Grundflächenzuwachs und Holzdichte bei Buche (Fagus sylvatica) und Eiche (Quercus robur) in urbanen und forstlichen Ökosystemen

Basal area increment and wood density of beech (Fagus sylvatica) and oak (Quercus robur) in urban and forest ecosystems

als

Bachelorarbeit
der Technischen Universität München
im Studiengang

Forstwissenschaften und Ressourcenmanagement

vorgelegt von

Britta Schnappauf
(03712106)

Die Bachelorarbeit wurde angefertigt am
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde
der Technischen Universität München
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
85354 Freising

Leiter der Arbeit: Herr Prof. Dr. Thomas Rötzer
Betreuerin: Eleonora Franceschi

Freising, im März 2022

Dokumentation DVFFA: Bachelorarbeit MWW - BA 286, 2022, 62 Seiten

“You cannot protect the environment unless you empower people, you inform them, and you help them understand that these resources are their own, that they must protect them.”

Wangari Maathai

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS ..... **II**

TABELLENVERZEICHNIS ..... **IV**

ABBILDUNGSVERZEICHNIS ..... **V**

ZUSAMMENFASSUNG ..... **VII**

ABSTRACT ..... **VIII**

1 EINFÜHRUNG **11**

1.1 DIE KLIMAPROBLEMATIK IN STÄDTEN 11

1.2 ÖKOSYSTEMDIENSTLEISTUNGEN IN DER STADTPLANUNG 12

1.3 FRAGESTELLUNG 14

2 MATERIAL UND METHODEN **16**

2.1 VERSUCHSSTANDORTE 16

2.2 DATENAUFNAHME 17

2.2.1 Hemisphärische Daten *18*

2.2.2 Strukturelle Daten *18*

2.2.3 Bohrkernaufnahmen *18*

2.3 DATEN DURCH BERECHNUNG 19

2.4 ANALYSE DER LAI-AUFNAHMEN 20

2.5 BOHRKERNAUFBEREITUNG 21

2.5.1 Dichteanalyse *21*

2.5.2 Jahrringanalyse *25*

2.5.3 Superposed Epoch Analysis *29*

3 ERGEBNISSE **32**

3.1 ÜBERSICHT DER STRUKTURELLEN ANALYSEN 32

3.2 DENDROCHRONOLOGISCHE ANALYSEN 34

3.3 WACHSTUMSANALYSE IN TROCKENJAHREN 37

3.3.1 SEA 1992 und 2003 ..... *37*

3.3.2 SEA 1992, 2003 mit 2015 ..... *40*

3.4 VERGLEICH VOR UND NACH 2000 41

4 DISKUSSION **43**

4.1 METHODISCHE ANMERKUNGEN 43

4.1.1 Probepunkte *43*

4.1.2 Bohrkernmessung *43*

4.2 ÜBERPRÜFUNG DER HYPOTHESEN UND INTERPRETATION 45
4.2.1 Buchen in der Stadt vs. Buche im Waldbestand 45
4.2.2 Eiche in der Stadt vs. Buche in der Stadt 46
4.2.3 SEA Ergebnisse 46
4.2.4 Zusammenhang zwischen Holzdichte und Zuwachs 48
4.2.5 Veränderung im Wuchsverhalten vor und nach 2000 48
5 FAZIT 50
LITERATURVERZEICHNIS 51
ANHANG 59
ANHANG 1: STECKBRIEF FAGUS SYLVATICA 59
ANHANG 2: STECKBRIEF QUERCUS ROBUR 60
ANHANG 3 61
ANHANG 4 61
ANHANG 5 61
EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG 62

Danksagung

Als Erstes möchte ich mich bei Herr Prof. Dr. Rötzer für die spannende Arbeit danken, aus welcher ich mich nicht nur theoretisch, sondern auch praktisch weiterbilden durfte. Vielen Dank an Eleonora Franceschi für ihre Betreuung und Anregungen, sowie auch Florian Motte und Monika Bradatsch für die Hilfe bei der Bohrkernmessung und -analyse. Herzlich bedanken möchte ich mich vor allem bei Martin Honold für die uneigennützige Unterstützung bei der Auswertung meiner Daten.
Zuletzt geht mein Dank an meine Familie und Freunde, welche auch über räumliche Distanzen hinweg auf die beste Art und Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: ANZAHL DER PROBEBÄUME FÜR DIESE ARBEIT 17
TABELLE 2: STRUKTURTABELLE DER GEBOHRTEN BÄUME. MIT STANDARDABWEICHUNG (±) UND MINDEST- UND MAXIMALWERTEN 32
TABELLE 3: STRUKTURTABELLE DER NICHT GEBOHRTEN BÄUME NACH GRUPPIERUNG. 32
TABELLE 4: DATEN AUS BOHRKERNANALYSE. 34
TABELLE 5: ABSOLUTEN WERTE DER WACHSTUMSVERÄNDERUNG AB 2001 GEGENÜBER DEM ZEITRAUM 1980-2000. 41
TABELLE 6: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DER WACHSTUMSFAKTOREN AB 2001 GEGENÜBER DEM ZEITRAUM 1980-2000. 42
TABELLE 7: H/D-VERHÄLTNIS ALLER PROBEBÄUME 61
TABELLE 8: TRENDKURVEN ZU ABB. 15 61
TABELLE 9: WERTE DER EINZELNEN SUPERPOSED EPOCH ANALYSEN 61

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der Temperaturanstieg in München seit 1955 (Mühlbacher et al., 2020). 16
Abbildung 2: Schematische Darstellung des Alpinen Pumpens im Tagesgang (Mühlbacher et al., 2020). 16
Abbildung 3: Links: Aufgenommene Bäume innerhalb des Inneren Ring von München. Rechts: Die Bohrkerne der Buchen aus dem Waldbestand stammen aus den unbehandelten Kontrollplots des Kranzberger Forstes und sind blau und mit „CO“ markiert (Grams et al., 2021). 19
Abbildung 4: Manuelles Eingrenzen der Baumkrone im Programm WinSCANOPY, um den Blattflächenindex pro Baum berechnen zu können. 21
Abbildung 5: Schematischer Aufbau der HF-Densitometrie nach Schinker et al. (2003). Links die vergrößerte Darstellung der Elektroden. 22
Abbildung 6 : Querschnitt des Elektrodensystems, welches auf dem Bohrkern aufliegt nach Schinker et al. (2003). 23
Abbildung 7: Auswertung der Dichtekurve (lila) mit gesetzten Jahrringen an der LignoStation der Firma Rinntech. Darüber eine Nahaufnahme eines Eichenbohrkerns mit klar erkennbaren Jahrringgrenzen.. 24
Abbildung 8: Links: Rohdaten aller Eichenbohrkerne. Rechts: Alle Bohrkerne der Eiche aus München nach Standardisierung in RWI-Form. 27
Abbildung 9: Doppeltes Detrenden des Eichenbohrkerns Nr. 104. Links: Das Original (Raw Series) mit der Neg. Exp. Kurve. Rechts: Nochmal die standardisierte Reihe mit der Cubic Smoothing Spline. 28
Abbildung 10: Trockenheitsindex mit berechneter Evapotranspiration (ET_A/ET_P) von Freising (ab 1998) und München nach Rötzer et al (2004). 31
Abbildung 11: H/D-Verhältnis der 35 Buchen in München und 29 Buchen im Kranzberger Forst mit Trendlinie. 33
Abbildung 12: H/D-Verhältnis der 35 Buchen und 36 Eichen in München mit Trendlinie. 33
Abbildung 13: Jährlicher Jahrringzuwachs in mm von Buche im Waldbestand (grün), Buche in München (dunkelrot) und Eiche in München (hellrot) im Zeitraum 1960 bis 2021 (Originaldaten). 34
Abbildung 14: Mittlere jährliche Holzdichte [kg/m^3] von Buche im Waldbestand (grün), Buche in München (dunkelrot) und Eiche in München (hellrot) im Zeitraum 1960 bis 2021 (Originaldaten). 34
Abbildung 15: Kurven der untersuchten Gruppierung mit Trendlinien aufgeteilt in RWI, BAI und Holzdichte in den Jahren 1980 bis 2021. Grün: Buche KROOF, Blau: Buche München, Rot: Eiche München..... 36
Abbildung 16: RWI Vergleich der Stadtbäume Eiche und Buche in den Dürrejahren 1992 und 2003. 37
Abbildung 17: RWI Vergleich der Buchen sowohl in München wie auch im Kranzberger Forst (KROOF) im Jahr 1992 und 2003. 38
Abbildung 18: Vergleich der Holzdichte der Stadtbäume Eiche und Buche (1992, 2003). 39
Abbildung 19: Vergleich der Holzdichte der Buchen in München und im Waldbestand (1992, 2003). 39
Abbildung 20: RWI Vergleich aller Gruppen über die Jahre 1992, 2003 und 2015. 40
Abbildung 21: Vergleich der Holzdichte aller Gruppen (1992, 2003 und 2015). 41

ABBILDUNG 22: LINKS: NATÜRLICHES AREAL DER BUCHE ((SCHÜTT, 2014). RECHTS: ZUKÜNFTIGE VERBREITUNG (KÖLLING, 2007). 59

ABBILDUNG 23: LINKS: VERBREITUNGSGEBIET DER EICHE (SCHÜTT, 2014). RECHTS: ZUKÜNFTIGES VERBREITUNG AUFGRUND DES KLIMAWANDELS (KÖLLING, 2007). 60

Zusammenfassung

Die Auswirkungen von Ökosystemdienstleistungen auf die Bevölkerung zeigen sich in einer positiven Psyche und einer erhöhten körperlichen Aktivität, welche von zahlreichen Studien bestätigt werden. Damit diese Leistungen wirken können benötigt es eine vitale Stadtvegetation, welche stark mit einem positiven Wuchsverhalten korreliert. Um in Zeiten der Erderwärmung das Wachstum in Ballungsräumen modellieren zu können, ist ein umfangreicher Datenpool erforderlich, welcher jedoch nach aktuellem Stand große Defizite im Artenspektrum aufweist. Mit dieser Arbeit soll eine Ausweitung auf die Arten *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* geschaffen werden. Ein zusätzlicher Abgleich der Buche in zwei Ökosystemen – einmal in München, einmal im Kranzberger Forst bei Freising – soll mögliche Unterschiede zur urbanen Umgebung verdeutlichen. Es wurden 63 Bohrkerne auf Holzdichte und Jahrringe mithilfe der Hochfrequenz-Densitometrie analysiert. Aus den daraus resultierenden Werten sind Zusammenhänge von Holzdichte und Jahrringe, Unterschiede um die Jahrtausendwende ermittelt und eine Untersuchung zu Trockenjahren (Superposed Epoch Analysis, SEA) durchgeführt worden. Hinzu kam die Aufnahme von strukturelle Daten.

Die Ergebnisse zeigen ein besseres Wachstum der Stadtbäume, sowohl im Grundflächenzuwachs als auch in der Holzdichte. Bei der Eiche wurde im Vergleich zur Buche eine geringere Dichte, weniger Kronenvolumen bzw. geringere LAI-Werte ermittelt. Ohne das Jahr 2015 zeigt die Trockenheitsanalyse eine bessere Trockenresilienz bei Eiche, die typischerweise einen signifikanten ($p < 0{,}05$) Wachstumseinbruch im ersten Folgejahr mit anschließender schneller Erholung zeigt. Die Buche in München hingegen verzeichnet einen dauerhaft schlechten Zuwachs und weist im Trockenjahr einen sehr signifikanten ($p < 0{,}01$) Rückgang auf. Bei zusätzlicher Addition des Jahres 2015 – ein Jahr welches von umgebenden Trockenperioden gekennzeichnet ist – sind die Einbrüche insgesamt geringer, dafür für alle Gruppierungen langfristig. Bei der Holzdichte sind keine Signifikanzniveaus zu erkennen, die Buche im Waldbestand zeigt jedoch bei allen Trockenjahren höhere Holzdichten als die Stadtbäume. Die Untersuchungen des Wachstumsverhalten um 2000 herum, ergibt kein einheitliches Bild. Die Buchen zeigen dichtere Holzwerte, während sich bei den Stadtbäumen mehr Grundflächenzuwachs feststellen lässt. Insgesamt kann kein Zusammenhang zwischen Holzdichte und Jahrring ausgemacht werden. Da davon auszugehen ist, dass mehrere Faktoren diese Beziehung beeinflussen, sollte der Fokus in nachfolgenden Studien auf die Untersuchung dieser Faktoren gelegt werden.

Abstract

The effects of ecosystem services on the population can be seen in a positive psyche and increased physical activity, which are confirmed by numerous studies. For these services to be effective, vital urban vegetation is required, which is strongly correlated with positive growth behavior. In order to be able to model growth in metropolitan areas in times of global warming, an extensive data pool is required. Currently data is lacking for several tree species, thus this work aims at an expansion of spectrum for the species Fagus sylvatica and Quercus robur.

An additional comparison of the beech species in two ecosystems - once in Munich and once in the Kranzberger Forst near Freising - shall clarify possible differences between the urban and forest environments. Sixty-three cores were analyzed for wood density and annual rings using high-frequency densitometry. From the resulting values, correlations of wood density and annual ring widths, differences around the turn of the millennium and an investigation of dry years (Superposed Epoch Analysis, SEA) were carried out. Furthermore, structural data were recorded.

The results show a better growth of the urban trees, both in basal area increment and in wood density. Oak was found to have lower density, crown volume, and LAI values compared to beech. Excluding 2015, drought analysis shows better drought resilience in oak, which typically shows a significant ($p < 0.05$) growth collapse in the first following year followed by rapid recovery. Beech in Munich, on the other hand, recorded persistently poor growth and showed a very significant ($p < 0.01$) decline in the dry year. When adding the year 2015 - a year characterized by surrounding dry periods - the declines are lower overall, but long-term for all groupings. In the case of the wood density no significance differences were observed. However, the beech in the forest stand showed higher wood densities in all dry years relative to urban trees. The investigation of the growth behaviour around 2000, does not give a consistent picture. The beech trees showed denser wood values, while more basal area growth was observed in the urban trees.

Overall, no correlation between wood density and growth ring can be established. Since it can be assumed that several factors influence this relationship, the focus should be placed on examining these factors in subsequent studies.

1 Einführung

1.1 Die Klimaproblematik in Städten

Die globale Oberflächentemperatur verzeichnet im Zeitraum 2006 bis 2015 im Vergleich zum Zeitraum 1850 bis 1900 einen Anstieg von 0,87 Grad Celsius (IPCC, 2020). Bemerkbar macht sich das in den letzten Jahren mit zunehmender Waldbrandgefahr auf der Nordhalbkugel, unter anderem in Kanada, Sibirien und in den westlichen USA (United Nations Environment Programme, 2022). Auch Hochwasserkatastrophen begrenzen sich nicht mehr auf Indien und Philippinen, auch in Deutschland setzt im Juli 2021 ein Starkregen ein, welcher „innerhalb von 24 Stunden 100 bis 150 Liter Regen pro Quadratmeter“ (Bundeszentrale für politische Bildung, 2021a) verursacht. An der Ahr, welche üblicherweise einen Wasserstand von 1,60 Meter verzeichnet, wird einen Pegelstand von 3,21 Meter erreicht. 135 Tote und mehr als 766 Verletzte sind die Folge des sogenannten Jahrhunderthochwassers (Schmid-Johansen et al., 2021).

Es zeigt sich, dass eine Deckelung des globalen Temperaturanstieges unter 1,5 Grad Celsius zunehmend schwerer zur erreichen scheint. Das Ziel der Pariser Klimakonferenz wird abgelöst durch die Abmilderung der Klimawandelauswirkungen. Die neue Strategie heißt „Klimafolgenanpassung“. Doch auch bei der COP26 in Glasgow müssen UNFCCC Mitglieder wie Indien und China aufgrund ihres Status als Schwellenländer nicht dem Kohleverzicht und damit der aktiven Eindämmung der Erderwärmung zustimmen, obwohl deren Emissionen zusammengerechnet im Jahr 2019 rund 35 Prozent ausmachten (Bundeszentrale für politische Bildung, 2021b).

Weiterhin ist laut IPCC Bericht zukünftig nicht nur die Biodiversität und Bevölkerung in tiefgelegenen Küstenarealen beeinträchtigt, sondern erreicht auch die mittleren Breiten (IPCC, 2020).

Zu diesen übergreifend globalen Klimaextremen durch die Erderwärmung, addieren sich regionale Differenzen, welche unter dem Begriff *urban heat island effect* (UHI) zusammengefasst werden. Gemeint sind die erhöhten städtischen Temperaturen im Vergleich zum Umland durch die vermehrte Urbanisierung. Weltweit schreitet diese voran, wobei bis zum Jahr 2050 voraussichtlich 68 Prozent der Bevölkerung in Städten leben wird (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019). Die dichte Bebauung ver-

hindert einen Luftaustausch, während die Versiegelung eine vermehrte Verdunstung anregt. Der anthropogene Wärmefluss, wie die Nutzung von Heizungen und Klimaanlagen, addieren sich zu den erhöhten Temperaturen (Honold, 2021), wobei Temperaturdifferenzen von bis zu 10 Kelvin nachgewiesen werden können (Mühlbacher et al., 2020). Die Wahrscheinlichkeit in der Stadt durch Hitzetod zu sterben, steigt damit stark an (Kalkstein & Greene, 1997; Smoyer et al., 2000).

In Deutschland beträgt die Anzahl der städtischen Einwohner im Jahr 2020 bereits 77,5 Prozent (Rudnicka, 2022). Im Vergleich zum Umland lassen sich in München zwei bis drei Grad höhere Lufttemperaturen messen (Mühlbacher et al., 2020).

Durch das Einbeziehen von Grünflächen und ihren Dienstleistungen könnte der *urban heat island*-Effekt deutlich verringert werden und sich zusätzlich positiv auf die physische und psychische Gesundheit der Stadtbevölkerung auswirken.

1.2 Ökosystemdienstleistungen in der Stadtplanung

Ökosystemdienstleistungen sind Vorteile, welche der Mensch aus der Natur für sich nutzen kann. Durch die starke Urbanisierung kann die Einschätzung von Ökosystemdienstleistungen von Stadtgrün helfen, Entscheidungsträgern deren indirekte Dienste aufzuzeigen und diese schlussendlich zu erhalten. Interessant sind dabei auch die ökonomischen Auswirkungen, welche beispielsweise mit der Software i-Tree erfasst und monetär quantifizierbar gemacht werden (Olusola & Agbelade, 2022). Eingeteilt werden diese in vier Kategorien: Versorgungs-, Regulierungsleistung sowie unterstützende und kulturelle Leistung (Loft & Lux, 2010).

Zu den kulturellen Leistungen zählt vor allem die Erholung, welche sich unter anderem in geringeren Depressionen (Marselle et al., 2020) und vermehrte körperliche Betätigungen (Tan et al., 2009) niederschlagen. Des Weiteren fällt die Waldpädagogik mit interaktiven Wissensaustausch in Kindergärten und Schulen (Schmechel, 2010) sowie die Öffentlichkeitsarbeit wie Baumpatenschaften darunter. Beides erhöht das gesellschaftliche Bewusstsein für Natur und Nachhaltigkeit.

Die Versorgungsleistung von Stadtgrün, welche im Gegensatz zu einem Waldbestand limitiert ist – da das Hauptaugenmerk nicht auf Holz- und Lebensmittelerzeugnissen liegt – besteht vor allem in der Erhaltung der Artenvielfalt, insbesondere der Bestäuber (Hausmann et al., 2015).

Die Grünanlagen bieten Nahrungsmittel und Habitatvielfalt für Tier- und Pflanzengruppen. Es besteht weiterhin die Möglichkeit zur Herstellung von Arzneimitteln durch Blüten und Rinde (Schütt, 2014).

Die wohl größte Ökosystemdienstleistung der Stadtbäume – welche einen zentralen Bestandteil des Stadtgrüns ausmachen – liegt in der Regulierungsfunktion. Bäume werden als Lärm- und Sichtschutz eingesetzt (Moser et al., 2017) und sind durch ihre Kohlenstoffbindung in Biomasse eine natürliche Senke (Agarwal et al., 2021). Durch Evapotranspiration kühlt die Stadtvegetation je nach Art die Umgebungsluft um bis zu 2,2 Kilowatt (Rahman et al., 2014). Wasseraufbereitung durch Filterung von Regenwasser sowie die Reduzierung des Wasserabflusses und die damit verbundene Verminderung von Hochwassergefahr sind weitere Vorteile (Kowarik et al., 2017). Hinzu kommt die Reduzierung von Smog, da auf den Blattoberflächen Gase oder Staubpartikel abgelagert und aufgenommen werden (Janhäll, 2015). In Europa könnte eine starke Reduzierung der Luftverschmutzung bis 2030 Kosten von 40 bis 140 Milliarden Euro und 58.000 Todesfälle verhindern (Europäische Kommission, 2013).

Damit die Ökosystemfunktionen wirken und zur Gesundheit der Stadtbevölkerung beitragen können, ist eine gesunde Vegetation nötig. Durch die anfänglich beschriebenen Faktoren müssen sich Stadtbäume im Gegensatz zu Bäumen im Waldbestand mit zusätzlichen Stressfaktoren auseinandersetzen, weshalb vermehrt Zuwachsuntersuchungen an Stadtbäumen stattfinden. Diese Praxis ist in der Paläoklimatologie eine der häufigsten Untersuchungsansätze und deren Forschung und Interpretation unterliegen ständigen Verbesserungen (Yuan et al., 2021).

Neben dem Zuwachs ist die Holzdichte in Stadtbäumen wesentlich seltener untersucht worden. Dabei ist die Bindung von Kohlenstoff in Städten weltweit eine der wichtigsten Ökosystemleistung, welche nicht nur mit dem Zuwachs, sondern auch mithilfe der Holzdichte berechnet werden kann. Pretzsch et al. (2018) haben die Dichte von Waldbeständen bezüglich ihrer Kohlenstoffspeicherung untersucht und sind überzeugt, dass die Klimawirkung in den vergangenen Jahren abgenommen haben. Acht bis zwölf Prozent geringere Holzdichten speichern nicht mehr so viel Kohlenstoff wie vor 1900 (Perkins et al., 2018).

1.3 Fragestellung

Die Schlussfolgerung aus dem oben genannten Artikel basiert auf der Grundlage von Waldbeständen. Ob die Stadtvegetation davon miteinbezogen werden kann wurde von Pretzsch et al. (2017) untersucht. Urbane Bäume in der gemäßigten Zone zeigen dabei einen geringeren Grundflächenzuwachs zu den Waldbeständen, was Erkenntnissen aus anderen Regionen entgegensteht. Während bei Waldbeständen seit 1960 allgemein von einem erhöhten Wachstum gesprochen werden kann, muss bei Stadtbäumen differenzierter vorgegangen werden.
„**Buchen in der Stadt weisen geringere Durchmesserzuwächse auf als Buchen im Waldbestand.**“ Diese erste Annahme stellt dabei die Wachstumsunterschiede in zwei Ökosystemen in den Vordergrund.

Des Weiteren wurden meist Stadtbaumarten der Gattung Tilia, Platanus und Acer analysiert (Moser et al., 2017). Eiche und vor allem Buche gehören nicht zum Standardspektrum von Stadtbaumarten, wobei Perkins et al. (2018) für mehr Forschung über das Wachstumspotential von Bäumen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes, wie zum Beispiel städtische Umgebung, plädieren.
Metropolen können durch den Sauerstoff- und Wassermangel in den verdichteten Böden zu den Extremstandorten gezählt werden, womit die Eiche besser zurechtkommen sollte (Schütt, 2014). Die Hypothese zwei lautet daher: „**In der Stadt ist der Zuwachs bei Buchen geringer als bei Eichen.**“.

„**In Trockenjahren zeigen die Wachstumsperioden in der Stadt bei Eichen geringere Einbrüche als bei Buchen.**“ wird mittels Hypothese drei diskutiert. Da die Extremwetterereignisse, welche als Jahrhundertsommer deklariert werden, in immer geringeren Abständen eintreten (NASA, 2020), muss sowohl die Bevölkerung als auch die Vegetation lernen, mit Trockenjahren umzugehen. Die Konkurrenzkraft der Buche wird laut Roloff und Grundmann (2008) im Gegensatz zur Eiche bei andauernden Trockenperioden abnehmen.

Des Weiteren wird der Zusammenhang zwischen Holzdichte und Zuwachs untersucht. Hierbei unterstellen Zhang et al. (1993) eine positive Korrelation zwischen diesen Größen, welche von Diaconu et al. (2016) für *Fagus sylvatica* bestätigt werden. Bergès et al. (2000) hingegen sprechen von einer Zunahme der Ringbreite bei gleichzeitiger Abnahme der Holzdichte. Letzteres zeigt sich unabhängiger gegenüber Umweltbedingungen. Diese widersprüchlichen Er-

kenntnisse werden mit der Aussage „**Mit zunehmender Holzdichte nimmt der Zuwachs zu.**“ aufgenommen und analysiert.

Schlussendlich werden die Zuwächse und Holzdichten mit Blick auf den Klimawandel um die Jahrtausendwende verglichen. Mehrere Studien zeigen ein erhöhtes Wuchsverhalten aufgrund des Temperaturanstiegs und einer verlängerten Vegetationszeit (Pretzsch et al., 2018; Reyer et al., 2013). „**Die Wachstumsperiode nach dem Jahr 2000 ist gekennzeichnet durch einen höheren Zuwachs und eine höhere Holzdichte als vor 2000.**“ ist eine logische Schlussfolgerung der erwähnten Artikel.

Insgesamt zielt die Arbeit darauf ab, die Klimaresistenz von Stadtbäumen in der Metropole München zu analysieren, die Korrelation von Zuwachs und Holzdichte besser zu verstehen sowie das noch unvollständige Datenlage von Stadtbäumen weiter auszubauen (Cánovas et al., 2021).

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsstandorte

München

Die Landeshauptstadt von Bayern liegt auf 519 Meter üNN in den gemäßigten Breiten. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 954 Millimeter bei einer Durchschnittstemperatur von 9,5 Grad Celsius und steigt gleichfalls mit dem weltweiten Trend deutlich an.

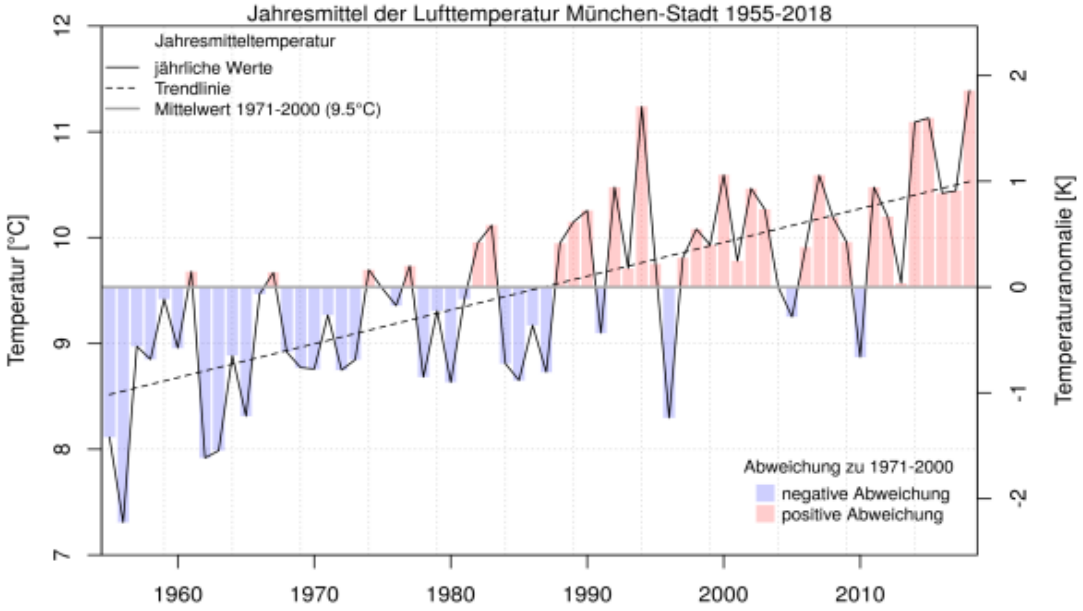


Abbildung 1: Der Temperaturanstieg in München seit 1955 (Mühlbacher et al., 2020).

Die 50 km entfernten Berge sorgen zwar durch das „Alpine Pumpen“ für eine täglichen Luftzirkulation, welches den UHI-Effekt jedoch nur teilweise abschwächen (Mühlbacher et al., 2020). Dieses Windsystem wird durch die im Tagesverlauf erwärmte und aufsteigende Luft ausgelöst. Der folglich erhöhte Luftdruck, setzt eine Ausgleichsströmung im Zentrum der Alpen in Gang. Somit wird die Luft von München und Umgebung in Richtung Alpen „eingesaugt“.

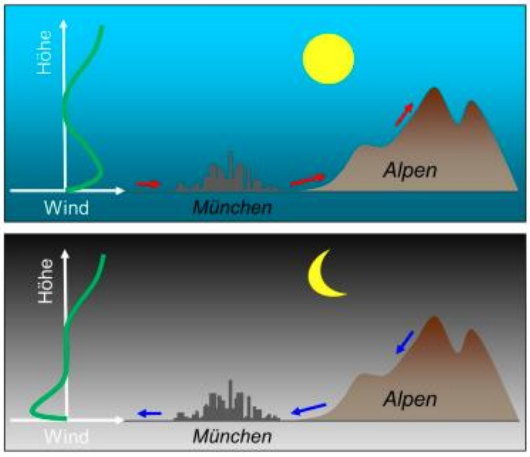


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Alpinen Pumpens im Tagesgang (Mühlbacher et al., 2020).

In der Nacht dreht sich das thermische System um und kühle inneralpine Luft strömt – da sie schwerer und dichter ist – talwärts. Dies sorgt für einen nächtlichen Frischluftdurchzug in München (Mühlbacher et al., 2020).

Kranzberger Forst

Die forstliche Versuchsfläche in der Nähe von Kranzberg befindet sich 35 Kilometer nordöstlich von München (11°39'42"E, 48°25'12"N), auf circa 490 Meter üNN mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 750 bis 800 Millimeter. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,8 Grad Celsius.

Die 0,5 Hektar große Fläche beinhaltet seit 2013 das sogenannte KROOF Experiment (Kranzberger Roof Experiment). Neben Dürreexperimente mit Buche und Fichte, wurde eine Kontrollfläche mit europäischer Buche etabliert. Letztere stellt die zu dem Vergleich stehenden Buchen im Waldbestand dar (Grams et al., 2021).

2.2 Datenaufnahme

Die untersuchten Baumarten waren *Fagus sylvatica* und *Quercus robur*. Beide sind keine typischen Stadtbäume, gehören aber zur potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) in Bayern, welche ohne Eingriffe aus 75 Prozent Buche und 17 Prozent Eiche bestehen würde (Federal Minister of Food and Agriculture, 2015). Da die Stadt München kein Baumkataster besitzt, war es eine Herausforderung vitale Probebäume zu finden. Im Gegensatz zu Honold (2021) wurde nicht in Zonen eingeteilt und somit konnte der gesamt innere Ring Münchens nach Buche und Eiche abgesucht werden. Insgesamt wurden 36 Eichen und 35 Buchen katalogisiert, wobei jeweils 20 Bäume angebohrt wurden. Pro Baum wurde zweimal gebohrt, woraus sich 80 Bohrkerne ergeben.

Im Kranzberger Forst wurden 23 Buchen Bohrkerne entnommen, bei sechs weiteren ausschließlich strukturelle Daten (Höhe und BHD). Die Kontroll-Buchen sind auf sechs der zwölf Plots im Kranzberger Forst vorzufinden, deren Bohrkernentnahme 2018 im Zuge einer Masterarbeit stattfand.

Tabelle 1: Anzahl der Probebäume für diese Arbeit.

	Eiche München	**Buche München**	**Buche KROOF**
Gebohrte Bäume	20	20	23
Nicht gebohrte Bäume	16	15	6

2.2.1 Hemisphärische Daten

Ende August bis Anfang September wurden die hemisphärischen Aufnahmen des Blattflächenindexes (Leaf Area Index, LAI) mit der Kamera Nikon D7500 und einem Fisheye-Objektiv aufgenommen.
Der LAI wird definiert als „die Hälfte der gesamten grünen Blattfläche pro Einheit Bodenfläche“ (Chen et al., 1997, S. 29,430). In einer Höhe von 40 Zentimeter wurde je nach Baumgröße in einem Abstand von ein bis zwei Metern fotografiert. Damit die LAI Aufnahmen nicht durch blaues Streulicht beeinflusst werden, sollte vorzugsweise bei wolkiger Wetterlage oder in der Abenddämmerung gemessen werden (Chen et al., 1997).

2.2.2 Strukturelle Daten

Zeitgleich zu den LAI-Fotos sind die Aufnahmen der strukturellen Daten entstanden. Nach der Auswahl eines Baumes wurden die Baumart und GPS-Koordinaten festgehalten, um anschließend den Stammdurchmesser auf 1,30 Meter Brusthöhe (BHD) mittels eines Umfangmaßbandes zu messen. Das Ultraschallmessgerät Vertex IV ermittelte die insgesamte Höhe und Kronenansatzhöhe des Baumes, wobei der erste grüne Ast als Kronenanfang definiert wird. Nach der Tangential-Hochblick-Methode von Preuhsler (1981) wurde der Kronenradius jeden Baumes in acht Himmelsrichtungen (N, NO, NW, etc.) gemessen. Im gleichen Messverfahren wurden auch der Radius der unversiegelten Fläche, die Distanz und Höhe zum nächsten Objekt aufgenommen. Letzteres mit dem Laser-Entfernungsmessgerät TruePuls 200. Die Vitalität der Krone und deren Form ist entsprechend nach Roloff (2013) bewertet. Eine Einteilung der Umgebung erfolgte in die Kategorien Straße, Platz (Bäume an öffentlichen Plätzen oder von Bebauung umgeben) und Park (in einem unbebauten Gebiet wachsend und von Grünflächen umgeben).

2.2.3 Bohrkernaufnahmen

Ebenfalls auf 1,30 Meter wurde per Hand ein Bohrkern mithilfe des Zuwachsbohrers Haglöf mit einem inneren Durchmesser von 5 Millimeter gezogen. Die allgemeine Windrichtung in Zentraleuropa ist von SW kommend. Eine Bohrung von 45 Grad zu dieser – d.h. von Norden und Osten – gibt somit die repräsentativste Jahrringanalyse wieder. Mögliche Abweichungen

im konzentrischen Wachstum können so ausgeschlossen werden (Pretzsch et al., 2012). Nachdem der Zuwachsbohrer in einem 90 Grad Winkel in der Mitte des Baumstammes eingebohrt wurde, ist zur erfolgreichen Abtrennung eine rasche 360 Grad Umdrehung in die entgegengesetzte Richtung erforderlich. Anschließend kann dieser herausgezogen werden.

Abbildung 3: Links: Aufgenommene Bäume innerhalb des Inneren Ring von München. Rechts: Die Bohrkerne der Buchen aus dem Waldbestand stammen aus den unbehandelten Kontrollplots des Kranzberger Forstes und sind blau und mit „CO“ markiert (Grams et al., 2021).

2.3 Daten durch Berechnung

Um Ökosystemleistungen, wie den Kühlungseffekt von Stadtbäumen, genauer quantifizieren zu können, spielt die Vitalität der Vegetation, wie auch deren Umfang eine wichtige Rolle (Pretzsch et al., 2015). Die Informationen über das Wuchsverhalten in Städten – zu dem auch Kronendimensionen gezählt werden – sind je nach Baumart noch lückenhaft. Um diese Lücken zu schließen, wird aus den strukturellen Daten der durchschnittliche Kronenradius (crown radius, cr), die Kronenprojektionsfläche (crown projection area, CPA), sowie das Kronenvolumen (crown volumne, CV) nach Dahlhausen (2018) berechnet:

$$cr = \sqrt{(r_N^2 + r_{NO}^2 + \cdots + r_{NW}^2)/8} \qquad (1)$$

Dabei ist r_N^2 die nach Norden, r_{Nw}^2 die nach Nordwesten, usw. gerichtete maximale Entfernung eines grünen Astes zum Mittelstamm.

Daraus ergibt sich die Kronenprojektionsfläche CPA und das Kronenvolumen CV nach Honold (2021) und Moser (2016a):

$$cpa = cr^2 * \pi \quad (2)$$

$$CV = CPA * (h_{tree} - h_{crown}) \quad (3)$$

Auch die Versiegelung ist ein wichtiger Einflussfaktor auf das Wachstum von Stadtbäumen. Unter anderem wird der Wurzelraum durch stark verdichtete Umgebung beschränkt und mechanische Einwirkung sowie Sauerstoffmangel beeinflussen den gesamten Baum negativ. Um die prozentuale Versiegelungsfläche ausrechnen zu können, wird der Kronenradius mit der umgebenden unversiegelten Fläche verrechnet. Der unversiegelte Flächenradius wird ebenso wie der Kronenradius bemessen (siehe Formel 1).

2.4 Analyse der LAI-Aufnahmen

Die Auswertung der hemisphärischen Fotos erfolgte mit dem Programm WinSCANOPY. Das digitale Bildanalysegerät misst verschiedene Einflussgrößen, wie die Openness, den Blattflächenindex, die Standortfaktoren sowie die Sonneneinstrahlung über und unter der Krone. Aus der Analyse des Baumes und seiner Umgebung kann die Openness bzw. der Sky View Faktor herausgefiltert werden. Dabei wird der noch sichtbare Teil des Himmels im Umkreis des Baumes gemessen, woraus sich wiederrum die Bebauungsdichte ergibt (Doneus, 2013). Für diese Arbeit steht der *Leaf Area Index* im Vordergrund, wobei die LAI-2000 Log Methode ausgewählt wurde. Im Programm werden die Bildflächen, die nicht zur untersuchten Baumkrone gehören manuell ausgeschnitten und erscheinen in einem Rotton (siehe Abb. 4). Die Schwellenwerte wurden automatisch gesetzt, teilweise muss manuell angepasst werden.

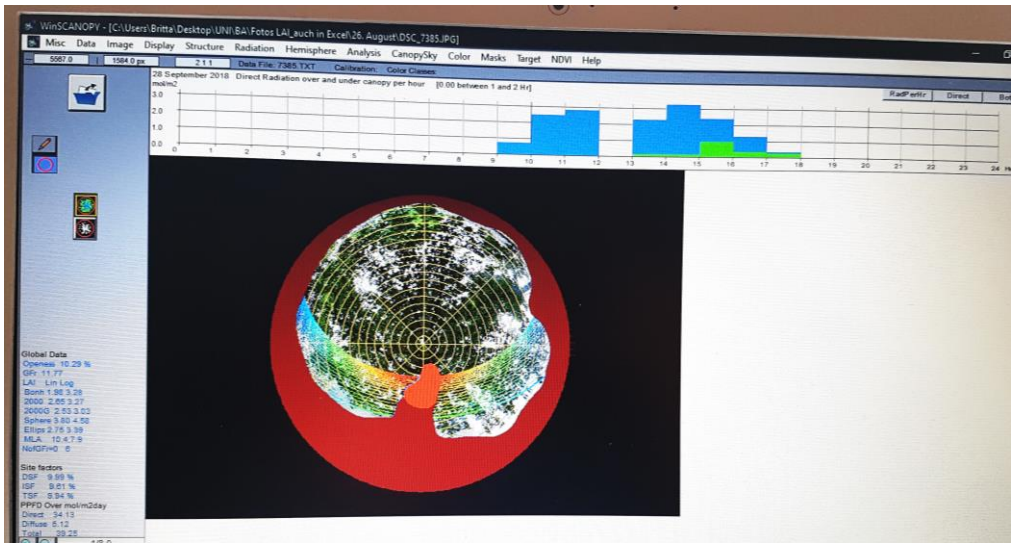


Abbildung 4: Manuelles Eingrenzen der Baumkrone im Programm WinSCANOPY, um den Blattflächenindex pro Baum berechnen zu können.

2.5 Bohrkernaufbereitung

Nach dem Ziehen der Bohrkerne müssen diese für mindestens zwei Wochen im Dunkeln trocken lagern. Anschließend werden jeweils zwei Bohrkerne auf im Voraus präparierte Holzstücke geklebt. Hierbei muss darauf geachtet werden eventuell gebrochene Kerne in der richtigen Anordnung mit der korrekten Holzfaserrichtung zu legen. Die runden Bohrkerne werden von überschüssigem Kleber befreit und mithilfe von Sandpapier per Hand begradigt.
Die Jahrring- und Dichtemessung erfolgte zeitgleich an der LignoStation der Firma Rinntech. Jede Messung wurde mit dem einzelnen Key Code und deren Ausrichtung des Bohrkerns (N oder E) beschriftet.

2.5.1 Dichteanalyse

Definition Holzdichte

Die Dichte p wird als Masse m pro Volumen v beschrieben ($p = m/v$). Die Rohdichte in Hölzern wird durch das Verhältnis von Zellwandsubstanz zum Hohlraum im Holz bedingt und wird in Kilogramm pro Kubikmeter [kg/m^3] gemessen. Da die Masse vom Wassergehalt abhängig ist, ist die Rohdichte feuchteabhängig (Saranpää, 2003). Sie steht in engem Zusammenhang mit der Härte, Bruchfestigkeit und Steifigkeit einer Holzart (Niklas & Spatz, 2010) und ist abhängig von Standortqualität, Alter, genetischen wie auch ökologischen Faktoren

(Koutsianitis & Barboutis, 2017). In dieser Arbeit wird mit der Rohdichte (Mean Ring Density, MRD) gearbeitet, welche die Dichteunterschiede im Früh- und Spätholz mittelt.

Hochfrequenz Densitometrie

Die Dichtemessung findet an der LignoStation der Firma Rinntech statt. Das Gerät nimmt per Hochfrequenz Densitometrie (HF-Densitometrie) Dichtemessungen vor, indem es die dielektrischen Eigenschaften von Holz nutzt. Die enge Beziehung zwischen der Holzdichte und der relativen Dielektrizitätskonstante von Holz wird als dielektrisch bezeichnet (Boden et al., 2012). Neben der Mean Ring Density besteht die Möglichkeit die maximale, minimale Dichte, sowie Früh- und Spätholzunterschiede zu untersuchen (Koutsianitis & Barboutis, 2017).

Im Gegensatz zu Verfahren wie Radiodensitometrie, welche mit Röntgenstrahlen arbeiten, relativ zeitaufwendig und kostspielig sind, benötigt die HF-Methode weniger Zeit und Laborerfahrung. Dabei wird auf eine sehr gleichmäßige Holzoberfläche besonders Wert gelegt, wie Wassenberg et al. (2014) deutlich machen. Die Messmethode basiert auf einem kontinuierlichen Impuls aus elektromagnetischen Wellen, welche durch ein Elektrodensystem direkt in das Holz weitergeleitet werden.

Die konisch geformte Messsonde stellt das Kernstück der HF-Densitometrie dar und besteht aus zwei parallel angeordneten Mikro-Elektroden (siehe Abb. 5), welche durch eine Metallfolie separiert sind, um sich nicht gegenseitig zu beeinflussen (Styrnik, 2020). Eine Feder, welche unterhalb des Objektträgers befestigt ist, sorgt für stetigen Kontakt, während die spaltförmige Sonde auf der Holzoberfläche entlangfährt. Die Ebenheit der Holzprobe wirkt sich deshalb stark auf die Qualität der Messungen aus.

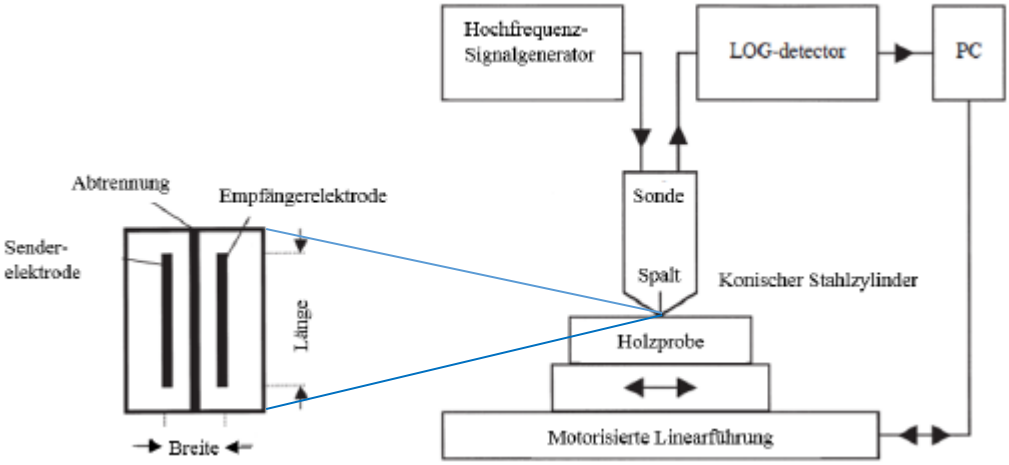


Abbildung 5: Schematischer Aufbau der HF-Densitometrie nach Schinker et al. (2003). Links die vergrößerte Darstellung der Elektroden.

Innerhalb des kleinen Elektrodensystems befindet sich eine Sender- und eine Empfängerelektrode. Der Sender strahlt ein elektromagnetisches Feld in einen Teilbereich, was wiederum von der Empfängerelektrode aufgenommen wird.

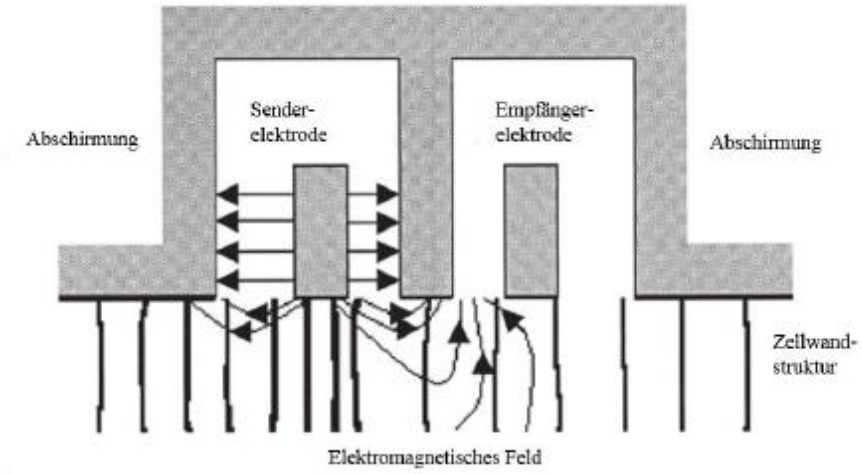


Abbildung 6 : Querschnitt des Elektrodensystems, welches auf dem Bohrkern aufliegt nach Schinker et al. (2003).

Das Signal ändert sich mit den dielektrischen Eigenschaften des Bohrkerns, welche auf die Dichte schließen lassen. Eine Veränderung der relativen Dielektrizitätskonstante hin zu einem stärkeren Signal – bedeutet eine längere Ausbreitungsstrecke zwischen den Elektroden – lässt sich auf eine zunehmende Holzdichte zurückführen (Schinker et al., 2003). Ebenso mit erhöhter Dielektrizitätskonstante nimmt die induzierte Spannung an der Empfängerelektrode zu, welche diese in Form von Gleichspannung an den Computer weiterleitet (Hansen, 2004).
Variationen in der Holzdichte können an den Jahrringgrenzen durch Veränderung der morphologischen Eigenschaften der Faserzellen entstehen. So ist der Übergang von kleinlumigen, dickwandigen Zellen zu großlumigen und dünnen Zellwänden besonders gut bei der ringporigen Eiche zu erkennen (siehe Abb. 7) (Styrnik, 2020).

Messvorgang

Vor dem Einspannen der einzelnen Holzstücke mit den sich darauf befindlichen Bohrkernen wird mittels eines Digitalmessschiebers die Mindesthöhe des einzelnen Bohrkerns gemessen. Da die Begradigung manuell mit Schleifpapier stattfand, war es nicht möglich auf eine einheitliche Höhe zu schleifen, weshalb man sich auf die Mindesthöhe des jeweiligen Kerns geeinigt hatte.
Beim Einspannen in die LignoStation ist auf die Ausrichtung der Holzprobe zu achten, um konstant von Rinde bis Mark zu messen (Bark to pith). Per Programm wird die Höhe und der

zu scannende Pfad eingestellt. Bei den Softwareeinstellungen wurden 0,2 Millimeter Abstand zum Scan (Scan path distance) bei Eiche und 0,1 Millimeter bei Buche festgesetzt.

Schollaen et al. (2017) raten, die Jahrringmessung und Chronologiebildung nach der Oberflächenbehandlung mittels Rasierklinge oder Sandpapier durchzuführen. Anschließend sollte der Bohrkern mit Druckluft und einem Ultraschallbad gesäubert werden, um mögliche Verfälschungen der Ergebnisse durch Feinstaub zu verhindern

Da diese Mittel nicht zur Verfügung standen, wurde nach dem manuellen Einsatz von Sandpapier zunächst ein hochauflösendes Bild mithilfe der LignoStation konstruiert. Unabdingbar ist dabei die Erstellung des Bildes vor dem Fräsvorgang, da Jahrringe danach nicht mehr zu erkennen sind.

Nach Begradigung folgte der Einsatz einer Präzisionsfräse an den Bohrkernen der Buche aus München, um die Ebenheit der Probe zu verbessern. Durch das manuelle Schleifen wird dieser Arbeitsschritt üblicherweise nicht eingesetzt. Es zeigte sich jedoch, dass die HF-Scans der Buche mit einer maschinell gefrästen Oberfläche eindeutigere Ergebnisse lieferten. Bei den Eichenbohrkernen wurde diese nicht eingesetzt, da die Ergebnisse ohne Fräse nachvollziehbar waren und eine potentielle Beschädigung des Bohrkernes aufgrund seiner Ringporigkeit nicht ausgeschlossen werden konnte. Das hätte den geringen Probenpool unnötig verkleinert.

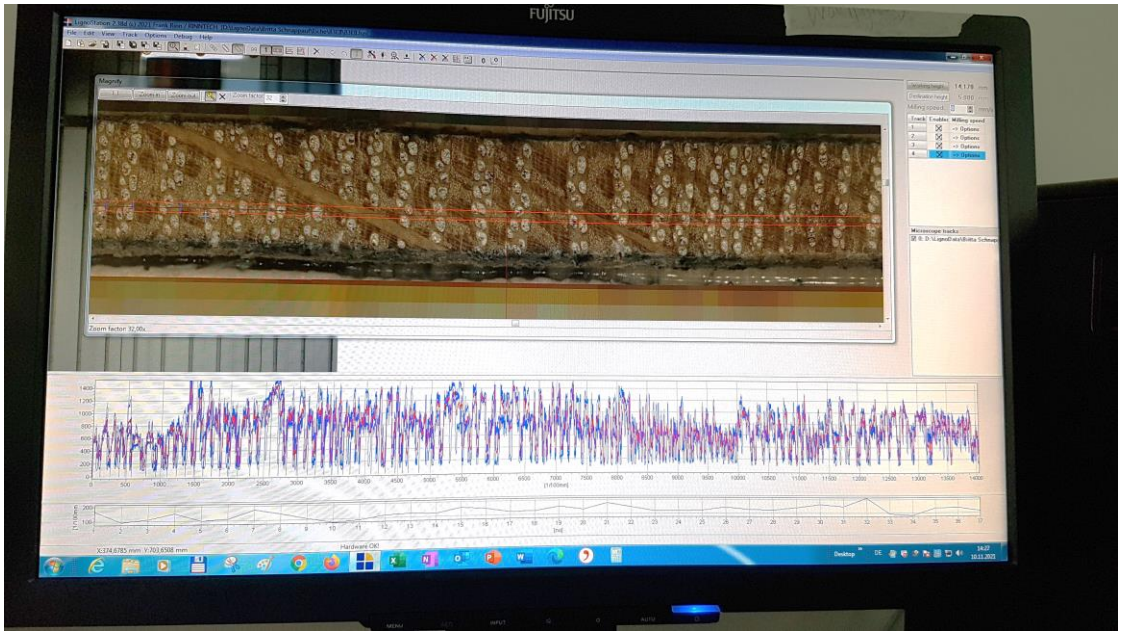


Abbildung 7: Auswertung der Dichtekurve (lila) mit gesetzten Jahrringen an der LignoStation der Firma Rinntech. Darüber eine Nahaufnahme eines Eichenbohrkerns mit klar erkennbaren Jahrringgrenzen.

Es konnte festgestellt werden, dass drei Tracks pro High Frequency Scan die besten Ergebnisse liefern, denn obwohl der Einsatz von drei Abläufen sehr zeitintensiv ist, reduziert dieser die

Unsicherheiten in der Probe immens und wird dringend empfohlen. Nach der Überprüfung der Plausibilität der Dichtekurve, konnten am Computer die Jahrringe visuell gesetzt werden. Die Resultate sind in FH- und Excel-Format gespeichert worden.

2.5.2 Jahrringanalyse

Synchronisation

Die Holzdichte liegt ebenso wie die Jahrringe in einer chronologischen Reihenfolge vor. Durch das Setzen von Jahrringen berechnet sich die mittlere Dichte pro Ring. Um klimatische Wachstumsabhängigkeiten herauszufiltern und die Holzdichte auswerten zu können, muss eine Synchronisierung der Jahrringe erfolgen. Es ist darauf zu achten, dass Veränderungen in den Jahrringchronologien, eine Umgestaltung in den Werten der Holzdichte nach sich zieht.
Zur Synchronisation werden die einzeln gesetzten Jahrringe per Excel herausgenommen und die Nord- und Ostkerne zu einer Chronologie zusammengesetzt. Diese werden anschließend mit der passenden Referenzkurve abgeglichen, welche aus einer Chronologie aller Kurven der einzelnen Gruppen besteht. Die Einteilung erfolgt nach Baumart und Ökosystem, womit drei (Eiche in der Stadt, Buche in der Stadt, Buche im Kranzberger Forst) Referenzenkurven entstehen.
Ungenauigkeiten, wie sie bei Wachstumsunterschieden in Weiserjahren hervortreten, werden analysiert und Jahrringe entfernt bzw. eingefügt (Suette, 2013). Weiserjahre werden als Jahre mit besonders viel bzw. wenig Zuwächsen definiert, die bei mindestens 90 Prozent der Untersuchungsgruppe auftreten (Schweingruber et al., 1990). Diese übliche Herangehensweise in der Dendrochronologie wurde an der LignoStation sowie im Excel-Datenblatt abgeglichen.

Es hat sich gezeigt, dass das Abgrenzen der einzelnen Jahrringe bei den Buchenkernen aufgrund ihrer Zerstreutporigkeit deutlich schwieriger ist. Klein (1982) schreibt, es kann zu partiellen oder gesamten Ausfällen in der Jahrringbildung kommen, sollten die Umweltbedingungen besonders ungünstig sein. Bei zerstreutporigen Hölzern wird zudem der Wassertransport im gesamten Holzkörper durchgeführt. Ringporige Hölzer wie die Eiche hingegen bilden zur Versorgung jedes Frühjahr weitlumige Poren, welche die Jahrringabgrenzung klar erkennbar machen (siehe Abb. 7) (Hoffmann & Schweingruber, 2002).

Bei gebrochenen Bohrkernen wurden entweder vor dem Bruch die Messungen eingestellt, solange sich dieser im letzten Drittel eines Kerns befindet oder – falls dieser ebenfalls mit eingerechnet werden musste – auf einen genauen Übergang geachtet. Bei Eiche ist aufgrund der weitlumigen Frühjahrsgefäße ein Wegbrechen eines Rings nicht auszuschließen.

Standardisierung

Bei der Auswertung von Jahrringen sollten die unterschiedlichen Wachstumsphasen beachtet werden. Diese verlaufen sowohl im jährlichen Zuwachs wie auch im Höhenwachstum in den ersten Jahren exponentiell, wobei Letzteres später kulminiert. Dies bedeutet, dass die Jahrringe bei jungen Bäumen anfangs sehr viel breiter sind und visuell mit dem Alter abnehmen. Jedoch muss der Baum mit seinen Ressourcen nun einen größeren Durchmesser und mehr Volumen abdecken, weshalb die scheinbare Abnahme des Jahrrings nicht unbedingt mit einem Wachstumsrückgang verbunden sein muss.

Pretzsch (2019) schreibt weiterhin, dass seine Untersuchungen ebenso für Einzelbäume ergo Stadtbäume zutreffen, deren Kulminationszeitpunkte hingegen leicht nach hinten verlagert sein können. Dieser dynamische Wachstumsprozess wird basierend auf Cook et al. (1990) und verändert nach Honold (2021) wie folgt berechnet:

$$X(t) = \hat{X}(t) + \tilde{X}(t) + \delta D_1(t) + \delta D_2(t) + E(t) \qquad (4)$$

$X(t)$: Jahrringzuwachs

$\hat{X}(t)$: Wachstumseffekte aufgrund von Größe und Alter

$\tilde{X}(t)$: Zuwachs aufgrund von klimatischen Parametern

$\delta D_1(t) + \delta D_2(t)$: Nebeneffekte durch Störungen (Einzelbaum- & Waldbestandsebene)

$E(t)$: Weitere nicht kalkulierbare Ungenauigkeiten im Wachstum

Um Zuwächse nur auf ihre klimatischen Bedingungen $\tilde{X}(t)$ zu konzentrieren, müssen biologischer Trends, welche durch das Baumalter und die Stammgröße resultieren, herausgefiltert werden.

Die Standardisierung ist dabei der erste Schritt, welcher die Rohdaten in eine neue Reihe von stationären, relativen Jahrringindizes mit einem definierten Mittelwert von 1,0 und einer relativ konstanten Varianz überträgt. Erreicht wird dies mithilfe einer Teilung der betrachteten Rohdaten $X(t)$ durch den Alterstrend $\hat{X}(t)$.

$$\text{RWI} = \frac{X}{\hat{X}} \tag{5}$$

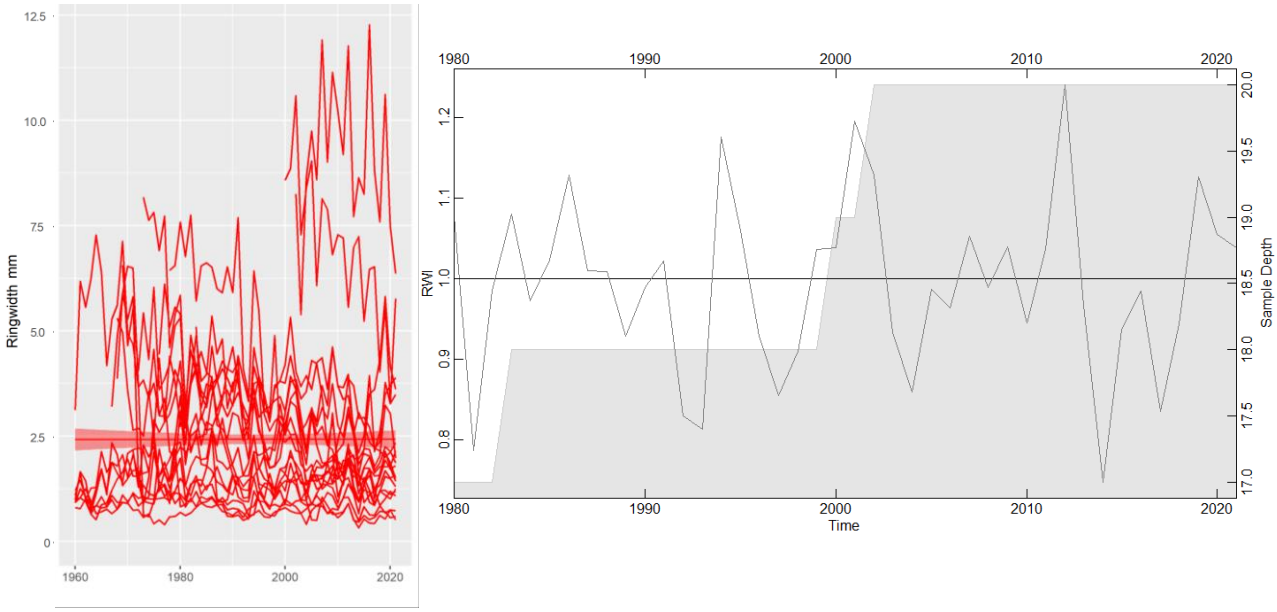


Abbildung 8: Links: Rohdaten aller Eichenbohrkerne. Rechts: Alle Bohrkerne der Eiche aus München nach Standardisierung in RWI-Form.

Um $\tilde{X}(t)$ mit Langzeitauswirkungen ohne Rauscheffekte untersuchen zu können, gibt es mehrere Filterfunktionen, darunter die deterministische Methode mit der Linearer Regression und der Negativen Expotential Funktion, welche besonders für lichtbedürftige bzw. Einzelbäume herangezogen wird (Biondi & Qeadan, 2008) und die Störungseffekte ($\delta D_1, \delta D_2$) größtenteils direkt ausschließt. Die stochastische Herangehensweise besteht aus der Herstellung eines gleitenden Durchschnitts, der erhöhte Frequenzanteile entfernt und den *smoothing cubic splines*, welche ebenso zur Bereinigung von verrauschten Daten dienen (Cook et al., 1990).

Da in dieser Arbeit deterministische wie auch stochastische Methoden angewendet werden, ist der zweite Schritt nach RWI-Bildung die negative Expotentialfunktion, womit der Alterseffekt $\hat{X}(t)$ entfernt wird. Da Nebeneffekte durch Störungen jedoch ausgeschlossen wurden, in der Realität in Form von Versiegelung, Streusalz oder erhöhte Schadstoffemission dennoch vorkommen, wird zusätzlich die *Cubic-Smooting-Spline* darübergelegt.

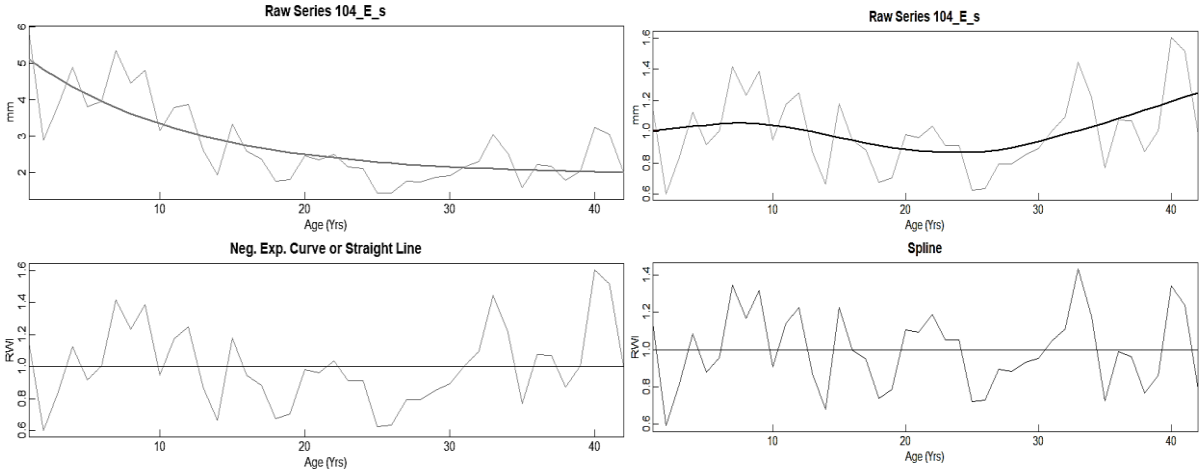


Abbildung 9: Doppeltes Detrenden des Eichenbohrkerns Nr. 104. Links: Das Original (Raw Series) mit der Neg. Exp. Kurve. Rechts: Nochmal die standardisierte Reihe mit der Cubic Smoothing Spline.

Im Statistikprogramm RStudio wurde darauf geachtet, das Rauschen durch die Spline zu minimieren, jedoch auch nicht übermäßig vom Zuwachs zu entfernen. Hierfür wurden die Einflussgrößen *nyrs* auf 30 und *f value* auf 0,5 gesetzt, um einen Kompromiss zwischen den beiden Extremen von zu glatter Datenreihe – und somit ein Wegfall von Zuwachsdaten $X(t)$ – und einem Beibehalten von zu viel Rauscheffekten ($\delta D_1, \delta D_2$) zu finden.

Expressed Population Signal

Aus den standardisierten Daten wird das Expressed Population Signal (EPS) errechnet. Wigley et al. (1984) wollten feststellen, wie gut N Stichproben die tatsächliche Gesamtpopulation widerspiegeln können. Das EPS soll die wachsenden Unsicherheiten bei dendrochronologischen Arbeiten mit Jahrringanalysen aufdecken, welche vor allem auftreten, wenn die Anzahl der Stichproben zu gering sind (Wigley et al., 1984). Es gibt somit „das Verhältnis von mittlerem Signal der Indexreihen (=Varianz der Signalkomponente) zur Gesamtvarianz der Chronologie“ (Wende et al., 2011) wieder. Die Werte können dabei zwischen 0 und 1 liegen, sollten sich jedoch am besten über dem definierten Grenzwert von 0,85 befinden (Wigley et al., 1984).

Basal Area Increment

Zuletzt wurden ausgehend vom gemessenen Durchmesser bzw. Radius r die Jahrringe n soweit möglich zurückgerechnet, woraus sich der Grundflächenzuwachs errechnet. Die Variable i stellt den ersten Jahrring dar.

$$\left(\left(\frac{1n}{\sum_{i=1} r_i}\right)^2 - \left(\sum_{i=1}^{n-1} r_i\right)^2\right) * \pi \qquad (6)$$

Im Gegensatz zu RWI Daten, die Bäume mit unterschiedlichem Alter miteinander vergleichen können, sollte beim Grundflächenzuwachs vorsichtiger vorgegangen werden. LeBlanc (1990) benutzt den mittlere Grundflächenzuwachs (Basal Area Increment BAI) als standardisierten Messwert, welcher somit altersbedingte Wachstumstrends ausschließt und in dieser Arbeit zum Vergleich herangezogen wird.

2.5.3 Superposed Epoch Analysis

Bei Hypothese drei handelt es sich um die Ermittlung der Trockenheitstoleranz von Baumarten während deutlicher Dürreperioden.

Die Superposed Epoch Analysis (SEA) eignet sich sehr gut, um hierbei mögliche Verbindungen herauszufinden, da sie die Signifikanz von Wachstumsveränderung zu sogenannten *event years* untersucht (Bunn, 2008). Da die Veränderung einen Mittelwert aus mehreren Jahren benötigt, wurden mit dem Trockenheitsindex nach Rötzer et al. (2004) die Jahre 1992, 2003 und 2015 als *event years* festgelegt (siehe Abb. 10).

Durchgeführt wurde die SEA mithilfe der *sea-function* aus dem R Package dplR. Um das Wachstum und Resilienz der einzelnen Baumarten vor allem in den Folgejahren beobachten zu können, werden zusätzlich vor und nach dem definierten Trockenjahr drei weitere Jahre untersucht. Signifikante Abweichungen werden dabei aus 1000 Bootstrap Sets ermittelt, welche einem zufällig ausgewählten drei-Jahres-Set entnommen wurde (Bunn, 2008).

Die Auswahl der Trockenjahre unterliegen dem Trockenheitsindex, welcher sich in der Vegetationszeit (Mai bis September) aus dem Verhältnis der tatsächlichen Evapotranspiration (ET_a) und der potentiellen Evapotranspiration (ET_p) ergibt (Rötzer et al., 2004).

$$Trockenheitsindex = \frac{ET_a}{ET_p} \qquad (7)$$

Die Wasserabgabe von Pflanzen an die Atmosphäre wird als tatsächliche Evapotranspiration bezeichnet, während die potentielle Evapotranspiration die Verdunstung bei ausreichender Wasserversorgung darstellt. Erstere ist dabei kleiner bzw. maximal gleich ET_p (Singh et al.,

2020). Die ET_p wird in Millimeter pro Tag angegeben und berechnet die Phasenübergänge von Wasser, sowohl in die Atmosphäre wie in Energie. Rötzer et al. (2004) berechnen diese wie folgt:

$$ET_p = \left[\frac{s}{(s+\gamma)}\right] * \left[\frac{(r_s - r_l)}{L}\right] + \left[\frac{1-s}{(s+\gamma)}\right] * e_s * f(V_u) \quad (8)$$

Hierbei steht s für die Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve gemessen in hPa/K. γ steht für die psychometrische Konstante in hPa/K. L ist die spezifische Verdunstungswärme und wird in Wm^{-2} mm^{-1} d angegeben. r_s stellt die Kurzwellenstrahlungsbilanz und r_l die Langwellenstrahlungsbilanz dar. Beide besitzen die Einheit Wm^{-2}.
e_s ist das Sättigungsdefizit in hPa und $f(V_u)$ steht für die Luftzirkulation mit der durchschnittlichen Windgeschwindigkeit V_u, welche in m/s gemessen wird.

ET_p wird zudem weiter spezifiziert, um die Faktoren unterschiedlicher Baumarten, sowie die zeitlichen Vegetationsunterschiede miteinzubringen. Die daraus folgende potentielle Evapotranspiration $Et_p[P]$ wird in Millimeter pro Tag gemessen:

$$Et_p[P] = f_p[t] * et_p \quad (9)$$

Bei $f_p[t]$ handelt es sich um die pflanzenspezifischen Faktoren, wobei t einen Wert von 1 bis 12 annehmen kann und die monatliche Komponente anzeigt. Durch obige Formel kann die tatsächliche Evapotranspiration errechnet werden:

$$ET_a = r_w * Et_p[P] \quad (10)$$

Der Reduzierungsfaktor r_w stellt die Aspekte des pflanzverfügbaren Bodenwassers, wie die Niederschlagssumme oder den Bodenwassergehalt im vorherigen Monat dar.

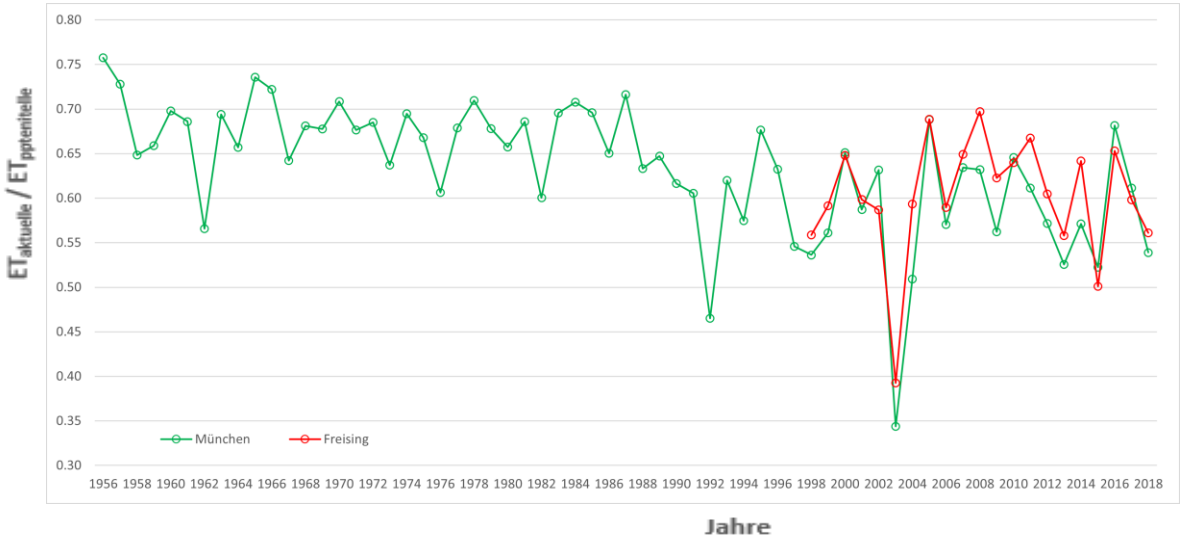


Abbildung 10: Trockenheitsindex mit berechneter Evapotranspiration (ET_a/ET_p) von Freising (ab 1998) und München nach Rötzer et al (2004).

Aus obiger Abbildung werden die Werte von Freising zum Vergleich für die Buchen des Kranzberger Forstes herangezogen. Die Daten des Deutschen Wetterdienst zeigen einen deutlichen Einbruch in den Jahren 1992 und 2003. Das Jahr 2015 wurde ausgewählt, da in der Vegetationsperiode, vor allem in den Monaten Juni und August, deutliche Abwärtstrends zu sehen sind. Weiterhin häufen sich dort ausgeprägte Trockenmonate (IPCC, 2020), sodass die Vegetation sich im Gegensatz zu den vorherigen Jahrzehnten nicht durch gespeichertes Grundwasser oder Niederschläge erholen kann, weshalb eine Veränderung der SEA Ergebnisse mit 2015 vermutet wird.

3 Ergebnisse

3.1 Übersicht der strukturellen Analysen

Tabelle 2: Strukturtabelle der gebohrten Bäume. Mit Standardabweichung (±) und Mindest- und Maximalwerten in Klammern.

Gebohrte Bäume	**Eiche München**	**Buche München**	**Buche KROOF**
Anzahl	20	20	23
BHD [cm]	53,7 (43,8-62,5)	53,2 (39,9-63,6)	30,2 (18,8-53,7)
Höhe [m]	18,7 (14,2-24,2)	22,8 (18,4-29)	29,9 (23,9-36,5)
CPA [m^2]	107,4 (39,63-185,1)	101,0 (29,4-201)	
Crown vol. [m^2]	1628,9 (546,9-2865,48)	1940,8 (550,4-4848,4)	
Vitalität	2,1 (1,0-3,0)	1,5 (1,0-3,0)	
LAI [m^2/m^2]	2,8 (±0,9)	3,7 (±1,1)	
Versieglungsgrad [%]	54	37,8	

Tabelle 3: Strukturtabelle der nicht gebohrten Bäume nach Gruppierung.

Nicht gebohrte Bäume	**Eiche München**	**Buche München**	**Buche KROOF**
Anzahl	16	15	6
BHD [cm]	56,7 (22,2-98,1)	73,1 (22,2-101,1)	30,1 (18,3-49,7)
Höhe [m]	19,9 (12,1-31,2)	23,7 (14,5-33,9)	27,9 (20,8-36,4)
CPA [m^2]	119,8 (42,1-282,8)	160,9 (56,8-228,5)	
Crown vol. [m^2]	2205,4 (383,8-5999,0)	3408,5 (636,2-7210,5)	
Vitalität	1,9 (1,0-3,0)	1,2 (1,0-3-0)	
LAI [m^2/m^2]	2,9 (±1,1)	3,3 (±0,8)	
Versiegelungsgrad [%]	65,5	42,1	

Im Folgenden werden Einheiten in ihrer Kurzschreibweise angegeben. Obige Tabellen zeigen die strukturellen Daten getrennt nach möglicher Entnahme von Bohrkernen. Untersuchungen zu den Kronen im Kranzberger Forst liegen nicht vor.

In München liegt der Blattflächenindex LAI, die *crown projection area* CPA und dem daraus resultierenden *Crown volumne* der Buche über dem der Eiche. Auch die Vitalität ist etwas höher.

Das charakteristische Höhenwachstum aller Bäume der einzelnen Gruppierungen wird in den Abbildungen 11 und 12 gezeigt. Insgesamt liegen alle 35 Buchen in München mit einem durchschnittlichen BHD von 61,7 cm über dem der Buchen aus dem Kranzberger Forst (30,2 cm BHD). Letztere zeichnen sich durch ihre Höhe von durchschnittlich 28,9 m aus, welche 5,7 m kleiner sind. Mit einer Steigung der Trendlinie von plus 7,6 bei den Buchen im Waldbestand ist das Höhenwachstum deutlich stärker ausgeprägt (siehe Anhang 3).

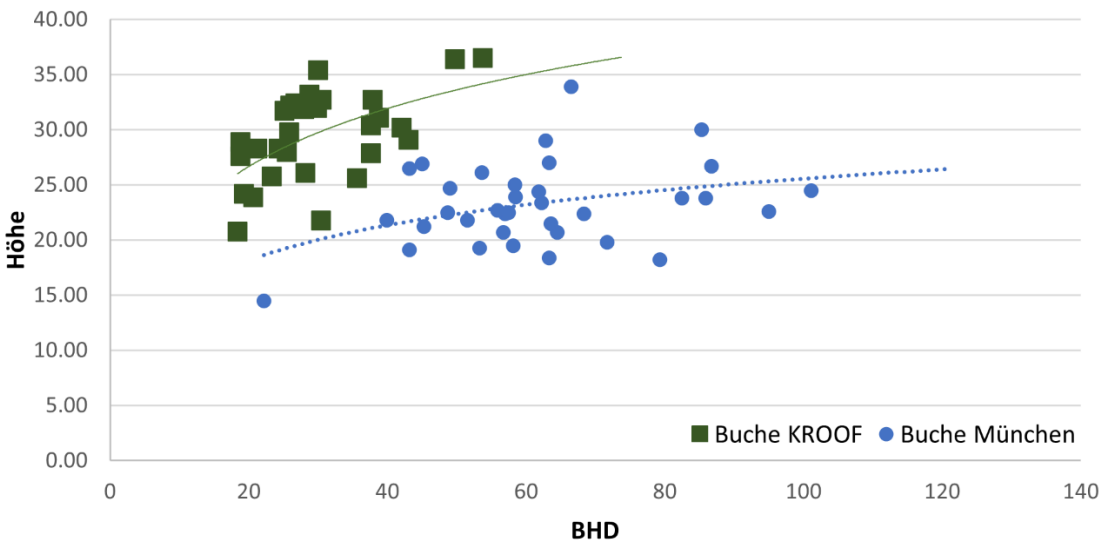


Abbildung 11: H/D-Verhältnis der 35 Buchen in München und 29 Buchen im Kranzberger Forst mit Trendlinie.

Die Stadtbäume in Abbildung 12 gleichen sich im H/D-Verhältnis. 36 Eichen zeigen einen durchschnittlichen BHD von 55 cm und die 35 Buchen einen Umfang von 61,7 cm. Die Werte besitzen eine große Bandbreite. Die Buche ist mit 23,2 m etwas höher als die Eiche mit 19,3 m. Die Steigung der Trendlinie der Eiche ist aber mit plus 11,2 doppelt so hoch wie die der Buche (+4,6) (siehe Anhang 3).

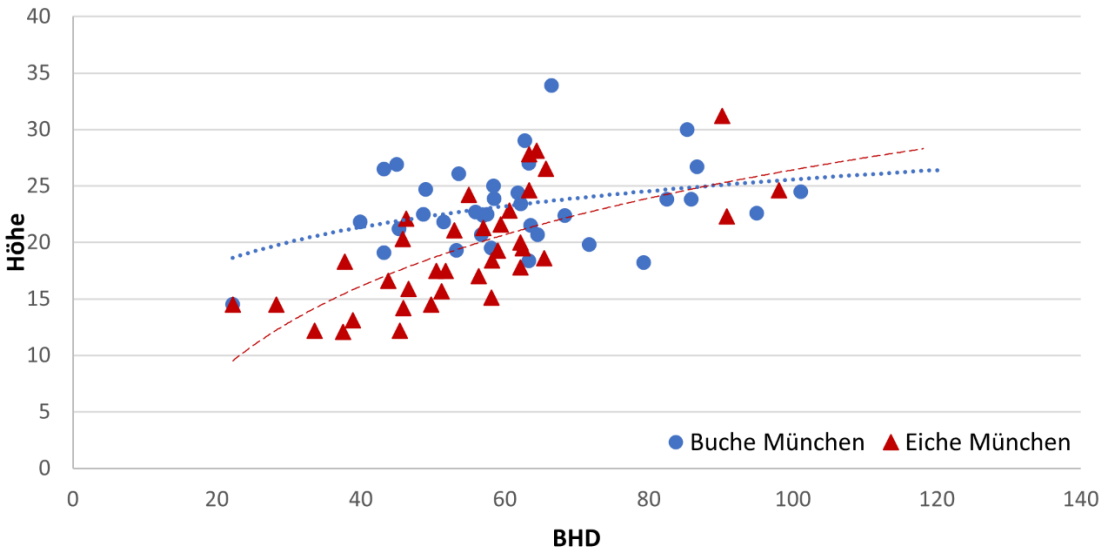


Abbildung 12: H/D-Verhältnis der 35 Buchen und 36 Eichen in München mit Trendlinie.

3.2 Dendrochronologische Analysen

Tabelle 4: Daten aus Bohrkernanalyse.

Gebohrte Bäume	**Eiche München**	**Buche München**	**Buche KROOF**
Anzahl	20	20	23
Mittlere Jahrringbreite [mm]	2,4 (±1,9)	2,7 (±1,96)	1,6 (±1,1)
Mittlere Holzdichte [kg/m^3]	649 (±170)	732 (±106)	642 (±69)
Mittlere BAI [cm^2]	30,84 (±18,4)	33,9 (±23,2)	12,8 (±10,8)
EPS	0,87	0,88	0,69

Tabelle vier zeigt die Resultate aus der Bohrkernanalyse an der LignoStation. Ein erster Überblick über die Rohdaten der untersuchten Gruppen von 1960 bis 2021 entsteht mit Abbildung 13 und 14.

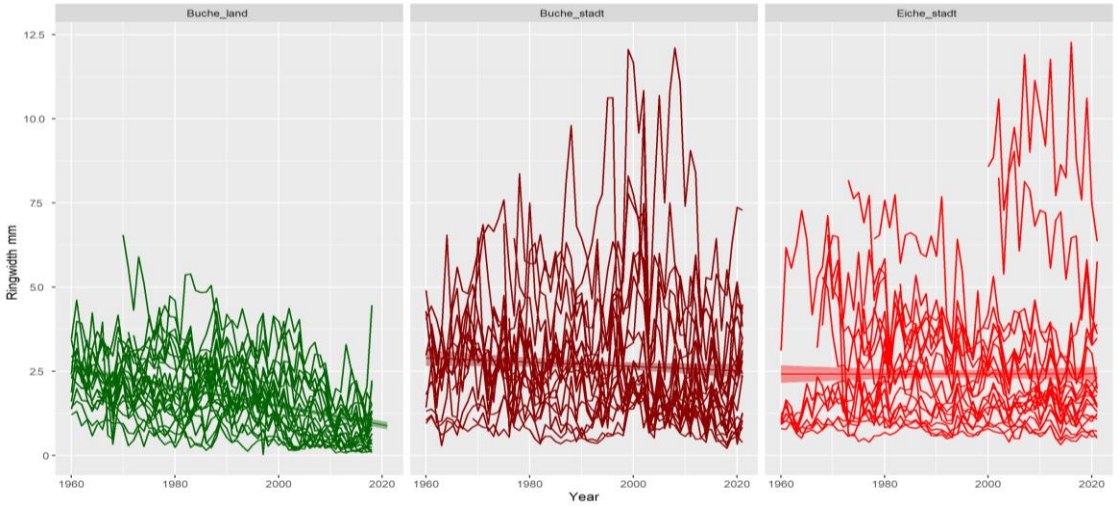


Abbildung 13: Jährlicher Jahrringzuwachs in mm von Buche im Waldbestand (grün), Buche in München (dunkelrot) und Eiche in München (hellrot) im Zeitraum 1960 bis 2021 (Originaldaten).

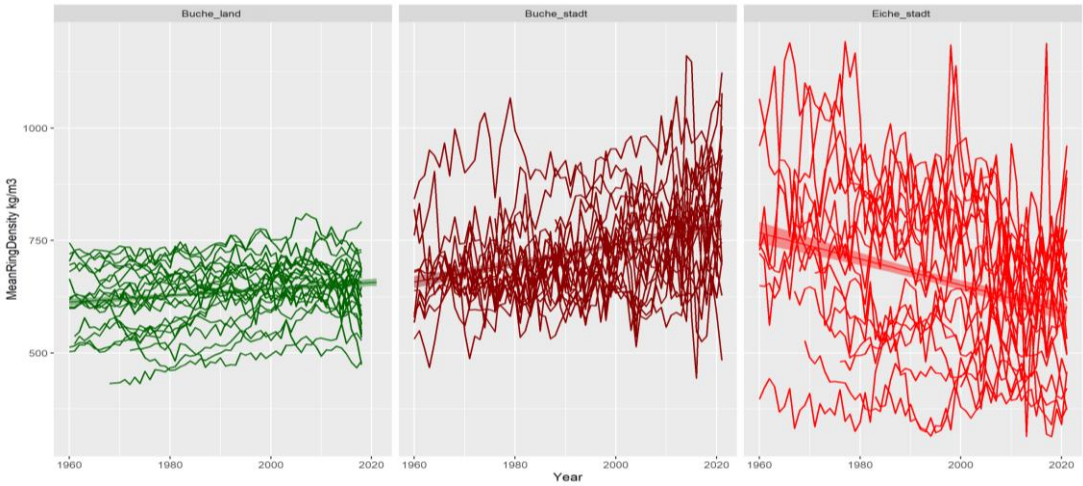
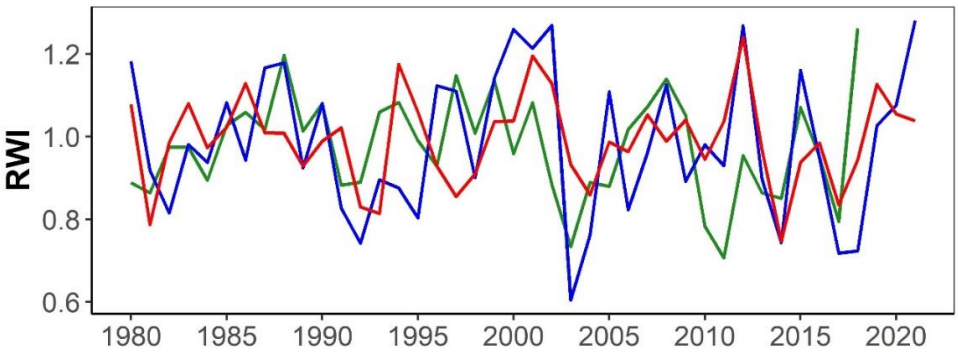
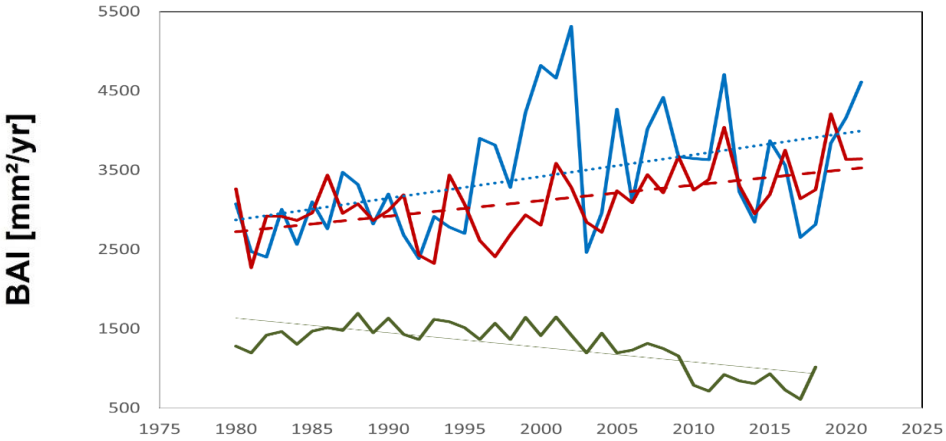


Abbildung 14: Mittlere jährliche Holzdichte [kg/m^3] von Buche im Waldbestand (grün), Buche in München (dunkelrot) und Eiche in München (hellrot) im Zeitraum 1960 bis 2021 (Originaldaten).

Da die Werte nicht altersbereinigt sind (siehe Kapitel 2.5.2), können sie zur Interpretation der Ergebnisse nicht herangezogen werden. Die Streuung der Daten ist dennoch für weitere Aussagen hilfreich. Die Buche aus dem Kranzberger Forst – in Grün markiert – zeigt eine deutlich geringere Bandbreite, während die Bohrkerne der Stadtbäume – in Rot gehalten – deutliche Unterschiede in den Dimensionen aufweisen.

Nach dem Detrending Prozess mithilfe von R können die Mittelwertkurven der einzelnen Gruppierungen analysiert werden.
Der Trend des Grundflächenzuwachses und der Holzdichte wird in Anhang 4 gezeigt. Abgebildet werden diese in den folgenden Grafiken zwischen den Jahren 1980 und 2021. Der RWI stellt eine standardisiere Kurve dar und die Werte fluktuieren stetig um den Wert 1,0, weshalb keine Trendlinie benötig wird. Werte über 1,0 zeigen ein besseres Jahrringwachstum an und umgekehrt. So ist ein deutlicher Einbruch bei den Buchen (grüne und blaue Linie) im Jahr 2003 zu erkennen.





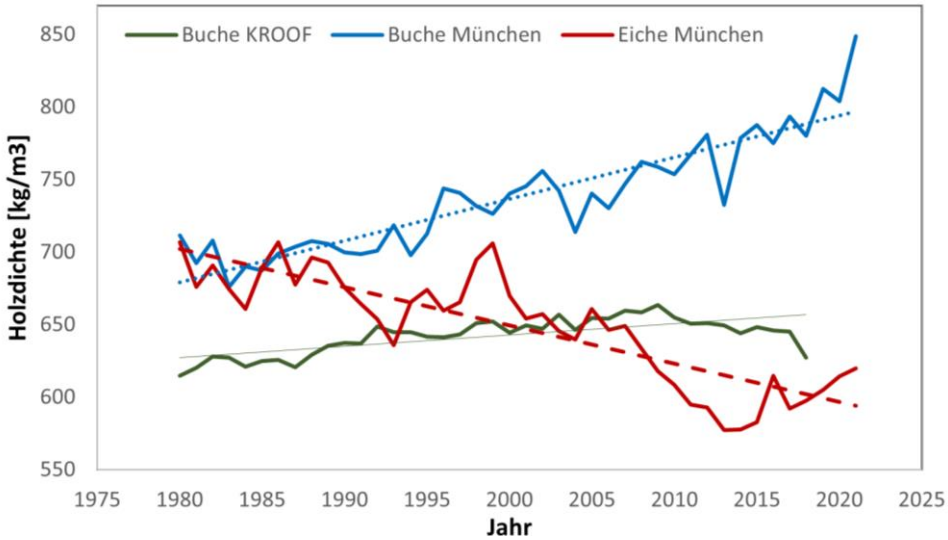


Abbildung 15: Kurven der untersuchten Gruppierung mit Trendlinien aufgeteilt in RWI, BAI und Holzdichte in den Jahren 1980 bis 2021. Grün: Buche KROOF, Blau: Buche München, Rot: Eiche München.

Die Trendlinien der Buche in der Stadt zeigen sowohl bei dem BAI (+2,9 mm2/yr), wie auch in der Holzdichte (+27,4 kg/m3) eine positive Steigung. Auch hier ist der Einbruch im Jahr 2003 deutlich zu sehen.

Die Kurven des Grundflächenzuwachs und der Holzdichte der Buche im Waldbestand und der Eiche in der Stadt laufen dagegen entgegengesetzt (siehe Anhang 4). Die Eiche gewinnt +19,6 mm2/yr beim Grundflächenzuwachs, zeigt aber einen Rückgang von -2,6 kg/m3 bei der Holzdichte. Während sich im Kranzberger Forst ein leichter Gewinn in der Holzdichte messen lässt (+0,8 kg/m3), nimmt der BAI hingegen ab (-18,5 mm2/yr).

Insgesamt liegt der Jahrringzuwachs von Stadtbäumen deutlich über dem der Buche im Kranzberger Forst. In München zeigt die Buche einen höheren Zuwachs als die Eiche.

Eine Korrelation der Stadtbäume zeigt hinsichtlich der Grundflächenkurven sowie der Holzdichte einen p-Wert unter 0,01 und ist somit sehr signifikant (**).

Dies trifft ebenso für den Zusammenhang der Buchengruppen bezüglich der Holzdichte zu. Währenddessen erweist sich bei der Korrelation der BAI der Buchen kein Signifikanzniveau.

3.3 Wachstumsanalyse in Trockenjahren

Mithilfe der *Superposed Epoch Analysis* (Kapitel 2.6) soll eine Analyse der Wachstumsveränderung in Trockenjahren untersucht werden. Die Daten stehen immer im Vergleich zum Mittelwert, welcher aus den standardisierten Werten entnommen werden.
Eine erste SEA findet zwischen den Stadtbäumen in München, den Baumarten Eiche und Buche statt. Die zweite SEA untersucht die beiden Standorte der Buchengruppierungen. Zuletzt wird analysiert, wie sich die Ergebnisse der SEA in den Jahren 1992 und 2003 mit dem zusätzlichen Jahr 2015 verhalten.

Die Signifikanzniveaus p=<0,05 (*) werden als „signifikant“ und p=<0,01 (**) als „sehr signifikant“ bezeichnet. Die Tabelle mit den dazugehörigen Werten befindet sich in Anhang 5.

3.3.1 SEA 1992 und 2003

3.3.1.1 Jahrring Index

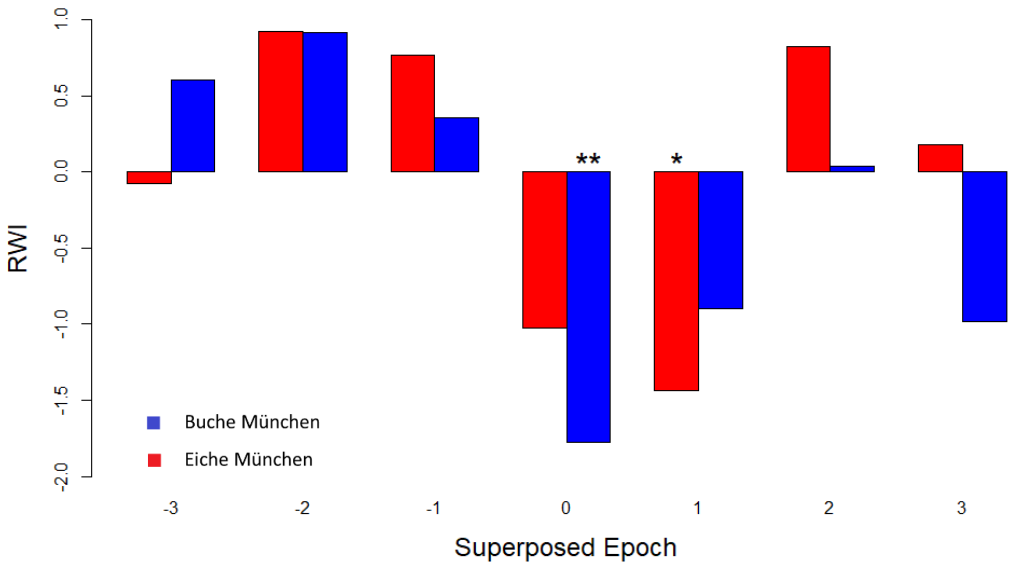


Abbildung 16: RWI Vergleich der Stadtbäume Eiche und Buche in den Dürrejahren 1992 und 2003.

Ein Vergleich der Stadtbäume zeigt in den Trockenjahren 1992 und 2003 sehr signifikante (**) Werte mit -1,78 für die Buche in München. Während die Eiche im Trockenjahr keine Signifikanz (-1,02) aufweist.

Im ersten Jahr nach dem *event year* verdeutlicht sich bei der Eiche ein signifikanter (*) Wachstumseinbruch von -1,44. Die Buche erholt sich mit -0,89 zum Vorjahr etwas.

Im nachfolgenden Jahr verzeichnen sowohl die Buche in München (+0,04), wie auch die Eiche (+0,82) einen ersten Zuwachs.

Letztere wächst weiterhin im dritten Folgejahr über dem durchschnittlichen Mittelwert (+0,18), während die Buche mit -0,98 deutlich einbricht.

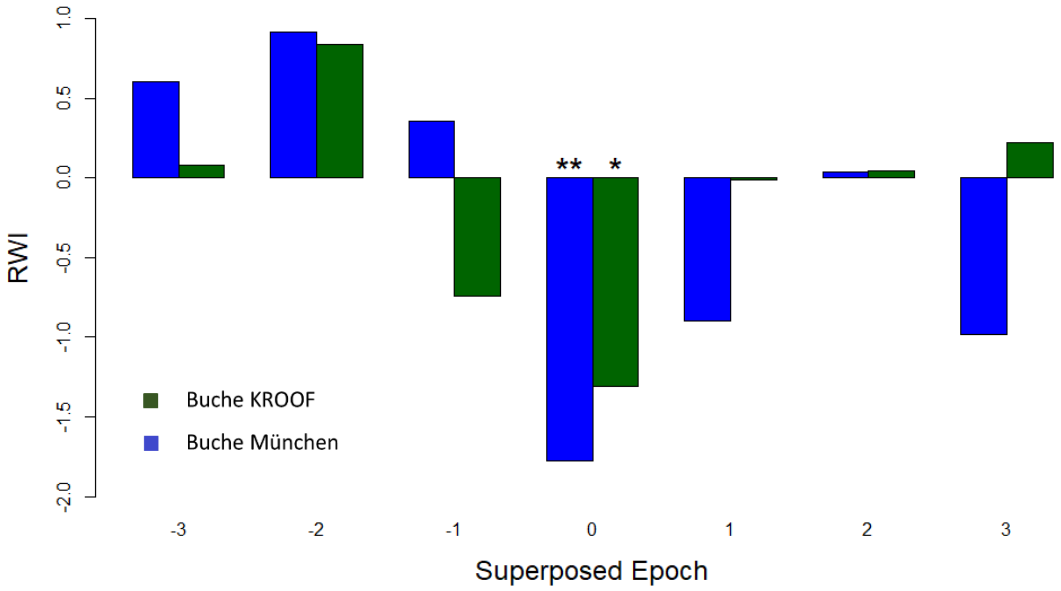


Abbildung 17: RWI Vergleich der Buchen sowohl in München wie auch im Kranzberger Forst (KROOF) im Jahr 1992 und 2003.

Ein Vergleich der Buchengruppen in den Trockenjahren zeigt einen signifikanten (*) Einbruch des Wachstums mit -1,31 bei der Buche im Kranzberger Forst. Im Gegensatz zum Waldbestand ist beim Stadtbaum der Zuwachsrückgang sehr signifikant (**) (-1,78). Insgesamt befindet sich die Buche im Waldbestand zwischen den Werten der Stadtbäume.

Im Gegensatz zur Buche in München erholen sich die Buchen im Kranzberger Forst kontinuierlich über die nächsten drei Folgejahre. Im ersten Jahr befindet sich diese mit -0,01 leicht im negativen Bereich, zeigt aber ein Plus in den nachkommenden Jahren.

3.3.1.2 Holzdichte

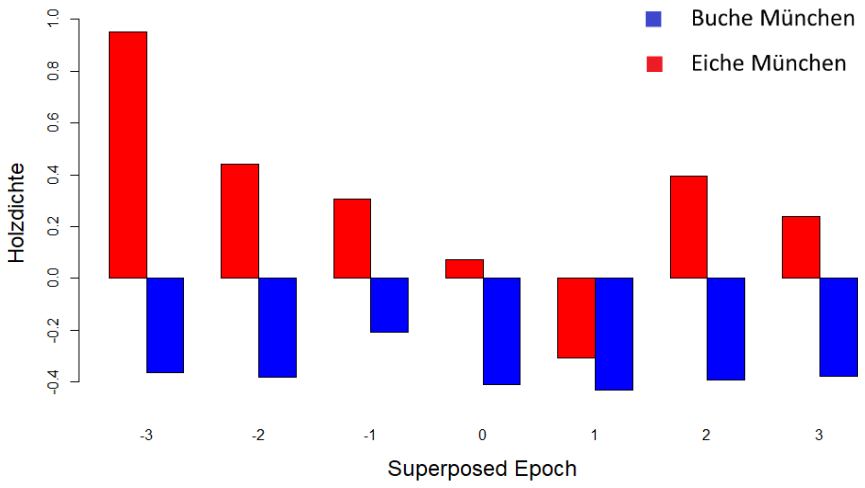


Abbildung 18: Vergleich der Holzdichte der Stadtbäume Eiche und Buche (1992, 2003).

Ein Vergleich der mittleren Holzdichte der Stadtbäume über die ausgesuchten Trockenjahre 1992 und 2003 ergibt keine signifikanten Wachstumsunterschiede. Die Buche rangiert sowohl vor als auch nach dem *event year* im negativen Bereich zwischen -0,43 und -0,21.

Die Eiche hingegen zeigt im Trockenjahr eine Holzdichte über dem Mittel mit +0,07, im Folgejahr einen Einbruch von -0,31. Im zweiten Jahr (+0,4) und dritten Jahr (+0,24) steigt die Holzdichte wieder an.

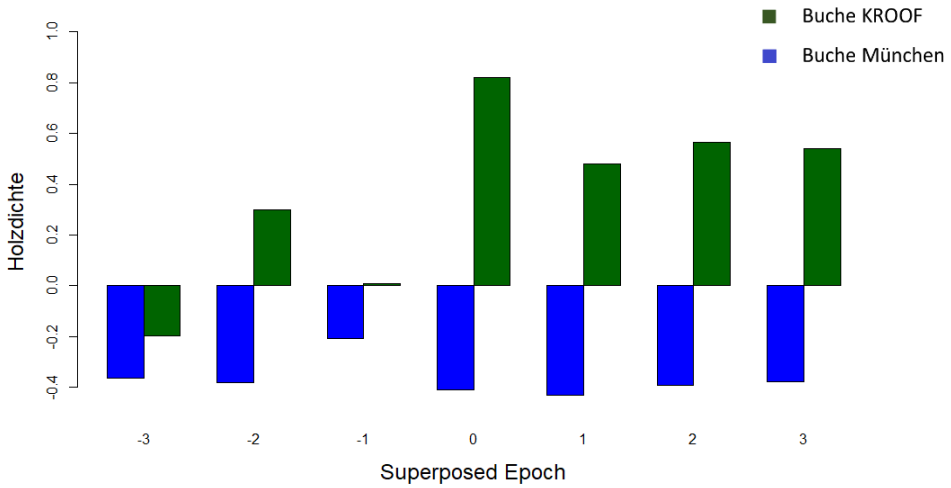


Abbildung 19: Vergleich der Holzdichte der Buchen in München und im Waldbestand (1992, 2003).

Die Buche im Waldbestand weist sowohl im Trockenjahr (+0,82) sowie in den Folgejahren eine positive Bilanz der Holzdichte auf. Insgesamt sind jedoch keine Signifikanzniveaus gemessen, weshalb von einem allgemeinen Trend abzusehen ist.

3.3.2 SEA 1992, 2003 mit 2015

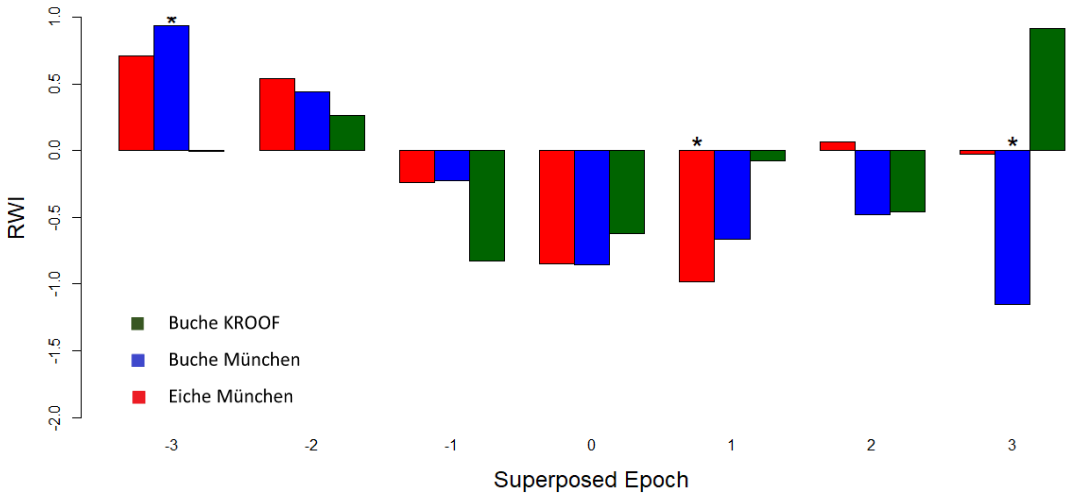


Abbildung 20: RWI Vergleich aller Gruppen über die Jahre 1992, 2003 und 2015.

Nun wird zu der *Superposed Epoch Analysis* das Jahr 2015 hinzugefügt. In den Trockenjahren selbst zeigen sich keine signifikanten Werte, jedoch zeigen alle drei Gruppierung einen Wachstumseinbruch. Die Stadtbäume beide mit -0,85, während die Buche im Waldbestand besser mit -0,62 abschneidet.

Im zweiten Jahr wird ein signifikanter (*) Rückgang der Jahrringbreite der Eiche mit -0,98 verzeichnet. Darauf folgen zwei Jahre nahe an den Durchschnittswerten mit +0,07 und -0,03.
Die Buche in München hat durchgehend einen Zuwachs unter den Durchschnittswerten, wobei im dritten Jahr ein signifikanter (*) Wachstumsverlust von -1,15 dokumentiert werden kann.
Im Waldbestand weist die Buche ebenso in den ersten zwei Jahren nach dem event year geringere Zuwächse auf, steigt aber im dritten Jahr auf +0,91.

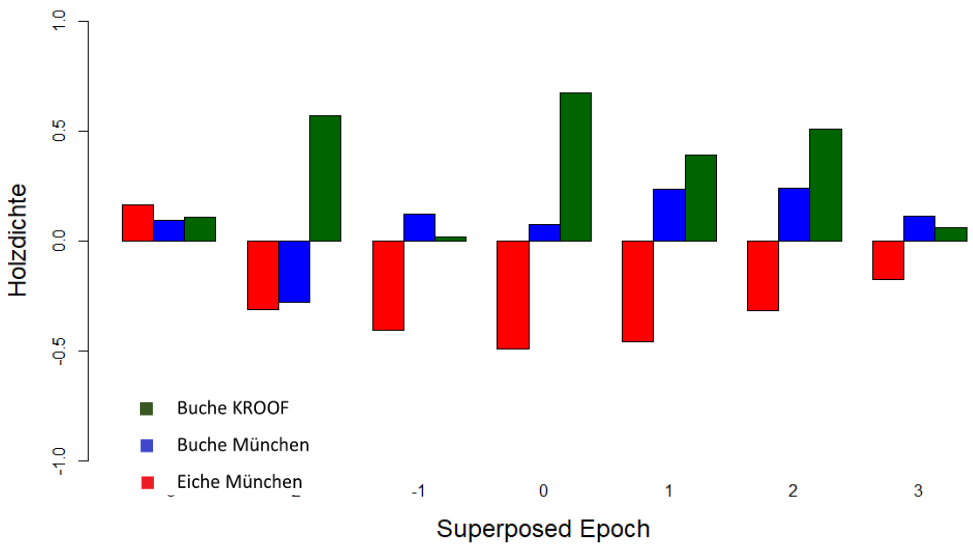


Abbildung 21: Vergleich der Holzdichte aller Gruppen (1992, 2003 und 2015).

Schlussendlich wird die Holzdichte mit dem zusätzlichen Trockenjahr untersucht. Hierbei zeigt die Buche im Kranzberger Forst durchgehend Werte über dem Durchschnitt und im Trockenjahr die meiste Holzdichte mit +0,68. Ebenso positiv zeigt sich die Buche in der Metropole, welche im Trockenjahr ein Plus von 0,08 verzeichnet. Insgesamt ist diese Dichte zwei Jahre vor den ausgewählten event years einmal unter dem Mittelwert (-0,28).

Die Eiche hingegen weist überwiegend eine unterdurchschnittliche Holzdichte auf, welche im Trockenjahr ihren niedrigsten Wert mit -0,49 erreicht. Bei allen Gruppierungen zeigen sich keine Signifikanzen.

3.4 Vergleich vor und nach 2000

Tabelle 5: Absoluten Werte der Wachstumsveränderung ab 2001 gegenüber dem Zeitraum 1980-2000.

	Eiche München	**Buche München**	**Buche KROOF**
Mittlere Jahrringbreite (2001-2018) [mm]	2,5 (0,3-12,3)	2,5 (0,2-12,1)	1,1 (0,1-4,5)
(1980-2000) [mm]	2,4 (0,5-8,6)	2,8 (0,4-12,1)	2,0 (0-5,4)
Mittlere Holzdichte (2001-2018) [kg/m3]	618 (314-1188)	758 (444-1161)	650 (467-810)
(1980-2000) [kg/m3]	678 (315-1185)	710 (532-994)	635 (461-776)
Mittler BAI (2001-2018) [cm2]	33,0 (0-155,7)	36,6 (2,7-149,9)	10,7 (0,5-67,1)
(1980-2000) [cm2]	28,8 (0-87,9)	31,41 (0-123,2)	14,7 (0,2-63,4)

Tabelle 6: Prozentuale Veränderung der Wachstumsfaktoren ab 2001 gegenüber dem Zeitraum 1980-2000.

		Eiche München	**Buche München**	**Buche KROOF**
Jahrringbreite	Insgesamter Zuwachs nach 2000 [%]	87,9	76,4	47,4
	Mittlerer jährlicher Zuwachs nach 2000 [%]	4,9	4,2	2,6
	Unterschied im Jahrringzuwachs nach 2000 [%]	0,1	-0,5	-2,1
Holzdichte	Insgesamte Holzdichte nach 2000 [%]	78,3	91,6	87,8
	Mittlerer jährlicher Dichte nach 2000 [%]	4,4	5,1	4,9
	Unterschied in der Dichte nach 2000 [%]	-0,4	0,3	0,1
BAI	Insgesamter Zuwachs nach 2000 [%]	98,0	99,6	63,1
	Mittlerer jährlicher Zuwachs nach 2000 [%]	5,4	5,5	3,5
	Unterschied im Grundflächenzuwachs nach 2000 [%]	0,9	0,8	-1,3

Im Vergleich des Wachstumsverhalten vor und nach 2000 beschreibt der Zeitraum 1980 bis 2000 hundert Prozent, während die Spanne zwischen 2001 und 2018 die prozentuale Veränderung anzeigt. Die Mittelwerte, aus denen diese Veränderung errechnet wurden, werden in Tabelle 5 ausgeführt.

Der Basal Area Increment zeigt in München sowohl bei Eiche (+0,9 %) wie auch Buche (+0,8 %) einen Anstieg nach 2000 an. Die Buche im Kranzberger Forst hingegen zeigt ab 2001 einen Verlust von -1,3 %.

Der jährliche Grundflächenzuwachs steigt auf über fünf Prozent bei den Stadtbäumen an. Auch hier schneidet die Buche mit 3,5 % geringer ab und erreicht insgesamt nur 63,1 % des Zuwachses.

Die Holzdichte der Buchen steigt nach der Jahrtausendwende, wohingegen die Eiche eine geringere Dichte aufweist (-0,4 %). Insgesamt rangieren alle drei Gruppierungen nach 2000 um die 5 % in der mittleren jährlichen Dichte.

4 Diskussion

Diese Arbeit beschreibt eine umfassende Gegenüberstellung der Baumarten *Quercus robur* und *Fagus sylvatica* im urbanen Lebensraum sowie ein zusätzlicher Vergleich der Buche im Waldbestand. Mit Messung des Zuwachses und der Holzdichte wurde das Wachstum sowohl quantitativ wie auch qualitativ geprüft und stellt eine erste Analyse dieser Stadtbaumarten dar. Um die Ergebnisse korrekt interpretieren zu können, sollten vorab Einschränkungen in dieser Arbeit vermerkt werden.

4.1 Methodische Anmerkungen

4.1.1 Probepunkte

Die Suche der genannten Baumarten in München stellte eine Herausforderung dar, da diese – wie in Kapitel 2.2 erwähnt – keine typischen Stadtbäume darstellen und ein Baumkataster nicht vorliegt. Obwohl in dieser Arbeit von Stadtbäumen gesprochen wird, wurde ein Großteil der Aufnahmen an Parkbäumen vorgenommen, da Eiche und Buche kaum als Alleebäume gepflanzt werden, wie es vergleichsweise oft bei Linde oder Platane der Fall ist.
Styrnik (2020) teilte die Aufnahmen nach Plätzen ein, dies war jedoch in dieser Arbeit aufgrund genannter Probleme (siehe Kapitel 2.2) nicht möglich. Bei der Synchronisierung können diese unterschiedlichen standörtlichen Gegebenheiten, wie teilweise Bewässerung durch die Stadtverwaltung, nicht miteinbezogen werden.
Dies zeigt sich vor allen in den Originaldaten (siehe Abb. 13 und 14) welche eine deutlich höhere Streuung der Daten anzeigen, was mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die differenzierten Standorte innerhalb Münchens zurückzuführen, wohingegen der Waldbestand auf eine Fläche von 0,5 Hektar beschränkt ist.

4.1.2 Bohrkernmessung

Wie im Kapitel der Dichteanalyse beschrieben, ist die Ebenheit des Bohrkerns entscheidend für annehmbare Messergebnisse. Während die Bohrkerne der Eiche aus München und der Buche aus dem Kranzberger Forst manuell mit Sandpapier begradigt wurden, musste bei der Buche aus der Stadt die Fräse eingesetzt werden.

Eine Vereinheitlichung der Messung wäre wünschenswert gewesen, jedoch aufgrund von intensiver Nutzung der LignoStation in anderen Forschungsarbeiten nicht möglich. Die Buchenkerne aus dem Waldbestand wurden im Zuge einer Masterarbeit bereits bemessen, während die Kerne der Eiche keine abweichenden Resultate lieferten. Nachdem die Bohrkerne der Münchner Buche Widersprüchlichkeiten in der Dichtekurve zeigten, wurde eigens für diese Arbeit die Fräse der Firma Rinntech bestellt und installiert.

Weiterhin einigte man sich aufgrund von obigen Schwierigkeiten und der zunehmenden Krümmung der Jahrringe darauf zwei Drittel der Bohrkerne zu messen.
Normalerweise kann von dem gemessenen BHD des Probebaumes, die zugewachsenen Jahrringbreiten beziehungsweise der jährliche Grundflächenzuwachs abgezogen werden. Daraus ergibt sich wiederrum ein geringerer BHD. Durch das stetige Abziehen der Jahrringe – welche an der LignoStation analysiert wurden – wird der BHD immer geringer. Wenn der Kern des Baumes bei der Bohrkernentnahme direkt getroffen und der gesamte Bohrkern untersucht wurde, ist es möglich bis auf null zu subtrahieren. Sozusagen im Inneren des Baumes angekommen, bekommt jeder BHD-Wert ein Jahr zugeteilt, da ein Baum jedes Jahr um eine gewisse Breite wächst. Daraus ergibt sich dann das aktuelle Alter des Probebaumes.
Da die Dichte- und Jahrringanalysen jedoch nur zwei Drittels der Bohrkerne umfassen, ist das Zurückrechnen nicht möglich und folglich kann das Alter der Stadtbäume nicht definiert werden.
Honold (2021) hat übergebliebene BHDs – durch das Verfehlen des Baumkernes – mit dem Zuwachsmittelwert der letzten fünf Jahre geschätzt und damit weiter kalkuliert. Da in dieser Arbeit eine geschätzte Kalkulation teilweise Jahrzehnten betroffen hätte, wäre die Altersberechnung mit immensen Unsicherheiten behaftet, die eine valides Forschungsergebnisse nicht zugelassen hätten, weswegen davon abgesehen wurde.

Die Aussagekraft der einzelnen Gruppierungen definiert sich über das EPS, welches bei den Stadtbäumen über dem kritischen Wert von 0,85 liegt (siehe Tab. 4). Die Buche im Kranzberger Forst zeigt mit 0,65 eine geringere Signalstärke, weswegen deren Aussagen kritisch analysiert werden sollte.

4.2 Überprüfung der Hypothesen und Interpretation

4.2.1 Buchen in der Stadt vs. Buche im Waldbestand

Die erste Hypothese H1 lautete „**Buchen in der Stadt weisen geringere Durchmesserzuwächse auf als Buchen im Waldbestand**“. Es wird dabei von der gemäßigten Klimazone ausgegangen.
Obwohl Pretzsch et al. (2017) ein besseres Wachstum bei Stadtbäumen bewies, wurde gerade in der gemäßigten Zone in München eine Ausnahme der These beobachtet. Hypothese eins wurde auf den Erkenntnissen dieser Forschungsarbeit formuliert, muss aufgrund der Ergebnisse dieser Arbeit jedoch abgelehnt werden. Es wird somit einem höheren Grundflächenwachstum von Stadtbäumen über alle Klimazonen hinweg zugestimmt.

Im Gegensatz zu den Stadtbäumen zeigen Tabelle 2 und 3, dass die Buche im Kranzberger Forst einen geringeren Zuwachs und eine geringere Holzdichte aufweist. Zudem ist der Stammdurchmesser mit einem BHD von 30,2 Zentimeter im Vergleich zu der Buche in München geringer (siehe Anhang 3).

Negativen Bedingungen in der Stadt – wie Wasserstress, eine Abänderung des atmosphärischen Niederschlags und schlechte Bodenbedingung – werden von wachstumsfördernden Faktoren überwogen. Dazu zählt unter anderem die erhöhte Temperatur (siehe UHI) mit der verbundenen Erhöhung der fotosynthetischen Aktivität, höhere CO_2-Konzentration und höhere jährliche Stickstoffdeposition (Pretzsch et al., 2017).
Das Höhenvolumen der Buche im Waldbestand übersteigt das der Buche in München (siehe Abb. 11), welches mit der differenzierten Lichtdynamik der Standorte zu begründen ist. Obwohl für Baumarten im Waldbestand als auch in der Stadt Licht als der limitierende Faktor anzusehen ist (Moser et al., 2016b), ist das Wuchsverhalten der Buche im Kranzberger Forst bestimmt durch schnellstmögliches Erreichen der oberen Bestandsschicht und weniger im Stammdurchmesser.

4.2.2 Eiche in der Stadt vs. Buche in der Stadt

Die zweite Annahme „**In der Stadt ist der Zuwachs bei Buchen geringer als bei Eichen.**“ wurde aufgrund der Charaktereigenschaft von Quercus robur festgelegt (Roloff & Grundmann, 2008; Schütt, 2014) und ihr wird teilweise widersprochen.
Der Grundflächenzuwachs der Stadtbäume rangiert auf einem ähnlichen Niveau, die mittlere Holzdichte der Eiche ist niedriger (siehe Tab. 4). Die Werte der Stadtbäume decken sich mit den Ergebnissen von Laskowska (2020) und Pretzsch et al. (2018).
Betrachtet man die Holzdichte der Eiche näher, muss vorab klar sein, dass diese vom Kohlenstoffgehalt abhängig ist, welches wiederum durch die individuelle Zuwachsleistung eines Baumes bestimmt wird. Aus Tabelle 2 ist herauszulesen, dass die Eiche in München mit einem Versiegelungsgrad von 54 Prozent ausgestattet ist, welches im Gegensatz zur Buche 16 Prozent mehr versiegelte Fläche aufweist. Eine erhöhte Versiegelung steigert die Abflussintensität und weniger Wasser versickert in den Böden, womit auch der Grundwasserspiegel sinkt (Moser et al., 2017). Die geringere Aufnahme von Wasser durch erhöhten Abfluss verringert folglich dessen Zuwachs.
Dieser wird auch durch das Kronenvolumen bzw. dem Blattflächenindex festgelegt, welche insgesamt unter den Werten der Buche in München liegt (siehe Tab. 2) und woraus eine geringere Kohlenstoffbindung (Zolles et al., 2021) und somit geringere Holzdichte hergeleitet werden kann (Phillips et al., 2019).

4.2.3 SEA Ergebnisse

„**In Trockenjahren zeigen die Wachstumsperioden in der Stadt bei Eichen geringere Einbrüche als bei Buchen**“ kann bei der Trockenheitsanalyse für die Jahre 1992 und 2003 hinsichtlich des Jahrringwachstum bestätigt werden. Im ersten Jahr findet bei beiden städtischen Baumarten ein signifikanter Wachstumseinbruch statt. Ihrer Charaktereigenschaften entsprechend (Perkins et al., 2018) erholt sich die Eiche deutlich schneller im Vergleich zur Buche in München. Dass die Eiche im zweiten Folgejahr bereits ein positives Wachstum verzeichnet, könnte mit deren isohydrischen Eigenschaft verbunden sein (Gillner et al., 2017). Während die anisohydrische Buche eine hohe Stresstoleranz aufweist, ist die Strategie der Eiche die Stressvermeidung durch frühzeitigen Stomataschluss (Kniesel et al., 2018; Pretzsch et al., 2012). Der fehlende Austausch von Wasser und Kohlenstoff würde längerfristig zu ei-

nem Verhungern des Baumes führen, jedoch kann wichtiges Wasser vorerst eingespart werden. Die Jahre 1992 und 2003 waren Dürrezeiten, welche umgeben waren von besseren Vegetationszeiten davor und danach, weshalb die Strategie der Eiche durchaus sinnvoll erscheint.
Der sehr signifikante Wachstumseinbruch im Trockenjahr und den nachfolgenden schlechteren Zuwächsen bestätigt die geringe Trockenheitsresilienz der Buche und wird von Meinardus und Bräunig (2011) bestätigt.

Nimmt man nun die Buche im Kranzberger Forst dazu (siehe Abb. 17), welche in den Trockenjahren 1992 und 2003 einen signifikanten Rückgang des Zuwachses verzeichnet, wird in den Folgejahren eine kontinuierliche Steigerung sichtbar. Begründet werden kann dies mit einer höheren Bodenfeuchtigkeit beziehungsweise besserem pflanzenverfügbarem Wasser und dem Kühlungseffekt eines Waldbestandes. Der Trockenheitsindex in Abbildung 10 zeigt zudem eine leichte Temperaturdifferenz zwischen Freising und München.

Beobachtet man die Holzdichte für die Trockenjahre 1992 und 2003 rangiert die Buche in München durchgehend unter dem Durchschnittswert (siehe Abb. 18). Da der Zuwachs ebenfalls stark negativ ist (siehe Abb. 17), könnte die geringere Kohlensequestrierung eine mögliche Erklärung darstellen, woraus eine geringere Holzdichte resultieren kann (Phillips et al., 2019).

Wird das Jahr 2015 mit als *event year* angegeben, ist zu erkennen, dass die Zuwachseinbrüche geringer ausfallen, aber dafür langfristig über alle Gruppierungen hinweg. 2015 wurde ausgewählt, um das veränderte Verhalten der Vegetation in Trockenjahren darzustellen, welche sich im Gegensatz zu 1992 und 2003 nicht erholen konnte (siehe Abb. 20). Auch die trockenresistente Eiche zeigt mit anhaltendem Wassermangel einen Jahrringrückgang. Da die Stadtbäume keinen Bodenwasserspeicher aufgrund der Bodenverdichtung, sowie der hohen Abflussintensität besitzen, ist eine Erholung bei längerfristiger Trockenheit nicht möglich.
Bei der Buche im Waldbestand zeigt sich bei beiden Analysen (Abb. 17 und 20) eine Erholung spätestens im dritten Jahr. Das bestätigt Pretzsch et al. (2012) in seinen Untersuchungen.
Wird die Holzdichte betrachtet, ergibt sich bei Einbezug des Jahres 2015 eine deutliche Änderung. Der isohydrische Charakter der Eiche könnte für den durchgehend geringeren Zuwachs der Holzdichte verantwortlich sein, denn durch die Schließung der Spaltöffnung kann kein Kohlenstoff eingelagert werden, wodurch die Holzdichte niedriger ausfällt. Da jedoch keine Signifikanzniveaus auftreten, kann nicht von einem allgemeinen Trend ausgegangen werden.

4.2.4 Zusammenhang zwischen Holzdichte und Zuwachs

„**Bei steigendem Zuwachs nimmt die Holzdichte zu**“ wird in der vierten Hypothese untersucht und überwiegend (bei Eiche in der Stadt und Buche im Waldbestand) abgelehnt. Nur bei der Buche in München zeichnet sich ein möglicher Zusammenhang ab.

Die Eiche in München zeigt ebenso wie die Buche im Waldbestand entgegengesetzte Kurven an. Wimmer und Downes (2003) bestätigt diese unterschiedlichen Kurvenzusammenhänge und begründet dies auf Basis verschiedener klimatischer Standorte sowie möglicher forstlicher Eingriffe.
Pretzsch et al. (2018) weist auf eine allgemeine Verringerung der Holzdichte von 8 bis 12 Prozent nach 1900 auf, während der Zuwachs insgesamt zugenommen hat. Somit sollte von einer vereinfachten Vorstellung – mehr Grundflächenzuwachs führe zu mehr Holzdichte – abgesehen werden. Das wird sowohl von Styrnik (2020), wie auch von Diaconu et al (2016) untermauert, welche den Einfluss der Jahrringbreite auf die Holzdichte anzweifeln.
Bontemps et al. (2013) unterstützt zwar die These eines erhöhten Zuwachses und einer entgegenlaufenden Kurve der Holzdichte bei ringporigen Hölzern wie der Eiche, jedoch analysiert dieser ebenso für die Buche einen Negativtrend der Holzdichte.

Es muss angemerkt werden, dass die untersuchte Zeitspanne des Artikels deutlich länger ausfällt und von Waldbeständen ausgeht. Die Dichtezunahme und gleichzeitige Rückgang des Grundflächenzuwachses bei der Buche im Kranzberger Forst stehen den Erkenntnissen des genannten Artikels entgegen. Obwohl Styrnik (2020) auf ähnliche Erkenntnisse hinweist, muss das geringe EPS von 0,69 bei der Buche im Kranzberger Forst ernst genommen und die Werte dieser Stichprobengruppe kritisch hinterfragt werden.
Diese Resultate aus vorliegender Studie lassen vermuten, dass der Zusammenhang des Zuwachses und der Holzdichte nicht gegeben ist bzw. nur eine schwache Verbindung besteht und wird ebenfalls von Jakubowski und Dobroczyński (2021) bekräftigt.

4.2.5 Veränderung im Wuchsverhalten vor und nach 2000

Die letzte Hypothese zieht einen Vergleich, bei dem angenommen wird, dass „**die Wachstumsperiode nach dem Jahr 2000 gekennzeichnet ist von einem höheren Zuwachs und**

einer höheren Holzdichte als vor 2000“. Wie aus der vorherigen Hypothese hervorgeht, kann in dieser Arbeit nicht von einem Zusammenhang beider Größen ausgegangen werden.

Ein Vergleich vor und nach 2000 findet aufgrund des Klimawandels und erhöhter CO_2-Konzentration zunehmendes Interesse. Bei einem höheren Zuwachs seit 1960 ist dementsprechend auch von eine besserem Wachstum nach 2000 auszugehen (Pretzsch et al., 2018). Diese Annahme bestätigt Devi et al. (2020) bei älteren (31- bis 60-jährigen) Bäumen. Gleichzeitig wird in dieser Altersgruppe ein negativer Trend im Radialwachstum bei Bäumen im Waldbestand bewiesen, welches den Ergebnissen der Buche im Kranzberger Forst zustimmt. Der BAI hat demnach nur im Waldbestand abgenommen, welches mit der Lichtkonkurrenz und begrenzten Nährstoffverfügbarkeit begründet werden kann.

Der Aufwärtstrend nach 2000 zeigt bei der Holzdichte nicht das gleiche Wachstumsmuster (

elle 6). So weisen beide Buchengruppierungen eine höhere Holzdichte auf als vor 2000, wohingegen bei der Eiche eine geringer Holzdichte analysiert werden konnte. Die Gründe für niedrige Holzdichte sollte in zukünftigen Studien genauer untersucht werden.
Insgesamt sind die prozentualen Unterschiede (siehe Tab. 6) marginal, weshalb Hypothese fünf nicht vollständig angenommen werden kann.

5 Fazit

Fagus sylvatica sowie *Quercus robur* gehören zur natürlichen Vegetation Mitteleuropas und sind – obwohl keine typischen Stadtbaumarten – in vielen deutschen Städten vorzufinden. Die Ökosystemleistung ist unter anderem abhängig von ihren standörtlichen und genetischen Gegebenheiten, weshalb Untersuchungen zum Zuwachs von Stadtbäumen in den letzten Jahren mit der Erforschung der Holzdichte erweitert wurden. Das Spektrum der städtischen Gehölze weist noch viele Unvollständigkeiten auf, um die Zukunft der Baumarten in der Stadt bei steigenden Temperaturen korrekt voraussagen und deren Leistungen aufrechterhalten zu können.

In der vorliegenden Arbeit sollen zwei Vergleiche besonders hervorgehoben werden. Zum einen das Wuchsverhalten innerhalb der Stadt mit zwei Baumarten. Zum anderen das Wuchsverhalten innerhalb einer Baumart bei zwei unterschiedlichen Standorten. Es zeigt sich, dass Stadtbäume entgegen den Ergebnissen von Pretzsch et al. (2017) in der temperierten Zone bessere Zuwächse als die Buche im Waldbestand verzeichnen. Weiterhin ist das Potential der Buche hinsichtlich ihrer Stresstoleranz höher als vermutet.
Die Superposed Epoch Analysis bezüglich des *Ring Width Indexes* bestätigt aber auch, dass vor allem die Eiche in extremen Jahren über eine höhere Resilienz verfügt. Vermehrte langanhaltende Trockenjahre werden somit über die zukünftige Gesundheit und damit auch über Bandbreite an Stadtbäumen entscheiden.
Um die Gesundheit der Stadtbevölkerung bei weiteren Temperaturanstiegen aufrecht erhalten zu können, muss auf eine vitale Stadtvegetation geachtet werden, welche ihrer Ökosystemdienstleistung abhängig von der Ressourcenverfügbarkeit nachkommen kann. Ob Buche und Eiche im Zuge des Klimawandels in Metropolen Bestand haben werden, ist fraglich. Die Ergebnisse dieser Arbeit beziehen sich nur auf die klimatischen Verhältnisse in und um München und sollten gerade deshalb zusätzliche dendrochronologische Untersuchungen außerhalb des Verbreitungsgebietes miteinbeziehen.

Da die Verkehrssicherheit und die damit einhergehende Standfestigkeit der Bäume in der Stadt von besonderer Bedeutung sind, müssen Untersuchungen zur Holzdichte der urbanen Vegetation vertieft werden. Ein Zusammenhang zwischen Zuwachs und Holzdichte konnte nicht nachgewiesen werden. In weiteren Arbeiten sollte ein Fokus auf deren mögliche Einflussgrößen liegen und eine längere Zeitspanne untersucht werden.

Literaturverzeichnis

Agarwal, S., Mitra, A., Pramanick, P., & Mitra, A. (2021). Stored Carbon in Urban Trees: Ground Zero Observation from the Konnagar Area of West Bengal, India. In W. Leal Filho, J. Luetz, & D. Ayal (Hrsg.), *Handbook of Climate Change Management* (S. 1–23). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-22759-3_284-1

Bergès, L., Dupouey, J.-L., & Franc, A. (2000). Long-term changes in wood density and radial growth of Quercus petraea Liebl. In northern France since the middle of the nineteenth century. *Trees*, *14*(7), 398–408. https://doi.org/10.1007/s004680000055

Biondi, F., & Qeadan, F. (2008). A Theory-Driven Approach to Tree-Ring Standardization: Defining the Biological Trend from Expected Basal Area Increment. *Tree-Ring Research*, *64*(2), 81–96. https://doi.org/10.3959/2008-6.1

Boden, S., Schinker, M. G., Duncker, P., & Spiecker, H. (2012). Resolution abilities and measuring depth of High-Frequency densitometry on wood samples. *Measurement*, *45*(7), 1913–1921. https://doi.org/10.1016/j.measurement.2012.03.013

Bontemps, J.-D., Gelhaye, P., Nepveu, G., & Hervé, J.-C. (2013). When tree rings behave like foam: Moderate historical decrease in the mean ring density of common beech paralleling a strong historical growth increase. *Annals of Forest Science*, *70*(4), 329–343. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0263-2

Bundeszentrale für politische Bildung, bpd. (2021a, Juli 28). *Jahrhunderthochwasser 2021 in Deutschland*. bpb.de. https://www.bpb.de/kurz-knapp/hintergrund-aktuell/337277/jahrhunderthochwasser-2021-in-deutschland/, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Bundeszentrale für politische Bildung, bpd. (2021b, Oktober 29). *COP 26: UN-Klimakonferenz in Glasgow*. bpb.de. https://www.bpb.de/kurz-knapp/hintergrund-aktuell/342741/cop-26-un-klimakonferenz-in-glasgow/, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Bunn, A. G. (2008). A Dendrochronology Program Library in R (dplR). *Dendrochronologia*, *26*(2), 115–124.

Cánovas, F. M., Lüttge, U., Risueño, M.-C., & Pretzsch, H. (Hrsg.). (2021). *Progress in Botany* (Bd. 82). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68620-8

Chen, J., Plummer, S. E., Gower, S., & Norman, J. (1997). Leaf area index measurements. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, *102*(D24), 29,429-29,443.

Cook, E. R., Briffa, K., Shiyatov, S. G., & Mazepa, V. (1990). Tree-ring standardization and growth-trend estimation. In *Methods of Dendrochronology—Applications in the Environmetal Sciences* (S. 104–122). Springer.

Dahlhausen, J. J. (2018). *Structure and growth of trees modified by the environmental conditions in forests and urban areas* [Doktorarbeit]. Technische Universität München.

Devi, N. M., Kukarskih, V. V., Galimova, A. A., Mazepa, V. S., & Grigoriev, A. A. (2020). Climate change evidence in tree growth and stand productivity at the upper treeline ecotone in the Polar Ural Mountains. *Forest Ecosystems*, *7*(1), 16. https://doi.org/10.1186/s40663-020-0216-9

Diaconu, D., Wassenberg, M., & Spiecker, H. (2016). Variability of European beech wood density as influenced by interactions between tree-ring growth and aspect. *Forest Ecosystems*, *3*(1), 9. https://doi.org/10.1186/s40663-016-0065-8

Doneus, M. (2013). Openness as Visualization Technique for Interpretative Mapping of Airborne Lidar Derived Digital Terrain Models. *Remote Sensing*, *5*(12), 6427–6442. https://doi.org/10.3390/rs5126427

Europäische Kommission. (2013). *Umwelt: Neues Maßnahmenpaket für saubere Luft in Europa* (Pressemitteilung IP/13/1274; S. 3). Europäische Kommission. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/IP_13_1274, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Federal Minister of Food and Agriculture. (2015). *The Forests in Germany—Selected Results of the Third National Forest Inventory* (S. 55) [Nationale Waldinventur]. BMEL. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/EN/Publications/ForestsInGermany-BWI.pdf?__blob=publicationFile

Gillner, S., Korn, S., Hofmann, M., & Roloff, A. (2017). Contrasting strategies for tree species to cope with heat and dry conditions at urban sites. *Urban Ecosystems*, *20*(4), 853–865. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0636-z

Grams, T. E. E., Hesse, B. D., Gebhardt, T., Weikl, F., Rötzer, T., Kovacs, B., Hikino, K., Hafner, B. D., Brunn, M., Bauerle, T., Häberle, K., Pretzsch, H., & Pritsch, K. (2021). The Kroof experiment: Realization and efficacy of a recurrent drought experiment plus recovery in a beech/spruce forest. *Ecosphere*, *12*(3). https://doi.org/10.1002/ecs2.3399

Hansen, N. (2004). *Zur retrospektiven Lokalisation von Zuwachszonen in subtropischen Laubhölzern mittels der Methode der Hochfrequenz-Densitometrie*. Forstliche Versuchs- u. Forschungsanst. Baden-Württ.

Hausmann, S. L., Petermann, J. S., & Rolff, J. (2015). Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity*, *9*(2), 97–107. https://doi.org/10.1111/icad.12145

Hoffmann, S., & Schweingruber, F. H. (2002). Light shortage as a modifying factor for growth dynamics and wood anatomy in young deciduous trees. *IAWA Journal*, *23*(2), 121–141. https://doi.org/10.1163/22941932-90000293

Honold, M. A. (2021). *Influence of urban environment and climate change on basal growth of four common urban tree species in Munich* [Masterarbeit]. Technische Universität München.

IPCC. (2020). *Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger* (Klimawandel und Landsysteme: ein IPCCSonderbericht über Klimawandel, Desertifkation, Landdegradierung, nachhaltiges Landmanagement, Ernährungssicherheit und Treibhausgasfüsse in terrestrischen Ökosystemen, S. 38) [IPCC Bericht].

Jakubowski, M., & Dobroczyński, M. (2021). Allocation of Wood Density in European Oak (Quercus robur L.) Trees Grown under a Canopy of Scots Pine. *Forests*, *12*(6), 13. https://doi.org/10.3390/f12060712

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, *105*, 130–137. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052

Kalkstein, L. S., & Greene, J. S. (1997). An evaluation of climate/mortality relationships in large U.S. cities and the possible impacts of a climate change. *Environmental Health Perspectives*, *105*(1), 10.

Klein, P. (1982). Grundlagen der Dendrochronologie und ihre Anwendung für kunstgeschichtliche Fragestellungen. *Berliner Beiträge zur Archäometrie*, *7*, 253–271.

Kniesel, B., Günther, B., Meyer, M., & Roloff, A. (2018). Analysen von Gefäßparametern offenbaren unterschiedliche Anpassungsstrategien von Eiche und Buche. *Session 12-O12*, S. 155. https://www.researchgate.net/publication/327987514_Analysen_von_Gefassparametern_offenbaren_unterschiedliche_Anpassungsstrategien_von_Eiche_und_Buche

Kölling, C. (2007). Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ - Der Wald*, *23*, 4.

Koutsianitis, D., & Barboutis, I. (2017). *Application of High Frequency Densitometry to determine wood density and ring width of beech trees*. *13*(4), 7.

Kowarik, I., Bartz, R., Brenck, M., & Hansjürgens, B. (2017). *Ökosystemleistungen in der Stadt: Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen: Kurzbericht für Entscheidungträger*. Naturkapital Deutschland – TEEB DE.

Laskowska, A. (2020). Density Profile and Hardness of thermo-mechanically modified beech, oak and pine wood. *DREWNO. PRACE NAUKOWE. DONIESIENIA. KOMUNIKATY*, *63*(205), 26. https://doi.org/10.12841/wood.1644-3985.D06.08

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*, *20*(9), 1399–1407. https://doi.org/10.1139/x90-185

Loft, L., & Lux, A. (2010). Ecosystem Services – Eine Einführung. *Biodiversität und Klima Forschungszentrum BiK-F*, *6*, 15.

Marselle, M. R., Bowler, D. E., Watzema, J., Eichenberg, D., Kirsten, T., & Bonn, A. (2020). Urban street tree biodiversity and antidepressant prescriptions. *Scientific Reports*, *10*(1), 22445. https://doi.org/10.1038/s41598-020-79924-5

Meinardus, C., & Bräuning, A. (2011). Zur Trockenstresstoleranz von Eichen und Buchen. *LWF aktuell*, *85*, 9–11.

Moser, A. (2016). *Structure of Growth of Urban Trees and Their Impacts on the Environment—From Assessment to Model public squares with contrasting microclimatic conditions. [Dissertation]* [Technische Universität München]. http://link.springer.com/10.1007/s00484-016-1290-0

Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2016). The Urban Environment Can Modify Drought Stress of Small-Leaved Lime (Tilia cordata Mill.) and Black Locust (Robinia pseudoacacia L.). *Forests*, *7*(12), 71. https://doi.org/10.3390/f7030071

Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2017). *Stadtbäume: Wachstum, Funktionen und Leistungen – Risiken und Forschungsperspektiven*. *188*, 94–111. https://doi.org/10.23765/afjz0002006

Mühlbacher, G., Koßmann, M., Sedlmeier, K., & Winderlich, K. (2020). *Stadtklimatische Untersuchungen der sommerlichen Temperaturverhältnisse und des Tagesgangs des Regionalwindes („Alpines Pumpen“) in München* (Nr. 252; Berichte des Deutschen Wetterdienstes, S. 94). Deutscher Wetterdienst. https://www.dwd.de/DE/leistungen/pbfb_verlag_berichte/pdf_einzelbaende/252_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=5

NASA. (2020, Januar 15). *NASA, NOAA Analyses Reveal 2019 Second Warmest Year on Record*. NASA Logo, National Aeronautics and Space Administration National Aeronautics and Space Administration. https://www.giss.nasa.gov/research/news/20200115/, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Niklas, K. J., & Spatz, H.-C. (2010). Worldwide correlations of mechanical properties and green wood density. *American Journal of Botany*, *97*(10), 1587–1594. https://doi.org/10.3732/ajb.1000150

Olusola, J., & Agbelade, A. (2022). I-tree Application for Ecosystem Services Assessment of Urban Trees in Ado Ekiti, Ekiti State, South West, Nigeria. *Academia Letters*, *4631*, 10. https://doi.org/10.20935/AL4631

Perkins, D., Uhl, E., Biber, P., du Toit, B., Carraro, V., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2018). Impact of Climate Trends and Drought Events on the Growth of Oaks (Quercus robur L. and Quercus petraea (Matt.) Liebl.) within and beyond Their Natural Range. *Forests*, *9*(3), 25. https://doi.org/10.3390/f9030108

Phillips, O. L., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Monteagudo Mendoza, A., Vargas, P. N., & Vásquez, R. (2019). Species Matter: Wood Density Influences Tropical Forest Biomass at Multiple Scales. *Surveys in Geophysics*, *40*(4), 913–935. https://doi.org/10.1007/s10712-019-09540-0

Pretzsch, H. (2019). *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*. Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-58155-1

Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Kemmerer, J., & Uhl, E. (2018). Wood density reduced while wood volume growth accelerated in Central European forests since 1870. *Forest Ecology and Management*, *429*, 589–616. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.045

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., Toit, B. du, Farnden, C., & Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(3), 466–479. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Schütze, G., Perkins, D., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., Con, T. van, Chavanne, A., Toit, B. du, Foster, K., & Lefer, B. (2017). Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide. *Scientific Reports*, *7*(1), 10. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14831-w

Pretzsch, H., Schütze, G., & Uhl, E. (2012). Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation: Drought stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology*, *15*(3), 483–495. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x

Preuhsler, T. (1981). Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, *100*, 313–345. https://doi.org/10.1007/BF02640650

Rahman, M. A., Armson, D., & Ennos, A. R. (2014). A comparison of the growth and cooling effectiveness of five commonly planted urban tree species. *Urban Ecosystems*, *18*(2), 371–389. https://doi.org/10.1007/s11252-014-0407-7

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*, *71*(2), 211–225. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0306-8

Roloff, A. (2013). Die Vitalität richtig beurteilen. *BaumZeitung*, *2*, 15–17.

Roloff, A., & Grundmann, B. M. (2008). Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, *3*, 17.

Rötzer, T., Dittmar, C., & Elling, W. (2004). A model for site specific estimation of the available soil water content and the evapotranspiration in forest ecosystems. *Journal of Environmental Hydrology*, *11*, 14.

Rudnicka, J. (2022, Januar 24). *Grad der Urbanisierung in Deutschland*. Statista. https://de.statista.com/statistik/daten/studie/662560/umfrage/urbanisierung-in-deutschland/, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Saranpää, P. (2003). *Wood Quality and Its Biological Basis* (J. Barnett & G. Jeronimidis, Hrsg.).

Schinker, M. G., Hansen, N., & Spiecker, H. (2003). High-Frequency Densitometry-A New Method for the Rapid Evaluation of Wood Density Variations. *IAWA Journal*, *24*(3), 231–239. https://doi.org/10.1163/22941932-90001592

Schmechel, D. (2010). *Der Wald kommt in die Stadt*. *LWF aktuell*(75), 2.

Schmid-Johansen, J., Lang, U., & Heiliger, N. (2021, November 24). *Noch 2 Vermisste—Aktuelle Daten und Fakten*. swr.online. https://www.swr.de/swraktuell/rheinland-pfalz/flut-in-ahrweiler-so-gross-ist-der-schaden-104.html, zuletzt abgerufen am 28.02.2022

Schollaen, K., Baschek, H., Heinrich, I., Slotta, F., Pauly, M., & Helle, G. (2017). A guideline for sample preparation in modern tree-ring stable isotope research. *Dendrochronologia*, *44*, 133–145. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2017.05.002

Schütt, P. (2014). *Enzyklopädie der Holzgewächse—Handbuch und Atlas der Dendrologie (E-Book)* (A. Roloff, Hrsg.; Bd. 30). Wiley-VCH.

Schweingruber, F. H., Eckstein, D., Serre-Bache, F., & Bräker, O. (1990). Ldentification, presentation and interpretation ofevent years and pointer years in dendrochronology. *Journal Article*, *8*, 9–38.

Singh, V., Kushwah, Bagri, U. S., & Bagri, P. (2020, Oktober). Evapotranspiration: Concept, Advantages and Factors Affecting of Evapotranspiration. *Agriculutre & Food*, *2*(10), 485–488.

Smoyer, K. E., Rainham, D. G. C., & Hewko, J. N. (2000). Heat-stress-related mortality in five cities in Southern Ontario: 1980-1996. *International Journal of Biometeorology*, *44*(4), 190–197. https://doi.org/10.1007/s004840000070

Styrnik, V. (2020). *Veränderung von Radialzuwachs, Holzdichte und Biomasse von Stadtbäumen in Abhängigkeit der klimatischen Verhältnisse am Beispiel von Tilia cordata* [Masterarbeit]. Technische Universität München.

Suette, S. (2013). *Problematik der dendrochoronologischen Analyse an Stadbäumen der Arten Acer pseudoplatanus und Acer platanoides* [Diplomarbeit]. Universität Wien.

Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., Zhen, X., Yuan, D., Kalkstein, A. J., Li, F., & Chen, H. (2009). The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *International Journal of Biometeorology*, *54*(1), 75–84. https://doi.org/10.1007/s00484-009-0256-x

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision* ((ST/ESA/SER.A/420); S. 126). United Nations.

United Nations Environment Programme. (2022). *Spreading like Wildfire—The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires* (S. 126) [UN Bericht]. United Nations Environment Programme.

Wassenberg, M., Montwé, D., Kahle, H.-P., & Spiecker, H. (2014). Exploring high frequency densitometry calibration functions for different tree species. *Dendrochronologia*, *32*(3), 273–281. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2014.07.001

Wende, W., Gillner, S., & Roloff, D. A. (2011). *Anpassungsbedarf für den Stadtbaumbestand – Dendrochronologische und ökophysiologische Ergebnisse* (Forschungsbericht TP 3.1.2; S. 120). Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR). http://www.regklam.de/fileadmin/Daten_Redaktion/Publikationen/Ergebnisberichte/P3.1.2d_Stadtbaeume_Dendrochronologie_TUD_EB.pdf

Wigley, T., Briffa, K., & Jones, P. (1984). On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology.pdf. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 201–213.

Wimmer, R., & Downes, G. M. (2003). Temporal Variation of the ring width—Wood density relationship in norway spruce grown under two levels of anthropogenic disturbance. *IAWA Journal*, *24*(1), 53–61. https://doi.org/10.1163/22941932-90000320

Yuan, N., Xiong, F., Xoplaki, E., He, W., & Luterbacher, J. (2021). A new approach to correct the overestimated persistence in tree-ring width based precipitation reconstructions. *Climate Dynamics*. https://doi.org/10.1007/s00382-021-06024-z

Zhang, S.-Y., Owoundi, R. E., Nepveu, G., Mothe, F., & Dhôte, J.-F. (1993). Modelling wood density in European oak (Quercus petraea and Quercus robur) and simulating the silvicultural influence. *Canadian Journal of Forest Research*, *23*(12), 2587–2593. https://doi.org/10.1139/x93-320

Zolles, A., Schueler, S., Gartner, K., & Scheifinger, G. (2021). Continuous Parameterization of Leaf Area Index and Phenological Phases Within Deciduous Forests Based on Temperature Measurements. *Frontiers in Forests and Global Change*, *4*(768085), 10. https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.768085

Anhang

ANHANG 1: STECKBRIEF FAGUS SYLVATICA

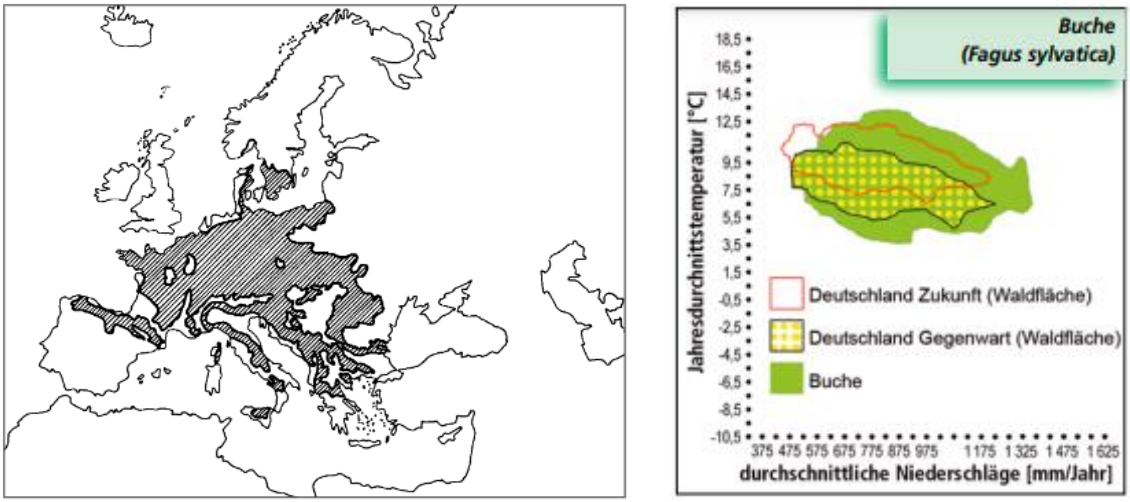


Abbildung 22: Links: Natürliches Areal der Buche ((Schütt, 2014). Rechts: Zukünftige Verbreitung (Kölling, 2007).

Standörtliche Gegebenheiten

Die schattentolerante, frostempfindliche Buche bezieht mit 70 Millionen Hektar nur 20 Prozent ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Dies könnte sich aufgrund von Trockenheit und geringeren Sommerniederschlägen weiter reduzieren (Pretzsch et al., 2012). Ein erhöhte Feuchtigkeit würde dabei die Produktivität steigern (Schütt, 2014).

Phänologischer und Biologischer Charakter

Es kann ein Alter von 300 Jahren erreicht werden, während sie mit 40 bis 50 Jahren fruktifiziert (Schütt, 2014). Ihre anisohydrische Eigenschaft deutet auf eine hohe Stresstoleranz hin (Pretzsch et al., 2012).

Wurzelsystem

Das Herzwurzelsystem bildet sich nach dem Absterben der primären Pfahlwurzel. Das Feinwurzelwerk ist abhängig von der Nährstoffversorgung, sowie der Bodenverdichtung. Es wird eine Verbindung v. a. mit Ektomykorrhiza eingegangen (Schütt, 2014)

Holz

Das Holz beträgt eine Dichte von ca. 720 kg/m3 (Laskowska, 2020) und ist zerstreutporig. Das besonders harte und feste Material ist schwer zu bohren.

Gefährdungen

Probleme entstehen durch Embolienbildung („hydraulic failure“) wodurch die Gefahr durch herabfallende Äste besteht. Die Blätter der Buche werden durch Streusalz angegriffen und die Photosynthese durch hohe Ozonkonzentrationen herabgesetzt (Schütt, 2014).

ANHANG 2: STECKBRIEF QUERCUS ROBUR

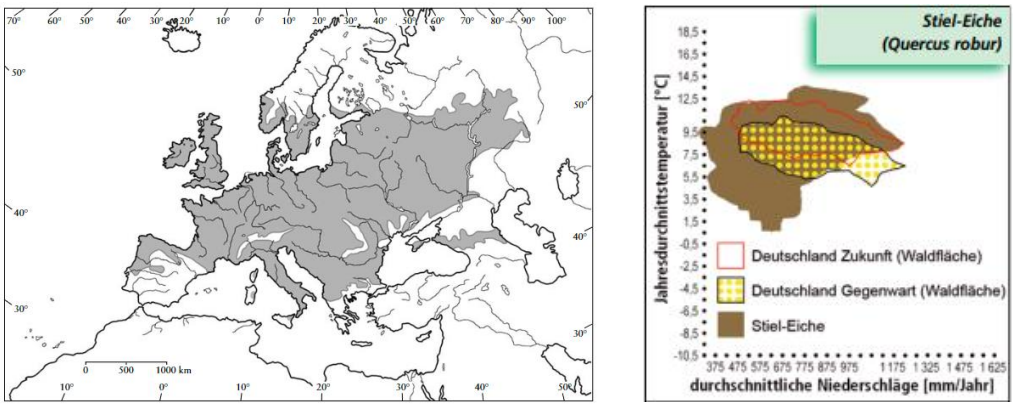


Abbildung 23: Links: Verbreitungsgebiet der Eiche (Schütt, 2014). Rechts: Zukünftiges Verbreitung aufgrund des Klimawandels (Kölling, 2007).

Standörtliche Gegebenheiten

Physiologische Optimum entspräche einem milden Klima mit nährstoffreichem Boden. Durch die Dominanz der Buche verändert sich das ökologische Optimum hin zu Extremstandorten. Insbesondere zu vernässten Standorten (Perkins et al., 2018). Oft in Kombination mit der Traubeneiche. Sie ist eine Lichtbaumart und spätfrostgefährdet (Schütt, 2014).

Biologischer Charakter

Die Eiche kann nach einem raschen Jugendwachstum ein Alter von 400 bis 800 Jahre erreichen und besitzt im Einzelstand eine ausladende Krone. Dort kann sie ab dem Alter von 20 Jahren bereits fruchten (Schütt, 2014). Als Anpassung an extreme Standorte zeigt sie ein isohydrisches Verhalten, wobei sie die Spaltöffnungen vorzeitig schließt, um Wasserverlust zu minimieren. Dies kann zu einem Kohlenstoffdefizit führen („C-Starvation“) (Pretzsch et al., 2012)

Wurzelsystem

Die charakteristische Pfahlwurzel bildet sich vor allem in jungen Jahren. Ab 20 Jahren gibt es eine Entwicklung hin zum Herzwurzelsystem. Es besteht eine enge Gemeinschaft zur verschiedenen Mykorrhizapilzflora (Schütt, 2014).

Holzeigenschaften

Die mittlere Dichte liegt bei ca. 690 kg/m3 (Laskowska, 2020) und zählt damit zu den Harthölzern. Jahrringgrenzen sind aufgrund ihrer Ringporigkeit sehr auffällig.

Gefährdungen

Neben dem Eichenmehltau und dem Befall von Eichenprozessionsspinner stellen das Eichensterben durch Phytophthora-Pilze das größte Problem für diese Baumart dar (Schütt, 2014).

ANHANG 3

Tabelle 7: h/d-Verhältnis aller Probebäume

Alle Bäume	**Eiche München**	**Buche München**	**Buche KROOF**
Anzahl	36	35	23
BHD [cm]	55 (22,2-98,1)	61,7 (22,2-101,1)	30,2 (18,3-53,7)
Höhe [m]	19,3 (12,1-31,2)	23,2 (14,5-33,9)	28,9 (20,8-36,5)
Steigung der Trendlinie	+11,2	+4,6	+7,6

ANHANG 4

Tabelle 8: Trendkurven zu Abb. 15

Gebohrte Bäume	**Trend Holzdichte [kg/m3]**	**Trend BAI [mm2/yr]**	**Stimmt H4?**
Eiche München	-2,6	+19,6	Nein
Buche München	+2,9	+27,4	Ja
Buche KROOF	+0,8	-18,5	Nein

ANHANG 5

Tabelle 9: Werte der einzelnen Superposed Epoch Analysen

RWI		-3	-2	-1	0	1	2	3
Eiche München	1992, 2003	-0,08	0,92	0,77	-1,02	-1,44	0,82	0,18
	1992, 2003, 2015	0,71	0,54	-0,24	-0,85	-0,98	0,07	-0,03
Buche München	1992, 2003	0,6	0,92	0,36	-1,78	-0,89	0,04	-0,98
	1992, 2003, 2015	0,94	0,44	-0,22	-0,85	-0,67	-0,48	-1,15
Buche KROOF	1992, 2003	0,08	0,84	-0,74	-1,31	-0,01	0,04	0,22
	1992, 2003, 2015	-0,00	0,26	-0,83	-0,63	-0,07	-0,46	0,91

Holzdichte		-3	-2	-1	0	1	2	3
Eiche München	1992, 2003	0,95	0,44	0,31	0,07	-0,31	0,4	0,24
	1992, 2003, 2015	0,17	-0,31	-0,41	-0,49	-0,46	-0,32	-0,17
Buche München	1992, 2003	-0,36	-0,38	-0,21	0,41	-0,43	-0,39	-0,38
	1992, 2003, 2015	0,09	-0,28	0,12	0,08	0,24	0,24	0,11
Buche KROOF	1992, 2003	-0,2	0,3	0,01	0,82	0,48	0,57	0,54
	1992, 2003, 2015	0,11	0,57	0,02	0,68	0,39	0,51	0,06

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides Statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und nur unter Zuhilfenahme der ausgewiesenen Hilfsmittel angefertigt habe. Sämtliche Stellen der Arbeit, die im Wortlaut oder dem Sinn nach anderen gedruckten oder im Internet verfügbaren Werken entnommen sind, habe ich durch genaue Quellenangaben kenntlich gemacht.

Freising, den 01. März 2022

Britta Schnappauf