



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

Ökobilanzierung der Holzernte mit Harvester

verfasst von

Jakob ZEH, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Forstwissenschaften

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, April 2022

Betreut von:

Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Martin Kühmaier

Institut für Forsttechnik

Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Wien, am 12.04.2022



Jakob ZEH (eigenhändig)

Diese Masterarbeit ist meinem Großvater – Dr. Theodor Zeh – gewidmet.

*Die Zukunft gehört denen, die an die Wahrhaftigkeit ihrer
Träume glauben.*

Eleanor Roosevelt

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei meinem Betreuer Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Martin Kühmaier bedanken. Ohne seine Hilfe und Unterstützung wäre eine erfolgreiche Ausarbeitung nicht möglich gewesen.

Der größte Dank gebührt meinen Eltern – Petra und Martin – die mir die Möglichkeit geschenkt haben, meinen eigenen Weg zu finden, und diesen zu bestreiten. Mit ihrer Geduld und immerwährenden Unterstützung war es mir möglich, mein Studium zu erfolgreich zu bestreiten. An dieser Stelle möchte ich aber auch meiner ganzen Familie danken.

Ebenfalls möchte ich meiner Freundin Verena danken, die mich während des Studiums auf Spur gehalten hat, mich tagtäglich motiviert hat und mir beim Studium als gutes Vorbild vorangegangen ist.

Ein besonderer Dank geht auch an meinen Freund und Studienkollegen Julian, ohne den ich dieses Studium zwar begonnen habe, aber ohne dessen Hilfe und der vielen gemeinsamen Lernstunden ich es nicht erfolgreich beendet hätte.

Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird auf die gleichzeitige Verwendung der Sprachformen männlich, weiblich und divers (m/w/d) verzichtet. Sämtliche Personenbezeichnungen gelten gleichermaßen für alle Geschlechter.

Kurzfassung

Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Umweltwirkungen von der Holzernte mit Harvester mithilfe von Ökobilanzen zu veranschaulichen. Dabei werden die Faktoren Produktivität, Maschinengewicht, Maschinenproduktion, Maschinenüberstellung, Treibstoffverbrauch, Schmiermittelverbrauch und Kettenöl und deren Einfluss auf das global warming potential (deutsch: Klimaerwärmungspotential) (GWP 100) sowie auf die Humantoxizität betrachtet. Die Ergebnisse beziehen sich auf die funktionelle Einheit 1 Festmeter Holz, welcher von einem Harvester aufgearbeitet und an der Rückegasse gelagert wird. Es wurden Harvestereinsätze in verschiedenen Ländern und unter unterschiedlichen Bedingungen untersucht. Ein genaues Augenmerk wurde auf den Unterschied zwischen Durchforstung und Endnutzung gelegt. Diese Ökobilanzen wurden mit Primärdaten aus ausgewählten Studien sowie mithilfe der Datenbank Ecoinvent Version 3.6 und mit dem Programm openLCA berechnet und analysiert. Für das Testen möglicher Zusammenhänge zwischen Umfeldbedingungen und Umweltwirkungen wurden das Bestimmtheitsmaß sowie die Signifikanz ermittelt. Das Klimaerwärmungspotential schwankt bei der Durchforstung zwischen 4 und 8 kg CO₂ – eq m⁻³ und bei der Endnutzung zwischen 1,5 und 4,5 kg CO₂ – eq m⁻³. Bei der Humantoxizität liegen die Durchforstungsmaßnahmen zwischen 0,35 und 0,85 kg DCB – eq m⁻³ und bei der Endnutzung zwischen 0,2 und 0,6 kg DCB – eq m⁻³. Die stärksten Umweltwirkungen hat der eigentliche Harvester-Prozess Fällen und Aufarbeiten, gefolgt von Treibstoff-, Öl- und Schmiermittelbereitstellung, der Maschinenüberstellung sowie der Maschinenproduktion und dem Kettenöl. Der einflussreichste Faktor auf die Umweltwirkungen ist die Produktivität. Bei zunehmender Produktivität kann man eine signifikante Abnahme des Klimaerwärmungspotentials erkennen. Neben der Produktivität nimmt der Treibstoffverbrauch maßgeblich, aber bereits mit einem geringeren Ausmaß, Einfluss auf die ökologischen Auswirkungen. Grundlegend ist zu sagen, dass sich durch eine geringere Produktivität Durchforstungsmaßnahmen mit Harvester weit schlechter auf die Umwelt auswirken, als dies bei der Endnutzung der Fall ist.

Schlüsselworte:

Holzernte, Harvester, Ökobilanz, Klimaerwärmungspotenzial, Humantoxizität

Abstract

The aim of this work is to illustrate the environmental impacts of felling and processing of timber by harvester using life cycle assessment. The influencing factors of productivity, machine weight, fuel consumption and lubricant consumption and their influence on the global warming potential (GWP 100) as well as human toxicity are considered. The results refer to the functional unit 1 cubic meter of wood felled and processed by harvester and stored at the skid trail. Harvester operations from various countries and different conditions have been investigated. Particular attention has been paid to harvester operations in thinning and final cutting. These life cycle assessments were calculated and analyzed using the primary data from selected studies and using the Ecoinvent database with the program openLCA. For estimating the relation of operating conditions and environmental impacts, the coefficient of determination and significance were determined. The global warming potential varies between 4 and 8 kg CO₂ – eq m⁻³ when thinning is carried out and at final cutting between 1.5 and 4.5 kg CO₂ – eq m⁻³. For human toxicity, the thinning measures are between 0.35 and 0.85 kg DCB-eq. and at final cutting between 0.2 and 0.6 kg DCB – eq m⁻³. The most significant environmental impacts were estimated for the felling and processing by harvester, followed by fuel, oil and lubricant supply, machine transfer and machine production. Productivity has the greatest influence on environmental impacts. As productivity increases, a significant decrease in global warming potential can be seen. Besides productivity, though to a much lesser extent, fuel consumption influences the environmental impact. It is essential to say that due to a lower productivity, using harvester in the stage of thinning has a far worse impact on the environment than in the stage of final cutting.

Keywords:

Timber harvesting, harvester, life cycle assessment, global warming potential, human toxicity

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Problemstellung.....	1
1.2	Zielsetzung.....	4
2	Stand des Wissens.....	5
2.1	Begriffsbestimmungen.....	5
2.1.1	Durchforstung.....	5
2.1.2	Endnutzung.....	5
2.1.3	Holzernte	6
2.1.3.1	Nichtmechanisierte Holzernte.....	6
2.1.3.2	Teilmechanisierte Holzernte	6
2.1.3.3	Hochmechanisierte Holzernte.....	6
2.1.3.4	Vollmechanisierte Holzernte	7
2.1.3.5	Produktivität der Holzernte.....	8
2.2	Bedeutung der Forstwirtschaft in Österreich	9
2.3	Ökobilanzierung – Lebenszyklusanalyse (LCA).....	11
2.3.1	Untersuchungsrahmen.....	13
2.3.2	Sachbilanz.....	15
2.3.3	Wirkungsabschätzung	16
2.3.4	Auswertung, Berichterstattung und kritische Prüfung.....	17
3	Material und Methoden	19
3.1	Systemabgrenzung und funktionelle Einheit	19
3.2	Sachbilanz.....	20
3.2.1	Literaturrecherche	20
3.2.2	Primärdaten.....	22
3.2.3	Erstellung einer Rohdatenbank in Excel	23
3.3	Wirkungsabschätzung - LCIA	26

3.3.1	Prozesse erstellen	26
3.3.2	Produktsysteme erstellen	28
3.3.3	Berechnung der Umweltwirkungen.....	28
3.3.3.1	GWP 100.....	29
3.3.3.2	Humantoxizität	29
3.3.4	Vervollständigen der Datenbank	30
3.4	Statistische Auswertung mit Excel und RStudio.....	30
4	Ergebnisse und Interpretation	32
4.1	Klimaerwärmungspotenzial - GWP 100.....	34
4.1.1	Gesamtdarstellung des Klimaerwärmungspotenzials	34
4.1.2	Durchforstung vs. Endnutzung (GWP 100)	35
4.1.3	Produktivität zu GWP 100	37
4.1.4	Treibstoffverbrauch zu GWP 100	40
4.1.5	Maschinengewicht zu GWP 100	41
4.1.6	Europa vs. Rest der Welt.....	42
4.2	Humantoxizität.....	43
4.2.1	Durchforstung vs. Endnutzung (Humantoxizität).....	43
4.2.2	Treibstoffverbrauch zu Humantoxizität.....	45
4.2.3	Gewicht zu Humantoxizität	46
4.2.4	Produktivität zu Humantoxizität.....	47
5	Diskussion und Schlussfolgerung	48
5.1	Vergleich.....	48
5.2	Empfehlungen zur Minimierung der Umweltwirkungen.....	49
5.3	Kritische Prüfung der vorhandenen Daten	49
5.4	Schlussfolgerung.....	51
6	Verzeichnisse.....	53
6.1	Literaturverzeichnis	53

6.2	Tabellenverzeichnis	60
6.3	Abbildungsverzeichnis	60
7	Anhang	62
7.1	Anhang A: Datenliste	62
7.2	Anhang B: R-Skript zur Berechnung von Signifikanz bei linearer Regression	66
7.3	Anhang C: R-Sript zur Berechnung der Signifikanz bei zwei Medianen	68

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die steigenden Temperaturen und die immer öfter vorkommenden extremen Witterungsbedingungen lassen bei der Bevölkerung ein steigendes Interesse am Klimawandel und dessen Folgen aufkommen. Laut den Berechnungen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ist die Temperatur um etwa 1,0°C gegenüber der vorindustriellen Zeit gestiegen (Frei, 2020). In Süddeutschland kann man davon ausgehen, dass es bis zum Jahr 2050 gegenüber dem Ist-Zustand 17 Sommertage (Tage mit einem Temperaturmaximum von >25°C) mehr geben wird. Ebenfalls soll es zu einer zunehmenden Häufigkeit von Hitzetagen (Tage mit einem Temperaturmaximum von >30°C) kommen (Hennegriff et al., 2006) (Abbildung 1).

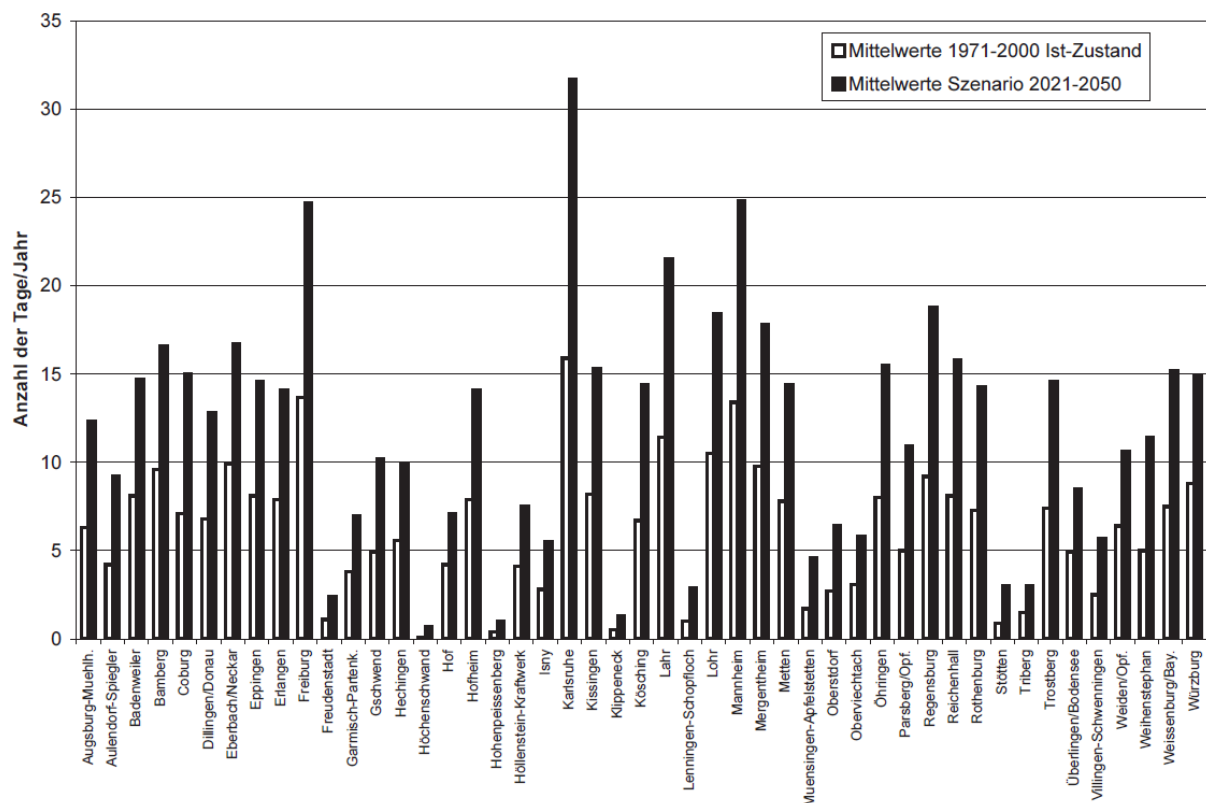


Abbildung 1: Anzahl der bisherigen und künftigen Hitzetage im Süden Deutschlands; Quelle: (Hennegriff et al., 2006)

Diese Temperaturerhöhung ist die Folge von einem stark erhöhten Ausstoß von Treibhausgasen in den letzten vier Jahrzehnten. Zwar zeigen die Messungen, dass heute pro

Einheit des Weltbruttosozialproduktes 25% weniger CO₂ emittiert wird, dieser Umstand wird aber durch die stetig wachsende Weltbevölkerung marginalisiert. Daher steigen die absoluten Emissionen und die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre weiterhin unverändert an. Zwischen 1990 und 2004 sind die weltweiten CO₂-Emissionen um etwa 28% gestiegen. Das entspricht 77% der von Menschen verursachten Treibhausgasemissionen (Kartschall et al., 2007). Im Jahr 2017 wurden weltweit 46,77 Milliarden Tonnen Treibhausgase (CO₂-Äquivalent) emittiert (Statista Research Department, 2022). Aus diesem Grund kann das klimapolitische 2°C-Ziel laut Einschätzung der internationalen Gemeinschaft nur erreicht werden, wenn der Atmosphäre CO₂ entzogen wird und neben der großflächigen Abholzung von Wäldern, starke Aufforstungen getätigt werden, um in Zukunft das vermehrt ausgestoßene Kohlendioxid zu binden (Felbermeier et al., 2016). Prognosen von Klimaforschern zufolge wird sich das großräumige Klima im europäischen Raum aufgrund von anthropogenen Einflüssen, insbesondere wegen des steigenden CO₂-Gehaltes und anderer Treibhausgaskonzentrationen, in Bezug auf Extremwetterereignisse (längerer Hitze- bzw. Niederschlagsperioden) verändern. Besonders während der letzten drei Jahrzehnte überschritten regionalspezifische Trends die bisher aus langen Messzeitreihen bekannte Schwankungsbreite bei einigen Untersuchungsgrößen in Bezug auf Niederschläge (Hennegriff et al., 2006).

Der Wald wird oft als lebensspendende Ader oder Helfer im Kampf gegen den Klimawandel bezeichnet. Im Jahr 2016 waren 39,96 Millionen Quadratkilometer der weltweiten Fläche bewaldet. Während die Waldfläche in Europa seit den 1990er Jahren leicht zugenommen hat, ist vor allem in Südamerika und Afrika ein starker Rückgang zu bemerken (Statista GmbH, 2022). Auch in Österreich konnte laut Waldinventur eine Zunahme der Waldfläche seit Beginn der Aufzeichnung im Jahr 1961 verzeichnet werden. Seit diesem Zeitpunkt ist die österreichische Waldfläche um etwa 300.000 ha gewachsen (Bundesforschungszentrum für Wald, 2011). Österreich ist hier zwar ein gutes Vorbild, kann aber dem weltweiten Verlust der Wälder nicht bedeutend entgegenwirken.

Aufgrund der steigenden gesellschaftlichen Aufmerksamkeit ist der Umwelt- und Klimaschutz in vielen Branchen ein wichtiges Thema. Die Forstwirtschaft und die damit einhergehende Holzernte ist eine dieser Branchen und wurde somit ebenfalls in ein zentraleres Licht gerückt. Die Gesellschaft nimmt zunehmend wahr, dass gewisse Ressourcen, wie z.B. der Wald und

die mit ihm einhergehenden Güter, begrenzt sind und fordert vermehrt einen nachhaltigen Umgang mit diesen (Kühmaier et al., 2019). Die Bevölkerung hat ein steigendes Interesse an der Bekämpfung des Klimawandels und macht daher auch nicht vor der Forstwirtschaft halt. Der Ruf nach einer nachhaltigen Forstwirtschaft bzw. Holzernte wird laut und muss von den Vertretern der Branche ernst genommen werden (Kühmaier et al., 2019).

Als ein Beispiel für nachhaltige Forstwirtschaft wurde im Jahr 1999 das „Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes“ (PEFC) gegründet. Dessen Ziel ist es eine weltweit nachhaltige Forstwirtschaft zu schaffen. Heutzutage werden inzwischen 330 Millionen Hektar Waldfläche nach den strengen Standards der globalen Organisation PEFC bewirtschaftet (PEFC, 2022). Trotzdem sind in der Forstwirtschaft die Auswirkungen der Holzernte auf die Umwelt nur sehr lückenhaft dokumentiert und nicht greifbar. In der Vergangenheit beruhten Aussagen über diese Auswirkungen nur auf Schätzungen und nicht auf gemessenen, nachvollziehbaren Datengrundlagen (Kühmaier et al., 2019). Hier ist die Ökobilanzierung ein wichtiger Ansatz, um entsprechende Datengrundlagen zu schaffen. Durch die Erstellung einer Ökobilanz können spezifische Aussagen zu den Umweltwirkungen getroffen werden und die Auswirkungen der forstwirtschaftlichen Tätigkeiten werden für Entscheidungsträger und die Gesellschaft greifbar präsentiert.

Gesellschaftliche und politische Vorgaben machen es notwendig schonend mit limitierten Ressourcen, wie z.B. auch den weltweiten Wäldern, umzugehen. Bei der Bereitstellung von Ressourcen, wozu auch die Ernte und der Transport von Holz gehören, sollte eine entsprechende Transparenz geschaffen werden, um die Auswirkungen auf die Umwelt zu quantifizieren und mit Alternativen vergleichen zu können. Es wurde in der Vergangenheit nur ein sehr geringes Augenmerk auf die Bereitstellung von Informationen zu den Umweltwirkungen der Holzernte gelegt. Vor allem hochmechanisierte Systeme, wie es z.B. Harvester und Forwarder darstellen, rufen bei vielen Menschen einen schlechten Beigeschmack hervor, da sie bei einem Teil der Bevölkerung sinnbildlich für eine nicht nachhaltige Forstwirtschaft stehen. Hier sollten Entscheidungsträger in der Forstwirtschaft darum bemüht sein, Klarheit zu schaffen. Mit Ökobilanzen steht ein hilfreiches Tool zur Verfügung um einerseits entsprechende Informationen zu generieren und um andererseits die Gesellschaft zu Stakeholdern der Waldarbeit zu machen und kritischen Stimmen Antworten zu bieten.

1.2 Zielsetzung

Das vorrangige Ziel dieser Arbeit ist die Umweltwirkungen der Holzernte mit Harvester zu bestimmen. Zu diesem Zweck sollen Ökobilanzen von verschiedenen Studien zu Holzernteeinsätzen mit unterschiedlichsten Harvestermodellen erstellt werden. Es soll aufgezeigt werden, wie stark sich die Holzernte mit Harvester auf die Umwelt – speziell auf den Klimawandel und die Humantoxizität – auswirken. Anhand von Grafiken und statistischen Auswertungen wird versucht Zusammenhänge zwischen der Holzernte und den Umweltwirkungen quantitativ und qualitativ aufzuzeigen.

Diese Arbeit vermag als Informationsgrundlage dienen, um weiteren Forschungen eine Datenbasis zu liefern und einen Überblick über die Umweltwirkungen der Holzernte mit Harvestern zu bieten. Daraus gezogene Schlussfolgerungen haben die Funktion aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen ein Harvestereinsatz ökologisch vertretbar ist bzw. sollen einen Abgleich mit alternativen Holzerntesystemen ermöglichen.

2 Stand des Wissens

2.1 Begriffsbestimmungen

Im folgenden Kapitel werden einige grundlegende forstliche Begriffe, welche in dieser Arbeit immer wieder vorkommen und dementsprechend wichtig sind, kurz erklärt. Die Forstwirtschaft ist ein sehr komplexer Bereich und in seiner Gänze schwer zu erfassen, daher werden für die leichtere Verständlichkeit dieser Arbeit einige wenige Punkte aufgegriffen und erläutert.

2.1.1 Durchforstung

Die Durchforstung ist eine Vornutzung und dient der positiven Auslese eines noch nicht erntereifen Forstbestandes zum Zwecke der Pflege und der Qualitätsoptimierung des verbleibenden Bestandes. Die Durchforstung dient der gezielten Entnahme von Bäumen und reduziert die Konkurrenz im Kronenraum als auch im Wurzelbereich. Dadurch freigestellte Bäume reagieren idealerweise mit einer vergrößerten Baumkrone und verstärkter Masse an Assimilationsorganen. Dieser Umstand soll zu generell vitaleren Bäumen mit verstärktem Wachstum führen. Grundsätzlich wird somit zwar nicht die flächenbezogene Wuchsleistung erhöht, jedoch können die vorhandenen Nährstoffe auf jene Bäume (Z-Bäume) gelenkt werden, welche den höchsten Wertzuwachs erwarten lassen (Neumann, 2003). Zeitlich sollte eine Auslesedurchforstung bei einer Bestandeshöhe zwischen 10 und 15 Meter zum ersten Mal erfolgen. Weitere Maßnahmen erfolgen dann, wenn die Z-Bäume wieder durch Nachbarbäume bedrängt werden. Wenn der Bestand bei der Hälfte seines Lebens angekommen ist, sollten im besten Fall die Durchforstungsmaßnahmen abgeschlossen sein (Landwirtschaftskammer Österreich, 2015).

2.1.2 Endnutzung

Die Holzernte stellt einen der zentralen Aufgabenbereiche eines Forstbetriebes dar. Während die Durchforstung in jungen Jahren des Bestandes durchgeführt wird, stellt die Endnutzung den letzten Arbeitsschritt dar. Endnutzung bezeichnet die Ernte eines Waldbestandes, der das geplante Erntealter – die so genannte Umtriebszeit – erreicht hat. Dabei werden die reifen

Bäume aus dem Wald entnommen und für den Holzmarkt bereitgestellt. Neben der Entnahme des Holzes wird während der Endnutzung die Verjüngung eingeleitet. Hier können der Kahlhieb, die Zielstärkennutzung oder eine Femelung als Beispiele genannt werden (Weinfurter, 2021).

2.1.3 Holzernte

Die Holzernte lässt sich in vier Mechanisierungsgrade einordnen: die nicht-, teil-, hoch und vollmechanisierte Holzernte.

2.1.3.1 Nichtmechanisierte Holzernte

(Fällen und Aufarbeiten, sowie Rückung nicht maschinell)

Die ÖNORM L1020 beschreibt die nichtmechanisierte Holzernte als ein System, bei dem die Fällung, Entastung und Ausformung mit der Motorsäge oder mit Handwerkzeugen passiert, die Rückung jedoch nicht maschinell erfolgt (Österreichisches Normungsinstitut, 1997).

2.1.3.2 Teilmechanisierte Holzernte

(Fällen und Aufarbeiten motormanuell; Rückung maschinell)

Die motormanuelle oder teilmechanisierte Holzernte wird meist im nicht befahrbaren Gelände angewandt. Hier wird der Baum vom Forstarbeiter mittels Motorsäge gefällt und aufgearbeitet. Die Rückung erfolgt anschließend meist mittels Forsttraktor oder Schlepper und es sind auch hier manuelle Arbeitsschritte (z.B. An- und Abhängen der Last) für die Rückung notwendig (Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2002).

2.1.3.3 Hochmechanisierte Holzernte

(Fällung motormanuell; Aufarbeitung und Rückung maschinell)

Die hochmechanisierte Holzernte wird vor allem im steilen Gelände angewandt. Hierbei werden die Bäume mittels Motorsäge gefällt. Im Anschluss erfolgt die Rückung mittels Seilgerät zur Forststraße. Falls ein Sortimentsverfahren angewandt wird, wird der gefällte Baum vom Forstarbeiter selbst mit der Motorsäge entastet und in Bloche geteilt. Beim

Baumverfahren hingegen wird der gesamte Baum vom Seilgerät gerückt und danach mittels Prozessors an der Forststraße aufgearbeitet (Eberl, 2002).

2.1.3.4 Vollmechanisierte Holzernte

(sämtliche Prozesse maschinell)

Der zentrale Kern dieser Masterarbeit befindet sich im Bereich der vollmechanisierten Holzernte. Hier wird der Baum mittels Harvester gefällt und die Rückung zur Forststraße erfolgt mit einem Forwarder (Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2012). Es gibt keinerlei manuelle Arbeitsschritte.

Für diese Arbeit von besonderer Wichtigkeit ist der Harvester (gelegentlich auch Kranvollernter genannt) (Abbildung 2). Dies sind Holzerntemaschinen, welche nicht nur fällen, sondern ebenfalls entasten, ablängen und die Sortimente am Rückgassenrand ablegen. Der Harvester kann nach Stärkeklasse (Kleinharvester, Mittelklasse-Harvester, Großharvester) oder nach Fahrwerk (Radharvester, Raupenharvester, Rad/Schreitharvester, Fahr-/Schiebeharvester, Seilharvester) klassifiziert werden (Pröll & Nemestóthy, 2004).



Abbildung 2: Radharvester; Quelle: (public domain)

2.1.3.5 Produktivität der Holzernte

Der Begriff der Produktivität wurde im 19. Jahrhundert von der Volkswirtschaft im Hinblick auf die Landwirtschaft definiert. Er beschreibt allgemein die Ergiebigkeit von Produktionsfaktoren bei der Erwirtschaftung von Erträgen (Dellmann & Pedell, 1994).

$$\text{Produktivität} = \frac{\text{Output}}{\text{Input}}$$

Ein wesentlicher Aspekt im Bereich der Forstwirtschaft und besonders für diese Arbeit ist, dass die Produktivität neben der ökonomischen Komponente auch für die ökologische Belastung der Erntesysteme ausschlaggebend ist. Das bedeutet, je höher die Produktivität, desto geringer ist die Umweltwirkung bezogen auf einen Kubikmeter Holz, da bei gleichem Zeit- und Ressourcenaufwand die geerntete Holzmenge zunimmt (Schwaiger & Zimmer, 2001).

2.2 Bedeutung der Forstwirtschaft in Österreich

In Österreich ist fast die Hälfte der Staatsfläche von Wald bedeckt. Mit vier Millionen Hektar Wald gehört Österreich zu einem der walddreichsten Länder der Europäischen Union. Die Unternehmen des Forstwirtschaftssektors erwirtschaften eine direkte Bruttowertschöpfung von 11,3 Milliarden Euro und sind somit für 3,2 Prozent der österreichischen Wirtschaftsleistung verantwortlich. Im gesamten Bereich der Forst- und Holzwirtschaft werden 300.000 Arbeitsplätze gesichert, das bedeutet jeder 15. Arbeitsplatz befindet sich in diesem Sektor (Wirtschaftskammer Österreich, 2021).

Im Jahr 2020 sind in Österreich 16,79 Millionen Erntefestmeter ohne Rinde eingeschlagen worden. Dabei stammen 24,97% der Holzmenge aus Vornutzungen, wie z.B. einer Durchforstung, und der Großteil stammt aus Endnutzungen. Das meiste Holz wird dabei teil- und hochmechanisiert mit Motorsäge gefällt und teilweise auch aufgearbeitet. Vollmechanisiert werden in Österreich mithilfe des Harvesters jährlich rund 17% des Holzes eingeschlagen. Grundsätzlich ist aber ein noch höheres Potenzial für die vollmechanisierte Holzernte gegeben (Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021).

Der Harvester selbst hat für die Holzernte viele Vorteile, aber auch negative Aspekte, welche nicht außer Acht gelassen werden dürfen.

Die Vorteile ergeben sich einerseits aus der schnellen und effektiven Ernte von Bäumen, andererseits aus der erhöhten Arbeitssicherheit und Ergonomie. Der Harvester kann Bäume fixieren, fällen, entasten, entrinden und zugeschnitten am Rande der Rückegasse ablegen (Pröll & Nemestóthy, 2004). Bezüglich der erhöhten Sicherheit kann sich bei den Forstunfällen ein eindeutiger Trend erkennen lassen. Seit den 1990-iger Jahren sind diese kontinuierlich zurückgegangen (Abbildung 3). Gleichzeitig hat sich aber die Einschlagsmenge von Holz seit 1977 von rund 11 Millionen Erntefestmeter auf rund 18,9 Millionen Erntefestmeter erhöht. Dieser starke Rückgang ist durch mehrere Faktoren erklärbar. Zum Beispiel gab es sicherheitstechnische und ergonomische Optimierungen bei der Motorsäge. Zusätzlich gibt es intensive Aus- und Weiterbildungsangebote für Forst- und Waldarbeiter und die Trageakzeptanz von persönlicher Schutzausrüstung hat sich erhöht. Ebenfalls ein wichtiger Punkt ist der seit den 90iger Jahren vermehrte Einsatz neuer Arbeitsverfahren und die

verstärkte Mechanisierung der Holzfällung und Rückung (Sozialversicherungsanstalt der Selbstständigen, 2020).

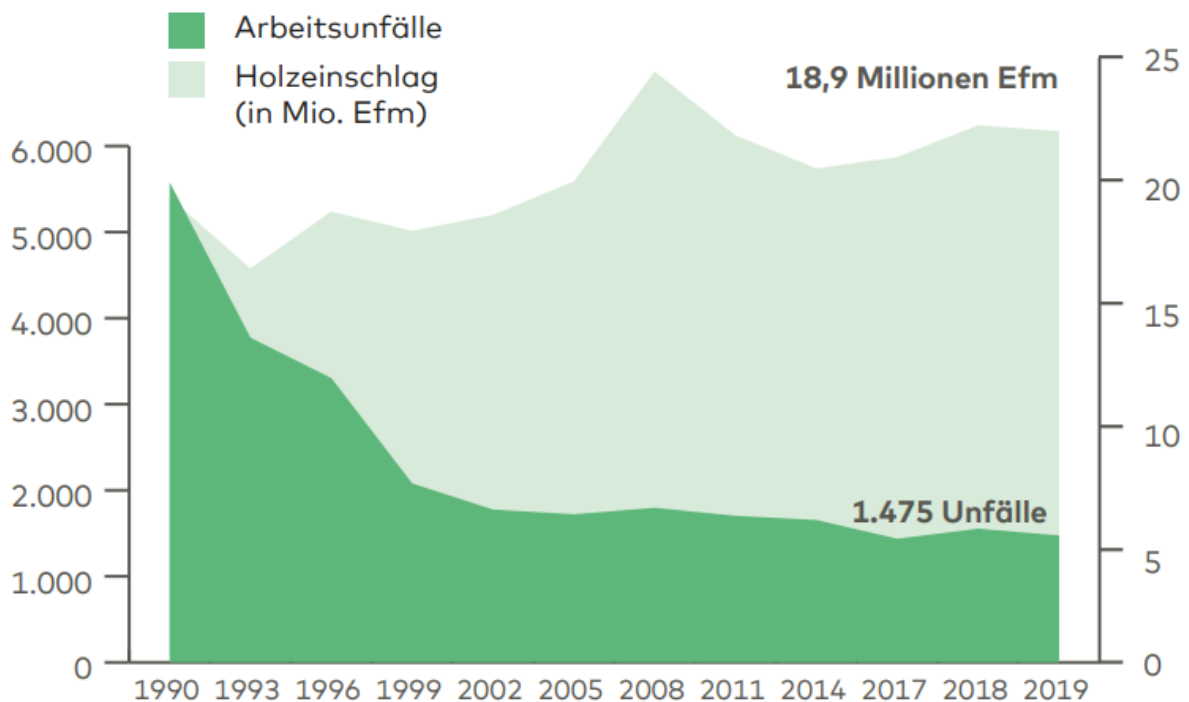


Abbildung 3: Verlauf der Forstunfälle und des Holzeinschlages; Quelle: (Sozialversicherungsanstalt der Selbstständigen, 2020)

Kritik gibt es vor allem aufgrund der Schwere bzw. Größe der Maschine. Dadurch kann es bei der Holzernte zu ober- oder unterirdischen Schäden kommen. Oberirdische Schäden werden während des Fällens bzw. Manipulation und Ablegen der Sortimente an Stämmen, Ästen bzw. am Wurzelanlauf verursacht. Wenn Schäden auftreten, dann sind 60% der Schäden auf die Holzernte zurückzuführen (Bundesforschungszentrum für Wald, 2011). Durch das hohe Gewicht kann es aber auch zu unterirdischen Schäden, wie zu Verdichtungen im Boden kommen, was langfristig Wasserbahnen zusammendrückt und Wurzeln zerstören kann. In weiterer Folge steigt das Risiko für Bodenerosionen. Solch beschädigte Bodeneigenschaften erholen sich erst über einen Zeitraum von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (Sahlmann, 2020).

2.3 Ökobilanzierung – Lebenszyklusanalyse (LCA)

Die Ökobilanzierung dient zur Abschätzung von Umweltwirkungen von Produkten oder Dienstleistungen. Sie ist ein mächtiges, aber auch komplexes Werkzeug dafür (Kühmaier et al., 2019). Sie hilft, Möglichkeiten für die Verbesserung von Umwelteigenschaften der betrachteten Produkte in den verschiedenen Lebensphasen zu finden. Ebenfalls kann die Ökobilanzierung als Informationsquelle für Entscheidungsträger für strategische Planung, Prioritätensetzung oder Neuentwicklungen dienen (DIN EN ISO 14044, 2006). Im Gegensatz zu herkömmlichen Umweltbewertungsinstrumenten wird bei der Lebenszyklusanalyse (englisch: Life Cycle Assessment) der gesamte Lebenszyklus betrachtet. Als Grundlage dazu dienen die internationalen Normen ISO 14040 bis ISO 14044. Somit kann man hier von einem standardisierten Verfahren sprechen und eine Vergleichbarkeit wird hergestellt. Die Lebenszyklusanalyse kann aufgrund ihrer Flexibilität in vielen Bereichen eingesetzt werden. Anzumerken ist auch, dass durch den Einzug in wichtige Politikfelder, man von einer häufig eingesetzten Methode sprechen kann (Ausberg et al., 2015).

Bei Ökobilanzen wird oft von einem „cradle-to-grave“ (deutsch: von der Wiege bis zur Bahre) Ansatz gesprochen. Dies impliziert, dass die komplette Lebensspanne eines Prozesses bzw. eines Produktes inkludiert wird (Straka & Layton, 2010). Dabei befasst sich die Lebenszyklusanalyse mit der Auswirkung auf Ressourcen und Umwelt, die in allen Phasen eines Produkt- oder Prozesslebens auftreten. Beginnend bei der Rohstoffbeschaffung, Herstellung, Transport und Verteilung bis hin zur Verwendung, Wiederverwendung, Wartung, Recycling und schlussendlich zur Entsorgung (Consoli et al., 1993).

In der Forstwirtschaft wurden Lebenszyklusanalysen bisher nur in geringem Ausmaß durchgeführt. Trotzdem werden sie als sichere Methode gesehen, um forstliche Prozesse und die dabei verursachten Umweltwirkungen zu identifizieren, vergleichbar zu machen und bewerten zu können (Klein et al., 2015). Zu erkennen ist diese Tatsache daran, dass im Jahr 2007 laut scopus.com global nur 13 wissenschaftliche Publikationen zum Thema Lebenszyklusanalyse in der Forstwirtschaft veröffentlicht wurden und im Jahr 2017 waren es allein 73 (Kühmaier et al., 2019). Gründe dafür könnten die gestiegene wirtschaftliche Bedeutung von Biomasse und der gleichzeitigen Aufmerksamkeit der breiten Bevölkerung für die Umweltauswirkungen von Produkten sein. Weiters möchte die Europäische Union Energie

aus erneuerbaren Quellen auf 20% des Gesamtenergieverbrauchs erhöhen. Daher sind LCA-Studien ein wichtiges Werkzeug, um Umweltauswirkungen zu verstehen und zu quantifizieren und somit potenzielle negative Auswirkungen einer zunehmenden Nutzung von Holz als Energiequelle zu vermeiden (Klein et al., 2015).

Die DIN EN ISO 14040 bis 14044 beschreiben, dass eine Ökobilanz aus vier Phasen zu bestehen hat: (1) der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, (2) der Sachbilanz, (3) der Wirkungsabschätzung und (4) einer Auswertung bzw. Berichterstattung und kritischen Prüfung (Abbildung 4).

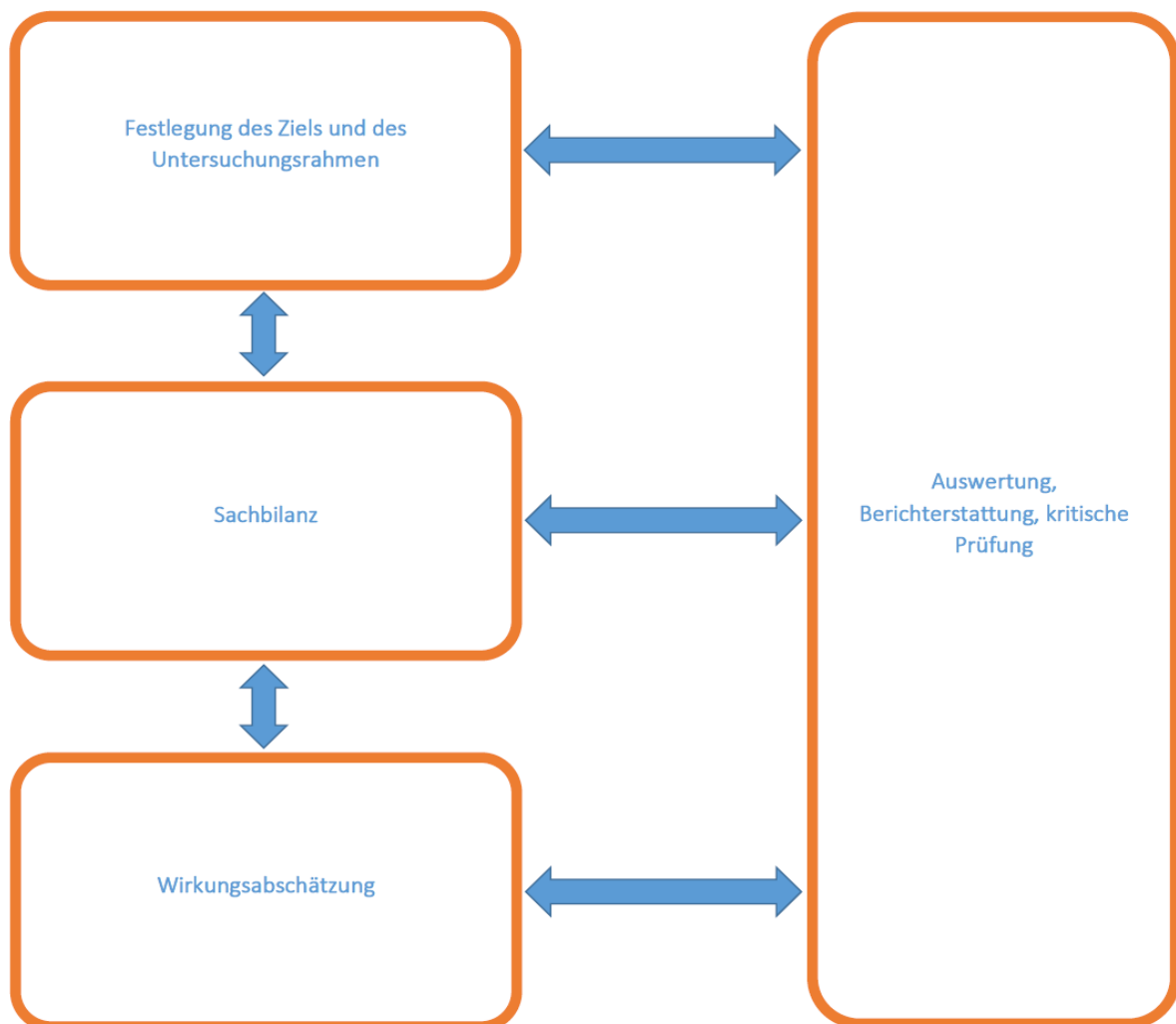


Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz

2.3.1 Untersuchungsrahmen

Das Ziel und der Untersuchungsrahmen müssen eindeutig festgelegt werden. Bei Voranschreiten der Bilanzierung muss möglicherweise der Untersuchungsrahmen konkretisiert werden. Folgende Punkte müssen dabei berücksichtigt und beschrieben werden: das zu untersuchende Produktsystem, die Funktion des Produktsystems, die funktionelle Einheit, die Systemgrenze, die Allokationsverfahren, die Methode für die Wirkungsabschätzung und die Wirkungskategorien, die Methoden zur Auswertung, die Anforderungen an die Daten, die Annahmen, die Werterhaltung, die Einschränkungen, die Anforderung an die Datenqualität sowie die Art und der Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts (DIN EN ISO 14044, 2006).

Als Bezugsgröße fungiert die funktionelle Einheit. Sie ist für den Nutzen eines Produktionssystems ausschlaggebend und die In- und Outputflüsse aus der Sachbilanz werden auf die funktionelle Einheit bezogen (Peyrl, 2014). Weiters geht es darum, dass die Funktion einer Dienstleistung oder eines Produktes eindeutig definiert wird, um eine Vergleichbarkeit herzustellen (Ausberg et al., 2015).

Bei der Systemgrenze wird festgelegt, welche Prozessmodule in einer Ökobilanz enthalten sein sollten (DIN EN ISO 14044, 2006). Dazu ist die Erfassung des vollständigen Lebensweges eines Produktes notwendig. In gewissen Fällen kann es ausreichen, nur Teile zu erfassen, wenn verschiedene nutzengleiche Varianten zum Vergleich stehen, bei denen Teile des Lebensweges ident verlaufen. Dabei bedient man sich an sogenannten Abschneidekriterien, das heißt es werden nur jene Inputs und Outputs miteinbezogen, welche einen Beitrag aufweisen, der einen festgelegten Prozentsatz des gesamten Inputs oder Outputs des Systems übersteigt. Umgekehrt bedeutet das, dass Inputs und Outputs unter diesem Schwellenwert ausgegrenzt werden. (Ausberg et al., 2015).

Bei der Allokation geht es darum, Inputs und Outputs den verschiedenen Produkten nach eindeutig festgelegten Verfahren zuzuordnen. Dies passiert innerhalb eines Allokationsverfahrens, welches sich in drei Schritte gliedert. Schritt 1 besagt, dass möglichst immer eine Allokation vermieden werden soll. Falls dies nicht erreicht werden kann, werden in Schritt 2 die Inputs und Outputs des Systems zwischen den unterschiedlichen Produkten so zugeordnet, dass zugrundeliegende physikalische Beziehungen zwischen ihnen

widergespiegelt werden. Zum Beispiel werden bei der Allokation nach Masse alle Inputs und Outputs entsprechend dem Masseverhältnis den dabei aufkommenden Produkten zugeordnet. Falls wiederum Schritt 2 nicht möglich ist, sollen in Schritt 3 die Inputs und Outputs so zugeordnet werden, dass andere Beziehungen zwischen ihnen widergespiegelt werden (z.B. Allokation nach Marktwert oder Allokation nach Exergie) (DIN EN ISO 14044, 2006) und (Klöpffer & Grahl, 2009).

2.3.2 Sachbilanz

Die DIN EN ISO 14044 beschreibt die Sachbilanz als Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes oder Prozesses im Verlauf seines Lebensweges umfasst. Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz sind ein Anfangskonzept für die Durchführung der Sachbilanz. Während der Sachbilanz-Phase sollten folgende Arbeitsschritte (Abbildung 5) durchgeführt werden.

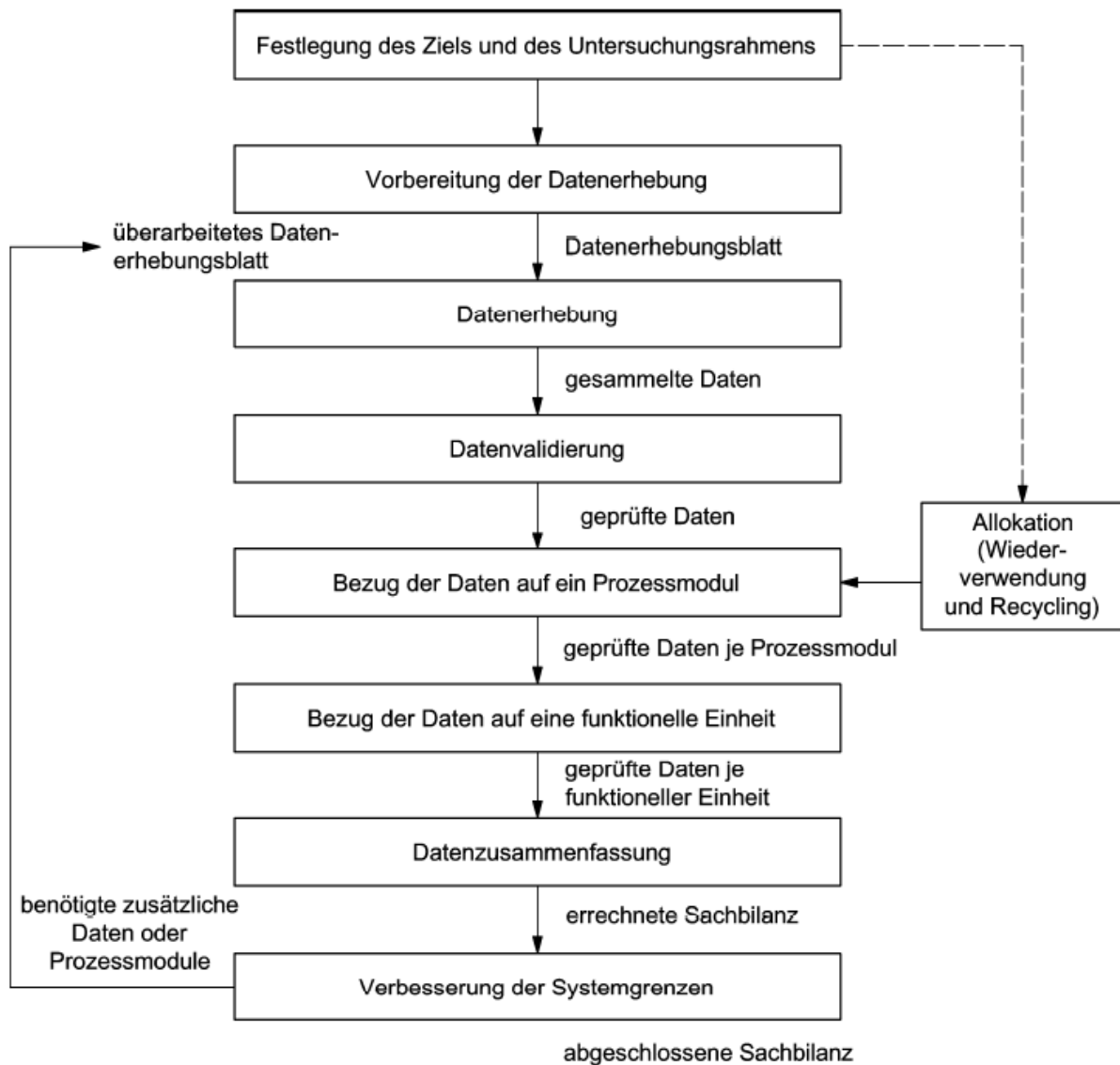


Abbildung 5: Schritte der Sachbilanz; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006)

Da die Sachbilanz einer naturwissenschaftlichen Linie folgt, sind folgende Grundgesetze einzuhalten: die Erhaltung der Masse, die Erhaltung von Energie, das Prinzip der Vermehrung der Entropie, die Stöchiometrie und die Masse/Energie Äquivalenz (Klöpffer & Grahl, 2009).

2.3.3 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung ist neben der Sachbilanz die zweite vorwiegend naturwissenschaftliche Komponente der Ökobilanz. Die Wirkungsabschätzung wird benötigt, um die potenziellen Umweltwirkungen, welche sich aus den Daten der Sachbilanz ergeben, abzuleiten (Klöpffer & Grahl, 2009). Sie unterscheidet sich von anderen Methoden – wie einer Umweltverträglichkeitsprüfung oder einer Risikoabschätzung – indem sie einen relativen Ansatz darstellt, der auf einer funktionellen Einheit basiert. Die Wirkungsabschätzung muss in einem ersten Arbeitsschritt verbindlich die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen enthalten. Weiters muss diese die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den ausgewählten Wirkungskategorien sowie die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte enthalten (Abbildung 6) (DIN EN ISO 14044, 2006).

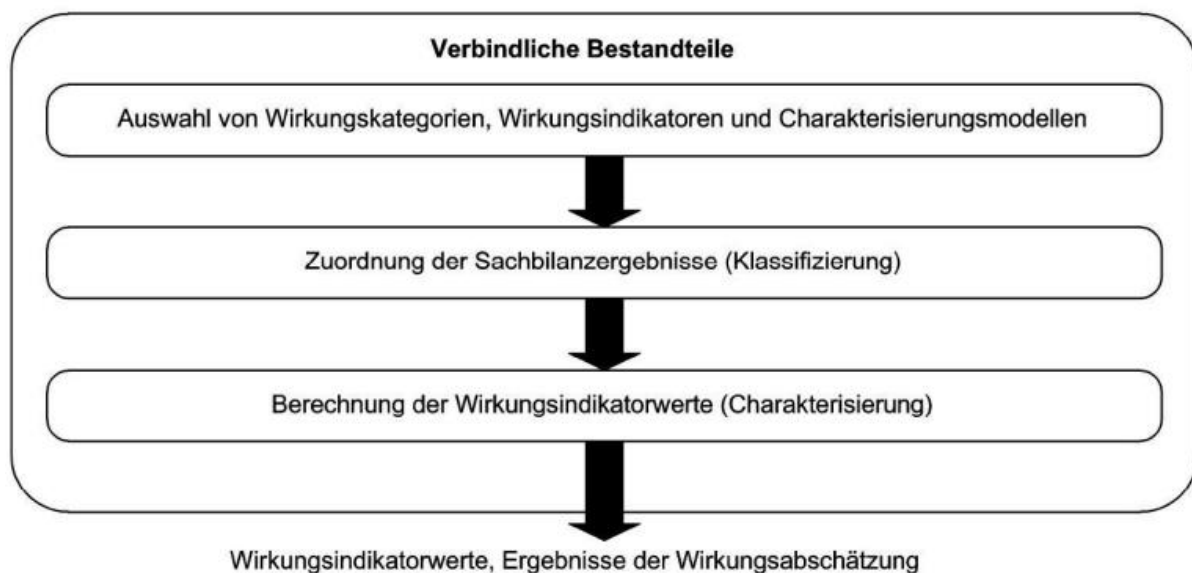


Abbildung 6: Verbindliche Bestandteile einer Wirkungsabschätzung; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006)

Wirkungskategorien sind die Klassen, welche wichtige Umweltthemen repräsentieren und der Sachbilanzanalyse zugeordnet werden können. Beispiele hierfür sind die Humantoxizität oder der Treibhauseffekt. Der Wirkungsindikator dient der quantifizierbaren Darstellung einer Wirkungskategorie. Hier kann als Beispiel die Verstärkung der Infrarotstrahlung mit ihrer Einheit $[W/m^2]$ genannt werden. Das Charakterisierungsmodell wird für die Umwandlung des Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators benötigt. Aus dem Charakterisierungsmodell wird dann der Charakterisierungsfaktor

abgeleitet, für den als Beispiel das Treibhauspotenzial mit der Einheit kg CO₂-Äquivalente genannt werden kann (DIN EN ISO 14044, 2006), (Klöpffer & Grahl, 2009).

Am Ende des ersten Arbeitsschritts bieten Modelle für Wirkungsabschätzung als Wirkungsindikatoren sowohl Mid-Point- als auch End-Point-Indikatoren an. Mid-Point-Indikatoren geben ein Maß für einen naturwissenschaftlichen Effekt an, der eine Beziehung zum Wirkungsendpunkt hat, diesen aber nicht selbst beschreiben kann. End-Point-Indikatoren auf der anderen Seite stellen ein direktes Maß für den Wirkungsendpunkt dar, was hinsichtlich der dafür eingesetzten Modelle und Annahmen deutlich anspruchsvoller ist (Ausberg et al., 2015). Ein Beispiel für einen Mid-Point-Indikator ist das Treibhausgaspotenzial. Sofern dadurch die Berechnung der Folgewirkungen sicherer geworden ist, können End-Point-Indikatoren, wie die Erhöhung des Meeresspiegels oder das Abschmelzen der Gletscher, ergänzt werden (Klöpffer & Grahl, 2009).

Im zweiten Arbeitsschritt der Wirkungsabschätzung – der sogenannten Klassifizierung – wird jeder in der Sachbilanz ermittelte Elementarfluss einer Wirkungskategorie zugeordnet. Bei diesem Vorgang können mehrere bis zu sehr viele Flüsse zu einer Wirkungskategorie beitragen (Ausberg et al., 2015).

Die Charakterisierung als dritter Arbeitsschritt ist für die Berechnung von Werten eines ausgewählten Wirkungsindikators für die einzelnen in einer Kategorie zugeordneten Elementarflüsse vorgesehen. Im Ergebnis werden danach alle diese Elementarflüsse, welche einer Wirkungskategorie zugeordnet worden sind, in eine gemeinsame Einheit umgewandelt. Schlussendlich ergibt die Summe aller Teilbeträge das Ergebnis für die Umweltwirkungen der jeweiligen Wirkungskategorie (Ausberg et al., 2015).

2.3.4 Auswertung, Berichterstattung und kritische Prüfung

Im abschließenden Teil einer Ökobilanz kommt es zur Auswertung bzw. zur Prüfung der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung. Daraus werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen ausgesprochen. In dieser letzten Phase soll darauf geachtet werden, dass die inhaltlich wesentlichen Punkte herausgearbeitet werden und auf die Gründe eingegangen wird, weshalb die Ökobilanz ursprünglich durchgeführt wurde (Klöpffer & Grahl, 2009).

Laut DIN EN ISO 14044 müssen in der Auswertungsphase einer Ökobilanzstudie mehrere Bestandteile enthalten sein: eine Identifizierung von signifikanten Parametern auf der Grundlage der Ergebnisse der Wirkungsabschätzungs- und Sachbilanzphasen, eine Beurteilung, welche eine Vollständigkeits-, Konsistenz- und Sensitivitätsanalyse berücksichtigt, sowie Schlussfolgerung, Einschränkungen und Empfehlungen (Abbildung 7) (DIN EN ISO 14044, 2006).

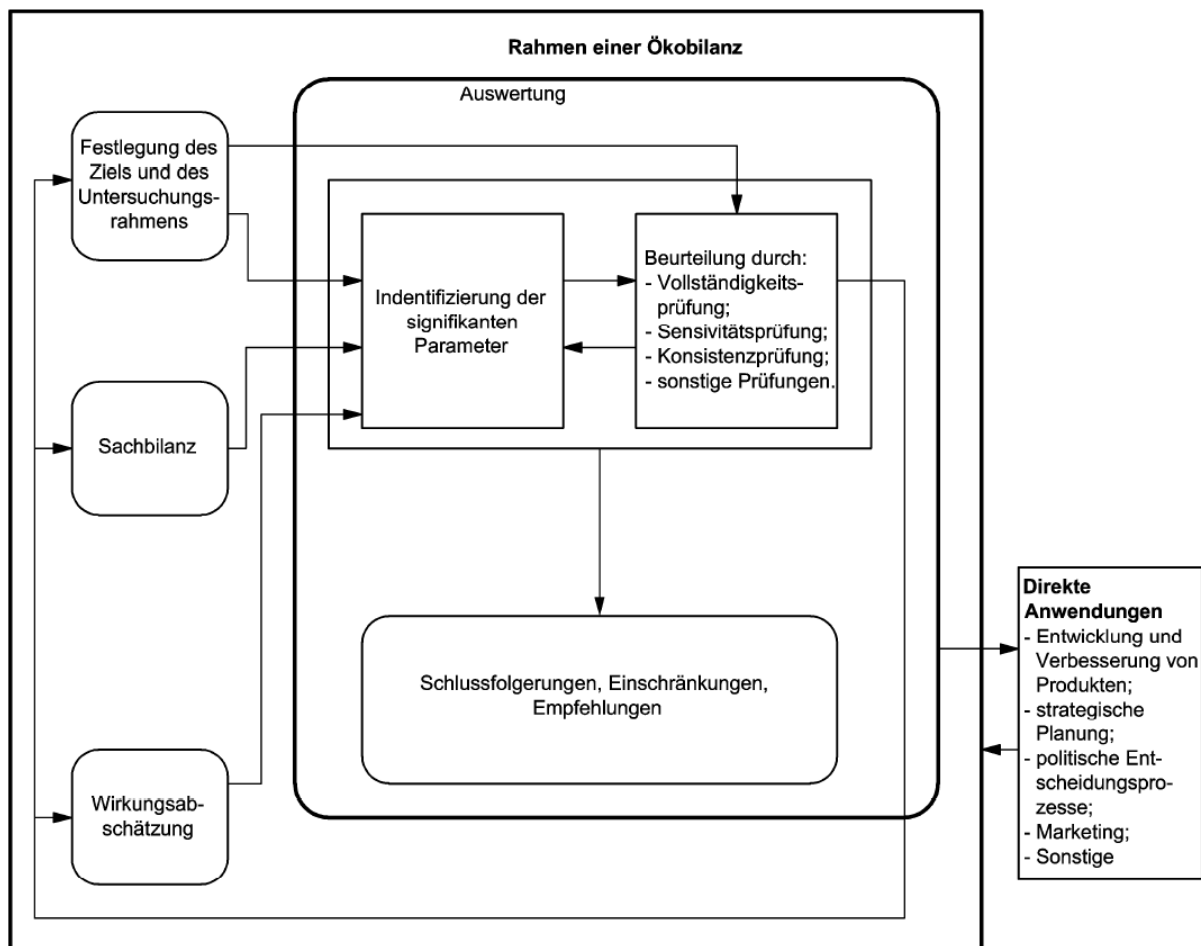


Abbildung 7: Beziehung zwischen der Auswertungsphase und anderen Teilen einer Ökobilanz; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006)

3 Material und Methoden

3.1 Systemabgrenzung und funktionelle Einheit

Das System Harvester startet mit der Fällung des Baumes und endet mit dem Ablegen der Sortimente neben der Rückegasse. Die Holzernte mit Harvester beinhaltet als Inputs in erster Linie die Prozesse Fällen und Aufarbeiten (Entasten, Trennschnitt) der Bäume und das Ablegen der Sortimente an der Rückegasse. Neben dem Ernteprozess sind folgende weitere Prozesse als Input enthalten: Maschinenproduktion, Überstellung der Maschine sowie die Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Ölen und Schmiermittel (Abbildung 8). Der Output sind die Emissionen und die Produktivität, welche auf die funktionelle Einheit 1 Festmeter Holz (frisch geschlägert, gelagert an der Rückegasse) bezogen sind.

In dieser Arbeit werden die Wirkungskategorien Klimaerwärmungspotenzial (GWP 100) sowie die Humantoxizität betrachtet. Die Maschinenentsorgung bzw. das Recycling der Maschine sowie weitere ökologische Auswirkung (Bodenverdichtung, Nährstoffentzug, etc.) der Holzernte werden nicht berücksichtigt.

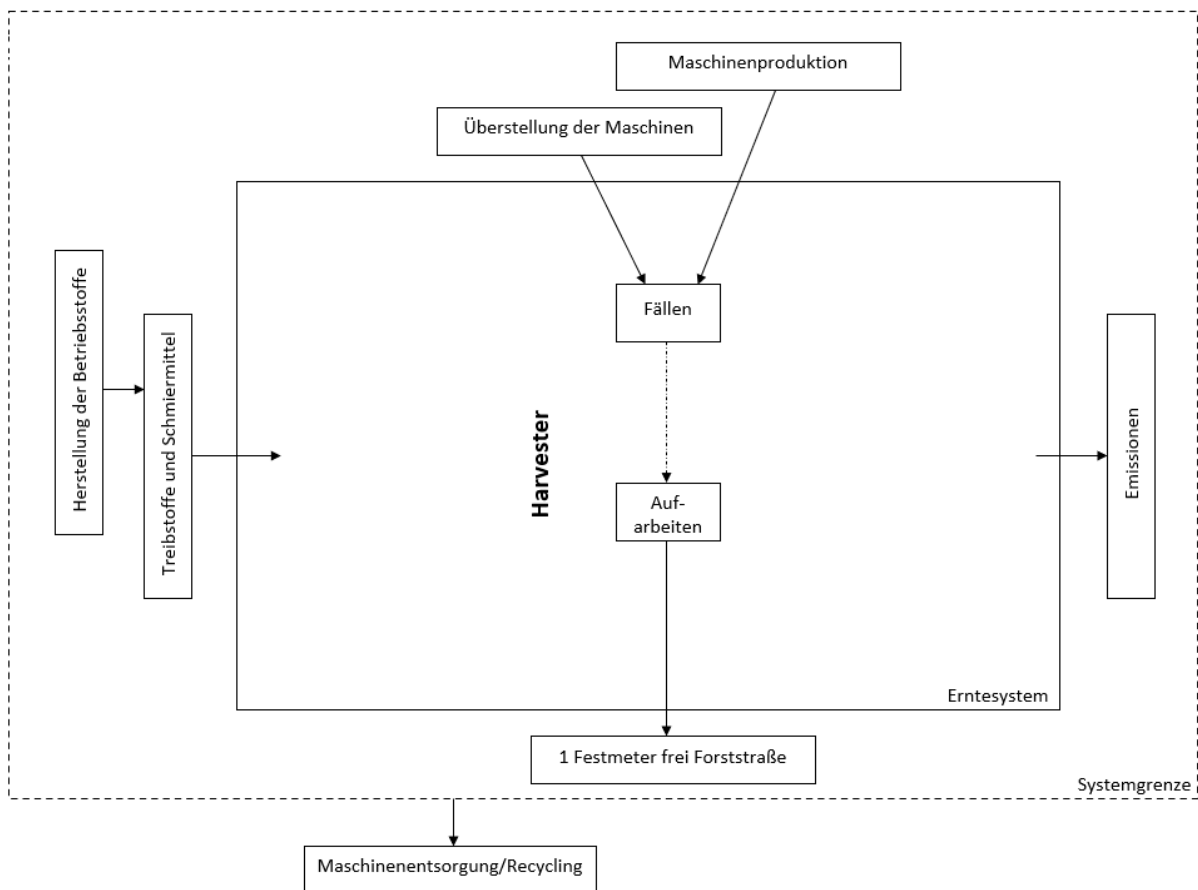


Abbildung 8: Systemgrenze Harvester für Ökobilanzierung

3.2 Sachbilanz

Wie bereits in Punkt 2.3.2 erläutert, dient die Sachbilanz der Zusammenstellung und der Quantifizierung von Inputs und Outputs eines Produktes oder eines Prozesses im Verlauf seines gesamten Lebensweges. Daher wird in weiterer Folge erklärt, wie die notwendigen Parameter recherchiert und dokumentiert wurden.

3.2.1 Literaturrecherche

Zu Beginn dieser Arbeit wurde eine klassische Literaturrecherche durchgeführt. Mittels Literaturdatenbanken „Scopus“, „Google Scholar“ und der Literatursuchplattform der Universität für Bodenkultur Wien ist nach geeigneten Studien gesucht worden. Dabei wurde spezifisch mit dem Schlagwörtern harvester, LCA, Life Cycle Assessment, productivity, fuel consumption und einer Kombination aus diesen Worten gesucht.

Zusätzlich ist auf Basis der Literaturdatenbank CO2FORMEC von Cavalli et al. (2014) und der Masterarbeit von Andrea Argnani (2019) nach passenden Studien gesucht worden. Vor allem die Masterarbeit von Argnani hat hier hervorragende Vorarbeit geleistet. Darin wurden bereits viele Studien vorsortiert und in einer Liste zusammengetragen. Aufgrund der Anforderungen für diese Arbeit musste indes eine kritische Prüfung dieser angegebenen Studien durchgeführt werden.

Als Grundlage für die Ergebnisse wurden einerseits die Studien verwendet, welche die angeforderten Primärdaten (Kapitel 3.2.2) beinhalten und andererseits griff man auf die Datenbank Ecoinvent Version 3.6 zurück, welche die Basis für die Berechnungen darstellt. Mit Hilfe dieser Datenbank wurden die Primärdaten aus den Studien ergänzt. Ecoinvent ist die weltweit konsistenteste und transparenteste Sachbilanz-Datenbank. Sie unterstützt weltweit bei Umweltbewertung von Produkten und Prozessen (Ecoinvent, 2022). Unter Anwendung von Ecoinvent und den darin enthaltenen Prozessen für Harvestereinsätze in Europa bzw. im Rest der Welt (harvesting, forestry harvester | harvesting, forestry harvester | Cutoff. U – RER & RoW) wurden Blankoprozesse bzw. Vorlageprozesse erstellt, welche die für diese Arbeit benötigten Inputs und Outputs enthalten und in denen die notwendigen Parameter (siehe Kapitel 3.2.2) mit den Werten aus den Studien adaptiert wurden.

3.2.2 Primärdaten

Nach der Literaturrecherche wurde jede einzelne Studie auf die für eine Ökobilanzierung notwendigen Parameter geprüft. Jede Studie enthielt einen oder mehrere Holzernteeinsätze mit Harvester und für jeden wurde im Folgenden eine Ökobilanz durchgeführt. Für eine erfolgreiche Ökobilanzierung sind vor allem sechs Faktoren relevant: die Produktivität des Harvesters (Output in m³ Holz), das Maschinenmodell und daraus abgeleitet das Gewicht der eingesetzten Maschine, der Treibstoffverbrauch, die Überstellung der Maschine sowie der Schmiermittelverbrauch und das benötigte Kettenöl.

Für die Ökobilanzierung wird der Harvester-Prozess in Ecoinvent mit den folgenden Parametern, welche in den nachstehenden Einheiten angegeben sind, adaptiert:

- Produktivität = Kubikmeter pro Stunde [m³/h]
- Maschinengewicht = Kilogramm [kg]
- Maschinenüberstellung = Tonnenkilometer [t*km]
- Treibstoffverbrauch = Kilogramm pro Stunde [kg/h]
- Schmiermittelverbrauch = Kilogramm pro Stunde [kg/h]
- Kettenöl = Kilogramm pro Stunde [kg/h]

Die in die Berechnung einfließenden Studien sind in der folgenden Tabelle dargestellt (Tabelle 1). Insgesamt 32 Holzernteeinsätze mit Harvester wurden dieser vorhandenen Literatur entnommen.

Tabelle 1: Ausgewählte Studien für die Erstellung der Ökobilanz Harvester

Nr.	Autoren	Titel
1	S. A. Ackerman et al., 2016	Mechanised Pine Thinning Harvesting Simulation: Productivity and Cost Improvements as a Result of Changes in Planting Geometry
2	P. Ackerman et al., 2017	Diesel Consumption and Carbon Balance in South African Pine Clear-Felling CTL Operations: a Preliminary Case Study
3	A. I. Apafaian et al., 2017	Performance of a mid-sized harvester-forwarder system in integrated harvesting of sawmill, pulpwood and firewood

4	M. R. Ghaffariyan et al., 2013	Evaluating Efficiency, Chip Quality and Harvesting Residues of a Chipping Operation with Flail and Chipper in Western Australia
5	S. González-García et al., 2013	The influence of forest management systems on the environmental impacts for Douglas-fir production in France
6	H. Haavikko et al., 2022	Fuel Consumption, greenhouse Gas Emissions, and Energy Efficiency of Wood-Harvesting Operations: A Case Study of Stora Enso in Finland
7	S. Kaleja et al., 2018	Productivity and cost of Logbear F4000 forwarder in thinning depending on driving conditions
8	K. Kärhä et al., 2013	Productivity and Cutting Costs of Thinning Harvesters
9	A. R. Kizha & H. Han 2016	Processing and sorting forest residues: Cost, productivity and managerial impacts
10	N. Magagnotti et al., 2017	Use, Utilization, Productivity and Fuel Consumption of Purpose-Built and Excavator-Based Harvesters and Processors in Italy
11	S. Messner 2019	Entrindung mit dem Harvesteraggregat in Fichten Durchforstungsbeständen
12	D. Puttock et al., 2013	Operational Trials of Cut-To-Length Harvesting of Poplar in a Mixed Wood Stand
13	J. She et al., 2018	Discrete-Event Simulation of Ground-Based Timber Harvesting Operations

3.2.3 Erstellung einer Rohdatenbank in Excel

Im Anschluss an den Auswahlprozess wurden die relevanten Daten in einer Excel-Tabelle zusammengefasst (Tabelle 2 bzw. Anhang A). Dabei wurde festgehalten, in welchem Land die Holzernte durchgeführt wurde und ob es sich dabei um eine Durchforstung oder eine Endnutzung handelt. Weiters wurde angemerkt, ob es sich um eine spezielle Ausgangslange (z.B. Plantage) handelt. Für jeden Holzernteeinsatz wurde in eine Zeile die benutzte Maschine bzw. das Maschinengewicht, der Treibstoffverbrauch, der Schmiermittelverbrauch sowie die Produktivität eingetragen. Berechnungen der Parameter sind in Kapitel 3.3.1 angeführt. Das Kettenöl wurde konstant mit dem in Ecoinvent hinterlegten Wert von 0,35346 kg angenommen. Die Überstellung der Maschine wurde ebenfalls konstant mit dem in Ecoinvent hinterlegten Wert von 43,75 t*km übernommen. Falls in diesem Zuge eine Studie den Schmiermittelverbrauch nicht angegeben hat, wurde dieser mithilfe der Datenbank „ecoinvent“ und den darin enthaltenen Parametern berechnet.

$$\text{Schmiermittelverbrauch} = \frac{(\text{Schmiermittelverbrauch (Ecoinvent)} \times \text{Treibstoffverbrauch (Studie)})}{\text{Treibstoffverbrauch (Ecoinvent)}}$$

Stunden werden hier als produktive Maschinenstunde inklusive Unterbrechungen mit einer Dauer von 15 Minuten oder weniger (PMH₁₅) verstanden. Falls in den Studien konkret 1 Stunde angegeben wurde, ist diese mit dem Faktor 0,85 in eine Maschinenstunde (PMH₁₅) umgerechnet worden.

Falls der Treibstoffverbrauch oder der Schmiermittelverbrauch in Liter angegeben wurden, sind diese mit dem Faktor 0,84 bei Treibstoff und 0,87 bei Öl in Kilogramm umgerechnet worden.

Tabelle 2: Relevante Parameter für die Erstellung der Ökobilanz Harvester

S. A. Ackerman et al., 2016				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	7	24.494	23,52	0,94
2	17,13	24.494	23,52	0,94
P. Ackerman et al., 2017				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	54,13	26.762	19,78	0,79
A. I. Apafaian et al., 2017				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	22,5	16.900	17,67	0,71
M. R. Ghaffariyan et al., 2013				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	82,67	25.900	26,96	1,08
S. González-García et al., 2013				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	5,93	12.500	14,07	0,56
2	8,7	12.500	15,36	0,61
3	10,42	12.500	18,03	0,72
4	11,83	19.000	18,33	0,73
5	11,11	12.500	13,67	0,55
6	11,43	12.500	14,29	1
7	11	12.500	14	0,16
8	10,85	12.500	14,04	0,98

9	11,94	12.500	15,42	1,07
10	10,85	12.500	14,04	0,98
11	14	12.500	17,92	1,25
12	16,99	19.000	18,3	0,89
H. Haavikko et al., 2022				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	9,4	20.000	14,05	0,56
2	15,4	20.000	13,93	0,55
3	31,3	20.000	15,78	0,63
S. Kaleja et al., 2018				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	6,7	18.000	10,08	0,4
K. Kärhä et al., 2013				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	8,2	11.500	9,24	0,37
2	8,2	10.800	9,24	0,37
3	7,9	7.000	9,24	0,37
4	7,9	8.500	9,24	0,37
A. R. Kizha & H. Han 2016				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	31,4	37.500	31,08	1,24
2	20,9	33.490	19,32	0,77
N. Magagnotti et al., 2017				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	12,7	20.200	7,06	0,28
2	21,8	24.250	12,85	0,51
S. Messner, 2019				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	27,1	18.000	33,85	1,36
D. Puttock et al., 2013				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	23,1	8.040	9,24	0,37
J. She et al., 2018				
LCA Nr.	Produktivität [m ³ /h]	Gewicht [kg]	Treibstoffverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]
1	41,83	27.070	25,12	1,01

3.3 Wirkungsabschätzung - LCIA

Die Ökobilanzen wurden mit dem Programm openLCA (Version 1.10.3) – einer „open source Software“ – modelliert und berechnet. OpenLCA ist ein Programm der GreenDelta GmbH mit Sitz in Berlin.

3.3.1 Prozesse erstellen

Der erste notwendige Schritt in openLCA ist die Erstellung der Prozesse. Für jeden einzelnen Holzernteeinsatz mit Harvester wurde ein eigener Prozess angelegt. Als Grundlage für die spezifischen Prozesse dienen die von der Datenbank Ecoinvent angelegten Holzernteprozesse für Europa bzw. den Rest der Welt. Innerhalb dieser „Vorlageprozesse“ sind anschließend die für eine Ökobilanzierung notwendigen Primärparameter aus den vorher ausgewählten Studien (Produktivität, Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht, Schmiermittelverbrauch) bei den Inputs geändert worden.

Das Ausmaß der Umweltwirkungen aufgrund der Herstellung des Harvesters wurde durch dessen Gewicht und dessen Lebensdauer berücksichtigt. Die Anzahl der benötigten Harvester für eine Stunde Fällen und Aufarbeiten entsprechen in der Ecoinvent-Datenbank bei einer Lebensdauer von 17.600 Stunden $1/17.600$, also 0,0000568 Harvester (Items). In Ecoinvent hat der Harvester ein Gewicht von 14.000 kg. Um für die Analyse leichtere oder schwerere Harvester berücksichtigen zu können, wird das Maschinengewicht angepasst, allerdings nicht über den Prozess „Herstellung Harvester“, sondern im Prozess „Harvester Nutzung“ über die Items. (Abbildung 9). Ein Harvester mit einem Gewicht von 21.000 kg hätte ein 1,5-faches Gewicht des Harvesters in Ecoinvent und würde somit mit $1,5 * 0,0000568$, was 0,0000852 Items entspricht, in die Ökobilanz eingehen.

$$\text{Items Maschine (Studie)} = \frac{(\text{Items (Ecoinvent)} * \text{Gewicht (Studie)})}{\text{Gewicht (Ecoinvent)}}$$

Um die Outputs auf die jeweilige betrachtete Studie zu skalieren, wurden diese mit einem Faktor „f“ multipliziert. Da davon auszugehen ist, dass die Emissionen in der Luft in Relation zum verbrannten Treibstoff stehen, wurden die Emissionen in ecoinvent mit dem Faktor f

multipliziert, welcher das Verhältnis von Treibstoffverbrauch (Studie) und Treibstoffverbrauch (Ecoinvent) darstellt.

$$f = \frac{\text{Treibstoffverbrauch (Studie)}}{\text{Treibstoffverbrauch Ecoinvent}}$$

Fluss	Kategorie	Menge	Einheit
F _g diesel, low-sulfur	192:Manufacture of refined petroleum ...	23.52000	kg
F _g forestry harvester	282:Manufacture of special-purpose ma...	9.94075E-5	Item(s)
F _g lubricating oil	192:Manufacture of refined petroleum ...	0.94183	kg
F _g transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5	492:Other land transport/4923:Freight tr...	43.75000	t*km

Abbildung 9: Inputs openLCA

Für den Output ist der Wirkungsfluss Timber erstellt worden, welcher die in einer Stunde produzierte Menge an Holz darstellt. Hier wird die jeweilige Produktivität der Studie eingefügt, um in weiterer Folge die Berechnungen auf die funktionelle Einheit 1 Festmeter Holz beziehen zu können (Abbildung 10).

Fluss	Kategorie	Menge	Einheit
F _g Ammonia	Emission to air/low population density	2.14635859597985E-4*f	kg
F _g Benzo(a)pyrene	Emission to air/low population density	3.22183592244512E-7*f	kg
F _g Cadmium	Emission to air/low population density	1.07547732646528E-7*f	kg
F _g Carbon dioxide, fossil	Emission to air/low population density	33.5000437550425*f	kg
F _g Carbon monoxide, fossil	Emission to air/low population density	0.119497480718364*f	kg
F _g Copper	Emission to air/low population density	1.82463460943041E-5*f	kg
F _g Dinitrogen monoxide	Emission to air/low population density	0.00128491825690253*f	kg
F _g Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-d...	Emission to air/low population density	6.43447973098885E-13*f	kg
F _g harvesting, forestry harvester	022:Logging/0220:Logging	1.00000	h
F _g Methane, fossil	Emission to air/low population density	5.03463219289387E-4*f	kg
F _g Nickel	Emission to air/low population density	7.53753339915836E-7*f	kg
F _g Nitrogen oxides	Emission to air/low population density	0.248998505630821*f	kg
F _g NMVOC, non-methane volatile organic compounds...	Emission to air/low population density	0.0206923994111822*f	kg
F _g Oils, non-fossil	Emission to soil/forestry	0.0320463489315677*f	kg
F _g PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	Emission to air/low population density	3.60790470630445E-5*f	kg
F _g Particulates, < 2.5 um	Emission to air/low population density	0.0089753205233611*f	kg
F _g Particulates, > 10 um	Emission to air/low population density	6.24825861400658E-4*f	kg
F _g Particulates, > 2.5 um, and < 10um	Emission to air/low population density	3.63241256247861E-4*f	kg
F _g Selenium	Emission to air/low population density	1.07547732646528E-7*f	kg
F _g Timber	Masterarbeit	7.00000	m3
F _g waste mineral oil	201:Manufacture of basic chemicals, fer...	0.569511111111111*f	kg
F _g Zinc	Emission to air/low population density	1.07547732646528E-5*f	kg

Abbildung 10: Outputs openLCA

3.3.2 Produktsysteme erstellen

Nach der Erstellung der Prozesse sind diese in Produktsysteme umgewandelt worden. Produktsysteme stellen die Verknüpfung aller relevanten Prozesse dar von der Rohstoffgewinnung, Aufbereitung, Bereitstellung bis zur Gewinnung von einem Festmeter Holz an der Rückegasse. Produktsysteme sind die Grundlage für die Berechnung der gewünschten Wirkungskategorien und in diesem Fall mit 12.886 Prozessen verknüpft. Für das komplette Produktsystem sind im Anschluss die Umweltwirkungen basierend auf zuvor festgelegten Wirkungskategorien ermittelt worden. Wichtig ist hier einzustellen, dass die endgültigen Ergebnisse auf 1 Festmeter bezogen werden sollen (Abbildung 11).

The screenshot displays a software interface with two main sections: 'Allgemeine Informationen' and 'Referenz'.
Allgemeine Informationen:
- Name: Ackermann_2016_1_Durchforstung - ZA
- Beschreibung: First created: 2021-12-09T13:42:29
Linking approach during creation: Only link default providers; Preferred process type: Systemprozess
- Kategorie: Zi-Masterarbeit
- Version: 00.00.001
- UUID: 4f7a96bf-b492-4420-920c-29b31588fa04
- Letzte Änderung: 2021-12-09T13:43:18+0100
- Button: Berechnen
Referenz:
- Prozess: Ackermann_2016_1_Durchforstung - ZA
- Produkt:
- Flusseigenschaft:
- Einheit:
- angestrebte Menge:

Abbildung 11: Darstellung eines Produktsystems

3.3.3 Berechnung der Umweltwirkungen

Für die Berechnungen wurde das Methodenpaket ReCiPe Midpoint (2016) verwendet. ReCiPe2016 ist eine hochmoderne Methode zur Umwandlung von Lebenszyklusinventaren in eine begrenzte Anzahl von Lebenszyklusauswirkungsbewertungen auf Midpoint- und Endpoint-Ebene (Huijbregts et al., 2017). Dieses Methodenpaket muss bei jedem Produktsystem einzeln ausgewählt werden, um die gewünschten Wirkungskategorien zu erhalten. Nach der Berechnung hat man die Möglichkeit, die einzelnen Wirkungskategorien einzeln zu betrachten. Man kann die jeweiligen Einflüsse darauf erkennen und sehen, wie stark diese einzeln auf GWP 100 oder Humantoxizität wirken (Abbildung 12).

Fluss		Wirkungskategorie	
FeMethyl acrylate - Emission to air/high population density		climate change (GWP100)	
Beitrag	Prozess	Menge	Einheit
100.00%	Ackermann_2016_1_Durchforstung - ZA	13.76567	kg CO2-Eq
> 13.57%	market for diesel, low-sulfur diesel, low-sulfur Cutoff, U - RoW	1.86854	kg CO2-Eq
> 11.25%	market for forestry harvester forestry harvester Cutoff, U - GLO	1.54797	kg CO2-Eq
> 07.79%	market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, U - RoW	1.07264	kg CO2-Eq
> 01.43%	market for waste mineral oil waste mineral oil Cutoff, U - RoW	0.19663	kg CO2-Eq
> 01.32%	market for lubricating oil lubricating oil Cutoff, U - RoW	0.18232	kg CO2-Eq

Abbildung 12: Errechnete Einflussfaktoren auf GWP 100 in openLCA

3.3.3.1 GWP 100

Das global warming potential (deutsch: Klimaerwärmungspotenzial oder Treibhauspotenzial) ist der potenzielle Beitrag eines Stoffes (z.B. Methan, Lachgas) zur Erwärmung der bodennahen Luftschichten, also zum sogenannten Treibhauseffekt. Jener Beitrag des spezifischen Stoffes wird hier relativ zu dem Treibhauspotenzial des Stoffes Kohlendioxid (CO₂) angegeben. Für die Bewertung dieser Arbeit wurde das GWP 100 herangezogen. Dies impliziert, dass der Beitrag eines Stoffes zum Treibhauseffekt gemittelt über einen Zeitraum von 100 Jahren verwendet wird. Im weiteren Verlauf bedeutet das, dass je niedriger der ausgegebene Wert des Klimaerwärmungspotenzials ist, desto geringer ist die potenzielle Wirkung auf die globale Erwärmung und den damit verbundenen Umweltwirkungen. Das Treibhauspotenzial wird mit der Einheit kg CO₂ – eq. beschrieben. (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, 2013). Als Beispiel kann hier Distickstoffmonoxid oder Lachgas (N₂O) genannt werden. N₂O hat ein GWP 100 von 265. Das heißt, auf eine Zeitspanne von 100 Jahren, ist der Treibhauseffekt von einer bestimmten emittierten Menge N₂O 265-mal stärker als von der gleichen emittierten Menge von CO₂ (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014).

3.3.3.2 Humantoxizität

Die Humantoxizität wird zur Bewertung der Auswirkung von Schadstoffen auf die menschliche Gesundheit verwendet. Als Einheit dient hier 1,4 kg DCB – eq. (Dichlorbenzol Äquivalent). Sowohl für die karzinogene als auch die nicht-karzinogene Wirkung wurden die humantoxikologischen Wirkfaktoren abgeleitet. Diese zeigen an, ob sich durch die Aufnahmen der jeweilig ausgestoßenen Substanz die Indizien für eine chronische Krankheit verändern (Huijbregts et al., 2017).

3.3.4 Vervollständigen der Datenbank

Nachdem alle Produktsysteme berechnet und modelliert wurden, war es notwendig die zuvor erstellte Rohdatenbank in Excel mit den nun erhaltenen Daten zu den Wirkungskategorien zu erweitern. In diesem Schritt wurden die Einflussfaktoren auf das GWP 100 sowie auf die Humantoxizität notiert und für jeden Holzernteeinsatz spezifisch angeführt. Diese Daten wurden in weiterer Folge genutzt um statistische Auswertungen durchzuführen und die Ergebnisse in Grafiken darzustellen.

3.4 Statistische Auswertung mit Excel und RStudio

Für die statistische Auswertung wurden die Programme Microsoft Excel und RStudio verwendet. RStudio ist eine Benutzeroberfläche für die Programmiersprache R. Mithilfe dieser zwei Programme wurde einerseits das Bestimmtheitsmaß und andererseits die Signifikanz (p-Wert) ermittelt.

Das Bestimmtheitsmaß R^2 bewertet die Anpassungsgüte, der zu einem Datensatz ermittelten Regressionsgerade. Der Wert kann eine Größe zwischen 0 und 1 annehmen. 1 bedeutet, dass alle Datenpaare auf einer Geraden liegen und eine perfekte Anpassung vorliegt. 0 bedeutet hingegen das komplette Gegenteil (Rottmann et al., 2018). Damit soll gezeigt werden wie stark der Zusammenhang zwischen den untersuchten Werten (Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht, Produktivität) und den Wirkungskategorien (GWP 100, Humantoxizität) ist.

Der p-Wert ist das Ergebnis von statistischen Signifikanztests. Er ist die Wahrscheinlichkeit dafür, dass sich beobachtete Daten (z.B. Anstieg bzw. Abnahme des Treibhauspotenzials bei steigender Produktivität) realisieren, falls in Wirklichkeit die Nullhypothese zutrifft. Wenn diese angesprochene Wahrscheinlichkeit sehr klein ist, dann spricht dieses Ergebnis gegen die Nullhypothese und es ist ein Beweis für die Richtigkeit der Alternativhypothese vorhanden. Um diesen p-Wert richtig zu interpretieren, benötigt es sogenannte Signifikanzniveaus (Bender & Lange, 2007). Im Falle dieser Arbeit wurde das Signifikanzniveau mit 0,05 angenommen. Ist der p-Wert also kleiner als 0,05, so kann man von einer statistischen Signifikanz ausgehen. In Anhang B und Anhang C befinden sich die verwendeten R-Skripte zur Berechnung des p-Wertes.

Zu Beginn wurden für die jeweiligen Ergebnisse Grenzwerte oder Ausreißer definiert und in weiterer Folge eliminiert. Dafür wurde in Microsoft Excel ein oberer sowie ein unterer Grenzwert errechnet. Dies wurde geschafft, indem einerseits das 1. Quartil und andererseits das 3. Quartil berechnet und danach der Interquartilsabstand definiert worden ist. Zur Darstellung der jeweiligen Grenzen als Wert ist es notwendig, das 1. Quartil minus dem 1,5-fachen Interquartilsabstand zu nehmen und das 3. Quartil mit dem 1,5-fachen Interquartilsabstand zu addieren.

Für die Berechnung des p-Wertes wurde anschließend in R-Studio ein Mann-Whitney-U-Test durchgeführt (Anhang B). Dieser wurde angewandt, um zu erkennen, ob sich die Umweltwirkungen von Durchforstungen signifikant von den Endnutzungen unterscheiden. Bei den einzelnen Parametern (Produktivität, Treibstoffverbrauch und Maschinengewicht) wurde mithilfe von R-Studio errechnet, ob es sich um eine signifikante lineare Steigung oder Senkung in Abhängigkeit zur Wirkungskategorie handelt (Anhang C).

4 Ergebnisse und Interpretation

Im Folgenden werden die einzelnen Prozessbeiträge (Fällen und Aufarbeiten, Überstellung, Maschinenproduktion und Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Öle und Schmiermittel) ermittelt und ihr Einfluss auf das GWP 100 sowie auf die Humantoxizität berechnet. Zusätzlich wurde der Zusammenhang zwischen den Einflussgrößen Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität und den Umweltwirkungen GWP 100 und Humantoxizität ermittelt.

Dazu wurden 32 Holzernteeinsätze identifiziert, welche die passenden Daten für eine Berechnung zugelassen haben. In diesen Studien werden Holzernteeinsätze mit Harvester unter verschiedensten Ausgangsbedingungen in Bezug auf Geländeneigung, Bodenbeschaffenheit etc. beschrieben. Örtlich sind die ausgewählten Harvestereinsätze grob in RER (Europa) bzw. ROW (Rest der Welt) unterschieden worden. 24 davon sind in Europa aufgenommen worden, während 8 mit der Bezeichnung Rest der Welt versehen sind. Grundsätzlich wurde zwischen Durchforstung und Endnutzung unterschieden, welches Harvestermodell verwendet wurde, wie hoch der Verbrauch fossiler Brennstoffe war und in welchen Ländern die Studien aufgenommen wurden (Tabelle 3). Die Ergebnisse beziehen sich auf 1 Kubikmeter Holz. Im weiteren Verlauf sind Ausreißer identifiziert und für die Berechnung von R^2 (Bestimmtheitsmaß) sowie für den p-Wert (Signifikanz) ausgeschlossen worden. Ebenfalls wurden diese Ausreißer nicht in die Diagramme aufgenommen, aber innerhalb der erstellten Excel-Liste vermerkt. Pro erstelltem Ergebnis wurden zwischen drei und fünf Studien aufgrund ihrer erhöhten bzw. zu niedrigen Werte ausgeschlossen.

Darauffolgend wurden diese Ergebnisse interpretiert und analysiert. Es sollte verständlich gemacht werden, warum und wie sich die Parameter Produktivität, Maschinengewicht, Treibstoffverbrauch und Schmiermittelverbrauch auf die Wirkungsabschätzungen GWP 100 sowie die Humantoxizität auswirken.

Tabelle 3: Beschreibung der aufgenommenen Studien

Studie	Durchforstung	Endnutzung	Land	Treibstoff	Schmiermittel	Kettenöl	Harvesterart
S. A. Ackerman et al., 2016	x		Südafrika	x			Raupenharvester
P. Ackerman et al., 2017		x	Südafrika	x	x		k.A.
A. I. Apafaian et al., 2017		x	Norwegen	x			k.A.
M. R. Ghaffariyan et al., 2013	x		Australien	x			k.A.
S. González-García et al., 2013	x	x	Frankreich	x	x		k.A.
H. Haavikko et al., 2022	x	x	Finnland	x			Radharvester
S. Kaleja et al., 2018	x		Lettland	x			k.A.
K. Kärhä et al., 2013	x		Schottland	x		x	Radharvester
A. R. Kizha & H. Han 2016		x	USA	x			k.A.
N. Magagnotti et al., 2017		x	Italien	x			Rad-/Raupenharvester
S. Messner, 2019	x		Österreich	x	x		Radharvester
D. Puttock et al., 2013	x		Kanada	x			Radharvester
J. She et al., 2018		x	USA	x	x		Raupenharvester

4.1 Klimaerwärmungspotenzial - GWP 100

4.1.1 Gesamtdarstellung des Klimaerwärmungspotenzials

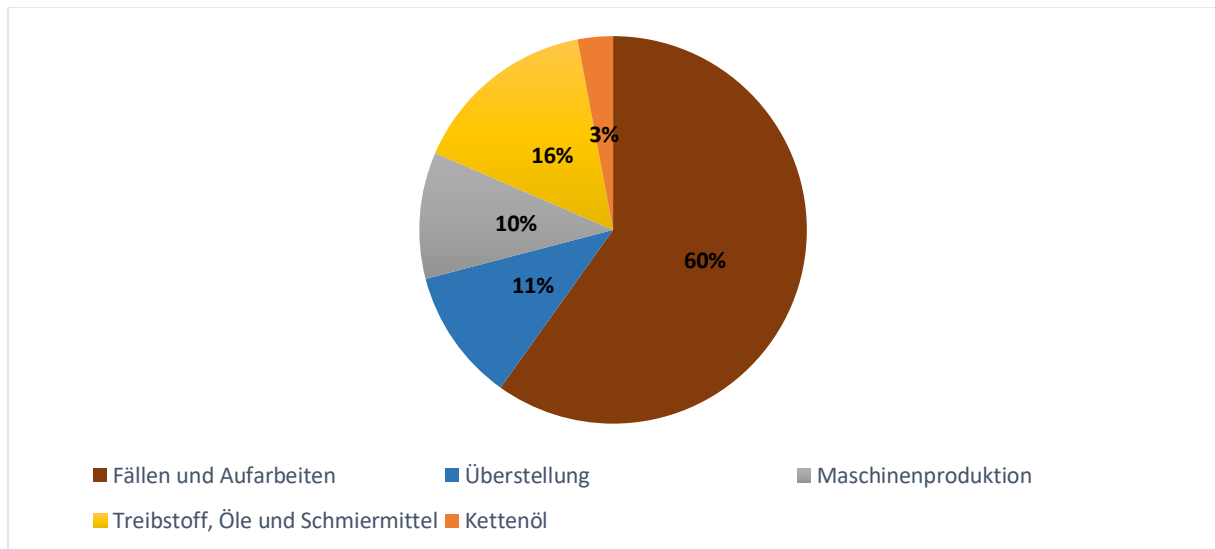


Abbildung 13: Prozentuale Verteilung des GWP 100 für die Holzernte mit Harvester

Sieht man sich die einzelnen Prozessbeiträge der Harvesterernte an (Abbildung 13), so lässt sich unschwer erkennen, dass der Großteil des Klimaerwärmungspotenzials beim Fällen und Aufarbeiten anfällt. Dieser Prozess verursacht bei den in diese Arbeit einfließenden Studien 62% der anfallenden Auswirkungen auf das GWP 100. 16% entfallen auf die Produktion und Bereitstellung von Treibstoff, Ölen und Schmiermittel. In etwa gleich schwer wiegen die Prozessbeiträge Überstellung und Maschinenproduktion. Die Überstellung liegt hier bei 11% wobei die Maschinenproduktion 10% beisteuert. Rund 3% macht in der Gesamtaufstellung das Kettenöl aus.

4.1.2 Durchforstung vs. Endnutzung (GWP 100)

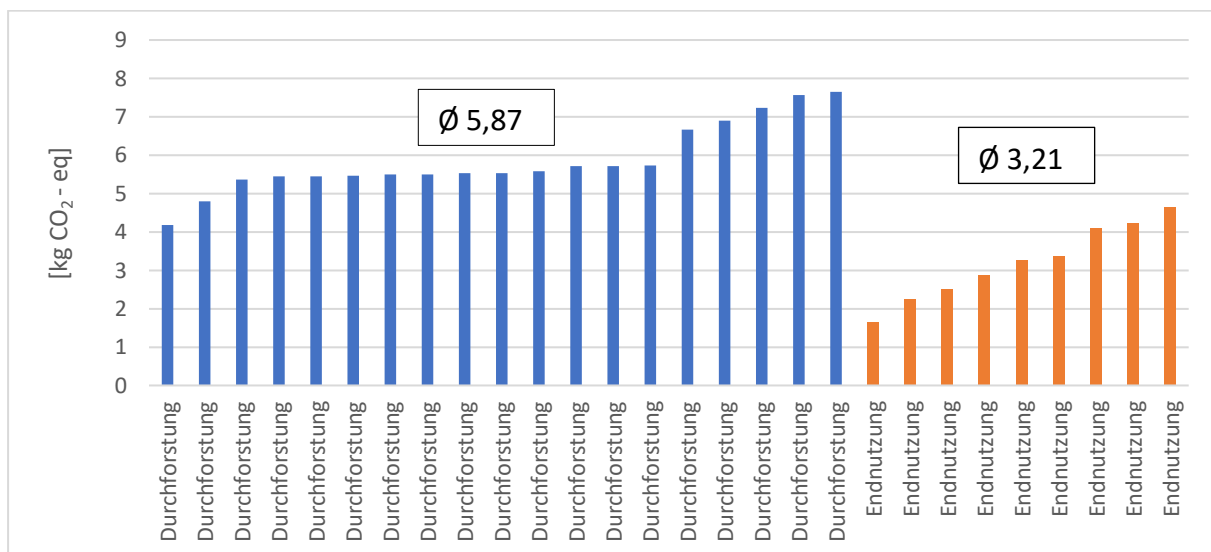


Abbildung 14: Unterschied von Durchforstung zu Endnutzung in Bezug auf das GWP 100

Vergleicht man die Durchforstung mit der Endnutzung in Bezug auf das GWP 100 lässt sich ein Unterschied der beiden erkennen (Abbildung 14). Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 27 Datensätze. Diese verteilen sich mit 8 auf die Endnutzung und mit 19 auf die Durchforstung. Es errechnet sich bei den aufgenommenen Datensätzen bei der Durchforstung ein Durchschnitt von 5,69 kg CO₂ – eq m⁻³ und bei der Endnutzung ein Durchschnitt von 3,10 kg CO₂ – eq m⁻³. Somit lässt sich erkennen, dass bei der Endnutzung das GWP 100 niedriger ausfällt und Endnutzungsmaßnahmen einen geringeren Einfluss auf das GWP 100 haben. Der p-Wert errechnet sich hier mit 0,0000399. Dieser Wert liefert ein statistisch signifikantes Ergebnis.

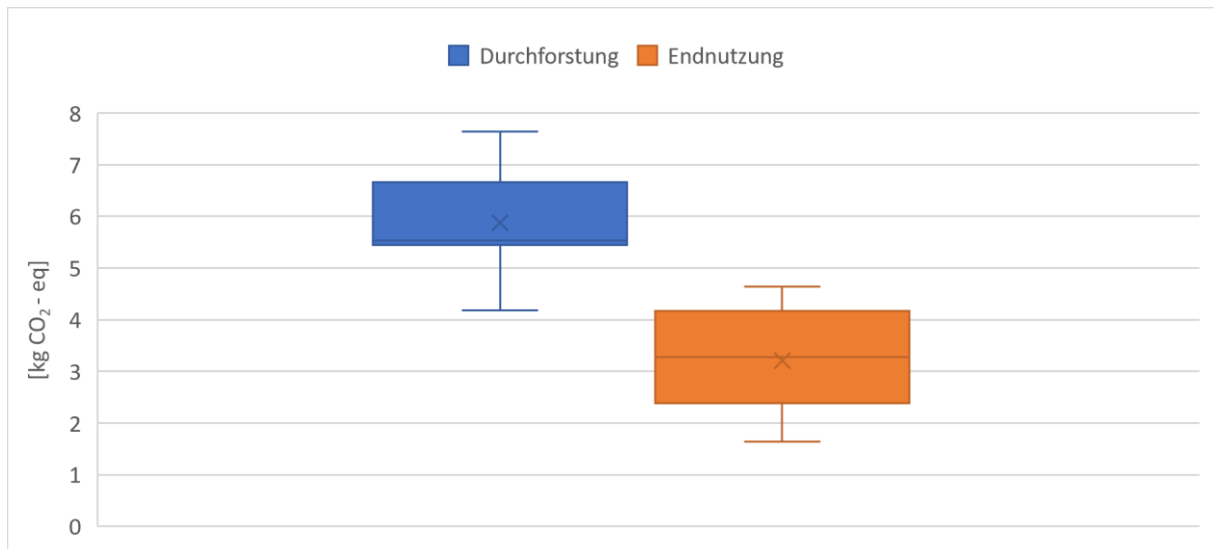


Abbildung 15: Unterschied von Durchforstung zu Endnutzung in Bezug auf das GWP 100

Die erhöhte durchschnittliche Auswirkung auf das GWP 100 in der Durchforstung kann dadurch begründet werden, dass aufgrund von geringeren Volumina bei den entnommenen Bäumen eine geringere Produktivität anfällt. Ebenfalls sind in den einfließenden Studien bei Durchforstungseinsätzen Harvester eingesetzt worden, welche oftmals, in Bezug auf Treibstoffverbrauch und Gewicht, sehr ähnliche Daten aufweisen wie bei Endnutzungseinsätzen. Da die Produktivität – wie bereits zuvor angesprochen – einen sehr starken Einfluss auf die Wirkungskategorie GWP 100 hat, kann man davon ausgehen, dass die Produktivität, in höherem Ausmaß, und der Verbrauch von fossilen Brennstoffen, in geringerem Ausmaß, die Gründe für den erhöhten Einfluss auf das Klimaerwärmungspotenzial bei der Durchforstung sind. Somit müsste man, wenn man den Fokus allein auf Umwelt und den Schutz des Klimas legt, davon abraten, Durchforstungsmaßnahmen mit Harvestern durchzuführen. Umweltschonender wäre etwa eine motormanuelle Nutzung, bei der die Fällung mit Motorsäge und die Rückung mit Forwarder bzw. manuell passiert (Wanzenböck, 2019). Bei der manuellen Rückung muss man aber anmerken, dass dieser Vorgang körperlich sehr anstrengend ist und zudem sehr viel Zeit in Anspruch nimmt, weshalb aus ökonomischer Sicht eher davon abzuraten ist.

4.1.3 Produktivität zu GWP 100

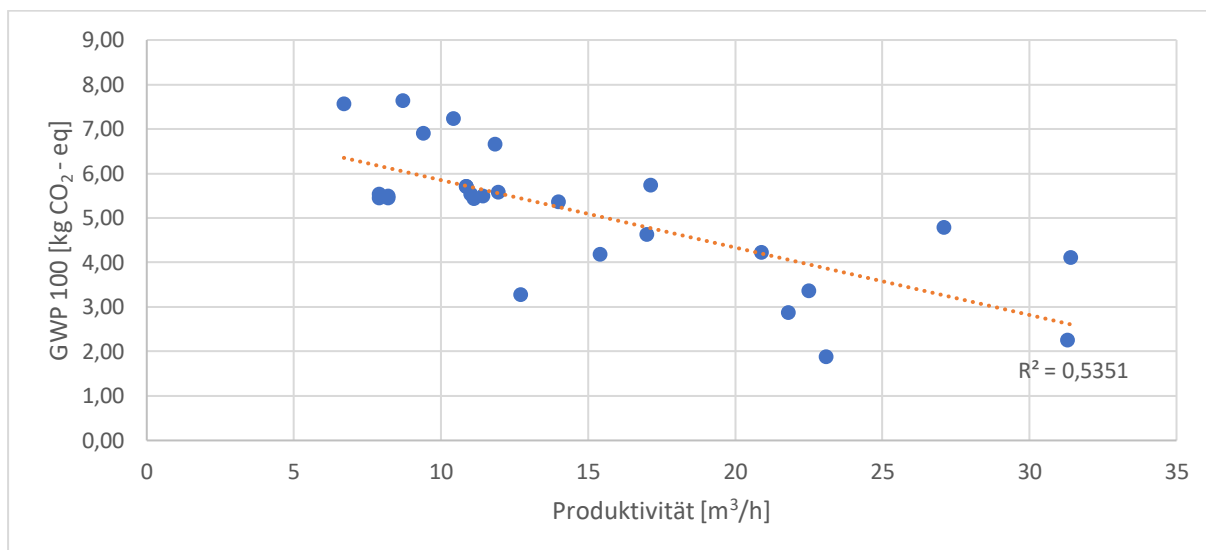


Abbildung 16: Produktivität im Verhältnis zu GWP 100

Der Vergleich von Produktivität und GWP 100 lässt einen starken Trend erkennen (Abbildung 16). Bei zunehmender Produktivität sinkt das $\text{kg CO}_2 - \text{eq m}^{-3}$ merklich. Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 27 Studien für die Berechnung der Werte. Mithilfe dieser Ergebnisse konnte ein Bestimmtheitsmaß von 0,5351 errechnet werden, was einen mittelmäßigen linearen Zusammenhang ergibt. Der p-Wert errechnet sich mit 0,00001456 und lässt somit die Aussage, dass es sich hier um ein signifikantes Ergebnis handelt, zu.

Da es sich hierbei um ein signifikantes Ergebnis handelt, wird für weitere Untersuchungen in diesem Bereich die Formel der linearen Funktion zur Verfügung gestellt. In diesem Beispiel soll damit gezeigt werden, bei welcher Produktivität welche Emissionen zu erwarten sind. Für diese Berechnung kann die Formel folgendermaßen beschrieben werden:

$$\text{GWP 100} = -0,1515 * \text{Produktivität} + 7,3667$$

$\text{kg CO}_2 - \text{eq} \qquad \qquad \qquad \text{m}^3/\text{h}$

Die Produktivität hat einen sehr starken Einfluss auf das Treibhauspotenzial. Da die funktionelle Einheit 1 Festmeter Holz ist, kann man dementsprechend davon ausgehen, dass je mehr Holz in einer Stunde produziert wird, bei gleichbleibendem Ressourceneinsatz je Stunde, der Einfluss auf das GWP 100 mit erhöhter Produktivität sinkt.

Treibstoffverbrauch zu Produktivität

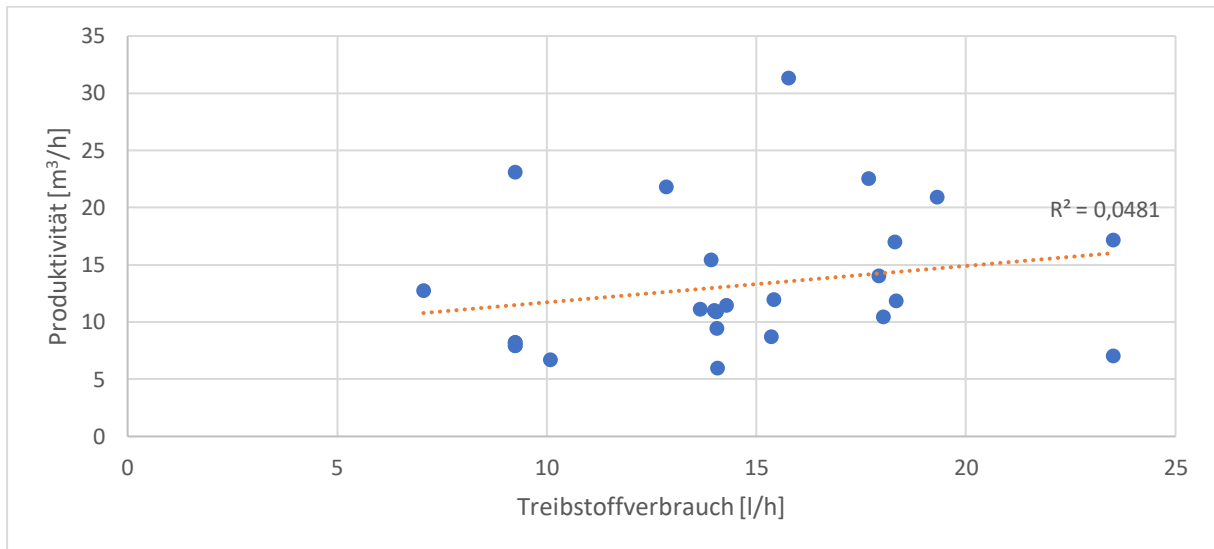


Abbildung 17: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zur Produktivität

Vergleicht man die einzelnen Beiträge zum GWP 100, in diesem Fall den Treibstoffverbrauch und die Produktivität, erkennt man eine Zunahme des Treibstoffverbrauchs mit steigender Produktivität (Abbildung 17). Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 27 Studien für die Berechnung der Werte. Diese Ergebnisse zeigen ein Bestimmtheitsmaß von 0,0481, was einen geringen linearen Zusammenhang darstellt. Der p-Wert liegt bei 0,2715, womit es sich hier um ein nicht signifikantes Ergebnis handelt.

Der Anstieg des Treibstoffverbrauchs bei zunehmender Produktivität ist ein Zeichen dafür, dass in Endnutzungsbeständen, bei denen eine erhöhte Produktivität zustande kommt, stärkere Maschinen zum Einsatz kommen.

Maschinengewicht zu Produktivität

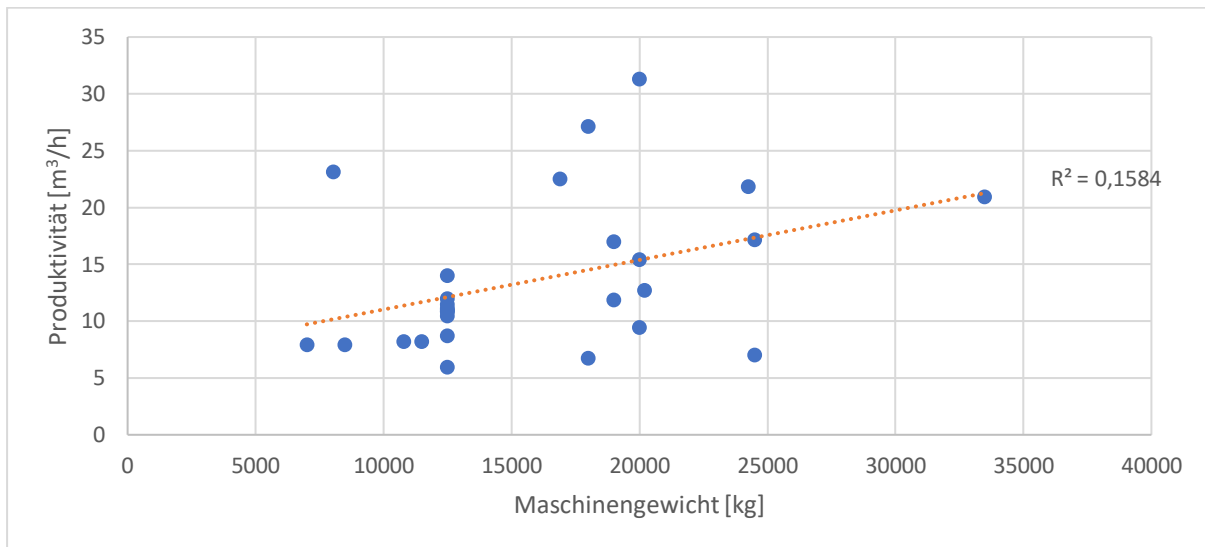


Abbildung 18: Maschinengewicht im Verhältnis zur Produktivität

Sieht man sich den Zusammenhang zwischen Produktivität und Maschinengewicht in Bezug auf das GWP 100 an, kann man erkennen, dass mit steigendem Maschinengewicht die Produktivität zunimmt. Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 28 Studien in der Berechnung. Das Bestimmtheitsmaß ergibt einen Wert von 0,1584 und der p-Wert ergibt 0,03596. Somit kann von einem signifikanten Ergebnis gesprochen werden.

Wie bei Abbildung 16 liegt auch hier der Grund des steigenden Maschinengewichts bei zunehmender Produktion darin, dass in Endnutzungsbeständen, welche eine erhöhte Produktivität aufweisen, schwerere und leistungsfähigere Maschinen verwendet werden.

Mit dem Vergleich zwischen Treibstoffverbrauch und Produktivität sowie Maschinengewicht und Produktivität soll veranschaulicht werden, dass die Produktivität in Zusammenhang mit einem erhöhten Treibstoffverbrauch und einem erhöhten Maschinengewicht steht. Das heißt, wenn stärkere bzw. schwerere Maschinen eingesetzt werden, erhöht sich im Allgemeinen die Produktivität und der Treibstoffverbrauch.

4.1.4 Treibstoffverbrauch zu GWP 100

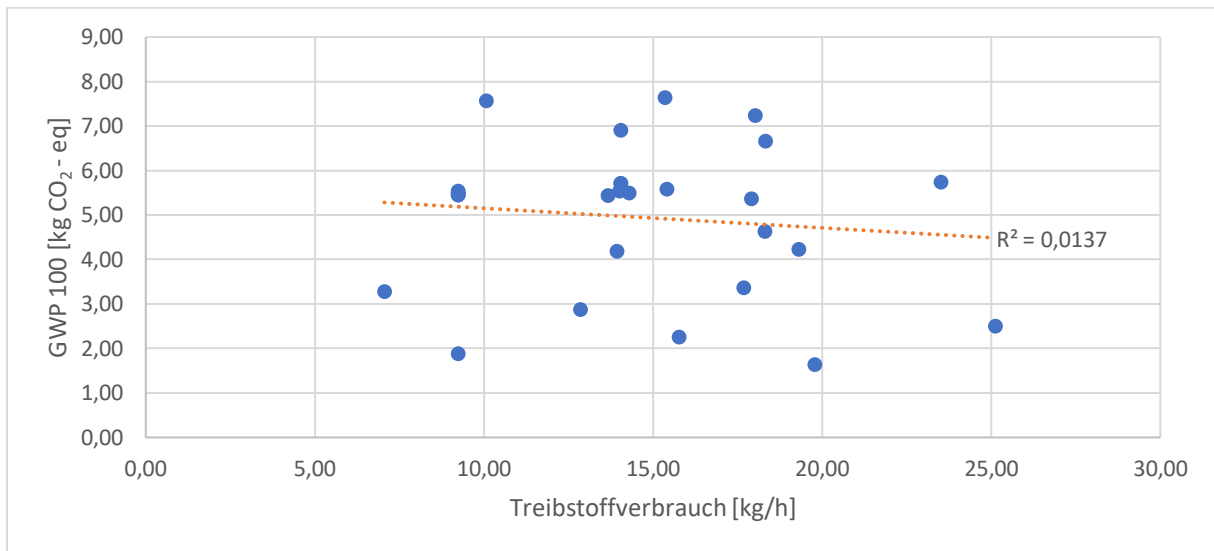


Abbildung 19: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zu GWP 100

Vergleicht man den Treibstoffverbrauch mit dem GWP 100 lässt sich ein leichter Rückgang der Treibhausgasemissionen in $\text{kg CO}_2 - \text{eq. m}^{-3}$ bei steigendem Treibstoffverbrauch pro Stunde erkennen (Abbildung 19). Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 27 Studien in der Berechnung der Werte. Das Bestimmtheitsmaß ergibt einen Wert von 0,0137, somit ist nur ein sehr geringer linearer Zusammenhang gegeben. Der p-Wert errechnet sich mit 0,5609, was ein nicht signifikantes Ergebnis bedeutet.

Der Trend, dass mit steigendem stündlichem Treibstoffverbrauch die Einwirkung auf das Klimaerwärmungspotenzial sinkt, liegt daran, dass größere Maschinen bzw. stärkere Maschinen eingesetzt werden, die ebenso eine erhöhte Produktivität haben. Da die Produktivität einen sehr starken Einfluss auf das Treibhauspotenzial hat kann hier ein leichter Rückgang trotz steigendem stündlichem Treibstoffverbrauch erkannt werden.

4.1.5 Maschinengewicht zu GWP 100

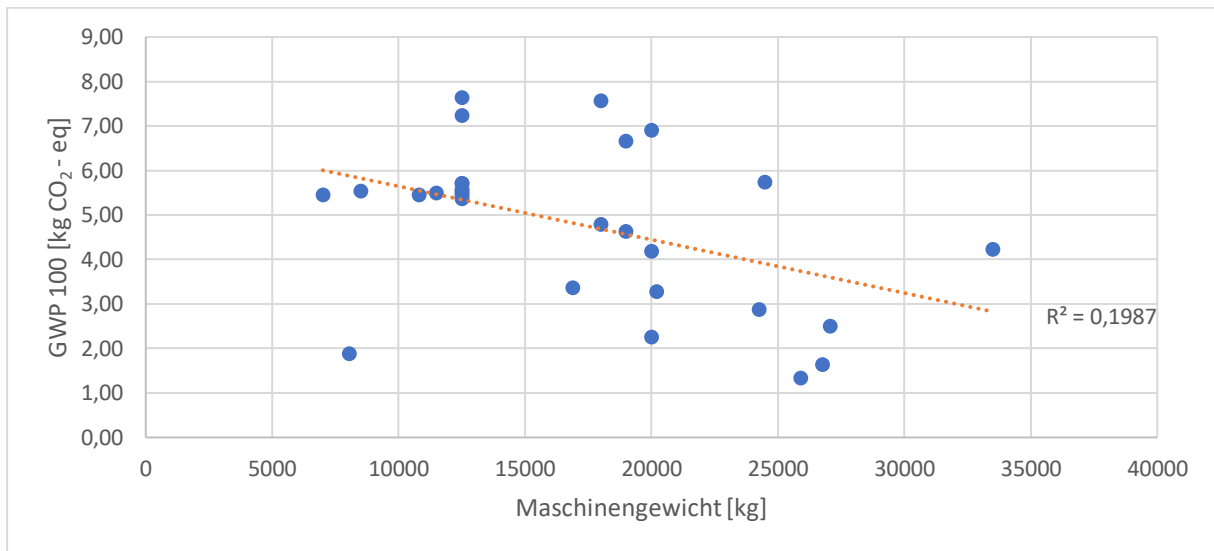


Abbildung 20: Maschinengewicht im Verhältnis zu GWP 100

Im Vergleich von Maschinengewicht und GWP 100 kann man einen Rückgang des kg CO₂ – eq m⁻³ bei steigenden Maschinengewicht erkennen (Abbildung 20). Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 29 Studien für die Berechnung der Werte. Das Bestimmtheitsmaß ergibt einen Wert von 0,1987, somit ist ein geringer linearer Zusammenhang gegeben. Bei der Berechnung des p-Wertes ergibt sich ein Ergebnis von 0,01537, was ein signifikantes Ergebnis bedeutet.

Da es sich hier um ein signifikantes Ergebnis handelt, wird für weitere Untersuchungen in diesem Bereich die Formel der linearen Funktion zur Verfügung gestellt. In diesem Beispiel soll damit gezeigt werden, bei welcher Maschinengewicht welche Emissionen zu erwarten sind. Für diese Berechnung kann die Formel folgendermaßen beschrieben werden:

$$\text{GWP 100} = -0,0001 * \text{Maschinengewicht} + 6,8444$$

kg CO₂-eq kg

Durch den mehr oder weniger gleichen Verlauf der Trendlinie beim Maschinengewicht bzw. bei der Produktivität bezogen auf den Einfluss auf das GWP 100, lässt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Maschinengewicht und Produktivität (Abbildung 18) erkennen. Daher gibt es hier einen Rückgang des Klimaerwärmungspotenzials bei größeren Maschinen (steigendem Maschinengewicht).

4.1.6 Europa vs. Rest der Welt

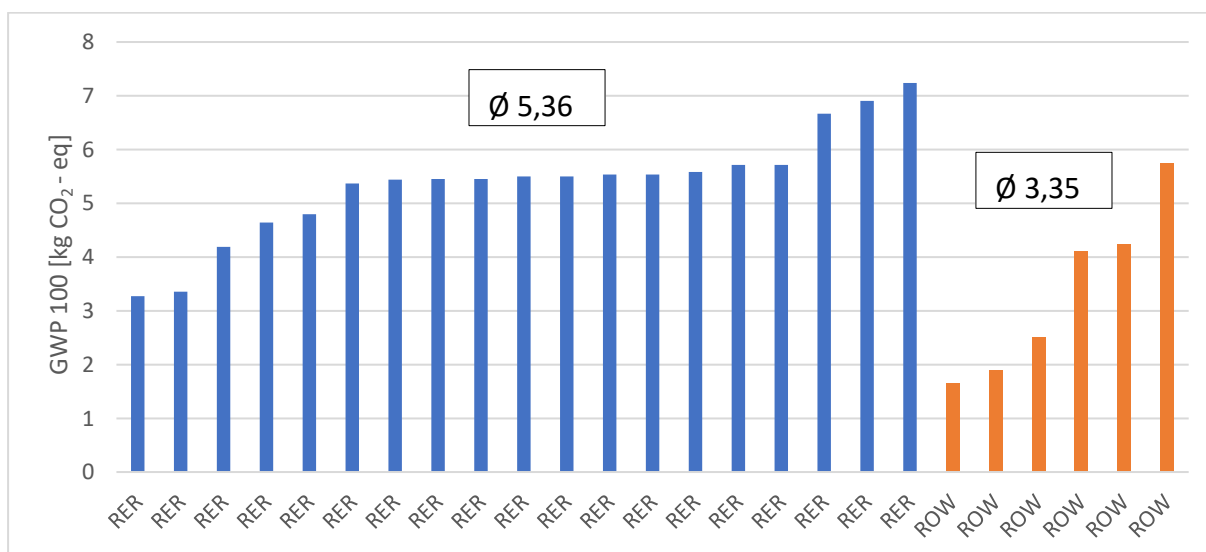


Abbildung 21: Europa vs. Rest der Welt (GWP 100)

Zieht man einen Vergleich zwischen Holzernteeinsätzen in Europa bzw. im Rest der Welt, lässt sich ein leichter Trend erkennen. Bei den Harvestereinsätzen im Rest der Welt gibt es mit einem Durchschnitt von 3,35 kg CO₂-eq m⁻³ eine geringere Auswirkung auf das Klimaerwärmungspotenzial als bei Einsätzen in Europa mit einem Durchschnitt von 5,36 kg CO₂-eq m⁻³ (Abbildung 21). Nach Eliminierung der Ausreißer verbleiben 31 Datensätze für die Berechnung. Diese verteilen sich mit 24 auf Europa und mit 7 auf den Rest der Welt. Als p-Wert errechnet sich ein Ergebnis von 0,02196, was einen signifikanten Unterschied darstellt.

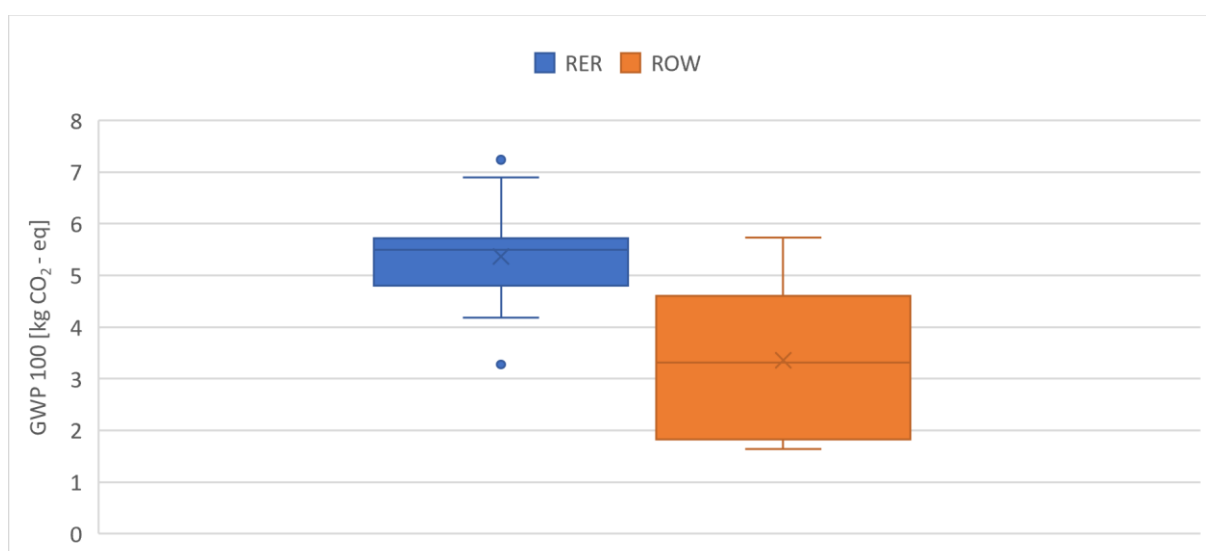


Abbildung 22: Europa vs. Rest der Welt (GWP 100)

Der Unterschied zwischen Europa und dem Rest der Welt kann sich mit den Standorts- und Bestandeseigenschaften der Ernteorte erklären. Bei den Holzernteinsätzen im Rest der Welt waren beispielsweise Plantagenbetriebe enthalten, welche aufgrund ihrer Anbauweise eine gute Erreichbarkeit haben und durch Reihenbestände effizient geerntet werden können. Dadurch ergibt sich eine hohe Produktivität und somit ein geringerer Einfluss auf das Treibhauspotenzial GWP 100.

4.2 Humantoxizität

4.2.1 Durchforstung vs. Endnutzung (Humantoxizität)

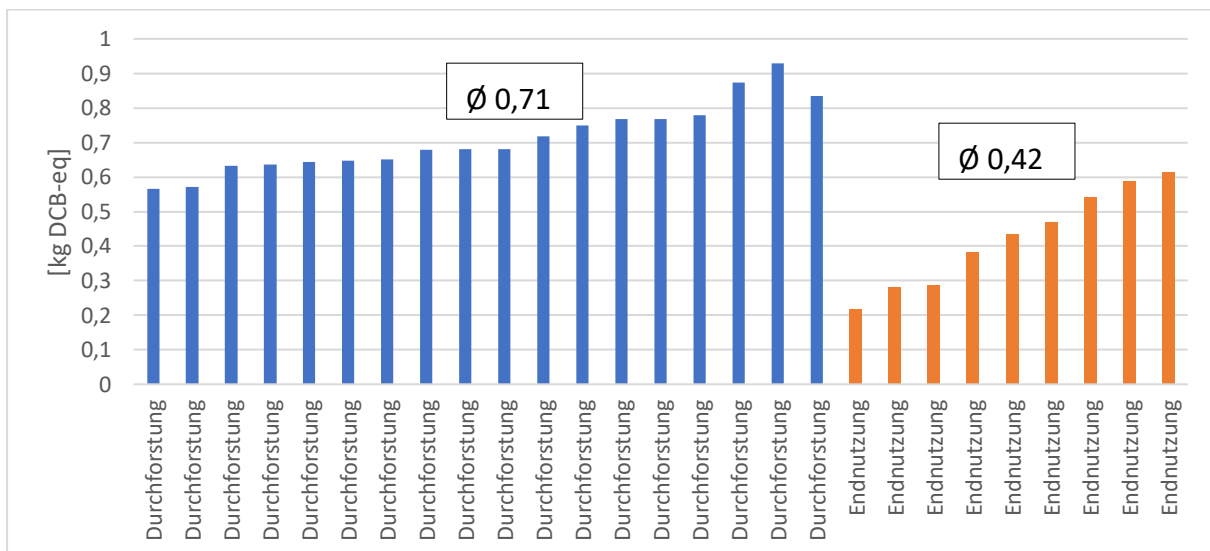


Abbildung 23: Unterschied Durchforstung und Endnutzung in Bezug auf die Humantoxizität

Sieht man den Vergleich von Durchforstung und Endnutzung in Bezug auf die Humantoxizität, so lässt sich ein ähnliches Ergebnis wie beim GWP 100 erkennen (Abbildung 23). Auch hier ist ein Unterschied zwischen der Durchforstung und der Endnutzung ersichtlich. Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 27 Datensätze. Diese verteilen sich mit 18 auf die Durchforstung und mit 9 auf die Endnutzung. Aus den aufgenommenen Studien ergab sich bei der Durchforstung ein Durchschnitt von 0,71 kg DCB-eq m⁻³ und bei der Endnutzung ein Durchschnitt von 0,42 kg DCB-eq m⁻³. Somit hat die Endnutzung einen geringeren Einfluss auf die Humantoxizität als die Durchforstung. Bei der Berechnung des p-Wertes kommt es zu einem Ergebnis von 0,00009299. Dieser Wert liefert ein statistisch signifikantes Ergebnis.

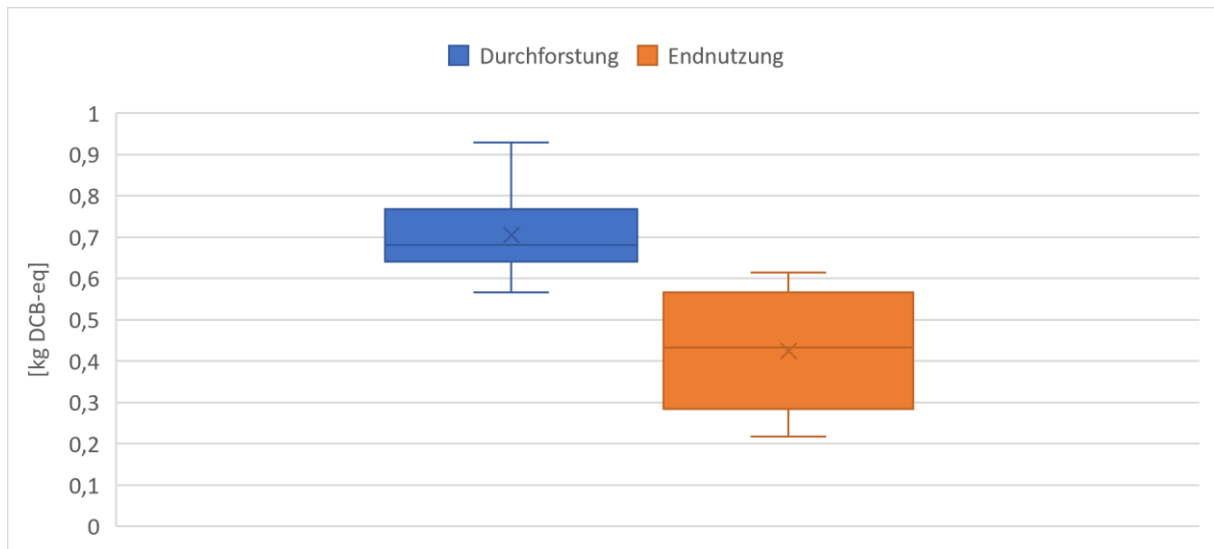


Abbildung 24: Unterschied Durchforstung und Endnutzung in Bezug auf die Humantoxizität

Die Zusammenhänge der Humantoxizität und der Durchforstung bzw. der Endnutzung sind ähnlich anzusehen wie beim Klimaerwärmungspotenzials. Aufgrund einer niedrigeren Produktivität in Durchforstungsbeständen wirkt sich hier ein Harvestereinsatz deutlich stärker auf die Humantoxizität aus. Demzufolge ist aus ökologischer Sicht erneut von einer Durchforstung mit Harvester abzuraten, um die ausgestoßenen Schadstoffe je Festmeter möglichst gering zu halten.

4.2.2 Treibstoffverbrauch zu Humantoxizität

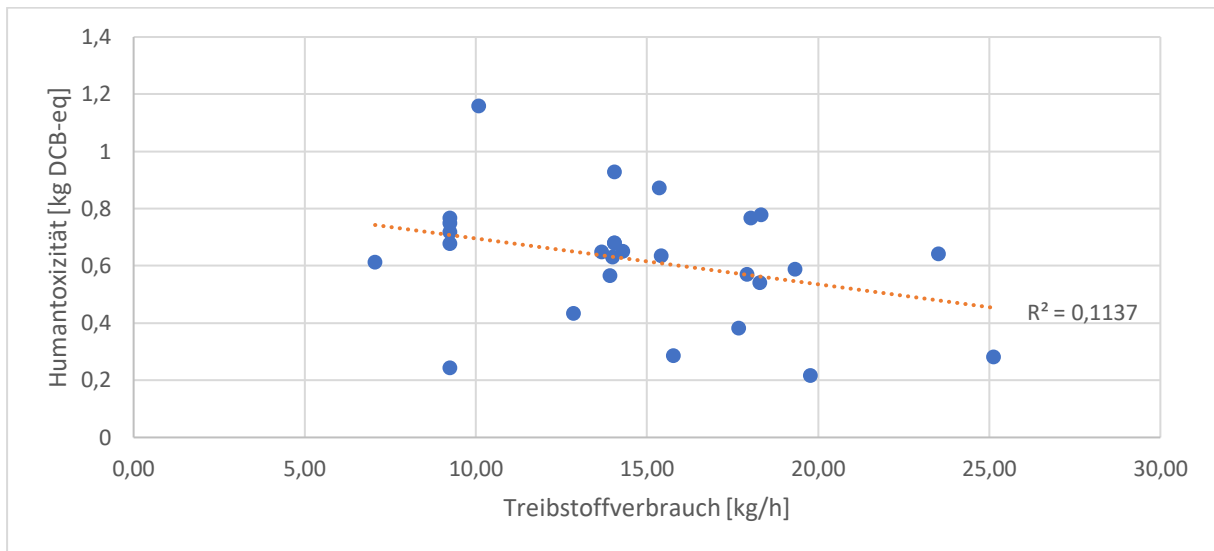


Abbildung 25: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zu Humantoxizität

Sieht man sich den Vergleich von Treibstoffverbrauch mit der Humantoxizität an, kann man einen leichten Rückgang der Humantoxizität bei steigendem Treibstoffverbrauch erkennen (Abbildung 25). Nach Ausschluss der Ausreißer verbleiben 26 Studien für die Berechnung. Dadurch ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,1137, was einen geringen linearen Zusammenhang erkennen lässt. Der p-Wert liegt bei 0,08542. Somit handelt es sich hier um ein nicht signifikantes Ergebnis.

Die Trendlinie, dass mit höherem Treibstoffverbrauch der Einfluss auf die Humantoxizität sinkt, ist hier auch mit dem Zusammenhang von Treibstoffverbrauch und Produktivität zu erklären. Stärkere Maschinen haben einen erhöhten Treibstoffverbrauch, jedoch gleichzeitig einen höheren Output bei der Produktivität und somit ergibt sich diese Trendlinie.

4.2.3 Gewicht zu Humantoxizität

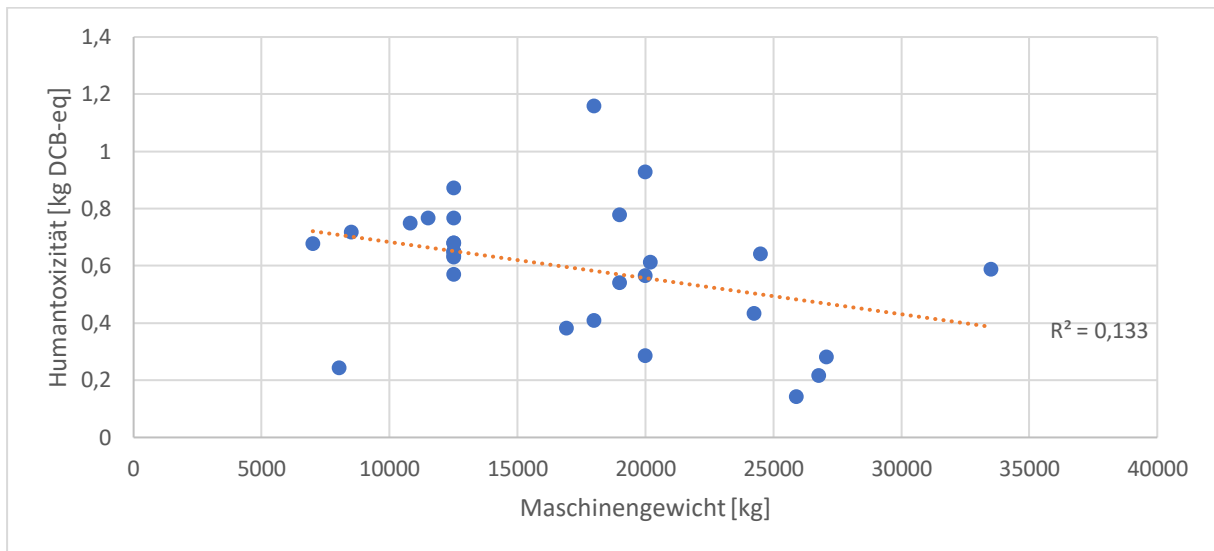


Abbildung 26: Maschinengewicht im Verhältnis zu Humantoxizität

Der Vergleich von Maschinengewicht und Humantoxizität lässt einen geringeren Einfluss auf die Humantoxizität bei steigendem Maschinengewicht erkennen (Abbildung 26). Eliminiert man hier die Ausreißer, verbleiben 28 Studien für die weiteren Berechnungen. Dadurch ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,133, was einen geringen linearen Zusammenhang erkennen lässt. Der p-Wert liegt bei 0,05173. Somit kann man hier von einem nicht signifikanten Ergebnis sprechen.

Weil das Maschinengewicht so eng mit der Produktivität verbunden ist, kann man auch hier einen Rückgang der Auswirkungen auf die Humantoxizität erkennen, wenn das Maschinengewicht zunimmt.

5 Diskussion und Schlussfolgerung

Zum Abschluss dieser Arbeit sollen die ermittelten Ergebnisse vergleichbaren Arbeiten gegenübergestellt werden, Empfehlungen ausgesprochen und ein Resümee über die errechneten Daten gezogen werden.

5.1 Vergleich

Vergleicht man diese Arbeit mit vorangegangenen Arbeiten wie jenen von Wanzenböck, 2019 oder von Kühmaier et. al., 2019, so lässt sich erkennen, dass bei Holzernteverfahren vor allem die Produktivität und der Treibstoffverbrauch treibende Faktoren für die Umweltwirkungen sind. Wanzenböck, 2019 errechnet bei Seilharvestern, dass die Fällung und das Aufarbeiten 64%, die Überstellung 10%, die Maschinenproduktion 11% und der Verbrauch von Treibstoff, Ölen und Schmiermittel 16% ausmacht. In absoluten Zahlen ausgedrückt, trägt der Prozess Fällen und Aufarbeiten 1,65 kg CO₂ – eq., der Prozess Überstellung 0,25 kg CO₂ – eq., der Prozess Maschinenproduktion 0,27 kg CO₂ – eq., und der Verbrauch von Treibstoff, Ölen und Schmiermittel 0,41 kg CO₂ – eq. bei dem Klimaerwärmungspotenzial bei. Somit ergibt sich bei den Prozentwerten ein ähnliches Bild bei Umweltwirkungen bezüglich des Treibhauspotenzials, während bei den Absolutwerten in dieser Arbeit höhere Ergebnisse bei den einwirkenden Faktoren berechnet wurden. Bei Kühmaier et. al., 2019 lässt sich erkennen, dass die Umweltauswirkungen von Harvestern 13-fach schlechter sind als das Fällen und Aufarbeiten mit Motorsäge. Ebenfalls schreibt, wie auch hier festgestellt, Wanzenböck, 2019, dass je größer das Baumvolumen bzw. die Produktivität ist, desto geringer sind die Umweltbelastungen pro Festmeter. Vor allem die Holzernte ist vom Input Treibstoffverbrauch und vom Output Produktivität abhängig (Wanzenböck, 2019). Somit kann mit dieser Arbeit bestätigt werden, was vorangegangene Wissenschaftler bereits erkannt haben.

5.2 Empfehlungen zur Minimierung der Umweltwirkungen

Betrachtet man die Umweltwirkungen von Holzernteeinsätzen mit Harvester, sind diese Einsätze bei geringer Produktivität sehr stark zu hinterfragen. Bei Durchforstungsmaßnahmen bzw. Erntemaßnahmen mit geringen Volumina oder anderen Faktoren, welche eine niedrige Produktivität hervorrufen, sollte, wenn möglich, aus ökologischer Sicht auf den Einsatz eines Harvesters verzichtet werden. Aus Sicht der Produktivität, der Arbeitssicherheit bzw. der Ergonomie und unter Anbetracht der ökonomischen Faktoren, ist der Einsatz von Harvestern hingegen positiv. Aus rein klimatischer Sicht sollten allerdings alternative Erntemaßnahmen (motormanuelle) stärker in Erwägung gezogen werden. Falls der Einsatz eines Harvesters unumgänglich ist, wäre es besser, bei niedriger Produktivität mit an die Situation angepassten Maschinen (kleine Harvester bei Durchforstungen, große Harvester bei Endnutzungen) zu arbeiten. Die Studie von Kärhä et. al. zeigt, dass bei Durchforstungsmaßnahmen und dem Einsatz eines „leichten“ Harvesters (7.000 kg) ein Klimaerwärmungspotenzial von 5,45 kg CO₂-eq m⁻³ erreicht werden kann, was im Mittel der errechneten Werte des GWP 100 für Durchforstung liegt. Laut den errechneten Ergebnissen wirkt sich nach dem Vorgang des Fällens und Aufarbeitens, der Verbrauch von fossilen Brennstoffen am stärksten auf das Klimaerwärmungspotenzial aus. Aufgrund dieses „Hot-Spots“ wäre es wichtig, den Einsatz von fossil betriebenen Harvestern zu drosseln. Möglich wäre dies mit alternativen Antriebsmethoden, wie beispielsweise Elektro- oder Wasserstoffmotoren, Hybridmodellen oder Abgasrückführungsmechaniken. Ebenfalls spielt die Ausbildung der Harvesterfahrer eine bedeutende Rolle. Zusätzlich könnte durch Automatisierung der Arbeitsschritte effizienter gearbeitet werden, und somit Energie gespart als auch Emissionen reduziert werden.

5.3 Kritische Prüfung der vorhandenen Daten

Ökobilanzen haben aufgrund ihrer Vorteile eine konkrete Daseinsberechtigung. Durch sie können Entscheidungsträger ökologisch richtige Maßnahmen treffen, welche auf fundierten Daten beruhen. Potenzielle Umweltauswirkungen von Produkten können bewertet und analysiert werden. Andererseits haben Lebenszyklusanalysen auch Einschränkungen. Aufgrund von Schwankungen bei der Aufnahme von Daten bzw. der Aufnahme von unterschiedlichen Personen, kann es zu unterschiedlichen Ökobilanz-Ergebnissen kommen. Oftmals ist es schwer geeignete Daten zu finden bzw. diese dann ordnungsgemäß zu

modellieren. Viele dieser Herausforderungen könnten durch die Entwicklung einer standardisierten Leitlinie und einer globalen Einigung darüber gelöst werden (Curran, 2014). Ebenfalls muss festgehalten werden, dass ökonomische und soziale Kriterien nicht berücksichtigt werden. Das birgt die Gefahr, dass zu wenig auf die Ressource Mensch (z.B. Arbeitssicherheit, Ergonomie, Mitarbeiterpolitik) bzw. auf wirtschaftliche Aspekte (z.B. Wertschöpfung, Regionalität der Produkte) eingegangen wird (Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik, 2007).

Die in Betracht gezogenen Studien haben, auch aufgrund der Vorsortierung von Andrea Argnani (2019), zumeist die notwendigen Daten (Produktivität, Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht) enthalten. Diese mussten danach nur in standardisierte Einheiten umgerechnet werden.

Bezüglich des Kettenöls für den Harvesterkopf und der Maschinenüberstellung müssen an dieser Stelle Abstriche gemacht werden. Die verwendeten Studien gaben in den seltensten Fällen einen verwertbaren Aufschluss über diese Werte. Daher musste im Verlauf dieser Arbeit auf den vorgegebenen Wert aus der Datenbank Ecoinvent zurückgegriffen werden. Obwohl das Kettenöl mit einer Relevanz von 3% kein stark ausschlaggebender Wert für die Berechnung der Ökobilanz eines Harvesters ist, sollte hier trotzdem ein Anstoß für zukünftige wissenschaftliche Arbeiten gemacht werden, damit der Verbrauch des Kettenöls ebenfalls in die Recherche bei Untersuchungen einfließt. Anders ist es bei der Maschinenüberstellung. Dieser Wert schlägt mit 11% zu Buche und hat somit einen deutlich größeren Einfluss als das Kettenöl und sollte daher vermehrt aufgegriffen werden.

Die verwendete Datenbank Ecoinvent wurde mit der Version 3.6 verwendet. Mittlerweile gibt es die Version 3.8, und somit weitere Adaptionen bei den vorhandenen Daten. Grundsätzlich ist zu sagen, dass diese Grundlage an Daten viele Berechnungen erst zugelassen hat, da manche Parameter in den Studien nicht ausreichend beschrieben wurden. Aufgrund der Standardisierung in Ecoinvent und der Verwendung von Mittelwerten kann aber nicht von 100% exakten Ergebnissen gesprochen werden.

Beim Treibstoff- und Schmiermittelverbrauch kann man nicht direkt auf einen linearen Zusammenhang zwischen dem Verbrauch von fossilen Brennstoffen und Emissionen

schließen. Es ergibt sich zwar das Bild, dass schwerere und stärkere Maschinen bei erhöhtem Kraftstoffverbrauch auch beispielsweise mehr CO₂ emittieren, aber dies nur am Verbrauch festzumachen wäre nicht weit genug gedacht. Hier spielen weitere Faktoren wie der Untergrund, die Steilheit des Geländes, die Effizienz des Motors oder die Erfahrung des Fahrers ebenfalls eine große Rolle.

5.4 Schlussfolgerung

Ziel dieser Arbeit war es, Aufschlüsse über die Umweltwirkungen bei der Holzernte mit Harvester zu geben. Im Laufe der Berechnung und Interpretation der Ergebnisse ging hervor, dass die negativen Umweltwirkungen mit steigender Produktivität stark zurückgehen. Daher ist es wichtig – insbesondere aus ökologischer Sicht – vor allem bei Durchforstungen den Einsatz eines möglichst effizienten und den Standorts- und Bestandesbedingungen angepassten Harvester auszuwählen, bzw. alternative, weniger treibstoffverbrauchende Systeme zu verwenden. Mithilfe der Untersuchung konnten Antworten auf die Frage gegeben werden, wie stark wirken Treibstoffverbrauch, Maschinengewicht und Produktivität auf die Wirkungskategorien Treibhauspotenzial und Humantoxizität. Weiters wurde erkannt, dass es notwendig ist, die richtige Maschine dem richtigen Einsatzort zuzuordnen. Es ist nicht empfehlenswert und ökologisch eher abzulehnen, schwere Harvester mit hohem Treibstoffverbrauch bei Durchforstungen mit geringer Produktivität zum Einsatz kommen zu lassen.

Ökobilanzen sind eine große Hilfestellung für die Auswertungen der Umweltwirkungen. Sie sollten in Bereichen der Forstwirtschaft zum Alltag gehören. Durch sie ist es möglich, Vergleiche zu ziehen, und Referenzdaten zu sammeln. Somit könnte in Zukunft eine Handlungsempfehlung basierend auf zuvor definierten Parametern erstellt werden, die es möglich macht, zu erkennen, wann sich ein Harvestereinsatz ökologisch vertreten lässt.

Ebenfalls wird es wichtig sein die bereits angelaufene Forschung an alternativen Antriebsvarianten, wie beispielsweise Elektromotor oder Wasserstoff, für den Einsatz bei Harvestern voranzutreiben. Für die nähere Zukunft wäre es erstrebenswert alternative Kraftstoffe zu entwickeln bzw. hybride Antriebsvarianten einzusetzen. Dadurch könnten die Emissionen stark reduziert werden und die vielen Vorteile von Harvestereinsätzen, wie z.B.

die verbesserte Ergonomie und die erhöhte Sicherheit der Forstarbeiter, stünden im Vordergrund.

6 Verzeichnisse

6.1 Literaturverzeichnis

Ackermann, P., Williams, C., Ackerman, S. & Nati, C., 2017. Diesel Consumption and Carbon Balance in South African Pine Clear-Felling CTL Operations: a Preliminary Case Study. In: *Croatian Journal of Forest Engineering*. Stellenbosch: University of Stellenbosch, pp. 65-72.

Ackerman, S. A., Seifert, S., Ackerman, P. A. & Seifert, T., 2016. Mechanised Pine Thinning Harvesting Simulation: Productivity and Cost Improvements as a Result of Changes in Planting Geometry. In: *Croatian Journal of Forest Engineering 37*. Stellenbosch: University of Stellenbosch, pp. 1-15.

Apafaian, A., Proto, A. & Borz, S., 2017. Performance of a mid-sized harvester-forwarder system in integrated harvesting of sawmill, pulpwood and firewood. In: *Annals of Forest Research 60*. Brasov: Annals of Forest Research, pp. 227-241.

Ausberg, L. et al., 2015. Lebenszyklusanalysen. In: *Umweltbewertung für Ingenieure*. Berlin: Springer Vieweg, pp. 203-314.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2022. *Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*. [Online] Available at: https://www.stmelf.bayern.de/wald/waldbesitzer_portal/055189/index.php [Zugriff am 08 Februar 2022].

Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2012. *Vollmechanisierte Nadelholzernte auf befahrungsempfindlichen Standorten*, Freising: Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.

Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2002. *Aktuelle Holzernteverfahren am Hang*. Freising: Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 85 S.

Bender, R. & Lange, S., 2007. Was ist der p-Wert?. *Deutsche Medizinische Wochenschrift (126)*, pp. 39-40.

Bundesforschungszentrum für Wald, 2011. *Waldinventur 2007/09*, Wien: Bundesforschungszentrum für Wald.

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021. *Holzeinschlagsmeldung über das Kalenderjahr 2020*, Wien: Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, 2013. *Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB) - Unterrichtsgebäude*, Berlin: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung.

Consoli, F. et al., 1993. *Guide Lines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 85 S.

Curran, M. A., 2014. Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. In: *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Springer, pp. 189-206.

Dellmann, K. & Pedell, K. L., 1994. *Controlling von Produktivität, Wirtschaftlichkeit und Ergebniss*. Stuttgart: Schäffer-Poeschel Verlag.

DIN EN ISO 14044, 2006. *Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen*. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung.

Eberl, W., 2002. Der Weg des Baumes vom Wald zum Werkstoff Holz. In: *Zuschnitt 8*. Wien: proHolz Austria, pp. 11-15.

Ecoinvent, 2022. *ecoinvent*. [Online] Available at: <https://ecoinvent.org/> [Zugriff am 06 Februar 2022].

Engler, B., Becker, G. & Hoffmann, S., 2016. Process mechanization models for improved Eucalyptus plantation management in Southern China based on the analysis of currently applied semi-mechanized harvesting operations. In: *Biomass and Bioenergy (87)*. Freiburg: Albert-Ludwigs-University, pp. 96-106.

Felbermeier, B., Weber, M. & Mosandl, R., 2016. *Zur Machbarkeit eines weltweiten Aufforstungsprogramms*, Freising: Technische Universität München.

Frei, T., 2020. Klimaveränderung in der Schweiz: Auswirkungen auf Hasel, Birken und Gräser - untersucht anhand einer langen Pollenmessreihe (1969 - 2018). *Allergologie*, September, pp. 357-366.

Ghaffariyan, M. R., Brown, M. & Spinelli, R., 2013. Evaluating Efficiency, Chip Quality and Harvesting Residues of a Chipping Operation with Flail and Chipper in Western Australia. In: *Croatian Journal of Forest Engineering (34)*. Hobart: University of the Sunshine Coast, pp. 189-199.

Ghaffariyan, M. R., Sessions, J. & Brown, M., 2013. Roadside Chipping in a First Thinning Operation for Radiata Pine in South Australia. In: *Croatian Journal of Forest Engineering (34)*. Hobart: University of the Sunshine Coast, pp. 91-101.

González-García, et al., 2013. The influence of forest management systems on the environmental impacts for Douglas-fir production in France. In: *Science of The Total Environment (3)*. Aveiro: Elsevier, pp. 681-692.

Haavikko, H. et al., 2022. Fuel Consumption, Greenhouse Gas Emissions, and Energy Efficiency of Wood-Harvesting Operations: A Case Study of Stora Enso in Finland. In: *Croatian Journal of Forest Engineering (43)*. Joensuu: University of Eastern Finland, pp. 79-97.

Hennegriff, W., Kolokotronis, V., Weber, H. & Bartels, H., 2006. Klimawandel und Hochwasser - Erkenntnisse und Anpassungsstrategien beim Hochwasserschutz. In: *Wasser und Abfall (53)*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, pp. 770-779.

Huijbregts, M. A. J. et al., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment (22)*, pp. 138-147.

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. *Global Warming Potential Values*, Genf: Intergovernmental Panel on Climate Change.

Kaleja, S., Lazdins, A., Zimelis, A. & Spalva, G., 2018. Model for cost calculation and sensitivity analysis of forest operations. *Agronomy Research (15)*, pp. 2068-2078.

Kaleja, S., Spalva, G. & Stola, J., 2018. Productivity and cost of Logbear F4000 Forwarder in Thinning depending on driving conditions. *17th International Scientific Conference Engineering for Rural Development*, pp. 1458-1463.

Kärhä, K., Rönkkö, E. & Gumse, S.-I., 2013. *Productivity and Cutting Costs of Thinning Harvesters*, s.l.: International Journal of Forest Engineering.

Karjalainen, T. et al., 2001. *Energy, Carbon and Other Material Flows in the Life Cycle Assessment of Forestry and Forest Products*, Joensuu: European Forest Institute.

Kartschall, K., Mäder, C. & Tambke, J., 2007. *Klimaänderungen, deren Auswirkungen und was für den Klimaschutz zu tun ist*, s.l.: Umweltbundesamt .

Kizha, A. R. & Han, H. S., 2016. Processing and sorting forest residues: Cost, productivity and managerial impacts. In: *Biomass and Bioenergy*. s.l.:Elsevier, pp. 97-106.

Klein, D., Wolf, C., Schulz, C. & Weber-Blascke, G., 2015. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment (20)*. Heidelberg: Springer, pp. 556-575.

Klöpffer, W. & Grahl, B., 2009. *Ökobilanz (LCA) - Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, 426 S.

Klvac, R. & Skoupy, A., 2009. Characteristic fuel consumption and exhaust emissions in fully mechanized logging operations. *Forest Research (14)*, pp. 328-334.

Kühmaier, M. et al., 2019. *Ökobilanzierung der Holzbereitstellung bis zum Werk unter Einbeziehung neuer Technologien. Endbericht zur Projektstudie im Auftrag von Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, ÖBf AG und Forstbetrieb Franz Mayr-Melnhof-Saurau*, Wien: Universität für Bodenkultur.

Landwirtschaftskammer Österreich, 2015. *Durchforstung in Laub- und Nadelwaldbeständen*, Wien: Landwirtschaftskammer Österreich.

Lijewski, P. et al., 2017. Fuel consumption and exhaust emissions in the process of mechanized timber extraction and transport. In: *European Journal of Forest Research*. Poznan: Springer, pp. 153-160.

Magagnotti, N., Pari, L. & Spinelli, R., 2017. Use, Utilization, Productivity and Fuel Consumption of Purpose-Built and Excavator-Based Harvesters and Processors in Italy. In: *Forests (8)*. Basel: MDPI.

Messner, S., 2019. *Entrindung mit dem Harvesteraggregat in Fichten Durchforstungsbeständen*, Wien: Universität für Bodenkultur.

Neumann, M., 2003. Durchforstung: gestern, heute und morgen?. In: *BFW Praxis Information (2)*. Wien: Bundesforschungszentrum für Wald, pp. 3-4.

Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik, 2007. *Wesentliche ökologische, soziale und ökonomische Aspekte zur Beurteilung von Nachhaltigkeitsberichten*, Wien: Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.

Österreichisches Normungsinstitut, 1997. *Holzernte - Benennungen und Definitionen*, Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

PEFC, 2022. PEFC. [Online] Available at: <https://www.pefc.at/pefc-international/> [Zugriff am 06 Februar 2022].

Peyrl, R., 2014. *Ökobilanzen und Lebenszyklusanalysen - Möglichkeiten und Grenzen*, Linz: Oberösterreichische Landesregierung.

Pröll, W. & Nemestóthy, N., 2004. Was man über Harvester wissen sollte - Teil I. In: *Land Technik Leute*. Wien: Bundesforschungszentrum für Wald, pp. 16-18.

Puttock, D., Spinelli, R. & Hartsough, B. R., 2005. Operational Trials of Cut-To-Length Harvesting of Poplar in a Mixed Wood Stand. In: *International Journal of Forest Engineering* (16). Ontario: International Journal of Forest Engineering, pp. 39-49.

Rottmann, H., Auer, B. R. & Kamps, U., 2018. *Wirtschaftslexikon*. [Online] Available at: <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/bestimmtheitsmass-31758/version-255309> [Zugriff am 13 Februar 2022].

Sahlmann, F., 2020. *Der Harvester - Bäume fällen auf Knopfdruck?*, Göttingen: Forst erklärt.

Schwaiger, H. & Zimmer, B., 2001. A Comparison of Fuel Consumption and Greenhouse Gas Emissions from Forest Operations in Europe. In: *Energy, Carbon and Other Material Flows in the Life Cycle Assessment of Forestry and Forest Products*. Joensuu: European Forest Institute, pp. 33-50.

She, J., Chung, W. & Kim, D., 2018. Discrete-Event Simulation of Ground-Based Timber Harvesting Operations. In: *Forests* (9). Basel: MDPI, p. 683.

Sozialversicherungsanstalt der Selbstständigen, 2020. *Forstliche Sicherheitsbestimmungen*, Wien: Sozialversicherungsanstalt der Selbstständigen.

Statista GmbH, 2022. *Statista*. [Online] Available at: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/37118/umfrage/waldbestand-weltweit/> [Zugriff am 06 Februar 2022].

Statista Research Department, 2022. *Statista*. [Online] Available at: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/311924/umfrage/treibhausgasemissionen-weltweit/> [Zugriff am 04 04 2022].

Straka, T. J. & Layton, P. A., 2010. Natural Resources Management: Life Cycle Assessment and Forest Certification and Sustainability Issues. In: *Sustainability (2)*. Clemson: Clemson University, pp. 604-623.

Wanzenböck, M., 2019. *Vergleichende Ökobilanz (LCA) von Holzerntesystemen in Steillagen*, Wien: Universität für Bodenkultur.

Weinfurter, P., 2021. *Waldbau in Österreich auf ökologischer Grundlage - Eine Orientierungshilfe für die Praxis*. 2. Hrsg. Wien: Landwirtschaftskammer Österreich, 250 S.

Wirtschaftskammer Österreich, 2021. *Bedeutung der Forst- und Holzwirtschaft für Österreichs Wirtschaft*, Wien: Wirtschaftskammer Österreich.

6.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ausgewählte Studien für die Erstellung der Ökobilanz Harvester	22
Tabelle 2: Relevante Parameter für die Erstellung der Ökobilanz Harvester	24
Tabelle 3: Beschreibung der aufgenommenen Studien.....	33

6.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anzahl der bisherigen und künftigen Hitzetage im Süden Deutschlands; Quelle: (Hennegriff et al., 2006)	1
Abbildung 2: Radharvester; Quelle: (public domain).....	8
Abbildung 3: Verlauf der Forstunfälle und des Holzeinschlages; Quelle: (Sozialversicherungsanstalt der Selbstständigen, 2020).....	10
Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz	12
Abbildung 5: Schritte der Sachbilanz; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006).....	15
Abbildung 6: Verbindliche Bestandteile einer Wirkungsabschätzung; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006).....	16
Abbildung 7: Beziehung zwischen der Auswertungsphase und anderen Teilen einer Ökobilanz; Quelle: (DIN EN ISO 14044, 2006).....	18
Abbildung 8: Systemgrenze Harvester für Ökobilanzierung	20
Abbildung 9: Inputs openLCA	27
Abbildung 10: Outputs openLCA	27
Abbildung 11: Darstellung eines Produktsystems	28
Abbildung 12: Errechnete Einflussfaktoren auf GWP 100 in openLCA.....	29

Abbildung 13: Prozentuale Verteilung des GWP 100 für die Holzernte mit Harvester.....	34
Abbildung 14: Unterschied von Durchforstung zu Endnutzung in Bezug auf das GWP 100 ..	35
Abbildung 15: Unterschied von Durchforstung zu Endnutzung in Bezug auf das GWP 100 ..	36
Abbildung 16: Produktivität im Verhältnis zu GWP 100	37
Abbildung 17: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zur Produktivität	38
Abbildung 18: Maschinengewicht im Verhältnis zur Produktivität	39
Abbildung 19: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zu GWP 100	40
Abbildung 20: Maschinengewicht im Verhältnis zu GWP 100	41
Abbildung 21: Europa vs. Rest der Welt (GWP 100).....	42
Abbildung 22: Europa vs. Rest der Welt (GWP 100).....	42
Abbildung 23: Unterschied Durchforstung und Endnutzung in Bezug auf die Humantoxizität	43
Abbildung 24: Unterschied Durchforstung und Endnutzung in Bezug auf die Humantoxizität	44
Abbildung 25: Treibstoffverbrauch im Verhältnis zu Humantoxizität.....	45
Abbildung 26: Maschinengewicht im Verhältnis zu Humantoxizität.....	46
Abbildung 27: Produktivität im Verhältnis zu Humantoxizität.....	47

7 Anhang

7.1 Anhang A: Datenliste

#	Literatur	Ort	Durchforstungsgrad	Firma	Model
1	ackermann_2016	Südafrika	1. Durchforstung	Tigercat	H822c
2	ackermann_2016	Südafrika	2. Durchforstung	Tigercat	H822c
3	ackermann_2017	Südafrika	Endnutzung	John Deere	759JH
4	apafaian_2017	Norwegen	Endnutzung/Trockenstress	Valmet	911.4
5	Ghaffariyan_2013a	Australien	Durchforstung/Plantage	Tigercat	845C
6	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	1. Durchforstung/extensiv		
7	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	2. Durchforstung/extensiv		
8	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	3. Durchforstung/extensiv		
9	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	4. Durchforstung/extensiv		
10	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	1. Durchforstung/intensiv		
11	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	2. Durchforstung/intensiv		
12	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	3. Durchforstung/intensiv		
13	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	4. Durchforstung/intensiv		
14	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	5. Durchforstung/intensiv		
15	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	6. Durchforstung/intensiv		
16	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	7. Durchforstung/intensiv		
17	Gonzalez-Garcia_2013	Frankreich	Endnutzung/intensiv		
18	Kaleja_2018	Lettland	Durchforstung	John Deere	1270
19	Karha_2013	Schottland	Durchforstung	Nokka	Profi
20	Karha_2013	Schottland	Durchforstung	Timberjack	770
21	Karha_2013	Schottland	Durchforstung	Sampo Rosenlew	1046X
22	Karha_2016	Schottland	Durchforstung	Valtra Forest	120
23	Khiza_2016	USA	Endnutzung	John Deere	959K

24	Khiza_2017	USA	Endnutzung	John Deere	2454D
25	Magagnotti_2017	Italien	Endnutzung	Ecolog	580
26	Magagnotti_2017	Italien	Endnutzung	John Deere	1470
27	Puttock_2013	Kanada	Durchforstung	Rocan	Enviro
28	She_2018	USA	Endnutzung	Timberpro	TL-735-B
29	Messner_2019	Österreich	Durchforstung	John Deere	1270 G
30	Haavikko_2021	Finnland	1. Durchforstung		
31	Haavikko_2021	Finnland	2. Durchforstung		
32	Haavikko_2021	Finnland	Endnutzung		

#	Gewicht [kg]	Items	Spritverbrauch [kg/h]	Schmiermittelverbrauch [kg/h]	Produktivität [m³/h]
1	24494	9,94075E-05	23,52	0,941829	7
2	24494	9,94075E-05	23,52	0,941829	17,1325
3	26762	0,000108612	19,78	2,2794	54,13
4	16900	6,85877E-05	17,67	0,70771722	22,4961
5	25900	0,000105114	26,96	1,079403308	82,671
6	12500	5,07305E-05	14,07	0,944444444	5,925925926
7	12500	5,07305E-05	15,36	1,072463768	8,695652174
8	12500	5,07305E-05	18,03	1,253521127	10,42253521
9	19000	7,71104E-05	18,33	0,9	11,83333333
10	12500	5,07305E-05	13,67	0,703703704	11,11111111
11	12500	5,07305E-05	14,29	1	11,42857143
12	12500	5,07305E-05	14,00	0,16	11
13	12500	5,07305E-05	14,04	0,978723404	10,85106383
14	12500	5,07305E-05	15,42	1,069444444	11,94444444
15	12500	5,07305E-05	14,04	0,978723404	10,85106383
16	12500	5,07305E-05	17,92	1,25	14
17	19000	7,71104E-05	18,30	0,895522388	16,98507463

18	18000	7,3052E-05	10,08	0,403641	6,7
19	11500	4,66721E-05	9,24	0,37000425	8,2
20	10800	4,38312E-05	9,24	0,37000425	8,2
21	7000	2,84091E-05	9,24	0,37000425	7,9
22	8500	3,44968E-05	9,24	0,37000425	7,9
23	37500	0,000152192	31,08	1,24455975	31,4
24	33490	0,000135917	19,32	0,77364525	20,9
25	20200	8,19805E-05	7,06	0,2825487	12,7
26	24250	9,84172E-05	12,85	0,514642275	21,8
27	8040	3,26299E-05	9,24	0,37000425	23,1
28	27070	0,000109862	25,12	1,005738825	41,83
29	18000	7,3052E-05	33,85	1,355561025	27,1
30	20000	8,11689E-05	14,05	0,562810101	9,4
31	20000	8,11689E-05	13,93	0,557697315	15,4
32	20000	8,11689E-05	15,78	0,631698165	31,3

#	Fällen und Aufarbeiten	Überstellung	Maschinenproduktion	Treibstoff, Öle und Schmiermittel	Kettenöl	GWP100	Humantoxizität
1	8,89758	1,07264	1,54797	2,24749	0,27535	14,04	1,57434
2	3,63537	0,43826	0,63247	0,91828	0,1125	5,74	0,64324
3	0,96775	0,13871	0,21872	0,28168	0,03561	1,64	0,21748
4	2,08608	0,32084	0,33234	0,53453	0,08568	3,36	0,38188
5	0,86343	0,09082	0,1386	0,2181	0,02332	1,33	0,14255
6	6,30634	1,21797	0,93316	1,69336	0,32526	10,48	1,24498
7	4,69104	0,83002	0,63593	1,26538	0,22166	7,64	0,87379
8	4,59296	0,6925	0,53056	1,23833	0,18493	7,24	0,76849
9	4,11385	0,60994	0,71031	1,071	0,16289	6,67	0,77818
10	3,26602	0,64958	0,49768	0,85383	0,17347	5,44	0,64807
11	3,31913	0,63154	0,48386	0,8956	0,16865	5,50	0,65033

12	3,37948	0,65614	0,50271	0,82207	0,17523	5,54	0,63174
13	3,43627	0,66515	0,50961	0,92675	0,17763	5,72	0,68125
14	3,42719	0,60426	0,46296	0,92378	0,16137	5,58	0,63653
15	3,43627	0,66515	0,50961	0,92675	0,17763	5,72	0,68125
16	3,39816	0,51554	0,39499	0,91656	0,13768	5,36	0,57104
17	2,86063	0,42494	0,49487	0,74454	0,11348	4,64	0,54176
18	3,99484	1,07725	1,1885	1,02362	0,28768	7,57	1,15836
19	2,99207	0,88019	0,62042	0,76667	0,23506	5,49	0,7673
20	2,99207	0,88019	0,58266	0,76667	0,23506	5,46	0,74955
21	3,1057	0,91362	0,39199	0,79579	0,24398	5,45	0,67796
22	3,1057	0,91362	0,47599	0,79579	0,24398	5,54	0,71745
23	2,6211	0,23912	0,52833	0,66208	0,06138	4,11	0,47019
24	2,4479	0,35926	0,70887	0,61833	0,09222	4,23	0,58922
25	1,47526	0,56831	0,70364	0,37802	0,15177	3,28	0,61394
26	1,56541	0,33108	0,4921	0,40111	0,08842	2,88	0,43337
27	1,05924	0,32504	0,15397	0,26756	0,08344	1,89	0,24402
28	1,58999	0,1795	0,28629	0,40163	0,04608	2,50	0,28151
29	3,31688	0,26633	0,29384	0,84991	0,07112	4,80	0,40868
30	3,97021	0,76783	0,94125	1,0173	0,20505	6,90	0,92885
31	2,40136	0,46867	0,57453	0,61501	0,12516	4,18	0,5658
32	1,33827	0,23059	0,28267	0,34292	0,06158	2,26	0,28661
Σ	100,65355	18,6246	17,7614	26,18044	4,94432	168,16	20,56

7.2 Anhang B: R-Skript zur Berechnung von Signifikanz bei linearer Regression

```
#install.packages("readxl")
#install.packages("psych")
#install.packages("tidyr")

library('tidyr')
library('readxl')
library(ggplot2)

# Pfadzuweisung
# inpath = Eingangsdaten
# outpath = Speicherort
inpath <- 'C:/Users/XXXX/'
outpath <- 'C:/Users/XXXX/'
excel_filename <- 'Daten.xlsx'
path <- paste0(inpath, excel_filename)

# Import des Excelfiles
multiplesheets <- function(fname)

# Zuweisen der einzelnen Excel-Arbeitsmappen
{
  sheets <- readxl::excel_sheets(fname)
  tibble <- lapply(sheets, function(x) readxl::read_excel(fname, sheet = x))
  df <- lapply(tibble, as.data.frame)
  names(df) <- sheets
  return(df)
}
df <- multiplesheets(path) # store all sheets into a variable

#####
# zu änderende Parameter
#####
sheet_name <- "XXXX"
# entsprechende Arbeitsmappe wählen
colname_1 <- 'XXXX'
colname_2 <- 'XXXX'
# Farbe für Plots einstellen
```

```

color1 <- '#2e8b57'
color2 <- '#f4a460'
#####
# Ende der zu ändernden Parameter
#####

df_1 <- df[[sheet_name]]
colnames(df_1)
first_col <- df_1[[colname_1]]
second_col <- df_1[[colname_2]]

# eine lineare Regression erstellen
lmHeight = lm(first_col~second_col, data = df_1)
summary(lmHeight)

#####
# Einfügen der Parameter in der Reihenfolge der Excel-Arbeitsmappe
#####
sheetnames <- list("XXXX")
colnames_1 <- list('XXXX')
colnames_2 <- list('XXXX')
# forloop
for(i in 1:length(sheetnames))
{

sheet <- sheetnames[[i]]
colname_1 <- colnames_1[[i]]
colname_2 <- colnames_2[[i]]
df_1 <- df[[sheet]]
first_col <- df_1[[colname_1]]
second_col <- df_1[[colname_2]]

# Berechnung der linearen Regression
lmHeight = lm(first_col~second_col, data = df_1)

print(summary(lmHeight))
}

```

7.3 Anhang C: R-Sript zur Berechnung der Signifikanz bei zwei Medianen

```
#install.packages("readxl")
#install.packages("psych")
#install.packages("tidyr")

library('tidyr')
library('readxl')
library(ggplot2)

# Pfadzuweisung
# inpath = Eingangsdaten
# outpath = Speicherort
inpath <- 'C:/Users/XXXX/'
outpath <- 'C:/Users/XXXX/'
excel_filename <- 'XXXX'
path <- paste0(inpath, excel_filename)

# Import des Excelfiles
multiplesheets <- function(fname)
# Zuweisen der einzelnen Excel-Arbeitsmappen
{
  sheets <- readxl::excel_sheets(fname)
  tibble <- lapply(sheets, function(x) readxl::read_excel(fname, sheet = x))
  df <- lapply(tibble, as.data.frame)
  names(df) <- sheets
  return(df)
}
df <- multiplesheets(path) # store all sheets into a variable
```

```

#####
# zu ändernde Parameter
#####
sheet_name <- "XXXX"
# entsprechende Arbeitsmappe wählen
colname_1 <- 'XXXX'
colname_2 <- 'XXXX'
# Farbe für Plots einstellen
color1 <- '#ebde34'
color2 <- '#1000f5'
#####
# Ende der zu ändernden Parameter
#####

df_1 <- df[[sheet_name]]
colnames(df_1)
first_col <- df_1[[colname_1]]
second_col <- df_1[[colname_2]]
data_long <- gather(df_1, group, measurement, as.name(colname_1):as.name(colname_2), factor_key=TRUE)

# Test, ob Normalverteilung vorliegt oder nicht
shapiro.test(df_1$Durchforstung)
shapiro.test(df_1$Endnutzung)

# Median anzeigen
median(df_1$Durchforstung)
median(df_1$Endnutzung, na.rm = TRUE)

# t-Test
wilcox.test(measurement~group, data = data_long, exact = FALSE, correct = FALSE, conf.int = FALSE)

```