (Lindner et al., 2010).

Literaturverzeichnis

- Adler, S., Chimani, B., Drechsel, S., Haslinger, K., Hiebl, J., Meyer V., Resch, G., Rudolph, J., Vergeiner, J., Zingerle, C., Marigo, G., Fischer, A., Seieser, B., Zipfel, C., 2015. Das Klima von Tirol-Südtirol-Belluno. In: Das Klima von Tirol-Südtirol-Belluno, Vergangenheit-Gegenwart-Zukunft. Hrsg.: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Abteilung Brand- und Zivilschutz). 3. Aufl., 112, S. 8-101. Bozen: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik
- Altman, J., Fibich, P., Santruckova, H., Dolezal, J., Stepanek, P., Kopacek, J., Hunova, I., Oulehle, F., Tumajer, J., Cienciala, E., 2017. Environmental factors exert strong control over the climate-growth relationships of *Picea abies* in Central Europe. *Science of the Total Environment*, Vol. 609, S. 506–516, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.134
- Anfodillo, T., Rento, S., Carraro, V., Furlanetto, L., Urbinati, C., Carrer, M., 1998. Tree water relations and climatic variations at the alpine timberline: seasonal changes of sap flux and xylem water potential in *Larix decidua* Miller, *Picea abies* (L.) Karst, and *Pinus cembra* L.. *Annals of Forest Science*, Vol. 55, S. 159–172, DOI: 10.1051/forest:19980110
- Assmann, E., 1964: Empfehlungen für neue Durchforstungsversuche. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Vol. 135, S. 96-102
- Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., Schöner, W., Ungersböck, M., Matulla, C., Briffa, K., Jones, P., Efthymiadis, D., Brunetti, M., Nanni, T., Maugeri, M., Mercalli, L., Mestre, O., Moisselin, J.-M., Begert, M., Müller-Westermeier, G., Kveton, V., Bochnicek, O., Stastny, P., Lapin, M., Szalai, S., Szentimrey, T., Cegnar, T., Dolinar, M., Gajic-Capka, M., Zaninovic, K., Majstorovic, Z., Nieplova, E., 2007. HISTALP – historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *International Journal of Climatology*, Vol. 27, S. 17–46, DOI: 10.1002/joc.1377
- Babst, F., Poulter, B., Trouet, V., Tan, K., Neuwirth, B., Wilson, R., 2013. Site- and species specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography*, Vol. 22, S. 706–717, DOI: 10.1016/j.dendro.2017.02.002
- Barr, A. G., Griffis, T. J., Black, T. A., Lee, X., Staebler, R. M., Fuentes, J. D., Chen, Z., Morgenstern, K., (2002). Comparing the carbon budgets of boreal and temperate deciduous forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 32 (5), S. 813–822, DOI: 10.1139/x01-131
- Bartels, H., 1993. Einführung in die Dendrologie. In: *Gehölzkunde*. 1. Aufl., 336. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag
- Bauer, D. F., 1972. Constructing confidence sets using rank statistics. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 67 (339), S. 687–690, DOI: 10.2307/2284469
- Bebi, P., Seidl, R., Motta, R., Fuhr, M., Firm, D., Krumm, F., Conedera, M., Ginzler, C., Wohlgemuth, T., Kulakowski, D., 2016. Changes of forest cover and disturbance regimes

in the mountain forests of the Alps. *Forest Ecology and Management*, Vol. 388, S. 43-56, DOI: 10.1016/j.foreco.2016.10.028

Begon M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 2009. Interspezifische Konkurrenz. In: *Ökologie*. 2. Aufl., 622, S. 215-256, DOI: 10.1007/978-3-662-49906-1_6. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag

Bella, I., 1971. A new competition model for individual trees. *Forest Science*, Vol. 17 (3), S. 364-372, DOI: 10.1093/forestscience/17.3.364

Berry, P.M., Betts, R.A., Harrison, P.A., Sanchez-Arcilla, A., 2017. High-End Climate Change in Europe. *Impacts, Vulnerability and Adaptation*. 103, S. 13-95, Sofia: Pensoft Publishers

Best, D. J., Roberts, D. E., 1975. Algorithm AS 89: The Upper Tail Probabilities of Spearman's Rho. *Applied Statistics. Journal of the Royal Statistical Society*, Vol. 24, S. 377–379, DOI: 10.2307/2347111

Bhuyan, U., Zang, Ch., Menzel, A., 2017. Different responses of multispecies tree ring growth to various drought indices across Europe. *Dendrochronologia*, Vol. 44 (6), S. 1-8, DOI: 10.1016/j.dendro.2017.02.002

Boden, S., Kahle H.P., von Wilpert, K., Spiecker, H., 2014. Resilience of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) growth to changing climatic conditions in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management*, Vol. 315, S. 12-21, DOI: 10.1016/j.foreco.2013.12.015

Böhm, R., 2008. Schnee im Klimawandel – Snow and Climate Change. In: *Katalog zur Ausstellung „Vom Schnee“ im Winter 2008/09 im Museum Kitzbühel*, S. 60-87

Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G. j., Schall, P., Spathelf, P., Rock, J., 2009. Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Vol. 24, S. 473-482, DOI: 10.1080/02827580903418224

Bond, B. J., 2000. Age-related changes in photosynthesis of woody plants. *Trends in Plant Science*, Vol. 5 (8), S. 349-353, DOI: 10.1016/S1360-1385(00)01691-5

Briffa, K. R., Bartholin, T. S., Eckstein, D., Jones, P. D., Karlen, W., Schweinguber, F. H., Zetterberg, P., 1990. A 1400-year tree-ring record of summer temperatures at high northern latitudes. *Nature*, Vol. 346, S. 434-439

Carrer, M., Urbinati, C., 2004. Age-dependent tree ring growth responses to climate in *Larix decidua* and *Pinus cembra*. *Ecology*, Vol. 85, S. 760-740, DOI: 10.1890/02-0478

Chambers, J. M., Hastie, T. J., 1992. Linear models. In: *Statistical Models in S.*, 608, S. 96-145. Kalifornien: Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software

Christensen, J. H., Hewitson, B., Busuioc, A., 2007. Regional climate projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 996, S.

847–940. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press

Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J. M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J. F., Sanz, M. J., Schulze, E. D., Vesala, T., Valentini, R., 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, Vol. 437, S. 529-533, DOI: 10.1038/nature03972

Clark, J. S., 2010. Individuals and the variation needed for high species diversity in forest trees. *Science*, Vol. 327 (5969), S. 1129–1132, DOI: 10.1126/science.1183506

Colenutt, M. E., Luckman, B. H., 1991. Dendrochronological investigation of *Larix lyallii* at Larch Valley, Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 21 (8), S. 1222-1233, DOI: 10.1139/x91-171

Cook, E., Kairiūkštis, L., 1990. Methods of dendrochronology. Applications in the environmental science. Hrsg.: International Institute for Applied Systems Analysis. 394. Dordrecht, Netherlands: Springer Netherlands

De Martonne, E., 1926. Aréisme et indice d'aridité. *Comptes Rendus Academié des Sciences*, Vol. 182, S. 1395–1398

Denne, M. P., 1989. Definition of latewood according to Mork (1928). *IAWA Journal*, Vol. 10 (1), S. 59-62, DOI: 10.1163/22941932-90001112

Deslauriers, A., Morin, H., Urbinati, C., Carrer, M., 2003. Daily weather response of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) stem radius increment from dendrometer analysis in the boreal forests of Québec (Canada). *Trees*, Vol. 17, S. 477–484, DOI: 10.1007/s00468-003-0260-4

Dobbertin, M., 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, Vol. 124 (4), S. 319–333, DOI:10.1007/s10342-005-0085-3

Dobson, M. C., Taylor, G., Freer-Smith, P. H., 1990. The control of ozone uptake by *Picea abies* (L.) Karst. and *P. sitchensis* (Bong.) Carr. during drought and interacting effects on shoot water relations. *New Phytologist*, Vol. 116, S. 465–474, DOI: 10.1111/j.1469-8137.1990.tb00532.x

EC – Europäische Kommission, 2012. Communication from the Commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources. Vol. 673 (<http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2012/EN/1-2012-673-EN-F1-1.Pdf>, 23.03.2018)

- Eckstein, D., Aniol, R. W., 1981. Dendroclimatological reconstruction of the summer temperature for an alpine region. *Mitteilung der Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien*, Vol. 142, S. 391-398
- EEA - European Environmental Agency, 2010. Mapping the impacts of natural hazards and technological accidents in Europe. An overview of the last decade. EEA Technical report Vol. 13, 146, S. 8-126. Kopenhagen: European Environment Agency
- Edwards, D. C., McKee, T. B., 1997. Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple timescales. Hrg.: Colorado State University: Fort Collins. *Climatology Report*, Vol. 97 (2)
- Egger, S., 2007. Vergleichende dendroökologische Analyse subalpiner Waldbestände der Prager Dolomiten und der Rieserferner Gruppe (Italien). Masterarbeit, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Österreich
- Eilmann, B., Rigling, A., 2012. Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiology*, Vol. 32 (2), S. 178–187, DOI: 10.1093/treephys/tps004
- Ellenberg, H., 2009. *Vegetation Ecology of Central Europe*. 731. Cambridge: Cambridge University Press
- Falk, W., Bachmann-Gigl, U., Kölling, C., 2012. Die Europäische Lärche im Klimawandel. *Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Wissen*, Vol. 69, S. 19-27
- Fliri, F., 1975. Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. *Monographien zur Landeskunde Tirols I*. 454. Innsbruck, München: Universitätsverlag Wagner
- Gebhardt, T., Häberle, K. H., Matyssek, R., Schulz, C., Ammer, C., 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol. 197, S. 235-243, DOI: 10.1016/j.agroformet.2014.05.2013
- Geburek, T., 2006. Klimawandel – Forstliche Maßnahmen aus genetischer Sicht. Hrsg. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. *Praxisinformation*, Vol. 10, S. 12-14
- George, J. P., Grabner, M., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Weißenbacher, L, Schueler S., 2017. Genetic variation, phenotypic stability, and repeatability of drought response in European larch throughout 50 years in a common garden experiment. *Tree Physiology*, Vol. 37, S. 33-46, DOI:10.1093/treephys/tpw085
- Gleason, S. M., Westoby, M., Jansen, F., 2016. Weak trade-off between xylem safety and xylem-specific hydraulic efficiency across the world's woody plant species. *New Phytology*, Vol. 209, S. 123–136
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*. In: *Advances in climate Change and Global Warming Research and Application*. Hrsg.: ScholarlyEditions, Atlanta, Georgia. Vol. 2, S. 111–115. e-book: <http://www.ScholarlyEditions.com/>

- Gunderson, C. A., Edwards, N. T., Walker, A. V., O'hara, K. H., Campion, C. M., Hanson, P. J., 2012. Forest phenology and a warmer climate – growing season extension in relation to climatic provenance. *Global Change Biology*, Vol. 18, S. 2008–2025, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02632.x
- Grissino-Mayer, H.D., 2001. Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA. *Tree Ring Research*, Vol. 57 (2), S. 205-221, DOI: 10.150/251654
- Giertych, M. 1979. Summary of results of European Larch (*Larix decidua* Mill.) height growth in the IUFRO 1944 provenance experiment. *Silvae Genetica*, Vol. 29 (5-6), S. 244–256, DOI: 10.1515/sg-2014-0010
- Hantel, M., Ehrendorfer, M., Haslinger, A., 2002. Climate sensitivity of snow cover duration in Austria. *International Journal of Climatology*, Vol. 20, S. 615–640, DOI: 10.1002/(SICI)1097-0088(200005)20:6<615::AID-JOC489>3.0.CO;2-0
- Hartl-Meier, C., Dittmar, C., Zang, C., Rothe, A., 2014. Mountain forest growth response to climate change in the Northern Limestone Alps. *Trees*, Vol. 28 (3), S 819-829, DOI: 10.1007/s00468-014-0994-1. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag
- Hartl-Meier, C., Zang, C., Dittmar, C., Esper, J., Göttlein, A., Rothe, A., 2014. Vulnerability of Norway spruce to climate Change in mountain forests of the European Alps. *Climate Research*, Vol. 60 (2), S. 119-132, DOI: 10.3354/cr01226
- Hasenauer, H., 1997. Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. *Forest Ecology and Management*, Vol. 96 (3), S. 197–206, DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00057-1
- Haslinger, K., Schöner, W., Anders, I., 2015. Future drought probabilities in the Greater Alpine Region based on COSMO-CLM experiments – spatial patterns and driving forces. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 25 (2), S. 137-148, DOI 10.1127/metz/2015/0604
- Hayes, M. J., Svoboda, M. D., Wilhite, D. A., Vanyarkho, O. V., 1999. Monitoring the 1996 drought using the standardized precipitation index. *Bulletin of the American Meteorological Society* Vol. 80, S. 429–438
- Hegy, F., 1974. A simulation model for managing jack pine stands. In: *Growth models for tree and stand simulation*. Hrsg.: Fries, J.. 379, S. 74-90. Stockholm: Royal College of Forestry
- Heim, R. R. Jr., 2002. A review of twentieth-century drought indices used in the United States. *American Meteorological Society*, Vol. 83 (8), S. 1149–1165, DOI: 10.1175/1520-0477-83.8.1149
- Hughes, M. K., Kelly, P. M., Pichler, J. R., LaMarche Jr., V. C., 2009. Data Acquisition and Preparation. Introduction. In: *Climate from tree rings*. Hrsg.: Jughes, M.K., Kelly, P. M., Pichler, J. R., LaMarche Jr., V. C.. Vol. 1, 236, S. 1-32. New York: Cambridge University Press
- Hollander, M., Douglas, A., Wolfe, D. A., 1973. *Nonparametric Statistical Methods*, S. 68–75; 185-194. New York: John Wiley & Sons

Hotter, M., Simon, A., Vacik, H., 2015. Wuchsgebietsbeschreibung 1.2 Subkontinentale Innenalpen - Westteil. In: Waldtypisierung Tirol für die Wuchsgebiete 1.1: Innenalpen – kontinentale Kernzone, 1.2: Subkontinentale Innenalpen – Westteil, 2.1: Nördliche Zwischenalpen – Westteil und 4.1: Nördliche Randalpen – Westteil. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung. S. 1-16. Innsbruck: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung

Hotter, M., Simon, A., Vacik, H., 2016. Waldtypenkatalog. In: Waldtypisierung Tirol. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung. Innsbruck: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung

Holmes, R. L., 1994. Dendrochronology program manual. Laboratory of tree-ring research, Tucson, Arizona, U.S.A. (<http://www.ltrr.arizona.edu/pub/dpl-mac/68k/dpl.txt>, 19.03.2017)

Hyvönen, R., Agren, G. I., Linder, S. 2007. The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. *New Phytologist*, Vol. 173, S. 463–480, DOI: 10.1111/j.1469-8137.2007.01967.x

IPCC – Intergovernmental panel on climate change, 2013. Contribution of WGI Fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. In: *Climate change 2013: The physical science basis*. 1535. Cambridge: Cambridge University Press

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, 2013. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Hrsg.: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M.. 28. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. In: *A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, 2007. Summary for policymakers. In: *Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 104. Geneva: WMO

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, 2001a. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Hrsg.: Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., van der Linden, P. J., Xiaosu, D.. 893. Cambridge: Cambridge University Press

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, 2001b. *Climate Change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability*. In: *Contribution of the Working Group II to the Third*

Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate change. Hrsg.: McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N.A., Dokken, D. J., White, K. S.. Cambridge: Cambridge University Press

Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O., Bouwer, L., Braun, A., Colette, A., Déque, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., Kröner, N., Kotlarski, S., Kriegsmann, A., Martin, E., van Meijgaard, E., Moseley, C., Pfeifer, S., Preuschmann, S., Radermacher, C., Radtke, K., Rechid, D., Rounsevell, M., Samuelsson, P., Somot, S., Soussana, J-F., Teichmann, C., Valentini, R., Vautard, R., Weber, B., Yiou, P., 2014. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, Vol. 14, S. 563–78

Jolly, W. M., Dobbertin, M., Zimmermann, N. E., Reichstein, M., 2005. Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. *Geophysical Research Letters*, Vol. 32, L18409, DOI: 10.1029/2005GL023252

Jump, A., Hunt, J., Peñuelas, J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, Vol. 12, S. 2163–2174, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01250.x

Kahle, H. P., Karjalainen, T., Schuck, A., Ågren, G. I., Kellomäki, S., Mellert, K. H., Pritzel, J., Rehfuss, K. E., Spiecker, H., 2008. Causes and consequences of forest growth trends in Europe—results of the recognition project. In: *European Forest Research Institute-Research Report*, Vol. 21, 272, S. 3-261

Kaufman, L. H. 1982. Stream aufwuchs accumulation: disturbance frequency and stress resistance and resilience. – *Oecologia*, Vol. 52 (1), S. 57 – 63, DOI: 10.1007/BF00349012

Keyan, F., David, F., Yan, Z., Feifei, Z., Heikki, S., 2015. Moisture stress of a hydrological year on tree growth in the Tibetan Plateau and surroundings. *Environmental Research Letters*, Vol. 10 (3), 13, DOI: 10:034010

Keyantash, J., Dracup, J. A., 2002. The quantification of drought: an evaluation of drought indices. *American Meteorological Society*, Vol. 83 (8), S. 1167–1180

Kilian, W., Müller, F., Starlinger, F., 1994. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. *FBVA-Berichte*, Vol. 82, 17, S. 8-10

Kopacek, J., Hejzlar, J., Kram, P., Oulehle, F., Posch, M., 2016. Effect of industrial dust on precipitation chemistry in the Czech Republic (Central Europe) from 1850 to 2013. *Water Research*, Vol. 103, S. 30–37, DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.017

Kohler, M., Sohn, J., Nägele, G., Bauhus, J., 2010. Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research*, Vol. 129 (6), S. 1109–1118, DOI: 10.1007/s10342-010-0397-9

- Kolar, T., Cermak, P., Oulehle, F., Trnka, M., Stepanek, P., Cudlin, P., Hruška, J., Büntgen, U., Rybníček, M., 2015. Pollution control enhanced spruce growth in the “Black Triangle” near the Czech–Polish border. *Science of the Total Environment*, Vol. 538, S.703–711, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.105
- Kölling, C., 2007. Klimahüllen von 27 Waldbaumarten. In: *Klimawandel. AFZ-Der Wald*, Vol. 62, S. 1242–1245
- Kölling, C., Zimmermann, L., Walentowski, H., 2007. Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. In *Klimawandel. AFZ-Der Wald*, Vol. 62, S. 584–588
- Körner, C., Basler, D., Kollas, C., Zimmermann, N. E., 2016. Where, why and how? Explaining the low temperature range limits of temperate tree species. *Journal of Ecology*, Vol. 104 (4), S. 1076-1088 March 2016, DOI: 10.1111/1365-2745.12574
- Körner, C., Paulsen, J., 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography*, Vol. 31 (5), S. 713–732, DOI: 10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 15 (3), S. 259–263
- Kraft, G., 1884. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. 156. Hannover: Klindworth’s Verlag
- Kröss, M., 2013. Einfluss von Klimafaktoren auf das Radialwachstum von Nadelholzbeständen im Wipptal und fachdidaktische Aufarbeitung der angewandten Methoden und Inhalte in Form einer Tagesexkursion. Diplomarbeit, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Österreich
- LaMarche, V. C., Fritts, H. C., 1971. Tree rings, glacial advance, and climate in the Alps. *Zeitschrift für Gletscherkunde und Glazialgeologie*, Vol. 7, S. 125-131
- LeBlanc, D. C., 1990. Relationships between breast-height and whole-stem growth indices for red spruce on Whiteface Mountain, New York. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 20 (9), S. 1399-1407, DOI: doi.org/10.1139/x90-185
- Lebourgeois, F., Rathgeber, C. B. K., Ulrich, E., 2010. Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *Journal of Vegetation Science*, Vol. 21 (2), 364–376, DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01148.x
- Leitgeb, E., Englisch, M., Herzenberger, E., Starlinger, F., 2013. Fichte und Standort – Ist die Fichte besser als Ihr Ruf?. In: *Die Fichte*. Hrsg.: Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. Praxisinformation, Vol. 31, S. 7-9
- Leo, M., Oberhuber, W., Schuster, R., Grams, T. E. E., Matyssek, R., Wieser, G., 2013. Evaluating the effect of plant water availability on inner-alpine coniferous trees based on

sap flow measurements. *European Journal of Forest Research*, Vol. 133 (4), S. 691-698, DOI: 10.1007/s10342-013-0697-y

Levesque, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Eilmann, B., Brang, P., Bugmann, H., Rigling, A., 2013. Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. *Global Change Biology*, Vol. 19 (10), S. 3184–3199, DOI: 10.1111/gcb.12268

Lexer, M. J., 2001. Simulationen der potentiellen natürlichen Vegetation für Österreichs Wälder – Vergleich von statischen und dynamischen Modellkonzepten. Hrsg.: Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung, Universität für Bodenkultur. Forstliche Schriftreihe Universität für Bodenkultur, Wien, Vol. 16, 166, S. 1-143

Linder, M., 2000. Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. *Tree Physiology* Vol. 20, S. 299-307

Lindner, M., Fitzgerald, J. B., Zimmermann, N. E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M. J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Psomas, A., Poulter, B., Hanewinkel, M., 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management?. *Journal of Environmental Management*, Vol. 146, S. 69-83, DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.07.030

Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, Vol. 259, S. 698-709, DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023

Lindroth, A., Lagergren, F., Grelle, A., Klemetsson, L., Langvall, O., Weslien, P., Tuulik, J., 2009. Storms can cause Europe wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology*, Vol. 15, S. 346–355

Lloret, F., Keeling, E. G., Sala, A., 2011. Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, Vol. 120, S. 1909–1920. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x

Lloret, F., Escudero, A., Iriondo, J. M., Martinez-Vilalta, J., Valladares, F., 2012. Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology*, Vol. 18, S. 797–805, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02624.x

Lloyd Hughes, B., Saunders, M. A., 2002. A drought climatology for Europe. *International Journal of Climatology*, Vol. 22, S. 1571–1592, DOI: 10.1002/joc.846

Maier-Maercker, U., 1998. Dynamics of change in stomatal response and water status of *Picea abies* during a persistent drought period: a contribution to the traditional view of plant water relations. *Tree Physiology*, Vol. 18 (4), S. 211–222, DOI: 10.1093/treephys/18.4.211

- Maliva, R. G., Missimer, T.M., 2012. Aridity and Drought. In: *Arid Lands Water Evaluation and Management. Environmental Science and Engineering*, Vol. 1, 1076, S.21-39, DOI: 10.1007/978-3-642-29104-3_2. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag
- MacGillivray, C. W., Grime, J. P., Band, S. R., 1995. Testing predictions of resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology*, Vol. 9 (1), S. 640–649, DOI: 10.1371/journal.pone.0087842
- McKee, T. B., Doeskin, N. J., Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: *Eighth Conference on Applied Climatology*. Hrsg.: Department of Atmospheric Science Colorado State University. S. 179-184. Boston: American Meteorological Society
- McKee, T. B., Doeskin, N. J., Kleist, J. 1995. Proceedings of the 9th Conference on Applied Climatology. In: *Ninth Conference on Applied Climatology*. Hrsg.: Department of Atmospheric Science Colorado State University. S. 233–236. Boston: American Meteorological Society
- Moser, L., Fonti, P., Büntgen, U., 2009. Timing and duration of European larch growing season along altitudinal gradients in the Swiss Alps. *Tree Physiology*, Vol. 30 (2), S. 225–233, DOI: 10.1093/treephys/tpp108
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, Vol.300, S. 1560-1563, DOI: 10.1126/science.1082750
- Newton, P., Jolliffe, P. A., 1998. Assessing processes of intraspecific competition within spatially heterogeneous black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 28 (2), S. 259-275, DOI: 10.1139/x97-192
- Oberhuber, W., 2004. Influence of climate on radial growth of *Pinus cembra* within the alpine timberland ecotone. *Tree Physiology*, Vol. 24, S. 291-301
- Opie, J., E., 1968. Predictability of individual tree growth using various definitions of competing basal area. *Forest Science*, Vol. 14, S. 14-323
- Pasho, E., Camarero, J. J., de Luis, M., Vicente-Serrano, S. M., 2011. Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north eastern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol. 151, S. 1800–1811, DOI: 10.1016/j.agrformet.2011.07.018
- Pedersen, R. Ø., Bollandsås, O. M., Gobakken, T., Næsset, E., 2012. Deriving individual tree competition indices from airborne laser scanning. *Forest Ecology and Management*, Vol. 280, S. 150–165, DOI: 10.1016/j.foreco.2012.05.043
- Pedersen, R. Ø., Bollandsås, O. M., Gobakken, T., Næsset, E., 2013. On the evaluation of competition indices – The problem of overlapping samples. *Forest Ecology and Management*, Vol. 310, 1088, S. 120-133

- Pfister, C., Brazidl, R., Glaser, R., Barriendos, M., Camuffo, D., Deutsch, M., Dobrovolny, P., Enzi, S., Guidoboni, E., Kotyza, O., Militzer, S., Racz, L., Rodrigo, F. S., 2004. Documentary evidence on climate in 16th-century Europe. *Climate Change*, Vol. 43 (1), S. 55-110, DOI: 10.1023/A:1005540707792
- Pichler, P., Oberhuber, W., 2007. Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management*, Vol. 242, S. 688–699, DOI: 10.1016/j.foreco.2007.02.007
- Phipps, R. L., 2005. Some geometric constraints on ring-width trend. *Tree-Ring Research*, Vol. 61 (2), S. 73-76, DOI: 10.3959/1536-1098-61.2.73
- Phipps, R. L., Field, M. L., 1989. Computer Programs to calculate basal area increment from tree rings. Hrsg.: U.S. Geological Survey. *Water-Resources Investigations Report*, Vol. 89 (4028), S. 1-13
- Primicia, I., Camarero, J. J., Janda, P., Čada, V., Morrissey, R. C., Trotsiuk, V., Bače, R., Teodosiu, W., Svoboda, W., 2015. Age, competition, disturbance and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. *Forest Ecology and Management*, Vol. 354, S. 77–86, DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.034
- Rammig, A., Jonas, T., Zimmermann, N. E., Rixen, C., 2010. Changes in alpine plant growth under future climate conditions. *Biogeosciences*, Vol. 7, S. 2013–2024, DOI: 10.5194/bg-7-2013-2010
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reyer, C., Lasch-Born, P., Suckow, F., Gutsch, M., Murawski, A., Pilz, T., 2013. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Annals of Forest Science*, Vol. 71, S. 211–225, DOI: 10.1007/s13595-013-0306-8
- Roudier, P., Andersson, J. C. M., Donnelly, C., Feyen, L., Greuell, W., Ludwig, F., 2015. Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2°C global warming. *Climatic Change*, Vol. 135, S. 341–355, DOI: 10.1007/s10584-015-1570-4
- Rolland, C., Desplanque, C., Michalet, R., Schweingruber, F.H., 2000. Extreme tree rings in spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and fir (*Abies alba* Mill.) stands in relation to climate, site, and space in the southern French and Italian alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, Vol. 32 (1), S. 1–13
- Royston, P., 1982. An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. In: *Applied Statistics*. Hrsg.: Royal Statistical Society. *Journal of the Royal Statistical Society*, Vol. 31 (2), S. 115–124, DOI: 10.2307/2347973
- Royston, P., 1982. Algorithm AS 181: The W test for Normality. In: *Applied Statistics*. Hrsg.: Royal Statistical Society. *Journal of the Royal Statistical Society*, Vol. 31 (2), S. 176–180

- Royston, P., 1995. Remark AS R94: A remark on Algorithm AS 181: The W test for normality. Algorithm AS 181: The W test for Normality. In: Applied Statistics. Hrsg.: Royal Statistical Society. Journal of the Royal Statistical Society, Vol. 44, S. 547–551
- Schär, C., Vidale, P. L., Luthi, D., Frei, C., Haberli, C., Liniger, M. A., Appenzeller, C., 2004. The role of increasing temperature variability in the European summer heatwaves. Nature, Vol. 427, S. 332–336
- Scherrer, S., Appenzeller, 2004. Trends in Swiss Alpine snow days: the role of local and large-scale climate variability. Geophysical Research Letters, Vol. 31 (13), DOI: 10.129/2004GL020255
- Schober, R. 1977. Vom II. Internationalen Lärchenprovenienzversuch: ein Beitrag zur Lärchenherkunftsfrage; mit 35 Tabellen. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Vol. 49, 359, S. 1-350. Frankfurt am Main: Sauerländer
- Schuster, R., Oberhuber, W., 2013. Drought sensitivity of three co-occurring conifers within a dry inner Alpine environment. Trees, Vol. 27 (1), S. 61-69, DOI: 10.1007/s00468-012-0768-6
- Schuster, R., Oberhuber, W., 2013. Age-dependent climate–growth relationships and regeneration of *Picea abies* in a drought-prone mixed-coniferous forest in the Alps. Canadian Journal of Forest Research, Vol. 43, S. 609–618, DOI: 10.1139/cjfr-2012-0426
- Schütt, P., Schuck, H. J., Stimm, B., 1992. Lexikon der Forstbotanik: Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten. 581. Landsberg am Lech: ecomed- Storck
- Schweingruber, F., 1996. Tree Rings and Environment Dendroecology. 609. Bern: Haupt Verlag
- Schweingruber, F. H., Briffa, K. R., Nogler, P., 1993. A tree ring densitometric transect from Alaska to Labrador: comparison of ring-width and maximum-latewood-density chronologies in the Conifer belt of northern North America. International Journal of Biometeorology, Vol. 37, S. 151-169
- Schweingruber, F. H. D., Eckstein, F., Serre-Bachet, F., Bräker, O. U., 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. Dendrochronologia, Vol. 8, S. 9–38
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Lexer, M. J., 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. Forest Ecology and Management, Vol. 256, S. 209–220
- Seidl, R., Vigl, F., Rössler, G., Neumann, M., Rammer, W., 2017. Assessing the resilience of Norway spruce forests through a model-based reanalysis of thinning trials. Forest Ecology and Management, Vol. 388, S. 3-12, DOI: 10.1016/j.foreco.2016.11.030

- Seneviratne, S. I., Corti, T., Davin, E. L., Hirschi, M., Jaeger, E. B., Lehner, I., Orlowsky, B., Teuling, A. J., 2010. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. *Earth Science Review*, Vol. 99, S. 125–161, DOI: 10.1016/j.earscirev.2010.02.004
- Siegel, S., 1956. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. 312. New York: McCraw-Hill
- Sousa, W. P., 1980. The responses of a community to disturbance: the importance of successional age and species life history strategies. *Oecologia*, Vol. 45, S. 72-81
- Speer, J. H., 2010. *Fundamentals of tree-ring research*. 368. Tucson: University of Arizona Press
- Spinoni, J., Naumann, G., Carrao, H., Barbosa, P., Vogt, J., 2013. World drought frequency, duration, and severity for 1951–2010. *International Journal of Climatology*, Vol. 34 (8), S. 2792-2804. DOI: 10.1002/joc.3875
- Spiecker, H., 2002. Tree rings and forest management in Europe. *Dendrochronologia*, Vol. 20 (1–2), S. 191–202, DOI: 10.1078/1125-7865-00016
- Spiecker, H., 2000. Growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) under changing environmental conditions in Europe. In: *Spruce Monocultures in Central Europe: Problems and Prospects*. Hrsg.: Klimo, E., Hager, H., Kulhavy, J.. EFI Proceedings, Vol. 33, S. 11–26
- Stöckl, C., 2011. Einfluss von Trockenstress auf das Radialwachstum von Koniferen im NSG Rosengarten. Masterarbeit, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Österreich
- Tilman, D., Downing, J. A., 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, Vol. 367, S. 363 – 365
- Tranquillini, W., 1979. Physiological ecology of the alpine timberline, Tree existence in high altitudes with special reference to the European Alps. *Ecological studies*, Vol. 31, 140, S. 5-118, DOI: 10.1007/978-3-642-67107-4. Berlin: Springer Verlag
- Utschig, H., Bachmann, M., Pretzsch, P., 2004. Das Trockenjahr 1976 bescherte langjährige Zuwachseinbrüche. *LWF aktuell*, Vol. 43, S. 17–18
- von Teuffel, K., Heinrich, B., Baumgarten, M., 2003. Present distribution of secondary Norway spruce in Europe. In: *Norway Spruce Conversion – Options and Consequences* Hrsg.: Spiecker, H., Hansen, J., Klimo, E., Slovsgaard, J.P., Sterba, H., von Teuffel, K.. EFI Research Report, Vol. 18, S. 63–96
- Vicente-Serrano, S. M., Gouveia, C., Camarero, J. J., 2013. Response of vegetation to drought time-scales across global land biomes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 110 (1), S. 52–57, DOI: doi.org/10.1073/pnas.1207068110
- Vogt, K. A., Edmonds, R. L., Grier, C. C., Piper, S. R., 1980. Seasonal changes in mycorrhizal and fibrous-textured root biomass in 23- and 180-year-old Pacific silver fir stands in

western Washington. *Canadian Journal of Forestry Research*, Vol. 10 (4), S. 523-529, DOI: 10.1139/x80-085

Weber, P., Bugmann, H., Fonti, P., Rigling, A., 2008. Using a retrospective dynamic competition index to reconstruct forest succession. *Forest Ecology and Management*, Vol. 254, S. 96–106, DOI: 10.1016/j.foreco.2007.07.031

Weisgerber, H., Sindelar, J., 1992. IUFRO's role in coniferous tree improvement. History, results, and future trends of research and international cooperation with European larch (*Larix decidua* Mill.). *Silvae Genetica*, Vol. 41 (3), S. 150–160

Wieser, G., Matyssek, R., Luzian, R., Zwinger, P., Pindur, P., Oberhuber, W., Gruber, A., 2009. Effects of atmospheric and climate change at the timberline of the Central European Alps. *Annals of Forest Science*, Vol. 66 (4), S. 402-402, DOI: 10.1051/forest/2009023

Wilkinson, G. N., Rogers, C. E., 1973. Symbolic descriptions of factorial models for analysis of variance. *Applied Statistics*, Vol. 22, S. 392–399, DOI: 10.2307/2346786

Zang, C., 2012. Wachstumsreaktion von Baumarten in temperierten Wäldern auf Sommertrockenheit: Erkenntnisse aus einem Jahrringnetzwerk. *Mitteilungen der Deutschen dendrologischen Gesellschaft*, Vol. 97, S. 29-46

Zang, C., Hartl-Meier, C., Dittmar, C., Rothe, A., Menzel, A., 2014. Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: Climatic drivers and levels of variability. *Global Change Biology*, Vol. 20 (12), S. 3767-3779, DOI: 10.1111/gcb.12637

Zhang, Z., Babst, F., Bellassen, V., Frank, D., Launois, Th., Tan, K., Ciais, Ph., Poulter, B., 2017. Converging Climate Sensitivities of European Forests between Observed Radial Tree Growth and Vegetation Models. *Ecosystems*, Vol. 21 (156), S. 1-16, DOI: 10.1007/s10021-017-0157-5

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1:** Kartenausschnitt des Aufnahmegebietes rund um Neustift im Stubaital (Quelle: Land Tirol-ritisMaps 2016, verändert)
[<http://www.tirol.gv.at/themen/zahlen-undfakten/statistik-tiris/tiris-kartendienste/>, zugegriffen am 25.11.2016]
- Abbildung 2:** Waldtypenkarte (Quelle: Land Tirol-ritisMaps 2017, verändert)
[<http://www.tirol.gv.at/themen/zahlen-undfakten/statistik-tiris/tiris-kartendienste/>, zugegriffen am 25.11.2016]
- Abbildung 3:** FT1 der Nordexposition
- Abbildung 4:** Fs2 der Südexposition
- Abbildung 5:** Ökogramm des Nährstoff- und Wasserhaushaltes des Waldtypen FT1 (links) und FT2 (rechts) laut Waldtypisierung (Hotter et al., 2016)
- Abbildung 6:** Mittlere Grundflächenzuwächse [mm^2] aller Fichten nördlicher Exposition in den Jahren 1942 bis 1952.
- Abbildung 7:** Summe der Jahresniederschläge von 1858 bis 2015
(<http://www.zamg.ac.at/histalp/dataset/station/csv.php>, abgerufen 06.08.2017)
- Abbildung 8:** Mittlere Jahrestemperatur von 1850 bis 2015
(<http://www.zamg.ac.at/histalp/dataset/station/csv.php>, abgerufen 06.08.2017)
- Abbildung 9:** Angepasste Gegenüberstellung des AI und SPI. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.
- Abbildung 10:** Durchschnittlicher Grundflächenzuwachs [in mm^2] auf nordexponierten Standorten. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.
- Abbildung 11:** Durchschnittlicher Grundflächenzuwachs [in mm^2] auf südexponierten Standorten. Die für die Analyse ausgewählten Jahre sind durch blaue vertikale Linien gekennzeichnet.
- Abbildung 12:** Resilienz der Baumarten über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt
- Abbildung 13:** Resistenz der Baumarten über alle Trockenjahre
- Abbildung 14:** Resilienz der Baumarten je Exposition über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.
- Abbildung 15:** Resistenz der Baumarten je Exposition über alle Trockenjahre
- Abbildung 16:** Resilienz der Baumarten je Seehöhenstufe über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.

- Abbildung 17:** Resistenz der Baumarten je Seehöhenstufe über alle Trockenjahre
- Abbildung 18:** Resilienz und der Baumarten je Standortstyp über alle Trockenjahre. Ausreißer > 4 werden nicht dargestellt.
- Abbildung 19:** Resistenz der Baumarten je Standortstyp über alle Trockenjahre
- Abbildung 20:** Konkurrenz und Resilienz
- Abbildung 21:** Konkurrenz und Resistenz

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick der ausgewählten Waldtypen für die Bestandserfassung (Hotter et al. 2016)

Tabelle 2: Die beprobten nördlich exponierten Standorte.

Tabelle 3: Die beprobten südlich exponierten Standorte.

Tabelle 4: SPI Klassifikation nach McKee et al. (1993), (Spinoni et al. 2013)

Tabelle 5: Trockenjahre laut Ariditätsindex (AI) nach De Martonne (1926) gereiht nach den niedrigsten AI-Werten. ■ Markierung der in der Arbeit berücksichtigten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006. ■ Markierung der in der Arbeit nicht berücksichtigten Trockenjahre.

Tabelle 6: Trockenjahre laut Standardized Precipitation Index (SPI) gereiht nach den niedrigsten AI Werten. ■ Markierung der in der Arbeit berücksichtigten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006. ■ Markierung der in der Arbeit nicht berücksichtigten Trockenjahre.

Tabelle 7: Mediane und p-Werte der Resilienz- und Resistenzmessungen der 1. Fragestellung über alle und die einzelnen Trockenjahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 8: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumart und Exposition gesamt sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 9: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Exposition und Baumarten über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 10: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumart und Seehöhe gesamt sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 11: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Seehöhe und Baumarten über alle, sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 12: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Standortstyp und Baumarten über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 13: Mediane und p-Werte der Resilienz und Resistenz nach Baumarten und Standortstyp über alle sowie für die einzelnen beobachteten Jahre. ■ p-Werte $\leq 0,05$

Tabelle 14: Koeffizienten der Resilienz der multiplen linearen Regression; Signifikanzniveaus: ■ ***: $p < 0,001$ ■ **: $< 0,01$ ■ *: $< 0,05$

Tabelle 15: Koeffizienten der Resistenz der multiplen linearen Regression; Signifikanzniveaus: ■ ***: $p < 0,001$ ■ **: $< 0,01$ ■ *: $< 0,05$

Anhang

Anhang 1

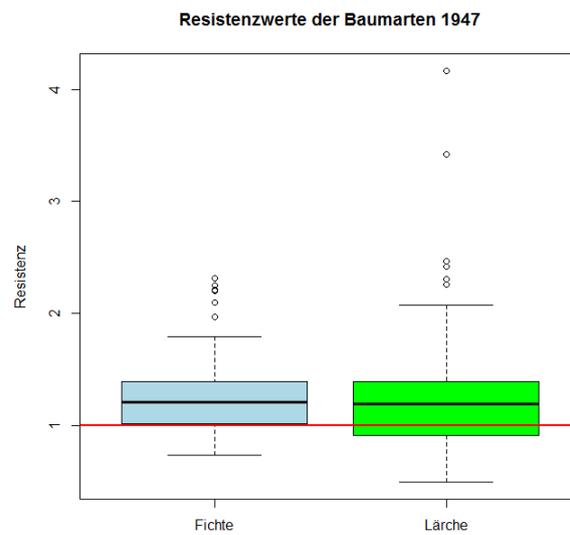
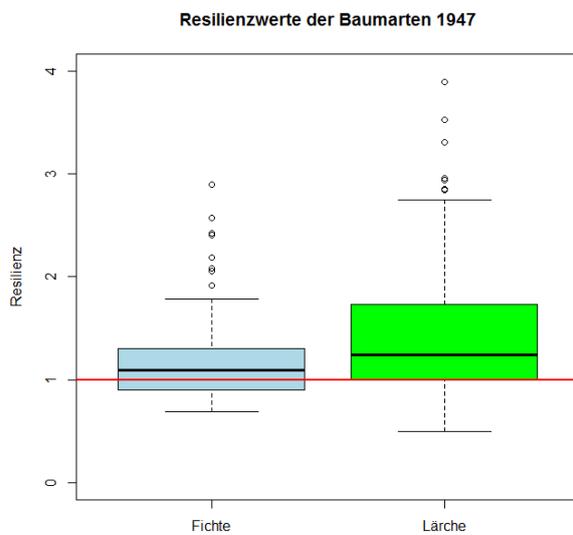
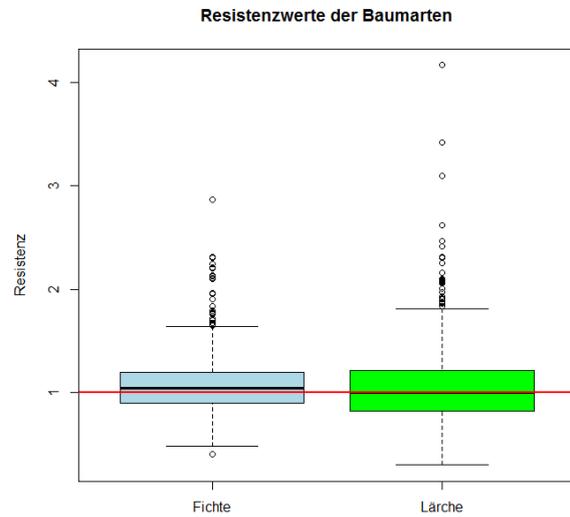
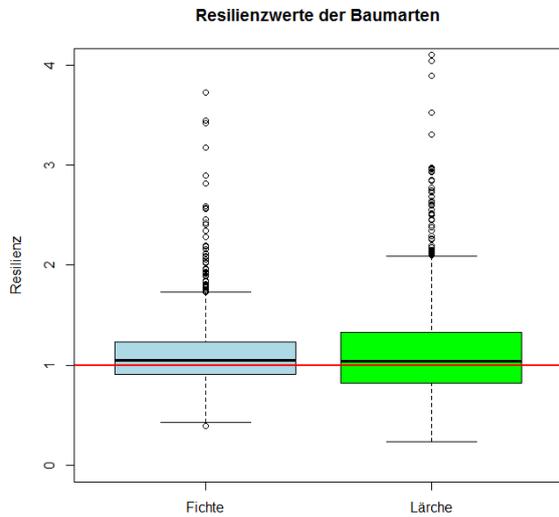
Grundlegende Daten zur Darstellung des Grundflächenzuwachses (BAI) von 1942 bis 2015 basierend auf den mittleren BAI je Baumart und Jahr über alle erhobenen Baumindividuen. Auf diesen Daten basieren die Abbildungen 9 und 10. Die markierten Felder  heben die identifizierten Trockenjahre 1947, 1962, 1976, 1984, 2003 und 2006 hervor.

Jahr	Fichte Nord BAI [mm ²]	Lärche Nord BAI [mm ²]	Fichte Süd BAI [mm ²]	Lärche Süd BAI [mm ²]
1942	144	151	607	511
1943	167	170	707	596
1944	168	177	685	630
1945	189	212	741	672
1946	195	187	760	710
1947	202	182	789	867
1948	138	175	547	745
1949	169	213	674	953
1950	191	226	729	995
1951	206	214	741	858
1952	204	212	811	894
1953	211	185	750	648
1954	181	171	600	629
1955	224	208	697	620
1956	207	214	678	685
1957	208	202	644	543
1958	220	226	770	766
1959	227	233	866	813
1960	232	241	845	936
1961	243	220	822	609
1962	224	247	735	674
1963	244	201	782	554
1964	250	214	850	809
1965	232	184	715	754
1966	242	199	789	930
1967	249	211	839	958
1968	261	215	829	926
1969	300	235	1015	1043
1970	252	200	893	921
1971	262	166	937	922
1972	273	172	955	869
1973	277	182	1005	811
1974	251	165	951	819
1975	275	173	967	643
1976	256	206	1081	882

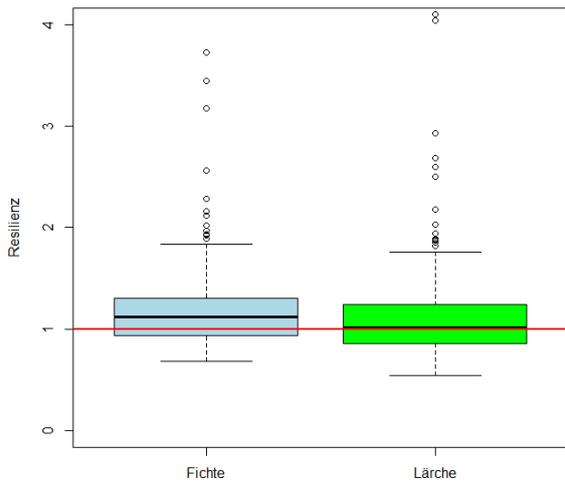
Jahr	Fichte Nord BAI [mm ²]	Lärche Nord BAI [mm ²]	Fichte Süd BAI [mm ²]	Lärche Süd BAI [mm ²]
1977	299	204	1261	1001
1978	294	222	1208	1078
1979	286	258	1261	1263
1980	282	243	1131	1154
1981	302	254	1159	1192
1982	355	310	1572	1551
1983	424	271	1872	1404
1984	337	262	1406	1190
1985	343	261	1608	1342
1986	321	257	1602	1544
1987	314	266	1411	1511
1988	380	268	1724	1463
1989	381	265	1556	1372
1990	358	239	1702	1442
1991	324	210	1612	1339
1992	275	224	1691	1380
1993	292	292	1655	1683
1994	320	307	1869	1829
1995	273	243	1463	1335
1996	275	233	1356	1104
1997	325	276	1464	1194
1998	356	335	1528	1601
1999	392	260	1543	1149
2000	435	334	1741	1585
2001	477	380	2084	1748
2002	466	325	1924	1498
2003	394	315	2146	1684
2004	409	238	1910	1262
2005	400	266	1966	1347
2006	380	251	2071	1241
2007	383	275	1786	1365
2008	404	291	1806	1360
2009	401	317	1920	1428
2010	410	251	1891	1113
2011	378	241	1774	1051
2012	424	237	1962	1304
2013	400	237	1903	1300
2014	458	263	1992	1211
2015	460	258	2138	1340

Anhang 2

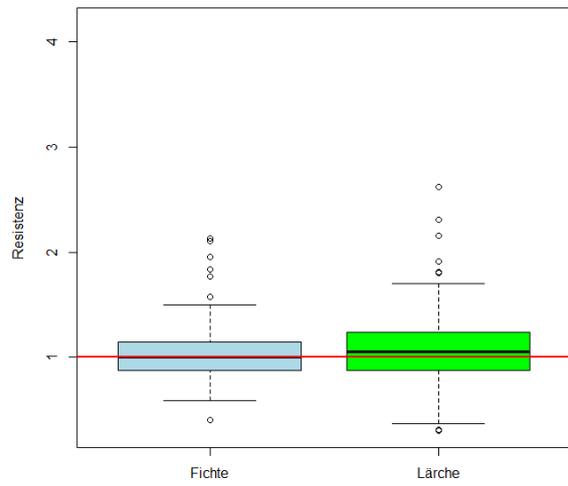
Boxplots der Ergebnisse zur 1. Forschungsfrage über alle und die einzelnen Trockenjahre. Stellt die Resilienz und Resistenz je nach Baumart einander gegenüber. Bei der Darstellung der Resilienz wurden Ausreißer >4 nicht abgebildet.



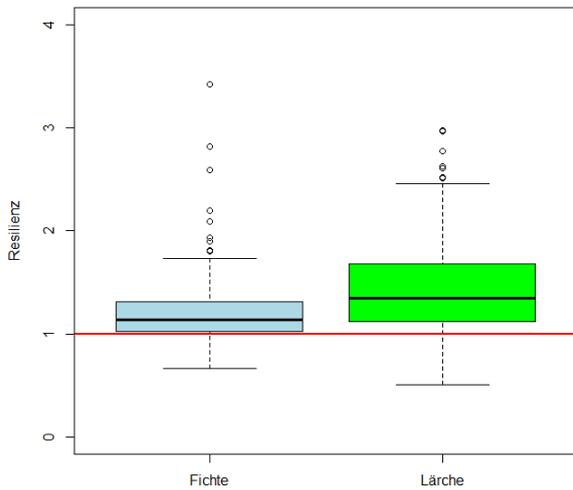
Resilienzwerte der Baumarten 1962



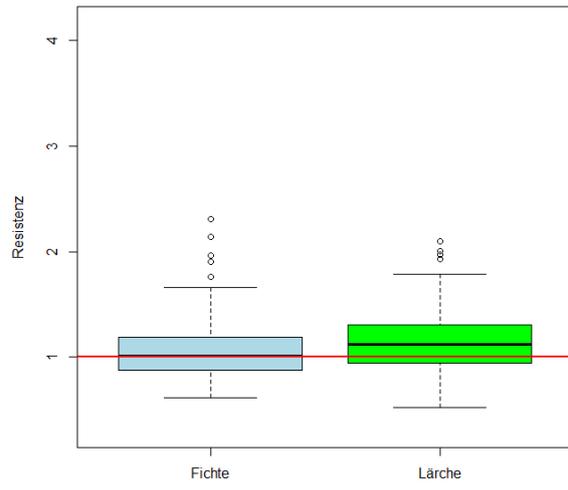
Resistenzwerte der Baumarten 1962



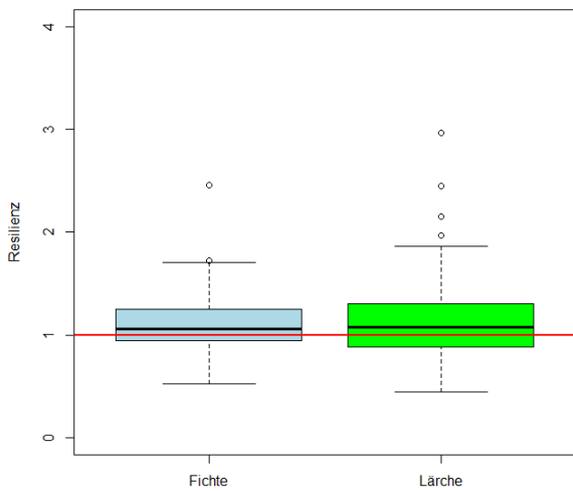
Resilienzwerte der Baumarten 1976



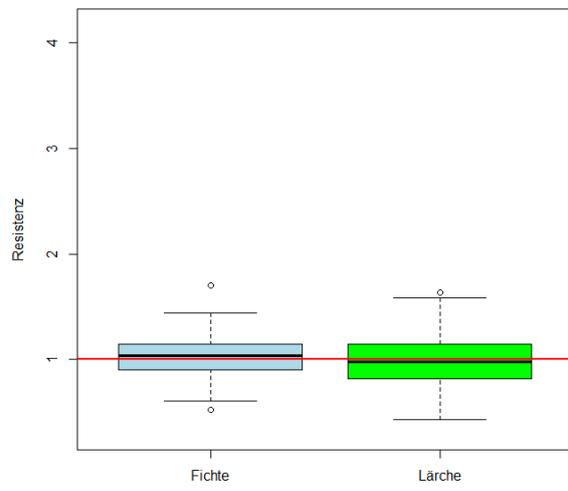
Resistenzwerte der Baumarten 1976



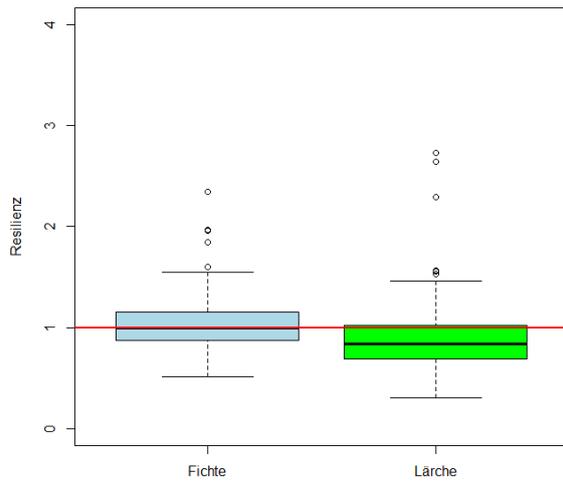
Resilienzwerte der Baumarten 1984



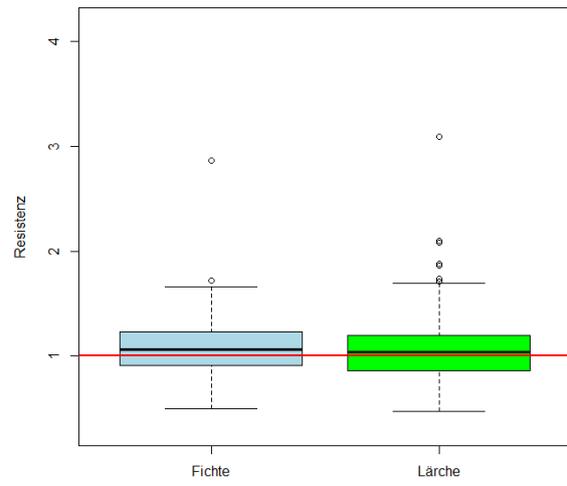
Resistenzwerte der Baumarten 1984



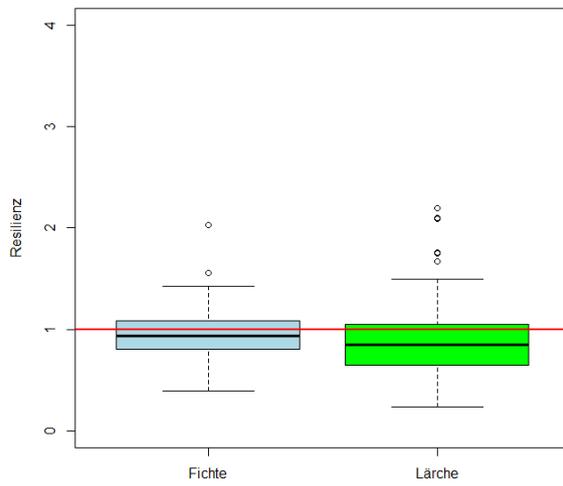
Resilienzwerte der Baumarten 2003



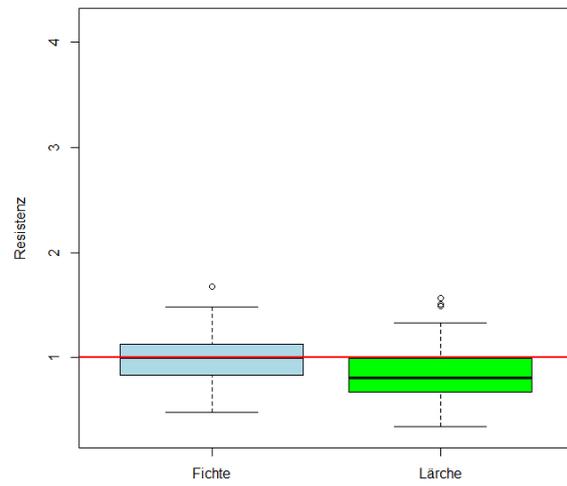
Resistenzwerte der Baumarten 2003



Resilienzwerte der Baumarten 2006

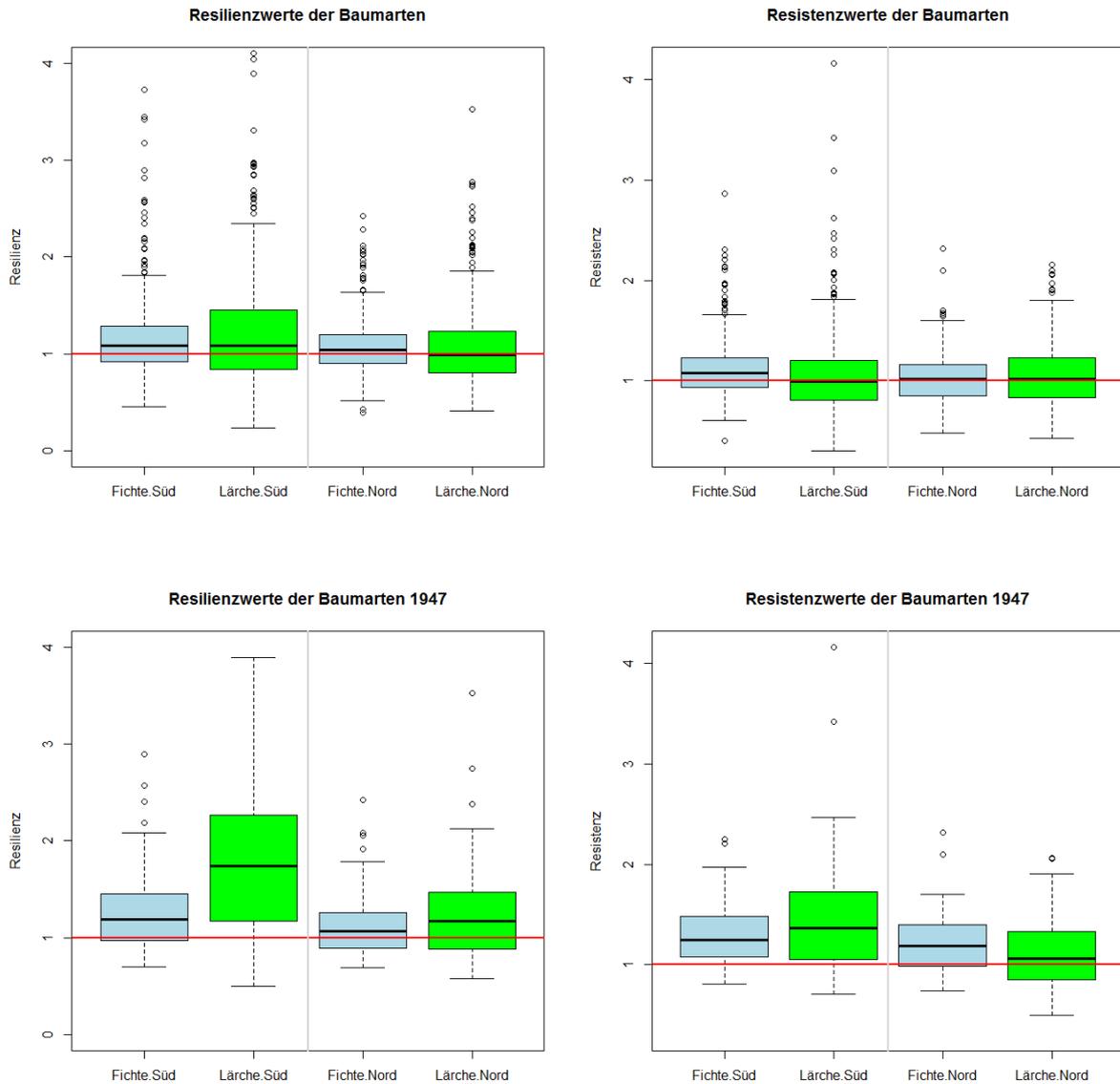


Resistenzwerte der Baumarten 2006

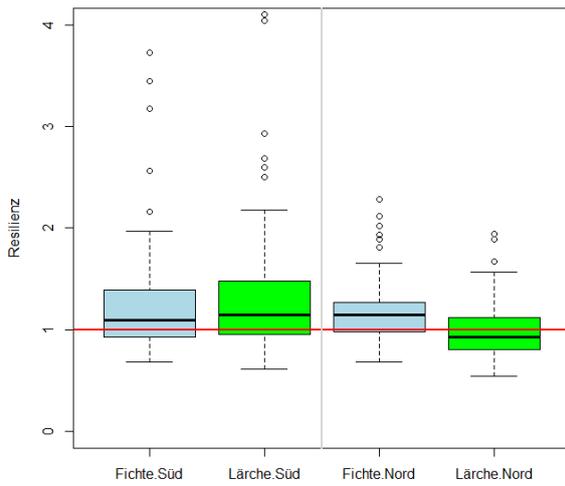


Anhang 3

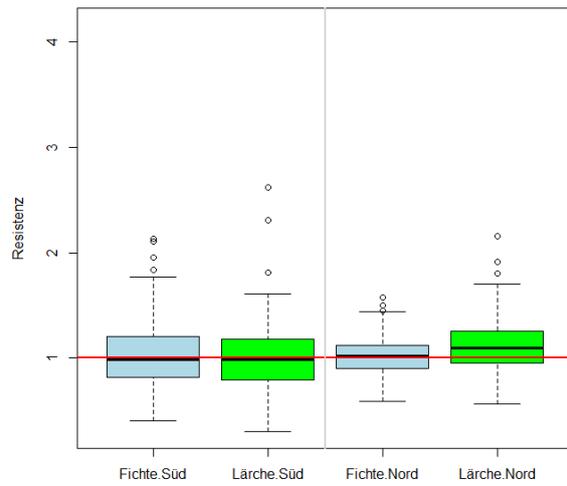
Boxplots der Ergebnisse zur 2. Forschungsfrage über alle und die einzelnen Trockenjahre. Stellt neben der Aufteilung der Ergebnisse nach Exposition auch die Differenzierung nach den Baumarten dar. Bei der Darstellung der Resilienz wurden Ausreißer >4 nicht abgebildet.



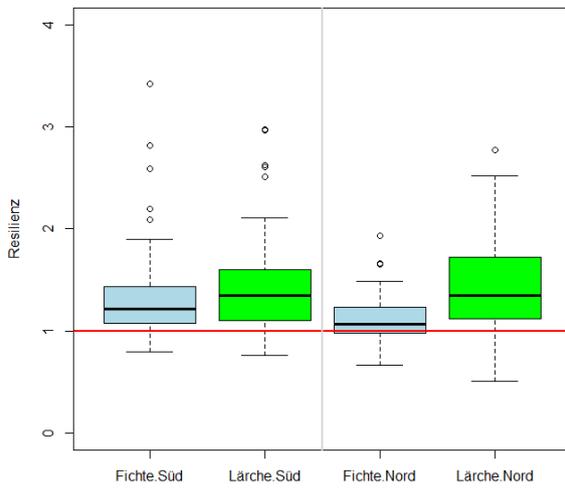
Resilienzwerte der Baumarten 1962



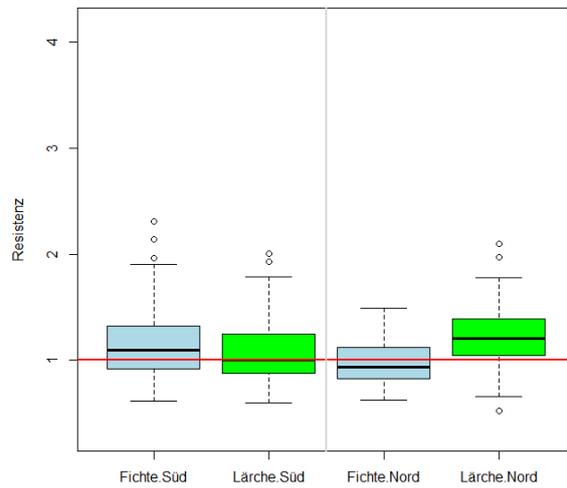
Resistenzwerte der Baumarten 1962



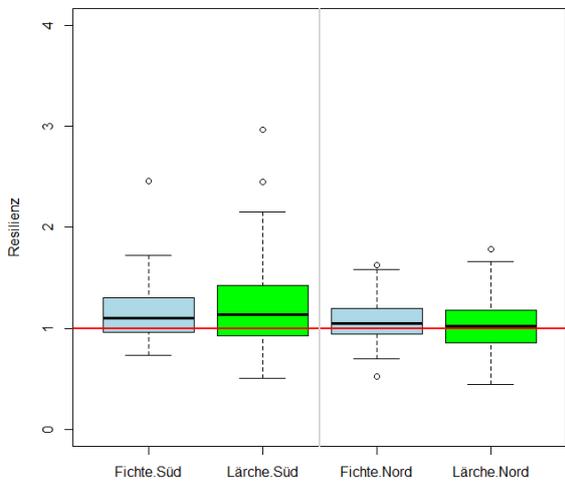
Resilienzwerte der Baumarten 1976



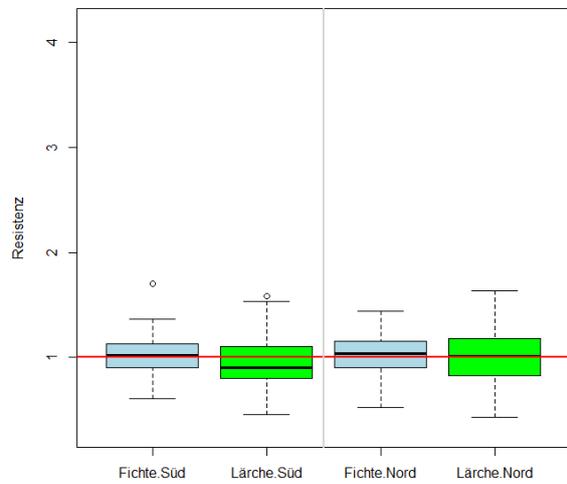
Resistenzwerte der Baumarten 1976



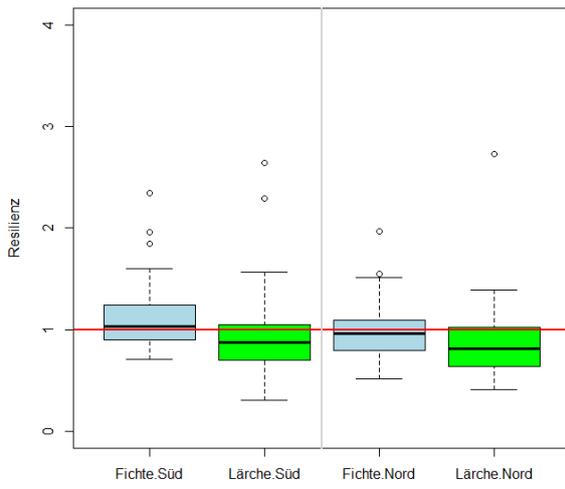
Resilienzwerte der Baumarten 1984



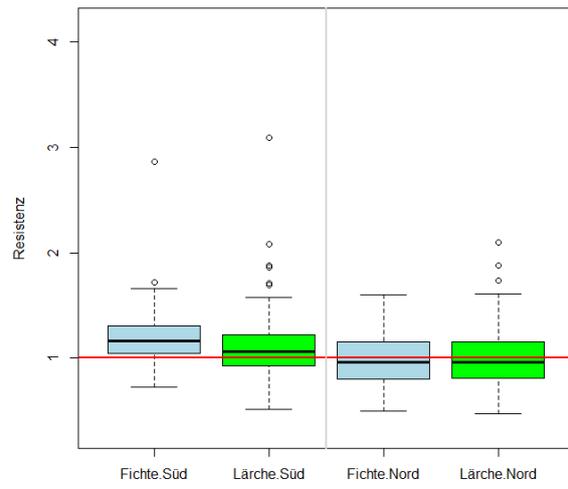
Resistenzwerte der Baumarten 1984



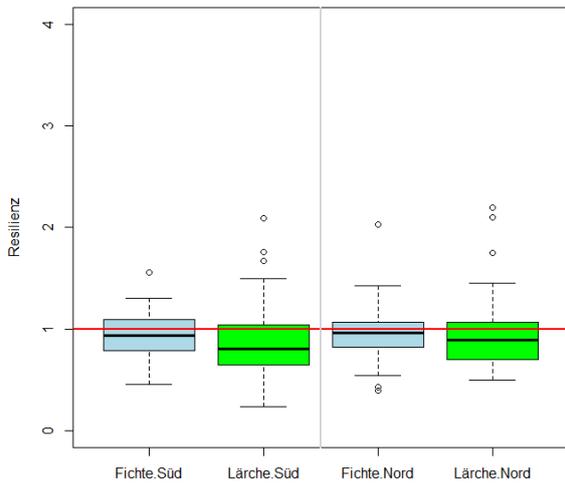
Resilienzwerte der Baumarten 2003



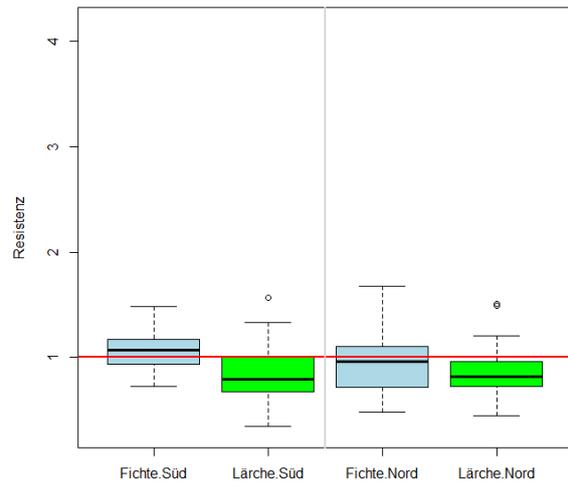
Resistenzwerte der Baumarten 2003



Resilienzwerte der Baumarten 2006

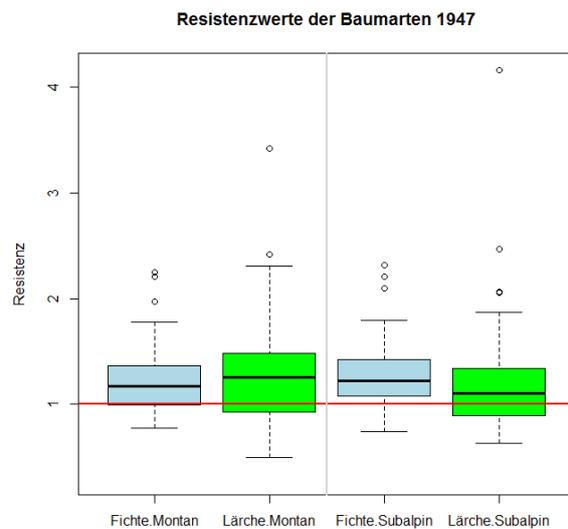
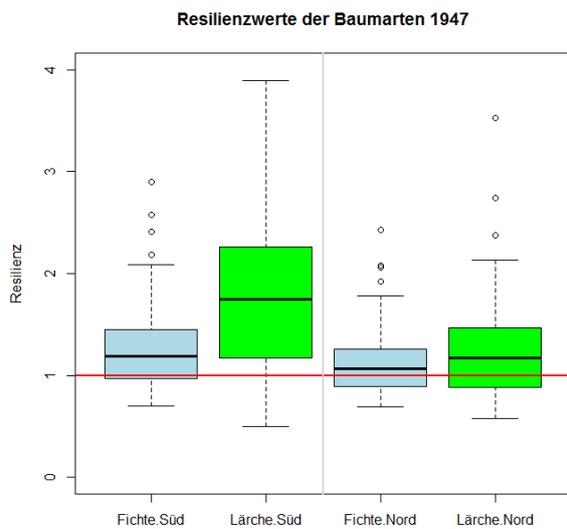
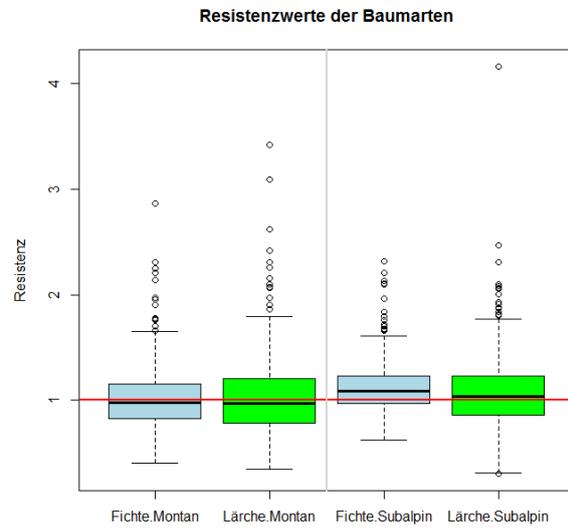
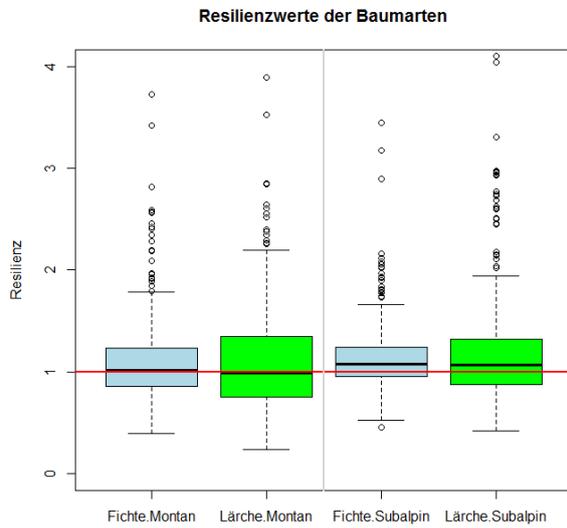


Resistenzwerte der Baumarten 2006

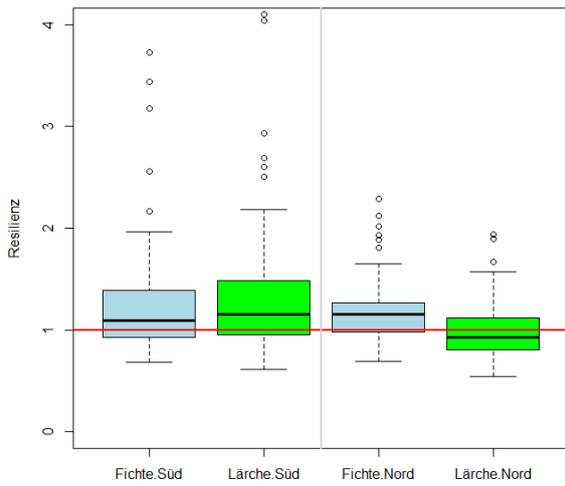


Anhang 4

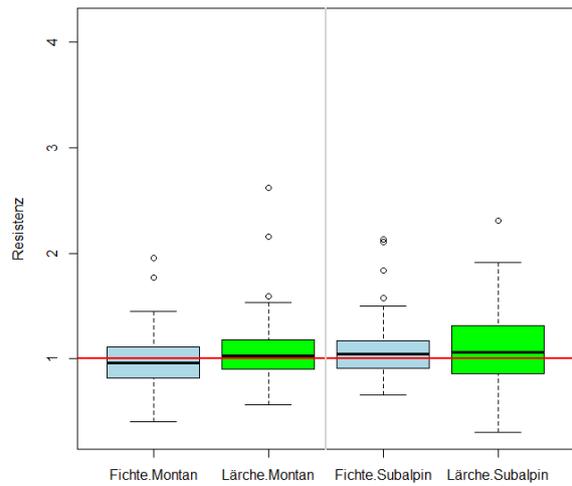
Boxplots der Ergebnisse zur 3. Forschungsfrage über alle und die einzelnen Trockenjahre. Stellt neben der Aufteilung der Ergebnisse nach Seehöhe auch die Differenzierung nach den Baumarten dar. Bei der Darstellung der Resilienz wurden Ausreißer >4 nicht abgebildet.



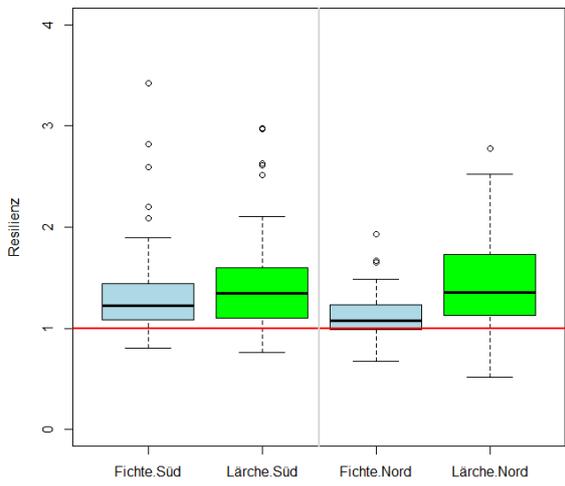
Resilienzwerte der Baumarten 1962



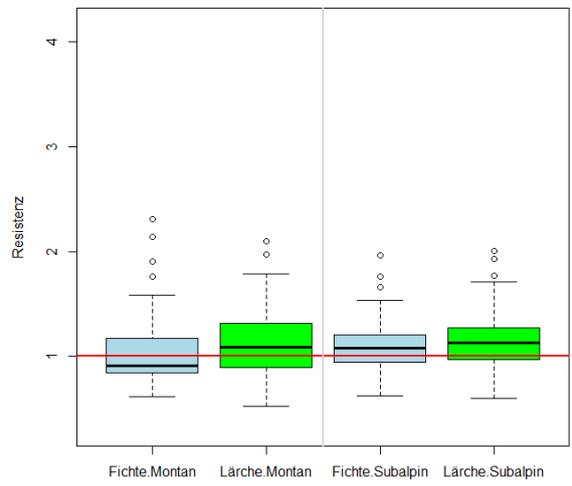
Resistenzwerte der Baumarten 1962



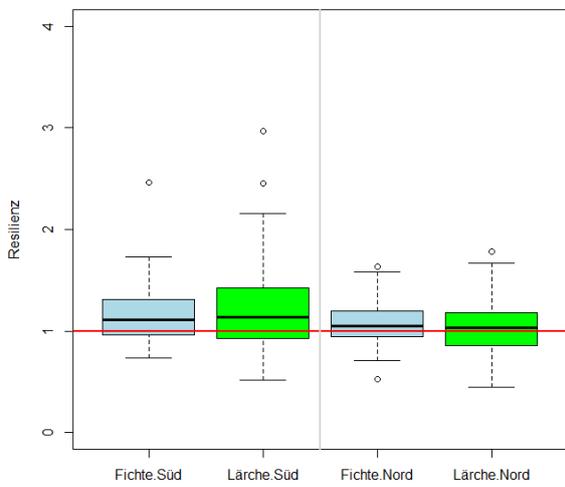
Resilienzwerte der Baumarten 1976



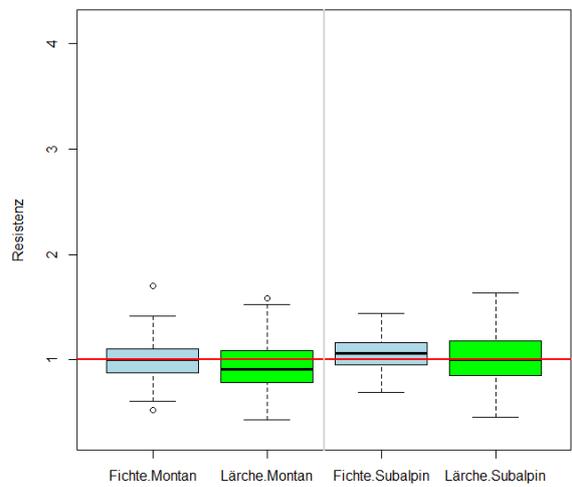
Resistenzwerte der Baumarten 1976



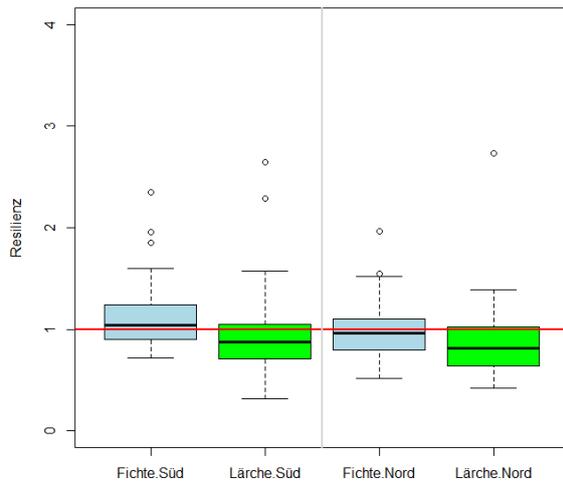
Resilienzwerte der Baumarten 1984



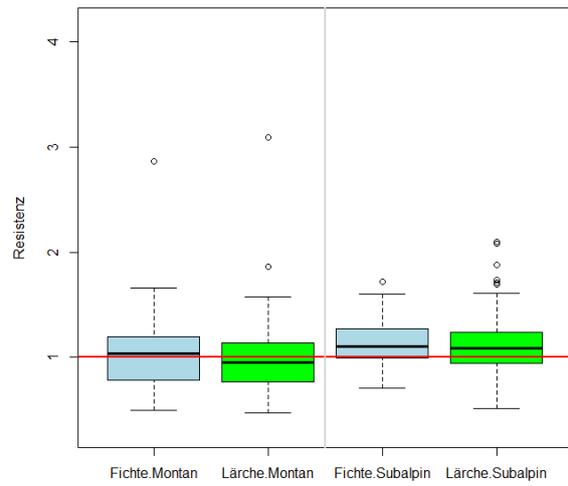
Resistenzwerte der Baumarten 1984



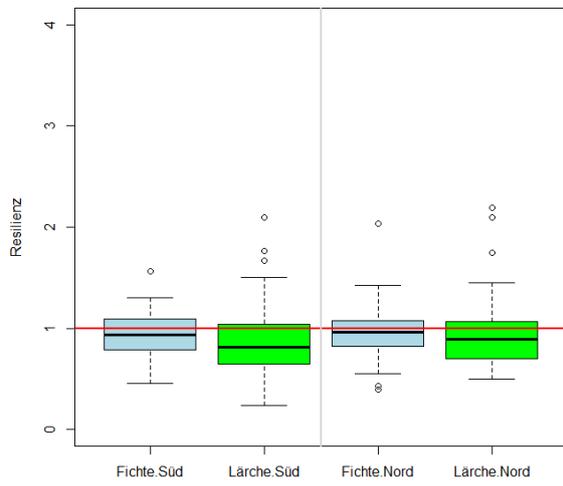
Resilienzwerte der Baumarten 2003



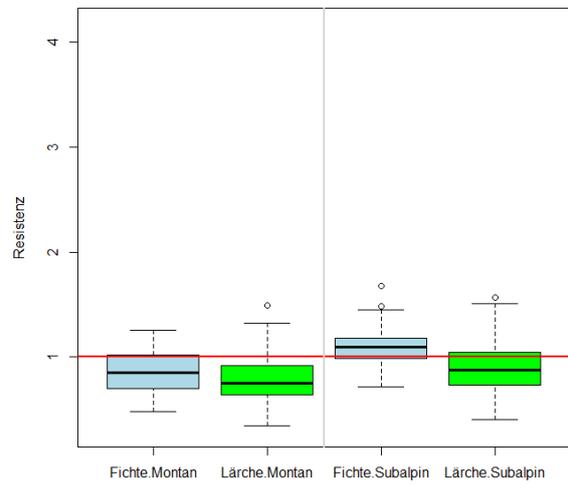
Resistenzwerte der Baumarten 2003



Resilienzwerte der Baumarten 2006

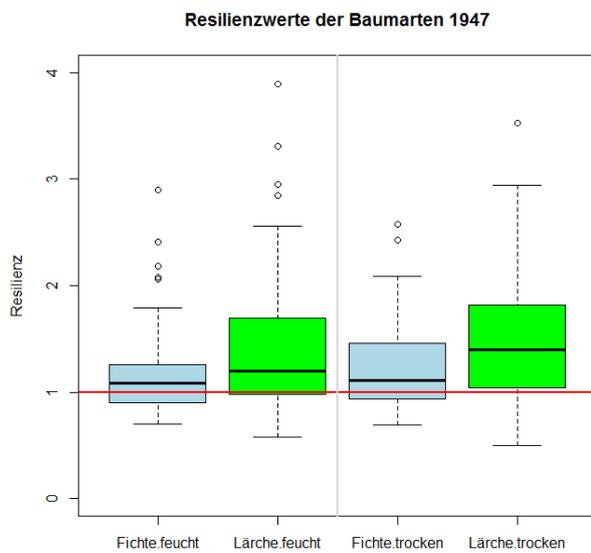
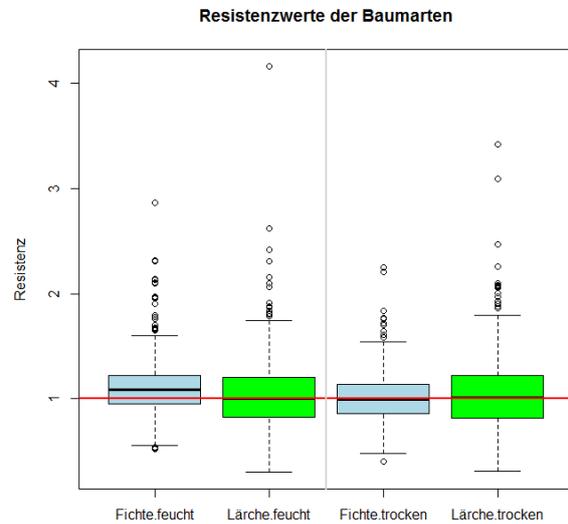
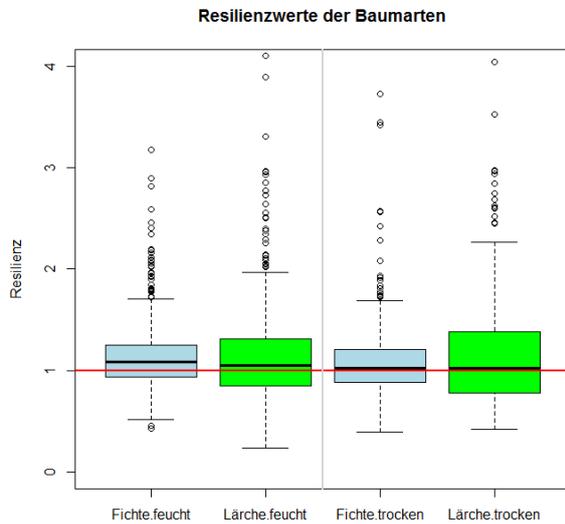


Resistenzwerte der Baumarten 2006

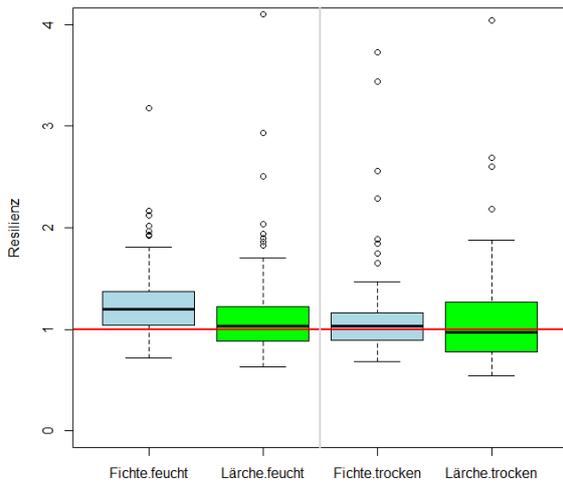


Anhang 5

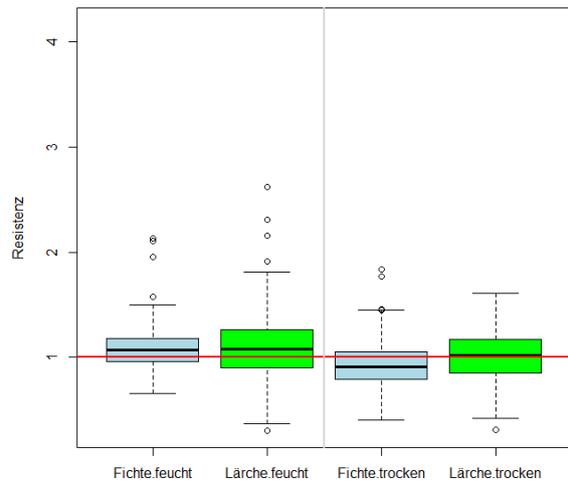
Boxplots der Ergebnisse zur 4. Forschungsfrage über alle und die einzelnen Trockenjahre. Stellt neben der Aufteilung der Ergebnisse nach Standorttypen auch die Differenzierung nach den Baumarten dar. Bei der Darstellung der Resilienz wurden Ausreißer >4 nicht abgebildet.



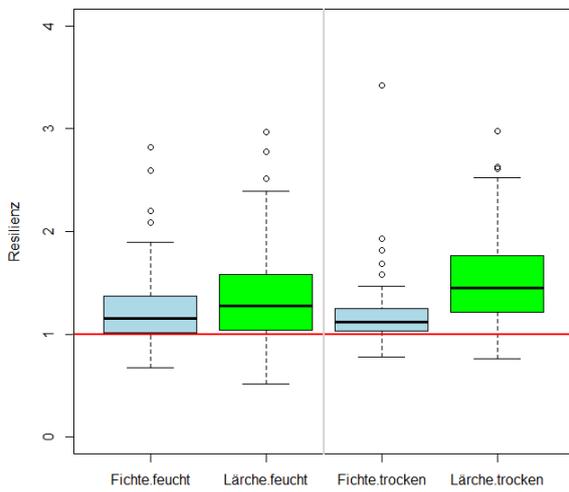
Resilienzwerte der Baumarten 1962



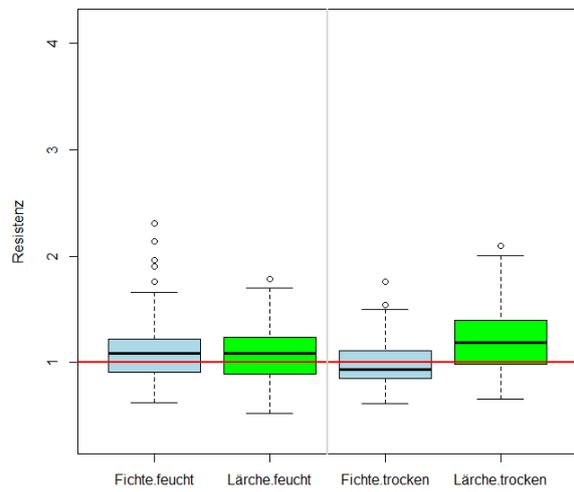
Resistenzwerte der Baumarten 1962



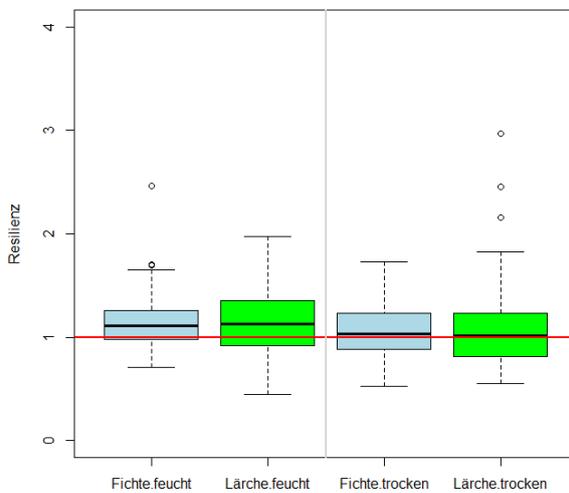
Resilienzwerte der Baumarten 1976



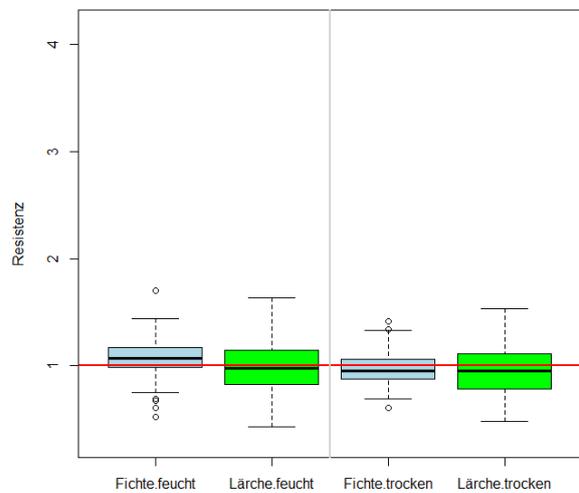
Resistenzwerte der Baumarten 1976

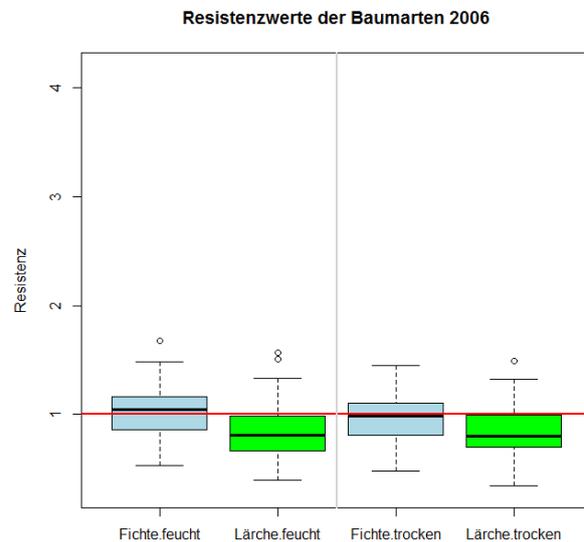
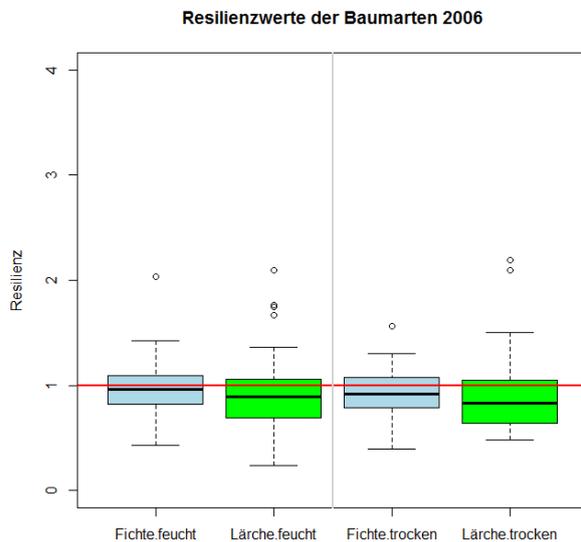
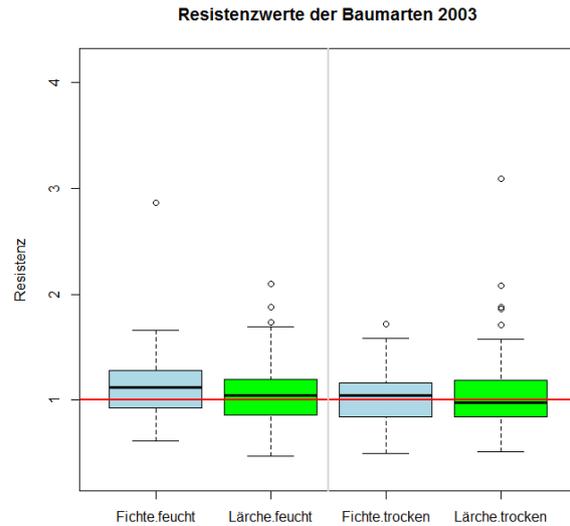
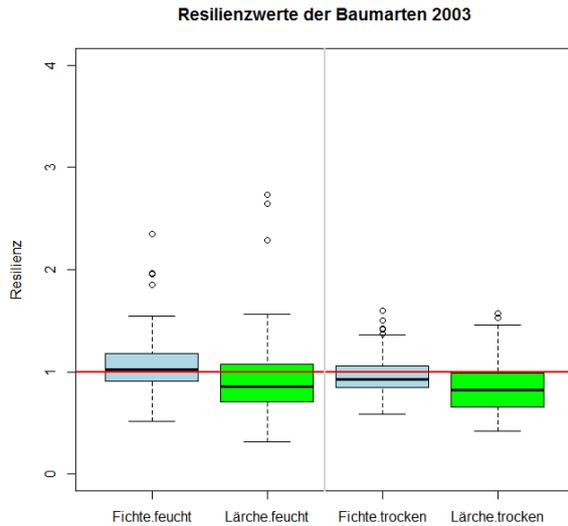


Resilienzwerte der Baumarten 1984



Resistenzwerte der Baumarten 1984





Anhang 6

Grundlegende Daten und Ergebnisse zur Regressionsanalyse der Resilienz

Residuals	All	1947	1962	1976	1984	2003	2006
Min:	- 1,0017	- 1,221	- 0,758	- 0,802	- 0,676	- 0,586	- 0,723
1Q:	- 0,2733	- 0,364	- 0,320	- 0,236	- 0,190	- 0,178	- 0,219
Median:	- 0,0842	- 0,0869	- 0,111	- 0,0638	- 0,0534	- 0,0528	- 0,0448
3Q:	0,132	0,238	0,117	0,160	0,153	0,102	0,105
Max:	5,0242	3,616	4,461	2,0847	1,802	1,783	5,203
R ²	0,0265	0,128	0,086	0,100	0,0584	0,156	0,0132

Coefficients:					
All	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1,326	0,0742	17,875	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,0383	0,0228	1,680	0,0932	
Standort: Nord	- 0,150	0,0230	- 6,525	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	0,0369	0,0230	1,608	0,108	
Typ: trocken	- 0,0489	0,0233	- 2,101	0,0358	*
1947					
(Intercept)	1,716	0,290	5,928	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,315	0,0821	3,841	0,000157	***
Standort: Nord	- 0,420	0,0846	- 4,966	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	- 0,113	0,0835	- 1,350	0,178	
Typ: trocken	0,0108	0,0848	0,127	0,900	
1962					
(Intercept)	1,591	0,222	7,173	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,0265	0,0680	- 0,390	0,697	
Standort: Nord	- 0,292	0,0684	- 4,265	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	0,190	0,0682	2,793	0,00556	**
Typ: trocken	- 0,0108	0,0848	- 1,857	0,0642	
1976					
(Intercept)	1,235	0,139	8,861	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,209	0,0435	4,798	< 0,001	***
Standort: Nord	- 0,101	0,0437	- 2,299	0,0221	*
Seehöhe: Subalpin	- 0,0886	0,0437	- 2,026	0,0436	*
Typ: trocken	0,0402	0,0443	0,908	0,365	
1984					
(Intercept)	1,345	0,109	12,397	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,000428	0,0339	0,013	1,000	
Standort: Nord	- 0,134	0,0341	- 3,920	0,000108	***
Seehöhe: Subalpin	0,0472	0,0341	1,386	0,167	
Typ: trocken	- 0,0708	0,0345	- 2,053	0,040897	*
2003					
(Intercept)	1,213	0,102	11,861	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,152	0,0319	- 4,435	< 0,001	***
Standort: Nord	- 0,110	0,0321	- 3,420	0,000707	***
Seehöhe: Subalpin	0,15750	0,0321	4,915	< 0,001	***
Typ: trocken	- 0,0803	0,0325	- 2,168	0,0141	*
2006					
(Intercept)	1,185	0,160	7,424	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,0613	0,0498	- 1,231	0,219	
Standort: Nord	- 0,0191	0,0501	- 0,381	0,703	
Seehöhe: Subalpin	0,00424	0,0501	0,0850	0,933	
Typ: trocken	- 0,0852	0,0507	- 1,680	0,0939	

Anhang 7

Grundlegende Daten und Ergebnisse zur Regressionsanalyse der Resistenz

Residuals	All	1947	1962	1976	1984	2003	2006
Min:	- 0,833	- 0,719	- 0,818	- 0,894	- 0,564	- 0,671	- 0,545
1Q:	- 0,192	- 0,270	- 0,179	- 0,187	- 0,126	- 0,175	- 0,136
Median:	- 0,0381	- 0,0645	- 0,041	- 0,0508	- 0,0109	- 0,0299	- 0,00261
3Q:	0,139	0,205	0,130	0,145	0,127	0,140	0,122
Max:	3,0347	2,767	1,537	1,245	0,698	2,0416	0,787
R ²	0,0274	0,0836	0,0510	0,0288	0,0570	0,125	0,269

Coefficients:					
All					
(Intercept)	1,108	0,0470	23,574	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,0192	0,0145	- 1,328	0,184	
Standort: Nord	- 0,0591	0,0146	- 4,059	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	0,0787	0,0146	2,407	< 0,001	***
Typ: trocken	- 0,0353	0,0147	- 2,392	0,0168	*
1947					
(Intercept)	1,640	0,190	8,628	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,00226	0,0540	- 0,042	0,967	
Standort: Nord	- 0,252	0,0555	- 4,534	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	- 0,00234	0,0548	- 0,043	0,966	
Typ: trocken	0,0214	0,0557	0,384	0,701	
1962					
(Intercept)	1,0665	0,114	9,386	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,0340	0,0348	0,975	0,331	
Standort: Nord	0,0380	0,0350	1,084	0,280	
Seehöhe: Subalpin	0,0333	0,0349	0,954	0,341	
Typ: trocken	- 0,121	0,0353	- 3,410	0,000737	***
1976					
(Intercept)	0,974	0,103	9,498	< 0,001	***
Baumart: Lärche	0,0787	0,0320	2,462	0,0143	*
Standort: Nord	- 0,0376	0,0322	- 1,171	0,243	
Seehöhe: Subalpin	0,0471	0,0321	1,466	0,144	
Typ: trocken	0,000140	0,0326	0,004	0,997	

Coefficients	Resistenz				
1984	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1,0103	0,0742	13,610	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,0422	0,0232	- 1,820	0,0696	
Standort: Nord	0,0291	0,0233	1,249	0,212	
Seehöhe: Subalpin	0,0606	0,0233	2,601	0,00972	**
Typ: trocken	- 0,0553	0,0236	- 2,344	0,0167	*
2003					
(Intercept)	1,251	0,104	12,013	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,0173	0,0325	- 0,531	0,595	
Standort: Nord	- 0,189	0,027	- 5,476	< 0,001	***
Seehöhe: Subalpin	0,129	0,0327	3,956	< 0,001	***
Typ: trocken	- 0,0571	0,0331	- 1,727	0,0851	
2006					
(Intercept)	1,00243	0,0707	14,174	< 0,001	***
Baumart: Lärche	- 0,156	0,0221	- 7,073	< 0,001	***
Standort: Nord	- 0,0685	0,0222	- 3,086	0,0022	**
Seehöhe: Subalpin	0,175	0,0222	7,886	< 0,001	***
Typ: trocken	- 0,0124	0,0225	- 0,596	0,552	