

TEXTE

113/2026

Abschlussbericht

Stand der Technik von Trocknungs- und Abgasreinigungsanlagen der deutschen Holzwerkstoffindustrie

Datenerhebung und Aufarbeitung zum Stand der Technik sowie Bewertung der Emissionen der Anlagen

von:

Pitt Götze, Philipp Pietsch, Marcus Wiersig
DBI Gas- und Umwelttechnik GmbH, Leipzig

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 113/2026

REFOPLAN des Bundesministeriums Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 53 302 3

Abschlussbericht

Stand der Technik von Trocknungs- und Abgasreinigungsanlagen der deutschen Holzwerkstoffindustrie

Datenerhebung und Aufarbeitung zum Stand der Technik
sowie Bewertung der Emissionen der Anlagen

von

Pitt Götze, Philipp Pietsch, Marcus Wiersig
DBI Gas- und Umwelttechnik GmbH, Leipzig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

DBI Gas- und Umwelttechnik GmbH
Karl-Heine-Straße 109/111
09599, Freiberg

Abschlussdatum:

Juni 2023

Redaktion:

Fachgebiet III 2.1 Übergreifende Angelegenheiten, Chemische Industrie, Feuerungsanlagen
Dr. Lukas Ahrem

DOI:
<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7784>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen*Autoren.

Kurzbeschreibung: Stand der Technik von Trocknungs- und Abgasreinigungsanlagen der deutschen Holzwerkstoffindustrie

Ein wesentliches Ziel des vorliegenden Forschungsvorhabens ist es, den aktuellen Stand der Technik von Trocknungsanlagen und Abgasreinigungssystemen in der deutschen Holzwerkstoffindustrie zu erheben und mit den Anforderungen der BVT-Schlussfolgerungen abzugleichen. Flankierend erfolgt eine Recherche der geltenden gesetzlichen und normativen Regelungen und Anforderungen im nationalen und europäischen Kontext.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen erfolgt eine Bewertung der erhobenen Emissionen der Anlagen, insbesondere im Hinblick auf die Umsetzbarkeit bzw. Einhaltung der sich aus den BVT-Schlussfolgerungen ergebenden und über die TA Luft in nationales Recht überführten Emissionsgrenzwerte der Anlagen. Ziel des Forschungsvorhabens ist es auch, mögliche Hemmnisse für den Einsatz kontinuierlicher Messtechnik zu identifizieren und zu dokumentieren. Abschließend werden Optionen zur Umstellung auf treibhausgasneutrale Verfahren recherchiert und Potenziale zur weiteren Emissionsminderung aufgezeigt.

Die Datenanalyse zeigt, dass die in Deutschland eingesetzten Trocknungsanlagen und Abgasreinigungstechnologien die Anforderungen der BVT-Schlussfolgerungen erfüllen. Dennoch werden die Emissionsgrenzwerte, die sich aus diesen Schlussfolgerungen ergeben, nicht immer eingehalten. Einzelne oder eindeutige Gründe hierfür lassen sich auf Basis der vorliegenden Daten aufgrund der Vielzahl der Einflussfaktoren und deren Wechselwirkungen untereinander nicht benennen.

Es ist jedoch zu beachten, dass dem Holzsortiment, das als Plattenrohstoff verwendet wird, eine besondere Bedeutung zukommt. Ebenso wichtig sind die sich aus dem hergestellten Produkt ergebenden Anforderungen an die Restfeuchte des Holzes und damit an die Trocknereintrittstemperatur. Weiterhin ist die eingesetzte bzw. einsetzbare Trocknungs- und Abgasreinigungstechnik zu nennen. Basierend auf diesen Erkenntnissen sollte bei einer Überarbeitung des BVT-Merkblattes eine detailliertere und europaweit einheitliche Abfrage zur Datenerhebung erfolgen. Der vorliegende Bericht enthält hierzu detaillierte Vorschläge.

Weiterhin ist festzustellen, dass in Deutschland an einem Standort der Faserplattenproduktion die kontinuierliche Messung von Gesamt-Staub und Gesamtkohlenstoff erfolgreich durchgeführt wird, während an zwei anderen Standorten die Inbetriebnahme einer solchen Emissionsmessung gescheitert ist. Die Gründe hierfür sind nicht eindeutig zu ermitteln und können standort- oder produktspezifisch sein.

Abstract: State of the art of drying technology and exhaust gas cleaning systems in the wood-based materials industry

An essential objective of the current research project is to assess the current state of technology in drying facilities and exhaust gas cleaning systems within the German wood-based materials industry, and to compare them against the requirements of the BREF conclusions. In addition, research into the applicable legal and normative regulations and requirements at both the national and European levels is performed.

Building upon these findings, there is an evaluation of the emissions generated by these facilities, particularly in terms of the feasibility or compliance with emissions limits derived from the BREF conclusions, which have been incorporated into national legislation through the Technical Instructions on Air Quality Control (TA Luft). The research project also aims to identify and document potential barriers to the implementation of continuous measurement technology. Finally, options for transitioning to greenhouse gas-neutral processes will be explored, and potentials for further emission reduction will be outlined.

The data analysis indicates that the drying facilities and exhaust gas cleaning technologies used in Germany meet the requirements of the BREF conclusions. However, the emissions limits resulting from these conclusions are not consistently met. Based on the available data, it is not possible to pinpoint individual or unequivocal reasons for this due to the multitude of influencing factors and their interplay.

It is important to note that the wood assortment used as a raw material for panels holds particular significance. Equally vital are the moisture content requirements of the final product and, as a result, the dryer inlet temperature. Additionally, the drying and exhaust gas cleaning technology employed or available should be mentioned. Based on these insights, in the event of a revision of the BREF guidelines, a more detailed and harmonized approach to data collection should be adopted. The current report contains detailed recommendations in this regard.

Furthermore, it should be noted that in Germany, at one fiberboard production site, continuous measurements of total dust and total carbon are successfully conducted, while the implementation of such emissions measurements has failed at two other sites. The reasons for these discrepancies are not definitively determinable and may be site-specific or product-specific.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	10
Abkürzungsverzeichnis	13
Zusammenfassung	15
Summary	19
1 Einleitung	23
2 Grundlagen zur Trocknung in der Holzwerkstoffindustrie	24
2.1 Vorwort zur Datenlage	24
2.2 Rechtliche und normative Grundlagen	24
2.3 Grundsätzliche Einordnung des Anwendungsgebietes	25
2.4 Beschreibung der Einsatzstoffe	27
2.5 Grundlegender Verfahrensablauf der Holzwerkstoffherstellung	29
2.6 Zusammensetzung Abgasmatrix	33
2.7 Emissionsgrenzwerte für die Trockner der Holzwerkstoffindustrie	36
2.8 Grundlegendes zu den eingesetzten Abgasnachbehandlungsverfahren	39
2.9 Grenzen und Limitierungen der Abgasreinigung	41
2.9.1 Grenzen und Limitierungen trockener Abgasreinigungssysteme	42
2.9.2 Grenzen und Limitierungen nasser Abgasreinigungssysteme	43
2.9.3 Grenzen und Limitierungen kombinierter Abgasreinigungssysteme	45
2.10 Erläuterungen zur Datenbasis und Datendarstellung	46
3 Stand der Technik der Spanplattenherstellung	50
3.1 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ A2 / A3)	50
3.1.1 Stand der Technik	50
3.1.2 Abgasreinigung	52
3.1.3 Emissionen	53
3.2 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ C1)	60
3.2.1 Stand der Technik	60
3.2.2 Abgasreinigung	62
3.2.3 Emissionen	63
3.3 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ D1)	70
3.4 Zusammenfassung für die Trockner der Spanplattenproduktion	70
4 Stand der Technik der OSB-Plattenherstellung	72
4.1 Trockner der OSB- Plattenproduktion (Typ A2 / A3)	72
4.1.1 Stand der Technik	72

4.1.2	Abgasreinigung	74
4.1.3	Emissionen	75
4.2	Trockner der OSB-Plattenproduktion (Typ D1)	79
5	Stand der Technik der Faserplattenherstellung	80
5.1	Trockner der Faser-Plattenproduktion (alle Beheizungsarten)	80
5.1.1	Stand der Technik	80
5.1.2	Abgasreinigung	84
5.1.3	Emissionen	84
5.2	Trockner der Faser- Plattenproduktion (direkt beheizt)	89
5.2.1	Stand der Technik	89
5.2.2	Abgasreinigung	91
5.2.3	Emissionen	93
5.3	Indirekt beheizte Stromrohtrocknern für Faser.....	98
5.3.1	Stand der Technik	98
5.3.2	Abgasreinigung	99
5.3.3	Emissionen	100
5.4	Stromrohtrockner für Fasern mit einer Beheizung aus verschiedenen Quellen (Mischbeheizung)	103
5.4.1	Stand der Technik	103
5.4.2	Abgasreinigung	105
5.4.3	Emissionen	105
5.5	Zusammenfassung Stand der Technik von Faserplattentrocknern	108
6	Zusammenfassung Stand der Technik der Trocknungsanlagen in der Holzwerkstoffindustrie...	110
7	Vorschlag für zu erfassende Betriebsparameter und Messgrößen bei Emissionsmessungen beziehungsweise Datenerhebungen	114
8	Hemmnisse der kontinuierlichen Emissionsüberwachung.....	116
9	Potentiale der Emissionsminderung.....	121
10	Weiteres Optimierungspotential der Anlagen	123
10.1	Optionen zur Umstellung der Trocknungsverfahren auf treibhausgasneutrale Verfahren	123
10.2	Neue technische Entwicklungen zur VOC-Minderung bei der Faserherstellung (Emerging Techniques)	123
11	Fazit zum Forschungsvorhaben	125
12	Literaturverzeichnis	126

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Untergliederung der Holzwerkstoffe nach VDI 3462-2	25
Abbildung 2:	Standorte der Holzwerkstoffindustrie in Deutschland für OSB- und Spanplatten sowie hochdichte, mitteldichte und niedrigdichte Faserplatten (HDF, MDF, LDF)	26
Abbildung 3:	Produktbilder für (a) (Roh-)Spanplatten, (b) OSB-Platten und (c) Faserplatten (hier MDF)	28
Abbildung 4:	Vereinfachte schematische Darstellung des Herstellungsprozesses der Holzwerkstoffindustrie	29
Abbildung 5:	Produktionsschema der Holzwerkstoffindustrie für Spanplatten, OSB-Platten und Faserplatten	33
Abbildung 6:	Übersicht der Einflussfaktoren auf die Emissionen der Trocknung bei der Holzwerkstoffherstellung	34
Abbildung 7:	Zusammensetzung des Trocknerabgases der Holzwerkstoffindustrie	36
Abbildung 8:	Geeignete Abgasreinigungstechniken in der Holzwerkstoffindustrie und deren Reinigungseffekte	39
Abbildung 9:	Recherchierte Abgasnachbehandlungseinrichtungen an den Standorten der Holzwerkstoffindustrie	41
Abbildung 10:	Elemente eines Boxplots und deren Interpretation	49
Abbildung 11:	Eingesetzte Trocknerbauarten bei der Spanplattenherstellung untergliedert nach Anzahl der Standorte und Beheizungsart ..	51
Abbildung 12:	Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an direkt trocknenden Spanplattentrocknern.	52
Abbildung 13:	Emissionen von Gesamt-C (a), (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direkttrocknern für Späne	54
Abbildung 14:	Vergleich der Ergebnisse von Formaldehydmessungen nach VDI 3862 Blatt 2 und CEN TC264/WG40	57
Abbildung 15:	Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an indirekt trocknenden Spanplattentrocknern	62
Abbildung 16:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Röhrenbündeltrocknern ...	64
Abbildung 17:	Übersicht zu den gemäß Recherche in Deutschland installierten Trocknertypen der OSB-Plattenproduktion differenziert nach Anzahl pro Standort und Art der Beheizung	73
Abbildung 18:	Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an direkt trocknenden OSB-Plattentrocknern	74
Abbildung 19:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direkttrockner für OSB- Strands	75

Abbildung 20:	Übersicht zu den gemäß Recherche in Deutschland installierten Stromrohrtrocknern differenziert nach Anzahl pro Standort und Art der Beheizung	81
Abbildung 21:	Prinzipieller Aufbau der Abgasnachbehandlung hinter Stromrohrtrocknern	84
Abbildung 22:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Stromrohrtrocknern	86
Abbildung 23:	Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter direkt beheizten Fasertrocknern mit Nasselektrofilter (Standort 1) ..	92
Abbildung 24:	Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter direkt beheizten Fasertrocknern mit Tropfabscheider (Standort 4)...	92
Abbildung 25:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohrtrocknern	94
Abbildung 26:	Emissionsdaten einer kontinuierlichen Gesamtkohlenstoff-Messung im Jahr 2017 an einer MDF/HDF Anlage eines deutschen Herstellers	96
Abbildung 27:	Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern für Fasern.....	100
Abbildung 28:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern	101
Abbildung 29:	Prinzipieller Aufbau der Abgasnachbehandlung hinter Stromrohrtrocknern für Fasern mit Mischbeheizung	105
Abbildung 30:	Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Stromrohrtrocknern mit Mischbeheizung	106

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Prozentuale Grenzwertverletzungen der Hauptemissionen in der Holzwerkstoffindustrie, abhängig von Trocknungs- und Beheizungsart.....	17
Tabelle 2:	Percentage of emissions limit violations of the main emissions in the wood-based materials industry.	21
Tabelle 3:	Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für staubförmige Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie	36
Tabelle 4:	Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für organische Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie	37

Tabelle 5:	Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für Formaldehyd-Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie.....	37
Tabelle 6:	Löslichkeitskonstanten nach dem Henry'schen Gesetz.....	43
Tabelle 7:	Möglichkeiten der Waschwasseraufbereitung.....	44
Tabelle 8:	Übersicht der Datenbasis zur Bewertung der Emissionsgrenzen der Holzwerkstoffindustrie.....	46
Tabelle 9:	Zusammenfassung zum Stand der Technik Direkttrockner von Spänen.....	52
Tabelle 10:	Maximale Formaldehydkonzentrationen im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort.....	54
Tabelle 11:	Zusammenfassung wesentlicher Betriebsparameter der direkt beheizten Trommeltrocknern für Späne	55
Tabelle 12:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort	58
Tabelle 13:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort.....	60
Tabelle 14:	Zusammenfassung zum Stand der Technik indirekt beheizter Röhrenbündeltrockner	62
Tabelle 15:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort.....	64
Tabelle 16:	Zusammenfassung wesentlicher Betriebsparameter der Röhrenbündeltrockner	65
Tabelle 17:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort	66
Tabelle 18:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort.	69
Tabelle 19:	Zusammenfassung zum Stand der Technik direkt beheizter OSB-Trockner	73
Tabelle 20:	Wesentliche Betriebsparameter der Direkttrockner für OSB-Strand's, basierend auf vorliegenden Messberichten.....	76
Tabelle 21:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter OSB-Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort.....	77
Tabelle 22:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter OSB-Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort ...	78
Tabelle 23:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter OSB-Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort ...	79
Tabelle 24:	Zusammenfassung zum Stand der Technik der Stromrohr Trockner für Fasern	82
Tabelle 25:	Wesentliche Betriebsparameter der Stromrohr Trockner für Fasern, basierend auf vorliegenden Messberichten	85

Tabelle 26:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Stromrohr Trocknern je Standort.....	87
Tabelle 27:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Stromrohr Trocknern je Standort	88
Tabelle 28:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Stromrohr Trocknern je Standort	89
Tabelle 29:	Zusammenfassung zum Stand der Technik von direkt beheizten Faser Trocknern	91
Tabelle 30:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter direkt beheizten Faser Trocknern je Standort.....	95
Tabelle 31:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohr Trocknern für Fasern je Standort ..	97
Tabelle 32:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohr Trocknern für Fasern je Standort ..	97
Tabelle 33:	Zusammenfassung zum Stand der Technik der indirekt beheizten Stromrohr Trockner für Fasern	99
Tabelle 34:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohr Trocknern	102
Tabelle 35:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohr Trocknern.....	103
Tabelle 36:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohr Trocknern	103
Tabelle 37:	Zusammenfassung zum Stand der Technik von Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung	104
Tabelle 38:	Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung je Standort.....	107
Tabelle 39:	Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung	108
Tabelle 40:	Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung	108
Tabelle 41:	Zusammenfassung zum Stand der Technik in der Holzwerkstoffproduktion in Bezug auf Trockner und Abgasreinigungstechnik	110
Tabelle 42:	Übersicht zur Bewertung der Emissionen in der Holzwerkstoffindustrie	112

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AHMT	4-Amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazol- Verfahren nach VDI 3862-4
ARE	Abgasreinigungseinrichtung
atro	absolut trocken, Maßeinheit: Masse einer Tonne absolut trockenen Holzes
BATC	Best Available Technology Conclusion (BVT-Schlussfolgerungen)
BEGA	Bio-elektrischer Geruchsabscheider
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
Bhz	Beheizungsart
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BR	Brüdenrückführung
BREF	Best Available Technique Reference Documents (BVT-Merkblätter)
BS	Brennstoff
BVT	Beste verfügbare Techniken
DNPH	Dinitrophenylhydrazin- Verfahren nach VDI 3862-2
FID	Flammenionisationsdetektor
FR	Frischholzanteil
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer
Gesamtkohlenstoff	Gesamt-C (TOC), gemäß DIN EN 12619 bestimmte Gesamtmenge der flüchtigen, organischen Verbindungen einer Probe im Abgas, ausgenommen staubförmige organische Stoffe
Gesamtstaub	im Abgas enthaltene, einatembare staubförmige Emissionen
GW	Grenzwert
HDF	High Density Fibreboard (hochdichte Faserplatten)
HBF	Hauptbestandteil Frischholz
IED	Industrial Emissions Directive / Richtlinie 2010/75/EU
IFA	Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung
IQA	Interquartilsabstand
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LAI	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
MDF	Medium Density Fibreboard (mitteldichte Faserplatte)
MUF	Melamin-Urea-Formaldehyd-Leim

Abkürzung	Erläuterung
MUPF	Melamin-Urea-Phenol-Formaldehyd-Leim
MOG	Messwerte oberhalb vom Grenzwert (in %)
NEL	(Nass-)Elektrofilter
NO_x	Summe von Stickoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO ₂), angegeben als NO ₂
NZ (N)	Physikalischer Normzustand
LDF	Low Density Fibreboard (niedrigdichte Faserplatte)
OSB	Oriented Strandboard (Grobspanplatte)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PF	Phenol-Formaldehydharz-Leim
PMDI	Polymeres Diphenylmethandiisocyanat
Prod	Hauptprodukt am Standort
RC	Recyclingholzanteil
RC-Material	Recycling-Material
Rest-O₂	Rest-Sauerstoff
RF	Anteil an Rückföhrgut
RL	Richtlinie
RTO	Regenerative thermische Oxidation
SNP	Sägenebenprodukte wie Rinde, Hackgut, Späne, Schwarten oder Spreißel
TA	Trockneraustrittstemperatur
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TE	Trocknereintrittstemperatur
TK	Temperatur des Kreislaufwassers
UF	Urea-Formaldehyd-Leim
ULDF	Ultra Low Density Fibreboard (sehr niedrigdichte Faserplatte)
UTWS	Trocknungsverfahren nach dem Prinzip der Umluft zur Holzspänetrocknung
TOC	Total organic carbon (gesamter organischer flüchtiger und nicht-flüchtiger Kohlenstoffgehalt einer Probe)
tr	Trocken (Bezug auf Gas ohne Wasserdampfanteil)
TVOC	Total volatile organic compounds (Gesamtheit flüchtiger organischer Verbindungen)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure e.V.
φ	Relative Feuchte in %

Zusammenfassung

Span-, OSB- und Faserplatten sowie weitere holzbasierte Formteile werden durch Zerkleinern und anschließendes Verbinden des Naturstoffs Holz unter Zugabe von weiteren Einsatzstoffen hergestellt. Sowohl die Größe und Form der Holzpartikel als auch die Art und Menge der verwendeten Bindemittel und anderer Zusatzstoffe können je nach gewünschter Form und Verwendungszweck variieren. Dies führt zu einer breiten Palette möglicher Bau- und Formteile und erweitert die Einsatzmöglichkeiten von Holz erheblich.

Von daher sind Holzwerkstoffe ein wichtiger Bestandteil der deutschen Industrie. Im Jahr 2023 betrug die Produktion von Spanplatten 5,05 Mio. Kubikmeter, gefolgt von Faserplatten mit 3,12 Mio. Kubikmeter und OSB-Platten mit 1,17 Mio. Kubikmeter. Damit wurden in der Holzwerkstoffindustrie ei(Mitarbeiter 1 Fachverband A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 19. September 2024)n Gesamtumsatz von 5,3 Mrd. Euro und knapp 13.500 direkte Arbeitsplätze geschaffen.

Zur Trocknung von Spänen, Strands und Fasern, welche für die Herstellung von Spanplatten, OSB-Platten und Faserplatten benötigt werden, kommen unterschiedliche Trocknungsmethoden zu Einsatz. Die eingesetzten Trockner bestehen aus einer Kombination von direkter oder indirekter Beheizung mit direkter oder indirekter Trocknung in ein- oder mehrstufige Bauweise, gefahren im Frischluft- oder Umluftbetrieb (Rückbrüden). Bei der direkten Beheizung kommen Heißgase zum Einsatz, während bei der indirekten Beheizung andere Wärmeträger wie Dampf, Heißwasser oder Thermoöl Verwendung finden. Die direkte Trocknung zeichnet sich durch den unmittelbaren Kontakt zwischen Wärmeträger und Trocknungsgut aus, man spricht hier von konvektiver Trocknung. Hingegen liegt bei indirekt arbeitenden Systemen eine räumliche Trennung von Wärmeträger und Trockengut vor. Die indirekte Trocknung erfolgt im Wesentlichen durch den Kontakt mit der heißen Oberfläche des Trockners. Zweistufige Trockner unterteilen den Trocknungsprozess in zwei separate Stufen, während bei einstufigen Trocknern das Trockengut den Trocknungsprozess in einer Stufe durchläuft. Umlufttrockner führen aus energetischen Gründen einen Teil der Luft zurück.

Dieser Variantenreichtum in Hinblick auf Technologien und Verfahren, kombiniert mit einer breiten Palette von eingesetzten Holzrohstoffen und weiteren Einsatzstoffen, führt zu einer Vielzahl von möglichen Einflussfaktoren auf die Emissionen der Anlagen. Die gestaltet den Vergleich der Anlagen, auch im Hinblick auf behördliche Genehmigungen oder die Festlegung von Emissionsgrenzen, herausfordernd.

Es existiert keine aktuelle, unabhängige objektive Bewertung des Standes der Technik der in Deutschland eingesetzten Trockner oder Abgasreinigungstechnologien. Zudem erfolgte seit Veröffentlichung des branchenspezifischen BVT-Merkblatts bzw. der zugehörigen BVT-Schlussfolgerungen in den letzten Jahren vielfach die Einreichung von Ausnahmeanträgen zur Festsetzung eines weniger strengen Emissionsgrenzwertes für die deutschen Standorte der Holzwerkstoffindustrie. Es ist daher offensichtlich, dass es für einige deutsche Standorte der Holzwerkstoffindustrie eine Herausforderung darstellt, die Emissionen unter normalen Betriebsbedingungen auf die mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte gemäß den BVT-Schlussfolgerungen zu begrenzen.

Daher besteht Bedarf, den aktuellen Stand der Technik der Trocknungsanlagen und Abgasreinigungstechnologien zu erheben und mit den Anforderungen der BVT-Schlussfolgerungen abzugleichen. Dieses Forschungsprojekt umfasst auch die Recherche des nationalen und europäischen rechtlichen und normativen Rahmens, dem die Anlagen und Standorte unterliegen, einschließlich der BVT-assozierten Grenzwerte. Die Bewertung der BVT-assozierten Grenzwerte und die Prüfung ihrer Umsetzbarkeit an deutschen Standorten sowie die Überprüfung der Berechtigung gestellter Ausnahmeanträge kann erfolgen, wenn ausreichende Daten zur Verfügung stehen. Diese Datenbasis ist jedoch nicht vorhanden oder frei verfügbar. Konsequenterweise findet im Rahmen dieses Projekts auch eine umfangreiche Datenerhebung und Auswertung statt,

mit dem Ziel, neben der durchzuführenden Bewertung der BVT-assoziierten Grenzwerte auch wesentliche Einflussfaktoren auf die Höhe und Menge der emittierten Schadstoffe zu ermitteln.

Darüber ist es hinaus Ziel dieses Forschungsvorhabens, die technischen Möglichkeiten der kontinuierlichen Emissionsmessung an solchen Anlagen zu eruieren und mögliche Hindernisse zu identifizieren. Basierend auf den Erkenntnissen der vorangegangenen Arbeitspakete sind Potenziale bei der Optimierung der Anlagen aufzuzeigen. Dabei liegt der Fokus auf den Möglichkeiten und Potenzialen bei der Umstellung der Trocknungsverfahren auf klimaneutrale Verfahren sowie anderen Möglichkeiten zur Emissionsminderung.

Der vorliegende Bericht beginnt mit einer Darstellung der Datenlage und stellt die rechtlichen und normativen Grundlagen dar. Dem schließt sich eine kurze Erläuterung der Grundlagen der Holzwerkstoffindustrie, einschließlich der Einsatzstoffe und des grundlegenden Verfahrensablaufs für die Herstellung von Holzwerkstoffen, sowie der einsetzbaren Abgasreinigungstechnik und der Limitierungen der Abgasreinigungstechnik an. Für detaillierte Informationen zu den technologischen Details wird an dieser Stelle auf die überarbeitete Richtlinie VDI 3462 "Emissionsminderung - Holzbearbeitung und -verarbeitung - Holzwerkstoffherstellung" (Verein Deutscher Ingenieure [VDI], 2023, Juli) verwiesen.

Dem Berichtsteil mit den für das Verständnis wesentlichen Grundlagen folgt die Bewertung des Standes der Technik der Anlagen in Deutschland und der eingesetzten Abgasreinigungstechnik, getrennt nach Spanplatten, OSB-Platten und Faserplatten, sowie die Bewertung der Emissionen der Anlagen. Der Bericht diskutiert auch die Hindernisse der kontinuierlichen Emissionsüberwachung und schließt mit der Bewertung der Potenziale für Emissionsminderungen und weiteren Optimierungsmöglichkeiten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass alle Produktionslinien Verfahren oder Techniken zur Trocknung von Holzspänen, -fasern und Strands sowie zur Reinigung der resultierenden Abgasströme verwenden, die dem in den entsprechenden BVT-Schlussfolgerungen beschriebenen Stand der Technik entsprechen (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015). Bei der Spänetrocknung kommen entweder direkt beheizte Spänetrockner in Kombination mit Nasselektrofiltern oder indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner, oft in Kombination mit Gewebefiltern, zum Einsatz. Die Trockner der OSB-Plattenproduktion sind ausschließlich direkt beheizte Trommeltrockner, deren Trocknerabgas durch Nasselektrofilter gereinigt wird. Das Trocknerabgas der in der Faserplattenproduktion eingesetzten Stromrohrtrockner wird mittels Wäschersystemen gereinigt, wobei das umlaufende Waschwasser aufgrund der niedrigeren Trockneraustrittstemperaturen in einer biologischen Reinigungsstufe aufbereitet werden kann.

Die Umluftführung (Rückbrüden) stellt eine weit verbreitete Optimierungsmaßnahme dar. Während dies für Späne- und OSB-Plattenproduktionen in der Regel der Fall ist, wird dies bei Stromrohrtrocknern für Faserplatten deutlich seltener eingesetzt. Die Rückführung von Brüden führt dazu, dass Trocknungsgas mit einem hohen Energiegehalt zurückgeführt wird, was die Menge an Trocknungsgas und die benötigte Trocknungsenergie reduziert. Der verringerte Einsatz von Brennstoff geht mit einer Reduzierung der Emissionen der Feuerung einher. Diesen positiven Effekt mindert jedoch der zurückgeführte Dampfanteil. Dieser steigert den Feuchtegehalt der Trocknungsluft, welche aufgrund dessen auf eine höhere Trocknereintrittstemperatur erwärmt werden muss, um die gleiche Endfeuchte zu erzielen. Zudem enthält der zurückgeführte Brüden bereits emittierte organische Verbindungen und Staubpartikel. Je nachdem, wo der Brüden zurückgeführt wird, kann es zu einer Aufkonzentration der Schadstoffe durch die Rückführung kommen.

Die Einflussgrößen auf die Emissionen von Trocknungsanlagen sind vielfältig, die Anlagenvielfalt ist groß, was die Vergleichbarkeit der erhobenen Emissionsdaten erschwert. Tabelle 1 fasst die Grenzwertverletzungen in % der vorliegenden Einzelmesswerte bezogen auf die relevanten Abgaskomponenten Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd, Gesamtstaub der deutschen Holzwerkstoffindustrie zusammen. Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der Messwerte für die darge-

stellten Kombinationen aus Trocknungsart (Zeile) und Emission (Spalte) sollte die Interpretation der Daten tendenziell erfolgen. Danach sind Grenzwertverletzungen nach TA Luft bei einstelligen Prozentwerten selten, bei hohen zweistelligen Prozentwerten eher häufig zu erwarten.

Tabelle 1: Prozentuale Grenzwertverletzungen der Hauptemissionen in der Holzwerkstoffindustrie, abhängig von Trocknungs- und Beheizungsart.

Trockengut	Beheizung	Gesamtkohlenstoff (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)	Formaldehyd (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)	Gesamtstaub (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)
Späne	Direkt	~ 6 %	~ 47 %	~ 7 %
Späne	Indirekt	~ 55 %	~ 40 %	0 % (unw.)
OSB-Strands	Direkt	~ 38 %	0 % (mgl.)	~ 17 %*
Faser	Direkt	~ 35 %	0 %	~ 9% (1 Standort)
Faser	Indirekt	~ 33 %	0 %	0 %
Faser	Gemischt	0 % (mgl.)	~ 13 %	0 %

Die Emissionsdaten zeigen, dass bei direkt beheizten Trommeltrocknern, die zur Trocknung von Spänen für die Spanplattenproduktion eingesetzt werden, der nach TA Luft geltende Grenzwert für Formaldehyd nur schwer eingehalten werden kann. Grenzwertüberschreitungen für die Gesamtkohlenstoffemission oder die Gesamtstaubemission treten dagegen seltener auf. Die Überschreitungen bei Formaldehyd korrelieren vermutlich mit dem Kiefernholzanteil im Rohstoffmix der Platten. Der Einfluss beziehungsweise die Wechselwirkung mit anderen standortspezifischen Faktoren, wie dem Recyclingholzanteil oder der Menge an bereits beleimtem Material, das nochmals durch den Trockner geführt wird (Rückföhrgut), kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Rohrbündeltrockner für Späne weisen erhöhte Gesamtkohlenstoffemissionen und teilweise erhöhte Formaldehydwerte auf. Die Gesamtstaubemissionen stellen jedoch keine besondere Problematik für Rohrbündeltrockner dar. Das Argument, das in einigen Ausnahmeanträgen von Standorten mit solchen Trocknern vorgebracht wurde, dass das geringere Verhältnis von Trocknungsluft pro Tonne Wasserverdampfung zu höheren Schadstoffkonzentrationen führt, kann in der Gesamtbetrachtung aller derartigen Anlagen weder eindeutig belegt noch widerlegt werden. Es ist denkbar, dass der Kiefernanteil im Rohstoffmix oder die Lagerdauer des Frischholzes zwischen Holzeinschlag und Spänetrocknung eine wesentliche Rolle für die Gesamtkohlenstoffemissionen spielen.

Für die Trocknung von Strands für OSB-Platten, bei der ausschließlich direkt beheizte Trommeltrockner zum Einsatz kommen, stellt die Einhaltung des Grenzwertes für Gesamtkohlenstoff eine Herausforderung dar. Der Plattenrohstoffmix erweist sich dabei als wesentlicher Einflussfaktor auf die Emissionen. Die Lagerung von Holz für OSB-Platten ist zudem kaum möglich – Frischholz wird aufgrund der Gefahr des Pilz- bzw. Schimmelbefalls (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023; Steckel, 2011) unmittelbar nach der Anlieferung entrindet, zerspannt und getrocknet (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023). Laut Steckel steht der Terpentransport aus dem Holz unmittelbar im Zusammenhang mit dem Wassertransport aus dem Holz und beginnt somit direkt nach dem Einschlag (Steckel, 2011). Länger gelagertes Holz weist ein geringeres VOC-Potenzial auf als Holz, das kurzfristig nach dem Einschlag verarbeitet wird. Es ist daher möglich, dass die vergleichsweise kurze Lagerdauer einen Einfluss auf die Emissionen der Trockner für OSB-Strands hat. Die Aussagekraft dieser Feststellungen ist jedoch aufgrund der begrenzten verfügbaren Daten etwas eingeschränkt.

Stromrohrtrockner für Faser stehen hauptsächlich vor der Herausforderung, den geltenden Grenzwert für Gesamtkohlenstoffemissionen einzuhalten, wobei vereinzelt auch Probleme mit

den Grenzwerten für Formaldehyd oder Staub auftreten. Insbesondere bei älteren Messungen zeigen direkt beheizte Stromrohrtrockner Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft für Gesamtkohlenstoff, wobei keine klare Korrelation zum Kiefernholzanteil feststellbar ist, da teilweise ungewöhnlich hohe Laubholzanteile (bis zu 50 % im Rohstoffmix) dokumentiert sind. Es ist am wahrscheinlichsten, dass indirekt beheizte Stromrohrtrockner den Grenzwert nach TA Luft ebenfalls aufgrund des Kiefernholzanteils im Plattenrohstoffmix überschreiten. Bei Mischbeheizten Stromrohrtrocknern sind keine dokumentierten Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft für Gesamtkohlenstoffemissionen bekannt, jedoch ist aufgrund mangelnder Daten eine abschließende Bewertung eingeschränkt.

In der Diskussion der Emissionen ist zu beachten, dass indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner für Holzspäne bei halbierten Abluftvolumenströmen die gleiche Menge Wasser verdampfen. Dies kann im Vergleich zu direkt beheizten Trommeltrocknern zu höheren Schadstoffkonzentrationen führen, wenn der Trockner bei vergleichbaren Temperaturprofilen die gleiche Menge und Art von Schadstoffen emittiert. Es ist auch wichtig festzuhalten, dass flüchtige organische Verbindungen (VOCs) mit herkömmlichen Nassverfahren nur begrenzt entfernt werden können. Herausgestellt hat sich, dass die auf Basis der BVT-Schlussfolgerungen festgelegten TA Luft Grenzwerte nicht immer eingehalten werden können. Diese Ergebnisse sind in Übereinstimmung mit der überarbeiteten VDI-Richtlinie 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli).

Zusammenfassen lässt sich zudem, dass eine Vielzahl von Faktoren die Höhe der Emissionen beeinflusst, darunter das hergestellte Produkt, die verwendete Holzsorte, die Holzart (die teilweise von der geografischen Lage abhängt), die eingesetzte Trocknungstechnologie und standortspezifische Merkmale. Trotz intensiver Bemühungen ist es nicht gelungen, auf der Basis der vorliegenden Daten eindeutigere Aussagen zu diesem Thema zu treffen.

Zum einen sind die Wirkzusammenhänge der Einflussgrößen komplex und bis heute nicht vollständig verstanden. Zum anderen sind auch die für die Erarbeitung der Emissionsdaten herangezogenen, behördlich angeordneten, wiederkehrenden Überwachungsmessungen nicht einheitlich dokumentiert, so dass in vielen Fällen wesentliche Aussagen wie die Zusammensetzung des Rohstoffmixes unvollständig sind. Daher sollte eine Überarbeitung des BREF-Dokuments eine detailliertere Datenerhebung vorsehen. Im Bericht finden sich dafür Vorschläge für die zu erfassenden Kenngrößen.

Der Bericht stellt fest, dass an einem deutschen Standort der Holzwerkstoffindustrie kontinuierlich messende Geräte zur Erfassung der Emissionen aus der Trocknungsanlage erfolgreich eingesetzt werden. Demgegenüber stehen dokumentierte Fälle, in denen der Testbetrieb nicht erfolgreich war, wobei das am Standort bzw. in der Produktionslinie hergestellte Produkt einen wesentlichen Einfluss hat.

Letztlich lässt sich festhalten, dass in den letzten Jahren erhebliche Fortschritte bei der Minderung der Emissionen aus Trocknungsanlagen erzielt wurden. Erwähnenswert ist, dass an einem Standort derzeit eine neue Technologie zur Emissionsminderung im industriellen Dauertest erprobt wird, mit der der Grenzwert für Gesamtkohlenstoff zuverlässig eingehalten werden kann. Die Übertragbarkeit auf ähnliche Standorte erscheint möglich, erfordert aber noch weitere industrielle Tests.

Hinweis: Die Quellen, auf die sich die persönlichen Mitteilungen maßgeblich stützen, wurden in Abstimmung mit allen beteiligten Parteien anonymisiert, um Rückschlüsse auf einzelne Unternehmen zu vermeiden. Die Zuordnung der Quellen liegt dem Umweltbundesamt (UBA) in Form von Klarnamen vor und wurde dort entsprechend geprüft.

Summary

Particleboard, OSB, and fiberboard, as well as other wood-based components, are produced by breaking down and subsequently bonding the natural material. The size and shape of wood particles, as well as the type and quantity of binders and other additives used, can vary depending on the desired form and purpose. This diversity leads to a wide range of possible construction and molding components, significantly expanding the applications of wood.

Wood-based materials are an important part of the German industry. In 2002, particleboard production amounted to 5.5 million cubic meters, followed by 3.5 million cubic meters for fiberboard and 1.2 million cubic meters for OSB panels. This generated a total revenue of 6.3 billion euros in the wood-based materials industry and created nearly 14,000 direct jobs.

Different drying methods are used for various products in the wood-based materials industry, mainly for particleboard, OSB panels, and fiberboard. The dryers used are a combination of direct or indirect heating with direct or indirect drying in single or multi-stage designs, operated in fresh air or recirculating air mode (return air). Direct heating involves the use of hot gases, while indirect heating utilizes other heat carriers like steam, hot water, or thermal oil. Direct drying features direct contact between the heat carrier and the material to be dried, referred to as convective drying. In contrast, indirect systems maintain spatial separation between the heat carrier and the material and drying primarily occurs through contact with the dryer's hot surface. Two-stage dryers divide the drying process into two separate stages, whereas single-stage dryers complete the drying process in a single run. Recirculating air dryers return a portion of the air for energy efficiency.

This variety of technologies and processes, combined with a wide range of materials used, introduces numerous potential factors affecting emissions from the facilities. This complexity makes comparing the facilities challenging, especially concerning regulatory approvals or the establishment of emission limits.

Currently, there is no recent, independent, and objective assessment of the state of technology for dryers and exhaust gas cleaning technologies used in Germany. Additionally, since the publication of the industry-specific BREF guideline and its associated BREF conclusions, there have been numerous applications for setting less stringent emission limits for German wood-based materials industry sites. It is evident that some German wood-based materials industry sites face challenges in meeting emission levels associated with the Best Available Techniques (BAT) based on the BREF conclusions under normal operating conditions.

Therefore, there is a need to assess the current state of technology for drying facilities and exhaust gas cleaning technologies and compare them with the requirements outlined in the BREF conclusions. This research project also involves researching the national and European legal and normative framework to which the facilities and sites are subject, including BREF-associated limits. The assessment of BREF-associated limits and the examination of their feasibility at German sites, as well as the review of the legitimacy of exceptions requested, can be carried out when sufficient data becomes available. However, this database is currently unavailable or freely accessible. Consequently, as part of this project, extensive data collection and analysis will also take place, with the aim of identifying not only the relevant BREF-associated limits but also significant influencing factors on the quantity and level of emitted pollutants.

Additionally, the goal of this research project is to explore the technical possibilities of continuous emissions monitoring at such facilities and identify potential obstacles. Based on the insights from the preceding work packages, there are potentials for optimizing the facilities. The

focus is on opportunities and potential for transitioning drying processes to carbon-neutral methods and other possibilities for emission reduction.

The report begins with an overview of the available data and presents the legal and normative foundations. This is followed by a brief explanation of the fundamentals of the wood-based materials industry, including the raw materials and the basic process for manufacturing wood-based materials, as well as the available exhaust gas cleaning technology and the limitations of exhaust gas cleaning technology. For detailed information on technological details, reference is made to the revised VDI Guideline 3462 "Emission Reduction - Woodworking and Wood Processing - Wood-Based Materials Production."

The section containing the essential basics for understanding is followed by an evaluation of the state of technology of the facilities in Germany and the exhaust gas cleaning technology used, separately for particleboard, OSB panels, and fiberboard, as well as an assessment of the emissions from the facilities. The report also discusses the obstacles to continuous emissions monitoring and concludes with an evaluation of the potential for emission reductions and further optimization possibilities.

In summary, it can be observed that all production lines utilize drying methods or techniques for wood chips, fibers, and strands, as well as cleaning techniques for the resulting exhaust gases, which comply with the state-of-the-art technology described in the corresponding BREF conclusions (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015). Wood particle drying for particleboards employs either directly heated drum dryers combined with wet electrostatic precipitators or indirectly heated tube bundle dryers, often in conjunction with fabric filters. Dryers used in OSB panel production are exclusively directly heated drum dryers, with dryer exhaust gases being cleaned by wet electrostatic precipitators. The dryer exhaust gases from the tube dryers used in fiberboard production are cleaned using scrubbing systems, with the circulating scrubbing water being treated in a biological purification stage due to the lower dryer outlet temperatures.

Recirculating air (return air) represents a widespread optimization action. While this is typically the case for particleboard and OSB panel production, it is used significantly less frequently for flash tube dryers in fiberboard production. The recirculation of exhaust gas from the dryer results in the recycling of drying gas with a high energy content, reducing the amount of drying gas and the required drying energy. The reduced use of fuel is accompanied by a reduction in combustion emissions. However, this positive effect is mitigated by the returned steam component. This increases the moisture content of the drying air, which, as a result, needs to be heated to a higher dryer inlet temperature to achieve the same final moisture content. Additionally, the returned recirculating air already contains emitted organic compounds and dust particles. Depending on where the recirculating air is introduced, there can be a concentration of pollutants due to the return.

The influencing factors on emissions from drying systems are diverse, and there is a wide variety of plant types, which complicates the comparability of the collected emission data. Tabelle 2 summarizes the percentages of emission limit violations of the available individual measurement values for the relevant exhaust components total carbon, formaldehyde, and (total) dust in the German wood-based panel industry. Due to the varying number of measurement values for the presented combinations of drying type (row) and emission (column), the data should be interpreted with caution. Based on this, emission limit violations according to TA Luft are rarely observed in single-digit percentages, while they are more likely to be frequent in high double-digit percentages.

Tabelle 2: Percentage of emissions limit violations of the main emissions in the wood-based materials industry.

Drying material	Heating	Total organic carbon (emission limit violation in % of the individual measured values)	Formaldehyde (emission limit violation in % of the individual measured values)	Dust (emission limit violation in % of the individual measured values)
Particle	Direct	~ 6 %	~ 47 %	~ 7 %
Particle	Indirect	~ 55 %	~ 40 %	0 %
OSB-Strands	Direct	~ 38 %	0 %	~ 17 %*
Fibre	Direct	~ 35 %	0 %	~ 9% (1 facility)
Fibre	Indirect	~ 33 %	0 %	0 %
Fibre	Mixed	0 %	~ 13 %	0 %

The emission data indicates that directly heated drum dryers used for drying wood particles for particle boards struggle to comply with the formaldehyde limit prescribed by TA Luft. Conversely, exceedances of the total carbon emission or total dust emission limits are less frequent. The exceedances of formaldehyde limits are likely correlated with the pine wood content in the raw material mix of the boards. However, the influence or interaction with other site-specific factors, such as the proportion of recycled wood or the amount of reprocessed material (recirculated material) passing through the dryer again, cannot be ruled out.

Tube bundle dryers for wood particles show elevated total carbon emissions and occasionally increased formaldehyde levels. However, total dust emissions do not pose a significant issue for tube bundle dryers. The argument presented in some exemption requests from sites with such dryers, suggesting that the lower ratio of drying air per ton of water evaporation leads to higher pollutant concentrations, cannot be conclusively proven or disproven when considering all such facilities collectively. It is conceivable that the pine content in the raw material mix or the storage duration of fresh wood between harvesting and chip drying plays a significant role in total carbon emissions.

For the drying of strands for OSB panels, where exclusively direct-fired drum dryers are used, compliance with the limit for total carbon presents a challenge. The composition of panel raw materials proves to be a significant factor influencing emissions. Additionally, storing wood for OSB panels is hardly feasible – fresh wood is immediately debarked, chipped, and dried due to the risk of mold formation (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023; Steckel, 2011). According to Steckel, the transport of terpenes from inside the wood is directly related to water transport and begins immediately after felling (Steckel, 2011). Wood stored for longer periods has a lower VOC potential compared to wood processed shortly after felling. Hence, the relatively short storage duration may influence the emissions of dryers for OSB strands. However, the reliability of these findings is somewhat limited due to the scarcity of available data.

Tube dryers for fibres primarily face the challenge of meeting the applicable limit for total carbon emissions, with occasional issues also arising regarding limits for formaldehyde or dust. Specifically, in older measurements, directly heated fiber tube dryers exhibit violations of the limit for total carbon according to TA Luft. There is no clear correlation to the pine wood content discernible due to occasionally high proportions of hardwood (up to 50 % in the raw material mix) being documented. It is most likely that indirectly heated fiber tube dryers will also exceed the TA Luft limit due to the pine wood content in the panel raw material mix. Mixed-heated fiber

tube dryers have no documented violations of the TA Luft limit for total carbon emissions, but a conclusive assessment is limited due to insufficient data.

It is also crucial to note that volatile organic compounds (VOCs) can only be removed to a limited extent using traditional wet processes. It has been highlighted that the TA-Air limits, established based on the BREF conclusions, cannot always be met. These findings align with the revised VDI Guideline 3462 Part 2 (VDI, 2023, Juli).

In conclusion, numerous factors impact emission levels when manufacturing wood products, such as the manufactured product, the type of wood used, the wood species (partially dependent on the geographic location), the drying technology, and site-specific characteristics. Despite intensive efforts, it has not been possible to make clearer statements on this subject on the basis of the available data.

On the one hand, the interactions between the influencing factors are complex and not yet fully understood. On the other hand, there is also a lack of uniformity in the repeated monitoring measurements ordered by the authorities that are used to compile the emission data, so that in many cases important statements such as the composition of the raw material mix are incomplete. Therefore, a revision of the BREF document should include a more detailed data collection. The report provides suggestions parameters to be recorded.

Note: The sources on which the personal communications are primarily based have been anonymized in consultation with all parties involved in order to avoid drawing conclusions about individual companies. The Federal Environment Agency (UBA) has received the sources in the form of clear names and has checked them accordingly.

1 Einleitung

In diesem Forschungsprojekt zum Stand der Technik in der Holzwerkstoffindustrie liegt einer der Schwerpunkte auf der Trocknungstechnologie im Herstellungsprozess. Für die einzelnen Produkte der Holzwerkstoffindustrie, im Wesentlichen Span-, OSB- und Faserplatten, haben sich verschiedene Trocknungsmethoden etabliert, darunter direkte oder indirekte Beheizung, direkte oder indirekte Trocknung, ein- oder mehrstufige Bauweise und Frischluft- oder Umluftbetrieb (Rückbrüden). Die Wahl der Methode beeinflusst, neben vielen, im weiteren Verlauf besprochenen Parametern, die Art der Emissionen und Schadstoffe.

Direkte Beheizung erfolgt durch Heißgase, während indirekte Beheizung andere Wärmeträger verwendet, wie Dampf, Heißwasser oder Thermoöl. Direkte Trocknung erfolgt mit direktem Kontakt zwischen dem Trocknungsmedium und dem Gut, während bei indirekter Trocknung der Kontakt an heißen Oberflächen stattfindet. Zweistufige Trockner teilen den Trocknungsvorgang in separate Stufen, während einstufige Trockner dies in einer Stufe durchlaufen. Umlufttrockner führen aus energetischen Gründen einen Teilstrom der Luft zurück und sparen so Energie und senken Emissionen zur Bereitstellung von Wärme, während Frischlufttrockner auf die Kreislauf-führung verzichten. In Abhängigkeit vom Ort der Einspeisung der Rückbrüden kann es dabei allerdings auch zu einer Aufkonzentration der Trocknerabgase kommen, sofern bspw. keine Nachverbrennung in einem intergrierten Heißgaserzeuger erfolgt.

Diese Vielfalt möglicher Technologien und Techniken, kombiniert mit der breiten Palette an Einsatzstoffen, führt zu einer Vielzahl möglicher Einflussfaktoren auf die Emissionen der Anlagen und gestaltet der Vergleich der Anlagen herausfordernd. In den folgenden Kapiteln finden eine detailliertere Darstellung und Diskussion dieser Aspekte statt. Die Vielzahl der Einflussfaktoren macht deutlich, dass eine differenzierte Bewertung der gemessenen Trocknerabluftermissionen im Zusammenhang mit den verschiedenen Trocknertechnologien und Kombinationen erforderlich ist.

2 Grundlagen zur Trocknung in der Holzwerkstoffindustrie

2.1 Vorwort zur Datenlage

Der vorliegende Bericht basiert auf von Betreibern beantworteten Fragebögen zur Thematik sowie zur Verfügung gestellten, internen und behördlich angeordneten (Überwachungs-) Berichten. Außerdem liegt dem Bericht eine Vielzahl persönlicher Kommunikationen und diverse Fachgespräche (Geschäftsführung Unternehmen A, Abgasreinigungstechnik, 2021; Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021; Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022; Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A, Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 9. Juli 2021; Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A, Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021; Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A, Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung; Riebel, 2021 + 2021) zugrunde. Die maßgebliche Literatur zum Thema bilden die Schlussfolgerungen zu den besten, verfügbaren Techniken (BVT-Schlussfolgerungen, BATC) in Bezug auf die Holzwerkstoffherzeugung (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015) sowie die zugehörige VDI-Richtlinie 3462 Blatt 2 „Emissionsminderung - Holzbearbeitung und -verarbeitung – Holzwerkstoffherstellung“ (VDI, 2023, Juli). Letztgenannte Richtlinie befindet sich aktuell in letzter Korrektur vor Veröffentlichung des Weißdrucks. Da die Überarbeitung der VDI-Richtlinie 3462-2 zeitlich parallel (zum Teil unter Beteiligung derselben Expertinnen und Experten) zur Bearbeitung des vorliegenden UBA Projekts erfolgte, sollte sie als gleichwertige Informationsquelle mit einem leicht verschiedenen Fokus zusätzlich betrachtet werden. Ergänzend wurde das Referenzdokument über die besten verfügbaren Techniken (BVT-Merkblatt, BREF) (Stubdrup et al., 2016) zur Einordnung in den europäischen Kontext herangezogen.

2.2 Rechtliche und normative Grundlagen

Die Anlagen zur Herstellung von Holzwerkstoffen wie Holzfaserplatten, Span- und Grobspan (OSB)-Platten fallen unter folgende, europäische und nationale, rechtliche Texte:

Rechtliche Eckdaten sind u.a. in folgenden Dokumenten/ Gesetzestexten fixiert:

- ▶ Richtlinie 2010/75/EU (IED) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Richtlinie 2010/75/EU, 2010)
Anhang I: Einordnung der Anlagen nach IED
- ▶ Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT-Schlussfolgerungen == BATC) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Holzwerkstoffherzeugung (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015)
Anlagen gemäß Abschnitt 6.1 c Anhangs I IED zur Herstellung von ... Platten auf Holzbasis ... mit einer Produktionskapazität von über 600 m³ pro Tag (Grobspanplatten (OSB-Platten), Spanplatten oder Faserplatten)
- ▶ BImSchG in Verbindung mit der vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (4. BImSchV, genehmigungsbedürftige Anlagen)
Anhang I Nummer 6.3 Anlagen zur Herstellung von Holzspanplatten, Holzfaserplatten oder Holzfasermatten, (4. BImSchV, 2017),
- ▶ Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) (TA Luft, 2021) vom 18. August 2021
Nummer 5.2 / 5.3 / 6.2 sofern nicht spezifiziert unter 5.4.6.3.

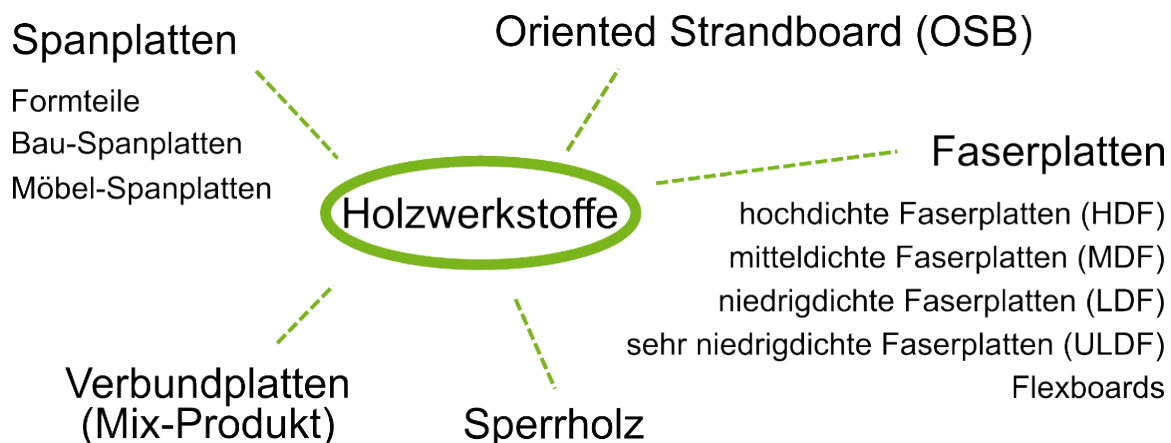
Ebenso existieren in Zusammenhang mit der Herstellung und Verarbeitung von Holzwerkstoffen technische Regelwerke, allen voran die bereits erwähnte Richtlinie VDI 3462-Blatt 2 (VDI, 2023, Juli).

2.3 Grundsätzliche Einordnung des Anwendungsgebietes

Holzwerkstoffe entstehen durch das Zerkleinern und folgend dem Zusammenfügen von Holz meist zu Holzwerkstoffplatten. Dabei variieren sowohl Größe und Form der Holzpartikel als auch Art und Menge der eingesetzten Bindemittel und weiterer Additive, je nach Anwendungszweck der Produkte. Es lassen sich so eine Vielzahl von Strukturelementen herstellen, wodurch sich das Anwendungsgebiet des Werkstoffs Holz signifikant erweitert.

Die volumenmäßig wichtigsten in Deutschland hergestellten Holzwerkstoffe sind Spanplatten, mittel- und hochdichte Faserplatten (MDF und HDF) sowie Grob-Spanplatten (Oriented Strand Boards, OSB). Weitere Holzwerkstoffe wie Verbundplatten (Composite Boards), Holzfaserdämmplatten (Wood Fibre Insulation Boards) und Formteile aus Holzfasern (Moulded Wood Fibre Products) besitzen wirtschaftlich eine geringere Bedeutung (Stubdrup et al., 2016). Abbildung 1 stellt die Untergliederung der Holzwerkstoffe nach VDI 3462-2 grafisch dar.

Abbildung 1: Untergliederung der Holzwerkstoffe nach VDI 3462-2



Quelle: eigene Darstellung, DBI Gruppe 2022

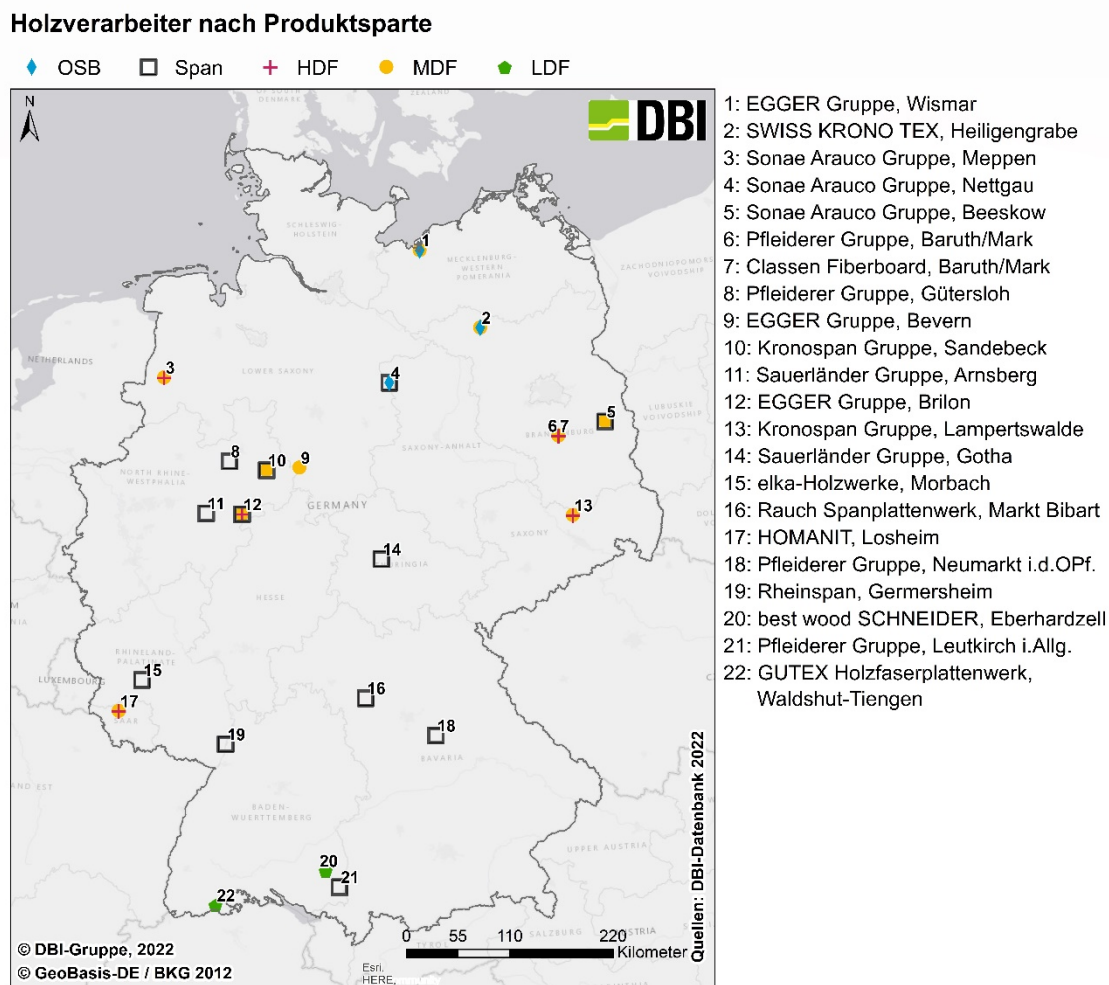
Spanplatten und OSB-Platten sind technisch gesehen ähnlich. Spanplatten bestehen aus verpressten, Holzspänen von ca. 5 mm Länge, deren Zusammenhalt mittels Bindemittel aktiviert und durch Hitzeweinwirkung intensiviert wird (TBF + Partner AG, 2016). **OSB-Platten** bestehen ebenso aus Spänen, weisen jedoch eine signifikant höhere Festigkeit gegen Biegebruch auf. Dazu kommen lange, flache, ausgerichtete Holzspäne (Strands, bis zu 100 mm) in der Plattenstruktur zum Einsatz (TBF + Partner AG, 2016). Trocknungstechnisch gelten diese größeren Späne als anspruchsvoller, da die Feuchte längere Zeit benötigt, um aus dem Kern an die Oberfläche zu gelangen und es zudem zu einer dämmenden Wirkung der bereits getrockneten, äußeren Schicht der Holzspäne kommt. Beides erschwert den Transport der Feuchte nach außen (R. Behrend, Persönliche Mitteilung, 3. April 2020).

Faserplatten bestehen aus mit Leim behandelten und verpressten Lignocellulosefasern, welche in einem Vorschnitt aus Holzhackschnitzeln gewonnen wurden. Bei Faserplatten findet gemäß Norm EN 622 eine Unterscheidung zwischen harten, mittelharten, porösen und mitteldichten Faserplatten statt (TBF + Partner AG, 2016).

In Deutschland existieren 22 Standorte, an welchen diese drei Holzwerkstoffe gefertigt werden. In Abbildung 2 sind diese getrennt nach Produktgruppen dargestellt. 12 Standorte stellen Spanplatten, drei weitere OSB-Platten und 13 Standorte Faserplatten her. Aus diesen Zahlen wird deutlich, dass die Mehrzahl der Standorte mehrere Produkte fertigen und entsprechende Produktionslinien aufweisen.

Die Mehrheit der Standorte weist Produktionskapazitäten von 600 Kubikmetern oder mehr je Tag auf. Damit unterliegen diese Anlagen der Industrieemissionsrichtlinie (RL 2010/75/EU).

Abbildung 2: Standorte der Holzwerkstoffindustrie in Deutschland für OSB- und Spanplatten sowie hochdichte, mitteldichte und niedrigdichte Faserplatten (HDF, MDF, LDF)



Quelle: eigene Darstellung, DBI Gruppe

Lediglich die Standorte der Kronospan GmbH in Steinheim-Sandebeck (MDF-Linie), das EGGER Beschichtungswerk Marienmünster GmbH & Co. KG in Bevern (MDF), die Homanit GmbH & Co. KG in Losheim am See, die best wood SCHNEIDER GmbH in Eberhardzell, sowie die GUTEX Holzfaserplattenwerk H. Henselmann GmbH + Co. KG in Waldshut-Tiengen produzieren weniger als 600 m³ pro Tag, und sind entsprechend keine IED-Anlagen.

2.4 Beschreibung der Einsatzstoffe

Einsatzstoffe, die für die Herstellung der Platten verwendet werden, haben einen wesentlichen Einfluss auf die Trockneremissionen. Ausführliche Informationen finden sich im zugehörigen BVT-Merkblatt (Stubdrup et al., 2016) und in der VDI-Richtlinie 3462-2 (VDI, 2023, Juli).

Span-Produkte: Für Spanplatten (siehe Abbildung 3(a)) und sogenannte Formteile werden getrocknete Späne, Leim bzw. Bindemittel sowie in einigen Fällen auch Zusatzstoffe wie Harnstoff (als Formaldehydfänger) unter Wirkung von Temperatur und Druck zu Platten verpresst (VDI, 2023, Juli).

Zu den eingesetzten Holzrohstoffen zählen neben Rundholz sogenannte Industriebölzer, welche bei der Herstellung sowie Be- und Verarbeitung von Holz anfallen. Dazu zählen neben Holzhackschnitzeln auch Sägemehl, Hobelspäne, Schwarten und Spreißel (VDI, 2023, Juli). Auch durch Aufbereitung von Altholz (Kategorie A I und A II gemäß AltholzV (AltholzV, 2002))¹ erzeugte Holzsortimente (Recyclingholz) finden Anwendung (VDI, 2023, Juli). Darüber hinaus werden Produktionsreste aus der eigenen Produktion zurück geführt (Rückführgut) oder Produktionsreste von Möbelherstellern (Stubdrup et al., 2016) beigemischt. Nach Mantau et al. (Mantau, 2012) bestand der Rohstoffmix 2010 aus rund 14 % Nadelholz. Hinzu kommen 7 % Laubholz (also etwa 20 % Frischholz) und mehr als 50 % Sägenebenprodukte und ca. 25 % Altholz (Mantau, 2012). Die Auswahl des Rohstoffmixes ist abhängig vom herzustellenden Produkt (Stubdrup et al., 2016).

Frischholz hat einen hohen Wasseranteil und ist daher schwerer als bspw. Altholzkontingente. Dies erhöht die Transportkosten. So besteht der Frischholzanteil aus lokal verfügbaren Holzsorten und variiert je nach Standort in Deutschland. Dies gilt auch bzw. insbesondere für Produkte, die einen hohen Frischholzanteil haben.

Als Leime kommen verschiedene, formaldehydbasierte Systeme, so zum Beispiel Urea-Formaldehyd-Leim, Melamin-Urea-Formaldehyd-Leim, Melamin-Urea-Phenol-Formaldehyd-Leim, Phenol-Formaldehydharz-Leim, aber auch Polymeres Diphenylmethandiisocyanat zum Einsatz (VDI, 2023, Juli).

OSB- Platten: Kennzeichen der OSB- Platten sind lange, flach, ausgerichtete Holzspäne (siehe Abbildung 3 (b)), in der Fachsprache Strands genannt. Die (wechselnde) Orientierung der Spanrichtung dient der Festigkeitserhöhung (VDI, 2023, Juli). Als Rohmaterial kommt aufgrund des Charakters der Späne (Grobspan) zu 100 % Frischholz in Form von Rundholz zum Einsatz. Dies ist zwangsweise bedingt, um die OSB-Eigenschaften zu erhalten (Stubdrup et al., 2016). Entsprechend setzt sich der Rohstoffmix aus regional verfügbaren Holzsorten und variiert dementsprechend zwischen den Standorten.

Vorwiegend wird Fichten- und Kieferholz (TBF + Partner AG, 2016) (nach (Mantau, 2012) 100 % Nadelholz) verwendet. Leimsysteme wie polymeres Diphenylmethandiisocyanat (PMDI) und formaldehydhaltige Binder sorgen für eine mechanisch stabile Konsistenz der Plattenstruktur. Ergänzt wird die Rohstoffzusammensetzung durch diverse Zusatzstoffe in Abhängigkeit vom Einsatzzweck der Platte (VDI, 2023, Juli) (z. B. Paraffin als Hydrophobierungsmittel).

Um hochwertige, helle OSB-Platten herzustellen, erfolgt die Zerspanung des benötigten Frischholzes unmittelbar nach dem Einschlag (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie,

¹ § 2 der AltholzVO definiert Altholz der Kategorie A I als naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz mit geringen holzfremden Verunreinigungen. Altholz der Kategorie A II ist dem Paragraphen folgend verleimtes, gestrichenes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenartige Verbindungen und Holzschutzmittel. Prinzipiell möglich ist auch die stoffliche Verwertung der Altholzkategorie A III, sofern halogenorganischen Verbindungen enthaltende Lacke und Beschichtungen vorab weitgehend entfernt wurden (AltholzV, 2002). Die stoffliche Verwendung von Altholz der Kategorie III ist nicht dokumentiert.

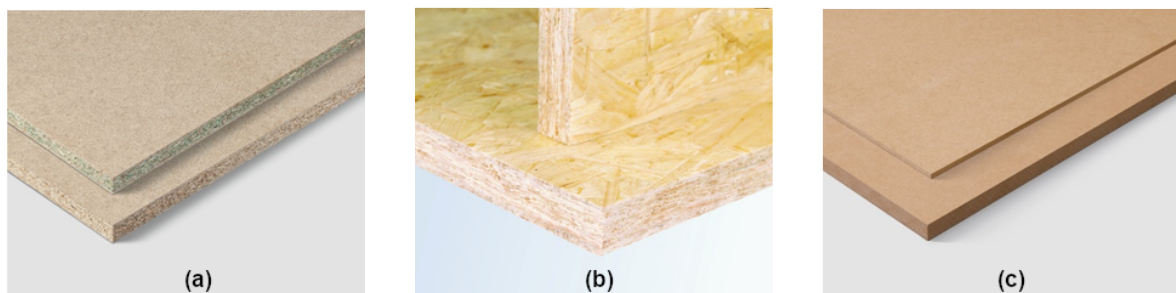
Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023). Auch die Nassspanbunker verfügen in der Regel über geringe Kapazitäten von wenigen Stunden (Swiss). In Summe wird so das Risiko von Blausäure-Pilzbefall und Fäulnis minimiert (Mitarbeiter 1 Unternehmen N HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 30. November 2023; 12. Dezember 2023; Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023; Steckel, 2011). Die zeitnahe Zerspannung nach dem Einschlag sowie Verarbeitung nach der Zerspannung reduziert auch die Zeitspanne, in welcher ein autooxidativer² Abbau und die Freisetzung flüchtiger Inhaltsstoffe in die Umgebung stattfinden kann. Der Einfluss der Holzsorte, aber auch die Holzfeuchte, ist unter diesen Verarbeitungsbedingungen hoch. Insbesondere Kiefern- und Fichtenholz wird unter diesen Bedingungen verarbeitet (Mitarbeiter 1 Unternehmen N HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 30. November 2023; 12. Dezember 2023; Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 7. Dezember 2023).

MDF / HDF- Platten: Für alle Arten von Faserplatten werden gewaschene Hackschnitzel thermomechanisch zerfasert und die Lignozellulosefaser aufgeschlossen. Als Ausgangsstoff dient stammförmiges Frischholz (Rundholz), um Fasern von langer, starker und gleichmäßiger Qualität zu erhalten. Nach (Mantau, 2012) besteht der Holzmix aus zirka 50 % Nadelholz, ca. 20 % Laubholz und ca. 30 % Sägenebenprodukte wie Rinde, Hackgut, Späne, Schwarten oder Spreißel (SNP).

Es gibt Bestrebungen, Recyclingfaserplatten als Rohstoff für die Herstellung von MDF (mitteldichte Faserplatten) einzusetzen (Nicewicz et al., 2012; Roffael et al., 2010). Roffael et al. und Nicewicz et al. haben die Verwendung von Recyclingfaserplatten untersucht und festgestellt, dass der Einsatz von bis zu 33 % respektive 25 % Altfaserplatten keine Auswirkungen auf die mechanischen Eigenschaften der hergestellten Platten hat (Nicewicz et al., 2012; Roffael et al., 2010). Von deutschen Standorten ist der Einsatz von Altfaserplatten jedoch nicht bekannt. Je nach Produkt kommen für die Produktion der aus Frischholz hergestellten Platten verschiedenen Leimsysteme, u.a. auch PMDI sowie Zusatzstoffe (UF-Harz, Paraffin) zum Einsatz (VDI, 2023, Juli).

Abbildung 3 zeigt Produktbilder der drei wichtigsten Holzwerkstoffe Spanplatten (a), OSB-Platten (b) und Faserplatten (c).

Abbildung 3: Produktbilder für (a) (Roh-)Spanplatten, (b) OSB-Platten und (c) Faserplatten (hier MDF)



Quelle: FRITZ EGGER GmbH & Co. OG

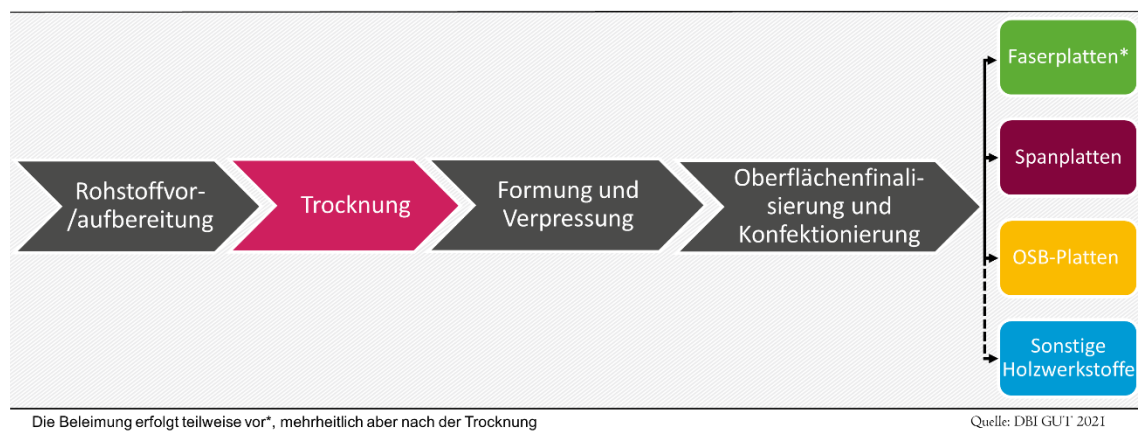
² Nach dem Einschlag des Holzes setzt eine Veränderung der lipophilen Inhaltsstoffe ein. Dabei findet die Spaltung von Triglyceriden in freie Fettsäuren und Glycerin statt, wobei letztere oxidativ zu flüchtigen Stoffen abgebaut werden. Dieser Prozess involviert sowohl autooxidative als auch enzymatische Mechanismen. Der Verlauf des Abbaus ist insgesamt von den Lagerbedingungen abhängig. Wärme und freier Zugang von Sauerstoff, beispielsweise bei der Lagerung in Form von Chips, fördern die autooxidative Reaktion (Steckel, 2011).

2.5 Grundlegender Verfahrensablauf der Holzwerkstoffherstellung

Die folgende Beschreibung des grundlegenden Verfahrensablaufs der Holzwerkstoffherstellung dient der Einordnung des Trocknungsprozesses und stellt eine auf das Wesentliche beschränkte Kurzfassung dar. Ausführliche Informationen finden sich im zugehörigen BVT-Merkblatt (Stubdrup et al., 2016) und der VDI-Norm 3462 Blatt 2 in den Kapiteln 4.1 (Spanplatten), 4.2 (OSB-Platten) und Kapitel 4.3 (Faserplatten) (VDI, 2023, Juli).

Abbildung 4 stellt die zur Herstellung von Holzwerkstoffen wesentlichen Verfahrensschritte dar. Vereinfacht lässt sich das Verfahren auf die Schritte Rohstoffvor- und -aufbereitung, Trocknung, Formung und Verpressung sowie Oberflächenfinalisierung und Konfektionierung reduzieren. Die einzelnen Verfahrensschritte werden im folgenden Abschnitt detaillierter erläutert.

Abbildung 4: Vereinfachte schematische Darstellung des Herstellungsprozesses der Holzwerkstoffindustrie



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2021

Spanplatten: In der Spanplattenproduktion variiert die Rohstoffvor- und -aufbereitung in Abhängigkeit vom eingesetzten Holzmix. Hacker zerkleinern Rundholz, Spreißeel und Schwarten zu Holzhackschnitzel. Dem schließt sich das Zerspanen durch beispielweise Messerringzerspaner an. Für von (NE-) Metall und Schwergut gereinigte Recyclinghölzer erfolgt dies in neben den Messerringzerspanern in Hammermühlen (VDI, 2023, Juli). Anfallende Stäube aus der Recyclingholzaufbereitung können der internen Energiebereitstellung dienen, also thermisch verwertet werden.

Die in unterschiedlicher Korngröße vorliegenden Holzspäne (Deck- und Mittelschichtspäne) gelangen als nächstes zur Trocknung. Hier kommen Spänetrockner zum Einsatz, die die mit einer Ausgangsfeuchte von 20 %–180 % atro (starke saisonale Abhängigkeit (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021; Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021)), die die vorliegenden Späne auf die produktionstechnisch nötige Endfeuchte von 1 %–10 % atro (abhängig von Produkt und Leim) trocknen. Die Trocknung der Deck- und Mittelschichtspäne erfolgt in der Regel in zwei separaten Trocknern, da bedingt durch die unterschiedlichen Korngrößen unterschiedliche Verweilzeiten zum Erreichen der Endfeuchte notwendig sind (VDI, 2023, Juli). Die Einstellung der Verweilzeit ist über die Trocknertemperatur sowie den Heißgasvolumenstrom und die Rotationsgeschwindigkeit der Trocknertrommel möglich.

Gemäß VDI 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli) kommen für die Trocknung der Holzspäne auf die erforderliche Endfeuchte für Spanplatten folgende drei Trocknertypen zum Einsatz, die sich nach der Art des Energieeintrags ins Trockengut unterscheiden:

- ▶ Typ A: Direkte Trocknung (direkte Beheizung, konvektive Wärmeübertragung)
 - Typ A1 – Die Abgase einer Feuerungsanlage oder eines Heißgaserzeugers werden über eine frischluftgeführte Mischkammer genutzt. Es erfolgt keine Regelung der Verbrennungsbedingungen durch den Trockner.³
 - Typ A2 – Die Trocknungsenergie wird durch einen Heißgaserzeuger erzeugt. Die Regelung erfolgt über eine rückbrüdengeführte Mischkammer. Die Verbrennungsbedingungen werden durch den Trockner geregelt.
 - Typ A3 – Integrierter Heißgaserzeuger mit direkter Rückbrüdenführung in den HGE. Regelung der Verbrennungsbedingungen über die Rückbrüdenführung / durch den Trockner.
 - ▶ Typ B: Indirekte Trocknung (indirekte Beheizung, konvektive Wärmeübertragung)
 - Typ B1 – Spänetrocknung im geschlossenen Dampfkreislauf mit Regelung des Heißgaserzeugers durch den Trockner. Wärmeübertragung (Dampfüberhitzung) über einen Luft-Luft-Wärmeübertrager. Dem geschlossenen Dampfkreislauf wird ein Teilstrom an Dampf, der der Menge an verdampftem Wasser aus dem Holz entspricht, entnommen (UTWS-Prinzip).
 - ▶ Typ C: Indirekte Trocknung (indirekte Beheizung, Kontaktwärmeübertragung)
 - Typ C1 – Kontaktwärmetrocknung ohne Regelung der Verbrennungsbedingungen durch den Trockner, mit Wärmeversorgung durch Dampf oder Thermoöl.
- Zusätzlich zu den genannten Trocknern werden auch Bandtrockner eingesetzt. Diese Trocknertypen werden in Deutschland derzeit ausschließlich zur Vortrocknung oder für die Formteilherstellung, wie z. B. Palettenklötze, zur Spänetrocknung verwendet.
- ▶ Typ D: Bandtrocknung (direkte oder indirekte Beheizung, konvektive Wärmeübertragung)
 - Typ D1 – Die Trocknung erfolgt konvektiv, meist unter Nutzung von Abwärmequellen bei hohen Volumenströmen.

Nach dem Einbringen der Späne in den Trockner erwärmt sich die Schüttung zunächst nahezu auf die Kühlgrenztemperatur. Bei direkt beheizten Trocknern ist diese ausschließlich von Gasfeuchte und Gastemperatur bestimmt. Die Temperatur der Späne bleibt konstant, bis deren Oberfläche vollständig abgetrocknet ist. Im weiteren Verlauf nimmt die Temperatur der Späne dann annähernd Gastemperatur an, wobei in einem technischen Trockner mit Gleichstromführung die Gastemperatur niemals ganz erreicht wird. Der beschriebene Trocknungsvorgang wiederholt sich für alle in Strömungsrichtung nachfolgenden Schichten der Späne (Becker & Mehlhorn, 1995).

Die getrockneten Holzspäne gelangen zur Beleimung in geschlossene, mechanische Mischer (zur Optimierung der Benetzung auch Fallschachtbeleimung vorschaltbar), wobei hierbei UF, MUF, MUPF-, PF und PMDI-Leime zum Einsatz kommen. Die eingesetzte Leimart, aber auch gegebenenfalls zugesetzte Additive und Härtersysteme, sind maßgeblich produktabhängig (VDI, 2023, Juli).

³ Dieser Typ entspricht nicht mehr dem Stand der Technik. Es wird an keinem deutschen Standort der deutschen Holzwerkstoffindustrie ein solcher Trockner betrieben (Verein Deutscher Ingenieure [VDI], 2023, Juli).

Der Beleimung schließt sich die Streuung und, sofern notwendig, Vorverdichtung an. Wie auch das sich anschließende Verpressen, erfolgt dies überwiegend in einem kontinuierlichen Prozess in sogenannten Endlospressen. Zum Teil kommen auch als Taktpressen bezeichnete Ein- oder Mehretagenpressen zum Einsatz (VDI, 2023, Juli). Dieser Prozessschritt ist bestimmend für die Geschwindigkeit des Gesamtprozesses, beeinflusst also auch die Trocknung. Grund hierfür ist, dass neben dem aufgetragenen Pressdruck zum Aushärten der Leime, die eingebrachte Wärme in Abhängigkeit der Dicke der Platte unterschiedlich lange benötigt, um in den Kern der Platte vorzudringen. Bei der Herstellung dicker Platten ist die Arbeitsgeschwindigkeit der Presse also geringer⁴ (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021). Darüber ist relevant, dass beim Verpressen der Platten entstehende Emissionen gefasst und dem Trocknerabgasstrom beigemischt oder vor den Trockner zurückgeführt werden können.

Die letzten Schritte der Spanplattenherstellung stellen das Schleifen, das Besäumen und das Formatieren der Platten dar (VDI, 2023, Juli). Die anfallenden Stäube und Produktionsreste werden nach Möglichkeit in den Produktionsprozess zurückgeführt oder zumindest energetisch verwertet.

OSB-Platten: Die Technologie zur Herstellung von OSB- oder Grobspanplatten ähnelt dem Produktionsprozess von Spanplatten. Ein wesentlicher Unterschied, der für die Emissionen der Produktionslinien und Trockner relevant sein kann, besteht darin, dass für OSB-Platten ausschließlich hackfrisches, kurz gelagertes, regional verfügbares Frischholz mit einer vergleichsweise hohen Holzfeuchte verwendet wird (VDI, 2023, Juli).

Um die Strands für Mittel- und Deckschicht bereitzustellen, werden aufgrund der unterschiedlichen Holzqualitäten oft zwei parallel laufende, technisch identische Zerspanerlinien betrieben (VDI, 2023, Juli). Etwaiger Staub der Rundholzaufbereitung kann in den Materialstrom einfließen und hat Einfluss auf die Trockneremissionen (VDI, 2023, Juli).

Die Trocknung der Strands ist in den bereits vorgestellten Trocknertypen der Spanplattenproduktion möglich (VDI, 2023, Juli). Für die deutschen Standorte ist ausschließlich der Einsatz von Typ A2 und A3 (konvektive Trocknung, direkt beheizt) bekannt (siehe Abschnitt 4.1.1 auf Seite 71ff). Üblicherweise sind die zur Bereitstellung der benötigten Trocknungsenergie verwendeten Heißgaserzeuger, welche stückige, flüssige, staub- oder gasförmigen Brennstoffen verwerten, dem Trockner direkt vorgeschaltet (VDI, 2023, Juli). Es kommen zudem Rostfeuerungen zum Einsatz (Unternehmen E HWS-Industrie, 2019).

Die Temperaturen des Heißgasstroms und die Feuchte der Strands am Trocknereintritt bei der OSB-Plattenproduktion ähneln den Bedingungen bei der Spanplattenproduktion. Die Endfeuchte beträgt ca. 2 % bis 3 %. Getrocknete Strands gelangen nach der Abscheidung in Zyklonen zur Siebung. Die ausgesiebte Staubfraktion wird energetisch verwertet, wohingegen für das Feingut eine Verarbeitung in der Mittelfraktion der Platte möglich ist (VDI, 2023, Juli).

Als Leim findet vorwiegend PMDI, PF, MUF oder MUPF-Anwendung. Dem werden, abhängig vom Einsatzzweck der OSB-Platte und der gewünschten Funktionalisierung (bspw. Brandschutz) weitere Zusatzstoffe und die Härtersysteme hinzugefügt (VDI, 2023, Juli). Aus den geschlossenen Beleimungsströmen gelangt der Materialstrom zur Streuung und anschließend zur kontinuierlich arbeitenden Presse. Hier sind keine wesentlichen technologischen Unterschiede zur Spanplattenproduktion bekannt, jedoch variieren die Betriebsparameter in Abhängigkeit von der

⁴ Im Umkehrschluss heißt dies, dass bei Herstellung dicker Platten der Trockner weniger Ausgangsmaterial liefern muss, was die Emissionen der Anlage beeinflusst.

Plattendicke. Die Endbearbeitung der OSB-Platten gleicht der Endbearbeitung der Spanplattenherstellung (VDI, 2023, Juli).

Mittel- und Hochdichte (MDF und HDF) Faserplatten:

Meist aus Rundholz gewonnene, gewaschene Holzhackschnitzel und unter Umständen auch Sägespäne werden einem Vordampfbehälter zugeführt und zunächst bei Umgebungsdruck erwärmt. Über eine Stopfschnecke gelangt der Materialstrom in den Kocher, wobei in der Stopfschnecke eine mechanische Entwässerung erfolgt (VDI, 2023, Juli).

Im Kocher findet anschließend bei einem Druck von 7 bar bis 10 bar mit Dampf das Aufschließen des Materials statt. Während dieses Produktionsschritts lösen sich Holzbindemittel und wasserdampfflüchtige Holzinhaltstoffe heraus. Die aufgeschlossenen Holzhackschnitzel werden im Refiner zerfasernt. Das Gemisch aus Fasern, Dampf und Kondensaten aus dem Kochprozess entspannt dann auf Umgebungsdruck in den Trockner hinein. Dabei emittieren die flüchtigen Holzinhaltstoffe als dampfförmige Stoffe mit dem Trocknergass (VDI, 2023, Juli). Zudem gelangen auch einige, weniger flüchtige Holzbestandteile mit einem Siedepunkt über 150 °C in das Abgas. Ein Beispiel hierfür ist alpha-Pinen (Siedepunkt 156 °C), dessen Gemisch mit Wasser bei Normaldruck schon bei 95 °C als sog. Heteroazeotrop⁵ siedet (Mitarbeiter Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 12. Juli 2023). Terpene verdampfen demnach vergleichbar einer Wasserdampfdestillation sehr einfach (Mitarbeiter Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 12. Juli 2023).

In den meisten Fällen findet die Beleimung der Faser nass, also vor der Trocknung, im Blow-Line-Verfahren statt (TBF + Partner AG, 2016; VDI, 2023, Juli). Es kommen vormals genannte Leimsysteme (UF, MUF, MUPF, PF und PMDI) (VDI, 2023, Juli) zur Anwendung. Das als Trockenbeleimen bekannte Leimaufbringen auf die Fasern nach dem Trocknungsschritt, nutzt heute in Deutschland noch ein Standort. Hierbei wird zudem nur ein Teil des benötigten Leims aufgebracht (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021).

Durch Trockenbeleimung reduziert sich die eingesetzte Leimmenge und damit Organik im Abgas (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021). Diese Methode ist in mehreren Forschungs- (Kirchhoff, 2009) sowie Erfahrungsberichten (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021; Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021) dokumentiert, neigt aber zu Verklebungen und gilt als wartungsintensiv. Sie hat sich durch verfahrenstechnische Entwicklungen der Nassbeleimung nicht durchsetzen können (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021; Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021). Bis auf einen Standort erfolgte für alle weiteren Einsatzorte in Deutschland entsprechend der Rückbau (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021).

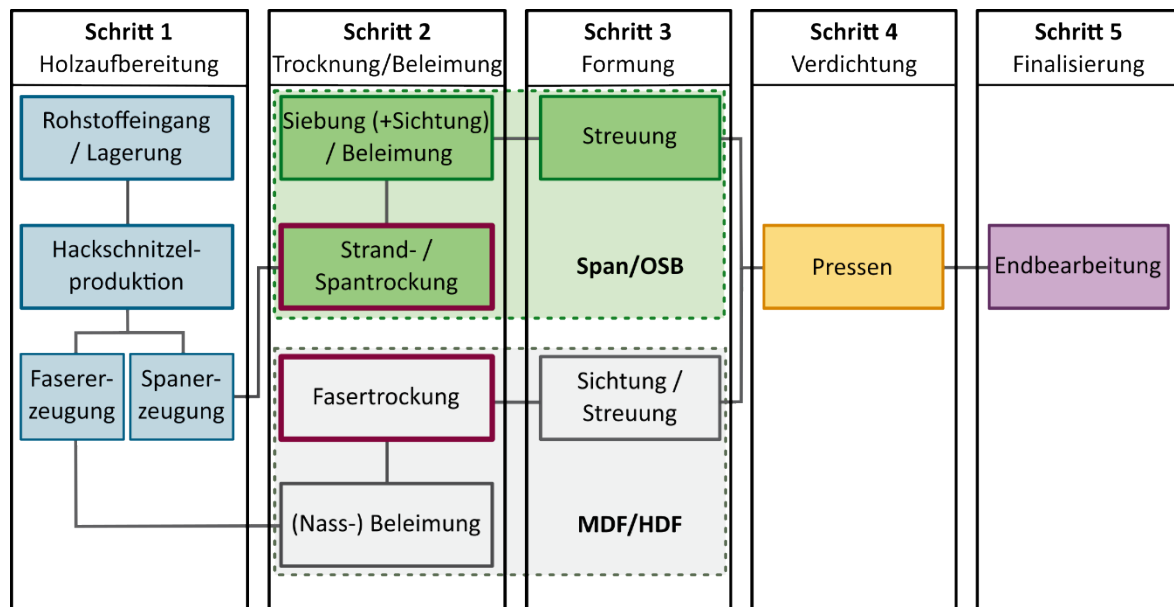
Die (teil-) beleimten Fasern treten in ein Stromrohr ein, wo sie binnen Sekunden auf Endfeuchten von 8 bis 15 % trocknen. Der Trocknung schließt sich der Sichter und folgend der Bunker an, aus welchem die trockenen, beleimten Fasern dosiert und zu einer kontinuierlichen Matte gestreut werden. Die folgenden Prozessschritte des Pressens und der Endbearbeitung sind denen der Span- und OSB-Plattenproduktion ähnlich. Die dabei auftretenden Schadstoffströme (vor al-

⁵ Heteroazeotrop ist ein spezieller Typ von Azeotrop, einer Mischung aus zwei oder mehr Komponenten, bei dem die Zusammensetzung und die Siedetemperatur konstant bleiben.

dem Organik beim Pressen und Holzstaub beim Schleifen) werden, wie auch in der Span- und OSB-Plattenproduktion, in den Gesamtprozess eingebunden (VDI, 2023, Juli).

Abbildung 5 fasst die detaillierten Verfahrensschritte bei der Herstellung von Spanplatten, OSB-Platten und MDF/HDF Faserplatten übersichtlich zusammen.

Abbildung 5: Produktionsschema der Holzwerkstoffindustrie für Spanplatten, OSB-Platten und Faserplatten



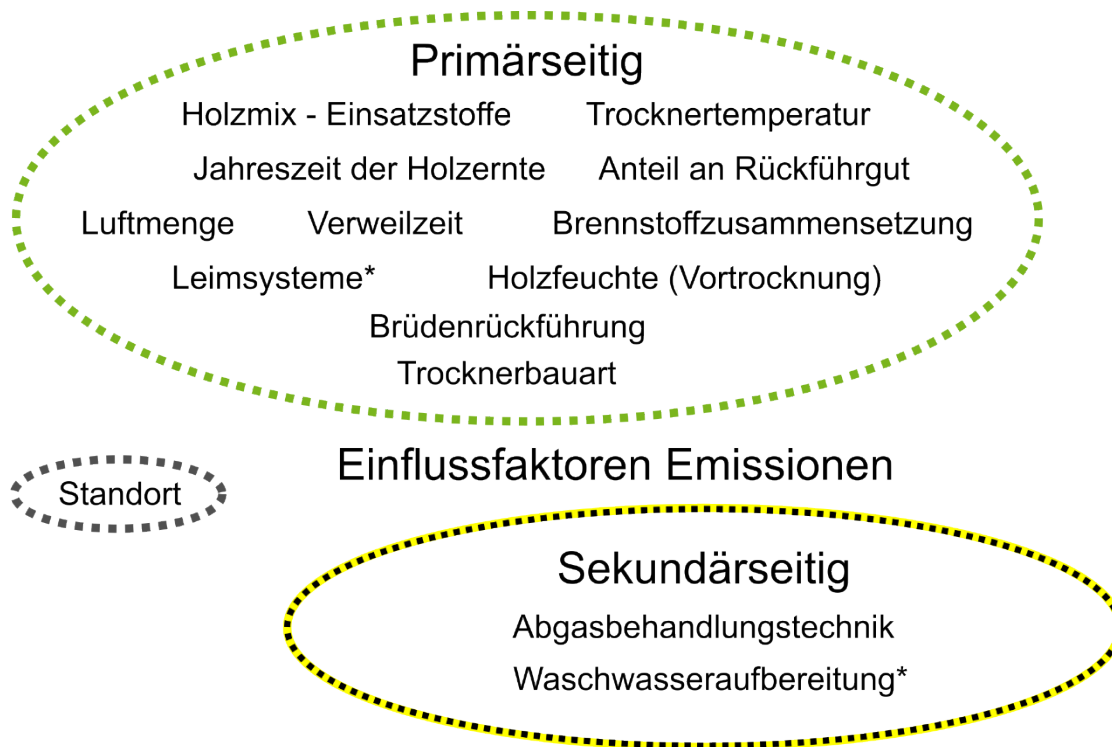
Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022, nach Stubdrup et al. (2016)

2.6 Zusammensetzung Abgasmatrix

Der Produktionsprozess der Span-, OSB- und Faserplatten emittiert diverse Schadstoffe. So fallen im Verlauf der Herstellung über die gesamte Kette von Annahme und Lagerung der Rohstoffe, der Aufbereitung der Einsatzstoffe, der Span- respektive Fasererzeugung, der Trocknung, der Pressung und auch der Endbearbeitung, Luftschadstoffe an (Krugly et al., 2022). Eine Übersicht hierzu gibt die zugehörige VDI Richtlinie 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli), aber auch das zugehörige BVT-Merkblatt (BREF) (Stubdrup et al., 2016) als auch weitere, einschlägige Literatur (Granstroem, 2005; Greubel & Gruber, 2002; Marutzky & Becker, 1998; TBF + Partner AG, 2016).

Die Holzwerkstoffindustrie weist eine breite Produktpalette auf. Zudem ist der Prozess technisch komplex. Dies führt zu einer Vielzahl von Auslegungsparametern sowie prozessrelevanten Stell- und Regelgrößen, welche die Emissionen nach den Trocknern der Holzwerkstoffindustrie beeinflussen. Eine Übersicht der wesentlichen Einflussfaktoren, differenziert nach primärseitigen und sekundärseitigen Einflussfaktoren, zeigt Abbildung 6.

Abbildung 6: Übersicht der Einflussfaktoren auf die Emissionen der Trocknung bei der Holzwerkstoffherstellung



* und Additive / weitere Zuschlagsstoffe

Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2021

Darüber hinaus lassen sich primärseitig auch der Durchsatz von Fasern, Spänen oder Strands; das Verhältnis von aktuellem Durchsatz zu Auslegungszustand der Anlage sowie der Gasvolumenstrom den Einflussfaktoren hinzufügen. Sekundärseitig ergänzt werden kann beispielsweise die Regelung der Anlage sowie die verfahrenstechnische Fahrweise, aber auch Reparatur und Wartung der Produktionslinie. Es existieren weitere, teils unbekannte Einflussfaktoren. Daher ist Abbildung 6 nicht erschöpfend und abschließend.

So sind zum Beispiel die Abluftströme anderer Prozessschritte, bspw. von Sichter, Formstrassenzuklon, Pressenabsaugung, Absaugung Pressenhalle und Absaugung Kóhlsternwender, gering belastet. Diese können entweder dem Trockner zugeföhrt werden, um den Wärmegehalt zu nutzen, oder nach dem Trockner dem zu reinigenden Abluftstrom zugeleitet werden. Im letzteren Fall erfolgt eine Verdünnung des Abgases, was zu einer Reduktion der Schadstoffkonzentration föhrt, jedoch nicht zu einer absoluten Verringerung der Emissionen. Hier sind standortsspezifische Lösungen üblich, was die Beurteilung der Emissionen erschwert.

Holz ist ein Naturstoff, der eine komplexe Mischung aus verschiedenen organischen Verbindungen enthält. Die Hauptkomponenten des Holzes sind Cellulose, Hemicellulose und Lignin. Zusätzlich zu diesen Hauptkomponenten sind in Holz auch Extraktstoffe wie Harze, ätherische Öle und Phenolverbindungen enthalten. Zu den Extraktstoffen gehören Harze, Terpene, Terpenoide und Aldehyde sowie zum Teil erhebliche Mengen an organischen Säuren (Ohlmeyer et al., 2008). Bei der Trocknung von Holz gelangen vor allem leicht flüchtige Terpene und Aldehyde, zusammen mit verdampftem Wasser, in den Abgasstrom (Marutzky & Becker, 1998).

Steckel (Steckel, 2011) beschreibt die Mechanismen des Feuchtetransports im Holz und speziell die Terpenfreisetzung während der Trocknung. Demnach beginnt die Verdunstung des Holzwassers und damit die Freisetzung von Emissionen bereits mit dem Einschlag des Holzes und der

Verdunstung von freiem Oberflächenwasser (Steckel, 2011). Zudem stellt Steckel fest, dass die Freisetzung der Terpene mit der Freisetzung des Holzwassers korreliert (Steckel, 2011). Daher lässt sich vermuten, dass höhere Ausgangsfeuchten des Holzes und letztlich eine kurze Lagerdauer zu einer erhöhten Terpenfreisetzung führen können.

Flüchtige Terpene machen bspw. in der Regel zwischen 70 und 90 % der gesamten Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOCs) bei Nadelholz aus (Krugly et al., 2022). Darüber hinaus können verschiedene Reaktionen Quellen für VOCs darstellen, die nicht natürlicherweise im Holz vorhanden sind. Sowohl Hemicellulosen als auch Extraktstoffe können bei der Trocknung zu flüchtigen Verbindungen abgebaut werden (Ohlmeyer et al., 2008).

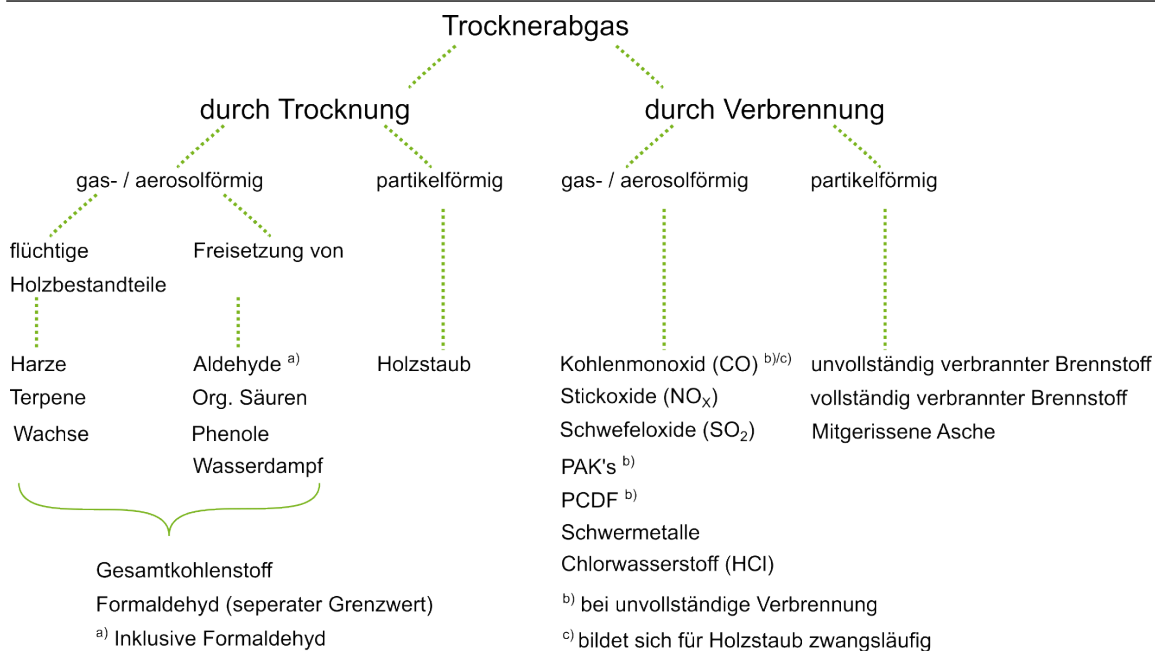
Es ist wichtig anzumerken, dass die genauen Reaktionen und Mechanismen komplex und noch nicht vollständig verstanden sind. Die spezifische Zusammensetzung und Menge der flüchtigen organischen Verbindungen, einschließlich des Formaldehyds, variiert in Abhängigkeit verschiedener Faktoren einschließlich ihrer gegenseitigen Wechselwirkung miteinander. Zu diesen Faktoren zählen die Art des Holzes, die Bedingungen während des Trocknungsprozesses sowie die Trocknungsdauer. (Kovačević et al., 2023; Ohlmeyer et al., 2008). So begünstigt eine erhöhte Temperatur während des Trocknungsprozesses chemische Reaktionen auch in emissionsarmen Holzarten, die zur Bildung und Freisetzung von flüchtigen organischen Verbindungen, einschließlich Formaldehyd, führen können (Ohlmeyer et al., 2008).

Die genaue Zusammensetzung und Menge der flüchtigen organischen Verbindungen, einschließlich des Formaldehyds, wird nicht nur durch die thermische Belastung des Holzes während der Trocknung beeinflusst, sondern auch durch andere Faktoren. Dazu gehören die Art der verwendeten Leimsysteme, die Feuchtigkeit des Holzes (die indirekt über die Trocknungstemperatur wirkt, da eine höhere Anfangsfeuchte oder eine geringere Endfeuchte eine höhere Trocknungstemperatur oder längere Trocknungszeit bedingt) sowie die eingesetzten oder möglichen Abgasnachbehandlungssysteme. Die genauen Einflussfaktoren und Zusammenhänge bei der Bildung organischer Emissionen während der Trocknung von Holzspänen und Fasern sind, wie erwähnt, bis heute nicht vollständig verstanden. Daher kann im Rahmen dieses Projekts oder Berichts keine umfassende Diskussion zu diesem Thema erfolgen.

Durch stetige Umwälzung des Trockenguts bildet sich weiterhin Staub verschiedener Partikelgrößen. Der Abgasstrom von direkt mit Rauchgas trocknenden Anlagen kann zudem Staub und andere, partikelförmige Verbrennungsrückstände der Feuerung enthalten. Dazu zählen beispielsweise Ruß oder unvollständig verbrannter Brennstoff. Die Staubemissionen werden als Gesamtstaub erfasst.

Bei einer direkten Trocknung mit Rauchgas sind weitere, überwachungspflichtige feuerungsbedingte Emissionen wie Stickoxide Bestandteil des Trocknerabgases. Abbildung 7 fasst die Bestandteile der Abgasmatrix zusammen. Der Fokus dieses Berichts liegt auf den bei der Trocknung gebildeten Emissionen Gesamtkohlenstoff, Gesamtstaub und Formaldehyd.

Abbildung 7: Zusammensetzung des Trocknerabgases der Holzwerkstoffindustrie



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

2.7 Emissionsgrenzwerte für die Trockner der Holzwerkstoffindustrie

In den BVT-Schlussfolgerungen sind BVT-assoziierte Emissionswerte für die Parameter Staub, TVOC (in diesem Dokument gleich Gesamtkohlenstoff), Formaldehyd und NO_x (BVT 17 und 18) festgelegt (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015). Die BVT-assoziierten Emissionswerte für die Holzwerkstoffindustrie werden über die TA Luft Nr. 5.4.6.3 in nationales Recht umgesetzt (TA Luft, 2021). Neben den BVT-assoziierten Emissionswerten enthalten die BVT-Schlussfolgerungen Vorgaben zum Referenz-Sauerstoffgehalt sowie weitere, beste verfügbare Techniken. Die baulichen Anforderungen (BVT 23) werden durch die TA Luft ins nationale Recht umgesetzt.

Zu diesen baulichen Anforderungen zählt, dass der innerbetriebliche Transport / die Lagerung von Holzstaub, Holzspänen und Holzhackschnitzeln in geschlossenen Transporteinrichtungen zu erfolgen hat. Zudem legt die TA Luft 2021 die Bezugsgröße für die Emissionswerte von Direkt-trocknern für Späne und Grobspanetrocknern (OSB-Trockner) fest. Diese Emissionswerte beziehen sich auf 18 Volumenprozent O₂. Dies gilt auch bei gemeinsamer Behandlung von Trockner- und Pressenabgas.

Die Mindestanforderung an Massekonzentration für staubförmige Emissionen im Abgas, erfasst als Gesamtstaub, gibt Tabelle 3 wieder.

Tabelle 3: Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für staubförmige Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie

Gesamtstaub ⁶ :	
bei indirekt beheizten Spänetrocknern und indirekt beheizten OSB-Trocknern	10 mg/m ³
bei sonstigen Trocknern	15 mg/m ³
bei Pressen	15 mg/m ³

⁶ einschließlich karzinogene, keimzellmutagene oder reproduktionstoxischen Stoffe

Bei gemeinsamer Abgasführung Trockner/ Presse gelten Trocknergrenzwerte. Die Mindestanforderung an Massekonzentration für organische Stoffe im Abgas, definiert als Gesamtkohlenstoff, gibt Tabelle 4 wieder.

Tabelle 4: Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für organische Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie

Gesamtkohlenstoff:	
bei Spänetrocknern	200 mg/m ³
bei OSB-Trocknern	400 mg/m ³
bei Fasertrocknern (Stromrohtrockner)	120 mg/m ³
bei Pressen	100 mg/m ³

Zu beachten ist, dass die Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalt mit der Maßgabe gilt, dass die Umrechnung auch für die Zeiten erfolgen darf, in denen der gemessene Sauerstoffgehalt unter dem Bezugssauerstoffgehalt liegt (Verdünnung). Gemäß der TA Luft können für Spänetrockner mit über 60 Prozent Kiefernholz als Rohstoff abweichende Anforderungen an Kohlenstoffemissionen im Abgas festgelegt werden (TA Luft, 2021). Ohne Nennung einer dedizierten Prozentangabe für den Kiefernholzanteil, also weniger konkret, äußert sich hier das BVT-Merkblatt. Laut BVT-Merkblatt gilt der Grenzwert für Gesamtkohlenstoff nicht, wenn Kieferholz der als Hauptrohstoff bei der Spanplattenherstellung eingesetzt wird (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015).

Die Mindestanforderung an Massekonzentration von Formaldehyd im Abgas gemäß TA Luft 2021 fasst Tabelle 5 zusammen:

Tabelle 5: Spezifische Mindestanforderungen an die Massekonzentration für Formaldehyd-Emissionen im Abgas von Trocknern der Holzwerkstoffindustrie.

Formaldehyd:	
bei Spänetrocknern	10 mg/m ³
bei Spänetrocknern, wenn mehr als 80 Prozent Altholz verwendet wird,	15 mg/m ³
bei Fasertrocknern (Stromrohtrockner)	15 mg/m ³
bei OSB-Trocknern	20 mg/m ³

Die Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalt gilt auch für Formaldehyd mit der Maßgabe, dass die Umrechnung auch für die Zeiten erfolgen darf, in denen der gemessene Sauerstoffgehalt unter dem Bezugssauerstoffgehalt liegt (Verdünnung). Zudem fordert die TA Luft 2021, dass primärseitige Maßnahmen zu Minderung organischer Emissionen (Einsatz emissionsarmer, formaldehydarmer oder formaldehydfreier Bindemittel ...), auszuschöpfen sind.

Außerdem enthält die TA Luft 2021 (TA Luft, 2021) für direkt beheizte Trockner eine spezifische Mindestanforderung an die Massekonzentration von Stickoxiden, angegeben als NO_x, von kleiner gleich 250 mg/m³ und stellt Anforderungen bezüglich Messung und Überwachung in derart, „dass halbjährlich wiederkehrende Messungen an Trocknern und Pressen für Gesamstaub, Gesamtkohlenstoff und Formaldehyd, an direkt beheizten Trocknern zusätzlich für Stickstoffoxide gefordert werden sollen“ (TA Luft, 2021).

Die TA Luft 2021 definiert keine weiteren spezifischen Emissionsgrenzen für die bei der Herstellung von Holzspanplatten, Holzfaserplatten oder Holzfasermatten eingesetzten Trockner (siehe Nummer 5.4.6.3 (TA Luft, 2021)). Die Emissionsbegrenzungen für Feuerungsanlagen von Trocknungsanlagen gemäß Abschnitt 5.4.1.2b gelten nicht, da bei Direkttrocknern keine unmittelbare Berührung der Flammen mit dem Gut erfolgt. Für Feuerungsanlagen mit einer Leistung unter 50 MW sind daher die Grenzwerte, die in Abhängigkeit vom eingesetzten Brennstoff in den Abschnitten 5.4.1.2.1 bis 5.4.1.2.4 genannt werden, heranzuziehen.

Die 44. BImSchV regelt mittelgroße Feuerungsanlagen mit einer Leistung von 1 bis 50 Megawatt. Allerdings gilt sie nicht für Anlagen, bei denen die Verbrennungsprodukte direkt zur Erwärmung, Trocknung oder Behandlung von Gegenständen verwendet werden (44. BImSchV, 2019). Gleiches gilt für die 13. BImSchV, die Emissionsgrenzwerte für Feuerungsanlagen mit einer Leistung von über 50 Megawatt festlegt (13. BImSchV, 2021). Bei direkt mit Feuerungsgasen beheizten Trocknern in der Holzwerkstoffindustrie sind diese Verordnungen demnach nicht anzuwenden. Allerdings können sie bei indirekt beheizten Trocknern oder Trocknern mit Mischbeheizung relevant sein.

Die Behörden haben bei der Festlegung von Emissionsgrenzwerten einen gewissen Ermessensspielraum und können verschiedene Faktoren wie den aktuellen Stand der Technik, Umweltschutzstandards, wissenschaftliche Erkenntnisse, ökonomische Aspekte sowie die spezifischen Gegebenheiten der Anlage oder Branche und, wie eben erläutert, die Art der Beheizung berücksichtigen. Der Anlagenbetreiber kann in begründeten Fällen Ausnahmeanträge für höhere Grenzwerte als die vom BVT geforderten einreichen, was zu variierenden Grenzwerten zwischen den Standorten führen kann. Da diese Studie sich auf die trocknungsrelevanten Emissionen konzentriert, werden an dieser Stelle keine weiteren Ausführungen gemacht.

Wichtig bei der Betrachtung der Emissionsgrenzen ist, dass die TA Luft 2021 bei Überschreiten von unter 5.3.3.2 definierten Massenstromschwellen für alle genannten Luftschadstoffe, abgesehen von Formaldehyd, eine kontinuierliche Überwachung fordert. In diesem Fall beziehen sich die genannten Grenzwerte auf den nach 5.3.3.5 ermittelten Tagesmittelwert der Messungen.

Gemäß der TA Luft kann in bestimmten Fällen trotz Überschreitung der Massenstromschwellen auf kontinuierliche Messungen verzichtet werden. Dies ist möglich, wenn eine kontinuierliche Schadstofffassung technisch nicht durchführbar ist oder aus betrieblichen Gründen nicht sinnvoll erscheint. In solchen Situationen fordert die TA Luft wiederkehrende mindestens 3 Einzelmessungen bei ungestörter Betriebsweise mit höchster Emission. Zudem sind in diesem Fall gemäß Abschnitt 5.4.6.3, Absatz „Messung und Überwachung“, halbjährlich wiederkehrende Messungen für Gesamtstaub, Gesamtkohlenstoff und Formaldehyd an Trocknern (und Pressen) für mit E gekennzeichnete Anlagen nach Anhang 1, Tabelle 1, Spalte d der 4. BImSchV erforderlich. Hierbei müssen mindestens drei Einzelmessungen durchgeführt werden, wobei jede Messung in der Regel eine halbe Stunde dauert. Diese wiederkehrenden Messungen dienen als Alternative zur kontinuierlichen Überwachung und ermöglichen dennoch eine Überprüfung der Emissionen relevanter Quellen.

Das Kapitel 5.3.2.4 der TA Luft definiert, dass die im Genehmigungsbescheid festgelegte Anforderung (TA Luft, 2021):

- a) immer überschritten ist, wenn das Ergebnis einer Einzelmessung abzüglich der Messunsicherheit die festgelegte Emissionsbegrenzung überschreitet,
- b) sicher eingehalten ist, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet,

Messergebnisse, die sich durch Berücksichtigung der Messunsicherheit in einem Bereich zwischen der Überschreitung und Unterschreitung des Emissionsgrenzwerts befinden, erfordern eine spezifische Analyse. Im Gegensatz dazu ermöglichen die BVT-Schlussfolgerungen gemäß Abschnitt 5.4.3 ein Bestehen der Überwachungsmessung, wenn der Mittelwert aus drei aufeinanderfolgenden Messungen den Grenzwert einhält, unabhängig davon, ob einzelne Einzelmessungen den Grenzwert überschreiten. Daher ist das deutsche Vorgehen strenger und stellt eine Verschärfung der Anforderungen im Vergleich zu den BVT-Schlussfolgerungen dar.

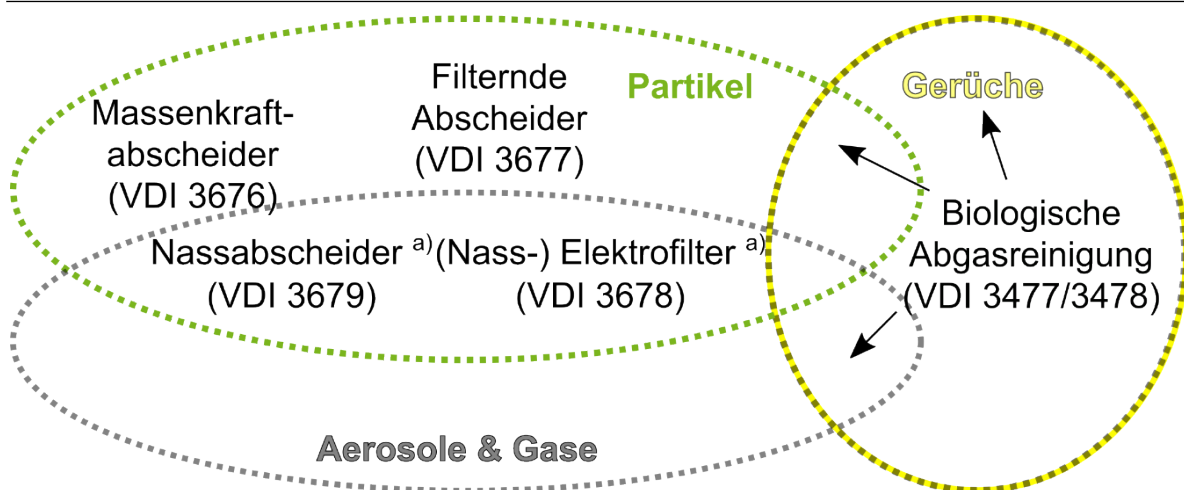
2.8 Grundlegendes zu den eingesetzten Abgasnachbehandlungsverfahren

Grundlegende Erläuterungen zu gängigen Abgasnachbehandlungstechniken beziehen sich auf den erhobenen, im weiteren Verlauf geschilderten Stand der Technik. Analog den vorangegangenen Abschnitten stellt der folgende Abschnitt eine Kurzfassung der wesentlichen Grundlagen der Abgasreinigung dar. Ausführliche Informationen werden wiedergegeben im zugehörigen BVT-Merkblatt (Stubdrup et al., 2016), den BVT-Schlussfolgerungen (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015) und der VDI-Richtlinie 3462-2 (VDI, 2023, Juli).

Die eingesetzte Abgasreinigung ist, wie auch die Trocknungstechnik beziehungsweise die gesamten Produktionslinien, standortabhängig sehr different und letztlich von einer Vielzahl von örtlichen Randbedingungen des Trocknungsanlagenstandortes abhängig. Dazu zählen z. B. die Platzsituation, der Rohstoffeinsatz oder behördliche Auflagen. (Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung).

Einen prinzipiellen Überblick der eingesetzten Filtersysteme inklusive der im Fokus liegenden Abgasbestandteile liefert Abbildung 8.

Abbildung 8: Geeignete Abgasreinigungstechniken in der Holzwerkstoffindustrie und deren Reinigungseffekte



a) Primäres Entwicklungsziel der Technik waren Partikel, von daher Filtration von Aerosole / Gase Nebeneffekt

Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Bei entsprechender Verrohrung zwischen den Komponenten besteht der typische Grundaufbau der Abgasreinigung aus den Baugruppen:

1. Zyklon (Batterie) (Massekraftabscheider) zur Abscheidung von Produkt und groben Staub (Trenngröße Stäube > 10 bis 30 µm (Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung))⁷,
2. Wassereindüsung (Quench) zur Abkühlung und Staub(vor)abscheidung,
3. Gewebefilter / Elektrofilter für Partikel, Aerosole⁸ und Gase bei der Span- und OSB-Plattenproduktion bzw. Wäscher für Partikel, Aerosole und Gase und lösliche, polare Organik,
4. Schornstein zur Ableitung der Emissionen.

Die durchgeführte Datenerhebung ergab in Bezug auf die eingesetzten Abgasreinigungstechniken eine gute Übereinstimmung zu VDI 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli) und den BVT-Schlussfolgerungen für die Holzwerkstoffindustrie (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015). Abbildung 9 auf Seite 40 stellt diese anschaulich dar.

Hinter direkt befeuerten Späne- und OSB-Trocknern sind ausschließlich Nasselektrofilter zu finden. Die Abgasreinigung von indirekt beheizten Rohrbündeltrockner ist wegen geringerer Brandgefahr (kein Funkenflug aus der Feuerung) mittels Gewebefiltern möglich. Diese Abgasreinigungstechnik kommt bei drei von vier indirekt beheizten Rohrbündeltrocknern zum Einsatz. Am vierten Standort der indirekten Spänetrocknung wurde bei der Inbetriebnahme zunächst ein Gewebefiltersystem verwendet. Allerdings führte gemäß Ausnahmeantrag der hohe Harzanteil des hauptsächlich eingesetzten Kiefernholzes zu raschen Verklebungen des textilen Gewebes und darauffolgenden Bränden (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Aus diesem Grund wurde der Gewebefilter durch einen Nass-Elektrofilter ersetzt.

Stromrohrtrockner für Fasern weisen, aufgrund der höheren Endfeuchte der Fasern nach Trocknung, deutlich geringere Eingangs- und Ausgangstemperaturen auf. Dies führt zu einer von der Spänetrocknung abweichenden Abgasmatrix und ermöglicht den Einsatz anderer Abgasreinigungstechniken (siehe Abbildung 9, Seite 40). Mit Ausnahme eines Nasselektrofilters hinter einem direkt beheizten Stromrohrtrockner für Fasern sowie eines Gewebefilters hinter einem Stromrohrtrockner für Fasern mit Mischbeheizung, kommen ausschließlich Wäschersysteme verschiedener Bauarten zum Einsatz.

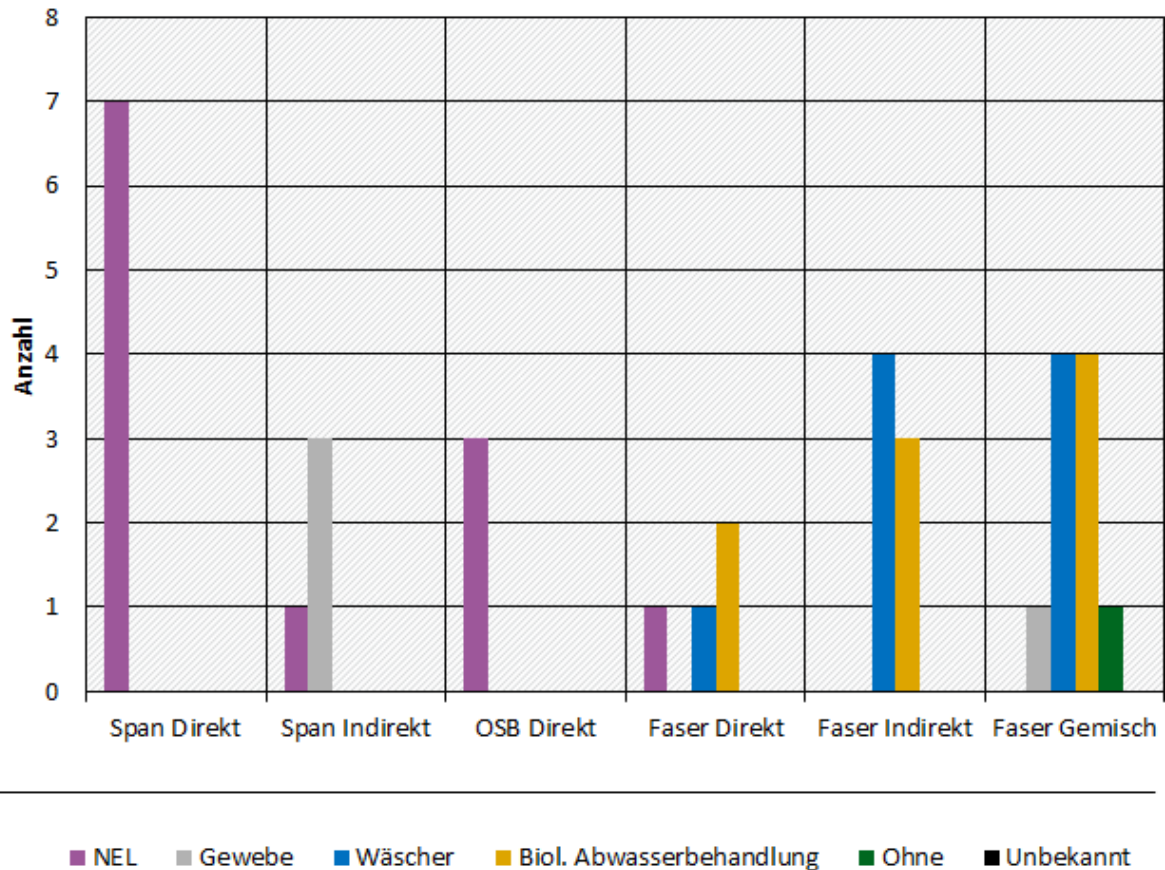
Abgesehen von einer speziellen Produktionslinie mit Gewebefilter und Wäscher hinter einem indirekt beheizten Stromrohrtrockner für Fasern wird das Waschwasser in den Abgasreinigungsanlagen hinter den Stromrohrtrockner für Fasern mit biologischen Abwasserreinigungsanlagen behandelt. Die biologische Abwasserreinigung kann eingesetzt werden, da die Trockneraustrittstemperatur im Vergleich zur Span- und OSB-Trocknung niedriger ist. Durch den kontinuierlichen biologischen Schadstoffabbau können wasserlösliche organische Stoffe effektiv reduziert werden.

Eine Faserplattenproduktionslinie, die jedoch nicht unter die IED-Richtlinie fällt, setzt ausschließlich Multizyklone zur Abgasreinigung ein. Auf die Emissionen der Anlage wird im weiteren Verlauf eingegangen.

⁷ 1 Zyklon für vorliegende Partikelgröße und anliegenden Volumenströme nicht ausreichend, von daher Multi-Zyklone mit verschiedenen Durchmessern im Einsatz (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021)

⁸ Aerosol: disperses System, dessen disperse Phase fest oder flüssig und dessen umgebendes, kontinuierliches Medium gasförmig ist (VDI, 2021, Dezember)

Abbildung 9: Recherchierte Abgasnachbehandlungseinrichtungen an den Standorten der Holzwerkstoffindustrie



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Im Allgemeinen kann festgestellt werden, dass die Anforderung der TA Luft, die Emissionen an der Entstehungsstelle zu erfassen, für die deutschen Standorte erfüllt ist. Die Emissionen werden durch Bündelung der Abgasströme in Sammelleitungen erfasst. Häufig erfolgt zudem das Einkoppeln weiterer Abgasströme, oftmals aus dem Bereich der Presse oder Hallenabsaugung.

Die Weiterentwicklung des Standes der Technik bei der Abgasreinigung in der Holzwerkstoffindustrie wird durch verschärfte Vorschriften, ein steigendes Umweltbewusstsein in den Unternehmen, technologische Innovationen und die Zusammenarbeit der Branche mit externen Dienstleistern und Forschungseinrichtungen vorangetrieben. Ein Beispiel hierfür ist die in Kapitel 10 beschriebene innovative Abgasnachbehandlung für Stromrohtrockner für Fasern. Diese Innovation ist das Ergebnis einer langjährigen Zusammenarbeit zwischen einem Betreiber und einem Ingenieurbüro.

2.9 Grenzen und Limitierungen der Abgasreinigung

Die Funktion oder Effektivität der Abgasreinigungstechnologien wird von einer Vielzahl von Parametern beeinflusst. So haben bspw. die Temperatur, der Feuchtegehalt, die Schadstoffzusammensetzung und die Partikelgröße Einfluss auf die Wahl, Auslegung und Betriebsweise der Abgasreinigung. Eine optimale Abstimmung zwischen Vor- und Folgeprozessen und der Abgasreinigung ist wichtig, um die Effizienz der Abgasreinigung zu maximieren und potenzielle Limitie-

rungen zu berücksichtigen. Zudem gilt es zu beachten, dass die Entwicklung eines Abgasreinigungssystems darauf abzielt, bestimmte Emissionen zu reduzieren (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021).

Reine Wäscher-Systeme erreichen bei gut wasserlöslichen Abgasinhaltsstoffen wie Formaldehyd gute bis sehr gute Abscheidegrade, solange das umlaufende Waschwasser aufnahmefähig ist und die erforderliche Stoffaustauschzone gegeben ist. Allerdings weisen sie eine reduzierte Abscheidewirkung bei Stäuben mit kleinen Korngrößen, Flugaschen und Aerosolen auf. Elektrofilter hingegen reinigen den Abgasstrom effizient von ionisierbaren Bestandteilen wie Staub und Aerosolen (Singh & Shukla, 2014). Die Abscheidegrade für wasserlösliche organische Verbindungen, auch im Nass-Elektrofilterbetrieb, sind jedoch begrenzt. Bei Nass-Elektrofilter fehlt zudem oftmals fehlt die Möglichkeit, das umlaufende Waschwasser zu reinigen, was zu einer Konzentration gut wasserlöslicher organischer Verbindungen im Waschwasser führen kann. Dadurch ist das Waschwasser nach kurzer Zeit nur noch begrenzt in der Lage, wasserlösliche organische Stoffe aufzunehmen. Die Reduktion von unpolaren, organischen Abgasinhaltsstoffen wie Terpenen in einem Elektrofilter stellt lediglich einen Mitnahmeeffekt dar. Abgasreinigungen in der Holzwerkstoffindustrie verwenden in der Regel eine Kombination verschiedener Techniken, einschließlich trockener und nasser Reinigungsverfahren sowie deren Kombinationen. Im Folgenden werden die Einschränkungen dieser Techniken beschrieben.

2.9.1 Grenzen und Limitierungen trockener Abgasreinigungssysteme

Zyklone sind Systeme, die Zentrifugalkräfte nutzen, um Staub- und Feststoffpartikel aus Gasen zu trennen. Sie werden in der Industrie weit verbreitet eingesetzt. Die Trenneffizienz von Zyklonen ist höher für grobe Partikel. Feinere Partikel ($<10\ \mu\text{m}$) gelangen so mit den Rauchgasen aus dem Zyklon. Zur Erhöhung der Abscheideeffizienz bei feineren Stäuben, vor allem aber auch wegen der hohen Abluftvolumenströme, kommen hinter Trocknern der Holzwerkstoffindustrie Multizyklone, sogenannte Zyklonbatterien, zum Einsatz. Diese bestehen aus einer Vielzahl parallel angeordneter Zyklone mit kleineren Durchmessern, was sich günstig auf die Abscheideleistung (Trenngrenze) auswirkt. Gasförmige Inhaltsstoffe, die nicht an Partikel gebunden sind, werden nicht entfernt (Ghafghazi et al., 2011; Singh & Shukla, 2014).

Gewebefilter sind aufgrund der Brandgefahr durch Funkenflug aus der Feuerung nicht für direkt konvektive Trocknungsanlagen geeignet. Hinter Röhrenbündeltrocknern können jedoch Harze, Bindemittel und andere organische Substanzen im Abgas das Filtergewebe verkleben, was zu Bränden führen kann. Daher wurde an einem Standort ein Nass-Elektrofilter anstelle des Gewebefilters installiert (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Zusätzlich können Gewebefilter nicht alle gasförmigen Abgasbestandteile wie flüchtige organische Verbindungen (VOCs) effektiv entfernen. Um die oben genannten Probleme zu vermeiden und eine effiziente Partikelentfernung zu gewährleisten, sollte das Trocknerabgas vor dem Eintritt in den Gewebefilter trocken sein. Feuchtigkeit im Rauchgas kann die Filtrationseffizienz beeinträchtigen, die Filterlebensdauer verringern und zu Kondensationsproblemen führen (Ghafghazi et al., 2011; Singh & Shukla, 2014).

Trockene Elektrofilter erreichen für partikelförmige Emissionen eine hohe Gesamtabscheideeffizienz von über 99 % in Bezug auf das Massenvolumen (mg/Nm^3) (Ghafghazi et al., 2011). Allerdings kann die Gesamtabscheideeffizienz dieser Filter in Bezug auf die Partikelanzahl (Anzahl der Partikel/ Nm^3) bei submikronen Partikeln bei etwa 50 % liegen (Ghafghazi et al., 2011). Auf den Elektroden trockener Elektrofilter können klebrige Bestandteile des Abgases niederschlagen und Anbackungen bilden. Diese Anbackungen können ähnlich wie bei Gewebefiltern durch Funkenflug aus dem Trockner oder das Hochspannungsfeld selbst in Brand geraten (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021). Da-

her sind diese Filter für den Einsatz hinter direkten Trocknern nicht geeignet. Jedoch kann der Einsatz eines solchen Filters vor dem Trockner sinnvoll sein. Die in diesem Filter abgeschiedene Flugasche ist sehr abrasiv, was bedeutet, dass sie den Verschleiß in nachgeschalteten Anlagen und Produktionsprozessen reduziert. Dadurch kann sich die Verwendung eines solchen Filters vor dem Trockner lohnen (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021).

2.9.2 Grenzen und Limitierungen nasser Abgasreinigungssysteme

Wäscher sind weit verbreitet zur Entfernung von Partikeln und gasförmigen Abgasbestandteilen. Sie sind einfach in der Konstruktion und leicht zu warten.

Um eine gute Waschwirkung zu erzielen, sind die physikalischen Eigenschaften des zu reinigenden Stoffes entscheidend. Stoffe mit hohen Henrykoeffizienten lösen sich gut in Wasser. In Tabelle 6 werden die Löslichkeitskonstanten⁹ (H_S^{cp}) nach dem Henry'schen Gesetz für typische Komponenten im Abgas der HWS aufgeführt. Es ist klar erkennbar, dass Monoterpene wie α - und β -Pinen im Vergleich zu Formaldehyd oder Essigsäure deutlich geringere Löslichkeitskonstanten aufweisen. Das bedeutet, dass Monoterpene schwerer auszuwaschen sind.

Tabelle 6: Löslichkeitskonstanten nach dem Henry'schen Gesetz H_S^{cp} gemäß Sander, R (2015), Dampfdruck gemäß GESTIS-Stoffdatenbank des IFA (Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, 2023)

Komponente	CAS Nummer	H_S^{cp} in mol/(m ³ Pa)	Dampfdruck in hPa
α -Pinen	80-56-8	2,8e-5–5,8e-4	5 (25 °C)
β -Pinen	127-91-3	4,7e-5–4,9e-4	
Formaldehyd	50-00-0	4,2e-2–1e2	4378–4420 (20 °C)
Essigsäure	64-19-7	8,2–1,3e2	15,8 (20 °C)

Bei der Trocknung von Spänen für Spanplatten und Strands für OSB-Platten kommt erschwerend hinzu, dass die Trocknung im Vergleich zur MDF-Produktion bei höheren Temperaturen erfolgt, um eine niedrigere Endfeuchte zu erreichen. Dies führt dazu, dass neben den kurzkettigen Aldehyden und Säuren auch viele langkettige organische Verbindungen in der Abgasmatrix vorhanden sind. Langkettige organische Verbindungen weisen allgemein niedrigere Dampfdrücke auf. Daraus folgt eine geringere Flüchtigkeit, so dass diese schwer bis gar nicht aus dem Abgasstrom ausgewaschen werden können. Dies gilt insbesondere bei der Verwendung von Kiefernholz, das im Vergleich zu anderen Holzarten einen erhöhten Anteil an Terpenen, einschließlich der flüchtigen Monoterpenen α -Pinen, β -Pinen und Limonen, aufweist (Granstroem, 2005; Ohlmeyer et al., 2008). Die Abgaszusammensetzung gilt es also bei der Beurteilung der Abscheideeffizienz bzw. der Emissionen zu beachten.

Wäschersysteme erfordern eine kontinuierliche Entfernung der aufgenommenen organischen Substanzen aus dem zirkulierenden Waschwasser. Eine angemessene Senke ist notwendig, um die abzuscheidenden Abgasbestandteile effektiv zu behandeln. Fehlt eine solche Senke, kann es zu einer Anreicherung bzw. Sättigung von organischen Verbindungen im Waschwasser kommen, und die Abscheidung ansonsten gut wasserlöslicher Substanzen wie Formaldehyd kommt zum Erliegen (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021). Wenn das Wasser mit dem jeweiligen Schadstoff unter den herrschenden

⁹ Die Löslichkeitskonstante nach dem Henry'schen Gesetz ist definiert als das Verhältnis zwischen der Konzentration einer Chemikalie in der wässrigen Phase und ihrem Gleichgewichts-Partialdruck in der Gasphase (bei unendlicher Verdünnung).

Bedingungen gesättigt ist, kann praktisch keine Reinigung mehr stattfinden, da die Aufnahmekapazität erschöpft ist.

Somit kommt der Waschwasseraufbereitung ein hoher Stellenwert zu. Wasserlösliche Organik lässt sich thermisch, chemisch, biologisch und durch Frischwasserzufuhr aus dem Waschwasser entfernen. Letztgenannte Methode ist ökologisch nicht sinnvoll. Tabelle 7 stellt die Varianten kurz gegenüber.

Tabelle 7: Möglichkeiten der Waschwasseraufbereitung nach Burton, F. et al. (2003)

V Verfahren	Vor- und Nachteile
Thermische Abwasserreinigung (Desorption): Erhitzung des Abwassers zur Schadstoffverdampfung, gefolgt von der Behandlung in einem geeigneten Abluftreinigungssystem.	Vorteile: effektive Schadstoffentfernung Nachteile: hoher Energieeinsatz, zusätzliche Komponenten und Abgasbehandlung nötig.
Chemische Abwasserreinigung: setzt reaktive chemische Substanzen zum Schadstoffabbau ein.	Vorteile: effektive Entfernung, Flexibilität Nachteile: hohe Kosten, Einsatz weiterer Chemikalien, nötige Entsorgung der chemischen Rückstände.
Biologische Abwasserreinigung: nutzt Mikroorganismen, um Schadstoffe abzubauen.	Vorteile: kostengünstig und effektiv Nachteile: Empfindlichkeit gegenüber Temperatur und Chemikalien
Frischwasserzufuhr: verdünnt das Waschwasser und verhindert eine Aufkonzentration von Schadstoffen	Vorteile: Nachteile: Erhöht Anforderungen an Abwasserbehandlung und -entsorgung.

In der thermischen Abwasserreinigung werden die organischen Inhaltsstoffe des Abwassers durch Erhitzen desorbiert. Dies führt zu einem kleinen Schadstoffstrom mit hoher Schadstofffracht, der anschließend beispielsweise einem Verbrennungsprozess zugeführt werden kann. Aufgrund der großen umlaufenden Waschwassermengen von teilweise über 1000 m³/h sind jedoch hohe Energiemengen erforderlich, was den Einsatz unrealistisch macht. Zudem ist eine geeignete Behandlung der entstehenden Abgase erforderlich. So ist zum Zeitpunkt der Recherche kein erfolgreicher Betrieb einer solchen Abgasnachbehandlungstechnik bekannt.

Bei der chemischen Abwassereinigung werden Oxidationsmittel und Zusatzstoffe wie Basenlösung und Entschäumer eingesetzt, um Aldehyde und andere organische Verbindungen effektiv zu entfernen (Burton et al., 2003; Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019; Unternehmen K HWS-Industrie, 2019). Beispielsweise wird Natronlauge zur Neutralisierung des Abwassers genutzt, Wasserstoffperoxid zur Oxidation der organischen Verbindungen und der Entschäumer zur Reduktion der Schaumbildung (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Allerdings können zusätzliche Prozessschritte und Chemikalien erforderlich sein, um entstehende Nebenprodukte zu entfernen. Der Aufwand für erforderliche Additive ist meist sehr hoch und kostenintensiv (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019). Ein Ausnahmeantrag zeigt, dass der Einsatz von derart behandeltem Kreislaufwasser eine 40 %ige Reduzierung von Formaldehyd im Abgas bewirkt, aber auch zu erhöhten Ammoniakemissionen führen kann (Unternehmen I HWS-Industrie, 2019).

Der Einsatz von Frischwasser zur Verhinderung der Aufsättigung des Kreislaufwassers führt zu einem erheblichen Anstieg des Frischwasserbedarfs, was dem Schutz der Wasserressourcen widerspricht (Burton et al., 2003; Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019; Unternehmen K HWS-Industrie, 2019). Zudem erfordert das ausgeschiedene Wasser eine Behandlung vor der direkten oder indirekten Einleitung, was zusätzlichen Platzbedarf für entsprechende Anlagen bedeutet. Aufgrund der be-

stehenden Infrastruktur ist zudem eine indirekte Einleitung solcher Abwassermengen in das öffentliche Kanalsystem nicht möglich (Unternehmen K HWS-Industrie, 2019).

Das umlaufende Waschwasser kann durch biologische Reinigungsstufen mit Abscheidegraden von bis zu 100 % für Formaldehyd gereinigt werden. Deren Einsatz ist aktuell nur hinter Stromrohtrockner für Fasern realisiert, wobei deren Einsatz auch in anderen Bereichen sinnvoll wäre (z.B. nach Pressenwäschern). Hier stellen sich aufgrund der niedrigeren Trockneraustrittstemperaturen von 55–75 °C Kühlgrenztemperaturen (und damit Waschwassertemperaturen) unterhalb 50 °C ein. Bei diesen Temperaturen lassen sich Mikroorganismen effektiv einsetzen.

Bei Späne- und OSB-Trockner liegt die sich einstellende Kühlgrenztemperatur mit 60 bis 75 °C deutlich darüber (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019). Eine weitere Reduktion ist nur durch Entzug vieler MW Abwärme, bei welcher entsprechende Menge Kondensat anfallen, oder durch Mischung mit hohen Mengen Umgebungsluft zu erreichen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019). Es gibt zwar Mikroorganismen, welche auch bei derart hohen Temperaturen aktiv sind, diese sind aber empfindlicher gegenüber Temperaturschwankungen. Zudem ist deren Stoffumsatz langsamer und in einen großtechnischen Einsatz bis dato nicht sinnvoll umzusetzen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019).

Wichtig für eine optimale Funktion der Waschstufen ist darüber hinaus eine funktionierende Staubabscheidung vor den Wäschern. Dies vermindert oder verhindert das Zusetzen der Düsen und/oder der Stoffaustauschzone (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022; Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021), beziehungsweise sorgt für eine gut funktionierende, nachgeschaltete, biologische Reinigung des Waschwassers (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022).

2.9.3 Grenzen und Limitierungen kombinierter Abgasreinigungssysteme

In den meisten Fällen kommt, wie beschrieben, eine Kombination mehrerer Abgasreinigungssysteme zum Einsatz. Bei Späne- und OSB-Trocknern werden Nass-Elektrofilter eingesetzt, während bei der Faserplattenproduktion den Zyklonen hauptsächlich Wäscher mit biologischer Waschwasseraufbereitung nachgeschaltet sind. Diese kombinierten Systeme unterliegen den gleichen Grenzen und Einschränkungen wie trockene und nasse Abgasreinigungssysteme.

Die Kombination eines Wäschers mit einem Elektrofilter ermöglicht eine Spülung der Elektroden mit Waschwasser. Dies verhindert Ablagerungen, senkt das Brandrisiko und erhöht die Anlagenverfügbarkeit. Im Vergleich zu herkömmlichen Elektrofiltern spielt der Staubwiderstand bei NEL eine geringere Rolle (Ghafghazi et al., 2011). So ist hohe Effizienz bei der Staubentfernung möglich (Ghafghazi et al., 2011).

Aufgrund der hohen Temperaturen hinter Späne- und OSB-Trocknern ist eine biologische Abgasreinigung schwierig. Das Fehlen einer geeigneten Senke für wasserlösliche Organik führt also auch bei diesem kombinierten System zu geringen Abscheideeffizienzen. Es wurden Ausnahmenträge gestellt, die eine mögliche Reduktion von Formaldehyd um etwa 30 % beschreiben (Unternehmen I HWS-Industrie, 2019). Die Zugabe von Natronlauge zum Waschwasser kann zu weiteren Reduktionen führen, erhöht jedoch die Ammoniakemissionen aufgrund der pH-Wert-Veränderung des Wassers (Unternehmen I HWS-Industrie, 2019). Es ist zu beachten, dass diese Reduktionen nur für lösliche organische Verbindungen gelten. Die Abscheidung von wasserunlöslichen Terpenen ist aufgrund bereits besprochener Einschränkungen nur in begrenztem Umfang möglich, beispielsweise bei zufälligem Anhaften an Staubpartikeln. Die Wasch- und Kreis-

laufwasseraufbereitung ist auch für Kombisysteme technologisch anspruchsvoll, jedoch ein wichtiger Faktor für einen langfristigen und störungsfreien Betrieb.

2.10 Erläuterungen zur Datenbasis und Datendarstellung

Die Diagramme zu den Emissionen von Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd und Gesamtstaub basieren auf Überwachungs- und Messberichten, die von Betreibern und Behörden zur Verfügung gestellt wurden. Ein Teil der Berichte stammt aus einem bundesweiten LAI-Untersuchungsprojekt in der Holzwerkstoffindustrie. Zusätzlich wurden ausgewählte betriebsinterne Messungen der Betreiber berücksichtigt. Sowohl die betriebsinternen Messungen als auch die behördlichen Überwachungsmessungen wurden im Zustand maximaler Emissionen durchgeführt, wie von den Vorgaben der TA Luft gefordert. Die Daten wurden sorgfältig ausgewählt und geprüft, um ihre Belastbarkeit sicherzustellen. Messungen, die von dieser Vorgabe abweichen oder bei unklarem Betriebszustand durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

Bei der Zusammenstellung der Daten wurde darauf geachtet, dass ein ausgewogenes Verhältnis zwischen den Standorten hinsichtlich der Anzahl der eingehenden Daten besteht. Falls ein Standort über eine große Menge an Daten verfügte, fand nur die Einbeziehung der neuesten Daten statt. Messdaten, die vor 2017 erfasst wurden, fanden keine Berücksichtigung. Dies erfolgte unter der Annahme, dass die Anlagen in den letzten Jahren umgebaut und optimiert wurden, die in diesem Bericht enthaltenen Emissionsdaten jedoch dem aktuellen Stand der Technik vor Ort entsprechen sollen. In Tabelle 8 sind die Anzahl der Messprotokolle und Einzelmessungen für jeden Schadstoff dargestellt. Diese sind nach den drei Produkten (Spanplatte, OSB-Platte und Faserplatte) aufgeschlüsselt. Außerdem wird die Anzahl der beteiligten Standorte angegeben.

Tabelle 8: Übersicht der Datenbasis zur Bewertung der Emissionsgrenzen der Holzwerkstoffindustrie

Schadstoff	Produkt	Anzahl der Protokolle	Anzahl der Messdaten	Anzahl der Standorte
Gesamtkohlenstoff	Span	21	134	11
	OSB	5	21	3
	Faser	19	86	6
Formaldehyd	Span	24	95	11
	OSB	6	16	3
	Faser	19	55	6
Gesamtstaub	Span	13	37	9
	OSB	5	16	3
	Faser	16	87	6

Die meisten Standorte haben sich an der Studie beteiligt. Für die OSB-Produktion liegen Daten von allen drei deutschen Standorten vor, obwohl die Anzahl der Einzelmessungen am geringsten ist. Die Datenlage für die Spanplattenherstellung ist sehr gut, insbesondere in Bezug auf Gesamtkohlenstoff und Formaldehyd. Festzuhalten ist, dass sich diese Studie nicht auf die Spanklötzproduktion konzentriert, obwohl der Produktionsprozess dem der Spanplattenproduktion ähnlich ist. Es wurden keine Hersteller diesbezüglich kontaktiert.

Bei der Faserplattenherstellung gilt es zu beachten, dass von den 13 Standorten mit Faserplattenproduktion fünf weniger als 600 m³/h produzieren. Diese werden bei der Bewertung der Emissionsgrenzen nicht berücksichtigt und sind daher in der Tabelle nicht aufgeführt, obwohl teilweise Emissionsdaten vorhanden sind und diese auch präsentiert werden. Darüber hinaus liegen keine Daten von zwei Standorten mit Faserplattenproduktion in Brandenburg vor. Insgesamt ist die Datenbasis solide und geeignet, um Emissionsgrenzen zu bewerten.

Gemäß TA Luft Nr. 5.3.2.4 wird die im Genehmigungsbescheid festgelegte Emissionsgrenze als sicher eingehalten betrachtet, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet (TA Luft, 2021). Die Überwachungsmessung wird im Umkehrschluss als nicht bestanden angesehen, wenn das Ergebnis einer Einzelmessung abzüglich der Messunsicherheit den Grenzwert überschreitet. Um die Streuung der Einzelmessungen während der Überwachungsmessungen darzustellen, wurden alle Einzelmesswerte aus den Messprotokollen extrahiert und die jeweilige Messunsicherheit zu jedem Einzelwert addiert. Wenn eine Überwachungsmessung aus 3 Einzelmessungen besteht, werden entsprechend 3 Messwerte in die Datenbasis aufgenommen. Der in den folgenden Tabellen zu den Emissionen präsentierte Maximalwert entspricht dem höchsten Messwert einer Messung an diesem Standort zuzüglich der zugehörigen Messunsicherheit.

Vor der Erstellung des Berichts haben alle Betreiber die Möglichkeit erhalten, ihre jeweiligen Emissionsdaten einzusehen, die für die Erstellung der Diagramme verwendet wurden. In vielen Fällen fand diese Einsicht und Diskussion in Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden statt. Die Datenbasis enthält nur die Daten, die vom Betreiber freigegeben wurden und keine Daten, die nicht autorisiert wurden.

Herausfordernd im Sinne der Vergleichbarkeit waren die vielen Varianten bei den Bezugsgrößen. So variieren auch innerhalb der Messberichte zwischen den einzelnen Messkomponenten die Bezugsgrößen und Grenzwerte beziehen sich teilweise auf den Normzustand vor oder nach Abzug des Feuchtegehaltes. Zur Erhöhung der Vergleichbarkeit und in Anlehnung an die Forderungen der TA Luft 2021 fand eine Korrektur beziehungsweise Vereinheitlichung dieser Bezugzustände statt. Hierfür verwendete Formeln lauten:

$$\text{Korrektur Sauerstoffbezug}^{10} \quad E_B = \frac{(21 - O_B)}{(21 - O_M)} E_M \quad (1)$$

B-Bezug [%] M-Gemessen [%] E-Emissionswert [mg/m³] O-Sauerstoff

$$\text{Korrektur Feuchtebezug} \quad E_B = \frac{100}{(100 - H_2O)} E_M \quad (2)$$

H₂O- Dampfanteil Abgas [%], mittels Dreisatzes aus Abgasvolumenstrom Feucht und Trocken ermittelt, sofern nicht angegeben.

Unkorrigierte Daten gehen nicht in die Darstellungen mit ein.

In den Überwachungsberichten für die Messung von Gesamtstaub nach VDI 2066-1 sind Trocknungstemperaturen nach Beaufschlagung der Filter von 60, 120 und 160 °C zu finden. Ebenso variieren zugehörige Trocknungszeiten von 1h bis 4h. Dies lässt schließen, dass es einen Interpretationsspielraum für die beauftragten Messinstitute bei den Messungen gibt. Da flüchtige Holzinhaltsstoffe bei Temperaturen über 100 °C verdampfen, ist eine Beeinflussung der Staubmesswerte nicht auszuschließen ist. Es ist jedoch unklar, wie groß dieser Einfluss ist. Die wenigen Vergleichsmessungen bei unterschiedlichen Temperaturen in den Überwachungsberichten

10 Gemäß TA-Luft 2021 5.1.2 Absatz 8

zeigen keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Gesamtstaubemissionen. In der Datenbasis sind alle Staubmesswerte mit einer Trocknungstemperaturen nach Beaufschlagung der Filter von 120 und 160 °C enthalten, wenn keine anderen Ausschlussgründe vorliegen.

Der Messbericht gemäß TA Luft Nr. 5.3.2.4 soll relevante Informationen zur Messplanung, den Ergebnissen einzelner Messungen, dem angewendeten Messverfahren und den relevanten Betriebsbedingungen enthalten, um eine Bewertung der Einzelwerte und Gesamtergebnisse zu ermöglichen. Die Richtlinie VDI 4220 Blatt 2 (Ausgabe November 2018) dient als Vorlage für diesen Bericht. Es gibt jedoch unterschiedliche Herangehensweisen bei der Umsetzung dieser Anforderungen. Daraus resultiert ein stark variierender Detailgrad bei der Beschreibung von Anlagen, Einsatzstoffen oder Betriebsbedingungen.

Die Beschreibung des Holzmixes reicht von allgemeinen Angaben wie „Holzhackschnitzel und Holzspäne“ oder dem Verweis auf den Genehmigungsbescheid bis hin zu spezifischen Aufschlüsselungen nach Materialgruppen wie Hombak MS1 oder Pallmann. Durch diese unterschiedlichen Angaben wird die Vergleichbarkeit der Daten erschwert und die Bewertung der Emissionen ist teilweise eingeschränkt.

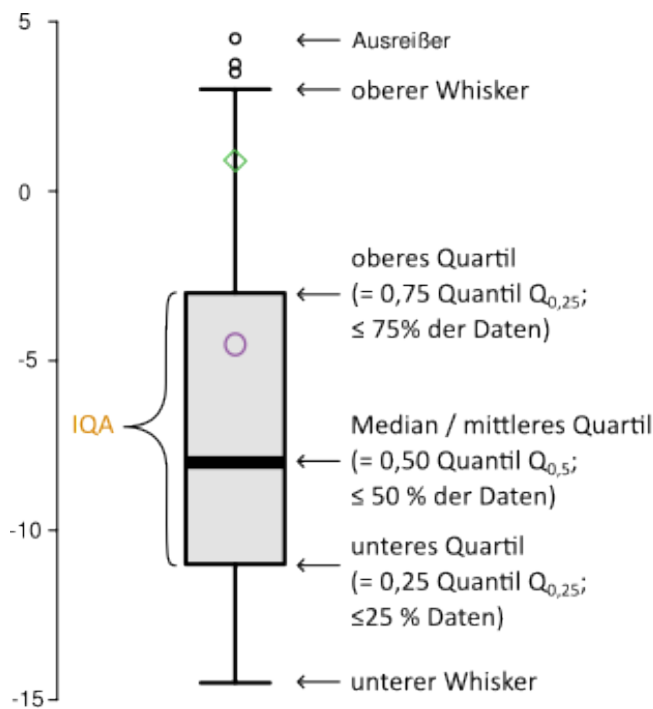
Auch die Verwendung von Begriffen in den Berichten variiert. Zum Beispiel wird in Messberichten eines Standortes von einem Röhrenbündeltrockner gesprochen, obwohl auf Nachfrage ein Trommeltrockner gemeint ist. Ein Standort mit Faserplattentrockner gibt in mehreren Berichten an, dass der Holzmix zu 50 % aus Kiefer und zu 50 % aus Buche besteht. Andere Hersteller schließen jedoch solche Anteile an Laubholz aus, da dies die Plattenqualität beeinträchtigen kann (Unternehmen E HWS-Industrie, 2019). Der Betreiber des Faserplattentrockners bestätigte, dass der Laubholzanteil geringer ist. Es kommt auch vor, dass der Bericht teilweise die Anlagenteile der Spanplattenproduktion beschreibt, aber die Emissionsdaten des Stromrohrtrockner für Fasern wiedergibt.

Diese uneinheitlichen, zum Teil auch fehlerhaften Angaben in den Berichten erschweren die Auswertung der Messberichte und die Diskussion der Daten. Die Überwachungsberichte und Fragebögen wurden ausgewertet und abgeglichen. Bei Unklarheiten wurde der Betreiber kontaktiert. Die Messdaten wurden sorgfältig ausgewählt und zusammen mit zusätzlichen Informationen zum Produktionsprozess in eine Datenbank übertragen.

Die Darstellung der Emissionsdaten erfolgt anonymisiert in Boxplots, für deren Interpretation eine kurze, grafische Erläuterung in Abbildung 10 auf Seite 48 gegeben ist. Der Median (mittleres Quartil $Q_{0,5}$) wird durch den Messwert gebildet, der nach Sortierung der Emissionswerte der Größe nach genau „in der Mitte“ liegt. Das bedeutet, dass 50 % der Daten kleiner sind als der dargestellte Median. Ähnlich zu interpretieren sind die dargestellten oberen und unteren Quartile, also die obere und untere Linie der „Box“. Für diese gilt, dass 75 % ($Q_{0,75}$) respektive 25 % ($Q_{0,25}$) kleiner sind als der dargestellte Wert. Ein Boxplot zeigt durch die Lage des Medians innerhalb der Box demnach auch Schief lagen innerhalb des Datensatzes an.

Die Länge der dargestellten Whisker ergibt sich aus dem anderthalbfachen Wert des Abstands zwischen oberem und unterem Quartil. Existieren keine Werte außerhalb der so definierten Grenze, ergibt sich die Länge des Whiskers durch den maximalen respektive minimalen Wert. Werte außerhalb dieser Grenze werden als Ausreißer (volle schwarze Punkte) dargestellt.

Abbildung 10: Elemente eines Boxplots und deren Interpretation



Länge Whisker = letzter Wert innerhalb von $1,5 \cdot IQA$

Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Wenn im Text nicht anders beschrieben, enthalten die Plots für alle dargestellten Emissionen zusätzlich den Maximalwert aus allen vorliegenden Messdaten des Standorts. Für eine Abschätzung der möglichen Schiefeite, die durch eine unverhältnismäßig hohe Anzahl an Daten eines Standortes entstehen kann, werden zudem die Anzahl der in den Plot eingegangenen Messprotokolle und Messdaten gesondert in der Grafik und den nachfolgenden Tabellen ausgewiesen.

Davon abweichend werden Plots wiedergegeben, welche mehrere farbige Symbole gleicher Art (beispielsweise x leere, grüne Kreise) aufweisen. Diese Darstellungen sollen bestimmte Daten hervorheben. Derart farbig markierte Werte fließen NICHT in die Erstellung des Boxplots mit ein, sondern sind zum Informationsgewinn zusätzlich eingeblendet. Die Plots sind differenziert nach Produkt und Art der Wärmebereitstellung und enthalten jeweils eine Darstellung für Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd und Gesamtstaub.

Die Datenbasis bilden aus den Messberichten entnommene Halbstundenmittelwerte plus die angegebene Messunsicherheit der angewandten Messtechnik. Es handelt sich bei den Daten um Emissionswerte gemessen im Reingas im Normzustand und nach Abzug der Feuchte. Für direkt befeuerte Span- und OSB-Trockner fand eine einheitliche Normierung auf 18 Volumenprozent Restsauerstoff statt. Der Grenzwert für die betrachtete Kombination aus Trocknerbauart und Abgasbestandteil nach TA Luft 2021 wird in dem jeweiligen Plot angegeben.

3 Stand der Technik der Spanplattenherstellung

Von den 12 deutschen Standorten mit Spanplattenproduktionslinien haben 11 Standorte Informationen bereitgestellt, darunter Überwachungsberichte, ausgefüllte Fragebögen zum Stand der Technik und Ausnahmeanträge für Emissionsgrenzwerte bestimmter Schadstoffe. Für ein Werk in Rheinland-Pfalz konnte kein Kontakt zu Betreibern oder Behörden hergestellt werden, wodurch keine Daten zur Technik oder den Emissionen vorliegen. Die Studie konzentriert sich ausschließlich auf die Spanplattenproduktion und beinhaltet keine Informationen zur Spanklotzproduktion. Die vorhandenen Daten zur Spanplattenproduktion sind aussagekräftig und verlässlich.

3.1 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ A2 / A3)

3.1.1 Stand der Technik

In sieben verschiedenen Produktionsstätten für Spanplatten, bei denen das Material mit Rauchgas direkt aufgeheizt und getrocknet wird, werden Trommeltrockner verwendet. An einem der Standorte gibt es außerdem eine Fertigungslinie für Faserplatten. An einem weiteren Standort werden sowohl Spanplatten als auch OSB-Platten hergestellt. Einige Standorte haben separate Trockner oder Produktionslinien für die Mittel- und Deckschicht, wodurch die Diskrepanz zwischen der Anzahl der Standorte und der Anzahl der Trockner in Abbildung 11 auf Seite 50 erklärt wird. Eine übersichtliche Zusammenfassung der wichtigsten Merkmale der Standorte befindet sich in Tabelle 9 auf Seite 51.

Die Erzeugung der benötigten Rauchgase findet in vorgeschalteten Feuerungsanlagen statt. Oftmals kommen mehrere dieser Feuerungsanlagen zum Einsatz, die unterschiedliche Feuerungsleistungen aufweisen und verschiedene Brennstoffe verwenden. Die bekannten Anlagen weisen gemäß Recherche alle eine Rückführung von Brüden auf, der bis zu 60 Volumenprozent des Abgasvolumenstroms am Trockneraustritt beträgt. Die zurückgeführte Menge des Brüdens ist aufgrund des hohen Wärmeinhaltes maßgeblich für die Energiebereitstellung. Falls diese Energiemenge nicht ausreicht, findet eine Erhöhung der Leistung des Heißgaserzeugers statt (VDI, 2023, Juli).

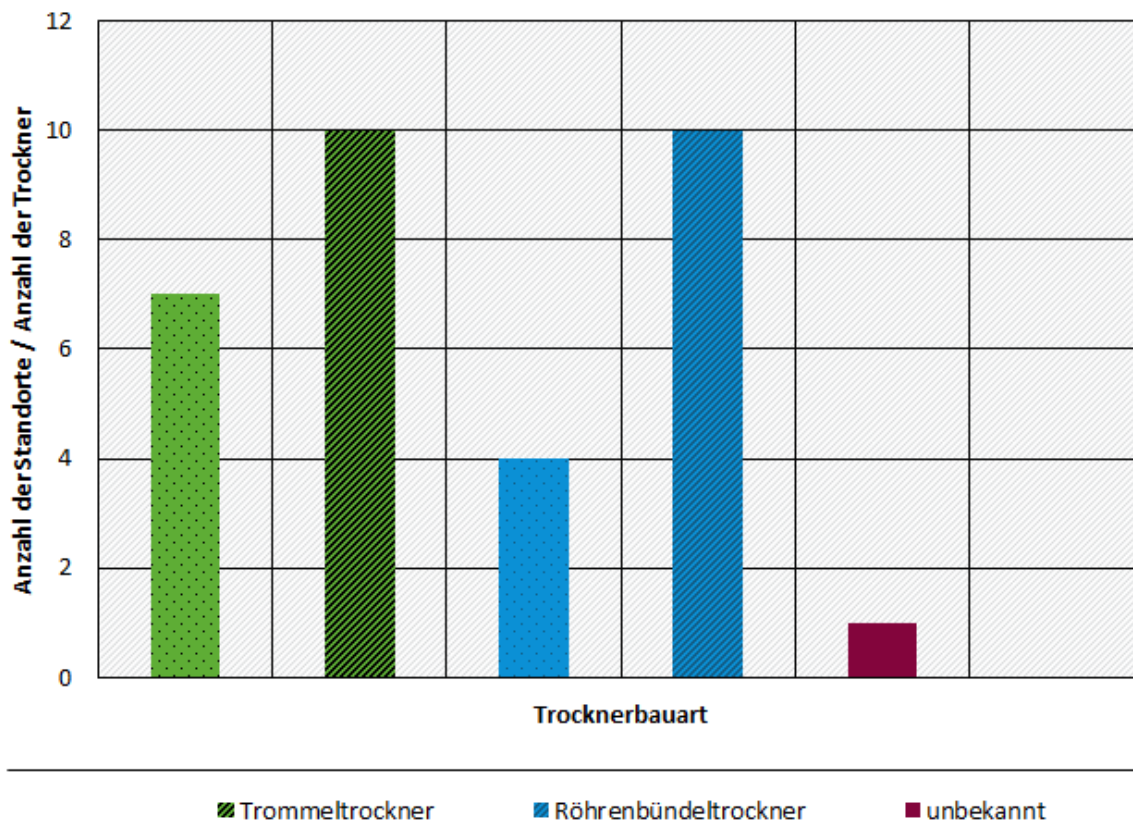
Die genaue Aufteilung der Feuerungsleistungen und eingesetzten Brennstoffe ist in den meisten Fällen unbekannt, genauso wie der Verlauf der Energie- und Stoffströme. Eine Unterscheidung der Trocknertypen nach VDI 3462-2 A2 oder A3 ist demnach nicht möglich. Der Typ A1, dessen Regelung über eine frischluftgeführte Mischkammer erfolgt, findet sich an keinem deutschen Standort. Gemäß VDI 3462-2 entspricht dieser auch nicht dem Stand der Technik (VDI, 2023, Juli).

Als Brennstoff kommt gemäß Recherche primär Biomasse in Form von Holzstaub, Altholz und Produktionsresten sowie Erdgas zum Einsatz. Die installierten, zur Trocknung benötigten, thermischen Leistungen liegen im zweistelligen Megawattbereich. Um sicherzustellen, dass die geforderte Endfeuchte erreicht wird, muss technologisch sichergestellt sein, dass ausreichend Trocknungsenergie zur Verfügung steht, unabhängig von der anfänglichen Feuchtigkeit der Materialien oder deren Schwankungen. Die Endfeuchte des Materials hängt vom verwendeten Bindemittel ab, beträgt 5–10 % atro für das PDMI-Bindemittel und 1–5 % atro für andere, gängige Bindemittel.

Abbildung 11: Eingesetzte Trocknerbauarten bei der Spanplattenherstellung untergliedert nach Anzahl der Standorte und Heizungsart

Trocknerbauarten Spanplattenproduktion

differenziert nach Art der Beheizung



gepunktet - Anzahl der Standorte mit Trommeltrockner | schraffiert - Anzahl der Trockner

Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Um die gewünschte Endfeuchte zu erreichen, kann die Eintrittstemperatur des Trockners bis zu 500 °C betragen (VDI, 2023, Juli). Die Betreiberangaben dazu, entnommen aus den Fragebögen, liegen im Bereich von 250 °C bis 300 °C am Trocknereintritt und damit deutlich unterhalb der Angaben der VDI 3462-2. In guter Übereinstimmung findet sich die Trockneraustrittstemperatur mit 100 °C bis 120 °C (vgl. VDI 3462-2 130 °C). Die Verweildauer des Materials im Trockner liegt zwischen 5 und 20 Minuten (VDI, 2023, Juli).

Die eingesetzten Trommeltrockner besitzen Schaufeln, die an der Innenseite der Trommel angebracht sind. Diese Schaufeln dienen dem Transport der Späne und der Durchmischung. Diese Trocknerbauart kann einen mechanischen Durchsatz von bis zu 100 Tonnen pro Stunde bewältigen und eine Wasserverdampfungsleistung von bis zu 90 Tonnen pro Stunde erreichen. Die Produktionskapazität liegt gemäß Recherche bei 1450–2450 m³ Platte pro Tag.

Der Anteil an Frischholz und Recyclingmaterial variiert je nach Produktanforderungen. Der eingesetzte Holzmix ist zudem abhängig von den regional verfügbaren Holzsorten. Tabelle 9 fasst das Gesagte zusammen.

Tabelle 9: Zusammenfassung zum Stand der Technik Direktrockner von Spänen

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	7(7–8)
Produkt	Span
Produktionskapazität	1450–2450 m ³ /d
Beheizung	Direkt (Rauchgase)
Frischholzanteil ²	stark schwankend
(externes) RC-Material ²	0–65 %
Laubholzanteil ³	< 5 %
Brüdenrückführung	< 60 % vom Abgasvolumenstrom (Gesamt)
Trocknerbauart	Trommelrockner
Transport Trockengut	Rotation und Einbauten
Brennstoffe ^{3,4}	(Altholz) + Holzstaub + (Rost)
Abgasnachbehandlung ⁵	Sammelleitung > Quench > Nasselektrofilter > Schornstein
Abgasvolumenströme	41–410 T(Nm ³ /h) [tr]
Besonderheiten	
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug (einige) Anlagen ohne GW-Angabe
Emissionen ^{6,7}	Daten ab 2017

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 Produktabhängig

3 sofern angegeben

4 Altholzanteil bis 75 %

5 Zyklon generell zur Produktabscheidung

6 für 1 Standort aufgrund der Datenlage Daten ab 2021

7 für 2 Standorte Ammoniakmessung dokumentiert (einmal wiederkehrende Überprüfung, d.h. Grenzwert festgelegt)

3.1.2 Abgasreinigung

Laut den vorliegenden Unterlagen wird der Abgasstrom des Trockners an den meisten Standorten mit anderen Abgasteilströmen aus verschiedenen Produktionsschritten, wie beispielsweise Pressen, vermischt. Der genaue Volumenstrom der beigemengten Abgase variiert und ist nur in wenigen Messberichten angegeben. Der gemischte Abgasstrom gelangt gemäß den erhobenen Daten zu den Zyklonen / Zyklonbatterien, wo der Produktaustrag sowie eine Vorabscheidung grober Partikel und anhaftender Organik stattfinden. Zur anschließenden Abgasreinigung (siehe Abbildung 12) werden ausschließlich Nass-Elektrofilter verschiedener Hersteller und Bauarten eingesetzt, wie in Abbildung 9 auf Seite 40 dargestellt.

Abbildung 12: Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an direkt trocknenden Spanplattentrocknern.



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Die sich im NEL einstellende Kühlkreistemperatur (Temperatur des zirkulierenden Waschwassers) beträgt laut Betreibern zwischen 70 bis 80 °C, was ein führender Anlagenhersteller der Abgasreinigungsanlagen bestätigt (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021). Das gereinigte Abgas strömt bei allen Anlagen über einen zentralen Schornstein in die Umgebung ab.

Die weitere Aufbereitung des Waschwassers erfolgt gemäß Betreiberangaben hauptsächlich mechanisch bzw. über physikalische Effekte, wobei die Zugabe geringer Mengen von Chemikalien bei Bedarf dokumentiert ist (Unternehmen I HWS-Industrie, 2019; Unternehmen K HWS-Industrie, 2019). Es ist nicht bekannt, dass die Chemikalienzugabe zum Zwecke des Schadstoffabbaus erfolgt.

Basierend auf den Informationen von Überwachungsberichten dreier Standorte und zweier Ausnahmeanträge lässt sich schließen, dass die Abgasreinigung abwasserfrei arbeitet und somit einen geschlossenen Kreislauf bildet (Unternehmen I HWS-Industrie, 2019; Unternehmen K HWS-Industrie, 2019). Frischwasser wird lediglich zur Kompensation von Verdunstungsverlusten zugeführt. Es ist nicht zu erwarten, dass dies zu einer Verdünnung und damit zu einer verbesserten Entfernung von im Wasser löslichen organischen Stoffen führt. Es gibt also keine spezifische Senke für wasserlösliche Organik.

3.1.3 Emissionen

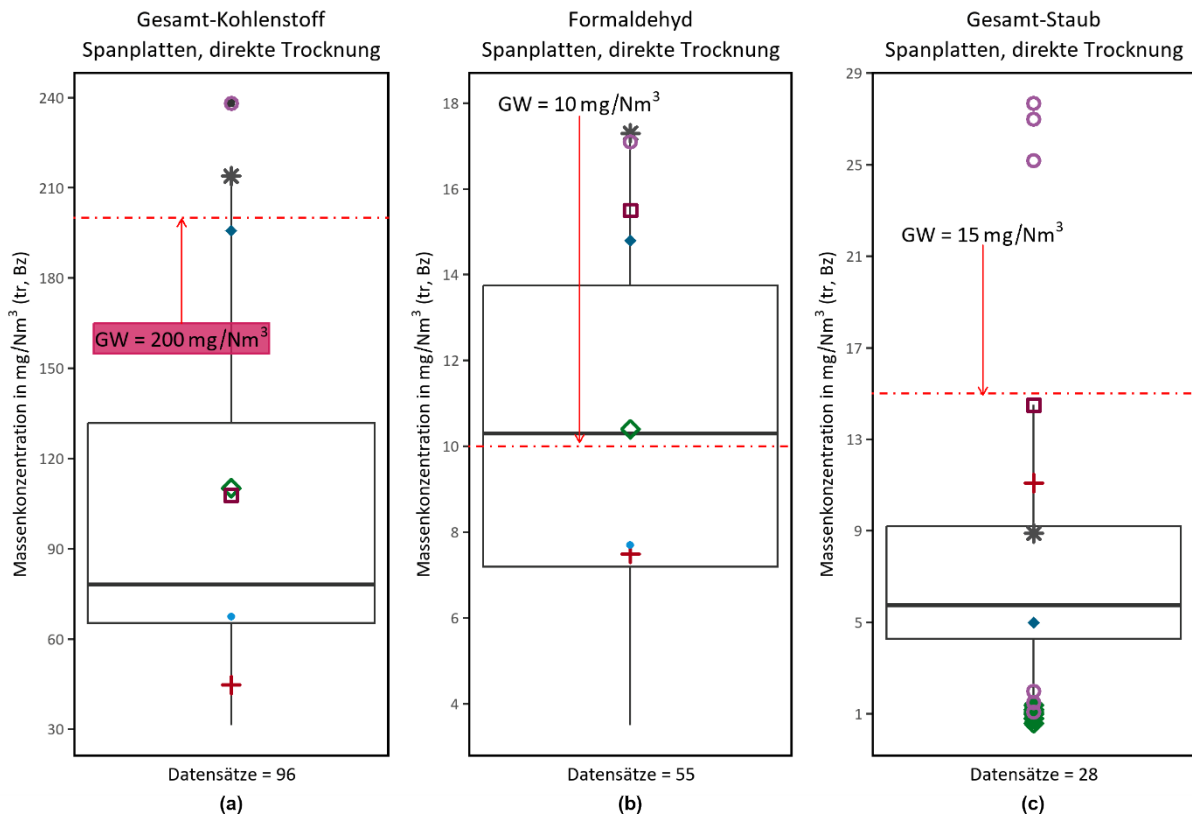
Abbildung 13 stellt die Emissionen von Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direkttrocknern für Späne (NZ, trocken, 18 Volumenprozent O₂ Bezug) dar. Die jeweiligen Maximalwerte¹¹ je Standort, sowie die Anzahl der in die Darstellung eingegangenen Messprotokolle und Datenpunkte sind in Tabelle 10 (Formaldehyd), Tabelle 12 (Gesamtkohlenstoff) und Tabelle 13 (Gesamtstaub) auf den Seiten 53–59 zu finden.

Für die sieben Standorte wurden insgesamt 55 Einzelmesswerte für Formaldehyd erfasst und in Abbildung 13 (b)) dargestellt. Die gemessenen Werte schwanken zwischen 3–17,3 mg/m³ (siehe Tabelle 10). Der Median der eingegangenen Formaldehydemissionen liegt bei 10,3 mg/m³. Das bedeutet zum einen, dass der Median oberhalb des gültigen Grenzwertes für diese Art von Anlagen liegt. Zum anderen folgt aus der Definition des Medians, dass 50 % der Emissionsdaten diesen Wert überschreiten.

Die Formaldehydmesswerte überschreiten an den Standorten den Grenzwert unterschiedlich häufig. Bei Standort 1 und Standort 6 liegen 50 % der Messwerte über dem Grenzwert, während es bei Standort 2 66 % sind. An Standort 3 und Standort 7 wurden hingegen keine Formaldehydmesswerte oberhalb des Grenzwertes festgestellt. Jedoch zeigen Standort 4 und Standort 5 eine deutlich höhere Grenzwertüberschreitung, mit 75 % bzw. 100 % der Formaldehydmesswerte über dem Grenzwert.

¹¹ Der Maximalwert ergibt sich aus dem höchsten Einzelmesswert eines Standortes aller vorliegenden Messungen plus der zugehörigen Messunsicherheit.

Abbildung 13: Emissionen von Gesamt-C (a), (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direkt-trocknern für Späne (NZ, trocken, 18 Volumenprozent O₂ Bezug) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Tabelle 10: Maximale Formaldehydkonzentrationen im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort		Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 13
Standort 1–7	15	55	17,3	
Standort 1	1	9	10,4	Raute leer
Standort 2	1	3	14,8	Raute gefüllt
Standort 3	1	6	7,5	Plus
Standort 4	4	13	15,5	Viereck
Standort 5	3	12	17,3	Stern
Standort 6	2	6	17,1	Kreis leer
Standort 7	2	6	7,7	Kreis gefüllt

In Tabelle 11 stehen RC für den Recyclingholzanteil, FR für den Frischholzanteil, RF für den Anteil an Rückföhrgut, HBF für die Holzsorte im Frischholz mit dem größten Anteil, TE für die Trocknereintrittstemperatur und TA für die Trockneraustrittstemperatur. Die Zahlenwerte und Angaben basieren auf den durchschnittlichen Daten, die für den spezifischen Standort vorliegen. Sie dienen dazu, dem Leser eine leichtere Beurteilung zu ermöglichen.

Tabelle 11: Zusammenfassung wesentlicher Betriebsparameter der direkt beheizten Trommeltrocknern für Späne

Standort	RC [%]	FR [%]	RF [%]	HBF	TE [°C]	TA [°C]
1	0	95	5	k.A.	260	115
2	78	17	5	k.A.	170	110
3	0	95	5	k.A.	260	115
4	30	70	0	Kiefer	350	130
5	0	80	17 ¹²	Kiefer	260	115
6	k.A.	k.A.	k.A.	k.A. (Kf)	320	130
7	k.A.	k.A.	k.A.	Fichte	320	110

Für diese Trockneranlagen zeigt sich, dass die Einhaltung des Formaldehydgrenzwertes von 10 mg/m³ eine Herausforderung für einige Standorte darstellt. Dies wird unterstützt von dem Fakt, dass vier Anlagen Ausnahmeantrag nach Artikel 15 Abs. 4 der Richtlinie 2010/75/EU (Richtlinie 2010/75/EU, 2010) gestellt haben (Mitarbeiter Unternehmen J HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 12. Oktober 2022; Mitarbeiter Unternehmen M HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 26. April 2021; Unternehmen I HWS-Industrie, 2019; Unternehmen K HWS-Industrie, 2019). Mit Blick auf Tabelle 8 kristallisiert sich, auch aufgrund fehlender Informationen, kein eindeutiger oder einheitlicher Einflussfaktor heraus, der allein maßgeblich für die Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft der Anlagen verantwortlich ist

Für Standort 5 kann vermutet werden, dass die Kombination aus einem hohen Anteil an Frischholz, vor allem Kiefernholz, und einer vergleichsweise großen Menge an rückgeführtem Material¹³, das durch den Trockner läuft, dazu führt, dass der Grenzwert der TA Luft nicht eingehalten werden kann. Zudem ist die Austrittstemperatur des Trockners vergleichsweise hoch, was auf eine geringe, für den weiteren Prozess erforderliche, Restfeuchte der Späne hindeutet. Es ist bekannt und wurde bereits diskutiert, dass hohe Temperaturen die Bildung von Formaldehyd begünstigen.

Standort 4 verwendet etwa 30 % Recyclingholz. Da vor allem Kiefernholz regional verfügbar ist, besteht der Hauptbestandteil des Frischholzes daraus. Die Ein- und Austrittstemperaturen des Trockners liegen mit 350 °C bzw. 130 °C auf einem vergleichsweise hohen Niveau. Jegliches rückgeführte Material wird am Standort nach dem Trockner wieder dem Materialfluss zugeführt und beeinflusst daher nicht die Emissionen des Trockners. Es ist zu vermuten, dass die Trocknertemperaturen und die Zusammensetzung des Frischholzes wesentlich zu den Formaldehydemissionen des Standortes beitragen.

Bei Standort 2 ist ein großer Anteil an Recyclingholz im verwendeten Holzmix zu finden, während der Anteil an Frischholz sehr gering ist. Außerdem liegt die Temperatur beim Eintritt in den Trockner auf einem sehr niedrigen Niveau. Aufgrund dieser Faktoren ist anzunehmen, dass der hohe Anteil an Recyclingholz an diesem Standort zu den erhöhten Formaldehydemissionen führt. Dies entspricht den Informationen aus der vorliegenden Literatur, welche beschreibt, dass Spanplatten und OSB-Platten eine höhere Formaldehydemission aufweisen, wenn der Anteil an

12 Der zu 100 % fehlende Holzanteil bezieht sich an diesem Standort auf das Rückföhrgut, das am Trockner vorbei geleitet wird, ohne erneut getrocknet zu werden.

13 Setzt sich in diesem Fall zusammen aus: Fehlschüttung, Spänen aus Seitenbesäumung und Zuschnitt, Boardbreaker material, Rückföhrgut aus Möbelwerken.

recyceltem Holz in der Mischung höher ist (Nguyen et al., 2023). Der Grund dafür liegt wahrscheinlich in der höheren ursprünglichen Formaldehydkonzentration im Leim von recyceltem Holz (Nguyen et al., 2023).

Für die übrigen Standorte können aufgrund fehlender Daten keine genauen Schlussfolgerungen gezogen werden. Es ist jedoch anzunehmen, dass der Anteil an Recyclingholz, die verfügbaren Holzsorten in der Region und die Trocknertemperaturen an diesen Standorten einen wesentlichen Einfluss auf die Formaldehydemissionen haben.

Aus den vorliegenden Daten geht hervor, dass die meisten Daten nach der DNPH-Methode¹⁴ (VDI 3862-2) ermittelt wurden. Ein Teil der Daten der Standorte 6 und 7 beruht jedoch auch auf einer Messung nach der Acetylaceton-Methode¹⁵ (VDI 3862-6), die bei Gasen mit hohem Wassergehalt angewendet wird. Diese Methode ist nach Auskunft mehrerer Messinstitute unüblich zur Bestimmung von Formaldehyd. Derzeit wird ein neues europäisches Referenzverfahren, die DIN CEN/TS 17638, zur Bestimmung der Massenkonzentration von Formaldehyd aus stationären Quellen diskutiert und erprobt. Da im Rahmen der Datenerhebung auch Vergleichsmessungen zur DIN CEN/TS 17638 durchgeführt wurden, kann bereits eine erste Einschätzung zur Vergleichbarkeit mit etablierten Messverfahren, insbesondere dem DNPH-Verfahren nach VDI 3862 Blatt 2, vorgenommen werden.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Abbildung 14 auf Seite 56 dargestellt. Es handelt sich um fünf Messungen an drei Standorten mit direkt beheizten Trommeltrocknern für Späne, die am gleichen Versuchstag unter vergleichbaren Produktionsbedingungen durchgeführt wurden. Der Darstellung liegen insgesamt 57 Datenpunkte zugrunde.

Es gibt keine eindeutigen Unterschiede oder Trends zwischen den beiden Messmethoden. Die Messwerte entsprechen den Emissionswerten an den Standorten. Berücksichtigt man jedoch, dass die Messungen 1 & 2 und die Messungen 3 & 4 vom gleichen Standort stammen, aber zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt wurden, so fällt auf, dass nur die ersten Messungen der jeweiligen Messinstitute signifikante Abweichungen zu den mit den Standardverfahren nach CEN/TS 17638:2021 ermittelten Werten aufweisen. Spätere Messungen liegen dagegen auf einem ähnlichen Niveau.

Es ist zu beachten, dass die vorliegenden Ergebnisse auf einer nicht repräsentativen Stichprobe beruhen und weitere Untersuchungen notwendig sind, um eine umfassende Bewertung der Vergleichbarkeit der Messverfahren vornehmen zu können. Dennoch bieten die vorliegenden Daten einen ersten Einblick und zeigen, dass die neue Referenzmethode potenziell mit etablierten Methoden konkurrieren kann. Weitere Forschung und Validierung sind jedoch erforderlich, um die Zuverlässigkeit und Anwendbarkeit der neuen Methode zu bestätigen.

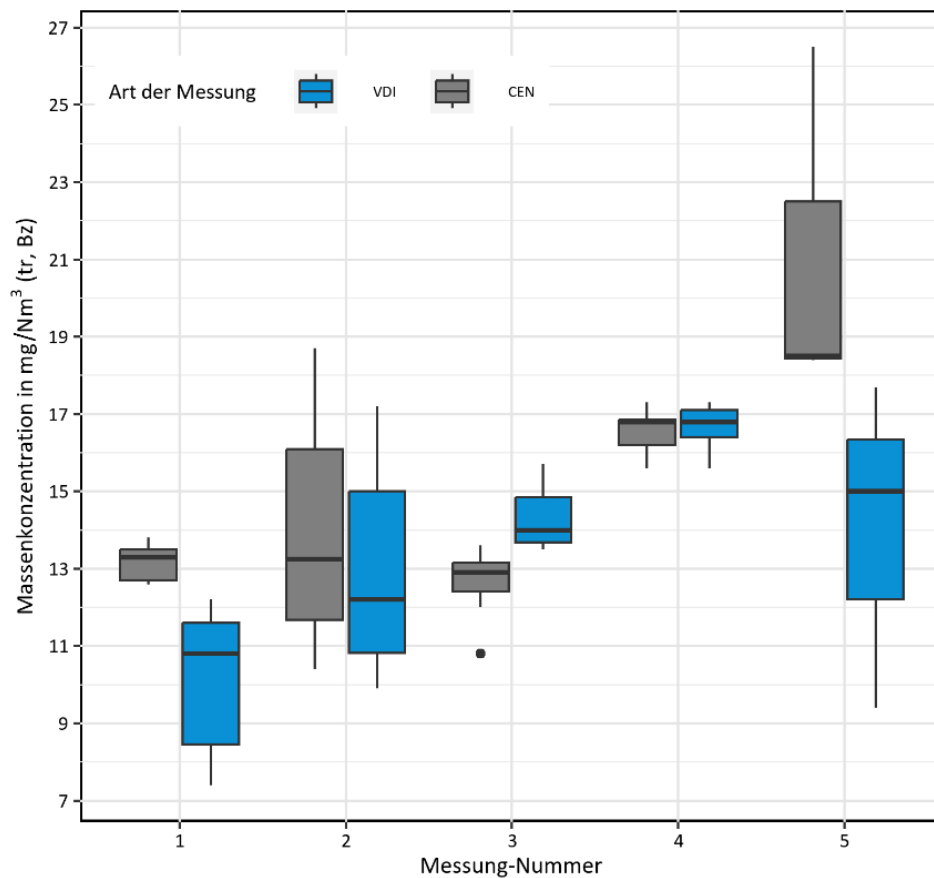
14 Die DNPH-Methode nach VDI 3862-2 ist eine Analyseverfahren zur Bestimmung von Aldehyden und Ketonen in der Luft. Dabei werden die Verbindungen mit 2,4-Dinitrophenylhydrazin (DNPH) derivatisiert und anschließend mittels Hochleistungsflüssigkeitschromatographie oder Gaschromatographie analysiert. Bei der DNPH-Methode können bei unzureichend abgestimmten Probenahme- und Analysebedingungen Kreuzreaktionen mit Formaldehyd auftreten. Ein Beispiel für eine mögliche Kreuzreaktion ist die Reaktion von DNPH mit Acetaldehyd, das zu einer falschen Erhöhung der Formaldehyd-Konzentration führen kann.

15 Die Empfindlichkeit der Acetylaceton-Methode (VDI 3862-6) bei der Bestimmung von Formaldehyd kann von anderen Verbindungen wie Schwefeldioxid und Acetaldehyd beeinflusst werden. Dies kann zu Minderbefunden führen, das heißt, dass die gemessene Formaldehydkonzentration niedriger ist als die tatsächliche Konzentration aufgrund von Interferenzen.

Schwefeldioxid (SO₂) kann zu einer Unterdrückung der Reaktion zwischen Formaldehyd und Acetylaceton führen und somit zu einem Minderbefund bei der Formaldehydbestimmung führen. Dies liegt daran, dass SO₂ mit Acetylaceton reagieren kann und dadurch das Acetylaceton für die Reaktion mit Formaldehyd reduziert wird. Dies kann zu einer Verringerung der Farbauscheidung führen, die für die Bestimmung von Formaldehyd verwendet wird.

Acetaldehyd kann ebenfalls zu einem Minderbefund bei der Formaldehydbestimmung führen, da Acetaldehyd ähnliche chemische Eigenschaften wie Formaldehyd aufweist und auch mit Acetylaceton reagieren kann. Dadurch kann es zu einer Überreaktion mit Acetaldehyd kommen, wodurch das gemessene Ergebnis für Formaldehyd erhöht wird.

Abbildung 14: Vergleich der Ergebnisse von Formaldehydmessungen nach VDI 3862 Blatt 2 und CEN TC264/WG40



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

An zwei Standorten, an denen Holzspäne direkt getrocknet werden, sind neben den üblichen Abgasen auch Ammoniakmessungen in den Berichten durchgeführt. Bei Standort 4 ist diese Messung Teil des standardmäßigen Überprüfungsprogramms zur Einhaltung von festgelegten Emissionsgrenzwerten. Für diesen Standort gilt ein Grenzwert von 30 mg/m^3 (NZ, trocken, 18 Volumenprozent O_2). Es gibt keine spezifischen Grenzwertvorgaben für Ammoniak am Standort 5. Die Erfassung wurde hier zusätzlich im Rahmen eines anderen Projekts (LfU, Az. 21-0270-60624/2020) durchgeführt.

An Standort 4 wird Harnstoff verwendet, um die Menge an Formaldehydemissionen zu verringern. Die Harnstoffzugabe erfolgt in granulierter Form zu den Spänen im Trockner. Harnstoff ist als wirksamer Formaldehydfänger bekannt, reagiert mit überschüssigem Formaldehyd zu Harnstoffharz, das im Trockengut verbleibt (Costa et al., 2013; Frihart et al., 2012; Wikipedia-Autoren, 2022). Der vorliegende Ausnahmeantrag belegt, dass an Standort 3 der indirekten Röhrenbündeltrockner durch Zugabe unterschiedlicher Mengen an Harnstoff eine Reduktion des Formaldehyd-Gehalts im Abgas um bis zu 40 % erreicht werden (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020).

Die Zugabe von Harnstoff führt jedoch zu einer längeren Gelierzeit aufgrund des erhöhten pH-Werts (Ghani et al., 2018). Zudem führt er zu einer stärkeren Dickenquellung der Platte und einer erhöhten Wasseraufnahme (Ghani et al., 2018). Darüber hinaus weisen diese Spanplatten eine geringere Biegefestigkeit und eine schlechtere innere Verbindung auf (Ghani et al., 2018). Daher sind der Dosierung von Harnstoff technologisch Grenzen gesetzt (etwa 1 % bezogen auf

atro Holz), wobei sich die zugegebene Harnstoffmenge bei ca. 50 % des technologisch Machbaren befindet (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020). Die Reduktion des Formaldehyd-Gehalts durch Harnstoffzugabe ist dem folgend begrenzt.

Bei der Zugabe von Harnstoff im Trockner kommt es zu einem chemischen Abbau des Harnstoffs. Unter bestimmten Bedingungen kann Harnstoff durch Hydrolyse zu Ammoniak (NH_3) und Kohlendioxid (CO_2) abgebaut werden. Der Abbau von Harnstoff zu Ammoniak wird durch erhöhte Temperaturen und Feuchtigkeit begünstigt. Für Standort 4 liegt nur ein Überwachungsbericht vor, bei welchem der Ammoniakgrenzwert nicht überschritten wird.

An Standort 5 wird ebenso Harnstoff hinzugefügt. Dies erfolgt, um die NO_x -Emissionen des Heißgaserzeugers zu verringern. Die Zugabe von Harnstoff erfolgt in flüssiger Form hinter dem Heißgaserzeuger und orientiert sich an der aktuellen NO_x -Emission der Anlage. Dies ist von einer Harnstoffzugabe im Trockner klar zu unterscheiden.

Dabei handelt es sich um eine nichtselektive katalytische Reduktion (SNCR). Bei wird ein Reduktionsmittel, wie Ammoniak (NH_3) oder Harnstoff (NH_2CONH_2), in den Abgasstrom injiziert, typischerweise an einem Punkt, an dem die Verbrennungstemperatur ausreichend hoch ist. Durch Thermolyse zersetzt sich das Reduktionsmittel. Die entstehenden Radikale reagieren mit den Stickoxiden und wandeln sie in harmlosere Stickstoffgase (N_2) und Wasser (H_2O) um. Dieses Verfahren ist Stand der Technik zur Reduzierung von Stickoxiden in Abgasen von Verbrennungsanlagen.

Es ist daher unwahrscheinlich, dass die zugeführte Harnstoffmenge so hoch ist, dass überschüssiger Harnstoff in den Trockner gelangt oder dass sich Ammoniak aus dem SCR-Prozess im Trocknerabgas wiederfindet. Bei den wohlweislichen Überprüfungsmessungen wurden auch keine Überschreitungen des Ammoniakgrenzwertes an Standort 5 festgestellt.

Für die Gesamtkohlenstoffemissionen sind 96 Einzelmesswerte von allen sieben Standorten Grundlage des Boxplots in Abbildung 13 (a). Wie auch für die Formaldehydemissionen kann Tabelle 11, welche wesentliche Produktionsparameter enthält, zur Einordnung der Daten herangezogen werden. Die jeweiligen Maximalwerte für Standort 1–7 sind in Tabelle 12 dokumentiert

Tabelle 12: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m^3]	Legende für Abbildung 13
Standorte 1–7	13	96	238,2	
Standort 1	1	9	110,2	Raute
Standort 2	1	3	195,8	Raute gefüllt
Standort 3	1	6	44,8	Plus
Standort 4	4	48	107,7	Viereck
Standort 5	3	17	214	Stern
Standort 6	1	6	238,2	Kreis
Standort 7	2	7	67,5	Kreis gefüllt

Der Median der zugrunde liegenden Daten im Plot liegt unter 80 mg/m^3 . Am Standort 1 gibt es keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft, der Median liegt unter 80 mg/m^3 . Standort 2 zeigt ebenfalls keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft und weist einen Median unter 175 mg/m^3 auf. Am Standort 3 gibt es keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft, mit einem Median unter 50 mg/m^3 . Auch Standort 4 hat keinen Messwert oberhalb des Grenzwertes sowie einen Median unter 100 mg/m^3 . Am Standort 5 liegt eine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft vor. Der Median liegt unter 165 mg/m^3 . Standort 6 zeigt ebenfalls eine Grenzwertverletzung nach TA Luft, aber einen Median unter 140 mg/m^3 . Dieser Standort weist einen Maximalwert von 238 mg/m^3 auf. Am Standort 7 liegen alle Messwerte deutlich unterhalb des Grenzwertes. Zudem weist der Standort den niedrigsten Median mit 61 mg/m^3 auf.

Die Standorte 5 und 6 befinden sich in kiefernreichen Gebieten, während Standort 2 in einem kiefernarmen Gebiet liegt. Die genaue Zusammensetzung des Holzmixes ist allerdings nicht bekannt. Der Frischholzanteil wird teilweise nur in Weich- und Hartholzanteil differenziert. Standort 6 hat einen hohen Frischholzanteil, während Standort 2 einen hohen Recyclingholzanteil aufweist (siehe Tabelle 11). Für Standort 5 sind Frisch- und Recyclingholzanteil unbekannt. An den Standorten 5 und 6 sind die Trocknertemperaturen hoch, während sie am Standort 2 sehr niedrig sind.

Basierend auf den vorliegenden Daten lässt sich keine eindeutige Schlussfolgerung darüber ziehen, was die Höhe der Gesamtkohlenstoffemissionen der Direkttrockner beeinflusst. Eine Korrelation der Gesamtkohlenstoffemissionen mit der häufig diskutierten Verwendung von Kiefernholz, das mit hohen Gesamtkohlenstoffemissionen in Verbindung gebracht wird, kann nicht eindeutig festgestellt werden. Kiefernholz enthält zwar im Allgemeinen höhere Mengen an Harz und Terpenen im Vergleich zu anderen Holzarten wie Fichte oder Buche. Diese Tatsache lässt sich hier, basierend auf den vorliegenden Daten, allerdings nicht nachvollziehen.

Es ist aber festzustellen, dass Standort 2 auch im Vergleich zu anderen fichtenreichen Gebieten trotz des hohen Recyclingholzanteils und vergleichsweise niedriger Trocknertemperaturen in Bezug auf die Gesamtkohlenstoffemissionen auffällig ist. An diesem Standort liegen alle zur Verfügung stehenden Emissionswerte für Gesamtkohlenstoff zwischen 171 und 196 mg/m^3 . Die Ursache hierfür ist nicht erkennbar. Letztlich stellt der Grenzwert für die Gesamtkohlenstoffemissionen von 200 mg/m^3 für nur wenige Standorte mit Direkttrocknern für Späne eine Herausforderung dar.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei den Gesamtstaubemissionen (Grenzwert 15 mg/m^3). Bei Betrachtung von Abbildung 13 (c) ist zu beachten, dass für Standort 7 keine Daten vorliegen. Zudem variieren die Gesamtstaubwerte für Standort 6 stark, je nachdem, welcher Trockner verwendet wird. Die Ursache dafür konnte in dieser Studie nicht ermittelt werden. Es war auch nicht möglich festzustellen, ob die Abgase der betroffenen Trockner einzeln oder gemeinsam der Abgasreinigung zugeführt werden. Aus diesem Grund sind diese Daten nicht im Boxplot enthalten. Bei der Interpretation von Abbildung 13 (c) und Tabelle 12 ist es auch wichtig zu beachten, dass Standort 1 ungewöhnlich niedrige Gesamtstaubwerte aufweist. Da auch hier die Ursache in dieser Studie nicht geklärt werden konnte, sind auch diese Daten nicht im Boxplot enthalten. In der Abbildung sind jedoch beide Standorte mit allen Einzelwerten dargestellt.

Generell werden zur Messung von Staubemissionen in allen Anlagen ausschließlich gravimetrische Methoden für periodische Messungen und Vergleichsmessungen zur Kalibrierung verwendet. In den Normen ist keine Unterscheidung nach organischen Inhaltsstoffen wie Holz oder anorganischen Bestandteilen wie Flugasche und Ruß beschrieben. Bei gravimetrischen Messverfahren erfolgt auch keine Unterscheidung nach Partikelgröße. Messungen nach Direkttrocknern erfassen daher sowohl die partikelförmigen Emissionen, die während des Trocknungsprozesses

entstehen, als auch die partikelförmigen Emissionen der Feuerung. Die Messberichte enthalten keine Informationen darüber, wie viel Rauchgas oder Trocknungsenergie von welcher Quelle zum Zeitpunkt der Messung geliefert wurde. Es werden keine Emissionen vor dem Trockner gemessen. Es gibt daher keine Möglichkeit, basierend auf den Überwachungsberichten den Anteil der Feuerung an den partikelförmigen Emissionen abzuschätzen.

Tabelle 13: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 13
Standorte 1–7	10	28	14,5	
Standort 1	1	9	1,4	Raute
Standort 2	1	3	5	Raute gefüllt
Standort 3	1	6	11,1	Plus
Standort 4	4	13	14,5	Viereck
Standort 5	2	6	8,9	Stern
Standort 6	1	6	27,7	Kreis
Standort 7	0	0	k.A.	Kreis gefüllt

Die Daten der Späne-Direkttrockner zeigen, dass der Median der Staubbewerte knapp über 5 mg/m³ liegt. Obwohl bei Standort 4 ein Einzelmesswert von 14,5 mg/m³ (Messwert + Messunsicherheit) nahe dem gültigen Grenzwert von 15 mg/m³ liegt, ist keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft in den Messberichten dokumentiert. Alle anderen Staubbewerte liegen bei ≤ 12 mg/m³.

Es ist auffällig, dass die Messwerte für jeden Standort zwischen den Messprotokollen deutlich variieren. Zum Beispiel zeigt Standort 5 eine Messreihe mit Einzelmesswerten zwischen 5 und 7 mg/m³, während bei einer anderen Messreihe am Standort die Einzelmesswerte zwischen 8 und 9 mg/m³ schwanken. Dies lässt vermuten, dass weitere bislang nicht berücksichtigte Betriebsparameter wie die zur Messung maßgebliche Feuerungsart, möglicherweise auch das Messverfahren oder die messende Person einen Einfluss auf die Gesamtstaubemissionen haben. Eine detaillierte Analyse ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich.

Mit Ausnahme von Standort 6 scheint eine Einhaltung des Grenzwerts für alle Standorte mit Direktrocknern möglich zu sein. Es sind keine Ausnahmeanträge zur Erhöhung des Emissionsgrenzwerts für die Anlagen im Hinblick auf Gesamtstaub bekannt.

3.2 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ C1)

3.2.1 Stand der Technik

Gemäß den erhobenen Daten erfolgt bei vier bis fünf Standorten der Spanplattenproduktion eine indirekte Trocknung der Späne. Für einen Standort kann aufgrund fehlenden Kontakts keine Aussage getroffen werden. Zusätzlich zur Spanplattenproduktion haben zwei dieser Standorte eine zusätzliche Faserplattenproduktionslinie installiert. In Tabelle 14 auf Seite 61 werden

der aktuelle Stand der Technik der Anlagen und wichtige Produktionsparameter zusammengefasst, die im Rahmen dieser Arbeit erhoben wurden.

Die eingesetzte Trocknerbauart sind Röhrenbündeltrockner (Bild 6 (VDI, 2023, Juli)). Die Trocknung erfolgt hauptsächlich durch den Kontakt der Späne mit den durchströmten Dampfrohren. Zusätzlich strömt in vorgeschalteten Wärmeübertragern temperierte Luft mit Temperaturen von bis zu 200 °C durch einen Wärmeübertrager (VDI, 2023, Juli). Der Trockner regelt nicht die Verbrennungsbedingungen.

Bei Röhrenbündeltrocknern wird das Spangut mechanisch und/oder pneumatisch transportiert. Trocknereinbauten sorgen, meist unterstützt durch den Luftvolumenstrom, für die Bewegung der Späne zum Trockneraustritt. Aus Stabilitätsgründen ist der Durchsatz des Trockners begrenzt und beträgt bis zu 40 Tonnen Späne pro Stunde.

Prinzipiell wird aber bei Röhrenbündeltrocknern auf dieselbe Endfeuchte getrocknet wie bei direkt beheizten Trommeltrocknern. Diese variiert je nach Produkt und Schicht (Mittel- oder Deckschicht), für die die Späne vorgehen sind, zwischen 1,5 und 3 %. Da der Spanprozess vergleichbare Endfeuchten fordert, sind auch bei Röhrenbündeltrocknern Trockneraustrittstemperaturen von 115 bis 130 °C üblich (VDI, 2023, Juli). Die Betreiberangaben weichen hier etwas ab, variieren zwischen 79 und 120 °C, wobei die 79 °C für Deckschichtspäne mit einer Endfeuchte von 3 % dokumentiert sind.

Entsprechend sind die Abluftvolumenströme pro Trockner geringer und betragen gemäß VDI 3462-2 bis zu 175 000 m³/h pro Trockner. Ein Abgleich mit den Betreiberangaben kann an dieser Stelle nicht erfolgen, da keine Fließbilder für Energie- oder Stoffströme vorliegen. Demnach ist nicht klar, ob sich die Betreiberangaben auf einen Trockner oder mehrere beziehen. Bei vergleichbarer Wasserverdampfungsleistung sind die Abluftvolumenströme halb so hoch wie bei direkt beheizten Trommeltrocknern für Späne.

Da im Vergleich zu den direkten Trommeltrocknern für Späne der mechanische Durchsatz pro Trockner geringer ist, sind pro Standort bis zu vier Trockner im Einsatz, um die benötigte Menge an getrockneten Spänen zu liefern. Die Durchlaufzeit beträgt laut den Fragebögen 20 bis 45 Minuten. Deckschichtspäne werden in der Regel kürzer und auf eine höhere Endfeuchte getrocknet. Die Produktionskapazität der Standorte liegt bei 1100 bis 2950 m³ Spanplatte pro Tag.

Die für die Trocknung benötigte Wärmeleistung liegt, ähnlich wie bei den direkt beheizten Anlagen, im zweistelligen Megawattbereich. Die Wärmeversorgung erfolgt mittels Dampf oder Thermalöl, durch externe Feuerungsanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) und ist Teil eines komplexen Energiesystems. Die Emissionen der Feuerungsanlagen sind vollständig entkoppelt von denen der Trocknung.

Der Recyclingholzanteil variiert zwischen den Standorten, macht bis zu 65 % des für die Spanplatten eingesetzten Holzmixes aus. Es kommt vorwiegend Weichholz, also Nadelholz zum Einsatz. Der Laubholzanteil beträgt weniger als 15 %.

Neben der Nutzung einer KWK-Anlage ist als zusätzliche Energieeffizienzmaßnahme in einem Fall die Nutzung von Kesselabgasen, in einem zweiten Fall die Rückbrüdenführung angegeben. Demnach sind dies keine rein indirekt trocknenden Anlagen. Festzuhalten ist, dass kein Standort einen Trockner vom Typ B1 (indirekt, konvektive Trocknung nach dem UTWS-Prinzip) betreibt.

Tabelle 14: Zusammenfassung zum Stand der Technik indirekt beheizter Röhrenbündeltrockner

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	4(4–5) ¹
Produkt	Span
Produktionskapazität	1100–2950 m ³ /d
Beheizung	Indirekt (Dampf)
Frischholzanteil ²	< 65 %
(externes) RC-Material ²	bis zu 65 %
Laubholzanteil ³	< 15 %
Brüdenrückführung	Ja (keine Angabe %) ⁴
Trocknerbauart	Röhrenbündeltrockner
Transport Trockengut	Rotation plus Transportluft
Brennstoffe	KWK (alles)
Abgasnachbehandlung	Sammelleitung > Gewebefilter > Schornstein ⁵
Abgasvolumenströme	55–185 T(Nm ³ /h) [tr]
Besonderheiten	
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug (einige) Anlagen ohne GW-Angabe
Emissionen	Daten ab 2020

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 Produktabhängig

3 sofern angegeben

4 wahrscheinlich in KWK

5 Zyklon generell zur Produktabscheidung, 1x Nasselektrofilter

3.2.2 Abgasreinigung

Die Emissionen der indirekten Röhrenbündeltrockner werden wie bei den direkt beheizten Trommeltrocknern an der Stelle, an der sie entstehen, erfasst. Die Abgase fließen dann in Sammelleitungen zu Zyklonen. Im Unterschied zu den direkt beheizten Trommeltrocknern gibt es keine Informationen darüber, dass zusätzliche Abgase aus anderen Produktionsbereichen eingeleitet werden.

Abbildung 15: Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an indirekt trocknenden Spanplattentrocknern



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

An drei Standorten folgt den Mehrfachzyklonen ein Gewebefiltern (vgl. Tabelle 14), während an Standort 4 ein Nass-Elektrofilter installiert ist. Als Abluftreinigung waren an diesem Standort ur-

sprünglich Gewebefilter installiert, die jedoch aufgrund des hohen Harzgehaltes im primär eingesetzten Holz (Kiefer) schnell verklebten. Zudem kam es, aus heute nicht mehr nachvollziehbaren Gründen, zu Bränden (Leiter Technischer Ausschuss VHI, Persönliche Mitteilung, 11. Oktober 2020; 30. November 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

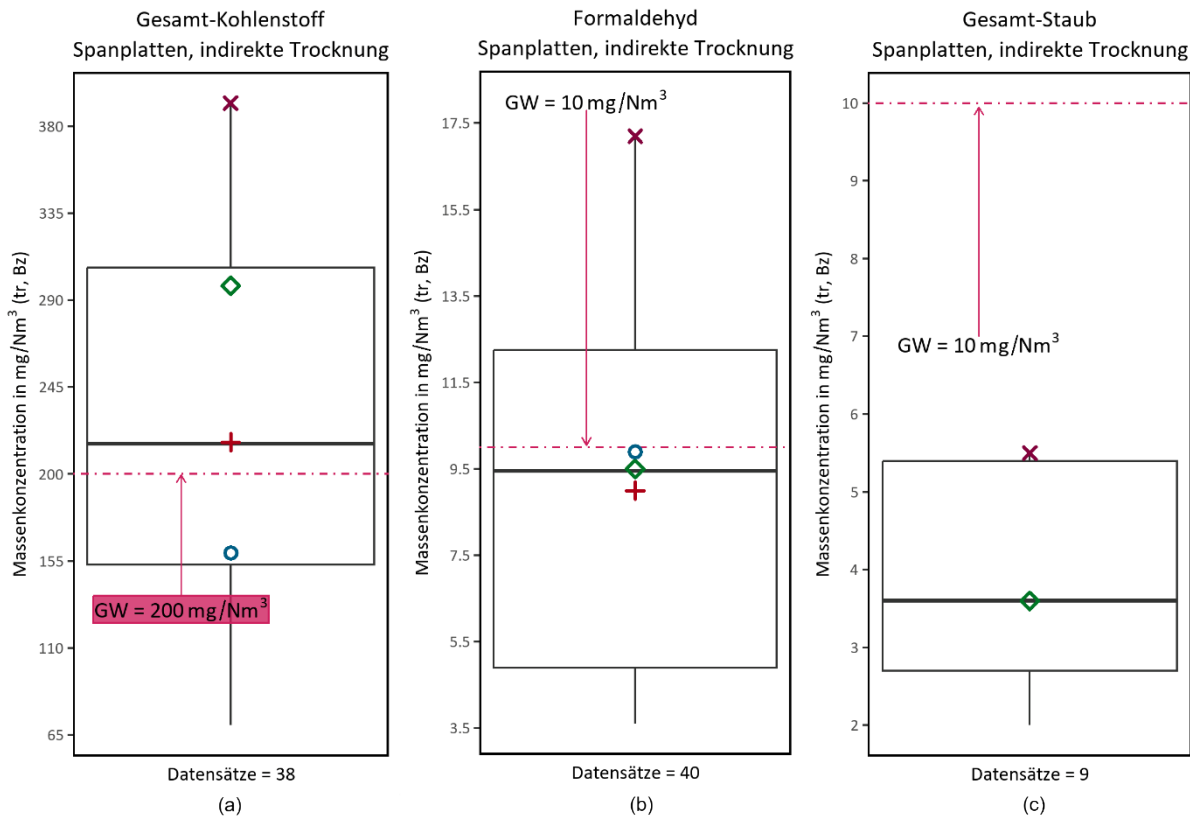
Die Austrittstemperaturen der Röhrenbündeltrockner und der direkten Trommeltrockner sind vergleichbar, daher stellt sich auch bei diesem Nass-Elektrofilter eine Kühlkreistemperatur des zirkulierenden Waschwassers von 60 bis 70 °C ein. Das Waschwasser wird hauptsächlich durch mechanische und physikalische Prozesse (wie Sedimentation) aufbereitet. Eine Chemikalienzugabe ist für diesen Standort nicht dokumentiert. Es werden gemäß Ausnahmeantrag 8 m³ Frischwasser pro Stunde bei 250 m³ pro Stunde umlaufenden Waschwasser eingespeist (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

3.2.3 Emissionen

Abbildung 16 stellt die Emissionen von Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Röhrenbündeltrocknern dar. Die höchsten Wert je Standort (höchster Einzelmesswert + Messunsicherheit) sowie die Anzahl der in die Darstellung eingegangenen Messprotokolle und Datenpunkte sind in Tabelle 15 (Gesamtkohlenstoff), Tabelle 17 (Formaldehyd) und Tabelle 18 (Gesamtstaub) aufgeführt. Tabelle 16 listet für die Diskussion wichtig Betriebsparameter.

Abbildung 16 (a) zeigt, dass die Messwerte der Massenkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff im gereinigten Abgas der Röhrenbündeltrockner überwiegend über dem Grenzwert nach TA Luft 2021 von 200 mg/m³ liegen. Auch der Median der Messwerte liegt signifikant über dem der Direktrockner für Späne. Am Standort 1 liegen alle Messwerte über dem Grenzwert, wobei der Median bei 293 mg/m³ liegt. Hingegen zeigen die Messungen am Standort 2, dass kein einziger Wert den Grenzwert überschreitet und der Median bei 115 mg/m³ liegt. Am Standort 3 überschreiten 33 % der Messwerte den Grenzwert, wobei der Median bei 175 mg/m³ liegt. Beim Standort 4 liegen 80 % der Messwerte über dem Grenzwert, wobei der Median bei 306 mg/m³ liegt. Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Variation der Gesamtkohlenstoffemissionen an den verschiedenen Standorten. Der Maximalwert, gemessen an Standort 4, übersteigt mit 392,2 mg/m³ (siehe Tabelle 15) den Grenzwert der Anlagen von 200 mg/m³ um fast das Doppelte.

Abbildung 16: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Röhrenbündeltrocknern (NZ, trocken) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung DBI-Gruppe 2022

Die Einhaltung des Emissionsgrenzwertes für Gesamtkohlenstoff nach TA Luft ist somit für Anlagen dieser Bauart schwer einzuhalten. Diese Aussage wird dadurch gestützt, dass für alle vier Standorte mit dieser Trocknungstechnik Ausnahmeanträge nach Art. 15 Abs. 4 IED (2010/75/EU) (Richtlinie 2010/75/EU, 2010) zur Festsetzung weniger strenger Grenzwerte bekannt sind (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 01.+02.03.2021; Mitarbeiter Unternehmen M HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 26. April 2021; Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

Tabelle 15: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m³]	Legende für Abbildung 16
Standort 1–4	8	38	392,2	
Standort 1	1	3	297,6	Raute
Standort 2	3	9	159,1	Kreis
Standort 3	2	6	216,6	Plus
Standort 4	2	20	392,2	Kreuz

In Tabelle 16 stehen RC für den Recyclingholzanteil, FR für den Frischholzanteil, RF für den Anteil an Rückföhrgut, HBF für die Holzsorte im Frischholz mit dem größten Anteil, TE für die Trocknereintrittstemperatur und TA für die Trockneraustrittstemperatur. Die Zahlenwerte und Angaben basieren auf den durchschnittlichen Daten, die für den spezifischen Standort vorliegen.

Tabelle 16: Zusammenfassung wesentlicher Betriebsparameter der Röhrenbündeltrockner

Standort	RC [%]	FR [%]	RF [%]	HBF	TE [°C]	TA [°C]
1	55	45	0	Kiefer	k.A.	115
2	40	60	0	Fichte	50–120	80–110
3	52,5	47,5	0	Fichte	85–110	107–112
4	39	61	0	Kiefer	180	114

Bei der Betrachtung des Holzmixes ergeben sich keine eindeutigen Hinweise auf die Ursache des vergleichsweise höheren Gesamtkohlenstoffemissionsniveaus bei indirekten Trommeltrocknern für Späne. In den vorliegenden Unterlagen gibt es kaum genaue Angaben zum Einsatz von Frischholz, jedoch schwankt der Anteil an Recyclingholz zwischen 39 % und 55 %. Da die Rückführung von Produktionsresten vor den Trockner und damit eine erneute Trocknung gemäß vorliegenden Ausnahmeanträgen vermieden wird (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019), lässt sich ableiten, dass der Frischholzanteil zwischen 45 % und 61 % liegt.

Festzustellen ist, dass Standort 4 mit den durchschnittlich höchsten Gesamtkohlenstoffemissionen den höchsten Frischholzanteil hat und sich in einem kiefernreichen Gebiet befindet (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Der Standort mit den zweithöchsten Emissionen an Gesamtkohlenstoff liegt ebenfalls in einem kiefernreichen Gebiet (Standort 1). Für diesen Standort ist bekannt, dass der Recyclingholzanteil bei 55 % liegt. Der Frischholzanteil von 45 % setzt sich zu mehr als $\frac{3}{4}$ aus Kiefernholz zusammen. Der restliche Frischholzanteil wird lediglich als Sägespäne angegeben.

Standort 2 hat einen Frischholzanteil von 60 % und einen Recyclingholzanteil von 40 %. Der Frischholzanteil an Standort 2 lag zur Messung also über dem an Standort 1, allerdings ist das Umland von Standort 2 als fichtenholzreiches Waldgebiet bekannt. Aufgrund des allgemein geringen Laubholzanteil bei Röhrenbündeltrockner (es liegt nur für Standort 1 der Röhrenbündeltrockner die Information vor, dass er unter 10 % liegt) ist davon auszugehen, dass sowohl der Kiefernholzanteil als auch der Frischholzanteil das Emissionsniveau von Gesamtkohlenstoff bei indirekten Röhrenbündeltrocknern beeinflussen. Die Daten erklären aber nicht das insgesamt höhere Emissionsniveau von Gesamtkohlenstoff bei dieser Art von Spänetrocknern.

Gemäß den vorliegenden Ausnahmeanträgen für indirekte Röhrenbündeltrockner wird deutlich, dass diese eine geringere Menge an Abluft bzw. Abgas im Verhältnis zur Wasserverdampfung aufweisen. Konkret ergibt sich ein um etwa die Hälfte reduziertes Abluftvolumen pro Tonne Wasserverdampfung (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Dies führt zwangsläufig zu höheren Massenkonzentrationen von Schadstoffen im Abgas, wie es in den Ausnahmeanträgen erwähnt wird (Leiter Technischer Ausschuss VHI, Persönliche Mitteilung, 11. Oktober 2020; 30. November 2020). Es ist anzunehmen, dass sich dies auch in den anderen Bestandteilen des Abgases, vor allem Formaldehyd, widerspiegelt. Es ist jedoch wichtig zu betonen, dass aufgrund der vorliegenden Daten keine weitergehenden Schlussfolgerungen gezogen werden können. Dies erfordert weitere gezielte Untersuchungen und Diskussionen zu diesem Aspekt.

Abbildung 16 (b) (Seite 63) stellt die Spanne an Formaldehydemissionen von indirekt arbeitenden Röhrenbündeltrockner aus Deutschland dar, welche an der Datenerhebung teilgenommen haben. Tabelle 17 auf Seite 65 listet zahlenmäßig die zugehörigen Maximalwerte auf.

Tabelle 17: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 16
Standort 1–4	8	40	17,2	
Standort 1	1	3	9,5	Raute
Standort 2	3	12	9,9	Kreis
Standort 3	2	5	9	Plus
Standort 4	2	20	17,2	Kreuz

Der Median der Emissionen an Formaldehyd befindet sich mit 9,5 mg/m³ nahe des festgesetzten Grenzwerts gemäß TA Luft 2021 von 10 mg/m³. Wie in Tabelle 17 dargestellt, liegen die maximalen Formaldehyd-Emissionen von Standort 1–3 knapp unterhalb des gesetzlich festgelegten Grenzwertes. Dies bedeutet, dass die Emissionswerte von Standort 4 mehrheitlich über dem Grenzwert liegen. Es sind für drei der vier Standorte Ausnahmeanträge nach Art. 15 Abs. 4 IED (2010/75/EU) (Richtlinie 2010/75/EU, 2010) bekannt.

Bei genauerer Betrachtung der Einzelmesswerte zeigt sich, dass am Standort 1 keiner der Messwerte über dem Grenzwert liegt und der Median 9,5 mg/m³ beträgt. Am Standort 2 liegt ebenfalls kein Messwert über dem Grenzwert. Der Median beträgt 4,6 mg/m³. Allerdings wurde in einem Überwachungsbericht ein Median von 9,4 mg/m³ festgestellt. Am Standort 4 hingegen liegen 80 % der Messwerte über dem Grenzwert, der Median beträgt 12,3 mg/m³, und der maximale Wert liegt bei 17,2 mg/m³ (siehe Tabelle 17). Am Standort 3 liegt kein einziger Messwert über dem Grenzwert. Der Median beträgt 4,3 mg/m³, wobei ein Einzelmesswert bei 9 mg/m³ gemessen wurde.

In den zwei vorliegenden Ausnahmeanträgen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019) werden folgende, wesentliche Einflussfaktoren auf die Formaldehydemissionen genannt:

- Die Menge an Rückführgut¹⁶, welches erneut durch den Trockner geführt wird,
- Der Anteil an Recyclingholz¹⁷ im Holzmix,
- Die eingesetzte Messmethodik¹⁸,

16 Plattenbruch oder bei Umstellung der kontinuierlich laufenden Produktion anfallendes Material, welches nicht in den Verkauf kommt. Bei Rückführgut handelt es sich um relativ frisch beleimtes Material mit entsprechend hohem Formaldehydgehalt (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

17 Unterschiedliche Unternehmen verwenden unterschiedliche Definitionen für Recyclingholz. Im Allgemeinen bezieht sich Recyclingholz auf Altholz, das aus Möbeln, Paletten, Holzverpackungen, Bau- und Abbruchholz usw. stammt und den geltenden Vorschriften und Prüfsystemen entspricht. Einige Betreiber fügen zu diesen Holzsortimenten auch interne Produktionsreste wie Plattenbruch und Schleifstaub hinzu (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Eine Reduzierung der Recyclingholzanteils mindert die Formaldehydemissionen. Da dies mit einer Erhöhung des Frischholzanteils einhergeht, kann es speziell bei Einsatz harzreicher Hölzer im Umkehrschluss zu einer Erhöhung der Gesamt-Kohlenstoffemissionen kommen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

18 Die Formaldehydemissionen befinden sich nahe dem Emissionsgrenzwert, weisen mitunter aber starke Schwankungen auf (Unternehmen G HWS-Industrie (2020); Unternehmen H HWS-Industrie (2019). Über alle vorliegenden Überwachungsberichte betrachtet

- Die Höhe der Trocknereintrittstemperatur¹⁹,
- Die Menge der Harnstoffzudosierung²⁰.

Der Anteil an Rückföhrgut ist im Vergleich gering. Im vorliegenden Ausnahmeantrag gibt Standort 3 einen Anteil von 6–7 % am Gesamtholzeinsatz an (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020), während Standort 4 einen Anteil von 3 % angibt (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Das relativ frisch verleimte Holz föhrt jedoch zu einer deutlichen Erhöhung der Formaldehydemissionen. Vergleichende Versuchsreihen²¹ am Standort 3 zeigen eine Erhöhung der Formaldehydemissionen um etwa 25–30 % unter ansonsten gleichen Produktionsbedingungen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020). Am Standort 4 wird ebenfalls ein Minderungspotenzial von 30 % für diesen Effekt angegeben, wenn das Rückföhrgut nicht erneut getrocknet wird (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

Von daher erstaunt es nicht, dass nach dem aktuellen Kenntnisstand eine erneute Trocknung von Rückföhrgut weitestgehend vermieden wird. Für die Standorte 3 und 4 ist dies sogar vollständig ausgeschlossen [42, 44]. Das entsprechende Material wird heute nach der Spänetrocknung in den Produktionsprozess wieder eingeföhrt (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019) und ist demnach als Quelle der erhöhten Formaldehydemissionen von indirekten Röhrenbündeltrocknern unwahrscheinlich bzw. teilweise gänzlich auszuschließen.

Im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und aus wirtschaftlichen Gründen wird Recyclingholz weiterhin in der Spanplattenproduktion verwendet, auch für die Röhrenbündeltrockner. Im Jahr 2018 betrug der Anteil an Recyclingholz am Gesamtholzeinsatz am Standort 4 etwa 39 % (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Am Standort 3 wurde dieser Anteil mit 52,5 % angegeben (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020). Für Standort 2 variiert der Einsatz von Recyclingholz gemäß den vorliegenden Messberichten zwischen weniger als 35 % und 45 %. Im Überwachungsbericht weist Standort 1 einen Recyclingholzanteil von 55 % am Gesamtholzeinsatz auf. Der Anteil an Recyclingholz liegt somit zwischen 39 % und etwa 55 % und liegt damit zwischen dem Minimum (0 % Recyclingholz, maximal 20 % Rückföhrgut) und Maximum (78 % Recyclingholz) der Direkttrocknungsanlagen für Späne.

Basierend auf der einzigen, das Thema betreffenden Vergleichsmessung, festgehalten im Ausnahmeantrag von Standort 4, lässt sich das Minderungspotential für Formaldehydemissionen an diesem Standort (ca. 39 % Recyclingholzanteil) bei vollständigem Verzicht mit ca. 30 % bewerten (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Daraus folgt, dass der Anteil an Recyclingholz einen signifikanten Einfluss auf die Formaldehydemissionen hat. Allerdings erklärt der Recyclingholzanteil allein nicht die Höhe der Formaldehydemissionen, insbesondere nicht die deutlich erhöhten Emissionen an Standort 4. In beiden Ausnahmeanträgen wird darauf hingewiesen, dass selbst bei vollständigem Verzicht auf Recyclingholz der Grenzwert von 10 mg/Nm³ nicht einge-

bestehen signifikante Unterschiede zwischen den Messstellen bei den angegebenen Messunsicherheiten. Hieraus kann eine Verletzung des Emissionsgrenzwertes folgen.

19 Formaldehydemissionen korrelieren positiv mit der Höhe der Trocknungstemperatur, also der thermischen Belastung des Holzes. Die Trocknereintrittstemperatur indirekter Spänetrockner liegt im Vergleich 150 °C bis 250 °C deutlich unter der von Direktrocknern von Spänen von 250 °C bis 300 °C (VDI, 2023, Juli). Eine weitere Absenkung ist nach vorliegenden Ausnahmeanträgen nicht möglich (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

20 Harnstoff senkt die Formaldehydemissionen, beeinflusst aber gemäß Ausnahmeanträgen erheblich die Plattenqualität (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Die technologische Grenze der Harnstoff-Zugabe liegt gemäß (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019) bei etwa einem Prozent bezogen auf atro Holz. Die Harnstoffzugabe föhrt möglicherweise zu Korrosion im Trockner / Nass-Elektrofilter und erhöht sicher die Emissionen an Ammoniak (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

21 Es sollte angemerkt werden, dass es grundsätzlich nicht möglich ist, Aussagen darüber zu treffen, ob die Messungen in den Ausnahmeanträgen unter Bedingungen durchgeführt wurden, die maximale Emissionen gemäß den Anforderungen der TA-Luft erzeugen. Es liegen keine entsprechenden Informationen vor. Die Emissionswerte aus den Ausnahmeanträgen wurden nicht in die Grafiken aufgenommen.

halten werden kann (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Außerdem wird darauf hingewiesen, dass der Ersatz von Recyclingholz durch Frischholz zu einer Erhöhung der Gesamtkohlenstoffemissionen führt (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

Bezüglich der Messmethodik lässt sich festhalten, dass in den Ausnahmeanträgen übereinstimmend verlautet wird, dass sich bei der Emissionsmessung von Formaldehyd in nahezu wasserdampfgesättigter Abluft Probleme und Fragestellungen zeigen. Auf europäischer Ebene wird intensiv an einer Harmonisierung und Optimierung der Messmethodik gearbeitet, um die Qualität der Messungen zu verbessern. Trotz der Anwendung der harmonisierten Norm zeigen sich jedoch erhebliche Schwankungen, die möglicherweise auf Inhomogenitäten im zu trocknenden Gut zurückzuführen sind. Angesichts dieser erheblichen Schwankungen erscheint die Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von 10 mg/Nm^3 trocken den Betreibern als äußerst herausfordernd (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019).

Eine Verletzung des Grenzwerts und das Scheitern einer Überwachungsmessung können also in Einzelfällen aufgrund der Messmethodik oder möglicher Inhomogenitäten im Trockengut auftreten, aber auch das eingesetzte Messverfahren erklärt nicht das generell hohe Emissionsniveau bei Formaldehyd im Vergleich zu Direkttrocknern.

An den vier Standorten mit Röhrenbündeltrocknern für Holzspäne sind nicht überall Informationen zur Trocknereintrittstemperatur verfügbar. Für Standort 1 liegen keine Angaben zur Trocknereintrittstemperatur vor. Bei Standort 2 variiert die Eintrittstemperatur der drei Trockner (2x Mittelschicht, 1x Deckschicht) zwischen ungewöhnlich niedrigen 50 und 120 °C. Für Standort 3 (zwei Trockner) finden sich in den Unterlagen Angaben zu Trocknereintrittstemperaturen, welche zwischen 85 und 100 °C variieren. An Standort 4 (verfügt über vier Trockner) gibt der Betreiber die Trocknereintrittstemperatur mit 180 °C und die Austrittstemperatur mit unter 120 °C. Es ist daher festzuhalten, dass an Standort 4 im Vergleich zu Standort 2 signifikant höhere Trocknereintrittstemperatur vorherrscht.

Eine erhöhte Temperatur während des Trocknungsprozesses von Holz begünstigt verschiedene chemische Reaktionen im Holz, die zur Bildung und Freisetzung von flüchtigen organischen Verbindungen, einschließlich Formaldehyd, führen können. Detaillierter wurden diese Reaktionen bereits in Abschnitt 2.6 auf Seite 32 ff beschrieben. Basierend auf den vorliegenden Daten ist es wahrscheinlich, dass die erhöhten Formaldehydemissionen an Standort 4 mit der Trocknungstemperatur in Verbindung stehen. Allerdings ist dies nicht eindeutig belegbar und weitere Untersuchungen sind erforderlich, um eine definitive Aussage zu treffen. Die alleinige Erklärung für das generell höhere Emissionsniveau bei Formaldehyd (und Gesamtkohlenstoff) an Standort 4 im Vergleich zu den weiteren Röhrenbündeltrocknern ist allerdings auch dies nicht.

Aus den Unterlagen geht hervor, dass Standort 1 sich in einem kiefernholzreichen Gebiet befindet und neben 55 % Recycling-Holz und 35 % Kiefernholz einen nicht spezifizierten Restanteil namens "Ssp" verwendet. Standort 2 liegt in einem fichtenreichen Holzgebiet und hat einen Fichtenholzanteil von bis zu 90 %. Standort 3 befindet sich ebenfalls in einem fichtenreichen Holzgebiet. Der Laubholzanteil in Frischholz wird mit 14 % angegeben, jedoch sind keine weiteren Angaben zum Holzmix verfügbar. Es gibt keine Informationen zum Holzmix für Standort 4, aber es wird im Ausnahmeantrag darauf hingewiesen, dass der hohe Kiefernholzanteil zu Verklebungen im ehemals installierten Gewebefilter führte (Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Es wird vermutet, dass der Kiefernholzanteil an Standort 4 nach wie vor hoch ist.

Der hohe Terpenanteil im Kiefernholz kann dazu führen, dass sich durch thermische Zersetzung oder Oxidation von Terpenen Formaldehyd (HCHO) bildet. Diese Prozesse können damit die Emissionen von Formaldehyd beeinflussen. Bei der Betrachtung der Einzelmesswerte zeigt sich,

dass Standort 1 und Standort 4 im Vergleich zu Standort 2 und 3 höhere Werte aufweisen. Dies deutet darauf hin, dass der Holzmix einen wesentlichen Einflussfaktor auf die Formaldehydemissionen hat. Des Weiteren ist die Trocknereintrittstemperatur von Standort 4 deutlich höher als die von Standort 1. Es ist daher anzunehmen, dass die erhöhten Formaldehydemissionen an Standort 4 auf die höhere Trocknungstemperatur der Holzspäne zurückzuführen sind, was zu einem weiteren Anstieg der Emissionen im Vergleich zu Standort 1 führt.

Es besteht die Möglichkeit, dass die verwendete Abgasreinigungstechnik ebenfalls einen Einfluss hat. An Standort 4 wird ein Nasselektrofilter eingesetzt, während die anderen Standorte Gewebefilter verwenden. Der Grund dieses Unterschieds wurde bereits erklärt. Es ist wichtig anzumerken, dass beide Filtersysteme primär nicht für die Entfernung gasförmiger Bestandteile aus den Abgasen entwickelt wurden. Es liegen keine Informationen über den direkten Vergleich der Minderungsgrade dieser Systeme vor. Eine abschließende Bewertung kann daher nicht vorgenommen werden.

Auch zwei Standorte der indirekten Röhrenbündeltrockner, nämlich Standort 3 und Standort 4, setzen granularen Harnstoff zur Minderung von Formaldehyd ein (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020; Unternehmen H HWS-Industrie, 2019). Die Zugabe erfolgt im Trockner und die Zugabemenge liegt, wie bereits im Abschnitt zu den direkten Trommeltrocknern erläutert, an der Grenze des technologisch machbaren von 1 % atro. Durch die Zugabe von Harnstoff wird Formaldehyd in nicht-flüchtige Verbindungen umgewandelt, was zu einer Reduzierung der Emissionen führt. Allerdings führt dies auch zu Ammoniakemissionen bei indirekten Röhrenbündeltrocknern. Es ist zu beachten, dass für Standort 3 keine festgelegten Grenzwerte in den vorliegenden Unterlagen zu finden sind. Hingegen wird an Standort 4 der in der TA Luft angegebene Grenzwert für Ammoniak um etwa 33 % überschritten. Es ist jedoch wichtig anzumerken, dass diese Aussagen auf einer begrenzten Anzahl von Messpunkten basieren und nicht verallgemeinert werden können.

In allen vier Standorten mit indirekten Röhrenbündeltrocknern ist die Trockneraustrittstemperatur vergleichbar. Sie liegt in einem Bereich von etwa 100 bis 130 °C. Wie zuvor erörtert wurde, ist aufgrund dieser Temperaturen und der resultierenden Waschwassertemperatur keine biologische Kreislaufwasserbehandlung möglich. Daher besteht kein weiteres Potenzial zur Reduzierung der Formaldehydemissionen durch den Einsatz einer Nasswäsche.

Die Beurteilung der Gesamtstaubemissionen der Anlagen basiert auf den vorliegenden Daten von zwei Standorten, nämlich Standort 1 und Standort 4. Die vorliegenden Daten sind in Abbildung 16 (c) auf Seite 63 dargestellt, die zugehörigen Zahlenwerte der geplotteten Maximalwerte in folgender Tabelle 18 gelistet.

Tabelle 18: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Röhrenbündeltrockner je Standort.

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 16
Standort 1 und 4	3	9	5,5	
Standort 1	1	3	3,6	Raute
Standort 4	2	6	5,5	Kreuz

Der maximale Emissionswert entspricht mit 5,5 mg/m³ etwa der Hälfte des Grenzwertes. Sowohl die Standorte mit Gewebefilter als auch die mit Elektrofilter weisen somit keine kritischen, den Grenzwert überschreitenden Gesamtstaubemissionen auf.

3.3 Trockner der Spanplattenproduktion (Typ D1)

Nach den vorliegenden Daten werden Bandtrockner derzeit in den Standorten der Spanplattenproduktion in Deutschland nicht eingesetzt. Es ist jedoch bekannt, dass dieser Trocknertyp in der Spanklotzproduktion verwendet wird. Da die Spanklotzproduktion aufgrund geringerer Produktionsleistungen im Vergleich zu Spanplattenproduktion nicht im Fokus dieser Studie steht, wurden keine Daten dazu erhoben.

3.4 Zusammenfassung für die Trockner der Spanplattenproduktion

In Deutschland gibt es 11 Standorte, an denen Spanplatten hergestellt werden. Sieben dieser Standorte verwenden direkt beheizte Trommeltrockner und vier Standorte verwenden indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner. Bei einem Standort sind die genaue Trocknerbauart und die verwendete Abgasreinigungstechnik nicht bekannt.

Die indirekt beheizten Trockner sind aufgrund ihrer Bauweise kleiner und haben eine geringere maximale Verdampfungsleistung. Im Vergleich zu den direkt beheizten Systemen ist die Eintrittstemperatur des Trockners niedriger, während die Austrittstemperatur, welche von der Endfeuchte der Späne abhängt, auf ähnlichem Niveau liegt. Angesichts des geringeren Durchsatzes im Vergleich zu direkt beheizten Systemen, der komplexen Integration in die Energieinfrastruktur des Standorts und insbesondere angesichts der Fortschritte in der Abgasreinigungstechnologie bei direkt beheizten Systemen, erweisen sich indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner heutzutage für neue Standorte wirtschaftlich kaum als tragfähige Option. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass beide Trocknerarten gemäß den Schlussfolgerungen des BVT als Stand der Technik gelten. (BVT Holzwerkstofferzeugung, 2015).

Die gefassten Abgase werden in Sammelleitungen zu Multizyklonen geleitet, die hauptsächlich das gewünschte Produkt abtrennen, aber auch in gewissem Maße Schadstoffe reduzieren. Es ist jedoch wichtig anzumerken, dass Multizyklone weder der Produktion noch der Abgasreinigung eindeutig zugeordnet werden können. Während bei Direkttrockner ausnahmslos noch weitere Abgasströme anderer Produktionsbereiche eingekoppelt werden, ist dies für Röhrenbündeltrockner nur in einem Fall dokumentiert. Es ist üblich, dass bei Direkttrocknern Trocknungsbrüden zurück in die Mischkammer oder zum Heißgaserzeuger geleitet werden, während dies für Röhrenbündeltrockner nur in einem Fall dokumentiert ist.

Bei Direkttrocknern werden nach den Zyklonen nur Nass-Elektrofilter verwendet. Bei indirekten Trocknungssystemen kommen hauptsächlich Gewebefilter zum Einsatz. Alle Abgasreinigungstechniken sind darauf ausgelegt, Partikelemissionen zu reduzieren, haben jedoch auch eine (verminderte) Reduzierung für andere Schadstoffe. Alle installierten Abgasreinigungssysteme entsprechen dem aktuellen Stand der Technik gemäß den BVT-Schlussfolgerungen [2]. Es kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob die Systeme richtig dimensioniert und installiert sind.

Bei Direkttrocknern ist es schwierig, den Formaldehydgrenzwert von 10 mg/m^3 im Abgas einzuhalten, während es seltener zu Grenzwertüberschreitungen bei den Gesamtkohlenstoffemissionen kommt. Bei Röhrenbündeltrocknern hingegen ist vor allem der Wert der Gesamtkohlenstoffemissionen erhöht, aber auch die Formaldehydwerte können teilweise erhöht sein. Die Gesamtstaubemissionen stellen sowohl für Produktionslinien mit Direkttrocknern als auch mit Röhrenbündeltrocknern keine besondere Herausforderung dar.

In der Holzwerkstoffindustrie gibt es viele Faktoren (siehe Abbildung 8, Seite 33), die beeinflussen, welche Art von Schadstoffen und in welcher Menge sie von den Anlagen freigesetzt werden. Primärseitig sind besonders die Zusammensetzung des verwendeten Holzmixes für die Platten-

produktion und die Eingangstemperatur des Trockners zu beachten. In Bezug auf die Gesamtkohlenstoffemissionen kann auch die Bauart des Trockners, speziell das reduzierte Abgasvolumen pro Tonne Wasserverdampfung in Rohrbündeltrocknern, einen maßgeblichen Einfluss haben. Die vorliegenden Daten lassen vermuten, dass es aufgrund des geringeren Verhältnisses von Abgasvolumenstrom zu Wasserverdampfungsleistung in Röhrenbündeltrocknern zu einer Aufkonzentration der Gesamtkohlenstoffemissionen kommt. Es fehlen allerdings klare Hinweise auf eine solche Aufkonzentration sowohl bei den Formaldehydemissionen als auch bei den Gesamtstaubemissionen.

Sekundärseitig sind vor allem die Limitierungen hinsichtlich der Aufbereitung des Waschwassers zu nennen. Dadurch fehlt bei den nass arbeitenden Systemen eine Senke, was zu einer Aufkonzentration von eigentlich gut löslichen organischen Stoffen im Kreislaufwasser führt. Die Abscheideleistung wird dadurch reduziert.

Trotz der umfangreichen Datenerhebung ist es schwierig, die Emissionsdaten direkt miteinander zu vergleichen. Dies liegt daran, dass in den überwachten Berichten, die als Grundlage dienen, nicht alle Faktoren erfasst werden. Auch die Qualität der Überwachungsberichte variiert. Gestützt auf die vorliegenden Daten erscheint es gerechtfertigt, Anträge auf Ausnahmen gemäß Artikel 15 Absatz 4 der IE-Richtlinie (2010/75/EU) (Richtlinie 2010/75/EU, 2010) für Gesamtkohlenstoff an Standorten mit indirekt beheizten Trocknern sowie für Formaldehyd bei beiden Trocknertypen zu stellen. Darüber hinaus scheint es angebracht, den Grenzwert für Gesamtkohlenstoff zwischen den beiden Trocknerbauarten zu differenzieren.

4 Stand der Technik der OSB-Plattenherstellung

4.1 Trockner der OSB- Plattenproduktion (Typ A2 / A3)

4.1.1 Stand der Technik

In der OSB-Plattenproduktion werden Direkttrockner für OSB-Strands verwendet, die ähnlich den Direkttrocknern für Späne sind. Der Anteil an Laubholz in den Strands, welche ausschließlich aus Frischholz gewonnen werden, ist gering und liegt normalerweise unter 10 % des Gesamtholzmixes. Die Trocknung erfolgt üblicherweise von einer Ausgangsfeuchte von 50 % bis 110 % auf eine Endfeuchte von ca. 2 % bis 3 % bezogen auf die Holztrockenmasse. Die Trommelrotation und Einbauten im Trockner gewährleisten den Materialtransport zum Trocknerausgang.

Die Trocknereintrittstemperatur liegt zwischen 330 °C und 400 °C laut Betreibern bzw. zwischen 175 und 335 °C laut Überwachungsberichten. Die Trockneraustrittstemperatur wird betreiberseitig mit 130 bis 200 °C angegeben bzw. zwischen 115 und 145 °C laut Messberichten. Die Trockneraustrittstemperatur ist damit um 10–15 K im Vergleich zu Direkttrockner für Späne erhöht. Ein möglicher Grund ist, dass größere Strands das Wasser schlechter abgeben und einen größeren Temperaturgradienten für dieselbe Endfeuchte erfordern. Für die Deckschichtspäne werden höhere Trocknereintrittstemperaturen als für die Mittelschicht verwendet, obwohl die Trockneraustrittstemperatur vergleichbar ist. Es ist auch möglich, dass ein Deckschicht-Trockner einen höheren Strand-Durchsatz in t/h aufweist. Mit den vorliegenden Daten lässt sich dies nicht abschließend klären.

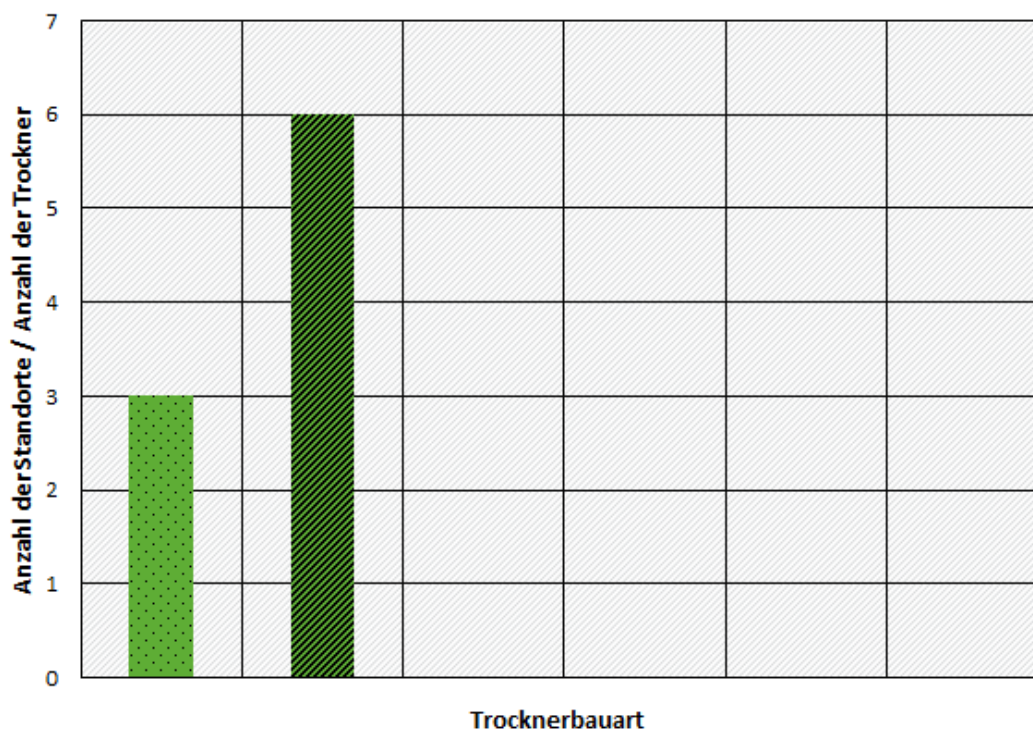
Die direkt beheizten Trommeltrockner nutzen Heißgaserzeuger mit verschiedenen Brennstoffen, um die Trocknungsenergie zu erzeugen. In Deutschland gibt es 3 Standorte mit jeweils 2 Trommeltrocknern. Sowohl eine direkte Zuordnung der Trockner zur Deckschicht und Mittelschicht, um z.B. verschiedene Hölzer einsetzen zu können, als auch eine Klassierung des Materials in der den Trocknern nachgelagerten Siebung ist gebräuchlich. An einem Standort gibt es eine Spanplattenlinie, an den anderen beiden ein bis zwei Faserplattenlinien. Abbildung 17 zeigt die Anzahl und Art der OSB-Produktionsanlagen in Deutschland. Tabelle 19 auf Seite 72 fasst die wichtigsten Merkmale der betrachteten direkt beheizten OSB-Trockner zusammen.

Die Produktionskapazitäten liegen zwischen 1100 und 1500 m³ pro Tag bei einem Frischholzanteil von 100 % und einem Nadelholzanteil von über 95 %. Eine Umstellung auf einen höheren Laubholzanteil führt in der Regel zu einer Emissionsminderung, erfordert jedoch technologische Anpassungen im gesamten Produktionsprozess (insbesondere bei Zerspanung, Trocknung und Beleimung (Ohlmeyer et al., 2008)).

Abbildung 17: Übersicht über in Deutschland installierte Trocknertypen der OSB-Plattenproduktion differenziert nach Anzahl pro Standort und Art der Beheizung

Trocknerbauarten OSB-Plattenproduktion

differenziert nach Art der Beheizung



■ Trommeltrockner ■ Röhrenbündeltrockner ■ unbekannt

gepunktet - Anzahl der Standorte mit Trommeltrockner | schraffiert - Anzahl der Trockner

Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022.

Tabelle 19: Zusammenfassung zum Stand der Technik direkt beheizter OSB-Trockner

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	3(3)
Produkt	OSB
Produktionskapazität	1100–1500 m ³ /d
Beheizung	Direkt (Rauchgase)
Frischholzanteil	100 %
(externes) RC-Material	0 %
Laubholzanteil ²	< 5 %
Brüdenrückführung	Alle, (keine Angabe %)
Trocknerbauart	Trommeltrockner, je Standort 2 ³
Transport Trockengut	Rotation und Einbauten
Brennstoffe	Holzstaub + Erdgas und/oder Rost

Merkmal	Ausprägung
Abgasnachbehandlung ⁴	Sammelleitung > Quench > Nasselektrofilter > Schornstein
Abgasvolumenströme	120–200 T(Nm ³ /h) [tr] ⁵
Besonderheiten	1x Vortrocknung 1x Abgassammelleitung mit Span 2x Ausnahmeantrag Gesamt-C
Grenzwerte	teilweise mit Feucht teilweise mit O ₂ -Bezug (17 %) 1x Staub bei 40 mg/m ³ (N,tr)
Emissionen ⁶	1x Standort Gesamtkohlenstoff auffällig 1x Standort Gesamtstaub auffällig

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 Birke, unklar ob Volumen oder Masseprozent

3 unklar ob immer je 1x für Deck- / Mittelschicht

4 Zyklon generell zur Produktabscheidung

5 scheinbar pro Trockner

4.1.2 Abgasreinigung

Der Abgasnachbehandlungsprozess bei Direktrockner für OSB-Strands erfolgt gemäß Abbildung 18. Die Emissionen werden am Entstehungsort erfasst. Der kombinierte Material- und Abgasstrom gelangt in Zyklone, wo eine Grobreinigung und der Austrag des Produkts erfolgen. Optional kann eine Vorabscheidung durch den Einsatz eines Ausfallgehäuses installiert sein (VDI, 2023, Juli).

Abbildung 18: Prinzipieller Ablauf der Abgasnachbehandlung an direkt trocknenden OSB-Plattentrocknern



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Dem Zyklon folgt bei allen OSB-Direktrocknern ein Nasselektrofilter, der als eigentliche Abgasreinigungsstufe dient. Das Abgas wird dabei auf eine Kühlgrenztemperatur abgekühlt, die je nach Betriebsbedingungen zwischen 55 und 65 °C liegt. Das Abgas ist zu diesem Zeitpunkt zu 100 % mit Wasser gesättigt. Es durchströmt den Nasselektrofilter und wird von dort gereinigt in den Schornstein abgeleitet. An den Standorten gibt es teilweise komplexe Abgasleitungen. Für jeden installierten Trommeltrockner wird ein separater Nasselektrofilter betrieben, auch wenn diese sich im selben Gehäuse befinden. Die Betriebsparameter können sich für den Deck- und Mittelschicht-Abgasstrom unterscheiden, da die Mittel- und Deckschichttrockner unterschiedlich betrieben werden.

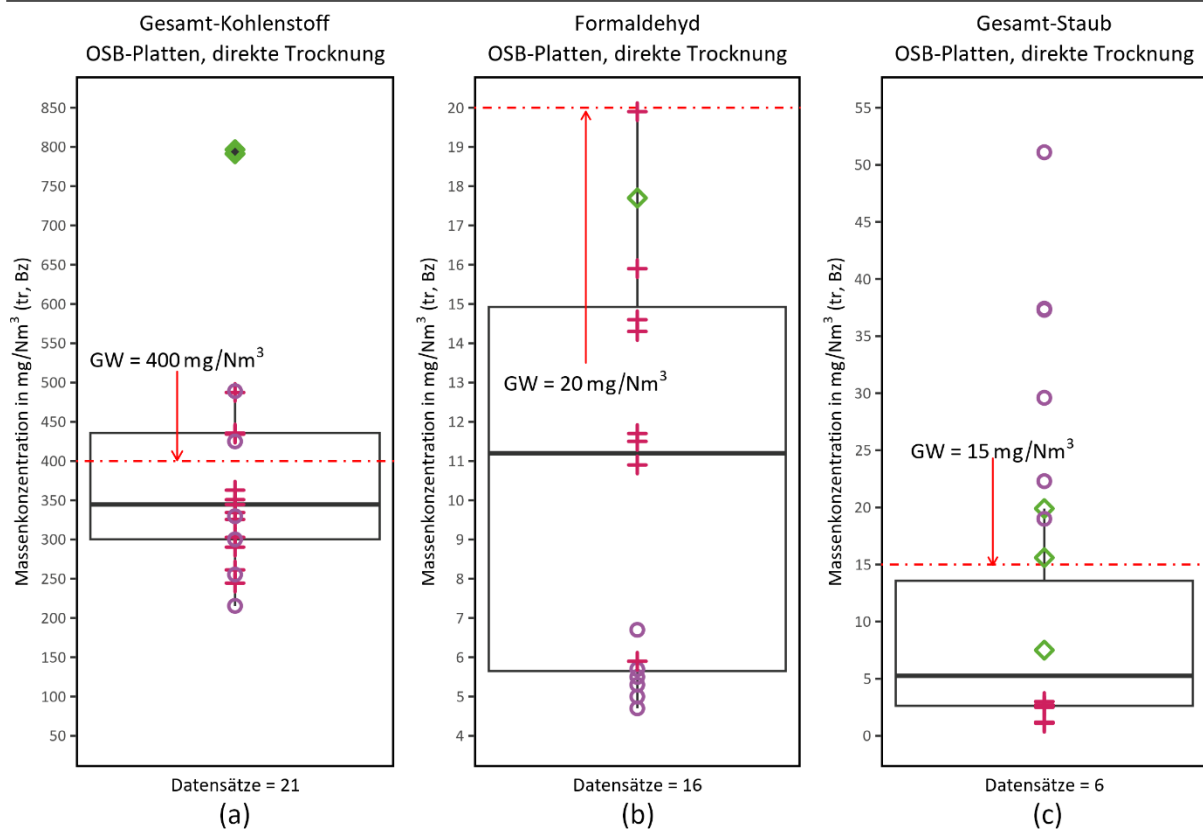
Zur Aufbereitung des zirkulierenden Waschwassers gibt es keine Informationen der OSB-Produktionslinien. Aufgrund ähnlicher Temperaturprofile wie bei den Direktrocknern für Späne haben die Betreiber ähnliche Optionen. Die Schaffung einer Senke für wasserlösliche organische Stoffe kann daher chemisch, thermisch oder durch Verdünnung, d.h. durch Zugabe von Frischwasser, erfolgen. Bis auf den Ersatz von verdunstetem Wasser durch Frischwasser ist keine dieser Maßnahmen von einem deutschen OSB- oder Spanplattenstandort bekannt. Eine biologische Abgasreinigung und eine biologische Kreislaufwasserbehandlung sind nicht anwendbar.

4.1.3 Emissionen

Die Darstellung der Emissionen von Strandtrocknern basiert auf Daten von den drei bestehenden Standorten in Deutschland. Im Vergleich zur Gesamtzahl der Standorte, die Spanplatten oder Faserplatten produzieren, ist dies eine geringe Anzahl. Darüber hinaus wurden Überwachungsberichte aus der Datenbasis entfernt, da offensichtliche Messfehler vorlagen. Die Datenbasis ist daher die kleinste. Um eine verzerrte Darstellung zu vermeiden, werden zusätzlich zu den Boxplots auch die Einzelwerte dargestellt. Die Standorte werden dabei farblich und symbolisch codiert: Standort 1 wird mit einer grünen Raute, Standort 2 mit einem fliederfarbenen Kreis und Standort 3 mit einem fuchsiafarbenen Plus dargestellt. Alle Daten, die mit dem Boxplot zusammenhängen, einschließlich etwaiger Ausreißer, werden in Schwarz dargestellt.

Abbildung 19 zeigt die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens erfassten Emissionen von Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direktrockner für OSB-Strands (NZ, trocken, 18 Volumenprozent O₂ Bezug).

Abbildung 19: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Direktrockner für OSB-Strands (NZ, trocken, 18 Volumenprozent O₂ Bezug) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022.

Der Stand der Technik der Anlagen ist in Tabelle 19 auf Seite 72 dargestellt. Tabelle 20 listet wesentliche, für die Diskussion der Daten hilfreiche, aus den Messberichten entnommene Betriebsparameter. Hierbei repräsentiert das Akronym FR den Frischholzanteil im Holzmix in %, HBF die Holzsorte im Frischholz mit dem größten Anteil, TE die Trocknereintritts- und TA die Trockneraustrittstemperatur in °C, TK die Temperatur des Kreislaufwassers, ebenfalls angegeben in °C. Die jeweiligen Maximalwerte je Standort sowie die Anzahl der in die Darstellung eingegangenen

nen Messprotokolle und Datenpunkte sind in Tabelle 21, Tabelle 22 und Tabelle 23 (Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd, Gesamtstaub) aufgeführt.

Tabelle 20: Wesentliche Betriebsparameter der Direkttrockner für OSB-Strand's, basierend auf vorliegenden Messberichten

Standort	FR [%]	HBF	TE [°C]	TA [°C]	TK[°C]
1	100	Kiefer + LH	252–280	126–123	56–59
2	k.A	k.A.a	170–306	120–142	58–61
3	100	Kiefer + Fichte + LH	180–267	118–124	56–57

Für die Beurteilung der Emissionen der Direkttrockner für Strands wesentlich ist, dass bei der OSB-Plattenproduktion ausschließlich regionales, vergleichsweise kurz gelagertes Frischholz verwendet wird. Der Laubholzanteil ist gering und beträgt etwa 5 bis 10 Prozent. Am Standort 1 wird zu 90 % Kiefernholz genutzt, das 70 % des regionalen Baumbestands²² ausmacht (Unternehmen E HWS-Industrie, 2019). Für Standort 2 liegen keine spezifischen Informationen zum Holzmix vor. Da der typische Einzugsbereich für Holz bei diesem Standort fünf Bundesländer schneidet, lässt sich der Holzmix auch nicht aus den jeweiligen Waldzustandsberichten ablesen. Abschätzen²³ lässt sich, dass Kiefer den regional verfügbaren Baumbestand dominiert, aber auch Buche, Eiche und Fichte zweistellige Anteile aufweisen (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, 2021; Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern [LM], 2020; Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg [MLUK], 2021; Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2021). In der Umgebung von Standort 3 setzt sich der Wald maßgeblich aus Laubbäumen (45 %) und Kiefer (43 %) zusammen (LM, 2020), wobei letzteres laut Messberichten der maßgebliche Plattenrohstoff ist. Der Anteil an Fichte liegt regional bei unter 5 % (LM, 2020), allerdings ist ein Bezug fichtenreicher Übersee-Waldbestände möglich.

Die Eintrittstemperaturen der Trockner sind auf dem Niveau der Direkttrockner für Späne, wobei Unterschiede zwischen Deck- und Mittelschichttrocknern bestehen. Der genaue Grund dafür geht aus den vorliegenden Daten nicht hervor. Im Vergleich zu den Spänetrocknern weisen Direkttrockner für OSB-Strands tendenziell eine um etwa 10 K höhere Trockneraustrittstemperatur auf.

Der Median der Gesamtkohlenstoffemissionen an den OSB-Produktionsstandorten liegt bei 350 mg/m³ und damit knapp unter dem Grenzwert der TA Luft 2021 von 400 mg/m³. Dennoch liegen von allen drei Standorten Messwerte vor, die den Grenzwert überschreiten (siehe Tabelle 21). Standort 1 zeigt bei allen Messdaten eine Überschreitung des Grenzwerts für Gesamtkohlenstoff. Der Median der Messdaten beträgt 791 mg/m³. Der vorliegende Ausnahmeantrag des Standortes für Gesamtkohlenstoff beschreibt eine Emissionsbandbreite von 443 bis 779 mg/m³ (Unternehmen E HWS-Industrie, 2019). Diese Werte fließen in die Darstellung des Boxplots allerdings nicht ein, da keine Informationen zu den jeweiligen Betriebsbedingungen enthalten sind. Zudem wurde ein weiterer Messbericht des Standortes wegen Fehlmessungen beim Abgas-

²² Die restlichen 30 % des regionalen Baumbestands entfallen auf andere Nadelholzarten (ca. fünf Prozent) und Laubholz (LH) (Unternehmen E HWS-Industrie, 2019).

²³ Die Abschätzung erfolgte über eine Mittelung der Baumartenverteilung angegeben in den Waldzustandsberichten von Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (Kiefer 58 %, Buche 13 %, Eiche 11 %, Fichte 10 %, andere Baumarten 8 %).

volumenstrom nicht berücksichtigt. Dieser dokumentiert eine Emissionsbandbreite von 559,1 mg/m³ bis 752,9 mg/m³ bei Gesamtkohlenstoff.

Bei Standort 2 liegt ein Drittel der Messdaten über dem Grenzwert, während der Median der Messdaten bei 315 mg/m³ liegt. Standort 3 hat einen Median von 340 mg/m³, wobei 25 % der Messdaten den Grenzwert überschreiten. Der nach TA Luft 2021 geltende Grenzwert von 400 mg/m³ stellt eine Herausforderung dar, ist basierend auf den vorliegenden Daten für Standort 1 nicht einzuhalten. Entsprechend wurden von den drei Standorten zwei Anträge zur Festsetzung eines geänderten Grenzwerts für Gesamtkohlenstoff eingereicht.

Tabelle 21: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter OSB-Trommel-trocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 19
Standort 1–3	5	21	796,6	
Standort 1	1	3	796,6	Raute
Standort 2	1	6	489,0	Kreis
Standort 3	3	12	487,3	Plus

Die ausschließliche Verwendung von kurz gelagertem Frischholz als Rohstoff für die Plattenproduktion kann laut dem BVT-Merkblatt (Stubdrup et al., 2016) und entsprechender Literatur mit höheren TVOC-Emissionen in Verbindung stehen und möglicherweise das höhere Emissionsniveau im Vergleich zur Spanplattenproduktion erklären. Die vorliegenden Daten ermöglichen keine abschließende Antwort auf diese Frage, da Standort 5, ein Spanplattenhersteller in einem kiefernholzreichen Gebiet ähnlich wie Standort 1, einen Frischholzanteil von über 80 % aufweist. Ebenso bleibt unklar, worauf das hohe Emissionsniveau bei Standort 1 im Vergleich zu anderen OSB-Trocknern zurückzuführen ist. Es wird vermutet, dass sowohl der hohe Anteil von durchschnittlich 90 % Kiefernholz (wobei persönliche Mitteilungen mehr als 65 % angeben) als auch die hohen Trocknereintrittstemperaturen (siehe Tabelle 20, laut Fragebogen bis zu 330 °C) die Emissionswerte beeinflussen.

Kiefernholz enthält einen hohen Anteil an Terpenen und Terpenoiden, die aufgrund ihres niedrigen Siedepunktes bzw. hohen Dampfdruckes relativ leicht flüchtig sind (Ohlmeyer et al., 2008). Das ungereinigte Abgas nach einer Anlage, die in erheblichem Umfang Kiefernholz als Rohstoff einsetzt, weist daher höhere Emissionswerte für Gesamtkohlenstoff auf als eine Anlage, bei welcher andere Weichhölzer den Hauptteil des eingesetzten Holzmixes ausmachen. Basierend auf der Information, dass an Standort 3 mehr Fichtenholz als an Standort 1 eingesetzt wird, ist es wahrscheinlich, dass ein Zusammenhang zwischen dem Holzmix und den Gesamtkohlenstoffemissionen an allen Standorten besteht.

Die Wirkung einer höheren Trocknertemperatur wurde bereits diskutiert. Festzuhalten ist, dass die Höhe der Trocknungstemperatur die Menge der Emissionen, aber auch die Zusammensetzung der Abgasmatrix, beeinflusst. Demzufolge ist, insbesondere für Standort 1, die Trocknungstemperatur als maßgeblicher Faktor mit in Betracht zu ziehen. Eine signifikante Reduzierung der Gesamtkohlenstoffemissionen durch die nachgeschaltete Abgasreinigungstechnik ist nicht zu erwarten. Insbesondere die Emissionen von Terpenen und Terpenoiden, die einen Großteil der Kiefernholzemissionen ausmachen, lassen sich aufgrund ihrer geringen Löslichkeit in Wasser nicht effizient mit einem Nasselektrofilter abscheiden.

Es ist zudem möglich, dass an diesem Standort im Vergleich zu anderen Standorten eine sehr kurze Dauer zwischen dem Einschlag des Holzes und der Trocknung der Stämme vorliegt. Da schlagfrisches Holz höhere Wassergehalte aufweist und gemäß Steckel Terpene maßgeblich mit dem Holzwasser emittieren (Steckel, 2011), ist es vorstellbar, dass auch die Lagerdauer die Emissionen an diesem Standort beeinflusst. Eine weitergehende Analyse ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich.

Der Grenzwert für Formaldehyd in direkttrocknenden Strandtrocknern liegt mit 20 mg/m^3 doppelt so hoch wie bei Direkttrocknern für Späne. Keiner der vorliegenden Berichte hat diesen Grenzwert überschritten. Allerdings zeigt der Boxplot in Abbildung 19 (b), dass einige Werte nahe am Grenzwert liegen. Der Höchstwert an Standort 3 erreicht mit $19,9 \text{ mg/m}^3$ fast den Grenzwert. Auch Standort 1 weist vergleichbare Emissionswerte um 18 mg/m^3 auf. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte neben der Holzmischung die (Auf-) Konzentration von wasserlöslichen Abgasbestandteilen im Kreislaufwasser des Nasselektrofilters sein. Da die Abgastemperaturen im Schornstein auf Waschwassertemperaturen von $70\text{--}75^\circ\text{C}$ hinweisen, ist eine begrenzte Waschwasseraufbereitung möglich. Dies führt jedoch dazu, dass das Waschwasser für Formaldehyd schnell gesättigt ist (Geschäftsführung Unternehmen A. Abgasreinigungstechnik, 2021). Diese These steht jedoch im Widerspruch dazu, dass alle Emissionswerte am Standort 2 unter 8 mg/m^3 liegen. Der Grund für die vergleichsweise niedrigeren Formaldehydemissionen konnte durch Erkrankung der verantwortlichen Mitarbeiter nicht mehr ermittelt werden.

Tabelle 22: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter OSB-Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m^3]	Legende für Abbildung 19
Standort 1–3	6	16	19,9	
Standort 1	1	2	17,7	Raute
Standort 2	1	6	6,7	Kreis
Standort 3	3	8	19,9	Plus

Der Grenzwert für partikelförmige Emissionen (Gesamtstaub) liegt wie bei Direkttrocknern für Späne bei 15 mg/m^3 . Der Boxplot für die Gesamtstaubemissionen der OSB-Produktionslinien basiert auf sechs Einzelmesswerten. Die Messwerte von Standort 2 wurden nicht berücksichtigt, da es im Zuge der Recherchen nicht gelungen ist, die Ursache für die erhöhten Emissionswerte (Median $33,5 \text{ mg/m}^3$) mit den Verantwortlichen an diesem Standort zu klären. Alle gemessenen Werte (Messwert + Messunsicherheit) liegen aber unter dem gültigen Grenzwert von 40 mg/m^3 am Standort. Die Gesamtstaubemissionen von Standort 2 sind als Einzelwerte dargestellt. Es ist zu beachten, dass die geringe Anzahl der Messwerte die Aussagekraft der Darstellung einschränkt.

Die verbleibenden zwei Standorte weisen große Unterschiede in den Gesamtstaubemissionen auf. An Standort 3 liegt der Median der Messwerte mit $2,6 \text{ mg/m}^3$ weit unter dem Grenzwert und der Standort weist keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft auf. Der Median der Einzelmesswerte an Standort 1 liegt bei $15,6 \text{ mg/m}^3$. Zwei der drei auf den Referenzsauerstoff von 18 Volumenprozent nach TA Luft korrigierten Einzelmesswerte stellen eine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft dar. Der Grenzwert von 15 mg/m^3 am Standort gilt aber unabhängig vom Referenzsauerstoffgehalt und wird eingehalten. Drei weitere Messwerte aus einem anderen Überwachungsbericht vom Standort erfüllen den Grenzwert vor Bezug auf den Referenzsauerstoffgehalt ebenso. Die Einzelmesswerte liegen zwischen $13,5 \text{ mg/m}^3$ und $14,6 \text{ mg/m}^3$. Auf-

grund eines offensichtlichen Messfehlers bei der Sauerstoffkonzentration im Abgasstrom wurden diese Werte in Absprache mit dem Betreiber nicht berücksichtigt.

Der Maximalwert von Standort 3 (siehe Tabelle 23) liegt mit 3 mg/m^3 (NZ, tr, Bez) deutlich unter dem minimalen Gesamtstaubemissionswert von Standort 1 ($7,5 \text{ mg/m}^3$). Woher dieser signifikante Unterschied kommt und warum der Grenzwert an Standort 1 nicht eingehalten wird, ist unklar. Als mögliche Ursachen kommen u.a. eine falsche Dimensionierung des Nasselektrofilters oder der Zyklonbatterie in Frage.

Tabelle 23: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter OSB-Trommeltrocknern mit direkter Beheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m^3]	Legende für Abbildung 19
Standort 1–3	5	9	19,9	
Standort 1	1	3	19,9	Raute
Standort 2	1	6	51,1	Kreis
Standort 3	2	6	3,0	Plus

4.2 Trockner der OSB-Plattenproduktion (Typ D1)

Vom Standort 1 ist der Betrieb eines Bandtrockners (Typ 3) als Vortrockner bekannt (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021). Dieser Bandtrockner erwärmt die Umgebungsluft zur Trocknung über Heizregister, die mit Wasser/Glykol mit einer Vorlauftemperatur von 85°C bis 90°C beheizt werden. Die Wärme im Wasser/Glykol-Kreislauf stammt aus dem Abdampf der Kondensationsturbine und einem Gasmotor zur Stromerzeugung (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. März 2023).

Dieser Bandtrockner weist aufgrund des niedrigen Temperaturniveaus der Trocknung deutlich höhere Luftmengen auf (VDI, 2023, Juli). Aufgrund dessen besitzen Bandtrockner gemäß Auskunft viele kleine Abluftöffnungen. Eine zentrale Emissionsmessstelle ist nicht vorhanden (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021; Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung). Die kleinen Abluftöffnungen erschweren die Anwendung dieser Normen, insbesondere in Bezug auf Durchmesser und Einlaufstrecke. Eine zuverlässige Messung der Emissionen kann daher nicht gewährleistet werden (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021; Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung). Für diesen Trocknertyp liegen keine belastbaren Daten vor. Auch das BVT-Merkblatt enthält keine Emissionsdaten für diesen Trocknertyp (Stubdrup et al., 2016).

5 Stand der Technik der Faserplattenherstellung

Die vorliegenden Informationen zum Stand der Technik der Stromrohrtrockner für Fasern sowie die Emissionsdaten basieren auf den Mess- und Überwachungsberichten, die von den Anlagenbetreibern bereitgestellt wurden. Diese Informationen wurden mit den Angaben aus den von Betreiberseite ausgefüllten DBI-Fragebögen und den Fragebögen der parallellaufenden LAI-Messkampagne abgeglichen, ergänzt und wenn notwendig korrigiert. Die Emissionsdaten der einzelnen Standorte wurden vor ihrer Aufnahme in den Bericht mit jedem Betreiber besprochen.

Für 8 der insgesamt 13 Standorte mit mindestens einer Faserproduktionslinie liegen Fragebögen sowie Überwachungs- oder Messberichte vor, was eine Bewertung der Emissionen und eine Einschätzung des Standes der Technik ermöglicht.

Von 2 Standorten liegen keine Überwachungs- oder Messberichte vor, jedoch wurden Fragebögen zu den Anlagen beantwortet. Für einen weiteren Standort konnte der Stand der Technik anhand eines vorliegenden Ausnahmeantrags identifiziert werden. Somit basieren die Aussagen zum Stand der Technik auf Informationen von 11 der 13 Standorte. Im Laufe der Studie war es nicht möglich, mit 2 Standorten Kontakt aufzunehmen. Beide Standorte haben eine Fertigungskapazität von unter 600 m³/d.

Für Stromrohrtrockner für Fasern gelten gemäß der TA Luft 2021 einheitliche Emissionsgrenzwerte. Im Gegensatz zu Trocknern in der Span- und OSB-Plattenproduktion gibt es daher keine Unterscheidung beispielsweise nach dem Anteil von Kiefernholz im Holzmix oder der Art der Beheizung. Daher werden die Emissionsdaten zunächst für den gesamten Datenbestand präsentiert. Anschließend werden die Daten differenziert nach der Art der Beheizung separat dargestellt und diskutiert.

5.1 Trockner der Faser-Plattenproduktion (alle Beheizungsarten)

5.1.1 Stand der Technik

In Deutschland werden ausschließlich Stromrohrtrockner zur Trocknung von Holzfaser eingesetzt. Es gibt jedoch Unterschiede in Bezug auf die Anzahl der Trockner am Standort, die Bauweise (einstufig oder zweistufig), die Art der Beheizung (direkt, indirekt oder gemischt) und die Kapazität der Produktionslinien, was zu deutlichen Unterschieden zwischen den Standorten führt. Abbildung 20 zeigt die Anzahl der deutschen Faserplattenproduktionsstandorte und die Art der dort verwendeten Trockner, unterteilt nach Beheizungsarten. Tabelle 24 fasst wesentliche Kenngrößen zum Stand der Technik übersichtlich zusammen.

An zwei Standorten wird jeweils ein direkt beheizter Stromrohrtrockner eingesetzt, während an vier Standorten fünf indirekt beheizte Stromrohrtrockner verwendet werden. An fünf Standorten kommen insgesamt sieben Trockner zum Einsatz, bei denen die benötigte Trocknungsenergie über Dampf und andere Wärmequellen bereitgestellt wird. Dies können Gasbrenner, Rauchgase von anderen Feuerungsanlagen und andere Abgase, wie beispielsweise von Gasturbinen, sein. Jeder Standort verwendet dabei ein einheitliches Beheizungskonzept, sodass alle Trockner am Standort entweder direkt, indirekt oder gemischt beheizt werden.

Die Trocknung der Holzfasern erfolgt in neun Fällen in einstufigen Stromrohrtrocknern. Diese Stromrohre haben Durchmesser von ca. 1 m bis 3,5 m und sind teilweise bis zu 150 m lang, mit möglichst wenigen Umlenkungen (VDI, 2023, Juli), um Produktanbackungen zu vermeiden. Die Trocknung der Fasern erfolgt direkt auf eine Endfeuchte von 8 % bis 15 %²⁴. Die Trocknungsge-

24 Bezogen auf die Holztrockenmasse

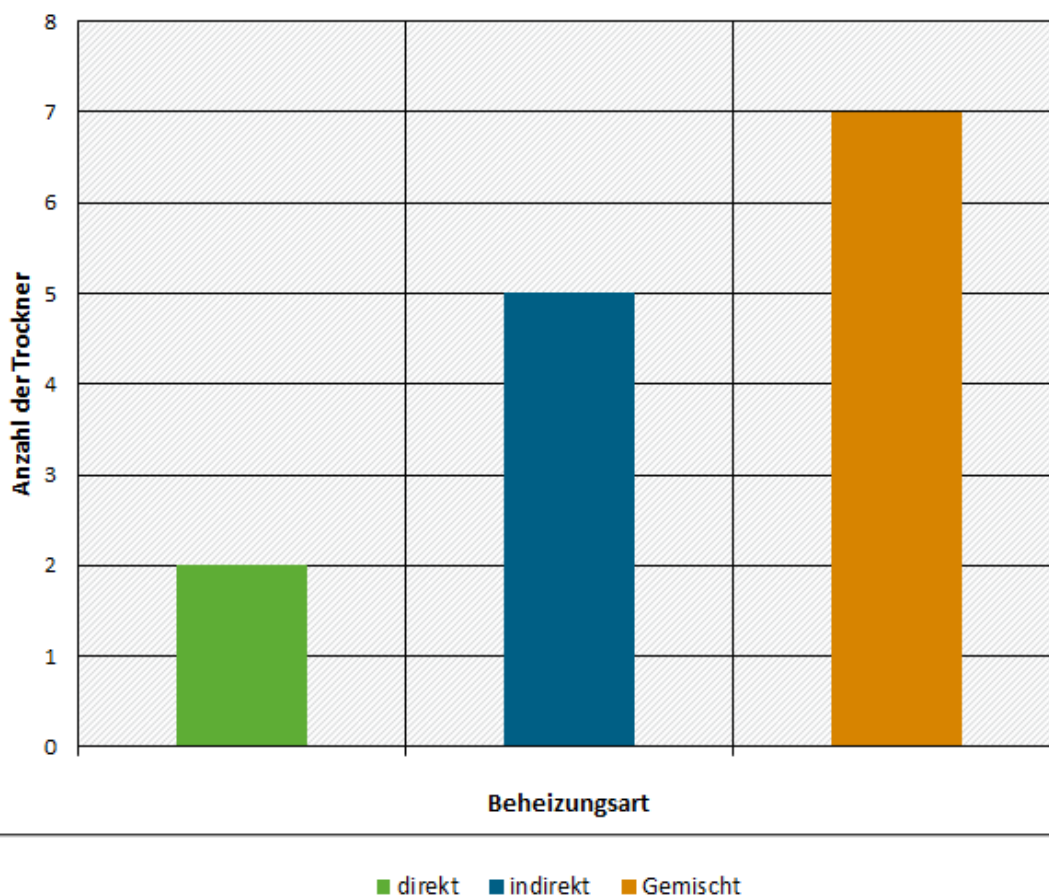
schwindigkeit ist im Vergleich zur Trocknung von Spänen oder Strands deutlich höher. Mit einer Mindestströmungsgeschwindigkeit von 25 m/s am Austritt (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021; VDI, 2023, Juli) dauert die Trocknung drei bis sechs Sekunden. Dies ist auf die große Oberfläche und die geringe Dicke der Holzfasern im Vergleich zur Fasermasse zurückzuführen (VDI, 2023, Juli).

In fünf der Stromrohrtrockner erfolgt die Trocknung in einer zweistufigen Bauform. Die Fasern gelangen nach der ersten Stufe in einen Zyklon und werden dann in der zweiten Stufe auf Endfeuchte getrocknet, welche sich von der Endfeuchte der einstufigen Stromrohrtrockner nicht unterscheidet. Die Trocknung in der zweiten Stufe ist schonender, da sie geringere Volumenströme und Temperaturgradienten aufweist (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021). Allerdings ist dafür ein höherer apparativer Aufwand erforderlich. An drei Standorten gibt es neben der Faserplattenproduktionslinie mindestens eine Spanplattenproduktionslinie, und in zwei Fällen ist mindestens eine OSB-Plattenproduktionslinie vorhanden.

Abbildung 20: Übersicht über in Deutschland installierte Stromrohrtrockner differenziert nach Anzahl pro Standort und Art der Beheizung

Trocknerbauarten Faserplattenproduktion (MDF+HDF)

differenziert nach Art der Beheizung



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Die konstruktive Ausführung der Stromrohrtrockner unterscheidet sich nicht je nach Art der Beheizung. Es gibt keine Zuordnung der ein- oder zweistufigen Bauweise zur MDF- oder HDF-Plattenherstellung. Die Entscheidung, welche Bauform des Stromrohrtrockners an einem Standort verwendet wird, und welche Energiequelle(n) zur Trocknung eingesetzt werden, scheint eher standortspezifisch zu sein. Technische Faktoren für diese Entscheidungen sind nicht identifizierbar. Die in der zugehörigen VDI-Richtlinie beschriebene Sonderbauform des Heißdampf-Stromrohrtrockners (VDI, 2023, Juli) ist in Deutschland nicht mehr in Betrieb und wurde bereits zurückgebaut (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021).

Tabelle 24: Zusammenfassung zum Stand der Technik der Stromrohrtrockner für Fasern

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	11(8)
Produkt	MDF + HDF
Produktionskapazität	500–2930 m ³ /d (genehmigt, Produktion kann darunter liegen)
Beheizung	Direkt, indirekt, gemischt
Frischholzanteil	90–100 %
(externes) RC-Material	0 %
Laubholzanteil ²	< 20 %
Brüdenrückführung	4x ³
Trocknerbauart	Stromrohrtrockner, 1–2 ⁴
Transport Trockengut	Luft/Feuerungsabgase
Brennstoffe	Holzstaub + Erdgas und/oder Rost, KWK, Abgase
Abgasnachbehandlung ⁵	Sammelleitung >Quench >Wäscher ⁶ >Schornstein
Abgasvolumenströme	80–940 T(Nm ³ /h) [tr] ⁷
Besonderheiten	1x Nasselektrofilter mit biologischer Waschwasseraufbereitung 2x Ausnahmeantrag Gesamt-C 1x kontinuierliche Messung von Gesamtkohlenstoff und Gesamtstaub
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug teilweise ohne Grenzwertangabe
Emissionen	1x Standort Formaldehyd auffällig

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 Messberichte und Ausnahmeanträge geben teilweise bis zu 50 % an

3 scheinbar sowohl bei 1-stufigen als auch 2-stufigen Stromrohrtrocknern

4 mehrheitlich einstufig (9x), 5x 2-stufig

5 Zyklon generell zur Produktabscheidung,

6 mit biologischer Waschwasseraufbereitung

7 scheinbar pro Trockner

Die vorliegenden Unterlagen geben keinen Hinweis auf den Einsatz von Recyclingholz. Ein Standort mengt Rückföhrgut, möglicherweise beleimte und nicht ausgehärtete Fasern dem Faserstrom bei, was zu einem Frischholzanteil zwischen 90 bis 100 % föhrt (siehe Tabelle 24).

Laut den analysierten Ausnahmeanträgen erfordert die Faserplattenproduktion lange Fasern für eine gute Vernetzung und Plattenstabilität, die hauptsächlich aus Nadelhölzern (Weichholz) gewonnen werden können. Es besteht hier in den Unterlagen jedoch ein Widerspruch, da Messberichte und Ausnahmeanträge, insbesondere älteren Datums, einen Laubholzanteil von bis zu 50 % am Gesamtholzeinsatz dokumentieren. Üblich sind heute gemäß übereinstimmenden Auskünften der Betreiber Laubholz- bzw. Hartholzanteile unter 20 %.

In den Überwachungsberichten und Fragebögen wird insgesamt viermal die Rückführung von Trocknungsbrüden erwähnt. Ähnlich wie bei den Trommeltrocknern handelt es sich dabei um eine energetische Optimierungsmaßnahme. Es ist jedoch nur in einem Fall bekannt, wie viel Trocknerabgas entnommen und wo es wieder eingespeist wird. Daher kann der Einfluss auf die Trockneremissionen nicht bewertet oder verglichen werden. Im Vergleich zu den Direkttrocknern für Späne und OSB-Strands stellt die Rückführung von Trocknungsbrüden bei den Stromrohrtrocknern insgesamt einen deutlich geringeren Anteil dar, da sie gemäß den Unterlagen nur in vier Fällen stattfindet, während sie bei den Direkttrocknern zu 100 % angewendet wird. Auch in diesem Fall sind genaue Volumenströme kaum dokumentiert.

Die genehmigten Produktionsleistungen variieren stark zwischen den Standorten und reichen von 500 m³ bis 2930 m³ pro Tag. Es gibt deutliche Unterschiede zwischen direkt beheizten Stromrohrtrocknern, die mindestens 2030 m³ pro Tag produzieren, und den anderen Stromrohrtrocknern, die maximal 1500 m³ pro Tag und Trockner produzieren. An einigen Standorten gibt es zwei Stromrohrtrockner, deren kombinierte Leistung maximal 1900 m³ pro Tag erreicht. Da diese Trockner über separate Abgasreinigungen verfügen, müssen sie separat betrachtet werden.

Die zu reinigenden Abluftvolumenströme variieren je nach Trocknertyp. Direkt befeuerte Stromrohrtrockner erreichen bis zu 1 Million m³(N)/h. Lediglich ein weiterer, nicht direkt beheizter Stromrohrtrockner, erreicht gemäß Messbericht mit maximal 800.000 m³(N)/h vergleichbar hohe Abluftvolumenströme. Die restlichen Trockner haben Abgasvolumenströme von weniger als 500.000 m³(N)/h. Ähnlich den Trocknern für Späne und OSB-Strands, gibt es eine Vielzahl von Wärmequellen für die Trocknung, darunter Rostfeuerungen für Holz, Staubfeuerungen, Gasbrenner und weitere. Basierend auf den vorliegenden Unterlagen ist es schwer nachvollziehbar, welchen Anteil der Trocknungsenergie die verschiedenen gleichzeitig betriebenen Wärmequellen zum Zeitpunkt der Messung bereitgestellt haben. Da die Messungen nur im kombinierten Abgas erfolgen, lässt sich der Einfluss der Verbrennungsart auf die Emissionen nicht bewerten. Eine Ausnahme bilden die indirekt beheizten Stromrohrtrockner, die von KWK-Anlagen (Kraft-Wärme-Kopplung) versorgt werden. Jedoch gelangen die Abgase der Verbrennung nicht in den Trockner.

Bei direkt beheizten Anlagen gelangen Feuerungsabgase durch den Trockner, wobei Abluft aus anderen Produktionsschritten beigemischt wird. Bei indirekt beheizten Anlagen erfolgt die Erwärmung der Trocknereintrittsluft durch Luft-Wärmeübertrager. Wie beschrieben sind Mischformen aus direkter und indirekter Beheizung üblich. Die Trocknereintrittstemperaturen in den Stromrohrtrocknern liegen zwischen 130 °C und 200 °C. Die Austrittstemperatur am Ende des Trockners variiert je nach Betriebsweise (Umluftführung oder Frischluftführung) und liegt in der Regel zwischen ca. 45 °C und 65 °C (VDI, 2023, Juli). Die Betreiberangaben in den Fragebögen weichen hiervon geringfügig ab, die Temperaturen variieren am Trocknereintritt zwischen 70 °C und 200 °C, am Trockneraustritt zwischen 45 °C und 80 °C.

5.1.2 Abgasreinigung

Die Faserplattenproduktion verwendet wie bei der Span- und OSB-Plattenproduktion Zyklone, um das Trockengut von der Abluft zu trennen. Die Abluft gelangt gemeinsam mit anderen Teilströmen zur weiteren Abgasreinigung. An mindestens fünf der acht Standorte werden Abluftströme aus anderen Produktionsbereichen beigemischt. Ein Standort setzt ausschließlich Zyklone zur Abgasreinigung ein, während die anderen Standorte eine Nassreinigung nutzen.

Abbildung 21: Prinzipieller Aufbau der Abgasnachbehandlung hinter Stromrohtrocknern



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Die Temperatur nach dem Wäscher liegt zwischen 40 und 55 °C. Dadurch ist der Einsatz von biologischen Abluftreinigungs- und Kreislaufwasserbehandlungsverfahren möglich, was an allen Standorten mit Wäscher heute der Fall ist. Die biologische Reinigung sorgt für eine dauerhafte Entfernung der wasserlöslichen organischen Stoffe aus dem Abgas. Unterschiedliche Wäschersysteme kommen zum Einsatz, um Schadstoffe aus dem Rohgasstrom zu entfernen. Mikroorganismen bauen die abgeschiedenen Schadstoffe im Belebungsbecken ab. Wichtige Parameter wie pH-Wert und Temperatur werden behördlich überwacht.

Ein Standort verwendet als letzte Reinigungsstufe einen (Nass-) Elektrofilter. Es erfolgt keine Unterscheidung zwischen direkt und indirekt beheizten Stromrohtrocknern hinsichtlich der Emissionsgrenzwerte für Staub, Formaldehyd und organische Stoffe.

5.1.3 Emissionen

Die Emissionsdaten aller an der Studie beteiligten Stromrohtrockner für Fasern in Deutschland sind in Abbildung 22 dargestellt. Tabelle 25 enthält wichtige Betriebsparameter, die aus den Messberichten extrahiert wurden und für die Datenanalyse hilfreich sind. Die Abkürzung "FR" steht für den Frischholzanteil im Holzmix in Prozent. "Prod" steht für das am Standort hauptsächlich, aber nicht ausschließlich, produzierte Produkt. "HBF" gibt die vorherrschende Holzsorte im Frischholz an. "TE" und "TA" sind die Trocknereintritts- und Trockneraustrittstemperaturen in Grad Celsius. "TK" bezeichnet die Temperatur des Kühlkreislaufs, ebenfalls in Grad Celsius. Das Symbol " φ " repräsentiert die Ziel-Feuchtigkeit der Fasern in Prozent. "BR" gibt an, ob eine Brüdenrückführung verwendet wird, ohne spezifische Mengenangabe. "Bhz" kennzeichnet die Art der Beheizung des Stromrohtrockners. Auf die Bauweise geht die Spalte „Zug“ ein, wobei "1" für einen einstufigen und "2" für einen zweistufigen Stromrohtrockner steht.

Im Datensatz sind die Messdaten von zwei Standorten enthalten, die keine IED-Anlagen (gemäß EU-Richtlinie 2010/75 (Richtlinie 2010/75/EU, 2010)) sind. Diese beiden Standorte produzieren weniger als 600 m³/d Faserplatten pro Tag. Standort 5 (lila) betreibt einen Gegenstromwäscher, weist aber hohe Formaldehydemissionen auf. Standort 7 (gold) ist hinsichtlich der Emissionen von Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd und Gesamtstaub unauffällig, verfügt jedoch über keine Abgasreinigung. Die Emissionsdaten beider Standorte sind in Abbildung 22 als Einzelmesswerte dargestellt, jedoch nicht in den Boxplots enthalten. Einzelmesswerte und Maximalwerte sind farblich und symbolisch codiert. Ausreißer der in den Boxplots enthaltenen Daten sind schwarz dargestellt. In Tabelle 26, Tabelle 27 und Tabelle 28 sind die Maximalwerte sowie die Anzahl der vorhandenen Datensätze aller Standorte dargestellt.

Ein wesentlicher Unterschied zu direkt beheizten Späne- und OSB-Trocknern besteht darin, dass die Emissionen gemäß TA Luft 2021 Abschnitt 5.4.6.3 nicht auf einen Bezugssauerstoffgehalt von 18 % im Abgas bezogen sind (TA Luft, 2021). Die Daten wurden jedoch auf den trockenen Bezugszustand korrigiert, sofern dies nicht ohnehin der behördlichen Vorgabe entsprach. Alle dargestellten Daten beziehen sich somit auf den Normzustand nach Abzug der Feuchte, wie in der Neufassung der TA Luft gefordert (TA Luft, 2021).

Das BVT-Merkblatt gibt Emissionsbandbreiten für (Gesamt-) Staubemissionen von 1 bis 37 mg/Nm³ an. Die Formaldehydemissionswerte, die dem Merkblatt zugrunde liegen, reichen von 2,6 bis 14 mg/Nm³. Für TVOC (Gesamtkohlenstoff) ist eine Emissionsbandbreite von 6 bis 227 mg/Nm³ angegeben. Interessanterweise unterscheidet das BVT-Merkblatt zwischen den Emissionen von direkt und indirekt beheizten Stromrohtrocknern. Zudem werden die vielfältigen Varianten der Beheizungsarten von Stromrohtrocknern kommentiert, insbesondere die verschiedenen Mischformen bei der Bereitstellung der Trocknungsenergie (Stubdrup et al., 2016).

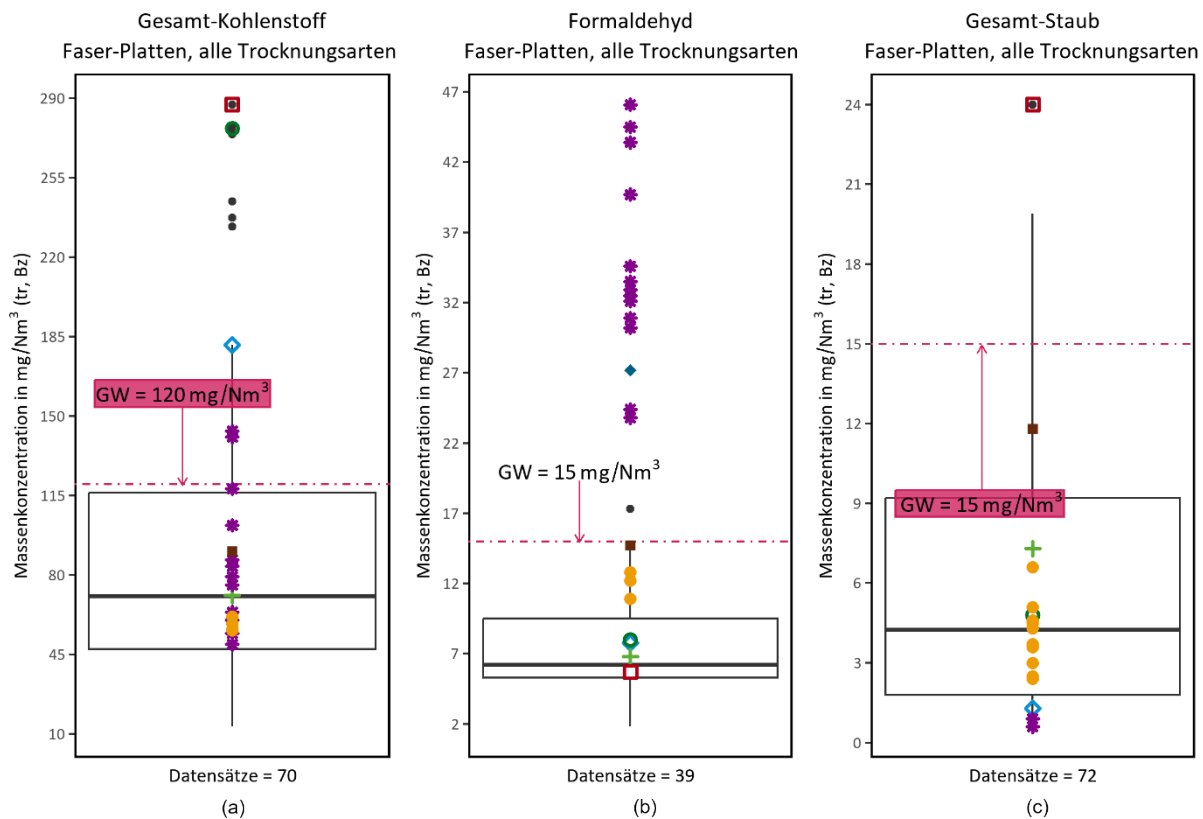
Tabelle 25: Wesentliche Betriebsparameter der Stromrohtrockner für Fasern, basierend auf vorliegenden Messberichten

Standort	FR [%]	Prod	HBF	TE [°C]	TA [°C]	TK[°C]	φ [%]	BR	Bhz	Zug
1	92	HDF	Kiefer	1.St.:140–210 2.St.:70–130	1.St.:55–65 2.St.:45–50	50	12	Ja	D	2
2	100	MDF	Kiefer + LH. ^a	80–120	65–80	50	k.A.	k.A.	I	2
3	100	MDF	Fichte + LH	110–115	60–65	35–55	9	Ja	M	1
4	100	HDF	Kiefer + Fichte (+ LH)	130–200	58–58	45–55	10	nein	D	1
5	100	HDF	Fichte + Kiefer	k.A.	55–60	45	10–11	nein	I	1
6	100	MDF	Kiefer + k.A.	80	65	50	10	ja	M	2
7	100	MDF	Fichte + k.A.	k.A.	50–55	Kein	k.A.	k.A.	M	1
8	100	MDF	Fichte + Kiefer	130–170	55–62	50	12–17	nein	I	1

Dieser Variantenreichtum besteht auch an deutschen Standorten. An Standort 8 wurde ursprünglich eine Mischbeheizung eingesetzt, bei der die Trocknungsluft über Wärmeübertrager mit Dampf beheizt und zusätzlich Abgase von Gasturbinen direkt eingeleitet wurden. Die Gasturbinen wurden jedoch zurückgebaut. Heute liegt keine Betriebserlaubnis mehr vor. Daher erfolgt die Beheizung nun ausschließlich indirekt. Es gibt auch Beispiele, bei denen im Zuge energetischer Optimierungen von einer indirekten Beheizung zu einer Mischbeheizung gewechselt wurde. Bei der Bewertung der Messwerte werden nur die aktuellen Werte in einem Zeitraum berücksichtigt, in dem sich die Beheizungsart nicht geändert hat.

Unterschiede zwischen direkt, indirekt und mischbeheizten Stromrohtrocknern hinsichtlich der Emissionen treten auch an deutschen Standorten zu Tage. Daher erfolgt auch für die deutschen Standorte im Anschluss an die gemeinsame Betrachtung eine differenzierte Betrachtung, getrennt nach Beheizungsart.

Abbildung 22: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Stromrohtrocknern (NZ, trocken) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Der Median der Gesamtkohlenstoffemissionen (siehe Abbildung 22 (a)) der betrachteten 70 Messwerte von 8 Standorten liegt bei 70 mg/m^3 . Der aktuelle Grenzwert für Gesamtkohlenstoff für Stromrohtrockner für Fasern nach TA Luft 2021 liegt bei 120 mg/m^3 nach Abzug der Abgasfeuchte und damit über dem Median. Dennoch wird der Grenzwert an der Hälfte aller betrachteten Standorte (IED-Anlagen) überschritten. Dementsprechend liegt ihr Maximalwert (siehe Tabelle 26) über dem Grenzwert.

Die Medianwerte der Gesamtkohlenstoffemissionen an den verschiedenen Standorten sind wie folgt:

- ▶ Standort 1: 99 mg/m^3 (27 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 2: 237 mg/m^3 (100 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 3: 42 mg/m^3 (0 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 4: 117 mg/m^3 (47 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 5: 84 mg/m^3 (33 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 6: 59 mg/m^3 (0 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 7: 57 mg/m^3 (0 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- ▶ Standort 8: 35 mg/m^3 (0 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)

Bei Standort 2 überschreiten alle drei gemessenen Einzelwerte (Messwert + Messunsicherheit) der Gesamtkohlenstoffemissionen 230 mg/m^3 . Diese Werte stammen aus einem einzigen Messprotokoll. Insgesamt liegen 80 % der einzelnen Messwerte unterhalb der Emissionsbegrenzung, wenn alle Messwerte betrachtet werden. Es gibt also eine beträchtliche Streuung der Emissionsdaten sowohl zwischen den verschiedenen Standorten als auch innerhalb der Datensätze einzelner Standorte.

Standort 2 verwendet einen 2-stufigen Stromrohr Trockner, bei dem die angegebene Trockner-eintrittstemperatur (siehe Tabelle 25) im Vergleich zu Standort 1 (ebenfalls 2-stufig) entweder niedriger ist oder die Eintrittstemperatur der zweiten Trocknungsstufe betrifft. Wie Standort 1 setzt auch Standort 2 hauptsächlich Kiefer im Rohstoffmix für die Faserplattenproduktion ein. Laut Behördenauskunft handelt es sich bei Standort 2 um einen indirekt beheizten Trockner, während Trockner 1 direkt beheizt wird.

Wie der vorangegangene Absatz anschaulich beschreibt, gestaltet sich die Identifizierung einzelner oder mehrerer Faktoren, die zu Grenzwertüberschreitungen führen, trotz der Informationen in Tabelle 25 als schwierig. Die Holzmischung an bestimmten Standorten, die einen höheren Kiefernanteil aufweist, ist eine mögliche Ursache. Kiefernholz setzt im Vergleich zu anderen Holzarten bei vergleichbaren Randbedingungen wie etwa einem vergleichbaren Niveau der Trocknungstemperaturen und Trocknungsdauer deutlich mehr organische Stoffe frei. Zudem kann der Produkteinfluss nicht ausgeschlossen werden. Bei der Produktion einer äquivalenten Menge an hochdichten Faserplatten (HDF²⁵) müssen im gleichen Zeitraum mehr Fasern getrocknet werden als für mitteldichte Faserplatten (MDF²⁶). Es besteht eine positive Korrelation zwischen dem Faserdurchsatz und den Emissionen des Trockners.

Tabelle 26: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Stromrohr Trocknern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert ²⁷ MAX [mg/m^3]	Legende für Abbildung 22
Standorte 1–4, 6 und 8	19	86	277	
Standort 1	kont. Messung	22	181	Raute
Standort 2	1	3	277	Kreis
Standort 3	4	18	71	Plus
Standort 4	5	15	182	Viereck
Standort 5 (Nicht IED)	2	12	144	Stern
Standort 6	1	6	60	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	1	4	62	Kreis gefüllt
Standort 8	2	6	90	Viereck gefüllt

Die Trockneremissionen unterliegen deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen. Im Winter sind die Gesamtkohlenstoffemissionen höher, was durch eine kontinuierliche Messung der Gesamt-

²⁵ HDF (High Density Fibreboard, hochdichte Faserplatte). Im Trockenverfahren hergestellte Faserplatte mit einer Rohdichte von $> 800 \text{ kg/m}^3$ (VDI, 2023, Juli)

²⁶ MDF (Medium Density Fibreboard, mitteldichte Faserplatte), Im Trockenverfahren hergestellte Faserplatte mit einer Rohdichte zwischen etwa 650 kg/m^3 und 800 kg/m^3 (VDI, 2023, Juli).

²⁷ Emissionswert = maximaler Einzelmesswert + Messunsicherheit

kohlenstoffemissionen bestätigt wurde (siehe Abbildung 26 auf Seite 95). Analog zur Spänetrocknung kann auch ein Einfluss der Beheizungsart, d.h. eine Konzentration der Emissionen bei indirekter Trocknung, nicht ausgeschlossen werden.

Die Formaldehydemissionen der Stromrohtrockner mit einer Fertigungskapazität von 600 m³/d und mehr, wie in Abbildung 22 (b) auf Seite 85 dargestellt, liegen überwiegend unterhalb der aktuellen Emissionsbegrenzung von 15 mg/m³. Lediglich Standort 6 weist zwei Einzelmesswerte über dem Grenzwert im Boxplot auf. Standort 7 (Nicht IED), mit einer Produktionskapazität von weniger als 600 m³/Tag Faserplatten, zeigt ein ähnliches Emissionsverhalten wie Standort 6 in Bezug auf die Formaldehydemissionen. Standort 5 hingegen weicht deutlich davon ab. Der Maximalwert seiner Formaldehydemissionen (siehe Tabelle 27) beträgt 46 mg/m³ und ist damit etwa dreimal so hoch wie der Grenzwert nach TA Luft.

Am Standort 5 wird HDF produziert, während Standort 7 maßgeblich MDF hergestellt. Am Standort 5 ist ein Gegenstromwäscher zur Abgasreinigung installiert, während am Standort 7 keine spezielle Abgasreinigung außer Zyklonen vorhanden ist. Die Beheizung am Standort 5 erfolgt ausschließlich über ein Dampfreister, während am Standort 7 die Energie für die Trocknung der Fasern aus den Abgasen einer Gasturbine, Erdgasflächenbrennern und einem Dampfreister gewonnen wird.

Die Messungen am Standort 5, aber auch teilweise an den Standorten 3 und 6 erfolgten mit der AHMT-Methode nach VDI 3862-4. Die AHMT-Methode ist gegenüber Urotropin unempfindlich, gegenüber Formaldehyd jedoch nicht selektiv. Der so ermittelte Messwert kann daher die tatsächlich im Abgas vorhandene Formaldehydkonzentration überschätzen und lässt keine direkte Aussage über die Formaldehydemission zu. Warum dieses Verfahren an den Standorten eingesetzt wurde, ist unklar. Eine genauere Analyse der Ursachen für die hohen Formaldehydemissionen am Standort 5 ist mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Sowohl die Daten des Standortes 5 als auch die des Standortes 7 gehen nicht weiter in die Betrachtung bzw. in die Boxplots ein, sind aber als Einzelmesswerte dargestellt.

Tabelle 27: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Stromrohtrocknern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert ²⁸ MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 22
Standorte 1-4, 6 und 8	19	55	27	
Standort 1	2	12	8	Raute
Standort 2	1	3	8	Kreis
Standort 3	4	9	7	Plus
Standort 4	5	3	6	Viereck
Standort 5 (Nicht IED)	2	13	46	Stern
Standort 6	1	6	27	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	1	3	13	Kreis gefüllt
Standort 8	2	6	14,7	Viereck gefüllt

²⁸ Emissionswert MAX = höchster Emissionswert am Standort + zugehörige Messunsicherheit

Die meisten der acht Standorte erfüllen den Grenzwert für Staubemissionen von derzeit 15 mg/m³ (Gesamtstaub) problemlos (siehe Abbildung 22 auf Seite 85). Lediglich Standort 4 weist einen Median von 10,7 mg/m³ auf und überschreitet den Grenzwert in drei von insgesamt 20 Einzelmessungen (17,5; 19,9 und 24 mg/m³). Es ist unklar, ob die Staubemissionen am Standort 4 auf eine suboptimale Auslegung oder Steuerung der Zyklonbatterie bzw. des Quench zurückzuführen sind oder andere Ursachen haben. Alle anderen Standorte haben einen Median von maximal 5,5 mg/m³. Obwohl Standort 8 einen einzelnen Messwert von 11,8 mg/m³ aufweist, liegt dessen Maximalwert deutlich unter dem aktuellen Grenzwert von 15 mg/m³, dessen Median bei 4,3 mg/m³. Besonders hervorzuheben sind die Staubemissionen am Standort 7, wo die Abgasreinigung ausschließlich durch Zyklone erfolgt. Auf Basis der vorliegenden Daten können keine genauen Aussagen getroffen werden und weitere Untersuchungen sind erforderlich.

Tabelle 28: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Stromrohrtrocknern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 22
Standorte 1–4, 6 und 8	16	87	24	
Standort 1	Kontinuummessung	13	1	Raute
Standort 2	1	3	5	Kreis
Standort 3	4	18	7	Plus
Standort 4	5	20	24	Viereck
Standort 5 (Nicht IED)	1	3	1	Stern
Standort 6	1	6	3	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	2	12	7	Kreis gefüllt
Standort 8	2	12	12	Viereck gefüllt

5.2 Trockner der Faser- Plattenproduktion (direkt beheizt)

5.2.1 Stand der Technik

Die beiden in Deutschland betriebenen direkt beheizten Stromrohrtrockner (siehe Abbildung 20 Seite 80) weisen Abgasvolumenströme in der Größenordnung von einer Million Betriebskubikmeter auf. Die Produktionskapazitäten der Standorte liegen zwischen 2030 m³ pro Tag und 2950 m³ pro Tag, wobei an beiden Standorten überwiegend HDF²⁹-produziert werden. Wie in der Faserplattenproduktion üblich, wird ausschließlich Frischholz eingesetzt (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021). Das Einzugsgebiet beider Standorte weist einen hohen Kiefernholzanteil³⁰ auf. Zum Laubholzeinsatz liegen für Standort 4³¹ unterschiedliche und für Standort 1 keine Angaben vor.

29 Für "HDF-Platten müssen, bezogen auf 1 m³ hergestellte Platte, deutlich mehr Fasern getrocknet, beleimt und gepresst werden. Dies führt damit auch zu höheren Trockneremissionen bei entsprechendem Frischholzeinsatz." (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021)

30 So liegt der Kiefernholzanteil in Sachsen bei 28,2 %, in Brandenburg bei 55 % (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021). Die Fichtenholzteile in diesen Regionen betragen 34,4 % respektive weniger als ein Prozent (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021).

31 Gemäß Ausnahmeantrag lag der Kiefernholzanteil im Jahresmittel 2020 bei 49 % bei einem Nadelholzanteil von 82 %, wobei je nach Holzverfügbarkeit Tagesspitzen bis zu 100 % Nadelholz ausgewiesen werden. Die im Jahr 2020 durchgeführten wiederkehrenden Überprüfungsmessungen weisen 5 % Laubholz respektive 95 % Nadelholz aus. Weitere, vorliegende und im Ausnahmeantrag

An Standort 1 erzeugen mehrere Feuerungsanlagen das zur Trocknung erforderliche Heißgas, wobei diese dafür Altholz A1+A2, Produktionsabfälle, staubförmige Produktionsabfälle und Erdgas energetisch nutzen. Bei einer Gesamtleistung von 133 MW wird ein variabler Anteil des erzeugten Heißgases zur Trocknung verwendet. Die dokumentierte Heizleistung für die Trocknung während der Emissionsmessungen variiert zwischen 25 und 35 MW insgesamt bei reiner Staubfeuerung. Zwischen dem Heißgaserzeuger und den Mischkammern für Stromrohrtrocknerstufe 1 und 2 befindet sich ein Trockenelektrofilter, der den Heißgasstrom von partikelförmigen Emissionen reinigt. Der gereinigte Heißgasstrom tritt in die Mischkammern ein und mit den weiteren Volumenströme so dosiert, dass sich die benötigte Trocknereintrittstemperatur einstellt. In Mischkammer 1 für Stromrohrtrocknerstufe 1 sind die weiteren Volumenströme Warmluft aus dem Luftausgleichsystem und Trocknungsbrüden aus Stromrohrtrocknungsstufe 2. Die zweite Trocknungsstufe 2 trocknet mit einer Mischung aus Heißgas und Warmluft aus dem Luftausgleichsystem.

An Standort 4 werden die Abgase von Rostfeuerung, Kombibrenner und Erdgasbrenner in einer Mischkammer mit Frischluft gemischt und durch einen Ventilator beschleunigt in den Trockner geleitet (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021). Die dokumentierte Heizleistung für die Heißgaserzeugung variiert zwischen 22 und 26 MW insgesamt, welche zu mehr als 60 % aus holzartigen Brennstoffen erzeugt wird.

Am Standort 4 kommt ein einstufiger Stromrohrtrockner zum Einsatz, bei dem das Trocknungsgas über einen Trocknerventilator in den Trockner gedrückt wird und die nassen, beleimten Fasern über eine sogenannte Blasleitung (Blowline) in den Heißgasstrom geblasen werden (max. 68 t/h, Endfeuchte 10 %, Trocknereintrittstemperatur 130-200 °C). Der Trockner wird im Frischluftbetrieb gefahren, d.h. es erfolgt keine Abluftrückführung im Sinne einer Umlufttrocknung / Rückbrüdenutzung. Als einziger verbliebener Standort in Deutschland trägt der Standort 4 einen Teil des benötigten Leims nach der Trocknung auf (Trockenbeleimung³²).

Am Standort 1 handelt es sich bei dem Trockner um ein zweistufiges System, wobei die Faserzugabe wie an allen anderen Standorten feucht und beleimt über die sogenannte Blowline erfolgt. Nach der ersten Trocknerstufe trennen Zyklonabscheider die Fasern aus der Abluft, die der Reinigungsanlage zugeführt wird (Unternehmen B HWS-Industrie, 2021). Während das Abgas der Stromrohrtrocknerstufe 2 vollständig in die Mischkammer der Stufe 1 zurückgeführt wird, fließt das Abgas der Stromrohrtrocknerstufe 1 nach der Zyklonstufe der Abgasreinigung zu.

Die Nutzung des feuchten Abgases der Trocknerstufe 2 optimiert die Energiebilanz des Trocknungsprozesses, führt aber andererseits durch die eingebrachte Dampfbracht zu einer höheren Trocknereintrittstemperatur in Trocknerstufe 1. Dies wiederum führt zu einem stärkeren Austreiben der flüchtigen Holzinhaltstoffe und damit zu höheren Emissionen eben dieser flüchtigen Holzinhaltstoffe (Unternehmen B HWS-Industrie, 2021). Anzumerken ist, dass am Standort 1 eine kontinuierliche Emissionsmessung von feuerungstypischen Abgasen, Gesamtkohlenstoff und Gesamtstaub in Betrieb ist. Die (weiteren) Charakteristika der betrachteten direkt beheizten Stromrohrtrockner für Fasern sind in Tabelle 29 dargestellt.

zusammen gefasste Messberichte dokumentieren Laubholzanteile bei wiederkehrenden Überprüfungsmessungen bis 50 % (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021).

³² Die Entwicklung der Technologie erfolgte beginnend mit der Jahrtausendwende mit dem Ziel der Leimeinsparung und Senkung der Emissionen. Der (zwischenzeitliche) Einsatz der Technologie ist von vier Standorten in Deutschland bekannt (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021).

Für Standort 1 ist die Nutzung von Rückführgut, d.h. wahrscheinlich beleimte, nicht ausgehärtete Fasern, dokumentiert, sodass der Frischholzanteil unter 100 % liegt. Für Standort 4 (sowie alle anderen Standorte) ist dies nicht dokumentiert, aber auch nicht auszuschließen.

Tabelle 29: Zusammenfassung zum Stand der Technik von direkt beheizten Faser Trocknern

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	2(2) ¹
Produkt	Faser
Produktionskapazität ²	2030–2950 m ³ /d
Beheizung	Direkt (Rauchgase)
Frischholzanteil	90–100 %
(externes) RC-Material	0 %
Laubholzanteil	< 10 % ³
Brüdenrückführung	1x
Trocknerbauart	Stromrohrtrockner ⁴
Transport Trockengut	Rauchgase und Transportluft
Brennstoffe	Vorwiegend Holz
Abgasnachbehandlung ⁵	Quench >(Venturi)Wäscher >Biowäscher >Schornstein Quench >Nasselektrofilter >Biowäscher >Schornstein
Abgasvolumenströme	745–940 T(Nm ³ /h) [tr]
Besonderheiten	1x kontinuierliche Messung Gesamtkohlenstoff/-Staub
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug
Emissionen	Daten ab 2018

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 vorwiegend HDF-Produktion

3 gemäß Messberichten bis 50 %

4 1x 2-stufig

5 Zyklon generell zur Produktabscheidung

Die Beschränkung der Datenauswahl auf Daten ab dem Jahr 2018 dient der Vergleichbarkeit bei den Standorten, um eine gleichwertige Datenmenge darzustellen. Vorliegende ältere Daten eines Standorts zeigen zudem signifikant höhere Emissionswerte, die sich im Verlauf zu neueren Daten kontinuierlich und unabhängig von der Holzzusammensetzung verbessern. Dies legt nahe, dass am Standort Maßnahmen zur Emissionsreduzierung ergriffen wurden. Daher entsprechen die älteren Daten wahrscheinlich nicht mehr dem aktuellen technischen Stand am Standort und sind nicht repräsentativ.

5.2.2 Abgasreinigung

Grundsätzlich bestehen die Abgasreinigungssysteme beider Standorte aus Komponenten, die dem Stand der Technik gemäß den BVT-Schlussfolgerungen (BVT Holzwerkstofferzeugung, 2015) entsprechen. Zur Feststoffabscheidung werden zunächst Zyklonabscheider eingesetzt. An Standort 1 gelangt ausschließlich das Abgas des Zyklons zwischen den Trocknungsstufen 1 und

2, also das der Trocknungsstufe 1, in die Abgasreinigung. Das Abgas der Trocknungsstufen 2 wird, wie erwähnt, in die Mischkammer der Trocknungsstufe 1 zurückgeführt. Daran schließt sich eine Nasswäsche mit biologischer Kreislaufwasserreinigung in separaten Belebungsbecken an. Hierdurch wird eine dauerhafte Senke für die wasserlöslichen organischen Stoffe im Abgas geschaffen. Abbildung 24 zeigt den schematischen Ablauf der Abgasreinigung am Standort 4, Abbildung 23 am Standort 1.

In der Nasswäsche durchströmt das nahezu produktfreie Rohgas zunächst einen Quench. Dabei wird das Abgas mit Wasser gesättigt und kühlt auf die Kühlgrenztemperatur ab. Am Standort 4 schließt sich ein Venturiwäscher / Venturistufe an. Hier werden die noch im Rohgas enthaltenen Fasern abgeschieden und wasserlösliche Abgasbestandteile gelöst bzw. absorbiert (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021). Anschließend durchströmt das Rohgas eine weitere Wäscherstufe mit Tropfkörpern. Am Standort 1 folgt dieser Behandlungsstufe ein Nasselektrofilter (siehe Abbildung 23), am Standort 4 ein Tropfenabscheider (siehe Abbildung 24). Das so gereinigte Abgas (Reingas) wird in beiden Fällen über den Schornstein in die Umgebung abgeleitet.

Abbildung 23: Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter direkt beheizten Faser Trocknern mit Nasselektrofilter (Standort 1)



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Abbildung 24: Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter direkt beheizten Faser Trocknern mit Tropfab-scheider (Standort 4)



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Die Abgasbehandlung am Standort 1 geht über den branchenüblichen Standard gemäß vorliegendem Ausnahmeantrag hinaus, da (Unternehmen B HWS-Industrie, 2021):

1. Ein (Trocken-) Elektrofilter nach dem Heißgaserzeuger zur Staubabscheidung eingesetzt wird³³,
2. Ein Luftausgleichssystem (Rückführung der Abluftströme von Siebter, Formstraße und Presse) Trocknungsenergie spart und Emissionen senkt,
3. Ein 2-stufiger Trockner zum Einsatz kommt, der mittels Brüdenrückführung aus der 2. Stufe in die Mischkammer der 1. Stufe die Energieeffizienz erhöht und Emissionen (vor allem die der Feuerung) in Summe senkt,
4. Eine Kreislaufwasseraufbereitung mit zwei separaten Belebtecken ³⁴erfolgt.

³³ Ein Trockenelektrofilter existiert an Standort 4 nach dem Heißgaserzeuger (Rostfeuerung) ebenso. Zusätzlich wird heißes Rauchgas - ohne weitere Behandlung - über einen Kombibrenner (Gas/Staubbrenner) zur Verfügung gestellt.

³⁴ Auch Standort 4 betreibt 2 Belebtecken mit in Summe deutlich höherem Gesamtvolumen.

Obwohl beide Systeme aus ähnlichen Komponenten bestehen, ist unklar, ob diese im Detail gleich aufgebaut sind oder gleich betrieben werden. So ist aus Vor-Ort-Besichtigungen bekannt, dass das Abgas des Trockners am Standort 4 in einer „runden“, vertikalen Rohgasleitung gequenchet wird. Daran schließt sich eine Venturistufe an, deren Querschnittsverengungen zu einer kurzzeitigen Erhöhung der Gasgeschwindigkeit und zu einer besseren Benetzung der partikelförmigen Abgasbestandteile führen. Die Venturistufe wird ebenfalls von oben nach unten durchströmt, bevor das Gas seine Richtung ändert und die rechteckige Tropfkörperstufe des zweiten Wäschers von unten nach oben durchströmt. Am Standort 1 sind alle diese Komponenten (ohne Venturistufe) in runder Bauform ausgeführt.

In einem Wäscher verteilen oberhalb einer Tropfkörperstufe üblicherweise kreisförmig arbeitende Drehsprenger das zugeführte Wasser. Die eckige Bauform kann daher zu Totzonen führen, sofern keine konstruktiven Anpassungen (z. B. Leitbleche) in der Tropfkörperzone respektive im Wäscher eingebaut werden. Die Abscheideleistung für organische Stoffe bzw. Restfasern wird dadurch beeinträchtigt.

Zudem hat die Qualität des nachgespeisten Ersatzwassers (5–10 m³ pro Stunde) bzw. die Betriebsweise der Anlagen einen entscheidenden Einfluss auf die Abscheideleistung und das Ergebnis der Abgasreinigung. Daher werden am Standort 4 umfangreiche Prozessparameter erfasst, u.a. (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021):

- ▶ Differenzdruck Venturi,
- ▶ Druck / Temperatur Wäscherstufe,
- ▶ Druck vor Wäscher,
- ▶ Temperatur im Rohgas,
- ▶ Wassermenge Prozesswasser/Dünnschlamm,
- ▶ Wassermenge zum Feststoffabscheider,
- ▶ Mengenummessung der Verbrauchsstoffe,
- ▶ pH-Wert im Belebungsbecken,
- ▶ Sauerstoff Belebungsbecken,
- ▶ Leitfähigkeit.

Der Aufbau und die Art der Feuerung sowie viele weitere Parameter, die in Abbildung 6 auf Seite 33 dargestellt sind, beeinflussen letztlich auch bei ähnlichem Aufbau die Emissionen der Anlage. Ein Vergleich der Ergebnisse ist daher nur bedingt aussagekräftig.

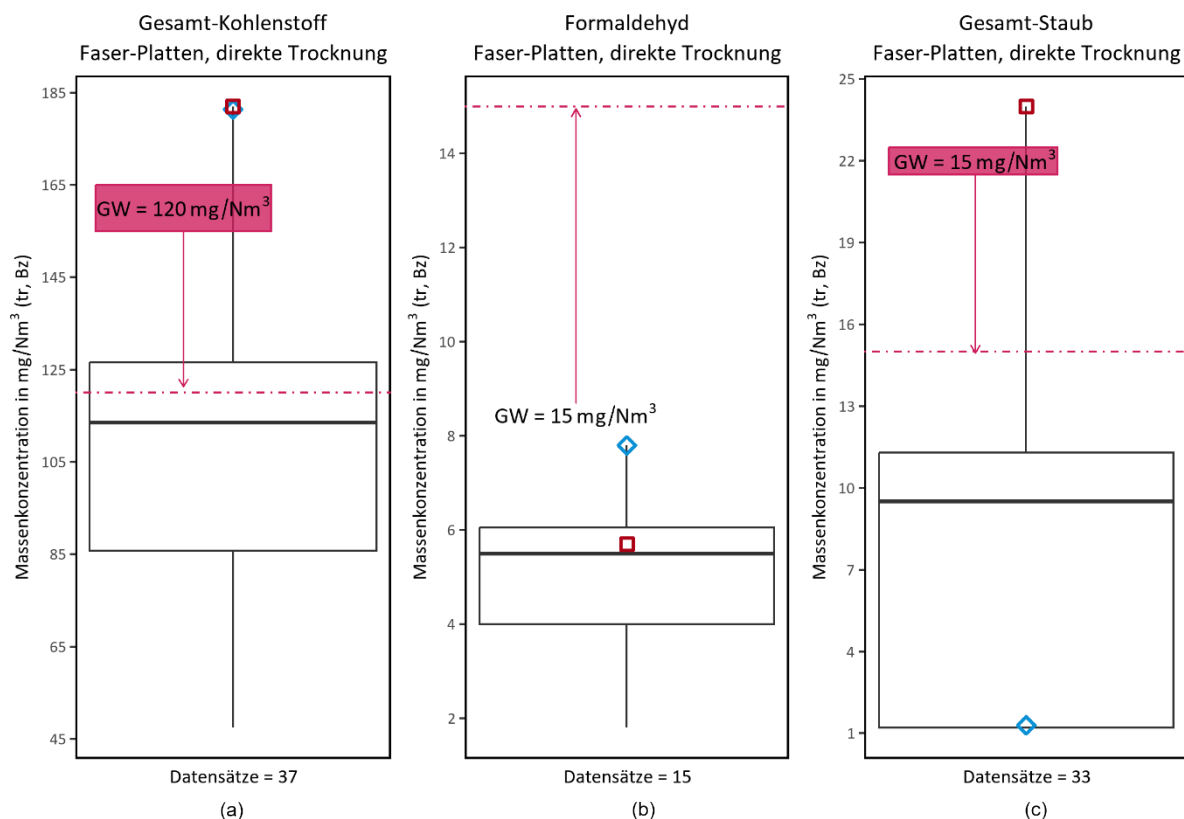
5.2.3 Emissionen

Abbildung 25 zeigt die Emissionen von Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohtrocknern (NZ, trocken, ohne O₂-Bezug). Tabelle 30 bis Tabelle 32 fassen die maximalen Emissionswerte (jeweils höchster Einzelmesswert des Standorts + zugehörige Messunsicherheit) für Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd und Gesamtstaub an beiden Standorten zusammen. Die Daten beziehen sich auf Anlagen gemäß Tabelle 29 (Seite 89) und werden unter Berücksichtigung der in Tabelle 25 angegebenen, wesentlichen Betriebsparameter interpretiert. Im Gegensatz zu direkt beheizten Späne- und OSB-Trocknern erfolgt die Berechnung der Emissionen gemäß TA Luft 2021 Abschnitt 5.4.6.3 ohne Anwen-

derung des Bezugssauerstoffgehalts von 18 % (TA Luft, 2021). Zudem gibt es nach TA Luft 2021 bei Stromrohtrocknern für Fasern keine Differenzierung des Grenzwertes in Abhängigkeit vom Kieferholzanteil im Holzmix.

Abbildung 25 basiert prinzipiell auf Emissionsdaten, welche auch für die Erstellung von Abbildung 22 verwendet wurden. Da Abbildung 25 jedoch spezifische Informationen zu den direkt beheizten Stromrohtrocknern liefern soll, fand eine entsprechende Reduzierung der Datenbasis auf Emissionsmessdaten für diesen Trocknertyp statt.

Abbildung 25: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohtrocknern (NZ, trocken) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens.



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Wird die Betrachtung der Gesamtkohlenstoffemissionen auf die der direkt beheizten Stromrohtrockner beschränkt, bleiben folglich die Medianwerte der Gesamtkohlenstoffemissionen für Standort 1 und Standort 4 unverändert. Bei Standort 1 beträgt der Median 99 mg/m³, wobei 27 % der Messwerte den Grenzwert überschreiten. Standort 4 weist einen Median von 117 mg/m³ auf, wobei 47 % der Messwerte den Grenzwert überschreiten.

Das Emissionsniveau der Anlagen in Verbindung mit der gegenüber Abbildung 22 reduzierten Datenmenge führt allerdings dazu, dass das 75 %-Quartil mit 126,7 mg/m³ leicht über dem geltenden Grenzwert von 120 mg/m³ liegt. Auch der Median liegt mit 114 mg/m³ deutlich näher am Grenzwert für Gesamtkohlenstoff für Fasertrockner. Die Maximalwerte beider Standorte für Gesamtkohlenstoff sind nahezu identisch und liegen bei 181 mg/m³ bzw. 182 mg/m³ (siehe Tabelle 30). Für beide Standorte ist ein Ausnahmeantrag für einen weniger strengen Emissionsgrenzwert für Gesamtkohlenstoff bekannt (Unternehmen A HWS-Industrie, 2021; Unternehmen B HWS-Industrie, 2021).

Tabelle 30: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter direkt beheizten Faser Trocknern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 25
Standorte 1+4	5	37	182	
Standort 1	Kontinuierliche Messung	22	181	Raute
Standort 4	5	15	182	Viereck

Beide Standorte im Osten Deutschlands geben in ihren Ausnahmeanträgen und Fragebögen einheitlich an, dass Kiefernholz einen wesentlichen Bestandteil ihres Holzmixes ausmacht. Gemäß dem Waldzustandsbericht 2021 stellt diese Holzsorte in Brandenburg (Standort 1³⁵) nahezu ausschließlich den Weichholzanteil dar (MLUK, 2021). Standort 4³⁶ (Landesgrenze Brandenburg – Sachsen) hat, zumindest theoretisch, noch Zugriff auf Fichtenholz, das 40 % des dortigen Baumbestandes ausmacht (Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft [SMEKUL], 2021). Aufgrund bestimmter zusätzlicher Faktoren, wie langfristiger Lieferverträge, ist es aber nicht möglich, den genauen Holzmix und seinen Einfluss auf die Gesamtkohlenstoffemissionen direkt aus dem vorhandenen Baumbestand am Standort abzuleiten und zu bewerten.

Aus den vorliegenden Messberichten geht hervor, dass während der Überwachungsmessungen in den Jahren 2018 und 2019 am Standort 4 bis zu 50 % des Holzes für die Faserplatte aus Laubholzbeständen stammten. Gemäß den Messberichten ist jedoch der Nadelholzanteil am Standort 4 in den letzten Jahren kontinuierlich gestiegen und betrug bei den letzten Messungen, auf denen der Bericht basiert, 95 %. Es lässt sich sowohl aus den Messberichten als auch aus den Ausnahmeanträgen ableiten, dass der Kiefernholzanteil am Standort 4 einer stetigen, teilweise täglichen Veränderung unterliegt. Dennoch lassen sich die hohen Emissionswerte des Gesamtkohlenstoffs nicht ausschließlich auf den Weichholzanteil im Allgemeinen oder den Kiefernholzanteil im Holzmix im Speziellen zurückführen, da am Standort 4 der höchste Wert von 182 mg/m³ bei einem Laubholzanteil von 40 % im Holzmix gemessen wurde.

Beide Standorte produzieren vorwiegend oder ausschließlich HDF-Platten. HDF-Platten weisen im Vergleich zu MDF-Platten eine höhere Dichte auf, weshalb hierfür mehr beleimte Fasern pro m³ Platte zu trocknen sind. Dies erhöht den Energieeinsatz und wirkt sich entsprechend auch auf die Emissionen der Anlage aus. An Standort 1 ist eine kontinuierliche Messung von Gesamtkohlenstoff (und Staub) installiert.

Abbildung 26 zeigt ein Beispiel einer solchen Messung für Standort 1. Dargestellt sind die Stunden eines Tages (y-Achse) über den laufenden Tagen, Wochen und Monaten (x-Achse). Die Gesamtkohlenstoffemissionen sind auf der z-Achse aufgetragen und farblich als Höhenlinien dargestellt (Spektraldarstellung). Werte über 110 mg/m³ sind grün dargestellt und gehen mit steigendem Emissionswert in Gelb und weiter in Rot über. Es ist zu erkennen, dass (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022):

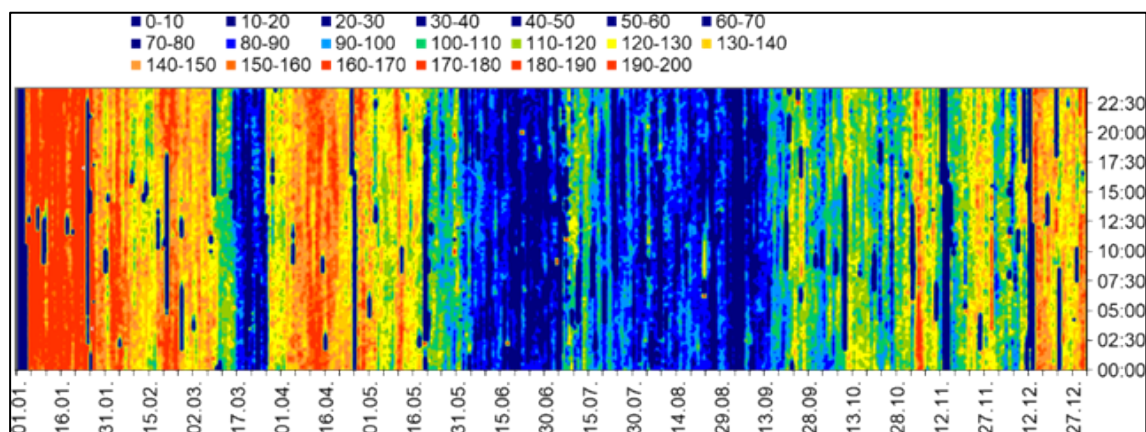
³⁵ Baumartenverteilung der Stichprobe Waldzustandsbericht Brandenburg 2021: Buche 4 %; Eiche 5 %; Fichte 1 %; Kiefer 73 %, sonstige Laub- und Nadelbäume 15 % respektive 2 % (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg [MLUK], 2021).

³⁶ Baumartenverteilung der Stichprobe Waldzustandsbericht Sachsen 2021: Buche 4,2 %; Eiche 8,6 %; Fichte 34,4 %; Kiefer 28,2 %, sonstige Laub- und Nadelbäume 18,7 % respektive 3,8 % (Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft [SMEKUL], 2021)

1. Eine starke Abhängigkeit der Gesamtkohlenstoffemissionen von der Jahreszeit der Trocknung beziehungsweise des Holzeinschlags besteht. Insbesondere im Winter sind die Gesamtkohlenstoffemissionen sehr hoch,
2. Neben der Jahreszeit auch wechselnde Durchsätze einen Einfluss auf die Gesamtkohlenstoffemissionen haben,
3. der neue Grenzwert von 120 mg/m³ (feucht) bzw. ca. 110 mg/m³ (trocken) im Jahr 2017 nicht eingehalten werden konnte.

Aus der Abbildung lässt sich schließen, dass auch der Zeitpunkt einer wiederkehrenden Überwachungsmessung einen Einfluss auf die Messergebnisse hat.

Abbildung 26: Emissionsdaten einer kontinuierlichen Gesamtkohlenstoff-Messung im Jahr 2017 an einer MDF/HDF Anlage eines deutschen Herstellers



Quelle: Persönliche Korrespondenz (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022)

Eine genauere Betrachtung der Einzelmesswerte zeigt, dass die in Tabelle 30 tabellierten maximalen Emissionen zu den jeweils ältesten zählen, die von dem jeweiligen Standort in die Datenbasis eingeflossen sind. An Standort 4 stammt diese Überwachungsmessung aus dem April 2018, während sie an Standort 1 aus dem Januar 2020 stammt. Darüber hinaus zeigt Abbildung 26, dass auch an Standort 1 in der Vergangenheit noch höhere Emissionsmesswerte aufgetreten sind als die in Tabelle 30 aufgeführten.

Im Umkehrschluss heißt das, dass an beiden Standorten die aktuelleren Daten ein niedrigeres Emissionsniveau aufweisen. So schwanken die Emissionswerte an Standort 4 seit 2019 (trotz gestiegenem Nadelholzanteil) um den Emissionsgrenzwert. An Standort 1 stammt der Maximalwert aus dem Jahr 2020 bei einem Jahresmittelwert von ca. 100 mg/m³. Im Jahr 2021 lag der Maximalwert hingegen bei 94 mg/m³ und der Mittelwert bei 62 mg/m³. Es ist davon auszugehen, dass Umbaumaßnahmen bzw. Optimierungen stattgefunden haben, die die Emissionen für Gesamtkohlenstoff kontinuierlich gesenkt haben. Auf eine neuartige Emissionsminderungsmaßnahme, entwickelt und erprobt an Standort 1, wird im weiteren Verlauf der Studie noch eingegangen. Bei Aktivierung dieser Emissionsminderungsmaßnahme wird der Emissionsgrenzwert für Gesamtkohlenstoff an diesem Standort heute sicher eingehalten (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022).

Die Einhaltung des Formaldehyd-Grenzwertes (siehe Abbildung 25 (b) Seite 93) von 15 mg/m³ scheint für die beiden Standorte, die einen direkt beheizten Stromrohr Trockner für Fasern betreiben, dauerhaft möglich. Der gemessene Maximalwert liegt ca. 50 % (siehe Tabelle 31) unter dem Grenzwert. Beide Standorte weisen demnach keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft auf. Ein interessanter Aspekt in Bezug auf die Formaldehyd-Emissionen der beiden Stand-

orte besteht darin, dass am Standort 4 ein Teil des für die Herstellung der Platten benötigten Klebstoffs nach der Trocknung aufgetragen wird. Die Entwicklung dieser als Trockenbeimischung bezeichneten Methode zielte darauf ab, den Leimeinsatz zu reduzieren, um insbesondere die Formaldehydemissionen zu verringern (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 01.+02.03.2021). Ein signifikanter Einfluss der Beimischungsart auf die Emissionen kann jedoch nicht festgestellt werden³⁷.

Tabelle 31: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohrtrocknern für Fasern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 25
Standorte 1 und 4	7	15	8	
Standort 1	2	12	8	Raute
Standort 4	5	3	6	Viereck

Der geltende Grenzwert für Gesamtstaub von 15 mg/m³(tr) wird am Standort 1 bei einem Maximalwert von 1,2 mg/m³ sicher eingehalten. Hingegen weist Standort 4 ein erheblich höheres Emissionsniveau von Gesamtstaub auf. Maximalwert beträgt 24 mg/m³ (siehe Tabelle 32) und der Median von 10,7 mg/m³. 15 % der Einzelmesswerte an Standort 4 verletzen den gültigen Grenzwert.

Tabelle 32: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter direkt beheizten Stromrohrtrocknern für Fasern je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 25
Standorte 1 und 4	5	33	24	
Standort 1	Kontinuummessung ³⁸	13	1	Raute
Standort 4	5	20	24	Viereck

Mit den vorhandenen Daten lässt sich die genaue Ursache für die anhaltend niedrigen Staubwerte am Standort 1 zwar nicht abschließend klären. Es ist jedoch festzuhalten, dass am Standort 1 Maßnahmen zur Emissionsminderung stattgefunden haben, die teilweise über den Stand der Technik hinausgehen. Diese, folgend aufgeführten Maßnahmen, sind vermutlich Ursache für die geringen Staubemissionen am Standort 1:

- (Möglichkeit der) Heißgasentstaubung vor der Mischkammer des Trockners,
- Zyklon-Zwischenstufe zwischen den Trocknerstufen,

³⁷ Geschilderte Nachteile der Trockenbeimischung, die zum Rückbau der Technik führten, waren hohe Stillstandzeiten der Anlagen durch Anbackungen, eine ungleichmäßigere Beimischung der Fasern, kleine Leimflecken in der Oberfläche der Platten sowie ein erhöhter Energiebedarf, der die Leimeinsparung (ca. 10 %) kompensiert hat (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021). Ein Vorteil der Trockenbeimischung ist eine Beschleunigung der Produktionsgeschwindigkeit (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021). An anderen Standorten in Deutschland, an denen diese Technik eingesetzt wurde, erfolgte bis 2010 eine Außerbetriebnahme der Technik und ein vollständiger Rückbau (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 11. Februar 2021).

³⁸ Gemäß der E-Mail vom 09.11.2023 wird das Prinzip der Streulichtmessung (Vorwärtsstreuung) unter Verwendung einer Laserdiode von SICK angewendet. Der verwendete Gerätetyp ist gemäß GMBI 2001, Ausgabe 55, Seite 1137, eignungsgeprüft. Die Kalibrierung erfolgte gemäß EN-Norm EN 14181 für die Kalibrierung kontinuierlich arbeitender Emissionsmessgeräte (Mitarbeiter 3 Unternehmen B HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 9. November 2023).

- ▶ optimierte Wassermenge in der Quench zur Faserabscheidung (Mitarbeiter Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 6. September 2022),
- ▶ strömungsoptimierte Konstruktion der Komponenten,
- ▶ kontinuierliche Entfrachtung des Kreislaufwassers von Feststoffen,
- ▶ Qualität des nachzuspeisenden Kreislaufwassers als Ersatz für Verdunstungsverluste,
- ▶ Betrieb der Abgasreinigung im Auslegungsbereich.

Da an Standort 4 ebenfalls der Einsatz kontinuierlicher Messtechnik angestrebt wurde, aber aufgrund stetiger Verschmutzung der Probenahmesonde kein Dauerbetrieb möglich war (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021), scheint eine optimale Staubabscheidung von entscheidender Bedeutung für den dauerhaften Betrieb kontinuierlicher Messtechnik hinter dem Stromrohrtrockner für Fasern zu sein.

5.3 Indirekt beheizte Stromrohrtrocknern für Faser

5.3.1 Stand der Technik

Mittels Dampf wird in Deutschland an vier Standorten die Trocknungsluft für Stromrohrtrocknern erwärmt (siehe Abbildung 20, Seite 80), wobei die genehmigten Produktionskapazitäten zwischen 570 m³ und 1300 m³ pro Tag variieren (siehe Tabelle 33). Bei Betrachtung ausschließlich der Anlagen gemäß Anhang I Nummer 6.1.c der Richtlinie 2010/75/EU liegt die Produktionskapazität zwischen 900 und 1300 m³ pro Tag.

Es gibt keine offensichtlichen Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich des Frischholzanteils und des Laubholzanteils. So ergeben sich keine Hinweise in den Unterlagen auf die Nutzung von Rückführgut, daher kann ein Frischholzanteil von 100 % angenommen werden. Der maximal dokumentierte Laubholzanteil beträgt 10 % am Standort 2. An diesem Standort wird ein zweistufiger Stromrohrtrockner betrieben. Es gibt an keinem Standort eine dokumentierte Brüdenrückführung.

Die Trocknereintrittstemperaturen variieren über alle vier indirekt beheizten Stromrohrtrockner zwischen 80 bis 170 °C, während die Austrittstemperaturen der Stromrohrtrockner zwischen 55 und 80 °C liegen (siehe Tabelle 25). Die Temperaturen des Waschwassers unterscheiden sich mit 45 bis 50 °C nur geringfügig von denen der direkt beheizten Stromrohrtrockner. An Standort 8 variiert die Endfeuchte der Fasern zwischen 12 und 17 % und erreicht dabei zum Teil ungewöhnlich hohe Werte.

An Standort 5 (keine Anlage gemäß Richtlinie 2010/75/EU Anhang I Nummer 6.1.c) werden überwiegend hochdichte Faserplatten hergestellt. Die drei weiteren Standorte produzieren gemäß Betreiberangaben oder Behördenauskunft (vorwiegend) MDF-Platten. Standort 2 verwendet hierfür vorwiegend Kiefernholz, während die weiteren Standorte auch Zugriff auf Fichtenholz haben. Für einen Standort liegen keine Emissionsdaten vor. Eine Zusammenfassung des Standes der Technik der vier indirekt beheizten Stromrohrtrockner für Fasern ist in Tabelle 33 dargestellt.

Die Anlagen zur Faserplattenproduktion bei indirekten Stromrohrtrocknern folgen dem grundlegenden Aufbau, der zuvor detailliert beschrieben wurde. Die Faseraufgabe erfolgt über eine Blowline, bei der die zu trocknenden und beleimten Fasern mittels temperierter Frischluft durch ein Strömungsrohr transportiert werden. Die Frischluft wird über Dampfregister temperiert, die wiederum von separaten Kraftwerken mit Dampf versorgt werden. Hinter den Trocknern befin-

den sich Zyklonabscheider zur Abscheidung des Produktes. Die getrockneten Fasern gelangen über Zellradschleusen zur Formstraße. Von hier erfolgt der Transport der gestreuten Faser-
matte zu den Pressen.

Zeitweise fand an Standort 8 der Betrieb von Gasturbinen statt, deren Abgase der temperierten Frischluft beigemischt wurden. Somit wäre die Beheizung an diesem Standort als Mischbeheizung zu betrachten. Die Gasturbinen sind mittlerweile deinstalliert, deren Betriebsgenehmigung ist gemäß Betreiber erloschen. Da bei der Auswahl der Daten darauf geachtet wurde, dass keine Emissionswerte aus dem Mischbetrieb eingeflossen sind, ist dieser Standort als indirekt beheizt zu betrachten.

Tabelle 33: Zusammenfassung zum Stand der Technik der indirekt beheizten Stromrohtrockner für Fasern

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	4 ¹
Produkt	Faser
Produktionskapazität ²	540–1300 m ³ /d
Beheizung	Indirekt (mittels Dampf über Wärmeübertrager)
Frischholzanteil	100 %
(externes) RC-Material	0 %
Laubholzanteil	< 10 %
Brüdenrückführung	nein
Trocknerbauart	Stromrohtrockner ³
Transport Trockengut	Temperierte Transportluft
Brennstoffe	unbekannt
Abgasnachbehandlung ⁴	Sammelleitung > Quench > (Gegenstrom) Wäscher > Schornstein ⁵
Abgasvolumenströme	315 –760 T(Nm ³ /h) [tr]
Besonderheiten	
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug teilweise ohne Grenzwertangabe
Emissionen	Daten ab 2017

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 1x kein IED, sonst 900-1300 m³/d

3 1x 2-stufig

4 Zyklon generell zur Produktabscheidung

5 2x Biowäscher

5.3.2 Abgasreinigung

Die Abgasreinigungssysteme der vier Anlagen ähneln dem des zuvor detailliert beschriebenen Standorts 4 (direkte Stromrohtrockner für Fasern), sind teilweise aber erst seit 2021 in Betrieb. Die Abgase der gefassten Stromrohtrockner gelangen über Sammelleitungen in Zyclone, wo der Produktaustrag stattfindet. Anschließend erfolgt eine Nasswäsche, bei der in den meis-

ten Fällen eine biologische Kreislaufwasseraufbereitung zum Abbau der organischen Stoffe zum Einsatz kommt. Das gereinigte Abgas wird in den Schornstein abgeleitet (siehe Abbildung 27).

Abbildung 27: Prinzipieller Aufbau einer Abgasnachbehandlung hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern für Fasern



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

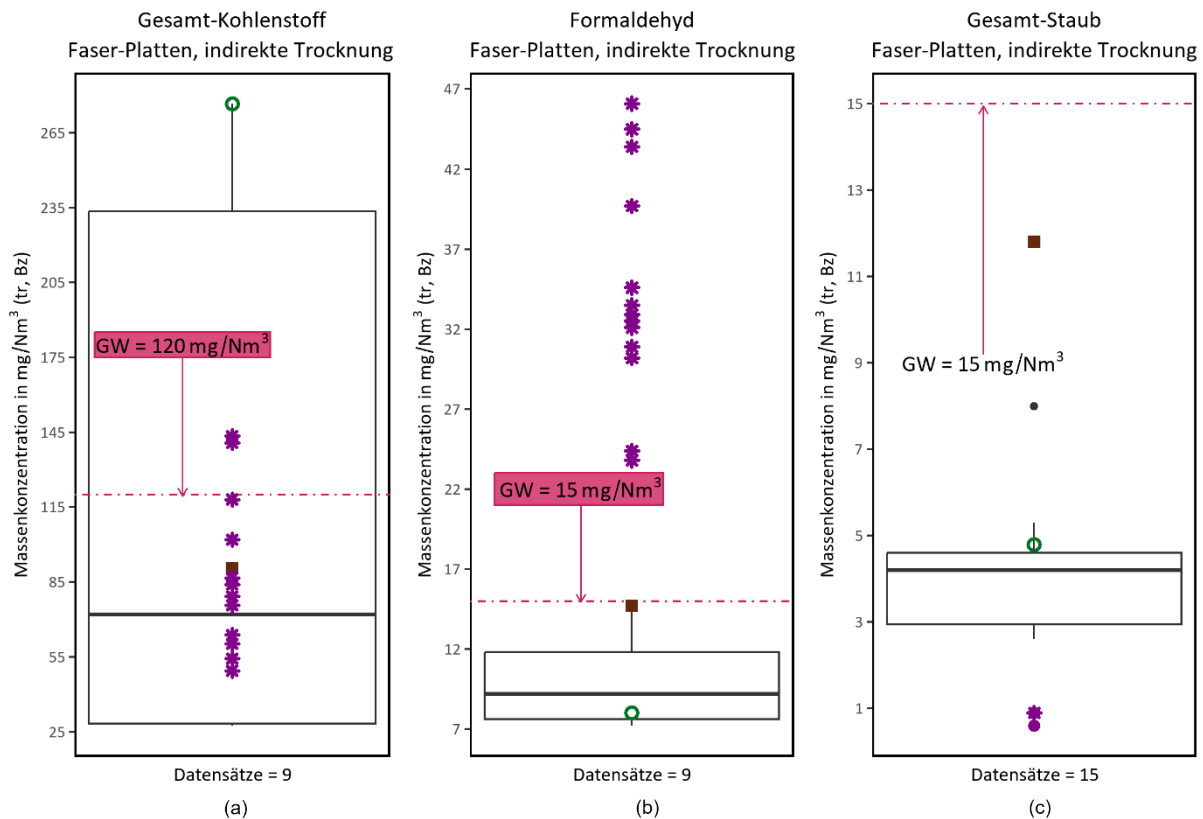
Die zu reinigenden Abgasvolumenströme der Stromrohrtrockner liegen im Bereich von etwa 318.000 bis 759.000 Nm³ pro Stunde und sind im Vergleich zu direkt beheizten Trocknern reduziert. Am Standort 8 erfolgt eine Mischung der Abgase der Stromrohrtrockner mit den Imprägnierungsabgasen vor der Abgasreinigung.

5.3.3 Emissionen

Abbildung 28 zeigt die Emissionen von Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas von indirekt beheizten Stromrohrtrocknern (NZ, trocken). Die Datenbasis für die Plots wurde, wie bei den direkt beheizten Stromrohrtrocknern, auf Messwerte von indirekt beheizten Stromrohrtrocknern reduziert.

Standort 5 (nicht IED) ist, wie bereits erwähnt, ein Standort mit einer Produktionskapazität von weniger als 600 m³ pro Tag. Die Emissionsdaten dieses Standorts sind der Vollständigkeit halber als Einzelwerte dargestellt, gehen aber nicht in die Boxplots ein. Dadurch reduziert sich die Anzahl der verfügbaren Datensätze weiter. Tabelle 34 (Gesamtkohlenstoff), Tabelle 35 (Formaldehyd) und Tabelle 36 (Gesamtstaub) enthalten die Maximalwerte der gemessenen Emissionen, die Anzahl der verfügbaren Datensätze aller Standorte sowie die Symbole für jeden Standort.

Abbildung 28: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern (NZ, trocken) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Der Median der Gesamtkohlenstoffemissionen liegt unter dem Median der Gesamtkohlenstoffemissionen der direkt beheizten Stromrohrtrockner für Fasern, obwohl es deutliche Ausreißer bis zu $250 \text{ mg}/\text{m}^3$ gibt. Die Medianwerte der Gesamtkohlenstoffemissionen der drei betrachteten Standorte lauten:

- Standort 2: $237 \text{ mg}/\text{m}^3$ (100 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- Standort 5: $84 \text{ mg}/\text{m}^3$ (33 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)
- Standort 8: $35 \text{ mg}/\text{m}^3$ (0 % der Messwerte mit Grenzwertüberschreitung)

Zwischen den Standorten 2 und 8 bestehen deutliche Unterschiede. An Standort 8 gibt es keine Probleme bei der Einhaltung des neuen Grenzwerts gemäß TA Luft 2021. Gemäß den in Tabelle 34 dargestellten Daten, addiert sich der Emissionswert in der höchste Einzelmesswert mit der zugehörigen Messunsicherheit zu $90 \text{ mg}/\text{m}^3$. Im Gegensatz dazu liegen die drei Einzelmesswerte des Standortes 2 alle über $230 \text{ mg}/\text{m}^3$. Zusätzliche Daten neueren Datums, welche nicht in die Darstellung eingeflossen sind, bestätigen die Datenlage für den Standort. Für Standort 2 ist ein Ausnahmeantrag für Gesamtkohlenstoff bekannt. Dieser liegt aber nicht vor.

Tabelle 34: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 28
Standorte 2, 8	3	9	277	
Standort 2	1	3	277	Kreis
Standort 5 (Nicht IED)	2	12	144	Stern
Standort 8	2	6	90	Viereck gefüllt

Standort 2 betreibt einen 2-stufigen Stromrohrtrockner, welcher technisch ähnlich aufgebaut ist wie der detailliert beschriebene Stromrohrtrockner von Standort 1 (direkt beheizt). Es ist wahrscheinlich, dass die im Fragebogen angegebene Trocknereintrittstemperatur, die in Tabelle 23 aufgeführt ist, von daher für den Trocknereintritt der zweiten Stufe gilt. Abgesehen von der Holzmischung gibt es ansonsten keine offensichtlichen Unterschiede zwischen Standort 2 und 8.

Die Standorte 2 und 8 sind hauptsächlich auf die Produktion von mitteldichten Faserplatten ausgerichtet. Die Produktionskapazität von Standort 8 übersteigt die von Standort 2 um ca. 40 %. Standort 8 hat prinzipiell Zugang zu fichtenreicheren Waldbeständen. Der mögliche Einfluss der Holzarten auf die Emissionen wurde bereits diskutiert. Gemäß dem zugrunde liegenden Messbericht verwendet Standort 2 zu 90 % Kiefernholz. Daher ist in diesem Fall der Holzmix für die Faserplatte als wesentlicher Einflussparameter auf die Gesamtkohlenstoffemissionen anzusehen.

Beide Standorte nutzen Biowäscher desselben Herstellers mit vergleichbarem Aufbau. Der Biowäscher am Standort 8 war laut dem ältesten verfügbaren Messbericht aus dem Jahr 2016 bereits in Betrieb. Die Installation des Biowäschers am Standort 2 erfolgte gemäß dem Betreiber in den Jahren 2020/2021. Der Messbericht von Standort 2 ist vom März 2021. Da dieser Messbericht im Abschnitt über Emissionsminderungseinrichtungen keinen Hinweis auf den Betrieb enthält, ist es möglich, dass der Wäscher zu diesem Zeitpunkt noch nicht in Betrieb war. Es ist auch möglich, dass nicht optimierte Betriebsparameter der Biowaschanlage zu einer verminderten Waschleistung führen. Aufgrund der Erkrankung des Ansprechpartners war es nicht möglich, diese Frage zu klären. Eine abschließende Beurteilung ist daher nicht möglich.

Mit Ausnahme des Standortes 5, an dem mit dem für Formaldehyd nicht selektiven AHMT-Verfahren nach VDI 3862-4 gemessen wurde, erscheint die Einhaltung des Grenzwertes für Formaldehyd erreichbar. Alle vorliegenden Messwerte liegen unter dem gültigen Grenzwert von 15 mg/m³. Der Median der Messwerte an Standort 2 beträgt 7,6 mg/m³ und zeigt in den drei Einzelmesswerten plus der jeweiligen Messunsicherheit keine Verletzung des Grenzwerts nach TA Luft. Gleiches gilt für die 6 eingehenden Messwert von Standort 8, wobei dessen Emissionsniveau trotz Bio-Wäscher höher ist als bei Standort 2. Der maximal gemessene Emissionswert liegt mit 14,7 mg/m³ inklusive Messunsicherheit knapp unterhalb des Grenzwertes.

Trotz sorgfältiger Analyse der vorliegenden Daten und Dokumente bleibt unklar, warum Formaldehyd bei funktionierendem Bio-Wäscher an Standort 8 im Vergleich erhöht ist. Die Spanne der vorliegenden Formaldehydemissionen entspricht allerdings den im BVT Merkblatt (Stubdrup et al., 2016) dokumentierten Daten für diese Beheizungs-/Trocknerkombination und unterstützt die Annahme, dass der Grenzwert für Formaldehydemissionen bei Stromrohrtrocknern für Fasern eingehalten werden kann. Standort 5 stellt hier eine Ausnahme dar. Trotz intensivem Austausch mit dem Betreiber ist es nicht gelungen, eine spezifische Ursache für die im Vergleich zu den anderen Stromrohrtrocknern erhöhten Formaldehydemissionen festzustellen.

Tabelle 35: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 28
Standorte 2, 8	3	9	14,7	
Standort 2	1	3	8	Kreis
Standort 5 (Nicht IED)	2	13	46	Stern
Standort 8	2	6	14,7	Viereck gefüllt

Die Einhaltung des Staubgrenzwertes von 15 mg/m³, angegeben als Gesamtstaub, stellt für keinen der Standorte eine Herausforderung dar. Mit Ausnahme von zwei Emissionswerten von 12 und 8 mg/m³ liegen alle weiteren Werte unterhalb von 5 mg/m³. Die Einzelmesswerte (und damit auch die in Tabelle 36 dargestellten Maximalwerte) liegen unterhalb des Grenzwertes nach TA Luft 2021 und innerhalb der im BVT-Merkblatt für diesen Trocknertyp tabellierten Bandbreite (Stubdrup et al., 2016).

Tabelle 36: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter indirekt beheizten Stromrohrtrocknern

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 28
Standorte 2, 8	3	15	12	
Standort 2	1	3	5	Kreis
Standort 5 (Nicht IED)	1	3	1	Stern
Standort 8	2	12	12	Viereck gefüllt

5.4 Stromrohrtrockner für Fasern mit einer Beheizung aus verschiedenen Quellen (Mischbeheizung)

5.4.1 Stand der Technik

Die indirekte Dampftrocknung lässt sich durch Beimischung weiterer Wärmequellen energetisch optimieren. Hierbei entstehen viele verschiedene Varianten der Verschaltung verschiedener Wärmequellen. Am Standort 3 wird die Grundlast durch eine Kombination aus Staubfeuerung und einem dampfbeheizten Heizregister bereitgestellt. Nach Angaben des Betreibers nutzt Standort 6, ähnlich wie Standort 3, eine Mischung aus Abgasen einer Staubfeuerung und temperierter Umgebungsluft, wobei die temperierte Umgebungsluft durch ein dampfbeheiztes Heizregister erzeugt wird. Diese Methode wird wahrscheinlich für beide Produktionslinien am Standort verwendet³⁹.

Am Standort 7 erfolgt die Beheizung durch die Nutzung von Abgasen einer Gasturbine, Erdgasflächenbrennern und einem Dampfreister. Ein weiterer Standort, der keine Emissionsdaten geliefert hat, beheizt eine MDF-Linie (2-stufiger Stromrohrtrockner) in der Grundlast durch ein Dampfreister und bei Bedarf durch einen Gasflächenbrenner. Zusätzlich werden Rauchgase aus

³⁹ Gemäß einem vorliegenden Messbericht wird die MDF-Linie am Standort 6 mittels direkter Beheizung durch die Abgase der Feue-
rung und gasbefeuerte Zusatzbrenner betrieben. An dieser Stelle werden die Informationen des Betreibers und werden als verläss-
lich erachtet.

zwei Kesselfeuerungen genutzt. Zur Beheizung der am Standort installierten zweiten MDF-Linie mit einem 1-stufigen Stromrohrtrockner erfolgt die Heißgasbereitstellung durch ein Dampfreigister für die Grundversorgung sowie Gasflächenbrenner und Rauchgase einer Energieerzeugungsanlage. Eine eindeutige Zuordnung der Beheizungsart bzw. der Anteile der jeweiligen Wärmequelle bei der Fasertrocknung ist daher nicht immer möglich. Diese Anlagen werden in diesem Bericht gesondert als Stromrohrtrockner für Fasern mit Mischbeheizung dargestellt.

An mindestens einem der beiden zweistufigen Trockner wird zusätzlich zur Mischbeheizung Trocknungsbrüden aus Stufe 2 vor die Trocknerstufe 1 zurückgeführt, um eine weitere energetische Optimierung zu erreichen. Diese Verschaltung erscheint vergleichbar mit dem Aufbau des direkt beheizten Fasertrockners an Standort 1. Für diesen Standort liegen jedoch keine Emissionsdaten vor. Eine Brüdenrückführung von bis zu 30 Volumenprozent des Trocknerabgases gibt es auch am Standort 3.

Es gibt es keine dokumentierte Verwendung von Produktionsresten für mischbeheizte Stromrohrtrocknern. Daher beträgt der Einsatz von Frischholz 100 %. Die Überwachungsberichte zeigen, dass der Anteil von Laubholz am Standort 3 bis zu 50 % erreicht. Laut Informationen des Betreibers von Standort 3 sind diese Werte kritisch für die Stabilität der hergestellten Faserplatten. Das Unternehmen gibt an, dass ein Laubholzanteil von maximal 20 % zulässig ist (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 01.+02.03.2021). Daher ist von einem Fehler im Messbericht auszugehen. Am Standort 3 und 7 wird für die Erzeugung der Fasern überwiegend Fichte für die Plattenproduktion verwendet, am Standort 6 Kiefer.

Die gemessenen Abgasvolumenströme variieren zwischen 78.000 und 313.00 Nm³/h. Diese Werte sind im Vergleich zu den direkt und indirekt beheizten Stromrohrtrocknern niedriger und stehen nicht im Einklang mit den Produktionskapazitäten, die ein ähnliches Niveau wie die indirekt beheizten Stromrohrtrockner erreichen. Ohne Standort 7, der keine Anlage gemäß Anhang I Nummer 6.1.c der Richtlinie 2010/75 ist, schwanken die Produktionskapazitäten zwischen 1200 m³ und 1300 m³ pro Tag. An den Standorten, die in die Datenerhebung einbezogen wurden, werden hauptsächlich mitteldichte Faserplatten produziert. Der zweistufige Stromrohrtrockner für Fasern am Standort 6 ist jedoch laut Dokumentation für die Produktion von hochdichten Faserplatten vorgesehen.

Tabelle 37: Zusammenfassung zum Stand der Technik von Stromrohrtrocknern für Fasern mit Mischbeheizung

Merkmal	Ausprägung
Anzahl ¹	5(3) ¹
Produkt	Faser
Produktionskapazität ²	< 600–1500 m ³ /d
Beheizung	Gemisch (Dampf + Rauchgas + andere Abgase)
Frischholzanteil	100 %
(externes) RC-Material	0 %
Laubholzanteil	< 10 % ³
Brüdenrückführung ⁴	2x
Trocknerbauart	Stromrohrtrockner ⁵
Transport Trockengut	Temperierte Transportluft + Rauchgas + weitere Abgase

Merkmal	Ausprägung
Brennstoffe	Holzstaub + Erdgas und andere
Abgasnachbehandlung ⁴	Sammelleitung > Quench > (2-stufiger) Wäscher > Schornstein ^{6, 7, 8}
Abgasvolumenströme	78–313 T(Nm ³ /h) [tr]
Besonderheiten	
Grenzwerte	teilweise mit Feuchtebezug teilweise ohne Grenzwertangabe
Emissionen	Daten ab 2017

1 Anzahl Standorte (Anzahl Standorte Emissionsdaten)

2 1x kein IED, sonst 1200–1300 m³/d

3 Gemäß Messberichten bis 50 %

4 + 2x Pressenabgas, 1x über Mischkammer, 1x über Ansaugung Trockner

5 2x 2-stufig

6 Zyklon generell zur Produktabscheidung

7 1x Nicht-IED-Anlage ohne Abgasreinigung

8 2 Standorte mit 2 Produktionslinien, davon ein Standort mit unterschiedlicher Abgasreinigung (HDF mit Gewebefilter)

Die Eintritts- und Austrittstemperaturen der Stromrohtrockner sind vergleichbar mit den bisher besprochenen Anlagen. Gleiches gilt für die Temperaturen des Waschwassers, sofern ein Wäscher installiert ist. Die durchschnittliche Zielendfeuchte der Faser liegt auch bei Stromrohtrocknern mit Mischbeheizung bei etwa 10 %.

5.4.2 Abgasreinigung

Technisch gesehen sind die eingesetzten Komponenten identisch mit denen der anderen Faserplattenanlagen. Dies gilt auch für die Abluftreinigung. Der Abgasstrom, der noch das Produkt enthält, wird von den Stromrohtrocknern über Sammelleitungen zu Zyklonen geleitet, die hauptsächlich das Produkt abtrennen. Die Abgase des Trockners (sowie gegebenenfalls anderer Bereiche der Produktionslinien) werden, mit Ausnahme von einem Standort, durch einen Wäscher geleitet (vgl. Abbildung 29) und dann über einen Schornstein in die Umgebung abgegeben.

Abbildung 29: Prinzipieller Aufbau der Abgasnachbehandlung hinter Stromrohtrocknern für Fasern mit Mischbeheizung



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Standort 7 verwendet ausschließlich Zyklone zur Abgasreinigung. An Standort 3 und 6 sind Bio-Wäscher desselben Modells vom gleichen Hersteller installiert. Zudem erfolgte die Installation in einem ähnlichen Zeitraum. Es ist unklar, ob diese Wäscher auch in gleicher Weise für den zu reinigenden Abgasstrom ausgelegt sind. Für Standort 7 ist schriftlich festgehalten, dass der Trocknerabgasstrom mit Pressenabgasen gemischt wird.

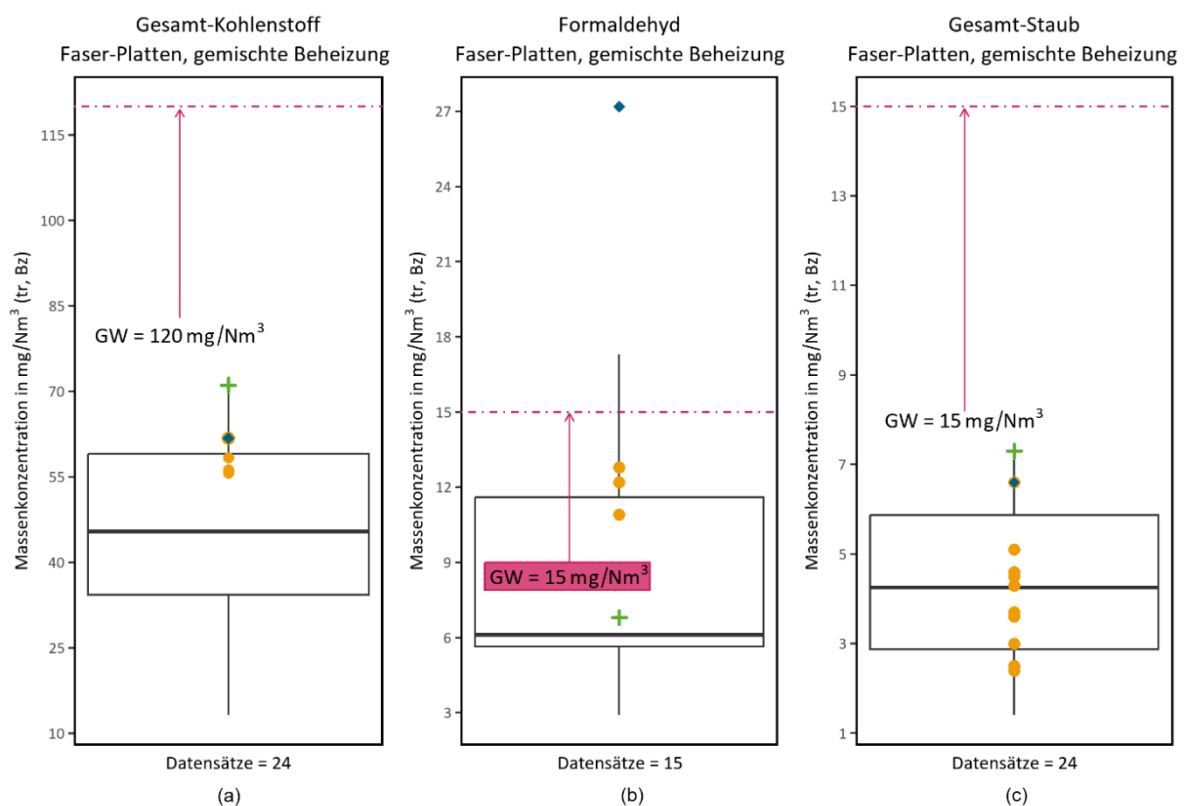
5.4.3 Emissionen

In Abbildung 30 sind die Emissionen an Gesamtkohlenstoff (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas nach mischbeheizten Stromrohtrocknern (NZ, trocken) dargestellt. Diese

Darstellung basiert grundsätzlich auf derselben Datenbasis wie die Gesamtanalyse aller Stromrohrtrockner. Die genannte Datenbasis wurde jedoch für Abbildung 30 auf Emissionswerte von mischbeheizten Anlagen reduziert. Emissionswerte von direkt oder indirekt beheizten Stromrohrtrocknern sind in diese Darstellung nicht einfließen.

Die Beurteilung und Diskussion der Emissionen erfolgt unter Berücksichtigung der in Tabelle 25 (Seite 84) und Tabelle 37 (Seite 102) aufgeführten Betriebsparameter der Anlagen. Die Daten von Standort 7 (nicht IED) sind als Einzelmesswerte mit dargestellt, gehen aber nicht in die Boxplots mit ein. Die maximalen Emissionswerte sind wie bei allen anderen Boxplots in den zugehörigen Tabellen (Tabelle 38, Gesamtkohlenstoff; Tabelle 39, Formaldehyd; Tabelle 40, Gesamstaub) dargestellt.

Abbildung 30: Emissionen von Gesamt-C (a), Formaldehyd (b) und Gesamtstaub (c) im Reingas hinter Stromrohrtrocknern mit Mischbeheizung (NZ, trocken) basierend auf einer Datenerhebung im Rahmen des Forschungsvorhabens



Quelle: eigene Darstellung, DBI-Gruppe 2022

Der Median der Gesamtkohlenstoffemissionen der Stromrohrtrockner für Fasern mit Mischfeuerung liegt bei ca. 50 mg/m³ (siehe Abbildung 30 (a)). Die Medianwerte der Gesamtkohlenstoffemissionen liegen bei Standort 3 bei 42 mg/m³ und bei Standort 6 bei 59 mg/m³, wobei keine Überschreitung des Grenzwerts vorliegt. Auch Standort 7 erreicht dieses Emissionsniveau. Der Maximalwert aller drei Standorte liegt bei 17 mg/m³ (siehe Tabelle 38).

Die Gesamtkohlenstoffemissionen der mischbeheizten Stromrohrtrockner liegen auf einem niedrigen Niveau im Vergleich zu anderen Beheizungsarten. Mit Blick auf Tabelle 25 sind jedoch keine klaren Ursachen dafür erkennbar. Die Standorte 3 und 7 verwenden hauptsächlich Fichten- und Laubhölzer als Rohstoff, während Standort 6 Kiefernholz einsetzt. Obwohl die Gesamtkohlenstoffemissionen von Standort 6 im Vergleich zu Standort 3 und 7 leicht erhöht sind, ist zu

beachten, dass zum Zeitpunkt der Messungen der Biowäscher an Standort 6 nicht aktiv war. Die Möglichkeit einer weiteren Reduktion der Emissionen bei Betrieb des Wäschers besteht also. Anzumerken ist zudem, dass Standort 7 (nicht IED) außer Zyklonen über keine Abgasreinigung verfügt. Der Standort emittiert mit maximal 62 mg/m^3 Gesamtkohlenstoff (siehe Tabelle 38) deutlich weniger als viele direkt und indirekt beheizte Stromrohrtrockner der Faserplattenproduktion.

Basierend auf den vorliegenden, verwertbaren Daten scheint es für diese Kombination von Beheizungsmethode und Trockner also möglich, den Grenzwert für Gesamtkohlenstoffemissionen von 120 mg/m^3 einzuhalten. Dagegen spricht allerdings, dass ein Standort mit mischbeheizten Stromrohrtrockner, welcher in einem kiefernholzreichen Gebiet liegt, einen Antrag auf einen weniger strengen Emissionsgrenzwert für Gesamtkohlenstoff gestellt hat. Die darin enthaltenen Emissionswerte überschreiten den gültigen Grenzwert zum Teil deutlich, sind aber nicht in die Abbildungen eingeflossen, da im Antrag keine Betriebsbedingungen festgehalten werden. Letztlich bleibt es also offen, ob für diese Kombination von Beheizungsmethode und Trockner der Grenzwert für Gesamtkohlenstoff einzuhalten ist.

Tabelle 38: Maximale Konzentrationen an Gesamtkohlenstoff im Reingas hinter Stromrohrtrocknern für Fasern mit Mischbeheizung je Standort

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m^3]	Legende für Abbildung 30
Standorte 3,6	5	24	71	
Standort 3	4	18	71	Plus
Standort 6	1	6	60	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	1	4	62	Kreis gefüllt

Der Boxplot der Formaldehydemissionen (Abbildung 30 (b)) zeigt eine starke Schiefeile mit einem Median von ca. 6 mg/m^3 . Grund dafür ist die starke Variation der Emissionswerte zwischen den Standorten. Standort 3 hat einen Median von $5,7 \text{ mg/m}^3$ und keine Einzelmesswerte über dem Grenzwert von 15 mg/m^3 . An Standort 6 liegt der Minimalwert bei $9,8 \text{ mg/m}^3$, der Median bei $12,4 \text{ mg/m}^3$ und der Maximalwert bei 27 mg/m^3 (mit zwei Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft). Standort 7 hat einen vergleichbaren Median von $12,2 \text{ mg/m}^3$ wie Standort 6, aber keine Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft in den drei Einzelmesswerten. In den Betriebsbedingungen (Tabelle 25) ist kein Grund hierfür ersichtlich. Festgestellt werden kann, dass alle Emissionsdaten an Standort 3 und 6, einschließlich des Maximalwerts von 27 mg/m^3 (siehe Tabelle 39), mit dem AHMT-Verfahren nach VDI 3862-4 gewonnen wurden, welches nicht selektiv für Formaldehyd ist. Standort 7 hingegen setzte hier das Verfahren nach VDI 3862-6 (Acetylaceton-Verfahren) ein.

Obwohl sich der Einfluss des Messverfahrens über alle Produkte und Trocknungsarten hinweg andeutet, kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese Messwerte auf unterschiedliche Betriebsbedingungen zurückzuführen sind. Aufgrund der Tatsache, dass die beiden Biowäscher zum Zeitpunkt der Messung gemäß dem Messbericht nicht in Betrieb waren, kann davon ausgegangen werden, dass die Anlagen den Grenzwert gemäß TA Luft 2021 einhalten können. Zusätzlich ist zu beachten, dass der Grenzwert für Formaldehyd auch am Standort 7 ohne installierte Abluftreinigungsanlage eingehalten wird.

Tabelle 39: Maximale Konzentrationen an Formaldehyd im Reingas hinter Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 30
Standorte 3,6	5	15	27	
Standort 3	4	9	7	Plus
Standort 6	1	6	27	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	1	3	13	Kreis gefüllt

In Bezug auf Gesamtstaub ist festzuhalten, dass der Median an Standort 3 5,4 mg/m³ beträgt, analog 2,0 mg/m³ an Standort 6 und 4,0 mg/m³ an Standort 7. Es liegen keine Einzelmessungen vor, die den Grenzwert von 15 mg/m³ überschreiten. Die Maximalwerte, die in Tabelle 40 aufgeführt sind, liegen unterhalb von 8 mg/m³. Basierend auf den Emissionsdaten der drei Standorte wird der aktuelle Gesamtstaub-Grenzwert von 15 mg/m³ eingehalten (siehe Abbildung 28 (c) auf Seite 99).

Tabelle 40: Maximale Konzentrationen an Gesamtstaub im Reingas hinter Stromrohr Trocknern für Fasern mit Mischbeheizung

Standort	Anzahl der Messprotokolle	Anzahl der Messdaten	Emissionswert MAX [mg/m ³]	Legende für Abbildung 30
Standorte 3,6	5	24	7	
Standort 3	4	18	7	Plus
Standort 6	1	6	3	Raute gefüllt
Standort 7 (Nicht IED)	2	12	7	Kreis gefüllt

5.5 Zusammenfassung Stand der Technik von Faserplattentrocknern

Die in Deutschland installierten Stromrohr Trockner sowie die installierte Abgasreinigungstechnik und Kreislaufwasserbehandlung entsprechen dem aktuellen technischen Standard gemäß den BVT-Schlussfolgerungen (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015). Unter den verschiedenen Standorten nutzen die beiden Standorte mit der höchsten Produktionskapazität zur Trocknung eine direkte Beheizung, während vier Standorte Wärmeübertrager einsetzen, um die Trocknungsluft indirekt auf die erforderliche Temperatur zu bringen. Die Mehrheit der Standorte verwendet energetisch optimierte Stromrohr Trockner mit einer Kombination aus verschiedenen Wärmequellen, darunter direkte (Rauchgase anderer Quellen, Zusatzbrenner) und indirekte Beheizungsmethoden.

Für die Weiterverarbeitung der Fasern ist eine Trocknung auf eine Endfeuchte von etwa 10 % erforderlich. Dies erfordert niedrigere Trockneraustrittstemperaturen im Vergleich zur Trocknung von Spänen. Die niedrigeren Trockneraustritts- und Abgastemperaturen ermöglichen eine nasse Abgasreinigung mit biologischer Kreislaufwasserbehandlung. Dadurch besteht hier die Möglichkeit, für die Faserplattenproduktion eine dauerhafte Reduktion von wasserlöslichen organischen Substanzen im Abgas, wie beispielsweise Formaldehyd, zu erreichen.

Bei einigen Standorten wurden die Abgaswäscher in den letzten Jahren installiert, daher waren zum Zeitpunkt der Emissionsmessungen nicht alle Wäscher in Betrieb. Die Auslegung der Abgaswäscher und Quench-Systeme variiert je nach Hersteller. Zudem unterscheiden sich heutige Ab-

gasreinigungssysteme von denen vor 20 Jahren, sodass selbst beim gleichen Hersteller Unterschiede zwischen älteren und neueren Systemen bestehen können. Weitere Faktoren wie die Betriebsweise der Wäscher, der Feststoffaustrag aus dem Belebungsbecken oder nachgeschaltete Trockenelektrofilter eines Heißgaserzeugers beeinflussen ebenfalls die Abscheideleistung der Anlagen.

Bei direkten Stromrohrtrocknern weisen ältere Messungen höhere Emissionen von Gesamtkohlenstoff auf. Die Emissionssituation hat sich hinter diesen Stromrohrtrocknern in Bezug auf Gesamtkohlenstoff in den letzten Jahren verbessert. Beide direkt beheizten Stromrohrtrockner geben dabei Kiefer als Hauptrohstoff im Rohstoffmix der Faserplatte an. Von den vier indirekt beheizten Stromrohrtrocknern in Deutschland sind die Daten von zwei in die Emissionsdatenauswertung eingeflossen. Einer dieser Stromrohrtrockner, durch den hauptsächlich Kieferfasern getrocknet werden, zeigt dabei Auffälligkeiten.

Für gemischt beheizte Trockner wurden keine auffälligen Messergebnisse festgestellt, auch nicht bei Verwendung von viel Kiefernholz im Faserplatten-Rohstoffmix. Trotzdem sind die Gesamtkohlenstoffemissionen des Standortes aus einem kiefernholzreichen Gebiet im Vergleich zu den weiteren mischbeheizten Stromrohrtrockner erhöht. Zudem hat ein weiterer Standort mit mischbeheizten Stromrohrtrockner, welcher in einem kiefernholzreichen Gebiet liegt, einen Antrag auf Ausnahme von strengeren Grenzwerten für Gesamtkohlenstoff gestellt. Dessen Emissionswerte sind wegen fehlender Betriebsbedingungen für die Bewertung der Emissionen der Anlagen nicht nutzbar und entsprechend nicht in den jeweiligen Abbildungen enthalten, für die Schlussfolgerungen aber zu berücksichtigen.

Die Zusammensetzung des Faserplatten-Rohstoffmixes beeinflusst also insbesondere die Gesamtkohlenstoffemissionen. In Summe ist die fehlende Differenzierung bei Stromrohrtrockner für Fasern hinsichtlich des Kiefernholzanteils, wie sie bei den Spänetrocknern gegeben ist, schwer nachvollziehbar.

Stromrohrtrockner weisen, bis auf zwei Ausnahmen, keine auffällig hohen Formaldehydemissionen auf. Eine der beiden Ausnahmen ist einer der indirekt beheizten Stromrohrtrockner. Trotz intensiver Bemühungen und vieler Gespräche mit dem Betreiber war es nicht möglich, die Ursache für dessen hohe Formaldehydemissionen zu finden. Die zweite Ausnahme stellt ein mischbeheizter Stromrohrtrockner dar. Eines der beiden Messprotokolle des Standorts enthält zwei Einzelmesswerte (Messwert + Messunsicherheit), welche den aktuell gültigen Grenzwert für Formaldehyd überschreiten. Während dieser Messungen war an diesem Standort aus unbekannten Gründen der nachgeschaltete Wäscher zum Zeitpunkt nicht in Betrieb.

In Bezug auf den Gesamtstaub ist einer der direkt befeuerten Stromrohrtrockner auffällig. Es wird vermutet, dass der installierte Wäscher älterer Bauart nicht optimal auf die aktuellen veränderten Produktionsrahmenbedingungen abgestimmt ist. Die Einhaltung der Grenzwerte nach TA Luft 2021 für Formaldehyd und Gesamtstaub stellen für die in Deutschland bestehenden Stromrohrtrocknerstandorte (IED-Anlagen) in der Regel kein unlösbares Problem dar.

6 Zusammenfassung Stand der Technik der Trocknungsanlagen in der Holzwerkstoffindustrie

In Deutschland gibt es insgesamt 11 Standorte der Spanplattenherstellung. Von diesen nutzen sieben Standorte direkt beheizte Trommeltrockner, während vier Standorte indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner einsetzen. An einem Standort sind die genaue Trocknerbauart und die verwendete Abgasreinigungstechnik unbekannt. Die indirekt beheizten Trockner weisen niedrigere Eintrittstemperaturen auf, während die Austrittstemperaturen ähnlich sind und von der Endfeuchte der Späne abhängen.

Die Abgasreinigung der direkt beheizten Trommeltrockner für Späne erfolgt ausschließlich über Nasselektrofilter, während bei indirekt beheizten Rohrbündeltrocknern hauptsächlich Gewebefilter zum Einsatz kommen, welche sehr gute Abscheideleistungen bei Staub erzielen. Neue Standorte ziehen indirekt beheizte Röhrenbündeltrockner nicht mehr in Betracht, da direkt beheizte Systeme Fortschritte in der Abgasreinigungstechnik aufweisen und sich einfacher in das Energiekonzept integrieren lassen.

Für die Herstellung von OSB-Platten betreiben drei Standorte jeweils zwei direkt beheizte Trommeltrockner, die ausschließlich Nasselektrofilter zur Abgasreinigung verwenden. Die Eintritts- und Austrittstemperaturen der Trommeltrockner für OSB-Strands sind vergleichbar mit denen für Späne, da eine ähnliche Endfeuchte erreicht werden muss.

In der Faserplattenproduktion werden ausschließlich Stromrohrtrockner eingesetzt, wobei es Unterschiede in der Bauweise und Art der Beheizung gibt. Die Trockner sind in neun Fällen einstufige Anlagen mit Durchmessern von 1 m bis 3,5 m und Längen von bis zu 150 m. Die Trocknungsdauer beträgt dabei drei bis sechs Sekunden, wobei eine Mindestströmungsgeschwindigkeit von 25 m/s am Austritt eingehalten wird. Von den Stromrohrtrocknern weisen fünf Anlagen eine zweistufige Bauform mit einem Zyklon in der zweiten Stufe auf.

Tabelle 41: Zusammenfassung zum Stand der Technik in der Holzwerkstoffproduktion in Bezug auf Trockner und Abgasreinigungstechnik

Trockengut	Beheizung	Bauform [%]	Abgasreinigung vorw. [%]
Späne	Direkt	Trommeltrockner [100]	Nasselektrofilter [100]
Späne	Indirekt	Rohrbündeltrockner [100]	Gewebefilter [75–80]
OSB-Strands	Direkt	Trommeltrockner [100]	Nasselektrofilter [100]
Fasern	Alle	Stromrohrtrocker [100] (1-/2-stufig)	(Bio-) Wäscher

Wie in Kapitel 5 Seite 79 ff. beschrieben, kommen als vorwiegende Abgasreinigungstechnik bei Stromrohrtrocknern unterschiedliche Wäscher-Systeme zum Einsatz, von denen einige erst kürzlich installiert wurden. Die niedrigere Endfeuchte der Fasern im Vergleich zu den Spänen ermöglicht niedrigere Abgas- und damit Waschwasserkreislauftemperaturen, sodass eine biologische Abgaswasseraufbereitung möglich ist. Dies führt zu einer besseren Abscheidung wasserlöslicher organischer Substanzen aus dem Abgas.

Alle Trockner in der Herstellung von Spanplatten, OSB-Platten und Faserplatten sowie die eingesetzte Abgasreinigungstechnik entsprechen den besten verfügbaren Techniken (BVT-Merkblatt (Stubdrup et al., 2016) und BVT-Schlussfolgerungen (BVT Holzwerkstoffherzeugung, 2015)). Tabelle 41 fasst dies nochmals übersichtlich zusammen.

Zur energetischen Optimierung wird die Rückführung der Trocknungsbrüden zum Heißgaserzeuger oder in eine Mischkammer eingesetzt. Dies ist bei allen direkt befeuerten Trommeltrocknern für Späne- und OSB-Stände der Fall, aber auch für einen Standort mit Rohrbündeltrockner dokumentiert. Ein Standort mit indirekt beheiztem Rohrbündeltrockner gibt an, aus Gründen der energetischen Optimierung Kesselabgase der Trocknungsluft beizumengen. Eigentlich sind dies keine reinen, indirekt beheizten Systeme. Die genaue Menge des zurückgeführten Brüdens bzw. der beigemengten Kesselabgase ist nicht bekannt, daher werden die zwei Standorte trotzdem als solche diskutiert. Während für Späne- und OSB-Stände die Brüdenrückführung mehrheitlich angewandt wird, kommt diese bei Stromrohtrocknern für Fasern deutlich seltener zum Einsatz.

Durch die Brüdenrückführung wird Trocknungsgas mit einem hohen Energiegehalt an den Trocknereintritt zurückgeführt, was die zu erwärmende Menge an Trocknungsgas und die dafür aufzuwendende Trocknungsenergie mindert. Der so geminderte Brennstoffeinsatz geht mit einer Reduzierung der Emissionen der Feuerung einher. Dieser positive Effekt wird aber durch den ebenso rückgeführten Dampfanteil gemindert. Durch den erhöhten Feuchtegehalt des Brüdens ist die Trocknungsluft auf eine höhere Trocknereintrittstemperatur zu erwärmen, damit die gleiche Endfeuchte erzielt werden kann. Zudem enthält der rückgeführte Brüden bereits emittierte Organik und Staubpartikel. Je nach Ort der Zugabe des Rückbrüdens kommt es durch die Rückführung daher zu einer Aufkonzentration der Schadstoffe.

Bei der Diskussion der Emissionen ist zu berücksichtigen, dass indirekt beheizte Trommeltrockner für Späne gemäß vorliegenden Ausnahmeanträgen die gleiche Wasserverdampfung bei halbierten Abluftvolumenströmen erreichen (Unternehmen G HWS-Industrie, 2020). Dies kann zu einer höheren Konzentration der Schadstoffe führen, sofern bei vergleichbaren Temperaturprofilen der Trockner die gleiche Menge und Art von Schadstoffen emittiert wird. Dieses in den vorliegenden Ausnahmeanträgen von den Betreibern von indirekten Rohrbündeltrocknern vorgebrachte Argument scheint schlüssig.

Ebenfalls ist bei der Diskussion der Emissionen zu beachten, dass die Einsatzstoffe für Span-, OSB- und Faserplatten stark variieren. Während Spanplatten produktabhängig auch hohe Anteile an Recyclingholz enthalten können, bestehen die Rohstoffmischungen für OSB- und Faserplatten nahezu ausschließlich aus 100 % Frischholz. Für OSB-Platten wird dieses Frischholz zur Vermeidung von Schimmelbefall zudem nur kurz gelagert, was höhere Holzwassergehalte und damit einhergehende Emissionen während der Trocknung vermuten lässt. Die in der Umgebung der Standorte verfügbaren Holzsorten gewinnen daher besondere Bedeutung, da die emittierten organischen Bestandteile in Bezug auf Menge und Art zwischen Laubholz (Hartholz) und Weichholz (Nadelholz) variieren und auch Unterschiede zwischen den Weichholzsorten wie Kiefer und Fichte bestehen.

Die Grenzwerte der Anlagen sind nicht einheitlich, was die Vergleichbarkeit der Emissionsdaten aus den Überwachungsberichten erschwert. Für diesem Bericht fand eine Extraktion der Einzelmesswerte aus den vorliegenden Messprotokollen statt, wobei jedem Einzelmesswert die zugehörige Messunsicherheit addiert wurde. Es erfolgte zudem, wenn notwendig, eine Vereinheitlichung der gewonnenen Emissionswerte auf den trockenen Bezugszustand nach Abzug der Feuchte. Zusätzlich wurden die Emissionsdaten der direkt befeuerten Späne- und OSB-Trockner auf den einheitlichen Sauerstoffbezug von 18 Volumenprozent gemäß TA Luft 2021 berechnet.

Trotz aller Maßnahmen sind die Emissionsdaten aufgrund vielfältiger Einflussgrößen und Auslegungsvarianten der Anlagen schwer vergleichbar. Tabelle 42 bietet eine Zusammenfassung der Emissionssituation an den Standorten der deutschen Holzwerkstoffindustrie in Bezug auf die Abgasinhaltsstoffe Gesamtkohlenstoff, Formaldehyd und Gesamtstaub. Die Tabelle zeigt die Prozentsätze der Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft für jede Kombination von Trockengut und Beheizungsart basierend auf den vorliegenden Einzelmesswerten. Es ist zu beachten, dass die Anzahl der Messdaten für jede Kombination unterschiedlich sein kann, daher sollten die angegebenen Zahlenwerte eher tendenziell interpretiert werden. Bei einstelligen Prozentangaben sind Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft danach selten, bei hohen zweistelligen Prozentwerten eher häufig zu erwarten.

Tabelle 42: Übersicht zur Bewertung der Emissionen in der Holzwerkstoffindustrie

Trockengut	Beheizung	Gesamtkohlenstoff (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)	Formaldehyd (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)	Gesamtstaub (Grenzwertverletzung in % der Einzelmesswerte)
Späne	Direkt	~ 6 %	~ 47 %	~ 7 %
Späne	Indirekt	~ 55 %	~ 40 %	0 % (unw.)
OSB-Strands	Direkt	~ 38 %	0 % (mgl.)	~ 17 %*
Faser	Direkt	~ 35 %	0 %	~ 9 % (1 Standort)
Faser	Indirekt	~ 33 %	0 %	0 %
Faser	Gemischt	0 % (mgl.)	~ 13 %	0 %

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es für direkt beheizte Trommeltrockner schwierig ist, den Formaldehydgrenzwert von 10 mg/m^3 im Abgas einzuhalten, während seltener Grenzwertüberschreitungen bei den Gesamtkohlenstoffemissionen oder Gesamtstaub auftreten. Die Grenzwertüberschreitungen korrelieren am ehesten mit dem Kiefernholzanteil im Plattenrohstoffmix. Andere standortspezifische Faktoren sind aber nicht auszuschließen.

Rohrbündeltrockner für Späne zeigen erhöhte Werte bei den Gesamtkohlenstoffemissionen, während auch die Formaldehydwerte teilweise erhöht sein können. Die Gesamtstaubemissionen stellen, wie bei Produktionslinien mit Direktrocknern, auch für die Rohrbündeltrockner keine besondere Herausforderung dar. Das in den Ausnahmeanträgen vorgebrachte Argument, dass die Schadstoffkonzentration im Abgas durch das geringere Verhältnis von Trocknungsluft pro Tonne Wasserverdampfung erhöht wird, kann basierend auf den vorliegenden Daten nicht eindeutig belegt oder widerlegt werden. Möglich ist auch, dass der Kiefernholzanteil im Rohstoffmix eine wesentliche Rolle bei den Emissionen von Gesamtkohlenstoff spielt.

Für OSB-Trommeltrockner stellt insbesondere die Einhaltung des Grenzwertes für Gesamtkohlenstoff eine Herausforderung dar. Dabei kristallisiert sich der Plattenrohstoffmix als wesentlicher Einflussparameter der Emissionen heraus. Die Aussagekraft ist jedoch aufgrund der wenigen vorliegenden Daten etwas eingeschränkt. Der Grund für die Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft bezüglich Gesamtstaub an einem Standort konnte im Verlauf der Studie nicht geklärt werden. Die entsprechenden Daten wurden in Tabelle 42 nicht berücksichtigt.

Die TA Luft unterscheidet bei Stromrohrrocknern für Faser bezüglich der Grenzwerte nicht nach der Beheizungsart oder gewährt Ausnahmen bei erhöhtem Kiefernholzeinsatz, wie es das für die Span- und OSB-Plattenproduktion der Fall ist. Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft

treten hauptsächlich bei den Gesamtkohlenstoffemissionen auf, während gut wasserlösliches Formaldehyd und Staub nur vereinzelt Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft aufweisen.

Bei direkt beheizten Stromrohrtrocknern treten Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft vor allem in älteren Messungen auf. Eine klare Korrelation zum Kiefernholzanteil ist feststellbar, da teilweise ungewöhnlich hohe Laubholzanteile (bis zu 50 % im Rohstoffmix) dokumentiert sind, welche die Gesamtkohlenstoffemissionen mindern.

Für indirekt beheizte Stromrohrtrockner ist hingegen eine Korrelation zwischen den Gesamtkohlenstoffemissionen und dem Kiefernholzanteil wahrscheinlichster Grund für die Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft. Für mischbeheizte Stromrohrtrockner sind keine dokumentierten Verletzungen des Grenzwerts nach TA Luft bei den Gesamtkohlenstoffemissionen bekannt. Es fehlen jedoch die Daten aus einem Ausnahmeantrag, da darin keine Betriebsbedingungen angegeben sind. Eine abschließende Bewertung somit nicht möglich.

Bei der Diskussion der Emissionsgrenzen zu beachten ist zudem, dass in Deutschland bereits eine einzige Einzelmessung, die den Grenzwert überschreitet, zum Nichtbestehen einer wiederkehrenden Überwachungsmessung gemäß TA Luft führt. Im Gegensatz dazu ermöglichen die BVT-Schlussfolgerungen das Bestehen, wenn der Mittelwert aus drei aufeinanderfolgenden Messungen den Grenzwert einhält. Das deutsche Vorgehen ist somit strenger und verschärft die Anforderungen im Vergleich zu den BVT-Schlussfolgerungen.

Abschließend anzumerken ist, dass aufgrund vieler verschiedener Einflussfaktoren und Auslegungsvarianten der Anlagen deren Emissionsdaten schwer vergleichbar bleiben. Eine Vereinheitlichung und Erweiterung der zu erfassenden Betriebsparameter für (wiederkehrende) Emissions- bzw. Überwachungsmessungen ist anzustreben, insbesondere im Hinblick auf die Überarbeitung des BVT-Merkblattes.

7 Vorschlag für zu erfassende Betriebsparameter und Messgrößen bei Emissionsmessungen beziehungsweise Datenerhebungen

Um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, müssen eine Vielzahl von Betriebsparametern und Messgrößen erfasst werden. Einen guten Überblick bietet die Richtlinie VDI 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli). Wesentliche zu erfassende Größen sind:

- ▶ Nummer Überwachungsbericht / Anzahl Datensätze,
- ▶ Eingesetzte Rohstoffe (Kiefer, Fichte, Birke, Rotbuche, usw.) und deren Anteil bezogen auf den Trocknerdurchsatz sowie die Lagerdauer seit Holzeinschlag,
- ▶ Betriebsbedingungen:
 - Span-/OSB-/Fasermenge während der Messung [t atro / h],
 - Span-/OSB-/Fasermenge im Auslegungszustand sowie im Jahresdurchschnitt und im Jahresmaximum [t atro / h],
 - Jahreszeit/ Datum der Messung sowie Außentemperaturen, Luftfeuchte usw.,
 - Eingangsfeuchte während der Messung oder Wasserverdampfung,
 - Endfeuchte,
 - Holzmischung (Zusammensetzung Holzmix in % untergliedert nach Holzart, Frischholz- / Altholzanteil und Rückführgut),
 - Bindemittel und Additive,
 - Plattendicke [mm], Plattendichte [kg/m³] und Produktionsleistung [m³/h] (jeweils auch als Jahresmittelwert),
- ▶ Bezugsgrößen (vor allem bei direkt befeuerten Späne- und OSB-Trocknern),
- ▶ Kontinuierliche oder in regelmäßigen Abständen gemessene Werte für:
 - Gesamtstaub,
 - Gesamtkohlenstoff,
 - Formaldehyd,
 - Rest-Sauerstoffgehalt,
 - Abgastemperatur nach dem Trockner,
 - Abgasvolumenstrom nach dem Trockner feucht und trocken,
 - Strömungsgeschwindigkeit in ARE,
 - Kreislaufwassermenge Abgasreinigung,
- ▶ Trockner

- Trocknerbauart nach VDI 3462 Blatt 2,
- Abgasrückführung – Volumenprozent vom Abgasstrom,
- ▶ Art und Auslegungsgrundlage der verwendeten Abluftreinigungssysteme:
 - Elektrofilter (EF) nach Heißgaserzeugung,
 - Zyklonabscheider,
 - Quench (inkl. Randparameter, bspw. Wasservolumenstrom),
 - Wäscher,
 - Nasselektrofilter,
 - Belebte Becken mit Volumenangabe und pH-Wert,
 - Frischwasserzugabe [m^3/h],
- ▶ Abluftstränge, welche in den gemessenen Strang eingekoppelt beziehungsweise zur Feue-
rung / zum Brenner zurückgeführt werden, bspw.:
 - Abluft Sichter,
 - Absaugung Formstraßenzyklon,
 - Pressenabsaugung,
 - Absaugung Pressenhalle,
 - Absaugung Kühlsternwender,
- ▶ Norm der eingesetzten Messverfahren.

Die vorliegende Aufstellung ist nicht umfassend und abschließend. Die Abluftströme von Sichter, Formstraßenzyklonen, Pressenabsaugungen, Absaugungen in der Pressenhalle und Absaugungen am Kühlsternwender weisen geringe Belastungen auf. Diese können entweder dem Trockner zugeführt werden, um die Wärmeausnutzung zu maximieren, oder nach dem Trockner dem zu reinigenden Abluftstrom zugeführt werden. Im letzteren Fall erfolgt eine Verdünnung der Abgase, was zu einer Verringerung der Schadstoffkonzentration führt, jedoch nicht zu einer absoluten Reduktion der Emissionen (siehe oben). Unter energetischen Gesichtspunkten ist eine Zuführung vor dem Trockner zu bevorzugen. Darüber hinaus erscheint eine Bezugsgröße für die Emissionen in Relation zur Menge der hergestellten Produkte sinnvoll.

8 Hemmnisse der kontinuierlichen Emissionsüberwachung

Die bereits betrachteten Emissionen an Gesamtstaub, Formaldehyd und Gesamtkohlenstoff gelten als die maßgeblichen Schadstoffe von Anlagen der Holzwerkstoffindustrie (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Die TA Luft fordert für Anlagen mit 500 und mehr Betriebsstunden pro Jahr nach Möglichkeit eine kontinuierliche Emissionsüberwachung. Es liegt daher im Interesse der Genehmigungsbehörden, den Einsatz einer kontinuierlichen Emissionsüberwachung zu prüfen und ggf. anzuordnen.

Generell kann auch die höhere Wertebasis als Vorteil einer kontinuierlichen Emissionsmessung angesehen werden, die einen erheblichen Erkenntnisgewinn hinsichtlich der Erkennung kritischer Betriebszustände und einer kontinuierlichen Prozessoptimierung birgt. Die Berechnung der Tagesmittelwerte, auf die sich die Emissionsbegrenzungen beziehen, erfolgt gemäß TA Luft (TA Luft, 2021; TA Luft, 2002) über den Zwischenschritt der Halbstundenmittelwerte aus den Messwerten. Dadurch ergibt sich eine breitere Datenbasis. Bei Verwendung kontinuierlicher Messungen können so auch eher kurzzeitige Abweichungen vom Tagesgrenzwert ausgeglichen werden. Der folgende Abschnitt geht auf die diesbezüglichen Hemmnisse, aber auch auf die Randbedingungen für eine erfolgreiche Inbetriebnahme einer solchen Messtechnik ein. Er stellt den Stand der bisherigen Untersuchungen dar und kann nicht als abschließend betrachtet werden.

Zusammensetzung des Abgases in der Holzwerkstoffindustrie: Die Zusammensetzung der Abgase ist sehr komplex. Die Volumenströme (ca. 100.000 Bm³/h bis ca. 1.000.000 Bm³/h (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 9. Juli 2021)) sind nach erfolgter Abgasreinigung temperaturabhängig mit stark schwankenden Wasserbeladungen im oder nahe am Sättigungszustand beaufschlagt und transportieren eine hohe Emissionsfracht pro m³ produzierter Platte.

In Abhängigkeit von einer Vielzahl von Einflussfaktoren, dargestellt in Abbildung 6, sind neben Staub und Formaldehyd eine Vielzahl (an)organischer Substanzen im Abgasstrom nachweisbar. Hierzu zählen beispielsweise harzbildende Substanzen, Holzteer, Terpentin (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Überlagert wird der Abgasstrom durch variierende Staubgehalte, die stark von der Art der vorgeschalteten Produktionslinie bzw. Abgasreinigung abhängen.

Die eingesetzten Abgasreinigungseinrichtungen entsprechen dem Stand der Technik, wie er in den Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) für die Holzwerkstoffherstellung [8] sowie der zugehörigen VDI-Richtlinie 3462-2 (VDI, 2023, Juli) beschrieben ist. Aufgrund der hohen Volumenströme werden bei Dauerbetrieb der Anlagen Schornsteine mit mehreren Metern Durchmesser und entsprechender Höhe (typischerweise >> 35 m) eingesetzt (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021).

Standorte kontinuierlicher Messung oder versuchter kontinuierlicher Messung für Gesamt-Kohlenwasserstoff: Es sind fünf Standorte bekannt, an denen eine kontinuierliche Emissionsüberwachung getestet wurde. (2 x direkt befeuerte Stromrohtrockner, 3x OSB/Span Trockner). Von den fünf Standorten befinden sich vier Standorte in Deutschland.

An einem Standort (Fasertrockner, direkt befeuert, Abgasvolumenströme von ca. 1 Mio. m³/h, Sättigungszustand < 70 % nach Trockner, ~ 100 % nach Abgasreinigung, geringe Staubbeladung) wird eine funktionsfähige Messanalytik betrieben. Die Erstinbetriebnahme der Messeinrichtung (Gesamtkohlenstoff, EURO-FID3010, SICK AG) erfolgte im Jahr 2008. Es schloss sich eine mehrjährige Erprobungs- und Optimierungsphase an, in der wiederholt Verstopfungen bzw. Anhaftungen an der Entnahmesonde auftraten (Unternehmen B HWS-Industrie, Persönli-

che Mitteilung, 2. März 2022). Die Entnahmesonde kann als eine kritische Stelle angesehen werden und wird in einer weiteren Quelle (Versuchsbetrieb kontinuierliche Gesamtkohlenstoffmessung, nicht dauerhaft umgesetzt) als solche benannt (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021)⁴⁰.

Als weitere Probleme während der Versuchs- und Optimierungsphase wurden Anbackungen im Schornstein durch Tröpfchenmitriss registriert. Durch Verbesserungen der Strömungsführung ist dieses Problem heute beherrschbar (Mitarbeiter Unternehmen B HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 21. Februar 2022). Auch Vorprozesse wie die Vorabscheidung in richtig ausgelegten Zyklonen (Unternehmen B HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. März 2022) oder die optimale Wassermenge in der Quenchzone (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022) sind entscheidend.

Trotz aller Optimierungsmaßnahmen ist ein erhöhter Wartungs- und Reinigungsaufwand (Schornstein halbjährlich, Durchspülen der Sonde-/Filter ½-1 monatlich mit Druckluft) zu verzeichnen (Mitarbeiter Unternehmen B HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 21. Februar 2022). Seit Mitte 2021 ist ein Nachfolgemodell des Gasanalysators mit der Modellbezeichnung GSM810-FIDOR im Einsatz, bei dem es sich wie beim Vorgängermodell um ein unverändertes, handelsübliches Gerät der SICK AG handelt (Mitarbeiter Unternehmen B HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 21. Februar 2022).

Für einen weiteren direktbefeuerten Stromrohtrockner für Fasern ist die Erprobung eines EURO-FID3010 plus Thermo-FID der Mess- & Analysentechnik GmbH zur kontinuierlichen Gesamtkohlenwasserstoffmessung dokumentiert (Referent Landesdirektion Sachsen, 2006). Eine Überführung in den Dauerbetrieb erfolgte hier aufgrund der hohen Wartungsintensität nicht (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021). Die Abgasvolumenströme beider Anlagen sind zwar vergleichbar (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021; Referent Landesdirektion Sachsen, 2006), allerdings wird an letzterem Standort ein einstufiger Stromrohtrockner für Fasern betrieben, der zudem höhere Staubemissionen aufweist. Die Erprobung der Messtechnik erfolgte bereits vor 2005 (Referent Landesdirektion Sachsen, 2006). Nachträgliche Änderungen der Anlage bzw. der Produktionsbedingungen sind aufgrund der vorliegenden Unterlagen anzunehmen bzw. nicht auszuschließen. Ein genereller Rückschluss auf die für den Betrieb der Messtechnik erforderlichen Betriebsbedingungen ist daher nicht möglich.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in Deutschland seit 2008 an einem Standort im Bereich der Fasertrocknung eine kontinuierliche Emissionsmessung, unter anderem für Gesamtkohlenstoff und Gesamtstaub, durchgeführt wird. Dies erfordert scheinbar korrekt eingestellte Prozessparameter und Vorprozesse sowie eine optimierte Staubabscheidung im Nasswäscher (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022). Die Übertragbarkeit der an diesem Standort implementierten Maßnahmen auf andere Standorte ist derzeit noch ungewiss.

Die Anwendbarkeit kontinuierlicher Abgasmesstechnik bei der Faserplattenherstellung scheint grundsätzlich gegeben. Allerdings ist der aktuelle Einsatz dieser Messtechnik in der Branche noch nicht als Stand der Technik etabliert. Ein Austausch zwischen den Betreibern sowie eine weitergehende Optimierung der Abgasreinigung im Betrieb könnten hier vielversprechende Ansätze bieten.

40 Zudem treten nach (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021) bereits bei diskontinuierlichen Messungen merkbare Verschmutzungen auf.

Es ist bekannt, dass der (Versuchs-)Betrieb einer Abgasreinigungseinrichtung (ARE) in der OSB-Produktion mit direkter Trocknung erfolgt. Dabei wird ein Teilstrom der Abluft abgetrennt, mittels Ventilator entgegen der Schwerkraft in Richtung der Entnahmestelle geleitet und anschließend wieder in den Hauptstrom eingekoppelt. Auf der Messbühne sind die Sonden installiert (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 1. Februar 2023). Die Probennahme im Teilstrom entgegen der Schwerkraft führt zu schwierigen Messbedingungen (Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, Persönliche Mitteilung, 15. Oktober 2021; Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2022). Hinzu kommen bei der Herstellung von Span- und OSB-Platten deutlich unterschiedliche Ein- und Austrittstemperaturen der Trockner.

Span- und OSB-Trockner werden aufgrund der im Vergleich zur Fasertrocknung geringeren erforderlichen Endfeuchte bei höheren Temperaturen betrieben. Dabei gelangen auch klebrige Harzbestandteile sowie Abietinsäure (Bernstein oder Kolophonium + Terpentin) in das Abgas (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022). In den häufig eingesetzten Nasselektrofiltern kann es zudem durch eine Kettenreaktion von α -/ β -Pinen und Terpenen⁴¹, initiiert durch das in geringen Mengen gebildete Ozon, zu einer Aerosolbildung kommen (siehe Kapitel 10 Seite 120) (Riebel, 2021 + 2021). Bei dieser Kettenreaktion entstehen wesentlich größere Moleküle mit geringerem Dampfdruck, die leichter kondensieren und den Angaben zufolge die typischen klebrigen braunen Beläge bilden (Riebel, 2021 + 2021)⁴², sofern keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

Eine mögliche Gegenmaßnahme ist die Verdünnung durch Zugabe von Luft zur Reduzierung der relativen Luftfeuchte mit anschließendem Waschen durch Wassereindüsung und Abkühlung (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022). Dies beeinflusst jedoch die Abgasmatrix in ungeklärtem Umfang und kann die Nachweisgrenzen verschieben (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Belastbare Versuchsreihen hierzu liegen derzeit jedoch nicht vor.

Der Versuchsbetrieb von kontinuierlichen Messeinrichtungen im gereinigten Abgas ist auch an einem Trommeltrockner für Späne mit direkter Trocknung dokumentiert (Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, Persönliche Mitteilung, 15. Oktober 2021). Aus diesen Unterlagen lässt sich ableiten, dass die bei der FID-Messtechnik üblicherweise vorgeschriebenen und eingesetzten Sintermetallfilter mit einer Maschenweite $< 5 \mu\text{m}$ zur Partikelvorabscheidung unzureichend sind. Partikel $< 5 \mu\text{m}$ passieren den Filter, was zu Überbefunden für Gesamtkohlenstoff von ca. 10 % bis 25 % führt.

Zusätzlich eingesetzte Flächenfilter, die nur Partikel $< 0,2 \mu\text{m}$ passieren lassen, beheben diesen Effekt. Der dadurch erforderliche regelmäßige Austausch in Intervallen von weniger als 24 h ist jedoch nicht praktikabel (Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, Persönliche Mitteilung, 15. Oktober 2021; Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2022). Probleme im Bereich der Probenahmesonde sind in den vorliegenden Unterlagen zur Erprobung kontinuierlicher Messtechnik im Abgas eines Trommeltrockners mit direkter Trocknung nicht dokumentiert.

Da alle derzeit verfügbaren Messgeräte zur kontinuierlichen Messung der Komponente Gesamt-C mit Eignungsprüfung nach DIN EN 15267 auf dem Messprinzip der Flammenionisation basie-

⁴¹ Diese unpolaren, kaum bis gar nicht wasserlöslichen Verbindungen lassen sich mittels Radikalen (u.a. O- oder OH-Radikal) zu einer Kettenreaktion ähnlich der Polymerisation von Polyethylen etc. anregen (Riebel, 2021 + 2021). Bei dieser Kettenreaktion entstehen wesentlich größere Moleküle mit geringerem Dampfdruck, welche leichter kondensieren bzw. Aerosole bilden (Riebel, 2021 + 2021).

⁴² Dies stellt zum jetzigen Zeitpunkt allerdings lediglich eine Überlegung der Autoren dar, da den Überlegungen zugrunde liegende Untersuchungen sich ausschließlich auf Isopren beziehen (Junker, 00.2008; Mnich, 2008; Riebel, 2021 + 2021). Zwar ist die starke Neigung zur Polymerisation auch andere Terpene, z.B. alpha-Pine in der Coronaentladung bekannt, allerdings fehlen zum jetzigen Zeitpunkt quantitative Untersuchungen (Riebel, 2021 + 2021).

ren, gelten die beschriebenen Herausforderungen bei vergleichbaren Messbedingungen für alle unter www.qal1.de gelisteten Geräte (auch FTIR) (Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2022).

Allgemeine Hemmnisse und Herausforderungen bei der Anwendung und Installation kontinuierlicher Messtechnik, zusammengetragen in Expertengesprächen: Einige der enthaltenen organischen Verbindungen (Holzbestandteile) zersetzen sich bei der Probenahme bereits ab Temperaturen von 120 °C (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Dem kann durch eine Begrenzung der Probenahmetemperatur entgegengewirkt werden⁴³. Allerdings kondensieren einige organische Verbindungen im Temperaturbereich zwischen 120 und 180 °C wieder aus und können sich speziell an den genannten kritischen Stellen ablagern (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Diese Ablagerungen sind vielfach beschrieben (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021; Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2021) und beeinträchtigen die Verfügbarkeit der kontinuierlichen Messung. Zudem sind die Ablagerungen mit einem hohen Wartungsaufwand verbunden.

Aufgrund der typischerweise in Höhen von weit über 20 m gelegenen Messplattformen, die oft nur über Steigleitern erreichbar sind und wenig Platz bieten (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021), sind die Wartungsbedingungen in der Regel schwierig. Zudem erweist sich der Transport der Messgeräte als problematisch (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Es wird auch angemerkt, dass eine Änderung der Lage der Messstelle oder eine Abzweigung des Messgases an besser zugängliche Stellen sich als schwierig erweist (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). In diesem Fall setzt sich die Leitung zu, was zu nicht interpretierbaren Sekundäremissionen führt (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Der Betrieb der kontinuierlichen Messtechnik im Schornstein eines direkt befeuerten Stromrohtrockners für Fasern, bei dem diese Bedingungen vorliegen, widerspricht den in diesem Abschnitt beschriebenen Punkten.

Für den Einsatz von FID- bzw. FTIR-basierten Messtechniken ist die Kenntnis der Response⁴⁴-Faktoren aller Referenzspektren möglichst vieler Komponenten der Abgasmatrix erforderlich, was durch wechselnde, einstoff- und jahreszeitabhängige Einflüsse erschwert wird (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021). Darüber hinaus wird beschrieben, dass Querempfindlichkeiten der in der Abgasmatrix enthaltenen organischen Komponenten, von denen eine Vielzahl in wechselnder Zusammensetzung in der Abgasmatrix vorliegt, die exakte Bestimmung mit optischen Messverfahren behindern (Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021).

Schlussfolgerungen: Bisher ist es in der Holzwerkstoffindustrie unüblich, kontinuierliche Messungen der VOC-Emissionen durchzuführen. So wird in der Branche überwiegend die Meinung vertreten, dass die eingesetzte kontinuierliche Messtechnik technologisch noch nicht ausgereift ist (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie et al., 2021; Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2021). Anwendungsversuche zeigen mehrheitlich Anbackungen und Verstopfungen im Bereich der Probenahmesonde (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021) und/oder schnell zugesetzte Filter (Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A, 2021, 2022). Als Grund hierfür führt die Industrie Abbauprodukte aus der Trocknung und Harzbestandteile auf, welche zu einem Verkleben vor allem im Bereich der Entnahmesonden führen. Dies ist für OSB- und Spanplattenanlagen aufgrund der höheren Trocknungstemperaturen und

⁴³ Dieser generellen Aussage steht der beschriebene kontinuierliche Betrieb der Messtechnik hinter einem Faser Trockner entgegen.

⁴⁴ Der Reaktionsfaktor ist in der Regel in der Chromatographie und Spektroskopie das Verhältnis zwischen einem von einem Analyten erzeugten Signal und der Menge des Analyten, die das Signal erzeugt.

den damit höheren Abgastemperaturen, welche wiederum die Zusammensetzung der Abgasmatrix beeinflussen, möglich.

Im Widerspruch dazu steht der Dauerbetrieb einer nicht modifizierten, kommerziell erhältlichen Messtechnik zur kontinuierlichen Bestimmung von Gesamtkohlenstoff und Staub im Reingas eines Stromrohrtrockners für Fasern. MDF-Anlagen, die aufgrund ihrer niedrigeren Abgastemperatur weniger anfällig für harzartige Anbackungen sind, eignen sich scheinbar besser für kontinuierliche Messungen von Gesamtkohlenstoff. Auffallend an der Anlage mit funktionierender, kontinuierlich arbeitender Staub- und Gesamtkohlenstoffmessung sind die niedrigen Staubmasenkonzentrationen (siehe 5.2.3). Ein Schlüsselement für den erfolgreichen Betrieb kontinuierlicher Messtechnik scheint daher eine effiziente Staubabscheidung zu sein. Eine Pauschalisierung ist an dieser Stelle nicht zulässig, da auch innerhalb der Holzwerkstoffindustrie die Abgasmatrizen aufgrund der vielen Einflussfaktoren variieren (siehe Abbildung 6).

Für spezifische Aussagen sind daher gezielte Untersuchungen erforderlich. Es sollte deutlich zwischen Fasertrocknern auf der einen Seite und Span- und OSB-Trocknern auf der anderen Seite unterschieden werden. Darüber hinaus erscheint ein Erfahrungsaustausch über (und Optimierungen an) der eingesetzten Abgasreinigung sinnvoll, um kontinuierliche Messtechnik im Reingas der Abluftströme der Holzwerkstoffindustrie erfolgreich einzusetzen.

9 Potentiale der Emissionsminderung

Wie in Abschnitt 2.8 ab Seite 38 beginnend beschrieben, werden in der deutschen Holzwerkstoffindustrie Abgasreinigungstechniken eingesetzt, die dem Stand der Technik (siehe BREF (Stubdrup et al., 2016), VDI 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli)) entsprechen. Da die beschriebenen Einflussfaktoren von Standort zu Standort stark variieren, ist im Einzelfall zu prüfen, ob durch Umbauten oder Optimierungen an bestehenden Anlagen zusätzliche Emissionsminderungspotenziale bestehen. Eine generelle Aussage hierzu kann an dieser Stelle nicht getroffen werden.

An vielen Standorten wird bereits die Brüdenrückführung zur Minimierung des Energieeinsatzes genutzt und damit die bei der Erzeugung der Trocknungsenergie anfallenden Emissionen reduziert. Wo dies nicht der Fall ist, sollte die Machbarkeit standortspezifisch geprüft werden. Wird der Brüden nicht als Verbrennungsluft genutzt, ist zu beachten, dass die Minderung der Emissionen bei der Energieerzeugung mit einer Aufkonzentration der Schadstoffe im Abgas einhergeht⁴⁵.

Neben der im technologischen Rahmen möglichen optimalen Abstimmung der Prozessparameter (z. B. Materialfeuchte) und der Auslegung der Vorprozesse (z. B. Zyklon) ist eine bestmögliche Staubabscheidung für die nachgeschalteten Abgasreinigungsprozesse von Bedeutung. Dies gilt insbesondere, wenn eine biologische Abgasreinigungsanlage, im speziellen eine verschmutzungsempfindliche Wäscherstufe oder Kreislaufwasserbehandlungsstufe nachgeschaltet wird (TBF + Partner AG, 2016). In einer Produktionslinie zur Herstellung von Faserplatten verhindert nach Betreiberangaben die exakte Bestimmung der zum Zerstäuben (im Gegensatz zum Zertropfen) benötigten Wassermenge die Ablagerung von Fasern auf dem Biofilm. Darüber hinaus verhindert sie das Verstopfen der Tropfkörper und führt zu guten Betriebsbedingungen für die biologische Kreislaufwasserbehandlungsstufe (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 1. September 2022).

Dauerhaft niedrige Staubwerte werden nach dem Stand der Forschung auch als Grundvoraussetzung für die Einführung kontinuierlicher Messtechnik angesehen. Deren Einsatz erhöht die Anlagenkenntnis und zeigt kritische Zustände auf, denen dann entsprechend entgegengewirkt werden kann. Auch dies reduziert letztlich die Emissionen der Anlage.

In Deutschland existiert derzeit in der Holzwerkstoffindustrie keine Anlage nach dem UTWS-Prinzip, bei der Dampf in einem geschlossenen Kreislauf zirkuliert und das eingebrachte Gut konvektiv getrocknet wird. Die erforderliche Energie wird durch eine externe Feuerung bereitgestellt. Die Übertragung auf den Dampfkreislauf erfolgt über Wärmeübertrager, wobei der Dampf überhitzt wird. Es handelt sich um ein stabiles System, bei dem genau so viel Dampf aus dem Kreislauf entnommen wird, wie im Trockner verdampft. Der abgezogene Teilstrom wird dem integrierten Heißgaserzeuger als Verbrennungsluft zugeführt (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; VDI, 2023, Juli), was zu einer Reduzierung der Emissionen führt. Gemäß Betreiberankunft befindet sich eine OSB-Anlage in fortgeschrittener Planung oder im Bau (Geschäftsführung Unternehmen A HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 24. April 2021; Referent Landesdirektion Sachsen, 2006).

Der Einsatz eines Bandtrockners bietet durch die Nutzung von Abwärme Potenzial zur indirekten Emissionsminderung, da sich die aufzuwendende Trocknungsenergie vermindert und so weniger Feuerungsabgase entstehen. Zudem erfolgt die Trocknung bei niedrigeren Temperaturen, was zu geringeren Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen führt (Mitarbeiter Technik

⁴⁵ Zudem bedeutet dies, dass die Emissionen der deutschen Standorte nur schwer mit denen frischluftgeführter, mit hohem Luftüberschuss arbeitende Systeme in anderen europäischen Staaten vergleichbar sind. Es sollten daher immer die absoluten Emissionen, die Emissionen bezogen auf den Faser- bzw. Spandurchsatz oder Kubikmeter produzierter Platte betrachtet werden.

Unternehmen E HWS-Industrie, 2021). Für ihren Einsatz muss eine vergleichsweise große Aufstellfläche am Standort vorhanden sein (Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 2. Februar 2021). Weiterhin ist zu beachten, dass Bandtrockner aufgrund des niedrigen Temperaturniveaus vergleichsweise hohe Luftmengen zur Trocknung benötigen und ein stark verdünntes Abgas aufweisen (Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung). Zudem ist bei dem bekannten, als Vortrockner installierten Bandtrockner, eine Ableitung der Trocknungsluft über eine zentrale Absaugstelle nicht möglich, sodass sich aus heutiger Sicht messtechnische Herausforderungen bei der Bestimmung der Emissionen ergeben (Mitarbeiter Verkauf Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung).

In den USA kommt die regenerative thermische Oxidation (RTO) zur Minderung der Organik-Emissionen zum Einsatz. Die Technik weist sehr hohe Abbauraten auf, verbraucht jedoch viel Energie und produziert dabei zusätzliche Stickoxide und Kohlendioxid (Krugly et al., 2022). Zudem ist das zyklische Ausbrennen des Regenerators notwendig, bei welchem zusätzliche Schadstoffe emittieren. Darüber hinaus wird dadurch die Anlagenverfügbarkeit reduziert (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 20. Juli 2021). Die RTO gehört in Europa nicht zu den besten, verfügbaren Techniken. Für die Holzwerkstoffindustrie ist der Betrieb lediglich einer solchen Anlage in Österreich bekannt (Mitarbeiter Entwicklung Unternehmen A Abgasreinigungstechnik, Persönliche Mitteilung, 9. Juli 2021).

10 Weiteres Optimierungspotential der Anlagen

10.1 Optionen zur Umstellung der Trocknungsverfahren auf treibhausgasneutrale Verfahren

Wie bereits beschrieben, gab es in den letzten Jahren vielfältige Bestrebungen, die Energiebereitstellung auf Biomasse umzustellen. Die Branche hat dabei große Fortschritte gemacht. Gasbrenner werden oft nur noch als Spitzenlastunterstützung eingesetzt. Es besteht ein hoher Verwertungsgrad von Produktionsrückständen und Produktionsausschuss. Schleifstaub ist heute einer der wichtigsten Energieträger. Des Weiteren wird von Energieeinsparungen durch die Frequenzregelung des Trocknerventilators berichtet. An einem Standort konnten dadurch ca. 3.000 MWh/a eingespart werden, was einer Einsparung von 12 % des elektrischen Energieeinsatzes entspricht (Mitarbeiter 1 Unternehmen L HWS-Industrie, Persönliche Mitteilung, 01.+02.03.2021).

Eine Herausforderung für die Abgasnachbehandlung in der Holzwerkstoffindustrie stellen ungesättigte Verbindungen mit hohem Dampfdruck wie α -/ β -Pinen und andere Terpene dar. Dies gilt vor allem für Standorte mit einem hohen Anteil an frischem Kiefernholz, in dem diese Stoffe in hohen Konzentrationen enthalten sind (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021). Diese Stoffe sind praktisch unlöslich in Wasser und können daher nicht ausgewaschen werden (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021). Zudem sind Terpene unpolar, also im Hochspannungsfeld von Nasselektrofiltern nicht ionisierbar (Riebel, 2021 + 2021).

Diese ungesättigten Verbindungen können durch Radikale (u.a. O- oder OH-Radikal) zu einer Kettenreaktion ähnlich der Polymerisation von Polyethylen etc. angeregt werden, wobei bei entsprechender Verweilzeit größere Moleküle mit geringerem Dampfdruck entstehen. Diese kondensieren leichter und bilden Aerosole, die ionisierbar sind (Geschäftsführung Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 04.+10. März 2021). Der prinzipielle Eignungsnachweis wurde von Mnich et al. (Mnich, 2008) im Forschungsvorhaben zum bioelektrischen Geruchsabscheider (BEGA) mit Isopren, einem Grundbaustein der Terpene, erbracht. Quantitative Ergebnisse zu α -/ β -Pinen und anderen Terpenen liegen nicht vor, so dass sich die Technik noch im Versuchsstadium befindet (U. Riebel, Persönliche Mitteilung, 12. April 2022).

10.2 Neue technische Entwicklungen zur VOC-Minderung bei der Faserherstellung (Emerging Techniques)

Ebenfalls mit dem Ziel, die Gesamtkohlenstoffemissionen zu reduzieren, befindet sich seit 3 Jahren eine neue Technologie in der Erprobungsphase und seit 2023 im industriellen Dauerbetrieb (Mitarbeiter Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 6. September 2022). Die Technologie ist in eine Faserplattenproduktionslinie integriert und entnimmt den Dampf im Kocherbereich (Bungert, 2023b; Mitarbeiter Beratungsunternehmen B, Persönliche Mitteilung, 6. September 2022). Bei dieser Anlage wird eine Reduzierung von Gesamtkohlenstoff ausgehend von 150–200 mg/m³ auf einen Wert von 40–60 mg/m³ erreicht (Bungert, 2023b). Die entnommene Dampfmenge ist abhängig von der Holzart und dem Durchsatz der Anlage und kann im Kraftwerk mitverbrannt werden (Bungert, 2023b). Die Investitionskosten für ein derartiges System sind laut Bungert et al. niedrig (Bungert, 2023b). Zudem genügt eine einfache Anzeige bei der zuständigen Behörde aus genehmigungsrechtlicher Sicht. (Bungert, 2023b) Somit besteht die Möglichkeit, weitere Anlagen zur Faserplattenproduktion in kurzer Zeit mit der patentierten Technik umzurüsten und deren Emissionen an Gesamtkohlenstoff zu mindern.

Statt den abgezogenen Dampf zu verbrennen ist es auch möglich, diesen in einem weiteren Anlagenteil zu kondensieren. Dabei scheiden sich die Terpene als ölige Schicht auf dem kondensiertem Wasser ab und können anschließend durch Dekantieren gewonnen werden (Bungert,

2023c). Dieser Prozess umfasst weitere Verfahrensschritte, wie das Abfüllen der gewonnenen Terpene, und ist zudem genehmigungsbedürftig (Bungert, 2023a, 2023c). Gemäß Bungert et. al ist mittlerweile die Übertragung des Verfahrens an der Berliner Hochschule für Technik im Technikumsmaßstab für OSB- und Spanplattenanlagen gelungen, die großtechnische Erprobung mit Partnern der OSB- und Spanplattenproduktion in Vorbereitung (Bungert, 2023b).

11 Fazit zum Forschungsvorhaben

Dieses Forschungsprojekt zielt darauf ab, den aktuellen Stand der Trocknungs- und Abgasreinigungstechnik in der Holzwerkstoffindustrie zu erheben und zu bewerten. Gleichzeitig wird untersucht, inwieweit die aus den BVT-Schlussfolgerungen resultierenden Emissionsgrenzen für Trockner eingehalten werden können. Ein weiteres Ziel dieser Arbeit ist es, Hemmnisse beim Einsatz kontinuierlich arbeitender Emissionsmesstechnik zu identifizieren und Optimierungsmöglichkeiten für die Anlagen aufzuzeigen.

Die Ergebnisse zeigen, dass alle untersuchten Anlagen dem Stand der Technik entsprechende Verfahren anwenden. Verschiedene Faktoren, wie das hergestellte Produkt, das eingesetzte Holzsortiment, die Holzart (teilweise abhängig von der geografischen Lage) und die eingesetzte Trocknungstechnologie sowie standortspezifische Merkmale, beeinflussen die Höhe der Emissionen. Es wurde festgestellt, dass flüchtige organische Verbindungen (VOCs) mit den gängigen Nassverfahren nur begrenzt abgeschieden werden können. Diese Erkenntnisse stehen im Einklang mit der überarbeiteten VDI-Richtlinie 3462 Blatt 2 (VDI, 2023, Juli). Basierend auf diesen Ergebnissen wird empfohlen, bei einer Überarbeitung des BVT-Merkblatts eine detailliertere Datenerhebung durchzuführen. Ein Vorschlag zu erfassenden Kenngrößen ist im Bericht enthalten.

Der Bericht dokumentiert auch, dass an einem deutschen Standort der Holzwerkstoffindustrie kontinuierlich arbeitende Messtechnik zur Erfassung der Emissionen der Trocknungsanlage eingesetzt wird. Ferner gab es mehrere dokumentierte Versuche, bei denen der Einsatz dieser Technik nicht erfolgreich war. Wesentlich dabei ist das am Standort oder in der Produktionslinie gefertigte Produkt.

Abschließend lässt sich feststellen, dass in den letzten Jahren deutliche Reduktionen der Emissionen erreicht wurden. Zudem befindet sich an einem Standort eine neuartige Minderungstechnik im industriellen Dauertest, mit der der Emissionsgrenzwert für Gesamtkohlenstoff dauerhaft verlässlich eingehalten werden kann. Die Übertragbarkeit auf vergleichbare Standorte erscheint vielversprechend, bedarf jedoch weiterer industrieller Überprüfungen.

12 Literaturverzeichnis

- Becker, M [Marco] & Mehlhorn, L. (1995). Einfluß der Trocknungsbedingungen auf Emissionen bei der Holzspänetrocknung. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 53(4), 209–214. <https://doi.org/10.1007/s001070050073>
- Bungert, B. (2023a). Aus Emissionen wird ein Werkstoff. *Umweltmagazin*, 53(11-12), 26–29. <https://doi.org/10.37544/0173-363X-2023-11-12-26>
- Bungert, B. (2023b). VOC-Emissionsbegrenzungen in der Holzwerkstoffindustrie weit unterschreiten: angenommenes Manuskript. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 83(11-12), 287-294. <https://doi.org/10.37544/0949-8036-2023-11-12-47>
- Bungert, B. (2023c, 19. Oktober). *Turpentine from Medium Density Fibreboard: A new industrial Process, A new worldwide source of Turpentin*. Pine Chemicals Associations International. PCA International Conference, Dublin. https://prof.bht-berlin.de/fileadmin/labor/mvt/SHK/PCA_Bungert_MDF-T_2023-09-19.pdf
- Burton, F. L., Stensel, H. D. & Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4. ed., internat. ed.). McGraw-Hill higher education. McGraw-Hill.
- Costa, N. A., Pereira, J., Ferra, J., Cruz, P., Martins, J., Magalhães, F. D., Mendes, A. & Carvalho, L. H. (2013). Scavengers for achieving zero formaldehyde emission of wood-based panels. *Wood Science and Technology*, 47(6), 1261–1272. <https://doi.org/10.1007/s00226-013-0573-4>
- Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen - 13. BImSchV), BGBl. I S. 4007 (2021). http://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBl&jumpTo=bgbl121s2514.pdf
- Durchführungsbeschluss (EU)2015/2119 der Kommission - vom 20. November 2015 - über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Holzwerkstoffherzeugung - (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2015) 8062), ABl. L 313 vom 28.11.2015 (2015). http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2015/2119/oj
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 18. August 2021, GMBI 2021 Nr. 48-54, S. 1050 (2021). https://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_18082021_IGI25025005.htm
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) Vom 24. Juli 2002, GMBI.2002, Heft 25-29, S. 511-605 (2002). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/dokumente/taluft_stand_200207241.pdf
- Frihart, C. R., Wescott, J. M., Chaffee, T. L. & Gonner, K. M. (2012). Formaldehyde Emissions from Urea-Formaldehyde- and No-Added-Formaldehyde-Bonded Particleboard as Influenced by Temperature and Relative Humidity. *Forest Products Journal*, 62(7-8), 551–558. <https://doi.org/10.13073/FPJ-D-12-00087.1>
- Geschäftsführung Unternehmen A. Abgasreinigungstechnik (14. Juli 2021). Interview durch P. Götze.
- Ghafghazi, S., Sowlati, T., Sokhansanj, S., Bi, X. & Melin, S. (2011). Particulate matter emissions from combustion of wood in district heating applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3019–3028. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.001>
- Ghani, A., Ashaari, Z., Bawon, P. & Lee, S. H. (2018). Reducing formaldehyde emission of urea formaldehyde-bonded particleboard by addition of amines as formaldehyde scavenger. *Building and Environment*, 142, 188–194. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.06.020>
- Granstroem, K. (2005). *Emissions of volatile organic compounds from wood* [Dissertation]. Karlstad University, Karlstad. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:24672/FULLTEXT01.pdf>

Greubel, D. & Gruber, T. (2002). *Emissionsfreier Holzspänetrockner mit Rückgewinnung von Terpenen: Teilvorhaben 1*. Projektnummer: 0339855/1. Fraunhofer-Institut für Holzforschung (WKI). <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A594535050> <https://doi.org/10.2314/GBV:594535050>

Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (Hrsg.). (2023, 24. Juni). *GESTIS-Stoffdatenbank des IFA*. <https://gestis.dguv.de/search>

Junker, J. (00.07.2008). *Hocheffiziente Abscheidung von Stäuben und Geruchsstoffen mittels eines neuen Bio-Elektrischen Geruchs-Abscheiders (BEGA): Abschlussbericht Projekt Az.: 21479*. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.

Kirchhoff, K. (2009). *Trockenbeimung als umweltfreundliches Verfahren für die Herstellung von Holzfaserplatten: Abschlussbericht Az.: K II e 1 – 001283 Vorhaben Nr. 20091*. Umweltinnovationsprogramm. EGGER Holzwerkstoffe Brilon GmbH & Co. KG. <https://www.umweltinnovationsprogramm.de/projekte/trockenbeimung-als-umweltfreundliches-verfahren-fuer-die-herstellung-von>

Kovačević, M., Rieder-Gradinger, C., Teischinger, A. & Srebotnik, E. (2023). Volatile organic compounds emitted from Scots pine and Norway spruce wood. *European Journal of Wood and Wood Products*, 81(3), 699–712. <https://doi.org/10.1007/s00107-022-01909-0>

Krugly, E., Pitak, O., Ciuzas, D., Tichonov, M., Stasiulaitiene, I., Prasauskas, Tadas, Kliucininkas, L. & Martuzevicius, D. (2022). Removal of VOCs from wood processing ventilation air by advanced oxidation gas-to-particle prototype system. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022(161), 520–527. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.043>

Mantau, U. (2012). *Holzrohstoffbilanz Deutschland: Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015*. Zentrum Holzwirtschaft (Universität Hamburg). <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:253-201212-dn051281-5>

Marutzky, R. & Becker, M [Marko]. (1998). *Entwicklung eines emissionsfreien und energetisch günstigen Holzspänetrocknungssystems mitgeschlossenem Gaskreislauf: Abschlußbericht Vorhaben*. Kennzeichen 01-VQ9526/0. Wilhelm-Klauditz-Institut. [https://www.cleaner-production.de/fileadmin/assets/26353 - Abschlussbericht.pdf](https://www.cleaner-production.de/fileadmin/assets/26353_-_Abschlussbericht.pdf)

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein. (2021). *Waldzustandsbericht 2021 für Schleswig-Holstein*. https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/W/wald/Downloads/Waldzustandsbericht2021.pdf?__blob=publicationFile&v=2 <https://doi.org/10.5281/zenodo.5717785>

Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern. (2020). *Waldzustandsbericht 2020: Ergebnisse der Waldzustandserhebung*. <https://www.wald-mv.de/serviceassistent/download?id=1647130>

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg. (2021). *Waldzustandsbericht 2021: des Landes Brandenburg*. <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/wze2021.pdf>

Mitarbeiter 1 Unternehmen D HWS-Industrie, Mitarbeiter 2, Unternehmen D HWS-Industrie, Mitarbeiter, Ü. A. & Mitarbeiter, Ü. B. (11. Januar 2021). Interview durch P. Götze [Webmeeting].

Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A (15. Oktober 2021). Interview durch P. Götze.

Mitarbeiter 2 Überwachungsinstitut A. (2022, 7. Juni). *Bericht über die Durchführung von kontinuierlichen Emissionsmessungen an einem mittels Rauchgas direkt trocknenden Spänetrockner*.

Mitarbeiter Technik Unternehmen E HWS-Industrie (2. Februar 2021). Interview durch P. Götze.

Mnich, R. (2008). Bio-elektrische Gasreinigung mit "BEGA". *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 68(5), 167–172.

Nguyen, D. L., Luedtke, J., Nopens, M. & Krause, A. (2023). Production of wood-based panel from recycled wood resource: a literature review. *European Journal of Wood and Wood Products*, 81(3), 557–570. <https://doi.org/10.1007/s00107-023-01937-4>

Nicewicz, D., Boruszewski, P. & Klimczewski, M. (2012). Influence of addition of wood from containers and pallets and selected technological parameters on the properties of MDF. *Wood Research*, 57(2), 309–316. https://www.researchgate.net/profile/p_boruszewski/publication/286768313_influence_of_addition_of_wood_from_containers_and_pallets_and_selected_technological_parameters_on_the_properties_of_mdf

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.). (2021). *Waldzustandsbericht 2021 für Niedersachsen*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5615263>

Ohlmeyer, M., Makowski, M., Schöler, M., Hasch, J. & Fried, H. (2008). *Entwicklung von Konzepten zur Reduzierung von VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen unter Berücksichtigung des Herstellungsprozesses: Teilvorhaben 2: Weiterführende Untersuchungen*. Abschlussbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Landwirtschaft. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dk040782.pdf

Regierungspräsidium Dresden (30. Mai 2006). Immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsbescheid 64-8823.12/85-Unternehmen A HWS-10.

Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung), ABl. L 334 vom 17.12.2010, S. 17–119 (2010). <http://data.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj>

Riebel, U. (22. Juli 2021 + 14. April 2021). Interview durch P. Götze [Telefonat + Mail].

Roffael, E., Behn, C., Dix, B. & Bär, G. (2010). *Recycling of UF-bonded fibreboards*. <https://publica.fraunhofer.de/handle/publica/222165>

Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft. (2021, 29. Oktober). *Waldzustandsbericht 2021*. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/39012/documents/60055>

Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(8), 4399–4981. <https://doi.org/10.5194/acp-15-4399-2015>

Singh, R. & Shukla, A. (2014). A review on methods of flue gas cleaning from combustion of biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29, 854–864. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.09.005>

Steckel, V. (2011). *Einfluss von Trocknungs- und Prüfbedingungen auf die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus Kiefer (Pinus sylvestris L.) und Fichte (Picea abies (L.) H. Karst.)* [Dissertation]. Universität Hamburg, Hamburg. <https://ediss.sub.uni-hamburg.de/handle/ediss/4020>

Stubdrup, K. R., Karlis, P., Roudier, S. & Delgado Sancho, L. (2016). *Best available techniques (BAT) reference document for the production of wood-based panels*. (EUR 27732 EN) (JRC science for policy report). European Commission, Joint Research Centre. <https://doi.org/10.2791/21807>

TBF + Partner AG. (2016, 30. November). *Stand der Technik in der Span- und Faserplattenherstellung: Evaluation Stand der Technik mittels Literaturstudien* (ExSt.2017.790). <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/luft/externe-studien-berichte/stand-der-technik-in-der-span-und-faserplattenherstellung.pdf.download.pdf/Stand%20der%20Technik%20Spanfaserplatten.pdf>

Unternehmen A HWS-Industrie (Hrsg.). (2021, 30. Juni). *Ausnahmeantrag Unternehmen A HWS-Industrie ... auf Festsetzung eines geänderten Emissionsgrenzwertes für Gesamt-C*. Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen B HWS-Industrie (Hrsg.). (2021, 21. November). *Antrag Unternehmen B HWS-Industrie ... nach Art. 15 Abs. 4 IED (2010/75/EU) ...* Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen E HWS-Industrie. (2019, 13. September). *Antrag des Unternehmen E HWS-Industrie... nach Artikel 15 Abs. 4 der Richtlinie 2010/75/EU... (Gesamt-C, Abgas der Faser- und OSB- Plattentrockner)*. Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen G HWS-Industrie. (2020, 23. April). *Antrag Unternehmen G HWS-Industrie... nach Artikel 15 Abs. 4 der Richtlinie 2010/75/EU...* Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen H HWS-Industrie (Hrsg.). (2019, 25. November). *Antrag Unternehmen H HWS-Industrie... nach Artikel 15 Abs. 4 der Richtlinie 2010/75/EU...* Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen I HWS-Industrie (Hrsg.). (2019, 28. November). *Antrag Unternehmen I HWS-Industrie... nach Artikel 15 Abs. 4 der Richtlinie 2010/75/EU...Emissionsgrenzwerten*. enthält Firmengeheimnisse / Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Unternehmen K HWS-Industrie (Hrsg.). (2019, 18. Oktober). *Ausnahmeantrag: Festlegung eines Emissionsgrenzwertes für Formaldehyd*. Internes Dokument / nicht veröffentlicht, auf Anfrage einsehbar.

Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2021, Dezember). *Filternde Abscheider: Oberflächenfilter* (VDI Richtlinie 3677). VDI Verlag.

Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2023, Juli). *Emissionsminderung Holzbearbeitung und -verarbeitung Holzwerkstoffherstellung* (VDI-Richtlinien 3462-2). VDI Verlag.

Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung - AltholzV), BGBl. I Nr. 39, S. 1287–1298 (2002). <https://www.gesetze-im-internet.de/altholzv/>

Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV), BGBl. I S. 1440 (2017). https://www.gesetze-im-internet.de/bim-schv_4_2013/

Vierundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über mittelgroße Feuerungs- Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen - 44. BImSchV), BGBl. I 2019, S. 804 (2019). http://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBl&jumpTo=bgbl119s0804.pdf

Wikipedia-Autoren, s. V. (2022). *Harnstoff*. <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Harnstoff&ol-did=228437332>