



**zentrum für energieforschung
stuttgart**



Ganzheitliche Bewertung von Holzheizungen

G. Huang, D. Schmid, R. Friedrich

**Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energie-
anwendung**

U. Vogt, G. Mahami, M. Struschka, W. Juschka

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik

Universität Stuttgart

2016

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung.....	1
1.3 Generelle Vorgehensweise.....	1
2 Festlegung der betrachteten Szenarien.....	2
2.1 Betrachtete Haustypen und Standorte	2
2.2 Betrachtete Feuerungstypen.....	4
2.3 Zusammensetzung der untersuchten Szenarien.....	6
3 Ermittlung der Emissionen durch die betrachteten Feuerungstypen.....	7
3.1 Vorgehensweise bei der Emissionsmodellierung.....	7
3.2 Modellierung des Energiebedarfs.....	9
3.2.1 Modellbeschreibung und Eingangsdaten	9
3.2.2 Jahresenergiebedarf und installierte Kesselleistung	13
3.2.3 Verläufe des Endenergieverbrauchs	14
3.3 Emissionsmassenströme und -zeitreihen.....	16
3.4 Bestimmung der Emissionsfaktoren	20
3.4.1 Direkte Emissionen	20
3.4.2 Life Cycle Emissionen	22
4 Ermittlung der Änderung der Hintergrundkonzentration in der Umgebung der Anlage	23
4.1 Vorgehensweise und Modellbeschreibung.....	23
4.2 Eingangsdaten.....	23
4.2.1 Meteorologische Daten für Stuttgart und Bechtoldsweiler.....	23
4.2.2 Emissionszeitreihen	25
4.2.3 Rechengebiet und Monitorpunkte	26
4.3 Ergebnisse der Simulation	29

5	Abschätzung der durch die Luftschadstoffemissionen entstehenden Gesundheitsschäden.....	33
5.1	Allgemeine Vorgehensweise und betrachtete Schäden.....	33
5.2	Eingangsdaten.....	34
5.2.1	Populationsdaten	34
5.2.2	Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen.....	34
5.2.3	NO ₂ -Hintergrundkonzentration.....	37
5.3	Ergebnisse	39
5.4	Einbeziehung der Innenraumbelastung	42
6	Monetarisierung der entstehenden Schäden.....	43
6.1	Klimaschäden durch Treibhausgase.....	43
6.2	Monetarisierung der Gesundheitsschäden	43
7	Analyse der Ergebnisse und Empfehlungen	46
7.1	Übersicht über die Schadenskosten und die sozialen Kosten	46
7.2	Vergleich der Gesamtschadenskosten	48
7.3	Vergleich der sozialen Kosten	52
7.4	Sensitivitätsanalyse	55
7.5	Schlußfolgerungen.....	57
8	Literatur.....	60
9	Anhang.....	62
9.1	Literaturangaben direkte Emissionsfaktoren	62
9.2	Modellierung und Ergebnisse der Ausbreitungssimulation	64
9.2.1	Modellbeschreibung: Lagranges Partikelmodell und WinAUSTAL Pro	64
9.2.2	Erstellung einer AKTerm.....	65
9.2.3	Ergebnisse des Standortvergleichs	68
9.2.4	Ergebnisse des Vergleichs der Anlagenklassen	70
9.3	Vermeidungskosten für Klimaschäden mit unterschiedliche Kostensätzen	76
9.4	Soziale Kosten nach Standort, Stand der Technik und Haustyp.....	77

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht der Gebäudeformen mit spezifischem Längen-Breiten- Verhältnis.....	3
Abbildung 2: Übersicht über die Zusammensetzung der betrachteten Szenarien.	6
Abbildung 3: Prinzipieller Aufbau des Emissionsmodells (die berechneten Emissionskonzentrationen sind abhängig vom Brennstoff, Feuerungstyp und vom Betriebsverhalten der Anlage).	8
Abbildung 4: Verlauf der Emissionskonzentrationen (z.B. CO, VOC) beim Start/Stop-Betrieb eines Öl- bzw. Gasbrenners (Struschka et al., 2000).	9
Abbildung 5: Berechnung des Endenergiebedarfs nach DIN V 4701 Blatt 10.	10
Abbildung 6: Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster des Stückholzkessels.	11
Abbildung 7: Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster der Zusatzfeuerung.	12
Abbildung 8: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Kesselauslastung für das kleine Mehrfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Pelletkessel).	14
Abbildung 9: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das Einfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Pelletkessel).	14
Abbildung 10: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das das kleine Mehrfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Stückholzkessel mit Pufferspeicher).	15
Abbildung 11: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das Einfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Stückholzkessel mit Pufferspeicher).	16
Abbildung 12: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Ölzentralheizung (Brennstoff Heizöl EL) für die Temperaturregion TRY 12.	17
Abbildung 13: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Gaszentralheizung (Gastherme, Brennstoff Erdgas H) für die Temperaturregion TRY 12.	17
Abbildung 14: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Pelletkessel (Brennstoff Holzpellets) für die Temperaturregion TRY 12.	18
Abbildung 15: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Stückholzkessel mit Pufferspeicher für die Temperaturregion TRY 12.	19
Abbildung 16: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit einer Zusatzfeuerung für die Temperaturregion TRY 12.	19
Abbildung 17: Topographiekarte von Stuttgart.	24
Abbildung 18: Topographiekarte von Bechtoldsweiler.	25
Abbildung 19: Stuttgart Rechengitter.	28
Abbildung 20: Bechtoldsweiler Rechengitter.	28
Abbildung 21: Ausbreitungssimulation für HOLZ-mh-12-st (CO).	29
Abbildung 22: Ausbreitungssimulation für HOLZ-mh-6-st (CO).	30
Abbildung 23: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-bc (VOC).	30

Abbildung 24: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-st (VOC).....	31
Abbildung 25: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-wc (VOC).....	31
Abbildung 26: Ausbreitungssimulation KAMIN-mh-12-st (NO ₂) Ebene:3.....	32
Abbildung 27: Ausbreitungssimulation KAMIN-mh-12-st (NO ₂) Ebene:9.....	33
Abbildung 28: NO ₂ -Jahresmittelwerte als Hintergrundbelastung für das Stadtgebiet von Stuttgart und angrenzende Gebiete.....	38
Abbildung 29: NO ₂ -Jahresmittelwerte als Hintergrundbelastung für ein Gebiet süd-südwestlich von Stuttgart, in dem der Ort Bechtoldsweiler liegt.....	39
Abbildung 30: Exemplarische Schadenskosten nach ihren Bestandteilen für den Standort Stuttgart (HEL = leichtes Heizöl, Kamin = Kaminofen).....	49
Abbildung 31: Exemplarische Schadenskosten nach ihren Bestandteilen für den Standort Bechtoldsweiler.....	49
Abbildung 32: Exemplarische Schäden (DALYs) nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Stuttgart, die Abkürzungen der Legende sind in Tab11, S. 35 erklärt.....	51
Abbildung 33: Exemplarische Schäden (DALYs) nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Bechtoldsweiler, die Abkürzungen der Legende sind in Tab11, S. 35 erklärt.....	52
Abbildung 34: Soziale Kosten für den Standort Stuttgart.....	53
Abbildung 35: Soziale Kosten für den Standort Bechtoldsweiler, state of the art Szenario.....	53
Abbildung 36: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Mehrfamilienhaus).....	54
Abbildung 37: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Mehrfamilienhaus).....	54
Abbildung 38: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Mehrfamilienhaus).....	55
Abbildung 39: Preisentwicklungen der Rohstoffe für die betrachteten Feuerungstypen.....	56
Abbildung 40: Windrose von Echterdingen (Flughafen Stuttgart).....	66
Abbildung 41: Windrose von TRY 6 (Bechtoldsweiler).....	67
Abbildung 42: HOLZ-mh-6-st-NO ₂	68
Abbildung 43: HOLZ-mh-12-st-NO ₂	69
Abbildung 44: HOLZ-mh-6-st-PM10.....	69
Abbildung 45: HOLZ-mh-12-st-PM10.....	70
Abbildung 46: PELLETS-eh-6-bc-BaP.....	71
Abbildung 47: PELLETS-eh-6-st-BaP.....	72
Abbildung 48: PELLETS-eh-6-wc-BaP.....	72
Abbildung 49: PELLETS-eh-6-bc-CO.....	73
Abbildung 50: PELLETS-eh-6-st-CO.....	73
Abbildung 51: PELLETS-eh-6-wc-CO.....	74
Abbildung 52: PELLETS-eh-6-bc-NO ₂	74
Abbildung 53: PELLETS-eh-6-st-NO ₂	75
Abbildung 54: PELLETS-eh-6-wc-NO ₂	75

Abbildung 55: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).....	77
Abbildung 56: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).....	77
Abbildung 57: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).....	78
Abbildung 58: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).....	78
Abbildung 59: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).....	79
Abbildung 60: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).....	79
Abbildung 61: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).....	80
Abbildung 62: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).....	80
Abbildung 63: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).....	81

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Charakterisierung der gewählten Modellgebäude	3
Tabelle 2: Übersicht der spezifischen Daten zu den Feuerungsanlagen.....	5
Tabelle 3: Annuität der Heizkosten für die betrachteten Feuerungstypen (ohne Einzelfeuerungsstätten) ohne MWSt.....	5
Tabelle 4: Übersicht der niedrigsten Außentemperaturen der herangezogenen Temperaturregion (TRY) mit dazugehöriger Gradtagszahl GT19.....	13
Tabelle 5: Ergebnisse der Modellierung des Endenergiebedarfs und weitere Kennwerte für die betrachteten Gebäude.....	13
Tabelle 6: Berechnete mittlere Emissionsfaktoren für die betrachteten Gebäude und Brennstoffe	20
Tabelle 7: Emissionsfaktoren für Treibhausgase in Form von CO ₂ -Äquivalenten für unterschiedliche Brennstoffe.....	22
Tabelle 8: Verwendete Emissionsfaktoren für Emissionen aus vorgelagerten Prozessen.	22
Tabelle 9: Höhenlevels.....	26
Tabelle 10: Koordinaten der Monitorpunkte.....	27
Tabelle 11: Übersicht über die verwendeten Konzentrations-Wirkungs-Funktionen.....	35
Tabelle 12: Regionale und lokale Gesundheitsschäden aufgrund direkter und Upstream Emissionen.....	40
Tabelle 13: Kosten für Gesundheitsschäden pro Jahr aufgrund von erhöhten lokalen und regionalen Schadstoffkonzentrationen.....	44
Tabelle 14: Übersicht über die Gesamtschadens- und sozialen Kosten sowie deren Bestandteile.....	46
Tabelle 15: Vergleich der Kostenfaktoren für Stuttgart und Bechtoldsweiler.....	50
Tabelle 16: Zusammenstellung von Emissionsfaktoren für unterschiedliche Brennstoffe aus Literaturangaben.....	62
Tabelle 17: Zusammenfassung des Standorte Vergleiches.....	68
Tabelle 18: Zusammenfassung des Anlagenklassenvergleichs	71
Tabelle 19: Klimaschäden durch Treibhausgase für die unterschiedlichen Feuerungstypen berechnet mit Vermeidungskosten von 44 €/t CO ₂ -äq., 77 €/t CO ₂ -äq. und 135 €/t CO ₂ -äq.	76

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Ein wesentlicher Baustein zur Erreichung der Klimaschutzziele der Bundes- und Landesregierung ist die Nutzung von Holz- und Holzpelletfeuerungen zur Deckung des Wärmebedarfs in Gebäuden, zumal dies eine Maßnahme ist, die unter bestimmten Bedingungen sogar für den Betreiber kostengünstiger ist als Alternativen, z. B. eine Öl- oder Gasheizung. Auch eine Reduzierung der CO₂-Emissionen wird erreicht, wenn Holz oder Pellets verbrannt werden, die CO₂-Emissionen sind allerdings nicht Null, weil die bei den vorgelagerten Prozessen, z. B. beim Transport und bei der Pelletherstellung, entstehenden Emissionen berücksichtigt werden müssen. Das Problem, insbesondere kleinerer Holzfeuerungen, sind allerdings die beim Betrieb stets auftretenden hohen Luftschadstoffemissionen. Diese erhöhen das Risiko der Bevölkerung Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen zu erleiden und bei chronischem Verlauf letztlich vorzeitig zu sterben. Der Gesetzgeber hat dies erkannt und die 1. BImSchV verschärft, dennoch bleiben die Emissionen von Holzfeuerungen deutlich höher als die von Gas- und Ölfeuerungen. Somit haben Holzfeuerungen auch gravierende Nachteile. Es stellt sich daher die Frage, inwieweit bei einer ganzheitlichen Bewertung unter Berücksichtigung der Kriterien Klimaschutz, Umwelt- und Gesundheitsschutz und Kosten, Holzheizungen überhaupt vorteilhaft sind, d.h. die Wohlfahrt der Gesellschaft erhöhen, bzw. welche Typen von Holzheizungen ggf. mit welchen Emissionsminderungsmaßnahmen denn bei einer Kosten-Nutzen-Analyse am besten abschneiden.

1.2 Zielsetzung

Ziel der Untersuchung ist daher, verschiedene Holzfeuerungsstechniken hinsichtlich Kosten, Klima-, Umwelt- und Gesundheitsschutz ganzheitlich zu bewerten. Hierfür werden die sozialen Kosten berechnet. Soziale Kosten setzen sich aus den Kosten (Investitions- und Betriebskosten) und monetarisierten Klimaschäden sowie monetarisierten Umwelt- und Gesundheitsschäden zusammen. Ziel ist es folgende Fragen zu beantworten:

- a) Für welche Holzfeuerungsstechniken überwiegen die Vorteile die Nachteile?
- b) Welche Holzfeuerungsstechniken sind besonders vorteilhaft, haben also die geringsten sozialen Kosten?
- c) Bei welchen Holzfeuerungsstechniken sind Maßnahmen, z. B. die Weiterentwicklung der Anlagentechnik oder der Rauchgasreinigung, besonders vordringlich, wenn diese weiter zugelassen bleiben sollen?

Aus den Antworten auf diese Fragen werden Empfehlungen für die Umweltpolitik abgeleitet.

1.3 Generelle Vorgehensweise

Die grundlegende Methodik zur Berechnung der monetarisierten Umwelt- und Gesundheitsschäden folgt den Richtlinien des „Integrated Environmental Health Impact Assessment System“ (IEHIAS)¹ und entspricht dem „Impact Pathway Approach“ zur Berechnung der externen Kosten von Energiesystemen (ExternE, Bickel und Friedrich, 2005). Hierbei wird ausgehend

¹ Siehe <http://www.integrated-assessment.eu/> (zuletzt besucht: 08.06.2016).

von Emissionen und deren Dispersion zunächst deren Schadensauswirkung bestimmt. Anschließend werden diese Schäden mit Hilfe von Zahlungsbereitschaften, Vermeidungs- und / oder direkten Schadenskosten monetär bewertet, um eine entsprechende Vergleichsbasis zu schaffen.

Nach Festlegung der zu betrachtenden Szenarien werden daher in einem ersten Schritt die durch den Betrieb der Feuerungsanlagen entstehenden Emissionen ermittelt, welche für Gesundheits-, Umwelt- und Klimaschäden relevant sind. Da die entstehenden Emissionen von der benötigten Heizleistung abhängen, muss hierfür zunächst ein Energie- bzw. Wärmebedarf zugrunde gelegt werden. Daher werden in den Szenarien Häusertypen, Standorte und Charakteristiken der Feuerungsanlage festgelegt. Neben den direkten Emissionen, die während des Betriebs der Anlage entstehen, werden auch Emissionen aus vorgelagerten Prozessen wie Gewinnung und Transport des Brennstoffes betrachtet. Da für die betrachteten Schäden nicht die absolute Höhe der Emissionen ausschlaggebend ist, sondern lediglich die Änderung der Hintergrundkonzentration in der Umgebung der Anlage und sich die emittierten Schadstoffe über die Luft verteilen, werden in einem nächsten Schritt die Emissionen mit Hilfe einer Ausbreitungssimulation unter Berücksichtigung häufig auftretender meteorologischer Bedingungen räumlich verteilt. Mit diesen Konzentrationsdaten und entsprechenden Bevölkerungsdaten, wird die Verteilung der Exposition der Bevölkerung ermittelt. Über die Exposition bzw. Konzentration und entsprechenden Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen, welche aus epidemiologischen Studien abgeleitet sind, können dann die Gesundheitsschäden ermittelt werden. Die ermittelten Schäden werden anschließend mit Kostenfaktoren, welche sich aus verschiedenen „contingent valuation“ Studien ableiten lassen, in Euro umgerechnet. Für die Abschätzung der Schäden, die außerhalb der betrachteten Gemeinde (regional) sowie durch die Emissionen des Lebenszyklus der Anlage entstehen, müssen zusätzlich chemische Umwandlungen bedacht werden. Die Ermittlung und Bewertung dieser Schäden erfolgt daher mit dem „integrated assessment tool“ EcoSense (ExternE, Bickel und Friedrich, 2005).

Da Klimaschäden global auftreten, werden die relevanten Treibhausgase nicht zuerst räumlich verteilt. Stattdessen werden die mithilfe von Emissionsfaktoren aus dem Energieverbrauch abgeleiteten Emissionen über entsprechende Faktoren direkt in Vermeidungskosten umgerechnet.

Die so erhaltenen Kosten für Gesundheits- und Klimaschäden werden, zusammen mit den Investitions- und Betriebskosten, zu sozialen Kosten addiert, um eine ganzheitliche Bewertung unter Berücksichtigung der externen Effekte zu erreichen.

2 Festlegung der betrachteten Szenarien

2.1 Betrachtete Haustypen und Standorte

In den Szenarien werden jeweils ein typisches Einfamilienhaus und ein typisches Mehrfamilienhaus betrachtet. Es wird nur je ein Haustyp gewählt, weil sich bei Haustypen mit höherem oder niedrigerem Wärmebedarf zwar die absolute Höhe der Emissionen entsprechend verändert, das Verhältnis zwischen Treibhausgasemissionen und Luftschadstoffemissionen aber ungefähr gleich bleibt, sodass die abgeleiteten Aussagen auch für Häuser anderer Baujahre gültig bleiben bzw. entsprechend dem geringeren oder höheren Wärmebedarf skaliert werden kön-

nen. Die Eigenschaften gemäß der Deutschen Gebäudetypologie des IWU der gewählten Häusertypen können, insbesondere mit Blick auf den Wärmebedarf, der Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 1: Charakterisierung der gewählten Modellgebäude

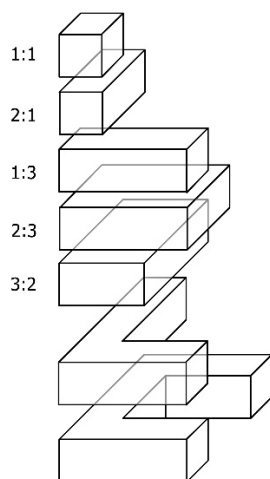
Kennwerte der Modellgebäude nach	kleines Mehrfamilienhaus	Einfamilienhaus
Baujahr	1949-1957	1969-1978
Vollgeschosse	3	1
Wohneinheiten	9	1
Nutzfläche m ²	593	158
Grundrisstyp	kompakt	kompakt
Kellergeschosstyp	nicht beheizt	nicht beheizt
Dachgeschosstyp	nicht beheizt	Flachdach
Fenster	Isolierverglasung (ältere 2-Kammer-Kunststofffenster)	Isolierverglasung (Holz- oder Kunststoffrahmen)
absoluter Heizwärmebedarf (MWh th/a)	69,1	26,1
spezifische Wärmebedarfskennzahl (kWh th/m²/a)	117	165

Quelle: IER 2009: Wärmeatlas BW; http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2009/4840/pdf/Waermeatlas_BW.pdf

Eckdaten übernommen aus: Deutsche Gebäudetypologie, Systematik und Datensätze, IWU GmbH, Stand 2005, <http://www.iwu.de>

Zusätzlich wird für die Modellierung des Energiebedarfs die Gebäudeform benötigt. Der Energiebedarf für die Gebäudeheizung ist abhängig von der Temperaturdifferenz zwischen Innen- und Außentemperatur sowie der Umhüllungsfläche, für die ein mittlerer Wärmedurchgangskoeffizient angesetzt wird. Die Umhüllungsfläche oder Gebäudeoberfläche ist wiederum abhängig von der Gebäudeform. Typische Gebäudeformen, die in der Realität zu finden sind, können entsprechend ihres Längen-Breiten-Verhältnisses (L/B) abstrahiert werden. Eine Übersicht findet sich in Abbildung 1. Für die hier betrachteten Gebäude werden die Gebäudeformen Einfamilienhaus EFH (1:1) und kleines Mehrfamilienhaus (1:3) herangezogen.

L:B



- Einfamilienhaus EFH (1:1)
- Reihen-, Doppelhaushälfte RH/DHH (2:1)
- Mehrfamilienhaus MFH (1:3)
- Anbau, Scheune, Werkstatt (1:1)
- Sondergebäude (2:3)
- Wohn- und Geschäftshaus (3:2)
- L-förmig (variabel)
- U-förmig (variabel)

Abbildung 1: Übersicht der Gebäudeformen mit spezifischem Längen-Breiten-Verhältnis.

Für die Emissionsverteilung wird außerdem die Gebäudehöhe benötigt. In der Regel sind Einfamilienhäuser 7,5 Meter und Mehrfamilienhäuser weniger als 13 Meter hoch. Für das Einfami-

lienhaus wird eine Höhe von 10 Meter und für das Mehrfamilienhaus von 14 Meter angenommen (Blanco-Vogt, Haala und Schanze, 2014). Zudem ist die mittlere Windgeschwindigkeit, sowie für die spätere Berechnung der Gesundheitsschäden, die Bevölkerungsdichte in der Umgebung der Feuerung erforderlich, daher muss ein genauer Standort gewählt werden. Als Standort der Häuser wird zum einen ein Bezirk in Stuttgart im Talkessel betrachtet. Dort entstehen wegen der niedrigen Windgeschwindigkeit und der hohen Bevölkerungsdichte sehr hohe Gesundheitsschäden (am oberen Ende der möglichen Bandbreite). Zum anderen wird ein Standort im ländlichen Raum (in Bechtoldsweiler, einem Teilort von Hechingen) gewählt, hier sind die Schäden pro Feuerung geringer. Das Problem ist dort mehr die größere Häufigkeit von Holzfeuerungen. Bei der Emissionsmodellierung werden für beide Standorte jeweils das Mehrfamilienhaus und das Einfamilienhaus als Punktquelle betrachtet.

Für beide Standorte wird als nächstes der Verlauf der Außentemperatur bestimmt. Für Deutschland sind vom Deutschen Wetterdienst (DWD) Testreferenzjahre (TRY) erstellt worden, die Datensätze ausgewählter meteorologischer Parameter für jede Stunde eines Jahres enthalten (BBR, 2014). Der DWD gliedert die Bundesrepublik Deutschland in 15 TRY-Regionen. Die Jahresmitteltemperaturen der TRY-Regionen unterscheiden sich entsprechend (Christoffer et al., 2004). Für den Standort Stuttgart wird die Region TRY 12 mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 10,4 °C gewählt, für Bechtoldsweiler die Region TRY 6 mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6,7 °C.

2.2 Betrachtete Feuerungstypen

Jedem Haustyp werden eine Reihe typischer Holzfeuerungen zugeordnet. Diese umfassen sowohl eine Einzelraumfeuerung als Zusatzheizung als auch Zentralheizungen. Als Referenz werden zudem eine Gas- und eine Ölfeuerung als Zentralheizung berücksichtigt. Als Brennstoffe werden dabei Heizöl extra leicht (HEL), Gas (Erdgas H), Holzpellets sowie Stückholz betrachtet. Im Folgenden werden die betrachteten Feuerungsanlagen kurz beschrieben:

- Ölzentralheizungen (Heizkessel, 1-stufige Anlage, Anpassung an Wärmebedarf durch An- und Ausschalten)
- Gaszentralheizungen (Gastherme, Modulationsbereich von 30 bis 100 % der maximalen Feuerungswärmeleistung, bei Wärmebedarf unter 30 % Feuerungswärmeleistung taktende Betriebsweise, spezifischer Wasserinhalt im Wärmetauscher 0,1 l/kW)
- mechanisch beschickter Pelletkessel (Modulationsbereich von 15 bis 100 % der maximalen Feuerungswärmeleistung, bei Wärmebedarf unter 15 % Feuerungswärmeleistung taktende Betriebsweise)
- handbeschickte Stückholzkessel mit Pufferspeicher (diskontinuierlich beschickt, tageweise Wärmebilanzierung im Modell, Aufteilung der Wärmeerzeugung in maximal drei Zeitfenstern, Abbranddauer maximal 5 h, Warmwasserbereitung immer in 1. Holzauflage)
- handbeschickte Einzelraumfeuerstätte (z.B. Kaminofen) repräsentativ als Zusatzheizung definiert (diskontinuierlich beschickt, deckt nur einen Teil des Wärmebedarfs (60 % des bilanzierten Energiebedarfs während der Betriebszeit der Einzelraumfeuerstätte), Betriebszeit nur in Abendstunden, Abbranddauer je Brennstoffauflage 1,5 h mit maximal 4 Abbränden je Betriebstag).

Die Wirkungsgrade und Mindest-Feuerungsleistung der einzelnen Anlagen können Tabelle 2 entnommen werden (Baumbach et al., 2010). Mit dem Überdimensionierungsfaktor können eine Sicherheitsreserve und die nötige Feuerungswärmeleistung für die Warmwassererwärmung berücksichtigt werden. Da Einzelfeuerstätten, die vornehmlich als Zusatzfeuerung genutzt werden, nicht den gesamten Endenergiebedarf bereitstellen müssen, wurde hier der Überdimensionierungsfaktor auf 0,5 verringert.

Tabelle 2: Übersicht der spezifischen Daten zu den Feuerungsanlagen.

Feuerungsanlage	Wirkungsgrad [%]	Überdimensionierung [-]	min. FWL
Ölzentralheizungen (Heizkessel)	97,2	1,4	18
Gaszentralheizungen (Gastherme)	97,2	1,4	18
mechanisch beschickter Pelletkessel	91,6	1,4	15
handbeschickte Stückholzkessel mit Pufferspeicher	90,1	1,7	20
handbeschickte Einzelraumfeuerstätte (z.B. Kaminöfen) als Zusatzheizung	70,0	0,5	6

Wirkungsgrad Kesselwirkungsgrad bzw. feuerungstechnischer Wirkungsgrad (Zusatzfeuerung - Kaminöfen)
 min FWL Mindest-Feuerungswärmeleistung

Zudem wurden die Kosten der Feuerungsanlagen für die jeweiligen Haustypen mit dem „Online-Wärmekostenrechner für Wohn- und Nichtwohngebäude²“ (Härdtlein et al., 2016) anhand der genannten Eigenschaften der beiden Haustypen (siehe Tabelle 1) berechnet. Beim Wärmekostenrechner werden jeweils die jährlichen kapitalgebundenen, betriebsgebundenen und verbrauchsgebundenen Kosten für die einzelnen Heizungstypen basierend auf Gebäudetyp und beheizter Nutzfläche berechnet. Die jährlichen Gesamtkosten (Annuität) (€/a) der einzelnen Heiztechnologien ergeben sich jeweils aus der Summe der drei annualisierten Kostenkomponenten. Die Gesamtkosten zum Basisjahr 2010 für die hier betrachteten Gebäudetypen und Heizungsarten können Tabelle 3 entnommen werden. Die hier dargestellten Kosten enthalten weder die Mehrwertsteuer noch die Energiesteuer, weil eine Bewertung aus Sicht der Gesellschaft erfolgen soll; bei Steuern handelt es sich um einen Geldtransfer an den Staat, das Geld ist dadurch noch nicht ausgegeben. Für Einzelfeuerungsstätten wie z.B. Kaminöfen sind keine Kosten berechnet worden, da diese lediglich als Zusatzfeuerung genutzt werden und somit in ihren jährlichen Kosten nicht mit den anderen Heizungsarten vergleichbar sind.

Tabelle 3: Annuität der Heizkosten für die betrachteten Feuerungstypen (ohne Einzelfeuerungsstätten) ohne MWSt.

[€2010]	HEL (Heizöl EL)	GAS (Brenngas)	Pellets (Holzpellets)	Stückholzkessel
Haustypen:				
Einfamilienhaus	2.564	2.315	3.328	3.043
Mehrfamilienhaus	6.040	5.184	6.713	6.762

² Noch nicht veröffentlicht/online.

2.3 Zusammensetzung der untersuchten Szenarien

Da es hinsichtlich der Schadstoffemissionen eine Bandbreite zwischen besseren und schlechteren Anlagen gibt, wird eine Bandbreite angegeben, die von den Emissionsfaktoren der schlechtesten bis zur besten Anlage reicht. Allerdings kann nicht die ganze Bandbreite der in der Praxis anzutreffenden Zustände und Besonderheiten im Detail abgebildet werden. Daher wird der Stand der Anlagen in drei Klassen berücksichtigt:

- Realitätsnah als Stand der Technik (st)
- Best Case als zukünftige Anlagentechnik (bc)
- Worst Case als veraltete bzw. falsch betriebene Anlage (wc)

Als Stand der Technik werden dabei neuere Anlagen betrachtet, die richtig installiert, gut gewartet sind, sowie mit angepasster Brennstoffqualität betrieben werden. In dieser Klasse sind daher Anlagen mit vergleichsweise geringen Emissionen vertreten. Die Klasse „Worst Case“ enthält hingegen Konzentrationsverläufe mit erhöhten Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, verursacht durch den Anlagenzustand oder das Betreiberverhalten. In der Klasse „Best Case“ wird eine Verbesserung des Emissionsverhaltens und/oder der Einsatz von Abgasreinigungseinrichtungen, letzteres bei Holz- und Pelletfeuerungen, beschrieben. Zudem ist auch eine Verbesserung der Regelungstechnik und des Gebäudewärmemanagements berücksichtigt. So wird für diese Klasse eine Halbierung der Schaltheufigkeit angenommen.

In Kombination mit den betrachteten zwei Haustypen und fünf Feuerungstypen/Brennstoffen an jeweils zwei Standorten ergeben sich somit insgesamt 60 Szenarien. Abbildung 2 zeigt die Zusammensetzung der Szenarien beispielhaft anhand des Feuerungstyps „Ölheizung“.

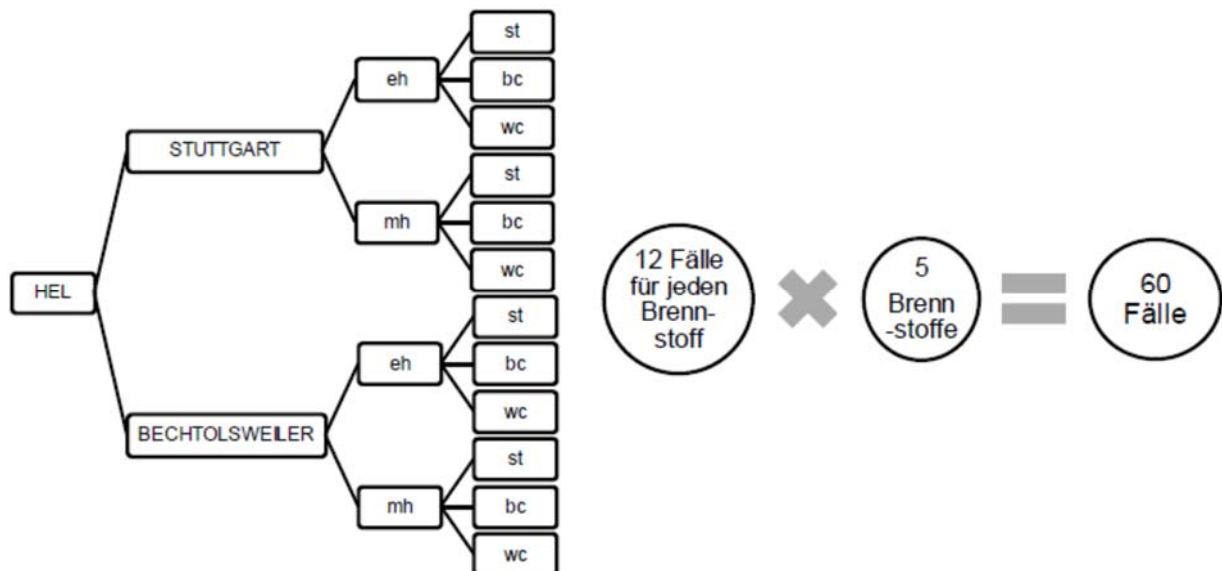


Abbildung 2: Übersicht über die Zusammensetzung der betrachteten Szenarien.

Im Folgenden werden die in den Berechnungen verwendeten Bezeichnungen kurz erläutert:

- Feuerungstypen:
 - HEL: Ölzentralheizung
 - GAS: Gaszentralheizung:
 - PELLET: Mechanisch beschickter Pelletkessel
 - HOLZ: Handbeschickter Stückholzkessel mit Pufferspeicher
 - KAMIN: Handbeschickte Einzelraumfeuerstätte
- Haustypen:
 - eh: Einfamilienhaus
 - mh: kleines Mehrfamilienhaus
- Standorte:
 - 12: Stuttgart
 - 6: Bechtoldsweiler

Das Szenario, welches eine Ölzentralheizung in einem Einfamilienhaus in Stuttgart im Fall „Stand der Technik“ betrachtet, hat somit die Bezeichnung „HEL_eh_12_st“. In jedem Szenario werden jeweils die relevanten Treibhausgase und Luftschadstoffe bestimmt. Diese umfassen Feinstaub (PM2.5 und PM10), Stickstoffoxide ($\text{NO}_x = \text{NO}$ und NO_2), Benzo(a)pyren (BaP), Schwefeldioxid (SO_2 , nur bei Heizöl), flüchtige organische Verbindungen einschließlich Methan (VOC als Gesamt-C sowie ohne Methan NMVOC) und Kohlenmonoxid (CO). Die für Klimaschäden relevanten Gase werden entsprechend des Gebäudetyps bzw. Energiebedarfs und Feuerungstyps als CO_2 -Äquivalente unabhängig von den drei betrachteten Klassen des Anlagenstands angegeben.

3 Ermittlung der Emissionen durch die betrachteten Feuerungstypen

3.1 Vorgehensweise bei der Emissionsmodellierung

In Abhängigkeit von Brennstoff und Feuerungsprinzip entstehen bei der thermischen Umwandlung unterschiedliche Emissionen. Die Vorgehensweise bei der Emissionsmodellierung entspricht der im Bericht „Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV“ (Baumbach et al., 2010) beschriebenen Vorgehensweise. Statt eines Modellgebietes werden je zwei Wohngebäude an den beiden Standorten Stuttgart und Bechtoldsweiler berechnet. Ausgehend vom Wärmebedarf der Gebäude und den Emissionsverläufen, werden für jedes Szenario die entsprechenden Emissionsmassenströme in Abhängigkeit von der Außentemperatur als Jahres-Emissionszeitreihen in stündlicher Auflösung berechnet. Das Vorgehen wird im Folgenden kurz erläutert, für eine detaillierte Beschreibung wird auf den Bericht von Baumbach et al. (2010) verwiesen.

Der Emissionsmassenstrom ergibt sich aus den Verläufen von Abgasvolumenstrom und Emissionskonzentration. Der Abgasvolumenstrom hängt von der Brennstoffart und der momentanen Feuerungswärmeleistung der Heizung ab, die im Wesentlichen vom aktuellen Wärmebedarf des Gebäudes bestimmt wird. In Abbildung 3 ist der prinzipielle Aufbau des Emissionsmodells dargestellt.

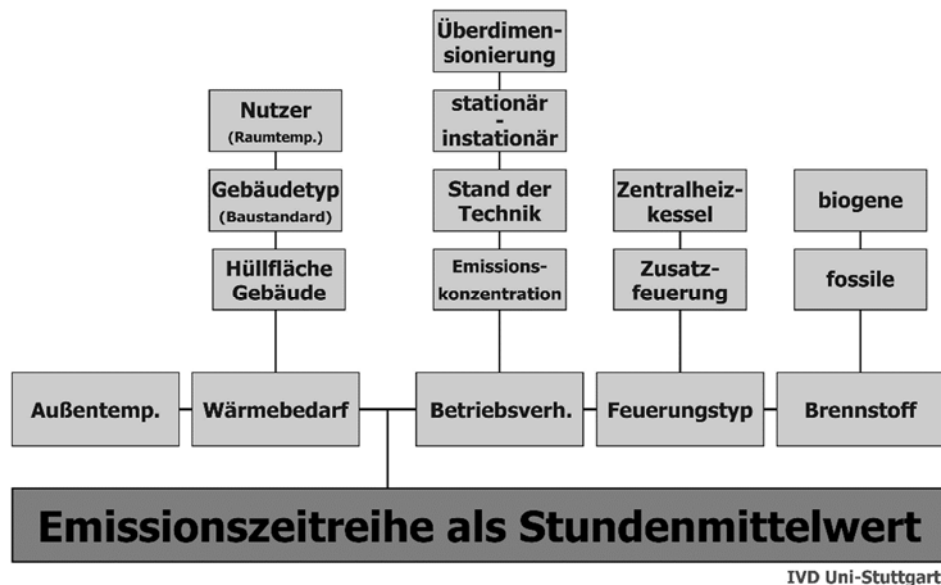


Abbildung 3: Prinzipieller Aufbau des Emissionsmodells (die berechneten Emissionskonzentrationen sind abhängig vom Brennstoff, Feuerungstyp und vom Betriebsverhalten der Anlage).

Die Eingangsemissionskonzentrationen und die spezifischen Kesseldaten sind überwiegend aus den Ergebnissen und Datensammlungen eigener Forschungsvorhaben abgeleitet. Des Weiteren wurden Daten für Pellets, Stückholzfeuerungen und Zusatzfeuerungen aus Prüfberichten zur Normprüfung der Geräte und aus Schornsteinfegermessungen herangezogen (siehe auch Baumbach et al., 2010). Insgesamt setzen sich die Emissionen der Anlagen aus je einem Emissionsanteil für stationäre und instationäre Betriebszustände zusammen. Die stationären Betriebszustände geben die Emissionen während des kontinuierlichen Betriebs der Anlagen wieder und würden im günstigsten Fall den Emissionsangaben von z.B. Typenprüfungen entsprechen. Im instationären Betriebszustand werden alle anderen Zustände (z.B. Brennerstart bei Öl-/Gasfeuerungen, Regelvorgänge bei mechanisch beschickten Holzfeuerungen oder Anbrennvorgänge bei handbeschickten Einzelfeuerstätten) zusammengefasst und als Mehremission bewertet. Der Emissionskonzentrationsverlauf mit stationären und instationären Anteilen ist am Beispiel einer Öl- bzw. Gasfeuerung in Abbildung 4 dargestellt. Die genaue Berechnung der stationären bzw. instationären Zustände und der entsprechenden Abgasströme kann Baumbach et al. (2010) entnommen werden.

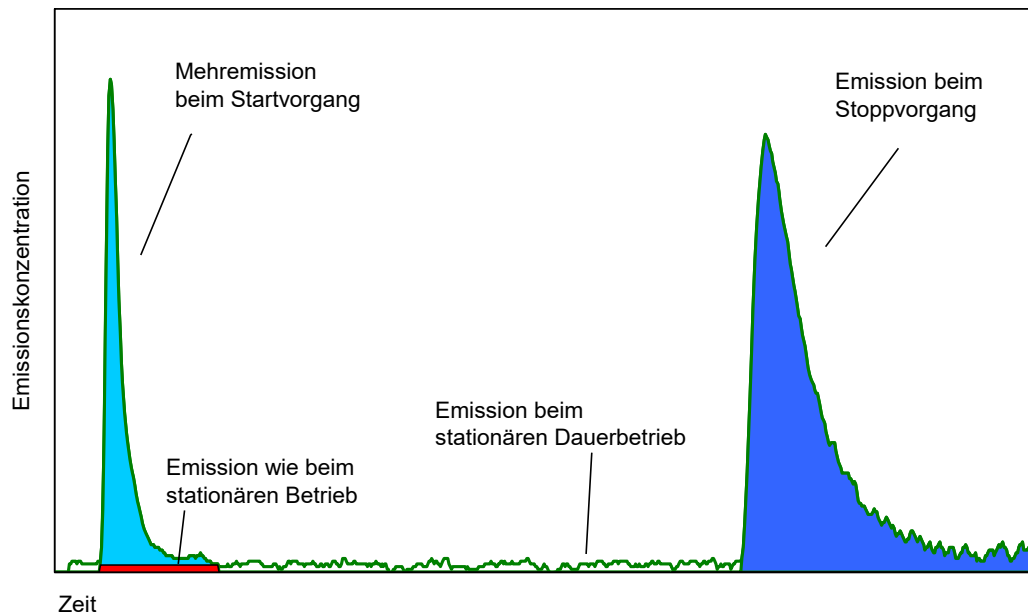


Abbildung 4: Verlauf der Emissionskonzentrationen (z.B. CO, VOC) beim Start/Stopp-Betrieb eines Öl- bzw. Gasbrenners (Struschka et al., 2000).

Aus der Jahressumme der Massenströme und des Energieverbrauchs eines Gebäudes kann zudem der mittlere Emissionsfaktor für die jeweilige Emissionskomponente berechnet werden. Flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC) können mit brennstoff- und anlagenspezifischen Faktoren aus VOC berechnet bzw. skaliert werden. Die Emissionen an SO₂ für Heizöl EL werden ebenfalls in stündlicher Auflösung angegeben, die Berechnung basiert allerdings ausschließlich auf dem Brennstoffeinsatz mit brennstoffspezifischem Emissionsfaktor. Der Brennstoffeinsatz kann anhand des Gebäudewärmebedarfs und der für die ausgewählten Feuerungstypen festgelegten Wirkungsgrade (siehe Tabelle 2) entsprechend berechnet werden. Da CO₂ für die Immissionsmodellierung nicht relevant ist, werden hier keine Zeitreihen berechnet. Stattdessen werden CO₂-Emissionen aus dem berechneten Endenergieverbrauch mit Hilfe brennstoffspezifischer CO₂-Emissionsfaktoren berechnet.

3.2 Modellierung des Energiebedarfs

3.2.1 Modellbeschreibung und Eingangsdaten

Die Außentemperatur gibt in Abhängigkeit von den Parametern Nutzer (Raumtemperatur), Gebäudetyp (Gebäudeform und Gebäudestandard) und Hüllfläche (Gebäudekompaktheit als Verhältnis von Volumen zu Umhüllungsflächen) einen Wärmebedarf vor. Der Wärmebedarf bzw. der Endenergiebedarf für die Gebäude wird z.B. in Anlehnung nach DIN V 4701 (Blatt 10) entsprechend der auf das Gebäude einwirkenden Wärmeflüsse berechnet. Diese sind schematisch in Abbildung 5 dargestellt.

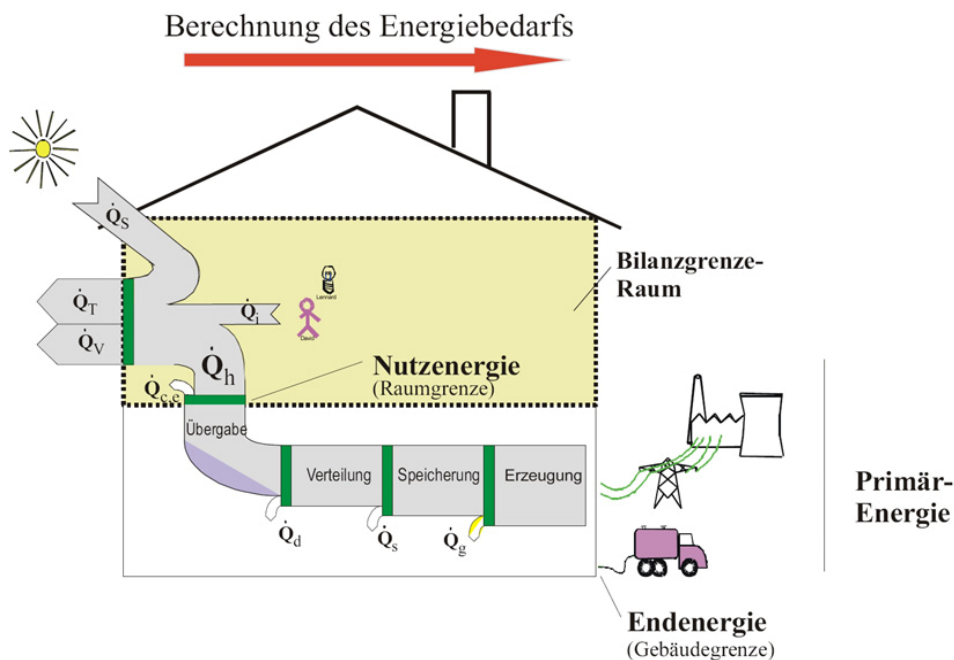


Abbildung 5: Berechnung des Endenergiebedarfs nach DIN V 4701 Blatt 10.

Zur Ermittlung des Energieverbrauchs der Anlagen wird jedoch ein vereinfachtes Modell zur Berechnung des außen temperaturabhängigen Wärmebedarfs der beiden Gebäude genutzt. Diese Vereinfachung wird dadurch erreicht, dass die Lüftungswärmeverluste durch die nutzbaren solaren und internen Wärmegewinne genau kompensiert werden. Somit ist der Heizwärmebedarf gleich dem Transmissionswärmeverlust. Der Heizwärmebedarf wird Null, sobald die Außentemperatur einen Grenzwert, die Heizgrenztemperatur, überschreitet. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, dass die Heizgrenztemperatur infolge von solaren und inneren Wärmegewinnen bei 15°C liegt (VDI 3807 Blatt 1).

Der Transmissionswärmeverlust eines Gebäudes innerhalb eines Bilanzierungszeitraums ergibt sich aus der Summe der Außenflächen, multipliziert mit dem zugehörigen mittleren Wärmedurchgangskoeffizienten und der Differenz zwischen Außentemperatur und Gebäudeinnentemperatur. Der Wärmedurchgangskoeffizient beschreibt die bauphysikalischen Wärmeschutzanforderungen, die sich je nach Baustandard bzw. Baualter unterscheiden. Mit den Stundenmittelwerten der Außentemperaturen am Gebäudestandort, die unterhalb der Heizgrenztemperatur liegen, kann für alle Stunden des Jahres die Temperaturdifferenz gebildet werden. Das Produkt aus einer Stunde und der Temperaturdifferenz ergibt den Gradtagszahlfaktor [K·h]. Somit kann mit diesem Verfahren der Heizwärmebedarf aus den Transmissionswärmeverlusten der Gebäudehülle und der Differenz zwischen mittlerer Außen- und Innentemperatur berechnet werden. Damit ist in erster Näherung der Heizwärmebedarf nur noch von der Temperaturdifferenz zwischen der mittleren Innen- und Außentemperatur und den spezifischen Gebäudedaten abhängig, welche Tabelle 1 entnommen werden können. Dabei ist der mittlere Verlauf der Innentemperatur abhängig vom jeweiligen Nutzertyp. Die mittlere Sollinnentemperatur wurde auf 19°C festgelegt, die Vornorm DIN V 18599 gibt hier 21°C vor. Im Einfamilienhaus wurde der Nutzertyp 1 und im Mehrfamilienhaus der Nutzertyp 2 angesetzt:

(1) **Nutzertyp 1** (Wärmebedarf „Berufstätig“):

Nutzertyp 1 zeichnet sich mit einer mittleren Innenraumtemperatur von 18,3°C aus, die

sich aus einer Sollinnentemperatur von 19°C und einem um 3 K abgesenkten Betrieb zwischen 23 – 6 h ergibt.

(2) **Nutzertyp 2** (Wärmebedarf „Familie/Rentner“):

Nutzertyp 2 zeichnet sich mit einer mittleren Innenraumtemperatur von 19°C aus, da hier ein 24 h-Betrieb der Heizungsanlage angesetzt wurde.

Dabei ist zu beachten, dass die 19°C eine mittlere Temperatur über alle beheizten Räume sind, im Wohnzimmer ist es sicherlich deutlich wärmer.

Da Stückholzfeuerungen (Stückholzkessel und Kaminöfen) diskontinuierlich betrieben werden, muss für die Berechnung der Emissionszeitreihen eine weitere Information zur Verfügung stehen, die das Zeitfenster für einen Betrieb der Stückholzfeuerung beschreibt. In Abbildung 6 sind beispielhaft der Verlauf der Innenraumtemperatur und die Zeitfenster für den Betrieb eines Stückholzkessels aufgetragen.

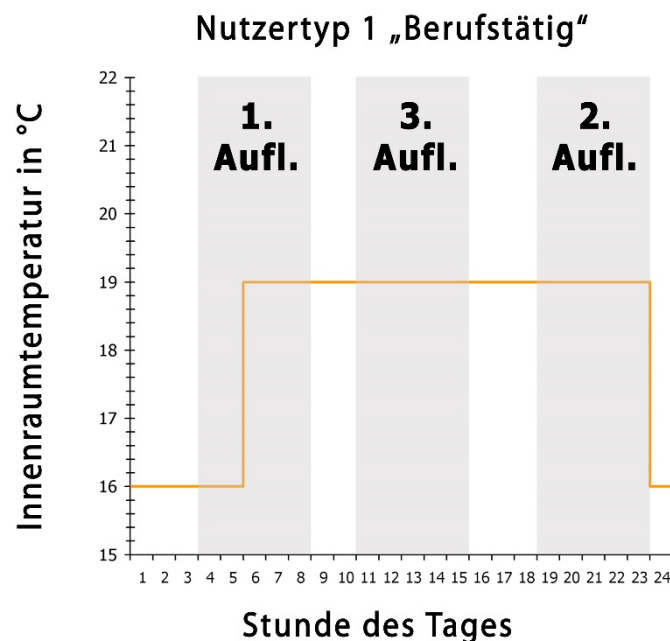


Abbildung 6: Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster des Stückholzkessels.

Die grauen Flächen repräsentieren die möglichen Betriebszeiten für einen Stückholzkessel. Die 1. Startzeit findet bei Nutzertyp 1 um 4 Uhr statt. Mit einer Brennstoffauflage kann hierbei eine Abbranddauer von maximal 5 h realisiert werden. Da davon ausgegangen wurde, dass in der Regel zwei Brennstoffauflagen erfolgen, wurde die Brennstoffauflage um 19 Uhr als 2. Auflage bezeichnet. Bei großem Wärmebedarf ist allerdings eine 3. Brennstoffauflage erforderlich. Diese findet dann um 11 Uhr vormittags statt.

Zusatzfeuerungen (wie z.B. Kaminöfen) werden nur in den Abendstunden betrieben und werden je nach Nutzertyp durch ein Betriebszeitfenster definiert. Ein beispielhaftes Tagesprofil für eine Zusatzfeuerung ist in Abbildung 7 aufgetragen.

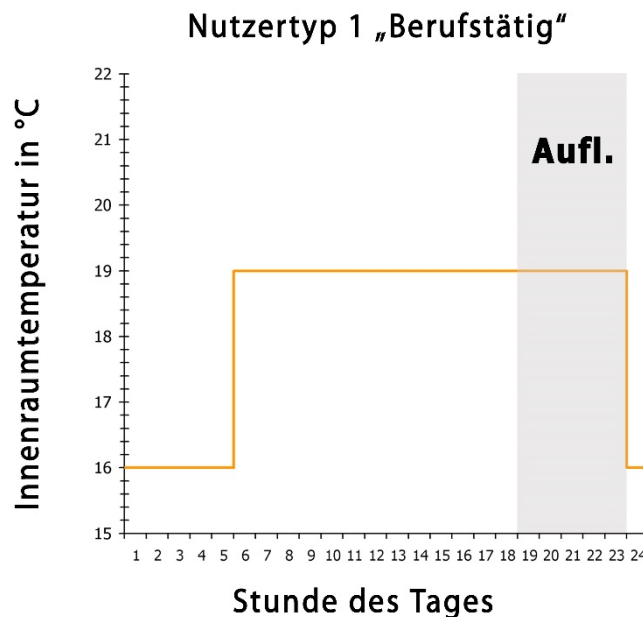


Abbildung 7: Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster der Zusatzfeuerung.

Die Anzahl der Brennstoffauflagen und die Nachlegezeitpunkte wurden so gewählt, dass eine möglichst realitätsnahe Betriebsweise simuliert wird. Für die anderen Nutzertypen wurden ebenfalls entsprechende Zeitfenster festgelegt.

Im Rechenmodell wird davon ausgegangen, dass der Wärmebedarf für die Warmwassererwärmung bei Zentralheizungen durch den Heizkessel gedeckt wird. Daher muss in diesen Fällen zusätzlich zum Heizwärmebedarf auch der Warmwasserenergiebedarf berechnet werden. Hierbei soll ein vorhandener Warmwasserspeicher zweimal am Tag (morgens mit 60 % und abends mit 40 % vom Gesamtwärmebedarf zur Warmwassererzeugung) aufgeladen werden. Für die Energiebereitstellung mit einem Stückholzkessel soll die Energiebereitstellung für Warmwasser mit der ersten Auflage bereitgestellt werden. Der Warmwasserwärmebedarf wird nach VDI 2067 (Blatt 4) mit $3.000 \text{ Wh}/(\text{Person} \cdot \text{d})$ angesetzt. Beim Einfamilienhaus werden 3 und für das kleine Mehrfamilienhaus werden für die Berechnung des Warmwasserbedarfs 27 relevante Personen angesetzt.

3.2.2 Jahresenergiebedarf und installierte Kesselleistung

Die gebäudespezifischen Ergebnisse der Modellierung des Endenergiebedarfs können Tabelle 5 entnommen werden. Die Berechnung der installierten Kesselleistung wurde nach dem Heizgradverfahren durchgeführt, mit einer niedrigsten Außentemperatur je nach Temperaturregion (siehe Tabelle 4) nach DIN EN 12831 (2003) und einem Überdimensionierungsfaktor für die Feuerungsanlage (siehe Tabelle 2).

Tabelle 4: Übersicht der niedrigsten Außentemperaturen der herangezogenen Temperaturregion (TRY) mit dazugehöriger Gradtagszahl GT19.

TRY	Außentemperatur [°C]	Gradtagszahl GT19 [K*d]
6	- 14	4.377
12	- 12	3.099

Tabelle 5: Ergebnisse der Modellierung des Endenergiebedarfs und weitere Kennwerte für die betrachteten Gebäude.

betrachtete Gebäudeart und Temperaturregion	kleines Mehrfamilienhaus		Einfamilienhaus	
	TRY 12	TRY 6	TRY 12	TRY 6
mittlere Jahresaußentemperatur in °C	10,4	6,7	10,4	6,7
Heiztage HT15 *	251	315	251	315
Gradtagszahl GT19	3.099	4.377	3.099	4.377
installierte Feuerungswärmeleistung in kW	36		18	
relative Kesselauslastung ** in %	26,5	33,4	16,1	21,5
rel. Kesselauslastung Heiztage ** in %	34,1	37,6	21,9	24,9
spezifischer Jahresenergiebedarf Heizen (bereinigt über Gradtagszahl) in kWh/(m ² a)	118	114	166	163
Deckungsanteil Zusatzfeuerung in %	14	19	16	20

* Außentemperatur liegt über 15 °C

** am Beispiel für Ölzentralheizungen (für die anderen berechneten Zentralheizung sind die Ergebnisse ähnlich)

Neben den gebäudespezifischen Energiebedarfen für Heizung und Warmwasser berücksichtigen die für die Bestimmung der Emissionen verwendeten Aktivitätsdaten auch entsprechende Verluste und Verbräuche durch die Heizungsanlagen selbst bzw. deren Effizienzgrade in Form von Kesselwirkungsgraden. Daher unterscheidet sich die absolute Höhe des Endenergieverbrauchs zwischen den einzelnen Szenarien in Bezug auf Feuerungs- und Haustypen, nicht jedoch mit der Fallunterscheidung mit Blick auf den Stand der Technik.

3.2.3 Verläufe des Endenergieverbrauchs

In Abbildung 8 und Abbildung 9 sind die zeitlichen Jahresverläufe des Energiebedarfs in monatlicher Auflösung für die beiden berechneten Gebäude für die Temperaturregion TRY 12 am Beispiel des Pelletkessels dargestellt.

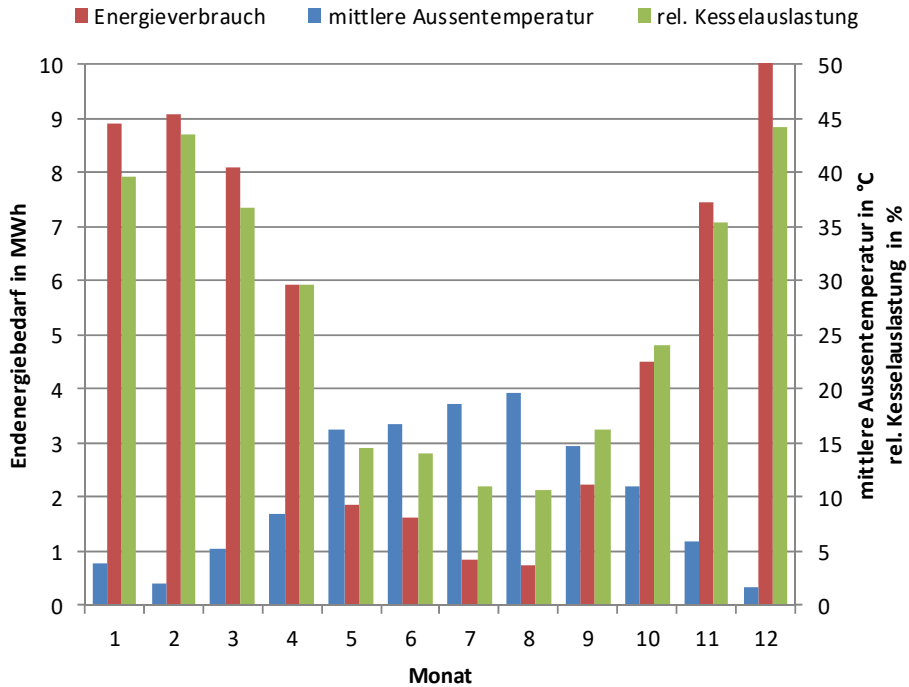


Abbildung 8: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Kesselauslastung für das kleine Mehrfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Pelletkessel).

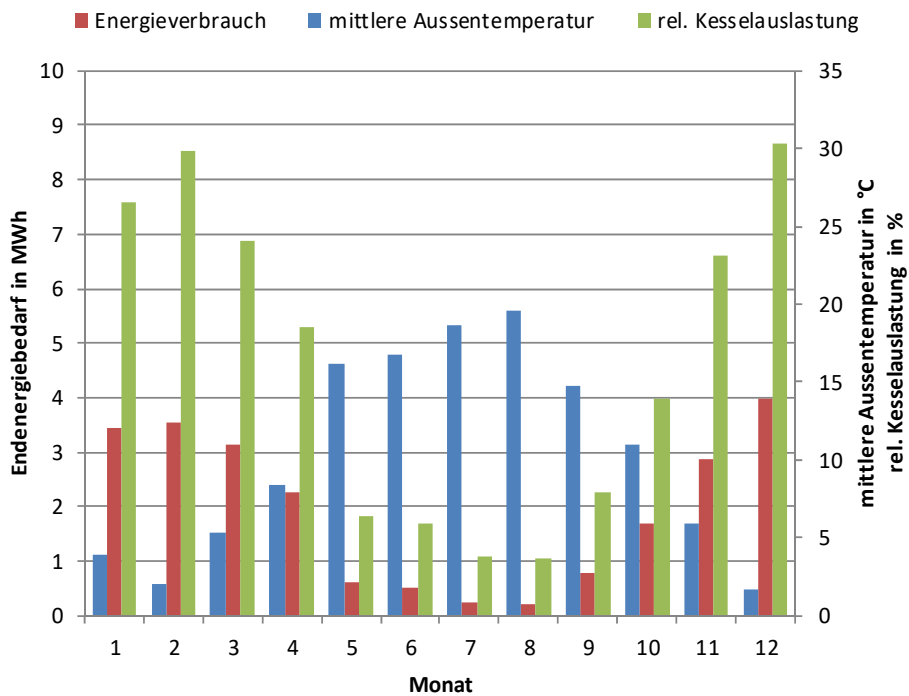


Abbildung 9: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das Einfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Pelletkessel).

Hier ist zu erkennen, dass der Energiebedarf (rot) der Außentemperatur (blau) spiegelbildlich folgt. Die relative Kesselauslastung (grün) liegt während der Heizperiode im Mittel beim kleinen Mehrfamilienhaus bei 34 % und beim Einfamilienhaus bei ca. 22 %. In der Übergangszeit und den Sommermonaten liegt die relative Kesselauslastung entsprechend niedriger. Der Verlauf des Endenergiebedarfs ist vom Wirkungsgrad der Feuerungsanlage abhängig und somit fällt je nach Wirkungsgrad des Feuerungstyps das Niveau der Heizleistung anders aus. Für Heizöl- und Gaskessel wurde der gleiche feuerungstechnische Wirkungsgrad angenommen und somit sind der Verlauf und das Niveau des Endenergiebedarfs gleich. Pelletkessel haben jedoch einen ca. 6 % niedrigeren Kesselwirkungsgrad und damit einen höheren Endenergiebedarf.

Bei diskontinuierlich beschickten Feuerungsanlagen findet eine tagesweise Bilanzierung des Endenergiebedarfs statt. Die bilanzierte Endenergie wird in definierten Betriebszeitfenstern durch die Feuerungsanlage bereitgestellt. In Abbildung 10 ist beispielhaft der Verlauf des Endenergiebedarfs, der mittleren Außentemperatur und der mittleren relativen Kesselauslastung für das kleine Mehrfamilienhaus und in Abbildung 11 für das Einfamilienhaus (Standorte jeweils Temperaturregion TRY 12) für einen Stückholzkessel mit Pufferspeicher als mittlere Monatswerte aufgetragen.

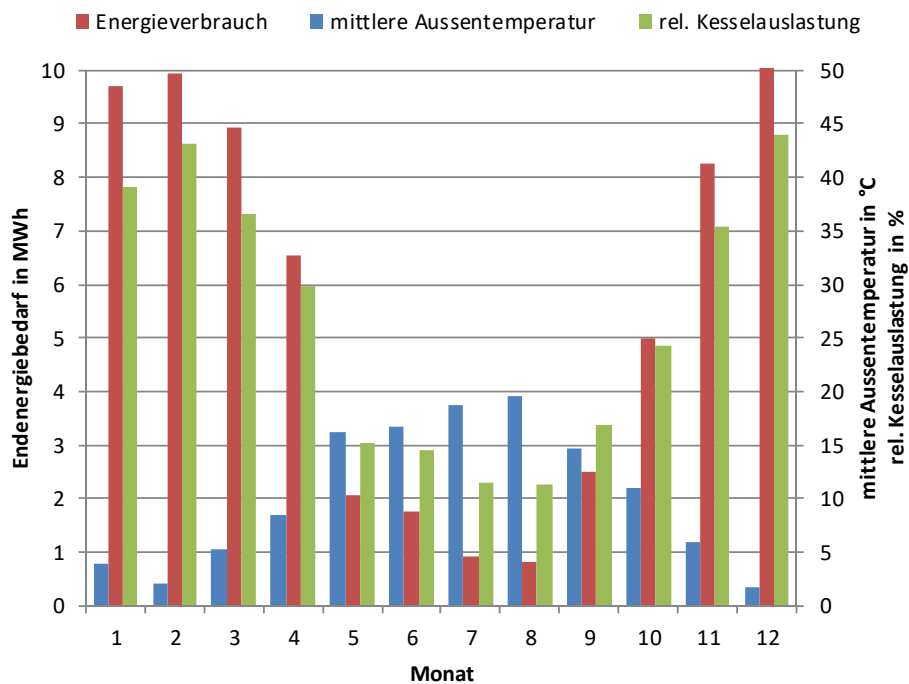


Abbildung 10: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das kleine Mehrfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Stückholzkessel mit Pufferspeicher).

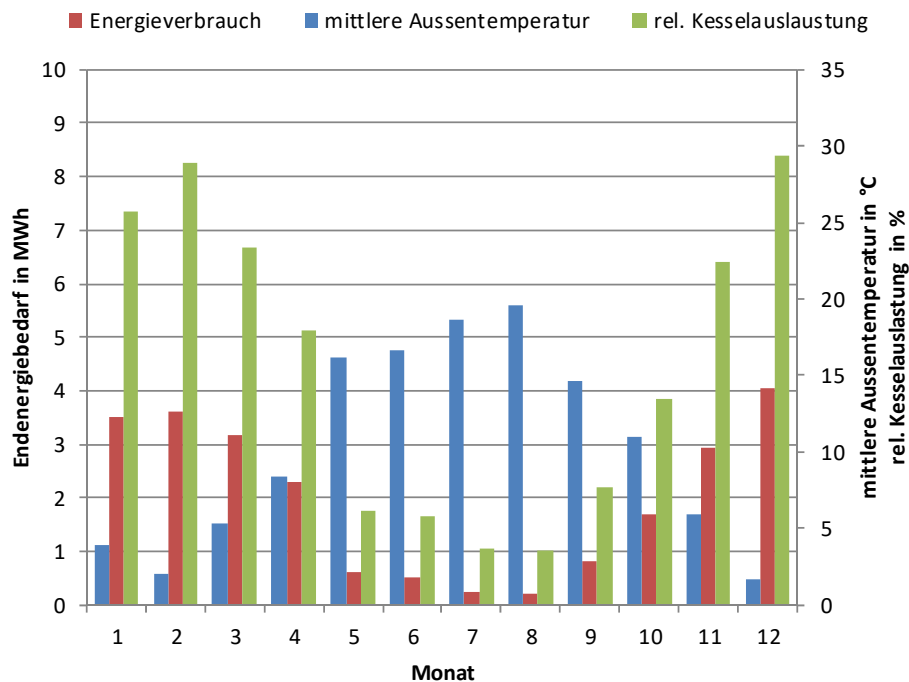


Abbildung 11: Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Auslastung für das Einfamilienhaus für die Temperaturregion TRY 12 (Stückholzkessel mit Pufferspeicher).

3.3 Emissionsmassenströme und -zeitreihen

Nachfolgend werden am Beispiel des Einfamilienhauses für die betrachteten Feuerungsanlagen und Brennstoffe die Emissionsverläufe beispielhaft diskutiert.

In Abbildung 12 ist für das Einfamilienhaus in der Temperaturregion TRY 12 der Jahresverlauf der Emissionen für den Brennstoff Heizöl EL und in Abbildung 13 für den Brennstoff Erdgas H dargestellt. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine Start/Stop-Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). Bei geringerer Außentemperatur bedeutet dies einen höheren Energiebedarf und somit einen höheren Brennstoffeinsatz mit entsprechend hohem Abgasmassenstrom. Die Emissionskomponente NO_x ist damit direkt an den Abgasmassenstrom bzw. an den Energiebedarf gekoppelt. Für die weiteren Komponenten PM10 (grün), Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang nicht gegeben. Bei diesen Emissionskomponenten wurden Mehremissionen für die Start/Stop-Vorgänge hinterlegt. Je nach relativer Kesselauslastung und Modulationsbereich ergeben sich mehr oder weniger Schaltvorgänge und dementsprechende Emissionsströme.

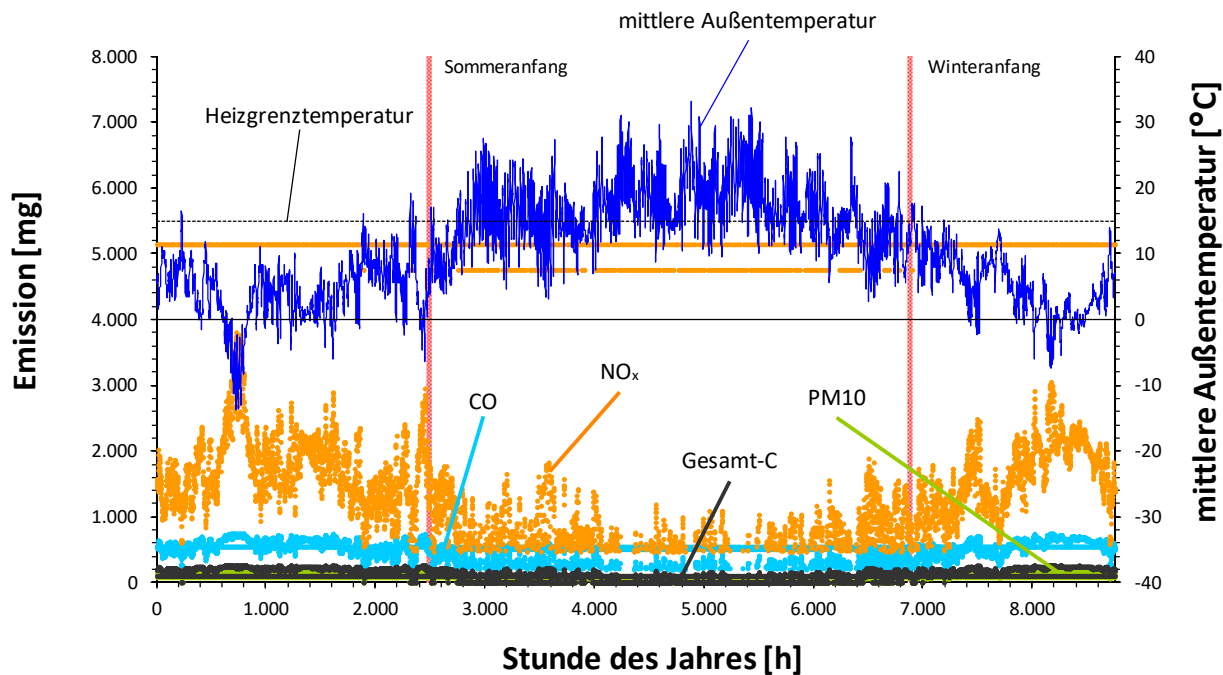


Abbildung 12: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Ölzentralheizung (Brennstoff Heizöl EL) für die Temperaturregion TRY 12.

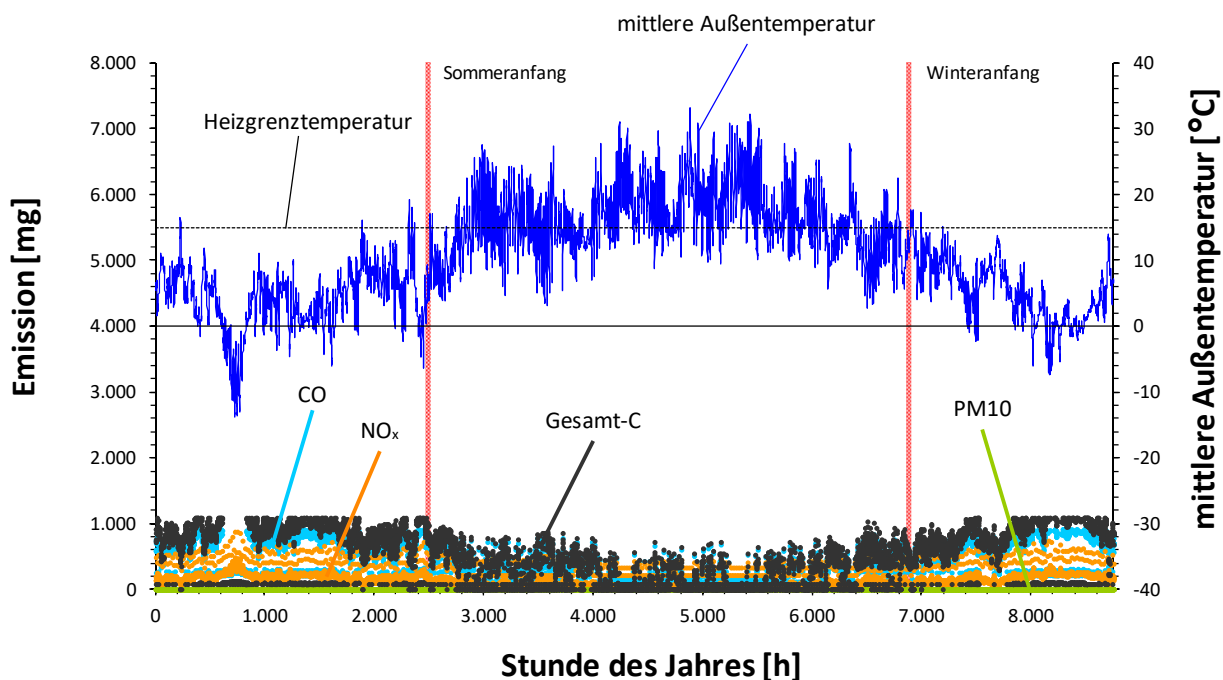


Abbildung 13: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Gaszentralheizung (Gastherme, Brennstoff Erdgas H) für die Temperaturregion TRY 12.

In Abbildung 14 ist beispielhaft für das Einfamilienhaus in der Temperaturregion TRY 12 für den Brennstoff Holzpellets der Jahresverlauf für verschiedene Emissionen aufgetragen. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine instationären Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). NO_x ist somit wie bei Heizöl EL und Erdgas H direkt an den Abgasmassenstrom bzw. Endenergiebedarf gekop-

pelt. Für die weiteren Komponenten PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang für das Winterhalbjahr ebenfalls zu erkennen. Im Bereich niedriger Außentemperaturen, d.h. wenn sich aufgrund des höheren Heizwärmebedarfs eine relative Kesselauslastung von mehr als 15 % (festgelegte Modulationsgrenze) ergibt, sind geringere Emissionen feststellbar. Diese können den stationären Emissionen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden. Bei den Emissionen PM10 und Gesamt-C wurden Mehremissionen für die instationären Vorgänge hinterlegt. Sobald die relative Kesselauslastung unter 15 % sinkt, fängt der Pelletkessel an zu takten und die Mehremissionen bestimmen die Gesamthöhe der Emissionen.

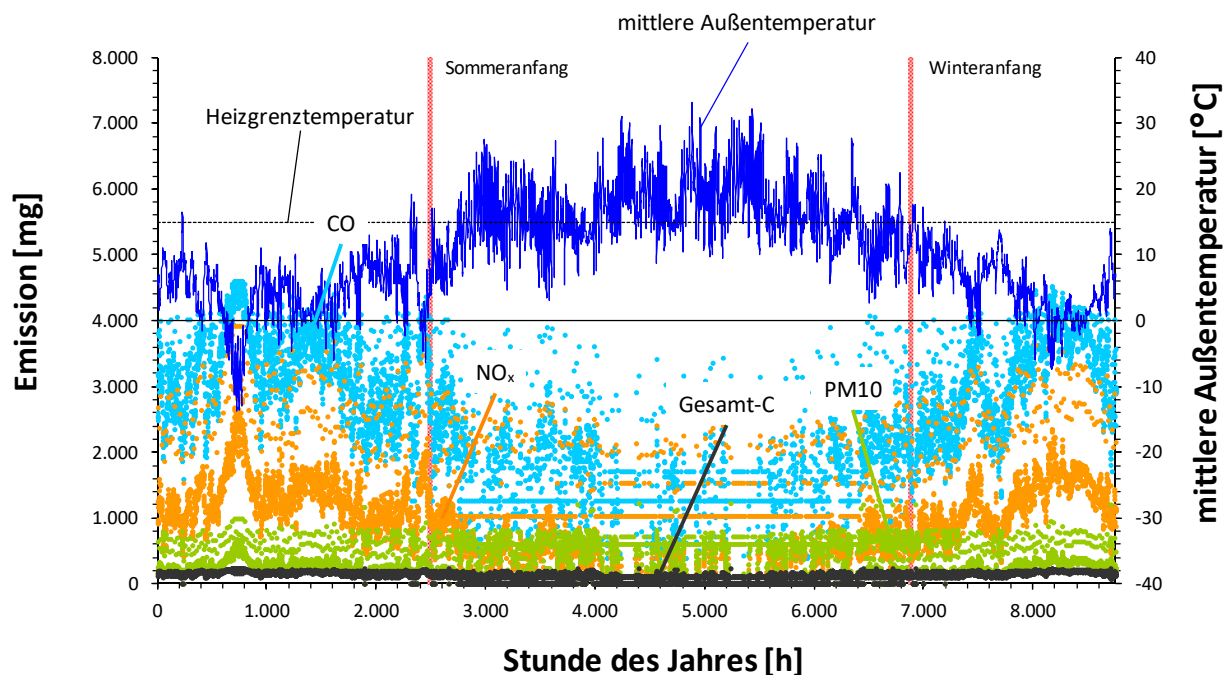


Abbildung 14: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Pelletkessel (Brennstoff Holzpellets) für die Temperaturregion TRY 12.

Wird das exemplarisch betrachtete Einfamilienhaus nicht mit einer automatisch beschickten, sondern mit einer manuell beschickten Feuerungsanlage (Stückholzkessel) beheizt, ergibt sich in der Struktur ein anderer Jahresverlauf der Emissionen. In Abbildung 15 ist beispielhaft für das Einfamilienhaus für eine Stückholzfeuerung mit Pufferspeicher der Jahresverlauf für verschiedene Emissionen aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass sich bei jeder Emissionskomponente zwei Linien mit den gleichen Emissionssummen bilden. Die obere Linie repräsentiert die Emissionssumme bei instationären Betriebszuständen, die alle der 1. Stunde des jeweiligen Abbrandes zugeordnet wurden. Die untere Linie gibt die Emissionen bei Volllast wieder. Die Emissionen für den Teillastbereich bewegen sich zwischen den beiden Linien. Werte unter der Volllastlinie sind Emissionen von Stunden, bei denen die Feuerungsanlage nicht die volle Stunde in Betrieb ist.

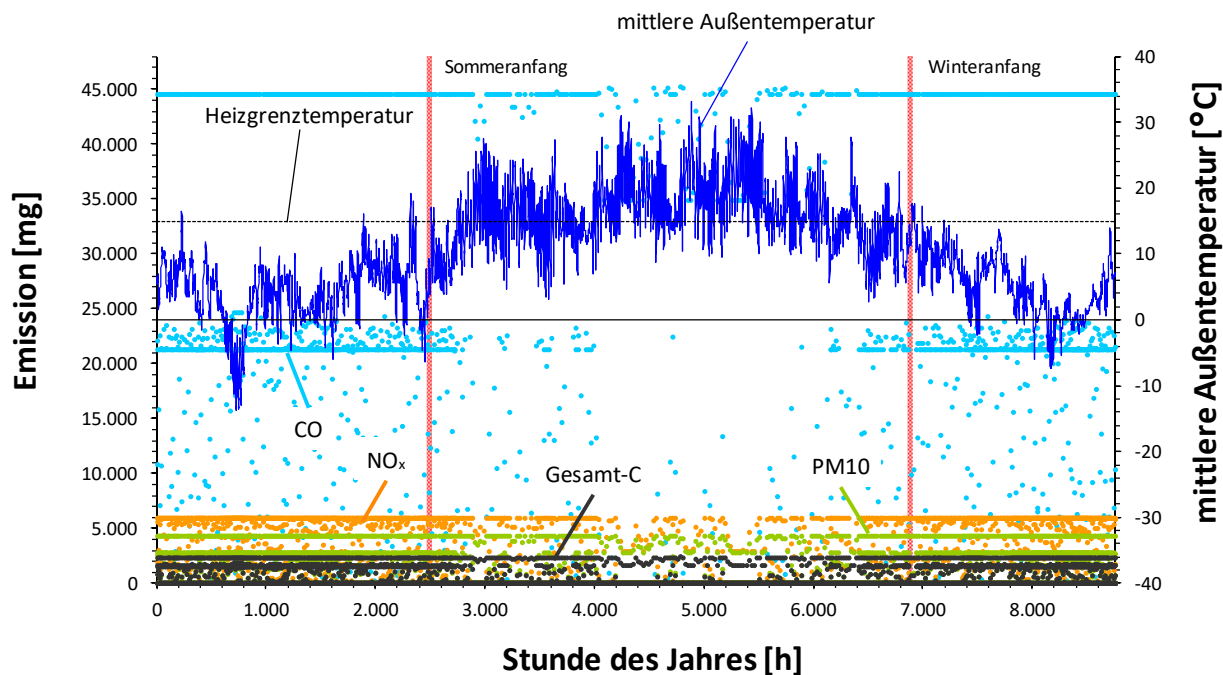


Abbildung 15: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit Stückholzkessel mit Pufferspeicher für die Temperaturregion TRY 12.

Zusatzfeuerungen decken nur einen Teil des Endenergiebedarfs für das berechnete Gebäude, da dieser Feuerungstyp definitionsgemäß hier nur in den Abendstunden betrieben wird. Des Weiteren kann die Zusatzfeuerung nur ca. 60 % des Endenergiebedarfs in diesem Zeitfenster decken. In Abbildung 16 sind für das exemplarisch gezeigte Gebäude die Jahresverläufe der Emissionen für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) für eine Zusatzfeuerung aufgezeigt.

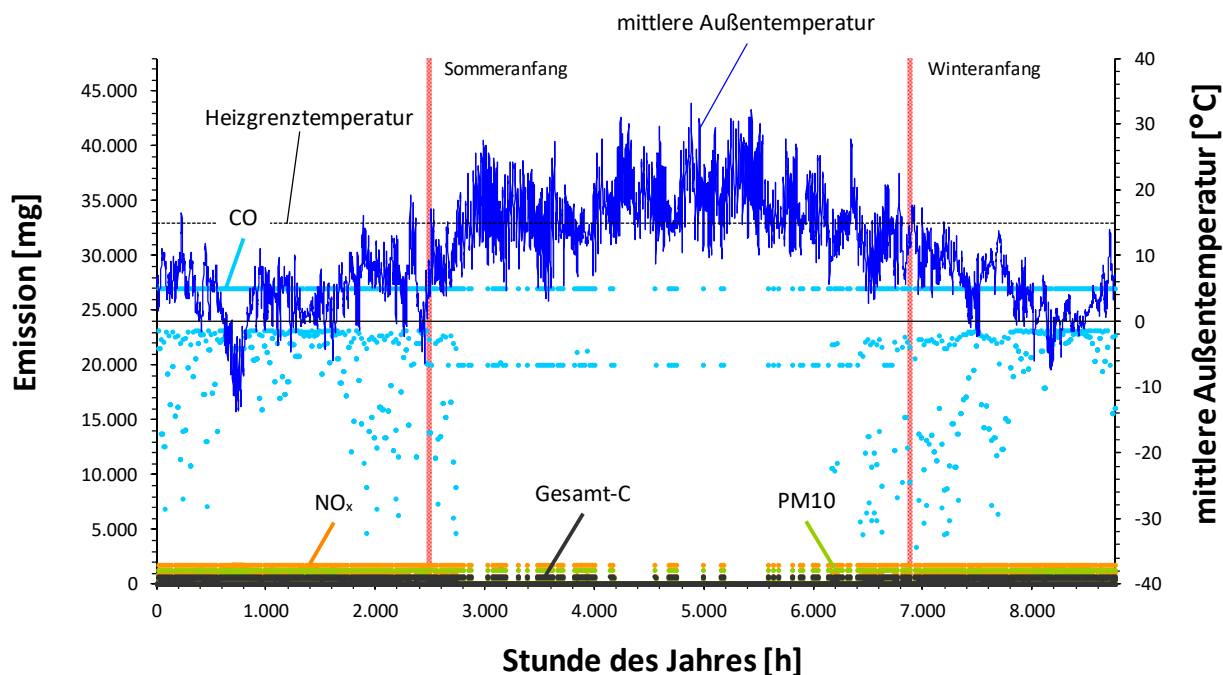


Abbildung 16: Jahresverläufe der Emissionen für das Einfamilienhaus mit einer Zusatzfeuerung für die Temperaturregion TRY 12.

In der 18. Stunde wird die Zusatzfeuerung angefeuert. In dieser Stunde sind hohe Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung durch den Abbrennvorgang zu verzeichnen. In den weiteren Stunden wird die Zusatzfeuerung unter Volllast betrieben und es werden entsprechend niedrigere Emissionsfaktoren erreicht. Diese Emissionswerte können dann in etwa denen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden.

3.4 Bestimmung der Emissionsfaktoren

3.4.1 Direkte Emissionen

Aus dem Verhältnis der Jahressumme der Massenströme und des Endenergieverbrauchs eines Gebäudes (unter Berücksichtigung des Heizungstyps) ergibt sich der mittlere Emissionsfaktor für die jeweilige Emissionskomponente. Mit Hilfe der Emissionsfaktoren können Emissionen auch von anderen Gebäudetypen anhand ihres Endenergieverbrauches berechnet werden. Die Emissionen, die bei stationärer Betriebsweise der Feuerungen und bei vollständiger Verbrennung entstehen, z.B. NO_x-Emissionen, lassen sich recht gut bestimmen, dementsprechend sicher sind die Emissionsfaktoren. Die Emissionen, die aus Zuständen unvollständiger Verbrennung stammen, insbesondere bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, sind weniger gut reproduzierbar. Sie hängen u.a. von der Konstruktion der jeweiligen Feuerung, von den individuellen Eigenschaften der verwendeten Brennstoffe und von der Betriebsweise ab. Die Betriebsweise kann insbesondere bei handbeschickten Feuerungen individuell ganz unterschiedlich sein. Insofern können Emissionsfaktoren für Produkte unvollständiger Verbrennung - CO, Kohlenwasserstoffe und unverbrannte Partikel - nur Mittelwerte wiedergeben. Im Einzelfall können die tatsächlichen Emissionen stark davon abweichen. Durch die Unterteilung in „best case - bc“ (zukünftige Anlagentechnik), „Stand der Technik - st“ (jetziger optimaler Zustand) und „worst case-Anlagen - wc“ (falsch betriebene Feuerungen und alte Anlagentechnik) wird versucht, diese Schwankungsbreite im Emissionsverhalten der installierten Feuerungsanlagen weitgehend zu berücksichtigen.

Die mit den modellierten Energiebedarfen und Jahresemissionswerten berechneten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 6 dargestellt. Die Emissionsfaktoren wurden hierbei als Mittelwerte für beide Gebäude (kleines Mehrfamilienhaus und Einfamilienhaus) über beide Temperaturregionen TRY 6 und TRY 12, sowie für stationäre und instationäre Betriebszustände und die unterschiedlichen Stände der Anlagentechnik „best case“, „Stand der Technik“ und „worst case“ gebildet.

Tabelle 6: Berechnete mittlere Emissionsfaktoren für die betrachteten Gebäude und Brennstoffe

		CO	NO _x als NO ₂	Partikel	VOC als Gesamt-C	SO ₂	BaP
		kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
HEL (Heizöl EL)							
	bc	3,3	20	0,9	1,1	1,1	0,0000
	st	12,3	40	3,4	4,4	1,1	0,0001
	wc	34,7	48	7,8	9,8	1,1	0,0001

	CO	NO _x als NO ₂	Partikel	VOC als Gesamt-C	SO ₂	BaP
	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
GAS (Brenngas)						
bc	7	7	0,0	6,7		0,0000
st	24	14	0,0	25		0,0000
wc	75	16	0,1	56		0,0000
Pellets (Holzpellets)						
bc	37	62	4,3	1,6		0,002
st	169	78	22	9,2		0,006
wc	830	93	96	35		0,028
Stückholzkessel						
bc	92	72	7	4		0,004
st	425	84	45	28		0,010
wc	1.826	95	130	65		0,042
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung						
bc	500	63	24	12		0,004
st	1.419	78	50	41		0,012
wc	6.880	90	146	97		0,057

Bei Betrachtung der besonders relevanten Schadstoffe NO_x und Partikel fällt auf, dass im best case bei Holz- und Pelletfeuerungen zwar die Emissionen von Partikeln durch den Einsatz (noch zu entwickelnder) Filter sehr weitgehend reduziert werden, bei NO₂ sind die Emissionsminderungen gegenüber dem ‚Stand der Technik‘ aber eher gering.

Zum Vergleich mit den eigenen Berechnungen sind aus verschiedenen Literaturquellen weitere Emissionsfaktoren im Anhang in Tabelle 16 aufgeführt. Die aufgelisteten Daten aus Literaturquellen spiegeln zum einen die für den Anlagenbestand in Deutschland berechneten Emissionsfaktoren wieder und zum anderen sind auch Emissionsfaktoren enthalten, die auf Prüfständen unter definierten Betriebsbedingungen der Feuerungsanlagen ermittelt wurden. Ein Vergleich der unterschiedlichen Werte zeigt eine hohe Ähnlichkeit. Somit kann geschlossen werden, dass die modellierten Emissionen und damit verbundenen Emissionsfaktoren realistisch erscheinen sowie als robust angesehen werden können.

Die Emissionsfaktoren für Treibhausgase finden sich in Form von CO₂-Äquivalenten in Tabelle 7 wieder. Die Werte sind von der Klimaschutz- und Energieagentur Baden-Württemberg GmbH übernommen³.

³ <http://www.kea-bw.de/service/emissionsfaktoren/> (zuletzt besucht: 06.06.2016).

Tabelle 7: Emissionsfaktoren für Treibhausgase in Form von CO₂-Äquivalenten für unterschiedliche Brennstoffe.

Feuerungstyp	CO ₂ -Äquivalente [kg/kWh]
HEL (Heizöl LE)	0,319
GAS (Brenngas)	0,247
Pellets (Holzpellets)	0,027
Stückholzkessel	0,017
Einzelfeuerstätte als Zusatzfeuerung	0,017

3.4.2 Life Cycle Emissionen

Für die Berechnung der Emissionen aus vorgelagerten Prozessen, werden Emissionsfaktoren aus der Datenbank des „Globalen Emissions-Modells integrierter Systeme“ verwendet⁴. Durch Multiplikation mit dem entsprechenden Energieverbrauch bzw. –bedarf können so die Life Cycle Emissionen berechnet werden. Aufgrund des Umwandlungsprozesses kann zwar davon ausgegangen werden, dass Pellets höhere Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen haben als Stückholz. Da die Emissionen für die Brennstoffe aus Holz allerdings zu einem Großteil durch die Beschaffung, d.h. Beforstung der Wälder, bestimmt werden und somit je nach Betrachtung der Prozesse nur geringe Unterschiede aufweisen, wird für die Pelletheizung, den Stückholzkessel und die Einzelfeuerstätten jeweils der gleiche Emissionsfaktor verwendet. Da der Endenergieverbrauch unabhängig vom Anlagenzustand ist, sind die Emissionsfaktoren bzw. Emissionen aus den vorgelagerten Prozessen entsprechend für die Szenarien „best case“, „Stand der Technik“ und „worst case“ gleich.

Tabelle 8: Verwendete Emissionsfaktoren für Emissionen aus vorgelagerten Prozessen.

<i>[kg/TJ]</i>	SO ₂	NO _x	Partikel (PM10)
HEL (Heizöl LE)	30,87	28,36	4,4
GAS (Brenngas)	1,58	27,12	1,26
Stückholzkessel, Pellets, Einzelfeuerungsstätte	3,86	15,7	2,23

⁴ <http://www.iinas.org/gemis-de.html> (Daten extrahiert am: 01.06.2016).

4 Ermittlung der Änderung der Hintergrundkonzentration in der Umgebung der Anlage

4.1 Vorgehensweise und Modellbeschreibung

Um die Gesundheitsschäden durch die zusätzlichen Emissionen auf lokaler Ebene abschätzen zu können, müssen diese räumlich verteilt und die dadurch entstehenden Konzentrationsänderungen in der Luft berechnet werden. Ausgehend von den stündlich aufgelösten Emissionsmassenströmen aus der Emissionsmodellierung werden Ausbreitungssimulationen unter verschiedenen Bedingungen durchgeführt. Jedes Szenario (Haustyp, Standort, Brennstoff, Anlagenstand) muss dabei separat simuliert werden.

Nach den Anforderungen im Anhang 3 der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA Luft, 2002) sollen die Ausbreitungssimulationen mit einem Lagrangeschen Partikelmodell durchgeführt werden. Hierfür wird das Ausbreitungssimulationsprogramm WinAUSTAL Pro verwendet. Das primäre Ziel des Modells ist die Bestimmung der Konzentrationen eines Spurenstoffes. Darüber hinaus bietet das Modell die Möglichkeit, weitere lufthygienisch relevanten Größen zu bestimmen, die sich mit Messungen oder anderen Ausbreitungsmodellen zum Teil gar nicht oder mit stark erhöhtem Aufwand erschließen lassen. Da das Modell auf einem zeitabhängigen Berechnungsverfahren basiert, sind die berechneten Konzentrationsfelder grundsätzlich zeitabhängig. Eine ausführlichere Modellbeschreibung findet sich im Anhang.

In diesem Projekt wird der instationäre Fall betrachtet, bei dem alle Eingabeparameter zeitabhängig sind (VDI-Richtlinie 2945, Blatt 3).

4.2 Eingangsdaten

4.2.1 Meteorologische Daten für Stuttgart und Bechtoldsweiler

Das Stuttgarter Stadtgebiet erstreckt sich über eine Fläche von 207 km² und hat eine maximale Höhendifferenz von fast 350 m. Die Höhe variiert zwischen 207 m bei der Neckarschleuse Hofen bis 549 m ü. NN auf der Bernhartshöhe nahe dem Autobahnkreuz Stuttgart. Das Zentrum von Stuttgart liegt abseits des Neckars in einer Keupersenke (ca. 240 m ü. NN), die fast vollständig von einem Höhenkranz (bis 500 m ü. NN) umgeben ist. Nur im Verlauf des Nesenbaches besteht im Nordosten eine Öffnung zum Neckartal⁵.

⁵ Siehe <https://www.stadtklima-stuttgart.de> (zuletzt besucht: 13.06.2016).

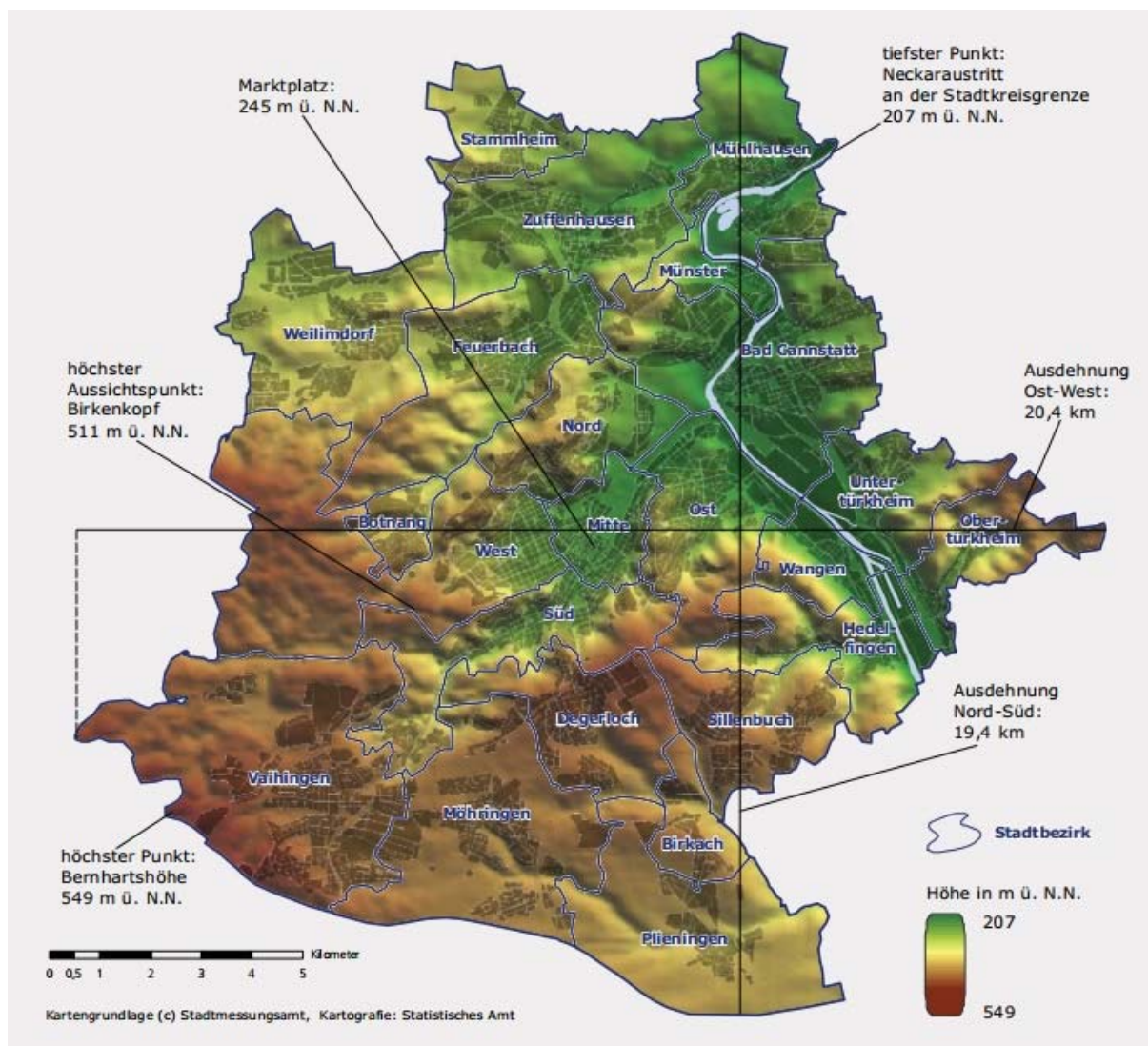


Abbildung 17: Topographiekarte von Stuttgart.

Quelle: <http://service.stuttgart.de>.

Die Windrichtung und Windgeschwindigkeit bestimmen die Ausbreitung der Emissionen maßgeblich mit. Eine wesentliche Eigenschaft des Stuttgarter Klimas ist die Windarmut, da die Stadt zwischen zwei Stufenrandbuchten der Keuperhöhen liegt. Außerdem ist die gesamte Region des Neckarbeckens für niedrige Windgeschwindigkeiten bekannt. Die Windarmut ergibt sich durch die großräumige Luftdruckverteilung in Süddeutschland und die Abschattung durch den Schwarzwald, die Schwäbische Alb, den Schurwald und den Schwäbisch-Fränkischen Wald. Bedingt durch die Orographie kann für Stuttgart keine einheitliche Windrose angegeben werden. Dennoch eignet sich die Windrose für den Flughafen Stuttgart (Echterdingen), um den regionalen Wind zu beschreiben. Aufgrund des Abschattungseffekts der umgebenden Höhenzüge, können sich lokale Windsysteme an den Hängen und in den Tälern entwickeln, die zwar keine hohen Windgeschwindigkeiten hervorrufen, aber für die lokale Belüftung der Stadtteile eine wichtige Rolle übernehmen.

In Abbildung 18 wird die Topographiekarte von Bechtoldsweiler gezeigt. Da es keine stark gegliederte Topographie gibt, können die meteorologischen Daten aus den Berechnungen des

Deutschen Wetterdienstes der Testreferenzjahre TRY⁶ benutzt werden (BBR, 2014). Die Grenzen der TRY-Regionen folgen im orographisch gegliederten Gelände weitgehend den Höhenlinien. Für Bechtoldweiler sind entsprechend die Daten der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und des Bedeckungsgrades von der TRY-Region 6 übernommen.



Abbildung 18: Topographikarte von Bechtoldweiler.

Quelle: <http://de-de.topographic-map.com/places/Bechtoldweiler-1501976/>

Die meteorologischen Daten (Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Bedeckungsgrad) werden in einer speziellen Datei gespeichert und entsprechende Windrosen daraus erstellt (AK-Term-Datei, siehe Anhang S. 64). Anschließend werden die Rauigkeitslängen ausgewählt. Für die hier durchgeführten Simulationen ist die Länge 0,2 angenommen, die für Straßen, Eisenbahn, städtische Grünflächen, Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung geeignet ist.

4.2.2 Emissionszeitreihen

Die Ausbreitungsrechnungen mit WinAUSTAL Pro können gleichzeitig mit mehreren Stoffen durchgeführt werden. Die Quellstärke für die Gase Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid (NO und NO₂), Stickstoffoxide (NO_x), Benzol (für dieses Projekt BaP), Tetrachlorethan (für dieses Projekt VOC), Kohlenmonoxide (CO) als beliebiges Gas und für Feinstäube (PM₁₀, PM_{2.5} kann mit einem Faktor von 0,65 daraus abgeleitet werden) wird aus der Emissionsberechnung übernommen. Der Stoff NO_x wird vom Programm unabhängig von den Stoffen NO und NO₂ behandelt. Das bedeutet, dass sowohl NO und NO₂ als auch NO_x nach der Rechenvorschrift $NO_x = NO_2 + 1.53 \cdot NO$ einzugeben ist (Manual WinAUSTAL Pro, 2012).

⁶ Testreferenzjahre

Temporäre Differenzen der Quellstärke können als Zeitreihe definiert werden. Die entsprechende Zeitreihe jedes Stoffes wird als dbf-Datei und in Prozent hochgeladen. Jede Zeitreihe besteht aus der stündlichen Verteilung der Emissionen in Prozent für das ganze Jahr.

4.2.3 Rechengebiet und Monitorpunkte

Als Simulationsgebiet wird eine Fläche der Größe 20*20 km betrachtet. Die Maschenweite beträgt 500 m und die Quelle liegt in der Mitte des Gitters. Für Bechtoldsweiler ist das Anemometer ebenfalls ganz in der Mitte des Rechengebietes angesetzt, da die benutzten meteorologischen Daten von der Klimaregion 6 des Testreferenzjahrs (TRY 6) stammen und eine bestimmte Lage der Messstation nicht bestimmt worden ist. Dahingegen liegt das Anemometer für Stuttgart im Südosten der betrachteten Fläche bei Echterdingen am dortigen Flughafen.

Für die Bestimmung der vertikalen Ausbreitung wurden 13 Levels festgelegt. Jedes Level ist durch seine Höhe definiert. Tabelle 9 gibt die Höhe jedes Levels wider.

Tabelle 9: Höhenlevels.

Levels	Höhe
1	0-3 m
2	3-6 m
3	6-10 m
4	10-16 m
5	16-25 m
6	25-40 m
7	40-65 m
8	65-100 m
9	100-150 m
10	150-200 m
11	200-300 m
12	300-400 m
13	400-500 m

Sofern die Berechnungen nicht für ein ebenes Gelände durchzuführen sind, kann ein digitales Geländemodell in Form eines Topographie-Files berücksichtigt werden. Die Erstellung der Topographie-Datei kann mit Google Earth durchgeführt werden. Bei der Auswahl von Google Earth als Datenquelle ist die Angabe des Koordinatenmittelpunktes notwendig (Manual WinAUSTAL Pro, 2014). Außerdem legen die Ausdehnung und Auflösung der Topografie-Datei im Eingabefeld die Gebietsgröße fest. Das Gebiet der Topografie-Datei ist 25*25 km und der Mittelpunkt ist genau dort, wo die Quelle liegt. Die Auflösung ist 500 m. Dieses Gebiet wird größer als das Rechengebiet ausgewählt, um das ganze Rechengebiet abzudecken.

Innerhalb des Rechengebietes können Monitorpunkte festgelegt werden, an denen die Ergebnisse der Immissionsberechnung mit einer Zeitreihe aufgezeichnet werden und ausgelesen werden können. Zur Festlegung der Monitorpunkte sind Angaben über die Lage im Rechengebiet notwendig, d.h. x- und y- Koordinaten relativ zum Koordinaten-Nullpunkt

(Manual WinAUSTAL Pro, 2014). Die folgenden Monitorpunkte (Tabelle 10) in unterschiedlichen Levels wurden festgelegt:

Tabelle 10: Koordinaten der Monitorpunkte.

Nr.	x-Koordinate (m)	y-Koordinate (m)	Höhe (m)
1	0	0	1.5
2	5000	5000	5
3	5000	-5000	8
4	-5000	5000	12
5	-5000	-5000	20
6	7500	7500	30
7	7500	-7500	50
8	-7500	7500	70
9	-7500	-7500	120
10	9000	9000	180
11	-9000	9000	250
12	-9000	9000	350
13	-9000	-9000	450
14	5000	5000	1.5
15	5000	-5000	1.5
16	-5000	5000	1.5
17	-5000	-5000	1.5
18	8000	8000	1.5
19	8000	-8000	1.5
20	-8000	8000	1.5

Die Rechengitter mit den Monitorpunkten sowie den Standorten für die Emissionsquellen und Anemometern sind in Abbildung 19 und Abbildung 20 entsprechend für die betrachteten Regionen Stuttgart und Bechtoldsweiler dargestellt.

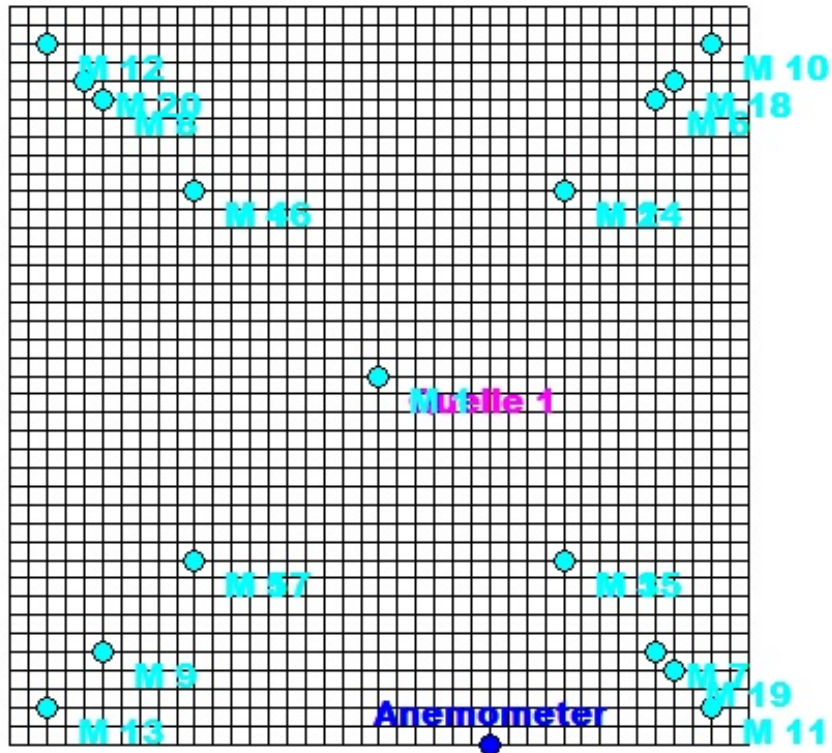


Abbildung 19: Stuttgart Rechengitter.

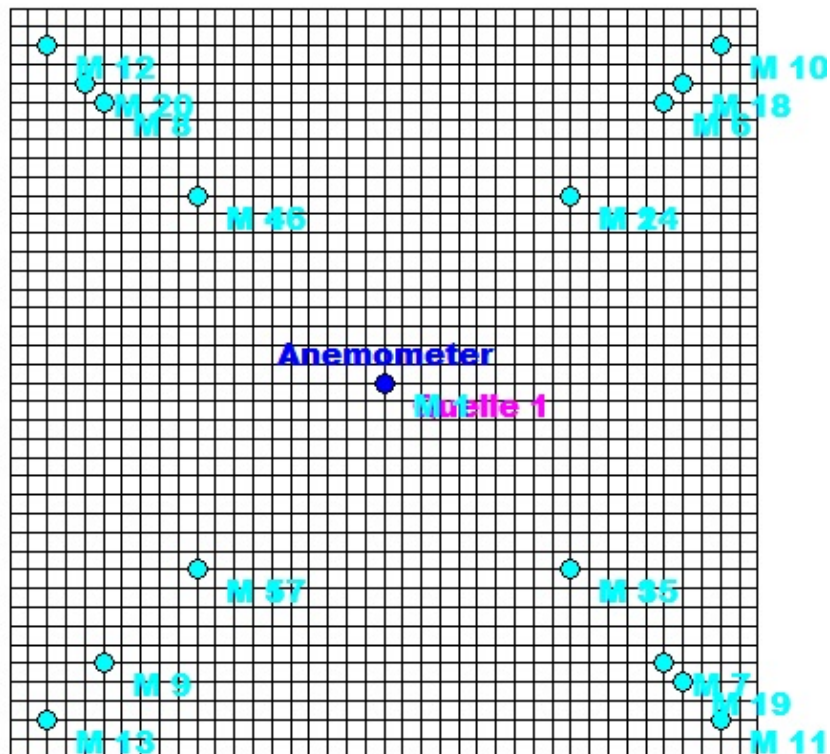


Abbildung 20: Bechtoldsweiler Rechengitter.

4.3 Ergebnisse der Simulation

In jeder Simulation gibt es verschiedene Parameter, wie Brennstoff, Standort, Gebäude, Anlagenklassen und Ebenen, die sich ändern. Deswegen können die Ergebnisse in verschiedenen Aspekten untersucht werden. In diesem Kapitel wurden die Ergebnisse hinsichtlich von vier Aspekten analysiert:

- Vergleich der Standorte mit gleichem Brennstoff, Gebäudetyp, Ebene (Höhe über Grund) und Anlagenklasse
- Vergleich der unterschiedlichen Anlagenklassen mit gleichem Brennstoff, Standort, Ebene, und Gebäudetyp
- Vergleich der Gebäudetypen mit gleichen Brennstoff, Standort, Ebene und Anlagenklasse
- Vergleich der unterschiedlichen Ebenen mit gleichem Brennstoff, Standort, Gebäudetyp und Anlagenklasse

Der Vergleich der Standorte ist hier exemplarisch für das Mehrfamilienhaus anhand des Brennstoffes Holz und CO dargestellt (Abbildung 21 und Abbildung 22). Konzentrationsdiagramme weiterer Schadstoffe finden sich im Anhang (S.68). Anhand des beiden Abbildungen wird deutlich, dass in Bechtoldsweiler die Schadstoffe besser verteilt werden und somit die Konzentrationen niedriger sind als in Stuttgart. Hierfür ursächlich sind die geringeren Windgeschwindigkeiten im Stuttgarter Talkessel.

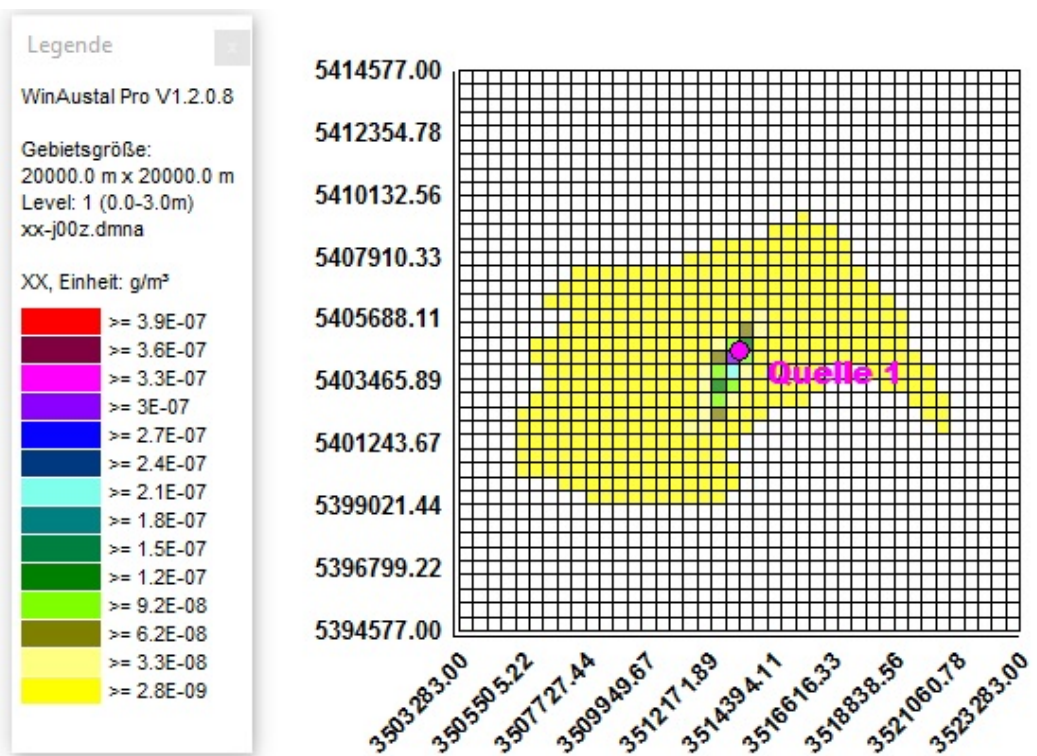


Abbildung 21: Ausbreitungssimulation für HOLZ-mh-12-st (CO).

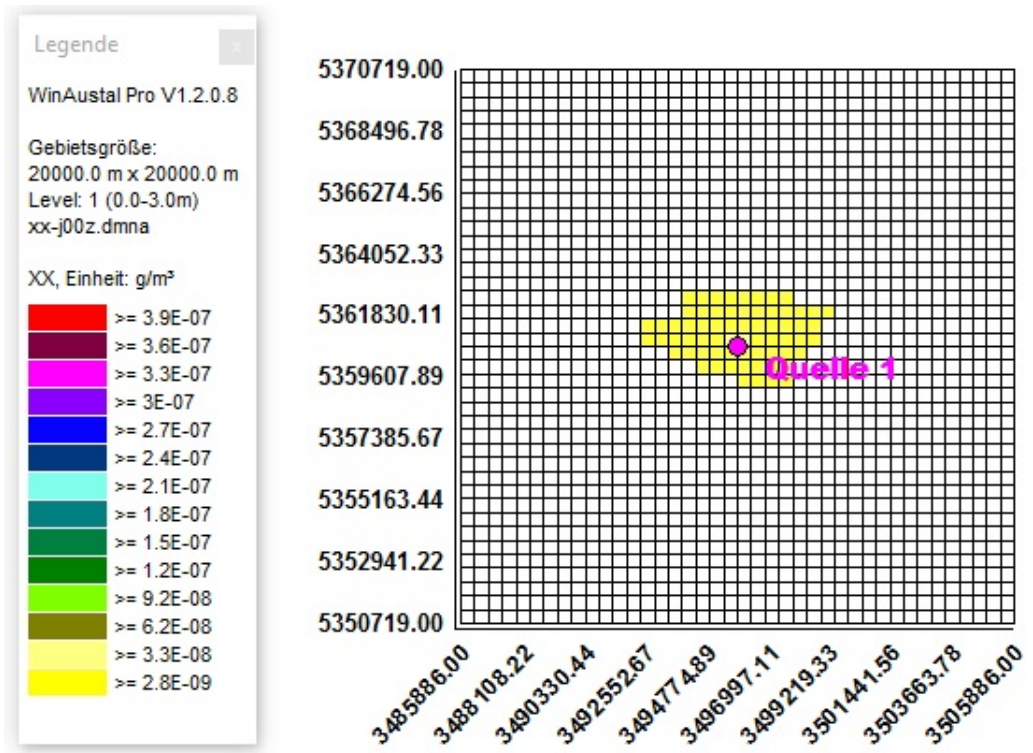


Abbildung 22: Ausbreitungssimulation für HOLZ-mh-6-st (CO).

Der Vergleich der Anlagenklassen basiert auf den Ausbreitungsdaten für die Verbrennung von Holzpellets (Einfamilienhaus in Bechtoldsweiler). Exemplarisch sind die Ergebnisse für VOC in Abbildung 23 bis Abbildung 25 aufgezeigt. Weitere Konzentrationsdiagramme für andere Schadstoffe finden sich im Anhang (S.70).

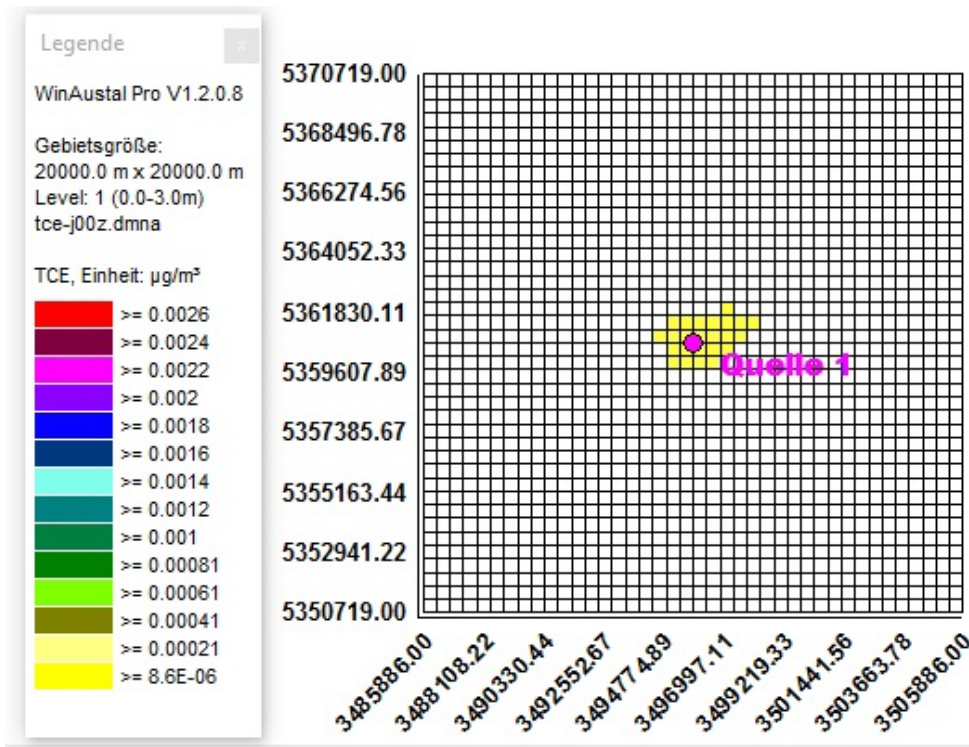


Abbildung 23: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-bc (VOC).

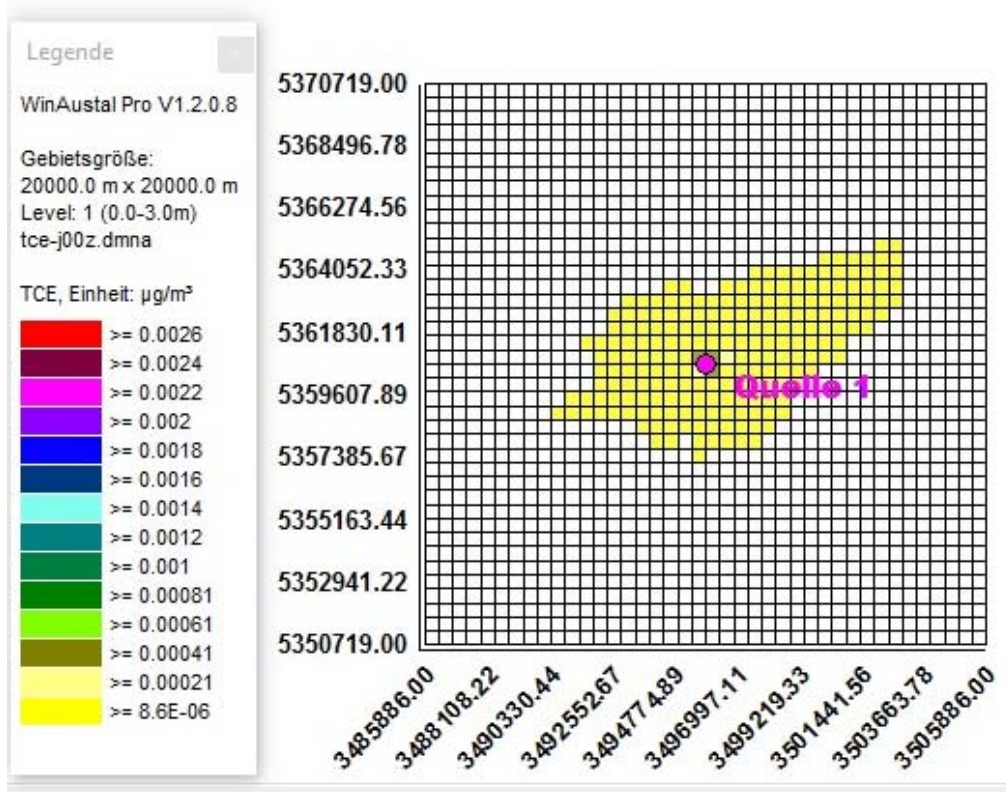


Abbildung 24: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-st (VOC).

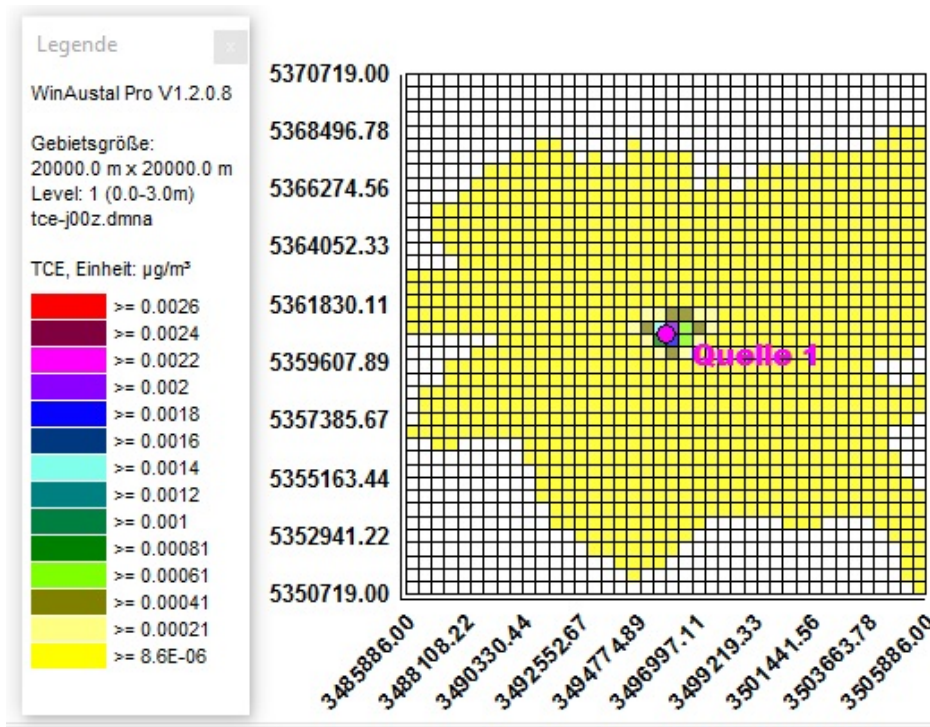


Abbildung 25: Ausbreitungssimulation für PELLETS-eh-6-wc (VOC).

Ein Vergleich der Anlagenklassen zeigt, dass die Produkte unvollständiger Verbrennung stark von der Anlagenklasse abhängen. Die „worst case“ Fälle erzeugen vor allem für die Komponenten Kohlenmonoxid (CO) und flüchtige organische Verbindungen (VOC) sehr hohe Konzentrationen.

Der Vergleich der Gebäudetypen ergibt zudem höhere Konzentrationen für das Mehrfamilienhaus im Vergleich zum Einfamilienhaus (siehe Anhang S.75).

Der Vergleich der vertikalen Ebenen zeigt, dass in niedrigen Ebenen die Konzentrationen höher sind als in höheren Ebenen. Dies wird besonders deutlich beim Vergleich der NO₂-Konzentrationen in Stuttgart (KAMIN, Mehrfamilienhaus, „Stand der Technik“) auf der Ebene 3 (Abbildung 26) und der Ebene 9 (Abbildung 27). In höheren Ebenen verteilen sich die Luftschadstoffe aufgrund der höheren Windgeschwindigkeiten auf ein größeres Gebiet. Die Ausbreitungssimulationen auf allen Ebenen finden sich im Anhang (S.Fehler! Textmarke nicht definiert.).

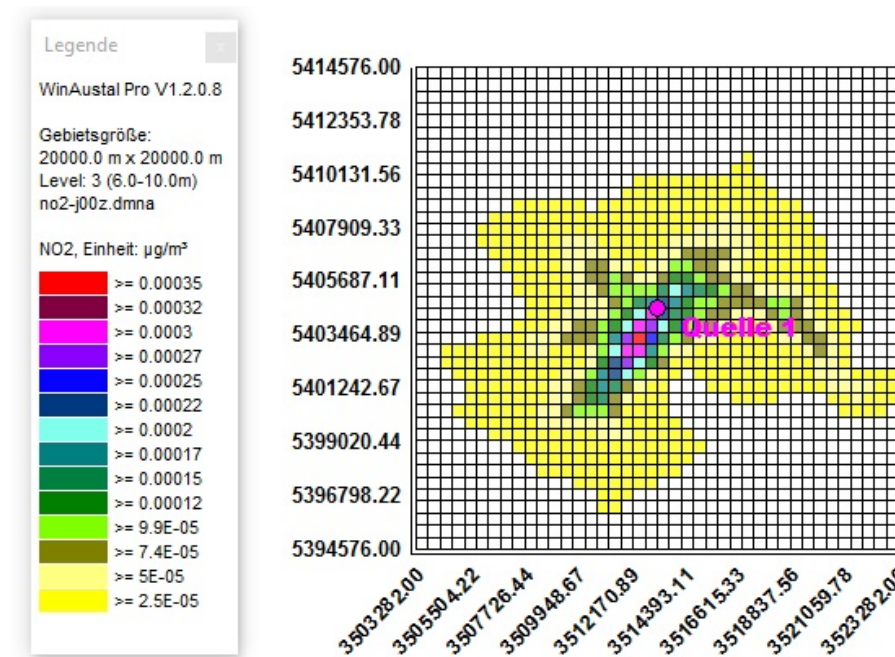


Abbildung 26: Ausbreitungssimulation KAMIN-mh-12-st (NO₂) Ebene:3.

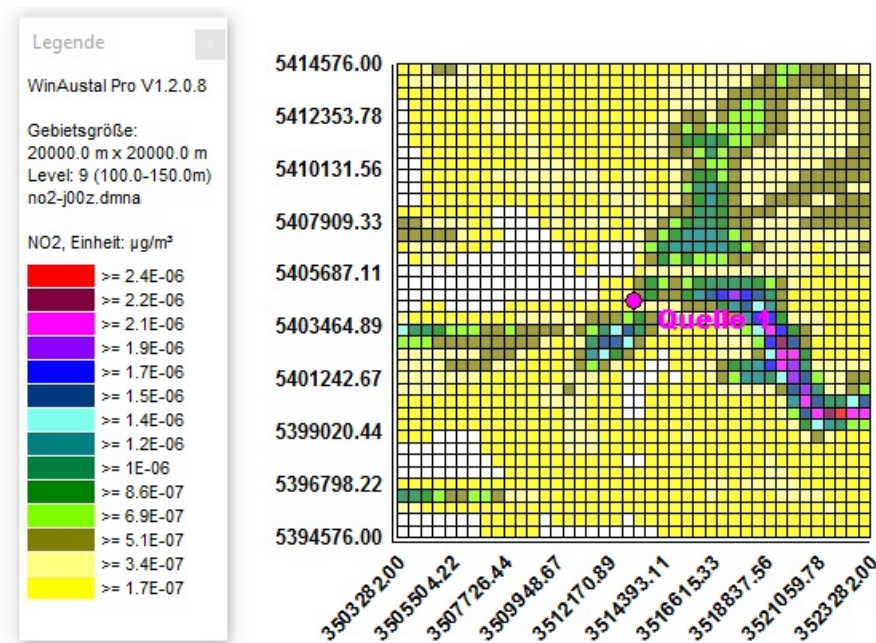


Abbildung 27: Ausbreitungssimulation KAMIN-mh-12-st (NO₂) Ebene:9.

5 Abschätzung der durch die Luftschadstoffemissionen entstehenden Gesundheitsschäden

5.1 Allgemeine Vorgehensweise und betrachtete Schäden

Die Auswirkungen auf die Gesundheit durch Änderungen in Schadstoffkonzentrationen werden mit Hilfe von Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen ermittelt. Diese geben an, wie viele zusätzliche Krankheitsfälle (z. B. Hustentage oder chronische Bronchitis) entstehen bzw. wie viele Lebensjahre durch vorzeitige Todesfälle verloren gehen, wenn 100.000 Menschen ein Jahr lang mit einer um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren Hintergrundkonzentration belastet werden. Entsprechende Beziehungen werden durch epidemiologische Studien ermittelt, die hier verwendeten Beziehungen sind von der WHO empfohlen (WHO, 2013).

Mit Hilfe der Konzentrationsfelder und von Daten zur Bevölkerungsdichte wird die Exposition der Bevölkerung ermittelt, mit den Konzentrations-Wirkungsbeziehungen werden dann die konkreten Gesundheitsschäden differenziert nach Gesundheitsendpunkten (neue Fälle von chronischer Bronchitis, Hustentage, Tage mit eingeschränkter Aktivität, Krankenhausaufenthalte auf Grund kardiovaskulärer Beschwerden, verlorene Lebensjahre usw.) ermittelt. Diese werden dann in eine gemeinsame Metrik, die *disability adjusted life years*, DALYs transformiert. Bei der Berechnung der DALYs für verschiedene Schadstoffe werden deren Auswirkungen bzw. zusätzliche Krankheits- oder Todesfälle entsprechend ihrer Schwere auf einer Skala von 0 = vollkommen gesund bis 1 = Tod gewichtet sowie mit der Krankheitsdauer bzw. bei Todesfällen mit den noch zu erwartenden Lebensjahren multipliziert. Anschließend können die Gesundheitsschäden basierend auf Zahlungsbereitschaftsanalysen monetär gewichtet werden. Die entsprechenden Gewichtungsfaktoren zur Berechnung von DALYs wie auch die entsprechende monetäre Bewertung werden aus dem EU Forschungsprojekt INTARESE übernommen (Friedrich et al., 2011). In der Analyse der Gesundheitsschäden werden nur Feinstaub (PM_{2.5} und PM₁₀) sowie NO₂ (als NO_x) betrachtet, weil diese beiden Stoffgruppen die weitaus höchsten durch Umwelteinwirkungen verursachten Gesundheitsschäden ausmachen.

Die durch die 60 Szenarien entstehenden Gesundheitsschäden werden auch auf regionaler bzw. europäischer Ebene betrachtet. Da Emissionen sich über die Luft verteilen, haben sie nicht nur lokal in der Nähe der Emissionsquellen Auswirkungen, sondern auch auf europäischer Ebene. Hierbei werden neben den direkten Emissionen auch Emissionen aus vorgelagerten Prozessen wie Rohstoffbereitstellung in Form von Life Cycle Emissionen betrachtet. Vorgelagerte Prozesse finden im Allgemeinen nicht in der lokalen Umgebung der Emissionsquelle statt, sondern räumlich in Europa verteilt. Daher werden diese Emissionen nur auf regionaler Ebene betrachtet. Um Folgeschäden von Emissionen auf regionaler Ebene zu berechnen, wird das EcoSense Modell verwendet. EcoSense ist ein integriertes Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Luftschadstoffen und zur Expositionsbewertung unter Anwendung der Impact Pathway Methode. Auf Basis von räumlich aufgelösten Emissionsdaten klassischer Luftschadstoffe können jährliche Durchschnittskonzentrationen von primärem und sekundärem Feinstaub oder NO_2 in vordefinierten Gitterzellen ermittelt werden. Dies geschieht mittels Quell-Rezeptor-Beziehungen, welche Änderungen in den Emissionen den daraus resultierenden Schadstoffkonzentrationen in einer Gitterzelle zuordnen (Friedrich et al., 2011; Bickel und Friedrich, 2005). Anschließend wird nach dem gleichen Prinzip wie bei den lokalen Auswirkungen über Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen zunächst der Schaden und anschließend dessen monetärer Wert berechnet.

5.2 Eingangsdaten

5.2.1 Populationsdaten

Für die Berechnung der Schäden mit Hilfe der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung ist nicht die absolute Höhe der Emissionen ausschlaggebend, sondern die Exposition der Bevölkerung. Hierfür werden die Konzentrationsdaten pro Gitterzelle zunächst mit der entsprechenden Bevölkerungsdichte multipliziert. Für die Gesamtexposition werden die so gewonnenen Daten anschließend über das jeweilige Gebiet aufsummiert. Die für die Berechnung der Exposition genutzten Bevölkerungsdaten sind auf Gitterebene verteilt und aus den Ergebnissen des Zensus 2011⁷ entnommen. Da Schäden entsprechend der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen teilweise altersabhängig sind, wird zudem die Altersstruktur der Einwohner der Städte Stuttgart und Bechtoldsweiler (bzw. Hechingen) aus den Zensusdaten übernommen, welche entsprechend auf die gitterbasierten Bevölkerungsdaten übertragen wird. Die Berechnung der Exposition erfolgt nur für die gesundheitsrelevanten Emissionen an Partikeln (PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$) und NO_2 .

5.2.2 Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen

Die verwendeten Konzentrations-Wirkungsbeziehungen entstammen zum einen aus dem Projekt „Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors“ (Friedrich et al., 2011), zum anderen aus den Empfehlungen des Projekts „Health risks of air pollution in Europe“ (WHO, 2013). Tabelle 11 enthält eine Übersicht über die verwendeten Konzentrations-Wirkungs-Funktionen sortiert nach Schadstoff und Gesundheitsauswirkung.

⁷ <https://www.zensus2011.de/SharedDocs/Aktuelles/Ergebnisse/DemografischeGrunddaten.html?nn=3065474> (abgegriffen am 23.04.2015)

Tabelle 11: Übersicht über die verwendeten Konzentrations-Wirkungs-Funktionen.

Schadstoff	Gesundheitsauswirkung	Relatives Risiko	Hintergrundrate einer Krankheit in der Bevölkerung (pro Jahr)	Betroffene Altersgruppe	Bevölkerung	Schadensfunktion
PM2.5						
	Mortality (YOLL)	6% (95% CI: 2%, 11%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM _{2.5}	Not applicable	Adults 30 years and older	General Population	95.3 additional life years lost per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM _{2.5} per 100,000 people aged 30+ in the general population per year
	Work loss days (WLDs)	4.6% (95% CI: 3.9%, 5.3%) increase per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM _{2.5}	450,000 WLDs per 100,000 people aged 15-64 per year	15-64 Years	General Population	20,700 (95% CI: 17,600, 23,800) additional work lost days per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM _{2.5} per 100,000 people aged 15-64 in the general population per year
	Minor Restricted Activity Days (MRADs)	7.4% (95% CI: 6.0%, 8.8%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM _{2.5}	780,000 MRADs per 100,000 people in employment aged 18-64 per year	18-64 Years	General Population	57,700 (95% CI: 46,800, 68,600) additional MRADs per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM _{2.5} per 100,000 adults aged 18-64 (general population) per year
	Restricted activity days (RADs)	4.75% (95% CI: 4.17%, 5.33%) change per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM _{2.5}	1,900,000 RADs per 100,000 people aged 18-64 per year	18-64 Years	General Population	90,200 (95% CI: 79,200, 101,300) additional RADs per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM _{2.5} per 100,000 adults aged 18-64 (general population) per year

Schadstoff	Gesundheitsauswirkung	Relatives Risiko	Hintergrundrate einer Krankheit in der Bevölkerung (pro Jahr)	Betroffene Altersgruppe	Bevölkerung	Schadensfunktion
PM10						
	Infant Mortality (IM)	4% (95% CI: 2%, 7%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	145 postneonatal deaths per 100,000 live births	1 month to 1 year	General Population	5.8 (95% CI: 2.9, 10.2) additional infant deaths per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 live births, per year
	Chronic bronchitis (CB)	22% (95% CI: 2%, 38%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	390 new cases annually per 100,000 adults at risk (adjusted for remission - remission rate of 56.2%)	Adults aged 18 years and older	General Population without symptoms (90% of population)	86 (95% CI 7.8, 150) new cases of chronic bronchitis per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 at-risk adults aged 18 and older, per year
	Cardiovascular hospital admissions (CHA)	0.6% (95% CI: 0.3%, 0.9%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	723 emergency cardiac admissions per 100,000 population, all ages, per year	All Ages	General Population	4.3 (95% CI: 2.2, 6.5) additional emergency cardiac hospital admissions per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 people (all ages) per year
	Respiratory hospital admissions (RHA)	0.9% (95% CI: 0.7%, 1.0%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	617 emergency respiratory hospital admissions per 100,000 population, all ages, per year	All Ages	General Population	5.6 (95% CI: 4.3, 6.2) additional emergency respiratory hospital admissions per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 people (all ages) per year
	Asthma medication use among asthmatic children (AMUC)	0.4% (95% CI: -1.7%, 2.6%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	10% mean daily prevalence of bronchodilator usage among children meeting the PEACE criteria	5-14 Years	Children with Asthma (14.4% of children aged 5-14 in EU27)	14,600 (95% CI: -62,050, 94,900) additional days of bronchodilator usage per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 children aged 5-14 years meeting the PEACE study criteria, per year
	Bronchodilator usage among asthmatic adults (BUA)	0.5% (95% CI: -0.5%, 1.5%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	Background probability of bronchodilator use of 0.5 of daily usage among adults 20+	Adults aged 20 years and older	Adults with asthma (10.2% of adults aged 20 and older in EU27)	91,300 (95% CI: -91,300, 274,000) additional days of bronchodilator usage per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 adults aged 20 and older with well-established asthma, per year
	Lower respiratory symptoms including cough among children (LRSC)	3.4% (95% CI: 1.7%, 5.1%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	15% mean daily prevalence rate for LRS including cough (all-year rate) among children	5-14 Years	General Population	186,000 (95% CI: 93,100, 279,000) additional lower respiratory symptom days per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ per 100,000 children aged 5-14, per year
	Lower respiratory symptoms (including cough) in symptomatic adults (LRSA)	1.2% (95% CI: 0.1%, 2.2%) change per 10 µg/m ³ PM ₁₀	30% mean daily prevalence for LRS including cough in symptomatic adults	Adults	Adults with chronic respiratory symptoms (30% of adults)	131,000 (95% CI: 11,000, 241,000) additional lower respiratory symptom days per 10 µg/m ³ increase in PM ₁₀ , per 100,000 adults with chronic respiratory symptoms, per year

Schadstoff	Gesundheitsauswirkung	Relatives Risiko	Hintergrundrate einer Krankheit in der Bevölkerung (pro Jahr)	Betroffene Altersgruppe	Bevölkerung	Schadensfunktion
NO₂						
	Mortality (YOLL_NO2)	5.5% (95% CI: 3.1%, 8%) change per 10 µg/m ³ NO ₂ (>20µg/m ³)	Not applicable	Adults 30 years and older	General Population	95.3 additional life years lost per 1 µg/m ³ increase in PM _{2.5} per 100,000 people aged 30+ in the general population per year
	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children (PBSC_NO2)	2.1% (95% CI: -1%, 6%) change per 1 µg/m ³ NO ₂	Prevalence of bronchitic symptoms among asthmatic children 21.1% to 38.7%	5-14 Years	Children with Asthma (15.8% of children aged 5-14)	46,870 additional bronchitic symptom days per 1 µg/m ³ increase in NO ₂ per 100,000 children aged 5-14, per year

5.2.3 NO₂-Hintergrundkonzentration

Da NO₂ in Bezug auf Mortalität gemäß der oben genannten und genutzten Konzentrations-Wirkungsbeziehung lediglich einen Effekt hat, sofern die Jahresdurchschnittskonzentration 20 µg/m³ übersteigt, ist es notwendig, neben der zusätzlichen Belastung auch die Hintergrundbelastung zu beachten. Nur wenn die Hintergrundkonzentration 20 µg/m³ oder mehr beträgt, entstehen durch eine Erhöhung der Konzentration Gesundheitsschäden.

Von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) werden Karten der räumlichen Verteilung der Hintergrundkonzentrationen für ganz Baden-Württemberg erzeugt und zur Verfügung gestellt. Über den interaktiven Dienst UDO (Umwelt-Daten und -Karten Online), der ausgewählte Umweltdaten und digitale Kartenbestände enthält, kann auf diese Karten zugegriffen werden⁸. Außerdem stellt die LUBW Messreihen ihrer Messstationen zur Verfügung. Die Messstation Stuttgart Bad-Cannstatt wird als städtische Hintergrundmessstation geführt und ist somit repräsentativ für städtische Wohngebiete in Stuttgart. Als Mittelwert der Jahresmittelwerte⁹ für die Jahre 2004 bis 2015 ergibt sich 32,3µg/m³. Die Karte in Abbildung 28 zeigt zudem die räumliche Verteilung der mittleren NO₂-Belastung für das ausgewählte Bezugsjahr 2010 für das Stadtgebiet von Stuttgart.

⁸ Siehe: <http://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/> (zuletzt besucht: 03.06.2016).

⁹ Siehe: http://mnz.lubw.baden-wuerttemberg.de/messwerte/langzeit/history_data/hstatDDEBW013NO2JMW.htm (zuletzt besucht: 03.06.2016)

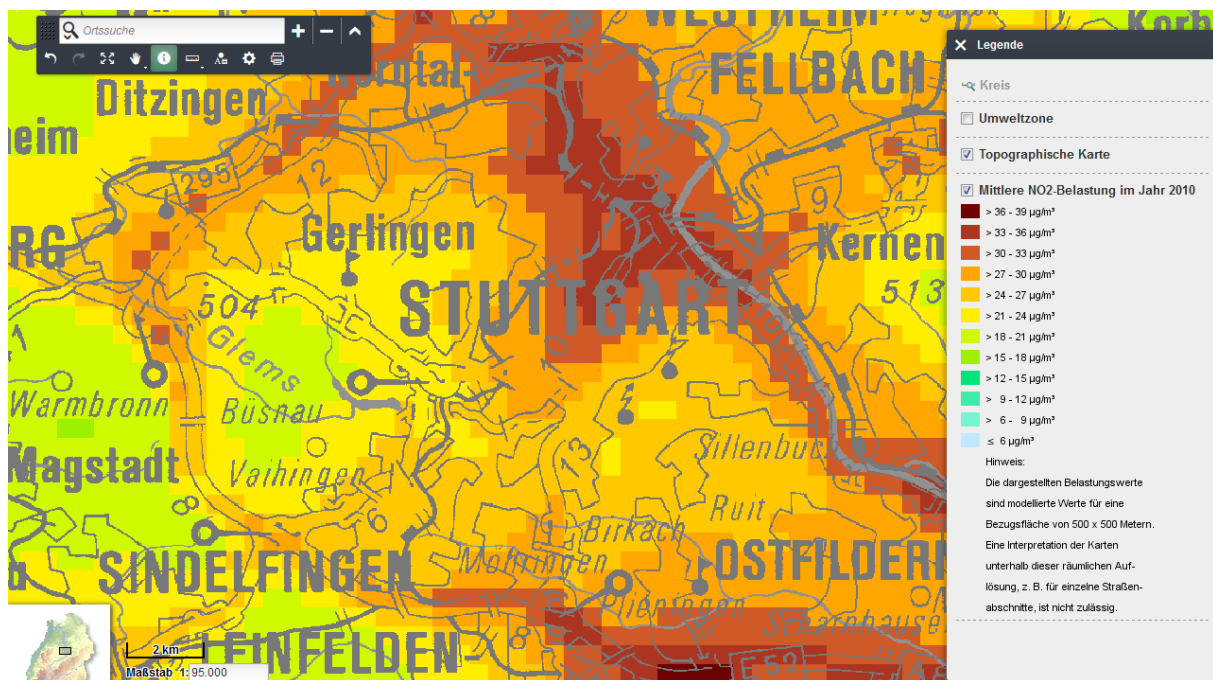


Abbildung 28: NO₂-Jahresmittelwerte als Hintergrundbelastung für das Stadtgebiet von Stuttgart und angrenzende Gebiete.

An der hellbraunen Farbe im Gebiet der LUBW-Messstation Bad Cannstatt ist zu erkennen, dass die Konzentrationen im Bereich von 30 bis 33 µg/m³ liegen. In einigen Gebieten von Bad Cannstatt und dem Osten von Stuttgart sind allerdings auch noch höhere Hintergrundkonzentrationen von 33 bis 36 µg/m³ zu erwarten. Für den Westen von Stuttgart sind etwas niedrigere Werte von 27 bis 30 µg/m³ für den städtischen Hintergrund anzusetzen. Der berechnete Mittelwert stimmt somit mit den Messergebnissen sehr gut überein und wird als NO₂-Hintergrundkonzentration für den Standort Stuttgart angenommen.

Abbildung 29 zeigt entsprechend die räumliche Verteilung der mittleren NO₂-Belastung für die Region um Bechtoldsweiler. Der Ort liegt nordwestlich von Hechingen, in westlicher Richtung von Bodelshausen. Entsprechend kann der Karte eine NO₂-Konzentration von 9 bis 12 µg/m³ entnommen werden.

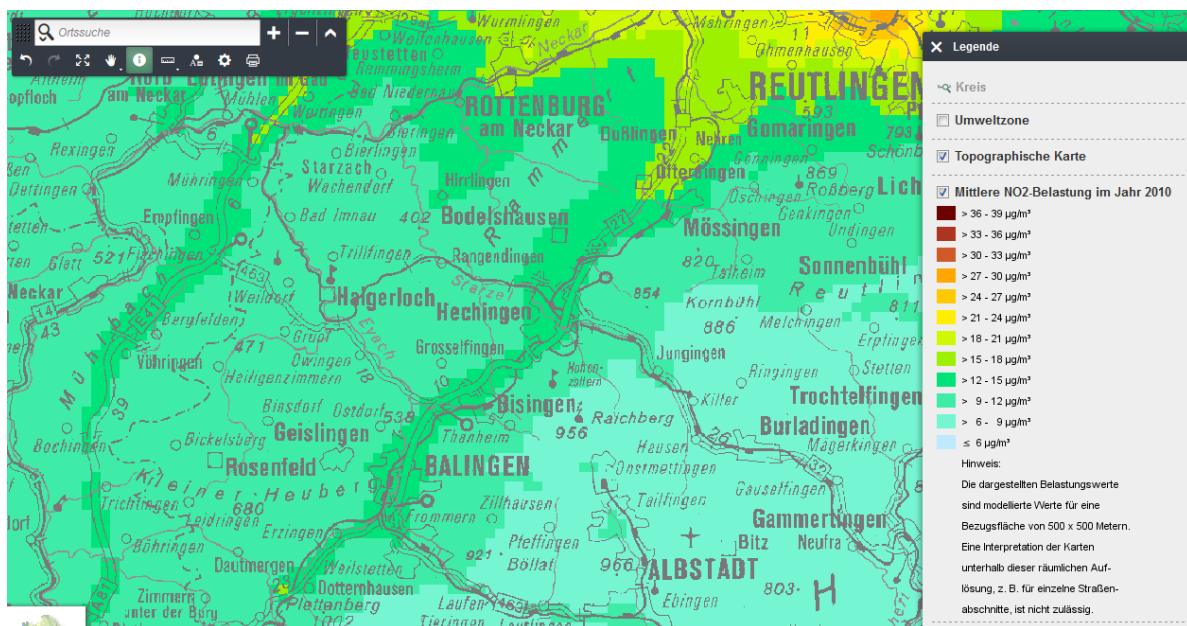


Abbildung 29: NO₂-Jahresmittelwerte als Hintergrundbelastung für ein Gebiet süd-südwestlich von Stuttgart, in dem der Ort Bechtoldsweiler liegt.

Somit kann für Bechtoldsweiler angenommen werden, dass die zusätzlichen NO₂-Emissionen keinen Einfluss auf die Mortalität haben, da die Summe aus Hintergrundkonzentration und zusätzlichen Emissionskonzentrationen 20 µg/m³ nicht übersteigt. Im Falle Stuttgarts hingegen überschreitet die Hintergrundkonzentration bereits ohne zusätzliche Emissionen den Grenzwert. Somit hat jede zusätzliche Emission entsprechend ihrer Konzentrationsänderung Auswirkungen auf die Mortalität.

5.3 Ergebnisse

Die Schäden durch Luftschadstoffe in Form von DALYs (disability adjusted life years, siehe Kap. 5.1) auf lokaler und regionaler Ebene sind in Tabelle 12 aufgelistet. Auf lokaler Ebene wird zwischen PM und NO₂ differenziert, um eventuelle Unterschiede zwischen den beiden Schadstoffen und den einzelnen Feuerungstypen analysieren zu können. Bei den regionalen Auswirkungen werden hingegen nur die gemeinsamen Schäden aus PM und NO₂ betrachtet, dafür differenziert nach direkten Emissionen und Upstreamemissionen (aus vorgelagerten Prozessen), weil NO_x Emissionen in die Atmosphäre zwei Arten von Gesundheitswirkungen verursachen, zum einen durch NO₂ und zum anderen durch sekundären Feinstaub nach Umwandlung in Ammoniumnitrat. Schäden aus Life Cycle Emissionen sind dann die Summe der Schäden aus direkten und Upstreamemissionen.

Tabelle 12: Regionale und lokale Gesundheitsschäden aufgrund direkter und Upstream Emissionen.

	Lokale Auswirkungen		Regionale Auswirkungen		
	DALYs PM	DALYs NO ₂	DALYs direkte Emissionen	DALYs Upstream Emissionen	DALYs Life Cycle Emissionen
Gas (Brenngas)	<i>[10⁻⁵]</i>	<i>[10⁻⁴]</i>	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>
eh_6_bc	0,04	0,06	0,07	0,52	0,59
eh_6_st	0,15	0,12	0,14	0,52	0,67
eh_6_wc	0,78	0,20	0,19	0,52	0,72
eh_12_bc	1,21	71,63	0,05	0,39	0,45
eh_12_st	4,48	126,68	0,11	0,39	0,50
eh_12_wc	11,65	161,13	0,15	0,39	0,54
mh_6_bc	0,05	0,18	0,22	1,62	1,84
mh_6_st	0,15	0,33	0,42	1,62	2,04
mh_6_wc	0,55	0,39	0,53	1,62	2,15
mh_12_bc	1,63	215,30	0,18	1,29	1,47
mh_12_st	5,48	399,13	0,34	1,29	1,63
mh_12_wc	18,68	475,02	0,43	1,29	1,72
HEL (Heizöl EL)	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>	<i>[10⁻³]</i>
eh_6_bc	0,06	0,02	0,25	1,19	1,44
eh_6_st	0,23	0,03	0,62	1,19	1,81
eh_6_wc	0,51	0,04	1,02	1,19	2,21
eh_12_bc	1,73	22,28	0,19	0,89	1,07
eh_12_st	6,69	44,55	0,47	0,89	1,35
eh_12_wc	15,15	54,08	0,77	0,89	1,65
mh_6_bc	0,11	0,05	0,73	3,68	4,41
mh_6_st	0,44	0,09	1,73	3,68	5,41
mh_6_wc	1,02	0,11	2,77	3,68	6,45
mh_12_bc	3,52	57,21	0,58	2,93	3,51
mh_12_st	13,48	114,39	1,37	2,93	4,30
mh_12_wc	31,68	138,93	2,19	2,93	5,12

	Lokale Auswirkungen		Regionale Auswirkungen		
	DALYs PM	DALYs NO ₂	DALYs direkte Emissionen	DALYs Upstream Emissionen	DALYs Life Cycle Emissionen
Pellets (Holzpellets)	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]
eh_6_bc	0,29	0,06	0,90	0,50	1,40
eh_6_st	1,56	0,08	2,24	0,50	2,74
eh_6_wc	6,29	0,09	7,20	0,50	7,70
eh_12_bc	7,12	60,62	0,69	0,37	1,06
eh_12_st	38,59	75,76	1,79	0,37	2,16
eh_12_wc	156,42	90,97	5,61	0,37	5,98
mh_6_bc	0,61	0,15	2,71	1,53	4,23
mh_6_st	3,06	0,19	6,42	1,53	7,95
mh_6_wc	13,54	0,22	21,40	1,53	22,90
mh_12_bc	19,53	171,32	2,18	1,21	3,39
mh_12_st	100,11	214,19	5,42	1,21	6,64
mh_12_wc	431,38	255,04	17,60	1,21	18,84
Stückholzkessel	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]
eh_6_bc	0,47	0,06	1,23	0,51	1,74
eh_6_st	2,70	0,08	3,88	0,51	4,38
eh_6_wc	7,73	0,09	9,65	0,51	10,16
eh_12_bc	17,05	92,95	0,95	0,38	1,33
eh_12_st	79,93	82,37	2,95	0,38	3,33
eh_12_wc	272,74	121,75	7,32	0,38	7,70
mh_6_bc	1,17	0,20	4,13	1,74	5,87
mh_6_st	7,19	0,23	13,10	1,74	14,84
mh_6_wc	20,95	0,26	32,70	1,74	34,47
mh_12_bc	53,28	350,91	3,34	1,40	4,73
mh_12_st	326,88	405,91	10,60	1,40	11,95
mh_12_wc	934,36	455,72	26,30	1,40	27,71
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung	[10 ⁻³]	[10 ⁻⁴]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]	[10 ⁻³]
eh_6_bc	0,34	0,15	0,42	0,09	0,51
eh_6_st	0,71	0,19	0,78	0,09	0,87
eh_6_wc	2,04	0,22	1,99	0,09	2,09
eh_12_bc	7,46	124,06	0,31	0,07	0,38
eh_12_st	14,47	160,83	0,56	0,07	0,62
eh_12_wc	33,84	131,73	1,43	0,07	1,50
mh_6_bc	0,55	0,29	0,96	0,23	1,19
mh_6_st	1,19	0,35	1,92	0,23	2,15
mh_6_wc	3,54	0,42	4,93	0,23	5,16
mh_12_bc	14,25	256,17	0,71	0,16	0,87
mh_12_st	28,97	319,95	1,34	0,16	1,50
mh_12_wc	84,67	372,90	3,44	0,16	3,61

Anhand der unterschiedlichen Zehnerpotenzen wird vor allem der Unterschied zwischen den Schäden durch Feinstaub bei Gas und Holzfeuerungen deutlich (10^{-5} zu 10^{-3}). Gas führt dabei vor allem in den „best case“ Szenarien zu nahezu keinen Schäden durch Partikelemissionen. Auch bezüglich der NO_2 Wirkungen schneiden Gas- und Ölfeuerungen – wegen der verwendeten NO_x -armen Brenner – besser ab. Für Bechtoldsweiler sind Schäden durch NO_2 aufgrund der niedrigen Hintergrundkonzentration vernachlässigbar.

Bei Betrachtung der Schäden aus Upstream Emissionen und direkten Emissionen auf regionaler Ebene wird deutlich, dass die Upstream Emissionen in den meisten Fällen lediglich einen kleinen Anteil an den Schäden haben. Lediglich für Gas sind die Schäden aus Upstream Emissionen deutlich höher als die aus den direkten Emissionen, weil letztere sehr klein sind.

5.4 Einbeziehung der Innenraumbelastung

Aufgrund fehlender Messwerte der exakten Schadstoffkonzentrationen in Innenräumen bei der Nutzung von Öfen mit den verschiedenen Brennstoffen Holz, Pellets, Gas und Öl können im Folgenden nur qualitative Aussagen über deren Rangfolge, was die Gesundheitsschädlichkeit betrifft, getroffen werden.

Beim Heizen mit dem Holzofen treten bei jeder Brennstoffzufuhr aufgrund der großen Türöffnung und der langen Belüftungszeit, die das Holz braucht um richtig zu brennen, viele Luftschadstoffe in den Innenraum ein. Pelletöfen werden i.a. automatisch aus einem Reservoir beschickt, die Belastung ist damit deutlich kleiner als beim Stückholzofen. Im Gegensatz dazu, werden Gas- und Ölkessel über Rohrleitungen mit dem jeweiligen Brennstoff gefüllt. Deswegen gelangt hierbei sehr viel weniger direkte Emission in den Innenraum. Lediglich durch undichte Stellen und Überdruck in den Leitungen durch schlechte Wetterbedingungen können leicht flüchtige Gase aus den Rohren entweichen. Dasselbe gilt allerdings auch für den Holz- bzw. Pelletofen. Öl- und Gasheizung liegen bezüglich der Auswirkung auf die Schadstoffbelastung in Innenräumen etwa gleichauf.

Bei der Betrachtung der Innenraumbelastung gilt es auch zu beachten, dass bei Zentralheizungen im Gegensatz zu Einzelfeuerungsstätten die Heizkessel sich meist nicht in unmittelbarer Nähe zum Wohnraum befinden. Somit ist die zusätzliche Belastung durch die austretenden Luftschadstoffe bei der Brennstoffzufuhr aufgrund der geringen Exposition bei Zentralheizungen im Vergleich zur Außenluftbelastung als eher gering einzuschätzen. Bei Zusatzfeuerungsstätten, die sich im Allgemeinen im Wohnraum direkt befinden, ist die Exposition entsprechend deutlich höher. Zum einen erfolgt die Belastung unmittelbar ohne chemische Umwandlungsprozesse, zum anderen ist das Luftvolumen bzw. der räumlichen Verteilung entsprechend begrenzt, wodurch die Konzentrationswerte als relativ hoch anzunehmen sind. Daher kann für die Belastung im Innenraum durch die erhöhten Luftschadstoffe bei der Brennstoffzufuhr ein deutlicher Schadenseffekt angenommen werden. Leider ist es aufgrund der fehlenden Messwerte nicht möglich, diese erhöhte Konzentration zu quantifizieren bzw. abzuschätzen. Somit wird die Innenraumbelastung in der abschließenden Bewertung nicht beachtet. Es sollte allerdings bedacht werden, dass diese mit großer Wahrscheinlichkeit einen Einfluss auf das Ergebnis der Zusatzfeuerung hat.

6 Monetarisierung der entstehenden Schäden

6.1 Klimaschäden durch Treibhausgase

Weil die entstehenden Schäden durch Klimawandel, also durch die Emission von Treibhausgasen nur mit sehr hohen Unsicherheiten zu quantifizieren sind, und einige mögliche Schäden Klimaschäden durch Treibhausgase werden auf Basis von marginalen Vermeidungskosten bewertet. Vermeidungskosten steigen im Laufe der Zeit an, da die günstigsten Vermeidungsoptionen zuerst gewählt und implementiert werden. Die hier verwendeten Sätze entsprechen den von Wille et al. (2012) vorgeschlagenen Vermeidungskosten für einen kurzfristigen Zeithorizont (ca. 2025). Da Vermeidungskosten immer auch mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind, werden insgesamt drei Faktoren verwendet: ein unterer Wert (44€/t vermiedenenem CO₂) als Minimum, ein mittlerer (durchschnittlicher) Wert von 77 €/t CO₂ – dieser Wert wird auch vom Umweltbundesamt zur Bewertung von Treibhausgasemissionen vorgeschlagen - und ein oberer Wert von 135€/t CO₂ als Maximum. Diese Kostensätze werden mit den entsprechenden Emissionen an CO₂-Äquivalenten multipliziert. Die CO₂-Äquivalente lassen sich wiederum als Produkt aus den Emissionsfaktoren und dem Endenergieverbrauch berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 19 im Anhang dargestellt. Für die weiteren Berechnungen und Analysen werden, um die Ergebnisse übersichtlich zu halten, die Klimakosten mit dem mittleren Wert vorgestellt. Unabhängig vom gewählten Kostensatz wird deutlich, dass hinsichtlich Klimaschäden Holzbrennstoffe deutlich geringere ‚Klimaschadenskosten‘ verursachen als Öl- oder Gasheizungen.

6.2 Monetarisierung der Gesundheitsschäden

Die in Tabelle 12 enthaltenen Gesundheitsschäden sind entsprechend der hier verwendeten Methodik mit Hilfe von Kostenfaktoren aus Zahlungsbereitschaftsanalysen in Geldeinheiten übertragen. Da sich die langfristigen Auswirkungen von NO₂ zum Teil mit denen durch PM überschneiden, d.h. sowohl durch erhöhte NO₂-Konzentrationen als auch durch erhöhte PM-Konzentrationen entstehen können, werden die Gesamtkosten auf lokaler Ebene nicht einfach als Summe über die beiden Schadstoffe gebildet. In der Literatur wird ein Überschneidungsfaktor von bis zu 33% angegeben (WHO, 2013). Aus diesem Grund gehen die Schadenskosten aus NO₂ lediglich zu 67% in die Gesamtsumme ein.

Tabelle 13: Kosten für Gesundheitsschäden pro Jahr aufgrund von erhöhten lokalen und regionalen Schadstoffkonzentrationen.

€2010	Lokale Schadenskosten			Regionale Schadenskosten		
	PM	NO ₂	Gesamt	direkte Emissionen	Upstream Emissionen	Gesamt
Gas (Brenngas)						
eh_6_bc	0,03	0,00	0,03	6,67	46,97	53,63
eh_6_st	0,10	0,00	0,10	13,95	46,97	60,92
eh_6_wc	0,50	0,00	0,51	19,69	46,97	66,65
eh_12_bc	0,82	414,44	278,49	5,22	35,08	40,29
eh_12_st	3,01	732,89	494,05	11,06	35,08	46,13
eh_12_wc	7,84	932,20	632,41	15,74	35,08	50,81
mh_6_bc	0,03	0,00	0,03	20,43	145,62	166,05
mh_6_st	0,10	0,00	0,10	39,22	145,62	184,84
mh_6_wc	0,36	0,00	0,36	50,63	145,62	196,25
mh_12_bc	1,10	1.245,65	835,68	16,70	115,83	132,53
mh_12_st	3,69	2.309,16	1.550,83	32,13	115,83	147,96
mh_12_wc	12,57	2.748,24	1.853,89	41,50	115,83	157,33
HEL (Heizöl EL)						
eh_6_bc	4,02	0,00	4,02	22,98	105,02	128,00
eh_6_st	14,73	0,00	14,73	56,83	105,02	161,85
eh_6_wc	33,37	0,00	33,38	92,70	105,02	197,73
eh_12_bc	116,65	1.288,76	980,12	17,21	78,43	95,65
eh_12_st	450,29	2.577,20	2.177,01	42,64	78,43	121,07
eh_12_wc	1.019,70	3.129,07	3.116,18	69,63	78,43	148,06
mh_6_bc	7,41	0,00	7,41	66,85	325,62	392,47
mh_6_st	28,33	0,01	28,34	158,73	325,62	484,35
mh_6_wc	66,45	0,01	66,46	252,48	325,62	578,10
mh_12_bc	236,66	3.309,67	2.454,14	53,01	259,01	312,03
mh_12_st	907,10	6.618,08	5.341,21	125,64	259,01	384,65
mh_12_wc	2.131,84	8037,91	7517,24	199,60	259,01	458,61
Pellets (Holzpellets)						
eh_6_bc	18,56	0,00	18,56	82,58	44,61	127,19
eh_6_st	101,14	0,01	101,14	202,28	44,61	246,89
eh_6_wc	408,50	0,01	408,51	646,38	44,61	690,99
eh_12_bc	478,98	3.507,35	2.828,90	62,73	33,31	96,03
eh_12_st	2.596,45	4.382,97	5.533,04	161,41	33,31	194,72
eh_12_wc	10.525,83	5.262,98	14.052,02	503,15	33,31	536,46
mh_6_bc	39,57	0,01	39,58	247,60	136,55	384,15
mh_6_st	198,52	0,02	198,53	581,47	136,55	718,02
mh_6_wc	879,76	0,02	879,77	1.918,53	136,55	2.055,08
mh_12_bc	1.314,10	9.911,74	7.954,97	199,36	108,46	307,83
mh_12_st	6.736,22	12.391,84	15.038,75	490,54	108,46	599,00
mh_12_wc	29.028,37	14.755,32	38.914,43	1.582,21	108,46	1.690,67

€2010	Lokale Schadenskosten			Regionale Schadenskosten		
	PM	NO ₂	Gesamt	direkte Emissionen	Upstream Emissionen	Gesamt
Stückholzkessel						
eh_6_bc	30,28	0,01	30,29	112,44	45,35	157,79
eh_6_st	175,23	0,01	175,23	349,40	45,35	394,75
eh_6_wc	502,19	0,01	502,20	866,15	45,35	911,51
eh_12_bc	1.147,50	5.377,81	4.750,63	86,47	33,87	120,33
eh_12_st	5.378,82	4.765,51	8.571,71	265,93	33,87	299,80
eh_12_wc	18.353,23	7.044,15	23.072,81	656,85	33,87	690,71
mh_6_bc	76,13	0,02	76,14	376,84	155,64	532,48
mh_6_st	467,08	0,02	467,09	1.181,12	155,64	1.336,75
mh_6_wc	1.360,91	0,02	1.360,92	2.936,65	155,64	3.092,29
mh_12_bc	3.585,46	20.302,11	17.187,88	304,37	124,66	429,03
mh_12_st	21.996,39	23.483,91	37.730,61	950,96	124,66	1.075,62
mh_12_wc	62.874,60	26.365,99	80.539,81	2.361,82	124,66	2.486,48
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung						
eh_6_bc	22,36	0,00	22,36	37,56	8,44	46,00
eh_6_st	46,04	0,00	46,04	69,89	8,44	78,33
eh_6_wc	132,71	0,00	132,72	178,86	8,44	187,31
eh_12_bc	501,69	717,75	982,59	27,95	6,05	34,00
eh_12_st	973,96	930,52	1.597,41	50,19	6,05	56,24
eh_12_wc	2.277,31	762,15	2.787,95	128,29	6,05	134,34
mh_6_bc	35,56	0,00	35,57	86,70	20,78	107,48
mh_6_st	77,34	0,00	77,35	172,64	20,78	193,42
mh_6_wc	230,22	0,00	230,22	442,12	20,78	462,91
mh_12_bc	958,68	1.482,09	1.951,69	63,75	14,60	78,34
mh_12_st	1.949,48	1.851,09	3.189,71	120,73	14,60	135,33
mh_12_wc	5.697,50	2.157,44	7.142,98	309,13	14,60	323,73

Bei Betrachtung der Kosten werden die bereits genannten Unterschiede hinsichtlich der Schäden aus PM und NO₂ zwischen den herkömmlichen Heizungstypen und den Holzfeuerungstypen noch deutlicher. Werden die „best case“ Szenarien des Stückholzkessels mit den „worst case“ Szenarien von Gas bezüglich PM verglichen, unterscheiden sich die Kosten zum Teil um einen Faktor von bis zu 250. Ebenso deutlich ist der Unterschied hinsichtlich der lokalen Schäden durch NO₂ an den unterschiedlichen Standorten. Aufgrund der niedrigen Hintergrundkonzentration sind diese für Bechtoldsweiler vernachlässigbar. Zudem ist ohne weitere Analyse erkennbar, dass bei den Referenzbrennstoffen Gas und Öl der größere Anteil der Schadenskosten auf regionaler Ebene durch vorgelagerte Prozesse entstehen, wohingegen bei den Holzbrennstoffen auf Grund der hohen direkten Emissionen die vorgelagerten Prozesse fast keinen Einfluss auf die Schadenskosten haben.

7 Analyse der Ergebnisse und Empfehlungen

7.1 Übersicht über die Schadenskosten und die sozialen Kosten

Tabelle 14 enthält die Gesamtschadenskosten sowie die sozialen Kosten der verschiedenen Feuerungstypen und Szenarien. Die Gesamtschadenskosten berechnen sich dabei aus der Summe der Kosten für Gesundheitsschäden auf lokaler wie regionaler Ebene und den Klimaschäden. Die sozialen Kosten enthalten neben den Gesamtschadenskosten auch die wirtschaftlichen Kosten ohne Energiesteuer und MwSt (siehe Tabelle 3). Die Einzelraumfeuerung kann als Zusatzfeuerung zu einer bestehenden Feuerung nicht günstiger sein als die bestehende Feuerung allein. Die Anschaffung erfolgt in erster Linie, um den Wohnwert zu steigern, die Angabe sozialer Kosten würde die Quantifizierung und Monetarisierung dieses Zusatznutzens durch die Zusatzfeuerung erfordern; dies erfolgt hier nicht, sodass auch keine sozialen Kosten angegeben werden können.

Tabelle 14: Übersicht über die Gesamtschadens- und sozialen Kosten sowie deren Bestandteile.

€2010	Kosten Gesundheit lokal	Kosten Gesundheit regional	Kosten Klima	Gesamt- schadens- kosten	wirtschaftl. Kosten (exkl. MwSt)	soziale Kosten
Gas (Brenngas)						
eh_6_bc	0,03	53,63		699,00		3013,56
eh_6_st	0,10	60,92	645,34	706,35		3020,92
eh_6_wc	0,51	66,65		712,49		3027,06
eh_12_bc	278,49	40,29		800,73	2.315	3115,29
eh_12_st	494,05	46,13	481,94	1.022,12		3336,69
eh_12_wc	632,41	50,81		1.165,17		3479,73
mh_6_bc	0,03	166,05		2.166,85		7350,88
mh_6_st	0,10	184,84	2.000,77	2.185,71		7369,74
mh_6_wc	0,36	196,25		2.197,38		7381,41
mh_12_bc	835,68	132,53		2.559,72	5.184	7743,75
mh_12_st	1.550,83	147,96	1.591,51	3.290,30		8474,33
mh_12_wc	1.853,89	157,33		3.602,73		8786,77

€2010	Kosten Gesundheit lokal	Kosten Gesundheit regional	Kosten Klima	Gesamt- schadens- kosten	wirtschaftl. Kosten (exkl. MwSt)	soziale Kosten
HEL (Heizöl EL)						3529,90
eh_6_bc	4,02	128,00		965,47	2.564	3574,46
eh_6_st	14,73	161,85	833,45	1.010,03		3628,98
eh_6_wc	33,38	197,73		1.064,55		4262,59
eh_12_bc	980,12	95,65		1.698,16	2.564	5484,90
eh_12_st	2.177,01	121,07	622,39	2.920,47		6451,06
eh_12_wc	3.116,18	148,06		3.886,63		9023,98
mh_6_bc	7,41	392,47		2.983,92	6.040	9136,79
mh_6_st	28,34	484,35	2.584,04	3.096,73		9268,66
mh_6_wc	66,46	578,10		3.228,60		10861,66
mh_12_bc	2.454,14	312,03		4.821,61	6.040	13821,36
mh_12_st	5.341,21	384,65	2.055,44	7.781,30		16071,34
mh_12_wc	7517,24	458,61		10.031,29		3013,56
Pellets (Holzpellets)						
eh_6_bc	18,56	127,19		220,59	3.328	3.548,32
eh_6_st	101,14	246,89	74,84	422,88		3.750,61
eh_6_wc	408,51	690,99		1.174,34		4.502,08
eh_12_bc	2.828,90	96,03		2.980,84	3.328	6.308,57
eh_12_st	5.533,04	194,72	55,90	5.783,66		9.111,39
eh_12_wc	14.052,02	536,46		14.644,38		17.972,11
mh_6_bc	39,58	384,15		652,80	6.762	7.414,43
mh_6_st	198,53	718,02	229,08	1.145,62		7.907,25
mh_6_wc	879,77	2.055,08		3.163,93		9.925,55
mh_12_bc	7.954,97	307,83		8.444,75	6.762	15.206,38
mh_12_st	15.038,75	599,00	181,95	15.819,71		22.581,33
mh_12_wc	38.914,43	1.690,67		40.787,06		47.548,68
Stückholzkessel						
eh_6_bc	30,29	157,79		235,97	3.043	3.278,83
eh_6_st	175,23	394,75	47,89	617,88		3.660,74
eh_6_wc	502,20	911,51		1.461,60		4.504,45
eh_12_bc	4.750,63	120,33		4.906,77	3.043	7.949,63
eh_12_st	8.571,71	299,80	35,81	8.907,32		11.950,17
eh_12_wc	23.072,81	690,71		23.799,32		26.842,18
mh_6_bc	76,14	532,48		773,01	6.713	7.486,18
mh_6_st	467,09	1.336,75	164,40	1.968,24		8.681,41
mh_6_wc	1.360,92	3.092,29		4.617,61		11.330,77
mh_12_bc	17.187,88	429,03		17.748,58	6.713	24.461,74
mh_12_st	37.730,61	1.075,62	131,67	38.937,90		45.651,06
mh_12_wc	80.539,81	2.486,48		83.157,96		89.871,13

€2010	Kosten Gesundheit lokal	Kosten Gesundheit regional	Kosten Klima	Gesamt- schadens- kosten	wirtschaftl. Kosten (exkl. MwSt)	soziale Kosten
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung						
eh_6_bc	22,36	46,00		77,29		
eh_6_st	46,04	78,33	8,93	133,31		
eh_6_wc	132,72	187,31		328,96		
eh_12_bc	982,59	34,00		1.022,98		
eh_12_st	1.597,41	56,24	15,40	1.660,04		
eh_12_wc	2.787,95	134,34		2.928,68		
mh_6_bc	35,57	107,48		164,99		
mh_6_st	77,35	193,42	21,95	292,71		
mh_6_wc	230,22	462,91		715,07		
mh_12_bc	1.951,69	78,34		2.045,43		
mh_12_st	3.189,71	135,33	6,39	3.340,44		
mh_12_wc	7.142,98	323,73		7.482,11		

Während bei den konventionellen Heiztypen Gas und Öl nur geringe Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Szenarien in Bezug auf den Stand der Technik bei den Gesamtschadenskosten auftreten, fallen bei den Holzfeuerungen die großen Unterschiede zwischen den Szenarien deutlich auf.

7.2 Vergleich der Gesamtschadenskosten

Bei Betrachtung der Summe der Schadenskosten für Stuttgart ergibt sich –unabhängig von der Größe des Hauses und auch für alle technischen Zustände folgende Rangfolge (niedrigste Schadenskosten bis höchste Schadenskosten):

- Rangfolge Stuttgart: Erdgas – Erdgas mit Kaminofen – Heizöl – Heizöl mit Kaminofen-Pellets – Stückholzkessel

Dies ist beispielhaft für den Fall ‚Einfamilienhaus in Stuttgart‘ und das Szenario ‚Stand der Technik‘ in Abb. 30 dargestellt.

In Stuttgart wiegen daher selbst bei einer zukünftigen hinsichtlich Schadstoffemissionen optimierten Pelletfeuerung mit Partikelfilter die Gesundheitsschäden schwerer als die vermiedenen Treibhausgasemissionen. Betrachtet man Umwelt- und Klimaschutz somit gemeinsam, so ist der Betrieb einer kleinen Holz- oder Pelletfeuerung in Stuttgart nicht zu empfehlen.

Etwas differenzierter fällt das Ergebnis für Bechtoldsweiler aus:

Für den ‚state of the art‘ und erst recht für den ‚best case‘ sind nun die Gesamtschadenskosten des Stückholzkessels und erst recht der Pelletfeuerung niedriger als die von Heizöl- und Erdgasfeuerungen.

- Rangfolge Bechtoldsweiler bc und st beim Einfamilienhaus: Pellets – Stückholzkessel – Gas – Gas mit Kaminofen – Heizöl mit Kaminofen – Heizöl. Dies liegt natürlich an

der geringeren Bevölkerungsdichte um den Standort und die geringe NO₂-Vorbelastung, dadurch werden nur geringe lokale Schäden verursacht. Bemerkenswert ist, dass ein Kaminofen zwar als Zusatz zu Heizölfeuerungen, nicht aber als Zusatz zu Gasfeuerungen Umweltvorteile bringt. Abb. 31 zeigt den Fall für das Einfamilienhaus in Bechtoldsweiler mit dem Szenario ‚Stand der Technik‘.

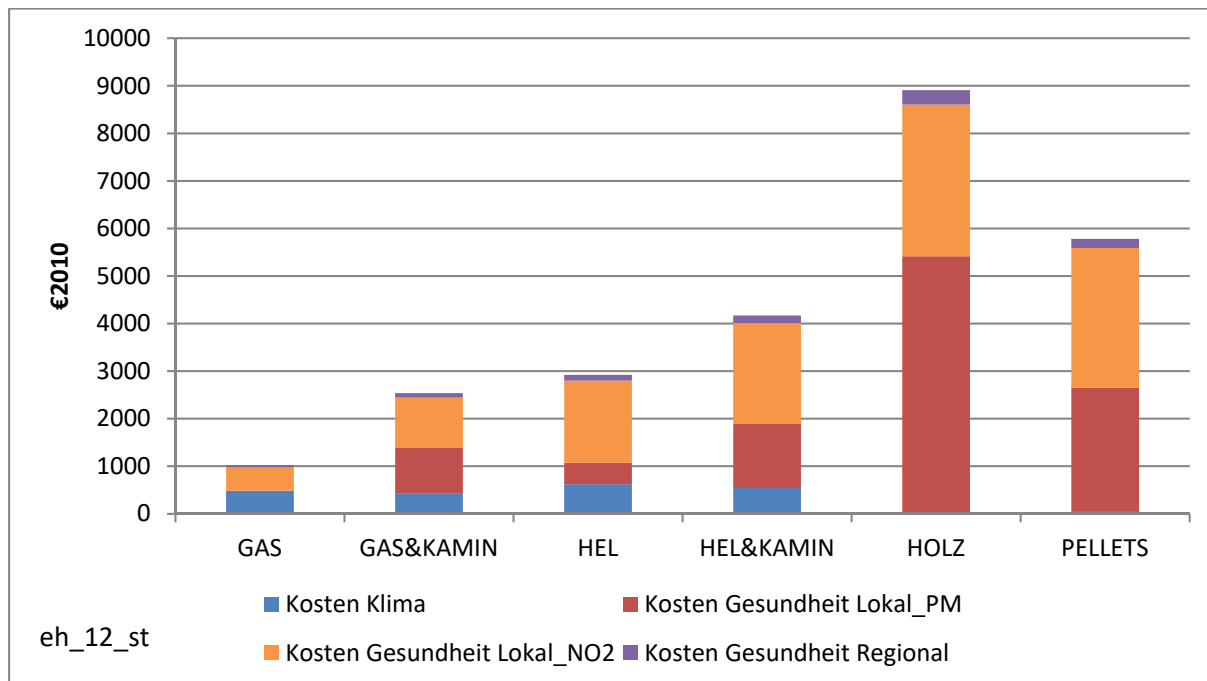


Abbildung 30: Exemplarische Schadenskosten nach ihren Bestandteilen für den Standort Stuttgart (HEL = leichtes Heizöl, Kamin = Kaminofen).

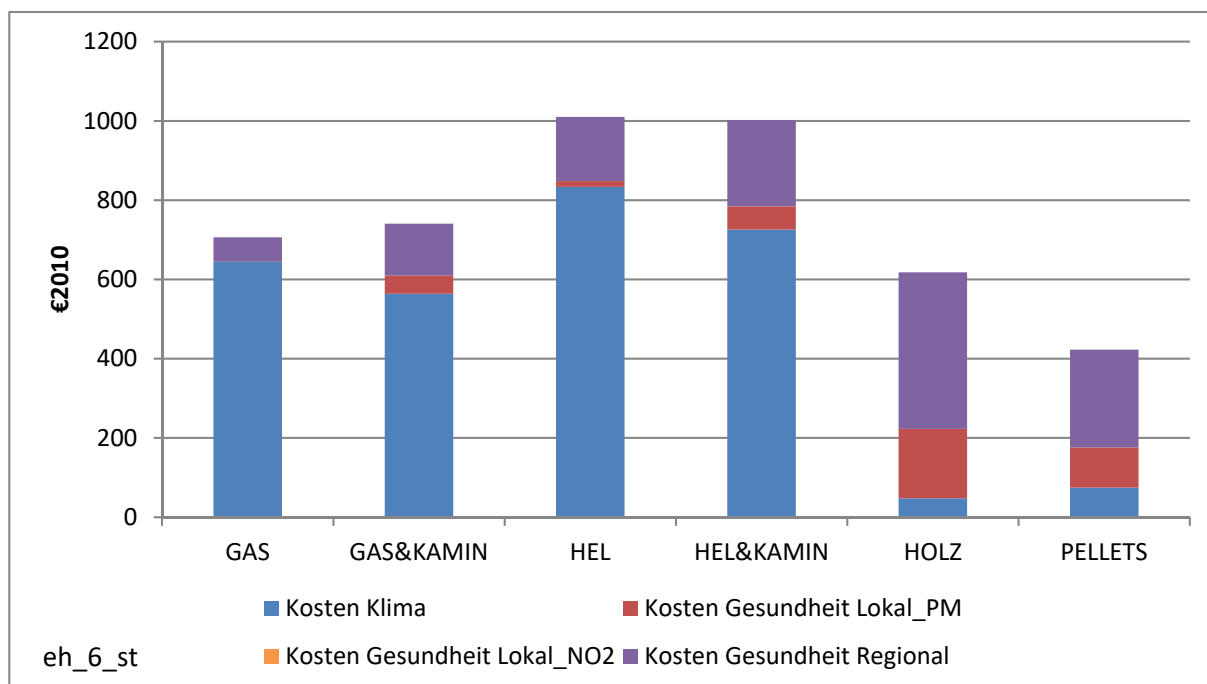


Abbildung 31: Exemplarische Schadenskosten nach ihren Bestandteilen für den Standort Bechtoldsweiler.

Für das Szenario worst case allerdings dreht sich die Rangfolge um, Holz- und Pelletfeuerungen haben im worst case deutlich höhere Schadenskosten als Gasfeuerungen und – beim Mehrfamilienhaus – auch höhere Kosten als Heizölfeuerungen, beim Einfamilienhaus sind die Schadenskosten für Pelletfeuerungen geringfügig niedriger als für Feuerungen mit leichtem Heizöl.

Somit gilt für Bechtoldweiler, dass der Einsatz von modernsten Stückholz- und Pelletfeuerungen für den Umweltschutz vorteilhaft ist, wobei insbesondere Pelletfeuerungen nach dem Stand der Technik und zukünftig Holz- und Pelletfeuerungen mit verbesserter Schadstoffrückhalte-technik (best case) deutliche Vorteile bringen.

Für Stuttgart bilden lokale Gesundheitsschäden den Hauptanteil an externen Kosten für alle Feuerungstypen (96% für Stückholzkessel, Pellets und Kamin, 75% für Heizöl, 48% für Gas). Kosten für Klimaschäden tragen mit 47% bzw. 21 % lediglich für Gas bzw. Heizöl einen wesentlichen Anteil an den Gesamtkosten. Obwohl nur als Zusatzheizung genutzt, generieren Einzelfeuerungsstätten wie ein Kamin bereits höhere Schadenskosten durch Luftverschmutzung als eine Erdgasfeuerung für die Vollversorgung.

Am Standort Bechtoldweiler sind die lokalen Gesundheitsschäden hingegen deutlich geringer. Für Gas und Heizöl dominieren Klimateffekte mit 91% bzw. 83% an den Gesamtschadenskosten deutlich. Für Stückholzkessel, Pellets und Kamine werden die Schadenskosten hingegen zu ca. zwei Dritteln von regionalen Gesundheitsschäden bestimmt, welche ihre Ursache hauptsächlich in direkten Emissionen der Anlage haben. Im Vergleich hierzu sind regionale Gesundheitsschäden bei Gas und Heizöl hauptsächlich eine Folge von Upstream Emissionen.

Beim Vergleich der Abb. 30 und 31 fallen vor allem die höheren Schadenskosten für alle Feuerungstypen am Standort Stuttgart auf. Die aufgetragenen Kosten resultieren aus jeweils einer Feuerungsanlage pro Standort und können somit direkt miteinander verglichen werden. Der Unterschied wird insbesondere bei den Szenarien für den Stückholzkessel deutlich. Während die Schadenskosten für Bechtoldweiler bei ca. 600 € liegen, übersteigen die Kosten für den Standort Stuttgart mit knapp 9000 € diesen Betrag deutlich. Die hohen Schadenskosten in Stuttgart im Vergleich zu Bechtoldweiler haben ihre Ursache hauptsächlich in den lokalen Gesundheitskosten. Dies wird auch in Tab. 15 deutlich. Die Tabelle gibt die hier berechneten Umweltkosten (Klima- und Gesamtkosten) als Faktorwerte wieder. Als Vergleich sind Ergebnisse des Umweltbundesamtes (UBA) für das Jahr 2010 angegeben. Diese beziehen sich auf ganz Deutschland und können somit als Durchschnitts- und Referenzwerte angesehen werden.

Tabelle 15: Vergleich der Kostenfaktoren für Stuttgart und Bechtoldweiler.

[€-Cent2010/kWh]	Klimakosten			Umweltkosten		
	Stuttgart	Bechtoldweiler	UBA	Stuttgart	Bechtoldweiler	UBA
GAS (Brenngas)	1,90	1,90	2,02	4,03	2,08	2,28
HEL (Heizöl EL)	2,46	2,46	2,52	11,53	2,98	3,32
Stückholzkessel	0,13	0,13	0,25*	32,63	1,69	1,88*
Pellets (Holzpellets)	0,21	0,21	0,25*	21,52	1,17	1,88*
Einzelfeuerungsstätte als Zusatzfeuerung	0,13	0,13	0,25*	33,98	1,96	1,88*

* Werte für Biomasse als Durchschnittssatz.

Quelle: Schwermer, Preiss und Müller (2014).

Während für Stuttgart und Bechtoldsweiler die berechneten Faktoren für Klimakosten gleich sind und sowohl in ihrer Höhe als auch den relativen Werten zwischen den einzelnen Feuerungstypen ungefähr den Durchschnittswerten des UBA entsprechen, zeigen sich bei den Gesamtumweltkosten deutliche Unterschiede. Für Bechtoldsweiler werden ähnliche Werte wie die Referenzwerte erreicht. Für Stuttgart sind die Faktoren allerdings deutlich höher. Dies zeigt zum einen, dass die hier angewendeten Berechnungsmethoden und Berechnungen aufgrund der ähnlichen Faktorenwerte für Bechtoldsweiler valide sind. Zum anderen ist durch die ähnlichen Faktorenwerte für Klimakosten und die deutlich unterschiedlichen Werte für Umweltkosten im Fall Stuttgart der Einfluss der Gesundheitsauswirkungen auf die Gesamtkosten im Falle eines dichtbesiedelten Stadtgebietes deutlich erkennbar.

Wird der Anteil der lokalen Gesundheitskosten betrachtet, entfällt bei Stuttgart jeweils ein ähnlich großer Anteil auf PM-Konzentrationen wie auf auf NO₂-Konzentrationen. Bei Bechtoldsweiler sind die Kosten durch NO₂ aufgrund der niedrigen NO₂-Hintergrundkonzentration hingegen vernachlässigbar klein. Dies wird auch durch den Vergleich der Anteile der konkreten Gesundheitsauswirkungen an den Gesamtschadenskosten deutlich (Abbildung 32 und Abbildung 33). Für Stuttgart bilden „years of life lost“ (YOLL, verlorene Lebensjahre) aufgrund vorzeitiger Todesfälle in Zusammenhang mit steigender NO₂-Konzentration (YOLL_NO2) den Hauptanteil an Gesundheitsschäden, gefolgt von frühzeitigen Todesfällen durch PM (YOLL). Aufgrund der niedrigen Hintergrundkonzentration für NO₂ in Bechtoldsweiler, sind hier keine YOLL durch NO₂ zu verzeichnen. YOLL durch PM bestimmen 60% aller DALYs für alle Heiztypen außer Gas.

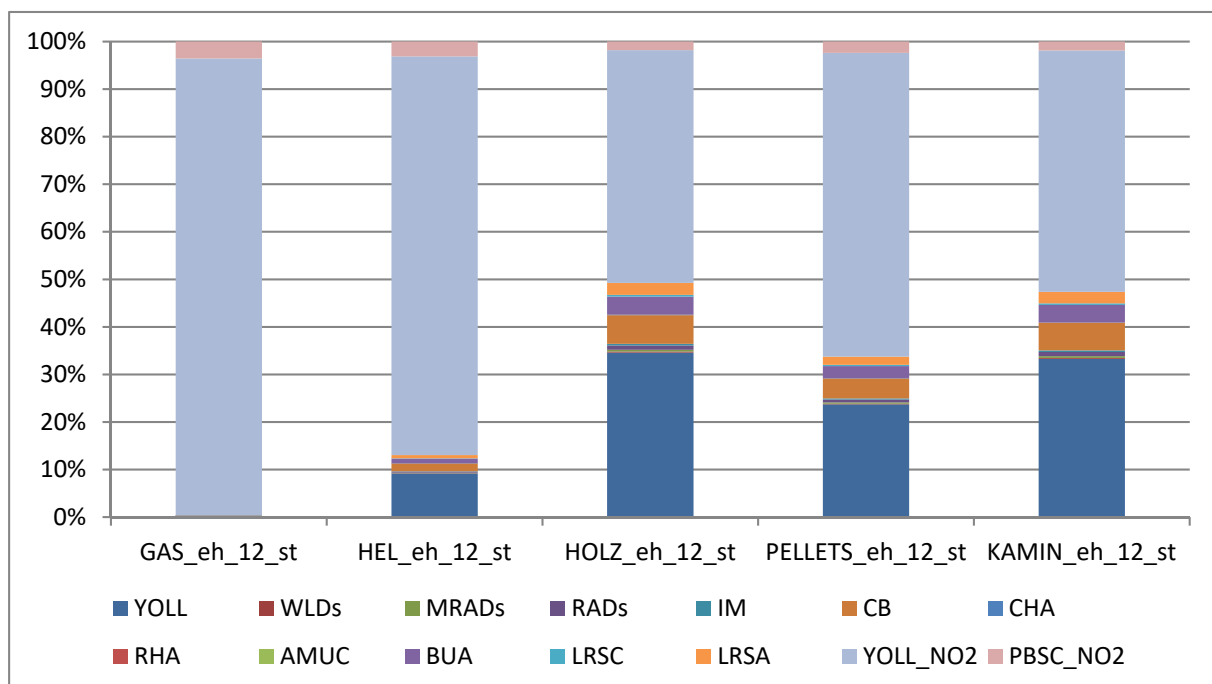


Abbildung 32: Exemplarische Schäden (DALYs) nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Stuttgart, die Abkürzungen der Legende sind in Tab11, S. 35 erklärt.

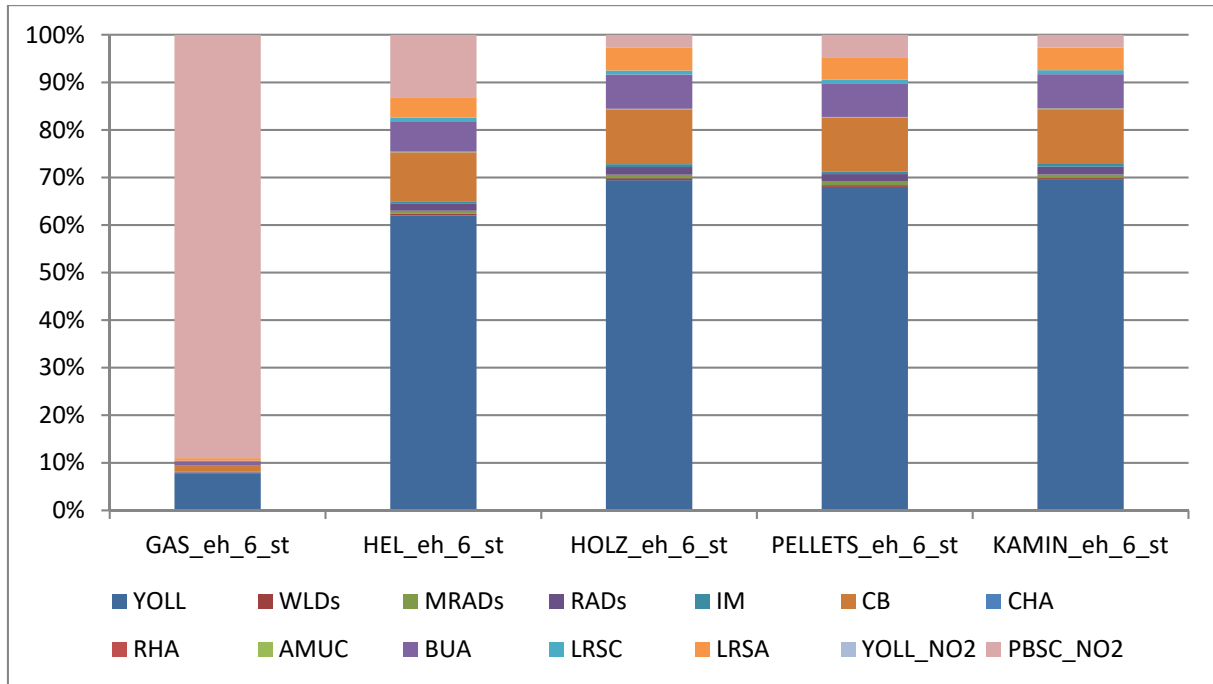


Abbildung 33: Exemplarische Schäden (DALYs) nach Gesundheitsauswirkungen für den Standort Bechtoldsweiler, die Abkürzungen der Legende sind in Tab11, S. 35 erklärt.

Die erheblich höheren lokalen Schäden in Stuttgart entstehen zum einen durch die Kessellage und die niedrigeren mittleren Windgeschwindigkeiten. Hinzu kommt, dass in Stuttgart die Bevölkerungsdichte und die Anzahl der Bewohner deutlich höher sind als in Bechtoldsweiler. Somit ist die Exposition der Bevölkerung zu den Schadstoffen deutlich höher.

7.3 Vergleich der sozialen Kosten

Stückholz- und Pelletfeuerungen sind bei den angenommenen Brennstoffpreisen (siehe Kap. 7.3) deutlich teurer als Heizöl- und erst recht Erdgaskessel. Lediglich bei dem Heizölkessel für Mehrfamilienhäuser ist der Mehrpreis für einen Stückholz- oder Pelletkessel mit 3% bzw. 4% nur gering, sodass hier bei einem deutlichen Anstieg der Heizölpreise die Holz- bzw. Pelletkessel günstiger als Erdölkessel werden könnten.

Für Stuttgart ändert sich daher an der Rangfolge der Feuerungstypen durch die Hinzunahme der Kosten bzw. die Betrachtung der sozialen Kosten nichts (siehe Abb. 34 für das ‚Stand der Technik‘- Szenario). Die sehr hohen Gesundheitsschadenskosten dominieren die sozialen Kosten. In Bechtoldsweiler machen dagegen wirtschaftlichen Kosten den größten Teil der (Abbildung 35) sozialen Kosten aus. Die Gasheizung hat hier beim Einfamilienhaus auf Grund der geringen Kosten auch die deutlich geringsten sozialen Kosten. Die anderen Feuerungen liegen relativ gleich, wobei die geringeren Kosten für die Heizölfeuerung durch die höheren Klimakosten nicht ganz kompensiert werden.

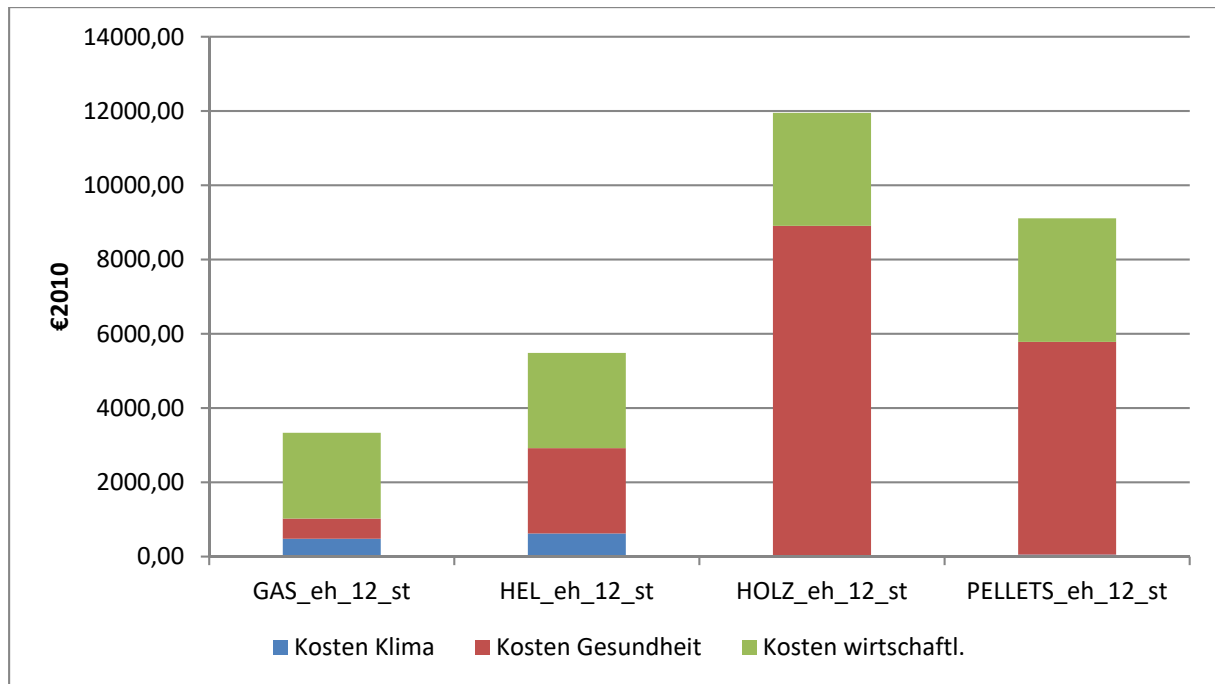


Abbildung 34: Soziale Kosten für den Standort Stuttgart.

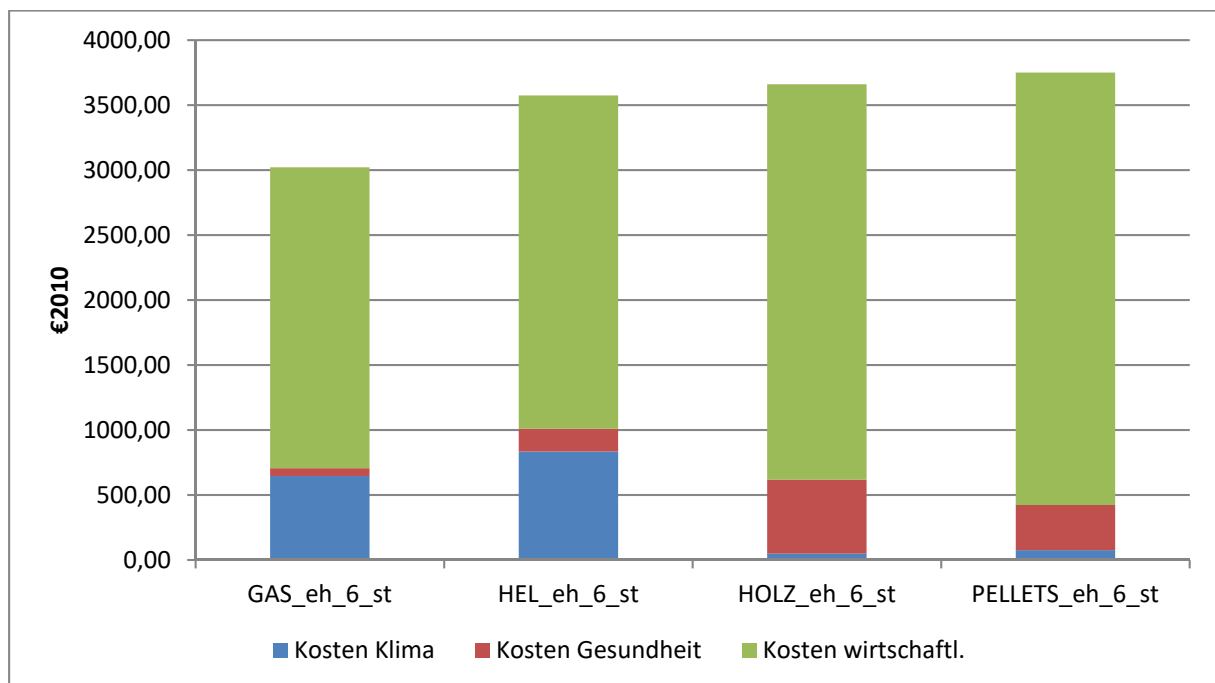


Abbildung 35: Soziale Kosten für den Standort Bechtoldsweiler, state of the art Szenario.

Da die externen Kosten sich eindeutig zwischen den unterschiedlichen Brennstofftypen unterscheiden, haben die Werte der wirtschaftlichen Kosten zu den sozialen Kosten am Standort Stuttgart eine Spannweite von 30 % bis 74 %. Hier sind die sozialen Kosten von Stückholz- und Pelletöfen aufgrund der großen Kosten der Gesundheitsauswirkungen im Vergleich zu den Alternativen Gas oder Heizöl relativ hoch. Für Bechtoldsweiler machen die wirtschaftlichen Kosten hingegen mehr als 76 % der gesamten sozialen Kosten für alle Brennstoffarten aus. Es ist deutlich erkennbar, dass die wirtschaftlichen Kosten hier beim Einfamilienhaus die Rangfolge

der sozialen Kosten bestimmen. Lediglich beim ‚best case‘ Szenario ist die Stückholzfeuerung besser als die Heizölfeuerung. Beim Mehrfamilienhaus schneidet in den bc und st Szenarien die Ölfeuerung am schlechtesten, die Gasfeuerung am besten ab.

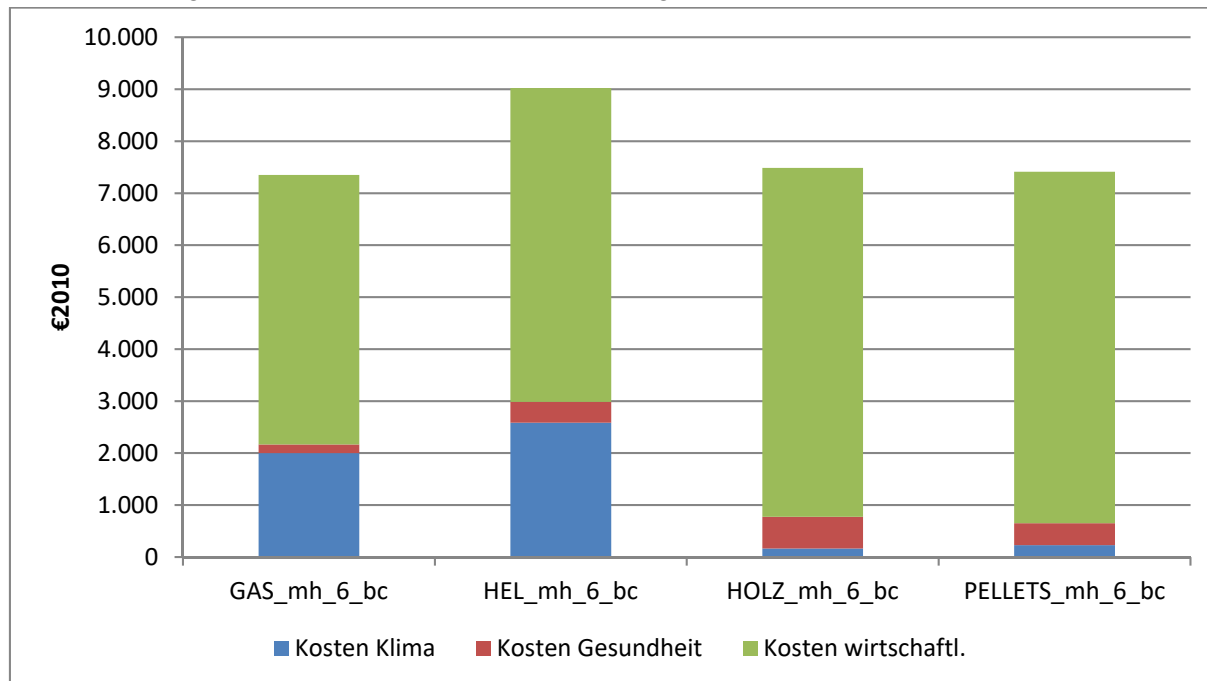


Abbildung 36: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Bechtoldswiler (Mehrfamilienhaus).

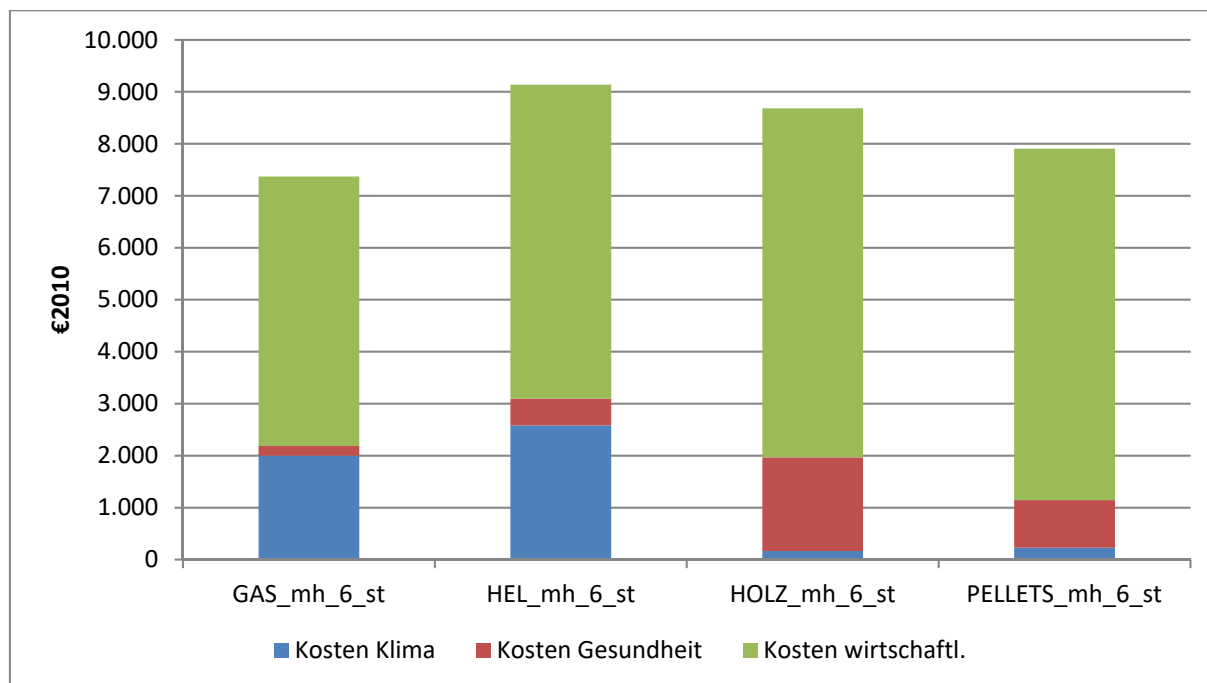


Abbildung 37: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Bechtoldswiler (Mehrfamilienhaus).

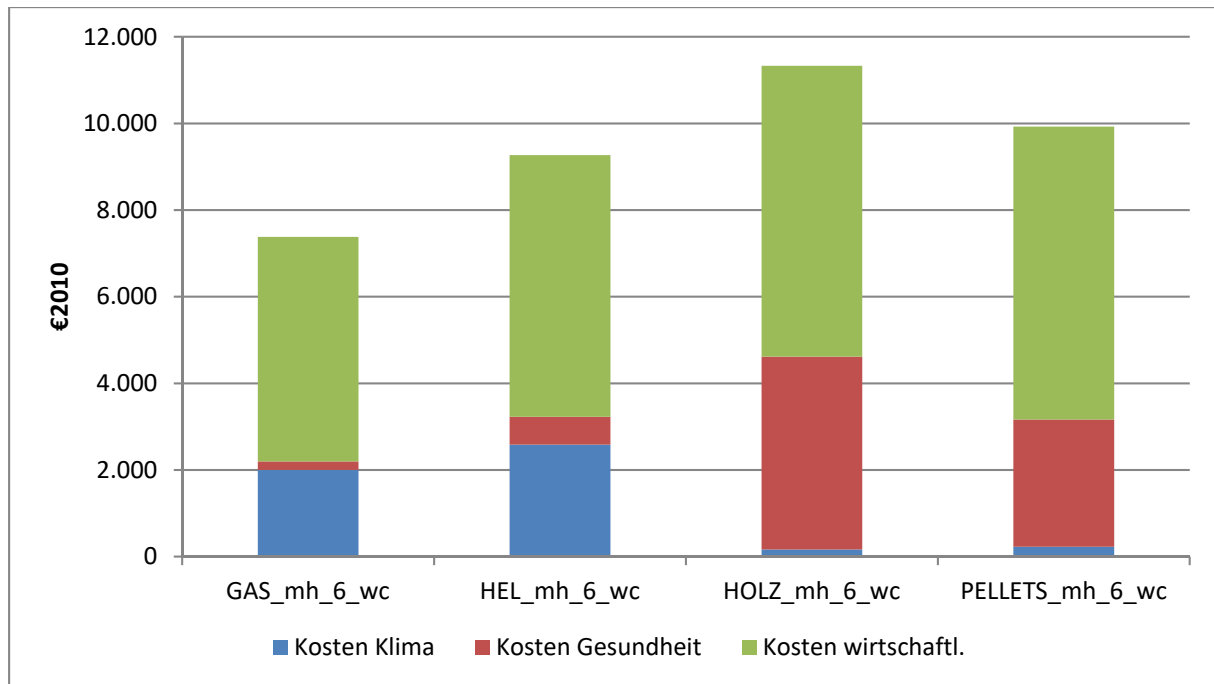


Abbildung 38: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Mehrfamilienhaus).

Vor allem für Holzfeuerungstypen können die Gesundheitsschäden vom „worst case“ über „Stand der Technik“ bis zum „best case“ deutlich reduziert werden können.

7.4 Sensitivitätsanalyse

Die Parameter, die verwendet wurden, um die in Kap. 7.1 vorgestellten Ergebnisse zu ermitteln, weisen Unsicherheitsbandbreiten auf; mit einer Sensitivitätsanalyse soll festgestellt werden, inwieweit abweichende Parameterwerte zu einer Änderung der Rangfolge der Heizungstypen führen. Die folgenden Parameter haben einen starken Einfluss auf das Ergebnis:

- 1) die monetarisierten Gesundheitsschäden. Nach Rabl und Spadaro (1999) und Spadaro, Rabl (2008) beträgt die geometrische Standardabweichung der berechneten Schadenskosten durch Luftverschmutzung ca. einen Faktor 3. Wären die tatsächlichen Schadenskosten für Gesundheitsschäden durch Luftverschmutzung um den Faktor 3 niedriger, so ergäbe sich im Fall von Stuttgart keine Änderung in der Rangfolge der Techniken, unabhängig von Stand der Technik und der Hausgröße. Sind die Schadenskosten dreimal höher, ergibt sich erst recht keine Änderung der Rangfolge der Schadenskosten durch Luftverschmutzung, da diese ja bei Holz und Pellets die Gesamtkosten dominieren.

Werden in Bechtoldsweiler die Gesundheitsschäden um den Faktor 3 reduziert, so schiebt sich beim Einfamilienhaus die Stückholzfeuerung in der Rangfolge vor die Heizölfeuerung, nach wie vor hat aber die Erdgasfeuerung die geringsten, die Pelletfeuerung die höchsten sozialen Kosten. Beim Mehrfamilienhaus sind die Unterschiede der ‚wirtschaftlichen‘ Kosten geringer, hier sind die sozialen Kosten der Heizölfeuerung am größten, Gas und Pellets liegen gleichauf, die Stückholzfeuerung weist jetzt die höchsten sozialen Kosten auf.

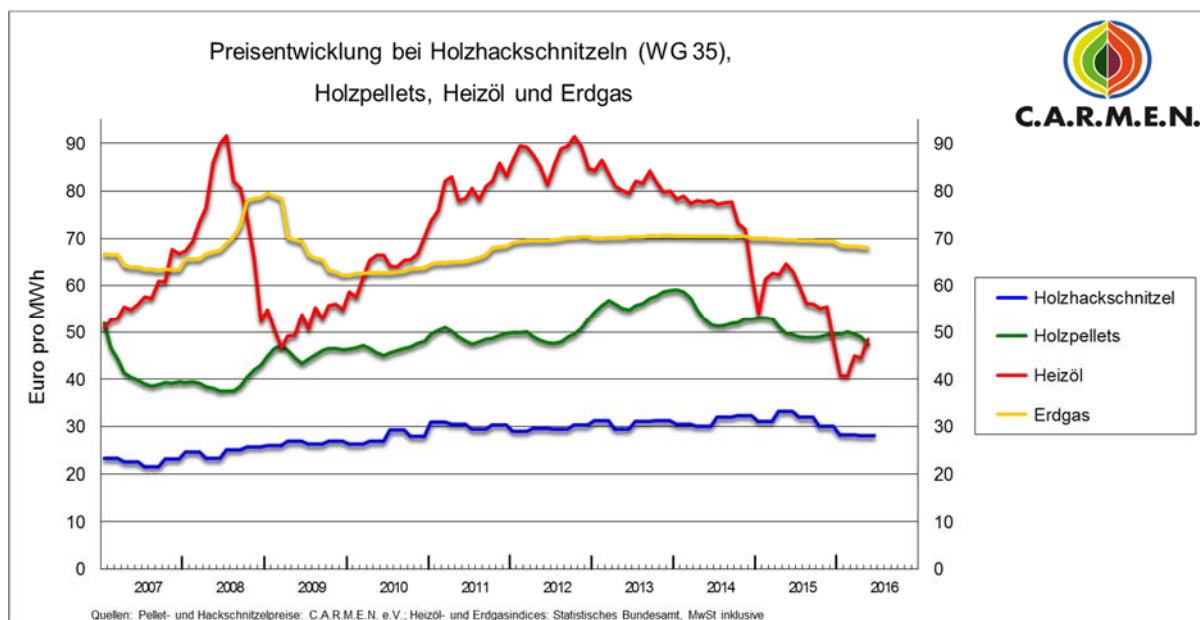
- 2) Die Klimaschäden, d.h. die marginalen Vermeidungskosten pro t CO₂: Wie in Kap. 6.1 erläutert, beträgt der untere Wert der Bandbreite der Standardabweichung 44 €/t, der

obere Wert 135 €/t. Als mittlerer Wert wurde in den vorgenannten Ergebnissen 77 €/t gewählt. Betragen die tatsächlichen Vermeidungskosten nur 44€/t, so verliert der Klimaschutz bei der Bewertung an Gewicht, die Gesundheitsschäden (in Stuttgart) bzw. die Kosten (in Bechtoldsweiler) gewinnen daher noch mehr an Gewicht. Daher bleibt die Rangfolge Gas- Heizöl – Stückholz- Pellets bei fast allen Szenarien erhalten, lediglich beim Mehrfamilienhaus in Bechtoldsweiler hat der Heizölkessel in den bc- und st-Szenarien die schlechtesten Werte.

Steigen die marginalen Vermeidungskosten auf 135 €/t, so ändert dies für Stuttgart in keinem Szenario die Rangfolge. Anders sieht dies für Bechtoldsweiler aus:

Im ‚Stand der Technik‘-Szenario liegt die Gasheizung nach wie vor vorne, die Heizölfeuerung hat die höchsten sozialen Kosten. Im best case Szenario ist dagegen – wegen der jetzt höheren Klimakosten der Gasfeuerung – beim Einfamilienhaus die Stückholzfeuerung vorn.

- 3) Die Brennstoffkosten: Während die Preise für Stückholz und Pellets weitgehend als stabil angesehen werden können, unterliegen die Preise für Heizöl zum Teil starken Schwankungen am Weltmarkt (Abbildung 39).



Quelle: <https://www.carmen-ev.de/infotehk/preisindizes/hackschnitteln/graphiken/227-energieholz-index-grafiken?highlight=WyJ3ZzM1II0=>

Abbildung 39: Preisentwicklungen der Rohstoffe für die betrachteten Feuerungstypen.

In der hier vorgenommenen Studie wurde ein Bruttopreis von 6,67 ct/kWh für Heizöl bzw. 6,95 ct/kWh für Gas angenommen. Dies entspricht dem Durchschnittspreis zwischen August 2014 und August 2015. Dabei ist zu beachten, dass der Heizölpreis zur Zeit (Juli 2016) mit 4,44 cent/kWh deutlich niedriger ist, der Gaspreis liegt bei etwa 5 cent/kWh. Für die hier durchgeführten Rechnungen wurde also bereits von wieder deutlich steigenden Preisen ausgegangen. Es sind jedoch auch Szenarien denkbar, bei denen der Öl- und Gaspreis auf Grund einer weniger stark steigenden weltweiten Nachfrage, z. B. als Folge einer weltweiten Energiewende, in den nächsten Jahrzehnten weniger stark ansteigt. Allerdings könnte dies zu einer Erhöhung der marginalen Kosten

zur Vermeidung von Klimaänderungen führen, was diesen Kostenvorteil zumindest teilweise wieder ausgleicht. Dieses Szenario wird daher nicht quantitativ untersucht. Untersucht werden soll dagegen eine deutliche Erhöhung des Heizölpreises. Dazu wird zusätzlich der höchste bisher (2008) aufgetretene Preis für Heizöl von 9,1 ct/ kWh angesetzt. Wie zu erwarten, ändert sich die Rangfolge für Stuttgart dadurch in keinem der Szenarien. In Bechtoldsweiler ist dagegen jetzt in den st- und bc- Szenarien die Erdölfeuerung eindeutig die Feuerung mit den höchsten sozialen Kosten.

7.5 Schlußfolgerungen

Holz- und Pelletfeuerungen verursachen deutlich geringere CO₂-Emissionen als Erdgas- und Heizölfeuerungen, somit trägt der Einsatz von Holz- und Pelletfeuerungen zur Verringerung des Klimawandels bei. Deutschland und andere Länder sehen Holzkessel und Pelletöfen als wichtige Klimaschutzmaßnahme an und fördern diese Anlagen daher finanziell.

Kleinere Holz- und Pelletfeuerungen verursachen aber deutlich höhere Feinstaub und NO_x-Emissionen als Erdgas- und Heizölfeuerungen. Dies trägt dazu bei, dass Immissionsgrenzwerte in Städten überschritten werden; überdies entstehen dadurch erhebliche Gesundheitsschäden, insbesondere Atemwegserkrankungen, Herz-Kreislaufkrankungen und Lungenkrebs, die zu einer Verringerung der Lebenserwartung führen.

Somit stellt sich die Frage, ob und wenn ja wo der Vorteil des Einsatzes von Holz- und Pelletfeuerungen, nämlich verbesserter Klimaschutz, aus gesellschaftlicher Sicht schwerer wiegt als der Nachteil von zusätzlichen Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffemissionen. Um Auswirkungen von Klimaänderungen und Gesundheitsschäden vergleichen zu können, müssen diese in eine gemeinsame Einheit transformiert werden, z. B. monetäre Werte. Zur Bewertung von Gesundheitsschäden wird dazu ein Zahlungsbereitschaftsansatz gewählt, zur Bewertung von Treibhausgasemissionen wird ein Vermeidungskostenansatz gewählt, das heißt, es werden die marginalen Kosten zur Erreichung des sogenannten 2° Ziels verwendet. Dieses Ziel bedeutet, dass die durchschnittliche jährliche Temperatur der Erdoberfläche um nicht mehr als 2° gegenüber der Temperatur in vorindustrieller Zeit ansteigen soll.

Die Ergebnisse werden getrennt für eine Feuerung im Zentrum von Stuttgart, charakterisiert durch hohe Bevölkerungsdichte und –zahl sowie häufig austauscharme Wetterlagen, d.h. geringe durchschnittliche Windgeschwindigkeit, und für eine Anlage in Bechtoldsweiler im ländlichen Raum mit geringer Bevölkerung in der Umgebung der Anlage und höheren Windgeschwindigkeiten berechnet. Dabei werden jeweils Hausgröße und Stand der Technik hinsichtlich der Emissionsminderung bei den Anlagen variiert. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse werden zudem die Bewertungsansätze für Treibhausgasemissionen und Gesundheitsschäden sowie der Ölpreis variiert.

Für Stuttgart ergibt sich ein eindeutiges Ergebnis:

Die Krankheitskosten durch die Luftverschmutzung von Holz- und Pelletfeuerungen sind in allen Szenarien, d.h. unabhängig von Hausgröße, Stand der Technik der Emissionsminderung, Bewertungsparametern usw. deutlich höher als die vermiedenen Klimaschäden. Bei gemeinsamer Betrachtung von Klima- und Umweltschutz ist daher der Einsatz von Holzfeuerungen nachteilig. Man kann nun noch die (betriebswirtschaftlichen) Kosten zu den Schadenskosten für Klimaänderung und Luftverschmutzung hinzuzählen und erhält die sozialen Kosten, die alle drei Zielerreichungsgrade (Klimaschutz, Gesundheitsschutz und Kosten) in einem Kennwert zusammenfassen. Da Heizölfeuerungen und erst recht Gasfeuerungen kostengünstiger sind als Holz- und

Pelletfeuerungen, ändert dies am Ergebnis nichts. Die sozialen Kosten von Erdgasfeuerungen sind am niedrigsten, dann folgen Heizölfeuerungen und danach Pelletfeuerungen, die höchsten sozialen Kosten weisen Stückholzfeuerungen auf.

Auch der Einbau von Kaminöfen als Zusatzfeuerungen erhöht die sozialen Kosten. Aus Gesundheitsschutzgründen ist daher auch die Nutzung von Kaminöfen nicht empfehlenswert. Dies gilt nicht nur in Zeiten eines ‚Feinstaubalarms‘, weil vielmehr jede Emission von Feinstaub, auch während Zeiten, in denen die Immissionsgrenzwerte eingehalten sind, die Gesundheitsschäden erhöht.

Dies bedeutet letztlich, dass jeder Einsatz von Pellet- und Holzöfen aus gesellschaftlicher Sicht nachteilig ist. Es hilft auch nicht, die Grenzwerte der 1. BImSchV weiter zu verschärfen, weil selbst bei den maximal denkbaren ökonomisch halbwegs vertretbaren Maßnahmen, die unter anderem den Einbau von Filtern beinhalten, die Gesundheitsschäden noch zu groß sind. Dies liegt daran, dass auch im best case die spezifischen Emissionen von Holz- und Pelletfeuerungen für NO_x relativ hoch bleiben. Erst wenn es gelänge, die durchschnittlichen jährlichen NO_2 Konzentrationen in Stuttgart unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu senken, würde sich dieses Ergebnis ändern, weil nach WHO die Schwelle, ab der Gesundheitsschäden durch NO_2 entstehen, bei $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Dies ist aber kurz- und mittelfristig nicht zu erwarten. Somit ist die einzig sinnvolle Maßnahme ein Verbrennungsverbot für Holz und Pellets in kleinen Feuerungen. Allerdings sind das Hauptproblem die bereits existierenden Holzfeuerungen, hier sind wohl, um die ökonomische Verhältnismäßigkeit zu wahren und Akzeptanz zu erreichen, längere Übergangsfristen notwendig.

In Bechtoldsweiler sind die Ergebnisse nicht ganz so eindeutig. Zunächst spielen die NO_2 -Konzentrationen keine Rolle, weil die Konzentrationen unter dem Schwellenwert liegen, ab dem mit Gesundheitsschäden zu rechnen ist. Auch die lokalen Gesundheitsschäden durch Feinstaub sind wesentlich geringer als in Stuttgart, weil die Zahl der Personen, die in der Umgebung der Anlage wohnen, deutlich kleiner ist und weil die Windgeschwindigkeiten höher sind.

Bei der Betrachtung der Gesundheits- und Klimakosten schneidet jetzt die Pelletfeuerung am besten ab, gefolgt von der Stückholzfeuerung, der Erdgasfeuerung und der Heizölfeuerung. Bei Betrachtung der Kombination aus Klimaschutz und Luftreinhaltung ist vor allem die Pelletfeuerung, aber auch die Stückholzfeuerung durchaus vorteilhaft, wobei dies nur für den ‚Stand der Technik‘ und den ‚best case‘, nicht aber für den ‚worst case‘ gilt. Fügt man die ‚betriebswirtschaftlichen‘ Kosten hinzu, so weist im ‚Stand der Technik‘- Fall jetzt auf Grund der niedrigen Kosten die Erdgasfeuerung bei Einfamilienhäusern die niedrigsten sozialen Kosten auf. Heizöl, Erdgas und Pellets haben im ‚Stand der Technik‘ – Fall ähnlich hohe soziale Kosten.

In Bechtoldsweiler haben deutlich weniger als die Hälfte der Häuser einen Gasanschluss direkt vor der Haustür. Viele Bewohner haben direkten Zugriff auf Brennholz direkt aus den umliegenden Wäldern. Dementsprechend ist die Zahl der Stückholzfeuerungen groß, was zu höheren Feinstaubkonzentrationen führt.

Somit wäre es für Bechtoldsweiler vorteilhaft, Heizölfeuerungen durch Stückholzfeuerungen zu ersetzen, insbesondere wenn lokales Brennholz günstig zur Verfügung steht. Ein deutlicher Vorteil bei den sozialen Kosten wird aber nur erreicht, wenn die Grenzwerte nach der 1. BImSchV über den derzeitigen Stand der Technik hinaus weiter verschärft werden, sodass der Einbau von Feinstaubfiltern obligatorisch wird. Dabei sollte insbesondere, nach entsprechenden Übergangszeiten, auch eine Nachrüstung bei den bestehenden Anlagen gefordert werden.

Als Folge der Beschlüsse auf der 21. ‚Conference of the parties‘ der ‚United Nations Framework Convention on Climate Change‘ im Dezember 2015 in Paris gibt es Überlegungen, die Emissionsminderungsziele für Treibhausgase weiter zu verschärfen. Dabei müssten weltweit die Treibhausgasemissionen zwischen 2045 und 2060 auf null zurückgeführt werden, auch die Stadt Stuttgart plant als Ziel Nullemissionen für Treibhausgase bis ca. 2050.

Zu überlegen ist also, ob die Empfehlungen für Stuttgart im Lichte dieser langfristigen Ziele nicht angepasst werden sollten, weil Öl- und Gasfeuerungen dann ab 2050 nicht mehr eingesetzt werden könnten. Allerdings führt dies selbst im best case, d.h. bei optimaler Emissionsreduzierung, zu marginalen Vermeidungskosten von über 550 €/t CO₂, ein Wert, der möglicherweise nicht mehr sozialverträglich ist. Man würde daher eher überlegen, ob es andere Alternativen gibt, die geringere spezifische Minderungskosten für CO₂ verursachen. Dies könnten zum Beispiel elektrisch betriebene Wärmepumpen sein, die mit aus erneuerbaren Energien gewonnenem Strom versorgt werden. Prinzipiell sollten ja zunächst die effizienteren Maßnahmen eingesetzt werden, sodass eine derartige Entscheidung erst in 10 bis 15 Jahren anstehen würde.

8 Literatur

- Arashidani K., Yoshikawa M., Kajama F., Kawamoto T. (1996): Indoor pollution from heating, Japan. Online verfügbar unter: https://www.jstage.jst.go.jp/article/ind-health1963/34/3/34_3_205/pdf (letzter Zugriff: 08.06.2016).
- Baumbach, G., Struschka, M., Juschka, W., Carrasco, M., Ang, K. B., Hu, L., Bächlin, W., Sörgel, C. (2010): Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Forschungsbericht (UFOPLAN) FKZ 205 43 263. TEXTE 37-2010, Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, Juni 2010.
- BBR (2014): Handbuch: Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere, extreme und zukünftige Witterungsverhältnisse (TRY), Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (BBR) und Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach.
- Bickel, P., Friedrich, R. (2005): ExternE - Externalities of Energy Methodology, 2005 Update.
- Blanco-Vogt, A., Haala, N., Schanze, J. (2014): Building parameter extraction from remote-sensing data and GIS analysis. Technische Universität Dresden, Universität Stuttgart.
- Christoffer J., Deutschländer T., Webs M. (2004): Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere und extreme Witterungsverhältnisse TRY. Hrsg.: Deutscher Wetterdienst. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach a. Main.
- DIN EN 12831, (2003): Heizungsanlagen in Gebäuden - Verfahren zur Berechnung der Norm-Heizlast sowie Nationaler Anhang NA (April 2004). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN V 18599, Blatt 1 bis 10 (2007): Vornorm: Energetische Berechnung, Bilanzierung, Bewertung von Gebäuden und Erstellung von Energieausweisen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN V 4701, Blatt 10 (2003): Vornorm: Energetische Bewertung heiz- und raumluftechnischer Anlagen - Teil 10: Heizung, Trinkwassererwärmung, Lüftung. Beuth Verlag, Berlin.
- ExternE: External Costs of Energy [Website] <http://www.externe.info/> (letzter Zugriff: 08.06.2016).
- Friedrich, R., Kuhn, A., Bessagnet, B., Blesl, M., Bruchof, D., Cowie, H. (2011): INTARESE / HEIMTSA D153/D5.3.1/2: Final report of the Common Case Study.
- Härdtlein, M., Reith, S., Kirch, F., Eltrop, L. (2016): Datengrundlagen und Konzeption für den Online-Wärmekostenrechner für Wohn- und Nichtwohngebäude, Teilprojekt im Rahmen des Vorhabens „Maßnahmenpaket Bioenergie-Wärme“ der AEE, Berlin.
- Rabl A, Spadaro J.V. (1999): Environmental damages and costs: an analysis of uncertainties. Environ Int 1999;25(1):29–46.
- Rabl, A., Spadaro, J. V., Holland, M. (2014): How Much is Clean Air Worth? Calculating the Benefits of Pollution Control. Cambridge University Press, Cambridge.
- Schwermer, S., Preiss, P., Müller, W. (2013). Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom-und Wärmezeugung. Anhang B der Methodenkonvention, 2. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/uba_methodenkonvention_2.0_-_anhang_b_0.pdf (letzter Zugriff: 15.06.2016).

- J.V. Spadaro, A. Rabl (2008): Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: A simple transparent method and typical results; *Environmental Impact Assessment Review* 28 (2008) 166–183
- Struschka, M., Pfeiffer, F., Lepel, F. von, Baumbach, G. (2000): Start- und Stopp-Emissionen von Öl- und Gasfeuerungen. *Erdöl Erdgas Kohle*, Heft 3, S. 121-122.
- TA Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft, Anhang 3. Carl Heymanns Verlag KG.
- VDI-Richtlinie 2067 Blatt 4 (1982): Berechnung der Kosten von Wärmeversorgungsanlagen; Warmwasserversorgung. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 3807 Blatt 1 (2007): Energie- und Wasserverbrauchskennwerte für Gebäude - Grundlagen. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 (2000): Umweltmeteorologie Atmosphärische Ausbreitungsmodelle (Partikelmodell), Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- WHO, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Online verfügbar unter: <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-recommendations-for-concentrationresponse-functions-for-costbenefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide> (letzter Zugriff: 08.06.2016).
- Wille, V., Preiss, P., Friedrich, R. (2012): Sachstandspapier zu Treibhausgasen & Klimawandel, Sachstandspapier im Rahmen des Vorhabens „Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“, Umweltbundesamt, Forschungsprojekte FKZ 3708 14 101, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.
- Manual WinAUSTAL Pro (2012): Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH, Radebeul.

9 Anhang

9.1 Literaturangaben direkte Emissionsfaktoren

Tabelle 16: Zusammenstellung von Emissionsfaktoren für unterschiedliche Brennstoffe aus Literaturangaben.

		CO	NOX als NO ₂	Benzol	Partikel	VOC als Gesamt-C	Dioxine	BaP	PAH
		kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	mg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
HEL (Heizöl EL)									
Emissionsmodell	bc	3,6	32	0,009	1,0	1,2	0,0024	0,00002	0,0003
	SdT	13	40	0,036	3,7	4,8	0,0024	0,00007	0,0011
	wc	36	48	0,212	8,4	11	0,0026	0,00015	0,0024
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		25	46	0,02	1,6	1,3	0,0025		0,0018
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		15	42	0,01	0,9	1,7	0,0022		0,0012
Struschka et al., 2000 ****		1,6	38			0,3			
GAS (Brenngase)									
Emissionsmodell	bc	5,6	6,8	0,0003	0,004	4,5	0,0023	0,00000	0,0000
	SdT	19	13	0,0010	0,014	18	0,0023	0,00000	0,0000
	wc	68	16	0,0057	0,044	43	0,0026	0,00001	0,0001
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		14	38	0,0003	0,03	1,6	0,0019		
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		15	22	0,0002	0,03	2,4	0,0021		
Struschka et al., 2000 ****		11	13			2,2			
Pellets (Holzpellets)									
Emissionsmodell (Zentralheizung)	bc	40	63	0,01	4,3	1,7	0,0315	0,00177	0,0416
	SdT	183	78	0,04	22	9,9	0,0315	0,00650	0,1516
	wc	901	94	0,26	95	38	0,0347	0,03002	0,7007
Emissionsmodell (Nahwärmenetz)	bc	41	63	0,01	4,3	1,8	0,0315	0,00181	0,04260
	SdT	184	78	0,04	19	10	0,0315	0,00615	0,14341
	wc	916	95	0,25	88	38	0,0348	0,02973	0,69406
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		155	88		23	2,8	0,0010		
Schornsteinfegermessungen 2005		363			62				
Hackschnitzel									
Emissionsmodell	bc	51	78	0,01	7,1	1,9	0,0326	0,00193	0,0452
	SdT	295	97	0,06	40	8,3	0,0326	0,00893	0,2084
	wc	1120	117	0,28	155	28	0,0357	0,03702	0,8641
Emissionsmodell (Nahwärmenetz)	bc	51	78	0,01	6,9	1,9	0,0326	0,00195	0,04588
	SdT	224	98	0,05	30	6,8	0,0326	0,00749	0,17473
	wc	993	117	0,22	134	26	0,0359	0,03466	0,80902
E-Faktoren 2005, Kleinverbraucher in D **		641	115		45	39	0,0314		0,49470
Schornsteinfegermessungen 2005		615			69				
Getreide									
Emissionsmodell	bc	191	358	0,0008	14	2,4	0,0367	0,00084	0,0196
	SdT	617	447	0,0034	63	11	0,0367	0,00374	0,0871
	wc	2899	535	0,0201	311	38	0,0403	0,01448	0,3374
Mittelwerte diverser Quellen *****		253	513	0,0014	91	4,6	0,0367	0,00157	
Stückholzkessel									
Emissionsmodell	bc	93	72	0,03	7,6	3,9	0,0318	0,00369	0,0347
	SdT	427	84	0,07	45	28	0,0318	0,01023	0,0961
	wc	1829	95	0,31	130	66	0,0324	0,04168	0,3916
	ops	2635	72	0,39	198	194	0,1667	0,05856	0,5499
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		2847	63		24	292	0,0514		0,03
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		2203	97	11 ***	68	49	0,0368		0,03
Schornsteinfegermessung 2005		1117			72				
Struschka et al. (2004) mit 1.500l Pufferspeicher		640-1660							
Struschka et al. (2004) ohne Pufferspeicher		3375-5115							
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung									
Emissionsmodell	bc	481	63	1,6	23	11	0,0179	0,00354	0,0415
	SdT	1365	79	4,6	50	39	0,0179	0,01139	0,1329
	wc	6623	91	19	147	94	0,0187	0,05485	0,6406
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		3705	47		59	396	0,0234		0,52
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		2975	66	5,4	126	266	0,0498		0,70
IVD 2005 in Greiselis-Bailer et al. (2006)		1294	90	8,0	89	56		0,01102	0,1285

Legende zu Tabelle 16:

Emissionsmodell: Ergebnisse berechnet in Baumbach et al. (2010)

- * Pfeiffer, F. et al., 2000 – Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand
 - Stückholzkessel: Mittelwerte aller Leistungsbereiche
 - Einzelfeuerstätten: Mittelwert für Kachelöfen, Kamine und Kaminöfen
- ** Struschka, M. et. al., 2007 – Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand in D
 - Pellets: Mittelwert für Heizkessel für Haushalte
 - Hackschnitzelkessel: Mittelwerte für Hackschnitzelkessel bei Kleinverbrauchern
 - Stückholzkessel: Mittelwerte aller Leistungsbereiche für Haushalte
 - Einzelfeuerstätten: Mittelwerte für Kachelöfen, Kamine und Kaminöfen für Haushalte
- *** unsichere Datenbasis; es liegen nur wenige Messwerte vor
- **** Werte für stationären Dauerbetrieb
- ***** Mittelwerte für (stationären) Betrieb bei Nennwärmeleistung gebildet aus FNR (2007), Hering et. al. (2006), Struschka et al. (2008); Ergebnisse aus Typenprüfungen

9.2 Modellierung und Ergebnisse der Ausbreitungssimulation

9.2.1 Modellbeschreibung: Lagranges Partikelmodell und WinAUSTAL Pro

Das Lagrangesche Partikelmodell zeichnet sich dadurch aus, dass es im Modellkonzept weitgehend die natürlichen Vorgänge bei der turbulenten Diffusion nachahmt. Das Verfahren liefert immer nicht-negative Massendichten und ist massenerhaltend, weil die Methode keine numerische Diffusion berechnet. Die Methode lässt beliebige Quellgeometrien bei beliebigem Zeitverhalten einer räumlichen variablen Quelle zu, somit ist es möglich, komplexe Geometrien und Hindernisse zu berücksichtigen. Es können Gebiete mit einer Ausdehnung von 20 m bis zu mehreren 100 km modelliert werden. Außerdem kann das Lagrangesche Partikelmodell für kurze Zeiten von 10 Minuten bis zu mehreren Jahren eingesetzt werden. Dennoch hängt es davon ab, auf welche räumliche und zeitliche Skala die meteorologischen Eingabefelder bereitgestellt werden.

Beim Lagrangeschen Partikelmodell (VDI-Richtlinie 2945 Blatt 3) repräsentieren punktförmige Partikel einen Spurenstoff, dessen Bewegung mit der mittleren Strömung durch die Atmosphäre verfolgt wird. Die Simulationspartikel (Partikel, Anzahl N_P) repräsentieren dabei eine Stichprobe der Bestandteile der Spurenstoffwolke (Moleküle, Aerosole) und haben die gleichen physikalischen Eigenschaften wie der Spurenstoff. Ein Partikel kann auch mehrere Spurenstoffe (Anzahl N_S) gleichzeitig repräsentieren, wobei es eine bestimmte Menge dieser Stoffe transportiert. Die Menge der Spurenstoffe wird dabei meist als Masse angegeben. Die Partikel werden in vorgegebenen Auszählvolumina als Mittelwerte über einem Volumenelement und einem Zeitabschnitt ausgezählt. Somit wird die Konzentrationsverteilung bestimmt.

Die Bewegung der Partikel wird durch Turbulenzen beeinflusst. Die Wirkung der Turbulenz wird modelliert, indem bei jedem Partikel zu der Mittleren Bewegung eine weitere zufällige Bewegung addiert wird. Diese wird aus einem Markow-Prozess gewonnen, hängt von der Turbulenzintensität ab und ist für alle Partikel beschrieben. Die Geschwindigkeit, mit der sie transportiert werden, setzt sich dabei aus den folgenden Anteilen zusammen:

- **Mittlere Windgeschwindigkeit:** Jedes Partikel wird mit dieser Geschwindigkeit transportiert. \mathbf{V} kann ortsabhängig sein. Windgeschwindigkeiten verursachen eine Verschiebung einer Partikelgruppe als Ganzes. Jedoch kann sich die Partikelgruppe beim Vorliegen einer Windscherung ausweiten.
- **Turbulenzgeschwindigkeit:** Jedes Partikel hat unabhängig von anderen Partikeln seinen eigenen turbulenten Geschwindigkeitsanteil, der sich mit der Zeit ändert. Aufgrund der Turbulenzgeschwindigkeit driften Partikelgruppen auseinander.
- **Zusatzgeschwindigkeit:** Mit der Zusatzgeschwindigkeit U können äußere Prozesse, wie zum Beispiel die thermische Überhöhung einer heißen Abgasfahne, parametrisiert werden. Die Sedimentationsgeschwindigkeit v_s beim gravitativen Absinken schwerer Aerosole wird ebenfalls durch diesen Term wiedergegeben.

Spurenstoffquellen werden durch Vorgabe der Quellgeometrie, der Quellstärke und der Daten, die die Trägheits- und Auftriebseffekte nach der Freisetzung festlegen, definiert. Unterliegen diese Daten signifikanten zeitlichen Schwankungen, so kann es notwendig sein, sie als Zeitreihe vorzugeben. Die Quellgeometrie wird durch die Position der Spurenstoffquellen im Rechengebiet und ihre räumlichen Abmessungen definiert. Die Quelle können auch in einem

Punkt festgelegt werden. Die Quellstärke muss in den Bereichen, in denen relevante Spurenstoffe freigesetzt werden, angegeben werden. Aus der Anzahl der Partikel, die pro Zeit- und Raumeinheit freigesetzt werden, kann dann die Spurenstoffmasse bestimmt werden, die jedes Partikel repräsentiert.

9.2.2 Erstellung einer AKTerm

Die meteorologischen Daten, Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Bedeckungsgrad werden mit einer AKTerm-Datei angegeben.

Die Windverhältnisse werden in Form einer Ausbreitungsklassenzeitreihe berücksichtigt. Die Datei enthält zeilenweise Angaben über Datum, Uhrzeit, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse nach Klug/Manier.

Die Datei besteht aus einem Dateikopf und einem Datensatz. Im Dateikopf stehen bis zu 5 Kommentarzeilen, jeweils beginnend mit einem Stern (*) als erstes Zeichen. Nach den Kommentarzeilen folgt eine Zeile mit den rechnerischen Anemometerhöhe für verschiedene Rauhigkeitslängen (Manual WinAUSTAL Pro, 2014).

Die Daten der Windrichtung, der Windgeschwindigkeit und des Bedeckungsgrad wurden als csv-Daten¹⁰ in die Software importiert. Danach erstellt die Software die AKTerm-Datei und auch die Windrose (Abbildung 40 und Abbildung 41).

¹⁰ Datenquelle: www.dwd.de.

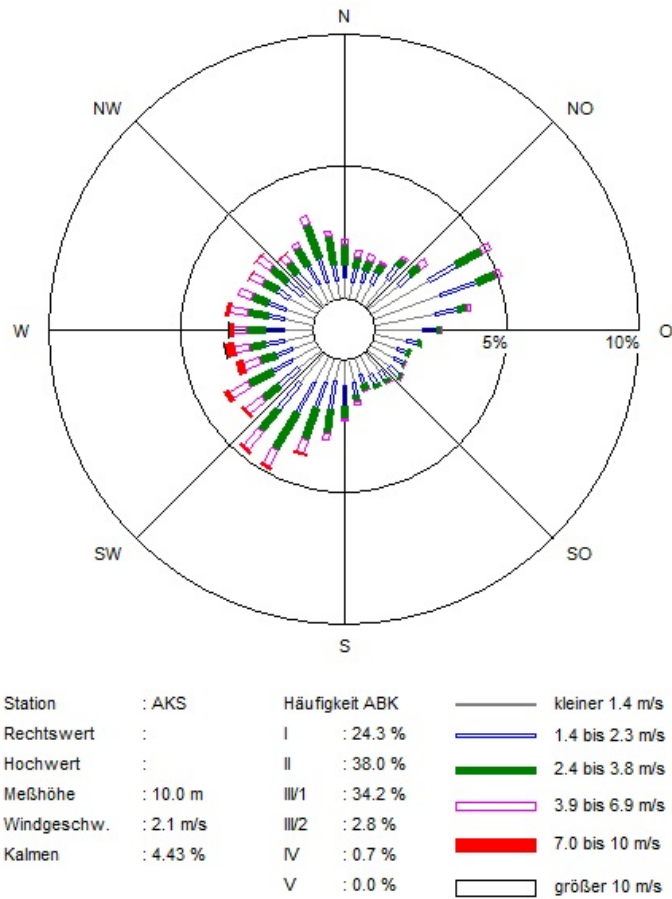


Abbildung 40: Windrose von Echterdingen (Flughafen Stuttgart).

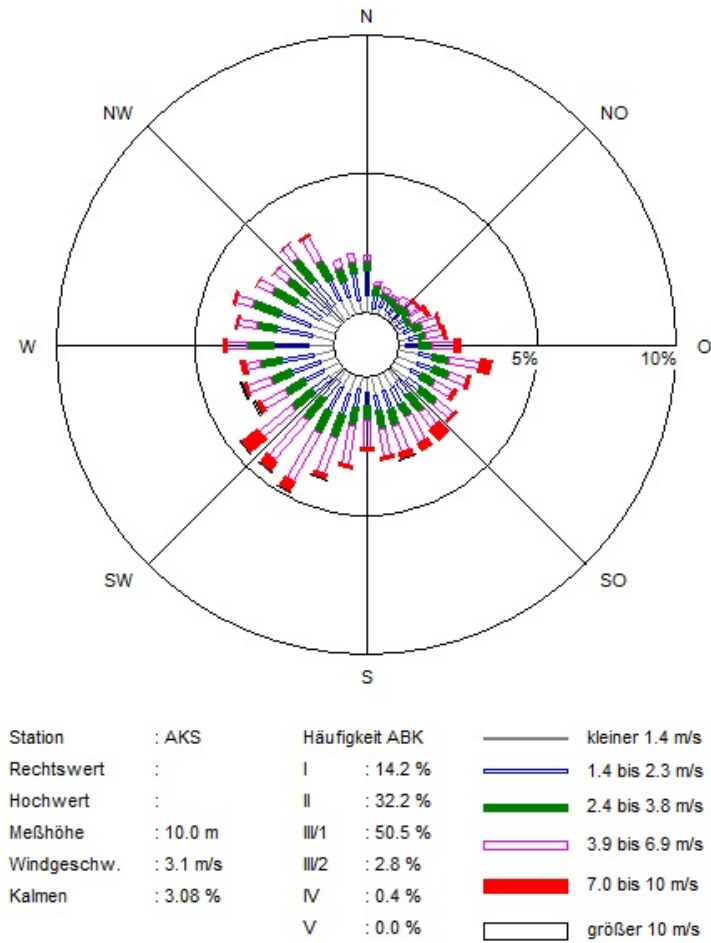


Abbildung 41: Windrose von TRY 6 (Bechtoldweiler).

9.2.3 Ergebnisse des Standortvergleichs

Als Beispiel sind hier die Ausbreitungsdaten der Verbrennung von Stückholz dargestellt. Der ausgewählte Fall ist HOLZ-mh-st (in einem Mehrfamilienhaus mit Stand der Technik der Anlage). Die Parameter, die sich ändern, sind die Standorte und die Emissionen. Tabelle 17 fasst die Informationen der Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. bis 45 sowie REF_Ref453584268 \h Abbildung 21 und Abbildung 22 zusammen.

Tabelle 17: Zusammenfassung des Standorte Vergleiches.

Fall	Max Wert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Min Wert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Max. Länge der Ausbreitung (Km)	Ausbreitungssteigung ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{-km}$)
HOLZ-mh-6-st-NO ₂	0,0005788	0,000041	>10	0,000053
HOLZ-mh-12-st-NO ₂	0,01071	0,000041	>10	0,0010
HOLZ-mh-6-st-PM	0,004032	0,00029	2,5	0,0014
HOLZ-mh-12-st-PM	0,02906	0,00029	6	0,0047

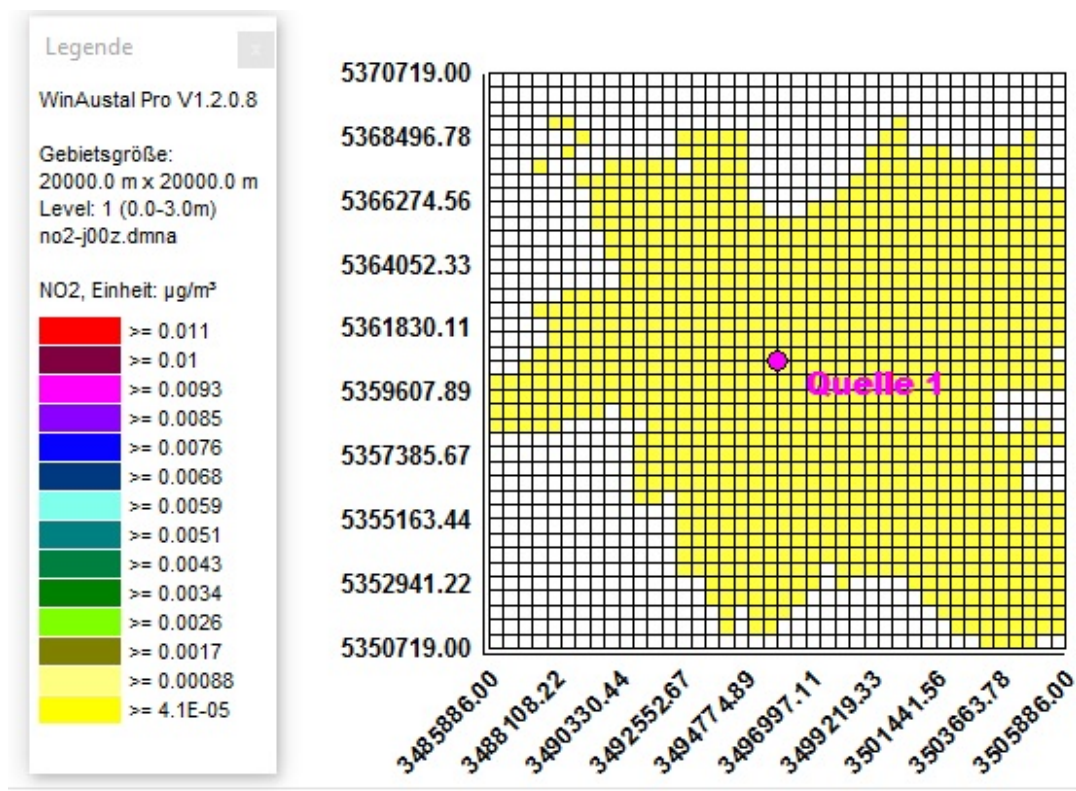
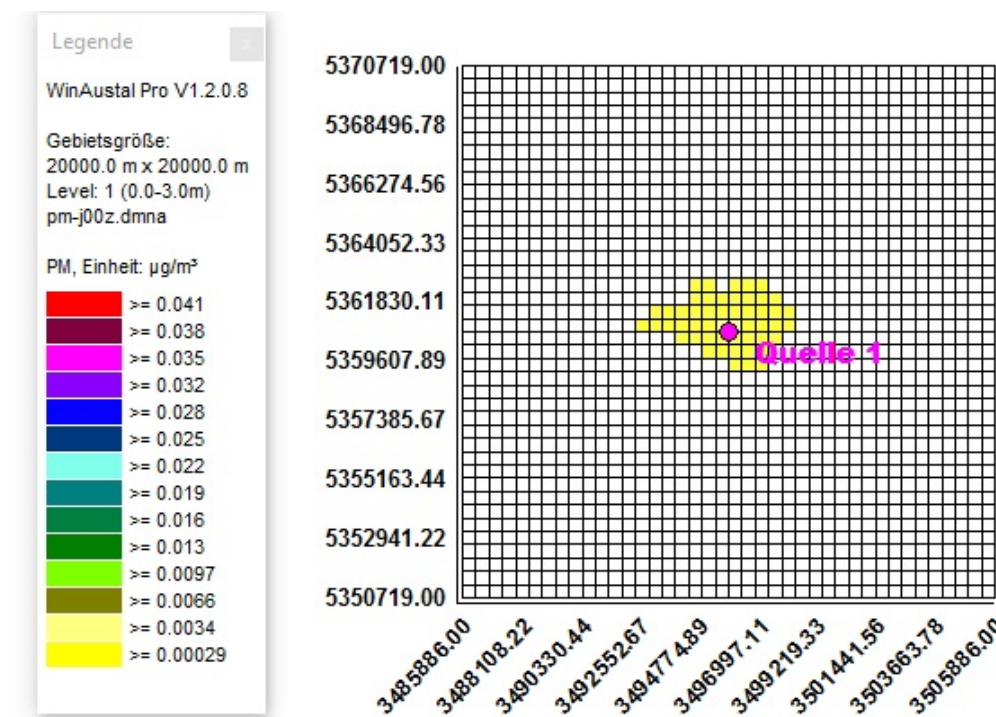
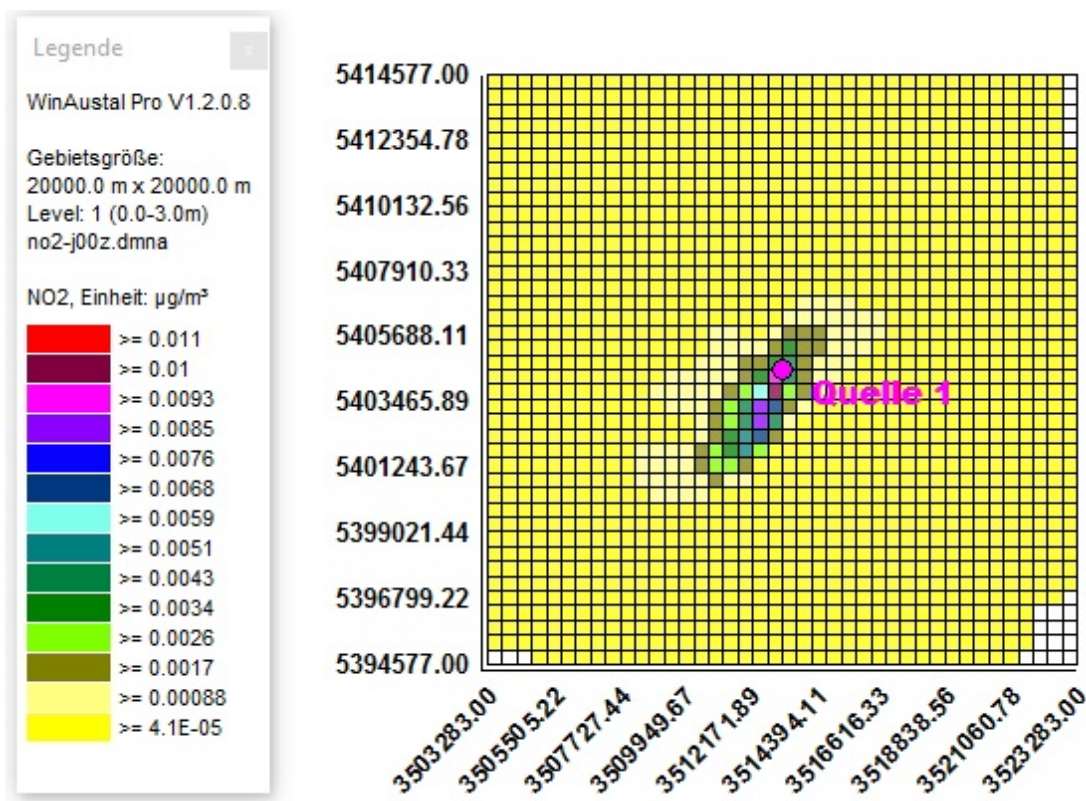


Abbildung 42: HOLZ-mh-6-st-NO₂.



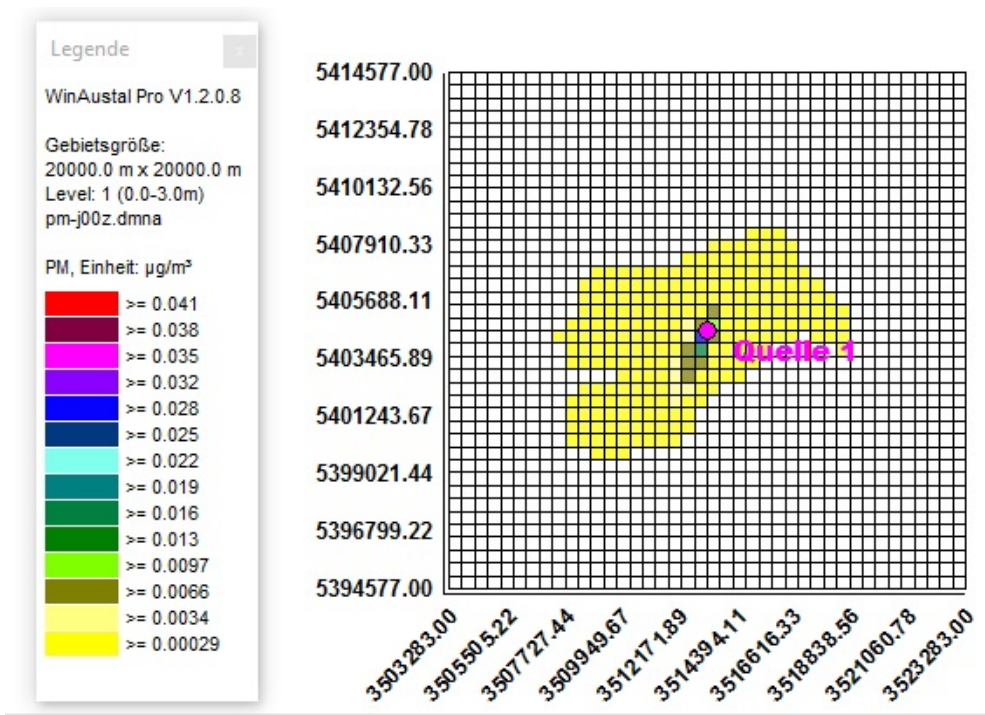


Abbildung 45: HOLZ-mh-12-st-PM10.

9.2.4 Ergebnisse des Vergleichs der Anlagenklassen

Als Beispiel sind die Ausbreitungsdaten der Verbrennung von Holzpellets dargestellt. Der ausgewählte Fall ist PELLETS-eh-6 (in einem Einfamilienhaus in Bechtoldweiler). Die Parameter, die sich ändern, sind die Anlagenklassen und die Emissionen. Tabelle 18 ist die Zusammenfassung der Abbildung 46 bis Abbildung 54 sowie der Abbildung 23 bis Abbildung 25.

Tabelle 18: Zusammenfassung des Anlagenklassenvergleichs

Fall	Max Wert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Min Wert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Max Länge der Ausbreitung (Km)	Ausbreitungssteigung ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{-km}$)
PELLETS-eh-6-bc-BaP	$9,476 \cdot 10^{-8}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	3	$2,86 \cdot 10^{-8}$
PELLETS-eh-6-st-BaP	$3,651 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	6	$0,45 \cdot 10^{-8}$
PELLETS-eh-6-wc-BaP	$1,619 \cdot 10^{-6}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	>10	$1,618 \cdot 10^{-7}$
PELLETS-eh-6-bc-CO	0,002122	0,0009	0,5	0,0024
PELLETS-eh-6-st-CO	0,00977	0,0009	2,5	0,0035
PELLETS-eh-6-wc-CO	0,0476	0,0009	6,5	0,0071
PELLETS-eh-6-bc-NO ₂	0,0002457	$1,8 \cdot 10^{-5}$	>10	0,000022
PELLETS-eh-6-st-NO ₂	0,0003073	$1,8 \cdot 10^{-5}$	>10	0,000028
PELLETS-eh-6-wc-NO ₂	0,0003697	$1,8 \cdot 10^{-5}$	>10	0,000035

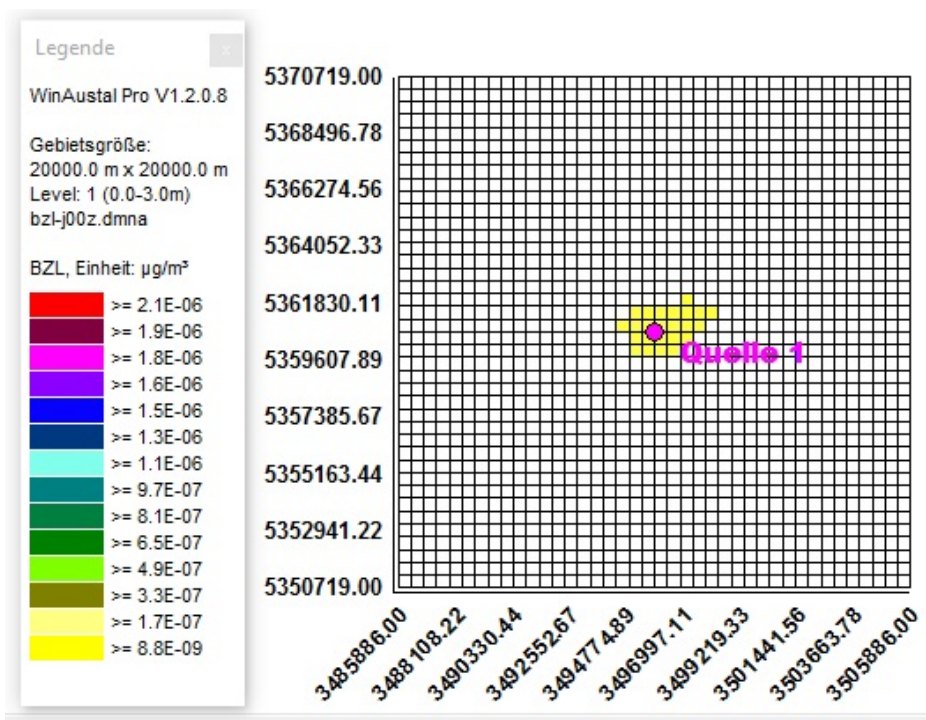


Abbildung 46: PELLETS-eh-6-bc-BaP.

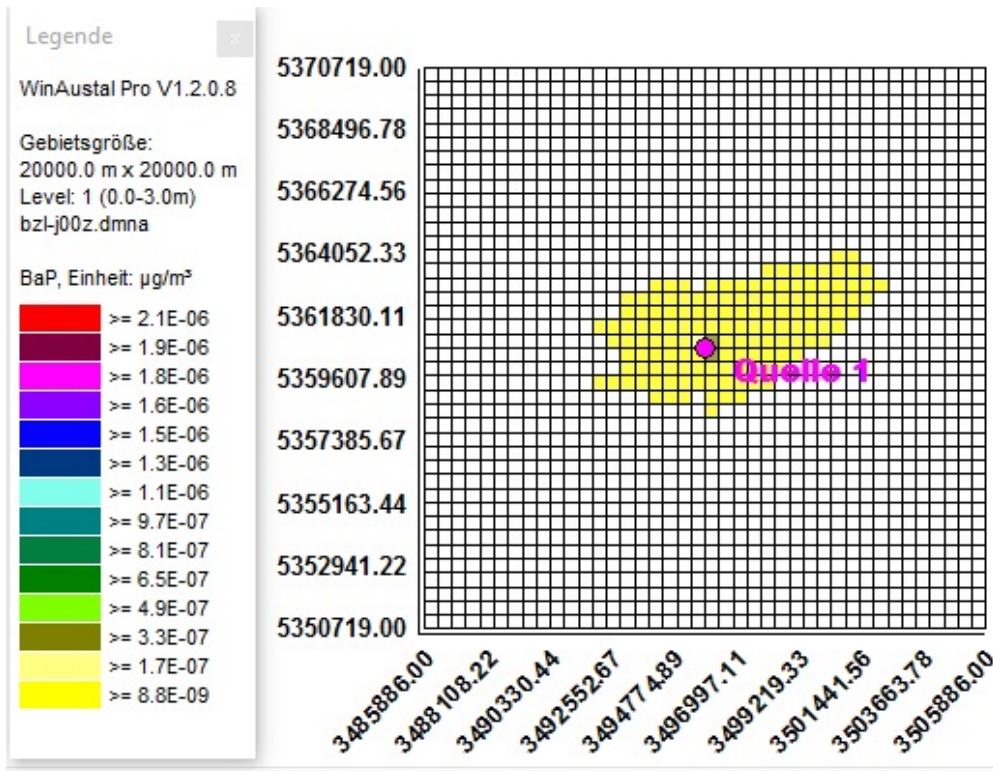


Abbildung 47: PELLETs-eh-6-st-BaP.

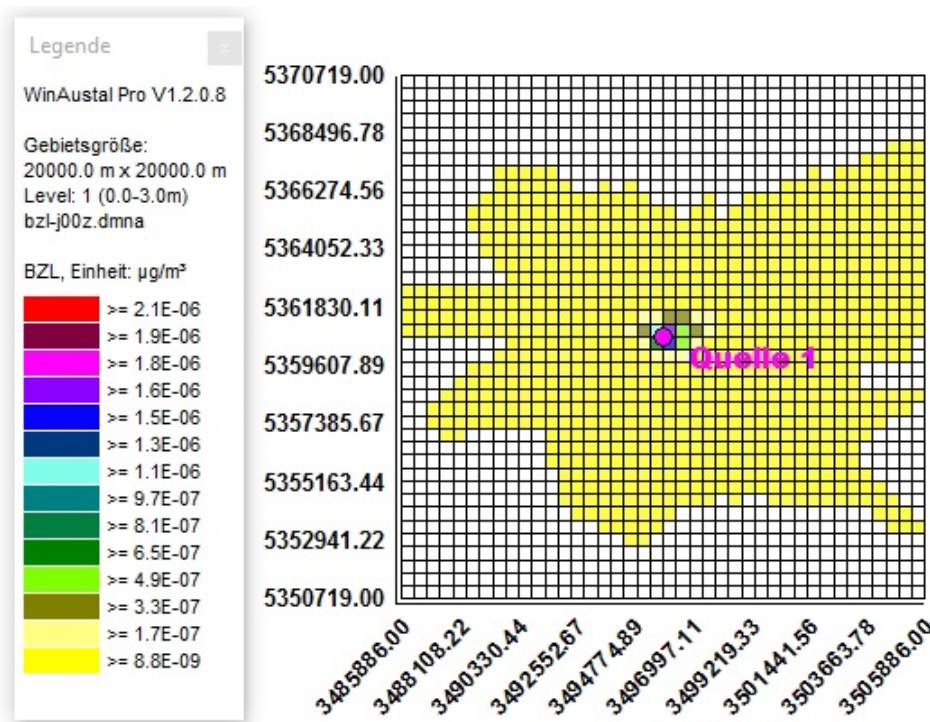


Abbildung 48: PELLETs-eh-6-wc-BaP.

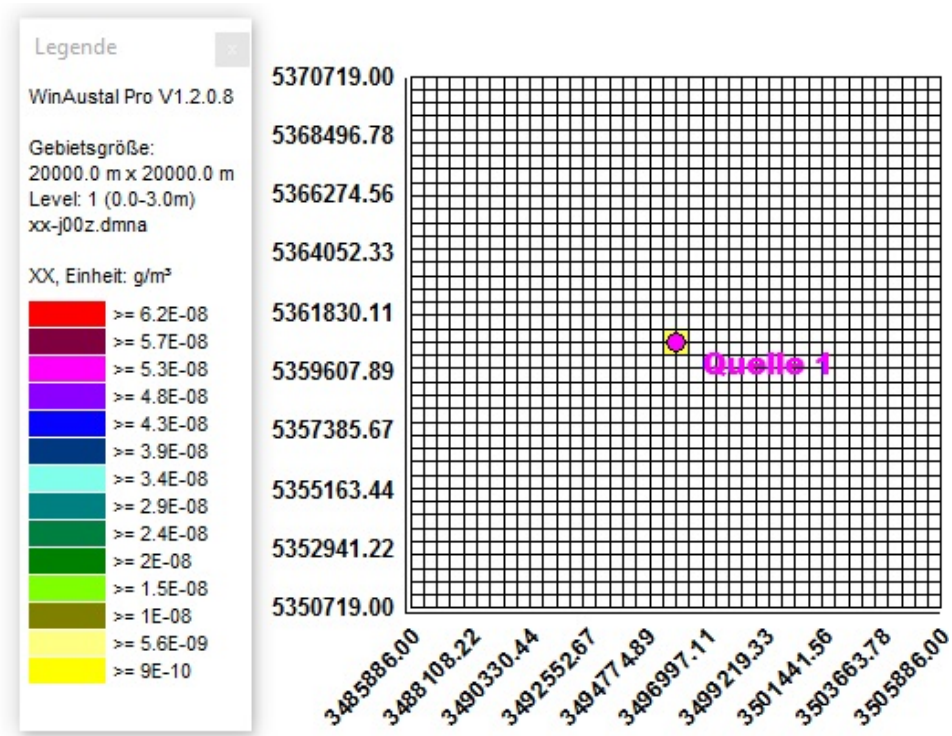


Abbildung 49: PELLETS-eh-6-bc-CO.

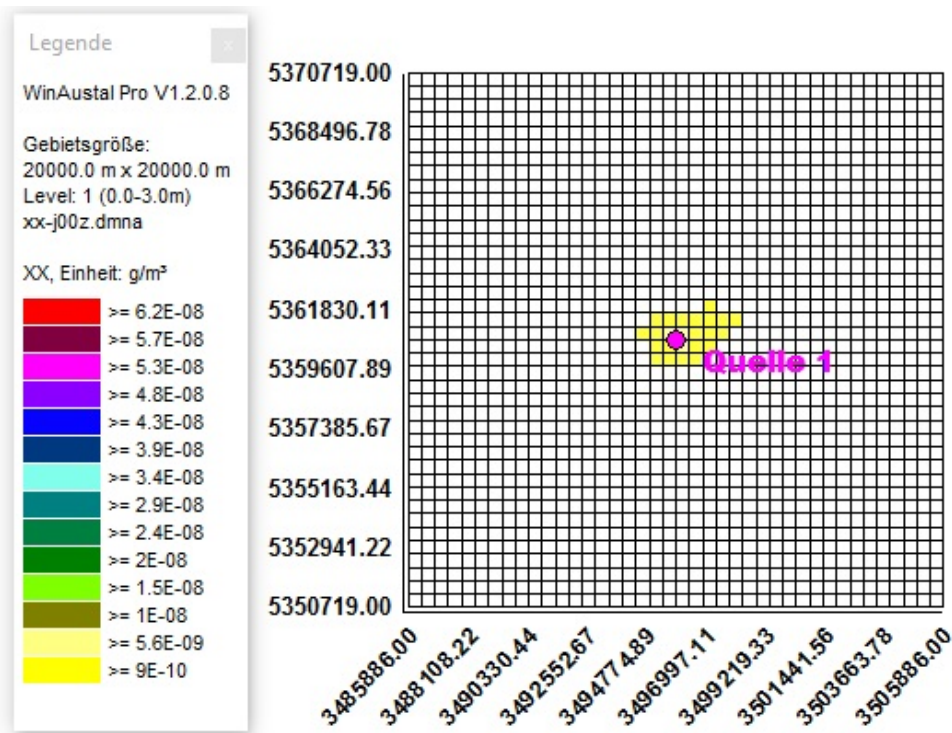


Abbildung 50: PELLETS-eh-6-st-CO.

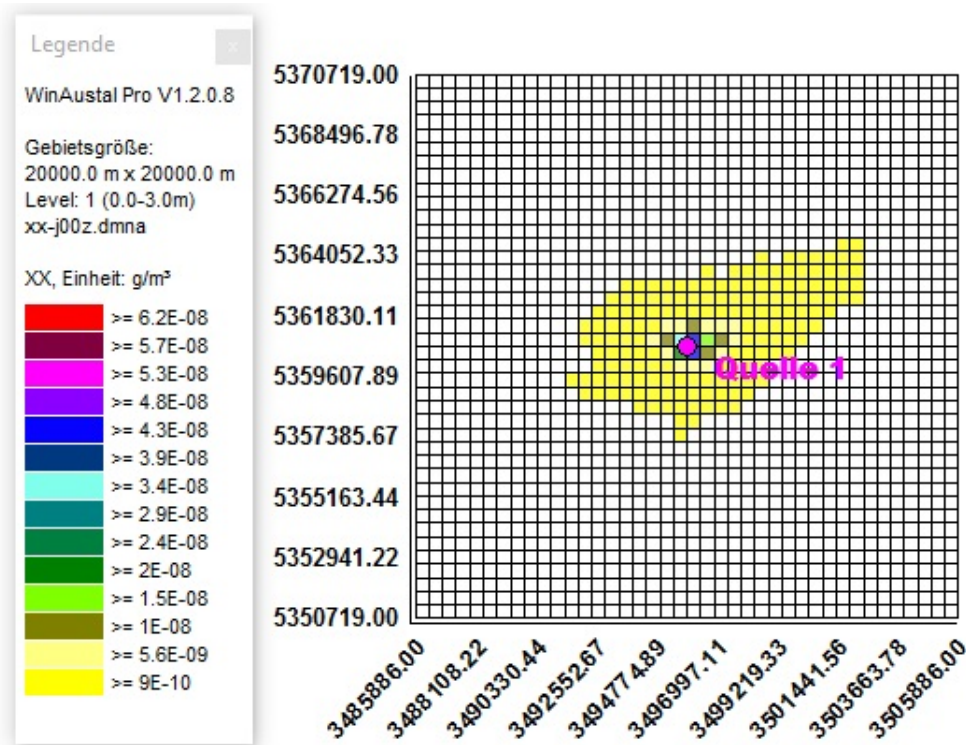


Abbildung 51: PELLETS-eh-6-wc-CO.

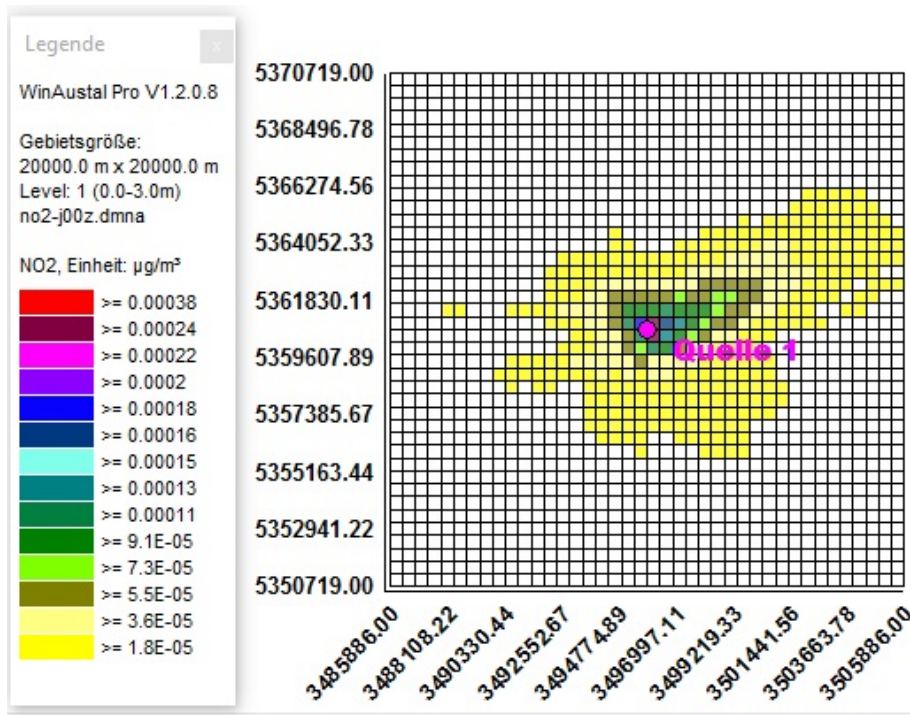


Abbildung 52: PELLETS-eh-6-bc-NO₂.

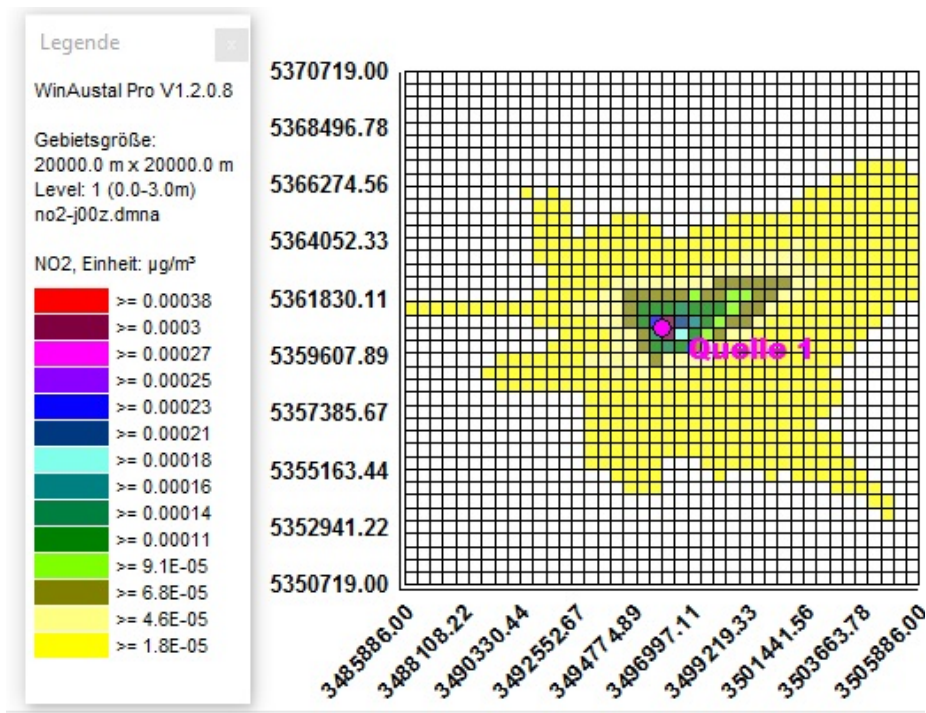


Abbildung 53: PELLETS-eh-6-st-NO₂.

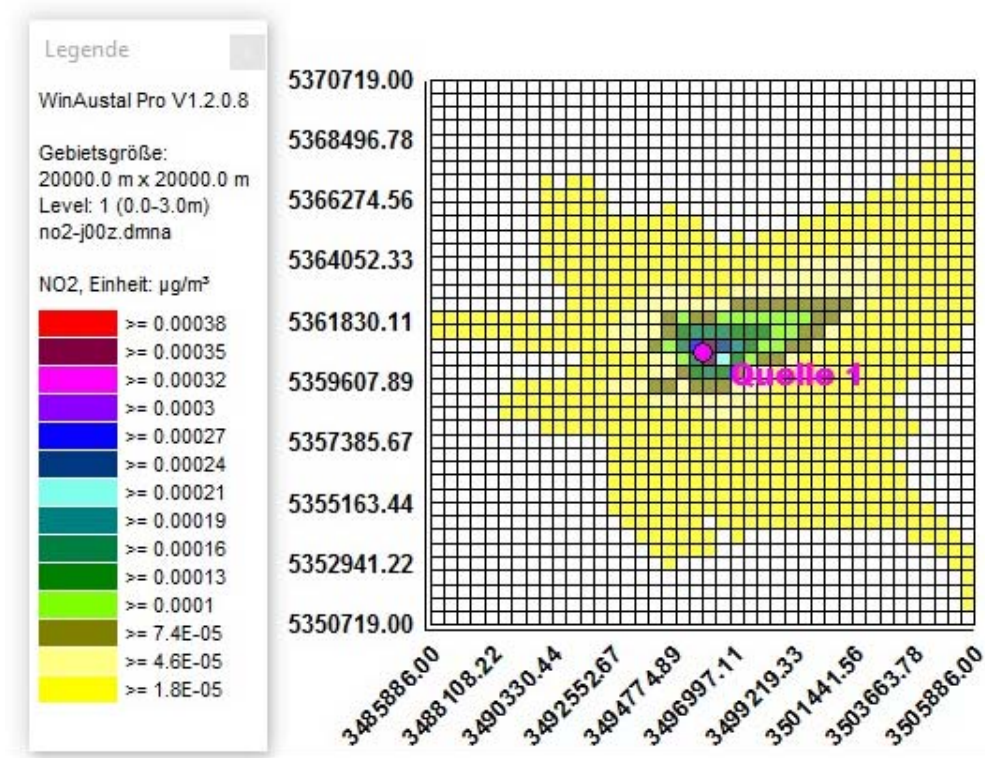


Abbildung 54: PELLETS-eh-6-wc-NO₂.

9.3 Vermeidungskosten für Klimaschäden mit unterschiedliche Kostensätzen

Tabelle 19: Klimaschäden durch Treibhausgase für die unterschiedlichen Feuerungstypen berechnet mit Vermeidungskosten von 44 €/t CO₂-äq., 77 €/t CO₂-äq. und 135 €/t CO₂-äq.

Szenario	CO ₂ [t]	Vermeidungskosten [€/2010/t CO ₂]			
		Faktor [€/2010/t(CO ₂)]	44	77	135
HEL (Heizöl EL)					
HEL_eh_6_all_cases	10,824		476,26	833,45	1461,24
HEL_mh_6_all_cases	33,559		1476,60	2584,04	4530,47
HEL_eh_12_all_cases	8,083		355,65	622,39	1091,21
HEL_mh_12_all_cases	26,694		1174,54	2055,44	3603,69
GAS (Brenngas)					
GAS_eh_6_all_cases	8,381		368,76	645,34	1131,44
GAS_mh_6_all_cases	25,984		1143,30	2000,77	3507,84
GAS_eh_12_all_cases	6,259		275,40	481,94	844,97
GAS_mh_12_all_cases	20,669		909,44	1591,51	2790,32
Pellets (Holzpellets)					
PELLETS_eh_6_all_cases	0,972		42,77	74,84	131,22
PELLETS_mh_6_all_cases	2,975		130,90	229,08	401,63
PELLETS_eh_12_all_cases	0,726		31,94	55,90	98,01
PELLETS_mh_12_all_cases	2,363		103,97	181,95	319,01
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung					
KAMIN_eh_6_all_cases	0,116		5,10	8,93	15,66
KAMIN_mh_6_all_cases	0,285		12,54	21,95	38,48
KAMIN_eh_12_all_cases	0,083		8,80	15,40	27,00
KAMIN_mh_12_all_cases	0,2		3,65	6,39	11,21
Stückholzkessel					
HOLZ_eh_6_all_cases	0,622		27,37	47,89	83,97
HOLZ_mh_6_all_cases	2,135		93,94	164,40	288,23
HOLZ_eh_12_all_cases	0,465		20,46	35,81	62,78
HOLZ_mh_12_all_cases	1,710		75,24	131,67	230,85

9.4 Soziale Kosten nach Standort, Stand der Technik und Haustyp

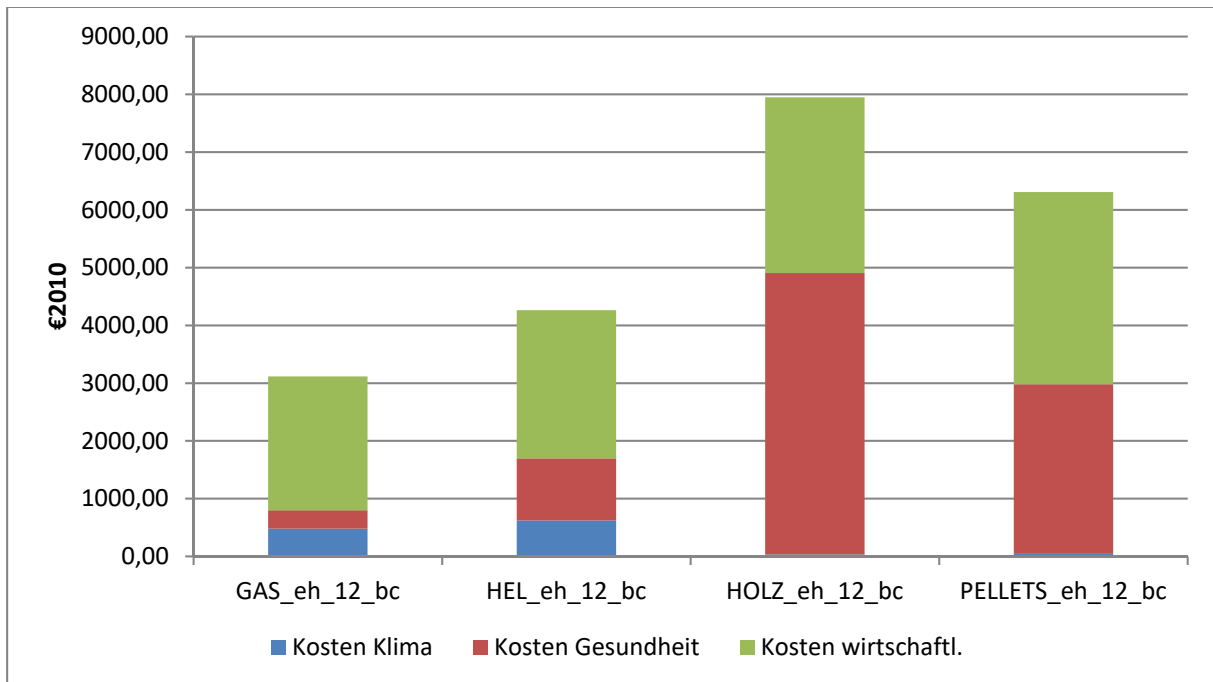


Abbildung 55: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).

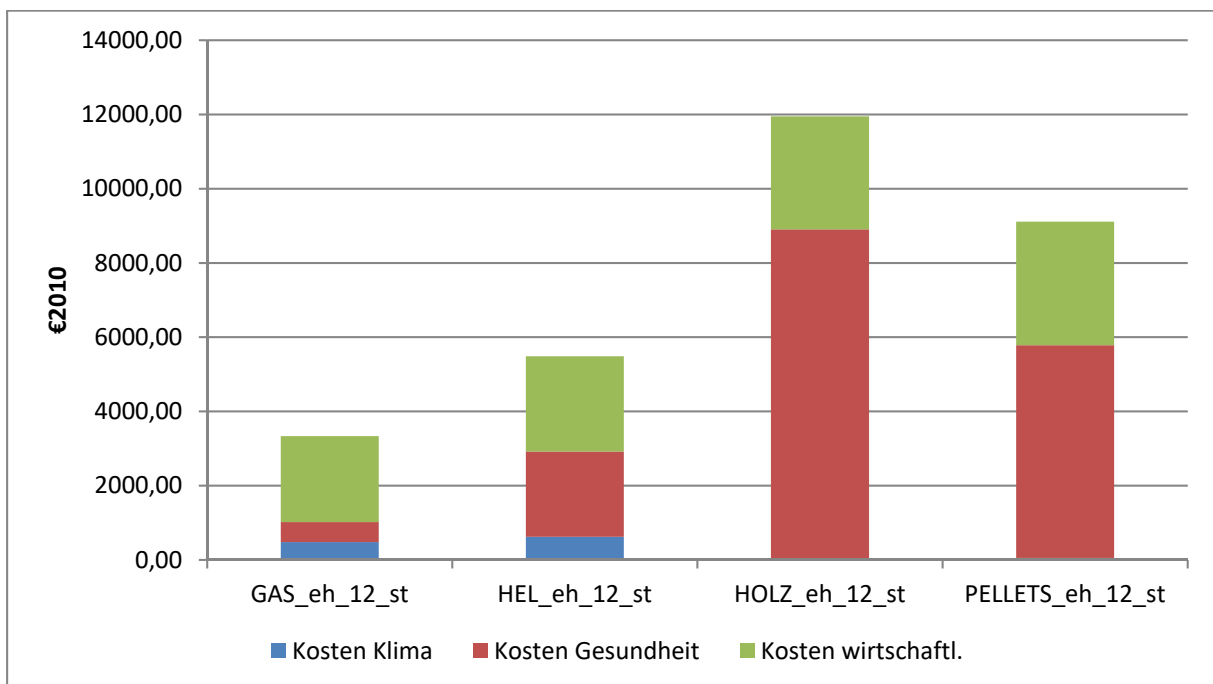


Abbildung 56: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).

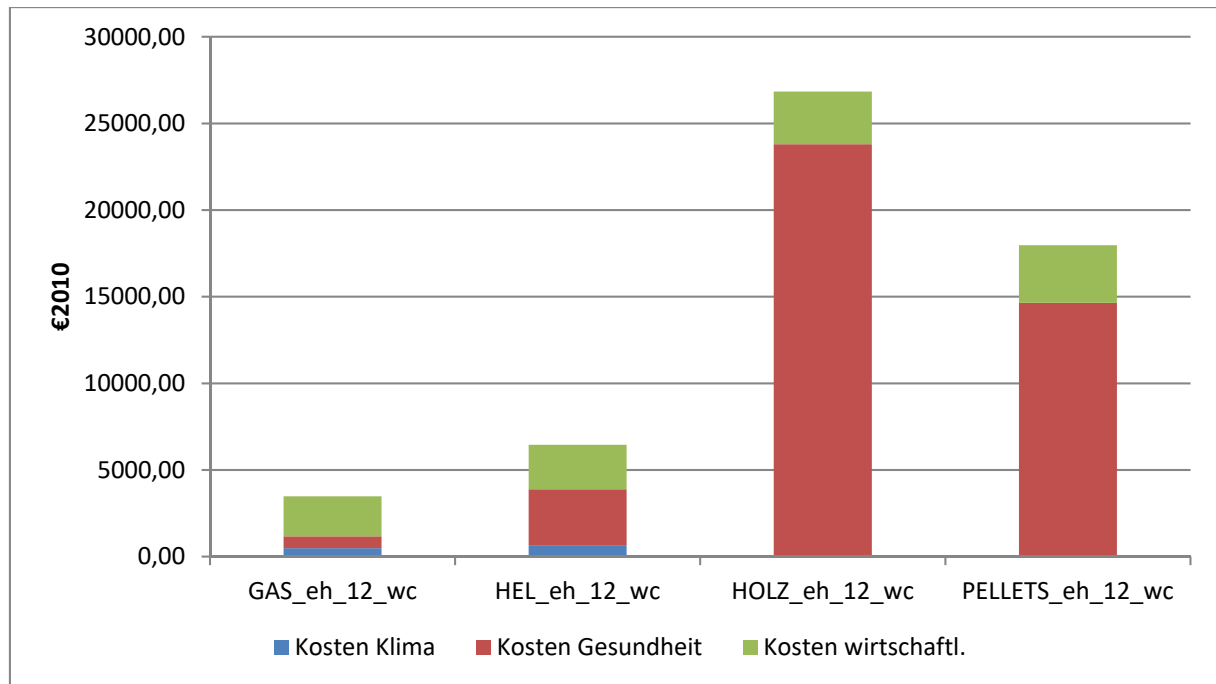


Abbildung 57: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Stuttgart (Einfamilienhaus).

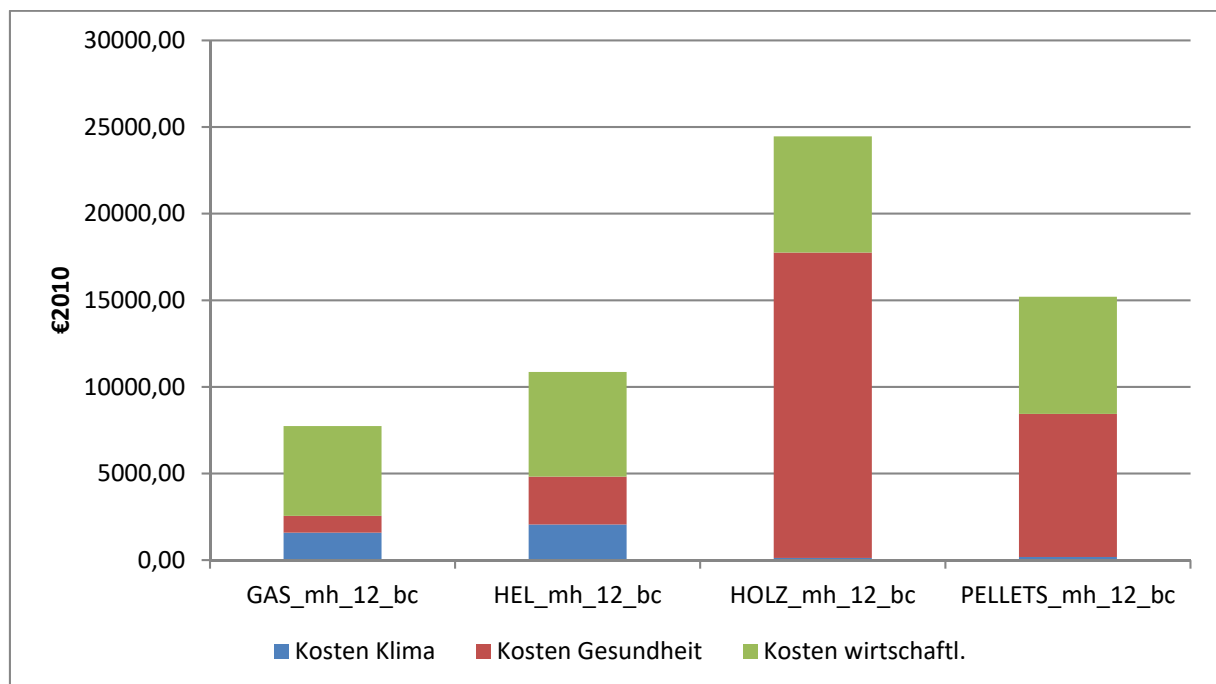


Abbildung 58: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).

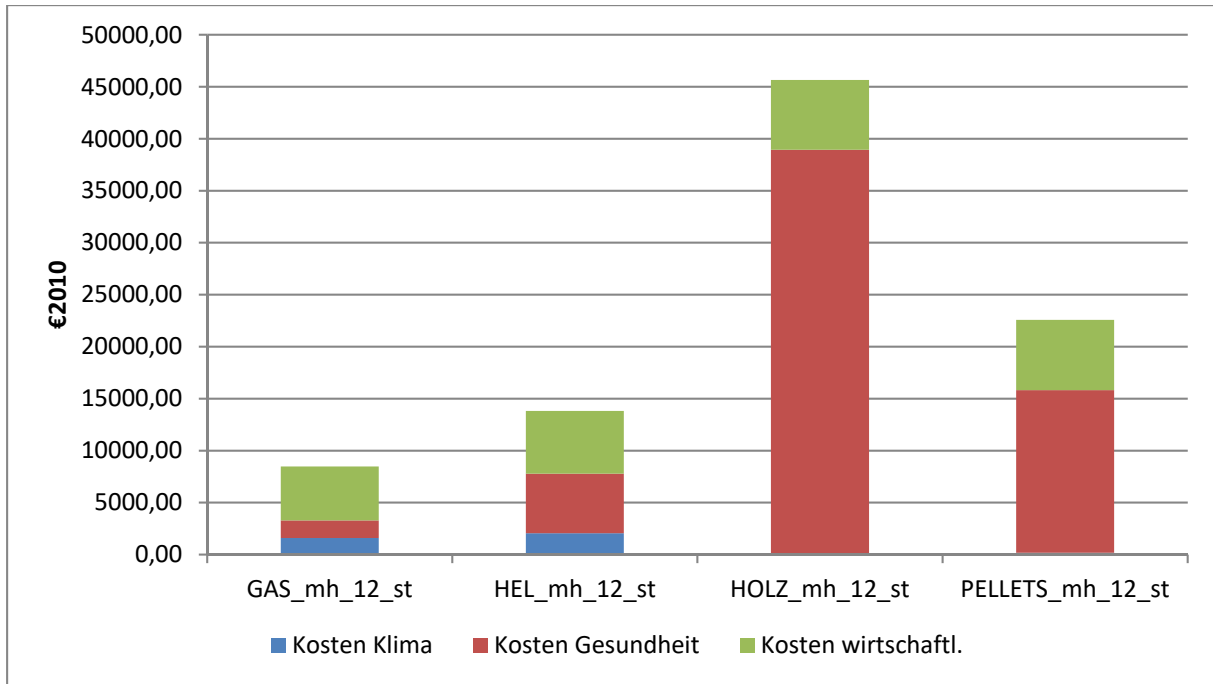


Abbildung 59: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).

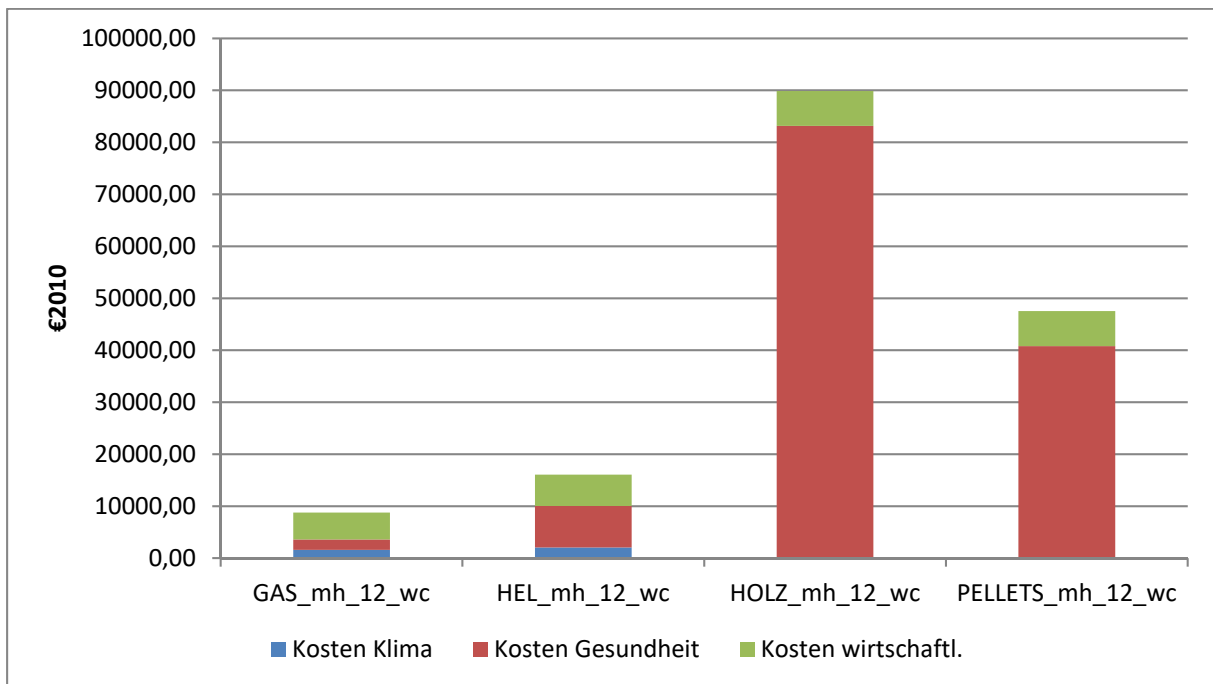


Abbildung 60: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Stuttgart (Mehrfamilienhaus).

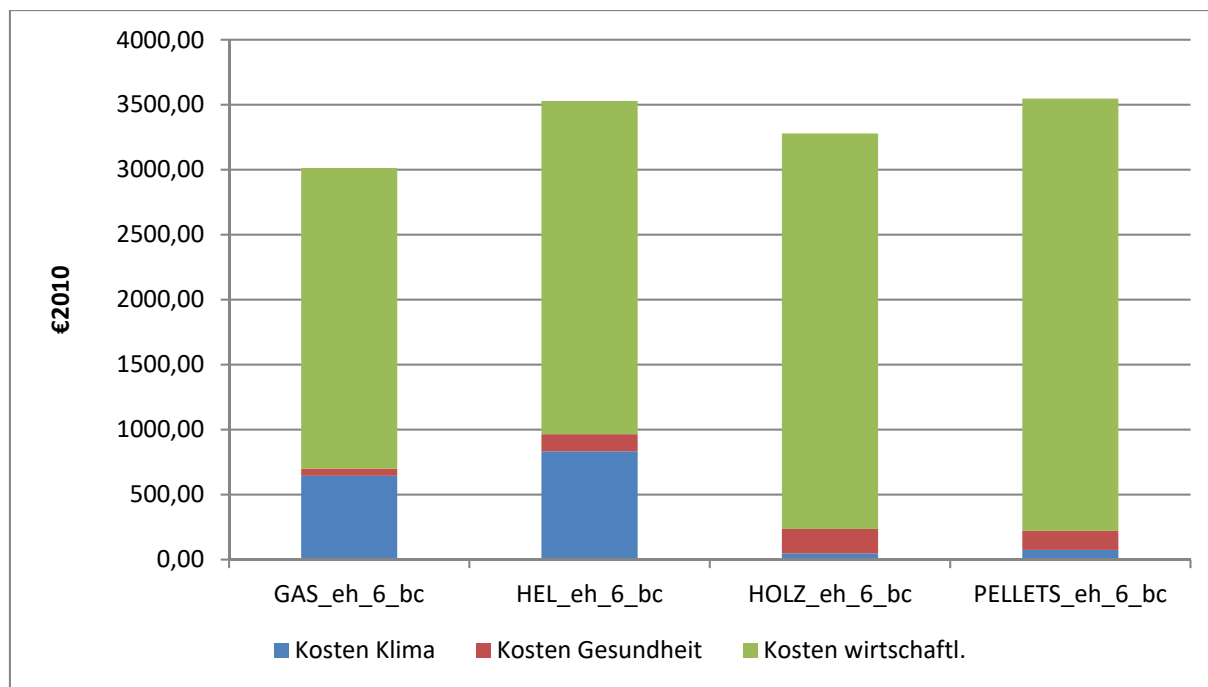


Abbildung 61: Soziale Kosten für das „best case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).

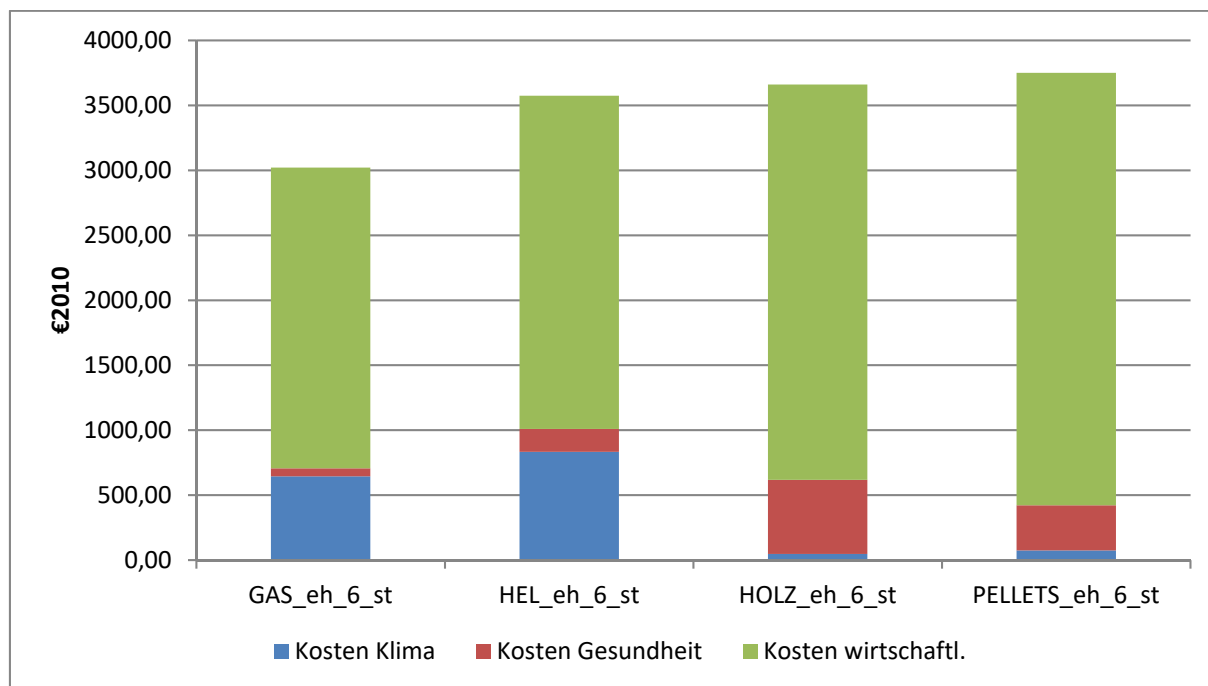


Abbildung 62: Soziale Kosten für das „Stand der Technik“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).

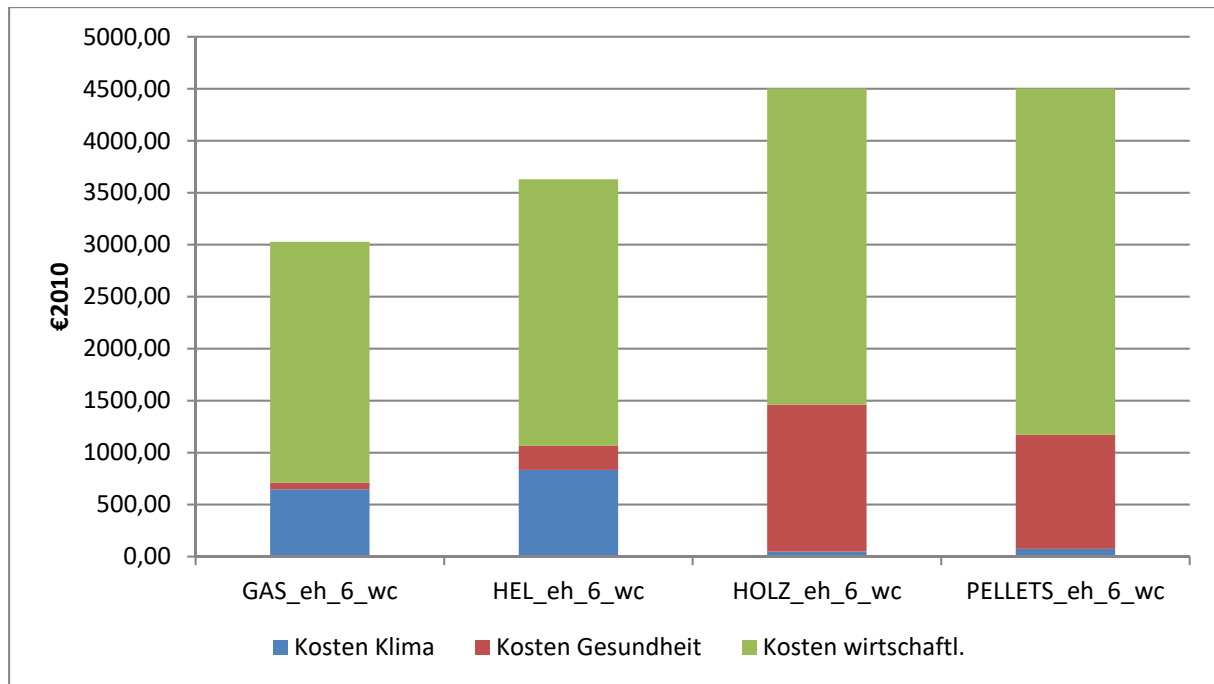


Abbildung 63: Soziale Kosten für das „worst case“ Szenario am Standort Bechtoldsweiler (Einfamilienhaus).