

Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen

Katja Butter, Martin Ohlmeyer

Thünen Report 86

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Butter K, Ohlmeyer M (2021) Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 102p, Thünen Rep 86, DOI:10.3220/REP1622449526000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 86

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-227-6
DOI:10.3220/REP1622449526000
urn:nbn:de:gbv:253-202105-dn063651-6

Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen

Katja Butter, Martin Ohlmeyer

Thünen Report 86

Katja Butter, Dr. Martin Ohlmeyer
Thünen-Institut für Holzforschung
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg

Kontakt: Dr. Martin Ohlmeyer
Telefon: +49 40 73962-635
Fax: +49 40 73962-699
Email: martin.ohlmeyer@thuenen.de

Thünen Report 86

Braunschweig/Germany, Juni 2021

Vorwort

Die vorliegende Übersichtsarbeit ist Teil der Literaturstudie „*Emissionen aus Holz und Holzprodukten und ihre gesundheitliche Bedeutung*“, die im Rahmen des Verbundvorhabens „*Gesundheitliche Bewertung von Emissionen aus Holz und Holzprodukten in Innenräumen mittels experimenteller toxikologischer Untersuchungen*“ entstand. Dieses Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) gefördert. Die Literaturstudie beleuchtet mögliche adverse aber auch gesundheitsfördernde Wirkungen von holztypischen Emissionen. Die Zusammensetzung der Emissionen und die Expositionskonzentrationen in Holzhäusern werden dargestellt. Zudem werden auch regulatorische Aspekte zur Bewertung von Bauproduktemissionen sowie Innenraumbelastungen erörtert. Ein weiterer Punkt, der in dem hier vorliegenden Bericht vorgestellt wird, beschäftigt sich mit der Charakterisierung des Emissionsverhaltens von Holz und Holzprodukten. Dabei ist insbesondere die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Emissionen einzelner Holzarten sowie Holzwerkstoffe von Interesse. Ferner wird betrachtet, durch welche Faktoren dieses Emissionsverhalten beeinflusst wird.

Der Abschlussbericht zum Verbundvorhaben inklusive der vollständigen Literaturstudie kann über folgenden Link heruntergeladen werden:

<https://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22011015.pdf>

Zusammenfassung

Verschiedene Hölzer und Holzwerkstoffe werden aufgrund zahlreicher vorteilhafter Eigenschaften als Bauprodukt in Gebäuden verwendet. Als potenzielle Emissionsquelle können sie damit, wie auch andere im Innenraum verbaute Bauprodukte, eine Auswirkung auf die Innenraumluftqualität haben. Aus diesem Grund ist ein Verständnis der Emissionen holzhaltiger Produkte von Bedeutung. Daher wird in folgender Abhandlung das Emissionsverhalten von Vollhölzern sowie daraus hergestellten Holzwerkstoffen dargestellt. Dabei werden die wesentlichen flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und deren flächenspezifischen Emissionsraten aufgezeigt sowie die das Emissionsverhalten beeinflussenden Faktoren erörtert. Zudem wird die zeitliche Dynamik der Emissionen beleuchtet, die zur Folge hat, dass die Emissionsraten immer nur eine Momentaufnahme zu einem bestimmten Messzeitpunkt darstellen.

Eine vergleichende Betrachtung der einzelnen Holzprodukte bezüglich ihres Emissionsverhaltens wird damit ermöglicht. Hingegen erlaubt dies nicht zwingend, den tatsächlichen Beitrag der Holzproduktemissionen auf die VOC-Konzentrationen im Innenraum zu beurteilen. Dies wird entscheidend von der realen Einbausituation des Produktes sowie den Materialinteraktionen und klimatischen Gegebenheiten innerhalb des Raumes bedingt.

Schlagwörter: flüchtige organische Verbindungen (VOC), Emissionsraten, Vollholz, Holzwerkstoffe

Abstract

Various woods and wood-based materials are used as building products in constructions due to their numerous beneficial properties. As a potential source of emissions, they can thus have an impact on indoor air quality, such as other building products used indoors. For this reason, an understanding of the emissions of wood-containing products is important. Therefore, the following document describes the emission behaviour of solid wood and wood-based materials made from it. The main volatile organic compounds (VOCs) and their area-specific emission rates are shown and the factors influencing the emission behaviour are discussed. In addition, the temporal dynamics of the emissions are highlighted, which means that the emission rates always only represent a snapshot at a specific point in time.

This makes it possible to compare the emission behaviour of the individual wood products. However, this does not necessarily allow the actual contribution of wood product emissions to indoor VOC concentrations to be assessed. This is decisively conditioned by the real installation situation of the product as well as the material interactions and climatic conditions within the room.

Keywords: volatile organic compounds (VOC), emission rates, solid wood, engineered wood

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	I
Zusammenfassung	II
Abstract	II
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
1. Einleitung	1
2. Zielstellung	5
3. Material und Methoden	7
3.1. Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien	10
3.1.1. Probenvorbereitung	11
3.1.2. Prüfkammer-/Prüfzellenuntersuchung	11
3.1.3. Analytik	12
3.2. Berücksichtigte Studien	14
4. Emissionsverhalten von Vollholz	21
4.1. Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	21
4.1.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)	21
4.1.2. Wesentliche Einzelsubstanzen	25
4.1.3. Enantiomierzusammensetzung	31
4.2. Fichte (<i>Picea abies</i> (L.) H. KARST.)	33
4.2.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)	33
4.2.2. Wesentliche Einzelsubstanzen	36
4.3. Weitere Nadelhölzer	37
4.4. Laubhölzer	37
4.4.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)	38
4.4.2. Wesentliche Einzelsubstanzen	40
4.5. Zusammenfassung	44

5. Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen	47
5.1. OSB (Oriented Strand Board)	50
5.1.1. Emissionsverhalten	52
5.1.2. Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten	57
5.2. Spanplatten	63
5.3. Faserplatten	65
5.4. Furnierwerkstoffe	69
5.5. Zusammenfassung	70
6. Fazit	72
Literaturverzeichnis	73

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Weiterführende Datenbanken mit Emissionsdaten zu verschiedenen Materialien (WILLEM & SINGER, 2010; ABADIE & BLONDEAU, 2011)	7
Abbildung 2: Wesentliche emittierte VOC von Kiefernkernelholz (Kernholzanteil > 65 %, Kurz- und Langzeitverhalten)	26
Abbildung 3: Wesentliche emittierte VOC von Kiefernspindelholz (Spindelholzanteil > 96 %, Kurz- und Langzeitverhalten)	27
Abbildung 4: Bildung von Hydroperoxiden bei der Autoxidation von Öl-, Linol- und Linolensäure (HEITKAMP, 1999)	30
Abbildung 5: Wesentliche emittierte VOC von Fichtenholz (Kurz- und Langzeitverhalten)	36
Abbildung 6: Unterschiedlicher Emissionsverlauf von Primäremissionen, z. B. Monoterpenen, und Sekundäremissionen, z. B. Aldehyden, die sich infolge von Autoxidationsprozessen aus den ungesättigten Fettsäuren bilden (verändert nach BACK et al., 2000)	45
Abbildung 7: Einteilung der Holzwerkstoffe (verändert nach NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012)	47
Abbildung 8: Holzverbrauch im Jahr 2015 nach Produktgruppe und Art des Rohstoffes (DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017)	49
Abbildung 9: Verwendete Holzhalbwaren im Bauwesen 2012 (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013)	49
Abbildung 10: Technologischer Ablauf zur Herstellung von Sperrholz, Spanplatte, OSB und Faserplatten (NIEMZ & WAGENFÜR, 2012)	51
Abbildung 11: Zusammensetzung (%) der Emissionen von frisch hergestellten OSB	55
Abbildung 12: Zusammensetzung (%) der Emissionen von mindestens 2 Monate gelagerten oder aus dem Handel erworbenen OSB	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Entwicklung der Anzahl genehmigter Neubauvorhaben (DESTATIS, 2020)	3
Tabelle 2:	Auswahl von VOC mit EU-LCI-Werten (EU-LCI WORKING GROUP, 2020)	8
Tabelle 3:	Kriterien zur Zuordnung der flächenspezifischen Emissionsfaktoren zu verschiedenen Probenahmezeitpunkten	10
Tabelle 4:	Berücksichtigte Studien zum Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen	15
Tabelle 5:	Zielsetzung der Untersuchungen in den einzelnen Studien	18
Tabelle 6:	TVOC-Werte von frischem/feuchtem Kiefernholz	22
Tabelle 7:	TVOC von trockenem Kiefernholz	23
Tabelle 8:	TVOC von erworbenen Kiefernleimholzplatten bzw. -schnittholz	25
Tabelle 9:	Zusammensetzung der Monoterpenenantiomere von Holzextrakten	32
Tabelle 10:	TVOC von trockenem Fichtenholz	34
Tabelle 11:	TVOC von trockenem Nadelholz	37
Tabelle 12:	TVOC von trockenem Laubholz	38
Tabelle 13:	Essigsäure- und Gesamtemissionen verschiedener Holzarten (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998)	40
Tabelle 14:	Essigsäureemissionen von Buchenholz (OHLMEYER & STECKEL, 2012)	41
Tabelle 15:	Acetylgruppengehalt einheimischer Holzarten (ROFFAEL, 1989; PACKMAN, 1960; mehrere Quellen in FENGEL & WEGENER, 1989)	42
Tabelle 16:	Essigsäureemissionen einheimischer Holzarten bei 20 °C und verschiedenen relativen Luftfeuchtigkeiten (verändert nach GIBSON & WATT, 2010)	43
Tabelle 17:	Entwicklung der Produktionskapazität verschiedener Holzwerkstoffe in Deutschland (DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017)	48
Tabelle 18:	TVOC von OSB aus Kiefernholz sortiert nach Lagerungsdauer (in Tagen) ab Herstellungszeitpunkt	52
Tabelle 19:	TVOC von OSB aus dem Handel	53
Tabelle 20:	Flächenspezifische Emissionsraten (TVOC, Essigsäure und Terpene) von OSB aus Laub- und Nadelholz (verändert nach OHLMEYER et al., 2008b)	58
Tabelle 21:	Emissionszusammensetzung von Spanplatten (2-Tages-Wert) (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999; BAUMANN et al., 2000)	64
Tabelle 22:	Emissionszusammensetzung von MDF (2-Tages-Wert) (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999; BAUMANN et al., 2000)	66

1. Einleitung

Entsprechend einer Richtlinie des Vereins Deutscher Ingenieure ist eine gesundheitsverträgliche Innenraumluftqualität dann gegeben,

„wenn die Raumluft und das Raumklima von den Nutzern als angenehm und behaglich empfunden werden, keine negativen Geruchswahrnehmungen vorhanden sind und alle physikalischen, chemischen und biologischen Messgrößen in einem hier definierten Bereich liegen“ (VDI 6022-BLATT 3, 2011: 2).

Neben messbaren Kriterien (u. a. Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Schadstoffbelastung) wirken folglich auch psychologische Faktoren mit hinein, wenn es darum geht, wie die Raumluft von Bewohnern empfunden wird. Dementsprechend schließt die Beurteilung der Raumluftqualität auch immer eine subjektive, individuell variierende Komponente mit ein. Die Notwendigkeit, eine bestimmte Raumluftqualität zu gewährleisten, ergibt sich aus dem Bestreben, die Gesundheit und das Wohlbefinden der Bevölkerung zu schützen. Die Innenraumluftqualität bedarf in Anbetracht dessen, dass die Menschen in Deutschland einen Großteil ihrer Zeit in Innenräumen verbringen, einer besonderen Fokussierung. Eine Untersuchung von JANTUNEN et al. (1999) ergab beispielsweise, dass sich die Bewohner sechs europäischer Städte im Mittel nur eine Stunde täglich draußen aufhalten. Wie bereits von SALTHAMMER (2011) angemerkt, gilt es dabei zu beachten, dass der tägliche Rhythmus des Einzelnen höchst individuell ist und Aufenthaltsorte und die da verbrachten Zeiten stark variieren. Die Qualität der Innenraumluft gilt es insbesondere im Hinblick auf ältere und kranke Menschen sowie Kinder zu prüfen, da sie aufgrund ihres Gesundheitszustandes oder ihres Alters als besonders vulnerabel gelten. Zudem sind das auch die Personengruppen, die besonders viel Zeit zu Hause verbringen – gemäß BRASCHE & BISCHOF (2005) liegen die Aufenthaltszeiten von Vorschulkindern bzw. älteren Personen mit täglich 17,6 bzw. 19,5 deutlich über dem Durchschnitt von 15,7 Stunden. Unter Berücksichtigung aller Innenräume, also auch den außerhäuslichen, ermittelte das Kinder-Umwelt-Survey in den Jahren 2003 bis 2006, dass 3- bis 14-jährige Kinder im Winter an einem Werktag durchschnittlich 22 Stunden in Innenräumen verbringen (SCHULZ et al., 2007b). Demzufolge gilt es sowohl die Innenraumluft im privaten als auch im öffentlichen Bereich hinsichtlich ihrer Qualität zu überprüfen.

Neben den zwei Hauptbestandteilen Stickstoff und Sauerstoff setzt sich die natürliche Luft aus einer Reihe weiterer Gase zusammen, die in sehr geringen Konzentrationen auftreten. Im Innenraum wird die chemische Zusammensetzung durch die Emissionen von organischen und anorganischen Substanzen beeinflusst. Zunächst fand als Indikator für die Raumluftqualität allerdings hauptsächlich der Kohlenstoffdioxidgehalt der Luft in der Forschergemeinde Berücksichtigung. Unter den organischen Substanzen rückte zuerst Formaldehyd in den Fokus, nachdem in Innenräumen erhöhte Konzentrationen festgestellt wurden (SALTHAMMER, 2011). Holzwerkstoffe, insbesondere Spanplatten, wurden (neben Bauschäumen) als Emissionsquelle identifiziert, wobei das Formaldehyd in erster Linie den Klebstoffen entstammte (HORN et al., 2007; SALTHAMMER, 2011). Das Bundesgesundheitsamt empfahl schon 1977 für diesen Aldehyd einen Innenraumrichtwert von 0,1 ppm. In den folgenden Jahrzehnten fanden nun auch andere flüchtige

organische Verbindungen Beachtung, wobei die Abgrenzung der einzelnen Substanzklassen untereinander entsprechend ihrer Siedepunkte in leicht flüchtige¹, flüchtige² und schwer flüchtige³ organische Substanzen erst 1987 von der Weltgesundheitsorganisation (WHO, engl. *World Health Organization*) erfolgte (SALTHAMMER, 2011). Eine Beeinträchtigung des Menschen kann durch diese Substanzen aufgrund einer geruchlichen Belästigung oder einer gesundheitsschädlichen Wirkung erfolgen (SEIFERT, 1999). Andererseits können einzelne Substanzen auch einen positiven Effekt auf das Wohlbefinden und die Gesundheit ausüben (MERCIER, PROST & PROST 2009). Entscheidend ist das Konzentrationsniveau der Substanzen in der Luft und für welche Dauer die Bewohner dieser Luft ausgesetzt sind. Da eine breite Palette an verschiedenen Emissionsquellen im Innenraum zusammenwirkt, angefangen vom Menschen selbst bis hin zu Bau- und Ausstattungsmaterialien, Einrichtungsgegenständen, Haushaltsmitteln etc. (ROBKAMP, 2012), ist die Beurteilung des daraus resultierenden Stoffgemischs dementsprechend komplex.

Holz und Holzwerkstoffe, die in Einrichtungsgegenständen oder als Bauprodukt verwendet werden, können die Innenraumluft beeinflussen. Entsprechend der europäischen Bauproduktenverordnung (EU-BAUPVO, Nr. 305/2011: 10) bezeichnet der Ausdruck „Bauprodukt“ jedes Produkt oder jeden Bausatz,

„das beziehungsweise der hergestellt und in Verkehr gebracht wird, um dauerhaft in Bauwerke oder Teile davon eingebaut zu werden, und dessen Leistung sich auf die Leistung des Bauwerks im Hinblick auf die Grundanforderungen an Bauwerke auswirkt“.

Als Emissionsquelle in Innenräumen kommt Bauprodukten folglich eine besondere Bedeutung zu, da sie langfristig im Gebäude verbaut sind und eine verhältnismäßig große, potentiell emittierende Oberfläche aufweisen. Im Gegensatz zu kurzfristig auftretenden Emissionspeaks infolge von menschlichen Aktivitäten, die häufig rasch wieder abklingen (HÖLLBACHER, 2016), können sie die Innenraumluft kontinuierlich beeinflussen (MØLHAVE & NIELSON, 1992). Die EU-BAUPVO (Nr. 305/2011) verweist in dem Zusammenhang explizit darauf, dass eine der Grundanforderungen an Bauwerke darin besteht, die Gesundheit und Sicherheit der Bewohner während des gesamten Zyklus der Bauwerke nicht zu gefährden. Um den Einfluss von Holz und Holzwerkstoffen auf die Innenraumluftqualität beurteilen zu können, gilt es folglich deren Anwendungsspektrum als Bauprodukt aufzuzeigen.

¹ VVOC (engl. *very volatile organic compounds*) – Siedepunkt im Bereich von < 0 °C bis 50 - 100 °C.

² VOC (engl. *volatile organic compounds*) – Siedepunkt im Bereich von 50 - 100 °C bis 240 - 260 °C.

³ SVOC (engl. *semi volatile organic compounds*) – Siedepunkt im Bereich von 240 - 260 °C bis 380 - 400 °C.

Das gesamte Bauvolumen⁴ im Hochbau (243 Mrd. Euro im Wohnungsbau, 109 Mrd. Euro im Nichtwohnungsbau⁵) verteilt sich in Deutschland im Jahre 2019 zu einem Großteil auf Um- und Ausbau-, Modernisierungs-, Sanierungs- und Instandhaltungsmaßnahmen. Das Neubauvolumen im Wohnungsbau hat zwar seit 2009, als der niedrigste Wert seit der Wiedervereinigung erreicht wurde, deutlich zugenommen, machte 2019 allerdings nur 31 % des Bauvolumens aus (40 % im Nichtwohnungsbau). Insbesondere die Maßnahmen zur energetischen Sanierung⁶ bilden einen wesentlichen Anteil an den Bauleistungen an bestehenden Gebäuden – etwa 27 % des gesamten Bauvolumens im Hochbaubestand fallen in diesen Bereich (BBSR, 2020). Die aktuellste Studie zur Verwendung von Holz im Bauwesen von MANTAU, DÖRING & HILLER (2013) bezieht sich auf das Jahr 2012. Insgesamt wurden damals 13,4 Mio. m³ (b)⁷ Holz im Bauwesen eingesetzt, wobei 80 % im Wohnungsbau verwendet wurden und 20 % im Nichtwohnungsbau. 85,6 % des verwendeten Holzes entfallen auf Nadelholz, 12,6 % auf Laubholz⁸ und 1,8 % auf Tropenholz. Laubholz findet dabei in erster Linie Verwendung als Fußboden, gefolgt von Wärmedämmung und Anwendungen im Außenbereich. Im konstruktiven Bereich (Außenwand, Dach, Fassade) ist die Bedeutung noch gering – dieser Bereich wird weiterhin dominiert vom Nadelholz. Ein Großteil des verbauten Holzes entfällt auf Schnittholz (60 %). Holzwerkstoffe umfassen 28 %, wobei über die Hälfte des Volumens Holzfaserdämmplatten ausmachen. Die Hauptanwendungsgebiete der Holzprodukte liegen im Konstruktionsbereich (33 %), in der Wärmedämmung (22 %), im Außenbereich und Fußboden (jeweils 12 %). Holz und Holzwerkstoffe werden hauptsächlich im Bereich der Gebäudesanierung, Modernisierung und Umbauarbeiten verwendet – also für Anwendungen im bestehenden Bestand (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013). Die verbleibenden 36 % des Holzvolumens werden bei der Umsetzung von Neubauvorhaben genutzt. Der Anteil der Neubauten mit Holz als überwiegenden Baustoff⁹ beträgt derzeit etwa 19 % (Tabelle 1).

Tabelle 1: Entwicklung der Anzahl genehmigter Neubauvorhaben (DESTATIS, 2020)

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Wohngebäude	89.509	94.602	112.698	109.128	113.291	111.610	120.771	125.157	119.060	117.869	119.457
davon in Holzbauweise	13.032	14.666	17.074	16.545	17.039	16.823	19.295	20.219	21.018	20.947	22.284
Nichtwohngebäude	29.517	31.059	32.099	30.364	28.611	26.765	26.533	29.101	26.952	27.147	27.036
davon in Holzbauweise	5.878	6.085	5.824	5.652	5.035	4.713	4.453	5.625	4.605	4.832	5.261

⁴ Definition: „Summe aller Leistungen, die auf die Herstellung oder Erhaltung von Gebäuden und Bauwerken gerichtet sind“ (BBSR, 2020: 6).

⁵ Gewerblicher und öffentlicher Hochbau.

⁶ „Maßnahmen aus den Produktbereichen Wärmedämmung (an Dach, Fassade etc.), Austausch von Fenstern und Außentüren, Erneuerung der Heizung und Solarthermie/Photovoltaik“ (BBSR, 2020: 28).

⁷ m³ (b) = Baukubikmeteräquivalent = Kubikmeter, die ein Produkt im Gebäude einnimmt.

⁸ Laubholz- ohne Tropenholzanteil.

⁹ Nur der Baustoff wird berücksichtigt, der bei der Erstellung der tragenden Konstruktion des Gebäudes überwiegend Verwendung findet.

Holz als ein organisches Naturprodukt enthält je nach Holzart eine Vielzahl an organischen Substanzen, die emittieren können. Zudem können infolge von Reaktionsprozessen der Holzbestandteile Sekundäremissionen entstehen. Das Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen wird zudem beeinflusst von den verwendeten Bindemitteln und Zusatzstoffen sowie dem Herstellungsprozess. Ein verstärkter Einfluss auf die Innenraumluftqualität ist hauptsächlich von Holzprodukten zu erwarten, die mit ihrer Oberfläche direkt in Verbindung mit dem Innenraum stehen. Dies betrifft in erster Linie Fußböden, Wand- und Deckenverkleidungen. Sofern die Oberflächen mit Lacken, Ölen oder Wachsen behandelt werden, ist allerdings mit einem veränderten Emissionsverhalten als von unbehandeltem Holz zu rechnen (YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO, 2004; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011; STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNIK, 2014). Welchen Einfluss Unterkonstruktionen auf Basis von Holz und Holzprodukten, wie sie im Holzhausbau sowie im Trockenbau Verwendung finden, auf den VOC-Gehalt der Innenraumluft ausüben, ist außerdem schwierig abzuschätzen. Beplankungen, beispielsweise aus Gipskarton, sowie Putzauftrag oder Tapezierungen können als Emissionsbarrieren dienen. Die tatsächlichen VOC-Konzentrationen in der Innenraumluft sind demnach nicht allein aus der Summe der flächenspezifischen Emissionsraten (ermittelt nach ISO-Standard 16000) der verwendeten Materialien abzuleiten. Studien zum Emissionsverhalten von Materialkombinationen (DÄUMLING et al., 2009; SENITKOVA, 2014; WEIGL et al., 2014) sowie zum Sorptions- und Diffusionsverhalten von Baumaterialien (NIEDERMAYER et al., 2013) können erste Anhaltspunkte liefern, inwiefern verschiedene Materialien und deren Emissionen miteinander interagieren. Noch aussagekräftigere Ergebnisse können letztlich nur durch VOC-Messungen in realen Wohnräumen, in denen Holzprodukte verbaut wurden, ermittelt werden. Dabei gilt zu bedenken, dass aufgrund der Vielzahl an Bauweisen, Materialien, klimatischen Bedingungen (insbesondere der Luftwechsel) und unterschiedlichem Nutzerverhalten schwerlich allgemeingültige Aussagen getroffen werden können. Weiterführende Informationen dazu können beispielsweise dem Forschungsvorhaben von OHLMEYER, MENNICKE & POTH (2020) entnommen werden. Dabei wurden vier Modellhäuser in unterschiedlichen Holzbauweisen konstruiert und deren Innenraumluft ab Fertigstellung des Baus über mehr als ein Jahr überprüft.

2. Zielstellung

Erkenntnisse über die qualitative und quantitative Zusammensetzung von flüchtigen organischen Verbindungen in Innenräumen können aus den einzelnen Erhebungen der Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit¹⁰ (vormals „Umwelt-Survey“), die unter anderem die Schadstoffbelastung der Bevölkerung Deutschlands untersucht, gewonnen werden. Zur Beurteilung der ermittelten VOC-Konzentrationen können die bundeseinheitlichen Innenraumrichtwerte (Richtwert I und II) herangezogen werden. Diese werden vom Ausschuss für Innenraumrichtwerte (vormals Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte) am Umweltbundesamt für eine Reihe von Substanzen erarbeitet auf Grundlage von toxikologischen und epidemiologischen Kenntnissen zur Wirkungsschwelle eines Stoffes (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE IRW, 2012). Bei den im Innenraum gemessenen VOC-Konzentrationen besteht die Problematik, dass aufgrund der Vielzahl an Emissionsquellen die Substanzen nicht eindeutig den einzelnen Quellen zuordenbar sind. Um die Gesundheit der Verbraucherinnen und Verbraucher dennoch zu schützen und die Wohnqualität zu erhöhen, besteht das Bestreben, Bauprodukte – somit auch Holz und Holzwerkstoffe – in Zukunft bezüglich ihres Emissionsverhaltens zu kennzeichnen.

Die vorliegende Literaturzusammenstellung gibt einen Überblick über die Emissionscharakteristik der in Deutschland hauptsächlich verwendeten Holzarten und Holzwerkstoffe im Baubereich. Die wesentlichen emittierten Substanzen sowie deren Spannbreite werden aufgezeigt. Der Fokus liegt dabei auf dem reinen Emissionsverhalten der Materialien ohne Berücksichtigung der Tatsache, dass im realen Innenraum verschiedene Interaktionen mit der umgebenden Luft und anderen Materialien stattfinden können. Zudem werden die wesentlichen Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten der einzelnen Materialien dargestellt. Die Daten ermöglichen sowohl Holzprodukte untereinander als auch mit anderen Materialgruppen bezüglich ihres Emissionsverhaltens zu vergleichen. Eine Bewertung der Emissionsdaten gelingt allerdings erst im Zusammenspiel mit der gesundheitlichen Einschätzung der einzelnen emittierten Substanzen, wie sie entsprechende human- bzw. tierexperimentelle Studien liefern. Zudem müssen auch Untersuchungen von Substanzgemischen herangezogen werden, um abzuschätzen, ob sich diese Gemische anders verhalten als die Summe der Einzelsubstanzwirkungen ($\text{Effekt}_{\text{Mix}} = \text{Effekt}_A + \text{Effekt}_B + \dots$). Synergistische ($\text{Effekt}_{\text{Mix}} > \text{Effekt}_A + \text{Effekt}_B + \dots$) und antagonistische ($\text{Effekt}_{\text{Mix}} < \text{Effekt}_A + \text{Effekt}_B + \dots$) Wirkungsweisen sind ebenso denkbar (ECA, 1997b). Eine reine Beurteilung der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC, engl. *total volatile organic compounds*¹¹) ist demnach wenig zielführend, da daraus nicht abzuleiten ist, ob von einem Produkt eine gesundheitsbeeinträchtigende Wirkung ausgeht.

Die Emissionsdaten können Erkenntnisse über den potentiellen Einfluss von Holzprodukten auf die Innenraumluftqualität liefern. Sie geben hingegen keine Auskunft darüber, welche VOC-

¹⁰ Erhebungszeiträume: 1985-86, 1990-92, 1997-99, 2003-06, 2014-17 (SCHULZ et al., 2007a; UBA, 2017).

¹¹ Summe der flüchtigen organischen Verbindungen, die auf Tenax® TA gesammelt zwischen und einschließlich n-Hexan und n-Hexadekan auf einer Kapillarsäule eines Gaschromatographen eluiert werden (DIN ISO 16000-6:2012).

Konzentrationen sich bei Verwendung der Produkte im realen Innenraum einstellen. Dies hängt neben dem Beladungsgrad, dem Luftwechsel und den klimatischen Bedingungen in erster Linie auch davon ab, in welcher Form das Produkt in den Raum eingebracht wird – als direkt emittierende Oberfläche oder verdeckt im Wandaufbau. Dabei besteht die Frage, wie die verschiedenen Materialien interagieren, was aufgrund der Vielzahl an verwendeten Materialien und dementsprechend Materialeigenschaften bislang kaum ausreichend zu beantworten ist.

3. Material und Methoden

Im Rahmen der Literaturstudie werden relevante Studien zum Thema Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen ausgewertet. Berücksichtigte Literatur umfasst Peer-Review-Publikationen sowie Forschungsberichte von Universitäten und Behörden (bis einschließlich 2018). Weiterführende Daten zum Emissionsverhalten weiterer Materialien und Produkte können zudem von entsprechenden Datenbanken entnommen werden (Abbildung 1). Die Datenbanken von Zertifizierungssystemen für Bauprodukte werden nicht mit hinzugezogen, da sie nur Informationen über gering emittierende Produkte abdecken.

Mit Zugriff:

- France PANDORA database: <http://lasie.univ-larochelle.fr/PANDORA-A-compilation-of-iNDoOR> (Download: **PANDORA software**)
- Canada National Research Council (CNRC) materials emission database: <https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/ia-quest-indoor-air-quality-emission-simulation-tool> (Download: **IA-QUEST software**)
- National Institute of Standards and Technology (NIST) CONTAM software: <https://www.nist.gov/el/energy-and-environment-division-73200/nist-multizone-modeling/software/contam> (Download: **CONTAM software**)
- United States Environmental Protection Agency (EPA) Source Ranking Database (SRD) for Indoor Air Pollutants: <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/forms/srd-source-ranking-database-indoor-air-pollutants-download-and-install>

Ohne Zugriff:

- EPA Source of Indoor Air Emissions (SIAE) database
- European Union Building Materials (BUMA) database
- Sources of Pollution for a Healthy and comfortable Indoor Environment) SOPHIE database

Abbildung 1: Weiterführende Datenbanken mit Emissionsdaten zu verschiedenen Materialien (WILLEM & SINGER, 2010; ABADIE & BLONDEAU, 2011)

Bei den Holzarten und Holzwerkstoffen erfolgt eine Begrenzung auf Materialien, die hauptsächlich in Deutschland im Baubereich verwendet werden. Bei Vollholz liegt das Hauptaugenmerk demzufolge auf Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). Nachrangig werden zudem Emissionsdaten von weiteren einheimischen Laub- und Nadelholzarten erfasst, sofern Publikationen dazu zur Verfügung stehen. Die Kiefer findet hierbei besondere Beachtung, da sie zu den höher emittierenden Holzarten zählt und somit voraussichtlich einen stärkeren Einfluss auf die Innenraumluft ausüben kann. Unter den Holzwerkstoffen nimmt diesen Platz die OSB (engl. *oriented strand board*) aufgrund ihrer Aldehydemissionen ein. Im gesamten Hochbaubereich finden allerdings Faserplatten (LDF, MDF, HDF¹²) mengenmäßig eine

¹² LDF = Holzfaserdämmstoffplatte, MDF = Mitteldichte Faserplatte, HDF = Hochdichte Faserplatte.

stärkere Verwendung. Nachrangig werden zudem Spanplatten und Sperrhölzer (inklusive LVL¹³) bezüglich ihres Emissionsverhaltens untersucht, deren Einsatz im Baubereich vergleichsweise gering ist (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013). In den einzelnen Studien zum Emissionsverhalten von Holzprodukten wurde nicht immer die vollständige Artbezeichnung (z. B. *Pinus sylvestris*) angegeben, sondern teilweise nur die Gattung (z. B. *Pinus*). Bei europäischen Studien wird davon ausgegangen, dass es sich bei Kiefer, Fichte und Lärche um die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST.) und Europäische Lärche (*Larix decidua* MILL.) handelt. Bei außereuropäischen Studien kann diese Annahme nicht getroffen werden – an entsprechender Stelle erfolgt im Text ein Verweis.

Das gesamte Spektrum der Emissionen eines Materials umfasst eine Vielzahl von einzelnen Substanzen. In einigen Studien werden die Emissionsdaten aller Einzelsubstanzen aufgeführt, in anderen werden sie zusammengefasst in Substanzgruppen oder in Form des TVOC dargestellt. Um die Emissionscharakteristik der einzelnen Holzarten und Holzwerkstoffe abzubilden, wurde sich dafür entschieden, lediglich eine Auswahl von Einzelsubstanzen detaillierter zu betrachten. Es werden die Substanzen berücksichtigt, die entweder einen hohen Anteil an den Gesamtemissionen eines Materials ausmachen oder aber die aufgrund ihrer gesundheitsbeeinträchtigenden Wirkung eine Relevanz besitzen. Letztere schließt insbesondere VOC ein, die einen geringen EU-LCI-Wert (engl. *lowest concentration of interest*) aufweisen (Tabelle 2). LCI-Werte werden auf Basis von epidemiologischen und toxikologischen Daten abgeleitet und dienen als Referenzkonzentration zur Bewertung der Emissionen eines Produktes nach 28 Tagen. Damit soll gewährleistet werden, dass eine Langzeitexposition mit bestimmten VOC bzw. Produkten keine gesundheitlichen Risiken für die Bevölkerung birgt (ECA 2013).

Tabelle 2: Auswahl von VOC mit EU-LCI-Werten (EU-LCI WORKING GROUP, 2020)

Substanz	EU-LCI ($\mu\text{g m}^{-3}$)
α -Pinen	2.500
3-Caren	1.500
β -Pinen	1.400
Limonen	5.000
Essigsäure	1.200
Hexansäure	2.100
Hexanal	900
Pentanal	800
2-Octenal	7
2-Heptenal	7
Furfural	10

¹³ LVL = Furnierschichtholz (engl. *laminated veneer lumber*).

Zudem wird der TVOC aufgeführt, um die Materialien hinsichtlich ihrer Gesamtemissionen zu vergleichen. Dabei muss bedacht werden, dass ein derartiger Vergleich grundsätzlich nur bei gleichartigen Produkten bzw. Materialien zweckmäßig ist. Die gesundheitsbeeinträchtigende Wirkung von Substanzen variiert in einem großen Konzentrationsbereich (Tabelle 2) – bei einigen Substanzen reichen geringste Konzentrationen für eine schädigende Wirkung des Organismus, andere wiederum sind auch in großen Mengen völlig unbedenklich. Demzufolge sind die Konzentrationen einzelner relevanter VOC aussagekräftiger als die Summe aller VOC, sodass der TVOC kein ausreichend zuverlässiger Indikator bezüglich der gesundheitlichen Beurteilung von verschiedenen Materialien ist (WOOLFENDEN, 2009). Die emittierten VOC eines Materials werden in den Publikationen entweder als Konzentration der Prüfkammer- bzw. Prüfkammerluft (C, i. d. R. in $\mu\text{g m}^{-3}$) oder aber als flächenspezifische Emissionsfaktoren (SER, i. d. R. $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) angegeben. Um die Emissionsdaten verschiedener Studien miteinander vergleichen zu können, werden die Luftkonzentrationen in flächenspezifische Emissionsfaktoren umgerechnet. Dies setzt voraus, dass in den entsprechenden Studien Angaben zum Beladungsfaktor (l) und zur Luftwechselrate (n) oder aber zur flächenspezifischen Luftdurchflussrate (q) aufgeführt sind (Formel 1).

Formel 1: Zusammenhang zwischen flächenspezifischer Emissionsrate eines Materials und VOC-Konzentration in der Prüfkammer- bzw. Prüfkammerluft

$$\text{SER } (\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}) = C (\mu\text{g m}^{-3}) * q (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1})$$

$$q (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}) = \frac{n (\text{h}^{-1})}{l (\text{m}^2 \text{m}^{-3})}$$

Sowohl Emissionsdaten in Zahlenform als auch solche, die graphisch dargestellt wurden, werden berücksichtigt, wobei bei letzteren nur eine grobe Abschätzung der Emissionsdaten erfolgen kann. Die zeitliche Veränderung der Emissionen eines Materials wird miteingefasst, indem in Anlehnung an die DIN EN ISO 16000-9:2008 und 16000-10:2006 jeweils die 3- und 28-Tages-Werte aufgeführt werden. Der 3-Tages-Wert soll dabei das Kurzzeit- und der 28-Tages-Wert das Langzeitverhalten eines Produktes abbilden. Aufgrund unterschiedlicher Zielsetzungen in den einzelnen Studien weichen allerdings die Probenahmezeitpunkte der Luftmessungen in den Prüfkammern bzw. -zellen davon zum Teil ab, sie reichen von einer einmaligen Messung bis zu mehreren Messungen verteilt über mehrere Monate. Dementsprechend werden zur Vereinheitlichung der Ergebnisse die in Tabelle 3 aufgeführten Annahmen getroffen.

Tabelle 3: Kriterien zur Zuordnung der flächenspezifischen Emissionsfaktoren zu verschiedenen Probenahmezeitpunkten

Probenahmezeitpunkte	
Kurzzeitverhalten (TVOC und Einzelsubstanzen)	am 3. Tag nach Beginn der Emissionsprüfung → falls nicht angegeben, dann Wert vom Messtag, der am nächsten liegt (min: 0. Tag, max: 7. Tag)
Langzeitverhalten (TVOC und Einzelsubstanzen)	am 28. Tag nach Beginn der Emissionsprüfung → falls nicht angegeben, dann Wert vom Messtag, der am nächsten liegt (min: 14. Tag, max: 40. Tag)

3.1. Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien

Das Emissionsverhalten von einzelnen Holzarten zu charakterisieren, ist zum Teil schwierig, da nur wenige Studien existieren. Zudem sind Emissionsmessungen verhältnismäßig zeitaufwendig, sodass häufig Daten mit geringen Stichprobenumfängen (üblicherweise Einzelmessungen ohne Wiederholungen) vorliegen. Im Gegensatz zu der im Holzwerkstoffbereich routinierten Formaldehydmessung ist die VOC-Messung wesentlich anspruchsvoller. Eine Reihe von Substanzen muss identifiziert und zudem korrekt quantifiziert werden, wobei es sich vorrangig um sehr geringe Konzentrationen im $\mu\text{g m}^{-3}$ -Bereich handelt (HAGUE et al., 2009). Bei der Berücksichtigung verschiedener Studien gilt zu beachten, dass die einzelnen Studien eine unterschiedliche Zielsetzung aufweisen und demzufolge die Methodik voneinander abweichen kann (Tabelle 4, Tabelle 5). ENGLUND (1999) gibt in dem Zusammenhang zu bedenken, dass Emissionsmessungen keine Auskunft darüber geben, welche VOC-Konzentrationen das Holz aufweist, sondern nur welche VOC-Mengen unter gegebenen Bedingungen vom Holz emittiert werden. Da die Emissionsraten der VOC von einer Reihe von Prüfbedingungen (Temperatur, Raumfeuchte, Luftwechsel, Beladung, Luftgeschwindigkeit) abhängig sind, ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einzelner Studien untereinander somit nur bedingt gegeben. Viel mehr erlaubt dies nur eine vergleichende Betrachtung verschiedener Materialien innerhalb einer Studie.

Die Bestimmung der Emissionen aus Bauprodukten ist ein verhältnismäßig komplexer, mehrstufiger Prozess, der demzufolge zu abweichenden Ergebnissen bei einzelnen Prüflaboren führen kann. Für jeden einzelnen Schritt der Emissionsmessung müssen die zufälligen und systematischen Fehler berücksichtigt werden. Dies umfasst die Prüfkörpervorbereitung, die Prüfkammer- bzw. Prü fzellenuntersuchung mit den Luftprobenahmen sowie die anschließende Analytik (MAKOWSKI, 2007). Ringversuche bieten die Möglichkeit, die Qualität der Messverfahren und der Mess- bzw. Prüflaboratorien zu sichern. Die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) hat mehrere Ringversuche durchgeführt, an denen zahlreiche Laboratorien in ganz Europa teilgenommen haben. Emissionsmessungen von dem gleichen Referenzmaterial (Acryl-Dichtmasse mit sieben Hauptsubstanzen) ergab bei allen Teilnehmern (29 europäische Prüfinstitute), dass bei vier Substanzen Abweichungen von unter 20 % erreicht wurden – höhere Abweichungen traten bei Substanzen mit sehr geringen Konzentrationen oder aber bei sehr

polaren Substanzen auf (WILKE et al., 2009). YRIEIX et al. (2010) führten einen Ringversuch (6 Teilnehmer) mit einer Spanplatte aus Seekiefernholz durch. Infolge von Materialinhomogenität bestanden bereits innerhalb des ausführenden Instituts relative Standardabweichungen von etwa 20 % bei α -Pinen. Die laborübergreifende war jedoch größer als die laborinterne Abweichung und lag im Bereich von 28 bis 46 %. Die Autoren schlossen aus den Ergebnissen ihres Ringversuchs und denen der BAM, dass bei homogenen Materialien mit einer relativen Standardabweichung von 20 % und bei heterogenen Materialien sowie bei geringen VOC-Konzentrationen (unter $10 \mu\text{g m}^{-3}$) mit etwa 40 % gerechnet werden kann. Diese Messungenauigkeiten sollten demnach bei allen Ergebnissen und Beurteilungen von Bauprodukten Berücksichtigung finden (WOOLFENDEN, 2009).

3.1.1. Probenvorbereitung

Das Emissionsverhalten von Vollholz und Holzwerkstoffen wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, die sich aus dem Material selbst (Holzart, Art und Dauer der Trocknung, Materialfeuchte, Herstellungsprozesse und Zusammensetzung der Holzwerkstoffe etc.) sowie dessen Probenahme und -vorbereitung (Transportbedingungen, Art und Dauer der Lagerung etc.) ergeben. In den einzelnen Publikationen sind zum Teil nur unzureichende Informationen diesbezüglich aufgeführt, was die Beurteilung der Studienergebnisse erschwert. Insbesondere bei Produkten, die nicht direkt vom Hersteller sondern beispielsweise aus Baumärkten erworben wurden, bestehen in der Regel wenige Kenntnisse über Herstellungs- und Lagerungsbedingungen.

3.1.2. Prüfkammer-/Prüfzellenuntersuchung

Vorrangig werden Publikationen berücksichtigt, die Emissionsdaten nach dem Emissionsprüfkammer- (DIN EN ISO 16000-9:2008) oder Emissionsprüfzellen-Verfahren (DIN EN ISO 16000-10:2006) ermittelt haben. Ein Großteil der Studien verweist auf die entsprechenden Prüfnormen oder enthält, wenn auch zum Teil nicht vollständige, Angaben zu den Prüfbedingungen. Insbesondere Temperatur, Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit, Luftaustauschrate und Beladungsfaktor sind wesentliche Faktoren, die das Emissionsverhalten eines Materials beeinflussen können. Die **Temperatur** übt einen Einfluss auf den Dampfdruck und den Diffusionskoeffizienten der einzelnen Substanzen aus, wobei bei steigender Temperatur mit einer Zunahme der Emissionsraten, aber auch mit einem rascheren Abklingen der Emissionen zu rechnen ist (ZELLWEGER et al., 1997; WOLKOFF, 1998; FECHTER, ENGLUND & LUNDIN, 2006; OHLMEYER & STECKEL, 2012). Zudem konnte STECKEL (2011) zeigen, dass durch erhöhte Prüftemperaturen die Bildung von Sekundäremissionen (z. B. Aldehydemissionen von Kiefernholz) beschleunigt wird. Der Einfluss der **Luftfeuchte** ist substanzabhängig, wobei davon ausgegangen wird, dass zunehmende Feuchte bei polaren Substanzen zu einer Emissionszunahme führt, wohingegen sie auf unpolare Substanzen keinen nennenswerten Einfluss hat (FECHTER, ENGLUND & LUNDIN, 2006; STECKEL, 2011). WILKE, SCHULZ & RICHTER (2012) zeigten, dass sich trotz der Variation von **Luftaustauschrate** und **Beladungsfaktor** in 1 m^3 -Emissionskammern vergleichbare flächenspezifische Emissionsraten eines Materials (mit

Polyurethanlack beschichtetes Holzbrett) ergeben. Die relative Standardabweichung der fünf betrachteten Substanzen lag bei zwei Versuchsreihen unter 6 %, bei der dritten Versuchsreihe bei maximal 24 %. JANN, WILKE & BRÖDNER (1999) ermittelten in ihren Versuchen ebenfalls, dass bei den meisten untersuchten Substanzen eine umgekehrte Proportionalität zwischen Luftwechsel und Luftkonzentration besteht – bei einigen Substanzen ist dies jedoch nicht der Fall. Auch STECKEL (2011) beobachtete einen unterschiedlichen Einfluss der Prüfbedingungen. Bei Kiefernspalinholz wiesen sowohl die Aldehyd- als auch die Terpenemissionen eine direkte bzw. indirekte Proportionalität von Beladungsgrad bzw. Luftaustauschrate auf. Das Gleiche stellten OHLMEYER & STECKEL (2012) auch bei OSB fest. Bei Kernholz zeigten sich diese proportionalen Zusammenhänge allerdings nicht, was STECKEL (2011) darauf zurückführte, dass die Emissionen des Kernholzes womöglich im Wesentlichen verdunstungskontrolliert sind, wohingegen die Emissionen des Splintholzes hauptsächlich diffusionskontrolliert freigesetzt werden. Gemäß SALTHAMMER (2009) sind Emissionsmessungen, bei denen die Emissionsfreisetzung in erster Linie durch Diffusion erfolgt, weniger anfällig gegenüber der Veränderung von Luftgeschwindigkeit und -verwirbelung über der Probenoberfläche. MAKOWSKI (2007) verdeutlichte anhand von OSB, dass die **Größe der Emissionskammer** (1 m³-Kammer und 23 L-Glasexsikkator) keinen nennenswerten Einfluss auf die ermittelten Emissionsraten ausübt, solange es sich um weitestgehend homogenes Probenmaterial handelt. JANN, WILKE & BRÖDNER (1999) ermittelten ebenfalls vergleichbare Ergebnisse bei Emissionsmessungen von lackierten Holzwerkstoffen in 1 m³- und 0,02 m³-Kammern sowie FLEC-Zelle. Messungen in 1 m³- und 20 m³-Kammern zeigten jedoch bei einzelnen Substanzen deutliche Unterschiede auf (geringeres Konzentrationsniveau in den 20 m³-Kammern), was auf den stärker ausgeprägten Wandeffekt in den 20 m³-Kammern zurückgeführt wird. In Untersuchungen von HÖLLBACHER et al. (2014) führte die Bestimmung des Emissionsverhaltens in Emissionskammer (0,225 m³), Micro-Chamber (48 mL) und Flec-Zelle (35 mL) zu unterschiedlichen Ergebnissen, wobei keine alle Materialien umfassende generelle Korrelation zwischen den Ergebnissen aufgestellt werden konnte. Die Wahl der Kammergröße ist letztlich von der Homogenität des Materials abhängig. Bei heterogenen Materialien können Prüfverfahren, die nur eine kleine Materialoberfläche untersuchen (Micro-Chamber, Flec-Zelle) zu einer Fehleinschätzung des Emissionsverhaltens führen (SALTHAMMER & FURHMANN, 1996). Sofern nicht auf größere Kammern mit höheren Materialbeladungen zurückgegriffen werden kann, ist in dem Fall zumindest eine Erhöhung der Stichprobenanzahl notwendig.

3.1.3. Analytik

Die **analytische Methode** zur Bestimmung der VOC in der Prüfkammer- bzw. Prü fzellenluft übt einen wesentlichen Einfluss auf die Emissionsergebnisse aus. Die VOC aus Bauprodukten werden gewöhnlich auf Tenax[®] TA¹⁴ adsorbiert. Nach der thermischen Desorption (TD) wird das Gemisch in einem Gaschromatographen (GC) anschließend in die einzelnen chemischen Verbindungen

¹⁴ Poröses, polymeres Adsorberharz auf Basis von oxidativ verbundenem 2,6-Diphenylphenol.

aufgetrennt und in einem Massenspektrometer (MS) (gegebenenfalls in Kombination mit einem Flammenionisations-Detektor) qualitativ und quantitativ erfasst (DIN ISO 16000-6:2012). Da Tenax® TA nur eine geringe Adsorptionskapazität für VVOC (WIEGNER et al., 2012) hat, sollte die Bestimmung der sehr flüchtigen und flüchtigen Aldehyde und Ketone gemäß DIN ISO 16000-3:2013 erfolgen. Dabei wird die Probenluft durch eine Kartusche geleitet, die mit DNPH (2,4-Dinitrophenylhydrazin) beschichtetes Kieselgel enthält. Die Carbonylverbindungen bilden mit DNPH im sauren Medium stabile Derivate, die mittels HPLC (Hochleistungsflüssigkeitschromatographie) analysiert werden. Auch Essigsäure, die ebenfalls den VOC zugeordnet wird, kann mit Tenax® TA nicht ausreichend genau detektiert werden (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998; WIEGNER et al., 2012). Die Integration der Essigsäurepeaks ist erschwert, da die Peaks nur eine geringe Fläche (Response) aufweisen und eine asymmetrische Form (Idealform: Gauß'sche Glockenkurve) ausbilden. Zudem ist die Kalibrierfunktion keine lineare Funktion, was zu einer höheren Ungenauigkeit der Ergebnisse führt (WIEGNER et al., 2012). Verschiedene andere Messverfahren zur Bestimmung der Essigsäure werden in der Literatur (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998; OHLMEYER & STECKEL, 2012; WIEGNER et al., 2012) sowie in der VDI-Richtlinie VDI 4301-BLATT 7:2017 beschrieben.

Die **Quantifizierung der VOC** erfolgt über verbindungsspezifische Responsefaktoren, die durch Kalibrierung des analytischen Systems mit Kalibrierlösungen bestimmt werden. Damit werden die aussagefähigsten Ergebnisse erzielt. In einigen Studien wird allerdings die weniger aufwändige Methode verwendet, alle Substanzen über einen einheitlichen Responsefaktor, den des internen Standards¹⁵, auszuwerten. Je nachdem wie stark die individuellen Responsefaktoren der Substanzen von dem des internen Standards abweichen, führen die beiden Methoden zu deutlich unterschiedlichen Ergebnissen. YRIEIX et al. (2010) zeigten, dass die Luftkonzentration von Einzelsubstanzen um 6 % (α -Pinen) bis 52 % (Hexanal) reduziert ist, wenn sie als Toluoläquivalent ausgewertet werden. Dieses Quantifizierungsverfahren scheint ausreichend, wenn beispielsweise Abklingraten einzelner VOC über einen gewissen Zeitraum ermittelt werden sollen. Eine exakte Bestimmung von VOC-Konzentrationen ist damit allerdings nicht möglich. Dies wirkt sich folglich auch auf den TVOC aus - er kann als Summe aller Signale zwischen n-Hexan und n-Hexadekan in Toluoläquivalenten bestimmt werden oder aber als Summe aller identifizierten und kalibrierten sowie nicht-identifizierten und in Toluoläquivalenten ermittelten Einzelsubstanzen im Bereich C₆ bis C₁₆ berechnet werden. Je nach Emissionszusammensetzung ergeben sich daraus gering bis stark voneinander abweichende Ergebnisse (JANN, WILKE & BRÖDNER, 1999). WENSING (2017) ermittelte beispielsweise an zwei Produktbeispielen eine Abweichung von 2 bzw. 46 %. HORN et al. (2007) stellten an einer OSB fest, dass im Messzeitraum von 1 bis 81 Tagen (5 Messzeitpunkte), der TVOC ermittelt als Toluoläquivalent 46 bis 88 % des realen TVOC ausmachte. Der TVOC als Vergleichsparameter zur Beurteilung verschiedener Materialien wird durch solche analytischen Unsicherheiten weiter geschwächt. Abgesehen von der analytischen Auswertemethode ist der Vergleich verschiedener Studien zudem schwierig, da zum Teil detaillierte Tabellen mit allen

¹⁵ Verbindung, die in gleichbleibender Menge auf jedes Sorptionsröhrchen vor der Luftprobenahme dotiert wird, um die Leistung des Probenahme- und Analysenverfahrens zu kontrollieren (DIN ISO 16000-6:2012).

detektierten Einzelsubstanzen angegeben sind, zum Teil jedoch nur auf vereinzelte Substanzen eingegangen wird oder aber Angaben zu Substanzklassen oder nur zum TVOC dargestellt sind.

3.2. Berücksichtigte Studien

Die in der vorliegenden Arbeit berücksichtigten Studien sind in Tabelle 4 wiedergegeben. Neben den untersuchten Holzprodukten sind Informationen zu den Prüfbedingungen der Emissionsmessung und zur verwendeten Analytik dargestellt.

Tabelle 4: Berücksichtigte Studien zum Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen

Quellen	Untersuchte Holzarten bzw. Holzwerkstoffe	Werkstoff	Messverfahren	Prüfbedingungen	Versuchsdauer	Auswertung	VOC-Liste	Einheit	TVOC
BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999)	Spanplatte und MDF aus Nadel- und Laubhölzern	•	K	•	o	•	o	SER	•
BAUMANN et al. (2000)	Spanplatte und MDF aus Nadel- und Laubhölzern	•	K	•	o	•	o	SER	•
ČECH & TESAŘOVÁ (2015)	Pappel	o	K	•	o	o	o	C	•
CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK (2011)	Kiefer, Eiche, Esche, Erle, Buche, Lärche	o	K	•	o	•	•	C	•
CZAJKA & FABISIAK (2012)	Kiefer	o	K	•	o	•	o	C	•
CZAJKA & FABISIAK (2013)	Fichte	o	K	•	o	•	o	C	•
CZAJKA & FABISIAK (2014)	Tanne	o	K	•	o	•	o	C	•
DÄUMLING et al. (2009)	OSB	o	F	•	•	•	o	C	o
ENGLUND (1999)	Kiefer, Fichte, Buche, Eiche, Birke	•	F	•	•	•	•	SER	•
ENGLUND (2010)	Kiefer, Fichte, Buche, Birke, Esche, Eiche, Erle, Pappel	o	F	•	•	•	o	SER	•
GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK (2005)	Kiefer, Eiche, Esche, Erle, Buche, Lärche, Spanplatte, Sperrholz, Spanplatte mit Birkenfurnier	o	K	•	o	•	o	C	•
HASEGAWA et al. (2006)	Fichte	•	K	•	o	o	•	SER	•
HORN et al. (2007)	OSB, Kiefer, Spanplatte, Buche	o	K	•	•	o/•	•	C	•
HYTTINEN et al. (2010)	Kiefer, Fichte, Pappel	•	K	•	o	•	•	SER	•
KRANIOTIS et al. (2015)	Kiefer	o	F	•	o	o	o	SER	o
LARSEN et al. (1998)	Kiefer, Fichte, Birke, Buche, Birkensperholz, Eichenparkett	•	K/F	•	o	•	•	SER	o
LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH (2000)	Kiefer, Fichte, Buche, Esche, Spanplatte aus Kiefer und Fichte, Spanplatte mit Buchenfurnier, MDF und OSB aus Nadelholz, Birkensperholz	o/•	K	•	o	•	o ^a	SER	o
MAKOWSKI (2007)	OSB	•	K	•	•	o/•	•	C	•
MANNINEN, PASANEN & HOLOPAINEN (2002)	Kiefer	•	K	•	o	o	•	%	o
OHLMEYER et al. (2008a)	OSB	•	K	•	•	•	•	C	•
OHLMEYER & STECKEL (2012)	Kiefer, Buche, OSB	o/•	K	•	•	•	o	C	o

Quellen	Untersuchte Holzarten bzw. Holzwerkstoffe	Werkstoff	Messverfahren	Prüfbedingungen	Versuchsdauer	Auswertung	VOC-Liste	Einheit	TVOC
QUE et al. (2013)	Hartfaserplatte, Sperrholz, MDF, Kiefer, Spanplatte	●	S	●	○	●	○	C/SER ^c	●
RISHOLM-SUNDMAN (2002)	Spanplatte, MDF, OSB, Sperrholz, Hartfaserplatte	●	F	●	●	○	○	SER	●
RISHOLM-SUNDMAN et al. (1998)	Esche, Buche, Zucker-Ahorn, Birke, Eiche, Spätblühende Traubenkirsche, Fichte, Kiefer, Kautschukbaum	●	F	○	○	●	○	SER	●
SAARELA et al. 1994 in ECA (1997a)	Fichte, Kiefer	a	a	a	●	a	●	SER	●
SALTHAMMER et al. (2003)	OSB	●	K	●	●	○	●	C	○/●
STACHOWIAK-WENCEK, PRADZYŃSKI & KRZYWOSIŃSKA (2011)	Spanplatte	●	K	●	○	●	●	C	●
STACHOWIAK-WENCEK, PRADZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNIK (2014)	Kiefer, Buche, Eiche	●	K	●	○	●	●	C	●
STACHOWIAK-WENCEK et al. (2015)	Kiefer	●	K	●	●	●	●	C	●
STECKEL (2011)	Kiefer, Fichte	●	K	●	●	●	●	C	○
STECKEL, WELLING & OHLMEYER (2010, 2013)	Fichte	●	K	●	○	●	●	C	●
TURTOLA et al. (2002)	Kiefer	●	K	○	○	○	○	SER ^b	○
VOLKMER et al. (2014)	Eiche	●	K	●	●	○	○	C	○
WILKE et al. (2012)	Kiefer, OSB, Fichte	○/●	K	●	●	●	●	C	●
YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO (2004)	Seekiefer, Eiche, Kiefer, Spanplatte, Sperrholz	●	K	●	○	●	○	C	○

^a Studie steht nicht vollständig zur Verfügung, sodass nicht alle Parameter beurteilt werden können

^b $\mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$

^c Flächenspezifische Luftdurchflussrate sowie flächenspezifische Emissionsfaktoren wurden neu berechnet, da Berechnungsfehler innerhalb der Studie

^d unbekannt, da Veröffentlichung in Schwedisch

Erläuterungen zu den in Tabelle 4 dargestellten Kriterien:

Werkstoff	Kriterien bei Vollholz:	
	<ul style="list-style-type: none"> - Artname (d. h. wissenschaftliche Bezeichnung, z. B. <i>Pinus sylvestris</i>) - Holzabschnitt (Kern- und/oder Splintholz) - Angaben zur Lagerung des Holzes - Feuchtegehalt des Holzes 	
	Kriterien bei Holzwerkstoffen:	
	<ul style="list-style-type: none"> - Artname (d. h. wissenschaftliche Bezeichnung) des verwendeten Holzes - Herstellungsbedingungen - Angaben zur Lagerung des Holzwerkstoffes - Bindemitteltyp 	
	<input type="radio"/>	mindestens 3 von 4 Kriterien angegeben
	<input type="radio"/>	2 von 4 Kriterien angegeben
	<input type="radio"/>	nur Angabe der Holzart bzw. des Holzwerkstofftypes
Messverfahren	K	Emissionsprüfkammer
	F	Emissionsprüfzelle
	S	Sonstiges
Prüfbedingungen	<input type="radio"/>	vollständige Angaben, d. h.: <ul style="list-style-type: none"> - Angabe von Temperatur, relativer Luftfeuchtigkeit und flächenspezifischer Luftdurchflussrate (bzw. Luftaustauschrate und Beladungsfaktor) oder - Verweis auf DIN EN ISO 16000-9:2008 bzw. DIN EN ISO 16000-10:2006 sowie Angabe der flächenspezifischen Luftdurchflussrate (bzw. Luftaustauschrate und Beladungsfaktor)
	<input type="radio"/>	unvollständige Angaben
	<input type="radio"/>	keine Angaben
Versuchsdauer	<input type="radio"/>	> 30 Tage
	<input type="radio"/>	3 < x ≤ 30 Tage
	<input type="radio"/>	≤ 3 Tage
Auswertung	<input type="radio"/>	Quantifizierung über verbindungs-spezifische Responsefaktoren (unbekannte VOC: Quantifizierung als Äquivalent des internen Standards)
	<input type="radio"/>	Quantifizierung als Äquivalent des internen Standards
	<input type="radio"/>	abweichend von <input type="radio"/> und <input type="radio"/> bzw. keine Angaben
VOC-Liste	<input type="radio"/>	nahezu vollständige Auflistung der Einzelsubstanzen
	<input type="radio"/>	teilweise Auflistung der Einzelsubstanzen
	<input type="radio"/>	keine detaillierte Auflistung der Einzelsubstanzen
Einheit	C	Luftkonzentration (i. d. R. $\mu\text{g m}^{-3}$)
	SER	flächenspezifischer Emissionsfaktor (i. d. R. $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
	%	Prozentangabe
TVOC	<input type="radio"/>	angegeben
	<input type="radio"/>	berechnet aus Angaben zu Einzelsubstanzen oder abgelesen aus Diagramm
	<input type="radio"/>	keine Angabe

Tabelle 5: Zielsetzung der Untersuchungen in den einzelnen Studien

Quellen	Untersuchte Holzarten bzw. Holzwerkstoffe	Zielsetzung der Untersuchung
BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999)	Spanplatte und MDF aus Nadel- und Laubhölzern	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps
BAUMANN et al. (2000)	Spanplatte und MDF aus Nadel- und Laubhölzern	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps
ČECH & TEŠAŘOVÁ (2015)	Pappel	- Einfluss von Holzmodifizierung
CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK (2011)	Kiefer, Eiche, Esche, Erle, Buche, Lärche	- Einfluss verschiedener Lacksysteme - Unterschiede infolge der Holzart
CZAJKA & FABISIAK (2012)	Kiefer	- Unterschiede zwischen Splint- und Kernholz
CZAJKA & FABISIAK (2013)	Fichte	- Unterschiede zwischen juvenilem und adultem Holz
CZAJKA & FABISIAK (2014)	Tanne	- Unterschiede zwischen Splint- und Kernholz
DÁJMLING et al. (2009)	OSB	- Einfluss einer Gipsplatte auf Emissionen der OSB
ENGLUND (1999)	Kiefer, Fichte, Buche, Eiche, Birke	- Unterschiede infolge der Holzart - Einfluss von Holzfeuchte, Splint-/Kernholz, Hersteller, Ästen, Trocknungsbedingungen - Langzeitverhalten
ENGLUND (2010)	Kiefer, Fichte, Buche, Birke, Esche, Eiche, Erle, Pappel	- Unterschiede infolge der Holzart - Unterschiede zwischen Splint- und Kernholz
GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK (2005)	Kiefer, Eiche, Esche, Erle, Buche, Lärche, Spanplatte, Sperrholz, Spanplatte mit Birkenfurnier	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps - Einfluss der Lackierung
HASEGAWA et al. (2006)	Fichte	- Einfluss der Trocknungsbedingungen
HORN et al. (2007)	OSB, Kiefer, Spanplatte, Buche	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps - Einfluss verschiedene OSB-Hersteller
HYTTINEN et al. (2010)	Kiefer, Fichte, Pappel	- Einfluss einer thermischen Behandlung
KRANIOTIS et al. (2015)	Kiefer	- Einfluss der Luftfeuchte
LARSEN et al. (1998)	Kiefer, Fichte, Birke, Buche, Birkenspertholz, Eichenparkett	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps - Einfluss verschiedener Hersteller und Beschichtungen
LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH (2000)	Kiefer, Fichte, Buche, Esche, Spanplatte aus Kiefer und Fichte, Spanplatte mit Buchenfurnier, MDF und OSB aus Nadelholz, Birkenspertholz	- Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps - Einfluss von Splint-/Kernholz, Herkunftsregion und Lasur - Einfluss von Bindemitteltyp und Lacksystemen

Quellen	Untersuchte Holzarten bzw. Holzwerkstoffe	Zielsetzung der Untersuchung
MAKOWSKI (2007)	OSB	<ul style="list-style-type: none"> - Langzeitverhalten - Einfluss der Herstellungsparameter und Lagerbedingungen - Einfluss der Prüfbedingungen (Kammergröße)
MANNINEN, PASANEN & HOLOPAINEN (2002)	Kiefer	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss einer thermischen Behandlung - Einfluss der Herkunftsregion
OHLMEYER et al. (2008a)	OSB	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Plattendicke
OHLMEYER & STECKEL (2012)	Kiefer, Buche, OSB	<ul style="list-style-type: none"> - siehe STECKEL 2011
QUE et al. (2013)	Hartfaserplatte, Sperrholz, MDF, Kiefer, Spanplatte	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge des Werkstofftyps - Einfluss von Lagerung und Beschichtung
RISHOLM-SUNDMAN (2002)	Spanplatte, MDF, OSB, Sperrholz, Hartfaserplatte	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge des Werkstofftyps
RISHOLM-SUNDMAN et al. (1998)	Esche, Buche, Zucker-Ahorn, Birke, Eiche, Späthühende Traubenkirsche, Fichte, Kiefer, Kautschukbaum	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge der Holzart
SAARELA ET AL. 1994 IN ECA (1997a)	Fichte, Kiefer	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge der Holzart
SALTHAMMER et al. (2003)	OSB	<ul style="list-style-type: none"> - allgemeines Emissionsverhalten
STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & KRZYWOSIŃSKA (2011)	Spanplatte	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Beschichtung
STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATENKO-NOŻEWNIK (2014)	Kiefer, Buche und Eiche	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge der Holzart - Einfluss der Lackierung
STACHOWIAK-WENCEK et al. (2015)	Kiefer	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Lackierung
STECKEL (2011)	Kiefer, Fichte	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Holz Trocknung - Einfluss von Splint-/Kernholz und oberem/unterem Stammabschnitt - Langzeitverhalten - Einfluss der Prüfbedingungen (Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit, Beladung, Luftwechselrate)
STECKEL, WELLING & OHLMEYER (2010, 2013)	Fichte	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Holz Trocknung - Einfluss von Splint-/Kernholz
TURTOLA et al. (2002)	Kiefer	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss der Herkunftsregion und der Waldbehandlung (Bodendüngung)

Quellen	Untersuchte Holzarten bzw. Holzwerkstoffe	Zielsetzung der Untersuchung
VOLKMER et al. (2014)	Eiche	- Einfluss der Holzmodifizierung (Dämpfung)
WILKE et al. (2012)	Kiefer, OSB, Fichte	<ul style="list-style-type: none"> - Einfluss von Splint-/Kernholz und oberem/unterem Stammabschnitt (Kiefer) - Einfluss der Lagerung - Einfluss verschiedener Hersteller und Herstellungsparameter - Einfluss der Zugabe von Antioxidantien (OSB)
YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO (2004)	Seekiefer, Eiche, Kiefer, Spanplatte, Sperrholz	<ul style="list-style-type: none"> - Unterschiede infolge der Holzart und des Werkstofftyps - Einfluss verschiedener Lacksysteme und Beschichtungen

4. Emissionsverhalten von Vollholz

Es stehen vergleichsweise wenige Studien zur Verfügung, die sich mit der Emissionscharakteristik von Vollholz auseinandersetzen. Dies lässt sich damit erklären, dass das Emissionsverhalten im Vergleich zu anderen Holzeigenschaften, wie beispielsweise den Holzfestigkeiten, ein relativ neues Forschungsfeld ist. Die Thematik der Innenraumluft rückte gemäß SALTHAMMER (2011) erst Mitte der 1970er Jahre in den Fokus wissenschaftlicher Tätigkeit. Allein die Definition von flüchtigen organischen Substanzen sowie ihre Unterteilung entsprechend ihrer Siedepunkte wurde erst Ende der 1980er Jahre von der WHO festgelegt (SALTHAMMER, 2011).

Es fehlen systematische und umfassende Untersuchungen zu den einzelnen Holzarten, die den Einfluss der Holzherkunft und der Wuchsbedingungen auf das Emissionsverhalten des Holzes überprüfen. Die Variabilität der Emissionshöhe und -zusammensetzung infolge der Variabilität des Materials ist demnach weitestgehend unerforscht. Einzig die Unterscheidung zwischen verschiedenen Holzgeweben (Splint-/Kernholz, juveniles/adultes Holz, Holz mit/ohne Ästen) wurde näher untersucht (Tabelle 5). Bisherige Studien haben sich viel mehr damit auseinandergesetzt, welchen Einfluss einzelne Holzbearbeitungsschritte auf das Emissionsverhalten ausüben. Dabei wurden die Auswirkungen von verschiedenen Trocknungsverfahren, Lagerbedingungen, Holzmodifizierungen sowie Oberflächenbehandlungen (Beschichtung, Lackierung, Lasierung) auf die VOC-Emissionen diskutiert (Tabelle 5). Diese Faktoren sind weitestgehend durch den Menschen beeinflussbar. Im Gegensatz dazu ist die Einflussnahme auf den Baum und dessen Holz nur sehr begrenzt möglich. Das Fehlen von systematischen Daten bezüglich der Vielfalt des Emissionsverhaltens einer Holzart infolge von intrinsischen (baumgegebenen) Faktoren hat zur Folge, dass es schwierig ist zu beurteilen, welchen Einfluss einzelne Holzarten auf die Innenraumluftqualität ausüben.

4.1. Kiefer (*Pinus sylvestris* L.)

Die Kiefer ist nach der Fichte Deutschlands bedeutendste Nadelbaumart mit einem Gesamtvorrat von 768 Mio. m³. Das Hauptverbreitungsgebiet liegt im nordostdeutschen Tiefland von Niedersachsen bis nach Brandenburg und Sachsen sowie im Pfälzer Wald, in der Rhein-Main-Niederung und im Oberpfälzer Becken- und Hügelland (BMEL, 2016). Gemäß der dritten Bundeswaldinventur wurden im Zeitraum von 2002 bis 2012 jährlich durchschnittlich 13,3 Mio. Erntefestmeter genutzt, was rund 18 % der Gesamtholznutzung entspricht (THÜNEN-INSTITUT, 2014).

4.1.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)

Die Summe der flüchtigen organischen Verbindungen liegt gemäß den Untersuchungen von WILKE et al. (2012) und ENGLUND (1999) im Bereich von 16.000 bis 22.000 µg m⁻² h⁻¹ beim frischen Splintholz und 23.000 bis 35.000 µg m⁻² h⁻¹ beim frischen Kernholz (Tabelle 6).

Tabelle 6: TVOC-Werte von frischem/feuchtem Kiefernholz

Gewebe	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
Splintholz	16.228 – 22.469 ^a	1.309 – 1.536 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012 ^b
	23.062 – 34.823 ^a	3.587 – 10.760 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012 ^b
Kernholz	29.087 (HF: 85 %) – 10.465 (HF: 19 %) ^c	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999

^a Schwankung innerhalb eines Baumes in Abhängigkeit von der Höhe

^b Die Autoren geben keine Auskunft über die tatsächliche Holzfeuchte – sie sprechen allerdings von „frischem Kiefernholz“ (WILKE et al., 2012:46).

^c HF = Holzfeuchte

Die Einbaufeuchte von Holz sollte in der Regel unter 20 % liegen. Die dafür notwendige Holz Trocknung bewirkt, dass sich bereits ein erheblicher Anteil der VOC während der Trocknung verflüchtigt. ENGLUND (1999) zeigte anhand von Untersuchungen an Kiefernholz vom feuchten bis zum trockenen Zustand, dass die Trocknung von ursprünglich 85 % auf 19 % bzw. 10 % Holzfeuchte eine Reduzierung des TVOC um 64 % bzw. 98 % zur Folge hat. Mit Hilfe von Extraktstoffmessungen ermittelten ENGLUND & NUSSBAUM (2000), dass sich der ursprüngliche Monoterpengehalt (Kernholz: 0,8 – 1,1 %, Splintholz: 0,4 – 0,5 % bezogen auf darrtrockenes Holz) infolge der Trocknung um 25 bis 50 % (Kernholz) bzw. 20 bis 40 % (Splintholz) verringert. Mehrere weitere Studien (SHMULSKY, 2000a, 2000b; BANERJEE, 2001; CONNERS, YAN & BANERJEE, 2002; GRANSTRÖM, 2005) beschreiben die VOC-Freisetzung während der Trocknung sowie die Parameter, von denen sie beeinflusst wird. Um die während der Trocknung von Kiefernholzspänen anfallenden Terpene zurückzugewinnen und so einer stofflichen Nutzung zuzuführen, entwickelten beispielsweise die Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH ein Verfahren (BORMANN & SIEVERS, 2003).

Die Emissionsdaten von trockenem Kiefernholz weisen bezüglich des TVOC eine große Bandbreite auf und können bis in den zweistelligen $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ -Bereich liegen. Die flächenspezifischen Emissionsraten reichen von 300 bis 19.500 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ beim Kernholz bzw. 100 bis 6.700 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ beim Splintholz. In Studien, die keine Auskunft über das untersuchte Holzgewebe geben, wurden vergleichsweise geringe Emissionsraten zwischen 200 bis 3.800 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ermittelt, was einen höheren Splintholzanteil in dem geprüften Material oder eine längere Lagerdauer vermuten lässt. Die VOC-Emissionen klingen in den ersten Wochen rasch ab, sodass der 28-Tages-Wert durchschnittlich um etwa die Hälfte des 3-Tages-Wertes reduziert ist. Die Abklingraten liegen zwischen 12 und 83 %, wobei eine stärkere Abnahme bei anfänglich hoch emittierendem Material nicht festgestellt werden kann. Nach etwa einem Monat ergibt sich demnach ein TVOC von 200 bis 9.900 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Kernholz) bzw. 100 bis 3.200 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Splintholz) (Tabelle 7).

Tabelle 7: TVOC von trockenem Kiefernholz

Gewebe	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
Überwiegend Kernholz	334 ^a	187 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	458	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	966	486	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	1.858	607	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	2.093 – 5.691 ^b	1.327 – 2.770 ^b	Prüfkammer	STECKEL, 2011
	k. A.	4.550	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
	6.050	5.310	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
	8.099	4.600	Prüfkammer	STECKEL, 2011; OHLMEYER & STECKEL, 2012
	8.251	3.934	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	10.100	5.050	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
	12.152	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	12.975	7.357	Prüfkammer	CZAJKA & FABISIAK, 2012 ^c
	19.540	9.862	Prüfkammer	STECKEL, 2011; OHLMEYER & STECKEL, 2012
Überwiegend Splintholz	70 ^a	61 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	280	125	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	470 – 2.139 ^b	249 – 657 ^b	Prüfkammer	STECKEL, 2011
	830	348	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	1.090	701	Prüfkammer	STECKEL, 2011; OHLMEYER & STECKEL, 2012
	1.582	980	Prüfkammer	CZAJKA & FABISIAK, 2012 ^c
	1.600	1.070	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
	2.616	1.331	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
	k. A.	1.381	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
	3.142	750	Prüfkammer	STECKEL, 2011; OHLMEYER & STECKEL, 2012
6.650	3.180	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000	
keine Angabe	215	k. A.	Prüfkammer	STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATENKO-NOŻEWNIK, 2014; STACHOWIAK-WENCEK et al., 2015
	240 – 300 ^d	k. A.	Prüfzelle	KRANIOTIS et al., 2015
	361	61	Prüfkammer	LARSEN et al., 1998
	361	69	Prüfkammer	SAARELA et al. 1994 IN ECA, 1997a
	390 – 480 ^d	k. A.	Prüfzelle	KRANIOTIS et al., 2015
	1.463	909	Prüfkammer	HYTTINEN et al., 2010
	1.552	k. A.	Prüfkammer	GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011
	3.700	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998

^a 14 Monate gelagert^b Schwankungen infolge verschiedener Trocknungsverfahren^c keine Angabe zur Holzfeuchte^d verschiedene Feuchtebedingungen zwischen 30 und 80 % relativer Luftfeuchtigkeit

ENGLUND (1999), STECKEL (2011), CZAJKA & FABISIAK (2012) sowie WILKE et al. (2012) stellten das Emissionsverhalten von Kern- und Splintholz eines Baumes direkt gegenüber. Dabei zeigte sich, dass die Emissionshöhe des Kernholzes in der Regel deutlich über der des dazugehörigen Splintholzes liegt. Feste Relationen bestehen allerdings nicht – bei einigen Proben entspricht der TVOC des Splintholzes 3 % bei anderen 88 % des Kernholzes. Bei einem Probenpaar lagen die Splintholz- deutlich über den Kernholzemissionen aufgrund von sehr hohen Aldehyd-Emissionen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass ein höherer Splintanteil im Holz zu verminderten Gesamtemissionen führt. Die Unterschiede in der Emissionshöhe von Splint- und Kernholz sind letztlich auf die unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Holzgewebe zurückzuführen (Kapitel 4.1.2). Langzeituntersuchungen von ENGLUND (1999, 2010) und STECKEL (2011) zeigen, dass auch über 28 Tage hinaus die Emissionen von Kiefernholz weiter abnehmen, wenn auch mit einer deutlich geringeren Abklinggeschwindigkeit (STECKEL, 2011). SALTHAMMER & FUHRMANN (1996) sprechen von einem Gleichgewichtszustand, der sich nach einer gewissen Zeit einstellt. Dieser war nach sieben Monaten bei ihrer Messreihe an käuflich erworbenen Kiefernregalbrettern erreicht. Wann genau sich dieser Zustand einstellte, konnte in der Studie allerdings nicht festgestellt werden, da die Emissionsdaten des Brettes nur bis zum siebten Tag und dann erst wieder nach sieben Monaten ermittelt wurden. Der gemäß DIN EN ISO 16000-9:2008 und 16000-10:2006 standardmäßig bestimmte 28-Tages-Wert spiegelt nicht zwingend einen Gleichgewichtszustand dar und hat demzufolge nur eine begrenzte Aussagekraft zum Langzeitverhalten des Kiefernholzes.

Tabelle 8 gibt die TVOC von kommerziell erworbenem Kiefernholz (Brettware, Dielen, Leimholzplatten) wieder. Angaben über Splint-/Kernholzanteil, Herstellungsbedingungen und -zeitpunkt sowie Lagerungsbedingungen des Materials sind demnach nur zum Teil bekannt. Dennoch können die Daten wichtige Anhaltspunkte liefern, mit welchen Emissionshöhen der Verbraucher zu rechnen hat, wenn er Kiefernholz verbaut. Bei überwiegendem Kernholzanteil in den Produkten werden vergleichsweise hohe Emissionen erreicht mit 3.500 bis 12.500 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Kurzzeitverhalten) bzw. 2.300 bis 7.000 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Langzeitverhalten). Bei den Proben ohne Angabe des Splint-/Kernholzanteils wurden wesentlich geringere TVOC ermittelt mit maximal 1.600 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Kurz- und Langzeitverhalten). Dies kann auf einen höheren Splintanteil oder aber eine längere Lagerdauer des Materials hinweisen. Eine weitere Ursache könnte in der verwendeten Messmethode (Emissionskammer versus Emissionszelle) liegen. Das typische Abklingverhalten der Emissionen konnten WILKE et al. (2012) nicht bei allen untersuchten Kiefernleimholzplatten feststellen. Bei zwei der fünf untersuchten Platten nahmen die Konzentrationen im Verlauf der Messung zu, was für Kiefernholz unüblich ist – die für den TVOC maßgeblichen Substanzen, α -Pinen und 3-Caren, lagen allerdings bei den entsprechenden 3-Tages-Werten jeweils außerhalb der Kalibriergeraden, sodass dies womöglich eher auf ein analytisches Problem zurückzuführen ist.

Tabelle 8: TVOC von erworbenen Kiefernleimholzplatten bzw. -schnittholz

Kernholzanteil	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
keine Angabe	290	220	Prüfkammer	HORN et al., 2007
	304	k. A.	Prüfzelle	QUE et al., 2013 ^a
	313	399	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	678	390	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	1.075	445	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	1.102	1.628	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	1.500	625	Prüfkammer	YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO, 2004
	1.596	814	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
	überwiegend Kernholz	3.456	2.307	Prüfzelle
3.656		3.090	Prüfzelle	LARSEN et al., 1998
4.485		2.830	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
4.659		3.330	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
5.209		3.157	Prüfzelle	LARSEN et al., 1998
6.254		5.810	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
6.857		3.638	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
7.220		6.044	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
8.450		6.063	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
12.486		6.960	Prüfzelle	ENGLUND, 1999

^a keine genaue Artangabe (*Pinus spec.*)

4.1.2. Wesentliche Einzelsubstanzen

Kiefernholz emittiert hauptsächlich Monoterpene. In vergleichsweise geringen Anteilen treten zudem unter anderem Aldehyde (v. a. Hexanal und Pentanal), Terpenoide (z. B. Terpeneol) und organische Säuren (v. a. Essig- und Hexansäure) auf (ENGLUND, 1999, 2010; STECKEL, 2011).

Terpene

Die Emissionen von Kiefernleimholz bestehen im Wesentlichen aus Terpenen, die in der Regel einen Anteil von über 90 % des TVOC ausmachen (ENGLUND, 1999, 2010; LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000; STECKEL, 2011; CZAJKA & FABISIAK, 2012; WILKE et al., 2012). Die beiden Monoterpene¹⁶, α -Pinen und 3-Caren, stellen dabei sowohl bei den anfänglichen als auch bei den Emissionen nach

¹⁶ Weiterführende Literatur zu Terpenen: Natural Products. Phytochemistry, Botany and Metabolism of Alkaloids, Phenolics and Terpenes. RAMAWAT, K. G.; MÉRILLON, J.-M. (Hrsg.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2013.

einem Monat die Hauptemissionen dar (Abbildung 2). Auf Platz drei folgt häufig eine weitere Substanz aus der Gruppe der Monoterpene (u. a. Terpinolen, β -Pinen, Limonen, Camphen).

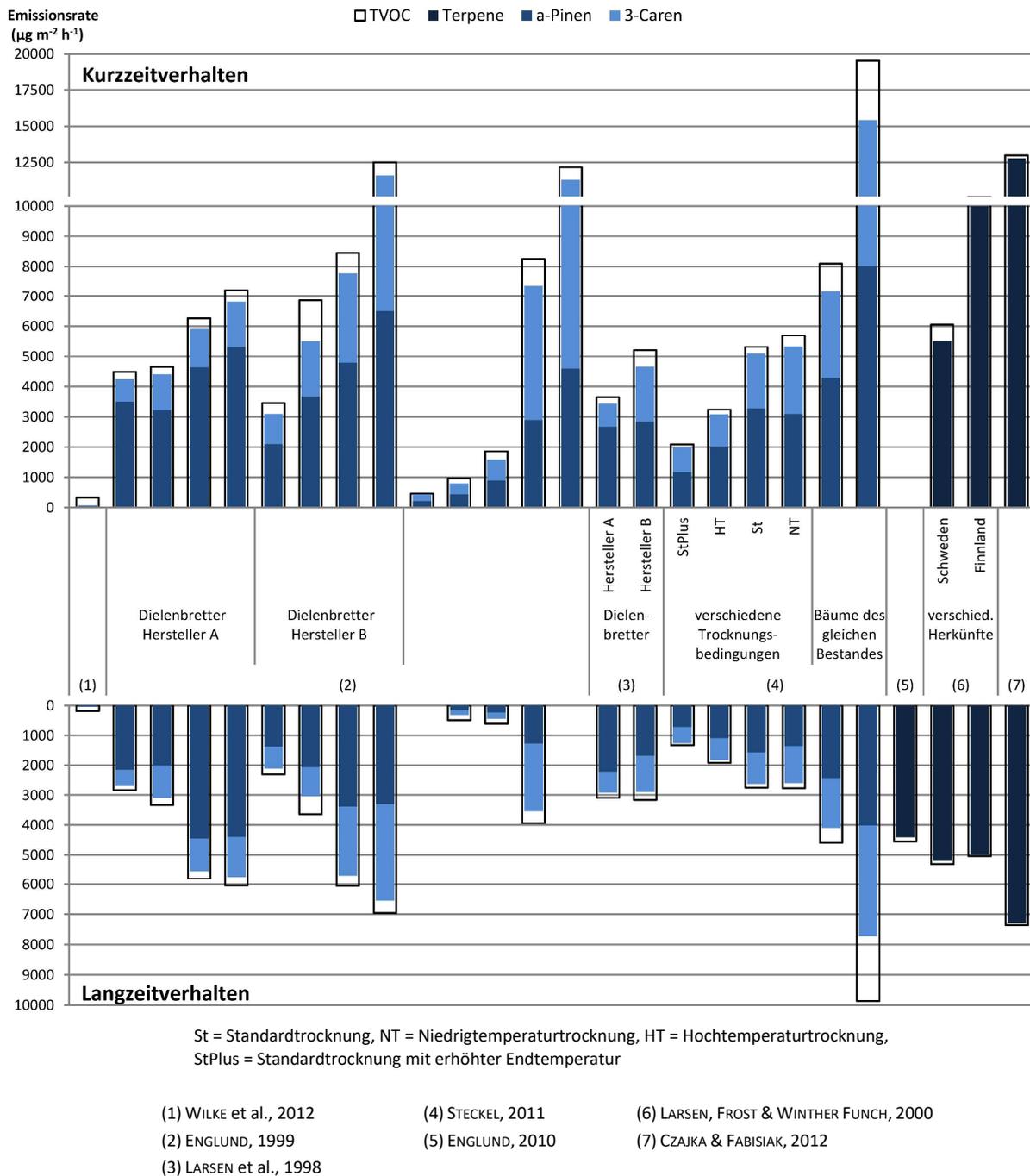


Abbildung 2: Wesentliche emittierte VOC von Kiefernkerneholz (Kernholzanteil > 65 %, Kurz- und Langzeitverhalten)

Kiefernspinnholz ist hauptsächlich gekennzeichnet durch die Emissionen von Monoterpenen (v. a. α -Pinen und 3-Caren) und Aldehyden (v. a. Hexanal und Pentanal) – sofern hohe Terpenemissionen auftreten, ist der Aldehydanteil an den Gesamtemissionen verhältnismäßig gering (Abbildung 3).

Im Verlauf der Emissionsmessung bis zu einem Monat ist häufig eine Zunahme des Aldehydanteils und eine Abnahme des Terpenanteils am TVOC zu verzeichnen (ENGLUND, 1999; STECKEL, 2011; WILKE et al., 2012). Die relative Zusammensetzung der Emissionen ist demnach Schwankungen unterworfen und weniger abschätzbar im Vergleich zum Kernholz. Hexanal ist das mengenmäßig am stärksten emittierende Aldehyd – nach 28 Tagen liegen die Emissionen in der Regel unter $300 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Eine Ausnahme mit $700 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bildet eine Messung von ENGLUND (1999). Die Terpene – in Summe unter $1000 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 28 Tagen – zeigen wesentlich geringere Emissionsraten als beim Kernholz, können bei einzelnen Proben allerdings auch recht hohe Werte (bis zu $3000 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 28 Tagen) erreichen (LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000).

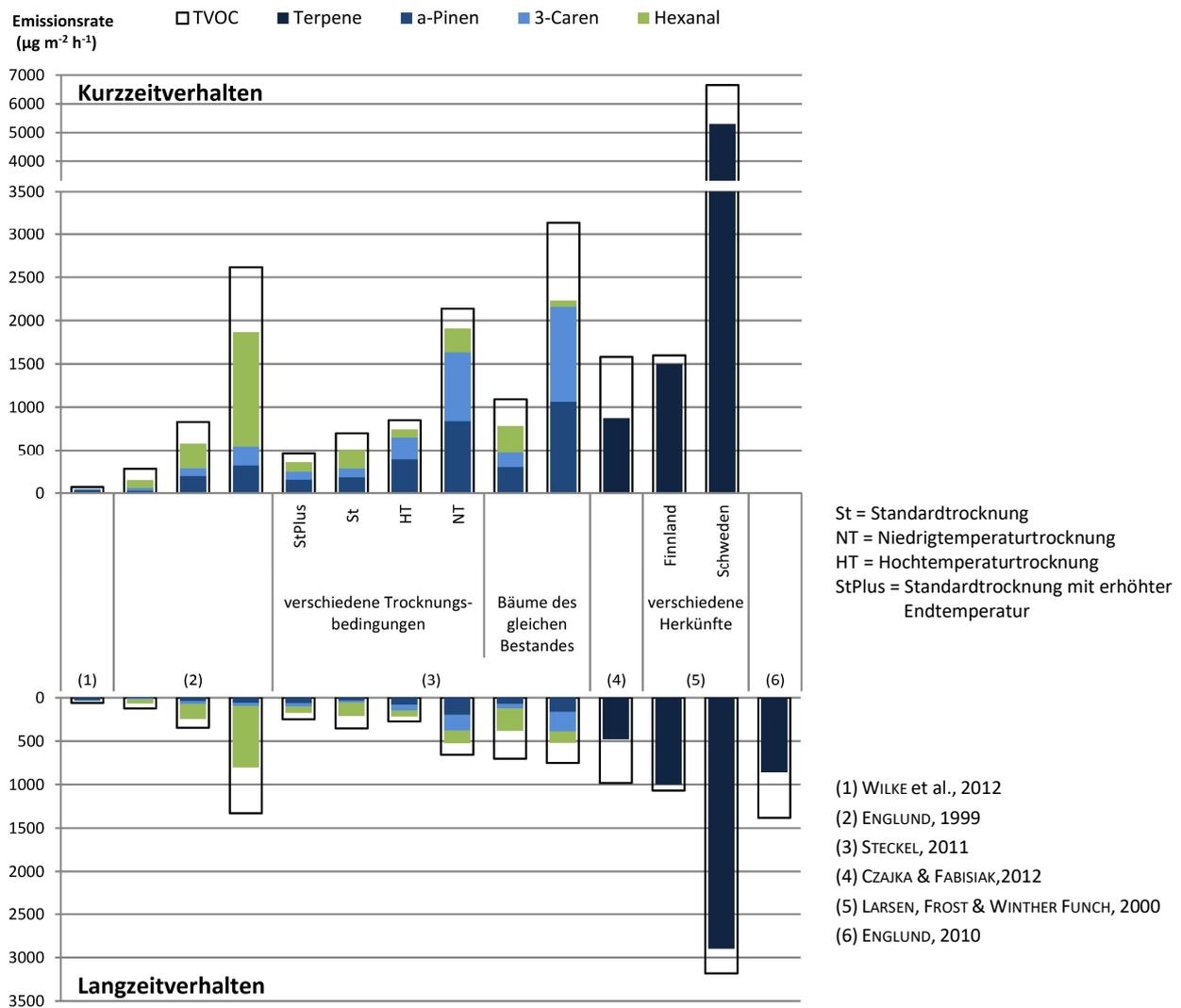


Abbildung 3: Wesentliche emittierte VOC von Kiefersplintholz (Splintholzanteil > 96 %, Kurz- und Langzeitverhalten)

Nicht nur die Höhe der Gesamtemissionen unterscheidet sich zwischen verschiedenen Kiefernholzproben, sondern auch das relative Verhältnis der einzelnen Substanzen untereinander. Die Emissionsrate von α -Pinen ist beispielsweise 0,7- (ENGLUND, 1999) bis 7,5-mal (STACHOWIAK-

WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNIK, 2014) größer als der 3-Caren-Wert. Größtenteils liegen allerdings die α -Pinen- über den 3-Caren-Emissionen, zumeist im Bereich des ein- bis zweifachen. β -Pinen spielt bei einigen Proben eine Rolle mit einem Anteil von bis zu 22 % am TVOC (STECKEL, 2011), zum überwiegenden Teil liegt es aber unter 3 % des TVOC. Die genannten Monoterpene sind neben Sesquiterpenen und neutralen (Diterpenaldehyde, -alkohole, Harzsäureester etc.) sowie sauren (Harzsäuren) Diterpenoiden ein Bestandteil des Harzes der Harzkanäle und Harzgallen der Kiefer (EKMAN & HOLMBOM, 2000). Sie dienen als Lösungsmittel der nichtflüchtigen Harzbestandteile und reduzieren damit die Viskosität des Harzes. Das Harz erfüllt die Aufgabe, Baumverletzungen mechanisch und wasserabweisend zu versiegeln (BACK, 2000). Durch Destillation des Harzes wird Terpentinöl (etwa 16 bis 19 % des Harzes), dessen Hauptbestandteil Monoterpene darstellen, gewonnen und als nichtflüchtiger Rückstand bleibt Kolophonium (70 bis 82 %, hauptsächlich Harzsäuren) zurück (mehrere Quellen in HAFIZOĞLU, 1983). Die Höhe der Terpenemissionen ist demnach abhängig vom Harzgehalt des Holzes. Gemäß BACK (2000) besitzt die Gattung Kiefer das am besten entwickelte Harzkanalsystem bestehend aus miteinander vernetzten, axial und radial verlaufenden Kanälen. Darin und in den Epithelzellen, die die Harzkanäle umgeben, befindet sich das Harz. Die radialen Harzkanäle verlaufen entlang der Holzstrahlen – sie sind in der Regel häufiger, aber dafür von geringerem Durchmesser als die axialen Harzkanäle. Die axiale Harzkanalbildung erfolgt im Kambium und wird initiiert durch mechanischen Stress (Wind, Verletzungen), Trockenstress und Insektenbefall. TURTOLO et al. (2003) wiesen beispielsweise nach, dass Fichten- und Kieferjungpflanzen auf starken Trockenstress mit vermehrter Harzsäuren- und Monoterpenproduktion reagieren. Neben der genetischen Prädisposition spielen somit auch äußere Einflussfaktoren eine Rolle für die Höhe des Harzgehaltes (BACK, 2000; TURTOLO et al., 2003; PANDA, 2008). Dieser schwankt folglich sowohl zwischen den Bäumen eines Bestandes als auch innerhalb eines Baumes (beispielsweise in Abhängigkeit von der Baumhöhe) (BACK, 2000). Infolge der Kernholzbildung finden Neuverteilungen der Harzkomponenten statt. Von den Epithelzellen in den Harzkanälen wird zusätzliches Harz gebildet, welches in das umliegende Gewebe abgegeben wird. Anschließend lignifizieren die Epithelzellen und sterben ab (BACK, 2000). Im Splint befindet sich das Harz im Gegensatz dazu in erster Linie in den Harzkanälen und gegebenenfalls in Harzgallen (EKMAN & HOLMBOM, 2000). Dementsprechend ist der Harzanteil im Kern deutlich höher als im Splint (LANGE, KUBEL & WEIßMANN, 1989; EKMAN & HOLMBOM, 2000; PANDA, 2008; ARSHADI et al., 2013), was folglich auch die höheren Terpenemissionen des Kernholzes erklärt (Abbildung 2, Abbildung 3). Vom Extraktstoffgehalt allein kann nicht automatisch auf die Zusammensetzung und Höhe der Emissionen geschlossen werden, da die tatsächlichen Emissionsraten der einzelnen Substanzen von mehreren Faktoren abhängig sind. Neben der Materialfeuchte sind der Dampfdruck und der Diffusionskoeffizient der Substanzen sowie deren Verteilung innerhalb des heterogenen Holzmaterials von Bedeutung (ENGLUND, 1999). Dennoch bilden der Gehalt und die Zusammensetzung der Extraktstoffe einen wichtigen Anhaltspunkt für das Emissionsverhalten des Holzes.

Während die Zusammensetzung der Harzsäuren weitestgehend unabhängig von der Holzherkunft ist (LANGE & WEIßMANN, 1988; LANGE & STEVANOVIĆ JANEŽIĆ, 1993; EKMAN & HOLMBOM, 2000), deuten die Ergebnisse der Monoterpenzusammensetzungen auf einen Einfluss der Provenienz hin (mehrere

Quellen in HAFIZOĞLU, 1983; LANGE & STEVANOVIĆ JANEŽIĆ, 1993). Somit schwankt nicht nur der absolute Monoterpengehalt des Kiefernholzes zwischen verschiedenen Bäumen sondern auch die Monoterpenzusammensetzung, was sich schließlich auf die Emissionszusammensetzung auswirkt (Abbildung 2, Abbildung 3). Mehrere Untersuchungen sprechen dafür, dass der relative Anteil einiger Monoterpene weniger von Umweltfaktoren abhängig ist, sondern hauptsächlich genetisch kontrolliert wird (THORIN & NOMMIK, 1974; BARADAT & YAZDANI, 1988; HANOVER, 1992; KIVIMÄENPÄÄ et al., 2012). Analysen von Terpentinöl zeigten, dass zwischen Kiefern mit hohem (mitteleuropäische und schottische Terpentinöle) und mit geringem bis keinem 3-Caren-Anteil (türkische und spanische Terpentinöle) differenziert werden kann (mehrere Quellen in HAFIZOĞLU, 1983; LANGE & WEIßMANN, 1988; PARDOS, LANGE & WEIßMANN, 1990; TÜMEN & REUNANEN, 2010). Auch Extraktstoffmessungen von SJÖDIN, PERSSON & NORIN (1992) weisen eine breite Spanne an 3-Caren- bzw. α -Pinen-Anteilen in Kiefernholz auf. HANOVER (1992) fasst es so zusammen, dass es scheinbar eine Nord-Süd-Abnahme in der Häufigkeit des 3-Caren-Genes gibt – allerdings bestehen auch innerhalb der Länder größere Schwankungen. STECKEL (2011) bestätigte dies anhand von Emissionsmessungen, wobei sogar innerhalb eines Kiefernbestandes eine erhebliche Variabilität auftrat (Abbildung 2, Abbildung 3) – sowohl hinsichtlich der Emissionsmenge als auch der Emissionszusammensetzung.

Aldehyde

Aldehyde stellen neben den Terpenen die zweite wesentliche Substanzklasse dar, die von Kiefernholz emittiert wird. Sie sind kein direkter Holzbestandteil, sondern bilden sich aufgrund von Autoxidationsprozessen aus ungesättigten Fettsäuren und deren Estern (Triglyceride und Sterolester). Diese haben ebenso wie Harzsäuren einen geringen Dampfdruck bei Raumtemperatur und emittieren deswegen kaum. Zunächst bilden sich aus den Fettsäuren instabile Lipidhydroperoxide, die sich weiter zu Aldehyden aufspalten können. Hauptsächlich werden gesättigte Aldehyde im Kettenlängenbereich von Pentanal bis Decanal gebildet. Entscheidend für die Aldehydzusammensetzung der Holzemissionen ist die Fettsäurezusammensetzung des Holzes. Gemäß den Untersuchungen von HOLMBOM & EKMAN (1978) sind im Kiefernholz 3 % gesättigte, 37 % einfach ungesättigte, 42 % zweifach ungesättigte und 17 % dreifach ungesättigte Fettsäuren enthalten. Den Großteil machen dabei die Linolsäure (9,12-18:2¹⁷) und Ölsäure (9-18:1) aus mit einem Anteil von 41 % bzw. 35 %, gefolgt von Pinolensäure (5,9,12-18:3) mit 11 %. Pinolensäure sowie eine weitere Säure (engl. *taxoleic acid*, 5,9-18:2) sind dabei ausschließlich im Holz der Kieferngewächse¹⁸, aber nicht bei den Laubhölzern vorzufinden, deren qualitative Fettsäurezusammensetzung ansonsten vergleichbar ist (EKMAN & HOLMBOM, 2000). Aus jeder Fettsäure können sich die für sie charakteristischen isomeren Hydroperoxide bilden (Abbildung 4), die wiederum in entsprechende Reaktionsprodukte zerfallen. Linolsäure, die häufigste Fettsäure im Kiefernholz (HOLMBOM & EKMAN, 1978), bildet beispielsweise 9- und 13-Lipidhydroperoxide. Das Hauptabbauprodukt des ersteren ist 2,4-Decadienal, was wiederum zu Hexanal, 2-Octenal und

¹⁷ Aufbau der Fettsäuren: Stellung der Doppelbindungen - Anzahl der C-Atome : Anzahl der Doppelbindungen.

¹⁸ Umfasst unter anderem die Gattungen Kiefern, Tannen, Lärchen und Fichten.

weiteren flüchtigen Verbindungen weiteroxidiert wird, und des letzteren Hexanal (NAWAR, 1984; GROSCH, 1987). Demzufolge ist Hexanal hauptsächlich unter den Aldehydemissionen vorzufinden.

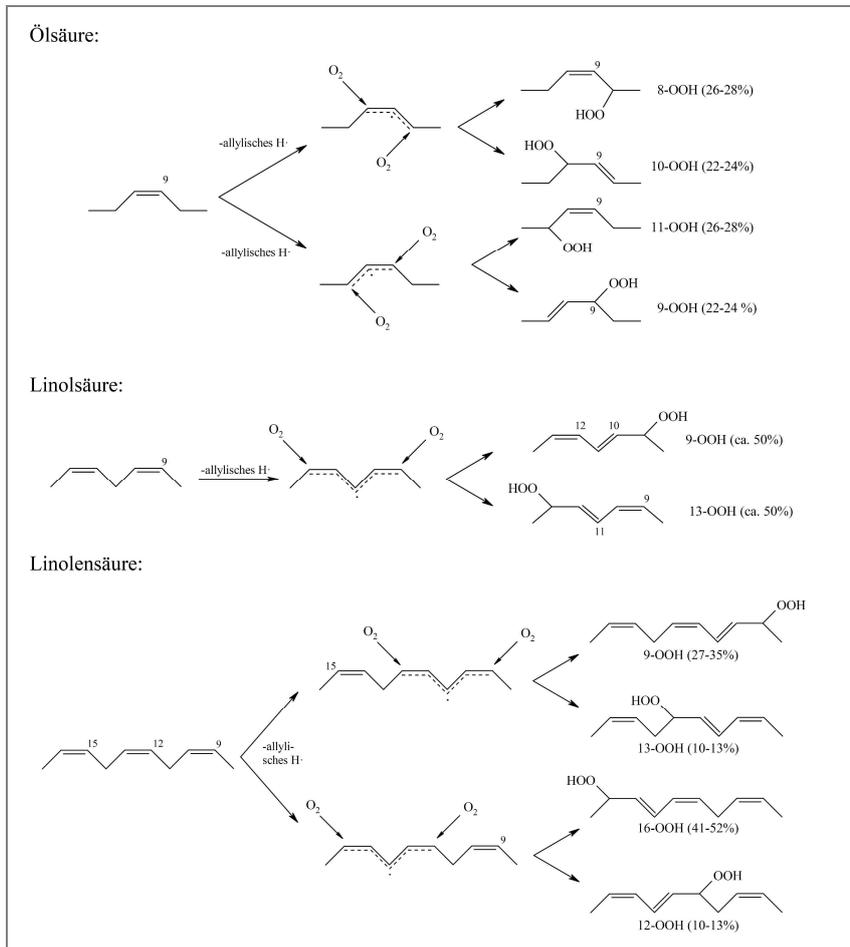


Abbildung 4: Bildung von Hydroperoxiden bei der Autoxidation von Öl-, Linol- und Linolensäure (HEITKAMP, 1999)

Neben Aldehyden, den wesentlichen Reaktionsprodukten aus Öl- und Linolsäure, werden infolge dieser Reaktionen allerdings auch Alkohole, Alkane, Ketone und kurzkettige Säuren gebildet und emittiert (GROSCH, 1987). Aldehyde können zudem weiter zu ihren entsprechenden Carbonsäuren oxidiert werden (NAWAR, 1984; GROSCH, 1987), sodass die in einigen Untersuchungen von Kiefernholzemissionen detektierte Hexansäure (u. a. ENGLUND, 1999; STECKEL, 2011; WILKE et al., 2012) vermutlich darauf zurückzuführen ist. Fettsäuren und deren Ester stellen die Extraktstoffe in den lebenden Zellen (Parenchymzellen) dar. Dieses Parenchymharz macht bei Kiefer etwa 75 % des gesamten Harzes im Splint aus (BACK, 2000). Während der Anteil an Harzsäuren (folglich auch Monoterpenen) und freien Fettsäuren im Splintholz geringer ist, weist es im Vergleich zum Kernholz einen höheren Gehalt an Triglyceriden auf. Bei der Kernholzbildung erfolgt die Hydrolyse der Fette, sodass im Kernholz nur freie Fettsäuren vorliegen. Bereits nach dem Fällen des Baumes beginnt allerdings auch im Splintholz die enzymatische Hydrolyse der Triglyceride und wird während der Lagerung des Holzes fortgeführt (ASSARSSON, CROON & DONETZHUER, 1963; ASSARSSON,

1966; EKMAN & HOLMBOM, 2000). Wie schnell die Autoxidation der Fettsäuren abläuft, ist abhängig von der Sauerstoffverfügbarkeit sowie der Temperatur. Als Katalysatoren fungieren zudem auch Metallionen (insbesondere Eisen, Mangan und Kupfer), die in den Parenchymzellen des Holzes vorliegen, sowie Licht (insbesondere im UV-Bereich). Die Oxidationsrate ist grundsätzlich höher bei den Fett- als bei den Harzsäuren, bei den freien als bei den veresterten Fettsäuren und bei mehrfach ungesättigten im Vergleich zu einfach ungesättigten Fettsäuren. Die Höhe der Aldehydemissionen ist folglich einerseits abhängig von den Holzeigenschaften (spezifische Oberfläche, Porosität des Holzes, Holzart sowie Zusammensetzung und Gehalt der Fettsäuren und Ester) und andererseits von den äußeren Einflüssen, insbesondere der Temperatureinwirkung. Während die Terpenemissionen kontinuierlich abnehmen, durchlaufen die Aldehydemissionen zunächst ein Maximum und klingen erst danach ab. Je nach Aldehyd werden dabei unterschiedliche Emissionshöhen sowie diese zu unterschiedlichen Zeiten erreicht, was damit zusammenhängt, dass die einzelnen Fettsäuren der Hölzer unterschiedliche Oxidationsraten und Abbauprodukte aufweisen (BACK et al., 2000). Demzufolge hat der Zeitpunkt der Emissionsmessung einen entscheidenden Einfluss auf das Emissionsergebnis. Wie bereits erörtert, schwankt der Harzsäurenanteil stark zwischen Bäumen der gleichen Art, wohingegen der Fettsäurenanteil verhältnismäßig konstant ist (LANGE, KUBEL & WEIßMANN, 1989). Gemäß EKMAN & HOLMBOM (2000) ist der Anteil ungesättigter Fettsäuren im Splintholz größer als im Kernholz, was eine Erklärung dafür wäre, warum die Aldehydemissionen vom Splint- in der Regel höher als vom Kernholz sind (ENGLUND, 1999; STECKEL, 2011; CZAJKA & FABISIĄK, 2012; WILKE et al., 2012). Eine weitere Ursache für die höheren Aldehydemissionen des Splintes könnte sein, dass Kernholz im Vergleich zu Splintholz scheinbar eine stärkere Fähigkeit besitzt als Radikalfänger zu fungieren, was BELT, HÄNNINEN & RAUTKARI (2017) zumindest für das ABTS¹⁹-Radikal nachweisen konnten. Die aus den Fettsäuren gebildeten Radikale sind die Voraussetzung zur Bildung der Hydroperoxide, die wiederum in Aldehyde zerfallen (HEITKAMP, 1999). Ferner weist Splintholz eine höhere Gasdurchlässigkeit als Kernholz auf (COMSTOCK, 1970), was die für die Autoxidation der Fettsäuren notwendige Sauerstoffzufuhr vermutlich begünstigt.

4.1.3. Enantiomerzusammensetzung

Chemische Verbindungen, die die gleiche Konstitution haben, sich aber wie Bild und Spiegelbild zueinander verhalten, werden als Enantiomere bezeichnet. Sofern chirale Reaktionspartner vorliegen, können die Enantiomere einer Verbindung hinsichtlich ihrer physiologischen und pharmakologischen Wirkung erhebliche Unterschiede aufweisen. So ist es möglich, dass nur ein Enantiomer, beide Enantiomere in gleichem Ausmaß oder beide in unterschiedlich starkem Ausmaß eine Wirkung hervorrufen (JUNGE, 2004). Gemäß KASANEN et al. (1998) verursachen beispielsweise die (+)-Enantiomere von α - und β -Pinen eine stärkere sensorische Reizwirkung als die (-)-Enantiomere. Um die Emissionen von Kiefernholz und auch anderen Holzarten bezüglich

¹⁹ 2,2'-Azino-di-(3-ethylbenzthiazolin-6-sulfonsäure)

ihrer gesundheitsbeeinträchtigenden Wirkung zu beurteilen, ist demzufolge die Kenntnis über die Enantiomerzusammensetzung von Bedeutung. Durch die Verwendung einer geeigneten Chromatographiesäule ist die enantioselektive Gaschromatographie grundsätzlich durchführbar. Dabei werden chirale stationäre Phasen (z. B. Cyclodextrine und ihre Derivate) in der Trennsäule verwendet, sodass Enantiomergemische analysiert werden können (JUNGE, 2004; RICHTER, 2008). Studien, die derartige Analysen an Kiefernholzemissionen durchgeführt haben, sind jedoch nicht bekannt. Stattdessen steht Literatur zur Verfügung, in der untersucht wurde, was der lebende Baum emittiert und wie die Zusammensetzung der ätherischen Öle aus verschiedenen Baumgeweben ist (SADOF & GRANT, 1997; MACIĄG et al., 2007; OCHOCKA et al., 2008). Diese Erkenntnisse spielen eine Rolle bei der Interaktion von Insekten und ihren Baumwirten bzw. bei der Verwendung ätherischer Öle in der pharmazeutischen, Nahrungsmittel- und kosmetischen Industrie (OCHOCKA et al., 2008).

Die Analysen von Holzextraktstoffen, wie sie von SJÖDIN, PERSSON & NORIN (1992) und SJÖDIN et al. (1996, 2000) durchgeführt wurden, können erste Anhaltspunkte liefern, welche Enantiomerzusammensetzung von Holzemissionen zu erwarten ist. Bei den Untersuchungen zeigte sich, dass die Zusammensetzung der Monoterpenenantiomere zwischen Bäumen der gleichen Art und zwischen verschiedenen Baumgeweben (Nadeln, Holz, Wurzel, Zapfen etc.) variiert. Demzufolge kann von Studien, die beispielsweise die Zusammensetzung in den Nadeln untersuchen nicht auf die im Holz geschlossen werden. Die Ergebnisse (Tabelle 9) deuten ferner darauf hin, dass im Kiefernholz nur das (+)-Enantiomer von 3-Caren auftritt, wohingegen bei β -Pinen und β -Phellandren das (-)-Enantiomer dominiert. α -Pinen setzt sich zu mindestens 77 % aus dem (+)-Enantiomer zusammen, wobei SJÖDIN, PERSSON & NORIN (1992) zu bedenken geben, dass die bei Fichte anzutreffende große Variabilität bezüglich der Enantiomerzusammensetzung der Monoterpene, insbesondere bei α -Pinen (PERSSON et al., 1996), vermutlich auch bei Kiefer zu erwarten ist.

Tabelle 9: Zusammensetzung der Monoterpenenantiomere von Holzextrakten

Quelle	Material (Stichprobenanzahl)	Anteil des (-)-Enantiomers (%)						
		3-Caren	α -Pinen	Limonen	β -Pinen	Camphen	β -Phellandren	Sabinen
(1)	Kiefer Stammholz inkl. Rinde (6)	0	4 – 29	36 – 91	62 – 85	18 – 49	92 – 100	84 – 98
(2)		0	5 – 23	45 – 90	60 – 100	20 – 50	90 – 100	80 – 90
(3)		0	5 – 30	25 – 90	60 – 100	20 – 50	90 – 100	25 – 100
(3)	Fichte Stammholz (7)	k. A.	20 – 80	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
(4)		Astholz (41)	0	24 – 88	23 – 90	87 – 99	50 – 94	77 – 99

(1) SJÖDIN, PERSSON & NORIN, 1992 (3) SJÖDIN et al., 2000

(2) SJÖDIN et al., 1996 (4) PERSSON et al., 1996

Im Gegensatz zu den Holzextraktstoffmessungen von skandinavischem Kiefernholz (SJÖDIN, PERSSON & NORIN, 1992; SJÖDIN et al., 1996, 2000) untersuchten LANGE & STEVANOVIĆ JANEŽIĆ (1993) Terpentingöle von Kiefern aus Südosteuropa. Zwei der vier untersuchten Proben bestanden zum

Wesentlichen aus α -Pinen, wurden allerdings hinsichtlich ihrer optischen Aktivität als linksdrehend²⁰ eingestuft. LANGE & STEVANOVIĆ JANEŽIĆ (1993) schlussfolgerten, dass die Terpentinole demzufolge zu mindestens 80 % aus (-)- α -Pinen bestehen müssen. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten ist demnach davon auszugehen, dass Kiefernholz ausschließlich aus (+)-3-Caren besteht, wohingegen bei α -Pinen eine Mischung beider Enantiomere vorliegt, deren Verhältnis in einem großen Bereich über das Verbreitungsgebiet der Kiefer schwankt.

4.2. Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST.)

Die Fichte ist Deutschlands wichtigste und häufigste Baumart mit einem Gesamtvorrat von 1.206 Mio. m³ (BMEL, 2016) und einer im Zeitraum von 2002 bis 2012 durchschnittlichen Nutzung von jährlich 39,7 Mio. Erntefestmetern, was rund 52 % der Gesamtnutzung entspricht (THÜNEN-INSTITUT, 2014). Infolge der waldbaulichen und forstpolitischen Zielsetzung nicht standortgerechte Fichtenreinbestände in stabile und naturnahe Mischbestände oder Laubwälder umzuwandeln, hat die Waldfläche und der Holzvorrat in den letzten Jahren allerdings abgenommen. Das natürliche Verbreitungsgebiet umfasst das Bergland, darüber hinaus wurden jedoch viele Flächen in der Vergangenheit, zuletzt in großem Umfang nach dem Zweiten Weltkrieg, mit Fichte aufgeforstet (BMEL, 2016). Im Baubereich findet sie eine breite Verwendung - von den 86 % des im Bauwesen genutzten Nadelholzes (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013) entfällt ein wesentlicher Anteil auf Fichtenholz.

4.2.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)

Die Summe der flüchtigen organischen Verbindungen liegt gemäß den Untersuchungen von ENGLUND (1999) bei etwa 18.000 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bei frischem Holz. Infolge der Trocknung von ursprünglich 65 % auf 20 % bzw. 10 % Holzfeuchte reduziert sich der TVOC um mehr als 95 % auf etwa 700 bzw. 50 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (ENGLUND, 1999). Die Anwendung verschiedener Trocknungsbedingungen, die sich hauptsächlich bezüglich der Trocknungstemperatur unterscheiden, übt einen Einfluss auf die Emissionshöhe des Holzes aus (HASEGAWA et al., 2006; STECKEL, WELLING & OHLMEYER, 2010). Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass bei hohen Temperaturen während der Trocknung bereits größere Emissionsmengen, insbesondere Terpene, emittiert werden. Höhere Trocknungstemperaturen können sich auf die Aldehyde in zweierlei Hinsicht auswirken – einerseits wird angenommen, dass bereits vorhandene Aldehyde im Holz schneller emittiert werden, andererseits fördert die höhere Temperatur auch die weitere Aldehydbildung aus den Fettsäuren. STECKEL, WELLING & OHLMEYER (2010) und HASEGAWA et al. (2006) ermittelten, dass höhere Trocknungstemperaturen zu geringeren Gesamtemissionen (sowohl geringere Terpen- als auch Aldehydemissionen) während der späteren Anwendung als Bauprodukt

²⁰ Optische Aktivität: Eigenschaft einer Substanz, die Polarisationsrichtung des Lichtes zu drehen.

führen. Dies äußerte sich vor allem in den ersten Tagen der Emissionsmessung, nach einem Monat sind die Unterschiede nur noch geringfügig. In Untersuchungen von ENGLUND (1999) zeigte sich allerdings, dass dies nicht grundsätzlich gilt – bei zwei von drei Probenpaaren waren die Gesamtemissionen des bei höherer Temperatur (108 °C) größer als die des bei normaler Temperatur (69 °C) getrockneten Holzes (Abbildung 5).

Der Vergleich der TVOC-Emissionsraten von Kiefer (Tabelle 7) und Fichte (Tabelle 10) verdeutlicht, dass Fichtenholz in der Regel wesentlich geringere Emissionen aufweist.

Tabelle 10: TVOC von trockenem Fichtenholz

TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
17 ^a	12 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
22 ^a	11 ^a	Prüfkammer	WILKE et al., 2012
41	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
k. A.	30	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
75	< 50	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
100 – 175 ^b	10 – 20 ^b	Prüfkammer	STECKEL, WELLING & OHLMEYER, 2010, 2013; STECKEL, 2011
120 – 265 ^b	15 – 60 ^b	Prüfkammer	STECKEL, WELLING & OHLMEYER, 2010, 2013; STECKEL, 2011
156 – 119 ^b	26 – 18 ^b	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
165	52	Prüfkammer	LARSEN et al., 1998
206 – 2.645 ^b	k. A.	Prüfkammer	HASEGAWA et al. 2006
226	72	Prüfkammer	SAARELA et al., 1994 in ECA, 1997a
241 – 377 ^b	50 – 78 ^b	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
329 – 251 ^c	112 – 81 ^c	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
332 – 5.240 ^c	84 – 564 ^c	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
366	196	Prüfkammer	HYTTINEN et al., 2010
380	154	Prüfzelle	LARSEN et al., 1998
394 – 480 ^b	122 – 171 ^b	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
448 – 325 ^c	111 – 115 ^c	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
575	331	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
587 – 2.228 ^d	226 – 618 ^d	Prüfkammer	STECKEL, WELLING & OHLMEYER, 2010, 2013
603	160	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
652 – 1.730 ^e	224 – 525 ^e	Prüfkammer	CZAJKA & FABISIAK, 2013
655	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
1.400	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998

^a käuflich erworbene Fichtenleimholzplatten

^b Schwankungen infolge verschiedener Trocknungsverfahren

^c Unterscheidung von astfreiem (1. Wert) und astigem Holz (2. Wert)

^d Unterscheidung von Kern- (1. Wert) und Splintholz (2. Wert)

^e Unterscheidung von juvenilem (1. Wert) und adultem Holz (2. Wert)

Auch Fichten werden von einem vertikalen und horizontalen Harzkanalsystem durchzogen. Allerdings wird während der Kernholzbildung kein oder kaum zusätzliches Harz gebildet (BACK, 2000), sodass der Harzgehalt und damit die Terpenemissionen der Fichte im Allgemeinen geringer sind als bei Kiefer. Extraktstoffmessungen von ENGLUND & NUSSBAUM (2000) bestätigen dies – der ursprüngliche Terpenegehalt von Fichte ist mit 0,02 - 0,08 % deutlich geringer als bei Kiefer (Kernholz: 0,8 - 1,1 %, Splintholz: 0,4 - 0,5 % bezogen auf darrtrockenes Holz). Der TVOC-Wert liegt in der Regel unter 1.000 (Kurzzeitverhalten) bzw. 500 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Langzeitverhalten), nur vereinzelt wurden darüber liegende Werte ermittelt. Die Fichte kann ebenso wie die Kiefer auf Stressereignisse (mechanische Verletzungen, Trockenheit, Insektenbefall etc.) mit einer verstärkten Harzbildung reagieren. TEMNERUD (1999) stellte fest, dass Fichten mit zunehmender Baumhöhe eine höhere Tendenz haben, Harzgallen auszubilden. Auch die Durchforstungsintensität scheint einen Einfluss auszuüben (SCHUMACHER, TRATAMILLER & GROSSER, 1997). Hauptursachen für eine vermehrte Bildung von Harzgallen scheinen zudem Trockenstress (TEMNERUD, 1999; SEIFERT et al., 2010) sowie mechanische Beanspruchung durch Wind zu sein (TEMNERUD, VALINGER & SUNDBERG, 1999; HERB & BECKER, 2006). STECKEL, WELLING & OHLMEYER (2010, 2013) zeigten an einer vergleichsweise stark emittierenden Splintholzprobe ($\text{TVOC}_{3\text{d}} = 2.200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), dass diese gekennzeichnet war durch eine erhöhte Anzahl von Harzkanälen sowie Harz, welches in das umliegende Gewebe eingedrungen war. Eine weitere Ursache für stark emittierendes Fichtenholz können Äste sein. Untersuchungen von ENGLUND (1999) deuten darauf hin, dass der Einfluss je nach Asttyp variiert. Bei Holz mit gesunden, fest verwachsenen Ästen konnte keine Auswirkung auf die Emissionshöhe festgestellt werden, wohingegen ein Flügelast in Verbindung mit eingeschlossener Rinde zu stark erhöhten Emissionen ($\text{TVOC}_{3\text{d}} = 5.200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) führte. Sehr geringe Emissionsraten stellten WILKE et al. (2012) an Fichtenleimholzplatten fest, wobei die Herstellungszeitpunkte und -bedingungen nicht bekannt waren, sodass die geringen Emissionen vermutlich auf eine längere Lagerungsdauer zurückzuführen sind. Emissionsmessungen an juvenilem sowie adultem Holz²¹ lassen darauf schließen, dass der Harzanteil mit zunehmender Entfernung zur Markröhre steigt – CZAJKA & FABISIAK (2013) ermittelten etwa 2,5-mal höhere Gesamtemissionen im adulten Holz. Der Gehalt an Harzsäuren (und damit indirekt der Harz- bzw. Terpenegehalt) ist im Kernholz gleich oder sogar geringer als im Splintholz. Bei Fichte unterscheiden sich Splint- und Kernholz hauptsächlich bezüglich des Gehalts an freien sowie veresterten Fettsäuren, die im Splint deutlich zahlreicher als im Kern vorliegen und im Kern Richtung Markröhre weiter abnehmen (EKMAN et al., 1979; WILLFÖR et al., 2003). Dabei dominieren im Splint der Fichte, wie auch bei der Kiefer, die Triglyceride, die im Übergang zum Kern hydrolysiert und abgebaut werden (EKMAN et al., 1979; WILLFÖR et al., 2003). Im Gegensatz zur radialen Verteilung des Extraktstoffgehaltes konnten EKMAN et al. (1979) mit zunehmender Baumhöhe kaum eindeutige Unterschiede feststellen. Fichte enthält 10 % gesättigte, 29 % einfach ungesättigte, 38 % zweifach ungesättigte und 20 % dreifach ungesättigte Fettsäuren. Den Großteil macht Linolsäure (36 %), Ölsäure (25 %) sowie Pinolensäure (15 %) aus (HOLMBOM & EKMAN 1978). Die Zusammensetzung der Fettsäuren ist damit grundsätzlich

²¹ Juveniles Holz umfasst die ersten Jahrringe, die unmittelbar um die Markröhre gebildet werden. Adultes Holz schließt daran an und bildet die äußere Kernzone. Die Gewebe unterscheiden sich hinsichtlich ihres (sub)mikroskopischen und makroskopischen Aufbaus sowie ihrer chemischen Zusammensetzung (CZAJKA & FABISIAK, 2013).

vergleichbar mit der der Kiefer, allerdings weist Fichtenholz geringere Mengen an gebundenen sowie freien Fettsäuren sowie einen höheren Anteil der gesättigten im Vergleich zu den ungesättigten Fettsäuren auf (ASSARSSON & ÅKERLUND, 1967; HOLMBOM & EKMAN, 1978). In der Regel sind bei Fichte demzufolge geringere Aldehydemissionen zu erwarten.

4.2.2. Wesentliche Einzelsubstanzen

Die Emissionen setzen sich im Wesentlichen aus Monoterpenen zusammen mit einem Anteil von in der Regel über 75 % (LARSEN et al., 1998; ENGLUND, 1999; HASEGAWA et al., 2006; HYTTINEN et al., 2010; STECKEL, 2011; CZAJKA & FABISIAK, 2013). α -Pinen ist der mengenmäßig wichtigste Vertreter – daneben bilden β -Pinen und 3-Caren weitere wesentliche Fichtenmonoterpene. Im Vergleich zur Kiefer scheint bei einigen Proben Limonen eine größere Rolle zu spielen (Abbildung 5).

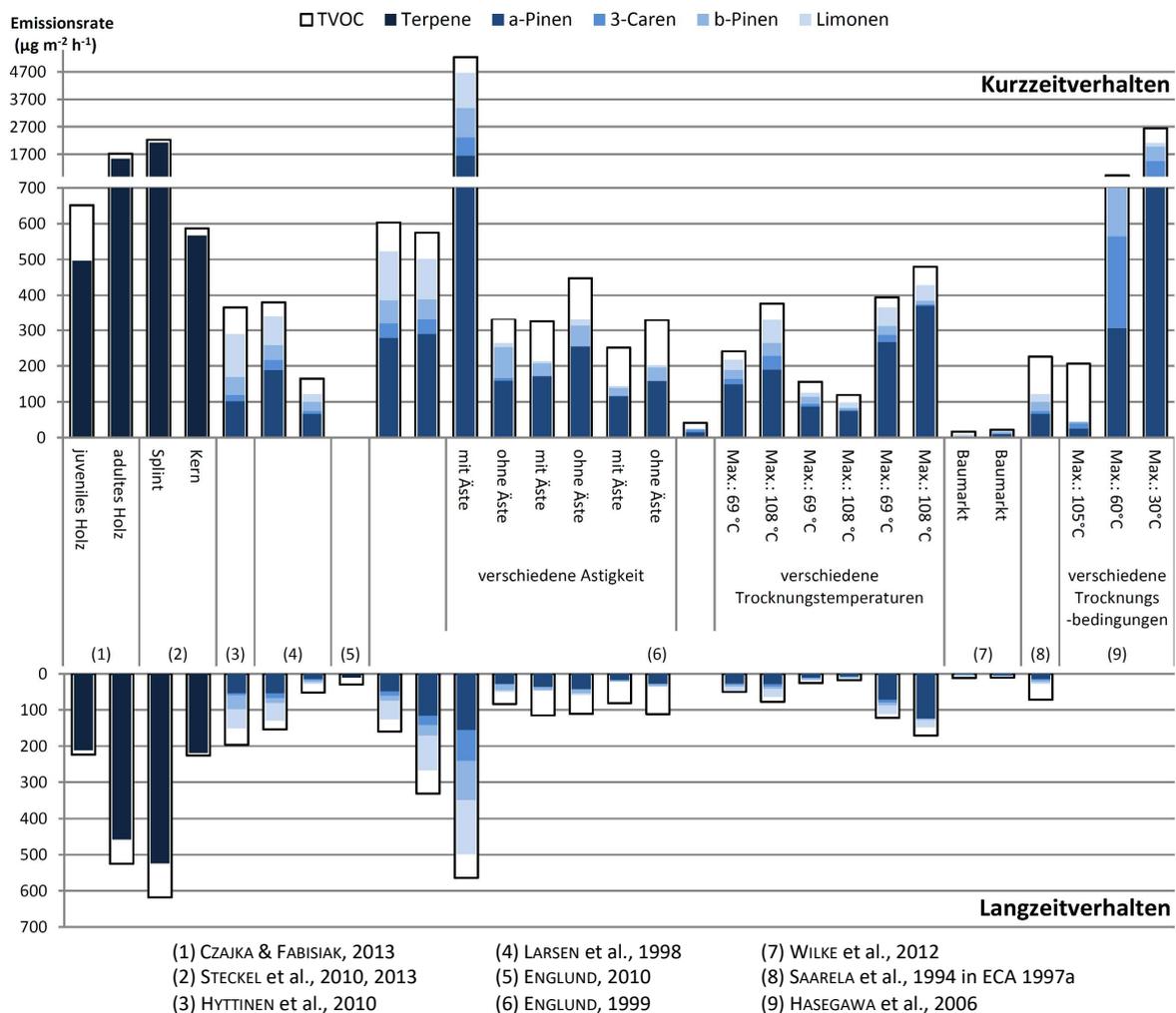


Abbildung 5: Wesentliche emittierte VOC von Fichtenholz (Kurz- und Langzeitverhalten)

Bei Fichten mit geringem Harzanteil treten prozentual die Aldehyde mehr zum Vorschein. Wie bei Kiefer auch gehört die zweifach ungesättigte Linolsäure zu den häufigsten Fettsäuren, sodass insbesondere Hexanal, das Hauptabbauprodukt dieser Säure (EKMAN & HOLMBOM, 2000), in den Emissionen vorzufinden ist. Sowohl im Kurz- als auch im Langzeitverhalten wurden allerdings geringe Werte mit unter $100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bzw. unter $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ermittelt (Quellen siehe Tabelle 10).

4.3. Weitere Nadelhölzer

Einen vergleichsweise geringen Holzvorrat weisen Lärche (*Larix decidua* MILL., 102 Mio. m^3), Tanne (*Abies alba* MILL., 93 Mio. m^3) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) FRANCO, 72 Mio. m^3) in Deutschland auf (BMEL, 2016). Gemäß der dritten Bundeswaldinventur machen sie im Zeitraum von 2002 bis 2012 rund 6 % (4,2 Mio. Erntefestmeter pro Jahr) der Gesamtholznutzung aus (THÜNEN-INSTITUT, 2014).

Emissionsdaten zu den genannten Holzarten stehen kaum zur Verfügung (Tabelle 11). Auch in Lärche und Douglasie erstreckt sich ein vertikal und horizontal durch den Baum verlaufendes Harzkanalsystem (BACK et al., 2000). Tanne hingegen bildet nur traumatische (fakultative) Harzkanäle aus, die in der Regel axial verlaufen. Erst nach Stressereignissen während des Baumwachstums (mechanische Verletzungen oder andere externe Faktoren) sind auch bei ihr Harzkanäle anzutreffen. Demzufolge weist Tannenholz in der Regel einen geringeren Harzgehalt (BACK et al., 2000) und damit geringere Terpenemissionen auf als die anderen bisher erwähnten Nadelholzarten. Die wenn auch vergleichsweise sehr geringen Terpenemissionen, die CZAJKA & FABISIAK (2014) festgestellt haben (Tabelle 11), führen sie folglich auf die Ausbildung von traumatischen Harzkanälen zurück.

Tabelle 11: TVOC von trockenem Nadelholz

Holzart	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
Tanne	519 – 126a	90 – 68 ^a	Prüfkammer	CZAJKA & FABISIAK, 2014
Lärche	81	k. A.	Prüfkammer	CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011

^a Unterscheidung von Kern- (1. Wert) und Splintholz (2. Wert)

4.4. Laubhölzer

Rund 40 % des gesamten Holzvorrats im deutschen Wald machen Laubhölzer aus, mit Buche (*Fagus sylvatica* L., 635 Mio. m^3) und Eiche (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL., 361 Mio. m^3) als häufigste Baumarten. Alle weiteren Laubhölzer (u. a. Ahorn, Esche, Birke, Pappel) bilden in Summe einen beachtlichen Vorrat mit 424 Mio. m^3 (BMEL, 2016), bezogen auf die

einzelne Baumart ist die mengenmäßige Bedeutung allerdings gering. Durchschnittlich wurden im Zeitraum von 2002 bis 2012 jährlich etwa 18,5 Mio. Erntefestmeter Laubholz genutzt, was etwa 24 % (Buche: 14 %, Eiche: 4 %, weitere Laubhölzer: 6 %) der Gesamtholznutzung entspricht (THÜNEN-INSTITUT, 2014). Im Bauwesen entfallen allerdings nur 13 % des eingesetzten Holzes auf einheimische Laubhölzer. Sie finden hauptsächlich Verwendung im Fußbodenbereich (42 % der Laubholzverwendung), in der Wärmedämmung (17 %), bei Anwendungen im Außenbereich (12 %) und für Türen (10 %), wohingegen die Bedeutung im konstruktiven Bereich bislang eher gering ist (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013). Die waldbauliche und forstpolitische Zielsetzung nicht standortgerechte Nadelbaumreinbestände in strukturreiche Laub- und Laubmischwälder umzuwandeln, führt in Zukunft zu einer Zunahme der Waldfläche und des Holzvorrates der Laubbäume (BMEL, 2016). Trotz verstärkter Bemühungen neue Verwendungsmöglichkeiten und Märkte für Laubholz zu erschließen, wird zunächst aber weiterhin Nadelholz die dominierende Rolle im Bauwesen einnehmen (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013).

4.4.1. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC)

Zum Emissionsverhalten der Laubhölzer stehen vergleichsweise wenige Daten zur Verfügung (Tabelle 12).

Tabelle 12: TVOC von trockenem Laubholz

Holzart	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
<i>Fagus sylvatica</i>	k. A.	20	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
<i>Fagus spec.</i>	30	29	Prüfzelle	LARSEN et al., 1998
<i>Fagus sylvatica</i>	30	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998
<i>Fagus spec.</i>	45	11	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
<i>Fagus spec.</i>	86	k. A.	Prüfkammer	STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNIK, 2014
<i>Fagus sylvatica</i>	103 – 138 ^a	62 – 77 ^a	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
<i>Fagus spec.</i>	140	62	Prüfkammer	HORN et al., 2007
<i>Fagus spec.</i>	175	k. A.	Prüfkammer	GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011
^a 3 Prüfkörper von 2 Baumstämmen				
<i>Quercus robur</i>	k. A.	26	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
<i>Quercus robur</i>	4 – 123 ^a	2 – 9 ^a	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
<i>Quercus spec.</i>	19	7	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
<i>Quercus robur</i>	24	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
<i>Quercus spec.</i>	40	k. A.	Prüfkammer	GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011

Holzart	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüf- verfahren	Quelle
	Kurzzeit- verhalten	Langzeit- verhalten		
<i>Quercus spec.</i>	96	k. A.	Prüfkammer	STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNİK, 2014
<i>Quercus spec.</i>	188	125	Prüfkammer	YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO, 2004
<i>Quercus robur</i>	203	16	Prüfkammer	VOLKMER et al., 2014
<i>Quercus robur</i>	210	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998
ª 2 Prüfkörper aus einer Bohle				
<i>Fraxinus excelsior</i>	k. A.	19	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
<i>Fraxinus spec.</i>	30	k. A.	Prüfkammer	GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011
<i>Fraxinus excelsior</i>	30	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998
<i>Fraxinus spec.</i>	30	6	Prüfkammer	LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000
<i>Betula spec.</i>	65	54	Prüfkammer	LARSEN et al., 1998
<i>Betula spec.</i>	104	47	Prüfzelle	SAARELA et al., 1994 in ECA, 1997a
<i>Betula pubescens</i>	110	k. A.	Prüfzelle	RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998
<i>Betula pendula</i>	378	k. A.	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
<i>Betula spec.</i>	k. A.	140	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
<i>Betula pendula</i>	482 – 908ª	k. A. – 591ª	Prüfzelle	ENGLUND, 1999
ª 2 Prüfkörper aus einer Bohle				
<i>Populus alba</i>	20	17	Prüfkammer	ČECH & TESAŘOVÁ, 2015
<i>Populus tremula</i>	311	137	Prüfkammer	HYTTINEN et al., 2010
<i>Populus tremula</i>	k. A.	209	Prüfzelle	ENGLUND, 2010
<i>Alnus spec.</i>	50	k. A.	Prüfkammer	GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; CZAJKA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2011
<i>Alnus spec.</i>	k. A.	47	Prüfkammer	ENGLUND, 2010

Die einheimischen Laubbäume produzieren kein Harz und emittieren somit keine Terpene. Die Gesamtemissionen setzen sich folglich qualitativ aus weniger Substanzen zusammen und sind quantitativ betrachtet sehr gering mit in der Regel weniger als $100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ im Langzeitverhalten. Gemäß den Untersuchungen von RISHOLM-SUNDMAN et al. (1998) spielen Essigsäureemissionen bei Laubholz eine große Rolle. Da diese mit der Standardmethode der VOC-Bestimmung (Tenax/TD-GC-MS gemäß DIN ISO 16000-6:2012) nur unzureichend erfasst werden können (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998; WIEGNER et al., 2012), unterschätzen allerdings die in Tabelle 12 aufgeführten Emissionsfaktoren, die nach dieser Methode ermittelt wurden, vermutlich die Gesamtemissionen.

4.4.2. Wesentliche Einzelsubstanzen

Essigsäure

VOC aus Laubholz sind im Wesentlichen durch Carbonylverbindungen, insbesondere Essigsäure und Hexanal, sowie Alkohole gekennzeichnet (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998). Wie bereits aufgeführt (Kapitel 3.1.3), kann Essigsäure mit Tenax® TA als Sorptionsmittel nicht ausreichend genau detektiert werden. RISHOLM-SUNDMAN et al. (1998) schlagen hingegen die Verwendung von Silicagel als Sammelmedium vor. Die Essigsäure wird davon mit Natriumhydroxid desorbiert und anschließend mittels Ionenchromatographie analysiert. Die Gegenüberstellung der mit beiden Verfahren ermittelten Emissionsraten (Tabelle 13) zeigt deutlich auf, dass mit Tenax-Adsorption und anschließender gaschromatographischer Analyse auf einer gering/mittel-polaren Säule die Essigsäure zwar qualitativ nachgewiesen, aber nicht vollständig quantitativ erfasst werden kann. Ein Großteil der emittierten Essigsäure wurde nicht bestimmt. Vergleichbare Erkenntnisse liefert die Studie von ENGLUND (2010).

Tabelle 13: Essigsäure- und Gesamtemissionen verschiedener Holzarten (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998)

	Essigsäureemissionen in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (FLEC-Silicagel ^a)	Gesamtemissionen in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (FLEC-Tenax ^b)
<i>Quercus robur</i>	2.800	210
<i>Prunus serotina</i>	2.000	60
<i>Hevea brasiliensis</i>	640	50
<i>Fraxinus excelsior</i>	370	30
<i>Acer saccharum</i>	270	20
<i>Fagus sylvatica</i>	250	30
<i>Pinus silvestris</i>	120	3.700
<i>Picea abies</i>	190	1.400
<i>Betula pubescens</i>	< 10	110

Material: trockenes, frisch abgeschliffenes Holz

Messzeitpunkt: keine genaue Angabe (0,5 bis 8 Stunden nachdem die Prüfwelle angelegt wurde)

^a Emissionsprüfwellen-Verfahren, Adsorptionsmittel: Silicagel

^b Emissionsprüfwellen-Verfahren, Adsorptionsmittel: Tenax; keine detaillierte Auflistung der Essigsäureemissionen

OHLMEYER & STECKEL (2012) stellten ebenfalls zwei verschiedene Messmethoden zur Bestimmung der Essigsäureemissionen von Buche gegenüber. Zum einen führten sie die VOC-Messung nach DIN ISO 16000-6:2012 durch, zum anderen leiteten sie die Prüfkammerluft durch Natriumhydroxidlösung und analysierten diese mittels Ionenchromatographie (Tabelle 14). Im Vergleich zu den Ergebnissen von RISHOLM-SUNDMAN et al. (1998) und den in Tabelle 12 gelisteten Emissionsdaten ermittelten sie wesentlich höhere Essigsäureemissionen bei der Buche. Nur zum Teil lässt sich dies mit abweichenden Prüfbedingungen und Messzeitpunkten erklären. Zudem stellten sie nur geringe Unterschiede zwischen den beiden verwendeten Messverfahren fest.

Tabelle 14: Essigsäureemissionen von Buchenholz (OHLMEYER & STECKEL, 2012)

	Essigsäureemissionen in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	
	Kammer-IC ^a	Kammer-Tenax ^b
3-Tages-Wert	1.300 – 1.900	1.500 – 2.000
28-Tages-Wert	400 – 500	500

Material: trockene, frisch abgeschliffene, 3 Jahre gelagerte Buchenbohle

^a Emissionsprüfkammer-Verfahren, Absorbens: Natriumhydroxidlösung

^b Emissionsprüfkammer-Verfahren, Adsorptionsmittel: Tenax

Eine Reihe von Wissenschaftlern hat sich explizit mit der Essigsäureabgabe von Hölzern beschäftigt. Abgesehen von dem Einfluss der Essigsäure auf die Innenraumluftqualität und damit potenziell auf den menschlichen Organismus kann sie auch unerwünschte Reaktionen mit einigen Materialien hervorrufen. Verschiedene Studien setzen sich damit auseinander, in welchem Ausmaß und unter welchen Bedingungen Essigsäureemissionen zu Schäden an Ausstellungsobjekten in Museen (z. B. in Schaukästen, Vitrinen und Aufbewahrungsschränken bzw. -räumen) führen können (GRZYWACZ, 2006; SCHIEWECK & SALTHAMMER, 2009; GIBSON & WATT, 2010). FARMER (1962a, b) berichten beispielsweise von der korrosiven Wirkung von Holz auf Metalle, was insbesondere bei warmen und feuchten klimatischen Bedingungen auftritt. Dabei muss das Metall nicht in direktem Kontakt mit dem Holz stehen, sondern es reicht auch, wenn es sich im Dampfraum des Holzes befindet.

Essigsäure wird im Holz in Gegenwart von Wasser infolge der Hydrolyse der Acetylgruppen der Hemicellulosen gebildet (PACKMAN, 1960; RÜCKERT, 1986; GIBSON & WATT, 2010). PACKMAN (1960) zeigte, dass die Menge der gebildeten Essigsäure gut übereinstimmt mit der Abnahme an gebundenen Acetylgruppen. Essigsäure kann gemäß GRZYWACZ (2006) zudem bei der Oxidation von Acetaldehyden entstehen, sofern ein Oxidationsmittel (z. B. Peroxid oder Ozon) zur Verfügung steht. Acetaldehyd (Ethanal) zählt zu den sehr flüchtigen Verbindungen (VOC) und wird ebenfalls von Holz emittiert (LARSEN et al., 1998; LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000; HASEGAWA et al., 2006; HORN et al., 2007). Inwiefern diese Bildungsform bei Holzprodukten allerdings eine Rolle spielt, ist nicht bekannt, sodass davon ausgegangen wird, dass die Bildung aus Acetylgruppen der Hemicellulosen die Hauptquelle der Essigsäureemissionen darstellt. Nach Zellulose stellen Hemicellulosen die zweite wesentliche Polysaccharidgruppe in der Gerüstsubstanz des Holzes dar. Im Gegensatz zu Zellulose sind sie aus verschiedenen Zuckermolekülen aufgebaut, weisen einen geringeren Polymerisationsgrad auf und bilden an den Hauptmolekülketten Seitenverzweigungen aus. Ihr Anteil beträgt bei Nadelholz etwa 15 - 20 %, bei Laubholz hingegen 25 - 35 %. Neben dieser Abweichung im Gesamtgehalt unterscheidet sich auch die Zusammensetzung der Hemicellulosen zwischen Laub- und Nadelholz. Erst genannte bestehen zum Wesentlichen aus Pentosanen (v. a. Xylane), letztere aus Hexosanen (v. a. Mannane). Ein Teil der Hydroxygruppen der Hemicellulosen ist mit Acetylgruppen substituiert (FENGEL & WEGENER, 1989). Der Gehalt an Acetylgruppen ist holzartenspezifisch und liegt im Bereich von 1 bis 6 % des Holztrockengewichts (RÜCKERT, 1986). Die Ergebnisse von PACKMAN (1960), ROFFAEL (1989) sowie mehrerer Quellen in FENGEL & WEGENER (1989) zeigen jedoch, dass der Gehalt im Laubholz häufig höher als im Nadelholz ist (Tabelle 15). Von allen Hölzern können demzufolge Essigsäureemissionen erwartet werden. PACKMAN (1960) vermutet,

dass die in den Hölzern vorliegende Essigsäure während der technischen Trocknung gebildet wird. Bestätigt sieht er diese These dadurch, dass er in frischem sowie luftgetrocknetem Birkenholz keine frei vorliegende Essigsäure im Holz nachweisen konnte. Zudem hat gemäß FARMER (1962a) technisch getrocknetes Holz eine stärkere korrosive Wirkung auf Metalle als luftgetrocknetes Holz. Er geht davon aus, dass die bei erhöhter Temperatureinwirkung verstärkt aus den abgespalteten Acetylgruppen gebildete Essigsäure zum Teil im Holz verbleibt, insbesondere wenn es sich um Material mit stärkerem Durchmesser handelt. Bei luftgetrocknetem Holz ist hingegen die Bildung von Essigsäure vergleichsweise gering, sodass sich Entstehungs- und Emissionsrate in etwa die Waage halten (FARMER, 1962a; PACKMAN, 1960).

Tabelle 15: Acetylgruppengehalt einheimischer Holzarten (ROFFAEL, 1989; PACKMAN, 1960; mehrere Quellen in FENGEL & WEGENER, 1989)

Holzart	Acetylgruppengehalt (%)	Quelle
<i>Pinus sylvestris</i>	1,6	mehrere Quellen in FENGEL & WEGENER, 1989
Kiefernholz	1,4	ROFFAEL, 1989
Fichtenholz	1,3	ROFFAEL, 1989
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1,1	PACKMAN, 1960
Buchenholz	4,2	ROFFAEL, 1989
Eichenholz	3,8	ROFFAEL, 1989
<i>Betula spec.</i>	3,6	PACKMAN, 1960
<i>Fagus sylvatica</i>	3,2	PACKMAN, 1960
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,7	mehrere Quellen in FENGEL & WEGENER, 1989
<i>Quercus spec.</i>	2,6	PACKMAN, 1960

GIBSON & WATT (2010) stellten an 14 untersuchten Holzarten fest, dass Laubhölzer in der Regel mehr Essigsäure emittieren als Nadelhölzer, was unter anderem mit dem geringeren Acetylgruppengehalt letzterer begründet werden kann. Allerdings emittierten Lärche²² und Amerikanische Rot-Kiefer auf etwa gleich hohem Niveau wie Eiche²² bzw. Buche²² (Tabelle 16). Zwischen dem Acetylgruppengehalt des Holzes und der Abgabemenge von flüchtigen Säuren besteht somit nicht zwingend ein direkter Zusammenhang (PACKMAN, 1960; ROFFAEL, 1989). Der Gehalt an Acetylgruppen stellt nur die Gesamtessigsäuremenge dar, die theoretisch gebildet werden kann (FARMER, 1962a). Wesentliche Einflussfaktoren sind abgesehen davon die Hydrolyse- und Freisetzungsrates der Essigsäure, Faktoren die ebenfalls holzartenspezifisch sind und zudem von verschiedenen Parametern beeinflusst werden können (PACKMAN, 1960; RÜCKERT, 1986). Erhöhte Temperatur und relative Luftfeuchte (rF) beschleunigen zum einen die Freisetzung der bereits im Holz vorliegenden Essigsäure und fördern zudem ihre weitere Bildung (PACKMAN, 1960; RÜCKERT, 1986; ROFFAEL, 1989; GIBSON & WATT, 2010). OHLMEYER & STECKEL (2012) ermittelten, dass insbesondere mit zunehmender Luftfeuchtigkeit (25, 50 und 75 % rF) eine deutliche Erhöhung der

²² Genaue Artangabe fehlt in der Quelle, dargestellt ist nur die Gattung.

Essigsäureemissionen von Buche zu verzeichnen ist, was sie auf die Interaktion der polaren Substanzen Wasser und Essigsäure zurückführten. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen auch GIBSON & WATT (2010) bei einer Reihe von Holzarten bei einer Feuchteerhöhung von 6 auf 54 % rF. Ein weiterer Anstieg auf 100 % rF führte allerdings nicht bei allen untersuchten Holzarten (insbesondere nicht bei den Nadelhölzern) zu einer weiteren Zunahme der Essigsäureemissionen (Tabelle 16). Die Holzdichte und der pH-Wert des Holzextraktes korrelierten hingegen nicht mit der Höhe der Essigsäureemissionen (GIBSON & WATT, 2010).

Tabelle 16: Essigsäureemissionen einheimischer Holzarten bei 20 °C und verschiedenen relativen Luftfeuchtigkeiten (verändert nach GIBSON & WATT, 2010)

Holzart	Essigsäurekonzentration ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
	6 % rF	54 % rF	100 % rF
<i>Taxus spec.</i>	<10	132 ± 139	115 ± 2
<i>Pinus spec.</i>	<10	447 ± 90	390 ± 180
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<10	495 ± 32	415 ± 59
<i>Betula spec.</i>	32 ± 25	698 ± 38	1.650 ± 249
<i>Fraxinus spec.</i>	25 ± 22	883 ± 37	2.610 ± 200
<i>Prunus spec.</i>	13 ± 5	952 ± 48	1.280 ± 91
<i>Fagus spec.</i>	37 ± 4	1.500 ± 27	2.080 ± 58
<i>Quercus spec.</i>	253 ± 70	1.740 ± 15	841 ± 361
<i>Larix spec.</i>	<10	1.890 ± 297	1.040 ± 267

Methode: Holzproben wurden in Exsikkator ohne Luftzufuhr gegeben (statische Bedingungen), Essigsäuregehalt des Dampftraumes über der Holzprobe wurde nach Erreichen der Gleichgewichtskonzentration (7 Tage) mit einem Passivsammler erfasst und mittels Ionenchromatographie analysiert

Eine abschließende Einschätzung der einzelnen Holzarten bezüglich ihrer Essigsäureemissionen ist aufgrund der unzureichenden Datenlage kaum möglich. Mehrere, wenn auch bezüglich der Methodik recht unterschiedliche Studien (PACKMAN, 1960; ROFFAEL, 1989; RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998; ENGLUND, 2010; GIBSON & WATT, 2010) deuten allerdings darauf hin, dass von Eichenholz vergleichsweise viel Essigsäure emittiert wird. Flächenspezifische Emissionsraten von mehreren Hundert (ENGLUND, 2010) bis einigen Tausend $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998, Tabelle 13) wurden dabei festgestellt. OHLMEYER & STECKEL (2012) ermittelten zudem für Buchenholz recht hohe Emissionsraten mit bis zu $2.000 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 3 Tagen und bis zu $500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 28 Tagen Prüfdauer. Von AKRAMI (2014) untersuchtes Buchenholz emittierte im Vergleich dazu geringere Mengen Essigsäure (Tag 3 = $300 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) – die Emissionsraten waren allerdings deutlich höher als bei Pappelholz (Tag 3 = $80 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

Aldehyde

Einheimische Laubhölzer besitzen kein Harzkanalsystem, weisen aber eine vergleichbare Parenchymharzzusammensetzung wie Nadelhölzer auf, bestehend aus freien und veresterten Fettsäuren (Triglyceride), Sterolen und deren Estern sowie freien und estergebundenen Triterpen-

Alkoholen (EKMAN & HOLMBOM, 2000). Neben der Essigsäure sind bei Laubhölzern somit auch Aldehydemissionen zu erwarten, die sich infolge von Autoxidationsprozessen aus den Fettsäuren bilden (Kapitel 4.1.2). Die Fettsäuren befinden sich wie auch bei den Nadelhölzern im Parenchymgewebe des Splintes (insbesondere in den radialen Holzstrahlen), unterliegen im Kernholz allerdings einer Neuverteilung. Die qualitative Zusammensetzung der Fettsäuren unterscheidet sich nicht wesentlich von der der Nadelhölzer, bis auf das Fehlen von Pinolensäure und einer weiteren Säure (engl. *taxoleic acid*, 5,9-18:2²³). Es dominiert ebenfalls die Menge der ungesättigten Fettsäuren, die bevorzugt autoxydiert werden, gegenüber den gesättigten Fettsäuren. Häufig zählen dabei auch wieder die Öl-, Linol- und Linolensäure zu den wesentlichen Substanzen (EKMAN & HOLMBOM, 2000). Der Gehalt und die prozentuale Zusammensetzung der Fettsäuren sind allerdings holzartenspezifisch. Zu den fettreicheren Laubbäumen zählen insbesondere Birke und Pappel. Dementsprechend wurden auch nur bei diesen beiden Holzarten (im Vergleich zu den sonstigen in Tabelle 12 aufgelisteten Arten) nennenswerte Aldehydemissionen festgestellt. In Birkenholz (*Betula pendula*) kommt vor allem Linolsäure (ca. 60 %) vor, gefolgt von Palmitinsäure (16:0, ca. 10 %) und Ölsäure (ca. 8 %). Neben der Linolsäure (ca. 50 %) spielt bei Pappel (*Populus tremula*) noch die Linolensäure (ca. 40 %) eine größere Rolle (mehrere Quellen in EKMAN & HOLMBOM, 2000). Die bei Emissionsmessungen bestimmten Aldehyde setzen sich vorwiegend aus Hexanal und Pentanal zusammen, wobei ersterer in der Regel dominiert (LARSEN et al., 1998; RISHOLM-SUNDMAN et al., 1998; ENGLUND, 1999; HYTTINEN et al., 2010). Die Hexanalemissionen von Birken- und Pappelholz können mehrere Hundert $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ erreichen²⁴, bei den anderen Laubhölzern liegen sie hingegen in der Regel unter $100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Quellen siehe Tabelle 12). Neben Essigsäure und Aldehyden wurden weitere Substanzen (u. a. Alkohole, Alkane, Alkene sowie weitere Säuren) in einzelnen Studien (ENGLUND, 1999; HYTTINEN et al., 2010; OHLMEYER & STECKEL, 2012) detektiert, die allerdings aufgrund der geringen Konzentrationen keine große Rolle spielen.

4.5. Zusammenfassung

Im Vergleich zu anderen Holzeigenschaften ist die Datenlage zum Emissionsverhalten verschiedener Holzarten verhältnismäßig gering. Die Kiefer, die innerhalb der VOC-Thematik aufgrund von teilweise recht hohen Terpenemissionen in den Fokus geraten ist, wurde dabei noch am weitreichendsten untersucht. Ein Problem der bestehenden Daten ist, dass sie nur begrenzt vergleichbar sind. Einerseits hängt das Emissionsverhalten eines Materials von zahlreichen Faktoren ab, die im Material selbst und dessen Herstellungsbedingungen liegen. Bei Vollholz sind dies in erster Linie die chemische Zusammensetzung des Holzes (Hauptsubstanzen und Extraktstoffe) sowie die Trocknungs- und Lagerungsbedingungen. Andererseits wird die Höhe der VOC-Emissionsraten auch maßgeblich von der Emissionsprüfung beeinflusst, sodass identisches

²³ Aufbau der Fettsäuren: Stellung der Doppelbindungen - Anzahl der C-Atome : Anzahl der Doppelbindungen.

²⁴ Maximal ermittelte Werte: Birke = $660 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Tag 3) und $450 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Tag 28), Pappel = $220 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Tag 3) (ENGLUND, 1999; HYTTINEN et al., 2010).

Material nicht zwingend zu identischen Emissionsraten bei den einzelnen Forschungseinrichtungen führt. Im Gegensatz zu beispielsweise den Festigkeitseigenschaften von Holz stellen die flächenspezifischen Emissionsraten der einzelnen VOC keinen dauerhaft feststehenden Wert dar, sondern nur eine Momentaufnahme zu einem bestimmten Zeitpunkt (Abbildung 6). Der Startpunkt der Emissionsprüfung hat dementsprechend einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis.

flächenspezifische
Emissionsrate

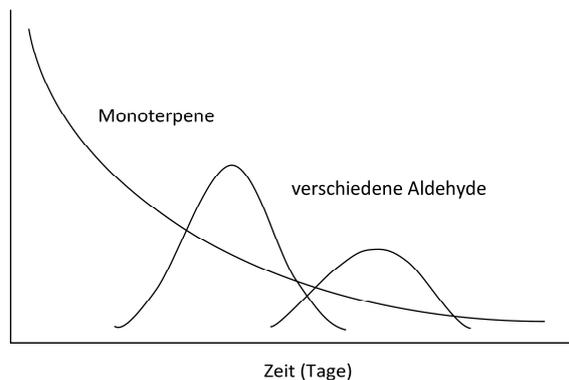


Abbildung 6: Unterschiedlicher Emissionsverlauf von Primäremissionen, z. B. Monoterpenen, und Sekundäremissionen, z. B. Aldehyden, die sich infolge von Autoxidationsprozessen aus den ungesättigten Fettsäuren bilden (verändert nach BACK et al., 2000)

Das gesamte Spektrum der VOC von Holz kann mehrere Dutzend Substanzen umfassen. Zu den wesentlichen Substanzklassen gehören Terpene, Aldehyde sowie organische Säuren. In Abgrenzung zum Laub- wird Nadelholz vor allem durch seine Terpenemissionen charakterisiert. Als besonders starker Terpenemittent, insbesondere von α -Pinen und 3-Caren, gilt die Kiefer, dabei vor allem das Kernholz. Alle weiteren einheimischen Nadelhölzer emittieren in der Regel wesentlich geringere Mengen an Terpenen. Ausnahmen bestätigen allerdings die Regel – durch bestimmte Ereignisse (mechanische Verletzungen, Sturm, Trockenheit, Insektenbefall etc.) während der Lebensphase der Bäume kann auch bei ihnen eine verstärkte Harzbildung initiiert werden und damit einhergehend während der Holznutzung zu erhöhten Terpenemissionen führen. Aufgrund der zum Teil hohen Terpenemissionen der Kiefer kann der TVOC bei ungelagertem, frisch angeschliffenem Kiefern Kernholz im unteren zweistelligen $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$ -Bereich liegen. Nach einem Monat kann mit einem TVOC im maximal einstelligen $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$ -Bereich gerechnet werden. Verallgemeinerungen in Form eines Durchschnittswertes bezüglich der Kiefernemissionen sind allerdings einerseits kaum zu treffen, weil dies die Datenlage und auch die große natürliche Bandbreite des Holzes nicht hergibt, und andererseits auch nicht zielführend. Das Gleiche gilt für die Enantiomerzusammensetzung der Terpene aus Kiefernholz. Während 3-Caren scheinbar nahezu ausschließlich in der (+)-Form vorliegt, treten bei α -Pinen verschiedene Mischungen aus (+)- und (-)-Enantiomer auf. Entsprechende Untersuchungen an Holzemissionen fehlen allerdings – die Zusammensetzung wurde bislang nur an Holzextraktstoffen bzw. Terpentinölen ermittelt. Die

Kenntnis über die Chiralität ist jedoch bezüglich der gesundheitlichen Bewertung von Kiefernholz insofern von großer Bedeutung, als das Enantiomere häufig unterschiedliche Wirkungen hervorrufen können.

Im Gegensatz zu den Terpenen sind Aldehyde kein Holzbestandteil, sondern sie bilden sich erst infolge von Autoxidationsprozessen aus den ungesättigten Fettsäuren – ein Prozess der aufgrund der Vielzahl an beteiligten Fettsäuren und stattfindenden Reaktionen recht komplex ist. Im Gegensatz zu den Terpenen, die als Primäremissionen bezeichnet werden, handelt es sich dabei somit um Sekundäremissionen. Da Fette und Fettsäuren bei allen einheimischen Hölzern vorliegen, kann mit Aldehydemissionen, wenn auch in sehr geringen Mengen, gerechnet werden. Vergleichsweise hohe Aldehydemissionen mit mehreren Hundert $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ sind nur bei fettreichen Holzarten (Kiefer, Birke und Pappel) zu erwarten und wenn die Autoxidation begünstigende Bedingungen (insbesondere hohe Temperaturen) vorherrschen. Die Stoffgruppe wird dabei vor allem von Hexanal dominiert, da dieser Aldehyd das Hauptabbauprodukt der Linolsäure ist, welche wiederum die am häufigsten vorzufindende ungesättigte Fettsäure in den entsprechenden Hölzern darstellt.

Eine weitere Substanz, die von allen Hölzern emittiert wird, ist die Essigsäure. In erster Linie erfolgt ihre Bildung durch hydrolytische Spaltung der Acetylgruppen von den Hemicellulosen, sodass sie ebenfalls zu den Sekundäremissionen gezählt wird. Die Essigsäurekonzentration der Luft ist mit der Standardmethode zur VOC-Bestimmung (DIN ISO 16000-6:2012) nur unzureichend quantifizierbar. Die Ergebnisse aus Studien, die ausschließlich nach dieser Methode gearbeitet haben, sind demnach für diese Substanz vermutlich nicht genügend aussagekräftig. Andere Studien liegen allerdings kaum vor. Eichen- und zum Teil auch Buchenholz scheint durch vergleichsweise hohe Essigsäureemissionen (Emissionsfaktoren bis zum unteren einstelligen $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ -Bereich möglich) aufzufallen. Eine abschließende Einschätzung auch zu weiteren Holzarten kann aber aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht gegeben werden. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die meisten Nadelhölzer im Vergleich zu Laubhölzern geringere Essigsäureemissionen vorweisen - Ausnahmen bestätigen sicherlich aber auch hier die Regel.

5. Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen

Holzwerkstoffe bestehen aus zerkleinerten und anschließend wieder zusammengefügt Holzelementen, wobei in der Regel Klebstoffe als Verbindungsmittel eingesetzt werden (NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012). Der Aufschlussgrad des Holzes reicht dabei je nach Holzwerkstoff von Fasern, Spänen, Furnieren bis Vollholz (Abbildung 7). Für Spanplatten sowie MDF werden hauptsächlich Aminoplaste (UF²⁵ und MUF²⁶) als Klebstoffe eingesetzt. In der europäischen OSB-Produktion wird hingegen in erster Linie polymeres Diphenylmethandiisocyanat (PMDI) verwendet. Phenol-Formaldehyd-Harze (PF) finden hauptsächlich Anwendung für Sperr- und Furnierschichtholz (MANTANIS et al., 2018). Zudem können den Werkstoffen Additive (z. B. Härter²⁷, Formaldehydfänger²⁸, Paraffine²⁹, Flammschutzmittel³⁰) zugegeben werden, die prozessbedingt oder aber zum Erreichen bestimmter Produkteigenschaften notwendig sind (NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012; MANTANIS et al., 2018).



Abbildung 7: Einteilung der Holzwerkstoffe (verändert nach NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012)

Die gesamte Produktionskapazität der deutschen Holzwerkstoffindustrie lag im Jahr 2015 bei 12,5 Mio. m³. Trotz der deutlichen Reduzierung der Spanplattenproduktion in den letzten 20 Jahren stellt diese Produktgruppe mit 5,7 Mio. m³ noch den mengenmäßig bedeutendsten Holzwerkstoff dar. Ein Strukturwandel hat sich vollzogen, der sich durch einen verstärkten Kapazitätsausbau bei OSB, MDF/HDF sowie LDF geäußert hat (Tabelle 17, DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017).

²⁵ Harnstoff-Formaldehyd-Harz

²⁶ Melamin-Harnstoff-Formaldehyd-Harz

²⁷ Beschleunigen die Polymerisationsreaktion des Klebstoffes.

²⁸ Reduzieren die Formaldehydemissionen durch Binden von freiem Formaldehyd.

²⁹ Dienen als Hydrophobierungsmittel.

³⁰ Verleihen dem Werkstoff feuerhemmende Eigenschaften.

Tabelle 17: Entwicklung der Produktionskapazität verschiedener Holzwerkstoffe in Deutschland (DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017)

Jahr	Spanplatte (Mio m ³)	OSB (Mio m ³)	MDF/HDF (Mio m ³)	LDF (Mio m ³)	Insgesamt (Mio m ³)
1999	9.735	0.000	3.190	0.250	13.175
2001	8.974	0.650	2.990	0.250	12.864
2003	8.758	1.105	3.550	0.250	13.663
2005	8.062	1.235	4.018	0.495	13.810
2010	7.519	1.207	4.432	1.054	14.213
2015	5.683	1.328	4.153	1.368	12.531

Zusammen mit Rumänien und Polen ist Deutschland der Hauptproduzent von OSB in Europa (MANTANIS et al., 2018). Die OSB-Produktion erfolgt hierzulande seit 2001 und weist aktuell drei Produktionsstandorte in Nordostdeutschland auf. 2015 betrug die Produktionskapazität rund 1,3 Mio. m³ mit einer Kapazitätsauslastung von 92 %. 1,6 Mio Fm Holz wurden dafür eingesetzt, wobei DÖRING, GLASENAPP & MANTAU (2017) davon ausgehen, dass es sich dabei um Nadelindustrieholz³¹ handelt. Im Gegensatz dazu finden bei Spanplatten in der Regel kostengünstigere Sortimente Verwendung (Sägenebenprodukte³², Altholz³³, sonstiges Industrierestholz³⁴, Rinde) – der Industrieholzanteil von Nadel- und Laubholz liegt in Summe nur bei etwa 25 %. Insbesondere die LDF-Produktionskapazitäten stiegen in den letzten Jahren stark an auf 1,4 Mio. m³, wobei 2015 jedoch nur eine Auslastung von 67 % zu verzeichnen war, sodass die Gesamtproduktion im Vergleich zu 2010 geringfügig gesunken ist. In erster Linie werden für diese Produktgruppe Sägenebenprodukte genutzt. Bei MDF/HDF spielte im Vergleich dazu Industrierestholz eine größere Rolle mit einem Anteil von 56 % (Abbildung 8, DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017).

³¹ Industrierestholz: Rohholz (Rundholz), das mechanisch, mechanisch-chemisch oder chemisch aufgeschlossen werden soll.

³² Restholz, das in Sägewerken bei der Verarbeitung von Rundholz zu Schnittholz oder bei der weiteren Bearbeitung des Schnittholzes anfällt (Sägespäne, Schwarten/Spreißel, Hackschnitzel, Hobelspäne etc.).

³³ Nach §2 der Altholzverordnung Industrierestholz und Gebrauchtholz, soweit diese als Abfall anfallen (diese Sortimente haben bereits mindestens eine Verwendung als Endprodukt durchlaufen).

³⁴ Restholz aus anderen Branchen der Holzbe- und -verarbeitenden Industrie bzw. des Handwerks.

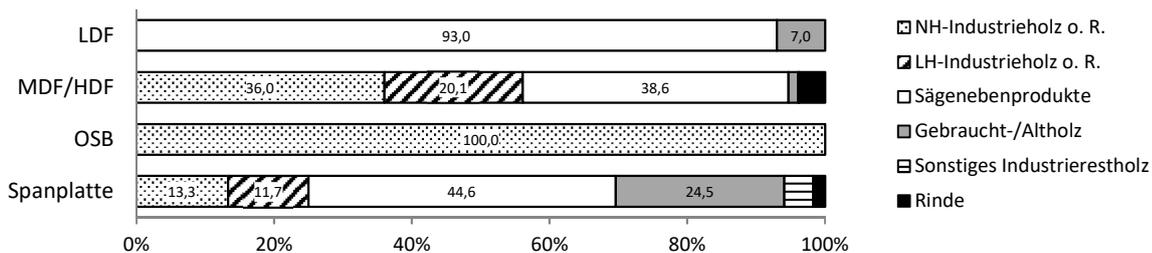


Abbildung 8: Holzverbrauch im Jahr 2015 nach Produktgruppe und Art des Rohstoffes (DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017)

Im Bauwesen entfallen 28 % der verwendeten Holzhalbwaren auf Holzwerkstoffe, wobei über die Hälfte Holzfaserdämmplatten ausmachen. OSB mit einem Anteil von 4 % wird vor allem im konstruktiven Bereich genutzt (in der Regel als Unterkonstruktion in Wänden und Fußböden), wird aber auch im optisch sichtbaren Bereich als Beplankung bzw. Bodenbelag eingesetzt. Spanplatten haben grundsätzlich ein vergleichbares Anwendungsspektrum, spielen aber im Bauwesen eine geringere Rolle als OSB – ihr hauptsächliches Einsatzgebiet liegt im Möbelbau. 6 % der im Baubereich verwendeten Holzhalbwaren entfallen auf MDF und HDF, die in erster Linie im Dachausbau sowie im Fußbodenbereich eingesetzt werden (Abbildung 9, MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013).

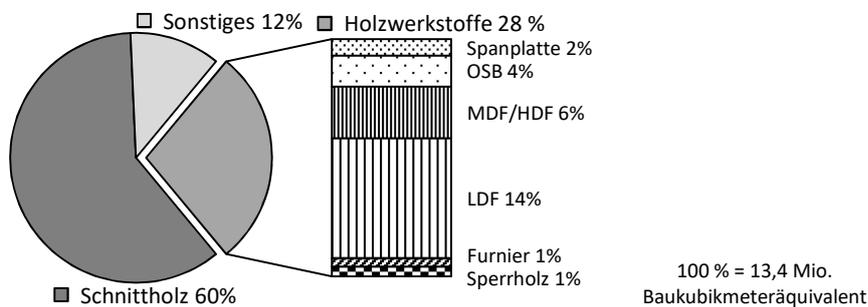


Abbildung 9: Verwendete Holzhalbwaren im Bauwesen 2012 (MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013)

In den folgenden Kapiteln wird das Emissionsverhalten von Furnier-, Span- sowie Faserwerkstoffen, den Holzwerkstoffen im engeren Sinne, dargestellt. Von Vollholzwerkstoffen, insbesondere wenn sie mechanisch miteinander verbunden sind (Nägeln, Dübeln, Schrauben etc.), sind grundsätzlich vergleichbare Emissionen wie von Vollholz zu erwarten. Die in der Holzwerkstoffindustrie verwendeten Klebstoffe (UF, MF, PF und PMDI) stellen in der Regel keine Quelle für VOC³⁵ dar. Die Emissionen sind auf das Holz und dessen Verarbeitung zurückzuführen (RISHOLM-SUNDMAN, 2002). Die einzelnen Prozessschritte vom Rohstoff zum Holzwerkstoff können anhand der in Abbildung 10 dargestellten Schemata nachvollzogen werden. Die Rohstoffzusammensetzung der einzelnen

³⁵ Formaldehyd ist gemäß der Definition der WHO (Kapitel 1) und DIN ISO 16000-6:2012 kein VOC sondern ein VVOC.

Holzwerkstoffe (Abbildung 8) liefert in Verbindung mit dem holzartenspezifischen Emissionsverhalten (Kapitel 4) erste Erkenntnisse, mit welchen Emissionen bei den einzelnen Holzwerkstoffen zu rechnen ist. Insbesondere der Holzaufschluss (in der Regel mechanisch, ggf. nach hydrothermischer Vorbehandlung des Rohstoffes) mit der damit einhergehenden Erhöhung der spezifischen Holzoberfläche sowie die Temperatureinwirkung bei der Holz Trocknung und dem Heißpressen stellen jedoch wesentliche Schritte dar, die das spätere Emissionsverhalten des Holzwerkstoffes beeinflussen können.

5.1. OSB (Oriented Strand Board)

OSB zählen zu den Spanwerkstoffen, die sich im Unterschied zu Spanplatten aus Strands (großflächige Holzspäne) zusammensetzen. Diese haben im Vergleich zu Spänen eine größere Spanlänge (75 - 150 mm), -breite (15 - 25 mm) und -dicke (0,3 - 0,7 mm). OSB sind gekennzeichnet durch eine orientierte Ausrichtung der Strands – in der Deckschicht parallel zur Produktionsrichtung, in der Mittelschicht im rechten Winkel zur Deckschicht oder aber zufällig verteilt (IRLE & BARBU, 2010). Im Vergleich zur Spanplatte werden bei OSB gleicher Dichte höhere Festigkeitswerte erzielt (NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012). In Europa hergestellte OSB bestehen hauptsächlich aus Nadelholz, zumeist Kiefer. In geringem Umfang werden vermutlich zudem Fichte, Douglasie und einige Laubholzarten eingesetzt. In Nordamerika werden hingegen vor allem Pappelholz (nördliche Produktionsstätten) sowie verschiedene Laub- und Nadelhölzer (südöstliche Produktionsstätten) verwendet (PICHELIN, 2002). Ein weiterer Unterschied besteht bei den Klebstoffen – die nordamerikanischen Produzenten setzen zum Großteil auf PF, wohingegen in Europa PMDI dominiert (MANTANIS et al., 2018). Häufig wurden dabei in der Vergangenheit auch Kombinationen mit PMDI in der Mittelschicht und MUPF in der Deckschicht eingesetzt (PICHELIN, 2002). Überwiegend werden in Europa OSB für tragende Zwecke zur Verwendung im Feuchtebereich (Typ OSB/3³⁶) hergestellt (MANTANIS et al., 2018).

³⁶ Gemäß DIN EN 300:2006 werden OSB in vier Qualitätsklassen entsprechend ihres Anwendungsgebietes eingeteilt.

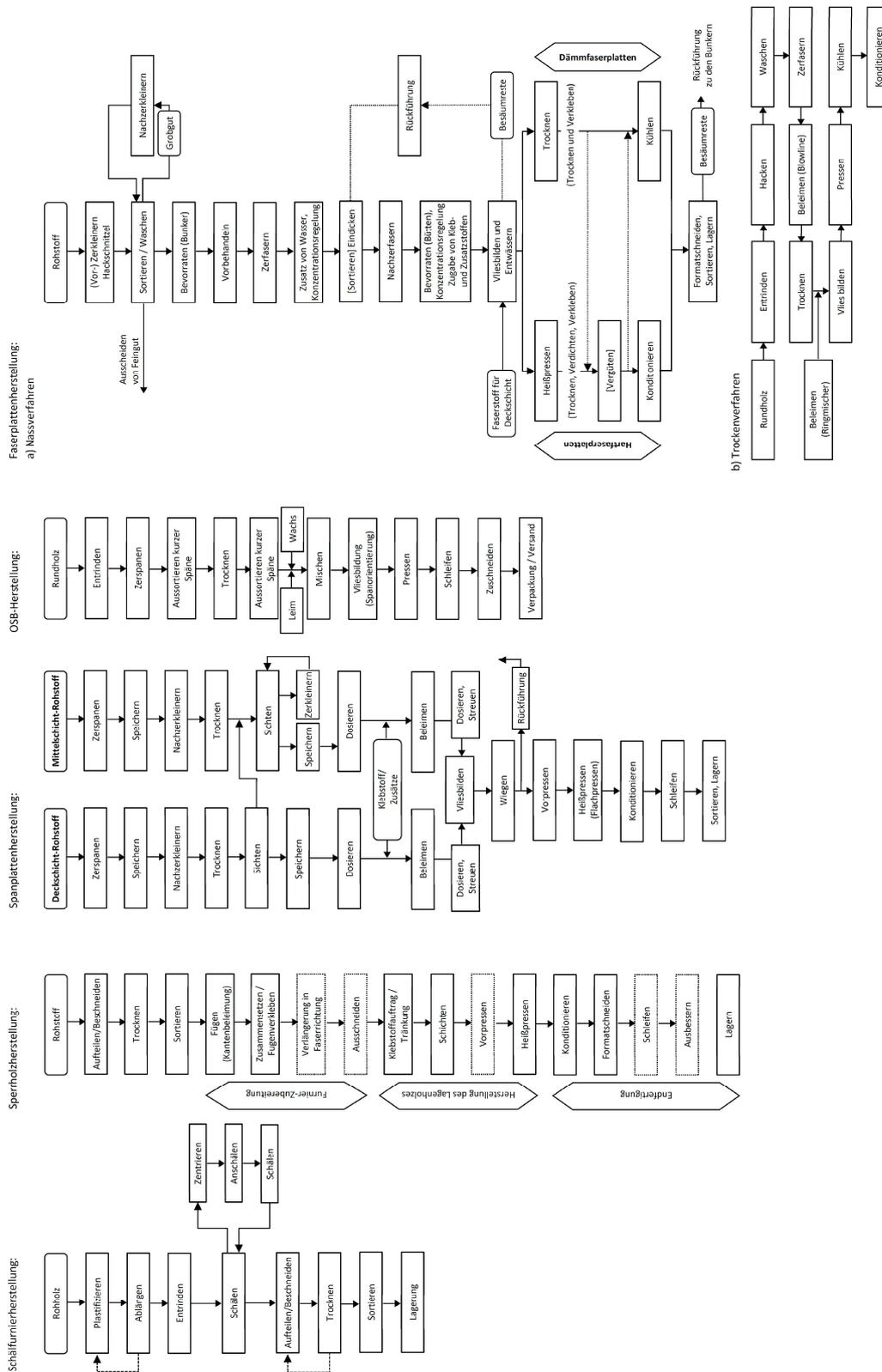


Abbildung 10: Technologischer Ablauf zur Herstellung von Sperrholz, Spanplatte, OSB und Faserplatten (NIEMZ & WAGENFÜR, 2012)

5.1.1. Emissionsverhalten

Direkt nach Herstellung der Emissionsprüfung zugeführte Kiefern-OSB emittieren relativ große Mengen an VOC aufgrund der vergleichsweise hohen Terpenemissionen der Kiefer. Verschiedene Faktoren, wie Plattendicke, Prozessparameter und Art der Lagerung, beeinflussen die Gesamtemissionen (Tabelle 18). Abgesehen davon wirkt sich auch die beträchtliche Bandbreite des Emissionsverhaltens der Kiefer auf die Emissionshöhe der OSB aus. Mit zunehmender Lagerungsdauer ist erwartungsgemäß ein deutliches Abklingen der Emissionsraten zu verzeichnen (Tabelle 18). Auch bei OSB zeigt sich, dass zumindest bei frischen Platten eine Messung von nur 28 Tagen nicht das Langzeitverhalten widerspiegelt, da auch über diesen Zeitraum hinaus eine weitere, deutliche Reduktion der Emissionen festgestellt wurde (HORN et al., 2007; MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a; DÄUMLING et al., 2009; OHLMEYER & STECKEL, 2012; WILKE et al., 2012). MAKOWSKI (2007) sowie WILKE et al. (2012) ermittelten beispielsweise anhand frischer bzw. zeitnah hergestellter Platten, dass sich die Gesamtemissionen nach rund acht Wochen auf ein Drittel des 28-Tages-Wertes verringern. Der in Tabelle 18 angegebene TVOC-Bereich in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer bringt diesen Sachverhalt zum Ausdruck. In der Regel werden OSB nach dem Pressvorgang konfektioniert, abgekühlt und in Stapeln gelagert (OHLMEYER et al., 2008b). Dementsprechend weisen im Handel erworbene OSB³⁷, denen eine gewisse Lagerungsdauer nach der Produktion unterstellt werden kann, im Vergleich zu frisch hergestellten Platten ein geringeres Emissionsniveau auf, wobei sich der Unterschied vor allem während der ersten Tage der Emissionsmessung äußert (Tabelle 19).

Tabelle 18: TVOC von OSB aus Kiefernholz sortiert nach Lagerungsdauer (in Tagen) ab Herstellungszeitpunkt

Lagerdauer	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Einflussfaktoren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten			
1	11.172 – 7.420	1328 – 933	Prüfkammer	Presszeitfaktor (1. Wert: 8 s/mm, 2. Wert: 12 s/mm), TT: 120 °C	(1)
	9.825 – 8.401	1.596 – 1.368	Prüfkammer	Presszeitfaktor (1. Wert: 8 s/mm, 2. Wert: 12 s/mm), TT: 170 °C	(1)
	7.290 – 6.649	1.458 – 1.405	Prüfkammer	Prüfkammergröße (1. Wert: 0,023 m ³ Exsikkator, 2. Wert: 1 m ³ -Kammer)	(1)
	6.888 – 2.959	1.236 – 603	Prüfkammer	PT (1. Wert: 180 °C, 2. Wert: 260 °C)	(1)
	6.630	1.935	Prüfkammer		(1)
	6.363 – 3.795	1.144 – 854	Prüfkammer	Plattendicke (1. Wert: 26 mm, 2. Wert: 16 mm)	(2)
3	4.870 – 3.198	985 – 697	Prüfkammer	Partikelgröße in Deckschicht (1. Wert: Strands, 2. Wert: Späne)	(1)
3	10.692	1.350	Prüfkammer	Lagerung im Stapel	(1)
5	6.631 – 2.513	2.155 – 861	Prüfkammer	Kiefer aus unterem (1. Wert) bzw. oberem SA (2. Wert), TT: 400 °C	(3)
	3.596 – 2.210	1.423 – 962	Prüfkammer	Kiefer aus unterem (1. Wert) bzw. oberem SA (2. Wert), TT: 250 °C	(3)

³⁷ Bei Untersuchungen des Emissionsverhaltens von aus dem Handel erworbenen OSB (Tabelle 19) wird angenommen, dass es sich, sofern es europäische Studien sind, ebenfalls um OSB aus Kiefernholz handelt.

Lagerdauer	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Einflussfaktoren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten			
7	5.456	871	Prüfkammer		(3)
19	4.767 – 3.896	k. A. – 1.189	Prüfkammer	TT (1. Wert: 250 °C, 2. Wert: 400 °C), PT: 190 °C	(3)
	3.250 – 2.525	925 – 921	Prüfkammer	TT (1. Wert: 400 °C, 2. Wert: 250 °C), PT: 250 °C	(3)
68	742 – 633	525 – 502	Prüfkammer	Kiefer aus unterem (1. Wert) bzw. oberem SA (2. Wert), TT: 250 °C	(3)
	668 – 407	527 – 364	Prüfkammer	Kiefer aus unterem (1. Wert) bzw. oberem SA (2. Wert), TT: 400 °C	(3)
180	2.595	819	Prüfkammer	Lagerung im Stapel	(1)
309	83	30	Prüfkammer		(3)

Tabelle 19: TVOC von OSB aus dem Handel

Lagerdauer	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		Prüfverfahren	Quelle
	Kurzzeitverhalten	Langzeitverhalten		
unbekannt	2.741	877	Prüfkammer	(3)
	2.424	934	Prüfkammer	(3)
	2.200	500	Prüfkammer	(4)
	2.100	400	Prüfkammer	(4)
	1.900	550	Prüfkammer	(5)
	1.820 – 1.515 ^a	497 – 507 ^a	Prüfkammer	(3)
	1.558	544	Prüfkammer	(3)
	1.480	430	Prüfkammer	(5)
	1.476	921	Prüfkammer	(3)
	1.400	480	Prüfkammer	(5)
	1.400	300	Prüfkammer	(5)
	1.252	680	Prüfkammer	(5)
	1.250	500	Prüfzelle	(6)
	990	180	Prüfzelle	(7)
	982	493	Prüfkammer	(3)
	900	400	Prüfkammer	(5)
	450	170	Prüfkammer	(5)
	214 ^b	83 ^b	Prüfkammer	(3)
	184	144	Prüfkammer	(3)

TT = Trocknungstemperatur der Strands
 PT = Presstemperatur
 SA = Stammabschnitt

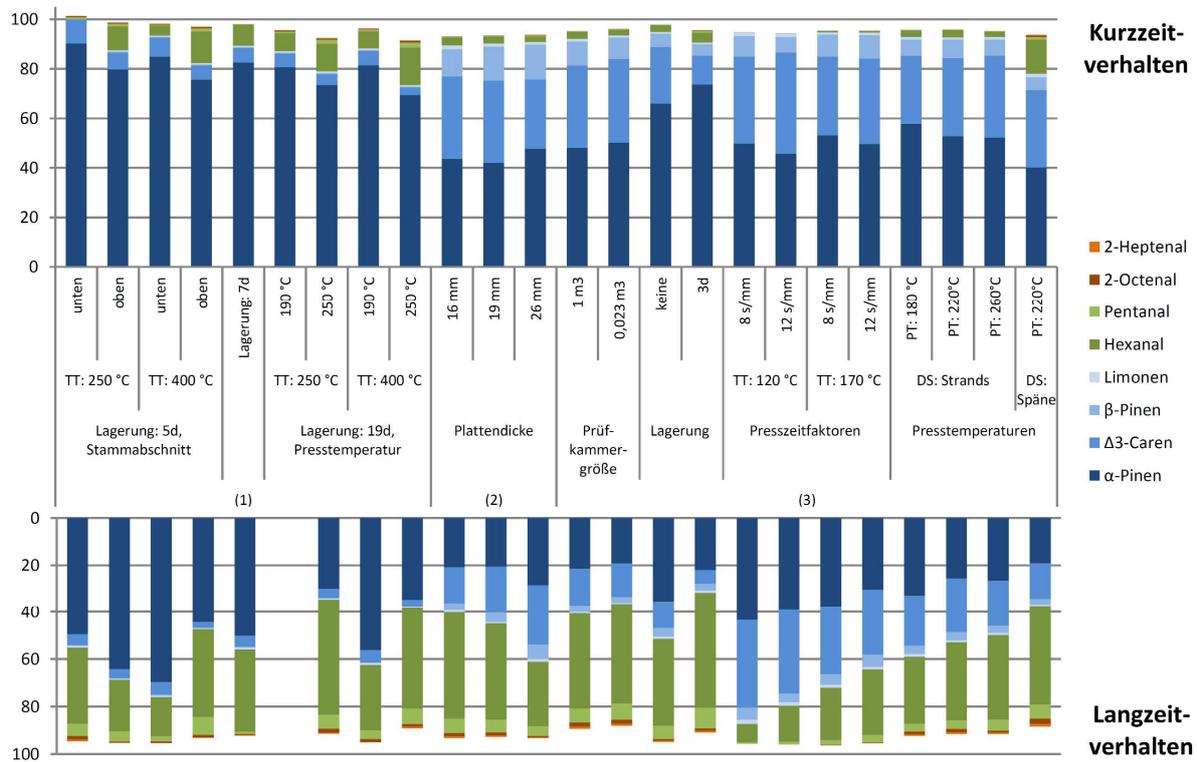
- (1) MAKOWSKI, 2007
- (2) OHLMEYER et al., 2008a
- (3) WILKE et al., 2012
- (4) OHLMEYER & STECKEL, 2012
- (5) HORN et al., 2007

^a geschliffene (1. Wert) bzw. ungeschliffene OSB (2. Wert)
^b 12 Monate gelagert nach Erwerb

Die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Emissionen ist eine Folge des Emissionsverhaltens des verwendeten Rohstoffs, in dem Fall Kiefer (Kapitel 4.1) sowie der

Beeinflussung dessen infolge der einzelnen Herstellungsschritte zum Holzwerkstoff (Abbildung 10). Die Emissionen von OSB setzen sich folglich hauptsächlich aus Terpenen, insbesondere α -Pinen und 3-Caren, und Aldehyden, insbesondere Hexanal, zusammen (Abbildung 11, Abbildung 12). Die wesentlichen Unterschiede im Vergleich zum Vollholz stellen die erhöhten (un)gesättigten Aldehydemissionen sowie die verringerten Terpenemissionen dar. Beides hängt gemäß MAKOWSKI (2007) mit der im Vergleich zu Vollholz höheren spezifischen Oberfläche der Partikel sowie den verstärkten Temperatureinwirkungen während der Trocknung der Strands und dem Heißpressvorgang zusammen. Nach der Holzspannung werden die Strands auf eine Holzfeuchte von etwa 2 % getrocknet bei Temperaturen von 100 °C (Trocknerausgang) bis zu 250 °C (Trocknereingang). Zudem wirkt beim Pressen der gestreuten Matte zur fertigen, verdichteten Platte eine Temperatur von um die 250 °C auf die Deckschicht ein (OHLMEYER et al., 2008b). Ein Teil der Terpene entweicht demnach bereits während der OSB-Herstellung. Allerdings bieten die Strands auch eine größere Angriffsfläche für die Parameter, die die Autoxidation der Fettsäuren begünstigen, sodass im Zusammenspiel mit den hohen Temperaturen ein vermehrter Fettsäureabbau initiiert wird. Im Gegensatz zu den Terpenemissionen, die vergleichsweise schnell abklingen, steigen die Aldehydemissionen bei frisch hergestellten Platten zunächst an und sinken ab einem gewissen Zeitpunkt wieder ab (MAKOWSKI, 2007). Dieser Verlauf ist die Folge der Radikalkettenreaktion, die autokatalytisch abläuft. Die aus den Fettsäuren gebildeten Hydroperoxide zerfallen in Radikale, sodass die weitere Hydroperoxidbildung gefördert wird. Die Hydroperoxidkonzentration steigt folglich rasch an, erreicht ein Maximum und nimmt anschließend wieder langsam ab infolge ihres Abbaus zu stabilen Endprodukten, insbesondere Aldehyden (NAWAR, 1984; GROSCH, 1987). Gemäß den Untersuchungen von MAKOWSKI (2007) und OHLMEYER et al. (2008a, b) wird der Aldehydpeak bei OSB in den ersten Wochen nach der Herstellung erreicht. Da die in der Kiefer vorliegenden Fettsäuren verschiedene Oxidationsraten und Abbauprodukte vorweisen (Kapitel 4.1.2), unterscheidet sich das zeitliche Auftreten des Emissionsmaximums sowie dessen Höhe bei den einzelnen Aldehyden (Abbildung 6). Bei frischen Kiefern-OSB ist folglich innerhalb der ersten vier Wochen ein Wechsel von Terpen-dominierten Emissionen (Aldehydanteil nur wenige Prozent) hin zu Emissionen mit höherem Aldehydanteil (um die 40 %) zu verzeichnen (MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a, b; WILKE et al., 2012; Abbildung 11).

In anderen Studien (LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000; HORN et al., 2007; DÄUMLING et al., 2009; OHLMEYER & STECKEL, 2012) wurden über den gesamten Verlauf der Emissionsmessung abnehmende Aldehydemissionen ermittelt. Diese Platten hatten folglich bereits vor Beginn der Emissionsmessung ihren Aldehydpeak durchlaufen. Dies deutet darauf hin, dass die Plattenherstellung und die Emissionsmessung zeitlich mehrere Wochen bzw. Monate auseinander lagen. In diesem Fall setzen sich die Emissionen der Platten schon während des Kurzzeitverhaltens aus höheren Aldehyd- und Säureanteilen zusammen (Abbildung 12).

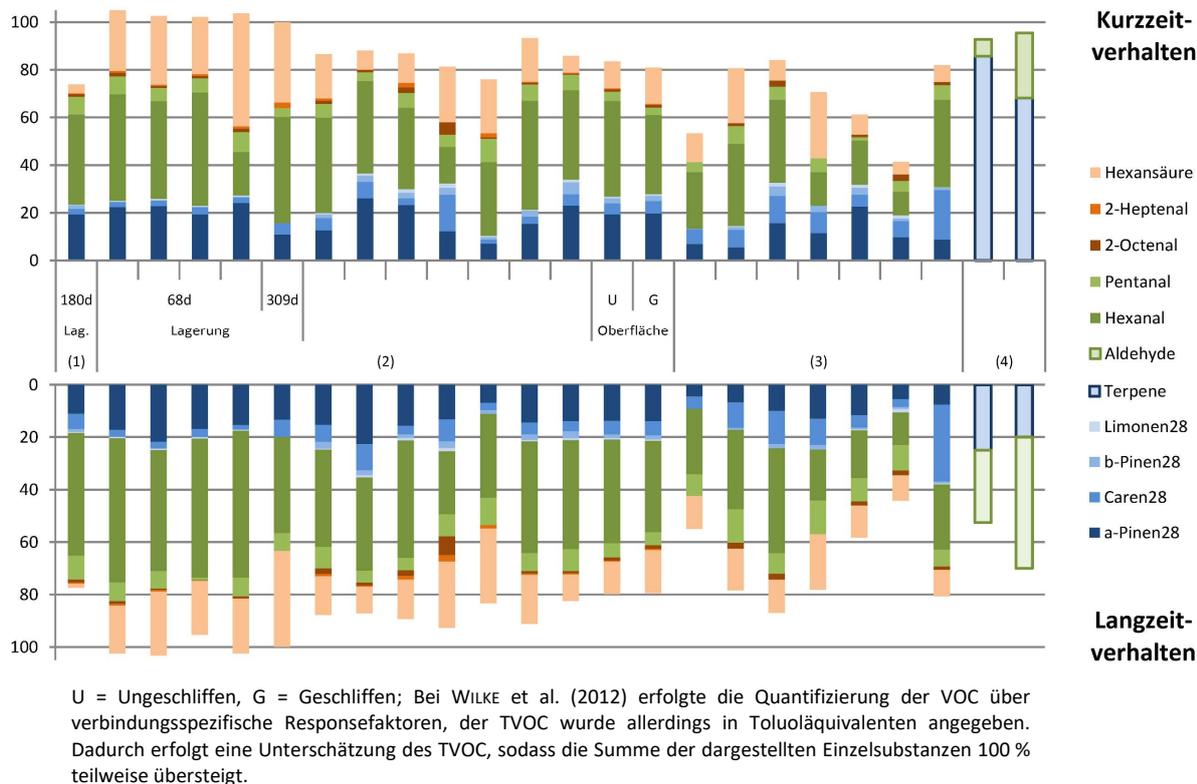


TT = Trocknungstemperatur der Strands, PT = Presstemperatur, DS = Deckschicht; Bei WILKE et al. (2012) erfolgte die Quantifizierung der VOC über verbindungsspezifische Responsefaktoren, der TVOC wurde allerdings in Toluoläquivalenten angegeben. Dadurch erfolgt eine Unterschätzung des TVOC, sodass die Summe der dargestellten Einzelsubstanzen 100 % teilweise übersteigt.

(1) WILKE et al., 2012 (2) OHLMEYER et al., 2008a (3) MAKOWSKI, 2007

Abbildung 11: Zusammensetzung (%) der Emissionen von frisch hergestellten OSB

Die dominierenden Terpene sind α -Pinen und 3-Caren. Die bei Kiefernholz festgestellte große Bandbreite des relativen Verhältnisses der beiden Monoterpene zueinander spiegelt sich auch in den Emissionen der OSB wider. So weisen die von WILKE et al. (2012) und MAKOWSKI (2007) hergestellten OSB eine deutlich voneinander abweichende α -Pinen/3-Caren-Zusammensetzung auf (Abbildung 11). Zusammen mit den in Abbildung 12 dargestellten Daten kann jedoch davon ausgegangen werden, dass zumeist mehr α -Pinen emittiert wird. Die flächenspezifischen Emissionsraten liegen nach 28 Tagen auch bei frisch hergestellten Platten für 3-Caren unter $500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Für α -Pinen wurden vereinzelt darüberliegende Werte ermittelt: bei frischen (Makowski 2007) bzw. nur wenige Tage bzw. Wochen gelagerten Platten (WILKE et al., 2012) maximal $1.500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$.



(1) MAKOWSKI, 2007 (2) WILKE et al., 2012 (3) HORN et al., 2007 (4) OHLMEYER & STECKEL, 2012

Abbildung 12: Zusammensetzung (%) der Emissionen von mindestens 2 Monate gelagerten oder aus dem Handel erworbenen OSB

Die gesättigten Aldehyde werden hauptsächlich durch Hexanal charakterisiert – gefolgt von Pentanal, dessen Emissionsrate etwa einem Achtel der des Hexanals entspricht. In der Regel emittieren die Platten nach 28 Tagen weniger als $500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ – nur bei frischen Kiefern-OSB wurden vereinzelt bis zu $700 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (MAKOWSKI, 2007) festgestellt. Weitere Aldehyde (Butanal, Heptanal, Octanal, Nonanal, Benzaldehyd) wurden in den einzelnen Studien detektiert mit allerdings sehr geringen Emissionsraten (HORN et al., 2007; MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a, b; WILKE et al., 2012). Im Gegensatz zu Kiefernvollholz emittieren OSB auch ungesättigte Aldehyde, in erster Linie 2-Octenal und 2-Heptenal (HORN et al., 2007; MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a, b; WILKE et al., 2012). Diese sind von besonderer Bedeutung, da sie mit einem sehr geringen EU-LCI-Wert (engl. *lowest concentration of interest*) belegt sind (Tabelle 2, Kapitel 3). Die flächenspezifischen Emissionsraten für 2-Octenal reichen von 0 bis $25 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 28 Tagen (HORN et al., 2007; MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a, b; WILKE et al., 2012), wobei die höheren Werte insbesondere bei den wenige Tage gelagerten Platten erzielt wurden. 2-Heptenal wird in der Regel in geringeren Mengen als 2-Octenal emittiert. Je nachdem, zu welchem Zeitpunkt die Emissionsmessung der OSB erfolgt, sind die ermittelten Emissionsraten der einzelnen Aldehyde Teil einer ansteigenden, maximalen oder abnehmenden Emissionskurve (Abbildung 6). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die jeweiligen Aldehyde zu verschiedenen Zeitpunkten ihre maximale

Emissionsrate ausbilden, was mit den unterschiedlichen Oxidationsraten und Abbauprodukten der einzelnen Fettsäuren des Holzes zusammenhängt (BACK et al., 2000). Grundsätzlich muss hierbei beachtet werden, dass die geringen Luftkonzentrationen dieser Substanzen häufig nahe der Quantifizierungsgrenze gemessen werden. Für einige OSB-Proben listeten HORN et al. (2007) die 2-Octenal-Emissionsraten sowohl ermittelt nach DIN ISO 16000-6:2012 (Tenax/TD-GC-MS) als auch nach DIN ISO 16000-3:2013 (DNPH/HPLC) auf – zwischen beiden analytischen Methoden zeigten sich zum Teil erhebliche Abweichungen.

Abgesehen von Terpenen und Aldehyden werden von Kiefern-OSB eine Reihe weiterer Substanzen emittiert. Bezüglich der Quantität spielen dabei die organischen Säuren die größte Rolle, wobei in dem Zusammenhang noch einmal auf ihre unzureichende Analyse mit der Standardmethode der VOC-Bestimmung (Tenax/TD-GC-MS gemäß DIN ISO 16000-6:2012) hingewiesen werden muss (Kapitel 3.1.3 und 4.4.2). Detektiert wurde im Wesentlichen Hexansäure, gefolgt von Essigsäure (RISHOLM-SUNDMAN, 2002; HORN et al., 2007; MAKOWSKI, 2007; OHLMEYER et al., 2008a, b; DÄUMLING et al., 2009; OHLMEYER & STECKEL, 2012; WILKE et al., 2012). Die maximal bestimmten Hexansäureemissionen belaufen sich auf $440 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 3 Tagen bzw. $170 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nach 28 Tagen bei einer von WILKE et al. (2012) erworbenen OSB. In der Regel sind die flächenspezifischen Emissionsfaktoren aber deutlich geringer. Essigsäureemissionen wurden nur vereinzelt in den Studien angegeben – maximal wurden dabei $200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ am 3. bzw. $70 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ am 28. Messtag bei einer von HORN et al. (2007) untersuchten, erworbenen OSB ermittelt. HORN et al. (2007) detektierten zudem bei einigen OSB Pentan-, Heptan-, Octan- und Nonansäure. Während die Essigsäure vermutlich aus der hydrolytischen Abspaltung der Acetylgruppen der Hemicellulosen gebildet wird (Kapitel 4.4.2), stellen die weiteren genannten Säuren wahrscheinlich Oxidationsprodukte der Aldehyde dar (MAKOWSKI 2007).

5.1.2. Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten

Technologische Anpassungen von Holzwerkstoffen zur Reduzierung der Formaldehydemissionen waren in der Vergangenheit notwendig, um die geforderten Formaldehydgrenzwerte einzuhalten. Dies erforderte in erster Linie, die Zusammensetzung der Bindemittel und Additive den Anforderungen entsprechend zu modifizieren. Der Anlass für technologische Weiterentwicklungen am Produkt selbst oder am Herstellungsprozess kann zudem sein, die Produktionskosten zu senken oder neue Produkte mit einer höheren Wertschöpfung zu schaffen (MANTANIS et al., 2018). Verschiedene Patentanmeldungen von Holzwerkstoffherstellern sowie Forschungseinrichtungen beschäftigten sich in den letzten Jahren mit der VOC-Emissionsreduzierung von OSB. Dies ist als Reaktion darauf zu werten, dass das Emissionsverhalten von Bauprodukten zunehmend in den Fokus getreten ist. Die wesentlichen Möglichkeiten zur Reduzierung der VOC-Emissionen von OSB liegen nach SALTHAMMER et al. (2003) in der Holzartenwahl, der Vorbehandlung der Rohstoffe, der Anpassung der Prozessbedingungen (Trocknung/Heißpressen), dem Abschleifen der Platten sowie der Verlängerung der Lagerungsdauer zwischen Produktion und Verwendung.

Holzart

Ein Ansatzpunkt zur Emissionsreduzierung von Kiefern-OSB ist die vollständige oder teilweise Substitution des verwendeten Rohstoffs durch extraktstoffärmere Holzarten. Ein entsprechendes Patent (WO 2005042218A1) zur Verwendung von verschiedenen Laubhölzern in Deck- und/oder Mittelschicht wurde von der Firma Fritz Egger GmbH & Co 2005 veröffentlicht. Untersuchungen von OHLMEYER et al. (2008b) zeigen, dass OSB aus Laubholz sehr geringe Gesamtemissionen aufweisen mit maximal $310 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (1-Tages-Wert) bzw. $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (28-Tages-Wert), wobei es sich im Wesentlichen um Essigsäureemissionen handelt (Anteil am TVOC > 74 %). Auch AKRAMI (2014) ermittelte für OSB aus Pappel- sowie Buchenholz geringe VOC-Emissionsraten, die sich zum Großteil aus Essigsäure zusammensetzen. Da Laubhölzer in der Regel mehr Essigsäure emittieren als Nadelhölzer (Kapitel 4.2.2), ist dieses Verhalten grundsätzlich auch bei den daraus hergestellten OSB zu erwarten. Auch OSB aus harzärmeren bzw. harzfreien Nadelholzarten wie Fichte, Lärche, Douglasie bzw. Tanne führen zu einer deutlichen Reduktion der VOC-Emissionen aus OSB (Tabelle 20). Aldehydemissionen traten dabei nur bei der Fichten-OSB auf, allerdings mit sehr geringen Emissionsraten (28-Tages-Wert < $10 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (OHLMEYER et al., 2008b).

Tabelle 20: Flächenspezifische Emissionsraten (TVOC, Essigsäure und Terpene) von OSB aus Laub- und Nadelholz (verändert nach OHLMEYER et al., 2008b)

	TVOC	Essigsäure	Terpene	TVOC	Essigsäure	Terpene
	1-Tages-Wert ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)			28-Tages-Wert ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)		
Buche	307	294	0	47	42	0
Birke	177	152		42	31	
Ahorn	228	209		38	36	
Pappel	295	263		35	28	
Fichte^a	< 330	< 40	280	< 70	< 50	< 30
Lärche^a			250			
Douglasie^a			230			
Tanne^a	30	30	0	40	40	0

^a geschätzte Emissionsraten anhand mehrerer Diagramme

Neben einer vollständigen ist auch eine partielle Substitution der Kiefernstrands möglich, indem beispielsweise nur für die Deckschichten der OSB geringer emittierende Holzarten verwendet werden. Bei einer derartigen OSB mit Buche in der Deckschicht und Kiefer in der Mittelschicht ergab sich allerdings eine vergleichbare Emissionszusammensetzung wie bei einer reinen Kiefern-OSB³⁸, bestehend aus hauptsächlich Terpenen und Aldehyden (OHLMEYER et al., 2008b).

³⁸ Bei den verwendeten Kiefernstrands für die dreischichtige OSB handelte es sich nicht um frisch zerspanntes und getrocknetes Material, sondern um einige Wochen alte Strands. Eine reine Kiefern-OSB wurde mit diesen Strands allerdings nicht hergestellt, sodass ein direkter Vergleich ausbleibt. Die absolute Emissionshöhe der dreischichtigen OSB im Vergleich zu einer reinen Kiefern-OSB kann folglich nicht beurteilt werden.

Dementsprechend ist die Buchen-Deckschicht durchlässig für diese VOC, die von der Mittelschicht an die Plattenoberfläche diffundieren. Gemäß OHLMEYER et al. (2008b) wird dieser Prozess vermutlich durch das Konzentrations-³⁹ sowie Temperaturgefälle⁴⁰ innerhalb der Platte begünstigt. Jedoch hat eine Erhöhung des Deckschichtanteils (DS) aus Buche zumindest anfänglich geringere Terpenemissionen (2-Tages-Wert; DS = 30 %: $2.100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, DS = 50 %: $1.500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) zur Folge. Nach zwei Wochen bestehen allerdings keine wesentlichen Unterschiede mehr zwischen beiden Varianten, nach 28 Tagen liegen die Terpenemissionen unter $200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Infolge der Erhöhung des Buchenanteils verringern sich zudem die Aldehydemissionen – anders als bei den Terpenen gleichen sich dabei auch nach zwei Monaten die Emissionsraten nicht an. Die maximalen Aldehydemissionen wurden nach 14 Tagen Prüfdauer ermittelt mit $110 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (DS = 30 %) und $80 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (DS = 50 %) (OHLMEYER et al., 2008b). Eine Reduzierung der Gesamtemissionen mit zunehmendem Deckschichtanteil aus Buche hat auch THOLE (2009) festgestellt. Er untersuchte zudem OSB, die in der Mittelschicht ausschließlich aus Kiefernstrands und in der Deckschicht aus einer Mischung aus Kiefern- und Buchenstrands bestanden. Wie zu erwarten, steigen dabei die Gesamtemissionen der Platten mit zunehmendem Kiefernstrandanteil in der Deckschicht.

Die Terpenemissionen von Kiefern-OSB können reduziert werden, indem gezielt Kiefernholz verwendet wird, das einen geringen Harzanteil aufweist (z. B. höherer Splintholzanteil) oder aber indem die Strands vor dem Verpressen länger gelagert werden (SCHNEIDER & DIX, 2006). WILKE et al. (2012) wiesen zudem nach, dass OSB weniger Terpene emittieren, wenn dafür Kiefernholz aus dem oberen statt dem unteren Stammabschnitt verwendet wird. Die Aldehydemissionen unterschieden sich dadurch allerdings nicht wesentlich. Dies verdeutlicht noch einmal die großen Schwankungen des Harzanteils sogar innerhalb eines Baumstammes, wohingegen der Fettsäureanteil weitestgehend gleichmäßig verteilt ist. WILKE et al. (2012) merken zudem an, dass ein derartiges Vorsortieren des Kiefernrohstoffs in der industriellen Praxis kaum umsetzbar ist.

Auch die Struktur der Deckschichtstrands übt gemäß MAKOWSKI (2007) einen Einfluss auf das Emissionsverhalten der OSB aus. Bei den Kiefern-OSB mit Spänen in den Deckschichten stellte er deutlich erhöhte Aldehydemissionen in den ersten beiden Messwochen sowie verringerte Terpenemissionen fest. Dies wird mit der größeren spezifischen Holzoberfläche begründet, sodass die Terpene schneller entweichen können und die Fettsäuren allerdings für Autoxidationsprozesse verfügbarer sind, was zu einer verstärkten Aldehydbildung führt.

Plattendicke

Emissionsraten beschreiben die Masse der flüchtigen organischen Verbindungen, die von einem Produkt je Zeitdauer zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Beginn der Emissionsprüfung emittiert werden (DIN EN ISO 16000-9:2008). Da Bauprodukte, insbesondere Plattenwerkstoffe, in der Regel

³⁹ Terpenreiche Mittelschicht aus Kiefernholz, terpenfreie Deckschichten aus Buchenholz.

⁴⁰ Nach dem Heißpressvorgang schnelleres Abkühlen der Deck- als der Mittelschicht.

über ihre Oberfläche exponiert werden, erfolgt die Angabe in Bezug auf die Materialoberfläche⁴¹ (Einheit: $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$). OHLMEYER et al. (2008a) haben unterschiedlich dicke Kiefern-OSB (Plattendicke: 16, 19 und 26 mm) bezüglich ihres Emissionsverhaltens untersucht. Mit zunehmender Plattendicke haben sie eine Erhöhung der flächenspezifischen Terpenemissionsraten beobachtet. Infolge der größeren Holzmasse bei dickeren Platten liegen auch mehr Terpene vor, die durch Diffusionsprozesse aus dem Platteninneren nach außen gelangen können. Dies wird begünstigt durch die poröse und kapillare Struktur des Holzes und insbesondere der Holzwerkstoffe. Die Emissionsraten der Aldehyde verringerten sich im Gegensatz dazu mit zunehmender Plattendicke. Die Ursache dafür liegt vermutlich in der längeren Presszeit der dickeren Platte (Presszeitfaktor aller Platten: 12 s mm^{-1}) in Kombination mit Heizplattentemperaturen von über $200 \text{ }^\circ\text{C}$. Dabei findet womöglich eine Polymerisation der Fettsäuren statt, sodass sie weniger leicht autoxidativ spaltbar sind. Abgesehen davon ist die Sauerstoffverfügbarkeit an der Plattenoberfläche größer, sodass die Autoxidation vermutlich eher ein oberflächennaher Prozess ist, der weniger durch die Plattendicke beeinflusst wird (OHLMEYER et al., 2008a).

Rohstoffmodifizierung sowie Zugabe von Additiven

Verschiedene Patente (WO 2006032267 A1, WO 2009156258 A1, WO 2006039914 A1, DE 102007055415 A1, DE 102008020642 A1) wurden eingereicht, die eine VOC-Reduzierung mittels Zugabe von Additiven zu den Holzstrands beschreiben. Die Verfahren zielen darauf ab, den Autoxidationsprozess der Fettsäuren mit Hilfe von Antioxidantien, alkalischen Verbindungen, Oxidations- oder Reduktionsmitteln zu beeinflussen. Ein Wirkmechanismus ist dabei, die Spaltung der Fettsäuren zu unterbinden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die ungesättigten Fettsäuren bereits während des Herstellungsprozesses abzubauen und die daraus gebildeten Aldehyde zu beseitigen oder aber die Aldehyde in weniger toxische bzw. nicht toxische Verbindungen umzuwandeln. ROFFAEL, SCHNEIDER & DIX (2015) untersuchten beispielsweise, welchen Einfluss eine Behandlung von Kiefernstrands mit einem Oxidations- (Wasserstoffperoxid) bzw. Reduktionsmittel (Natriumsulfit) auf das Emissionsverhalten der Strands ausübt. Wie zu erwarten, führt das Oxidationsmittel zu einer deutlichen Erhöhung der Aldehydemissionen. Das Reduktionsmittel hatte keinen erkennbaren Effekt auf die Aldehydemissionen der Strands, allerdings wurden die Strands auch bei Raumtemperatur getrocknet, sodass die für die Autoxidation notwendige Energiezufuhr fehlte. SCHNEIDER & DIX (2006) zeigten, dass eine Behandlung von Strands mit Natriumhydroxid zu einer Minderung ihrer Terpen- und einer Erhöhung ihrer Aldehydemissionen führt. Eine OSB, die aus mit Natriumhydroxid behandelten Kiefernindustrieholzstrands bestand, wies hingegen sowohl geringere Terpen- als auch Aldehydemissionen auf. WILKE et al. (2012) versuchten die Aldehydemissionen von Kiefern-OSB zu reduzieren, indem sie bei der Herstellung Antioxidantien bzw. Konservierungsstoffe beimischten, die den Prozess der Autoxidation verhindern oder zumindest verlangsamen sollten. Die

⁴¹ Für andere Produkte können beispielsweise massenspezifische ($\mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$), volumenspezifische ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) oder stückspezifische Emissionsraten ($\mu\text{g Stück}^{-1} \text{h}^{-1}$) geeigneter sein, um das Emissionsverhalten zu charakterisieren.

Aldehydemissionen konnten dadurch dauerhaft reduziert werden, allerdings stiegen die Terpenemissionen an.

WIDHALM et al. (2017) reduzierten die Terpenemissionen von OSB, indem die Kiefernstrands zunächst Bakterienkulturen (Gattung: *Pseudomonas*) ausgesetzt wurden, die die Terpene als Kohlenstoffquelle nutzen. Auch Harz- und Fettsäuren können durch eine Vorbehandlung von Kiefern hackschnitzeln (*Pinus taeda* und *P. virginiana*) mit Bakterien reduziert werden (BURNES, BLANCHETTE & FARRELL, 2000), was womöglich die Aldehydemissionen des späteren Holzproduktes reduzieren könnte. STRATEV et al. (2011) zeigten zudem, dass eine Behandlung von Kiefernstrands (*Pinus sylvestris*) mit Pilzen (*Ophiostoma piliferum*) zu verringerten Aldehydemissionen aus den daraus hergestellten OSB führt. Das gleiche Ergebnis wurde auch nach einer Behandlung der Strands mit Abwässern aus der Holzwerkstoffindustrie erzielt (STRATEV et al., 2015). Der in den Abwässern vorhandene Biofilm, bestehend aus unterschiedlichen Mikroorganismen mit verschiedenen Nahrungsvorlieben und Abbaufähigkeiten, verstoffwechselt unter anderem die freien Fettsäuren, sodass sich deren Gehalt um mehr als 80 % reduziert. Während der industriellen Plattenproduktion könnte dieses biotechnologische Verfahren gemäß STRATEV et al. (2015) im Anschluss an den Zerspanungsprozess stattfinden, wenn die Strands im Silo lagern, bevor sie den Trocknern zugeführt werden. Eine entsprechende Patentanmeldung liegt ebenfalls vor (WO 2014064209 A1).

Die bei der OSB-Herstellung verwendeten Bindemittel sind selbst keine Emittenten von VOC. Sie können jedoch infolge ihrer Eigenschaften das Emissionsverhalten des Holzes, insbesondere die Aldehydemissionen, beeinflussen (OHLMEYER et al., 2008b). Eindeutige Zusammenhänge konnten OHLMEYER et al. (2008b) allerdings nicht aufstellen, da verschiedene Einflussmöglichkeiten (pH-Wert der Leimflotte, Leimanteil, Art und Menge des Bindemittels) gleichzeitig wirken können. Sie vermuten allerdings, dass die Autoxidation im basischen Milieu, was bei PF-gebundenen OSB der Fall ist, beschleunigt wird. Phenolisch gebundene Platten, die allerdings im mittleren bis sauren Milieu aushärten, wiesen geringere Aldehydemissionen als UF-gebundene Platten auf, was wiederum auf eine antioxidative Wirkung des Phenols zurückgeführt wird. THOLE (2009) stellte ebenfalls Unterschiede im Emissionsverhalten von OSB fest, je nachdem ob in der Deckschicht PMDI oder MUPF als Klebstoff verwendet wurde - allerdings ist jeweils nur der 2-Tages-Wert angegeben.

HASCH & BOROWKA (WO 2014072304 A1) reduzierten die Emissionen von OSB, indem sie den Platten porösen Kohlenstoff (insbesondere Aktivkohle) beimischten, der aufgrund seiner hohen Adsorptionsfähigkeit einen Teil der VOC binden kann. Zusätzlich dazu bringen KALWA, MÜLLER & THIELECKE (WO 2017050949 A1) Hydrogensulfitsalze in die Platten ein, was insbesondere die Emission von gesättigten und ungesättigten Aldehyden reduzieren soll.

Prozessbedingungen

Erst die einzelnen Produktionsschritte sind dafür verantwortlich, dass Kiefern-OSB ein anderes Emissionsverhalten als Kiefern-Vollholz aufweist. Demzufolge ist es naheliegend, die VOC-

Emissionen der OSB durch Veränderung der Prozessbedingungen zu beeinflussen. BARRY & CORNEAU (1999) zeigten an Pappel-OSB, dass mit einer Erhöhung der Presszeit und des Bindemittelgehaltes der TVOC, die Aldehyd- sowie Ketonemissionen sinken. Dabei wurde jedoch nur ein Messzeitpunkt analysiert und gemäß OHLMEYER et al. (2008b) weisen Pappel-OSB ohnehin nur geringe Gesamtemissionen auf. MAKOWSKI (2007) untersuchte den Einfluss verschiedener Prozessparameter (Trocknungstemperatur der Strands, Presstemperatur, Presszeitfaktor) auf die Emissionen von Kiefern-OSB. Die Studie verdeutlicht, dass die Terpenemissionen der OSB durch höhere und längere Temperatureinwirkungen reduziert werden können, weil dadurch ein Großteil der Terpene bereits während der Strandtrocknung bzw. während des Pressvorgangs verdampft. Untersuchungen von THOLE (2009) sowie SALTHAMMER et al. (2003) bestätigen diese Ergebnisse. Letztere zeigten anhand von Kiefernspänen, dass eine Erhöhung der Trocknungstemperatur (Varianten: 30 °C - 24 h, 120 °C - 6 h, 220 °C - 2 h) zu über 40 % (120 °C) bzw. 90 % (220 °C) verringerten Terpenemissionen bei den Spänen (1-Tages-Wert) führt, wobei bei einer Temperatur von 220 °C zudem auch Hexanal detektiert wurde. Bei 250 °C getrocknete Kiefernstrands wiesen hingegen bei Untersuchungen von WILKE et al. (2012) geringere Terpenemissionen (1-Tages-Wert) als bei 400 °C getrocknete Strands auf. Zudem konnten sie Aldehydemissionen erst bei den 400 °C getrockneten Strands feststellen.

MAKOWSKI (2007) zeigte, dass sich die Prozessparameter unterschiedlich auf die einzelnen Substanzklassen auswirken. Eine Erhöhung der Strandtrocknungstemperatur führt infolge erhöhter Energiezufuhr zu einer Begünstigung der Autoxidation. Infolgedessen steigen die Aldehydemissionen der OSB stärker an, weisen ein höheres Maximum auf und klingen allerdings auch schneller wieder ab. Es verändert sich demnach in erster Linie der Emissionsverlauf der Aldehyde – inwiefern sich die Gesamtmenge der abgegebenen Aldehyde ändert, wurde nicht geklärt. Die Erhöhung der Presstemperatur (Varianten: 180, 220 und 260 °C) bewirkte hingegen das Gegenteil – die höchsten Aldehydemissionen wurden bei der niedrigsten Presstemperatur erzielt, wobei sich nach sechs Wochen die Emissionsraten aller Varianten angleichen. Die geringeren Aldehydemissionen bei den hohen Presstemperaturen führt MAKOWSKI (2007) auf eine möglicherweise stattfindende Polymerisation der Fettsäuren zurück, sodass sie weniger leicht autoxidativ spaltbar sind. Bei Untersuchungen von THOLE (2009) hatte hingegen die Strandtrocknungstemperatur keinen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Hexanalemissionen. Außerdem ging bei ihm eine Erhöhung der Presstemperatur mit höheren Hexanalemissionen einher. Da allerdings nur der 2-Tages-Wert bestimmt wurde, sind die Ergebnisse kaum mit denen von MAKOWSKI (2007), der einen Verlauf über mehrere Wochen bzw. Monate abgebildet hat, vergleichbar.

Gemäß MAKOWSKI (2007) ist es allein durch veränderte Herstellungsbedingungen nur begrenzt möglich, die VOC-Emissionen von OSB langfristig zu reduzieren. Zudem wirken sich die einzelnen Faktoren zum Teil unterschiedlich auf Primär- und Sekundäremissionen aus. WILKE et al. (2012) kamen anhand von Untersuchungen über den Einfluss verschiedener Prozessparameter (Trocknungstemperatur, Heißpresstemperatur) ebenfalls zu dem Schluss, dass damit keine ausreichende VOC-Reduzierung erreicht werden kann. Die Ergebnisse zeigten keinen eindeutigen

Zusammenhang zwischen den untersuchten Parametern und dem Emissionsverhalten der Kiefern-OSB.

Lagerbedingungen der Platten

Industriell hergestellte OSB werden nach dem Heißpressen zunächst gekühlt und anschließend im Stapel gelagert (OHLMEYER et al., 2008b). WILKE et al. (2012) untersuchten erworbene sowie selbst hergestellte OSB direkt nach Erwerb bzw. Herstellung sowie nach mehrmonatiger Lagerung (im Stapel). Sowohl Primär- als auch Sekundäremissionen reduzierten sich erwartungsgemäß deutlich. Untersuchungen von JANN, WILKE & BRÖDNER (1999) zeigten allerdings, dass eine Spanplatte (mit Eichenholz furniert und lackiert) nach einer etwa einmonatigen Lagerung im Stapel noch in etwa gleiche Gesamtemissionen wie eine direkt getestete Platte aufwies. Entscheidend ist die Lagerungsdauer. Während MAKOWSKI (2007) eine deutliche Reduzierung der Terpenemissionen von sechs Monaten im Stapel gelagerten Kiefern-OSB feststellte, wiesen hingegen kurzfristig gelagerte (drei Tage) im Vergleich zu direkt nach der Herstellung getestete Platten anfänglich (1. Messwoche) die höchsten Terpenemissionen auf. Beim Einlagern hatten die OSB eine Oberflächentemperatur von 50 °C, die auch nach drei Tagen im Stapel immer noch bei etwa 35 °C lag. Demzufolge findet im Stapel nur ein verzögertes Abkühlen der Platten statt. Die höhere Temperatur führt grundsätzlich zu einer verstärkten Terpenabgabe (STECKEL, 2011), allerdings ist die emittierende Oberfläche bei Stapellagerung begrenzt auf die Ränder, sodass sich die Terpene vermutlich an der Plattenoberfläche anreichern und somit hohe Emissionsraten zu Beginn der Emissionsmessung zu verzeichnen sind (MAKOWSKI, 2007). Bezüglich der Aldehydemissionen wies bei den Messungen von MAKOWSKI (2007) die sechs Monate gelagerte OSB bis Woche zwei nach Prüfbeginn die höchsten Emissionsraten auf. Scheinbar kam es zu einer Anreicherung der Aldehyde, die nur unzureichend über die Seitenflächen entweichen konnten. Im weiteren Verlauf der Emissionsprüfung (2. bis 4. Woche) haben jedoch frisch hergestellte sowie nur kurz gelagerte OSB höhere Aldehydemissionsraten. Entsprechend der Ergebnisse wäre demnach eine vereinzelte Plattenlagerung mit stetem Luftwechsel am geeignetsten um geringe VOC-Emissionsraten zu erhalten.

5.2. Spanplatten

Spanplatten unterscheiden sich von OSB vor allem durch die eingesetzten Rohstoffe und die Spangröße. Beide Faktoren haben einen Einfluss auf das Emissionsverhalten des Produktes, sodass eine gesonderte Betrachtung von Spanplatten notwendig ist. Während für OSB hauptsächlich Nadelindustrieholz verwendet wird, finden bei Spanplatten verschiedene Rohstoffsortimente (Sägenebenprodukte, Altholz, Industrie(rest)holz, Rinde) Anwendung. Mit etwa einem Viertel fällt dabei ein nicht unwesentlicher Anteil des eingesetzten Holzes auf Altholz (Abbildung 8). Unter Umständen können dadurch Kontaminationen aus dem Altholz in den Holzwerkstoff gelangen und so zu unerwarteten Emissionen führen (YU & KIM, 2012; ROFFAEL, SCHNEIDER & DIX, 2015). Wie bereits für OSB erörtert, werden die Zusammensetzung und die Höhe der VOC-Emissionen eines Holzwerkstoffes wesentlich von der eingesetzten Holzart mit ihrem charakteristischen

Emissionsverhalten (Kapitel 4) bestimmt. Infolge der verschiedenen Rohstoffzusammensetzung können für Spanplatten somit keine allgemeingültigen Aussagen bezüglich des Emissionsverhaltens getroffen werden. Dieser Sachverhalt wird insbesondere durch die Untersuchungen von BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999) und BAUMANN et al. (2000) verdeutlicht. Die Autoren ermittelten die flächenspezifischen Emissionsfaktoren (2-Tages-Wert) von Spanplatten sowie MDF verschiedener nordamerikanischer Hersteller in Abhängigkeit von der eingesetzten Holzart. Trotz des unterschiedlichen Holzartenspektrums im Vergleich zum deutschen Spanplattenmarkt liefert die Studie wesentliche Erkenntnisse, welchen Einfluss die Holzart sowie der Holzwerkstofftyp und damit die Herstellungsbedingungen auf das Emissionsverhalten ausüben. Zudem gibt die vergleichsweise große Stichprobenanzahl einen guten Überblick darüber, wie stark die Variabilität innerhalb eines Werkstofftyps ist. Die höchsten Gesamtemissionen wurden bei Spanplatten aus Kiefernholz ermittelt, wohingegen die Platten aus Douglasienholz die geringsten Emissionen aufwiesen. Den entscheidenden Einflussfaktor stellt dabei wieder der Extraktstoffgehalt sowie die Extraktstoffzusammensetzung des Holzrohstoffes dar (Tabelle 21).

Tabelle 21: Emissionszusammensetzung von Spanplatten (2-Tages-Wert) (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999; BAUMANN et al., 2000)

Holzart (Stichprobenanzahl)	Emissionskennzahlen – Mittelwert (Standardabweichung)				
	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Hexanal ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	2-Octenal ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Aldehydanteil am TVOC (%)	Terpene ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
Southern pine^a (22)	2.066 (604)	981 (314)	33 (12)	68 (10)	95 (-)
Other pine^b (8)	1.939 (1.465)	851 (804)	41 (42)	58 (12)	284 (-)
Douglas-fir^c (4)	262 (147)	106 (57)	4 (5)	49 (30)	31 (-)
Hardwood^d (3)	1.567 (1.605)	1.245 (1.279)	36 (36)	90 (4)	15 (-)
Other^e (2)	1.613 (1.812)	1.089 (1.462)	49 (53)	80 (41)	99 (-)

^a *Pinus palustris*, *P. echinata*, *P. taeda*, *P. elliottii*

^b *Pinus contorta*, *P. ponderosa*, *P. monticola*

^c *Pseudotsuga menziesii*

^d *Quercus spec.*, *Acer spec.*, *Populus spec.*, *Alnus spec.*, *Tilia spec.*

^e *Abies spec.*, *Sequoia sempervirens*, Nadelholzmischungen

Die Emissionen von Spanplatten aus Nadelholz setzen sich gemäß BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999) und BAUMANN et al. (2000) wesentlich aus Aldehyden und Terpenen zusammen – geringe Mengen an Alkoholen und Ketonen wurden zudem detektiert. Das Substanzspektrum entspricht dabei im Wesentlichen dem der OSB. Der Aldehydanteil, mit Hexanal als Hauptvertreter, lag je nach Holzart zwischen 49 und 90 % des TVOC. Im Vergleich zu OSB wurden selbst bei Einsatz von Kiefernholz geringere flächenspezifische Emissionsraten für die Terpene ermittelt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Platten nach Probeneingang von den Holzwerkstoffherstellern noch 8 bis 10 Wochen bei 2 °C zwischengelagert wurden. Hohe Terpenemissionen bei OSB wurden in erster Linie dann ermittelt, wenn die Platten direkt nach der Produktion getestet wurden. Abgesehen davon handelt es sich bei dem verwendeten Kiefernholz nicht um *Pinus sylvestris* sondern um nordamerikanische Kiefernarten. Die große Standardabweichung innerhalb der einzelnen

Emissionsergebnisse hängt gemäß den Autoren vermutlich mit der Vielzahl an Holzarten zusammen, die innerhalb einer Holzartengruppe zusammengefasst sind. Nähere Informationen zum verwendeten Holz und den Herstellungsbedingungen sind notwendig, um diese Schwankungen erklären zu können (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999; BAUMANN et al., 2000). Ausreißer mit besonders hohen Aldehydemissionen in der Gruppe der Laubholz- und *Other Pine*-Spanplatten könnten beispielsweise ein Indiz dafür sein, dass für die entsprechenden Platten Holzarten mit einem hohen Anteil ungesättigter Fettsäuren eingesetzt wurden.

In einer Reihe von Studien (JANN, WILKE & BRÖDNER, 1999; LARSEN, FROST & WINTHER FUNCH, 2000; RISHOLM-SUNDMAN, 2002; GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005; HORN et al., 2007; STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & KRZYWOSIŃSKA, 2011) wurden Spanplatten aus dem europäischen Raum untersucht. Allerdings stehen häufig keine Informationen bezüglich der Rohstoffzusammensetzung und des Plattenalters bzw. der Lagerungsbedingungen zur Verfügung. Die Ergebnisse sind folglich nur begrenzt aussagekräftig um eine typische Emissionshöhe abzuleiten. Der Terpenanteil an den Gesamtemissionen ist auch bei diesen Platten recht gering, es dominieren die Aldehyd- und zum Teil die Essigsäureemissionen. Ebenso wie bei der OSB-Herstellung ist das Holz hohen Temperaturen während der Spantrocknung und dem Pressen ausgesetzt. Infolge der höheren spezifischen Oberfläche der Späne im Vergleich zu OSB-Strands emittiert vermutlich ein Großteil der Terpene bereits während der Herstellung. Im Kurzzeitverhalten wiesen die Platten einen TVOC von $300 - 2.700 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (1-Tages-Wert, STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & KRZYWOSIŃSKA, 2011), $900 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (1-Tages-Wert, RISHOLM-SUNDMAN, 2002), $900 - 1.100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (2-Tages-Wert, GACA & DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, 2005), $1600 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3-Tages-Wert, HORN et al., 2007) bzw. $900 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3-Tages-Wert, JANN, WILKE & BRÖDNER, 1999) auf. Vergleichsweise hohe Essigsäureemissionen ermittelten HORN et al. (2007) mit etwa $1.100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bzw. $800 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3- und 28-Tages-Wert). Sie vermuten, dass der Laubholzanteil in der Platte erhöht war oder aber ein alkalisch aushärtendes Bindemittel verwendet wurde.

5.3. Faserplatten

Faserplatten bestehen aus Fasern, Faserbündeln bzw. Faserbruchstücken von Holz oder holzhaltigen Materialien. Zwei Herstellungsverfahren werden unterschieden (Abbildung 10). Ein Großteil der Faserplatten, darunter MDF und HDF, werden mittels Trockenverfahren hergestellt, wobei die Vliesbildung mechanisch oder pneumatisch mit trockenem Faserstoff erfolgt. Dämmplatten (Poröse Faserplatten, LDF) und Hartplatten werden hingegen zumeist im Nassverfahren produziert, wobei die Vliesbildung im wässrigen Medium durch Sedimentation der Fasern aus der Fasersuspension erfolgt. Aber auch Dämmplatten nach dem Trockenverfahren sind auf dem Markt (NIEMZ & WAGENFÜHR, 2012). Im Gegensatz zu Spanplatten kommen Althölzer in Faserplatten kaum zur Anwendung – 7 % bzw. 1 % des verwendeten Holzes bei MDF/HDF bzw. LDF. Während LDF im Wesentlichen aus Sägenebenprodukten hergestellt werden, werden für MDF/HDF zu über 50 % Industrieholz (Nadelholz: 36 %, Laubholz: 20 %) und zu 39 % Sägenebenprodukte eingesetzt (Abbildung 8, DÖRING, GLASENAPP & MANTAU, 2017). Bei den

Sägenebenprodukten handelt es sich zumeist um Nadelholz, da in Deutschland hauptsächlich dieser Holztyp zugesägt wird (DÖRING & MANTAU, 2012). Demzufolge bestehen Faserplatten meist vorrangig aus Nadelhölzern. Das zum überwiegenden Anteil für Faserplatten verwendete Bindemittel ist auf Harnstoff-Formaldehydbasis (UF, MUF). In geringen Mengen findet PMDI Verwendung, in der Regel für Spezialanwendungen wie feuchtebeständige sowie formaldehydfreie Platten (MANTANIS et al., 2018). Im Baubereich finden Faserplatten hauptsächlich Anwendung als Dämmplatte – diese Produktgruppe hat unter den Holzwerkstoffen den größten Absatz im Baubereich. MDF/HDF werden im Dachausbau sowie im Fußbodenbereich eingesetzt und bilden in etwa die gleiche Anwendungsmenge wie die spanbasierten Holzwerkstoffe im Baubereich (Abbildung 9, MANTAU, DÖRING & HILLER, 2013). Ein wesentliches weiteres Anwendungsgebiet stellt der Möbelbereich dar (MANTANIS et al., 2018).

Gemäß OHLMEYER et al. (2012) weisen MDF im Vergleich zu anderen Holzwerkstoffen geringe TVOC-Werte auf mit in der Regel unter $500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (28-Tages-Wert), wobei sie im Labormaßstab hergestellte MDF aus Kiefern-, Fichten-, Tannen- und einer Mischung aus Kiefern- und Buchenholz prüften. Die von ihnen untersuchten industriell gefertigten Kiefern-MDF zeigten geringfügig höhere Emissionsraten. Auch BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999) und BAUMANN et al. (2000) kamen zu dem Ergebnis, dass von MDF in der Regel geringere Gesamtemissionen als von Spanplatten zu erwarten sind. Dies äußert sich darin, dass trotz Verwendung extraktstoffreicher Holzarten wie der Kiefer keine nennenswerten Terpenemissionen bei MDF zu verzeichnen sind (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999). Zum anderen weisen MDF geringere Aldehydemissionen als die spanbasierten Werkstoffe auf. Eine Ausnahme bildeten dabei MDF aus *Southern Pine*, die deutlich höhere Aldehyd- und damit auch Gesamtemissionen als Spanplatten aus dem gleichen Rohstoff besaßen (Tabelle 21, Tabelle 1Tabelle 22).

Tabelle 22: Emissionszusammensetzung von MDF (2-Tages-Wert) (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999; BAUMANN et al., 2000)

Holzart (Stichprobenanzahl)	Emissionskennzahlen – Mittelwert (Standardabweichung)				
	TVOC ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Hexanal ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	2-Octenal ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Aldehydanteil am TVOC (%)	Terpene ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
Southern pine^a (6)	3.087 (1.649)	1.781 (902)	60 (37)	81 (7)	2 (-)
Other pine^b (5)	602 (673)	285 (544)	4 (6)	60 (30)	12 (-)
Hardwood^c (5)	162 (108)	54 (36)	3 (8)	40 (26)	7 (-)
Other^d (2)	213 (65)	30 (43)	0 (0)	16 (18)	4 (-)

^a *Pinus palustris*, *P. echinata*, *P. taeda*, *P. elliottii*

^b *Pinus contorta*, *P. ponderosa*, *P. monticola*

^c *Quercus spec.*, *Acer spec.*, *Populus spec.*, *Alnus spec.*, *Tilia spec.*

^d *Abies spec.*, *Sequoia sempervirens*, Nadelholzmischungen

Bei den Untersuchungen von BAUMANN et al. (2000) muss allerdings bedacht werden, dass *Southern Pine* eine Gruppe von mehreren Kiefernarten mit unterschiedlichen Extraktstoff-

zusammensetzungen und -gehalten umfasst, sodass der Vergleich der beiden Holzwerkstoffgruppen nur bedingt möglich ist. Abgesehen davon bestehen auch Schwankungen bezüglich des Emissionsverhaltens innerhalb einer Art, was die hohe Standardabweichung in den Emissionsergebnissen erklärt (Tabelle 22).

Die tendenziell geringeren Gesamtemissionen von MDF im Vergleich zu spanbasierten Holzwerkstoffen führen BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG (1999), BAUMANN et al. (2000) und OHLMEYER et al. (2012) auf die verschiedenen Herstellungsprozesse der beiden Plattentypen zurück. Als wesentlicher Prozess, der die späteren Produktemissionen beeinflusst, gilt dabei der Holzaufschluss zu Fasern. Die Hackschnitzel werden zunächst bei 60 bis 80 °C vorgedämpft und gelangen anschließend in den Kocher, wo sie für drei bis sieben Minuten einer Temperatur von 175 bis 195 °C bei einem Druck von 6 bis 10 bar ausgesetzt sind (DIX & SCHNEIDER, 2006; IRLE & BARBU, 2010). Dadurch wird die ligninreiche Mittellamelle zwischen den Zellen erweicht, sodass die Fasern schonender im Refiner (Zerfaserungsaggregat) mechanisch aufgetrennt werden können. Für die nach dem Trockenverfahren hergestellten Faserplatten werden die heißen, feuchten Fasern anschließend beleimt und bei maximal 200 °C getrocknet. Die Faserplatte wird gestreut und bei Temperaturen von 180 bis 210 °C verpresst (IRLE & BARBU, 2010). Während des thermohydrolytischen Holzaufschlusses und der anschließenden Faser Trocknung entweicht bereits ein Großteil der Terpene. Eher Monoterpene mit geringerem Dampfdruck (z. B. Limonen) sind dann noch in den MDF-Emissionen zu verzeichnen (BAUMANN, BATTERMAN & ZHANG, 1999). Die VOC-Emissionen von MDF werden vornehmlich durch Aldehyde sowie Säuren, beides Sekundäremissionen, charakterisiert, wobei wie bereits diskutiert Fettsäuren bzw. Hemicellulosen die Quelle dieser Emissionen sind. Untersuchungen mit unterschiedlich großem Mahlspalt im Refiner zeigten, dass mit zunehmendem Mahlspalt und damit zunehmender Partikelgröße die Aldehydemissionen der MDF ansteigen (OHLMEYER et al., 2012). Bei kleineren Partikeln entweicht infolge der größeren spezifischen Oberfläche vermutlich bereits während des Trocknungs- und Pressvorgangs ein Teil der Aldehyde. Sofern Kiefer eingesetzt wird, spielt der Aldehydanteil an den Gesamtemissionen erwartungsgemäß eine größere Rolle als bei anderen Nadel- sowie Laubhölzern (BAUMANN et al., 2000; OHLMEYER et al., 2012). Je nach verwendetem Rohstoff sowie Alter der Platten bestehen die VOC-Emissionen nahezu vollständig oder zumindest zu einem hohen Anteil aus Essigsäure (RISHOLM-SUNDMAN, 2002; OHLMEYER et al., 2012). Wie bereits erörtert, kann Essigsäure mit der Standardmethode der VOC-Bestimmung (Tenax/TD-GC-MS gemäß DIN ISO 16000-6:2012) nur unzureichend quantifiziert werden. RISHOLM-SUNDMAN (2002) vermutet, dass die Emissionsraten dadurch unterschätzt werden. Auch die Untersuchungen von OHLMEYER et al. (2012) zeigen zum Teil unplausible Verläufe der Essigsäurekonzentrationen über die Prüfzeit der MDF. Bei einigen MDF-Emissionsprüfungen haben sie die Emissionsraten der Essigsäure zusätzlich zur Tenax/TD-GC-MS-Methode mit einer weiteren Quantifizierungsmethode (Natriumhydroxid-lösung/Ionenaustauschchromatographie) ermittelt. Zwischen den Ergebnissen wurden erhebliche Abweichungen verzeichnet, wobei jedoch keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen den Methoden bestanden – bei einer Probe lag der Tenax/TD-GC-MS-Wert deutlich über, bei den restlichen Proben deutlich unter den Konzentrationen, die mittels Ionenaustauschchromatographie ermittelt wurden.

Abgesehen von aliphatischen (un)gesättigten Aldehyden, die ebenfalls von OSB und Spanplatten emittiert werden, tritt bei MDF zudem das heterozyklische Aldehyd Furfural unter den VOC-Emissionen auf (OHLMEYER et al., 2012). Furfural entsteht infolge von Abbauprozessen der Hemicellulosen, die durch thermischen Stress während des Holzaufschlusses initiiert werden (SALTHAMMER & FUHRMANN, 2000). Der Aufschlussdruck und damit die Temperatur bei der Hackschnitzelplastifizierung sind die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Furfuralbildung. Dabei werden die Hemicellulosen zunächst zu Einfachzuckern (Pentosen, Hexosen, Uronsäuren) hydrolysiert. Durch sauer katalysierte Wasserabspaltung aus den Pentosen und Uronsäuren entstehen anschließend Furfural bzw. aus den Hexosen Hydroxymethylfurfural. Insbesondere die im Holz vorliegende Essig- und Ameisensäure wirken dabei als Katalysator (AEHLIG & FISCHER, 2009). Im basischen Milieu ist die Furfuralbildung hingegen deutlich reduziert (AEHLIG & FISCHER, 2009; VOLKMER et al., 2014). Vereinzelt wurden auch bei Vollhölzern Furfuralemissionen detektiert. ENGLUND (1999) ermittelte bei Eichenvollholz maximal 33 bzw. 4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3- bzw. 28-Tages-Wert) und bei hoher Temperatur getrockneter Fichte maximal 6 bzw. 2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3- bzw. 28-Tages-Wert). STACHOWIAK-WENCEK, PRĄDZYŃSKI & MATEŃKO-NOŻEWNIAK (2014) stellten 23 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bei Kiefern- und jeweils 28 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bei Buchen- und Eichenvollholz (3-Tages-Wert) fest. Horn et al. (2007) ermittelten an einem Buchenbrett Emissionsraten von maximal 7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Vor allem thermisch behandeltes Holz zeigt im Vergleich zu unbehandeltem Holz deutlich erhöhte Furfuralemissionen (MANNINEN, PASANEN & HOLOPAINEN, 2002; PETERS, FISCHER & FISCHER, 2008; HYTTINEN et al., 2010; VOLKMER et al., 2014; ČECH & TESAŘOVÁ, 2015). Hitze-Druck-gedämpfte Eiche emittierte beispielsweise 460 bzw. 190 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ Furfural (3- bzw. 28-Tages-Wert), wohingegen das unbehandelte Holz weniger als 30 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ abgab (VOLKMER et al. 2014). In Untersuchungen von HYTTINEN et al. (2010) lagen die Furfuralemissionen nach 28 Tagen bei hitzebehandelter Fichte bei 23 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, Kiefer bei 18 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ und Pappel bei 11 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ – die unbehandelten Proben emittierten maximal im einstelligen $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ -Bereich. Bei MDF betragen die flächenspezifischen Emissionsraten für Furfural gemäß OHLMEYER et al. (2012) maximal um die 30 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, zumeist allerdings unter 10 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (28-Tages-Wert). Eher höhere Werte traten dabei bei Kiefern-MDF mit hoher Plattendicke (38 mm) auf sowie bei Platten, für die die Fasern durch Holzaufschluss mit hohen Drücken bzw. Temperaturen (11 bar) oder längeren Kochzeiten der Hackschnitzel (6 min) gewonnen wurden. Geringere Emissionsraten wiesen zudem die MDF aus Tannen- bzw. Fichtenholz gegenüber solchen aus Kiefernholz bzw. einer Mischung aus Kiefern- und Buchenholz auf. Im Gegensatz dazu ermittelte MAKOWSKI (2007) bei OSB keine Furfuralemissionen – eine Ausnahme bildete eine bei erhöhter Temperatur (260 °C) verpresste OSB mit 2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3-Tages-Wert). HORN et al. (2007) detektierte zudem bei einer Spanplatte geringe Mengen an Furfuralemissionen (max. 6 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ an Tag 1).

Als wesentliche Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung sowie den mengenmäßigen Anteil der VOC gelten neben der Holzart, das Aufschlussverfahren⁴², die Aufschlussbedingungen und das Bindemittel. Daneben spielen die bereits bei OSB diskutierten Faktoren wie Plattendicke, Presstemperatur/-zeitfaktor und Lagerdauer/-bedingungen eine Rolle. Dabei wurde festgestellt, dass sich die einzelnen Faktoren unterschiedlich auf die verschiedenen Substanzen bzw. Substanzgruppen auswirken können (DIX & SCHNEIDER, 2006; OHLMEYER et al., 2012).

HDF sind im Vergleich zu MDF durch eine höhere Rohdichte bei einer Plattendicke von nur wenigen Millimetern gekennzeichnet. MAKOWSKI (2007) sowie OHLMEYER et al. (2012) haben gezeigt, dass mit abnehmender Plattendicke die Gesamtemissionen von OSB bzw. Faserwerkstoffen sinken. Dadurch, dass weniger Rohstoff eingesetzt wird, reduziert sich die Menge an flüchtigen Extraktstoffen und Ausgangsstoffen, die zu Sekundäremissionen reagieren können. Von HDF sind folglich geringere Emissionen zu erwarten als von MDF, die üblicherweise eine Plattendicke von 16 bis 19 mm vorweisen (MANTANIS et al., 2018). Von OHLMEYER et al. (2012) untersuchte Kiefern-HDF mit 3 bzw. 7 mm Dicke emittierten nach 28 Tagen nur noch 90 bzw. 140 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, wobei die Emissionen hauptsächlich aus Essigsäure bestanden. RISHOLM-SUNDMAN (2002) erhielt ähnlich geringe Werte mit 30 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (28-Tages-Wert).

Ein wesentlicher Anteil der im Bauwesen verwendeten Holzwerkstoffe entfällt auf Holzfaserdämmplatten, die durch eine geringe Rohdichte und üblicherweise größere Dicke als MDF gekennzeichnet sind. SCHERER (2011) untersuchte das Emissionsverhalten von Dämmstoffen aus herkömmlichen sowie nachwachsenden Rohstoffen. Die Gesamtemissionen der Holzfaserplatten lagen dabei im Bereich von etwa 100 bis 950 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (3-Tages-Wert) und 50 bis 750 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (28-Tages-Wert), wobei Essigsäure und Furfural detektiert wurden. Die geringeren Werte wurden mit Holzfaser-Akustikplatten erzielt, die im Gegensatz zu üblichen Dämmstoffen auch so verbaut sein können, dass sie mit ihrer Oberfläche frei in den Innenraum emittieren (SCHERER, 2011).

5.4. Furnierwerkstoffe

Das Holz für Werkstoffe auf Furnierbasis (Sperrholz und Furnierschichtholz als wesentliche Vertreter) ist im Herstellungsprozess verschiedenen thermischen Beanspruchungen ausgesetzt. Dazu gehören das Dämpfen der Rundhölzer vor dem Schälen, das Trocknen der Furniere sowie das Verpressen der Furniere zum Werkstoff. Demzufolge wird das Emissionsverhalten des eingesetzten Vollholzes modifiziert. Dabei finden die bereits erwähnten chemischen Reaktionen statt, die zur Bildung von Sekundäremissionen führen. Fichtensperrholz ist beispielsweise durch höhere

⁴² Üblicherweise werden die Holzfasern thermomechanisch aufgeschlossen (TMP-Verfahren). Eine weitere Variante davon ist das chemo-thermomechanische Holzaufschlussverfahren, bei dem die Hackschnitzel mit Natriumhydroxid oder einer Kombination aus Natriumhydroxid und Natriumsulfid chemisch vorbehandelt werden (DIX & SCHNEIDER, 2006).

Aldehydemissionen als Fichtenvollholz gekennzeichnet (RISHOLM-SUNDMAN, 2002). Während Wilke et al. (2011) nahezu keine VOC-Emissionen an erworbenem Fichtensperrholz nach 28 Tagen feststellen konnten, wies eine von RISHOLM-SUNDMAN (2002) geprüfte Platte noch einen TVOC von $700 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ auf. Ebenfalls zum Teil höhere Emissionswerte ermittelten WILKE et al. (2011) an Kiefernsperrhölzern – die Terpenemissionen einer Platte lagen nach 28 Tagen über $1600 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Die Autoren schlussfolgerten, dass nach einem Monat Prüfdauer Sperrholz aus Kiefer geringere Aldehydemissionen, dafür aber höhere Terpenemissionen als OSB aufweist. YRIEIX, MAUPETIT & RAMALHO (2004) wiesen hingegen an einer Sperrholzplatte hauptsächlich Essigsäure und Furfural nach 28 Tagen Prüfdauer nach, wobei die Gesamtemissionen unter $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ lagen – dies deutet eher auf eine Laubholzplatte. Auch eine von LARSEN et al. (1998) untersuchte Birkenperrholzplatte emittierte hauptsächlich Essigsäure ($130 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), Hexanal ($38 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) sowie Pentanal ($8 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nach 28 Tagen.

5.5. Zusammenfassung

Grundsätzlich kann bei Holzwerkstoffen mit den gleichen VOC gerechnet werden, die auch von Vollhölzern emittiert werden. Die dargestellten Unterschiede zwischen den einzelnen Holzarten bezüglich ihres Emissionsverhaltens spiegeln sich folglich auch in den daraus hergestellten Holzwerkstoffen wider. Infolge des Holzaufschlusses mit der Vergrößerung der spezifischen Holzoberfläche sowie den gesamten (hydro)thermischen Beanspruchungen (Dämpfen bzw. Kochen des Holzes, Holzrocknung, Verpressen des Holzes) während des Herstellungsprozesses verändert sich allerdings die relative Zusammensetzung der einzelnen Substanzen und einige Substanzen werden erst bei verstärkter thermischer Behandlung gebildet. Die in den Werkstoffen verwendeten Bindemittel stellen keine Quelle für VOC-Emissionen dar – sie können allerdings mit ihren Eigenschaften die relative Emissionszusammensetzung beeinflussen. Das in Spanplatten verwendete Altholz kann theoretisch zu Kontaminationen mit weiteren VOC führen, die betrachteten Studien lieferten dafür allerdings keine Indizien.

Den Ursprung für VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen bilden sowohl flüchtige Extraktstoffe (Primäremissionen) als auch nichtflüchtige Holzbestandteile, die durch verschiedenste Prozesse zu flüchtigen Substanzen (Sekundäremissionen) reagieren können. Während Primäremissionen bei den Holzwerkstoffen in der Regel reduzierter auftreten, ist der Anteil der Sekundäremissionen im Vergleich zu Vollholz erhöht. Als wesentliche Substanzklasse sind dabei die Aldehyde zu nennen, die infolge von Autoxidationsprozessen aus ungesättigten Fettsäuren und durch Dehydratisierung der Hemicellulosenmonomere gebildet werden. Ferner spielen Essigsäureemissionen eine Rolle, die durch hydrolytische Abspaltung der Acetylgruppen von den Hemicellulosen entstehen. Holzwerkstoffe sind mit zunehmendem Aufschlussgrad des Holzes durch eine höhere Homogenität im Vergleich zu Vollholz gekennzeichnet. Insbesondere die Terpenemissionen der Kiefer unterliegen je nach Baum großen Schwankungen hinsichtlich der Emissionsrate. Hingegen sind bei OSB aus Kiefernholz die flächenspezifischen Emissionsraten der Terpene geringer und variieren weniger stark zwischen den Platten. Die Ursache dafür liegt in den

herstellungsbedingten, verstärkten Prozessemissionen sowie dem Durchmischen des Ausgangsmaterials im Herstellungsprozess. Mit zunehmendem Holzaufschlussgrad werden reduzierte Primäremissionen verzeichnet, sodass Faserplatten aus Nadelholz nur noch geringe Terpenemissionen aufweisen. Dies kann auf die größere spezifische Holzoberfläche der Fasern zurückgeführt werden sowie den im Vergleich zu spanbasierten Werkstoffen zusätzlichen Prozessschritt des Dämpfens bzw. Kochens der Hackschnitzel, bevor sie zerfasert werden. Den betrachteten Holzwerkstoffen sind Aldehydemissionen gemein, was mit der erhöhten thermischen Energiezufuhr während der Herstellung zusammenhängt. Furfural wird in sehr geringen Mengen emittiert, tendenziell eher von MDF als von OSB und Spanplatten. Die Emissionsraten der (un)gesättigten aliphatischen Aldehyde scheinen hingegen bei den spanbasierten Werkstoffen größer als bei den Faserplatten zu sein. Allgemeingültige Aussagen sind allerdings nicht möglich, da die Aldehydmenge stark von der verwendeten Holzart mit ihrem Gehalt an ungesättigten Fettsäuren bedingt wird. Während für OSB hauptsächlich Fettsäuren-reiches Kiefernholz verwendet wird, kommen für Span- und Faserplatten verschiedene Rohstoffe zum Einsatz. Anhand der OSB wurde zudem aufgezeigt, welchen Einfluss verschiedene Parameter, z. B. Prozessbedingungen, Plattendicke, Rohstoffmodifizierung und Lagerungsbedingungen, auf das Emissionsverhalten ausüben. Dabei zeigte sich, dass die einzelnen Faktoren unterschiedliche Auswirkungen auf die Emissionsraten der einzelnen Substanzen haben können.

6. Fazit

In Deutschland finden verschiedene Hölzer und Holzwerkstoffe aufgrund zahlreicher vorteilhafter Eigenschaften Verwendung als Bauprodukt in Gebäuden. Als potenzielle Emissionsquelle können sie damit wie auch andere im Innenraum verbaute Bauprodukte Auswirkungen auf die Innenraumluftqualität haben. Anhand des Emissionsverhaltens des einzelnen Produktes kann allerdings nicht zwingend geschlussfolgert werden, welchen Anteil die davon abgegebenen VOC-Emissionen an dem Luftgemisch im Innenraum ausmachen werden. Dies hängt in erster Linie von der realen Einbausituation des Produktes sowie den klimatischen Bedingungen und Materialinteraktionen innerhalb des Raumes ab. Die Ursache für die VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen bildet die chemische Zusammensetzung des Rohstoffes. Diese wird charakterisiert durch die Zellwand bildenden Hauptsubstanzen Cellulose, Hemicellulose und Lignin sowie durch die Extraktstoffe. Die einzelnen Holzarten unterscheiden sich dabei hinsichtlich des Gehaltes und der Zusammensetzung der einzelnen Holzbestandteile, was sich in der Folge auch auf ihr Emissionsverhalten auswirkt. Flüchtige Extraktstoffe, beispielsweise Terpene, werden als Primäremissionen bezeichnet. Sekundäremissionen bilden sich hingegen erst infolge chemischer Reaktionen aus den Holzbestandteilen. Die als nicht flüchtige Extraktstoffe vorliegenden Fettsäuren können zu (insbesondere aliphatischen) Aldehyden autoxidieren, die dann emittieren. Furfural, ein weiteres flüchtiges Aldehyd, entsteht hingegen bei der Dehydratisierung der Hemicellulosenmonomere. Essigsäureemissionen sind wiederum die Folge der hydrolytischen Spaltung der Acetylgruppen von den Hemicellulosen. Diese Reaktionen finden bei den einzelnen Holzprodukten in unterschiedlichem Maße statt, sodass sich auch bei Verwendung der gleichen Holzart ein unterschiedliches Emissionsbild je nach daraus hergestelltem Holzwerkstoff ergibt. Die Höhe der flächenspezifischen Emissionsraten sowie die Zusammensetzung der VOC-Emissionen von Holzprodukten werden demzufolge neben der Holzart vor allem durch die während des Herstellungsprozesses vorherrschenden Bedingungen beeinflusst.

Grundsätzlich ist bekannt, welche wesentlichen Substanzgruppen und Substanzen die einzelnen Holzarten bzw. Holzwerkstoffe emittieren. Es stellt sich jedoch als nicht zweckmäßig heraus, für Holzprodukte einen exakten Wert für die flächenspezifischen Emissionsraten einzelner VOC bzw. des TVOC anzugeben. Auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Datenbasis können eher Emissionsbereiche abgesteckt werden. Dies liegt einerseits an der zum Teil großen Variabilität des Emissionsverhaltens innerhalb einiger Holzarten (z. B. Kiefer). Andererseits sind die flächenspezifischen Emissionsfaktoren einzelner VOC keine feststehende Größe, sondern unterliegen einem zeitlichen Verlauf. Zwar kann davon ausgegangen werden, dass sich nach einer gewissen Zeit nahezu ein Gleichgewichtszustand einstellt – nach einer Prüfdauer von vier Wochen ist dieser allerdings häufig noch nicht erreicht. Primäremissionen unterliegen in der Regel einem Abklingverhalten, wobei vor allem zu Beginn der Emissionsprüfung ein rasches Abklingen zu verzeichnen ist. Bei einigen Sekundäremissionen ist hingegen anfangs zunächst ein Anstieg der Emissionsraten zu verzeichnen. Demzufolge ist das Emissionsverhalten immer von dem Messzeitpunkt sowie der Lagerungsdauer und -bedingungen abhängig.

Literaturverzeichnis

- ABADIE, M. O.; BLONDEAU, P. (2011): PANDORA database: A compilation of indoor air pollutant emissions. In: HVAC&R Research, 17 (4): 602-613.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE IRW (Innenraumrichtwerte) (2012): Richtwerte für die Innenraumluft: erste Fortschreibung des Basisschemas. Mitteilung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Kommission Innenraumluftthygiene und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. In: Bundesgesundheitsblatt, 55 (2): 279-290.
- AEHLIG, K.; FISCHER, M. (2009): Untersuchung zur Entwicklung eines Verfahrens zur Minimierung der Furfuralemissionen aus Holzfaserdämmstoffen. Tätigkeitsbericht 2008, IHD (Institut für Holztechnologie Dresden), S. 26-27.
- AKRAMI, A. (2014): Development and characterization of oriented strand boards made from the European hardwood species: beech (*Fagus sylvatica* L.) and poplar (*Populus tremula* L.). Dissertation. Universität Hamburg.
- ARSHADI, M.; BACKLUND, I.; GELADI, P.; BERGSTEN, U. (2013): Comparison of fatty and resin acid composition in boreal lodgepole pine and Scots pine for biorefinery applications. In: Industrial Crops and Products, 49: 535-541.
- ASSARSSON, A. (1966): Studies on wood resin, especially the change in chemical composition during seasoning of the wood. Part 3: The chemical reactions of spruce wood during chip seasoning. Svensk Papperstidning, 69(9): 291-299.
- ASSARSSON, A.; ÅKERLUND, G. (1967): Studies on wood resin, especially the change during seasoning of the wood. Part 5: Changes in composition of nonvolatile extractives during water seasoning of unbarked spruce, pine, birch and aspen logs. Svensk Papperstidning, 70(6): 205-212.
- ASSARSSON, A.; CROON, I.; DONETZHUER, A. (1963): Studies on wood resin, especially the change in chemical composition during seasoning of the wood. Part 2: Comparison of chip seasoning of spruce wood (*Picea abies* Karst.) with log seasoning. Svensk Papperstidning, 66(22): 940-948.
- BACK, E. L. (2000): The locations and morphology of resin components in the wood. In: Back, E.; Allen, L. (Hrsg.): Pitch control, wood resin and deresination. Atlanta, GA, S. 1-35.
- BACK, E. L.; JOHANSSON, I.; NUSSBAUM, R.; ÖSTMAN, B. (2000): Effects of wood resin on timber and building boards. In: Back, E.; Allen, L. (Hrsg.): Pitch control, wood resin and deresination. Atlanta, GA, S. 363-392.

- BANERJEE, S. (2001): Mechanisms of terpene release during sawdust and flake drying. In: *Holzforschung*, 55 (4): 413-416.
- BARADAT, P.; YAZDANI, R. (1988): Genetic expression for monoterpenes in clones of *Pinus sylvestris* grown on different sites. In: *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3(1-4): 25-36.
- BARRY, A. O.; CORNEAU, D. (1999): Volatile organic chemicals emissions from OSB as a function of processing parameters. In: *Holzforschung*, 53(4): 441-446.
- BAUMANN, M. G. D.; BATTERMAN, S. A.; ZHANG, G.-Z. (1999): Terpene emissions from particleboard and medium-density fiberboard products. In: *Forest Products Journal*, 49(1): 49-56.
- BAUMANN, M. G. D.; LORENZ, L. F.; BATTERMAN, S. A.; ZHANG, G.-Z. (2000): Aldehyde emissions from particleboard and medium density fiberboard products. In: *Forest Products Journal*, 50(9): 75-82.
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2020): Strukturdaten zur Produktion und Beschäftigung im Baugewerbe - Berechnungen für das Jahr 2019. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR) (Hrsg.), BBSR-Online-Publikation 15/2020, Bonn.
- BELT, T.; HÄNNINEN, T.; RAUTKARI, L. (2017): Antioxidant activity of Scots pine heartwood and knot extractives and implications for resistance to brown rot. In: *Holzforschung*, 71 (6): 527-534.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 2. korrigierte Auflage, Berlin.
- BORMANN, H.; SIEVERS, M. (2003): Emissionsfreier Holzspänetrockner mit Rückgewinnung von Terpenen (Teilvorhaben 2: Kondensataufbereitung und Terpengewinnung). Schlussbericht, Clausthal-Zellerfeld.
- BRASCHE, S.; BISCHOF, W. (2005): Daily time spent indoors in German homes - baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants. In: *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 208 (4): 247-253.
- BURNES, T. A.; BLANCHETTE, R. A.; FARRELL, R. L. (2000): Bacterial biodegradation of extractives and patterns of bordered pit membrane attack in pine wood. In: *Applied and environmental microbiology*, 66 (12): 5201-5205.
- ČECH, P.; TESAŘOVÁ, D. (2015): Comparison of VOC emissions from natural (untreated) Poplar wood and heat treated wood. In: *Annals of Warsaw University of Life Science - SGGW, Forestry and Wood Technology*, 90: 23-28.

- COMSTOCK, G. L. (1970): Directional permeability of softwoods. In: *Wood and Fiber*, 1(4): 283-289.
- CONNERS, T. E.; YAN, H.; BANERJEE, S. (2002): Mechanism of VOC release from high-temperature Southern pine lumber drying. In: *Wood and Fiber Science*, 34 (4): 666-669.
- CZAJKA, M.; DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, A. (2011): Emission of volatile organic compounds (VOC) from lacquered surfaces. In: Dudzińska (Hrsg.): *Management of Indoor Air Quality*, London. S. 45-54.
- CZAJKA, M.; FABISIAK, E. (2012): Emission of volatile organic compounds from cross section of pine wood (*Pinus sylvestris* L.). In: *Annals of Warsaw University of Life Science - SGGW, Forestry and Wood Technology*, 77: 150-154.
- CZAJKA, M.; FABISIAK, E. (2013): Emission of volatile organic compounds from cross section of spruce wood (*Picea abies* (L.) H. Karst). In: *Annals of Warsaw University of Life Science - SGGW, Forestry and Wood Technology*, 82: 149-154.
- CZAJKA, M.; FABISIAK, E. (2014): The influence of the trunk cross section zone on the emission of VOC, chemical composition and structural parameters of fir (*Abies alba* Mill.). In: *Annals of Warsaw University of Life Science - SGGW, Forestry and Wood Technology*, 87: 45-50.
- DÄUMLING, C.; BRENSKE, K.-R.; GLEUE, C.; MORISKE, H.-J. (2009): Emissions from oriented strand boards (OSB) covered with gypsum plates. In: *Healthy Buildings, proceedings of the 9th international conference*, Syracuse, New York, USA, S.519-522.
- DE 102007055415 A1: Verfahren zur Verminderung der Emission von gesättigten und ungesättigten Aldehyden aus Holzwerkstoffen. Antragsteller: Kronotec AG (2009)
- DE 102008020642 A1: Verfahren zur Herstellung von Holzwerkstoffen und Holzwerkstoffe. Antragsteller: Kronotec AG (2009)
- DESTATIS - Statistisches Bundesamt (2020): Bauen und Wohnen. Baugenehmigungen von Wohn- und Nichtwohngebäuden nach überwiegend verwendetem Baustoff. Lange Reihen 1980-2019. Wiesbaden.
- DIN EN ISO 16000-9:2008-04: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen – Emissionsprüfkammer-Verfahren.
- DIN EN ISO 16000-10:2006-06: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 10: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen – Emissionsprüfzellen-Verfahren

- DIN EN 300:2006-09: Platten aus langen, flachen, ausgerichteten Spänen (OSB) – Definitionen, Klassifizierung und Anforderungen.
- DIN ISO 16000-3:2013-01: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen in der Innenraumluft und in Prüfkammern – Probenahme mit einer Pumpe.
- DIN ISO 16000-6:2012-11: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf Tenax TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS oder MS-FID.
- DIX, B.; SCHNEIDER, T. (2006): Neue Ansätze beim Einsatz von Tanninen in mitteldichten Faserplatten (MDF). Tagungsband "Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie", 3. Fachtagung am 18.-19.05.2006, S. 139-154.
- DÖRING, P.; GLASENAPP, S.; MANTAU, U. (2017): Holzwerkstoffindustrie 2015. Entwicklung der Produktionskapazität und Holzrohstoffnutzung. Abschlussbericht, Hamburg.
- DÖRING, P.; MANTAU, U. (2012): Standorte der Holzwirtschaft – Sägeindustrie - Einschnitt und Sägenebenprodukte 2010. Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft. Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft.
- ECA (European collaborative action – Indoor air quality & its impact on man) (1997a): Evaluation of VOC emissions from building products. Solid flooring materials. Report No. 18, EUR 17334 EN, European Commission, Joint Research Centre - Environment Institute.
- ECA (European collaborative action "Indoor air quality and its impact on man") (1997b): Total volatile organic compounds (TVOC) in indoor air quality investigations. Report No. 19, Luxembourg: Office for official publications of the European Community.
- ECA (European collaborative action – Urban Air, Indoor Environment and Human Exposure) (2013): Harmonisation framework for health based evaluation of indoor emissions from construction products in the European Union using the EU-LCI concept. Report No 29, EUR 26168 EN, European Commission, Joint Research Centre - Institute for Health and Consumer Protection.
- EKMAN, R.; HOLMBOM, B. (2000): The chemistry of wood resin. In: Back, E.; Allen, L. (Hrsg.): Pitch control, wood resin and deresination. Atlanta, GA, S. 37-76.
- EKMAN, R.; PELTONEN, C.; HIRVONEN, P.; PENSAR, G.; VON WEISSENBERG, K. (1979): Distribution and seasonal variation of extractives in Norway spruce. In: Acta Academiae Aboensis, SER. B, 39(8): 1-26.

- ENGLUND, F. (1999): Emissions of volatile organic compounds (VOC) from wood. Trätekt - Swedish Institute for Wood Technology Research.
- ENGLUND, F. (2010): Mätning av emissioner från inredningsmaterial. In: Fjaestad, M. (Hrsg.): Bevarande inomhusmiljö? Neutrala material i museimiljö. Swedish National Heritage Board (Riksantikvarieämbetet), Sprache: schwedisch, S. 27-36.
- ENGLUND, F.; NUSSBAUM, R. M. (2000): Monoterpenes in Scots pine and Norway spruce and their emission during kiln drying. In: *Holzforschung* 54 (5): 449-456.
- EU-BAUPVO – EU-Bauproduktenverordnung (Nr. 305/2011): Verordnung (EU) Nr. 305/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. März 2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Aufhebung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union.
- EU-LCI WORKING GROUP (2020): Agreed EU-LCI values (Stand: Dezember 2020). <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/44905> (09.03.2020).
- FARMER, R. H. (1962a): Corrosion of metals in association with wood. Part 1: Corrosion by acidic vapours from wood. In: *Wood*, 27: 326-328.
- FARMER, R. H. (1962b): Corrosion of metals in association with wood. Part 2: Corrosion of metals in contact with wood. In: *Wood*, 27: 443-446.
- FECHTER, J.-O.; ENGLUND, F.; LUNDIN, A. (2006): Association between temperature, relative humidity and concentration of volatile organic compounds from wooden furniture in a model room. In: *Wood Material Science & Engineering*, 1 (2): 69-75.
- FENGEL, D.; WEGENER, G. (1989): *Wood. Chemistry, ultrastructure, reactions*. Walter de Gruyter, Berlin.
- GACA, P.; DZIEWANOWSKA-PUDLISZAK, A. (2005): Volatile organic compounds (VOC) emission of selected wood species and other materials applied in furniture manufacture. In: *Drewno*, 48 (173): 119-125.
- GIBSON, L. T.; WATT, C. M. (2010): Acetic and formic acids emitted from wood samples and their effect on selected materials in museum environments. In: *Corrosion Science*, 52 (1): 172-178.
- GRANSTRÖM, K. (2005): Emissions of volatile organic compounds from wood. Dissertation. Karlstad University.

- GROSCH, W. (1987): Reactions of hydroperoxides – products of low molecular weight. In: Chan, H. W.-S. (Hrsg.): Autoxidation of unsaturated lipids. London, S. 95-140.
- GRZYWACZ, C. M. (2006): Monitoring for gaseous pollutants in museum environments. The Getty Conservation Institute, Getty Publications, Los Angeles.
- HAFIZOĞLU, H. (1983): Wood extractives of *Pinus sylvestris* L., *Pinus nigra* Arn. and *Pinus brutia* Ten. with special reference to nonpolar components. In: *Holzforschung*, 37 (6): 321-326.
- HAGUE, J.; MANN, R.; REILLY, M.; RYAN, G.; YOUNG, S. (2009): A review of the potential impact of VOC emissions on the future market share for engineered wood products. Final report. Forest & Wood Products Australia.
- HANOVER, J. W. (1992): Applications of terpene analysis in forest genetics. In: *New Forests* 6 (1-4): 159-178.
- HASEGAWA, A.; IKEDA, M.; SASAKI, K.; SALTHAMMER, T.; GUNSCHERA, J. (2006): The effect of drying temperature on chemical-substance emission rate from solid wood. In: *Healthy Buildings, proceedings of the 8th international conference, Lisbon, Portugal*, S. 143-146.
- HEITKAMP, K. (1999): Entwicklung von Detektionssystemen für die HPLC-Bestimmung von Lipidhydroperoxiden. Dissertation. Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal.
- HERB, M.; BECKER, G. (2006): Verteilung und Häufigkeit von Harzgallen im Holz der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.). In: *Holz als Roh- und Werkstoff* 64 (2): 150-156.
- HÖLLBACHER, E. (2016): Indoor emissions - A study on various sources of volatile organic compounds in a close-to-reality model room. Dissertation. TU Wien.
- HÖLLBACHER, E.; RIEDER-GRADINGER, C.; HABLA, E.; FÜRHAPPER, C.; STRATEV, D.; WEIGL, M. (2014): VOC emissions from wood products and indoor air quality. Project report.
- HOLMBOM, B.; EKMAN, R. (1978): Tall oil precursors of Scots pine and Common spruce and their change during sulphate pulping. In: *Acta Academiae Aboensis, SER. B*, 38(3): 1-11.
- HORN, W.; JANN, O.; KASCHE, J.; BITTER, F.; MÜLLER, D.; MÜLLER, B. (2007): Umwelt- und Gesundheitsanforderungen an Bauprodukte - Ermittlung und Bewertung der VOC-Emissionen und geruchlichen Belastungen. Umweltbundesamt (Hrsg.), Texte: 16/2007.

- HYTTINEN, M.; MASALIN-WEIJO, M.; KALLIOKOSKI, P.; PASANEN, P. (2010): Comparison of VOC emissions between air-dried and heat-treated Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and European aspen (*Populus tremula*) wood. In: *Atmospheric Environment*, 44 (38): 5028-5033.
- IRLE, M.; BARBU, M. C. (2010): Wood-based panel technology. In: Thoemen, H.; Irle, M.; Sernek, M. (Hrsg.): *Wood-Based-Panels. An introduction for specialists*. London, S. 1-94.
- JANN, O.; WILKE, O.; BRÖDNER, D. (1999): Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Ermittlung der Emission flüchtiger organischer Verbindungen aus beschichteten Holzwerkstoffen und Möbeln. Umweltbundesamtes (Hrsg.), Texte: 74/1999.
- JANTUNEN, M. J.; KATSOUYANNI, K.; KNÖPPEL, H.; KÜNZLI, N.; LEBRET, E.; MARONI, M.; SAARELA, K.; SRÁM, R.; ZMIROU, D. (1999): Air pollution exposure in European cities: the EXPOLIS study. Final report. National Public Health Institute.
- JUNGE, M. (2004): Neue chirale Cyclodextrinderivate für die enantioselektive Gaschromatographie. Dissertation. Universität Hamburg.
- KASANEN, J.-P.; PASANEN, A.-L.; PASANEN, P.; LIESIVUORI, J.; KOSMA, V.-M.; ALARIE, Y. (1998): Stereospecificity of the sensory irritation receptor for nonreactive chemicals illustrated by pinene enantiomers. In: *Archives of Toxicology*, 72 (8): 514-523.
- KIVIMÄENPÄÄ, M.; MAGSARJAV, N.; GHIMIRE, R.; MARKKANEN, J.-M.; HEIJARI, J.; VUORINEN, M.; HOLOPAINEN, J. K. (2012): Influence of tree provenance on biogenic VOC emissions of Scots pine (*Pinus sylvestris*) stumps. In: *Atmospheric Environment*, 60 (): 477-485.
- KRANIOTIS, D.; NYRUD, A. Q.; ENGLUND, F.; NORE, K. (2015): Moisture buffering, energy potential and VOC emissions of wood exposed to indoor environments. 8th International Cold Climate HVAC Conference. Dalian, China, 10/2015 (Conference Paper).
- LANGE, W.; KUBEL, H.; WEIßMANN, G. (1989): Die Verteilung der Extraktstoffe im Stammholz von *Pinus sylvestris* L. In: *Holz als Roh- und Werkstoff*, 47 (12): 487-489.
- LANGE, W.; STEVANOVIĆ JANEŽIĆ, T. (1993): Chemical composition of some *Pinus sylvestris* L. oleoresins from southern Serbia, Bosnia and Makedonia. In: *Holzforschung*, 47 (3): 207-212.
- LANGE, W.; WEIßMANN, G. (1988): Die Zusammensetzung der Harzbalsame von *Pinus sylvestris* L. verschiedener Herkünfte. In: *Holz als Roh- und Werkstoff*, 46 (4): 157-161.

- LARSEN, A.; ENGLUND, F.; SUOMI-LINDBERG, L.; SAARELA, K.; KRISTENSEN, T. (1998): Emission from wood-based products declaration model, Main report and Appendices. Nordic Wood - Wood and Environment. Copenhagen, Dänemark.
- LARSEN, A.; FROST, L.; WINTHER FUNCH, L. (2000): Emission of volatile organic compounds from wood and wood-based materials. Working Report and Appendices (Nr. 15). Danish Technological Institute, Wood Technology.
- MACIĄG, A.; MILAKOVIĆ, D.; CHRISTENSEN H. H.; ANTOLOVIĆ V.; KALEMBA, D. (2007): Essential oil composition and plant-insect relations in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: Scientific Bulletin of the Technical University of Lodz, Food Chemistry and Biotechnology, 71 (1008): 71-95.
- MAKOWSKI, M. (2007): Untersuchungen über die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von OSB aus Kiefernholz (*Pinus sylvestris* L.). Dissertation. Universität Hamburg.
- MANNINEN, A.-M.; PASANEN, P.; HOLOPAINEN, J. K. (2002): Comparing the VOC emissions between air-dried and heat-treated Scots pine wood. In: Atmospheric Environment, 36 (11): 1763-1768.
- MANTANIS, G. I.; ATHANASSIADOU, E. T.; BARBU, M. C.; WIJNENDAELE, K. (2018): Adhesive systems used in the European particleboard, MDF and OSB industries. In: Wood Material Science & Engineering, 13(2): 104-116.
- MANTAU, U.; DÖRING, P.; HILLER, D. (2013): Holzeinsatz im Bauwesen – Verwendungsstrukturen nach Gebäuden und Gewerken. In: Weimar, H.; Jochem, D. (Hrsg.): Holzverwendung im Bauwesen – Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“. Thünen Report 9, S. 1-70.
- MERCIER, B.; PROST, J.; PROST, M. (2009): The essential oil of turpentine and its major volatile fraction (alpha- and beta-pinenes): a review. In: International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 22 (4): 331-342.
- MØLHAVE, L.; NIELSEN, G. D. (1992): Interpretation and limitations of the concept "total volatile organic compounds" (TVOC) as an indicator of human responses to exposures of volatile organic compounds (VOC) in indoor air. In: Indoor Air, 2 (2): 65-77.
- NAWAR, W. W. (1984): Chemical changes in lipids produced by thermal processing. In: Journal of Chemical Education, 61(4): 299-302.
- NIEDERMAYER, S.; FÜRHAPPER, C.; NAGL, S.; POLLERES, S.; SCHÖBER, K. P. (2013): VOC sorption and diffusion behavior of building materials. In: European Journal of Wood and Wood Products, 71 (5): 563-571.

- NIEMZ, P.; WAGENFÜHR, A. (2012): Werkstoffe aus Holz. In: Wagenführ, A; Scholz, F. (Hrsg.): Taschenbuch der Holztechnik. 2., aktualisierte Auflage, Leipzig, S. 127-259.
- OCHOCKA, J. R.; ASZTEMBORSKA, M.; SYBILSKA, D.; LANGA, W. (2008): Determination of enantiomers of terpenic hydrocarbons in essential oils obtained from species of Pinus and Abies. In: *Pharmaceutical Biology*, 40 (5): 395-399.
- OHLMEYER, M.; MAKOWSKI, M.; FRIED, H.; HASCH, J.; SCHÖLER, M. (2008a): Influence of panel thickness on the release of volatile organic compounds from OSB made of Pinus sylvestris L. In: *Forest Products Journal*, 58 (1-2): 65-70.
- OHLMEYER, M.; MAKOWSKI, M.; SCHÖLER, M.; HASCH, J.; FRIED, H. (2008b): Entwicklung von Konzepten zur Reduzierung von VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen unter Berücksichtigung des Herstellungsprozesses – weiterführende Untersuchungen. Abschlussbericht, Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- OHLMEYER, M.; MENNICKE, F.; POTH, S. (2020): Erarbeiten eines objektiven Verfahrens unter Berücksichtigung der Besonderheiten von Holz und Holzwerkstoffen bei der Bewertung ihres Einflusses auf die Innenraumluftqualität (HoInRaLu), TV 1: Untersuchungen unter realen Raumluftbedingungen. Thünen Report 81. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- OHLMEYER, M.; STECKEL, V. (2012): Untersuchungen über den Einfluss der Prüfbedingungen auf Höhe und Zusammensetzung der Emissionen flüchtiger organischer Bestandteile (VOC) aus Holzprodukten und Transporteigenschaften von VOC in Holzprodukten. Schlussbericht. Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- OHLMEYER, M.; VAGT, J.; SCHÖLER, M.; HASCH, J. (2012): Untersuchung über den Einfluss des Produktionsprozesses auf die Entstehung von VOC-Emissionen aus Mitteldichten Faserplatten (MDF). Abschlussbericht, Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- PACKMAN, D.F. (1960): The acidity of wood. In: *Holzforschung*, 14(6): 178-183.
- PANDA, H. (2008): Handbook on oleoresin and pine chemicals - rosin, terpene derivatives, tall oil, resin & dimer acids). Asia Pacific Business Press Inc., Delhi.
- PARDOS, J. A.; LANGE, W.; WEIßMANN, G. (1990): Morphological and chemical aspects of Pinus sylvestris L. from Spain. In: *Holzforschung*, 44 (2): 143-146.
- PERSSON, M.; SJÖDIN, K.; BORG-KARLSON, A.-K.; NORIN, T.; EKBERG, I. (1996): Relative amounts and enantiomeric compositions of monoterpene hydrocarbons in xylem and needles of Picea abies. In: *Phytochemistry*, 42 (5): 1289-1297.

- PETERS, J.; FISCHER, K.; FISCHER, S. (2008): Characterization of emissions from thermally modified wood and their reduction by chemical treatment. In: *Bioresources*, 3 (2): 491-502.
- PICHELIN, F. (2002): OSB. In: Johansson, C.-J.; Pizzi, T.; van Leempu, M. (Hrsg.): *Wood adhesion and glued products. Working Group 2: Glued wood products*. 2. Auflage, S. 36-41.
- QUE, Z.-L.; WANG, F.-B.; LI, J.-Z.; FURUNO, T. (2013): Assessment on emission of volatile organic compounds and formaldehyde from building materials. In: *Composites Part B: Engineering*, 49: 36-42.
- RICHTER, R. (2008): Untersuchungen zur Zusammensetzung der flüchtigen Bestandteile von Ginseng- und Schinus-Arten. Dissertation. Universität Hamburg.
- RISHOLM-SUNDMAN, M. (2002): VOC-emissions from Wood Based Panels. Tagungsband "Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie", 2. Fachtagung am 21.-22.03.2002, S. 152-157.
- RISHOLM-SUNDMAN, M.; LUNDGREN, M.; VESTIN, E.; HERDER, P. (1998): Emissions of acetic acid and other volatile organic compounds from different species of solid wood. In: *Holz als Roh- und Werkstoff*, 56 (2): 125–129.
- ROFFAEL, E. (1989): Abgabe von flüchtigen organischen Säuren aus Holzspänen und Holzspanplatten. In: *Holz als Roh- und Werkstoff*, 47(11): 447-452
- ROFFAEL, E.; SCHNEIDER, T.; DIX, B. (2015): Effect of oxidising and reducing agents on the release of volatile organic compounds (VOC) from strands made of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: *Wood Science and Technology*, 49(5): 957-967.
- ROßKAMP, E. (2012): Innenraum. In: Vohr, H.-W. (Hrsg.): *Toxikologie*. Band 1: Grundlagen der Toxikologie. Weinheim, S. 325-358.
- RÜCKERT, J. (1986): Korrosionsverhalten von Metallen in Verbindung mit Holz. In: *Werkstoffe und Korrosion*, 37 (6): 336-339.
- SADOF, C. S.; GRANT, G. G. (1997): Monoterpene composition of *Pinus sylvestris* varieties resistant and susceptible to *Dioryctria zimmermani*. In: *Journal of Chemical Ecology*, 23 (8): 1917-1927.
- SALTHAMMER, T. (2009): Environmental test chambers and cells. In: Salthammer, T.; Uhde, E. (Hrsg.): *Organic Indoor Air Pollutants - Occurrence, Measurement, Evaluation*. 2. komplett überarbeitete Auflage, Weinheim, S. 101-115.
- SALTHAMMER, T. (2011): Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. In: *Chemosphere*, 82 (11): 1507-1517.

- SALTHAMMER, T.; BOEHME, C.; MEYER, B.; SIWINSKI, N. (2003): Release of primary compounds and reaction products from oriented strand board (OSB). In: Healthy Buildings, proceedings of the 7th international conference, Singapore, S. 160-165.
- SALTHAMMER, T.; FUHRMANN, F. (1996): Emission of monoterpenes from wooden furniture. In: Indoor Air, proceedings of the 7th international conference on indoor air quality and climate, Nagoya, Japan, S. 607-612.
- SALTHAMMER, T.; FUHRMANN, F. (2000): Release of acetic acid and furfural from cork products. In: Indoor Air, 10(2): 133-134.
- SCHERER, C. (2011): VOC-Emissionen aus Dämmstoffen – Vergleich von herkömmlichen mit nachwachsenden Produkten. Konferenzbeitrag, Fachsymposium "Dämmstoffe – Neue Erkenntnisse und Messmethoden", 11.10.2011, Stuttgart.
- SCHIEWECK, A; SALTHAMMER, T. (2009): Emissions from construction and decoration materials for museum showcases. In: Studies in Conservation, 54(4): 218-235.
- SCHNEIDER, T.; DIX, B. (2006): Möglichkeiten zur Reduzierung der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) von Oriented Strand Boards (OSB). Tagungsband "Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie", 3. Fachtagung am 18.-19.05.2006, S. 155-168.
- SCHULZ, C.; CONRAD, A.; BECKER, K.; KOLOSSA-GEHRING, M.; SEIWERT, M.; SEIFERT, B. (2007a): Twenty years of the German Environmental Survey (GerES): human biomonitoring - temporal and spatial (West Germany/East Germany) differences in population exposure. In: International Journal of Hygiene and Environmental Health, 210 (3-4): 271-297.
- SCHULZ, C.; SEIWERT, M.; BECKER, K.; CONRAD, A.; HÜNKEN, A.; MÜSSIG-ZUFIKA, M.; KOLOSSA-GEHRING, M. (2007b): Kinder-Umwelt-Survey (KUS) – Aufenthaltszeiten und -orte der Kinder in Deutschland. In: Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 12 (5): 266.
- SCHUMACHER, P.; TRATAMILLER, M.; GROSSER, B. (1997): Beeinträchtigung der Qualität von Fichtenholz durch Harzgallen in Abhängigkeit von der Durchforstungsintensität. In: Holz als Roh- und Werkstoff, 55 (2-4): 254.
- SEIFERT, B. (1999): Richtwerte für die Innenraumluft - Die Beurteilung der Innenraumluftqualität mit Hilfe der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert). In: Bundesgesundheitsblatt, 42 (3): 270-278.
- SEIFERT, T.; BREIBECK, J.; SEIFERT, S.; BIBER, P. (2010): Resin pocket occurrence in Norway spruce depending on tree and climate variables. In: Forest Ecology and Management, 260 (3): 302-312.

- SENITKOVA, I. (2014): Impact of indoor surface material on perceived air quality. In: *Materials Science and Engineering C*, 36: 1-6.
- SHMULSKY, R. (2000a): Influence of lumber dimension on VOC emissions from kiln-drying loblolly pine lumber. In: *Forest Products Journal*, 50 (3): 63-66.
- SHMULSKY, R. (2000b): Influence of drying schedule on VOC emissions from kiln-drying loblolly pine lumber. In: *Forest Products Journal*, 50 (4): 45-48.
- SJÖDIN, K.; PERSSON, M.; BORG-KARLSON, A.-K.; NORIN, T. (1996): Enantiomeric compositions of monoterpene hydrocarbons in different tissues of four individuals of *Pinus sylvestris*. In: *Phytochemistry*, 41 (2): 439-445.
- SJÖDIN, K.; PERSSON, M.; FÄLDT, J.; EKBERG, I.; BORG-KARLSON, A.-K. (2000): Occurrence and correlations of monoterpene hydrocarbon enantiomers in *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. In: *Journal of Chemical Ecology*, 26 (7): 1701-1720.
- SJÖDIN, K.; PERSSON, M.; NORIN, T. (1992): Enantiomeric compositions of monoterpene hydrocarbons in the wood of healthy and top-cut *Pinus sylvestris*. In: *Phytochemistry*, 32(1): 53-56.
- STACHOWIAK-WENCEK, A.; PRĄDZYŃSKI, W.; KRZYWOSIŃSKA, P. (2011): Investigations on volatile organic compounds (VOC) emissions from wood-based materials. In: *Annals of Warsaw University of Life Science - SGGW, Forestry and Wood Technology*, 76: 59-63.
- STACHOWIAK-WENCEK, A.; PRĄDZYŃSKI, W.; MATEŃKO-NOŻEWNIK, M. (2014): Emission of volatile organic compounds (VOC) from UV-cured water-based lacquer products. In: *Drewno*, 57 (191), S. 87-96.
- STACHOWIAK-WENCEK, A.; ZBOROWSKA, M.; PRĄDZYŃSKI, W.; WALISZEWSKA, B. (2015): Emissions of volatile organic compounds from lacquer coatings used in the furniture industry, modified with nanoparticles of inorganic metal compounds. In: *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 39: 251-259.
- STECKEL, V. (2011): Einfluss von Trocknungs- und Prüfbedingungen auf die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.). Dissertation. Universität Hamburg.
- STECKEL, V.; WELLING, J.; OHLMEYER, M. (2010): Emissions of volatile organic compounds from convection dried Norway spruce timber. The final conference of COST Action E53: "The future of quality control for wood & wood products, Edinburgh, Großbritannien, 05/2010.

- STECKEL, V.; WELLING, J.; OHLMEYER, M. (2013): Product emissions of volatile organic compounds from convection dried Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) timber. In: International Wood Products Journal, 2 (2): 75-80.
- STRATEV, D.; GRADINER, C.; TERS, T.; FACKLER, K.; KUNCINGER, T.; SREBOTNIK, E. (2011): Fungal pretreatment of pine wood to reduce the emission of volatile organic compounds. In: Holzforschung, 65 (4): 461-465.
- STRATEV, D.; GÜNTHER, E.; STEINDL, J.; KUNCINGER, T.; SREBOTNIK, E.; RIEDER-GRADINER, C. (2015): Industrial waste water for biotechnological reduction of aldehyde emissions from wood products. In: Holzforschung, 69 (4): 463-469.
- TEMNERUD, E. (1999): The occurrence of resin pockets in sawlog populations of *Picea abies* [L.] Karst. from five geographic regions in Sweden. In: Scandinavian Journal of Forest Research, 14 (2): 143-155.
- TEMNERUD, E.; VALINGER, E.; SUNDBERG, B. (1999): Induction of resin pockets in seedlings of *Pinus sylvestris* L. by mechanical bending stress during growth. In: Holzforschung, 53 (4): 386-390.
- THOLE, V. (2009): Verwertungsorientierte Untersuchungen der Holzarten *Fagus sylvatica* (Buche) und *Abies grandis* (Küstentanne) aus nachhaltig bewirtschafteten Mischbeständen zur Herstellung innovativer zukunftsfähiger Holzprodukte und Holzwerkstoffe. Teilvorhaben 3. Schlussbericht. Fraunhofer Institut für Holzforschung.
- THORIN, J.; NOMMIK, H. (1974): Monoterpene composition of cortical oleoresin from different clones of *Pinus sylvestris*. In: Phytochemistry, 13 (9): 1879–1881.
- THÜNEN-INSTITUT (2014): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info>, Auftragskürzel: 77Z1JI_L244of_2012_bi und 77Z1PA_L417mf_0212_bi, Aufruf am 20.11.2017.
- TÜMEN, İ.; REUNANEN, M. (2010): A comparative study on turpentine oils of oleoresins of *Pinus sylvestris* L. from three districts of Denizli. In: Records of Natural Products, 4 (4): 224-229.
- TURTOLA, S.; MANNINEN, A.-M.; HOLOPAINEN, J. K.; LEVULA, T.; RAITIO, H.; KAINULAINEN, P. (2002): Secondary metabolite concentrations and terpene emissions of Scots pine xylem after long-term forest fertilization. In: Journal of Environmental Quality, 31 (5): 1694–1701.
- TURTOLA, S.; MANNINEN, A.-M.; RIKALA, R.; KAINULAINEN, P. (2003): Drought stress alters the concentration of wood terpenoids in Scots pine and Norway spruce seedlings. In: Journal of Chemical Ecology, 29 (9): 1981-1995.

- UBA – Umweltbundesamt (2017): Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit, GerES. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/belastung-des-menschen-ermitteln/deutsche-umweltstudie-zur-gesundheit-geres> (04.01.2018).
- VDI 4301-BLATT 7 (2017): Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messen von Carbonsäuren. Verein Deutscher Ingenieure.
- VDI 6022-BLATT 3 (2011): Raumluftechnik, Raumlufqualität – Beurteilung der Raumlufqualität. Verein Deutscher Ingenieure.
- VOLKMER, T.; MOSER, R.; LORENZ, T.; VON ARX, U.; HASS, P.; NIEMZ, P. (2014): Einfluss des Hitze-Druck-Dämpfens auf das optische Erscheinungsbild und das Emissionsverhalten von Eichenholz. In: Bauphysik, 36 (2): 80-86.
- WEIGL, M.; FÜRHAPPER, C.; NIEDERMAYER, S.; HABLA, E.; NOHAVA, M.; NAGL, S.; POLLERES, S. (2014): VOC emissions from building materials: results from lab and model room trials. In: International Wood Products Journal, 5 (3): 136-138.
- WENSING, M. (2017): Nationale und europäische Konzepte zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten. Workshop „Emissionsarme Bauprodukte und Wohngesundheit“, Fraunhofer WKI, Braunschweig, 02/2017.
- WIDHALM, B.; RIEDER-GRADINGER, C.; KUNCINGER, T.; SREBOTNIK, E. (2017): Biodegradation of terpenes for emission-reduced oriented strand boards (OSB). In: Holzforschung, 71(3): 259-264.
- WIEGNER, K.; HAHN, O.; HOM, W.; FARKE, M.; KALUS, S.; NOHR, M.; JANN, O. (2012): Determination of formic and acetic acid emissions in indoor air from building products. In: Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 72 (3): 84-88.
- WILKE, O.; HORN, W.; WIEGNER, K.; JANN, O.; BREMSER, W.; BRÖDNER, D.; KALUS, S.; JURITSCH, R.; TILL, C. (2009): Untersuchungen zur Verbesserung der Messung von flüchtigen organischen Verbindungen aus Fußbödenbelägen im Rahmen der gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.
- WILKE, O.; SCHULZ, C.; RICHTER, M. (2012): Test chamber measurements for the robustness validation of the test method for the determination of VOC-emissions from construction products into indoor air. In: Healthy Buildings, proceedings of the 10th international conference, Brisbane, Australia, S. 142-143.
- WILKE, O.; WIEGNER, K.; JANN, O.; BRÖDNER, D.; SCHEFFER, H. (2012): Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen. Umweltbundesamtes (Hrsg.), Texte: 07/2012.

- WILKE, O.; WIEGNER, K.; SCHEFFER, H.; BRÖDNER, D. (2011): VOC-emissions from plywood boards. In: Indoor Air, proceedings of the 12th international conference on indoor air quality and climate, Austin Texas USA, S. 1444–1446.
- WILLEM, H.; SINGER, B. C. (2010): Chemical emissions of residential materials and products: review of available information. Report. Lawrence Berkeley National Laboratory.
- WILLFÖR, S.; HEMMING, J.; REUNANEN, M.; ECKERMAN, C.; HOLMBOM, B. (2003): Lignans and lipophilic extractives in Norway spruce knots and stemwood. In: *Holzforschung*, 57 (1): 27-36.
- WO 2005042218 A1: OSB panel. Erfinder: Steinwender, M.; Jacobs, S.; Schlusen, K. (2005).
- WO 2006032267 A1: Timber or derived timber product, method for producing the same. Erfinder: Aehlig, K. (2006).
- WO 2006039914 A1: Method for reducing the release of volatile organic compounds (voc) from wood and wood chip products and wood materials derived therefrom in particular particle boards. Erfinder: Roffael, E.; Schneider, T.; Dix, B. (2006)
- WO 2009156258 A1: Method of reducing emissions (reducing aldehyde) from wood and wood-based materials by using glue comprising preservatives and/or antioxidants. Erfinder: Wiegner, K.; Jann, O.; Wilke, O. (2009)
- WO 2014064209 A1: Method for producing a wood material. Erfinder: Kuncinger, T.; Gradinger, C.; Stratev, D. (2014)
- WO 2014072304 A1: Method for reducing the emission of volatile organic compounds from wood materials, and wood materials. Erfinder: Hasch, J.; Borowka, J. (2014)
- WO 2017050949 A1: Method for reducing the emission of volatile organic compounds made of wood materials, and wood materials. Erfinder: Kalwa, N; Müller, D.; Thielecke, G. (2017)
- WOLKOFF, P. (1998): Impact of air velocity, temperature, humidity, and air on long-term voc emissions from building products. In: *Atmospheric Environment*, 32 (14-15): 2659-2668.
- WOOLFENDEN, E. (2009): Standardized methods for testing Emissions of Organic Vapors from Building Products to Indoor Air. In: Salthammer, T.; Uhde, E. (Hrsg.): *Organic Indoor Air Pollutants - Occurrence, Measurement, Evaluation*. 2. komplett überarbeitete Auflage, Weinheim, S. 119-146.

- YRIEIX, C.; DULAURENT, A.; LAFFARGUE, C.; MAUPETIT, F.; PACARY, T.; UHDE, E. (2010): Characterization of VOC and formaldehyde emissions from a wood based panel: results from an inter-laboratory comparison. In: *Chemosphere*, 79 (4): 414-419.
- YRIEIX, C.; MAUPETIT, F.; RAMALHO, O. (2004): Determination of VOC emissions from French wood products. 4th European Wood-Based Panel Symposium. Sep 2004, Hannover, Deutschland.
- YU, C. W. F.; KIM, J. T. (2012): Long-term impact of formaldehyde and VOC emissions from wood-based products on indoor environments; and issues with recycled products. In: *Indoor and Built Environment*, 21 (1): 137-149.
- ZELLWEGER, C.; HILL, M.; GEHRIG, R.; HOFER, P. (1997): *Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen - Methodik und Resultate*. 2. Auflage, EMPA, Bundesamt für Energie, Schweiz.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 70	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
71	Thomas Schmidt, Felicitas Schneider, Dominik Leverenz, Gerold Hafner Lebensmittelabfälle in Deutschland – Baseline 2015 –
72	Friederike Mennicke, Martin Ohlmeyer, Vera Steckel, Jörg Hasener, Julia Borowka, Joachim Hasch Entwicklung einer Prüfmethode für die schnelle Bestimmung von VOC aus Holzprodukten zur frühzeitigen Ableitung des langfristigen Emissionsverhaltens und Qualitätskontrolle bei der Herstellung von Holzwerkstoffen
73	Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS) Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 1
73	Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS) Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 2 (Anhang)
74	Jan T. Benthien, Susanne Gäckler, Martin Ohlmeyer Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung der Durchtrittbeständigkeit von Pferdebox-Ausfachungsböhlen sowie Entwicklung von Alternativen zu derzeit verwendeten Ausfachungsmaterialien für den Bau von Pferdeboxen
75	Sophie Drexler, Gabriele Broll, Axel Don, Heinz Flessa Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands
76	Mirko Liesebach (ed.) Forstpflanzenzüchtung für die Praxis, 6. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung vom 16. bis 18. September 2019 in Dresden, Tagungsband
77	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2018 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2018
78	Alexandra Purkus, Jan Lütke, Dominik Jochem, Sebastian Rüter, Holger Weimar Entwicklung der Rahmenbedingungen für das Bauen mit Holz in Deutschland: Eine Innovationssystemanalyse im Kontext der Evaluation der Charta für Holz 2.0
79	Peter Elsasser, Kerstin Altenbrunn, Margret Köthke, Martin Lorenz, Jürgen Meyerhoff Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland



- 80 Lutz Laschewski, Andreas Tietz
Auswirkungen überregional aktiver Investoren in der Landwirtschaft auf ländliche Räume : Ergebnisse aus zwei Fallstudien
- 81 Martin Ohlmeyer, Friederike Mennicke, Saskia Poth
Erarbeiten eines objektiven Verfahrens unter Berücksichtigung der Besonderheiten von Holz und Holzwerkstoffen bei der Bewertung ihres Einflusses auf die Innenraumluftqualität (HolnRaLu), TV 1: Untersuchungen unter realen Raumluftbedingungen
- 82 Marlen Haß, Martin Banse, Claus Deblitz, Florian Freund, Inna Geibel, Alexander Gocht, Peter Kreins, Verena Laquai, Frank Offermann, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Jörg Rieger, Claus Rösemann, Petra Salamon, Maximilian Zinnbauer, Max-Emanuel Zirngibl
Thünen-Baseline 2020 – 2030: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
- 83 Marc Simon Weltersbach, Carsten Riepe, Wolf-Christian Lewin, Harry V. Strehlow
Ökologische, soziale und ökonomische Dimensionen des Meeresangelns in Deutschland
- 84 Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Cora Vos, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß
**Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2019
 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2019**
- 85 Andreas Tietz, Richard Neumann, Steffen Volkenand
Untersuchung der Eigentumsstrukturen von Landwirtschaftsfläche in Deutschland
- 86 Katja Butter, Martin Ohlmeyer
Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen





THÜNEN

Thünen Report 86

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-227-6



9 783865 762276