Entwicklung eines Konzepts zur Anwendung von Pflanzenkohle in der Aufforstung am Beispiel der bayerischen Wälder

von

Demian Wolfering

Master-Thesis

im Studiengang Sustainable Change – Vom Wissen zum Handeln

(Abschluss M.A.)

im Fachbereich Umweltwirtschaft/-recht

an der Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld

Erstprüfende: Prof. Dr. Susanne Hartard

Zweitprüfender: Dr. Christopher Kick

Datum der Abgabe: 01.10.2024

Umwelt-Campus Birkenfeld | HOCHSCHULE TRIER | Europäische Akademie Otzenhausen

Sperrvermerk

Die vorliegende Masterarbeit mit dem Titel „Entwicklung eines Konzepts zur Anwendung von Pflanzenkohle in der Aufforstung am Beispiel der bayerischen Wälder“ basiert auf internen und vertraulichen Daten des Unternehmens „Fraunhofer-Institut für Umwelt- , Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT“. Diese Arbeit darf Dritten, mit Ausnahme der betreuenden Dozenten und befugten Mitgliedern des Prüfungsausschusses ohne ausdrückliche Zustimmung des Unternehmens und das Verfassers nicht zugänglich gemacht werden. Eine Vervielfältigung und Veröffentlichung der Masterarbeit ohne ausdrückliche schriftliche Genehmigung – auch in Auszügen – ist nicht erlaubt.

Sulzbach-Rosenberg, den 01.10.2024

Christopher Kick
Digital unterschrieben von Christopher Kick
Datum: 2024.10.01 12:09:26 +02'00'

Unterschrift Unternehmensvertretung

Zusammenfassung

Aufgrund der Einhaltung des Pariser Klimaabkommens werden diverse Möglichkeiten zur Emissionsreduzierung und Kohlenstoffdioxidbindung diskutiert. Dabei nimmt der Wald als Kohlenstoffspeicher eine bedeutende Rolle ein. Zusätzlich kann die im Wald befindliche Biomasse zur Herstellung von Pflanzenkohle genutzt werden, welche als Negativemissionstechnologie (NET) langfristig Kohlenstoff binden kann. Ferner liegt bei Anwendung der Pflanzenkohle eine Bodenverbesserung und erhöhte Wasserspeicherfähigkeit vor.

Diese Arbeit untersucht, ob die Pflanzenkohle bei der Aufforstung bayerischer Wälder zur Erhöhung der Vitalität der Jungpflanzen beitragen kann. Darüber hinaus wird das daraus resultierende Kohlenstoff-Senkenpotenzial berechnet und ermittelt, ob Waldrestholz den Bedarf für die Herstellung der notwendigen Menge an Pflanzenkohle decken kann. Zur Beantwortung der Forschungsfragen wird sich einer systematischen Literaturrecherche bedient, auf dessen Basis in einem virtuellen Experiment das Biomassepotenzial sowie das Kohlenstoff-Senkenpotenzial für die Anwendung von Pflanzenkohle im bayerischen Wald berechnet wird.

Die Ergebnisse zeigen, dass Pflanzenkohle die Vitalität der Jungpflanzen fördert, dass die im Wald befindliche Biomasse zur Herstellung der benötigten Menge an Pflanzenkohle ausreicht und sich abhängig von der Einsatzmenge der Pflanzenkohle ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 155,4 t CO_2 bis 33.591,8 t CO_2 ergibt. Im Vergleich zu dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial auf der bayerischen Ackerlandfläche (6.508.666,3 t CO_2/a) und zu den Gesamtemissionen in Bayern im Jahr 2019 (28.636.000,0 t CO_2) ist das Kohlenstoff-Senkenpotenzial im Rahmen der Aufforstung vernachlässigbar gering.

Diese Thesis trägt zur bestehenden Forschung bei, indem sie aufzeigt, dass Pflanzenkohle das Potenzial zur Kohlenstoffbindung hat, diese aber großflächig angewandt werden muss, um einen nennenswerten Nutzen gegenüber den entstehenden Emissionen zu haben.

Fortführender Forschungsbedarf liegt somit insbesondere in der optimalen Menge an Pflanzenkohle, die im Rahmen von Aufforstungsprojekten eingesetzt werden kann. Dabei ist zu untersuchen, wie der Einsatz einer möglichst maximalen Menge effizient gelöst werden kann.

Abstract

Various options for reducing emissions and binding carbon dioxide are being discussed in order to comply with the Paris Agreement. Forests play an important role as carbon reservoirs. In addition, the biomass in the forest can be used to produce biochar, which can store carbon in the long term as a negative emission technology (NET). Furthermore, the use of biochar improves the soil and increases its water storage capacity.

This work examines whether biochar can contribute to increasing the vitality of seedlings in the afforestation of Bavarian forests. In addition, the resulting carbon sink potential is determined, and it is calculated whether residual forest wood can cover the demand for the production of the necessary amount of biochar. To answer the research questions, a systematic literature review is used to calculate the biomass potential as well as the carbon sink potential for the Bavarian forest in a virtual experiment.

The results show that biochar promotes the vitality of young plants, that the biomass in the forest is sufficient to produce the required amount of biochar and that, depending on the amount of biochar used, there is a carbon sink potential of 155.4 t CO_2 to 33,591.8 t CO_2/a. Compared to the carbon sink potential on Bavarian arable land (6,508,666.3 t CO_2/a) and to the total emissions in Bavaria in 2019 (28,636,000.0 t CO_2), the carbon sink potential in the context of afforestation is negligible.

This thesis contributes to existing research by showing that biochar has the potential to sequester carbon, but that it must be applied on a large scale in order to have a significant benefit over the resulting emissions.

There is therefore a particular need for further research into the optimal amount of biochar that can be used in reforestation projects. It must be investigated how the maximum possible quantity can be used efficiently.

Inhaltsverzeichnis

Sperrvermerk I

Zusammenfassung II

Abstract III

Inhaltsverzeichnis IV

Abbildungsverzeichnis VII

Tabellenverzeichnis X

Abkürzungsverzeichnis XI

1 Einleitung 1

1.1 Motivation 1

1.2 Zielsetzung und Fragestellung 2

1.3 Aufbau der Arbeit 3

2 Theoretischer Hintergrund 5

2.1 Grundlagen und Definition des Waldes 5

2.1.1 Definition von Wald 5

2.1.2 Nachhaltige Waldbewirtschaftung 11

2.1.3 Wald in Deutschland und in Bayern 14

2.1.4 Baumarten und Holznutzung 16

2.2 Verjüngung und Aufforstung der Wälder in Bayern 20

2.2.1 Grundlagen von Verjüngung und Aufforstung 20

2.2.2 Vitalität von Jungpflanzen 23

2.3 Pflanzenkohle und Negative Emissionen 26

2.3.1 Definition und Grundlagen von negativen Emissionen 26

2.3.2 Definition Pflanzenkohle 30

2.3.3 Anwendung und Eigenschaften von Pflanzenkohle 32

3 Methodik 39

3.1 Theoretischer Hintergrund 39
3.2 Biomassepotenzialanalyse 41
3.3 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse 44
4 Ergebnisse 48
4.1 Biomassepotenzialanalyse 48
4.2 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse 49
5 Diskussion 52
5.1 Einfluss der Pflanzenkohle auf die Vitalität 52
5.2 Biomassepotenzialanalyse 53
5.3 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse 59
5.4 Einordnung und Vergleich der Ergebnisse 63
5.4.1 Forst- und landwirtschaftlicher Einsatz von Pflanzenkohle 63
5.4.2 Vergleich der Kohlenstoff-Senkenpotenziale und Emissionen 67
5.4.3 Vergleich der Waldfläche nach Eigentumsart 71
5.4.4 Wirtschaftliche Einordnung der Verwendung der Pflanzenkohle 73
5.4.5 Einordnung in das ZENK-Projekt 75
5.5 Diskussion der Methodik 78
6 Handlungsempfehlungen 80
7 Zusammenfassung und Fazit 83
7.1 Zusammenfassung 83
7.2 Fazit 85
7.3 Ausblick und zukünftiger Forschungsbedarf 86
Literaturverzeichnis 87
Anhang 96
Anhang 1: Prüfbericht zur TCR-Pflanzenkohle 97
Anhang 2: Anteil Pflanzenkohle an Produkten der TCR-Anlage 98

Anhang 3: THG-Bilanz für eine fiktive TCR3000-Anlage.....99

Eidesstattliche Erklärung 100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Schematische Übersicht des in ZENK verfolgten Raffinieransatzes. 2

Abbildung 2-1: Zusammensetzung und Anteile der Flora in verschiedenen Lebensräumen. 10

Abbildung 2-2: Relative Waldfläche in Bezug zur gesamten Bodenfläche in Deutschland und den einzelnen Bundesländern im Jahr 2022. 15

Abbildung 2-3: Relative Verteilung der Baumarten in den Wäldern von Deutschland und Bayern im Jahr 2022. 16

Abbildung 2-4: Produktanteile der einzelnen Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche und Eiche). 18

Abbildung 2-5: Gegenüberstellung des mittleren Wurzelwachstums und der Sterberate der Jungpflanzen in %. 25

Abbildung 2-6: Treibhausgasemissionen in Gt CO_2e, die in Deutschland zwischen 1990 und 2023 emittiert sind. 27

Abbildung 2-7: Wachstumssteigerung in % unter Einsatz von Pflanzenkohle im Vergleich zu dem Wachstum ohne den Einsatz von Pflanzenkohle. 35

Abbildung 2-8: Kohlenstoffgehalt in % in Pflanzenkohle in Abhängigkeit der Biomasse und dem Herstellungsverfahren. 36

Abbildung 3-1: Prozess der Herstellung von Rohöl, Pflanzenkohle und Synthesegas im Rahmen des ZENK-Projektes und den dabei entstehenden Emissionen. 40

Abbildung 3-2: Baumartenzusammensetzung der Jungpflanzen in bayerischen Staatswäldern, die in Nackt- und Ballenpflanzung unterschieden werden. 45

Abbildung 3-3: Anzahl der Pflanzungen in allen bayerischen Wäldern im Jahr 2023 differenziert nach Ballen- und Nacktpflanzung sowie der Saat, wobei die Gesamtanzahl der Pflanzungen bei 18.890.017 liegt. 46

Abbildung 3-4: Menge der Pflanzenkohle in m^3, die im Jahr in den bayerischen Wäldern im Rahmen der Verjüngung und Aufforstung den Jungpflanzen hinzugefügt werden. Differenziert wird nach der Ballen- und Nacktbepflanzung sowie der Saat. 47

Abbildung 4-1: Holzaufkommen (Vfm) und NVD in den bayerischen Wäldern. Differenziert wird zwischen den Laub- und Nadelbäumen. 48

Abbildung 4-2: Gegenüberstellung des bereits genutzten NVD und des noch verfügbaren NVD als Biomassepotenzial in den bayerischen Wäldern. 49

Abbildung 4-3: Kohlenstoff-Senkenpotenzial in t CO_2 bezogen auf das Jahr 2023 für die Ballen- und Nacktpflanzung sowie die Saat unter Einsatz der ermittelten Menge an Pflanzenkohle je Pflanzung. 50

Abbildung 4-4: Gegenüberstellung des Waldrestholzpotenzials und sich der daraus ergebenen Pflanzenkohle mit dem daraus resultierenden Kohlenstoff-Senkenpotenzial bezogen auf das Jahr 2020. 50

Abbildung 5-1: Relative Holzeinschlagmenge in Bayern in Prozent für die Jahre 2006 bis 2021 in Bezug zu der gesamten Holzeinschlagmenge in Mio. m^3. 55

Abbildung 5-2: Relativer NVD-Anteil in Prozent nach Eigentumsart der Wälder über den Zeitraum von 2007 bis 2014. 57

Abbildung 5-3: Durchschnittlicher NVD-Anteil aller Waldarten pro Jahr über einen Zeitraum von 2007 bis 2014 und der berechnete Median von 7,7 %. 57

Abbildung 5-4: Neukulturflächen im bayerischen Staatswald in ha über die Jahre von 2009 bis 2023. 60

Abbildung 5-5: Gegenüberstellung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials durch die Pflanzung, die Neukulturflächen mit einem Pflanzenkohleeinsatz von 2 t/ha, dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial aus der Biomasse und dem Einsatz von Pflanzenkohle im Ackerland. 65

Abbildung 5-6: Globaler Vergleich des bayerischen Kohlenstoff-Senkenpotenzials hinsichtlich der mittleren Ackerlandfläche, dem Waldrestholzpotenzial und der Neukulturfläche mit 2 t/ha Pflanzenkohle gegenüber dem weltweiten Potenzial der Pflanzenkohle von durchschnittlich 2,0 Gt CO_2/a. 67

Abbildung 5-7: Gegenüberstellung der über den bayerischen Verkehr ausgestoßenen Emissionen im Jahr 2019 und dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Ackerfläche, dem Waldrestholzpotenzial, der Neukulturfläche und der Pflanzung. 68

Abbildung 5-8: Gegenüberstellung der über den bayerischen Verkehr ausgestoßenen Emissionen im Jahr 2040 und dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Ackerfläche, dem Waldrestholzpotenzial, der Neukulturfläche und der Pflanzung. 70

Abbildung 5-9: Illustration der Analyse des Emissionsausstoßes im Vergleich zu dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial. 76

Abbildung 5-10: Vergleichende Emissionsbilanz von fossilem Rohöl mit TCR-Rohöl sowie der Kohlenstoff-Senkenleistung der im TCR-Verfahren erzeugten Pflanzenkohle. 77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Lebensformen der Fauna. 8

Tabelle 2-2: Beschreibung der Funktionen eines Waldes hinsichtlich der Waldnutzung 12

Tabelle 2-3: Gegenüberstellung des Indexes und der Beschreibung des Wurzelwachstumspotenzials 24

Tabelle 2-4: Übersicht über die aktuell relevanten NET und deren Kohlenstoffspeicherpotenzial in Gt CO_2/Jahr bis 2100 und den damit verbundenen Kosten pro Tonne CO_2. NET-Potenziale wurden auf eine Nachkommastelle gerundet. 29

Tabelle 3-1: Vfm der Holznutzung nach Baumartengruppen in m³/a 42

Tabelle 3-2: Zusammensetzung der potenziellen jährlichen Rohholzproduktion (2018–2022) hinsichtlich des verwertbaren und des nicht verwertbaren Holzes sowie dem Ernteverlust differenziert nach Laub- und Nadelbäumen in Prozent. 43

Tabelle 4-1: Zusammenfassung der Ergebnisse hinsichtlich der Biomasse- und Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse. Das NVD-Biomassepotenzial bezieht sich auf das Jahr 2020, während sich das Kohlenstoff-Senkenpotenzial für die Pflanzungen, das schließt die Ballen- sowie die Nacktpflanzung ein, auf das Jahr 2023 beziehen. 51

Tabelle 5-1: Vergleich der Vfm und Efm in Mio. m³/a aller bayerischen Wälder aus verschiedenen Literaturquellen. Angaben des Efm sind mit dem Faktor 10,5 % zur besseren Vergleichbarkeit umgerechnet worden. 56

Tabelle 5-2: Gegenüberstellung des mit den korrigierten Werten berechneten Biomassepotenzial in Bayern. Das Gesamtholzeinschlagvolumen Vfm, sowie der relative NVD-Anteil sind nach unten korrigiert. 59

Tabelle 5-3: Gegenüberstellung des alten Kohlenstoff-Senkenpotenzials aus dem Ergebnisteil mit den neuen, korrigierten Werten für das Biomassepotenzial bezogen auf das Jahr 2020 62

Tabelle 5-4: Gegenüberstellung der Kosten pro Tonne Pflanzenkohle und die sich daraus ergebenen Einnahmen über das C-Sink-Zertifikat 73

Abkürzungsverzeichnis

Alh	anderes Laubholz mit hoher Lebenserwartung
Aln	anderes Laubholz mit niedriger Lebenserwartung
AR	Aufforstung/Wiederaufforstung und Waldmanagement
BayWaldG	Bayerischen Waldgesetz
BECCS	Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung
BiomasseV	Biomasseverordnung
BWaldG	Bundeswaldgesetz
CDR	Negative Emission
EBC	European Biochar Certificate
Efm	Ertragsfestmeter ohne Rinde
EW	Erweiterte Verwitterung
FAO	Food and Agriculture Organization der Vereinten Nationen
HTC	Hydrothermale Karbonisierung
NET	Negativemissionstechnologien
NVD	Nicht verwertbares Derbholz
OF	Ozeandüngung
PAC	Persistenter aromatischer Kohlenstoff
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PK	Pflanzenkohle
PCM	pyrogenic carbonaceous material
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
SCS	Bodenkohlenstoffspeicherung
StMELF	Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus

S:W	Spross-Wurzelverhältnis
TCR®	thermo-katalytischen Reforming
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
Vfm	Vorratsfestmeter mit Rinde
VCM	Voluntary Carbon Market
ZENK	Zentrum für nachhaltige Kraftstoffe

1 Einleitung

Die zunehmende Dringlichkeit, die Auswirkungen des Klimawandels aufgrund der von Menschen verursachten Treibhausgasemissionen zu mindern, führt zur Untersuchung von innovativen Lösungen zur Emissionsreduktion sowie der Entnahme von atmosphärischem Kohlenstoffdioxid (CO_2).

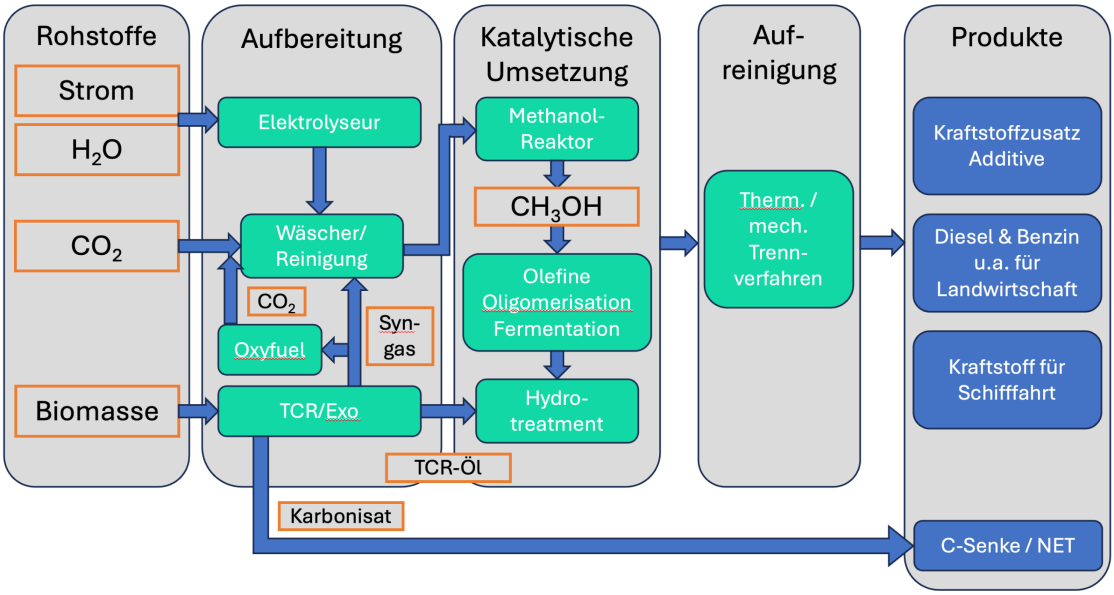
1.1 Motivation

Um das Pariser-Ziel, bis 2100 die durch den Klimawandel bedingte Temperatursteigerung auf 1,5 °C oder 2 °C im Bezug zum vorindustriellen Niveau zu begrenzen, sind zum einen der Ausstoß von Treibhausgasen zu reduzieren und zum anderen diese aus der Atmosphäre zu entfernen sowie dauerhaft zu speichern (Fuss et al., 2016, S. 8). Eine entscheidende Rolle nimmt dabei die Verwendung von Pflanzenkohle in der Bodenanwendung sowie der Wald als Kohlenstoffquelle ein. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Kombination dieser beiden Möglichkeiten zur Etablierung von negativen Emissionen.

Entsprechend der ursprünglichen Bedeutung des Wortes ‚Wald', handelt es sich um eine Fläche, die ‚wild' bewachsen ist (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 5). Diese großflächigen Gelände bewachsen mit Bäumen, die meist ein geschlossenes Kronendach bilden, nehmen in Deutschland 29,9 % und in Bayern 35,3 % von der Gesamtfläche ein (Statistisches Bundesamt, 2023). Durch die von den Pflanzen betriebene Photosynthese wird das in der Atmosphäre befindliche Kohlenstoffdioxid in Kohlenstoff umgewandelt und in der Biomasse gespeichert (Wördehoff et al., 2011, S. 2).

Im Rahmen des Zentrum für nachhaltige Kraftstoffe (ZENK)-Projektes wird sich auf die Entwicklung und Optimierung von Produktionsprozessen für nachhaltige Kraftstoffe auf Basis von biogenen Abfallbiomassen, wie z. B. Waldrestholz, konzentriert (Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V., 2022). Die Nutzung von Abfallbiomassen im ZENK-Projekt unterstützt nicht nur die Verringerung der CO_2-Emissionen durch die Substitution fossiler Kraftstoffe, sondern fördert auch die Technologien zur Kohlenstoffabscheidung und -speicherung. Dabei wird in dieser Thesis die Untersuchung von Pflanzenkohle in der Aufforstung und die Nutzung von Waldrestholz als Ressource angestrebt. In Abbildung 1-1 ist der durch das Projekt verfolgte Raffinieransatz grafisch dargestellt.

Abbildung 1-1: Schematische Übersicht des in ZENK verfolgten Raffinieransatzes



Quelle: Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V., 2022

Wesentlich für diese Arbeit ist die Verarbeitung von Biomasse über die Technologie des „thermo-katalytischen Reforming“ (TCR®). Beim TCR-Verfahren werden Biomassen in die drei Produkte Synthesegas, Bio-Rohöl und Pflanzenkohle umgewandelt. Zunächst wird das Eingangsmaterial über einen Schneckenreaktor bei mittlerer Temperatur in feste und flüchtige Bestanteile zerlegt. Im darauffolgendem Postreformer werden die entstandenen Pyrolysegase mit Hilfe der Pflanzenkohle bei 700 °C katalytisch weiterveredelt. Anschließend werden die Dämpfe abgekühlt, was zur Kondensation führt. Hier fallen Rohöl und Wasser an. Die verbleibende, nicht kondensierte Gasfraktion wird gereinigt und kann zum Heizen des Reaktors genutzt werden (Fraunhofer UMSICHT, 2024).

1.2 Zielsetzung und Fragestellung

Das ZENK-Projekt widmet sich der Entwicklung nachhaltiger Kraftstoffproduktionstechnologien und berücksichtigt dabei Aspekte der Kohlenstoffabscheidung und -speicherung sowie die Nutzung erneuerbarer Ressourcen (Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V., 2022). Im Zuge dessen spielt auch die regionale Abfallbiomasse aus Waldgebieten eine Rolle. Der Einsatz von Pflanzenkohle beschränkt sich bisher überwiegend auf landwirtschaftliche Anwendungen sowie als Anwendung für städtische Bäume. Nur wenige Forschungsarbeiten untersuchen darüber hinaus den Einsatz von Pflanzenkohle in Wäldern und Baumschulen. Diese Arbeit zielt

darauf ab, die wissenschaftliche Lücke zu schließen, indem sie die Rolle von Pflanzenkohle als Kohlenstoffsenke in Waldökosystemen und Aufforstungsprojekten untersucht und bewertet.

Vor diesem Hintergrund zielt die vorliegende Arbeit darauf ab, den Einsatz von Pflanzenkohle in der Aufforstung zur Erhöhung der Vitalität und Etablierung einer Kohlenstoffsenke zu untersuchen. Dabei soll die Verwendung von lokalen Reststoffen als Einsatzmaterial zur Herstellung von Pflanzenkohle erforscht und zuletzt Bezug zur Kraftstoffherstellung im Rahmen des ZENK-Projektes genommen werden.

In diesem Zusammenhang werden in der vorliegenden Masterthesis folgende Forschungsfragen beantwortet:

- Kann die Verwendung von Pflanzenkohle in der Aufforstung bayerischer Wälder zur Erhöhung der Vitalität beitragen?
- Wie hoch ist das dadurch entstehende Kohlenstoff-Senkenpotenzial?
- Kann die Verwendung von Waldrestholz den ermittelten Bedarf an Pflanzenkohle in der Aufforstung decken?

Zur Beantwortung der Forschungsfragen wird sich einer systematischen Literaturrecherche bedient, indem relevante wissenschaftliche Publikationen, Studien und Berichte analysiert werden. Dies umfasst sowohl die aktuelle Forschung über den bayerischen Wald sowie die Aufforstung als auch die Eigenschaften und Anwendung von Pflanzenkohle. Zuletzt wird eine Analyse hinsichtlich des Kohlenstoff-Senkenpotenzials durchgeführt. Sowohl die Biomassepotenzialanalyse als auch die Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse werden über ein mathematisches Rechenmodell durchgeführt, welches auf Grundannahmen und den aktuell aus der Literaturrecherche gewonnen Daten beruht. Abschließend wird mittels der Ergebnisse dieser Thesis eine Handlungsempfehlung hinsichtlich des Einsatzes von Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung in bayerischen Wäldern formuliert.

1.3 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist in sieben Hauptkapitel gegliedert, welche darauf abzielen, die eingangs gestellten Forschungsfragen umfassend zu beantworten. Im zweiten Kapitel wird der theoretische Hintergrund ausgelegt, welcher die wissenschaftliche Basis zu den Themen Waldökologie und Pflanzenkohle schafft, darunter die Definition und die

Grundlagen des Waldes, nachhaltige Waldbewirtschaftung, sowie spezifische Details zu Wäldern in Deutschland und Bayern.

Im dritten Kapitel werden die methodologischen Ansätze, einschließlich Biomassepotenzialanalyse und Untersuchung der Kohlenstoff-Senkenpotenziale beschrieben. Die Ergebnisse dieser Analysen werden im vierten Kapitel präsentiert und umfassen Biomassepotenziale und Kohlenstoff-Senkenpotenziale.

Im fünften Kapitel werden diese Ergebnisse diskutiert und interpretiert, um ihre wissenschaftliche und praktische Relevanz zu verdeutlichen. Darauf aufbauend werden im sechsten Kapitel Handlungsempfehlungen für technische Anwender, die Politik und die Wissenschaft formuliert.

Im abschließenden Kapitel wird ein Fazit gezogen, in dem die wesentlichen Ergebnisse zusammengefasst sowie deren Implikationen für zukünftige Forschungsrichtungen und praktische Anwendungen reflektiert werden.

2 Theoretischer Hintergrund

Um die Grundlagen und Zusammenhänge der Aufforstung sowie der Anwendung von Pflanzenkohle in der Forstwirtschaft zu verdeutlichen, stellt dieses Kapitel die theoretischen Grundlagen bereit, welche für das Verständnis der Forschungsfragen sowie die Interpretation der Ergebnisse notwendig sind.

Zunächst wird auf die Grundlagen und Definitionen des Waldes eingegangen, was auch die nachhaltige Waldbewirtschaftung, den Wald in Deutschland und Bayern sowie die dort vorzufindenden Baumarten und Holznutzung mit einschließen (vgl. Kapitel 2.1). Daran im Anschluss werden die Grundprinzipien der Aufforstung und Verjüngung erläutert, wobei die Vitalität von Jungpflanzen fokussiert wird (vgl. Kapitel 2.2).

Ferner liegt ein weiterer Schwerpunkt auf den Grundlagen von negativen Emissionen, dem Einsatz von Pflanzenkohle sowie die Kohlenstoffsequestrierung. Hierbei werden die Grundkonzepte und Mechanismen der Kohlenstoffentnahme, die Bedeutung negativer Emissionen sowie verschiedene Technologien und Ansätze zur Erreichung negativer Emissionen beschrieben. Zudem wird der Beitrag von Pflanzenkohle zur Kohlenstoffbindung, deren Stabilität und Permanenz in Böden dargestellt (Kapitel 2.3).

Dieses Kapitel bildet die theoretische Basis für die nachfolgende Diskussion sowie die Ableitung der Handlungsempfehlungen zur Anwendung von Pflanzenkohle in der Aufforstung bayerischer Wälder.

2.1 Grundlagen und Definition des Waldes

Die größten Waldflächen befinden sich weltweit in Europa und die Landschaften sind geprägt von Wäldern bestehend mit einer Vielzahl an Bäumen (Bartsch et al., 2020, S. 16). Nachstehend wird zunächst der Begriff Wald mithilfe unterschiedlicher Perspektiven definiert, die nachhaltige Waldbewirtschaftung erläutert, um dann Bezug zu den deutschen und bayerischen Wäldern zu nehmen. Abschließend werden die hauptsächlich in den bayerischen Wäldern befindlichen Baumarten und die Holznutzung aufgezeigt.

2.1.1 Definition von Wald

In Deutschland wird etwa ein Drittel der gesamten Bodenfläche mit Wäldern bedeckt (Statistisches Bundesamt, 2023). Im Vergleich zu anderen EU-Ländern fällt dieser relative Anteil gering aus. So verfügt Finnland z. B. mit einer Gesamtwaldfläche von 73,7 % über den höchsten Waldanteil in der EU (Destatis, 2019). Aufgrund der vorhandenen

Waldfläche prägt der Wald nicht nur das Landschaftsbild in der EU sowie in Deutschland, sondern auch das Alltagskonstrukt (Berr & Jenal, 2022, S. 396–397). Über das Alltagsverständnis von Wald hinaus, liegen verschiedene Definitionen des Waldes vor, welche diesen aus den unterschiedlichen Disziplinen heraus betrachten.

Demnach kann der Wald aus (1) der juristischen, (2) ökonomischen, (3) der vegetationsstrukturellen und (4) der ökologischen Perspektive heraus definiert werden. Im Folgenden wird einzeln auf die vier Betrachtungsweisen des Waldes eingegangen.

Juristische Definition des Waldes

Der Wald wird international von der Food and Agriculture Organization der Vereinten Nationen (FAO) und der United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) auf zwei differenzierte Arten definiert (Thomas, 2018, S. 206). Nach der FAO wird als Wald eine Landfläche von mindestens 0,5 Hektar bezeichnet, auf der Bäume mit einer Höhe von über fünf Metern wachsen und deren Baumkronen mehr als zehn Prozent der Fläche bedecken. Die UNESCO definiert den Wald als ein Baumbestand, welcher eine Mindestwuchshöhe von fünf Metern aufweisen und ein geschlossenes Kronendach besitzen.

Im Gegensatz zu den internationalen Definitionen des Waldes, die in Abhängigkeit der bewachsenen Fläche, der Höhe der Bäume und der Art der Baumkronen steht, fußt in Deutschland der Begriff ‚Wald' auf eine unbestimmte mit Forstpflanzen bewachsene Grundfläche (Thomas, 2018, S. 206).

Demnach wird juristisch der Wald in Deutschland nach dem Bundeswaldgesetz (BWaldG) § 2 Absatz 1 BWaldG[1] als „[…] jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche" definiert. In dieser Definition sind auch „kahlgeschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungsstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäsungsplätze, Holzlagerplätze sowie weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen" mit inbegriffen.

Mit dem Bayerischen Waldgesetz (BayWaldG) wird das Bundesrecht in Landesrecht umgesetzt. In Art. 2 Satz 1 BayWaldG[2] wird Wald als jede mit Waldbäumen bestockte oder wiederaufzuforstende Fläche bezeichnet.

[1] Bundeswaldgesetz vom 2. Mai 1975.
[2] Bayerisches Waldgesetz vom 22. Juli 2005.

Juristisch zeigen sich Unterschiede in der Definition des Waldes, die international an Zahlen geknüpft und in Deutschland unkonkret an eine Grundfläche bestehend aus Forstpflanzen gebunden ist. Gemeinsam ist, dass juristisch unter einem Wald eine größere Grundfläche verstanden wird, dessen landschaftliches Bild hauptsächlich durch Bäume geprägt ist.

Ökonomische Definition des Waldes

Aus der ökonomischen Perspektive ist der Wald eine aus Bäumen bestehende Fläche, die der nachhaltigen Holzbewirtschaftung, Ressourcengewinnung, Rohstoffproduktion und Dienstleistungsbereitstellung dient (Bartsch et al., 2020, S. 33; Environmental Justice, o. J.). Damit unterliegt der Wald der Landnutzung und wird unabhängig von der derzeitigen Vegetation als Wald bezeichnet (Chazdon et al., 2016). Ökonomisch liegt somit ein Wald vor, auch wenn dieser vorübergehend frei von Bäumen ist.

Bei der Bewirtschaftung eines Waldes werden forstliche Produkte produziert und Dienstleistungen bereitgestellt (Bartsch et al., 2020, S. 35). So stellt der Wald ökonomisch betrachtet Holzprodukte, wie Rundholz, Energieholz oder sonstiges Holz, z. B. Weihnachtsbäume bereit. Als Nichtholzprodukte wird mit dem Wald Saatgut, Beeren, Kräuter und Harz, Rohstoffe, Trinkwasser, Produkte von Wild und Fisch, Honig oder Energie durch Wind- und Wasserkraft bereitgestellt. Zu den Dienstleistungen zählen u. a. forstliche Dienstleistung und Bildung, Tourismus, Verpachtung und Vermietung, Jagd und Fischerei und Naturschutz.

Aufgrund der forstwirtschaftlichen Nutzung des Waldes ist dieser durch die Verjüngung und Aufforstung in drei Betriebsarten differenziert (Bartsch et al., 2020, S. 490–491). Abhängig von der Art der Verjüngung kann (1) ein Niederwald, (2) ein Mittelwald oder ein (3) Hochwald vorliegen. Ein Niederwald ist ein aus Bäumen bestehender Wald, die nur eine geringe Höhe von unter 20 Metern aufweisen. Der Mittelwald besteht aus Bäumen, die eine Höhe von 20 Metern erreichen. Der Hochwald kennzeichnet Bäume, die eine Höhe von bis zu 30 Metern erlangen.

Resümierend ist der Wald aus der ökonomischen Perspektive als eine Fläche bestehend aus Bäumen definiert, die betriebswirtschaftlich genutzt wird und aus diesem Grund vorübergehend auch keine Bäume aufweisen kann.

Vegetationsstrukturelle und ökologische Definition des Waldes

Aus der vegetationsstrukturellen Perspektive ist ein Wald eine einzigartige Zusammensetzung von Pflanzen und Tieren (Chazdon et al., 2016). Trotz der einzigartigen Zusammensetzung aus Pflanzen haben Wälder eine charakteristische Beschaffenheit, die sich sowohl physiognomisch als auch ökologisch von anderen Pflanzenformationen differenziert (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 4–9). Eine Waldstruktur ist gegeben, wenn auf einer ausreichend großen Fläche Bäume wachsen, die durch das mal mehr oder weniger dichte Kronendach typische Vegetations-, Klima- und Bodenverhältnisse ausbilden.

Demnach kann ein Wald hinsichtlich der Zusammensetzung der dort befindlichen Flora definiert werden. Unterschieden werden fünf Lebensformen von Pflanzen, die in der Tabelle 2-1 aufgelistet sind.

Tabelle 2-1: Lebensformen der Fauna.

Begriff	Beschreibung	Beispiel
Phanerophyten	Holzpflanzen, deren Überdauerungsorgane (z. B. Knospen) sich deutlich über der Bodenoberfläche befinden	Bäume, wie Eichen oder Kiefer
Chamaephyten	Holzige Sträucher, deren Überdauerungsorgane knapp über der Erdoberfläche liegen	Sträucher, wie Lavendel oder Thymian
Hemikryptophyten	Gräser und Kräuter, die ihre Überdauerungsorgane dicht am Boden haben	Gräser und Kräuter, wie Gänseblümchen oder Primeln
Kryptophyten	Knollen, Rhizome oder andere Speicherorgane, die sich im Boden befinden	Knollengewächse, wie Zwiebeln oder Kartoffeln
Therophyten	Ungünstige Perioden werden als Samen überdauert; schließen die Keimung und Samenproduktion in günstigeren Perioden ab.	Krautartige Pflanzen, wie Kornblumen und Klatschmohn

Eigene Darstellung nach: Bartsch & Röhrig, 2016, S. 4

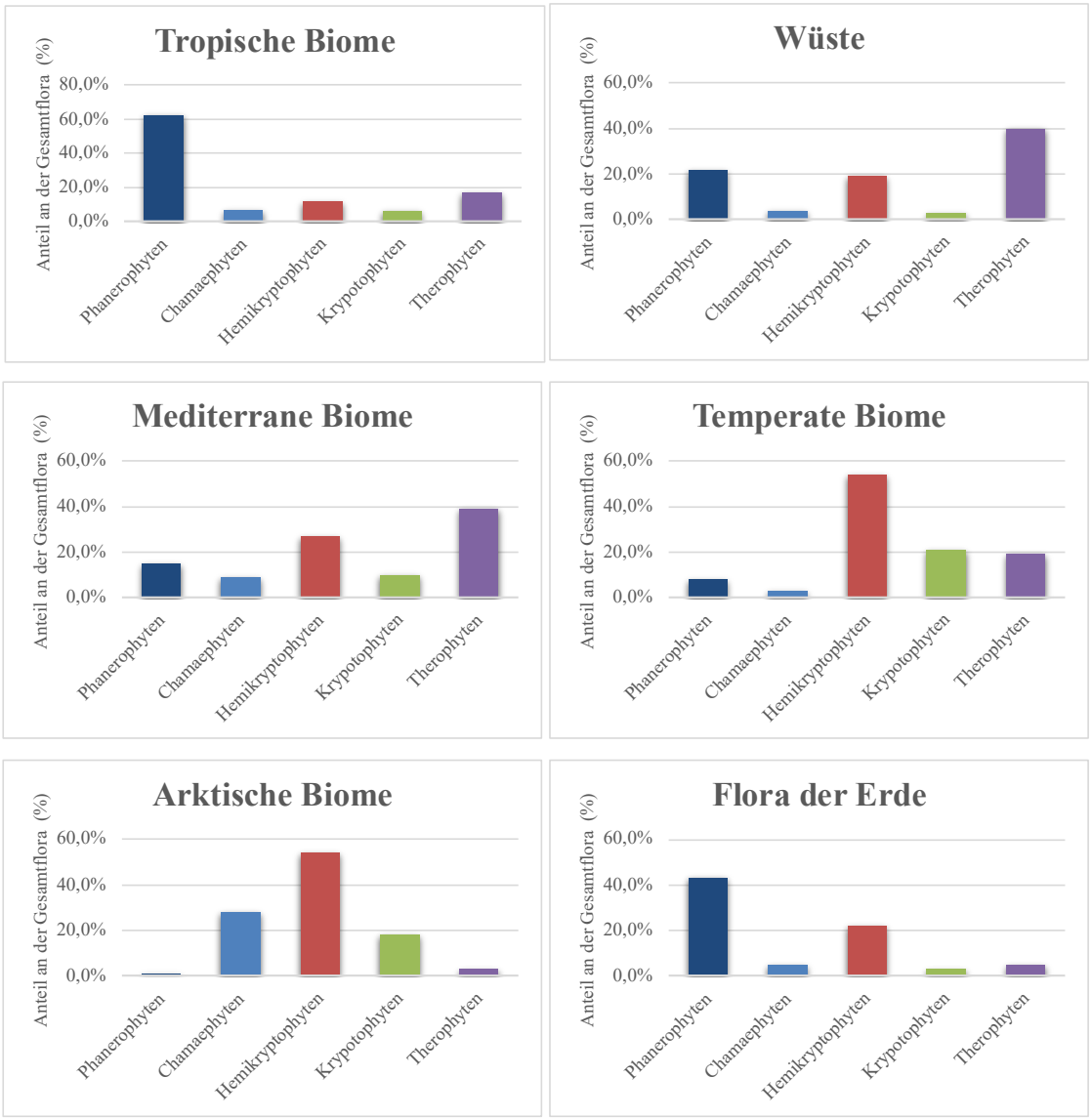
Der größte Anteil an der Gesamtfauna der Erde wird von den Phaneropythen gestellt (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 6). Jedes Biom auf der Erde, wie der Wald, die Wüste oder das arktische Biom ist geprägt durch einen einzigartigen Anteil der Fauna (vgl. Abbildung 2-1).

Das tropische Biom, wie der tropische Regenwald, setzt sich überwiegend aus Phanerophythen zusammen (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 6). Dagegen ist die Flora in einer Wüste nur gering ausgebildet, wobei am häufigsten die Therophyten zu finden sind. Die mediterranen Biome, welche z. B. in den Mittelmeerwäldern zu finden sind, weisen eine ähnliche Zusammensetzung wie von Wüsten auf. In arktischen Biomen wachsen vorzugsweise Hemikryptophyten.

Der gemäßigte Wald ist ein Biom, welches sich in der gemäßigten Zone und damit in Deutschland wiederfinden lässt (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 6). Temperate Biome setzen sich überwiegend aus Hemikryptophyten, gefolgt von Kryptophyten und Therophyten zusammen. Bemerkenswert ist, dass, obwohl Bäume eine wesentliche Rolle zur Benennung eines Waldes spielen, sie nur einen geringen relativen Anteil an der Gesamtflora besitzen.

Als Zwischenfazit kann festgehalten werden, dass aus der vegetationsstrukturellen Sicht der deutsche Wald eine mit Bäumen bewachsene Fläche ist, die ein Kronendach bildet, und welcher sich hauptsächlich über die dort befindliche Flora definiert.

Abbildung 2-1: Zusammensetzung und Anteile der Flora in verschiedenen Lebensräumen



Eigene Darstellung nach: Bartsch & Röhrig, 2016, S. 6

Eng mit der vegetationsstrukturellen Perspektive des Waldes verbunden ist die ökologische Betrachtungsweise. Diese begutachtet den Wald aus seiner Zusammensetzung und der Veränderung von Landschaften sowie das Zusammenspiel zwischen den einzelnen Pflanzen- und Tierarten in diesem Lebensraum (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 59).

Das Ökosystem des primären Waldes, der nicht durch den Menschen beeinflusst wird, besteht in Europa aus Rotbuchenwälder (Bartsch et al., 2020, S. 24). Dieser primäre Wald wird auch als Urwald bezeichnet und ist in Deutschland aufgrund der ökonomischen Nutzung nicht mehr vorhanden. In Europa lassen sich ca. drei Prozent der Waldfläche als Primärwälder identifizieren. Ökologisch kann der Wald dahin gehend definiert werden, ob der Wald natürlich oder angepflanzt wurde und dieser aus einheimi-

schen oder nicht einheimischen Arten besteht (Chazdon et al., 2016). Weil zur Untersuchung des Einsatzes von Pflanzenkohle das Ökosystem Wald in seiner natürlichen Form sowie die Unterscheidung zwischen einheimischen und nicht einheimischen Arten irrelevant ist, wird es in diesem Zusammenhang nicht näher definiert.

Der ökologischen Betrachtungsweise des Waldes kann das sozio-ökologische System hinzugezogen werden, bei welcher der Wald als Kohlenstoffspeicher verstanden wird (Chazdon et al., 2016). Die Kohlenstoffspeicherung des Waldes stellt eine Ökosystemdienstleistung dar (Bartsch et al., 2020, S. 34). Der Kohlenstoff, der über die Photosynthese als Kohlenstoffdioxid aufgenommen wird, wird u. a. als organisches Material in den Bäumen sowie im Waldboden gespeichert (Bartsch & Röhrig, 2016, S. 351). Dieser Kohlenstoff wird durch unterschiedliche Prozesse der Respiration oder starke Naturereignisse wie Waldbrände wieder freigegeben. Eine langfristige Speicherung von Kohlenstoff durch die Wälder liegt dann vor, wenn die Abgabe des Kohlenstoffes geringer ist als dessen Einlagerung.

Zusammenfassend kann der Wald abhängig von der Betrachtungsweise und der Zielverfolgung unterschiedlich definiert werden. Eine eindeutige Definition liegt in der Literatur nicht vor und selbst die juristischen Definitionen weisen Unterscheidungen auf.

Zur Untersuchung des Einsatzes von Pflanzenkohle in der Aufforstung wird in dieser Arbeit der Wald als eine Fläche definiert, die durch die Bestückung mit Forstpflanzen zur nachhaltigen Holzbewirtschaftung dient und gleichzeitig ein sozio-ökologisches System bildet, in welchem Kohlenstoff gespeichert wird. Dabei übernimmt der Wald unterschiedliche Funktionen, die im nachstehenden Kapitel aufgezeigt werden.

2.1.2 Nachhaltige Waldbewirtschaftung

Wie aus den vielzähligen Definitionen des Waldes ersichtlich, nimmt dieser auch unterschiedliche Funktionen im Hinblick auf die Waldnutzung ein (Bartsch et al., 2020, S. 35). Differenziert wird zwischen vier Funktionen (vgl. Tabelle 2-2): (1) die Nutzfunktion, (2) die Schutzfunktion, (3) die Sozialfunktion und die (4) kulturelle Funktion.

Tabelle 2-2: Beschreibung der Funktionen eines Waldes hinsichtlich der Waldnutzung

Funktion	Beschreibung
Nutzfunktion	Wälder liefern Holz und andere Ressourcen wie Harz, Beeren und Pilze, die wirtschaftlich genutzt werden können.
Schutzfunktion	Wälder schützen den Boden vor Erosion, Lawinen, Überschwemmung, Wind, Lärm, Temperaturextreme und dienen als Kohlenstoffspeicher.
Sozialfunktion	Wälder bieten Erholungs- und Freizeitmöglichkeiten für Menschen, dienen der Gesundheitsförderung und dem Wohlbefinden durch Naturerlebnisse.
Kulturelle Funktion	Wälder erhalten die Biodiversität und sind Träger kultureller Werte sowie dienen zur Erhaltung von Naturdenkmalen, seltenen Pflanzen, Tieren und Biotopen.

Eigene Darstellung nach: Bartsch et al., 2020, S. 35

Die vier Funktionen treten dabei nicht als Synergie miteinander auf, sondern unterliegen ihren unterschiedlichen Zielkonflikten. So steht z. B. das Abholzen der Bäume im Widerspruch zu der Schutzfunktion, die der Wald einnimmt. Basierend auf dieser Grundlage hat sich das Verständnis des „Normalwaldes“ durchgesetzt, indem die betriebswirtschaftliche Nutzung des Waldes im Idealfall einen gleichbleibenden Holzertrag liefert (Bartsch et al., 2020, S. 33–38).

Ergänzend zu dieser ersten Definition einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung werden weitere Kriterien hinzugezogen (Bartsch et al., 2020, S. 33–38). Demnach zeichnet sich Nachhaltigkeit nicht nur durch den gleichbleibenden Holzertrag aus, sondern schließt die biologische Vielfalt, die Produktivität, die Verjüngungsfähigkeit und die Vitalität mit ein. In Europa wird eine nachhaltige Waldbewirtschaftung, welche diese Faktoren einbezieht, durch sechs Kriterien festgelegt, auf die im Folgenden näher eingegangen wird (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656).

Das erste Kriterium fokussiert die Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen und den Beitrag zu den globalen Kohlenstoffkreisläufen (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656). Darin eingeschlossen ist die Erhaltung der Waldfläche und die Erhöhung des Beitrages des Waldes am Kohlenstoffkreislauf durch die Steigerung der Kohlenstoffvorräte und der Verringerung der Energie aus Holzreserven.

Der Kohlenstoff, der von den deutschen Wäldern gespeichert wird, befindet sich zu 80 % in dem oberirdischen Teil, wohingegen sich nur 20 % des Kohlenstoffes unterir-

disch befinden (Dunger et al., 2008). Davon liegt etwa ein Drittel des gesamt gespeicherten Kohlenstoffes in Totholz vor. Aber auch nach der Holzernte bleibt der Kohlenstoff in den Holzprodukten gespeichert, solange diese nicht verbrannt werden (Brasseur et al., 2017, S. 194).

Das zweite Kriterium ist die Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen, die über die Überwachung der Waldgesundheit gesteuert wird (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656). Konkret werden die Ablagerungen von Luftschadstoffen, der Bodenzustand, der Nadel- und Blattverlust und die Waldschäden gemessen.

Das dritte Kriterium ist die Erhaltung und Stärkung der produktiven Funktionen der Wälder (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656). Darunter wird die Sicherung von nachhaltiger Versorgung mit Holz sowie die Förderung der Nichtholzprodukte des Waldes verstanden.

Das vierte Kriterium ist die Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656). Bei dem Betrieb von Wäldern ist dabei die Baumartenzusammensetzung, die Verjüngung, die Natürlichkeitsgrade, die Arten der eingebürgerten Bäume, das vorhandene Totholz, die genetische Ressource, die Landschaftsmuster, die gefährdeten Waldarten sowie die geschützten Wälder zu berücksichtigen.

Bei dem fünften Kriterium wird die Erhaltung und angemessene Verbesserung der Schutzfunktion im Rahmen der Waldbewirtschaftung beachtet (Thees & Lemm, 2009, S. 655–656). Zuletzt gilt es dabei auch die sozioökonomischen Funktionen zu erhalten, sodass sowohl die soziale als auch kulturelle Funktionen trotz der Waldbewirtschaftung zur Verfügung stehen.

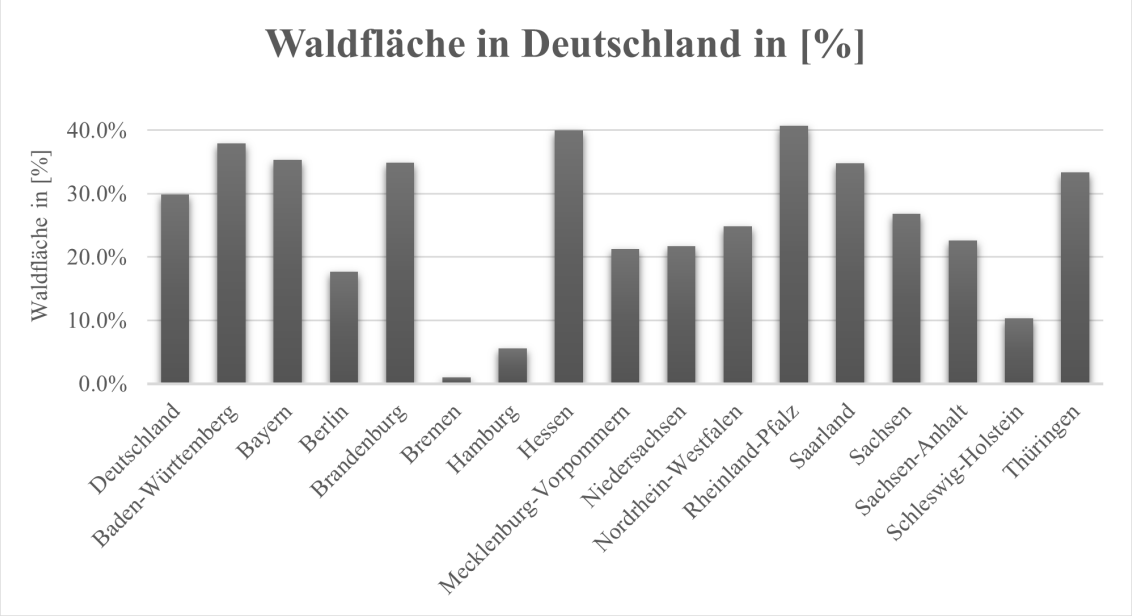
Zusammenfassend üben Wälder Nutz-, Schutz-, Sozial- und Kulturfunktionen aus, die einem Zielkonflikt unterliegen. Um eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zu gewährleisten sind in Europa sechs Kriterien zu beachten, die u. a. auch den Beitrag zu globalen Kohlenstoffkreisläufen berücksichtigen. Wälder dienen als Kohlenstoffspeicher, wobei der Kohlenstoff hauptsächlich im oberirdischen Teil des Baumes, aber auch im Totholz als auch in Holzprodukten gespeichert wird. Die Menge des Kohlenstoffes, die ein Baum speichert, ist von der Baumart abhängig. Welche Baumarten in den deutschen und bayrischen Wäldern wachsen wird im nachstehenden Kapitel eingegangen.

2.1.3 Wald in Deutschland und in Bayern

Mit 10,7 Mio. ha nimmt der Wald ein Drittel der gesamten Bodenfläche in Deutschland ein (Statistisches Bundesamt, 2023). Davon befinden sich 2,5 Mio. ha der Waldfläche in Bayern, was 35,3 % von der Gesamtfläche des Bundeslandes entspricht. Diese Waldfläche liegt zu 54,2 % im Privatbesitz, während 30,1 % dem Staat Bayern, 13,5 % den Kommunen und 2,2 % dem Bund gehören (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus, 2024). Nachdem in Bayern die Waldfläche über Jahrzehnte (1981 bis 2017) zugenommen hat, nimmt diese seit fünf Jahren ab. In der Flächenbilanz hat die dabei bewaldete Fläche seit 2018 im Saldo jährlich abgenommen. Im Jahr 2023 wurden 252 ha aufgeforstet und 294 ha gerodet. Die Flächenbilanz beträgt damit –42 ha (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus, 2024). Zurückzuführen ist dies auf den Klimawandel. Die Sommer 2018 und 2019 waren mit einer positiven Abweichung von über 3 °C zum langjährigen Mittel unter den vier wärmsten seit Aufzeichnungsbeginn in Bayern. Wegen geringer Niederschläge waren beide Sommer gleichzeitig unter den trockensten. Wenn statt den Sommermonaten, der Zeitraum April bis November betrachtet wird, wurde 2018 sogar die geringste Niederschlagssumme sowie die höchste mittlere Lufttemperatur seit Beginn der Aufzeichnungen gemessen. Damit konnte sich der wärmeliebende Borkenkäfer sehr stark verbreiten und hat für große Schäden an Fichtenbeständen gesorgt (Hoch & Steyrer, 2020).

Abbildung 2-2 zeigt die relative Fläche des Waldes in Bezug zu der Gesamtbodenfläche in Deutschland und in den einzelnen Bundesländern.

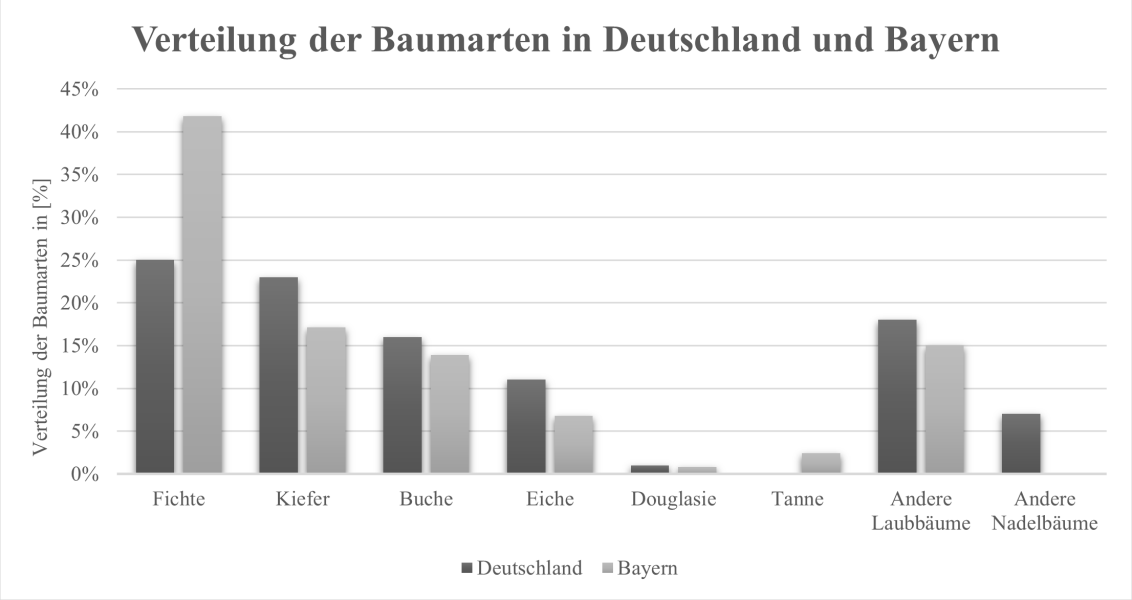
Abbildung 2-2: Relative Waldfläche in Bezug zur gesamten Bodenfläche in Deutschland und den einzelnen Bundesländern im Jahr 2022



Eigene Darstellung nach: Statistisches Bundesamt, 2023

In der Vergangenheit waren die Wälder vorzugsweise durch Buchen geprägt, die sich aufgrund der waldgeschichtlichen Entwicklung hin zu Fichten- und Kiefernwälder ausgebildet haben (Bartsch et al., 2020, S. 18–20). Von der gesamten Waldfläche nehmen Fichten in Deutschland 25,4 % und in Bayern 41,8 % ein (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus, 2024; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2023). Weiter besteht der bayerische Wald zu 17,1 % aus Kiefern, zu 13,90 % aus Buchen, zu 6,8 % aus Eichen, zu 0,8 % Douglasie, zu 2,4 % Tannen und zu 15,0 % aus anderen Laubbäumen. Die nachstehende Abbildung 2-3 stellt die Verteilung der Baumarten in Deutschland und Bayern gegenüber.

Abbildung 2-3: Relative Verteilung der Baumarten in den Wäldern von Deutschland und Bayern im Jahr 2022.



Eigene Darstellung nach: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus, 2024; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2023

Insgesamt besteht das Bundesland Bayern zu 35,3 % aus Wald, die zu 79,6 % von Fichten, Kiefern, Buchen und Eichen bewachsen werden. Auf diese vier Baumarten und dessen Holznutzung wird im nächsten Kapitel eingegangen.

2.1.4 Baumarten und Holznutzung

Bezugnehmend zu den vier Baumarten, Fichte, Kiefer, Buche und Eiche, wird auf die wesentlichen Eigenschaften, auf die Menge der Kohlenstoffspeicherung der Pflanze sowie die Verwendung des Holzes als Produkt eingegangen.

Fichte (*Picea*)

Die zu den Nadelbäumen zählenden Fichten der Gattung *Picea* sind mit über 35 Arten die dominierenden Baumarten in Mitteleuropa (Bartsch et al., 2020, S. 121–129). Die Kohlenstoffspeicherung der Fichten beläuft sich dabei auf ca. 86,7 t C/ha (Wördehoff et al., 2011, S. 2). Zu den wichtigsten Fichtenarten zählt die Gewöhnliche bzw. Gemeine Fichte (*Picea abies*). Diese stammt ursprünglich aus kälteren und feuchteren Klimazonen.

Aufgrund ihrer schnellen Wachstumsrate und ihrer hohen Anpassungsfähigkeit an verschiedenen Standorten sowie der hohen Festigkeit und leichten Verarbeitbarkeit findet sie hierzulande eine breite Anwendung (Bartsch et al., 2020, S. 121–129). Weil das Fichtenholz witterungs-, pilz- und insektenanfällig ist, wird es vorzugsweise für den Innenraum verwendet. Es findet Anwendung als Bauholz und Bodenbeläge (41,0 %), als

Holzwerkstoffe und Furniere (26,0 %), als Brennholz und Pellets (23,0 %) sowie als Papier und Pappe (10,0 %) und weist dabei eine mittlere Verweildauer von 28 Jahren auf (Wördehoff et al., 2011, S. 76).

Aufgrund der Folgen des Klimawandels, wie u. a. der steigenden Temperatur und der rasanten Verbreitung des Fichtenborkenkäfers ist davon auszugehen, dass die Fichte mehr und mehr durch Buchen ersetzt wird (Brasseur et al., 2017, S. 196–199).

Kiefer (*Pinus*)

Die ebenfalls zu den Nadelbäumen gehörende Kiefer der Gattung *Pinus* ist mit über 110 Arten die artenreichste Gattung der Nadelbäume und speichert etwa 67,7 t C/ha (Bartsch et al., 2020, S. 129–136; Wördehoff et al., 2011, S. 2). Dabei ist die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in Mitteleuropa am weitesten verbreitet. Die Zirbelkiefer (*Pinus cembra*) ist auf die Alpenregion beschränkt und wird in den Wäldern von Österreich und der Schweiz als Lawinen- und Erosionsschutz eingesetzt.

Die Waldkiefer ist robust und insbesondere an magere, nährstoffarmen Böden anpassungsfähig (Bartsch et al., 2020, S. 129–136). Insbesondere astfreies und starkes Kieferholz wird als Holzwerkstoffe und Furniere (29,0 %) und als Bauholz und Bodenbeläge (43,0 %) eingesetzt. Weist das Kiefernholz eine geringe Stammstärke auf, wird es als Papier und Pappe (11,0 %) oder als Brennholz und Pellets (17,0 %) eingesetzt (Wördehoff et al., 2011, S. 76). Insgesamt hat das Kiefernholz eine mittlere Verweildauer von 29 Jahren.

Buche (*Fagus sylvatica*)

Die Rotbuche, weiter als Buche bezeichnet, ist die dominierende Laubbaumart in Europa (Bartsch et al., 2020, S. 82–90; Felbermeier & Mosandl, 2011). Die Buche stellt in Bezug zur Fläche und im Vergleich zu den anderen Baumarten, Eiche, Fichte und Kiefer, den größten Kohlenstoffspeicher mit 133,1 t C/ha (Wördehoff et al., 2011, S. 2). Dabei ist die Buche an sämtliche Bodenverhältnisse angepasst, weist eine enorme klimatische Spannweite auf, besitzt eine hohe Schattentoleranz sowie ein hohes Maß an Schattenerzeugung durch die dichte Belaubung.

Der Großteil des Buchenholzes wird in Brennholz und Pellets (32,0 %) und in Papier und Pappe (20,0 %) eingesetzt (Wördehoff et al., 2011, S. 76). Ferner wird das Buchenholz auch als Holzwerkstoffe und Furniere (17,0 %) und als Bauholz und Bodenbeläge (31,0 %) eingesetzt. Aufgrund des hohen Einsatzes als Brennholz und Pellets, sowie

Papier und Pappe beträgt die durchschnittliche Verweildauer des Buchenholzes 21 Jahre.

Eiche (*Quercus*)

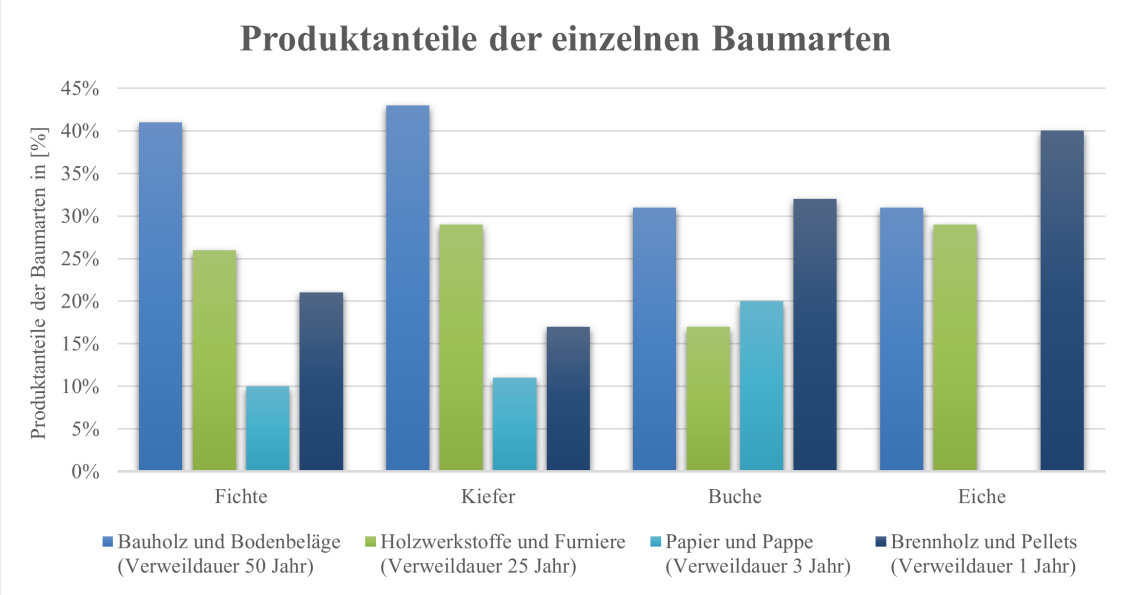
Die ebenfalls zu den Laubbäumen zählende Eiche weist weltweit mehr als 300 Arten auf (Bartsch et al., 2020, S. 89–94). In Deutschland ist die Stieleiche (*Quercus robur*), die Traubeneiche (*Quercus patraea*) und die Roteiche (*Quercus rubra*) hauptsächlich zu finden.

Aufgrund der tiefen, dichten Wurzeln ist die Eiche sturmbeständig, wärmeliebend, meidet Böden mit Stau- oder hohem Grundwasser und hat eine mäßige Schattentoleranz (Bartsch et al., 2020, S. 89–94). Eichen speichern 96,4 t C/ha (Wördehoff et al., 2011, S. 2).

Das Eichenholz wird als Brennholz und Pellets (40,0 %), als Holzwerkstoffe und Furniere (29,0 %) und als Bauholz und Bodenbeläge (31,0 %) verwendet (Wördehoff et al., 2011, S. 76). Dabei liegt die mittlere Verweildauer des Holzes bei 23 Jahren.

Abbildung 2-4 fasst den relativen Produktanteil an den Holzprodukten bestehend aus den Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche zusammen. Dabei haben die Holzprodukte eine unterschiedliche Verweildauer (Wördehoff et al., 2011, S. 76). Bauholz und Bodenbeläge haben eine Lebensdauer von über 50 Jahren, Holzwerkstoffe und Furniere halten etwa 25 Jahre, Papier und Pappe haben eine Lebensdauer von drei Jahren, und Brennholz sowie Pellets überdauern etwa ein Jahr.

Abbildung 2-4: Produktanteile der einzelnen Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche und Eiche)



Eigene Darstellung nach: Wördehoff et al., 2011, S. 76

Trotz der höheren Kohlenstoffspeicherung der Laubbäume im Vergleich zu den Nadelbäumen, muss berücksichtigt werden, dass die Nadelbäume vorzugsweise als Holzprodukte als Holzwerkstoffe und Furniere sowie als Bauholz und Bodenbeläge eingesetzt werden (Wördehoff et al., 2011, S. 72–78). Das geht im Vergleich zu den Laubbäumen mit einer längeren Verweildauer einher, in der der Kohlenstoff in dem Holzprodukt gespeichert bleibt. Des Weiteren ist ebenso zu berücksichtigen, dass die Nadelbäume derzeit den größten Anteil des Waldes ausmachen und daher absolut mehr Kohlenstoff gespeichert ist als in Laubbäumen.

Bei der Holzernte wird der Holzkörper eines Baumes, der einen Durchmesser am dünneren Ende von über sieben Zentimeter beträgt, als Derbholz bezeichnet (Bartsch et al., 2020, S. 568). Dieses ist verwertbar und wird für die Herstellung der Holzprodukte genutzt (BMEL, 2024b). Der nicht genutzte Teil der Bäume, welcher häufig im Wald zurückbleibt, wird Schlagabraum genannt. Dieser besteht u. a. aus Kronenresten (Bartsch et al., 2020, S. 575).

Aus qualitativen oder wirtschaftlichen Gründen kann nicht jeder Stamm kommerziell verwertet werden. Dieses wird als Waldrestholz bezeichnet, das den oberirdischen Stamm einschließlich der Rinde bezeichnet (Pietsch, 2013). Dagegen wird eingeschlagenes Holz mit einem Mindeststammdurchmesser von sieben Zentimetern, das nicht für kommerzielle Zwecke genutzt wird, als nicht verwertbares Derbholz (NVD) bezeichnet (Englert et al., 2018). Differenziert wird dabei zwischen dem U-Holz und dem X-Holz (BMEL, 2024b). Bei dem U-Holz ist das Holz nicht verwertbar, weil der Stamm für die Weiterverarbeitung zu dünn ist. Das X-Holz ist nicht verwertbar, weil faule Stammteile entfernt werden müssen.

Das Waldrestholz übernimmt die wichtige, ökologische Funktion als Totholz, das zur Biodiversität beiträgt, indem es Lebensraum und Nahrungsquelle für zahlreiche Organismen im Wald bietet (Pietsch, 2013). Des Weiteren unterstützt Waldrestholz die Bodenqualität und den Nährstoffkreislauf. Verbleit das Waldrestholz nicht im Wald, wird es zu Hackschnitzeln weiterverarbeitet. Diese finden eine vielseitige Anwendung, z. B. als Brennstoff für Biomasseheizwerke und Biomasseheizkraftwerke zur Erzeugung von Wärme und Strom. In Biomasseheizkraftwerken werden sie in einem Dampfkraftprozess verbrannt, um Energie zu erzeugen, wobei auch die entstehende Abwärme genutzt

wird. Ferner wird diese energetische Nutzung des Waldrestholzes durch das EEG[3] gefördert, was zusätzlich wirtschaftliche Anreize für die Verwendung des Waldrestholzes nach § 2 Abs. 2 BiomasseV[4] schafft. Der Verbrennung der Hackschnitzel und das damit verbundene Freisetzen von Kohlenstoff steht der Einsparung der Substitution von Heizöl gegenüber (Zimmer, 2010).

Resümierend setzt sich der bayerische Wald hauptsächlich aus Fichten, Kiefern, Buchen und Eichen zusammen, wobei die Fichten einen Anteil von 41,8 % ausmachen. Die Fichten werden zunehmend durch die Buchen ersetzt, was in den Folgen des Klimawandels zu begründen ist. Auf die Fläche bezogen speichern Buchen die größte Menge an Kohlenstoff, gefolgt von der Eiche, der Kiefer und der Fichte. Weil die Nadelbäume den größten Anteil des Waldes ausmachen und in Holzprodukte mit einer hohen Verweildauer umgesetzt werden, liegt der größte absolute Anteil der Speicherung von Kohlenstoff in den Nadelbäumen wie der Fichte und der Kiefer.

Durch das Erreichen des Lebensalters der Waldbäume, durch Naturereignisse wie Stürme oder durch Rodungen sterben diese ab. Bei der Holzernte wird zwischen dem verwertbaren Derbholz, dem nicht-verwertbaren Derbholz und dem Waldrestholz unterschieden. Während aus dem Derbholz Holzprodukte entstehen, wird das Waldrestholz zu Hackschnitzeln verarbeitet, die in der Energieerzeugung eingesetzt werden.

In der Regel werden die abgestorbenen Waldbäume durch neue, jüngere ersetzt. Dies ist Teil der Verjüngung und Aufforstung, die im nachstehenden Kapitel vertiefend erläutert wird.

2.2 Verjüngung und Aufforstung der Wälder in Bayern

Das Absterben oder Abholzen von Baumbeständen in den Wäldern führt dazu, dass freie Flächen entstehen. Diese Flächen können zum Verjüngen und Aufforsten neuer Waldbäume genutzt werden. Folgend werden die Grundlagen der Verjüngung und Aufforstung, die Verjüngungshindernisse sowie die Vitalität von Jungpflanzen dargelegt.

2.2.1 Grundlagen von Verjüngung und Aufforstung

Als Verjüngung eines Waldes wird der Prozess des Nachwachsens junger Bäume bezeichnet (Bartsch et al., 2020, S. 190–191). Differenziert wird zwischen der natürlichen

[3] Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014.
[4] Biomasseverordnung (BiomasseV) vom 29. März 2000.

Verjüngung (Naturverjüngung), bei der die Besamung und der Vorbestand durch Samenflug oder Wurzelbrut erfolgt. Die künstliche Verjüngung findet sich überwiegend in Wirtschaftswäldern wieder, bei der die Saat und die Pflanzung durch den Menschen und waldbaulichen Maßnahmen unterstützt wird.

Von der Aufforstung wird gesprochen, wenn auf einer waldlosen Fläche ein Waldbestand begründet wird (Bartsch et al., 2020, S. 190–191). Unterschieden wird zwischen der Neuaufforstung, bei der eine Begründung von Wäldern auf einer Fläche erfolgt, auf der sich zuvor kein Wald befunden hat. Bei der Wiederaufforstung wird ein Wald auf einer Fläche begründet, auf der zuvor ein Waldbestand gewesen ist, der durch z. B. Kahlschlag oder Stürme entwaldet wurde.

Dabei fordert der § 11 Absatz 1 BWaldG die ordnungsgemäße und nachhaltige Bewirtschaftung des Waldes. Es ist festgelegt, dass durch Landesgesetze die Verpflichtung für Waldbesitzer geregelt wird, kahlgeschlagene oder durch Auslichtung verdünnte Waldflächen innerhalb einer angemessenen Frist zu rekultivieren, falls die natürliche Verjüngung nicht ausreichend ist. Ergänzend hierzu spezifiziert Art. 15 BayWaldG, dass solche entwaldeten Flächen aufgrund von Kahlschlag oder anderen Schäden innerhalb von drei bis fünf Jahren wieder aufgeforstet werden müssen, wobei diese Fristen auf Antrag unter bestimmten Umständen verlängert werden können. Diese gesetzlichen Bestimmungen unterstreichen die Bedeutung einer zeitnahen und effektiven Wiederherstellung der Waldgebiete, um die ökologische Integrität und die nachhaltige Nutzung der Waldressourcen zu gewährleisten.

Um eine Fläche künstlich zu verjüngen oder aufzuforsten, wird sich in der Forstwirtschaft neben der Naturverjüngung entweder der Saat von Samen oder der Pflanzung von vorgezogenen Jungpflanzen bedient (Bartsch et al., 2020, S. 190–192). Bei der Saat werden Samen manuell oder maschinell direkt in den Boden eingebracht. Bei der Pflanzung werden vorgezogene Jungpflanzen genutzt. Damit kann eine spezifische Zusammensetzung des Waldes erzielt werden. Innerhalb der Pflanzung unterscheidet man zwischen Nackt- und Ballenpflanzung: Bei der Nacktpflanzung werden die Jungbäume ohne Erdklumpen verpflanzt, was kostengünstiger ist, aber eine sorgfältige Handhabung erfordert, während die Ballenpflanzung mit einem Erdklumpen die Wurzeln schützt und dadurch die Etablierung und Überlebensrate der Bäume verbessert.

Verjüngungshindernisse sind wesentliche Faktoren, welche die natürliche Verjüngung von Wäldern erheblich beeinflussen (Bartsch et al., 2020, 193–199; 215–224). Verjüngungshindernisse für Samen und Jungpflanzen stellen (1) der Schlagabraum, (2) die Begleitflora, (3) die Humusschichten und Bodenhorizonte sowie (4) das Licht und die Schattentoleranz dar.

Der Schlagabraum, der aus den Überresten gefällter Bäume wie Ästen, Zweigen und Stümpfen besteht, kann den Boden bedecken und die Etablierung junger Sämlinge durch physische Barrieren und Lichtblockierung erschweren (Bartsch et al., 2020, S. 193–199; 215–224). Die Begleitflora, bestehend aus anderen Pflanzenarten wie Gräsern, Sträuchern und krautigen Pflanzen, konkurriert mit den jungen Bäumen um Ressourcen wie Licht, Wasser und Nährstoffe. Eine dicke Humusschicht sowie unterschiedliche Bodenhorizonte behindern das Eindringen der Samen in den mineralischen Boden und beeinflussen das Wurzelwachstum sowie die Nährstoffaufnahme.

Das Licht ist eine essenzielle Ressource für das Wachstum, da es für die Photosynthese benötigt wird (Bartsch et al., 2020, S. 193–199; 215–224). In dichten Wäldern kann der Kronenschluss, der Zustand, bei dem die Baumkronen den Großteil des Sonnenlichts abfangen, den Waldboden beschatten und somit das Wachstum junger Pflanzen hemmen. Schattentolerante Baumarten, wie die Buche, können unter diesen Bedingungen besser gedeihen (Wohlgemuth et al., 2016).

Die Überlebensrate von Jungpflanzen hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, zu welchen u. a. auch die durch den Klimawandel beeinflussten Faktoren der Wasserverfügbarkeit und Umgebungstemperatur gehören (Grossnickle, 2012). Besonders bei größeren Kahl- oder Waldbrandflächen sind die jungen Bäume besonders anfällig gegenüber extremen Ereignissen, welche der Klimawandel mit sich bringt, da diese nicht im Schutz der älteren Bäume stehen (Wohlgemuth et al., 2016). Die Ausfallrate der Jungpflanzen steigt, was mit erhöhten wirtschaftlichen und ökologischen Einbußen einhergeht.

Resümierend sind Waldbesitzer dazu verpflichtet, die Waldfläche nachhaltig zu bewirtschaften, was die Aufforstung kahlgeschlagener Flächen und die Verjüngung einbezieht. Dabei kann sich der Naturverjüngung und der Pflanzung bedient werden. Bei letzterer Variante werden vorgezogene Jungpflanzen gezielt im Wald eingepflanzt. Dem stehen verschiedene Hindernisse, wie der Schlagabraum, die Begleitflora, der Boden und Licht sowie Schatten, im Weg. Sodann ist für eine ausreichende Vitalität von Jungpflanzen zu sorgen, um die Verjüngung und die Aufforstung erfolgreich zu absolvieren.

2.2.2 Vitalität von Jungpflanzen

Mit der Vitalität wird die Lebensfähigkeit von Organismen beschrieben, die durch ihre Eigenschaften fähig sind, sich an die Umweltbedingungen anzupassen und ihre Ressourcen effektiv für das Wachstum und Überleben zu nutzen (Klug, 2005). Bei Jungpflanzen ist die Vitalität entscheidend, weil sie bestimmt, wie gut die Pflanzen mit Verjüngungshemmnissen und Stressfaktoren wie Dürre, Krankheiten und Konkurrenz umgehen können (Grossnickle, 2012). Eine hohe Vitalität unterstützt nicht nur ein robustes Wachstum, sondern erhöht auch die Überlebenschancen der Jungpflanzen in ihren kritischen frühen Entwicklungsphasen. So üben die Lagerung der Jungpflanzen, deren Handhabung, das Pflanzdatum und -verfahren, die Standortvorbereitung und das Vegetationsmanagement einen Einfluss auf die Vitalität der Jungpflanzen aus (Zobel & Talbert, 1984). Dabei ist relevant zu verstehen, dass Bäume wie auch Jungpflanzen zum Überleben Wasser und Nährstoffe aus dem Boden und Sonnenlicht zur Betreibung der Photosynthese benötigen (Grossnickle, 2012).

Daher lässt sich die Vitalität von Jungpflanzen anhand sechs Qualitätsmerkmale feststellen (Grossnickle, 2012). Diese umfassen (1) die Sprosshöhe, (2) den Stammdurchmesser, (3) die Wurzelmasse, (4) das Wurzelwachstum, (5) das Spross-Wurzel-Verhältnis und (6) die Trockenheitsresistenz. Die Merkmale werden im Folgenden vertiefend aufgeführt.

Sprosshöhe

Die Sprosshöhe ist ein morphologisches Merkmal, dass die photosynthetische und transpirative Kapazität der Jungpflanze kennzeichnet (Grossnickle, 2012). Je größer der Spross ist, desto besser kann dieser das für die Photosynthese notwendige Sonnenlicht aufnehmen. Dies ist aber nur dann ein Vorteil, wenn ausreichend Wasser und Nährstoffe zur Verfügung stehen. Andernfalls kann eine große Sprosshöhe sich auch als Nachteil herausstellen.

Stammdurchmesser, Wurzelmasse und Wurzelwachstum

Der Stammdurchmesser von Jungpflanzen stellt ein weiteres morphologisches Merkmal dar, welches die Robustheit der Setzlinge und die Größe des Wurzelsystems anzeigt sowie auch vor Dürre und Hitzeschäden schützen kann (Grossnickle, 2012). Ein größerer Stammdurchmesser geht mit einer größeren Wurzelmasse einher, die durch die größere absorptive Oberfläche mehr Wasser aufnehmen kann.

Die Wurzeln von Pflanzen sind entscheidend für die Überlebensfähigkeit, da über diese der Zugang zu den Wasser- und Nährstoffressourcen im Boden sichergestellt wird (Grossnickle, 2012). Somit ist eine robuste Wurzelentwicklung unmittelbar nach der Pflanzung entscheidend. Die Überlebensfähigkeit, die physiologische Gesundheit sowie die Leistungsfähigkeit der Setzlinge sind abhängig vom Wurzelwachstum.

Um das Überleben der Jungpflanzen gegenüber dem Wurzelwachstum zu ermitteln und darzustellen, wird sich Indizes bedient, die das jeweilige Potenzial klassifizieren. Diese sind nachfolgend in der Tabelle 2-3 dargestellt.

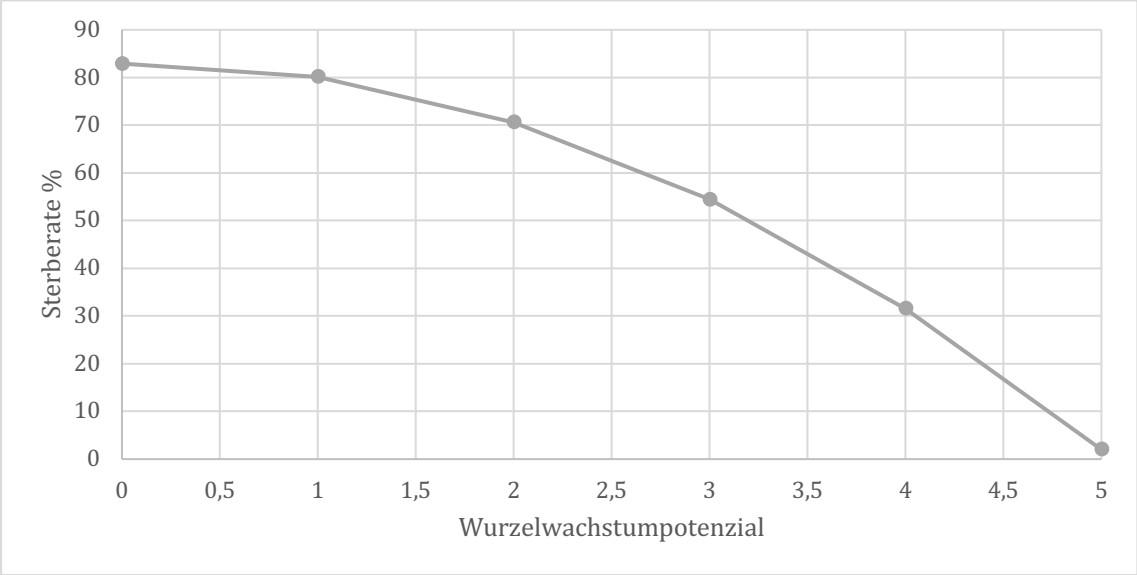
Tabelle 2-3: Gegenüberstellung des Indexes und der Beschreibung des Wurzelwachstumspotenzials

Index	Beschreibung des Wurzelwachstumspotenzials
0	Kein neues Wurzelwachstum
1	Einige neue Wurzeln, aber keine über zwei Zentimeter
2	Ein bis drei neue Wurzeln über einen Zentimeter lang
3	Vier bis zehn neue Wurzeln über einen Zentimeter lang
4	Elf bis 30 neue Wurzeln über einen Zentimeter lang
5	35 neue Wurzeln über einen Zentimeter lang

Eigene Darstellung nach: Grossnickle, 2012

Das Verhältnis zwischen dem mittleren Index des Wurzelwachstumspotenzials und der Sterberate ist in der folgenden Abbildung 2-5 gegenübergestellt (Grossnickle, 2012). Daraus erkenntlich ist, dass je höher das mittlere Wurzelwachstum einer Jungpflanze ist, desto geringer ist die Sterberate. Bei einem Wurzelwachstumspotenzial von fünf geht die Sterberate der Setzlinge gegen null.

Abbildung 2-5: Gegenüberstellung des mittleren Wurzelwachstums und der Sterberate der Jungpflanzen in %.



Eigene Darstellung nach: Grossnickle, 2012

Spross-Wurzel-Verhältnis

Das Spross-Wurzel-Verhältnis (S:W) ist ein entscheidender Faktor für die Überlebensfähigkeit von Jungpflanzen nach der Baumpflanzung (Grossnickle, 2012). Ein ausgewogenes Spross-Wurzel-Verhältnis, das eine adäquate Wasserversorgung ermöglicht, ist essenziell, insbesondere in trockenen oder wasserlimitierten Umgebungen. Durch Praktiken wie das Beschneiden von Sprossen oder Wurzeln in Baumschulen kann dieses Verhältnis optimiert werden, um die physiologische Qualität der Setzlinge zu verbessern und ihre Anpassungsfähigkeit sowie Überlebenschancen unter stressreichen Bedingungen zu steigern.

Trockenheitsresistenz

Die Überlebensfähigkeit von Jungpflanzen ist von der Trockenheitsresistenz abhängig, die in der Baumschule gezielt durch die Anpassung an periodische Wasserstressphasen erhöht wird (Grossnickle, 2012). Durch diese Anwendung kann die Resistenz gegenüber Trockenheit gesteigert werden, sodass Jungpflanzen nach der Bepflanzung effektiver mit Wasserstress umgehen können.

Zusammenfassend ist die Vitalität von Jungpflanzen von deren Fähigkeit sich an die Umgebung anzupassen abhängig. Als entscheidender Indikator gilt das mittlere Wurzelwachstum der Jungpflanzen. Ist dieses gering, ist die Sterberate stark erhöht. Das liegt darin begründet, dass die Setzlinge über die Wurzeln Wasser und Nährstoffe aus dem Boden aufnehmen. Des Weiteren stellen die Sprosshöhe, der Stammdurchmesser, die

Wurzelmasse, das Spross-Wurzel-Verhältnis als auch die Trockenresistenz wichtige Qualitätsmerkmale dar. Zuletzt wird die Trockenresistenz durch periodische Trockenphase in der Baumschule herbeigeführt, sodass die Jungpflanzen mit Trockenstress umgehen können. Das Aufforsten, die Vitalität der Jungpflanzen und des gesamten Waldes sowie das nachhaltige Bewirtschaften von Wäldern dienen dazu, Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre in Biomasse umzuwandeln und langfristig im Boden zu speichern. Das Binden und langfristige Speichern von Kohlenstoff werden als negative Emissionen bezeichnet, worauf im nachstehenden Kapitel eingegangen wird.

2.3 Pflanzenkohle und Negative Emissionen

Über die Emissionsreduzierung hinaus dienen Negativemissionstechnologien (NET) dazu, das in der Atmosphäre befindliche Kohlenstoffdioxid zu entfernen, um so die Treibhausgaskonzentration zu verringern. Die durch die Pyrolyse hergestellte Pflanzenkohle aus Biomasse ist eine Methode zur Kohlenstoffsequestrierung. Im Folgenden werden die negativen Emissionen definiert und die Grundlagen aufgezeigt. Daraufhin wird der Begriff Pflanzenkohle definiert und deren Eigenschaften sowie Anwendungsfelder aufgezeigt.

2.3.1 Definition und Grundlagen von negativen Emissionen

Das Klima zeichnet die langfristige Statistik über das Wetter ab und besteht als System aus mehreren Komponenten (Brasseur et al., 2017, S. 8–9). So üben die Atmosphäre, der Ozean, die Landoberfläche mit u. a. den Wäldern sowie die Eisschilde an den Polen einen Einfluss auf das Wetter und Klima aus.

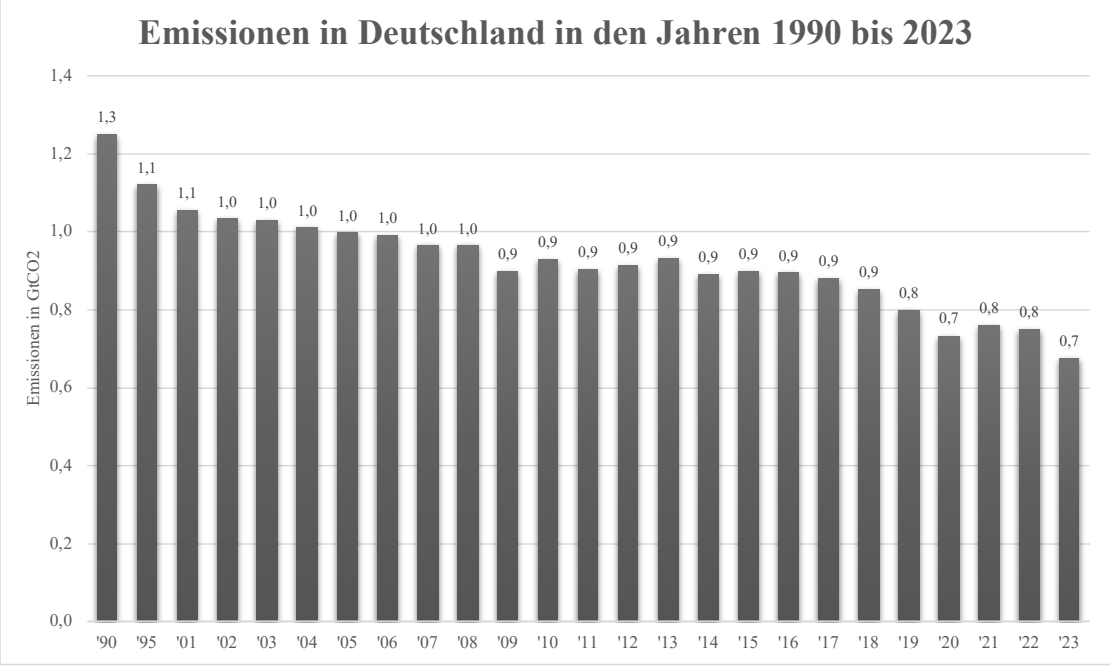
Grundlegend im Klimasystem ist der Treibhauseffekt, der ein Prozess in der Atmosphäre darstellt (Brasseur et al., 2017, S. 8–10; Hauck et al., 2020, S. 2–3). Die Treibhausgase Wasserdampf, Kohlendioxid, Methan, Lachgas und Ozon absorbieren langwellige Ausstrahlung der Sonne und emittieren diese in alle Richtungen. So wird u. a. die langwellige Strahlung von Boden kommend reflektiert, sodass die Temperaturen an der Erdoberfläche lebensmöglich bleiben.

Der Mensch beeinflusst das Klimasystem über Treibhausgasemissionen durch u. a. das Verbrennen fossiler Brennstoffe (Brasseur et al., 2017, S. 8–10; Hauck et al., 2020, S. 3–7). Dadurch hat der Mensch die Kohlenstoffdioxidkonzentration von etwa 280 ppm (vor 1750) auf über 400 ppm (2015) in den letzten Jahrhunderten erhöht. Die Steigerung

der Treibhausgaskonzentration in der Atomsphäre hat die Verstärkung des Treibhauseffekts und die Erhöhung der Erdwärme zur Folge. Diese durch den Menschen verursachte Verstärkung des natürlichen Treibhauseffekts wird als anthropogener Treibhauseffekt bezeichnet.

Die Menge an Emissionen, die emittiert werden, wird in Kohlenstoffdioxid-Äquivalente (CO_2e) umgerechnet und angegeben (Gömann & Fick, 2021, S. 48–49). Dies ist ein Maßstab, der die Wirkung von verschiedenen Treibhausgasen auf das Klima standardisiert, indem sie ihre Wirkung auf die Erderwärmung relativ zu der von Kohlendioxid über einen bestimmten Zeitraum hinweg quantifiziert. Bezogen auf das Jahr 2014 sind von den insgesamt 0,9 Gt CO_2e emittierten Emissionen in Deutschland 87,4 % durch Kohlenstoffdioxid, 6,0 % durch Distickstoffmonoxid (Lachgas), 5,2 % durch Methan und 1,4 % durch fluorierte Treibhausgase ausgestoßen worden. In dieser Thesis beziehen sich die angegebenen Kohlenstoffdioxid-Emissionen auf Kohlenstoffdioxid-Äquivalente. So sind im Jahr 2021 weltweit 48,2 Gt CO_2e an Treibhausgasemissionen ausgestoßen worden (ClimateWatch, 2024). Davon hat Deutschland 1,6 % mit 0,8 Gt CO_2e emittiert (Umweltbundesamt, 2024). Abbildung 2-6 veranschaulicht die Entwicklung die Treibhausgasemissionen in Deutschland von 1990 bis 2023.

Abbildung 2-6: Treibhausgasemissionen in Gt CO_2e, die in Deutschland zwischen 1990 und 2023 emittiert sind.



Eigene Darstellung nach: Umweltbundesamt, 2024

Damit das Pariser-Ziel, den Klimawandel bis 2100 auf eine Temperaturerhöhung bis zu 1,5 °C oder auf 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen, reicht die

Reduzierung der Emissionen nicht aus (Fuss et al., 2016, S. 1; IPCC, 2023, S. 60). Zusätzlich sind der Atmosphäre Kohlenstoffdioxid über die großflächige Verwendung von negativen Emissionen unterschiedlicher Methoden zu entnehmen. Das Entnehmen von Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre und dauerhafte Speichern wird als negative Emissionen (engl. *Carbon Dioxide Removal – CDR*) bezeichnet.

Kritisch anzumerken ist, dass der Begriff der „negativen Emissionen“ in aktuellen wissenschaftlichen und politischen Diskussionen nicht übereinstimmend verwendet wird (Tanzer & Ramírez, 2019). Ob eine Technologie oder Methode tatsächlich negative Emissionen hervorbringt, ist an vier Bedingungen geknüpft. Zunächst sind (1) die Treibhausgase physisch aus der Atmosphäre zu entfernen und diese (2) außerhalb der Atmosphäre dauerhaft zu lagern. Dann sind (3) Treibhausgasemissionen, die bei der Entfernung und Lagerung entstehen, entsprechend mit in die Emissionsbilanz einzuberechnen. Sollte (4) diese Emissionsbilanz negativ ausfallen, sodass der Gesamtbetrag, der aus der Atmosphäre entfernten und gespeicherten Emissionen größer ist als die emittierten Emissionen.

Dabei ist die tatsächliche Wirksamkeit sowie die großflächige Implementierung der Technologien zur Entfernung und langfristigen Lagerung von Emissionen noch ungewiss (Anderson & Peters, 2016; Fuss et al., 2016, S. 7–8 ; Tanzer & Ramírez, 2019). Die Autoren betonen sofortige Reduktionsmaßnahmen der Emissionen durch Energieeffizienz, erneuerbare Energien und Verhaltensänderung zur Senkung des Kohlenstoffverbrauches durch z. B. die Einbeziehung der sozialwissenschaftlichen Disziplinen (Carton et al., 2020, S. 6). Stattdessen sind Methoden der negativen Emissionen in starker Abhängigkeit von aktuellen Klimamodellen und der Politikplanung (Anderson & Peters, 2016). Dies verstärkt zudem aktuelle Machtstrukturen, anstatt die Ursachen der Emissionen zu fokussieren (Carton et al., 2020, S. 14). Zusätzlich sind marktwirtschaftliche Mechanismen eingeführt, um Unternehmen zur Reduktion von Emissionen zu bewegen. Diese sind an ökonomischen Anreizen gebunden.

Zum einen gibt es von der europäischen Klimapolitik begrenztes Emissionshandelssystem der Europäischen Union (EU-ETS), das ebenso zur Reduzierung der Emissionen dient (Borghesi et al., 2023). Das 2005 etablierte System legt eine über die Jahre geringer werdende Obergrenze der Gesamtemissionen fest, die über Emissionszertifikate handelbar gemacht werden. Unternehmen erhalten oder kaufen Emissionszertifikate, die

ihnen das Recht geben, eine bestimmte Menge an Treibhausgasen zu emittieren. Benötigen die Unternehmen weniger Zertifikate, weil sie weniger Emissionen verursachen, können sie diese an andere Unternehmen verkaufen. Zum anderen liegt ein freiwilliger Kohlenstoffmarkt (engl. *Voluntary Carbon Market – VCM*) vor, der es Unternehmen sowie Einzelpersonen ermöglicht, Kohlenstoffkredite zu kaufen, um ihre eigenen Emissionen zu kompensieren (Spilker & Nugent, 2022). Die Kredite finanzieren dann Projekte zur Emissionsreduzierung und NET.

NET haben das Potenzial das CO_2 langfristig aus der Atmosphäre zu entfernen und in Kombination mit der Emissionsreduzierung die Möglichkeit den anthropogenen Klimawandel zu mildern (Fuss et al., 2016, S. 8). Aktuell werden am häufigsten die folgenden sieben Methoden zur Entfernung und Speicherung von Kohlenstoffdioxid diskutiert. Diese NET sind mit ihrer Beschreibung sowie dem Potenzial zu Entfernung von CO_2 pro Jahr in der nachstehenden Tabelle 2-4 gegenübergestellt.

Tabelle 2-4: Übersicht über die aktuell relevanten NET und deren Kohlenstoffspeicherpotenzial in Gt CO_2/Jahr bis 2100 und den damit verbundenen Kosten pro Tonne CO_2. NET-Potenziale wurden auf eine Nachkommastelle gerundet.

Technologie	**Beschreibung**	**NET-Potenzial bis 2100 in Gt CO_2/Jahr**	**Kosten in \$/tCO_2**
Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung (BECCS)	Es wird Energie durch die Biomasseverbrennung erzeugt, wobei das entstehende CO_2 abgeschiedenen wird.	3,7 bis 12,1	15 bis 400
Aufforstung/Wiederaufforstung und Waldmanagement (AR)	Durch die Aufforstung von Wäldern absorbieren die Bäume und Pflanzen das CO_2 durch die Photosynthese und speichern dieses in lebender Biomasse.	4,0 bis 12,1	0 bis 240
Bodenkohlenstoffspeicherung (SCS)	Verbesserung der Speicherung von Kohlenstoff in den Böden oder Reduzierung der Verluste.	1,5 bis 2,6	-45 bis 100
Pflanzenkohle	Pyrolyse von Biomasse, die dem Boden zugesetzt wird, um den in	1,5 bis 2,6	10 bis 345

	der Pflanzenkohle eingebetteten Kohlenstoff zu speichern.		
Erweiterte Verwitterung (EW)	Zermahlen und Ausbreiten von Gesteinen mit dem Ziel der Oberflächenvergrößerung, sodass CO_2 schneller absorbiert wird.	0,7 bis 3,7	50 bis 200
Ozeandüngung (OF)	Düngung des Ozeans durch z. B. Eisen, damit das Phytoplankton mehr CO_2 absorbiert.	0,3 bis 0,8	50 bis 500

Eigene Darstellung nach: Fuss et al., 2016, S. 3–4; Smith et al., 2023, S. 23; 2022; Williamson et al., 2012

Das Potenzial Kohlenstoffdioxid in einem System z. B. als Biomasse zu speichern, wird auch als Sequestrationspotenzial oder Kohlenstoffsenke bezeichnet (Bartsch et al., 2020, S. 53–54; Brasseur et al., 2017, 198; 346). In Abgrenzung dazu liegt eine Kohlenstoffquelle vor, wenn ein System mehr Kohlenstoff freigibt als es speichert. Die deutschen Wälder charakterisieren sich als Kohlenstoffsenken und speicherten im Jahr 2008 1,23 Gt Kohlenstoff (Bartsch et al., 2020, S. 53–54).

Resümierend verursacht der Mensch Emissionen, welche die Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre steigert und dadurch den Klimawandel befördert. Dies führt zu einer Temperaturerhöhung. Zur Einhaltung des Pariser-Abkommens ist es essenziell sowohl die Emissionen zu reduzieren als diese auch aus der Atmosphäre zu entfernen. Diese negativen Emissionen sind durch Methoden und Technologien wie der Aufforstung, der Bodenkohlenstoffspeicherung als auch der Pflanzenkohle möglich. Letztere besteht aus Biomasse und kann im Boden eingebettet den Kohlenstoff langfristig speichern.

2.3.2 Definition Pflanzenkohle

Biomasse, wie Pflanzen und Bäume, die einer thermochemischen Umwandlung unterliegen, werden als pyrogenes kohlenstoffhaltiges Material (engl. *pyrogenic carbonaceous material – PCM*) bezeichnet (Lehmann & Joseph, 2024, S. 2–4). PCM ist ein festes Produkt, dass durch die thermochemische Verarbeitung von Biomasse an Masse verliert, aber die ursprüngliche Menge an Kohlenstoff, Phosphor, Stickstoff und anderen Metallen beibehält. Der Oberbegriff PCM bezieht Pflanzenkohle (engl. *biochar*), Hydrokohle (engl. *hydrochar*), Kohle (engl. *char*), Holzkohle (engl. *charcoal*) und Aktivkohle (engl.

activated carbon) mit ein, die sich in der Art der Herstellung sowie der Biomasse und der Konzentration an Kohlenstoff unterscheiden. Durch differenzierte Art der Herstellung resultieren unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften der Produkte. Unter Anpassung der Parameter, wie der Temperatur und Verweilzeit, lassen sich die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Pflanzenkohle gezielt steuern, sodass sie für spezifische Anwendungen optimiert ist (Weber & Quicker, 2018).

Pflanzenkohle ist ein festes Produkt, dass aus der pyrolytischen und sauerstofflimitierten Verarbeitung von Biomasse bei einer Temperatur von über 250 °C hergestellt wird (Lehmann & Joseph, 2024, S. 1–3; Oliveira et al., 2017; Weber & Quicker, 2018). Im Unterschied zur Holzkohle, welche lediglich aus holziger Biomasse produziert wird, bezeichnet der Begriff Pflanzenkohle den festen Rückstand aus der pyrolytischen Umsetzung einer Vielzahl von Biomassearten, zu welcher auch Holz zählt. In der Pflanzenkohle sind, je nach eingesetzter Biomasse, hohe Konzentrationen an Kohlenstoff, Phosphor, Kalzium oder auch Stickstoff enthalten.

Hydrokohle, auch als HTC-Kohle bezeichnet, ist das Produkt aus der hydrothermalen Karbonisierung (HTC), bei der unter Wasserzugabe und einer Temperaturen zwischen 180 und 250 °C die feuchte Biomasse in kohlenstoffreiche Hydrokohle konvertiert wird (Lehmann & Joseph, 2024, S. 2–4; Wang & Wang, 2019). Dieses Verfahren eignet sich insbesondere für feuchte Biomasse, die andernfalls vor der Verarbeitung getrocknet werden muss. Im Gegensatz zu Pflanzenkohle, die langfristig Kohlenstoff im Boden binden kann, wird HTC-Kohle schneller abgebaut, kann keine Lachgasemissionen aus dem Boden reduzieren, wirkt sich durch einen toxischen Effekt auf die Bodenorganismen negativ auf die Keimung von Pflanzen aus und ist instabil (Fachverband Pflanzenkohle e. V., 2024). Weiterhin hat die HTC-Kohle ein H/C-Verhältnis von normalerweise über 0,7 sowie nur geringe bzw. keine verschmolzenen aromatischen Ringstrukturen. Diese sind für eine Stabilität und damit zur Kohlenstoffsequestrierung notwendig, was HTC-Kohle für diese Anwendung ungeeignet macht (Lehmann & Joseph, 2024, S. 2–4).

Holzkohle ist das Produkt einer thermochemischen Umwandlung von hölzerner Biomasse, die primär zur Energiegewinnung hergestellt wird (Lehmann & Joseph, 2024, S. 2–4). Wenn während des Herstellungsprozesses von Holzkohle Dampf oder Chemikalien hinzugefügt werden, wird Aktivkohle erzeugt. Zuletzt wird unter dem Begriff Kohle ein Produkt verstanden, welches durch die unvollständige Verbrennung bei natürlichen oder menschengemachten Feuern entsteht (Lehmann & Joseph, 2024, S. 2–4).

Neben der HTC zur Herstellung von Hydrokohle wird die Pyrolyse und die Vergasung zur Herstellung von Pflanzenkohle verwendet (Wang & Wang, 2019). Die Pyrolyse ist dabei das häufigste verwendete Herstellungsverfahren. Dabei wird die Biomasse in einer sauerstoffarmen Umgebung zwischen 250 °C und 900 °C erhitzt, was zu einer Zersetzung der organischen Substanzen und zur Bildung von kohlenstoffreicher Pflanzenkohle führt. Darüber hinaus lässt sich Pflanzenkohle auch durch Erhitzen in Gegenwart einer begrenzten Menge an Sauerstoff oder Wasserdampf produzieren. Bei diesem Verfahren wird allerdings weniger Pflanzenkohle hergestellt.

Als Zwischenfazit ist festzuhalten, dass Pflanzenkohle hauptsächlich durch Pyrolyse unter Ausschluss von Sauerstoff aus Biomasse oder biogenen Reststoffen hergestellt wird. Im Unterschied dazu hat HTC-Kohle, die unter Zuhilfenahme von Wasser hergestellt wird, weniger Kohlenstoff und ist zudem instabil. Fortführend kann die Pflanzenkohle aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften sowohl als NET im Rahmen der Kohlenstoffsequestrierung als auch zur Verbesserung des Bodens eingesetzt werden. Dies wird im nachfolgenden Kapitel erläutert.

2.3.3 Anwendung und Eigenschaften von Pflanzenkohle

Aufgrund der gezielt steuerbaren physikalischen und chemischen Eigenschaften von Pflanzenkohle findet diese Anwendung in der Energieproduktion, Reinigung von Rauchgasen, in der Metallurgie, Landwirtschaft, Tierhaltung, im Bauwesen und in der Medizin (Weber & Quicker, 2018). Dabei kann Pflanzenkohle zur Bodensanierung und -verbesserung, zu Kohlenstoffsequestrierung, zur Kompostierung von organischen Festabfällen, zur Entgiftung von Wasser, als Katalysator in chemischen Reaktionen und als Material für Elektroden in der Elektrochemie genutzt werden (Wang & Wang, 2019).

Über die Wahl des Pyrolyseverfahrens, der Temperatur und der Verweildauer lassen sich die Eigenschaften der Pflanzenkohle variieren (Wang & Wang, 2019). Zudem kann die Oberfläche und die Porengrößenverteilung, die Anzahl der funktionellen Gruppen auf der Oberfläche, der Valenzzustand der chemischen Elemente, die Kohlenstoffaromatizität, die polyaromatische Struktur als auch die Verteilung der chemischen Elemente durch spezielle, oft nachgeschaltete Prozesse angepasst werden.

Bei der Herstellung von Pflanzenkohle werden nicht nur die Elemente wie Kohlenstoff und Phosphor konzentriert, sondern auch Schwermetalle und organische Schadstoffe, die natürlicherweise in der Biomasse vorkommen (Schmidt & Hagemann et al., 2021, S. 50). Die Menge an Schwermetallen in der Pflanzenkohle ist von der verwendeten

Biomasse abhängig. Daher teilt das Europäische Pflanzenkohle Zertifikat (engl. *European Biochar Certificate – EBC*) die Pflanzenkohle anhand der Einhaltung der Grenzwerte in verschiedene Klassen ein (EBC, 2012–2023, S. 6). Die Klasse EBC-Rohstoff dient als fundamentale Basis, die alle EU-REACH[5]-Vorschriften erfüllt und definiert, was als Pflanzenkohle angesehen wird. EBC-FutterPlus und EBC-Futter sind für den Einsatz in der Tierfütterung zertifiziert, wobei EBC-FutterPlus auch für landwirtschaftliche Bodenanwendungen geeignet ist. EBC-Agro und EBC-AgroBio erfüllen die Anforderungen der EU-Düngemittelverordnung und sind speziell für landwirtschaftliche Anwendungen vorgesehen. EBC-Urban richtet sich an städtische Anwendungen und legt strenge Standards zur Vermeidung von Umweltkontaminationen fest. EBC-Gebrauchsmaterial und EBC-Rohstoff sind für industrielle und nicht-landwirtschaftliche Anwendungen gedacht, wobei EBC-Gebrauchsmaterial sich auf Produkte konzentriert, die direkten Kontakt mit Verbrauchern haben könnten. Im Rahmen der Aufforstung ist Pflanzenkohle der EBC-Zertifizierungsklasse EBC-Agro und -AgroBio einzuordnen. Diese Klassen stellen sicher, dass Pflanzenkohle die Anforderungen für forstwirtschaftliche Anwendungen erfüllt.

Das EBC geht über die allgemeinen EU- und deutschen Regulierungen hinaus, indem es wesentlich klarere und detailliertere Vorgaben für die Produktion, Qualität und Anwendung von Pflanzenkohle macht (EBC, 2012–2023). Der regulatorische Rahmen für die Nutzung von Pflanzenkohle als organisches Bodenverbesserungsmittel in der EU und Deutschland wird durch die EU-Verordnung 2019/1009[6] bzw. die DüMV[7] bestimmt. Die EU-Verordnung legt Anforderungen an Inhaltsstoffe und Herstellungsprozesse fest, schließt bestimmte Materialien wie kommunale Abfälle, Klärschlamm und tierische Nebenprodukte aus und setzt spezifische Produktionsbedingungen wie eine Mindesttemperatur von über 180 °C bei beschränkter Sauerstoffzufuhr fest. Zusätzlich müssen Grenzwerte für Schadstoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK16) eingehalten werden. Die DüMV läuft parallel zur EU-Verordnung 2019/1009 und regelt, dass allein Holzkohle als Hauptbestandteil für Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmittel verwendet werden darf, sofern diese einen Kohlenstoff-

[5] Verordnung (EU) 1907/2006 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 18. Dezember 2006; REACH steht für Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals.
[6] Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019.
[7] Deutsche Düngemittelverordnung vom 9. Januar 2009.

gehalt von mindestens 80,0 % in der Trockenmasse aufweist und aus chemisch unbehandeltem Holz gewonnen wird. Die Anwendung von Pflanzenkohle im Boden ist damit über die DüMV deutlich stärker eingeschränkt als über die EU-Verordnung 2019/1009. Sollte Pflanzenkohle über die EU-Verordnung in Verkehr gebracht werden, ist eine CE-Zertifizierung notwendig, welche mit zusätzlichem Aufwand und Kosten verbunden ist.

Zur Untersuchung des Einsatzes von Pflanzenkohle hinsichtlich der Erhöhung der Vitalität und als Kohlenstoffsequestrierung wird im Folgenden auf die Anwendungsfelder der Bodensanierung und -verbesserung, der Baumanwendung und zuletzt auf die Kohlenstoffsequestrierung eingegangen.

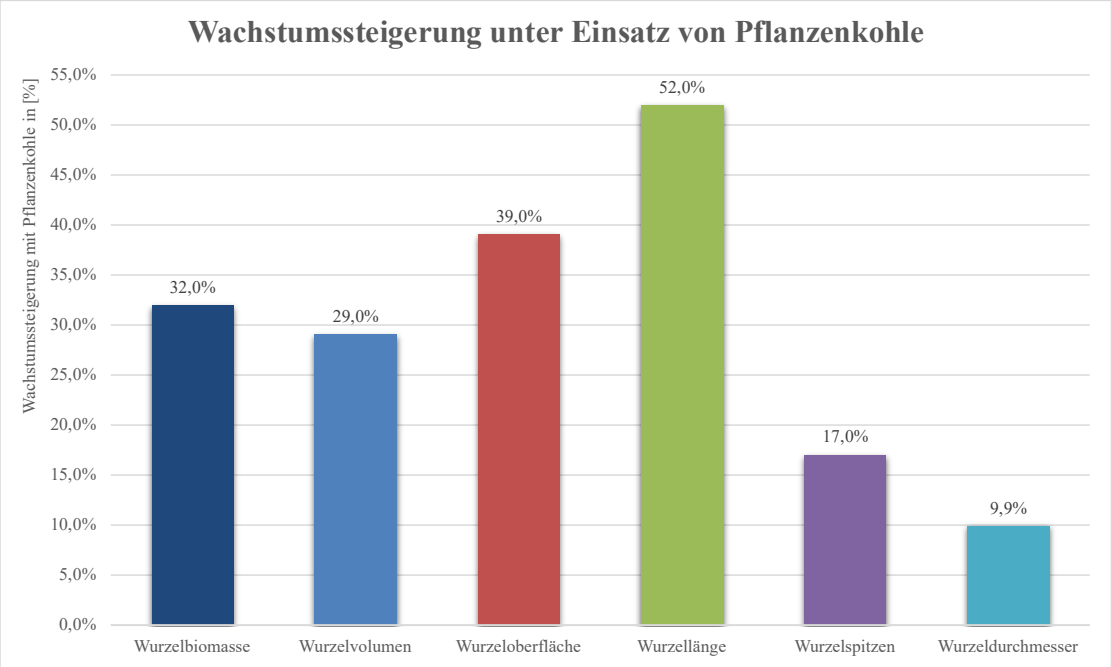
Pflanzenkohle in der Bodensanierung und -verbesserung

Aufgrund der porösen Oberfläche der Pflanzenkohle und der Ionenaustauschkapazität fördert diese die Wasserspeicherkapazität, die mikrobielle Aktivität und die Bindung von Schwermetallen im Boden (Lehmann & Joseph, 2024, S. 857; Wang & Wang, 2019). . Ferner fördert sie auch die Erhöhung der Bodenaggregate, die Linderung der Bodenverdichtung und die Abnahme der Schüttdichte des Bodens sowie die Zunahme der Porosität (Wang & Wang, 2019). Dadurch kann insgesamt die Bodenfruchtbarkeit gesteigert werden, was das Wurzelwachstum der Pflanzen fördert.

Pflanzenkohle in der Baumanwendung

Pflanzenkohle ist gezielt im Wurzelbereich von Bäumen einzubringen und fördert im Mittel das Baumwachstum um 41,0 % im Vergleich zu Bäumen, die nicht mit Pflanzenkohle behandelt wurden (Thomas & Gale, 2015). Dabei kann die Pflanzenkohle die Photosyntheseleistung und die Wassernutzungseffizienz um je 27,0 % erhöhen (He et al., 2020). Insgesamt begünstigen diese Faktoren das Wachstum der Wurzelbiomasse (+32,0 %), des Wurzelvolumens (+29,0 %), der Oberfläche (+39,0 %), der Wurzellänge (+52,0 %), der Wurzelspitzen (+17,0 %), des Wurzeldurchmessers (+9,9 %) und der Wurzeldichte (Schmidt & Hagemann et al., 2021, S. 23; Xiang et al., 2017). Die Abbildung 2-7 zeigt die Wachstumssteigerung unter Verwendung von Pflanzenkohle im Vergleich zum Wachstum ohne die Anwendung der Wurzeln mit Pflanzenkohle.

Abbildung 2-7: Wachstumssteigerung in % unter Einsatz von Pflanzenkohle im Vergleich zu dem Wachstum ohne den Einsatz von Pflanzenkohle.

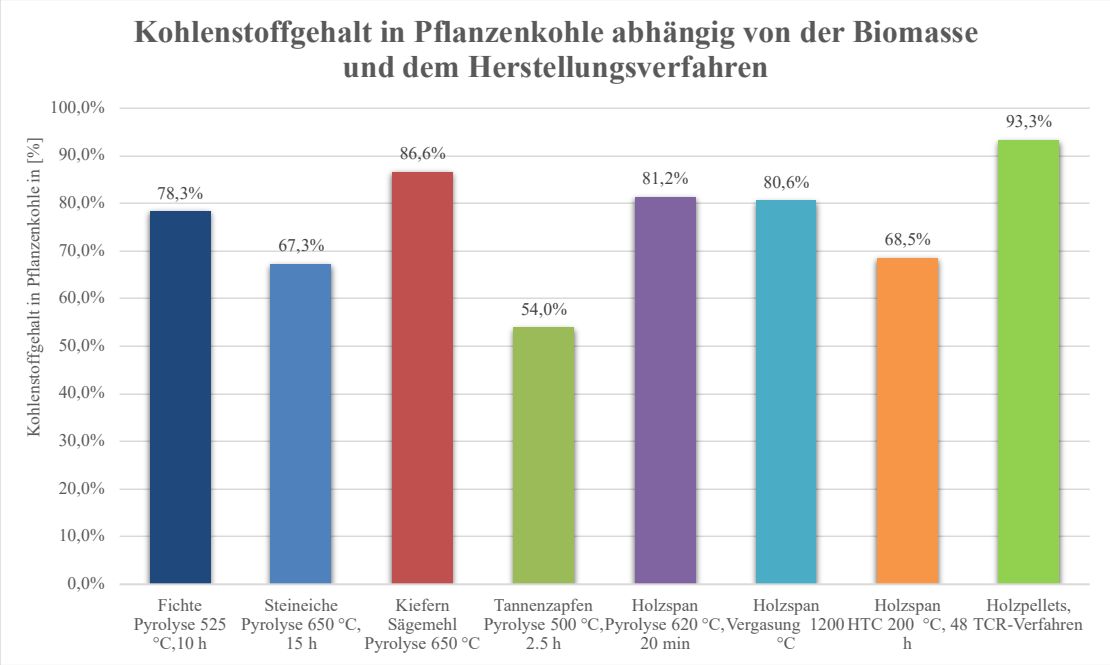


Eigene Darstellung nach: Xiang et al., 2017

Pflanzenkohle als Kohlenstoffsequestrierung

Wird Pflanzenkohle bei einer Temperatur von über 600 °C hergestellt, kann sie abhängig von der eingesetzten Biomasse einen Kohlenstoffgehalt von über 80,0 % aufweisen (Wang & Wang, 2019). Pflanzenkohle aus Fichtenholz, dass bei einer Temperatur von 525 °C über zehn Stunden den Pyrolyseprozess durchlaufen hat, besitzt einen Kohlenstoffgehalt von 78,8 % (Wang & Wang, 2019). Kiefern-Sägemehl weist einen Kohlenstoffgehalt bei einer Pyrolysetemperatur von 650 °C von 86,8 % auf. Ähnlich besitzt Pflanzenkohle aus Hackschnitzel, die bei einer Temperatur von 620 °C über 20 min hergestellt werden einen Kohlenstoffanteil von 81,2 %. Der Kohlenstoffgehalt der Pflanzenkohle aus Holzpellets, die über das TCR-Verfahren im Rahmen des ZENK-Projektes hergestellt wird, beträgt 93,1 % (vgl. Anhang 1). Der Kohlenstoffgehalt, der in der Pflanzenkohle erhalten ist, ist in Abhängigkeit der Biomasse und des Herstellungsverfahrens in Abbildung 2-8 gegenübergestellt.

Abbildung 2-8: Kohlenstoffgehalt in % in Pflanzenkohle in Abhängigkeit der Biomasse und dem Herstellungsverfahren.



Eigene Darstellung nach: Wang & Wang, 2019, vgl. Anhang 1

Die Pflanzenkohle kann aufgrund der aromatischen Struktur und der hohen Beständigkeit gegen den biologischen Abbau Kohlenstoff und Nährstoffe im Boden binden (Elkhlifi et al., 2023). So kann über die Biomasse aufgenommener Kohlenstoffdioxid aus der Luft in Kohlenstoff umgewandelt und langfristig im Boden gespeichert werden (Wang & Wang, 2019). Letzteres ist ein Prozess, der als organische Kohlenstoffsequestrierung im Boden (engl. *soil organic carbon – SOC*) bezeichnet wird (Gross et al., 2021). Dabei wird der organische Kohlenstoff über die Zersetzung von Biomasse in den Böden eingelagert und in einen langlebigen Kohlenstoffpool umgewandelt. Ohne SOC würde stattdessen der Kohlenstoff als Kohlenstoffdioxid in die Atmosphäre emittiert werden. Die Pflanzenkohle unterstützt dabei, den Kohlenstoff langfristig im Boden zu binden.

Dieser Effekt ist jedoch abhängig von dem Ausgangsmaterial, der Art der Pyrolyse und der Bodenzusammensetzung, sodass im Allgemeinen der Effekt der Kohlenstoffbindung durch die Pflanzenkohle aktuell noch unklar ist (Elkhlifi et al., 2023; Wang & Wang, 2019). Derzeit zeigt Pflanzenkohle bestehend aus Pflanzenmaterial ein höheres Kohlenstoffbindungspotenzial als im Vergleich Pflanzenkohle aus Fäkalien (Gross et al., 2021). Des Weiteren fördert das Hinzufügen von organischem Dünger den mittleren Anstieg an organischem Kohlenstoff im Boden. Yin et al. (2022) führen darüber hinaus den Effekt der Kohlenstoffbindung auch darauf zurück, dass diese die photosynthetische Effizienz der Pflanzen verbessert. Über die Steigerung der Photosyntheseleistung werden

zusätzlich 66 bis 1039 kg C/t Pflanzenkohle über einen Zeitraum von 50 Jahren gespeichert. Das Potenzial der Pflanzenkohle zeigt sich dabei besonders bei unfruchtbaren und trockenen Böden.

Die Beständigkeit von Pflanzenkohle im Boden ist sowohl von dem H:C-Verhältnis < 0,4 als auch von der Menge an persistenten Kohlenstofffraktionen (engl. *Persistent Aromatic Carbon – PAC*) abhängig (Schmidt et al., 2022). So gilt nach dem EBC-Standard die Pflanzenkohle als beständig, sobald ein H:C-Verhältnis von unter 0,4 vorliegt (EBC, 2012–2023). Liegt das H:C-Verhältnis bei < 0,4 kann von einem Anteil an PAC von 75 % in der Pflanzenkohle ausgegangen werden. Schmidt et al. (2022) betonen dabei, dass der Gehalt an PAC entscheidend für die Einstufung der Beständigkeit von Pflanzenkohle ist. Dabei differenzieren die Autoren zwischen semi-persistenten (engl. *Semi Persistent Carbon – SPC*) und persistenten Kohlenstofffraktionen (PAC) innerhalb der Pflanzenkohle. Während die semi-persistenten Kohlenstoffe – bestehend aus aliphatischen, kleinen aromatischen und heteroaromatischen Verbindungen – im Boden vergleichsweise leicht abgebaut werden können, ist ihre Abbaurate abhängig von der spezifischen Zusammensetzung der Kohle, der Bodenbeschaffenheit sowie den vorherrschenden klimatischen Bedingungen. Die mittlere Verweilzeit dieser SPCs im Boden variiert typischerweise zwischen 50 und 100 Jahren. Für die Klassifikation eines Kohlenstoffs als persistent, d. h. im Boden nicht abbaubar, ist die Bildung von größeren Clustern aromatischer Kohlenstoffringe entscheidend, wobei die Strukturen mindestens sieben Ringe umfassen müssen. Solche Kohlenstoffstrukturen weisen eine mittlere Verweilzeit von über 1.000 Jahren auf. Der PAC-Anteil ist maßgeblich von den Pyrolysebedingungen und der verwendeten Biomasse abhängig. Im Vergleich zur Pflanzenkohle beträgt die mittlere Verweildauer von natürlichem pyrolytischem Kohlenstoff, welcher der Pflanzenkohle ähnelt, 1.440 bis 14.500 Jahre (Schmidt et al., 2022).

PAC und PAK sind dabei klar voneinander zu unterscheiden. Während sich PAK auf kleinere Cluster von zwei bis sieben aromatischen Kohlenstoffringen beschränken und gesundheitsschädlich sind, besteht PAC aus mindestens sieben Kohlenstoffringen (Schmidt et al., 2022; Umweltbundesamt, 2016). Zusätzlich werden PAK über die das europäische Düngemittelrecht sowie die EBC-Zertifizierung reguliert, was eine Kontamination der Kohle ausschließt (EBC, 2012–2023).

Eine Modellrechnung simuliert den Einsatz von Pflanzenkohle in Deutschland (Lerchenmüller et al., 2020, S. 24–25). Diese zeigt, dass bis zu 25 Mio. t CO_2-Äquivalente

aus Holz und weitere 10 bis 20 Mio. t CO_2 aus Abfallstoffen gespeichert werden können. Dies ist im Vergleich zu den Emissionen aus dem Jahr 2023 in Deutschland von rund 674 Mio. t CO_2e gering, aber bei einer Emissionsreduktion um 88,0 % bis 2040 signifikant und kann bis 2045 einen entscheidenden Beitrag zur Netto-Treibhausgasneutralität beitragen.

Resümierend ist Pflanzenkohle ein vielseitig einsetzbares Produkt, dass in der Aufforstung und Verjüngung des Waldes sowohl als Bodenverbesserer als auch zur Kohlenstoffsequestrierung eingesetzt werden kann. Pflanzenkohle sorgt im Boden für eine bessere Wasserspeicherkapazität und erhöhte Bodenfruchtbarkeit. Das Wurzelwachstum als auch die -biomasse, das -volumen, die -oberfläche, die -länge, die -spitzen und der -durchmesser von Jungpflanzen und Bäumen werden durch den Einsatz von Pflanzenkohle verbessert. Durch das Konzentrieren von Kohlenstoff in Pflanzenkohle, die langfristige Beständigkeit als auch die Eigenschaft den im Boden angereicherten Kohlenstoff zu erhöhen, dient Pflanzenkohle als NET. Dabei wird Pflanzenkohle aus unterschiedlicher Biomasse hergestellt, worunter auch Fichten- und Kiefernholz sowie Holzspan und Waldrestholz fallen.

Zur Untersuchung des Einsatzes von Pflanzenkohle im Rahmen der Verjüngung und Aufforstung zur Erhöhung der Vitalität als auch als Etablierung einer Kohlenstoffsenke wird nachfolgend die angewandte Forschungsmethodik beschrieben.

3 Methodik

Im Folgenden wird der theoretische Hintergrund zu der durchgeführten Forschungsmethodik als auch die konkrete Einordnung in das ZENK-Projekt aufgeführt, um dann vertiefend auf die Ermittlung der Biomassenpotenzial- und Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse einzugehen.

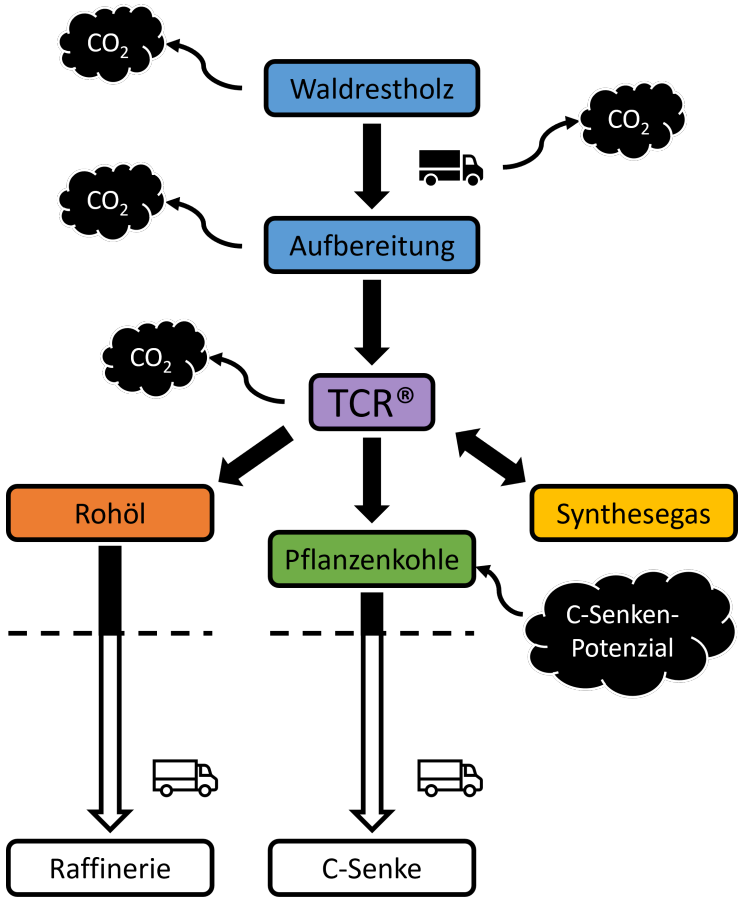
3.1 Theoretischer Hintergrund

Um die eingangs aufgestellten Forschungsfragen zu beantworten, wird sich der theoretischen Forschungsmethodik der Computersimulation auf Basis eines Rechenmodells bedient. Die Computersimulation stellt sich als eine Art virtuelles Experiment dar, das auf Modellannahmen und idealisierten Bedingungen basiert und im Ergebnis Werte, physikalischer, chemischer oder ökonomischer Natur, liefert (Beisbart, 2015). Insbesondere in der Ingenieur- und Naturwissenschaft findet sich die Verwendung von Computersimulationen als Forschungsmethodik wieder (Saam, 2019, S. 1–2). Der Vorteil von Computersimulationen ist, dass diese Experimente durchführen können, die aufgrund der Komplexität, Größe oder Einmaligkeit als reales Experiment nicht durchführbar sind (Liggieri & Müller, 2019, S. 325). Kritisch anzumerken ist, dass die Ergebnisse von Computersimulationen auf den selbst aufgestellten Hypothesen und Theorien basieren, als auch von einem konkreten Versuchsaufbau ausgehen, der mögliche Störvariablen ungeachtet lässt (Beisbart, 2015). Dennoch ist die Computersimulation basierend auf theoretischen Annahmen geeignet, um komplexe Experimente zunächst kostengünstig, schnell und ohne Schädigung der Natur und des Menschen in einem virtuellen Raum durchzuführen (Liggieri & Müller, 2019, S. 325).

Dabei setzt die Durchführung der Methodik im Rahmen des ZENK-Projektes bei der Bestimmung des Biomasse- und des Kohlenstoff-Senkenpotenzials an (Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V., 2022). In diesem Fallbeispiel wird das Waldrestholz aus den bayerischen Wäldern aufbereitet und als Biomasse in der TCR-Anlage zu den drei Produkten Rohöl, Pflanzenkohle und Synthesegas weiterarbeitet. Das Rohöl findet in der Raffinerie Anwendung, während das Synthesegas zur Energieerzeugung genutzt wird. Ein Teil der dabei entstehenden Energie wird für den Betrieb der TCR-Anlage genutzt. Zuletzt soll in dieser Thesis das Potenzial der Kohlenstoffsenke der entstehenden Pflanzenkohle ermittelt werden, wenn diese im Rahmen der Aufforstung in bayerischen Wäldern eingesetzt werden würde.

Die bei der Beschaffung des Waldrestholzes, Aufbereitung und Herstellung der drei Produkte entstehenden Emissionen werden einzig dem Produkt „Rohöl“ angerechnet, sodass aus theoretischer Perspektive die Pflanzenkohle als auch das Synthesegas emissionsfrei hergestellt werden (Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V., 2022). Die dabei produzierte Pflanzenkohle enthält einen Kohlenstoffgehalt von 93,3 % (vgl. Anhang 1). Der Prozess der Aufbereitung und Herstellung von Pflanzenkohle, Rohöl und Synthesegas und den damit entstehenden Emissionen sind in der Abbildung 3-1 grafisch dargestellt.

Abbildung 3-1: Prozess der Herstellung von Rohöl, Pflanzenkohle und Synthesegas im Rahmen des ZENK-Projektes und den dabei entstehenden Emissionen.



Eigene Darstellung

Zur Bestimmung des durch die Pflanzenkohle entstehenden Kohlenstoff-Senkenpotenzials wird zunächst das Biomassenpotenzial analysiert, um in einem zweiten Schritt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial zu berechnen. Grundlegend dafür sind die mittels einer systematischen Literaturrecherche ermittelten Daten. Die für die Berechnung notwendigen Daten werden bezogen auf das Bundesland Bayern über die Datenbank Google Scholar recherchiert. Der Vorteil dieser Datenbank ist, dass hier wissenschaftliche Lite-

ratur zu allen Disziplinen zu finden ist. Die für die Berechnung durchgeführte Datenerhebung für die Biomassenpotenzial- und Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse werden im nachstehenden Kapitel aufgezeigt.

3.2 Biomassepotenzialanalyse

Zur Bestimmung der Biomassepotenzialanalyse wird sich bei der Datenerhebung im Rahmen der systematischen Literaturrecherche auf die in Deutschland befindliche forstwirtschaftliche Biomasse fokussiert. Grund dafür ist, dass diese im Wald anfällt, über Pyrolyse zur Pflanzenkohle weiterverarbeitet und zuletzt durch die Aufforstung dem Wald wieder zugeführt werden kann. Die dem Wald über das Waldrestholz entnommenen Stoffe, u. a. bestehend aus Kohlenstoff, Phosphor, Stickstoff und anderen Elementen, werden diesem somit wieder hinzugefügt, sodass ein geschlossener Stoffkreislauf entsteht.

Die Daten wurden der dritten Bundeswaldinventur entnommen und entsprechen dem Vorrat des genutzten Bestandes nach Baumartengruppen in Vorratsfestmeter (Vfm) (Thünen-Institut, 2012). Der Begriff „Vorratsfestmeter“ bezeichnet das Volumen des Holzes mitsamt der Rinde, die in Festmetern gemessen wird, was wiederum einen Kubikmeter entspricht. Insgesamt ergibt sich für die Holznutzung zwischen 2002 und 2012 durchschnittlich 4.252.634,0 m³/a Laubholz und 23.819.302,0 m³/a Nadelholz. In der Tabelle 3-1 sind die Vfm der Holznutzung nach Baumartengruppen aufgelistet, aus der die Gesamtmenge der Holznutzung im bayerischen Wald von 28.071.936,0 m³/a hervorgeht.

Tabelle 3-1: Vfm der Holznutzung nach Baumartengruppen in m³/a

Baumartengruppen	**Vfm in m³/a**
Eiche	796.571,7
Buche	2.240.916,3
Alh	480.020,2
Aln	735.125,5
Laubbäume gesamt	**4.252.633,6**
Fichte	19.107.985,8
Tanne	488.334,4
Douglasie	88.490,0
Kiefer	3.724.027,0
Lärche	410.464,9
Nadelbäume gesamt	**23.819.302,1**
Gesamt	**28.071.935,7**

Eigene Darstellung nach: Thünen-Institut (2012)

Als für die Pyrolyse nutzbare Biomasse wird das NVD betrachtet, welches das eingeschlagene, aber im Wald verbleibende nicht verwertbare Derbholz meint (Englert et al., 2018). Dies schließt neben dem NVD auch die Reisholzanteile ein, exkludiert aber die Ernteverluste sowie Totholzanteile (BMEL, 2016). Konkret liegt jährlich der verwertbare Anteil des Holzes von Laubbäumen bei 69,0 % und bei Nadelbäumen bei 72,0 % (Englert et al., 2018). Der nicht verwertbare Teil liegt von Laubbäumen bei 10,0 % und von Nadelbäumen bei 6,0 %. Der Ernteverlust beträgt von Laubbäumen 21,0 % und von Nadelbäumen 22,0 %. In Tabelle 3-2 ist die potenziell jährliche Rohholzproduktion zusammengefasst.

Tabelle 3-2: Zusammensetzung der potenziellen jährlichen Rohholzproduktion (2018–2022) hinsichtlich des verwertbaren und des nicht verwertbaren Holzes sowie dem Ernteverlust differenziert nach Laub- und Nadelbäumen in Prozent.

	Laubbäume [%]	**Nadelbäume [%]**	**Gesamt [%]**
Verwertbar	69,0	72,0	71,0
davon nicht verwertet	**10,0**	**6,0**	**8,0**
Ernteverlust	21,0	22,0	21,0

Eigene Darstellung nach: Englert et al., 2018.

In einem zweiten Schritt wird der konkrete prozentuale Anteil des NVD berechnet, der als Biomasse zur Pflanzenkohlenherstellung genutzt werden kann. Der nicht verwertbare Anteil entspricht anteilig dem verwertbaren Holz mit Ernteverlust, sodass sich der NVD mittels der Gleichung 1 berechnet. Mittels der Daten des Vfm wird der NVD-Volumenanteil in Kubikmetern mittels der Gleichung 2 ermittelt.

$$NVD[\%] = \frac{nicht\ verwertbar}{verwertbar + nicht\ verwertbar} \qquad \text{Gleichung 1}$$

$$NVD\ [m^3] = NVD[\%] * Vfm \qquad \text{Gleichung 2}$$

Unter der Annahme, dass der Begriff „Waldrestholz“ mit NVD gleichzusetzen ist, werden Anteile des Waldrestholzes bereits anderswertig genutzt (Mantau, 2023, S. 70). Im Folgenden wird NVD und Waldrestholz als Synonym verwendet. In Deutschland ist im Jahr 2020 ein Volumen von 5.800.000,0 m³ und in Bayern von 1.290.000,0 m³ des Waldrestholzes verwendet worden (Mantau, 2023, S. 70; Stimm et al., 2022, S. 24). Um zuletzt das Biomassepotenzial zu bestimmen, ist eine Subtraktion des bereits genutzten Waldrestholzes von dem gesamten Aufkommen notwendig (vgl. Gleichung 3).

$$Biomassepotenzial = Aufkommen - Nutzung \qquad \text{Gleichung 3}$$

Im Ergebnis nach der Durchführung der Berechnung wird das Potenzial der Biomasse in bayerischen Wäldern für das Jahr 2020 erhalten, die für die Herstellung von Pflanzenkohle genutzt werden können. Das Potenzial der Biomasse ist grundlegend für die Bestimmung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials. Die Bestimmung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials wird im nachstehenden Kapitel aufgeführt.

3.3 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse

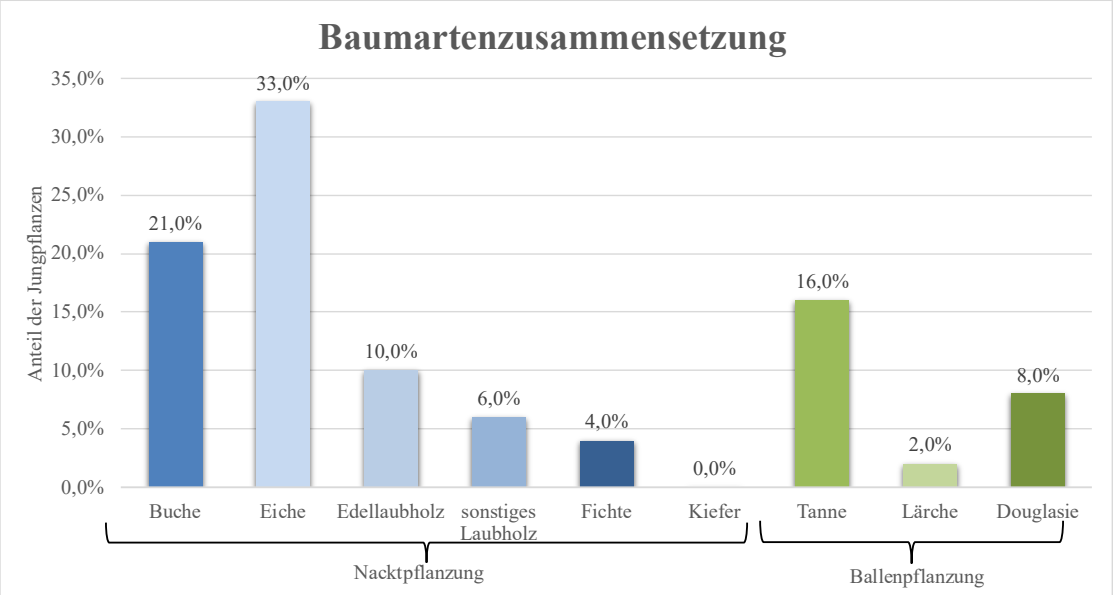
Für die Berechnung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials wird von der Grundannahme ausgegangen, dass bei der Aufforstung und Verjüngung die Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff den Jungpflanzen bei der Pflanzung zugegeben wird. Grund dafür ist, dass die Pflanzenkohle bei der Naturverjüngung nur mit einem hohen Aufwand den Pflanzen zugefügt werden kann. Denn dafür müsste jede Jungpflanze ausfindig gemacht werden und die Pflanzenkohle auf der Oberfläche verstreut oder in den Wurzelbereich eingebracht werden.

Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial ergibt sich aus der Multiplikation der Menge der Pflanzenkohle (*PK*) mit dem PAC-Anteil (*PAC*), dem Kohlenstoffgehalt (*C*) und dem Anteil der Kohlenstoffdioxidbindung (CCO_2), wie in Gleichung 4 dargestellt. Der PAC-Anteil von Pflanzenkohle liegt bei 75,0 % und ist der Anteil aromatischer Kohlenstoffe, der über 1000 Jahre im Boden verbleibt (Schmidt et al., 2024, S. 7–9). Der Kohlenstoffgehalt bei Pflanzenkohle liegt bei 93,3 % (vgl. Anhang 1). Weil das Kohlenstoff-Senkenpotenzial sich auf Kohlenstoffdioxid bezieht, ist eine Umrechnung des gebundenen Kohlenstoffs (*M* = 12 g/mol) in der Pflanzenkohle in Kohlenstoffdioxid (*M* = 44 g/mol) unter Zuhilfenahme der molaren Massen notwendig.

$$Senkenpotenzial = PK * PAC * C * \frac{44\frac{g}{mol}}{12\frac{g}{mol}} \qquad \text{Gleichung 4}$$

Dabei ist das Kohlenstoff-Senkenpotenzial abhängig von der Masse an verwendeter Pflanzenkohle (*PK*), die wiederum von der Menge der Pflanzungen im bayerischen Wald bestimmt wird. Im Jahr 2023 wurden in den bayerischen Staatsforsten insgesamt 6.132.000 Pflanzen auf einer Fläche von 807.931 ha gesetzt (Bayerische Staatsforsten AöR, 2023, S. 15; BMEL, 2016). Davon sind 962.000 (15,7 %) Pflanzen über die Saat von Samen und 5.170.000 (84,3 %) über Pflanzungen in den Wald eingebracht. Die Jungpflanzen, die über eine Nacktpflanzung in die bayerischen Staatswälder gebracht werden, setzen sich aus den Baumgruppenarten Buche (21,0 %), Eiche (33,0 %), Edellaubholz (10,0 %), sonstiges Laubholz (6,0 %) und Kiefer (0,0 %) zusammen (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2021, S. 22–25). Die Baumgruppen Tanne (16 %), Lärche (2 %) und Douglasie (8 %) werden als Ballenpflanzen in den Wald gesetzt (vgl. Abbildung 3-2).

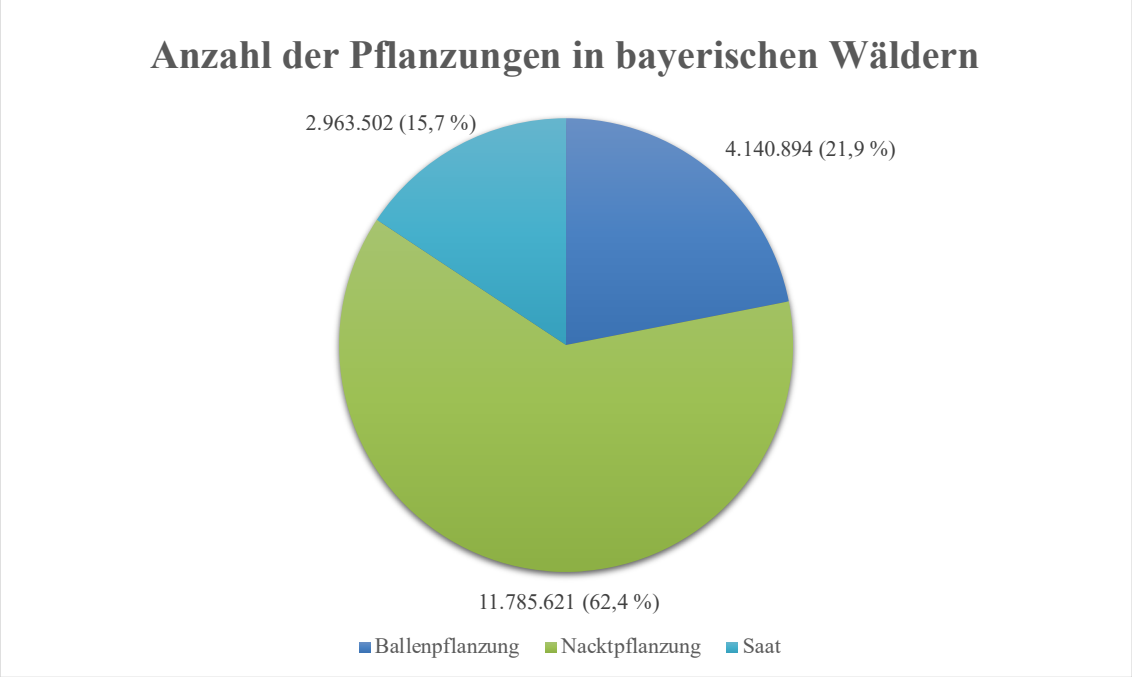
Abbildung 3-2: Baumartenzusammensetzung der Jungpflanzen in bayerischen Staatswäldern, die in Nackt- und Ballenpflanzung unterschieden werden



Eigene Darstellung nach: Bayerische Staatsforsten AöR, 2023; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2021

Bei der Pflanzung der Jungbäume in den bayerischen Staatswäldern entsprechen somit 1.322.400 (21,9 %) Ballenpflanzen und 3.825.800 (62,4 %) Nacktpflanzen (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2021, S. 22–25). Wird die Anzahl der Pflanzungen auf die gesamten bayerischen Forste auf die Gesamtfläche von 2.488.883 ha hochgerechnet, sind im Jahr 2023 in allen bayerischen Wäldern insgesamt 15.815.515 Pflanzungen durchgeführt worden (vgl. Abbildung 3-3). Das schließt die privatwirtschaftlich genutzten Wälder ein.

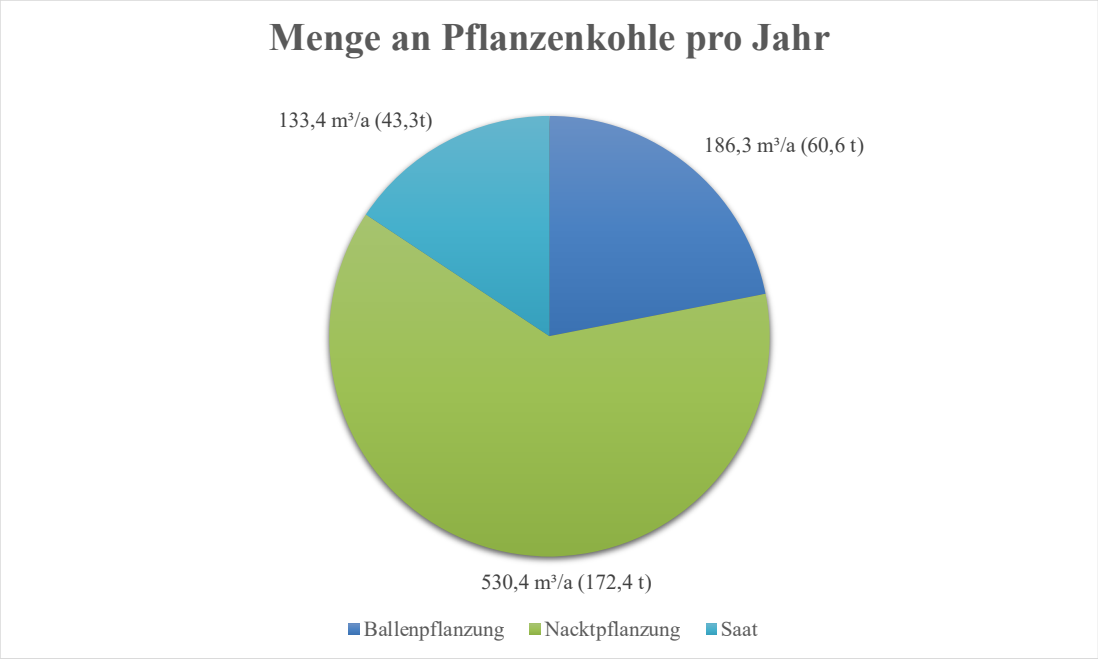
Abbildung 3-3: Anzahl der Pflanzungen in allen bayerischen Wäldern im Jahr 2023 differenziert nach Ballen- und Nacktpflanzung sowie der Saat, wobei die Gesamtanzahl der Pflanzungen bei 18.890.017 liegt



Eigene Darstellung nach: Bayerische Staatsforsten AöR, 2023; BMEL, 2016.

In einem nachfolgenden Schritt ist das Volumen der Pflanzenkohle, welches bei der Pflanzung eingesetzt werden kann, zu ermitteln. Dieses ist bei der Ballenpflanzung aufgrund des Pflanztopfes auf ein Volumen von 0,3 L begrenzt (Göttlein, 2021). Die Zugabemenge der Pflanzenkohle ist auf 15 Vol. % festgelegt, sodass pro Pflanzung ein Volumen von 4,5*10^–4 m³ (0,045 L) Pflanzenkohle hinzugefügt werden kann. Dieser Anteil ist eine Annahme und dient als Ausgangspunkt zur Berechnung der Menge an Pflanzenkohle, die für eine Ballenpflanzung möglich ist. Werden diese Berechnungen auf alle Pflanzungen des bayerischen Waldes im Jahr 2023 hochskaliert entspricht dies einem Volumen von 716,7 m³ an Pflanzenkohle, die in hätten eingesetzt werden können (vgl. Abbildung 3-4). Damit wird angenommen, dass zukünftig 186,3 m³ Pflanzenkohle bei der Ballenpflanzung pro Jahr in Bayern hinzugefügt werden. Mithilfe der Dichte von Pflanzenkohle kann im nächsten Schritt das Gewicht der eingesetzten Pflanzenkohle berechnet werden. Laubholz-Pflanzenkohle hat im Mittel eine Dichte von 0,38 t/m³, während Nadelholz-Pflanzenkohle im Mittel eine Dichte von 0,27 t/m³ aufweist (Brewer & Levine, 2015). Unter der Annahme, dass die Pflanzenkohle aus Biomasse besteht, die sowohl Nadel- als auch Laubholz enthält, ergibt sich durchschnittlich eine Dichte von 0,325 t/m³. Daraus resultiert ein Gesamtgewicht der Pflanzenkohle, die für alle Pflanzungen eingesetzt wird (716,7 m³), von 232,9 t.

Abbildung 3-4: Menge der Pflanzenkohle in m³, die im Jahr in den bayerischen Wäldern im Rahmen der Verjüngung und Aufforstung den Jungpflanzen hinzugefügt werden. Differenziert wird nach der Ballen- und Nacktbepflanzung sowie der Saat.



Eigene Darstellung

In einem letzten Schritt wird dann das Kohlenstoff-Senkenpotenzial berechnet (vgl. Gleichung 4). Die Berechnung erfolgt für den Einsatz von Pflanzenkohle nur bei der Ballen- und Nacktpflanzung sowie der Saat.

Ferner wird unter Zuhilfenahme des in den bayerischen Wäldern befindlichen Biomassepotenzials das daraus resultierende Kohlenstoff-Senkenpotenzial bestimmt. Zunächst wird das Volumen des Biomassepotenzials mit der Dichte der Biomasse von 0,5597 t/m³ multipliziert, sodass die Menge der Biomasse in Tonnen erhalten wird (vgl. Gleichung 5). Bei der Pyrolyse entstehen aus der eingesetzten Biomasse durchschnittlich 28,9 % Pflanzenkohle (vgl. Anhang 2). Mittels der Gleichung 4 wird abschließend das Kohlenstoff-Kohlenstoff-Senkenpotenzial für das Biomassepotenzial bestimmt.

$$PK(Biomasse) = Biomassenpotenzial * \frac{0{,}5597t}{m^3} * 28{,}9\% \qquad \text{Gleichung 5}$$

Resümierend werden über die beschriebene Methodik das Kohlenstoff-Senkenpotenzial für die Pflanzungen unter Einsatz der Pflanzenkohle sowie das der verfügbaren Biomasse berechnet. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Durchführung der beschriebenen Methodik aufgezeigt.

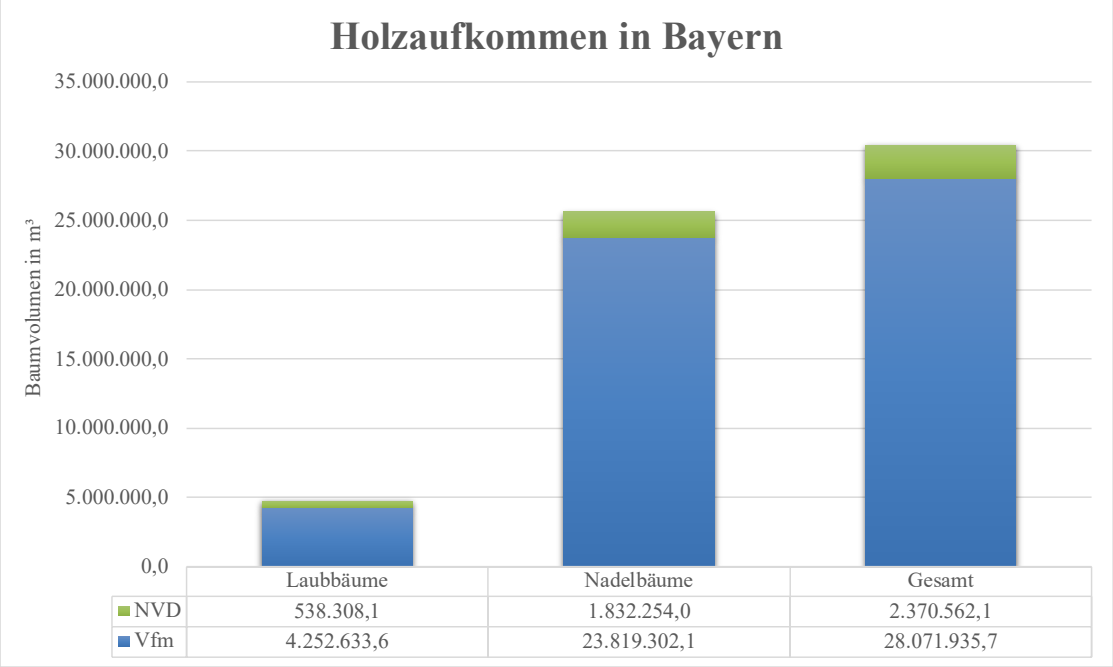
4 Ergebnisse

Mittels der zuvor aufgezeigten Daten und Gleichungen werden auf Basis dieses Rechenmodells sowohl das Potenzial der Biomasse als auch das daraus resultierende Kohlenstoff-Senkenpotenzial bestimmt. Die Ergebnisse beider Analysen sind im Folgenden aufgezeigt.

4.1 Biomassepotenzialanalyse

Im ersten Schritt wird das Volumen des NVD-Aufkommens für Bayern mittels der Gleichung 1 und Gleichung 2 ermittelt, das sich zwischen Laub- und Nadelbäumen differenziert (vgl. Abbildung 4-1). In Bayern liegt ein Gesamtholzaufkommen von 28.071.935,7 m³/a vor. Mit einem relativen Anteil des NVD [%] von 8,4 % liegt der gesamte Volumenanteil des NVD bei 2.370.562,1 m³/a in den bayerischen Wäldern.

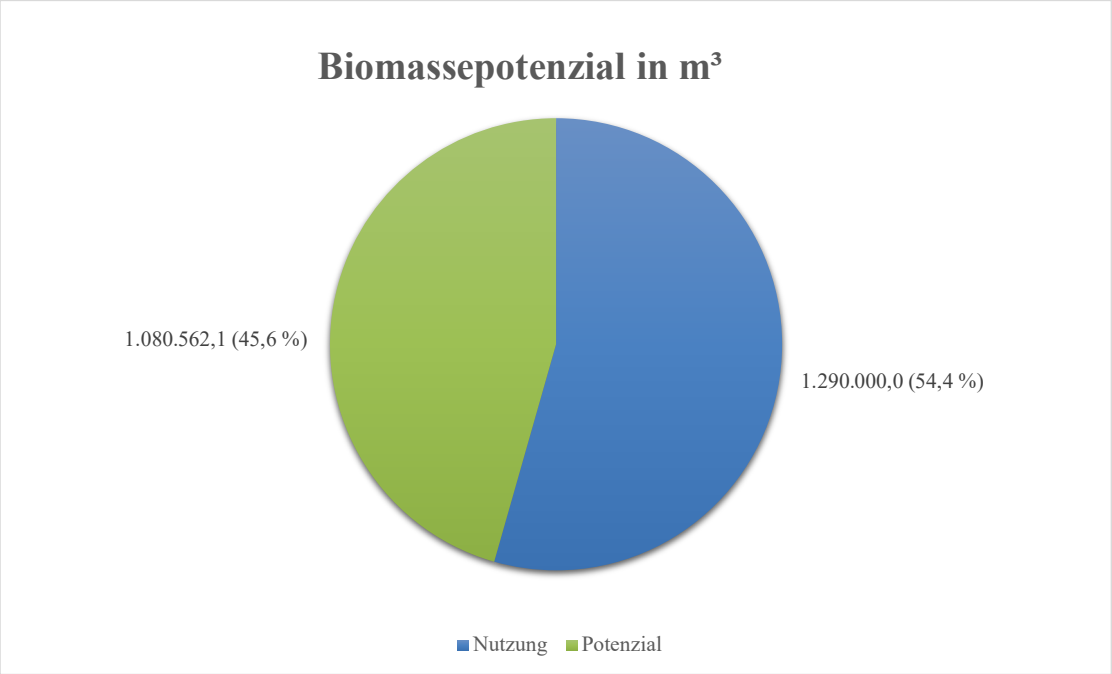
Abbildung 4-1: Holzaufkommen (Vfm) und NVD in den bayerischen Wäldern. Differenziert wird zwischen den Laub- und Nadelbäumen



Eigene Darstellung

Mittels der Gleichung 3 wird über die Subtraktion des Holzaufkommens von 2.370.562,1 m³/a und des bereits im Jahr 2020 genutzten Waldrestholzes von 1.290.000,0 m³ ein Biomassepotenzial von 1.080.562,1 m³ in Bayern berechnet. Somit werden von dem gesamten NVD-Aufkommen aller Hölzer in Bayern 54,4 % bereits genutzt. 45,6 % von dem Gesamtaufkommen können als Biomasse zur Pflanzenkohleherstellung in Bayern genutzt werden. Das Biomassepotenzial als Volumen wird in der nachfolgenden Abbildung 4-2 dem bereits genutzten NVD-Anteil gegenübergestellt.

Abbildung 4-2: Gegenüberstellung des bereits genutzten NVD und des noch verfügbaren NVD als Biomassepotenzial in den bayerischen Wäldern



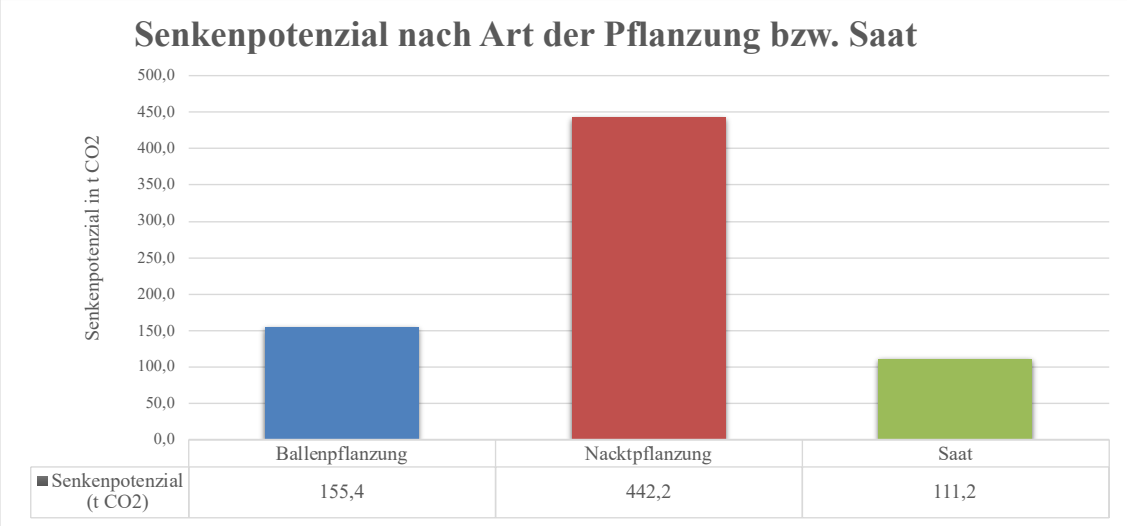
Eigene Darstellung

Zusammenfassend lag im Jahr 2020 in den bayerischen Wäldern ein Biomassepotenzial von 1.080.562,1 m³ vor, dass 45,6 % des gesamten Aufkommens entspricht und zur Weiterverarbeitung genutzt werden kann. Dieses Ergebnis wird in der Berechnung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials einbezogen, dessen Ergebnisse im Folgenden aufgezeigt werden.

4.2 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse

Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial für das Jahr 2023 wird über die Gleichung 4 berechnet, indem die Menge der verwendeten Pflanzenkohle je Szenario eingesetzt wird (vgl. Abbildung 3-4). Dabei ergibt sich ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 155,4 t CO_2 für die Ballenpflanzung, 422,2 t CO_2 für die Nacktpflanzung und 111,2 t CO_2 für die Saat. In Summe liegt ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial für alle Pflanzungen und Saat von 708,8 t CO_2 vor. Aufgrund des hohen Aufwandes die Pflanzenkohle über die Saat den Jungpflanzen hinzuzufügen, kann dieses Kohlenstoff-Senkenpotenzial praktisch nicht erschlossen werden. Sodann ergibt sich ein praktisches Kohlenstoff-Senkenpotenzial für alle Pflanzungen von 597,6 t CO_2. Die Abbildung 4-3 stellt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Pflanzung und Saat grafisch gegenüber.

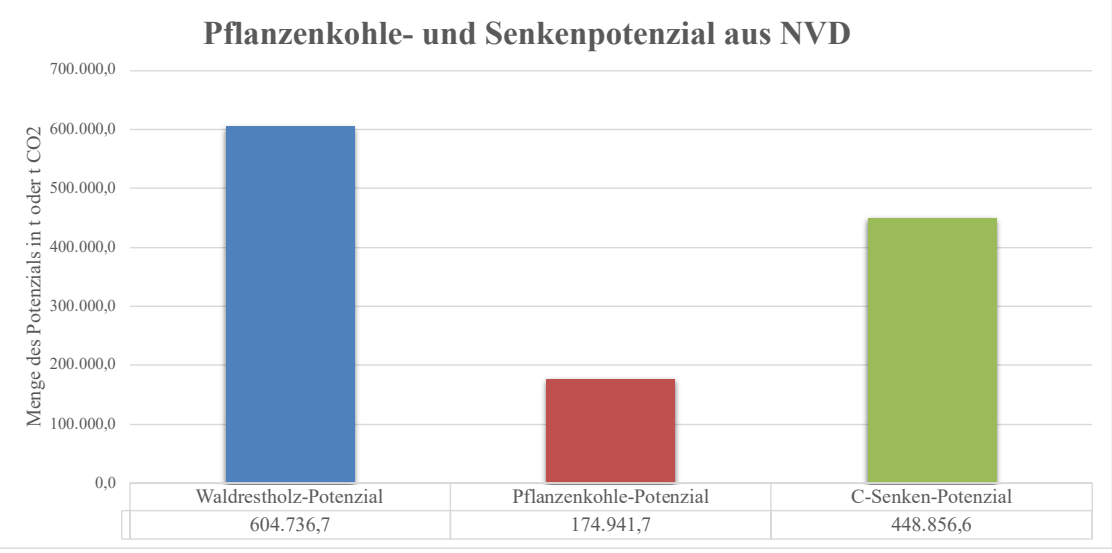
Abbildung 4-3: Kohlenstoff-Senkenpotenzial in t CO_2 bezogen auf das Jahr 2023 für die Ballen- und Nacktpflanzung sowie die Saat unter Einsatz der ermittelten Menge an Pflanzenkohle je Pflanzung.



Eigene Darstellung

Aus dem Ergebnis des Biomassepotenzials (1.080.562,1 m³) und der Dichte der Biomasse wird eine Menge der Biomasse von 604.736,7 t bestimmt. Diese Biomasse ergibt nach der Pyrolyse ein Output von 28,9 % Pflanzenkohle, sodass damit ein Pflanzenkohlepotenzial von 174.941,7 t vorliegt (vgl. Anhang 1). Über die Gleichung 4 errechnet sich dann ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 448.856,6 t CO_2. Dies entspricht dem Potenzial an Kohlenstoffdioxid, dass über die 2020 in den bayerischen Wäldern zur Verfügung stehende Biomasse gebunden werden kann. Abbildung 4-4 stellt die Ergebnisse der Potenzialberechnung gegenüber. Aus den in den bayerischen Wäldern vorhandenen Biomassepotenzial ergibt sich ein potenzielles Kohlenstoff-Senkenpotenzial, sofern aus der Biomasse Pflanzenkohle hergestellt wird.

Abbildung 4-4: Gegenüberstellung des Waldrestholzpotenzials und sich der daraus ergebenen Pflanzenkohle mit dem daraus resultierenden Kohlenstoff-Senkenpotenzial bezogen auf das Jahr 2020



Eigene Darstellung

Die mögliche Menge an Pflanzenkohle, die über das Waldrestholz der bayerischen Wälder hergestellt werden kann, und die damit verbundene Kohlenstoffbindung sind um ein Vielfaches höher als das praktische Senkenpotenzial, dass über die Aufforstung unter Verwendung der Pflanzenkohle erreicht werden kann. Konkret lassen sich über die Verwendung der Pflanzenkohle bei der Aufforstung etwa 0,1 % des gesamten Kohlenstoff-Senkenpotenzials über die vorhandene Biomasse nutzen. Die wesentlichen Ergebnisse des durchgeführten Rechenmodells sind in der folgenden Tabelle 4-1 zusammengefasst.

Tabelle 4-1: Zusammenfassung der Ergebnisse hinsichtlich der Biomasse- und Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse. Das NVD-Biomassepotenzial bezieht sich auf das Jahr 2020, während sich das Kohlenstoff-Senkenpotenzial für die Pflanzungen, das schließt die Ballen- sowie die Nacktpflanzung ein, auf das Jahr 2023 beziehen.

NVD-Biomassepotenzial	1.080.562,1 m³
daraus resultierende Menge an Pflanzenkohle	174.941,7 t
daraus resultierendes Kohlenstoff-Senkenpotenzial	448.856,6 t CO_2
Kohlenstoff-Senkenpotenzial Ballenpflanzung	155,4 t CO_2
Kohlenstoff-Senkenpotenzial Nacktpflanzung	442,2 t CO_2
Summe des Kohlenstoff-Senkenpotenzials für alle Pflanzungen	597,6 t CO_2
Anteil des Kohlenstoff-Senkenpotenzials für alle Pflanzungen am NVD-Biomassepotenzial	0,1 %

Eigene Darstellung

Resümierend existierte im Jahr 2020 in den bayerischen Wäldern ein Biomassepotenzial von 1.080.562,1 m³, aus welchem 174.941,7 t Pflanzenkohle hergestellt werden können, die dann ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 448.856,6 t CO_2 aufweisen. Hinsichtlich der im Jahr 2023 verpflanzten Ballenpflanzungen und dem Hinzufügen von Pflanzenkohle ist ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 155,4 t CO_2 zu erreichen. Die Ergebnisse dieser Thesis werden im nachstehenden Kapitel miteinander verglichen und eingeordnet, um auf dieser Basis eine konkrete Handlungsempfehlung zu formulieren.

5 Diskussion

Zur Beantwortung der eingangs gestellten Forschungsfragen wird im nachstehenden Kapitel auf Basis der theoretischen Grundlagen der Einfluss der Pflanzenkohle auf die Vitalität diskutiert. Im Anschluss daran werden die über die Methodik berechneten Ergebnisse hinsichtlich der Plausibilität geprüft, um die zweite und dritte Forschungsfrage zu beantworten. Die Ergebnisse der Thesis werden mit dem Kohlenstoff-Senkenpotenzialen der landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen verglichen. Zudem wird das Kohlenstoff-Senkenpotenzial in Vergleich mit den weltweiten sowie den auf Bayern bezogenen Emissionen gestellt. Darauffolgend wird Bezug zu der Waldfläche nach Eigentumsart genommen und die Ergebnisse in den wirtschaftlichen Kontext gesetzt. Zuletzt werden diese in das ZENK-Projekt eingeordnet, um abschließend auf den Ergebnissen und der Diskussion basierend Handlungsempfehlungen zu formulieren.

5.1 Einfluss der Pflanzenkohle auf die Vitalität

Die Vitalität von Jungpflanzen spielt eine entscheidende Rolle in der Aufforstung, da sie die Fähigkeit der Pflanzen bestimmt, sich an ihre Umwelt anzupassen und Ressourcen für das Wachstum und Überleben effektiv zu nutzen. In diesem Kapitel wird untersucht, inwiefern Pflanzenkohle zur Steigerung der Vitalität von Jungpflanzen in bayerischen Wäldern beitragen kann, indem die theoretischen Grundlagen zu Vitalität von Jungpflanzen und den Eigenschaften der Pflanzenkohle herangezogen werden (vgl. Kapitel 2.2.2 und 2.3.3).

Die Vitalität von Jungpflanzen wird durch verschiedene morphologische und physiologische Merkmale bestimmt, die ihre Anpassungsfähigkeit an Umweltbedingungen reflektieren. Zu diesen Merkmalen zählen die Sprosshöhe, der Stammdurchmesser, die Wurzelmasse, das Wurzelwachstum, das Spross-Wurzel-Verhältnis und die Trockenheitsresistenz (Grossnickle, 2012). Diese Faktoren sind ausschlaggebend dafür, wie Jungpflanzen mit Stressoren wie Dürre, Krankheiten und Konkurrenz umgehen können. Pflanzenkohle verbessert die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens durch ihre poröse Struktur und hohe Ionenaustauschkapazität. Sie erhöht die Wasserhaltekapazität, fördert die mikrobielle Aktivität und verbessert die Nährstoffverfügbarkeit im Boden (Lehmann & Joseph, 2024, S. 134–137; Wang & Wang, 2019). Diese Verbesserungen können das Wurzelwachstum unterstützen, was wiederum direkt die Vitalität und Überlebensfähigkeit der Jungpflanzen beeinflusst. Pflanzenkohle hat nachweis-

lich einen positiven Effekt auf das Wachstum und die Anpassungsfähigkeit von Jungpflanzen. Untersuchungen zeigen, dass die Anwendung von Pflanzenkohle das Baumwachstum um 41,0 % und die Photosyntheseleistung sowie die Wassernutzungseffizienz um 27,0 % steigern kann (He et al., 2020; Schmidt & Kammann et al., 2021; Thomas & Gale, 2015). Diese Effekte sind besonders vorteilhaft in den frühen Entwicklungsphasen der Jungpflanzen, in welchen die Vitalität entscheidend für das Überleben ist. Fortführend ist ein optimales Spross-Wurzel-Verhältnis für die Überlebensfähigkeit von Jungpflanzen nach der Pflanzung von großer Bedeutung. Pflanzenkohle trägt positiv zu diesem Verhältnis bei, indem sie die Wurzelgesundheit und die Effizienz der Nährstoffaufnahme verbessert, was wiederum die Entwicklung des Sprosses unterstützt und die Anpassungsfähigkeit der Pflanzen unter stressreichen Bedingungen erhöht.

Auf Basis der diskutierten theoretischen Grundlagen kann die erste Forschungsfrage beantwortet werden. So lässt sich schlussfolgern, dass die Verwendung von Pflanzenkohle in der Aufforstung bayerischer Wälder zur Erhöhung der Vitalität von Jungpflanzen beitragen kann. Die Verbesserung der Bodenqualität, die Förderung des Wurzelwachstums, und die dadurch resultierende Optimierung des Spross-Wurzel-Verhältnisses und die Erhöhung der Trockenheitsresistenz sind wesentliche Mechanismen, durch welche Pflanzenkohle die Anpassungsfähigkeit sowie das Überleben der Jungpflanzen unterstützt.

Somit kann als Zwischenergebnis festgehalten werden, dass die Verwendung von Pflanzenkohle in den bayerischen Wäldern zu einer Erhöhung der Vitalität der Jungpflanzen beiträgt. Um fortführend die zwei weiteren Forschungsfragen dieser Thesis zu beantworten, wird im Folgenden die Plausibilität des Biomassepotenzials geprüft.

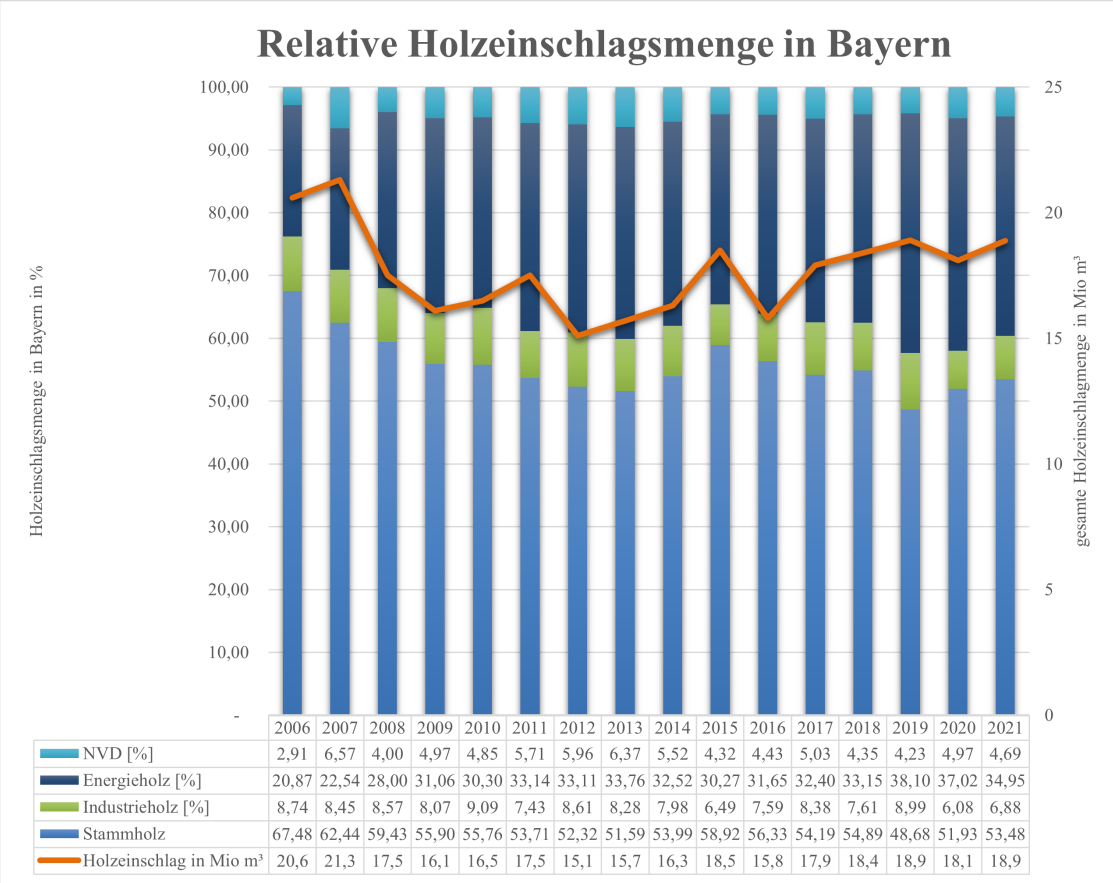
5.2 Biomassepotenzialanalyse

Das Potenzial der in den bayerischen Wäldern befindlichen Biomasse ist in dieser Thesis über die Gleichung 1 bis Gleichung 3 berechnet. Dieser Berechnung liegen die Werte der Bundeswaldinventur zugrunde, welche sich aus dem Vorrat des genutzten Bestandes nach Baumartengruppen in Vorratsfestmeter (Vfm) (Thünen-Institut, 2012) ergeben. Im Rahmen dieser Bundeswaldinventur werden alle zehn Jahre auf nationaler Ebene Daten wie die Waldfläche, Baumarten, Alter, Waldzustand und Menge an Totholz erhoben. Dabei ist kritisch anzumerken, dass sich die Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur auf Daten der Jahre 2011 und 2012 beziehen (BMEL, 2024a). Aktuelle Daten aus den Jahren 2021 und 2022 werden zurzeit ausgewertet und im vierten Quartal 2024 veröffentlicht. Die Regelmäßigkeit der Durchführung der Inventur gewährleistet, dass die

veröffentlichten Daten aktuell und die Veränderungen der Wälder nachvollziehbar abbilden. Des Weiteren fußt die Inventur auf eine transparent und öffentlich dargestellte Methodik, bei der über 60 Inventurtrupps in Deutschland über 420.000 Bäume und über 60.000 Stichprobenpunkte vermessen haben (BMEL, 2016). Aufgrund dieser Genauigkeit und methodischen Strenge sind die Daten zur Bestimmung des Biomassepotenzials zu verwenden.

Der Gesamteinschlag bzw. die Menge des genutzten Holzes ist zur Ermittlung des Biomassepotenzials relevant, sodass dieser im Folgenden aktueller Literatur gegenübergestellt wird. Die Daten von Stimm et al. (2022) zeigen im Mittel über die Jahre 2006 bis 2021 einen Ertragsfestmeter ohne Rinde (Efm) von 17.687.500,0 m³/a (Stimm et al., 2022). Der Gesamteinschlag als Vfm für alle bayerischen Wälder für das Jahr 2020 beträgt 20.140.000,0 m³, welcher dem Efm für das Jahr 2020 von 18.030.000,0 m³ gegenübersteht (Stimm et al., 2022). Über das Verhältnis dieser zwei Werte wird der Faktor von 10,5 % berechnet. Der Gesamteinschlag des Holzes ohne Rinde (Efm) ist um den Faktor 10,5 % kleiner als der Gesamteinschlag des Holzes mit Rinde (Vfm). Über das Gesamteinschlagsvolumen sind ebenso die Anteile der Nutzung statistisch erfasst. Demnach sind in Bayern zwischen 2006 und 2021 pro Jahr durchschnittlich 55,7 % als Stammholz, 7,9 % als Industrieholz, 31,4 % als Energieholz und 4,9 % als NVD genutzt worden (Stimm et al., 2022). Die relative Holzeinschlagmenge nach Holzsorten und -verwendung ist in Abbildung 5-1 über den Zeitraum von 15 Jahren gegenübergestellt.

Abbildung 5-1: Relative Holzeinschlagmenge in Bayern in Prozent für die Jahre 2006 bis 2021 in Bezug zu der gesamten Holzeinschlagmenge in Mio. m³



	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
NVD [%]	2,91	6,57	4,00	4,97	4,85	5,71	5,96	6,37	5,52	4,32	4,43	5,03	4,35	4,23	4,97	4,69
Energieholz [%]	20,87	22,54	28,00	31,06	30,30	33,14	33,11	33,76	32,52	30,27	31,65	32,40	33,15	38,10	37,02	34,95
Industrieholz [%]	8,74	8,45	8,57	8,07	9,09	7,43	8,61	8,28	7,98	6,49	7,59	8,38	7,61	8,99	6,08	6,88
Stammholz	67,48	62,44	59,43	55,90	55,76	53,71	52,32	51,59	53,99	58,92	56,33	54,19	54,89	48,68	51,93	53,48
Holzeinschlag in Mio m³	20,6	21,3	17,5	16,1	16,5	17,5	15,1	15,7	16,3	18,5	15,8	17,9	18,4	18,9	18,1	18,9

Eigene Darstellung nach: Stimm et al., 2022

Darüber hinaus ist in der Holzeinschlagstatistik des Statistischen Bundesamtes ein Efm von 18.950.200,0 m³ für das Jahr 2021 angegeben (Destatis & Statistisches Bundesamt, 2022). Über den Faktor von 10,5 % ergibt sich ein Vfm von 20.935.548,7 m³. Weiterhin ist in den Ergebnissen der Bundeswaldinventur für Bayern pro Jahr ein Efm von 22.340.885,9 ± 5,8 % m³/a angegeben. Bei einer Verrechnung mit 10,5 % resultiert daraus ein Vfm von 24.681.465,3 ± 5,8 % m³/a (BMEL, 2016). Das Holzaufkommen mit einem Vfm von 28.071.935,7 m³/a ist ebenfalls über die Daten der Bundeswaldinventur erhoben worden. Dieser Wert wird in der Tabelle 5-1 den Vfm der weiterführenden Literatur gegenübergestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit sind die Efm mit dem Faktor von 10,5 % zu Vfm hochgerechnet.

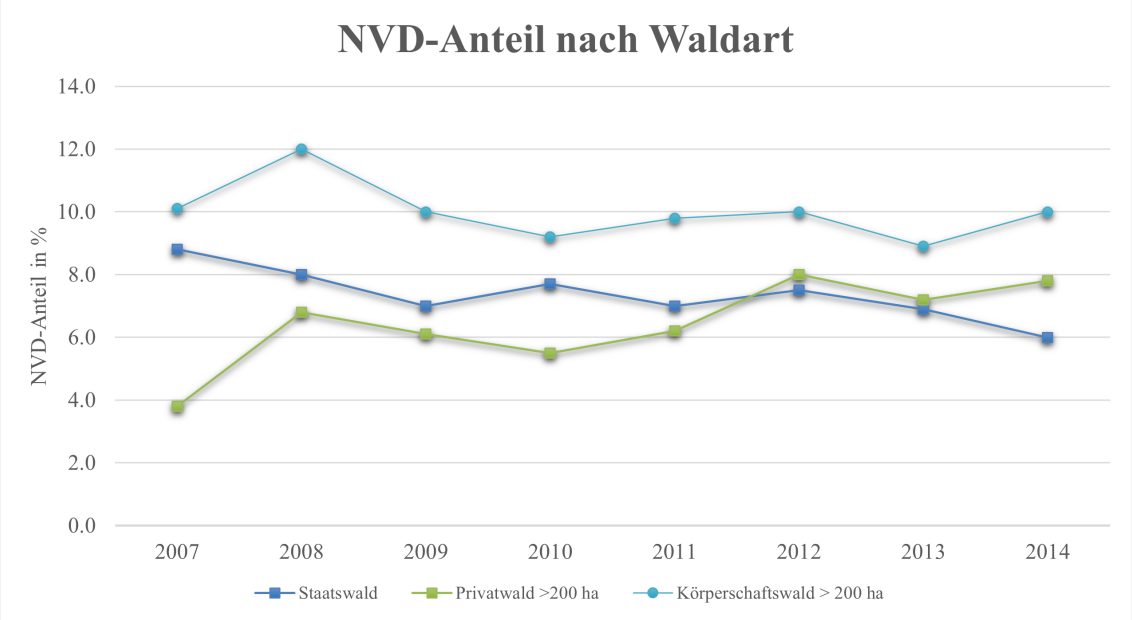
Tabelle 5-1: Vergleich der Vfm und Efm in Mio. m³/a aller bayerischen Wälder aus verschiedenen Literaturquellen. Angaben des Efm sind mit dem Faktor 10,5 % zur besseren Vergleichbarkeit umgerechnet worden.

Literatur	Beschreibung	Vfm in m³/a	Efm in m³/a
Thünen-Institut, (2012) / BMEL, (2016, S. 169)	Vorrat des genutzten Bestandes nach Baumgruppenarten (Vfm) (vgl. Tabelle 3-1) und Holznutzung in Efm	28.071.935,7 ± 5,4 %	22.340.885,9 ± 5,8 %
BMEL, (2016, S. 169)	Efm des genutzten Holzes aus der dritten Bundeswaldinventur mit dem Faktor 10,5 % in Vfm umgerechnet.	24.681.465,3 ± 5,8 %	22.340.885,9 ± 5,8 %
Destatis & Statistisches Bundesamt (2022, S. 22)	Efm des Gesamteinschlages mit Daten des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 2021 mit dem Faktor um 10,5 % in Vfm umgerechnet.	20.935.548,7	18.950.200,0
Stimm et al., (2022, S. 18)	Vfm des Gesamteinschlages im Jahr 2020.	20.140.000,0	18.030.000,0

Eigene Darstellung nach: BMEL, 2016; Destatis & Statistisches Bundesamt, 2022; Stimm et al., 2022

Stimm et al., (2022) betonen, dass die Daten des Statistischen Bundesamtes geringer ausfallen und der tatsächliche Einschlag um sieben Prozent größer ist. Des Weiteren ist aus den Daten der Abbildung 5-1 ein relativer Anteil des NVD von durchschnittlich 4,9 % pro Jahr zu entnehmen. In dieser Thesis ist nach Englert et al. (2018) ein relativer Anteil des NVD von 8,4 % pro Jahr ermittelt worden. Weiter unterliegt der relative NVD-Anteil jährlichen Schwankungen und sind in einem Wertebereich von 3,8 % bis 12,0 % anzuordnen (vgl. Abbildung 5-2). Fortführend liegt der NVD-Anteil in Privatwäldern im Mittel unter dem Wert der Staats- und Körperschaftswäldern.

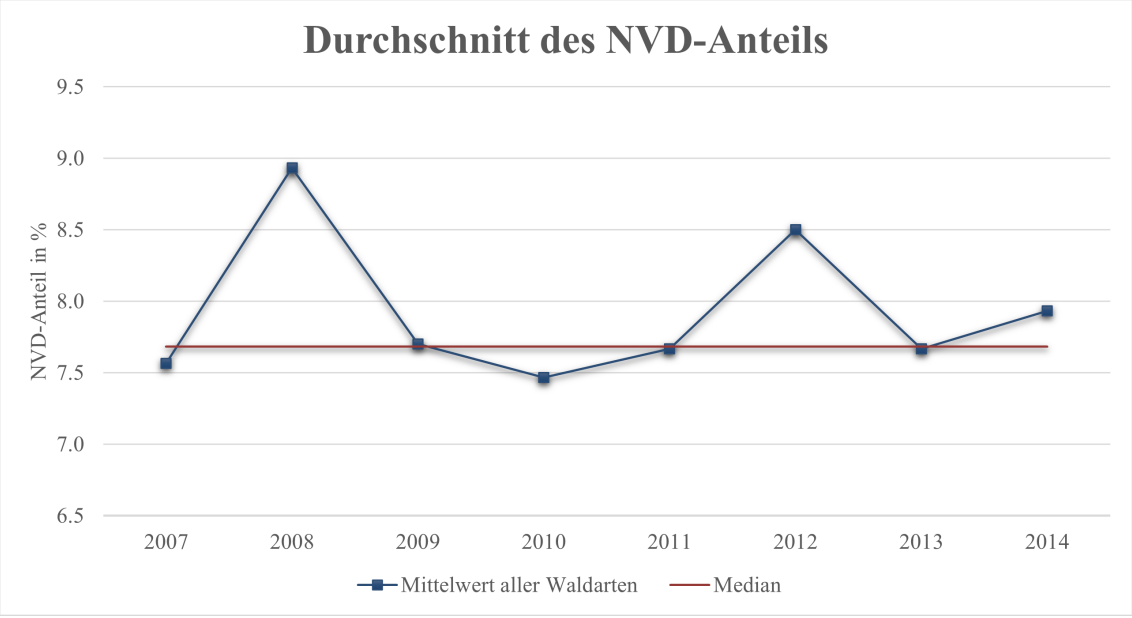
Abbildung 5-2: Relativer NVD-Anteil in Prozent nach Eigentumsart der Wälder über den Zeitraum von 2007 bis 2014



Eigene Darstellung nach: Englert et al. (2018)

Wird der Durchschnitt der NVD-Anteile der Wälder nach den drei Eigentumsarten berechnet und davon der Median gebildet, wird ein relativer NVD-Anteil von 7,7 % pro Jahr erhalten (vgl. Abbildung 5-3). Die in der Berechnung verwendeten 8,4 % sind aufgrund der jährlichen Schwankungen ebenso plausibel wie der NVD-Anteil von 4,9 % nach Stimm et al. (2022). Aufgrund der enormen Spannweite des relativen NVD-Anteils wird dieser Wert von den 8,4 % auf den über den Median ermittelten Wert von 7,7 % nach unten korrigiert.

Abbildung 5-3: Durchschnittlicher NVD-Anteil aller Waldarten pro Jahr über einen Zeitraum von 2007 bis 2014 und der berechnete Median von 7,7 %.



Eigene Darstellung nach: Englert et al. (2018)

Ferner sind in Bayern im Jahr 2020 ein Volumen von rund 1.290.000,0 m³ Waldrestholz verarbeitet worden (Stimm et al., 2022). Dieses Volumen ist plausibel, weil in Deutschland ein Gesamtvolumen des Waldrestholzes von 5.800.000,0 m³ im Jahr 2020 verarbeitet wurde (Mantau, 2023). Wird dieses Volumen von Deutschland auf die bayerische Waldfläche reduziert, wird ein theoretisches Volumen des Waldrestholzes von 1.325.820,7 m³. Die Differenz von 35.820,7 m³ ist damit zu erklären, dass in anderen Bundesländern mehr Waldrestholz als in Bayern verarbeitet wurde.

Das Volumen von 1.325.820,7 m³ ist größer als die 900.000,0 m³ NVD, die im Jahr 2020 in Bayern angefallen sind (vgl. Abbildung 5-1). Weil zum einen Stimm et al. (2022) angeben, dass die Werte des Statistischen Bundesamtes zu niedrig geschätzt sind und weil aus eben jener Statistik eine geringere Menge des NVD-Anteils in Bayern angefallen als tatsächlich weiterverarbeitet ist, wird sich im Zuge dessen auf die Daten der Bundeswaldinventur fokussiert.

Mit den Daten der Bundeswaldinventur ergibt sich ein Efm von 22.340.885,9 ± 5,8 % m³/a, woraus ein Vfm von 24.681.465,3 ± 5,8 % m³/a resultiert (BMEL, 2016). Somit liegt das Vfm für Bayern zwischen 23.249.940,3 und 26.112.990,3 m³/a.

Mit einem ermittelten Vfm von 28.071.935,7 m³/a übersteigt der Wert, der als Vorrat des ausgeschiedenen Bestandes über die BWI entnommen wurde, die oben genannte Spanne um 7,0 %. Die Werte in der Literatur variieren, wobei der niedrigste erfasste Wert bei 18.030.200,0 m³/a und der höchste bei 26.112.990,3 m³/a liegt. Werden die Daten des Statistischen Bundesamtes nicht beachtet, schwankt der für Bayern ermittelte Vfm zwischen 23.249.940,3 und 26.112.990,3 m³/a, wobei der Vorrat des ausgeschiedenen Bestandes mit 28.071.935,7 m³/a zwar plausibel, aber als hoch anzusehen ist. Ebenso ist der relative Anteil des NVD an dem Gesamtholzeinschlag mit 8,4 % aufgrund der in der Literatur wieder zu findenden Werte als plausibel einzustufen, wird aber im Folgenden auf den ermittelten Medianwert von 7,7 % nach unten korrigiert.

Mittels Gleichung 1 bis Gleichung 3 und die über den Literaturvergleich korrigierten Werte wird für Bayern die Holznutzung, der NVD-Anteil und das Biomassepotenzial pro Jahr berechnet. Die Werte sind in der Tabelle 5-2 gegenübergestellt.

Tabelle 5-2: Gegenüberstellung des mit den korrigierten Werten berechneten Biomassepotenzial in Bayern. Das Gesamtholzeinschlagvolumen Vfm, sowie der relative NVD-Anteil sind nach unten korrigiert.

in m³	Min-Literatur Efm	Max-Literatur Efm	Berechnet neu Vfm
Vfm gesamt	23.249.940,3	26.112.990,3	28.071.935,7
davon 7,7 % NVD	1.780.759,5	2.000.046,2	2.156.860,4
davon genutztes NVD	1.290.000,0	1.290.000,0	1.290.000,0
Biomassepotenzial	**496.370,4**	**716.348,1**	**866.860,4**

Eigene Darstellung

So kann daraus geschlussfolgert werden, dass aufgrund der Spannweite des Vfm in Bayern sowie bezogen auf das Jahr 2020 und dem korrigierten NVD-Anteil ein Biomassepotenzial zwischen 496.370,4 m³ und 866.860,4 m³ vorliegt. Dies entspricht 678.809,9 m³ ± 27,7 %.

Zusammenfassend ist das Ergebnis aus der Biomassenanalyse plausibel, aber höher als die in der Literatur zu findende Werte angesetzt. Wird dies bei den Berechnungen berücksichtigt so verändert sich das Ergebnis auf 678.809,9 m³ ± 27,7 %. Ebenso wie die Biomasseanalyse wird auch die Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse im Folgenden hinsichtlich der Plausibilität geprüft.

5.3 Kohlenstoff-Senkenpotenzialanalyse

Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial ist abhängig von der eingesetzten Menge an Pflanzenkohle (vgl. Gleichung 4). Diese Menge Pflanzenkohle steht in Abhängigkeit zur Annahme, dass pro Jungpflanze 0,3 L Substrat mit einem Volumenanteil von 15 Vol.% Pflanzenkohle verwendet wird. In der Literatur liegen unzureichende Primärquellen vor. Einzig Nettersheim (2024) empfiehlt eine Zugabemenge von Pflanzenkohle zwischen ein und zehn Prozent. Diese bezieht sich jedoch nicht auf die Baumsubstrate, sondern als Zugabe für Balkonpflanzen. Im Stockholmer Modell werden 7,5 % bis 12,5 % Pflanzenkohle einem Stadt-Baumsubstrat zugegeben (Carbuna, 2017). Dennoch wird aufgrund fehlender Angaben spezifisch zu Waldbäumen die Annahme von 15 Vol.% pro Jungpflanze als plausibel eingeordnet.

Nach Schmidt & Kammann et al. (2021) wird Pflanzenkohle als Baumanwendung von weniger als zwei Tonnen pro Hektar in der Wurzelzone eingebracht. Bei einer Neukulturfläche im Bayerischen Staatswald von 2.125,0 ha im Jahr 2023 ist der Einsatz von

4.250,0 t Pflanzenkohle im Rahmen der Baumanwendung möglich (Bayerische Staatsforsten AöR, 2023). Unter der Annahme, dass in den Privat- und Körperschaftswäldern eine nahezu ähnliche Fläche mit Jungpflanzen bepflanzt wird, kann die Menge an Pflanzenkohle hochgerechnet werden. Dies entspricht bei einem Anteil der Staatswälder an der gesamten Waldfläche in Bayern von 32,5 % einer Menge von 13.092,4 t. Diese Menge übersteigt der Menge an Pflanzenkohle um das 216,2-Fache, die über die Zugabe für Ballenpflanzungen ermittelt ist. Weil insbesondere bei der Ballenpflanzung der Topf ein begrenztes Maß vorgibt, bei der nicht mehr als die 15 Vol.% an Pflanzenkohle eingesetzt werden können und über die Anzahl der Pflanzungen zwischen der Nackt- und Ballenpflanzung sowie Saat differenziert wird, wird mit der über die Methodik errechneten Menge an Pflanzenkohle fortgefahren. Dennoch wird im Folgenden die über den Literaturvergleich ermittelte Menge an Pflanzenkohle bei der Neukulturfläche vergleichend gegenübergestellt. Dabei wird angenommen, dass die Pflanzenkohle mit einer Menge von zwei Tonnen pro Hektar im Zuge der Saat oder Einpflanzung den Bäumen hinzugefügt werden kann.

Kritisch anzumerken ist die Bestimmung der Pflanzenstückzahl der im Jahr 2023 in den bayerischen Staatswäldern gepflanzten Bäume. So bezieht sich die Zahl nur auf das Jahr 2023. Im Vergleich dazu sind in den Jahren 2021 und 2022 eine nahezu ähnliche Fläche an Neukulturflächen bepflanzt worden (Bayerische Staatsforsten AöR, 2023).

Abbildung 5-4: Neukulturflächen im bayerischen Staatswald in ha über die Jahre von 2009 bis 2023

Eigene Darstellung nach: Bayerische Staatsforsten AöR, 2023

Weil literaturbedingt keine weiteren Daten hinsichtlich der Anzahl der Pflanzungen in den Privatwäldern zu finden sind, wird diese um den entsprechenden Faktor hochgerechnet. Da der bayerische Staatswald insgesamt nur 32,5 % von der Gesamtwaldfläche entspricht, wird basierend auf den Literaturangaben die größte Anzahl an Pflanzungen geschätzt (BMEL, 2016). Diese Hochrechnung impliziert eine Annahme, dass die Pflanzmuster in staatlich verwalteten und privat bewirtschafteten Wäldern ähnlich sind. Unterschiede in den Bewirtschaftungszielen, finanziellen Ressourcen und ökologischen Bedingungen könnten zu anderen Pflanzraten und Artenzusammensetzungen führen. Die vorliegenden Daten zu den Pflanzungen in den bayerischen Staatswäldern im Jahr 2023, trotz ihrer Beschränkungen auf ein Jahr und eine spezifische Verwaltungskategorie, stellen eine unverzichtbare Grundlage dar, die es ermöglicht, das Potenzial der Wälder als Kohlenstoffsenken zu beurteilen. Diese Ersteinschätzung ist von entscheidender Bedeutung, um die Rolle der Wälder innerhalb von Klimaschutzstrategien zu verstehen und bildet den Ausgangspunkt für weiterführende detaillierte Untersuchungen. Darüber hinaus ermöglichen es die Daten, Modellierungen und Simulationen durchzuführen. Diese Modellierungen sind essenziell, um Hypothesen zu überprüfen und fortgeschrittene Forschungsfragen zu formulieren, was den wissenschaftlichen Wert dieser initialen Datensammlung unterstreicht.

Wie in Abbildung 2-8 aufgezeigt, ist der Kohlenstoffgehalt in Pflanzenkohle abhängig von der Biomasse und dem Pyrolyseverfahren. Der Kohlenstoffgehalt der Pflanzenkohle aus Holzpellets, die mit dem TCR-Verfahren hergestellt ist, beträgt 93,3 % (vgl. Anhang 1). Dieser Gehalt ist höher als die anderen aus der Literatur entnommen Werte (Wang & Wang, 2019). Der höchste in der Literatur gefundene Wert liegt bei 86,6 % bei Pflanzenkohle, die aus Kiefernsägemehl hergestellt wird. Weil davon auszugehen ist, dass Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung verwendet wird, die in Bayern über das TCR-Verfahren hergestellt wird, gilt der Kohlenstoffgehalt dieser Pflanzenkohle von 93,3 % als plausibel. Da jedoch der Kohlenstoffgehalt von Pflanzenkohle sowohl von der Art der Biomasse als auch vom Pyrolyseverfahren beeinflusst wird, sollten zukünftige Untersuchungen detaillierter auf diese Aspekte eingehen. Insbesondere sollte die Zusammensetzung der verwendeten Materialien wie Waldrestholz, Hackschnitzel und Holzpellets genauer untersucht und in Beziehung zum Kohlenstoffgehalt der daraus gewonnenen Pflanzenkohle gesetzt werden. Für die vorliegende Thesis kann der Kohlenstoffgehalt von 93,3 % als Grundlage zur ersten Einschätzung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials herangezogen werden.

Mit einem Einsatz von zwei Tonnen pro Hektar Pflanzenkohle im Rahmen von Neukulturflächen ergibt sich für das Jahr 2023 für die gesamte bayerische Aufforstungsfläche unter dem Einsatz von 13.092,4 t Pflanzenkohle ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 33.591,8 t CO_2. Im vorangegangenen Kapitel ist das Biomassepotenzial in den bayerischen Wäldern auf die Werte zwischen 496.370,4 m³ und 866.860,4 m³ korrigiert worden. Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Biomasse berechnet sich aus dem korrigierten Biomassepotenzial aus den Werten der Tabelle 5-2. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-3 aufgezeigt.

Tabelle 5-3: Gegenüberstellung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials der neuen, korrigierten Werte für das Biomassepotenzial bezogen auf das Jahr 2020

	Min-Literatur Efm	**Max-Literatur Efm**	**Berechnet neu Vfm**
Biomassepotenzial in m³	496.370,4	716.348,1	866.860,4
Biomassepotenzial in t	277.793,8	400.904,3	485.138,5
daraus resultierende Menge an Pflanzenkohle in t	80.361,8	115.975,9	140.343,6
daraus resultierendes Kohlenstoff-Senkenpotenzial in t CO_2	206.188,2	297.565,1	360.086,7
NVD-Anteil	7,7 %	7,7 %	7,7 %

Eigene Darstellung.

Nach kritischer Auseinandersetzung hinsichtlich der Berechnung der Kohlenstoff-Senkenpotenziale kann festgehalten werden, dass Pflanzungen insgesamt ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 597,6 t CO2 aufweisen. Davon besitzen Ballenpflanzungen ein Potenzial von 155,4 t CO2 und Nacktpflanzungen ein Potenzial von 442,2 t CO2. Die Biomasse, die in den bayerischen Wäldern vorliegt und nutzbar ist, besitzt ein Potenzial von 206.188,2 t CO2 bis 360.086,7 t CO2. Unter der Annahme, dass zwei Tonnen Pflanzenkohle pro Hektar im Rahmen der Baumbehandlung und Neukulturgründung hinzugegeben werden, liegt ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 33.591,8 t CO2 für den bayerischen Wald im Jahr 2023 vor.

Damit sind auch die letzten beiden Forschungsfragen dieser Thesis zu beantworten. Das entstehende Kohlenstoff-Senkenpotenzial durch die Anwendung liegt bei den Pflanzungen insgesamt bezogen auf das Jahr 2023 bei 597,6 t CO_2. Wird stattdessen auf den flächendeckenden Einsatz der Pflanzenkohle auf Neukulturflächen zurückgegriffen, liegt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial bezogen auf das Jahr 2023 bei 33.591,8 t CO_2.

Im Rahmen der Pflanzungen werden insgesamt 232,9 t Pflanzenkohle, was 803,2 t an Biomasse entspricht, benötigt. Für die Ballenpflanzung werden 208,8 t an Biomasse und für die Nacktpflanzung werden 594,4 t an Biomasse gebraucht. Für den Einsatz der Pflanzenkohle auf Neukulturflächen werden 45.257,7 t an Biomasse benötigt.

Die über die korrigierten Werte ermittelte Masse an nutzbare Biomasse liegt in einem Bereich zwischen 274.653,6 t und 485.138,5 t. Damit reicht das vorhandene, nicht genutzte Waldrestholz in den bayerischen Wäldern aus, um den Bedarf der Pflanzenkohle für sowohl die Pflanzung als auch die Anwendung auf Neukulturflächen zu decken. Werden über die Pflanzung und die Neukulturfläche die gesamte benötigte Menge an Biomasse in Form von Pflanzenkohle eingesetzt, stehen weiterhin mindestens 228.590,7 t Biomasse aus dem bayerischen Wald zur Verfügung.

Resümierend kann das Kohlenstoff-Senkenpotenzial von mindestens 155,4 t CO_2 bis 33.591,8 t CO_2 für die Anwendung von Pflanzenkohle über die vorhandene und nutzbare Biomasse im bayerischen Wald gedeckt werden. Diese Ergebnisse werden nachstehend weiterführend miteinander eingeordnet.

5.4 Einordnung und Vergleich der Ergebnisse

Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial wird gegenüber der Anwendung der Pflanzenkohle auf der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche und den Emissionen in den folgenden Kapiteln gegenübergestellt. Daran im Anschluss wird Bezug hinsichtlich der Differenzierung des Staatswaldes und des Privatwaldes genommen, um abschließend die Ergebnisse in das ZENK-Projekt einzuordnen.

5.4.1 Forst- und landwirtschaftlicher Einsatz von Pflanzenkohle

Um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial im Rahmen von Pflanzungen und der existierenden Biomasse in den bayerischen Wäldern zu bewerten, wird dieses im folgenden Abschnitt im Vergleich zum Kohlenstoff-Senkenpotenzial der landwirtschaftlichen Fläche in Bayern analysiert. Pflanzenkohle wird in der Landwirtschaft aufgrund ihrer vielfältigen positiven Effekte auf die Bodenqualität und dem Pflanzenwachstum eingesetzt

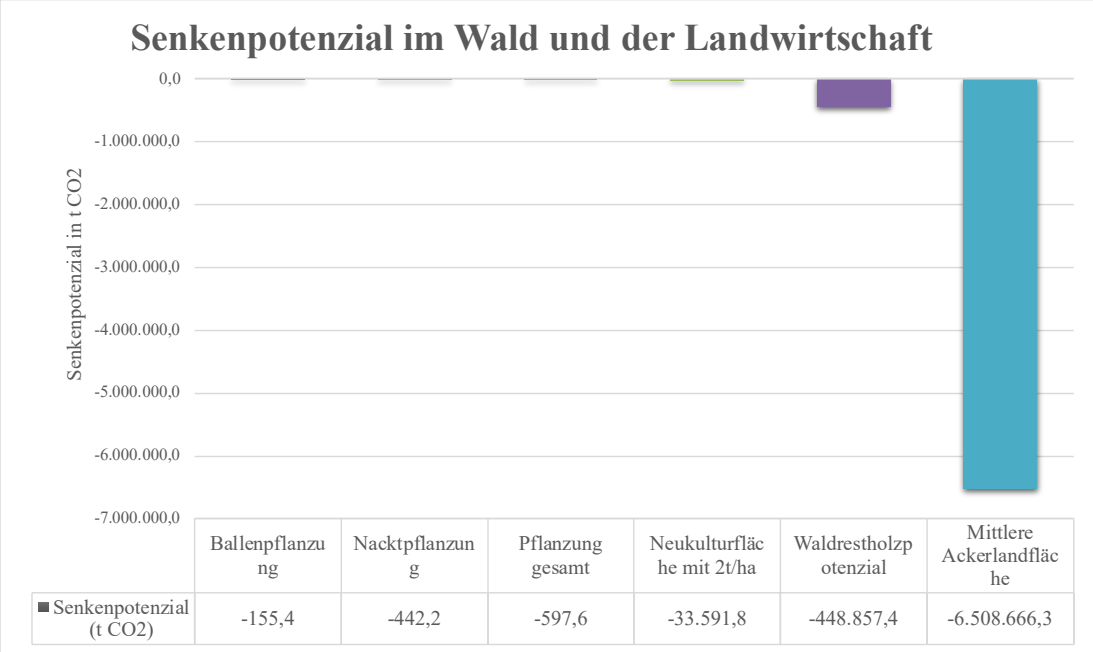
(Schmidt & Kammann et al., 2021). Diese Forschungsergebnisse belegen, dass Pflanzenkohle die Wasserhaltekapazität des Bodens signifikant verbessert, was insbesondere während der frühen Wachstumsphasen der Pflanzen, die anfällig für Dürreperioden sind, von erheblichem Vorteil ist. Zudem fungiert Pflanzenkohle als langfristige Kohlenstoffsenke, indem sie Kohlenstoffdioxid für Jahrtausende im Boden bindet und somit zur globalen Kohlenstoffdioxidspeicherung beiträgt. Ihre Verwendung fördert weiterhin das Pflanzenwachstum durch eine verbesserte Nährstoffaufnahme und Wurzelentwicklung, was zu einer gesteigerten Photosyntheseleistung führt. Überdies steigert Pflanzenkohle die mikrobielle Masse und enzymatische Aktivität im Boden, was sich positiv auf die Bodenfruchtbarkeit und Pflanzengesundheit auswirkt. Die Integration von Pflanzenkohle in Kompostierungstechniken optimiert zusätzlich die Komposteigenschaften und unterstützt das Pflanzenwachstum bei deren Einsatz im Boden. Jährlich können zwischen 0,5 und 2 Tonnen Pflanzenkohle pro Hektar auf landwirtschaftliche Flächen in Bayern aufgebracht werden (Schmidt & Kammann et al., 2021). In Bayern liegt eine Ackerlandfläche von 2.029.400,0 ha vor (Bayerisches Landesamt für Statistik, 2022). Über die Gleichung 4 ermittelt sich das jährliche Kohlenstoff-Senkenpotenzial auf dem bayerischen Ackerland zwischen 2.603.466,5 t CO_2/a und 10.413.866,1 t CO_2/a, was einem durchschnittlichen Potenzial von 6.508.666,3 t CO_2/a entspricht.

Diese Analyse der Kohlenstoff-Senkenpotenziale verdeutlicht die Unterschiede in der Höhe des Potenzials in landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Kontexten. Pflanzungen von Jungpflanzen, die unter der Annahme mit 15 Vol.% Pflanzenkohle auf 0,3 L pro Pflanze angereichert werden, führen zu einem Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 597,6 t CO_2. Im Kontext des bayerischen Waldes macht dies nur 0,1 % des potenziell vorhandenen Kohlenstoff-Senkenpotenzials durch die dort vorliegende Biomasse aus. Dies betont, dass die Anwendung der Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung mit Fokus auf das Kohlenstoff-Senkenpotenzial unzureichend ausgeschöpft werden kann. Eine alternative Anwendungsstrategie, bei der im Rahmen von Neukulturbegründungen zwei Tonnen Pflanzenkohle pro Hektar ausgebracht werden, lässt sich ein deutlich höherer Anteil des vorhandenen Kohlenstoff-Senkenpotenzials nutzen. Hier werden 7,5 % des in den Wäldern vorhandenen Potenzials erreicht, was eine deutliche Steigerung im Vergleich zur Jungpflanzenanwendung darstellt. Eine weitaus bessere Nutzung der Pflanzenkohle liegt auf der landwirtschaftlichen Ackerfläche vor. Hier übersteigt das erzielte Kohlenstoff-Senkenpotenzial durch den Einsatz der Pflanzenkohle das Kohlenstoff-Senkenpotenzial, welches über die potenzielle Biomasse vorhanden ist, um das

14,5-Fache. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mehr Ackerflächen als Neukulturflächen für die Forstwirtschaft zur Verfügung stehen.

Die Zusammenfassung dieser unterschiedlichen Ansätze illustriert die Abbildung 5-5.

Abbildung 5-5: Gegenüberstellung des Kohlenstoff-Senkenpotenzials durch die Pflanzung, die Neukulturflächen mit einem Pflanzenkohleeinsatz von 2 t/ha, dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial aus der Biomasse und dem Einsatz von Pflanzenkohle im Ackerland



Eigene Darstellung

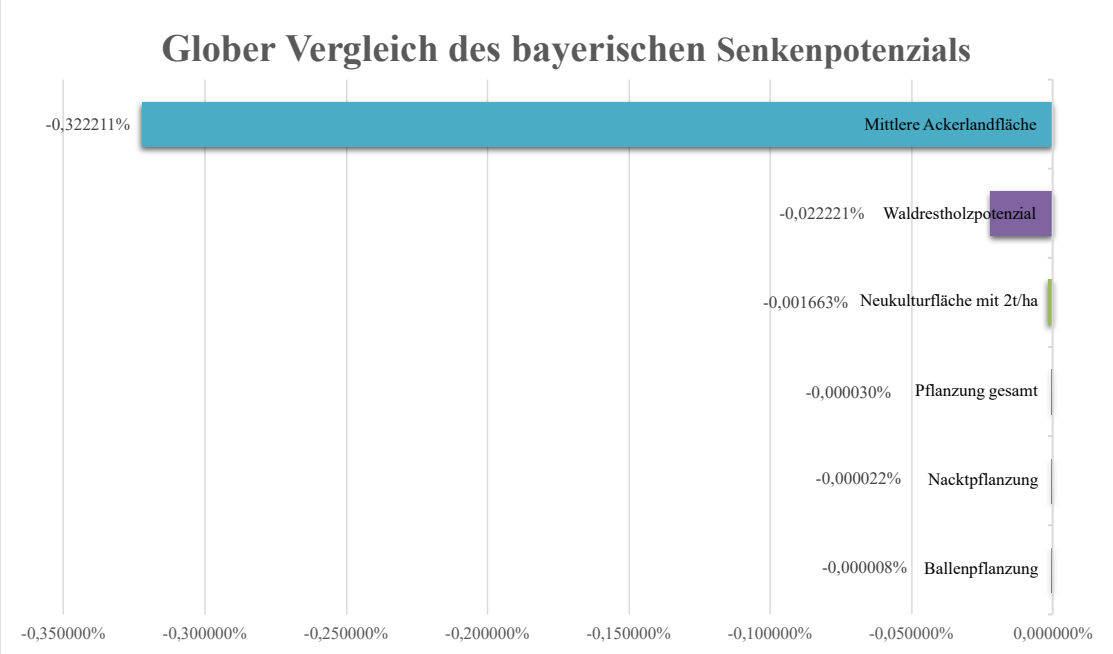
Aus der Abbildung 5-5 geht hervor, dass das Kohlenstoff-Senkenpotenzial bei Pflanzungen, bei denen lediglich eine kleine Menge Pflanzenkohle eingesetzt wird, vernachlässigbar gering ist. Diese Beobachtung lässt sich durch die unzureichende Menge an Pflanzenkohle erklären, die nicht ausreicht, um eine signifikante Menge an Kohlenstoffdioxid langfristig zu binden. In einem umfassenderen Kontext betrachtet, impliziert dies, dass Maßnahmen zur Emissionsreduktion über Pflanzenkohle-Anwendungen in der Land- und Forstwirtschaft durch eine strategische Planung unterstützt werden müssen, die darauf abzielt, die Menge und die Verteilung der Pflanzenkohle zu optimieren, um das maximale Kohlenstoff-Senkenpotenzial zu realisieren.

In der weiterführenden Analyse wird ein Szenario betrachtet, in dem zwei Tonnen Pflanzenkohle pro Hektar im Rahmen der Baumanwendung auf Neukulturflächen in Bayern ausgebracht werden. Unter Einsatz dieser Menge an Pflanzenkohle auf Neukulturflächen ergibt sich ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 33.591,8 t CO_2. Obwohl dieser Wert im Vergleich zum Kohlenstoff-Senkenpotenzial von Ackerland, das insgesamt

6.508.666,3 t CO_2 beträgt, gering erscheint, ist dieser im Vergleich zum zuvor berechneten Wert bei Jungpflanzen deutlich höher.

Die Analyse des globalen Kohlenstoff-Senkenpotenzials von Pflanzenkohle zeigt, dass diese jährlich ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial zwischen 1,5 und 2,6 Gt CO_2 aufweist (vgl. Tabelle 2-4). Im spezifischen Kontext Bayerns trägt der Einsatz von Pflanzenkohle sowohl auf Ackerland als auch auf neu kultivierten Flächen jedoch nur marginal zu diesem globalen Potenzial bei. Dieser Anteil liegt bei weniger als 0,3 %. Die Abbildung 5-6 zeigt den globalen Vergleich der Kohlenstoff-Senkenpotenziale von Pflanzenkohle in Bezug zu Bayern auf. Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial, welches im Rahmen der Pflanzungen erreicht werden kann, liegt global betrachtet bei 0,00008 % und ist somit vernachlässigbar gering. Um die geringen Prozentsätze in Bayern zu interpretieren, ist es entscheidend, die Skalierung der Pflanzenkohlenutzung zu berücksichtigen. Während die globalen Zahlen das Potenzial für bedeutende Reduktionen in Kohlenstoffdioxid-Emissionen anzeigen, zeigt die spezifische Anwendung in einem begrenzten geografischen Gebiet wie Bayern einen deutlich geringeren Effekt. Dies kann auf eine Reihe von Faktoren zurückgeführt werden, darunter die begrenzte Verfügbarkeit von geeigneten Landflächen für die Pflanzenkohleanwendung und die geringere Menge an Pflanzenkohle, die pro Hektar ausgebracht wird. Dies führt zu der Schlussfolgerung, dass Pflanzenkohle als Mittel zur Kohlenstoffdioxidreduzierung von der lokalen Anwendungsstrategie abhängig ist. Um den maximalen Nutzen des Kohlenstoff-Senkenpotenzials zu erreichen ist es notwendig, die Pflanzenkohle flächendeckend einzusetzen.

Abbildung 5-6: Globaler Vergleich des bayerischen Kohlenstoff-Senkenpotenzials hinsichtlich der mittleren Ackerlandfläche, dem Waldrestholzpotenzial und der Neukulturfläche mit 2 t/ha Pflanzenkohle gegenüber dem weltweiten Potenzial der Pflanzenkohle von durchschnittlich 2,0 Gt CO_2/a



Eigene Darstellung

Resümierend liegt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial in der landwirtschaftlichen Anwendung mit durchschnittlich 6.508.666,3 t CO_2/a deutlich über dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial bei der Pflanzung. Dabei kann die dafür notwendige Biomasse nicht über die verfügbare Waldrestholzmenge gedeckt werden. Für die landwirtschaftliche Anwendung wird im Mittel eine Menge an 3.498.965,5 t Biomasse benötigt. Global betrachtet sind die Kohlenstoff-Senkenpotenziale der Pflanzung sowie der Neukulturflächen vernachlässigbar gering. Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial, dass über die bayerischen Ackerflächen zur Verfügung steht, entspricht im globalen Vergleich rund 0,3 % des Gesamtpotenzials von Pflanzenkohle. Diese beträgt im Mittel 2,0 Gt CO_2/a. Über das Kohlenstoff-Senkenpotenzial von Pflanzenkohle hinaus, sind diese Ergebnisse gegenüber den globalen sowie lokalen Emissionen zu stellen, worauf im nachfolgenden Kapitel eingegangen wird.

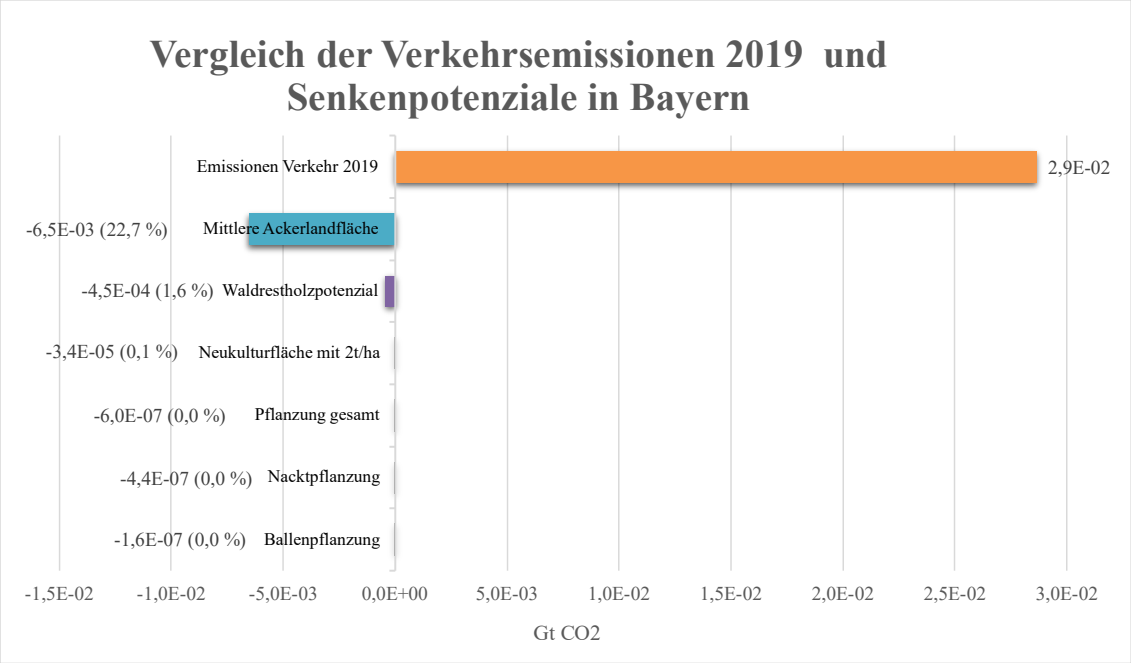
5.4.2 Vergleich der Kohlenstoff-Senkenpotenziale und Emissionen

Um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial durch den Einsatz der Pflanzenkohle sowohl forstwirtschaftlich als auch landwirtschaftlich umfassend einschätzen zu können, ist eine Gegenüberstellung mit den Kohlenstoffdioxidemissionen erforderlich. Im Jahr 2021 liegen die weltweiten Emissionen bei 48,2 Gt CO_2 (ClimateWatch, 2024). Dabei dominieren die Emissionen aus der Energieindustrie mit 38,1 % gefolgt von Transport mit

20,7 % und industrieller Verbrennung mit 16,0 % (EDGAR/JRC, 2023). Weitere Quellen sind Gebäude (8,9 %), industrielle Prozesse (8,4 %) und Kraftstoffnutzung (6,6 %). In Deutschland ist die Energiewirtschaft für 33,3 % der Emissionen verantwortlich, der Verkehrssektor für 24,1 % die Industrie für 24,0 % Gebäude für 16,9 % und die Landwirtschaft für 1,7 % (Umweltbundesamt, 2024). In dem Bundesland Bayern beträgt die Menge der im Jahr ausgestoßenen Verkehrsemissionen 28,0 Mt CO_2, wovon der PKW-Verkehr dem größten Einzelanteil entspricht (FfE, 2023; Stümpfig, 2024). Bis 2040 wird in Bayern eine Reduktion der Verkehrsemissionen auf 7,0 Mt CO_2 prognostiziert (FfE, 2023).

Die Pflanzenkohle, die auf der Ackerlandfläche angewandt wird, kann dabei 22,7 % der Verkehrsemissionen des Jahres 2019 für Bayern binden (vgl. Abbildung 5-7). Die zur Verfügung stehende Biomasse aus den bayerischen Wäldern kann anteilig der Verkehrsemissionen 1,6 % binden.

Abbildung 5-7: Gegenüberstellung der über den bayerischen Verkehr ausgestoßenen Emissionen im Jahr 2019 und dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Ackerfläche, dem Waldrestholzpotenzial, der Neukulturfläche und der Pflanzung



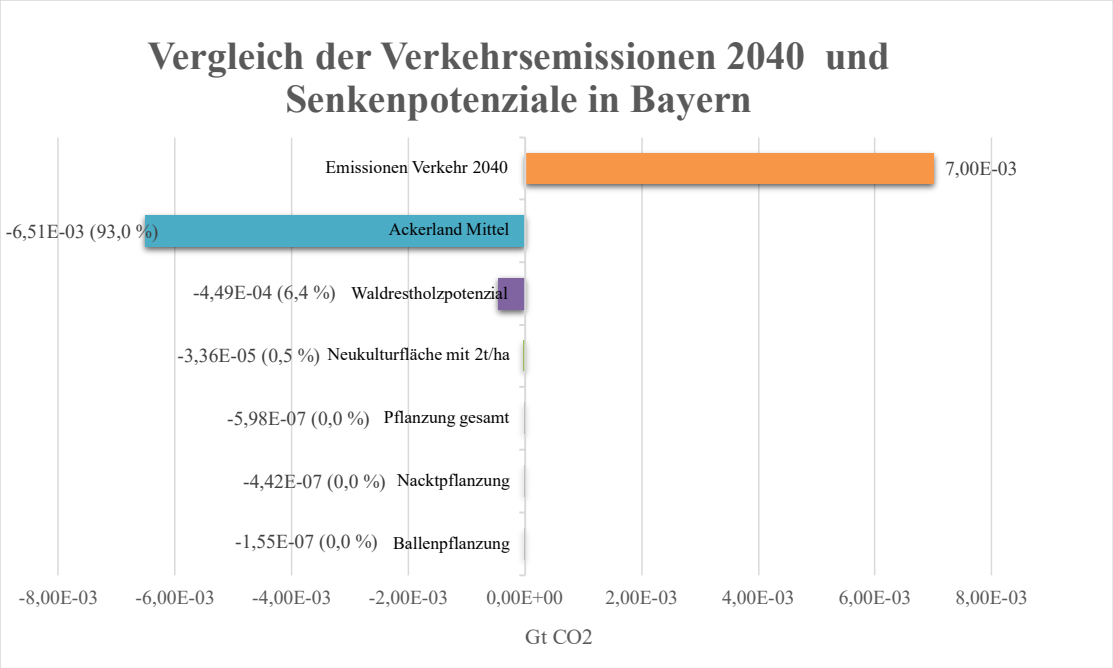
Eigene Darstellung

Die Gesamtemissionen in Bayern liegen bei 95,4 Mt CO_2 im Jahr 2019 (Stümpfig, 2024). Im Vergleich zu diesen Gesamtemissionen ist die Kohlenstoffdioxidbindung durch den Einsatz von Pflanzenkohle sowohl auf der Ackerfläche (6,9 %) als auch bei der Neukulturfläche (0,5 %) zwar vorhanden, aber gering. Dieses Ergebnis unterstreicht den Einsatz der Pflanzenkohle zu optimieren. Es ist jedoch evident, dass eine alleinige Abhängigkeit von der Pflanzenkohle zur Erreichung der Klimaziele unzureichend ist.

Stattdessen ist der Einsatz von Pflanzenkohle eine einzelne Maßnahme in einem umfassenden Portfolio aus Klimaschutzstrategien, welche Negativemissionstechnologien beinhaltet, aber vorwiegend die Emissionsreduzierung priorisiert.

So sind im Verkehrssektor signifikante Reduktionen der Kohlenstoffdioxidemissionen notwendig. In Bayern zeigen Modellrechnungen bei entsprechender Maßnahmenumsetzung eine Reduktion der Emissionen von 33,0 Mt CO_2 auf 7,0 Mt CO_2 im Jahr 2040 (FfE, 2023). Diese Voraussage reflektiert eine strategische Umorientierung in der Mobilitätspolitik, die auf eine erhöhte Effizienz von Fahrzeugen, den verstärkten Einsatz von Elektrofahrzeugen und verbesserte öffentliche Verkehrssysteme setzt. In Abbildung 5-8 ist dieses Szenario den Kohlenstoff-Senkenpotenzialen gegenübergestellt und nimmt dabei an, dass das Kohlenstoff-Senkenpotenzial über die kommenden Jahre stabil bleibt. Diese Annahme ist grundlegend, um die mögliche Rolle von Kohlenstoffsenken im Kontext der gesamten Emissionsreduktionsstrategie zu bewerten. Hierbei ist es wichtig, die dynamischen Veränderungen in Betracht zu ziehen, die sich aus technologischen Fortschritten, politischen Entscheidungen und gesellschaftlichen Verhaltensänderungen ergeben können. Die Stabilität des Kohlenstoff-Senkenpotenzials ist jedoch nicht garantiert. Faktoren wie Landnutzungsänderungen und klimatische Bedingungen können das Potenzial von natürlichen und technologischen Senken beeinflussen. Daher ist es entscheidend, dass solche Prognosen regelmäßig reevaluiert und angepasst werden, um realistische Erwartungen an die Beiträge von NET zu setzen. Zudem muss in solchen Modellen berücksichtigt werden, dass das Potenzial von Negativemissionstechnologien wie Pflanzenkohle durch die Skalierung ihrer Anwendung und die Optimierung der zugrundeliegenden Prozesse gesteigert werden kann.

Abbildung 5-8: Gegenüberstellung der über den bayerischen Verkehr ausgestoßenen Emissionen im Jahr 2040 und dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Ackerfläche, dem Waldrestholzpotenzial, der Neukulturfläche und der Pflanzung



Eigene Darstellung

Durch die Reduzierung der Verkehrsemissionen ist es im Jahr 2040 über den Einsatz der Pflanzenkohle auf der bayerischen Ackerfläche potenziell möglich, bis zu 93,0 % der Emissionen zu binden. Wird Pflanzenkohle auch bei Neukulturflächen angewandt, lassen sich zusätzlich 0,5 % der Verkehrsemissionen binden. Dieses Zukunftsszenario zeigt deutlich, dass zur Einhaltung des Pariser Abkommens ein Zusammenspiel aus der Emissionsreduzierung und -bindung vorherrschen muss.

Die Diskussion über das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung führt weiter zu einem Vergleich mit anderen NET's (vgl. Tabelle 2-4). So liegt das Potenzial des BECCS-Verfahrens zwischen 3,7 bis 12,2 Gt CO_2/a, was im Mittel einem Wert von 7,9 Gt CO_2/a entspricht. Dieser Wert ist höher als das Potenzial, das weltweit durch die Pflanzenkohle allein erreicht werden kann. Bezogen auf den weltweiten Emissionen im Jahr 2021 mit 48,2 Gt CO_2 lassen sich über das BECCS-Verfahren 16,4 % der Emissionen binden (ClimateWatch, 2024). Dies stellt eine erhebliche Senkung dar und unterstreicht die Bedeutung von BECCS als eine der führenden Technologien zur Reduktion der atmosphärischen Kohlenstoffdioxidkonzentration. Im Vergleich dazu trägt die Anwendung von Pflanzenkohle weltweit zu einer Bindung von etwa 4,2 % der globalen CO_2-Emissionen bei. Die Kontrastierung zeigt, dass das BECCS-Verfahren rein auf die Entfernung von CO_2 aus der Atmosphäre bezogen eine

bedeutendere Rolle als Pflanzenkohle einnimmt. Dennoch ist der Einsatz von Pflanzenkohle als NET nicht unbedeutend. Zudem gehen mit der Verwendung der Pflanzenkohle über die Kohlenstoffbindung hinaus weitere Vorteile einher. Diese umfassen u. a. die Verbesserung der Bodenqualität und die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktivität.

Zusammenfassend fällt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial bei der Pflanzung als auch den Neukulturflächen im Vergleich zum flächendeckenden Einsatz im Ackerland gegenüber den Verkehrsemissionen in Bayern vernachlässigbar gering aus. Bezogen auf das Jahr 2019 lassen sich über die Ackerlandfläche 22,7 % der Verkehrsemissionen binden. Auf die Gesamtemissionen in Bayern bezogen reduziert sich der Wert auf 6,9 %. Weiter hat die Pflanzenkohle ein Potenzial von 4,2 % der 2019 global freigesetzten Emissionen zu binden. Im Vergleich zur BECCS-NET, welche 16,4 % der globalen Emissionen binden kann, fällt das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Pflanzenkohle geringer aus. Jedoch sollten alle NET synergetisch eingesetzt werden, um eine ausschlaggebende Klimaschutzleistung zu erzielen. Das im Vergleich zu den Emissionen gesetzte Kohlenstoff-Senkenpotenzial durch den Einsatz von Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung basiert auf der Annahme, dass über den Staatswald hinaus auch im Privatwald im Zuge der Aufforstungsmaßnahmen Pflanzenkohle zum Einsatz kommt. Dies wird nachfolgend vertiefend analysiert.

5.4.3 Vergleich der Waldfläche nach Eigentumsart

Die Annahme, dass Pflanzenkohle analog zu den Staatsforsten auch im Privatwald im Rahmen von Aufforstungsmaßnahmen eingesetzt wird und der Umfang dieser Aufforstungsflächen vergleichbar mit denen im Staatswald ist, spielt eine entscheidende Rolle für die Validität der Modellberechnungen. Weil die Daten lediglich für den Staatswald vorliegen, werden diese auf die Gesamtwaldfläche mit dem Verhältnis von gesamter Waldfläche zu Staatswald (Faktor 3,08) hochgerechnet, sodass über die Hälfte des Ergebnisses bezogen auf die gesamte bayerische Waldfläche eine theoretische Annahme basierend auf den Daten des Staatswalds ist. Von der Gesamtwaldfläche liegen 54,2 % im Privatbesitz (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus, 2024). Falls in Privatwäldern entweder weniger aufgeforstet wird oder keine Pflanzenkohle zum Einsatz kommt, hat dies Auswirkungen auf das berechnete Kohlenstoff-Senkenpotenzial. Somit ist zum einen zu einer Datenerhebung zu raten, die sich nicht nur ausschließlich auf den Staatswald bezieht, sondern sowohl den Privatwald

als den Körperschaftswald einbezieht. Weiter sind insbesondere die Privatwaldbesitzer über Informationskampagnen hinsichtlich der Verwendung von Pflanzenkohle und Bereitstellung nicht genutzter, verfügbarer Biomasse zu informieren.

Es ist ferner zu berücksichtigen, dass trotz intensiver Aufforstungsmaßnahmen die Rate der Abholzung nicht ansteigen darf, speziell wenn das geerntete Holz in Produkten mit kurzer Lebensdauer verwendet wird, wie es bei Energieholz der Fall ist. Diese Praxis kann die positiven Effekte der Kohlenstoffbindung, die durch die Verwendung von Pflanzenkohle und die Aufforstung erzielt werden, konterkarieren. Die Nutzung von Holz als Energiequelle führt zur unmittelbaren Freisetzung von Kohlenstoffdioxid, welches zuvor in der Biomasse gespeichert war. Dies neutralisiert teilweise oder gänzlich die durch die Aufforstung und den Einsatz von Pflanzenkohle erreichten Vorteile hinsichtlich der CO_2-Speicherung, da die gebundenen Emissionen wieder in die Atmosphäre entlassen werden. Damit wird die Notwendigkeit einer ausgewogenen Waldwirtschaftspolitik unterstrichen, welche sowohl die nachhaltige Nutzung von Holzressourcen als auch die Maximierung des Kohlenstoffbindungspotenzials berücksichtigt.

Die Politikgestaltung, Förderinitiativen sowie Informationskampagnen spielen eine entscheidende Rolle dabei, Privateigentümer von Wäldern zur Integration von Pflanzenkohle in ihre Aufforstungsstrategien zu motivieren.

Weil der Beitrag der Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung als eher gering im Vergleich zu dem Einsatz auf der Ackerlandfläche als auch den entstehenden Emissionen eingestuft wird, wird in der vorliegenden Analyse dieser Aspekt des Privatwaldes nicht weiter vertieft. Um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial im Rahmen der Aufforstung mithilfe von Pflanzenkohle einzuschätzen, stellt die in dieser Methodik getroffene Grundannahme eine solide Basis dar. Damit kann die Menge an Kohlenstoffdioxid abgeschätzt werden, die potenziell über die bayerischen Wälder und den Einsatz von Pflanzenkohle gebunden werden kann. Obwohl diese Menge verschwindend gering im Vergleich zu anderen NET’s oder der Nutzung von Pflanzenkohle auf der Ackerlandfläche ist, ist an dieser Stelle dazu zu raten, Pflanzenkohle trotzdem einzusetzen, um die daraus resultierenden Vorteile hinsichtlich der Bodenverbesserung und des Pflanzenwachstums zu nutzen. Jedoch sollten hierfür aus ökologischer sowie ökonomischer Sicht keine, gesonderten oder aufwendigen Prozessschritte etabliert werden, um Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung in bayerische Wälder allein zur Bereitstellung von Kohlenstoff-Senkenpotenzialen einzubringen.

Zusammenfassend sind aufgrund des Mangels an Daten Annahmen getroffen, die u. a. davon ausgehen, dass die Privatwaldbesitzer eine ähnliche Fläche wie im Staatswald mit Pflanzenkohle aufforsten. Um das zu gewährleisten, kann auf Förder- und Aufklärungskampagnen zurückgegriffen werden. Weil das Kohlenstoff-Senkenpotenzial jedoch gering ist, ist von aufwendigen Maßnahmen oder komplex etablierten Prozessschritten abzuraten. Unternehmen, die weniger Emissionen verbrauchen, können diese als Emissionszertifikate verkaufen. Nachfolgend wird dies in Bezug zu der wirtschaftlichen Einordnung hinsichtlich der Verwendung von Pflanzenkohle aufgeführt.

5.4.4 Wirtschaftliche Einordnung der Verwendung der Pflanzenkohle

Um die wirtschaftliche Effektivität der Verwendung von Pflanzenkohle für die Kohlenstoffbindung zu bewerten, wird eine Kostenvergleichsanalyse zwischen dem Preis für Kohlenstoffsenken-Zertifikate (C-Sink-Zertifikate) und den Kosten für Pflanzenkohle durchgeführt. Gemäß den aktuellen Marktdaten liegt der Preis für ein C-Sink-Zertifikat bei 170,00 \$/t CO_2 (CDR.fyi, 2024). Im Vergleich dazu belaufen sich die Kosten für Pflanzenkohle auf 470,00 \$/t (Sahoo et al., 2019). Unter Verwendung der Gleichung 6 berechnet sich, dass eine Tonne Pflanzenkohle, 2,57 Tonnen Kohlenstoffdioxid bindet. Dies führt durch den Verkauf entsprechender C-Sink-Zertifikate zu einer potenziellen Einnahme von 436,18 \$ pro Tonne Pflanzenkohle. Der resultierende Nettoverlust liegt bei 33,82 \$ pro Tonne Pflanzenkohle. Diese wirtschaftliche Diskrepanz ist in Tabelle 5-4 dargestellt, in der die Einnahmen aus dem Verkauf von C-Sink-Zertifikaten den Ausgaben für die Beschaffung von Pflanzenkohle gegenübergestellt werden.

Tabelle 5-4: Gegenüberstellung der Kosten pro Tonne Pflanzenkohle und die sich daraus ergebenen Einnahmen über das C-Sink-Zertifikat

Kosten pro Tonne Pflanzenkohle	470,00 \$
Preis des C-Sink-Zertifikats	170,00 \$/t CO_2
daraus ergibt sich der Preis des C-Zink-Zertifikats für eine Tonne Pflanzenkohle	436,18 \$
daraus ergibt sich die Differenz pro Tonne Pflanzenkohle	**–33,82 \$**

Eigene Darstellung nach: CDR.fyi, 2024; Sahoo et al., 2019

Weiterführend sind über die Division von 2,57 t CO_2 die entstehenden Kosten pro Tonne Kohlenstoffdioxid bestimmt. Die daraus resultierenden Kosten von 13,18 \$/t CO_2 sind

konsistent mit den in der Tabelle 2-4 aufgeführten Kosten. Diese variieren für die Kohlenstoffdioxidbindung mittels Pflanzenkohle zwischen 10 und 345 $/t CO_2 (Smith et al., 2023, S. 23). Diese signifikante Spanne lässt sich durch zusätzliche Kosten erklären, die über den Anschaffungspreis der Pflanzenkohle hinausgehen, wie etwa die Logistik für die Verteilung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Wiederaufforstungsgebieten. Obwohl die Kosten für die Anwendung von Pflanzenkohle diejenigen für Aufforstung und Bodenkohlenstoffspeicherung übertreffen, stellt sie eine kostengünstigere Alternative zu anderen Technologien wie dem BECCS-Verfahren, der erweiterten Verwitterung oder der Ozeandüngung dar, die ebenfalls zur Bindung von Kohlenstoffdioxid eingesetzt werden.

Die ökonomische Vorteilhaftigkeit der Verwendung von Pflanzenkohle als Bodenverbesserer und Kohlenstoffsenke kann unter Berücksichtigung verschiedener Faktoren bewertet werden. Durch die Bindung von Kohlenstoff und den Verkauf von C-Sink-Zertifikaten können die Kosten für Pflanzenkohle, welche ähnlich wie die Kosten für Pflanzendünger bei rund 470 $/t liegen, reduziert werden (Agrarmagazin, 2024; Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2024). Die Integration von Pflanzenkohle in bestehende landwirtschaftliche Systeme kann zudem durch geringe zusätzliche Kosten in Logistik und Implementierung unterstützt werden, was den Gesamtpreis des Einsatzes von Pflanzenkohle nicht stark erhöht. Ferner fördert die spezifische Eigenschaft der Pflanzenkohle, das Pflanzenwachstum durch die langsame Freisetzung von Nährstoffen (Hagemann et al., 2017). Insbesondere tritt dieser Effekt auf, wenn die Pflanzenkohle mit nährstoffreichen organischen Materialien kombiniert wird. Daraus manifestiert sich der Vorteil von einer potenziell reduzierten Notwendigkeit für zusätzliche Düngemittelapplikationen, was folglich zu weiteren Kosteneinsparungen in Bezug zu Düngemittel führen kann.

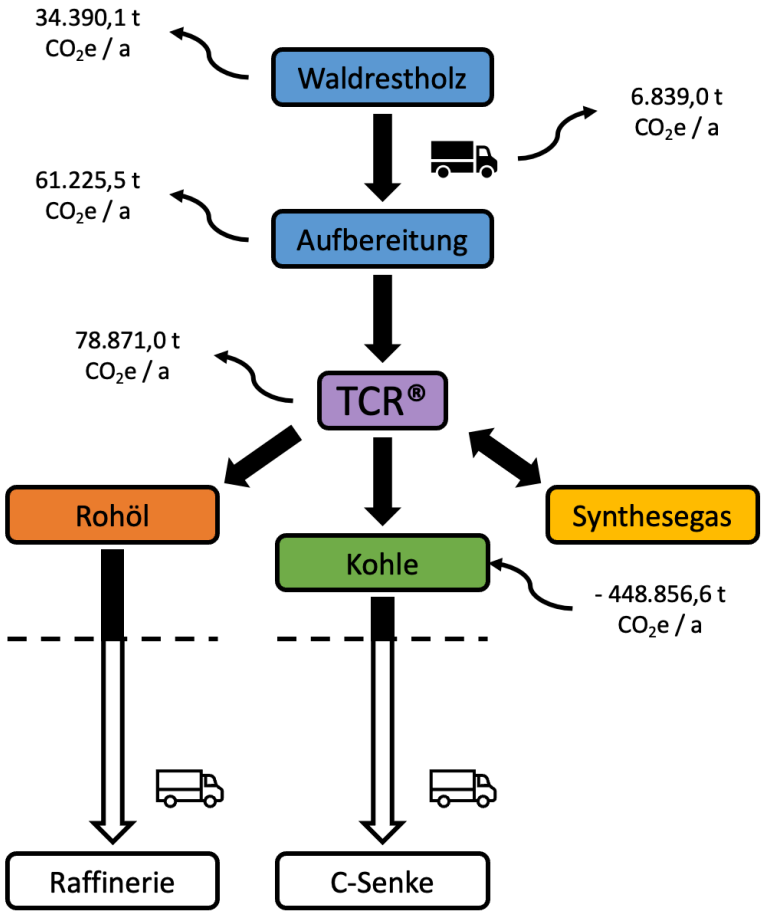
Obwohl die direkte Kohlenstoffbindung durch Pflanzenkohle in Aufforstungsprojekten eher gering ist, kann der strategische Einsatz von Pflanzenkohle zusammen mit der Möglichkeit, C-Sink-Zertifikate zu erwerben, einen wirtschaftlichen Anreiz bieten. Dieser Anreiz liegt in der potenziellen Einsparung von Düngemittel durch den Einsatz von Pflanzenkohle begründet. Daher lohnt sich der Einsatz von Pflanzenkohle, besonders in Kombination mit nährstoffreichen organischen Stoffen, nicht nur aus ökologischer, sondern auch aus ökonomischer Sicht. Aufgrund dieser Faktoren ist der Einsatz von Pflanzenkohle forstwirtschaftlich im Rahmen der Aufforstung sinnvoll, insbesondere, wenn diese ohne erheblichen Mehraufwand implementiert werden kann.

Resümierend liegen die Kosten für den Einsatz von Pflanzenkohle bei 33,82 $ pro Tonne Pflanzenkohle, was eine deutliche Kostenreduzierung gegenüber dem Einkaufspreis von 470,00 $ darstellt.

5.4.5 Einordnung in das ZENK-Projekt

Wie Abbildung 3-1 zu entnehmen, entstehen entlang der Prozesskette von der Ernte der Biomasse bis hin zur Herstellung der Produkte in der TCR-Anlage Emissionen. Diese Emissionen werden im ZENK-Projekt dem Produkt „Rohöl“ angerechnet, da dieses das Zielprodukt ist. Die Produkte Synthesegas und Pflanzenkohle sind Nebenprodukte, welchen jedoch ebenfalls eine Nutzung zugutekommt. Im Folgenden wird der Emissionsausstoß im Vergleich zum Kohlenstoff-Senkenpotenzial der Pflanzenkohle analysiert (vgl. Anhang 3). Die Betrachtung basiert auf einer Gesamtmenge von 607.736,7 t Waldrestholz, welche mit dem TCR-Verfahren neben dem Rohöl und dem Synthesegas zu Pflanzenkohle umgesetzt wird. Die Biomasse von 607.736,7 t besitzt ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 448.856,6 t CO_2 (vgl. Abbildung 5-9).

Abbildung 5-9: Illustration der Analyse des Emissionsausstoßes im Vergleich zu dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial



Eigene Darstellung nach: Anhang 3

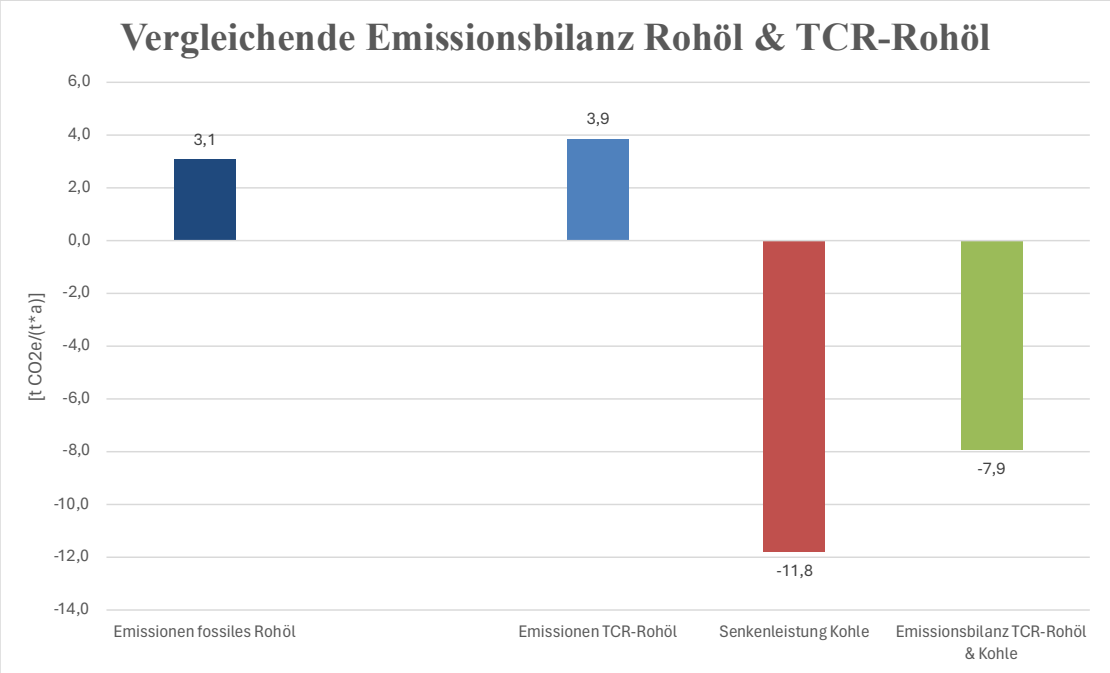
In Summe resultiert aus der Prozessabfolge eine Freisetzung von 181.325,6 t CO_2, welches durch die Herstellung von Pflanzenkohle, Rohöl und Synthesegas emittiert wird. Im Gegensatz dazu steht ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 448.856,6 t CO_2, welches durch die Anwendung der erzeugten Pflanzenkohle in der Forst- und Landwirtschaft erreicht werden kann. Durch diese Nutzung können durch 40,4 % des Kohlenstoff-Senkenpotenzials der Pflanzenkohle alle emittierten Emissionen gebunden werden. Somit trägt die bei dem TCR-Verfahren hergestellte Pflanzenkohle nicht nur zur Bindung des während des Prozesses entstandenen Kohlenstoffs bei, sondern ermöglicht zusätzlich eine weitere Nutzung von 59,6 % des ursprünglichen Kohlenstoff-Senkenpotenzials. Dies unterstreicht das Potential und den möglichen Beitrag von Karbonisierungsanlagen als NET-Verfahren.

Werden die im TCR-Verfahren emittierten Emissionen von dem Kohlenstoff-Senkenpotenzial subtrahiert, verringert sich das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der verfügbaren

Biomasse von 448.856,6 t CO_2 auf 267.531,0 t CO_2. Gegenüber den Verkehrsemissionen von Bayern im Jahr 2019 verringert sich das Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 1,6 % auf 0,9 %.

Ergänzend ist darauf hingewiesen werden, dass die CO_2-Bilanz des TCR-Rohöls mit 3,9 t CO_2 pro Tonne TCR-Rohöl oberflächlich betrachtet, bei alleiniger Anrechnung aller im Prozess entstehender Emissionen auf das TCR-Rohöl, ungünstiger erscheint als die von fossilem Rohöl, welches lediglich 3,1 t CO_2 pro Tonne Rohöl emittiert (vgl. Anhang 3). Jedoch verbessert sich diese Bilanz durch den Einsatz von Pflanzenkohle und der damit verbundenen Kohlenstoffsenke. So können über die 3,9 t CO_2 Emissionen pro Tonne TCR-Rohöl weitere 11,8 Tonnen CO_2 pro Tonne TCR-Rohöl gebunden werden. Dadurch wird die Gesamtbilanz des TCR-Rohöls hinsichtlich der CO_2-Emissionen positiver als die von fossilem Rohöl. Pro Tonne erzeugtem TCR-Rohöl können 7,9 Tonnen CO_2-Emissionen gebunden werden.

Abbildung 5-10: Vergleichende Emissionsbilanz von fossilem Rohöl mit TCR-Rohöl sowie der Kohlenstoff-Senkenleistung der im TCR-Verfahren erzeugten Pflanzenkohle



Eigene Darstellung nach: Anhang 3

Als Zwischenfazit ist festzuhalten, dass mit der entstehenden Pflanzenkohle und dem daraus resultierenden Kohlenstoff-Senkenpotenzial die entstehenden Emissionen gebunden werden können. Fortführend lassen sich 59,6 % des ursprünglichen Kohlenstoff-Senkenpotenzials der Pflanzenkohle zur Kohlenstoffbindung nutzen. Über diese inhaltliche Auseinandersetzung der Ergebnisse dieser Thesis hinaus wird abschließend die Methodik einer kritischen Reflexion unterzogen.

5.5 Diskussion der Methodik

Die methodische Herangehensweise dieser Arbeit stützt sich auf mehrere Annahmen, welche die Genauigkeit der Ergebnisse beeinflussen. Insbesondere die Annahme bezüglich des minimal erforderlichen Biomassepotenzials, das zur Herstellung der benötigten Menge an Pflanzenkohle ausreicht, bedarf weiterer Untersuchungen, um die Robustheit dieser Annahme zu bestätigen. Dies ist besonders relevant, da nicht alle erforderlichen Datenpunkte in der Literatur verfügbar sind, was die Validierung der Ergebnisse erschwert.

Zur Verbesserung der Datenbasis ist es notwendig, spezifische Informationen über die Menge der verfügbaren Biomasse und den NVD-Anteil zu erheben. Dies würde eine präzisere Einschätzung des Potenzials zur Pflanzenkohleproduktion ermöglichen. Des Weiteren sind die vorhandenen Daten, die sich auf Durchschnittswerte der Jahre 2002 und 2012 sowie den Jahren 2020 und 2023 beziehen, zwar für eine initiale Einschätzung ausreichend, jedoch bedarf es für eine umfassendere Analyse und zukünftige Prognosen aktuellerer Daten. Hier könnte die vierte Bundeswaldinventur eine wichtige Rolle spielen, um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial pro Jahr sowie zukünftige Potenziale detaillierter zu bewerten.

Ein weiterer zu untersuchender Aspekt betrifft den praktischen Einsatz und die maximale Einsatzmenge von Pflanzenkohle im Wald. Es gilt zu klären, wie Pflanzenkohle effektiv in Waldökosysteme integriert und unter Berücksichtigung ökologischer sowie ökonomischer Gesichtspunkte eingesetzt werden kann. Die Herausforderung besteht auch darin, konkrete Zahlen zur Flächenzuweisung für Jungbäume zu erhalten, da derzeit Angaben meist in Kubikmetern pro Jahr für neu hinzukommende Flächen [m^3/(ha*a)] gemacht werden. Dies erschwert die Berechnung, wie viel Pflanzenkohle pro Kubikmeter Jungbaum benötigt wird oder wie groß die Fläche für eine bestimmte Menge an Jungbäumen ist.

Zuletzt ist anzumerken, dass im Rahmen des ZENK-Projektes Holzpellets zum Einsatz kommen. Diese bestehen überwiegend aus verdichtetem Sägemehl und weisen einen vergleichsweise hohen Kohlenstoffgehalt von 93,3 % auf. Im Kontrast dazu umfasst Waldrestholz neben den Baumstämmen auch Laub und Nadeln, deren Kohlenstoffgehalt potenziell niedriger ist. Aus diesem Grund ist zu vertiefenden Untersuchungen hinsichtlich des Kohlenstoffgehalts von Waldrestholz zu raten.

Insgesamt ist die Methodik der Arbeit solide, doch die Verfügbarkeit und Genauigkeit der zugrunde liegenden Daten muss verbessert werden, um präzisere Aussagen treffen zu können. Eine Fortführung der Forschung in diesem Bereich ist daher unerlässlich, um die Potenziale der Pflanzenkohlenutzung vollständig ausschöpfen und fundierte Empfehlungen für deren Einsatz geben zu können. Basierend auf den Ergebnissen dieser Thesis werden Handlungsempfehlungen hinsichtlich des Einsatzes von Pflanzenkohle aus der nutzbaren Biomasse im bayerischen Wald formuliert.

6 Handlungsempfehlungen

Pflanzenkohle, die in Aufforstungsprojekten verwendet wird, trägt zur Erhöhung der Vitalität der Jungpflanzen bei. Ferner kann Pflanzenkohle über die Kombination mit nährstoffreichen organischen Materialien als Düngemittelersatz fungieren. Darüber hinaus eignet sich diese auch zur Bindung von Kohlenstoff und zeigt somit ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial auf. Unter der Annahme, dass Jungpflanzen, welche über Ballenpflanzung angezogen werden mit einem Topfvolumen von 0,3 L Pflanzenkohle in Höhe von 15 Vol.% hinzugegeben wird, liegt für die Ballenpflanzung in Bayern im Jahr 2023 ein Kohlenstoff-Senkenpotenzial von 155,4 t CO_2 vor. Wird dagegen die Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung mit zwei Tonnen pro Hektar angewandt, steigert sich das Kohlenstoff-Senkenpotenzial um das 216,2-Fache auf 33.591,8 t CO_2. Die Menge an Pflanzenkohle, die für die Aufforstung benötigt wird, kann dabei über die zur Verfügung stehende Biomasse aus Waldrestholz gedeckt werden. Bei vollständiger Verwendung der Biomasse im Rahmen der Aufforstung stehen noch mindestens 228.271,8 t Waldrestholz aus dem bayerischen Wald zur Verfügung. Soll über die Aufforstung hinaus auch das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der bayerischen Ackerflächen erschlossen werden, so reicht das zur Verfügung stehende Biomassepotenzial aus Waldrestholz nicht aus. Das Kohlenstoff-Senkenpotenzial von Pflanzenkohle, die auf der bayerischen Ackerlandfläche eingesetzt werden könnte (6.508.666,3 t CO_2/a), übersteigt die zur Verfügung stehende Kohlenstoff-Senkenpotenzial aus Waldrestholz um das 14,5-Fache.

Die vorliegenden Forschungsergebnisse legen nahe, dass der Einsatz von Pflanzenkohle insbesondere in Landwirtschaft hinsichtlich der Ackerlandfläche aufgrund ihres erheblichen Potenzials zur Kohlenstoffbindung großflächig gefördert werden sollte. Diese Maßnahme ist nicht nur wegen ihrer praktischen Umsetzbarkeit in der landwirtschaftlichen Nutzung von Bedeutung, sondern auch wegen des Beitrags zur Kompensation von bis zu 6,9 % der Gesamtemissionen Bayerns im Jahr 2019. In der Forstwirtschaft hingegen bedarf es weiterführender Untersuchungen zur effektiven Integration von Pflanzenkohle, speziell um die Herausforderungen bei der flächendeckenden Anwendung und die geringen Senkeneffekte bei minimalem Einsatz zu adressieren. Hierbei ist die Optimierung der Einsatzmengen und Methoden zur Einarbeitung von Pflanzenkohle in Aufforstungsprojekten von zentraler Bedeutung, da bestehende Ansätze, wie das Hinzufügen kleiner Mengen zu einzelnen Pflanztöpfen der Jungpflanzen, nur zu sehr geringen Kohlenstoff-Senkenpotenzialen führen.

Die vorliegenden Forschungsergebnisse verdeutlichen, dass Biomassepotenzial bei der Verwendung von Pflanzenkohle in Aufforstungsprojekten, auch bei der Applikation von zwei Tonnen pro Hektar, nicht vollständig ausgeschöpft wird. Selbst bei letzterer Anwendung von einer deutlich größeren Menge an Pflanzenkohle gegenüber der Anwendung bei Topfpflanzen werden nur 7,5 % des Kohlenstoff-Senkenpotenzials aus bayerischem Waldrestholz genutzt. Dieses Potenzial ist dennoch deutlich größer als bei der geringfügigen Zugabe von Pflanzenkohle bei einzelnen Jungpflanzen. Es ist daher entscheidend, weiterführend zu untersuchen, wie die effektive und flächendeckende Integration von Pflanzenkohle in Aufforstungsvorhaben umzusetzen ist. Zusätzlich sollte erforscht werden, inwieweit Pflanzenkohle in bereits bestehenden Waldbeständen eingesetzt werden kann, um eine breitere Anwendung jenseits der Beschränkung auf Jungpflanzen zu ermöglichen. Diese Untersuchungen könnten wichtige Erkenntnisse darüber liefern, wie Pflanzenkohle zur Steigerung der Kohlenstoffbindung über verschiedene forstwirtschaftliche Methoden und Entwicklungsstadien von Wäldern hinweg genutzt werden kann. So ist dazu zu raten, dass die Anwendung von Pflanzenkohle sich nicht nur im Rahmen der Aufforstung beläuft, sondern auch bestehende Waldflächen einschließt, sodass über eine größere Fläche auch eine größere Menge an Pflanzenkohle eingesetzt werden kann. Fortführend kann in dieser Thematik vertiefend untersucht werden, ob der Einsatz der Pflanzenkohle auch die Anpassungsfähigkeit des Waldes an den Klimawandel verbessert.

Ferner ist dazu zu raten, den Einsatz von Pflanzenkohle über die bisher diskutierten Anwendungsbereiche in der Land- und Forstwirtschaft hinaus zu erweitern, um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial weiter zu maximieren. Insbesondere bietet sich die Integration von Pflanzenkohle-Substraten oder in Kombination mit nährstoffreichen organischen Materialien in der Landschafts- und Gartenbauindustrie an. Dabei ist zu empfehlen, Pflanzenkohle einzusetzen, um die daraus resultierenden Vorteile hinsichtlich der Bodenverbesserung und des Pflanzenwachstums zu nutzen. Die Anwendung von Pflanzenkohle in Gärten, urbanen Landschaften, Baumplantagen und öffentlichen Grünflächen, wie Straßenränder und Parks, bietet zusätzlich das Potenzial Pflanzenkohle sowohl als Kohlenstoffsenke als auch zur Verbesserung der Bodenqualität sowie der Wasserspeicherfähigkeit einzusetzen. Durch die Beimischung von Pflanzenkohle zu den Bodensubstraten während der regulären Pflegeaktivitäten wie dem Umpflanzen von Bäumen, der Anlage von Blumenbeeten oder der Instandhaltung von Parkflächen, lässt sich deren Anwendung in bestehende Praktiken der Grünflächenpflege einbetten. Die Verwendung

von Pflanzenkohle bei Stadtbäumen findet in aktuellen Projekten nach dem Stockholmer-Modell bereits Anwendung.

Darüber hinaus sollte der Informationsaustausch und die Bereitstellung wirtschaftlicher Anreize, wie C-Sink-Zertifikate, für Privatwaldbesitzer intensiviert werden, um die breite Akzeptanz und Anwendung dieser Technologie zu fördern. Angesichts der resultierenden Kosten von 33,82 $ pro Tonne Pflanzenkohle tragen die C-Sink-Zertifikate dazu bei, Waldbesitzern und Anzuchtbetrieben einen ökonomischen Vorteil im Vergleich zum Einsatz von Düngemitteln bei der Aufzucht von Jungpflanzen zu bieten. Auch sind Anreize dazu zu schaffen, dass Privatwaldbesitzer das nicht genutzte Waldrestholz zur Weiterarbeitung zu Pflanzenkohle zur Verfügung stellen.

Die Politik sollte zur Erschließung der Potenziale wirtschaftliche Anreize in Form von Förderungen schaffen. Gefördert werden sollte zum einen die Forschung zur Optimierung der Einsatzmengen bei Ballenpflanzungen sowie Methoden zur Einarbeitung von Pflanzenkohle bei Nackt- und Samenpflanzungen. Weiterhin sollten Forschungen technischer Methoden zum großflächigen Einsatz von Pflanzenkohle im Wald gefördert werden. In der Landwirtschaft zeigen sich beim Einsatz von Pflanzenkohle nicht nur Vorteile für die Pflanzen, sondern es liegt ebenfalls ein beachtliches Kohlenstoff-Senkenpotenzial vor. Zur Erschließung dieses Potenzials sollten ebenfalls Förderungen implementiert werden. Diese sollten den Einsatz von Pflanzenkohle auf Ackerland finanziell unterstützen.

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass Pflanzenkohle die Vitalität der Jungpflanzen fördert sowie ein Potenzial zur Kohlenstoffbindung aufweist. Daher ist ein großflächiger Einsatz in der Forst- und Landwirtschaft als auch in der Garten- und Landschaftsbauindustrie empfohlen. Dabei ist dazu zu raten, Pflanzenkohle in bestehende Prozesse zu etablieren und vorwiegend als Bodenhilfsstoff zu nutzen sowie im Nebeneffekt von der Kohlenstoffbindung zu profitieren. Wird Pflanzenkohle aus bayerischem Waldrestholz in bayerischen Waldflächen eingesetzt, liegt ein nachhaltiger Nährstoffkreislauf vor.

7 Zusammenfassung und Fazit

Abschließend werden in diesem Kapitel die wesentlichen theoretischen Grundlagen, die Empirie und die Ergebnisse dieser Arbeit zusammengefasst. Darauffolgend werden in einem Fazit die Schlussfolgerungen der Arbeit zusammengefasst. Abschließend wird der fortführende Forschungsbedarf aufgezeigt.

7.1 Zusammenfassung

Der Wald kann aus der juristischen, ökonomischen, vegetationsstrukturellen und ökologischen Perspektive betrachtet werden. In dieser Thesis ist der Wald als eine zusammenhängende Fläche definiert, die mit Forstpflanzen bestückt und zur nachhaltigen Holzbewirtschaftung genutzt wird. Dabei nimmt der Wald eine Nutz-, Schutz-, Sozial- und Kulturfunktion ein, die sich oft in einem Spannungsverhältnis zueinander befinden. Die Nutzfunktion bezieht sich auf die Bereitstellung von Holz und anderen natürlichen Ressourcen, die ökonomisch genutzt werden können. Die Schutzfunktion des Waldes umfasst den Erhalt von Bodenstabilität und Wasserhaushalt sowie den Schutz vor Naturkatastrophen, während die Sozialfunktion Erholungs- und Freizeitmöglichkeiten für Menschen bietet. Die kulturelle Funktion betont die Bedeutung des Waldes für die Erhaltung der Biodiversität und kultureller Werte. Ferner dient der Wald global betrachtet als Kohlenstoffspeicher. Die Speicherung erfolgt hauptsächlich im oberirdischen Teil des Baumes. In Deutschland bedecken Wälder etwa ein Drittel der gesamten Bodenfläche, wobei Bayern einen überdurchschnittlich hohen Waldanteil von 35,3 % aufweist. Der bayerische Wald ist mehrheitlich in Privatbesitz und zeigt aufgrund klimatischer Veränderungen und Schädlingsbefall wie dem Borkenkäfer dynamische Veränderungen. Die bayerischen Wälder sind zu rund 80 % mit Fichten, Kiefern, Buchen und Eichen bewachsen. Fichten und Kiefern finden primär Verwendung Bauholzindustrie und als Holzwerkstoffe. Buchen und Eichen werden vermehrt zu Papier und Pappe weiterverarbeitet oder als Brennholz und Pellets weiterverarbeitet. Sterben die Bäume in den Wäldern ab oder werden diese geerntet, entsteht neben dem Derbholz auch das NVD sowie das Waldrestholz. Letzteres wird häufig zu Hackschnitzeln weiterverarbeitet und für die Energieerzeugung genutzt.

Werden die abgestorbenen Bäume durch Jungpflanzen ersetzt, wird von Verjüngung und Aufforstung gesprochen. Es wird unterschieden zwischen natürlicher Verjüngung, die ohne menschlichen Eingriff durch Samenflug oder Wurzelbrut erfolgt, und künstlicher Verjüngung, bei der junge Bäume durch menschliche Maßnahmen wie Saat oder

Pflanzung gezielt etabliert werden. Die Aufforstung bezieht sich auf die Neubegründung von Wäldern auf zuvor waldlosen Flächen oder die Wiederherstellung von Wäldern auf zuvor bewaldeten, aber gerodeten oder geschädigten Flächen. Diese Prozesse sind reguliert durch Gesetze, die eine Rekultivierung innerhalb bestimmter Fristen fordern, um die nachhaltige Bewirtschaftung und ökologische Funktionen der Wälder zu sichern. Entscheidend für die Aufforstung und Verjüngung ist die Vitalität von Jungpflanzen. Diese wird als Indikator für deren Fähigkeit zur Anpassung und zum Überleben unter verschiedenen Umweltbedingungen verwendet. Die Vitalität wird durch Merkmale wie Sprosshöhe, Stammdurchmesser, Wurzelmasse und Trockenheitsresistenz bestimmt, welche die Fähigkeit der Pflanzen zur Photosynthese, Wasser- und Nährstoffaufnahme und Widerstandsfähigkeit gegenüber Stressfaktoren anzeigen. Eine hohe Vitalität fördert nicht nur das Wachstum und die Überlebensrate der Jungpflanzen in ihren kritischen Entwicklungsphasen, sondern auch deren Fähigkeit, sich effektiv in das bestehende Ökosystem zu integrieren.

Die Aufforstung von Wäldern ist eine NET, die darauf abzielt, Kohlenstoff zu binden und so negative Emissionen zu erzielen. Negative Emissionen beziehen sich auf Prozesse und Technologien, die Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre entfernen und dauerhaft speichern, um die Konzentrationen von Treibhausgasen zu reduzieren. Das Ziel von NET's ist es, den anthropogenen Klimawandel zu bekämpfen und die global gesetzten Temperaturziele zu erreichen. Diese Technologien umfassen eine Vielzahl von Ansätzen wie die BECCS, Bodenkohlenstoffspeicherung, erweiterte Verwitterung von Gesteinen, die Ozeandüngung und den Einsatz von Pflanzenkohle. Letzteres wird über die Pyrolyse von Biomasse hergestellt. In diesem Prozess wird der in der Biomasse enthaltende Kohlenstoff in eine stabile Form umgewandelt, sodass dieser über Jahrtausende im Boden beständig bleiben kann. Über die Eigenschaft der Kohlenstoffbindung hinaus dient Pflanzenkohle auch der Bodenverbesserung, wo sie zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, zur Verbesserung der Wasserrückhaltefähigkeit und zur Reduktion von Nährstoffauswaschung beiträgt. Darüber hinaus wird sie in der Landwirtschaft eingesetzt, um die Bodenstruktur zu verbessern und das Pflanzenwachstum zu fördern.

In der Forschungsmethodik wird das Biomassepotenzial und das Kohlenstoff-Senkenpotenzial sowie der Einsatz von Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung bayerischer Wälder berechnet. Diese Berechnungen basieren auf Daten, die durch eine umfassende Literaturrecherche ermittelt wurden.

7.2 Fazit

Die Literaturrecherche zeigt, dass der Einsatz von Pflanzenkohle in der Aufforstung bayerischer Wälder zur Steigerung der Vitalität von Jungpflanzen beiträgt, indem er die Bodenqualität verbessert und das Wurzelwachstum sowie die Trockenheitsresistenz der Pflanzen fördert. Die berechneten Ergebnisse belegen, dass vorhandenes, nicht genutztes Waldrestholz in den bayerischen Wäldern ausreichend ist, um den Bedarf an Pflanzenkohle für Pflanzungen und Neukulturflächen zu decken. Demnach liegt nach Verwendung der maximalen Menge an Pflanzenkohle im Rahmen der Aufforstung eine überschüssige Menge an Biomasse von mindestens 228.271,8 t vor. Das resultierende Kohlenstoff-Senkenpotenzial durch den Einsatz von Pflanzenkohle beläuft sich auf mindestens 155,4 t CO_2 bis maximal 33.591,8 t CO_2.

Die Einordnung der Ergebnisse in den Kontext zeigt, dass das Kohlenstoff-Senkenpotenzial bei der Verwendung geringer Mengen Pflanzenkohle in der bayerischen Aufforstung zwar existiert, jedoch im Vergleich zur landwirtschaftlichen Anwendung mit durchschnittlich 6.508.666,3 t CO_2/a wesentlich geringer ausfällt. Dabei bindet die Anwendung der Pflanzenkohle auf dem bayerischen Ackerland bis zu 22,7 % der Verkehrsemissionen des Jahres 2019 in Bayern. Die in den bayerischen Wäldern befindliche Biomasse hat das Potenzial 1,6 % der Verkehrsemissionen zu binden. Die Prognosen der Emissionsreduzierung im Verkehrssektor zeigen, dass für die Erreichung der Ziele des Pariser Abkommens eine Kombination aus Emissionsreduktion und -bindung erforderlich ist. So lassen sich 93,0 % der Verkehrsemissionen im Jahr 2040 durch die Pflanzenkohle, die auf Ackerland aufgebracht wird, binden. Die Kosten für Pflanzenkohle liegen durch die Nutzung von C-Sink-Zertifikaten dabei bei 33,80 $ pro Tonne Pflanzenkohle, was im Vergleich zum ursprünglichen Einkaufspreis von 470,00 $ Tonne Pflanzenkohle eine erhebliche Kostenreduktion darstellt. Pflanzenkohle kann darüber hinaus in Verbindung mit nährstoffreichen organischen Materialien als Bodenverbesserer und Nährstoffdepot dienen.

Schlussendlich zeigt die Analyse, dass nach Abzug der im TCR-Verfahren emittierten Emissionen das Kohlenstoff-Senkenpotenzial der verfügbaren Biomasse im bayerischen Wald sich von 448.856,6 t CO_2 auf 267.531,0 t CO_2 reduziert. Damit liegen 59,6 % des ursprünglichen Potenzials zur Bindung von Kohlenstoff vor.

Auf dieser Grundlage ist dazu zu raten, die Anwendung von Pflanzenkohle über die Grenzen der Aufforstung hinaus auszuweiten und insbesondere in der Landwirtschaft

sowie im Garten- und Landschaftsbau einzusetzen, um das Kohlenstoff-Senkenpotenzial zu maximieren. Der großflächige Einsatz von Pflanzenkohle kann nicht nur zur Bodenverbesserung und zur Erhöhung der Wasserretention beitragen, sondern auch zur Reduktion von Kohlenstoffdioxid-Emissionen führen. Es ist ebenfalls empfehlenswert, forstwirtschaftliche Methoden weiterzuentwickeln, um die Integration von Pflanzenkohle in bestehende Waldbestände zu optimieren und dadurch deren Kohlenstoffbindungskapazität zu erhöhen. Darüber hinaus sollten über die wirtschaftlichen Anreize wie C-Sink-Zertifikate informiert werden, um die Adoption dieser Praktiken zu fördern und Waldbesitzern einen zusätzlichen ökonomischen Anreiz zu bieten. Letztlich sollte das Potenzial von Pflanzenkohle vollständig genutzt werden, indem sie als nachhaltiger Bodenhilfsstoff in der Landwirtschaft und zur Bodenverbesserung in städtischen sowie ländlichen Grünanlagen eingesetzt wird.

7.3 Ausblick und zukünftiger Forschungsbedarf

Zukünftige Forschungen sollten sich auf die Bestimmung der optimalen und maximalen Menge an Pflanzenkohle konzentrieren, die bei Aufforstungsprojekten eingesetzt werden kann, um die größtmögliche Effizienz und Kohlenstoffbindung zu erreichen. Dabei ist es auch entscheidend, technische Methoden zu entwickeln und zu optimieren, die eine effektive Integration von Pflanzenkohle in Aufforstungsmaßnahmen ermöglichen. Ferner ist es wichtig zu untersuchen, ob Pflanzenkohle auch in bestehenden Waldbeständen zur Verbesserung der Bodenqualität und zur Erhöhung der Kohlenstoffsequestrierung eingesetzt werden kann, ohne die natürlichen Ökosysteme zu stören.

Literaturverzeichnis

Agrarmagazin (2024). *Düngerpreise: Düngemittel Preise 2024* [online]. Verfügbar unter https://magazin.agrimand.com/duengerpreise-2024 (abgerufen am 07. September 2024).

Anderson, K. & Peters, G. (2016). The trouble with negative emissions, *Science (New York, N.Y.)*, Vol. 354, No. 6309, S. 182–183.

Bartsch, N. & Röhrig, E. (2016). *Waldökologie*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.

Bartsch, N., Röhrig, E. & von Lüpke, B. (2020). *Waldbau auf ökologischer Grundlage*, 8. Aufl., Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.

Bayerische Staatsforsten AöR (2023). *Statistikband 2023* [online]. Verfügbar unter https://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/BaySF_Statistikband_2023.pdf (abgerufen am 12. August 2024).

Bayerisches Landesamt für Statistik (2022). *Mehr Gerste auf Bayerns Feldern, Sojabohnen und Sonnenblumen gewinnen stark an Bedeutung: Bayerns bedeutendste Kulturpflanze bleibt der Mais* [online]. Verfügbar unter https://www.statistik.bayern.de/presse/mitteilungen/2022/pm222/index.html (abgerufen am 20. August 2024).

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2021). *Kulturbegründung und Jungwuchspflege; Wegweiser für bayerische Waldbesitzer* [online]. Verfügbar unter https://waldbauverein-sha.de/wp-content/uploads/2024/03/BaySF-Heft_Pflanzung.pdf (abgerufen am 12 August 2024).

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus (StMELF)(Hrsg.) (2024). *Wald in Zahlen* [online]. Verfügbar unter https://www.stmelf.bayern.de/wald/forstverwaltung/wald-in-zahlen-fakten-ueber-bayerns-waelder/index.html (abgerufen am 1. August 2024).

Beisbart, C. (2015) Wie viel Experiment braucht die Physik?, *Physik in unserer Zeit*, Vol. 46, No. 6, S. 281–287.

Berr, K. & Jenal, C. (2022). *Wald in der Vielfalt möglicher Perspektiven*, Wiesbaden, Springer Fachmedien Wiesbaden.

BMEL (2016). *Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012* [online]. Verfügbar unter https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/BMEL_BWI_Bericht_Ergebnisse_2012_RZ02_web-4.pdf (abgerufen am 10. August 2024).

BMEL (2024a). *Wald in Deutschland – Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur* [online]. Verfügbar unter https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/bundeswaldinventur.html (abgerufen am 15. August 2024).

BMEL (2024b). *Bundeswaldinventur – Fachbegriffe und Abkürzungen* [online]. Verfügbar unter https://www.bundeswaldinventur.de/service/fachbegriffe-und-abkuerzungen#c7937 (abgerufen am 2. August 2024).

Borghesi, S., Pahle, M., Perino, G., Quemin, S. & Willner, M. (2023). The Market Stability Reserve in the EU Emissions Trading System: A Critical Review, *Annual Review of Resource Economics*, Vol. 15, No. 1, S. 131–152.

Brasseur, G. P., Jacob, D. & Schuck-Zöller, S. (2017). *Klimawandel in Deutschland*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.

Brewer, C. & Levine, J. (2015). Weight or Volume for Handling Biochar and Biomass?, *Biochar Journal* [online]. Verfügbar unter https://www.biochar-journal.org/en/ct/71 (abgerufen am 12. August 2024).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2023) *Ergebnisse der Waldzustanderhebung 2022* [online], Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldzustandserhebung-2022.pdf?__blob=publicationFile&v=6 (abgerufen am 1. August 2024).

Carbuna AG (2017). *Pflanzgruben in der Stadt Stockholm – ein Handbuch 2017* [online]. Verfügbar unter https://cdn.shopify.com/s/files/1/0588/0152/0800/files/Pflanzgruben_in_der_Stadt_Stockholm_2017_2024__V0.1_20240325.pdf?v=1711441066 (abgerufen am 26. August 2024).

Carton, W., Asiyanbi, A., Beck, S., Buck, H. J. & Lund, J. F. (2020). Negative emissions and the long history of carbon removal, *WIREs Climate Change*, Vol. 11, No. 6.

CDR.fyi (2024). *CDR.fyi* [online]. Verfügbar unter https://www.cdr.fyi/ (abgerufen am 20. Juni 2024).

Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I. C. G. & Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration, *Ambio*, Vol. 45, No. 5, S. 538–550.

ClimateWatch (2024). *Höhe der weltweiten Treibhausgasemissionen in den Jahren 1990 bis 2021 (in Milliarden Tonnen CO_2-Äquivalent) [Graph].* [online]. Verfügbar unter https://de.statista.com/statistik/daten/studie/311924/umfrage/treibhausgasemissionen-weltweit/ (abgerufen am 20. August 2024).

Destatis (2019). *Basistabelle Waldfläche* [online]. Verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Laender-Regionen/Internationales/Thema/Tabellen/Basistabelle_WaldFlaeche.html

Destatis & Statistisches Bundesamt (2022). *Forstwirtschaftliche Bodennutzung – Holzeinschlagsstatistik 2021* [online]. Verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/Publikationen/Downloads-Wald-und-Holz/holzeinschlag-2030331217004.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am 15 August 2024).

Dunger, K., Stümer, W., Oehmchen, K., Riedel, T. & Bolte, A. (2008). *Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung: Ergebnisse einer Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventur-Basis.* [online]. Verfügbar unter https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dk042630.pdf (abgerufen am 31. Juli 2024).

EBC (2012–2023). *European Biochar Certificate – Richtlinien für die Zertifizierung von Pflanzenkohle*, Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland [online]. Verfügbar unter https://www.european-biochar.org/media/doc/2/version_de_10_3.pdf (abgerufen am 19 August 2024).

EDGAR/JRC (2023). *Verteilung der CO_2-Emissionen weltweit nach Sektor 2022.* [online], Statista GmbH. Verfügbar unter https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167957/umfrage/verteilung-der-co-emissionen-weltweit-nach-bereich/ (abgerufen am 20. August 2024).

Elkhlifi, Z., Iftikhar, J., Sarraf, M., Ali, B., Saleem, M. H., Ibranshahib, I., Bispo, M. D., Meili, L., Ercisli, S., Torun Kayabasi, E., Alemzadeh Ansari, N., Hegedűsová, A. & Chen, Z. (2023). Potential Role of Biochar on Capturing Soil Nutrients, Carbon Sequestration and Managing Environmental Challenges: A Review, *Sustainability*, Vol. 15, No. 3, S. 2527.

Englert, H., Rosenkranz, L. & Seintsch, B. (2018). Abschätzung des nicht verwerteten Derbholzes, *AFZ Der Wald* 73(23), S. 14–16.

Environmental Justice (o. J.). *Forest economics.* [online]. Verfügbar unter http://www.envjustice.org/2013/01/forest-economics/ (abgerufen am 31. Juli 2024).

Fachverband Pflanzenkohle e. V. (2024). *Viele Namen – große Unterschiede: Biokohle, Pflanzenkohle, HTC-Kohle – German Biochar e. V.* [online]. Verfügbar unter https://german-biochar.org/viele-namen-grosse-unterschiede-biokohle-pflanzenkohle-htc-kohle-2/ (abgerufen am 6. August 2024).

Felbermeier, B. & Mosandl, R. (2011). Die Buche: Neue Perspektiven für Europas dominierende Laubbaumart, *LWF*, No. 85 [online]. Verfügbar unter https://mediatum.ub.tum.de/doc/1126110/document.pdf (abgerufen am 1 August 2024).

FfE (2023). *Bayernplan Energie 2040 – Wege zur Treibhausgasneutralität* [online]. Verfügbar unter https://bayernplan-energie.ffe.de/BayernplanEnergie2040_Abschlussbericht.pdf#page=72 (abgerufen am 20 August 2024).

Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e. V. (2022) *Projektantrag an das Bayerische Staatsministerium für Wirtschaft, Landesentwicklung und Energie,* [online], München.

Fraunhofer UMSICHT (2024). TCR-Technologie: CO_2-netrale Energieträger aus biogenen Reststoffen [online]. Verfügbar unter https://www.umsicht-suro.fraunhofer.de/de/unsere-loesungen/tcr-technologie.html (abgerufen am 03 September 2024)

Fuss, S., Jones, C. D., Kraxner, F., Peters, G. P., Smith, P., Tavoni, M., van Vuuren, D. P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Milne, J., Moreira, J. R., Nakicenovic, N., Sharifi, A. & Yamagata, Y. (2016). Research priorities for negative emissions, *Environmental Research Letters*, Vol. 11, No. 11, S. 1–12.

Gömann, H & Fick, J (Hrsg.) (2021.) *Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Klimawandel*, Wiesbaden, Germany, Springer Spektrum.

Göttlein, A. (2021). Auf der Suche nach einem besseren Baumschulsubstrat, *Wald und Mehr*, S. 42–43 [online]. Verfügbar unter https://www.lfl.bayern.de/mam/cms04/boden-klima/dateien/a129_auf_der_suche_nach_einem_besseren_baumschulsubstrat.pdf (abgerufen am 12. August 2024).

Gross, A., Bromm, T. & Glaser, B. (2021). Soil Organic Carbon Sequestration after Biochar Application: A Global Meta-Analysis, *Agronomy*, Vol. 11, No. 12, S. 1–21.

Grossnickle, S. C. (2012) Why seedlings survive: influence of plant attributes, *New Forests*, Vol. 43, 5–6, S. 711–738.

Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H.-P., Kammann, C. I., Harter, J., Borch, T., Young, R. B., Varga, K., Taherymoosavi, S., Elliott, K. W., McKenna, A., Albu, M., Mayrhofer, C., Obst, M., Conte, P., Dieguez-Alonso, A., Orsetti, S., Subdiaga, E., Behrens, S. & Kappler, A. (2017). Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility, *Nature communications*, Vol. 8, No. 1, S. 1–11.

Hauck, M., Leuschner, C. & Homeier, J. (2020) *Klimawandel und Vegetation – Eine globale Übersicht*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.

He, Y., Yao, Y., Ji, Y., Deng, J., Zhou, G., Liu, R., Shao, J., Zhou, L., Li, N., Zhou, X. & Bai, S. H. (2020). Biochar amendment boosts photosynthesis and biomass in C 3 but not C 4 plants: A global synthesis, *GCB Bioenergy*, Vol. 12, No. 8, S. 605–617.

Hoch, G. & Steyrer, G. (2020) *Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel* [online]. https://ccca.ac.at/fileadmin/00_DokumenteHauptmenue/02_Klimawissen/FactSheets/31_zunehmende_schaeden_durch_borkenkaefer_202008.pdf (abgerufen am 20 Juli 2024)

IPCC (2023) *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp., doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.

Joseph, S., Cowie, A. L., van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M. L., Graber, E. R., Ippolito, J. A., Kuzyakov, Y., Luo, Y., Ok, Y. S., Palansooriya, K. N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z. & Lehmann, J. (2021). How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar, *GCB Bioenergy*, Vol. 13, No. 11, S. 1731–1764.

Klug, P. (2005). *Vitalität und Entwicklungsphasen bei Bäumen*, ProBaum, No. 1 [online]. Verfügbar unter https://www.baumpflege-lexikon.de/fileadmin/user_upload/Stadtbaumleben/Fachartikel/Vitalitaet_ProBaum.pdf (abgerufen am 8. August 2024).

Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2024). *Düngemittelpreise* [online]. Verfügbar unter https://www.lksh.de/landwirtschaft/markt/duengemittelpreise/ (abgerufen am 07. September 2024).

Lehmann, J & Joseph, S (Hrsg.) (2024) *Biochar for environmental management: Science, technology and implementation*, Abingdon, Oxon, New York, NY, Routledge.

Lerchenmüller, H., Bier, H., Gerber, H., Huber, M., Junginger, H., Kray, D., Lange, J. & Nilsen, P. (2020). *EBI Whitepaper. Mit Pflanzenkohle basierten Kohlenstoffsenken dem Klimawandel entgegenwirken*, Freiburg.

Liggieri, K & Müller, O (Hrsg.) (2019). *Mensch-Maschine-Interaktion: Handbuch zu Geschichte – Kultur – Ethik*, Berlin, Germany, J.B. Metzler Verlag.

Mantau, U. (2023). Holzrohstoffbilanzierung, Kreislaufwirtschaft und Kaskadennutzung – 20 Jahre Rohstoffmonitoring Holz, *FNR*, FKZ: 22015918 [online]. Verfügbar unter https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2024/Mediathek/FNR_Brosch_Rohstoffmonitoring_Holz_2024.pdf (abgerufen am 12 August 2024).

Nettersheim, N. (2024). Pflanzenkohle für Topfpflanzen benutzen [Anleitung], *keep it grün*, 10. Januar [online]. Verfügbar unter https://keep-it-gruen.de/pflanzenkohle-im-blumentopf/ (abgerufen am 16. August 2024).

Oliveira, F. R., Patel, A. K., Jaisi, D. P., Adhikari, S., Lu, H. & Khanal, S. K. (2017). Environmental application of biochar: Current status and perspectives, *Bioresource technology*, Vol. 246, S. 110–122.

Pietsch, L. (2013). Der Konflikt zwischen Klima- und Naturschutz bei der energetischen Verwendung von Waldrestholz, *Natur und Recht*, Vol. 35, No. 1, S. 29–32.

Saam (2019) *Simulieren und Entscheiden*, Springer Fachmedien Wiesbaden.

Sahoo, K., Bilek, E., Bergman, R. & Mani, S. (2019). Techno-economic analysis of producing solid biofuels and biochar from forest residues using portable systems, *Applied Energy*, Vol. 235, S. 578–590 [online]. DOI: 10.1016/j.apenergy.2018.10.076.

Schmidt, H. P., Abiven, S., Hagemann, N. & Meyer zu Drewer, J. (2022). Permanence of soil applied biochar: An executive summary for Global Biochar Carbon Sink certification, *The Biochar Journal*, Vol. 43, No. 7, S. 69–74 [online]. Verfügbar unter https://www.biochar-journal.org/tbj/media/doc/1673013242122.pdf (abgerufen am 6 August 2024).

Schmidt, H.-P., Hagemann, N., Abächerli, F., Leifeld, J. & Bucheli, T. (2021). Pflanzenkohle in der Landwirtschaft. Hintergründe zur Düngerzulassung und Potentialabklärung für die Schaffung von Kohlenstoff-Senken, *Agroscope Science*, 112, 2021, S. 1–71.

Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Sánchez Monedero, M. A. & Cayuela, M. L. (2021). Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses, *GCB Bioenergy*, Vol. 13, No. 11, S. 1708–1730.

Schmidt, H.-P., Kammann, C. & Hagermann, N. (2024). Global Biochar C-Sink Standard, *Ithaka Institue, Arbaz Schwitzerland* [online]. Verfügbar unter https://www.carbon-standards.com/docs/transfer/4000039EN.pdf (abgerufen am 12. August 2024).

Smith, S., Geden, O., Gregory F Nemet, Matthew Gidden, William F Lamb, Carter Powis, Rob Bellamy, Max Callaghan, Annette Cowie, Emily Cox, Sabine Fuss, Thomas Gasser, Giacomo Grassi, Jenna Greene, Sarah Lueck, Aniruddh Mohan, Finn Müller-Hansen, Glen Peters, Yoga Pratama, Tim Repke, Keywan Riahi, Felix Schenuit, Jan Steinhauser, Jessica Strefler, Jose Maria Valenzuela & Jan Minx (2023). *State of Carbon Dioxide Removal – 1st Edition*.

Spilker, G. & Nugent, N. (2022). Voluntary carbon market derivatives: Growth, innovation & usage, *Borsa Istanbul Review*, Vol. 22, S. 109–118.

Statistisches Bundesamt (2023). *Flächengröße des Waldes nach Bundesländern* [online]. Verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/Tabellen/waldflaeche-bundeslaender.html (abgerufen am 30. Juli 2024).

Stimm, K., Hiendlmeier S., Hayashi, M. & Borchert, H. (2022). Energieholzmarkt Bayern 2020, *Abschlussbericht* [online]. Verfügbar unter https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/energieholzmarktbericht_2020.pdf (abgerufen am 12. August 2024).

Stümpfig, M. (2024). *Bayern – Kein Premiumland beim Klimaschutz: Neue Zahlen zu Klima-Emissionen in Bayern zeigen, dass die Staatsregierung eine katastrophale Klimabilanz hat. Nur 15 % Reduktion wurden in den letzten 30 Jahren erreicht.* [online]. Verfügbar unter https://www.martin-stuempfig.de/news/detailansicht/article/bayern-kein-premiumland-beim-klimaschutz (abgerufen am 20 August 2024).

Tanzer, S. E. & Ramírez, A. (2019). When are negative emissions negative emissions?, *Energy & Environmental Science*, Vol. 12, No. 4, S. 1210–1218.

Thees, O & Lemm, R (Hrsg.) (2009). *Management zukunftsfähige Waldnutzung*, vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.

Thomas, F. (2018). *Grundzüge der Pflanzenökologie*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.

Thomas, S. C. & Gale, N. (2015). Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses, *New Forests*, Vol. 46, 5–6, S. 931–946.

Thünen-Institut (2012). *Dritte Bundeswaldinventur 2012* [online], Thünen-Institut. Verfügbar unter https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Dbschema=%5bvdbwo07-bs%5cvdbwo07%5d.mt_bwi2012_bl.Z1PA&Archiv_Datum=2014-7-29+14%3a30%3a40.527&inv=BWI2012&x=K2++++&y=Gebiet&Zeit=212&Gebiet=&K1=9999&K2=&K3=9999&K4=9999&K5=9999&K6=-1&K7=-1&K8=-1&K9=-1&xtab=hr_x_k2_public&ytab=hr_x_gebiet_public&klass=hr_klassmerkmale_public&varianz=Varianz&znr=11742&zusatz=&Fuer=Deutschland%2c+Vereinigungsfl%u00e4che+Holzboden+beider+Inventuren%2c++begehbarer+Wald**%2c+einschlie%u00dflich+L%u00fccken+in+der+Bestockung+bzw.+im+Bestand%2c+genutzte+B%u00e4ume+ab+7+cm+Bhd+aller+Bestandesschichten%2c+bestandesintern%2c+Baumvolumen%3a+BDat3.0+(Spline-Funktion%2c+2013)%2c+Sloboda+(Wachstum)%2c+Raster%3a+16km%u00b2%3a+NI%2c+NW%2c+HE%2c+SL%2c+BY%2c+BE%2c+BB%2c+ST%2c+TH+%2f+8km%u00b2%3a+NI%2c+BY%2c+SN%2c+TH+%2f+4km%u00b2%3a+SH%2c+RP%2c+BW%2c++MV++(Schnittmenge+Inventurnetz+f%u00fcr+BWI+Periode+2002-2012)%3b+reeller+Fl%u00e4chenbezug+(gem%u00e4%u00df+Trakteckenanteil)&xypuffer=&Ziel=&Filter=Periode%3d2002-2012+%3b+&Title=+Vorrat+(Erntefestma%u00df+o.R.)+des+genutzten+Bestandes++%5b1000+m%u00b3%2fa%5d+nach+Land+und+Baumartengruppe&yTitle=Vorrat+(Erntefestma%u00df+o.R.)+des+genutzten+Bestandes++%5b1000+m%u00b3%2fa%5d&Fehler=0&dbInstanz=vdbwo07-bs%5cvdbwo07&dbname=mt_bwi2012_bl&dbIP=134.110.2.68%2c21433&dbsch=Z1PA&spk=D&hr_x_k1=hr_x_k1_public&hr_x_k2=hr_x_k2_public&hr_x_k3=hr_x_k3_public&hr_x_k4=hr_x_k4_public&hr_x_k5=hr_x_k5_public&hr_x_k6=hr_x_k6&hr_x_k7=hr_x_k7&hr_x_k8=hr_x_k8&hr_x_k9=hr_x_k9&hr_x_gebiet=hr_x_gebiet_public&hr_x_zeit=hr_x_zeit_public&zieltab=hr_zielmerkmale_public&proz=False (abgerufen am 26. August 2024).

Tyka, M. D., van Arsdale, C. & Platt, J. C. (2022). CO_2 capture by pumping surface acidity to the deep ocean, *Energy & Environmental Science*, Vol. 15, No. 2, S. 786–798.

Umweltbundesamt (2016). Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, Dessau-Roßlau [online]. Verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/polyzyklische_aromatische_kohlenwasserstoffe.pdf (abgerufen am 04. September 2024)

Umweltbundesamt (2024) *Verteilung der CO_2-Emissionen in Deutschland nach Quellgruppe im Jahr 2023 [Graph]*, Statista [online]. Verfügbar unter https://de.statista.com/statistik/daten/studie/37595/umfrage/anteil-einzelner-sektoren-an-den-co2-emissionen-in-deutschland/ (abgerufen am 20. August 2024).

Wang, J. & Wang, S. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 227, S. 1002–1022.

Weber, K. & Quicker, P. (2018) Properties of biochar, *Fuel*, Vol. 217, S. 240–261.

Williamson, P., Wallace, D. W., Law, C. S., Boyd, P. W., Collos, Y., Croot, P., Denman, K., Riebesell, U., Takeda, S. & Vivian, C. (2012). Ocean fertilization for geoengineering: A review of effectiveness, environmental impacts and emerging governance, *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 90, No. 6, S. 475–488.

Wohlgemuth, T., Gallien, L. & Zimmermann, N. (2016) Verjüngung von Buche und Fichte im Klimawandel, in, S. 115–135.

Wördehoff, R., Spellmann, H., Evers, J. & Nagel, J. (2011). *Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen*, Göttingen, Universitätsverlag Göttingen c/o SUB Göttingen.

Xiang, Y., Deng, Q., Duan, H. & Guo, Y. (2017). Effects of biochar application on root traits: a meta-analysis, *GCB Bioenergy*, Vol. 9, No. 10, S. 1563–1572.

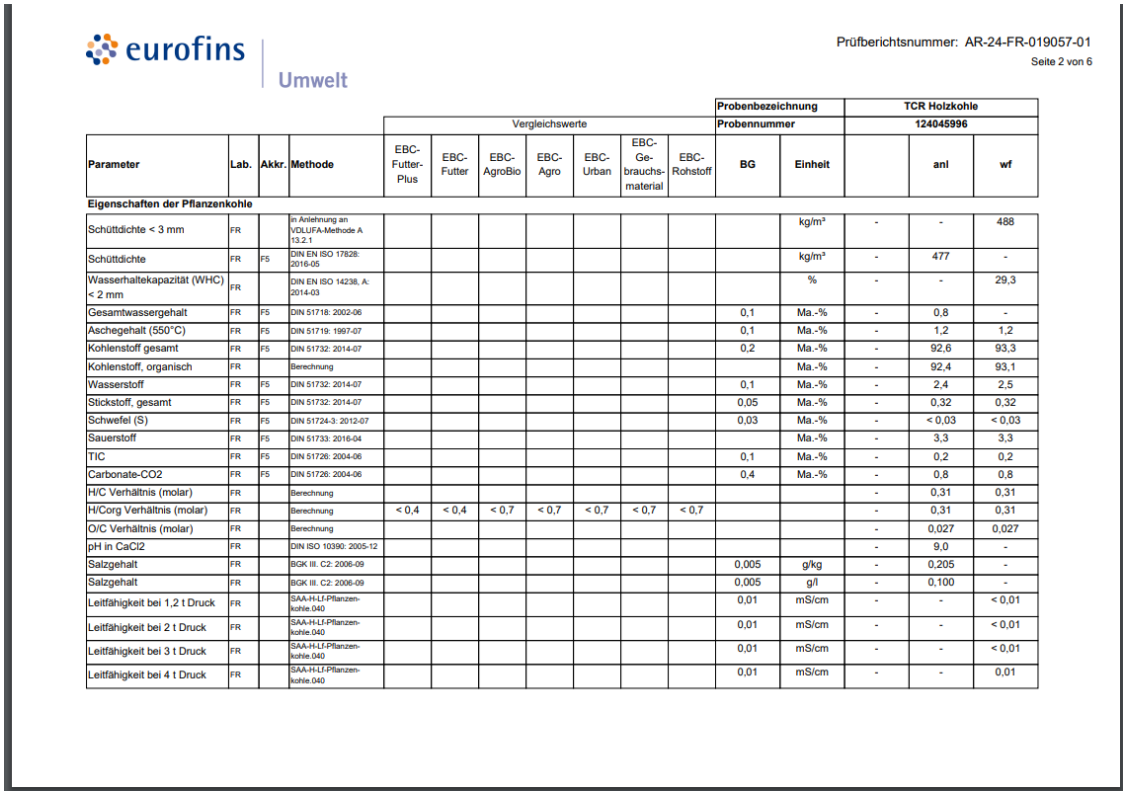
Yin, J., Zhao, L., Xu, X., Li, D., Qiu, H. & Cao, X. (2022). Evaluation of long-term carbon sequestration of biochar in soil with biogeochemical field model, *The Science of the total environment*, Vol. 822.

Zimmer, B. (2010) *Ökobilanz Waldhackschnitzel* [online]. Verfügbar unter https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/forsttechnik/dateien/a74-oekobilanz-waldhackschnitzel.pdf.

Zobel, B. & Talbert, J. (1984). *Applied Forest Tree Improvement*, Wiley

Anhang

Anhang 1: Prüfbericht zur TCR-Pflanzenkohle



eurofins | Umwelt

Prüfberichtsnummer: AR-24-FR-019057-01
Seite 2 von 6

				Vergleichswerte							Probenbezeichnung		TCR Holzkohle		
											Probennummer		124045996		
Parameter	**Lab.**	**Akkr.**	**Methode**	EBC-Futter-Plus	EBC-Futter	EBC-AgroBio	EBC-Agro	EBC-Urban	EBC-Ge-brauchs-material	EBC-Rohstoff	**BG**	**Einheit**		**anl**	**wf**
Eigenschaften der Pflanzenkohle															
Schüttdichte < 3 mm	FR		in Anlehnung an VDLUFA-Methode A 13.2.1									kg/m³	-	-	488
Schüttdichte	FR	F5	DIN EN ISO 17828: 2016-05									kg/m³	-	477	-
Wasserhaltekapazität (WHC) < 2 mm	FR		DIN EN ISO 14238, A: 2014-03									%	-	-	29,3
Gesamtwassergehalt	FR	F5	DIN 51718: 2002-06								0,1	Ma.-%	-	0,8	-
Aschegehalt (550°C)	FR	F5	DIN 51719: 1997-07								0,1	Ma.-%	-	1,2	1,2
Kohlenstoff gesamt	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0,2	Ma.-%	-	92,6	93,3
Kohlenstoff, organisch	FR		Berechnung									Ma.-%	-	92,4	93,1
Wasserstoff	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0,1	Ma.-%	-	2,4	2,5
Stickstoff, gesamt	FR	F5	DIN 51732: 2014-07								0,05	Ma.-%	-	0,32	0,32
Schwefel (S)	FR	F5	DIN 51724-3: 2012-07								0,03	Ma.-%	-	< 0,03	< 0,03
Sauerstoff	FR	F5	DIN 51733: 2016-04									Ma.-%	-	3,3	3,3
TIC	FR	F5	DIN 51726: 2004-06								0,1	Ma.-%	-	0,2	0,2
Carbonate-CO2	FR	F5	DIN 51726: 2004-06								0,4	Ma.-%	-	0,8	0,8
H/C Verhältnis (molar)	FR		Berechnung										-	0,31	0,31
H/Corg Verhältnis (molar)	FR		Berechnung	< 0,4	< 0,4	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7			-	0,31	0,31
O/C Verhältnis (molar)	FR		Berechnung										-	0,027	0,027
pH in CaCl2	FR		DIN ISO 10390: 2005-12										-	9,0	-
Salzgehalt	FR		BGK III. C2: 2006-09								0,005	g/kg	-	0,205	-
Salzgehalt	FR		BGK III. C2: 2006-09								0,005	g/l	-	0,100	-
Leitfähigkeit bei 1,2 t Druck	FR		SAA-H-Lf-Pflanzen-kohle.040								0,01	mS/cm	-	-	< 0,01
Leitfähigkeit bei 2 t Druck	FR		SAA-H-Lf-Pflanzen-kohle.040								0,01	mS/cm	-	-	< 0,01
Leitfähigkeit bei 3 t Druck	FR		SAA-H-Lf-Pflanzen-kohle.040								0,01	mS/cm	-	-	< 0,01
Leitfähigkeit bei 4 t Druck	FR		SAA-H-Lf-Pflanzen-kohle.040								0,01	mS/cm	-	-	0,01

Anhang 2: Anteil Pflanzenkohle an Produkten der TCR-Anlage

calculations	operational hours in a year	6.000,00		
	pellets, kg/h	3.000,00		
	syngas, kg/h	904,46	0,301488095	
	oil, kg/h	250,00		
	biochar, kg/h	867,86		
	Energy in syngas, MJ/h operation	103,43		
	"-"electricity for heating	68,87	34,56	
	pellets, t/a	18.000,00		
	water, t/a	688.928,57		
	wastewater, t/a	5.866,07		
	N2, t/a	1.872,32		
	auxiliry electricity, MJ/a	10.368.000,00	2880	3600,00
	syngas, t/a	5.426,79		
	oil, t/a	1.500,00	8%	
	biochar,t/a	5.207,14	28,93%	
	CO2 eq saving, t/a	17.679,99		

Anhang 3: THG-Bilanz für eine fiktive TCR3000-Anlage

Ergebnis einer THG-Bilanz für eine fiktive TCR3000 Anlage, die auf Basis einer TCR30 Anlage basiert. Auf Grundlage eines Holzpelletsversuches ist die Bilanz mit nachfolgendem Ergebnis erstellt worden.

Fortführend ist auch der Emissionsfaktor des TCR-Rohöls gegenüber fossilem Rohöl gestellt.

	Emissionen
Waldrestholz Aufbereitung	34.390,1
Herstellung Holzpellets	61.225,5
Transport	6.839,0
TCR-Betrieb	78.871,0
C-Senke Pflanzenkohle	–448.857,6
C-Senke abzüglich Emissionen	–267.531,0

Emissionsfaktor TCR-Rohöl	**3,865**	**[t CO_2e/(t*a)]**
Emissionsfaktor fossiles Rohöl	3,069	[t CO_2e/(t*a)]
Senkenfaktor TCR-Kohle-	–11,787	[t CO_2e/(t*a)]
Senkenfaktor TCR-Rohöl & -Kohle	–7,922	[t CO_2e/(t*a)]

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die Thesis selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe. Die Stellen der Arbeit, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, sind durch Angaben und Quellen kenntlich gemacht. Dies gilt auch für Zeichnungen, Skizzen, bildliche Darstellungen und dergleichen. Weiterhin erkläre ich, dass die Abschlussarbeit noch nicht im Rahmen einer staatlichen oder anderen Prüfung (z. B. als Magister-, Diplom- oder Staatsexamensarbeit) eingereicht wurde.

Darmstadt, den 01.10.2024

Demian Wolfering