

TEXTE

20/2025

Abschlussbericht

Emissionssituation und Emissionsminderung von Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten

TEXTE 20/2025

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3718 53 302 4
FB001288

**Emissionssituation und Emissionsminderung
von Holzkohlegrills und anderen
Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind,
Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten**

Abschlussbericht

von

Dr.-Ing. Mohammad Aleysa, Prof. Dr.-Ing. Philip Leistner,
Patrick Schneider
Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP, Stuttgart

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP
Nobelstraße 12
70569 Stuttgart

Abschlussdatum:

Mai 2024

Redaktion:

Fachgebiet III 2.1 „Übergreifende Angelegenheiten, Chemische Industrie,
Feuerungsanlagen“
Christian Liesegang

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2025

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

Kurzfassung: ReFoPlan 2018: Emissionssituation und Emissionsminderung von Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde der Bestand von Speisenzubereitungsanlagen (Holzkohlegrills, Räucherkammern, Brotbacköfen und Pizzabacköfen) und die Beschwerdesituation erfasst. Damit und auf Basis der durchgeföhrten Emissionsmessungen sollten aussagekräftige Informationen über das Schadstoffpotential aus Speisenzubereitungsanlagen abgeleitet werden, sodass entsprechende technische sowie rechtliche Handlungsempfehlungen erarbeitet werden können. Ein wichtiger Teil des Projekts stellt die Ermittlung der Effektivität von den auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungssystemen für gewerbliche Holzkohlegrills dar, die zur Reduzierung der gas- und staubförmigen Schadstoffemissionen zum Einsatz kommen können. Hier wurde eine ausführliche Markt- und Praxisrecherche vollzogen sowie Messungen an einer typischen auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungsanlage durchgeführt, welche sich aus mehreren Reinigungsstufen zur Abscheidung verschiedener Schadstoffe zusammensetzt. Diese Stufen können je nach Belastung entweder alle oder in einzelnen Kombinationen in unterschiedlicher Reihenfolge eingesetzt werden.

Für die Untersuchung der Emissionen wurde ein marktüblicher gewerblicher Holzkohlegrill mit einer mehrstufigen Abgasreinigung aufgebaut. An dieser Anlage wurden unterschiedliche Versuche mit verschiedenen Brennstoffen und Speisen durchgeföhr. Eine wichtige Erkenntnis aus den durchgeföhrten Versuchen ist, dass die Schadstoffbelastung sowie die Gerüche hauptsächlich durch eine unvollständige Verbrennung von Brennstoffen sowie von auf die Grillkohle herabtropfenden Speisefetten zustande kommt. Da der Fettgehalt vom Grillgut einen maßgeblichen Einfluss auf die Emissionen hat, wurden beim Betrieb des Holzkohlegrills praxisrelevante Betriebsszenarien nachgebildet, bei denen fettreiche Fleischspieße zubereitet und die Effizienz von den auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungssystemen entsprechend mit untersucht wurden. Bei diesen Untersuchungen stellte sich heraus, dass die Emissionen an zahlreichen Schad- und Geruchsstoffen gemindert werden können, allerdings ist zur dauerhaften Gewährleistung der Abscheidung eine häufige Wartung der Abgasreinigungsstufen erforderlich. Die höchste Effizienz für die Abscheidung von Kohlenwasserstoffen und Gerüchen wurde durch die Anwendung von Aktivkohlefiltern erreicht. Entscheidend für die Wirksamkeit des Aktivkohlefilters war die Vorkonditionierung des Abgases. Das bedeutet, dass das Abgas von groben und feinen Fett- und Wassertropfen befreit und abgekühlt werden muss.

Auf Basis der erhaltenen Untersuchungsergebnisse wurden Schadstoffausbreitungsrechnungen zur Simulation der Immissionskonzentrationen der relevanten Schadstoffe und Gerüche in drei verschiedenen Städten (Mannheim, Göppingen und Stuttgart) mit einem unterschiedlichen Bestand an Speisenzubereitungsanlagen durchgeföhr. Ziel der durchgeföhrten Schadstoffausbreitungssimulationen war es, die Auswirkungen auf die Luftqualität im städtischen Umfeld durch den Betrieb von Einzelanlagen sowie bei Überlagerung von mehreren Anlagen zu ermitteln. Dabei wurden verschiedene Emissionsszenarien an realen Anlagenstandorten modelliert, um den Einfluss möglicher Minderungsmaßnahmen zu untersuchen. Um das verwendete Ausbreitungsmodell zu validieren, wurden außerdem Immissionsmessungen am Marktplatz in Mannheim durchgeföhr.

Aus den Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass es großen Handlungsbedarf für die Reduzierung von Emissionen aus Holzkohlegrillanlagen gibt.

Abstract: ReFoPlan 2018: Emission situation and emission reduction of charcoal grills and other combustion plants, which are intended to prepare food with hot exhaust gases

The main objective of this project was to assess the total annual emission quantity from food preparation plants (charcoal grills, smoking chambers, bread ovens and pizza ovens) on the basis of emission measurements conducted both in practice and on the test stand, as well as to ascertain the causes of complaints and pollutant potential so that appropriate technical and legal recommendations for action can be developed. An important part of the project was the determination of the effectiveness of available exhaust gas cleaning systems that can be particularly used for the reduction of gaseous and dusty pollutant emissions emitted by charcoal grills. In addition to an intensive market and practical research work that were carried out in the frame of this research project, comprehensive measurements were performed on a classic exhaust gas cleaning system that has been available on the market. This cleaning system comprises several cleaning stages. Depending on emission load, these cleaning stages can be implemented either in individual combinations in different sequences or as a total treatment unit of different stages.

To get a clear picture of the current situation, a commercial charcoal grill was built up and set-up with a multi-stage exhaust gas cleaning system. Then, various experiments and measurements were carried out using different fuels and kinds of food. An important finding from the conducted measurements was that both pollution and odours are mainly caused by incomplete combustion of the fuels and particularly from the edible fats contained in or added to the food. Upon the finding that the fat content of the grilled food has a significant influence on the emissions, practical operating scenarios were simulated during the operation of the charcoal grill, in which high-fat meat spits were prepared and barbecued and then the efficiency of the used exhaust gas cleaning systems mentioned above was accordingly investigated. The investigations on this multi-stage exhaust gas cleaning system showed that although emissions of numerous pollutants and odorous substances can be reduced, frequent maintenance of the different individual exhaust gas cleaning systems is required to ensure permanent separation of odorous and pollutant substances. It can be stated that the highest separation efficiency of hydrocarbons and thus odours was achieved by using activated carbon filters. However, regular maintenance or replacement of the activated carbon filter cartridges is necessary for a permanent and safe function of this filter.

On the basis of the results obtained, pollutant dispersion simulation-based calculations were carried out to simulate the ambient air concentrations of the relevant pollutants and odours in three different cities (Mannheim, Göppingen, Stuttgart) with varying amounts of food preparation facilities. The aim of the pollutant dispersion simulations carried out was to determine the effects on air quality in the urban environment caused by the operation of each individual food-preparation facility as well as by the superimposition of several facilities. In this context, various emission-related scenarios were modelled at real facility locations in order to investigate the influence of possible abatement measures, specifically for source-side emission abatement technology and the optimization of discharge conditions. To validate the immission dispersion model used, immission measurements were also carried out at Marktplatz in Mannheim.

From the results obtained, it can be concluded that there is a great need for numerous actions to reduce emissions from charcoal grills.

Zusammenfassung: ReFoPlan 2018: Emissionssituation und Emissionsminderung von Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten

Im Gastronomiegewerbe in Deutschland gibt es zahlreiche Restaurants und Lokale, die Festbrennstoffe, unter anderem Holzkohle, zur Zubereitung von Speisen einsetzen. Obwohl beim Betrieb dieser Anlagen hohe Frachten an Geruchs- und Schadstoffen entstehen können, sind diese bisher von jeglichen Emissionsanforderungen befreit. Seit dem 20. Juni 2019 errichtete oder wesentlich geänderte Anlagen, die Speisen mit heißem Abgas zubereiten, unterliegen auch den immissionsschutzrechtlichen Anforderungen des §19 der Ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV), der die Höhe der Ableitbedingungen regelt.

Bisher ist keine normative Zulassung für das Inverkehrbringen solcher Anlagen auf dem deutschen Markt in Analogie zu herkömmlichen Kleinfeuerungsanlagen bekannt, nach der sicherheits-, umwelt- und gesundheitsschutztechnische Mindestanforderungen eingehalten werden müssen.

Aufgrund der vielen und zunehmenden Nachbarschaftsbeschwerden wegen Rauch-, Staub- und Geruchsbelästigungen wurde das vorliegende Forschungsvorhaben „Emissionssituation und Emissionsminderung von gewerblichen Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten“ im Auftrag vom Umweltbundesamt (UBA) auf Wunsch von mehreren Bundesländern initiiert, in denen diese Problematik bemerkbar geworden ist. Unter anderem geht es bei diesem Forschungsvorhaben darum, die gesundheitsrelevanten Schadstoffe (beispielsweise verschiedene Kohlenwasserstoffe unter anderem PAK und BTEX sowie Feinstaub) sowie Gerüche, vor allem aus Holzkohlegrillanlagen, zu ermitteln, die beim Betrieb dieser Anlagen gebildet werden.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens soll mit Hilfe von mehreren Umfragen sowohl der Bestand von Speisenzubereitungsanlagen als auch die Beschwerdesituation erfasst werden. Mit diesen Daten und auf Basis der durchgeführten Emissionsmessungen lassen sich aussagekräftige Informationen über das Schadstoffpotential und die jährliche gesamte Emissionsmenge aus Speisenzubereitungsanlagen ermitteln, sodass entsprechende technische sowie rechtliche Handlungsempfehlungen erarbeitet werden können.

Ein wichtiger Teil des Projekts stellt die Ermittlung der Effektivität von den auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungssystemen für gewerbliche Holzkohlegrills dar, die zur Reduzierung der gas- und staubförmigen Schadstoffemissionen zum Einsatz kommen können. Hier wurde nicht nur eine ausführliche Markt- und Praxisrecherche vollzogen, sondern auch Messungen an einer typischen auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungsanlage durchgeführt, welche sich aus mehreren Reinigungsstufen (mechanische Abscheidung von groben Stäuben und Fettpartikeln, Ozonbehandlung, Abgaswäscher mit integriertem und nachgeschalteten Tropfenabscheider, Tiefenfilter, mehrstufiger elektrostatischer Abscheider, Aktivkohlefilter bzw. Festbettadsorber aus Aktivkohle) zusammensetzt. Diese Reinigungsstufen können je nach Belastung entweder alle oder in einzelnen Kombinationen in unterschiedlicher Reihenfolge eingesetzt werden.

Um die Situation systematisch zu beleuchten, wurde ein marktüblicher gewerblicher Holzkohlegrill mit der oben beschriebenen mehrstufigen Abgasreinigung aufgebaut. An dieser Anlage wurden unterschiedliche Versuche mit verschiedenen Brennstoffen und Speisen durchgeführt. Eine wichtige Erkenntnis aus den durchgeführten Versuchen ist, dass die Schadstoffbelastung sowie die Gerüche hauptsächlich durch eine unvollständige Verbrennung von Brennstoffen sowie von auf die Grillkohle herabtropfenden Speisefetten zustande kommt.

Das gilt nicht nur für die Holzkohlegrills, sondern auch für andere Speisenzubereitungsanlagen bei denen abtropfendes Fett verbrennt wie bei der Speisenzubereitung mit Gas (Gasgrill) oder Strom (Elektrogrill). Bei Räucherkammern, Pizzaöfen und Brotbacköfen, spielen die Emissionen aus der Verbrennung von herabtropfendem Fett eine untergeordnete Rolle, da hier im Gegensatz zu Holzkohlegrills, der Hauptanteil der Emissionen durch eine unvollständige Verbrennung des Brennstoffs gebildet wird. Hier sind vor allem Räucherkammern zu nennen, bei denen eine unvollständige Verbrennung zu erhöhten Rauchgasemissionen führt, welche für das Räuchergut erwünscht sind. Bemerkbar war, dass die Emissionen aus dem Brennstoff bei Holzkohlegrillanlagen nur einen Bruchteil der Gesamtemissionen darstellen. Ein Großteil der Emissionen lässt sich aus dem Schwelbrand von Fetten und ölhaltiger Marinade zurückführen.

Bei der Glutbettvorbereitung entstehen die Emissionen aus der unvollständigen Verbrennung des Brennstoffs. Während der Zubereitung der Speisen addieren sich diese Emissionen zu den Schadstoffemissionen bei der Speisenzubereitung aufgrund des abtropfenden Fettes und des damit einhergehenden Schwelbrands. Somit können bei der Speisenzubereitung deutlich höhere Konzentrationen und Frachten an diversen Schad- und geruchsrelevanten Stoffen auftreten als während der Brennstoffvorbereitung. Beispielsweise wurden bei der Zubereitung von fetthaltigen Hackfleischspießen bis zu vierfach höhere Frachten an Gesamtkohlenwasserstoffen und Geruchsemisionen bestimmt als bei der Verbrennung von Brennstoffen (z. B. Holzkohle) ohne Zubereitung von Speisen. Die Ergebnisse der Emissionsmessungen, die hier vorwiegend bei gewerblich betriebenen Grillanlagen durchgeführt wurden, sind auch auf kleine, private Grills übertragbar. Im Rahmen dieses Projekts wurden auch Versuche mit einem Kugelgrill durchgeführt, bei denen sich vergleichbare Ergebnisse gezeigt haben.

Da der Fettgehalt vom Grillgut einen maßgeblichen Einfluss auf die Emissionen hat, wurden beim Betrieb des Holzkohlegrills praxisrelevante Betriebsszenarien nachgebildet, bei denen fettreiche Fleischspieße zubereitet und die Effizienz von auf dem Markt erhältlichen Abgasreinigungssystemen entsprechend mit untersucht wurden. Bei den Untersuchungen an diesem mehrstufigen Abgasreinigungssystem stellte sich heraus, dass zwar die Emissionen gemindert werden können, allerdings ist zur dauerhaften Gewährleistung der Abscheidung von Geruchs- und Schadstoffen eine häufige Wartung der Abgasreinigungsstufen erforderlich.

Die höchste Effizienz für die Abscheidung von Kohlenwasserstoffen und somit Gerüchen wurde durch die Anwendung von Aktivkohlefiltern (etwa 65 % Abscheidung der gesamten und geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen) erreicht. Für eine dauerhafte und sichere Funktion des Aktivkohlefilters ist eine regelmäßige Wartung verbunden mit einem Austausch der Aktivkohlefilterpatronen erforderlich. In diesem Zusammenhang wurde ein spezifischer Verbrauch von ca. 1 kg Aktivkohle für ca. 10 kg Hackfleischspieße (Fettanteil von ca. 38 - 45 Ma-%) ermittelt. Entscheidend für die Wirksamkeit des Aktivkohlefilters war die Vorkonditionierung des Abgases. Das bedeutet, dass das Abgas von groben und feinen Fett- und Wassertropfen befreit und abgekühlt werden muss. Dadurch wird die aktive Adsorptionsfläche geschont und die Adsorptionsfähigkeit der Aktivkohle beibehalten. Während Fett und Staub die Adsorptionsfläche verringern, führen Abgastemperaturen ab 40 °C zur Begünstigung von Desorptionsvorgängen im Aktivkohlefilter, der in der Regel trocken und bei möglichst geringen Temperaturen betrieben werden sollte.

Die Emissionen anderer Speisenzubereitungsanlagen wie z. B. Holzbacköfen, zur Zubereitung von Pizza und Brot, bei denen die Emissionen hauptsächlich durch die Verbrennung der Brennstoffe entstehen, wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens auch gemessen. Wobei bei diesen Anlagen, die typischen gas- und staubförmigen Emissionen, durch die Verbrennung von Festbrennstoffen entstehen. Hier sind unter anderem der Gesamtstaub, Kohlenstoffmonoxid, Gesamtkohlenwasserstoffe und Stickstoffoxide zu nennen. Bei den

Untersuchungen mit Holzbacköfen wurde festgestellt, dass höhere Frachten und Konzentrationen an Schadstoffen hauptsächlich in der Anzündphase entstehen. Bei den Räucheranlagen entstehen relativ geringe Abgasvolumenströme, aber hohe Schadstoffkonzentrationen, wobei die Emissionen über lange Zeit in geringen Frachten an die Umgebung abgeführt werden.

Auf Basis der erhaltenen Untersuchungsergebnisse wurden Schadstoffausbreitungsrechnungen zur Simulation der Immissionskonzentrationen der relevanten Schadstoffe und Gerüche in drei verschiedenen Städten (Mannheim, Göppingen und Stuttgart) mit einem unterschiedlichen Bestand an Speisenzubereitungsanlagen durchgeführt. Ziel der durchgeführten Schadstoffausbreitungssimulationen war es, die Auswirkungen auf die Luftqualität im städtischen Umfeld durch den Betrieb von Einzelanlagen sowie bei Überlagerung von mehreren Anlagen zu ermitteln. Dabei wurden verschiedene Emissionsszenarien an realen Anlagenstandorten modelliert, um den Einfluss möglicher Minderungsmaßnahmen – konkret von quellseitiger Emissionsminderungstechnik sowie von optimierten Ableitbedingungen – zu untersuchen.

Aus den Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass es großen Handlungsbedarf für die Reduzierung von Emissionen aus Holzkohlegrillanlagen gibt. Selbst der Betrieb einzelner Anlagen ist unter den zu Grunde gelegten Annahmen ausreichend, die Luftqualität im Umfeld der Holzkohlegrills maßgeblich zu verschlechtern. Relevant sind dabei vor allem die Feinstaub-, PAK- und Geruchsemisionen. Quellseitige Emissionsminderungsmaßnahmen sind geeignet, kritische Konzentrationen an Schadstoffen im Abgas, insbesondere Partikel, flächendeckend zu reduzieren. Geruchsemisionen ließen sich ebenfalls durch Aktivkohlefilter gut mindern. Dennoch können bereits einzelne Anlagen zur Überschreitung der Geruchsimmissionswerte beitragen. Gasförmige Kohlenwasserstoffe wie PAK ließen sich durch die eingesetzte Emissionsminderungstechnik nur unzureichend mindern. Als besonders kritisch sind Innenhofsituationen einzustufen. Hier kann es durch zu niedrig ausgeführte Abgaskamine zu einer überdurchschnittlich starken Belastung mit Schadstoffen kommen. Durch eine Schornsteinerhöhung kann eine deutliche Verbesserung der Immissionssituation (vor allem in Innenhofsituationen) erzielt werden. Allerdings kommt es hierdurch nicht zu einer Minderung der Schadstoffemissionen, sondern nur zu einer weiträumigeren Verteilung bzw. stärkeren Verdünnung bedingt durch eine Ableitung der Abgase aus der Rezirkulationszone hinaus. Die Konzentrationen der untersuchten PAK in der Außenluft sowie die relative Geruchsstundenhäufigkeit weisen selbst für das untersuchte best-case-Szenario (Kombination quellseitiger Emissionsminderungstechnik mit optimierten Ableitbedingungen) hohe Werte auf, die z. B. im Fall der Geruchsimmissionen deutlich über dem Grenzwert des Anhangs 7 der TA Luft von 10 % relativer Geruchsstundenhäufigkeit in Wohn- und Mischgebieten liegen.

Um das verwendete Ausbreitungsmodell zu validieren, wurden außerdem Immissionsmessungen am Marktplatz in Mannheim im Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 durchgeführt, wobei Feinstaub (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , Ultrafeinstaub), Stickstoffoxide, Black Carbon, BTEX, Kohlenstoffmonoxid, Schwefeldioxid, Ozon und VOCs kontinuierlich und stichpunktartig gemessen wurden.

Bei Stickstoffdioxid kam es bezogen auf die Stundenmittelwerte innerhalb des Messzeitraums von etwa einem Monat zu keiner Überschreitung des Grenzwertes der 39. BImSchV.

Feinstaub der Fraktionen PM_{10} , $PM_{2,5}$ und PM_1 wurde mit einem Aerosolspektrometer kontinuierlich ermittelt. Zusätzlich dazu wurde die Feinstaubfraktion PM_{10} gemäß der Norm DIN EN 12341:2014 im Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 30.03.2022 sowie vom 21.04.2022 bis zum 24.04.2022 gravimetrisch gemessen. Die Messung der Ultrafeinstäube erfolgte mit einem

SMPS-CPC, wobei zusätzlich zu den absoluten Konzentrationen die Partikelgrößenverteilung im Bereich von 5 nm bis 1.500 nm bestimmt wurde. Bei PM₁₀ kam es zu Überschreitungen der Tagesmittelwerte im Messzeitraum. Die Konzentrationen an Ultrafeinstäuben lagen über den üblichen Konzentrationen im städtischen Hintergrund.

Zusätzlich zum Feinstaub wurde Black Carbon mit Hilfe eines Multi-Angle Absorptions-Photometers (MAAP) gemessen. Im Durchschnitt lagen die Black-Carbon-Konzentrationen bei 0,83 µg/m³ mit einem Massenanteil von 5 Ma.-% an der gesamten PM_{2,5}-Fraktion. Trotz dieses relativ niedrigen Werts kam es zu häufigen (190 Stunden von insgesamt 720 Messstunden) Überschreitungen des von der WHO definierten kritischen BC-Werts, welcher bei 1 µg/m³ liegt.

PAK und VOC wurden mit Hilfe eines Aethalometers gemessen. Zusätzlich dazu wurde BTEX gemäß der Norm DIN EN 14662:2005 chromatografisch bestimmt, wobei keine Überschreitung des Benzol-Grenzwerts gemäß der 39. BImSchV festgestellt werden konnte.

Die restlichen Immissionen an Kohlenstoffmonoxid, Ozon, Schwefeldioxid lagen im betrachteten Zeitraum deutlich unter den entsprechenden Grenzwerten der 39. BImSchV. Abschließend ist zu erwähnen, dass die gesamten Immissionsmessungen in einem Zeitraum durchgeführt wurden, indem aufgrund von Covid-19 und anderen gesellschaftlichen Gründen der betrachtete Innenstadtbereich nicht so stark frequentiert wurde. Bei einer üblichen Besucherzahl der Restaurants sowie bei ungünstigen Wettersituationen sind deutlich höhere Immissionen unter anderem an Stickstoffoxiden, Feinstaub und BTEX zu erwarten.

Abstract: ReFoPlan 2018: Emission situation and emission reduction of charcoal grills and other combustion plants, which are intended to prepare food with hot exhaust gases

Catering industry has been increasingly expanded in the densely populated urban areas in Germany since 2015 [Statista 2020]. This includes also all restaurants and pubs that use solid fuels, including charcoal, for food preparing. The operation of these facilities can generate high loads of odours and pollutants. Hence they have to fulfill specific emissions requirements and are subject to emission control requirements of the First Regulation implementing the Federal Immission Control Act (Regulation on small and medium-sized combustion plants — 1st BImSchV) since 2020. Still there has been no normative marketing authorization for placing such systems on the German market in analogy to conventional small-scale firing systems, for which the minimum safety, environmental and health-related requirements should be met.

Due to the increasing complaints raised from neighbourhood in those areas about smoke, dust and odour nuisances, the present research project "ReFoPlan 2018: Emission situation and emission reduction of commercial charcoal barbecues and other firing systems intended to prepare food with hot exhaust gases" was initiated on behalf of the Federal Environment Agency (UBA) at the request of several federal states where this problem has become noticeable. Among many goals, this project mainly aimed to determine the health-relevant emissions (such as the various types of hydrocarbons including PAH and BTEX, benzene and fine dust), odour-bearing emissions and odours which are formed during the operation of these facilities or during food preparation. Also, the state of these food preparation facilities and the current complaint situation were described by means of several surveys that were carried out in the frame of this project. The main objective of this project was to assess the total annual emission quantity from food preparation plants on the basis of emission measurements conducted both in practice and on the test stand, as well as to ascertain the causes of complaints and pollutant potential so that appropriate technical and legal recommendations for action can be developed. An important part of the project was the determination of the effectiveness of the already on the market available exhaust gas cleaning systems that can be particularly used for the reduction of gaseous and dusty pollutant emissions emitted by charcoal grills.

In addition to an intensive market and practical research work that were carried out in the frame of this research project, comprehensive measurements were performed on a classic exhaust gas cleaning system that has been available on the market. This cleaning system comprises several cleaning stages which are Mechanical separation of coarse dust and fat particles, ozone treatment, exhaust gas scrubber with integrated downstream droplet separator, depth filter, multi-stage electrostatic precipitator, and activated carbon filter or fixed-bed adsorber made of activated carbon. Depending on emission load, these cleaning stages can be implemented either in individual combinations in different sequences or as a total treatment unit of the different stages described above.

To get a clear picture of the current situation, a commercial charcoal grill was built up and set-up with the multi-stage exhaust gas cleaning system mentioned above. Then, various experiments and measurements were carried out using different fuels and kinds of food. An important finding from the conducted measurements was that both pollution and odours are mainly caused by incomplete combustion of the fuels and particularly from the edible fats contained in or added to the food. This applies not only to charcoal grills, but also to other food preparation facilities, including pizza ovens, bread ovens and specifically smoking chambers, where an incomplete combustion and higher emissions of smoke are beneficial for the smoking process. Moreover, it was noticeable that the emissions from the fuel used in charcoal grills only represents a small fraction of the total emissions, whereas most of the emissions mainly arise due to the smouldering of fats and oils marinade.

A remarkable emission potential occurred during the preparation of embers, where significantly higher concentrations and flow rates of pollutants and odour-relevant substances are generated, particularly during the time where fatty foods and oil marinade were added. For comparison, fuels (e.g. charcoal) were combusted with and without the preparation of food. As a result, up to 4-times higher loads of total hydrocarbons and odour units were measured during the preparation of fat-containing minced meat spits than that during the combustion of fuels without adding food. The results of the emission measurements which were mostly carried out on commercially operated grills are applicable to small privat grills as well. In this project, a small grill was operated where comparable results could be obtained.

Upon the finding that the fat content of the grilled food has a significant influence on the emissions, practical operating scenarios were simulated during the operation of the charcoal grill, in which high-fat meat spits were prepared and barbecued and then the efficiency of the used exhaust gas cleaning systems mentioned above was accordingly investigated. The investigations on this multi-stage exhaust gas cleaning system showed that although emissions of numerous pollutants and odorous substances can be reduced, frequent maintenance of the different individual exhaust gas cleaning systems is required to ensure permanent separation of odorous and pollutant substances. It can be stated that the highest separation efficiency of hydrocarbons and thus odours (approximated by 65% of total) was achieved by using activated carbon filters. However, regular maintenance or replacement of the activated carbon filter cartridges is necessary for a permanent and safe function of this filter. In this context, a specific consumption of approx. 1 kg of activated carbon for approx. 10 kg of minced meat skewers (fat content of approx. 38 - 45% by weight) was determined. Moreover, the preconditioning of the exhaust gas was very crucial for an effective function of the activated carbon filter. This means that coarse and fine fat particles and water droplets should be removed from the exhaust gas, which should be also cooled down so that the active adsorption surface is protected and the adsorption capacity of the activated carbon remains correspondingly high. While fat and dust reduce the adsorption surface, the relatively higher temperatures ($>40^{\circ}\text{C}$) favour the desorption processes in the activated carbon filter.

Other food-preparation facilities such as wood-fired ovens for the preparation of pizza and bread are also considered in the frame of these investigations. Here, the typical gaseous and dust emissions especially for total dust, carbon monoxide, total hydrocarbons and nitrogen oxides were usually generated by the combustion of solid fuels. For wood-burning ovens, it was found that higher loads and concentrations of pollutants were mainly emitted during the start-up operation phase and during the ignition of the fuels, whereas it was lower during the preparation of the food in contrary to charcoal grill facilities. Smoking chambers generally generate relatively low exhaust gas volume flows, but high concentrations, with very low loads of emissions that are discharged to the environment over a long period of time.

On the basis of the results obtained, pollutant dispersion simulation-based calculations were carried out to simulate the ambient air concentrations of the relevant pollutants and odours in three different cities (Mannheim, Göppingen, Stuttgart) with varying amounts of food preparation facilities. The aim of the pollutant dispersion simulations carried out was to determine the effects on air quality in the urban environment caused by the operation of each individual food-preparation facility as well as by the superimposition of several facilities. In this context, various emission-related scenarios were modelled at real facility locations in order to investigate the influence of possible abatement measures, specifically for source-side emission abatement technology and the optimization of discharge conditions.

From the results obtained by this emission dispersion simulation study, it can be concluded that there is a great need for numerous actions to reduce emissions from charcoal grills. Even more,

alone the operation of each individual plant is sufficient to significantly worsen air quality in inner cities under the assumptions made in this study. Here, particulate matter, PAH, and odour emissions are particularly relevant. Nevertheless, Source-side emission reduction measures help to avoid critical concentrations of pollutants in exhaust gas, especially particulates, across the area. However, on the immission (air quality) side, PAH and odour immissions, for example, cannot be reduced or at least can only be reduced to an insufficient extent. Particularly critical are inner courtyard areas, which are subject to above-average pollutant emissions due to the release of exhaust gases from too-low designed exhaust gas stacks. By improving the discharge conditions (increasing the height of the chimney) a significant improvement in the immission situation (especially in inner courtyard situations) can be achieved. However, this does not lead to a reduction in pollutant emissions, but more so to a more widespread distribution or greater dilution. Even for the investigated best-case scenario, which is the combination of source-side emission reduction technology with optimized discharge conditions, the immission concentrations of the investigated PAHs as well as the relative odour hour frequencies showed high values, for example, odour hour frequencies are clearly 10 % relative higher than the limit value of the odour immission threshold in residential and mixed-use areas.

To validate the immission dispersion model used, immission measurements were also carried out at one of the sites that were considered for the simulation. Various relevant immissions according to the 39th BImSchV were measured using a mobile air measuring station. In particular, fine and ultrafine dust as well as benzene and cresols (o-, m- and p-cresols), which are produced in significant quantities during barbecuing due to the smouldering of fats, were considered. These measurements were carried out at Marktplatz in Mannheim in the time from 24.03.2022 to 25.04.2022. In this period, particulate matter (PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 , ultrafine dust), nitrogen oxides, black carbon, BTEX, carbon monoxide, sulphur dioxide, ozone, and the odorous VOCs were continuously measured. Also, random samples of many immissions were also measured for comparison.

For NO_x -immisions, the hourly-averaged values did not exceed the threshold of the 39th.BImSchV.

Meanwhile, fine dust and the individual particulate matter fractions PM_{10} , $PM_{2.5}$ and PM_1 were continuously measured using the aerosol spectrometer. The measurement of PM_{10} was also solely carried out for the time between 24.03.2022 and 30.03.2022 and the time between 21.04.2022 and 24.04.2022 using the gravimetric method. In addition, the ultra-fine dust was measured using SMPS-CPC, in which the particle size distribution in the range from 5 nm to 1,500 nm and the absolute concentrations were determined. In these measurements, both PM_{10} and $PM_{2.5}$ frequently exceeded the daily mean values according to the 39th BImSchV. Similar to PM_{10} and $PM_{2.5}$, ultrafine dust tend to be well above the common concentrations in the urban sites.

Due to its importance as a climate change-relevant pollutant, black carbon was measured using a Multi-Angle Absorption Photometer (MAAP). On average, the black carbon concentrations were $0.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ with a mass fraction of 5% of the total $PM_{2.5}$ fraction. Despite this relatively low value, the anthropogenic limit value of Black Carbon defined by the WHO, which is $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, was frequently exceeded over around 190 hours out of a total of 720 hours of measurement.

Whereas PAH and VOC were measured using an Ethalometer, BTEX were determined chromatographically in accordance with the European standard DIN EN 14662:2005. These measurements showed that the limit value in accordance with the 39th BImSchV was not

exceeded. Nevertheless, evaluating the PAH and VOC courses of immissions indicates that benzene measurements were carried out in a period with lower immission loads than the other usual days that should have been considered.

The rest immissions of carbon monoxide, ozone and sulfur dioxide were well below the corresponding limit values of the 39th BImSchV in the period of measurement.

Finally, it should be mentioned that most of the air quality measurements had been carried out during a period in which the usual high level of immissions could not have been mapped due to Covid-19 and other social reasons. Also, significant higher emissions of nitrogen oxides, fine dust and BTEX can be expected when considering the usual number of restaurants visitors and the unfavorable weather conditions in winter times.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	19
Tabellenverzeichnis.....	29
Abkürzungsverzeichnis.....	33
1 Einleitung.....	35
1.1 Thematischer Hintergrund.....	38
1.2 Emissionen aus Verbrennungsprozessen.....	39
1.2.1 Staubförmige Schadstoffemissionen	41
1.2.2 Gasförmige Schadstoffemissionen	44
1.3 Relevante Schadstoffimmissionen gemäß der 39. BImSchV.....	46
1.4 Gasförmige Emissionen.....	54
1.4.1 Oxidierbare gasförmige Emissionen	54
1.4.2 Nicht-Oxidierbare gasförmige Emissionen	56
1.5 Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen.....	58
2 Rechtliche Rahmenbedingungen für den Betrieb von Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen.....	63
3 Stand der Technik von Speisenzubereitungsanlagen.....	74
3.1 Stand der Technik von gewerblich genutzten Holzkohlegrillanlagen.....	74
3.2 Stand der Technik von gewerblich genutzten Holzbacköfen.....	78
3.2.1 Stand der Technik von gewerblichen Holz-Pizzabacköfen.....	78
3.2.2 Stand der Technik von gewerblichen Brot-Holzbacköfen.....	80
4 Stand des Wissens und der Technik von Maßnahmen zur Emissionsminderung in Speisenzubereitungsanlagen.....	86
4.1 Präventive Maßnahmen zur Emissionsminderung	86
4.2 Primäre Maßnahmen zur Emissionsminderung.....	86
4.2.1 Konzeptionelle, konstruktive und regelungstechnische Maßnahmen	86
4.2.2 Auswahl geeigneter Brennstoffe und zusätzliche Optimierungsmöglichkeiten.....	87
4.2.3 Verbot von unüblichen Brandbeschleunigern	87
4.2.4 Zubereitung von Speisen mit reduziertem Fettgehalt.....	87
4.2.5 Nutzung von Fettfangbecken.....	88
4.2.6 Indirektes Grillen.....	88
4.3 Sekundärmaßnahmen zur Emissionsminderung	89
4.3.1 Verfahren zur Abscheidung von staubförmigen Emissionen.....	92
4.3.2 Verfahren zur Abscheidung von gasförmigen Emissionen	97

4.4	Messtechnik für die Emissionsüberwachung.....	102
5	Bestand und Verteilung von Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit Festbrennstoffen.....	107
6	Beschwerdesituation von mit Festbrennstoffen betriebenen Speisenzubereitungsanlagen.....	112
6.1	Prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen	114
6.2	Hauptgründe für die Beschwerden bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen... ..	117
6.3	Hauptursache für die Beschwerdesituation bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen	120
6.3.1	Art der eingesetzten Brennstoffe	123
6.3.2	Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen	127
6.4	Angewandte Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation.....	131
7	Technische Versuchseinrichtung zur Ermittlung der Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen.....	136
7.1	Versuchseinrichtung zur Durchführung der Emissionsmessung an Pizza- und Brotbacköfen sowie Räucherkammern.....	136
7.2	Versuchseinrichtung zur Durchführung der Emissionsmessung an Holzkohlegrillanlagen	137
7.2.1	Verwendete Holzkohlegrillanlage	138
7.2.2	Untersuchtes Abgasreinigungssystem.....	140
8	Ergebnisse der Emissionsmessung an einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage.....	146
8.1	Emissionsmessung an einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage bei der Glutbettvorbereitung	148
8.1.1	Emissionen beim Einsatz von Buchenscheithölzern	151
8.1.2	Emissionen beim Einsatz von Grill-Holzkohle	156
8.1.3	Emissionen beim Einsatz von Grillbriketts.....	162
8.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der Emissionsmessungen bei der Glutbettvorbereitung	166
8.2	Emissionsmessung bei der Zubereitung unterschiedlicher Grillspeisen.....	171
8.2.1	Ergebnisse der Emissionsmessung mit Fleischspießen im unverdünnten Abgas an einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand)	173
8.2.2	Ergebnisse der Emissionsmessungen mit einem gewerblichen Holzkohlegrill mit unterschiedlichen Grillspeisen auf dem Prüfstand beim Fraunhofer IBP	177
8.2.3	Zusammenfassung der Emissionsmessungen bei den durchgeföhrten Grillversuchen	191
8.2.4	Emissionsmessung in Holzkohlegrillanlagen in der Praxis.....	194
9	Ermittlung der Effektivität eines markterhältlichen fünfstufigen Abgasreinigungssystems beim Einsatz in einer herkömmlichen Holzkohlegrillanlage	198

9.1	Problematik bei der Abgasreinigung in Holzkohlegrillanlagen	198
9.2	Ermittlung der Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage	201
9.2.1	Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage im Neuzustand	201
9.2.2	Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage nach der Belastung	204
10	Emissionsmessungen an handelsüblichen Pizza- und Brotbacköfen	213
10.1	Emissionsmessung an einem handelsüblichen Pizzabackofen	213
10.2	Emissionsmessung an handelsüblichen Brotbacköfen	218
10.2.1	Handbeschickter Brotbackofen	218
10.2.2	Automatisch beschickter Brotbackofen.....	221
11	Spezifische Emissionsfaktoren bei der Zubereitung unterschiedlicher Speisen	225
12	Simulation zur Schadstoffausbreitung aus Speisenzubereitungsanlagen anhand von Messungen an realen Anlagen	227
12.1	Vorgehensweise.....	227
12.2	Immissionsszenarien.....	228
12.3	Untersuchungsgebiete	228
12.3.1	Göppingen: Betrieb eines Holzkohlegrills.....	229
12.3.2	Mannheim: Betrieb von 12 Holzkohlegrills und drei Pizzaöfen.....	232
12.3.3	Stuttgart: Betrieb eines Pizzaofens.....	234
12.4	Quellparameter: Emissionsquellstärken und Zeitcharakteristik.....	236
12.4.1	Übersicht der Emissionen	236
12.4.2	Quellparameter Holzkohlegrills	239
12.4.3	Quellparameter Pizzaofen	241
12.5	Ermittlung der Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4.....	243
12.5.1	Holzkohlegrill Göppingen.....	243
12.5.2	Marktplatz Mannheim	244
12.5.3	Pizzeria Stuttgart.....	245
12.6	Meteorologische Parameter	246
12.6.1	Windrichtung und Windgeschwindigkeit.....	247
12.6.2	Ausbreitungsklassen	248
12.6.3	Niederschlag	249
12.7	Vorbelastung	250
12.8	Windfeldmodellierung	253
12.8.1	Göppingen.....	254
12.8.2	Mannheim.....	256

12.8.3	Stuttgart.....	258
12.9	Ergebnisse	261
12.9.1	Standort Göppingen.....	263
12.9.1.1	Worst-Case-Szenario.....	263
12.9.1.2	Einsatz von Emissionsminderungstechnik	267
12.9.1.3	Optimierte Ableitbedingungen	269
12.9.1.4	Best-case-Szenario	271
12.9.2	Standort Mannheim.....	272
12.9.2.1	Worst-Case-Szenario.....	273
12.9.2.2	Einsatz von Emissionsminderungstechnik	276
12.9.2.3	Optimierte Ableitbedingungen	279
12.9.2.4	Best-case-Szenario	281
12.9.3	Standort Stuttgart.....	283
12.9.3.1	Worst-Case-Szenario.....	283
12.9.3.2	Optimierte Ableitbedingungen	284
12.10	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse.....	286
12.10.1	Feinstaubemissionen PM _{2,5}	286
12.10.2	Immissionskonzentrationen BTEX	288
12.10.3	Immissionskonzentrationen PAK	289
12.10.4	Relative Geruchsstundenhäufigkeit.....	290
13	Immissionsmessungen in Mannheim Marktplatz	293
13.1	Einleitung	293
13.2	Verwendete Messtechnik für die Immissionsmessungen in Mannheim	294
13.3	Darstellung der Messergebnisse der Immissionsmessungen	295
13.4	Diskussion der Ergebnisse der Immissionsmessungen	312
14	Quellenverzeichnis	313
A	Anhang I: Wirkungen von Schadstoffen.....	319
B	Anhang II: Eingesetzte Messgeräte	324
C	Anhang III: Zusammenfassung der Emissionsmessergebisse.....	326
D	Anhang IV: Emissionsfaktoren für Holzkohlegrillanlagen (Grill-Holzkohle A)	331
E	Anhang V: Emissionsfaktoren für Holzbacköfen	341
F	Anhang VI: Emissionsfaktoren für Räucherkammern	342

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Vereinfachte Darstellung der thermischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe mit der Schadstoffbildung über die jeweiligen Umwandlungsphasen.....	41
Abbildung 2:	Chemische Zusammensetzung von Feinstaub aus städtischem Hintergrund am Beispiel des Stadtteils Kernerviertel (Neckartor) in Stuttgart 2019.	49
Abbildung 3:	Trend der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte in Deutschland.....	50
Abbildung 4:	Staub (PM ₁₀) nach Quellkategorien.....	51
Abbildung 5:	Staub (PM _{2,5}) nach Quellkategorien	51
Abbildung 6:	Feinstaubemissionen (PM _{2,5}) aus Kleinfeuerungsanlagen (Holz-, Kohle-, Heizöl- und Erdgasfeuerungen).....	52
Abbildung 7:	Auswirkung von Feinstaubpartikeln auf die menschliche Gesundheit.	53
Abbildung 8:	Quellen der Kohlenstoffmonoxidemissionen in Deutschland..	55
Abbildung 9:	Quellen der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) in Deutschland.....	56
Abbildung 10:	Quellen der Säure-Äquivalente in Deutschland im Jahr 2017..	57
Abbildung 11:	Verlauf der Abgastemperaturen im Abgasstutzen in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt und den Konzentrationen an Kohlenstoffdioxid.....	60
Abbildung 12:	Verbrennungskonzept herkömmlicher Holzkohlegrills.	75
Abbildung 13:	Beispielhafte herkömmliche gemauerte Holzkohlegrills.....	76
Abbildung 14:	Tunnelvariante des Holzkohlegrills.....	76
Abbildung 15:	Rauch- und Emissionssituation in einem Restaurant in Stuttgart, Bad-Cannstatt.....	77
Abbildung 16:	Temperaturverläufe auf dem Rost einer Grillanlage bei der Nutzung von Grill-Holzkohle.....	78
Abbildung 17:	Herkömmlicher mit offenem Feuerraum betriebener Dauerbrandofen (Pizzabackofen).	79
Abbildung 18:	Für den Betrieb von Pizzabacköfen verwendete Brennstoffe..	79
Abbildung 19:	Für den Betrieb von Holzbacköfen verwendete Brennstoffe...81	81
Abbildung 20:	Herkömmliche mit geschlossenem Feuerraum betriebene Zeitbrandöfen (zwei identische Backöfen mit jeweils drei Backkammern).....	81
Abbildung 21:	Beschickungsweise des Zeitbrandofens.	82
Abbildung 22:	Backofenbetrieb mit interner thermischer Verwertung des Glutbetts: Variante 1 mit seitlich geschobenem Glutbett im Feuerraum (oben) und Variante 2 mit einer Zwischenlagerungskammer unter dem Backraum (unten).....	83
Abbildung 23:	Backofenbetrieb mit externer thermischer Verwertung des Glutbetts.....	84

Abbildung 24:	Automatisch beschickter Pelletbackofen.....	85
Abbildung 25:	Fettfangrinnen in einer handelsüblichen freistehenden Holzkohlegrillanlage.....	88
Abbildung 26:	Aufbau eines Tangentialabscheiders.....	93
Abbildung 27:	Abscheideprinzip von Elektroabscheidern (links) und Nassabscheidern (rechts).	95
Abbildung 28:	Oxidation mit nicht-thermischem Plasma.....	101
Abbildung 29:	Emissionsumrechnungsfaktor in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt im Abgas für einen Bezugssauerstoff von 13 Vol.-% gemäß der 1. BImSchV.	106
Abbildung 30:	Gesamtanzahl der Feuerungsanlagen in Deutschland (Stand 2019).....	107
Abbildung 31:	Anteilsverteilung von Speisenzubereitungsanlagen unter Berücksichtigung der Räucherkammern.	109
Abbildung 32:	Anteilsverteilung von Speisenzubereitungsanlagen ohne Berücksichtigung der Räucherkammern.	110
Abbildung 33:	Hochrechnung für die Verteilung von Anlagen zur Zubereitung von Speisen in städtischen und ländlichen Gebieten in Deutschland.....	111
Abbildung 34:	Prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen.....	115
Abbildung 35:	Prozentuale Verteilung der Beschwerden nach dem Baujahr der Anlagen.	117
Abbildung 36:	Hauptgründe für die Beschwerden bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.....	119
Abbildung 37:	Häufigkeiten der genannten Beschwerdegründe bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.....	120
Abbildung 38:	Hauptursachen für die Beschwerdesituation bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.....	121
Abbildung 39:	Häufigkeiten der genannten Beschwerdeursachen bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.....	122
Abbildung 40:	Eingesetzte Brennstoffe beim Betrieb von Grillanlagen, Backöfen, Räucheröfen und sonstigen Anlagen.....	124
Abbildung 41:	Verteilung der Betriebszeiten von Speisenzubereitungsanlagen.	130
Abbildung 42:	Verteilung von ergriffenen Maßnahmen aufgrund von Beschwerden.	133
Abbildung 43:	Verteilung der geforderten Abgasbehandlungssysteme zur Beseitigung der Beschwerdesituation.....	134
Abbildung 44:	Klassischer Prüfstandsaufbau für die Untersuchung von Pizza- und Brotbacköfen (links) sowie von Räucherkammern (rechts).	136

Abbildung 45:	Gesamte technische Versuchseinrichtung für die Untersuchung von Holzkohlegrillanlagen.	137
Abbildung 46:	Schematische Darstellung der verwendeten versuchstechnischen Einrichtung zur Untersuchung der Emissionen und der Effektivität der Abgasreinigung gemäß dem Stand der Technik.....	138
Abbildung 47:	Holzkohlegrillanlage (im neuen nicht umgebauten Zustand) mit Dunstabzugshaube und integriertem Flammschutzfilter.....	139
Abbildung 48:	Verdeutlichung der Bereiche einer Holzkohlegrillanlage.....	139
Abbildung 49:	Ozongenerator (links) mit der Zugabestelle über der Dunstabzugshaube der Anlage (rechts).	141
Abbildung 50:	Zweistufiger Waschvorgang im Rauchgaswäscher (links), Dosierung vom Lösungsmittel in den Wäscher (rechts).....	142
Abbildung 51:	Drahtgestrickfilter vor dem elektrostatischen Abscheider (links), Schwammfilter (mittig) und Drahtgestrickfilter (rechts).	143
Abbildung 52:	Gesamte Filterstufe in dem Drahtgestrick, Schwammfilter, elektrostatische Abscheider und Aktivkohlefilter angeordnet sind.	144
Abbildung 53:	Praxisbeispiel für die Glutbettvorbereitung (Betriebsphase 1).	146
Abbildung 54:	Praxisbeispiel für den Grillvorgang (Betriebsphase 2),	146
Abbildung 55:	Praxisbeispiel für eine Regenerierung der Brennstoffmulde bei einer kleinen Grillfläche (oben) und bei einer großen Grillfläche (unten) („Betriebsphase 3“).	147
Abbildung 56:	Stückige Buchenholzscheite (links), Grill-Holzkohle (mittig), Grillbriketts (rechts).....	149
Abbildung 57:	Abhängigkeit der Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid von den Temperaturen bei glühenden Kohlen gemäß dem Boudouard-Gleichgewicht.....	150
Abbildung 58:	Vorbereitung des Glutbetts bei der Verbrennung von Buchenscheithölzern.	151
Abbildung 59:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, an gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Gesamtstaub beim Betrieb mit Buchenscheitholz.	153
Abbildung 60:	Konzentrationen geruchsrelevanter Kohlenwasserstoffe beim Betrieb mit Buchenscheitholz.....	154
Abbildung 61:	Verhalten des Verdünnungsfaktors über einen Verbrennungsvorgang.....	156
Abbildung 62:	Grillversuchsanlage bei der Nachbeschickung und beim Gluthaltebetrieb.	157
Abbildung 63:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, gesamte sowie geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe, OGC und Staub beim	

Betrieb mit Grill-Holzkohle A bei einer einmaligen Beschickung.	158
Abbildung 64: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub beim Betrieb mit Grill-Holzkohle B bei einer häufigen Beschickung.	159
Abbildung 65: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Betrieb mit Grill-Holzkohle A.....	160
Abbildung 66: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Betrieb mit Grill-Holzkohle B.....	161
Abbildung 67: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub beim Betrieb mit Grillbriketts.....	164
Abbildung 68: Konzentrationen geruchsrelevanter Kohlenwasserstoffe beim Betrieb mit Grillbriketts.....	165
Abbildung 69: Stark mit Paprika gewürzte Hackfleischspieße mit einem Fettanteil von 45 Ma.-% (links) und Doraden (rechts).	172
Abbildung 70: Hähnchenfleisch (Hähnchenbrust links, Hähnchenflügel rechts).	172
Abbildung 71: Marinadeöle, welche bei fettarmem Fleisch als Geschmacksverstärker und Verbesserung des Aromas und Zartheit des Fleischs verwendet werden.	177
Abbildung 72: Rauchentwicklung während des Grillvorgangs und teilweise Regenerierung der Grillmulde (links), Flammenentwicklung während des Grillvorgangs (rechts).....	179
Abbildung 73: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Hackfleischspießen.	181
Abbildung 74: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Hackfleischspießen.	182
Abbildung 75: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch.	184
Abbildung 76: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch.	185
Abbildung 77: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Fischen.	186
Abbildung 78: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Fischen.	187
Abbildung 79: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von verschiedenen Gemüsesorten.....	189

Abbildung 80:	Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Gemüse.....	190
Abbildung 81:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb der Holzkohlegrillanlage.	194
Abbildung 82:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas über einen Betriebstag der Holzkohlegrillanlage.	196
Abbildung 83:	Grillen von Hackfleischspießen (links) und Rauchbildung beim Grillvorgang (rechts).	196
Abbildung 84:	Beispiel für einen Fettbrand in der Abgasanlage einer Holzkohlegrillanlage.	199
Abbildung 85:	Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen ohne Abgasreinigung.	210
Abbildung 86:	Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen im Neuzustand der Abgasreinigung.	211
Abbildung 87:	Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen nach der vierwöchigen Belastung der Abgasreinigung.	212
Abbildung 88:	Pizzabackofen (links) und Brennstoffe (rechts).....	214
Abbildung 89:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens über eine Betriebswoche.....	214
Abbildung 90:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens über einen Betriebstag.	216
Abbildung 91:	Partikelanzahlkonzentration mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens.	217
Abbildung 92:	PM _{2,5} -Konzentrationen mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas bei den durchgeföhrten Messungen an dem Pizzaofen gemäß Abbildung 88.....	217
Abbildung 93:	Brotbackofen (links) und Brennstoffe (rechts).....	219
Abbildung 94:	Verlauf des Kohlenstoffmonoxids in Abhängigkeit von dem Sauerstoff- sowie Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas beim Brotbackofen gemäß Abbildung 93.....	219
Abbildung 95:	Verlauf der Stickstoffoxide in Abhängigkeit von dem Sauerstoff- sowie Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas beim Brotbackofen gemäß Abbildung 93.....	220
Abbildung 96:	Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb des Pelletbackofens.	222

Abbildung 97:	Verläufe von Stickstoffoxiden und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas an einem Betriebstag des Pelletbackofens.	223
Abbildung 98:	Rechengebiete am Untersuchungsstandort Göppingen: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 900 x 900 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.500 x 1.500 m und Anlagenstandort.....	230
Abbildung 99:	Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet Göppingen.....	231
Abbildung 100:	3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Göppingen.	231
Abbildung 101:	Rechengebiete am Untersuchungsstandort Mannheim: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 900 x 900 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.500 x 1.500 m und Anlagenstandorte.....	232
Abbildung 102:	Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet Mannheim.....	233
Abbildung 103:	3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Mannheim.	233
Abbildung 104:	Rechengebiete am Untersuchungsstandort Stuttgart: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 600 x 600 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.000 x 1.000 m und Anlagenstandort.	234
Abbildung 105:	Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet in Stuttgart.	235
Abbildung 106:	3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Stuttgart.	235
Abbildung 107:	Darstellung der zeitabhängigen Emissionsquellstärken der untersuchten Schadstoffe bei Betrieb eines Holzkohlegrills..	241
Abbildung 108:	Zeitabhängige Emissionsquellstärken der untersuchten Schadstoffe beim Betrieb eines Pizzaofens.....	242
Abbildung 109:	3D-Visualisierung der nach VDI 3781, Blatt 4 ermittelten Ableithöhe mit Darstellung der Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.....	244
Abbildung 110:	3D-Visualisierung der nach VDI 3781, Blatt 4 ermittelten Ableithöhe mit Darstellung der Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.....	246
Abbildung 111:	Stärkewindrosen für die untersuchten Standorte.....	247
Abbildung 112:	Häufigkeit der Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier an den untersuchten Standorten.	248
Abbildung 113:	Monatliche Niederschlagsmengen und Jahressumme an den untersuchten Standorten.	250
Abbildung 114:	Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Göppingen bei Anströmung aus 270° (West) auf einer Höhe von 17,3 m über Geländeoberkante.	255

Abbildung 115:	Vertikalschnitt des Windfeldes bei Anströmung aus 270° (West) im Bereich des Schornsteins in Göppingen.	256
Abbildung 116:	Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 17,6 m über Geländeoberkante.....	257
Abbildung 117:	Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Marktplatzes Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 17,6 m über Geländeoberkante.....	257
Abbildung 118:	Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Marktplatzes Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 27,1 m über Geländeoberkante.....	258
Abbildung 119:	Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 24,5 m über Geländeoberkante.....	259
Abbildung 120:	Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Schornsteins in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 24,5 m über Geländeoberkante.....	260
Abbildung 121:	Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Schornsteins in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 28,5 m über Geländeoberkante.....	260
Abbildung 122:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	264
Abbildung 123:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	265
Abbildung 124:	Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	266
Abbildung 125:	Zusatzbelastung der PAK-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	267
Abbildung 126:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung quellseitiger Emissionsminderungstechnik auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	268

Abbildung 127:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung quellseitiger Emissionsminderungstechnik auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	269
Abbildung 128:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m.....	270
Abbildung 129:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	271
Abbildung 130:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen für das best-case-Szenario auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	272
Abbildung 131:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	273
Abbildung 132:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	274
Abbildung 133:	Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	275
Abbildung 134:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	276
Abbildung 135:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	277
Abbildung 136:	Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	278
Abbildung 137:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	280

Abbildung 138:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	281
Abbildung 139:	Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit für das best-case-Szenario im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	282
Abbildung 140:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration in ng/m ³ im Umfeld des Analgenstandortes in Stuttgart auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.	284
Abbildung 141:	Zusatzbelastung der PM _{2,5} -Immissionskonzentration in ng/m ³ bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Anlagenstandortes in Stuttgart auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.....	285
Abbildung 142:	Maximalwerte der PM _{2,5} -Immissionen für die Zubereitung von Hackfleischspießen und Pizza.	287
Abbildung 143:	Maximalwerte der Benzol-Immissionen für die Zubereitung von Hackfleischspießen unter der konservativen Annahme, dass die angesetzten BTEX-Emissionen vollständig aus Benzol bestehen.	288
Abbildung 144:	Maximalwerte der PAK-Immissionskonzentrationen für die Zubereitung von Hackfleischspießen.	289
Abbildung 145:	Maximalwerte der relativen Geruchsstundenhäufigkeit für die Zubereitung von Hackfleischspießen.	290
Abbildung 146:	Ort der Mobilen Messstation am Marktplatz in Mannheim..	293
Abbildung 147:	Ozon (O ₃) und die Globalstrahlung über den betrachteten Messzeitraum.	296
Abbildung 148:	Stundenmittelwerte von Stickstoffoxiden (NO _x) und Kohlenstoffmonoxid (CO).	298
Abbildung 149:	Stundenmittelwerte von Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO ₂) sowie der Grenzwert für Stickstoffdioxid.	299
Abbildung 150:	Tagesmittelwerte von Kohlenstoffmonoxid (CO) und Feinstaub PM ₁₀	300
Abbildung 151:	Feinstaubfraktionen bei geringeren Feinstaubbelastungen am 07.04.2022.....	303
Abbildung 152:	Feinstaubfraktionen bei höheren Feinstaubbelastungen am 26.03.2022.....	303
Abbildung 153:	Stundenmittelwerte der Feinstaubfraktionen PM2,5, PM10, gemessen über das Streulichtverfahren mit dem Messgerät Typ Fidas 200 der Firma Palas GmbH.....	304

Abbildung 154:	Stundenmittelwerte der Feinstaubfraktionen PM ₁ gemessen über das Streulichtverfahren mit dem Messgerät Typ Fidas 200 der Firma Palas GmbH.....	305
Abbildung 155:	Ultrafeinstaub, gemessene Partikelanzahlkonzentrationen im Zeitraum vom 09.04.2022 bis 12.04.2022.....	306
Abbildung 156:	Größenverteilung von Ultrafeinstaub bei einem Tag mit einer hohen Feinstaubbelastung.	306
Abbildung 157:	Stundenmittelwerte von Brown Carbon mit den jeweiligen erfassten Wetterdaten.	308
Abbildung 158:	Stundenmittelwerte von Black Carbon mit den jeweiligen erfassten Wetterdaten.	309
Abbildung 159:	Stundenmittelwerte der Gerüche (VOC) und Kohlenstoffmonoxid (CO).	310
Abbildung 160:	Stundenmittelwerte der PAK und VOC gemessen über das Aethalometer.	311

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Gruppen der relevanten Schadstoffemissionen, die bei der Verbrennung von Festbrennstoffen entstehen.....	40
Tabelle 2:	Immissionsschutzrechtliche Anforderungen nach der 1. BImSchV beim Einsatz der Brennstoffe Nummer 8 und 13 (§ 3 Abs. 1).....	45
Tabelle 3:	Immissionsgrenzwerte in der Luft gemäß der 39. BImSchV sowie zu empfehlende Richtwerte gemäß der WHO.....	47
Tabelle 4:	Vergleich der Ableitungsbedingung für Abgase nach der 1. BImSchV und der VDI 3781-4.	71
Tabelle 5:	Überblick über Abgasreinigungsverfahren.....	90
Tabelle 6:	Übersicht über die Maßnahmen zur Staubabscheidung.....	90
Tabelle 7:	Übersicht über die Verfahren zur Minderung von gasförmigen Emissionen.....	91
Tabelle 8:	Angaben für die Auswahl und Auslegung von Abgasreinigungsanlagen.....	96
Tabelle 9:	Anforderungen an Grill-Holzkohle sowie Grill-holzkohlebriketts nach DIN EN 1860 und DIN Plus.	126
Tabelle 10:	Ermittelte Durchschnittswerte relevanter Betriebsparameter für alle betrachteten Anlagentypen.	131
Tabelle 11:	Mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation.....	132
Tabelle 12:	Technische Daten des Moduls.....	145
Tabelle 13:	Eigenschaften der zur Charakterisierung eingesetzten Brennstoffe.....	149
Tabelle 14:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von Buchenscheithölzern.	155
Tabelle 15:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von der Grill-Holzkohle A gemäß dem in der Abbildung 63 dargelegten Betrieb (einmalige Beschickung mit 15 kg).	161
Tabelle 16:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von der Grill-Holzkohle B gemäß dem in der Abbildung 64 dargelegten Betrieb (Nachbeschickung alle 20 bis 25 Minuten mit ca. 2 kg).	162
Tabelle 17:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von Grillbriketts gemäß dem in der Abbildung 67 dargelegten Betrieb.	165
Tabelle 18:	Zusammenfassung der Emissionsergebnisse bei der Untersuchung unterschiedlicher Grillbrennstoffe.	167

Tabelle 19:	Messwerte der gemessenen Schwermetalle im Rohgas ohne Abgasreinigung.	168
Tabelle 20:	Messwerte der gemessenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe im Rohgas ohne Abgasreinigung.	169
Tabelle 21:	Messwerte der gemessenen BTEX im Rohgas ohne Abgasreinigung	170
Tabelle 22:	Emissionen beim Grillen von Fleischspießen mit einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand) ohne Verdünnung - Glutbettvorbereitung sowie bei vier Grillauflagen mit Grill-Holzkohle A.	174
Tabelle 23:	PAK-Emissionen beim Grillen von Fleischspießen mit einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand) ohne Verdünnung - zwei Grillauflagen mit Grill-Holzkohle A.	175
Tabelle 24:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Hackfleischspießen gemäß dem im Abbildung 73 dargelegten Betrieb.	182
Tabelle 25:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen beim Grillen von Hähnchen (entspricht der Betriebszeit von 1,1 h bis 3,5 h gemäß dem in der Abbildung 75 dargelegten Betrieb).	185
Tabelle 26:	Mittelwerte sowie 25 % und 75 % Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Fisch gemäß dem in der Abbildung 77 dargelegten Betrieb.	188
Tabelle 27:	Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Gemüse gemäß dem in der Abbildung 79 dargelegten Betrieb.	190
Tabelle 28:	Zusammenfassung der Messergebnisse der Grillversuche. Bei der Glutbettvorbereitung wurden die Emissionen von Grill-Holzkohle A eingesetzt. Als Brennstoff wurde bei allen Versuchen Grill-Holzkohle A eingesetzt.	192
Tabelle 29:	Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des Holzkohlegrills an den einzelnen Betriebstagen.	195
Tabelle 30:	Übliche Kombinationen aus unterschiedlichen Abgasreinigungsstufen gemäß der durchgeführten Literatur- und Praxisrecherche (xx: Obligatorisch, x: optional, ---: nicht vorhanden)	200
Tabelle 31:	Effektivität der Abgasreinigung im Neuzustand bei der Glutbettvorbereitung sowie beim Grillen von Hackfleischspießen. Als Brennstoff wurde Grill-Holzkohle A eingesetzt.	202

Tabelle 32:	Effektivität der Abgasreinigung im Neuzustand und nach einem vierwöchigen Betrieb der Abgasreinigung. Als Brennstoff wurde Grill-Holzkohle A eingesetzt.....	205
Tabelle 33:	Emissionen der einzelnen Komponenten an Schwermetallen ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.....	206
Tabelle 34:	Emissionen der einzelnen Komponenten an PAK ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.....	207
Tabelle 35:	Emissionen der einzelnen Komponenten an BTEX ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.....	210
Tabelle 36:	Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des Pizzabackofens an den einzelnen Betriebstagen.	215
Tabelle 37:	Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des handbeschickten Brotbackofens an den einzelnen Betriebstagen.	220
Tabelle 38:	Emissionsfrachten für die untersuchten Schadstoffe sowie für Geruch in Abhängigkeit der zubereiteten Speise und Betriebsphase.....	237
Tabelle 39:	Restaurant Göppingen: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4.....	244
Tabelle 40:	Restaurants Mannheim, Marktplatz: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4	245
Tabelle 41:	Restaurant Stuttgart: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4.....	246
Tabelle 42:	Standort Göppingen: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen, repräsentativen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes 2016-2019.....	251
Tabelle 43:	Standort Mannheim: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes der Jahre 2016-2019.	252
Tabelle 44:	Standort Stuttgart: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes der Jahre 2016-2019.	252
Tabelle 45:	Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes von Benzo[a]pyren (BaP) und Benzol der Jahre 2016-2019.....	253
Tabelle 46:	Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Göppingen (Zusatzbelastung).	261

Tabelle 47:	Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Mannheim (Zusatzbelastung).	262
Tabelle 48:	Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Stuttgart (Zusatzbelastung).	262
Tabelle 49:	Verwendete Messtechniken für die Immissionsmessungen in Mannheim	294
Tabelle 50:	Tagesmittelwerte der gravimetrisch erfassten Feinstaubimmissionen sowie von Stickstoffdioxid.....	302
Tabelle 51:	Tagesmittelwerte der Benzol-Immissionen.....	310
Tabelle 52:	Wirkung von Stoffen, welche bei der Zubereitung von Speisen in mit Festbrennstoffen betriebenen Anlagen entstehen und in die Umgebung freigesetzt werden können.....	319
Tabelle 53:	Wirkung von verschiedenen Kohlenwasserstoffverbindungen und Schwermetallen, welche beim Betrieb von Kleinfeuerungsanlagen entstehen und in die Umgebung freigesetzt werden können.	321
Tabelle 54:	Überblick über Messgeräte zur mobilen Emissionsmessung.	324
Tabelle 55:	Ergebnisse aus der Emissionsmessung von den einzelnen Komponenten an Schwermetallen, PAK und BTEX	326
Tabelle 56:	Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Lammspießen.	331
Tabelle 57:	Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Rindersteak.....	332
Tabelle 58:	Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Schweinesteak.....	334
Tabelle 59:	Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Hähnchen.....	336
Tabelle 60:	Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Fisch.....	338
Tabelle 61:	Emissionen und Emissionsfaktoren beim Backen von Pizza. .	341
Tabelle 62:	Emissionen und Emissionsfaktoren beim Räuchern von Rindfleisch.	342
Tabelle 63:	Emissionen und Emissionsfaktoren beim Räuchern von Fisch.	343

Abkürzungsverzeichnis

AKTerm	Ausbreitungsklassenzeitreihe: Standortspezifische Zeitreihe mit stündlichen Werten meteorologischer Parameter für einen 12-monatigen Zeitraum
AUSTAL2000	Lagrange'sches Ausbreitungsmodell nach den Vorgaben der TA Luft
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
CaSO₄	Calciumsulfat
Cl	Chlor
C_nH_m	Kohlenwasserstoffe
CO	Kohlenstoffmonoxid
DIN	Deutsche Institut für Normung
DNA	Desoxyribonukleinsäure
DWD	Deutscher Wetterdienst
EN	Europäischen Norm
F	Fluor
FID	Flammenionisationsdetektor
FSC	Forest Stewardship Council
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
HCl	Chlorwasserstoff
H₂S	Schwefelwasserstoff
IBP	Institut für Bauphysik
K₂SO₄	Kaliumsulfat
MISKAM	Dreidimensionales Strömungs- und Ausbreitungsmodell zur kleinräumigen Prognose von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen
N	Stickstoff
N₂O	Lachgas
NMVOC	Flüchtige organischen Verbindungen ohne Methan
NO	Stickstoffmonoxid
NO₂	Stickstoffdioxid
NO_x	Stickstoffoxide. Unter dem Begriff Stickstoffoxide werden Stickstoffdioxid (NO₂) und Stickstoffmonoxid (NO) zusammengefasst
OGC	Organic gaseous Carbon
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification
PM_{2,5}	Massenfraktion der luftgetragenen Partikel, die einen Einlass mit einer 50 %igen Abscheideeffizienz bei 2,5 µm aerodynamischem Durchmesser passiert.

PM₁₀	Massenfraktion der luftgetragenen Partikel, die einen Einlass mit einer 50 %igen Abscheideeffizienz bei 10 µm aerodynamischem Durchmesser passiert.
S	Schwefel
SO₂	Schwefeldioxid
TGA	Thermogravimetrischer Analysator
TOC	total organic carbon - Summe des gesamten organischen Kohlenstoffs
VOC	Volatile organic compounds/ flüchtige organische Verbindungen
WHO	Weltgesundheitsorganisation

1 Einleitung

Die Reinhaltung der Luft ist ein maßgebliches umweltpolitisches Ziel für Deutschland und Europa. Durch die zunehmende Industrialisierung, den Ausbau der Landwirtschaft sowie den zunehmenden Verkehr und den Trend zur Urbanisierung sind die Themen Luftqualität und Luftreinhaltung in den letzten Jahren stark in den Fokus der Öffentlichkeit und Politik gerückt. Nach Angaben des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) leben bereits etwa die Hälfte der Menschen in Deutschland in Städten [BMZ 2014]. Durch die hohe Bevölkerungsdichte gibt es insbesondere hier einen großen Handlungsbedarf, um eine gute Luftqualität für die Menschen und die Umwelt zu gewährleisten [Helbig et al. 1999].

Nach Schätzungen der Europäischen Umweltagentur EEA sterben in Gesamteuropa jährlich etwa 520.000 Menschen vorzeitig an den Folgen hoher Luftverschmutzung [EEA 2017]. Die Luftschatdstoffe können insbesondere bei Verbrennungsprozessen (z. B. in Kraftfahrzeugmotoren, in Industrieanlagen, in Kleinfreuerungsanlagen oder bei der Zubereitung von Speisen in Grillanlagen) entstehen und sich in der Umgebungsluft verbreiten.

Zur Vermeidung von negativen Wechselwirkungen auf Umwelt und Gesundheit durch Luftschatdstoffe wurden im Rahmen der NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 (National Emission Ceilings Directive) Verpflichtungen zur Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschatdstoffe (Schwefelverbindungen (angegeben als SO₂), Stickstoffoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) und Feinstaub (PM_{2,5})) für die Mitgliedstaaten der europäischen Union festgesetzt. In Deutschland müssen beispielsweise die Emissionen an NMVOC bis zum Jahr 2030 gegenüber dem Jahr 2005 um 28 % und an PM_{2,5} im selben Zeitraum um 43 % gemindert werden. Die Mitgliedstaaten sind unter anderem dazu verpflichtet über die Entwicklung der Luftschatdstoffemissionen in ihren Ländern jährlich zu berichten. Durch die Einführung der 43. BImSchV wurde die NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 in Deutschland in nationales Recht umgesetzt.

Bei den während der Verbrennung von Festbrennstoffen emittierten Kohlenwasserstoffen ist zu erwähnen, dass sich die toxikologische Wirkung dieser Stoffe je nach Verbindung stark unterscheidet. Als besonders gesundheitsschädlich gelten die sogenannten BTEX (das sind die aromatischen Kohlenwasserstoffe: Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole) sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Benzo[a]pyren, Naphthalin usw.), die bei ungünstigen Betriebsbedingungen während der Verbrennung und Speisezubereitung in hohen Konzentrationen entstehen können. Die Gefährdung der Gesundheit von diesen Stoffen ergibt sich durch das Vermögen zur chemischen Reaktion mit den freien Elektronenpaaren in der DNA, wodurch beispielsweise Zellteilungen und Mutationen beeinflusst und die Bildung von Tumoren sowie Leukämie begünstigt werden können [Großmann 2005].

Für die Begrenzung der Emissionen werden durch Verordnungen (z. B. 1. BImSchV für Kleinfreuerungsanlagen, 44. BImSchV für mittelgroße Feuerungsanlagen usw.) und Verwaltungsvorschriften (z. B. TA-Luft) unterschiedliche Anforderungen an den Betrieb von technischen Anlagen gestellt. Die Einhaltung dieser Anforderungen wird durch bestimmte Überwachungsmechanismen sichergestellt. Allerdings gibt es auch technische Einrichtungen, für die es bisher keine rechtlichen Regelungen zur Einhaltung bestimmter Emissionsgrenzwerte gibt oder die von den bestehenden Anforderungen an die Emissionen ausgenommen sind. Zu diesen technischen Einrichtungen gehören beispielsweise Anlagen, die für die Zubereitung von Speisen durch den Kontakt mit heißen Abgasen genutzt werden. Das sind z. B. Grillanlagen sowie Back-, Pizza- und Räucheröfen, die nach § 1 Absatz 2 der 1 BImSchV von Emissionsanforderungen befreit sind. Allerdings hat der Betrieb dieser Anlagen in den letzten

Jahren zu einer Zunahme von Beschwerden in den Innenstädten, insbesondere aufgrund von starker Rauchentwicklung und häufig auftretenden Gerüchen, geführt [Landtag NRW 2018].

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurde die Beschwerdesituation und die bei der Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen entstehenden Emissionen ausgiebig untersucht. Die folgenden Untersuchungen wurden durchgeführt:

- ▶ Untersuchung der aktuellen Beschwerdesituation: Das Ziel der Untersuchung war es, die aktuelle Beschwerdesituation, die durch den Betrieb von Anlagen für die Zubereitung von Speisen verursacht werden und deren Ursachen zu ermitteln. Hierfür wurde eine Umfrage erstellt, die über den AISV (Bund-Länder-Ausschuss für Anlagenbezogenen Immissionsschutz/Störfallvorsorge) an die entsprechenden Beschwerdestellen (z. B. Gemeindeverwaltungen, Ordnungsämter usw.) in Deutschland versendet und von diesen ausgefüllt wurde. In der Umfrage wurden beispielsweise die Art der von Beschwerden betroffenen Anlagen (z. B. Grillanlagen, Backöfen, Räucherei usw.), die Betriebszeiten, die eingesetzten Brennstoffe (z. B. Holz, Holzkohle, fossile Kohle usw.) und die Gründe für Beschwerden (z. B. Gerüche, Rauch usw.) abgefragt.
- ▶ Emissionsmessungen beim Betrieb einer Holzkohlegrillanlage: Emissionsmessungen wurden anhand eines speziellen im Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP entwickelten Prüfstands für die Untersuchungen von aus Holzkohlegrillanlagen stammenden Emissionen durchgeführt. Für die Ermittlung der Emissionen wurde die folgende Vorgehensweise angewendet:
 - Charakterisierung der Emissionen aus Regelbrennstoffen: Eine Besonderheit bei Grillanlagen besteht darin, dass diese meistens mit einem offenen Feuerraum betrieben werden. Dadurch wird das Abgas stark mit Umgebungsluft verdünnt, sodass im Vergleich zu Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV aufgrund der hohen Verdünnung zwar niedrige Konzentrationen zu messen sind, allerdings sind die Schadstofffrachten (Gewichtseinheit pro Zeiteinheit wie z. B. Gramm pro Stunde) bzw. die energiebezogenen Konzentrationen (als Gramm pro Kilowattstunde oder Megajoule) miteinander vergleichbar. Im Rahmen der Charakterisierung der Brennstoffe wurden die bei der thermischen Nutzung von unterschiedlichen Brennstoffen (Buchenscheitholz, Grill-Holzkohle und Grill-Kohlebriketts) verursachten Emissionen (Konzentrationen und Frachten) beim Betrieb der Grillanlage gemessen und miteinander verglichen. Die untersuchten Brennstoffe werden häufig in Anlagen für die Speisezubereitung eingesetzt. Während bei Grillanlagen und Räucherkammern hauptsächlich Grill-Holzkohle bzw. geringe Mengen an Räuchermehl (feingemahlene aromatische holz- und nicht-holzartige Biomasse) zum Einsatz kommen, werden bei Pizza- und Brotbacköfen meistens Harthölzer und selten Grill- Holzkohlebriketts verwendet.
 - Emissionen bei der Zubereitung verschiedener Grillgüter: Nach der Untersuchung des Einflusses der Brennstoffe wurde das Emissionsverhalten (Schadstofffrachten und Konzentrationen) bei der Zubereitung von verschiedenen in der Gastronomie angebotenen Grillgütern untersucht. Zu den häufig zubereiteten Grillgütern gehören beispielsweise Hackfleischspieße, Hähnchenfleisch, Fisch und Gemüse.

- Abgasreinigungseffektivität eines am Markt erhältlichen mehrstufigen Abgasreinigungssystems beim Einsatz in Grillanlagen: Für die Minderung von Schadstoffen aus Verbrennungsprozessen kommen unterschiedliche Maßnahmen in Betracht. Eine mögliche und in der Praxis angewandte Maßnahme zur Minderung von Schadstoffen aus dem Abgas beruht auf dem Einsatz von den Verbrennungsanlagen nachgeschalteten Abgasreinigungsgeräten. Im Gegensatz zu den für die Wärmebereitstellung genutzten Verbrennungsanlagen, wie beispielsweise Biomassefeuerungen, zeichnet sich das Abgas aus Holzkohlegrills durch einen hohen Fettanteil sowie höheren Konzentrationen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen aus, die bei den herkömmlichen Abgasreinigungssystemen viele technische Probleme hervorrufen. Das Hauptziel für den Einsatz von nachgeschalteten Reinigungsgeräten für Abgase aus gastronomischen Holzkohlegrills besteht in der Abscheidung von groben und feinen Fetttröpfchen sowie der Minderung von Gerüchen, die eine Hauptursache von Beschwerden darstellen. Beim Einsatz von Aktivkohlefiltern werden Kohlenwasserstoffe abgeschieden. Es ist zu erwähnen, dass die Minderung von gesundheitsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei derzeitig auf dem Markt verfügbaren Abgasreinigungstechniken nicht im Vordergrund steht.
- ▶ Praxismessungen beim Betrieb realer Speisenzubereitungsanlagen: Das Konzept der Zubereitung von Speisen durch die Beaufschlagung mit heißen Abgasen wird für unterschiedliche Speisen und somit in verschiedenen Gastronomiebetrieben angewendet. Im Rahmen der Untersuchung von den bei der Speisenzubereitung entstehenden Emissionen wurden zusätzlich zu den Prüfstandmessungen auch Feldmessungen an sich in der Praxis befindlichen Anlagen (Pizza- und Brotbacköfen sowie Holzkohlegrill) durchgeführt. Auf Basis der Emissionsmessungen lassen sich die Gründe für die beim Betrieb emittierten Geruchs- und Schadstoffe bei der Nutzung unterschiedlicher Speisenzubereitungsanlagen ermitteln.
- ▶ Simulation der Ausbreitung von Luftschaadstoffen in der Umgebung: Die während der Prüfstands- und Praxismessungen gemessenen Emissionen beim Betrieb wurden für die Berechnung der Ausbreitung von Luftschaadstoffen in der Umgebung von Göppingen, Mannheim und Stuttgart genutzt. In den ausgewählten Gebieten hat es in der Vergangenheit häufig Beschwerden aufgrund des Betriebs von Anlagen für die Speisenzubereitung gegeben. Die Ausbreitungsrechnung wurde mit der Software MISKAM durchgeführt. Mit dieser Software werden auf Basis der Prüfstandsemisionen und den Wetterdaten oder den über das Jahr veränderlichen Witterungsbedingungen sowie den geometrischen Verhältnissen in der Umgebung die Verteilungen der Schad- und Geruchsstoffe simuliert. Die Ergebnisse aus den berechneten Simulationen liefern wichtige Hinweise über mögliche Maßnahmen, die zukünftig zur Minderung von Schad- und Geruchsstoffen ergriffen werden können um eine Verbesserung der Beschwerdesituation zu erreichen.
- ▶ Durchführung von Immissionsmessungen: Um das verwendete Ausbreitungsmodell zu validieren, wurden außerdem Immissionsmessungen an einem der für die Simulation betrachteten Standorte durchgeführt, wobei relevante Immissionen mit einer mobilen

Luftmessstation gemessen wurden. Hier wurden insbesondere Fein-, Feinst- und Ultrafeinstaub sowie BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylool) und Kresole (o-, m- und p-Kresole) betrachtet, die beim Grillen aufgrund des Schwelbrands von Fetten in nennenswerten Mengen entstehen [Elmenhorst et al. 1967].

Die auf Basis von den in diesem Projekt gesammelten Erfahrungen können letztlich auch für die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen genutzt werden. Die Anwendung von Handlungsempfehlungen soll zu einer Minderung von gefährlichen und geruchswirksamen Stoffen genutzt werden, die bei der Speisezubereitung entstehen können und einen großen Einfluss auf die aktuelle Beschwerdesituation haben. Es ist zu erwähnen, dass innerhalb dieses Forschungsvorhabens nur die gefassten Emissionen aus dem Schornstein ermittelt wurden. Diffuse Emissionen beispielsweise aus Fenstern und Türen wurden nicht betrachtet.

1.1 Thematischer Hintergrund

Die Luftqualität in Deutschland ist insbesondere in urbanen Gebieten trotz einer stetigen Minderung der Feinstaubemissionen weiterhin als gesundheitlich kritisch zu bewerten. Unter anderem aufgrund der PM_{2,5}-Konzentrationen, die deutlich über dem empfohlenen WHO-Richtwert von 5 µg/m³ liegen [WHO 2021]. Darüber hinaus werden die Grenzwerte für Stickstoffoxide in großen Städten insbesondere in stark befahrenen Straßengebieten überschritten. Um eine gute Luftqualität in großen Städten zu erreichen und den Anforderungen an die WHO Air Quality Guidelines gerecht zu werden, ist eine zusätzliche Reduzierung von Luftschadstoffen aus allen bekannten Quellen erforderlich. Zusätzlich zum Verkehr und dem Hausbrand¹ tragen die gewerblichen mit Festbrennstoffen betriebenen Speisezubereitungsanlagen zur Belastung der Umgebungsluft mit unterschiedlichen Luftschadstoffen bei [Landtag NRW 2019]. Unter diese Anlagen fallen unter anderem Holzkohlegrillanlagen, Pizzabacköfen, Brotbacköfen und Räucherkammern. Im Gegensatz zu den anderen Anlagen entsteht bei Holzkohlegrills ein Schwelbrand von Fetten und ölhaltiger Marinade, die trotz einer starken Verdünnung 1:50 bis 1:100 einen intensiven Geruch in der Umgebung der Anlagen verursachen. Beispielsweise führt ein Komplex aus 24 Holzkohlegrillanlagen im Bereich des Mannheimer Marktplatzes in den Abendzeiten zur starken Geruchswahrnehmung in einem Umkreis von mindestens 2,5 km (siehe auch Abschnitt 12.3.2).

Gewerblich genutzte Holzkohlegrills sind dem Gaststätten-/ Gewerbebetrieb zuzuordnen. Sie stellen nicht genehmigungsbedürftige Anlagen im Sinne des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (§ 3 Abs. 5 Nr. 2 des BImSchG) dar, die den §§ 22 bis 25 BImSchG unterliegen. Gemäß § 22 des BImSchG sind nicht genehmigungsbedürftige Anlagen so zu errichten und zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind. Nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen sind auf ein Mindestmaß zu beschränken.

Die Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (Erste Verordnung zur Durchführung des BImSchG - 1. BImSchV) gilt nach § 1 Abs. 1 der 1. BImSchV zunächst für die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Feuerungsanlagen, die keiner Genehmigung nach § 4 BImSchG bedürfen. In der 1. BImSchV ist der Stand der Technik für die Errichtung und den Betrieb von kleinen Feuerungsanlagen beschrieben. Allerdings schränkt § 1 Abs. 2 der 1. BImSchV den Anwendungsbereich der Verordnung für Anlagen ein, die dazu bestimmt sind, Speisen durch unmittelbare Berührung mit heißen Abgasen zu backen oder in ähnlicher Weise

¹ Wärmebereitstellung in Gebäuden durch Feuerungsanlagen

zuzubereiten. Holzkohlegrills, Räucheranlagen, Pizza- und Brotbacköfen fallen somit unter diese Ausnahmeregelung. Insofern werden an diese Anlagen keine Anforderungen hinsichtlich der Emissionen (Grenzwerte) und der Überwachung gestellt. Die Ausnahmeregelung führt dazu, dass Holzkohlegrills keiner messtechnischen Überprüfung durch die Schornsteinfeger*innen unterliegen.

Im Rahmen von Beschwerden zum Beispiel über Geruchsbelästigung finden vereinzelt immissionsschutzrechtliche Überprüfungen von Holzkohlegrills im Hinblick auf die Ableitbedingungen statt. Auf Antrag von Nordrhein-Westfalen wurden die Anforderungen zu Ableitbedingungen von Abgasen aus Anlagen zum Grillen und Backen von Speisen, welche zu gewerblichen Zwecken ab dem 20. Juni 2019 errichtet oder ab diesem Datum wesentlich geändert wurden in die 1. BImSchV mit aufgenommen. Seit dem 01. Januar 2022 gilt für Neuerrichtungen oder wesentliche Änderungen von Feuerungsanlagen, dass diese einen firstnahen Schornstein haben müssen, dessen Mündung mindestens 40 cm über dem First endet, oder die vereinfachten Ableitbedingungen nach VDI 3781 Blatt 4 für das Einzelgebäude einhalten müssen.

Mit der Ausführung des Schornsteins nach den Sätzen 1 bis 5 des § 19 der 1. BImSchV können schädliche Umwelteinwirkungen aufgrund der Abgasableitung in der Regel ausreichend sicher verhindert werden. Hierbei sind die Rezirkulationszone des Betreibergebäudes und die Umkreisregelung nach Satz 5 des § 19 der 1. BImSchV berücksichtigt. In bestimmten Fallkonstellationen können dennoch schädliche Umwelteinwirkungen wegen der Rezirkulationszone eines vorgelagerten Gebäudes vorliegen (§ 19 Satz 6). Um dies auszuschließen sollten die Prüfschritte nach der LAI Auslegungshilfe berücksichtigt werden [LAI 2024].

1.2 Emissionen aus Verbrennungsprozessen

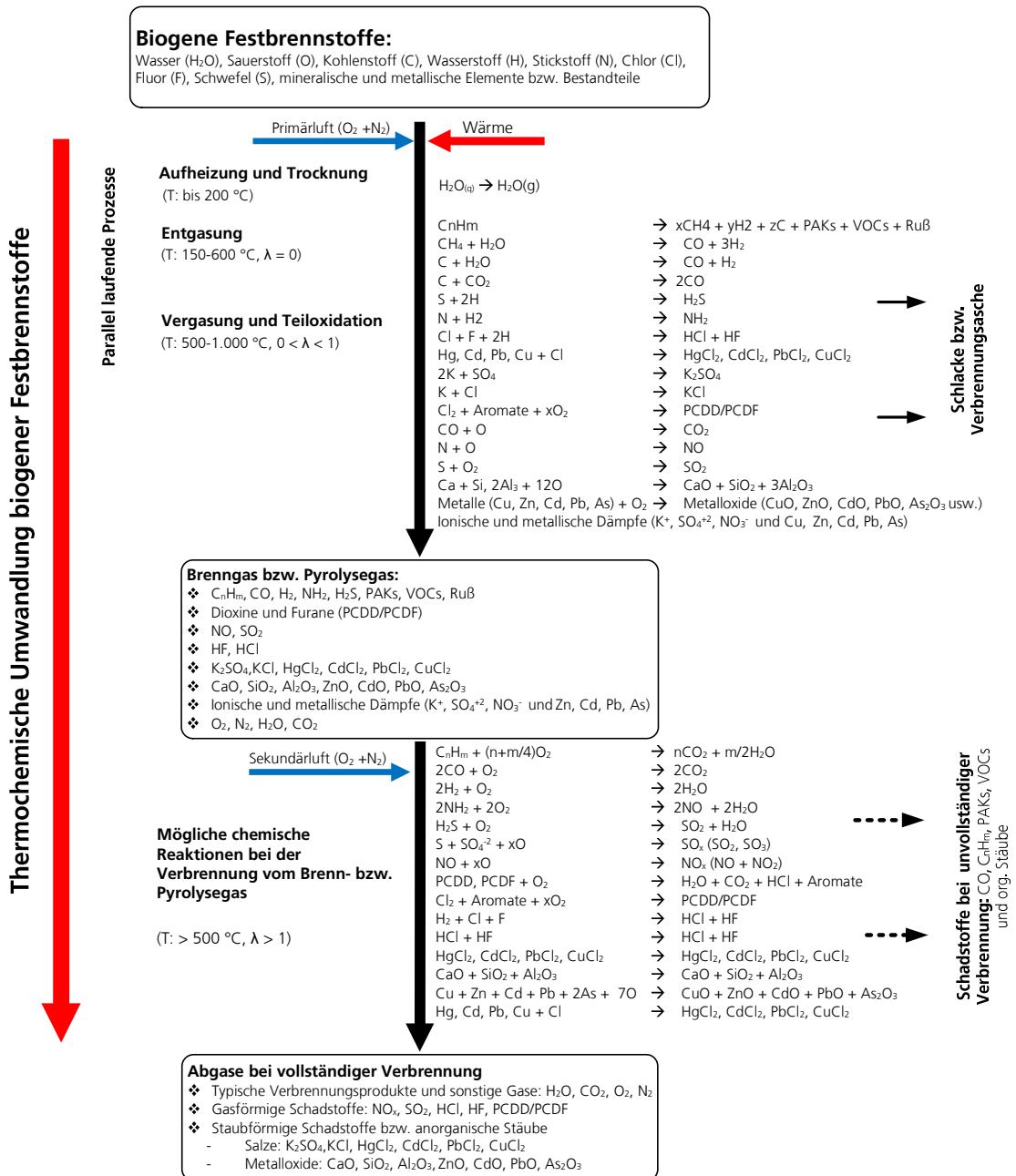
Bei der thermochemischen Umsetzung von Festbrennstoffen entsteht eine Vielzahl völlig unterschiedlicher Schadstoffe. Diese Schadstoffe lassen sich in gas- und staubförmige Emissionen unterteilen. Abbildung 1 zeigt eine vereinfachte Darstellung der Schadstoffentstehungsreaktionen bei der thermischen Umwandlung von Festbrennstoffen mit den wichtigsten möglichen chemischen Reaktionen. Im Allgemeinen kann zwischen den in der Tabelle 1 dargestellten Schadstoffen unterschieden werden. In den folgenden Abschnitten werden die typischen staub- und gasförmigen Emissionen hinsichtlich ihrer Entstehung mit den möglichen Primärmaßnahmen für die Minderung dargestellt.

In der Regel hängt die Art und Konzentration sowohl von staub- als auch von gasförmigen Emissionen von der elementaren Zusammensetzung des Brennstoffs ab. Bei den Emissionen, die aus einer unvollständigen Verbrennung gebildet werden, spielen die verbrennungstechnischen Brennstoffeigenschaften (Feuchtegehalt, Aschegehalt, flüchtige Bestandteile usw.) sowie die Gestaltung und die Regelung des Verbrennungsprozesses mit dem verwendeten Verbrennungsprinzip eine ausschlaggebende Rolle. Beispielsweise führt ein erhöhter Stickstoffanteil im Brennstoff zu höheren Stickstoffoxidemissionen. Das Gleiche gilt für Chlor und Schwefel. Bei einer unvollständigen Verbrennung sind immer erhöhte Emissionen an Kohlenstoffmonoxid sowie Kohlenwasserstoffen zu erwarten, wenn der Verbrennungsprozess in Sauerstoffmangel gerät oder günstige Oxidationstemperaturen aufgrund des niedrigen Heizwertes (im Fall eines höheren Wasser- und/oder Aschegehalts) nicht erreicht werden können.

Tabelle 1: Gruppen der relevanten Schadstoffemissionen, die bei der Verbrennung von Festbrennstoffen entstehen

Art der Emissionen	Gruppe	Beispielstoffe
Staubförmige Emissionen	Stäube	Organische Partikel: Ruß, Kohlenstoffketten Anorganische Partikel: Minerale, Salze, Metalloxide und Metalldämpfe Schwermetalle: Cadmium, Thulium, Arsen, Blei, usw.
Gasförmige Emissionen	Kohlenstoff C	CO: Kohlenstoffmonoxid CO ₂ : Kohlenstoffdioxid
	Halogene (Cl, F, Br, I)	HCl: Chlorwasserstoff HF: Fluorwasserstoff
	Schwefel S	SO ₂ : Schwefeldioxid H ₂ S: Schwefelwasserstoff
	Stickstoff N	NO: Stickstoffmonoxid NO ₂ : Stickstoffdioxid N ₂ O: Distickstoffoxid (Lachgas)
Kohlenstoff C + Wasserstoff H (organisch)		Kohlenwasserstoffe -> Methan CH ₄ , Ethan C ₂ H ₆ Halogenkohlenwasserstoffe -> Chlormethan CH ₃ Cl
		Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK -> Biphenyl C ₁₂ H ₁₀ Biphenyle + Halogene -> halogenierte Biphenyle Chlorierte Biphenyle + Sauerstoff -> Dioxine und Furane

Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der thermischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe mit der Schadstoffbildung über die jeweiligen Umwandlungsphasen.



Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP [Aleysa et al. 2017]

In den folgenden Abschnitten werden die relevanten staub- und gasförmigen Emissionen mit den möglichen Primärmaßnahmen zur Minderung dargestellt.

1.2.1 Staubförmige Schadstoffemissionen

Die staubförmigen Emissionen lassen sich in primäre und sekundäre Partikel unterteilen. Zu den primären Partikeln gehören Bestandteile, die entweder im Brennstoff enthalten sind oder am Brennstoff anhaften, wie Sand und Erde, oder im Glutbett gebildete staubförmige Komponenten, die mit dem Abgasstrom mitgeführt werden, ohne in die Gasphase überzugehen [Klipfel et al. 2006]. Sekundäre Partikel sind generell sehr klein und liegen im Nanometerbereich. Sie entstehen in einer Reihe von chemischen Reaktionen und physikalischen Vorgängen wie

Absorption, Nukleation, Kondensation aus chemischen Komponenten, wie z. B. SO_x, NO_x, die sich im gasförmigen Zustand im Feuerraumbereich befinden [Marutzky 2002, Kaltschmitt et al. 2009]. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften der staubförmigen Emissionen hängen vom eingesetzten Brennstoff ab [Oser et al. 2003]. Staubförmige Emissionen können sowohl aufgrund vollständiger und unvollständiger Verbrennung als auch durch das Mitreißen von Partikeln aus dem Brennstoff oder der Asche entstehen [Marutzky 2002, Kaltschmitt et al. 2009, Oser et al. 2003].

Im Folgenden werden die wichtigsten staub- und gasförmigen Emissionen sowie mögliche Primärmaßnahmen zur Minderung dargestellt.

Staubförmige Emissionen aus vollständiger Verbrennung

Staubförmige Emissionen aus der vollständigen Verbrennung sind anorganische Bestandteile des Brennstoffs, die nach einer Fragmentierung und Verdampfung des Brennstoffpartikels bei wieder sinkenden Temperaturen über die Nukleation mit anschließender Koagulation sowie durch die direkte Kondensation freigesetzt werden können und mineralische Aschepartikel, die mit dem Abgasstrom aus dem Glutbett mitgerissen werden können. Hierzu zählen folgende Partikeltypen [Marutzky 2002, Kaltschmitt et al. 2009]:

- ▶ Schwerflüchtige, mineralische Aschebestandteile (z. B. CaO, Al₂O₃, SiO₂),
- ▶ Ascheverbindungen, die durch Verdampfung und Kondensation oder Neubildung in der Feuerung entstehen (z. B. KCl, K₂SO₄, Nitrate) und
- ▶ Schwermetalle und Schwermetallverbindungen, die aus dem Brennstoff oder aus Verunreinigungen entstehen. Diese können in metallischer, oxidischer oder chloridischer Form vorkommen.

Die Minderung dieser Stäube im Abgas kann hauptsächlich durch eine mehrstufige Verbrennung erreicht werden. In der ersten Verbrennungsstufe der Vergasungszone muss die Temperatur niedriger eingestellt werden als die Verdampfungstemperatur dieser Partikel. Außerdem tragen die Verteilung und Regulierung der Verbrennungsluft zur Reduzierung dieser Staubpartikel maßgeblich bei. Es müssen dabei günstige Strömungsverhältnisse in der Glutzone gewährleistet werden, so dass diese Staubpartikel durch die Begrenzung des Sauerstoffangebotes nicht entstehen können bzw. durch niedrige Strömungsgeschwindigkeiten in der Vergasungszone nicht mit dem Abgasstrom mitgerissen und anschließend emittiert werden. Zudem lässt sich der Anteil der schwerflüchtigen, mineralischen Aschebestandteile durch den Einsatz von rindefreien Hölzern und mit Erde und Sand unbelasteten Brennstoffen sehr gut mindern [Marutzky 2002].

Staubförmige Emissionen aus unvollständiger Verbrennung

Hierunter werden nicht verbrannte Kohlenstoffverbindungen verstanden, die kohlenstoffhaltige feste oder nach der Abkühlung der Reaktionsprodukte entstehenden Zersetzungprodukte sowie kondensierte Syntheseprodukte umfassen [Marutzky 2002, Klippe et al. 2006].

Kohlenstoffhaltige Zersetzungprodukte sind organische Verbindungen, die bei der pyrolytischen Zersetzung aufgrund des hohen Anteils der flüchtigen Bestandteile des Brennstoffs freigesetzt werden können. Sie werden aufgrund ungünstiger Verbrennungsbedingungen, wie z. B. ungenügend zugeführter Sauerstoff, zu kurze Verweilzeiten, unzureichende Oxidationstemperatur im Brennraum und schlechte Durchmischung gebildet. Die kohlenstoffhaltigen kondensierten Syntheseprodukte, wie z. B. Ruß, werden in der Flamme durch Agglomeration kleinster Kohlenstoff-Cluster freigesetzt. Ihre

Bildung wird durch ungenügende Luftzufuhr, ungleichmäßige Entzündung und schlechte Durchmischung von Brennstoff und Luft bzw. Sauerstoff begünstigt.

Die staubförmigen Emissionen aus unvollständiger Verbrennung können durch die Verbesserung der Brennstoffeigenschaften, wie z. B. Einsatz von trockenen Brennstoffen und/oder einer Stückigkeit, die an den Brennstoffraum angepasst ist, sowie durch die Verbesserung der Feuerungstechnik gemindert werden. Zur Verbesserung der Feuerungstechnik können folgende Maßnahmen genutzt werden:

- ▶ Automatische Beschickung des Brennstoffs, wobei eine gewisse Qualität des Brennstoffs erforderlich ist, um eine sachgemäße Verbrennung mit niedrigen Schadstoffemissionen zu gewährleisten.
- ▶ Regelung des Verbrennungsprozesses vor allem der Zufuhr der Primär- und Sekundärverbrennungsluft durch den Einsatz geeigneter Sensorik wie z. B. O₂- und CO_e/O₂-Sonde.
- ▶ Konstruktive Optimierung des Feuerraumes, so dass eine günstige Verteilung der Primär- und Sekundärverbrennungsluft sowie eine gute Durchmischung mit Brenngas gewährleistet werden kann.

Stäube aus unvollständiger Verbrennung müssen aus technischen Gründen durch Primärmaßnahmen oder durch die Optimierung der Verbrennungstechnik sowie der Betriebsweise gemindert werden, da sie einen negativen Einfluss auf die nachgeschalteten Abgasbehandlungssysteme vor allem Staubabscheider haben. Diese Stäube mit den dabei emittierten organischen Verbindungen bilden bei elektrostatischen Staubabscheidern eine klebrige Schicht auf der Sprühelektrode, so dass der Ionisationsprozess und somit die Abscheidung gestört werden. Zudem wird auf der Niederschlagselektrode aufgrund der Leitfähigkeit der Stäube eine Staubschicht mit ungünstigen elektrischen Eigenschaften gebildet, die von Zeit zu Zeit von der Niederschlagselektrode entfernt werden muss [Schwister 2009]. Abgasbestandteile aus einer unvollständigen Verbrennung bilden bei Nassabscheidern eine klebrige Schicht auf den Systembestandteilen (Rohre, Ventile, Filter und Pumpen), was zu einer Störung des Betriebs führen kann. Auch bei filternden Staubabscheidern (Gewebefilter, Speicherfilter usw.) können hohe Staubkonzentrationen aus Holzkohlegrills zu einer Erhöhung des Druckverlusts bei schlechter Abgasschlüssigkeit zu schwierigen Abreinigungseigenschaften führen.

Staubförmige Emissionen aus dem Brennstoff

Der Anteil staubförmiger Partikel im Abgas hängt von der Art und Konstruktion der Feuerungsanlage sowie den Eigenschaften des Brennstoffs ab. Die Bildung staubförmiger Partikel wird durch hohe Geschwindigkeiten der Luftströmung in den Feuerraum, ungünstige Stellen für die Primär- und Sekundärluftzufuhr, den Einsatz von Brennstoffen mit niedriger Dichte, ungenügende Durchmischung von Verbrennungsluft und Brennstoff und lokal unzureichende Verbrennungstemperaturen verstärkt. Mögliche Minderungsmaßnahmen zur Reduzierung der Staubemissionen sind z. B. mehrstufige Verbrennung und Verteilung der Verbrennungsluft, bessere Regulierung der Verbrennungsluftzufuhr und Verbesserung der Brennstoffeigenschaften wie z. B. durch die Pelletierung oder Brikettierung.

1.2.2 Gasförmige Schadstoffemissionen

Die Art und Konzentrationen der gasförmigen Schadstoffemissionen im Abgas hängen von der elementaren Zusammensetzung des Brennstoffs und des Grillguts bzw. dem Anteil der chemischen Elemente wie z. B. Stickstoff (N), Chlor (Cl), Fluor (F) und Schwefel (S) sowie Schwermetallen ab, die bei der Verbrennung zu Schadstoffen umgewandelt werden können [Joos 2006].

Stickstoffoxide

Stickstoff tritt im Abgasvolumenstrom bei der vollständigen Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen als Stickstoffmonoxid (> 95 %), als Stickstoffdioxid (< 5 %) und seltener in Form von Lachgas (N_2O) auf. Bei der Entstehung wird in drei Bildungswege unterschieden. Erstens werden Stickstoffoxide beim Verbrennungsvorgang überwiegend durch die Reaktion des im Brennstoff gebundenen Stickstoffs mit Sauerstoff gebildet. Der Anteil des im Brennstoff gebundenen Stickstoffs, der zu Stickstoffoxiden reagiert, hängt von der Verbrennungstemperatur sowie von dem Störungseffekt im Feuerraumbereich ab. Bei einer Flammentemperatur von über 1.200 °C beginnt der molekulare und atomare Stickstoff aus der Verbrennungsluft zu oxidieren und es entstehen dadurch die sogenannten thermischen Stickstoffoxide. Zusätzlich werden prompte Stickstoffoxide bei Anwesenheit von Stickstoffradikalen und Sauerstoff bei einer FlammenTemperatur von über 1.300 °C gebildet [Schultes 1996, Marutzky 2002, Kaltschmitt et al. 2009]. Die thermischen und prompten Stickstoffoxide spielen bei der Verbrennung in Biomassefeuerungen nur eine untergeordnete Rolle, da in der Regel maximale FlammenTemperaturen von unter 1.200 °C zu erwarten sind. Erhöhte Temperaturen in der Front der Flamme von über 1.200 °C sind bei manchen Heizkesseln vor allem beim Einsatz von trocknen Brennstoffen (Wassergehalt < 10 Ma.-%) nicht auszuschließen. Zusätzlich zur Temperatur spielt der Sauerstoffgehalt in der aktiven Reaktionszone eine bedeutsame Rolle bei der Bildung von Stickstoffoxiden, wobei komplexe Interaktionen zwischen den beiden Parametern bei dem Verbrennungsprozess durch den Kühleffekt sowie der Verschiebung der Reaktionsgleichgewichte herrschen.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane können ein großes Problem bei Verbrennungsprozessen darstellen. Ihre Bildung im Verbrennungsvorgang wird insbesondere im Temperaturbereich zwischen 200 °C und 700 °C bei Anwesenheit von Sauerstoff, Chlor und Aromaten begünstigt [Schultes 1996]. Die höchste Bildungsgeschwindigkeit von Dioxinen und Furanen erfolgt in einem Temperaturbereich von 250 °C bis 400 °C. Bei höheren Temperaturen ($T > 1.000 °C$) beginnt die Zersetzung von Dioxinen und Furanen. Die Bildung von Dioxinen und Furanen wird bei Anwesenheit von katalytisch wirkenden Schwermetallen (wie z. B. Kupfer) sowie beim Einsatz von Elektrofiltern (de-Novo-Synthese) begünstigt [Birnbaum 1996, Hirner et al. 2000], wobei die Anwesenheit von Chlor notwendig ist. Außerdem hat das Sauerstoffangebot in der Primärreaktionszone einen ausschlaggebenden Einfluss auf die Bildung von Dioxinen und Furanen. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei einem Sauerstoffüberschuss von mehr als 13 Vol.-% mit einem Anstieg der Dioxine und Furane im Abgas zu rechnen ist [Kaltschmitt et al. 2009]. Dioxine und Furane werden bei der Verbrennung vornehmlich an den festen Verbrennungsrückständen adsorbiert (ca. 80 % bis 90 %). Der Rest wird mit dem Abgas ausgetragen. Etwa 90 % davon können in einem nachgeschalteten Entstaubungssystem abgeschieden werden [Schultes 1996]. Dioxine und Furane können nur diskontinuierlich mit komplexen Probeentnahmesystemen und Analyseverfahren ermittelt werden. Aus diesem Grund ist eine kontinuierliche oder wiederkehrende Überwachung in häuslichen Kleinfeuerungsanlagen mit hohem Aufwand und Kosten verbunden. Dioxine und Furane müssen

beim Betrieb von Kleinfeuerungsanlagen nur bei der Typprüfung für die Zulassung von Brennstoffen Nummer 8 und 13 (§ 3 Abs. 1) für den Einsatz in Festbrennstoffkesseln einen Grenzwert von 0,1 ng/m³ einhalten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Immissionsschutzrechtliche Anforderungen nach der 1. BImSchV beim Einsatz der Brennstoffe Nummer 8 und 13 (§ 3 Abs. 1).

Thermische Nennwärmeleistung (NWL)	Dioxine und Furane PCDD/PCDF	Stickstoffoxide NO _x (*)	Kohlenstoffmonoxid CO	Staub
[kW]	[ng/m ³]	[mg/m ³] (**)	[mg/m ³] (**)	[mg/m ³] (**)
100 kW > NWL ≥ 4 kW	0,1	500	250	20

(*): Kontrolle nur bei der Typprüfung für die Zulassung von Brennstoffen gemäß der 1. BImSchV.

(**): Abgas im Vergleichszustand (trocken, Normzustand, Bezugssauerstoff 13 Vol.-%).

Beim Grillen mit Grillkohle ist zu erwarten, dass die Bildung von Dioxinen und Furanen höher ist als bei der Verbrennung von Scheitholz in Kleinfeuerungsanlagen (Tabelle 22). Dies hat verschiedene Ursachen:

- ▶ der Chlorgehalt in der Grillkohle ist höher als im Holz (Aufkonzentrierung aufgrund des Pyrolyseprozesses),
- ▶ hoher Sauerstoffüberschuss beim Grillen,
- ▶ hohe Feinstaubkonzentration im Abgas,
- ▶ hoher Anteil an Kohlenwasserstoffen (u.a. PAK und BTEX) aufgrund der unvollständigen Verbrennung,
- ▶ die Temperatur beim Grillvorgang ist ausreichend um, eine Bildung von Dioxinen und Furanen zu ermöglichen.

Grill-Holzkohle weist, wie bei den im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Brennstoffanalysen festgestellt wurde (siehe Tabelle 13), einen höheren Chlorgehalt als die ursprünglichen vor dem Verkohlungsprozess eingesetzten Hölzer auf.

Chlor- und Fluorwasserstoff

Die sich im Brennstoff befindenden Chlor- und Fluorverbindungen reagieren bei der Verbrennung überwiegend (80 % bis 90 %) mit dem vorhandenen Wasserstoff zu Chlor- und Fluorwasserstoffen und werden mit dem Abgas ausgetragen [Joos 2006]. Die Anteile der Chlor- und Fluorwasserstoffe im Abgas hängen bei der Verbrennung von der Art des Brennstoffs sowie vom Gehalt der Chlor- und Fluorverbindungen im Brennstoff ab.

Der Rest (10 % bis 20 %) der Chlor- und Fluorverbindungen liegt nach der Verbrennung in Form von Chlorid- und Fluoridsalzen sowie in Form von Schwermetallchloriden und Schwefelfluoriden vor, die sich in der Rost- und Flugasche sowie im Staub wiederfinden. Die Einbindung in die Asche hängt von der Art der Schwefelverbindungen im Brennstoff, vom Gehalt der basischen Komponenten in der Asche, von der Gestaltung der Feuerung und von den Temperaturverhältnissen ab [Kalschmitt et al. 2009].

Für Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV sind keine Grenzwerte für Chlor- und Fluorwasserstoff definiert. Um die Feuerungsanlagen, die abgasführenden Bauteile sowie die

nachgeschalteten Systeme (Wärmetauscher, Abgasbehandlungssysteme, Abgasanlagen und ihre Bestandteile) vor Nieder- und Hochtemperaturkorrosion zu schützen sowie die Bildung von Dioxinen und Furanen zu vermeiden, sollten immer chlor- und fluorarme Brennstoffe oder Maßnahmen für die Begünstigung der Bindung dieser chemischen Elemente in der Verbrennungsasche, eingesetzt werden.

Schwefeloxide

Der im Brennstoff befindliche Schwefel kann während der Verbrennung mit Sauerstoff reagieren und mit dem Abgasstrom bei einer vollständigen Verbrennung als Schwefeldioxid ausgetragen werden. Bei der unvollständigen Verbrennung kann ein Teil des Schwefels mit dem Wasserstoff reagieren und in Form von Schwefelwasserstoff H_2S emittiert werden. Beim Verbrennungsvorgang kann ein Teil des Schwefels mit Kalzium und Kalium aus dem Brennstoff reagieren und in die Verbrennungsasche als Calciumsulfat $CaSO_4$ und Kaliumsulfat K_2SO_4 eingebunden werden. Aufgrund der leichten Flüchtigkeit des Schwefels sind hinsichtlich des Umfangs der Schwefeleinbindung in die Verbrennungsasche keine gesicherten Aussagen möglich [Kaltschmitt et al. 2009].

Die Einbindung des Schwefels ist von der Schwefelverbindung im Brennstoff, der Gestaltung der Feuerung, den Temperaturverhältnissen, der Verweilzeit des Abgases im Verbrennungsraum sowie von der Art und dem Gehalt der basischen Komponenten in der Asche abhängig. Es lässt sich, je nach den genannten Einflussgrößen, zwischen 40 % und 60 % des Schwefelanteils aus dem Brennstoff in die Asche einbinden. Der Rest reagiert zu gasförmigen Verbindungen, die in nachgeschalteten Abgasreinigungssystemen wie z. B. in Wäscher- oder Sorptionsverfahren, entfernt werden sollten [Kaltschmitt et al. 2009]. Obwohl in der 1. BImSchV keine Grenzwerte für Schwefeloxide vorgegeben sind, ist die Einhaltung der Schwefeldioxidkonzentrationen unter bestimmten Grenzen (ca. 50 ppm) für die Schonung und den Schutz der Feuerungsanlagen, der abgasführenden Bauteile sowie der nachgeschalteten Systeme (Wärmeaustauscher, Abgasbehandlungssysteme, Abgasanlagen und ihre Bestandteile) vor Nieder- und Hochtemperaturkorrosion zu empfehlen. Schwefel stellt nur ein Problem beim Einsatz von Kohlen dar. Daher ist in der 1. BImSchV lediglich der Schwefelgehalt von Kohle auf 1 % der Rohsubstanz begrenzt (§ 2 Absatz 2 der 1. BImSchV).

1.3 Relevante Schadstoffimmissionen gemäß der 39. BImSchV

Die 39. BImSchV enthält für folgende Schadstoffe Immissionsgrenzwerte:

- ▶ Feinstaub PM_{10} , Feinstaub $PM_{2,5}$, und Schwermetalle (Blei, Cadmium, Nickel, Arsen, Chrom VI).
- ▶ Ozon, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide gemessen als NO_2 , Kohlenstoffmonoxid, Benzol, Dioxine und Furane sowie dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle.

Diese Schadstoffimmissionen werden in der Luft über Luftpunktmessstationen entweder kontinuierlich oder diskontinuierlich gemäß eines von den Ländern definierten Messplans überwacht, wobei bestimmte Jahres-, Tags und Stundenmittelwerte eingehalten werden müssen (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Immissionsgrenzwerte in der Luft gemäß der 39. BlmSchV sowie zu empfehlende Richtwerte gemäß der WHO.

Luftverunreinigender Stoff und Zeitbezug	Bemerkungen	Immissions-/ Grenz-/ Ziel-/ Schwellen- Wert	Vorschrift/ Richtlinie	WHO
Schwefeldioxid SO₂				
Jahresmittel		50 µg/m ³	TA Luft	
Tagesmittel		50 µg/m ³ / 3 zulässige Überschreitungen pro Jahr	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	40 µg/m ³
Stundenwert	1)	350 µg/m ³ / 24 zulässige Überschreitungen pro Jahr	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Stundenwert	2) Alarmwert	500 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG)	
Partikel PM₁₀				
Tagesmittel	1)	50 µg/m ³ / 35 zulässige Überschreitungen pro Jahr	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	45 µg/m ³
Jahresmittel	1)	40 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	15 µg/m ³
Partikel PM_{2,5}				
Jahresmittel	Zielwert ab 2010 Grenzwert ab 2015	25 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	5 µg/m ³
Verpflichtung in Bezug auf die Expositionskonzentration (nationale Ebene)	Mittelwert von Stationen im städtischen Hintergrund über jeweils 3 Jahre ab 2015	20 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Stickstoffdioxid NO₂				
Stundenmittel	1)	200 µg/m ³ / 18 zulässige Überschreitungen pro Jahr	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Stundenmittel	2) Alarmwert	400 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Jahresmittel	1)	40 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	10 µg/m ³

Luftverunreinigender Stoff und Zeitbezug	Bemerkungen	Immissions-/ Grenz-/ Ziel-/ Schwellen- Wert	Vorschrift/ Richtlinie	WHO
Ozon O₃				
Achtstundenwert	3) Zielwert ab 2010	120 µg/m ³ an höchstens 25 Tagen im Jahr	39. BlmSchV (2008/50/EG)	100 µg/m ³
Einstundenwert	Informationsschwelle	180 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG)	
Einstundenwert	Alarmschwelle	240 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG)	
Kohlenmonoxid CO				
Achtstundenwert	1)	10 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG)	
Benzol C₆H₆				
Jahresmittelwert	1)	5 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Blei Pb				
Jahresmittelwert in PM 10	1)	0,5 µg/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), TA Luft	
Cadmium Cd				
Jahresmittelwert in PM 10	Zielwert ab 2013	5 ng/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), LAI 2004	
Nickel Ni				
Jahresmittelwert in PM 10	Zielwert ab 2013	20 ng/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), LAI 2004	
Arsen Ar				
Jahresmittelwert in PM 10	Zielwert ab 2013	6 ng/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), LAI 2004	
Benzo[a]pyren				
Jahresmittelwert in PM 10	Zielwert ab 2013	1 ng/m ³	39. BlmSchV (2008/50/EG), LAI 2004	
PCDD/F sowie PCB				
Jahresmittelwert	4) Zielwert %) LAI- Beurteilungsmaßstab	150 fg WHO-TEQ/m ³	LAI 2004	

Luftverunreinigender Stoff und Zeitbezug	Bemerkungen	Immissions-/ Grenz-/ Ziel-/ Schwellen- Wert	Vorschrift/ Richtlinie	WHO
Chrom (VI)				
Jahresmittelwert	4) Zielwert 5) LAI- Beurteilungs-maßstab	1,7 ng/m ³	LAI 2004	
Luftverunreinigender Stoff und Zeitbezug	Bemerkungen	Immissions-/ Grenz-/ Ziel-/ Schwellen- Wert	Vorschrift/ Richtlinie	WHO

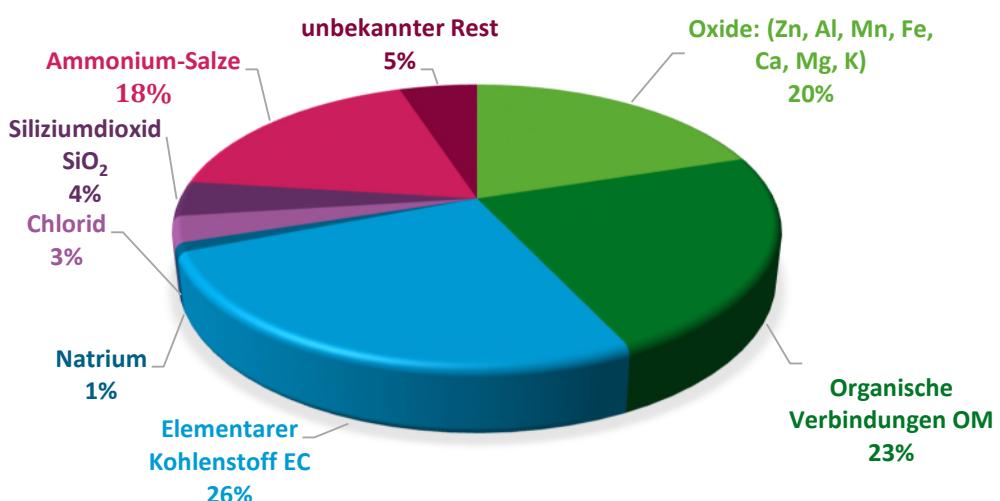
Zusätzlich zu den Grenzwerten legt die 39. BImSchV explizite Anforderungen an Messverfahren, Zielwerte, Immissionsgrenzwerte und Alarmschwellen fest. Emissionshöchstmengen für verschiedene Luftschadstoffe wie Feinstaub, Schwefeldioxid, Ammoniak wurden mit Wirkung ab dem 01.01.2020 durch die 43. BImSchV abgelöst (in Umsetzung der „neuen“ NEC-RL (EU) 2016/2284. Tabelle 3 zeigt die in der 39. BImSchV vorgegebenen sowie von der Weltgesundheitsorganisation WHO empfohlenen Immissionsgrenzwerte für PM₁₀ und PM_{2,5} zum Schutz der menschlichen Gesundheit.

Im Folgenden wird die Situation der wichtigsten staub- und gasförmigen Immissionen gemäß den Statistiken des Umweltbundesamts dargestellt.

Staubförmige Emissionen

Staubförmige Emissionen setzen sich aus inerten und reaktionsfreudigen chemischen Verbindungen zusammen. Diese werden besonders gesundheitsgefährdend, wenn sie chemische Stoffe beinhalten (z. B. Dioxine und Furane, PCB usw.), die mit der DNA reagieren und kanzerogene Reaktionen begünstigen. Abbildung 2 zeigt eine typische Zusammensetzung von Feinstäuben aus einem innerstädtischen Bereich am Beispiel von Messungen aus Stuttgart am Neckartor.

Abbildung 2: Chemische Zusammensetzung von Feinstaub aus städtischem Hintergrund am Beispiel des Stadtteils Kernerviertel (Neckartor) in Stuttgart 2019.



Quelle: eigene Darstellung, nach Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg LUBW 2019

Nach der 39. BImSchV dürfen in Deutschland die über das gesamte Jahr gemittelten PM₁₀ Konzentration einen Grenzwert von 40 µg/m³ nicht überschreiten (siehe Tabelle 3). Auf einen Tag bzw. über einen Zeitraum von 24 Stunden gemittelt ist ein sogenannter Kurzzeitgrenzwert von bis zu 50 µg/m³ einzuhalten. Dieser Kurzzeitgrenzwert darf gemäß der 39. BImSchV an nicht mehr als 35 Tagen im Jahr überschritten werden. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfiehlt hingegen deutlich niedrigere Grenzwerte für PM₁₀ von 15 µg/m³ bzw. für PM_{2,5} von 5 µg/m³ und löste dadurch eine große Diskussion über die Verschärfung der Grenzwerte in vielen europäischen Ländern aus. Abbildung 3 stellt die Entwicklung von PM₁₀ als Jahresmittelwerte in ländlichen, städtischen und verkehrsnahen Bereichen dar. In diesem Diagramm ist zwar ein sinkender Trend von PM₁₀ zu erkennen. In der Vergangenheit wurde der von der WHO empfohlene Richtwert von 20 µg/m³ in städtischen und verkehrsnahen Gebieten häufig überschritten. In Abbildung 5 sind die Anteile mit der Entwicklung von PM_{2,5} in den jeweiligen Quellkategorien in Deutschland zwischen dem Jahr 1995 und dem Jahr 2021 dargestellt [UBA 2023].

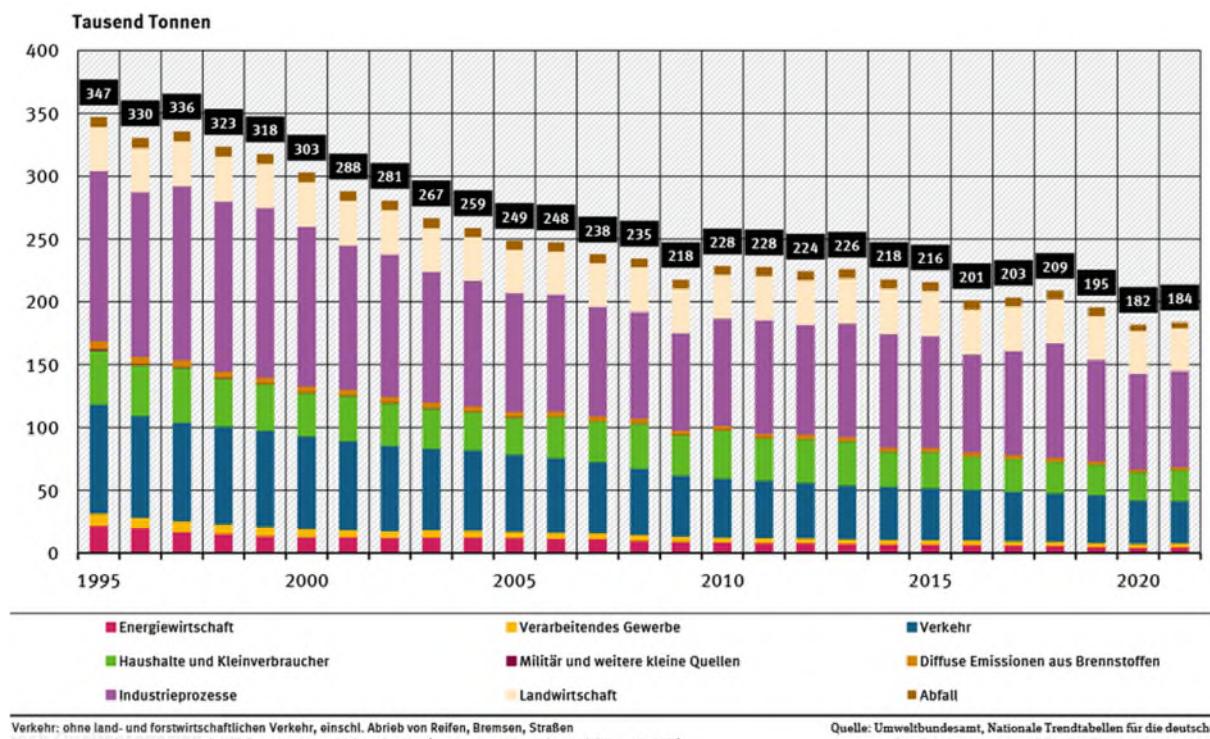
Kommt es zu einer Überschreitung der vorgegebenen Beurteilungswerte der 39. BImSchV, muss nach § 47, Abs. 1 des BImSchG die zuständige Behörde einen Luftreinhalteplan erstellen, um eine zukünftige und dauerhafte Einhaltung der vorgeschriebenen Grenzwerte gewährleisten zu können. Die Überschreitung der NO₂- bzw. Feinstaubgrenzwerte hat nicht nur zu vereinzelten Fahrverboten für Dieselfahrzeuge mit der Abgasnorm Euro 1 bis Euro 5, sondern auch zu Feuerungsverboten von Kaminöfen in einigen Gebieten in Deutschland geführt. Durch den Einsatz von Brennstoffen, die bestimmte Qualitätsanforderungen erfüllen, kann eine Reduktion der Emissionen an Feinstaub und Kohlenwasserstoffen erreicht werden.

Abbildung 3: Trend der PM₁₀-Jahresmittelwerte in Deutschland



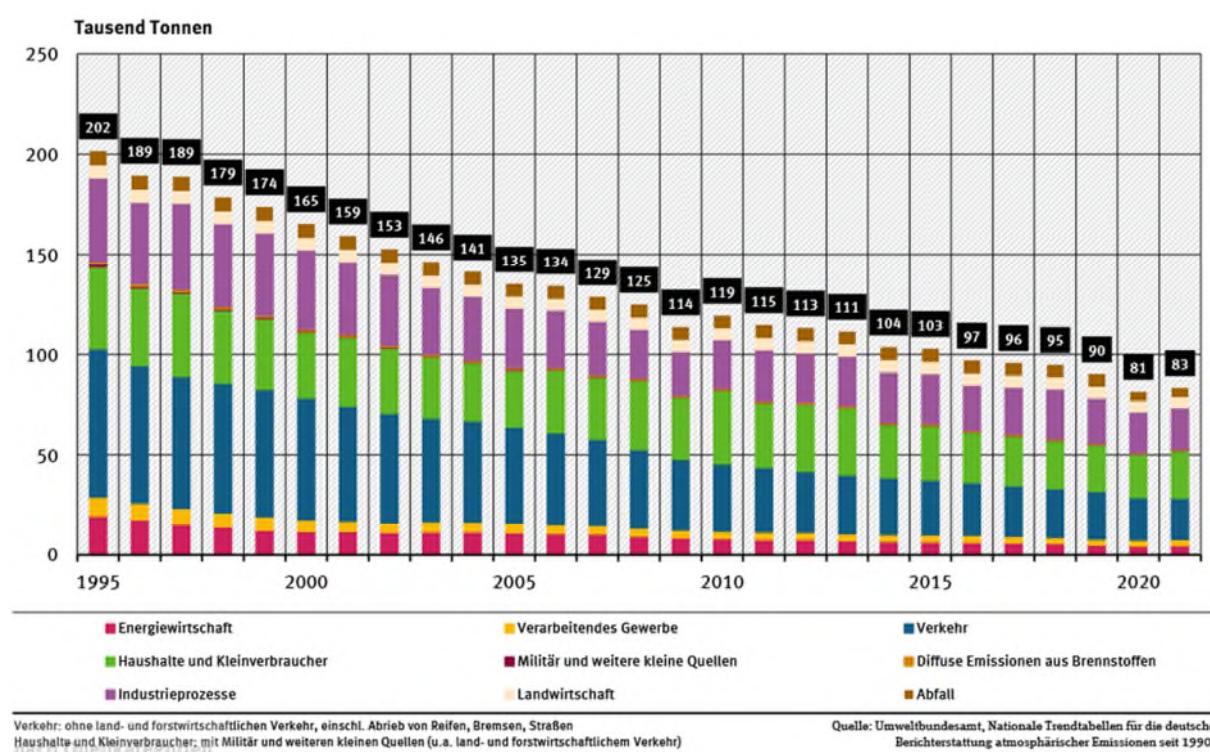
Quelle: Umweltbundesamt 2023

Abbildung 4: Staub (PM₁₀) nach Quellkategorien



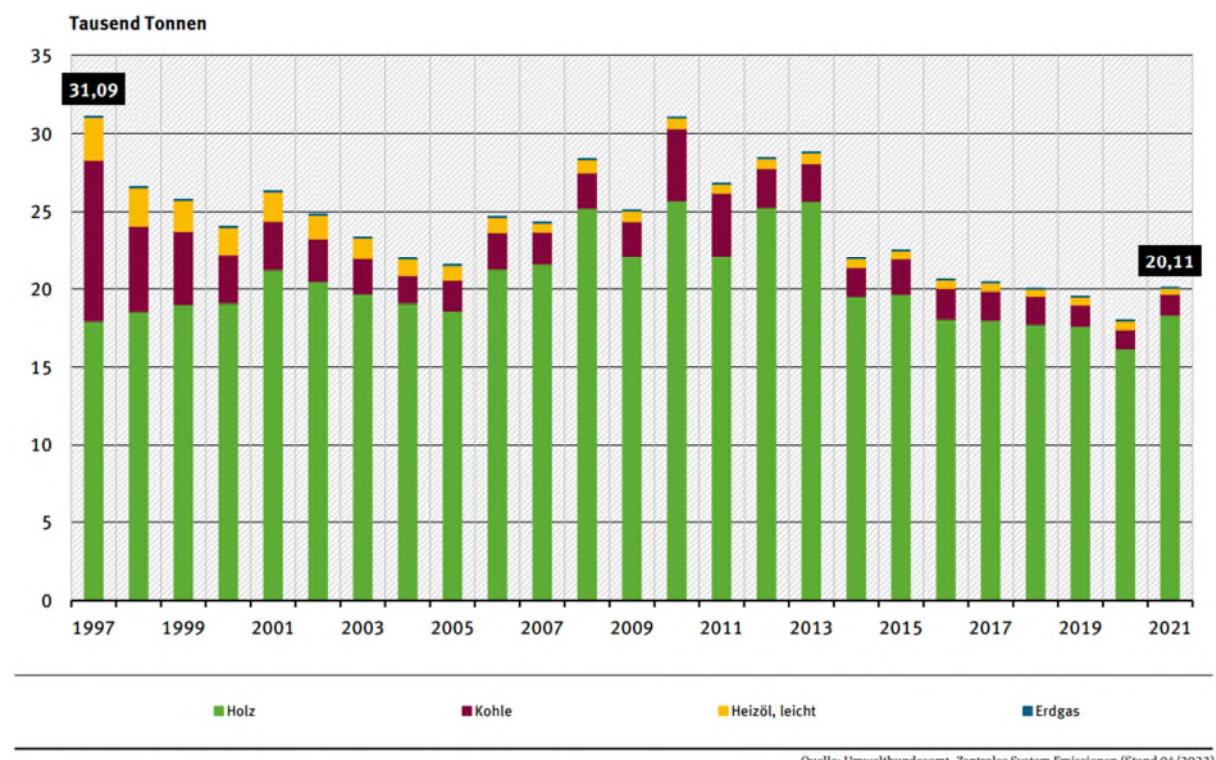
Quelle: Umweltbundesamt 2023

Abbildung 5: Staub (PM_{2,5}) nach Quellkategorien



Quelle: Umweltbundesamt 2023

Abbildung 6: Feinstaubemissionen (PM_{2,5}) aus Kleinfeuerungsanlagen (Holz-, Kohle-, Heizöl- und Erdgasfeuerungen)



Quelle: Umweltbundesamt, Zentrales System Emissionen (Stand 04/2023)

Quelle: Umweltbundesamt 2023

Der Anteil der Feinstaubemissionen PM_{2,5} aus dem Bereich der Haushalte und der Kleinverbraucher ist deutlich höher als der Anteil von Feinstaubemissionen PM₁₀ und macht ca. 24 % der gesamten Feinstaubemissionen PM_{2,5} in Deutschland mit einer jährlichen Gesamtmenge von 19,9 Tausend Tonnen aus. In dieser Aufstellung sind zum Teil auch Anlagen für die Zubereitung von Speisen (wie z. B. Pizzaöfen) enthalten. Der Einsatz von Holzkohle ist an dieser Stelle jedoch nicht berücksichtigt. Im Bereich der Industrieemissionen werden die Staubemissionen aus der auf den deutschen Markt gelangenden Holzkohle berücksichtigt. Dabei wird von einer vollständigen Verbrennung ausgegangen, die Mitverbrennung von Bestandteilen des Grillgutes ist nicht berücksichtigt.

Die thermische Umwandlung von festen Brennstoffen findet über mehrere Prozessphasen sowie eine komplexe Kette aus neben- und aufeinanderfolgenden chemischen Reaktionen statt, wobei nicht nur Kohlenstoffdioxid und Wasser als typische Verbrennungsprodukte freigesetzt, sondern auch zusätzliche staub- und gasförmige Schadstoffemissionen aus den im Brennstoff enthaltenen chemischen Elementen (Stickstoff, Chlor, Fluor, Schwefel, Kalium, Natrium, Magnesium und sonstige Schwermetalle bzw. Spurenelemente) gebildet werden. Bei einer unvollständigen Verbrennung werden zahlreiche gesundheitsrelevante Kohlenstoff- (Flüchtige organische Verbindungen VOCs) und Kohlenwasserstoffverbindungen emittiert, die nach einer Reaktion mit Aromaten eine hohe Gesundheitsrelevanz haben. Hierbei entstehen sogenannte polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe bzw. PAKs, die krebserregend (z. B. Lungen-, Kehlkopf-, Hautkrebs) sind. Reagieren Kohlenwasserstoffe mit einem Halogen wie z. B. Chlor oder Fluor, entstehen halogenierte Kohlenwasserstoffe (chlorierte oder fluorierte Kohlenwasserstoffe), die in Anwesenheit von Aromaten und Sauerstoff in einem Temperaturbereich zwischen 200 °C und 700 °C zu Dioxinen und Furanen weiter reagieren [Schultes 1996]. Halogenierte Kohlenwasserstoffe sowie Dioxine und Furane sind toxisch und

krebsfördernd. Sie lagern sich in oder an den Feinstaubpartikeln an, sodass diese beim Einsatz von Feinstaubfiltern zu einem großen Teil abgeschieden werden können. Die gesundheitliche Relevanz bzw. toxikologische Wirkung der unterschiedlichen chemischen Verbindungen ergibt sich durch die biologische Reaktivität im menschlichen Organismus [Nussbaumer 2006, Baumbach 1994, Bruice, P. Y. 2011].

Feinstaub kann primär während der Prozessdurchführung wie z. B. der Verbrennung generiert oder sekundär über entsprechende physikalische und chemische Vorgänge aus Gasen und Dämpfen (wie z. B. kondensierbare organische Verbindungen, Schwefeldioxid, Schwefeltrioxid, Ammoniak und Stickstoffoxide) außerhalb des Verbrennungsprozesses gebildet werden. In Abhängigkeit von der Partikelgröße wird Feinstaub in die folgenden Gruppen bzw. Kategorien eingeteilt [UBA, 2019]:

- ▶ Inhalierbare Feinstaubpartikel (Particulate Matter: PM₁₀) mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner als 10 µm entspricht 10.000 nm,
- ▶ lungengängige Feinstaubpartikel (Particulate Matter: PM_{2,5}) mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner als 2,5 µm entspricht 2.500 nm und
- ▶ ultrafeine Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner als 0,1 µm entspricht 100 nm.

Feinstaubpartikel kleiner als 10 µm werden mit der Atemluft aufgenommen und werden je nach Größe an der Schleimhaut im Nasen- und Rachenbereich abgeschieden. Dort können sie entsprechende Beschwerden wie z. B. Reizungen und Entzündungen verursachen. Gesundheitsschädlicher als PM₁₀ sind die lungengängigen Feinstaubpartikel (< 2,5 µm) bzw. PM_{2,5}, welche tief in die Lunge über die Luftröhre sowie Bronchien vordringen und sich an der Wand der Lungenbläschen festsetzen können. Auf Dauer können diese Feinstaubpartikel Entzündungen, Asthma und Bronchitis verursachen sowie das Risiko für Lungenkrebs erhöhen. Ultrafeine Staubpartikel (< 0,1 µm) können die Wand der Lungenbläschen durchdringen, in die Blutbahn gelangen und so jedes Organ im Körper erreichen. Ultrafeine Staubpartikel könnten beispielsweise das Risiko für einen Herzinfarkt und für einen Schlaganfall erhöhen [Danielsen et al. 2010, Pope et al. 2002].

Abbildung 7: Auswirkung von Feinstaubpartikeln auf die menschliche Gesundheit.

Das Diagramm zeigt ein schematisches Bild eines menschlichen Körpers von der Seite, mit dem Fokus auf das Atmungssystem. Es zeigt die Nasenschleimhaut, den Rachenraum, die Luftröhre, die Bronchien und die Lungen. Eine farbige Legende rechts ist in drei Hauptkategorien unterteilt: 'Inhalierbar' (hellgrün), 'Lungengängig' (dunkelgrün) und 'Blutgängig' (hellgrün). Die 'Inhalierbar'-Kategorie umfasst Nasenschleimhaut und Rachenraum. Die 'Lungengängig'-Kategorie umfasst die Luftröhre, Hauptbronchien und Sekundäre/tertiäre Bronchien. Die 'Blutgängig'-Kategorie umfasst Lungenkapillaren und Lungenbläschen.

Angriffsorte im Atmungssystem	Partikelgröße	Auswirkung auf den menschlichen Körper	
Inhalierbar	Nasenschleimhaut	5 µm - 10 µm	Reizungen Entzündungen
	Rachenraum		
Lungengängig	Kehlkopf Luftröhre	3 µm - 5 µm	Entzündungen Astmatikern Bronchitis Lungenkrebs
	Hauptbronchien		
Blutgängig	Sekundäre und tertiäre Bronchien	1 µm - 2 µm	Lungenkrebs
	Lungenkapillaren Lungenbläschen		
	< 1 µm		Herzinfarkt Schlaganfall

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP; nach Danielsen et al. 2010 und Pope et al. 2002

Feinstäube aus der Verbrennung von Festbrennstoffen können sowohl bei einer vollständigen als auch bei einer unvollständigen Verbrennung emittiert werden. Während bei einer unvollständigen Verbrennung ein großer Anteil an organischen Feinstaubpartikeln gebildet

wird, fällt dieser Anteil bei einer nahezu vollständigen Verbrennung sehr gering aus. Zahlreiche aktuelle Messungen an unterschiedlichen Feuerungsanlagen auch in Kombination mit Filtertechniken im Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP zeigen, dass ein Großteil der Partikel im Größenbereich unter 1 µm liegt. Außerdem können sie je nach chemischen Eigenschaften der Feinstaubpartikel DNA-Schäden verursachen und Stressreaktionen in menschlichen Zellen hervorrufen [Danielsen et. al. 2010]. Feinstäube werden als besonders gefährlich bewertet, wenn sie mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Schwermetallen und bei chlorreichen Brennstoffen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen bzw. Dioxinen und Furanen angereichert sind.

1.4 Gasförmige Emissionen

Industrieprozesse, Verkehr, Energiewirtschaft und Kleinverbraucher stellen weltweit die maßgeblichen Emissionsquellen dar. Im Allgemeinen werden die gasförmigen Emissionen in oxidierbare und nicht-oxidierbare Komponenten unterteilt, die eine unterschiedliche Gesundheitsrelevanz besitzen.

1.4.1 Oxidierbare gasförmige Emissionen

Zu den oxidierbaren gasförmigen Emissionen gehören Kohlenstoffmonoxid und viele kohlenstoffhaltige Verbindungen sowie Kohlenwasserstoffe, die aus einfachen ketten- oder ringförmigen (Benzolringe) Kohlenwasserstoffverbindungen bestehen. Sowohl Kohlenstoffmonoxid als auch Kohlenwasserstoffe entstehen bei unvollständiger Verbrennung und sind toxikologisch sehr relevant. Zwar weist das Kohlenstoffmonoxid keine kanzerogene Wirkung auf, jedoch ist es in hohen Konzentrationen lebensgefährlich. Die Gefahr von Kohlenstoffmonoxid beruht darauf, dass es sich an das Hämoglobin der roten Blutkörperchen haftet und dadurch den Sauerstofftransport im Körper behindert. Darüber hinaus gibt es Auskunft über die Qualität der Verbrennung. Kohlenwasserstoffe weisen je nach Art der Verbindung eine unterschiedliche Gefährlichkeit auf. Das Gefährdungspotential bzw. die Kanzerogenität der Kohlenwasserstoffe steigt an, wenn sie ringförmige Verbindungen (sogenannte Benzolringe) bilden. Verbinden sich die Benzolringe miteinander werden sogenannte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen PAK gebildet, welche eine große Gefahr für die Gesundheit darstellen. Diese werden besonders gefährlich, wenn sie mit Halogenen (Chlor, Fluor, Brom) reagieren, wobei polyhalogenierte Kohlenwasserstoffe gebildet werden, welche mit Sauerstoff bei Temperaturen zwischen 200 °C und 700 °C zu Dioxinen und Furanen reagieren.

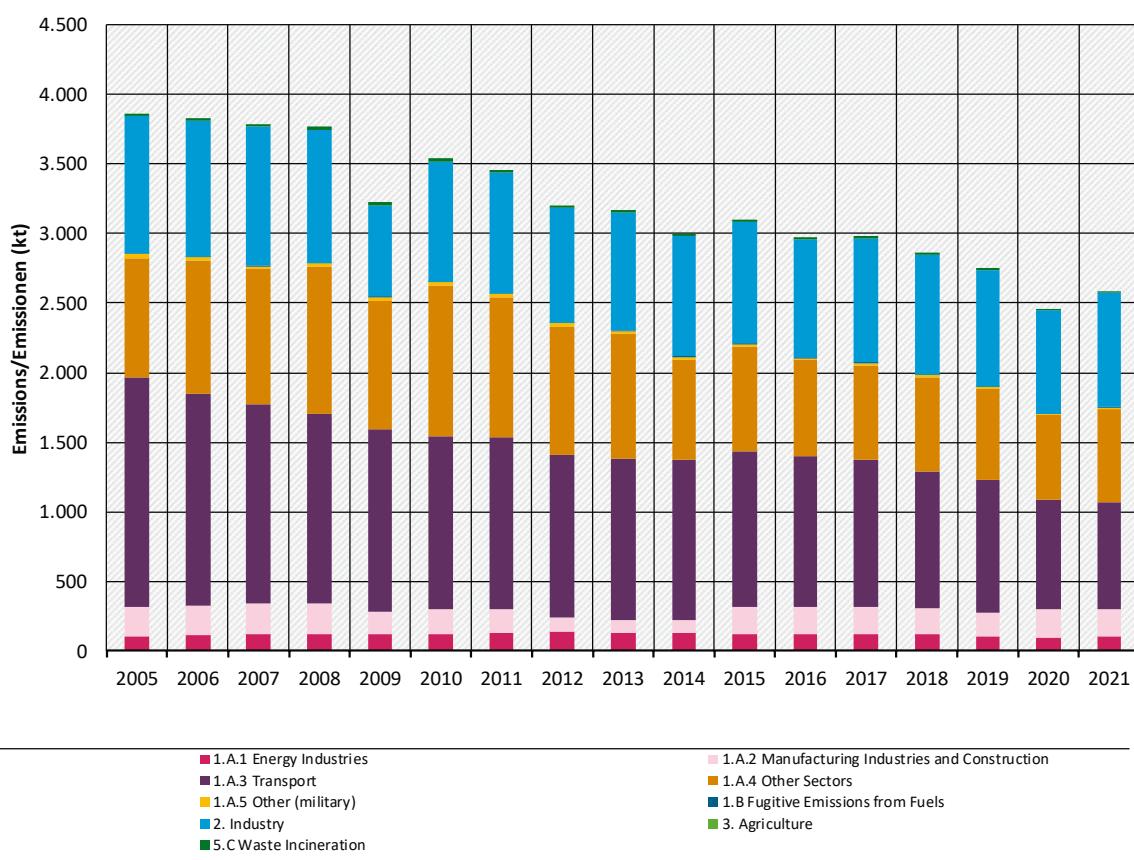
Sowohl Kohlenstoffmonoxid als auch einige Kohlenwasserstoffe können direkt oder indirekt klimaschädigend sein. In der Atmosphäre wird durch Kohlenstoffmonoxid die Bildung von klimarelevantem Ozon begünstigt. Zu den direkten klimarelevanten Kohlenwasserstoffen gehört z. B. Methan. Eine relative Verteilung von den Quellen für die Emissionen an Kohlenstoffmonoxid in Deutschland ist in Abbildung 8 und für Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe in Abbildung 9 dargestellt. Aus Abbildung 8 lässt sich ablesen, dass die Haushalte und Kleinverbraucher neben unterschiedlichen Industrieprozessen und dem Verkehr die Hauptquelle für Kohlenstoffmonoxid in der Umgebungsluft sind. Die CO-Emissionen werden hauptsächlich durch Verbrennungsprozesse in Feuerungsanlagen verursacht.

Hohe Konzentrationen können bei einfach gestalteten Verbrennungsprozessen, wie sie z. B. viele Speisenzubereitungsanlagen aufweisen, entstehen. Hierbei findet eine unvollständige Verbrennung statt. In der Regel werden Abgase aus einer unvollständigen Verbrennung entweder thermisch durch die Einstellung günstiger Oxidationsbedingungen (Temperaturen > 800 °C, eine ausreichende Verweilzeit von mindestens 0,3 Sekunden) oder katalytisch bei

relativ niedrigeren Temperaturen (je nach verwendeter Beschichtung zwischen 400 °C und 600 °C) gemindert. Während bei geregelten Verbrennungsprozessen, welche in der Regel in einer geschlossenen Brennkammer mit einer definierten Verbrennungsluftzufuhr stattfinden, günstige Oxidationsbedingungen gezielt durch die Einstellung der Prozessparameter (Oxidationsbedingungen) eingestellt werden können, ist dies bei einfachen Verbrennungsprozessen, welche in offenen Verbrennungsräumen durchgeführt werden, besonders schwierig. Das Hauptproblem bei offenen Brennkammern liegt nicht nur in der Verbrennungsluftzufuhr, sondern auch an der schnellen Kühlung der Oxidationszone, der Flammenfront, wodurch die Oxidationsreaktion nicht vollständig stattfinden können. Die große Herausforderung beim Einsatz von Katalysatoren bei Speisenzubereitungsanlagen ergibt sich aus der großen Deaktivierungs- und Vergiftungsgefahr aufgrund der hohen Belastung an nicht verbrannten Abgasbestandteilen und Fetttröpfchen.

Im Gegensatz zum Kohlenstoffmonoxid verursachen Haushalte und Kleinverbraucher trotz der dort über 33 Millionen betriebenen Feuerungen (siehe Abbildung 30) nur 6 % der gesamten Kohlenwasserstoffemissionen, wobei der Hauptteil aus industriellen Prozessen emittiert wird. Eine nicht zu vernachlässigende Quelle für die Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe stellt die Landwirtschaft dar.

Abbildung 8: Quellen der Kohlenstoffmonoxidemissionen in Deutschland



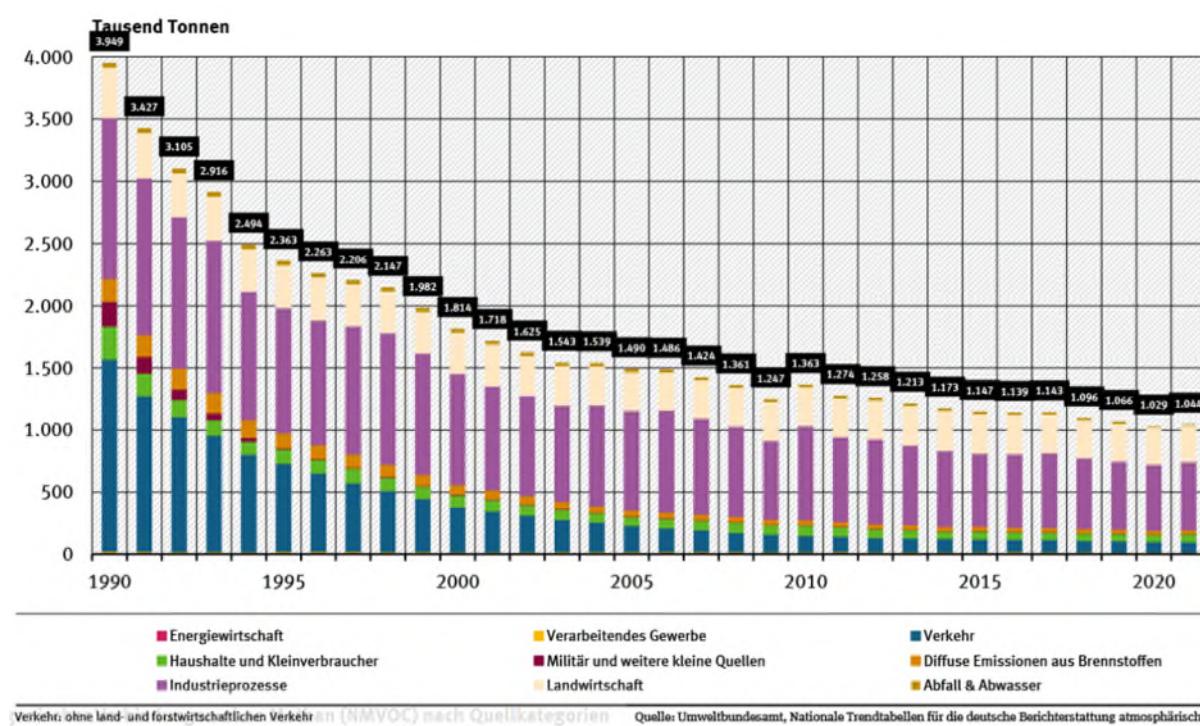
Quelle: German Emission Inventory (01.02.2022)

Quelle: Umweltbundesamt 2022

Da die Speisenzubereitungsanlagen im Vergleich zu anderen Feuerungsanlagen der 1. BImSchV eine schlechtere Verbrennungsqualität aufweisen, werden viel höhere Frachten an Kohlenwasserstoffen emittiert. Bei der Verbrennung von unbelasteten Scheithölzern oder

Holzkohle werden die halogenierten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen und somit Dioxine und Furane aufgrund des sehr geringen Anteils (meistens unter der nachweisbaren Grenze) an Halogenen, nur in geringen Konzentrationen (< 0,045 ng/Nm³ bei einer thermischen Leistung von ca. 25 kW_{th}) gebildet. Durch die hohe Anzahl von häuslichen Feuerstätten und dem Ausbau der thermischen Nutzung von Holzbrennstoffen sowie einer gleichzeitigen Abnahme der Dioxinemissionen in der Energiewirtschaft und anderer Industrieprozesse stellen die Kleinfeuerungsanlagen mittlerweile die Hauptquelle der Dioxinemissionen dar [UBA 2018]. Die Zugabe von Kochsalz auf die Speisen hat keinen Einfluss auf die Emissionen an Dioxinen und Furanen, da für die Spaltung von Chlor aus dem Natriumchlorid höhere Temperaturen (> 2.000 °C) erforderlich sind.

Abbildung 9: Quellen der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) in Deutschland

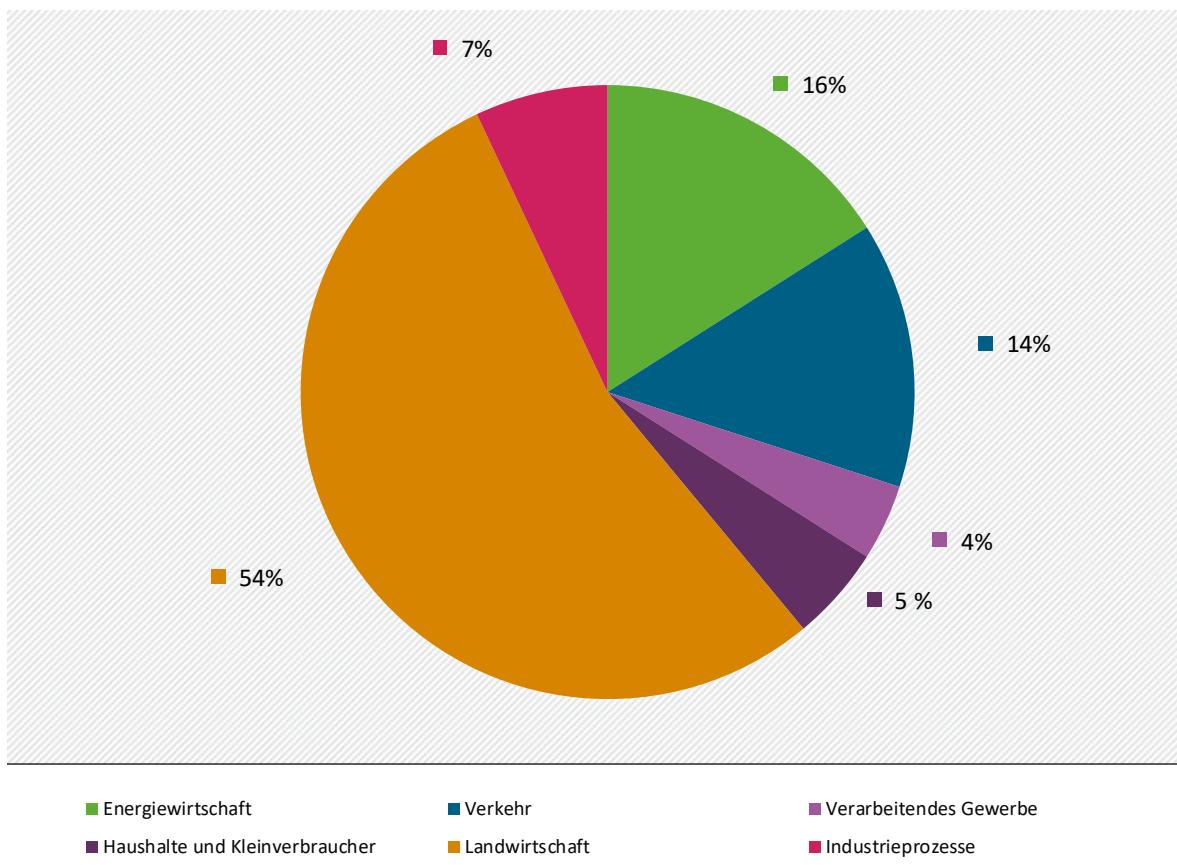


Quelle: Umweltbundesamt 2023

1.4.2 Nicht-Oxidierbare gasförmige Emissionen

Zu den für die Luftqualität relevanten Emissionen gehören die sauren Schadstoffkomponenten bzw. Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid, welche gemäß der 39. BImSchV überwacht werden müssen. Nach der Verschärfung der Anforderungen an viele Brennstoffe hinsichtlich des Schwefelgehalts, welche sowohl im Haushalts- und im Gewerbebereich als auch im Verkehrssektor zum Einsatz kommen, bestehen im Gegensatz zum Stickstoffdioxid keine Probleme mit erhöhten Emissionen an Schwefeldioxid. Für die Bewertung der Luftqualität bezüglich saurer Schadstoffkomponenten werden die Konzentrationen an Schwefeldioxid-Äquivalenten angegeben, wie in Abbildung 10 dargestellt.

Abbildung 10: Quellen der Säure-Äquivalente in Deutschland im Jahr 2017.



Quelle: Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen, Emissionsentwicklung ab 1990

Quelle: Umweltbundesamt 2018

Bei der Verbrennung von herkömmlichen naturbelassenen Regelbrennstoffen gemäß § 3 Abs. 1 der 1. BImSchV entstehen bei der Verbrennung aufgrund des geringen Gehalts an säurebildenden Komponenten erfahrungsgemäß keine erhöhten Emissionen an sauren Schadstoffkomponenten. Bei den nicht-holzartigen Brennstoffen gemäß § 3 Abs. 1 Nr. 8 und 13 ist in der Regel aufgrund des höheren Gehalt an Stickstoff, Schwefel und Chlor mit erhöhten Emissionen an Stickstoffoxiden, Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff zu rechnen.

Bei den Speisenzubereitungsanlagen, in denen naturbelassenes Holz und/oder Holzkohle verbrannt werden, liegen die Frachten der sauren Schadstoffkonzentrationen in der gleichen Größenordnung wie bei den Kleinfreuerungsanlagen der 1. BImSchV. Zusätzliche Frachten bzw. Konzentrationen an sauren Schadstoffkomponenten durch die Speisen wurden im Rahmen dieses Projekts nicht festgestellt. Es ist zu erwähnen, dass bei der unvollständigen Verbrennung von Brennstoffen auch organische Säuren wie z. B. Ameisensäure und Essigsäure entstehen können. Beim Grillvorgang wurden mit dem FTIR-Verfahren keine erhöhten Konzentrationen an organischen Säuren durch den Schwelbrand von Fetten gemessen.

1.5 Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen

Verbrennungsprozesse stellen eine beachtliche Quelle für Staub- und gasförmige Emissionen dar, welche während des Verbrennungsprozesses oder anschließend über sekundäre Prozesse entstehen und sich in der Umwelt ausbreiten. Die Art und Konzentration der gasförmigen Schadstoffemissionen im Abgas aus Verbrennungsprozessen hängt vondem Anteil der chemischen Elemente ab, die bei der Verbrennung zu Schadstoffen umgewandelt werden können. Bei der Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen spielen außerdem die Eigenschaften der zubereitenden Speisen (z. B. Fett- und Wassergehalt der Speisen) eine große Rolle, da Bestandteile der Speisen einerseits auf den Brennstoff fallen bzw. tropfen und mitvergast und andererseits mit dem Abgasstrom mitgerissen werden können.

Während die gasförmigen Emissionen aus einer unvollständigen Verbrennung durch die Optimierung des Verbrennungsprozesses zu einem großen Teil eliminiert werden, werden diese bei einer vollständigen Verbrennung hauptsächlich durch den Einsatz von Abgasbehandlungstechnologien beseitigt. Eine ausschlaggebende technische und bisher fehlende Anforderung an Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV stellt die erforderliche Mindestoxidationstemperatur und Verweilzeit der Abgase in der Brenn- bzw. Nachoxidationskammer dar, die für eine vollständige Oxidation von schweroxidierbaren Kohlenwasserstoffen wie z. B. BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylool) notwendig ist.

Kohlenwasserstoffe und Kohlenstoffmonoxid stellen die typischen gasförmigen Produkte aus einer unvollständigen Verbrennung dar, welche für Kleinfeuerungsanlagen inklusive Feuerungen zur Speisezubereitung relevant sind. In vielen Betriebszuständen korrelieren die Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und Kohlenstoffmonoxid mit dem Feinstaub und sonstigen kohlenstoffhaltigen Stoffen wie z. B. flüchtigen organischen Verbindungen (VOC). Die Entstehung solcher Schadstoffe ist direkt auf mangelhafte Oxidationsbedingungen (niedrige Temperaturen, Sauerstoffmangel sowie kurze Verweilzeit) in der aktiven Reaktionszone zurückzuführen. Solche ungünstigen Oxidationsbedingungen treten bei der Zubereitung von Speisen aus folgenden Gründen besonders auf:

- ▶ Die Brennstoffe werden insbesondere bei Grillanlagen nicht in einem kontrollierten Verbrennungsprozess wie bei anderen Feuerungsanlagen vollständig thermisch umgesetzt, sondern nur zum Glühen gebracht, wodurch sich keine Flamme und ausreichend hohe Temperatur für eine effektive Oxidation von Brenngasen ausbilden kann.
- ▶ Die thermische Umsetzung des Brennstoffs wird in einfachen Verbrennungsprozessen durchgeführt. Holzkohlegrillanlagen und viele weitere Anlagen für die Speisezubereitung werden mit einem offenen Feuerraum betrieben, sodass keine kontrollierte Luftzugabe für eine sachgemäße Verbrennung möglich ist, wodurch direkt über dem Glutbett eine starke Verdünnung und somit Abkühlung des Abgases mit der Umgebungsluft erfolgt. Das führt zu einer unvollständigen Verbrennung der brennbaren Abgasbestandteile im Abgas. Bei den Dauerbrandöfen nach dessen Wirk- bzw. Funktionsprinzip zahlreiche Pizza- und Brotbacköfen funktionieren, erfolgt die Verbrennung zwar in einem geschlossenen Feuerraum mit einer kontrollierbaren Verbrennungsluftzufuhr, aber auch dort führt eine unregelmäßige Brennstoffbeschickung zu einer unvollständigen Verbrennung mit erhöhten Schadstoffemissionen. Die niedrigen Glutbetttemperaturen (deutlich unter 400 °C) führen bei einer verspäteten Beschickung des nachgelegten Brennstoffs zu einem Schwelbrand, der

solange andauert, bis sich eine starke Flamme für eine relativ gute Oxidation der brennbaren Abgasbestandteile bildet.

- ▶ Das Herabtropfen oder -fallen von Speisenflüssigkeiten auf den Brennstoff (z. B. von Fetten oder ölhaltiger Marinade) führt zum Schwellbrand im Glutbett. Herabtropfende Fette werden während dieses Schwelvorgangs zu Kohlenwasserstoffen und Kohlenstoffverbindungen gespalten, die nur in Anwesenheit von entsprechend höheren Temperaturen vollständig oxidiert werden können. Diese Problematik von auf das Glutbett herabtropfenden Fetten ist insbesondere aus der Zubereitung von Speisen in Holzkohlegrills bekannt. Das Gleiche gilt beim Herabtropfen von wasserhaltigen Speisenflüssigkeiten, die zum Erlöschen des glühenden Brennstoffs führen können.
- ▶ Bei Räucherkammern sowohl in gewerblichen als auch in privaten Anwendungen ist ein Schwellbrand von Räuchermittel notwendig, um den Räucherprozess durchzuführen und das Räucherprodukt mit dem üblichen Räuchergeschmack vorzubereiten. Bei Räucherprozessen entstehen die typischen Reaktionsprodukte, die bei einer unvollständigen Verbrennung entstehen, allerdings in einer höheren Konzentration.

Im Zuge des gesellschaftlichen und strukturellen Wandels in den Innenstädten in Deutschland gab es im Gastronomiebereich in den letzten 10 Jahren einen starken Zuwachs. Nach Schätzungen vom Statista Research Department ist der Umsatz im Gastronomiebereich im Zeitraum vom Jahr 2010 bis zum Jahr 2020 um etwa 50 % gestiegen [Statista 2020]. Im Rahmen des Ausbaus des Gastronomiebereichs hat es ebenfalls eine Erhöhung der Anzahl an Restaurants gegeben, in denen die Speisezubereitung durch die direkte Beaufschlagung mit heißen Abgasen erfolgt. Beispielsweise gibt es in Mannheim um den innerstädtischen Marktplatz auf einer Fläche von nur 5.000 m² bereits 12 unterschiedliche Grillrestaurants, in denen Speisen auf Holzkohlegrills zubereitet werden [Cyrus et al. 2018].

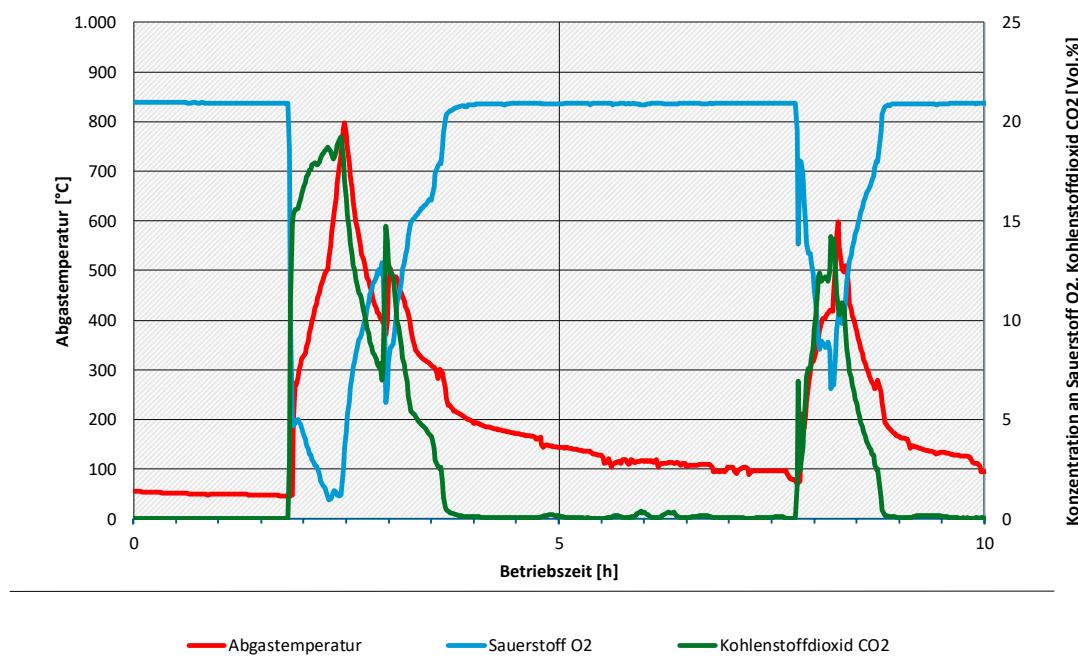
Das Gleiche gilt auch für die Weidengasse in Köln, in der sich im Jahr 2019 über 10 Holzkohlegrillrestaurants befunden haben. Nach Aussage der Stadt Köln gab es in der Weidengasse im Jahr 2022 noch vier Holzkohlegrillrestaurants. In der Stadt Köln wurden die betroffenen Betriebe, nachdem ein Geruchsgutachten erstellt wurde, aufgefordert, eine Abgasreinigungsanlagen zu installieren.

Aufgrund der zunehmenden Belastung der Umgebungsluft mit Emissionen aus solchen Anlagen wurde in Mannheim eine weitere Verbreitung solcher Restaurants durch ein Festbrennstoffverbot verhindert [Stadt Mannheim 2019]. Bei den Anlagen für die Zubereitung von Speisen wird zwischen offenen und geschlossenen Anlagen unterschieden. Das Ziel bei den mit offenem Feuerraum betriebenen Anlagen ist es, die Speisen entweder direkt über der Glut (wie z. B. bei Holzkohlegrills) oder neben der Flamme (z. B. bei Pizzaöfen) zuzubereiten. Da die Luftzufuhr bei Feuerungsanlagen mit offenem Feuerraum nicht geregelt werden kann, ist die Einstellung von günstigen Betriebsbedingungen für eine schadstoffarme Verbrennung nicht möglich. Bei Holzkohlegrills ist eine Flammenbildung in der Regel unerwünscht. Hier können sowohl durch ungünstige Oxidationsbedingungen (keine Flammenbildung, ungünstige Luftzufuhr) als auch durch auf das Glutbett tropfende Fette aus den Speisen hohe Frachten an Schadstoffen aus unvollständiger Verbrennung (z. B. Ruß, PAK usw.) entstehen. Beim Entstehen einer Flamme in der Glutbettzone wird diese üblicherweise von der grillenden Person durch die Zugabe von Löschflüssigkeiten (z. B. Wasser) auf das Glutbett gelöscht. Durch den Löschvorgang

wird die Temperatur im Glutbettbereich zusätzlich gesenkt und die Oxidation von Schadstoffen aus der unvollständigen Verbrennung entsprechend behindert.

Zu den mit geschlossenem Feuerraum betriebenen Speisenzubereitungsanlagen zählen beispielsweise Pizzabacköfen. In diesen Anlagen werden die Speisen nicht direkt über einem Glutbett, sondern im Backraum daneben vorbereitet, wobei ein intensiver Schwelbrand durch das von Speisen abtropfende Fett vermieden wird. Für die Beheizung des Backraums wird in der Regel Hartholz (z. B. Buchenholz) und selten Holzkohle verwendet. Diese Anlagen müssen über den gesamten Betrieb warmgehalten werden. Sie werden so betrieben, dass sie frühmorgens beim Betrieb mit einer großen Holzmenge (für eine Backfläche von 1,5 m² werden ca. 5 - 8 kg Holz über etwa drei Auflagen verfeuert) befeuert werden. Nach der Anzündphase und um die erreichten Betriebstemperaturen (Backtemperatur zwischen 200 °C und 300 °C) während des Betriebs beizubehalten, wird sporadisch neuer Brennstoff (ca. 1 - 2 kg Holz entspricht 1 - 3 Holzscheite) nachbeschickt. Der Beschickungszeitpunkt wird entweder nach den Erfahrungen des betreibenden Personals oder bei modernen Anlagen, technisch mit Hilfe eines Temperaturfühlers bestimmt. Je nach Beschickungszeitpunkt werden unterschiedliche Emissionsfrachten über den gesamten Betrieb entstehen. Sollte die Beschickung bei einem sehr schwachen Glutbett erfolgen, findet anschließend ein Schwelbrand mit erhöhten Emissionen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen statt. Im Gegensatz zu Holzkohlegrills werden die Emissionen bei Pizzabacköfen hauptsächlich durch den Brennstoff gebildet. Diese liegen in der Größenordnung der Emissionen aus einem offenen Kamin.

Abbildung 11: Verlauf der Abgastemperaturen im Abgasstutzen in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt und den Konzentrationen an Kohlenstoffdioxid.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die mit Holz betriebenen Brotbacköfen werden entweder wie die oben geschilderten Pizzabacköfen oder charakteristischerweise 1 bis 3 Mal pro Tag betrieben, wobei die Verbrennung in einem geschlossenen Feuerraum stattfindet. Hier wird der Backofen mit Brennstoff befüllt, welcher über ca. 1 bis 2 Stunden durchbrennen und die Backsteine entsprechend beheizt. Am Ende des Abbrands wird das verbleibende Glutbett aus dem Backraum entweder in einen unten

stehenden Glutraum rausgeschoben oder seltener zu einem Heizkessel (z. B. Holzvergaserkessel mit einem Füllschacht) übertragen und thermisch weiter verwertet. Bei dem Betrieb solcher Backöfen ist mit Abgastemperaturen von bis zu 800 °C im Abgasstutzen zu rechnen, woraus sich eine schlechte Verbrennungseffizienz ergibt. Ein typischer Verlauf der Abgastemperaturen am Abgasstutzen sowie des Sauerstoffgehalts und der Konzentrationen an Kohlenstoffdioxid über einen Betriebstag eines mit Scheitholz betriebenen Brotbackofens ist in Abbildung 11 dargestellt. Spezifisch werden ca. 5 kg bis 8 kg Holz pro Quadratmeter Backfläche für einen Backvorgang verwendet. Aufgrund der fehlenden immissionsschutzrechtlichen Anforderungen bei solchen Anlagen entstehen durch diese Betriebsweise sehr hohe Konzentrationen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen (unter anderem Kohlenstoffmonoxid, Kohlenwasserstoffe, Feinstaub usw.).

Die Emissionen an Schad- und Geruchsstoffen aus Speisenzubereitungsanlagen wurden bisher wenig untersucht, allerdings ist bekannt, dass bei der Zubereitung in Holzkohlegrillanlagen beispielsweise hohe Konzentrationen an kanzerogenen Komponenten wie z. B. Benzo[a]pyren entstehen können [Elmenhorst 1967]. Diese Aussagen konnte durch die im Rahmen dieses Projekts durchgeföhrten Untersuchungen nicht bestätigt werden. Im hier durchgeföhrten Forschungsvorhaben wurden erhöhte Konzentrationen an Naphthalin bzw. Kresole (o-Kresol, m-Kresol, p-Kresol) gemessen, welche als Tracer für Abgase aus Holzkohlegrills verwendet werden könnten. Es wird davon ausgegangen, dass die kanzerogenen und geruchswirksamen Stoffe zum großen Anteil durch die auf das Glutbett abtropfenden Fette verursacht werden, wobei die Fette während des Schwellbrands im Glutbettbereich in die entsprechenden Schadstoffe umgewandelt und anschließend in die Umgebung emittiert werden. Für die Emissionen spielen aber nicht nur die Grillgüter, sondern auch die Art der eingesetzten Grillkohlen eine Rolle [Huang et al. 2016, Elmenhorst 1967].

Die bei der Zubereitung von Speisen beispielhafte Entstehung von Komponenten mit deren Wirkungen auf die Gesundheit, Umwelt und das Klima sind in der Tabelle 52 und Tabelle 53 im Anhang dieses Dokumentes zusammengefasst. Es ist zu betonen, dass viele Wirkmechanismen bisher nicht vollständig erforscht und daher gegebenenfalls nicht vollständig in den Tabellen erfasst sind.

Aus Studien über die durch Holzkohlegrills verursachten Emissionen ist bekannt, dass in der Nähe von Grillrestaurants erhöhte Konzentrationen an Stäuben (sowohl Partikelanzahl- als auch Gesamtstaubemissionen) messbar sind. Aufgrund der höheren bemerkbaren Rauch- und somit Schadstoffbelastung aus Holzkohlegrills wurde von mehreren Forscher*innen in einigen asiatischen Ländern der verpflichtende Einsatz von nachgeschalteten Abgasreinigungstechnologien empfohlen [Song et al. 2018].

Aufgrund der aktuellen Beschwerdesituation in vielen Städten über die Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen wurde die Ist-Situation im Zuge dieses Forschungsprojekts hinsichtlich der Emissionen aus solchen Anlagen studiert und beurteilt. Die für die Beschwerden verantwortlichen Emissionen lassen sich in die folgenden Kriterien einteilen:

- ▶ Toxikologisch relevante chemische Stoffe: Zu den toxikologisch relevanten Stoffen gehören Komponenten aus unvollständiger Verbrennung wie z. B. Kohlenstoffmonoxid und zahlreiche unterschiedliche Kohlenwasserstoffe sowie Stäube. Bei den Kohlenwasserstoffen sind die hochtoxischen PAK sowie BTEX gesondert zu betrachten und zu bewerten.
- ▶ Olfaktorisch relevante chemische Stoffe – zusammengefasst als geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe: Für die Olfaktometrie spielen insbesondere die bei der Verbrennung

vom Brennstoff und bei der Zubereitung der Speisen gebildeten Kohlenwasserstoffe eine Rolle. Ein Teil der gasförmigen organischen Kohlenwasserstoffe sind geruchsaktive Schadstoffe, die durch unsere Nase wahrgenommen werden können. Es wurden 23 Einzelverbindungen identifiziert, die durch unsere Nase wahrgenommen werden und durch ein FTIR detektiert werden können (siehe z. B. Abbildung 60). Diese Stoffe werden im Folgenden als geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe bezeichnet. Bei den FTIR-Messungen wurde die Konzentration der Einzelsubstanzen zu einem Summenwert zusammengefasst. Es ist wichtig zu betonen, dass es sich hierbei nicht um Gerüche im Sinne der TA Luft Anhang 7 (ehemals Geruchs-Immissions-Richtlinie) handelt, da sich die Verfahren zur Ermittlung und die rechtliche Einordnung deutlich voneinander unterscheiden. Neben wahrnehmbaren anorganischen Gerüchen (z. B. Schwefel), aber auch an Staub anhaftende geruchsaktive organische Kohlenwasserstoffe, die nicht als gasförmige organische Kohlenwasserstoffe identifiziert werden, erfolgt die Bewertung von Gerüchen im Sinne der TA Luft Anhang 7 subjektiv durch einzelne Individuen. Dadurch ist sichergestellt, dass Geruchsbelästigungen der Bevölkerung im Sinne des Immissionsschutzrechtes abgeschätzt werden können. Die entstehenden Gerüche lassen sich nicht auf einige wenige Komponenten, sondern auf die Mischung verschiedener Komponenten im Abgas zurückführen, die in der Lage sind, sich in den Schleimhäuten mit unterschiedlichen Potentialen lösen zu können. Daher können zwischen den Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und den Gerüchen keine direkten mathematisch beschreibbaren Korrelationen hergestellt werden.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts wurden erstmalig die typischen Emissionen beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen mit geschlossenen und offenen Feuerräumen gemessen. Hierunter fallen unter anderem Kohlenstoffmonoxid, Gesamtkohlenwasserstoffe, geruchsrelevante (riechbare) Kohlenwasserstoffe, BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol), PAK (16-EPA-PAK), zahlreiche selektiv messbare Kohlenwasserstoffe, Stickstoffoxide, Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff. Zusätzlich dazu wurden Gerüche bei der Zubereitung unterschiedlicher Grillgüter sowie bei verschiedenen Betriebszuständen gemessen. Auf Basis der erreichten Ergebnisse wurden Simulationen zur Ausbreitung von Schadstoffen für drei unterschiedliche Standorte durchgeführt.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen für den Betrieb von Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen

Die rechtlichen Anforderungen an Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen umfassen die Anforderungen an die technischen Eigenschaften der Produkte bzw. Anlagen, an die Ausführung der Abgasanlagen und die Emissionen (Schadstoffe und Gerüche), welche im Folgenden ausführlich beschrieben werden.

Produktanforderungen

Die Sicherheitsanforderungen stellen Anforderungen dar, die dem Schutz der menschlichen Gesundheit und dem Verbraucher dienen. Dadurch soll ein hoher Sicherheitsstandard bei der Anwendung von Produkten gewährleistet werden. Um einen freien Handel von sicheren Produkten in der europäischen Union zu ermöglichen, wurden sogenannte Harmonisierungsrechtsvorschriften erlassen. Die nach den Harmonisierungsvorschriften geregelten Produkte müssen vor dem Inverkehrbringen auf den europäischen Markt eine CE-Kennzeichnung (Communauté Européenne-Kennzeichnung) aufweisen. Mit dieser CE-Kennzeichnung wird von den Herstellern bestätigt, dass für das zu vermarktende Produkt ein sogenanntes Konformitätsbewertungsverfahren durchgeführt wurde. Im Rahmen dieses Konformitätsbewertungsverfahren werden die Produkte in akkreditierten Prüflaboren nach entsprechenden harmonisierten Normen geprüft. Für die nicht in den Harmonisierungsvorschriften genannten Produkte gelten die Produktanforderungen als erfüllt, wenn die Prüfung nach der europäischen Produktsicherheitsrichtlinie 2001/95/EG bzw. dem in Deutschland geltenden Produktsicherheitsgesetz nachgewiesen sind.

Des Weiteren ist die Maschinenrichtlinie 2006/42/EG zu berücksichtigen, in welcher die Anforderungen für die Sicherheit und den Gesundheitsschutz in Bezug auf Maschinen festgelegt sind. Bei den in der Maschinenrichtlinie 2006/42/EG beschriebenen Anforderungen handelt es sich hauptsächlich um allgemeingültig formulierte Hinweise, aus denen sich keine konkreten Vorgehensweisen zur Sicherstellung der Betriebssicherheit für bestimmte Maschinen herauslesen lassen. Konkrete Vorgaben für die Sicherheit unterschiedlicher Maschinentypen sind insbesondere in den harmonisierten europäischen Normen beschrieben (siehe auch Verordnung (EU) Nr. 305/2011). Bei der Überprüfung der Sicherheit und des Gesundheitsschutzes nach den europäisch harmonisierten Normen wird von einer sogenannten Vermutungswirkung ausgegangen. Diese besagt: Wenn die entsprechenden harmonisierten Normen für die Erfüllung der Sicherheitsanforderungen herangezogen werden, kann von einer Erfüllung der Anforderungen nach der europäischen Maschinenrichtlinie 2006/42/EG ausgegangen werden. Die europäisch harmonisierten Normen werden in drei Kategorien eingeteilt:

- ▶ Typ-A-Norm: In den Typ-A-Normen sind die grundlegenden Begriffe, Terminologien und Gestaltungsleitsätze für verschiedene Maschinentechnologien festgelegt. Die ausschließliche Anwendung einer solchen Norm ist nicht ausreichend, um die erforderlichen Sicherheits- und Gesundheitsschutzanforderungen zu gewährleisten.
- ▶ Typ-B-Norm: In den Typ-B-Normen sind bestimmte Aspekte der Maschinensicherheit oder Arten von Schutzeinrichtungen beschrieben. Mit den in der Norm beschriebenen Spezifikationen lässt sich eine Konformitätsbewertung nach den in der Maschinenrichtlinie 2006/42/EG grundlegend genannten Anforderungen mit dem folgenden begründen:
 - Die notwendigen technischen Spezifikationen bzw. Sicherheits- und Gesundheitsschutzanforderung gemäß einer Typ-C-Norm sind erfüllt oder

- die Sicherheits- und Gesundheitsschutzanforderung gemäß einer entsprechenden Risikoanalyse sind zu gewährleisten, welche in den Typ-B-Normen ausreichend beschrieben ist.
- Typ-C-Norm: In den Typ-C-Normen sind die Spezifikationen für bestimmte Maschinenkategorien beschrieben. Sie können auch auf die Typ-A-Normen und Typ-B-Normen verweisen. Grundsätzlich haben die in einer Typ-C-Norm beschriebenen Spezifikationen einen Vorrang gegenüber denen, welche in einer Typ-A- oder Typ-B-Norm beschrieben sind. Bei einer Anwendung der Typ-C-Norm sind die grundlegenden Sicherheits- und Gesundheitsanforderungen gemäß Maschinenrichtlinie 2006/42/EG erfüllt.

Sowohl für Holzbacköfen (Brotbacköfen oder Pizzabacköfen) als auch für Holzkohlegrillanlagen, welche in Innenräumen gewerblich genutzt werden, existieren bisher keine harmonisierten Normen oder sonstige spezielle Zulassungsanforderungen. Die Zulassung von Holzbacköfen erfolgte gemäß der DIN 18880-2, die auch für die holzbefeuerten Dauerbrandherde erlassen wurde. Diese Norm wurde zurückgezogen und zunächst durch die DIN EN 12815 ersetzt, welche inzwischen durch die DIN EN 16510 ersetzt wurde. Obwohl die DIN 18880-2 zurückgezogen wurde, hat diese bisher ihre Gültigkeit beim Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) nicht verloren und wird bisher in der Bauregelliste bzw. der Muster-Verwaltungsvorschrift für die Zulassung anerkannt.

Vor der Vermarktung von Holzkohlegrillanlagen werden diese in der Regel in Anlehnung an bestehende Normen (z. B. in Anlehnung an die Anforderungen für im Freien betriebene Grillgeräte für feste Brennstoffe nach DIN EN 1860-1) in einem akkreditierten Prüflabor hinsichtlich der Sicherheit (z. B. Prüfung der Standfestigkeit, Vermeidung des Herausfallens von Brennstoff aus der Anlage) geprüft. Da der Nachweis für die Einhaltung der Sicherheitsanforderungen für Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen aufgrund fehlender harmonisierter Norm nicht über die Konformitätserklärung bzw. das CE-Kennzeichen erfolgen kann, wird diese im Regelfall in Deutschland durch die Kennzeichnung mit dem im Produktsicherheitsgesetz erwähnten GS-Siegel (Geprüfte-Sicherheit-Siegel) bestätigt. Im Gegensatz zur CE-Kennzeichnung handelt es sich bei dem GS-Siegel nicht um eine Bestätigung der Konformität, sondern um ein freiwilliges und nationales Sicherheits-Gütesiegel. Die Einhaltung von definierten Emissionsgrenzwerten in Analogie zu anderen Feuerungsanlagen der 1. BimSchV ist für die Vergabe des GS-Gütesiegels nicht vorgesehen.

Musterbauordnung (MBO)

Die Musterbauordnung wird von der Bauministerkonferenz beschlossen. Die MBO hat keine direkte baurechtliche Relevanz, da die Anforderung der MBO nicht direkt gelten. Auf Basis der Musterbauordnung werden die Landesbauordnungen der Länder erlassen. Baurechtlich gelten die Anforderungen der jeweiligen Landesbauordnungen (LBO) der Bundesländer, die von der MBO teilweise abweichen. In den LBO/ MBO, sind allgemeine Anforderungen an die Planung und Aufstellung von Bauwerken und die Verwendung von Bauprodukten geregelt. Für die spezifische Anforderung für verschiedene Bauprodukte, z. B. Holzbacköfen oder Lüftungsleitungen, wird gemäß § 85a MBO auf die Bauregelliste bzw. Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MVV TB) des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) verwiesen.

In den §§ 16b bis 25 ist allgemein die Prüfung von Bauprodukten geregelt. Im Grunde unterscheidet die MBO, bzw. unterscheiden die LBOs zwischen drei möglichen Bauprodukt-Alternativen:

- Bauprodukt mit CE-Kennzeichnung nach BauPVO (VO (EU) 305/2011) – wenn das Bauprodukt über die harmonisierten technischen Spezifikationen (z. B. Produktnormen) der

BauPVO geregelt ist. Zudem sind dies Bauprodukte, für die es technische Baubestimmungen gibt und das Bauprodukt von diesen technischen Baubestimmungen nicht wesentlich abweicht (siehe § 16 c und § 17 MBO 2022).

- ▶ Bauprodukt mit Verwendbarkeitnachweis – bei Bauprodukten, für die es keine technischen Baubestimmungen gibt, oder Bauprodukte, die von technischen Baubestimmungen wesentlich abweichen (siehe § 17 Absatz 1 MBO 2022).
- ▶ Bauprodukt ohne Verwendbarkeitsnachweis – bei Bauprodukten, die nur eine untergeordnete Bedeutung für die Erfüllung der Anforderungen der LBO haben, oder für Bauprodukte, für die eine allgemein anerkannte Regel der Technik vorhanden ist (siehe § 17 Absatz 2 MBO 2022).

Für Bauprodukte, welche nicht CE-gekennzeichnet sind, müssen die §§ 17 bis 25 zusätzlich beachtet werden. Da es für viele Anlagen zur Speisezubereitung keine allgemein anerkannten Regeln der Technik gibt, ist in solchen Fällen ein Verwendbarkeitsnachweis im Einzelfall erforderlich (§ 17 Abs. 1 MBO). Dieser wird in der Regel in Form eines allgemein bauaufsichtlichen Prüfzeugnisses nach § 19 MBO fällig. Zudem muss eine Übereinstimmung mit den technischen Baubestimmungen bestätigt werden.

§ 42 der MBO regelt die allgemeinen Anforderungen an die Betriebs- und Brandsicherheit von Feuerstätten und Abgasanlagen. Dies gilt auch für mit Holz betriebene Speisezubereitungsanlagen, unter anderem Holzkohlegrills, wenn diese im baurechtlichen Sinne Bauarten oder Bauprodukte darstellen. Wenn eine Anlage im Gebäude errichtet ist, also fest verbaut, so dass sie dauerhaft dort betrieben werden soll, dann ist diese Anlage per Definition der MBO eine Bauart oder ein Bauprodukt. Ob Speisezubereitungsanlagen „Bauprodukte“ oder „Bauarten“ sind, kann nicht pauschal beantwortet werden.

Baurechtlich sind die Bauprodukte einzelne Produkte, Baustoffe, Bauteile, Anlagen oder Bausätze, die hergestellt werden, um dauerhaft in baulichen Anlagen (also z.B. Gebäude) eingebaut zu werden (§ 2 Absatz 10 MBO 2022). Eine Bauart ist das Zusammenfügen von Bauprodukten zu baulichen Anlagen oder Teilen von baulichen Anlagen (§ 2 Absatz 11 MBO 2022). Bei handwerklich errichteten Feuerstätten handelt es sich nicht um Bauprodukte, sondern um Bauarten. Da aus einzelnen Bauprodukten etwas erstellt wird.

Bauarten können verwendet / angewendet werden unter folgenden Voraussetzungen (siehe § 16 a MBO 2022):

- ▶ Bauart mit Übereinstimmungserklärung zu technischen Baubestimmungen, wenn es technische Baubestimmungen gibt und die Bauart von diesen technischen Baubestimmungen nicht wesentlich abweicht (siehe § 16 a Absatz 1 und 2 MBO 2022),
- ▶ Bauart mit Übereinstimmungserklärung zu Bauartgenehmigung oder Prüfzeugnis, wenn es keine technischen Baubestimmungen gibt oder die Bauart wesentlich von den technischen Baubestimmungen abweicht – hier kann entweder eine allgemeine Bauartgenehmigung durch das DIBt, eine vorhabensbezogene Bauartgenehmigung durch die oberste Baubehörde oder ein allgemein bauaufsichtliches Prüfzeugnis für Bauarten die Grundlage sein (siehe § 16 a Absatz 2 und 3 MBO 2022),

- Bauart ohne Übereinstimmungserklärung, wenn durch die Anwendung der Bauart keine Gefahren zu erwarten sind, was die oberste Bauaufsichtsbehörde festlegen muss (siehe § 16 a Absatz 4 MBO 2022).

Wichtig ist in Bezug auf Feuerstätten-Bauarten, dass bis auf konkrete Ausnahmen in der Technischen Regel Technische Gebäudeausrüstung (TR TGA) Anforderung für Feuerstätten-Bauarten geregelt sind – und zwar insbesondere auch für handwerkliche Feuerstätten-Bauarten (ohne CE-Kennzeichnung). Eingeführt ist die TR TGA über die MVV TB (sowie über die Technischen Baubestimmungen der einzelnen Länder).

Bei den meisten „Holzkohlegrillanlagen“ (abhängig wie diese errichtet wurden) dürfte es sich daher nicht um Bauprodukte, sondern um Bauarten handeln. Die Zulassung der Abgasreinigungssysteme für die Anwendung in Holzkohlegrillanlagen erfolgt durch die zuständigen Behörden über einen Verwendbarkeitsnachweis im Einzelfall, welcher in der Regel zur Verteuerung der Abgasreinigung führt. Mobile Holzkohlegrills (z.B. Gartengrill) stellen nach MBO kein Bauprodukt oder Bauart dar, da diese nicht mit dem Gebäude verbunden sind (kein baulicher, technischer oder rechtlicher Zusammenhang).

Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MVV TB)

Die Musterbauordnung MBO verweist in § 85a Absatz 5 auf die Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen der jeweiligen Länder der Bundesrepublik Deutschland bzw. die jeweiligen LBO verweisen auf die im Bundesland eingeführten Technischen Baubestimmungen. Dafür hat das Deutsche Institut für Bautechnik DIBt die Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MVV TB) verfasst, welche vor dem Jahr 2015 als Bauregelliste bezeichnet wurde. Sie enthält im Vergleich zur Musterbauordnung ausführlichere, weitergehende Vorschriften bezüglich der Planung, Bemessung und Ausführung von Bauwerken (Teil A und B der MVV TB) sowie zur Verwendung von Bauprodukten. Genau genommen ist die heutige MVV TB nicht allein aus der früheren Bauregelliste entstanden, sondern aus der Bauregelliste (zentral vom DIBt herausgegeben) und der Liste der Technischen Baubestimmungen, die es jeweils in den einzelnen Ländern gab.

Für Backöfen ist vor allem Teil C der MVV TB relevant. Dieser betrifft Bauprodukte, die keine CE-Kennzeichnung nach der Bauproduktenverordnung tragen. Das ist bei Backöfen in der Regel der Fall. Die technischen Regeln für solche Bauprodukte befinden sich in den beiden Tabellen der Kapitel C2 und C3 der MVV TB.

Pizzaöfen werden in der MVV TB explizit in der Anlage C 3.3 erwähnt. Hier geht es um Backöfen, die mit Scheitholz befeuert werden. Für diese ist eine Übereinstimmungserklärung des Herstellers nach vorheriger Prüfung des Bauproduktes durch eine anerkannte Prüfstelle erforderlich. Das anerkannte Prüfverfahren für mit Scheitholz befeuerte Backöfen ist der DIN 18880-2:1991-08 zu entnehmen. In Anlage C 3.3 wird dieses Prüfverfahren konkretisiert. Für mit Scheitholz befeuerte Backöfen ist das Prüfverfahren nach DIN 18880-2:1991-08 und der mitgeltenden DIN 18880-1:1991-08 auf die üblichen Bedingungen beim Betrieb eines Pizzaofens zu begrenzen. Dies betrifft im Detail Abschnitt 5 der DIN 18880-1:1991-08 und Abschnitt 6 der DIN 18880-2:1991-08. Die beiden in der MVV TB genannten Normen wurden inzwischen jedoch zurückgezogen und durch die aktuelle DIN EN 12815:2005-09 ersetzt. Auch hier sind Anforderungen, Anleitung, Kennzeichnung von Feuerstätten für feste Brennstoffe sowie die Prüfung nach den dort in Anhang A genannten Prüfverfahren enthalten. Die DIN EN 12815:2005-09 ist also neben den in der MVV TB 2019/1 genannten Normen ebenfalls zu berücksichtigen. Im Zweifelsfall sollte in Abschnitt 1 der DIN EN 12815:2005-09 der Anwendungsbereich überprüft werden. Die genannten Vorgaben und Prüfverfahren sind auf die

Nutzung von Scheitholz als Brennstoff beschränkt. Der Betrieb von Pizzaöfen mit einem anderen Brennstoff als Scheitholz ist in der MVV TB nicht explizit geregelt. In solchen Fällen, z. B. bei der Verwendung von Pellets als Brennstoff, reicht also ein allgemeines bauaufsichtliches Prüfzeugnis nicht aus und die Verwendbarkeit muss durch eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung (§ 18 MBO) nachgewiesen werden oder im Einzelfall geprüft werden.

Fachregel Ofen- und Luftheizungsbau (TROL)

Neben der Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen und den hiervon abgeleiteten Verwaltungsvorschriften gibt es noch eine weitere Vorschrift, die zu beachten ist, nämlich die Fachregel Ofen- und Luftheizungsbau (TROL 2006, Ausgabe 2010). Insbesondere für handwerklich errichtete Feuerstätten-Bauarten ist durch die TR TGA ausdrücklich die TROL als mögliche Planungs- und Ausführungsgrundlage genannt. Die TROL ist bei Errichtung und Betrieb von handwerklichen Feuerstätten-Bauarten zu beachten.

Nach der jeweiligen Landesbauordnung kann von eingeführten technischen Baubestimmungen abgewichen werden, wenn mit einer anderen Lösung in gleichem Maße die Anforderungen erfüllt werden (siehe § 85a MBO).

Die TROL ist die Technische Regel zur Planung, Dimensionierung und Erstellung von Warmluftöfen, Kachelöfen und Putzöfen, zentralen Warmluftschwerkraftheizungen, Feuerstätten über zwei Geschosse, Flächenheizungen, Hypokausten, Grundöfen, offenen Kaminen, Heizkaminen, Herden und Backöfen. Sie ist in Deutschland bauaufsichtlich anerkannt und ihre technischen Regeln gelten baurechtlich als allgemein anerkannte Regeln der Technik.

Im Anwendungsbereich der TROL sind dabei auch Feuerstätten enthalten, die ausdrücklich zur Zubereitung von Speisen dienen oder dienen können (u.a. Herde oder Backöfen). Die technischen Regeln der TROL gelten generell für in Deutschland handwerklich errichtete Feuerstätten. Es ist nicht bekannt, ob die handwerklich errichteten Speisenzubereitungsanlagen bzw. Holzkohlegrillanlagen unter Berücksichtigung der TROL aufgebaut sind. In der TROL wird hinsichtlich der Backöfen in Speicherbacköfen und ständig befeuerten Backöfen/Pizzabacköfen unterschieden. Der Feuerraum kann bei Letzteren innerhalb oder außerhalb des Backraums liegen. Im Detail werden die Anforderungen an die handwerklich errichteten Backöfen mit allen zugehörigen Komponenten und notwendigen Berechnungen in Abschnitt 14 der TROL behandelt. Des Weiteren enthält die TROL Vorgaben für zu verwendende Baustoffe, zur Ausführung der Verkleidung, zur Verbrennungsluftversorgung und den Brand- und Wärmeschutz.

Des Weiteren schließt der Anwendungsbereich der TROL die typischen Brennstoffe wie Holz, Holzbriketts oder Holzkohle nicht aus. In der TROL ist auch kein Ausschluss von handwerklich errichteten Speisenzubereitungsanlagen bzw. Holzkohlegrillanlagen genannt. Daher sollte diese als Erkenntnisquelle bei der Errichtung herangezogen, vor allem wenn es um verwendete Materialien, Materialstärken, Querschnitte von Heizgaswegen, dem erforderlichen Verbrennungsluftbedarf aber auch den Anforderungen an den Brand- und Wärmeschutz geht.

Feuerungsverordnung

In den Feuerungsverordnungen der Länder sind die Anforderungen an die Verbrennungsluftversorgung, die Aufstellung, die Abgasanlagen und die Brennstofflagerung beschrieben. Die Einschränkung des Anwendungsbereichs gilt für Feuerstätten, Wärmepumpen und Blockheizkraftwerke nur, soweit diese Anlagen der Beheizung von Räumen oder der Warmwasserversorgung dienen oder Gas-Haushaltskochgeräte sind (§ 1 MFeuVO). Die Anforderungen der Feuerungsverordnung gelten für die Abgasanlagen, Brennstoffversorgungsanlagen und für die Brennstofflagerung. Dies stimmt auch mit den

Vorgaben derjenigen einzelnen FeuVOs der Länder überein, die vom Text der MFeuV abweichen. Das bedeutet zum anderen, dass festbrennstoffbefeuerte Feuerstätten, die zur Erwärmung von Speisen gedacht sind und nicht zur Erwärmung von Räumen oder der Warmwasserversorgung dienen, zwar die Vorgaben der jeweiligen Landesbauordnung einhalten müssen, jedoch nicht von der Feuerungsverordnung betroffen sind. Daher werden an mit Feststoffen betriebene Speisenzubereitungsanlagen, die der Zubereitung von Speisen und nicht der Raumwärmebereitstellung dienen, in den Feuerungsverordnungen der Länder keine speziellen Anforderungen gestellt. Inwieweit die Anforderungen auf Grillanlagen zutreffend sind, ist bisher unklar und befindet sich in einer offenen Diskussion, wobei Experten unterschiedliche Meinungen vertreten.

Regelung von Holzkohlegrills in Mannheim

Zur Beurteilung der Erheblichkeit der Geruchsimmissionen hat die Stadt Mannheim eine Geruchsimmissionsprognose in Auftrag gegeben. Aus dieser Prognose geht hervor, dass der Immissionswert zur Ermittlung schädlicher Umwelteinwirkungen nach der TA Luft Anhang 7 (bis zum 01.12.2021 Geruchsimmissions-Richtlinie, GIRL) von 10 % der Jahresstunden für den vorliegenden Gebietstyp in vielen Bereichen der Innenstadt deutlich überschritten ist [Rau 2020].

Zur Reduzierung der Geruchsemissionen, die von bestehenden Holzkohlegrillrestaurants ausgehen wurde von der unteren Immissionsschutzbehörde angeordnet, dass einige Grillrestaurants ihre Rauch- und Geruchsemissionen der zur Speisebereitung genutzten Holzkohlegrills dauerhaft um den nach Stand der Technik möglichen Wert von mindestens 90 % zu mindern haben.

Regelung von Holzkohlegrills in Köln

Aufgrund von Beschwerden über Geruch und Rauch aus der Nachbarschaft von Holzkohlegrill-Anlagen hat die Stadt Köln im Oktober 2020 ein Geruchsgutachten nach GIRL, nunmehr Anhang VII der TA Luft, in Auftrag gegeben. Ergebnis war, dass alle sechs betrachteten Betriebe jeweils die zulässigen 10 % an Geruchsstunden überschritten, zum Teil deutlich bis zu 20 % und bis in die nächsten Straßen- und Innenhofbereiche hinein. Die Betreiber wurden dazu aufgefordert entsprechende Maßnahmen durchzuführen, um die Überschreitung der Geruchsstunden auf das maximal zulässige Maß zu senken. Die Betriebe haben sich zu freiwilligen Maßnahmen sowie zur Erstellung eines Konzept zur Verringerung der Geruchsemissionen bereit erklärt. Die Geruchs- und Rauchgasemissionen sollen hierbei durch ein fünfstufiges Abluftreinigungssystem reduziert werden.

Die Installation der Abluftreinigungsanlagen erfolgte Anfang 2023. Die Wartung und Überprüfung der Abluftreinigungsanlagen erfolgt in enger Absprache mit dem Lüftungsbauer, dem Hersteller, dem Betreiber sowie die Stadt Köln.

Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG)

Zweck des Bundes-Immissionsschutzgesetzes ist es, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen. Speisenzubereitungsanlagen wie Holzkohlegrills, Brot- oder Pizza -Backöfen bedürfen keiner Genehmigung nach § 4 BImSchG. Es sind somit nicht- genehmigungsbedürftige Anlagen nach § 22 BImSchG. Nicht genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu errichten und zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind und nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche

Umwelteinwirkungen sind auf ein Mindestmaß zu beschränken. Beim Betrieb der Anlagen entstehende Abfälle müssen ordnungsgemäß beseitigt werden.

Anforderungen nach der 1. BImSchV (Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen)

In der 1. BImSchV sind die Errichtung, die Beschaffenheit und der Betrieb von Kleinfeuerungsanlagen geregelt, die nicht unter die Genehmigungspflicht nach § 4 des BImSchG fallen. Hierzu zählen Einzelraumfeuerungsanlagen, zentrale Heizkessel und auch Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen (z. B. Bratflächen, Räucherkammern sowie Back- und Pizzabacköfen usw.), welche mit sogenannten Regelbrennstoffen nach § 3 Abs. 1 betrieben werden.

Sowohl für die Heizkessel als auch für Einzelraumfeuerungsanlagen, gibt es in der 1. BImSchV bestimmte Grenzwerte für Kohlenstoffmonoxid und Gesamtstaub, wobei die Grenzwerte bei Heizkesseln einerseits vom eingesetzten Brennstoff und andererseits von der thermischen Leistung abhängen. Bei den Einzelraumfeuerungsanlagen gelten diese Emissionsgrenzwerte abhängig von der Art der Feuerungsanlage (z. B. Pelletofen, Kachelofen, Herd). Anlagen, welche für die Zubereitung von Speisen mit heißen Abgasen verwendet werden, sind gemäß § 1 Abs. 2 von den Emissionsanforderungen ausgenommen. Allerdings werden an die üblicherweise in solchen Anlagen eingesetzten Brennstoffe bestimmte Qualitätsanforderungen gestellt (wie beispielsweise an den Kohlenstoffgehalt, den Aschegehalt, und die Gesamtfeuchte von Holzbrennstoffen). Grillkohlen müssen den Anforderungen der DIN EN 1860 entsprechen. Aufgrund zunehmender Beschwerden über die Emissionen aus Anlagen zum Grillen oder Backen werden auch für Anlagen zur Speisezubereitung mit heißen Abgasen, die seit dem 20.06.2019 errichtet oder wesentlich geändert wurden, Anforderungen an die Ableitbedingungen gestellt, welche im § 19 beschrieben sind (siehe Tabelle 4). Diese Anforderungen sollen den ungestörten Abtransport der Abgase mit der freien Luftströmung und die ausreichende Verdünnung der Abgase sicherstellen. Dadurch soll erheblichen Belästigungen der Nachbarschaft durch die Abgase und Beschwerden über solche Belästigungen vorgebeugt werden.

Durch eine am 01.01.2022 in Kraft getretene Änderung des § 19 der 1. BImSchV, der die Ableitbedingungen von neuen Festbrennstofffeuerungen regelt, wird gefordert, dass der Schornstein gemäß der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe Juli 2017) unter Berücksichtigung der vorgelagerten Bebauung und der Hanglage ausgeführt und errichtet werden muss, wenn schädliche Umwelteinwirkungen nicht verhindert werden können. Der Ablauf der Prüfung ist in der LAI Vollzugsempfehlung [LAI 2024] beschrieben.

Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft

In der TA Luft sind die Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (Immissionswerte) enthalten. Diese gelten für genehmigungsbedürftige Anlagen und nichtgenehmigungsbedürftige Anlagen. In Nummer 5 stehen die Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen, welche für genehmigungsbedürftige Anlagen den Stand der Technik festlegen. Nach TA Luft können Vorsorgeanforderungen zur Emissionsminderung auch für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen als Erkenntnisquelle genutzt und ggf. angewendet werden. Sollten schädliche Umweltauswirkungen durch nicht genehmigungsbedürftige Anlagen wie beispielsweise Speisenzubereitungsanlagen festgestellt werden, ist zunächst zu überprüfen, ob gemäß dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen zur Emissionsminderung angewendet werden können.

Bei den Anforderungen an die Emissionen wird zwischen allgemeinen Anforderungen und besonderen Regelungen unterschieden. In der TA Luft in Nummer 5.2 sind die Emissionswerte

für die allgemeinen Anforderung zur Emissionsbegrenzung nach TA Luft aufgelistet. In Nummer 5.4 werden davon abweichende Emissionswerte für besondere Anlagenarten angegeben.

Grundsätzlich ist bei einer Genehmigung oder einer wesentlichen Änderung einer Anlage zu prüfen, ob der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen auch nach deren Errichtung sichergestellt ist. Für Anlagen deren Emissionen sehr gering sind oder deren zusätzlicher Beitrag zur Immissionsbelastung als irrelevant eingeschätzt wird, kann eine Bestimmung der Immissionskenngrößen entfallen. Maßgebend sind die in Nummer 4 enthaltenen Bagatellmassenströme und Irrelevanzwerte. In diesem Fall hat der Anlagenbetreiber einen Anspruch auf eine Genehmigung auch wenn die Gesamtbelastung in einem Gebiet die Immissionswerte der TA Luft bzw. der 39. BImSchV überschreiten. Wenn der Betreiber die Emissionswerte der Nummer 5.2 der TA Luft überschreitet und in den besonderen Anforderungen für die jeweilige Anlagenart keine anderen (höheren) Emissionswerte festgelegt sind, und die Behörde diese Werte im Rahmen der Erstellung des Genehmigungsbescheides verwendet, werden diese zu Emissionsgrenzwerten und müssen eingehalten werden.

Es ist anzumerken, dass die neue TA Luft zum 01. Dezember 2021 in Kraft getreten ist und daher einige Veränderungen zu den hier beschriebenen Vorgaben aufweisen könnte. Beispielsweise galt vor der Neufassung der TA Luft für Geruchsimmissionen die Geruchs-Immissions-Richtlinie (GIRL), die inzwischen in den Anhang 7 der TA Luft 2021 überführt wurde. Neben Emissionsanforderungen in Form von Begrenzungen der erlaubten Geruchseinheiten pro Kubikmeter (Emissionsanforderungen) enthält die TA Luft 2021 auch Anforderungen an die Immissionen in Form von Geruchsbegrenzungen angegeben als relative Häufigkeiten.

TA Luft Anhang 7 (ehemals Geruchs-Immissions-Richtlinie)

In der Geruchs-Immissionsrichtlinie (GIRL) ist die Vorgehensweise für die Festlegung und Beurteilung von Geruchsimmissionen beschrieben. Die Grenzwerte für die Geruchsimmissionen werden als relative Häufigkeiten der Geruchstunden angegeben. Eine Geruchsstunde liegt vor, wenn über einen Zeitraum von einem Zehntel einer Stunde erkennbare Gerüche festgestellt werden, wobei die Art, Intensität und das Geruchsempfinden (sogenannte Hedonik - angenehmes oder unangenehmes Empfinden) nicht berücksichtigt werden. Die relative Häufigkeit der Geruchsstunden beschreibt die Anzahl der Geruchsstunden zur Gesamtstundenzahl. Mit 100 multipliziert ergibt sich der prozentuale Anteil der Jahresstunden. Bei einem erkennbaren Geruch von 10 Minuten innerhalb einer Stunde handelt es sich um eine Geruchsstunde. Die Grenzwerte für die relativen Geruchsstunden unterscheiden sich gemäß GIRL (TA Luft Anhang 7) je nach Nutzungsgebiet, wobei der Grenzwert bei Wohn-/Mischgebiete bei 0,10 (entspricht 10 %) und für Gewerbe-/ Industriegebiete sowie für Dorfgebiete bei 0,15 liegt. Der Wert von 0,10 für Mischgebiete entspricht mehr als 876 Geruchsstunden pro Jahr und der Wert von 0,15 mehr als 1.314 Geruchsstunden, bei deren Überschreitung entsprechende behördliche Maßnahmen ergriffen werden müssen. Bei den Grenzwerten ist berücksichtigt, dass die Belästigung von Gerüchen nicht nur von der Dauer, sondern auch von der Verteilung der Gerüche über die Zeit abhängt. Für die Ermittlung von Geruchsemisionen können gemäß TA Luft Anhang 7 Nummer 4 zwei Verfahren angewendet werden:

- ▶ Rastermessung: Die Rastermessung wird für die Ermittlung der vorhandenen Belastungen angewendet, wobei das zu untersuchende Gebiet in quadratische Raster mit einer Kantenlänge von in der Regel 250 m eingeteilt wird. Die Geruchsmessungen werden von

geschulten Prüfern an den Schnittpunkten der Flächen durchgeführt. Auf Basis der ermittelten Ergebnisse werden die Geruchsstunden bzw. die Geruchsbelastungen bestimmt.

- Ausbreitungsrechnung: Die Ausbreitungsrechnung wird angewendet, wenn auf Basis von bereits vorliegenden Messungen oder Schätzungen angenommen werden kann, dass die Belastung weniger als 70 % vom Grenzwert beträgt oder die Ermittlung der Belastung über Rastermessung als unverhältnismäßig zu bewerten ist. Aus den Ergebnissen von Fahnenbegehungen nach DIN EN 16841 Teil 2 können auch Rückrechnungen von den Immissionen auf die Emissionen durchgeführt werden. Die Ausbreitungsrechnung erfolgt üblicherweise über das Ausbreitungsmodell nach Lagrange, wobei räumliche und meteorologische Daten mit zu betrachten sind.

Werden durch den Betrieb von nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen wie beispielsweise bei Speisenzubereitungsanlagen schädliche Umwelteinwirkungen in Form von Gerüchen festgestellt, gilt § 22 Absatz 1 BImSchG und es ist TA Luft Anhang 7 zu berücksichtigen. Für Grills besonders im innerstädtischen Bereich dürfte v.a. die Nummer 5 des Anhang 7 relevant sein, wo es um die Beurteilung im Einzelfall und die besondere Berücksichtigung der Gemengelage geht.

Daraus kann sich auch ergeben, dass trotz Einhaltung der Immissionswerte Belästigungen hervorgerufen werden (z. B. bei Ekel oder Übelkeit auslösenden Gerüchen). Hier können unterschiedliche technische Maßnahmen wie z. B. die Anwendung von Abgasreinigungssystemen oder die Schornsteinerhöhung in Frage kommen.

Anforderungen an die Ableitung von Abgasen

In der TA Luft wird die Grundanforderung nach einer ungestörten Ableitung von Abgasen mit der freien Luftströmung gefordert. Die TA Luft 2021 verweist für die dafür erforderlichen Voraussetzungen in Nr. 5.5.2.1 Absatz 1 auf die Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe Juli 2017).

In der 1. BImSchV und der VDI 3781-4 werden spezifische Anforderungen an die Ableitbedingungen von Abgasen aus Feuerungsanlagen gestellt. Dies betrifft insbesondere die Lage und die Höhe der Schornsteinmündung. Tabelle 4 zeigt eine Gegenüberstellung der Kriterien für die Ausführung von Abgasanlagen nach 1. BImSchV und VDI 3781-4. Die in der 1. BImSchV beschriebenen Ableitbedingungen beinhalten Anforderungen an die Position und die Lage der Austrittsöffnungen des Schornsteins in Abhängigkeit von der Dachneigung.

Tabelle 4: Vergleich der Ableitungsbedingung für Abgase nach der 1. BImSchV und der VDI 3781-4.

	VDI 3781 Blatt 4 (2017)	§ 19 der 1. BImSchV (2021)
Schornsteinanordnung	Die Richtlinie macht keine Vorgaben für die Lage (Position) des Schornsteins, macht aber seine Höhe von seiner Lage abhängig.	Bei geneigten Dächern muss der Schornstein firstnah angeordnet sein – oder in seiner Höhe der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 entsprechen. Bei Flachdächern kann der Schornstein de facto beliebig angeordnet sein; er muss aber bei der Berechnung der Ausführung an einem fiktiven First ausgerichtet werden. Ältere Schornsteine haben Bestandsschutz.

	VDI 3781 Blatt 4 (2017)	§ 19 der 1. BlmSchV (2021)
Schornsteinhöhe	Die Schornsteinhöhe muss zwei Bedingungen erfüllen. Sie muss den ungestörten Abtransport der Abgase mit der freien Luftströmung und eine ausreichende Verdünnung der Abgase gewährleisten. Der ungestörte Abtransport der Abgase ist gewährleistet, wenn die Rezirkulationszone um eine Zusatzhöhe überschritten wird, die von der Wärmeleistung abhängt.	Der Schornstein muss den Dachfirst um 40 Zentimeter überragen. Dies stellt eine vereinfachte Anwendung der VDI 3781 Blatt 4 dar. Sofern damit kein ungestörter Abtransport der Abgase gewährleistet werden kann, werden weitere Anforderungen gestellt. Außerdem muss der Schornstein firstnah angeordnet sein – wobei die Definition von „firstnah“ auch auf die Höhe abstellt. Alternativ kann die Schornsteinhöhe nach der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 bestimmt werden. Bei Flachdächern ist die Schornsteinhöhe von der Gebäudebreite abhängig. Außerdem muss der Schornstein Fenster, Türen und Lüftungsöffnungen in der Nachbarschaft überragen. Dies dient der ausreichenden Verdünnung der Abgase. Ältere Schornsteine haben Bestandsschutz.
Rezirkulationszone	Die Schornsteinmündung muss außerhalb von Rezirkulationszonen liegen. Dabei müssen Rezirkulationszonen am Gebäude mit dem Schornstein und an umliegenden (sogenannten vorgelagerten) Gebäuden berücksichtigt werden.	Zwar wird der Begriff nicht verwendet, jedoch sollen die Anforderungen ausschließen, dass Abgase in einer Rezirkulationszone freigesetzt werden.
Lüftungsöffnungen, Fenster und Türen	Lüftungsöffnung, Fenster und Türen im Einwirkungsbereich der Anlage müssen je nach Wärmeleistung der Anlage um 1 m bis 5 m überragt werden. Damit ist die ausreichende Verdünnung im Sinne der Richtlinie sichergestellt.	Materiell gelten die gleichen Anforderungen wie in der Richtlinie, aber der Wortlaut ist anders. Bei Bestandsschornsteinen müssen Lüftungsöffnung, Fenster und Türen im Einwirkungsbereich der Anlage nur um 1 m überragt werden.
Dachformen	Es wird zwischen symmetrischen und asymmetrischen Sattel-, Pult-, Shed-, Walm- und Mansarddächern unterschieden.	Die Verordnung nimmt keinen Bezug auf Dachformen. De facto entfällt jedoch beim Flachdach die Anforderung, dass der Schornstein firstnah angeordnet ist.
Vorgelagerte Gebäude	Es muss sichergestellt werden, dass die Schornsteinmündung außerhalb der Rezirkulationszonen vorgelagerter (d. h. umgebender) Gebäude liegt.	Können mit der Ausführung des Schornsteins [...] schädliche Umwelteinwirkungen nicht verhindert werden, muss der Schornstein gemäß der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe Juli 2017) unter Berücksichtigung der vorgelagerten Bebauung und der Hanglage ausgeführt werden (§ 19 Abs. 1 Satz 6).

	VDI 3781 Blatt 4 (2017)	§ 19 der 1. BImSchV (2021)
Hanglage	Eine mögliche Hanglage wird durch eine Höhenkorrektur berücksichtigt.	Bei Hanglagen wird auf die Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 verwiesen, falls schädliche Umwelteinwirkungen drohen.
Einwirkungsbereich	Lüftungsöffnungen, Fenstern und Türen im Einwirkungsbereich der Anlagen werden berücksichtigt. Der Einwirkungsbereich einer Anlage ist als Kreis um den Mittelpunkt der Mündungsfläche anzunehmen. Der Kreisradius hängt von der Wärmeleistung ab, beträgt mindestens 10 m und höchstens 50 m. Zwischen den Grenzen wird er durch lineare Interpolation ermittelt.	Materiell gelten die gleichen Anforderungen wie in der Richtlinie, aber der Wortlaut ist anders. Bei Bestandsschornsteinen ist der Einwirkungsbereich auf einen Radius von 40 m begrenzt.

Zur Vermeidung von Rezirkulationsströmungen durch umliegende Gebäude oder sonstige Hindernisse werden in der VDI 3781-4 die spezifischen Gebäudeeigenschaften (wie Dachneigung, Dachformen, Dachaufbauten, Hanglage, vorgelagerte Gebäude etc.) für die freie Ableitung von Abgasen mitberücksichtigt. Wann immer die ausreichende Verdünnung von Abgasen den ungestörten Abtransport der Abgase voraussetzt, soll die dafür erforderliche Schornsteinhöhe eingehalten werden.

Es ist anzumerken, dass aufgrund regelmäßiger Novellierungen beispielsweise der TA Luft sowie der 1. BImSchV mögliche Änderungen an den hier vorgestellten normativen Vorgaben nicht gänzlich ausgeschlossen werden können. Alle im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Untersuchungen, Simulationen und Messungen (insbesondere Abschnitte 8, 12, 13) beziehen sich auf die in diesem Dokument beschriebenen Versionen von Normen, Richtlinien und Verordnungen.

3 Stand der Technik von Speisenzubereitungsanlagen

Nach aktuellen Erkenntnissen haben die in der Gastronomie verwendeten Holzkohlegrillanlagen und Holzbacköfen einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Qualität der Umgebungsluft. Die beim Betrieb emittierten Schadstoffe haben nicht nur ein hohes Potential für negative Gesundheitsauswirkungen (z. B. giftige und kanzerogene Wirkung), sondern führen insbesondere in den dichtbesiedelten innerstädtischen Bereichen vermehrt zu unangenehmen Gerüchen. Aufgrund der Gerüche wurden in den letzten Jahren bei den entsprechenden Behörden vermehrt Beschwerden durch Anwohner eingereicht.

Die mit festen Brennstoffen betriebenen Speisenzubereitungsanlagen, bei denen das Abgas mit den Speisen in Berührung kommt, unterliegen keiner Überwachungspflicht der 1. BImSchV. Im Gegensatz zu Pizza- und Brotbacköfen können Holzkohlegrillanlagen sowie Räucheröfen ohne jegliche Zulassung oder im einfachsten Fall mit dem GS-Siegel auf den Markt gebracht werden. Für die Zulassungsprüfung von Brot- und Pizzabacköfen existieren bisher keine europäisch harmonisierten Normen. Aufgrund des fehlenden Mechanismus für die Emissionsüberwachung von solchen Anlagen sind die beim Betrieb entstehenden Emissionen an Schadstoffen und Gerüchen kaum bekannt. Zudem sind der Anlagenbestand, die Anlagenverteilung und die für die Bewertung der Emissionen und Immissionen aus solchen Anlagen als wichtige Betriebsparameter (z. B. Betriebsdauer, Betriebszeit, eingesetzte Brennstoffe usw.) nicht hinreichend untersucht.

Für die Abschätzungen des Anlagenbestands, den Betriebsparametern und den generierten Emissionen wurde vom Fraunhofer IPB in Kooperation mit dem Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks – Zentralinnungsverband (ZIV) im Rahmen einer Umfrage eine ausführliche Recherche über die in der Gastronomie angewandten Grilltechnologien durchgeführt. Der Zweck dieser Umfrage war es sowohl die Probleme als auch Ursachen von den durch die Grillanlagen und sonstige Anlagen zur Erwärmung von Speisen verursachten Immissions- und Emissionssituation in Deutschland herauszuarbeiten. Die durchgeführte Umfrage mit den Umfrageergebnissen werden in diesem Abschnitt ausführlich erläutert.

3.1 Stand der Technik von gewerblich genutzten Holzkohlegrillanlagen

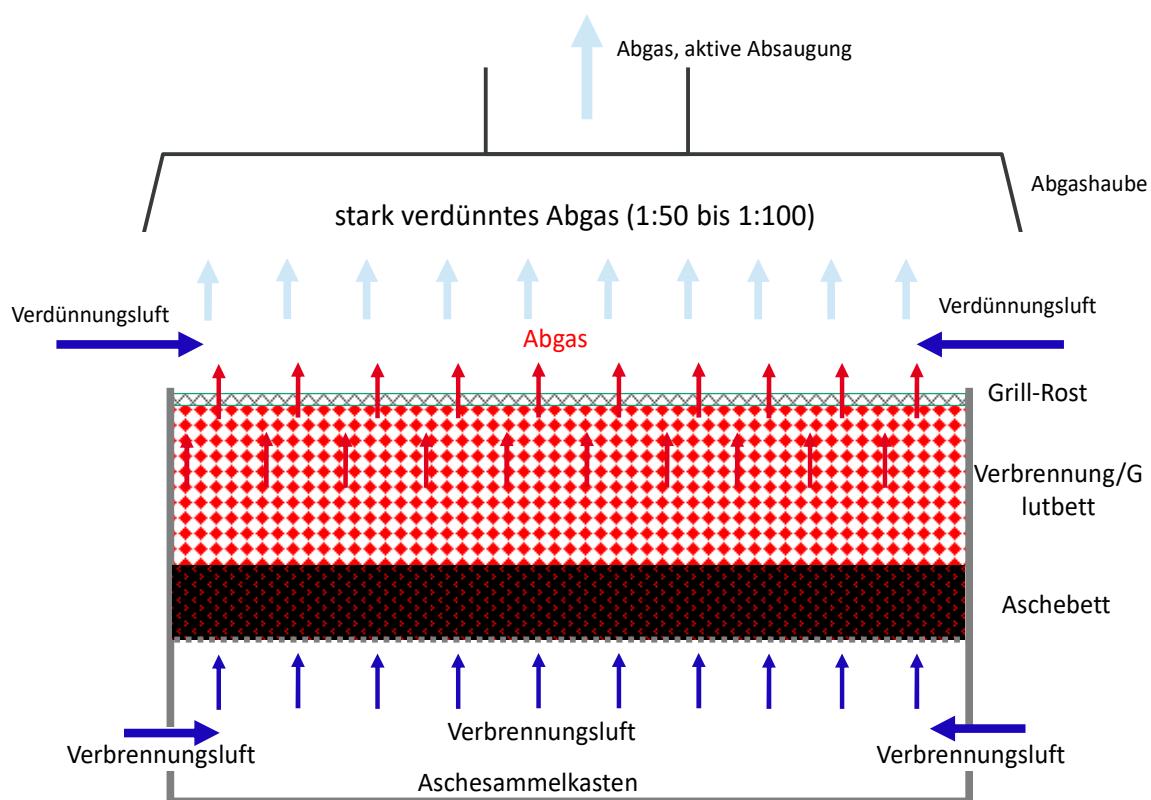
Gewerbliche Holzkohlegrills sind eine nicht zu vernachlässigende Quelle für staub- und gasförmige Emissionen, welche hauptsächlich aufgrund einer unvollständigen Verbrennung des Brennstoffes sowie Fetten und ölhaltigen Marinaden entstehen. Hier sind insbesondere die chemischen Komponenten zu nennen, die starke Gerüche und Geruchsbelästigungen verursachen. Das Prinzip der bisher verwendeten Grilltechniken ist technisch sehr einfach und kann keine einstellbare, saubere Verbrennung gewährleisten.

Bei Holzkohlegrillanlagen gibt es zwei Bauweisen, wie diese errichtet werden können. Bei der ersten Bauweise wird der Holzkohlegrill vor Ort aufgebaut bzw. gemauert, wohingegen es sich bei der zweiten Bauweise um freistehende, bewegliche Holzkohlegrillanlagen handelt. Die fest gebauten Holzkohlegrillanlagen können entweder als Wandeinsatz (Abbildung 13) oder als Tunnelsystem (Abbildung 14) aufgebaut werden. Die Weiterentwicklung der vorhandenen Technik der Holzkohlegrillanlagen insbesondere angesichts der Schadstoff- und Geruchsbelastungen erscheint notwendig zu sein.

Das Prinzip der meisten Holzkohlegrillanlagen ist in Abbildung 12 dargestellt. Dabei erfolgt die Verbrennung in Analogie zu offenen Kaminen, wobei die Verbrennungsluft dem Verbrennungsprozess bei den freistehenden Holzkohlegrillanlagen sowohl im unteren Bereich des Brennstoff- bzw. Glutbetts als auch seitlich unsystematisch zugeführt wird. Bei

eingemauerten Holzkohlegrillanlagen erfolgt die Luftversorgung ausschließlich über die Oberfläche des Glutbetts durch die abgesaugte Umgebungsluft. Eine definierte Luftpumpe für eine schadstoffarme Verbrennung ist bei allen betrachteten Anlagen nicht festzustellen. Das Brennstoffbett wird in der Regel in zwei Bereiche unterteilt. Im ersten Bereich (Abbildung 13, links) wird der Brennstoff zum Glühen gebracht, bevor dieser Stück für Stück zur Seite geschoben und für das Grillen verwendet wird. Um das Austreten von Abgas in den Arbeitsraum oder Kundenbereich zu vermeiden, wird ein starker Unterdruck über dem Grillrost in der Abgashube mit Hilfe eines Abgasventilators generiert, wobei das abgesaugte Abgas stark (1:50 bis 1:100) mit Umgebungsluft verdünnt wird, welches in der Regel zu einem großen Teil aus dem Küchenbereich abgesaugt wird. Das führt nicht nur zu einer schwierigen Nutzung der bei dem Grillvorgang entstehenden Wärme, sondern auch zu einem hohen Wärmeverlust durch die abgesaugte Luft, wobei die Heizkosten bei Restaurantbetrieben entsprechend ansteigen.

Abbildung 12: Verbrennungskonzept herkömmlicher Holzkohlegrills.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Für die Vermeidung starker Rauchentwicklung beim Grillvorgang aufgrund des Schwelbrands beim Abtropfen des Fets auf das Glutbett verfügen manche Holzkohlegrillanlagen über Rinnen zum Ableiten der Fleischflüssigkeiten und des Fets außerhalb des Grillbereichs. Diese Rinnen zählen zu den wichtigsten Primärmaßnahmen für die Minderung der Schadstoffemissionen durch die unvollständige Verbrennung von Fett. Es wurde bei mehreren Grill-Restaurants beobachtet, dass das gesammelte Fett als Anzündhilfe oder Verbrennungsbeschleuniger wiederverwendet wird. Außerdem wurde beobachtet, dass auf die Fettableiterinne verzichtet und diese durch einen einfachen Rost ersetzt wird (Abbildung 14). Darüber hinaus wurde bei einigen Holzkohlegrillrestaurants festgestellt, dass sich das beim Grillvorgang abgetropfte Fett in der Grillmulde unterhalb des Glutbetts bzw. in der untenstehenden Verbrennungsasche sammelt und anschließend von den Muldensteinen (meistens Schamott oder feuerfeste

Betonsteine) aufgesaugt wird. Das erfolgt insbesondere, wenn die Glutbetttemperatur relativ niedrig und nicht ausreichend hoch für den Schwelungsprozess des Fetts ist. Da das aufgesaugte Fett während des Betriebs insbesondere beim Schürvorgang oder bei der Vorbereitung eines neuen Grillbetts entzündet und dadurch den Grillvorgang stört, wird dieses von Zeit zu Zeit vom betreibenden Personal verbrannt. Dabei wird die in der Grillmulde gesammelte Asche bei Anwesenheit einer Flamme so oft geschürt, bis das gesammelte Fett abgebrannt ist. Solche Betriebsfälle werden häufig, ca. alle drei Betriebsstunden, wiederholt, wobei sehr hohe Schadstoffemissionen durch diese unkontrollierte Verbrennung entstehen.

Abbildung 13: Beispielhafte herkömmliche gemauerte Holzkohlegrills.



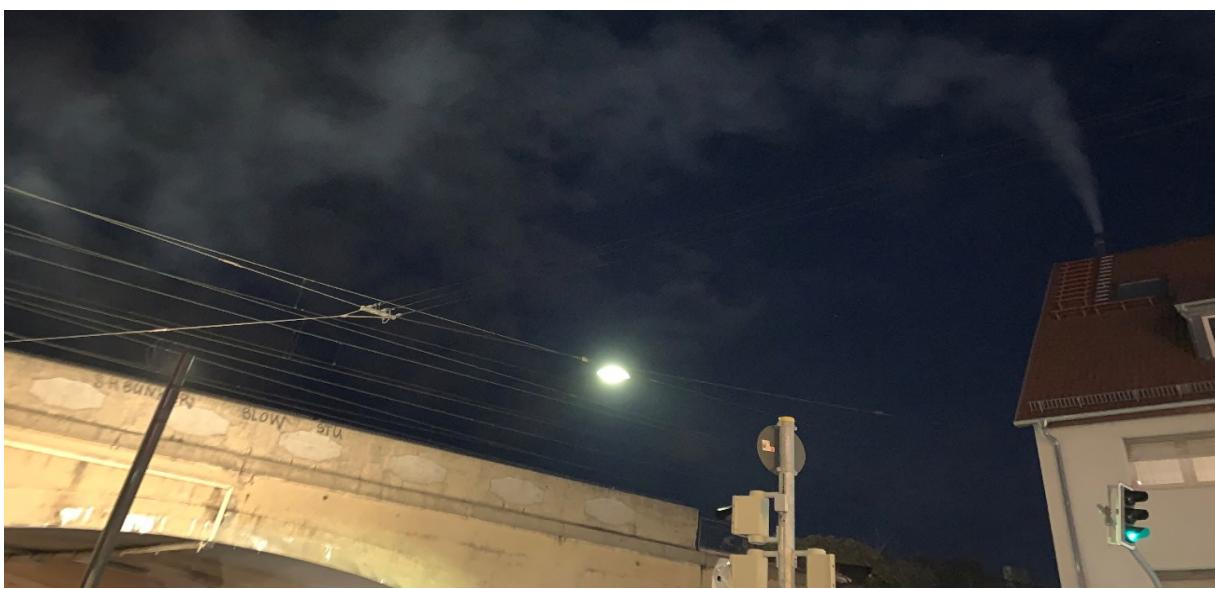
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 14: Tunnelvariante des Holzkohlegrills.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 15: Rauch- und Emissionssituation in einem Restaurant in Stuttgart, Bad-Cannstatt.

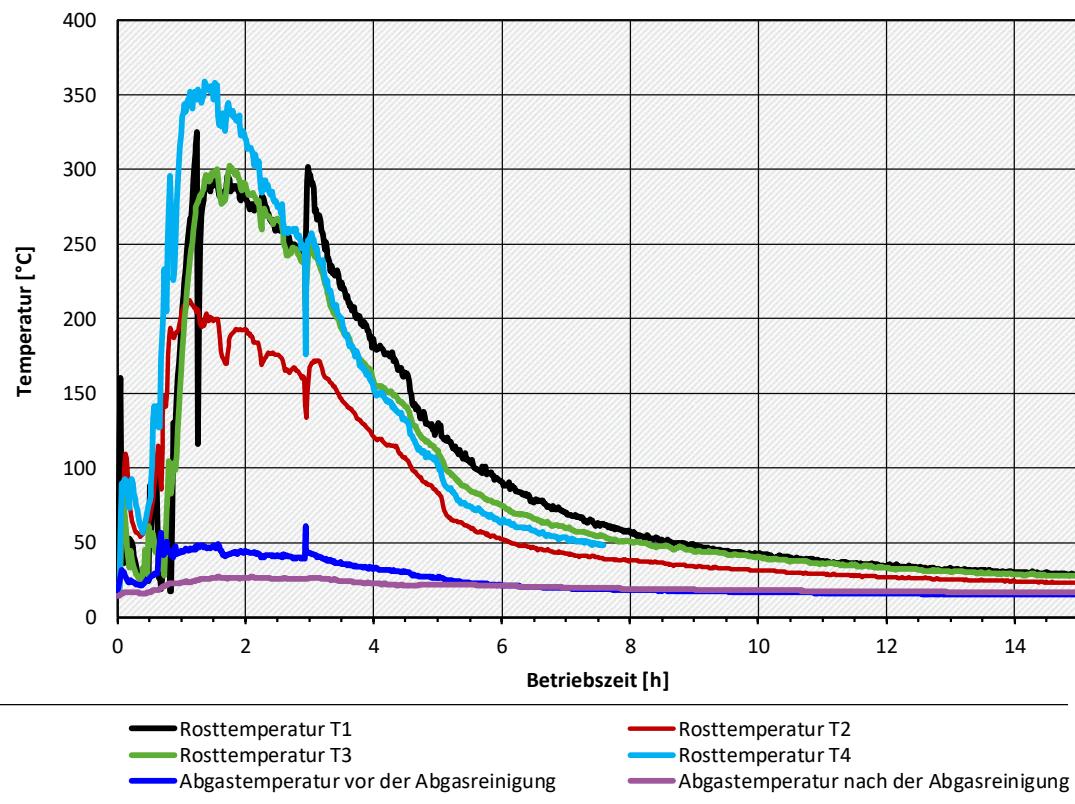


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Art und Menge der Schadstoffkonzentrationen, die beim Grillvorgang entstehen, hängen sowohl von dem abtropfenden Fettanteil als auch von den im Glutbett herrschenden Temperaturen ab. Bei höheren Temperaturen wird die gesamte abgetropfte Fettmenge direkt und schlagartig geschwelt, wobei eine starke Rauchentwicklung über den gesamten Grillvorgang entsteht. Dies wird hauptsächlich beim ersten Grillvorgang nach der Glutbettvorbereitung bemerkbar. Mit der Zeit und aufgrund der sinkenden Temperaturen im Glutbettbereich wird nur ein Teil des Fetts geschwelt, wobei der Rest von der schwachglühenden Grillkohle oder den Muldensteinen aufgesaugt und anschließend, wie oben erwähnt, verbrannt wird.

Abbildung 16 zeigt beispielhaft die Verläufe der Temperaturen auf dem Rost einer herkömmlichen Holzkohlegrillanlage beim Einsatz von Grill-Holzkohle. Die Temperaturen auf dem Rost wurden an verschiedenen Punkten über dem Rostquerschnitt gemessen (Rosttemperatur 1, Rosttemperatur 2, Rosttemperatur 3 und Rosttemperatur 4), wobei sich leichte Unterschiede der Rosttemperaturen ergeben haben. Darüber hinaus zeigt Abbildung 16 die zeitliche Entwicklung der Temperatur. Nach dem Anzünden steigt die Temperatur innerhalb einer Stunde auf einen zum Grillen geeigneten Temperaturbereich zwischen etwa 200 °C und 350 °C. Nachdem sich eine ausreichende Glut gebildet hat, glüht diese Glut langsam aus. Nach etwa 6 Stunden liegen die Temperaturen bei unter 150 °C. Bei dem hier aufgezeichneten Betrieb wurden keine Speisen zubereitet. Durch das häufige Löschen von entstehenden Flammen beim Grillen ist mit höheren Temperaturschwankungen in der aktiven Reaktionszone zu rechnen.

Abbildung 16: Temperaturverläufe auf dem Rost einer Grillanlage bei der Nutzung von Grill-Holzkohle.



Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

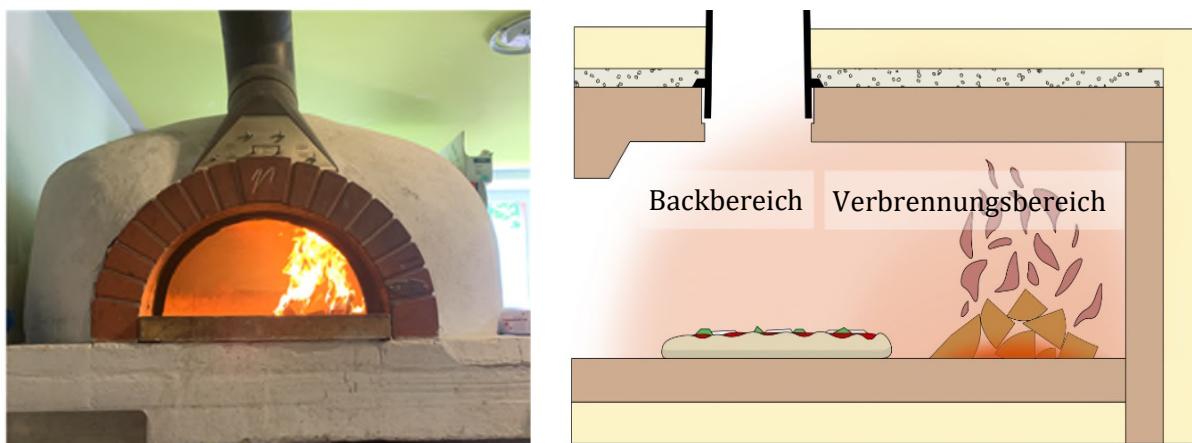
In der Regel spielt die Verbrennungsluftzufuhr bei vielen Holzkohlegrillanlagen eine sehr untergeordnete Rolle, weil der Prozess nicht gezielt konzipiert ist, um eine gute Verbrennung sicherzustellen, sondern nur um ausreichend hohe Temperaturen für den Grillvorgang ohne Flammen zu gewährleisten. Aus diesem Grund wird Rostluft und seitliche Luft auf Höhe des Glutbetts vermieden. Eine solche ungünstige Luftzufuhr führt zur Bildung von Hotspots im Glutbettbereich, in denen sofort eine Flamme in Verbindung mit abtropfendem Fett entsteht, welche den Grillvorgang stört und den Geschmack des Grillguts teilweise negativ verändert.

3.2 Stand der Technik von gewerblich genutzten Holzbacköfen

3.2.1 Stand der Technik von gewerblichen Holz-Pizzabacköfen.

In Pizzerien verwendete Pizzabacköfen werden meistens als Dauerbrandöfen betrieben und entsprechend aufgebaut. Dabei werden diese Öfen über den gesamten Betriebstag chargenweise mit Scheitholz und selten mit Kohle betrieben, wobei hier zwischen Verbrennungs- und Backbereichen unterschieden werden kann (siehe Abbildung 17). Es wurde beobachtet, dass bei vielen Betrieben sehr trockene (Wasseranteil < 9 Ma.-%) rindenfreie Holzstücke bevorzugt werden, um ein höheres Temperaturniveau während der Verbrennung zu erzielen (Abbildung 18).

Abbildung 17: Herkömmlicher mit offenem Feuerraum betriebener Dauerbrandofen (Pizzabackofen).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 18: Für den Betrieb von Pizzabacköfen verwendete Brennstoffe.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Nachbeschickung der Brennstoffe erfolgt auf das gebildete Glutbett, sodass sich über die gesamte Betriebsdauer eine Flamme ausbilden kann. Die Speisen werden während der Verbrennung des Brennstoffs entweder direkt neben der Flamme oder in einer sich im Abgasweg befindlichen strömungsberuhigten Zone zubereitet. Die Zubereitung neben der Flamme ist insbesondere für Pizzabacköfen typisch, wobei die Pizzen über die Wärmestrahlung der Flamme sowie durch die nach oben strömenden Abgase über Konvektion und Strahlung aufgeheizt werden, wie es in Abbildung 17 zu sehen ist.

Die oben beschriebene Betriebsweise von Dauerbrandöfen ist im Gegensatz zu Brotbacköfen sehr wichtig, um auf die Bestellungen der Kunden im Tagesverlauf flexibel reagieren zu können. Ein Zeitbrandofen ist in der Regel für diese Aufgabe nicht geeignet.

3.2.2 Stand der Technik von gewerblichen Brot-Holzbacköfen

Bei Zeitbrandöfen ist zwischen hand- und automatisch beschickten Öfen zu unterscheiden. Während die handbeschickten Zeitbrandöfen mit stückigen Hölzern betrieben werden, werden die automatisch beschickten ausschließlich mit Holzpellets betrieben. Im Gegensatz zu Dauerbrandöfen findet die Verbrennung bei Zeitbrandöfen vor der Vorbereitung der Speisen statt, unabhängig davon ob diese automatisch oder händisch betrieben werden.

Stand der Technik von handbeschickten Brotbacköfen

Bei handbeschickten Brotbacköfen wird der Brennstoff über die gesamte Fläche der Brennkammer eingebracht und verteilt (siehe Abbildung 21). Die Verbrennung findet in einem geschlossenen Feuerraum über die gesamte Grundfläche statt, wobei der gesamte innere Bereich des Backofens auf eine gleichmäßig ausreichend hohe Betriebstemperatur gebracht wird. Der Vorteil der geschlossenen Betriebsweise liegt darin, dass eine Regelung des Verbrennungsprozesses durch eine Einstellung des Sauerstoffgehalts für eine optimale Verbrennungsluftzufuhr möglich ist. Die während der Verbrennung entwickelte Wärme wird zum Teil während der Verbrennung in den Speichersteinen der Öfen gespeichert und die Temperatur entsprechend aufrechterhalten. Der Backvorgang beginnt direkt nach dem Ausbrand. Die Zeitbrandöfen werden in der Regel mit einem geschlossenen Feuerraum betrieben, sodass gespeicherte Wärme für den Backprozess über einen möglichst langen Zeitraum aufrechterhalten werden kann.

Bezüglich des Umgangs mit den nach dem Verbrennungsprozess verbleibenden Glutbett ist zwischen den folgenden Konzepten bei Zeitbrandöfen zu unterscheiden:

- ▶ Interne thermische Verwertung des Glutbetts in Backöfen, wobei meistens je nach Konstruktion des Ofens und den Gegebenheiten in der Bäckerei zwischen den folgenden Varianten unterschieden wird:

Variante 1 zur Verwertung des Glutbetts: Das Glutbett wird zum Rand der Backfläche geschoben, sodass diese den Backvorgang mit Wärme weiter versorgt. Der Nachteil dieser Variante ist, dass keine gleichbleibende Temperaturverteilung gewährleistet werden kann und das Personal beim Backvorgang aufgrund der erforderlichen ständigen Bewegung des Backguts überfordert wird.

Variante 2 zur internen Verwertung des Glutbetts: Bei dieser Variante wird das Glutbett nicht innerhalb des Backraums bleiben, sondern zu einer unter dem Backraum befindlichen Zwischenlagerungskammer geschoben. Dadurch werden die Backsteine weiter mit Wärme versorgt und die Backtemperatur über längere Zeit aufrechterhalten. Nachteil dieser Variante ist eine aufwändige Konstruktion des Backofens sowie ein höheres gesundheitliches Risiko durch das Austreten von Kohlenstoffmonoxid in den Aufstellraum sowie der Gefahr von Verbrennungen bei der Übertragung des Glutbetts für das betreibende Personal.

Abbildung 19: Für den Betrieb von Holzbacköfen verwendete Brennstoffe.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 20: Herkömmliche mit geschlossenem Feuerraum betriebene Zeitbrandöfen (zwei identische Backöfen mit jeweils drei Backkammern).



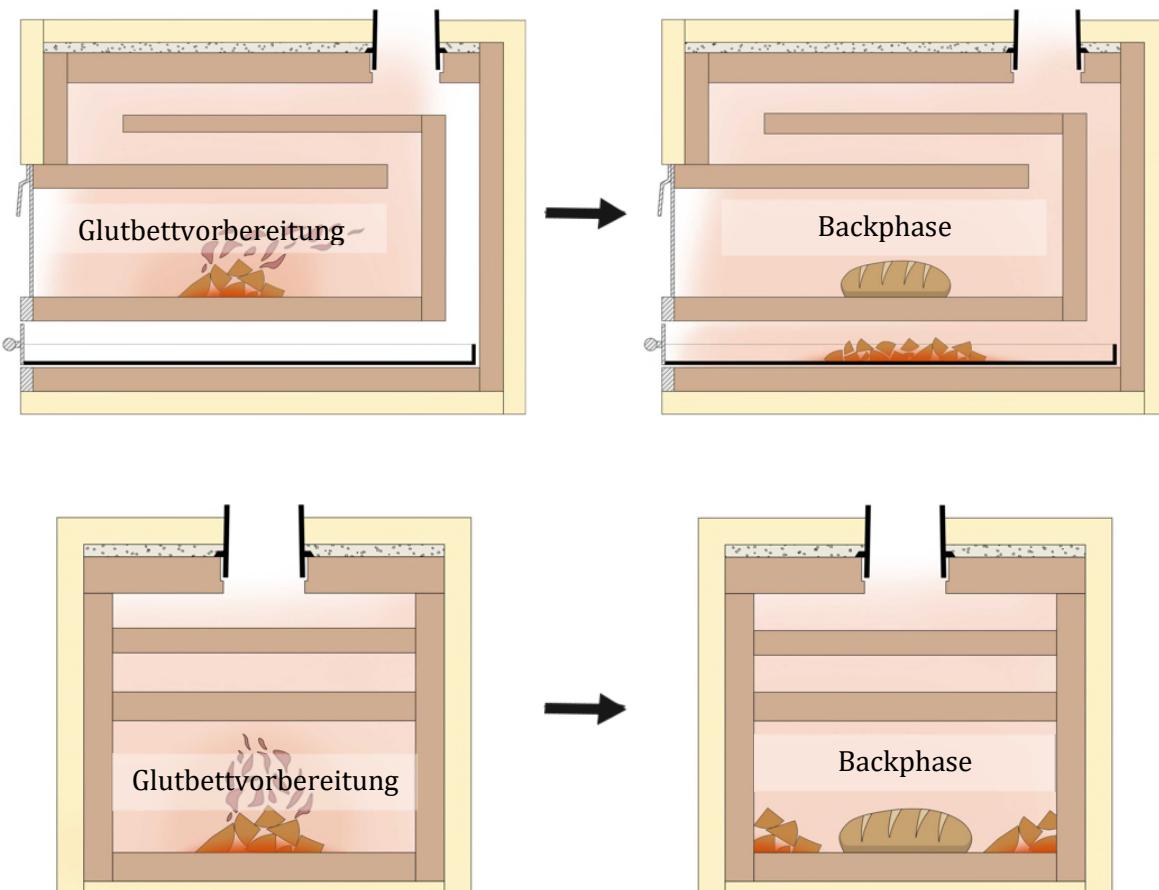
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 21: Beschickungsweise des Zeitbrandofens.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

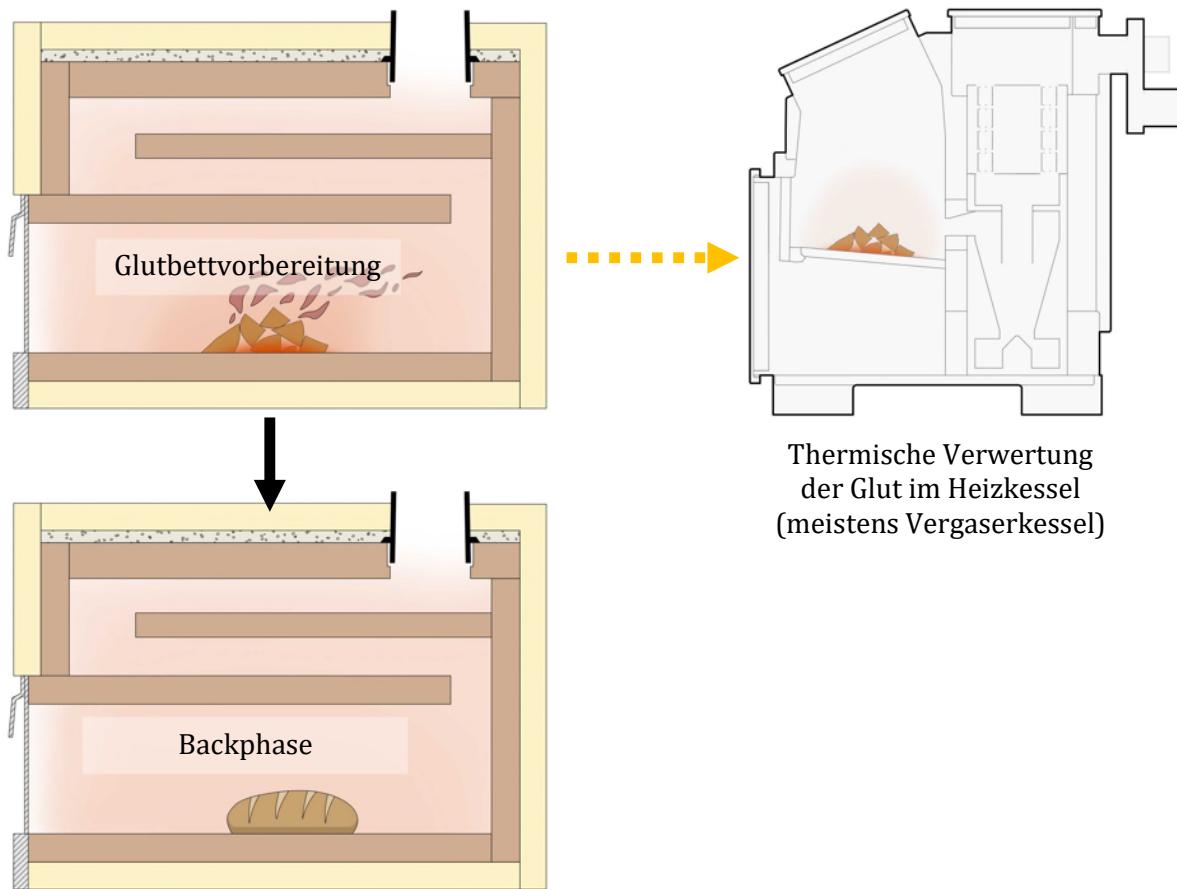
Abbildung 22: Backofenbetrieb mit interner thermischer Verwertung des Glutbetts: Variante 1 mit seitlich geschobenem Glutbett im Feuerraum (oben) und Variante 2 mit einer Zwischenlagerungskammer unter dem Backraum (unten).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

- Externe thermische Verwertung des Glutbetts: Dabei wird das Glutbett komplett aus dem Backofen entnommen und in einen nebenstehenden Heizkessel, meistens Vergaserkessel, weiterverwertet. Durch die sich dort befindliche Wärme wird meistens Warmwasser für Betriebszwecke vorbereitet. Ähnlich wie bei der Variante 2 der internen Verwertung des Glutbetts besteht ein gesundheitliches Risiko für das Personal bei der Übertragung des Glutbetts in den Heizkessel.

Abbildung 23: Backofenbetrieb mit externer thermischer Verwertung des Glutbetts.



In seltenen Fällen und meistens bei kleinen Anlagen wird die Glut nicht weiter verwertet und in einem Ascheeimer oder Aschekarren ungenutzt gelagert, bis die Glut ausglüht. Hierbei ist auf die Bildung von Kohlenmonoxid zu achten. Die Lagerung sollte nicht in geschlossenen Räumen erfolgen. Im Allgemeinen zeichnen sich die handbeschickten Brotbacköfen durch eine sehr ineffiziente Betriebsweise aus, wobei ein großer Teil der bei der Verbrennung entstehenden Wärme ungenutzt verloren geht. In den besten Betriebsfällen wird lediglich 30 % des gesamten Brennstoffenergiegehalts verwertet. Abbildung 11 zeigt den Verlauf der Abgastemperatur über einen Backvorgang in einem handbeschickten Brotbackofen.

Da bei den beiden Betriebsweisen die Speisen nicht direkt über einer Flamme oder Glut zubereitet werden, ist das Abtropfen von Fetten auf die Glut, wie es bei Holzkohlegrills vorkommt, ausgeschlossen. Somit können auch keine Schwelbrände aus abtropfenden Fetten entstehen. Die Emissionen aus dem Betrieb stammen bei den Backöfen hauptsächlich aus den Brennstoffen und nicht aus den zubereiteten Speisen.

Stand der Technik von automatisch beschickten Holzbacköfen

Automatisch beschickte Holzbacköfen werden mit Holzpellets befeuert, wobei ein Pelletbrenner verwendet wird, welcher außerhalb des Backofens angeordnet ist. Für eine allgemeine Anerkennung der automatisch befeuerten Backöfen als Holzbackofen ist es sehr wichtig, dass sich die Flamme während des Verbrennungsvorgangs bis in den Backbereich durchzieht. Ein Vorteil bei der Anwendung von automatisch beschickten Backöfen liegt darin, dass nicht nur eine automatische Betriebsweise ohne großen Aufwand, sondern auch eine kontrollierte und sehr schadstoffarme und effiziente Verbrennung sowie Nutzung der produzierten Wärme

ermöglicht wird. Aufgrund der bisher fehlenden klaren immissionsschutzrechtlichen Anforderungen bei diesen Anlagen wird von den Herstellern nicht darauf geachtet, dass emissionsarme Feuerungstechnologien in Analogie zu anderen Kleinfeuerungsanlagen entwickelt werden. Bei den automatisch beschickten Anlagen wird sich bisher ausschließlich darauf konzentriert, dass eine automatisierte Betriebsweise gemäß dem Wunsch der Kunden entwickelt wird, wobei die Heiz- und Backzeiten über den gesamten Betriebstag eigenständig in der vorhandenen Software der Backofenregelung festgelegt werden können. Hier werden die Anlagen ohne Bedarf der Anwesenheit von Backpersonal automatisch gestartet, bis die gewünschte Backtemperatur erreicht ist. Abbildung 24 zeigt einen automatisch beschickten Pelletbackofen mit einer thermischen Leistung von ca. 25 kW, wobei jährlich ungefähr 40 Tonnen Pellets verfeuert werden.

Abbildung 24: Automatisch beschickter Pelletbackofen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Gegensatz zu den handbeschickten Holzbacköfen lassen sich bei Pelletbacköfen viele Primär- und Sekundärmaßnahmen für die Verbesserung des Verbrennungs- und Emissionsverhaltens umsetzen. Dazu zählen unter anderem Regelungstechnische, konzeptionelle und konstruktive Maßnahmen sowie integrierte Technologien, welche in der Regel bei klassischen Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV eingesetzt werden.

Die für den Einsatz in Speisenzubereitungsanlagen möglichen Emissionsminderungsmaßnahmen sind in dem nachfolgenden Abschnitt 4 geschildert.

4 Stand des Wissens und der Technik von Maßnahmen zur Emissionsminderung in Speisenzubereitungsanlagen

Für die Minderung von staub- und gasförmigen Schadstoffemissionen aus Verbrennungsprozessen kommen präventive, primäre und sekundäre Maßnahmen zum Einsatz. Im folgenden Abschnitt werden diese drei Maßnahmen für die Anwendung in Anlagen zur Zubereitung von Speisen durch unmittelbare Berührung mit heißen Abgasen beschrieben.

4.1 Präventive Maßnahmen zur Emissionsminderung

Unter präventive Maßnahmen fallen alle Maßnahmen, mit denen die Schadstoffentstehung vermieden wird. Darunter fallen unter anderem die rechtlichen und normativen Regelungen (immissionsschutzrechtliche Verordnungen, Normen und Richtlinien) für die Zulassung, Errichtung und den Betrieb von Prozessen. Beispielsweise legt die 1. BImSchV klare Anforderungen an die Emissionen bei der Überwachung sowie an die Brennstoffe fest, welche in Kleinfeuerungsanlagen eingesetzt werden dürfen. Außerdem verweist die 1. BImSchV auf die Normen und Richtlinien, nach denen Feuerungsanlagen geprüft und errichtet werden müssen. Eine wichtige präventive Maßnahme stellt die permanente Betriebs- und Emissionsüberwachung dar, welche bislang in Großfeuerungsanlagen etabliert ist und sich dank modernster Sensor-, Regelungs-, Automatisierungs- und Vernetzungstechnologien in Kleinfeuerungsanlagen technisch und wirtschaftlich umsetzen lässt. Durch solche Maßnahmen ist eine weitere Reduzierung der Schadstoffemissionen aus Feuerungsanlagen möglich.

Im Gegensatz zu den Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV fehlen bisher die immissionsschutzrechtlichen Anforderungen an die Speisenzubereitungsanlagen, die nicht nur für gewerbliche, sondern auch zu privaten Zwecken verwendet werden. Solche Anlagen müssen bisher keine bestimmten Grenzwerte einhalten und werden auch nicht wiederkehrend überwacht. Bezüglich der Emissionsminderung besteht durch eine Verbesserung des Abbrandes sowie durch den Einsatz von Steuerungs- und Regelungstechnik noch optimierungsbedarf. Gewerbliche Speisenzubereitungsanlagen unterscheiden sich von den anderen Kleinfeuerungsanlagen dadurch, dass diese häufiger und länger unabhängig von der Jahreszeit betrieben werden, wodurch mit höheren Emissionsfrachten zu rechnen ist. Zusätzlich dazu sind diese Anlagen aus einer ökologischen Sicht aufgrund der sehr niedrigen Nutzungseffizienz der Wärme und des Brennstoffs kritisch zu bewerten.

4.2 Primäre Maßnahmen zur Emissionsminderung

Unter Primärmaßnahmen sind konzeptionelle, konstruktive oder regelungstechnische Maßnahmen zu verstehen, die für die Verbesserung des Verbrennungs- und Emissionsverhaltens von Brennstoffen unter anderem bei der Vorbereitung des Glutbetts oder der Beheizung der Anlage Anwendung finden. Eine weitere wichtige Primärmaßnahme besteht in der Vorbehandlung des eingesetzten Brennstoffs oder Grillguts. Die für den Einsatz in Speisenzubereitungsanlagen möglichen Primärmaßnahmen zur Schadstoffminderung lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

4.2.1 Konzeptionelle, konstruktive und regelungstechnische Maßnahmen

Mit diesen Maßnahmen sollte der Verbrennungsprozess so effektiv und kontrollierbar stattfinden können, dass sowohl geringere Emissionen als auch eine höhere Verbrennungseffizienz gewährleistet werden. Um diese Maßnahmen effektiv umsetzen zu können, sollten bestimmte technische Anforderungen an den Verbrennungsprozess, unter

anderem an die Verbrennungsluftzufuhr sowie an die Durchführung des Verbrennungsvorgangs, erfüllt werden, wodurch eine grundlegende Änderung von den technischen Konzepten der heutigen Speisenzubereitungstechnologien erforderlich ist. Das gilt nicht nur für die Holzkohlegrillanlagen, sondern auch für Pizza- und Brotbacköfen. Diese Technologien befinden sich in einem traditionellen Zustand, mit dem die zunehmenden Ansprüche an die bessere Luftqualität nicht erfüllt werden können. Ein großes Potential zur Verbesserung der Verbrennung ergibt sich beispielsweise bei Pizza- und Brotbacköfen aus der Änderung des Chargenbetriebs, sodass die notwendige Wärme für die Beheizung der Backsteine auf bestimmte Backtemperaturen kontrollierter in einer definierten Brennkammer über eine längere Zeit bereitgestellt werden kann, wodurch nicht nur geringere Emissionen entstehen, sondern auch eine höhere Wärmebereitstellungs- und Nutzungseffizienz erzielt werden kann. Das Gleiche lässt sich bei der Vorbereitung des Glutbetts in Holzkohlegrillanlagen ebenfalls ohne großen Aufwand erreichen.

4.2.2 Auswahl geeigneter Brennstoffe und zusätzliche Optimierungsmöglichkeiten

Über die verbrennungstechnischen Eigenschaften der Brennstoffe werden die entstehenden Konzentrationen an Schadstoffen beim Betrieb maßgeblich mitbeeinflusst. Hier spielen beispielsweise der Gehalt an flüchtigen Bestandteilen und die Elementarzusammensetzung eine entscheidende Rolle sowohl bei der Art als auch bei der Menge der zu erwartenden Schadstoffe. Die verbrennungstechnischen Eigenschaften lassen sich gezielt bei der Herstellung von Brennstoffen wie Grillbriketts und Holzkohlen positiv beeinflussen. Beispielsweise können die Temperaturen, die Verweilzeit und die Aufheizrate bei der Pyrolyse von Holz bzw. der Herstellung von Grillkohle einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung und somit auch auf die Qualität von Holzkohle haben. Bei Grillkohle aus teilweise fossilen Ausgangsprodukten ist in der Regel eine Aufbereitung (z. B. Waschung) der Kohlen erforderlich, um insbesondere Schwefelverbindungen und enthaltene Fremdstoffe aus dem Brennstoff zu entfernen. Eine andere erfolgsversprechende Möglichkeit beim Einsatz von Scheithölzern ergibt sich aus der thermischen Behandlung und Wiederkonditionierung des Holzes auf einen bestimmten Wassergehalt. Dadurch lassen sich staub- und gasförmige Schadstoffe aus einer unvollständigen Verbrennung reduzieren.

4.2.3 Verbot von unüblichen Brandbeschleunigern

In einigen Gastronomiebetrieben werden gebrauchte Speisefette und Frittieröle als Brandbeschleuniger genutzt, entweder um nachgelegten Brennstoff anzuzünden oder den bereits glühenden Brennstoff auf eine bestimmte Temperatur zu beheizen. Außerdem ist nicht ausgeschlossen, dass diese Methode als Entsorgungsweg für gebrauchte Speisefette genutzt wird. In mehreren Restaurants wurde festgestellt, dass das während der Verbrennungsvorgänge im unteren Teil der Brennstoffmulde gesammelte Fett von Zeit zu Zeit absichtlich verbrannt wird, um die Mulde von Fettresten zu befreien. Dabei wird das Feuer in der Mulde so oft geschürt, bis sich keine Flamme mehr ausbilden kann. Die bei der Verbrennung von Speiseölen und Fetten entstehenden Schadstoffe werden über den Abgasweg freigesetzt. Für die Zündung des Brennstoffs wird empfohlen nur zugelassene Grillanzünder zu verwenden. Anfallende Speisefette (z.B. abgetropftes Fett) sollten ordnungsgemäß entsorgt werden. Eine Nutzung als Brandbeschleuniger sollte vermieden werden.

4.2.4 Zubereitung von Speisen mit reduziertem Fettgehalt

Die in den Grillgütern enthaltenen Fette haben einen großen Einfluss auf die Art und Menge der beim Grillen anfallenden Emissionen, da diese beim Grillvorgang auf das Glutbett tropfen und

anschließend in dampf- und gasförmigem Zustand mit dem meist stark verdünnten Abgasstrom in die Umgebung gelangen. Durch die unvollständige Verbrennung von Fett können z. B. verschiedene Kohlenwasserstoffe, unter anderem auch PAKs und BTEX sowie fettartige Aerosole, entstehen und in die Umgebung gelangen. Für die Zubereitung von Speisen sollten daher, wenn möglich, fettarme Speisen genutzt werden, um das Abtropfen von Fetten zu vermeiden. Auch auf marinierte Essensgüter sollte zur Vermeidung von Schadstoffen durch abtropfende Fette nach Möglichkeit verzichtet werden. Bei der Zubereitung fetthaltiger Speisen sollte die Speisenzubereitung durch Strahlungswärme erfolgen. Dadurch kann herabtropfendes Fett in das Glutbett vermieden und anfallendes Fett sachgerecht entsorgt werden.

4.2.5 Nutzung von Fettfangbecken

Eine wichtige Primärmaßnahme zur Vermeidung von abtropfenden Fetten auf das Glutbett stellt die Nutzung von Fettfangrinnen und -becken dar (siehe Abbildung 25). Diese Rinnen können entweder horizontal oder mit einer Neigung über das Glutbett gebaut werden, wodurch das bei der Hitze gelöste Fett entlang des Grillguts in diese Rinnen fließt und sich in einem Hauptsammler sammelt und anschließend entsorgt werden kann. Da die Fettfangrinnen nur einen Teil der Grillfläche abdecken, wird nur ein Teil der thermisch gelösten Fettmenge aufgefangen. Dennoch werden die Schadstoffemissionen deutlich reduziert. Ein Nachteil bei diesen Rinnen ergibt sich daraus, dass der Teil der Speisen, der von der Fettfangrinne abgedeckt ist, nicht mit der Strahlungswärme der Grillkohle erwärmt wird und dadurch das Grillgut ungleichmäßig gegrillt wird. Aus diesem Grund werden die Fettfangrinnen nur selten von Lokalbetreibenden eingesetzt.

Abbildung 25: Fettfangrinnen in einer handelsüblichen freistehenden Holzkohlegrillanlage.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

4.2.6 Indirektes Grillen

Durch das Vermeiden von direktem Kontakt zwischen Grillgut und Wärmequelle (Grillkohle oder Gas) werden die Emissionen die durch das herabtropfende Fett und die anschließende Schwelung freigesetzt werden, vermieden oder stark reduziert. Dies kann z.B. durch große Behältnisse erfolgen, sog. Grillschalen oder Grillplatten oder auch dadurch, dass der Grillvorgang und die Speisenzubereitung räumlich getrennt sind.

Die Grenzen für die Anwendung von Primärmaßnahmen hängen von den Eigenschaften des Grillguts und der eingesetzten Brennstoffe ab. Es ist zu erwähnen, dass hohe Konzentrationen an

nicht verbrannten Komponenten inklusive Fetten auch einen negativen Einfluss auf nachgeschaltete Sekundärmaßnahmen haben können. Hier sind beispielsweise Verklebungen in nachgeschalteten Entstaubungseinrichtungen (z. B. Filter oder elektrostatische Abscheider) zu nennen. Das kann nicht nur zu einer Beeinträchtigung bei der Staubabscheidung, sondern auch zu gefährlichen Betriebszuständen führen, da die Fettpartikel schnell entflammbar sind.

4.3 Sekundärmaßnahmen zur Emissionsminderung

Bei den Sekundärmaßnahmen handelt es sich in der Regel um nachgeschaltete Systeme. Je nach den im Abgas enthaltenen Komponenten sind gegebenenfalls mehrere unterschiedliche und hintereinander geschaltete Abgasreinigungsstufen erforderlich, um die Konzentrationen der jeweiligen Schadstoffkomponenten im Abgas zu mindern. Die Anwendung von Sekundärmaßnahmen ist in der Regel mit hohem technischen, wirtschaftlichen sowie Wartungsaufwand verbunden und sollte daher erst erfolgen, wenn die Möglichkeiten zur Schadstoffminderung durch präventive und primäre Maßnahmen vollständig ausgeschöpft sind oder nicht ökonomisch und ökologisch sinnvoll umgesetzt werden können.

In Tabelle 5 ist ein Überblick über die Sekundärmaßnahmen zur Abscheidung von staub- und gasförmigen Emissionen dargestellt, die in der Regel bei industriellen Prozessen zum Einsatz kommen können. Die Verfahren können sowohl in unterschiedlichen als auch in einem einzigen Abscheider angewandt werden (z. B. Kombination aus Zyklonabscheider und elektrischem Abscheider). Die für die Abscheidung von Stäuben möglichen Verfahren mit den abscheidbaren aerodynamischen Durchmessern sind in der Tabelle 6 zusammengefasst.

Bei Speisenzubereitungsanlagen werden die Schadstoffe entweder durch den verwendeten Brennstoff oder durch die Speisen beim Grillen oder Backvorgang verursacht. Im Gegensatz zu Holzkohlegrills werden die Schadstoffe bei Backöfen (Pizza- und Brotbacköfen) überwiegend durch den Brennstoff und selten durch die Speisen verursacht. In dem Zusammenhang zeichnen sich die Holzkohlegrillanlagen dadurch aus, dass die Schadstoffe nicht nur durch den Brennstoff während der Vorbereitung des Glutbetts, sondern zu einem großen Teil während des Grillvorgangs durch den Schwelbrand von in das Glutbett abgetropftem Speisefett entstehen. Aus diesem Grund besteht der Hauptzweck der Abgasreinigung von Holzkohlegrillanlagen darin, sowohl die fettartigen Aerosole als auch die beim Schwelbrand entstehenden Kohlenwasserstoffe und Kohlenstoffverbindungen abzuscheiden, welche sowohl aus toxikologischer als auch olfaktorischer Sicht relevant sind und eine Hauptursache für die Beschwerden durch den Betrieb solcher Anlagen darstellen. Die auf dem Markt verfügbaren und im Rahmen dieses Projekts untersuchten Abgasreinigungstechnologien sind in der Regel so aufgebaut, dass zum Beginn der Abgasreinigung (hinter der Grillanlage) zunächst grobe und zum Ende der Abgasreinigung feine Fettpartikel und Aerosole sowie daran anhaftende geruchsaktive Kohlenwasserstoffe und Kohlenstoffverbindungen entfernt werden.

Bei der Abgasreinigung ist zwischen Verfahren zur Abscheidung von staubförmigen und gasförmigen Schadstoffkomponenten zu unterscheiden. Es ist zu erwähnen, dass eine direkte Übertragung der Anwendung dieser Technologien auf Speisenzubereitungsanlagen ohne eine weitere technische und konzeptionelle Anpassung nur bedingt möglich ist. Das liegt hauptsächlich an den unterschiedlichen Abgaseigenschaften aber auch an der charakteristischen Betriebsweise (als Batchprozess). Bei Holzkohlegrillanlagen spielt die starke Verdünnung des Abgases eine ausschlaggebende Rolle bei der Wirtschaftlichkeit der Abgasreinigung, da große Abgasvolumenströme mit relativ geringen Schadstoffkonzentrationen behandelt werden müssen. Hier sind die Anforderungen an die einzusetzenden Abgasreinigungsaggregate hinsichtlich des anfallenden Abgasvolumenstroms deutlich höher, sodass die Anschaffungskosten entsprechend ansteigen. Zudem können diese Aggregate aufgrund der

Platzknappheit in der Praxis teilweise nicht mehr aufgebaut werden (Platzmangel). Aus diesem Grund erscheint eine Änderung des Konzepts der Verbrennungstechnik notwendig und zielführend, um die Wirtschaftlichkeit bei Gastronomiebetrieben bei einer obligatorischen Anwendung einer Abgasreinigung zu verbessern.

Tabelle 5: Überblick über Abgasreinigungsverfahren.

Partikelförmige Verunreinigungen	Gas- und dampfförmige Verunreinigungen
Massenkraftabscheider (Schwerkraftabscheider, Trägheitskraftabscheider, Zyklonabscheider)	Kondensationsverfahren
Nassabscheider (Tauchwäscher, Sprühwäscher, Füllkörperkolonne, Strahlwäscher, Wirbelwäscher, Rotationswäscher, Venturiwäscher usw.)	Adsorptionsverfahren (Aktivkohlefilter, welcher als Festbett- oder Wanderschichtadsorber ausgeführt werden kann)
Filternde Abscheider (Abreinigungsfilter bzw. Gewebefilter, Speicherfilter, Schüttsschichtfilter usw.)	Trockensorptionsverfahren , welche als Multiabgasreinigungsverfahren meistens in Kombination mit einem Gewebefilter verwendet werden.
Elektrostatische Abscheider (nass und trocken arbeitende elektrostatische Abscheider)	Absorptionsverfahren (Nassverfahren: Tauchwäscher, Sprühwäscher, Füllkörperkolonne, Strahlwäscher, Wirbelwäscher, Rotationswäscher, Venturiwäscher usw.)
Kombinationsverfahren basierend auf mehreren Abscheideprinzipien. Hier können mehrere Abscheideprinzipien zusammenwirken und so ausgeführt werden, dass die Abscheidewirkung stabiler mit der höchstmöglichen Effizienz ablaufen kann.	Oxidationsverfahren (thermisch, katalytisch und Sonderverfahren) Reduktionsverfahren (SNCR und SCR) Biologische Verfahren (Biofilter, Biowäscher) Membranverfahren

Gemäß dem Stand der Technik und des Wissens beginnt die Reinigung von Abgasen aus klassischen Verbrennungsprozessen mit der Abscheidung von partikulären Emissionen, welche bei den nachgeschalteten Abgasbehandlungstechnologien Probleme bereiten können. Die für die Abscheidung von partikulären Emissionen infrage kommenden Staubabscheideverfahren sind in Tabelle 6 in Abhängigkeit von den abzuscheidenden Partikelgrößen aufgelistet. Tabelle 7 stellt die möglichen Abgasreinigungsverfahren dar, die für die Behandlung von Abgasen aus unterschiedlichen industriellen Prozessen zum Einsatz kommen.

Tabelle 6: Übersicht über die Maßnahmen zur Staubabscheidung

Staubminderungsverfahren		abzuscheidende Partikelgrößen
Massenkraftabscheider	Schwerkraftabscheider	Staub (> 50 µm)
	Trägheitsabscheider	
	Zyklonabscheider	
Nassabscheider	Tauchwäscher	Staub 0,1 µm – 50 µm
	Sprühwäscher	
	Füllkörperkolonne	

Staubminderungsverfahren		abzuscheidende Partikelgrößen
Filternde Abscheider	Strahlwäscher	
	Wirbelwäscher	
	Rotationswäscher	
	Venturiwäscher	
Elektro-Abscheider	Gewebefilter	Staub (< 0,5 µm)
	Schlauchfilter	
	Taschenfilter	
	Speicherfilter	
Trockenabscheider	Schüttschichtfilter	
	Trockenabscheider	Staub (< 1 µm)
	Nassabscheider	

Tabelle 7: Übersicht über die Verfahren zur Minderung von gasförmigen Emissionen

Abgasminderungsverfahren		Beispielhafte Schadstoffkomponente
Kondensationsverfahren		Wasserstoff, Kohlenwasserstoffe, CO ₂ , SO ₂ , Schwermetalle, PAK, Dioxine, Ruß und Staub
Adsorptionsverfahren		Org. Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle, PCDD/PCDF, Chlorkohlenwasserstoffe, PAK
Absorptionsverfahren		SO ₂ , HCl, NO _x , Quecksilber, Silane, Amine
Oxidationsverfahren	Thermische Nachverbrennung	Gesamtkohlenstoffemissionen, Dioxine, Ruß, PAK, Gerüche
	Katalytische Nachverbrennung	Gesamtkohlenstoffemissionen, Kohlenwasserstoffe
	Ozonbehandlung	NO, NO ₂ , N ₂ O, Gerüche, Kohlenwasserstoffe
	mit nichtthermischem Plasma	Kohlenwasserstoffe
	mit Ultraviolettsstrahlung	Kohlenwasserstoffe, NO, NO ₂ , N ₂ O

Es ist zu erwähnen, dass die klassische, in industriellen Prozessen angewandte, Vorgehensweise zur Abgasreinigung nur bedingt zur Abgasbehandlung in Speisenzubereitungsanlagen, unter anderem Holzkohlegrillanlagen, aufgrund des dort anfallenden höheren Fettanteils geeignet ist. Fettröpfchen sowie fettartige, klebrige, feine Aerosole aus einer unvollständigen Verbrennung können bei herkömmlichen Staubabscheidern technische Probleme bereiten und diese innerhalb kurzer Zeit außer Funktion setzen, was oftmals nur mit hohem technischen Aufwand gelöst werden kann. In diesem Abschnitt werden die technischen Maßnahmen zur Minderung von Schadstoffen durch Sekundärmaßnahmen ausführlich beschrieben.

4.3.1 Verfahren zur Abscheidung von staubförmigen Emissionen

Bei der Staubabscheidung handelt es sich um eine Phasentrennung, bei der das Abgas die homogene Phase darstellt und die Staubpartikel als dispergierte Phase zu bezeichnen ist. Diese dispergierte Phase spielt mit ihren physikalischen, chemischen und mechanischen Eigenschaften sowie mit ihrem Verhalten eine ausschlaggebende Rolle bei der Auswahl des geeigneten Abscheidesystems. Die Abscheidung von Stäuben aus dem Abgasstrom erfolgt entweder durch Separation oder durch Filtration:

- ▶ **Separation:** Bei der Separation sind die Partikelströmungsbahnlinien von entscheidender Bedeutung, welche durch die auf die Staubpartikel wirkenden Kräfte (Schwerkraft, Fliehkraft, Trägheitskraft, elektrostatische Kraft usw.) beeinflusst werden. Die besten Voraussetzungen für die Abscheidungen ergeben sich, wenn die Staubpartikel andere Strömungsbahnlinien als der Abgasstrom annehmen und anschließend in einer strömungsberuhigten Zone aufgefangen werden.
- ▶ **Filtration:** Bei der Filtration werden die Staubpartikel hauptsächlich durch den Sperr- bzw. Siebeffekt vom Abgasstrom getrennt. Dabei wird das mit dem Staub beladene Abgas durch ein poröses Filtermedium oder eine Schüttung geleitet, sodass die Staubpartikel zurückgehalten und so aus dem Abgasstrom abgeschieden werden. Zusätzlich zum Sperreffekt können bei der Filtration die Trägheits-, Diffusions- und elektrostatischen Kräfte zur verbesserten Filtration führen.

Die eingesetzten Staubabscheideverfahren weisen unterschiedliche Leistungen bei der Abscheidung von Feinstäuben auf. Hier setzen sich die Staubemissionen je nach Brennstoffqualität und der Art des Grillguts aus unterschiedlichen Verhältnissen an organischen und anorganischen Partikeln zusammen, die je nach Zusammensetzung sowie physikalischen Eigenschaften des Abgases sehr unterschiedlich auf Abscheidekräfte (Schwerkraft, Trägheitskraft, Zentrifugalkraft, elektrostatische Kraft) reagieren. Die folgenden Verfahren werden für die Abscheidung von Stäuben aus Abgasen eingesetzt:

Massenkraftabscheider

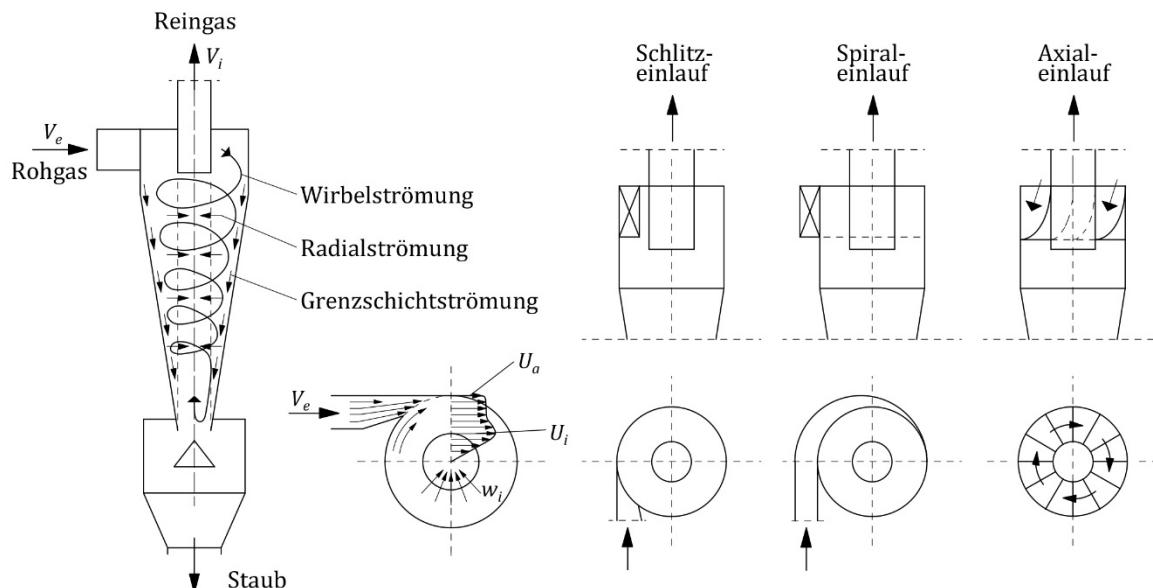
In den Massenkraftabscheidern werden Trägheitskräfte (Schwer- und Fliehkräfte) für die Abscheidung von Stäuben aus dem Abgas genutzt. Die Massenkraftkraftabscheider lassen sich in die folgenden Abscheidesysteme unterteilen:

- ▶ **Schwerkraftabscheider:** Bei den Schwerkraftabscheidern handelt es sich um die technisch einfachste Art der Staubabscheidung. Das Prinzip der Abscheidung bei Schwerkraftabscheidern beruht darauf, die Strömungsgeschwindigkeit vom Abgas durch eine starke Erweiterung des Strömungsquerschnitts zu reduzieren. Durch die Reduzierung der Geschwindigkeit können schwere Staubpartikel in dem Schwerkraftabscheider sedimentieren und so aus dem Abgas abgeschieden werden. In der Praxis kommen Gegenstromabscheider und Querstromabscheider zum Einsatz, wobei die Gegenstromabscheider in vertikaler Richtung von unten nach oben und die Querstromabscheider horizontal vom Abgas durchströmt werden. Die eingesetzten Abgasreinigungssysteme (z. B. Nassabscheider, elektrostatische Abscheider usw.) haben in der Regel einen größeren Strömungsdurchmesser als die daran angeschlossenen Rohre,

sodass die meisten Abgasreinigungssysteme aufgrund der sich daraus ergebenden Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit gleichzeitig als Schwerkraftabscheider dienen.

- **Trägheitsabscheider:** In den Trägheitsabscheidern wird die Abscheidung von Stäuben im Abgas durch eine häufige Änderung der Strömungsrichtung und die Umlenkung des Abgases gewährleistet. Die Umlenkung kann beispielsweise durch die Umströmung von Umlenkplatten oder Lamellen erreicht werden. Durch die Umlenkung der Strömung wirken auf die Staubpartikel starke Trägheits- und Zentrifugalkräfte, sodass diese aus dem Abgasstrom abgeschieden werden. Die Anzahl der Umlenkungen, die Geometrie der Trägheitsabscheider sowie die Strömungsgeschwindigkeit haben einen großen Einfluss auf die Abscheideleistung von Trägheitsabscheidern.
- **Fliehkraftabscheider:** Fliehkraftabscheider sind in der Regel Zyklone. Im Zyklon wird das mit den Staubpartikeln beladene Abgas in einen zylindrischen Behälter mit konischem Unterteil tangential zugeführt. Dank der Einlaufgeometrie wird eine Drehströmung des Abgases im Inneren des Zylinders erzeugt. Durch die Wirbelströmung und die dabei wirkenden Zentrifugalkräfte bewegen sich die Staubpartikel zur äußeren Wand des Zylinders und werden mit der Wandgrenzschichtströmung in spiralförmigen Bahnen entlang des Konus nach unten zum Staubsammelbehälter transportiert. Zyklone können je nach Anwendungsfall in unterschiedlichen Bauformen (Spiraleinlauf, Tangentialeinlauf, Schlitzeinlauf, Wendeleinlauf) hergestellt werden, welche sich im Wesentlichen durch die Einlaufgeometrie unterscheiden. Die am häufigsten vorkommende Bauform ist der Tangentialeinlauf. Der Axialeinlauf ist aus Platzgründen bauseitig teilweise erforderlich. Er eignet sich besonders für große Abgasvolumenströme bei etwas geringeren Abscheideleistungen.

Abbildung 26: Aufbau eines Tangentialabscheiders.



Quelle: Fritz und Kern 1992

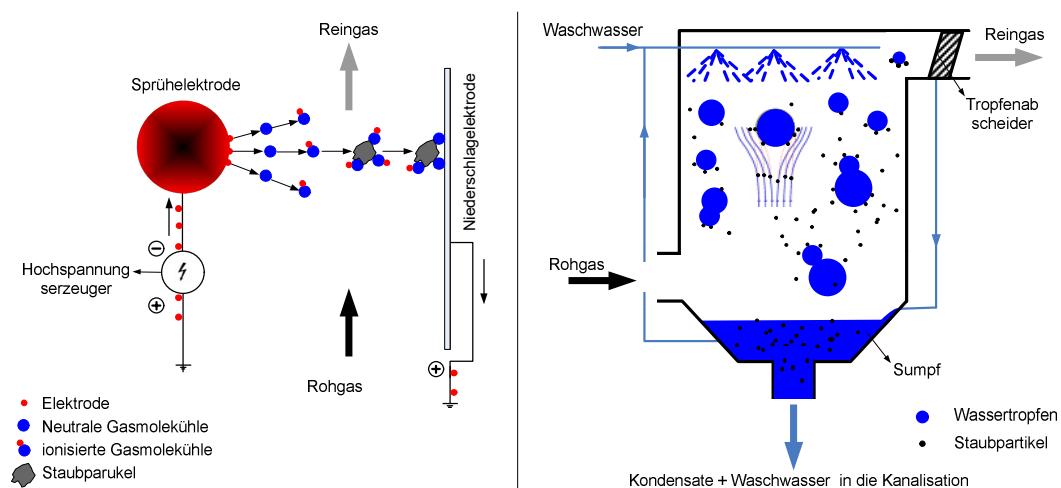
Die Massenkraftabscheider eignen sich nicht für die Abscheidung von feinen Staubpartikeln. Beispielsweise können mit einem Schwerkraftabscheider nur Partikel $> 100 \mu\text{m}$ [Görner et al. 1999] und mit den Fliehkraftabscheidern $> 20 \mu\text{m}$ abgeschieden werden. Aus diesem Grund werden die Massenkraftabscheider primär als Vorabscheider oder als Tropfenabscheider verwendet [Fritz und Kern 1992].

Nassabscheider

Der Einsatz von Nassabscheidern erfolgt häufig bei leichtentzündlichen oder klebrigen Stäuben [Fritz und Kern 1992]. Das Prinzip der Nassabscheider basiert darauf, dass die Staubpartikel in Wassertropfen eingeschlossen und anschließend aufgrund der Massenzunahme durch massenproportionale Kräfte besser aus dem Abgasvolumenstrom in dem nachgeschalteten Zyklon entfernt werden können (Abbildung 27). Bei der Abscheidung sind folgende Vorgänge zu unterscheiden [Schwister 2009]:

- ▶ Kontakt zwischen Staubpartikeln und Wassertropfen:
Dabei ist das Waschwasser im Verhältnis zum Abgasvolumenstrom so zuzugeben, dass eine große Phasengrenzfläche zwischen dem Abgas und dem Waschwasser erzeugt wird. Zum Transport der Staubpartikel an der Flüssigkeitsoberfläche tragen Trägheits- und Diffusionskräfte sowie Kondensationskräfte bei. Bei einer Unterschreitung des Taupunktes wirken feinste Staubpartikel als Kondensationskeime, die zur Massenzunahme der Stäube und somit zur Begünstigung der Staubabscheidung führen.
- ▶ Bindung der Staubpartikel am und im Wassertropfen:
Wenn die Staubpartikel mit den Wassertropfen in Kontakt kommen, werden sie an diesen haften oder von diesen eingeschlossen. Für eine gute Bindung sind vor allem die Benetzbartheit und die Löslichkeit der Staubpartikel sowie die wirkenden Haftkräfte wie z. B. Adsorptionskräfte verantwortlich.
- ▶ Abtrennung der beladenen Wassertropfen aus dem Abgasstrom:
Die schweren, mit Staubpartikel beladenen Wassertropfen, fallen in den unteren Teil des Reaktors, den sogenannten Sumpf. Die leichten Tropfen bleiben im Abgas schweben und werden anschließend durch mechanische Tropfenabscheider, wie z. B. eingebaute Prallbleche oder Zyklone aus dem Abgasstrom abgetrennt. Das gesammelte Waschwasser wird je nach Belastung mit oder ohne Behandlung in das Kanalsystem abgeleitet.

Abbildung 27: Abscheideprinzip von Elektroabscheidern (links) und Nassabscheidern (rechts).



Quelle: Baumbach 1994

Da das Abscheideprinzip der Nassabscheider bei sehr feinen Staubpartikeln nicht wirksam ist, gehören diese Abscheider nicht zu den Hochleistungsabscheidern. Nassverfahren haben gegenüber den Trockenabscheidern den Vorteil, dass auch saure Schadstoffkomponenten wie z. B. Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff reduziert werden, die bei der Verbrennung von biogenen Brennstoffen wie beispielsweise Stroh, Traubentrester, Gärresten und sonstigen Agrarbrennstoffen entstehen. Wird Kalk bzw. Calciumhydroxid-Lösung in den Abgasvolumenstrom zugegeben, findet eine sogenannte Chemisorption statt, bei der die oben genannten sauren Schadstoffkomponenten intensiver abgeschieden werden können. Als Reaktionsprodukte entstehen beispielsweise Calciumsulfat oder Chlorsulfat.

Filternde Abscheider

Bei den filternden Abscheidern wird das Abgas durch ein poröses Filtermedium geleitet, in oder an dem die Staubpartikel zurückgehalten und so aus dem Abgasvolumenstrom abgeschieden werden. Bei der Filtration bildet sich aufgrund dieser Abscheidung ein Filterkuchen, der nach Erreichen eines vorgegebenen Druckverlustes mechanisch oder pneumatisch abzureinigen ist. Zur Abscheidewirkung tragen die Sperr-, Trägheits-, Diffusions- und elektrostatischen Kräfte bei [Fritz 1992, Schwister 2009]. Die Abscheideleistung von Abreinigungsfiltern wird von der Partikel- und Porengröße des Filtermediums sowie vom Filtrationsverhalten und der Betriebsweise des Filters beeinflusst. Die Abscheidung der Staubpartikel größer als 0,1 µm erfolgt an der Oberfläche des Filtermediums und maßgeblich durch den gebildeten Filterkuchen. Mit zunehmender Dicke des Filterkuchens verbessert sich die Abscheideleistung. Bei Abreinigungsfiltern ist eine Abscheideleistung von über 99,99 % unabhängig von der Konzentration und Feinheit des Staubs zu erreichen.

Elektrostatische Abscheider

Bei Elektroabscheidern wird ein Hochspannungsfeld zwischen einer drahtförmigen Sprühelektrode und einer flächenförmigen Niederschlagselektrode erzeugt, in dem die sich im Abgasvolumenstrom befindenden Staubpartikel elektrostatisch aufgeladen und gleichzeitig aus dem Abgasstrom abgelenkt werden (Abbildung 27).

Beim Abscheideprozess in Elektrofiltern finden folgende Vorgänge statt [Fritz 1992, Schwister 2009]:

- Aufladung und Transport der Staubpartikel zur Niederschlagselektrode: Die mit negativer Gleichspannung (von 30 bis 80 kV) beaufschlagte Sprühelektrode emittiert Elektronen, welche die in der Umgebung befindlichen Gasmoleküle ionisieren. Die Staubpartikel werden durch den Ionenbeschuss (für Staubpartikel > 1 µm) oder die Ionendiffusion (für Staubpartikel < 0,5 µm) negativ aufgeladen und bewegen sich im angelegten elektrischen Feld quer zur Rauchgasströmung zur positiv geladenen Niederschlagselektrode.
- Entladung und Haftung der Partikel an der Niederschlagselektrode: Um die Ableitung der Ladung und die Haftung Partikel an Partikel bzw. Partikel an die Niederschlagselektrode optimal gewährleisten zu können, muss der Widerstand der gebildeten Staubschicht im Bereich von 104 bis 1.011 Ωcm²/cm liegen. Ansonsten tritt das sogenannte Rücksprühen auf, wodurch keine Abscheidung mehr gewährleistet wird.
- Reinigung der gebildeten Staubschicht von der Niederschlagselektrode: Die auf der Niederschlagselektrode gebildete Staubschicht muss in regelmäßigen Abständen entfernt werden, um während des Betriebs einen optimalen Widerstand herstellen zu können. Die Reinigung der Niederschlagselektrode erfolgt mechanisch durch Klopfschläge gegen die Wand der Niederschlagselektrode.

Die Abscheideleistung der Elektroabscheider hängt stark von den Staub- und Rauchgaseigenschaften sowie von der Elektrodenkonfiguration und von der Betriebsweise des Systems ab [Fritz 1992, Schwister 2009].

Für die Auswahl und Auslegung von Staubabscheidern sind Angaben über den Betrieb bzw. für die Charakterisierung des Anwendungsfalls, über das Abgas sowie über die abzuscheidenden Staubpartikel erforderlich, welche in Tabelle 8 ausführlich aufgelistet sind.

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Abgases und der abzuscheidenden Partikel sind für jeden Anwendungsfall experimentell zu ermitteln. Außerdem muss der Verbrennungsprozess mit der Betriebsweise beschrieben und charakterisiert werden. Auf Basis der Charakterisierung wird das passende Staubabscheideverfahren ausgewählt und entsprechend konstruktiv ausgelegt.

Tabelle 8: Angaben für die Auswahl und Auslegung von Abgasreinigungsanlagen.

Angaben über das Abgas		Angaben über die Staubpartikel		Allgemeine Angaben	
Druck des Abgases am Ein- und Austritt des Abscheidens	[Pa]	Physikalische und chemische Eigenschaften wie z. B. klebrig, elektrostatisch aufladbar, giftig, korrosiv, abrasiv, basisch, sauer und explosionsfähig	----	Art des Prozesses, für die der Abscheider eingesetzt werden soll	
Abgastemperatur	[°C]	Mindest-, Mittel- und Höchst Konzentration des Staubes im Abgas	[g/m ³]	Anwendungsgebiet des Abscheidens	
Zusammensetzung des Abgases	[Vol.-%]			Vor- und nachgeschaltete Verfahren	
Absolute Feuchte	[g/m ³]			Betriebs- und Rahmenbedingungen	

Angaben über das Abgas		Angaben über die Staubpartikel		Allgemeine Angaben
Wasser-, Säuren- und Teertaupunkt	[°C]	Partikelgrößenverteilung (mit Angabe des Messverfahrens)	[P/m³]	Arbeitsweise des Betriebs (durchlaufender oder Schichtbetrieb)
Abgas- bzw. Massenvolumenstrom	[m³/s]	Dichte bzw. Schüttdichte	[kg/m³]	
gewünschte Staubkonzentration im Abgas	[mg/m³]	Wassergehalt (bezogen auf die Trockensubstanz)	[Gew.-%]	Tägliche Betriebsdauer
Dichte und dynamische Viskosität des Abgases	[kg/m³], [kg/m s]	Zusammensetzung nach stofflichen Bestandteilen (bezogen auf die Trockensubstanz)	[Gew.-%]	Gewünschter maximaler Filterdruckverlust

Gemäß den im Rahmen des Projekts erworbenen Erfahrungen mit dem Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen ist eine nasse Abgasreinigung (Kombination aus Abgaswäsche und elektrostatischem Abscheider) für den Einsatz in fetthaltigen Abgasströmen für die Abscheidung von Stäuben technisch zu empfehlen. Die genaue technische Ausführung für eine effektive und nachhaltige Funktion der Abgasreinigung trotz der erschwerten Betriebs- und Einsatzbedingungen sollte noch im Rahmen von Forschungs- und Entwicklungsprojekten entwickelt werden. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass es bisher keine rechtliche Regelung für die Ableitung von Abwässern in Deutschland gibt, die bei der Reinigung der Abgase aus Speisenzubereitungsanlagen im gewerblichen Küchenbereich anfallen.

4.3.2 Verfahren zur Abscheidung von gasförmigen Emissionen

Bei nachgeschalteten Abgasbehandlungstechnologien ist zwischen chemischen und physikalischen Verfahren zu unterscheiden:

- ▶ **Chemische Minderungsverfahren:** Bei den chemischen Verfahren kann es sich um Methoden zur Unterstützung von chemischen Reaktionen (z. B. Förderung von Oxidations- oder Reduktionsvorgängen durch die Zugabe von Additiven oder Anwendung von Katalysatoren) oder um chemische Trennverfahren (beispielsweise chemische Sorption) handeln. In beiden Fällen wird die Minderung der Emissionen durch die chemische Reaktion von gefährlichen Schadstoffkomponenten erreicht.
- ▶ **Physikalische Minderungsverfahren:** Bei den physikalischen Minderungsverfahren handelt es sich hauptsächlich um Trennverfahren für Schadstoffe aus dem Abgas. Die Trennung der gasförmigen Schadstoffe aus dem Abgas kann beispielsweise durch eine Phasenänderung oder Sorption erfolgen.

Die physikalischen und chemischen Minderungsverfahren können auch in einer einzigen technischen Abscheideeinrichtung parallel stattfinden. Je nach zu minderndem Schadstoff ist die Anwendung entsprechender physikalischer, chemischer oder auch kombinierter Methoden erforderlich. In Tabelle 7 ist eine Zusammenfassung über die möglichen Verfahren zur Minderung von gasförmigen Schadstoffen dargestellt. Im Folgenden werden die Verfahren für die Minderung von gasförmigen Emissionen beschrieben:

Kondensationsverfahren

Die Anwendung von Kondensationsverfahren eignet sich für die Abscheidung von Schadstoffen mit hohen Kondensationstemperaturen und Stäuben. Dabei wird der Effekt genutzt, dass bestimmte Schadstoffe bei niedrigen Temperaturen bzw. bei einer Abkühlung des Abgases in den flüssigen oder festen Aggregatzustand übergehen.

In den bei der Kondensation gebildeten Kondensatkernen können auch die sich in dem Abgas befindlichen Stäube in den Kondensatkernen eingebunden und entsprechend abgeschieden werden. Die durch die Kondensation entstehenden Kondensate können anschließend entweder in dem Kondensator oder nachgeschalteten Abscheidern aus dem Abgas entfernt werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand gibt es Regulierungsbedarf bezüglich der Ableitung von Kondensaten oder Abwässern aus Abgasreinigungsprozessen in die Kanalisation. Eine zusätzliche Abwasserbehandlung ist bei kleinen Gastronomiebetrieben technisch sehr aufwändig und nicht wirtschaftlich zu betreiben.

Absorptionsverfahren

Bei den Absorptionsverfahren werden in der Regel Lösungsmittel bzw. Absorptionsmittel (herkömmlicherweise alkalische Absorptionsmittel) genutzt, um lösbare Komponenten wie z. B. lösliche Kohlenwasserstoffe, Säuren (SO_2 , HCl , HF usw.) sowie Amine und Fette aus dem Abgas abzuscheiden. Die Schadstoffe können während der Absorption entweder physikalisch oder chemisch gebunden werden. Für die physikalische Bindung spielen die Druck- und Temperaturbedingungen sowie die Eigenschaften vom Abgas eine entscheidende Rolle. Je niedriger die Temperaturen und höher die Drücke sind, desto größere Mengen an löslichen Schadstoffen können in dem Lösungsmittel physikalisch gebunden werden. Für die Entfernung größerer Schadstoffmengen aus dem Abgas ist eine chemische Absorption erforderlich, wobei die Schadstoffe mit einem Lösungsmittel (Nassverfahren) chemisch reagieren. Durch die chemische Bindung der Schadstoffe mit dem Lösungsmittel wird die Konzentration der Schadstoffe im Abgas verringert. [Bilitewski 2013, Löschau 2014]

Für hohe Abscheideleistungen mit Absorptionsverfahren sind folgende Voraussetzungen erforderlich:

- ▶ **Lange Aufenthalts- und Kontaktzeiten vom Abgas im Absorber:** Je länger die Aufenthaltszeit vom Abgas im Absorber ist, desto größere Mengen an Schadstoffen können in dem Lösungsmittel gebunden werden. Die chemische Absorption findet in der Regel schneller statt als die physikalische Absorption, sodass bei der Anwendung von chemischen Absorptionsverfahren kürzere Verweilzeiten gewählt werden können.
- ▶ **Große Oberfläche für die Waschflüssigkeit:** Eine hohe Abscheideeffizienz und -leistung wird erreicht, wenn für das Lösungsmittel eine große Oberfläche (sogenannte Phasengrenzfläche) erreicht wird. Das lässt sich beispielsweise durch das Zerstäuben vom Lösungsmittel im Abgasweg des Absorbers erreichen. Zur Vergrößerung der Oberfläche können in den Absorbern auch zusätzliche Füllkörper eingebracht werden. [Lohrengel 2012]

Neben der oben beschriebenen nassen Absorption werden auch trockene oder quasi-trockene Verfahren angewendet. Bei der trockenen Betriebsweise werden kristalline Absorptionsmittel in den Abgasstrom zugegeben. Die dabei entstehenden festen Reaktionsprodukte müssen anschließend in einem nachgeschalteten Filter abgeschieden werden. Bei der quasitrockenen Betriebsweise wird ein flüssiges Absorptionsmittel (z. B. Wasser) in Form von feinen Tröpfchen zugegeben. Bei beiden Varianten soll darauf geachtet werden, dass die Taupunkttemperatur des

Abgases während des Betriebs nicht unterschritten wird. Absorptionsverfahren, welche durch die Abgaswäsche technisch umgesetzt werden, werden klassischerweise für die Abscheidung von höheren Konzentrationen an sauren Schadstoffkomponenten, unter anderem HCl und SO₂, eingesetzt. Diese Schadstoffe stellen kein Problem bei den Speisenzubereitungsanlagen dar, wie bei den durchgeführten Messungen festgestellt wurde. Abgaswäscher haben ein großes Potential für den Einsatz in Speisenzubereitungsanlagen für die Minderung von fetthaltigen und klebrigen Staubpartikeln bzw. Aerosolen.

Adsorptionsverfahren

Bei der Adsorption handelt es sich um einen physikalischen oder chemischen Vorgang, bei dem sich flüssige oder gasförmige Komponenten an ein oberflächenaktives Adsorptionsmittel anlagern. Die Möglichkeiten für die Anlagerung entsprechender Schadstoffmengen hängen einerseits von der Größe und andererseits von der Struktur des Adsorptionsmittels ab. Eine hohe Adsorptionswirkung haben poröse sowie zerklüftete Medien. Für die Reinigung von Abgasen aus der Zubereitung von Speisen wird herkömmlicherweise Aktivkohle eingesetzt, wobei sich Geruchsstoffe, organische Kohlenwasserstoffe und Stäube an die Aktivkohle anhaften (daran adsorbiert werden). Mit zunehmender Sättigung vermindert sich die Adsorptionsleistung. Das mit den Schadstoffen belastete Adsorbenz bzw. die Aktivkohle muss nach einer gewissen Betriebszeit regeneriert oder vollständig ausgetauscht werden. Die Dauer bis zur vollständigen Beladung der Aktivkohle hängt von den Eigenschaften der Aktivkohle (z. B. der Porenverteilung) und den Eigenschaften vom Abgas ab. Aus wirtschaftlichen Gründen ist eine In-situ-Regenerierung der Aktivkohle beim Einsatz in Speisenzubereitungsanlagen ungeeignet. Der Einsatz von Adsorptionsverfahren ist durch eine Vorkonditionierung und Befreiung des Abgases von fett- und staubartigen Partikeln bedingt. Die Adsorptionsfähigkeit wird maßgeblich von der Abgastemperatur beeinflusst, welche in der Regel unter 35 °C zur Vermeidung von Desorptionsprozessen liegen sollte. Außerdem sollten in dem Aktivkohlebett höhere Verweilzeiten und geringe Strömungsgeschwindigkeiten von < 0,1 m/s eingestellt werden, um höhere Abscheidewirkungen zu erzielen.

Oxidationsverfahren

Thermische Oxidationsverfahren:

Bei den thermischen Oxidationsverfahren handelt es sich um eine Nachverbrennung vom Abgas im Temperaturbereich ab 800 °C. Durch die Nachverbrennung sollten die bei dem Prozess nicht vollständig verbrannten Komponenten bei hohen Temperaturen vollständig verbrannt werden. Sie findet herkömmlicherweise in einer nachgeschalteten Einrichtung mit einem integrierten Gasbrenner statt. Zur Nachverbrennung werden die bei der Verbrennung entstehenden Abgase durch die Flamme des Gasbrenners geleitet. Die Anwendung einer thermischen Nachverbrennung ist in vielen Industriebereichen üblich, bei denen hohe Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und Stäuben entstehen (z. B. bei Kaffeeröstereien, Lackierbetrieben sowie Druckereien). Nachteilig ist die direkte Gegenläufigkeit der Entstehungspotentiale von Stickstoffoxiden und Kohlenstoffmonoxid. Beim Einsatz der thermischen Nachverbrennung ist darauf zu achten, dass bei hohen Temperaturen keine thermischen Stickstoffoxide entstehen. [Baumbach 1994]

Katalytische Oxidationsverfahren:

Bei den katalytischen Oxidationsverfahren wird das Abgas in die katalytisch beschichtete Struktur (Granulat-Schüttung, Schaumstruktur aus Oxid- und Nichtoxidkeramik, Waben, Drahtgewebe bzw. Drahtgestrick) geleitet. Die im Abgas enthaltenen, brennbaren Schadstoffe wie z. B. Kohlenstoffmonoxid (CO) und Kohlenwasserstoffe (C_nH_m, VOCs, PAKs) kommen mit der katalytisch-aktiven Oberfläche des Katalysators in Kontakt. In Anwesenheit von Sauerstoff

können die Oxidationsreaktionen durch den Katalysator bereits bei einer Temperatur größer als 300 °C stattfinden. Diese Schadstoffe werden durch Oxidation unter anderem in Wasser und Kohlendioxid überführt. Die toxikologische Wirkung wird hierdurch reduziert. Der Katalysator nimmt an den Reaktionen nicht teil und wird im Zuge der Oxidation nicht verbraucht. Er gewährleistet lediglich, dass die Reaktionen bei einem niedrigeren Temperaturniveau (schon bei 300 °C statt bei 500 °C) stattfinden können.

Jeder Katalysator unterliegt einem Alterungsprozess, sodass die Aktivität des Katalysators mit der Zeit abnimmt. Ursachen hierfür sind beispielsweise Stäube, die bei Ablagerungen am oder im Katalysator die aktive Oberfläche verkleinern oder die katalytische Schicht durch ihre scharfkantige Geometrie abtragen. Katalysatoren reagieren relativ empfindlich auf Überhitzungen mit Strukturveränderungen im Molekülaufbau. Darüber hinaus reduzieren und deaktivieren Schwermetalle, Schwefel, Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium die katalytische Wirkung [Schultes 1996, Lackner et al. 2010]. Beim Betrieb von Katalysatoren sind Wirksamkeitsverluste durch chemische Veränderungen, durch Wanderung von Verunreinigungen sowie mechanische Belastungen nicht auszuschließen. Je rauer die Einsatzbedingungen des Katalysators sind, desto schneller und stärker treten solche Verluste auf [Beebe et al. 1943, Schultes 1996, nach Lackner et al. 2010].

Katalytische Oxidationsverfahren haben beim Einsatz in biomassebetriebenen Kleinfeuerungsanlagen den Nachteil, dass eine katalytische Vergiftung bei der Verbrennung ungünstiger Brennstoffe aufgrund hoher Belastung durch unerwünschte Schadstoffe (wie z. B. Halogene, Schwefel, Polymere, Teer, Ruß und sonstige Aerosole) auftritt sowie dadurch die katalytische Wirkung dauerhaft verringert und mit der Zeit komplett aufgehoben wird. Außerdem wird die katalytische Beschichtung (auch das Washcoat) aufgrund hoher thermischer und mechanischer (Erosion durch die Stäube bzw. hohe Abgasgeschwindigkeiten) Belastung sowie starker Temperaturwechsel (von ca. 250 °C bis ca. 900 °C) während des Betriebs beschädigt und somit die katalytische Wirkung reduziert oder aufgehoben. Wesentlich ist, dass ein Teil der katalytischen Beschichtung und gegebenenfalls Schwermetalle wie Platin, Rhodium und Palladium mit der Zeit abgetragen und über das Abgas in die Umgebung gelangen [nach Beebe et al. 1943, Lackner et al. 2010] können.

Bezüglich des Einsatzes in Speisenzubereitungsanlagen ist der Einsatz von Katalysatoren aufgrund der niedrigen Temperaturen oder durch den höheren Fettanteil im Abgas begrenzt. Eine Abscheidung der ölartigen Partikel und Aerosole sowie die Wiederaufheizung des Abgases ist für einen erfolgreichen Einsatz von Katalysatoren entscheidend.

Oxidation mit Ozon:

Ozon stellt ein sehr hochreaktives Oxidationsmittel dar und wird in der Regel für die Behandlung von Gerüchen eingesetzt. Dabei werden die organischen Abgasbestandteile mit dem Ozon O₃ bzw. mit dem atomaren Sauerstoff (O₃ --> Elementarer Sauerstoff O₂ + atomarer Sauerstoff O) bereits im niedrigeren Temperaturbereich (bereits ab ca. 40 °C) reagieren und dadurch teilweise oder vollständig abgebaut. Im Gegensatz zur klassischen thermischen Oxidation bei höheren Temperaturen benötigt die Reaktion mit Ozon eine längere Reaktionszeit. In der Regel liegt diese eher im Minuten- und Sekundenbereich anstatt im Millisekundenbereich wie bei den klassischen Verbrennungs- bzw. Oxidationsprozessen.

Das für die Oxidation benötigte Ozon wird in einem Ozongenerator erzeugt, wobei unterschiedliche Verfahren (z. B. Photoinduktion mit Ultraviolettstrahlung, elektrische Entladung usw.) angewendet werden können, um den sich in der Umgebungsluft befindlichen Sauerstoff in Ozon umzuwandeln und anschließend mit einem bestimmten Volumenanteil über ein Dosiersystem in den Abgasstrom zuzugeben. Das Ozon kann nicht nur für die Oxidation von

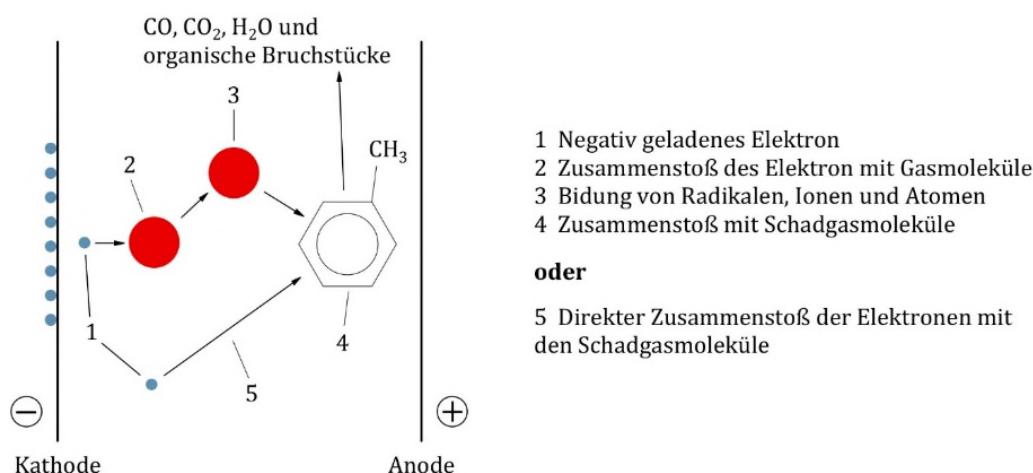
nicht verbrannten Bestandteilen (z. B. Kohlenwasserstoffe, Kohlenstoffmonoxid usw.), sondern auch für die Oxidation von im Abgas befindlichen Stickstoffoxiden NO_x genutzt werden. Beispielsweise werden bei etwa 150 °C NO und NO_2 zum Feststoff Distickstoffpentoxid N_2O_5 oxidiert, welcher in nachgeschalteten Stufen abgeschieden werden kann.

Ein großes Problem beim Einsatz von Ozon für die Oxidation beruht auf der starken Temperaturabhängigkeit. Bei Temperaturen über 150°C kann die gewünschte Oxidationsleistung in der Regel nicht mehr gewährleistet werden. Aufgrund dieser Problematik bedarf es beim Einsatz von Ozon einer genauen Einhaltung eines Temperaturbereiches von 20 °C bis 150 °C. Auch die sonstigen Oxidationsbedingungen (Durchmischung vom Abgas mit dem Ozon, Konzentrationen vom Ozon im Abgas usw.) spielen eine entscheidende Rolle für die Schadstoffminderung [Tamm 2002]. Eine große Herausforderung beim Einsatz von Ozon zur Geruchseliminierung in Abgasen aus Holzkohlegrillanlagen besteht darin, das Abgas mit einem bestimmten Volumenanteil von Ozon anzureichern. Aufgrund der starken Verdünnung des Abgases (Verdünnungsfaktor 1:50 bis 1:100) werden größere Volumenströme generiert, wobei eine höhere Ozonmenge benötigt wird, um einen ausreichenden Ozonanteil für eine effektive Ozonierung einzustellen. Eine weitere Herausforderung ergibt sich beim Einsatz von Aktivkohlefiltern daraus, dass Ozon mit adsorbiert werden kann und dadurch das Aufnahmevermögen des Aktivkohlefilters für andere Schadstoffe wie beispielsweise für viele Geruchsstoffe (u. a. Kohlenwasserstoffe) verringert oder der Desorptionsprozess begünstigt wird. Eine genaue Aussage über die Wechselwirkungen bei der Adsorption und Desorption von Kohlenwasserstoffen und Ozon lassen sich ohne weitere Messungen nicht treffen.

Oxidation mit nicht-thermischem Plasma:

In niedrigeren Temperaturbereichen (Raumtemperatur) kann die Oxidation von organischen Bestandteilen im Zuge einer kalten Oxidation mit nicht-thermischem Plasma durchgeführt werden. Dieses Verfahren beruht auf der Oxidation von organischen Bestandteilen durch Ionen und Radikale, welche in einem starken elektrischen Feld zwischen zwei Elektronen erzeugt wird [Holzer et al. o.J]. Die Wirkweise der Oxidation mit nicht-thermischem Plasma ist in Abbildung 28 bildlich vereinfacht dargestellt. Das nicht-thermische Plasma wird in mehreren Anwendungsbereichen wie z. B. in der Tier- und Lebensmittelindustrie eingesetzt. Das Verfahren wird auch von mehreren Unternehmen für die Abgasreinigung in Holzkohlegrillanlagen angeboten. Von positiven Ergebnissen über die Wirksamkeit des Plasmas bei der Anwendung zur Geruchseliminierung wurde bisher nicht berichtet.

Abbildung 28: Oxidation mit nicht-thermischem Plasma.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Kosten für sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen an Holzkohlegrills

Die Anwendbarkeit von Sekundärmaßnahmen bei Speisenzubereitungsanlagen in der Gastronomie unterliegt sowohl technischen als auch finanziellen Herausforderungen. Aus technischer Sicht spielen der Platzbedarf, die Langzeitstabilität sowie der Reinigungs- und Wartungsaufwand für die Anwendung der Abgasreinigungssysteme eine entscheidende Rolle. Die Anschaffungskosten für nachgeschaltete Abgasreinigungseinrichtungen für Abgase aus Grillprozessen von Holzkohlegrillanlagen liegen erfahrungsgemäß zwischen 30.000 € und 75.000 € abhängig von Art, Leistung und Ausführung der Anlage für eine Grillfläche von einem bis zwei Quadratmeter. Die hohen Kosten ergeben sich aus der notwendigen mehrstufigen Abgasreinigung. Nicht zu unterschätzen sind die Betriebskosten für solche Anlagen, welche nach Herstellerangaben bei monatlich zwischen 2.500 € und 5.000 € liegen können. Die Wartungs- und Betriebskosten ergeben sich je nach Anlage und Hersteller aus dem entsprechenden Wartungsaufwand. Die für Holzkohlegrillanlagen üblicherweise zum Einsatz kommenden Abgasreinigungssysteme und Kombinationen aus diesen sind in Tabelle 30 aufgelistet. Eine beispielhafte Kombinationen von Abgasreinigungssystemen, wie sie bei den im Rahmen dieses Projektes durchgeföhrten Emissionsmessungen zum Einsatz kam, ist der Abbildung 46 zu entnehmen. Je nachdem welches Abgasreinigungssystem bzw. welche Kombination eingesetzt wird, unterscheiden sich die jeweiligen Investitions- sowie die Betriebs- und Wartungskosten der Anlage.

4.4 Messtechnik für die Emissionsüberwachung

Die Emissionsüberwachung im Rahmen der wiederkehrenden Kontrolle durch die Schornsteinfeger*innen hat sich im Rahmen der 1. BImSchV sehr gut etabliert. Dabei werden hauptsächlich Kohlenstoffmonoxid und Gesamtstaub von Biomasseheizkesseln im Abstand von zwei Jahren durch den/die Schornsteinfeger*in mit Hilfe von entsprechenden mobilen zugelassenen Messgeräten wiederkehrend überwacht. Die Überwachung wird gemäß Abschnitt 4 der 1. BImSchV durchgeführt. Zusätzlich dazu ist das genaue Vorgehen für die wiederkehrende Überwachung der Emissionen in Biomasseheizkesseln in der VDI 4207 Blatt 2 beschrieben.

Die für die Messung der Emissionen eingesetzten mobilen Messgeräte müssen bestimmte Qualitätsanforderungen erfüllen, welche in der VDI 4206 Blatt 1 für gasförmige Emissionen und in der VDI 4206 Blatt 2 für Partikel erläutert sind. Die Anforderungen an die Eignungsprüfung für solche Messgeräte sind in der VDI 4209 dargelegt. Für Einzelraumfeuerungsanlagen ist eine Emissionsmessung durch die Schornsteinfeger*innen nur in Ausnahmefällen einmalig erforderlich. Zu diesem Ausnahmefall gehören beispielsweise nach dem 31. Dezember 2014 errichtete Grundöfen, welche nicht mit einer nachgeschalteten Einrichtung zur Staubminderung ausgestattet sind und eine Einhaltung der Grenzwerte nicht auf dem Prüfstand bestätigt wurde. Hier kann der Nachweis für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte nach der 1. BImSchV auch über eine einmalige Messung der Emissionen durch die Schornsteinfeger*innen erbracht werden.

Speisenzubereitungsanlagen bei denen die Speisen mit dem Abgas in Berührung kommen unterliegen bisher keinen immissionsschutzrechtlichen Anforderungen, weder bei der Zulassung, noch bei der Errichtung oder beim Betrieb. Während die Abgase aus Holzbacköfen (Dauerbrand- oder Zeitbrandbacköfen) ähnliche Abgaseigenschaften wie bei den Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV aufweisen, unterscheiden sich diese bei Holzkohlegrillanlagen mit ihren Eigenschaften und der Zusammensetzung grundlegend. Im

Unterschied zu Abgasen aus häuslichen Feuerungsanlagen/Festbrennstofffeuerungen zeichnet sich das Abgas aus Holzkohlegrill durch folgende Unterschiede aus:

- ▶ hoher Fettgehalt im Abgas,
- ▶ starke Verdünnung vom Abgas mit Umgebungsluft (Verdünnungsfaktor zwischen 1:20 bis 1:100 sehr variabel während des Betriebs und in Abhängigkeit vom Lokal. Generell gilt, je größer die Grillfläche, umso höher ist der Verdünnungsfaktor),
- ▶ höhere Abgasvolumenströme (zwischen 1.500 - 2.500 Normkubikmeter pro Betriebsstunde pro Quadratmeter Grillfläche)
- ▶ höherer Sauerstoffgehalt im Abgas (> 20 Vol.-%),
- ▶ niedrigere Abgastemperaturen aufgrund der starken Verdünnung (< 50 °C gemessen nach der Abzugshaube (Abbildung 16)),
- ▶ geringer Feuchtegehalt im Abgas (entspricht ungefähr der Raumluft).

In Tabelle 54 im Anhang dieses Berichtes sind Messgeräte für die wiederkehrende Messung nach der 1. BImSchV beispielhaft dargestellt. Die bei diesen Geräten häufig eingesetzten Messprinzipien sind im Folgenden beschrieben.

Messgeräte zur Erfassung von staubförmigen Emissionen

Als gängige Messprinzipien für staubförmige Emissionen gelten die Gravimetrie und Photometrie. Die Gravimetrie ist ein quantitatives Analyseverfahren, welches in der VDI 2066 beschrieben ist. Bei der gravimetrischen Messung wird ein Teilvolumenstrom vom Abgas entnommen und die Masse der darin enthaltenen Stäube gemessen. Die Konzentration an Stäuben ergibt sich durch das Verhältnis der gemessenen Staubmasse bezogen auf den entnommenen Abgasvolumenstrom. Die gravimetrische Staubmessung zeichnet sich durch ihre gute Anwendbarkeit sowie Verfügbarkeit aus. Allerdings weist sie auch zahlreiche Fehlerquellen (z. B. Wiegefehler, Undichtigkeiten bei der Probenentnahme, Isokinetikfehler, Probenentnahme usw.) auf, wodurch bei der Anwendung von technisch vereinfachten Staubmessgeräten von einer Messunsicherheit von 20 % bis 40 % ausgegangen werden kann. Zudem ist sie, je nach technischen Spezifikationen der verwendeten Filterhülsen, nur bei größeren aerodynamischen Staubdurchmessern zwischen ca. 0,1 µm bis 0,7 µm anwendbar, da kleinere Stäube und Aerosole den Filter zum Teil durchdringen und entsprechend nicht vollständig mitgemessen werden können.

Während die Staubmessung mithilfe von Schornsteinfegermessgeräten für die Bewertung der Verbrennungsqualität in Holzbacköfen für Pizza und Brot eingesetzt werden könnte, wäre dies bei Holzkohlegrillanlagen vor allem beim Grillvorgang aufgrund der hohen Emissionen, der Art der Emissionen und des hohen Sauerstoffüberschusses weniger aussagekräftig.

In sogenannten Kaskadenimpaktoren nach VDI 2066 Blatt 5 lassen sich auch unterschiedliche Staubfraktionen (PM_{1} , $PM_{2,5}$, PM_{10}) separat erfassen. Das Messprinzip eines Kaskadenimpaktors beruht auf einer Separierung von Stäuben über Trägheitseffekte, wobei die unterschiedlichen Partikelfraktionen (z. B. $PM_{2,5}$ und PM_{10}) auf getrennten Planfiltern gesammelt und anschließend abgewogen werden können.

Bei der photometrischen Messung wird die Massenkonzentration an Stäuben im Abgas über die Transmission bzw. Extinktion eines Lichtstrahls festgestellt. Beim Durchtritt von einem

Lichtstrahl durch ein staubbeladenes Abgas wird dieser im Abgasstrom durch Absorption oder Streuung geschwächt, wodurch die Lichtintensität abnimmt. Auf Basis der Veränderung der Lichtintensität im Abgas lassen sich anschließend Rückschlüsse auf die Staubkonzentrationen führen. Eine Fraktionierung der Staubpartikel kann auch durch die Anwendung einer Laserphotometrie mit Streulichtmessung durchgeführt werden. Bisher ist die Fraktionierung über Photometrie mit den auf dem Markt verfügbaren Messgeräten nur in der Umgebungsluft möglich. Für die Messung von Stäuben im Abgas aus der Verbrennung von Biomasse ist vor der photometrischen Messung eine aufwändige Verdünnung notwendig.

Es ist zu erwähnen, dass alles, was im Abgas bei der gravimetrischen Methode zum Gewicht beiträgt, als Staub erkannt wird. Beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen, insbesondere von Holzkohlegrillanlagen, ist mit einem höheren Anteil an Fettpartikeln zu rechnen, die mitgemessen werden und entsprechend zu erhöhten Staubkonzentration beitragen. Die gravimetrische Staubmessmethode ist nicht ausreichend für eine selektive Messung von fett- und nicht fettartigen Partikeln. Die genaue gesundheitliche Wirkung von fettartigen Partikeln aus Speisenzubereitungsprozessen im Vergleich zu klassischen Feinstaubpartikeln ist nicht bekannt. Ältere Forschungsergebnisse zeigen, dass insbesondere das Kochpersonal in Gastronomien auffällig häufig an Lungenkarzinomen erkrankt ist [Elmenhorst et al. 1967].

Messgeräte zur Erfassung von Kohlenstoffmonoxid

In der Regel wird Kohlenstoffmonoxid bei Verbrennungsprozessen wie z. B. in Heizkesseln oder in Einzelraumfeuerungsanlagen gemessen, da dieser Wert als Indikator für die Beschreibung der Verbrennungsqualität herangezogen werden kann. Während dieser Indikator für die Bewertung der Verbrennungsqualität in Holzbacköfen für Pizza und Brot eingesetzt werden kann, ist dieser bei Holzkohlegrillanlagen vor allem beim Grillvorgang nicht aussagekräftig, da hierbei stark erhöhte Emissionen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen gemessen wurden.

Die Auswahl von auf dem Markt verfügbaren Messgeräten zur Erfassung von Kohlenstoffmonoxid sind vielfältig. Hauptsächlich werden elektrochemische und photometrische Messverfahren angewendet. Bei den elektrochemischen Messverfahren werden die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid über die gemessene Spannung ermittelt, welche sich durch die Beaufschlagung von Katalysatoren mit Kohlenstoffmonoxid in den elektrochemischen Sensoren ergibt. Zwischen der Spannung und den gemessenen Konzentrationen besteht ein fester Zusammenhang. Bei der photometrischen Messung werden über ein ermitteltes Photo-Spektrum Rückschlüsse auf einzelne Schadstoffkomponenten im Abgas geführt. Hier kommt die sogenannte nichtdispersive Infrarotmessung (NDIR) und die Fourier-Transform-Infrarotmessung (FTIR) in Frage.

Messgeräte zur Erfassung von OGC und Kohlenwasserstoffen

Im Gegensatz zum Kohlenstoffmonoxid und Gesamtstaub ist die Messung von Kohlenwasserstoffen technisch aufwändig. Der Hauptgrund dafür besteht darin, dass für das Betreiben von den bekannten Messgeräten (Flammenionisationsdetektoren (FID), Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie (FTIR)) meistens Gasflaschen für die Nullpunkteinstellung oder die Kalibrierung und den Betrieb benötigt werden, die in vielen Fällen aus Sicherheitsgründen nur unter bestimmten Umständen mittransportiert und sachgemäß gelagert werden dürfen.

Die Erfassung des gesamten organischen gasförmigen Kohlenstoffs (OGC) erfolgt hauptsächlich durch Flammenionisationsdetektoren (FID), wobei über die in einer Flamme ionisierten Komponenten Rückschlüsse auf den Gesamtkohlenstoff geführt werden können. Mit den Flammenionisationsdetektoren lassen sich keine Aussagen über einzelne Verbindung an

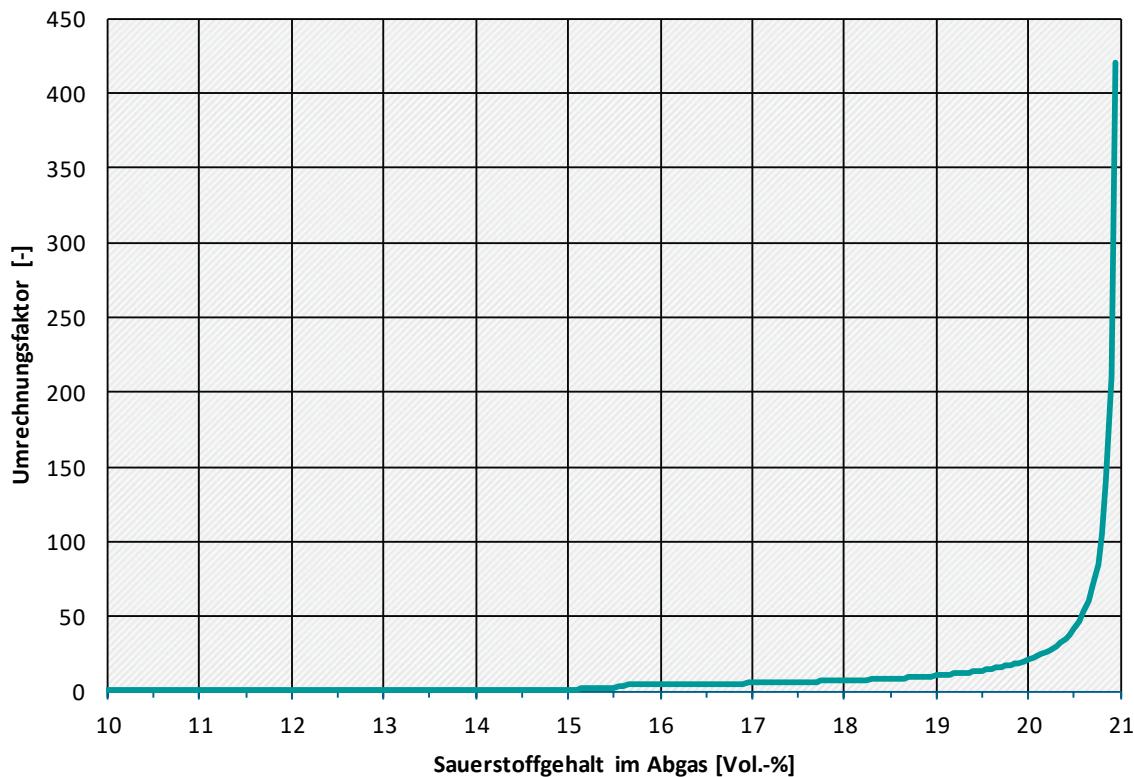
Kohlenwasserstoffen treffen (z. B. Ethen, Ethan usw.). Die Konzentrationen an Gesamt-Kohlenstoff werden typischerweise als Äquivalent an Methan oder Propan angegeben. Für eine selektive Messung von verschiedenen Verbindungen an Kohlenwasserstoffen werden FTIR-Spektrometer und Wärmetönungssensoren (Pellistoren) eingesetzt. Bei den Pellistoren wird der physikalische Effekt genutzt, dass bei einer Beaufschlagung dieses Sensors mit brennbaren Gasen eine Temperaturerhöhung erfolgt, welche proportional zu einem im Pellistor gemessenen elektrischen Widerstandes und Stroms ist. Auf Basis der gemessenen Konzentrationen der einzelnen von den mit dem FTIR-Spektrometer und dem Pellistor gemessenen Kohlenwasserstoffverbindungen kann rückwirkend auch eine Umrechnung auf den gesamten organischen gasförmigen Kohlenstoff (OGC) im Abgas durchgeführt werden. Die Emissionsmessung mit einer FTIR bringt aus verschiedenen Gründen genauere Ergebnisse als mit einem FID. Beispielsweise können mit FTIR mehr Stoffe gemessen werden (unter anderem Formaldehyd) und diese Messvariante erlaubt eine Klassifizierung der unterschiedlichen Kohlenwasserstoffverbindungen, während bei der Messung mit FID lediglich ein Summenwert ausgegeben wird.

Überwachung der Emissionen durch mobile Messgeräte

Bei der Emissionsüberwachung spielen die Abgaseigenschaften eine entscheidende Rolle. In der Regel werden die Messgeräte für bestimmte Anwendungsbereiche und Abgaseigenschaften bzw. für bestimmte Arten und Konzentrationsbereiche der Schadstoffe ausgelegt und entsprechend zugelassen, bei denen die Betriebssicherheit und die Messunsicherheit für alle zu messenden Komponenten gegeben sind. Die oben dargestellten Unterschiede der Abgaseigenschaften aus Speisenzubereitungsanlagen werden die Messungen mit klassischen, auf dem Markt verfügbaren mobilen Messgeräten wie im Folgenden beschrieben beeinflussen:

- ▶ Überlastung der Messsensoren und/oder der Abgasführungsstrecke oder der Fördereinrichtung des Messgeräts durch die höheren Konzentrationen von Fettaerosolen oder an nicht verbrannten klebrigen Abgasbestandteilen.
- ▶ Aufgrund der starken Verdünnung können die Konzentrationen der jeweiligen Schadstoffe außerhalb des Messunsicherheitsbereich oder unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze liegen.
- ▶ Aufgrund der niedrigen Schadstoffkonzentrationen und somit höheren Messunsicherheit sowie des höheren Sauerstoffgehalts ($> 20 \text{ Vol.-\%}$) ist der Messfehler unter anderem bei der Umrechnung auf eine bestimmte Sauerstoffkonzentration (beispielsweise 13 Vol.-% gemäß 1. BImSchV) sehr hoch. Es ist zu erwähnen, dass der Sauerstoffgehalt im Bereich von 20 Vol.-% bis 21 Vol.-% einen deutlich größeren Einfluss auf die umgerechneten Werte im Vergleich zu dem Sauerstoffgehalt $\leq 20 \text{ Vol.-\%}$ hat, wie in Abbildung 29 deutlich zu erkennen ist.
- ▶ Ein wichtiger Ausschlussfaktor für den Einsatz von herkömmlichen Schornsteinfegermessgeräten stellen die hohen Temperaturen in Abgasanlagen dar, wie beispielsweise beim Betrieb von Brot-Holzbacköfen festgestellt wurde. Das gilt nicht nur für gewerbliche, sondern auch für im Haushaltbereich eingesetzten Backöfen (siehe Abbildung 16).

Abbildung 29: Emissionsumrechnungsfaktor in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt im Abgas für einen Bezugssauerstoff von 13 Vol.-% gemäß der 1. BImSchV.



* Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

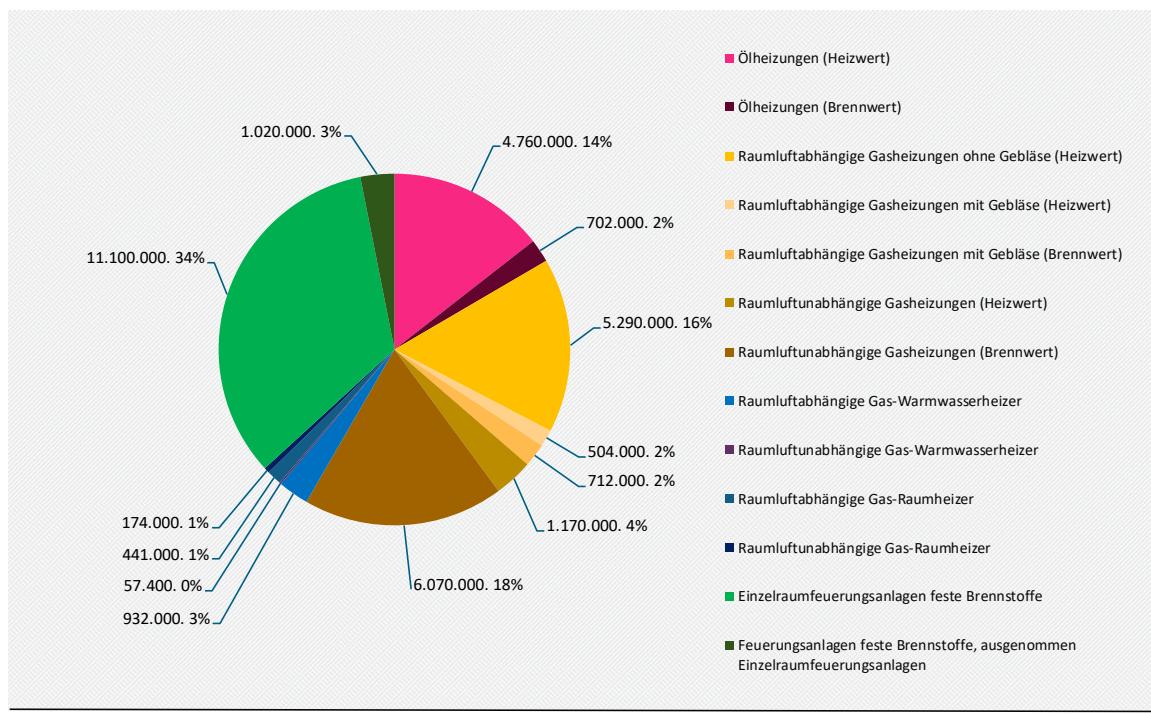
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zusammengefasst: Auf dem Markt werden zahlreiche unterschiedliche mobile Messgeräte für die Erfassung von staub- und gasförmigen Emissionen angeboten. Diese Geräte haben sich bei der wiederkehrenden Überwachung durch die Schornsteinfeger*innen zur Messung von Kohlenstoffmonoxid und Staub in Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV bewährt. Allerdings ist deren Anwendung beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen aus den oben erwähnten Aspekten nur bedingt möglich und erfordert eine gründliche Validierung.

5 Bestand und Verteilung von Anlagen zur Zubereitung von Speisen mit Festbrennstoffen

Nach den Erhebungen des Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks-Zentralinnungsverband (ZIV) gibt es in Deutschland über 33 Millionen Feuerungsanlagen, welche von den Schornsteinfeger*innen in regelmäßigen Abständen überwacht werden. In Abbildung 30 ist die Gesamtzahl der Feuerungsanlagen dargestellt. Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen durch unmittelbare Berührungen mit heißen Abgasen zu backen oder in ähnlicher Weise zuzubereiten (nach § 1 Absatz 2 der 1. BIMSchV) und die Abgase geführt über einen Schornstein ableiten sind in dieser Statistik mit berücksichtigt. Eine separate Erfassung dieser Art der Speisenzubereitungsanlagen oder der Verteilung innerhalb des Bundesgebiet ist in der öffentlich verfügbaren Erhebung vom ZIV nicht enthalten.

Abbildung 30: Gesamtanzahl der Feuerungsanlagen in Deutschland (Stand 2019).



Quelle: Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks - Zentralinnungsverband (ZIV)

Quelle: Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks – Zentralinnungsverband [ZIV 2019]

Für die Ermittlung der Anzahl sowie der Verteilung von Speisenzubereitungsanlagen in den jeweiligen Siedlungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland wurde in Kooperation zwischen dem Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP und dem Schornsteinfegerhandwerk Zentralinnungsverband ZIV eine Umfrage durchgeführt, an der 400 Schornsteinfeger*innen aus der gesamten Bundesrepublik teilgenommen haben. Die zentrale Fragestellung dieser Umfrage befasste sich mit der Art und Verteilung der Speisenzubereitungsanlagen.

Im Rahmen dieses Projekts wurde zwischen vier unterschiedlichen Arten von Speisenzubereitungsanlagen unterschieden: Holzkohlegrillanlagen, Pizzabacköfen, Holzbacköfen und Räucherkammern bzw. Räucheröfen. Diese werden in der Regel mit Festbrennstoffen wie Holz, Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts betrieben.

Diese Anlagen unterscheiden sich voneinander nicht nur durch die Art und die Emissionsfrachten, sondern maßgeblich durch die jährliche Betriebszeit, welche sich wiederum

zwischen privaten und gewerblichen Speisenzubereitungsanlagen gravierend unterscheidet. Während die Privatanlagen gelegentlich betrieben werden, befinden sich die gewerblichen Speisenzubereitungsanlagen im täglichen Betrieb, wobei manche fast rund um die Uhr betrieben werden. Beispielsweise werden Holzbacköfen als Zeitbrandöfen ein- bis maximal dreimal am Tag (zwischen ca. 3:30 Uhr und 8:00 Uhr, 11:00 Uhr bis 14:00 Uhr und 17:00 Uhr bis 20:00 Uhr) zwischen vier und acht Stunden betrieben, wobei der Verbrennungsvorgang, in dem der Hauptteil der Emissionen entstehen, nur weniger als 50 % von der gesamten Betriebszeit ausmacht. Hingegen, werden viele Pizzabacköfen als Dauerbrandöfen zwischen 10 und 16 Stunden am Tag (zwischen ca. 10:30 Uhr bis 01:00 Uhr) betrieben, aber auch sporadisch von Zeit zu Zeit befeuert, sodass darin die Backtemperaturen dauerhaft aufrechterhalten werden können. Während bei Brot-Holzbacköfen und Pizzabacköfen die Emissionen auf den Verbrennungsvorgang bzw. die thermische Umsetzung von Brennstoff zurückzuführen sind, entstehen diese bei den Holzkohlegrillanlagen zu einem großen Anteil durch den Schwelbrand von Speisefett. Holzkohlegrillanlagen werden in Analogie zu Pizzabacköfen auch als Dauerbrandöfen zwischen 8 Stunden und 23 Stunden betrieben. Bei Räucheranlagen ist nur ein Schwelbrand mit relativ niedrigen Kammertemperaturen (zwischen 60 °C und 100 °C) erwünscht. Der Räuchervorgang kann in Abhängigkeit von Temperatur und Grillgut bis zu mehreren Tagen andauern, wobei die Schadstoffbelastungen durch das Räuchergut nur eine untergeordnete Rolle spielen.

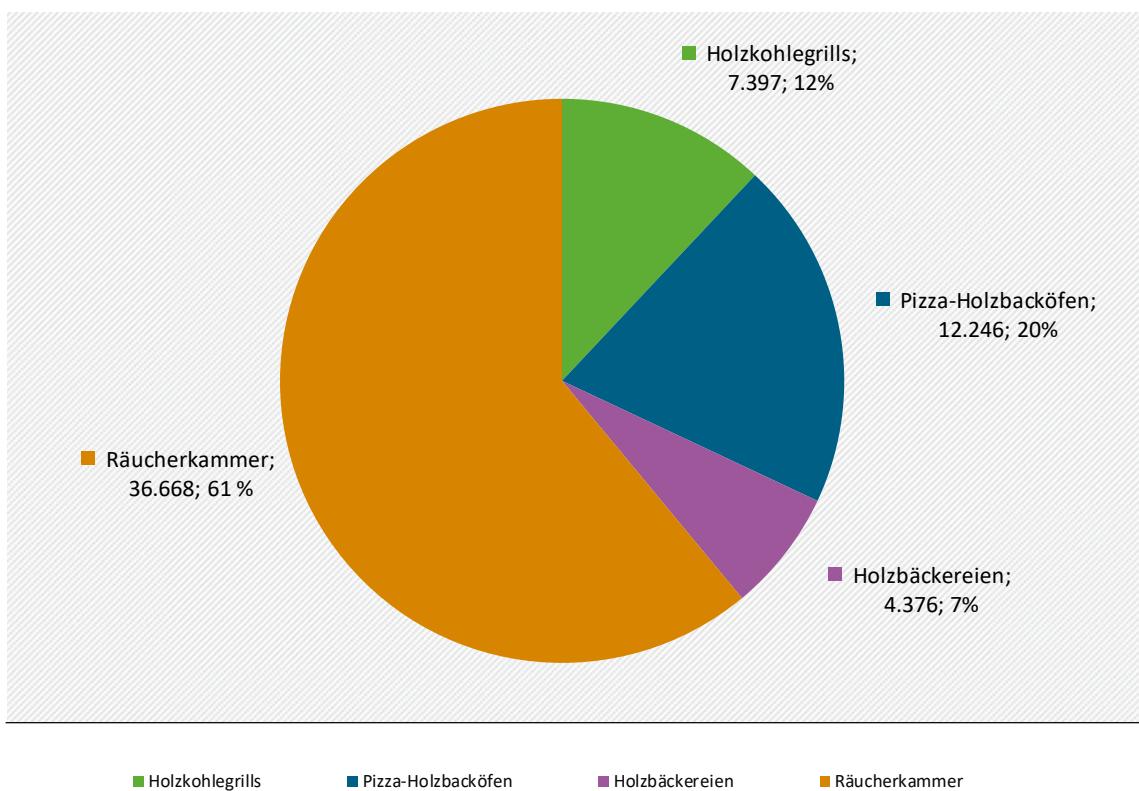
Bei den durchgeföhrten Umfragen wurden ausschließlich Räucherkammern ermittelt, die unter die Zuständigkeit der Schornsteinfeger*innen fallen. In der Umfrage wird bei diesen Anlagen nicht zwischen privat und gewerblich unterschieden. Nach Angaben der Schornsteinfeger*innen werden diese hauptsächlich für private Zwecke genutzt. Im Gegensatz dazu werden die durch die Schornsteinfeger*innen erfassten Brot- und Pizzabacköfen hauptsächlich für gewerbliche Zwecke eingesetzt. Die Zuständigkeit der Schornsteinfeger*innen für diese Anlagen bezieht sich hauptsächlich auf die Kehrarbeiten der Abgasanlagen und die Brandsicherheit, wofür sie die entsprechende Verantwortung tragen.

In Abbildung 31 sind die Anteile von Räucherkammern, Holzkohlegrillanlagen, Pizzabacköfen und Brot-Holzbacköfen an den gesamten Speisenzubereitungsanlagen dargestellt, die in der Umfrage von den Schornsteinfeger*innen ermittelt wurden. Es lässt sich feststellen, dass es sich bei den meisten Speisenzubereitungsanlagen mit 61 % um Räucherkammern handelt. Der Rauch wird dabei aus einer beliebigen Feuerstätte für feste Brennstoffe, die vornehmlich mit Holz befeuert wird, mittels einer Umlenkung im Schornstein einer Räucherkammer zugeführt. Die klassische Räucherkammer in Wohngebäuden (alte Gebäude) sind vielfach im Dach aufgebaut, aber nicht nur.

In der durchgeföhrten Umfrage machen die Holzkohlegrillanlagen nur 12 % der gesamten betrachteten Speisenzubereitungsanlagen aus. Ohne Berücksichtigung der Räucheröfen machen die Holzkohlegrillanlagen ca. 31 % der gesamten Speisenzubereitungsanlagen aus, die im gewerblichen Bereich betrieben werden (siehe Abbildung 32). Hier ist zu erwähnen, dass nur Holzkohlegrillanlagen in Betracht gezogen wurden, die unter der Obhut der Schornsteinfeger*innen fallen. Anlagen die für die Abgasableitung an Lüftungsanlagen angeschlossen wurden, entsprechend der Regelung in einigen Bundesländern, sind höchstwahrscheinlich nicht Gegenstand der durchgeföhrten Umfrage. Private Grills, auch wenn diese stationär (fest) errichtet sind, sind bei der Erfassung ebenfalls nicht berücksichtigt.

Obwohl der Anteil an Holzkohlegrillanlagen im Vergleich zu den anderen Anlagen für die Zubereitung von Speisen, wie beispielsweise Pizza-Holzbacköfen und Räucherkammern deutlich geringer ist, werden bezüglich des Betriebs von Holzkohlegrills die meisten Beschwerden gemeldet.

Abbildung 31: Anteilsverteilung von Speisenzubereitungsanlagen unter Berücksichtigung der Räucherkammern.

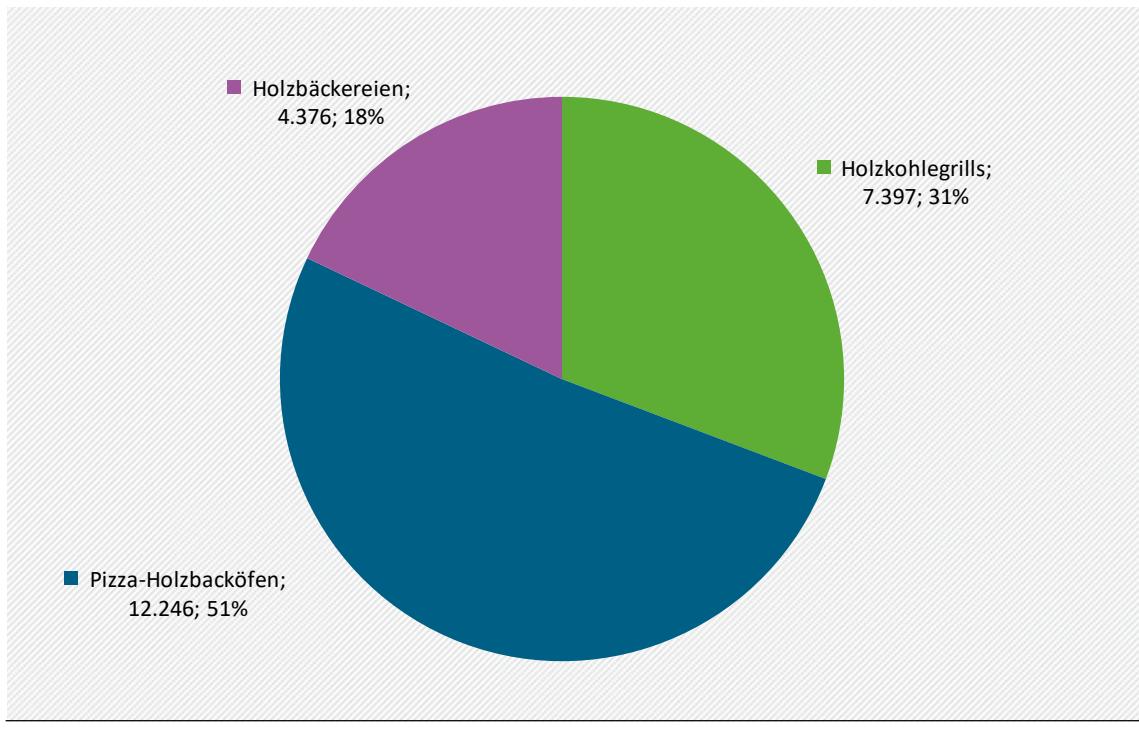


Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei der Berechnung der gesamten Schadstofffrachten sind nicht nur die Anzahl, sondern auch die jeweilige Leistung sowie die Betriebszeiten der Anlagen entscheidend. In der Regel ergibt sich die thermische Leistung durch die eingesetzte stündliche Brennstoffmenge (Brennstoffdurchsatz) multipliziert mit dem Heizwert. Bei Speisenzubereitungsanlagen wie beispielsweise Holzkohlegrillanlagen entstehen zusätzliche Schadstoffemissionen bei der Zubereitung der Speisen. Im Rahmen der durchgeföhrten Untersuchungen an Holzkohlegrillanlagen wurde in Abhängigkeit vom eingesetzten Grillgut ein spezifischer Brennstoffverbrauch zwischen 0,34 bis 0,88 Kilogramm Brennstoff pro Kilogramm Grillgut ermittelt. Im Gegensatz dazu wurde in der Praxis gemäß den Umfragen bei den Betreibern ein höherer spezifischer Brennstoffverbrauch von bis zu 1 Kilogramm Brennstoff pro Kilogramm Grillgut festgestellt. Diese Differenz bzw. der erhöhte spezifische Brennstoffverbrauch ist damit zu begründen, dass die Holzkohlegrillanlagen nicht so gleichmäßig über den gesamten Betriebstag ausgelastet sind, wobei die Holzkohle ohne einen Nutzungszweck über längere Zeit verbraucht wird. Um solche Verluste zu vermeiden, werden die meisten Holzkohlegrillanlagen ohne Rostluft aufgebaut, was zu einer ungünstigen Verbrennung der Kohle aufgrund niedriger Verbrennungstemperaturen führt. In der Regel verfügen die Grillspieße, welche oftmals aufgrund der relativ kurzen Vorbereitungszeit und der günstigen Verfügbarkeit für viele Kunden angeboten werden über einen Fettanteil von 38 Ma.-% bis 45 Ma.-% (entspricht 380 Gramm bis 450 Gramm Fett pro Kilogramm Grillgut). Über die Hälfte des enthaltenen Fettanteils wird in Abhängigkeit von den Glutbetttemperaturen schmelzen und einen Schwelbrand mit erhöhten Schadstoffemissionen verursachen.

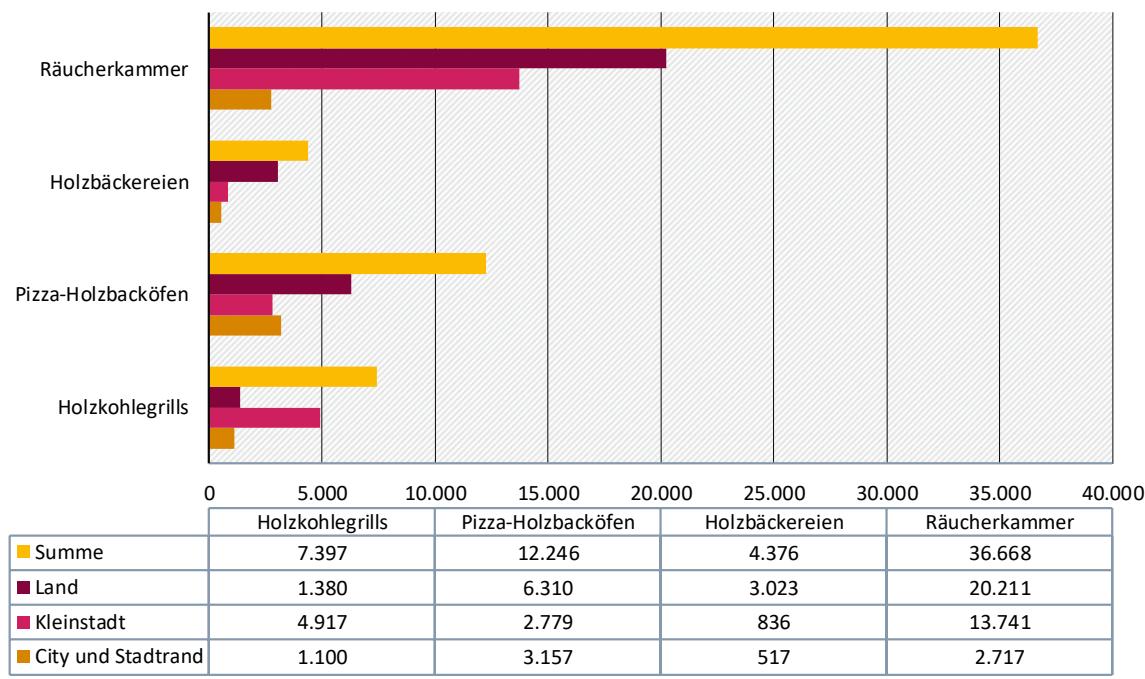
Abbildung 32: Anteilsverteilung von Speisenzubereitungsanlagen ohne Berücksichtigung der Räucherkammern.



Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 33: Hochrechnung für die Verteilung von Anlagen zur Zubereitung von Speisen in städtischen und ländlichen Gebieten in Deutschland.



Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Für die Bewertung des Einflusses der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen auf die Luftqualität ist es sehr wichtig, nicht nur die Anzahl dieser Anlagen, sondern auch ihre Verteilung in den jeweiligen Wohngebieten in Betracht zu ziehen. Je dichtbesiedelter die jeweiligen Wohngebiete sind und je höher die Anzahl der Speisenzubereitungsanlagen ist, umso mehr Menschen werden dadurch belästigt und gesundheitlich belastet. Folglich ist mit einer höheren Wahrscheinlichkeit von Beschwerden zu rechnen. Im Rahmen der durchführten Umfrage, wurde nicht nur die gesamte Anzahl der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen, sondern auch die Verteilung dieser Anlagen in unterschiedliche Ortslagen wie ländliche Gebiete, Kleinstädte und Großstädte (City und Randgebiet) unterschieden. Die genaue Anzahl und Verteilung der im Rahmen der Umfrage betrachteten Speisenzubereitungsanlagen sind in der Abbildung 33 dargestellt.

Gewerbliche Holzkohlegrillanlagen sind meistens in kleinen und großen Städten errichtet. Hingegen werden Brot- und Pizzabacköfen hauptsächlich in ländlichen Gebieten, meistens am Rand von Kleinstädten, betrieben (Abbildung 33). Es ist zu erwähnen, dass die Anzahl der Speisenzubereitungsanlagen, unter anderem von Holzkohlegrillanlagen und Pizzabacköfen, aufgrund der überschaubaren Investitionskosten sowie den fehlenden Ausbildungsanforderungen einer sehr dynamischen Entwicklung unterliegt.

6 Beschwerdesituation von mit Festbrennstoffen betriebenen Speisenzubereitungsanlagen

Die Art der Speisenzubereitungsanlagen (z. B. Holzkohlegrillanlagen, Brot- und Pizzabacköfen, Räucherkammern usw.) mit den entsprechenden zubereiteten Speisen stellen einen entscheidenden Faktor für die Bildung von Emissionen dar und haben somit einen maßgeblichen Einfluss auf die Beschwerdesituation. Die durch den Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen verursachten Beschwerden sind auf unterschiedliche Arten von Emissionen (Lärm, Abgase bzw. Rauch, Gerüche, fettartige Verschmutzungen, Staubflocken usw.) zurückzuführen, welche in bestimmten Betriebszeiten durch die angrenzende Nachbarschaft wahrgenommen werden. Die Schadstoffemissionen beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen hängen von den folgenden Faktoren ab:

- ▶ Die verwendete Technik der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen,
- ▶ der Art der Speisenzubereitungsanlagen (beispielsweise Holzkohlegrills, Pizzabackofen),
- ▶ den eingesetzten Brennstoffen (Grill-Holzkohle, Grill-Holzkohlebriketts, Scheitholz usw.),
- ▶ der zubereiteten Speisen (wie z. B. Fisch, Gemüse, Hackfleischspieße, Fleisch wie Hähnchen oder Schwein, Teigwaren, sonstige fetthaltige Speisen usw.),
- ▶ der Bedienerqualität und sachgemäßer Umgang mit der Speisezubereitungsanlage (Art der Zündung, eingesetzte Brennstoffmenge bzw. das Beschickungsregime, Einstellung der Verbrennungstechnik unter anderem die Verbrennungsluftzufuhr, Anlagenwartung, Verwendung von unzulässigen Brandbeschleunigern wie z. B. altes Frittieröl usw.) und
- ▶ der verwendeten Verbrennungstechnik der Speisenzubereitungsanlagen (z. B. offene oder geschlossene Feuerräume, geregelte und nicht geregelte Prozesse usw.).
- ▶ Einsatz von Emissionsminderungstechnik (primäre/sekundäre)

Zur Ermittlung der Beschwerdesituationen aus den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen wurden erst die bei den zuständigen Stellen gemeldeten Beschwerden analysiert. Hierzu wurde eine Online-Umfrage erstellt und in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt über den AISV (Anlagenbezogener Immissionsschutz / Störfallvorsorge) an betroffene Stellen, die für die Bearbeitung von solchen Beschwerden in den Bundesländern zuständig sind, weitergeleitet. Das Hauptziel dieser Onlineumfrage bestand darin, die Beschwerdegründe und -ursachen von den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen mit den ergriffenen Behandlungsmaßnahmen zu erfassen. Um das Untersuchungsziel zu erreichen wurden folgende Punkte abgefragt:

- ▶ Installationsort der Speisenzubereitungsanlagen (ländliche oder städtische Gebiete),
- ▶ Art der Beschwerdeanlagen,
- ▶ Baujahr der Anlage,
- ▶ verwendete Speisen und Brennstoffe,
- ▶ Betriebsdauer und -zeiten der Speisenzubereitungsanlagen,

- ▶ Gründe und Häufigkeiten für die Beschwerden,
- ▶ ergriffene Maßnahmen für die Beseitigung der Beschwerden,
- ▶ Wirkung der ergriffenen Maßnahmen.

Die Umfrage wurde an die Ländervertreter und die untereren Immissionschutzbehörden oder andere zuständige Stellen weitergeleitet. Die Teilnahme an der Umfrage war freiwillig. Insgesamt wurde die Umfrage von 1.592 Personen aufgerufen, welche die dort hinterlegten Fragen teilweise oder vollständig beantwortet haben. Bei dem Umfragesystem wurden alle beantworteten Fragen, unabhängig davon ob die Umfrage sachgemäß beendet oder unterbrochen wurde, bewertet. Dabei wurde darauf geachtet, dass keine Wiederholungen in den Umfragen zustande kamen oder doppelt bewertet wurden. Es ist zu erwähnen, dass sich aufgrund der Anzahl der teilnehmenden Personen keine unmittelbaren Rückschlüsse auf die Beschwerdesituation ziehen lassen.

Der Rücklauf der eingegangenen Beschwerden soll keinen ganzheitlichen Zustand über die Beschwerdesituation durch Speisenzubereitungsanlagen darstellen, sondern nur einen Überblick verschaffen. Hintergrund hierfür ist, dass nicht alle Bürger eine Beschwerde bei der zuständigen Behörde einreichen, obwohl sie sich gestört fühlen. Auch die Zuarbeit der Behörden erfolgte freiwillig. Es ist ebenfalls nicht sichergestellt, dass der zuständigen Stelle für die Erfassung und Behandlung der Beschwerden aus Speisenzubereitungsanlagen die Umfrage zugestellt wurde. Darüber hinaus gibt es auch die Situation (wie Marktplatz Mannheim, Köln Weidengasse), dass aufgrund der Vielzahl der Anlagen die Beschwerde nicht eine konkrete Anlage adressiert hat, sondern die Gesamtsituation. Es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass zerrüttete Nachbarschaftsverhältnisse oder andere Gründe zu einer Beschwerde geführt haben.

Im Folgenden sind die wesentlichen Inhalte und Ziele der Umfrage genannt:

- ▶ Prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen unter Berücksichtigung der Anzahl dieser Anlagen, welche über eine Hochrechnung mit Hilfe einer Online-Umfrage in Kooperation mit dem Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks – Zentralinnungsverband (ZIV) ermittelt wurde (siehe Abschnitt 5),
- ▶ ermittelte Gründe für die Beschwerden: Unter diesem Punkt werden die von den Beschwerdeführer*innen gemeldeten Gründe für die Einreichung der Beschwerden bei den zuständigen Stellen verstanden,
- ▶ ermittelte Ursachen für die Beschwerde: Unter diesem Punkt werden die von den Beschwerdebearbeitenden vor Ort ermittelten Ursachen der Beschwerde verstanden. Beispielsweise ist der Einsatz von ungünstigen Brennstoffen eine Ursache für eine Beschwerde, welche von den Beschwerdeführern wegen Rauchentwicklung gemeldet wurde. In der durchgeföhrten Beschwerdeanalyse wurden die eingesetzte Brennstoffe, die Betriebszeit und Dauer von Speisenzubereitungsanlagen und Art sowie Vorbereitungsweise der angebotenen Speisen als Hauptursachen für die Beschwerden analysiert.
- ▶ Ergriffene Maßnahmen zur Beseitigung der Beschwerden, wobei hier zwischen regulativen und technischen Maßnahmen wie z. B. die Erhöhung der Schornsteinmündung, die

Nachrüstung einer nachgeschalteten Abgasreinigung oder die Änderung der Grilltechnik verstanden werden kann.

Die oben aufgeführten Punkte stellen eine gute Basis für die Beschreibung der Beschwerdesituation dar und werden im Folgenden ausführlich erläutert. Die Umfrage war auf die Beschwerdesituation von Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen durch unmittelbare Berührung mit heißen Abgasen zu backen oder in ähnlicher Weise zuzubereiten, (Pizza und Brotbacköfen, Räucherkammern und Holzkohlegrills) im Allgemeinen und nicht auf Holzkohlegrills im Speziellen zugeschnitten. Diffuse Emissionen aus Fenstern, Türen, Dunstabzugshauben oder von Anlagen die Speisen elektrisch oder durch gasförmige Brennstoffe zubereiten waren nicht Gegenstand der Umfrage.

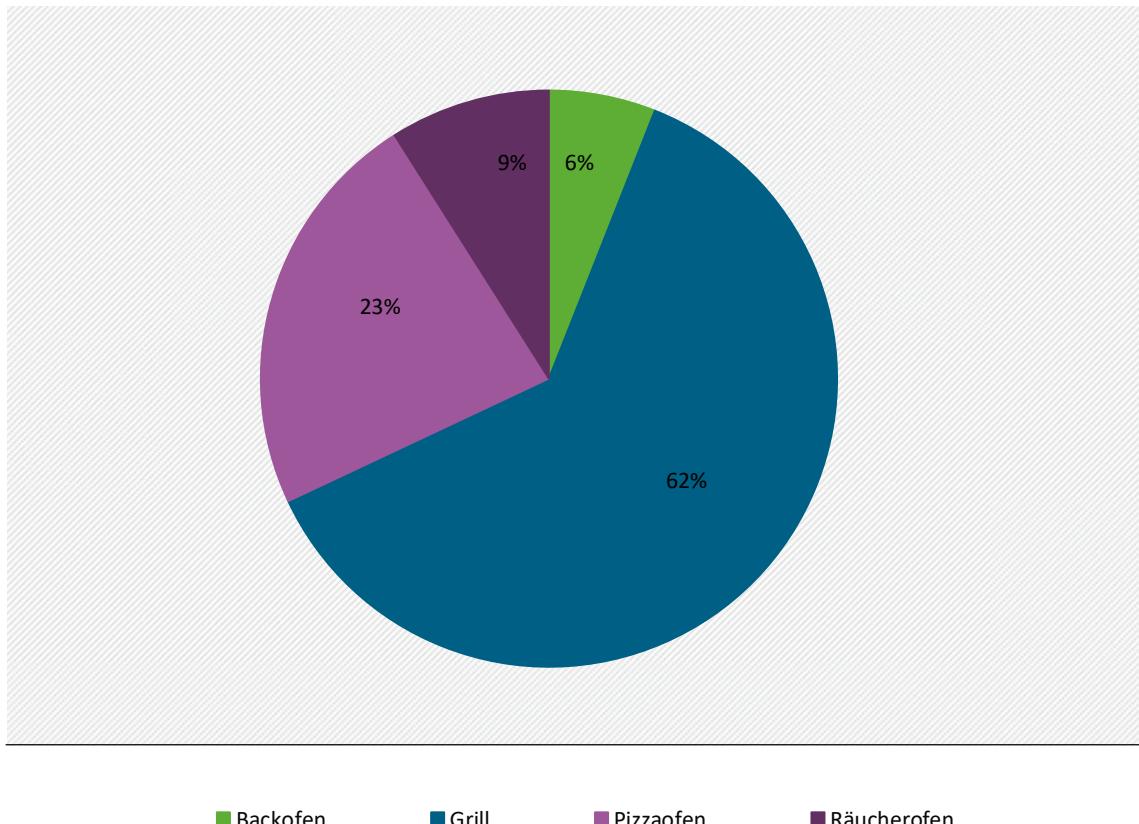
6.1 Prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen

Ein wichtiger Punkt der durchgeföhrten Online-Umfrage bei den zuständigen Stellen für die Erfassung und Behandlung der Beschwerden aus Speisenzubereitungsanlagen stellt die prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen dar. Dadurch lassen sich vorbeugende, regulative und technische Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung von Beschwerden gezielt mit den richtigen Prioritäten ableiten.

In Abbildung 34 ist die auf Basis des Fragebogens ermittelte relative Verteilung von unterschiedlichen mit Festbrennstoffen betriebenen Speisenzubereitungsanlagen dargestellt, für welche entsprechende Beschwerden bei den zuständigen Stellen eingegangen sind.

Gewerblich genutzte Holzkohlegrillanlagen stellen mit einem Anteil von 62 % die wesentliche Quelle für Beschwerden dar, wobei Pizza-Backöfen mit einem Anteil von 23 % die zweitwichtigste Quelle der Beschwerdesituation darstellen. Die vor diesem Forschungsprojekt aufgestellte Hypothese, die besagt, dass die Grillanlagen einen großen Einfluss auf die Immissionsbelastungen sowie anfallende Gerüche haben, kann auf Basis dieser Ergebnisse bestätigt werden. Holz-Backöfen (Anteil von 6 %) und Räucheröfen (Anteil von 9 %) wurden zwar im Rahmen dieser Umfrage genannt, allerdings haben diese im Hinblick auf die Anzahl der Beschwerden einen deutlich geringeren Einfluss auf die Beschwerdesituation. Dies ist zum einen auf die Lage und zum anderen auch auf die Eigenschaften der Speisen und Verbrennungstechnik zurückzuführen. Die Räucheröfen befinden sich im Gegensatz zu den meisten Grillanlagen nicht in innerstädtischen Wohngebieten, sondern sind oft außerhalb von dicht besiedelten Wohngebieten aufgebaut. Holzbacköfen werden anders als Pizzabacköfen zwei bis maximal drei Mal am Tag befeuert, wobei die Verbrennung in einem geschlossenen Feuerraum bei höheren Temperaturen stattfindet, bevor mit dem Backvorgang angefangen wird. Diese Betriebsweise hat den Vorteil, dass weder dauerhafte Belastungen noch zusätzliche Emissionsbildung durch die Speisen (in diesem Zusammenhang Brot) zustande kommen können. Ein wichtiger nicht zu vernachlässigender Faktor für wenige Beschwerden ergibt sich daraus, dass sich die Holzbäckereien meistens in ländlichen Gebieten befinden, wobei die Gerüche aus traditionellen und kulturellen Gründen meistens positiv wahrgenommen werden.

Abbildung 34: Prozentuale Verteilung der Beschwerden auf die jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen.



*Anzahl der Nennungen: 125

Quelle: Ergebnisse einer Onlinebefragung

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Es ist zu erwähnen, dass die Emissionen aus Holzbacköfen (Bäckereien) hauptsächlich durch die Verbrennung des Brennstoffs vor allem in der Anfahrbetriebsphase verursacht werden, wobei meistens eine große Brennstoffmenge (bis 10 kg pro Quadratmeter Backfläche) innerhalb einer kurzen Zeit für ein rasches Aufheizen zum Einsatz kommt. Aufgrund der fehlenden immissionsschutzrechtlichen Anforderungen ist bei vielen Anlagen mit einem sehr hohen Schadstoffausstoß und einer sehr geringen Verbrennungseffizienz zu rechnen.

Obwohl Pizza-Backöfen ähnlich den Brotbacköfen mit Holz betrieben werden, sind diesen Anlagen 23 % der gemeldeten Beschwerden zuzuordnen. Das lässt sich mit dem Betriebsort (ländliche Gebiete, Kleinstädte, Großstädte) sowie mit der dauerhaften Belastung aufgrund der langen Betriebszeit begründen. Im Gegensatz zu den Brotbacköfen werden Pizza-Backöfen als Dauerbrandöfen betrieben, um die günstige Betriebstemperatur über den ganzen Betriebstag beizubehalten und entsprechende Kundenwünsche schnell erfüllen zu können (siehe Abschnitt 3.2). Der Hauptgrund für die erhöhten Schadstoffbelastungen ergibt sich bei Pizza-Backöfen aufgrund der offenen Betriebsweise der Feuerung sowie die sporadische Beschickungsweise, wobei sich die Anfahrbetriebsphase sehr häufig (bis 30 Mal pro Tag) über den gesamten Betriebstag wiederholt.

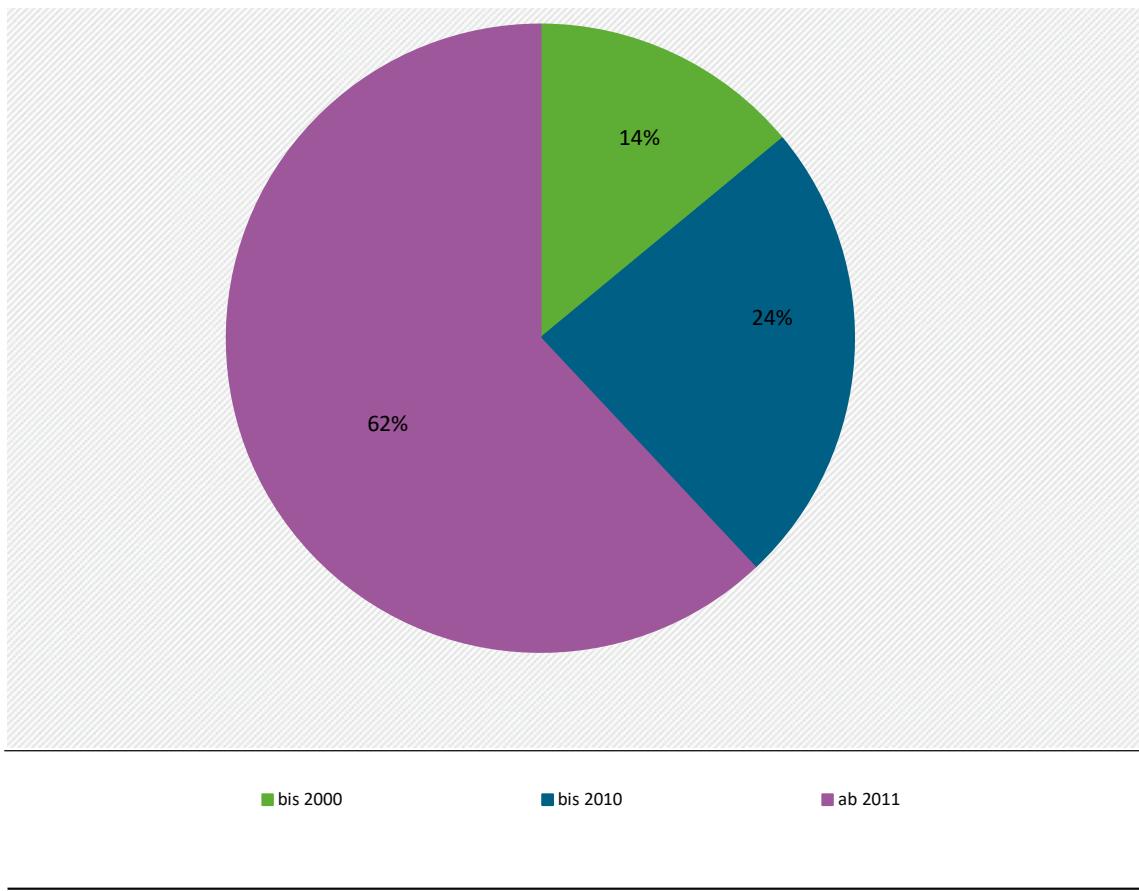
Aufgrund der zunehmenden Beschwerden aus Speisenzubereitungsanlagen in den letzten Jahren war es notwendig im Rahmen der durchgeföhrten Online-Umfrage nicht nur die Art der Beschwerdeanlagen, sondern auch das Baujahr der jeweiligen betrachteten

Speisenzubereitungsanlagen zu ermitteln, um entsprechende Behandlungs- und vorbeugende Maßnahmen gezielt zu ergreifen. Das Ziel war es zu erkennen, ob die Beschwerden auf die veraltete Anlagentechnik oder auf neue Anlagen, aufgrund der zunehmenden Anzahl an Gastronomiebetrieben, zurückzuführen sind.

Bei der Online-Umfrage wurde nach folgenden Errichtungsjahren unterschieden: Bis 2000, bis 2010² und ab 2011. Abbildung 35 zeigt die prozentuale Verteilung der Anlagen unterteilt nach deren Baujahr (bis 2000, bis 2010 und ab 2011). Es lässt sich ablesen, dass die meisten erfassten Beschwerden über Speisenzubereitungsanlagen gemeldet wurden, die ab 2011 errichtet wurden. Den geringsten Anteil haben die älteren Speisenzubereitungsanlagen, welche bis zum Jahr 2000 errichtet wurden, wozu auch die traditionellen Holzbäckereien gezählt werden können. Holzbäckereien in Deutschland zählen zu den Kleinbetrieben, welche häufig von Familien geführt werden. Aufgrund der geringen Attraktivität dieses Berufs für viele junge Menschen, wie es in den Medien berichtet wurde, hat die Anzahl an Holzbäckereien in den letzten 10 Jahren vermutlich nicht zugenommen, sondern aufgrund der starken Konkurrenz mit industriell geführten Bäckereien wahrscheinlich eher abgenommen. Aus Abbildung 34 und Abbildung 35 lässt sich erkennen, dass die gemeldeten Beschwerden hauptsächlich von den neuerrichteten Speisenzubereitungsanlagen ausgehen und somit gemäß der Abbildung 34 auf Holzkohlegrillanlagen zurückzuführen sind. Dieser Trend wurde z. B. in Mannheim beobachtet und hat dort zu einer deutlichen Zunahme an Beschwerden geführt [Landtag BW 2019].

² zwischen 2000 und 2010

Abbildung 35: Prozentuale Verteilung der Beschwerden nach dem Baujahr der Anlagen.



*Anzahl Nennungen: 50

Quelle: Ergebnisse einer Onlinebefragung

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Holzkohlegrillanlagen sowie Pizzerien können für selbstständige Gastronomen ein attraktives Geschäftsmodell im Vergleich zu anderen Restaurantbetrieben darstellen. Betreiber können sich aufgrund der "klassischen" Zubereitungsform der Speisen sowie aus traditionellen und kulturellen Gründen von der Konkurrenz abheben. Durch vergleichsweise attraktive Speisekosten und ein gewisses Erlebnisgefühl bei der Speisenzubereitung, dass sich durch die Grillatmosphäre ergibt, sind diese Lokale auch bei den Gästen beliebt. Ein Hauptgrund für die erhöhten Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen stellt die traditionell ausgeführte und verwendete Technik dar, die in den letzten Jahrhunderten nur ästhetisch und kaum technisch sowie prozessual so weiterentwickelt wurde, dass bestimmte immissionsschutzrechtliche Anforderungen eingehalten werden können. Eine Weiterentwicklung des Standes der Technik um die Emissionen zu reduzieren ist hier angezeigt.

6.2 Hauptgründe für die Beschwerden bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen

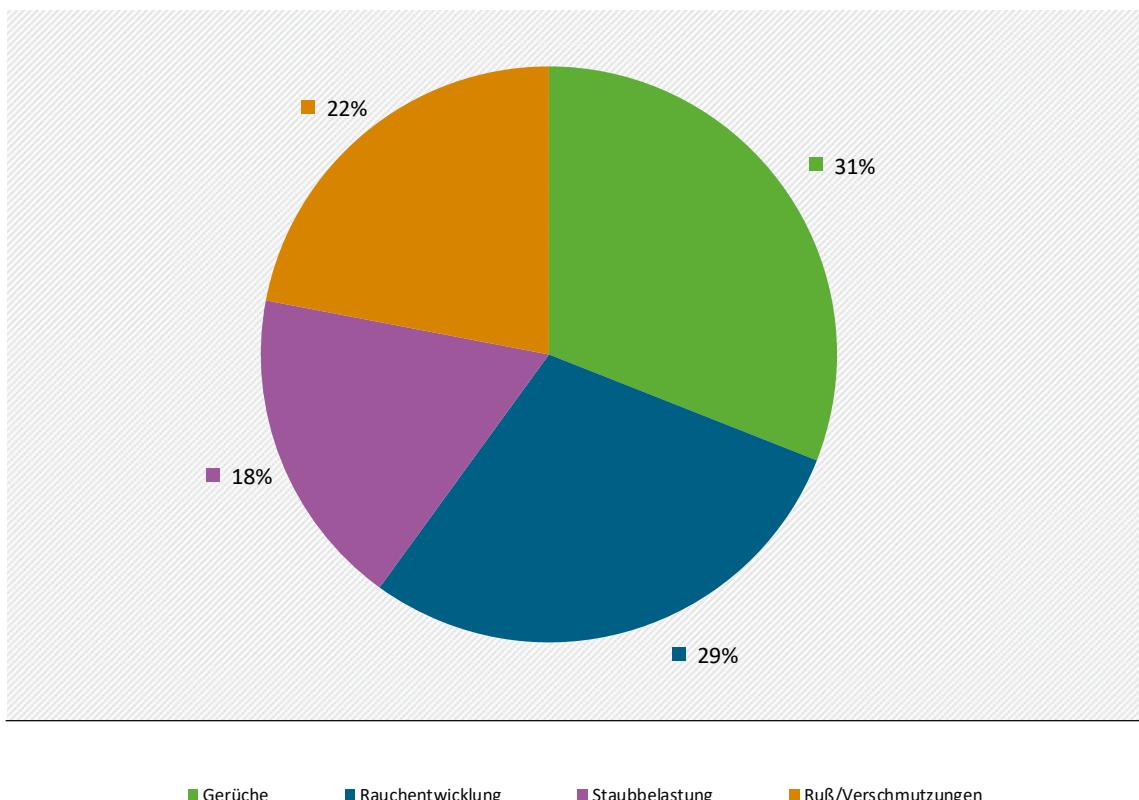
Unter den ermittelten Gründen werden die von den Beschwerdeführenden gemeldeten Gründe für die Einreichung der Beschwerden bei den zuständigen Stellen verstanden. Die Ermittlung der Gründe ist für die Auswahl von geeigneten Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation sehr wichtig. Im Rahmen der durchgeföhrten Online-Umfrage wurden folgende Gründe für die Beschwerden festgestellt, die von den Beschwerdeführenden gemeldet wurden:

- ▶ Staub- und Rußbelastung, welche hauptsächlich durch die Verbrennung von festen Brennstoffen, insbesondere Holz, verursacht wird. Dies wird überwiegend bei Holzbäckereien und Pizzabacköfen beobachtet.
- ▶ Verschmutzung durch Fettablagerungen im Garten sowie Dach- und Balkonbereich. Die Hauptverursacher für fettartige Verschmutzungen stellen die Holzkohlegrillanlagen dar. Außerdem sind Pizzabacköfen, in denen Grillspeisen vorbereitet werden, hier ebenfalls verantwortlich.
- ▶ Unangenehme bzw. unübliche Gerüche in den jeweiligen Gebieten. Diese werden bei allen Anlagen der Speisezubereitung festgestellt.
- ▶ Rauchentwicklung, welche auch durch eine unvollständige Verbrennung von festen Brennstoffen hervorgerufen und bei allen Speisenzubereitungsanlagen beobachtet wird.

Für die Bewertung der Beschwerdesituation war es außerdem notwendig die Auftretenshäufigkeit zu ermitteln. Abbildung 36 zeigt die Verteilung der angegebenen Gründe für die jeweiligen Beschwerden, welche bei den verantwortlichen Beschwerdebehandlungsstellen eingegangen sind, wobei zwischen zwei Kategorien zu unterscheiden ist. Bei der ersten Kategorie handelt es sich um Rauch oder Gerüche, welche sich auch über längere Strecken sehr gut in der Umgebung verteilen und entsprechend von vielen Menschen wahrgenommen werden. Zur zweiten Kategorie gehören Staub- und Rußbelastungen sowie fettartige Verschmutzungen, die von der naheliegenden Nachbarschaft wahrgenommen werden.

Abbildung 36 ist zu entnehmen, dass Gerüche und Rauchentwicklung mit einem Anteil von etwa 60 % (161 von 269 Nennungen) die Hauptgründe für die gemeldeten Beschwerden sind. Weitere Gründe für die Beschwerden waren außerdem Fettablagerungen bzw. Verschmutzungen sowie die Staubbelastung mit einem Anteil von ca. 40 %. In vielen Fällen wurden mehrere Gründe für die Beschwerde angegeben wie z. B. fettartige Ablagerung, Gerüche und Rauch. Das gilt für den Bereich der Gastronomie für benachbarte Gebäude insbesondere Hinterhöfe, welche sowohl durch Rauch und Gerüche, als auch durch die Ruß- und Fettablagerung betroffen sind.

Abbildung 36: Hauptgründe für die Beschwerden bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.

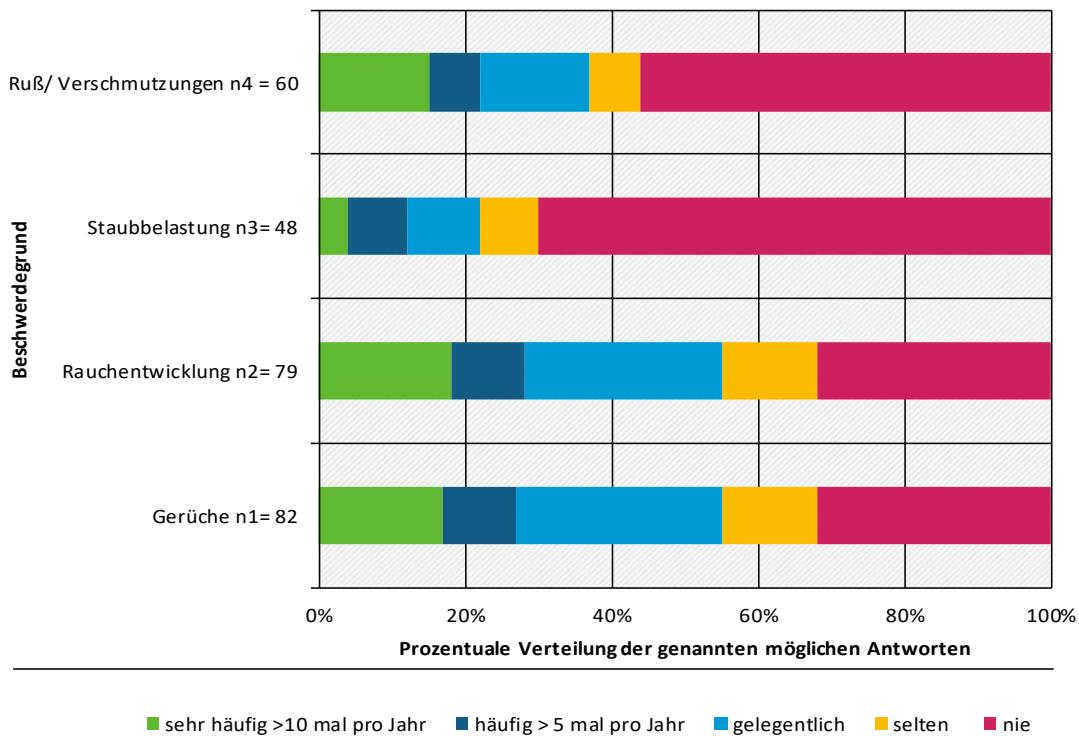


*Anzahl der Nennungen: 269

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 37: Häufigkeiten der genannten Beschwerdegründe bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.

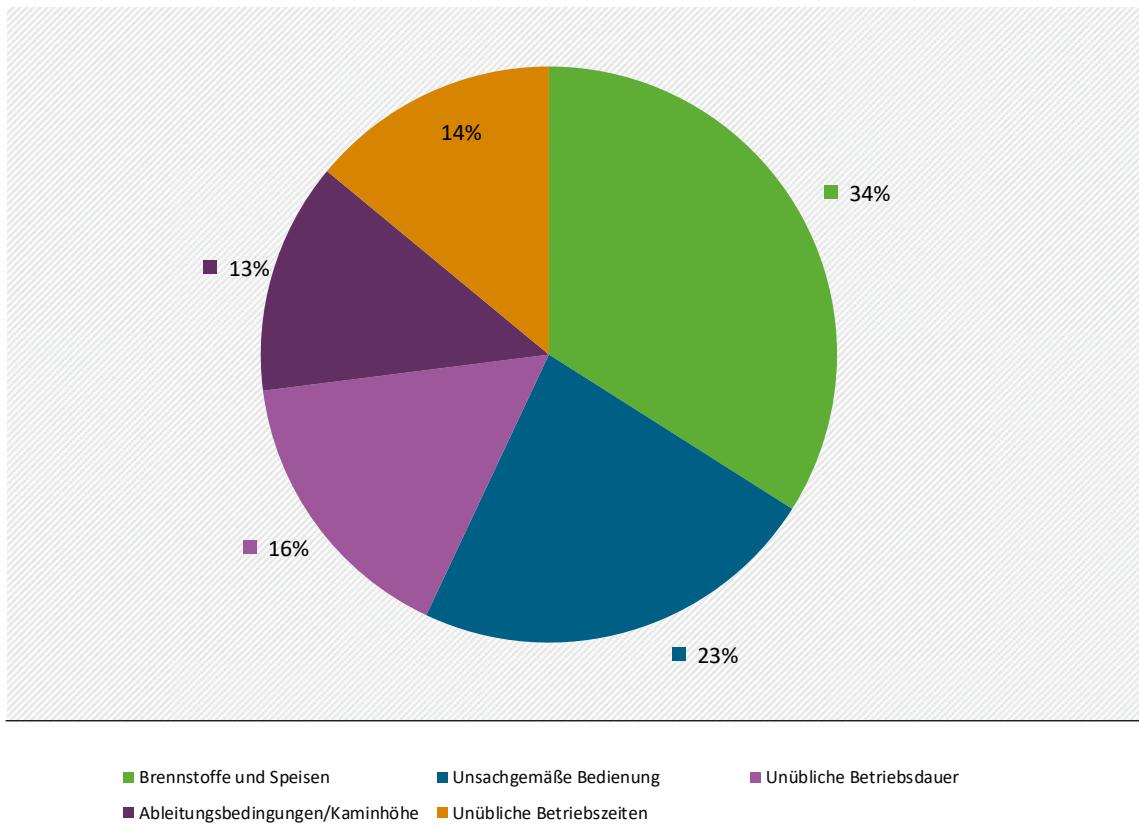


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

6.3 Hauptursache für die Beschwerdesituation bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen

Unter den Ursachen für die Beschwerdesituation werden die vor Ort ermittelten Ursachen der Beschwerde verstanden. Die Ermittlung der Ursache ist sehr wichtig, um entsprechende vorbeugende sowie Behandlungsmaßnahmen abzuleiten. In der durchgeföhrten Beschwerdeanalyse wurden die eingesetzten Brennstoffe, die Betriebszeit und Betriebsdauer von Speisenzubereitungsanlagen und die Art bzw. die Vorbereitungsweise der angebotenen Speisen als Hauptursachen für die Beschwerden definiert. Die Ursachen für die eingereichten Beschwerden sind anteilig gemäß der durchgeföhrten Online-Umfrage bei den jeweiligen zuständigen Stellen in Abbildung 38 dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass neben einer unsachgemäßen Bedienung der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen die verwendeten Brennstoffe sowie die Ableitbedingungen beziehungsweise eine ungünstige Kaminhöhe als Ursache für die Beschwerden zu nennen sind.

Abbildung 38: Hauptursachen für die Beschwerdesituation bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.



*Anzahl der Nennungen: 351

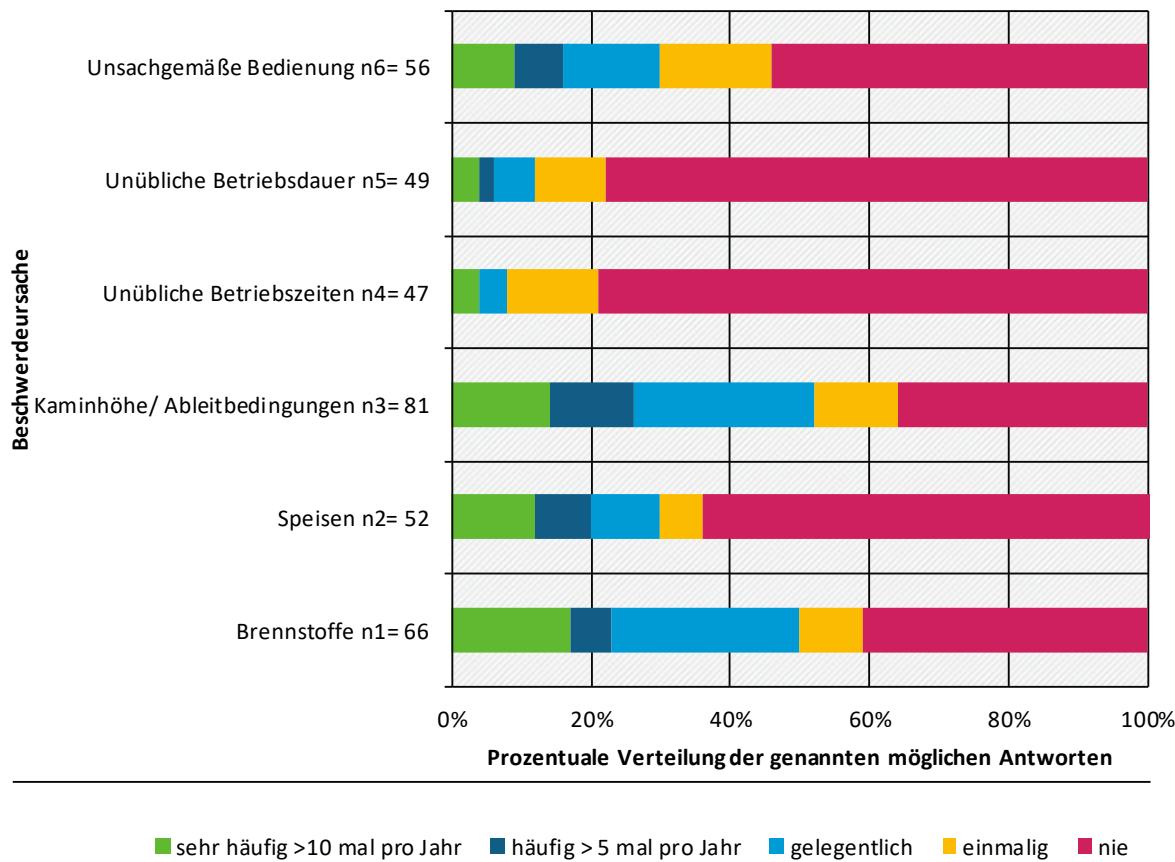
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Es ist zu erwähnen, dass die unübliche Betriebsdauer auch eine entscheidende Rolle bei der Beschwerdesituation spielt. Hierzu tragen nicht nur die daraus resultierenden Lärmimmissionen, sondern auch die Geruchsbelästigungen bei, welche in Abhängigkeit von der Tageszeit unterschiedlich positiv oder negativ wahrgenommen werden können. Beispielsweise wird ein Grill- oder Backgeruch zur Mittagszeit anders wahrgenommen als zur nächtlichen Schlafenszeit. Zusätzlich dazu können zerrüttete Nachbarschaftsverhältnisse zu einer weiteren Verschärfung dieser Problematik beitragen.

Die Ableitbedingungen des Abgases aus den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen treten neben den Brennstoffen und Speisen als Ursache für die Beschwerden relativ häufig auf, wie es Abbildung 39 entnommen werden kann (13 % der Nennung als Hauptursache für die Beschwerdesituation). Das heißt, die Verbesserung der Ableitbedingungen kann nach erster Einschätzung nur bedingt zu einer bemerkbaren Verbesserung der Beschwerdesituation beitragen. In diesem Zusammenhang spielen die Brennstoffe und Speisen sowie die Betriebszeiten eine Hauptrolle.

Abbildung 39: Häufigkeiten der genannten Beschwerdeursachen bei den betrachteten Speisenzubereitungsanlagen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Ergebnisse einer Onlinebefragung

Bei den oben dargestellten Ursachen ist zwischen zwei Kategorien zu unterscheiden. Bei der ersten Kategorie handelt es sich um Ursachen die technisch und organisatorisch behandelt werden können. Dazu gehören die Ableitbedingungen, die verwendeten Brennstoffe und die sachgemäße Bedienung der Speisenzubereitungsanlagen. Die angebotenen Speisen sowie die Betriebszeit und Betriebsdauer gehören zur zweiten Kategorie und sind nur bedingt zu ändern. Aus diesem Grund stellt die Anpassung der Ableitbedingungen sowie die Umstellung der Back- und Grilltechnik auf einen Gasbetrieb eine der häufigsten verwendeten Maßnahmen für die Beseitigung der Beschwerden dar.

Aus den Ergebnissen dieser Befragung lässt sich zusammenfassend feststellen, dass durch die Verbesserung der Ableitbedingungen sowie Anwendung von geeigneteren Brennstoffen eine Verbesserung der Beschwerdesituation erreicht werden könnte. Hinsichtlich der Verbesserung der Ableitbedingungen kommen beispielsweise eine Erhöhung der Abgasanlage oder eventuell eine Verbesserung der Abgasförderung mit Gebläsen in Frage, wodurch die Abgase in der Umgebungsluft stärker verdünnt und gegebenenfalls die Belastung durch die Immissionen (z. B. Gerüche und Feinstäube) insbesondere in der direkten Nachbarschaft gemindert werden. Bezüglich der Brennstoffe ist zu erwähnen, dass in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV alle Brennstoffe nach § 3 Abs. 1 der 1. BImSchV eingesetzt werden dürfen. Hierzu zählen nicht nur Hölzer, Grill-Holzkohle, Grill-Holzkohlebriketts, sondern auch fossile Kohlen (Stein- und Braunkohle), welche auch mit unterschiedlichen Komponenten (z. B. Schwefel) belastet sein

können. Diese können im Abgas zu Schad- und Geruchsstoffen reagieren und sowohl toxikologisch relevant als auch geruchswirksam sein. Der im Brennstoff enthaltene Schwefel kann zum Beispiel zu gefährlichem und geruchsintensivem Schwefelwasserstoff reagieren. Die beiden für die aktuelle Beschwerdesituation relevanten Aspekte (Ableitbedingungen und Brennstoffe) wurden im Zuge dieses Forschungsprojekts durch Messungen sowie anschließend durch die Simulation von Schadstoffen in der Umgebung untersucht

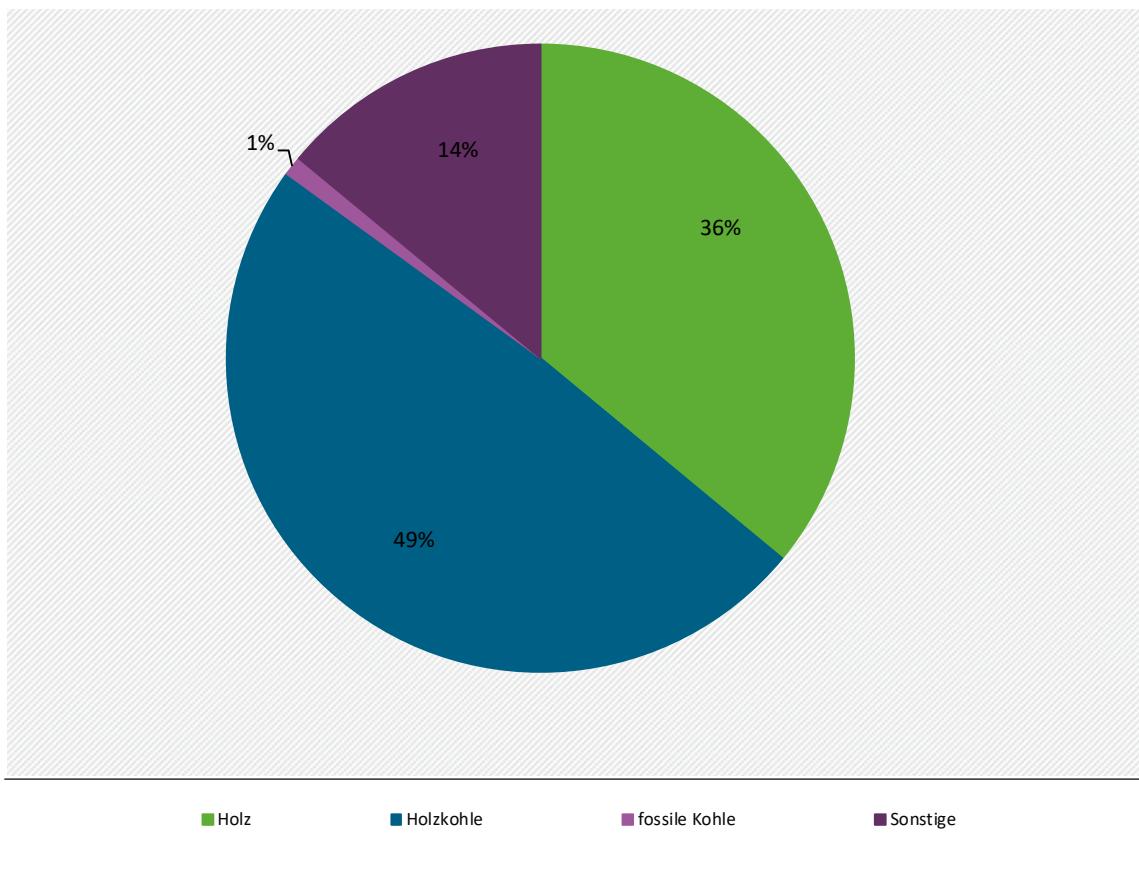
Im Zuge der Umfrage wurde auch die Verteilung der Beschwerden in verschiedenen Gebieten (z. B. ländliches Gebiet, Ballungsraum, Industriegebiet usw.) abgefragt. Dabei wurde festgestellt, dass die meisten Beschwerden aus Ballungsgebieten stammen (ca. 67 %, entspricht 59 von 89 Angaben). Es ist davon auszugehen, dass es insbesondere hier die höchste Dichte an gewerblich genutzten Anlagen zur Speisenzubereitung gibt, als auch am meisten Bürger*innen, die sich durch Staub und Gerüche belästigt fühlen. Darüber hinaus erscheint es auch durch die erhöhte und dichtere Bebauung, die teilweise mit unterschiedlichen Gebäudehöhen einhergeht ein ungestörter Abtransport und eine ausreichende Verdünnung der Abgase erschwert. So dass sich partikelgetragene Belastungen und Gerüche stärker auswirken können. Hinsichtlich der Verbesserung der Beschwerdesituation ist daher insbesondere in diesen Gebieten ein entsprechender Handlungsbedarf erforderlich.

6.3.1 Art der eingesetzten Brennstoffe

Neben der Verbrennungstechnik haben insbesondere die verwendeten Brennstoffe einen maßgeblichen Einfluss auf die Emissionen an Gerüchen und Schadstoffen. Für die Bearbeitung dieses Forschungsprojekts wurde eine ausführliche Recherche über die in den Grillanlagen eingesetzten Brennstoffe durchgeführt. Für diese Recherche wurden neben der Onlinebefragung auch Interviews mit Herstellern von Grillanlagen sowie Anlagenbetreibern während einer Vorortbegehung ausgewertet.

Abbildung 40 zeigt die prozentuale Verteilung der Umfrageergebnisse bezüglich der eingesetzten Brennstoffe für den Betrieb von Grillanlagen, Backöfen, Räuchereien und sonstigen mit Festbrennstoffen betriebenen Speisenzubereitungsanlagen. Holzkohle (Gesamtanteil von 49 %) und Holz (Gesamtanteil von 36 %) haben bei weitem den größten Anteil an den gesamten zur Speisenzubereitung verwendeten festen Brennstoffen. Sonstige Brennstoffe wie beispielsweise Briketts aus Kokosnusschalen, Olivenkernen, Räuchermehl, Kombinationen von Gas und Festbrennstoffen sowie weitere spezielle Brennstoffe haben mit etwa 14 % den drittgrößten Anteil an den für die Speisenzubereitung eingesetzten Brennstoffen. Fossile Kohle spielt für die Zubereitung von Speisen nur eine untergeordnete Rolle. Beim Vergleich der Abbildung 40 mit der Abbildung 34, welche die Verteilung der Speisenzubereitungsanlagen bei den betrachteten Beschwerden abbildet, lässt sich feststellen, dass die eingesetzten Brennstoffe stark mit der Verteilung der Speisenzubereitungsanlagen korrelieren. Bei der Besichtigung vieler Restaurants und durch eine direkte Befragung der Betreiber wurde festgestellt, dass Holzkohlegrillanlagen sowohl mit Grill-Holzkohle als auch mit Holz sowie in wenigen Fällen mit Grill-Holzkohlebriketts und mit fossiler Kohle betrieben werden. Holz wird insbesondere beim Grillen von Fisch verwendet. Hierbei erfolgt die Zubereitung des Fisches durch Strahlungswärme.

Abbildung 40: Eingesetzte Brennstoffe beim Betrieb von Grillanlagen, Backöfen, Räucheröfen und sonstigen Anlagen.



*Anzahl der Nennungen: 98

Quelle: Ergebnisse einer Onlinebefragung

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Für einige Brennstoffe (z. B. Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts) gibt es bereits normative Anforderungen an die Brennstoffqualität, die in der DIN EN 1860-2 (z. B. Anforderungen an den Kohlenstoffgehalt, Feuchte usw.) festgelegt sind, auf Basis derer die Brennstoffe zertifiziert werden. Allerdings gibt es bisher keine verbindlichen Verpflichtungen zur Nutzung von hochqualitativen Brennstoffen. Im Folgenden werden die recherchierten Eigenschaften und das charakteristische Verbrennungs- und Emissionsverhalten von herkömmlichen in den Anlagen zur Speisezubereitung eingesetzten Brennstoffen (Holz, Grill-Holzkohle, Grillbriketts) vorgestellt.

Holzbrennstoffe

Nach Angaben der Befragten werden ca. 36 % der Anlagen für die Zubereitung von Speisen mit Holzbrennstoffen betrieben. Holzbrennstoffe werden beispielhaft aus den folgenden Gründen von vielen Gastronomiebetrieben bevorzugt eingesetzt:

- ▶ **Behaglichkeit:** Die Verbrennung von Holz bewirkt bei vielen Menschen ein Behaglichkeitsgefühl. Dieses Behaglichkeitsgefühl wird durch ein ästhetisches Flammenbild in der Anlage zur Speisezubereitung und die Abgabe von riech- und schmeckbaren Aromen aus dem Brennstoff an die Speisen und die Restaurantumgebung unterstützt. Viele Holzbrennstoffe (insbesondere Buchenscheitholz) sind dafür bekannt, dass sie ein

ästhetisches Flammenbild erzeugen können. Gleichzeitig können durch die Beaufschlagung von Speisen mit Rauchgasen sowohl der Geschmack als auch die Gerüche der Speisen beeinflusst werden.

- ▶ **Marketinginstrument:** Holz wird von vielen Kunden als ein traditioneller und nachhaltiger Brennstoff betrachtet, wodurch Holzbrennstoffe eine entsprechende Attraktivität genießen. Aufgrund dieser Attraktivität für den Brennstoff seitens der Kunden wird in vielen Gastronomiebetrieben speziell für die auf Holzbrennstoffen basierende Speisezubereitung geworben. Da sich diese Restaurants in den letzten Jahren stark verbreitet haben, ist anzunehmen, dass die Attraktivität für die Nutzung von Holzbrennstoffen zur Speisezubereitung in den letzten Jahren stark zugenommen hat. Diese Zunahme bezieht sich nicht nur auf den gewerblichen, sondern auch auf den privaten Bereich, unter anderem in ländlichen Gebieten.
- ▶ **Kosten und Verfügbarkeit:** Holz ist über das gesamte Jahr weitestgehend wirtschaftlich als Brennstoff verfügbar. Die Verfügbarkeit von Holzbrennstoffen lässt sich garantieren, da diese häufig aus regionalen nachhaltig genutzten Wald- und Anbaugebieten stammen.

Nach bisherigen Erkenntnissen wird für die Erwärmung von Speisen in Gastronomiebetrieben hauptsächlich Buchenscheitholz sowie teilweise Birkenholz verwendet. Diese beiden Holzarten verbrennen bei einem entsprechenden Restfeuchtegehalt von unter 18 Ma.-% mit einer geringen Rauchentwicklung, wenig Funkenflug und sind für ihre subtile und angenehme Aromawirkung bekannt.

Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts nach DIN EN 1860

Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts werden häufig zum Grillen eingesetzt (siehe Abbildung 40). Im Unterschied zum Holz, handelt es sich bei Holzkohle um einen thermisch vorbehandelten Brennstoff. Bei der thermischen Vorbehandlung (der sogenannten Pyrolyse) wird ein Großteil der flüchtigen Bestandteile (die flüchtigen Bestandteile betragen im Holz etwa 80 % der Trockenmasse) unter vollständigem oder partiellen Ausschluss von Sauerstoff bei Temperaturen zwischen 300 °C und 650 °C ausgetrieben. Die Masse der dabei entstehenden Holzkohle beträgt nach der Verkohlung nur noch etwa 25 % bis 50 %, wobei sich der Anteil an fixem Kohlenstoff zwischen etwa 65 % bis 80 % bewegt. Durch den im Vergleich zu Holz deutlich höheren Kohlenstoffanteil und den niedrigeren Feuchtegehalt verfügt die Holzkohle über einen höheren Heizwert (siehe Tabelle 13) als thermisch unbehandeltes Holz. Gleichzeitig verbrennen Holzkohle bzw. Holzkohlebriketts langsamer und gleichmäßiger. Sie liefern ein langanhaltendes und stabiles Glutbett, wodurch eine konstante bzw. gleichbleibende Wärmebereitstellung zur Speisezubereitung gewährleistet wird. Holzkohle wird hauptsächlich in Dauerbrandöfen und Holzkohlegrills eingesetzt, bei denen eine gleichbleibende Wärmebereitstellung gewünscht ist.

Die am Markt erhältlichen Grill-Holzkohlen bzw. Grill-Holzkohlebriketts unterscheiden sich voneinander hinsichtlich ihrer Qualität nach DIN EN 1860, der Herkunft und der Art der verwendeten Hölzer sowie dem Abbrand- und Emissionsverhalten.

Im Rahmen von Literaturrecherchen wurde festgestellt, dass sich durch die unterschiedliche Herkunft der Grill-Holzkohlen bzw. Grill-Holzkohlebriketts auch unterschiedliche Umweltauswirkungen sowohl hinsichtlich der Nachhaltigkeit als auch während des Betriebs der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen ergeben können. Hinsichtlich der nachhaltigen Nutzung von Holzkohlen ist zu erwähnen, dass es zahlreiche Berichte über auf dem Markt angebotene

Holzkohlen gibt, welche aus illegalen Holzabbau oder Raubbau aus dem Regenwald stammen [Zahn 2017].

Holzkohlen können durch ihre Brennstoffeigenschaften (insbesondere der Elementarzusammensetzung) unerwünschte Schadstoffe und auch Fremdstoffe (beispielsweise Pech, Schlacke, Glas usw.) enthalten, welche nicht nur in das Grillgut, sondern auch über die Abgasanlagen in die Umgebung gelangen können (Ökotest 2022). Es erscheint auch möglich, dass Holzkohle, die aus Hölzern hergestellt wird, die aus radioaktiv belasteten Gebieten stammen und über illegale Transport- und Handelswege auf dem europäischen Markt landen.

Um die Gastronomiebetriebe über die Herkunft des Rohstoffs und die Qualität der Brennstoffe zu informieren, werden die Brennstoffe auf bestimmte Anforderungen geprüft und auf Basis der Prüfergebnisse mit unterschiedlichen Gütesiegeln (z. B. Forest Stewardship Council (FSC), Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC), Naturland, DIN EN 1860 oder DIN Plus) gekennzeichnet. Zu den Gütesiegeln zur Kennzeichnung einer nachhaltigen Produktion und Waldwirtschaft gehören z. B. das FSC- und PEFC- sowie das Naturland-Siegel.

Die Gütesiegel zur Garantie einer vergleichbaren Brennstoffqualität sind das DIN-Geprüft und DIN-Plus-Siegel. Mit dem DIN-Geprüft Siegel wird bestätigt, dass die Brennstoffqualität nach DIN EN 1860 erfüllt ist. Bei den mit dem DIN-Plus-Siegel ausgezeichneten Brennstoffen handelt es sich um sogenannte Premiumbrennstoffe, welche bestimmte Zusatzanforderungen erfüllen. Tabelle 9 zeigt die Mindestanforderungen nach DIN EN 1860 sowie DIN Plus für die Anwendung der entsprechenden Gütesiegel für Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts.

Tabelle 9: Anforderungen an Grill-Holzkohle sowie Grill-holzkohlebriketts nach DIN EN 1860 und DIN Plus.

Bezugsgröße	Grill-Holzkohle DIN EN 1860	Grill- Holzkohlebriketts DIN EN 1860	Grill-Holzkohle DIN Plus	Grill- Holzkohlebriketts DIN Plus
Fixer Kohlenstoff	≥ 75 Ma.-%	≥ 60 Ma.-%	≥ 80 Ma.-%	≥ 65 Ma.-%
Aschegehalt	≤ 8 Ma.-%	≤ 18 Ma.-%	≤ 4 Ma.-%	≤ 15 Ma.-%
Gesamtfeuchte	≤ 8 Ma.-%	≤ 8 Ma.-%	≤ 8 Ma.-%	≤ 8 Ma.-%
Rohdichte	≥ 130 kg/m ³	k. A.	≥ 130 kg/m ³	k. A.
Körnung	≤ 10 %; > 80 mm ≥ 80 %; > 20 mm ≤ 7 %; 0 – 10 mm	≤ 10 %; < 20 mm	≤ 10 %; > 80 mm ≥ 80 %; < 20 mm ≤ 7 %; 0 – 10 mm	≤ 10 %; < 20 mm

Nach DIN EN 1860 wird zwischen Anforderungen an Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts unterschieden, wobei es sich bei den Grill-Holzkohlebriketts in der Regel um gepressten Kohlenstaub handelt, welcher als nicht direkt verwertbares Abriebprodukt bei dem Verkohlungsprozess anfällt und mit einem Bindemittel (z.B. Weizenstärke) zusammengehalten wird. Neben den Anforderungen an den Mindestgehalt an fixem Kohlenstoff in der Holzkohle gibt es zudem Anforderungen an die Körnung, die Feuchte, den Aschegehalt, die Dichte sowie im Fall der Holzkohlebriketts an die Qualität des Bindemittels. Es dürfen keine chemischen oder sonstigen schädlichen oder gesundheitsgefährdenden Zusatzstoffe im Brennstoff enthalten sein, die beispielsweise zur Beeinflussung des Verbrennungs- und Emissionsverhaltens (z. B. einer Verlängerung der Brenndauer) oder des Raucharomas führen. In dieser Norm sind keine Anforderungen an den Höchst- oder Mindestgehalt an flüchtigen Bestandteilen oder sonstigen teerartigen Verbindungen in der Holzkohle gestellt, welche maßgeblich durch die Einstellung

der Parameter des Pyrolyseprozesses wie z. B. Temperaturen, Pyrolysedauer, verwendete Pyrolysemittel, Druck und Umwälzung entstehen. Grill-Holzkohlebriketts haben aufgrund ihrer höheren Dichte ein längeres Gluthaltevermögen als Grill-Holzkohle.

Grillbriketts

Neben Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts werden (Abbildung 40) in gewerblichen Speisenzubereitungsanlagen auch Grillbriketts eingesetzt (ca. 1 % bei einer Nennung von 98 Befragten), welche zum Teil aus fossiler Kohle gewonnen werden. Grillbriketts zeichnen sich wie Grill-Holzkohlebriketts durch ein längeres Gluthaltevermögen aus. Im Gegensatz zu Grill-Holzkohlebriketts können Grillbriketts teilweise oder vollständig aus fossiler Kohle bestehen.

Unbehandelte fossile Kohle hat in der Regel einen relativ hohen Anteil an Schwefel und Aschen, der sich neben den Auswirkungen auf den Geschmack und Geruch auch auf die gesundheitliche Verträglichkeit der zubereiteten Speisen auswirken kann. Diese negativen Brennstoffeigenschaften lassen sich durch Waschen und/oder eine thermische Behandlung der Kohlen verbessern. In der Regel wird die fossile Kohle vor der Vermarktung entschwefelt sowie von den teerartigen Verbindungen befreit, bevor diese zu Briketts verarbeitet werden. Bei Grillkohlebriketts, welche aus Aktivkohle hergestellt sind (wie die hier verwendeten), handelt es sich in der Regel um Restbestände aus der Aktivkohleherstellung, welche die Qualitätsanforderungen für die Nutzung in technischen Anwendungen nicht erfüllen können. Diese Restbestände fallen als Nebenprodukte an und werden dementsprechend weiterverwendet. Die Aktivkohle kann nicht nur aus fossiler Kohle, sondern auch aus pflanzlichen oder tierischen Grundprodukten gewonnen werden.

Aktivkohle wird häufig zur Abluft- und Abgasreinigung bei Abgastemperaturen von unter 40 °C verwendet. Diese zeichnet sich durch einen hohen Kohlenstoffgehalt (bis zu 90 %) sowie Porosität mit sehr großer Oberfläche aus. Sie dient daher auch als Trägermaterial für Katalysatoren und als Adsorptionsmittel in unterschiedlichen Prozessen wie beispielsweise der Trinkwasser- oder Abluftbehandlung [Wildner 2014, Esser-Schmittmann et al. o.J.]. Für die Verwendung als Grillkohle wird die Aktivkohle unter hohem Druck zu Briketts gepresst.

Alternative pflanzliche Grillkohle

Grillkohle kann nicht nur aus Holz oder fossilen Quellen gewonnen werden, sondern auch aus alternativen pflanzlichen Reststoffen wie beispielsweise Kokosnusschalen, Mais, Rebstöcke, Olivenkerne oder Bambusreste. Die aus Reststoffen aus der Produktion von Gebrauchs- und Verbrauchsgütern gewonnenen Kohlen gelten als umweltfreundlich und nachhaltige Alternative.

Einzelne Quellen bestätigen eine zum Grillen geeignete Qualität von unterschiedlichen alternativen pflanzlichen Kohlen (Ökotest 2022). Aufgrund der im Vergleich zu den klassischen Holzkohlen höheren Kosten werden sie bisher im gewerblichen Bereich selten eingesetzt. Im Zuge der durchgeführten Umfrage über die eingesetzten Brennstoffe gab es bisher nur wenige Betriebe, bei denen die Nutzung alternativer pflanzlicher Kohlen für die Speisezubereitung im gewerblichen Bereich festgestellt werden konnte. Aus diesem Grund wurden diese Brennstoffe hier auch nicht weiter betrachtet.

6.3.2 Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen

Bei den relevanten Betriebsparametern handelt es sich um bestimmte Einflussgrößen, die eine direkte Auswirkung auf den Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen und demzufolge auf die Emissionen haben können. Diese Einflussgrößen sowie die wichtigsten Betriebsparameter der jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen, welche für die Berechnung und Abschätzung von Mengen an relevanten Schadstoffemissionen wichtig sind, wurde sowohl mit Hilfe einer Online-

Umfrage zur Erfassung der Beschwerden als auch einer ausführlichen Literatur- und Praxisrecherche sowie vielen durchgeführten Messungen untersucht. Zu den für den Betrieb wichtigen und bei den Recherchen festgestellten Betriebsparametern gehören:

- ▶ Back-/Grillfläche: Im Zuge der Online-Befragung wurde die mittlere genutzte Grillfläche pro Betrieb erfragt und die täglich einsetzbare Menge an Brennstoff, um die spezifischen Emissionswerte (Kilogramm Schadstoffemissionen pro Quadratmeter Grill- oder Backfläche für eine Betriebsstunde beispielsweise [kg OGC/(m²*h)]) und Emissionsfaktoren (angegeben in Kilogramm von den jeweiligen Schadstoffemissionen pro Megajoule verwendeter Energiemenge bei der Speisenzubereitung beispielsweise [kg OGC/TJ]) sowie die Schadstofffrachten (angegeben in Kilogramm pro Betriebsstunde) bei der Zubereitung von unterschiedlichen Speisen, unter Anderem Fleisch, Fisch, Gemüse, Brot und Pizza ermittelt. Solche Daten sind wichtig und sollten sowohl für die Abschätzung der Emissionsmengen als auch für die Planung, die Auslegung und für die Genehmigung von Speisenzubereitungsanlagen genutzt werden.
- ▶ Masse an Brennstoff: Darunter wird die täglich für den Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen notwendige Brennstoffmasse verstanden. In der Regel ist die für die Zubereitung der Speisen notwendige Energiemenge (angegeben in kWh oder MJ) deutlich geringer als die erforderliche Energiemenge, die für die Einhaltung der Bereitschaft der Speisenzubereitungsanlagen bei den jeweiligen notwendigen Speisenzubereitungstemperaturen vorgesehen ist. Diese großen Energiedefizite sind mit der sehr geringen Effizienz der Speisenzubereitungsanlagen zu begründen, welche je nach Speisenzubereitungsanlage bei deutlich unter 40 % liegt. Das heißt, die für die Zubereitung der Speisen notwenige Energiemenge ist deutlich geringer als die Energiemenge, die in der Regel für den Betrieb der Speisenzubereitungsanlagen erforderlich ist. Es ist zu erwähnen, dass die Speisenzubereitungsanlagen über den gesamten Betriebstag nicht gleichmäßig betrieben werden. Daher unterliegen die den Brennstoffmengen zugeordneten Emissionen, aufgrund des über den Tag verteilten unregelmäßigen Brennstoffdurchsatzes, stärkeren Schwankungen.
- ▶ Betriebszeit und Betriebsdauer: Unter der Betriebszeit ist die Anzahl der Tage pro Woche zu verstehen, an denen die Speisenzubereitungsanlagen betrieben werden. Die Betriebsdauer beschreibt die Anzahl der Betriebsstunden pro Tag. Über die beiden Betriebsparameter werden die verwendeten Mengen an Brennstoffen und die beim Betrieb generierten Schadstofffrachten beeinflusst. Es gilt, je länger die Anlagen betrieben werden, desto mehr Brennstoffe werden eingesetzt und desto höher sind die gesamten Emissionen. Entscheidend für die Emissionen ist außerdem die Betriebsweise, das heißt in welchen Zeitabständen die Brennstoffe verbrannt werden (kurze Zeitabstände - Zeitbrand oder lange Zeitabstände – Dauerbrand).
- ▶ Verfügbarkeit einer zusätzlichen Abgasreinigung: Die Umfrage über die Betriebsparameter und Grillanlagen hat ergeben, dass in einigen Gastronomiebetrieben nachgeschaltete Abgasbehandlungssysteme für die Abgasreinigung eingesetzt werden. Das Hauptziel der Abgasreinigung für Speisenzubereitungsanlagen ist es nicht verbrannte gas- und

staubförmige Abgasbestandteile (z. B. Ruß, Fette, Aerosole, Kohlenwasserstoffe und Gerüche) aus dem Abgas zu entfernen oder entsprechend zu minimieren. Bei der durchgeführten Umfrage wurde auch die Funktionalität der eingesetzten Abgasreinigungssysteme ermittelt.

- ▶ Wartungsintervall: Beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen können sich Verunreinigungen (z. B. Asche, Ruß, Fette usw.) an verschiedenen Stellen über den gesamten Abgasweg ablagern, welche bei unzureichender Wartung und Reinigung nicht nur zu Umweltbelastungen, sondern auch eine potentielle Quelle für schwere Brandfälle darstellen. Ein daraus resultierender Rußbrand ist in Abbildung 84 dargestellt.
- ▶ Menge an Speisen: Die Art und Menge der zubereiteten Speisen sowie die Art der Zubereitung haben einen großen Einfluss auf die beim Betrieb entstehenden Emissionen und die Rauchmenge. Je nach Art der Speise werden diese entweder direkt über der Grundglut, neben einer Flamme oder im Abgasweg zubereitet. In den Abgasweg gelangende und austretende Fette sowie Speisenflüssigkeiten sind bei der thermischen Zersetzung aus toxikologischer Sicht nicht zu vernachlässigen und besitzen außerdem eine starke Geruchswirkung. Über die Mengen der zubereiteten Speisen lassen sich zahlreiche weitere spezifische Größen (z. B. Emissionen pro Kilogramm zubereiteter Speisen, z. B. Kilogramm OGC pro Kilogramm gegrilltes Fleisch) ableiten, welche für entsprechende Abschätzungen über die Emissionen an Schadstoffen und Gerüche genutzt werden können.

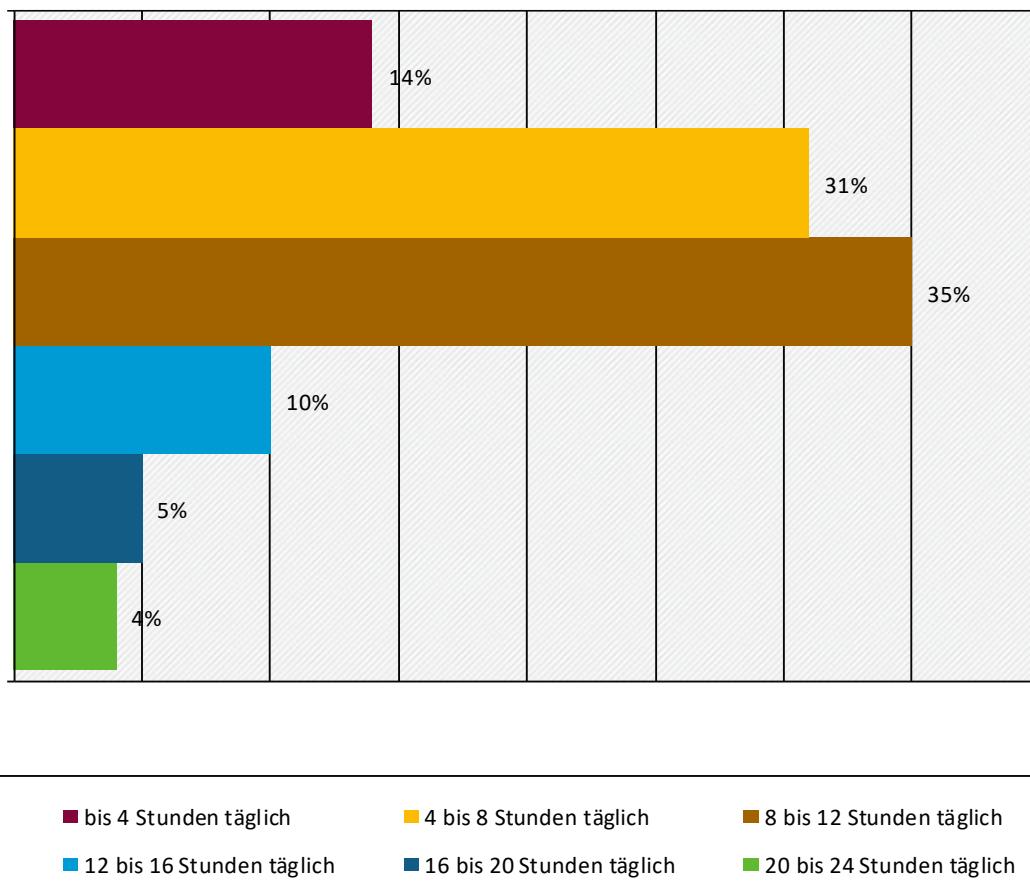
Gemäß der durchgeführten Online-Umfrage wurde festgestellt, dass bei Holzkohlegrillanlagen hauptsächlich Fleisch (ca. 53 % der angebotenen Speise in Holzkohlegrillrestaurants), Fisch (ca. 28 % der angebotenen Speisen in Holzkohlegrillrestaurants) und Gemüse (ca. 19 % der angebotenen Speisen in Holzkohlegrillrestaurants) zubereitet werden. Bei den Fleischgerichten werden häufig Lammgerichte angeboten, da diese in der Regel relativ kostengünstig verfügbar sind.

Pizzabacköfen werden hauptsächlich für das Backen von Pizza eingesetzt. Bei manchen Betrieben wurde festgestellt, dass auch Fleischspeisen (z. B. Burgerfleisch) in den Pizzabacköfen vorbereitet oder warmgehalten werden. Der Schwellenwert von Fetten beim Einsatz von solchen Speisen ist nicht ausgeschlossen. Bei Holzbäckereien werden sowohl Brot und Brötchen als auch Süßspeisen wie beispielsweise Plundergebäck zubereitet.

Zusätzlich zu den Speisen stellt die Betriebszeit und die Betriebsdauer einen entscheidenden Faktor für die gesamte Emissionsmenge aus Speisenzubereitungsanlagen dar. Abbildung 41 zeigt die Verteilung der Betriebszeiten von Speisenzubereitungsanlagen in Gastronomiebetrieben und den entsprechenden Beschwerden die bei den Beschwerdestellen eingegangen sind. In Abbildung 41 kann zwischen zwei Gruppen (Speisenzubereitungsanlagen mit einer Betriebszeit < 4 h und mit längeren Betriebszeiten) unterschieden werden. Die Auswertung der Datenlage hat ergeben, dass die Gastronomiebetriebe mit einer Betriebszeit von weniger als 4 Betriebsstunden hauptsächlich die Holzbäckereien repräsentieren (beispielhaft in Abbildung 94 und Abbildung 95 zu sehen). Die meisten Holzbacköfen werden chargeweise von einmal bis maximal drei Mal pro Tag, morgens und abends befeuert, wobei die Backzeiten jeweils mehrere Stunden andauern. Unter Speisenzubereitungsanlagen, welche über 8 Stunden bis 24 Stunden betrieben werden, fallen die Holzkohlegrills sowie die Pizzabacköfen. Bei den erfassten Räucherkammern, wurden gemäß der Online-Umfrage keine konkreten Betriebszeiten

angegeben. In der Regel dauert der Räuchervorgang je nach Temperatur und Räuchergut sowie Räuchermethode bis zu mehrere Tage.

Abbildung 41: Verteilung der Betriebszeiten von Speisenzubereitungsanlagen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

In Tabelle 10 sind die Durchschnittswerte der oben aufgeführten Betriebsparameter (Back-/Grillfläche, Menge an Speisen, Menge an Brennstoff, Betriebszeiten, Betriebsdauer und Wartungsintervall) dargestellt, welche bei der Auswertung der Online-Umfrage zur Erfassung von Beschwerden ermittelt wurden. Der Tabelle 10 ist zu entnehmen, dass für die Zubereitung von 40,3 kg Speisen etwa 24,5 kg Brennstoff verbraucht werden (entspricht 0,6 kg Brennstoff pro Kilogramm Speise). Dieser spezifische Wert stimmt in der Größenordnung mit den Werten überein, welche im Rahmen der durchgeföhrten Back- und Grilluntersuchungen bei unterschiedlichen Speisen/Brennstoff-Konstellationen ermittelt wurden. Aufgrund der großen notwendigen Brennstoffmenge für den Betrieb der Speisenzubereitungsanlagen haben die typischen staub- und gasförmigen Emissionen einen beachtlichen Einfluss auf die Emissionssituation, welche insbesondere wegen der bisher eingesetzten technisch einfachen Verbrennungstechnik der Speisenzubereitungsanlagen zustande kommt.

Gemäß der Online-Umfrage und wie Tabelle 10 entnommen werden kann, verfügen nur ca. 14 % der Speisenzubereitungsanlagen mit Beschwerdehintergrund, über eine Abgasbehandlung. Bei ca. 23 % davon wurden weiterhin Beschwerden erfasst, trotz der ergriffenen Abgasbehandlungsmaßnahmen. Dabei ist anzumerken, dass nicht bekannt ist, welche Abgasbehandlungssysteme in diesen Gastronomiebetrieben eingesetzt wurden. Es ist zu

erwähnen, dass viele von den gemeldeten und erfassten Beschwerden in der Bearbeitung bzw. nicht endgültig abgeschlossen waren. Gemäß der durchgeführten Besichtigung von vielen Gastronomien haben viele Abgasreinigungssysteme (Katalysatoren, Abgaswäsche, Ozonierung, elektrostatische Abscheidung, Aktivkohlefilter usw.) nicht zu einer vollständigen Beseitigung der Beschwerden geführt. Zu den ergriffenen und einfach umsetzbaren Maßnahmen gehört auch die Verbesserung der Ableitbedingungen bzw. Erhöhung der Abgasanlagenmündung, welche bei bestehenden Beschwerden in den meisten Fällen durch die zuständigen Behörden gefordert wurde.

Tabelle 10: Ermittelte Durchschnittswerte relevanter Betriebsparameter für alle betrachteten Anlagentypen.

Betriebsparameter	Einheiten	Über die Onlinebefragung ermittelten Durchschnittswerte
Back-/ Grillfläche	[m ² /Betrieb]	1,4
Menge an Speisen	[kg/Anlage u. Tag]	40,3
Menge an Brennstoff	[kg/Anlage u. Tag]	24,5
Betriebszeiten	[Tage/Woche]	6,1
Betriebsdauer	[Std./Tag]	9,8
vorhandenes Abgasbehandlungssystem	[%]	14
Wartungsintervall	[Wartungen/Jahr]	3,8

Über die beim Betrieb von Speisenzubereitungsanlagen entstehenden Emissionen, welche hauptsächlich für die Beschwerden verantwortlich sind, gibt es bisher kaum wissenschaftliche Untersuchungen. Diese grundlegenden Untersuchungen wurden im Rahmen dieses Forschungsprojekts erstmals ausführlich sowohl beim Betrieb verschiedenster Speisenzubereitungsanlagen im Technikum des Fraunhofer-Instituts für Bauphysik IBP in Stuttgart als auch in der Praxis bei mehreren Gastronomien bzw. Restaurants durchgeführt.

6.4 Angewandte Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation

Wie in den Abschnitten erklärt wurde, sind fünf Hauptgründe für die Beschwerden festgestellt worden, welche sich in zwei Gruppen unterteilen lassen. Während es sich bei der ersten Gruppe (wie beispielsweise um ungünstige Ableitbedingungen und unsachgemäße Bedienung) um technisch lösbar Probleme handelt, ergibt sich die zweite Gruppe (unübliche Betriebszeiten und Betriebsdauer, Speisen, verwendete Brennstoffe) aus Gegebenheiten, die nur bedingt geändert werden können. Dazu zählen die Anpassung der Betriebszeiten, die Nachrüstung einer funktionsfähigen Abgasreinigung oder die Umstellung des Betriebs der Speisenzubereitungsanlagen auf Gas oder Strom anstatt Festbrennstoffe. Bei schweren Fällen und bei der Feststellung von massiven Umwelt- und Gesundheitsgefährdungen wird über die Änderung des Betriebs gerichtlich entschieden. Hier ist als Beispiel der Fall einer Pizzeria in Baden-Württemberg in der Stadt Ulm zu nennen, welche mit einem Holzbackofen betrieben wurde. Trotz der Nachrüstung einer Abgasreinigung ist ein Gerichtsurteil gefällt worden, dass den Betrieb der Pizzeria mit einem Holzbackofen untersagt [VGH 2019].

In Abhängigkeit von den Beschwerdeursachen ist zwischen rechtlichen, organisatorischen und technischen Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation zu unterscheiden. Eine Zusammenfassung beschriebener Maßnahmen ist in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Beschwerdesituation.

Technische Maßnahmen	Organisatorische Maßnahmen	Behördliche und rechtliche Maßnahmen
Verbesserung der Ableitbedingungen durch eine Erhöhung der Abgasanlage oder Installation eines Luftventilators	Änderung der Betriebszeiten sowie die Anpassung der Betriebsdauer	Verbesserung der Ableitbedingungen
Nachrüstung einer Abgasreinigung zur gezielten Beseitigung der Beschwerdeursachen	Verbesserung des Bedienerverhaltens durch eine gezielte Schulung des Personals	Verpflichtung zum Aufbau von einer nachgeschalteten Abgasreinigung
Einsatz neuartiger Verbrennungstechniken (Back- oder Grilltechnik) für die Speisenzubereitungsanlagen	Anpassung der angebotenen Speisen und Nutzung von Brennstoffen mit optimierten verbrennungstechnischen Eigenschaften	Umstellung des Betriebs, sodass die Beschwerden beseitigt werden können
Umstellung des Betriebs der Speisenzubereitungsanlagen auf Gas- oder Elektrofeuerung	Informierung der Nachbarschaften über die Besonderheiten des Betriebs und Durchführung von offenen Gesprächen	Stilllegung der Speisenzubereitungsanlage(n)

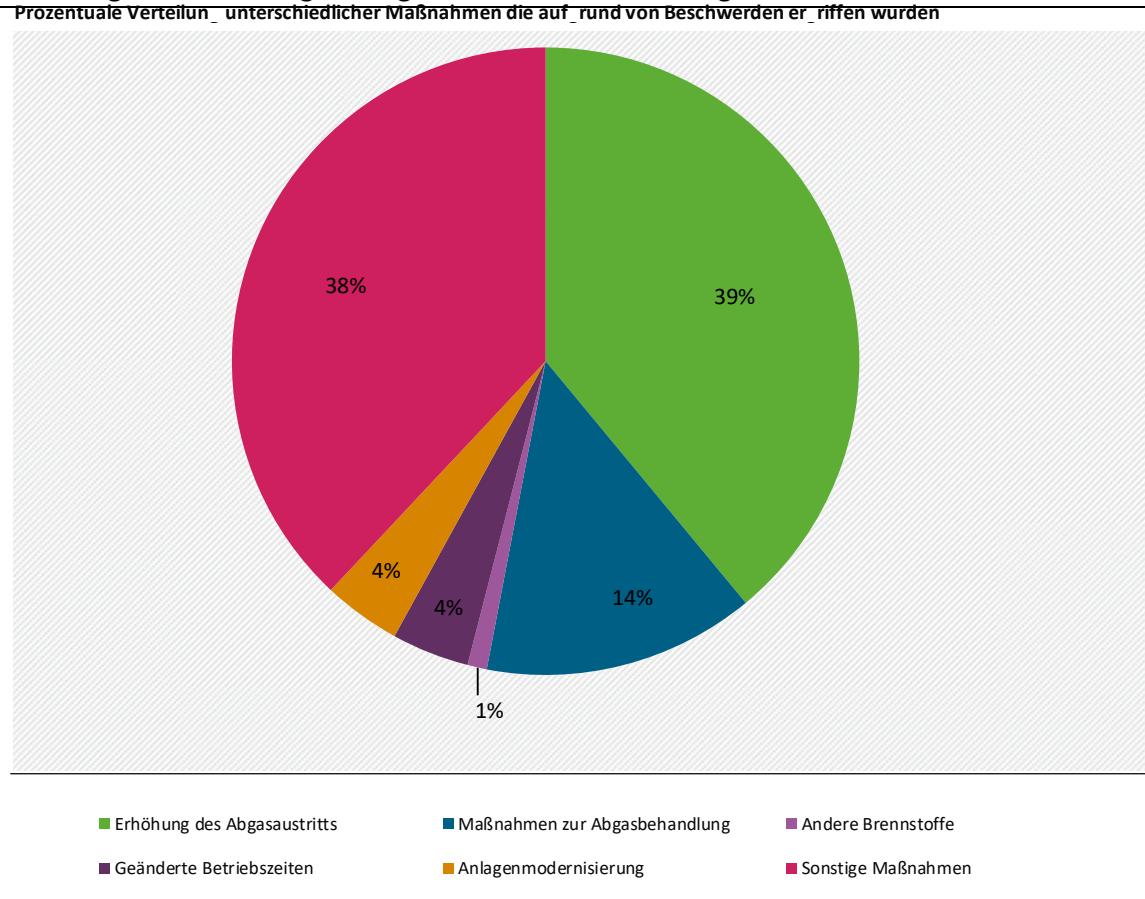
Nach derzeitigem Kenntnisstand werden zur Verbesserung der Immissionssituation hauptsächlich die Erhöhung des Abgasaustritts und der Abgasgeschwindigkeit mit Hilfe eines Abgasventilators sowie die Anwendung von Abgasbehandlungssystemen von den Behörden vorgeschlagen. Durch die Erhöhung des Abgasaustritts und der Abgasgeschwindigkeit können die aus der Abgasanlage austretenden Emissionen besser in der Umgebungsluft verdünnt werden. Abgasreinigungen sind meistens sehr kostenintensive Maßnahmen, die spezifisch auf die Betriebsbedingungen vor Ort ausgelegt werden müssen. Die Parameter für die Auslegung von Abgasreinigungen sind in Tabelle 8 dargelegt.

Die Erhöhung der Abgasgeschwindigkeit durch den Einsatz von Abgasventilatoren kann zu erhöhten Lärmemissionen führen. Daher sollten diese Maßnahmen mit einem geeigneten Lärmschutz einhergehen. Vor der Umsetzung der Maßnahme sollte geprüft werden, ob durch eine Erhöhung der Abgasgeschwindigkeit eine ausreichende Abgasfahnenüberhöhung oder Verdünnung sichergestellt werden kann und diese Maßnahme somit eine ausreichende Wirkung entfaltet um die Beschwerdeursache zu eliminieren.

Eine Veränderung der Betriebszeit ist für viele Gastronomiebetriebe ausgeschlossen, da sich die Öffnungszeiten an der Nachfrage der Kunden orientiert.

Durch die häufigere Reinigung und Wartung der Anlagentechnik sollen insbesondere die in der Verbrennungstechnik und Abgasanlage anhaftenden Komponenten (Teere, Ruß, Fette usw.) entfernt werden, welche entweder die Funktionalität der Abgasreinigung aussetzen oder in die Umgebung gelangen als Gerüche, Ruß etc. Durch die Erhöhung der Häufigkeit der Reinigungsintervalle wird der Betrieb zudem sicherer, da die Brandgefahr durch die regelmäßige Abreinigung der Ablagerungen in den Abgaswegen wesentlich gemindert werden kann. Vorallem beim Einsatz von nachgeschalteten Emissionsminderungstechniken wie Staubabcheidern und Aktivkohlefiltern ist eine regelmäßige Wartung und Reinigung für einen sicheren und emissionsarmen Betrieb notwendig.

Abbildung 42: Verteilung von ergriffenen Maßnahmen aufgrund von Beschwerden.



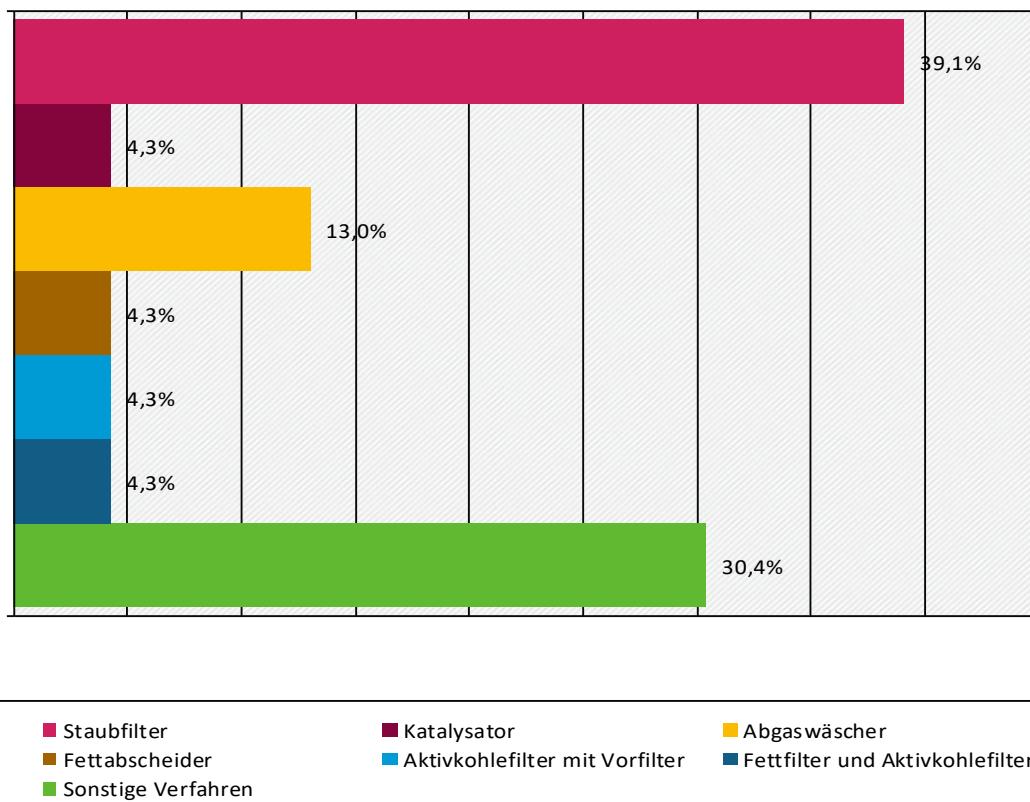
*Anzahl der Nennungen: 77

Quelle: Ergebnisse einer Onlinebefragung

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

In Abbildung 42 ist die Verteilung von getroffenen Maßnahmen gemäß der Online-Umfrage bei den beschwerdebearbeitenden Stellen dargestellt. Zu den häufigsten getroffenen Maßnahmen gehören mit 39 % die Verbesserung der Ableitbedingungen der Abgase, welche sich meistens einfach und mit überschaubarem Aufwand ohne großen Widerstand mit den Betreibenden umsetzen lässt. Es sei angemerkt, dass hier nur die Erhöhung des Abgasaustritts genannt wurde und nicht die Erhöhung des Abgasaustritts bis in die freie Rezirkulationszone. In seltenen Fällen werden sehr hohe Abgasanlagen gefordert, deren Kosten (Planung unter anderem statische Betrachtung, Anschaffung und Aufbau) sich im fünfstelligen Bereich (Im Worst-Case: zwischen ca. 35.000 € und 60.000 €) bewegen. Zu den sonstigen Maßnahmen zur Abgasbehandlung, welche mit 38 % häufig in der Umfrage genannt sind, fallen unterschiedliche betriebsindividuelle Maßnahmen, welche sich meistens aus unterschiedlichen Maßnahmen gemäß der Tabelle 11 zusammensetzen. Gemäß der Online-Umfrage wurden außerdem Abgasreinigungssysteme verwendet, welche meistens zur Verbesserung der Immissionssituation, aber nicht zur Beseitigung der Beschwerden geführt haben. Da die Beschwerdebehandlung zum Zeitpunkt der Beendigung der Online-Umfrage nicht abgeschlossen war, ist es schwierig im Rahmen dieser Umfrage zu erkennen, ob die getroffenen Beschwerdebehandlungsmaßnahmen zu einer endgültigen Problemlösung beigetragen haben.

Abbildung 43: Verteilung der geforderten Abgasbehandlungssysteme zur Beseitigung der Beschwerdesituation.



*Anzahl der Nennungen: 23

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Gemäß der Online-Umfrage wurde die Abgasreinigung eher selten und nur zu einem geringen Anteil von etwa 14 % für die Behandlung der Beschwerden eingesetzt. Die Integration eines Abgasbehandlungssystems ist im Gegensatz zur Erhöhung des Abgasaustritts meistens kostenintensiver und aufwendiger. Hinzu kommen laufende Kosten für die Instandhaltung und den Betrieb der Abgasreinigung. Ferner stellt die Abgasreinigung bei Speisenzubereitungsanlagen ein noch neues und forschungsbedürftiges Thema dar. Es liegen bisher kaum Erfahrungen und Kenntnisse über die Abgaseigenschaften, Abgasmengen, Art und Konzentrationen der Schadstoffemissionen, die Betriebszeiten, verwendete Verbrennungstechniken und Betriebsdaten von den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen vor. Aufgrund der fehlenden immissionsschutzrechtlichen Anforderungen für Speisenzubereitungsanlagen nicht nur im gewerblichen, sondern auch im privaten Bereich, wurden bisher kaum technische Lösungen entwickelt, die sich unter wirtschaftlichen Bedingungen umsetzen lassen. Eine maßstäbliche Verkleinerung der sich im industriellen Maßstab befindlichen Abgasreinigungsanlagen für die Anwendung in gewerblichen Speisenzubereitungsanlagen führt nur bedingt zu einem sicheren Erfolg, da diese nämlich nicht nur kostenintensiv und aufwändig, sondern auch für ganz andere Betriebs- und Einsatzbedingungen ausgelegt und entsprechend vorgesehen sind.

Gemäß den durchgeführten Ermittlungen durch das Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP werden meistens einfache Abgasreinigungssysteme bei den Speisenzubereitungsanlagen verwendet, welche nur bedingt zu einer nachhaltigen Verbesserung der Immissionssituation führen. In Abbildung 43 sind die Abgasreinigungssysteme dargestellt, die sich aus der Umfrage ergeben haben. Es ist zu erkennen, dass es sich in etwa der Hälfte der Fälle um Staubfilter

handelt. Seltener, das heißt in etwa 13 % der Fälle, werden Nasswäscher zur Abgasbehandlung eingesetzt. Meistens werden unterschiedliche Abgasreinigungsstufen benötigt, um die gewünschte Minderung von den jeweiligen Schadstoffemissionen und Gerüchen zu erzielen. Zur Minderung von Gerüchen sollten Aktivkohlefilter verwendet werden.

Neben den dargelegten konkreten Maßnahmen wurde auch der Grund für die eingeleiteten Schritte zur Beschwerdebeseitigung durch den Einsatz einer Abgasreinigung abgefragt. Aus den Ergebnissen dieser Befragung lässt sich ableiten, dass die Abgasbehandlungsmaßnahme bis zu 70 % (29 von 42 Befragten) freiwillig durch eine bilaterale Klärung der Situation ergriffen wurde. Dieser Wert deutet auf eine große Bereitschaft der Gastronomiebetreibenden zur Verbesserung der Immissionssituation trotz fehlender Umweltauflagen bzw. rechtlicher Regelung hinsichtlich der Genehmigung hin. In 30 % der Fälle mussten Abgasbehandlungsmaßnahmen aufgrund von Ordnungsverfügungen installiert werden. Es ist darauf hinzuweisen, dass es bisher keine klaren Vorgaben seitens des Gesetzgebers darüber gibt, welche Emissionsgrenzwerte zur Vermeidung von erhöhten Umweltbelastungen aus Speisenzubereitungsanlagen eingehalten werden müssen. Bei der Anwendung von Abgasreinigungsmaßnahmen ist nicht nur auf die Notwendigkeit für die Beseitigung der jeweiligen Beschwerdegründe, sondern auch auf die Zweckmäßigkeit unter Betrachtung von gesellschaftlichen, ökologischen und ökonomischen Aspekten zu achten.

Bevor den Betreibenden Auflagen, wie kostenintensive technische Maßnahmen (z. B. Neuinstallation von teuren Abgasbehandlungssystemen) auferlegt werden, sollte den Betreibenden aus ökonomischen Gründen zunächst die Möglichkeit gegeben werden eigenständig den Betrieb durch ein besseres Bedienverhalten zu verbessern. Hierfür sollten den Bedienenden freizugängliche Handlungsempfehlungen für den Betrieb von solchen Anlagen zur Verfügung gestellt werden.

Aufgrund der Zunahme der Nutzung von Holz für Speisenzubereitungsanlagen sollten immissionsschutzrechtliche Anforderungen entwickelt werden.

7 Technische Versuchseinrichtung zur Ermittlung der Emissionen aus Speisenzubereitungsanlagen

Für die Ermittlung der Emissionssituation bei Speisenzubereitungsanlagen wurden sowohl Messungen auf dem Prüfstand im Technikum des Fraunhofer-Instituts für Bauphysik IBP als auch in der Praxis an sich im Betrieb befindlichen Speisenzubereitungsanlagen durchgeführt. Die Praxismessungen waren nur bedingt unter bekannten und reproduzierbaren Bedingungen durchführbar. Die Prüfstandsmessungen auf dem Prüfstand vom Fraunhofer IBP, die unter reproduzierbaren Bedingungen durchgeführt werden konnten, wurden für einen handelsüblichen Holzkohlegrill mit unterschiedlichen Grillgütern sowie für eine Räucheranlage und einen Pizza- und Brotbackofen durchgeführt. Darüber hinaus wurden Grillversuche an einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel durchgeführt um die Ergebnisse der Holzkohlegrillanlage zu validieren.

7.1 Versuchseinrichtung zur Durchführung der Emissionsmessung an Pizza- und Brotbacköfen sowie Räucherkammern

Während für die Untersuchung von Pizza- und Brotbacköfen sowie von Räucherkammern die klassischen in der Prüfstelle verfügbaren Prüfstände und Messeinrichtung verwendet wurden (siehe Abbildung 44), benötigte die Untersuchung der Holzkohlegrillanlagen einen speziellen Aufbau, wie es schematisch in der Abbildung 46 gezeigt ist. Der messtechnische Aufbau besteht aus einer Normmessstrecke in Anlehnung an die DIN EN 304, in der die Messstellen sowohl für die Emissionsmessung als auch die zur Messung aller anderen Abgasparameter angeordnet sind.

Abbildung 44: Klassischer Prüfstandsaufbau für die Untersuchung von Pizza- und Brotbacköfen (links) sowie von Räucherkammern (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Zulassung für Pizza- und Brotbacköfen erfolgt nach DIN 18880-2:1991-08. Für Räucherkammern gibt es bisher keine normativen Zulassungsverfahren. Der eingesetzte Prüfaufbau ist allerdings auch sehr gut für die Messung der Emissionen aus Räucherkammern geeignet. In beiden Fällen ist die Messstrecke gemäß der DIN EN 304 aufgebaut. Die Messungen

werden mit Messsystemen durchgeführt, die für den Einsatz im Prüflabor zugelassen und geeignet sind.

7.2 Versuchseinrichtung zur Durchführung der Emissionsmessung an Holzkohlegrillanlagen

Gemäß der durchgeführten Umfrage sowie der Literatur- und Marktrecherche wurde festgestellt, dass die Holzkohlegrillanlagen nicht nur den höchsten Anteil an den Beschwerdefällen haben, sondern dass auch kaum Daten über die Emissionen sowie über den Betrieb vorliegen. Aus diesem Grund wurden diese Anlagen genauer unter die Lupe genommen und nach Absprache mit dem Umweltbundesamt genauestens hinsichtlich der Art und der Konzentrationen von relevanten Schadstoffemissionen untersucht. Ferner stand die auf dem Markt verfügbare Abgasreinigung im Untersuchungsfokus, wobei eine mehrstufige Abgasreinigung bei einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage aufgebaut und entsprechend hinsichtlich der Reinigungseffektivität der einzelnen Stufen ermittelt wurde.

Abbildung 45: Gesamte technische Versuchseinrichtung für die Untersuchung von Holzkohlegrillanlagen.

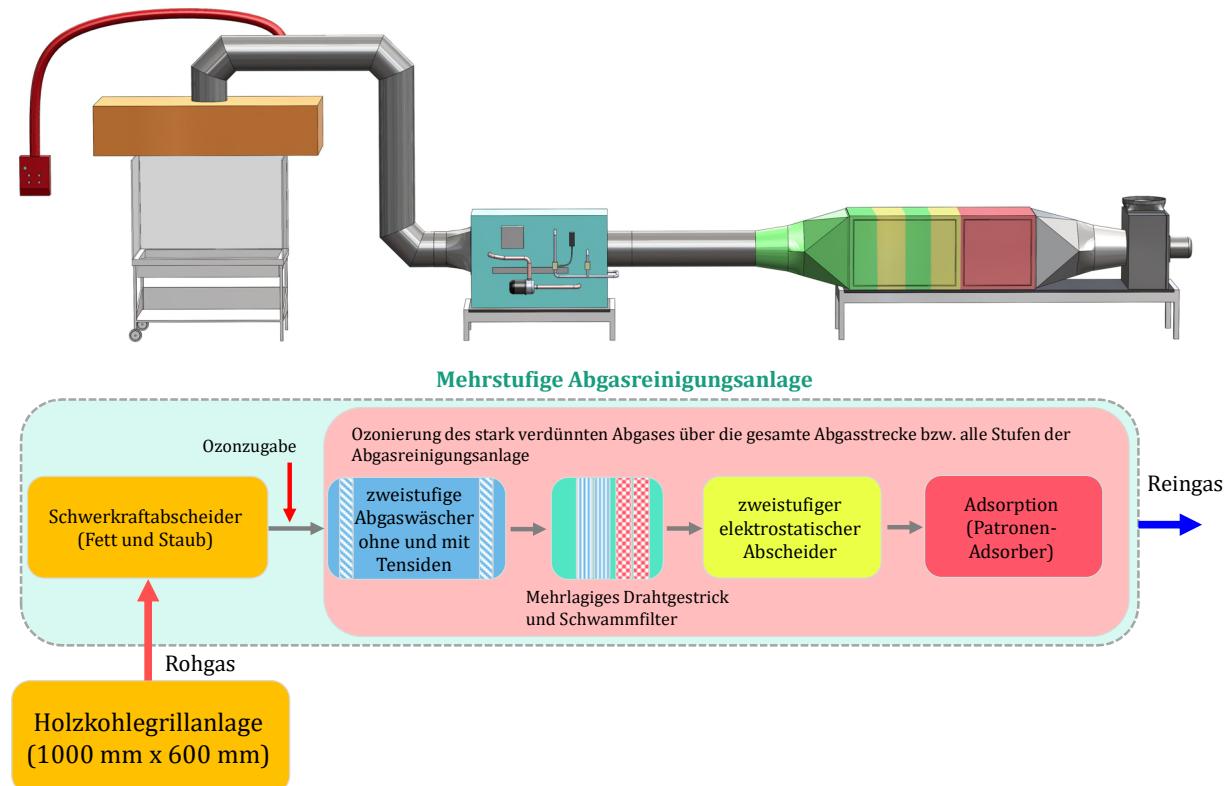


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Der Aufbau gemäß des in Abbildung 46 dargestellten Verfahrensschemas ist in Abbildung 45 gezeigt. Es ist zu erwähnen, dass in der Praxis noch andere Lösungsvorschläge seitens der Hersteller für die Abgasreinigung in Holzkohlegrillanlagen vorgeschlagen werden, wobei die in Abbildung 46 dargestellten Systeme in einer andere Reihenfolge oder als einzelne Stufen

(Ozonierung + Elektrofilter, Abgaswäsche, Kombination aus Abgaswäsche und Elektrofilter, Kombination aus Abgaswäsche und Aktivkohlefilter) angeboten werden.

Abbildung 46: Schematische Darstellung der verwendeten versuchstechnischen Einrichtung zur Untersuchung der Emissionen und der Effektivität der Abgasreinigung gemäß dem Stand der Technik.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurde sowohl die Leistung des gesamten Abgasreinigungssystems, vgl. Abbildung 46, als auch die Abscheidefähigkeit der einzelnen Komponenten untersucht. Im Folgenden werden die einzelnen Komponenten der technischen Versuchseinrichtung beschrieben.

7.2.1 Verwendete Holzkohlegrillanlage

Dabei handelt es sich um einen handelsüblichen Gastronomiegrill mit einer Grillfläche von ca. 0,6 m². Die Speisen werden auf einem über der Glut befestigten Grillrost zubereitet. Der Rost besteht aus dreieck-prisma-förmigen Fettauffangrinnen, mit der die beim Grillen gebildeten flüssigen Fette über eine Sammelrinne in einen Fettauffangbehälter abgeleitet werden. Diese Anlage wurde so umgebaut, dass viele sich in der Praxis befindlichen Holzkohlegrillanlagen abgebildet werden können. Hier ist unter anderem die Verbrennungsluft zu nennen. Bei vielen gewerblichen Holzkohlegrillanlagen erfolgt die Luftzufuhr ausschließlich über dem Glutbettbereich. Eine gezielte Luftzufuhr in Form von Rostluft, Sekundärluft und Tertiärluft wird nicht verwendet. Um die Emissionen zu messen, musste die Grillanlage eingehaust werden, sodass eine extrem starke Verdünnung des Abgases vermieden werden kann. Hierüber, und durch die Einstellung des Abgasventilators wurde ein beliebiger Verdünnungsfaktor eingestellt,

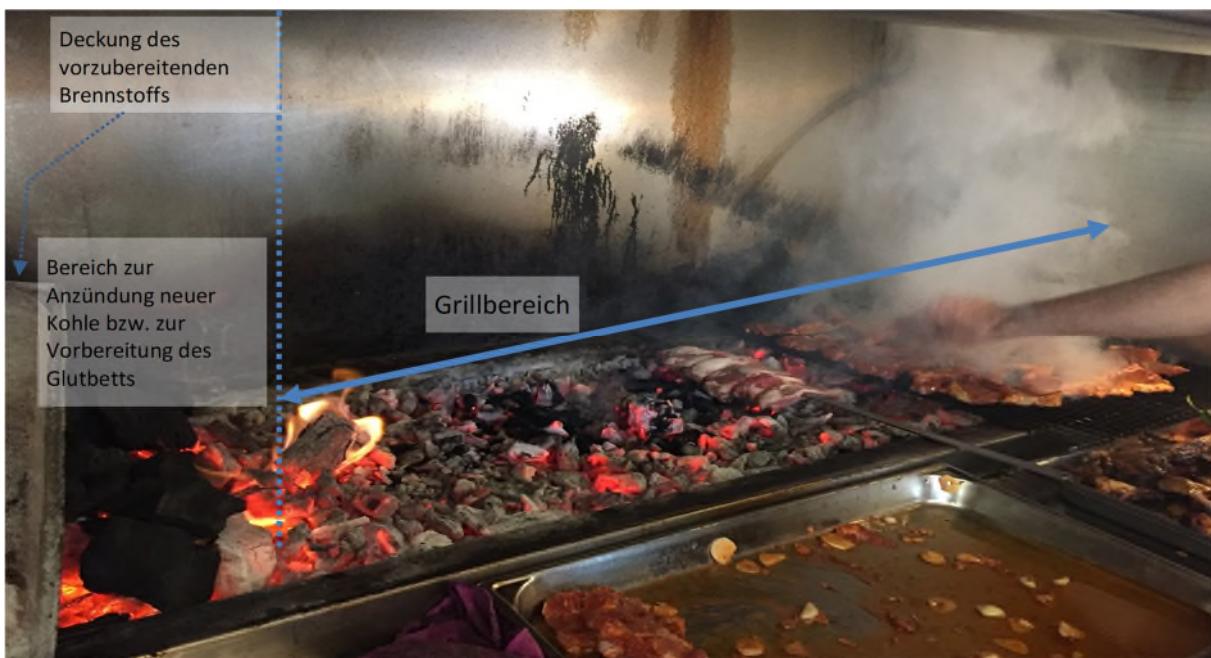
sodass sich die Konzentrationen der jeweiligen Abgaskomponenten in einem günstigen Messbereich für die eingesetzte Messtechnik befunden haben.

Abbildung 47: Holzkohlegrillanlage (im neuen nicht umgebauten Zustand) mit Dunstabzugshaube und integriertem Flamschutzfilter.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 48: Verdeutlichung der Bereiche einer Holzkohlegrillanlage.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei den durchgeföhrten Versuchen wurden die Grillspieße im Gegensatz zu anderen Grillgütern direkt über dem Glutbett, ohne den Einsatz eines Grillrosts gegrillt, wie es in der Praxis beobachtet und in der Regel durchgeföhr wird (Abbildung 48). Es ist zu erwähnen, dass beim Grillen von Spießen auf diese Art und Weise die höchsten Konzentrationen an Gerüchen und Schadstoffemissionen aufgrund des hohen Fettanteils ($> 40 \text{ Ma.-\%}$) entstehen, wenn dieses zum Teil auf das Glutbett tropft und entsprechend unvollständig verbrennt. Bei dem nicht verdünnten Abgasstrom werden Staubkonzentrationen von bis zu $25 \text{ g/Nm}^3 \text{ tr.} [@ \text{O}_2: 13 \text{ Vol.-\%}]$ im Abgas gemessen, wobei ein Großteil davon wahrscheinlich aus Fettaerosolen besteht. Die Grillfläche wurde praxisgemäß in zwei Bereiche aufgeteilt, wobei im ersten Bereich neue Glut gebildet wird und anschließend in den zweiten Bereich weitergeschoben wird für den eigentlichen Grillvorgang (siehe Abbildung 48).

Bei den durchgeföhrten Untersuchungen wurde die Grillfläche aufgrund des Grillvorgangs nur zu zweidrittel mit Grillgut belegt, was auch der gängigen Praxis entspricht und im Rahmen der durchgeföhrten Untersuchungen als Worst-Case, unter anderem beim Einsatz von Lammspießen, definiert wurde.

7.2.2 Untersuchtes Abgasreinigungssystem

Im Rahmen dieses Projekts wurde ein fünfstufiges Abgasreinigungssystem eingesetzt und untersucht. Im Folgenden werden alle Stufen dieses Abgasreinigungssystems beschrieben:

► Mechanischer Fettabscheider:

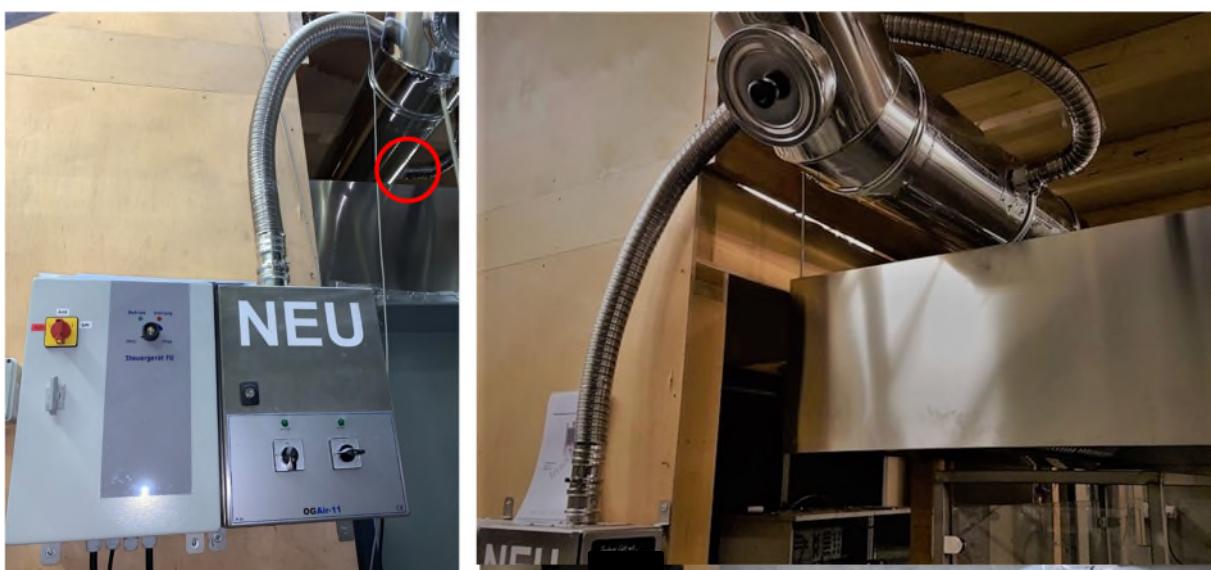
Zur Entfernung von groben Staub- sowie Fettpartikeln wird das Abgas durch eine über der Holzkohlegrillanlage befindlichen Lufthaube mit integriertem Schwerkraftabscheider (ein sogenannter Flammenschutzfilter) gefördert. Der Schwerkraftabscheider besteht aus Lamellen, durch die das Abgas mehrfach umgelenkt wird. Durch die Umlenkung werden schwere Partikel und Aerosole aufgrund der Trägheit zur Wandung der Lamellen getragen und entsprechend aus dem Abgas abgeschieden. Über eine Sammelschiene und ein Fettablassventil an der Unterseite der Lufthaube können die abgeschiedenen Schadstoffe im Zuge von Wartungs- und Reinigungsarbeiten entfernt werden. In Abbildung 47 ist die für die Untersuchung eingesetzte Grillanlage mit der Lufthaube und dem integrierten Flammenschutzfilter zu erkennen.

► Ozonierungsanlage:

Nach dem Abgasreinigungskonzept der Abgasreinigungsanlagenhersteller wird das Ozon direkt nach der Dunstabzugshaube zugegeben und für die Eliminierung von Gerüchen bzw. geruchsrelevanten Stoffen über den gesamten Abgasweg bis zur Ableitung des Abgases in die Umgebung wirken. Außerdem sollte das Ozon für eine ständige Regenerierung der Aktivkohlefilter dienen. Die Anwendung von Ozongeneratoren gilt als eine technisch einfache und kostengünstige Methode für die Oxidation von nicht verbrannten Bestandteilen. Ozongeneratoren sind spezielle technische Einrichtungen, in denen Sauerstoff aus der Umgebungsluft bei hohen elektrischen Spannungen in Ozon umgewandelt wird. Das gebildete Ozon kann anschließend für die Oxidation von Geruchsstoffen (hier: Benzol, Ethylbenzol, Toluol, Xylol-o, Hexan-n, Hexan-c, Ethen, 1,3-Butadien, Styrol, Naphthalin, Methanol, Ethanol, Aceton, Formaldehyd, Acetaldehyd, Ameisensäure, Essigsäure, Phenol, Kresol-m, Kresol-o, Kresol-p, Guajacol und Isoeugenol) genutzt werden. Der Vorteil von Ozon

für die Oxidation liegt darin, dass es im Gegensatz zum Sauerstoff bereits bei niedrigen Temperaturen von unter 150 °C eine hohe Reaktionsfreudigkeit aufweist. Ein essentieller Nachteil ergibt sich aus der relativ langen notwendigen Reaktionszeit des Ozons, welche im Minutenbereich liegt und bei der Abgasreinigung nur bedingt realisiert werden kann. In der Abbildung 49 ist die Ozongenerationsanlage mit der Zugabestelle zu sehen. Durch den Hauptventilator im Inneren des Ozongenerators wird Umgebungsluft mit einem Volumenstrom zwischen 10 m³/h bis 40 m³/h angesaugt. In dem Ozongenerator werden die sich in der Umgebungsluft befindlichen Sauerstoffmoleküle unter Wirkung eines Hochspannungsfelds in Sauerstoffatome gespalten. Dank der hohen Reaktionsfreudigkeit der Sauerstoffatome verbinden sich diese schnell mit umgebenden Sauerstoffmolekülen zu Ozon. Die generierten Ozonmoleküle werden über den Zugbeschlauch in den Abgaskanal zugeführt. Nach Angaben des Herstellers werden zwischen 3 l/h und 5 l/h reines Ozon produziert, welches etwa einem Anteil zwischen 0,2 Vol.-% und 0,3 Vol.-% des gesamten Abgasvolumenstroms entspricht, welches dem Abgas zugegeben wird.

Abbildung 49: Ozongenerator (links) mit der Zugabestelle über der Dunstabzugshaube der Anlage (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zur Gewährleistung einer Oxidationswirkung ist nicht nur ein günstiger Temperaturbereich zwischen 20 °C und 150 °C, sondern auch eine ausreichende Menge an Ozon im Abgas und eine ausreichend lange Verweilzeit für die Vervollständigung der Oxidationsreaktionen erforderlich. Ferner spielt in diesem Zusammenhang eine sehr gute Durchmischung des Ozons mit den geruchtragenden Stoffen eine wichtige Rolle.

► **Zweistufiger Rauchgaswäscher zur Abscheidung von Fettpartikeln und Vorkonditionierung vom Abgas auf Temperaturen von < 50 °C:**

In der ersten Waschstufe sollte das Abgas auf ein relativ niedriges Temperaturniveau (< 50 °C) gebracht werden, wobei in der nachfolgenden zweiten Stufe ein Waschprozess mit Tensiden stattfindet, sodass die Fettpartikel kondensieren und entsprechend direkt oder in

den nachgeschalteten Stufen abgeschieden werden können. In Abbildung 50 ist der verwendete zweistufige Rauchgaswäscher dargestellt.

Abbildung 50: Zweistufiger Waschvorgang im Rauchgaswäscher (links), Dosierung vom Lösungsmittel in den Wäscher (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Gemäß des Reinigungskonzepts sollen hydrophobe Fettpartikel in der Waschflüssigkeit durch die Zugabe von Tensiden absorbiert werden. Die beiden Stufen sind jeweils dem Tropfenabscheider bzw. Lamellenabscheider nachgeschaltet, deren wellenförmige Bleche als Umlenkabscheider fungieren. Durch die Umlenkung des Abgases in den Umlenkabscheidern werden schwere Wassertröpfchen über Trägheitseffekte an die Wandungen geleitet und entsprechend aus dem Abgasstrom abgeschieden. Die Wassertropfen mit den eingeschlossenen Komponenten fließen anschließend über die Wandung der Lamellen in einen Sammeltank des Wäschers. Die in den Tropfen eingeschlossenen Partikel sedimentieren am Boden des Abscheiders. Der Sammeltank wird über eine automatische Entleerungseinrichtung periodisch geleert und das gesammelte Abwasser über das häusliche Abwassersystem in die Kanalisation geleitet.

► **Mehrlagige Filtereinheit aus Drahtgestrick- und Schwammfiltern (Speicherfilter):**

In diesem Speicherfilter sollen die restlichen Wassertröpfchen und Fettpartikel abgeschieden werden, sodass der nachgeschaltete Elektrofilter entsprechend entlastet werden kann. Gemäß des Konzepts werden das Drahtgestrick und der Schwammfilter nach der in Abbildung 51 dargestellten Reihenfolge platziert.

Schwammfilter tragen zu einem erhöhten Druckverlust bei, welcher mit der Betriebszeit und je nach Belastung entsprechend schnell zunimmt. Aus diesem Grund müssen Schwammfilter täglich gewechselt werden. Gemäß Herstellerangaben können diese gewaschen und mehrmals wiederverwendet werden. Das Gleiche gilt für die Drahtgestrickfilter, welche aufgrund der grobmaschigen Gaswege nicht so häufig wie der Schwammfilter gereinigt werden müssen.

Das Drahtgestrick besteht aus einem 9-lagigen Alu-Metallstrickfilter mit einer Filterstärke von 20 mm, der als feiner Umlenkabscheider fungiert. Zweck dieses Umlenkabscheiders ist

es Fette und restliche aus dem Nassabscheider stammende Wassertropfen abzuscheiden. Bei der Durchströmung des Metallgestricks prallen die Fette und Wassertropfen an das Drahtgestrick und können dort koaleszieren und größere Tropfen bilden, welche anschließend über die Schwerkraft entlang des Drahtgestricks nach unten aus dem Abgas abgeschieden werden.

Abbildung 51: Drahtgestrickfilter vor dem elektrostatischen Abscheider (links), Schwammfilter (mittig) und Drahtgestrickfilter (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Der Schwammfilter ist eine im Vergleich zum Drahtgestrick feinere Filtereinheit. Dieser Filter besteht aus einem einfachen Esterschaumwerkstoff, der in zweifacher Ausführung mit einer jeweiligen Filterstärke von 30 mm in einer Filterkassette angebracht ist. Der Werkstoff kennzeichnet sich durch eine hohe Adsorptionsfähigkeit und geringe Porenweite, wodurch feinere Wasserpartikel im Abgas bis zur Sättigung des Schwammfilters aus dem Abgas gebunden und zudem sonstige Aerosole und Stäube gefiltert werden können. Vom Hersteller wird im Neuzustand des Filters für die Abscheidung von Aerosolen und Wassertropfen bis zu einem Durchmesser von über 2,2 µm mit einem Abscheidegrad von 98 % geworben. Die Vorabscheidung der restlichen sich im Abgas befindlichen Wassertropfen ist zur Gewährleistung der Funktionalität des nachgeschalteten elektrostatischen Abscheiders erforderlich.

► Mehrstufiger elektrostatischer Abscheider:

Der elektrostatische Abscheider sorgt für die Abscheidung der restlichen Feinpartikel, welche die vorgeschalteten Reinigungsstufen passieren (siehe Abbildung 52). Bei hohen elektrischen Spannungen werden die Partikel durch eine Sprühelektrode elektrostatisch geladen. Die negativ geladenen Partikel werden anschließend zu einer seitlich angebrachten Niederschlagselektrode transportiert und entsprechend abgeschieden. Unter dem elektrostatischen Abscheider befindet sich ein Kondensat- und Fettsammelbecken, in dem die abgeschiedenen Stäube und Aerosole gesammelt und periodisch durch die Betreiber*innen entsprechend entsorgt werden können. Beim Betrieb der Abgasreinigungsanlagen wurde festgestellt, dass sich im Sammelbecken des

Staubabscheidern im Gegensatz zu sonstigen Feuerungsanlagen keine Stäube, sondern eine fettartige, ölige Masse sammelt, welche ein hohes Brandpotential aufweist. Es ist zu erwähnen, dass nicht bekannt ist, ob die Gastronomiebetriebe über ein Abfallsammel- und Entsorgungskonzept verfügen, in dem der Umgang mit solchen Abfällen hinsichtlich der Sammlung, Zwischenlagerung und einer sachgemäßen Entsorgung sichergestellt ist.

Abbildung 52: Gesamte Filterstufe in dem Drahtgestrick, Schwammfilter, elektrostatische Abscheider und Aktivkohlefilter angeordnet sind.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

► **Aktivkohlefilter zur Abscheidung von Geruchsstoffen:**

Nach der Konditionierung des Abgases sowie Abscheidung von Fettpartikeln wird das stark verdünnte Abgas einem Aktivkohlefilter zugeführt, indem gemäß dem Konzept hauptsächlich geruchtragende Stoffe adsorbiert werden. Der im Rahmen der Untersuchungen angewendete Aktivkohlefilter ist in Abbildung 52 zu sehen. Dieser besteht aus 24 in Richtung des Abgasstroms angebrachten zylinderförmigen Filtermodulen mit einer Mineralwolleisolierung. Der Filter wird vom Abgas in Strömungsrichtung durchströmt. Pro Filtereinheit können maximal $200 \text{ m}^3/\text{h}$ (entspricht einem Abgasvolumenstrom von $4.800 \text{ m}^3/\text{h}$) bei einer Strömungsgeschwindigkeit von $< 3 \text{ m/s}$ durchströmt werden. Die technischen Daten des Aktivkohlefilters sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Nach Herstellerangaben beträgt der Abscheidegrad für Stäube im Größenbereich über $0,5 \mu\text{m}$ je nach Abgasvolumenstrom zwischen 80 % (bei Beaufschlagung mit 100 % von der zugelassenen Abgasmenge) und 99 % (bei Beaufschlagung bis etwa 50 % der zugelassenen Abgasmenge). Die im Rahmen dieser Untersuchung eingesetzte Abscheidervariante ist für Abgasvolumenströme zwischen $1.300 \text{ m}^3/\text{h}$ und $3.360 \text{ m}^3/\text{h}$ zugelassen. Die Volumenströme im Abgas lagen bei den durchgeföhrten Versuchen in einem Bereich von 800 bis $1.400 \text{ m}^3/\text{h}$. Es ist zu erwähnen, dass der Aktivkohlefilter nur mit trockenem Abgas beaufschlagt werden sollte, sodass die aktive Oberfläche nicht mit Feuchtigkeit belegt wird, wodurch die Adsorption beeinträchtigt werden würde.

Tabelle 12: Technische Daten des Moduls.

Technische Daten	
Werkstoff Korpus	Verzinktes Stahlblech
Max. Volumenstrom	$5.000 \text{ m}^3/\text{h}$
Druckverlust beim Nennvolumenstrom	200 Pa
Werkstoff Patrone	Aktivkohle aus Steinkohle
Werkstoff Patronenmantel	Kunststoff
Patronenlänge	450 mm
Patronendurchmesser	$\varnothing 147 \text{ mm}$
Schichtstärke	26 mm
Filterleistung je Patrone	$200 \text{ m}^3/\text{h}$ bei $v \leq 3 \text{ m/s}$
Patronenanzahl	24 (entspricht ca. 65 kg)
Maße (BxTxH)	586x995x695 mm
Gewicht	110 kg

Mit dem oben beschriebenen Versuchsaufbau wurden die Emissionen beim Einsatz unterschiedlicher Brennstoffe (z. B. Buchenscheitholz und verschiedene Kohlen) und während der Zubereitung verschiedener Speisen gemessen und aufgezeichnet. Die Bedienung der Anlage wurde praxisnah vorgenommen, wobei beispielsweise die Vorbereitung der Brennstoffe sowie die Zubereitung der Speisen nach den in Restaurants gängigen Verfahren durchgeführt wurden.

8 Ergebnisse der Emissionsmessung an einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurden Emissionen sowohl im Labor unter bekannten Betriebsbedingungen (technische Daten der verwendeten Holzkohlegrillanlage sowie einer handelsüblichen Abgasreinigung, Art und Mengen der verwendeten Brennstoffe pro Grillvorgang, Grillgüter usw.) beim Einsatz einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage mit und ohne Abgasreinigung als auch in der Praxis untersucht.

Bei der Bewertung der Emissionen von Grillprozessen wird zwischen den folgenden Phasen unterschieden:

- ▶ **Betriebsphase 1:** Vorbereitung des Glutbetts für die Durchführung des Grillvorgangs, wobei ausschließlich Grillbrennstoffe insbesondere Grill-Holzkohle, zum Einsatz kommen.

Abbildung 53: Praxisbeispiel für die Glutbettvorbereitung (Betriebsphase 1).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 54: Praxisbeispiel für den Grillvorgang (Betriebsphase 2).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

- ▶ **Betriebsphase 2:** Grillvorgang, bei dem die Emissionen nicht nur aus der glühenden Brennstoffmasse, sondern auch durch die zubereiteten Speisen emittiert werden. Zu diesen zusätzlichen Emissionen gehören hauptsächlich fettartige Aerosole sowie

Kohlenwasserstoffe und Kohlenstoffverbindungen, die aus einer unvollständigen Verbrennung von Fetten stammen. Während des Grillvorgangs kommt es ab und zu zur Flammenbildung. Bei diesem Verbrennungszustand werden in der Regel höhere Konzentrationen an organischen Feinstaubpartikeln sowie an Kohlenstoffmonoxid gebildet.

- **Betriebsphase 3:** Während des Verbrennungsvorgangs und bei den Betriebsphasen, in denen die verfügbare Energie des Glutbetts nicht ausreichend für eine vollständige Schmelzung des darauf tropfenden Fetts ist, sammelt sich das Fett sowohl im Brennstoff als auch in dem Material der Grillmulde, wodurch der Geschmack des Grillguts beeinträchtigt wird. Um dies zu vermeiden, wird die Mulde in gewissen Zeitabständen gezielt mit einer offener Flamme thermisch regeneriert. Dieser Vorgang kann je nach gesammelter Fettmenge bis zu 40 Minuten andauern.

Abbildung 55: Praxisbeispiel für eine Regenerierung der Brennstoffmulde bei einer kleinen Grillfläche (oben) und bei einer großen Grillfläche (unten) („Betriebsphase 3“).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Art und Menge der Emissionen unterscheiden sich beim Betrieb von Holzkohlegrillanlagen in den oben genannten drei Betriebsphasen stark voneinander. Bei der Glutbettvorbereitung

entstehen die gleichen staub- und gasförmigen Emissionen, die in der Regel auch bei der Verbrennung von Festbrennstoffen, wie z. B. Biomasse zu erwarten sind. Die Konzentrationen dieser Schadstoffe beim Betrieb von Holzkohlegrillanlagen hängen von der Verbrennungsluftzufuhr sowie von der Konstruktion der Grillmulde ab, in der das Glutbett vorbereitet wird. Bei einer ungünstigen Konstruktion, das bedeutet bei fehlender Rost- oder seitlicher Luft steigen die Konzentrationen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen (unter anderem Kohlenwasserstoffe sowie Kohlenstoffmonoxid) auf bis zu mehreren Gramm pro Kubikmeter im nicht verdünnten Abgasstrom an. Aufgrund der bisher fehlenden Zulassungsregularien für solche Anlagen (Verbrennungstechniken) werden weder immissionsschutzrechtliche noch Sicherheitsanforderungen bei der Zulassung solcher Produkte gefordert, bevor diese in Analogie zu anderen Feuerungsanlagen auf dem Markt angeboten werden.

Die Art und Menge der Emissionen in der Grillphase hängen hauptsächlich vom Fettanteil des Grillguts ab, welches während des Grillvorgangs auf das Glutbett abtropft und in Abhängigkeit von der in dem Glutbett vorhandenen Wärmeenergie unterschiedlich thermisch zersetzt wird und unterschiedliche, nicht verbrannte Abgaskomponenten bildet. Da bei erhöhten Temperaturen mehr oder schneller Fett abtropft, gilt hier, je höher die Temperaturen des Glutbetts sind, desto höher ist der Anteil des Fetts, das auf das Glutbett abtropft und anschließend zu einem höheren Anteil thermisch zersetzt und entsprechende Schadstoffe bildet. Das Gegenteil gilt bei niedrigeren Temperaturen, wobei das abgetropfte Fett sowohl von der nicht so stark glühenden Kohle sowie von dem Material der Verbrennungsmulde absorbiert wird und bei der Regenerierung der Brennstoffmulde in einer offenen Flamme verbrannt wird. Bei der Regenerierung der Grillmulde entstehen die höchsten Konzentrationen an Schadstoffen. In den folgenden Abschnitten werden die Emissionsmessungen an einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage dargestellt, welche sowohl bei der Glutbettvorbereitung mit unterschiedlichen Brennstoffen als auch bei der Fortführung des Grillvorgangs mit unterschiedlichen Speisen entstehen.

8.1 Emissionsmessung an einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage bei der Glutbettvorbereitung

Bei der durchgeführten Literatur- und Marktrecherche sowie bei der Besichtigung mehrerer Lokale wurde festgestellt, dass unterschiedliche Festbrennstoffe für die Zubereitung von Speisen mit Holzkohlegrillanlagen zum Einsatz kommen. Darunter fallen Holzscheite, Grill-Holzkohlebriketts, Grill-Holzkohle (siehe Abbildung 56) und Grillbriketts. Um den Emissionsanteil bei der Verbrennung dieser Brennstoffe zu ermitteln, wurden hier Messungen bei der Verbrennung dieser Brennstoffe durchgeführt und entsprechend gegenübergestellt.

Da Art und Menge der Emissionen maßgeblich von der Zusammensetzung des Brennstoffs beeinflusst werden, wurde eine ausführliche Analyse der verwendeten Brennstoffen durchgeführt und die Ergebnisse in Tabelle 13 zusammengefasst.

Bei den in Tabelle 13 zu sehenden Analyseergebnissen ist auffällig, dass es große Unterschiede zwischen den Eigenschaften der eingesetzten Brennstoffe insbesondere beim Heizwert, beim Gehalt an flüchtigen Bestandteilen, an Aschen, an Feuchte und vom Kohlenstoffgehalt gibt, wodurch das Verbrennungs- und Emissionsverhalten maßgeblich beeinflusst wird.

Im Gegensatz zur Verbrennung von Holz gilt bei den glühenden Holzkohlen das Boudouard-Gleichgewicht, bei dem die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid mit ansteigender Temperatur ansteigen bzw. der Gehalt an Kohlenstoffdioxid entsprechend absinkt.

Abbildung 56: Stückige Buchenholzscheite (links), Grill-Holzkohle (mittig), Grillbriketts (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 13: Eigenschaften der zur Charakterisierung eingesetzten Brennstoffe.

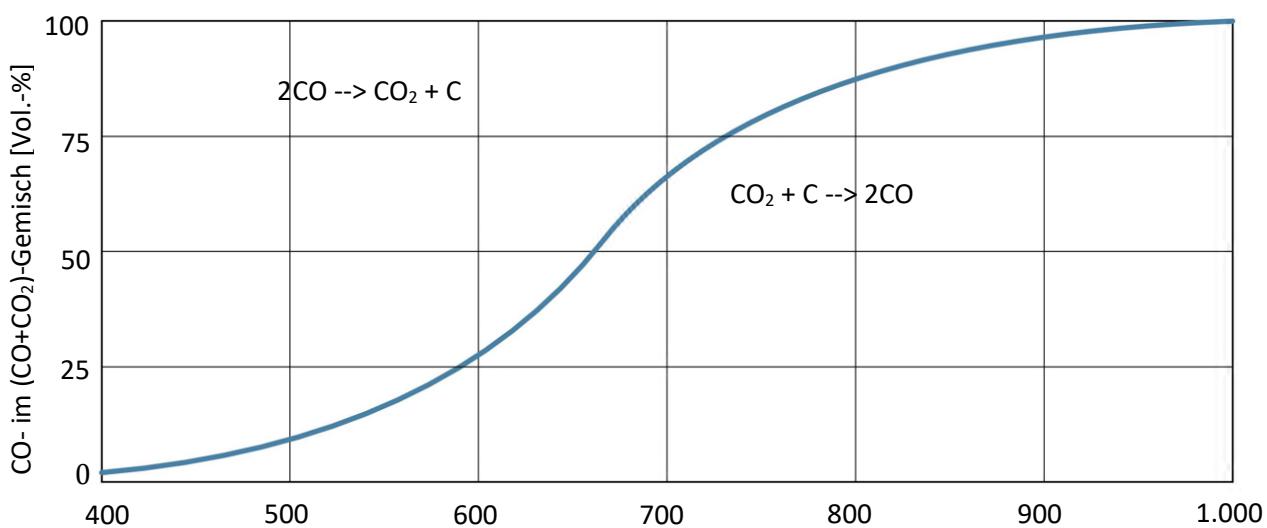
Parameter	Standard	Einheit	Buchen-scheitholz	Grill-Holzkohle A	Grill-Holzkohle B	Grill-briketts
Feuchte	DIN 51718 (105 °C)	[Ma.-%]	10,40	2,84	6,56	4,19
Brennwert	DIN 51900:2000	[kJ/kg]	17.634	32.025	26.170	27.294
Heizwert	DIN 51900:2000	[kJ/kg]	16.199	31.395	25.259	26.652
Flüchtige Bestandteile	DIN 51720:2001	[Ma.-%]	85,10	11,70	28,36	17,91
Asche	DIN 51719:1997	[Ma.-%]	0,68	1,55	2,51	7,25
Stickstoff	DIN 51732:2014	[Ma.-%]	0,13	0,16	0,21	0,49
Kohlenstoff	DIN 51732:2014	[Ma.-%]	44,22	84,10	68,90	78,47
Wasserstoff	DIN 51732:2014	[Ma.-%]	5,43	2,64	3,54	2,66
Schwefel	DIN EN 14582:2016	[Ma.-%]	0,03	0,03	0,07	0,04
Sauerstoff*	DIN EN 14582:2016	[Ma.-%]	39,20	12,1	26,4	17,4
Chlorid	DIN EN 14582:2016	[Ma.-%]	0,003	0,01	0,24	0,01
Chrom	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	1,40	1,90	1,56	18,90
Nickel	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	1,12	6,67	1,84	20,20
Kupfer	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	2,72	6,92	13,00	12,60
Arsen	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	<0,049	0,28	0,24	0,47
Selen	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	<1,95	< 3,76	< 3,47	< 3,65

Parameter	Standard	Einheit	Buchen-scheitholz	Grill-Holzkohle A	Grill-Holzkohle B	Grill-briketts
Cadmium	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	0,059	< 0,038	< 0,035	0,13
Quecksilber	DIN EN ISO 12846:2012	[µg/g]	--	0,16	0,03	< 0,02
Blei	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	0,187	0,61	0,61	2,06
Zink	DIN EN ISO 17294-2:2017	[µg/g]	4,25	14,30	--	25,5

* Der Sauerstoffanteil wurde auf Basis der vorliegenden Brennstoffanalysen berechnet.

Die Untersuchung der Emissionen aus den Brennstoffen wurde in einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage gemäß den Angaben im Abschnitt 7.2 beschrieben. Wobei diese in Analogie zur Praxis hinsichtlich des Beschickungsregimes betrieben wurde. In der Regel wird in der Gastronomie erst das Glutbett vorbereitet, bevor der Grillvorgang anfängt. Während des Grillvorgangs wird der Holzkohlegrill immer wieder mit Brennstoffen beschickt, um durch den sich einstellenden Gluthaltebetrieb rechtzeitig auf Kundenwünsche eingehen zu können. Bei den besichtigten Restaurants werden in der Regel für den Start der Anlage ca. 15 kg Grillkohle verwendet, wobei parallel dazu die Regenerierung der Grillmulde durch diese große Brennstoffmenge beabsichtigt wird. Bei der durchgeföhrten Messung wurde dieser Fall als Worst-Case betrachtet und entsprechend bei der Untersuchung der Emissionen aus Brennstoffen nachgebildet (Abschnitt 8.1.2).

Abbildung 57: Abhängigkeit der Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid von den Temperaturen bei glühenden Kohlen gemäß dem Boudouard-Gleichgewicht.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zur Unterstützung einer schnellen Zündung der Brennstoffe wurden über die Grillfläche Paraffinanzünder verteilt. Sobald sich eine ausreichende Glut gebildet hatte, wurde die Glut an der Seite der Grillfläche bzw. der Grillmulde zu einem Haufen gesammelt, von welchem gemäß

den Praxisbeobachtungen nach und nach für den Grillvorgang Kohlen eingesetzt werden. In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse aus der Brennstoffuntersuchung vorgestellt.

8.1.1 Emissionen beim Einsatz von Buchenscheithölzern

Buchenscheitholz wird häufig in Speisenzubereitungsanlagen aufgrund der hohen Energiedichte sowie dem geringen Ascheanteil und der dezenten Aromaentwicklung verwendet. Ein essentieller Vorteil von Buchenscheitholz im Vergleich zu anderen Holzarten besteht darin, dass Buche bei der Verbrennung ein hohes, stabiles und energiereiches Glutbett bildet, welches über lange Zeit eine ausreichende Energiemenge für die Zubereitung von Speisen bereitstellen kann. Typische Speisenzubereitungsanlagen, in denen Buchenscheitholzer verwendet werden, sind Räucheranlagen sowie Brot- und Pizzaöfen. Außerdem werden Buchenscheithölzer meistens für das Grillen von Fisch (z. B. Flammenlachs) eingesetzt, wobei der Grillvorgang in dem Fall durch die Flammen-Strahlung und nicht durch die Konvektion wie beim Grillen von Fleisch, zugeführt wird.

Im Gegensatz zur Verbrennung von Holzkohle bildet sich bei der Verbrennung von Holz eine starke Flamme. Die Emissionen sind im schlechtesten Fall mit einem Lagerfeuer und im besten Fall mit einem offenen Kamin vergleichbar (siehe Abbildung 58). Während für die Bedienung von Einzelraumfeuerungsanlagen technische Anweisungen aufgrund geltender normativer Zulassungsanforderungen vorgeschrieben sind, existieren nach derzeitigem Kenntnisstand bei Holzkohlegrillanlagen keine solche Handlungsempfehlungen hinsichtlich des optimalen zu verwendenden Beschickungsregimes bei der Vorbereitung des Glutbetts. Die beschickte Brennstoffmenge, unabhängig davon, ob Scheitholz oder Holzkohle, wird maßgeblich durch die Erfahrung des betreibenden Personals bestimmt. Das Personal konzentriert sich bei der Bedienung der Grillanlage beim Betrieb mit Holz darauf, dass permanent ausreichend hohe Flammen (z. B. bei der Zubereitung von Flammenlachs) oder Glut (beispielsweise beim Grillen von Gemüse und Fleisch) für die Durchführung des Grillvorgangs während des Betriebs vorhanden sind.

Abbildung 58: Vorbereitung des Glutbetts bei der Verbrennung von Buchenscheithölzern.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Um die maximal zu erwartenden Emissionen mit den höchsten Emissionsfrachten abzubilden, wurde die Grillanlage mit einer maximalen Holzmenge von 15 kg (entspricht 6 bis 8 Holzscheiten) beschickt (Abbildung 58). Die Verbrennung dieser Menge dauerte ca. eine Stunde. Anschließend konnte ein stabiles Glutbett gebildet werden, das über zweieinhalf Stunden (ca. 200 Minuten) vor sich hinglühen kann. In den anschließenden 200 Minuten bis 300 Minuten können die Speisen zubereitet werden.

In Abbildung 59 sind die Konzentrationen an nicht verbrannten Schadstoffemissionen bei der Glutbettvorbereitung und während der Glut- und Nachlegephase vom Brennstoff dargestellt. Darunter fallen:

- ▶ Kohlenstoffmonoxid, welches mit kalt (Nichtdispersiver Infrarotsensor (NDIR))- und heißextraktiven (Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR)) Abgasmessungen gemessen wird,
- ▶ organischer Gesamtkohlenstoff (OGC), welcher mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) gemessen wird,
- ▶ Gesamtkohlenwasserstoffe, welche mit einem Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) gemessen werden,
- ▶ geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe (Benzol, Ethylbenzol, Toluol, Xylool-o, Hexan-n, Hexan-c, Ethen, 1,3-Butadien, Styrol, Naphthalin, Methanol, Ethanol, Aceton, Formaldehyd, Acetaldehyd, Ameisensäure, Essigsäure, Phenol, Kresol-m, Kresol-o, Kresol-p, Guajacol und Isoeugenol), welche mit einem Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) gemessen werden und nur einen Teil der Gesamtkohlenwasserstoffe darstellen.
- ▶ Gesamtstaub, welcher gravimetrisch nach VDI 2066 gemessen wird.

Um die Emissionen zu bewerten, wurden zusätzlich zu den Konzentrationen (im Normzustand ohne jegliche Umrechnung auf einen bestimmten Bezugssauerstoff) von den jeweiligen Schadstoffen die Frachten bestimmt, welche sich durch die Multiplikation des Abgasvolumenstroms mit den jeweiligen Konzentrationen bei den jeweiligen Abgaszuständen (Abgasvolumenstrom im Normzustand und trocken multipliziert mit den Konzentrationen im gleichen Abgaszustand) ergeben. Es ist zu erwähnen, dass die oben geschilderten Messsysteme nicht nur für die Glutbettvorbereitung, sondern auch bei den Grillvorgängen eingesetzt wurden. Abbildung 59 stellt die Verläufe von Kohlenstoffmonoxid, organischem Gesamtkohlenstoff (OGC), gesamte und geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe sowie dem Gesamtstaub dar. Die durchschnittlichen Konzentrationen sowie die Frachten bei diesem Vorgang sind in Tabelle 14 als arithmetische Mittelwerte sowie als 25 %- und 75 % Quartile dargestellt.

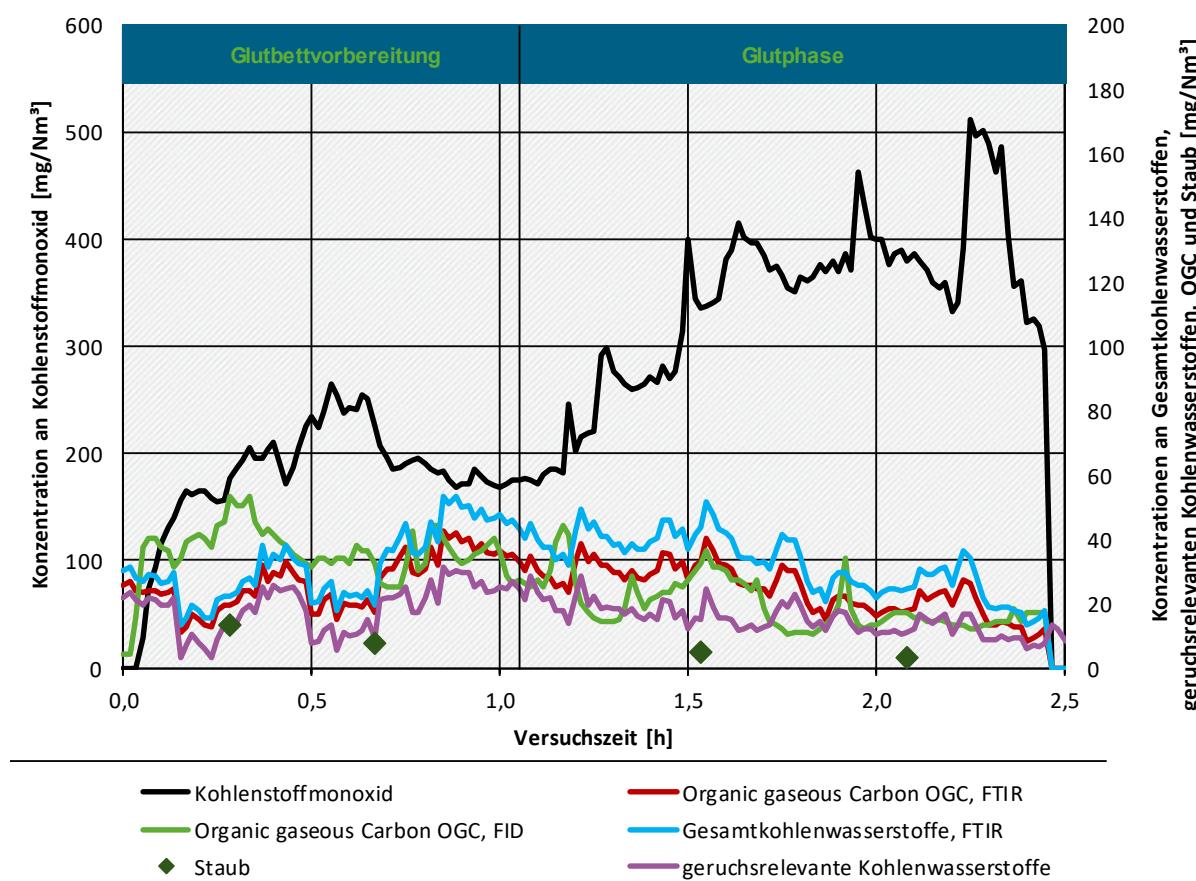
Aus Abbildung 59 lässt sich ablesen, dass die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid bei Vorhandensein einer Flamme (entspricht in dem Diagramm in Abbildung 59 der ersten Betriebsstunde) niedriger sind als in der darauffolgenden Betriebsphase, bei der nur glühende Kohlen vorhanden sind. In dieser Phase gilt das sogenannte Boudouard-Gleichgewicht, bei dem in Analogie zur Verbrennung von Kohle das Kohlenstoffmonoxid mit zunehmenden Temperaturen ansteigt, wohingegen Kohlenstoffdioxid entsprechen absinkt (siehe Abbildung 57). Die Untersuchung der Emissionen aus den Brennstoffen wurde in einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage wie in Abschnitt 7.2 beschrieben, durchgeführt. Wobei diese in Analogie zur Praxis hinsichtlich des Beschickungsregimes betrieben wurde.

In der Regel wird in der Gastronomie erst das Glutbett vorbereitet, bevor der Grillvorgang anfängt. Während des Grillvorgangs werden immer wieder Brennstoffe nachgelegt, um die Holzkohlegrillanlage bereitzuhalten und entsprechend rechtzeitig auf die Kundenwünsche zu reagieren.

Bei Vorhandensein einer Flamme ist die aktive Oxidationszone größer, wodurch die Oxidation der nicht verbrannten Abgasbestandteile besser stattfindet. In der ersten Betriebsstunde bei Vorhandensein einer Flamme werden die höchsten Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen aufgrund einer unvollständigen Verbrennung gebildet, wobei bemerkbare Gerüche in der Umgebung der Abgasableitung festgestellt wurden. Abbildung 60 zeigt die Verläufe der geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe, welche mit dem FTIR-Verfahren erfasst wurden. In der

Glutphase gehen die Konzentrationen der Kohlenwasserstoffe zurück, wobei Kohlenstoffmonoxid, wie vorher erwähnt wurde, gemäß dem Boudouard-Gleichgewicht ansteigt. Der Rückgang der Konzentrationen von Gesamtkohlenwasserstoffen lässt sich damit begründen, dass der Großteil der flüchtigen Bestandteile, welche als der Haupttreiber für die Bildung von Kohlenwasserstoffen gilt, mit der Verbrennungszeit aus dem Brennstoff ausgetrieben wird, wodurch im Laufe des Abbrands nur eine glühende Koksmasse übrigbleibt.

Abbildung 59: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, an gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Gesamtstaub beim Betrieb mit Buchenscheitholz.



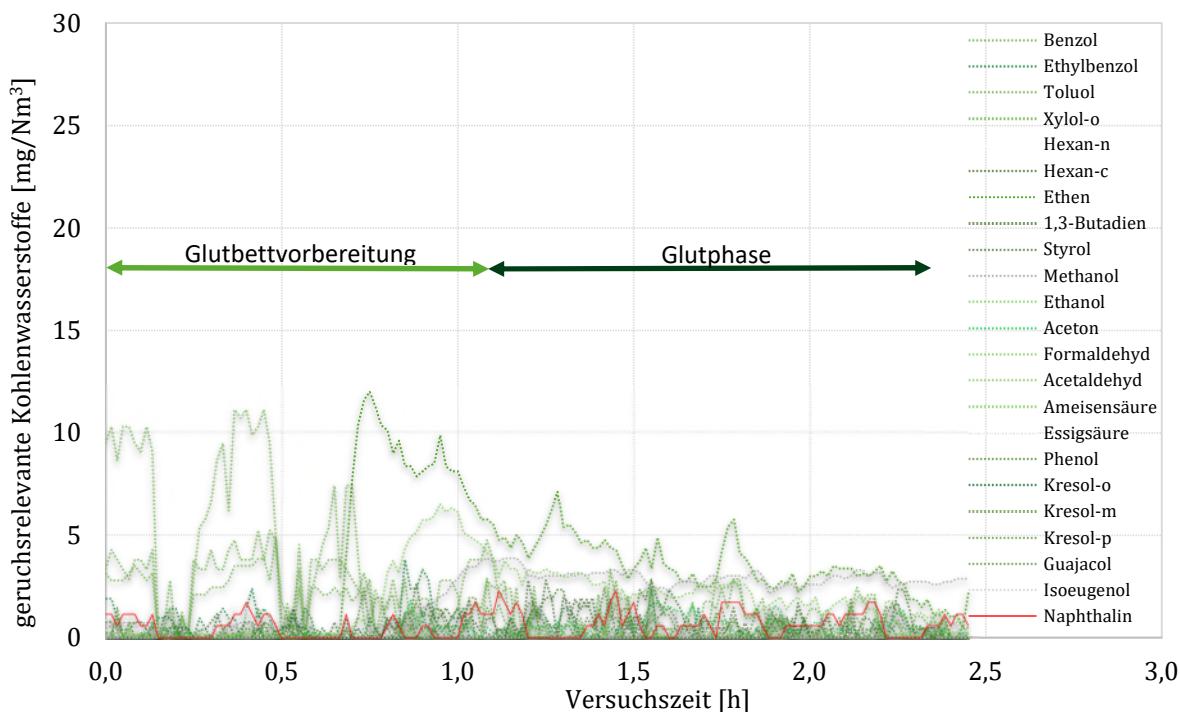
*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei der Verbrennung von Hölzern hängt die Geruchsbelastung von der Qualität der Verbrennung ab, welche wiederum von der Beschaffenheit der verwendeten Hölzer beeinflusst wird. Hier gilt, je unvollständiger die Verbrennung ist, desto höher ist die zu erwartende Geruchsbelastung. Eine sehr gute Verbrennungsqualität lässt sich durch eine geregelte, kontrollierte und weitestgehend vollständige Verbrennung sowie durch den Einsatz von qualitativ hochwertigen Hölzern, welche zusätzlich zu einer günstigen Stückigkeit (z. B. weder zu groß noch zu klein) über einen Wassergehalt von maximal 14 Ma.-% sowie einen Aschegehalt von unter 0,5 Ma.-% verfügen, erreichen.

Es ist zu erwähnen, dass die mit dem FTIR gemessenen Konzentrationen von Spurenstoffen ausschließlich für die Erkennung der tendenziellen Verläufe der jeweiligen Komponenten bei unterschiedlichen Betriebszuständen angesehen und nicht als absolute Werte angenommen werden sollten.

Abbildung 60: Konzentrationen geruchsrelevanter Kohlenwasserstoffe beim Betrieb mit Buchenscheitholz.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zusammengefasst lassen sich die niedrigeren Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und höheren Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen bei der Glutbettvorbereitung im Vergleich zur Glutphase folgendermaßen begründen:

- ▶ **Höherer Gehalt an flüchtigen Bestandteilen:** Der Anteil an flüchtigen Bestandteilen beträgt bei Holzbrennstoffen etwa 82 % der Trockenmasse. Bei der Entzündung großer Holzmengen in der Anzündphase werden entsprechend große Mengen bzw. Frachten an flüchtigen kohlenstoffhaltigen organischen Bestandteilen freigesetzt.
- ▶ **Niedrigere Temperaturen:** Nach dem Anzünden sind die Temperaturen so niedrig, dass viele bei der Pyrolyse und Vergasung entstehende Kohlenwasserstoffverbindungen nicht zu Kohlenstoffmonoxid weiteroxidiert werden können. Es ist zu erwähnen, dass viele dieser flüchtigen Verbindungen (z. B. Ameisensäure) nur zu geringen Anteilen messbar sind.

Bei den Gesamtstaubkonzentrationen wurde festgestellt, dass diese mit der Verbrennungszeit abnehmen, da mit der Zeit weniger organische Stäube (z. B. Rußpartikel) gebildet werden. Es ist zu erwähnen, dass die Staubkonzentrationen in der Glutphase stark von der Verbrennungsluftzufuhr abhängt. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde die Verbrennungsluft seitlich in die Glut zugegeben, wodurch entsprechend geringe Staubkonzentrationen und Frachten entstanden sind. Bei Grillanlagen, bei denen die Luft im unteren Teil des Glutbetts als Rostluft zugeführt wird, werden höhere Feinstaub-Konzentrationen gebildet und über den Abgasweg emittiert.

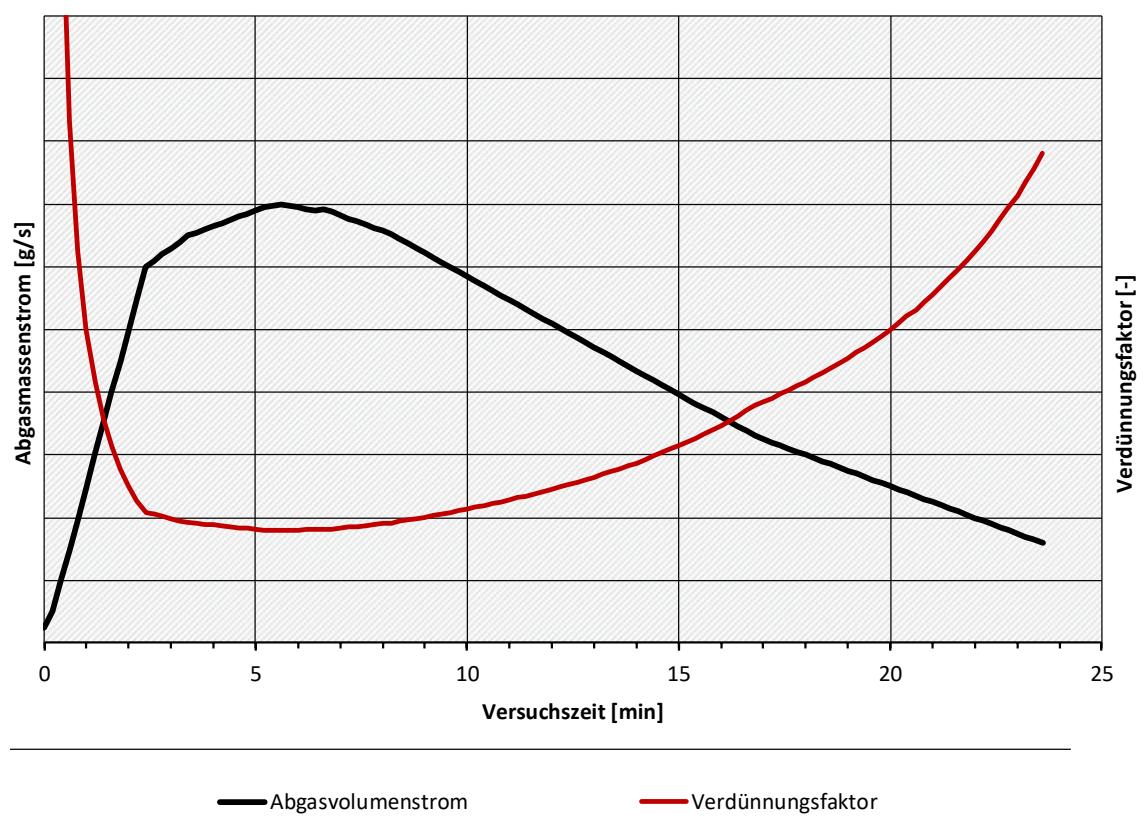
Tabelle 14: Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von Buchenscheithölzern.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	19,8	19,6	19,8
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	176	168	198
	[g/h]	161	154	181
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	33	24	40
	[g/h]	30	22	37
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	19	13	24
	[g/h]	17	12	22
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	35	31	40
	[g/h]	32	28	37
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	27	21	33
	[g/h]	25	19	30
Gesamtstaub	[mg/Nm ³]	11	8	13
	[g/h]	10	7	12

Neben den oben beschriebenen Schadstoffen aus nicht vollständiger Verbrennung wurden auch Stickstoffoxide gemessen. Aufgrund der starken Verdünnung lagen diese bei so niedrigen Konzentrationen (9 mg/Nm³ bis 12 mg/Nm³), dass die Messunsicherheit bei der Messung eine größere Rolle gespielt hat. Ausgehend von einem Verdünnungsfaktor vom 10- bis 12-Fachen, was bei der Verbrennung von Buchenscheitholz festgestellt wurde, liegen die Konzentrationen von Stickstoffoxiden zwischen 110 mg/Nm³ und 150 mg/Nm³, welche in der Regel beim Betrieb von Feuerungsanlagen mit einem offenen Feuerraum gemessen werden.

Zusätzlich dazu wurde Schwefeldioxid gemessen, welches nur bei der Startphase für eine kurze Betriebszeit detektiert werden konnte und somit bei der Emissionsbetrachtung eine untergeordnete Rolle spielt. Es ist zu erwähnen, dass sich der Verdünnungsfaktor nicht konstant verhält, sondern mit der Betriebszeit in Abhängigkeit von der produzierten Abgasmenge bei einer konstanten Absaugung variiert. Eine plakative Darstellung der Änderung des Verdünnungsfaktors mit der Zeit ist in Abbildung 61 abgebildet.

Abbildung 61: Verhalten des Verdünnungsfaktors über einen Verbrennungsvorgang.



Quelle: Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Sowohl zu Beginn als auch zum Ende der Verbrennung ist mit einem sehr hohen Verdünnungsfaktor aufgrund der geringen Abgasmenge zu rechnen, welche einen minimalen Wert bei einer maximal erzeugten Abgasmenge annimmt. Für die Bewertung der Emissionen wurde von einem durchschnittlichen Wert des Verdünnungsfaktors ausgegangen.

8.1.2 Emissionen beim Einsatz von Grill-Holzkohle

Grill-Holzkohle ist ein thermisch vorbehandelter Brennstoff, der durch Verkohlung von Holz unter Sauerstoffabschluss (Pyrolyse) hergestellt wird. Bei der Pyrolyse können sowohl endotherme als auch exotherme Reaktionen für die Versorgung des Prozesses mit der notwendigen Energie stattfinden. Im Temperaturbereich zwischen ca. 220 °C bis 700 °C werden unter Sauerstoffausschluss Makromoleküle im Holz aufgebrochen, wobei Pyrolyseöle und Dämpfe (z. B. aus Wasser, Kohlenstoffdioxid, Kohlenstoffmonoxid, Methanol, Essigsäure, Formaldehyd usw.) gebildet werden. Der nach Beendigung des Pyrolyseprozesses übrigbleibende Feststoff (Koks) wird als Holzkohle zum Grillen verwendet. Da bei der thermischen Vorbehandlung große Mengen an flüchtigen Bestandteilen (sowohl flüchtige Kohlenstoff- als auch Stickstoffverbindungen) aus dem Brennstoff ausgetrieben werden, kennzeichnet sich die Grillholzkohle durch einen geringeren Gehalt flüchtiger Stoffe als Holz (siehe Tabelle 13). In der Regel verfügt Holzkohle trotz der Austreibung von flüchtigen Bestandteilen über einen höheren Heizwert als Holz (siehe Tabelle 13), was an der Erhöhung des Kohlenstoff- und Wasserstoffanteils bei gleichzeitiger Reduzierung des Sauerstoffanteil liegt. Bei handelsüblicher Kohle liegt der Kohlenstoffanteil bei über 80 Ma.- %.

Für die Emissionsuntersuchung wurden zwei verschiedene Sorten an handelsüblichen Grill-Holzkohlen (Grill-Holzkohle A und Grill-Holzkohle B) verwendet, deren ausführliche Brennstoffanalyse in Tabelle 13 aufgeführt ist. Die Grill-Holzkohlen stammen von unterschiedlichen Herstellern, unterschieden sich optisch jedoch nicht. Beide Grill-Holzkohlen waren nach DIN 1860 und nach DIN-plus zertifiziert und somit als Grillkohle zugelassen. Bei den untersuchten Grill-Holzkohlen handelt es sich nicht um Grill-Holzkohlebriketts.

Vor Beginn der Emissionsuntersuchungen wurde die Holzkohle in Analogie zum Praxisbetrieb über die gesamte Grillfläche verteilt und anschließend angezündet. Anschließend wurden die Holzkohlen über den Betriebszeitraum chargeweise nachbeschickt, sodass pro Untersuchungstag in etwa 45 kg Grill-Holzkohle thermisch umgesetzt wurden. Diese Kohlemenge stellt die durchschnittliche Brennstoffmenge dar, die in vielen Lokalen verwendet wird, wie es sich bei der Befragung von Restaurantbetreibenden herausgestellt hat. Die Grillanlage wurde über den gesamten Betrieb praxisnah betrieben, so dass die Grillmulde in zwei Abschnitte eingeteilt wurde. Nach dem Glutaufbau wird diese zur Seite geschoben und entsprechend bedeckt. Die Zubereitung der Speisen erfolgt im anderen Bereich der Grillmulde, zu dem die glühende Kohle nach und nach in Abhängigkeit von der Auslastung des Restaurants geschoben wird. Nach einer bestimmten Zeit werden neue Kohlen auf die glühenden Kohlen beschickt, sodass die Grillanlage in Betriebsbereitschaft für die Speisenzubereitung gehalten werden kann (Abbildung 62).

Abbildung 62: Grillversuchsanlage bei der Nachbeschickung und beim Gluthaltebetrieb.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

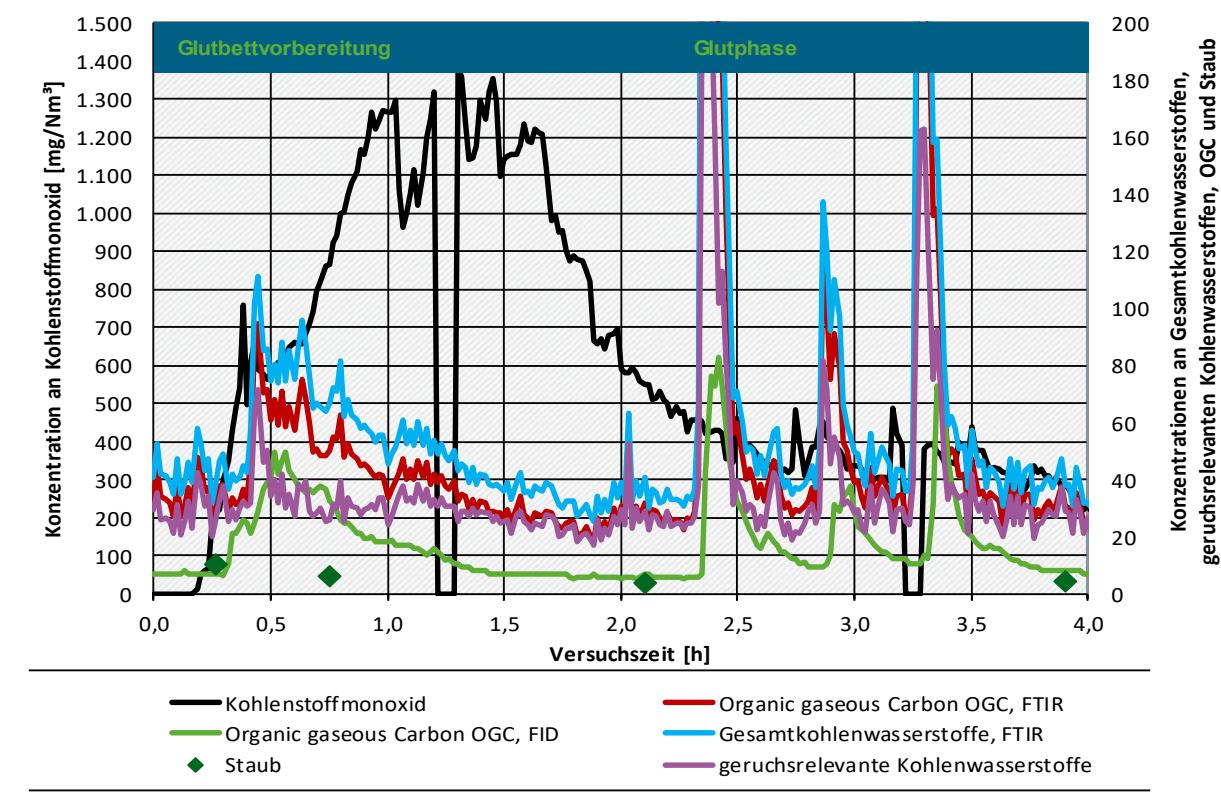
Bei der Ermittlung der Schadstoffemissionen bei der Glutbettvorbereitung von Holzkohlegrillanlagen wird zwischen den beiden Betriebsweisen (Betriebsweise 1: Einmalige Beschickung, Betriebsweise 2: Häufige Beschickung) unterschieden, was in der Praxis bei der Besichtigung von mehreren Lokalen festgestellt wurde:

- ▶ Emissionsmessung bei einer einmaligen Beschickung der Holzkohlegrillanlage mit einer maximal möglichen Brennstoffmenge von 15 kg mit Grill-Holzkohle A. Die Verläufe der relevanten Emissionen bei diesem Betrieb sind in Abbildung 63 und Abbildung 65 dargestellt.

- Emissionsmessung bei einer wiederkehrenden Beschickung der Holzkohlegrillanlage, wobei im Zeitabstand von ca. 20 Minuten bis 25 Minuten mit ca. 2 kg Grill-Holzkohle B nachbeschickt wurde. Die Verläufe der relevanten Emissionen bei diesem Betrieb sind in der Abbildung 64 und Abbildung 66 dargestellt.

Beim Vergleich der Emissionen bei der Verbrennung von Buchenscheitholz (Abbildung 59) mit Emissionen aus der Verbrennung von Grill-Holzkohle A (Abbildung 63) fällt auf, dass bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle A deutlich höhere Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Gesamtkohlenwasserstoffen gebildet werden. Das lässt sich damit begründen, dass bei der Verbrennung von Kohle keine ausreichend hohen Temperaturen für eine vollständige Oxidation der Abgasbestandteile erreicht werden können. Die Untersuchung der Emissionen aus den Brennstoffen wurde in einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage gemäß den Angaben im Abschnitt 7.2 beschrieben. Wobei diese in Analogie zur Praxis hinsichtlich des Beschickungsregimes betrieben wurde. Bei der durchgeführten Messung wurde dieser Fall als Worst-Case betrachtet und entsprechend bei der Untersuchung der Emissionen aus Brennstoffen nachgebildet.

Abbildung 63: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, gesamte sowie geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe, OGC und Staub beim Betrieb mit Grill-Holzkohle A bei einer einmaligen Beschickung.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

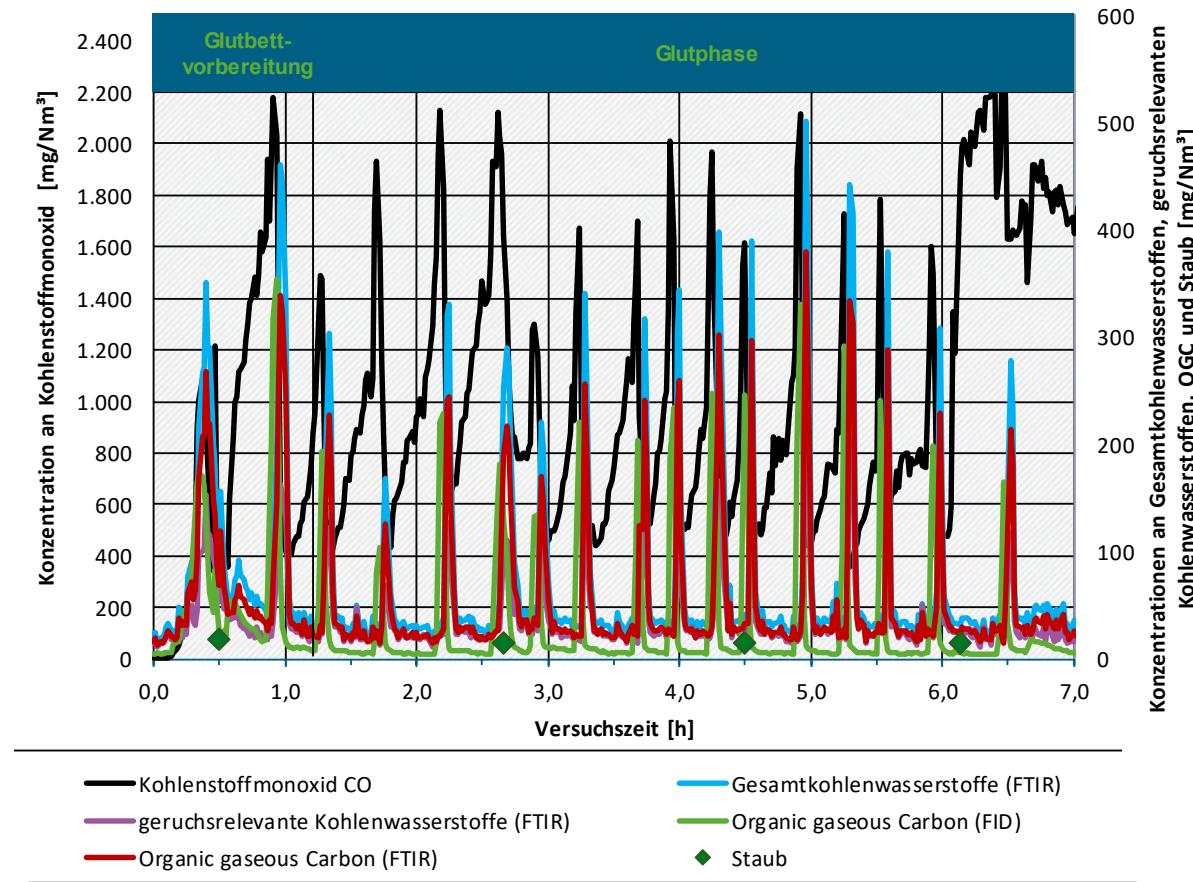
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Außerdem lässt sich durch die Berechnung der Emissionsfrachten gemäß der Tabelle 14 (bei der Verbrennung von Holz) und Tabelle 15 (bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle A) feststellen, dass der Anteil der geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe an den Gesamtkohlenwasserstoffen bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle und Holz zwischen 52 % und 55 % und somit in einem ähnlichen Größenbereich liegt. Obwohl bei gleicher Betriebsweise geringere Staubemissionen

bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle generiert werden. Erhöhte Emissionskonzentrationen und entsprechende Frachten wurden auch bei der Schürung des Glutbetts beobachtet, wie es in Abbildung 63 anhand der Emissionsspitzen zu den Betriebszeiten nach 2,4 Stunden, 2,9 Stunden und 3,3 Stunden dargestellt ist.

Abbildung 64: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub beim Betrieb mit Grill-Holzkohle B bei einer häufigen Beschickung.

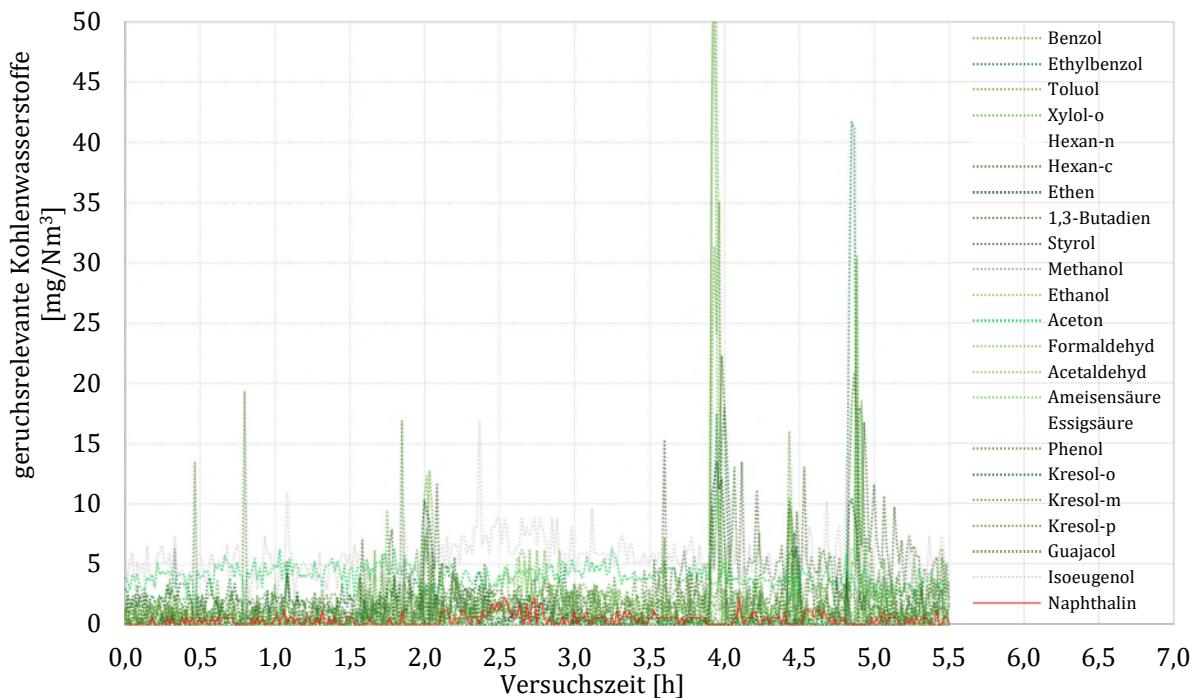


Beim Betrieb der Holzkohlefeuerungsanlage mit Grill-Holzkohle B wurde festgestellt, dass deutlich höhere Emissionen an Kohlenwasserstoffen entstehen als bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle A, was auf den höheren Anteil an flüchtigen Bestandteilen in der Grill-Holzkohle B zurückgeführt werden kann. Anhand der Abbildungen lässt sich auch feststellen, dass die Emissionen der einzelnen Komponenten an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Grill-Holzkohle B in einem deutlich höheren Bereich liegen als bei Grill-Holzkohle A. Primärseitig können die Konzentrationen an Gesamtkohlenwasserstoffen durch die Minderung der flüchtigen Bestandteile in der Holzkohle bei dem Herstellungsprozess gemindert werden. Optimalerweise sollte der Anteil der flüchtigen Bestandteile bei Grillkohle unter 12 Ma.-% liegen.

Bei der Verbrennung der Grill-Holzkohle B wurden höhere Staubemissionen festgestellt als bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle A. Das lässt sich mit dem relativ ungünstigen Verbrennungsverhalten sowie mit dem höheren Ascheanteil im Brennstoff begründen. Hier gilt, je höher der Ascheanteil und je geringer die Brennstoffdichte sind, umso höher sind die zu

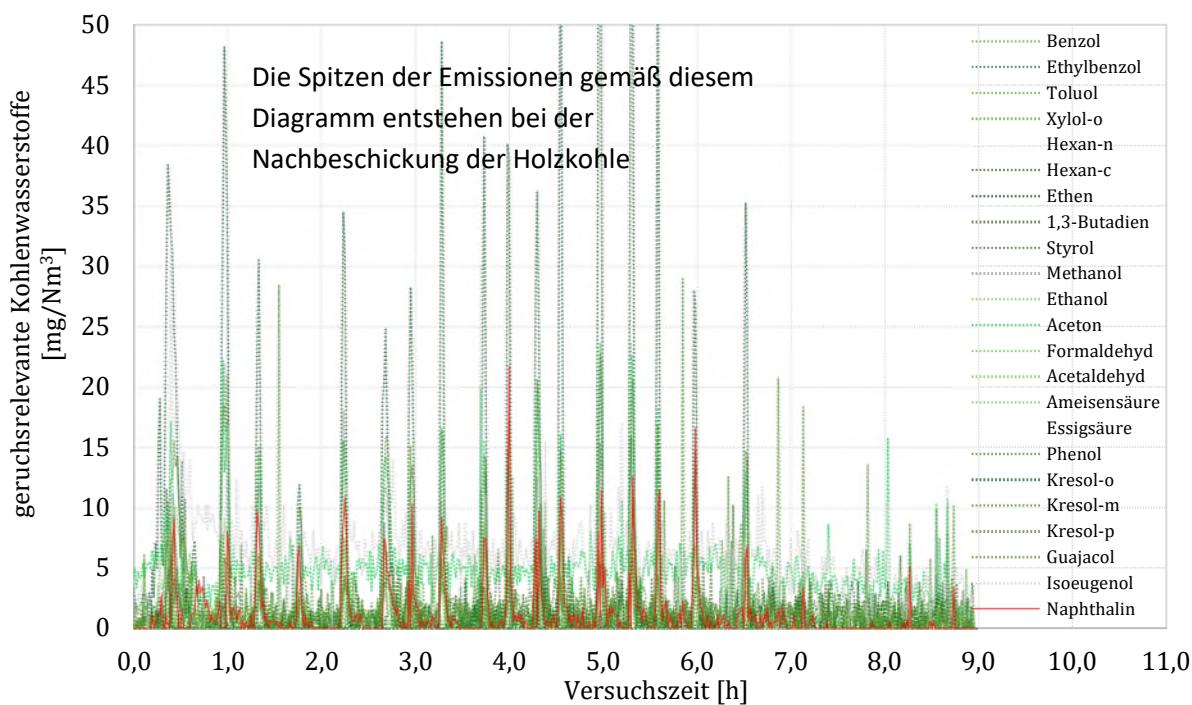
erwartenden Staubkonzentrationen. Dieser Effekt wird durch eine ungünstige Verbrennungsluftzufuhr wie z. B. durch erhöhte und ungleichmäßig verteilte Primärluft im Glutbettbereich verstärkt. In der Regel verfügt Grill-Holzkohle über einen höheren Ascheanteil aufgrund der Aufkonzentrierung der jeweiligen Brennstoffbestandteile (unter anderem des Kohlenstoffanteils) durch die Reduzierung des Sauerstoffanteils sowie der flüchtigen Bestandteile bei dem Pyrolyse- bzw. Verkohlungsprozess von Holz.

Abbildung 65: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Betrieb mit Grill-Holzkohle A.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 66: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Betrieb mit Grill-Holzkohle B.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 15: Mittelwerte sowie 25- % und 75- %Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von der Grill-Holzkohle A gemäß dem in der Abbildung 63 dargelegten Betrieb (einmalige Beschickung mit 15 kg).

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,1	19,9	20,2
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	751	573	1.055
	[g/h]	686	523	964
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	60	43	74
	[g/h]	55	39	68
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	33	27	35
	[g/h]	29	25	32
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	25	17	36
	[g/h]	23	16	33
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	48	36	58
	[g/h]	44	33	53
Gesamtstaub	[mg/Nm ³]	9	7	11
	[g/h]	8	6	10

Tabelle 16: Mittelwerte sowie 25- % und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von der Grill-Holzkohle B gemäß dem in der Abbildung 64 dargelegten Betrieb (Nachbeschickung alle 20 bis 25 Minuten mit ca. 2 kg).

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	19,0	18,7	19,3
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	877	504	1.320
	[g/h]	620	355	929
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	98	44	133
	[g/h]	69	31	94
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	55	25	66
	[g/h]	39	18	46
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	70	17	86
	[g/h]	49	12	61
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	74	33	100
	[g/h]	52	23	71
Gesamtstaub	[mg/Nm ³]	49	--	--
	[g/h]	34	--	--

Bei der Verbrennung der Grill-Holzkohlen wurden auch die Stickstoffoxide gemessen, welche aufgrund der starken Verdünnung (Verdünnungsfaktor zwischen 10 und 12) zwischen 4 mg/Nm³ und 9 mg/Nm³ lagen. Aufgrund der sehr großen Messunsicherheiten der verwendeten Messgeräte bei diesen niedrigen Konzentrationsbereichen lässt sich hier keine genaue Aussage über die Stickstoffoxide treffen. Bei einem angenommenen Verdünnungsfaktor vom 12-Fachen und durchschnittlichen Konzentrationen von 9 mg/Nm³ ist eine maximale Konzentration von 108 mg/Nm³ zu erwarten. Bei weiteren Emissionsmessungen bei der Verbrennung von Holzkohle wurden Konzentrationen an Stickstoffoxiden von ca. 93 mg/Nm³ im unverdünnten Zustand gemessen, wobei sich das Abgas im trockenen Zustand befindet und auf einen Sauerstoffgehalt von 13 Vol.-% bezogen ist (siehe Abschnitt 8.2.1). Zusätzlich dazu wurden Messungen von Schwefeldioxid sowie Ammoniak durchgeführt, wobei die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

Teilweise bestehen gewisse Unterschiede in den Schadstoffemissionen bei der Verbrennung der verschiedenen Kohlesorten. Dies liegt vor allem an den qualitativen Unterschieden des Brennstoffs, was auf den jeweiligen Herstellungsprozess der Kohlesorten zurückzuführen ist. In den im weiteren Verlauf durchgeföhrten Versuchen wurde ausschließlich Grill-Holzkohle A verwendet.

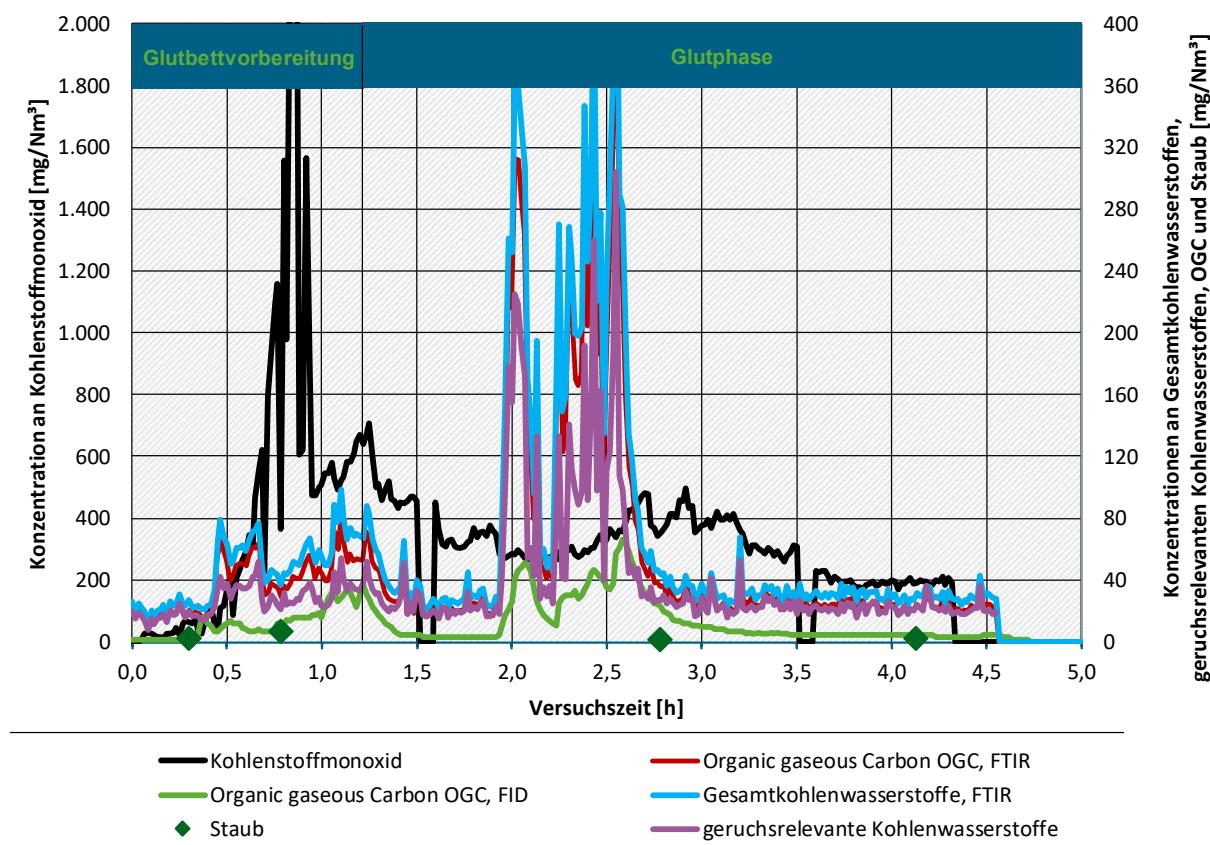
8.1.3 Emissionen beim Einsatz von Grillbriketts

Bei den untersuchten Grillbriketts gemäß des in Abbildung 67 dargestellten Betriebs, handelt es sich um Kohlebriketts, welche aus Aktivkohleresten hergestellt ist. Die hier verwendeten

Grillbriketts wurden aus Aktivkohlestaub und Aktivkohleresten, die die technischen Marktanforderungen (aktive Oberfläche, Porenanteil usw.) an Aktivkohle nicht erfüllen, weiterverwertet und als Grillkohle verkauft. Die Grillbriketts zeichnen sich durch eine höhere Materialdichte als herkömmliche Grill-Holzkohlen aus, was dazu führt, dass diese eine deutlich längere Zeit benötigen, um ein Glutbett zu bilden. Durch dieses sehr langsame Verbrennungsverhalten lässt sich der Grillprozess beim Einsatz von Grillbriketts über eine deutlich längere Zeit durchführen, wobei hier ein höherer Verdünnungsfaktor zustande kommt, wie bei der Emissionsmessung festgestellt wurde. Bei den durchgeführten Messungen wurde festgestellt, dass die Grillbriketts ihre Glut um den Faktor 2,5 bis 3,0 länger aufrechterhalten können als die untersuchte Grill-Holzkohle. Die höhere Verdünnung lässt sich durch einen Vergleich der Konzentrationen von den jeweiligen Emissionen gemäß Tabelle 18 ablesen.

Zur Ermittlung der Emissionen der Grillbriketts wurde das gleiche Beschickungsregime wie bei der Untersuchung von Grill-Holzkohle A verwendet, wobei 15 kg Grillbriketts verbrannt wurden. Zur Unterstützung der Zündung, welche bei den Grillbriketts aufgrund der kompakten Struktur und der daraus resultierenden geringen Oberfläche wurde sowohl die Lufteinstellung angepasst als auch größere Mengen an Anzündwürfeln verwendet. Der Anzündvorgang hat ungefähr doppelt so lange gedauert wie bei der Grill-Holzkohle (siehe Abbildung 63 und Abbildung 67). Auffällig war, dass der Brennstoff durch den geringen Anteil an flüchtigen Bestandteilen und die hohe Dichte so langsam thermisch zersetzt wurde, dass beim Betrieb kaum eine sichtbare Flamme festzustellen war. Bei der Schürung sowie Zusammenmischung des Brennstoffs in der Verbrennungsmulde kam es zu bemerkbaren Spitzen an Kohlenwasserstoffen, wie es in der Abbildung 67 zwischen der zweiten und dritten Betriebsstunde zu entnehmen ist. Nachdem die Brennstoffmasse komplett geglüht hatte, haben die Verläufe des Kohlenstoffmonoxids sowie der Gesamtkohlenwasserstoffe ab der dritten Betriebsstunde einen stabilen Verlauf aufgewiesen (Abbildung 67). Der gleiche Trend wie bei den Gesamtkohlenwasserstoffen lässt sich auch bei den einzelnen Komponenten an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen gemäß Abbildung 68 herauslesen, wobei die Emissionen der einzelnen geruchsrelevanten Komponenten bei der Glutbettvorbereitung und Glutphase in einem ähnlichen Bereich liegen. Durch die Schürung des Brennstoffs bzw. der Glut steigen auch hier die Emissionen mehrerer geruchsrelevanter Kohlenwasserstoffe für eine kurze Zeit deutlich an.

Abbildung 67: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub beim Betrieb mit Grillbriketts.



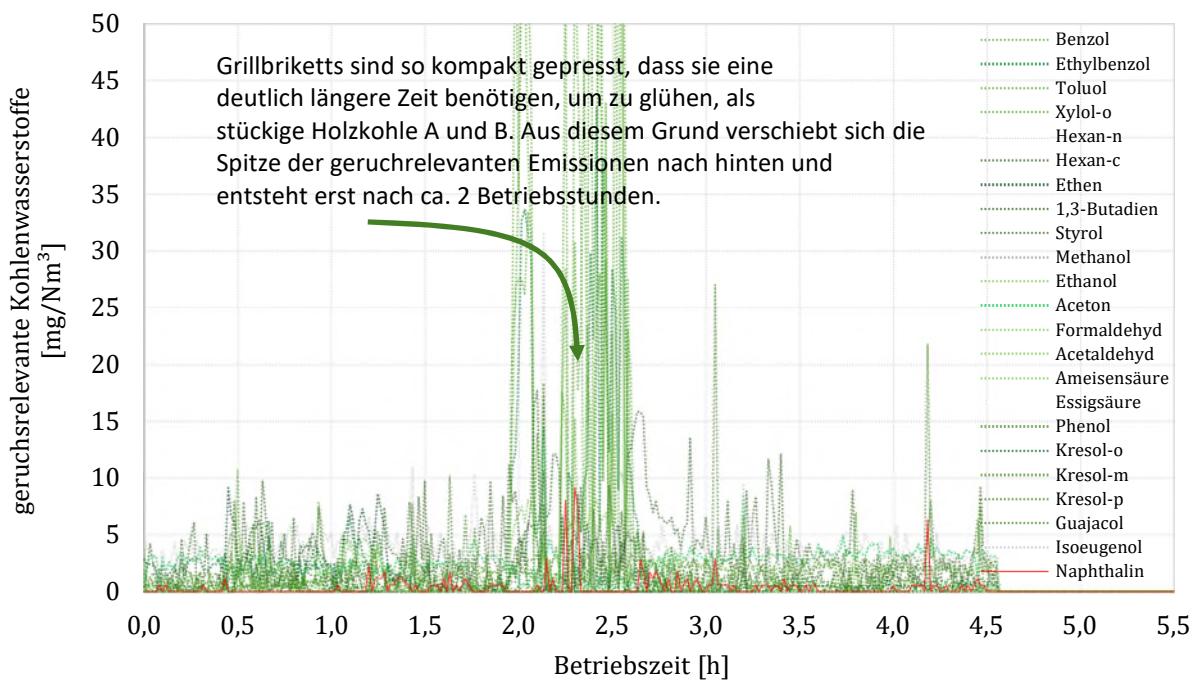
*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Staubkonzentrationen sind beim Betrieb der Grillanlage mit Grillbriketts aus Aktivkohle im Vergleich zu den anderen beiden Grill-Holzkohlen am geringsten. Die vergleichsweise niedrigeren Konzentrationen an Feinstaub können mit der höheren Dichte des Brennstoffs begründet werden, wodurch die Mobilisierung der Aschen an der Oberfläche des Brennstoffs durch den Luft- und Abgasstrom behindert wird. Die Konzentrationen an Stickstoffoxiden lagen im Gegensatz zur Verbrennung von Grill-Holzkohle im Durchschnitt bei 18 mg/Nm³. Diese erhöhten Stickstoffoxide sind mit einem höheren Stickstoffanteil zu begründen, wie in der Tabelle 13 herausgelesen werden kann. Es ist zu erwähnen, dass Stickstoff im Brennstoff, welcher zu Stickstoffoxiden reagiert, sowohl von den Temperaturen als auch von dem Sauerstoffangebot im Glutbettbereich abhängt. Je höher der Sauerstoffanteil sowie die Temperaturen im Glutbettbereich sind, umso mehr Stickstoff wird mit dem Sauerstoff reagieren und Stickstoffoxide bilden. Außerdem führt die Schürung des Glutbetts zu einer entsprechenden Erhöhung der Stickstoffoxidbildung. Zusätzlich zu den Stickstoffoxiden wurden Schwefeloxide sowie Ammoniak gemessen, welche über eine längere Betriebszeit unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze lagen.

Abbildung 68: Konzentrationen geruchsrelevanter Kohlenwasserstoffe beim Betrieb mit Grillbriketts.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 17: Mittelwerte sowie 25- % und 75- %Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von Grillbriketts gemäß dem in der Abbildung 67 dargelegten Betrieb.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,6	20,5	20,8
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	425	43	548
	[g/h]	412	42	532
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	57	47	67
	[g/h]	55	46	65
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	31	25	36
	[g/h]	30	24	35
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	16	8	22
	[g/h]	16	8	21
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	46	37	54
	[g/h]	45	36	52
Gesamtstaub	[mg/Nm ³]	4	2	6
	[g/h]	4	2	6

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass beachtliche Emissionsfrachten bei der Verbrennung von allen Brennstoffen zustande kommen, welche für die Speisenzubereitung zum Einsatz kommen. Ein Hauptfaktor für die erhöhten Emissionsfrachten stellt die sehr einfache Verbrennungstechnik dar. Eine Reduzierung der Emissionen sollte aus wirtschaftlichen Gründen erst durch die Entwicklung der Verbrennungstechnik bzw. der Grilltechnik und erst anschließend durch eine nachgeschaltete Abgasreinigung erfolgen.

8.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Emissionsmessungen bei der Glutbettvorbereitung

Die Ergebnisse aus der Emissionsmessung bei der Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen in einer herkömmlichen Holzkohlegrillanlage nach Abschnitt 7.2.1 sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Die in diesen Tabellen dargestellten Werte stellen die gemessenen Werte im Rohgas ohne nachgeschaltete Abgasreinigung dar. In jeder Zelle der Tabelle sind die Werte von den jeweiligen Abgaskomponenten als 25 %- und 75 % Quartile angegeben. Die Mittelwerte der jeweiligen Messungen sind in den Tabellen: Tabelle 14, Tabelle 15, Tabelle 16 und Tabelle 17 zu finden. Die mit zwei Strichen markierten Zellen „--“ geben an, dass keine Messungen für die jeweiligen Messgrößen durchgeführt wurden. Die Schwermetalle wurden als Summe aus allen gemessenen Komponenten angegeben. In Tabelle 18 sind die Konzentrationen der jeweiligen gemessenen Schwermetallkomponenten dargestellt. Zusätzlich dazu wurden die einzelnen Komponenten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sowie BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylool) bei der Abgasmessung bei der Verbrennung von Grill-Holzkohle A und B durchgeführt und in Tabelle 20 und Tabelle 21 dargestellt.

Bei der Ablesung der gemessenen Emissionen (Mittelwerte sowie 25 %- und 75 %-Quartile) aus der Tabelle 18 ist zu berücksichtigen, dass das Abgas beim Betrieb sehr stark mit Umgebungsluft verdünnt wurde, wodurch der Sauerstoffgehalt im Abgas über den gesamten Betrieb zwischen fast 19,6 Vol.-% und 20,8 Vol.-% lag. Für einen Vergleich der Emissionen sind insbesondere die Schadstofffrachten zu betrachten.

Aus den Ergebnissen der Emissionsmessung lässt sich ablesen, dass beim Einsatz von Grill-Holzkohle die höchsten Konzentrationen und Frachten an Kohlenstoffmonoxid sowie an gesamten und geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen entstanden sind, wobei beim Kohlenstoffmonoxid ein durchschnittlicher Wert der Frachten zwischen 620 g/h und 686 g/h ermittelt wurde. Die Kohlenwasserstoffe lagen dabei im Durchschnitt zwischen 55 g/h und 69 g/h. Die PAK-Emissionsfrachten lagen zwischen 53 und 66 mg/h und die Frachten an BTEX lagen je nach Holzkohle zwischen 392 mg/h und 1.088 mg/h. Wobei die PAK zu fast 2/3 aus Naphtalin bestehen und die BTEX zu über 50 % aus Benzol.

Die Schwermetallemissionen die bei der Grill-Holzkohleverbrennung gemessen wurden stammen wahrscheinlich aus dem Herstellungsprozess, wie beispielsweise aus den Pyrolysereaktionen. Vorallem die Emissionen an Kupfer und Zink waren vergleichsweise hoch. Diese machten bei den durchgeföhrten Messungen bei der Verbrennung der beiden Grill-Holzkohlen ca. 83 % der gesamten Schwermetalle aus. Durch diese auffälligen Werte besteht die Vermutung, dass sich Zink und Kupfer durch die Bestandteile des gesamten Versuchstechnischen Aufbaus aufgrund der thermischen Belastung abgelöst haben könnte.

Aus den Ergebnissen der Tabelle 18 kann ebenfalls entnommen werden, dass sich bei den Feinstäuben PM₁₀ und PM_{2,5} ähnlich hohe Konzentrationen und Frachten ergeben, was darauf hindeutet, dass die bei der Verbrennung erzeugten Staubpartikel deutlich unterhalb des Größenbereichs PM_{2,5} lagen. Die höchsten Konzentrationen und Frachten an Feinstäuben wurden beim Buchenscheitholz gemessen. Das lässt sich auf den höheren Anteil an organischen

Partikeln zurückführen, welche bei der Holzverbrennung im Gegensatz zu Holzkohle in bemerkbar höheren Konzentrationen gebildet werden.

Tabelle 18: Zusammenfassung der Emissionsergebnisse bei der Untersuchung unterschiedlicher Grillbrennstoffe.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Buchen-scheitholz ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle A ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle B ⁽²⁾	Grillbriketts ⁽¹⁾
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	19,6 – 19,8	19,9 – 20,2	18,7 – 19,3	20,5 – 20,8
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	168 – 198	573 – 1.055	504 – 1.320	43 – 548
	[g/h]	154 – 181	523 – 964	355 – 929	42 – 532
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	24 – 40	43 – 74	44 – 133	47 – 67
	[g/h]	22 – 37	39 – 68	31 – 94	46 – 65
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	13 – 24	27 – 35	25 – 66	25 – 36
	[g/h]	12 – 22	25 – 32	18 – 46	24 – 35
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	31 – 40	17 – 36	17 – 86	8 – 22
	[g/h]	28 – 37	16 – 33	12 – 61	8 – 21
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	21 – 33	36 – 58	33 – 100	37 – 54
	[g/h]	19 – 30	33 – 53	23 – 71	36 – 52
Schwefeldioxid SO ₂	[mg/Nm ³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[g/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Stickstoffmonoxid NO	[mg/Nm ³]	9 – 12	4 – 9	nicht nachweisbar	5 – 21
	[g/h]	8 – 11	4 – 8	nicht nachweisbar	5 – 20
Stickstoffdioxid NO ₂	[mg/Nm ³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[g/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	9 – 12	6 – 10	11 – 15	5 – 21
	[g/h]	8 – 11	5 – 9	8 – 11	5 – 20
Methan CH ₄ (FTIR)	[mg/Nm ³]	1 – 8	3 – 28	8 – 49	4 – 9
	[g/h]	1 – 7	3 – 26	6 – 34	4 – 9
Feinstaub PM ₁₀	[mg/Nm ³]	8 – 13	7 – 11	49	2 – 6
	[g/h]	7 – 12	6 – 10	34	2 – 6
Feinstaub PM _{2,5}	[mg/Nm ³]	7 – 12	6 – 9	--	2 – 6

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Buchen-scheitholz ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle A ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle B ⁽²⁾	Grillbriketts ⁽¹⁾
Schwermetalle (Laboranalyse)	[g/h]	6 – 11	5 – 8	--	2 – 6
	[µg/Nm³]	--	66	26	--
	[mg/h]	--	53	21	--
PAK (Laboranalyse)	[µg/Nm³]	--	25	31	--
	[mg/h]	--	20	25	--
BTEX (Laboranalyse)	[µg/Nm³]	--	490	1.360	--
	[mg/h]	--	392	1.088	--

⁽¹⁾ Einmalige Brennstoffauflage

⁽²⁾ Wiederkehrendes Nachlegen von Brennstoff

Tabelle 19: Messwerte der gemessenen Schwermetalle im Rohgas ohne Abgasreinigung.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grill-Holzkohle A	Grill-Holzkohle B
Chrom	[µg/Nm³]	0,99	1,15
	[mg/h]	0,79	0,92
Nickel	[µg/Nm³]	8,39	2,31
	[mg/h]	6,71	1,85
Kupfer	[µg/Nm³]	18,57	6,99
	[mg/h]	14,86	5,59
Zink	[µg/Nm³]	36,70	14,56
	[mg/h]	29,36	11,65
Arsen	[µg/Nm³]	0,02	0,02
	[mg/h]	0,02	0,02
Selen	[µg/Nm³]	0,03	0,04
	[mg/h]	0,02	0,03
Cadmium	[µg/Nm³]	0,06	0,05
	[mg/h]	0,05	0,04
Quecksilber	[µg/Nm³]	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00
Blei	[µg/Nm³]	1,45	0,78
	[mg/h]	1,16	0,62
Σ	[µg/Nm³]	65,21	25,9

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grill-Holzkohle A	Grill-Holzkohle B
	[mg/h]	52,97	20,72

Die BTEX und PAK-Konzentrationen hängen maßgeblich von dem Anteil an flüchtigen Bestandteilen in der Grill-Holzkohle ab. Hier gilt, je höher der Anteil der restlichen flüchtigen Bestandteile in der Grill-Holzkohle ist, umso höher sind die zu erwartenden BTEX- und PAK-Konzentrationen. Der Einfluss der flüchtigen Bestandteile auf die Bildung von BTEX und PAK lässt sich auf die Verbrennungstechnik (einfache Grillmulde ohne definierbare Verbrennungsluftzufuhr), bei der keine günstigen Bedingungen für die Oxidation dieser Stoffe eingestellt werden können, zurückführen.

Durch die unvollständige Verbrennung reagieren diese flüchtigen Bestandteile zum Teil zu BTEX und PAK. Um einen vollständigen Abbau von diesen Schadstoffen (PAK und BTEX) bei der Verbrennung von Festbrennstoffen zu gewährleisten, sollte eine Mindesttemperatur von mehr als 850 °C für mindestens 0,3 Sekunden in Anwesenheit einer ausreichenden Menge an Sauerstoff eingestellt werden. Der Anteil von PAK und BTEX, der bei der Verbrennung von Brennstoffen entsteht, lässt sich durch die Weiterentwicklung der bestehenden Verbrennungstechniken der bestehenden Speisenzubereitungsanlagen erzielen, wobei technische Anforderungen für diese Anlagen normativ sowie rechtlich festgelegt werden sollten. Darüber hinaus können die BTEX und PAK durch den Pyrolyseprozess bei der Herstellung der Holzkohle reduziert werden, wobei das Benzol als wichtige Grundstruktur durch die Einstellung der Prozessparameter in der Holzkohle abgebaut wird.

Tabelle 20: Messwerte der gemessenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe im Rohgas ohne Abgasreinigung.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grill-Holzkohle A ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle B ⁽²⁾
Naphthalin	[µg/Nm³]	41,6	51,6
	[mg/h]	33,3	41,3
Acenaphthylen	[µg/Nm³]	8,10	9,40
	[mg/h]	6,48	7,52
Acenaphthen	[µg/Nm³]	0,83	0,88
	[mg/h]	0,66	0,70
Fluoren	[µg/Nm³]	2,30	6,20
	[mg/h]	1,84	4,96
Phenanthren	[µg/Nm³]	8,90	9,40
	[mg/h]	7,12	7,52
Anthracen	[µg/Nm³]	1,05	1,68
	[mg/h]	0,84	1,34
Fluoranthen	[µg/Nm³]	2,10	1,90
	[mg/h]	1,68	1,52

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grill-Holzkohle A ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle B ⁽²⁾
Pyren	[µg/Nm³]	1,68	1,49
	[mg/h]	1,34	1,19
Σ	[µg/Nm³]	66,6	82,8
	[mg/h]	53,3	66,1

⁽¹⁾ Einmalige Brennstoffauflage

⁽²⁾ Wiederkehrendes Nachlegen von Brennstoff

Tabelle 21: Messwerte der gemessenen BTEX im Rohgas ohne Abgasreinigung

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grill-Holzkohle A ⁽¹⁾	Grill-Holzkohle B ⁽²⁾
Benzol	[µg/Nm³]	420	760
	[mg/h]	336	608
Toluol	[µg/Nm³]	68	420
	[mg/h]	54	336
Ethylbenzol	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	31
	[mg/h]	nicht nachweisbar	25
m-, p-Xylool	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	110
	[mg/h]	nicht nachweisbar	88
o-Xylool	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	34
	[mg/h]	nicht nachweisbar	27
Σ	[µg/Nm³]	488	1.355
	[mg/h]	390	1.084

⁽¹⁾ Einmalige Brennstoffauflage

⁽²⁾ Wiederkehrendes Nachlegen von Brennstoff

Bei den durchgeföhrten PAK-Messungen wurden 16 PAK-Komponenten gemessen. Die PAK-Komponenten Benzo(a)-anthracen, Chrysene, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(k+j)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno-(123cd)pyren, Dibenzo(ah)-anthracen, Benzo(ghi)-perylene lagen im Abgas aus der Verbrennung von den beiden untersuchten stückigen Holzkohlen unter der Nachweisgrenze. Bei den durchgeföhrten PAK-Messungen wurde festgestellt, dass das Harz der XAD-Kartuschen stark mit Naphthalin kontaminiert war. Aus diesem Grund existiert eine gewisse Unsicherheit bei den gemessenen Naphthalin-Werten, welche sich aus dem Abzug der in der Blindprobe gemessenen Naphthalinkonzentrationen ergibt. Die Naphthalinwerte aus der Blindprobe wurden bei den anderen Messungen berücksichtigt und abgezogen. Außerdem wurde bei der Verbrennung der Grill-Holzkohle A und B festgestellt, dass das Benzol den Hauptanteil von BTEX ausmacht. Dieses lag frachtgemäß bei den durchgeföhrten Abgasmessungen mit der Grill-Holzkohle A bei 86 % sowie bei der Grill-Holzkohle B bei 56 %, wie in Tabelle 21 zu erkennen ist.

Bei allen durchgeföhrten Messungen mit diesen Brennstoffen in einem unverdünnten Zustand (siehe Abschnitt 8.4) wurde festgestellt, dass die Stickstoffoxide in einem ähnlichen Größenbereich wie bei Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV lagen. Bei der Verbrennung von Grillbriketts wurden höhere Stickstoffoxidkonzentrationen gemessen als bei Scheitholz und den beiden Grill-Holzkohlen, was auf den höheren Gehalt an Stickstoff im Brennstoff zurückzuföhren ist. Die Konzentrationen an Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff lag bei allen durchgeföhrten Abgasmessungen unterhalb der Nachweigrenze.

8.2 Emissionsmessung bei der Zubereitung unterschiedlicher Grillspeisen

Zusätzlich zur Emissionsmessung bei der Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen in einer handelsüblichen Holzkohlegrillanlage unter den beschriebenen Einsatz- und Betriebsbedingungen (siehe Abschnitt 8.1), wurden Emissionsmessungen unter identischen Bedingungen bei der Zubereitung von unterschiedlichen Grillspeisen durchgeführt, welche gemäß der durchgeföhrten Recherche sowie der Besichtigungen von vielen Lokalen in Deutschland festgestellt wurden. Dabei wurde beim Grillen ausschließlich handelsübliche Holzkohle verwendet, da diese gemäß der durchgeföhrten Umfrage bei Holzkohlegrillrestaurants hauptsächlich zum Einsatz kommen. Als Grillkohle wurde bei den Versuchen die Grill-Holzkohle A eingesetzt. Die Emissionen bei der Zubereitung von Speisen setzen sich aus den Brennstoffemissionen (Emissionen der Grill-Holzkohle) und der Speisenzubereitung (Grillprozess - auf das Glutbett abtropfende und verschwelende Fett) zusammen. Folgende Emissionsmessungen wurden durchgeführt:

- ▶ **Emissionsmessung bei der Zubereitung von Hackfleischspießen:** Als beispielhafte Hackfleischspieße wurden sogenannte Adana-Spieße aus Lammfleisch zubereitet. Diese Spieße kennzeichnen sich durch einen höheren Fettanteil, welcher je nach Fleischqualität zwischen 35 Ma.-% und 50 Ma.-% liegt. Dieser hohe Fettanteil führt nicht nur zu einem intensiven und bei den Kunden beliebten Geschmack, sondern auch dazu, dass die Speisen-Spieße preiswerter für viele Kunden angeboten werden können. Das Herabtropfen von Fett auf das Glutbett ist bei der Zubereitung dieser Hackfleischspieße erwünscht, da die Speisen mit dem dabei entstehenden Rauch beaufschlagt werden und dadurch einen besonderen Grillgeschmack annehmen.
- ▶ **Emissionsmessung bei der Zubereitung von Fisch:** Bei Fischen wird zwischen sogenannten Fettfischen (Fettgehalt zwischen ca. 10 Ma.-% und 25 Ma.-%), mittelfetten Fischen (Fettgehalt zwischen ca. 3 Ma.-% und 7 Ma.-%) und Magerfischen (Fettgehalt zwischen etwa 0,3 Ma.-% und 3 Ma.-%) unterschieden. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Doraden und Forellen zubereitet, welche zu den mittelfetten Fischen gehören und einen Fettanteil zwischen 2 Ma.-% und 7 Ma.-% aufweisen. Diese beiden Fischarten wurden häufig bei den besichtigten Restaurants angeboten.
- ▶ **Emissionsmessung bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch:** Hähnchenfleisch ist im Vergleich zu anderen Fleischsorten wie z. B. Schweine- oder Rindfleisch magerer. Beispielsweise beträgt der Fettgehalt bei Hähnchenbrust etwa 0,7 %, wohingegen dieser beim Schweinefleisch zwischen 5 % und 15 % liegen kann. Den größten Einfluss auf den Fettgehalt bei Speisen mit Hähnchenfleisch hat die Haut.

- **Emissionsmessung bei der Zubereitung von Gemüse:** Bei den üblicherweise in Grillanlagen zubereiteten Gemüse handelt es sich in der Regel um Tomaten, Zwiebeln, Auberginen, Paprika und Zucchini. Diese Gemüsesorten kennzeichnen sich durch einen hohen Wasser- und niedrigen Fettgehalt (Fettgehalt < 0,5 Ma.-%).

Abbildung 69: Stark mit Paprika gewürzte Hackfleischspieße mit einem Fettanteil von 45 Ma.-% (links) und Doraden (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 70: Hähnchenfleisch (Hähnchenbrust links, Hähnchenflügel rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

- **Emissionsmessung an einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand):** Zusätzlich zur Emissionsmessung bei der Speisenzubereitung an einer realen handelsüblichen Holzkohlegrillanlage wurden Emissionsmessungen bei einem haushaltsüblichen Holzkohlegrill mit Deckel durchgeführt, wobei sich das Abgas in einem unverdünnten Zustand befand. Diese Untersuchungen wurden für die Feststellung des Einflusses der starken Verdünnung auf die Emissionsmessungen und für eine sichere Abschätzung der Emissionssituation bei Holzkohlegrillanlagen zusätzlich durchgeführt. Bei den Versuchen wurden 2 kg Grill-Holzkohle A pro Brennstoffauflage eingesetzt. Die Grillfläche betrug ungefähr $0,3 \text{ m}^2$ und wurde pro Auflage mit ca. 2 kg Fleischspießen dicht belegt.

8.2.1 Ergebnisse der Emissionsmessung mit Fleischspießen im unverdünnten Abgas an einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand)

In den meisten Holzkohlegrillrestaurants werden die Grillspeisen (z. B. Fleisch, Fisch oder Gemüse) in einer mit offenem Feuerraum betriebenen Holzkohlegrillanlage zubereitet, wobei einerseits keine kontrollierbare Verbrennungsluftzufuhr für eine sachgemäße Verbrennung der Brennstoffe eingestellt werden kann und andererseits die Abgase so stark verdünnt werden, dass ein Teil der im Abgas enthaltenen Schadstoffkomponenten mit den verfügbaren Abgasanalysegeräten nur bedingt und nur mit einer großen Messunsicherheit nachweisen lassen. Darunter fallen Stickstoffoxide, Schwefeloxid, Ammoniak und Chlorwasserstoff, welche in der Regel bei der Verbrennung von bekannten Brennstoffen zur Speisenzubereitung bei weniger als 100 ppm im nicht verdünnten Abgas (entspricht der Verbrennung in geschlossenen Feuerräumen) gebildet werden. Das gleiche gilt für die PAK, welche bei der Messung im verdünnten Abgas im Mikrogrammbereich pro Normkubikmeter lagen.

Um die Emissionssituation aus Holzkohlegrillanlagen hinsichtlich dieser Schadstoffkomponenten (Stickstoffoxide, Schwefeloxide, PAK, BTEX usw.) zu bewerten, wurden Emissionsmessungen mit Hilfe einer speziellen Einrichtung durchgeführt, wobei sich das Abgas im unverdünnten Zustand (Verdünnungsfaktor ist gleich Null) befand. Bei den durchgeföhrten Messungen lag der Sauerstoffgehalt im Abgas bei deutlich weniger als 6 Vol.-%, wie in Tabelle 22 dargestellt ist.

Die Emissionswerte bei der ersten Auflage stellen die Emissionsmessergebnisse bei der Glutbettvorbereitung der verwendeten Grillanlage im Neuzustand bzw. ohne vorherige Belastung mit Grillgut oder Fetten dar. Bei den darauffolgenden Auflagen (Auflage I, Auflage II, Auflage III, Auflage IV) wurden Lammsspieße gegrillt, wobei bei jeder Charge ca. 2,5 kg Fleisch aufgelegt wurden. Der Fettanteil bei diesen Spießen betrug im Durchschnitt 48 Ma.-%, welcher beim Grillvorgang zu über 70 % auf das Glutbett abgetropft ist und einen entsprechenden Schwelbrand verursacht hat. Als Brennstoff wurden 2 kg Grill-Holzkohle A pro Brennstoffauflage verwendet. Die Grillfläche betrug ungefähr 0,3 m².

Es ist zu erwähnen, dass der Anteil des Fettes, welches einem Schwelbrand unterliegt, von der Glutbetttemperatur abhängt. Hier gilt, je höher die Glutbetttemperatur ist, umso höher ist der Fettanteil, welcher einem Fetschwelbrand unterliegt und entsprechend höhere Schadstoffkonzentrationen verursacht. Der Fettanteil, der von der relativ kalten Kohle und von den Materialien der Grillmulde aufgesaugt wird, wird bei der Regenerierung der Grillmulde und spätestens bei der neuen Beschickung von Holzkohle verbrannt und verursacht sehr hohe Schadstoffemissionen von Kohlenwasserstoffen (BTEX, PAK), Ruß, Feinstaub usw. Dies lässt sich bei den Emissionswerten der vierten Auflage (Auflage IV) in Tabelle 22 ablesen, bei dem sich eine Flamme während des Grillvorgangs über einen Teil des Grillvorgangs entwickelt hat. Hier wurden Konzentrationsspitzen an Gesamtkohlenwasserstoffen von bis zu 23 g/Nm³ über mehrere Minuten detektiert.

Im Vergleich zwischen den Emissionswerten der ersten Auflage (Auflage I) und den Emissionswerten den darauffolgenden Auflagen (Auflage II, Auflage III, Auflage IV) unter Berücksichtigung der Emissionen aus der Glutbettvorbereitung lässt sich ableiten, dass beim Grillvorgang höhere Konzentrationen an Feinpartikeln, Kohlenwasserstoffen, Stickstoffoxiden, BTEX, PAK sowie an Dioxinen und Furanen entstanden sind. Die erhöhten Konzentrationen an BTEX und PAK sind auf die thermische Zersetzung von Fett während des Grillvorgangs zurückzuführen. Die Bildung von Dioxinen und Furanen beim Grillprozess werden vermutlich durch die folgenden Faktoren verstärkt:

- Höherer Chlorgehalt der Holzkohle im Vergleich zum ursprünglichen Holzmaterial, welches sich durch die Pyrolyse in der Holzkohle um den Faktor 4 bis 5 aufkonzentriert.
- höhere Konzentrationen an Benzolringen, welche vermehrt durch das Entstehen eines Schwelbrands des Brennstoffs sowie der Fette zustande kommen,
- Anwesenheit von Katalysatoren wie z. B. Kupfer im Brennstoff, welches sich aufgrund des Pyrolyseprozesses ebenfalls um den Faktor 4 bis 5 aufkonzentrieren und,
- starker Sauerstoffüberschuss, der sich aus der offenen Betriebsweise der Holzkohlegrillanlagen ergibt.

So lagen die Dioxinkonzentrationen bei 1,1 bis 1,4 ng/m³, die Konzentration an PAK bei 83 bis 111 mg/m³ und die Konzentration an BTEX bei 1.700 bis 3.000 mg/m³ (diese Werte sind bezogen auf trockenes Abgas im Normzustand und einen Anteil von 0 % O₂ in der Abgasprobe). Der Anteil an Naphtalin an den PAK lag dabei bei über 90 %.

Bei den durchgeführten Messungen wurden die höchsten Konzentrationen an Dioxinen und Furanen im Grillzustand gemessen, bei dem während des Grillvorgangs für eine kurze Zeit eine Flamme entstanden ist. Aus diesem Grund ist zu vermuten, dass die höchste Belastung an Dioxinen und Furanen während der thermischen Regenerierung der Grillmulde entsteht.

Die Staubkonzentration, die bei der Glubettvorbereitung bei 0,05 g/m³ lag, stieg beim Grillen auf 12 bis 23 g/m³ um das mehr als 400-Fache an. Die Konzentration an OGC, die bei der Glubettvorbereitung bei 1.126 mg/m³ lag, stieg beim Grillen auf 3.000 bis 5.000 mg/m³ um das 3- bis 5-Fache an.

Tabelle 22: Emissionen beim Grillen von Fleischspießen mit einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand) ohne Verdünnung - Glubettvorbereitung sowie bei vier Grillauflagen mit Grill-Holzkohle A.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Werte	Glubett-vorbereitung	Grillauflagen			
				1	2	3	4
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	Mittelwert	4,3	5,2	7,7	5,8	8,4
		25 % Quartil	3,0	4,7	7,5	5,6	8,1
		75 % Quartil	4,7	5,9	7,9	5,8	8,9
Kohlenstoffdioxid CO ₂	[Vol.-%]	Mittelwert	14,3	13,1	10,9	12,9	9,1
		25 % Quartil	13,5	12,7	10,9	12,5	8,9
		75 % Quartil	15,8	13,3	11,5	13,3	9,2
Kohlenstoffmonoxid CO	[g/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	24,77	10,78	11,17	14,65	9,42
		25 % Quartil	10,42	10,25	11,61	12,16	9,27
		75 % Quartil	12,48	11,07	12,12	17,61	9,55
	[mg/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	93	135	139	223	244

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Werte	Glutbett-vorbereitung	Grillauflagen			
				1	2	3	4
Stickstoffoxide NO _x		25 % Quartil	58	78	125	205	189
		75 % Quartil	69	168	147	232	284
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	1.126	2.970	2.723	2.955	5.362
		25 % Quartil	266	269	483	339	1.885
		75 % Quartil	330	5.190	4.724	4.593	7.647
Ultrafeinpartikel (5 nm bis 350 nm)	[P/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	2,2e+06	5,3e+06	4,8e+07	2,1e+07	2,9e+07
		25 % Quartil	1,4e+05	1,6e+06	1,5e+05	4,3e+06	2,1e+07
		75 % Quartil	4,6e+05	8,8e+06	3,3e+07	1,5e+07	3,0e+07
Staub (zum Teil bestehend aus fettartigen Aerosolen + Staubfrachten aus dem Glutbett)	[g/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	0,05	6,1	11,9	21,9	23,0
PAK*	[mg/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	---	---	83,8	111,2	---
BTEX*	[mg/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	---	---	1.743	3.049	---
Dioxine und Furane*	[ng/Nm ³ _{tr}]	Mittelwert	---	---	1,1	1,4	---

*Alle Emissionswerte sind im trockenen Normzustand und bezogen auf einen Restsauerstoff in der Abgasprobe von Null Volumenprozent angegeben.

---: Komponent(en) wurden nicht gemessen.

Tabelle 23: PAK-Emissionen beim Grillen von Fleischspießen mit einem haushaltsüblichen Kugelgrill mit Deckel (unverdünnter Abgaszustand) ohne Verdünnung - zwei Grillauflagen mit Grill-Holzkohle A.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grillauflagen			
		1	2	3	4
Naphthalin	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	76,06	102,71	---
Acenaphthylen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	1,23	1,57	---
Acenaphthen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,97	1,04	---
Fluoren	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	2,41	2,35	---
Phenanthren	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	1,92	1,87	---
Anthracen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,26	0,26	---
Fluoranthen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,30	0,34	---
Pyren	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,31	0,38	---

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Grillauflagen			
		1	2	3	4
Benz(a)anthracen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,06	0,11	---
Chrysen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,07	0,13	---
Benzo(b/j)fluoranthen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,10	0,19	---
Benzo(k)fluoranten	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,01	0,03	---
Benzo(a)pyren	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,02	0,04	---
Dibenz(a,h/a,c)anthracen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,00	0,00	---
Benzo(ghi)perlylen	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,03	0,06	---
Indeno(1,2,3-cd)pyren	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	0,02	0,05	---
Summe	[mg/Nm ³ _{tr}]	---	83,77	111,13	---

* Alle Emissionswerte sind im trockenen Normzustand und bezogen auf einen Restsauerstoff in der Abgasprobe von Null Volumenprozent angegeben.

---: Komponent(en) wurden nicht gemessen.

Besonders bemerkbar ist, dass beim Grillvorgang deutlich höhere Emissionen an Organic Gaseous Carbon, Stickstoffoxiden und Staub gemessen wurden als bei der Glutbettvorbereitung. Die höchsten Konzentrationen an Stickstoffoxiden wurden bei Betriebszuständen festgestellt, bei denen sich eine Flamme während des Grillvorgang entwickelt hat, wie den Werten der dritten Auflage (Auflage III) und vierten Auflage (Auflage IV) entnommen werden kann. Außerdem haben die Emissionsmessungen im unverdünnten Zustand des Abgases nachgewiesen, dass Schwefeldioxid, Ammoniak und Chlorwasserstoff kaum emittiert werden. Während die Emissionen an Kohlenstoffmonoxid bei der Glutbettvorbereitung teilweise höher waren als bei den vier Grillauflagen, konnte ein deutlicher Anstieg an OGC nach dem Auflegen der Fleischspieße verzeichnet werden. Dies lässt darauf schließen, dass das Auflegen von Grillgut in Form von Fleischspießen keine große Auswirkung auf die Höhe der Emissionen an Kohlenstoffmonoxid hat und die CO-Emissionen vorwiegend aus dem Brennstoff stammen. Stattdessen scheint das Auflegen von Grillgut hauptsächlich zu einer Erhöhung der Emissionen an OGC sowie BTEX, PAK und Staub (Feinstaub und fettartige Aerosole) zu führen. Diese erhöhten Emissionen an unverbrannten organischen Bestandteilen des Grillgutes entstehen vor allem nach der Auflage des Grillgutes, bei der es üblicherweise zu einem Schwelbrand mit einer stark unvollständigen Verbrennung kommt. Dieser Zustand ist nach wenigen Minuten erreicht.

Zusätzlich zu den oben dargestellten Emissionsmessungen wurden die spezifischen Abgaswerte beim Grillen von Lammsspießen ermittelt. Zusätzlich zur Abgasmenge, die bei der thermischen Zersetzung des Brennstoffs entsteht, können im Durchschnitt 3,0 bis 5,0 Normkubikmeter Abgas pro Kilogramm Lammsspieße mit einem Fettanteil von bis zu 50 Ma.-% entstehen. Hier gilt, je höher die Temperatur im Glutbettbereich ist, umso mehr Fett schmilzt aus den Spießen und führt zu höheren Abgasmengen.

Auffällig bei der Emissionsmessung im unverdünnten Zustand des Abgases waren die sehr viel höheren Konzentrationen an zähflüssigen Rückständen im Abgas, welche sich überwiegend aus Fettpartikeln zusammensetzen. Diese sehr hohen Konzentrationen im Vergleich zu den im verdünnten Zustand gemessenen Konzentrationen unter Berücksichtigung der jeweiligen Verdünnungsfaktoren sind damit zu begründen, dass ein großer Teil dieser Fettpartikel in dem fest installierten Fettabscheider der Grillanlage sowie in der Abgasmessstrecke unter Einfluss von gravimetrischen, Trägheits- und Kondensationseffekten bei der Abkühlung des Abgases abgeschieden werden kann. Bei den durchgeführten Messungen wurden auch Partikelzählungen durchgeführt, wobei sich die Konzentrationen in einem Bereich von etwa 2×10^6 Partikel/Ncm³ bis 2×10^7 Partikel/Ncm³ in einem unverdünnten Zustand des Abgases über eine längere Betriebszeit bewegt haben.

8.2.2 Ergebnisse der Emissionsmessungen mit einem gewerblichen Holzkohlegrill mit unterschiedlichen Grillspeisen auf dem Prüfstand beim Fraunhofer IBP

Die Emissionen aus Holzkohlegrillanlagen lassen sich nicht nur den eingesetzten Brennstoffen zuordnen, sondern vor allem auf die zubereiteten Speisen zurückführen. Der Anteil der Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Speisen hängt direkt vom Fettanteil ab, der während der Zubereitung auf die glühende Holzkohle tropft, und unter den hohen Temperaturen einem Schwelbrand entstehen lässt. Es ist zu erwähnen, dass der Fettanteil sowohl durch die Speisen als auch durch die verwendete ölhaltige Marinade zustande kommt. Ein zusätzlicher Effekt bei der Schadstoffbildung tritt beim Tropfen der Speisenflüssigkeiten auf das Glutbett auf, wodurch die glühende Kohle gelöscht wird und infolgedessen für eine kurze Zeit höhere Emissionsspitzen entstehen. Die in den Tabellen dargestellten Emissionen stellen die gemessenen Werte im Rohgas ohne jegliche nachgeschaltete Abgasreinigung (außer dem Flammenschutzfilter, welcher in der Dunstabzugshaube der Holzkohlegrillanlage integriert ist) dar.

Abbildung 71: Marinadeöle, welche bei fettarmem Fleisch als Geschmacksverstärker und Verbesserung des Aromas und Zartheit des Fleischs verwendet werden.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Für die Schadstoffbildung durch die herabtropfenden Fette spielen die Temperaturen im Glutbett eine entscheidende Rolle. Je höher die Glutbetttemperaturen sind, desto schneller

werden die abtropfenden Fette im Glutbett thermisch zersetzt und Schadstoffe, unter anderem diverse Kohlenwasserstoffverbindungen, BTEX, PAK und eine Aerosolwolke aus Feinpartikeln gebildet. Bei niedrigen Temperaturen, welche sich nach einer gewissen Zeit während des Grillvorgangs entwickeln, werden die aus den Speisen herabtropfenden Fette nicht direkt thermisch zersetzt, sondern zu einem großen Teil von der relativ kalten Kohle sowie von dem Material der Mulde aufgesaugt. Eine erhöhte Schadstoffemissionsbildung ergibt sich dann anschließend bei der thermischen Regenerierung der Verbrennungsmulde oder wenn sich während des Verbrennungsvorgangs in einer unkontrollierten oder unerwünschten Weise eine Flamme entwickelt. Eine ungünstige Flammenbildung während des Grillvorgangs wurde insbesondere bei Grillmulden beobachtet, bei denen Luft im Glutbettbereich verwendet wird. Das führt nicht nur zur Verschlechterung des Geschmacks, sondern auch zu einer aufwändigen Vorbereitung der Grillspeisen. Bei der Bildung einer Flamme wird diese gezielt vom betreibenden Personal mit Wasser gelöscht, wobei auch eine erhöhte Schadstoffbildung durch eine schlagartige Kühlung der Glut verursacht wird.

Bei der Emissionsuntersuchung während der Zubereitung von Speisen wurde markterhältliche Holzkohle (Grill-Holzkohle A gemäß Tabelle 13) verwendet. Bei der Vorbereitung des Glutbetts wurde der Brennstoff über die gesamte Grillfläche verteilt, um eine zusätzliche Vorregenerierung der Grillmulde herbeizuführen (Abbrennen der abgetropften Fette vom Vortag/Vorversuch).

Anschließend, also nach der Bildung des Glutbetts, wurde die Grillmulde, wie bei den Untersuchungen der Emissionen mit der Grill-Holzkohle erklärt (Abschnitt 8.1), in zwei Bereiche (Grillbereich und Brennstoffvorbereitung) eingeteilt. Die glühende Kohle wird vor Beginn des Grillvorgangs zur Seite geschoben und abgedeckt, um die Glut über eine längere Zeit aufrechterhalten zu können. Im Verlauf des Grillvorgangs wird neue Grill-Holzkohle zur glühenden Holzkohle nachgeführt, sodass permanent eine ausreichende Glutmenge für den Grillvorgang vorhanden ist. Während des Grillvorgangs wurde die Grillfläche in Analogie zum Betrieb in der Praxis nur zwischen einem Drittel und der Hälfte der gesamten Grillfläche für die Durchführung des Grillvorgangs verwendet. Das heißt, bei der eingesetzten Holzkohlegrillanlage beträgt die Grillfläche ca. 0,6 m², wobei nur maximal 0,4 m² für die Durchführung des Grillvorgangs verwendet wurden. Auf dieser Fläche lassen sich je nach Grillspeisen maximal 1,5 kg bis 2,2 kg Grillgut zubereiten. Das entspricht ungefähr 6 bis 12 Fleischspießen. Das oben geschilderte Beschickungsregime wurde im Rahmen der durchgeführten Emissionsmessungen unabhängig der Art der zubereiteten Speisen eingehalten. Als Brennstoff wurde ca. 15 kg Grill-Holzkohle A (Tabelle 15) für ca. 6 Grillvorgänge verwendet. Im Vergleich zu den Anlagen in der Praxis (siehe Tabelle 10) wurde bei diesen Grillversuchen etwas mehr Brennstoff pro Grillvorgang eingesetzt.

Bei den durchgeführten Messungen wurden alle Parameter erfasst, welche für die Berechnung der absoluten sowie spezifischen Emissionsmengen notwendig sind. Darunter fallen unter anderem die spezifischen Daten der verwendeten Holzkohlegrillanlagen, der verwendeten Brennstoffmenge, der Verbrennungszeiten, der Grillgutmenge, der Abgasparameter, der Glutbetttemperaturen usw.. Im Folgenden werden die gemessenen Emissionen bei den durchgeführten Grillvorgängen mit dem jeweilig eingesetzten Grillgut geschildert. Für die nachfolgend beschriebenen Versuche wurde vorwiegend die Grill-Holzkohle A verwendet, wie sie bereits in Abschnitt 8.1.2 beschrieben wurde.

Emissionen beim Grillen von Hackfleischspießen

Bei den Hackfleischspießen handelt es sich in der Regel um eine Mischung aus Lammfleisch und Fett, wobei vor der Zubereitung der Spieße von einem Fettgehalt zwischen 42 Ma.-% und

50 Ma.-% ausgegangen werden kann. Als beispielhafte Hackfleischspieße wurden sogenannte Urfa- und Adana-Spieße gegrillt, welche in Abbildung 69 zu sehen sind. Aufgrund des günstigen Preisverhältnisses sowie des intensiven Geschmacks werden sie in vielen Lokalen häufiger verkauft. Aufgrund des hohen Fettanteils stellen diese Fleischspieße den Worst-Case hinsichtlich der Emissionssituation dar und wurden daher ausführlich betrachtet.

Bei der Durchführung der Emissionsmessungen wurden mehrere Grillvorgänge (bis 6 Grillvorgänge mit jeweils 12 Spießen, entspricht ca. 1,5 kg bis 2,0 kg Fleisch je Grillvorgang) über mehrere Versuchstage durchgeführt. Die Entwicklung der Emissionen beim durchgeführten Grillvorgang lassen sich im Folgenden zusammenfassen.

- ▶ In den ersten zwei bis drei Minuten nach dem Auflegen der Grillspeisen entwickelt sich kein Rauch. Die Hauptemissionen in dieser Phase ergeben sich aus dem glühenden Brennstoff sowie aus dem Schwelbrand von Fett, welches in der vorherigen Auflage auf das Glutbett getropft und von der Glut und der Verbrennungsmulde aufgesaugt wurde.
- ▶ Nachdem das Fett in den Speisen seine Schmelztemperatur erreicht hat, beginnt es über die restliche Vorbereitungszeit abzutropfen, was je nach Temperatur der Glut zwischen 8 bis 14 Minuten andauert. Die höchsten Emissionen wurden im mittleren Drittel der Vorbereitungszeit der Grillspeisen festgestellt. Beispielsweise wurden währenddessen Geruchseinheiten von 120.000 GE/m³ trotz der starken Verdünnung des Abgases festgestellt (siehe Tabelle 28).
- ▶ Während des Grillvorgangs kommt es ab und zu zur Bildung einer Flamme (siehe Abbildung 72), welche durch das betreibende Personal gezielt mit Wasser gelöscht wird. Daraus resultiert eine starke Rauchentwicklung mit entsprechend hohen Schadstoffemissionen.
- ▶ Von Zeit zu Zeit wird von dem betreibenden Personal die Glut zwischen den Grillauflagen geschürt, wobei ebenfalls eine starke Rauchentwicklung mit stark erhöhten Emissionen stattfindet.
- ▶ Eine wichtige Betriebsphase hinsichtlich der Emissionsbildung stellt die thermische Regenerierung der Grillmulde (siehe Abbildung 72) dar, welche von Zeit zu Zeit entweder partiell für einen bestimmten Bereich der Grillfläche oder komplett durchgeführt wird. Dabei entwickelt sich eine starke Flamme mit einer unvollständigen Verbrennung und sehr hohen Konzentrationen an diversen staub- und gasförmigen Schadstoffen.

Abbildung 72: Rauchentwicklung während des Grillvorgangs und teilweise Regenerierung der Grillmulde (links), Flammenentwicklung während des Grillvorgangs (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

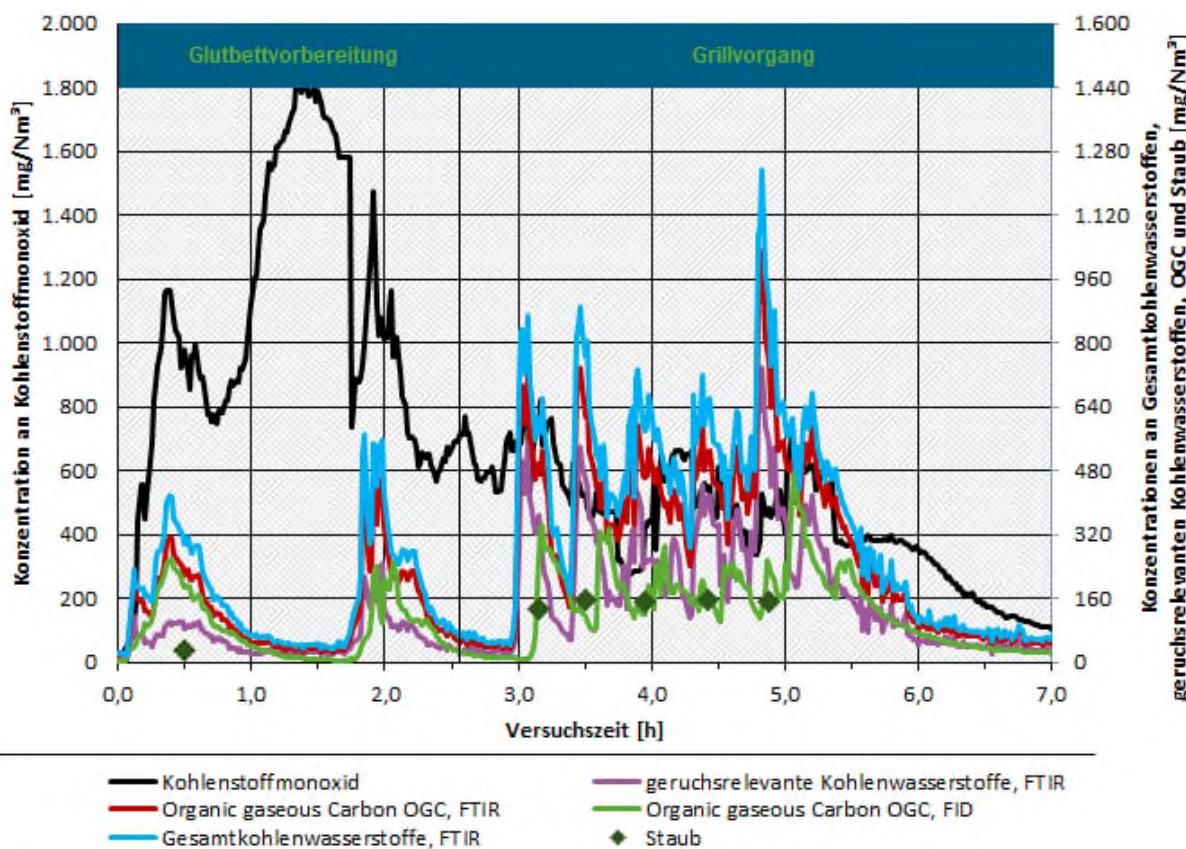
Die Charakterisierung in den oben geschilderten Betriebsphasen über den Betriebsvorgang ist notwendig für die Auslegung der Abgasreinigung sowie die Auswahl der geeigneten Abgasanlage und Abgasführungsstrecke, welche mindestens die Anforderungen für die Abfuhr der Gase aus der Verbrennung von Festbrennstoffen erfüllen muss. Einfache, in klassischen Küchen verwendete Lüftungsanlagen für die Abführung von Abgasen, wie sie in vielen Bundesländern verwendet werden dürfen, sind ausdrücklich nicht zu empfehlen. Das Gleiche gilt für die Zulassung von Luftventilatoren, die bei Holzkohlegrillanlagen verwendet werden.

Die Abbildung 73 zeigt die Emissionen eines beispielhaften Betriebstags der Grillversuchsanlage bei der Vorbereitung eines Glutbetts ohne Grillgut und beim Grillvorgang von Hackfleischspießen. Es ist zu erkennen, dass bei der Glutbettvorbereitung, also nach dem Anzünden die höchsten Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid entstehen. Im Peak steigen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid trotz stark verdünntem Abgas auf etwa 1.800 mg/Nm^3 .

Durch das Schüren der Holzkohle während der Vorbereitung wird die Verbrennung der Kohle gefördert, sodass die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid über die ersten beiden Betriebsstunden bei über 800 mg/Nm^3 bleiben (siehe Betriebszeit zwischen 1,8 Stunden und 2,0 Stunden). Die gesamten Kohlenwasserstoffe steigen zwar auf etwa 400 mg/Nm^3 an, allerdings sind die Werte für die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe während der Zündung vergleichsweise niedrig bei etwa maximal 80 mg/Nm^3 . Es ist zu erwähnen, dass vor diesem Grillversuch bereits zahlreiche Grillversuche mit Hackfleischspießen in der Grillversuchsanlage durchgeführt wurden und daher durch in der Grillanlage verbliebene Fettrückstände geruchsrelevante Stoffe aus vorherigen Grillversuchen zusätzlich gebildet werden können.

Die Verläufe an verschiedenen geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen sind in Abbildung 74 dargestellt. Hier lässt sich ablesen, dass die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe beim Grillen von Hackfleischspießen in einem deutlich höheren Bereich liegen als bei der Glutbettvorbereitung. Bei einer olfaktorischen Messung der Gerüche wurden während des Grillvorgangs Geruchseinheiten zwischen 40.000 GE/m^3 und 120.000 GE/m^3 gemessen.

Abbildung 73: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Hackfleischspießen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Während des Grillvorgangs schwanken die Konzentrationen an Gesamtkohlenwasserstoffen zwischen etwa 500 mg/Nm³ und 1.000 mg/Nm³, wohingegen Kohlenstoffmonoxid trotz unvollständiger Verbrennung mit einer starken Rauchbildung beim Grillvorgang lediglich zwischen etwa 400 mg/Nm³ und 600 mg/Nm³ bewegt. Die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe steigen beim Grillvorgang auf bis zu ca. 700 mg/Nm³ an.

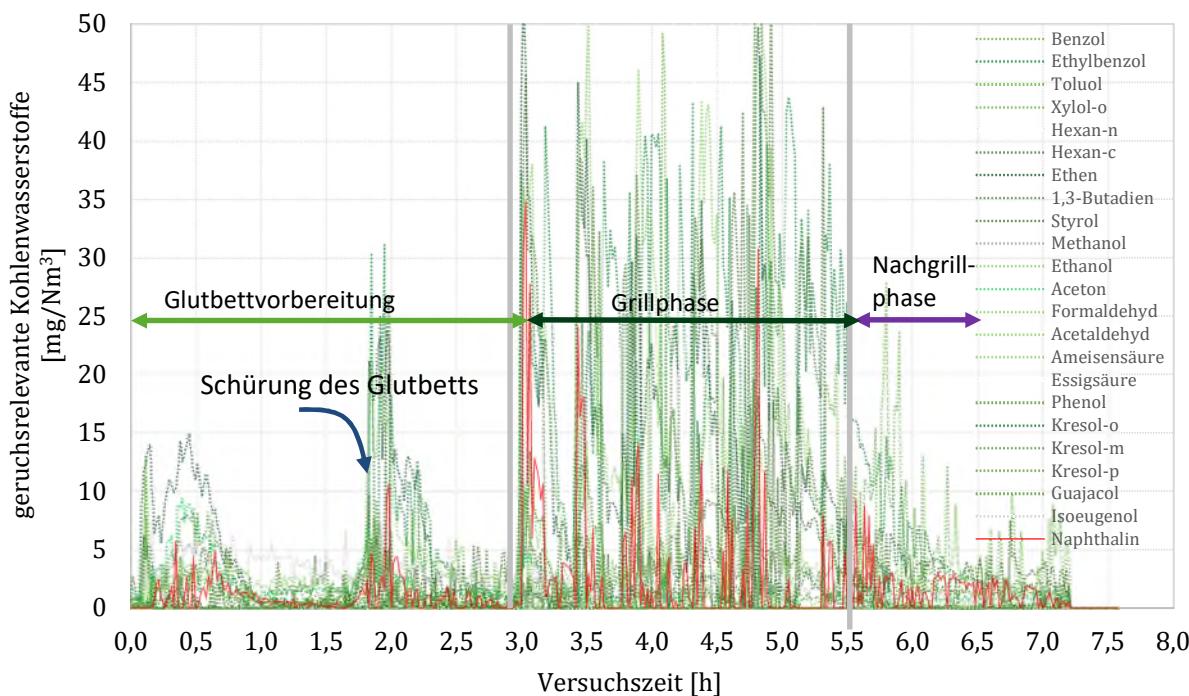
Der Anstieg an Kohlenwasserstoffen lässt sich auf die auf das Glutbett herabtropfenden Fette zurückführen, welche thermisch zersetzt werden und entsprechende Schad- und Geruchsstoffe bilden. Im Durchschnitt liegen die Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei 353 mg/m³ (siehe Tabelle 20).

Ein großer Unterschied bei der Emissionsmessung ist im Rahmen des Grillvorgangs von Hackfleischspießen im Vergleich zur Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen bezüglich des gemessenen Gesamtstaubs, der sich hauptsächlich aus fettartigen Aerosolen zusammensetzt, festzustellen. Während bei der Glutbettvorbereitung eine maximale Partikelkonzentration von 2 mg/Nm³ bis 12 mg/Nm³ gemessen wurde, wurde beim eigentlichen Grillvorgang trotz einer starken Verdünnung des Abgases durchschnittlich 150 mg/Nm³ gemessen. Diese deutlich höheren Partikelemissionen ergeben sich hauptsächlich durch die im Abgas enthaltenen fettartigen Komponenten, welche als Partikel mitgemessen werden.

Im unverdünnten Abgaszustand wurden Partikelkonzentrationen von bis zu 17 g/Nm³ (Tabelle 22) gemessen und somit dem über 100-Fachen im Vergleich zum verdünnten Abgas. Es ist zu erwähnen, dass die fettartigen Partikel in Abhängigkeit von der Größe, welche sich maßgeblich

durch die Glutbetttemperatur ergibt, zu einem unterschiedlichen Anteil in dem mechanischen Fettabscheider aus dem Abgasstrom entfernt werden können. Hier gilt, je niedriger die Glutbetttemperatur ist, desto gröbere Partikel werden gebildet, welche sich in dem Fettabscheider des Flammenschutzfilters besser abscheiden lassen.

Abbildung 74: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Hackfleischspießen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 24: Mittelwerte sowie 25- % und 75 -%Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Hackfleischspießen gemäß dem im Abbildung 73 dargelegten Betrieb.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,7	20,5	20,6
	[mg/h]	--	--	--
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	513	438	598
	[g/h]	410	350	478
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	546	432	618
	[g/h]	437	346	494
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	353	234	452
	[g/h]	282	187	362
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	206	153	244
	[g/h]	165	122	195

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	456	369	521
	[g/h]	365	295	417
Partikel/Aerosole	[mg/Nm ³]	150	134	156
	[g/h]	120	107	125

Zusammengefasst wurden im Rahmen der Emissionsmessung bei der Zubereitung von Hackfleischspießen deutlich höhere Konzentrationen an toxikologisch relevanten gesamten und geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen sowie an Partikeln ermittelt als bei den Emissionsmessungen bei der Verbrennung von Brennstoffen ohne Speisen (Vergleich der Tabelle 24 mit Tabelle 18). Die durch fetthaltige Speisen verursachten Emissionen, unter anderem Gerüche und fettartige Verschmutzungen, sind als Hauptgrund für die aktuelle Beschwerdesituation zu betrachten.

Emissionen beim Grillen von Hähnchenfleisch

Zusätzlich zur Emissionsmessung bei Hackfleischspießen, welche den Worst-Case für die Bewertung der Emissionssituation in Holzkohlegrillanlagen aufgrund des höheren Fettanteils darstellen, wurden außerdem Emissionsmessungen beim Grillen von Hähnchen durchgeführt. Als Brennstoff wurde ca. 15 kg Grill-Holzkohle A (Tabelle 15) für ca. 6 Grillvorgänge verwendet.

Bei den Grillversuchen wurde 2 bis 2,5 kg Hähnchenfleisch pro Grillversuch gegrillt. Das entspricht ungefähr 20 bis 30 Stück Hähnchenfleisch (Hähnchenspieße und Brustfleisch) oder 25 Hähnchenflügel. Dabei wurden 0,4 m² Grillfläche belegt.

Geflügelfleisch wie beispielsweise Hähnchen gehört zu den in Deutschland am häufigsten verzehrten Fleischarten. Bei den besichtigten Lokalen wurde festgestellt, dass dort überwiegend Hähnchenfleisch gegrillt wird. In den Lokalen werden alle Teile des Hähnchens, als Keulen, Flügel und Brust angeboten, welche entweder als Spieße oder gegrillte Stücke serviert werden. Hähnchenspieße haben im Gegensatz zu den Hähnchenschenkeln und -Flügeln einen geringeren Fettanteil, da bei der Zubereitung die Haut entfernt wird, die eine Hauptquelle für Fette beim Hähnchen darstellt.

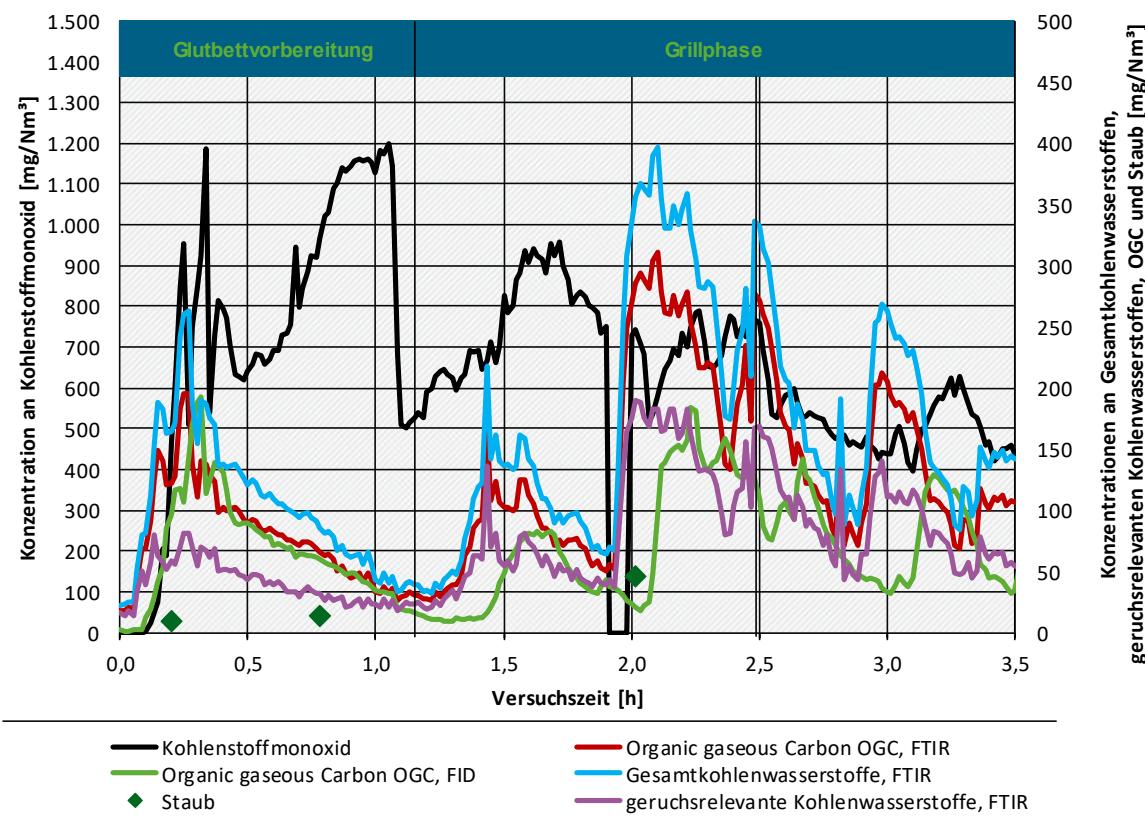
Im Gegensatz zu Fleischspießen wird Geflügel und Fisch stark mariniert, wobei gewürzte und ölhaltige Marinade zum Einsatz kommt. Außerdem werden den Hähnchengrillspeisen keine zusätzlichen Fette in Analogie zu den Lammspießen hinzugegeben.

In Abbildung 75 sind die Konzentrationsverläufe von Kohlenstoffmonoxid, Gesamtkohlenwasserstoffen, geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen und organischen Kohlenstoff (OGC) bei der Glutbettvorbereitung (Betriebszeit bis zur Stunde 1,1 gemäß dem Diagramm der Abbildung 75) sowie bei der Speisezubereitung von Hähnchenfleisch (Betriebszeit zwischen 1,1 Stunden und 3,5 Stunden) dargestellt. Aus Abbildung 75 ist ersichtlich, dass die höchsten Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid während der Glutbettvorbereitung entstehen. Während der Vorbereitung des Glutbetts lagen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid trotz der starken Verdünnung bei über 1.000 mg/Nm³.

Beim Beginn des Grillvorgangs wurde keine bemerkbare Erhöhung der Kohlenstoffmonoxidkonzentration festgestellt. Das deutet darauf hin, dass das auf das Glutbett tropfende Fett hauptsächlich zu Kohlenwasserstoffen und sonstigen nicht verbrannten Abgasbestandteilen und nicht zu Kohlenstoffmonoxid aufgrund des zu niedrigen

Temperaturniveaus reagieren kann. Diese Aussage über die Entwicklung von zusätzlichen Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid gilt, solange sich während des Verbrennungsvorgangs keine Flamme ausbilden kann.

Abbildung 75: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

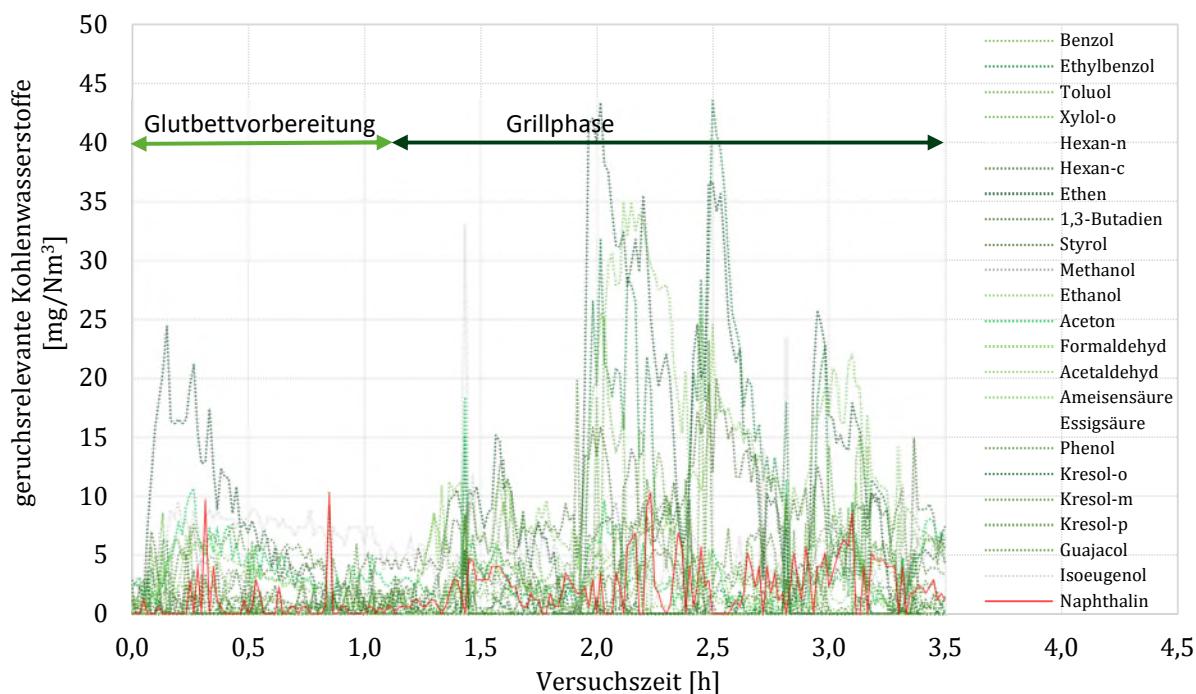
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Aus der Abbildung 75 lässt sich auch ablesen, dass die Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und organischem Kohlenstoff (OGC) während der Zubereitung der Speisen bzw. beim Beginn des Grillvorgangs schlagartig ansteigen. Beispielsweise liegen die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (OGC) vor der Zubereitung der Speisen zwischen etwa 40 mg/Nm³ und 120 mg/Nm³, während diese nach dem Auflegen vom Hähnchenfleisch aufgrund des beobachteten Schwelbrandes des auf das Glutbett abgetropften Fetts schlagartig auf über 200 mg/Nm³ ansteigen. Das Gleiche gilt für geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe, welche von etwa 20 mg/Nm³ auf etwa 60 mg/Nm³ ansteigen.

Die Emissionen an unterschiedlichen geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen zu dieser Untersuchung sind in der Abbildung 76 dargestellt. Aus der Abbildung 76 ist ersichtlich, dass die Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen im Vergleich zur Glutbettvorbereitung aufgrund des Schwelbrands von Fetten deutlich angestiegen sind und liegen dabei deutlich höher als bei der Glutbettvorbereitung. Im Vergleich zum Grillen von Hackfleischspießen nach Abbildung 74 sind diese in einem niedrigeren Bereich. In Tabelle 22 sind die Mittelwerte und die 25 %- sowie 75 %-Quartile von allen gemessenen Emissionen bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch dargestellt.

Abbildung 76: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Hähnchenfleisch.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 25: Mittelwerte sowie 25- % und 75- %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen beim Grillen von Hähnchen (entspricht der Betriebszeit von 1,1 h bis 3,5 h gemäß dem in der Abbildung 75 dargelegten Betrieb).

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,5	20,4	20,5
	[mg/h]	--	--	--
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	633	503	728
	[g/h]	574	456	660
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	173	97	242
	[g/h]	156	88	219
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	87	50	117
	[g/h]	78	45	106
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	71	35	110
	[g/h]	64	32	100
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	137	77	188
	[g/h]	124	70	171
Partikel/Aerosole	[mg/Nm ³]	30	14	46
	[g/h]	27	13	42

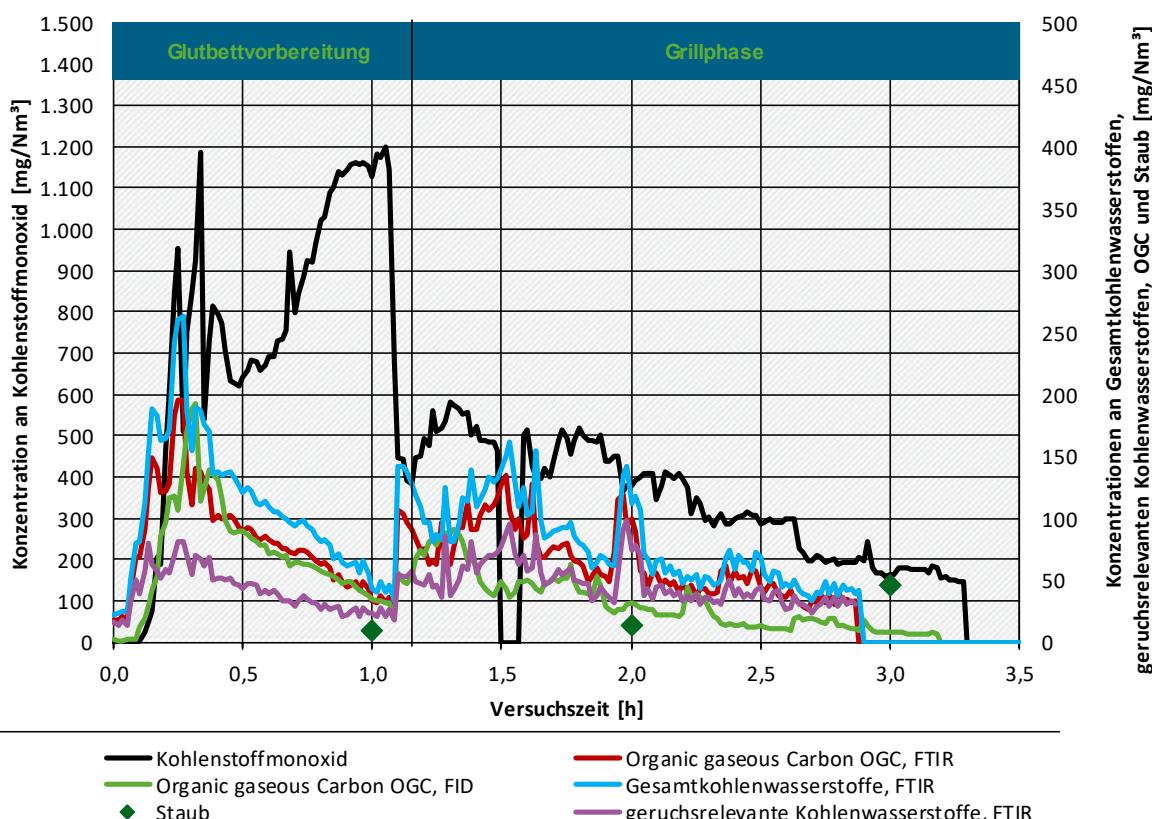
Im Gegensatz zu den Fleischspeisen wurden beim Grillen von Hähnchenfleisch aufgrund des geringeren Fettanteils deutlich geringere Konzentrationen an fettartigen Partikeln im Abgas gemessen. Diese lagen im Mittel bei 30 mg/Nm^3 und liegen etwa bei einem Fünftel der Partikelkonzentrationen, die beim Grillen von Lammspeisen gemessen wurde. Aufgrund der erworbenen Erfahrung beim Grillen von unterschiedlichen Grillspeisen mit verschiedenen Fettgehalten lässt sich aussagekräftig darlegen, dass die Konzentrationen an Feinpartikeln sowie an gesamten geruchs- und toxikologisch relevanten Kohlenwasserstoffen direkt mit dem Fettanteil der Speisen korrelieren.

Emissionen beim Grillen von Fischen

Bei den Grillversuchen wurde neben Hähnchen und Lamm auch 2 bis 2,5 kg Fisch pro Grillversuch gegrillt. Das entspricht ungefähr 5 bis 6 Fischen. Dabei wurden $0,4 \text{ m}^2$ Grillfläche belegt. Als Brennstoff wurde ca. 15 kg Grill-Holzkohle A (Tabelle 15) für ca. 6 Grillvorgänge verwendet.

Die zum Grillen verwendeten Fischarten kennzeichnen sich durch eine vergleichsweise hohe Festigkeit. Zu den zum Grillen geeigneten und häufig in Restaurants verwendeten Fischen gehören beispielsweise Lachs, Forelle und Dorade. Bei der Zubereitung von Fisch liegen die Konzentrationen sowohl von organischem Kohlenstoff (OGC) als auch von den Gesamtkohlenwasserstoffen unter den Emissionen bei der Zubereitung von Hähnchen, wie es durch den Vergleich der Emissionsverläufe der Abbildung 77 mit der Abbildung 75 festzustellen ist.

Abbildung 77: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von Fischen.

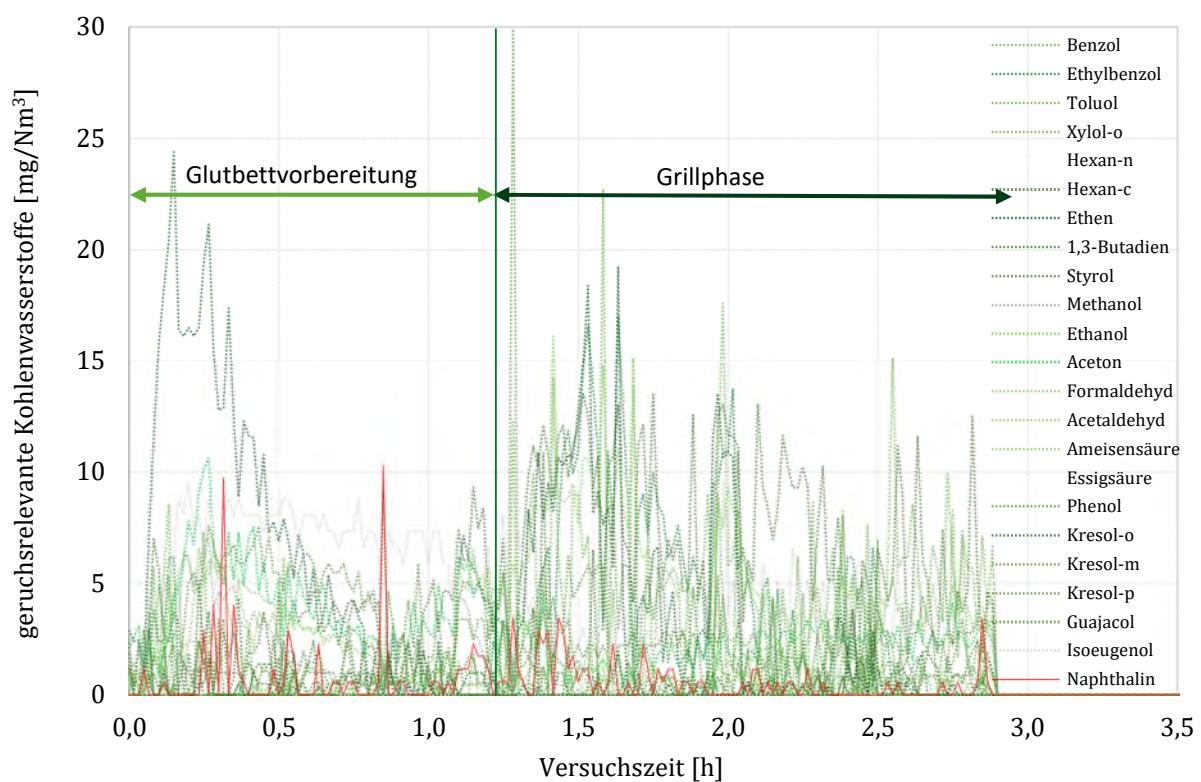


*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei den durchgeföhrten Grillversuchen mit Fisch wurde keine Erhöhung der Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid während des Grillvorgangs im Vergleich zur Glutbettvorbereitung festgestellt (Abbildung 77). Im Gegensatz dazu sowie zu den Kohlenwasserstoffen nahmen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid während des Grillvorgangs allmählich ab. Aufgrund des niedrigen Fettanteils in den verwendeten Fischen wurde im Vergleich zu den Lammspießen nur eine leichte Erhöhung der Kohlenwasserstoffemissionen festgestellt. Diese lagen im Mittel bei ca. 86 mg/Nm³ und schwankten während des Grillvorgangs zwischen 41 mg/Nm³ und 94 mg/Nm³ (siehe Tabelle 26). Das Gleiche gilt für die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe, welche sich zwischen etwa 30 mg/Nm³ und 53 mg/Nm³ bewegen haben. Die vergleichsweise geringeren Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen lassen sich auf den geringen Fettanteil zurückführen, welcher während des Grillvorgangs auf das Glutbett abtropft. Bei den durchgeföhrten Grillversuchen wurde festgestellt, dass an der Außenhaut der Fische im Vergleich zum gebrillten Hähnchenfleisch nur geringe Mengen an Marinade-Ölen anhaften können und ein Großteil des während des Grillvorgangs geschmolzenen Fetts im Fischfleisch (unter der Fischhaut) zurückgehalten und folglich ein Schwelbrand des Fetts bemerkbar gemindert wird. Ein Schwelbrand kommt ab und zu während des Grillvorgangs zustande, wenn die Außenhaut der Fische während des Grillvorgangs angestochen wird oder die Haut beim Wenden des Grillguts reißt und die dort zurückgehaltenen Fette auf das Glutbett tropfen.

Abbildung 78: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Fischen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die einzelnen Komponenten an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Fisch sind in der Abbildung 78 zu sehen. Ähnlich wie bei den Gesamtkohlenwasserstoffen gemäß Abbildung 77 sind die Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen mit Fischen niedriger als beim Grillen von Hähnchen. Im Vergleich zur Glutbettvorbereitung sind die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe nur leicht erhöht.

Tabelle 26: Mittelwerte sowie 25 % und 75 % Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Fisch gemäß dem in der Abbildung 77 dargelegten Betrieb.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,7	20,6	20,7
	[mg/h]	--	--	--
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	344	195	452
	[g/h]	311	177	410
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	86	41	94
	[g/h]	77	37	85
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	48	30	53
	[g/h]	43	27	48
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	36	12	46
	[g/h]	32	11	42
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	69	33	76
	[g/h]	62	30	69
Partikel/Aerosole	[mg/Nm ³]	8	3	12
	[g/h]	7	3	11

Im Gegensatz zu Lammspießen und Hähnchenfleisch wurden deutlich geringere Konzentrationen an fettartigen Partikeln detektiert. Die gravimetrisch gemessenen Konzentrationen an Staub lagen im Mittel bei 8 mg/Nm³ und entsprechen somit lediglich einem Viertel der Staubemissionen, die beim Grillen von Hähnchen gemessen wurden. Es ist zu erwähnen, dass solche geringen Konzentrationen am Ende der Glutbettvorbereitung gemessen wurden. Aus diesem Grund lässt sich keine klare Aussage darüber treffen, ob diese Belastung weiterhin durch das Glutbett oder durch das Grillen von Fischen verursacht wurde. Zusätzlich dazu wurden Geruchsmessungen bei den durchgeführten Grillversuchen durchgeführt. Im Durchschnitt lagen diese bei 35.000 GE/Nm³, wobei von einem Verdünnungsfaktor der Probe vom ca. 85-Fachen ausgegangen wird.

Emissionen beim Grillen von Gemüse

Neben Fleisch und Fisch wurde bei den Grillversuchen auch Gemüse gebrillt. Dabei wurden 0,4 m² Grillfläche pro Grillversuch mit verschiedenen Gemüsearten belegt. Dies entspricht ungefähr 1 kg Gemüse (abhängig von der Gemüseart). Als Brennstoff wurde ca. 15 kg Grill-Holzkohle A (Tabelle 15) für ca. 5 Grillvorgänge verwendet. Grill-Holzkohle A zeichnet sich durch geringere Staubemissionen (im Durchschnitt < 6 mg/Nm³) aus (siehe Abschnitt 8.1).

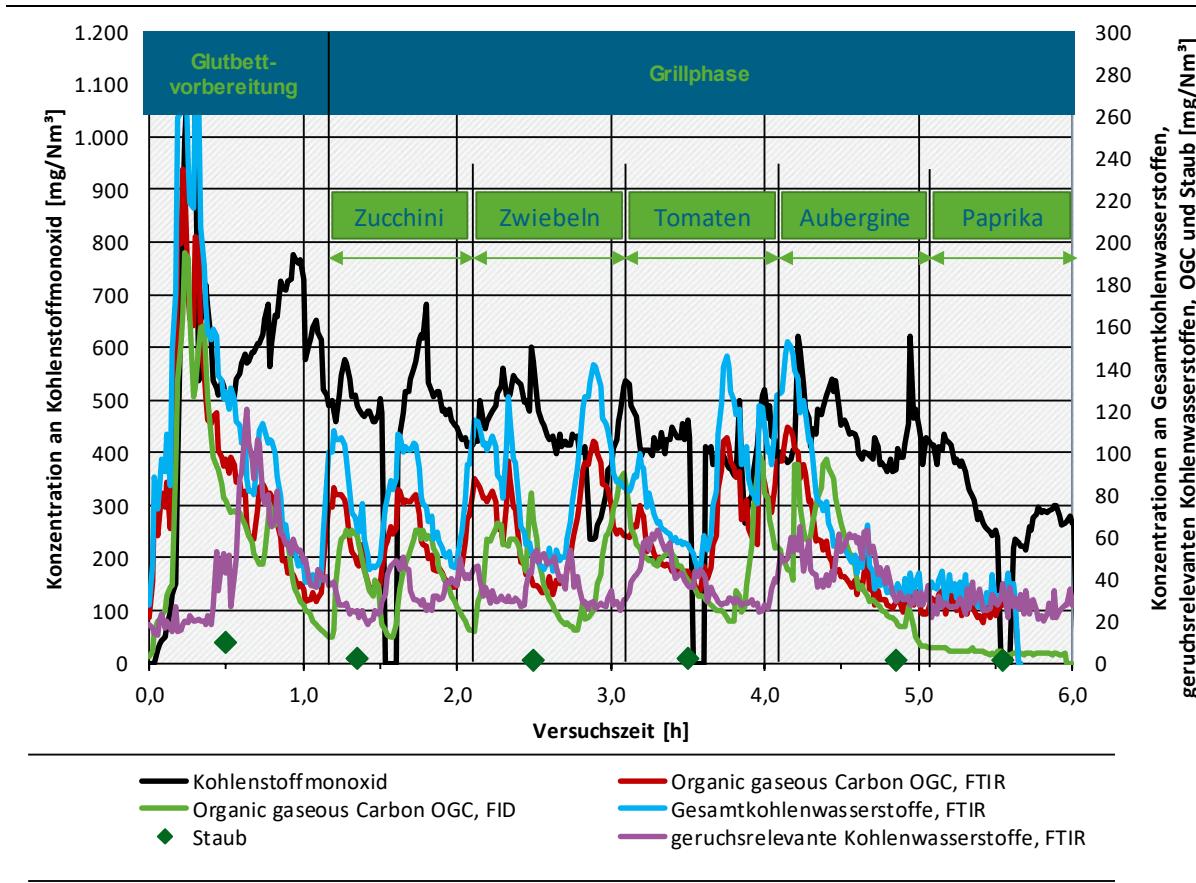
Herkömmliche Gemüsesorten haben einen sehr geringen Fett- und hohen Wassergehalt. Das Potential für die Schadstoffbildung durch das Herabtropfen von Fetten ist durch den geringen Fettgehalt vernachlässigbar. Gemüse wird im Regelfall mit den Fleischspeisen mitgegrillt, wobei diese entweder getrennt oder mit dem Fleisch verarbeitet oder kombiniert auf der Grillanlage zubereitet werden. Um das Potential der Schadstoffbildung beim Grillen von Gemüse

festzustellen, wurden bei den durchgeführten Untersuchungen unterschiedliche Gemüsearten gebrillt, welche in der Regel bei den Lokalen zu den angebotenen Speisen mitangeboten werden. Darunter fallen Tomaten, Zwiebeln, Auberginen, Spitzpaprika und Zucchini.

Abbildung 79 zeigt die bei der Zubereitung von Gemüse gemessenen Konzentrationen an nicht verbrannten Schad- und Geruchsstoffen. Es ist deutlich zu erkennen, dass unabhängig von den in der Grillversuchsanlage zubereiteten Gemüse sowohl die Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und OGC als auch von Kohlenstoffmonoxid in einem ähnlichen Bereich liegen und sich mit den gemessenen Emissionen in der Glutbettvorbereitung vergleichen lassen (Abschnitt 8.1). Die in Abbildung 79 dargelegten Spitzen von Kohlenstoffmonoxid und Kohlenwasserstoffen sind in diesem Zusammenhang hauptsächlich auf die Schürung sowie auf die Nachbeschickung von neuen Brennstoffen und nicht auf das Grillgut zurückzuführen.

Die niedrigen Staubkonzentrationen beim Grillen von Gemüse deuten auch darauf hin, dass keine zusätzlichen Staubemissionen durch das Grillgut hervorgerufen wurden. Das Gleiche gilt für die anderen Schadstoffemissionen.

Abbildung 79: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid, den gesamten sowie geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, OGC und Staub bei der Zubereitung von verschiedenen Gemüsesorten.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand abgegeben

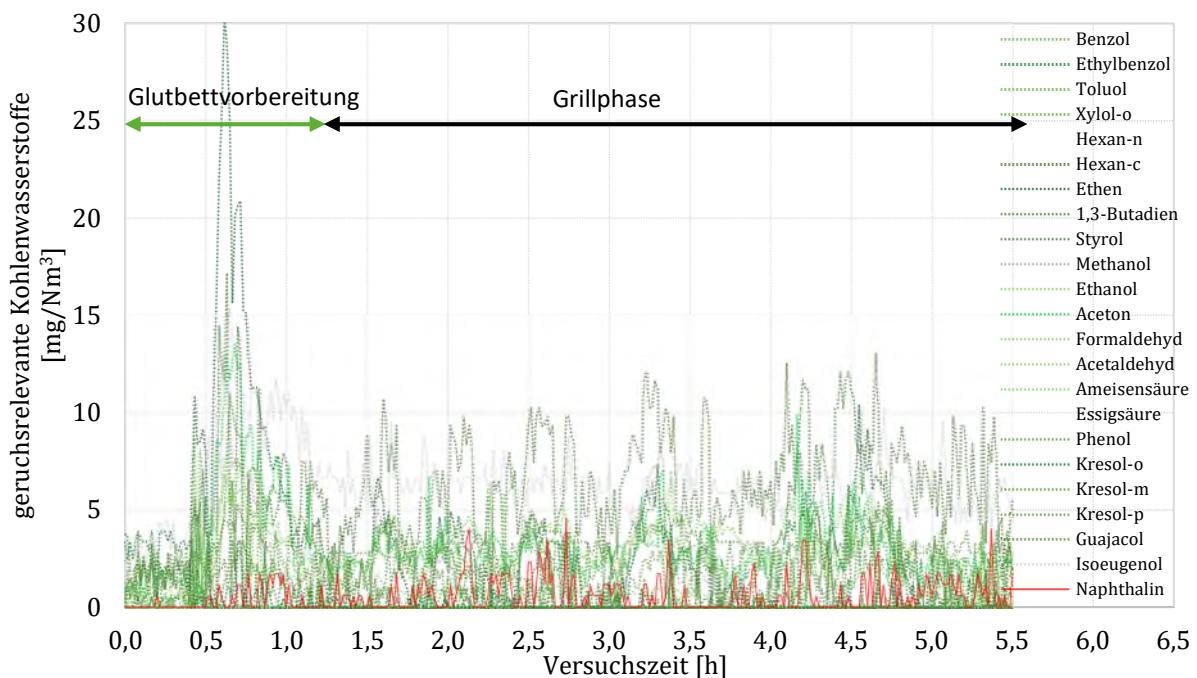
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Emissionen einzelner geruchsrelevanter Komponenten an Kohlenwasserstoffen beim Grillen des Gemüse sind in Abbildung 80 dargelegt. Bei einem Vergleich von Abbildung 80, mit denen aus der Glutbettvorbereitung (wie beispielsweise bei der Vorbereitung des Glutbetts mit der Grill-Holzkohle A nach Abbildung 65) lässt sich feststellen, dass sich hier ähnliche Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen ergeben, wobei die Konzentrationen der einzelnen

Komponenten beim Grillen von Gemüse durchschnittlich bei unter 10 mg/Nm³ liegen. Lediglich bei der Glutbettvorbereitung sowie bei der Nachbeschickung neuer Grill-Holzkohle oder bei der Schürung der Glut sind höhere Spitzen an einzelnen geruchsrelevanten Komponenten zu sehen, wobei diese in der Spur bis auf 30 mg/Nm³ ansteigen können.

Abbildung 80: Konzentrationen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen bei der Zubereitung von Gemüse.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 27: Mittelwerte sowie 25 %- und 75 %-Quartile der relevanten Schadstoffemissionen bei der Zubereitung von Gemüse gemäß dem in der Abbildung 79 dargelegten Betrieb.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,6	20,5	20,6
	[mg/h]	--	--	--
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	404	372	480
	[g/h]	364	294	432
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	72	45	100
	[g/h]	65	41	90
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	37	28	44
	[g/h]	33	25	40
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	37	17	55
	[g/h]	32	15	50
	[mg/Nm ³]	55	35	75

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Mittelwert	25 % Quartil	75 % Quartil
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[g/h]	49	32	68
Partikel/Aerosole	[mg/Nm ³]	2	1	2
	[g/h]	2	1	2

Bei den durchgeführten Grillversuchen mit Gemüse wurden trotz der nicht erhöhten Konzentrationen an Gesamtkohlenwasserstoffen bemerkbare Gerüche in der Umgebung um die Abgasanlage festgestellt, welche charakteristisch für jede Gemüseart (z. B. Zwiebelgeruch) sind und entsprechend wahrgenommen werden konnten. Eine Rauch- oder Schwadenbildung war aufgrund der starken Verdünnung nicht zu bemerken. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Emissionen beim Grillen von Gemüse eine untergeordnete Rolle im Betrieb von Holzkohlegrillanlagen darstellt, wobei der Hauptteil aller Emissionen hauptsächlich durch den Brennstoff gebildet wird.

8.2.3 Zusammenfassung der Emissionsmessungen bei den durchgeführten Grillversuchen

Die Ergebnisse aus den Emissionsmessungen bei der Glutbettvorbereitung im Vergleich zum Grillvorgang bei der Zubereitung der jeweiligen Grillspeisen in einer herkömmlichen Holzkohlegrillanlage nach Abschnitt 7.2.1 sind in Tabelle 28 zusammengefasst. Die Emissionswerte in diesen Tabellen stellen die gemessenen Werte im Rohgas, also ohne nachgeschaltete Abgasreinigung (außer dem Flammenschutzfilter, welcher in der Dunstabzugshaube der Holzkohlegrillanlage integriert ist), dar. In den einzelnen Zellen der Tabelle 28 sind die Werte der jeweiligen Abgaskomponenten als 25 %- und 75 % Quartile angegeben.

Bei den gemessenen Emissionen (Mittelwerte sowie 25 %- und 75 %-Quartile) aus Tabelle 28 ist zu berücksichtigen, dass das Abgas beim Betrieb sehr stark mit Umgebungsluft verdünnt wurde, wodurch der Sauerstoffgehalt im Abgas über den gesamten Betrieb zwischen fast 19,7 Vol.-% und 20,7 Vol.-% lag.

Für einen Vergleich der Emissionen sind insbesondere die Schadstofffrachten zu betrachten. Aus den Ergebnissen der Emissionsmessung lässt sich ablesen, dass bei der Zubereitung von Lammspießen die höchsten Konzentrationen und Frachten an gesamten und geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen entstanden sind, wobei die Frachten der Gesamtkohlenwasserstoffe zwischen 346 g/h und 494 g/h geschwankt haben (Hähnchen zwischen 97 g/h und 242 g/h, Fisch und Gemüse zwischen 37 g/h und 85 g/h). Besonders hoch waren die geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe, deren Frachten während des Grillvorgangs bei den Lammspießen zwischen 187 g/h und 362 g/h variiert haben (Hähnchen zwischen 50 g/h und 117 g/h, Fisch und Gemüse zwischen 30 g/h und 53 g/h). Die bei Lammspießen gemessenen Frachten an toxikologisch relevanten BTEX waren besonders hoch und lagen bei 4.664 mg/h. Diese BTEX-Frachten sind beispielsweise 11-Fach höher als die Frachten, welche bei der Glutbettvorbereitung bei der Verwendung von Holzkohle (zwischen 392 mg/h) gemessen wurden (siehe Tabelle 28). Die Frachten an PAK bei der Zubereitung der Lammspieße lagen bei ungefähr 226 mg/h. Die Geruchskonzentration lag bei der Zubereitung von Lammfleisch zwischen 36.000 und 120.000 GE/m³.

Die Feinstaubfrachten lagen beim Lammfleisch zwischen 105 und 121 g/h (Hähnchen zwischen 11 g/h und 39 g/h und Fisch zwischen 2 g/h und 12 g/h). Bei den Partikeln im Größenbereichen PM₁₀ und PM_{2,5} verhält es sich ähnlich, wobei Partikel-Frachten bei der Zubereitung von

Lammspießen um ca. das 15-fache höher waren als bei der Emissionsmessung nur mit Brennstoff. Grundsätzlich ließ sich feststellen, dass mit einem zunehmenden Fettgehalt in den Speisen die Konzentrationen an Partikeln sowie an allen anderen Emissionen (außer Kohlenstoffmonoxid) im Abgas zugenommen haben. Das Gleiche gilt für Gerüche, welche bei den Lammspießen mit 120.000 GE/m³ in der Spurze (36.000 GE/m³ wurden ebenfalls gemessen) im Vergleich zum Fisch mit 35.000 GE/m³ um das 3-Fache höher lagen. Die Geruchsbelastung durch die Verbrennung der Kohle bzw. bei der Glutbettvorbereitung war am geringsten und lag bei 18.200 GE/m³. Bei den durchgeführten Versuchen zur Untersuchung unterschiedlicher Grillbrennstoffe wurde nur ein leichter Geruch um den Bereich der Abgasanlage bei der Glutbettvorbereitung festgestellt, welcher nach ungefähr acht Metern um die Abgasanlage nicht mehr wahrgenommen werden konnte.

In Analogie zu den Kohlenwasserstoffen hängen die Konzentration an BTEX sowie an PAK maßgeblich vom Fettgehalt der Speisen ab, welches bei der Zubereitung auf das Glutbett herabtropft. Hier gilt, je höher der Fettgehalt in den Speisen ist, umso höher sind die zu erwartenden BTEX- und PAK-Konzentrationen. Dieser maßgebliche Einfluss des Fetts auf die Bildung von BTEX sowie PAK wird mit dem Schmelzbrand begründet. Die herkömmlichen Grilltechniken (einfache Grillmulde ohne definierbare Verbrennungsluftzufuhr) sind technisch und konstruktiv einfach und können somit keine günstigen Bedingungen für die Oxidation dieser Stoffe sicherstellen.

Um einen vollständigen Abbau dieser Schadstoffe (PAK und BTEX) beim Grillvorgang zu gewährleisten, sollte ein herabtropfen von Fett auf das Glutbett vermieden werden und eine Mindesttemperatur von über 850 °C für mindestens 0,3 Sekunden in Anwesenheit einer ausreichenden Menge an Sauerstoff sichergestellt werden. Da anhand der auf dem Markt verfügbaren Grilltechnologien solche Bedingungen nicht eingestellt werden können, ist es notwendig, entweder neue Grilltechniken zu entwickeln oder die vorhandenen Anlagen mit einer aufwändigen Abgasreinigung auszurüsten.

Tabelle 28: Zusammenfassung der Messergebnisse der Grillversuche. Bei der Glutbettvorbereitung wurden die Emissionen von Grill-Holzkohle A eingesetzt. Als Brennstoff wurde bei allen Versuchen Grill-Holzkohle A eingesetzt.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Glutbett- vorbereitung	Gemüse	Hähnchen	Lamm	Fisch
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	19,7 – 20,0	20,5 – 20,6	20,4 – 20,5	20,5 – 20,6	20,6 – 20,7
Kohlen- stoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	679 – 870	372 – 480	503 – 728	438 – 598	195 – 452
	[g/h]	548 – 702	294 – 432	456 – 660	350 – 478	177 – 410
Kohlen- wasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	91 – 219	45 – 100	97 – 242	432 – 618	41 – 94
	[g/h]	73 – 177	41 – 90	88 – 219	346 – 494	37 – 85
Geruchs- relevante Kohlenwasser- stoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	40 – 87	28 – 44	50 – 117	234 – 452	30 – 53
	[g/h]	32 – 70	25 – 40	45 – 106	187 – 362	27 – 48
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	46 – 127	17 – 55	35 – 110	153 – 244	12 – 46
	[g/h]	37 – 102	15 – 50	32 – 100	122 – 195	11 – 42

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Glutbett- vorbereitung	Gemüse	Hähnchen	Lamm	Fisch
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	69 – 167	35 – 75	77 – 188	369 – 521	33 – 76
	[g/h]	56 – 135	32 – 68	70 – 171	295 – 417	30 – 69
Schwefel- dioxid SO ₂	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Schwefeloxide deutlich unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze. Von Zeit zu Zeit gab es Spitzen im Bereich zwischen 10 ppm und 35 ppm, welche für die Gesamtauswertung der Emissionen keine Bedeutung haben.				
	[g/h]					
Stickstoff- oxide NO _x	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Stickstoffoxide deutlich unter 10 ppm und überwiegend kleiner 5 ppm. Bei diesen niedrigen Konzentrationen ist die Messunsicherheit entsprechend groß. Bei einem unverdünnten Abgas schwankten die Stickstoffoxidkonzentrationen zwischen 150 ppm und 400 ppm.				
	[g/h]					
Methan CH ₄ (FTIR)	[mg/Nm ³]	26 – 77	12 – 42	22 – 56	20 – 46	3 – 12
	[g/h]	21 – 62	11 – 38	20 – 51	16 – 37	3 – 11
Feinstaub PM ₁₀	[mg/Nm ³]	9	nicht nachweisbar	14 – 46	134 – 156	3 – 12
	[g/h]	7	nicht nachweisbar	13 – 42	107 – 125	3 – 11
Feinstaub PM _{2,5}	[mg/Nm ³]	6 – 9	nicht nachweisbar	12 – 43	131 – 151	2 – 12
	[g/h]	5 – 8	nicht nachweisbar	11 – 39	105 – 121	2 – 11
Schwermetalle (Laboranalyse)	[µg/Nm ³]	66	--	--	3,09	--
	[mg/h]	53	--	--	2,42	--
PAK (Laboranalyse)	[µg/Nm ³]	25	--	--	280	--
	[mg/h]	20	--	--	226	--
BTEX (Laboranalyse)	[µg/Nm ³]	490	--	--	5.830	--
	[mg/h]	392	--	--	4.664	--
Gerüche (Olfaktometer)	[GE/m ³]	18.200	--	--	36.000 – 120.000	38.000

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die mit den derzeit verwendeten Grilltechniken entstehende Schadstoffemissionen an Kohlenwasserstoffen, PAK und BTEX, durch primäre Maßnahmen nur begrenzt mindern lassen. Hier ist es wichtig hervorzuheben, dass durch das Zubereiten von Speisen mit reduziertem Fettgehalt oder durch ein verstärktes Grillen von Gemüse die Emissionen reduziert werden können. Der Einsatz von Fettfangrinnen und die ordnungsgemäße Entsorgung der aufgefangen Fette sind ebenfalls sehr wichtig (Kapitel 4.2). Eine weitere Möglichkeit zur Emissionsminderung würde durch das Vermeiden von abtropfenden Fetten auf das Glutbett erfolgen (indirektes Grillen). Darüber hinaus können nachgeschaltete sekundäre Abgasreinigungsmaßnahmen weitere

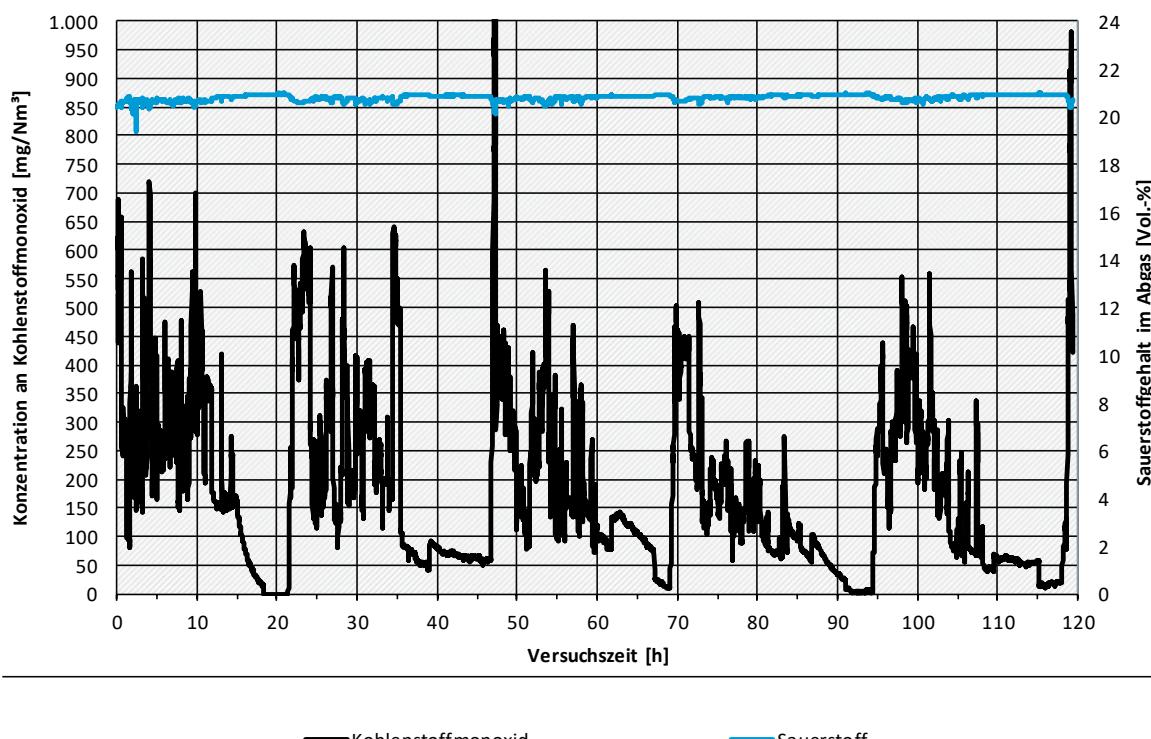
Emissionsminderungspotenziale schaffen und/oder die Emissionen bestehender Holzkohlegrillanlagen weiter reduzieren. Die Entwicklung neuartiger Verbrennungstechniken, die optimale Oxidationsbedingungen für eine thermische Zersetzung der Schadstoffe gewährleistet sollte ebenfalls angestoßen werden.

8.2.4 Emissionsmessung in Holzkohlegrillanlagen in der Praxis

Für die Bewertung des Betriebsverhaltens von Holzkohlegrillanlagen wurden Emissionsmessungen an einer realen Holzkohlegrillanlage in der Praxis durchgeführt. Hierbei wurde eine Anlage ausgewählt, bei der bereits mehrere Beschwerden aus der Nachbarschaft wegen Geruchsbelästigung bei den zuständigen Stellen vorlagen, obwohl die Abgasanlage gemäß den Aufforderungen der zuständigen Stellen bereits auf über 16 Meter erhöht wurde. Durch die technischen Gegebenheiten im Lokal war es unmöglich, eine umfangreiche Messung aller relevanten Schadstoffemissionen durchzuführen. Die Messungen dort erfolgten mit portablen Messgeräten, wobei aufgrund der starken Verdünnung des Abgases, wie es auch im Versuchsmaßstab festgestellt wurde, nur Kohlenstoffmonoxid im Abgas mit einer ausreichend hohen Messgenauigkeit gemessen werden konnte. Die Anwendung von Messgeräten, die Gasflaschen für ihren Betrieb benötigen, war aus sicherheitstechnischen Gründen, aber auch vom Anlagenbetreiber nicht gewünscht.

In Abbildung 81 sind die gemessenen Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Sauerstoff im Abgas über mehrere Betriebstage (von Freitag den 23.10.2020 bis Mittwoch den 28.10.2020) der Holzkohlegrillanlage dargestellt. Ein beispielhafter Verlauf des Kohlenstoffmonoxids über einen Betriebstag bei dieser Messung ist in der Abbildung 82 zu sehen. Die berechneten Mittelwerte sowie die Frachten über die fünf Betriebstage sind in der Tabelle 29 dargestellt.

Abbildung 81: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb der Holzkohlegrillanlage.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

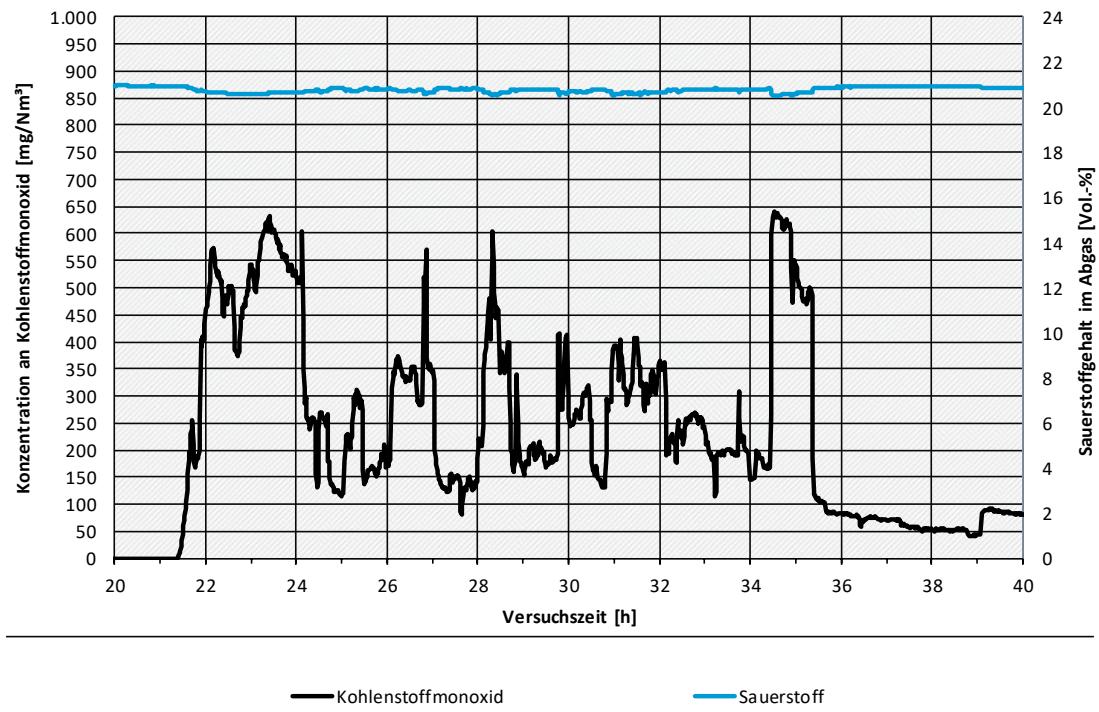
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 29: Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des Holzkohlegrills an den einzelnen Betriebstagen.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Betriebs- tag 1	Betriebs- tag 2	Betriebs- tag 3	Betriebs- tag 4	Betriebs- tag 5
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	20,6	20,7	20,8	20,8	20,8
Kohlenstoff- dioxid CO ₂	[Vol.-%]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Kohlenstoff- monoxid CO	[mg/Nm ³]	312	306	228	191	232
	[g/h]	499	489	346	305	371
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Stickstoffoxide deutlich unter 10 ppm und überwiegend kleiner 5 ppm. Bei diesen niedrigen Konzentrationen ist die Messunsicherheit entsprechend groß. Bei einem unverdünnten Abgas schwankten die Stickstoffoxidkonzentrationen zwischen 150 ppm und 400 ppm.				
	[g/h]					

Anhand des Verlaufs der Kohlenstoffmonoxidkonzentration in Abbildung 82 lässt sich ablesen, dass die Holzkohlegrillanlage täglich über etwa 16 Stunden betrieben wurde, wobei die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid zwischen 100 mg/Nm³ und 700 mg/Nm³ liegen. Durch die starke Verdünnung vom Abgas mit der Umgebungsluft beträgt der Sauerstoffgehalt im Abgas über den gesamten Betrieb über 20,5 Vol.-%. Der Abbildung 82 sowie der Tabelle 29 ist zu entnehmen, dass die Konzentrationen bzw. die Frachten des Kohlenstoffmonoxids vergleichbar mit den im Technikum gemessenen Werten sind.

Abbildung 82: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas über einen Betriebstag der Holzkohlegrillanlage.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 83: Grillen von Hackfleischspießen (links) und Rauchbildung beim Grillvorgang (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Eigene Beobachtungen haben gezeigt, dass die Schadstoffemissionen stark vom Bedienverhalten der betreibenden Personen abhängen. Beispielsweise finden bei größeren Holzkohlegrillanlagen häufig die Speisenzubereitung, die Brennstoffvorbereitung und die Regenerierung der Grillmulde zeitgleich in unterschiedlichen Abschnitten der Grillfläche statt, wie es in Abbildung 55 zu sehen ist. Dabei fallen die typischen Emissionen aus allen drei Betriebsphasen parallel an, sodass sich bei den größeren Holzkohlegrillanlagen bei den einzelnen Schadstoffkomponenten gegebenenfalls deutlich höhere Schadstofffrachten ergeben können als bei den Holzkohlegrillanlagen mit kleineren Grillflächen, bei denen die einzelnen Betriebsphasen (Glutbettvorbereitung, Grillvorgang, Regenerierung der Grillmulde) zeitlich getrennt stattfinden.

Aufgrund des großen Einflusses der Betreibenden auf den Betrieb lassen sich keine allgemeingültigen Aussagen über die genauen Emissionsfrachten aus Holzkohlegrillanlagen treffen. Nach Beobachtungen in der Praxis sind höhere Emissionsfrachten als im Technikum gemessen, möglich.

9 Ermittlung der Effektivität eines markterhältlichen fünfstufigen Abgasreinigungssystems beim Einsatz in einer herkömmlichen Holzkohlegrillanlage

9.1 Problematik bei der Abgasreinigung in Holzkohlegrillanlagen

Das Hauptziel beim Einsatz einer Abgasreinigung bei Holzkohlegrillanlagen besteht darin, die Belastung von Gerüchen, fettartigen Verschmutzungen und die Rauchentwicklung zu mindern, welche die Hauptursachen für Beschwerden gemäß der durchgeführten Online-Umfrage darstellen. Die Minderung von gesundheitsrelevanten Schadstoffen wie z. B.

Kohlenwasserstoffverbindungen, PAK und BTEX, welche beim Grillprozess in beachtlichen Konzentrationen entstehen, wurde bisher nicht in Betracht gezogen. Bisher sind nur wenige Unternehmen auf dem deutschen Markt vertreten, die sich mit dem Thema gründlich befasst haben und eine wirtschaftlich adäquate Abgasreinigung anbieten können. Die meisten auf dem Markt angebotenen Abgasreinigungssysteme wurden ursprünglich für die Abluftreinigung im Küchenbereich entwickelt und anschließend im Zuge einer aufwändigen Anpassung auch für die Abgasreinigung von Abgasen aus Holzkohlegrillanlagen angeboten. Die größte Herausforderung bei der Abgasreinigung von Holzkohlegrillanlagen besteht in den folgenden Punkten:

- ▶ Behandlung einer großen Abgas- bzw. Abluftmenge, welche durch die starke Verdünnung aufgrund der Absaugung einer großen Menge an Umgebungsluft beim Betrieb der Holzkohlegrillanlagen zustande kommt.
- ▶ Hohe Konzentrationen an fetthaltigen Aerosolen und Partikeln, die nicht nur viele Probleme bei der nachgeschalteten Abgasreinigung hervorrufen, sondern auch die Brandgefahr bei deren Ablagerung in der Abgasstrecke erhöhen. Ein Beispiel für einen Fettbrand in einer Abgasanlage einer Holzkohlegrillanlage ist in Abbildung 84 zu sehen.
- ▶ Sehr hohe Konzentrationen an nicht verbrannten Abgasbestandteilen, unter anderem Kohlenwasserstoffe, polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), BTEX bzw. Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xybole, die entweder durch thermische, katalytische oder durch Adsorptionsverfahren bei der Anwendung von Aktivkohlefiltern mit einem entsprechenden Aufwand gemindert werden könnten.
- ▶ Hohe Konzentrationen an Geruchsstoffen, bei einem stark verdünnten Abgas bzw. einem höheren Abgasvolumenstrom erfordert große Aggregatvolumina für die Durchführung von Geruchsminderungsprozessen wie z. B. Ozonierung, wobei die optimale Verweilzeit der Gerüche in dem Reduktionsreaktor im Minutenbereich liegt. Beim Einsatz von Aktivkohlefiltern sollte auf einen regelmäßigen Austausch der Aktivkohlefilterpatronen geachtet werden, da es sonst zur Desorption von Schadstoffen kommt.
- ▶ Eine unsystematische Betriebsweise der Holzkohlegrillanlagen, welche sporadisch bzw. ab und zu über den Tag oder dauerhaft bis zu 23 Stunden am Tag betrieben werden, führt dazu, dass ein konstanter und wirtschaftlicher Betrieb von Abgasreinigungsanlagen bei dieser Anwendung erschwert wird.

- Fehlende technische Kompetenzen und nicht ausreichend geschultes Personal für Betrieb, Wartung und Instandhaltung von Abgasreinigungstechnik in vielen Lokalen.

Abbildung 84: Beispiel für einen Fettbrand in der Abgasanlage einer Holzkohlegrillanlage.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurde ein beispielhaftes markterhältliches Abgasreinigungssystem für Holzkohlegrillanlagen praxisgemäß aufgebaut und hinsichtlich der Abgasminderungseffektivität untersucht. Das Ziel dieser Untersuchung ist es den Stand der Abgasreinigungstechniken bei dieser Anwendung zu ermitteln, um gegebenenfalls entsprechende immissionsschutzrechtliche Empfehlungen abzuleiten. Die ausgesuchte Abgasreinigungsanlage (technische Kombination S-V gemäß der Tabelle 30, siehe auch Abschnitt 7.2.2) beinhaltet alle möglichen Abgasreinigungsstufen, die auf dem deutschen Markt angeboten werden.

Beispielhafte Abgasreinigungssysteme, welche sich in der Praxis für die Anwendung bei Holzkohlegrillanlagen etabliert haben, sind in Tabelle 30 aufgeführt. Die in Tabelle 30 aufgeführten Stufen werden nicht nur in unterschiedlichen technischen Kombinationen, sondern auch in unterschiedlicher Reihenfolge/Anordnung für die Abgasreinigung angeboten. Bisher liegen keine Erfahrungen über die Wirksamkeit dieser Abgasreinigungssysteme vor. Die Ergebnisse der durchgeföhrten Online-Umfrage und auch der Befragung von Lokalbetreibenden vor Ort zeichnen ein negatives Bild über die Funktionalität und den hohen Aufwand für den Betrieb der Abgasreinigungstechnik.

Tabelle 30: Übliche Kombinationen aus unterschiedlichen Abgasreinigungsstufen gemäß der durchgeföhrten Literatur- und Praxisrecherche (xx: Obligatorisch, x: optional, ---: nicht vorhanden).

Abgasreinigungsstufen	Reinigungsziel	Technische Kombinationen aus unterschiedlichen Abgasreinigungsstufen (Abgasreinigungssysteme) (*)				
		S-I	S-II	S-III	S-IV	S-V
Flammenschutzfilter	Abscheidung von groben Staub- und Fettpartikeln	xx	xx	xx	xx	xx
Abgaswäscher (sehr vereinfachter Abgas-Quenchprozess)	Kühlung des Abgases und Abscheidung bzw. Kondensierung von Staub- und Fettpartikeln	xx	---	xx	---	xx
Drahtgestrick-/Tropfenabscheider	Abscheidung von groben Staub- und Fettpartikeln	xx	---	x	---	xx
Schwammfilter (Tieffilter)	Abscheidung von feinen Staub- und Fettpartikeln	x	---	---	---	xx
elektrostatischer Abscheider	Abscheidung von feinen Staub- und Fettpartikeln	---	xx	xx	---	xx
Aktivkohlefilter	Eliminierung von Gerüchen und adsorbierbaren Abgasverbindungen (z. B. BTEX, PAK usw.)	---	---	---	---	xx
Ozonierungsverfahren	Eliminierung von Gerüchen	---	xx	xx	---	xx
Plasmaverfahren	Eliminierung von Gerüchen und Zerstörung sämtlicher Kohlenwasserstoffverbindungen	---	---	---	xx	---

(*): S-I: System I, S-II: System II, S-III: System III, S-IV: System IV, S-V: System V.

Im Rahmen dieses Projekts wurden folgende Untersuchungen des Abgasreinigungssystems durchgeführt, um die Effektivität der einzelnen Abgasreinigungsstufen sowie des nach Abschnitt 7.2.2 verwendeten Abgasreinigungssystem, zu bewerten.

- Untersuchung der Effektivität der Abgasreinigung hinsichtlich der Minderung von Feinstaub, Kohlenwasserstoffen, geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, PAK, BTEX, Schermetallen und Gerüchen, im Neuzustand. Dazu wurde die Effektivität der einzelnen Abgasreinigungsstufen (Abgaswäscher, elektrostatischer Abscheider und Aktivkohlefilter) hinsichtlich der Geruchsminderung von geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen ohne und mit Ozonzugabe anhand einer Messung mit dem FTIR-Messverfahren (Fourier-Transform-Infrarotspektrometer) durchgeführt.

- Untersuchung der Effektivität der Abgasreinigung hinsichtlich der Minderung von Feinstaub, Kohlenwasserstoffen, geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen, PAK, BTEX und Schwermetallen nach einer vierwöchigen Belastungssimulation der Abgasreinigung die einer Grillgutmenge von ungefähr 900 kg Hackfleischspießen entspricht. Bei der Belastung wurden insgesamt 171 kg Fett verwendet. Diese Fettmenge wurde aufgespießt und gegrillt, wobei ca. 70 Ma.-% von dieser Fettmenge bei den durchgeföhrten Grillversuchen geschmolzen ist und einen Schwelbrand erfahren hat. Die geschmolzene Fettmenge entspricht nach den ermittelten spezifischen Werten und Faktoren circa der Fettmenge, die beim Grillen von 900 kg Hackfleischspießen abtropft. Es ist zu erwähnen, dass die Hackfleischspieße über einen Fettanteil zwischen 40 Ma.-% bis 50 Ma.-% verfügen, wovon 35 Ma.-% beim Grillvorgang schmelzen und einen Schwelbrand verursachen.

In den folgenden Abschnitten wird die Effektivität der gesamten Abgasreinigung hinsichtlich der Minderung von Kohlenwasserstoffen, BTEX, PAK, Feinstaub und Gerüchen geschildert. Darüber hinaus wird die Effektivität der einzelnen Stufen nur hinsichtlich der Minderung von geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen mit Hilfe eines FTIR-Messgeräts bewertet.

9.2 Ermittlung der Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage

Die Rohgasmessungen fanden in einer separaten Abgasanlage statt, ohne dass das Abgas durch die Abgasreinigung gesaugt wurde. Bei den Messungen mit Abgasreinigung, wurden aufgrund des höheren Druckverlustes durch die Abgasreinigung, deutlich höhere Umgebungsluftmengen abgesaugt als bei Messungen im Rohgas. Für die Bewertung der Effektivität der Abgasreinigung sowohl im Neuzustand als auch nach der Belastung sollten aufgrund der unterschiedlichen Abgasvolumenströme nur die Frachten herangezogen werden. Die Frachten ergeben sich aus der Multiplikation der Konzentrationen mit dem Abgasvolumenstrom.

9.2.1 Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage im Neuzustand

In Tabelle 31 sind die Konzentrationen und Frachten der Schadstoffemissionen (Kohlenstoffmonoxid, Kohlenwasserstoffe, geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe, PAK, BTEX, Feinstaub, Schwermetalle und Gerüche), welche für die Bewertung der Emissionssituation von Holzkohlegrillanlagen relevant sind, abgebildet. Diese sind mit und ohne Abgasreinigung sowohl im Neuzustand als auch nach der Belastung des Abgasreinigungssystems dargestellt. Im Neuzustand wurden die Messungen sowohl bei der Gluthettvorbereitung als auch anschließend beim Grillvorgang getrennt durchgeführt, um die Effektivität der Abgasreinigung von diesen beiden Betriebszuständen zu bewerten. Die dabei ermittelten Werte sind in Tabelle 31 als 25 %- und 75 %-Quartile zusammengefasst. Es ist zu erwähnen, dass sich die Messungen ohne und mit Abgasreinigung auf unterschiedliche Betriebstage beziehen. Eine parallele Messung aller Schadstoffemissionen war aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht möglich. Bei allen durchgeföhrten Messungen wurden ausschließlich markterhältliche und bezüglich des Fettanteils identische Grillspieße eingesetzt, welche vom gleichen Lokal erworben wurden.

Durch den Vergleich der Frachten ohne und mit Abgasreinigung lässt sich feststellen, dass die Abgasreinigungsanlage im Neuzustand eine bemerkbare Minderung aller betrachteten Schadstoffemissionen, außer Kohlenstoffmonoxid gewährleistet (siehe Tabelle 31). In der aufgebauten technischen Konstellation haben die Abgasreinigungsstufen keinen Einfluss auf die Kohlenstoffmonoxidkonzentration. Die erhöhten Kohlenstoffmonoxidkonzentrationen sind betriebsbedingt unter anderem auf den Verbrennungsprozess zurückzuführen. Eine bemerkbare Minderung durch die Abgasreinigung im Neuzustand kann bei Kohlenwasserstoffverbindungen,

BTEX und PAKs festgestellt werden, welche hauptsächlich auf den Aktivkohlefilter zurückzuführen ist. Die Feinstaubminderung erfolgt in der Testanlage maßgeblich durch die mehrstufigen Schwammfilter sowie durch den elektrostatischen Abscheider.

Tabelle 31: Effektivität der Abgasreinigung im Neuzustand bei der Glutbettvorbereitung sowie beim Grillen von Hackfleischspießen. Als Brennstoff wurde Grill-Holzkohle A eingesetzt.

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Glutbettvorbereitung		Grillphase (Hackfleischspieße)	
		ohne Abgasreinigung	mit Abgasreinigung	ohne Abgasreinigung	mit Abgasreinigung
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	19,7 – 20,0	20,2 – 20,4	20,3 – 20,6	20,5 – 20,6
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	679 – 870	332 – 399	427 – 613	175 – 334
	[g/h]	548 – 702	440 – 528	345 – 495	237 – 452
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	91 – 219	62 – 103	174 – 277	60 – 79
	[g/h]	73 – 177	82 – 136	140 – 224	81 – 107
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	40 – 87	30 – 38	92 – 147	39 – 50
	[g/h]	32 – 70	40 – 50	74 – 119	53 – 68
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	46 – 127	29 – 64	63 – 134	18 – 31
	[g/h]	37 – 102	38 – 85	51 – 108	24 – 42
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	69 – 167	47 – 79	142 – 227	46 – 61
	[g/h]	56 – 135	62 – 105	115 – 183	62 – 83
Schwefeldioxid SO ₂	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Schwefeloxide deutlich unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze. Von Zeit zu Zeit gab es Spitzen im Bereich zwischen 10 ppm und 35 ppm, welche für die Gesamtauswertung der Emissionen keine Bedeutung haben.			
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Stickstoffoxide deutlich unter 10 ppm und überwiegend kleiner 5 ppm. Bei diesen niedrigen Konzentrationen ist die Messunsicherheit entsprechend groß. Bei einem unverdünnten Abgas schwankten die Stickstoffoxidkonzentrationen zwischen 150 ppm und 400 ppm.			
	[g/h]				
Methan CH ₄ (FTIR)	[mg/Nm ³]	26 – 77	20 – 49	14 – 20	4 – 11
	[g/h]	21 – 62	26 – 65	11 – 16	5 – 15
Feinstaub PM ₁₀	[mg/Nm ³]	9	nicht nachweisbar	68 – 120	< 10
	[g/h]	7	nicht nachweisbar	55 – 97	< 10
Feinstaub PM _{2,5}	[mg/Nm ³]	9	nicht nachweisbar	68 – 120	< 10

Stoff/Stoffgruppe	Einheit	Glutbettvorbereitung		Grillphase (Hackfleischspieße)	
		ohne Abgasreinigung	mit Abgasreinigung	ohne Abgasreinigung	mit Abgasreinigung
	[g/h]	7	nicht nachweisbar	55 – 97	< 10
Schwermetalle (Laboranalyse)	[µg/Nm³]	66	--	3,09	10,04
	[mg/h]	53	--	2,49	13,05
PAK (Laboranalyse)	[µg/Nm³]	25	--	280	nicht nachweisbar
	[mg/h]	20	--	224	nicht nachweisbar
BTEX (Laboranalyse)	[µg/Nm³]	490	--	5.830	2.310
	[mg/h]	392	--	4.664	3.003
Gerüche (Olfaktometer)	[GE/m³]	18.200	100	36.000- 120.000	300-500

Bei den durchgeführten Messungen mit Abgasreinigung wurde eine leichte Erhöhung der Schwermetalle, unter anderem Zink, im Vergleich ohne Abgasreinigung festgestellt. Die leicht erhöhten Konzentrationen an Zink beim Einsatz der Abgasreinigung im Vergleich ohne Abgasreinigung könnten entweder auf die Ablösung von Zink aus dem Werkstoff der verwendeten Abgasreinigungsbestandteile oder auf den Brennstoff zurückgeführt werden, da die Messungen vor und nach der Belastung der Abgasreinigung sich auf unterschiedliche Betriebstage beziehen.

Auffällig war, dass die Zinkkonzentrationen sowohl vor als auch nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage deutlich höher sind als jene, die im Rohgas ohne Abgasreinigung ermittelt wurden, wie Tabelle 32 zu entnehmen ist. Daher besteht eine große Vermutung, dass die erhöhten Konzentrationen an Zink durch Materialabtrag aus der Abgasreinigung zustande kamen.

Bei der Untersuchung der Abgasreinigung wurde festgestellt, dass die Aktivkohlefilter eine zentrale Rolle bei der Minderung von Kohlenwasserstoffen und Gerüchen spielen. In den vorgesetzten Stufen wurde keine Minderung dieser Schadstoffe festgestellt, wie im Abschnitt 9.2 erklärt. Die vorgesetzten Stufen tragen hauptsächlich zur Vorkonditionierung des Abgases bei, sodass die Standzeit des Aktivkohlefilters durch die Vorabscheidung von fettigen Aerosolpartikeln verlängert wird. Fettige Abgasbestandteile führen zur drastischen Verringerung der aktiven Adsorptionsfläche und somit zur Verringerung der Adsorptionsleistung. Die aktive Kühlung des Abgases durch die Abgaswäsche hat den Vorteil bei diesem System, dass die optimalen Adsorptionstemperaturen problemlos eingestellt werden können. Es ist zu erwähnen, dass je nach Abscheidewirkung der elektrostatischen Abscheider beim nassen Betrieb (Abgas mit relativ hoher relativer Feuchte) viele Dämpfe und geruchsrelevante Stoffe mitabgeschieden werden können. Eine explizite aussagekräftige Information über die Wirkung von elektrostatischen Abscheidern kann diesbezüglich im Rahmen des getätigten Untersuchungsumfangs nicht getroffen werden.

9.2.2 Effektivität der gesamten Abgasreinigungsanlage nach der Belastung

Die Schadstoffemissionen bei Grillprozessen werden entweder durch die Verbrennung von Brennstoffen oder durch den Schmelzbrand von Fetten verursacht. Im Gegensatz zum Brennstoff spielt das Speisefett eine dominante Rolle bei der Bildung von Kohlenwasserstoffen, welche als die wichtigsten Komponenten bei der Abgasreinigung zu betrachten sind. Aus diesem Grund wurden bei der Belastung der Abgasreinigung ausschließlich Fettspieße gegrillt, wobei durch eine Massenbilanz der Anteil des geschmolzenen Fetts ermittelt wurde, welches auf das Glutbett tropfte und einen Schmelzbrand verursachte. Die Hochrechnung auf die äquivalente Fleischmenge erfolgte durch experimentelle Faktoren, die beim Grillen von handelsüblichen Hackfleischspießen ermittelt worden sind. Markterhältliche Adanaspieße verfügen über einen Fettanteil zwischen 40 Ma.-% bis 50 Ma.-%, wovon im Durchschnitt ca. 35 Ma.-% beim Grillvorgang schmelzen und ein Schmelzbrand verursachen. Die Belastung des Abgasreinigungssystems erfolgte mit äquivalenten Hackfleischmengen von 900 kg, welche im Durchschnitt innerhalb von 22 Betriebstagen³ in Lokalen gegrillt werden. Die täglich zu grillende Grillgutmenge unterscheidet sich sowohl von Lokal zu Lokal als auch von einem Betriebstag zum anderen in Abhängigkeit von den täglichen Betriebsstunden, welche bei manchen Lokalen bis zu 23 Stunden betragen.

Wie in dem letzten Abschnitt 9.2.1 erwähnt wurde, spielt der Aktivkohlefilter eine zentrale Rolle bei der Minderung von Schadstoffemissionen, unter anderem von Kohlenwasserstoffverbindungen, PAKs, BTEX und Gerüchen, wobei die vorgesetzten Reinigungsstufen nur für die Vorkonditionierung des Abgases sowie für die Vorabscheidung der Fettpartikel vorgesehen sind, die den Aktivkohlefilter unnötigerweise belasten. Während des Betriebs nimmt die Adsorptionsfähigkeit des Adsorptionsmittels aufgrund der Anlagerung von Schadstoffen allmählich ab, wobei ab einer bestimmten Zeit eine sogenannte Adsorptionsdurchbruchkurve erreicht wird und ein Desorptionsprozess von adsorbierten Abgaskomponenten stattfindet, die schwache Bindungskräfte mit dem Adsorptionsmittel aufweisen.

Es wird vermutet, dass durch die Zugabe von Ozon der Desorptionsprozess im Aktivkohlefilter verstärkt wird. Schadstoffe, die schwächere Bindungskräfte mit dem Adsorptionsmittel aufweisen als mit Ozon werden durch das Ozon desorbiert. Eine genaue Aussage über das Adsorptionsverhalten von Kohlenwasserstoffen in Kombination mit der Ozonzugabe lässt sich anhand der durchgeföhrten Untersuchungen nicht treffen und benötigt somit weitere ausführliche Untersuchungen im Labormaßstab.

Ein typisches Beispiel für das Desorptionsverhalten lässt sich bei der Abgasreinigung vor und nach der Belastung bei den BTEX-Emissionen feststellen (siehe Tabelle 32). Nach Tabelle 32 waren die BTEX-Frachten nach der Belastung des Abgasreinigungssystems, um den Faktor 2,7 höher als die ermittelten BTEX-Frachten im Neuzustand. Diese liegen außerdem deutlich höher als die zu erwartenden Frachten im Rohgas, welche sich bei unterschiedlichen Messungen zwischen 2.736 mg/h und 4.664 mg/h bewegen haben.

³ Entspricht ungefähr 41 kg Hackfleischspieße pro Tag bzw. 480 Hackfleischspießen (das entspricht 48 Hackfleischspießen pro Stunde über 10 Betriebsstunden). Bei der Zubereitung anderer Speisen (Hähnchen, Fisch, Gemüse) verringert sich die äquivalente abgetropfte Fettmenge entsprechend (siehe Ergebnisse aus den vorherigen Abschnitten) und die Betriebsdauer des Aktivkohlefilters erhöht sich dementsprechend.

Tabelle 32: Effektivität der Abgasreinigung im Neuzustand und nach einem vierwöchigen Betrieb der Abgasreinigung. Als Brennstoff wurde Grill-Holzkohle A eingesetzt.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Kohlenstoffmonoxid CO (FTIR)	[mg/Nm ³]	113 – 203	217 – 292	38 – 87	107 – 139
	[g/h]	90 – 162	254 – 342	50 – 115	139 – 181
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	227 – 510	44 – 114	166 – 278	115 – 173
	[g/h]	182 – 408	51 – 133	219 – 367	150 – 225
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	117 – 342	34 – 60	89 – 189	56 – 89
	[g/h]	94 – 274	40 – 70	117 – 249	73 – 116
OGC (FTIR)	[mg/Nm ³]	190 – 436	34 – 93	142 – 236	95 – 142
	[g/h]	152 – 349	40 – 109	187 – 312	124 – 185
OGC (FID)	[mg/Nm ³]	47 – 134	12 – 55	21 – 68	10 – 71
	[g/h]	38 – 107	14 – 64	28 – 90	13 – 92
Schwefeldioxid SO ₂	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Schwefeloxide deutlich unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze. Von Zeit zu Zeit gab es Spitzen im Bereich zwischen 10 ppm und 35 ppm, welche für die Gesamtauswertung der Emissionen keine Bedeutung haben.			
	[g/h]				
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Stickstoffoxide deutlich unter 10 ppm und überwiegend kleiner 5 ppm. Bei diesen niedrigen Konzentrationen ist die Messunsicherheit entsprechend groß. Bei einem unverdünnten Abgas schwankten die Stickstoffoxidkonzentrationen zwischen 150 ppm und 400 ppm.			
	[g/h]				
Schwermetalle	[µg/Nm ³]	3,09	10,04	0,12	7,28
	[mg/h]	2,47	13,05	0,09	9,46
PAK	[µg/Nm ³]	280	nicht nachweisbar	433	271
	[mg/h]	224	nicht nachweisbar	346	352
BTEX	[µg/Nm ³]	5.830	2.310	3.420	6.220
	[mg/h]	4.664	3.003	2.736	8.086
fettige Aerosole und Feinpartikel (PM ₁₀ , PM _{2,5})	[mg/Nm ³]	134 – 156	< 8	134 – 156	< 4
	[g/h]	107 – 125	< 10	107 – 125	< 5
Ultrafeinstaub (5 nm bis 350 nm, gezählt, SMPS)	[Partikel/ Ncm ³]	6,6x10 ⁶	2,7x10 ⁴	6,6x10 ⁶	2,7x10 ⁴

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Gerüche (Olfaktometer)	[GE/m ³]	36.000 – 120.000	300 – 500	36.000 – 120.000	4.200 – 5.000

Nicht nur beim BTEX, sondern auch bei den PAKs wurde die Durchbruchkurve des Aktivkohlefilters nach der Belastung der Abgasreinigung erreicht, wobei die Frachten im Roh- sowie im Reingas in einem ähnlichen Größenordnungsbereich lagen.

Der Einfluss der installierten Abgasreinigung auf die Gerüche kann annähernd durch die Bewertung von geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen erfolgen (siehe Abbildung 85, Abbildung 86 und Abbildung 87). Hier ist deutlich zu erkennen, dass durch das Abgasreinigungssystem eine deutliche Minderung der geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe erzielt werden kann. Erhöhte Konzentrationen der geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffe nach der Belastung des Abgasreinigungssystems sind auch durch die Emissionsverläufe festzustellen. Die unterschiedlichen Verdünnungsfaktoren beim Rohgas sowie beim Einsatz der Abgasreinigung wurden bei den dargestellten Kurven dieser Diagramme durch die Umrechnung auf gleiche Verdünnungsverhältnisse berücksichtigt.

Bei den durchgeführten PAK- sowie BTEX-Messungen wurde festgestellt, dass diese mit dem Fettanteil sowie mit der Flammenentwicklung während des Verbrennungsvorgangs stark korrelieren. Das heißt, je höher die Fettbelastung sowie die Temperaturen bei einer unvollständigen Verbrennung sind, desto höher sind die zu erwartenden PAK-Konzentrationen. Das Gleiche gilt für die BTEX-Verbindungen, wie es bei den Messungen mit dem Grillabgas in beiden Messungen im unverdünnten Abgaszustand festgestellt werden konnte (siehe Abschnitt 8.1).

Aufgrund der unterschiedlichen Betriebszustände beim Grillvorgang, welche betriebsbedingt variieren, wurden unterschiedliche Konzentrationen an PAK sowie an BTEX gemessen. Diese sind beim Grillen deutlich höher als bei der Glutbettvorbereitung.

Tabelle 33: Emissionen der einzelnen Komponenten an Schwermetallen ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleischspießen (vor der Belastung des Abgasreinigungssystems)		Grillen von Hackfleischspießen (nach der Belastung des Abgasreinigungssystems)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Chrom	[µg/Nm ³]	0,90	1,24	0,12	0,59
	[mg/h]	0,72	1,61	0,09	0,77
Nickel	[µg/Nm ³]	0,65	0,25	0,00	0,00
	[mg/h]	0,52	0,33	0,00	0,00
Kupfer	[µg/Nm ³]	1,54	3,02	0,00	0,00
	[mg/h]	1,23	3,93	0,00	0,00

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleischspießen (vor der Belastung des Abgasreinigungssystems)		Grillen von Hackfleischspießen (nach der Belastung des Abgasreinigungssystems)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Zink	[µg/Nm³]	0,00	5,21	0,00	6,66
	[mg/h]	0,00	6,77	0,00	8,66
Arsen	[µg/Nm³]	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00	0,00	0,00
Selen	[µg/Nm³]	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00	0,00	0,00
Cadmium	[µg/Nm³]	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00	0,00	0,00
Quecksilber	[µg/Nm³]	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00	0,00	0,00
Blei	[µg/Nm³]	0,00	0,32	0,00	0,03
	[mg/h]	0,00	0,42	0,00	0,03
Σ	[µg/Nm³]	3,09	10,04	0,12	7,28
	[mg/h]	2,47	13,06	0,09	9,46

Darüber hinaus kann auch die starke Vorbelastung der Grillmulde mit Fett bei einer nicht vollständig durchgeführten thermischen Regenerierung zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen, unter anderem an PAK und BTEX, bei der Messung führen. Im Rahmen der durchgeführten Messungen an realen Holzkohlegrillanlagen wurden keine PAKs- und BTEX-Messungen bei der Regenerierung der Brennstoffmulde durchgeführt. Beobachtungen in der Praxis zeigen, dass die thermische Regenerierung der Grillmulde parallel zum Grillvorgang erfolgt. Bei größeren Holzkohlegrillanlagen wird die Grillfläche in drei Bereiche eingeteilt, wobei im ersten Bereich das Glutbett vorbereitet bzw. die anderen zwei Bereiche abwechselnd zum Grillen und regenerieren verwendet werden (siehe Abbildung 55).

Tabelle 34: Emissionen der einzelnen Komponenten an PAK ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Naphthalin	[µg/Nm³]	1.001,7	10,0	1.001,7	26,7
	[mg/h]	811,7	13,3	811,7	35,0

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Acenaphthylen	[µg/Nm ³]	17,90	nicht nachweisbar	17,90	0,78
	[mg/h]	14,32	nicht nachweisbar	14,32	1,01
Acenaphthen	[µg/Nm ³]	9,20	nicht nachweisbar	9,20	nicht nachweisbar
	[mg/h]	7,36	nicht nachweisbar	7,36	nicht nachweisbar
Fluoren	[µg/Nm ³]	17,90	nicht nachweisbar	17,90	nicht nachweisbar
	[mg/h]	14,32	nicht nachweisbar	14,32	nicht nachweisbar
Phenanthren	[µg/Nm ³]	11,20	0,60	11,20	0,82
	[mg/h]	8,96	0,78	8,96	1,07
Anthracen	[µg/Nm ³]	2,40	nicht nachweisbar	2,40	nicht nachweisbar
	[mg/h]	1,92	nicht nachweisbar	1,92	nicht nachweisbar
Fluoranthren	[µg/Nm ³]	1,30	nicht nachweisbar	1,30	nicht nachweisbar
	[mg/h]	1,04	nicht nachweisbar	1,04	nicht nachweisbar
Pyren	[µg/Nm ³]	0,81	nicht nachweisbar	0,81	nicht nachweisbar
	[mg/h]	0,65	nicht nachweisbar	0,65	nicht nachweisbar
Benzo(a)-anthracen	[µg/Nm ³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Chrysen	[µg/Nm ³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(b)-fluoranthren	[µg/Nm ³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar

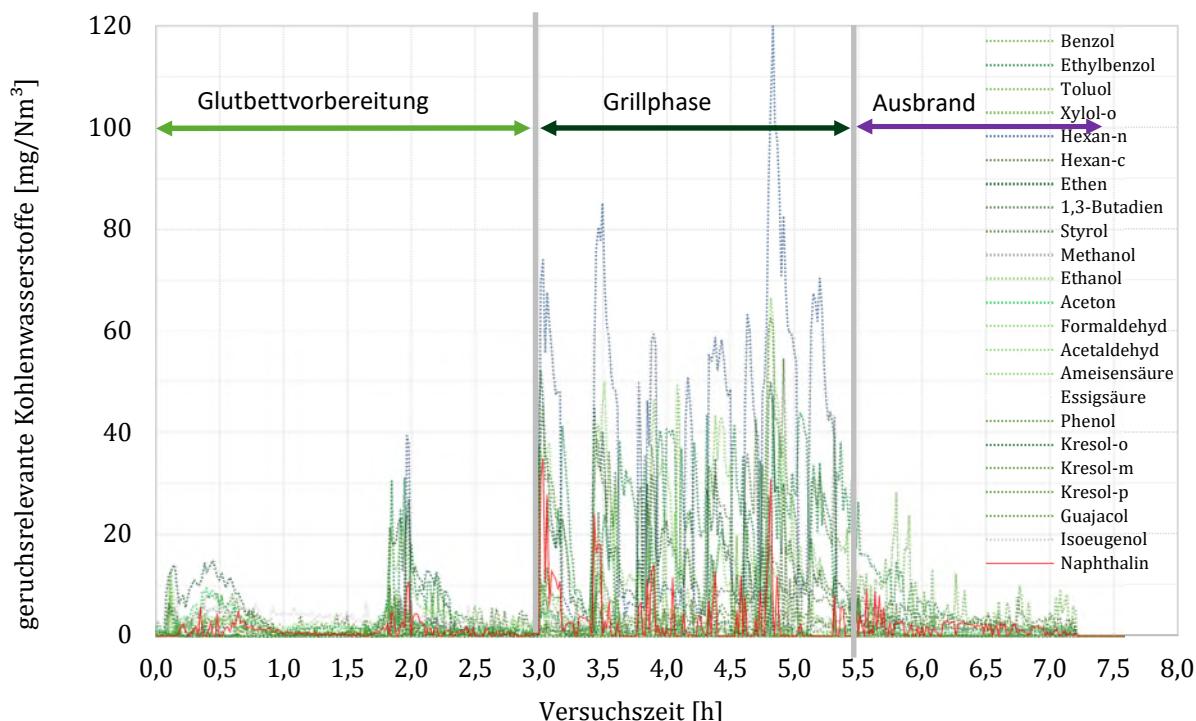
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Benzo(k+j)-fluoranthen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(a)-pyren	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Indeno-(123cd)pyren	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Dibenzo(ah)-anthracen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(ghi)-perlynen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Σ	[µg/Nm³]	1.073	11	1.072	28
	[mg/h]	861	14	860	37

Bei den durchgeföhrten PAK-Messungen wurden in den Blindproben der XAD-Kartuschen höhere Naphthalin-Konzentrationen festgestellt. Aus diesem Grund wurde Naphthalin bei allen durchgeföhrten PAK-Messungen beim stark verdünnten Abgas nicht berücksichtigt und stellen somit keinen Teil der in Tabelle 34 dargestellten Ergebnisse dar. Bei den durchgeföhrten Grillversuchen bzw. wiederholten Messungen mit naphthalinfreien XAD-Kartuschen wurden sehr hohe Naphthalin -Konzentrationen festgestellt, wie es im Abschnitt 8.2.1 erläutert ist. Außerdem wurden bei den durchgeföhrten Messungen mit dem FTIR-Messverfahren beim Grillen tendenziell erhöhte Konzentrationen an Naphthalin im Vergleich zur Verbrennung von Brennstoffen festgestellt (siehe Abbildung 85, Abbildung 86 und Abbildung 87). Es ist zu erwähnen, dass die mit dem FTIR gemessenen Konzentrationen von Spurstoffen ausschließlich für die Erkennung der tendenziellen Verläufe der jeweiligen Komponenten bei unterschiedlichen Betriebszuständen angesehen und nicht als absolute Werte angenommen werden sollten.

Tabelle 35: Emissionen der einzelnen Komponenten an BTEX ohne und mit Abgasreinigung sowie vor und nach der Belastung der Abgasreinigungsanlage.

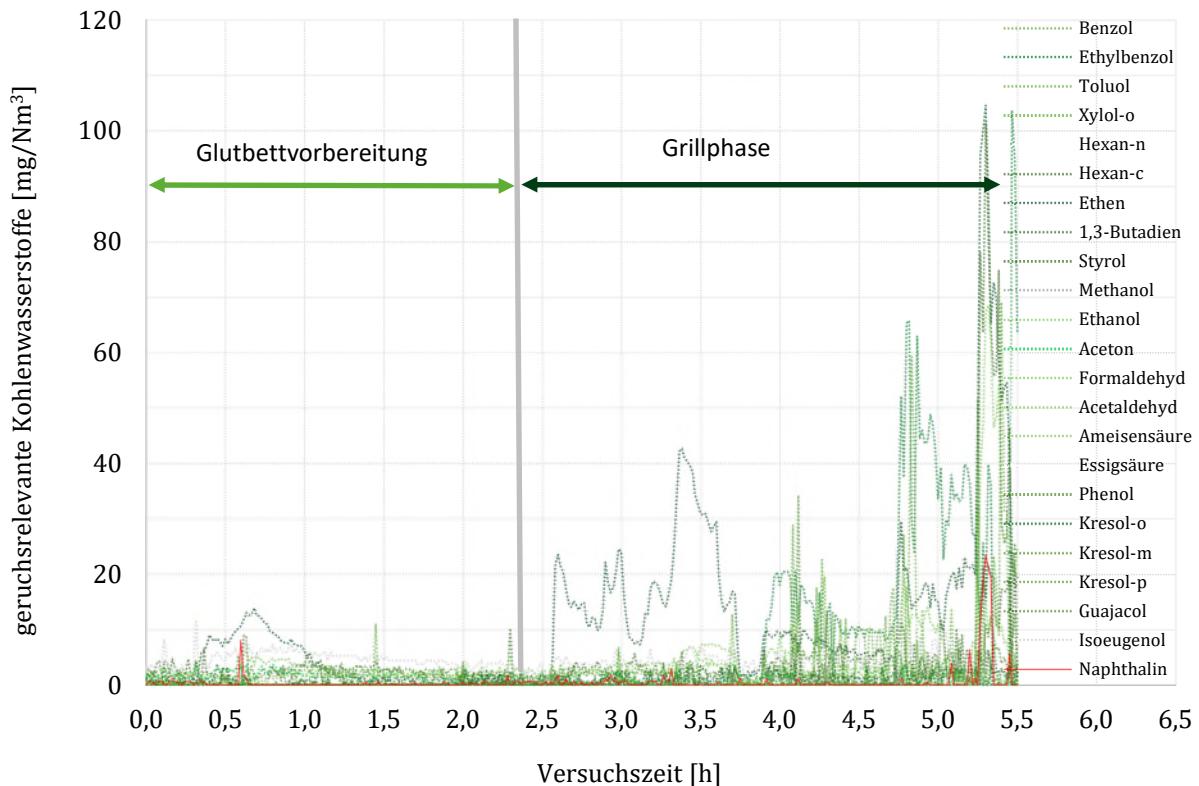
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Grillen von Hackfleisch (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Benzol	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	2.600	nicht nachweisbar	1.580	2.400
	[mg/h]	2.080	nicht nachweisbar	1.264	3.120
Toluol	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	1.920	nicht nachweisbar	1.080	1.230
	[mg/h]	1.536	nicht nachweisbar	864	1.599
Ethylbenzol	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	540	200	340	430
	[mg/h]	432	260	272	559
m-, p-Xylol	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	320	1.350	160	1.270
	[mg/h]	256	1.755	128	1.651
o-Xylol	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	450	760	260	890
	[mg/h]	360	988	208	1.157
Σ	[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	5.830	2.310	3.420	6.220
	[mg/h]	4.664	3.003	2.736	8.086

Abbildung 85: Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen ohne Abgasreinigung.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 86: Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen im Neuzustand der Abgasreinigung.

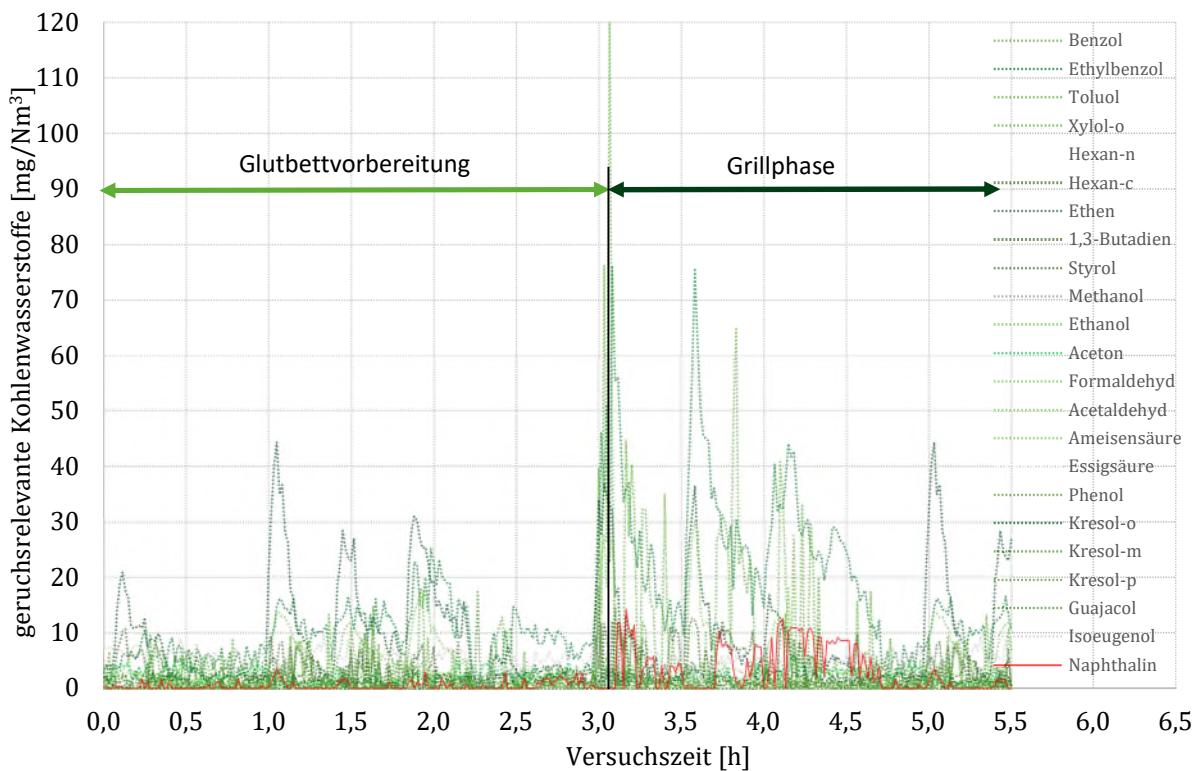


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Eine deutliche Abscheidewirkung hat das Abgasreinigungssystem bei Feinstaub in der Glutbettvorbereitungsphase sowie bei den fettartigen Aerosolen über den Grillvorgang gezeigt. Diese wirksame Abscheidewirkung beim Fein- und Ultrafeinstaub ist auf den mehrstufigen Schwammfilter sowie auf den zweistufigen elektrostatischen Abscheider zurückzuführen. Die Fettablagerung im Schwammfilter führt zu einer schnellen Erhöhung des Druckverlusts im Abgasreinigungssystem. Daher wird ein regelmäßiger Austausch der Aktivkohlefilter empfohlen.

Die Untersuchung des Abgasreinigungssystems hinsichtlich der Abscheidung von Stickstoffoxiden konnte im installierten Zustand aufgrund der niedrigen Konzentrationen der Stickstoffoxide durch die starke Verdünnung nicht untersucht werden. Eine Minderung durch das Abgasreinigungssystem ist nicht zu erwarten. Stickstoffoxide würden nur durch eine selektive katalytische Reduktion (SCR-Verfahren) gemindert werden.

Abbildung 87: Emissionen an geruchsrelevanten Kohlenwasserstoffen beim Grillen von Hackfleischspießen nach der vierwöchigen Belastung der Abgasreinigung.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das untersuchte Abgasreinigungssystem eine deutliche Reduzierung der Schadstoffe aus dem Grillprozess, unter anderem Feinstaub, Kohlenwasserstoffe (u.a. BTEX und PAK), sowie Gerüche gewährleisten kann. Eine sichere Funktionalität ist mit einem höheren Aufwand und Kosten verbunden. Diese ergeben sich u.a. aus der Notwendigkeit des täglichen Austauschs der Schwammfilter sowie der Reinigung der Flammenschutzfilter sowie des Drahtgesticks. Darüber hinaus ist der Austausch des Adsorptionsmittels beim Erreichen der Durchbruchkurven der jeweiligen Schadstoffemissionen notwendig. Die Häufigkeit des Austauschs hängt von der Rauchgasbelastung ab. Bei den durchgeführten Untersuchungen hat sich ein Verbrauch von ungefähr 1 Kilogramm Aktivkohle für 0,2 bis 0,4 Kilogramm Fett (entspricht im Durchschnitt 1 kg bis 2 kg Grillspieße) abhängig von der Betriebsweise ergeben. Die Ermittlung des spezifischen Verbrauchs der Aktivkohle gilt nur für die untersuchte technische Konstellation, die in der Tabelle 30 unter Variante S-V beschrieben ist. Es ist zu erwähnen, dass die Preise der Aktivkohle in Abhängigkeit von der Qualität und den erworbenen Mengen auf dem Markt variieren, wobei mit spezifischen Kosten von 6 Euro und 10 Euro pro Kilogramm für die Endverbrauchenden gerechnet werden kann. Beim Einsatz von Aktivkohlefiltern ist es notwendig das Adsorptionsmittel rechtzeitig auszutauschen, um die gewünschte Abscheideleistung in der Praxis auf Dauer zu erzielen. Aus diesem Grund sollten bei der Anwendung von Aktivkohlefiltern entsprechende Regularien und automatische Überwachungssysteme entwickelt werden, mit denen die Betreibenden bezüglich eines notwendigen Austauschs des Adsorptionsmittels vorgewarnt werden.

10 Emissionsmessungen an handelsüblichen Pizza- und Brotbacköfen

Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurden Emissionsmessungen an realen Pizza- und Brotbacköfen durchgeführt. Im Einzelnen wurden folgende Backöfen vermessen:

- ▶ handelsüblicher Pizzabackofen, welcher in einem gewerblich betriebenen Restaurant mit Scheitholz betrieben wird,
- ▶ handbeschickter Brotbackofen in einer gewerblichen Holzbäckerei, welcher mit Scheitholz betrieben wird und
- ▶ automatisch beschickter Brotbackofen in einer gewerblichen Holzbäckerei, welcher mit DINplus-Pellets befeuert wird.

Pizza und Brotbacköfen unterscheiden sich sowohl durch die verwendete Verbrennungstechnik als auch durch die Betriebsweise voneinander. Während Pizzabacköfen in der Regel als Dauerbrandöfen mit einem offenen Feuer betrieben werden, wobei über den gesamten Betriebstag neue Brennstoffe auf das gebildete Glutbett gelegt werden, werden im Gegensatz dazu Brotbacköfen als Zeitbrandöfen mit einem geschlossenen Feuerraum betrieben. Aufgrund der geschlossenen Betriebsweise ist die Verdünnung des Abgases bei den Brotbacköfen um das 100-Fache geringer als bei Pizzabacköfen. Die in den Pizza- und Brotbacköfen zubereitenden Speisen (Pizza und Brote) haben in der Regel keinen Einfluss auf die Bildung von zusätzlichen Schadstoffemissionen, da die Speisen in Pizzabacköfen neben der Glut und bei den Brotbacköfen nur über die in den Ofenwänden gespeicherte Restwärme erfolgt. Ein Schwelbrand von Fetten oder ölhaltiger Marinade im Vergleich zu Holzkohlegrillanlagen findet hier im Normalfall nicht statt. Der Hauptanteil der Emissionen ergibt sich aus der Verbrennung des Brennstoffs, meistens Scheitholz. Aus diesem Grund besteht ein großes Potential, die Schadstoffemissionen über eine Optimierung des Verbrennungsprozess zu mindern. Darunter zählen unter anderem konzeptionelle, konstruktive und regelungstechnische Maßnahmen sowie integrierte aber auch nachgeschaltete Abgasreinigungstechnologien.

Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten in den Lokalen konnten nicht alle Schadstoffemissionen gemessen werden. Es wurden portable Abgasmesssysteme verwendet, mit denen hauptsächlich Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid, Kohlenstoffmonoxid, Stickstoffoxide, Schwefeldioxid, Feinstaub gemessen werden können. Im Folgenden werden die Messergebnisse der Backöfen dargestellt.

10.1 Emissionsmessung an einem handelsüblichen Pizzabackofen

Der für Emissionsmessungen ausgesuchte Pizzabackofen wurde in einer in Stuttgart befindlichen kleinen Pizzeria (Abbildung 88) betrieben. Die umliegende Nachbarschaft hat sich über diese Anlage aufgrund von geruch- und rußartigen Staubbelastungen aus diesem Pizzabackofen häufig beschwert. Der Hauptbetriebszeit ist in der Mittagszeit zwischen 11:30 Uhr und 15:00 Uhr sowie zur Abendzeit zwischen 18:00 und 23:00 Uhr. Dies konnte durch die Messungen bestätigt werden. Abbildung 89 zeigt die Emissionsverläufe von Kohlenstoffmonoxid beim Betrieb des Holzpizzabackofens über einen Zeitraum von 110 Stunden. Die Emissionen über einen beispielhaften Betriebstag sind in der Abbildung 90 dargestellt.

Aus den beiden Diagrammen lässt sich ablesen, dass die Betriebszeit dieses Pizzaofens täglich circa 10 Stunden beträgt. Während dieser Zeit wurde der Pizzabackofen zwei bis drei Mal in der

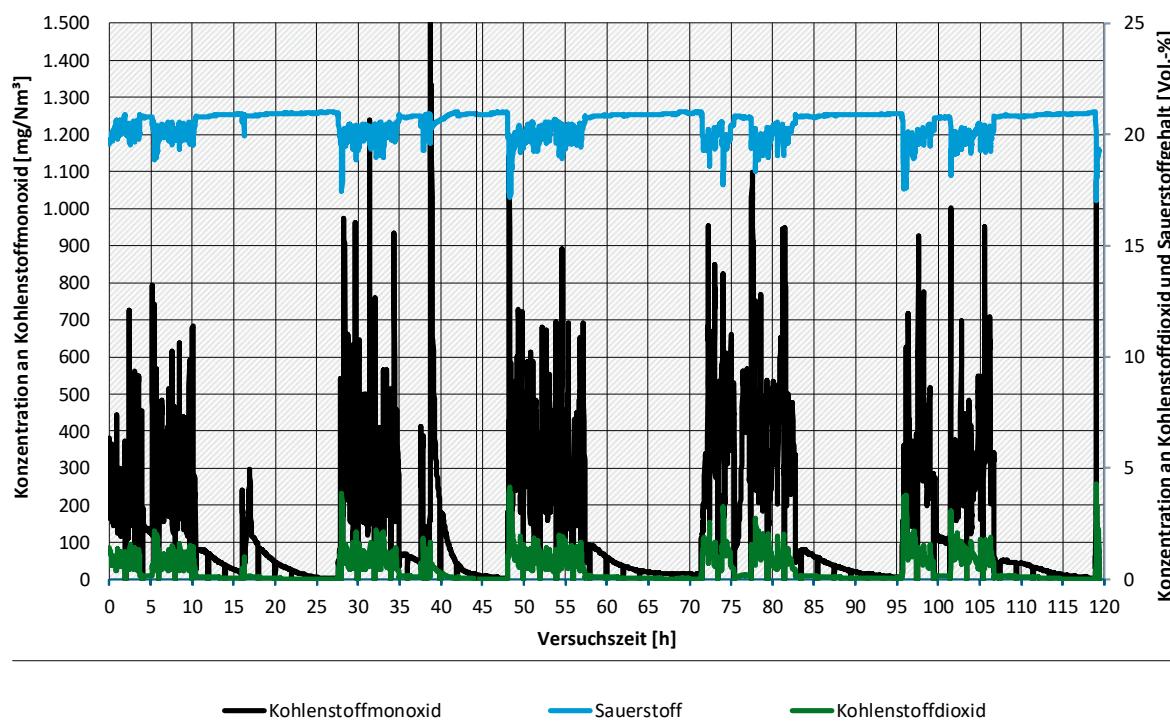
Stunde mit jeweils ca. 1,5 kg bis 2,5 kg Holz, das entspricht einer Feuerungsleistung zwischen 10 kW und 30 kW und einer jährlichen Leistung zwischen 35 MWh/a und 100 MWh/a, beschickt, sodass dieser für den Backvorgang warmgehalten werden kann. Es ist zu erwähnen, dass die Messungen während des Corona Lockdowns während der Covid-19-Pandemie durchgeführt wurden, woraus sich Abweichungen sowohl bei der normalen Betriebszeit als auch bei der Betriebsintensität ergaben.

Abbildung 88: Pizzabackofen (links) und Brennstoffe (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 89: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens über eine Betriebswoche.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die höchste Belastung an diversen Schadstoffemissionen beim Betrieb des Pizzabackofens ergibt sich bei der Nachbeschickung von neuen Brennstoffen, wobei die Verbrennung unvollständig stattfindet. Während des Betriebs schwanken die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid trotz der starken Verdünnung zwischen etwa 100 mg/Nm³ und 1.500 mg/Nm³. Dabei lagen der Sauerstoffgehalt im Abgas in Abhängigkeit von der Betriebsphase zwischen 18 Vol.-% und 20,5 Vol.-% (Abbildung 89). Zusätzlich zum Kohlenstoffmonoxid wurden Stickstoffoxide gemessen. Diese lagen deutlich unter 10 ppm und überwiegend bei unter 5 ppm, was der Messunsicherheit des Messgeräts entspricht. Bei Messungen im unverdünnten Abgas liegen die Stickstoffoxidkonzentrationen zwischen 70 mg/Nm³ und 120 mg/Nm³ und entsprechen jenen, die in der Regel bei offenen Kaminen gemessen werden. Es ist zu erwähnen, dass bei den durchgeföhrten Messungen trockenes Holz in Form von rindenfreien Scheiten verwendet wurde (Abbildung 88).

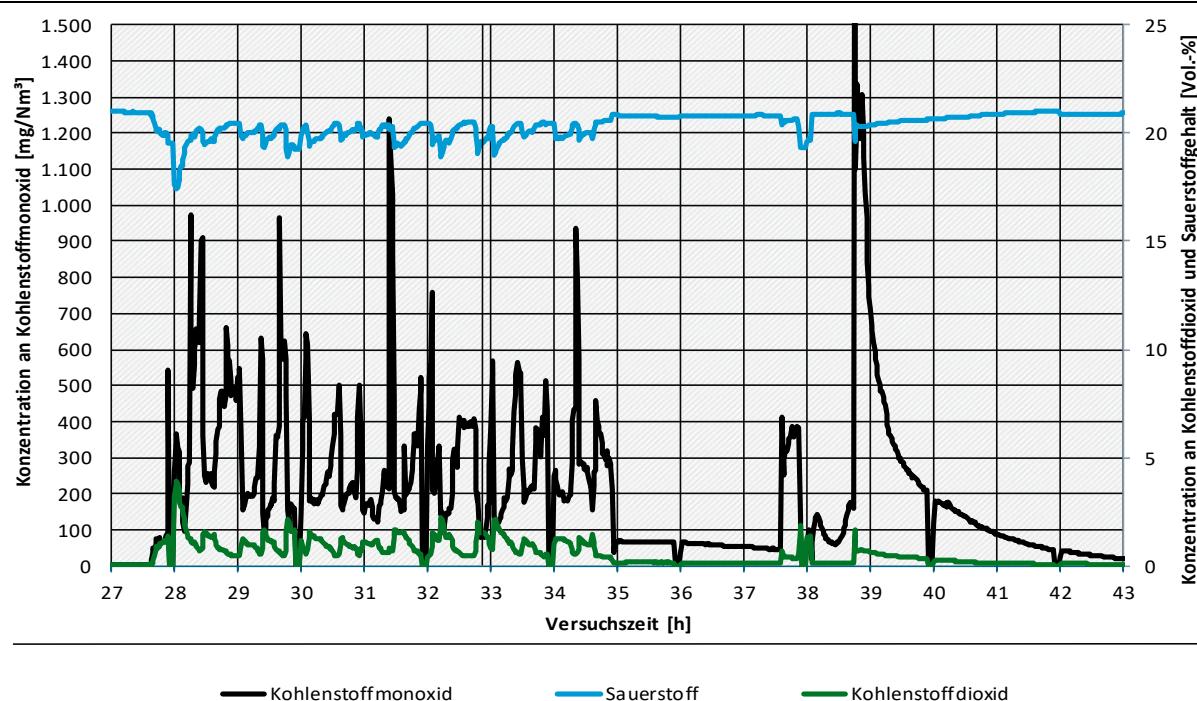
Tabelle 36: Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des Pizzabackofens an den einzelnen Betriebstagen.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Wert	Betriebs- tag 1	Betriebs- tag 2	Betriebs- tag 3	Betriebs- tag 4	Betriebs- tag 5
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	25 %-Quartil	19,9	19,9	19,7	19,7	19,7
		75 %-Quartil	20,5	20,7	20,4	20,5	20,4
		Mittelwert	20,2	20,3	20,0	20,1	20,0
Kohlenstoff- monoxid CO	[mg/Nm ³]	25 %-Quartil	141	66	168	232	135
		75 %-Quartil	284	338	404	475	333
		Mittelwert	229	246	296	369	254
Stickstoffoxide NOx	[mg/Nm ³]	25 %-Quartil	Aufgrund der starken Verdünnung lagen die Konzentrationen der Stickstoffoxide deutlich unter 10 ppm und überwiegend kleiner 5 ppm. Bei diesen niedrigen Konzentrationen ist die Messunsicherheit entsprechend groß. Bei einem unverdünnten Abgas liegen die Konzentrationen der Stickstoffoxide in dem Größenordnungsbereich zwischen 70 mg/Nm ³ und 120 mg/Nm ³ und entsprechen jenen, die in der Regel bei offenen Kaminen gemessen werden.				
Gesamtstaub	[mg/Nm ³]	Mittelwert	Zwischen 11 mg/Nm ³ und 19 mg/Nm ³ .				
PM ₁₀ , PM _{2,5} und PM ₁	[mg/Nm ³]	Mittelwert	Im Durchschnitt lagen die Konzentrationen bei 17,6 mg/Nm ³ . Die Messungen wurden mit einem TSI-Messgerät (DustTrak DRX) durchgeführt, wobei die Konzentrationen für rußartige Feinpartikel mit dem Faktor 1,80 (Dichte von Ruß)/2,65 (Dichte vom Arizona Road Dust) = 0,68 umgerechnet wurden. Das Ziel dieser Messung ist es nur eine Tendenz der Feinstaubbelastung bei dem Betrieb zu zeigen und nicht als eine normative Messung anzunehmen. Es ist zu erwähnen, dass die gemessenen Konzentrationen bei dem Streulichtmessverfahren von der Beschaffenheit von den jeweiligen Partikeln abhängen. Beispielsweise weisen Salzpartikel andere Streulichteigenschaften auf als Metalloxide oder Rußpartikel. Die Partikeldichte stellt einen				

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Wert	Betriebs- tag 1	Betriebs- tag 2	Betriebs- tag 3	Betriebs- tag 4	Betriebs- tag 5
			wichtigen Faktor von vielen Faktoren dar, die für eine genaue Umrechnung betrachtet werden sollen.				
Ultrafeinstaub	[Partikel/ Ncm ³]	Mittelwert		1,3 x 10 ⁶ Partikel/Ncm ³ (die Konzentrationen an Ultrafeinstaubpartikeln schwankten während des Betriebs zwischen 5 x 10 ⁵ Partikel/Ncm ³ und 3,8 x 10 ⁶ Partikel/Ncm ³)			

Zusätzlich zu den gasförmigen Emissionen wurden Staubemissionen sowohl gravimetrisch als auch mit einem Staubzählgerät gemessen, wobei Ultrafeinstaubpartikel zwischen 5 nm und 350 nm gezählt sowie die PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ ohne den Einsatz einer zusätzlichen Verdünnung erfasst wurden. Die gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen für Partikel im Größenbereich zwischen 5 nm und 350 nm beim Betrieb dieses Pizzabackofens sind in Abbildung 91 dargestellt. Die Partikelanzahlkonzentrationen lagen während des Betriebs in Abhängigkeit vom Verdünnungsfaktor und der Betriebsphase zwischen ca. 5x10⁵ Partikel/Ncm³ und 3,8x10⁶ Partikel/Ncm³ und im Mittel bei 1,3x10⁶ (Abbildung 91). Die geringsten Konzentrationen ergaben sich im Ausbrand bzw. im Gluthaltebetrieb, in dem ein Verdünnungsfaktor bis zum 100-Fachen festgestellt wurde. Unter Berücksichtigung der Verdünnung lassen sich die Partikelanzahlkonzentrationen mit denjenigen vergleichen, welche bei einer unvollständigen Verbrennung in Kleinfiederungsanlagen festgestellt wurden (zwischen ca. 1,0 x 10⁷ Partikel/Ncm³ bis 4,0 x 10⁷ Partikel/Ncm³).

Abbildung 90: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens über einen Betriebstag.

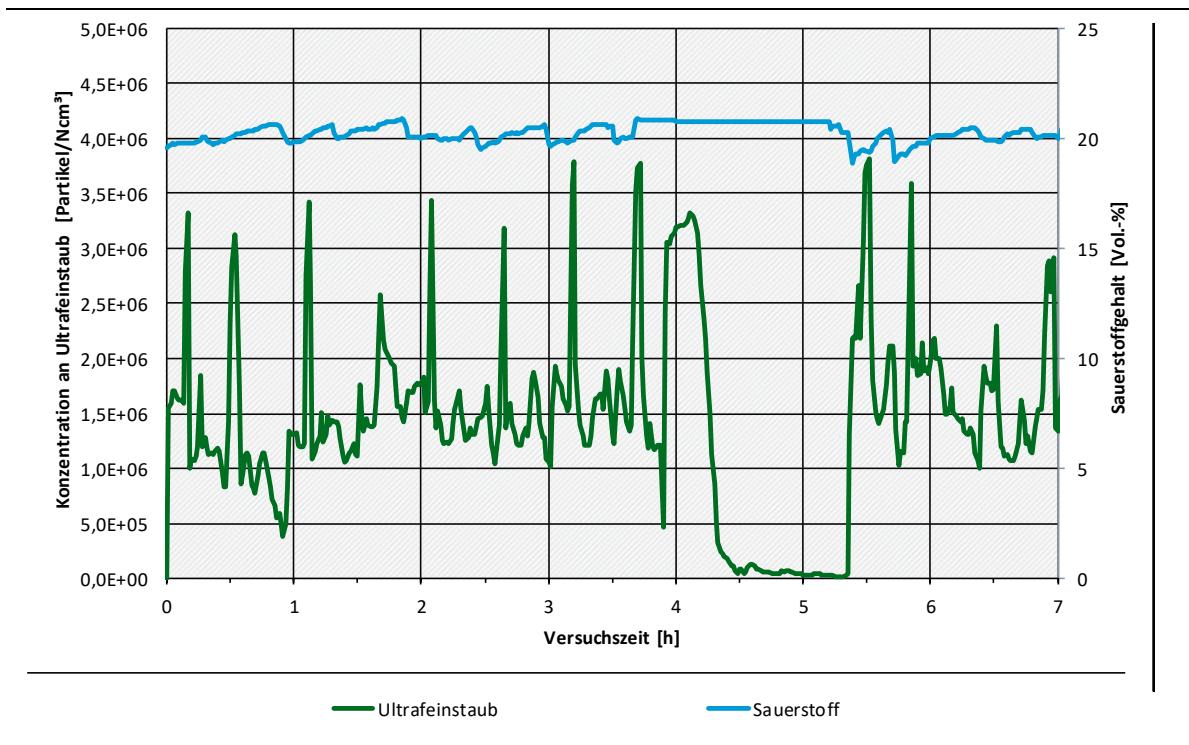


*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 91: Partikelanzahlkonzentration mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb eines Pizzaofens.

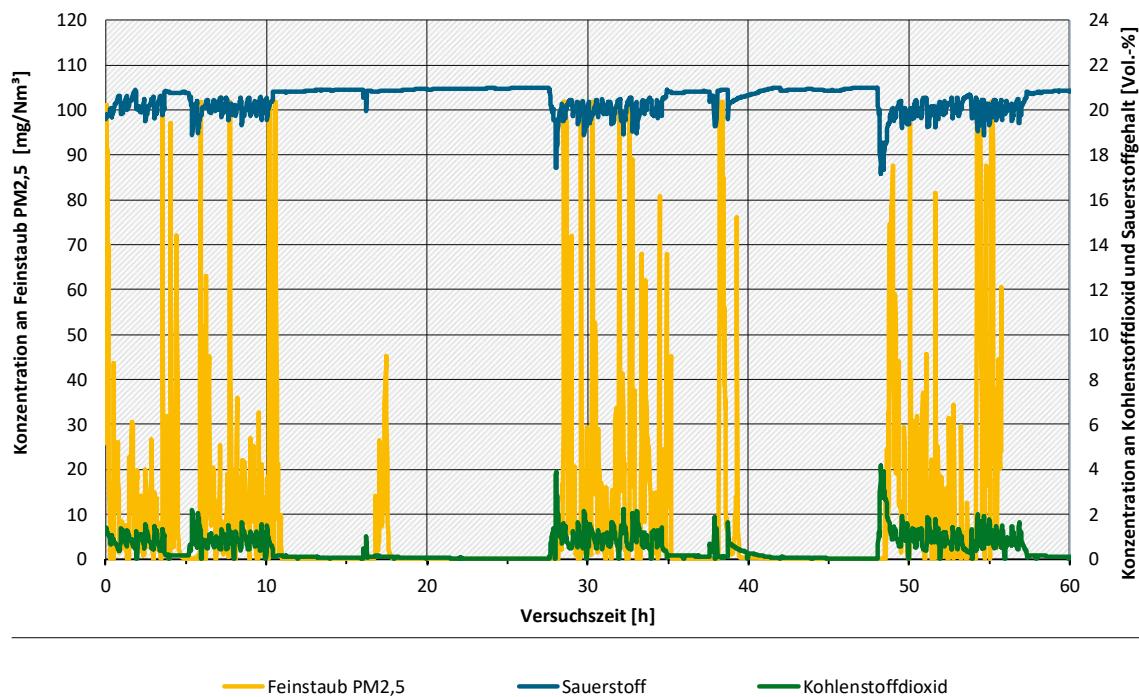


*alle Werte sind im trockenen Normzustand angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 92: PM_{2,5}-Konzentrationen mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas bei den durchgeföhrten Messungen an dem Pizzaofen gemäß Abbildung 88.



*alle Werte sind im trockenen Normzustand abgegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Eine höhere Belastung an Feinstaubpartikeln wurde außerdem beim Nachlegen von Holz festgestellt, wobei die Konzentrationen an PM_{2,5} bis auf über 100 mg/Nm³ angestiegen sind und im Mittel bei ca. 17,6 mg/Nm³ lagen. Bei den durchgeführten Messungen wurde festgestellt, dass die sich im Abgas befindlichen Feinstaubpartikel über einen aerodynamischen Durchmesser von unter 1 µm verfügen. Für die Messungen wurde ein PM-Messgerät der Firma TSI (TSI DustTrack FRX 8533) verwendet, welches gleichzeitig PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ messen kann. Da dieses Gerät für den Arizona Road Dust mit einer Materialdichte von 2,65 g/cm³ kalibriert wurde, mussten die ermittelten Konzentrationen auf rußartige Partikel umgerechnet werden, welche in der Regel überwiegend bei einer unvollständigen Verbrennung von Holz gebildet werden und über eine durchschnittliche Materialdichte von ca. 1,8 g/cm³ verfügen.

10.2 Emissionsmessung an handelsüblichen Brotbacköfen

Bei den Brotbacköfen ist zwischen hand- und automatisch beschickten Backöfen zu unterscheiden. Die automatisch beschickten Backöfen werden in der Regel mit Holzpellets betrieben, wobei hier ein klassischer Pelletbrenner verwendet wird. Die Beheizung des Backraums erfolgt sowohl durch die Flamme, als auch durch die heißen Abgase, die den Backbereich durchströmen. Handbeschickte Brotbacköfen können entweder mit stückigen Hölzern oder mit Pellets chargenweise beschickt und entsprechend betrieben werden. Bei den chargenweise beschickten Pelletöfen handelt es sich meistens um gewerbliche Backöfen. Die Konzepte der Brotbacköfen sind im Abschnitt 3.2.2 ausführlich beschrieben.

10.2.1 Handbeschickter Brotbackofen

Die gewerblichen handbeschickten Brotbacköfen verfügen in der Regel über einen großen Feuerraum, welcher gleichzeitig als Backraum dient. Zum Aufheizen des Backraums auf eine gewünschte Backtemperatur werden stückige Brennstoffe wie z. B. Holzscheite verwendet, welche in der Regel über die gesamte Backfläche gleichmäßig verteilt und verbrannt werden. Während der Verbrennung wird die Tür des Backofens entweder komplett oder zum Teil geschlossen, sodass die heißen Abgase über eine längere Zeit im Backofen verweilen und die Backsteine gleichmäßig auf eine bestimmte Temperatur aufheizen können. In der Regel beträgt die spezifische Wärmebelastung bei Backöfen zwischen 40 und 60 Kilowatt pro Quadratmeter Backfläche (40 kW/m² bis 60 kW/m²), welche notwendig ist, um den Backraum auf ausreichend hohe Temperaturen über eine längere Zeit aufheizen zu können. Die thermische Leistung bewegt sich bei den betrachteten Holzbacköfen zwischen 100 kW und 150 kW. Sie hängt hauptsächlich von der beschickten Brennstoffmenge vor dem Backvorgang und somit vom zubereitenden Backgut ab.

Zur Ermittlung des Emissionsverhaltens bei Brotbacköfen wurde ein Holzbackofen in einer bestehenden Holzbäckerei ausgesucht, welcher über zwei voneinander getrennte Backöfen verfügt (Abbildung 93). Jeder Ofen verfügt über drei Backbereiche mit drei getrennten Türen. Diese Backöfen werden in Abhängigkeit von der Nachfrage entweder abwechselnd oder gleichzeitig betrieben. Je nach Bedarf werden die Backöfen einmal oder mehrmals pro Tag angeheizt. Dabei variiert die verwendete Brennstoffmenge von Mal zu Mal, wodurch sich auch die Abbrandzeiten von Abbrand zu Abbrand unterscheiden können (zwischen etwa 45 Minuten und 120 Minuten).

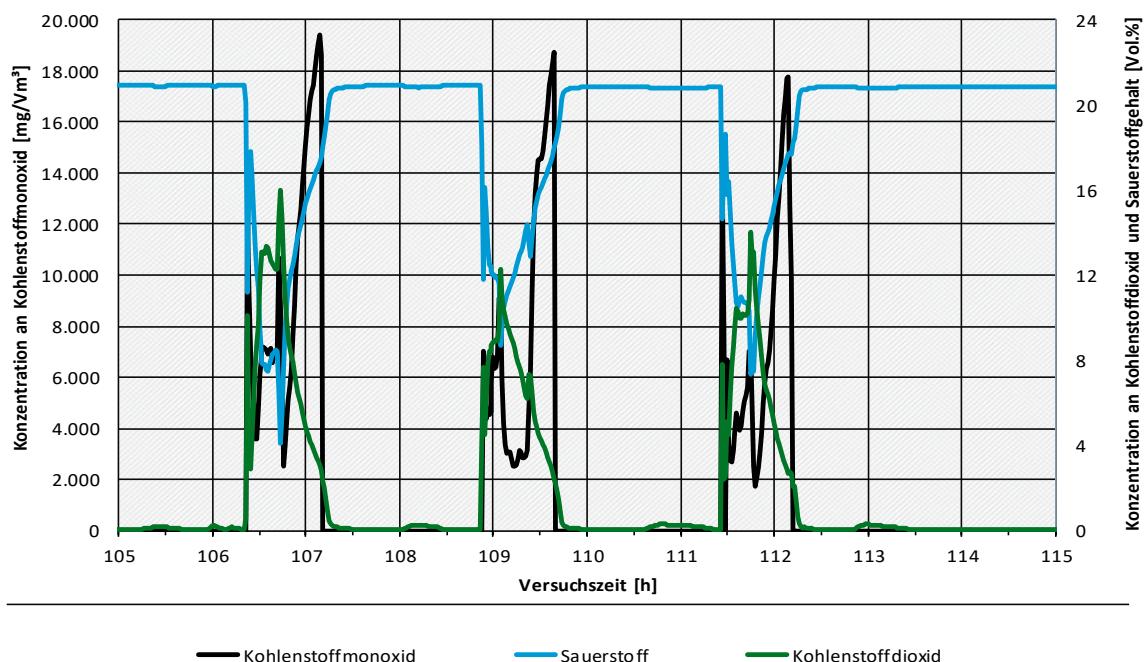
Abbildung 93: Brotbackofen (links) und Brennstoffe (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 94 zeigt den Verlauf von Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxids in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt im Abgas eines typischen Betriebstags, in dem der Backofen drei Mal angeheizt wurde. Im Gegensatz zum Pizzabackofen, welcher mit einem offenen Feuerraum betrieben wird, lassen sich Stickstoffoxide bei mit geschlossenem Feuerraum betriebenen Brotbacköfen mit einer sehr guten Genauigkeit messen (Abbildung 95).

Abbildung 94: Verlauf des Kohlenstoffmonoxids in Abhängigkeit von dem Sauerstoff- sowie Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas beim Brotbackofen gemäß Abbildung 93.



*alle Werte sind im Vergleichzustand (trockener Normzustand bezogen auf einen Sauerstoffgehalt von 13 Vol.-%) angegeben

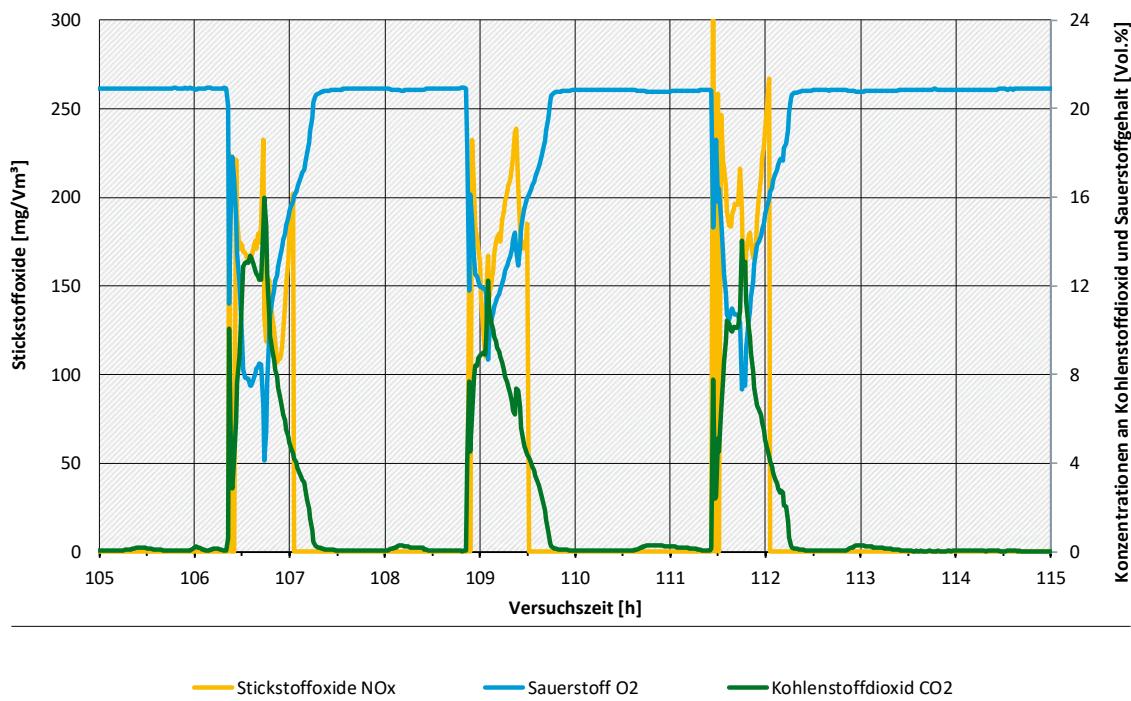
Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Mittelwerte der gemessenen Emissionen nach den in Abbildung 94 und Abbildung 95 dargestellten Betriebs sind in Tabelle 37 dargestellt. Die Emissionswerte in Tabelle 37 sind in Analogie zu anderen Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV im trockenen Normzustand des Abgases und bezogen auf einen Restsauerstoffgehalt im Abgas von 13 Vol.-% umgerechnet. Aufgrund einer unvollständigen Verbrennung liegen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid im Mittel zwischen 8.500 mg/Nm³ und 10.000 mg/Nm³ im Vergleichszustand. Die unvollständige Verbrennung ist auf die sehr hohe spezifische Wärmebelastung des Brennraums sowie der ungünstigen Verbrennungsluftzufuhr und

Verbrennungsluftverteilung im Feuerraum zurückzuführen. Beim Betrieb von Brot- und Pizzabacköfen werden in der Regel nur sehr trockene Hölzer verwendet, um unerwünschte geschmacksverderbende Stoffe wie z. B. Ruß bei der Beheizung des Backraums zu vermeiden. Solche Brennstoffe brennen mit sehr hohen Temperaturen und benötigen eine präzise Verbrennungsluftzufuhr, die innerhalb einer kurzen Brennzeit bereitgestellt werden muss. Die Konzentrationen an Stickstoffoxiden variieren in Abhängigkeit von der Qualität des verwendeten Brennstoffs. Die höheren Gehalte an Stickstoffoxiden sind auf den Einsatz von jüngeren Hölzern, Äste usw. zurückzuführen, die in der Regel über einen höheren Stickstoffgehalt im Vergleich zu Holzscheiten aus dem Stammholz verfügen. Aufgrund der sehr hohen Abgastemperaturen, die während des Verbrennungsvorgangs auf bis zu 800 °C angestiegen sind, konnten keine Staubmessungen mit den herkömmlichen portablen Staubmessgeräten durchgeführt werden. Aufgrund der unvollständigen Verbrennung infolge der manuellen Brennstoffbeschickung und der hohen spezifischen Wärmelastung werden Staubkonzentrationen im Bereich mehrerer Gramm pro Kubikmeter Abgas erwartet.

Abbildung 95: Verlauf der Stickstoffoxide in Abhängigkeit von dem Sauerstoff- sowie Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas beim Brotbackofen gemäß Abbildung 93.



*alle Werte sind im Vergleichzustand (trocken, Normzustand, bezogen
%Sauerstoff) angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Tabelle 37: Mittelwerte für die Emissionen beim Betrieb des handbeschickten Brotbackofens an den einzelnen Betriebstagen.

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Wert	Betriebstag 1	Betriebstag 2	Betriebstag 3
Sauerstoff O ₂	[Vol.-%]	25 %-Quartil	6,8	4,4	8,4
		75 %-Quartil	11,4	12,9	15,9
		Mittelwert	10,2	8,3	10,7

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Wert	Betriebstag 1	Betriebstag 2	Betriebstag 3
Kohlenstoff-dioxid CO ₂	[Vol.-%]	25 %-Quartil	5,9	7,7	5,5
		75 %-Quartil	10,9	15,8	12,3
		Mittelwert	10,3	12,1	9,9
Kohlenstoff-monoxid CO	[mg/Nm ³]	25 %-Quartil	4.515	3.957	4.056
		75 %-Quartil	14.221	13.450	12.495
		Mittelwert	10.044	8.491	8.659
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	25 %-Quartil	76	175	122
		75 %-Quartil	188	293	190
		Mittelwert	126	245	154

Nach Betreiberangaben werden jährlich zwischen 400 und 500 Schüttkubikmeter Hölzer für den Betrieb verwendet. Die Schadstoffbelastung ergibt sich ausschließlich durch die Verbrennung des Brennstoffs. Im Gegensatz zur Speisenzubereitung in Holzkohlegrillanlagen werden beim Backen von Speisen keine Schadstoffemissionen gebildet. Es können sich allerdings typische Gerüche entwickeln die mit dem Backen von Brot verbunden sind.

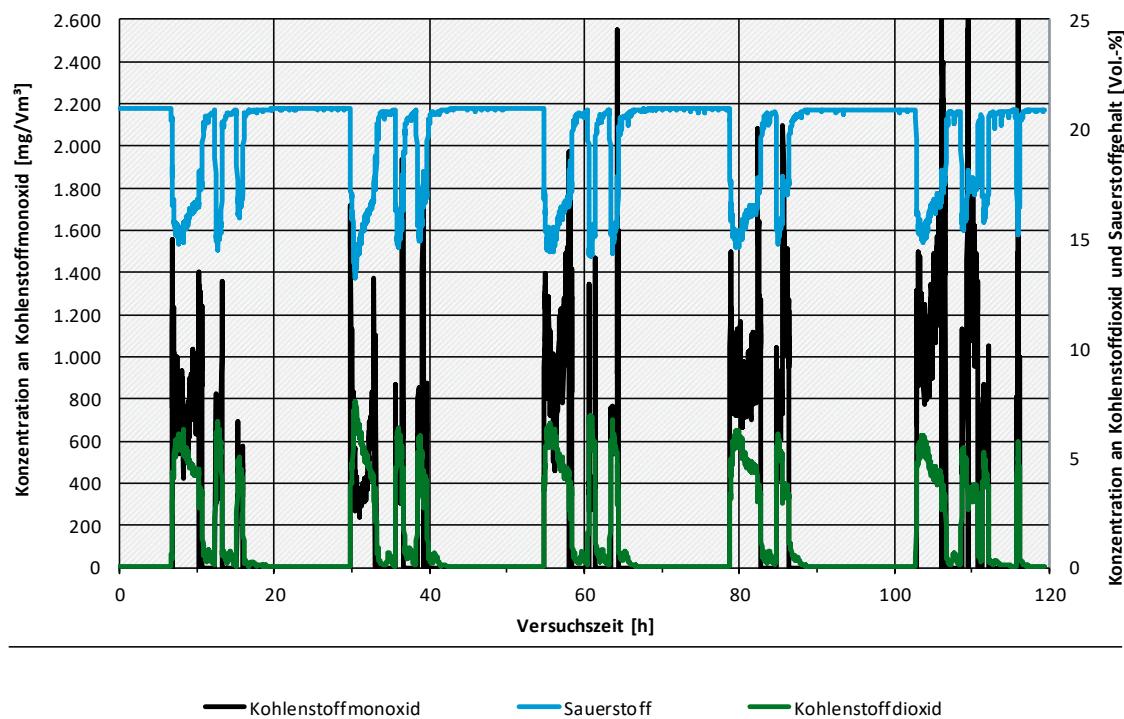
10.2.2 Automatisch beschickter Brotbackofen

Automatisch beschickte Brotbacköfen bieten sich für Bäckereien als komfortable Methode und als Alternative handbeschickter Holzbacköfen für die Zubereitung von Brot sowie von sonstigen Teigwaren an. Automatisch beschickte Pelletbacköfen gewährleisten eine sehr hohe Betriebsflexibilität und verfügen in der Regel über Programme, bei denen Sie in bestimmten Zeiten über den gesamten Betriebstag automatisch ein- und ausschalten, sodass die Bäcker*innen nur bei der Backzeit anwesend sein müssen. Diese automatische Betriebsweise führt dazu, dass der Aufwand für die Vorbereitung des Backraums nicht mehr betrieben werden muss. Ferner sind die Holzpellets einfacher zu handhaben und verfügen über eine gleichbleibende leicht zu überprüfende Qualität. Eine große Lagerfläche im Vergleich zum stückigen Holz ist auch nicht notwendig. Darüber hinaus ist eine starke Geruchsbelästigung, unter anderem in dicht besiedelten Gebieten, bei pelletbetriebenen Holzbäckereien nicht bekannt (Abbildung 24).

Der Pelletbrenner des Backofens wird mit Beginn der Verbrennung mit einer konstanten thermischen Leistung von 150 kW betrieben, sodass die gewünschte Backtemperatur in der gesamten Backfläche, welche ca. 5,5 m² beträgt, in kurzer Zeit erreicht werden kann. Eine Leistungsmodulation in Analogie zu Pelletfeuerungen ist bei diesem Anlagentyp nicht erforderlich. Im Gegensatz zu den handbeschickten Holzbacköfen findet die Verbrennung kontrollierter statt, wobei deutlich geringere Emissionen an nicht verbrannten staub- und gasförmigen Abgasbestandteilen entstehen. Der Verlauf der Kohlenstoffmonoxidemissionen beim Betrieb des Pelletbrenners über fünf Betriebstage ist in Abbildung 96 dargestellt. Es ist erkennbar, dass sich der Backofen täglich für ca. 10 Stunden im Betrieb befindet, wobei der Brenner insgesamt 5,5 Stunden brennt und währenddessen 165 kg Pellets verbrennt. Der höhere Sauerstoffgehalt im Abgas ist auf die Verdünnung des Abgases durch die Falschluft zurückzuführen, die durch die Backraumtüren aufgrund des starken Unterdrucks in den

Backofen eingesaugt wird. Nach Betreiberangaben bewegt sich der jährliche Brennstoffverbrauch zwischen 40 und 50 Tonnen pro Jahr.

Abbildung 96: Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas beim Betrieb des Pelletbackofens.

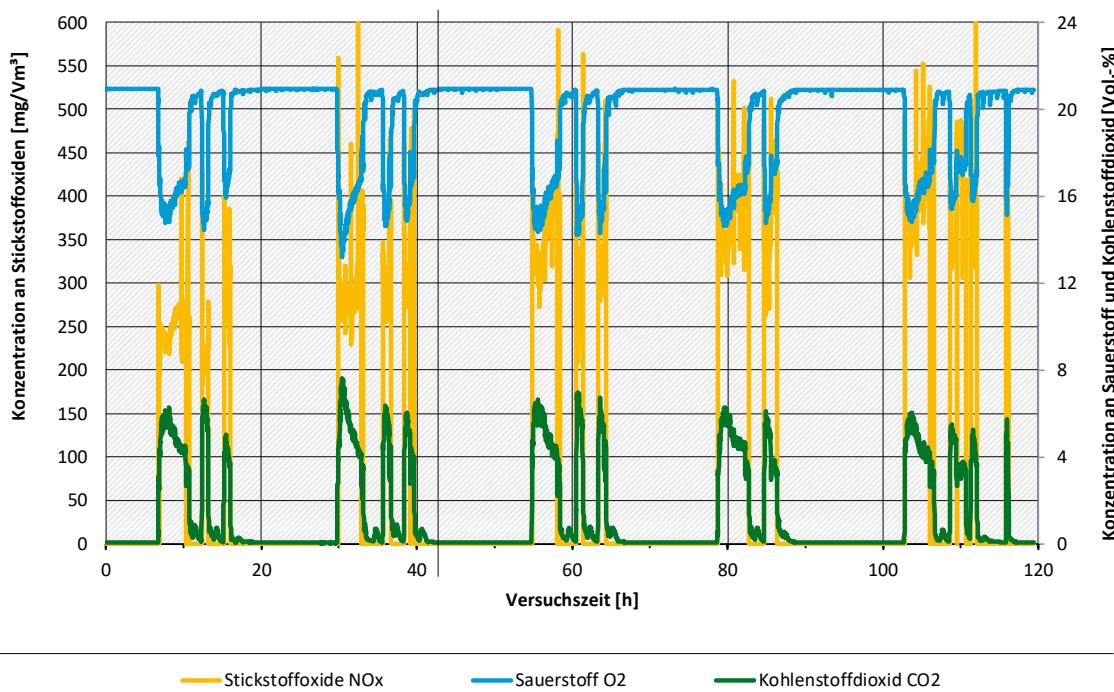


*alle Werte sind im trockenen Normzustand und bezogen auf einen Sauerstoffgehalt von 13 Vol.-% angegeben

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 97: Verläufe von Stickstoffoxiden und Kohlenstoffdioxid mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas an einem Betriebstag des Pelletbackofens.



* alle Werte sind im trockenen Normzustand und bezogen auf einen Bezugssauerstoffgehalt von 13 Vol.-% angegeben.

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Wie aus Abbildung 96 ersichtlich wird, steigen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid in der Anheizphase schlagartig auf bis über 2.500 mg/Nm³ im Vergleichszustand (trockener Normzustand bezogen auf einen Sauerstoffgehalt im Abgas von 13 Vol.-% gemäß der 1. BImSchV) an. Im Mittelwert liegen die Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid an den Betriebstagen zwischen 731 mg/Nm³ und 996 mg/Nm³. Beim Betrieb lag die Konzentration der Stickstoffoxide im Mittel bei ca. 290 mg/Nm³ im Vergleichszustand. Der Verlauf der Stickstoffoxide ist in Abbildung 97 dargestellt. Die höheren Konzentrationen sind auf die turbulente sauerstoffreiche Verbrennung sowie auf die sehr hohen Temperaturen in der Verbrennungszone zurückzuführen. Besonders auffällig beim Betrieb dieses Pelletbackofens sind die hohen Abgastemperaturen, die nach dem Anzünden des Brennstoffs schnell auf etwa 380 °C ansteigen und anschließend schlagartig beim Ausschalten des Pelletbrenners bzw. beim Schließen des Abgaswegs zum Warmhalten des Backbereichs absinken. Sollte die Restwärme im Abgas bei solch hohen Temperaturen nicht verwertet werden, würde dies zu einer drastischen Verschlechterung der Effizienz und folglich Erhöhung der Betriebskosten führen.

Zusammenfassend: Pizza- und Brotbacköfen stellen eine beachtliche Quelle für Schadstoffemissionen dar, die in der Regel bei einer unvollständigen Verbrennung von holzartigen Brennstoffen zu erwarten sind. Dazu zählen unter anderem Kohlenstoffmonoxid, diverse Kohlenwasserstoffe, Feinstaub sowie Stickstoffoxide. Aufgrund der bisher fehlenden emissionsschutzrechtlichen Anforderungen an diese Anlagen spielen die Emissionen bei der Anlagenentwicklung nur eine untergeordnete Rolle. Grenzwerte für Brot- und Pizzabacköfen, welche nicht nur für private, sondern auch für gewerbliche Zwecke genutzt werden, sollten zu einer entsprechenden Verbesserung der Immissionssituation in betroffenen Gebieten führen. Im

Vergleich zu den klassischen Kleinfeuerungsanlagen der 1. BImSchV wurde eine deutlich schlechtere Verbrennungsqualität bei den betrachteten Pizza- und Brotbacköfen festgestellt, was hauptsächlich auf die technisch einfache Verbrennungstechnik zurückzuführen ist.

11 Spezifische Emissionsfaktoren bei der Zubereitung unterschiedlicher Speisen

Die Emissionsfaktoren dienen der Ermittlung der gesamten Emissionsmenge, die aus den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen im Jahr emittiert werden. In dem Forschungsprojekt wurden die Emissionsfaktoren (angegeben als Schadstoffmasse pro Energieeinheit) beim Betrieb von unterschiedlichen realen Speisenzubereitungsanlagen (Holzkohlegrillanlage, Pizza- und Brotbackofen und Räucherkammer) unter praxisnahen Bedingungen bestimmt, wobei alle für die Ermittlung dieser Faktoren notwendigen Parameter unter Berücksichtigung der aktuellen messtechnischen und normativen Anforderungen gemessen wurden. Die Ermittlung der jeweiligen Emissionsfaktoren erfolgt beim Einsatz von markterhältlichen Brennstoffen für unterschiedliche Speisen, die in der Regel im Gastronomiebereich angeboten werden. Die ermittelten Faktoren sind in den Tabellen im Anhang (Anhang IV, Anhang V, Anhang VI und Anhang VII) aufgelistet. Um die Streuung der Messwerte bei den jeweiligen durchgeföhrten Messungen aufgrund der höheren Betriebsheterogenität solcher Speisenzubereitungsanlagen mitzubetrachten, wurden außerdem in den Tabellen die 25 %- und 75 %-Quartile mit aufgeführt.

Für eine genaue Ableitung der Emissionsfaktoren mussten die Prozesse von den jeweiligen Speisenzubereitungsanlagen im Rahmen dieses Projekts genauer betrachtet werden, um die Vorgänge zu beschreiben, welche für die Bildung der jeweiligen Schadstoffemissionen verantwortlich sind. Während die Emissionen bei Pizza- und Brotbacköfen sowie bei Räucherkammern hauptsächlich auf die Verbrennung des Brennstoffs zurückzuführen sind, werden diese bei Holzkohlegrillanlagen aufgrund des Schwelbrands von Speisefetten und ölhaltiger Fleischmarinade emittiert. Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde die spezifische Brennstoffmenge bzw. der Brennstoffverbrauch (Holzkohle) ermittelt, welche effektiv für die Zubereitung von einem Kilogramm an den jeweiligen Fleischspeisen eingesetzt werden muss. Mit Hilfe dieser spezifischen Größe und durch die ermittelten spezifischen Emissionsfaktoren bei der Glutbettvorbereitung (bzw. bei der Verbrennung von Holzkohle) sowie bei der Zubereitung der jeweiligen Fleischspeisen kann die Emissionsfracht aus Holzkohlegrillanlagen abgeschätzt werden.

Jährlich werden ca. 250.000 Tonnen Holzkohle auf dem deutschen Markt für Grillzwecke eingeföhrt [Zahnen et al. 2020]. Auf Basis der durchgeföhrten Umfragen (Umfrage zur Ermittlung der Beschwerdesituation aus Speisenzubereitungsanlagen (siehe Abschnitt 6)) sowie der Literatur- und Marktrecherche sollen ca. 57.485 Tonnen Holzkohle⁴ in Holzkohlegrillrestaurants genutzt werden. Damit können zwischen 65.323 und 169.073 Tonnen Fleisch und Gemüse gegrillt werden. Für die Berechnung wurde ein spezifischer Brennstoffverbrauch zwischen 0,34 und 0,88 kg Holzkohle pro Kilogramm Grillgut eingesetzt, welcher durch die durchgeföhrten Untersuchungen sowie bei den Lokalbefragungen ermittelt wurde. Die restlichen 190.000 bis 200.000 t Holzkohle würden dann im privaten Bereich verwendet.

Es ist zu erwähnen, dass der bei der Lokalbefragung ermittelte tägliche Brennstoffverbrauch deutlich höher ist als der tägliche Brennstoffverbrauch, welcher bei der durchgeföhrten Umfrage

⁴ 24,5 kg Grill- Holzkohle pro Betriebstag x 6,1 Betriebstage pro Woche x 52 Wochen pro Jahr x 7.397 Holzkohlegrillanlagen

zur Ermittlung der Beschwerdesituation ermittelt wurde. Bei den besuchten Restaurants wurde ein Brennstoffverbrauch zwischen 30 und 90 kg pro Tag ermittelt. Unter dieser Annahme würde der Brennstoffverbrauch zwischen 66.000 und 200.000 t pro Jahr liegen.

12 Simulation zur Schadstoffausbreitung aus Speisenzubereitungsanlagen anhand von Messungen an realen Anlagen

12.1 Vorgehensweise

Im Rahmen der Immissionsmodellierung wurde die Ausbreitung der in den Emissionsmessungen ermittelten und in Abschnitt 8 ausführlich beschriebenen Geruchs- und Luftschatstoffemissionen für drei reale Anlagenstandorte durch Ausbreitungsrechnungen simuliert.

Die zu modellierenden Anlagenstandorte wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber ausgewählt und liegen im Stadtgebiet von Göppingen, Mannheim und Stuttgart. Zusätzlich zu den Geruchsimmissionen wurden die Luftschatstoffe Staub, NO_x, CO, und als besonders gesundheitsschädliche organische Verbindungen die Stoffgruppen BTEX und PAK untersucht. Um den Einfluss praxisrelevanter Parameter, wie quellseitige Emissionsminderungsmaßnahmen und Variation der Ableitbedingungen, auf die Immissionskonzentrationen zu untersuchen, wurden Immissionsszenarien für alle drei Standorte gebildet (siehe Kapitel 12.2).

Auf Grund der üblicherweise geringen Abgasvolumenströme bei den untersuchten Anlagen wurde die Abgasfahnenüberhöhung im Sinne einer konservativen Vorgehensweise vernachlässigt.

Die Emissionszeitreihen, d. h. die zeitliche Variation der Emissionen, wurden gemäß den Betriebszeiten im Realbetrieb in Ansatz gebracht und basieren auf Betreiberangaben aus der durchgeführten Online-Befragung (siehe Abschnitt 6). Für den Antrieb der Ausbreitungsrechnungen wurden meteorologische Ausbreitungsklassenzeitreihen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet, die für den jeweiligen Anlagenstandort repräsentativ sind.

Die Windfeldberechnung erfolgte mit dem mikroskaligen, prognostischen Windfeldmodell MISKAM, um die Strömungs- und Turbulenzfelder in der Umgebung der innerstädtischen Bebauungsstrukturen berücksichtigen zu können. MISKAM erfüllt die Vorgaben der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 9 (VDI, 2005).

Die Ausbreitungsrechnungen für Geruch, Partikel und Gase erfolgten mit einem Lagrangeschen Partikelmodell entsprechend den Anforderungen der TA Luft bzw. VDI 3945, Blatt 3 (mit Anpassungen gemäß Anhang 2 der TA Luft 2021). Die Berechnung der Geruchsstundenhäufigkeiten erfolgte mit den messtechnisch ermittelten Geruchsstoffströmen für die unterschiedlichen Szenarien. Für die Berechnung der Partikelimmissionen wurden generisch skalierbare Partikelemissionen in den Größenklassen $d < 2.5 \mu\text{m}$ und $2.5 \mu\text{m} < d < 10 \mu\text{m}$ berechnet, um den unterschiedlichen Depositionsgeschwindigkeiten Rechnung zu tragen. Für die Ausbreitung der gasförmigen Luftschatstoffe wurden die jeweiligen Stoffe in Ansatz gebracht.

Die Ergebnisse wurden flächendeckend für ein quadratisches Raster mit einer Kantenlänge von 900 m (Göppingen, Mannheim) bzw. 600 m (Stuttgart) bei einer horizontalen Auflösung von 3 m bzw. 2 m berechnet und farbgraphisch dargestellt. Zusätzlich zur anlagenbedingten Zusatzbelastung wurde die Gesamtbelastung durch Überlagerung mit einer gebietstypischen Vorbelastung ermittelt.

Effekte der nassen Deposition wurden unter Verwendung entsprechender Niederschlagszeitreihen im Rahmen der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt.

12.2 Immissionsszenarien

Um den Modellcharakter der Untersuchung zu gewährleisten, wurde an den drei ausgewählten Anlagenstandorten die Variation praxisrelevanter Parameter berücksichtigt und deren Einfluss auf die Immissionskonzentration ermittelt. Dies geschah in Abstimmung mit dem Auftraggeber durch die Bildung von Immissionsszenarien. Die Bauart des Grills bzw. Ofens wurde dabei an den jeweiligen Standorten gemäß der in der Praxis vorgefundenen Situation beibehalten. Der Einfluss der folgenden Maßnahmen wurde bei der Bildung der Modellierungsszenarien berücksichtigt:

- ▶ Verwendung quellseitiger Emissionsminderungseinrichtungen
- ▶ Optimierung der Ableitbedingungen

Um den Einfluss der vorgenannten Parameter zu untersuchen und gleichzeitig die Übersichtlichkeit des Untersuchungsumfangs zu gewährleisten, wurden die folgenden Szenarien betrachtet:

- ▶ Worst-case (reale Ableitbedingungen, keine Verwendung von quellseitiger Minderungstechnik)
- ▶ Einsatz von Emissionsminderungstechnik (reale Ableitbedingungen, Verwendung von quellseitiger Minderungstechnik)
- ▶ Optimierte Ableitbedingungen (Ableithöhe angepasst gemäß den Anforderungen nach VDI 3781, Blatt 4, keine Verwendung von quellseitiger Minderungstechnik)
- ▶ Best-case (Ableithöhe nach VDI 3781, Blatt 4 optimiert und zusätzliche Verwendung von quellseitiger Minderungstechnik)

12.3 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete der Ausbreitungsrechnungen ergaben sich aus den in Abstimmung mit dem Auftraggeber ausgewählten realen Anlagenstandorten. Ziel bei der Auswahl der Anlagenstandorte war es, einerseits Untersuchungsgebiete mit real vorliegenden Beschwerden aufzunehmen und darüber hinaus anhand der Anzahl und Art der dort betriebenen Anlagen, Rückschlüsse auf Auswirkungen des Betriebs einzelner Anlagen sowie des Betriebs einer Vielzahl von Anlagen und einer entsprechenden Überlagerung der Zusatzbelastungen ziehen zu können. Folgende Anlagenstandorte wurden im Rahmen der Immissionsmodellierung untersucht:

- ▶ **Grillrestaurant in Göppingen:**
Hier wurde der Einfluss eines einzelnen gewerblich betriebenen Holzkohlegrills auf die Immissionskonzentrationen im städtischen Umfeld simuliert.
- ▶ **Ensemble von Holzkohlegrillrestaurants und Pizzaöfen:**
Dieses Ensemble von unterschiedlichen Holzkohlegrillrestaurants ist um den Marktplatz in Mannheim verteilt. Im Untersuchungsgebiet Mannheim Marktplatz wurde die

Überlagerung von insgesamt 12 gewerblich betriebenen Holzkohlegrills und 3 gewerblich betriebenen Pizzaöfen modelliert. Im Laufe des Forschungsvorhaben gab es auch Ergebnisse aus der Stadt Mannheim hierzu [Rau 2020].

► **Pizzabackofen in Stuttgart:**

Bei diesem Beispiel wurde die Immissionszusatzbelastung durch den Betrieb eines einzelnen, gewerblich betriebenen Pizzaofens untersucht.

Die horizontale Auflösung und Ausdehnung der Rechengebiete wurde nach der Durchführung orientierender Berechnungen so gewählt, dass die Immissionsmaxima mit ausreichender Sicherheit bestimmt werden können und gleichzeitig flächendeckend relevante Immissionskonzentrationen erfasst werden.

Die Rechengebiete für die Ausbreitungsrechnung mit dem Lagrange Modell sind an den Standorten Göppingen und Mannheim jeweils ein Quadrat mit einer Kantenlänge von 900 m mit den jeweiligen Anlagen im Zentrum. In Stuttgart wurde auf Grund der geringeren Emissionsmassenströme des Pizzaofens und der dadurch zu erwartenden geringeren Reichweite relevanter Immissionskonzentrationen ein Rechengebiet mit einer Kantenlänge von 600 m auf 600 m festgelegt. Die Berechnung erfolgte mit einer horizontalen Auflösung von 3 m (Göppingen, Mannheim) bzw. 2 m (Stuttgart), um bei den anzunehmenden kurzen Transportwegen der Luftschadstoffe eine hinreichende Aussagekraft im Nahbereich der Anlagenstandorte zu erzielen. Die Gebäude in den Untersuchungsgebieten wurden jeweils als LOD1-Daten (Klötzchenmodell mit der mittleren Gebäudehöhe) importiert. Für die vorgesetzten Windfeldberechnungen mit dem prognostischen, mikroskaligen Windfeldmodell MISKAM wurde umlaufend um das Rechengebiet für die Ausbreitungsrechnung ein Streifen von 300 m Tiefe (Göppingen, Mannheim) bzw. 200 m Tiefe (Stuttgart) zur Ermittlung der strömungsrelevanten Randbedingungen berücksichtigt.

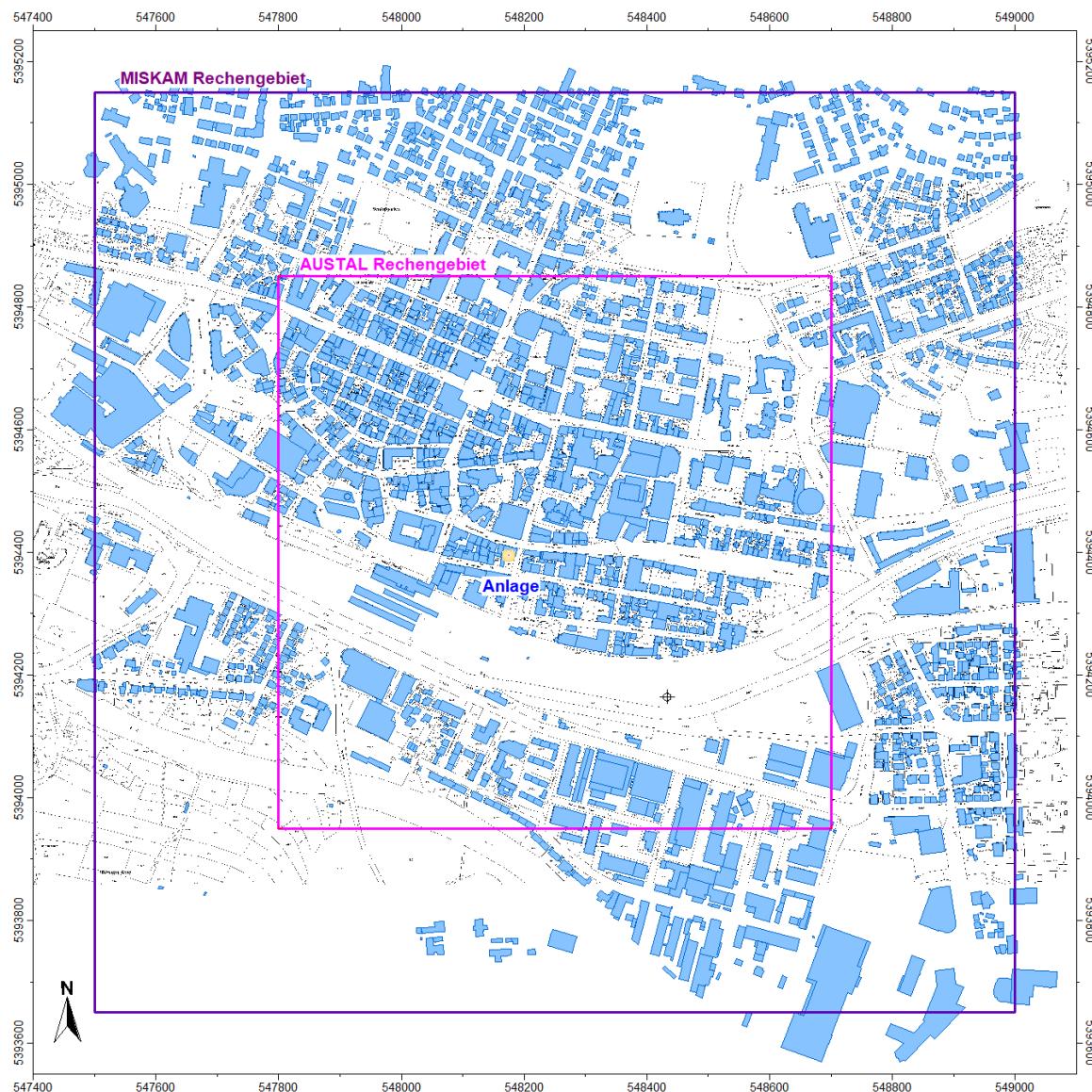
Zusammenfassend wurden die untersuchten Rechengebiete ausgewählt, um einerseits die Auswirkungen von Einzelanlagen unterschiedlicher Anlagentypen (ein Holzkohlegrill in Göppingen, ein Pizzaofen in Stuttgart) und andererseits die im Innenstadtbereich realistische Überlagerung der Emissionen aus dem Betrieb von mehreren Anlagen (Marktplatz Mannheim) untersuchen zu können.

12.3.1 Göppingen: Betrieb eines Holzkohlegrills

Das Untersuchungsgebiet in Göppingen liegt im südlichen Stadtgebiet nahe des Bahnhofs. Der Anlagenstandort liegt in einem 3-stöckigen Gebäude mit einer Höhe von ca. 10,4 m und ist von teilweise höherer Bebauung u. a. mit Wohnnutzungen umgeben. Die Rechengebiete für Windfeldmodellierung (violett) und Ausbreitungsrechnung (magentafarben) können

Abbildung 98 entnommen werden. Die mittlere Gebäudehöhe im MISKAM-Rechengebiet beträgt im Untersuchungsgebiet in Göppingen ca. 9,4 m. Der Bebauungsgrad liegt innerhalb des MISKAM-Rechengebietes bei ca. 27 %. Abbildung 99 und Abbildung 100 zeigen die im Rahmen der Strömungs- und Ausbreitungsrechnung berücksichtigten Gebäude mit der entsprechenden Höhe.

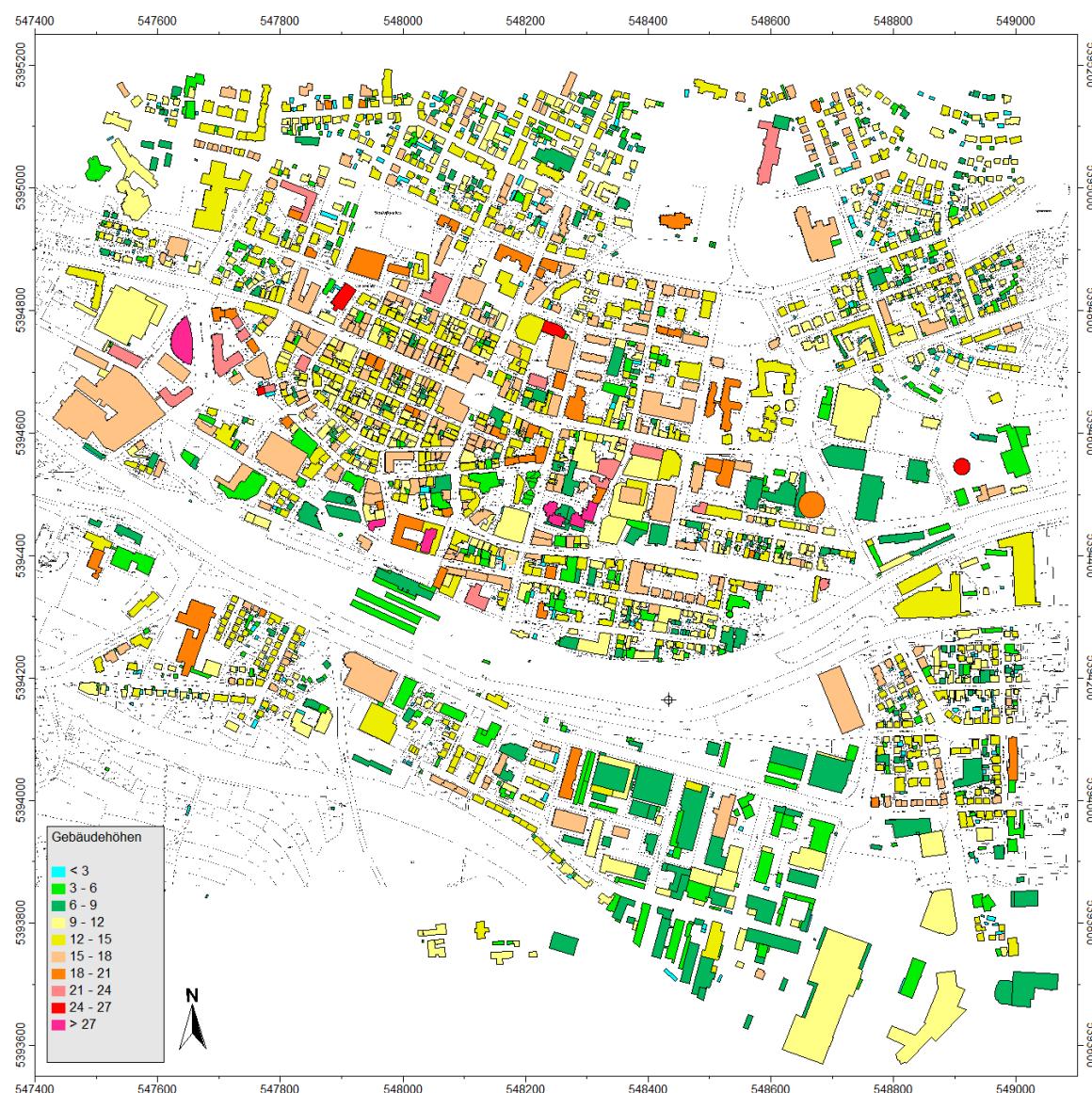
Abbildung 98: Rechengebiete am Untersuchungsstandort Göppingen: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 900 x 900 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.500 x 1.500 m und Anlagenstandort.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

TEXTE Emissionssituation und Emissionsminderung von Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten – Abschlussbericht

Abbildung 99: Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet Göppingen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 100: 3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Göppingen.

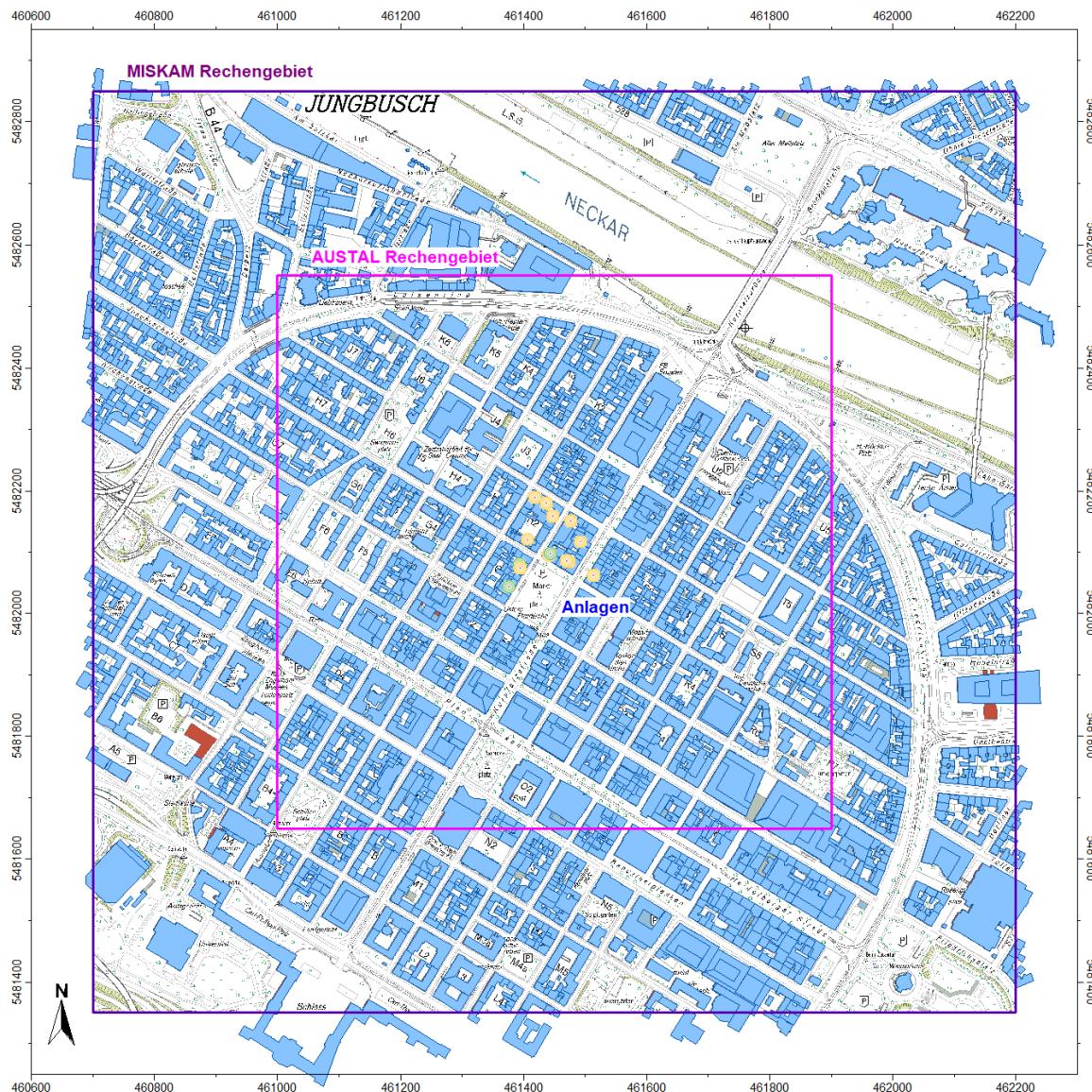


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.3.2 Mannheim: Betrieb von 12 Holzkohlegrills und drei Pizzaöfen

Das Untersuchungsgebiet um den Marktplatz von Mannheim ist geprägt von sich rechtwinklig kreuzenden Straßenzügen und gleichförmiger Blockbebauung. Die hufeisenförmig angelegte Bebauung wird südwestlich vom Rhein und nordöstlich vom Neckar begrenzt. Mängels detaillierter Angaben zu den vorhandenen Anlagen wurde zur Erfassung relevanter Emissionsquellen eine Ortsbegehung durchgeführt. Es wurden Anlagen in den acht Blöcken erfasst, welche unmittelbar um den Marktplatz herum angeordnet sind.

Abbildung 101: Rechengebiete am Untersuchungsstandort Mannheim: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 900 x 900 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.500 x 1.500 m und Anlagenstandorte.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die mittlere Gebäudehöhe im MISKAM-Rechengebiet beträgt in Mannheim ca. 12,3 m. Der Bebauungsgrad liegt innerhalb des MISKAM-Rechengebietes bei ca. 40 %. Eine Übersicht über die für die Strömungsmodellierung berücksichtigten Gebäude mit entsprechender Farbskala zur Visualisierung der Gebäudehöhen bzw. als 3D-Ansicht zeigen Abbildung 102 und Abbildung 103.

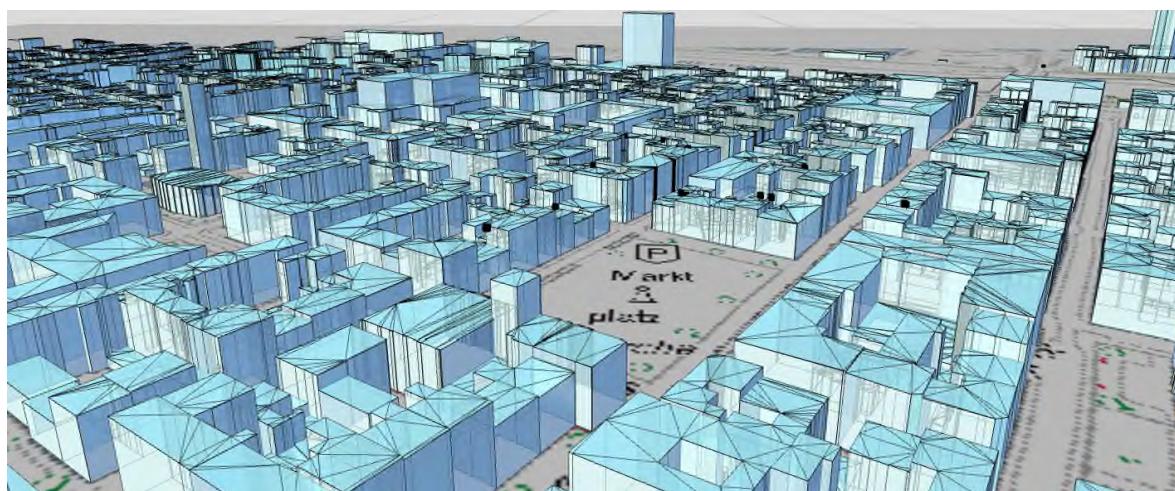
TEXTE Emissionssituation und Emissionsminderung von Holzkohlegrills und anderen Feuerungsanlagen, die dazu bestimmt sind, Speisen mit heißen Abgasen zuzubereiten – Abschlussbericht

Abbildung 102: Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet Mannheim.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 103: 3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Mannheim.

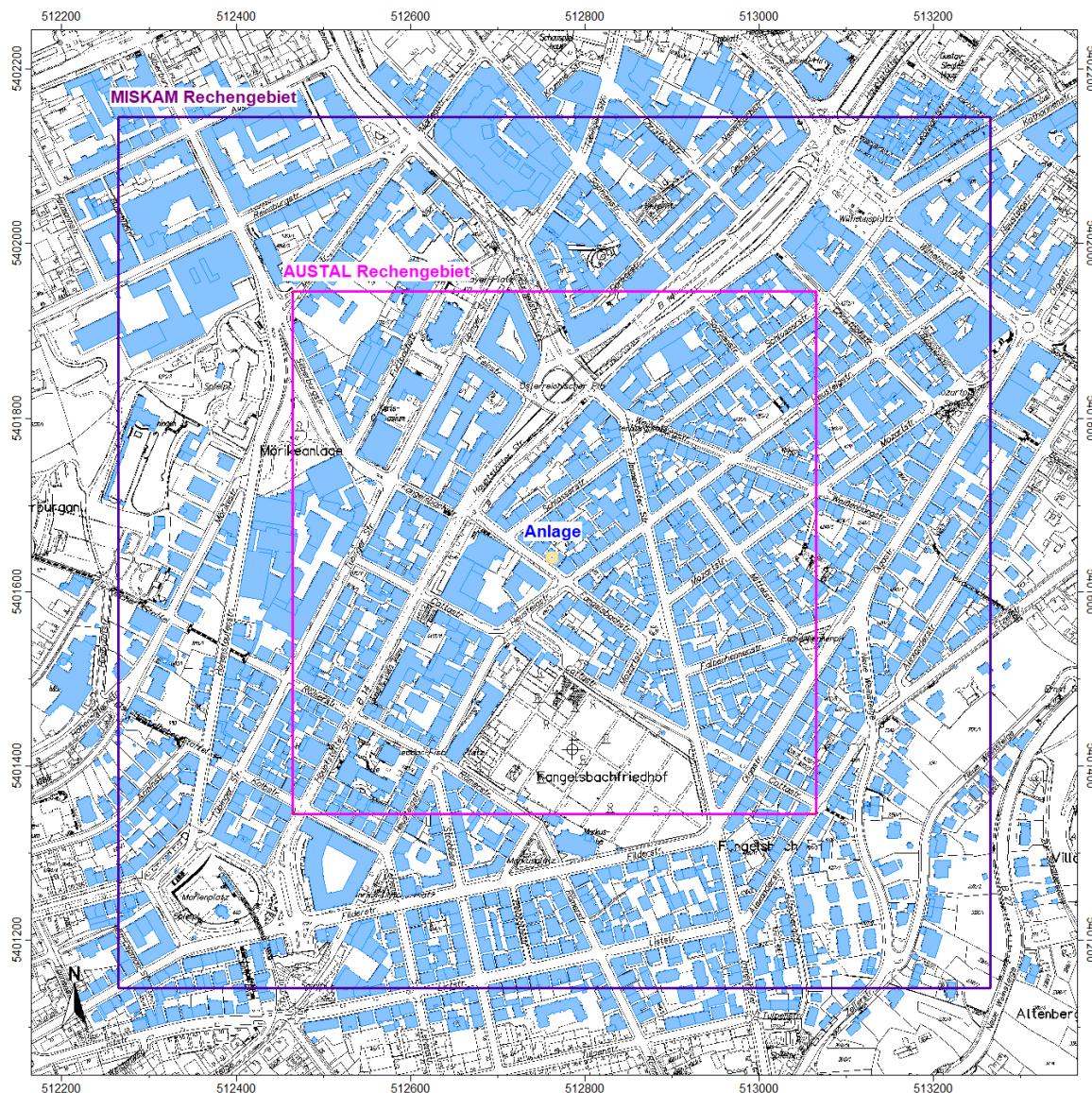


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.3.3 Stuttgart: Betrieb eines Pizzaofens

Das Untersuchungsgebiet in Stuttgart liegt südlich des Stadtzentrums und ist geprägt von einer dichten innerstädtischen Bebauung. Der Bebauungsgrad liegt innerhalb des MISKAM-Rechengebietes bei ca. 44 %. Der Anlagenstandort liegt zentral im Rechengebiet an der Fangelsbachstraße. Das Gebäude verfügt über eine mittlere Gebäudehöhe von ca. 21,4 m. Die Ableitung der Abgase erfolgt über einen Abluftkamin, der ca. 2 m über der Dachfläche mündet. Die benachbarten Gebäude verfügen über vergleichbare Höhen. Eine Übersicht der horizontalen Dimensionen des AUSTAL- und des MISKAM-Rechengebiets zeigt Abbildung 104.

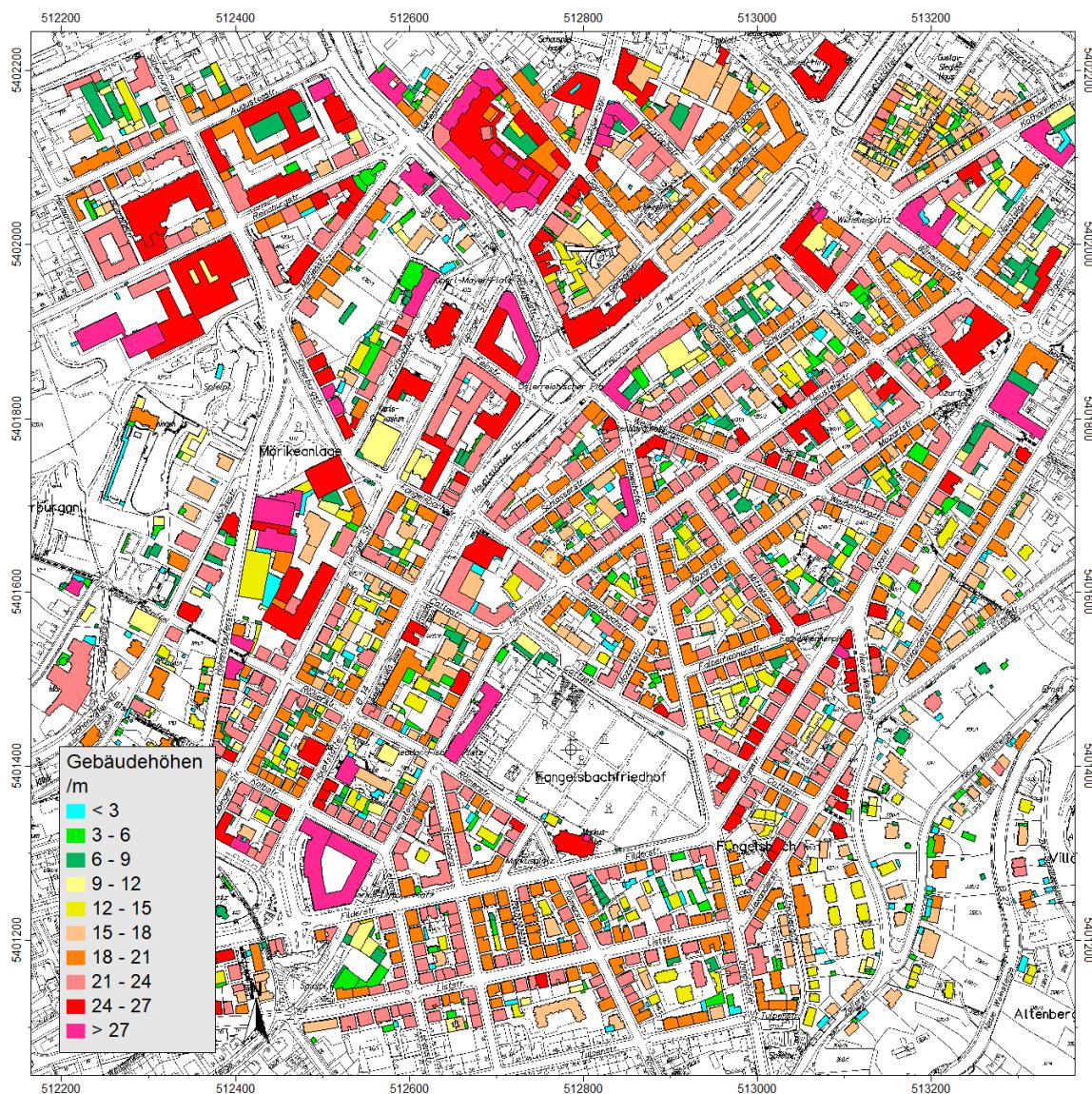
Abbildung 104: Rechengebiete am Untersuchungsstandort Stuttgart: AUSTAL-Rechengebiet (magentafarben) mit einer Abmessung von 600 x 600 m, MISKAM-Rechengebiet (violett) mit einer Abmessung von 1.000 x 1.000 m und Anlagenstandort.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

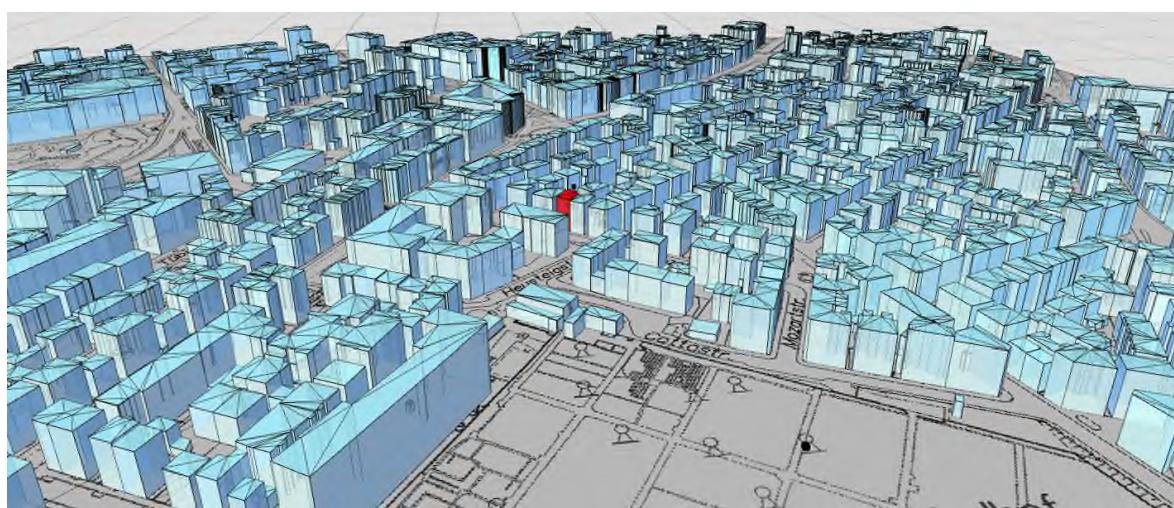
Die mittlere Gebäudehöhe im MISKAM-Rechengebiet beträgt im Untersuchungsgebiet in Stuttgart ca. 14,0 m und der Bebauungsgrad liegt bei ca. 38 %. Eine farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhen im Untersuchungsgebiet kann Abbildung 105 entnommen werden.

Abbildung 105: Farbgraphische Darstellung der Gebäudehöhe im Untersuchungsgebiet in Stuttgart.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 106: 3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes Stuttgart.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 106 zeigt die dreidimensionale Ansicht des Rechengebietes im Nahbereich des Anlagenstandortes (rot markiert).

12.4 Quellparameter: Emissionsquellstärken und Zeitcharakteristik

Die im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen ermittelten Immissionskonzentrationen hängen primär von der Menge der emittierten Schadstoffe ab. Die maßgeblichen Parameter zur Charakterisierung der Emissionen sind die Emissionsfrachten, also die Menge an emittiertem Schad- oder Geruchsstoff pro Zeiteinheit, und die Zeitcharakteristik der Quelle, also die Anzahl an Stunden eines Tages, in welchen die Quelle aktiv ist.

12.4.1 Übersicht der Emissionen

Die Emissionsquellstärken werden entsprechend den in Abschnitt 8 ausführlich beschriebenen Messergebnissen in Ansatz gebracht. Es werden die Schadstoffe Fein- und Feinststaub (PM_{10} und $PM_{2,5}$), CO, NO_x , polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), sowie Geruchsemissionen jeweils für die Speisen Fleisch, Fisch (beide in der Zubereitung auf dem Holzkohlegrill) sowie für Pizza im Holzbackofen untersucht.

Für die Simulation der Schadstoffausbreitung durch den Betrieb der Holzkohlegrills liegen darüber hinaus die Emissionswerte nach Abgasreinigung (Reingas) vor, die in den entsprechenden Szenarien Berücksichtigung finden.

Die qualitativen Analysen der Abgase aus den Grillversuchen von Hackfleischspießen auf dem Holzkohlegrill haben ergeben, dass die emittierten PAK zu mehr als 95 % als Naphthalin auftreten. Die Konzentrationen von Benzo[a]pyren, für welches die 39. BImschV als Leitsubstanz der PAK einen Immissionszielwert von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ vorsieht, liegen in den Analysen unterhalb der Nachweigrenze. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird im Sinne einer konservativen Vorgehensweise der Summenparameter PAK in den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigt und die so ermittelten Immissionskonzentrationen werden informativ dem Beurteilungswert für Benzo[a]pyren gegenübergestellt.

Des Weiteren zeigen die quantitativen Analysen, dass die im Abgas nachgewiesenen Benzol-Konzentrationen je nach Grillversuch zwischen 39 und 46 % Anteil an den BTEX-Aromaten haben. Bei den Brennstoffversuchen lag der Benzolanteil bei maximal 85 % an den BTEX-Emissionen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird die emittierte BTEX-Konzentration in den Ausbreitungsrechnungen modelliert und die ermittelten Immissionskonzentrationen werden informativ dem Immissionswert für Benzol von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß TA Luft gegenübergestellt.

Um die zeitliche Variabilität der Emissionen im typischen Tagesbetrieb abzubilden, werden jeweils die Phasen unterschieden:

- ▶ Glutvorbereitung (Entzünden des Brennstoffs und Einbrennphase)
- ▶ Grill- bzw. Backbetrieb (Zubereitung von Speisen)
- ▶ Gluthaltephase (Standby-Betrieb zwischen den Phasen mit Speisenzubereitung)

Die entsprechenden Emissionsfrachten sind den Messergebnissen aus Abschnitt 8 entnommen, wobei jeweils im Sinne einer worst-case-Betrachtung die messtechnisch ermittelten Maximalkonzentrationen herangezogen werden. Die angesetzten Emissionsquellstärken sind in Tabelle 38 zusammengefasst.

Tabelle 38: Emissionsfrachten für die untersuchten Schadstoffe sowie für Geruch in Abhängigkeit der zubereiteten Speise und Betriebsphase.

Schadstoff	Abgas-zustand	Phase	(Holzkohle-)Grill			Einheit
			Fleisch	Fisch	Pizza	
CO	Rohgas	Vorbereiten	702	702	112	g/h
		Grillen/Backen	495	410	121	
		Gluterhaltung	260	260	-	
	Reingas	Vorbereiten	528	-	-	
		Grillen/Backen	452	-	-	
		Gluterhaltung	260	-	-	
NO	Rohgas	Vorbereiten	10	10	3	g/h
		Grillen/Backen	3	n.n.	2	
		Gluterhaltung	n.n.	n.n.	-	
	Reingas	Vorbereiten	n.n.	-	-	
		Grillen/Backen	n.n.	-	-	
		Gluterhaltung	n.n.	-	-	
NO ₂	Rohgas	Vorbereiten	3	3	1	g/h
		Grillen/Backen	n.n.	n.n.	1	
		Gluterhaltung	n.n.	n.n.	-	
	Reingas	Vorbereiten	n.n.	-	-	
		Grillen/Backen	n.n.	-	-	
		Gluterhaltung	n.n.	-	-	
PM ₁₀	Rohgas	Vorbereiten	7	7	12	g/h
		Grillen/Backen	125	11	8	

Schadstoff	Abgas-zustand	Phase	(Holzkohle-)Grill		(Holz-)Backofen	Einheit
			Fleisch	Fisch		
PM _{2,5}	Reingas	Gluterhaltung	7	7	-	g/h
		Vorbereiten	n.n.	-	-	
		Grillen/Backen	5	-	-	
		Gluterhaltung	n.n.	-	-	
	Rohgas	Vorbereiten	7	7	12	
		Grillen/Backen	121	11	8	
		Gluterhaltung	7	7	-	
	Reingas	Vorbereiten	-	-	-	
		Grillen/Backen	5	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	
Geruch	Rohgas	Vorbereiten	23,7	23,7	-	MGE/h
		Grillen/Backen	156,0	52,0	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	
	Reingas	Vorbereiten	0,1	-	-	
		Grillen/Backen	6,5	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	
PAK	Rohgas	Vorbereiten	-	-	-	mg/h
		Grillen/Backen	346	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	
	Reingas	Vorbereiten	-	-	-	
		Grillen/Backen	352	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	

Schadstoff	Abgas-zustand	Phase	(Holzkohle-)Grill		(Holz-)Backofen	Einheit
			Fleisch	Fisch		
BTEX	Rohgas	Vorbereiten	-	-	-	mg/h
		Grillen/Backen	4.664	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	
	Reingas	Vorbereiten	-	-	-	
		Grillen/Backen	8.086	-	-	
		Gluterhaltung	-	-	-	

Emissionswert nicht gemessen: - Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze („nicht nachweisbar“): n.n.

12.4.2 Quellparameter Holzkohlegrills

Aus den in Tabelle 38 zusammengefassten Emissionsfrachten wird deutlich, dass die Emission der gasförmigen Schadstoffe CO, NO und NO₂ beim Betrieb des Holzkohlegrills weitestgehend unabhängig von der zubereiteten Speise (Fleisch oder Fisch) ist. Die Emissionen liegen bei CO bei rund 700 g/h in der Glutvorbereitungsphase und bei rund 500 g/h in der Grillphase.

Während der Gluthaltephase sind die Emissionen mit 260 g/h niedriger.

Die Emissionen der Stickstoffoxide bewegen sich bei allen durchgeföhrten Messungen im Bereich der Nachweisgrenze bzw. im niedrigen einstelligen Bereich.

Die Feinstaubemissionen (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie die Emission von geruchsrelevanten Stoffen liegen beim Zubereiten von Fleisch deutlich über den Emissionsquellstärken von Fisch, weshalb im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen für den Betrieb der Holzkohlegrills im Sinne einer konservativen Vorgehensweise die Zubereitung von Fleisch angenommen wird. Für die Zubereitung der Hackfleischspieße liegt die Emission für PM₁₀ in der Grillphase bei 125 g/h und für PM_{2,5} bei 121 g/h. Im Rahmen der Ausbreitungsrechnung werden demzufolge 121 g/h der Korngrößenklasse mit d < 2,5 µm und 4 g/h der Korngrößenklasse mit 2,5 µm < d < 10 µm zugeordnet. Die Emissionsmessungen haben ergeben, dass ein Großteil der staubförmigen Emissionen Durchmesser kleiner 1 µm aufweisen. Hierfür steht im Rahmen der Ausbreitungs- jedoch keine separate Korngrößenklasse zur Verfügung.

Für die Zubereitung von Fleisch liegen darüber hinaus auch Emissionsmassenströme für die Summenparameter BTEX und PAK mit rund 5 g/h bzw. 350 mg/h in der Grillphase vor. In der Vorbereitungs- sowie der Gluthaltephase lagen die Konzentrationen an BTEX bzw. PAK unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Messergebnisse der Prüfstandversuche zeigen für den verwendeten Aufbau zur Abgasreinigung die in Abschnitt 9 diskutierten Minderungsgrad für die jeweiligen Schadstoffe. Im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen werden die Minderungsgrade für ein bereits mit Schadstoffen belastetes System berücksichtigt, um ein realitätsnahe Szenario zu berücksichtigen.

Die Emission kann für Feinstaub von 121 g/h bei PM_{2,5} bzw. 125 g/h bei PM₁₀ auf jeweils ca. 5 g/h reduziert werden. Deutlich wird das Minderungspotential auch bei den

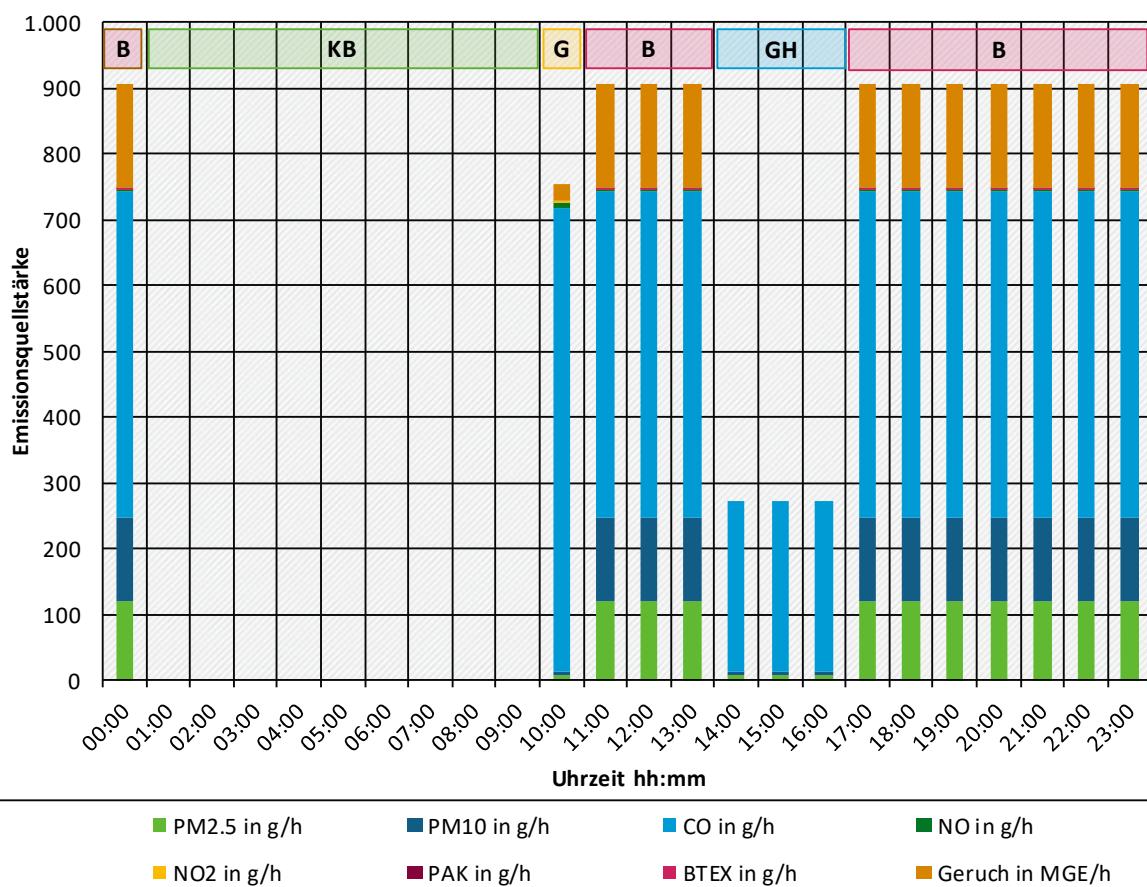
Geruchsemissionen, wo eine Reduktion von 156 MGE/h auf rund 7 MGE/h (MGE bedeutet Mega-Geruchseinheiten) erreicht werden kann. Die bereits in den Rohgasversuchen vergleichsweise niedrigen Stickstoffoxidkonzentrationen sinken im Reingas unter die Nachweisgrenze, während die CO-Emissionen nur geringfügig gemindert werden. Auffällig ist, dass bei bereits mit Schadstoffen belasteten Abgasreinigungssystemen im Reingas keine Minderung der Emissionen an PAKs beobachtet wird und bei BTEX sogar eine Zunahme von ca. 4,6 g/h auf 8 g/h gemessen wurde.

Um der Zeitabhängigkeit der Emissionen im Tagesverlauf entsprechend einem typischen Betriebsszenario Rechnung zu tragen, wurden für den Betrieb der Holzkohlegrills folgende Betriebsphasen in Ansatz gebracht:

- ▶ 10:00 – 11:00 Uhr Glutvorbereitung (G)
- ▶ 11:00 – 14:00 Uhr Grillbetrieb (B)
- ▶ 14:00 – 17:00 Uhr Gluthaltephase (GH)
- ▶ 17:00 – 01:00 Uhr Grillbetrieb (B)

Die Zeitabhängigkeit der Emissionsquellstärken ist für die Fleischzubereitung auf dem Holzkohlegrill grafisch in Abbildung 107 dargestellt. Die Emissionen werden an 365 Tagen des Jahres modelliert.

Abbildung 107: Darstellung der zeitabhängigen Emissionsquellstärken der untersuchten Schadstoffe bei Betrieb eines Holzkohlegrills.



*KB (Kein Betrieb), G (Glutvorbereitung), B (Betrieb), GH (Gluthaltephase)

Quelle: IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird demzufolge davon ausgegangen, dass die Emissionsquelle „Holzkohlegrill“ an 15 Stunden eines Tages mit einer Unterbrechung von 01:00 bis 10:00 Uhr aktiv ist. Damit werden realitätsnahe Betriebsszenarios, wie sie in der Online-Befragung ermittelt wurden, abgebildet.

12.4.3 Quellparameter Pizzaofen

Die Zusammenfassung der Emissionsquellstärken in Tabelle 38 zeigt, dass die Werte für die Vorbereitungsphase des Pizzaofens bei Feinstaub ($PM_{2,5}$ und PM_{10}) mit Werten von 12 g/h sowie bei den Stickstoffoxiden NO und NO_2 mit Werten von 3 bzw. 1 g/h in einer zur Glutbettvorbereitung des Holzkohlegrills vergleichbaren Größenordnung liegen. Während der Speisenzubereitung liegen die Emissionen des Pizzaofens mit 8 g/h für Partikel der Korngrößenklasse $d < 2,5 \mu m$ deutlich unter den Emissionen des Holzkohlegrills, dessen Emissionsquellstärke bei der Zubereitung von Hackfleischspießen in der Grillphase bei 121 g/h liegt.

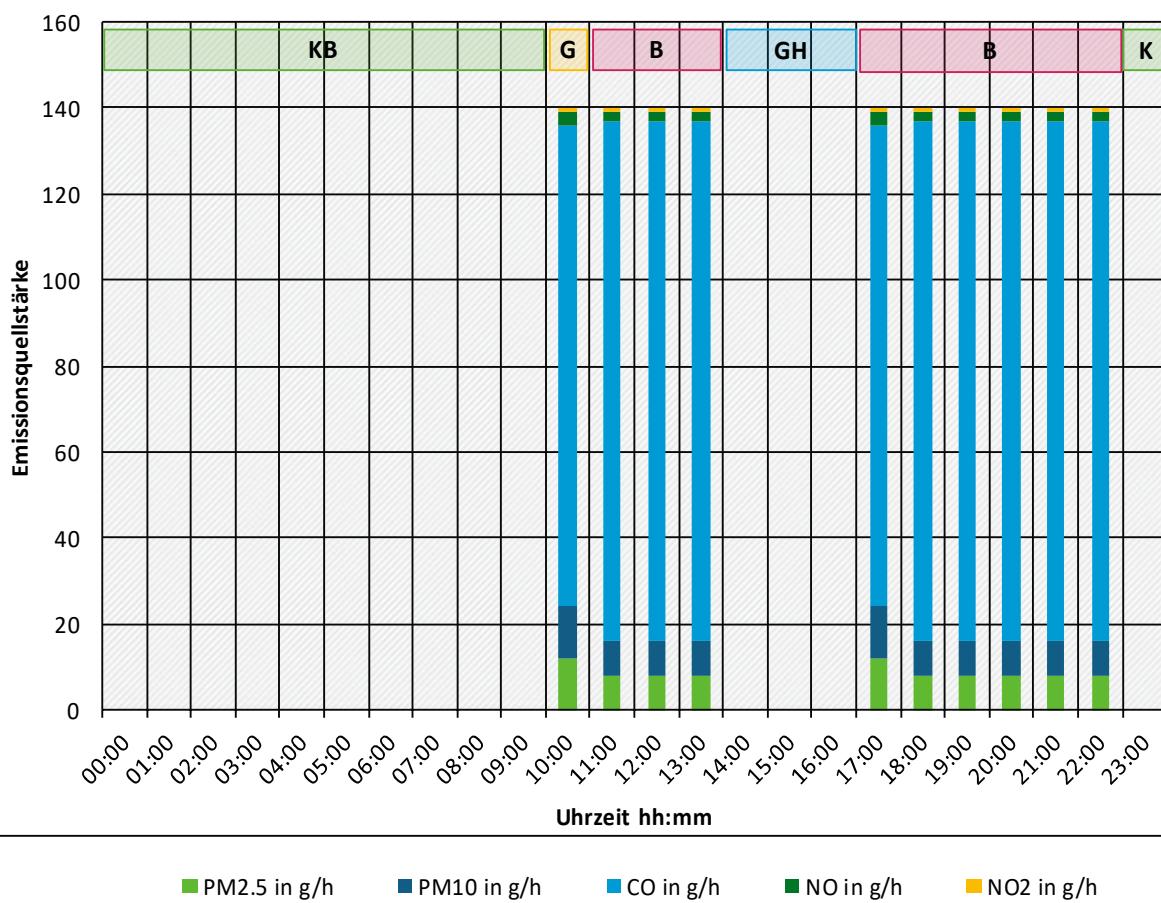
Die Emissionen der Stickstoffoxide liegen unterhalb der Nachweisgrenze. Für die Parameter BTEX, PAK und Geruch liegen für den Pizzaofen keine Messergebnisse vor.

Die Zeitabhängigkeit der Emissionen wird für den Fall des Pizzaofens gemäß einem typischen Betriebsszenario wie folgt berücksichtigt:

- ▶ 10:00 – 11:00 Uhr Glutvorbereitung (G)
- ▶ 11:00 – 14:00 Uhr Backbetrieb (B)
- ▶ 14:00 – 17:00 Uhr Gluthaltephase (GH)
- ▶ 17:00 – 23:00 Uhr Backbetrieb (B)

Die zeitabhängigen Emissionen sind grafisch für die unterschiedlichen Betriebsphasen in Abbildung 108 dargestellt.

Abbildung 108: Zeitabhängige Emissionsquellstärken der untersuchten Schadstoffe beim Betrieb eines Pizzaofens.



*KB (Kein Betrieb), G (Glutvorbereitung), B (Betrieb), GH (Gluthaltephase)

Quelle: IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 108 kann entnommen werden, dass für die Pizzaöfen ein Betrieb an 13 Stunden eines Tages mit einer Unterbrechung von 23:00 bis 10:00 Uhr angesetzt wird. Für die Gluthaltephase liegen keine Emissionsfaktoren vor, wobei bei dem untersuchten Pizzaofen, welcher als Zeitbrandofen betrieben wird, davon auszugehen ist, dass in der nachmittäglichen Unterbrechung des Backbetriebs kein Brennstoff nachgelegt wird.

12.5 Ermittlung der Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4

Die Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 dient der Bestimmung der Mindesthöhe von Abgasableiteinrichtungen, die zur Ableitung von Emissionen aus Feuerungsanlagen, aus Anlagen, die organische Lösemittel freisetzen (z. B. nicht genehmigungsbedürftige Anlagen im Anwendungsbereich der 31. BImSchV) und aus anderen schadstoffemittierenden Anlagen eingesetzt werden.

Die vorliegende Untersuchung wendet die Vorgaben der Richtlinie zur Abschätzung des Minderungspotentials optimierter Ableitbedingungen auf die betrachteten Abgasableiteinrichtungen von Holzkohlegrills bzw. Pizzaöfen an. Hierfür wird die softwaretechnische Umsetzung der VDI 3781, Blatt 4, WinSTACC des Ingenieurbüros Lohmeyer verwendet.

Die nach VDI 3781, Blatt 4 bestimmte Mindesthöhe genügt den Anforderungen zum ungestörten Abtransport der Abgase mit der freien Luftströmung und zur ausreichenden Verdünnung der Abgase, um nach dem Stand der Technik vermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen zu verhindern und nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß zu beschränken.

Maßgeblich für die Erfüllung der vorgenannten Anforderungen sind

- ▶ das Gebäude mit der Abgasableiteinrichtung selbst,
- ▶ vorgelagerte Gebäude, ggf. auch unter Berücksichtigung einer Hanglage und
- ▶ Aufbauten auf Gebäuden.

Von einer ausreichenden Verdünnung kann gemäß VDI 3781, Blatt 4 ausgegangen werden, wenn

- ▶ die höchste Ebene, auf welcher die Nachbarschaft oder Allgemeinheit den Abgasen ausgesetzt werden (Bezugsniveau) und
- ▶ ggf. die Geländeoberfläche um bestimmte Mindesthöhen überragt werden.

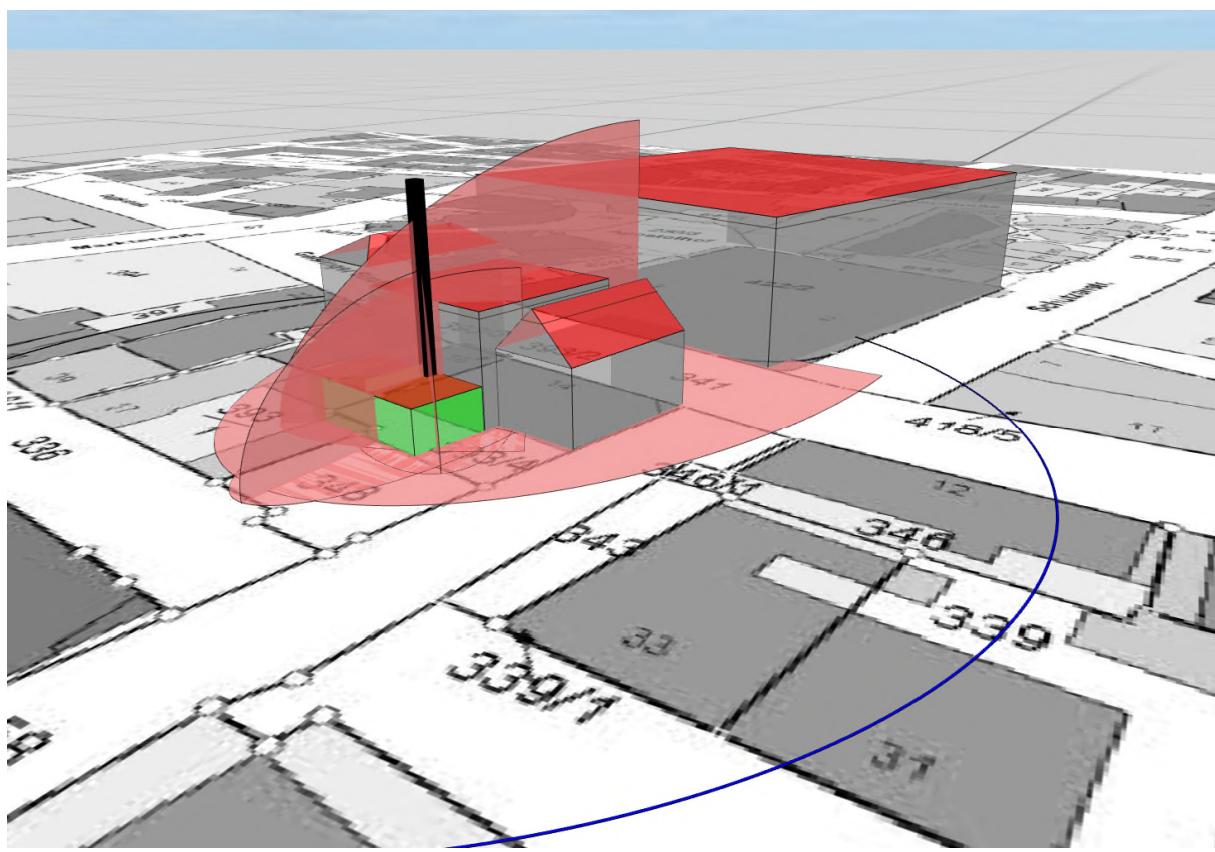
12.5.1 Holzkohlegrill Göppingen

Die Höhe des Anlagengebäudes in Göppingen liegt gemäß digitalem Gebäudemodell bei 10,4 m, wobei der Abgaskamin auf einem rückwärtigen Flachdachgebäude mit ca. 4,1 m Gebäudehöhe errichtet wurde. Die Kaminhöhe im Bestand beträgt gemäß Angabe des zuständigen Kaminkehrers 12 m über Flachdach, entsprechend ca. 16,1 m über Geländeoberkante.

Die Dachform und die Gebäudehöhen sowie die höchstgelegenen Fensteröffnungen benachbarter Gebäude werden dem digitalen Gebäudemodell sowie 3D-Visualisierungen entnommen und dem Berechnungsmodell zu Grunde gelegt.

Aus den Eingangsparametern ergibt sich nach VDI 3781, Blatt 4 eine erforderliche Ableithöhe von 20,3 m über Geländeoberkante, entsprechend einer Kaminhöhe von 16,2 m über First. Die hohe Anforderung an die Kaminhöhe ergibt sich aus der Gebäudegeometrie des nördlich des Anlagenstandortes errichteten Neubaus und der daraus resultierenden Rezirkulationszone. Abbildung 109 zeigt die Geometrie des Gebäudes mit optimierter Ableithöhe und visualisierten Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.

Abbildung 109: 3D-Visualisierung der nach VDI 3781, Blatt 4 ermittelten Ableithöhe mit Darstellung der Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Ableithöhen im Realbetrieb und entsprechend den Anforderungen der VDI 3781, Blatt 4 sind in Tabelle 39 gegenübergestellt.

Tabelle 39: Restaurant Göppingen: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4

	Ableithöhe über Geländeoberkante in m		empfohlene bzw. erforderliche Erhöhung der Abgasanlage in m
	Real	nach VDI 3781, Blatt 4	
Restaurant Göppingen	16,1	20,3	4,2

12.5.2 Marktplatz Mannheim

Im Umfeld des Marktplatzes Mannheim werden im Rahmen der vorliegenden Betrachtung insgesamt 12 Grillrestaurants und drei Pizzaöfen berücksichtigt.

Eine tabellarische Übersicht über die Ableithöhen im realen Betrieb sowie nach rechnerischer Optimierung gemäß VDI 3781, Blatt 4 findet sich in Tabelle 40. Die zu Grunde gelegten Ableithöhen im Bestand und Gebäudehöhen stellen Näherungswerte dar.

Tabelle 40: Restaurants Mannheim, Marktplatz: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4

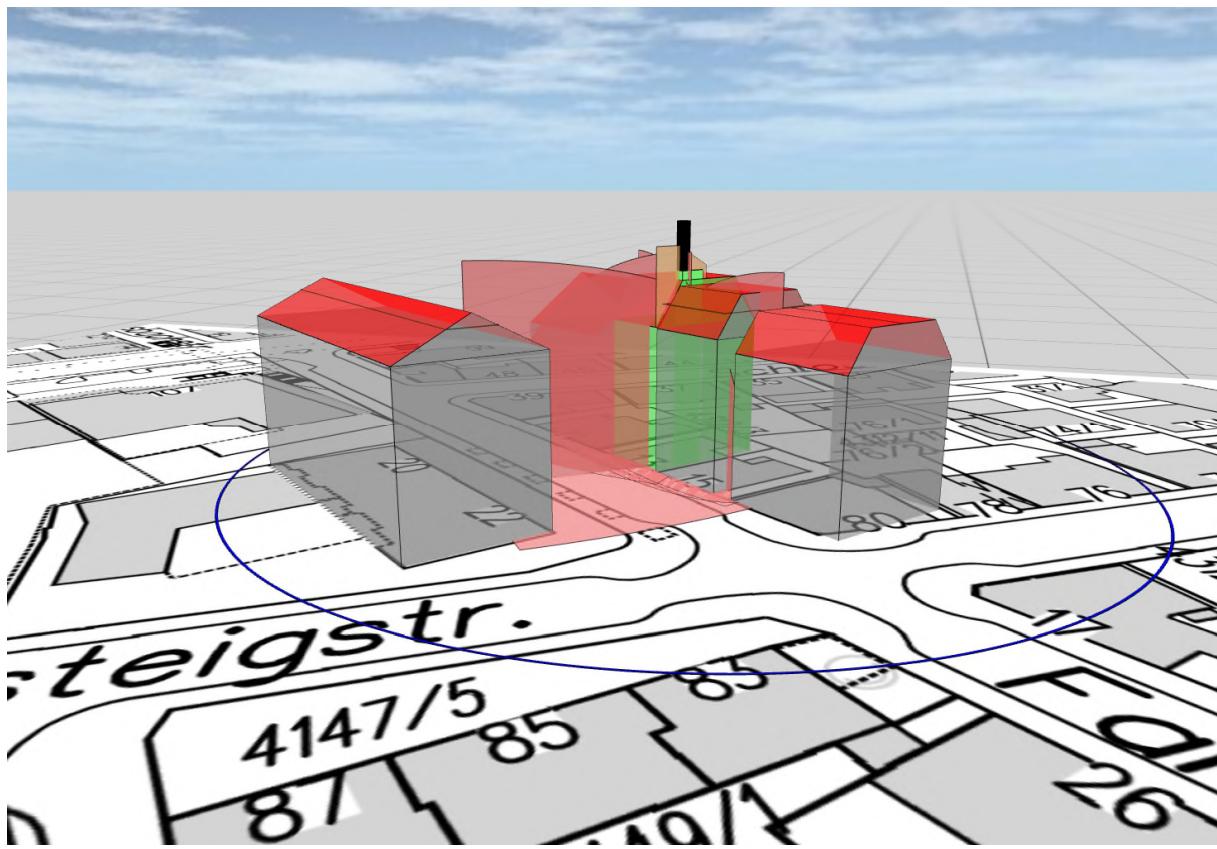
	Anlagenart	Ableithöhe über Geländeoberkante in m	empfohlene bzw. erforderliche Erhöhung der Abgasanlage in m	
		real	nach VDI 3781, Blatt 4	
Restaurant A	Holzkohlegrill	17,0	22,0	5,0
Restaurant B	Pizzaofen	17,0	22,0	5,0
Restaurant C	Holzkohlegrill	15,0	20,0	5,0
Restaurant D	Pizzaofen	7,0	20,0	13,0
Restaurant E	Holzkohlegrill	19,0	27,2	8,2
Restaurant F	Holzkohlegrill	17,0	26,0	9,0
Restaurant G	Holzkohlegrill	17,0	22,1	5,1
Restaurant H	Holzkohlegrill	18,0	25,7	7,7
Restaurant I	Holzkohlegrill	15,0	23,0	8,0
Restaurant J	Pizzaofen	13,0	23,0	10,0
Restaurant K	Holzkohlegrill	17,0	25,0	8,0
Restaurant L	Holzkohlegrill	17,0	25,0	8,0
Restaurant M	Holzkohlegrill	12,5	25,0	12,5
Restaurant N	Holzkohlegrill	20,0	29,0	9,0
Restaurant O	Holzkohlegrill	22,0	26,1	4,1

12.5.3 Pizzeria Stuttgart

Die Gebäudehöhe des Gebäudes in Stuttgart liegt gemäß digitalem Gebäudemodell bei 21,4 m. Die Höhe der Abluftöffnung im Bestand wird aus entsprechender Fotodokumentation mit 23,4 m, entsprechend 2 m über First des Gebäudes, abgeleitet.

Die Dachform und die Gebäudehöhen sowie die höchstgelegenen Fensteröffnungen benachbarter Gebäude werden dem digitalen Gebäudemodell sowie 3D-Visualisierungen entnommen und dem Berechnungsmodell zu Grunde gelegt. Aus den Eingangsparametern ergibt sich für den Untersuchungsstandort Stuttgart nach VDI 3781, Blatt 4 eine erforderliche Ableithöhe von 6,4 m über First des Gebäudes, entsprechend einer Erhöhung des Kamins um 4,4 m. Abbildung 110 zeigt die Geometrie des Gebäudes mit optimierter Ableithöhe und visualisierten Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.

Abbildung 110: 3D-Visualisierung der nach VDI 3781, Blatt 4 ermittelten Ableithöhe mit Darstellung der Rezirkulationszonen der vorgelagerten Gebäude.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die Ableithöhen im Realbetrieb und entsprechend den Anforderungen der VDI 3781, Blatt 4 sind in Tabelle 41 gegenübergestellt.

Tabelle 41: Restaurant Stuttgart: Ableithöhe im Realbetrieb und angepasst gemäß VDI 3781, Blatt 4

	Ableithöhe über Geländeoberkante in m		empfohlene bzw. erforderliche Erhöhung der Abgasanlage in m
	Real	nach VDI 3781, Blatt 4	
Restaurant Göppingen	23,4	27,8	4,4

12.6 Meteorologische Parameter

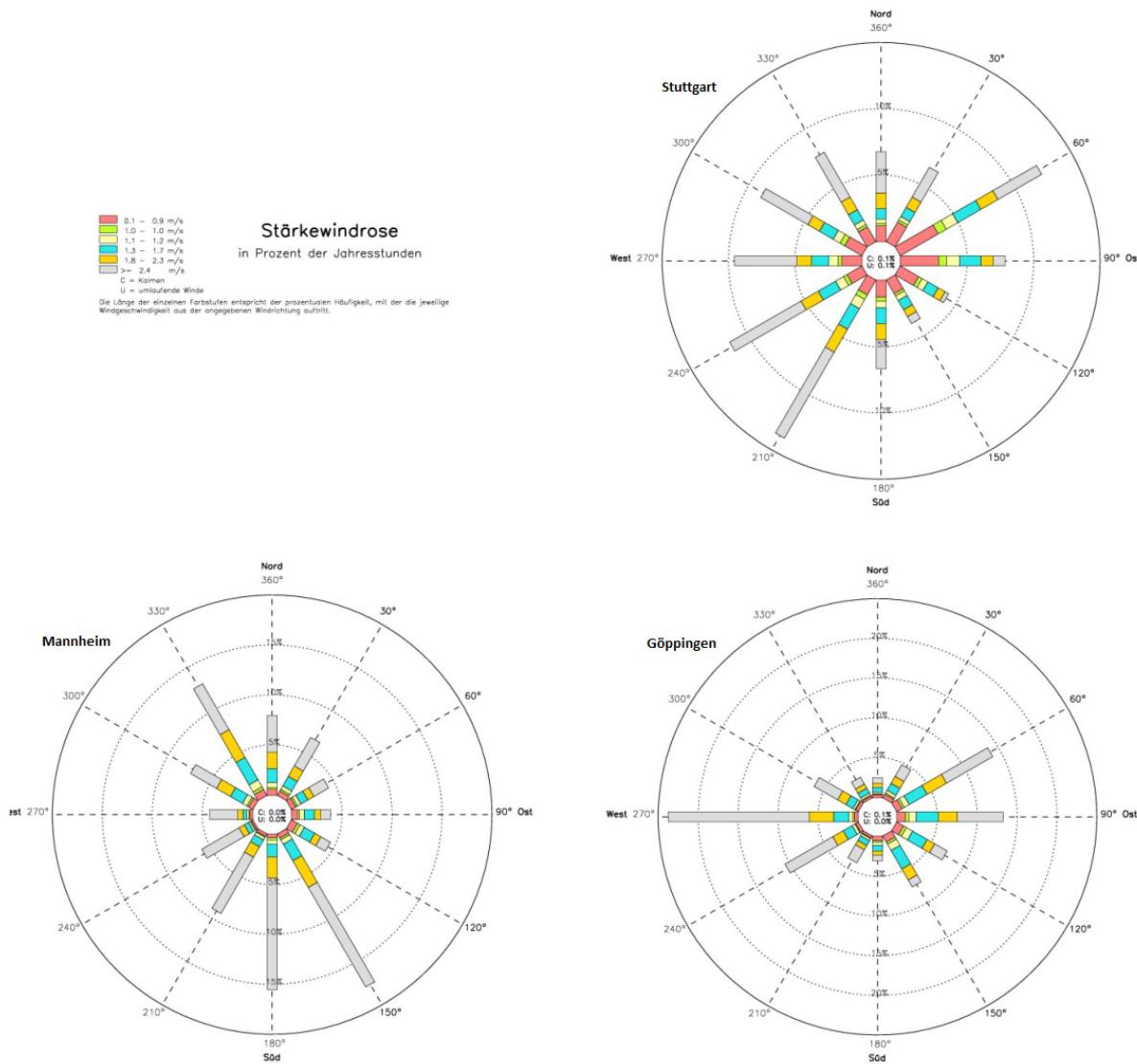
Die Ausbreitungsberechnungen der Schadstoffe und Gerüche werden über meteorologische Daten angetrieben, die im vorliegenden Fall messtechnisch an den Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) ermittelt wurden. Die räumliche und zeitliche Repräsentativität der Daten wurde vom DWD für jeden Standort im Rahmen einer Qualifizierten Prüfung (QPR) nachgewiesen. Die jeweiligen meteorologischen Zeitreihen (AKTerm) geben für jede Jahresstunde Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse an. Letztere beschreiben den Turbulenzzustand der Atmosphäre.

12.6.1 Windrichtung und Windgeschwindigkeit

Die Ausbreitung von Schadstoffen und Gerüchen in der Atmosphäre hängt maßgeblich von der vorherrschenden Windrichtungsverteilung am Untersuchungsstandort ab, da die Partikel in erster Linie mit der Strömung verlagert werden.

Abbildung 111 zeigt die Stärkewindrosen an den drei Standorten Stuttgart, Mannheim und Göppingen.

Abbildung 111: Stärkewindrosen für die untersuchten Standorte.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP; Datenquelle: Deutscher Wetterdienst DWD

In der Abbildung 111 zeigt sich, dass in Mannheim nördliche und südliche Windrichtungen dominieren, während in Göppingen Windrichtungen aus West und Ost am häufigsten auftreten. In Stuttgart sind die Richtungsmaxima nicht so deutlich ausgeprägt. Jedoch sind relative Maxima bei 60° und 210° zu erkennen. Windrichtungen aus dem südöstlichen Quadrant treten hier seltener auf als aus den drei anderen Quadranten.

Die jahresmittlere Windgeschwindigkeit liegt in Mannheim und Göppingen mit 2,9 m/s und 2,7 m/s höher als in Stuttgart mit 2,4 m/s. Dementsprechend ist die Häufigkeit von

Schwachwinden unter 1 m/s in Stuttgart mit 20,7 % der Jahresstunden deutlich erhöht, während in Göppingen und Mannheim in lediglich 8,9 % bzw. 0,7 % der Jahresstunden Schwachwinde auftreten.

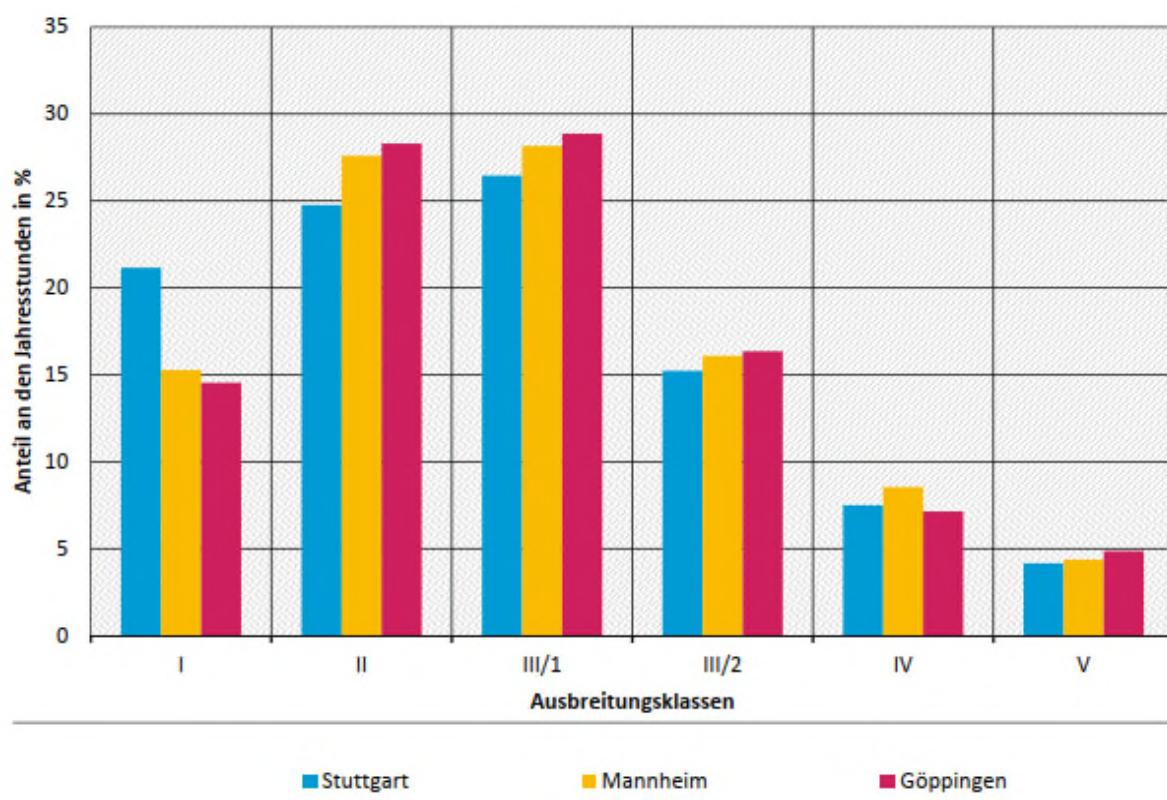
Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ist die Produktion von mechanischer Turbulenz in der Atmosphäre geringer als bei hohen Windgeschwindigkeiten. Dadurch werden in die Atmosphäre abgegebene Schadstoffe schlechter durchmischt und hohe Konzentrationswerte können auch in größerer Entfernung zur Emissionsquelle auftreten. Zudem können bei niedrigen Windgeschwindigkeiten höhere Schadstoffkonzentrationen durch die längere Verweildauer der Partikel in einem bestimmten Volumen auftreten.

12.6.2 Ausbreitungsklassen

Bei den Ausbreitungsklassen handelt es sich um Beschreibungen des Stabilitätszustandes der bodennahen atmosphärischen Luftsicht. Dieser Stabilitätszustand bestimmt, wie stark eine Schadstoffwolke beim Transport durch die Atmosphäre verdünnt wird.

Da sich mit dem verwendeten Strömungsmodell MISKAM nur stationäre Verhältnisse abbilden lassen, können die labilen Ausbreitungsklassen (III/2, IV, V) nicht berücksichtigt werden. Bei labiler Schichtung führt die dauerhafte Produktion von thermischer Turbulenz zu einem stetigen Anwachsen der Turbulenzvariablen und damit zur Instationarität. Stattdessen werden in den Jahresstunden mit labilen Klassen neutrale Verhältnisse angenommen. Dies führt tendenziell zu einer Überschätzung der Immissionskonzentrationen.

Abbildung 112: Häufigkeit der Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier an den untersuchten Standorten.



Quelle: DWD

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP; Datenquelle: Deutscher Wetterdienst DWD

Die bodennahe Lufttemperatur in Städten kann durch vielfältige Prozesse teils deutlich über den Lufttemperaturen des Umlandes liegen (städtische Wärmeinsel). Da stabile Verhältnisse durch Kaltluft am Boden und Warmluft in der Höhe gekennzeichnet sind, wirkt der beschriebene Wärmeinseleffekt der Entstehung von Kaltluft am Boden und damit der Ausbildung von stabilen Schichtungen im städtischen Umfeld entgegen. Aus diesem Grund werden in den Jahresstunden mit stabilen Klassen (I, II, III/1) ebenfalls neutrale Verhältnisse angenommen. Dies führt tendenziell zu einer Unterschätzung der Immissionskonzentrationen.

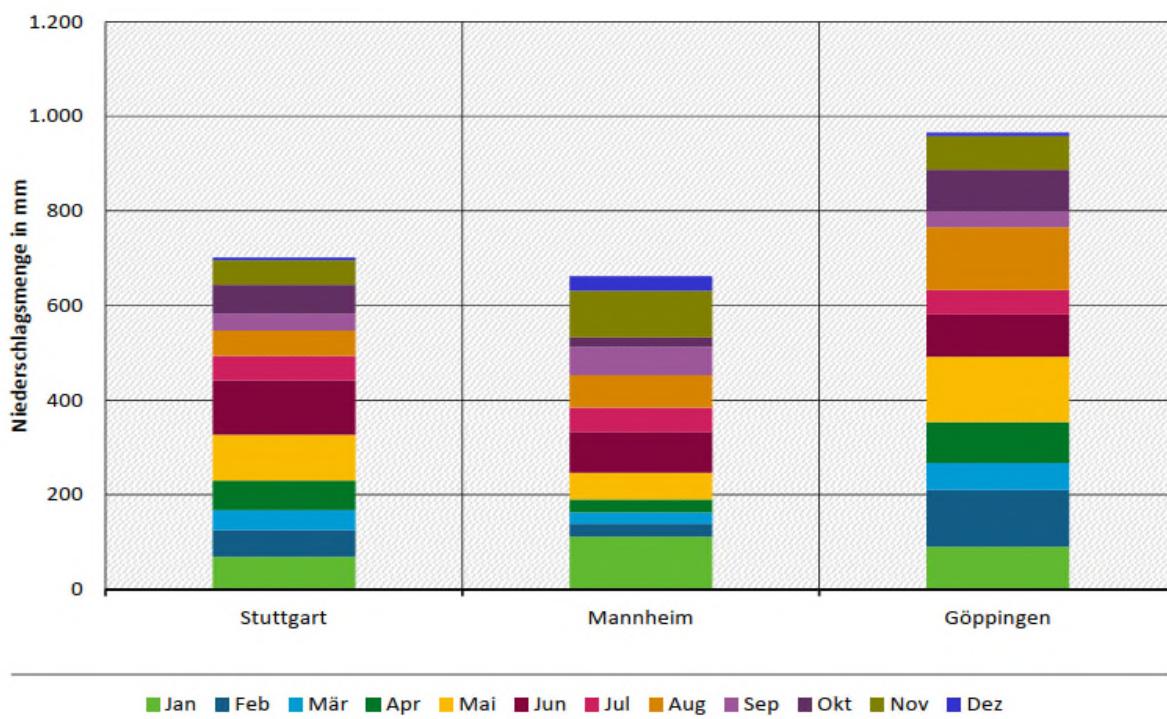
Die Häufigkeit der Ausbreitungsklassen an den untersuchten Standorten in Stuttgart, Mannheim und Göppingen ist in Abbildung 112 dargestellt.

Die labilen Klassen (III/2 bis V) treten insgesamt seltener auf als die stabilen und neutralen Klassen (I bis III/1). Die Häufigkeitsverteilung der labilen Klassen ist an den drei Standorten vergleichbar, wohingegen in Stuttgart deutlich häufiger sehr stabile Verhältnisse (Klasse I) auftreten, als in Mannheim und Göppingen. Dort tendieren die Ausbreitungsbedingungen bei stabiler Schichtung stärker in Richtung neutral-stabil (Klasse III/1). Es ist anzumerken, dass die hier beschriebenen und in Abbildung 112 dargestellten Unterschiede der meteorologischen Daten (Ausbreitungsklassen) an den drei Standorten keinen Einfluss auf die Ergebnisse der Modellrechnungen haben.

12.6.3 Niederschlag

Zur Berechnung der nassen Deposition (Entfernen von Partikeln aus der Atmosphäre durch Niederschlag) bei den Schadstoffen NO₂, PM_{2,5}- und PM₁₀-Staub sowie PAK wurde die Niederschlagszeitreihe aus dem jeweiligen repräsentativen Jahr und an der jeweiligen Messstation (beides wird durch die QPR vorgegeben) so skaliert, dass die Jahressumme der Niederschlagszeitreihe mit der mittleren Niederschlags-Jahressumme aus den Jahren 2006-2015 für das jeweilige Modellgebiet übereinstimmt. Letztere ergeben sich gemäß RESTNI-Datensatz für die neue TA Luft zu 709 mm im Gebiet Stuttgart, 665 mm im Gebiet Mannheim und 972 mm im Gebiet Göppingen. Die Verteilung dieser Summen auf die Monate Januar bis Dezember an den untersuchten Standorten ist in Abbildung 113 dargestellt. Es ist anzumerken, dass in diesem Punkt gemäß der Zielsetzung dieses Vorhabens von den Vorgaben der TA Luft für die Ausbreitungsrechnung zur Anlagengenehmigung abgewichen wurde.

Abbildung 113: Monatliche Niederschlagsmengen und Jahressumme an den untersuchten Standorten.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP; Datenquelle: Deutscher Wetterdienst DWD

Quelle: DWD

Die nasse Deposition ist neben der Schadstoffart und der Schadstoffkonzentration maßgeblich von der Niederschlagsmenge abhängig. Im verwendeten Partikelmodell wird der Effekt der nassen Deposition mit Hilfe einer Auswaschwahrscheinlichkeit berücksichtigt, die für jede Jahresstunde neu berechnet wird. Aufgrund der durch das Berechnungsmodell vorgegebenen Stoffparameter und der geringen Niederschlagsmengen pro Stunde ergeben sich für die Stoffe NO₂, PM_{2,5} und PM₁₀-Staub sowie PAK Auswaschwahrscheinlichkeiten von < 1 %. Aus diesem Grund ist die Reduktion der Schadstoffkonzentration in der Luft durch nasse Deposition als vernachlässigbar klein einzustufen. Tendenziell ist der Reduktionseffekt in Göppingen durch die höhere Jahresmenge an Niederschlag stärker ausgeprägt als in Mannheim und Stuttgart.

12.7 Vorbelastung

Zur Abschätzung der im Umfeld der untersuchten Anlagen zu erwartenden Gesamtbelastung an Luftschadstoffen ist eine rechnerische Überlagerung der anlagenbedingten Zusatzbelastung, also der Immissionskonzentrationen, welche durch den Betrieb der Holzkohlegrills bzw. Pizzaöfen verursacht werden, mit einer für den Standort anzunehmenden Vorbelastung erforderlich. Die standortspezifische Vorbelastung setzt sich aus dem überregionalen Ferntransport von Schadstoffen sowie regionalen Beiträgen aus Industrie, Hausbrand und Straßenverkehr zusammen. Da im Rahmen von Ausbreitungsrechnungen in den wenigsten Fällen Messstationen zur Ermittlung der Vorbelastung unmittelbar an den Untersuchungsstandorten betrieben werden, ist eine Übertragung von Hintergrundmesswerten aus repräsentativen Messstationen gängige Praxis.

Tabelle 42: Standort Göppingen: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen, repräsentativen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes 2016-2019.

	Jahresmittelwerte Vorbelastung											
	NO ₂				PM ₁₀				PM _{2,5}			
Bezugszeit	Jahr			Jahr			Jahr			Jahr		
Grenzwert	40 µg/m ³			40 µg/m ³			25 µg/m ³					
Jahresmittelwerte in µg/m ³												
Jahr	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019
Aalen (SHG)*	21	20	22	21	15	16	16	14	-	-	-	-
Reutlingen (SHG)	26	25	25	23	17	16	16	14	-	-	-	-
Ulm (SHG)	28	28	27	24	17	17	17	15	12	12	12	10
Angenommene Vorbelastung	22			16			12					

*SHG := städtischer Hintergrund

Die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) betreibt ein lufthygienisches Landesüberwachungssystem mit insgesamt 35 Messstationen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Belastungssituationen (Verkehrsmessstationen, städtische und ländliche Hintergrundmessstationen). Ergänzt wird das auf Langzeitüberwachung ausgelegte Luftpessnetz durch Spot- und Sondermessungen an z.B. verkehrsnahen Belastungsschwerpunkten.

Zur Abschätzung der Vorbelastung in den jeweiligen Untersuchungsgebieten werden die Daten der jeweils nächstgelegenen Messstationen mit entsprechend geeigneter Gebietseinstufung aufgezeigt und ausgewertet.

Für den Standort Göppingen liegen keine Messwerte zur lokalen Vorbelastung vor und es werden ersatzweise die Messwerte der Stationen „Aalen“ (städtischer Hintergrund, ca. 35 km nordöstlich), „Reutlingen“ (städtischer Hintergrund, ca. 40 km südwestlich) bzw. „Ulm“ (städtischer Hintergrund, ca. 40 km südöstlich) betrachtet.

Auf Grund der vergleichbaren Abstände des Anlagenstandorts zu den für die NO₂-Konzentration maßgeblichen Verkehrswegen wird die Station Aalen als repräsentativ angesehen und die entsprechenden Messwerte von 22 µg/m³ NO₂ und 16 µg/m³ PM₁₀ werden um den PM_{2,5}-Messwert aus Ulm von 12 µg/m³ ergänzt (vgl. Tabelle 42).

In Mannheim liegt die Station „Mannheim Nord“ als städtische Hintergrundmessstation ca. 6 km nördlich und die Station „Mannheim Friedrichsring“ als Verkehrsmessstation ca. 500 m nordöstlich des Marktplatzes. Angesichts der Gebietsprägung um den Mannheimer Marktplatz erscheinen die Messwerte der Hintergrund-Station als nur bedingt übertragbar und es werden im Sinne einer konservativen Vorgehensweise die Messwerte der Station „Mannheim Friedrichsring“ mit Ausnahme des am Friedrichsring verkehrsbedingt sehr hohen NO₂-Messwertes herangezogen. Die Vorbelastung am Mannheimer Marktplatz wird mit 26 µg/m³ NO₂, 22 µg/m³ PM₁₀ und 14 µg/m³ PM_{2,5} angenommen. Die entsprechenden Zahlenwerte sind in Tabelle 43 zusammengefasst.

Tabelle 43: Standort Mannheim: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes der Jahre 2016-2019.

	Jahresmittelwerte Vorbelastung											
	NO ₂				PM ₁₀				PM _{2,5}			
Bezugszeit	Jahr			Jahr			Jahr			Jahr		
Grenzwert	40 µg/m ³			40 µg/m ³			25 µg/m ³					
Jahresmittelwerte in µg/m ³												
Jahr	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019
Mannheim Friedrichsr. (V)*	46	45	47	42	22	22	22	20	14	14	13	12
Mannheim Nord (SHG)*	26	26	24	23	16	17	17	16	11	12	12	11
Angenommene Vorbelastung	26			22			14					

*SHG := städtischer Hintergrund; V := Verkehrsbezogen

Stuttgart verfügt neben den temporär betriebenen Spot- und Sondermessstellen über insgesamt vier Messstellen, welche im Zeitraum 2016 – 2019 kontinuierlich betrieben wurden. Vor dem Hintergrund der hohen Stickstoffdioxidmesswerte an den verkehrsbezogenen Messstationen und der unmittelbar am Untersuchungsstandort relativ geringen Verkehrsbelastung erscheinen die verkehrsbezogenen Stationswerte als nur bedingt übertragbar. Daher werden für die angenommene Vorbelastung die PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Werte der Station Arnulf-Klett-Platz mit 25 bzw. 14 µg/m³ mit dem NO₂-Messwert der Station Bad Cannstadt aus dem Jahr 2016 von 31 µg/m³ kombiniert, um die örtliche Situation annähernd zu erfassen.

Die Jahresmittelwerte für die Jahre 2016-2019 sowie die angenommene Vorbelastung sind in Tabelle 44 zusammengefasst.

Tabelle 44: Standort Stuttgart: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes der Jahre 2016-2019.

	Jahresmittelwerte Vorbelastung											
	NO ₂				PM ₁₀				PM _{2,5}			
Bezugszeit	Jahr			Jahr			Jahr			Jahr		
Grenzwert	40 µg/m ³			40 µg/m ³			25 µg/m ³					
Jahresmittelwerte in µg/m ³												
Jahr	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019
Stuttgart Am Neckartor (Spot, V)	82	73	71	53	38	35	29	28	18	16	14	13
Stuttgart Arnulf-Klett-Platz (V)	58	56	46	43	25	25	23	23	14	14	13	11

	Jahresmittelwerte Vorbelastung											
Stuttgart Hohenh. Str. (Spot, V)	76	69	65	50	24	24	23	20	-	-	-	-
Stuttgart Bad Cann. (SHG)	31	30	27	25	17	17	17	15	11	12	11	10
Angenommene Vorbelastung	31				25				14			

*SHG := städtischer Hintergrund; V := Verkehrsbezogen

Tabelle 45: Immissionskenngrößen der nächstgelegenen Messstationen des baden-württembergischen Landesmessnetzes von Benzo[a]pyren (BaP) und Benzol der Jahre 2016-2019.

	Jahresmittelwerte Vorbelastung									
	BaP					Benzol				
Bezugszeit	Jahr					Jahr				
Grenz-/Zielwert	1 ng/m ³					5 µg/m ³				
Jahr	2016	2017	2018	2019		2016	2017	2018	2019	
Aalen (SHG)	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	
Reutlingen Lederstr.-O (V)	0,5	0,4	0,2	0,2	1,5	-	-	-	-	
Mannheim Friedrichsr. (V)	0,2	0,2	0,2	0,2	1,3	1,1	1,4	1,3		
Mannheim Nord (SHG)	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	
Stuttgart Bad Cann. (SHG)	0,3	0,2	0,2	0,2	0,8	-	-	-	-	
Angenommene Vorbelastung	0,3				1,1					

Die Messstationen mit annähernd übertragbarer Belastungssituation, an welchen die Immissionskonzentrationen von Benzol und Benzo[a]pyren (BaP) erfasst werden, sind zusammen mit den angenommenen Vorbelastungs-Konzentrationen von 0,3 ng/m³ Benzo[a]pyren und 1,1 µg/m³ Benzol in Tabelle 45 zusammengefasst.

12.8 Windfeldmodellierung

Die Durchführung der Ausbreitungsrechnungen besteht im Wesentlichen aus zwei grundlegenden Schritten: im ersten Schritt, der Windfeldmodellierung, wird durch Anströmung des digitalen 3D-Modells des Untersuchungsgebiets ermittelt, wie sich die Wind- und Turbulenzfelder bei unterschiedlichen Anströmbedingungen verhalten. Im zweiten Schritt, der

eigentlichen Ausbreitungsrechnung, werden die Schadstoffe bei Anwendung eines Lagrange Partikelmodells als „Partikel“ freigesetzt und die Trajektorien der einzelnen, voneinander unabhängigen Partikel, werden berechnet bis es zur Deposition kommt oder die Partikel das Rechengebiet verlassen. Durch eine Auswertung der Partikelpositionen wird rechnerisch der für die Beurteilung maßgebliche Jahres-, Tages- oder Stundenmittelwert bestimmt.

Die für die Ausbreitungsrechnungen verwendeten Windfelder werden an jedem Standort für Anströmrichtungen von 0° bis 350° in 10°-Schritten berechnet. An einem bestimmten Punkt im Modellgebiet (virtuelles Anemometer) werden Windrichtung und -geschwindigkeit für jede Jahresstunde entsprechend den Werten der meteorologischen Zeitreihe vorgegeben. Aus den insgesamt 36 Windfeldern werden anschließend zwei Felder ausgewählt und so überlagert, dass Windrichtung und Windgeschwindigkeit am virtuellen Anemometer mit den Vorgaben der AKTerm übereinstimmen. Auf diese Weise werden für jede Jahresstunde die entsprechenden Windfelder konstruiert.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die berechneten Windfelder exemplarisch für die häufigste Anströmrichtung an jedem Standort aufgezeigt. Eine Analyse der Windfelder lässt eine Abschätzung zu, inwiefern bei den vorliegenden Bebauungsstrukturen eine Verbesserung der Ableitbedingungen durch die nach VDI 3781-4 veränderten Quellhöhen zu erwarten ist. Hierzu werden die Strömungsverhältnisse in den jeweiligen Mündungsebenen dargestellt.

Von besonderer Bedeutung für die Immissionsbelastung am Boden sind Abwärtsströmungen, die die in der Regel in größeren Höhen emittierten Schadstoffe zum Boden transportieren bzw. einen ungestörten Abtransport verhindern. Aus diesem Grund ist in den nachfolgenden Abbildungen neben dem horizontalen Windfeld auch die Vertikalbewegung farbgrafisch hinterlegt.

12.8.1 Göppingen

Für das Modellgebiet Göppingen ist in Abbildung 114 das dreidimensionale Windfeld für eine Anströmrichtung von 270° und eine Höhe von ca. 17,3 m dargestellt. Eine signifikante Beeinflussung der Strömungsverhältnisse in dieser Höhe ergibt sich vor allem durch die hohen Gebäude in der nördlichen Hälfte des Modellgebiets. In den südlichen Bereichen überwiegt lockere Bebauung und die Gebäudehöhen unterschreiten größtenteils die Höhe von 17,3 m. Für die vertikale Strömungskomponente ergibt sich hier eine gleichmäßige Verteilung als in den nördlichen Bereichen mit dichterer Bebauung.

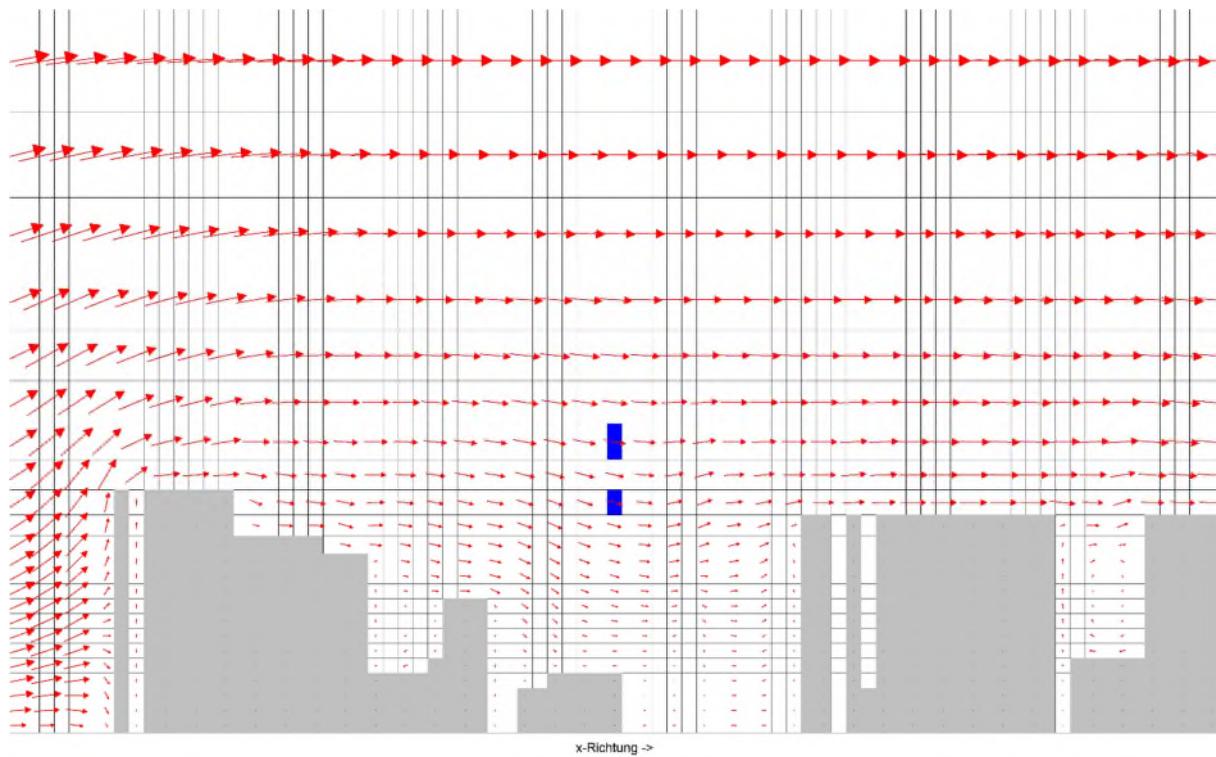
Abbildung 114: Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Göppingen bei Anströmung aus 270° (West) auf einer Höhe von 17,3 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Für die Detailanalyse der Ableitbedingungen wird im vorliegenden Fall auf einen Vertikalschnitt des Windfeldes zurückgegriffen, der in Abbildung 115 dargestellt ist. Zusätzlich sind die Gitterboxen mit der ursprünglichen Schornsteinhöhe und der nach VDI 3781-4 angepassten Schornsteinhöhe blau und die Gebäudezellen grau markiert.

Abbildung 115: Vertikalschnitt des Windfeldes bei Anströmung aus 270° (West) im Bereich des Schornsteins in Göppingen.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

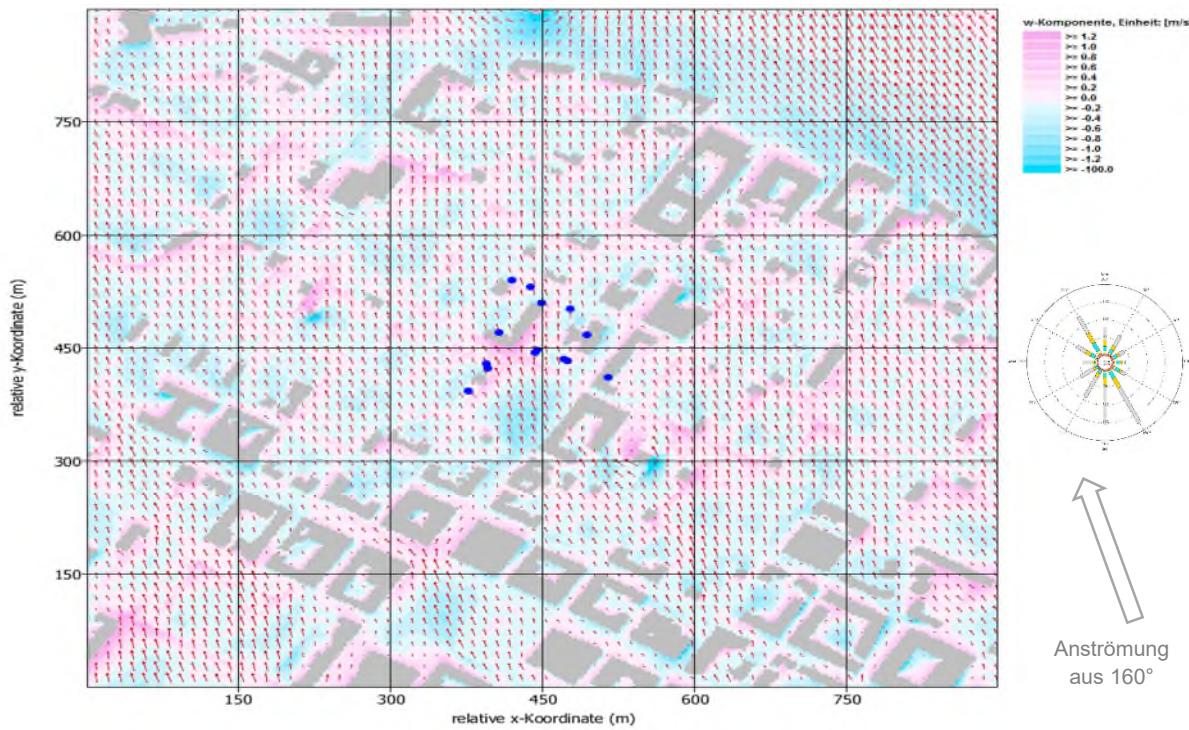
Die Rezirkulationszone des höchsten Gebäudes westlich des Schornsteins wird durch die niedrigeren Gebäude dazwischen nach Osten verlängert, sodass die Mündungshöhe des Schornsteins in beiden Fällen im Bereich von Abwärtsströmungen liegt. Derartige Konstellationen können mit den vereinfachten Verfahren nach VDI 3781-4 nicht abgebildet werden. Insgesamt ist durch die Erhöhung des Schornsteins und damit einer Ableitung über dem höchsten Gebäude in der nahen Umgebung mit einer Verbesserung der Ableitbedingungen zu rechnen.

12.8.2 Mannheim

Abbildung 116 zeigt das dreidimensionale Windfeld im Modellgebiet von Mannheim für die am häufigsten auftretende Windrichtung von 160° und in einer Höhe von 17,6 m. Letztere entspricht einer Höhe, die für die Mehrheit der Emissionsquellen relevant ist. Durch die Vielzahl der Gebäude, die eine Höhe von 17,6 m überschreiten, entsteht eine komplexe Verteilung von Auf- und Abwärtsströmungen. Erhöhte horizontale Windgeschwindigkeiten und großräumige Abwärtsbewegungen sind bei der vorliegenden Anströmrichtung vor allem in Bereichen ohne Bebauung zu erkennen (z. B. Marktplatz, Paradeplatz, nordöstliches Modellgebiet).

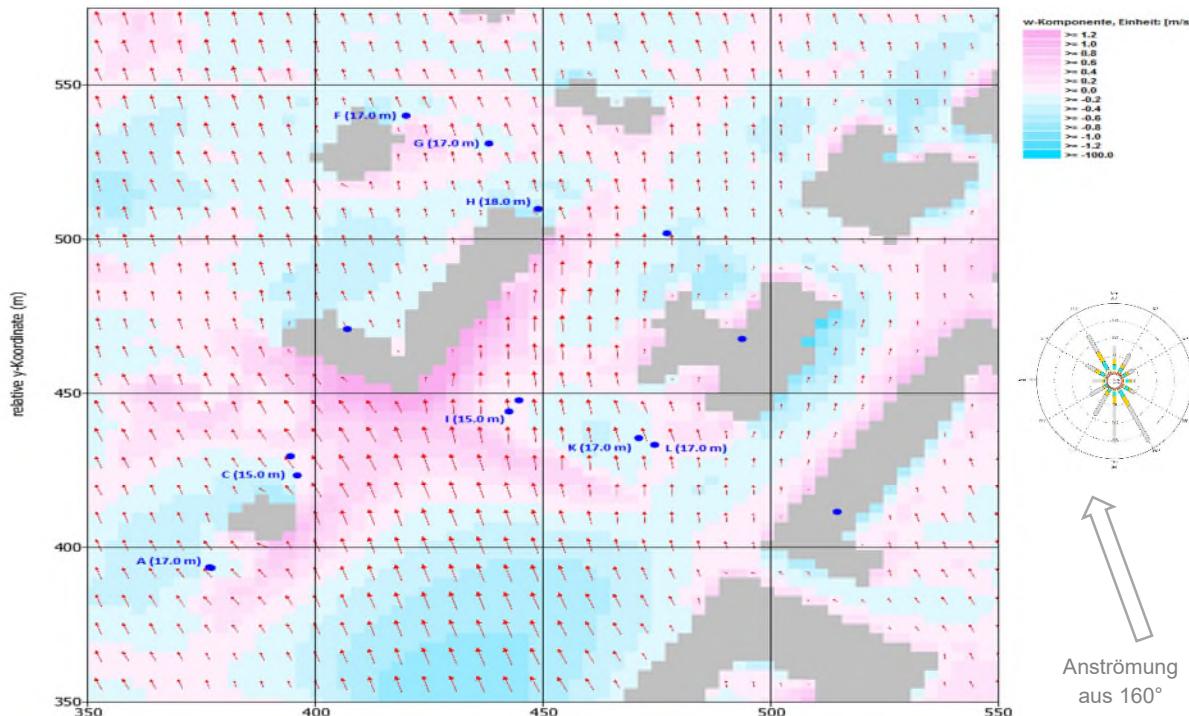
In der nachfolgenden Detaildarstellung in Abbildung 117 sind zusätzlich die Buchstaben-Kennzeichnung der Restaurants und die Mündungshöhen der Schornsteine angegeben, die im Bereich der ausgewerteten Ebene in ca. 17,6 m Höhe liegen.

Abbildung 116: Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 17,6 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 117: Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Marktplatzes Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 17,6 m über Geländeoberkante.

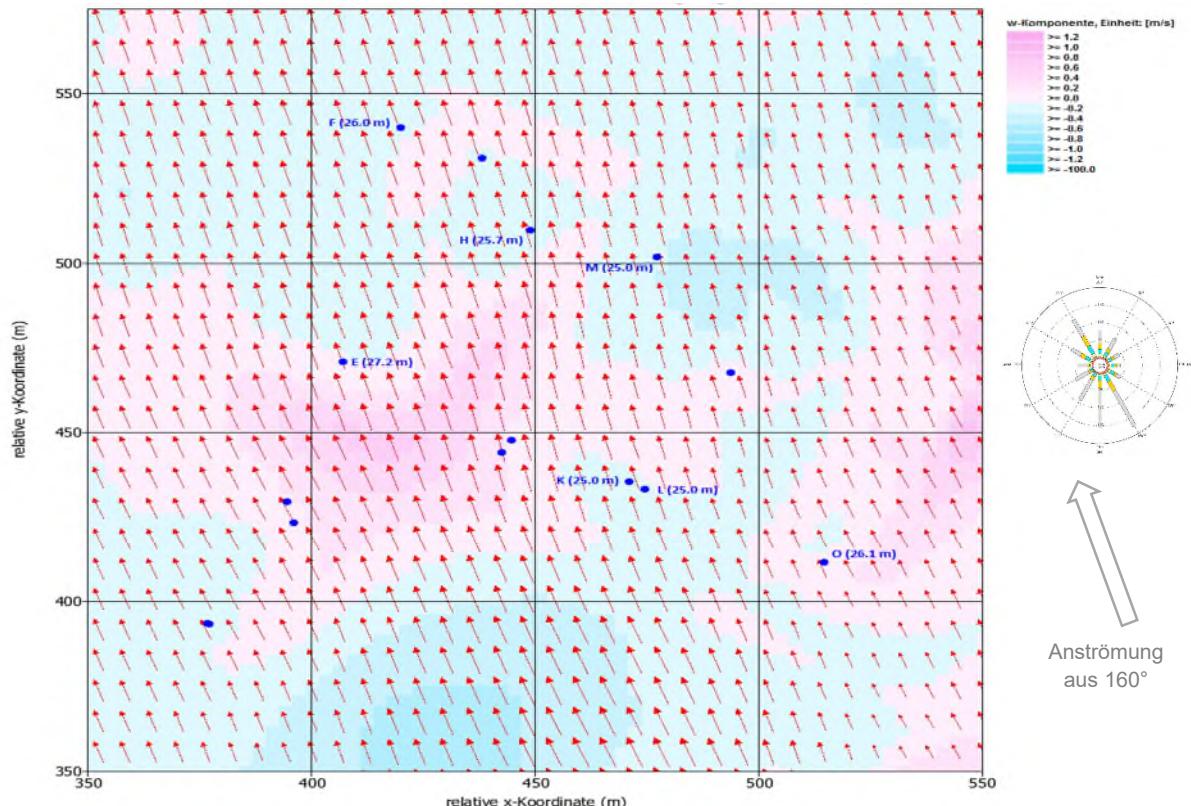


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Das Farbraster zeigt, dass bei den Schornsteinen A, F, H und K in Mündungshöhe Abwärtsbewegungen dominieren, die zu einem Heruntermischen der Schadstoffe in Bodennähe führen können.

In Abbildung 118 sind die Schornsteine und deren Mündungshöhe nach VDI 3781-4 sowie die Strömungsverhältnisse in der maßgeblichen Höhe von 27,1 m dargestellt.

Abbildung 118: Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Marktplatzes Mannheim bei Anströmung aus 160° (Südsüdost) auf einer Höhe von 27,1 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

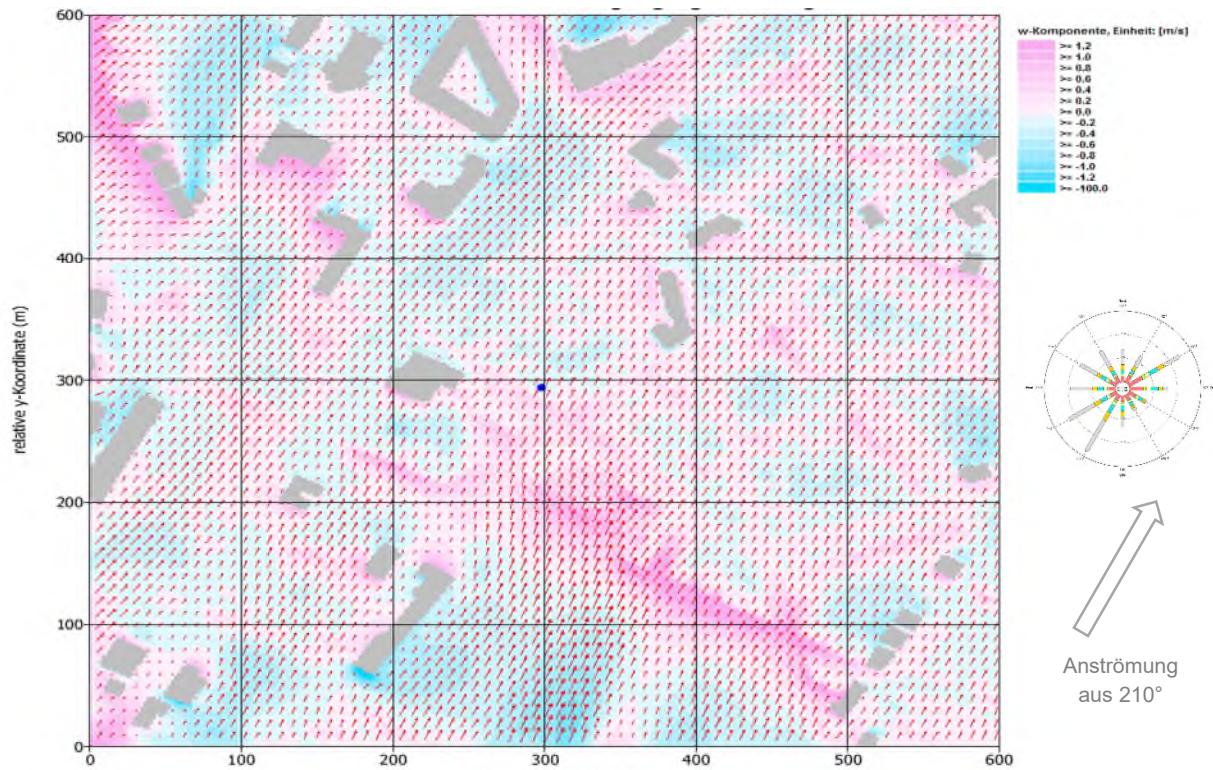
Die Windrichtungen in dieser Höhe werden nur noch unwesentlich von den Gebäudeeinflüssen geprägt. Hinsichtlich der Vertikalbewegung ist an den Schornsteinen F, H und K beim Vergleich mit den in Abbildung 117 dargestellten Verhältnissen tendenziell eine Abschwächung der Abwärtsbewegung und damit eine Verbesserung der Ableitbedingungen zu erkennen.

12.8.3 Stuttgart

Im Modellgebiet Stuttgart ist das Windfeld für die Anströmrichtung von 210° und in einer Höhe von ca. 24,5 m in Abbildung 119 dargestellt. Im nördlichen Teil des Modellgebiets überschreiten mehr Gebäude die Höhe von 24,5 m als im südlichen Teil. Im gesamten Gebiet sind teils großräumige Flächen mit Vertikalbewegung zu erkennen. Im Bereich des Fangelsbachfriedhofs können sich durch fehlende Bebauung erhöhte horizontale Windgeschwindigkeiten einstellen. Stromabwärts treffen diese auf nahezu strömungssenkrechte Bebauungsstrukturen. Zur Gewährleistung der Divergenzfreiheit des Windfeldes wird das Auftreffen der Strömung auf die Hindernisse mit starker Aufwärtsbewegung kompensiert.

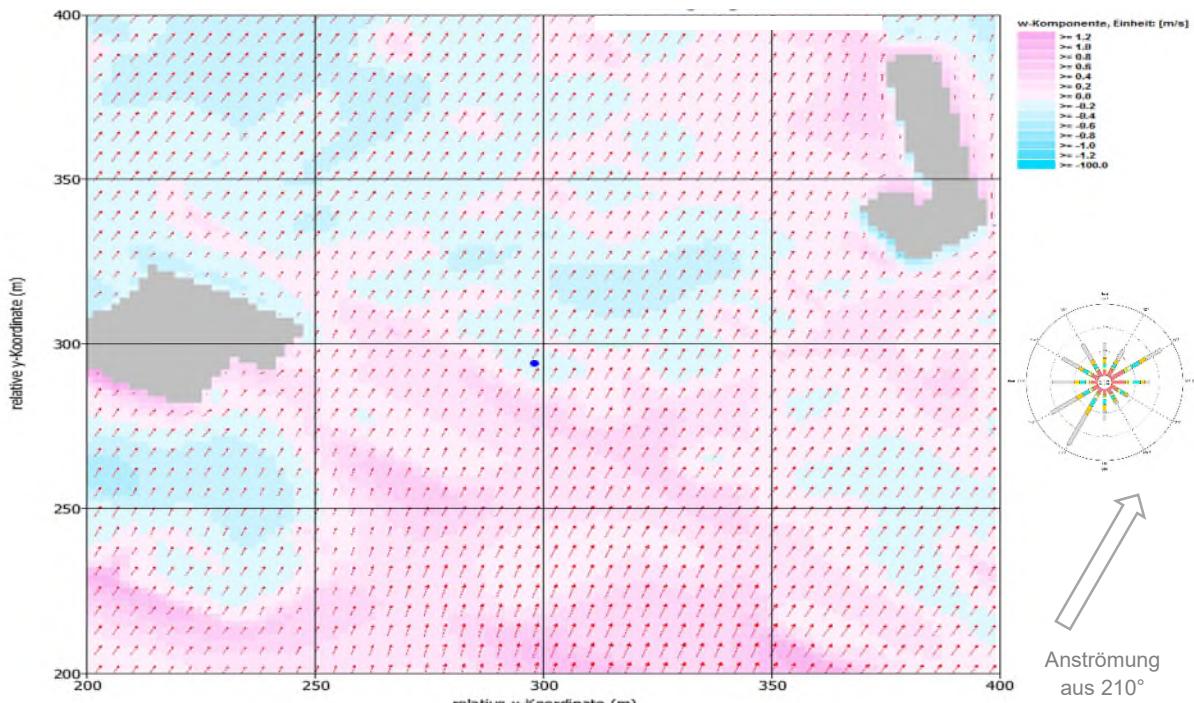
Die Detailbetrachtung in der Umgebung des Schornsteins (Abbildung 120) zeigt, dass die Abluft bei der gegebenen Windrichtung in Bereiche mit Abwärtsbewegung transportiert wird.

Abbildung 119: Großräumige Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Modellgebiet in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 24,5 m über Geländeoberkante.



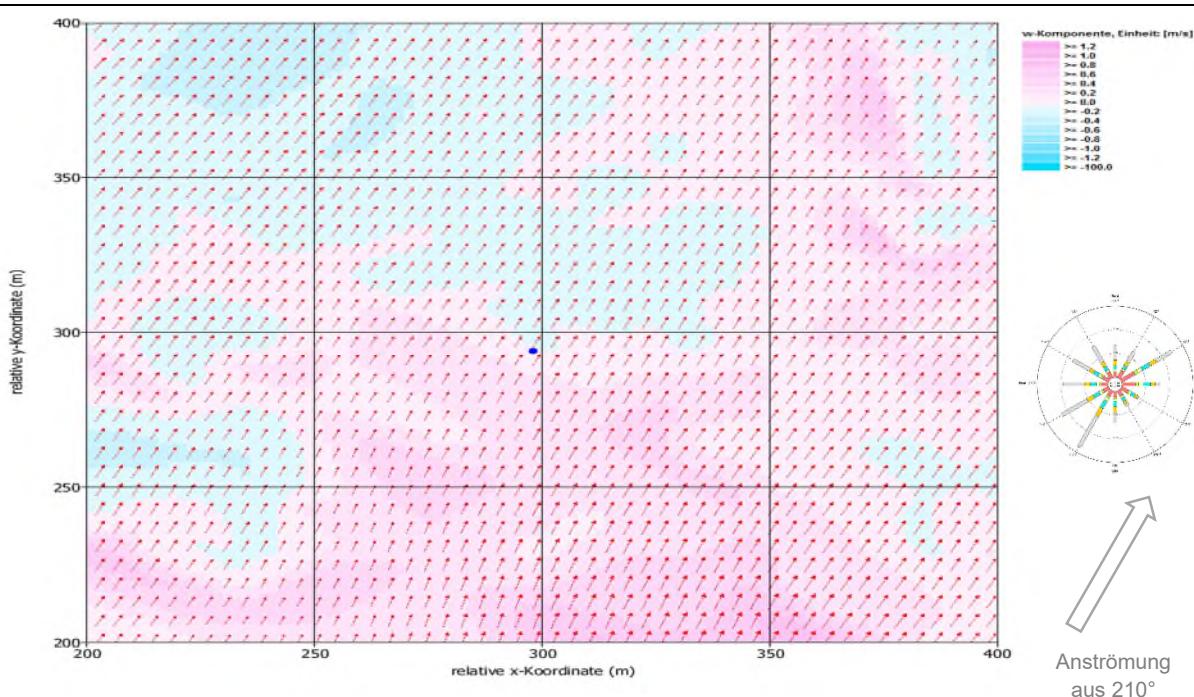
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 120: Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Schornsteins in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 24,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 121: Detaillierte Darstellung des dreidimensionalen Windfeldes im Umfeld des Schornsteins in Stuttgart bei Anströmung aus 210° (Südsüdwest) auf einer Höhe von 28,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Eine Erhöhung des Schornsteins nach VDI 3781-4 bewirkt tendenziell eine Verbesserung der Ableitbedingungen (vgl. Abbildung 121). Dennoch ist stromabwärts eher mit einem Transport der Schadstoffe in bodennähere Schichten zu rechnen.

12.9 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen differenziert nach Untersuchungsstandort und Szenario aufgezeigt und diskutiert. Der Umfang der ermittelten Ergebnisse unterscheidet sich für die Anlagenarten Holzkohlegrill und Pizzaofen auf Grund des Umfangs der vorliegenden Emissionsfaktoren. Im Fall der Holzkohlegrills liegen aus den Prüfstandversuchen Emissionswerte für die drei Speisen Hackfleischspieße, Fisch und Gemüse vor. Im Realbetrieb ist gemäß den Erkenntnissen aus der Online-Befragung davon auszugehen, dass auf den Holzkohlegrills primär die Speisenart Fleisch zubereitet wird. Vor diesem Hintergrund und in Anbetracht der Tatsache, dass die Speisenarten Fisch und Gemüse im Vergleich zu den Hackfleischspießen deutlich untergeordnete Emissionsquellstärken aufweisen, werden die Ergebnisse für Fisch und Gemüse nicht detailliert aufgezeigt. Zusätzlich wurde für die Speise Hackfleischspieße der Einfluss von Emissionsminderungstechnik (Reingas) untersucht, was für diese Speisenart eine vergleichende Betrachtung aller angestrebten Immissionsszenarien ermöglicht.

Für die Anlagenart Pizzaofen wurden die Emissionen in der Praxismessung entsprechend der am Standort vorgefundenen Situation ohne Einsatz von Emissionsminderungstechnik (Rohgas) ermittelt, so dass hier das Reingas-Szenario entfällt.

Eine Übersicht der Berechnungsergebnisse für die Standorte Göppingen, Mannheim und Stuttgart in der Höhe 1,5 m über Geländeoberkante zeigen Tabelle 46, Tabelle 47 und Tabelle 48. Es wird jeweils zwischen den untersuchten Szenarien worst-case, Verwendung von Emissionsminderungstechnik (Reingas), optimierte Ableitbedingungen (VDI 3781-4) und best-case (Emissionsminderungstechnik bei gleichzeitig optimierten Ableitbedingungen) unterschieden. Um eine Vergleichbarkeit der Immissionskonzentrationen an den drei Standorten zu gewährleisten, wurden aus den berechneten räumlichen Konzentrationsverteilungen jeweils das Maximum in der bodennahen Schicht in 1,5 m Höhe c_{max} sowie der Durchschnittswert der Konzentration auf 1,5 m Höhe im gesamten Rechengebiet c_{avg} ermittelt. Im Untersuchungsgebiet Mannheim kommt es an einzelnen Anlagenstandorten auf Grund der Kombination von niedriger Kaminhöhe mit Ableitung in einem Innenhofbereich zu lokal sehr hohen Immissionskonzentrationen. Die Werte werden separat als Wert $c_{max,I}$ ausgewiesen und von den ermittelten Konzentrationen in Bereichen außerhalb solcher ungünstiger Konstellationen $c_{max,A}$ unterschieden.

Tabelle 46: Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Göppingen (Zusatzzbelastung).

Untersuchungsgebiet Göppingen									
		Zubereitung von Hackfleischspießen							
		worst-case		Reingas		VDI 3781-4		best-case	
		c_{max}	c_{avg}	c_{max}	c_{avg}	c_{max}	c_{avg}	c_{max}	c_{avg}
PM _{2,5}	µg/m ³	8,35	0,18	0,34	0,01	3,60	0,14	0,15	0,01
PM ₁₀	µg/m ³	8,60	0,18	0,3	0,01	3,70	0,14	0,15	0,01
NO ₂	µg/m ³	0,03	0,001	0,00	0,00	0,01	0,001	0,00	0,00

Untersuchungsgebiet Göppingen									
CO	µg/m³	43,8	0,89	39,6	0,80	19,4	0,68	17,5	0,62
BTEX	µg/m³	0,32	0,01	0,55	0,01	0,14	0,01	0,24	0,01
PAK	ng/m³	23,4	0,51	23,8	0,52	10,1	0,39	10,2	0,39
Geruch	%	49	6	32	1	42	6	25	1

Tabelle 47: Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Mannheim (Zusatzbelastung).

Untersuchungsgebiet Mannheim													
Zubereitung von Hackfleischspießen													
		worst-case			Reingas			VDI 3781-4			best-case		
		C _{max,I}	C _{max,A}	C _{avg}	C _{max,I}	C _{max,A}	C _{avg}	C _{max,I}	C _{max,A}	C _{avg}	C _{max,I}	C _{max,A}	C _{avg}
PM _{2,5}	µg/m³	1.471	39,0	3,36	60,6	1,61	0,14	10,3	9,41	1,35	0,40	0,39	0,05
PM ₁₀	µg/m³	1.512	40,0	3,44	60,6	1,61	0,14	10,5	9,71	1,38	0,40	0,39	0,05
NO ₂	µg/m³	37,8	0,27	0,02	0,00	0,00	0,00	0,11	0,07	0,01	0,00	0,00	0,00
CO	µg/m³	7.208	194	17,2	6.545	170	14,8	64,9	49,6	7,04	54,8	42,4	6,04
BTEX	µg/m³	58,6	1,60	0,14	102	2,70	0,24	0,40	0,38	0,05	0,69	0,65	0,09
PAK	ng/m³	4.169	107	9,33	4.241	109	9,49	28,2	25,6	3,73	28,7	26,0	3,79
Geruch	%	59	49	9	58	43	6	42	35	8	34	28	5

C_{max,I} bezeichnet die maximale Immissionskonzentration in einer Innenhofsituation; C_{max,A} bezeichnet die maximale Immissionskonzentration außerhalb von Innenhofsituationen

Tabelle 48: Übersicht der Berechnungsergebnisse in der Berechnungshöhe 1,5 m für das Untersuchungsgebiet Stuttgart (Zusatzbelastung).

Untersuchungsgebiet Stuttgart									
Pizza									
		worst-case			VDI 3781-4				
		C _{max}		C _{avg}		C _{max}		C _{avg}	
PM _{2,5}	µg/m³	0,21		0,01		0,09		0,01	
PM ₁₀	µg/m³	0,21		0,01		0,09		0,01	
NO ₂	µg/m³	0,03		0,00		0,01		0,00	
CO	µg/m³	3,04		0,14		1,17		0,09	

In den nachfolgenden Kapiteln 12.9.1 bis 12.9.3 werden die maßgeblichen Ergebnisse differenziert nach Untersuchungsgebiet detailliert aufgezeigt und die maßgeblichen Immissionsraster farbgrafisch dokumentiert.

Um die Übersichtlichkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wird die farbgraphische Darstellung der Immissionsraster auf relevante Szenarien und Schadstoffe begrenzt. Im Fall der Feinstaubimmissionen stellt der Beurteilungswert für PM_{2,5} das schärfere Kriterium dar, da die

anlagenbedingte Zusatzbelastung nahezu vollständig in der Korngrößenklasse mit $d < 2,5 \mu\text{m}$ liegt. Auf eine grafische Darstellung der PM₁₀-Immissionen wird vor diesem Hintergrund verzichtet. Ebenso zeigt sich, dass die gasförmigen Emissionen an CO und Stickstoffoxiden eine deutlich untergeordnete Rolle spielen und die prognostizierte Zusatzbelastung in keinem der untersuchten Szenarien zu kritischen Situationen führt. Auch hierfür wird auf eine farbgrafische Dokumentation verzichtet.

12.9.1 Standort Göppingen

Am Standort Göppingen wird der Betrieb eines einzelnen gewerblich betriebenen Holzkohlegrills modelliert und die damit verbundene immissionsseitige Zusatzbelastung untersucht.

12.9.1.1 Worst-Case-Szenario

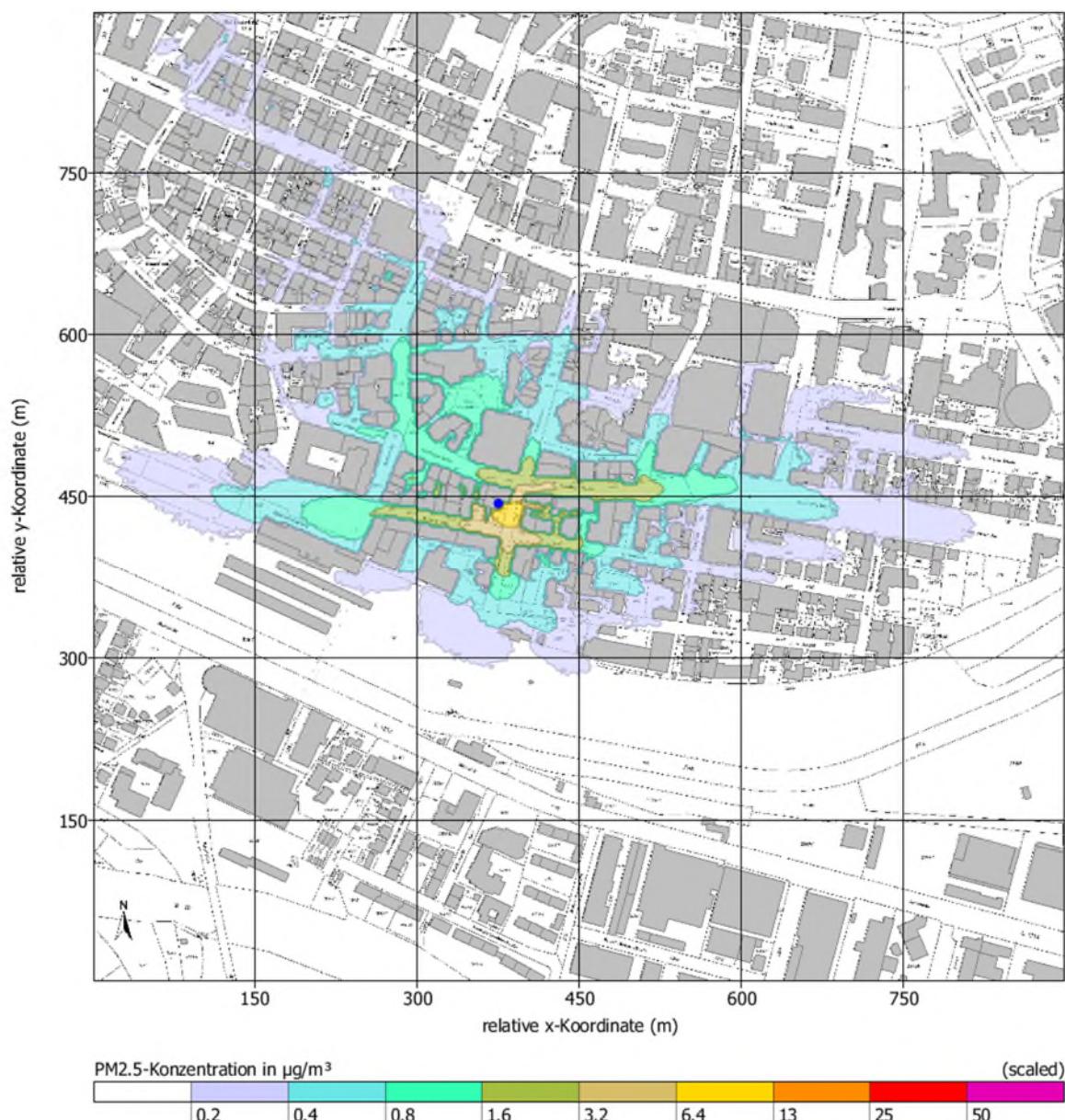
Legt man die reale Ableithöhe von 16,1 m über Geländeoberkante ohne Einsatz von Emissionsminderungstechnik zu Grunde, so ergeben sich im Rahmen der Ausbreitungsrechnung die in Abbildung 122 bis Abbildung 124 dargestellten jahresmittleren Immissionskonzentrationen bzw. Geruchsstundenhäufigkeiten. Exemplarisch zeigt Abbildung 122 die durch den Betrieb eines Holzkohlegrills verursachte PM_{2,5}-Zusatzbelastung auf einer Höhe von 1,5 m.

Die Ergebnisse zeigen, dass das Maximum der Zusatzbelastung mit Konzentrationen von bis zu 8,4 µg/m³ unmittelbar östlich des Anlagenstandorts liegt.

Der prognostizierte Maximalwert der Zusatzbelastung lässt unter Berücksichtigung der anzunehmenden Vorbelastung von 12 µg/m³ die Schlussfolgerung zu, dass hinsichtlich der Feinstaubimmissionen durch den Anlagenbetrieb zwar keine Grenzwertüberschreitungen angenommen werden müssen, dass jedoch eine deutliche Zunahme der Gesamtbelastung auf Werte von ca. 20 µg/m³ zu erwarten ist.

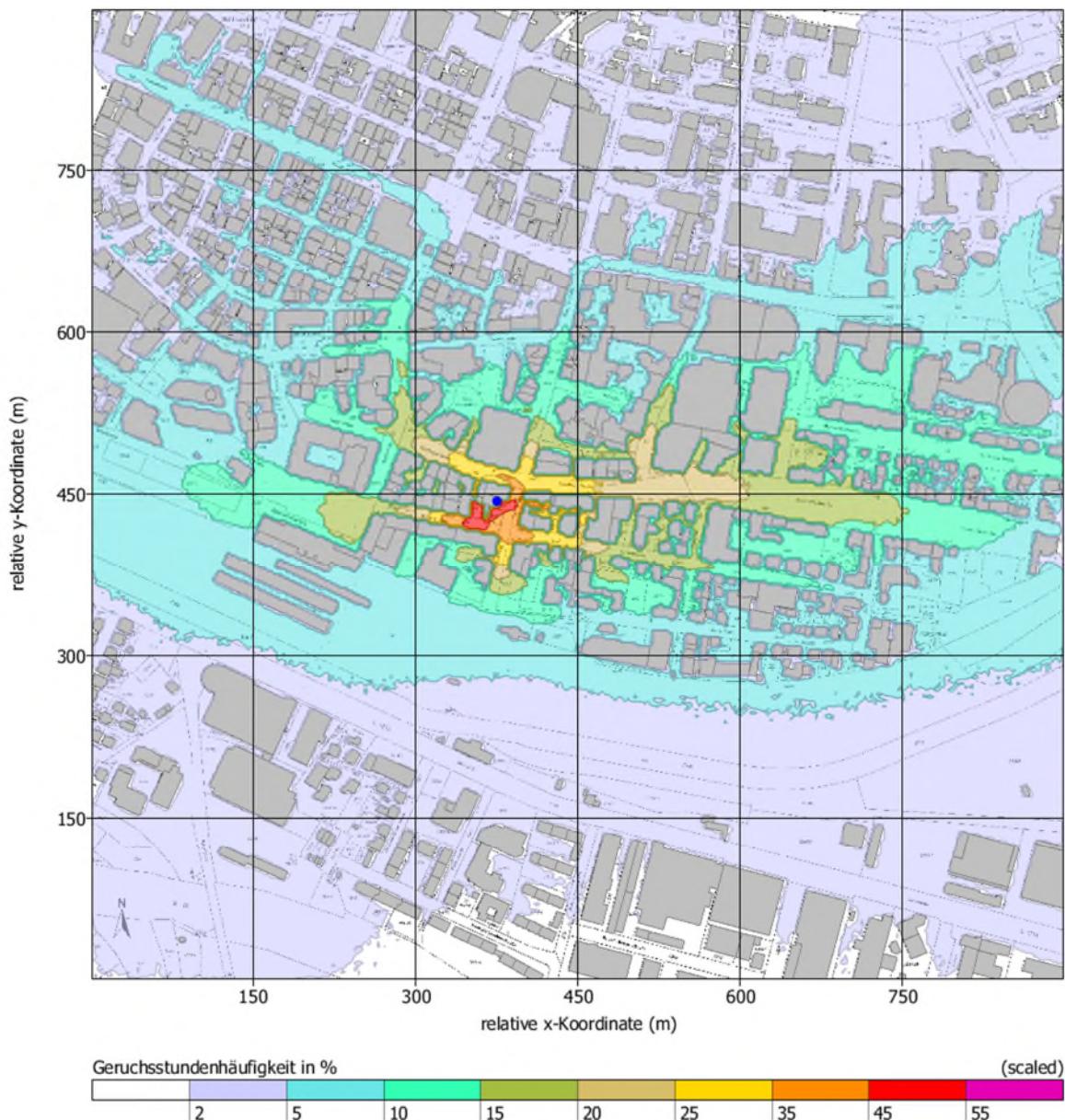
Die farbgrafische Darstellung der relativen Geruchsstundenhäufigkeiten in Abbildung 123 weist ein prognostiziertes Maximum unmittelbar südwestlich bis südöstlich der Anlage mit bis zu 49 % Geruchsstundenhäufigkeit auf. In Hauptwindrichtung reichen die Überschreitungen der für Wohn- und Mischgebiete zulässigen Werte von 10 % Geruchsstundenhäufigkeit bis in eine Entfernung von ca. 500 m. Die anlagenbedingte Zusatzbelastung verursacht nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet eine Geruchsstundenhäufigkeit von mindestens 2 % der Jahresstunden.

Abbildung 122: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

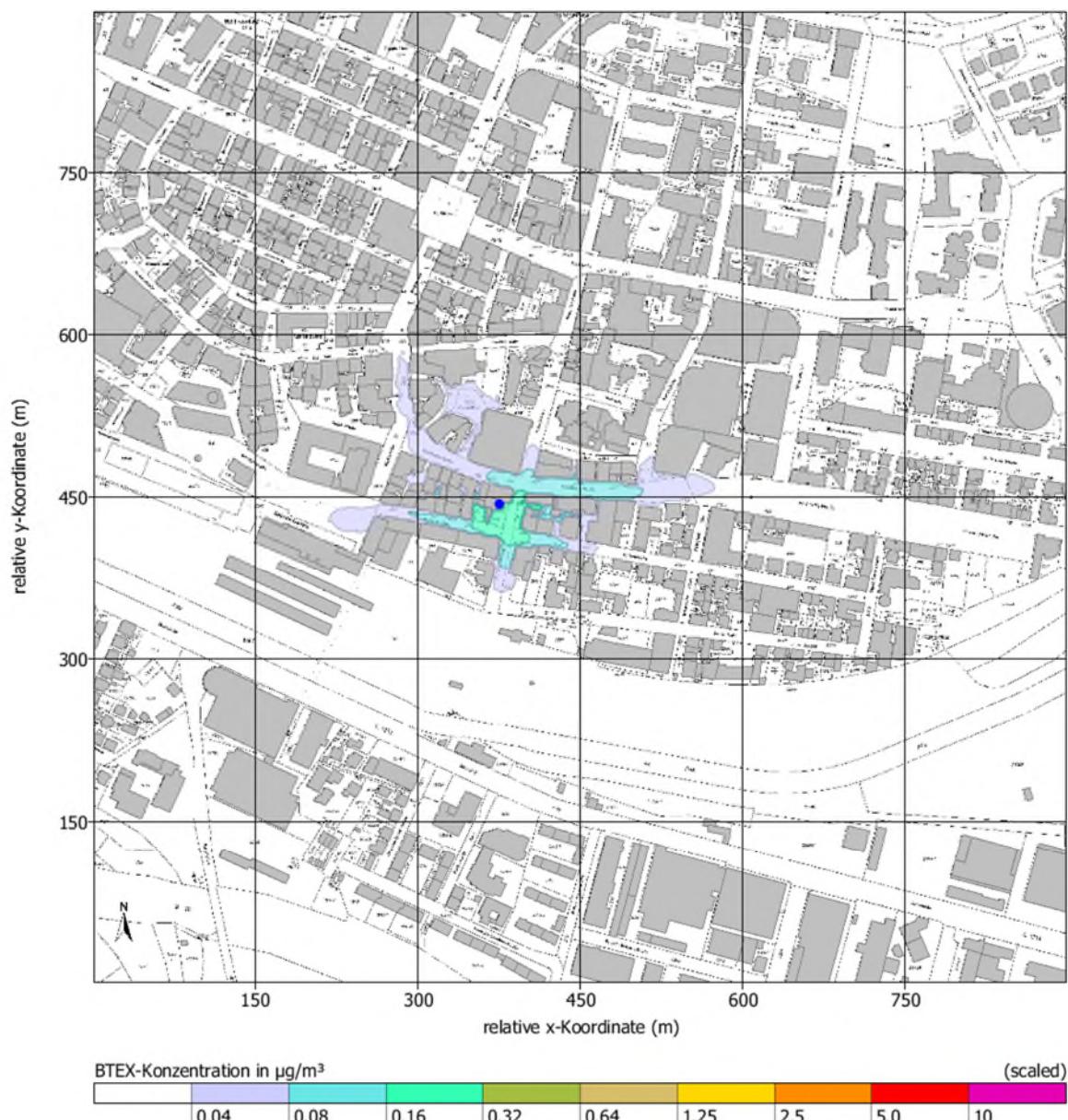
Abbildung 123: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung gehen die emittierten BTEX-Konzentrationen, die gemäß den chemischen Analysen aus Kapitel 3 zu einem Großteil aus Benzol bestehen, in die Ausbreitungsrechnung ein. Die so ermittelte Zusatzbelastung der BTEX-Konzentration im Jahresmittel weist südöstlich der Anlage Maximalwerte von ca. $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf und liegt somit auch unter Berücksichtigung der anzunehmenden Vorbelastung von rund $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hinsichtlich der Benzol-Grenzwerte nach 39. BImSchV bzw. TA Luft von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im unkritischen Bereich.

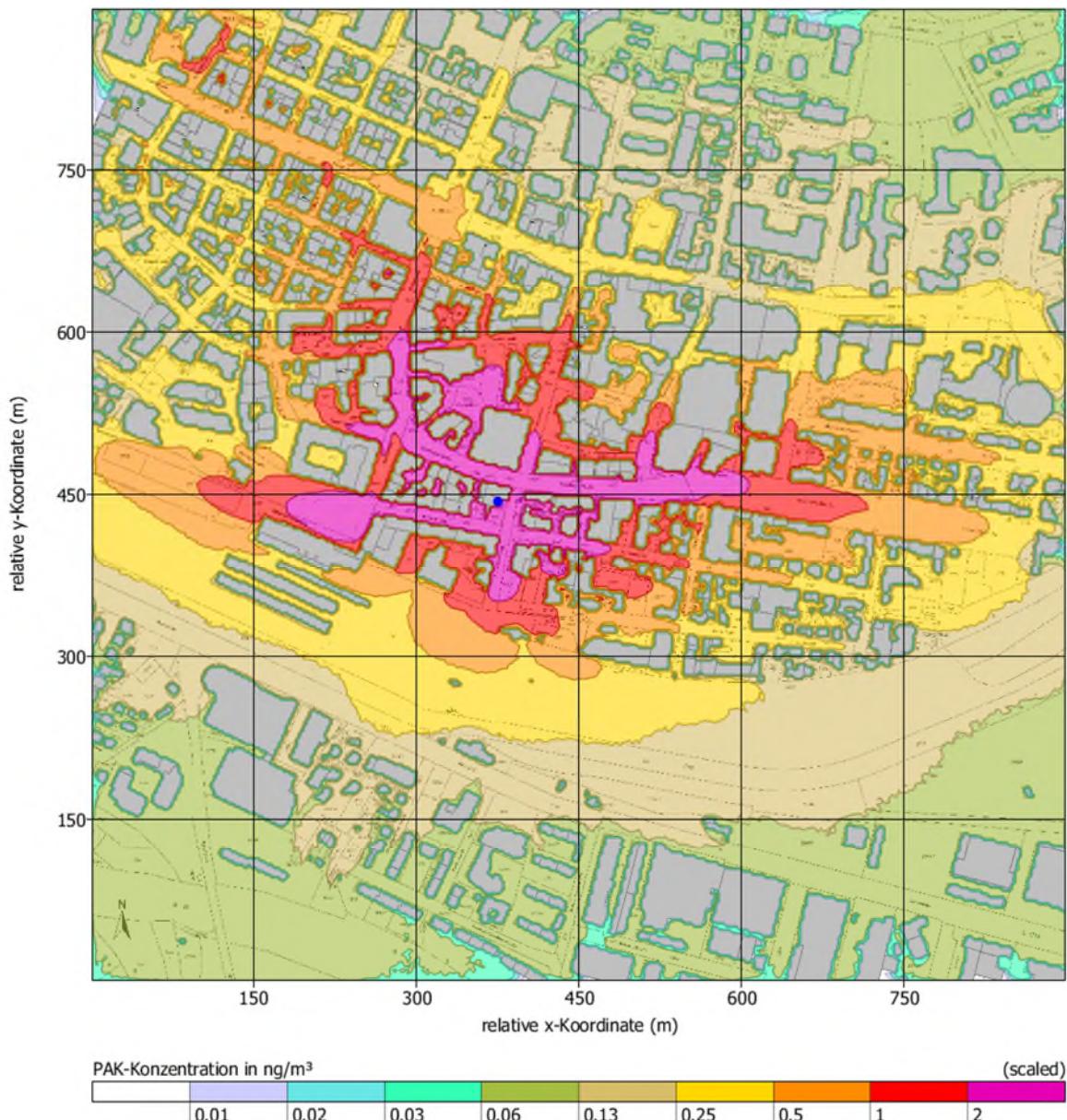
Abbildung 124: Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Dahingegen weist das Immissionsraster für die Konzentrationsverteilung der polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) mit Werten von bis zu $23 \text{ ng}/\text{m}^3$ im Jahresmittel Konzentrationen auf, die deutlich über dem Zielwert von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ für Benzo[a]pyren nach 39. BImSchV liegen. Die anlagenbedingte Zusatzbelastung überschreitet den als Anhaltspunkt genannten Zielwert für Benzo[a]pyren teilweise noch in einer Entfernung von ca. 500 m. Bei der informativen Gegenüberstellung der PAK-Konzentration mit dem Zielwert ist zu beachten, dass gemäß den chemischen Analysen der emittierten PAK die nach 39. BImSchV regulierte Komponente Benzo[a]pyren nicht nachweisbar war. Die emittierten PAK bestehen zu ca. 95 % aus Naphthalin, wofür kein Ziel- oder Grenzwert vorliegt, was jedoch ebenfalls als gesundheitsschädlich und umweltgefährlich einzustufen ist.

Abbildung 125: Zusatzbelastung der PAK-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



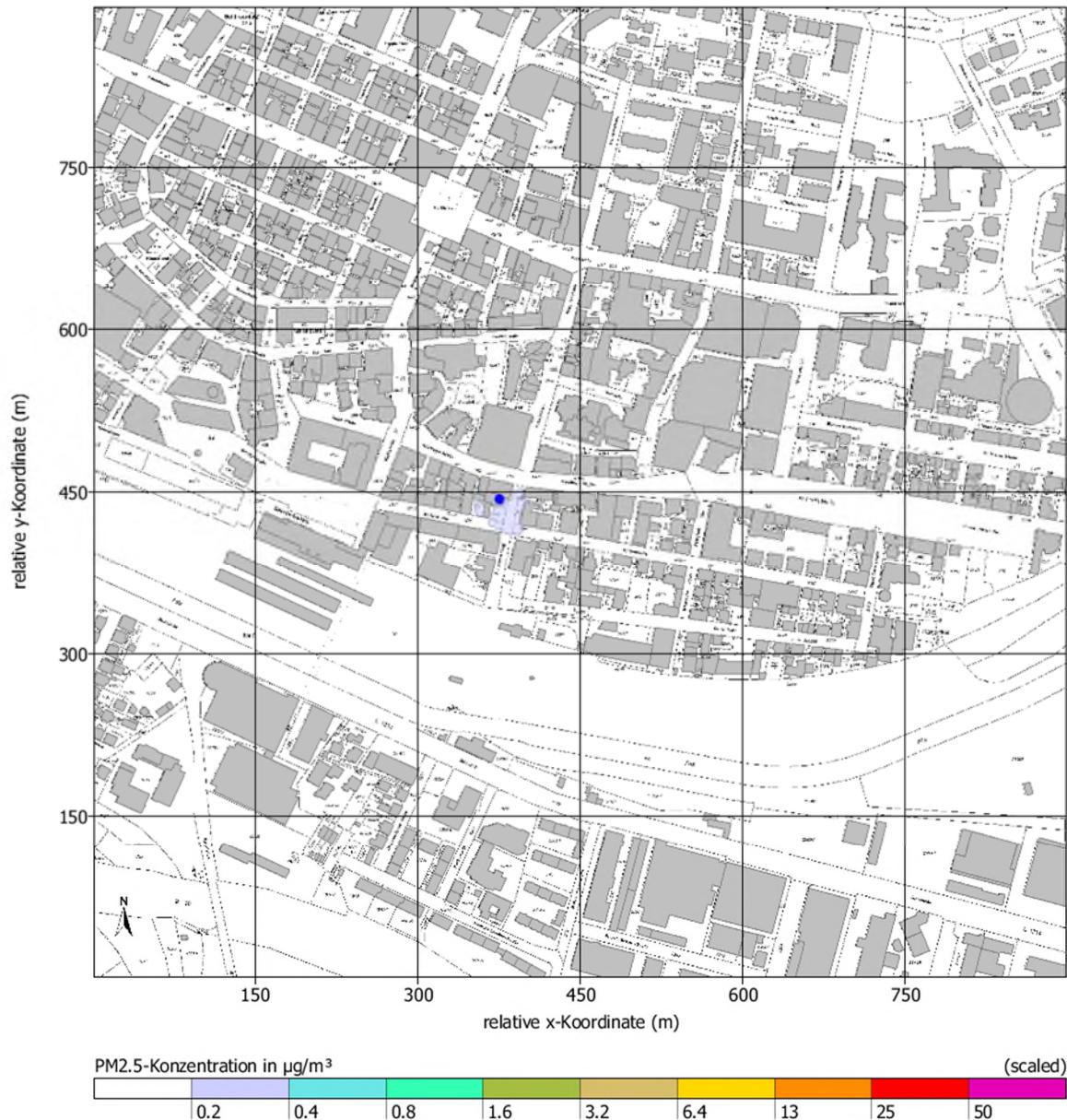
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.9.1.2 Einsatz von Emissionsminderungstechnik

Legt man für den im Untersuchungsgebiet Göppingen modellierten Holzkohlegrill den Einsatz von quellseitiger Emissionsminderungstechnik zu Grunde, so reduzieren sich die anlagenbedingten Zusatzbelastungen erwartungsgemäß deutlich. Die entsprechenden Immissionsverteilungen für PM_{2,5} und Geruch sind in Abbildung 126 und Abbildung 127 dargestellt.

Durch die hohe Minderungseffizienz hinsichtlich der partikulären Emissionen ergibt sich für dieses Szenario bei der PM_{2,5}-Zusatzbelastung lediglich unmittelbar südöstlich der Anlage ein Maximum mit einer Zusatzbelastung von 0,3 µg/m³ (vgl. Abbildung 126).

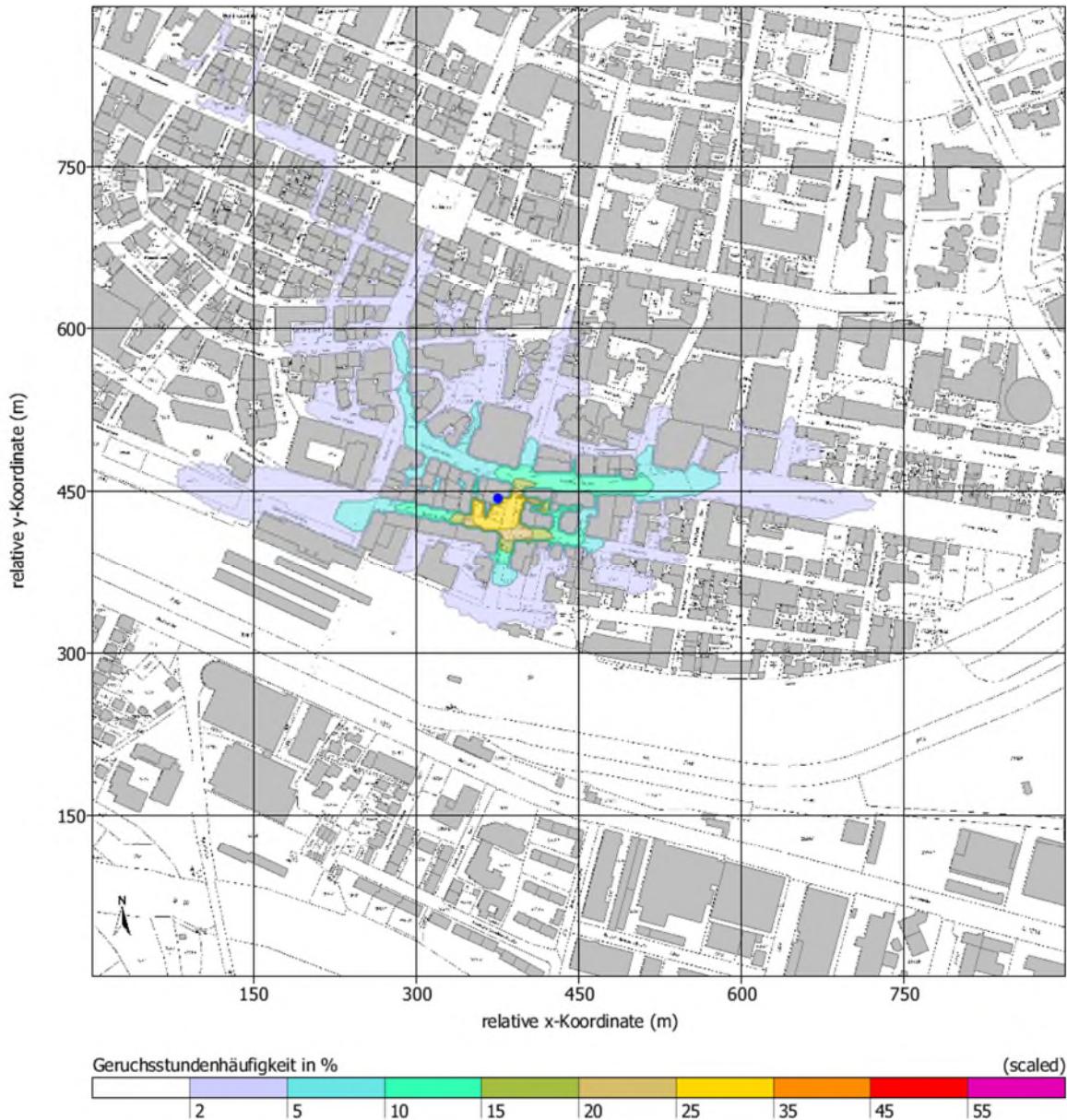
Abbildung 126: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung quellseitiger Emissionsminderungstechnik auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Der Darstellung der relativen Geruchsstundenhäufigkeiten bei Annahme des Einsatzes von Emissionsminderungstechnik in Abbildung 127 kann entnommen werden, dass für dieses Szenario die Überschreitung des zulässigen Wertes von 10 % noch bis zu einer Entfernung von ca. 150 m vom Anlagenstandort in Hauptwindrichtung angenommen werden muss. Die Maximalwerte werden südöstlich der Anlage mit bis zu 32 % relativer Geruchsstundenhäufigkeit prognostiziert.

Abbildung 127: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung quellseitiger Emissionsminderungstechnik auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

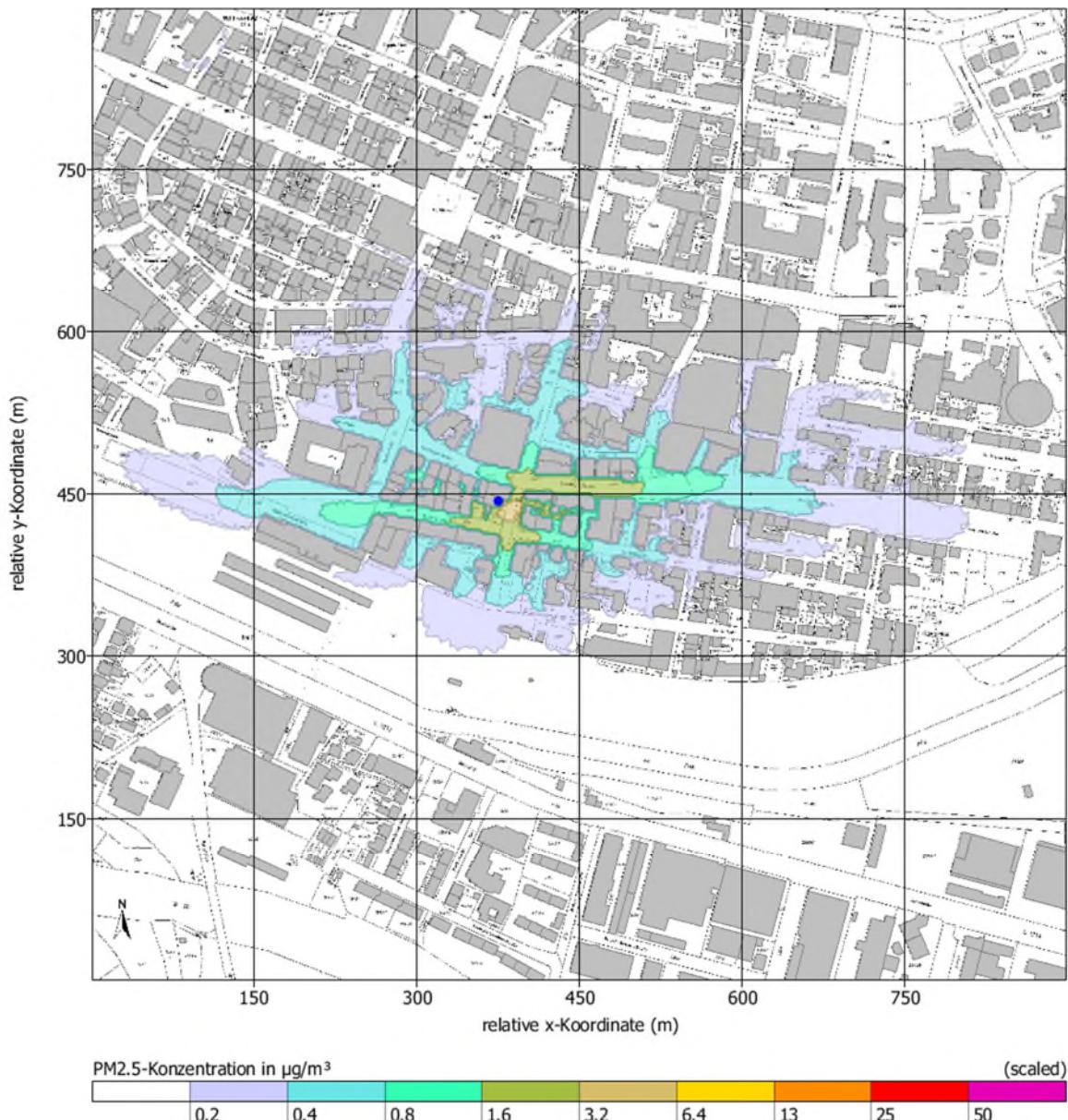
Wie den Emissionswerten in Tabelle 38 zu entnehmen ist, wirkt sich der Einsatz der untersuchten Emissionsminderungstechnik nicht auf die emittierten PAK-Konzentrationen aus, sodass hier für das Szenario „Reingas“ vergleichbare Konzentrationen wie ohne Einsatz von Minderungstechnik zu beobachten sind. Die BTEX-Emissionen liegen beim Einsatz von bereits mit Emissionen beaufschlagten Filtersystemen sogar höher, als im Rohgas-Szenario, sodass hier mit höheren BTEX-Konzentrationen im Anlagenumfeld gerechnet werden muss.

12.9.1.3 Optimierte Ableitbedingungen

Die Abbildung 128 und Abbildung 129 zeigen die Zusatzbelastungen im Untersuchungsgebiet unter Annahme einer Erhöhung des Abgaskamins von 16,2 auf 20,3 m über Geländeoberkante. Die Höhe von 20,3 m ergibt sich aus den Anforderungen an die Ableithöhe nach VDI 3781, Blatt 4. Der Darstellung der PM_{2,5}-Zusatzbelastung in Abbildung 128 kann entnommen werden,

dass bei Optimierung der Ableitbedingungen im vorliegenden Fall in der bodennahen Schicht in etwa eine Halbierung der maximalen Immissionskonzentration gegenüber der Situation im worst-case Szenario erwartet werden kann. Die Zusatzbelastung erreicht für das Szenario Maximalwerte von $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Grenzwertüberschreitungen sind demzufolge durch die anlagenbedingte Zusatzbelastung nicht zu erwarten.

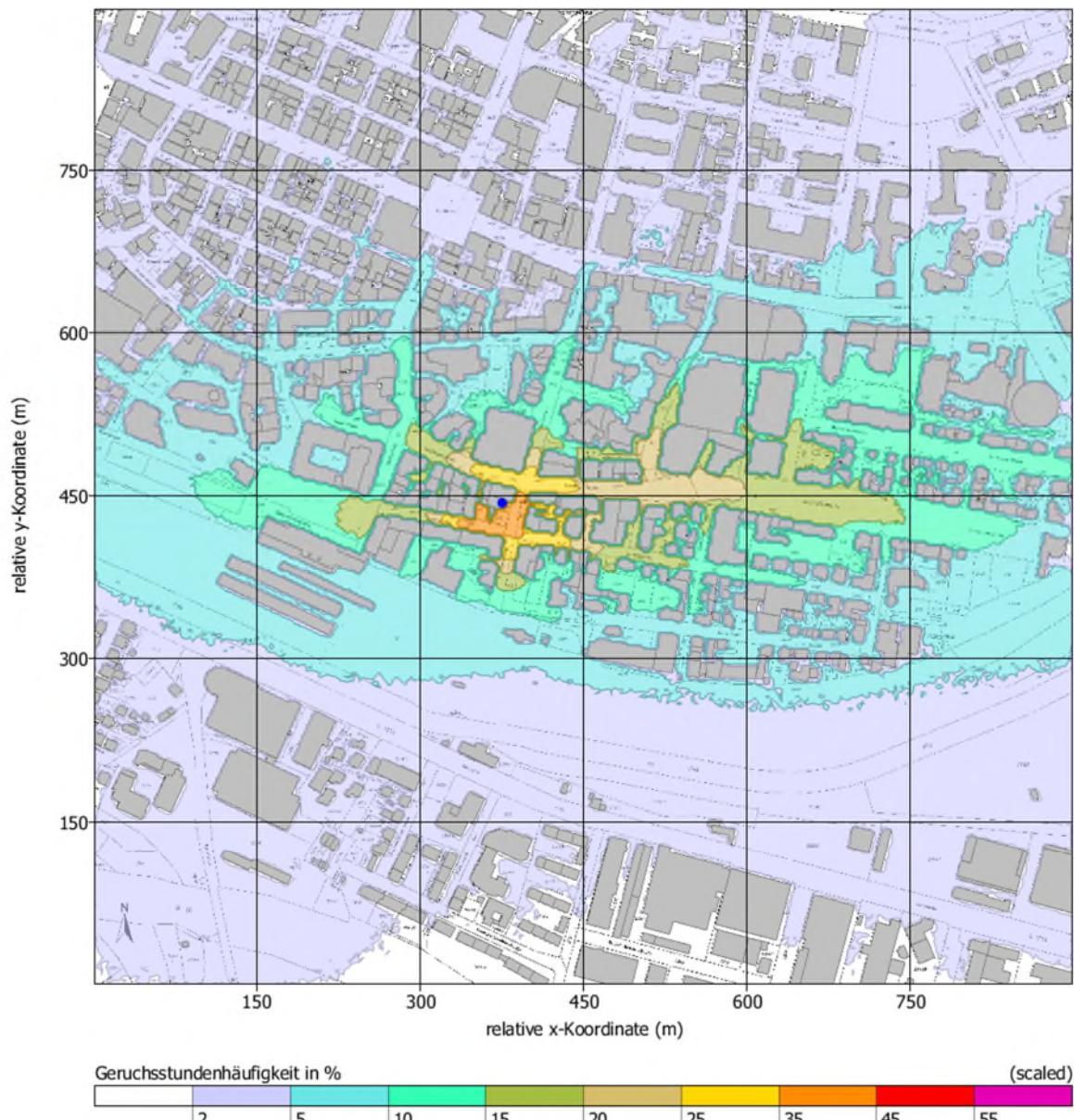
Abbildung 128: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 in Göppingen auf einer Höhe von 1,5 m.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die prognostizierte relative Geruchsstundenhäufigkeit nimmt durch die Erhöhung des Abgaskamins nur geringfügig ab (vgl. Abbildung 129). Der Maximalwert liegt bei 42 % und die Überschreitungen des in Wohn- und Mischgebieten zulässigen Wertes von 10 % reichen bedingt durch die Hauptwindrichtungen aus West bis an die östliche Grenze des Untersuchungsgebiets in ca. 500 m Entfernung.

Abbildung 129: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



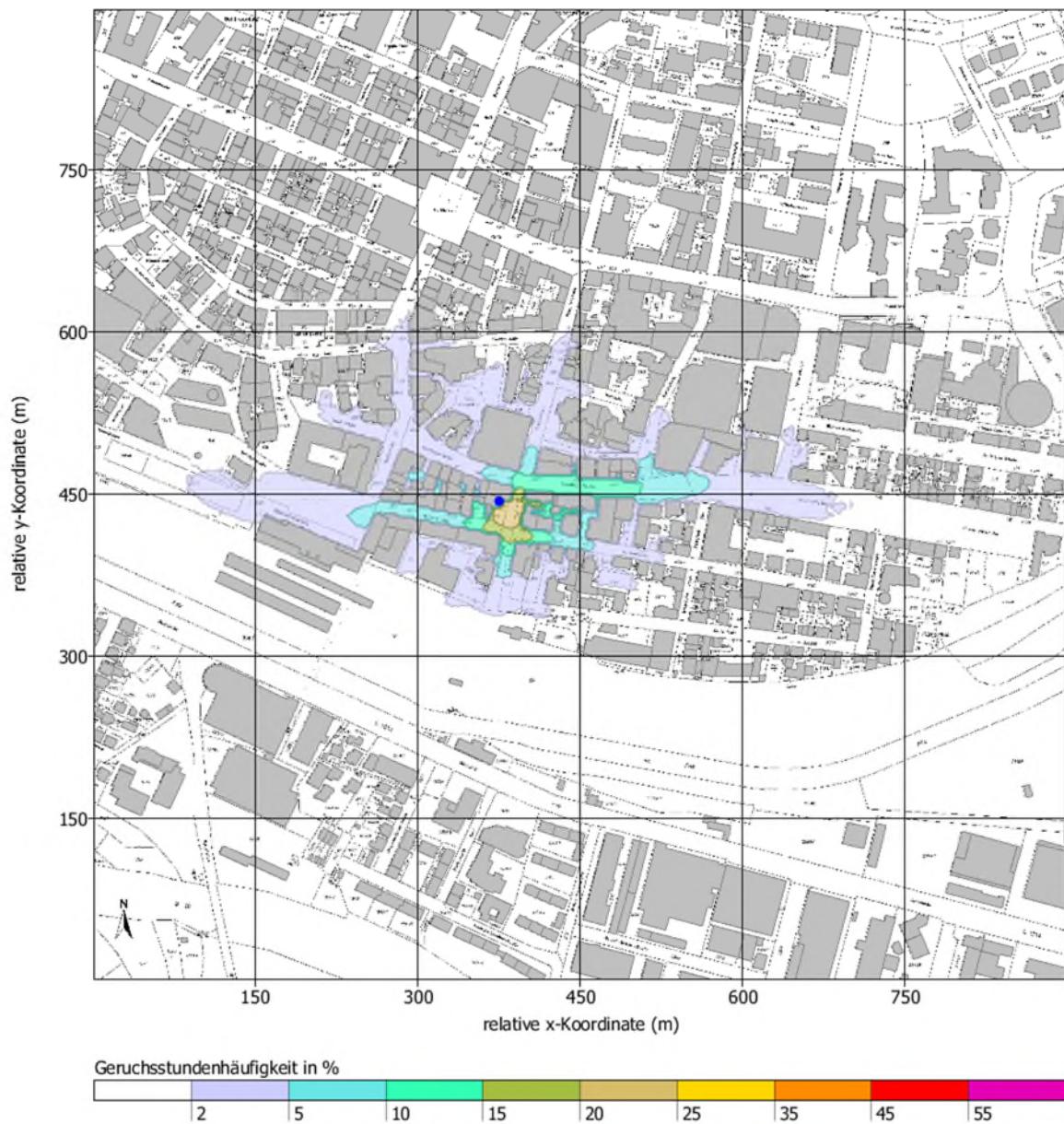
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.9.1.4 Best-case-Szenario

Nimmt man eine Kombination von quellseitiger Emissionsminderungstechnik mit optimierten Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 an, so ist hinsichtlich der PM_{2,5}-Immissionen keine relevante Konzentration in der bodennahen Schicht zu erwarten.

Die relative Geruchsstundenhäufigkeit hingegen erreicht selbst für dieses hypothetische best-case-Szenario noch Werte von bis zu 25 % und der Grenzwert nach GIRL kann im Anlagenumfeld bis zu einer Entfernung von ca. 150 m überschritten werden (vgl. Abbildung 130).

Abbildung 130: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Anlagenstandortes in Göppingen für das best-case-Szenario auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.9.2 Standort Mannheim

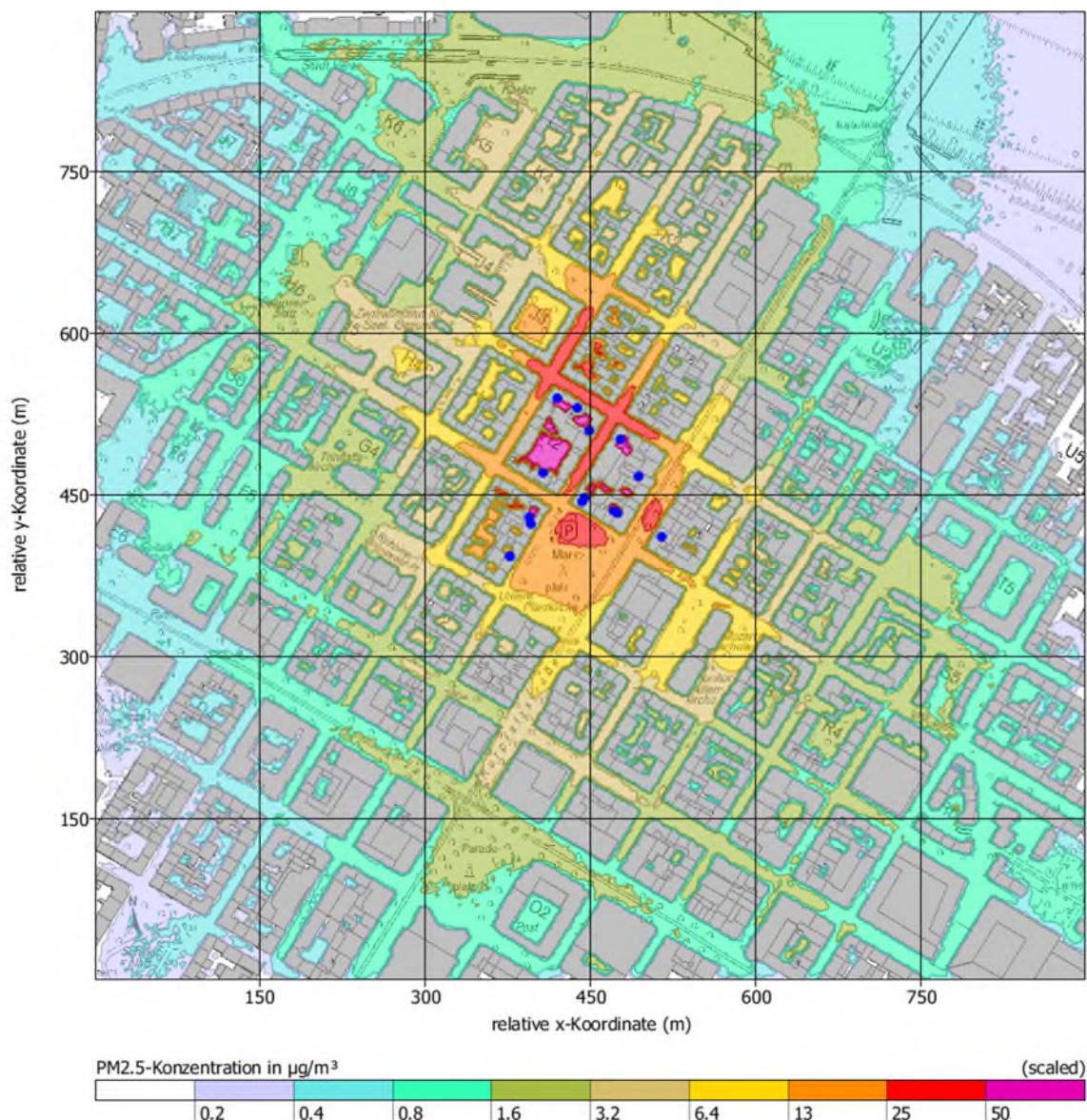
Das Berechnungsmodell im Untersuchungsgebiet um den Marktplatz Mannheim berücksichtigt den Betrieb von 12 Holzkohlegrills und drei Pizzaöfen. Eine detaillierte Erfassung der realen Ableitbedingungen war bedingt durch die Vielzahl an Quellen sowie die begrenzte Zugänglichkeit der teilweise in Innenhöfen gelegenen Abgaskamine nicht in allen Fällen möglich. Auf Grund dessen erfolgt die Modellierung der Emissionsquellen am Standort Mannheim basierend auf Luftbild- und 3D-Bildrecherchen in Kombination mit den Erkenntnissen der Ortsbegehung.

12.9.2.1 Worst-Case-Szenario

Die Abbildung 131 bis Abbildung 133 zeigen die Immissionskonzentrationen für PM_{2,5} und BTEX sowie die Geruchsstundenhäufigkeit in einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.

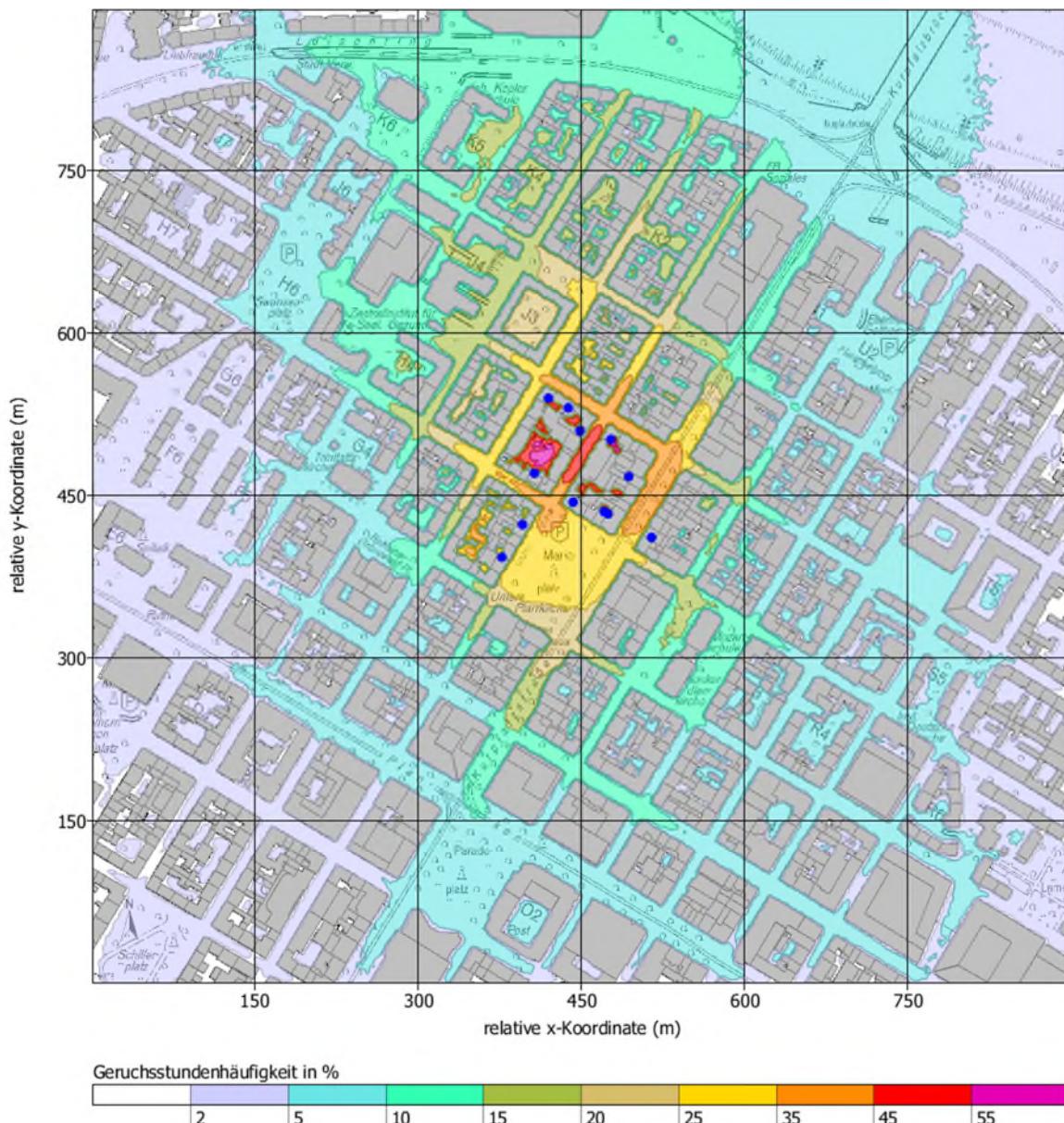
Die Ergebnisse weisen für die prognostizierte Zusatzbelastung für PM_{2,5} (vgl. Abbildung 131) Maximalwerte von über 1.400 µg/m³ in einem Innenhof aus. Außerhalb von Innenhofsituationen mit niedrigen Quellen liegt die Maximalkonzentration bei 39 µg/m³. Am Beispiel der PM_{2,5}-Immissionen wird deutlich, dass die Überlagerung der einzelnen Anlagenimmissionen erwartungsgemäß zu einer Addition der Zusatzbelastung führt, die auch bei den anderen untersuchten Luftschadstoffen zu deutlich höheren Werten als in Göppingen führt. Die Zusatzbelastung, welche angesichts der anzunehmenden Vorbelastung von 14 µg/m³ geeignet ist, den Grenzwert von 25 µg/m³ zu überschreiten, erstreckt sich bis zu einer Entfernung von ca. 200 m vom Schwerpunkt der modellierten Quellen.

Abbildung 131: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 132: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.

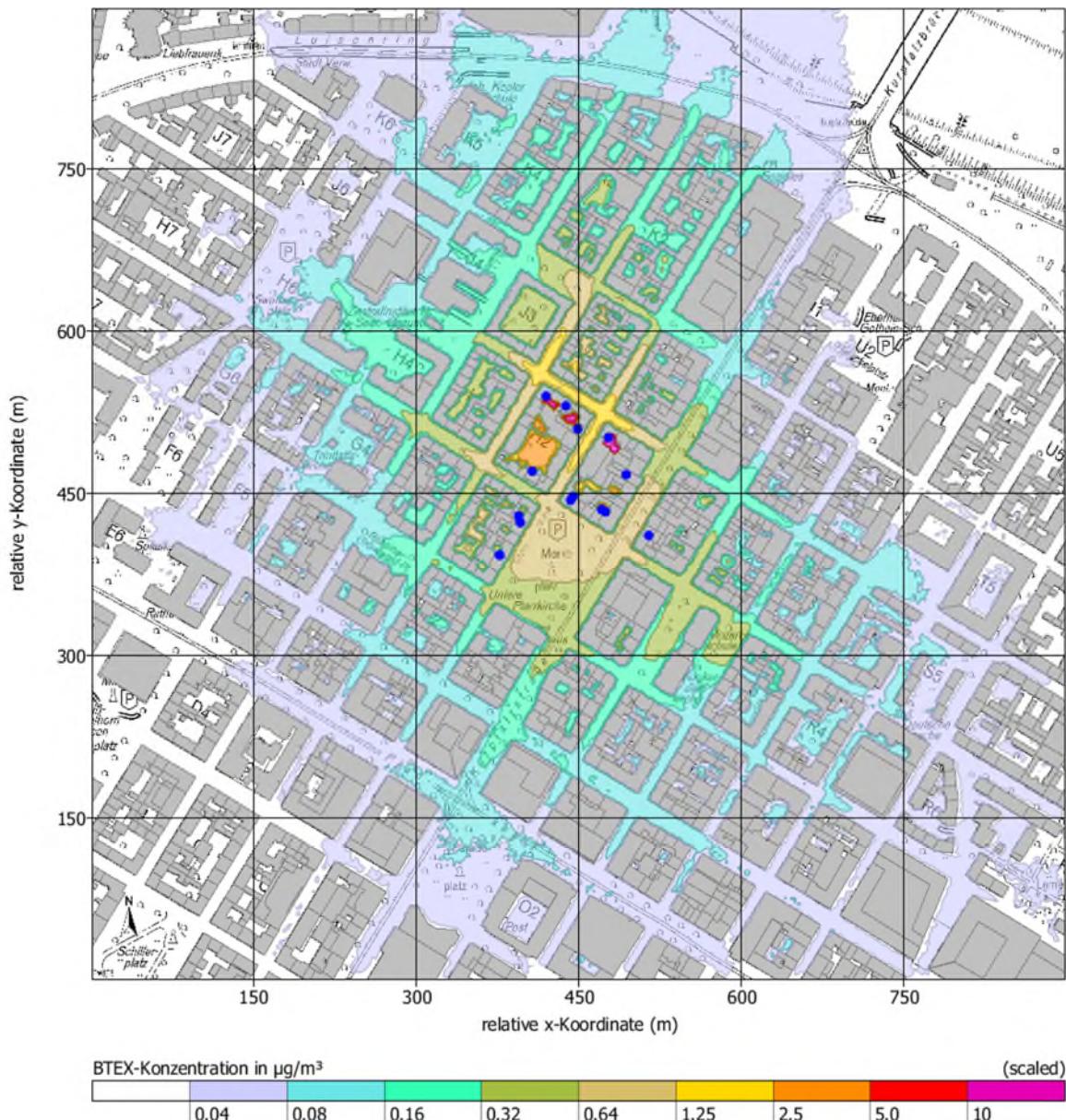


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die auf Basis der in Ansatz gebrachten Emissionsquellstärken anzunehmende Geruchsstundenhäufigkeit liegt in einzelnen Innenhofsituationen bei Werten von bis zu 59 % der Jahresstunden. Außerhalb von ungünstigen Innenhöfen werden noch 49 % Geruchsstundenhäufigkeit erreicht. Die räumliche Verteilung der prognostizierten Werte ist in Abbildung 132 dargestellt. Es wird deutlich, dass die Geruchsimmissionen relativ zur Untersuchung einer Einzelanlage in Göppingen zwar zunehmen, aber nicht im gleichen Umfang wie bei den anderen Schadstoffimmissionen. Dies liegt im Beurteilungsverfahren der relativen Geruchsstundenhäufigkeit begründet. Bei zeitgleichem Betrieb der Emissionsquellen führt eine Überlagerung von Einzelbeiträgen nur zu einer moderaten Erhöhung, da keine quantitative Beurteilung der Geruchsstoffkonzentration erfolgt, sondern eine qualitative Entscheidung, ob eine Stunde als Geruchsstunde gezählt wird oder nicht. Diese Entscheidung wird anhand der prognostizierten Geruchsstoffkonzentration für jede Rasterzelle und jede Jahresstunde getroffen. Der Schwellenwert liegt bei 0,25 GE/m³. Insbesondere im Nahbereich der Quellen wird dieser

Schwellenwert schon durch eine Einzelanlage überschritten, sodass vor allem die räumliche Ausdehnung der Grenzwertüberschreitung durch die Überlagerung mehrerer Anlagen erweitert wird. Da für die Anlagen im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen ein Betrieb in 62,5 % der Jahresstunden angenommen wird, kann dieser Wert rechnerisch auch als Geruchsstundenhäufigkeit nicht überschritten werden.

Abbildung 133: Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im vorliegenden Fall erstreckt sich der Bereich, in dem eine Überschreitung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit von 10 % zu erwarten ist, nach Norden über die nördliche Begrenzung des Rechengebietes hinaus und nach Süden bis zum ca. 200 m südlich des Marktplatzes gelegenen Paradeplatz.

Die Zusatzbelastung von BTEX ist für die untersuchte Überlagerung von 12 Holzkohlegrills und 3 Pizzaöfen in Abbildung 133 farbgrafisch dargestellt. Es zeigt sich, dass die Maximalwerte für

dieses Szenario in einzelnen Innenhöfen mit bis zu $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert werden und lokale Grenzwertüberschreitungen somit sicher angenommen werden müssen.

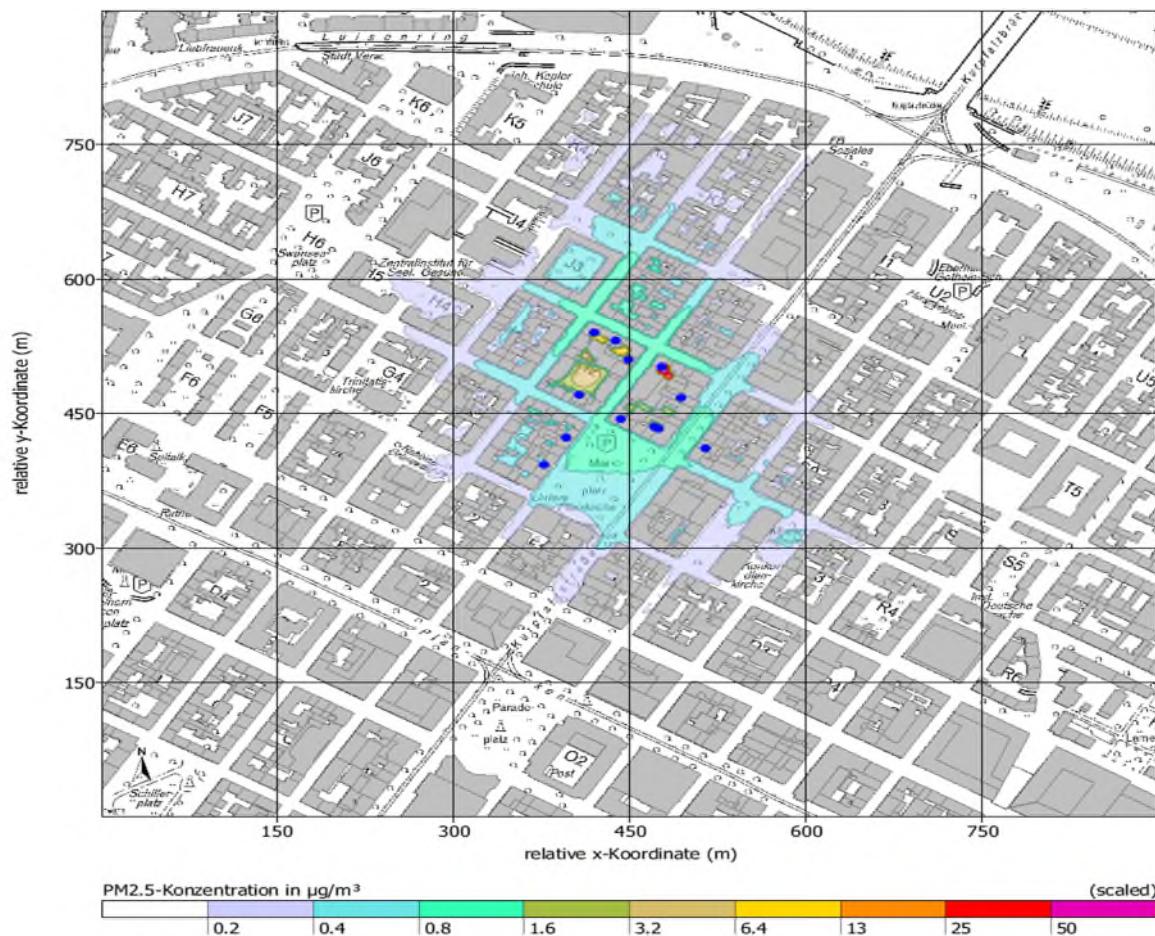
Außerhalb von Innenhofsituationen, die durch niedrige Quellen überdurchschnittlich belastet werden, liegt die Maximalkonzentration im Jahresmittel bei ca. $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so dass hier keine Grenzwertüberschreitungen zu erwarten sind.

Für die modellierten PAK-Immissionen sind außerhalb von ungünstigen Innenhofsituationen Maximalwerte von bis zu $107 \text{ ng}/\text{m}^3$ zu erwarten, was den als Anhaltswert dienenden Zielwert für Benzo[a]pyren nach 39. BImSchV von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ um den Faktor 100 überschreitet.

12.9.2.2 Einsatz von Emissionsminderungstechnik

Geht man am Untersuchungsstandort Mannheim davon aus, dass an allen berücksichtigten Restaurants Emissionsminderungstechnik gemäß den in Kapitel 3 beschriebenen Prüfstandversuchen realisiert wird, so ist insbesondere bei den partikelförmigen Luftschadstoffen von deutlichen Minderungen der Immissionskonzentrationen auszugehen. Exemplarisch zeigen Abbildung 134 und Abbildung 136 die farbgrafischen Darstellungen der Immissionsraster von $\text{PM}_{2,5}$ und BTEX.

Abbildung 134: Zusatzbelastung der $\text{PM}_{2,5}$ -Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



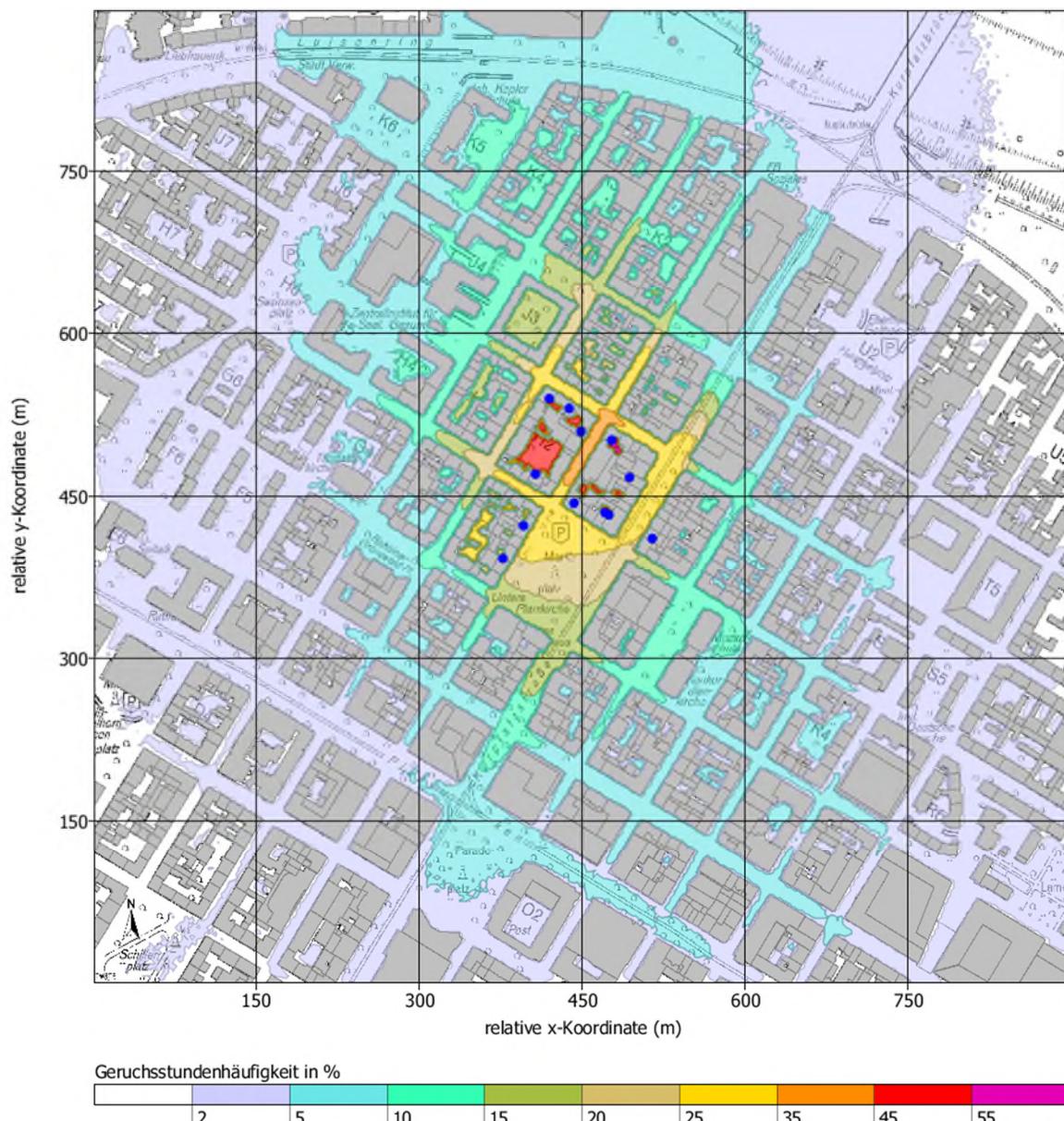
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Fall der PM_{2,5}-Immissionen (vgl. Abbildung 134) kann davon ausgegangen werden, dass auch unter Berücksichtigung der in Mannheim angenommenen Vorbelastung von 14 µg/m³ PM_{2,5} im Wesentlichen keine Grenzwertüberschreitungen angenommen werden müssen.

Davon ausgenommen sind einzelne Hinterhöfe, in denen gemäß den getroffenen Annahmen eine ungünstige Ableithöhe im Innenhofbereich angesetzt wird und PM_{2,5}-Konzentrationen im Jahresmittel von bis zu 61 µg/m³ erreicht werden. Außerhalb solcher worst-case-Situationen liegt die anlagenbedingte Zusatzbelastung bei maximal 1,6 µg/m³.

Abbildung 135 zeigt die relativen Geruchsstundenhäufigkeiten bei Annahme des Einsatzes von Emissionsminderungstechnik an allen berücksichtigten Anlagen.

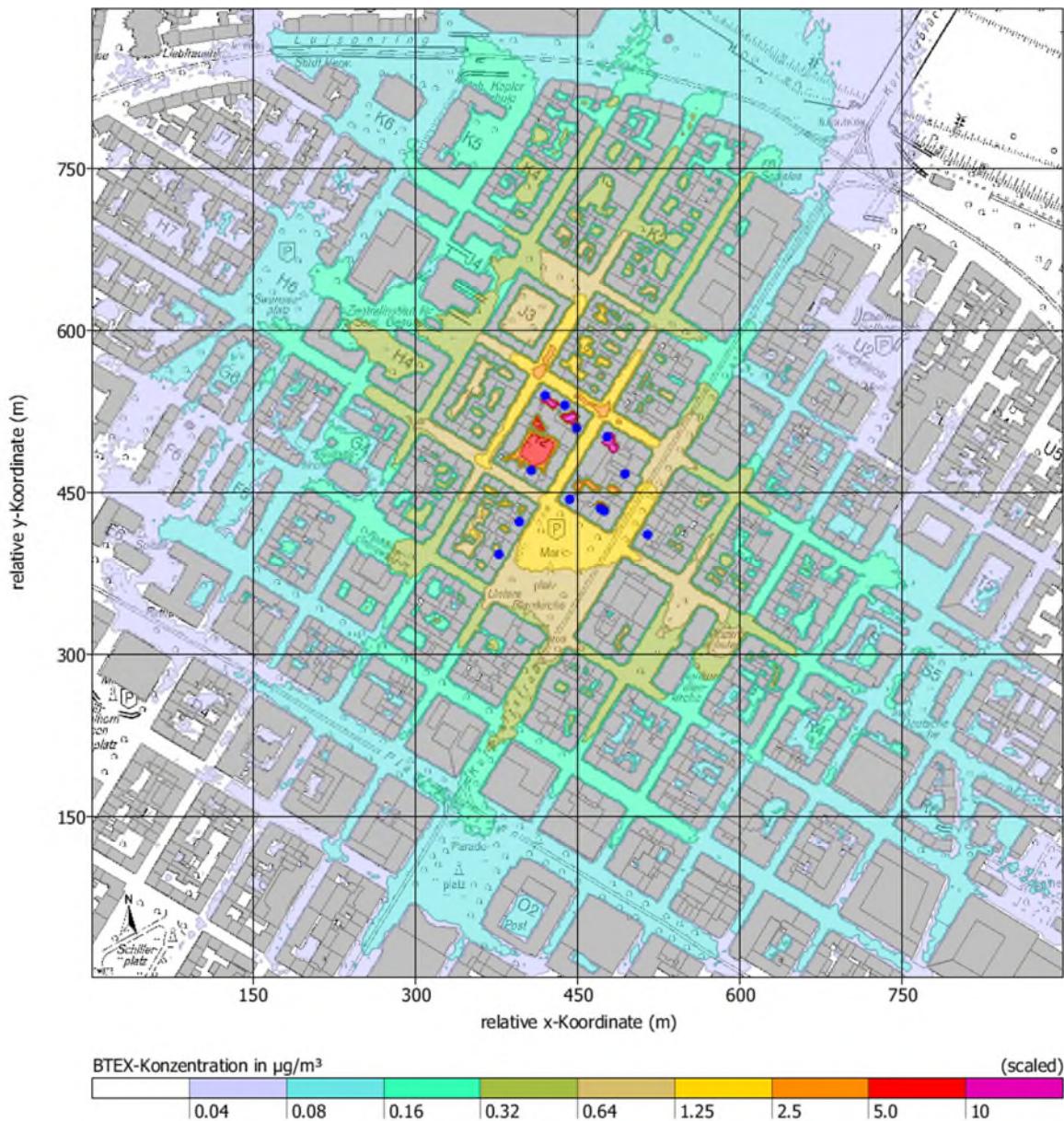
Abbildung 135: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Es wird deutlich, dass die im Rahmen der Prüfstandversuche ermittelte Minderung der Geruchsstoffemissionen alleine nicht ausreicht, um Überschreitungen der zulässigen Geruchsstundenhäufigkeit von 10 % auszuschließen. Außerhalb einzelner Innenhöfe, wo die Geruchsstundenhäufigkeit Werte bis ca. 58 % erreicht, werden immer noch Werte von 43 % prognostiziert. Die Bereiche, in welchen der Wert von 10 % überschritten wird, reichen bis ca. 300 m Entfernung in nördlicher und ca. 200 m Entfernung in südlicher Richtung.

Abbildung 136: Zusatzbelastung der BTEX-Immissionskonzentration bei Berücksichtigung von quellseitiger Emissionsminderungstechnik im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Falle der BTEX-Emissionen wurden im Rahmen der Prüfstandversuche bei Ermittlung der Reingas-Konzentrationen (Einsatz von Emissionsminderungstechnik) bei vorangegangener Beaufschlagung des Filtersystems mit dem Abgas aus Grillversuchen (also einem Filterzustand, der im Realbetrieb zu erwarten ist) höhere BTEX-Konzentrationen ermittelt, als dies im Rohgas (ohne Einsatz von Emissionsminderungstechnik) der Fall ist. Folglich können für das Szenario

mit Abgasreinigung immissionsseitig BTEX-Konzentrationen bis zu $102 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb von Innenhöfen und $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ außerhalb von Innenhöfen erwartet werden. Das entsprechende Immissionsraster ist in Abbildung 136 dargestellt.

Auch für die emittierten PAK-Konzentrationen kann keine Minderung durch den Einsatz der Emissionsminderungstechnik erwartet werden, weshalb die entsprechenden Immissionskonzentrationen mit Werten von bis zu $109 \text{ ng}/\text{m}^3$ außerhalb kritischer Innenhofsituationen in einer vergleichbaren Größenordnung wie ohne Minderungstechnik liegen. Bei geringer Ableithöhe innerhalb einer Innenhofsituation werden deutlich höhere Konzentrationen prognostiziert.

12.9.2.3 Optimierte Ableitbedingungen

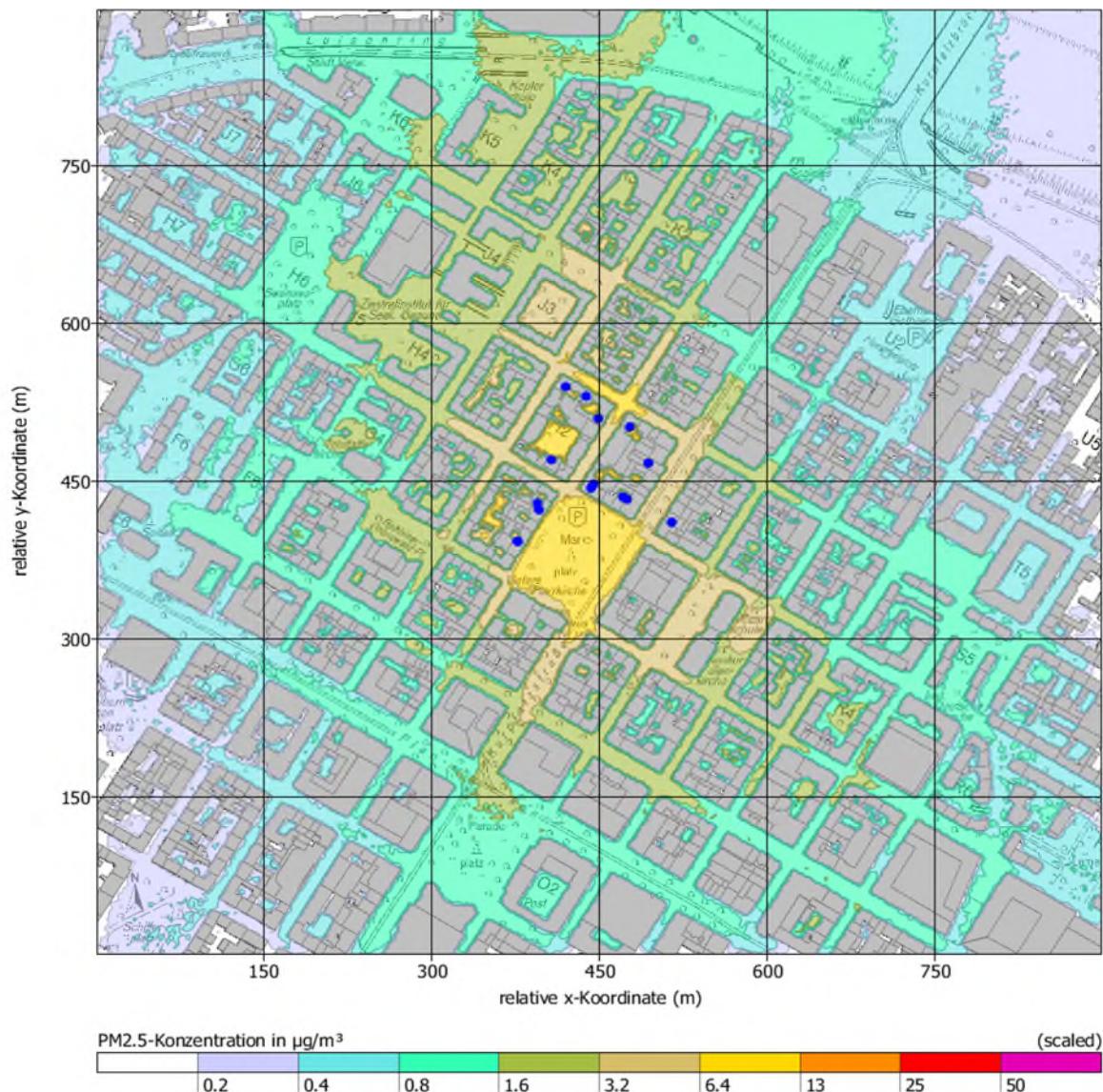
Um den Einfluss optimierter Ableitbedingungen, die den Anforderungen der VDI 3781, Blatt 4 entsprechen, am Standort Mannheim zu prüfen, wurden auch hier die Kaminhöhen rechnerisch entsprechend angepasst. Die Änderungen der Kaminhöhen gegenüber dem Worst-Case-Szenario können Tabelle 40 entnommen werden. Die Immissionsraster sind exemplarisch für die Zusatzbelastungen PM_{2,5} und Geruch in Abbildung 137 und Abbildung 138 dargestellt.

Die PM_{2,5}-Zusatzbelastung weist einen Maximalwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb von Innenhöfen und von $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ außerhalb von Innenhöfen auf. Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass für dieses Szenario auch unter Berücksichtigung der anzunehmenden Vorbelastung von $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5} keine Grenzwertüberschreitungen angenommen werden müssen.

Die Ergebnisse dieses Szenarios lassen die Schlussfolgerung zu, dass das Minderungspotential von optimierten Ableitbedingungen zwar flächendeckend gesehen geringere Effekte als quellseitige Emissionsminderungstechnik aufweist, dass sich jedoch grenzwertüberschreitende Feinstaubkonzentrationen in Innenhöfen dadurch effektiv vermeiden lassen.

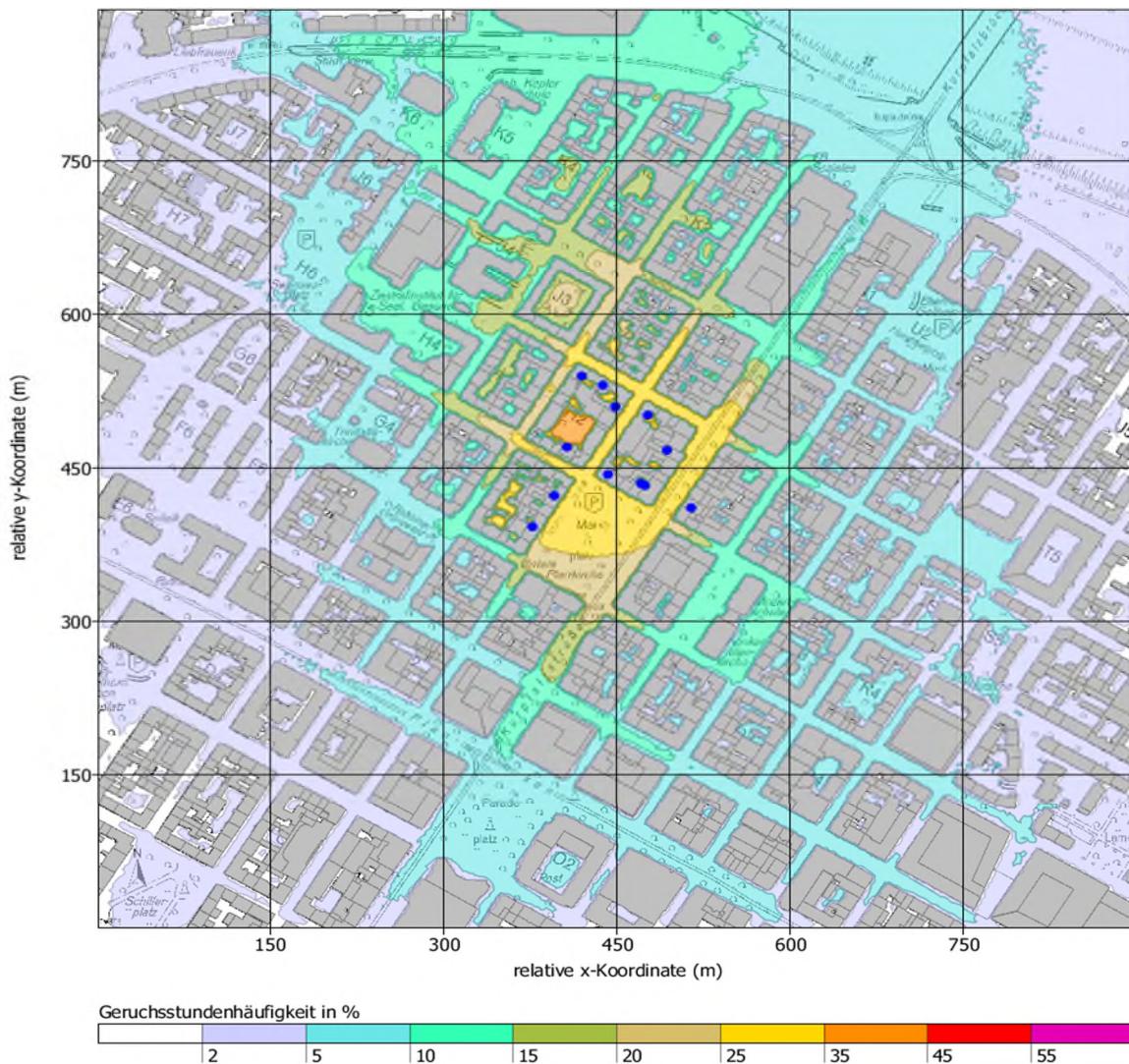
Die relative Geruchsstundenhäufigkeit reduziert sich durch die optimierten Ableitbedingungen auf Werte von 42 % innerhalb von Innenhöfen und 35 % außerhalb und liegt damit immer noch deutlich über dem zulässigen Grenzwert von 10 % für Wohn- und Mischgebiete.

Abbildung 137: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 138: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



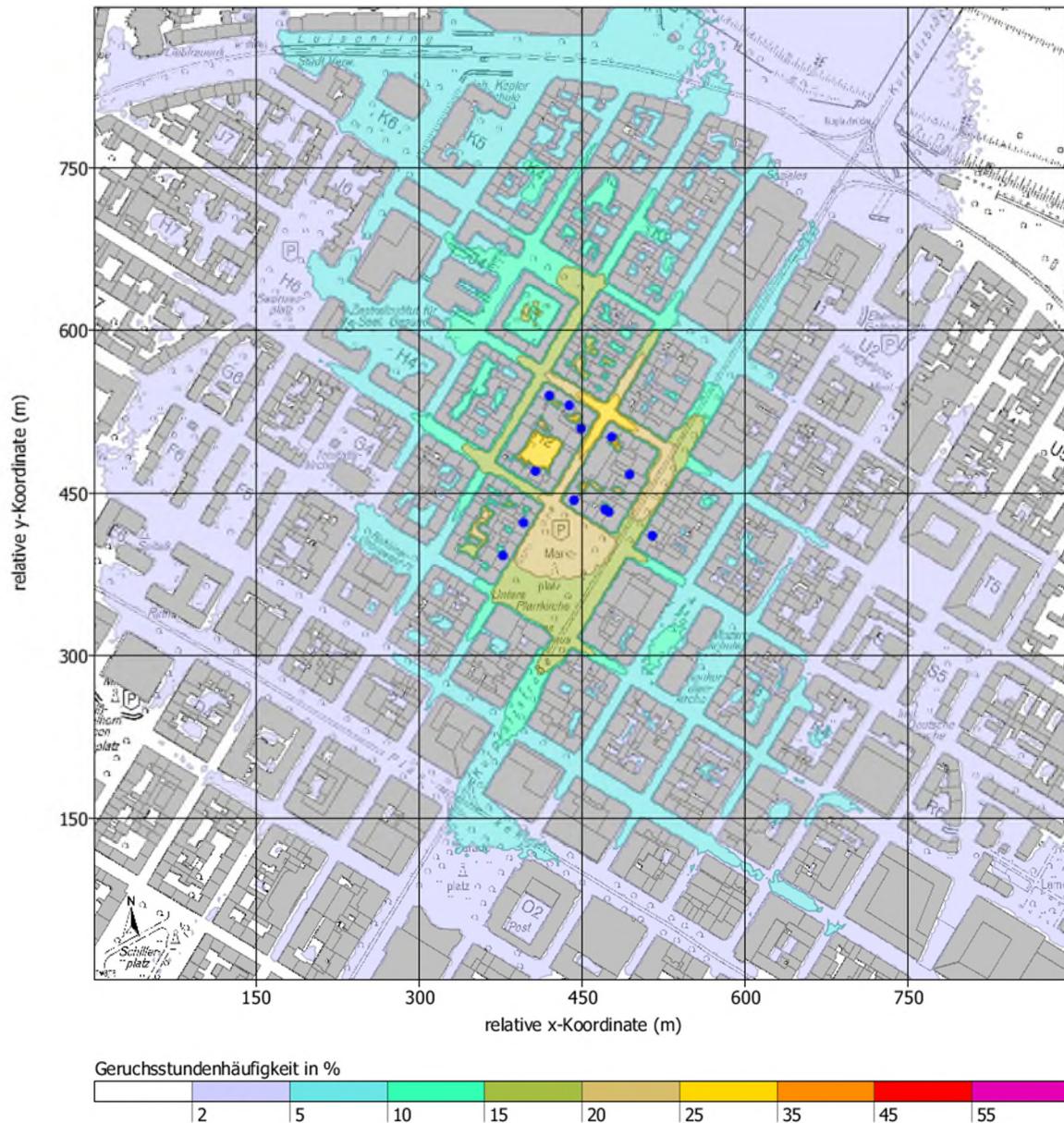
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die BTEX-Konzentrationen liegen bei Realisierung optimierter Ableitbedingungen in einem unkritischen Bereich kleiner $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die PAK-Konzentrationen weisen auch für dieses Szenario noch Werte bis rund $26 \text{ ng}/\text{m}^3$ auf.

12.9.2.4 Best-case-Szenario

Am Standort Mannheim ergibt sich für das best-case-Szenario, welches eine Kombination aus quellseitiger Emissionsminderungstechnik und optimierten Ableitbedingungen berücksichtigt, eine irrelevante Zusatzbelastung von weniger als $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für $\text{PM}_{2,5}$. Die in Abbildung 139 dargestellte relative Geruchsstundenhäufigkeit für dieses Szenario zeigt, dass die Immissionswerte immer noch bei bis zu 34 % und damit deutlich über dem Grenzwert nach GIRL von 10 % für Wohn- und Mischgebiete liegen.

Abbildung 139: Zusatzbelastung der relativen Geruchsstundenhäufigkeit für das best-case-Szenario im Umfeld des Marktplatzes Mannheim auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die BTEX-Immissionen weisen für das best-case-Szenario Werte von bis zu $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf und bewegen sich somit im Bereich der anzunehmenden Vorbelastung durch Benzol. Auch unter der Annahme, dass die BTEX-Zusatzbelastung vollständig als Benzol vorliegt, kann eine Überschreitung des zulässigen Grenzwerts nach TA Luft bzw. 39. BImSchV ausgeschlossen werden.

Die für den Summenparameter der polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK, hier modelliert als Benzo[a]pyren) ermittelten Immissionskonzentrationen liegen auch für dieses Szenario bei bis zu $26 \text{ ng}/\text{m}^3$ im Jahresmittel und damit deutlich über dem Zielwert für Benzo[a]pyren nach 39. BImSchV.

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen ableiten, dass für die Schadstoffe NO_x, CO und BTEX außerhalb von Innenhofsituationen mit ungünstig positionierten Emissionsquellen die

Immissionswerte i.d.R. im unkritischen Bereich liegen. Für Feinstaub PM_{2,5} und PM₁₀ weist der Einsatz von Emissionsminderungstechnik eine deutliche Verbesserung der Immissionssituation aus, während bei ungünstiger Ableitung in Innenhofsituationen zusätzlich eine Optimierung der Ableitbedingungen erforderlich wird. Kritische Immissionssituationen durch Gerüche und PAK lassen sich durch die untersuchten Maßnahmen – selbst bei Kombination von quellseitiger Minderungstechnik mit optimierten Ableitbedingungen – nicht ausschließen.

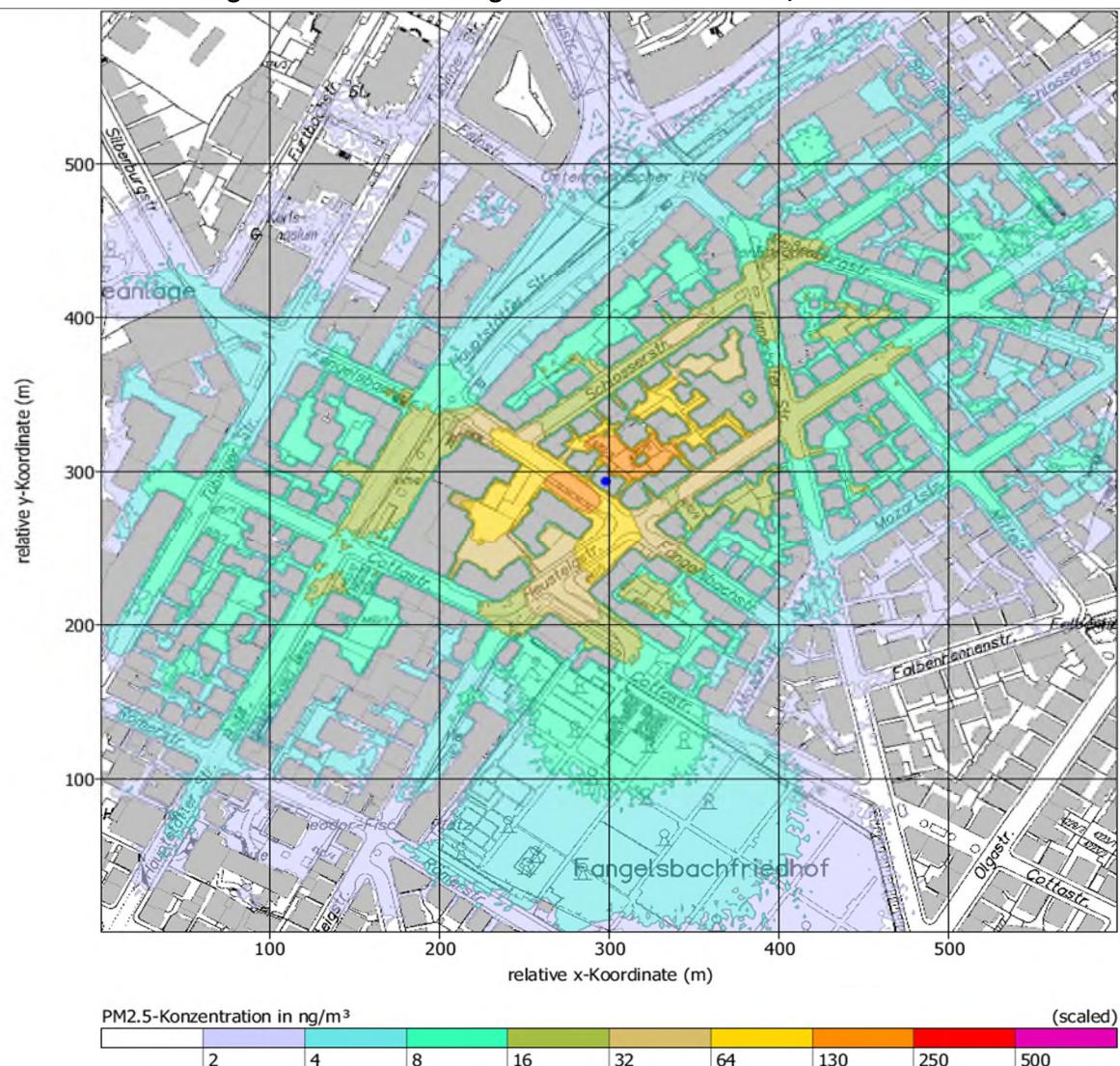
12.9.3 Standort Stuttgart

Die Immissionskonzentrationen, insbesondere für die maßgeblichen Feinstaubwerte, fallen beim untersuchten Betrieb eines Pizzaofens deutlich geringer aus als bei den Holzkohlegrills. Um die räumliche Verteilung der Immissionskonzentrationen farbgrafisch abbilden zu können, werden die Werte in Abbildung 140 und Abbildung 141 abweichend von den vorangegangenen Kapiteln in ng/m³ dargestellt. Die Zahlenwerte der Farbskalen liegen somit um den Faktor 1.000 über den Zahlenwerten der Farbskalen in Kapitel 12.9.1 und 12.9.2.

12.9.3.1 Worst-Case-Szenario

Die anlagenbedingte Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionen in ng/m³ ist für die im realen Betrieb zu Grunde gelegte Ableithöhe von ca. 2 m über First des Anlagengebäudes (23,4 m über Geländeoberkante) in Abbildung 140 dargestellt. Um die geringen Konzentrationswerte darstellen zu können, werden die Werte in ng/m³ angegeben.

Abbildung 140: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration in ng/m³ im Umfeld des Analgenstandortes in Stuttgart auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung. Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

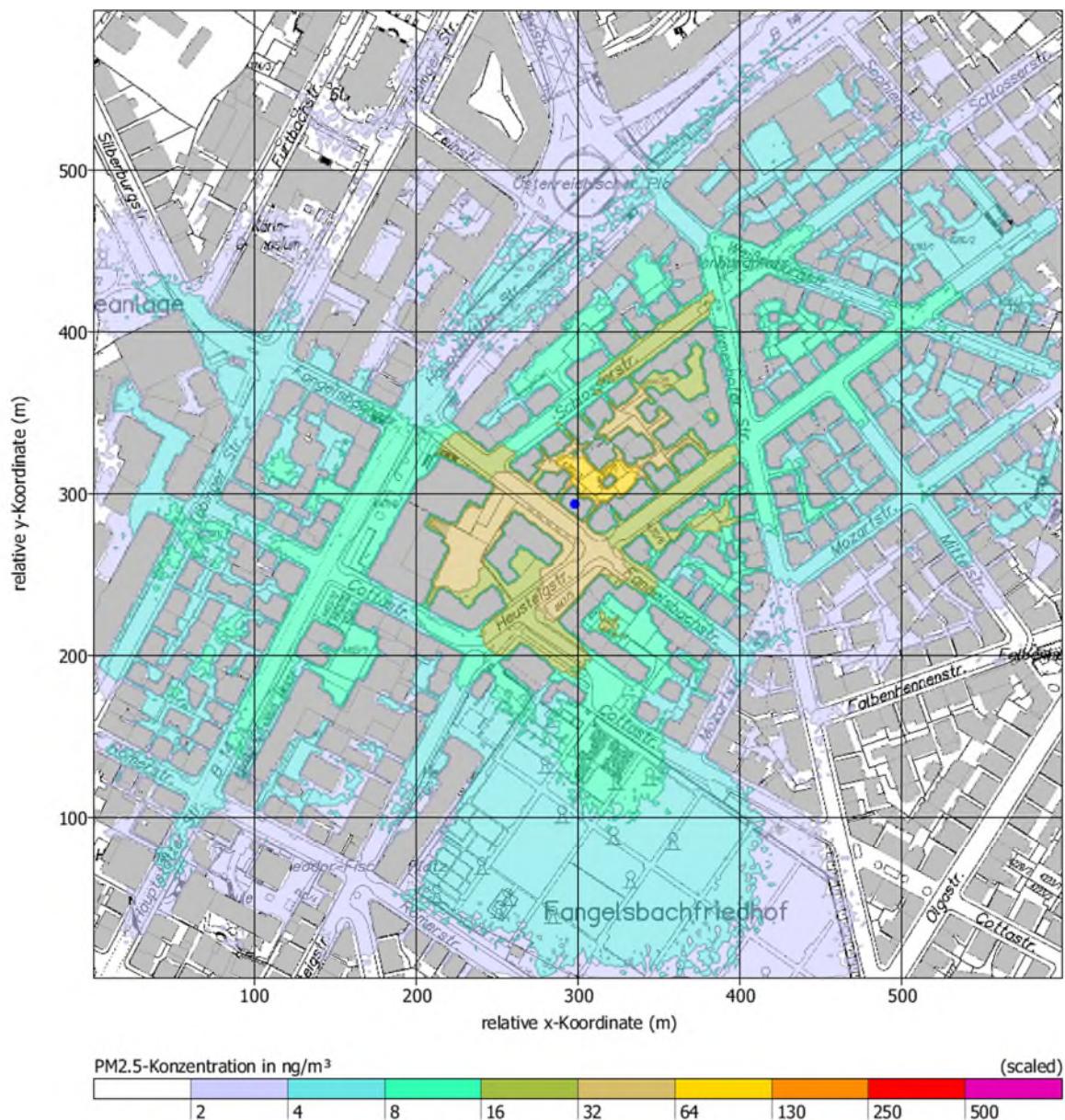
Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentrationen in der bodennahen Schicht auf 1,5 m über Geländeoberkante deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Kritische Situationen durch den Anlagenbetrieb können somit sicher ausgeschlossen werden.

12.9.3.2 Optimierte Ableitbedingungen

Legt man die Anforderungen gemäß VDI 3781, Blatt 4 für die Abgasableitung des Pizzaofens in Stuttgart zu Grunde, so ergibt sich für den Abgaskamin eine erforderliche Erhöhung der Ableithöhe von 23,4 auf 27,8 m. Immissionsseitig ergibt sich dadurch die in

Abbildung 141 dargestellte Konzentrationsverteilung. Erwartungsgemäß liegen die Absolutwerte mit maximal rund $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ unter den Werten vor Erhöhung des Abgaskamins.

Abbildung 141: Zusatzbelastung der PM_{2,5}-Immissionskonzentration in ng/m³ bei Berücksichtigung optimierter Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4 im Umfeld des Anlagenstandortes in Stuttgart auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante.



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

12.10 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen ermittelten Immissionskonzentrationen werden im Folgenden in Abhängigkeit der untersuchten Szenarien diskutiert. Generell wurden die Immissionsraster in der bodennahen Schicht auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante ausgewertet. In höherliegenden Schichten, insbesondere in der Höhe der Mündungsöffnung der Abgaskamine, sind in Quellnähe höhere Immissionskonzentrationen zu erwarten. Da die Konstellation von hochgelegenen Immissionsorten in Quellnähe eine standortspezifische Situation darstellt, wurde im Sinne der Übertragbarkeit der durchgeföhrten Untersuchungen auf eine detaillierte Interpretation der Ergebnisse in höhergelegenen Schichten verzichtet.

Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, dass der Betrieb gewerblicher Anlagen zur Speisenzubereitung im städtischen Umfeld ursächlich für lufthygienische Konfliktsituationen sein kann. Die anlagenbedingten Immissionskonzentrationen der untersuchten Schadstoffe Feinstaub ($PM_{2,5}$ und PM_{10}), CO, NO_x, PAK und BTEX sowie Gerüche sind teilweise stark abhängig von der Art der zubereiteten Speise und der Anlagenart. Die höchsten Konzentrationen wurden im Rahmen der Emissionsmessungen am Prüfstand für die Zubereitung von Hackfleischspießen ermittelt. Immissionsseitig stellen die Schadstoffe Feinstaub, PAK, BTEX sowie die relativen Geruchsstundenhäufigkeiten die kritischen Parameter dar, während die Stickstoffoxide und Kohlenmonoxid als unkritisch hinsichtlich der zu erwartenden Immissionen eingestuft werden.

Abbildung 142 bis Abbildung 145 zeigen die Maximalwerte der Immissionskonzentrationen als Gesamtbelastung von $PM_{2,5}$, BTEX und PAK sowie die relative Geruchsstundenhäufigkeit bei der Zubereitung von Hackfleischspießen auf einem Holzkohlegrill in Abhängigkeit der Untersuchungsgebiete und Immissionsszenarien. Abbildung 142 enthält zusätzlich Werte für den Betrieb des Pizzaofens im Untersuchungsgebiet Stuttgart.

Insgesamt wird deutlich, dass die Zubereitung von Pizza in einem Holzofen hinsichtlich der untersuchten Schadstoffe eine deutlich untergeordnete Rolle gegenüber dem Betrieb eines Holzkohlegrills zur Zubereitung von Hackfleischspießen spielt.

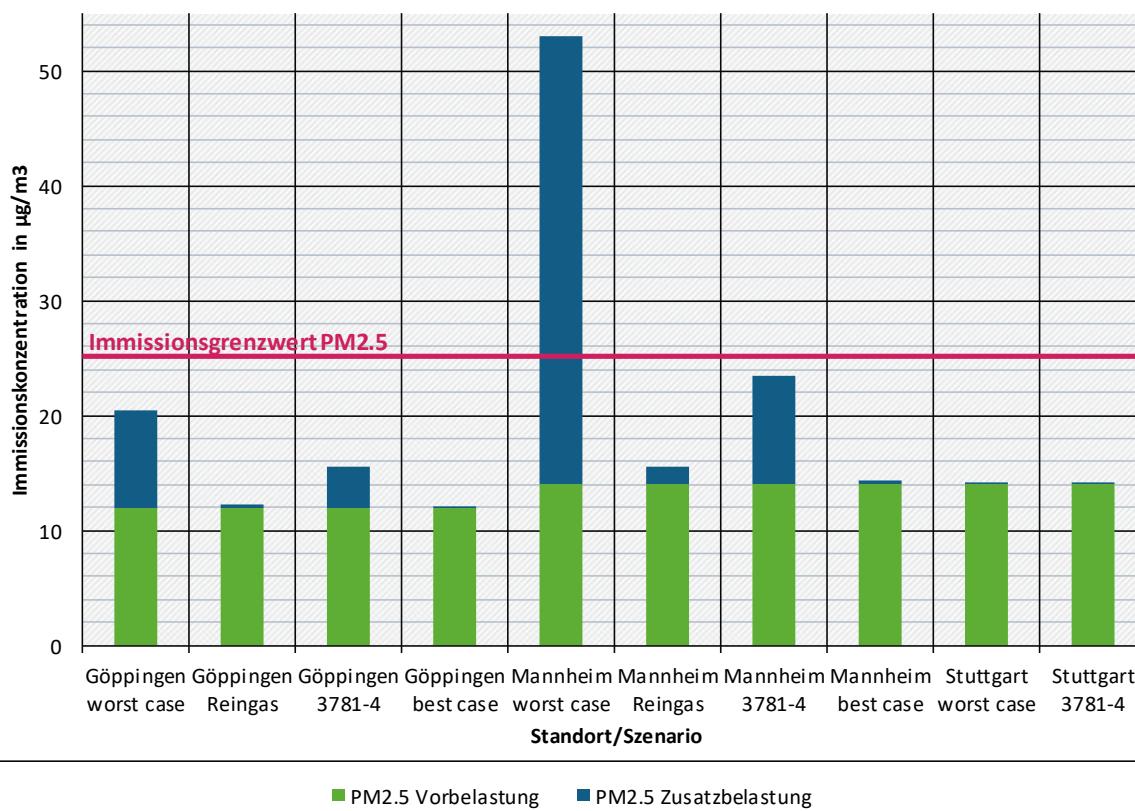
Im Fall der Feinstaubemissionen $PM_{2,5}$ und PM_{10} ist der Beurteilungswert für $PM_{2,5}$ der kritischere Parameter, da die anlagenbedingte Zusatzbelastung nahezu vollständig in der Korngrößenklasse mit $d < 2,5 \mu m$ liegt und der Immissionsgrenzwert im Jahresmittel für $PM_{2,5}$ mit $25 \mu g/m^3$ auch das schärfere Beurteilungskriterium gegenüber $40 \mu g/m^3$ bei PM_{10} darstellt.

Für $PM_{2,5}$, BTEX und PAK wurden jeweils standortspezifische Vorbelastungswerte angenommen, um die so ermittelte Gesamtbelastung dem Immissionsgrenzwert von $25 \mu g/m^3$ für $PM_{2,5}$ und $5 \mu g/m^3$ für Benzol sowie informativ dem Zielwert von $1 ng/m^3$ von Benzo[a]pyren als Leitkomponente der PAK gegenüberzustellen. Bei den grafischen Auswertungen wurden die Maximalkonzentrationen, die am Standort Mannheim in einzelnen Innenhöfen prognostiziert wurden (vgl. Tabelle 47) nicht berücksichtigt, um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

12.10.1 Feinstaubimmissionen $PM_{2,5}$

Abbildung 142 kann entnommen werden, dass im worst-case-Szenario, also ohne den Einsatz von Emissionsminderungstechnik und unter Annahme realitätsnaher Ableitbedingungen, bereits der Betrieb einzelner Holzkohlegrills im Anlagenumfeld eine Zusatzbelastung von bis zu $8,4 \mu g/m^3$ verursachen kann. Unter Berücksichtigung standortspezifischer Vorbelastungskonzentrationen muss in der Regel keine Grenzwertüberschreitung durch den Betrieb einer einzelnen Anlage angenommen werden, die Zusatzbelastung ist jedoch geeignet, die Luftqualität maßgeblich zu beeinträchtigen.

Abbildung 142: Maximalwerte der PM_{2,5}-Immissionen für die Zubereitung von Hackfleischspießen und Pizza.



Bei Innenhofsituationen in Kombination mit ungünstiger Ableithöhe einer Emissionsquelle können deutlich höhere Konzentrationen auftreten.

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Durch die Überlagerung des Betriebs von mehreren Anlagen, z.B. von 12 Holzkohlegrills und drei Pizzaöfen am Standort Mannheim, ergeben sich außerhalb ungünstiger Innenhofsituationen für das worst-case-Szenario als Maximalwert Konzentrationen von bis zu 53 µg/m³ in der Gesamtbelastung. Der Immissionsgrenzwert für PM_{2,5} wird somit bei Einwirkung mehrerer Anlagen sicher überschritten.

Dahingegen tragen die Feinstaubemissionen eines einzelnen holzbefeuerten Pizzaofens wie am Untersuchungsstandort Stuttgart auch im worst-case-Szenario nicht relevant zur Immissionskonzentration bei.

Der Einsatz von quellseitiger Emissionsminderungstechnik zeigt bei den partikulären Emissionen einen hohen Wirkungsgrad, so dass für das entsprechende Szenario (Reingas) außerhalb von ungünstigen Innenhofsituationen nur geringe bis irrelevante Zusatzbelastungen prognostiziert werden. Die Minderungseffizienz im Fall der Feinstaubemissionen reicht aus, um auch bei Betrieb mehrerer Anlagen Grenzwertüberschreitungen ausschließen zu können. Es zeigt sich, dass der Einsatz quellseitiger Emissionsminderungstechnik hinsichtlich der Feinstaubimmissionen flächendeckend die höchste Effizienz zur Verbesserung der Luftqualität aufweist. Davon ausgenommen sind jedoch Situationen innerhalb von Innenhöfen, die auf Grund von geringen Ableithöhen der Emissionsquellen überdurchschnittlich belastet werden. Hier sind auch bei Einsatz von Emissionsminderungstechnik Grenzwertüberschreitungen zu erwarten.

Durch eine Erhöhung des Abgaskamins entsprechend VDI 3781, Blatt 4 kann die Feinstaub-Zusatzbelastung sowohl für den Betrieb einer Einzelanlage als auch bei Überlagerung mehrerer

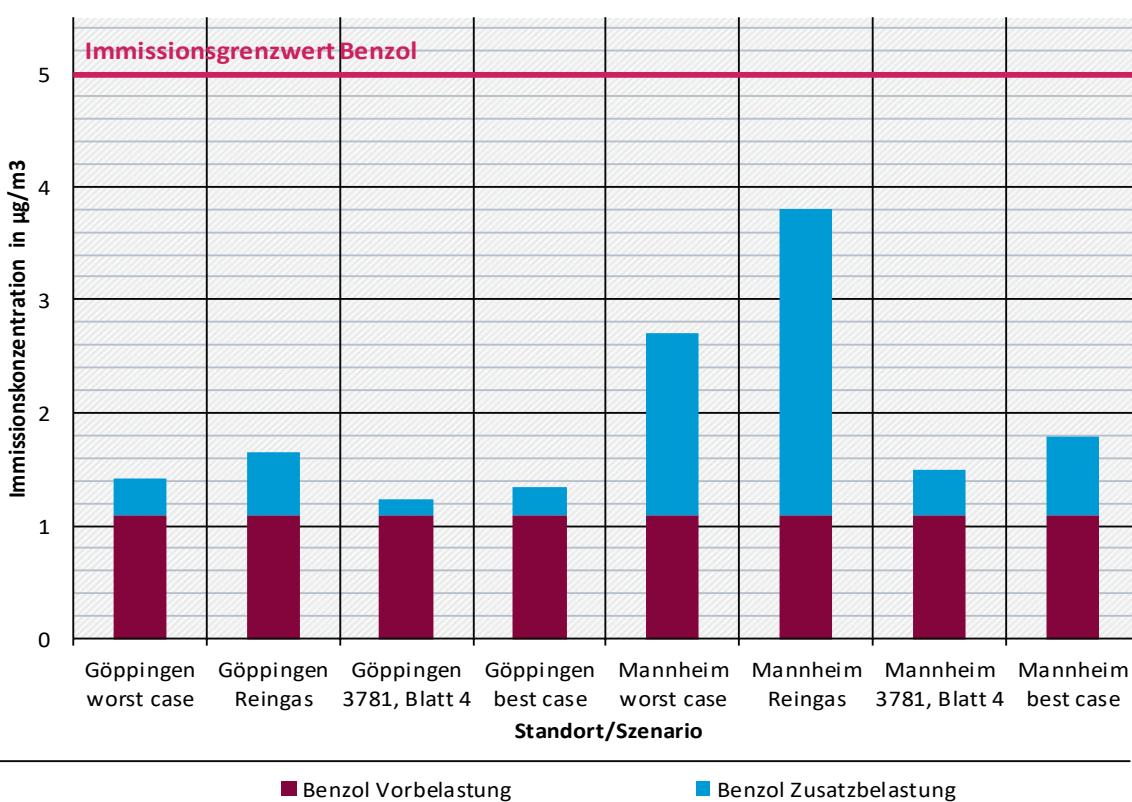
Anlagen soweit reduziert werden, dass keine Grenzwertüberschreitungen mehr angenommen werden müssen. Dabei fällt das Minderungspotential flächendeckend geringer aus als bei Einsatz von quellseitiger Emissionsminderungstechnik, jedoch können kritische Situationen in Innenhöfen vermieden werden.

Erwartungsgemäß ergeben sich für das best-case-Szenario, also den Einsatz von Emissionsminderungstechnik bei gleichzeitig optimierten Ableitbedingungen, die niedrigsten Immissionskonzentrationen. Eine relevante Beeinträchtigung der Luftqualität durch Feinstaubimmissionen kann für dieses Szenario ausgeschlossen werden.

12.10.2 Immissionskonzentrationen BTEX

Die grafische Auswertung der zu erwartenden Maximalwerte der BTEX-Immissionen in Abbildung 143 zeigt, dass außerhalb von Innenhöfen, die durch ungünstig geführte Abgasableitung belastet sind, davon ausgegangen werden kann, dass der Immissionsgrenzwert von Benzol bei Betrachtung der Gesamtbelaustung eingehalten wird, auch wenn konservativ angenommen wird, dass die gesamte Menge der als BTEX nachgewiesenen Aromaten als Benzol vorliegt. Tatsächlich ist während der Grillphase, die einen Hauptteil der Emissionen ausmacht, von rund 50 % Benzolanteil an den BTEX-Emissionen auszugehen.

Abbildung 143: Maximalwerte der Benzol-Immissionen für die Zubereitung von Hackfleischspießen unter der konservativen Annahme, dass die angesetzten BTEX-Emissionen vollständig aus Benzol bestehen.



Bei Innenhofsituationen in Kombination mit ungünstiger Ableithöhe einer Emissionsquelle können deutlich höhere Konzentrationen auftreten.

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Anders stellt sich die Situation in den bereits diskutierten Innenhof-Konstellationen dar: Hier muss von teilweise deutlichen Grenzwertüberschreitungen für das worst-case-Szenario und das

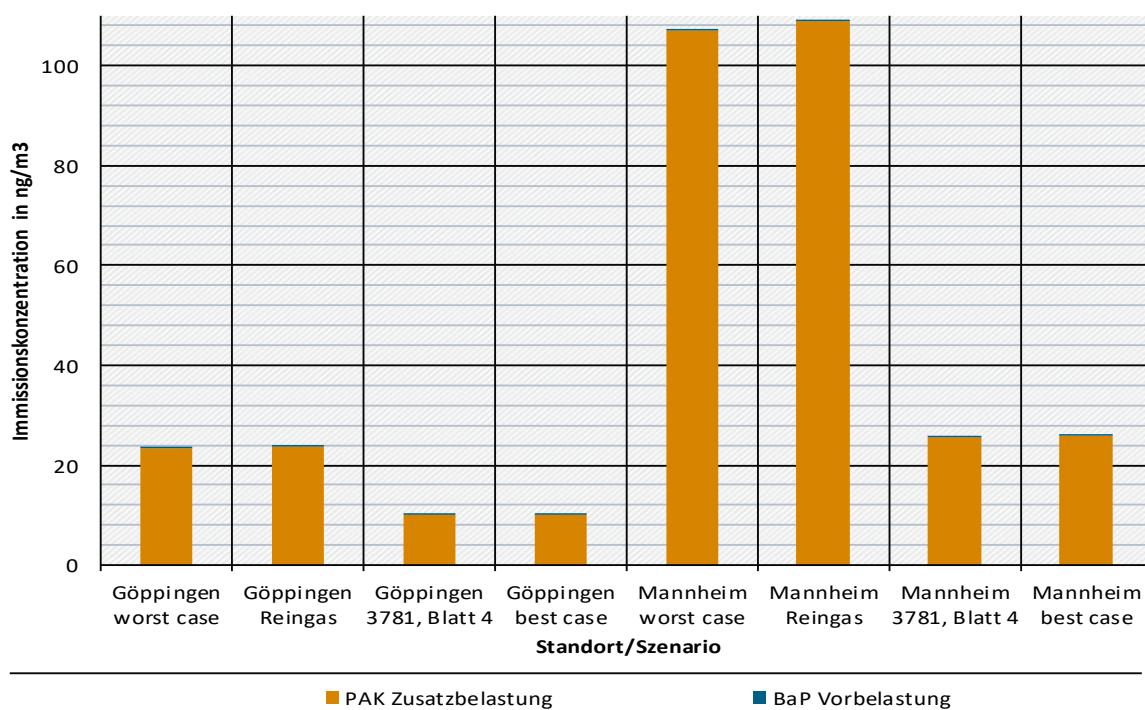
Szenario mit Emissionsminderungstechnik ausgegangen werden. Sofern die Freisetzung der Abgase außerhalb der Innenhöfe mit ausreichender Ableithöhe gewährleistet ist (Szenario mit Ableitung nach VDI 3781, Blatt 4), ist mit einer Einhaltung des Benzolgrenzwerts auch in den Innenhöfen zu rechnen.

Emissionsseitig wurde durch den Einsatz der Minderungstechnik bei Verwendung von bereits mit Emissionen beaufschlagten Filtersystemen eine Zunahme der BTEX-Emissionen beobachtet. Demzufolge sind auch immissionsseitig durch den Einsatz von Minderungstechnik keine positiven Effekte auf die ermittelten Konzentrationen zu erwarten.

12.10.3 Immissionskonzentrationen PAK

In der vorliegenden Untersuchung wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber die ermittelten Emissionen der polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) als Summenparameter in den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigt. Die Ergebnisse der chemischen Analysen zeigen, dass die in den Grillabgasen gefundenen PAK-Konzentrationen zu 95 % aus Naphthalin bestehen. Die Konzentration an Benzo[a]pyren, für welches als Leitsubstanz der PAK nach 39. BImSchV ein immissionsseitiger Zielwert von 1 ng/m³ festgesetzt ist, liegt in den analysierten Proben unterhalb der Nachweisgrenze.

Abbildung 144: Maximalwerte der PAK-Immissionskonzentrationen für die Zubereitung von Hackfleischspießen.



Bei Innenhofsituationen in Kombination mit ungünstiger Ableithöhe einer Emissionsquelle können deutlich höhere Konzentrationen auftreten.

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Vor diesem Hintergrund ist die Gegenüberstellung der ermittelten Immissionskonzentrationen an PAK mit dem Zielwert für Benzo[a]pyren als rein informativ zu verstehen.

Abbildung 144 zeigt die Maximalwerte der PAK-Immissionen für die verschiedenen Szenarien mit Werten von bis zu rund 100 ng/m³ für die Überlagerung des Betriebs mehrerer Anlagen am Standort Mannheim. Dabei ist die anzunehmende Vorbelastung von ca. 0,3 ng/m³ Benzo[a]pyren

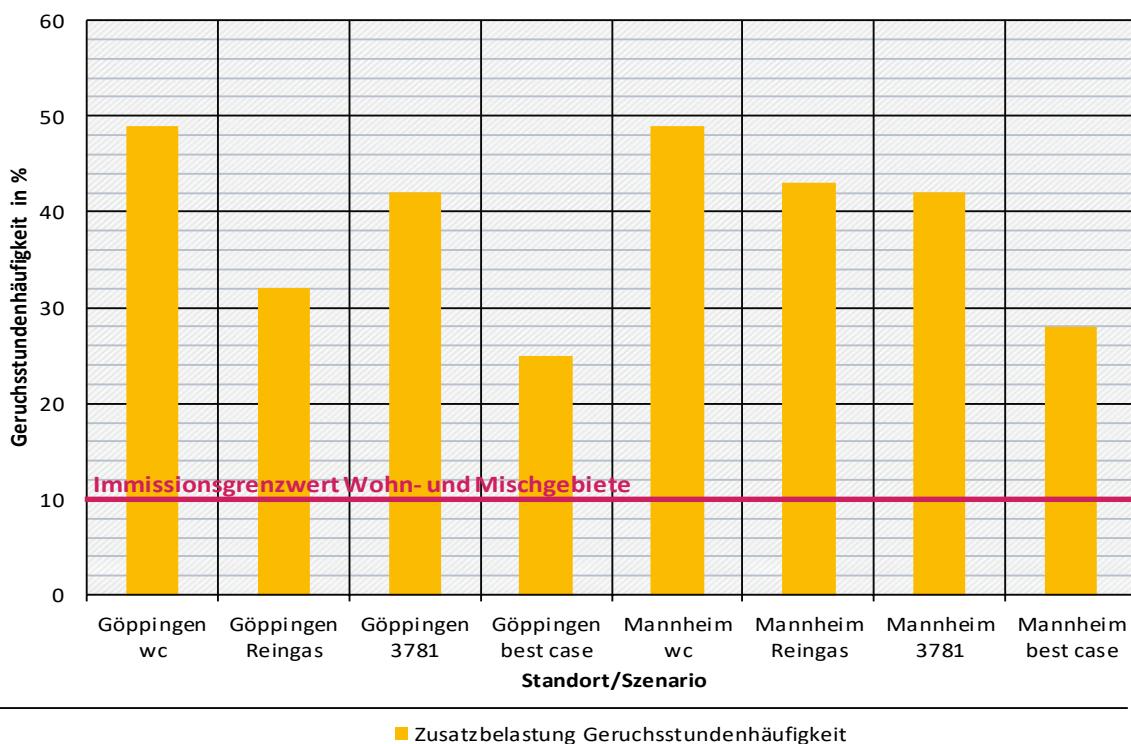
gegenüber der ermittelten Zusatzbelastung vernachlässigbar. Für die PAK-Emissionen wurde im Rahmen der Prüfstandversuche keine Reduktion durch den Einsatz von quellseitiger Emissionsminderungstechnik beobachtet. Folglich sind die Immissionskonzentrationen für das Szenario „Reingas“ identisch mit denen des worst-case-Szenarios.

Durch optimierte Ableitbedingungen lässt sich eine Verbesserung der Immissionssituation erreichen, wobei auch hier die Maximalwerte noch bei rund 10 ng/m³ bei Betrieb einer Einzelanlage bzw. bei rund 26 ng/m³ bei Betrieb mehrerer Anlagen liegen und somit den Zielwert für Benzo[a]pyren deutlich überschreiten.

12.10.4 Relative Geruchsstundenhäufigkeit

In Abbildung 145 sind die in den Immissionsrastern ermittelten Maximalwerte der anlagenbedingten Zusatzbelastung auf einer Höhe von 1,5 m über Geländeoberkante zusammengefasst und dem Grenzwert der TA Luft Anhang 7 von zulässigen 10 % relativer Geruchsstundenhäufigkeit in Wohn- und Mischgebieten gegenübergestellt.

Abbildung 145: Maximalwerte der relativen Geruchsstundenhäufigkeit für die Zubereitung von Hackfleischspießen.



Bei Innenhofsituationen in Kombination mit ungünstiger Ableithöhe einer Emissionsquelle können deutlich höhere Konzentrationen auftreten.

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Es wird deutlich, dass hinsichtlich der Geruchsimmissionen unter den getroffenen Annahmen in allen untersuchten Szenarien für die Zubereitung von Fleischspießen auf einem Holzkohlegrill deutliche Überschreitungen des zulässigen Grenzwertes zu erwarten sind. Die räumliche Ausdehnung der Überschreitungen kann den Abbildungen in den Kapiteln 12.9.1 und 12.9.2 entnommen werden. Aus den farbgrafischen Darstellungen der Immissionsraster lässt sich ableiten, dass die genannten Maximalwerte primär im unmittelbaren Umfeld der Anlagen zu erwarten sind. Die räumliche Ausdehnung der Bereiche, in denen eine Überschreitung des Grenzwerts von 10 % angenommen werden muss, reicht jedoch bei Betrieb einer einzelnen

Anlage (Standort Göppingen) bis zu einer Entfernung von ca. 500 m in Hauptwindrichtung. Tragen mehrere Anlagen bei (vgl. Standort Mannheim), weitet sich das von Überschreitungen betroffene Gebiet entsprechend aus.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Holzkohlegrills ein sehr hohes Emissionspotenzial für Feinpartikel, organische Kohlenwasserstoffe und Gerüche mit einem entsprechend großen Einfluss, unter anderem in den direkt benachbarten Gebieten, zeigen. Diese ergeben sich zum einen durch bisher technisch einfache verwendete Grilltechniken (ungeregelte Verbrennungsluftzufuhr, ungleichmäßige Beschickung, offene Betriebsweise usw.) sowie durch eine unsachgemäße Bedienung (wie zum Beispiel Verwendung von fettigen Grillgütern, gezielte Verbrennung von sich in der Grillmulde gesammelten Fetten, Überladung der Grillfläche, Ausbau der Fettsammelrinnen usw.), vor allem durch die unkontrollierte beziehungsweise unbeabsichtigte Verbrennung von herabtropfenden Fetten während des Grillvorgangs. Viele Holzkohlegrillanlagen verfügen nur über ungenügende Ableitbedingungen und werden häufig ohne Emissionsminderungstechniken betrieben.

Hohe Emissionsfrachten ergeben sich aus den vergleichsweise hohen Emissionsfaktoren, den hohen Volumenströmen (bis zu 40-fach höher als bei Einzelraumfeuerungsanlagen) und der langen durchschnittlichen Betriebsdauer (ca. 10 Stunden pro Tag). Daraus können sich für eine typische Grillanlage, bei einer angenommenen Betriebsdauer von 10 Stunden täglich und sechs Tagen pro Woche in Summe Frachten von 19 bis 650 kg Feinpartikeln (PM_{10}), 15 kg BTEX (davon ca. 9 kg Benzol) und 475 bis 1.163 kg an Kohlenwasserstoffen im Jahr ergeben. Damit können Holzkohlegrills wesentlich zur Immissionsbelastung in der Nachbarschaft, insbesondere einer erheblichen Belästigung durch Gerüche und Feinstaub beitragen.

Die Geruchsemisionen aus Holzkohlegrills stellen aus lufthygienischer Sicht ein großes Problem solcher Holzkohlegrills dar. Hier kann es schon durch einzelne Holzkohlegrills zur Überschreitung der Geruchsimmissionswerte kommen. Bei einer Häufung mehrerer Holzkohlegrills im innerstädtischen Bereich kann es neben einer weiträumigen Überschreitung der Geruchsimmissionswerte auch zu einer Überschreitung der Immissionsgrenzwerte für Feinstaub (PM_{10} und $PM_{2.5}$) und in ungünstigen luftaustauscharmen Innenhöfen auch von Benzol kommen.

Bei der Neuerrichtung von Holzkohlegrills sollte geprüft werden, ob die Errichtung dieser Anlagen ohne Beeinträchtigung des näheren Umfelds möglich ist. Hierbei sollte der Einsatz von Brennstoffen wie Gas und Strom zur Speisenzubereitung geprüft und als Alternative betrachtet werden. Auch bei der Nutzung alternativer Brennstoffe ist es wichtig, dass abtropfendes Fett nicht direkt mit der Wärmequelle in Kontakt kommt, verbrennt und dadurch hohe Emissionen erzeugt werden. Sollten Holzkohlegrills errichtet werden, so ist der Einsatz einer dauerhaft funktionsfähigen und wirksamen Abgasreinigungsanlage notwendig. Hier ist es wichtig, die Wartung (z. B. Austausch des Aktivkohlefilters) in den dafür vorgesehenen Intervallen durchzuführen. Darüber hinaus sollten die Schornsteine von Holzkohlegrills die Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4, einhalten. Nur so lässt sich eine wirksame Verdünnung der Abgase und dadurch eine zusätzliche Verminderung der Immissionsbelastung in der direkten Nachbarschaft (vor allem in Innenhoflagen) erreichen.

Bei bestehenden Holzkohlegrills sollte der Einsatz einer nachgeschalteten, dauerhaft funktionsfähigen und wirksamen Abgasreinigungsanlagentechnik geprüft werden. Darüber hinaus sollte die Möglichkeit der Verbesserung der Ableitbedingungen nach VDI 3781, Blatt 4, in Betracht gezogen werden. Alternativ sollte der Einsatz anderer Brennstoffe wie Gas oder Strom zur Speisenzubereitung in Erwägung gezogen werden, wobei Maßnahmen umgesetzt werden sollten, sodass ein Schwelbrand von herabtropfenden Fetten auch unabhängig von der

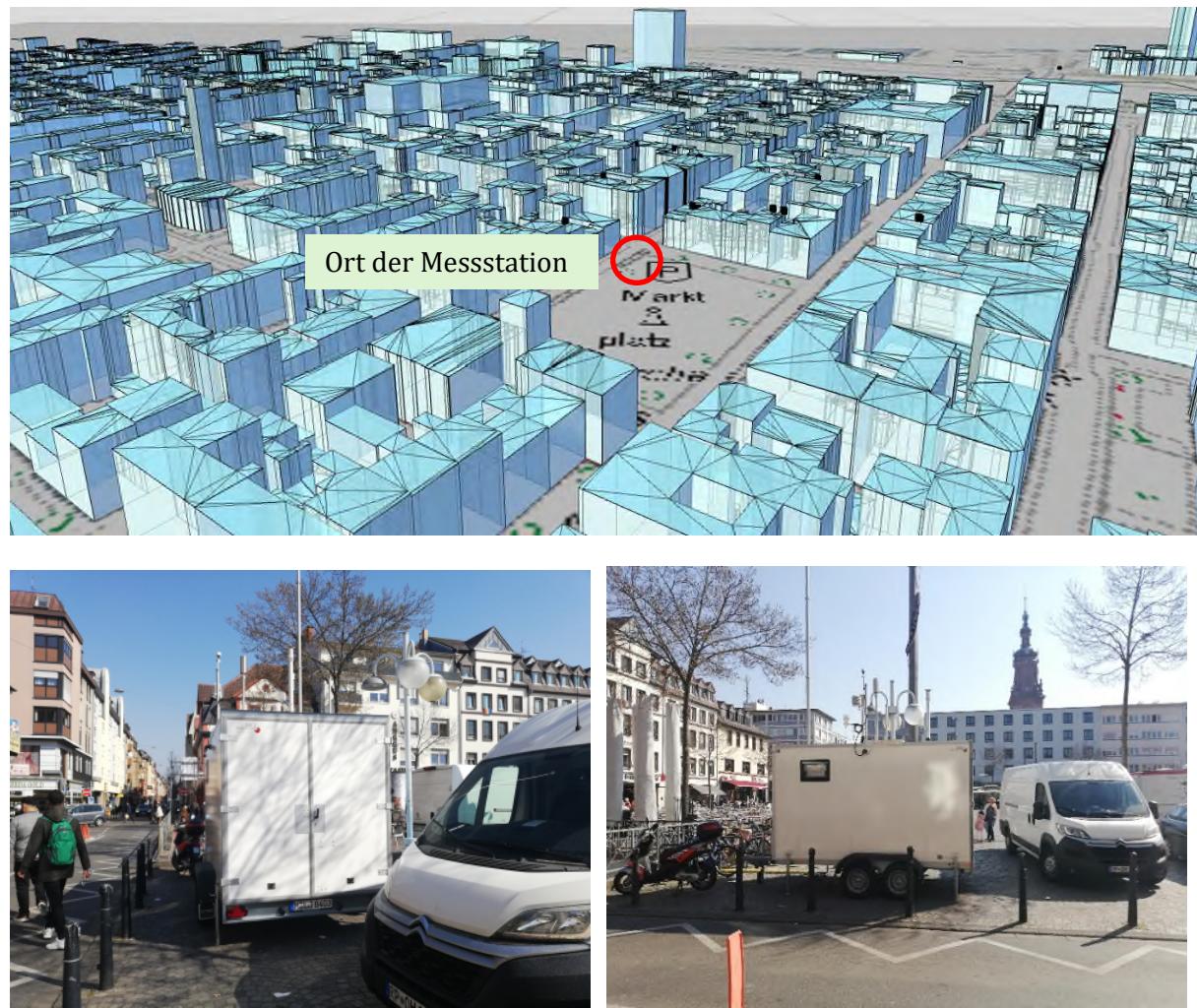
Wärmequelle vermieden wird. Nur dadurch können die oben aufgeführten Schadstoffemissionen nennenswert gemindert werden.

13 Immissionsmessungen in Mannheim Marktplatz

13.1 Einleitung

Für die Untersuchung der Immissionssituation am Marktplatz in Mannheim wurden Immissionsmessungen mithilfe einer mobilen Immissionsmessstation gemäß der 39. BImSchV in einem Zeitraum von vier Wochen (vom 25.03.2022 bis zum 25.04.2022) durchgeführt. Diese wurde am nördlichen Ende des Marktplatzquadrates aufgestellt, wie in Abbildung 146 im roten Kreis dargestellt ist. Die Probenahme der Luft befand sich gemäß den Vorgaben der 39. BImSchV 3,2 m über dem Boden. Bei den durchgeführten Messungen wurden Kohlenstoffmonoxid (CO), Stickstoffoxide (NO_x), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2), Schwefeldioxid (SO_2), Feinstaub der Größen PM_{1} , $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} sowie Black Carbon, Ultrafeinstaub und geruchsrelevante flüchtige organische Verbindungen (VOC) bestimmt.

Abbildung 146: Ort der Mobilen Messstation am Marktplatz in Mannheim.



Zusätzlich wurden die Wetterdaten (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung, Globalstrahlung, Luftdruck, Niederschlagsmenge) mithilfe einer Wettermessstation der Firma G. Luft Mess- und Regelungstechnik GmbH miterfasst, die für die Interpretation der Messergebnisse notwendig sind. Anschließend werden die Messergebnisse mit den durchgeführten Simulationen aus Kapitel 12 verglichen. Dabei ist zu erwähnen, dass die

Immissionsmessungen über einen Zeitraum von einem Monat durchgeführt wurden, in dem ein worst-case Szenario der Emissions- und somit Immissionsbelastungen nicht abgebildet werden kann. In diesem Zeitraum waren die Restaurants aus mehreren gesellschaftlichen und Covid-19-bedingten Gründen nicht so stark besucht, wie es üblich in anderen Zeiten erfolgt (unter anderem Ramadan). Außerdem wurden in dem betrachteten Zeitraum 30 % mehr Regentage erfasst, als in den Wetterdaten der letzten Jahre aufgezeichnet worden waren.

Die mobile Immissionsmessstation wurde am Marktplatz so platziert, dass alle Vorgaben der 39. BImSchV zum Mindestabstand zur nächsten Immissionsquelle eingehalten wurden. Die Messungen an den höchstbelasteten Stellen, die sich aus der Simulation der Schadstoffausbreitung ergeben haben, war aus unterschiedlichen Gründen – unter anderem wegen der Stromversorgung und den Parkmöglichkeiten – über einen längeren Zeitraum nicht möglich.

13.2 Verwendete Messtechnik für die Immissionsmessungen in Mannheim

Die für die Immissionsmessungen in Mannheim verwendeten Messtechniken sind in der Tabelle 49 aufgeführt. Die Analyse von BTEX wurde in einem akkreditierten Labor (Gesellschaft für Umweltchemie mbH) durchgeführt. Das Gleiche gilt für die gravimetrischen Staubmessungen, wobei ein Analyselabor (Aneco Institut für Umweltschutz GmbH & Co) für die Vorkonditionierung sowie für das Abwiegen der Planfilter (Durchmesser 50 mm, Quarzfilter) beauftragt wurde.

Tabelle 49: Verwendete Messtechniken für die Immissionsmessungen in Mannheim

Messung	Norm	Messverfahren	Firma/ Gerät ⁽¹⁾	Messfehler (nach Herstellerangaben)
Kontinuierliche Messung				
Schwefeldioxid (SO ₂)	DIN EN 14212:2012	Ultraviolet-Fluoreszenz	Teledyne API T100	0,5 % des Messwerts über 50 ppb
Stickstoffmonoxid (NO)	DIN EN 14211:2012	Chemilumineszenz	Teledyne API T200	0,5 % des Messwerts über 50 ppb
Stickstoffdioxid (NO ₂)	DIN EN 14211:2012	Chemilumineszenz	Teledyne API T200	0,5 % des Messwerts über 50 ppb
Stickstoffoxide (NO _x)	DIN EN 14211:2012	Chemilumineszenz	Teledyne API T200	0,5 % des Messwerts über 50 ppb
Ozon (O ₃)	DIN EN 14625:2012	Ultraviolet-Photometrie	Teledyne API T400	< 0,5 % des Messwerts über 100 ppb

Messung	Norm	Messverfahren	Firma/ Gerät ⁽¹⁾	Messfehler (nach Herstellerangaben)
Kohlenstoffmonoxid (CO)	DIN EN 14626:2012	nicht-dispersive Infrarot-Photometrie	Teledyne API T 300	0,5 % des Messwerts (RMS) über 5 ppm
Feinstaub (PM ₁₀ , PM _{2,5})	ISO 21501-4:2018	Aerosolspektrometer, Streulichtverfahren	Palas Fidas 200-System	9,7 % für PM _{2,5} , 7,5 % für PM ₁₀
Ultrafeinstaub	DIN CEN/TS 16976	SMPS-CPC: elektronische Mobilitätsspektrometer,	SMPS-CPC Grimm Serie 5.400	0,50 %
Black Carbon (Ruß)	Keine Richtlinie oder Norm bekannt	Multi-Spektrum Black Carbon Analyser (Aethalometer)	Met One Instruments, Inc. BC 1054 Black Carbon Monitor	0,50 %
Elektronische Nase	DIN EN 13725:2019-07	Halbleiter Metalle (MOX)	Ellona	3 %

Diskontinuierliche Messung

Feinstaub	DIN EN 12341:2014	gravimetrisch	Aneco Institut für Umweltschutz GmbH & Co	
Benzol	DIN EN 14662:2005	gaschromatografisch	Dräger, Aneco	
Toluol	DIN EN 14662:2005	gaschromatografisch	Dräger, Aneco	

⁽¹⁾ Zusätzlich zu den Immissionsmessungen werden die Wetterdaten mit Hilfe einer Wettermessstation (G. Luft Mess- und Regelungstechnik GmbH) miterfasst. Darunter fallen Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung, Globalstrahlung, Luftdruck, und Niederschlagsmenge. Diese sind Faktoren, die für die Interpretation der Messergebnisse benötigt werden.

Die für die Durchführung der Messungen eingesetzten Geräte sind gemäß der 39. BImSchV zugelassen. Abweichungen davon sind die Messgeräte für die Messung von Ultrafeinstaub, Black Carbon und Gerüchen, welche erfahrungsgemäß für die Durchführung der Messung geeignet sind.

13.3 Darstellung der Messergebnisse der Immissionsmessungen

Im Folgenden werden die Messverfahren und Messprinzipien der jeweiligen Messgeräte mit den erhaltenen Messergebnissen aller erfassten Immissionen von Ozon, Stickstoffoxiden, Schwefeldioxid, Kohlenstoffmonoxid, Feinstaub der Fraktionen PM_{2,5} und PM₁₀, Ultrafeinstaub, Black Carbon, Gerüche und Benzol beschrieben.

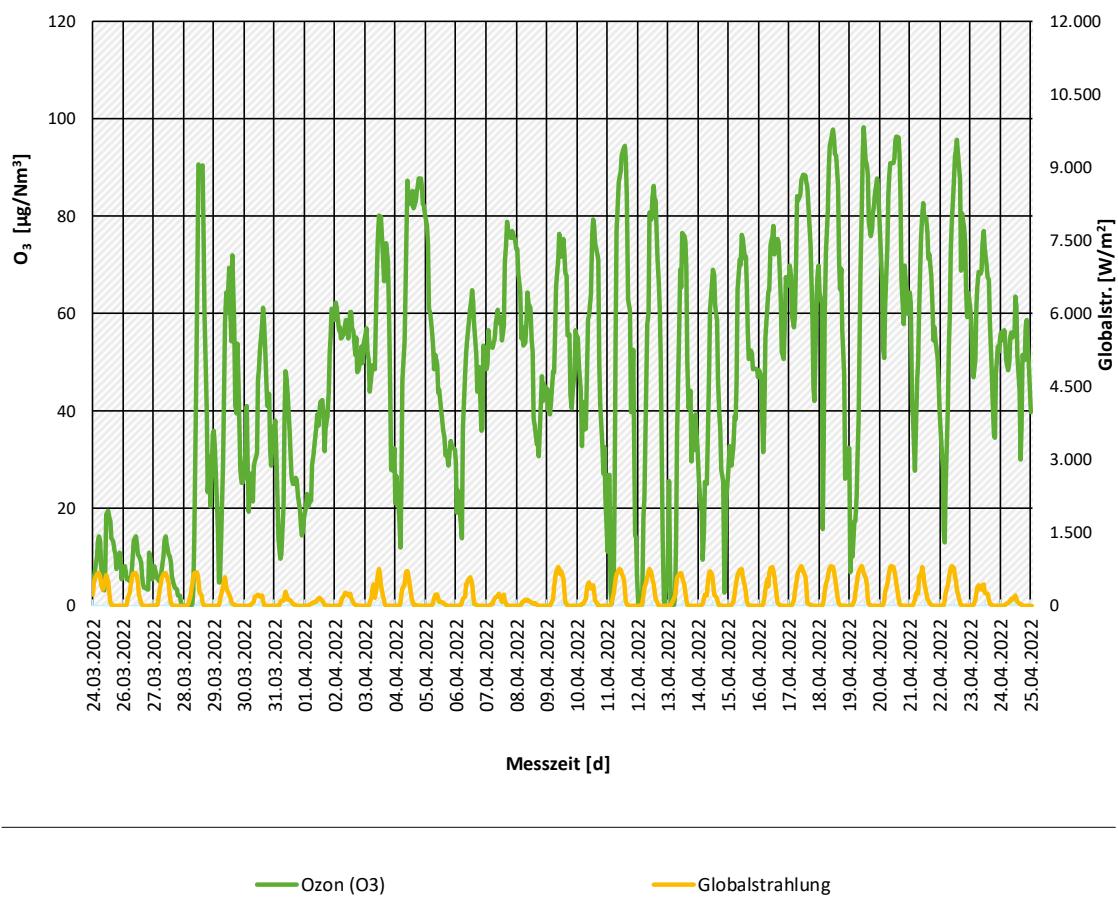
Bodennahes Ozon (O₃)

Für die Bestimmung von Ozon (O₃) kam das Messverfahren „Ultraviolett-Photometrie“ gemäß der Norm: DIN EN 14625:2012 „Außenluft-Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration

von Ozon mit Ultraviolet-Photometrie“ zum Einsatz. Hier wurde das Messgerät T 400 der Firma API Teledyne™ verwendet. Das Ozon (O_3) wird zunächst durch eine optische Absorptionsküvette gesaugt. Dort wird die Probe mit monochromatischem Licht bei einer Wellenlänge von 253,7 nm (UV) mit einer Quecksilberdampflampe durchstrahlt. Die Adsorption des UV-Lichts ist das Maß für die Konzentration an Ozon in der Probe. Die Strahlung wird von einer Vakuumdiode erfasst, die nur die Strahlung bei einer Wellenlänge von 254 nm erkennt. Um die Konzentration über das Lambert-Beer’sche Gesetz zu bestimmen, wird eine Vergleichsprobe benötigt. Diese wird im Wechsel zur zu messenden Luftprobe bestimmt. Dabei wird das Ozon (O_3) der Probemessung zunächst herausgefiltert.

In Abbildung 147 ist die Globalstrahlung über den betrachteten Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 abgebildet. Zusätzlich dazu ist auch Ozon dargestellt, welches mit Hilfe von photochemischen Prozessen durch Sonneneinstrahlung in Anwesenheit von erhöhten Konzentrationen an Stickstoffdioxid, und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) gebildet wird.

Abbildung 147: Ozon (O_3) und die Globalstrahlung über den betrachteten Messzeitraum.



* Alle Emissionswerte sind im trockenen Normzustand und bezogen auf einen Sauerstoffgehalt von 13 Vol.-%

Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Aus Abbildung 147 ist ersichtlich, dass die gemessenen Ozon-Stundenmittelwerte unter dem Zielwert der 39. BImSchV von 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Der Mittelwert über dem gesamten Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 24.04.2022 lag bei 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der höchste Stundenmittelwert des Ozons lag bei 99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ermittelt am Dienstag, den 19.04.2022 um 15:00

Uhr), welcher gemäß des LQI_{BW} unter die zweite Konzentrationsstufe fällt und entsprechend als gut zu bewerten ist. Es ist zu erwähnen, dass für die Bewertung von Ozon fünf Konzentrationsstufen gemäß des LQI_{BW} definiert sind, wobei der Stundenmittelwert des Ozons ab der vierten Konzentrationsstufe (entspricht den Ozonkonzentrationen zwischen 180 µg/m³ bis 240 µg/m³) als kritisch zu bewerten ist. Eine hohe Ozonkonzentration ist generell im Sommer bei starker Sonneneinstrahlung zu erwarten, daher sind die Messwerte im gegebenen Messzeitraum als niedrig einzuschätzen.

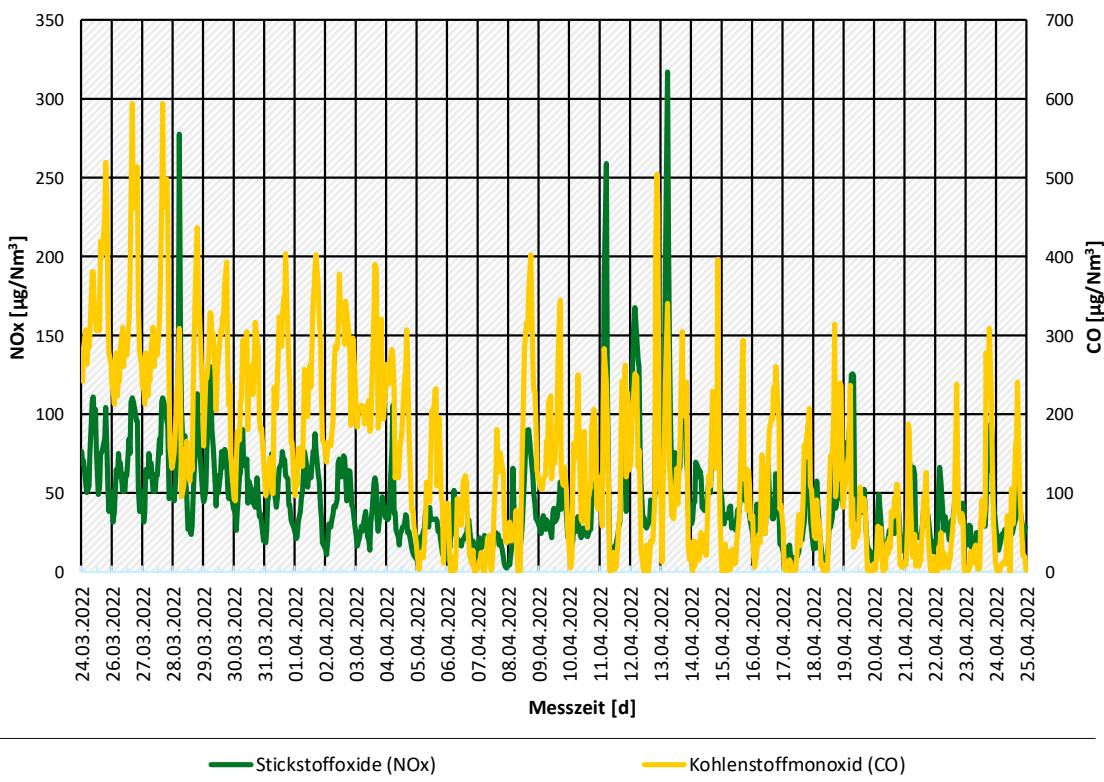
Stickstoffoxide (NO₂, NO, NO_x)

Die Messung der Stickstoffoxidkonzentration erfolgte gemäß der DIN-Norm DIN EN 14211:2012: „Außenluft-Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid mit Chemilumineszenz“. Zum Einsatz kam das Messgerät T 200 der Firma API Teledyne™.

Für das Referenzverfahren wurde die Chemilumineszenz (das Emittieren von Licht bei der Reaktion von Stickstoffmonoxid (NO) mit Ozon (O₃)) genutzt. Es werden das in der Luft enthaltenen Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid gemessen. Dabei wird anschließend das Stickstoffmonoxid zum Stickstoffdioxid addiert, da es in der Umgebungsluft sehr schnell weiter reagiert. So wird im ersten Schritt das Stickstoffdioxid (NO₂) zu Stickstoffmonoxid (NO) reduziert. Das Stickstoffmonoxid (NO) reagiert mit Ozon (O₃) zu Stickstoffdioxid (NO₂^{*}) im angeregten Zustand und einem Sauerstoffmolekül (O₂). Da das Stickstoffdioxid das möglichst niedrigste Energieniveau anstrebt, springt es zurück in den Grundzustand. Dabei emittiert es Licht, welches als Fluoreszenzstrahlung gemessen werden kann. Diese ist proportional zur Konzentration der Stickstoffoxide in der Probeluft. Das benötigte Ozon wird über einen Ozongenerator zur Verfügung gestellt. Die Wellenlänge liegt zwischen 600 und 3000 nm. Als Detektor wird eine Photomultiplierröhre (PMT) eingesetzt. Die Spaltung von Stickstoffdioxid (NO₂) zu Stickstoffmonoxid (NO) erfolgt über einen Molybdänkonverter bei 315 °C. Als Ozongenerator fungiert eine Doppeldielektrische Korona-Entladungsrohre (CD). Diese fungiert ähnlich wie ein Kondensator. Bei der Ladung und Entladung werden Elektronen erzeugt, diese spalten den Sauerstoff zu Radikalen, die zu Ozon weiterreagieren.

In Abbildung 148 sind Kohlenstoffmonoxid und Stickstoffoxide über den Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 abgebildet. Kohlenstoffmonoxid und Stickstoffoxide haben nachmittags parallel verlaufende Peaks. Das heißt, bei zunehmenden Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid stiegen die Konzentrationen an Stickstoffoxiden ebenfalls an. Diese Korrelation ist nicht unbedingt direkt auf den laufenden Verkehr zurückzuführen, da sich Kohlenstoffmonoxide und Stickstoffoxide bei Automotoren in der Regel antiproportional verhalten. Möglicherweise stellt die in der Nähe befindliche Tiefgarage hier eine Quelle dar. Ein ausschlaggebender Einfluss von Feuerungsanlagen der Privathaushalte auf die ermittelten Emissionspeaks kann ausgeschlossen werden, da die Messungen in einem warmen Zeitraum durchgeführt wurden. Hier sind insbesondere die Zeiträume vom 26.03.2022 bis 30.03.2022 und vom 11.04.2022 bis 13.04.2022 zu nennen, bei denen nicht nur die höchsten Temperaturen, sondern auch die höchsten Emissionswerte gemessen wurden.

Abbildung 148: Stundenmittelwerte von Stickstoffoxiden (NO_x) und Kohlenstoffmonoxid (CO).



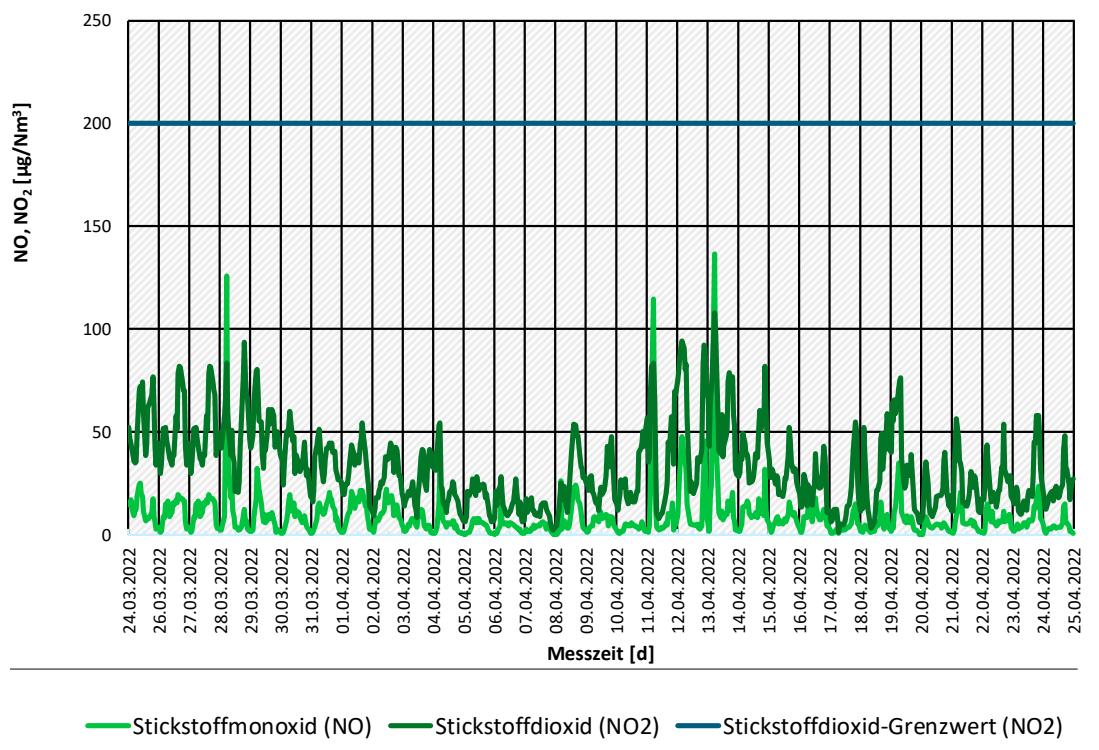
Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

In Abbildung 149 sind die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen an Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂) sowie der Grenzwert für Stickstoffdioxid (NO₂) dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass sich die Immissionsverläufe der Stickstoffoxide (NO und NO₂) weitgehend parallel zueinander verhalten, wobei hier die Konzentrationen an Stickstoffdioxid (NO₂) fast durchgehend dominieren. Das heißt, dass das von den jeweiligen Verbrennungsprozessen ausgestoßene Stickstoffmonoxid entsprechend reaktiv bleibt und anschließend in der Luft in Anwesenheit von Ozon zu Stickstoffdioxid (NO₂) weiterreagiert.

Über den betrachteten Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 wurde keine Überschreitung des Stundengrenzwerts für Stickstoffdioxid festgestellt.

Abbildung 149: Stundenmittelwerte von Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂) sowie der Grenzwert für Stickstoffdioxid.



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei der durchgeführten Simulation zur Ausbreitung von Schadstoffen aus den Holzkohlegrills der Restaurants, die sich um den Marktplatz befinden, wurde eine zusätzliche Jahreskonzentration für Stickstoffdioxid von den sich dort befindlichen Holzkohlegrillrestaurants von 0,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im worst-case Szenario ermittelt (siehe Tabelle 47, Tabellenspalte $c_{\max,A}$). Bei den durchgeführten Simulationen wurde eine Grundbelastung für Stickstoffdioxid von 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angenommen (siehe Tabelle 43). Die über den gemessenen Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 ermittelten durchschnittlichen Konzentrationen an Stickstoffdioxid lagen bei 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und somit deutlich über den Stickstoffdioxatkonzentrationen von 26,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Grundbelastung und 0,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als zusätzliche Belastung durch die Kohlegrillrestaurants). Diese Abweichung zwischen den gemessenen und simulierten Werten kann auf die unter dem Marktplatz befindliche Tiefgarage als Stickstoffdioxidquelle hindeuten. Die Bildung einer Innenhofsituation an dem Stellplatz des Messwagens, wie es in der Abbildung 146 dargestellt ist, kann ausgeschlossen werden. Eine Anreicherung von Kohlenstoffmonoxid gemäß dem Simulationsszenario der Innenhofsituation konnte nicht festgestellt werden (siehe die unterstehenden Messergebnisse von Kohlenstoffmonoxid sowie Tabelle 47, Tabellenspalte $c_{\max,l}$).

Schwefeldioxid (SO₂)

Die Messung der SO₂-Konzentration erfolgte nach der DIN-Norm DIN EN 14212:2012 „Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Schwefeldioxid mit Ultraviolet-Fluoreszenz“. Zum Einsatz kam das Messgerät T 100 der Firma API Teledyne™. Die Messung erfolgt mittels Fluoreszenzstrahlung, wobei die Wellenlängen zwischen 240 nm und 220 nm erfasst werden. Die Intensität der Fluoreszenzstrahlung bei diesen Wellenlängen verhält sich

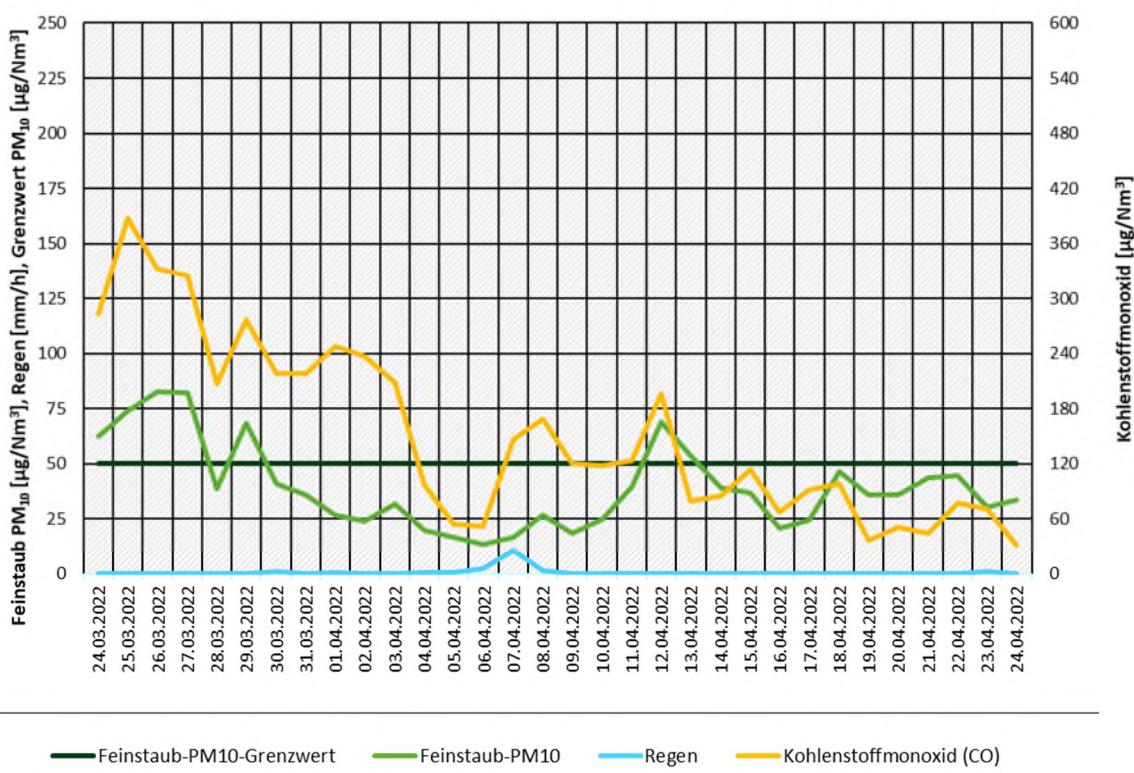
proportional zu den Konzentrationen des Schwefeldioxids (SO_2) in der gemessenen Luftprobe. Um eine störungsfreie Messung zu gewährleisten wurde die Probeluft vor der Messung gefiltert.

Die Konzentrationen an Schwefeldioxid, welche im Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.03.2022 ermittelt wurden, waren sehr niedrig und betragen meist nahezu null. Der Grenzwert von $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (39. BImSchV, §2, Abs.1. S.1) wurde deutlich unterschritten. Der Mittelwert lag bei $0,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der höchste Stundenmittelwert betrug $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gemessen am 25.03.2022 um 8:00 Uhr.

Kohlenstoffmonoxid (CO)

Für die Bestimmung von Kohlenstoffmonoxid (CO) kam das Messverfahren „nicht-dispersiver Infrarot-Photometrie“ gemäß der Norm DIN EN 14626:2012: „Außenluft-Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Kohlenstoffmonoxid mit nicht-dispersiver Infrarot-Photometrie“ zum Einsatz. Hier wurde das Messgerät T 300 der Firma API Teledyne™ verwendet. Bei diesem Messverfahren wird die Lichtintensität für die Ermittlung der Konzentration von Kohlenstoffmonoxid genutzt. Hier wird über zwei kalibrierte Messküvetten die Lichtintensität der reinen Luft, sowie die mit Kohlenstoffmonoxid belastete Luft parallel gemessen. Die Abschwächung der Lichtintensität in der Küvette der mit CO belasteten Luftprobe korreliert mit den jeweiligen Konzentrationen des Kohlenstoffmonoxids in der Luftprobe gemäß dem Lambert-Beer'schen Gesetz.

Abbildung 150: Tagesmittelwerte von Kohlenstoffmonoxid (CO) und Feinstaub PM_{10} .



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

In Abbildung 150 ist der Konzentrationsverlauf von Kohlenstoffmonoxid über den betrachteten Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 dargestellt. Zusätzlich dazu wurde der Verlauf von Feinstaub PM₁₀ mit dem PM₁₀-Tagesgrenzwert mitabgebildet. In Abbildung 150 ist

zu erkennen, dass die Kohlenstoffmonoxid und PM₁₀-Konzentration, außer an regnerischen Tagen, einen ähnlichen Trend haben.

Bei den durchgeführten Messungen lagen die stündlichen Mittelwerte des Kohlenstoffmonoxids deutlich unter einem Milligramm pro Kubikmeter und somit deutlich unter dem zulässigen Achtstundenmittelwert pro Tag von 10 mg/m³ nach der 39. BImSchV.

Bei der Simulation entsprechend Tabelle 47 wurden Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid von ca. 200 µg/m³ bei einem worst-case Szenario ermittelt. Im Vergleich zu den gemessenen Konzentrationen an Kohlenstoffmonoxid über den Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 lagen diese im Durchschnitt bei ca. 150 µg/m³ und damit sehr nahe an den erreichten Simulationsergebnissen des best-case Szenarios außerhalb der Innenhofsituation.

Fein- und Ultrafeinstaub

Der Feinstaub PM₁₀ wurde gravimetrisch gemäß den Anforderungen der 39. BImSchV gemessen. Zusätzlich dazu wurden die Feinstaubfraktionen (PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁) mit einem Aerosolspektrometer kontinuierlich erfasst, welches auf einem Streulichtmessverfahren beruht und vom UBA sowie vom LUBW für eine kontinuierliche Messung bzw. als gängige Messmethode anerkannt ist. Da bei der Verbrennung von Biomasse in der Regel der größte Anteil der Partikelanzahl im Ultrafeinstaubbereich liegt, wurde hier zusätzlich die Anzahl der Ultrafeinstaubpartikel im Bereich 5,5 nm bis 350 nm mithilfe eines CPC (Condensation Particle Counter) gemessen.

Die gravimetrische Messung wurde als Referenzverfahren nach der DIN-Norm DIN EN 12341:2014 „Außenluft-Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM₁₀ oder PM_{2,5} Massenkonzentration des Schwebstaubes“ durchgeführt. Hierfür kam das MicroPNS LVS 161 der Umwelttechnik MCZ GmbH zum Einsatz. Bei der gravimetrischen Staubmessung der Luft wurden konditionierte Planfilter nach VDI 2463 Blatt 1:1999-11 mit einer Luftprobe von 2,3 m³/h über 24 Stunden beaufschlagt und anschließend nach einer entsprechenden Konditionierung abgewogen. Die Feinstaubkonzentrationen ergeben sich aus dem Dividieren der gesammelten Staubmasse durch das Normvolumen der gesamten während der Messung gesaugten Luftprobe. Für die Bestimmung der Feinstaubfraktion PM₁₀ kam der entsprechende Impaktor zum Einsatz.

Die kontinuierliche Messung von Feinstaubpartikeln erfolgte über das Aersolspektrometer Fidas 200 der Palas GmbH, wobei hier zwischen vier unterschiedlichen Feinstaubfraktionen, PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ und TSP (total suspended particel) unterschieden wird. Die Partikel werden dabei durch ein abgegrenztes Messvolumen geleitet, welches mit einem polychromatischen LED-Licht ausgeleuchtet wird. Jedes Partikel erzeugt einen Streuimpuls unter einem Winkel von 85 ° bis 95 °. Die Messung erfolgt über einen Volumenstrom von 0,3 m³/h. Um die Messung nicht zu verfälschen, wird das Probengas zunächst getrocknet.

Für die Ultrafeinstaubmessung wurde als Partikelzähler ein SMPS-CPC Grimm Serie 5.400 (CPC Typ 5403, DMA Vienne Type U-DMA) mit Americium-Strahlenquelle und ein Laser-Spektrometer Grimm Model 1.109 verwendet. So konnten Partikel im Nanometerbereich gemessen werden. Das Gerät besteht aus zwei unterschiedlichen Komponenten, dem elektronischen Mobilitätsspektrometer SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) und dem Partikelzähler CPC (Condensation Particle Counter), wodurch eine Klassierung nach Partikelgröße und die Bestimmung der jeweiligen Partikelanzahl im Bereich von 5,5 nm bis 350 nm ermöglicht wird.

Bei den durchgeführten Feinstaubmessungen wurde zwischen PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ unterschieden. Die Messungen erfolgten sowohl gravimetrisch über insgesamt 11 Tage als auch

kontinuierlich mit Hilfe eines photometrischen Feinstaubmessgeräts der Firma Palas Fidas 200 über den gesamten betrachteten Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022.

Tabelle 50: Tagesmittelwerte der gravimetrisch erfassten Feinstaubimmissionen sowie von Stickstoffdioxid.

Nr./Tag	PM ₁₀ ⁽¹⁾	BC ⁽²⁾	BrC ⁽³⁾	NO ₂	Windgeschwindigkeit	Regen
[--]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[m/s]	[mm/h]
1/24.03.2022	49	1,1	1,3	60	1,05	0,03
2/25.03.2022	60	1,5	1,7	79	1,02	0,00
3/26.03.2022	59	1,4	1,6	80	1,02	0,00
4/27.03.2022	28	1,4	1,6	80	1,00	0,00
5/28.03.2022	27	1,2	1,3	62	0,81	0,00
6/29.03.2022	59	1,3	1,4	64	0,73	0,13
7/30.03.2022	29	1,0	1,1	55	0,95	0,99
8/21.04.2022	23	0,7	0,8	35	1,01	0,00
9/22.04.2022	26	0,9	1,0	36	1,07	0,00
10/23.04.2022	24	1,0	1,2	41	0,77	0,87
11/24.04.2022	23	1,0	1,1	35	0,63	0,08
Mittelwert	36	1,1	1,3	57	0,91	0,19

⁽¹⁾ gravimetrisch gemäß der 39. BImSchV durchgeführt

⁽²⁾ Black Carbon

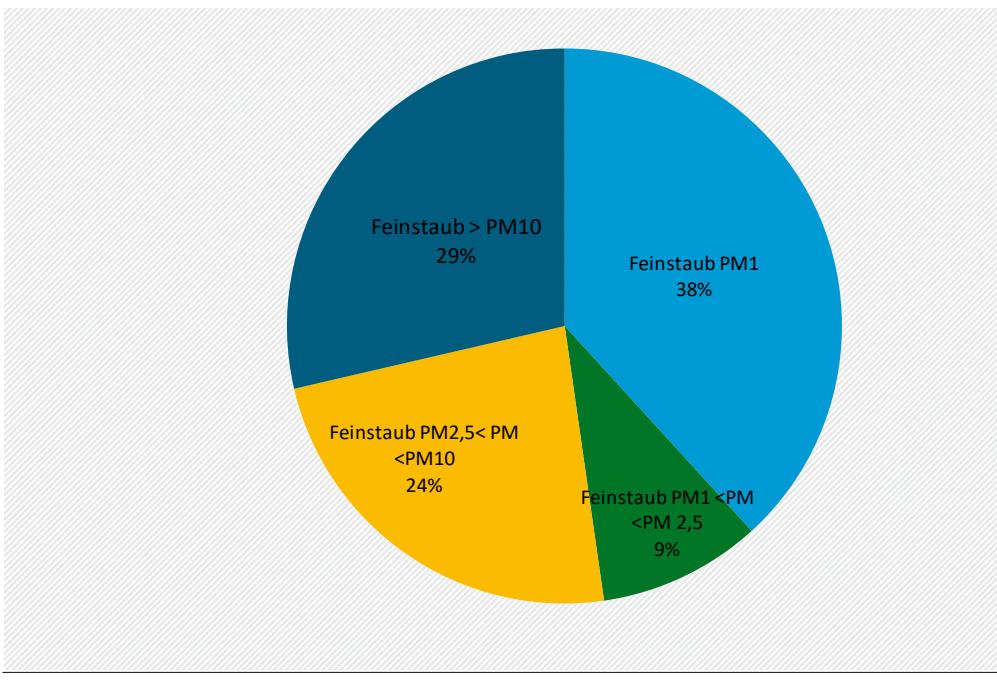
⁽³⁾ Brown Carbon

In Tabelle 50 sind die Tagesmittelwerte der gravimetrisch erfassten Feinstaubimmissionen mit den relevanten Wetterdaten (Luftgeschwindigkeit und Regenmenge) aufgeführt. Dazu sind die Immissionen von Black Carbon BC und Brown Carbon BrC sowie von Stickstoffdioxid über die jeweiligen Feinstaubmesszeiten dargestellt. Der Tagesmittelwert von PM₁₀ wurde bei der gravimetrischen Messung bei drei von elf Messungen überschritten.

Die Feinstaubfraktion PM_{2,5} wurde nur über das photometrische Messgerät erfasst. Über die gesamte Messdauer von einem Monat bzw. im betrachteten Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 wurde ein Mittelwert für PM_{2,5} von 23 µg/m³ ermittelt.

Bei der durchgeführten photometrischen Bestimmung der Feinstaubbelastung wurde festgestellt, dass der Feinstaub überwiegend mit einem Massenanteil von 52 % bei hohen Feinstaubbelastungen sowie bei 38 % bei den geringen Feinstaubbelastungen aus Partikeln mit einer Größe von < 1 µm bestand.

Abbildung 151: Feinstaubfraktionen bei geringeren Feinstaubbelastungen am 07.04.2022.

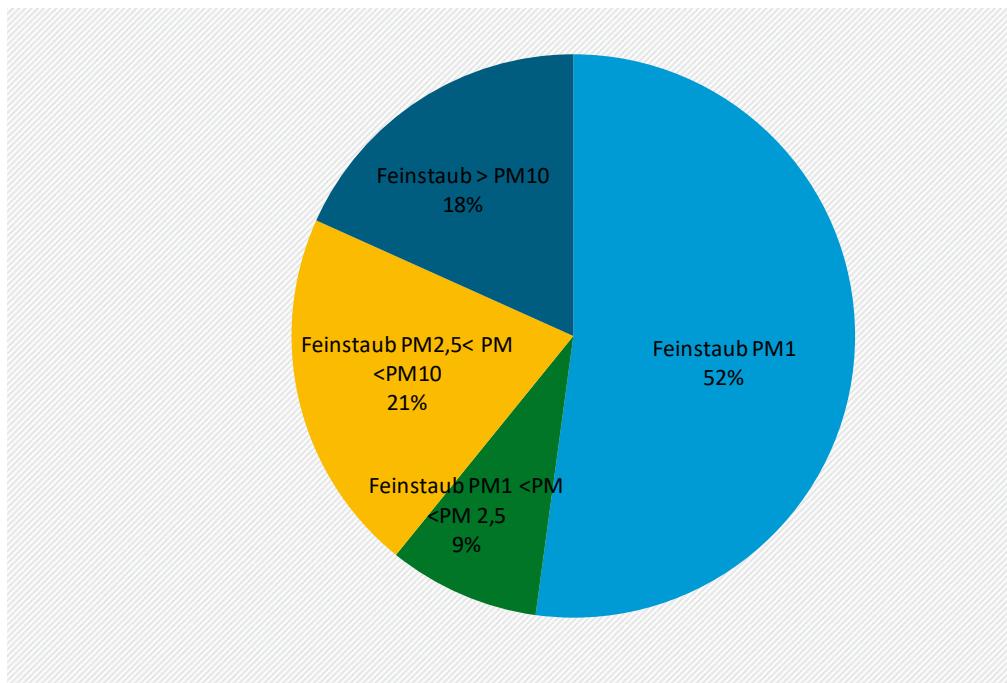


■ Feinstaub PM1 ■ Feinstaub PM1 <PM <PM 2,5 ■ Feinstaub PM2,5< PM <PM10 ■ Feinstaub > PM10

Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 152: Feinstaubfraktionen bei höheren Feinstaubbelastungen am 26.03.2022.



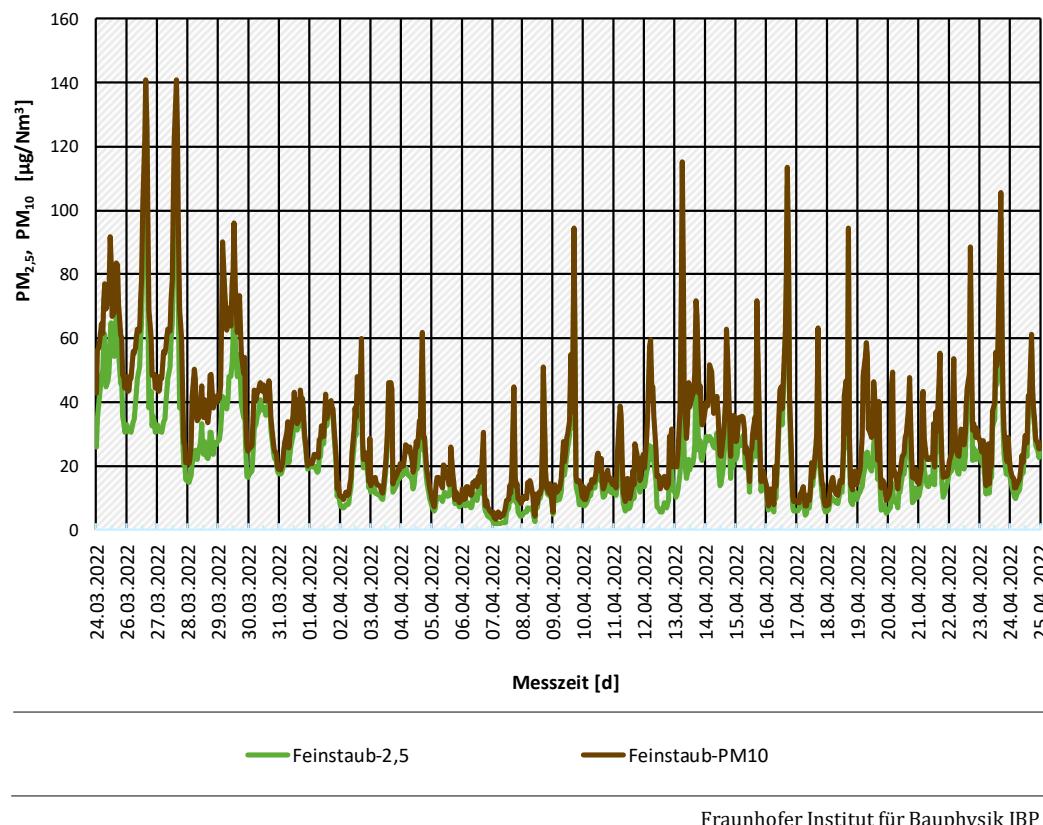
■ Feinstaub PM1 ■ Feinstaub PM1 <PM <PM 2,5 ■ Feinstaub PM2,5< PM <PM10 ■ Feinstaub > PM10

Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Beim Vergleich der Massenanteile der jeweiligen Feinstaubfraktionen, welche im Durchschnitt über den gesamten betrachteten Zeitraum ermittelt wurden, mit den Fraktionen von dem Tag mit den höchsten Feinstaubbelastungen, lässt sich feststellen, dass diese sehr nah beieinanderliegen. Dies deutet auf eine höhere Feinstaubbelastung hin. Solche Aussagen lassen sich durch die Konzentrationsverläufe von PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ und Gesamtfeinstaub in den Diagrammen der Abbildung 151 und Abbildung 152 erkennen.

Abbildung 153: Stundenmittelwerte der Feinstaubfraktionen PM_{2,5}, PM₁₀, gemessen über das Streulichtverfahren mit dem Messgerät Typ Fidas 200 der Firma Palas GmbH.

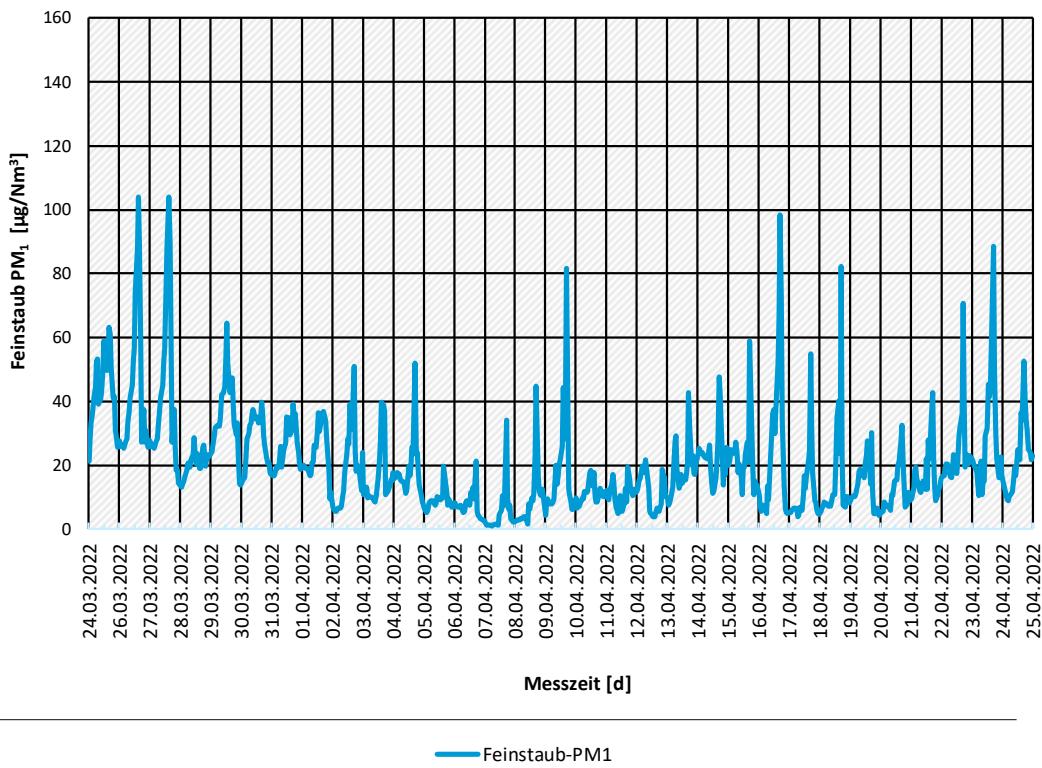


Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Zu den Feinstaubfraktionen PM_{2,5} und PM₁₀ wurden ebenfalls Simulationen durchgeführt. Beim worst-case Szenario wurden Konzentrationen an PM_{2,5} von 53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (zusammengesetzt aus 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Hintergrundbelastung und 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Zusatzbelastung) ermittelt. Diese Konzentrationen lagen im ähnlichen Bereich zu den gemessenen Immissionen des Feinstaub PM_{2,5}, welche sich zwischen 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Tagen (24.03.2022 bis 27.03.2022) mit einer hohen Feinstaubbelastung bewegt haben (siehe Abbildung 153). Beim Feinstaub PM₁₀ liegt das worst-case Szenario bei etwa 62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (zusammengesetzt aus 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Hintergrundbelastung und 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Zusatzbelastung) und somit auf einem vergleichbaren Niveau mit den gemessenen Konzentrationen an Tagen (24.03.2022 bis 27.03.2022) mit einer höheren Feinstaubbelastung, welche sich in einem Bereich zwischen 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ befanden (siehe Abbildung 153 und Abbildung 154).

Abbildung 154: Stundenmittelwerte der Feinstaubfraktionen PM₁ gemessen über das Streulichtverfahren mit dem Messgerät Typ Fidas 200 der Firma Palas GmbH.

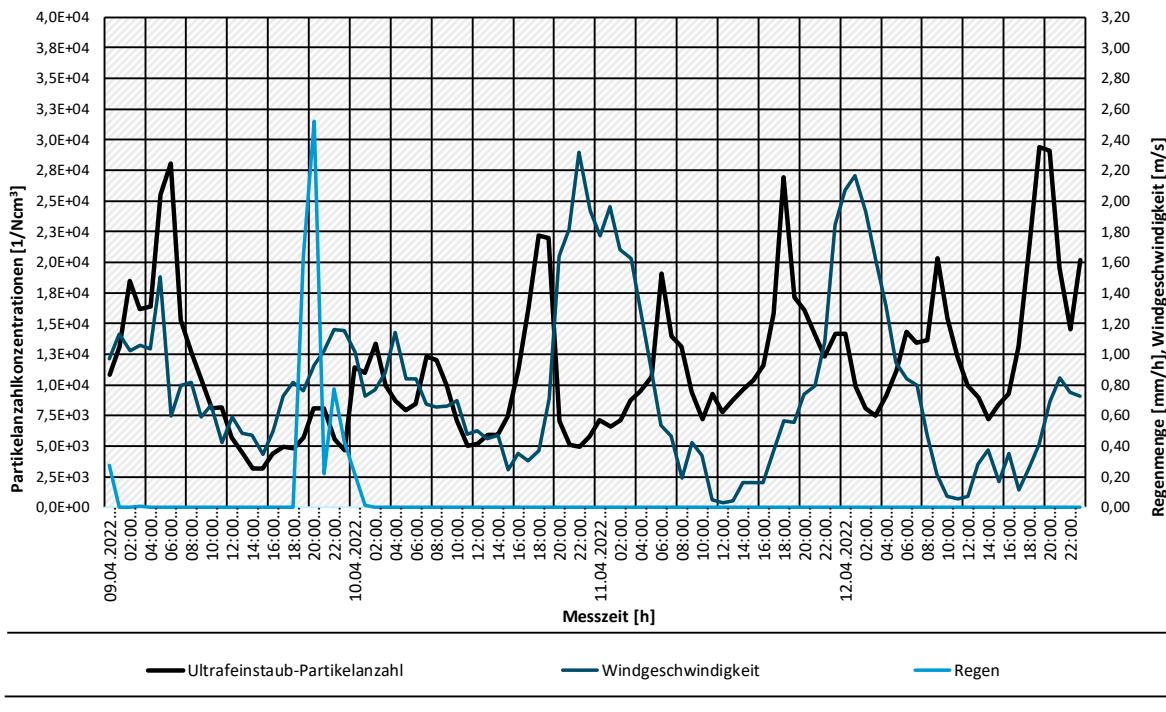


Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 155 stellt die Partikelanzahl zwischen von 5,5 nm bis 1.400 nm sowie die Windgeschwindigkeit und die Regenmenge vom 09.04.22 bis zum 13.04.22 dar. Die gemessenen Partikelimmisionen lagen im Bereich von 5.000 bis 25.000 Partikeln pro cm³. Die gemessenen Konzentrationen lagen über den üblichen Konzentrationen im städtischen Bereich, welche in der Regel bei etwa 5.000 bis 9.000 Partikeln pro cm³ liegen (German Ultrafine Aerosol Network GUAN).

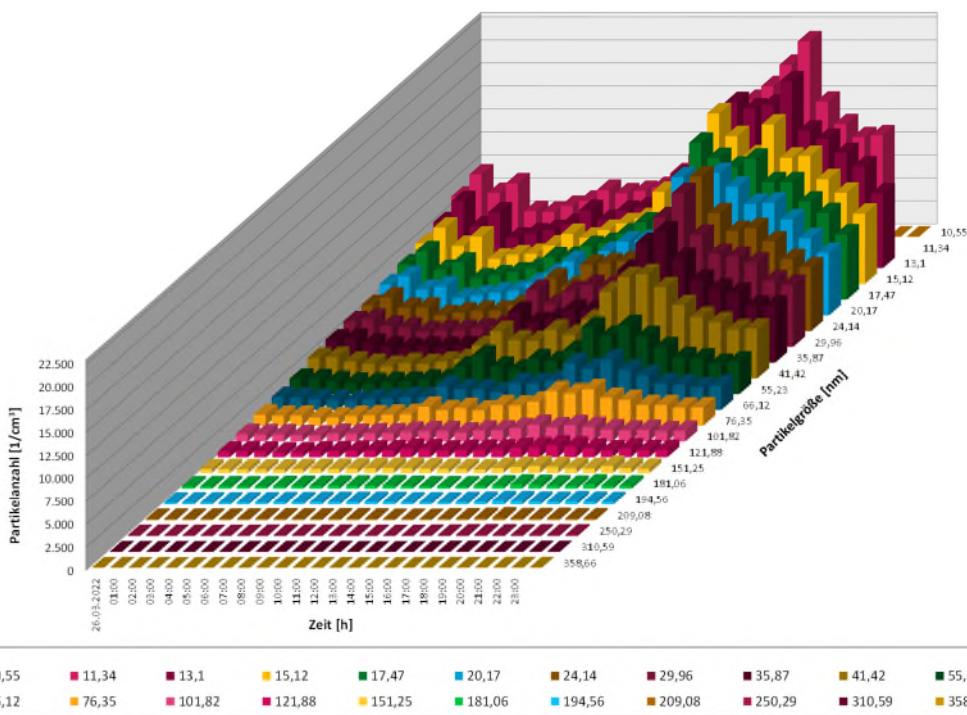
Abbildung 155: Ultrafeinstaub, gemessene Partikelanzahlkonzentrationen im Zeitraum vom 09.04.2022 bis 12.04.2022.



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Abbildung 156: Größenverteilung von Ultrafeinstaub bei einem Tag mit einer hohen Feinstaubbelastung.



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

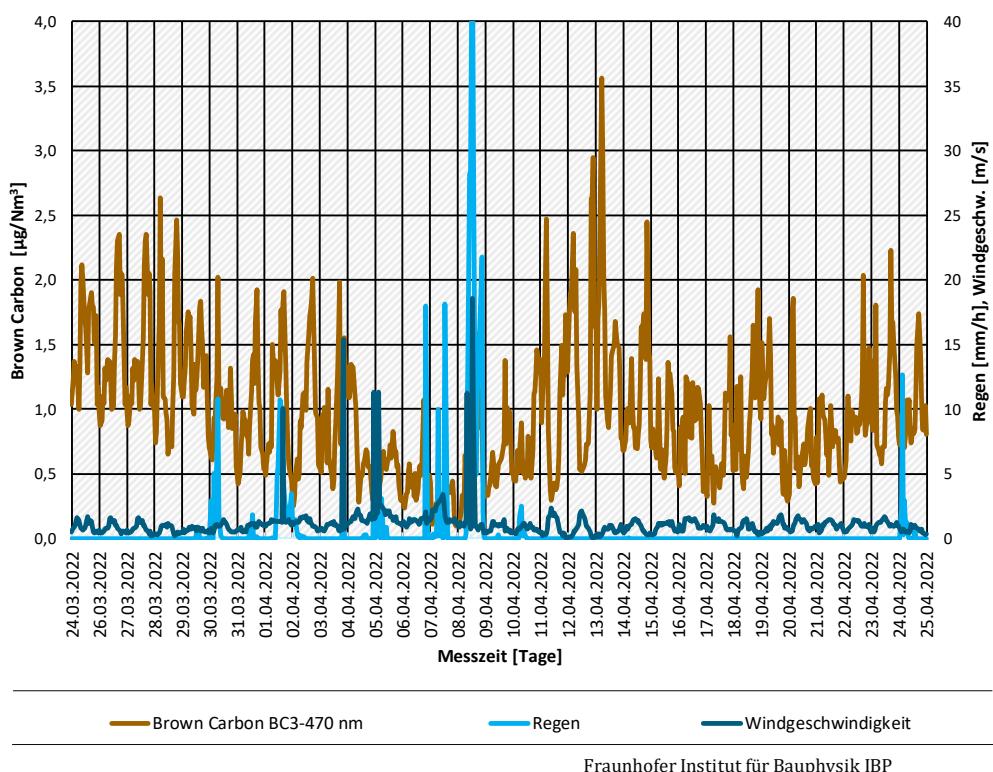
Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Bei den durchgeföhrten Ultrafeinstaubmessungen wurde außerdem die Korngrößenverteilung bestimmt. Die Abbildung 156 stellt hier eine übliche Korngrößenverteilung der Ultrafeinstaubpartikel im Größenbereich zwischen 10 nm und 350 nm an einem Tag (26.03.2022) dar, an dem die höchsten Konzentrationen an Ultrafeinstaub gemessen wurden. Aus Abbildung 156 ist ersichtlich, dass die Ultrafeinstaubpartikel überwiegend im Bereich zwischen 10 nm und 50 nm liegen. Die Konzentrationen der Ultrafeinstaubpartikel variieren über den gesamten Tag allerdings stark. Während diese zwischen 3:00 Uhr und 6:00 Uhr ihren minimalen Wert erreichen, steigen die Konzentrationen ab 7.00 Uhr in Abhängigkeit von anthropogenen sowie photochemischen Aktivitäten allmählich an und erreichen um 19:00 Uhr ihre maximalen Werte. Danach sinken sie langsam wieder ab, wobei sie ihre minimalen Werte um 3:00 Uhr erreichen. Da die Partikel kaum von Wind und Regen beeinflusst werden, findet über den Tag verteilt eine Anreicherung statt. So sind die Konzentrationen zwischen 16:00 Uhr und 20:00 Uhr am höchsten. Über Nacht findet wiederum eine Abreicherung in Folge von zahlreichen physikalischen Vorgängen, wie z. B. Agglomeration und Kollision statt.

Black Carbon

Black Carbon wird über ein Aethalometer von Met One Instruments Inc. BC 1054 Multispectrum Black Carbon Analyser kontinuierlich gemessen. Das Messprinzip beruht auf der Bestimmung der Änderung bzw. der Abnahme der Intensität von vordefinierten unterschiedlichen Lichtwellen (370 nm bis 950 nm), welche durch eine Staubprobe durchgeschickt werden. Dabei wird eine Luftprobe durch ein geeichtetes Quarzfilterband gefiltert, worauf sich die zu messende Staubmasse als Film ansammelt. In Abhängigkeit von den jeweiligen Lichtwellenlängen und ihrer Abschwächung beim Passieren der Staubprobe wird messtechnisch zwischen Black Carbon und Brown Carbon bzw. BC1 bis BC10 unterschieden. Zur Bestimmung der Massenkonzentration aus der Lichtintensität findet eine Umrechnung über den massenspezifischen Absorptionskoeffizienten MAC statt.

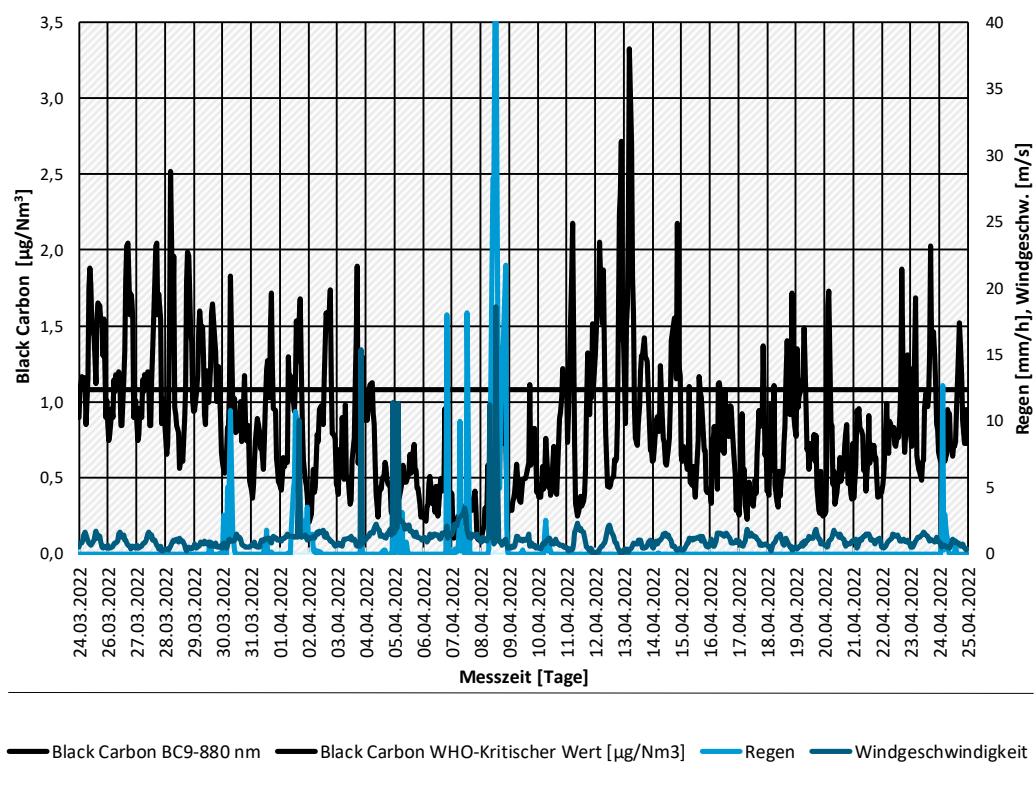
Abbildung 157: Stundenmittelwerte von Brown Carbon mit den jeweiligen erfassten Wetterdaten.



Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

In Abbildung 157 sowie Abbildung 158 sind jeweils die Stundenmittelwerte von Brown Carbon BrC und Black Carbon BC dargestellt. Zusätzlich dazu wurden die Regendaten sowie der von der WHO empfohlene Richtwert für Black Carbon mit eingetragen.

Abbildung 158: Stundenmittelwerte von Black Carbon mit den jeweiligen erfassten Wetterdaten.



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

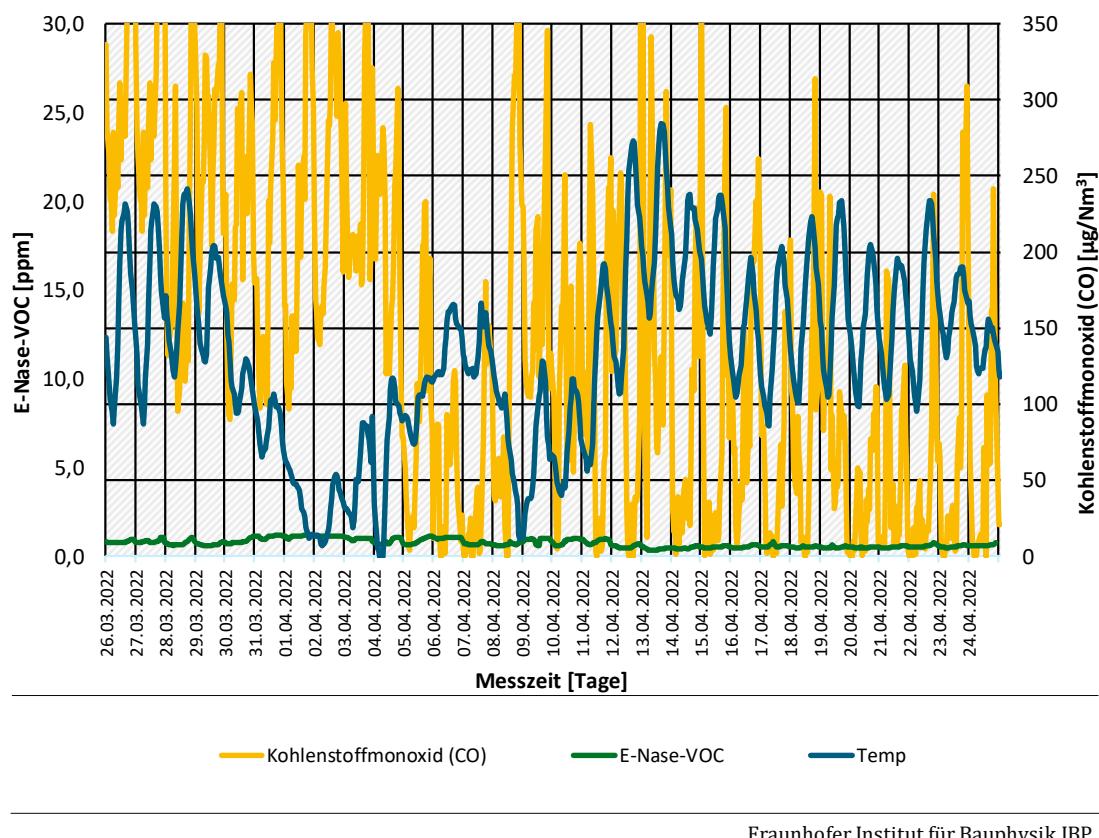
Black Carbon und Brown Carbon gelten beide als Bestandteile des Feinstaubs der Fraktion $\text{PM}_{2,5}$. Bei den durchgeführten Messungen im Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 wurde ein Massenverhältnis zwischen Black Carbon zu dem gesamten Feinstaub $\text{PM}_{2,5}$ von ca. 5 Ma.-% ermittelt. Neben Black Carbon (BC) wurde im selben Zeitraum auch Brown Carbon (BrC) gemessen, welcher etwa 14 Ma.-% höher als Black Carbon (BC) lag. Im Durchschnitt über den Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 lagen die Konzentrationen von Black Carbon bei $0,83 - 1,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Es ist zu erwähnen, dass bisher kein kritischer Jahresmittelwert bezüglich der gesundheitlich bedenklichen Konzentrationen an Black Carbon seitens der WHO bekannt ist [WHO Global Air quality guidelines].

Gerüche

Die Gerüche werden hier über eine sogenannte elektronische Nase (E-Nase) der ellona GmbH abgeschätzt. Hierfür werden die Konzentrationen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) anhand von speziellen halbleitenden Metalloxidsensoren (MOX) in der Luftprobe gemessen, wobei mit Hilfe von intelligenten Algorithmen Geruchskonzentrationen abgeschätzt und je nach Quelle spezifiziert und in der Software bzw. in dem Auswerteprogramm als spezifische Geruchsprofile (Profile für Grillgerüche, Kanalisationserüche, Kompostieranlagen usw.) hinterlegt werden. Zusätzlich zur Messung von VOC sind in der E-Nase einfache Sensoren zur Messung von geringen Konzentrationen an Schwefeldioxid (SO_2), Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Stickstoffdioxid (NO_2) vorhanden.

In der Abbildung 159 ist die Konzentration flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) dargestellt. Zudem ist der Konzentrationsverlauf von Kohlenstoffmonoxid aufgetragen, welches parallel zu den VOC bei den jeweiligen Verbrennungsprozessen aufgrund einer unvollständigen Verbrennung entsteht.

Abbildung 159: Stundenmittelwerte der Gerüche (VOC) und Kohlenstoffmonoxid (CO).



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Die höchsten Konzentrationen an geruchsrelevanten Immissionen wurden Anfang April bei trockenem Wetter über die E-Nase gemessen.

Benzol

Benzol und weitere polzyklische Aromaten werden nach der Norm DIN EN 14662:2005 „Luftbeschaffenheit-Standartverfahren zur Bestimmung von Benzolkonzentrationen (Teile 1, 2, 3)“ diskontinuierlich gemessen. Gemäß diesem Verfahren wird eine Außenluftprobe von einem Liter pro Minute durch spezielle Aktivkohlefilter in Form von dünnen Röhrchen geschickt, worauf die benzolhaltigen Komponenten adsorbiert werden können. Die belastete Aktivkohleprobe wird anschließend aufgeschlossen und mit Hilfe eines Analyseverfahren (Gaschromatografie) spezifisch analysiert.

Tabelle 51: Tagesmittelwerte der Benzol-Immissionen

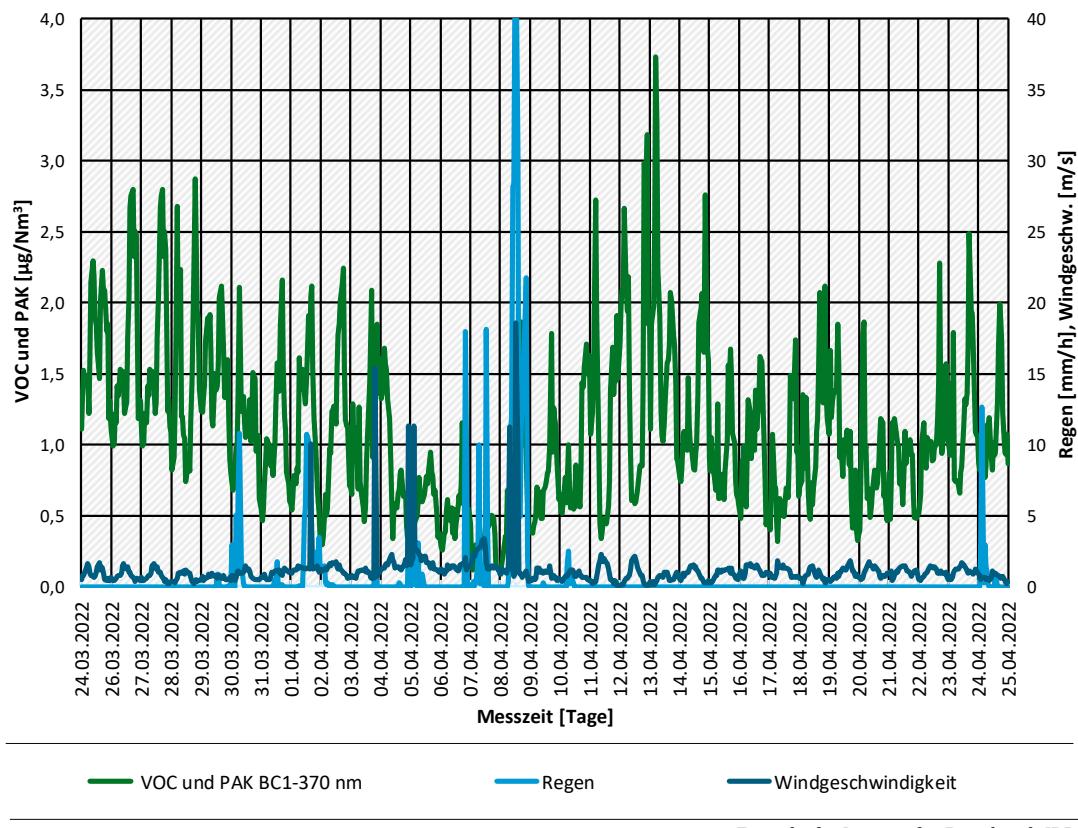
Messungen	Gemessen gemäß Norm DIN EN 14662:2005 über HPLC						VOC/PAK ⁽¹⁾
	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m.p.-Xylol	o-Xylol	Summe	
	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	1,30	1,50	0,00	0,82	0,33	3,95	1,21

⁽¹⁾ Gemessen über Aethalometer: Mittelwert über die gleichen Zeiträume für die Messung der BTEX von jeweils 10:00 Uhr bis 23:00 Uhr, da dies die Betriebszeiten der Grill-Restaurants sind.

In Tabelle 51 sind die Messergebnisse der an einem Tag durchgeföhrten Benzolmessung gemäß der Norm DIN EN 14662:2005 aufgeführt, wobei die Werte bei zwei von drei durchgeföhrten Messungen deutlich unter der Nachweisgrenze lagen und in dieser Tabelle nicht dargestellt sind. Zusätzlich dazu wurden die Konzentrationen von Toluol, Ethylbenzol und m./o.-Xylool mit analysiert, welche über die gleiche Aktivkohleprobe der Benzolmessung erfasst wurden. Die durchschnittlichen Benzolkonzentrationen lagen bei $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und somit deutlich unter dem von der 39. BImSchV geforderten Jahresgrenzwert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bei der durchgeföhrten Messung wurde festgestellt, dass die Toluolkonzentrationen höher als die Benzolkonzentrationen waren, welches unüblich für die Außenluft ist und auf eine Toluolquelle in der Umgebung hindeutet. Da bei den durchgeföhrten Messungen in Abgasen vergleichbar höhere Konzentrationen an Toluol als Benzol festgestellt wurden, konnten hier die erhöhten Konzentrationen an Toluol auf die Holzkohlegrillanlagen zurückgeführt werden. Über den gleichen Messzeitraum der Benzolmessungen wurden die VOCs und PAKs anhand eines Aethalometers gemessen und in Tabelle 51 mit aufgeführt sowie in der Abbildung 160 im gesamten betrachteten Messzeitraum von 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 mit dargestellt.

Gemäß den Verläufen in Abbildung 160 ist festzustellen, dass die Benzolmessungen nicht an den Tagen durchgeföhrten worden sind, an denen eine höhere Belastung der Luft zu erwarten ist. Bei trockenen und sonnigen Tagen sowie bei einer üblichen Besucheranzahl der Restaurants am Marktplatz ist mit höheren Konzentrationen an BTEX zu rechnen. Um die tatsächliche Belastung an Benzol zu ermitteln, sollten weitere Messungen über einen längeren Zeitraum durchgeföhrten werden, bei dem die Realität der dort herrschenden Belastungen an mehreren Stellen besser abgebildet werden kann.

Abbildung 160: Stundenmittelwerte der PAK und VOC gemessen über das Aethalometer.



Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP

Im Rahmen des Projektes wurde auch die Ausbreitung der BTEX-Immissionen am Marktplatz in Mannheim simuliert. Im worst-case Szenario wurden BTEX Konzentrationen von etwa $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zusammengesetzt aus $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Grundbelastung und $1,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Belastung durch das worst-case Szenario) (siehe Tabelle 47, Tabellenspalte $c_{\max,A}$) ermittelt. Die gemessenen BTEX Konzentrationen stimmen somit ziemlich gut mit den simulierten Werten aus dem Worst Case Szenario überein.

13.4 Diskussion der Ergebnisse der Immissionsmessungen

Am Marktplatz in Mannheim wurde im Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 eine Immissionsmessung über eine mobile Luftpunktstation in einer Höhe von 3,2 Meter durchgeführt. Hierbei wurden Feinstaub (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PM_1 , Ultrafeinstaub), Stickstoffoxide, Black Carbon, BTEX, Kohlenstoffmonoxid, Schwefeldioxid, Ozon, geruchrelevante VOCs kontinuierlich und stichpunktartig gemessen.

Die Stickstoffoxide wurden nach DIN EN 14211:2012 über das Chemilumineszenzverfahren im Messzeitraum vom 24.03.2022 bis 25.04.2022 kontinuierlich gemessen. Im Messzeitraum wurden keine Überschreitungen des NO_2 -Grenzwertes bezogen auf die Stundenmittelwerte festgestellt.

Feinstaub der Fraktionen PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ und PM_1 wurde nach der ISO 21501-4:2018 über ein Aerosolspektrometer über den gesamten Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 kontinuierlich ermittelt. Zusätzlich dazu wurde die Feinstaubfraktion PM_{10} gemäß DIN EN 12341:2014 im Zeitraum vom 24.03.2022 bis zum 30.03.2022 sowie vom 21.04.2022 bis zum 24.04.2022 gravimetrisch gemessen. Die Messung der Ultrafeinstäube erfolgte mit einem SMPS-CPC gemäß der VDI-Richtlinie 3867 Blatt 3:2012-08, wobei zusätzlich zu den absoluten Konzentrationen die Partikelgrößenverteilung im Bereich von 5,5 nm bis 1.500 nm bestimmt wurde. Bei PM_{10} kam es zu Überschreitungen der Tagesmittelwerte.

Zusätzlich zu Feinstaub wurde Black Carbon über ein Aethalometer im Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 gemessen. Im Durchschnitt lagen die Konzentrationen von Black Carbon bei $0,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einem Massenanteil von 5 Ma.-% der $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion.

PAK und VOC wurden über den Messzeitraum vom 24.03.2022 bis zum 25.04.2022 über ein Aethalometer kontinuierlich gemessen. Zusätzlich dazu wurde BTEX gemäß der Norm DIN EN 14662:2005 chromatografisch am 23.04.2022 bestimmt, wobei keine Überschreitung des Grenzwerts gemäß der 39. BImSchV festgestellt werden konnte. An mehreren Tagen wurden zwischen 11:30 Uhr und 20:00 Uhr starke Gerüche mit viel Rauch über mehrere Stunden beobachtet.

Die restlichen Immissionen an Kohlenstoffmonoxid, Ozon, Schwefeldioxid lagen im betrachteten Zeitraum deutlich unter den entsprechenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Es ist zu erwähnen, dass die gesamten Immissionsmessungen in einem Zeitraum durchgeführt wurden, indem aufgrund von Covid-19 und anderen gesellschaftlichen Gründen (unter anderem Ramadan) nicht die übliche hohe Immissionsbelastung abgebildet werden kann. Bei einer üblichen Besucherzahl der Restaurants sowie bei ungünstigen Wettersituationen ist mit deutlich höheren Immissionen unter anderem an Stickstoffoxiden, Feinstaub und BTEX zu rechnen. Um eine realistische Immissionssituation am Marktplatz abbilden zu können, ist es zu empfehlen weitere Messungen über einen längeren Zeitraum durchzuführen.

14 Quellenverzeichnis

- Aleysa, M.; Leistner, P. (2017): Low-Emission-Verbrennungssystem (LEVS) für die Verbrennung von festen Brennstoffen in Vergaserkesseln, Abschlussbericht über ein Forschungsprojekt gefördert vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (03KB093A), Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP, Stuttgart, 168 S.
- Baumbach, G. (1994): Luftreinhaltung. Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 3. Auflage., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 484 S.
- Bayer, W.; Schmidt, K.; Schweizer, T., 2017: Kompendium Schwermetalle: Toxische Wirkungen von Schwermetallen, Diagnostik in Vollblut und Basalharn, Mobilisationsteste, Kompetenzzentrum für komplementärmedizinische Diagnostik Labor Dr. Bayer, Leinfelden-Echterdingen, 31 S.
- Beebe, R. A.; Fricke, Griffith, R. H.; Hunsmann, W.; Kohlschutter, H. W.; Straumanis, M.: Heterogene Katalyse I, 1. Auflage, Springer Verlag, Berlin, 568 S.
- Bilitewski, B.; Härdtle, G. (2013): Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre, Springer-Verlag, Berlin, 955 S.
- Birnbaum, L. (1996): Verhalten von Chloraromaten in elektrischen Staubabscheidern von Abfallverbrennungsanlagen, Forschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, 169 S.
- Borgeest, K., (2017): Manipulation von Abgaswerten: Technische, gesundheitliche, rechtliche und politische Hintergründe des Abgasskandals, Springer Vieweg, Wiesbaden, 85 S.
- Bruice, O. Y. (2011): Organische Chemie: Studieren Kompakt. 5. Auflage, Pearson Education Deutschland GmbH, München, S. 423.
- Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung BMZ (2014): Perspektiven der Urbanisierung – Städte nachhaltig gestalten. 1. Auflage, Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung BMZ, Berlin-Bonn, S. 2.
- Cyrus, J.; Schreiber, C. (2018): Bebauungsplan Nr. 1143 - Verbrennungsverbote beiderseits der Kurpfalzstraße in Mannheim – Innenstadt/Jungbusch, Stadt Mannheim, Mannheim, 8 S.
- Elmenhorst, H.; Dontenwill, W. (1967): Nachweis cancerogener Kohlenwasserstoffe im Rauch beim Grillen über Holzkohlenfeuer. In: Zeitschrift für Krebsforschung, 2016, 70, Springer-Verlag, E-Journal, S. 157 – 160.
- Esser-Schmittmann, W., Schmitz, S. (o. J.): Vergleichende Ökobilanzen zur Abgasreinigung, abrufbar unter https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjG7KqFmNTqAhUP9aQKHRLjDOAQFjAAegQIBBAB&url=https%3A%2F%2Fforschungsboerse.de%2Ffileadmin%2Fuser_upload%2Fscientists%2Ffiles%2Fdca8c637de2b8618d36d5c0b33ff1c8f513dee23.pdf&usg=AOvVaw3NBGyqeTm6c1tP8YNceD6a (26.10.2021).
- Danielsen, P.H.; Moller, P.; Jensen, K.A.; Sharma, K.K.; Wallin, H.; Bossi, R.; Autrup, H.; Molhave, L; Ravanat, J-L.; Briede, J.J.; Kok, T.M.; Loft, S. (2010): Oxidative Stress, DNA Damage, and Inflammation Induced by Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter in Human A549 and THP1 Cell Lines. In: American Chemical Society.
- Deutscher Verband Flüssiggas e. V.: Sicherheitsdatenblatt Propan, 2011.
- DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2005): DIN EN 1860-2 - Geräte, feste Brennstoffe und Anzündhilfen zum Grillen - Teil 2: Grill-Holzkohle und Grill-Holzkohlebriketts - Anforderungen und Prüfverfahren; Deutsche Fassung EN, Beuth Verlag, Berlin.
- Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (1. BlmSchV): Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (2020).

Europäische Umweltagentur EEA (2017): Air quality in Europe – 2017 Report. 1. Auflage, Europäische Umweltagentur, Kopenhagen, S. 9.

Fiedler, H.; Mertens, C.; Morgenstern, M.; Scheidt, M.; Hutzinger, O., 1997: Stoffverhalten von gaswerkspezifischen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Mannheim, 258 S.

Förtsch, G.; Meinholtz, H., 2020: Handbuch Betrieblicher Immissionsschutz, 2. Auflage, Springer Vieweg, Wiesbaden, 645 S.

Förstner, U.; Köster, S., 2018: Umweltschutztechnik, 9. Auflage, Springer Vieweg, Berlin-Heidelberg, 595 S.

Fraunhofer IPM, Halbleiter-Gassensoren in Dünn- und Dickschichttechnik, Freiburg

Fritz, W.; Kern, H. (1992): Reinigung von Abgasen. Gesetzgebung zum Emissionsschutz, Maßnahmen zur Verhütung von Emissionen; mechanische, thermische, chemische und biologische Verfahren der Abgasreinigung; Entschwefelung und Entstickung von Feuerungsabgasen; physikalische Grundlagen, technische Realisierung. 3. Auflage, Vogel (Umweltschutz Entsorgungstechnik), Würzburg.

Görner, K.; Hübner, K. (1999): Umweltschutztechnik. 1. Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 1.128 S.

Großmann, J. (2005): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg – Nationale und internationale Sachstandsrecherche - Mineralölkohlenwasserstoffe. 1. Auflage, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, Kapitel 2.3.

Helbig, A.; Baumüller, J., Kerschgens, M. J. (1999): Stadtklima und Luftreinhaltung. 2. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, S. 2.

Hirner, A. V.; Rehage, H.; Sulkowski; M. (2000): Umweltgeochemie, Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre. 1. Auflage, Steinkopff-Verlag Darmstadt, 836 S.

Holzer, F.: "Kalten" Plasma.

[https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_data\[function\]=showFile&pub_data\[PUB_ID\] =7258,](https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_data[function]=showFile&pub_data[PUB_ID] =7258,) (19.11.2019).

Holzer, F.; Roland, U., Kopinke, F.-D.: Oxidation von organischen Luftschadstoffen im >>Kalten<< Plasma, UFZ-Jahresbericht '98-'99, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, S. 180 – 185.

Huang, H.-L.; Grace Lee, W.-M.; Wu, F.-S. (2016): Emissions of fair pollutants from indoor charcoal barbecue. In: Journal of Hazardous Materials, 302, Elsevier, E-Journal, S. 198 – 207.

Itter, H.; Pabel, U. (2013): Toxikologie von Blei, Kupfer und Zink, Symposium „Alles Wild?“, Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin.

Jacobshagen, U., 2019: Umweltschutz und Gefahrguttransport für Binnen- und Seeschifffahrt: Internationale, nationale und kommunale Übereinkommen, 1. Auflage, Springer Vieweg, Wiesbaden, 366 S.

Joos, F. (2006): Technische Verbrennung, Verbrennungstechnik, Verbrennungsmodellierung, Emissionen. 1. Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 907 S.

Kaltschmitt, M. et al. (2009): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2.Auflage, Springer Verlag, Heidelberg.

Kaltschmitt, M. et al. (2016): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren, 3. aktualisierte und erweiterte Auflage, Springer Vieweg, Berlin-Heidelberg, 1867 S.

Kleine Anfrage an den Landtag von Baden-Württemberg und Antwort des Ministeriums für Inneres, Digitalisierung und Migration (2018): Kaminbrände in Schnellrestaurants mit Grillanlagen. Drucksache 16 / 3.255.

Klippel, N., Nussbaumer, T.: Feinstaubbildung in Holzfeuerungen und Gesundheit relevanz von Holzstaub im Vergleich zu Dieselruss, in: Thomas Nussbaumer (Hg.): 9. Holzenergie-Symposium – Feinstaubminderung und Stromerzeugung im Rahmen der zukünftigen Energieversorgung, 1. Auflage, Holzenergie-Symposium, Zürich 2006, S. 21-40.

Kramer, M., 2010: Integratives Umweltmanagement: Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik, 1. Auflage, Gabler, Wiesbaden, 873 S.

Lackner, M.; Winter F.; A. K. Agarwal (2010): Handbook of Combustion Vol. I, 1. Auflage, Wiley-VCH, Weinheim.

LAI-Ausschuss Luftqualität/Wirkungsfragen/Verkehr (L/W/V) (2019): Empfehlung des LAI-Ausschusses Luftqualität/Wirkungsfragen/Verkehr (L/W/V) – Bestimmung der Schornsteinhöhe nach Nr. 5.5 TA-Luft unter Berücksichtigung der Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 (Ausgabe Juli 2017).

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI) (2024): Auslegungsfragen /Vollzugsempfehlungen / Hinweise zur Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen 1. BlmSchV, UMK-Umlaufbeschluss 03/2024.

Leisewitz, A.; Fengler, S.; Seel, P. (2003): Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe: Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlamm, Zusammenfassender Abschlussbericht 1991 – 2003, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie HLNUG.

Lohrengel, Burkhard (2012): Einführung in die thermischen Trennverfahren. Trennung von Gas-, Dampf- und Flüssigkeitsgemischen. 2., überarb. Aufl. München: Oldenbourg (Technik 10-2012). Online verfügbar unter <http://www.oldenbourg-link.com/isbn/9783486717433>.

Löschau, M. (2014): Reinigung von Abgasen: Unter besonderer Berücksichtigung der thermischen Abfallbehandlung, 1. Auflage, Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, 476 S.

Luftmessstation Frankfurt-Riedberg | Messdatenportal | Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (hlnug.de)

Luftmessstation Frankfurt-Riedberg | Messdatenportal | Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (hlnug.de)

Marutzky, R; Seeger, K. (2002): Energie aus Holz und anderer Biomasse, DRW-Verlag, Stuttgart, 352 S.

MCZ Umwelttechnik GmbH, ellona, WT1 Technisches Datenblatt, Nordwood Brown, Kleine stromsparende Metalloxid-VOC-Sensoren, 27.03.2017, Abruf, 04.05.2022

Met One Instruments, Inc. BC 1054 Black Carbon Monitor Operation Manual, S. 5, S.86, 2016

N. N. (2017): Guidelines for Drinking-Water Quality, 4. Auflage, World Health Organization WHO, 631 S.

N. N. (2019): Antwort der Landesregierung auf die kleine Anfrage 2675 vom 27. Juni 2019 des Abgeordneten Norwich Rüße Bündnis 90/Die Grünen, Drucksache 147/6695, 17.07.2019.

N. N. (2019): Ulm: Betrieb von Pizzaofen mit Holzfeuerung bleibt untersagt, https://verwaltungsgerichtshof-baden-wuerttemberg.justiz-bw.de/pb/_lde/6020507/?LISTPAGE=6020133, (26.10.2021)

N. N. (2020): Chromium in Drinking-Water – Background of development of WHO Guidelines for Drinking-Water Quality, World Health Organization WHO, 38 S.

N. N. (2020): Prognostizierte Umsatzentwicklung in der Gastronomie in Deutschland in den Jahren von 2010 bis 2022. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/248617/umfrage/prognose-zum-umsatz-in-der-gastronomie-in-deutschland/> (28.07.2020)

Nussbaumer, T. (2006): Feinstaubbildung in Holzfeuerungen und Gesundheitsrelevanz von Holzstaub im Vergleich zum Dieselruss. 1. Auflage, Holzenergie-Symposium, Zürich

Ökotest (2022): Grillkohle im Gratis-Test: Wann Tropenholz in Grillkohle in Ordnung ist - ÖKO-TEST (oekotest.de)

Oser, M.; Nussbaumer, Th.; Müller, P.; Mohr, M.; Figi, R.: Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen, Forschungsbericht, Projektnummer 26688; Bern (2003), 97 S.

Palas, Feinstaubmessgerät, Fidas 200-System S.19-20

Petzoldt, K. (2010): Zur Klimatologie von Stickstoffoxiden, Ozon und Kohlenmonoxid in der Troposphäre: eine Analyse des MOZAIC-Datensatzes. Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG) Troposphäre (ICG-2), Bericht vom Forschungszentrum Jülich.

Pope, A.C.; Burnett, R.T.; Thun, M.J.; Calle, E.E.; Krewski, D.; Kazuhiko, I.; Thurston, G.D. (2002): Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Longterm Exposure to Fine Particulate Air Pollution. In: JAMA 287, S. 1032 – 1041.

RAL Umwelt gGmbH (2019): Blauer Engel - Das Umweltzeichen – Kaminöfen für Holz (DE-ZU 212), Bonn.

Rappolder, M.; Schröter-Kermani (2011): Dioxine und dioxinähnliche PCB – Ein Umweltproblem von gestern? In: Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Robert Koch-Institut (RKI), Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.]: Schwerpunktthema Dioxine, 1. Auflage, Umweltbundesamt, Berlin, S. 5 – 11

Rau (2020): Geruchsimmissionsprognose im Innenstadtbereich von Mannheim zur Ermittlung der Geruchsstundenhäufigkeiten verursacht durch Grillrestaurants“, Ingenieurbüro Rau, Mannheim, 22.05.2020.

Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft.

Schultes, M. (1996): Abgasreinigung, Verfahrensprinzipien, Berechnungsgrundlagen und Verfahrensvergleich, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 243 S.

Schwister, K (2009): Taschenbuch der Umwelttechnik; 2. aktualisierte Auflage, Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG, Leipzig, 520 S.

Song, Y.; Sun L.; Wang, X.; Zhang, Y., Wang, H.; Li, R.; Xue, L.; Chen, J.; Wang, W. (2018): Pollution characteristics of particulate matters emitted from outdoor barbecue cooking in urban Jinan in eastern China, In: Frontiers of Environmental Science & Engineering, 12, Springer-Verlag, S. 1 – 8.

Stadt Mannheim (2019): Öffentliche Bekanntmachung – Der Bebauungsplan Nr. 11.43 „Verbrennungsverbot beiderseits der Kupfalfzstraße“ in Mannheim Innenstadt wird aufgestellt. Stadt Mannheim.

TA Luft Referentenentwurf (2018): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz, Referentenentwurf vom 16.07.2018.

Tamm, U. (2002): Beseitigung von organischen Schadstoffen in Abgase durch Oxidation mit Ozon, Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle an der Saale, 117 S.

Toenges-Schuller, Schneider, Zimmermann, Tebert, Black Carbon Emissionen, Teilbericht, Umweltbundesamt, Hamburg, 2020

T. Karl, Urban flux measurements reveal a large pool of oxygenated volatile organic compound emissions, Innsbruck, 22.01.2018, Abruf: 04.05.2022

Umweltbundesamt UBA (2016): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Harmful to the Environment! Toxic! Inevitable?, Umweltbundesamt UBA, Dessau-Roßlau, 24 S.

Umweltbundesamt (2018): Dioxine und Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Lebensmitteln.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/dioxine-polychlorierte-biphenyle-pcb-in#dioxinefurane-und-polychlorierte-biphenyle-pcb> (zuletzt aufgerufen am 02.12.2020)

Umweltbundesamt (2019): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland.

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#emissionsentwicklung-1990-bis-2017> (zuletzt aufgerufen am 28.02.2020)

Umweltbundesamt UBA (2019): Triebhauspotentiale (Global Warming Potential, GWP) ausgewählter Verbindungen und deren Gemische gemäß Viertem Sachstandsbericht des IPCC bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren, Umweltbundesamt UBA, Dessau-Roßlau. Verfügbar hier:

<https://www.umweltbundesamt.de/dokument/triebhauspotentiale-global-warming-potential-gwp> (zuletzt aufgerufen am 19.04.2021).

Umweltbundesamt UBA (2020): <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase> (zuletzt aufgerufen am 19.04.2021).

Umweltbundesamt, Black Carbon Emissionen Teilbericht, S. 28, 2020

Umweltbundesamt, Ozon, Ozon | Umweltbundesamt, 18.06.2021, Abruf 03.05.2022

Umweltbundesamt, Berechnungsgrundlagen Luftqualitätsindex, [Berechnungsgrundlagen Luftqualitätsindex](#) | Umweltbundesamt, 17.06.2019, Abruf:03.05.2022

Umweltbundesamt UBA (2023): Hintergrund // März 2023: Luftqualität 2022 – Vorläufige Auswertung, Umweltbundesamt UBA, Dessau-Roßlau, 2023

Umwelttechnik MCZ GmbH, Modelle T200 und T200U NO/NO₂/NO_x-Analysatoren S 169-213

Umwelttechnik MCZ GmbH, Model T400 Photometric Ozone Analyser, S.140-144

United States Environmental Protection Agency EPA, 2014: Priority Pollutant List, EPA, 2 S.

VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4 (2017): Umweltmeteorologie – Ableitbedingungen für Abgase, Kleine und mittlere sowie andere als Feuerungsanlagen. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 3783 Blatt 9 (2005): Umweltmeteorologie – Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für Gebäude- und Hindernismumströmung. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19 (2017): Umweltmeteorologie – Reaktionsmechanismus zur Bestimmung der Stickstoffdioxid-Konzentration. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 (2000): Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Blatt 3: Partikelmodell. Beuth Verlag, Berlin.

Wegner, H.-A. (2020): Hausfeuerungsanlagen: Rechtliche Anforderungen an Einzelraumöfen für feste Brennstoffe. https://www.haufe.de/recht/deutsches-anwalt-office-premium/hausfeuerungsanlagen-rechtliche-anforderungen-an-einzelraumoefen-fuer-feste-brennstoffe_idesk_PI17574_HI888841.html (zuletzt aufgerufen am 28.07.2020)

Wildner, R. K. (2014): Die Geschichte der Aktivkohle – Von der Holzkohle im Altertum zum anspruchsvollen Technologieprodukt der heutigen Industrie, 1. Auflage, AVM – Akademische Verlagsgemeinschaft München, München, 170 S.

World Health Organization WHO (2021): Die WHO-Luftqualitätsleitlinien 2021 - Gesündere Luft für alle - Eine gemeinsame Erklärung von medizinischen, wissenschaftlichen und Public Health Fachgesellschaften und Institutionen; 2021.

Zahn, J. (2017): Marktanalyse Grillkohle 2017 – Waldzerstörung für den Grill, Hintergrundpaper über die Marktanalyse von Grillkohle im Jahr 2017. 1. Auflage, World Wide Found For Nature WWF, Berlin, S. 12

Zahnen, J.; Hirschberger, P.; Haag, V. (2020): Grillkohle 2020 – Eine EU-Marktanalyse, WWF Deutschland, Berlin, 44 S.

39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG): Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 02.08.2010 (BGBl. I S. 1.065)

A Anhang I: Wirkungen von Schadstoffen

Tabelle 52: Wirkung von Stoffen, welche bei der Zubereitung von Speisen in mit Festbrennstoffen betriebenen Anlagen entstehen und in die Umgebung freigesetzt werden können.

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
Kohlenstoffmonoxid CO	CO bindet sich mit dem Hämoglobin im Blut. Dadurch wird der Sauerstofftransport im Körper beeinträchtigt. Die toxikologische Wirkung ist abhängig von der Konzentration und der Expositionsdauer [Förtsch et al. 2018]. Geringe Konzentrationen und Expositionsdauer können zu Schwindel und Atembeschwerden führen. Hohe Konzentrationen sowie Expositionsdauer führen zur Bewusstlosigkeit und im schlimmsten Fall auch zum Tod.	Bildung von bodennahem Ozon [Förstner et al. 2018], Bildung von bodennahem Ozon [Jacobshagen 2019]	Indirektes Treibhausgas, da die Bildung von bodennahem Ozon begünstigt wird [Petzoldt 2010]
Kohlenstoffdioxid CO ₂	Geringe Konzentrationen sind ungefährlich [Borgeest 2017]. Erhöhte Konzentrationen (ab ca. 4 Vol.-%) führen zu Schwindel, Übelkeit, Kopfschmerzen, Atembeschwerden und bei langer Exposition und hohen Konzentrationen zur Bewusstlosigkeit und zum Tod [Förtsch et al. 2018].	Minderung der Luftqualität. Wird von Ozeanen und der Pflanzenwelt gespeichert bzw. für die Photosynthese genutzt [Förtsch et al. 2018].	Treibhausgas, Erwärmung der Erdoberfläche. GWP = 1 [UBA 2019]
Stickstoffmonoxid NO	NO bindet sich (wie CO) besser als Sauerstoff im Blut und beeinträchtigt den Sauerstofftransport im Körper [Kramer 2010].	Tragen zur Entstehung von saurem Regen bei. Dieser schädigt den Boden, die Pflanzenwelt, die Gewässer und ist daher auch gefährlich für Fische [Förtsch et al. 2020, Förstner et al. 2018].	Tragen zur Bildung von bodennahem und schädigendem Ozon bei [Kaltschmitt et al. 2016].
Stickstoffdioxid NO ₂	Reiz- und Giftgas, welches zu Sauerstoffmangel führt. Zudem kann es Gewebeschäden hervorrufen [Kaltschmitt et al. 2016].	Hervorrufen von Smog [Förstner et al. 2018].	
Distickstoffmonoxid N ₂ O	Hohe Konzentrationen können Atemnot und neurologische Schäden hervorrufen [Kaltschmitt et al. 2016].		Abbau von schützendem, stratosphärischem Ozon [Förtsch et al. 2018]. Bildung von bodennahem und schädigendem Ozon [Kaltschmitt et al. 2016].

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
			Sehr starkes Treibhausgas (298-mal stärkerer Treibhauseffekt als CO ₂) [UBA 2020].
Schwefeldioxid SO ₂	<p>Stechendes, riechendes Reizgas, welches in niedrigen Konzentrationen die Atemwege und die Augen reizen kann.</p> <p>Hohe Konzentrationen an SO₂ sind lebensgefährlich und können die Lunge und das Herz schädigen [Kaltschmitt et al. 2016].</p>	<p>Trägt zur Entstehung von saurem Regen bei. Dieser schädigt den Boden, die Pflanzenwelt, die Gewässer und ist daher auch gefährlich für Fische Förtzsch et al 2020, Förstner et al. 2018].</p> <p>Hervorrufen von Smog [Joos 2006].</p>	
Feinstaub	<p>Während grobe Stäube relativ einfach abgehustet werden können, sind die sehr feinen Stäube besonders lungengängig und können bis in das Gewebe und den Blutkreislauf eindringen. Sie können chronische Lungen- und Herzkreislauf- sowie Gehirnerkrankungen hervorrufen. Außerdem sind Zellschädigungen möglich. Es gibt auch eine kanzerogene Wirkung [Kaltschmitt et al. 2016] (siehe auch Abbildung 7)</p>	<p>Anlagerung auf Pflanzen und infolgedessen Beeinträchtigung der Photosynthese [Kaltschmitt et al. 2016].</p>	<p>Aerosole können die Sonnenstrahlung reflektieren und so das Klima beeinflussen [Förtzsch et al. 2020], [Kaltschmitt et al. 2016]. Rußpartikel können eine Auswirkung auf die Absorption von Sonnenlicht haben. [Jacobshagen 2019]</p>
Kohlenwasserstoffe C _n H _m	<p>Die gesundheitsrelevanten Auswirkungen können vielseitig sein. Einige Kohlenwasserstoffe rufen unangenehme Gerüche hervor [Borgeest 2017].</p>		<p>Je nach Verbindung unterschiedlich hohe Treibhauseffekte bzw. GWPs [UBA 2019].</p>
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe PAK	<p>viele PAKs sind (nach [Förtzsch et al. 2018]) z. B.: kanzerogen, erbgutverändernd, reproduktionstoxisch</p>	<p>Es handelt sich um sehr stabile Verbindungen, welche schwer abbaubar sind. Sie verweilen in der Luft, in Böden und im Wasser [Förtzsch et al. 2018].</p>	
Monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe BTEX	<p>Mitunter kanzerogen und organschädigend.</p>	<p>Bodenverunreinigungen [Förstner et al. 2018]</p>	

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
Schwermetalle	Können nicht abgebaut werden. Vergiftungen durch Schwermetalle und Zellschädigungen treten bei hohen Konzentrationen auf, welche bei einer Verbrennung von Biomasse üblicherweise nicht erreicht werden [Kaltschmitt et al. 2016]. Schwermetalle können erbgutverändernd und kanzerogen sein [Förstner et al. 2018].	Ablagerung in Böden und Grundwasser [Förstner et al. 2018].	

Tabelle 53: Wirkung von verschiedenen Kohlenwasserstoffverbindungen und Schwermetallen, welche beim Betrieb von Kleinfreuerungsanlagen entstehen und in die Umgebung freigesetzt werden können.

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
------------	------------------------	---------------	--

Kohlenwasserstoffe

Methan CH ₄	Keine bekannte gesundheitsschädigende Wirkung [Borgeest 2017].		Starkes Treibhausgas, Erwärmung der Erdoberfläche GWP = 25 [UBA 2019]
Propan C ₃ H ₈	Schwächung des zentralen Nervensystems [DVFG 2011].		Treibhausgas GWP = 3 [UBA 2019]

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK

Acenaphthen	Erbgutverändernd [Fiedler et al. 1997]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Acenaphthylen	vermutlich kanzerogen [Leisewitz et al. 2003]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Anthracen		gewässerschädigend [EPA 2014]	
Benzo(a)-anthracen	kanzerogen [UBA 2016]	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Benzo(b)-fluoranthen	kanzerogen [UBA 2016]	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Benzo(k+j)-fluoranthen	kanzerogen [UBA 2016]	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
Benzo(ghi)-perlen	vermutlich kanzerogen [Fiedler et al. 1997]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Benzo(a)pyren	am gefährlichsten eingestufte PAK-Variante: Kanzerogen, erbgut-verändernd, reproduktionstoxisch [UBA 2016].	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Chrysene	kanzerogen [Kramer 2010]	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Dibenzo(ah)-anthracen	kanzerogen [UBA 2016]	sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Fluoranthen	vermutlich kanzerogen [Leisewitz et al. 2003]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Fluoren		gewässerschädigend [EPA 2014], giftig für Fische [Fiedler et al. 1997].	
Indeno-(123cd)pyren	kanzerogen [Leisewitz et al. 2003]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Naphthalin	vermutlich kanzerogen [UBA 2016].	Bodenverunreinigung [Förstner et al. 2018], sehr giftig für aquatische Organismen (z. B. Plankton) [UBA 2016].	
Phenanthren	vermutlich kanzerogen [Leisewitz et al. 2003]	gewässerschädigend [EPA 2014]	
Pyren	kanzerogen [Kramer 2010]	gewässerschädigend [EPA 2014]	

Monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe BTEX

Benzol	kanzerogen [Joos 2006], Blutschädigung [Förstner et al. 2018].	Bei Ablagerung im Boden ist eine Verschmutzung von Grundwasser möglich [Förstner et al. 2018].
Toluol	Schädigung des zentralen Nervensystems und von Organen [Förstner et al. 2018].	Bodenverunreinigung [Förstner et al. 2018]
Ethylbenzol	unterschiedliche gesundheitsschädigende Wirkungen	gewässerschädigend [EPA 2014]
Xylole	Beeinträchtigungen des zentralen Nervensystems und Reizung von Schleimhäuten.	Bodenverunreinigung [Förstner et al. 2018]

Schwermetalle

Schadstoff	Toxikologische Wirkung	Umweltwirkung	Klimawirkung (GWP = Global Warming Potential)
Arsen	kanzerogen. Kann Atemlähmungen hervorrufen und die Funktion von Leber und Nieren beeinträchtigen [Förstner et al. 2018]. Außerdem schwere Durchfälle und Erbrechen. Ab 100 mg tödlich [Bayer et al 2017].		
Blei	Beeinflusst die Zusammensetzung des Blutes und kann das Nervensystem [Förstner et al. 2018] und das Immunsystem schädigen [Bayer et al 2017].		
Cadmium	Calcium-, Eisen- und Vitamin-D-Mangel. Infolgedessen Schädigung von Nieren und Knochen [Förstner et al. 2018]. Zudem kanzerogen und kann Schädigungen an Erbgut, Fruchtgut und Immunsystem hervorrufen [Bayer et al 2017].	Ablagerung im Boden und daraus resultierende, langanhaltende Verschmutzung von Grundwasser	
Chrom	Atemerkrankungen, Schädigungen an Leber und Nieren. Kann Lungenkrebs hervorrufen [WHO 2020].	Alle der hier gelisteten Schwermetalle sind als gewässerschädigend eingestuft [EPA 2014].	
Kupfer	Übelkeit, Erbrechen, Diarröh. Magen-, Darm- und Leberschädigungen [Itter et al. 2013].		
Nickel	Eventuell Verstärkung von Kontaktdermatitis [Bayer et al 2017].		
Quecksilber	Schädigt das zentrale Nervensystem [Förstner et al. 2018] und das Immunsystem [Bayer et al 2017].		
Selen	Magen-/Darm-beschwerden, Verfärbung der Haut sowie Schädigungen an Zähnen, Haaren und Nägeln [WHO 2017].		
Zink	Übelkeit, Erbrechen, Diarröh. Magen- und Darmschädigungen [Itter et al. 2013].		

B Anhang II: Eingesetzte Messgeräte

Tabelle 54: Überblick über Messgeräte zur mobilen Emissionsmessung.

Typ/Gerät	Hersteller	Messverfahren	Messunsicherheit	Messgrößen		
				Staub	CO	C _n H _m /OGC
Feinstaubmesskoffer	Vereta GmbH	photometrisch	50% vom Grenzwert	x		
STM 225	Afriso-Euro-Index GmbH	photometrisch	0,1 mg/m ³ bei einem Messbereich von 0 – 300 mg/m ³	x		
Johnas II	Paul Gothe GmbH	gravimetrisch	PM ₁₀ ± 5% PM _{2,5} ± 8%	x		
Feinstaubmesssystem	MRU GmbH	gravimetrisch	43% bei 20 mg/m ³ 12% bei 60 mg/m ³ 25% bei 90 mg/m ³ 23% bei 100 mg/m ³ 27% bei 150 mg/m ³	x		
Testo 380	Testo AG	Staub: Schwingquarz CO: elektrochemisch	Gemäß VDI 4206	x	x	
SM 500	Wöhler Technik GmbH	Staub: Gravimetrisches Online-Wiegeverfahren CO: elektrochemisch	Staub: ± 0,3 mg CO: 10% O ₂ : 0,3% Vol.-%	x	x	
Ecom-EN3-R/F	Ecom GmbH	CO: elektrochemisch	O ₂ : ± 0,3% CO: 5 – 10% CO ₂ : 5% NO _x : 5% SO ₂ : 5% H ₂ : 5% H ₂ S: 5%		x	
Eurolizer STx	SYSTRONIK Elektronik und Systemtechnik GmbH	CO: elektrochemisch	O ₂ : 0,2 Vol.-% CO: ± 5% CO ₂ : 0,2 Vol.-% NO: ± 5%		x	
Maxilyzer NG	SYSTRONIK Elektronik und Systemtechnik GmbH	CO: elektrochemisch	O ₂ : 0,2 Vol.-% CO: ± 5% CO ₂ : 0,2 Vol.-% NO: ± 5% NO ₂ : ± 10% NO _x : ± 5%		x	

Typ/Gerät	Hersteller	Messverfahren	Messunsicherheit	Messgrößen		
				Staub	CO	C _n H _m /OGC
Spectra Plus	MRU GmbH	CO: elektrochemisch	O ₂ : 0,2 Vol.-% CO: 5 – 10% NO: 5 – 10%		x	
Testo 330-LL	Testo AG	CO: elektrochemisch	O ₂ : 0,8 Vol.-% CO: ± 5 – 10% NO: ± 5 – 10% NO ₂ : ± 5 % SO ₂ : ± 5 – 10%		x	
Ecom J2KNpro	Ecom GmbH	CO: elektrochemisch oder NDIR C _n H _m : Pellistor	O ₂ : 0,3 Vol.-% CO: 5 – 10% CO ₂ : 5% NO _x : 5% SO ₂ : 5% H ₂ : 5% H ₂ S: 5% C _n H _m : ± 5%		x	x
Ecom J2KNpro INDUSTRY	Ecom GmbH	CO: elektrochemisch, NDIR C _n H _m : NDIR, Pellistor	O ₂ : 0,3 Vol.-% CO: 5 – 10% CO ₂ : 5% NO _x : 5% SO ₂ : 5% H ₂ : 5% H ₂ S: 5% C _n H _m : ± 5%		x	x
Ecom J2KNpro TECH	Ecom GmbH	CO: elektrochemisch, NDIR C _n H _m : NDIR, Pellistor	O ₂ : 0,3 Vol.-% CO: 5 – 10% CO ₂ : 5% NO _x : 5% SO ₂ : 5% H ₂ : 5% H ₂ S: 5% C _n H _m : ± 3%		x	x
Thermo-FID	SK Elektronik und System- technik GmbH	OGC: Flammenionisation	< 4% über Messbereich bis 100.000 mg/org. C/m ³			x
GT5000 Terra	GASMET Technologies GmbH	C _n H _m : FTIR	< 2% vom Messbereich			x

C Anhang III: Zusammenfassung der Emissionsmessergebnisse

Tabelle 55: Ergebnisse aus der Emissionsmessung von den einzelnen Komponenten an Schwermetallen, PAK und BTEX

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Holzkohle A	Holzkohle B	Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (nach Belastung)	
				Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Schwermetalle							
Chrom	[µg/Nm³]	0,99	1,15	0,90	1,24	0,12	0,59
	[mg/h]	0,79	0,92	0,72	1,61	0,09	0,77
Nickel	[µg/Nm³]	8,39	2,31	0,65	0,25	0,00	0,00
	[mg/h]	6,71	1,85	0,52	0,33	0,00	0,00
Kupfer	[µg/Nm³]	18,57	6,99	1,54	3,02	0,00	0,00
	[mg/h]	14,86	5,59	1,23	3,93	0,00	0,00
Zink	[µg/Nm³]	36,70	14,56	0,00	5,21	0,00	6,66
	[mg/h]	29,36	11,65	0,00	6,77	0,00	8,66
Arsen	[µg/Nm³]	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Selen	[µg/Nm³]	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Cadmium	[µg/Nm³]	0,06	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,05	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Quecksilber	[µg/Nm³]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	[mg/h]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Blei	[µg/Nm³]	1,45	0,78	0,00	0,32	0,00	0,03
	[mg/h]	1,16	0,62	0,00	0,42	0,00	0,03
Σ	[µg/Nm³]	65,21	25,9	3,09	10,04	0,12	7,28
	[mg/h]	52,97	20,72	2,47	13,06	0,09	9,46
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)							
Naphthalin	[µg/Nm³]	nicht berücksichtigt	nicht nachweisbar	220	nicht nachweisbar	430	270

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Holzkohle A	Holzkohle B	Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (nach Belastung)	
				Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Ace- naphthylen	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	176	nicht nachweisbar	344	351
	[µg/Nm³]	8,10	9,40	17,90	nicht nachweisbar	0,94	0,78
	[mg/h]	6,48	7,52	14,32	nicht nachweisbar	0,75	1,01
Acenaphthen	[µg/Nm³]	0,83	0,88	9,20	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	0,66	0,70	7,36	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Fluoren	[µg/Nm³]	2,30	6,20	17,90	nicht nachweisbar	1,08	nicht nachweisbar
	[mg/h]	1,84	4,96	14,32	nicht nachweisbar	0,86	nicht nachweisbar
	[µg/Nm³]	8,90	9,40	11,20	0,60	1,70	0,82
Phenanthren	[mg/h]	7,12	7,52	8,96	0,78	1,36	1,07
	[µg/Nm³]	1,05	1,68	2,40	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	0,84	1,34	1,92	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Fluoranthen	[µg/Nm³]	2,10	1,90	1,30	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	1,68	1,52	1,04	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[µg/Nm³]	1,68	1,49	0,81	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Pyren	[mg/h]	1,34	1,19	0,65	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Holzkohle A	Holzkohle B	Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (nach Belastung)	
				Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Benzo(a)-anthracen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Chrysen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(b)-fluoranthen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(k+j)-fluoranthen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Benzo(a)-pyren	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Indeno-(123cd)pyren	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Dibenzo(ah)-anthracen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Holzkohle A	Holzkohle B	Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (nach Belastung)	
				Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
Benzo(ghi)- perlylen	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
	[mg/h]	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Σ	[µg/Nm³]	24,96	30,95	280,71	0,60	433,72	271,6
	[mg/h]	19,96	24,75	224,57	0,78	346,97	353,08
BTEX							
Benzol	[µg/Nm³]	420	760	2.600	nicht nachweisbar	1.580	2.400
	[mg/h]	336	608	2.080	nicht nachweisbar	1.264	3.120
Toluol	[µg/Nm³]	68	420	1.920	nicht nachweisbar	1.080	1.230
	[mg/h]	54	336	1.536	nicht nachweisbar	864	1.599
Ethylbenzol	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	31	540	200	340	430
	[mg/h]	nicht nachweisbar	25	432	260	272	559
m-, p-Xylool	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	110	320	1.350	160	1.270
	[mg/h]	nicht nachweisbar	88	256	1.755	128	1.651
o-Xylool	[µg/Nm³]	nicht nachweisbar	34	450	760	260	890
	[mg/h]	nicht nachweisbar	27	360	988	208	1.157
Σ	[µg/Nm³]	488	1.355	5.830	2.310	3.420	6.220

Stoff/ Stoffgruppe	Einheit	Holzkohle A	Holzkohle B	Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (vor Belastung)		Grillen von Hackfleisch mit Holzkohle A (nach Belastung)	
		Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
	[mg/h]	390	1.084	4664	3.003	2.736	8.086

D Anhang IV: Emissionsfaktoren für Holzkohlegrillanlagen (Grill-Holzkohle A)

Tabelle 56: Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Lammspießen.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Lammspieße
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	240 - 650
	[g/h]	14 – 388	54 - 145
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	697
		75-%-Quartil	4.121
		Mittelwert	1.867
	Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	39 – 438	361 – 790
		9 – 98	81 - 177
		[kg/TJ]	25-%-Quartil
			132
			75-%-Quartil
		Mittelwert	4.804
			539
			3.671
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	21 – 219	194 - 584
	[g/h]	5 – 49	43 - 130
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41
		75-%-Quartil	808
		Mittelwert	301
	Organic Gaseous Carbon (FID)	12 – 121	157 - 410
		3 – 41	35 - 92
		[kg/TJ]	25-%-Quartil
			74
			75-%-Quartil
		Mittelwert	436
			199
			2.494
			1.885
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	30 – 357	310 - 682
	[g/h]	7 – 80	69 - 152
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	104
		75-%-Quartil	1.076
		Mittelwert	441
	nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)	14 – 245	273 - 652
		5 – 55	61 - 146

Kategorien			Glutbettvorbereitung	Lammspieße
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			
Schwefeldioxid SO ₂	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41	1.660
		75-%-Quartil	827	3.966
		Mittelwert	313	2.914
Schwefeldioxid SO ₂			Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich	
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]		1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff
	[g/h]		0 - 15	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	21	
		75-%-Quartil	68	
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[kg/TJ]	Mittelwert	40	
	[mg/Nm ³]		6 - 102	24 - 54
	[g/h]		1 - 37	5 - 12
		25-%-Quartil	63	144
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (FTIR)		75-%-Quartil	249	329
	[kg/TJ]	Mittelwert	128	231
	[mg/Nm ³]		32 - 326	331 - 759
	[g/h]		7 - 73	74 - 170
Feinstaub	[kg/TJ]	25-%-Quartil	69	2.013
		75-%-Quartil	1.058	4.613
		Mittelwert	411	3.440
Feinstaub	[mg/Nm ³]		13 - 85	54 - 232
	[g/h]		5 - 19	20 - 85
	[kg/TJ]		16 - 428	1.241

Tabelle 57: Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Rindersteak.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Rindersteak
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	541 - 727
	[g/h]	14 - 388	197 - 265

Kategorien			Glutbettvorbereitung	Rindersteak
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			
Kohlenwasserstoffe C_nH_m (FTIR)	[kg/TJ]	25-%-Quartil	697	3.535
		75-%-Quartil	4.121	4.751
		Mittelwert	1.867	4.169
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C_nH_m (FTIR)	[mg/Nm ³]		39 - 438	46 – 66
	[g/h]		9 - 98	17 – 24
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	132	298
Organic Gaseous Carbon (FID)		75-%-Quartil	1.307	436
		Mittelwert	539	398
	[mg/Nm ³]		21 - 219	20 – 26
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[g/h]		5 - 49	7 – 10
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41	134
		75-%-Quartil	808	173
Nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)		Mittelwert	301	156
	[mg/Nm ³]		12 - 121	14 – 37
	[g/h]		3 - 41	5 – 14
Schwefeldioxid SO ₂	[kg/TJ]	25-%-Quartil	74	94
		75-%-Quartil	436	242
		Mittelwert	199	182
	[mg/Nm ³]		30 - 357	37 – 52
	[g/h]		7 - 80	14 – 19
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	104	243
		75-%-Quartil	1.076	342
		Mittelwert	441	315
	[mg/Nm ³]		14 - 245	19 – 25
	[g/h]		5 - 55	7 – 9
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41	123
		75-%-Quartil	827	164
		Mittelwert	313	146
			Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich	

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Rindersteak
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff
	[g/h]	0 - 15	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	
		75-%-Quartil	
		Mittelwert	
	[mg/Nm ³]	6 - 102	
	[g/h]	1 - 37	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	
		75-%-Quartil	
		Mittelwert	
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[mg/Nm ³]	16 – 31	
	[g/h]	6 – 11	
	[kg/TJ]	107	
		203	
		168	
	[mg/Nm ³]	30 – 39	
	[g/h]	11 – 14	
	[kg/TJ]	194	
		254	
		229	
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]	13 – 85	
	[g/h]	5 – 19	
	[kg/TJ]	5 – 6	
		2	
		37	
	[kg/TJ]		
Feinstaub	[mg/Nm ³]		
	[g/h]		
	[kg/TJ]		

Tabelle 58: Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Schweinesteak.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Schweinesteak
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	635 - 788
	[g/h]	14 - 388	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	
		75-%-Quartil	
		Mittelwert	
	[mg/Nm ³]	225 - 280	
	[g/h]	4.061	
	[kg/TJ]	5.045	
		4.670	
		117 - 205	
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	9 - 98	41 – 73
	[g/h]	132	
	[kg/TJ]	746	

Kategorien			Glutbettvorbereitung	Schweinesteak	
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit				
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	75-%-Quartil	1.307	1.315	
		Mittelwert	539	1.112	
	[g/h]	21 - 219	44 – 92		
		5 - 49	15 – 33		
		[kg/TJ] 25-%-Quartil	41	284	
		75-%-Quartil	808	589	
		Mittelwert	301	514	
	[mg/Nm ³]	12 - 121	55 – 117		
		3 - 41	19 – 41		
		[kg/TJ] 25-%-Quartil	74	350	
		75-%-Quartil	436	746	
	[g/h]	Mittelwert	199	622	
Organic Gaseous Carbon (FID)		30 - 357	94 – 169		
		7 - 80	34 – 60		
		[kg/TJ] 25-%-Quartil	104	604	
		75-%-Quartil	1.076	1.080	
		Mittelwert	441	919	
[mg/Nm ³]	14 - 245	49 – 121			
	5 - 55	17 – 43			
	[kg/TJ] 25-%-Quartil	41	315		
	75-%-Quartil	827	776		
[g/h]	Mittelwert	313	637		
	Schwefeldioxid SO ₂		Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich		
[mg/Nm ³]	1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff			
	0 - 15				
	[kg/TJ] 25-%-Quartil				
[g/h]	21				
	75-%-Quartil				
	68				
	Mittelwert				
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	40	29 – 53		
		6 - 102			

Kategorien		Glutbettvorbereitung		Schweinesteak
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[g/h]	1 - 37		10 – 19
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil	63 249	187 338
		Mittelwert	128	282
Nicht-Methan- Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]	32 - 326		72 – 157
	[g/h]	7 - 73		26 – 56
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil	69 1.058	461 1.004
		Mittelwert	411	830
Feinstaub	[mg/Nm ³]	13 – 85		25 – 70
	[g/h]	5 – 19		9 – 24
	[kg/TJ]	16 - 428		304

Tabelle 59: Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Hähnchen.

Kategorien		Glutbett- vorbereitung	Grillen	
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Hähnchenschenkel	Hähnchenmischung
Kohlenstoff- monoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	573 - 867	363 - 503
	[g/h]	14 - 388	209 - 317	133 - 184
	[kg/TJ]	25-%- Quartil 75-%- Quartil	697 4.121	3.744 5.669
		Mittelwert	1.867	4.640
Kohlenwasser- stoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	39 - 438	74 - 249	45 – 66
	[g/h]	9 - 98	27 - 91	17 – 24
	[kg/TJ]	25-%- Quartil 75-%- Quartil	132 1.307	485 1.628
		Mittelwert	539	1.063
	[mg/Nm ³]	21 - 219	34 - 117	20 – 27
	[g/h]	5 - 49	12 - 43	7 – 10

Kategorien		Einheit	Glutbett-vorbereitung	Grillen	
Stoff/Stoffgruppe				Hähnchenschenkel	Hähnchenmischung
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[kg/TJ]	25 %-Quartil	41	221	130
		75 %-Quartil	808	766	179
		Mittelwert	301	524	170
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]		12 - 121	7 - 38	3 - 9
	[g/h]		3 - 41	2 - 14	1 - 3
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	74	44	22
		75 %-Quartil	436	248	61
		Mittelwert	199	191	47
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]		30 - 357	61 - 212	36 - 53
	[g/h]		7 - 80	22 - 77	13 - 19
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	104	397	233
		75 %-Quartil	1.076	1.385	348
		Mittelwert	441	880	310
Nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]		14 - 245	32 - 164	16 - 26
	[g/h]		5 - 55	12 - 60	6 - 10
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	41	208	107
		75 %-Quartil	827	1.074	170
		Mittelwert	313	678	150
Schwefeldioxid SO ₂			Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich		
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]		1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff	
	[g/h]		0 - 15		
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	21		
		75 %-Quartil	68		

Kategorien		Glutbett-vorbereitung	Grillen	
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Hähnchenschenkel	Hähnchenmischung
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	Mittelwert	40		
	[mg/Nm ³]	6 - 102	15 - 39	16 – 30
	[g/h]	1 - 37	5 - 14	6 – 11
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	63	95
		75-%-Quartil	249	253
	Mittelwert	128	202	161
Nicht-Methan- Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]	32 - 326	51 - 207	26 - 39
	[g/h]	7 - 73	19 - 76	9 - 14
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	69	332
		75-%-Quartil	1.058	1.353
	Mittelwert	411	861	230
Feinstaub	[mg/Nm ³]	13 – 85	24 - 69	10 - 43
	[g/h]	5 – 19	9 - 25	4 - 16
	[kg/TJ]	16 - 428	282	84

Tabelle 60: Emissionen und Emissionsfaktoren bei der Zubereitung von Fisch.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Fisch
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	453 - 755
	[g/h]	14 - 388	161 - 268
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	697
		75-%-Quartil	4.121
	Mittelwert	1.867	3.706
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	39 - 438	46 - 148
	[g/h]	9 - 98	16 - 53
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	132
		75-%-Quartil	1.307
	Mittelwert	539	669

Kategorien		Glutbettvorbereitung		Fisch
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	21 - 219	21 - 76	
	[g/h]	5 - 49	7 - 27	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil Mittelwert	41 808 301	136 486 327
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	12 - 121	9 - 65	
	[g/h]	3 - 41	3 - 23	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil Mittelwert	74 436 199	59 417 248
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	30 - 357	37 - 121	
	[g/h]	7 - 80	13 - 43	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil Mittelwert	104 1.076 441	234 774 546
Nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	14 - 245	21 - 97	
	[g/h]	5 - 55	7 - 34	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil Mittelwert	41 827 313	133 621 371
Schwefeldioxid SO ₂		Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich		
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff	
	[g/h]	0 - 15		
	[kg/TJ]	25-%-Quartil 75-%-Quartil Mittelwert	21 68 40	
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[mg/Nm ³]	6 - 102	13 - 31	
	[g/h]	1 - 37	5 - 11	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	63	82

Kategorien			Glutbettvorbereitung	Fisch
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]	75-%-Quartil	249	201
		Mittelwert	128	175
	[g/h]		32 - 326	33 - 122
		25-%-Quartil	7 - 73	12 - 43
		75-%-Quartil	69	210
	[kg/TJ]	75-%-Quartil	1.058	783
		Mittelwert	411	494
Feinstaub	[mg/Nm ³]		13 – 85	26 - 59
			5 – 19	9 - 20
	[kg/TJ]		16 - 428	244

E Anhang V: Emissionsfaktoren für Holzbacköfen

Tabelle 61: Emissionen und Emissionsfaktoren beim Backen von Pizza.

Kategorien		Backen von Pizza	
Stoff/Stoffgruppe	Einheit	mit Pellets	mit Scheitholz
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³ _{tr} @O ₂ :13 Vol.-%]	189 – 625	2.492 – 5.790
	[g/h]	12 – 30	160 – 271
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	284
		75 %-Quartil	941
		Mittelwert	686
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³ _{tr} @O ₂ :13 Vol.-%]	30 – 74	202 – 467
	[g/h]	2 – 6	13 – 24
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	46
		75 %-Quartil	103
		Mittelwert	190
Schwefeldioxid SO₂	Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich.		
Stickstoffoxide NO_x	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff.		
Methan CH₄ (FTIR)	[mg/Nm ³ _{tr} @O ₂ :13 Vol.-%]	0 – 34	153 – 450
	[g/h]	0 – 2	10 – 18
	[kg/TJ]	25 %-Quartil	0
		75 %-Quartil	44
		Mittelwert	33
Feinstaub	[mg/Nm ³ _{tr} @O ₂ :13 Vol.-%]	11 – 18	99
	[g/h]	1 – 2	9
	[kg/TJ]	12 – 25	95

F Anhang VI: Emissionsfaktoren für Räucherkammern

Tabelle 62: Emissionen und Emissionsfaktoren beim Räuchern von Rindfleisch.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Räuchern
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Rindfleisch
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	1.219 - 4.344
	[g/h]	14 - 388	95 - 194
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	697
		75-%-Quartil	4.121
		Mittelwert	1.867
	[mg/Nm ³]	39 - 438	111 - 413
		9 - 98	3 - 11
		25-%-Quartil	132
		75-%-Quartil	1.307
		Mittelwert	539
Kohlenwasserstoffe C _n H _m (FTIR)	[mg/Nm ³]	21 - 219	71 - 286
	[g/h]	5 - 49	2 - 8
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41
		75-%-Quartil	808
		Mittelwert	301
	[mg/Nm ³]	12 - 121	28 - 163
		3 - 41	6 - 26
		25-%-Quartil	74
		75-%-Quartil	436
Organic Gaseous Carbon (FID)		Mittelwert	199
[mg/Nm ³]	30 - 357	82 - 334	
	7 - 80	2 - 9	
	25-%-Quartil	104	
	75-%-Quartil	1.076	
	Mittelwert	441	
[mg/Nm ³]	14 - 245	76 - 312	
	5 - 55	2 - 8	
	25-%-Quartil	41	
Nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[kg/TJ]	263	

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Räuchern
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Rindfleisch
		75-%-Quartil	827
		Mittelwert	313
Schwefeldioxid SO ₂			Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff
	[g/h]	0 - 15	
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	21
		75-%-Quartil	68
		Mittelwert	40
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[mg/Nm ³]	6 - 102	7 - 23
	[g/h]	1 - 37	1 - 5
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	63
		75-%-Quartil	249
		Mittelwert	128
nicht-Methan- Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]	32 - 326	103 - 392
	[g/h]	7 - 73	3 - 10
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	69
		75-%-Quartil	1.058
		Mittelwert	411
Feinstaub	[mg/Nm ³]	13 – 85	76 - 713
	[g/h]	5 – 19	2 - 19
	[kg/TJ]	16 - 428	1.307

Tabelle 63: Emissionen und Emissionsfaktoren beim Räuchern von Fisch.

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Räuchern
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Fisch
Kohlenstoffmonoxid CO	[mg/Nm ³]	63 - 1.272	3.737 - 6.876
	[g/h]	14 - 388	100 - 184
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	697
		75-%-Quartil	4.121
			11.839
			21.781

Kategorien		Glutbettvorbereitung	Räuchern
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit		Fisch
		Mittelwert	1.867
Kohlenwasserstoffe C_nH_m (FTIR)	[mg/Nm ³]	39 - 438	86 - 472
	[g/h]	9 - 98	2 - 13
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	132
		75-%-Quartil	1.307
		Mittelwert	539
Geruchsrelevante Kohlenwasserstoffe C_nH_m (FTIR)	[mg/Nm ³]	21 - 219	64 - 295
	[g/h]	5 - 49	2 - 8
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41
		75-%-Quartil	808
		Mittelwert	301
Organic Gaseous Carbon (FID)	[mg/Nm ³]	12 - 121	54 - 252
	[g/h]	3 - 41	1 - 7
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	74
		75-%-Quartil	436
		Mittelwert	199
Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	30 - 357	60 - 349
	[g/h]	7 - 80	2 - 9
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	104
		75-%-Quartil	1.076
		Mittelwert	441
Nicht-Methan Organic Gaseous Carbon (FTIR)	[mg/Nm ³]	14 - 245	53 - 296
	[g/h]	5 - 55	1 - 8
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	41
		75-%-Quartil	827
		Mittelwert	313
Schwefeldioxid SO ₂		Die Emissionen an Schwefeldioxid entstammen hauptsächlich aus dem Brennstoff und liegen im nicht nachweisbaren Bereich	
Stickstoffoxide NO _x	[mg/Nm ³]	1 - 43	Die Emissionen an Stickstoffoxiden
	[g/h]	0 - 15	

Kategorien		Glutbettvorbereitung		Räuchern
Stoff/ Stoffgruppe	Einheit			Fisch
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	21	
		75-%-Quartil	68	stammen hauptsächlich aus dem Brennstoff
		Mittelwert	40	
Methan CH ₄ (FTIR), (NDIR)	[mg/Nm ³]		6 - 102	7 - 40
	[g/h]		1 - 37	0 - 1
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	63	0
		75-%-Quartil	249	44
		Mittelwert	128	33
Nicht-Methan- Kohlenwasserstoffe (FTIR)	[mg/Nm ³]		32 - 326	79 - 414
	[g/h]		7 - 73	2 - 11
	[kg/TJ]	25-%-Quartil	69	--
		75-%-Quartil	1.058	--
		Mittelwert	411	--
Feinstaub	[mg/Nm ³]		13 – 85	100 - 499
	[g/h]		5 – 19	3 - 13
	[kg/TJ]		16 - 428	875