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

Martin Ohlmeyer, Friederike Mennicke, Saskia Poth

Thünen Report 81

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:*
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. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 146 p, Thünen Rep 81, DOI:10.3220/REP1598858077000

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 81

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 978-3-86576-216-0
DOI:10.3220/REP1598858077000
urn:nbn:de:gbv:253-202008-dn062604-8

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

Martin Ohlmeyer, Friederike Mennicke, Saskia Poth

Thünen Report 81

Dr. Martin Ohlmeyer, Friederike Mennicke und Saskia Poth
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 81

Braunschweig/Germany, August 2020

Schlussbericht
zum Vorhaben

Thema:

Erarbeiten eines objektiven Verfahrens unter Berücksichtigung der Besonderheiten von Holz und Holzwerkstoffen bei der Bewertung ihres Einflusses auf die Innenraumluftqualität; Untersuchungen unter realen Raumluftbedingungen (Akronym: HolnRaLu); Teilvorhaben 1: Untersuchungen unter realen Raumluftbedingungen

Zuwendungsempfänger:

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Holzforschung

Förderkennzeichen:

22008514

Laufzeit:

01.04.2016 bis 31.12.2019

Monat der Erstellung:

12/2019

Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Inhalt

1 Danksagung 1

2 Zusammenfassung 3

3 Abstract 5

4 Einleitung 7

4.1 Kenntnisstand 8

4.2 Zielsetzung 19

5 Material und Methoden 20

5.1 Erstellung von Modellhäusern unter Verwendung definierter Baumaterialien 20

5.2 Methoden 29
5.2.1 Bestimmung von VOC-Emissionen der Baumaterialien 29
5.2.2 Bestimmung der Innenraumluft-Konzentration der Modellhäuser 31
5.2.3 Messung des Klimas in den Modellhäusern und der Außenluft 35
5.2.4 Messung der Luftwechselrate der Modellhäuser 35
5.2.5 Berechnung des quantitativen Zusammenhangs der flächenspezifischen Emissionsrate der Baumaterialien und der VOC-Konzentration der Innenräume 36
5.2.6 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten 39

6 Ergebnis und Diskussion 41

6.1 Modellhaus Typ 1 41
6.1.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe 41
6.1.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum 49
6.1.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen 51
6.1.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode 52
6.1.5 Zusammenfassung 54

6.2 Modellhaus Typ 2 55
6.2.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe 55
6.2.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum 63
6.2.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen 65
6.2.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode 66
6.2.5 Zusammenfassung 68

6.3 Modellhaus Typ 3 69
6.3.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe 69

6.3.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum 76
6.3.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen 78
6.3.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode 79
6.3.5 Zusammenfassung 80
6.4 Modellhaus Typ 4 82
6.4.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe 82
6.4.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum 90
6.4.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen 92
6.4.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode 93
6.4.5 Zusammenfassung 95
6.5 Fazit der Modellhaus-Messungen 96
6.6 Auswertung der Klimadaten 98
6.6.1 Außenklima 98
6.6.2 Raumklima 100
6.7 Zusammenhang zwischen der Innenraumluft-Konzentration und den klimatischen Bedingungen 103
6.8 Zusammenhang zwischen der Raumluft-Konzentration und der Luftwechselrate 108
6.8.1 Modellhaus Typ 1 108
6.8.2 Modellhaus Typ 3 109
6.8.3 Modellhaus Typ 4 110
6.8.4 Zusammenfassung und Fazit 112
6.9 Untersuchung der Konzentrationsänderung im Tagesverlauf 114
6.10 Untersuchung der VOC-Konzentration der Außenluft 116
7 Fazit und Schlussfolgerungen 117
8 Handlungsempfehlungen 119
9 Abkürzungsverzeichnis i
10 Abbildungsverzeichnis ii
11 Tabellenverzeichnis iv
12 Literaturverzeichnis viii

1 Danksagung

Für die Mitarbeit und Unterstützung ein herzliches Dankeschön

an die Kooperationspartner des Gesamtvorhabens

- Dr. Alexandra Schieweck und Dr. Jan Gunschera,
  Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Braunschweig

- Herr Thomas Elster,
  81fünf high-tech & holzbau AG, Lüneburg

- Frau Christina Reimann und Herr Lars Schmidt,
  Bundesverband der Säge- und Holzindustrie e.V. (DeSH), Berlin

- Herr Walter Meyer und Herr Georg Lange,
  Bundesverband Deutscher Fertigbau e.V. (BDF), Bad Honnef

- Herr Ahmed Al Samarraie und Herr Erwin Taglieber,
  Deutsche Holzfertigbau-Verband e.V. (DHV), Ostfildern

- Herr Lukas Freise,
  Deutscher Holzwirtschaftsrat e.V., Berlin

- Herr Johannes Niedermeyer,
  Holzbau Deutschland – Bund Deutscher Zimmermeister im Zentralverband des Deutschen Baugewerbes e.V. (ZDB), Berlin

- Herr Richard Adriaans,
  Informationsverein Holz e.V., Düsseldorf

- Dr. Tobias Wiegand und Herr Jan Pfeifer,
  Studiengemeinschaft Holzleimbau e.V., Wuppertal

- Dr. Anemon Strohmeyer und Dr. Peter Sauerwein,
  Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie (VHI), Berlin

- Dr. Tobias Wiegand,
  Verband Holzfaser Dämmstoffe e.V. (VHD), Wuppertal

- Herr Wilhelm Bauer,
  ZimmerMeisterHaus Service & Dienstleistungs-GmbH, Schwäbisch Hall

an die ausführenden Baufirmen

- Prause Holzbauplaner GmbH & Co KG, Lindlar
- Cordes Holzbau GmbH & Co. KG, Rotenburg (Wümme)
- FingerHaus GmbH, Frankenberg
- RUST DACHWERK GmbH, Glinde
- Wilhelm Bruns GmbH, Hamburg

an die Lieferanten für Baustoffe und Bauteile

- best wood Schneider GmbH, Eberhardzell
- EGGER Holzwerkstoffe GmbH & Co. KG, Wismar
- inVENTer GmbH, Löberschütz
- Klenk Holz GmbH, Baruth
- Kramer & Schuster GmbH, Hamburg
- KRINNER Schraubfundamente GmbH, Straßkirchen
- MOLL bauökologische Produkte GmbH, Schwetzingen
- Ohle GmbH & Co. KG, Hamburg
- Pahlaß & Preuß Metallbau GmbH, Eldena
- Pfleiderer Deutschland GmbH, Neumarkt
- Stora Enso Wood Products GmbH, Pfarrkirchen
- WOLFIN Bautechnik GmbH, Wächtersbach-Neudorf

2 Zusammenfassung

Der Mensch hält sich überwiegend in Innenräumen auf. Somit ergibt sich die Forderung nach einer unbedenklichen Innenraumluftqualität. Neben zahlreichen anderen Faktoren wie Lüftungs- und Nutzerverhalten wird die Innenraumluftqualität auch von den verwendeten Bauprodukten beeinflusst, somit auch von Holz und Holzwerkstoffen. Es existieren Bewertungskriterien für diese Eigenschaft, die aber Besonderheiten der Holzverwendung derzeit unberücksichtigt lassen.

Daher sollten in diesem Forschungsvorhaben wissenschaftlich belastbare Kriterien für die Bewertung der Abgabe von flüchtigen organischen Verbindungen von Holz-Bauprodukten unter Berücksichtigung von realistischen Einbaubedingungen erarbeitet werden. Ziel war eine Bewertung der Produkte im Hinblick auf ihre beabsichtigte Verwendung in unterschiedlichen Bauteilen zu ermöglichen, bei der auch unterschiedliche Einflussfaktoren einer realistischen Einbausituation betrachtet werden. Dazu wurden vier Modellhäuser mit unterschiedlichen Wandkonstruktionen und Materialkombinationen gefertigt und auf dem Gelände des Thünen-Instituts aufgestellt. Die Baumaterialien, die zur Errichtung der Modellhäuser verwendet wurden, wurden normgerecht in Emissionskammern hinsichtlich ihrer VOC-Abgabe geprüft. Diese Ergebnisse wurden mit der Raumluftkonzentration der Modellhäuser verglichen.

Um eine Aussage über zu erwartende langfristige Raumluftkonzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen und deren Abhängigkeit von den jahreszeitlichen Temperatur- und Luftfeuchteänderungen zu erhalten, wurden die Modellhäuser über einen Zeitraum von 114 Wochen regelmäßig beprobt. Daraus sollte abgeschätzt werden, ob eine Aussage über das Langzeitverhalten der Materialien bei einer Untersuchung über den normativ vorgesehenen Zeitraum von 28 Tagen repräsentativ ist. Darüber hinaus sollten in der Arbeit weitere Einflussfaktoren auf die Raumluftkonzentration systematisch bewertet werden: Innen- und Außenklima sowie Luftwechselraten. Aus den Erkenntnissen sollten Schlussfolgerungen für eine zukünftige Betrachtung von Holzprodukten im verbauten Zustand bezüglich ihrer Emissionsbewertung gezogen und Handlungsempfehlungen für Anwender, Industrie, Behörden, Ausschreibung und Auftragsvergabe abgeleitet werden.

Die Kammermessungen ergaben, dass die eingesetzten Konstruktionsmaterialien aus Holz flüchtige organische Verbindungen in erwartetem Umfang abgaben: Produkte aus Nadelholz emittierten hauptsächlich Terpene, neben Aldehyden und organischen Säuren. Vollholzelemente aus Kiefer wiesen im Vergleich die höchsten Konzentrationen auf. Holzwerkstoffe emittierten VOC wie der Rohstoff, aus dem sie hergestellt waren, allerdings veränderten sich die Verhältnisse der Stoffzusammensetzung durch die Herstellungsprozesse. Die Messungen von OSB und Spanplatten ergaben höhere Aldehyd-Emissionen und die der Dämmstoffe hauptsächlich Essigsäure-Emissionen.

In der Raumluft der Modellhäuser wurden vorrangig Aldehyde und Terpene, und damit VOC, die die Holzmaterialien emittierten, gemessen. Zu Beginn der Messungen nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann wiederum im darauffolgenden Herbst und Winter. Die Ausgangskonzentrationen

wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht. Es wird somit erkennbar, dass die Konzentrationen in den Modellhäusern dem Grunde nach abnahmen, wie dies auch bei den Produktprüfungen über einen Zeitraum von 28 Tagen und länger zu beobachten ist. Allerdings wird diese Konzentrationsabnahme von den Außen- und Innentemperaturen überlagert: Bei höheren Temperaturen sind die Konzentrationen grundsätzlich höher. Die höchsten Werte wurden jeweils im Sommer und die Minima im Winter gemessen. Grundsätzlich hatte der Luftwechsel einen Einfluss auf die Raumluftkonzentration der Modellhäuser, der im Bereich zwischen 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} deutlicher war als zwischen 0,5 h^{-1} und 1 h^{-1}.

Der Vergleich der unterschiedlichen Modellhäuser zeigt, dass dem Grunde nach höhere Raumluftkonzentrationen gemessen werden, wenn Produkte mit höherem Emissionspotenzial eingesetzt werden. Es wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen betrachtet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit q = 0,5 m^3 m^{-2} h^{-1} führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Eine Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den Baustoffemissionen scheint für alle VOC unter Annahme eines gleichen Beladungsszenarios hinsichtlich der beabsichtigen Verwendung nicht möglich. Ableitungen der minimalen Konzentrationen im Winter und auch maximalen Konzentration im Sommer können ebenso wenig getroffen werden. Das Jahreszeitenminimum in den Wintermonaten wich je nach Baustoffwahl von der mittleren Raumluftkonzentration um den Faktor 2,7 bis 6,1 ab. Bei der Abweichung des Maximums im Sommer zur mittleren Konzentration betrug der Faktor 2,6 bis 3,3. Insbesondere verhielten sich hier die VOC-Gruppen systematisch unterschiedlich: Die Aldehyde wurden durch den jahreszeitlichen Temperatureffekt stärker beeinflusst als die Terpene.

Diese Projektergebnisse zeigen, dass produktspezifische Anpassungen der Bauproduktprüfung und -bewertung unter Berücksichtigung der beabsichtigen Verwendung umgesetzt werden sollten: Einzelne Substanzen bzw. Stoffgruppen sollten grundsätzlich differenziert betrachtet werden. Eine Bewertung der Produktemissionen anhand eines Summenwertes reflektiert die festgestellten Zusammenhänge zur Raumluftkonzentration nicht hinreichend und sollte daher für holzbasierte Materialien regulatorisch nicht angewendet werden.

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass der Einfluss der Außentemperaturen auf die Raumluftkonzentrationen sehr groß ist. Dies wurde hier an verschiedenen Modellhäusern in Holzbauweise festgestellt. Es darf aber angenommen werden, dass dies auch für andere Bauweisen und -systeme zutrifft. Daher ist aus bauphysikalischer Perspektive zielführend dem (sommerlichen) Wärmeschutz im Hinblick auf die Raumluftqualität mehr Bedeutung beizumessen. Denn es erscheint offensichtlich, dass die Außentemperatur einen so erheblichen Einfluss auf die Konzentrationen in Gebäuden hat, dass diese bei langfristiger Gebäudenutzung dem Einfluss der eingesetzten Baustoffe überwiegt.

Keywords: VOC, Emissionsprüfung, Innenraumluft-Konzentrationen, Holzbau, Klimabedingungen

3 Abstract

People spend most of their time indoors. Hence there is a demand for a good indoor air quality. Various factors have an effect on the indoor air quality. These are for example the ventilation and occupant's behaviour, but also wood and wood-based products as building materials. Criteria for evaluation of the air quality do not take the specific of the usage of wood into consideration.

Therefore, in this research project, scientifically reliable criteria should be evaluated for the release of volatile organic compounds from wood-based products at realistic installation situations. The objective was the evaluation of a material considering their specific intended use. Therefore, four model houses with different wall constructions and material combinations were constructed on the site of the Thünen Institute in Hamburg. All construction materials used were tested in standardised emission chambers regarding their VOC-release. The results of these emission tests were compared with the VOC concentration in the model houses.

In order to determine the long-term VOC concentrations of the model houses and their dependence on seasonal changes of temperature and air humidity, the houses were regularly tested over a period of 114 weeks. This was tested to provide a statement if the long-term emission of materials is representative against the determination over the standardised test duration of 28 days. Furthermore, other parameters, like indoor and outdoor climate as well as air change rates, were analysed for their effect on indoor air concentration.

Finally, conclusions will be drawn on the emission evaluation of wood-based products with regard to their intended use. In addition, the results will be used to recommend courses of action for users, industry, authorities, as well as the tendering and awarding of contracts.

The chamber tests showed that the wood-based construction materials emitted volatile organic compounds to an expected extent: In addition to aldehydes and organic acids, soft wood products emitted mainly terpenes. Solid pine wood elements had the highest emission rates. Wood-based panels released the same compounds as their constituents, but their ratios of composition differed. This was due to the process parameters during production. The chamber tests of OSB and particle board resulted in higher aldehyde emissions whereas acetic acid dominated the emissions of the insulating material.

Aldehydes and terpenes, and thus the main VOC emitted by the wood-based materials, were primarily measured in the air of the model houses. At the beginning of the measurements, concentrations of all VOC decreased. As the experiment progressed the concentrations increased during spring and summer and diminished again in the following autumn and winter. The initial high VOC concentrations were not reached again during the entire measurement period. This revealed that the concentrations of VOC basically declined, as also observed at the emissions tests of the products. However, this decrease in concentration is superimposed by the outdoor and indoor temperatures: At higher temperatures the concentrations are generally higher. The highest values were

measured in summer and the lowest values in winter. In principle, the air exchange rate had an influence on the indoor air concentration in the model houses, especially in the range from 0 h^{-1} to 0.5 h^{-1} as opposed to 0.5 h^{-1} and 1 h^{-1}.

The comparison of the different model houses showed that basically higher indoor concentrations of VOC were measured when products with a higher emission potential are used. In order to derive the mean indoor air concentration from emission rates of the building materials, different approaches were investigated: The sum of the VOC concentrations of all wall materials after applying q = 0.5 m^3 m^{-2} h^{-1} resulted in an extreme overestimation of indoor air concentration. A derivation of the mean indoor air concentration of VOC-based on the product emissions does not seem possible assuming the same loading scenario with regard to the intended use. Besides that, it is also not possible to derive the minimum concentrations in winter and maximum concentrations in summer. Depending on the choice of building material, the seasonal minimum and maximum deviated from the mean indoor air concentration by a factor of 2.7 to 6.1 and of 2.6 to 3.3, respectively. In particular, the VOC groups behaved systematically differently: the aldehydes were more influenced by the seasonal temperature effect than the terpenes.

The results of the project revealed that product specific adjustments of the emission test and evaluation of materials should take the intended use into account: in general, individual substances or substance groups should be considered in a differentiating way. A validation of the product emissions based on the total of VOC does not adequately reflect the correlations to the indoor air concentration and should therefore not be used for regulations for wood-based materials. The emission evaluation has to take into the account the intended use of the product.

The outdoor temperature had a high effect on the indoor VOC concentration. This was determined at different model houses of wood-based construction. However, it can be assumed that this applies also for other constructions. Therefore, regarding the indoor air quality, more importance should be attached to (summer) thermal protection. It seems obvious, that the influence of the outdoor temperature on the VOC concentration overweigh the influence of the used wood-based building materials with long-term building use.

Keywords: VOC, emission test, indoor air concentration, wood construction, climate conditions

4 Einleitung

Da sich der Mensch überwiegend im Innenraum aufhält, ergibt sich die Forderung nach einer unbedenklichen Innenraumluft, die als Grundanforderung an Bauwerke unter dem Punkt der Hygiene, Gesundheit und des Umweltschutzes in der EU-Bauproduktenverordnung verankert ist. Flüchtige organische Verbindungen (VOC) von Baustoffen werden in verschiedenen biogenen und anthropogenen Prozessen freigesetzt und nehmen Einfluss auf Luftqualität im Innenraum. In der Literatur werden VOC in Verbindung mit dem Sick Building Syndrome (SBS) beziehungsweise der Building Related Illness (BRI) genannt. Diese Krankheiten äußern sich beim Menschen durch Symptome wie Kopfschmerzen, Irritationen der Augen- und Atemwegsschleimhäute oder Müdigkeit (Kreiss, 1989; Mølhave et al., 1993; Mølhave et al., 1997).

Zu den Quellen von VOC zählen auch Holz und Holzwerkstoffe, die großflächig als Baumaterialien verwendet werden (Sterling, 1985; Samfield, 1992; Kostiainen, 1995; Wolkoff und Nielsen, 2001; Salthammer und Bahadir, 2009). Deren Verwendung soll nach dem Aktionsplan zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe der Bundesregierung zukünftig weiter gesteigert werden (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2009). Vor diesem Hintergrund und der aktuell anhaltenden Diskussion über den Einfluss der VOC auf die menschliche Gesundheit (Jones, 1999; Salthammer und Bahadir, 2009), gewinnt die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Abgabe flüchtiger organischer Verbindungen von Baumaterialien und der Innenraumluftqualität eine zunehmende Bedeutung.

Zur Bewertung der Freisetzung von VOC aus Bauprodukten wurde die horizontale Norm DIN EN 16516:2017 erarbeitet, die die Prüfmethodik zur Bestimmung der Emissionen in die Innenraumluft beschreibt. Die Erarbeitung eines Standards zur Klassifizierung von VOC-Emissionen der so geprüften Produkte steht zum Zeitpunkt dieser Berichterstattung noch aus. Bauprodukte, die eine CE-Kennzeichnung nach der Bauproduktenverordnung erhalten, müssen zukünftig die Produkteigenschaften nach dieser Norm deklarieren.

Dabei weisen Holz und Holzwerkstoffe aufgrund ihrer Eigenschaften als Naturstoff Besonderheiten gegenüber den sonst gängig eingesetzten Baustoffen auf. Diese sind in erster Linie durch Inhomogenität und Variabilität der Holzanatomie und auch der chemischen Zusammensetzung des Holzes gekennzeichnet, die unter anderem anhand des Extraktstoffgehaltes das Emissionspotential eines Werkstoffes bestimmt. Diese Inhomogenität führt zu einer hohen Variabilität des Emissionspotentials.

Mit der vorliegenden Arbeit soll ein objektives Verfahren erarbeitet werden, das unter Berücksichtigung der genannten Besonderheiten die VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen hinsichtlich deren Einflüsse auf die Innenraumqualität bewertet. Dazu soll unter anderem für Holz und Holzwerkstoffe beurteilt werden, inwieweit die Langzeitemissionen durch den in der Norm beschriebenen 28-Tageswert bestimmt werden können. Im Rahmen dieses Vorhabens werden dazu vier Modellhäuser nach dem Vorbild des Referenzraums der DIN EN 16516:2017 mit unter-

schiedlichen, üblich verwendeten holz- und holzwerkstoffbasierten Wandaufbauten errichtet und über mehrere Monate mit Innenraumluftmessungen begleitet. Parallel dazu werden die verwendeten Baustoffe nach DIN EN 16516:2017 geprüft. Anhand der gewonnenen Daten soll die Übertragbarkeit der Prüfkammerwerte auf die Innenraumwerte unter realitätsnahen Bedingungen bewertet werden. In diesem Zusammenhang werden Aussagen über die Einflussfaktoren auf die Emissionsraten und Raumluftkonzentrationen getroffen.

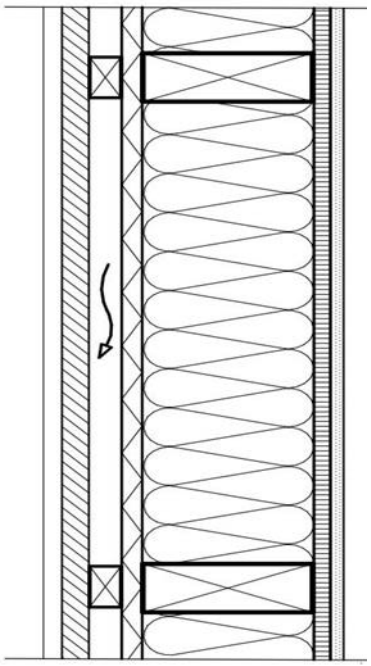
4.1 Kenntnisstand

Überblick über verschiedene Holzbauweisen

Infolge der guten Verfügbarkeit und Bearbeitbarkeit von Holz zählen Holzbauten zu den ältesten Bauwerken der Menschheit. In Nordamerika, Skandinavien wie auch Deutschland hat sich insbesondere das Holztafel-/Holzrahmenbausystem[1] im Wohnungsbau bis heute bewährt (Moro et al., 2009). Eine Holzrahmenbauwand besteht aus dem tragenden Ständerwerk, sowie Dämm- und Abdichtungsebenen (Abbildung 1). Das Ständerwerk setzt sich aus Schwelle, Ständer und Rähm zusammen. Für Durchdringungen wie Fenster und Türen werden zusätzlich Riegel eingezogen. Verwendet wird in der Regel Konstruktionsvollholz oder auch Brettschichtholz für eine Außenwand. Im Laufe der Zeit haben sich die unterschiedlichsten Systeme entwickelt, oftmals auch geprägt durch lokalbedingte handwerkliche Voraussetzungen der ausführenden Betriebe. Als aussteifende Beplankung lassen sich beispielsweise diverse Plattenmaterialien einsetzen. Auf der Innenseite des lastabtragenden Holzrahmens werden Holzwerkstoffplatten (oftmals OSB) und darauf eine Gipskartonplatte montiert. Die OSB kann aufgrund ihres Dampfdiffusionswiderstands die Funktion einer Dampfbremse übernehmen. Nach außen wird das Ständerwerk in der Regel mit einer diffusionsoffenen Holzfaserdämmplatte beplankt. Durch eine (von innen nach außen) diffusionsoffene Bauweise erhält die Wand ein hohes Austrocknungsvermögen nach außen, wodurch die Konstruktion robust gegenüber auftretenden Feuchteeinwirkungen wird (Anonymus, 2008; Cheret und Schwaner, 2013). Bei Verwendung von feuchteadaptiven Dampfbremsen auf der Innenseite besteht die Möglichkeit der Umkehrdiffusion in den Sommermonaten. Für die Gestaltung der Außenfassade gibt es verschiedene Möglichkeiten. Dabei kann direkt auf die Holzfaserdämmplatte ein diffusionsoffener Putz aufgetragen werden oder eine hinterlüftete Holzfassade montiert werden. Standardmäßig sollte eine innenseitige zusätzliche Installationsebene zwischen der OSB und der raumseitigen Verkleidung angebracht werden. Diese besteht überwiegend aus Kanthölzern und einer dazwischen liegenden Dämmung und soll ungewollte Durchdringungen der Luftdichtigkeitsebene verhindern.

[1] Der Holztafelbau stellt eine Sonderform des Holzrahmenbaus dar, der sich insbesondere durch einen höheren Grad an Vorfertigung auszeichnet. Auf diese Details soll in diesem Projekt nicht näher eingegangen werden, daher wird für die einfachere Lesbarkeit und Verständlichkeit des Textes im Weiteren lediglich die Holzrahmenbauweise benannt.

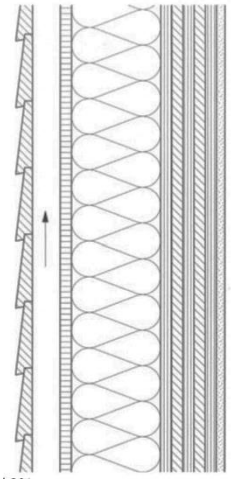
Die oben beschriebene diffusionsoffene Bauweise hat sich aus dem konventionellen Holzrahmenbau entwickelt, der sich sowohl außenseitig durch eine aussteifende Holzwerkstoffplatte und Dämmung (Hartschaumplatte) als auch innenseitig durch eine dampfsperrende Folie kennzeichnet. Diese Bauweise ist im Gegensatz zu den zuvor genannten nicht diffusionsoffen (Holzabsatzfonds, 2009).



Baustoffe von innen nach außen (von rechts nach links): Gipskartonplatte, Holzwerkstoffplatte, Ständerwerk mit Dämmung, Holzfaserdämmplatte, Konterlattung und Hinterlüftung, Fassade (2 Schichten)

Abbildung 1: Belüftete vorgehängte Außenwandbekleidung (Holzabsatzfonds, 2009)

Eine im Vergleich jüngere Bauweise zum Holzrahmenbau ist der Massivholzbau. Dabei werden vornehmlich Brettsperrholzelemente als tragende Bauteile eingesetzt. Als typische Abmessungen werden für Wandbauteile 3- bzw. 5-lagig verleimte oder verdübelte Elemente mit Dicken zwischen 80 und 120 mm eingesetzt. Auf der Innenseite können die Brettsperrholzelemente sichtbar belassen oder mit beispielsweise Gipskarton- oder -faserplatte verkleidet werden. An der Brettsperrholzaußenseite werden zusätzliche Dämmung und Holzfaserdämmplatten angebracht. Je nach Anforderung kann an der äußeren Sichtseite eine Fassade hinterlüftet oder in direktem Kontakt mit der Dämmung angebracht sein. Dampfbremsen sind bei dieser Bauweise grundsätzlich nicht erforderlich, können aber nach Bedarf auf dem Holzelement befestigt werden. (Kolb, 2007; Teibinger und Matzinger, 2013).



Baustoffe von innen nach außen (von rechts nach links): Gipskartonplatte, 5-lagiges Brettsperrholz, Dämmung, Holzfaserdämmplatte, Hinterlüftung, Fassade

Abbildung 2: Massivholzbau - Wandaufbau mit hinterlüfteter Fassade (Kolb, 2007)

Bestimmung und Bewertung von VOC-Emissionen

Für die Bestimmung von Emissionen aus Baumaterialien in die Innenraumluft wird die horizontale Norm DIN EN 16516:2017 herangezogen, in der die Prüfmethoden und entsprechenden Bedingungen beschrieben sind. Die zu testenden Baumaterialien werden in einer Prüfkammer unter definierten und gleichbleibenden Bedingungen geprüft. Die durch diese Norm bestimmten spezifischen Emissionsraten (kurz: SER für engl. *Specific Emission Rate*) eines Baumaterials beziehen sich auf die Verwendung dieses Materials in einem genormten Referenzraum unter bestimmten Bedingungen (u. a. Temperatur, Luftfeuchte und Luftwechselrate). Der Referenzraum wird herangezogen, da eine Emissionsprüfung eines Baustoffes für sämtliche Verwendungsszenarien nicht möglich ist. Die ermittelten Emissionen eines Bauprodukts werden so mittels Referenzraum auf den üblichen Einsatzzweck bezogen. Entsprechend des späteren Verwendungszwecks muss das Produkt mit dem dafür vorgesehenen Beladungsfaktor geprüft werden. Kategorisiert werden Produkte in die Verwendungszwecke Wand, Boden und Decke, kleine Oberflächen und sehr kleine Oberflächen. Aus dem durch die Produktprüfung erhaltenen SER wird dann über den Beladungsfaktor und den Luftwechsel die Konzentration in der Luft des Referenzraumes berechnet.

Die Bewertung der VOC-Konzentration im Innenraum nimmt der Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR) vor. Dieser bewertet die Innenraumluft mit sogenannten Innenraumluft-Richtwerten. Dabei gilt der Richtwert I als Vorsorgerichtwert, bei dem auch dann nicht von gesundheitlichen Beeinträchtigungen auszugehen ist, selbst wenn eine Person diesem Wert lebenslang ausgesetzt ist. Der Richtwert II ist ein wirkungsbezogener Wert. Ist dieser erreicht, gilt es unverzüglich Maßnahmen zu treffen, um den Wert zu unterschreiten.

VOC - Definitionen

Es existieren unterschiedliche Definitionen für flüchtige organische Verbindungen: DIN ISO 16000-6:2004 beschreibt basierend auf Angaben der Weltgesundheitsorganisation VOCs als organische Verbindungen in einem Siedebereich zwischen 50 °C und 260 °C. Demgegenüber definiert DIN EN 16516:2017 VOC als Verbindungen, die analytisch auf einer 5 %Phenyl-/95 %Methyl-Polysiloxan-Kapillarsäule im Elutionsbereich zwischen n-Hexan und n-Hexadecan detektiert sind. Liegen diese unterhalb von n-Hexan gelten sie als besonders flüchtig und zählen zu den VVOC (Very Volatile Organic Compounds). Sind sie hingegen dazu oberhalb von n-Hexadecan angeordnet, gehören sie zu der Gruppe der SVOC (Semi Volatile Organic Compounds). Darüber hinaus erwähnt die Norm, dass alle im Anhang G gelisteten Verbindungen als VOC angenommen werden. Die Summe aller gemessenen VOC einer Messung wird als TVOC (Total Volatile Organic Compounds) zusammengefasst. Nach DIN EN 16516:2017 werden zur Bildung des Summenwerts die Verbindungen zwischen n-Hexan und n-Hexadecan mit einer Konzentration von mindestens 5 µg m^{-3} als toluoläquivalent quantifiziert, aufsummiert und um den entsprechend berechneten Blindwert bereinigt. DIN ISO 16000-6:2004 definiert den TVOC als Summenwert aller auf Tenax TA gesammelten Verbindungen, die einschließlich zwischen n-Hexan und n-Hexadecan eluiert werden und als Gesamtfläche des Chromatogramms als Toluol-Äquivalente quantifiziert werden.

VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen

Die VOC aus Holz und Holzwerkstoffen können in Primär- und Sekundäremissionen unterteilt werden. VOC werden als Primäremissionen bezeichnet, wenn sie im Holz natürlich vorliegen. Bedeutendste Vertreter im Hinblick auf Nadelholzprodukte sind Terpene, die zusammen mit den Harzsäuren in den Harzkanälen enthalten sein können und sich aus Isopreneinheiten zusammensetzen (Ekman und Holmbom, 2000). Demgegenüber stehen Sekundäremissionen, die erst in Reaktionsprozessen mit im Holz vorliegenden Verbindungen gebildet werden. Initiiert und erhöht werden die Reaktionen beispielsweise durch hohe Temperaturen während Trocknungs- oder Pressverfahren (Frankel, 1984; Makowski et al., 2005). Dazu gehören gesättigte und ungesättigte Aldehyde, die aus den im Holz vorliegenden Fettsäuren gebildet werden. Aber auch flüchtige Carbonsäuren werden in verschiedenen Reaktionsprozessen gebildet und sind somit Sekundäremissionen.

Das Emissionspotential des Holzes bzw. Holzwerkstoffes hängt von einer Vielzahl verschiedener Faktoren ab. Nadelvollhölzer emittieren überwiegend Monoterpene, sodass Autoren deren Anteil am TVOC mit 70 bis 90 % angeben (Risholm-Sundman et al., 1998; Englund, 1999). Typische vorkommende Monoterpene sind α-Pinen, β-Pinen, 3-Caren, Limonen und Camphen (Fengel und Wegener, 1989). Aufgrund des größeren Monoterpengehaltes im Kiefernholz (Groth, 1958; Strömvall und Petersson, 1993) hat Kiefernholz ein höheres Emissionspotential als beispielsweise Fichtenholz. Im Vergleich dazu spielen die Aldehyde und organischen Säuren bei Nadelhölzern eine untergeordnete Rolle.

OSB wird im europäischen Raum vorwiegend aus Kiefernholz produziert, sodass diese unmittelbar nach der Herstellung Terpene, in erster Linie α-Pinen und 3-Caren, emittiert. Mit zunehmender Lagerdauer reduzieren sich jedoch die Emissionsraten der Terpene (Makowski et al., 2005). Charakteristisch für OSB sind ansteigende Aldehyd-Konzentrationen im Anschluss an die Herstellung. Dieser Anstieg kann einige Tage oder Wochen andauern, ehe die Konzentrationen dann abnehmen (Makowski, 2007; Ohlmeyer et al., 2008). Ursache hierfür sind Autoxidationsprozesse der ungesättigten Fettsäuren, die infolge höherer Temperaturen während der Trocknung und Produktion beschleunigt ablaufen. Unter den gesättigten Aldehyden der OSB haben üblicherweise Hexanal und Pentanal die größten Anteile. Bei den ungesättigten Aldehyden sind es (trans)-2-Octenal und 2-Heptenal. Die OSB emittiert außerdem organische Säuren, wobei hier die Hexan- und Essigsäure quantitativ bedeutsam sind.

Spanplatten, die aus Nadelhölzern hergestellt sind, emittieren überwiegend Aldehyde und Terpene, wobei der Anteil der Aldehyde höher ausfällt (Baumann et al., 1999; Baumann et al., 2000). Die Zusammensetzung der VOCs entspricht dabei im Wesentlichen der der OSB.

Zusammenfassend ist die Zusammensetzung und Höhe der Emissionen von Holz und Holzwerkstoffen von vielzähligen Faktoren abhängig wie z. B. die Produktart, eingesetzte Rohstoffe, Herstellungs- bzw. Bearbeitungsverfahren, Materialdicke oder dem Alter. Die Untersuchungen der VOC-Emissionen aus diesen Produkten sind deshalb komplex.

Einfluss der Prüfbedingungen auf die VOC-Emissionen

Neben der Auswahl des Baumaterials nehmen auch Prüfbedingungen Einfluss auf das Emissionsverhalten. Zu den wichtigen Faktoren zählen Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftwechselrate und Beladungsfaktor.

Diese Einflussfaktoren untersuchte Steckel (2011) an Kiefernvollholz. Dafür wurden die Prüfkörper im Vorfeld durch Probenzusammenstellung homogenisiert, da die Emissionen des Kiefernholzes eine starke Variation aufweisen. Die Proben wurden in einer Prüfkammer bei variierenden Einstellungen der Temperatur, Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit geprüft. Die Kiefer emittierte bei 30 °C das Doppelte bis Dreifache der Terpene im Vergleich zur Prüfung bei 23 °C. Die Luftgeschwindigkeit beeinflusste ebenfalls die Emissionsraten, wobei der Einflussfaktor von der Prüftemperatur abhing. Aus den Ergebnissen wurde abgeleitet, dass die Terpene von der Kiefer evaporationskontrolliert emittiert wurden. Die Aldehyd-Emissionen nahmen mit zunehmender Temperatur oder Luftfeuchte zu. Dies steht vermutlich in Zusammenhang mit der beschleunigten Autoxidation. Mit Reduzierung der Luftgeschwindigkeit nahmen die Emissionen der Aldehyde im Splintholz ab. Als mögliche Ursache erwähnt die Autorin die geringere Verfügbarkeit des Luftsauerstoffs, der den Autoxidationsprozess beeinflusst. Darüber hinaus wurden Kiefernproben bei unterschiedlichen Beladungsfaktoren, Luftwechselraten und flächenspezifischen Luftdurchflussraten geprüft. Die Ergebnisse der Splintholzproben entsprachen den erwarteten Werten bei variierten Bedingungen. Das bedeutet, dass sich Terpen- und Aldehyd-Emissionen überwiegend proportional zur Änderung

des Beladungsfaktors, der Luftwechselrate und der flächenspezifischen Luftdurchflussrate verhalten haben. Lediglich die Aldehyd-Emissionen bei niedrigem Beladungsfaktor und niedriger Luftwechselrate fielen leicht überproportional (Faktor: 1,3) aus. Für die Terpen-Emissionen aus den Kernholzproben traf das nicht zu. Die Änderung der gemessenen Konzentrationen verhielt sich unterproportional zu den Änderungen der Bedingungen, was ebenfalls ein Indiz für einen evaporationskontrollierten Emissionsprozess ist.

Überdies befassten sich Fechter et al. (2006) mit dem Einfluss des Innenraumklimas auf die VOC-Konzentration in einem mit ausschließlich Holzmöbeln ausgestatteten Raum. Dazu wurden Kindermöbel in einer 12 m^3-großen Prüfkammer getestet. Die Möbel bestanden im Einzelnen aus einem Kinderbett aus folierter Spanplatte sowie einem Kindertisch und einem Stuhl aus gebeiztem und lackiertem Nadelholz. Die Wände des Raumes waren aus Gipsplatten und darauf mit PVAc-Leim beklebten Tapeten aus Cellulose aufgebaut. Auf dem Fußboden wurde Baumwollteppich verlegt. Sowohl die Wandgestaltung als auch der Teppich bestanden aus emissionsfreien Materialien. Die Kindermöbel wurden zunächst konstant bei 23 °C und 50 % relativer Feuchte getestet. Anschließend wurden sie unter veränderten klimatischen Bedingungen, bei denen die relative Feuchte zwischen 30 und 80 % lag und die Temperatur zunächst bei 17 °C und später auf 28 °C erhöht wurde, geprüft. Die Luftwechselrate im Raum wurde auf 0,5 h^{-1} festgelegt. Für die Probenahme wurden zum einen mit Tenax TA gefüllte Sorptionsröhrchen für die VOC und mit DNPH gefüllte Kartuschen für Aldehyde (< C6) verwendet. Ausgewertet wurden die VOC mit dem GC/MS und die Aldehyde mittels HPLC. In der Raumluft konnten folgende VOC gemessen werden: α-Pinen, β-Pinen, 3-Caren, Limonen, Hexanal, 1-Butoxy-2-propanol und Toluol sowie Spuren von Texanol und Camphen. Sie zeigten, dass die Konzentrationen aller Verbindungen zunahmen, wenn die Temperaturen erhöht wurden. Ebenso zeigte sich, dass für polarere Verbindungen (z. B. Aldehyde) die Emissionen bei steigender Luftfeuchte zunahmen (Fechter et al., 2006).

Ergebnisse zum Diffusionsverhalten von VOC in Holz bzw. Baustoffen

Die Emissionsrate von Materialien wird durch physikalische Transportprozesse bestimmt. Dabei handelt es sich um die Diffusion innerhalb des Materials, die Evaporation, die als der Übergang von VOC in den gasförmigen Aggregatzustand an der Grenzschicht des Emittenten definiert ist, und die Desorption von bereits adsorbierten Verbindungen (Colombo et al., 1992; Wolkoff, 1995). Der Diffusionsprozess in Baumaterialien wird durch den Diffusionskoeffizienten bestimmt, wobei dieser sich aus den physikalischen Eigenschaften der Verbindung, der Temperatur sowie der Materialbeschaffenheit ergibt. Physikalische Größen, die Einfluss auf die oben genannten Transportprozesse nehmen sind Temperatur, Luftwechselrate, Luftgeschwindigkeit und die Feuchtigkeit (Colombo et al., 1992). Die Evaporation einer Verbindung wird sowohl durch die vorliegende Konzentration im Material als auch durch den Verteilungskoeffizienten in der Festphase und Gasphase bestimmt (Nelms, 1986). Des Weiteren wird der Prozess der Verflüchtigung durch die Art der VOC-Gruppen und Wechselwirkungen zwischen diesen bestimmt (Sullivan, 1975). Emissionsraten evaporationskontrollierter Emissionen steigen bei zunehmender Luftwechselrate an, da die Differenz des Dampfdrucks zwischen Material und Umgebung zunimmt. Kommt es bei diffusionskontrollierten

Emissionen zu einer geringeren Diffusionsrate im Material als Evaporationsrate an der Oberfläche, hat eine Änderung der Luftwechselrate keinen Einfluss auf die Emissionsrate des Materials (Nelms, 1986).

Meininghaus et al. (1999) platzierten verschiedene Innenraummaterialien nach dem Prinzip einer Membran zwischen zwei luftgefüllten Kammern unter definierten Bedingungen. Dabei handelte es sich nicht um holzbasierte Prüfmaterialien, sondern um verschiedene Tapeten, Gipskarton, PVC- oder Teppichboden. Die Primärkammer wurde mit definiertem VOC-Dampf beströmt, an der Sekundärkammer wurden Luftproben entnommen, deren VOC-Gehalt analytisch bestimmt wurde. Daraus konnten Rückschlüsse auf den Transportprozess und das Sorptionsverhalten von VOC durch bzw. aus verschiedenen Innenraummaterialien mit der Umgebungsluft gezogen werden. So zeigten ihre Ergebnisse bei der Bewertung der Permeabilität von Gipskarton für Verbindungen mit einem hohen Siedepunkt eine steigende Rückhaltung der Verbindung im Material. Bei Gipskarton deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass auch die Polarität, die Molekülstruktur und damit einhergehend die ungesättigten Bindungen Einfluss auf die Rückhaltung der Verbindung nehmen.

Niedermayer et al. (2013) untersuchten das Desorptions- und Adsorptionsverhalten von Holz sowie die Diffusionseigenschaften verschiedener Baumaterialien im Hinblick auf VOC. Die Ergebnisse zeigten, dass Materialien mit einer hohen Adsorptsionskapazität nach einer Dauer von 24 Stunden nur wenig VOC desorbieren, wobei die untersuchten holzbasierenden Werkstoffe eine Adsorptionskapazität von mindestens 50 % aufwiesen. Für MDF wurde eine hohe Adsorptionskapazität ermittelt, für die Drei-Schichtplatte eine vergleichsweise niedrige. Niedermayer et al. (2013) stellten fest, dass kleine, polare Verbindungen besser adsorbiert wurden als große und unpolare Verbindungen. Aufgrund der Eigenemissionen von VOC war es schwierig Aussagen zum Diffusionsverhalten bei OSB zu treffen. Hohe Diffusionsraten bei MDF und geringe bei der Drei-Schichtplatte wurden auf die Materialeigenschaften Dicke, Dichte, Porosität und Partikelgröße zurückgeführt.

Ergebnisse bisheriger Untersuchungen zur Innenraumluftqualität

Insbesondere die Wände beeinflussen die Innenraumluftqualität, da sie im Vergleich zur Decke und zum Fußboden den größten Flächenanteil eines Raums bilden. Verschiedene Arbeiten befassten sich in der Vergangenheit mit dem Einfluss von Wandkonstruktionen auf die Innenraumluftqualität:

Innenraumluftmessungen über 23 Wochen in zwei verschiedenen Modellräumen, die in Anlehnung an den Referenzraum der CEN TS 16516:2013 gebaut wurden, ergaben, dass die TVOC-Konzentrationen in beiden Räumen mit zunehmender Dauer abnahmen (Höllbacher et al., 2015). Ein Modellraum war aus OSB konstruiert, der andere aus Brettsperrholz. Das Innenraumklima unterlag dabei Schwankungen zwischen 19 °C und 26 °C Temperatur beziehungsweise 38 % und 63 % relativer Luftfeuchte. Im Mittel betrugen die Werte für den Brettsperrholz-Modellraum 22,5 °C und 49,7 % sowie 22 °C und 50,8 % für den OSB-Modellraum. Der TVOC der Innenraumluft des Brettsperrholzraumes wurde durch Terpene dominiert und reduzierte sich über die gesamte Messdauer

in geringerem Maße als der TVOC-Wert im Modellraum OSB. Hier bestand der TVOC im Schnitt zu 52 % aus Aldehyden und zu 38 % aus Terpenen. Im Vergleich zu Literaturwerten fielen die prozentualen Abnahmen der Konzentrationen gering aus, was auf die 10-wöchige Lagerdauer der Materialien zurückgeführt wurde.

In einer weiteren Arbeit untersuchten Höllbacher et al. (2016) den Einfluss der Inneneinrichtung auf die Raumluftqualität. Dabei erfolgte die Untersuchung parallel an den oben beschriebenen Modellräumen aus OSB und Brettsperrholz. In den Räumen herrschten definierte Klima- und Luftwechselbedingungen, um Effekte dieser auf die Konzentrationen ausschließen zu können. Die Räume wurden nach Erstellung schrittweise mit Bodenbelägen und Möbeln ausgestattet, dadurch konnte der Einfluss des Einrichtungsprozesses auf die Innenraumluftqualität ermittelt werden. Während sich die Konzentration des TVOC im OSB Modellraum stets reduzierte, zeigte sich nach dem Installieren einer Akustikdecke und dem Einbringen der Möbel im zweiten Modellraum ein Anstieg des TVOC. Die Ursache hierfür waren nach Darstellung der Autoren hohe Essigsäure-Konzentrationen der Decke und hohe Terpen-Konzentrationen der Möbeleinrichtung. Sie kamen zu dem Schluss, dass die Emissionen eines Produktes stark durch die umgebenden Materialien beeinflusst werden, die Senken-, Quell- oder Grenzeffekte zeigen.

Nagl et al. (2013) konstruierten in dem Artikel „Untersuchung zur Raumluftqualität an zwei unterschiedlichen Versuchsräumen in Holzrahmenbauweise“ zwei Räume mit einem Volumen von je 30 m³, deren mit Steinwolle gedämmte Holzrahmenkonstruktion (Fichte) innenseitig mit OSB beplankt war. Zusätzlich wurde in dem zweiten Modellraum auf die OSB eine Gipskartonplatte montiert. Als VOC-Sperre sowie zur Luftdichtheit wurde außenseitig des Holzrahmens eine Aluminiumverbundfolie verklebt und eine Spanplatte montiert. Auch der Fußboden und die Decke wurden nach diesem Schema konstruiert, jedoch wurde für das Konstruktionsvollholz der Decke Kiefer verwendet. Die Werte der Temperatur, relativen Luftfeuchte und Luftwechselrate wurden auf 23°C, 50 % und 0,5 h^{-1} festgelegt. Probennahmen erfolgten nach Fertigstellung sowie nach 1, 3, 7, 14, 28 und 56 Tagen. Ziel der Untersuchung war das Monitoring von VOC-Emissionen und die Konzentrationssenkung in den Räumen. Dabei zeigte sich, dass in dem Raum mit innenseitiger OSB-Beplankung die zu Beginn hohen TVOC-Konzentrationen (2443 µg m^{-3}) nach zwei Wochen auf 800 µg m^{-3} gesunken waren. In dem Modellraum mit der zusätzlich aufgebrachten Gipskartonplatte wurde festgestellt, dass die Gipskartonplatte eine bremsende und senkende Wirkung der VOC-Emissionen aus den OSB hatte und somit geringere TVOC-Maximalwerte (1550 µg m^{-3}) zu einem späteren Zeitpunkt erreicht wurden. Nach einer Prüfdauer von zwei Monaten lag der TVOC-Wert des OSB Raums ohne Beplankung etwas höher (425 µg m^{-3}) als der mit Gipskarton-Beplankung (303 µg m^{-3}). In beiden Räumen hatte die Essigsäure den größten Anteil aller Emissionen (Nagl et al., 2013).

Weigl et al. (2016) verglichen in einer weiterführenden Untersuchung der Arbeit von Nagl et al. (2013) TVOC-Werte der Raumluft zwischen Modellräumen, deren Innenwände ebenfalls unterschiedlich beplankt wurden. Der Grundaufbau der Modellräume entsprach dabei der in Nagl et al. (2013) beschriebenen Konstruktion. Zusätzlich wurde in zwei weiteren Versuchsdurchgängen je

eine Schicht Dampfsperre (sd = 10 m und sd = 100 m) zwischen der OSB und Gipskartonplatte angebracht. Die sd 10m-Dampfsperre erhöhte die Verdunstungskinetik und führte zu einer Reduktion der Abnahmerate des TVOC-Wertes. Das hatte zur Folge, dass dieser Modellraum im Vergleich zu den anderen am 28. Prüftag die höchste TVOC-Konzentration aufwies. Erst nach 32 Wochen wurden die Konzentrationen als durchschnittlich eingestuft. Die sd 100 m-Dampfsperrschicht führte zu einer deutlichen Reduktion der Ausgangskonzentration des TVOC, die auch im weiteren Prüfverlauf anhielt, sodass durch diese Variante der Dampfsperre geringe Konzentrationen erreicht wurden. Die Autoren leiteten aus den Ergebnissen ab, dass die Bewertung des 28-Tageswertes der Bauproduktprüfung nicht das Langzeitverhalten der VOC-Emissionen in einem Innenraum wiedergeben kann, insbesondere wenn die eingesetzten Materialien hohe Abklingraten der Emissionen aufweisen. Dies ist bei Holzprodukten der Fall. Des Weiteren konnten sie herausarbeiten, dass auch ein nur mit OSB innenseitig beplankter Raum bei entsprechend langer und ausreichender Lüftung eine gute Innenraumluftqualität erreichen kann.

Den Einfluss der Baumaterialien auf das Langzeitverhalten des TVOC-Wertes eines Innenraums untersuchten Weigl et al. (2016) anhand von Raumluftmessungen in Containern, die mit verschiedenen Baumaterialien konstruiert wurden. Die Innenraumkonzentration der Container wurde über einen Zeitraum von bis zu 620 Tagen regelmäßig gemessen. Als Referenz diente ein Stahlcontainer, der die geringsten TVOC-Konzentrationen aufwies. Einer der Container war mit Brettsperrholz konstruiert (Querschnitte der Wandaufbauten waren der Literatur nicht zu entnehmen). Dieser zeigte zu Beginn eine starke Abnahme der TVOC-Konzentration, wobei sich die Abnahmerate mit der Zeit weiter reduzierte. Nach drei Monaten Prüfdauer wurden die Konzentrationen als niedrig bewertet und nach 6 Monaten war der TVOC-Wert auf dem Niveau des Referenzraums. Den höchsten TVOC-Wert wies der Innenraum eines Containers auf, dessen Holzrahmenbau mit Lehm verkleidet war. Die Abnahmerate war zu Beginn sehr hoch und wurde mit zunehmender Zeit geringer. Die TVOC-Konzentrationen waren auch nach 28 Tagen Prüfdauer stark erhöht und im Gegensatz zu den übrigen Containern, konnte hier kein Ausgleichszustand ermittelt werden, wenn auch die Messwerte nach einem Jahr im Durchschnitt der Messwerte für die übrigen Container lagen. Eine kurzzeitige Erhöhung der Prüftemperatur von 20 °C auf 33 °C führte zu einer Erhöhung der TVOC-Konzentration, diese reduzierte sich jedoch zusammen mit der Temperatur wieder.

Schieweck (2018) untersuchte sowohl verschiedene Baumaterialien, als auch Modellwände und reale Wohngebäude auf ihre VVOC-Konzentrationen. Die Messungen in den Wohngebäuden erfolgten in vier Häusern verschiedener Hersteller zwischen Bauphase und Bezug durch die Bewohner. Aus den Messungen konnte abgeleitet werden, dass die verwendete Baukonstruktion einschließlich der Materialien Einfluss auf die Innenraumkonzentration nimmt. Die Inbetriebnahme einer Lüftungsanlage in den Wohngebäuden führte nur teilweise zu einer Verminderung der Konzentrationen. In einem der Häuser reduzierten sich sie Werte trotz der Lüftung nicht, sondern stiegen sogar an. Als eine mögliche Ursache wird eine hohe Quellstärke der Werkstoffe genannt.

Die Untersuchung der Innenraumluft zweier Wohnungen im Zeitraum von einem Jahr ab Fertigstellung führte zu dem Ergebnis, dass die TVOC-Konzentrationen innerhalb der ersten zwei bis drei

Wochen stark abnahmen und ab Tag 40 einen stabilen Wert erreichten (Wolkoff et al., 1991). Die Wandaufbauten waren mit Mineralwolle gefüllte Kassetten aus Spanplatten. Eine der beiden Wohnungen blieb unbewohnt, die andere wurde sechs Wochen nach der Fertigstellung bezogen. Ein Vergleich zeigte höhere Konzentrationen im bewohnten Haus sowie einen saisonalen Einfluss. In beiden Wohnungen nahmen die Konzentrationen der detektierten Terpene zunächst ab. Nach 200 Messtagen (Monat Mai) begannen die Werte im unbewohnten Haus wieder zu anzusteigen. Hingegen nahmen die Konzentrationen zum gleichen Zeitraum im bewohnten Haus weiterhin ab und stiegen erst ab dem Herbst wieder an. Die Terpenquelle wurde auf die Baumaterialien zurückgeführt. Während der Sommermonate wurde ein starker Anstieg der Hexanal-Emissionen in den Räumen, insbesondere den bewohnten, gemessen. Wolkoff et al. (1991) führten das auf die erhöhten Temperaturen in Kombination mit einer erhöhten Luftwechselrate zurück. Die Messdaten dieser Studie verglichen Mølhave et al. (1996) mit Messergebnissen unter Laborbedingungen und Verwendung mathematischer Modelle. Diese Modelle ergaben, dass bis zum Messtag 200 die eingesetzten Baumaterialien hauptsächlich Quellen der VOC-Emissionen in der Innenraumluft sind. Mit zunehmender Zeit verlieren diese mehr an Bedeutung und Emissionsquellen durch die Bewohner sind hauptverantwortlich für die Innenraumluftqualität (Mølhave et al., 1996).

Auch Crump et al. (1997) untersuchten die Innenraumluftqualität verschiedener Häuser und führten dazu über zwei Jahre Emissionsmessungen in vier neugebauten Häusern durch. Zwei Häuser wurden in Holzrahmenbauweise gebaut, die übrigen zwei wurden mit einem Mauerwerk errichtet. Parallel dazu testeten sie die Baumaterialien in Kammermessungen auf ihr Emissionsverhalten. In allen Häusern nahmen die TVOC-Konzentrationen in den ersten vier Monaten sehr stark ab. Bis auf drei konnten alle untersuchten Baumaterialien als potentielle Emissionsquellen identifiziert werden, wobei sich keine eindeutigen Zuordnungen treffen ließen. Gründe hierfür waren unter anderem die hohe Anzahl an VOC und die Gegebenheit, dass für die Verbindungen mehrere potentielle Quellen zugeordnet wurden. Die Höhe der TVOC-Konzentrationen zwischen den zwei Haustypen zeigte keine signifikanten Unterschiede. Jedoch war die Zusammensetzung des TVOC verschieden. Die Innenraumluft der Häuser mit Mauerwerk wies in vielen Messungen Decan-Konzentrationen auf, die in der Luft der Häuser mit Holzrahmenbau nicht detektiert wurden. Aussagen zu holztypischen VOC wie z. B. α-Pinen in der Innenraumluft werden von Crump et al. (1997) nicht angegeben. Während der Sommermonate nahmen die TVOC-Konzentrationen in allen Haustypen zu. Die Autoren führten das auf die höheren Temperaturen in dieser Zeit zurück.

Innenraummessungen von VOC im Winter und Sommer 1993 in insgesamt 12 Wohnungen ergaben unter Berücksichtigung der gemessenen Luftwechselrate im Sommer höhere Emissionsraten der detektierten Verbindungen im Vergleich zum Winter. Aus den Messdaten wurden Korrelationen zwischen VOC-Konzentrationen, Temperatur, relativer Luftfeuchte und Ozonkonzentrationen erstellt, jedoch konnten keine eindeutigen Aussagen über die Zusammenhänge der Variablen gemacht werden, da die Ermittlung der verschiedenen Einflüsse zu ungenau war (Reiss et al., 1995).

Zellweger et al. (1997) verglichen gemessene Raumluftkonzentrationen mit den zu erwartenden Konzentrationen, die sie aus Konzentrationen von Produktprüfungen der verbauten Materialien

berechneten. Über die Wandaufbauten der beprobten Räumlichkeiten ist nichts Näheres bekannt, bis auf die Verwendung einer Haftbrücke, Gipsputz und Raufasertapete im Zuge von Renovierungsarbeiten. Auf holzbasierte Wandkonstruktionen lässt sich durch die Angaben nicht schließen. Die Raumluftmessungen erfolgten in Wohnungen zum Teil kurz nach Renovierungen. Beim Vergleich mit VOC-Konzentrationen der Außenluft zeigte sich, dass nach der Renovierung die eingebrachten Baumaterialien die Emissionsquellen der VOC in der Innenraumluft darstellten. Die Autoren kamen zu dem Ergebnis, dass die Konzentrationen der Baumaterialien in der Kammerprüfung deutlich schneller abklingen als in den Realräumen. Die Ergebnisse der berechneten, erwarteten Raumluftkonzentrationen überschätzten die tatsächlich gemessenen Konzentrationen im Innenraum. Die Autoren führten das unter anderem auf die geringere Anzahl an möglichen Senken in den Prüfkammern zurück. Darüber hinaus ergaben Vergleichsmessungen, dass Materialien mit hohen Prüfkammerkonzentrationen auch hohe Mengen VOC in die Innenraumluft abgeben.

In einer Feldstudie in fünf europäischen Städten wurden Innenraumkonzentrationen in unterschiedlichen Gebäudearten (privat und öffentlich) sowohl während der Sommer- als auch Wintermonate untersucht, um Zusammenhänge zwischen den VOC-Quellen im Innenraum und den Innenraumkonzentrationen ableiten zu können. Dabei wurden sowohl Innenraum- als auch Außenmessungen durchgeführt und zur Beurteilung der Ergebnisse die Innenraumausstattung, Zweck des Gebäudes, Innenraumaktivitäten und Belüftungsarten berücksichtigt (Missia et al., 2010). Die Autoren kamen dabei zu dem Ergebnis, dass besonders hohe Innenraumkonzentrationen entweder auf das kürzliche Einbringen neuer Baumaterialien oder auf durch das Nutzerverhalten eingebrachte VOC-Quellen zurückzuführen sind. Der Vergleich der Messungen zwischen den Jahreszeiten ergab, dass sich mit Ausnahme einiger Aldehyde die Konzentrationen während des Winters erhöhten. Vermutlich ist dieser Effekt durch ein reduziertes Lüftungsverhalten während der Kälteperiode bedingt. Außerdem zeigten die Autoren anhand eines Neubaus die zeitliche Abhängigkeit der VOC-Konzentrationen. In dem neugebauten Haus wurde die erste Messung nach zwei Monaten durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt war das Haus unbewohnt. Die zweite Messung erfolgte im bewohnten Zustand 19 Monate später. Die Messungen zeigten für Aromaten starke Reduktionen der Konzentrationen. Hingegen wurde für die Carbonylverbindungen ein Anstieg der Konzentrationen gemessen, was die Autoren damit erklärten, dass diese Emissionen nicht aus den Baumaterialien stammten.

Knudsen et al. (1998) verglichen sensorisch gemessene Daten zur Beurteilung der Emissionen von Bauprodukten mit Werten aus Realhäusern einer Feldstudie. Dabei war das Ziel auf Grundlage der Ergebnisse der Baumaterialprüfungen eine Vorhersage zur Raumluftqualität von Realräumen treffen zu können. Die Autoren geben jedoch an, dass die Werte der Vorhersage eine deutlich schlechtere Innenraumluftqualität ergaben als die Ergebnisse aus den Messungen einer Feldstudie.

Kenntnisstand - Fazit

Bisherige Forschungsarbeiten zeigen auf, dass sowohl das Emissionsverhalten von Bauprodukten als auch die im Innenraum gemessenen VOC-Konzentrationen von einer Vielzahl verschiedener

Faktoren abhängen. Dabei werden vor allem die hohe Komplexität der beteiligten physikalischen sowie chemischen Prozesse und Wechselwirkungen deutlich. Aufgrund dieser Multidimensionalität ist die Ableitung einer Raumluftkonzentration auf Grundlage der ermittelten Emissionsraten in einer Einzelproduktprüfung nicht trivial. Bekannt ist, dass die Innenraumluftkonzentration grundsätzlich stark von den eingesetzten Bauprodukten und Umgebungsbedingen wie z. B. Temperatur, relativer Luftfeuchte oder der Luftwechselrate abhängt. Dies findet in der Baustoffbewertung bisher keine Berücksichtigung.

Es sind bislang keine Arbeiten durchgeführt worden, die ausschließlich Holzwandkonstruktionen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Innenraumluftkonzentration unter realen außenklimatischen Bedingungen untersuchen. Diese haben aber je nach Flächenanteil bzw. Raumaufteilung eine hohe Bedeutung, die es zu berücksichtigen gilt.

4.2 Zielsetzung

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens sollen wissenschaftlich belastbare Kriterien für die Bewertung der Abgabe flüchtiger organischer Verbindungen von Holz-Bauprodukten erarbeitet werden. Ziel ist es eine Bewertung der Produkte im Hinblick auf ihre Verwendung in unterschiedlichen Bauteilen zu ermöglichen, die dabei unterschiedliche Einflussfaktoren einer realistischen Einbausituation berücksichtigt. Daher soll diese Betrachtung möglichst realitätsnah an Modellhäusern unterschiedlicher Bauweisen und Materialkombinationen durchgeführt werden.

Im Rahmen des Projektes sollen die Emissionen einzelner Baumaterialien aus normgerechten Prüfkammermessungen mit der Innenraumluftqualität von Modellhäusern verglichen werden, die mit diesen Materialien hergestellt werden. Dazu sollen vier Modellhäuser mit unterschiedlichen Wandkonstruktionen und Materialkombinationen gefertigt und auf dem Thünen-Institutsgelände aufgestellt werden.

Die Raumluftkonzentrationen sollen über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren regelmäßig gemessen werden, um eine Aussage über zu erwartende langfristige Innenraumluftkonzentration flüchtiger organischer Verbindungen zu erhalten. Daraus soll abgeschätzt werden, ob eine Aussage über das Langzeitverhalten der Materialien bei einer Untersuchung über den normativ vorgesehenen Zeitraum von 28 Tagen repräsentativ ist.

Darüber hinaus sollen in der Arbeit weitere Einflussfaktoren auf die Raumluftkonzentration systematisch bewertet werden: Innen- und Außenklima sowie Luftwechselraten.

Aus den Erkenntnissen sollen Schlussfolgerungen für eine zukünftige Betrachtung von Holzprodukten im verbauten Zustand bezüglich ihrer Emissionsbewertung gezogen und Handlungsempfehlungen für Anwender, Industrie, Behörden, Ausschreibung und Auftragsvergabe abgeleitet werden.

5 Material und Methoden

5.1 Erstellung von Modellhäusern unter Verwendung definierter Baumaterialien

Um Handlungsempfehlungen für Holz und Holzwerkstoffe in Bezug auf ihren Einfluss auf die Innenraumluft ableiten zu können, war es von zentraler Bedeutung, Baukonstruktionen so realitätsnah wie möglich zu testen. Hierbei sollten aktuelle Baumaterialien und typische Wandkonstruktionen des Holzbaus untersucht werden. Es wurde als zielführend eingeschätzt, vier Modellhäuser mit unterschiedlichen Materialkombinationen und Aufbauten der Außenwand zu bauen und über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren zu untersuchen. Die Materialien und Wandaufbauten wurden im Projektkonsortium gemeinsam abgestimmt.

In Anlehnung an den Referenzraum der DIN EN 16516:2017 wurden die vier Modellhäuser mit den Innenraum-Abmessungen Länge x Breite x Höhe = 4 x 3 x 2,5 (= 30) m^3 und je einer Tür (0,8 x 2 m^2) und einem Fenster (1,3 x 1,5 m^2) aus Aluminium auf der Nordseite gestaltet. Den oberen Abschluss jedes Modellhauses bildete ein Pultdach. Die Modellhäuser wurden auf Schraubfundamenten platziert (Abbildung 3).

Es wird hier explizit darauf hingewiesen, dass dieser Ansatz gewählt wurde, um aus der Kombination der Referenzraumbedingungen (in Anlehnung an DIN EN 16516) mit Lüftungs-, Außen- und Innentemperaturbedingungen realitätsnah und systematisch Einflussfaktoren hinsichtlich ihrer beabsichtigten Verwendung zu ermitteln. Er dient nicht dazu, aus den gemessenen Raumluftkonzentrationen Rückschlüsse auf reale Gebäude der jeweiligen Bauweise zu ziehen. Denn es liegen hier zu berücksichtigende Einschränkungen vor: Es sind bei dem hier gewählten Vorgehen ausschließlich Aussagen über die Eigenschaften der Außenwände möglich. Bei einem Raum mit einer Grundfläche von 12 m^2 (Referenzraum), ist aber der Beladungsfaktor der Außenwände bezogen auf das Raumvolumen im Vergleich zu einem realen Gebäude unverhältnismäßig groß. Mit einer angenommenen Grundfläche von 120 m^2 sinkt der Beladungsfaktor um den Faktor 3,2. Damit wären dann theoretisch auch die gemessenen Konzentrationen um diesen Faktor geringer. Gleichzeitig bleiben andere Elemente eines realen Hauses bei der hier gewählten Betrachtung unberücksichtigt, z. B.: Bodenbeläge, Innenwände, Türen und vor allem ein reales Nutzungsverhalten der Bewohner.

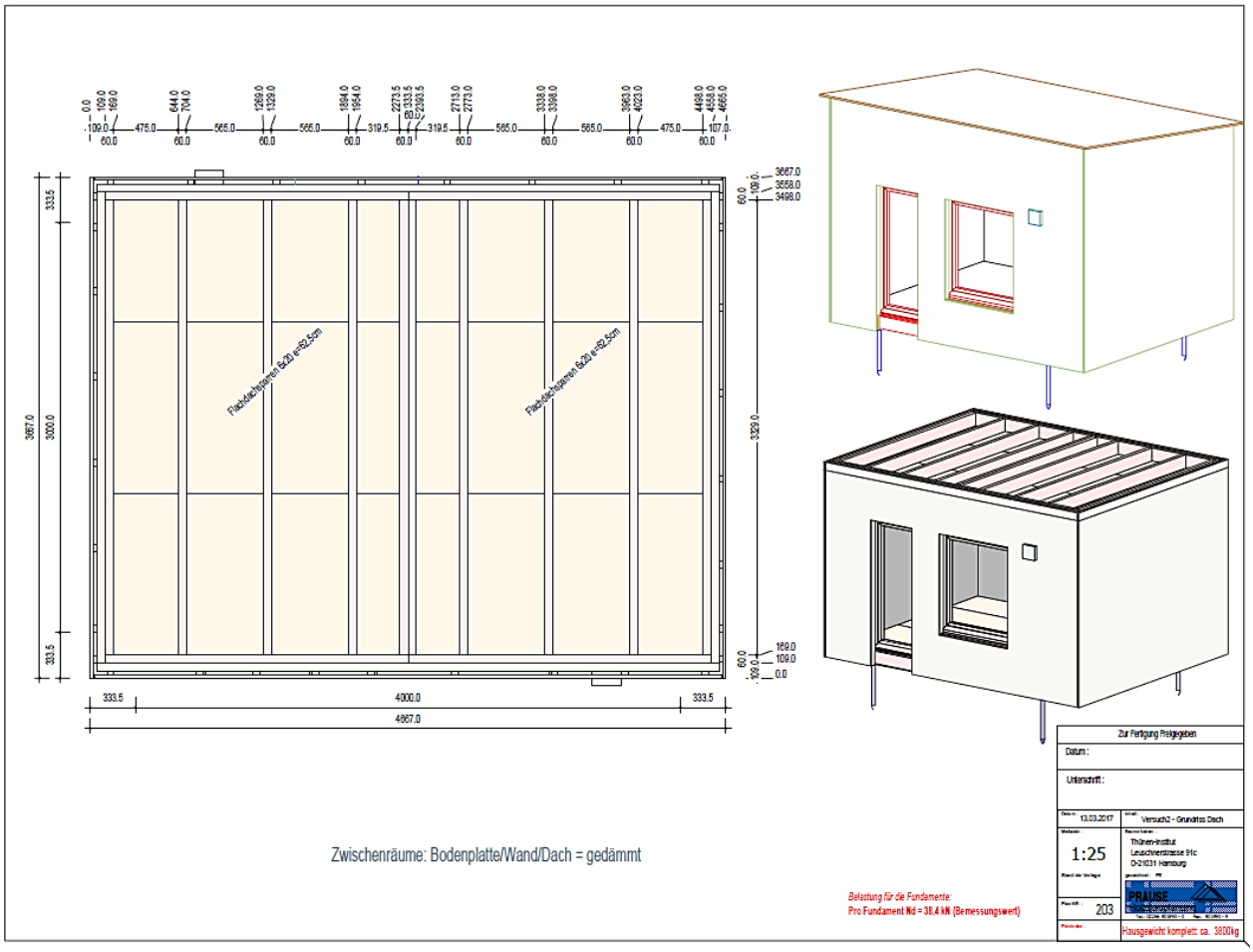


Abbildung 3: Bauzeichnung, Prause Holzbauplanung GmbH & Co. KG

In gemeinsamer Absprache der Projektpartner wurden vier Wandaufbauten (inkl. Baumaterialien) konstruiert. Von den vier Modellhäusern wurden drei in Holzrahmenbauweise und eines in Holzmassivbauweise konstruiert. Diese finden so im deutschen Holzbau regelmäßig und typischerweise Verwendung:

Wandaufbau Typ 1:
Holztragkonstruktion in Holzmassivbauweise mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 4):

- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 180 mm
- Brettsperrholz (5 schichtig, Außenlage Fichte, drei Innenlagen Kiefer), 100 mm

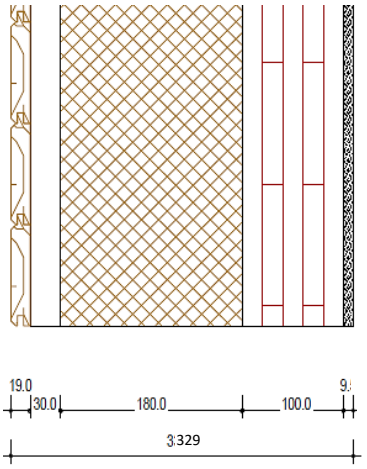


Abbildung 4: Wandaufbau Typ 1, Prause

Wandaufbau Typ 2:
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Fichte Konstruktionsvollholz (KVH) mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 5):

- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 60 mm
- Ständerwerk KVH aus Fichte/Tanne, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- OSB, 15 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

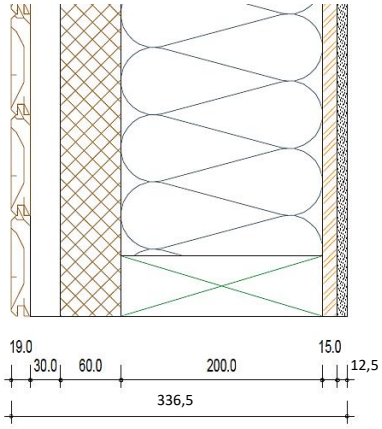


Abbildung 5: Wandaufbau Typ 2, Prause

Wandaufbau Typ 3:
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Kiefer KVH mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 6):

- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 60 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- OSB, 15 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

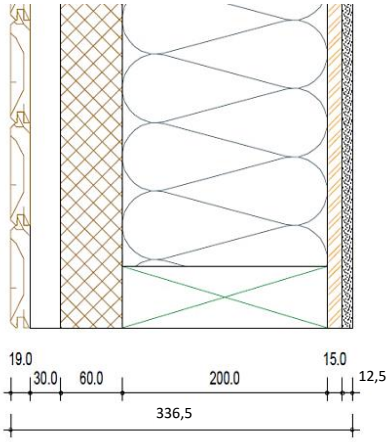


Abbildung 6: Wandaufbau Typ 3, Prause

Wandaufbau Typ 4
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Kiefer KVH mit diffusionsbremsender Außendämmung (Abbildung 7):

- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Hartschaum, 50 mm
- Spanplatte, 16 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- Dampfbremse: PE-Folie
- Spanplatte, 16 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

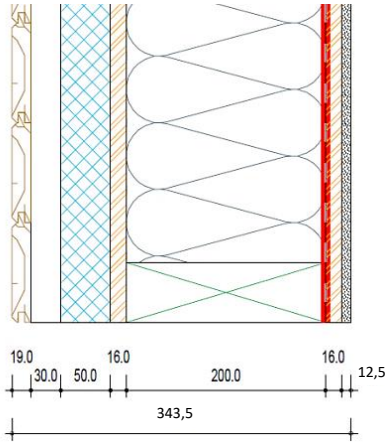


Abbildung 7: Wandaufbau Typ 4, Prause

Deckenplatte (Abbildung 8):

- OSB, 22 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- OSB, 22 mm

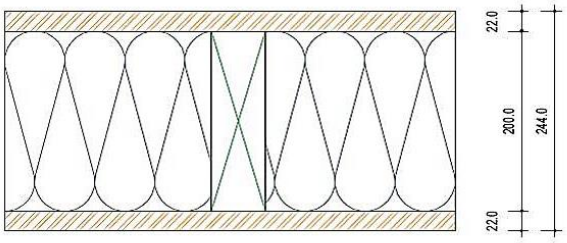


Abbildung 8: Deckenplatte, Prause

Bodenplatte (Abbildung 9):

- OSB, 22 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte 200 mm
- Spanplatte, 22 mm

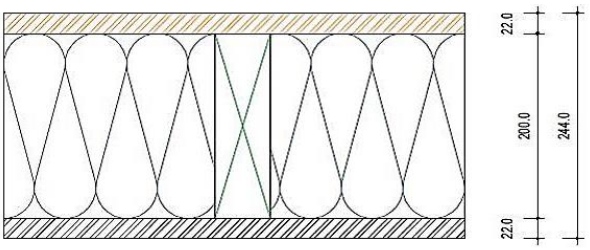


Abbildung 9: Bodenplatte, Prause

Die Firma *Prause Holzbauplaner GmbH & Co KG* fertigte alle für die Umsetzung relevanten Zeichnungen an. Dazu zählten die Ansicht- und Schnittzeichnungen jedes einzelnen Modellhaustyps, die einzelnen Bauteilansichten und Benennung des Aufbaus sowie die Detailzeichnungen in Bezug auf die Anschlussstellen: Fenster, Tür, Dach etc. (Abbildung 3 bis Abbildung 9). Aus den Zeichnungen wurden die Materiallisten konfiguriert.

Tabelle 1: Materialliste und Verwendung

Baumaterialien, Maße Breite (b) und Dicke (d) in mm	Haustyp 1	Haustyp 2	Haustyp 3	Haustyp 4
KVH Kiefer, 60 x 200	Decke		Wand	Wand
KVH Kiefer, 80 x 200			Wand	Wand
KVH Kiefer, 120 x 240	Dach		Dach	Dach
KVH Kiefer, 120 x 200	Dach		Dach	Dach
KVH Kiefer, 40 x 60			Dach	Dach
KVH Fichte, 60 x 200	Boden	Wand		
KVH Fichte, 80 x 200		Wand		
KVH Fichte, 120 x 240		Dach		
KVH Fichte, 120 x 200		Dach		
KVH Fichte, 40 x 60	Dach	Dach		
Konterlattung Kiefer, 65 x 30	Wand	Wand	Wand	Wand
Rauhspund Kiefer, 136 x 24	Dach	Dach	Dach	Dach
Profilbretter Lärche, 135 x 19	Wand	Wand	Wand	Wand
Brettsperrholz, d = 100 mm	Wand			
Holzfaserdämmplatte, d = 60 mm		Wand	Wand	
Holzfaserdämmplatte, d = 180 mm	Wand			
Holzfaserdämmmatte, d = 200 mm	Decke + Boden	Wand	Wand	Wand
Spanplatte, d = 16 mm				Wand
Spanplatte, d = 22 mm	Boden	Boden	Boden	Boden
OSB, d = 15 mm		Wand	Wand	
OSB, d = 22 mm	Decke + Boden	Decke + Boden	Decke + Boden	Decke + Boden
Gipskarton, d = 12,5 mm		Wand	Wand	Wand
Hartschaum, d = 50 mm				Wand
PE-Folie				Wand
Multifunktionsdichtband	Wand	Wand	Wand	
Dachfolie	Dach	Dach	Dach	Dach
Bauschaum	Wand	Wand	Wand	Wand
Instaabox	Wand	Wand	Wand	
luftdichtes Klebeband A	Wand	Wand	Wand	Wand
Kartuschenkleber	Wand			
Fensterfugenabdichtband	Wand			
luftdichtes Klebeband B		Wand		Wand
Flüssigfolie	Dach	Dach	Dach	Dach
Dachpappe	Dach	Dach	Dach	Dach
Verbundblech	Dach	Dach	Dach	Dach

Alle verwendeten Baumaterialien stammen jeweils aus jeweils derselben Produktionscharge der Hersteller, um eine Vergleichbarkeit herzustellen. Die Konstruktionsmaterialien wurden von Mitgliedsunternehmen der Verbände bereitgestellt, die als Kooperationspartner an diesem Vorhaben beteiligt waren.

Darüber hinaus wurden von den folgenden Firmen weitere Materialien zur Fertigstellung der Modellhäuser verwendet: Die Firma MOLL bauökologische Produkte GmbH (Schwetzingen) lieferte die luft- und winddichten pro clima-Klebebänder sowie die Instaabox (luftdichte Installationsboxen).

WOLFIN Bautechnik GmbH (Wächtersbach-Neudorf) stellte die Dachfolie zur Verfügung. Die zweifachverglasten Fenster und Türen aus Aluminium wurden von der Firma Pahlaß & Preuß Metallbau GmbH (Eldena) hergestellt. Dabei wurden Profile (Serie AWS/ADS 75 Si) der Firma Schüco International KG (Bielefeld) verwendet. Die Lüftungsanlage mit MZ-One Reglersystem wurde vom Unternehmen inVENTer GmbH (Löberschütz) bezogen. Die Heizpanels (HAPPY HEATING SELECT 850, OHLE WellCOMFORT 2.0 APP Programmierbarer Funkthermostat, OHLE WellPLUG 2.0 APP Funk Steckdosen Empfänger) wurde von der Firma Ohle GmbH & Co. KG (Hamburg) bereitgestellt. Die Raumventilatoren Vornado 533 (Einstellung auf Stufe 2) entstammten der Firma Vornado Air LLC (Andover, Kansas, USA). Die Schraubfundamente Typ V114 lieferte und montierte die Firma KRINNER Schraubfundamente GmbH (Straßkirchen).

Der Bau der Modellhaus Typen wurde von vier Holzbauunternehmen übernommen. Typ 1 wurde von der Firma Wilhelm Bruns GmbH (Hamburg) gebaut. Cordes Holzbau GmbH & Co. KG (Rotenburg (Wümme)) realisierte den Typ 2. Der Bau des Typs 3 wurde durch RUST DACHWERK GmbH (Glinde) vorgenommen. FingerHaus GmbH (Frankenberg) realisierte den Typ 4.

Die Modellhäuser wurden auf dem Gelände des Thünen-Instituts (TI) entsprechend der Anordnung in Abbildung 10 errichtet.

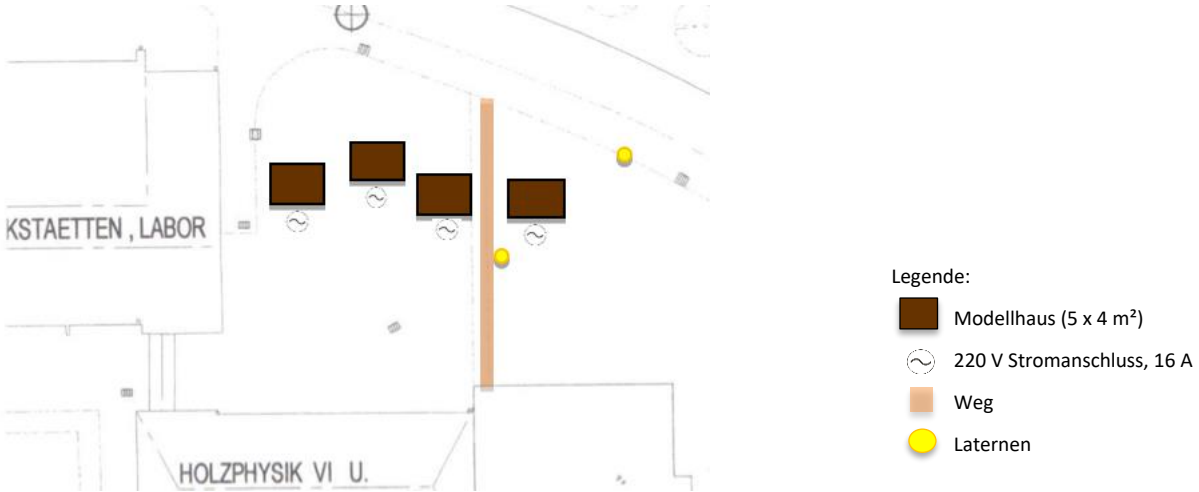


Abbildung 10: Standort der Modellhäuser auf dem Thünen-Gelände

Die Schraubfundamente für die Modellhäuser montierte die Firma Kramer & Schuster GmbH (Hamburg). Die Wände, Decken – und Bodenplatten der Modellhäuser wurden weitestgehend (Typ 2, Typ 3, Typ 4; sowie Decke und Bodenplatte von Typ 1) in den Werkstätten der Baufirmen vormontiert, sodass diese nach Anlieferung am Thünen-Institut nur noch miteinander verbunden werden mussten und im Anschluss das Dach aufgesetzt wurde. Die Modellhäuser wurden aus organisatorischen Gründen nacheinander wie folgt aufgestellt:

1. Typ 3 (Baubeginn: 08.05.2017; Bauabschluss: 09.05.2017)
2. Typ 1 (Baubeginn: 11.05.2017; Bauabschluss: 24.05.2017)
3. Typ 4 (Baubeginn: 30.05.2017; Bauabschluss: 31.05.2017)
4. Typ 2 (Baubeginn: 02.06.2017; Bauabschluss: 06.06.2017)

Bei jedem Modellhaus wurden nach dem Aufbau die Decken- und Bodenplatten sowie die Fenster und Türlaibungen innenseitig mit Aluminiumfolie und -klebeband abgedeckt. Die Modellhäuser wurden jeweils mit einem manuell einstellbaren Lüftungssystem sowie einem Heizpanel ausgestattet. In den Häusern war seit Mitte Juli 2017 eine Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} eingestellt (überprüft durch Messungen des Fraunhofer WKI, Braunschweig). Raumventilatoren wurden in jedes Haus gestellt und durchmischten ausgerichtet in der Diagonale des Hauses die Innenraumluft (Abbildung 12). Klimadatenlogger (Klimadatenlogger EasyLog USB Data Loggers, Lascar electronics, Whiteparish Wiltshire Großbritannien) zeichneten in jedem Modellhaus und im Außenbereich (Klimadatenlogger DK320P HumiLog „rugged“ Plus, Driesen + Kern GmbH, Bad Bramstedt) die Temperatur sowie die relative Luftfeuchte im 15-minütigen Messintervall auf. Anfang Oktober 2017 wurden die Heizpanels installiert und zunächst auf 20 °C und ab Ende November 2017 auf 21 °C eingestellt, um eine realistische Innenraumtemperatur zu gewährleisten. Die Heizpanels waren so konfiguriert, dass sie nur dann heizten, wenn die Innentemperatur unter 21 °C fiel.



Abbildung 11: Modellhäuser auf dem Gelände des Thünen-Instituts

Um Verfälschungen der Luftprobenahme durch Betreten der Häuser zu vermeiden, wurde jeweils eine Edelstahl-Messlanze mittig in jedes Modellhaus platziert, die durch die Wand auf der Südseite nach außen führte. Dies ermöglichte die Luftprobenahme mittels Pumpe ANALYT Serie 358 (beide von der Firma ANALYT-MTC GmbH, Mühlheim) außerhalb des Modellhauses (Abbildung 13). Um das Eindringen von Außenluft durch die Messlanze zu unterbinden, wurde diese außenseitig nach jeder Probenahme verschlossen. Für den Schutz vor Witterungseinflüssen während der Messung wurden verschließbare Schutzvorrichtungen angebracht.



Abbildung 12: Innenansicht des Haustyps 1



Abbildung 13: Luftprobenahme am Beispiel mit Tenax TA Sorptionsröhrchen

5.2 Methoden

5.2.1 Bestimmung von VOC-Emissionen der Baumaterialien

Probenvorbereitung

Die Bauproduktemissionen der in den Modellhäusern verwendeten Produkte wurden in Anlehnung an DIN EN ISO 16000-9:2006 bzw. DIN EN 16516:2017 in Prüfkammern mit einem Volumen von mindestens 23 L untersucht (Abbildung 14); die Dämmungen sowie das Brettsperrholz wurde in 1 m³-Kammern geprüft. Die Proben wurden dafür gemäß den Angaben in Tabelle 2 zugeschnitten. Die Seitenflächen der Proben wurden mit Aluminiumfolie abgeklebt.

Tabelle 2: Vorbereitung der Prüfkörper

Baumaterialien Maße Breite (b) und Dicke (d) in mm	Kante und 10 mm überlappend auf Plattenfläche abgeklebt	Kante abgeklebt	nicht abgeklebt	sonstiges	Anzahl Prüfung
KVH Kiefer, 60 x 200		x			4
KVH Kiefer, 80 x 200		x			4
KVH Kiefer, 120 x 240		x			4
KVH Kiefer, 120 x 200		x			4
KVH Kiefer, 40 x 60		x			4
KVH Fichte, 60 x 200		x			4
KVH Fichte, 80 x 200		x			4
KVH Fichte, 120 x 240		x			4
KVH Fichte, 120 x 200		x			4
KVH Fichte, 40 x 60		x			4
Konterlattung Kiefer, 65 x 30		x			4
Rauhspund Kiefer, 136 x 24		x			4
Profilbretter Lärche, 135 x 19		x			4
Brettsperrholz, d=100 mm		x			6
Holzfaserdämmplatte, d = 60 mm			x		4
Holzfaserdämmplatte, d = 180 mm			x		4
Holzfaserdämmmatte, d = 200 mm			x		4
Spanplatte, d=16 mm	x				2
Spanplatte, d=22 mm	x				2
OSB, d=15 mm	x				2
OSB, d=22 mm	x				2
Gipskarton, d=12,5 mm	x				2

Hartschaum, d=50 mm	x		2
PE-Folie	x		2
Multifunktionsdichtband		Zwei Flächen á 19 x 19 cm^2 (verklebt auf Edelstahlgitter)	2
Dachfolie		Zuschnitt 19 x 19 cm^2	2
Bauschaum		Aufschäumung in Aluschale Gewicht: 32,37 g Bestimmung gewichtsspezifische Emissionsrate	2
Instaabox		Als ganzes Bauteil geprüft	1
luftdichtes Klebeband A		Zwei Flächen á 19 x 19 cm^2 (verklebt auf Edelstahlgitter)	2
Kartuschenkleber		Einseitig aufgestrichen auf Alufolie 19 x 19 cm^2	2
Fensterfugenabdichtband		Zwei Flächen á 19 x 19 cm^2 (verklebt auf Edelstahlgitter)	2
luftdichtes Klebeband B		Zwei Flächen á 19 x 19 cm^2 (verklebt auf Edelstahlgitter)	1
Flüssigfolie		Nicht getestet	-
Dachpappe		Zuschnitt 19 x 19 cm^2	2
Verbundblech		Zuschnitt 24,5 x 20,5 cm^2	1

Die Prüfparameter der Prüfkammern sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Prüfkammerparameter

Prüfkammervolumen	23 L	1 m^3
Temperatur [°C]	23 ± 2	23 ± 2
Luftfeuchte [%]	50 ± 5	50 ± 5
Luftgeschwindigkeit [m s^{-1}]	0,1 - 0,3	0,1 - 0,3
Luftwechsel [h^{-1}]	3,1	1
Beladung [m^2]	0,072	1
Beladungsfaktor [m^2 m^{-3}]	3,1	1
flächenspezifische Luftwechselrate [m^3 m^{-2} h^{-1}]	1	1

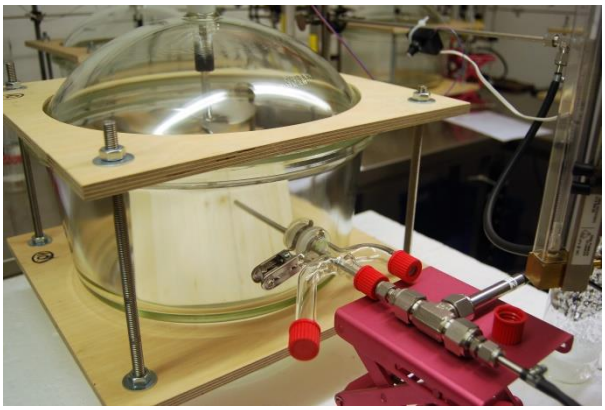


Abbildung 14: 23,5 L Prüfkammer mit Probe

Probenahme

Die Prüfdauer betrug in der Regel 28 Tage. Dabei wurden die Luftproben am 1., 3., 7., 14., 21. und 28. Tag entnommen. Am 1., 3., und 28. Tag erfolgte jeweils eine Doppelbestimmung. Der Volumenstrom bei den Probenahmen betrug 100 mL min^{-1}.

Die Probenahme erfolgte nach der in DIN ISO 16000-6:2004 beschriebenen Methodik auf mit Tenax TA befüllten Sorptionsröhrchen (Kapitel 5.2.2.1).

Die Prüfung der Baumaterialien in den Prüfkammern wurde im Sommer 2017 gestartet. Da aus Kapazitätsgründen nicht alle Baumaterialien zeitgleich geprüft werden konnten, wurden die Proben in emissionsdichter Aluminiumfolie eingeschlagen und bei einer Temperatur von -20 °C bis zur Prüfung gelagert.

5.2.2 Bestimmung der Innenraumluft-Konzentration der Modellhäuser

Einmal wöchentlich erfolgte eine Luftprobenahme mittels Tenax TA als Adsorbens über die Messlanze an den Modellhäusern (Abbildung 13). Als Adsorbenzien wurden neben Tenax TA in regelmäßigen Abständen auch Silicagel (für organische Säuren) und DNPH (für Carbonylverbindungen) verwendet.

Vor jeder Beprobung der Raumluft wurde das Totvolumen der Messlanze (0,1 L bei einem Volumenstrom von 100 mL min^{-1}) entnommen.

5.2.2.1 Probenahme auf Tenax TA, thermische Desorption und Gaschromatographie

Probenahme

Die Probenahme zur Bestimmung der VOC erfolgte mittels Tenax TA (TI: mesh size: 35/60, Gesamtfüllmenge: 200 mg; WKI: mesh size: 20/35 und 60/80, Gesamtfüllmenge 300 mg) gefüllten Edelstahlröhrchen. Vor jeder Beprobung wurden diese Sorptionsröhrchen thermisch gereinigt und mit 200 ng deuteriertem $Toluol_{d8}$ als internen Standard dotiert.

An den Modellhäusern wurden Luft-Volumina zwischen 0,5 und 5 L (in Ausnahmefällen auch bis zu 15 L) bei einem Volumenstrom von 100 mL min^{-1} entnommen.

Analytik und quantitative Auswertung

In der Analytik gemäß DIN ISO 16000-6:2004 wurden die auf dem Tenax TA gebundenen VOC mittels Thermodesorption (TD) „Ultra Series 2 (50:50) TD Autosampler"-Einheit (Markes International, Llantrisant, UK) thermisch desorbiert und mit der gekoppelten Gaschromatographie (7890A) und Massenspektrometrie (5975C) (Agilent Technologies, Santa Clara, USA) analysiert. Die mittelpolare GC-Kapillarsäule (VF1701ms, Agilent CP9151; Agilent Technologies, Santa Clara, USA), auf der die Komponenten gaschromatographisch getrennt wurden, hatte die Maße 30 m x 0,25 mm und eine Filmdicke von 0,25 µm.

Die Thermodesorption erfolgte bei 280 °C für insgesamt sieben Minuten. Anschließend startete die Temperatur im Säulenofen des GC bei 32 °C und erhöhte sich nach drei Minuten mit 6 °C/min auf 90 °C, stieg nach vier Minuten mit 8 °C/min weiter auf 200 °C bis sie schließlich mit 12 °C/min bis auf 240 °C ihr Maximum erreichte. Dort verweilte die Temperatur zwei Minuten. Der Scan des Massenspektrometers (MS) erfolgte mit 5 Scans/min im Massenbereich von 22 bis 300 amu. Die Auswertung der Daten wurde mit Hilfe der Software „MSD ChemStation" (E.02.00.493; Agilent Technologies, Santa Clara, USA) durchgeführt. Dabei wurden die Einzelstoffe anhand der Massenspektren und der Retentionsindizes identifiziert und mit der Massenspektrenbibliothek NIST (National Institute of Standards and Technology, 2008; Agilent Technologies, Santa Clara, USA) verglichen. Die Quantifizierung erfolgte anhand einer Fünf-Punkt-Kalibrierung der entsprechenden Reinverbindung bzw. ähnlicher Verbindungen. Unbekannte Verbindungen wurden als toluoläquivalent quantifiziert. Anhand der Menge und des Probenahmevolumens wurde die Konzentration berechnet. Abweichend von der Norm werden die Konzentrationen ab einem Wert von 1 µg m^{-3} angegeben. Terpene, Aldehyde und organische Säuren werden in dieser Arbeit als Hauptverbindungen bezeichnet. Alle übrigen flüchtigen Verbindungen inklusive der Derivate der Hauptverbindungen sind als Nebenverbindungen unter dem Begriff „andere" zusammengefasst. Aus Kapazitätsgründen wurden die Nebenverbindungen für die Modellhäuser nur alle 4 Messwochen ab einer Konzentration von 1 µg m^{-3} ausgewertet. In den übrigen Wochen wurden diese erst ab einer Konzentration von 10 µg m^{-3} bestimmt.

Bei der Auswertung der Baustoffe wurden die Nebenverbindungen lediglich für den 28-Tageswert ab 1 µg m^{-3} erfasst. Für die anderen Messtage wurde die Auswertung dieser Verbindungen (Kapitel 5.2.1, Probenahme) ab einer Konzentration von 5 µg m^{-3} erfasst.

Bestimmung der VOC-Außenluftkonzentration

Die VOC-Außenluftkonzentration wurde vierteljährlich mittels einer Doppelbestimmung auf Tenax TA überprüft. Die entnommenen Volumina der Außenluft waren zwischen 1 bis 4 L bei einem Volumenstrom von 100 mL min^{-1}.

Bestimmung der VOC-Innenraumluftkonzentration der Modellhäuser im Tagesverlauf

Um zu ermitteln wie sich die VOC- Innenraumluftkonzentration im Tagesverlauf ändert, wurde über 24 Stunden zu regelmäßigen Zeitpunkten eine Innenraumluftprobe mittels Tenax TA gefüllten Sorptionsröhrchen gesammelt. Die Untersuchung wurde am Modellhaus Typ 3 (vom 22. bis 23.08.2018) vorgenommen. Die Probenahmen fanden zur jeweils vollen Stunde statt: zwischen 7:00 und 10:00 stündlich, zwischen 12:00 und 20:00 alle zwei Stunden sowie um 23:00, 2:00 (23.08.), 07:00 Uhr (23.08.). Die Temperatur und die relative Luftfeuchte in den Häusern sowie der Außenumgebung wurden zeitgleich mittels Datenlogger erfasst.

Einfluss der Luftwechselrate auf die VOC-Innenraumluftkonzentration

Um den Einfluss der Luftwechselrate auf die VOC-Innenraumluftkonzentration zu ermitteln, wurden Probenahmen bei folgenden Einstellungen der Lüftungsanlage vorgenommen:

- 0,2 h^{-1} (natürlicher Luftwechsel bei ausgeschalteter Lüftungsanlage)
- 0,5 h^{-1} (Lüftungseinstellung: 25 %)
- 1 h^{-1} (Lüftungseinstellung: 45 %)
- 1,8 h^{-1} (Lüftungseinstellung: 100 %)

Die Luftwechselrate wurde mindestens einen Tag vor jeder Probenahme eingestellt. Um andere Einflussfaktoren hinsichtlich der VOC-Konzentration auszuschließen, wurden diese Versuche an Tagen mit ähnlichen Witterungsbedingungen durchgeführt. Dieser Versuch fand an den Modellhäusern Typ 1, Typ 3 und Typ 4 statt. Die Luftwechselrate wurde mindestens einen Tag vor jeder Probenahme eingestellt.

5.2.2.2 Messung von Carbonylverbindungen mittels Hochleistungschromatographie und Probenahme auf DNPH

Probenahme

Die Bestimmung von Carbonylverbindungen erfolgte in Anlehnung an DIN ISO 16000-3:2001 mittels DNPH-Kartuschen (mit Kieselgel beschichtetes 2,4-Dinitrophenylhydrazin, LpDNPH S10, Supelco Inc; Bellefonte, Pennsylvania, USA). Die Probenahme an den Modellhäusern erfolgte über die Messlanze. Es wurde ein Gesamtprobevolumen von 75 L mit einem Volumenstrom von 1,5 L min^{-1} aus der Innenraumluft entnommen.

Analytik und quantitative Auswertung

Nach der Probenahme wurden die DNPH-Kartuschen mit Acetonitril eluiert. Im Anschluss daran wurden die Eluate mittels Hochleistungschromatographie (AZURA Autosampler AS 6.1L, AZURA Pumpe P 6.1L, AZURA Säulenthermostat CT 2.1; KNAUER Wissenschaftliche Geräte GmbH, Berlin) getrennt und mit gekoppeltem Diodenarray-Detektor (AZURA Detektor DAD 6.1L; KNAUER Wissenschaftliche Geräte GmbH, Berlin) detektiert. Über Referenzen erfolgte die Quantifizierung der Verbindungen.

5.2.2.3 Messung der Carbonsäuren mittels Ionenchromatographie und Probenahme auf Silicagel

Probenahme

Die Probenahme erfolgte für C_1- und C_2-Carbonsäuren (Ameisensäure und Essigsäure) mit Silicagel gefüllten Glasröhrchen. Das Probenahmevolumen betrug 75 L bei einem Volumenstrom von 1,5 L min^{-1}.

Analytik und quantitative Auswertung

Das Silicagel wurde mit Natriumcarbonatlösung eluiert, im Ultraschallbad extrahiert und die wässrige Lösung im Anschluss mit einem 0,45 µm PTFE-Filter filtriert. Die Detektion erfolgte über die Leitfähigkeit und die Quantifizierung über die Referenzverbindungen. Die Berechnung der angegebenen Konzentrationen erfolgte auf Basis des Probenahmevolumens.

5.2.3 Messung des Klimas in den Modellhäusern und der Außenluft

Das Innenklima jedes Hauses sowie das Außenklima (hier nur: Temperatur und relative Luftfeuchte) wurden mittels Datenlogger kontinuierlich in einem 15-minütigen Intervall gemessen. Der Datenlogger zur Aufzeichnung des Innenklimas war auf dem Boden zwischen Fenster und Tür platziert. Der Datenlogger für das Außenklima befand sich auf einer Erhöhung mit Regenschutz (Abbildung 15). Zusätzlich wurden diese Ergebnisse durch Außenklimadaten von der 1 km entfernten Messstation der Hochschule für Angewandte Wissenschaften in Hamburg-Bergedorf abgeglichen (Krüß et al., 2019).



Abbildung 15: Datenlogger außen

5.2.4 Messung der Luftwechselrate der Modellhäuser

Die Luftwechselrate wurde vom WKI, Braunschweig in den Modellhäusern Mitte 2017 nach der Konzentrationsabklingmethode gemäß VDI 4300-7:2001 gemessen. Dabei wurde nach Injektion eines Indikatorgases (hier: Distickstoffmonoxid N_2O) der Konzentrationsabfall in Abhängigkeit von der Zeit bestimmt. Die Aufzeichnung der Abklingkurve erfolgte mit einem photoakustischen Detektor.

Mitte 2019 wurde der Luftwechsel durch das Thünen-Institut erneut gemessen, um die korrekte Funktion der Lüftungsanlage zu gewährleisten. Dazu wurde gemäß VDI 4300-7:2001 das Indikatorgas Kohlendioxid in einer Konzentration von ca. 6000 ppm über die Messlanze in das Haus eingeleitet und die Raumkonzentration mittels Infrarot-CO_2-Messgerät CP11 (ROTRONIC Messgeräte GmbH, Ettlingen) über vier Stunden (Messintervall: 3 min) aufgezeichnet. Aus den aufgezeichneten Daten wurde im Anschluss die Luftwechselrate berechnet

5.2.5 Berechnung des quantitativen Zusammenhangs der flächenspezifischen Emissionsrate der Baumaterialien und der VOC-Konzentration der Innenräume

Um Rückschlüsse von den flächenspezifischen Emissionsraten der Baumaterialien auf eine zu erwartende VOC-Konzentration in der Innenraumluft der Modellhäusern ziehen zu können, wurden der TVOC-Wert, die Summe der Terpen-Konzentrationen (Monoterpene, bicyclische Terpene und Sesquiterpene) sowie die Summe der Aldehyd-Konzentrationen (gesättigten und ungesättigten Aldehyde) aus der Bauproduktprüfung auf die Innenraumluft abgeleitet. Die Berechnungen erfolgten nur auf Basis der Konstruktionsmaterialen der Wände. Dazu wurde aus den Ergebnissen der Kammerprüfungen (28-Tageswert) in vier verschiedenen Szenarien eine theoretische Innenraumkonzentration berechnet. Dafür wurden die Emissionsraten aller Konstruktionsmaterialen einer Wand auf den jeweiligen Beladungsfaktor der berücksichtigten Produkte bezogen und anschließend aufsummiert. Die verschiedenen Berechnungen unterschieden sich durch den zugrunde gelegten Beladungsfaktor. Das Ergebnis war die theoretische Raumkonzentration.

Für die Szenarien wurden folgende Beladungen gewählt:

1. „Baustoffe q=0,5“
   In der Norm DIN EN 16516:2017 wird der Beladungsfaktor für Wände auf Basis des Referenzraums auf 1 $m^2\ m^{-3}$ festgelegt, der in diesem Szenario für jedes berücksichtigte Produkt angenommen wird. So ergibt sich zusammen mit dem vorgegebenen Luftwechsel von 0,5 h^{-1} eine flächenspezifische Luftflussrate von q = 0,5 $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$.

2. „Beladung innen“
   Die zur Berechnung des Beladungsfaktors verwendete Beladungsfläche entspricht den nach innen gerichteten Flächen aller Konstruktionsmaterialien einer Wand.

3. „Beladung innen o. Fassade“
   Die zur Berechnung des Beladungsfaktors verwendete Beladungsfläche entspricht den nach innen gerichteten Flächen der Konstruktionsmaterialien einer Wand, jedoch ohne die Fassadenelemente bestehend aus der Konterlattung und den Profilbrettern.

4. „Beladung Umfang“
   Die zur Berechnung des Beladungsfaktors verwendete Beladungsfläche entspricht den nach innen gerichteten Flächen aller Konstruktionsmaterialien einer Wand sowie den Seitenflächen des Ständerwerks und der Gefachdämmung (Holzfaserdämmmatte).

Tabelle 4: Angaben der Baustoffflächen in den Modellhäusern

	Innenraumzugewandte Fläche, A [m²]	Umfangsfläche, A [m²]	flächenspez. Luftdurchflussrate [$m^3m^{-2}h^{-1}$]	
			innen	Umfang
Typ 1				
Brettsperrholz	31,45	-	0,48	0,48
Holzfaserdämmplatte, 180 mm	31,45	-	0,48	0,48
Konterlattung Kiefer (*)	1,43	-	10,49	10,49
Profilbretter Lärche (*)	31,45	-	0,48	0,48
Typ 2				
Gipskarton	31,45	-	0,48	0,48
OSB	31,45	-	0,48	0,48
KVH Fichte, 60 x 200 mm	4,18	54,57	3,59	0,27
KVH Fichte, 80 x 200 mm	0,76	10,66	19,74	1,41
Holzfaserdämmplatte, 200 mm	8,93	35,40	1,68	0,42
Holzfaserdämmplatte, 60 mm	31,45	-	0,48	0,48
Konterlattung Kiefer (*)	1,80	-	8,33	8,33
Profilbretter Lärche (*)	31,45	-	0,48	0,48
Typ 3				
Gipskarton	31,45	-	0,48	0,48
OSB	31,45	-	0,48	0,48
KVH Kiefer, 60 x 200 mm	4,18	54,57	3,59	0,27
KVH Kiefer, 80 x 200 mm	0,76	10,66	19,74	1,41
Holzfaserdämmmatte, 200 mm	8,93	35,40	1,68	0,42
Holzfaserdämmplatte, 60 mm	31,445	-	0,48	0,48
Konterlattung Kiefer (*)	1,80	-	8,33	8,33
Profilbretter Lärche (*)	31,45	-	0,48	0,48
Typ 4				
Gipskarton	31,45	-	0,48	0,48
Spanplatte	31,45	-	0,48	0,48
PE-Folie	31,45	-	0,48	0,48
KVH Kiefer, 60 x 200 mm	4,18	54,59	3,59	0,27
KVH Kiefer, 80 x 200 mm	0,76	10,66	19,74	1,41
Holzfaserdämmmatte, 200 mm	8,93	35,75	1,68	0,42
Hartschaum, 50 mm	31,45	-	0,48	0,48
Konterlattung Kiefer (*)	31,45	-	0,48	0,48
Profilbretter Lärche (*)	1,80	-	8,33	8,33

(*) Materialien der Fassade; bleiben beim Szenario „Beladung innen o. Fassade“ unberücksichtigt

Um die theoretische VOC-Konzentration der Innenraumluft berechnen zu können, wurden der SER-Wert am Tag 28 der Bauproduktprüfung sowie die berechnete Fläche des Materials in der Modellhauswand in folgende Formel eingefügt:

Formel 1: Bestimmung der theoretischen Innenraumkonzentration unter Berücksichtigung des Beladungsfaktors

$$C_{theor.} = \frac{SER * A}{n * V}$$

wobei C = Konzentration
SER = flächenspezifische Emissionsrate der Materialien
A = berücksichtigte Materialfläche
n = Luftwechselrate im Haus; hier: 0,5 h^{-1}
V = Raumvolumen; hier: 30 m^3

Die theoretischen Konzentrationen der einzelnen Baustoffe einer Modellhauswand wurden aufsummiert. Das Ergebnis war die theoretische VOC-Konzentration im Innenraum.

Diese errechnete theoretische Innenraumluftkonzentration wurde mit der tatsächlich gemessenen VOC-Konzentration der Modellhäuser verglichen. Dazu wurde der Verlauf von der Messung ab dem Zeitpunkt des Ausgleichszustands bis zur 114. Messwoche abgebildet und daraus der Mittelwert errechnet. Dieser sogenannte „Mittelwert tatsächliche Raumkonzentration“ wurde der theoretischen Innenraumkonzentration gegenübergestellt und die Differenz der Werte berechnet.

Berechnung eines Ausgleichszustands

Für die Berechnung des Mittelwerts der Innenraumkonzentration wurden nur Messwerte ab Erreichen der TVOC- Ausgleichskonzentration bis einschließlich Messwoche 114 berücksichtigt. Dieser Ausgleichszustand der TVOC-Konzentration wurde in Anlehnung an DIN EN 717-1:2004 aus den wöchentlichen Messdaten der Raumkonzentration ermittelt. Als Grundlage dienten die in der Norm aufgeführten Formeln (Formel 2 und 3).

Die Konstanten A, B und D wurden mit einem iterativen Verfahren aus den gemessenen Raumkonzentrationen bestimmt. Anschließend wurden diese Werte in Formel 2 eingesetzt, aus der ein angepasster Konzentrationsverlauf berechnet wurde. Diese angepassten Konzentrationen wurden in die Formel 3 eingesetzt, aus der der Ausgleichszustand berechnet wurde.

Formel 2: Bestimmung der Ausgleichskonzentration

$$c = A/(1 - Bt^D)$$

wobei
c = Innenraumkonzentration, in µg m^{-3}
A, B und D = sind positive Konstanten, die nach iterativem Verfahren bestimmt werden
t = Zeit in Wochen

Der Ausgleichszustand wurde nach Formel 3 berechnet und gilt als erreicht, wenn δ ≤ 5 % ist.

Formel 3: Festlegung des Ausgleichszustandes

$$[(c_t - c_{t+1})/c_{t+1}] \leq \delta$$

5.2.6 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten

Der Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (AgBB) hat für Bauprodukte Prüfkriterien erarbeitet und daraus ein Bewertungsschema für VOC-Emissionen aus innenraumrelevanten Bauprodukten entwickelt, um in Deutschland eine einheitliche Bewertung von Bauprodukten bereitzustellen (AgBB 2018).
Die erste Bewertung erfolgt nach drei Messtagen. Dabei muss der TVOC ≤ 10 mg m^{-3} und Konzentration kanzerogener VOCs geringer als 0,01 mg m^{-3} sein. Erfüllen die Bauprodukte diese Kriterien, erfolgt eine zweite Überprüfung nach 28 Tagen. Hier darf der TVOC 1,0 mg m^{-3} nicht überschreiten und die Konzentration kanzerogener Verbindungen nicht größer als 0,001 mg m^{-3}sein. Außerdem werden die Einzelstoffe nach dem NIK-Wertkonzept betrachtet. Die Summe der bewertbaren Stoffe mit einem NIK-Wert darf 1 nicht überschreiten. Haben auftretende VOC keinen NIK-Wert, so darf die Summe dieser VOCs nicht größer 0,1 mg m^{-3} sein. Werden auch diese Kriterien erfüllt, gilt das Bauprodukt im Hinblick auf die AgBB-Bewertung als bestanden.
Die sogenannten NIK-Werte (niedrigste interessierende Konzentration, engl. LCI - Lowest Concentration of Interest) sind die Hilfsgrößen der gesundheitsbezogenen Einzelstoffbewertung bei der Produktemissionsprüfung. Sie werden durch die NIK-Arbeitsgruppe des AgBB festgelegt. NIK-Werte dienen einzig der Beurteilung der Emission aus Bauprodukten auf der Basis von Prüfkammermessungen und bilden somit keine Innenraumluftrichtwerte ab. Tabelle 5 listet die NIK-Werte einiger Verbindungen, die vorrangig von Holz und Holzwerkstoffen emittiert werden.

Tabelle 5: NIK-Werte von einigen Leitverbindungen unter Angabe der jeweiligen CAS-Nummer (AgBB 2018)

CAS-Nummer	Verbindung	NIK [µg m^{-3}]
80-56-8	α-Pinen	2500
498-15-7	3-Caren	1500
66-25-1	Hexanal	900
64-19-7	Essigsäure	1200

Die verwendeten Bauprodukte wurden lediglich in Anlehnung an das AgBB-Schema bewertet, da aufgrund der Projektkapazitäten einige spezifische Bedingungen (v. a. Lagerzeit und -bedingungen vor Beginn der Prüfung) für eine exakte Prüfung nach Vorgaben des AgBB nicht eingehalten werden konnten.

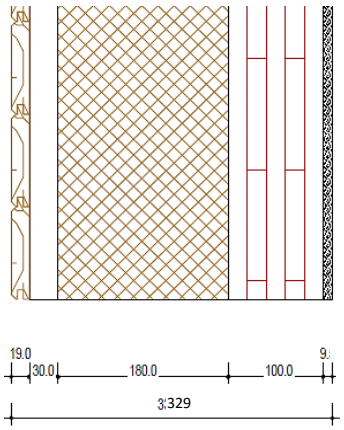
6 Ergebnis und Diskussion

6.1 Modellhaus Typ 1

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse zum Modellhaus Typ 1 dargestellt. Diese umfassen die flächenspezifischen Emissionsraten der in den Prüfkammern geprüften Baustoffe sowie den Verlauf der VOC-Konzentration der Innenraumluft über den gesamten Prüfzeitraum von zwei Jahren. Daraus abgeleitet werden Zusammenhänge zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen.

Wandaufbau Typ 1:
Holztragkonstruktion in Holzmassivbauweise mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 4):

- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 180 mm
- Brettsperrholz (5 schichtig, Außenlage Fichte, drei Innenlagen Kiefer), 100 mm



6.1.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe

In den folgenden drei Kapiteln werden die Ergebnisse der Baustoffe gezeigt, die in den Wänden, Decke und Boden sowie im Dach verbaut waren. Daran anschließend sind die Bewertungen der Baustoffe in Anlehnung an AgBB aufgeführt.

6.1.1.1 Baustoffe – Wand

Die Kammerprüfungen ergaben für alle in der Wand verbauten Baustoffe deutliche Abnahmen von Tag 3 zu Tag 28 des TVOC (48 bis 94 %). Beim Vergleich der Konstruktionsmaterialien von Modellhaus Typ 1 hatte die Konterlattung das größte Emissionspotenzial. Vor allem die Terpene, mit α-Pinen und 3-Caren, dominierten mit einem Anteil von 96 % (Tag 28) den TVOC. Sowohl beim Brettsperrholz als auch beim Lärchenholz hatten die Terpene den höchsten Anteil an den Gesamtemissionen. Die Holzfaserdämmplatte emittierte am Prüftag 28 hauptsächlich Essigsäure (84 % bezogen auf die Gesamtemissionen). Die Hilfsprodukte wie Klebstoffe, Baumschaum etc. hatten im

Vergleich zu den Konstruktionsmaterialien geringere flächenspezifische Emissionsraten. Auffällig war der Kartuschenkleber, der zur Verklebung an den Kanten der Brettsperrholz Wände diente. Dieser wies insbesondere an Tag 3 besonders hohe Emissionsraten an Alkoholen (wie beispielsweise 1-Butanol) und anderen Lösungsmittel auf, die sich schnell verflüchtigten und nach 28 Tagen nur noch in geringe Emissionsraten abgegeben wurde Tabelle 6 bis Tabelle 9.

6.1.1.2 Baustoffe – Decke und Boden

Die in der Decke und im Boden verbauten Konstruktionsmaterialien zeigten von Tag 3 zu Tag 28 abnehmende Emissionsraten. Das Konstruktionsvollholz aus Kiefer mit den Dimensionen 60 x 200 mm wies die höchsten Emissionsraten auf. Dabei dominierten die Terpene mit einem Anteil von 95 % am 28. Prüftag. Das KVH Fi 60 x 200 mm zeigte wesentlich niedrigere Emissionsraten. Die Holzfaserdämmplatte, die als Gefachdämmung zwischen den Konstruktionsvollhölzer in dem Modellhaus verbaut wurde, emittierte zu einem hohen Anteil (85 %) Essigsäure. Die von der OSB und Spanplatte emittierten Terpene und Aldehyde verhielten sich ähnlich. Die Anteile der Terpene nahmen von Tag 3 zu Tag 28 ab (OSB: 44 % (3d) zu 21 % (28d); Spanplatte: 41 % (3d) zu 25 % (28d), (vgl. Tabelle 10 und Tabelle 11). Die Emissionsraten der Aldehyde nahmen ebenfalls ab, jedoch stieg der Anteil am TVOC (OSB: 30 % (3d) zu 52 % (28d); Spanplatte: 37 % (3d) zu 51 % (28d).

6.1.1.3 Baustoffe – Dach

Die Tabelle 12 und Tabelle 13 zeigen die Ergebnisse der Kammermessungen der im Pultdach verbauten Baumaterialien. Auch bei diesen Produkten wurde eine deutliche Abnahme des SER über den Zeitraum von Tag 3 zu Tag 28 festgestellt. Die höchsten Emissionsraten wurden bei den Kiefernprodukte (KVH Ki 120 x 240 mm, KVH Ki 120 x 200 mm und Rauhspund) gemessen. Dominant waren die Terpene (zwischen 78 und 97 % Anteil am TVOC). Das Fichten-KVH als Vollholz emittierte hingegen wenig. Die Dachfolie, das Verbundblech und die Dachpappe hatten sehr geringe Emissionsraten.

6.1.1.4 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten

Tabelle 14 zeigt die Emissionsbewertung der für das Modellhaus Typ 1 verwendeten Baumaterialien in Anlehnung an die AgBB-Kriterien (2018). Aufgrund der zeitlichen Differenz zwischen der Produktion und der Prüfung der Baumaterialien konnten die Rahmenbedingungen nicht eingehalten werden, die AgBB vorgibt. Es zeigte sich jedoch, dass mit Ausnahme der Konterlattung die Konstruktionsmaterialien in der Massivwand von Haustyp 1, die Kriterien unter den hier gewählten Prüfbedingungen in Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema eingehalten haben. Jedes der Hilfsprodukte hat die Bewertung unter den getroffenen Annahmen bestanden. Die in Decke bzw. Boden eingesetzte OSB, Holzfaserdämmplatte sowie das Kiefern-KVH haben die Kriterien des

Bewertungsschemas nicht eingehalten. Die Materialien, die in dem Dach verbaut wurden, wurden in Anlehnung an das AgBB-Schema nicht bewertet. Kanzerogene Verbindungen wurden nicht detektiert.

Tabelle 6: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

3d	CLT (außen: Fi; innen: Ki)		Holzfaserdämmplatte, d=180 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]
Terpene	296	71	8	98	4168	32	462	134
α-Pinen	191	70	3	74	2557	49	384	142
3-Caren	60	102	4	131	869	68	48	96
Aldehyde	18	31	13	48	81	38	8	61
Hexanal	10	34	6	59	38	45	3	17
organische Säuren	54	43	160	14	149	79	160	20
Essigsäure	53	43	160	14	142	81	159	20
andere	10	80	7	126	59	23	2	173
TVOC	378	64	188	15	4455	32	633	104

Tabelle 7: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

28d	CLT (außen: Fi; innen: Ki)		Holzfaserdämmplatte, d=180 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]	MW SER [µg m^{-2} h^{-1}]	CoV [%]
Terpene	177	74	2	73	1904	23	14	37
α-Pinen	120	67	1	64	1065	38	11	32
3-Caren	33	124	1	107	512	85	2	67
Aldehyde	8	31	6	33	34	51	nb	173
Hexanal	5	35	3	51	15	46	nb	173
organische Säuren	8	22	62	37	29	60	22	30
Essigsäure	8	22	62	37	27	63	22	30
andere	4	119	6	42	25	52	nb	
TVOC	196	71	74	33	1988	21	37	27

MW: Mittelwert
CoV: Variationskoeffizient

nb: nicht bestimmbar

Tabelle 8: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsprodukte

3d	Multifunktions-dichtband		Luftdichtes Klebeband A		Fensterfugen-dichtband		Bauschaum		Kartuschenkleber		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	96	67	73	43	104	18	nb		9	23	40	
α-Pinen	35	74	40	30	68	16	nb		4	25	21	
3-Caren	49	61	27	63	29	21	nb		2	0	17	
Aldehyde	3	12	nb		3	64	nb		34	15	2	
Hexanal	nb		nb		2	33	nb		5	20	nb	
organische Säuren	6	22	nb		15	8	1	100	630	14	nb	
andere	124	3	52	44	78	11	11	12	3301	31	nb	
1-Butanol	22	7	25	34	78	11	nb		1469	38	nb	
TVOC	229	30	125	43	200	15	13	0	3973	24	42	

Tabelle 9: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsprodukte

28d	Multifunktions-dichtband		Luftdichtes Klebeband A		Fensterfugen-dichtband		Bauschaum		Kartuschenkleber		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	5	26	3	100	16	13	1	100	2	33	9	
α-Pinen	3	20	1	100	10	16	1	100	2	33	3	
3-Caren	nb		nb		6	9	nb		1	100	1	
Aldehyde	nb		nb		nb		nb		nb		nb	
Hexanal	nb		nb		nb		nb		nb		nb	
organische Säuren	1	6	3	100	2	100	nb		31	44	1	
andere	50	27	18	35	15	4	12	7	68	13	5	
1-Butanol	20	5	17	33	15	4	nb		38	5	nb	
TVOC	57	21	24	3	32	4	13	11	102	23	15	

Tabelle 10: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

3d	OSB, d=22 mm		KVH Fi, 60x200 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	286	3	109	79	5184	45	16	73	436	71
α-Pinen	127	40	61	105	3205	53	7	62	143	63
3-Caren	123	53	30	60	1749	40	8	70	228	81
Aldehyde	195	19	24	12	133	48	61	99	398	11
Hexanal	144	21	15	7	72	55	28	106	298	10
organische Säuren	97	43	55	23	125	65	482	76	140	17
Essigsäure	82	65	52	24	122	65	480	76	117	19
andere	68	29	14	60	97	45	5	62	98	33
TVOC	645	5	202	41	5539	44	564	78	1072	33

Tabelle 11: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

28d	OSB, d=22 mm		KVH Fi, 60x200 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	57	75	17	39	3975	43	3	81	96	46
α-Pinen	30	73	6	25	2440	53	2	61	49	46
3-Caren	17	74	6	38	1394	40	1	118	31	52
Aldehyde	140	43	11	26	89	55	14	53	197	0
Hexanal	103	41	8	22	46	59	2	25	140	3
organische Säuren	59	29	10	73	42	55	107	47	62	18
Essigsäure	43	11	9	71	41	57	106	48	36	41
andere	14	47	2	30	61	50	nb		28	17
TVOC	270	47	40	23	4167	43	124	45	383	9

Tabelle 12: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

3d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Fi, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	4158	23	8848	35	227	33	1943	39	17	56	14		170	17
α-Pinen	1647	32	6578	37	115	45	637	71	8	59	8		85	15
3-Caren	2330	18	1919	30	80	32	1148	49	8	48	5		73	17
Aldehyde	106	15	86	42	26	14	129	16	1	100	nb		5	5
Hexanal	59	13	36	23	18	12	89	20	nb		nb		1	100
organische Säuren	222	71	177	119	115	12	224	134	1	100	nb		nb	
andere	114	13	167	56	29	48	72	35	23	12	6		1	100
TVOC	4599	24	9279	37	397	24	2367	41	41	33	20		176	16

Tabelle 13: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

28d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Fi, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3573	18	7087	22	21	24	506	30	1	100	5		23	10
α-Pinen	1441	22	5428	22	9	25	134	58	1	100	2		11	2
3-Caren	1996	16	1401	23	6	18	332	54	nb		nb		11	17
Aldehyde	69	9	59	45	8	12	77	30	nb		nb		nb	
Hexanal	39	10	21	24	7	11	50	34	nb		nb		nb	
organische Säuren	67	55	60	105	17	37	33	57	3	100	4		1	89
andere	89	11	109	42	4	107	35	71	19	1	12		4	0
TVOC	3798	17	7315	22	50	13	651	28	23	20	21		29	10

Tabelle 14: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 1 in Anlehnung an AgBB

	Baumaterial	Bewertung in Anlehnung an AgBB	Das AgBB-Bewertungsschema wäre in Bezug auf folgendes Kriterium unter den getroffenen Annahmen nicht eingehalten	kanzerogene Verbindungen
Wand Konstruktionsmaterialien [q=0,5 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	CLT	+		nein
	Holzfaserdämmplatte, d=180 mm	+		nein
	Konterlattung Kiefer		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Profilbretter Lärche	+		nein
Wand Hilfsprodukte [q=71,43 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Multifunktionsdichtband	+		nein
	Luftdichtes Klebeband A	+		nein
	Fensterfugenabdichtband	+		nein
	Bauschaum	+		nein
	Kartuschenkleber	+		nein
	Instaabox	+		nein
Decke und/oder Boden [q=1,25 $m^3 h^{-1}m^{-2}$; Decke und Boden q=0,625 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	OSB, d=22 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	KVH Ki, 60x200 mm (Decke und Boden)		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	KVH Fi, 60x200 mm (Decke und Boden)	+		nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	Spanplatte, d=22 mm (Boden)	+		nein
Dach	KVH Ki, 120x240 mm KVH Ki, 120x200 mm KVH Fi, 40x60 mm Rauhspund Kiefer Dachfolie Verbundblech Dachpappe	Keine Bewertung nach AgBB durchgeführt.		

"+": In Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema wären die Kriterien eingehalten

6.1.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum

Abbildung 16 zeigt den zeitlichen Verlauf der im Modellhaus 1 gemessenen VOC-Konzentrationen. Die TVOC-Konzentration betrug zu Beginn der Messreihe etwa 2000 µg m^{-3}. Terpene hatten dabei einen Anteil von etwa 78 %. Im Verlauf des ersten Messjahres sank der TVOC-Wert auf 196 µg m^{-3} (April 2018), ehe er darauf wieder anstieg und im August 2018 einen Wert von 829 µg m^{-3} erreichte. Im weiteren Verlauf reduzierte sich die TVOC-Konzentration im Januar 2019 auf ein Minimum von 146 µg m^{-3}. In den folgenden Wochen erhöhte sich die Konzentration. Der höchste Wert (638 µg m^{-3}) für das Jahr 2019 wurde Ende Juni gemessen.

In den Messwochen 13, 69, 71 bis 73 und 79 kam es zu Ausfällen der Probenahme bzw. Fehlern bei der Analytik, sodass für diese Zeitpunkte keine Messergebnisse vorliegen.

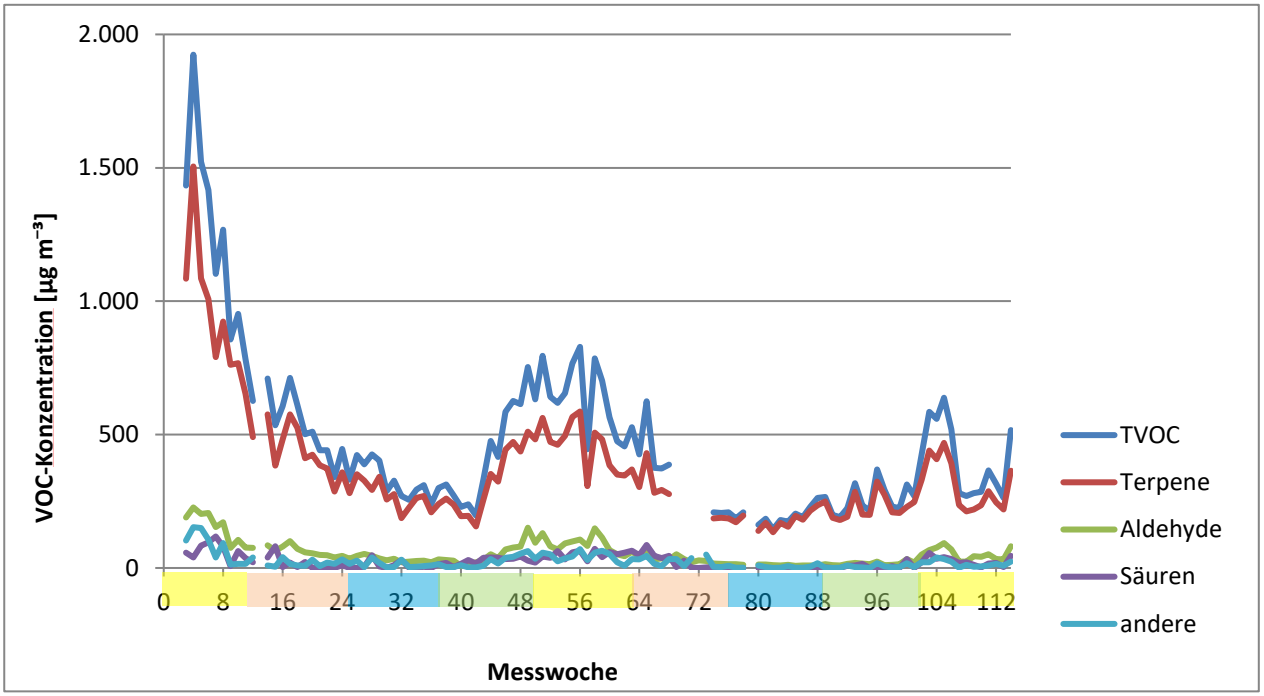


Abbildung 16: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 1 über die gesamte Messdauer

Nachfolgend sind in Tabelle 15 die jahreszeitlichen Mittelwerte des gesamten Prüfzeitraums einschließlich der Minimal- und Maximalwerte sowie der Gesamtmittelwerte aufgeführt.

Tabelle 15: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 1

	Konzentration [µg m^{-3}]							
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere	TVOC
Sommer 2017	1.023	709	208	175	118	69	94	1361
Herbst 2017	504	347	101	73	48	24	18	619
Winter 2017/18	286	184	63	36	21	9	16	346
Frühling 2018	290	192	68	38	24	25	18	372
Sommer 2018	474	273	149	99	67	46	47	667
Herbst 2018	302	225	76	38	24	32	26	409
Winter 2018/19	175	113	38	12	9	0	3	190
Frühling 2019	229	146	52	16	11	6	6	257
Sommer 2019	303	169	97	48	31	22	15	389
Mittelwert	398	262	95	59	39	26	27	512
Minimum	175	113	38	12	9	0	3	190
Maximum	1.023	709	208	175	118	69	94	1361
MW / Min	2,3			5,0				2,7
Max / MW	2,6			2,9				2,7

Die Tabelle 16 listet die Anteile für die Konzentrationen der VOC-Gruppen sowie einiger Hauptverbindungen am TVOC, die entsprechend den Jahreszeiten als arithmetisches Mittel errechnet wurden.

Tabelle 16: Anteile am TVOC in Modellhaus 1, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte

	Anteil am TVOC [%]						
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere
Sommer 2017	75	52	15	13	9	5	7
Herbst 2017	81	56	16	12	8	4	3
Winter 2017/18	83	53	18	10	6	3	5
Frühling 2018	78	52	18	10	6	7	5
Sommer 2018	71	41	22	15	10	7	7
Herbst 2018	74	55	19	9	6	8	6
Winter 2018/19	92	59	20	6	5	0	2
Frühling 2019	89	57	20	6	4	2	2
Sommer 2019	78	43	25	12	8	6	4

Während des gesamten Verlaufs machten Terpene den Hauptanteil an den Gesamtemissionen aus. Darunter hatten die Konzentrationen von α-Pinen (Anteil 41 - 59 %) und 3-Caren (15 - 25 %) die größte Bedeutung. Auffällig ist, dass der Anteil der Terpen-Konzentrationen in den Wintermonaten höher war als in den Sommermonaten. Hingegen nahm der Anteil der Aldehyd-Konzentrationen in den Sommermonaten zu. Hauptverbindung der Aldehyde war Hexanal, dessen Anteil zwischen 4 % und 10 % an den Gesamtkonzentrationen betrug.

6.1.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen

Aus den Ergebnissen der Baustoffprüfungen der in den Wänden verbauten Materialien wurden auf Grundlage unterschiedlicher Beladungsszenarien theoretische Innenraumkonzentrationen sowohl für den TVOC als auch für einzelne VOC-Gruppen berechnet. Diese Werte wurden mit den über den Messzeitraum gemittelten tatsächlich im Innenraum vorliegenden Konzentrationen verglichen. Um Aussagen zu den Zusammenhängen zwischen den Ergebnissen der Produktprüfungen und der Innenraumkonzentration ableiten zu können, wurden Abweichungen zwischen den theoretischen berechneten VOC-Konzentrationen und der tatsächlich gemessenen VOC-Konzentration berechnet.

Die theoretischen Konzentrationen für einen Referenzraum (Tabelle 17) errechneten sich aus den in Tabelle 7 gelisteten Emissionsraten der Baustoffprüfung. Dabei wurden verschiedene Szenarien für die Berechnung der Beladungsfaktoren zugrunde gelegt, die in Kapitel 5.2.5 beschrieben sind.

Die Raumluftkonzentration ist als arithmetisches Mittel aus den Messdaten ab Erreichen der TVOC-Ausgleichskonzentration bis einschließlich Messwoche 114 angegeben. In Modellhaus 1 erreichte die TVOC-Konzentration in Woche 22 den Ausgleichszustand.

Tabelle 17: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration

	Konzentration [µg m^{-3}]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q=0,5	4244	110	4678
Beladung innen	622	33	849
Beladung innen o. Fassade	400	27	568
Mittelwert tatsächliche Raumkonzentration	297	42	379

Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen der theoretischen Raumkonzentration im Referenzraum und der gemittelten Konzentration der Raumluftmessungen im Modellhaus sind in Tabelle 18 aufgeführt.

Tabelle 18:Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 1

	relative Abweichung [%]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	1329	163	1134
Beladung innen	109	-21	124
Beladung innen o. Fassade	35	-36	50

Die reine Aufsummierung der Baustoffkonzentrationen, bei der entsprechend der DIN EN 16516:2017 eine flächenspezifische Luftwechselrate von 0,5 $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$ zugrunde gelegt wurde,

ergab eine Terpen-Konzentration von 4244 µg m^{-3}, die damit höher war als die tatsächliche Raumkonzentration (297 µg m^{-3}). Aus der Abweichung (1329 %) kann somit abgeleitet werden, dass die tatsächlichen Terpen-Konzentrationen in Haustyp 1 auf Grundlage dieser Berechnung deutlich überschätzt wurden. So wurde auch der TVOC-Wert überschätzt (rel. Abweichung = 1134 %), da in Haustyp 1 im Mittel vorwiegend Terpene gemessen wurden. Wurde die Konzentration der Terpene mit einer angepassten flächenspezifischen Luftwechselrate bei Bezug auf die nach innen gerichteten Flächen berechnet, ergaben sich ebenfalls höhere Werte (622 µg m^{-3}) als die tatsächlichen Konzentrationen, sodass auch diese Berechnung zu einer Überschätzung führte. Die Konterlattung wies das höchste Emissionsniveau auf. Da dieses Material beim Szenario „Beladung innen o. Fassade“ unberücksichtigt blieb, sank die relative Abweichung auf 35 % (Tabelle 18). Das kann darauf hinweisen, dass die Emissionen aus Fassadenelementen keinen oder nur einen sehr geringen Einfluss auf die Innenraumluftkonzentration haben.

Die Berechnung der theoretischen Aldehyd-Konzentration auf Grundlage einer flächenspezifischen Luftwechselrate von 0,5 m^3 m^{-2} h^{-1} ergab ebenfalls einen höheren Wert (110 µg m^{-3}) als der tatsächliche Mittelwert (42 µg m^{-3}), sodass auch dieser über diesen Ansatz überschätzt (163 %) wurde. Für die Szenarien, bei denen der Beladungsfaktor ausschließlich über die nach innen gerichteten Flächen errechnet wurde, ergaben sich negative relative Abweichungen. Das bedeutet, dass der tatsächliche Mittelwert unterschätzt wurde. Nach diesen Ergebnissen hatte die Konterlattung im Vergleich der verwendeten Baumaterialien das höchste Aldehyd-Emissionspotential. Die Berechnung „Beladung innen“ resultierte in einer Konzentration von nur 33 µg m^{-3}, weshalb sich für die Berechnung „Beladung innen“ eine relative Abweichung von -21 % ergab und daher zu einer Unterschätzung der Konzentration führte. Die Konterlattung wurde im Szenario „Beladung innen o. Fassade“ nicht berücksichtigt. Da diese die höchsten Aldehyd-Emissionen hatte, reduzierte sich die relative Abweichung auf -36 %, sodass ebenfalls eine Unterschätzung der Aldehyde abgeleitet werden kann. Die Ergebnisse können nicht klären, in wie weit Fassadenelemente Quellen der Aldehyd-Konzentrationen waren. Da die Konzentration im Innenraum unterschätzt wurde, wenn die Konzentrationswerte der Fassadenelemente nicht mit eingerechnet wurden, wird angenommen, dass ein Teil der Aldehyd-Konzentrationen im Innenraum ursprünglich aus der Konterlattung stammt.

6.1.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode

Zusätzlich zu den Messungen mit Tenax TA wurde die Raumluft mit den Adsorptionsmitteln DNPH und Silicagel geprüft, um Aldehyde und organische Säuren mit alternativen Methoden zu bestimmen. Die Probenahme führte das TI durch, die Messung und die daran anschließende Analytik erfolgten durch das WKI (vgl. Kapitel 5.2.2.2 und 5.2.2.3).

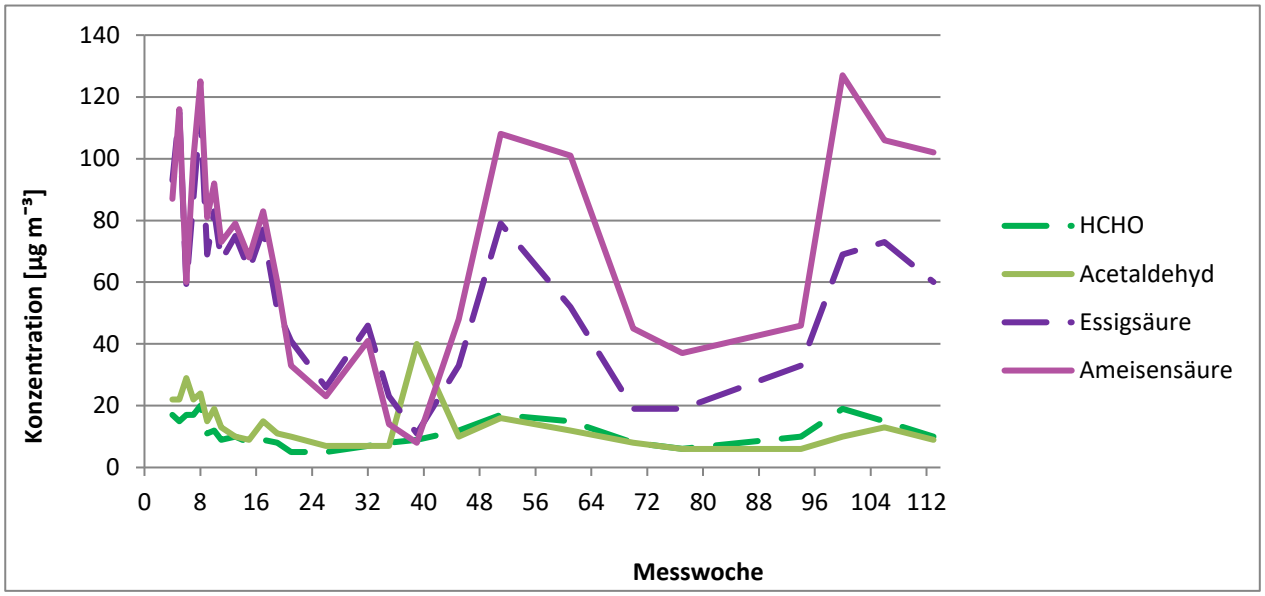


Abbildung 17: Konzentrationen in Modellhaus 1 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel

Die Ergebnisse ausgewählter Verbindungen dieser Messungen sind in Abbildung 17 aufgeführt. Zu Beginn der Messreihe in Woche 4 wurde ein vergleichbares Konzentrationsniveau für Essigsäure (93 µg m^{-3}) und Ameisensäure (87 µg m^{-3}) gemessen. Bis zur Woche 39 (21.03.2018) sanken die Konzentrationen, sodass an diesem Messtag im Haus 11 µg m^{-3} Essigsäure und 8 µg m^{-3} Ameisensäure gemessen wurden. Die darauf folgenden Konzentrationen, die im Frühjahr und Sommer 2018 gemessen wurden, fielen deutlich höher aus. Ab diesem Messzeitpunkt lag das Konzentrationsniveau der Ameisensäure (108 µg m^{-3}) über dem der Essigsäure (79 µg m^{-3}). Die Messungen im Herbst und Winter ergaben gegenüber den Sommermessungen geringere Werte, wobei die beiden Säuren auch hier in unterschiedlich hohen Konzentrationen gemessen wurden. Zum Frühjahr 2019 stiegen die Säure-Konzentrationen an. In der Messwoche 100 wurde für die Ameisensäure eine Konzentration von 127 µg m^{-3} gemessen. Im Vergleich dazu betrug die Konzentration der Essigsäure nur 73 µg m^{-3}. Zu anderen Ergebnissen kam Schieweck (2018), die den Konzentrationsgehalt von VVOCs und VOCs in der Raumluft von vier verschiedenen realen Häusern zu verschiedenen Zeitpunkten der Bauphase untersuchte. Die Konzentration der Ameisensäure war dabei in allen Häusern geringer als die Essigsäure-Konzentration.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen der Tenax TA-Messung und Silicagel-Messung ergab deutliche Abweichungen für die Konzentrationen der organischen Säuren, da die Messungen auf verschiedenen Methoden basierten. Die mittlere Abweichung der Ergebnisse der Messung mit Tenax TA zu den mit Silicagel bestimmten Werten betrug -34% (C_{Tenax} = 39,0 µg m^{-3}, C_{Silica} = 59,2 µg m^{-3}).

Einen ähnlichen Konzentrationsverlauf zeigten die Ergebnisse von Formaldehyd und Acetaldehyd. In Woche 4 betrug die Konzentration für Formaldehyd 17 µg m^{-3} und Acetaldehyd 22 µg m^{-3}. Die Tendenzen für diese beide VVOC waren im weiteren Verlauf abnehmend, sodass die DNPH-Messung am 18.12.2019 für Formaldehyd 5 µg m^{-3} und Acetaldehyd 7 µg m^{-3} ergab. In der 39.

Woche wurde in der Raumluft für Acetaldehyd ein Wert von 40 µg m^{-3} bestimmt. Vermutlich handelt es sich dabei um einen Ausreißer, dessen Ursache jedoch nicht erklärt werden konnte. Am 12.06.2018 wurden die Höchstwerte (Formaldehyd: 17 µg m^{-3}, Acetaldehyd:16 µg m^{-3}) für das Jahr 2018 gemessen. Im weiteren Verlauf sanken die Werte zunächst wieder herab, stiegen dann ab dem Frühjahr 2019 wieder an, sodass die Konzentrationen im Sommer 2019 für Formaldehyd 19 µg m^{-3} und Acetaldehyd 13 µg m^{-3} betrugen. Anders als bei den in Kapitel 6.1.2 beschrieben Verläufen wurden die Höchstwerte aus dem Vorjahr erneut erreicht.

Die zeitliche Abfolge des Konzentrationsanstiegs und -rückgangs der Konzentrationen der Verbindungen, die auf DNPH-Kartuschen bzw. Silicagel adsorbiert wurden, ist vergleichbar mit den Ergebnissen der VOC-Messungen mittels Tenax TA.

Da die Baumaterialien in den Kammermessungen nicht mit den Sorptionsmitteln DNPH oder Silicagel beprobt wurden, können keine Aussagen zu Zusammenhängen zwischen den hier vorgestellten Ergebnissen der Raumluft und den Emissionen der Bauprodukte getroffen werden.

6.1.5 Zusammenfassung

Die Prüfkammermessungen haben ergeben, dass die im Haus verwendeten Konstruktionsmaterialien überwiegend Terpene emittierten. Eine Ausnahme war die Holzfaserdämmplatte, bei der Essigsäure dominierte. Unter den Konstruktionsprodukten wies die Konterlattung das größte Emissionspotential auf.

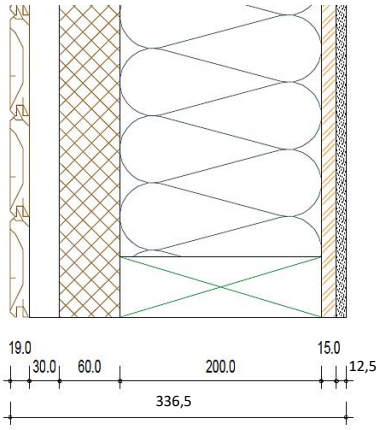
Auch in der Raumluft des Modellhauses Typ 1 wurden überwiegend Terpene gemessen. Zu Beginn der Messungen nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen der VOC wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht.

Es wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen betrachtet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit q = 0,5 m^3 m^{-2} h^{-1} führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Wurden nur die Wandmaterialien ohne Fassadenbauteile berücksichtigt, wurden die Terpene noch um etwa 35 % überschätzt und die Aldehyde gleichzeitig um den gleichen Betrag unterschätzt. In Anbetracht der geringen Abweichung der (vergleichsweise niedrigen) Absolutwerte gibt dieses Szenario für dieses Modellhaus die gemessenen mittleren Raumkonzentrationen jedoch gut wieder. Eine gleichzeitige Betrachtung der minimalen Konzentrationen im Winter und auch maximalen im Sommer erscheint hingegen nicht darstellbar.

6.2 Modellhaus Typ 2

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse zum Modellhaus Typ 2 dargestellt. Diese umfassen die flächenspezifischen Emissionsraten der in den Prüfkammern geprüften Baustoffe sowie den Verlauf der VOC-Konzentration der Innenraumluft über den gesamten Prüfzeitraum von zwei Jahren. Daraus abgeleitet werden Zusammenhänge zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen.

Wandaufbau Typ 2:
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Fichte Konstruktionsvollholz (KVH) mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 5):



- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 60 mm
- Ständerwerk KVH aus Fichte/Tanne, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- OSB, 15 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

6.2.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe

In den folgenden drei Kapiteln werden die Ergebnisse der Baustoffe gezeigt, die in den Wänden, Decke und Boden sowie im Dach verbaut waren. Daran anschließend sind die Bewertungen der Baustoffe in Anlehnung an AgBB aufgeführt.

6.2.1.1 Baustoffe – Wand

Die Kammermessungen ergaben für alle in der Wand verbauten Baumstoffe deutliche Abnahmen von Tag 3 zu Tag 28 des TVOC-Werts (zwischen 55 bis 94 %). In Bezug auf die Konstruktionsmaterialien von Modellhaus Typ 2 wies die Konterlattung die höchsten Emissionswerte auf. Vor allem die Terpene, mit α-Pinen und 3-Caren, dominierten die Gesamtemissionen mit einem Anteil von 96 % (Tag 28). Das Fichten Konstruktionsvollholz (60 x 200 mm und 80x200 mm) wies wesentlich geringere Emissionsraten auf. Der Terpenanteil am TVOC war dabei im Durchschnitt fünfmal höher als der Aldehydanteil. Die Messungen des Profilholzes ergaben ebenfalls geringe Emissionsraten.

Im Vergleich zum KVH Fichte war der TVOC der Lärche an Tag 3 höher, jedoch an Tag 28 niedriger. Die höchsten Emissionsraten für Aldehyde wurden für die OSB gemessen (SER_{3d}: 231 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 150 µg m^{-2} h^{-1}). Der Anteil der Aldehyde an den Gesamtemissionen lag bei der OSB an Tag 3 zunächst bei 40 % und erhöhte sich auf 59 %. Die Holzfaserdämmplatte emittierte überwiegend Essigsäure. Der Anteil an den Gesamtemissionen am Prüftag 28 lag bei 85 %. Die Messung der Gipskartonplatte ergab die geringsten Gesamtemissionen beim Vergleich aller Konstruktionsmaterialien. Dabei machte am 28. Tag die Hälfte des TVOCs die Essigsäure aus. Die Hilfsprodukte wie Klebebänder, Baumschaum, etc. emittierten im Vergleich zu den Konstruktionsmaterialien am 28. Prüftag nur in geringen flächenspezifischen Emissionsraten. Dabei dominierten häufig Alkohole und andere in Lösungsmitteln vorkommende flüchtige Verbindungen (Tabelle 19 bis Tabelle 22).

6.2.1.2 Baustoffe – Decke und Boden

Die in der Decke und im Boden verbauten Konstruktionsmaterialien zeigten von Tag 3 zu Tag 28 abnehmende Emissionsraten. Die höchsten TVOC-Werte wurden für die Spanplatte gemessen. Im Vergleich dazu waren die Emissionsraten der OSB wesentlich niedriger. Die Terpen- und Aldehyd-Emissionen der Spanplatte und OSB nahmen im Verlauf der Prüfung ab (vgl. Tabelle 23 und Tabelle 24). Essigsäure in hohen Emissionsraten (SER_{3d}: 480 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 107 µg m^{-2} h^{-1}) wurde für die Holzfaserdämmplatte gemessen. Vergleichsweise niedrige Emissionsraten ergab die Prüfung der KVH Fichte.

6.2.1.3 Baustoffe – Dach

Die Tabelle 25 und Tabelle 26 zeigen die Emissionsraten der Kammermessungen der für das Pultdach verwendeten Baumaterialien. Auch bei diesen Produkten sanken die Emissionen von Tag 3 zu Tag 28. Das höchste Emissionsniveau wurde für den Rauhspund gemessen. Dominant waren hier die Terpene mit einem Anteil zwischen 78 und 82 % an den Gesamtemissionen. Das Fichten-KVH emittierte hingegen wenig. Dominierend waren hier ebenfalls die Terpen-Emissionen (durchschnittlich ca. 60 %). Die Dachfolie, das Verbundblech und die Dachpappe hatten sehr geringe Emissionsraten.

6.2.1.4 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten

Tabelle 27 zeigt die Bewertung der für das Modellhaus Typ 2 verwendeten Baumaterialien in Anlehnung an AgBB-Kriterien (2018). Aufgrund der zeitlichen Differenz zwischen Produktion und Prüfung der Baumaterialien konnten die Rahmenbedingungen nicht eingehalten werden, die AgBB vorgibt. Es zeigte sich jedoch, dass die Konstruktionsmaterialien der Holzrahmenbauwand mit Ausnahme der Konterlattung sowie der Holzfaserdämmmatte, d=200 mm, die Kriterien unter den hier gewählten Prüfbedingungen in Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema eingehalten haben.

Von den Hilfsprodukten haben alle die Bewertung unter den getroffenen Annahmen in Anlehnung an das AgBB-Schema bestanden. Dies galt ebenso für die Baumaterialien in Decke und Boden, mit Ausnahme der OSB und der Holzfaserdämmplatte. Die Produkte, die in dem Dach verbaut waren, wurden in Anlehnung an AgBB nicht bewertet. Kanzerogene Verbindungen wurden nicht detektiert.

Tabelle 19: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

3d	Gipskarton, d=12,5 mm		OSB, d=15 mm		KVH Fi, 60 x 200 mm		KVH Fi, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Holzfaser-dämmplatte, d=60 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	11	9	168	4	109	79	166	35	16	73	5	77	4168	32	462	134
α-Pinen	5	21	88	1	61	105	94	41	7	62	3	78	2557	49	384	142
3-Caren	5	3	54	9	30	60	32	30	8	70	2	76	869	68	48	96
Aldehyde	37	65	231	8	24	12	16	17	61	99	10	26	81	38	8	61
Hexanal	26	66	156	10	15	7	9	14	28	106	5	42	38	45	3	17
org. Säuren	81	86	88	28	55	23	60	41	482	76	197	9	149	79	160	20
Essigsäure	80	86	61	34	52	24	59	40	480	76	196	9	142	81	159	20
andere	6	60	94	35	14	60	13	45	5	62	3	83	59	23	2	173
TVOC	135	73	581	12	202	41	255	29	564	78	215	8	4455	32	633	104

Tabelle 20: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

28d	Gipskarton, d=12,5 mm		OSB, d=15 mm		KVH Fi, 60 x 200 mm		KVH Fi, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Holzfaser-dämmplatte, d=60 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3	53	37	19	17	39	75	43	3	81	4	113	1904	23	14	37
α-Pinen	2	33	19	20	6	25	30	38	2	61	2	107	1065	38	11	32
3-Caren	1	100	13	24	6	38	15	34	1	118	2	123	512	85	2	67
Aldehyde	2	100	150	16	11	26	3	19	14	53	8	19	34	51	nb	173
Hexanal	1	100	96	15	8	22	3	111	2	25	4	45	15	46	nb	173
org. Säuren	18	82	40	43	10	73	12	49	107	47	66	24	29	60	22	30
Essigsäure	18	82	24	46	9	71	12	49	106	48	66	24	27	63	22	30
andere	13	100	29	21	2	30	1	100	nb	-	8	49	25	52	nb	-
TVOC	36	87	256	22	40	23	91	41	124	45	86	16	1988	21	37	27

Tabelle 21: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

3d	Multifunktionsdichtband		luftdichtes Klebeband A		luftdichtes Klebeband B		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	96	67	73	43	120		nb		40	
α-Pinen	35	74	40	30	74		nb		21	
3-Caren	49	61	27	63	37		nb		17	
Aldehyde	3	12	nb		1		nb		2	
Hexanal	nb		nb		1		nb		nb	
organische Säuren	6	22	nb		8		1	100	nb	
andere	124	3	52	44	58		11	12	nb	
1-Butanol	22	7	25	34	nb		nb		nb	
2-Ethyl-1-Hexanol	52	0	4	100	44		nb		nb	
TVOC	229	30	125	43	187		13	0	42	

Tabelle 22: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

28d	Multifunktionsdichtband		luftdichtes Klebeband A		luftdichtes Klebeband B		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	5	26	3	100	12		1	100	9	
α-Pinen	3	20	1	100	8		1	100	3	
3-Caren	nb		nb		1		nb		1	
Aldehyde	nb		nb		nb		nb		nb	
Hexanal	nb		nb		nb		nb		nb	
organische Säuren	1	6	3	100	5		nb		1	
andere	50	27	18	35	31		12	7	5	
1-Butanol	20	5	17	33	nb		nb		nb	
2-Ethyl-1-Hexanol	11	29	1	100	28		nb		nb	
TVOC	57	21	24	3	48		13	11	15	

Tabelle 23: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

3d	OSB, d=22 mm		KVH Fi, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	286	3	109	79	16	73	436	71
α-Pinen	127	40	61	105	7	62	143	63
3-Caren	123	53	30	60	8	70	228	81
Aldehyde	195	19	24	12	61	99	398	11
Hexanal	144	21	15	7	28	106	298	10
organische Säuren	97	43	55	23	482	76	140	17
Essigsäure	82	65	52	24	480	76	117	19
andere	68	29	14	60	5	62	98	33
TVOC	645	5	202	41	564	78	1072	33

Tabelle 24: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

28d	OSB, d=22 mm		KVH Fi, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	57	75	17	39	3	81	96	46
α-Pinen	30	73	6	25	2	61	49	46
3-Caren	17	74	6	38	1	118	31	52
Aldehyde	140	43	11	26	14	53	197	0
Hexanal	103	41	8	22	2	25	140	3
organische Säuren	59	29	10	73	107	47	62	18
Essigsäure	43	11	9	71	106	48	36	41
andere	14	47	2	30	nb		28	17
TVOC	270	47	40	23	124	45	383	9

Tabelle 25: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

3d	KVH Fi, 120x240 mm		KVH Fi, 120x200 mm		KVH Fi, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	496	30	227	40	227	33	1943	39	17	56	14		170	17
α-Pinen	309	34	166	47	115	45	637	71	8	59	8		85	15
3-Caren	126	24	43	26	80	32	1148	49	8	48	5		73	17
Aldehyde	19	58	12	64	26	14	129	16	1	100	nb		5	5
Hexanal	10	40	7	42	18	13	89	20	nb		nb		1	100
organische Säuren	179	74	151	57	115	12	224	134	1	100	nb		nb	
andere	17	52	11	25	29	48	72	35	23	12	6		1	100
TVOC	710	28	401	45	397	24	2367	41	41	33	20		176	16

Tabelle 26: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

28d	KVH Fi, 120x240 mm		KVH Fi, 120x200 mm		KVH Fi, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	173	36	57	36	21	24	506	30	1	100	5		23	10
α-Pinen	92	37	39	36	9	25	134	58	1	100	2		11	2
3-Caren	45	32	12	39	6	18	332	54	nb		nb		11	17
Aldehyde	10	74	4	51	8	12	77	30	nb		nb		nb	
Hexanal	6	60	4	28	7	11	50	34	nb		nb		nb	
organische Säuren	53	61	28	31	17	37	33	57	3	100	4		1	89
andere	5	67	3	75	4	107	35	71	19	1	12		4	0
TVOC	241	34	92	30	50	13	651	28	23	20	21		29	10

Tabelle 27: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 2 in Anlehnung an AgBB

	Baumaterial	Bewertung in Anlehnung an AgBB	Das AgBB-Bewertungsschema wäre in Bezug auf folgendes Kriterium unter den getroffenen Annahmen nicht eingehalten	kanzerogene Verbindungen
Wand Konstruktionsmaterialien [q=0,5 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Gipskarton, d=12,5 mm	+		nein
	OSB, d=15 mm	+		nein
	KVH Fi, 60x200 mm	+		nein
	KVH Fi, 80x200 mm	+		nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		R ≤ 1	nein
	Holzfaserdämmplatte, d=60 mm	+		nein
	Konterlattung Kiefer		$TVOC_{28}$ ≤ 1,0 mg m^{-3}	nein
	Profilbretter Lärche	+		nein
Wand Hilfsprodukte [q=71,43 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Multifunktionsdichtband	+		nein
	Luftdichtes Klebeband A	+		nein
	Luftdichtes Klebeband B	+		nein
	Bauschaum	+		nein
	Instaabox	+		nein
Decke und/oder Boden [q=1,25 $m^3 h^{-1}m^{-2}$; Decke und Boden q=0,625 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	OSB, d=22 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	KVH Fi, 60x200 mm (Decke und Boden)	+		nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	Spanplatte, d=22 mm (Boden)	+		nein
Dach	KVH Fi, 120x240 mm KVH Fi, 120x200 mm KVH Fi, 40x60 mm Rauhspund Kiefer Dachfolie Verbundblech Dachpappe		Keine Bewertung nach AgBB durchgeführt.	

"+": In Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema wären die Kriterien eingehalten

6.2.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum

Abbildung 18 zeigt den zeitlichen Verlauf der im Modellhaus 2 gemessenen VOC-Konzentrationen.

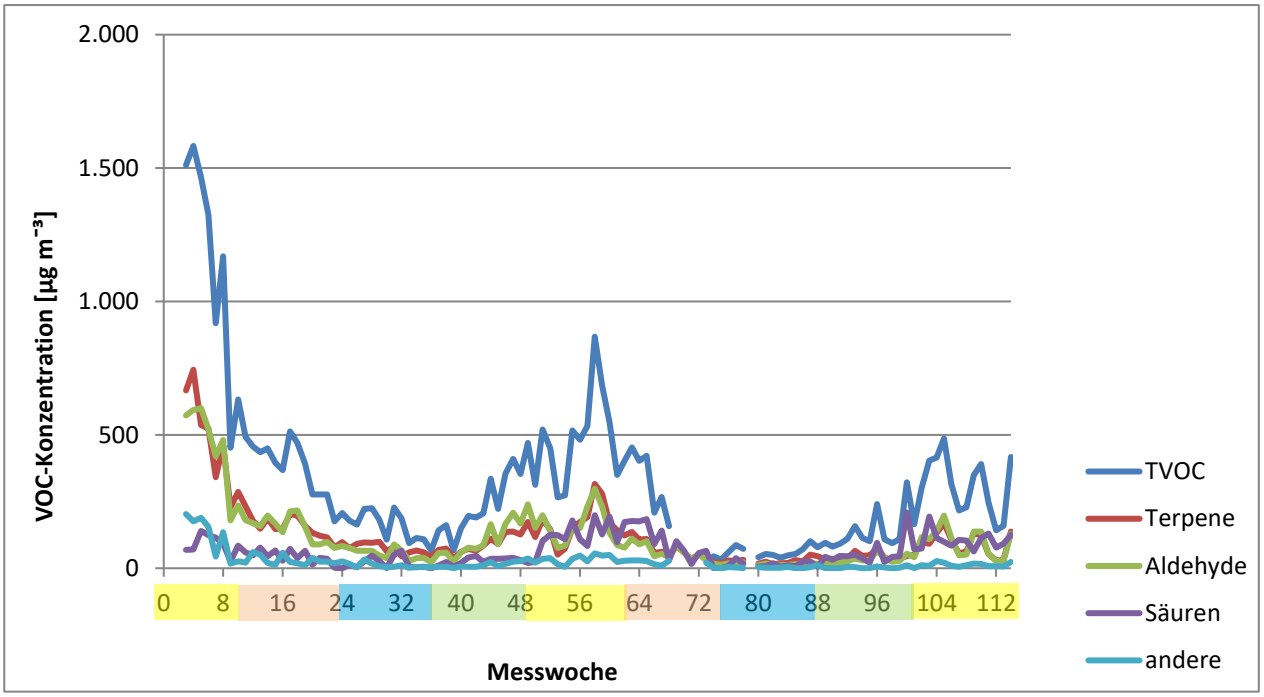


Abbildung 18: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 2 über die gesamte Messdauer

Die TVOC-Konzentration betrug zu Beginn der Messreihe etwa 1583 µg m^{-3}. Im weiteren Verlauf reduzierte sich der Wert auf 67 µg m^{-3} (März 2018) und stieg anschließend, sodass der TVOC im August 2018 868 µg m^{-3} betrug. Bis zum Winter 2018/2019 sank die TVOC-Konzentration. Das Minimum (32 µg m^{-3}) wurde Ende November 2018 gemessen. Im Frühjahr und Sommer 2019 stieg der TVOC-Wert wieder an. Das Maximum aus 2018 (868 µg m^{-3}) wurde im Jahr 2019 (486 µg m^{-3}) jedoch nicht erreicht. Dieser Höchstwert wurde am 26.06.2019 gemessen.

In den Messwochen 69, 71 bis 73 sowie 79 gab es Ausfälle der Probenahme bzw. Fehler bei der Analytik, sodass für diese Zeitpunkte keine Messergebnisse vorliegen.

Nachfolgend sind in Tabelle 28 die jahreszeitlichen Mittelwerte des gesamten Prüfzeitraums einschließlich der Minimal- und Maximalwerte sowie der Gesamtmittelwerte aufgeführt.

Tabelle 28: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 2

	Konzentration [µg m^{-3}]							
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere	TVOC
Sommer 2017	500	217	133	481	324	91	132	1204
Herbst 2017	173	92	52	162	107	52	30	418
Winter 2017/18	78	36	26	60	39	19	12	169
Frühling 2018	85	35	35	96	64	27	11	220
Sommer 2018	167	74	64	167	106	115	34	483
Herbst 2018	82	107	31	61	37	98	20	284
Winter 2018/19	26	13	9	17	12	15	2	59
Frühling 2019	42	22	14	32	19	54	4	131
Sommer 2019	87	42	32	93	55	102	12	294
Mittelwert	138	71	44	130	85	64	28	362
Minimum	26	13	9	17	12	15	2	59
Maximum	500	217	133	481	324	115	132	1204
MW / Min	5,3			7,9				6,1
Max / MW	3,6			3,7				3,3

Die Tabelle 29 listet die Anteile der Konzentrationen der VOC-Gruppen sowie einiger Hauptverbindungen am TVOC, die für die Jahreszeiten als arithmetisches Mittel errechnet wurden.

Tabelle 29: Anteile am TVOC in Modellhaus 2, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte

	Anteil am TVOC [%]						
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere
Sommer 2017	42	23	11	40	27	8	11
Herbst 2017	42	22	13	39	26	12	7
Winter 2017/18	46	21	16	35	23	11	7
Frühling 2018	39	16	16	44	29	12	5
Sommer 2018	35	15	13	35	22	24	7
Herbst 2018	29	38	11	22	13	35	7
Winter 2018/19	44	23	16	28	20	25	4
Frühjahr 2019	32	17	11	24	15	41	3
Sommer 2019	30	14	11	32	19	35	4

Die Terpen- und Aldehyd-Konzentrationen im Innenraum waren in nahezu gleichen Verhältnissen. Bei der Betrachtung der Einzelverbindungen hatte die Hexanal-Konzentration einen höheren Anteil als Konzentration von 3-Caren bzw. α-Pinen. Die organischen Säuren hatten zu Beginn der Messungen einen geringeren Anteil, gewannen aber an Bedeutung, sodass deren Konzentration im Frühjahr 2019 41 % an den Gesamtemissionen betrug. In diesem Zeitraum war das Niveau der Gesamtkonzentrationen sehr gering. Die Konzentrationen der organischen Säuren (hier ausschließlich Essigsäure) dominierten in diesem Zeitraum.

6.2.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen

Aus den Ergebnissen der Baustoffprüfungen der in den Wänden verbauten Materialien wurden auf Grundlage unterschiedlicher Beladungsszenarien theoretische Innenraumkonzentrationen sowohl für den TVOC als auch für einzelne VOC-Gruppen berechnet. Diese Werte wurden mit den über den Messzeitraum gemittelten tatsächlich im Innenraum vorliegenden Konzentrationen verglichen. Um Aussagen zu den Zusammenhängen zwischen den Ergebnissen der Produktprüfungen und der Innenraumkonzentration ableiten zu können, wurden relative Abweichungen zwischen den theoretischen berechneten VOC-Konzentrationen und der tatsächlich gemessenen VOC-Konzentration berechnet.

Die theoretischen Konzentrationen für einen Referenzraum (Tabelle 30) errechneten sich aus den in Tabelle 20 gelisteten Emissionsraten der Baustoffprüfung. Dabei wurden verschiedene Szenarien zur Berechnung der Beladungsfaktoren zugrunde gelegt, die näher in Kapitel 5.2.5 beschrieben sind.

Die Raumkonzentration ist als arithmetisches Mittel aus den Messdaten ab Erreichen der TVOC-Ausgleichskonzentration bis einschließlich Messwoche 114 angegeben. In Modellhaus 2 erreichte die TVOC-Konzentration in Woche 34 den Ausgleichszustand.

Tabelle 30: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration

	Konzentration [µg m^{-3}]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	4172	474	5486
Beladung innen	392	375	1368
Beladung innen o. Fassade	123	368	1038
Beladung Umfang	446	428	1744
Mittelwert tatsächliche Raumkonzentration	83	78	244

Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen der theoretischen Raumkonzentration im Referenzraum und der gemittelten Raumkonzentration im Modellhaus sind in Tabelle 31 aufgeführt.

Tabelle 31: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 2

	relative Abweichung [%]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	4947	507	2147
Beladung innen	374	380	460
Beladung innen o. Fassade	49	371	325
Beladung Umfang	440	448	614

Gemäß den Ergebnissen der Kammerprüfungen waren die verbaute Konterlattung und die OSB theoretisch die Hauptquellen der VOCs im Innenraum des Typs 2, wobei die Konterlattung hauptsächlich Terpene emittierte. Hingegen emittierte die OSB vorwiegend Aldehyde (Tabelle 20). Alle berechneten Raumkonzentrationen auf Grundlage der Beladungsszenarien führten bei Haustyp 2 zu einer, teilweise erheblichen, Überschätzung der tatsächlich gemessenen Konzentration des Innenraums.

Wurde zur Berechnung der theoretischen Konzentration für alle Baustoffe eine flächenspezifische Luftflussrate von 0,5 $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$ angenommen, ergaben sich insbesondere für Terpene (4172 $\mu g\ m^{-3}$) und den TVOC (5486 $\mu g\ m^{-3}$) hohe Konzentrationen, die in hohen Abweichungen zum gemessenen Mittelwert von 4947 % (Terpene) und 2147 % (TVOC) resultierten. Aus diesen Ergebnissen kann eine extreme Überschätzung der tatsächlichen Raumkonzentration nach Szenario „Baustoffe, q = 0,5“ abgeleitet werden. Aufgrund der hohen Terpen-Emissionen der Konterlattung reduzierte sich die Abweichung auf 49 %, wenn zur Berechnung der theoretischen Raumkonzentration die Fassadenelemente nicht mit einberechnet wurden. Das lässt darauf schließen, dass die Fassadenelemente trotz des hohen Emissionspotentials eine untergeordnete Bedeutung für die Raumkonzentration haben.

Die Berechnung einschließlich der Umfangsflächen (Tabelle 31) führte sowohl bei den Terpen- als auch bei den Aldehyd-Konzentrationen zu hohen relativen Abweichungen (Terpene: 440 %/ Aldehyde: 448 %) und somit zu einer verstärkten Überschätzung. Möglicherweise darf der VOC-Transport über die seitlichen Flächen der Baumaterialien mindestens nicht gleich gewertet werden, wie der VOC-Transport, der über die nach innen gerichteten Flächen erfolgt.

Tabelle 20 ist zu entnehmen, dass für die OSB, im Vergleich zu den übrig verwendeten Materialien, die höchsten Aldehyd-Emissionen gemessen wurden. Da die OSB vollflächig in der Wand verbaut war, wurde in allen Beladungsszenarien der SER der OSB mit dem Beladungsfaktor 1 $m^2\ m^{-3}$ verrechnet. Im Vergleich zu anderen Bauprodukten, wie beispielsweise des Ständerwerks, ist die Definition des Beladungsfaktors für die OSB somit sehr eindeutig. Dennoch ergaben sich aus allen Berechnungsweisen hohe relative Abweichungen der Aldehyd-Konzentrationen (Tabelle 31), aus denen eine deutliche Überschätzung abgeleitet werden konnte. Daraus kann geschlossen werden, dass Aldehyd-Konzentrationen im Innenraum des Haustyps 2 durch die Bauproduktprüfung nicht belastbar bewertet werden können.

6.2.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode

Zusätzlich zu den Messungen mit Tenax TA wurde die Raumluft mit den Adsorptionsmitteln DNPH und Silicagel geprüft, um Aldehyde und organische Säuren mit alternativen Methoden zu bestimmen. Die Probenahme führte das TI durch, die Messung und die daran anschließende Analytik erfolgten durch das WKI (vgl. Kapitel 5.2.2.2 und 5.2.2.3).

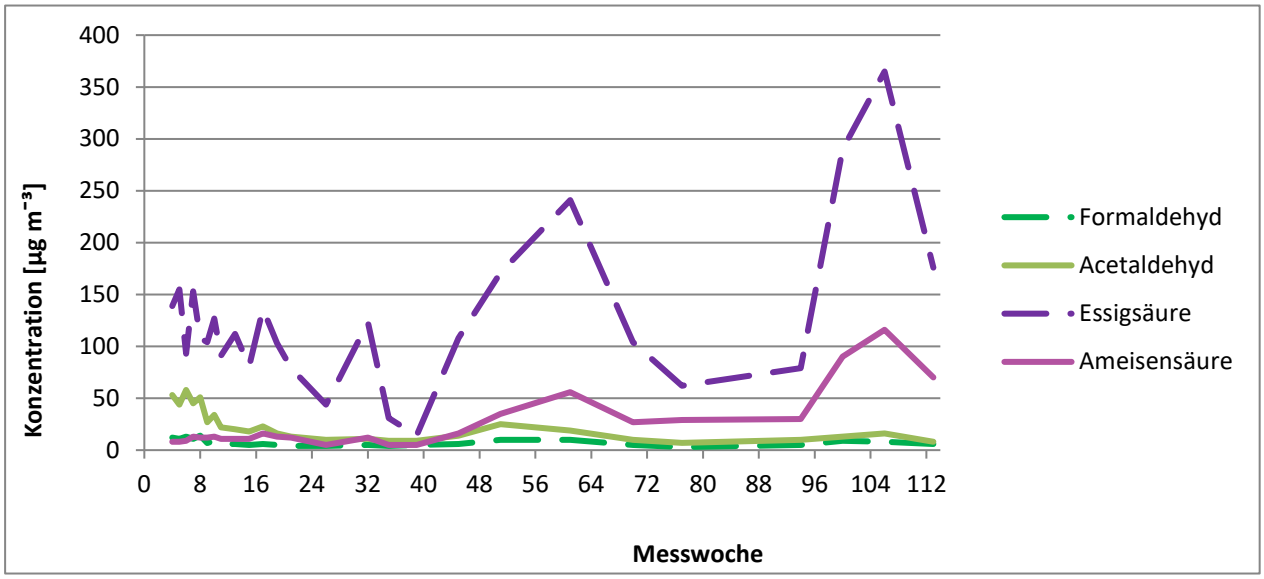


Abbildung 19: Konzentrationen in Modellhaus 2 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel

Die Ergebnisse dieser Messungen sind für ausgewählte Verbindungen in Abbildung 19 dargestellt. Die Konzentration der Essigsäure betrug in der 4. Messwoche 139 µg m^{-3}. In den darauffolgenden Monaten sanken die Konzentrationen, sodass am 21.03.2018 noch 14 µg m^{-3} gemessen wurden. Auch die Konzentrationen für Acetaldehyd und Formaldehyd waren bis zu diesem Datum rückgängig. Die folgenden Messungen in den Frühlings- und Sommermonaten ergaben für alle hier dargestellten Verbindungen ansteigende Konzentrationen. Die Konzentrationen der Essigsäure (241 µg m^{-3}) und Ameisensäure (56 µg m^{-3}) waren höher als die Ausgangskonzentrationen. Im weiteren Verlauf sanken die Werte, sodass die Konzentration der Essigsäure in der 77. Woche 62 µg m^{-3} betrug. Im darauffolgenden Sommer 2019 erreichten die Konzentrationen der organischen Säuren Werte, die jeweils über dem Maximum des Vorjahres lagen.

Die zeitliche Abfolge des Konzentrationsanstiegs und -rückgangs der Verbindungen, die auf DNPH-Kartuschen bzw. Silicagel adsorbiert wurden, ist vergleichbar mit den Ergebnissen der VOC-Messungen mittels Tenax TA.

Während des gesamten Messverlaufs, wurde in der Raumluft weniger Ameisensäure gemessen als Essigsäure. Vergleichbare Ergebnisse ergab die Arbeit von Schieweck (2018). Sie untersuchte den Konzentrationsgehalt von VVOCs und VOCs in der Raumluft von vier verschiedenen realen Häusern zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Bauphase. Die Messungen in allen Häusern ergaben geringere Ameisensäure-Konzentrationen als Essigsäure-Konzentrationen.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen bei Probenahme auf Tenax TA und Silicagel ergab deutliche Abweichungen für die Konzentrationen der organischen Säuren, da die Messungen auf verschiedenen Methoden basierten. Die mittlere Abweichung der Ergebnisse der Messung mit Tenax TA zu den mit Silicagel bestimmten Werten betrug -44 % (C_{Tenax} = 70,6 µg m^{-3} und C_{Silica} = 126,5 µg m^{-3}).

Da die Baumaterialien in den Kammermessungen nicht mit den Sorptionsmitteln DNPH oder Silicagel beprobt wurden, konnten keine Aussagen zu Zusammenhängen zwischen den hier vorgestellten Ergebnissen der Raumluft und den Emissionen der Bauprodukte getroffen werden.

6.2.5 Zusammenfassung

Die eingesetzten Konstruktionsmaterialien aus Vollholz emittierten überwiegend Terpene, wobei die Konterlattung die höchsten Emissionsraten aufwies. Bei der OSB dominierten die Aldehyd-Emissionen und die Dämmplatten emittierten überwiegend Essigsäure. Bis auf die Konterlattung und die 200er Holzfaserdämmmatte erfüllten alle in der Wand verbauten Konstruktionsmaterialien die Kriterien, die in Anlehnung an die Bewertung nach AgBB 2018 untersucht wurden.

In der Raumluft des Modellhauses 2 wurden während der gesamten Messdauer hauptsächlich Aldehyde und Terpene in nahezu gleichen Konzentrationsverhältnissen gemessen. Zu Beginn der Messungen nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen, mit Tenax TA gemessen, wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht.

Es wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen betrachtet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit $q = 0{,}5\ m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$ führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Bei Berücksichtigung nur der Wandmaterialien ohne die Fassadenbauteile wurden die Terpene noch um etwa 50 % und die Aldehyde und der TVOC hingegen um fast das Vierfache überschätzt. Eine Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den Baustoffemissionen scheint für alle VOC unter Annahme eines gleichen Szenarios hinsichtlich der beabsichtigen Verwendung nicht möglich. Eine gleichzeitige Ableitung der minimalen Konzentrationen im Winter und maximalen Konzentrationen im Sommer erscheint ebenso wenig darstellbar.

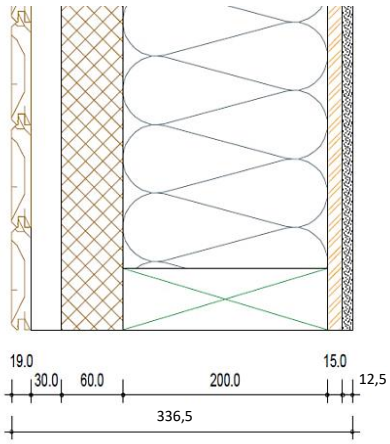
6.3 Modellhaus Typ 3

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse zum Modellhaus Typ 3 dargestellt. Diese umfassen die flächenspezifischen Emissionsraten der in den Prüfkammern geprüften Baustoffe sowie den Verlauf der VOC-Konzentration der Innenraumluft über den gesamten Prüfzeitraum von zwei Jahren. Daraus abgeleitet werden Zusammenhänge zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen.

6.3.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe

In den folgenden drei Kapiteln werden die Ergebnisse der Baustoffe gezeigt, die in den Wänden, Decke und Boden sowie im Dach verbaut waren. Daran anschließend sind die Bewertungen der Baustoffe in Anlehnung an AgBB aufgeführt.

Wandaufbau Typ 3:
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Kiefer KVH mit diffusionsoffener Außendämmung (Abbildung 6):



- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Holzfaserdämmplatte, 60 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm, inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- OSB, 15 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

6.3.1.1 Baustoffe – Wand

Die Kammerprüfungen ergaben für alle in der Wand verbauten Baustoffe deutliche Abnahmen des TVOC von Tag 3 zu Tag 28. Die Kiefernprodukte (KVH Ki 60x200 mm, KVH Ki 80x200 mm und Konterlattung) wiesen die höchsten Emissionsraten auf. Vor allem die Terpene, mit α-Pinen und 3-Caren, dominierten Anteilen von über 90 % die VOC-Emissionen. Die Prüfung der Lärchenfassade ergab hingegen wesentlich niedrige Emissionsraten. Das höchsten Aldehyd-Emissionen gab die OSB ab (SER_{3d}: 231 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 150 µg m^{-2} h^{-1}). Die Holzfaserdämmplatte emittierte am Prüftag 28 hauptsächlich Essigsäure (85 % der Gesamtemissionen). Die Gipskartonplatte hatte das geringste Emissionsniveau aller Konstruktionsmaterialien und emittierte ebenfalls überwiegend

organische Säuren. Für die Hilfsprodukte wie Klebeband, Baumschaum, etc. wurden am 28. Prüftag nur geringe flächenspezifische Emissionsraten gemessen. Dabei dominierten häufig Alkohole und andere in Lösungsmitteln vorkommende flüchtige Verbindungen (Tabelle 32 bis Tabelle 35).

6.3.1.2 Baustoffe – Decke und Boden

Die in der Decke und im Boden verbauten Konstruktionsmaterialien zeigten von Tag 3 zu Tag 28 abnehmende Emissionsraten. Das Konstruktionsvollholz aus Kiefer wies die höchsten Emissionsraten auf. Dabei dominierten die Terpene mit einem Anteil von 95 % am 28. Tag. Die Holzfaserdämmmatte, die als Gefachdämmung zwischen den Konstruktionsvollhölzer in dem Modellhaus verbaut wurde, emittierte überwiegend Essigsäure. Für die OSB und Spanplatte zeigte sich, dass die Anteile der Terpene über die genannten Prüftage abnahmen (OSB: 44 % (3d) zu 21 % (28d); Spanplatte: 41 % (3d) zu 25 % (28d). Die Aldehydanteile stiegen bei beiden Materialien an (OSB: 30 % (3d) zu 52 % (28d); Spanplatte: 37 % (3d) zu 51 % (28d), wobei die Absolutwerte jedoch abnahmen (vgl. Tabelle 36 und Tabelle 37).

6.3.1.3 Baustoffe – Dach

Tabelle 38 und Tabelle 39 zeigen den SER der Kammermessungen der für das Pultdach verwendeten Baumaterialien. Auch bei diesen Materialien war eine deutliche Abnahme der Emissionsraten über den Prüfzeitraum festzustellen. Die höchsten Emissionsraten hatten dabei die Kiefernprodukte (KVH Ki 120 x 240 mm, KVH Ki 120 x 200 mm und Rauhspund). Dominant waren die Terpene, die einen Anteil an den Gesamtemissionen zwischen 78 und 98 % hatten. Die Kammerprüfungen der Dachfolie, das Verbundblech und die Dachpappe hatten sehr geringe Emissionsraten.

6.3.1.4 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten

Tabelle 40 zeigt die Bewertung der für das Modellhaus Typ 3 verwendeten Baumaterialien in Anlehnung an AgBB-Kriterien (2018). Aufgrund der zeitlichen Differenz zwischen der Produktion und der Prüfung der Baumaterialien konnten die Rahmenbedingungen nicht eingehalten werden, die AgBB vorgibt. Es zeigte sich jedoch, dass die Konstruktionsmaterialien der Holzrahmenbauwand mit Ausnahme der Kiefernvollholzprodukte sowie der Gefachdämmung (Holzfaserdämmmatte, d = 200 mm) die Kriterien unter den hier gewählten Prüfbedingungen in Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema eingehalten haben. Jedes der Hilfsprodukte hat die Bewertung bestanden. Bis auf die Spanplatte hat keines der in Decke und Boden verbauten Materialien die Kriterien unter den getroffenen Annahmen in Anlehnung an das AgBB-Schema eingehalten. Die Produkte, die in dem Dach verbaut waren, wurden in Anlehnung an das AgBB-Schema nicht bewertet. Kanzerogene Verbindungen wurden nicht detektiert.

Tabelle 32: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

3d	Gipskarton, d=12,5 mm		OSB, d=15 mm		KVH Ki, 60 x 200 mm		KVH Ki, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Holzfaser-dämmplatte, d=60 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	11	9	168	4	5184	45	2189	50	16	73	5	77	4168	32	462	134
α-Pinen	5	21	88	1	3205	53	1163	56	7	62	3	78	2557	49	384	142
3-Caren	5	3	54	9	1749	40	920	44	8	70	2	76	869	68	48	96
Aldehyde	37	65	231	8	133	48	66	19	61	99	10	26	81	38	8	61
Hexanal	26	66	156	10	72	55	31	25	28	106	5	42	38	45	3	17
org. Säuren	81	86	88	28	125	65	73	65	482	76	197	9	149	79	160	20
Essigsäure	80	86	61	34	122	65	68	67	480	76	196	9	142	81	159	20
andere	6	60	94	35	97	45	99	74	5	62	3	83	59	23	2	173
TVOC	135	73	581	12	5539	44	2427	49	564	78	215	8	4455	32	633	104

Tabelle 33: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

28d	Gipskarton, d=12,5 mm		OSB, d=15 mm		KVH Ki, 60 x 200 mm		KVH Ki, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Holzfaser-dämmplatte, d=60 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3	53	37	19	3975	43	1773	40	3	81	4	113	1904	23	14	37
α-Pinen	2	33	19	20	2440	53	878	42	2	61	2	107	1065	38	11	32
3-Caren	1	100	13	24	1394	40	813	39	1	118	2	123	512	85	2	67
Aldehyde	2	100	150	16	89	55	47	17	14	53	8	19	34	51	nb	173
Hexanal	1	100	96	15	46	59	19	16	2	25	4	45	15	46	nb	173
org. Säuren	18	82	40	43	42	55	52	89	107	47	66	24	29	60	22	30
Essigsäure	18	82	24	46	41	57	49	94	106	48	66	24	27	63	22	30
andere	13	100	29	21	61	50	54	53	nb		8	49	25	52	nb	-
TVOC	36	87	256	22	4167	43	1926	39	124	45	86	16	1988	21	37	27

Tabelle 34: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

3d	Multifunktionsdichtband		luftdichtes Klebeband A		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	96	67	73	43	nb		40	
α-Pinen	35	74	40	30	nb		21	
3-Caren	49	61	27	63	nb		17	
Aldehyde	3	12	nb		nb		2	
Hexanal	nb		nb		nb		nb	
organische Säuren	6	22	nb		1	100	nb	
andere	124	3	52	44	11	12	nb	
1-Butanol	22	7	25	34	nb		nb	
TVOC	229	30	125	43	13	0	42	

Tabelle 35: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

28d	Multifunktionsdichtband		luftdichtes Klebeband A		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	5	26	3	100	1	100	9	
α-Pinen	3	20	1	100	1	100	3	
3-Caren	nb		nb		nb		1	
Aldehyde	nb		nb		nb		nb	
Hexanal	nb		nb		nb		nb	
organische Säuren	1	6	3	100	nb		1	
andere	50	27	18	35	12	7	5	
1-Butanol	20	5	17	33	nb		nb	
TVOC	57	21	24	3	13	11	15	

Tabelle 36: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

3d	OSB, d=22 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	286	3	5184	45	16	73	436	71
α-Pinen	127	40	3205	53	7	62	143	63
3-Caren	123	53	1749	40	8	70	228	81
Aldehyde	195	19	133	48	61	99	398	11
Hexanal	144	21	72	55	28	106	298	10
organische Säuren	97	43	125	65	482	76	140	17
Essigsäure	82	65	122	65	480	76	117	19
andere	68	29	97	45	5	62	98	33
TVOC	645	5	5539	44	564	78	1072	33

Tabelle 37: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

28d	OSB, d=22 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	57	75	3975	43	3	81	96	46
α-Pinen	30	73	2440	53	2	61	49	46
3-Caren	17	74	1394	40	1	118	31	52
Aldehyde	140	43	89	55	14	53	197	0
Hexanal	103	41	46	59	2	25	140	3
organische Säuren	59	29	42	55	107	47	62	18
Essigsäure	43	11	41	57	106	48	36	41
andere	14	47	61	50	nb		28	17
TVOC	270	47	4167	43	124	45	383	9

Tabelle 38: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

3d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Ki, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	4158	23	8848	35	9686	26	1943	39	17	56	14		170	17
α-Pinen	1647	32	6578	37	5090	24	637	71	8	59	8		85	15
3-Caren	2330	18	1919	30	3988	28	1148	49	8	48	5		73	17
Aldehyde	106	15	86	42	31	16	129	16	1	100	nb		5	5
Hexanal	59	13	36	23	12	16	89	20	nb		nb		1	100
organische Säuren	222	71	177	119	49	85	224	134	1	100	nb		nb	
andere	114	13	167	56	120	33	72	35	23	12	6		1	100
TVOC	4599	24	9279	37	9887	26	2367	41	41	33	20		176	16

Tabelle 39: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

28d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Ki, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3573	18	7087	22	5387	21	506	30	1	100	5		23	10
α-Pinen	1441	22	5428	22	2732	20	134	58	1	100	2		11	2
3-Caren	1996	16	1401	23	2307	23	332	54	nb		nb		11	17
Aldehyde	69	9	59	45	18	18	77	30	nb		nb		nb	
Hexanal	39	10	21	24	6	15	50	34	nb		nb		nb	
organische Säuren	67	55	60	105	23	157	33	57	3	100	4		1	89
andere	89	11	109	42	63	19	35	71	19	1	12		4	0
TVOC	3798	17	7315	22	5491	20	651	28	23	20	21		29	10

Tabelle 40: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 3 in Anlehnung an AgBB

	Baumaterial	Bewertung in Anlehnung an AgBB	Das AgBB-Bewertungsschema wäre in Bezug auf folgendes Kriterium unter den getroffenen Annahmen nicht eingehalten	kanzerogene Verbindungen
Wand Konstruktionsmaterialien [q=0,5 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Gipskarton, d=12,5 mm	+		nein
	OSB, d=15 mm	+		nein
	KVH Ki, 60x200 mm		$TVOC_3 \leq 10$ mg m^{-3}	nein
	KVH Ki, 80x200 mm		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		R ≤ 1	nein
	Holzfaserdämmplatte, d=60 mm	+		nein
	Konterlattung Kiefer		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Profilbretter Lärche	+		nein
Wand Hilfsprodukte [q=71,43 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Multifunktionsdichtband	+		nein
	Luftdichtes Klebeband A	+		nein
	Bauschaum	+		nein
	Instaabox	+		nein
Decke und/oder Boden [q=1,25 $m^3 h^{-1}m^{-2}$; Decke und Boden q=0,625 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	OSB, d=22 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	KVH Ki, 60x200 mm (Decke und Boden)		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	Spanplatte, d=22 mm (Boden)	+		nein
Dach	KVH Ki, 120x240 mm KVH Ki, 120x200 mm KVH Ki, 40x60 mm Rauhspund Kiefer Dachfolie Verbundblech Dachpappe		Keine Bewertung nach AgBB durchgeführt.	

"+": In Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema wären die Kriterien eingehalten

6.3.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum

Abbildung 20 zeigt den zeitlichen Verlauf der im Modellhaus 3 gemessenen VOC-Konzentrationen.

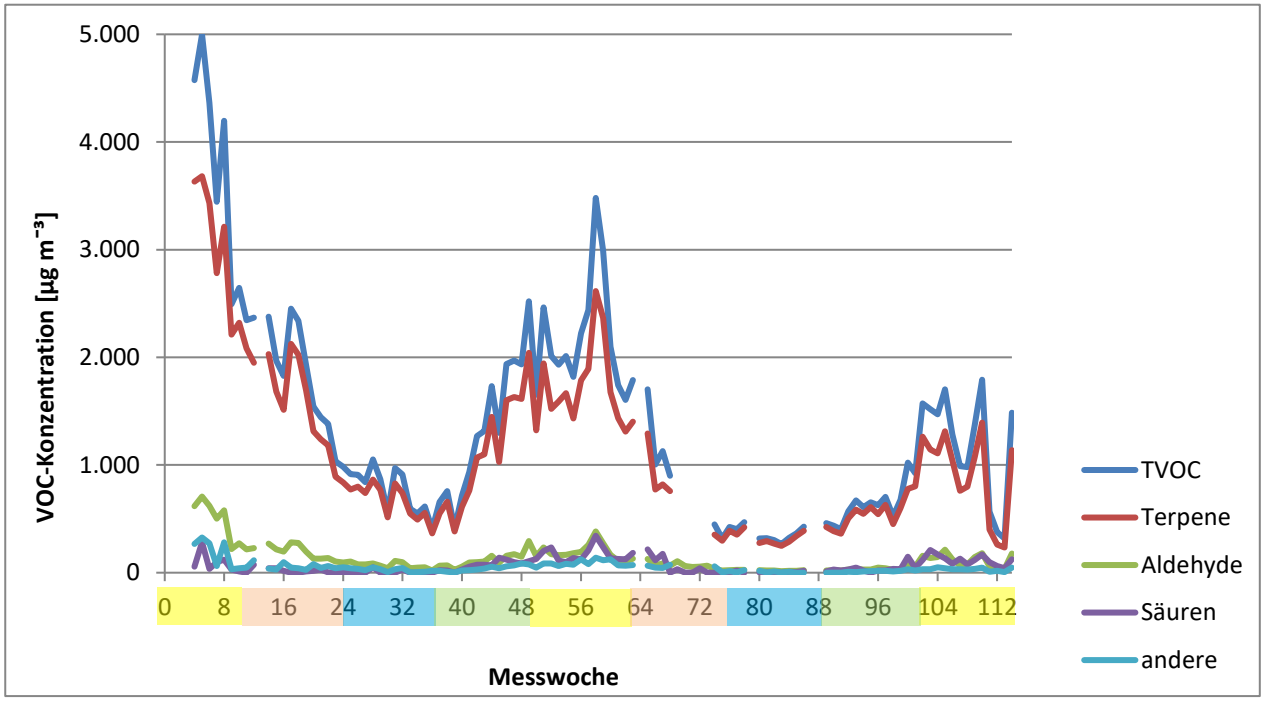


Abbildung 20: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 3 über die gesamte Messdauer

Die TVOC-Konzentration der Raumluft im Modellhaus 3 betrug im Juli 2017 4988 µg m^{-3}. Die Werte sind im weiteren Verlauf gesunken, sodass am 02. März 2018 ein Wert von 403 µg m^{-3} gemessen wurde. Durch einen daran anschließenden Anstieg der VOC-Konzentrationen erhöhte sich die TVOC-Konzentration im August 2018 auf 3480 µg m^{-3}. Dies entspricht etwa 75 % Prozent der Ausgangskonzentration. Im darauffolgenden Herbst und Winter sanken die Konzentrationen erneut, sodass in der 83. Messwoche (Januar 2019) ein TVOC von 267 µg m^{-3} gemessen wurde. Infolge des Konzentrationsanstiegs während des Frühlings und Sommers, wurde am 31. Juli das Maximum des TVOC (1792 µg m^{-3}) für das Jahr 2019 gemessen. Trotz der Konzentrationsanstiege erreichte der TVOC-Wert nicht die Höchstwerte aus dem jeweiligen Vorjahr.

In den Messwochen 13, 64, 69 bis 73, 79 sowie 87 bis 88 kam es zu Ausfällen der Probenahme bzw. Fehlern bei der Analytik, sodass für diese Zeitpunkte keine Messergebnisse vorliegen.

Nachfolgend sind in Tabelle 41 die jahreszeitlichen Mittelwerte des gesamten Prüfzeitraums einschließlich der Minimal- und Maximalwerte sowie der Gesamtmittelwerte aufgeführt.

Tabelle 41: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 3

	Konzentration [µg m^{-3}]							
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere	TVOC
Sommer 2017	3159	1768	1,157	541	362	104	207	4012
Herbst 2017	1763	979	665	212	138	21	56	2052
Winter 2017/18	719	369	280	77	46	6	29	831
Frühling 2018	987	513	399	97	60	61	36	1180
Sommer 2018	1791	933	725	211	132	168	90	2261
Herbst 2018	959	669	343	80	47	74	61	1225
Winter 2018/19	324	164	131	20	13	5	8	358
Frühling 2019	535	277	214	33	20	34	11	613
Sommer 2019	892	413	400	111	66	112	30	1144
Mittelwert	1237	676	479	154	98	65	59	1520
Minimum	324	164	131	20	13	5	8	358
Maximum	3159	1,768	1,157	541	362	168	207	4012
MW / Min	3,8			7,5				4,2
Max / MW	2,6			3,5				2,6

Die Tabelle 42 listet die Anteile für die Konzentrationen der VOC-Gruppen sowie einiger Hauptverbindungen am TVOC, die für die Jahreszeiten als arithmetisches Mittel errechnet wurden.

Tabelle 42: Anteile am TVOC in Modellhaus 3, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte

	Anteil am TVOC [%]						
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere
Sommer 2017	79	44	29	13	9	3	5
Herbst 2017	86	48	32	10	7	1	3
Winter 2017/18	87	44	34	9	6	1	3
Frühling 2018	84	43	34	8	5	5	3
Sommer 2018	79	41	32	9	6	7	4
Herbst 2018	78	55	28	7	4	6	5
Winter 2018/19	91	46	37	6	4	1	2
Frühjahr 2019	87	45	35	5	3	6	2
Sommer 2019	78	36	35	10	6	10	3

Die Konzentrationen wurden über den gesamten Messzeitraum hauptsächlich durch die Terpene bestimmt. Dabei dominierte α-Pinen gegenüber 3-Caren. Die Aldehyd-Konzentrationen hatten einen deutlich geringeren Anteil an den Gesamtemissionen. Dieser war in den Sommermonaten geringfügig höher als in den Wintermonaten. Das ergab sich ebenfalls für die Konzentrationen der organischen Säuren. Mögliche Ursache für die verhältnismäßig hohe Konzentrationszunahme waren die beschleunigten Entstehungsprozesse der Sekundäremission infolge höherer Temperaturen (Frankel, 1984; Nawar, 1984) während der warmen Monate.

6.3.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen

Aus den Ergebnissen der Baustoffprüfungen der in den Wänden verbauten Materialien wurden auf Grundlage unterschiedlicher Beladungsszenarien theoretische Raumluftkonzentrationen sowohl für den TVOC als auch für einzelne VOC-Gruppen berechnet. Diese Werte wurden mit den über den Messzeitraum gemittelten tatsächlich im Innenraum vorliegenden Konzentrationen verglichen. Um Aussagen zu den Zusammenhängen zwischen den Ergebnissen der Produktprüfungen und der Innenraumkonzentration ableiten zu können, wurden relative Abweichungen zwischen den theoretischen berechneten VOC-Konzentrationen und der tatsächlich gemessenen VOC-Konzentration berechnet.

Die Konzentrationen für einen Referenzraum (Tabelle 43) errechneten sich aus den in Tabelle 33 gelisteten Emissionsraten der Baustoffprüfung. Dabei wurden verschiedene Szenarien bei der Berechnung der Beladungsfaktoren zugrunde gelegt, die in Kapitel 5.2.5 beschrieben sind.

Die Raumkonzentration ist als arithmetisches Mittel aus den Messdaten ab Erreichen der TVOC-Ausgleichskonzentration bis einschließlich Messwoche 114 angegeben. Im Modellhaus 3 erreichte die TVOC-Konzentration in Woche 27 den Ausgleichszustand.

Tabelle 43: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration

	Konzentration [µg m^{-3}]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	15496	721	17376
Beladung innen	1733	395	2621
Beladung innen o. Fassade	1464	388	2354
Beladung Umfang	8697	580	10106
Mittelwert tatsächliche Raumkonzentration	906	93	1113

Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen der theoretischen Raumkonzentration im Referenzraum und der gemittelten Konzentration der Raumluftmessungen im Modellhaus sind in Tabelle 44 aufgeführt.

Tabelle 44: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 3

	relative Abweichung [%]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	1610	675	1462
Beladung innen	91	324	136
Beladung innen o. Fassade	62	317	112
Beladung Umfang	860	523	808

Die Berechnungen der theoretischen Raumkonzentrationen ergaben für alle Beladungsszenarien höhere Werte gegenüber der tatsächlichen VOC-Konzentration im Modellhaus (Tabelle 44). Daraus folgt, dass die im Innenraum gemessenen Konzentrationen beider VOC-Gruppen sowie des TVOC durch die Berechnung einer theoretischen VOC-Konzentration überschätzt wurden. Von den für das Modellhaus verbauten Bauprodukten wurden in der Kammerprüfung die höchsten Terpen-Emissionen für das Kiefern-KVH sowie die Konterlattung gemessen. Die OSB hatte an Prüftag 28 die höchsten Aldehyd-Emissionen (Tabelle 33). Wie auch die Ergebnisse des Haustyps 2 zeigen, führte das Szenario „Beladung Umfang“ zu starken Abweichungen zwischen der theoretischen und tatsächlichen Konzentration (Tabelle 44), sodass extreme Überschätzungen abgeleitet werden können. Bei Haustyp 3 zeigt sich das insbesondere für die Terpen-Konzentrationen, da die Berechnung des Beladungsfaktors hier inklusive der Seitenflächen des KVHs erfolgte, welches hohe Terpen-Emissionen in den Produktprüfungen aufwies. Aus den erheblichen Überschätzungen kann abgeleitet werden, dass die physikalischen Transportprozesse der VOCs in den Innenraum über die nach innen gerichteten Flächen dominierend ist und Seitenflächen bei der Festlegung eines Beladungsfaktors nicht gleichwertig bewertet werden dürfen.

6.3.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode

Zusätzlich zu den Messungen mit Tenax TA wurde die Raumluft mit den Adsorptionsmitteln DNPH und Silicagel geprüft, um Aldehyde und organische Säuren mit alternativen Methoden zu bestimmen. Die Probenahme führte das TI durch, die Messung und die daran anschließende Analytik erfolgten durch das WKI (vgl. Kapitel 5.2.2.2 und 5.2.2.3).

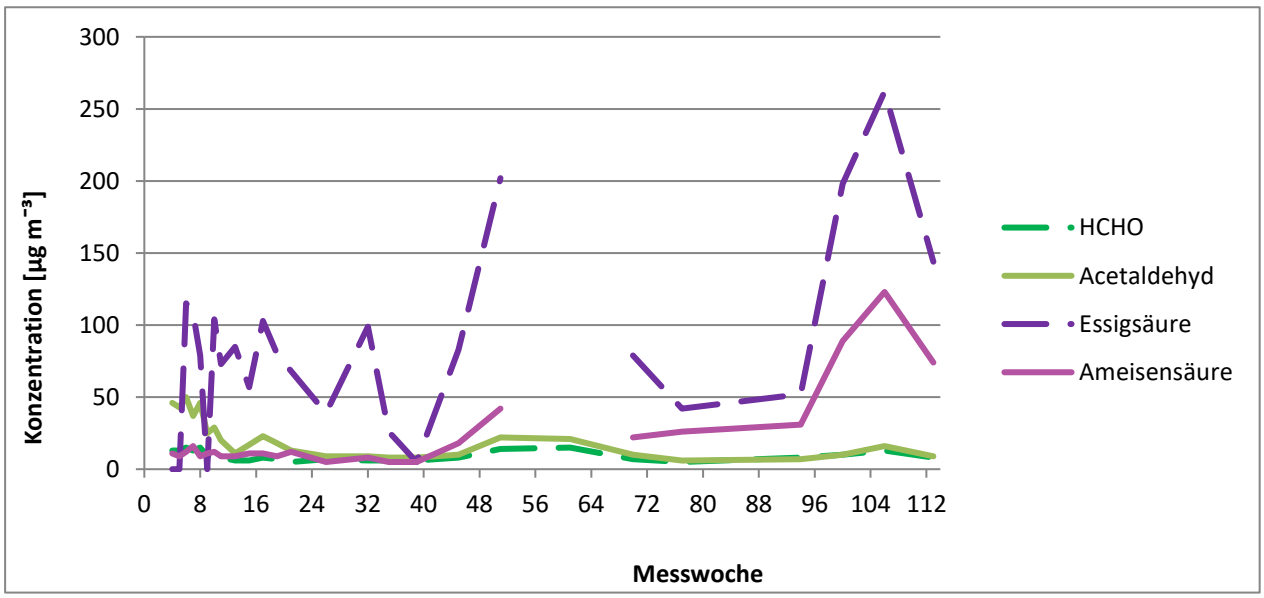


Abbildung 21: Konzentrationen in Modellhaus 3 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel

Die Ergebnisse dieser Messungen sind für ausgewählte Verbindungen in Abbildung 21 dargestellt. Die ersten beiden Messungen ergaben weniger als 5 µg m^{-3}, sodass die Werte die Bestimmungs-

grenze unterschritten. In der 6. Woche wurde dann eine Konzentration von 108 µg m^{-3} gemessen. Die Ausgangskonzentration der Ameisensäure in der 4. Woche betrug 11 µg m^{-3}. Bis zum Winter 2018 (35. bzw. 39. Messwoche) war die Tendenz der Konzentrationen dieser organischen Säuren abklingend. Vergleichbare Tendenzen zeigten die Ergebnisse für Formaldehyd und Acetaldehyd. Die Konzentration von Formaldehyd sank von 13 µg m^{-3} (4. Messwoche) auf 6 µg m^{-3} (35. Messwoche). Die Konzentration für Acetaldehyd war zu Beginn 46 µg m^{-3} und reduzierte sich auf 8 µg m^{-3} (35. Messwoche). In den Frühlings- und Sommermonaten 2018 stiegen die Raumluftkonzentrationen für alle hier aufgeführten Verbindungen an. Infolgedessen waren die Konzentrationen der Essigsäure (202 µg m^{-3}) und Ameisensäure (42 µg m^{-3}) höher als die Ausgangskonzentrationen. Im weiteren Verlauf sanken die Werte, sodass die Konzentration der Essigsäure in der 77. Woche 42 µg m^{-3} betrug. Im Sommer 2019 erreichten die Konzentrationen der organischen Säuren erneut Werte, die über dem Maximum des Vorjahres lagen. Für Formaldehyd und Acetaldehyd wurden zwischen der 94. und 106. Messwoche ebenfalls zunehmende Konzentrationen gemessen, deren Werte jedoch knapp unter den Höchstwerten aus dem Jahr 2018 (51. bzw. 61. Messwoche) lagen.

Die zeitliche Abfolge des Konzentrationsanstiegs und -rückgangs der Verbindungen, die auf DNPH-Kartuschen bzw. Silicagel adsorbiert wurden, ist vergleichbar mit den Ergebnissen der VOC-Messungen mittels Tenax TA.

In der Raumluft wurde weniger Ameisensäure detektiert als Essigsäure. Vergleichbare Ergebnisse ergab die Arbeit von Schieweck (2018). Sie untersuchte den Konzentrationsgehalt von VVOCs und VOCs in der Raumluft von vier verschiedenen realen Häusern zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Bauphase. Die Messungen in allen Häusern ergaben geringere Ameisensäure-Konzentrationen als Essigsäure-Konzentrationen.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen bei Probenahme auf Tenax TA und Silicagel ergab deutliche Abweichungen für die Konzentrationen der organischen Säuren, da die Messungen auf verschiedenen Methoden basierten. Die mittlere Abweichung der Ergebnisse der Messung mit Tenax TA zu den mit Silicagel bestimmten Werten betrug -22 % (C_{Tenax} = 74,9 µg m^{-3}, C_{Silica} = 95,6 µg m^{-3}).

Da die Baumaterialien in den Kammermessungen nicht mit den Sorptionsmitteln DNPH oder Silicagel beprobt wurden, konnten keine Aussagen zu Zusammenhängen zwischen den hier vorgestellten Raumluftkonzentrationen und den Emissionen der Bauprodukte getroffen werden.

6.3.5 Zusammenfassung

Die für die Wand verwendeten Vollholz-Konstruktionsmaterialien emittierten überwiegend Terpene. Die OSB emittierte überwiegend Aldehyde gefolgt von Terpenen bzw. organischen Säuren. Aus den Holzdämmstoffplatten wurde überwiegend Essigsäure gemessen. Die Kiefervollholzprodukte sowie die 200er Holzdämmung hätten die Anforderungen an AgBB 2018 nicht bestanden.

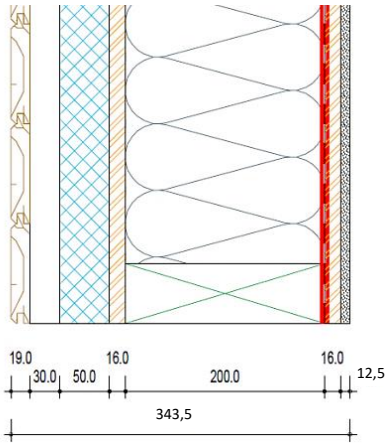
In der Raumluft des Modellhauses 3 wurden überwiegend Terpene gemessen. Zu Beginn der Messreihe nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen – mit Tenax TA gemessen – wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht.

Es wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen betrachtet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit q = 0,5 $m^3 m^{-2} h^{-1}$ führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Bei Berücksichtigung nur der Wandmaterialien ohne die Fassadenbauteile wurden die Terpene noch um etwa 60 % und die Aldehyde hingegen um etwas das Dreifache überschätzt. Eine Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den Baustoffemissionen scheint für alle Substanzgruppen unter Annahme eines gleichen Szenarios hinsichtlich der beabsichtigen Verwendung nicht möglich. Eine gleichzeitige Ableitung der minimalen Konzentrationen im Winter und auch maximalen im Sommer erscheint ebenso wenig darstellbar.

6.4 Modellhaus Typ 4

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse zum Modellhaus Typ 4 dargestellt. Diese umfassen die flächenspezifischen Emissionsraten der in den Prüfkammern geprüften Baustoffe sowie den Verlauf der VOC-Konzentration der Innenraumluft über den gesamten Prüfzeitraum von zwei Jahren. Daraus abgeleitet werden Zusammenhänge zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen.

Wandaufbau Typ 4
Holztafelbau- bzw. Holzrahmenbauweise aus Kiefer KVH mit diffusionsbremsender Außendämmung (Abbildung 7):



- Fassade: Profilbretter aus Lärche, 135 x 19 mm
- Konterlattung aus Kiefer (Hinterlüftung), 65 x 30 mm
- Dämmung: Hartschaum, 50 mm
- Spanplatte, 16 mm
- Ständerwerk KVH aus Kiefer, 60 x 200 mm,
  inkl. Holzfaserdämmmatte, 200 mm
- Dampfbremse: PE-Folie
- Spanplatte, 16 mm
- Gipskartonplatte, 12,5 mm

6.4.1 Flächenspezifische Emissionsraten der verwendeten Baustoffe

In den folgenden drei Kapiteln werden die Ergebnisse der Baustoffe gezeigt, die in den Wänden, Decke und Boden sowie im Dach verbaut waren. Daran anschließend sind die Bewertungen der Baustoffe in Anlehnung an AgBB aufgeführt.

6.4.1.1 Baustoffe – Wand

Die Kammerprüfungen ergaben für alle in der Wand verbauten Baustoffe deutliche Abnahmen des TVOCs von Tag 3 zu Tag 28. Dabei wurden für die Kiefernprodukte (KVH Ki 60 x 200 mm, KVH Ki 80 x 200 mm und Konterlattung) die höchsten Emissionsraten gemessen. Vor allem die Terpene, mit α-Pinen und 3-Caren, dominierten mit einem Anteil von über 90 % die Gesamtemissionen. Das Lärchenprofilholz hatte wesentlich geringere Emissionsraten. Die höchsten Aldehyd-

Emissionsraten ergaben die Messungen der Spanplatte (SER_{3d}: 447 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 158 µg m^{-2} h^{-1}). Hier betrug der Aldehydanteil an den Gesamtemissionen 55 %. Die Holzfaserdämmplatte emittierte hauptsächlich Essigsäure, dabei lag deren Anteil an den Gesamtemissionen am 28. Prüftag bei 85 %. Die Emissionen des Hartschaums wurden von Pentan (SER_{3d}: 204 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 22 µg m^{-2} h^{-1}) und Styrol ($SERl_{3d}$: 42 µg m^{-2} h^{-1}; SER_{28d}: 15 µg m^{-2} h^{-1}) dominiert. Die Gipskartonplatte hatte ein vergleichsweise geringes Emissionsniveau und emittierte überwiegend organische Säuren. Für die PE-Folie konnten in der Kammerprüfung nach 28 Tagen keine VOCs mehr detektiert werden. Die Hilfsprodukte wie Klebeband, Baumschaum, etc. emittierten in geringen Emissionsraten Alkohole und andere in Lösungsmitteln vorkommende flüchtige Verbindungen (Tabelle 45 bis Tabelle 48).

6.4.1.2 Baustoffe – Decke und Boden

Die in der Decke und im Boden verbauten Konstruktionsmaterialien zeigten von Tag 3 zu Tag 28 abnehmende Emissionsraten. Das Konstruktionsvollholz aus Kiefer wies dabei die höchsten Emissionsraten auf und emittierte vor allem Terpene mit einem Anteil von 95 % an den Gesamtemissionen. Die Holzfaserdämmmatte, die als Gefachdämmung zwischen den Konstruktionsvollhölzer in dem Modellhaus verbaut war, emittierte überwiegend Essigsäure (85 %). Die Emissionsraten der Terpene und Aldehyde nahmen innerhalb des Prüfzeitraums sowohl bei der OSB als auch der Spanplatte ab. Jedoch stieg der Anteil der Aldehyde am TVOC bei beiden Produkten von Tag 3 zu Tag 28 an (vgl. Tabelle 49 und Tabelle 50).

6.4.1.3 Baustoffe – Dach

Tabelle 51 und Tabelle 52 zeigen die Emissionsraten der Kammermessungen der für das Pultdach verwendeten Baumaterialien. Auch bei diesen Produkten war eine deutliche Abnahme der Emissionsraten vom 3. zum 28. Prüftag festzustellen. Die höchsten Emissionsraten ergaben die Messungen der Kiefernprodukte (KVH Ki 120 x 240 mm, KVH Ki 120 x 200 mm und Rauhspund). Dabei dominierten die Terpene mit Anteilen zwischen 78 und 98 % an den Gesamtemissionen. Die Dachfolie, das Verbundblech und die Dachpappe hatten vergleichsweise geringe Emissionsraten.

6.4.1.4 Gesundheitliche Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten

Tabelle 53 zeigt eine Bewertung der für das Modellhaus Typ 4 verwendeten Baumaterialien in Anlehnung an die AgBB-Kriterien (2018). Aufgrund der zeitlichen Differenz zwischen Produktion und Prüfung der Baumaterialien konnten die Rahmenbedingungen nicht eingehalten werden, die AgBB vorgibt. Es zeigt sich, dass mit Ausnahme des Profilbretts keines der holzbasierten Konstruktionsmaterialien der Holzrahmenbauwand, die Kriterien unter den hier gewählten Prüfbedingungen in Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema eingehalten hatte. Alle Hilfsprodukte haben unter den

getroffenen Annahmen in Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema bestanden. Mit Ausnahme der Spanplatte hat keines der Baumaterialien in Raumdecke und -boden die Kriterien in Anlehnung an das AgBB-Schema eingehalten. Die Materialien, die in dem Dach verbaut waren, wurden auch in Anlehnung an das Bewertungsschema nicht bewerte. Kanzerogene Verbindungen wurden nicht detektiert.

Tabelle 45: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

3d	Gipskarton, d=12,5 mm		Spanplatte, d=16 mm		PE-Folie		KVH Ki, 60 x 200 mm		KVH Ki, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Hartschaum, d=50 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	11	9	103	21	13	14	5184	45	2189	50	16	73	16	8	4168	32	462	134
α-Pinen	5	21	48	17	11	23	3205	53	1163	56	7	62	2	15	2557	49	384	142
3-Caren	5	3	32	20	2	7	1749	40	920	44	8	70	7	9	869	68	48	96
Aldehyde	37	65	447	3	nb		133	48	66	19	61	99	10	15	81	38	8	61
Hexanal	26	66	320	0	nb		72	55	31	25	28	106	7	19	38	45	3	17
org. Säuren	81	86	190	7	nb		125	65	73	65	482	76	nb	-	149	79	160	20
Essigsäure	80	86	145	1	nb		122	65	68	67	480	76	nb	-	142	81	159	20
andere	6	60	75	7	nb		97	45	99	74	5	62	295	10	59	23	2	173
Styrol	nb		nb		nb		nb		nb		nb		42	12	nb		nb	
Pentan	nb		nb		nb		nb		nb		nb		204	16	nb		nb	
TVOC	135	73	815	6	13	14	5539	44	2427	49	564	78	321	9	4455	32	633	104

Tabelle 46: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien

28d	Gipskarton, d=12,5 mm		Spanplatte, d=16 mm		PE-Folie		KVH Ki, 60 x 200 mm		KVH Ki, 80 x 200 mm		Holzfaser-dämmmatte, d=200 mm		Hartschaum, d=50 mm		Konterlattung Kiefer		Profilbretter Lärche	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3	53	46	15	nb		3975	43	1773	40	3	81	nb	-	1904	23	14	37
α-Pinen	2	33	22	24	nb		2440	53	878	42	2	61	nb	-	1065	38	11	32
3-Caren	1	100	15	1	nb		1394	40	813	39	1	118	nb	-	512	85	2	67
Aldehyde	2	100	158	30	nb		89	55	47	17	14	53	1	77	34	51	nb	173
Hexanal	1	100	105	30	nb		46	59	19	16	2	25	1	113	15	46	nb	173
org. Säuren	18	82	64	36	nb		42	55	52	89	107	47	2	202	29	60	22	30
Essigsäure	18	82	43	31	nb		41	57	49	94	106	48	2	0	27	63	22	30
andere	13	100	18	38	nb		61	50	54	53	nb		50	25	25	52	nb	-
Styrol	nb		nb		nb		nb		nb		nb		15	10	nb		nb	
Pentan	nb		nb		nb		nb		nb		nb		22	14	nb		nb	
TVOC	36	87	286	29	nb		4167	43	1926	39	124	45	53	14	1988	21	37	27

Tabelle 47: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

3d	luftdichtes Klebeband A		luftdichtes Klebeband B		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	73	43	120		nb		40	
α-Pinen	40	30	74		nb		21	
3-Caren	27	63	37		nb		17	
Aldehyde	nb		1		nb		2	
Hexanal	nb		1		nb		nb	
organische Säuren	nb		8		1	100	nb	
andere	52	44	58		11	12	b	
1-Butanol	25	34			nb		nb	
2-Ethyl-1-Hexanol	4	100	44		nb		nb	
TVOC	125	43	187		13	0	42	

Tabelle 48: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe

28d	luftdichtes Klebeband A		luftdichtes Klebeband B		Baumschaum		Instaabox	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3	100	12		1	100	9	
α-Pinen	1	100	8		1	100	3	
3-Caren	nb		1		nb		1	
Aldehyde	nb		nb		nb		nb	
Hexanal	nb		nb		nb		nb	
organische Säuren	3	100	5		nb		1	
andere	18	35	31		12	7	5	
1-Butanol	17	33			nb		nb	
2-Ethyl-1-Hexanol	1	100	28		nb		nb	
TVOC	24	3	48		13	11	15	

Tabelle 49: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

3d	OSB, d=22 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	286	3	5184	45	16	73	436	71
α-Pinen	127	40	3205	53	7	62	143	63
3-Caren	123	53	1749	40	8	70	228	81
Aldehyde	195	19	133	48	61	99	398	11
Hexanal	144	21	72	55	28	106	298	10
organische Säuren	97	43	125	65	482	76	140	17
Essigsäure	82	65	122	65	480	76	117	19
andere	68	29	97	45	5	62	98	33
TVOC	645	5	5539	44	564	78	1072	33

Tabelle 50: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden

28d	OSB, d=22 mm		KVH Ki, 60x200 mm		Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		Spanplatte, d=22 mm	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	57	75	3975	43	3	81	96	46
α-Pinen	30	73	2440	53	2	61	49	46
3-Caren	17	74	1394	40	1	118	31	52
Aldehyde	140	43	89	55	14	53	197	0
Hexanal	103	41	46	59	2	25	140	3
organische Säuren	59	29	42	55	107	47	62	18
Essigsäure	43	11	41	57	106	48	36	41
andere	14	47	61	50	nb		28	17
TVOC	270	47	4167	43	124	45	383	9

Tabelle 51: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

3d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Ki, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	4158	23	8848	35	9686	26	1943	39	17	56	14		170	17
α-Pinen	1647	32	6578	37	5090	24	637	71	8	59	8		85	15
3-Caren	2330	18	1919	30	3988	28	1148	49	8	48	5		73	17
Aldehyde	106	15	86	42	31	16	129	16	1	100	nb		5	5
Hexanal	59	13	36	23	12	16	89	20	nb		nb		1	100
organische Säuren	222	71	177	119	49	85	224	134	1	100	nb		nb	
andere	114	13	167	56	120	33	72	35	23	12	6		1	100
TVOC	4599	24	9279	37	9887	26	2367	41	41	33	20		176	16

Tabelle 52: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach

28d	KVH Ki, 120x240 mm		KVH Ki, 120x200 mm		KVH Ki, 40x60 mm		Rauhspund Kiefer		Dachfolie		Verbundblech		Dachpappe	
	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]	MW SER [µg m⁻² h⁻¹]	CoV [%]
Terpene	3573	18	7087	22	5387	21	506	30	1	100	5		23	10
α-Pinen	1441	22	5428	22	2732	20	134	58	1	100	2		11	2
3-Caren	1996	16	1401	23	2307	23	332	54	nb		nb		11	17
Aldehyde	69	9	59	45	18	18	77	30	nb		nb		nb	
Hexanal	39	10	21	24	6	15	50	34	nb		nb		nb	
organische Säuren	67	55	60	105	23	157	33	57	3	100	4		1	89
andere	89	11	109	42	63	19	35	71	19	1	12		4	0
TVOC	3798	17	7315	22	5491	20	651	28	23	20	21		29	10

Tabelle 53: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 4 in Anlehnung an AgBB

	Baumaterial	Bewertung in Anlehnung an AgBB	Das AgBB-Bewertungsschema wäre in Bezug auf folgendes Kriterium unter den getroffenen Annahmen nicht eingehalten	kanzerogene Verbindungen
Wand Konstruktionsmaterialien [q=0,5 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Gipskarton, d=12,5 mm	+		nein
	PE-Folie	+		nein
	Spanplatte, d=16 mm		R ≤ 1	nein
	KVH Ki, 60x200 mm		$TVOC_3 \leq 10$ mg m^{-3}	nein
	KVH Ki, 80x200 mm		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		R ≤ 1	nein
	Hartschaum, d=50 mm	+		nein
	Konterlattung Kiefer		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Profilbretter Lärche	+		nein
Wand Hilfsprodukte [q=71,43 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	Luftdichtes Klebeband A	+		nein
	Luftdichtes Klebeband B	+		nein
	Bauschaum	+		nein
	Instaabox	+		nein
Decke und/oder Boden [q=1,25 $m^3 h^{-1}m^{-2}$; Decke und Boden q=0,625 $m^3 h^{-1}m^{-2}$]	OSB, d=22 mm (Decke und Boden)		R ≤ 1	nein
	KVH Ki, 60x200 mm		$TVOC_{28} \leq 1{,}0$ mg m^{-3}	nein
	Holzfaserdämmmatte, d=200 mm		R ≤ 1	nein
	Spanplatte, d=22 mm (Boden)	+		nein
Dach	KVH Ki, 120x240 mm KVH Ki, 120x200 mm KVH Ki, 40x60 mm Rauhspund Kiefer Dachfolie Verbundblech Dachpappe		Keine Bewertung nach AgBB durchgeführt.	

"+": In Anlehnung an das AgBB-Bewertungsschema wären die Kriterien eingehalten

6.4.2 Verlauf der VOC-Konzentration im Innenraum

Abbildung 22 zeigt den zeitlichen Verlauf der im Modellhaus 4 gemessenen VOC-Konzentrationen.

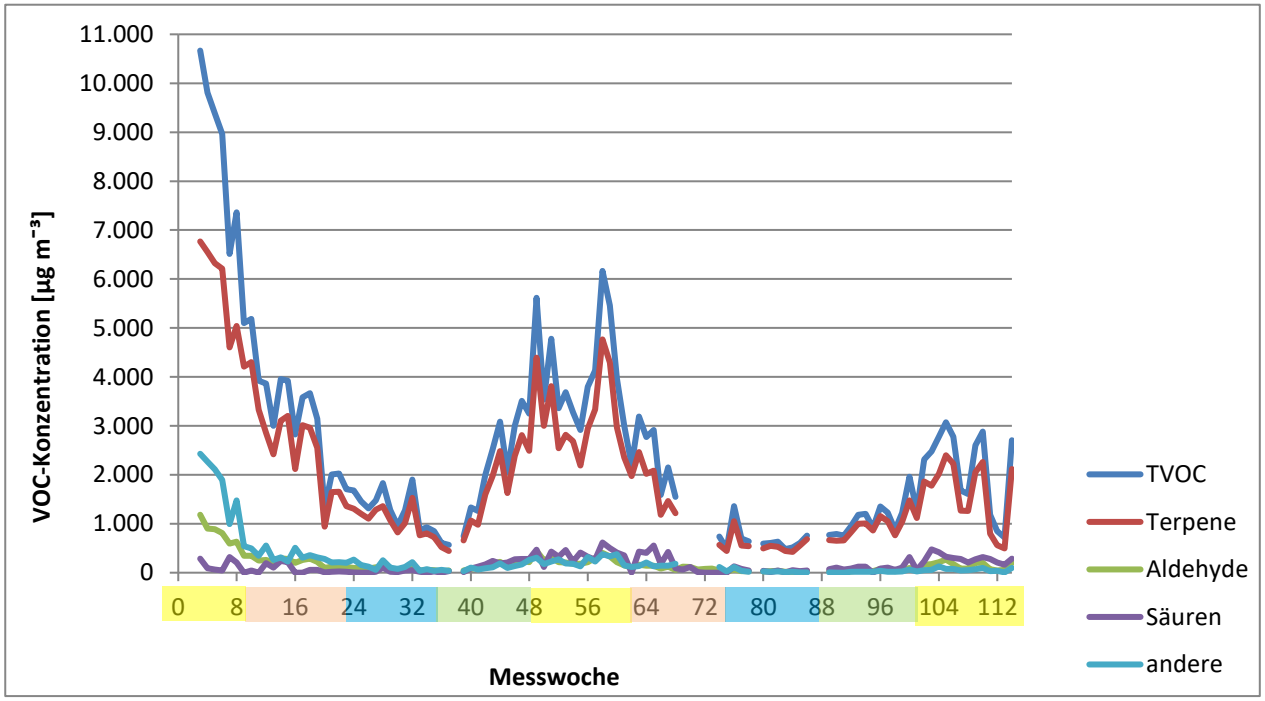


Abbildung 22: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 4 über die gesamte Messdauer

Im Juli 2017 wurde eine TVOC-Konzentration von 10.664 µg m^{-3} gemessen (Abbildung 22). Durch fortschreitende Reduktion der VOC-Emissionen sank der TVOC in der 37. Messwoche auf einen Wert von 565 µg m^{-3}. Im Frühjahr 2018 begannen die Konzentrationen anzusteigen. Am 01.08.2018 wurde der Höchstwert des TVOCs für das Jahr 2018 gemessen. Dieser betrug 6163 µg m^{-3} und entspricht damit 58 % der Ausgangskonzentration. Im Anschluss sanken die Konzentrationen während der Herbst- und Wintermonate erneut. In der 83. Woche, am 23. Januar 2019, erreichte der TVOC das Minimum (484 µg m^{-3}) der gesamten Messdauer. Nach ansteigender TVOC-Konzentration während der darauffolgenden Monate wurde am 26.06.2019 das Maximum (3073 µg m^{-3}) des Jahres 2019 gemessen. Die Höchstwerte der vorangegangenen Jahre wurden trotz Zunahme der VOC-Emissionen nicht erreicht.

In den Messwochen 38, 69, 71 bis 73, 79 sowie 87 bis 88 kam es zu Ausfällen der Probenahme bzw. Fehlern bei der Analytik, sodass für diese Zeitpunkte keine Messergebnisse vorliegen.

Nachfolgend sind in Tabelle 54 die jahreszeitlichen Mittelwerte des gesamten Prüfzeitraums einschließlich der Minimal- und Maximalwerte sowie der Gesamtmittelwerte aufgeführt.

Tabelle 54: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 4

	Konzentration [µg m^{-3}]							
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere	TVOC
Sommer 2017	5671	3248	1874	765	359	146	1675	8257
Herbst 2017	2623	1513	877	228	125	75	338	3264
Winter 2017/18	1104	587	386	86	48	25	133	1348
Frühling 2018	1588	872	570	136	83	158	112	1995
Sommer 2018	3238	1783	1142	261	154	379	251	4130
Herbst 2018	1566	1065	523	102	56	175	153	2071
Winter 2018/19	571	291	213	29	19	43	29	672
Frühling 2019	929	483	350	47	29	103	22	1101
Sommer 2019	1587	744	656	144	83	274	61	2066
Mittelwert	2098	1176	732	200	106	153	308	2767
Minimum	571	291	213	29	19	25	22	672
Maximum	5671	3248	1874	765	359	379	1675	8257
MW / Min	3,7			6,8				4,1
Max / MW	2,7			3,8				3,0

Die Tabelle 55 listet die Anteile für die Konzentrationen der VOC-Gruppen sowie einiger Hauptverbindungen am TVOC, die für die Jahreszeiten als arithmetisches Mittel errechnet wurden.

Tabelle 55: Anteile am TVOC in Modellhaus 3, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte

	Anteil am TVOC [%]						
	Terpene	α-Pinen	3-Caren	Aldehyde	Hexanal	Säuren	andere
Sommer 2017	69	39	23	9	4	2	20
Herbst 2017	80	46	27	7	4	2	10
Winter 2017/18	82	44	29	6	4	2	10
Frühling 2018	80	44	29	7	4	8	6
Sommer 2018	78	43	28	6	4	9	6
Herbst 2018	76	51	25	5	3	8	7
Winter 2018/19	85	43	32	4	3	6	4
Frühjahr 2019	84	44	32	4	3	9	2
Sommer 2019	77	36	32	7	4	13	3

Über den gesamten Verlauf waren die Terpen-Konzentrationen, insbesondere α-Pinen, dominierend. Die 3-Caren-Konzentration betrug stets etwa ein Drittel der Gesamtkonzentration. Die Konzentration der Aldehyde war vergleichsweise niedrig. Deren Anteil reduzierte sich während der Wintermonate. Auch der Anteil der Säure-Konzentrationen war im Vergleich zum Sommer in den Wintermonaten 2018/2019 geringer. Die Luftproben enthielten viele VOC der Kategorie „andere“, bei denen es sich hauptsächlich um Alkane handelte. Die Quelle dieser Verbindungen war nicht sicher zurückzuführen. Da dies chemische Stoffe sind, die in Benzin oder Dieselkraftstoff auftreten, besteht die Möglichkeit, dass es während des Fertigungsprozesses oder eines langen

Transportweges der fertigen Wandbauten zu einer Anreicherung kam. Zu Beginn der Messreihe, im Sommer 2017, betrug der Anteil dieser VOC 20 %. Die Verbindungen zeigten über die Messdauer einen vergleichbaren Konzentrationsverlauf zu den VOC, die von den Bauprodukten emittiert wurden.

6.4.3 Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Innenraum und den Baustoffemissionen

Aus den Ergebnissen der Baustoffprüfungen der in den Wänden verbauten Materialien wurden auf Grundlage unterschiedlicher Beladungsszenarien theoretische Innenraumkonzentrationen sowohl für den TVOC als auch für einzelne VOC-Gruppen berechnet. Diese Werte wurden mit den über den Messzeitraum gemittelten tatsächlich im Innenraum vorliegenden Konzentrationen verglichen. Um Aussagen zu den Zusammenhängen zwischen den Ergebnissen der Produktprüfungen und der Innenraumkonzentration ableiten zu können, wurden relative Abweichungen zwischen den theoretischen berechneten VOC-Konzentrationen und der tatsächlich gemessenen VOC-Konzentration berechnet.

Die Konzentrationen für einen Referenzraum (Tabelle 56) errechneten sich aus den in Tabelle 46 gelisteten Emissionsraten der Kammerprüfungen. Dabei wurden verschiedene Szenarien bei der Berechnung der Beladungsfaktoren zugrunde gelegt, die im (Kapitel 5.2.5) beschrieben sind.

Die Raumkonzentration ist als arithmetisches Mittel aus den Messdaten ab Erreichen der TVOC-Ausgleichskonzentration bis einschließlich Messwoche 114 angegeben. In Modellhaus 4 erreichte die TVOC-Konzentration in Woche 30 den Ausgleichszustand.

Tabelle 56: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration

	Konzentration [µg m^{-3}]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	15598	1047	17922
Beladung innen	1840	737	3396
Beladung innen o. Fassade	1571	730	3065
Beladung Umfang	8702	584	10283
Mittelwert tatsächliche Raumkonzentration	1566	119	1982

Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen der theoretischen Konzentration im Referenzraum und der gemittelten Konzentration der Raumluftmessungen im Modellhaus sind in Tabelle 57 aufgeführt.

Tabelle 57: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 4

	relative Abweichung [%]		
	Terpene	Aldehyde	TVOC
Baustoffe, q = 0,5	896	778	804
Beladung innen	18	518	71
Beladung innen o. Fassade	0	512	55
Beladung Umfang	456	390	419

Die Spanplatte war in der Wand des Haustyps 4 zweimal verbaut. Dies wurde bei der Berechnung der theoretischen VOC-Konzentration berücksichtigt. Aufgrund der Prüfkammerergebnisse der Spanplatte (Tabelle 46) wirkte sich das erheblich auf die Ergebnisse der theoretischen Aldehyd-Konzentrationen aus. Für diese ergaben sich deutlich höhere Werte gegenüber der tatsächlichen Konzentration (119 µg m^{-3}), sodass alle Beladungsszenarien stark überschätzten (Tabelle 57). Eine sichere Abschätzung der Aldehyd-Konzentration durch die Ergebnisse der Kammerprüfung der Baumaterialien war auf Basis der hier beschriebenen Methoden nicht gegeben. Auch die Ergebnisse dieses Haustyps weisen darauf hin, dass zur Berechnung der VOC-Konzentration im Modellraum die Seitenflächen des Ständerwerks nicht als Fläche in die Berechnung des Beladungsfaktor mit einbezogen werden dürfen, da dies zu hohen Abweichungen führte.

Wurde der Beladungsfaktor nur mit der nach innen gerichteten Flächen bestimmt, war die Abweichung zwischen der theoretischen und gemittelten Terpen-Konzentration verhältnismäßig gering (18 %). Wurde die theoretische Konzentration ohne die Fassadenelemente kalkuliert, stimmten die Werte der theoretischen (1517 µg m^{-3}) und tatsächlichen (1566 µg m^{-3}) Terpen-Konzentration sehr gut überein. Die Ergebnisse für Haustyp 4 zeigen deutlich, dass die VOC-Gruppen bei der Ermittlung eines Zusammenhangs zwischen den Ergebnissen der Kammerprüfung und Messungen der Raumluft differenziert betrachtet werden müssen.

Styrol war ein Stoff, der in der Innenraumluft gemessen wurde und nur in der Kammerprüfung des Polystyrols detektiert wurde. So konnte das in der Raumluft gemessene Styrol eindeutig dem Hartschaum aus Polystyrol zugeordnet werden. Das Styrol in der Raumluft zeigt, dass flüchtige Verbindungen aus Materialien, die hinter der Dämmung verbaut sind bzw. direkten Kontakt zur Fassade und Hinterlüftung haben, in den Innenraum emittiert werden können.

6.4.4 Ergebnisse der DNPH/HPLC- und Silicagel/IC-Methode

Zusätzlich zu den Messungen mit Tenax TA wurde die Raumluft mit den Adsorptionsmitteln DNPH und Silicagel geprüft, um Aldehyde und organische Säuren mit alternativen Methoden bestimmen zu können. Die Probenahme führte das TI durch, die Messung und die daran anschließende Analytik erfolgten durch das WKI (vgl. Kapitel 5.2.2.2 und 5.2.2.3).

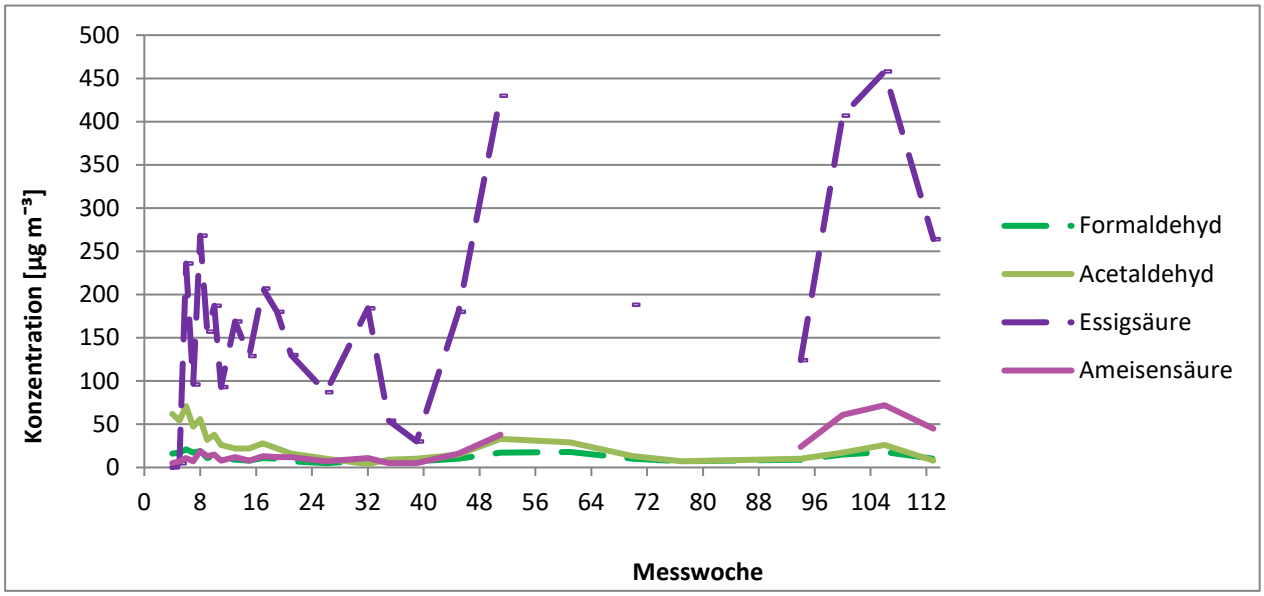


Abbildung 23: Konzentrationen in Modellhaus 4 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel

Die Ergebnisse dieser Messungen sind für ausgewählte Verbindungen in Abbildung 23 dargestellt. In der Raumluft der ersten Messung wurden weniger als 5 µg m^{-3} Essigsäure detektiert, sodass der Wert die Bestimmungsgrenze unterschritt. In der 6. Woche wurde dann eine Konzentration von 236 µg m^{-3} gemessen. Die Ausgangskonzentration der Ameisensäure in der 4. Woche war 5 µg m^{-3}. Die Konzentrationen für diese organischen Säuren sanken bis zum Winter 2018 (39. Messwoche). Vergleichbare Tendenzen zeigten die Ergebnisse für Formaldehyd und Acetaldehyd. Die Konzentration von Formaldehyd sank von 16 µg m^{-3} (4. Messwoche) auf 5 µg m^{-3} (26. Messwoche). Die Konzentration für Acetaldehyd betrug zu Beginn 62 µg m^{-3} und reduzierte sich auf 4 µg m^{-3} (32. Messwoche). In den Frühlings- und Sommermonaten 2018 stiegen die Raumluftkonzentrationen für die hier ausgewählten Verbindungen an. Die Konzentrationen der Essigsäure (430 µg m^{-3}) und Ameisensäure (51 µg m^{-3}) waren höher als die Ausgangskonzentrationen. Im weiteren Verlauf sanken die Werte. Aufgrund von defekten Sorptionsröhrchen liegen für den Winter 2018/2019 keine Ergebnisse der organischen Säuren vor. Im darauffolgenden Sommer 2019 erreichten die Konzentrationen der organischen Säuren (Essigsäure: 458 µg m^{-3}, Ameisensäure: 72 µg m^{-3}) erneut Werte, die jeweils das Maximum des Vorjahres überstiegen. Die Formaldehyd- und Acetaldehyd-Konzentrationen stiegen zwischen der 77. und 106. Messwoche an, jedoch lagen die Werte unter den gemessenen Höchstwerten aus dem Jahr 2018 (51. bzw. 61. Messwoche).

Die zeitliche Abfolge des Konzentrationsanstiegs und -rückgangs der Verbindungen, die auf DNPH-Kartuschen bzw. Silicagel adsorbiert wurden, ist vergleichbar mit den Ergebnissen der VOC-Messungen mittels Tenax TA.

In der Raumluft wurde mit Ausnahme der ersten Messung weniger Ameisensäure detektiert als Essigsäure. Vergleichbare Ergebnisse ergab die Arbeit von Schieweck (2018). Sie untersuchte den Konzentrationsgehalt von VVOCs und VOCs in der Raumluft von vier verschiedenen realen Häusern

zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Bauphase. Die Messungen in allen Häusern ergaben geringere Ameisensäure-Konzentrationen als Essigsäure-Konzentrationen.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen bei Probenahme auf Tenax TA und Silicagel ergab deutliche Abweichungen für die Konzentrationen der organischen Säuren, da die Messungen auf verschiedenen Methoden basierten. Die mittlere Abweichung der Ergebnisse der Messung mit Tenax TA zu den mit Silicagel bestimmten Werten betrug -19 % (C_{Tenax} = 149,8 µg m^{-3} und C_{Silica} = 185,4 µg m^{-3}).

Da die Baumaterialien in den Kammermessungen nicht mit den Sorptionsmitteln DNPH oder Silicagel beprobt wurden, können keine Aussagen zu Zusammenhängen zwischen den hier vorgestellten Raumluftkonzentrationen und den Emissionen der Bauprodukte getroffen werden.

6.4.5 Zusammenfassung

Die Vollholz-Konstruktionsmaterialien emittierten überwiegend Terpene, hingegen dominierten Aldehyde die Emissionen der Spanplatte. Bei der Prüfung der Holzdämmstoffplatten wurde überwiegend Essigsäure gemessen. Die Bewertung in Anlehnung an das AgBB-Schema konnte das Profilholz bestehen. Alle übrigen holzbasierenden Konstruktionsmaterialien des Wandaufbaus erfüllten die Kriterien nicht.

In der Raumluft des Modellhauses 4 wurden überwiegend Terpene gemessen. Zu Beginn der Messungen nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht. Darüber hinaus wurden insbesondere zu Beginn der Messreihe auffällig hohe Alkan-Konzentrationen in der Raumluft gemessen, deren Quelle nicht eindeutig geklärt werden konnte.

Es wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen betrachtet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit q = 0,5 m^3 m^{-2} h^{-1} führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Bei Berücksichtigung der Wandmaterialien ohne die Fassadenbauteile wurden die Terpene gut abgebildet, die Aldehyde wurden hingegen gleichzeitig um etwa das Fünffache überschätzt. Eine Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aller VOC aus den Baustoffemissionen scheint unter Annahme eines gleichen Szenarios hinsichtlich der beabsichtigen Verwendung nicht möglich. Die gleichzeitige Ableitung der minimalen Konzentrationen im Winter sowie der maximalen im Sommer erscheint ebenso wenig darstellbar.

6.5 Fazit der Modellhaus-Messungen

Zu Beginn der Messungen nahmen die Raumkonzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen der auf Tenax TA gesammelten VOC wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht. Es wird somit erkennbar, dass die Konzentrationen in den Modellhäusern insgesamt dem Grunde nach abnahmen. Generell zeigen die Luftkonzentrationen der einzelnen VOC-Gruppen einen ähnlichen Verlauf wie die des TVOC über den gesamten Messzeitraum. Der Anteil der Aldehyde und organischen Säuren war in fast allen Häusern im Sommer höher als im Winter. Daher muss die Zunahmerate für diese VOC-Gruppen höher ausgefallen sein als die der Terpene. Neben dem temperaturabhängigen Dampfdruck der VOC, werden durch höhere Temperaturen die Reaktionsprozesse begünstigt, die für die Freisetzung der Sekundäremissionen verantwortlich sind (Frankel, 1984; Nawar, 1984).

Die Verbindungen, deren Adsorption auf mit Silicagel gefüllten Röhrchen und DNPH-Kartuschen erfolgte, hatten zu den Ergebnissen der Tenax TA-Messungen einen vergleichbaren Konzentrationsverlauf. Für die Haustypen 2, 3 und 4 war bei den Ergebnissen der organischen Säuren (Ameisen- und Essigsäure) auffällig, dass infolge von Konzentrationsanstiegen während der Messungen im Frühling und Sommer die Höchstwerte des vorausgegangenen Jahres überschritten wurde. Möglicherweise reichern sich diese polaren VOC-Verbindungen unter anderem in der polaren Gipskartonplatte an, sodass dann bei zunehmenden Temperaturen größere Mengen in den Innenraum abgegeben werden können. Meininghaus und Uhde (2002) untersuchten die Diffusion mehrerer Verbindungen durch eine Gipskartonplatte. Sie konnten zeigen, dass die Diffusion abhängig ist von dem Siedepunkt und der Molekülgröße. Außerdem war die Diffusionsgeschwindigkeit für polare Verbindungen geringer, was sie auf Wechselwirkungen zwischen der Verbindung und dem Material zurückführten. Für Modellhaus 1 ist dieser Effekt nur für die Ameisensäure erkennbar. Dies ist das einzige Haus, in dem keine Gipskartonplatte verbaut war.

Beim Vergleich der detektierten VOC im Innenraum mit den Ergebnissen der Kammermessungen der Bauprodukte konnte festgestellt werden, dass überwiegend alle im Raum gemessenen VOC mindestens von einem Bauprodukt emittiert wurden, sodass die Bauprodukte als Quelle eindeutig bestimmt sind. Die meisten VOC wurden aber von mehreren Bauprodukten emittiert, sodass diese VOCs keiner eindeutigen Quelle zugeordnet werden konnten. Eine Ausnahme davon war das in Modellhaus Typ 4 detektierte Styrol, welches nur bei der Kammermessung des Polystyrols detektiert wurde. Zudem liegt es weder im Holz natürlich vor, noch wird es im Holz reaktiv gebildet und konnte daher eindeutig dem Polystyrol zugewiesen werden. Der Nachweis von Styrol in der Raumluft des Typs 4 zeigt, dass Diffusion auch von der Außendämmung zum Innenraum stattfindet.

Darüber hinaus zeigt der quantitative Vergleich der Ergebnisse aus Prüfkammer- und Raumluftmessungen, dass kein gemeingültiger Zusammenhang zwischen den Konzentrationen aus der Produktprüfung und den tatsächlich gemessenen VOC-Konzentrationen in der Raumluft ermittelt werden konnte. Es ist erkennbar, dass die eingesetzten Baustoffe und deren Emissionspotential einen

Einfluss auf die Höhe Innenraumkonzentration hatten. Rückschlüsse auf die tatsächlichen VOC-Konzentrationen im Innenraum können aber nicht durch das Ergebnis der Produktprüfung nach 28 Tagen abgeleitet werden. Wurde für die Berechnung der Raumkonzentration im Modellraum eine flächenspezifische Luftflussrate von $q = 0{,}5\ m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$ herangezogen, wie es in der DIN EN 16516:2017 beschrieben ist, resultierte das in einer deutlichen Überschätzung der Innenraumkonzentrationen. In der Norm wird für Wandprodukte im Referenzraum ein Beladungsfaktor von $1\ m^2\ m^{-3}$ angenommen. In der Realität trifft dies aber für einige Produkte, wie zum Beispiel dem Ständerwerk, nicht zu. Dieses war in den Haustypen 2, 3 und 4 mit einem Beladungsfaktor von $0{,}16\ m^2\ m^{-3}$ verbaut, sofern ausschließlich die Flächen berücksichtigt wurden, die in Richtung des Innenraums zeigten. In Kombination mit dem hohen Emissionspotential des KVHs hatte dies zur Folge, dass die Berechnung der Raumkonzentration zu einer deutlichen Überschätzung führte. Sinnvoller wäre daher, den zu verwendenden Beladungsfaktor der Bauprodukte im Hinblick auf ihre genaue Verwendung zu definieren.

Allerdings zeigt sich, dass selbst dies dann für die verschiedenen VOC-Gruppen nicht zielführend ist: Im Vergleich waren die berechneten Abweichungen für die Terpen-Konzentrationen meist geringer als die für die Aldehyde. Für Haustyp 4 wichen die berechneten Terpen-Konzentrationen nur geringfügig von den gemessenen Raumluftwerten ab. Die Aldehyd-Konzentrationen zeigten hingegen sehr große Abweichungen. Folglich sind bei der Bestimmung eines Zusammenhangs zwischen Werten der Produktprüfung und Innenraumkonzentrationen die VOC-Gruppen differenziert zu betrachten, wofür ein tieferes Verständnis dieser Zusammenhänge erarbeitet werden müsste. Für alle Haustypen und VOC-Gruppen gilt, dass die Abweichung zwischen den Ergebnissen am geringsten war, wenn die theoretische VOC-Konzentration ohne die Fassadenelemente berechnet wurde. Allerdings wurde festgestellt, dass auch Stoffe der Fassade durchaus in den Innenraum diffundieren können (Styrol), daher dürfen Fassadenelemente als Quelle der VOCs im Innenraum nicht vernachlässigt werden. Wurden neben den zum Innenraum gerichteten Flächen zusätzlich die seitlichen Flächen des Ständerwerks mit in die Beladungsfläche einbezogen, führte dies konsequent zu einer hohen Abweichung und daraus abgeleiteten deutlichen Überschätzung der tatsächlichen, gemittelten VOC-Konzentration. Demzufolge muss für die Berechnung einer Raumluftkonzentration angenommen werden, dass die Transportprozesse der VOC vorrangig über die nach innen gerichteten Flächen erfolgen. Daher sind ausschließlich diese als Beladungsfläche für einen Referenzraum als relevant anzusehen. Generell muss die starke Inhomogenität des Vollholzes bezüglich der VOC-Abgabe berücksichtigt werden, die sich in hohen Variationskoeffizienten der Emissionsraten aus der Produktprüfung zeigt. Diese hohe Variation der VOC-Abgabe führt zu einer schlechteren Vorhersagbarkeit der VOC-Konzentrationen in Innenräumen.

6.6 Auswertung der Klimadaten

Um den Zusammenhang zwischen der Raumluftkonzentration und des Innen- sowie Außenklimas ermitteln zu können, wurde während des gesamten Messzeitraums in regelmäßigen Intervallen sowohl die Temperatur als auch die relative Luftfeuchte in den Modellhäusern und der Außenumgebung aufgezeichnet. Der Messzeitraum ist hier als der Zeitraum von Fertigstellung der Modellhäuser bis einschließlich der letzten Innenraumluftmessung definiert.

6.6.1 Außenklima

In Abbildung 24 sind die Tagesmittelwerte der Außentemperatur und der relativen Luftfeuchte dargestellt. Da es im Spätsommer 2017 und Winter 2017/2018 zu Ausfällen der Datenlogger zur Klimaaufzeichnung kam, lagen für diese Zeiträume nur Daten der HAW, Hamburg vor. Aus den übrigen Daten zeigt sich jedoch, dass die Werte beider Klimaaufzeichnungen (HAW und TI) gut übereinstimmen. Die jahreszeitlichen Mittelwerte lagen im Sommer und Winter 2017 etwas unter denen der Jahre 2018 und 2019 (Tabelle 58). Diese Beobachtungen stimmen mit den Aussagen des Deutschen Wetterdienstes überein. Während der Sommer 2017 am Standort Hamburg ausgesprochen verregnet und kühl war, zeichnete sich der Sommer 2018 durch hohe Temperaturen und viele Sonnenstunden aus (Deutscher Wetterdienst, 2017; Deutscher Wetterdienst, 2018). Die Temperaturen und Niederschlagswerte für Hamburg des Sommers 2019 lagen zwischen den Sommerwerten der zwei vorherigen Jahre. Dennoch waren die Temperaturen höher und die Niederschlagszahlen geringer als die vieljährigen Mittelwerte für das Bundesland Hamburg (Deutscher Wetterdienst, 2019).

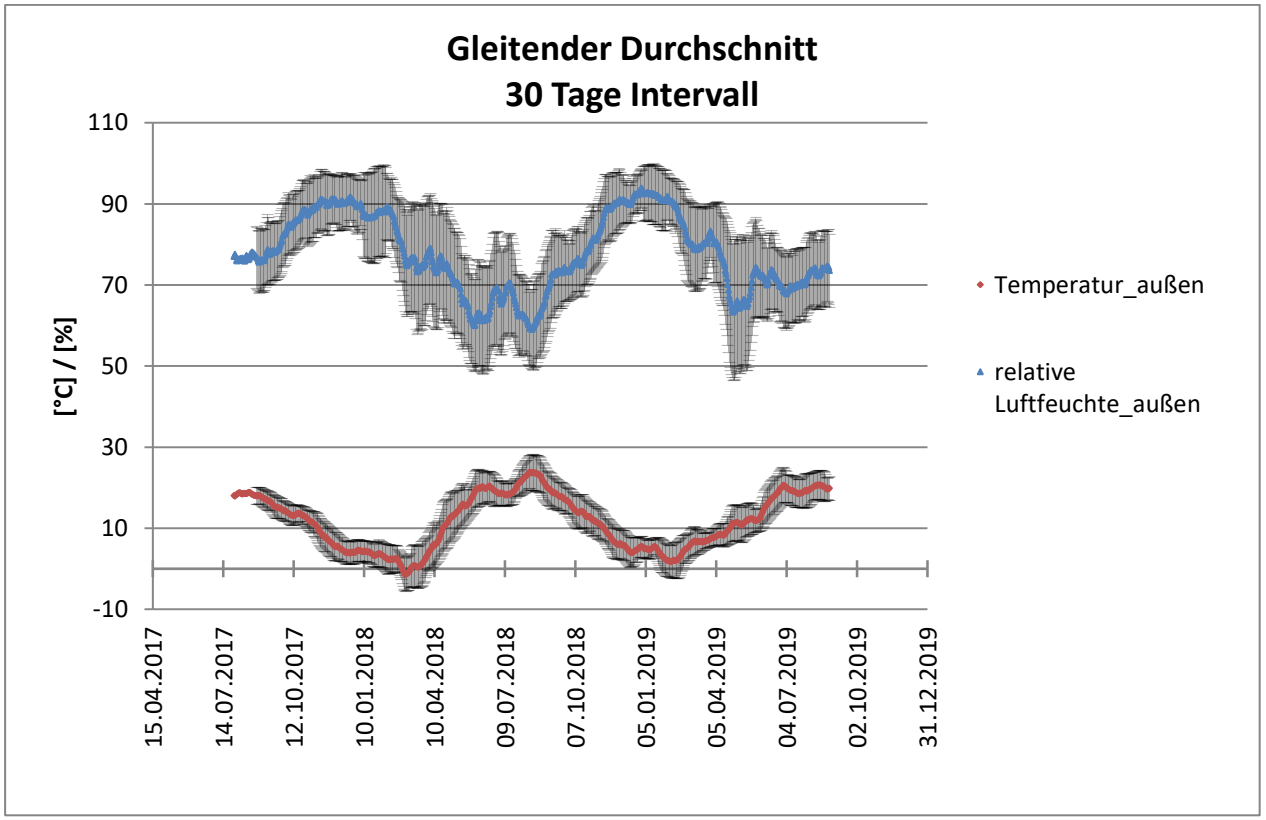


Abbildung 24: Gemittelte Tageswerte des Außenklimas als gleitender Durchschnitt aus 30 Tagen

Tabelle 58: Jahreszeitliche arithmetische Mittel der Temperatur und relativen Luftfeuchte der Außenluft

	jahreszeitliche Mittelwerte	
	Temperatur [°C]	rel. Luftfeuchte [%]
Sommer 2017	18,2	76,4
Herbst 2017	10,7	86,8
Winter 2017	2,6	86,0
Frühling 2018	10,6	70,3
Sommer 2018	20,4	65,7
Herbst 2018	11,3	81,7
Winter 2018	4,4	88,6
Frühjahr 2019	10,4	73,2
Sommer 2019	19,7	81,0

6.6.2 Raumklima

In Abbildung 25 ist die Verteilung der Tagesmittelwerte beider Parameter in den vier Haustypen dargestellt. Die in den Haustypen 1 bis 3 ermittelten Innentemperaturen, die unter 19 °C lagen, wurden im Zeitraum zwischen dem 14.06.2017 und dem 04.10.2017 gemessen. Das entspricht dem Zeitraum, in dem die Heizpanels in den Innenräumen noch nicht aktiviert waren. Auch in Typ 4 wurde in diesem Zeitraum die Innentemperatur noch nicht durch Heizungstechnik gesteuert, dennoch sanken die Tagesmittelwerte im Innenraum nicht unter 19 °C. Möglicherweise ist dies nicht auf den Wandaufbau und die damit verbundene Dämmung zurückzuführen, sondern auf einen Defekt des Datenloggers, da es kurz darauf zu einem Fehler bei der automatischen Speicherung der Daten kam.

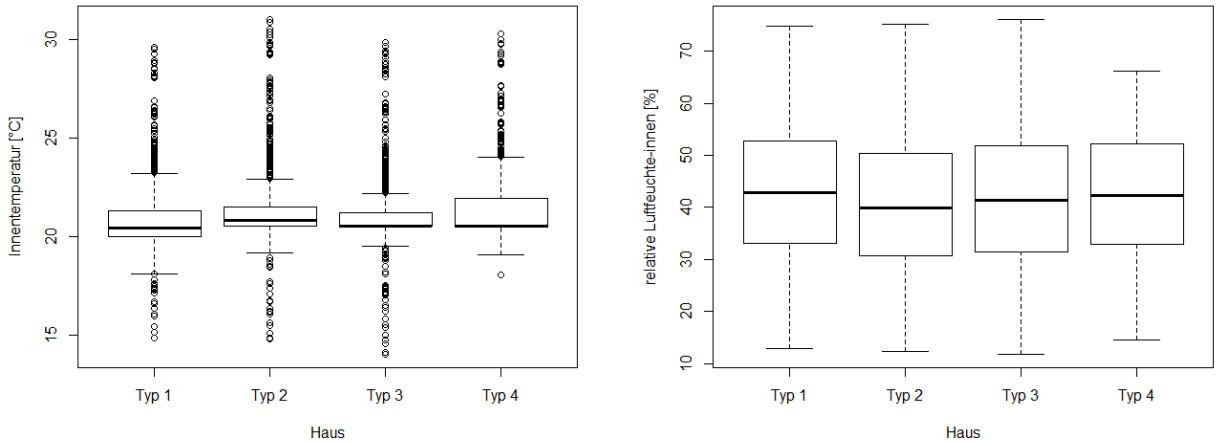


Abbildung 25: links: Verteilung der Innenraumtemperatur (Tages-MW) in den Modellhäusern, rechts: Verteilung der relativen Luftfeuchte (Tages-MW)

Die Abbildung 26 zeigt die Verteilung der Tagesmittelwerte der Temperatur und relativen Luftfeuchte im Innenraum ab dem Zeitpunkt der Heizungsinstallation. Erst ab diesem Zeitpunkt wurde die Temperatur im Innenraum durch ein Thermostat geregelt, sodass Ausreißer der Innentemperatur überwiegend oberhalb des oberen 75 %-Quantils lagen. Die Temperaturregelung erfolgte nur nach oben. Eine Runterregulierung der Temperaturen auf einen fixen Wert existierte nicht, sodass es zu den abgebildeten Ausreißern kam.

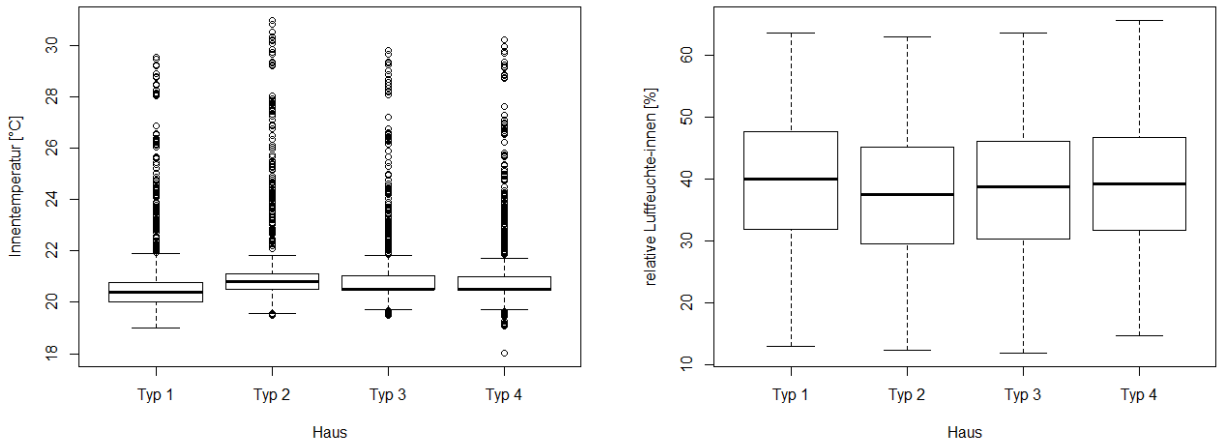


Abbildung 26: links: Verteilung der Innenraumtemperatur (Tages-MW) ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung, rechts: Verteilung der relativen Luftfeuchte (Tages-MW) im Innenraum ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung

Aus dem Vergleich der statistischen Kenndaten (Tabelle 59) von Innentemperatur und relativer Luftfeuchte sind keine größeren Differenzen für die arithmetischen Mittel, Mediane und Quantile zwischen den Häusern erkennbar. Die im Innenraum vorherrschenden klimatischen Bedingungen wichen nicht maßgeblich voneinander ab, sodass in den Häusern vergleichbare Bedingungen vorlagen.

Tabelle 59: statistische Auswertung der Innenraumtemperatur und relativen Luftfeuchte ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung: MW: arithmetisches Mittel, max oA: Maximum ohne Ausreißer, min oA: Minimum ohne Ausreißer, 75%: 75 %-Quantil, 50 %: Median, 25%: 25 %-Quantil

Innenraumtemperatur [°C]

	Typ 1		Typ 2		Typ 3		Typ 4	
MW	21,1		21,6		21,3		21,3	
max oA		21,9		21,8		21,8		21,7
75%	20,8		21,1		21,0		21,0	
50%	20,4		20,8		20,5		20,5	
25%	20,0		20,5		20,5		20,5	
min oA		19,0		19,6		19,7		19,7

relative Luftfeuchte, innen [%]

	Typ 1		Typ 2		Typ 3		Typ 4	
MW	39,8		37,4		38,4		39,4	
max oA		63,7		63,0		63,6		65,7
75%	47,7		45,1		46,2		46,8	
50%	40,0		37,5		38,8		39,2	
25%	31,8		29,5		30,3		31,6	
min oA		12,9		12,2		11,8		14,6

Der zeitliche Verlauf der Innenraumtemperaturen als gleitender Durchschnitt aus einem Intervall von 30 Tagen (Abbildung 27) zeigt, dass die Innentemperaturen zum einen von der Außentemperatur abhängig waren. Ab dem Zeitpunkt der Installation des Heizkörpers fielen die Temperaturen im Innenraum in der Regel nicht unter 20 °C. Eine Ausnahme davon waren die Werte im Haustyp 1 während des Frühjahrs 2018. In diesem Zeitraum kam es zu einem Ausfall der Heizungsanlage, sodass die Innenraumtemperatur aufgrund der geringen Außentemperaturen auf einen Tagesmittelwert von 6,5 °C sank (zur Untersuchung der Verteilungen von Raumtemperatur und relativer Luftfeuchte wurden daher für alle Haustypen die entsprechenden Werte dieser Messwochen für die Berechnung der statistischen Daten in Abbildung 25, Abbildung 26 und Tabelle 59 ausgeschlossen). Nach Reparatur der Heizung stiegen die Raumtemperaturen wieder an. Während der warmen Jahreszeiten führten die warmen Außentemperaturen dazu, dass die Innenraumtemperaturen in allen Haustypen den Zielwert von 20 °C teilweise deutlich überschritten haben (Abbildung 26).

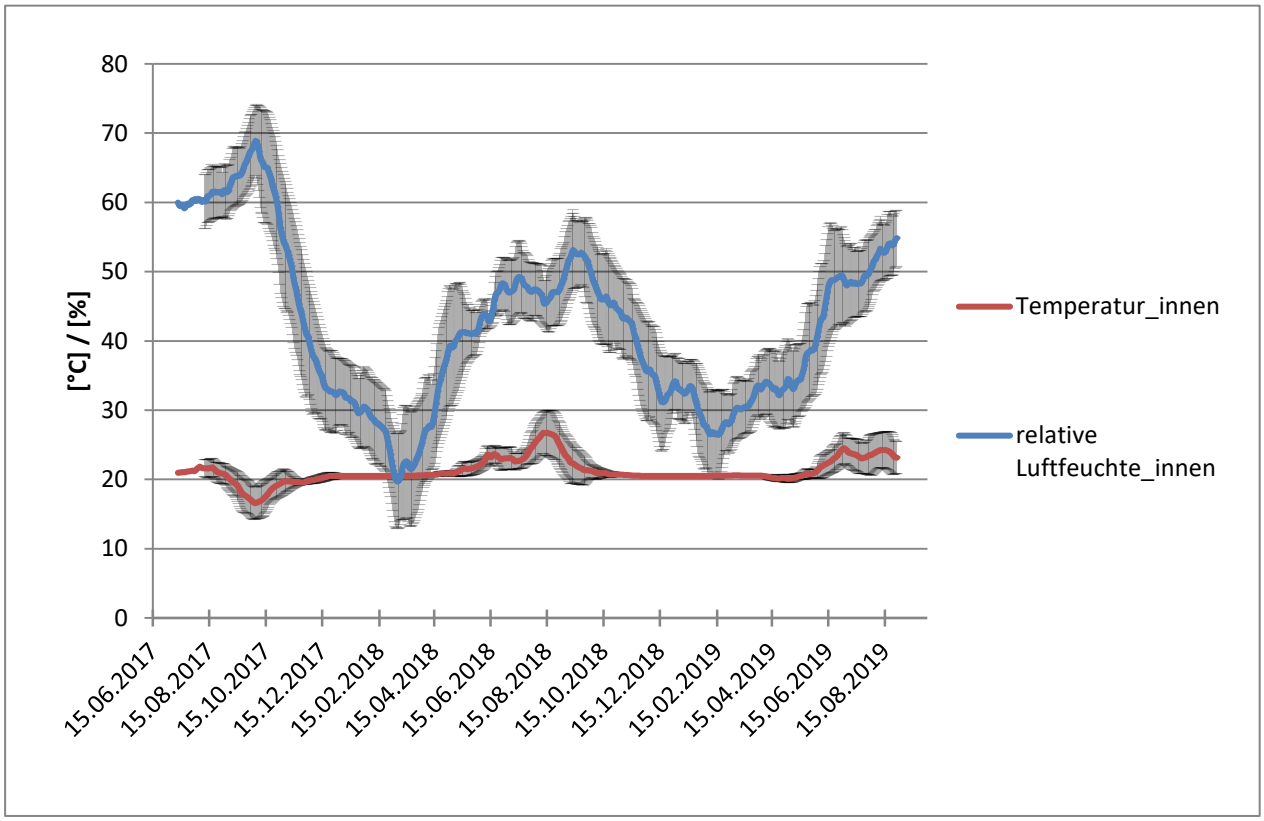


Abbildung 27: Innenklima als gleitender Durchschnitt aus 30 Tagen im Haustyp 3 gemessen

6.7 Zusammenhang zwischen der Innenraumluft-Konzentration und den klimatischen Bedingungen

Aus den Messdaten wurden Zusammenhänge zwischen den klimatischen Bedingungen und der VOC-Konzentration der Innenräume betrachtet. Daraus wurde der Einfluss von Temperatur und relativer Luftfeuchte auf die VOC-Konzentrationen im Innenraum abgeleitet.

Sowohl die VOC-Konzentrationen der Modellhäuser als auch die Außentemperaturen verliefen über den betrachteten Zeitraum alternierend abnehmend und zunehmend. Bedingt durch die Abnahme der produktspezifischen Emissionsraten sanken im Jahr 2017 die VOC-Konzentrationen in der Raumluft aller Häuser (vgl. Kapitel 6.1.2, Kapitel 6.2.2, Kapitel 6.3.2 und Kapitel 6.4.2). Mit zunehmender Außentemperatur während der Frühlings- und Sommermonate im Jahr 2018 und 2019 stiegen diese wieder an. Dies wurde auch bereits von Wolkoff et al. (1991) beobachtet, die ein Jahr lang parallel in zwei Wohnungen VOC-Konzentrationen gemessen haben, wobei nur eine der beiden Wohnungen während des Versuchszeitraums bewohnt war. Zunächst wurden in beiden Wohnungen Abnahmen der Terpen-Konzentrationen (α-Pinen, β-Pinen und 3-Caren) ermittelt. In der unbewohnten Wohnung stiegen diese Konzentrationen ab dem 200. Tag im Monat Mai jedoch wieder an. In der bewohnten Wohnung reduzierten sich die Terpen-Konzentrationen auch weiterhin im Frühjahr und Sommer. Erst im Herbst nahmen die Konzentrationen wieder zu. Diese Ergebnisse erklärten die Autoren, neben verschiedenen menschlichen Aktivitäten, auch mit dem Lüftungsverhalten der Bewohner, da die Lüftungsraten in den warmen Monaten höher als während der kalten waren. Die Aldehyd-Konzentrationen nahmen in beiden Wohnungen während der Sommermonate zu. Hier bestand vermutlich ebenfalls ein Zusammenhang mit der erhöhten Luftwechselrate und der erhöhten Außentemperatur, die zu einer beschleunigten Bildung führten (Wolkoff et al., 1991). Die Ergebnisse der Arbeit von Höllbacher et al. (2015) zeigten im gesamten Messzeitraum von 23 Wochen keinen Anstieg der VOC-Konzentrationen bei der Untersuchung der Innenraumluft in Modellräumen, die zum einen aus OSB und zum anderen aus Brettsperrholz konstruiert waren. Da die Modellräume nicht im Freigelände gebaut wurden, waren diese keinen saisonal abhängigen Klimabedingungen ausgesetzt. Die Umgebungsbedingungen waren somit konstant und übten einen gleichmäßigen Einfluss auf die Emissionsraten der Baumaterialien beziehungsweise die Raumkonzentration aus.

Um genauere Aussagen zum Einfluss der Temperatur und der relativen Luftfeuchte auf die VOC-Konzentrationen in den Modellhäusern ableiten zu können, wurden aus den ermittelten Daten der Klima-Parametern und der VOC-Konzentrationen Korrelationen und Korrelationskoeffizienten nach der Pearson-Methode berechnet. Abbildung 28 stellt beispielhaft die Korrelationen zwischen der Außentemperatur und der TVOC-Konzentration für alle vier Modellhäuser dar. So wurde geprüft, ob ein linearer Zusammenhang zwischen den Variablen vorlag. Damit die produktspezifische Abnahme der Emissionsrate zu einem möglichst geringen Anteil in die Berechnung des linearen Zusammenhangs einfließt, wurde der Zeitpunkt bestimmt, ab dem die Abnahmerate der TVOC-Raumkonzentration ab Fertigstellung des Modellhauses 5 % unterschritt.

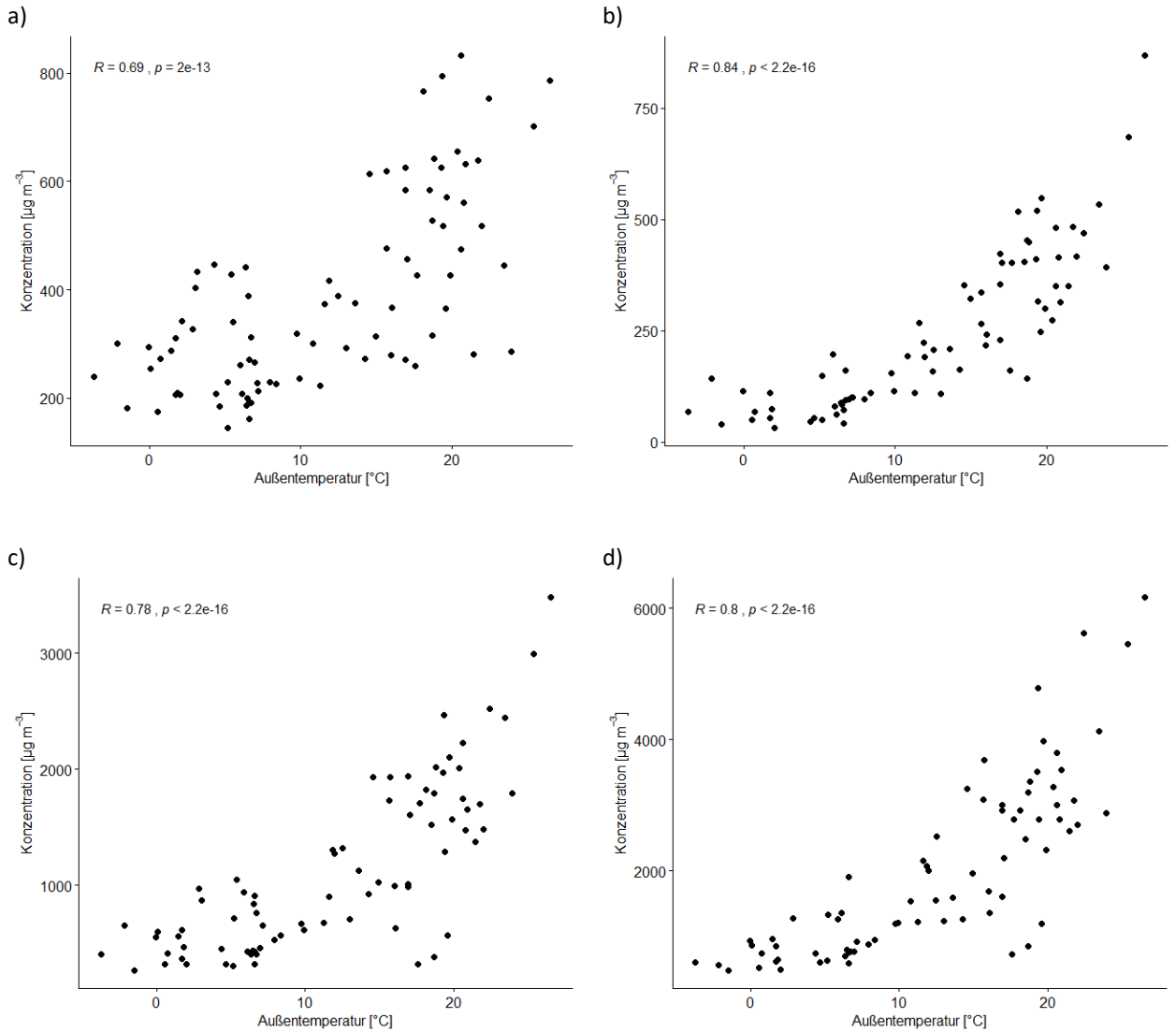


Abbildung 28: Zusammenhang zwischen der TVOC-Konzentration und der Außentemperatur für a) Typ 1, b) Typ 2, c) Typ 3, d) Typ 4

Die TVOC-Konzentration erreichte den Ausgleichszustand in Modellhaus 1 in Woche 22, in Modellhaus 2 in Woche 34, in Modellhaus 3 in Woche 27 und in Modellhaus 4 in Woche 30. Die Berechnung der Korrelationen basierte nur auf den Daten, die ab Beginn des Ausgleichszustands des TVOCs bis zum Abschluss des gesamten Messzeitraums (Woche 114) ermittelt wurden.

Die Außentemperatur, Innentemperatur, relative Luftfeuchte außen (rel. LF außen) und relative Luftfeuchte innen (rel. LF innen) in Tabelle 60 bis Tabelle 62 sind jeweils die arithmetischen Mittelwerte, die aus den sieben Tagen vor dem wöchentlichen Messzeitpunkt der Raumluftkonzentration gebildet wurden.

Tabelle 60: Korrelationskoeffizienten zwischen VOC-Konzentrationen und Temperatur und Luftfeuchte (jeweils als Mittelwert aus 7 Tagen vor dem Messzeitpunkt)

		TVOC	Terpene	Aldehyde
Typ 1	Temperatur, außen	0,688	0,643	0,710
	Temperatur, innen	0,658	0,618	0,766
	rel. Lf., außen	-0,596	-0,585	-0,599
	rel. Lf., innen	0,532	0,480	0,522
Typ 2	Temperatur, außen	0,831	0,732	0,758
	Temperatur, innen	0,806	0,806	0,760
	rel. Lf., außen	-0,666	-0,683	-0,698
	rel. Lf., innen	0,571	0,389	0,384
Typ 3	Temperatur, außen	0,775	0,755	0,753
	Temperatur, innen	0,770	0,747	0,818
	rel. Lf., außen	-0,668	-0,672	-0,632
	rel. Lf., innen	0,583	0,554	0,554
Typ 4	Temperatur, außen	0,799	0,789	0,771
	Temperatur, innen	0,847	0,856	0,835
	rel. Lf., außen	-0,650	-0,662	-0,644
	rel. Lf., innen	0,715	0,696	0,651

Die hohen Korrelationskoeffizienten in Tabelle 60 geben einen Hinweis darauf, dass zwischen der Temperatur (innen sowie außen) und der gemessenen VOC-Konzentration im Innenraum ab einer erstmaligen Unterschreitung der Abnahmerate von 5 % ein Zusammenhang besteht. Dieser Zusammenhang konnte durch die Temperaturabhängigkeit des Dampfdrucks der VOC erklärt werden, der für das Verdampfen der VOCs verantwortlich ist. Die Innenraumtemperatur der Modellhäuser wurde durch das Hinzuschalten von Heizelementen geregelt und war darüber hinaus abhängig von der Außentemperatur. Aufgrund dieser Abhängigkeiten konnten keine eindeutigen Rückschlüsse über den Einfluss der Außen- und Innentemperaturen auf die Raumluftkonzentration getroffen werden, da diese Größen nicht unabhängig voneinander sind. Dies traf auch für die relative Luftfeuchte zu, die jedoch im Vergleich zu den übrigen aufgezeichneten Klimavariablen den geringsten linearen Zusammenhang zu der Konzentration aufwies. Meininghaus und Uhde (2002) vermuteten nach Untersuchungen der Diffusionsprozesse von VOC-Verbindungen durch Gipskartonplatten, dass die relative Luftfeuchte die Transportprozesse beeinflusst, da die Wassermoleküle in den Poren Sorptionsstellen belegen, die mit organischen Verbindungen in Wechselwirkung treten könnten. Die relative Luftfeuchte außen und die Raumluftkonzentrationen der Modellhäuser hatten einen negativen Zusammenhang, d. h. bei steigender relativer Luftfeuchte der Außenluft sanken die Konzentrationen in den Räumen. Dabei muss die Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte von der Temperatur berücksichtigt werden. Da das gleiche Luftvolumen bei höherer Temperatur mehr Wasser aufnehmen kann, sinkt mit zunehmender Außentemperatur die relative Luftfeuchte.

Auch Reiss et al. (1995) zeigten mittels Korrelationen, dass Zusammenhänge zwischen Emissionsraten von polaren Verbindungen im Innenraum und der Temperatur sowie der relativen Luftfeuchte bestehen. Da die relative Luftfeuchte von der Temperatur abhängig ist, war es den Autoren nicht möglich die Größe des Einflusses der einzelnen Umgebungsparameter anzugeben.

Für den Haustyp 1 wurden gegenüber den übrigen Haustypen geringere Korrelationskoeffizienten ermittelt. Möglicherweise war die Ursache hier die Diffusion der VOC und die Wärmeleitung des Haustyps 1. Darüber hinaus wird angenommen, dass die Lage des Baumaterials für alle Haustypen generell innerhalb der Wand für den Zusammenhang der Temperatur und Konzentrationen entscheidend ist. Temperatur und Wärmestrom waren innerhalb des Wandprofils nicht konstant, sodass der Einfluss auf die flüchtigen Verbindungen in der Wand variierte.

Um die Abhängigkeit der Temperatur auf die VOC-Konzentration besser abschätzen zu können, wurden zusätzlich zu den oben beschriebenen Korrelationskoeffizienten die Zusammenhänge zwischen Raumkonzentration und Klimadaten als arithmetisches Mittel 24 Stunden vor der Raumluftmessung sowie als arithmetisches Mittel 12 Stunden vor der Raumluftmessung berechnet. Tabelle 61 und Tabelle 62 listen die ermittelten Korrelationskoeffizienten dieser Berechnungen auf.

Tabelle 61: Korrelationskoeffizienten für den Zusammenhang von Konzentrationen und Klimadaten (Mittelwert aus 24 Stunden vor dem Messzeitpunkt)

		TVOC	Terpene	Aldehyde
Typ 1	Temperatur_außen	0,72	0,673	0,739
	Temperatur_innen	0,675	0,633	0,794
	rel. Lf_außen	-0,428	-0,411	-0,469
	rel. Lf_innen	0,548	0,496	0,526
Typ 2	Temperatur_außen	0,853	0,778	0,811
	Temperatur_innen	0,789	0,806	0,783
	rel. Lf_außen	-0,431	-0,533	-0,553
	rel. Lf_innen	0,625	0,432	0,427
Typ 3	Temperatur_außen	0,802	0,784	0,795
	Temperatur_innen	0,781	0,76	0,858
	rel. Lf_außen	-0,511	-0,528	-0,481
	rel. Lf_innen	0,615	0,586	0,594
Typ 4	Temperatur_außen	0,814	0,802	0,807
	Temperatur_innen	0,839	0,842	0,861
	rel. Lf_außen	-0,518	-0,541	-0,544
	rel. Lf_innen	0,708	0,686	0,659

Tabelle 62: Korrelationskoeffizienten für den Zusammenhang von Konzentrationen und Klimadaten (Mittelwert aus 12 Stunden vor dem Messzeitpunkt)

		TVOC	Terpene	Aldehyde
Typ 1	Temperatur_außen	0,725	0,677	0,745
	Temperatur_innen	0,671	0,631	0,787
	rel. Lf_außen	-0,376	-0,359	-0,445
	rel. Lf_innen	0,554	0,503	0,528
Typ 2	Temperatur_außen	0,858	0,768	0,806
	Temperatur_innen	0,790	0,815	0,789
	rel. Lf_außen	-0,346	-0,475	-0,499
	rel. Lf_innen	0,639	0,444	0,442
Typ 3	Temperatur_außen	0,794	0,775	0,797
	Temperatur_innen	0,787	0,767	0,863
	rel. Lf_außen	-0,404	-0,425	-0,389
	rel. Lf_innen	0,623	0,594	0,604
Typ 4	Temperatur_außen	0,804	0,790	0,808
	Temperatur_innen	0,833	0,836	0,858
	rel. Lf_außen	-0,424	-0,449	-0,470
	rel. Lf_innen	0,663	0,688	0,710

Die Unterschiede der Korrelationskoeffizienten, die in der Tabelle 61 (Klima als arithmetisches Mittel 24 Stunden vor Messung) und Tabelle 62 (Klima als arithmetisches Mittel 12 Stunden vor Messung) gelistet sind, waren sehr gering, sodass sich die Zusammenhänge nicht in einer konsequenten Tendenz unterschieden und keine Aussagen getroffen werden kann, inwieweit Messungen stärker von den Klimabedingungen, welche 24 Stunden oder 12 Stunden vor der Innenraumluftmessung herrschen, abhängen. Die oben beschriebenen Aussagen zu den generellen Einflüssen von Temperatur und relativer Luftfeuchte, innen sowie außen, gelten ebenfalls für die hier beschriebenen Werte.

Die Korrelationskoeffizienten der Tabelle 60, die mit dem Mittelwert des Klimas 7 Tage vor der Messung berechnet wurden, fielen hingegen geringer aus. Das weist darauf hin, dass die kurzfristig betrachtete Außentemperatur, die Konzentrationen im Innenraum stärker beeinflusste, als langfristige Bedingungen der Außentemperatur. In künftigen Untersuchungen sollte dieser Aspekt im Zusammenhang mit der Wärmeleitung innerhalb verschiedener Wandkonstruktionen betrachtet werden.

In diesem Zusammenhang soll ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass die Raumluftkonzentration noch von weiteren Parametern abhängig ist, die teilweise in den nachfolgenden Kapiteln untersucht werden.

6.8 Zusammenhang zwischen der Raumluft-Konzentration und der Luftwechselrate

Ein ausreichender Luftwechsel ist für die Luftqualität in Innenräumen hinsichtlich der Gesundheit und der Behaglichkeit der Nutzer von grundsätzlicher Bedeutung (VDI 4300-B7, 2001). Laut Bachmann und Lange (2012) ist die Luftwechselrate ein entscheidender Faktor für die VOC-Konzentration in der Raumluft und somit für die Luftqualität eines Raumes.

In Anlehnung an die DIN EN 16516:2017 wurde in jedem Modellhaus für den Dauerbetrieb eine Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} eingestellt. Neben dieser regulären Einstellung wurde auch der Einfluss niedriger und hoher Luftwechselraten geprüft (Tabelle 63). Um den Einfluss der Luftwechselrate auf die VOC-Konzentration der Innenraumluft abzubilden, wurden die Luftwechselraten zeitweise in den Modellhäusern Typ 1, 3, und 4 zusätzlich auf 0 h^{-1} (bzw. 0,2 h^{-1}) bei ausgeschalteter Lüftung und auf 1 h^{-1} (bzw. 0,8 h^{-1}) verändert.

Tabelle 63: Einstellung der Lüftungsanlage und resultierende Luftwechselraten

	Luftwechselrate [h^{-1}]			
Einstellung Lüftung	0 % / aus	25 %	45 %	100 %
Ergebnis WKI	0,2	0,5	0,8	-
Ergebnis TI	0	0,5	1	1,8

6.8.1 Modellhaus Typ 1

Vom Modellhaus Typ 1 wurden die Luftproben zuerst bei standardmäßigem Luftwechsel (0,5 h^{-1}) genommen. Nach Erhöhen der Luftwechselrate auf 1 h^{-1} wurden am folgenden Tag zwei Proben genommen. Anschließend wurde die Lüftungsanlage ausgestellt, und am Folgetag wurden zwei Luftproben gezogen. Danach wurde die Luftwechselrate wieder auf 0,5 h^{-1} zurückgestellt und in der folgenden Woche eine Luftprobe entnommen. Die daraus gemittelten Konzentrationen sind für die entsprechenden Luftwechselraten die in Tabelle 64 dargestellten Werte. Bezugsgröße der relativen Betrachtung ist die Konzentration der jeweils geringeren Luftwechselrate.

Tabelle 64: Raumluft-Konzentrationen (jeweils Mittelwerte aus einer Doppelbestimmung) bei unterschiedlichen Luftwechselraten (Haustyp 1)

	Konzentration [µg m^{-3}]		
Luftwechsel	0 h^{-1}	0,5 h^{-1}	1 h^{-1}
Terpene	1235	314	275
Aldehyde	137	47	29
TVOC	1466	411	334

Die Raumluftkonzentrationen zeigen einen deutlichen Unterschied beim Vergleich der Luftwechselrate von 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} (rel. Differenz: -72 %), zwischen einer Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} und 1 h^{-1} war dieser geringer (rel. Differenz: -19 %). Dieses nicht lineare Verhalten bei einer

Luftwechselratenänderung war für den TVOC und sowohl bei Terpen- als auch bei Aldehyd-Konzentrationen zu erkennen. Bei genauerer Betrachtung verhielten sich die Aldehyde und Terpene jedoch unterschiedlich. Die relative Differenz der Terpen-Konzentration war zwischen 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} höher als bei der Aldehyd-Konzentration. Im Gegensatz dazu war bei einer Luftwechseländerung von 0,5 h^{-1} auf 1 h^{-1} die relative Differenz der Aldehyd-Konzentration höher als bei der Terpen-Konzentration (Tabelle 65). Einschränkend muss dargestellt werden, dass das Konzentrationsniveau der Aldehyde sehr gering war, so dass die Aussagekraft des relativen Vergleichs im Verhältnis zu den Terpenen deutlich schwächer ist.

Tabelle 65: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen (Haustyp 1)

	rel. Differenz [%]	
Luftwechseländerung	0 h^{-1} zu 0,5 h^{-1}	0,5 h^{-1} zu 1 h^{-1}
Terpene	-75	-12
Aldehyde	-66	-38
TVOC	-72	-19

6.8.2 Modellhaus Typ 3

Bei dem Modellhaus Typ 3 wurden Luftproben zuerst bei regulärem Luftwechsel (0,5 h^{-1}) genommen. Nach Ausschalten der Lüftungsanlage wurden am folgenden Tag zwei Proben gezogen und anschließend jeweils eine Probenahme am 5., 7., und 9. Messtag nach dem Umstellen durchgeführt. Daraufhin wurde die Lüftungsanlage auf einen Luftwechsel von 1 h^{-1} eingestellt und am 3. Messtag wurden zwei Luftproben sowie am 5., 7. und 10. Messtag jeweils eine Luftprobe entnommen. Im Anschluss daran wurde die Lüftungsanlage wieder zurück auf eine Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} gestellt und in der folgenden Woche eine Luftprobe entnommen. Die daraus ermittelten VOC-Konzentrationen ergaben die nachstehenden Mittelwerte für die verschiedenen Luftwechselraten (Tabelle 66).

Tabelle 66: Raumluft-Konzentrationen (Mittelwerte aus Doppelbestimmung) bei unterschiedlichen Luftwechselraten (Haustyp 3)

	Konzentrationen [µg m^{-3}]		
Luftwechsel	0 h^{-1}	0,5 h^{-1}	1 h^{-1}
Terpene	1760	406	464
Aldehyde	50	21	27
TVOC	1873	443	527

Wie in Tabelle 67 dargestellt war die Änderung der Konzentration beim Vergleich der Luftwechselrate zwischen 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} ähnlich groß wie beim Haustyp 1 gemessen (rel. Differenz: -76 %); im Vergleich der Luftwechselrate zwischen 0,5 h^{-1} und 1 h^{-1} stieg die Konzentration hier an (rel. Differenz: 19 %). Zudem verhielten sich auch Aldehyde und Terpene unterschiedlich. Beim Vergleich der Luftwechselrate 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} war die relative Differenz der Terpen-Konzentration größer als die der Aldehyd-Konzentration. Bei einer Luftwechseländerung von 0,5 h^{-1} auf 1 h^{-1} war die relative Differenz der Aldehyd-Konzentration scheinbar höher als die der Terpen-

Konzentration. Auch hier muss insbesondere einschränkend dargestellt werden, dass das Konzentrationsniveau der Aldehyde sehr gering war, so dass die Aussagekraft des relativen Vergleichs im Verhältnis zu den Terpenen deutlich schwächer ist.

Tabelle 67: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen (Haustyp 3)

	rel. Differenz [%]	
Luftwechseländerung	0 h^{-1} zu 0,5 h^{-1}	0,5 h^{-1} zu 1 h^{-1}
Terpene	-77	14
Aldehyde	-58	39
TVOC	-76	19

6.8.3 Modellhaus Typ 4

Für das Modellhaus Typ 4 wurden insgesamt drei Versuchsreihen durchgeführt. Bei der ersten Versuchsreihe wurde die Lüftungsanlage ausgestellt und am folgenden Tag wurden zwei Proben, sowie am Tag 6, 8 und 10 jeweils eine Luftprobe entnommen. Anschließend wurde die Lüftung auf den Luftwechsel von 0,5 h^{-1} eingestellt und jeweils eine Luftprobe an Tag 3, 5, 7 und 10 entnommen. Im Anschluss wurde die Lüftungsanlage auf einen Luftwechsel von 1 h^{-1} eingestellt und eine Luftprobe an Tag 1, 3, 6 und 8 entnommen. Aus den Ergebnissen der Probenahmen einer Luftwechseleinstellung wurde das arithmetische Mittel berechnet (Tabelle 68).

Tabelle 68: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der ersten Versuchsreihe (Haustyp 4)

	Konzentrationen [µg m^{-3}]		
Luftwechsel	0 h^{-1}	0,5 h^{-1}	1 h^{-1}
Terpene	3598	921	1440
Aldehyde	133	71	114
TVOC	4028	1087	1890

Für die zweite Versuchsreihe wurden zuerst die Luftproben bei regulärem Luftwechsel (0,5 h^{-1}) genommen. Nach Ausschalten der Lüftungsanlage wurden am folgenden Tag zwei Probenahmen durchgeführt und anschließend jeweils eine Probe am 5., 7., und 9. Tag entnommen. Daraufhin wurde die Lüftungsanlage auf einen Luftwechsel von 1 h^{-1} eingestellt und am 3. Tag wurden zwei Luftproben sowie am 5., 7. und 10. Tag jeweils eine Luftprobe entnommen. Zwei Tage nach Änderung der Luftwechselrate auf 0,5 h^{-1} wurde abermals eine Luftprobe entnommen. Die ermittelten Konzentrationen ergaben für die Luftwechseleinstellungen die in Tabelle 69 gelisteten Mittelwerte.

Tabelle 69: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der zweiten Versuchsreihe (Haustyp 4)

	Konzentrationen [µg m^{-3}]		
Luftwechsel	0 h^{-1}	0,5 h^{-1}	1 h^{-1}
Terpene	2668	674	634
Aldehyde	64	29	35
TVOC	2831	766	762

Für die dritte Versuchsreihe wurden jeweils am Tag nach der Luftwechseländerung zwei Luftproben entnommen. Die Luftwechselraten wurden in folgender Reihenfolge eingestellt: 0,5 h^{-1}, 0 h^{-1}, 0,5 h^{-1}, 1 h^{-1}, 0,5 h^{-1}. Zusätzlich wurden noch sechs Luftproben zu unterschiedlichen Zeitpunkten bei einem Luftwechsel von 1,8 h^{-1} entnommen. Die dabei gemittelten Konzentrationen ergaben die in Tabelle 70 dargestellten Werte.

Tabelle 70: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der dritten Versuchsreihe (Haustyp 4)

	Konzentrationen [µg m^{-3}]			
Luftwechsel	0 h^{-1}	0,5 h^{-1}	1 h^{-1}	1,8 h^{-1}
Terpene	1761	885	814	679
Aldehyde	59	57	46	42
TVOC	1951	1070	1012	871

Die Raumluft-Konzentrationen sanken mit höherer Luftwechselrate von 0 h^{-1} bis 0,5 h^{-1} deutlich ab (Tabelle 68, Tabelle 69, Tabelle 70). Vergleichsweise gering war der Unterschied der Konzentration bei einer Erhöhung der Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} auf 1 h^{-1} und auch weiter von 1 h^{-1} auf 1,8 h^{-1}. Im Gegensatz zur zweiten und dritten Versuchsreihe (Tabelle 69, Tabelle 70) zeigten die Konzentrationen bei der ersten Versuchsreihe (Tabelle 68) einen Anstieg der Konzentration mit Erhöhung der Luftwechselrate. Durch die Versuchsanordnung war es nicht möglich ausschließlich die Einflussgröße der Luftwechselrate zu untersuchen, da auch die Klimabedingungen Einfluss auf die Raumkonzentrationen genommen haben. Somit ist die Ursache für diese voneinander abweichenden Ergebnisse nicht eindeutig bestimmbar.

Um die Konzentrationsdifferenz zwischen den Luftwechselraten der drei Modellhäusern im nächsten Kapitel 6.8.4 vergleichen zu können, wurde exemplarisch die dritte Versuchsreihe verwendet, da diese zum ähnlichen Zeitpunkt wie die Versuche an Modellhaus Typ 1 und 3 durchgeführt wurde. Aus den Ergebnissen der dritten Versuchsreihe wurden die relativen Differenzen der Konzentrationen bestimmt (Tabelle 71).

Der Unterschied zwischen den Differenzen der TVOC-Konzentrationen bei einem Vergleich der Luftwechselrate zwischen 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} (rel. Differenz: -45 %) im Gegensatz zu 0,5 h^{-1} und 1 h^{-1} (rel. Differenz: -5 %) ebenso zu 1 h^{-1} und 1,8 h^{-1} (rel. Differenz: -14 %) war deutlich. Diesen Unterschied zeigten auch die Konzentrationen der Terpene und Aldehyde (Tabelle 71).

Tabelle 71: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen, dritte Versuchsreihe (Haustyp 4)

	rel. Differenz [%]		
Luftwechseländerung	0 h^{-1} zu 0,5 h^{-1}	0,5 h^{-1} zu 1 h^{-1}	1 h^{-1} zu 1,8 h^{-1}
Terpene	-50	-8	-17
Aldehyde	-3	-19	-9
TVOC	-45	-5	-14

6.8.4 Zusammenfassung und Fazit

Es konnten Zusammenhänge zwischen Luftwechselrate und Raumluftkonzentration differenziert für die VOC-Gruppen ermittelt werden: Grundsätzlich hat der Luftwechsel einen Einfluss auf die Raumluft-Konzentration der Modellhäuser. Mit höherer Luftwechselrate von 0 h^{-1} auf 0,5 h^{-1} nahmen die VOC-Konzentration ab. Die relative Differenz der TVOC-Konzentrationen der Modellhäuser lag bei einer Luftwechseländerung von 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} zwischen -76 % und -45 %. Beim Vergleich der Ergebnisse bei Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} und 1 h^{-1} war die Änderung der Konzentration geringer. Die relative Änderung der TVOC-Konzentration der drei Modellhäuser lag bei einer Erhöhung der Luftwechselrate von 0,5 h^{-1} auf 1 h^{-1} lediglich in einem Bereich zwischen -19 % und 28 %. Ähnliche Größenordnungen zeigten sich bei den Terpen-Konzentrationen der drei Modellhäuser. Die Aldehyd-Konzentrationen wiesen hingegen eine geringere relative Differenz bei einer Luftwechseländerung von 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} auf. (Abbildung 29).

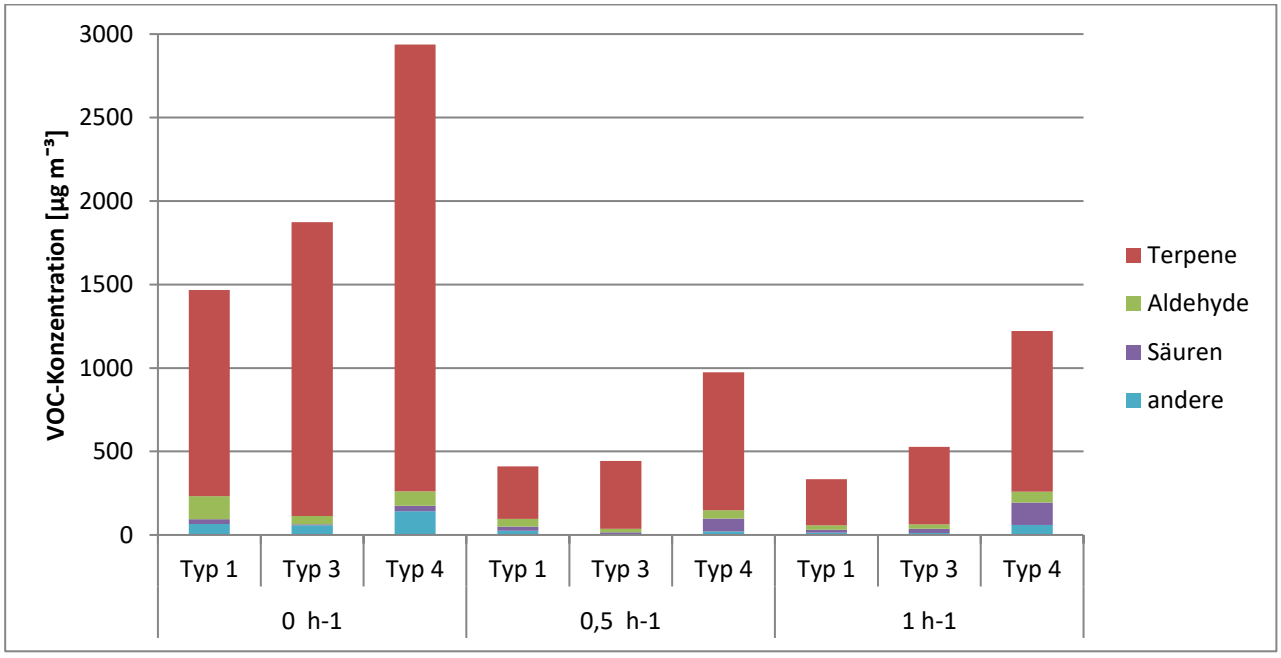


Abbildung 29: Gemittelte Konzentration der Modellhaus Typen 1, 3 und 4 bei unterschiedlichen Luftwechselraten

Die Ergebnisse der Versuchsreihen zeigen, dass die Luftwechselrate einen Einfluss auf das Emissionsverhalten von Materialen hat. Dieser Einfluss wurde bereits von Nelms (1986) beschrieben. Der Autor zeigte, dass die Raten evaporationskontrollierter Emissionen bei zunehmender Luftwechselrate ansteigen, da der Gradient des Dampfdrucks zwischen der Luft im Material und der Umgebungsluft zunimmt. Eine Änderung der Luftwechselrate hat jedoch keinen Einfluss auf die Emissionsrate des Materials, wenn es bei diffusionskontrollierten Emissionen zu einer geringeren Diffusionsrate im Material als Evaporationsrate an der Oberfläche kommt (Nelms, 1986). Im Hinblick auf diese Untersuchungsergebnisse lässt sich für das Materialverhalten der Baumaterialien annehmen, dass bei einer Luftwechselerhöhung von 0 h^{-1} zu 0,5 h^{-1} die VOC in den Innenraum überwiegend evaporationskontrolliert emittiert werden. Wird hingegen der Luftwechsel von 0,5 h^{-1} auf 1 h^{-1} oder 1,8 h^{-1} erhöht, scheint der Emissionsprozess zunehmend diffusionskontrolliert zu sein, da die VOC-Konzentration in der Innenraumluft tendenziell gleichbleibend war. Demnach führt der diffusionskontrollierte Emissionsprozess zu einer zeitlichen Verzögerung der Abgabe, da die emittierten VOC aus dem Baumaterial stammen, aus dem sie zunächst durch Diffusion an die Oberfläche gelangen müssen (Zellweger et al., 1997; VDI 4300-B7, 2001).

Bei einer Erhöhung des Luftwechsels kommt es nicht zu einer stetig geringeren Raumluft-Konzentration. Auch das Emissionsverhalten des Baumaterials und dessen Lage in der Wand sind anscheinend von hoher Relevanz. Da die Untersuchungsergebnisse auf Grundlage der Modellhäuser beruhen, müssten für eine repräsentativere Aussage in Bezug auf reale Häuser weiterführende Untersuchungen in eben diesen durchgeführt werden. Ebenso sollten für das Verständnis des Emissionsverhaltens der Terpene und Aldehyde bei variierenden Luftwechselraten weitere Untersuchungen angestrebt werden. Gleichzeitig müsste dies bei unterschiedlichen Temperaturen und Luftfeuchten betrachtet werden, um die synergetischen Effekte auf die Konzentrationsentwicklung beschreiben zu können.

6.9 Untersuchung der Konzentrationsänderung im Tagesverlauf

Exemplarisch wurde an Modellhaus Typ 3 der Verlauf der Raumluftkonzentration innerhalb von 24 Stunden untersucht und den Klimadaten gegenübergestellt.

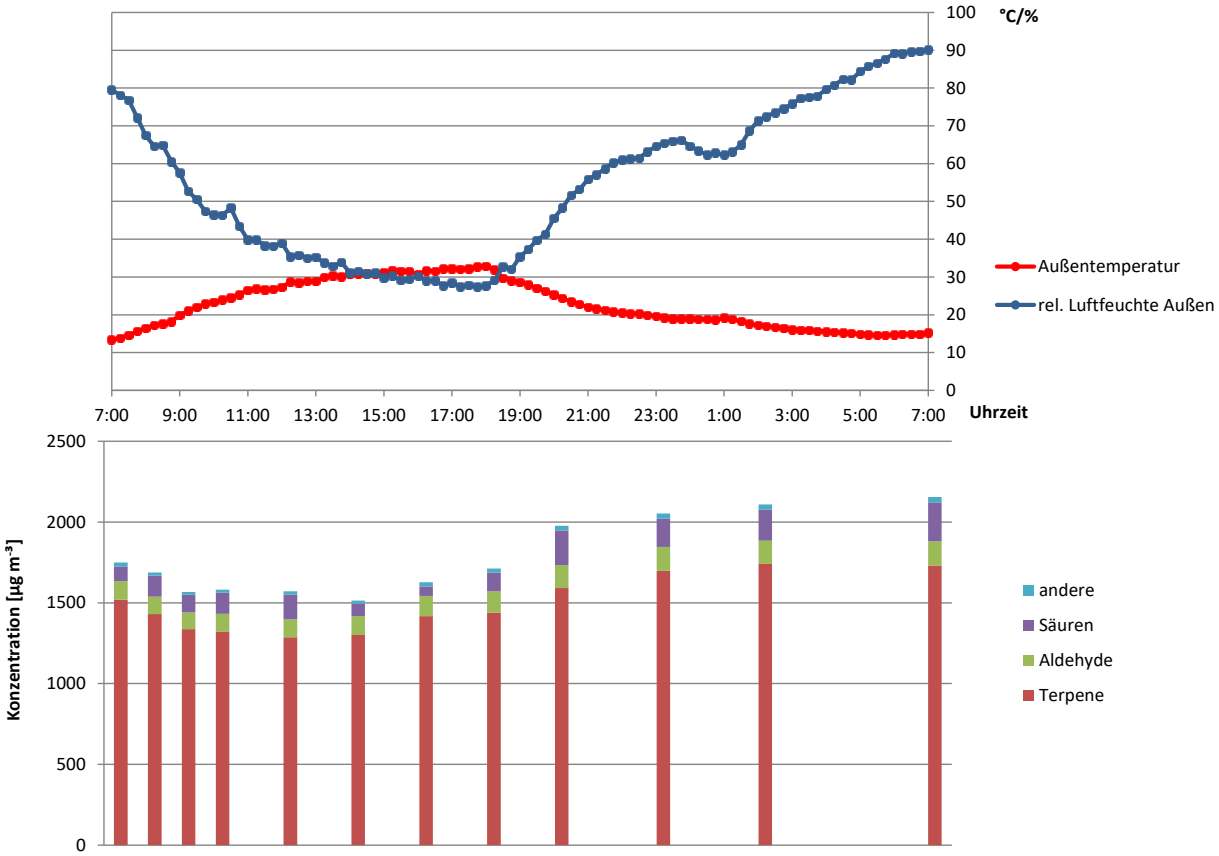


Abbildung 30: Gegenüberstellung der Raumluft-Konzentrationen und Klimaaufzeichnungen im Tagesverlauf für Haustyp 3, gemessen am 22. und 23.08.2018

Die Messung wurde am 22./23.08.2018 durchgeführt. In diesem Zeitraum stiegen die Außentemperaturen im Tagesverlauf von 13 °C (22.08.2018, 07:00 Uhr) auf 33 °C (22.08.2018, 18:00 Uhr) an. Während der darauffolgenden Nachtstunden nahm die Temperatur auf 15 °C (23.08.2018, 05:45 Uhr) ab. Wie bereits in Kapitel 6.7 beschrieben, hängt die relative Luftfeuchte des Außenbereichs von der Außentemperatur ab. Durch die Wärmedämmung waren die Werte der Temperatur und relative Luftfeuchte im Innenraum gleichbleibend und zeigten trotz der Unterschiede des Außenklimas im Tagesverlauf nur geringe Veränderungen. Abbildung 30 zeigt, dass die Konzentrationen ab Beginn der Messungen abnahmen und um 14:00 Uhr das Minimum von 1513 µg m^{-3} (TVOC) erreichten. Im Anschluss daran nahm die TVOC-Konzentration zu, sodass zum Abschluss der Messreihe ein Maximalwert von 2155 µg m^{-3} erreicht wurde.

Für Raumkonzentrationen und die Klimadaten wurde bereits der Zusammenhang zwischen der Außentemperatur und Konzentrationen erkannt (Kapitel 6.7). Dieser bestätigt sich auch für den

Tagesverlauf. Die direkte Gegenüberstellung der Konzentrationen und der Außentemperaturen ergab, dass die Werte zeitlich versetzt verlaufen. Das Konzentrationsminimum wurde etwa 6 bis 9 Stunden nach dem Temperaturminimum (22.08.2018, 06:15) gemessen und das Konzentrationsmaximum wurde erst in der Nacht beziehungsweise am Morgen des Folgetages erreicht. Diese Zeitverzögerung wurde auf die Geschwindigkeit der physikalischen Transportprozesse (z. B. Wärmetransport, Diffusion, Evaporation) zurückgeführt, die in den Wandkonstruktionen abliefen und für die Verflüchtigung der VOC verantwortlich waren. Der Wärmedurchgang durch eine Wand ist sowohl abhängig von der Wärmeleitung durch die Wand als auch vom Wärmeübergang an den Grenzschichten zwischen Luft und Oberfläche (Zürcher und Frank, 2018). Die Autoren beschreiben, dass periodische Schwankungen der Außentemperatur an der Innenoberfläche aufgrund der Wärmespeicherfähigkeit der Wandkonstruktion deutlich geschwächt und zeitverzögert auftreten. Die zeitliche Verschiebung der Wärmemaxima an der Oberfläche der Außenwand und Innenwand wird als Phasenverschiebung definiert (Hebgen und Heck, 2013). Diese Phasenverschiebung der Wärme hat möglicherweise zur Verzögerung des Erreichens des VOC-Maximums geführt. Hori et al. (2013) untersuchten in der Raumluft einer japanischen Universität die VOC-Konzentrationen im Tagesverlauf. Die Messungen ergaben, dass die Konzentrationen während der Nacht anstiegen und tagsüber wieder abnahmen. Die Autoren erklärten die Ergebnisse mit der Zuschaltung einer Lüftungsanlage zwischen 08:00 Uhr und 18:00 Uhr, die dazu führte, dass sich der Luftwechsel in den Räumlichkeiten erhöhte. In der vorliegenden Arbeit war die Luftwechselrate konstant, sodass die Ergebnisse nur bedingt mit denen der Arbeit von Hori et al. (2013) vergleichbar sind.

Letztlich konnte die Einflussgröße der physikalischen Transportprozesse und deren Geschwindigkeiten auf die Innenraumluftkonzentrationen aus den Ergebnissen des Vorhabens nur dem Grunde nach dargestellt werden. Für eine genauere Ermittlung wären zielgerichtete Untersuchungen im Hinblick auf diese Fragestellung notwendig.

6.10 Untersuchung der VOC-Konzentration der Außenluft

Die Außenluftqualität hat prinzipiell einen wichtigen Anteil für die Untersuchung der VOCs in der Innenraumluft (Reiss et al., 1995), da durch den Luftaustausch über Lüftungsanlagen oder Fenster und Türen auch flüchtige Verbindungen aus der Außenluft, z. B. durch Autoabgase oder Emissionen aus Industrieanlagen, direkt in den Innenraum gelangen können. Durch Messungen der Außenluft wurde der Einfluss der Außenluftqualität auf die Innenraumluftqualität kontrolliert.

Bei der vierteljährlichen Messung zeigte sich, dass die VOC-Konzentrationen der Außenluft grundsätzlich sehr gering waren (Abbildung 31). Zudem ließ sich erkennen, dass in Zeiträumen mit höheren Temperaturen auch die VOC-Konzentrationen der Außenluft höher waren als in denen mit niedrigen Temperaturen, mit Ausnahme des ersten Sommers 2017. Auch nahmen die Maxima in den warmen Jahreszeiten über die gesamte Messperiode ab. Beim Vergleich der VOC-Gruppen untereinander zeigt sich, dass bis zum Winter 2017/2018 (warm) der Anteil der Terpen-Konzentrationen (ca. 70 %) deutlich über den anderen VOC-Gruppen lag. Im Frühling und Sommer 2018 hingegen wiesen die organischen Säuren verhältnismäßig hohe Konzentrationsanteile (ca. 50 %) auf. Im Jahr 2019 wurden dagegen keine organischen Säuren detektiert. Zu erkennen ist, dass die Aldehyd-Konzentrationen bei Messungen, die bei höheren Außentemperaturen durchgeführt wurden, höher waren als bei Messungen während niedriger Temperaturen.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen kann ein Einfluss der Außenluftkonzentration auf die Raumluftkonzentration weitestgehend ausgeschlossen werden.

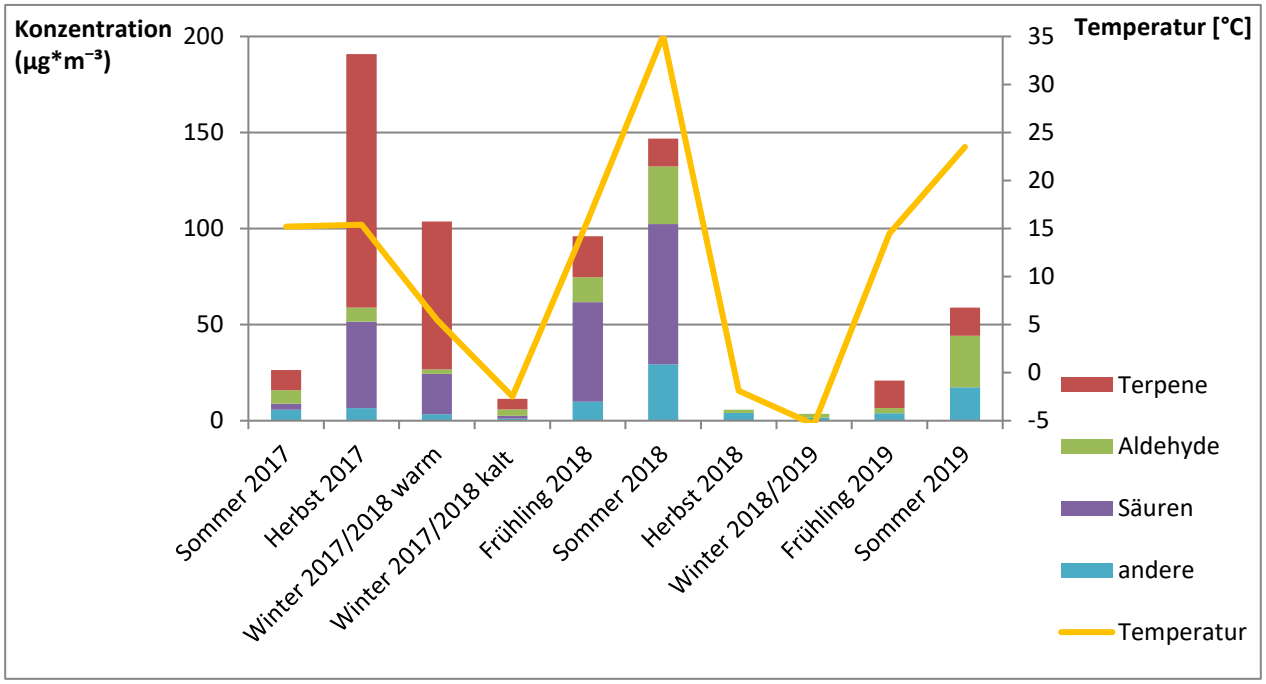


Abbildung 31: VOC-Konzentration im Zusammenhang mit Außentemperatur

7 Fazit und Schlussfolgerungen

Die eingesetzten Konstruktionsmaterialien aus Holz emittierten flüchtige organische Verbindungen in erwartetem Umfang: Produkte aus Nadelvollholz emittierten hauptsächlich Terpene, neben Aldehyden und organischen Säuren. Vollholzelemente aus Kiefer wiesen im Vergleich die höchsten Konzentrationen auf. Holzwerkstoffe emittierten die gleichen VOC wie der Rohstoff, aus dem sie hergestellt waren, allerdings veränderten sich die Verhältnisse der Stoffzusammensetzung durch die Herstellungsprozesse Die Messungen von OSB und Spanplatten ergaben höhere Aldehyd-Emissionen und die der Dämmstoffe überwiegend Essigsäure-Emissionen.

In der Raumluft der Modellhäuser wurden hauptsächlich Aldehyde und Terpene, und damit Verbindungen, die von den holzbasierten Baustoffen emittiert wurden, gemessen. Zu Beginn der Messreihe nahmen die Konzentrationen aller VOC ab. In den Frühlings- und Sommermonaten stiegen die Konzentrationen wieder an, sanken dann im darauffolgenden Herbst und Winter wiederum ab. Die Ausgangskonzentrationen wurden während des gesamten Verlaufs nicht wieder erreicht. Es wird somit erkennbar, dass die Konzentrationen in den Modellhäusern dem Grunde nach abnahmen, wie dies auch bei der Produktprüfung über einen Zeitraum von 28 Tagen und länger zu beobachten ist. Allerdings wurde diese Konzentrationsabnahme zunehmend von den Außen- und Innentemperaturen überlagert: Bei höheren Temperaturen sind die Konzentrationen grundsätzlich höher. Die höchsten Werte werden jeweils im Sommer und die Minima im Winter gemessen. Die Innen- und Außentemperaturen korrelierten gut mit der Raumluftkonzentration. Die kurzfristige Temperaturentwicklung der Außenluft scheint den stärksten Einfluss zu haben. Der Zusammenhang zwischen den relativen Luftfeuchten und den Konzentrationen erscheint weniger streng. Ein Einfluss der VOC-Konzentrationen in der Außenluft auf die Raumluftkonzentrationen der Modellhäuser kann vernachlässigt werden.

Im tageszeitlichen Verlauf folgten die Raumluftkonzentrationen der Außentemperatur mit einem Verzug von etwa sechs bis neun Stunden. Das Konzentrationsmaximum bzw. -minimum wurde mit entsprechender Verzögerung nach dem Erreichen der Tagesmaximal- bzw. Tagesminimaltemperatur erreicht. Durch die Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte von der Temperatur haben diese einen gegensätzlichen Verlauf. Die Änderung der Konzentrationen kann daher auch davon mit beeinflusst sein.

Grundsätzlich hat der Luftwechsel einen Einfluss auf die Raumluft-Konzentration der Modellhäuser. Bei einer Erhöhung der Luftwechselrate von 0 h^{-1} auf 0,5 h^{-1} sind die Konzentrationen deutlich geringer. Beim Vergleich des Einflusses der Luftwechselraten von 0,5 h^{-1} zu 1 h^{-1} zeigte sich hingegen keine so starke Verringerung der Konzentrationen. Die Konzentrationen der Aldehyde wiesen teilweise im Vergleich zu denen der Terpene eine geringe relative Differenz bei einer Luftwechseländerung von 0 h^{-1} und 0,5 h^{-1} auf.

Der Vergleich der unterschiedlichen Modellhäuser zeigt, dass dem Grunde nach höhere Raumluftkonzentrationen gemessen werden, wenn Produkte mit höherem Emissionspotenzial eingesetzt werden. Für eine differenzierte Betrachtung wurden unterschiedliche Ansätze zur Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den einzelnen Baustoffen angewendet: Das Aufsummieren aller Wandmaterialien mit q = 0,5 m^3 m^{-2} h^{-1} führte zu einer deutlichen Überschätzung der Raumluftkonzentration. Eine Ableitung der mittleren Raumluftkonzentration aus den Baustoffemissionen scheint für alle VOC unter Annahme eines gleichen Szenarios nicht möglich. Eine Ableitung der minimalen Konzentrationen im Winter und auch maximalen im Sommer kann ebenso wenig getroffen werden.

Die mittlere Raumluft-Konzentration wich je nach Wandaufbau um den Faktor 2,7 bis 6,1 vom Jahreszeitenminimum in den Wintermonaten und um den Faktor 2,6 bis 3,3 vom Maximum im Sommer ab. Insbesondere verhielten sich hier die VOC-Gruppen systematisch unterschiedlich: Die Sekundäremissionen wurden durch den jahreszeitlichen Temperatureffekt stärker beeinflusst als die Terpene.

Dies sollte im Hinblick auf eine produktspezifische Anpassung bei der Bauproduktprüfung und -bewertung angemessen berücksichtigt werden: Einzelne Stoffe bzw. Stoffgruppen sollten grundsätzlich differenziert betrachtet werden. Eine Bewertung der Produktemissionen anhand eines Summenwertes reflektiert die festgestellten Zusammenhänge nicht hinreichend und sollte daher für holzbasierte Materialien nicht regulatorisch angewendet werden.

Dem Grunde nach kann festgestellt werden, dass der Einfluss der Außentemperaturen auf die Raumluftkonzentrationen sehr groß ist. Dies wurde hier an verschiedenen Modellhäusern in Holzbauweise festgestellt. Es darf aber angenommen werden, dass dies auch für andere Bauweisen und -systeme zutrifft. Daher erscheint als zielführend aus bauphysikalischer Perspektive, dem (sommerlichen) Wärmeschutz ganz grundsätzlich im Hinblick auf die Raumluftqualität erheblich mehr Bedeutung beizumessen. Denn es erscheint offensichtlich, dass die Außentemperaturen einen so erheblichen Einfluss auf die Konzentrationen in Gebäuden haben, dass diese bei langfristiger Gebäudenutzung dem Einfluss der eingesetzten Baustoffe überwiegt.

8 Handlungsempfehlungen

Für die Produktprüfung und -bewertung hinsichtlich der Abgabe flüchtiger Verbindungen wird derzeit das Gewicht auf die beabsichtige Verwendung (v.a. DIN EN 16516) gelegt. Diese wird aber nur für jedes Bauprodukt einzeln betrachtet. Da im Rahmen dieses Projektes festgestellt wurde, dass eine Vielzahl von Faktoren einen ganz entscheidenden Einfluss auf die Raumluftkonzentrationen haben, die aber von den derzeitigen Ansätzen der Produktprüfung unberücksichtigt bleiben, soll im Folgenden auf diese Aspekte hingewiesen und Empfehlungen für die zukünftige Bearbeitung gegeben werden.

Bei dieser Überlegung bzw. Empfehlung ist den Autoren sehr wohl bewusst, dass eine direkte Bestimmung der Raumluftkonzentrationen unter allen erdenklichen Rahmenbedingungen aus den Ergebnissen der Produktprüfung unter dem aktuellen Kenntnisstand derzeit kaum möglich ist. Eine erhebliche Annäherung und damit eine realistischere, sicherere und vergleichbarere Bewertung sollte unter Berücksichtigung dieser Faktoren allerdings möglich und erstrebenswert sein.

Produktbewertung

Im Rahmen der Produktprüfung und -bewertung ist nicht nur der Beladungsfaktor relevant, sondern auch die Position des Bauprodukts in der Wand und insbesondere die Kombination der Baumaterialien sind von erheblicher Bedeutung. Daher sollten diese Faktoren bei einer Berücksichtigung der Verwendung Beachtung finden. Am sichersten zu realisieren wäre dies, wenn einer Bauteil- bzw. Bauelementprüfung eine größere Bedeutung als einer Einzelbauproduktprüfung beigemessen werden würde. Dieser Ansatz ließe zwar immer noch den Einfluss von realen Temperaturbedingungen unberücksichtigt, aber der Effekt wesentlicher bauphysikalischer Prozesse (Adsorption, Desorption, Diffusion) auf die Emissionen der unterschiedlichen VOC und VOC-Gruppen wäre realistisch abgebildet.

Die Projektergebnisse zeigen, dass das langfristige Emissionsverhalten von Holzbaustoffen durch eine Prüfung nach 28 Tagen nicht realistisch und praxisnah dargestellt wird, da Raumluft-Konzentrationen in der Regel im Mittel deutlich überschätzt werden. Es wäre daher sinnvoll, ein realistisches Prüfszenario für langfristige Emissionsraten zu ermitteln, um dieses für eine sichere Produkt- bzw. Bauteilprüfung anzuwenden. Ein aussichtsreiches Konzept hierfür kann die Bestimmung einer Ausgleichskonzentration mit Hilfe von mathematischen Modellen und definierten Kriterien sein, wie dies zum Beispiel für die Bestimmung der Formaldehyd-Ausgleichskonzentration allgemein akzeptiert und gut reproduzierbar angewendet wird.

Prinzipiell ist eine Emissionsprüfung und -bewertung von Bauprodukten sinnvoll und hilfreich. Allerdings lässt der derzeitige Kenntnisstand nicht den Schluss zu, dass allein dieses Konzept für die Entscheidungsfindung dienen kann, ob ein Produkt im Sinne der Europäischen Bauprodukten-

verordnung einsatzfähig ist. Die ausschließliche Betrachtung der Produktemissionen kann nicht über die sichere Verwendbarkeit entscheiden. Die Bewertung der Produktemissionen kann sehr wohl als Rahmenbedingung und Information über diese Materialeigenschaft dienen. Ob und wie in Kombinationen mit anderen Materialen geeignete oder gewünschte Raumluftkonzentrationen erreicht werden können, ist aber nicht direkt ableitbar. Die Stoffe bzw. Stoffgruppen (v. a. Terpene, Aldehyde und Säuren) sollten im Bezug zu ihrer Interaktion mit anderen Baustoffen individuell (und insbesondere nicht als TVOC) bewertet werden. Denn es zeigte sich sehr deutlich, dass die Stoffe in der Wechselwirkung mit den verschiedenen Materialien und auch durch den Temperatureinfluss sehr unterschiedlich auf die Raumluftqualität wirken können. Die individuelle Bewertung der Stoffe oder Stoffgruppen sollte für eine sichere Ableitung der Produkteigenschaften aufgegriffen werden.

Raumluftkonzentrationen – technische Aspekte

Um eine angestrebte Raumluftqualität, insbesondere Raumluftkonzentration, zu erreichen sind verschiedene Faktoren zu berücksichtigen:

Die Luftwechselrate hat einen entscheidenden Einfluss auf die Raumluftqualität. Dies ist für mehrere Parameter (u. a. CO_2-Konzetration, Feuchte) bekannt. Hier soll aber nur auf die Konzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen eingegangen werden: Es muss sichergestellt sein, dass Wohn- und Aufenthaltsräume einen geeigneten Luftwechsel haben. Aufgrund von bereits vorliegenden Empfehlungswerten (DIN EN 12831-1:2017) und den hier gewonnen Erkenntnissen, sollte dieser mindestens 0,5 h^{-1} betragen. Die Raumluftkonzentrationen scheinen aber nicht linear von der Luftwechselrate abhängig zu sein, sodass der Effekt einer Erhöhung der Lüftungsrate begrenzt ist. Die optimale Luftwechselrate im Kontext der Raumluftkonzentration muss unter anderem in Abhängigkeit von den verwendeten Materialien, emittierten Verbindungen, Temperaturbedingungen und Raumgrößen betrachtet werden.

Die Außentemperaturen haben einen großen Einfluss auf die Raumluftkonzentrationen. Daher sollte dieser Aspekt in zukünftige Überlegungen verstärkt einfließen. Der (sommerliche) Wärmeschutz hat im Kontext der Diskussionen um globale Klimaveränderungen bereits eine wichtige Stellung eingenommen. Da erkannt wurde, dass der Wärmeschutz auch hinsichtlich der Innenraumkonzentrationen bedeutsam ist, sollte dieser verstärkt ins Zentrum weiterer Überlegungen bauphysikalischer und architektonischer Konzepte (hier: Fenstergrößen, Wandaufbauten etc.) insbesondere von Holzgebäuden einfließen.

Gleichzeitig sollten Materialwahl und Materialkombination im Holzbau so gestaltet werden, dass dies für die Raumluftkonzentrationen optimale Auswirkungen hat. Adsorbierende oder für Zielverbindungen absperrende Schichten können berücksichtigt werden, um ein gewünschtes Emissionsprofil zu erreichen. Es sollte das Evaporations- und Diffusionsverhalten der flüchtigen Stoffe verstärkt beachtet und genutzt werden, um ein Ablüften der unvermeidbaren holztypischen Verbindungen nicht zu verhindern. Potenziale hierfür konnten in dieser Arbeit aufgezeigt werden, für ein umfassendes Bild und konkrete technische Handlungsempfehlung sind aber weitere

differenzierte Untersuchungen erforderlich – insbesondere deshalb, weil zahlreiche unterschiedliche Materialkombinationen und Ansätze denkbar sind und sinnvoll erscheinen.

Raumluftkonzentrationen – Messstrategien

Der erhebliche Temperatureinfluss sollte bei Messstrategien zur Bewertung von Innenraumluftqualitäten hinreichend berücksichtigt werden. In den einschlägigen Normen (v. a. VDI 4300ff) sind konkrete Vorgaben beschrieben, die für eine belastbare Prüfung zu beachten sind. Allerdings soll demnach lediglich die Innenraumtemperatur berücksichtigt werden. Um Fehlinterpretationen auszuschließen, wäre es hingegen sinnvoll, Konzentrationsmessungen auch bei unterschiedlichen Außentemperaturen durchzuführen und die Messergebnisse ggf. auf eine einheitliche Zieltemperatur zu beziehen. Eine einmalige Messung liefert ein zufälliges unter den definierten Messbedingungen ermitteltes Ergebnis, das keine allgemeingültige und verlässliche Aussagekraft hat, sondern nur eine Momentaufnahme ist. Eine belastbare Aussage ist nur durch Messungen bei niedrigen und auch hohen Außentemperaturen möglich, da diese einen deutlichen Einfluss auf die Höhe und auch Zusammensetzung der Konzentrationen haben können.

Aufgrund der Tatsache, dass die Konzentrationsunterschiede um ein Vielfaches abweichen können, muss dies insbesondere bei einer Bewertung im Kontext des Innenraumluftkonzepts (RW II bzw. RW I) des Ausschusses für Innenraum-Richtwerte (AIR) berücksichtigt werden. Da diese Richtwerte mitunter streng interpretiert und ausgelegt werden, ist es von besonderer Bedeutung, zu definieren unter welchen Bedingungen diese Werte eingehalten werden sollen. In diesem Zusammenhang sollte auch Klarheit über die Interpretation der Richtwerte bestehen: Der RW II ist ein abgeleiteter und begründeter Richtwert, wird dieser überschritten, sind unmittelbar Maßnahmen zur Reduzierung der festgestellten Konzentrationen erforderlich. Der RW I (i. d. R. um den Faktor 10 kleiner als RW II) ist ein Sanierungszielwert, der durch die vorgenannten Maßnahmen angestrebt wird. Bei einem Befund zwischen RW II und RW I sind lediglich Maßnahmen zur Vorsorge zu treffen. Gleichzeitig sollten hierbei die Effekte der in diesem Bericht beschriebenen Parameter berücksichtigt werden.

Ausschreibungen

In Ausschreibungen von Baumaßnahmen, in denen Raumluftkonzentrationen gefordert werden, sollte berücksichtigt sein, dass Baumaterialien aus Holz für einen bestimmten Zeitraum flüchtige organische Verbindungen emittieren. In der Regel reduzieren sich diese in überschaubaren Zeiträumen. Wenige Wochen nach Fertigstellung werden dennoch häufig die berücksichtigten Ziel- oder Richtwerte überschritten. Hier wäre eine konzeptionelle Betrachtung zielführender, die sowohl die Produktemissionen und Materialkombinationen als auch die klimatischen Rahmenbedingungen einschließlich des Lüftungskonzeptes sowie die Nutzungsdauer des Gebäudes berücksichtigt.

9 Abkürzungsverzeichnis

C	Konzentration in µg m^{-3}
CoV	Variationskoeffizient in %
DNPH	Dinitrophenylhydrazin
GA	Gasanalyse
GC	Gaschromatografie
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatografie
HWST	Holzwerkstoff
IRL	Innenraumluft
IS	interner Standard
Ki	Kiefer
MS	Massenspektrometrie
OR	original response
org.	organisch
OSB	oriented strand board
q	flächenspezifische Luftdurchflussrate in m^3 m^{-2} h^{-1}
rel. Lf.	relative Luftfeuchte in %
SER	area specific emission rate, flächenspezifische Emissionsrate in µg m^{-2} h^{-1}
SER_{3d}	SER, gemessen am 3. Prüftag
SER_{28d}	SER, gemessen am 28. Prüftag
TD	Thermodesorption
Temp.	Temperatur
TVOC	total volatile organic compounds
VOC	volatile organic compounds
VVOC	very volatile organic compounds

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Belüftete vorgehängte Außenwandbekleidung (Holzabsatzfonds, 2009) 9
Abbildung 2: Massivholzbau - Wandaufbau mit hinterlüfteter Fassade (Kolb, 2007) 10
Abbildung 3: Bauzeichnung, Prause Holzbauplanung GmbH & Co. KG 21
Abbildung 4: Wandaufbau Typ 1, Prause 22
Abbildung 5: Wandaufbau Typ 2, Prause 22
Abbildung 6: Wandaufbau Typ 3, Prause 23
Abbildung 7: Wandaufbau Typ 4, Prause 23
Abbildung 8: Deckenplatte, Prause 24
Abbildung 9: Bodenplatte, Prause 24
Abbildung 10: Standort der Modellhäuser auf dem Thünen-Gelände 26
Abbildung 11: Modellhäuser auf dem Gelände des Thünen-Instituts 27
Abbildung 12: Innenansicht des Haustyps 1 28
Abbildung 13: Luftprobenahme am Beispiel mit Tenax TA Sorptionsröhrchen 28
Abbildung 14: 23,5 L Prüfkammer mit Probe 31
Abbildung 15: Datenlogger außen 35
Abbildung 16: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 1 über die gesamte Messdauer 49
Abbildung 17: Konzentrationen in Modellhaus 1 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel 53
Abbildung 18: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 2 über die gesamte Messdauer 63
Abbildung 19: Konzentrationen in Modellhaus 2 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel 67
Abbildung 20: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 3 über die gesamte Messdauer 76
Abbildung 21: Konzentrationen in Modellhaus 3 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel 79
Abbildung 22: Verlauf der VOC-Konzentration in Modellhaus 4 über die gesamte Messdauer 90
Abbildung 23: Konzentrationen in Modellhaus 4 mit den Adsorbenzien DNPH und Silicagel 94
Abbildung 24: Gemittelte Tageswerte des Außenklimas als gleitender Durchschnitt aus 30 Tagen 99
Abbildung 25: links: Verteilung der Innenraumtemperatur (Tages-MW) in den Modellhäusern, rechts: Verteilung der relativen Luftfeuchte (Tages-MW) 100
Abbildung 26: links: Verteilung der Innenraumtemperatur (Tages-MW) ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung, rechts: Verteilung der relativen Luftfeuchte (Tages-MW) im Innenraum ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung 101
Abbildung 27: Innenklima als gleitender Durchschnitt aus 30 Tagen im Haustyp 3 gemessen 102

Abbildung 28: Zusammenhang zwischen der TVOC-Konzentration und der Außentemperatur für a) Typ 1, b) Typ 2, c) Typ 3, d) Typ 4 104

Abbildung 29: Gemittelte Konzentration der Modellhaus Typen 1, 3 und 4 bei unterschiedlichen Luftwechselraten 112

Abbildung 30: Gegenüberstellung der Raumluft-Konzentrationen und Klimaaufzeichnungen im Tagesverlauf für Haustyp 3, gemessen am 22. und 23.08.2018 114

Abbildung 31: VOC-Konzentration im Zusammenhang mit Außentemperatur 116

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Materialliste und Verwendung 25

Tabelle 2: Vorbereitung der Prüfkörper 29

Tabelle 3: Prüfkammerparameter 30

Tabelle 4: Angaben der Baustoffflächen in den Modellhäusern 37

Tabelle 5: NIK-Werte von einigen Leitverbindungen unter Angabe der jeweiligen CAS-Nummer (AgBB 2018) 39

Tabelle 6: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 44

Tabelle 7: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 44

Tabelle 8: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsprodukte 45

Tabelle 9: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsprodukte 45

Tabelle 10: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 46

Tabelle 11: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 46

Tabelle 12: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 47

Tabelle 13: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 47

Tabelle 14: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 1 in Anlehnung an AgBB 48

Tabelle 15: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 1 50

Tabelle 16: Anteile am TVOC in Modellhaus 1, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte 50

Tabelle 17: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration 51

Tabelle 18:Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 1 51

Tabelle 19: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 58

Tabelle 20: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 58

Tabelle 21: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 59

Tabelle 22: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 59

Tabelle 23: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 60

Tabelle 24: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 60

Tabelle 25: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 61

Tabelle 26: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 61

Tabelle 27: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 2 in Anlehnung an AgBB 62

Tabelle 28: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 2 64

Tabelle 29: Anteile am TVOC in Modellhaus 2, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte 64

Tabelle 30: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration 65

Tabelle 31: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 2 65

Tabelle 32: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 71

Tabelle 33: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 71

Tabelle 34: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 72

Tabelle 35: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 72

Tabelle 36: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 73

Tabelle 37: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 73

Tabelle 38: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 74

Tabelle 39: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 74

Tabelle 40: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 3 in Anlehnung an AgBB 75

Tabelle 41: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 3 77

Tabelle 42: Anteile am TVOC in Modellhaus 3, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte 77

Tabelle 43: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration 78

Tabelle 44: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 3 78

Tabelle 45: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 85

Tabelle 46: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Konstruktionsmaterialien 85

Tabelle 47: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 86

Tabelle 48: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Wand-Hilfsstoffe 86

Tabelle 49: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 87

Tabelle 50: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien von Raumdecke und -boden 87

Tabelle 51: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 3-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 88

Tabelle 52: Mittelwert des SER und der Variationskoeffizient des 28-Tage-Wertes der in der Kammer geprüften Baumaterialien vom Pultdach 88

Tabelle 53: Bewertung der Baustoffe des Modellhaus Typ 4 in Anlehnung an AgBB 89

Tabelle 54: jahreszeitliche Mittelwerte der Raumkonzentrationen in Modellhaus 4 91

Tabelle 55: Anteile am TVOC in Modellhaus 3, errechnet als jahreszeitliche Mittelwerte 91

Tabelle 56: Theoretische VOC-Konzentrationen im Referenzraum, berechnet aus Produktprüfung bei verschiedenen Beladungsszenarien, sowie tatsächliche Raumkonzentration 92

Tabelle 57: Relative Abweichung der theoretischen zur tatschlichen Konzentration in Haustyp 4 93

Tabelle 58: Jahreszeitliche arithmetische Mittel der Temperatur und relativen Luftfeuchte der Außenluft 99

Tabelle 59: statistische Auswertung der Innenraumtemperatur und relativen Luftfeuchte ab dem Zeitpunkt der Temperaturregelung: MW: arithmetisches Mittel, max oA: Maximum ohne Ausreißer, min oA: Minimum ohne Ausreißer, 75%: 75 %-Quantil, 50 %: Median, 25%: 25 %-Quantil 101

Tabelle 60: Korrelationskoeffizienten zwischen VOC-Konzentrationen und Temperatur und Luftfeuchte (jeweils als Mittelwert aus 7 Tagen vor dem Messzeitpunkt) 105

Tabelle 61: Korrelationskoeffizienten für den Zusammenhang von Konzentrationen und Klimadaten (Mittelwert aus 24 Stunden vor dem Messzeitpunkt) 106

Tabelle 62: Korrelationskoeffizienten für den Zusammenhang von Konzentrationen und Klimadaten (Mittelwert aus 12 Stunden vor dem Messzeitpunkt) 107

Tabelle 63: Einstellung der Lüftungsanlage und resultierende Luftwechselraten 108

Tabelle 64: Raumluft-Konzentrationen (jeweils Mittelwerte aus einer Doppelbestimmung) bei unterschiedlichen Luftwechselraten (Haustyp 1) 108

Tabelle 65: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen (Haustyp 1) 109

Tabelle 66: Raumluft-Konzentrationen (Mittelwerte aus Doppelbestimmung) bei unterschiedlichen Luftwechselraten (Haustyp 3) 109

Tabelle 67: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen (Haustyp 3) 110

Tabelle 68: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der ersten Versuchsreihe (Haustyp 4) 110

Tabelle 69: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der zweiten Versuchsreihe (Haustyp 4) 111

Tabelle 70: Raumluft-Konzentrationen als Mittelwerte bei unterschiedlichen Luftwechselraten in der dritten Versuchsreihe (Haustyp 4) 111

Tabelle 71: relative Differenz der Konzentrationen bei Luftwechseländerungen, dritte Versuchsreihe (Haustyp 4) 112

12 Literaturverzeichnis

AgBB 2018, August 2018: Anforderungen an die Innenraumluftqualität in Gebäuden: Gesundheitlich Bewertung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VVOC, VOC und SVOC) aus Bauprodukten.

Anonymus (2008): Holzhäuser - Werthaltigkeit und Lebensdauer. Hg. v. Absatzförderungsfonds der deutschen Forst- und Holzwirtschaft. Bonn, zuletzt geprüft am 18.08.2016.

Bachmann, P.; Lange, M. (2012): Mit Sicherheit gesund bauen. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag, zuletzt geprüft am 23.06.2016.

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), S. 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), S. 75–82. Online verfügbar unter https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/download/5661.pdf.

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009): Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Hg. v. BMEL. Berlin.

Cheret, P.; Schwaner, K. (2013): Holzbausysteme - eine Übersicht - Informationsdienst Holz, zuletzt geprüft am 28.09.2016.

Colombo, A.; Crump, D.; Bortoli, M. de; Gehrig, R.; Gustafsson, H.; Nielsen, P. A. et al. (1992): Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test chambers. Hg. v. Commission of the european communities. Commission of the european communities environment and quality of life. Brüssel, Luxemburg (EN 13593).

Crump, D.; Squire, W.; Yu, C. W. F. (1997): Sources and Concentrations of Formaldehyde and Other Volatile Organic Compounds in the Indoor Air of Four Newly Built Unoccupied Test Houses. In: *Indoor Built Environment* 1997 (6), S. 45–55, zuletzt geprüft am 11.08.2016.

DIN EN 717-1:2004, 2005-01: Holzwerkstoffe – Bestimmung der Formaldehydabgabe – Teil 1: Formaldehydabgabe nach der Prüfkammer-Methode.

DIN EN 12831-1:2017-09, 2017: Energetische Bewertung von Gebäuden - Verfahren zur Berechnung der Norm-Heizlast - Teil 1: Raumheizlast, Modul M3-3.

DIN EN 16516:2017, 2018-01: Bauprodukte - Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen - Bestimmung von Emissionen in die Innenraumluft.

DIN EN ISO 16000-9:2006, 2006: Innenraumluftverunreinigungen - Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen - Emissionsprüfkammer-Verfahren, zuletzt geprüft am 10.06.2016.

DIN ISO 16000-3:2001, 2001: Innenraumluftverunreinigungen - Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen Probenahme mit einer Pumpe, zuletzt geprüft am 10.06.2016.

DIN ISO 16000-6:2004, 2004: Innenraumluftverunreinigung - Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf TENAX TA, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS/FID, zuletzt geprüft am 10.06.2016.

Deutscher Wetterdienst (30.08.2017): Deutschlandwetter im Sommer 2017. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2017/20170830_deutschlandwetter_sommer_news.html, zuletzt geprüft am 20.11.2018.

Deutscher Wetterdienst (30.08.2018): Deutschlandwetter im Sommer 2018. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2018/20180830_deutschlandwetter_sommer_news.html, zuletzt geprüft am 20.11.2018.

Deutscher Wetterdienst (30.08.2019): Deutschlandwetter im Sommer 2019, dwd.de. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2019/20190830_deutschlandwetter_sommer2019_news.html, zuletzt geprüft am 16.09.2019.

Ekman, R.; Holmbom, B. (2000): The Chemistry of Wood Resin. In: Back, E.; Allen, L. (Hrsg.): Pitch control, wood resin and deresination. Atlanta: TAPPI Press, GA, S. 37-76.

Englund, F. (1999): Emissions of volatile organic compounds (VOC) from wood. Wood Technology Institute for Wood Technology Research. Stockholm, zuletzt geprüft am 07.11.2016.

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), S. 69–75. DOI: 10.1080/17480270600900551.

Fengel, D.; Wegener, G. (1989): Wood: chemistry, ultrastructure, reactions. Berlin: Walter de Gruyter.

Frankel, E. N. (1984): Lipid Oxidation: Mechanisms, Products and Biological Significance. In: *JAOCS* 61 (12), S. 1908–1917, zuletzt geprüft am 04.11.2016.

Groth, A. B. (1958): Investigations on Swedish turpentine. In: *Svensk Papper*.

Hebgen, F.; Heck, F. (2013): Außenwandkonstruktionen mit optimalem Wärmeschutz: Grundlagen u. Richtwerte, Stoffwerttab., 58 Aussenwände in je 5 Varianten: Vieweg+Teubner Verlag. Online verfügbar unter https://books.google.de/books?id=2xufBgAAQBAJ.

Höllbacher, E.; Rieder-Gradinger, C.; Strateva, D.; Srebotnik, E. (2015): A large-scale test set-up for measuring VOC emissions from wood products under laboratory conditions in simulated real rooms. In: *Holzforschung* 69 (4). DOI: 10.1515/hf-2014-0129.

Höllbacher, E.; Ters, T.; Rieder-Gradinger, C.; Srebotnik, E. (2016): Influences of interior fitting processes on the indoor air quality of two model rooms. In: *Eur. J. Wood Prod.* DOI: 10.1007/s00107-016-1051-0.

Holzabsatzfonds (Hg.) (2009): Holzrahmenbau. *Informationsdienst Holz*. Bonn.

Hori, H.; Ishimatsu, S.; Fueta, Y.; Ishidao, T. (2013): Evaluation of a real-time method for monitoring volatile organic compounds in indoor air in a Japanese university. In: *Environ Health Prev Med* 18 (4), S. 285–292. DOI: 10.1007/s12199-012-0319-1.

Jones, A. P. (1999): Indoor air quality and health. In: *Atmospheric Environment* (33), S. 4535–4564.

Knudsen, H. N.; Valbjørn, O.; Nielsen, P. A. (1998): Determination of Exposure-Response Relationships for Emissions from Building Products. In: *Indoor air* 8 (4), S. 264–275. DOI: 10.1111/j.1600-0668.1998.00007.x.

Kolb, J. (2007): Holzbau mit System. Tragkonstruktion und Schichtaufbau der Bauteile: Birkhäuser Verlag AG, zuletzt geprüft am 28.09.2016.

Kostiainen, R. (1995): Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses. In: *Atmospheric Environment* 29 (6), S. 693–702.

Kreiss, K. (1989): The epidemiology of building-related complaints and illness. In: *Occupational medicine: State of the art reviews* 4 (4), S. 575–592.

Krüß, P.; Kilian, D.; Knippschild, I.; Korn, U.; Kühle, H. (2019): Wetterstation Hamburg Bergedorf. Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg. Online verfügbar unter https://wetter.ls.haw-hamburg.de, zuletzt aktualisiert am 15.11.2019.

Makowski, M. (2007): Untersuchungen über die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von OSB aus Kiefernholz (Pinus sylvestris L.). Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg, zuletzt geprüft am 20.06.2016.

Makowski, M.; Ohlmeyer, M.; Meier, D. (2005): Long-term development of VOC emissions from OSB after hot-pressing. In: *Holzforschung* 59 (5), pp. 519-523. DOI: 10.1515/HF.2005.086.

Meininghaus, R.; Salthammer, T.; Knöppel, H. (1999): Interaction of volatile organic compounds with indoor materials—a small-scale screening method. In: *Atmospheric Environment* 33 (15), S. 2395–2401. DOI: 10.1016/S1352-2310(98)00367-7.

Meininghaus, R.; Uhde, E. (2002): Diffusion studies of VOC mixtures in a building material. In: *Indoor Air* 12 (4), S. 215–222. DOI: 10.1034/j.1600-0668.2002.01131.x.

Missia, D. A.; Demetriou, E.; Michael, N.; Tolis, E. I.; Bartzis, J. G. (2010): Indoor exposure from building materials: A field study. In: *Atmospheric Environment* 44 (35), S. 4388–4395. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.07.049.

Mølhave, L.; Clausen, G.; Berglund, B.; Ceaurriz, J.; Kettrup, A.; Lindvall, T. et al. (1997): Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigations. Environment Institute (19), zuletzt geprüft am 21.09.2016.

Mølhave, L.; Liu, Z.; Jørgensen, A. H.; Pedersen, O. F.; Kjægaard, S. K. (1993): Sensory And Physiological Effects On Humans Of Combined Exposures To Air Temperatures And Volatile Organic Compounds. In: *Indoor air* 3 (3), S. 155–169. DOI: 10.1111/j.1600-0668.1993.t01-1-00002.x.

Mølhave, L.; Sparks, L. E.; Wolkoff, P.; Clausen, P. A.; Nielsen, P. A.; Bergsø, N. C. (1996): The Danish Twin Apartment Study – Part II: Mathematical modeling of the relative strength of sources of indoor air pollution. In: *Indoor air* 6 (1), S. 18–30. DOI: 10.1111/j.1600-0668.1996.t01-3-00003.x.

Moro, J. L.; Alihodzic, B.; Rottner, M.; Weißbach, M. (2009): Baukonstruktion - vom Prinzip zum Detail. Band 2 Konzeption. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-27918-1.

Nagl, S.; Fürhapper, C.; Niedermayer, S.; Polleres, S. (2013): Untersuchungen zur Raumluftqualität an zwei unterschiedlichen Versuchsräumen in Holzrahmenbauweise. In: *Holztechnologie* (54), S. 44–49, zuletzt geprüft am 29.08.2016.

Nawar, W. W. (1984): Chemical changes in lipids produced by thermal processing. In: *J. Chem. Educ.* 61 (4), S. 299. DOI: 10.1021/ed061p299.

Nelms, L. H. (1986): The effects of ventilation rates and product loading on organic emission rates from particleboard.

Niedermayer, S.; Fürhapper, C.; Nagl, S.; Polleres, S.; Schober, K. P. (2013): VOC sorption and diffusion behavior of building materials. In: *Eur. J. Wood Prod.* 71 (5), S. 563–571. DOI: 10.1007/s00107-013-0713-4.

Ohlmeyer, M.; Makowski, M.; Fried, H.; Hasch, J.; Schöler, M. (2008): 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), S. 66–70.

Reiss, R.; Barry Ryan, P.; Tibbetts, S. J.; Koutrakis, P. (1995): Measurement of Organic Acids, Aldehydes, and Ketones in Residential Environments and Their Relation to Ozone. In: *Journal of the Air & Waste Management Association* 45 (10), S. 811–822. DOI: 10.1080/10473289.1995.10467411.

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), S. 125–129. DOI: 10.1007/s001070050282.

Salthammer, T.; Bahadir, M. (2009): Occurrence, Dynamics and Reactions of Organic Pollutants in the Indoor Environment. In: *Clean Soil Air Water* 37 (6), S. 417–435. DOI: 10.1002/clen.200900015.

Samfield, M. (1992): Indoor air quality data base for organic compounds. U. S. Environmental Protection Agency Air and Energy Engineering Research Laboratory Indoor Air Branch. Washington (EPA Form 2220-1).

Schieweck, A. (2018): Evaluierung der Emissionen von sehr flüchtigen organischen Verbindungen (VVOCs) aus Holz und Holzprodukten zur Bewertung gesundheitlicher Auswirkungen. Entwicklung von Reduzierungsansätzen unter Berücksichtigung realer Innenraumbedingungen. Fraunhofer Wilhelm-Klauditz-Institut.

Steckel, V. (2011): Einfluss von Trocknungs- und Prüfbedingungen auf die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus Kiefer (Pinus sylvestris L.) und Fichte (Picea abies H. Karst.). Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg, zuletzt geprüft am 10.06.2016.

Sterling, D. A. (1985): Volatile organic compounds in indoor air: an overview of sources, concentrations, and health effects. Hg. v. Inc. Lewis Publishers. Chelsea (Indoor air and human health).

Strömvall, Ann-Margret; Petersson, Göran (1993): Photooxidant-forming monoterpenes in air plumes from kraft pulp industries. In: *Environmental Pollution* 79 (3), S. 219–223. DOI: 10.1016/0269-7491(93)90093-4.

Sullivan, D. A. (1975): Water and solvent evaporation from latex and latex paint films. In: *Journal of paint technology* 47 (610), S. 60–67.

Teibinger, M.; Matzinger, I. (2013): Bauen mit Brettsperrholz im Geschossbau. Fokus Bauphysik. Wien, zuletzt geprüft am 28.09.2016.

VDI 4300-B7, 2001: Messen von Innenraumluftverunreinigungen.

Weigl, M.; Stratev, Daniel; Fürhapper, Christina; Habla, E.; Nohava, M.; Niedermayer, Sabrina (2016): Wood borne emissions in a real room environment – a modelling approach. Hg. v. World Conference on Timber Engineering. Wien.

Wolkoff, P. (1995): Volatile Organic Compounds Sources, Measurements, Emissions, and the Impact on Indoor Air Quality. In: *Indoor air* 5 (S3), S. 5–73.

Wolkoff, P.; Clausen, P. A.; Nielsen, P. A.; Mølhave, L. (1991): The Danish Twin Apartment Study; Part I: Formaldehyde and Long-Term VOC Measurements. In: *Indoor air* 1 (4), S. 478–490. DOI: 10.1111/j.1600-0668.1991.00012.x.

Wolkoff, P.; Nielsen, G. D. (2001): Organic compounds in indoor air—their relevance for perceived indoor air quality? In: *Atmospheric Environment* 35 (26), S. 4407–4417. DOI: 10.1016/S1352-2310(01)00244-8.

Zellweger, C.; Hill, M.; Gehrig, R.; Hofer, P. (1997): Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen. 2. Aufl. Hg. v. Bundesamtes für Energie. EMPA Abt. Luftfremdstoffe/Umwelttechnik (Forschungsprogramm "Rationelle Energienutzung in Gebäuden").

Zürcher, C.; Frank, T. (2018): Bauphysik: Bau & Energie: Vdf Hochschulverlag AG. Online verfügbar unter https://books.google.de/books?id=lxFHDwAAQBAJ.

Thünen Report

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

1 - 60	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
61	Meike Hellmich **Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenbergs**
62	Bernd Degen, Konstantin V. Krutovsky, Mirko Liesebach (eds.) **German Russian Conference on Forest Genetics - Proceedings - Ahrensburg, 2017 November 21-23**
63	Jutta Buschbom **Exploring and validating statistical reliability in forensic conservation genetics**
64	Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer **Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung**
65	Jürn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.) **Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft**
66	Patrick Küpper, Jan Cornelius Peters **Entwicklung regionaler Disparitäten hinsichtlich Wirtschaftskraft, sozialer Lage sowie Daseinsvorsorge und Infrastruktur in Deutschland und seinen ländlichen Räumen**
67	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, 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 – 2017** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017**
68	Alexandra Purkus, Jan Lüdtke, Georg Becher, Matthias Dieter, Dominik Jochem, Ralph Lehnen, Mirko Liesebach, Heino Polley, Sebastian Rüter, Jörg Schweinle, Holger Weimar, Johannes Welling **Evaluation der Charta für Holz 2.0: Methodische Grundlagen und Evaluationskonzept**
69	Andreas Tietz **Bodengebundene Einkommensteuern in einer strukturschwachen ländlichen Gemeinde**
70	Susanne Kaul, Stefan Lange (Hrsg.) **Politische Ziele und ästhetische Strategien von Umweltdokumentarfilmen** Eine interdisziplinäre Annäherung
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-Ausfachungsbohlen 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 Lüdtke, 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

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 (HoInRaLu), TV 1: Untersuchungen unter realen Raumluftbedingungen



THÜNEN

Thünen Report 81

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-216-0