Straßenbauverwaltung Freie und Hansestadt Hamburg

Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation

Amt für Verkehr und Straßenwesen

Straße: A 7 Station: Von km 155+900 bis km 152+500

A 7, 6-/8-streifige Erweiterung von der AS HH-Othmarschen bis zur Landesgrenze HH/SH

Planungsabschnitt Altona
A 7, 8-streifige Erweiterung
von der AS HH-Othmarschen (m) bis zur AS HH-Volkspark (o)

Planfall "Optimaler Städtebau – langer Tunnel"

PROJIS-Nr.:

UNTERLAGE 17.2

- Luftschadstoffuntersuchung -



Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

Immissionsschutz, Klima, Aerodynamik, Umweltsoftware

Mohrenstraße 14, D-01445 Radebeul

Telefon: +49 (0) 351/8 39 14 - 0 E-Mail: info.dd@lohmeyer.de URL: www.lohmeyer.de

8-STREIFIGE ERWEITERUNG DER A 7, PLANUNGSABSCHNITT ALTONA PLANFALL "OPTIMALER STÄDTEBAU - LANGER TUNNEL"

- LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN -

Auftraggeber: DEGES Deutsche Einheit

Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH

Zimmerstraße 54 10117 Berlin

Dipl.-Geogr. F. Jänich Dipl.-Met. A. Moldenhauer Dr. rer. nat. I. Düring

September 2017 Projekt 70583-09-01_NT13 Berichtsumfang 83 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	3
2	AUFGABENSTELLUNG	7
3	VORGEHENSWEISE	8
	3.1 Betrachtete Schadstoffe	8
	3.2 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	8
	3.3 Berechnungsverfahren	9
	3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte	10
4	EINGANGSDATEN	13
	4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes	13
	4.2 Verkehrsdaten	16
	4.3 Bebauungs- und Lärmschutzsituation	18
	4.4 Meteorologie	18
	4.5 Hintergrundbelastung	21
5	EMISSIONEN	28
	5.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren	28
	5.2 Motorbedingte Emissionsfaktoren	28
	5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	30
	5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes	33
6	IMMISSIONEN	36
	6.1 Stickstoffdioxid (NO ₂)	37
	6.2 Feinstaub (PM10)	41
	6.3 Feinstaub (PM2.5)	46
7	LITERATUR	49
A۱	IHANG A1: BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF-	
	KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN	54

ANHANG	A2: BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS	
PROK	AS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	58
	A3: AUSBREITUNGSMODELLIERUNG MIT MISKAM/LASAT-	61
KOPP	LONG	04
ANHANG	A4: EMISSIONSABBILDUNGEN	72
ANHANG	A5: KOHLENDIOXID-EMISSIONEN (CO ₂)	76

Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist µg (oder mg) Schadstoff pro m³ Luft (µg/m³ oder mg/m³).

Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in µg/m³ oder mg/m³ angegeben.

Grenzwerte / Vorsorgewerte

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z. B. Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

Jahresmittelwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann

zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration.

Die Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) fordert die Einhaltung von Kurzzeitwerten in Form des Stundenmittelwertes der NO₂-Konzentrationen von 200 μg/m³, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 μg/m³, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der Jahresmittelwerte bzw. 98-Perzentilwerte (Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird). Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

Verkehrssituation

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

Feinstaub / PM10 / PM2.5

Mit Feinstaub bzw. PM10/PM2.5 werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Partikeldurchmesser von 10 µm bzw. 2.5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Die PM10-Fraktion wird auch als inhalierbarer Staub bezeichnet. Die PM2.5-Fraktion gelangt bei Inhalation vollständig bis in die Alveolen der Lunge; sie umfasst auch den wesentlichen Masseanteil des anthropogen erzeugten Aerosols, wie Partikel aus Verbrennungsvorgänge und Sekundärpartikel.

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die Freie und Hansestadt Hamburg plant die 8-streifige Erweiterung der A 7 zwischen dem Elbtunnel und der AS Hamburg-Volkspark. Für die Planfeststellung sollte die Variante "Optimaler Städtebau – langer Tunnel" in Bezug auf die Luftschadstoffbelastung im Umfeld untersucht werden.

Es wurde folgender Betrachtungsfall begutachtet:

• Planfall 2025 (nach Realisierung des Vorhabens).

Betrachtet wurden die folgenden Komponenten: Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaub (PM10, PM2.5). Die Beurteilung der Maßnahme erfolgte im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in seiner Version 3.3 (UBA, 2017) wurden die verkehrsbedingten Emissionen ermittelt. Die Grundlage bilden die Verkehrsmengen für das Jahr 2030. Das Jahr der frühestmöglichen Inbetriebnahme der ausgebauten A 7 ist das Jahr 2025. Die Emissionsberechnung erfolgte deshalb für das Jahr 2025, da für zukünftige Jahre aus der Emissionsdatenbasis aufgrund fortschreitender Entwicklung der Kfz-Flotte geringere Emissionen ausgelesen werden. Mit solch einer Vorgehensweise wird bewirkt, dass die berechneten Immissionen für die Jahre ab der Inbetriebnahme nicht unterschätzt werden.

Die nicht motorbedingten PM10- und PM2.5-Emissionen werden auf der Grundlage vorliegender Systematisierungen aus der Literatur bestimmt.

Die Ausbreitungsmodellierung erfolgt großräumig mit dem Modell PROKAS/PROKAS_B (Beschreibung siehe Anhang A2) und im Detail am Südportal Altona mit dem Modell MISKAM/LASAT (Beschreibung siehe Anhang A3).

Die so berechnete Zusatzbelastung, verursacht vom Kfz-Verkehr auf den berücksichtigten Straßen, wird mit der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wird auf Grundlage von Messdaten und in Abstimmung mit der zuständigen Immissionsschutzbehörde angesetzt. Die NO_X/NO₂-Konversion wird mit einem vereinfachten

Chemiemodell durchgeführt. Diskutiert und bewertet wird die Gesamtbelastung (Zusatzbelastung + Hintergrundbelastung).

Ergebnisse

Die berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte liegen unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 20 μ g/m³ am Nordportal des Tunnels Altona an den Immissionsorten bei Werten von bis zu 35 μ g/m³ (IO 2: Gewerbe Winsbergring).

An der AS Bahrenfeld (IO 4 Osdorfer Weg und IO 5 Wienbargstraße) werden im Planfall NO_2 -Immissionen bis 39 μ g/m³ berechnet.

Am Südportal Tunnel Altona werden nördlich der Behringstraße (IO 6–8) NO_2 -Jahresmittelwerte bis 29 μ g/m³ prognostiziert. Südlich der Behringstraße (IO 9–14) werden am IO 9 (Paul-Ehrlich-Str. – Aquafit) mit 40 μ g/m³ die höchsten jahresmittleren NO_2 -Gesamtbelastungen ermittelt.

Neben den separat ausgewiesenen Immissionsorten (IO) können Straßen mit einer dichten Randbebauung und höherem Verkehrsaufkommen ebenfalls beurteilungsrelevant sein. In diesen Bereichen werden an der Randbebauung des Hauptstraßennetzes bis 37 μg NO₂/m³ ermittelt. Darunter befinden sich Streckenabschnitte der Straßen Von-Sauer-Straße, Bahrenfelder Chaussee und Bornkampsweg.

Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO_2 -Jahresmittelwerte von 40 μ g/m³ wird an der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9) erreicht aber nicht überschritten. An den anderen IO treten geringere Belastungen auf. Somit wird an den IO keine Überschreitung des NO_2 -Jahresmittelgrenzwertes erwartet. Die NO_2 -Immissionen sind als leicht erhöhte bis hohe Konzentrationen einzustufen.

Die *PM10-Jahresmittelwerte* erreichen unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 19 μ g/m³ am Nordportal des Tunnels Altona an den Immissionsorten PM10-Belastungen bis 26 μ g/m³.

An der AS Bahrenfeld (IO 4 Osdorfer Weg und IO 5 Wienbargstraße) werden PM10-Immissionen bis 28 µg/m³ ermittelt.

Am Südportal Tunnel Altona (IO 6-14) werden PM10-Jahresmittelwerte in einer großen Spannweite von 21 µg/m³ bis 30 µg/m³ prognostiziert. Dort werden mit 30 µg/m³ die höchs-

ten PM10-Belastungen an den Immissionsorten an der Paul-Ehrlich-Str. (IO 9, Aqua-Fit) berechnet. Die Zusatzbelastung beträgt dort 11 μ g/m³ (Hintergrund = 19 μ g/m³).

Im umliegenden Hauptstraßennetz werden an einem Straßenabschnitt der Bahrenfelder Chaussee bis 31 μ g PM10/m³ ermittelt. Dieser Bereich befindet sich jedoch bereits in einer Entfernung von ca. 1 km zur A 7.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ gemäß 39. BlmSchV wird nicht erreicht und nicht überschritten. Die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sind als leicht erhöhte bis erhöhte Konzentration zu bezeichnen.

Der strengere PM10-Kurzzeitgrenzwert von 35 Tagen größer 50 µg/m³ entsprechend der 39. BImSchV wird am AS Bahrenfeld (IO 5, Wienbargstraße) mit 32 Überschreitungstagen knapp eingehalten.

An der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9) werden 40 Tage größer 50 µg/m³ an der nordwestlichen Hausfassade ermittelt. Dort wird der PM10-Kurzzeitgrenzwert entsprechend 39. BImSchV überschritten. Der Anteil der Hintergrundbelastung beträgt dort über 60 % im Jahresmittel der Gesamtbelastung. Die Wahrscheinlichkeit, dass der berechnete Jahresmittelwert zu einer Kurzzeitgrenzwertüberschreitung führt, liegt an diesem Punkt unter 40 % und ist als seltenes Ereignis einzustufen. An den anderen Fassaden bzw. Seiten des Hauses wird auch der PM10-Grenzwert eingehalten.

Zusätzlich wird an einem Abschnitt der Bahrenfelder Chaussee der PM10-Kurzzeitgrenzwert überschritten. Dort werden 44 Überschreitungstage größer 50 μg/m³ berechnet. Die Wahrscheinlichkeit liegt in diesem Bereich bei 56 %, d. h. der berechnete Jahresmittelwert kann öfter zu einer Überschreitung des Kurzzeitgrenzwertes führen. Dieser Abschnitt ist allerdings deutlich von der A 7 entfernt und bauliche Veränderungen durch die Planungsmaßnahme werden dort nicht durchgeführt. Die Verkehrszahlen im Planfalls 2025 sind in diesem Straßenabschnitt mit ca. 47 200 Kfz/24 h sehr hoch. Im Vergleich zum Prognose-Nullfall (ca. 47 500 Kfz/24 h) liegen sie allerdings auf gleichem Niveau. Dadurch ist die prognostizierte PM10-Kurzzeitgrenzwertüberschreitung auch im Prognose-Nullfall zu erwarten und nicht durch die Planung verursacht.

Die *PM2.5-Jahresmittelwerte* liegen unter der Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 13 μg/m³ am Südportal Tunnel Altona bei maximal 21 μg/m³. Bei dieser Schadstoffkomponente wird die höchste Belastung an der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9)

ermittelt. An den anderen Immissionsorten und Straßenabschnitten liegen die berechneten PM2.5-Jahresmittelwerte darunter.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von 25 µg/m³ wird nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM2.5-Immissionen als leicht erhöhte bis erhöhte Konzentrationen einzustufen.

2 AUFGABENSTELLUNG

Die Freie und Hansestadt Hamburg plant die 8-streifige Erweiterung der A 7 zwischen dem Elbtunnel und der AS Hamburg-Volkspark. Für die Planfeststellung sollte die Variante "Optimaler Städtebau – langer Tunnel" in Bezug auf die Luftschadstoffbelastung im Umfeld untersucht werden.

Es soll folgender Betrachtungsfall begutachtet werden:

• Planfall 2025 (nach Realisierung des Vorhabens).

Die Beurteilung der Maßnahme erfolgt im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten gemäß der 39. BlmSchV (2010) für die betrachteten verkehrsrelevanten Schadstoffe NO₂, PM10 und PM2.5.

3 VORGEHENSWEISE

3.1 Betrachtete Schadstoffe

Bei der Verbrennung des Kfz-Kraftstoffes wird eine Vielzahl von Schadstoffen freigesetzt, die die menschliche Gesundheit gefährden können. Im Rahmen des vorliegenden lufthygienischen Gutachtens ist zu prüfen, ob die durch die geplanten Baumaßnahmen verursachten Auswirkungen die Konzentrationen der Luftschadstoffe (Immissionen) unter Berücksichtigung der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung in gesetzlich unzulässigem Maße erhöhen. Durch den Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z. B. Grenzwerten, die vom Gesetzgeber zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt werden, werden Rückschlüsse auf die Luftqualität gezogen. Für die Beurteilung von Auswirkungen des Kfz-Verkehrs ist v. a. die 39. BImSchV relevant.

Die Relevanz der Schadstoffe ist recht unterschiedlich. Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit werden erfahrungsgemäß am ehesten bei NO₂ und PM10 erreicht. Die Konzentrationen (Immissionen) aus dem Straßenverkehr für andere Luftschadstoffe wie Benzol, Blei, Schwefeldioxid (SO₂) und Kohlenmonoxid (CO) sind im Vergleich zu ihren gesetzlichen Immissionsgrenzwerten von untergeordneter Bedeutung. Für Stickstoffmonoxid (NO) gibt es keine Beurteilungswerte. Da die 23. BlmSchV seit Juli 2004 außer Kraft gesetzt ist, ist die Betrachtung der Schadstoffkomponente Ruß rechtlich nicht mehr erforderlich, stattdessen wird die Komponente Feinstaub (PM10, PM2.5) betrachtet.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Straßenverkehrsemissionen werden deshalb die Schadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaubpartikel mit den Korngrößen 10 und 2.5 μm (PM10, PM2.5) betrachtet.

3.2 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe

In **Tab. 3.1** werden die in der vorliegenden Studie verwendeten und im Anhang A1 erläuterten Beurteilungswerte für die relevanten Autoabgaskomponenten zusammenfassend dargestellt. Diese Beurteilungswerte sowie die entsprechende Nomenklatur werden im vorliegenden Gutachten durchgängig verwendet.

Schadstoff	Beurteilungswert	Zahlenwert in µg/m³					
		Jahresmittel	Kurzzeit				
NO ₂	Grenzwert seit 2010	40	200 (Stundenwert, maximal 18 Überschreitungen/Jahr)				
PM10	Grenzwert seit 2005	40	50 (Tagesmittelwert, maximal 35 Überschreitungen/Jahr)				
PM2.5	Grenzwert seit 2015	25					

Tab. 3.1: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 39. BlmSchV (2010)

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch den Vergleich relativ zum jeweiligen Grenzwert. Neben den Jahresmittelwerten wird auch der PM10-Kurzzeitgrenzwert abgeleitet und bewertet.

Weiter orientiert sich die Bewertung an der Einstufung von Schadstoffimmissionen (siehe **Tab. 3.2**) durch die Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg (LfU, 1993).

Immissionen in % der entsprechenden Grenzwerte	Bewertung				
bis 10 %	sehr niedrige Konzentrationen				
über 10 % bis 25 %	niedrige Konzentrationen				
über 25 % bis 50 %	mittlere Konzentrationen				
über 50 % bis 75 %	leicht erhöhte Konzentrationen				
über 75 % bis 90 %	erhöhte Konzentrationen				
über 90 % bis 100 %	hohe Konzentrationen				
über 100 % bis 110 %	geringfügige Überschreitungen				
über 110 % bis 150 %	deutliche Überschreitungen				
über 150 %	hohe Überschreitungen				

Tab. 3.2: Bewertung von Immissionen nach LfU (1993)

3.3 Berechnungsverfahren

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen werden die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen und -immissionen ermittelt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (Pkw, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des "Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" Version 3.3 (UBA, 2017) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel (PM10, PM2.5) des Straßenverkehrs aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung werden im

HBEFA nicht behandelt. Die Berechnung dieser Emissionen erfolgt auf der Grundlage der Ergebnisse von aktuellen Forschungsarbeiten (Düring und Lohmeyer, 2011; CORINAIR, 2007). Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht somit dem Stand der Technik. Sie basiert auf der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (VDI, 2003).

Die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen werden mit den Ausbreitungsmodellen PROKAS/PROKAS_B (Anhang A2, Beschreibung: www.lohmeyer.de/prokas) unter Berücksichtigung von lokal repräsentativen Windverhältnissen flächendeckend berechnet. Mit diesem Verfahren können Straßennetze, in typisierter Form Randbebauung und Lärmschutzbauten, berücksichtigt werden.

Am Südportal Tunnel Altona (Detailbereich) erfolgt die Strömungs- und Ausbreitungsrechnung mit der Modellkombination MISKAM/LASAT. Dies erlaubt die mikroskaligen Modellierungen als Zeitreihe (Korrelation zwischen Emission und Meteorologie) inkl. der Berücksichtigung der Einflüsse der topografischen und baulichen Gegebenheiten am Portal des Tunnels (Einschnittbereich mit Lärmschutzanlagen, Vegetation und Bebauung im Nahbereich) auf die Schadstoffausbreitung. Die Variation der Portalabluftfahne des Tunnels infolge der meteorologischen Bedingungen wird mittels Horizontalstrahloption in MISKAM in Kombination mit Ausbreitungsberechnungen in LASAT modelliert.

Diese Berechnungen werden für alle meteorologischen Fälle einer Ausbreitungsklassenstatistik durchgeführt und geben Aufschluss über den Zustand der Portalabluftfahne in Abhängigkeit von den Windverhältnissen. Aus der statistischen Auswertung dieser Berechnungsfälle heraus wird die Portalabluftfahnenlänge- und Konzentrationsverteilung bei der Ausbreitungsberechnung realitätsnah berücksichtigt.

Die berechnete Zusatzbelastung, verursacht vom Verkehr auf der A 7 und den umliegenden Hauptstraßen, wird mit der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wird auf Grundlage von Messdaten und in Abstimmung mit der zuständigen Immissionsschutzbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg angesetzt.

3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

Die 39. BlmSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für NO₂ einen Stundenmittelwert von 200 μg/m³, der nur 18-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer, 2012) kann

abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der Jahresmittelwert 54 μg/m³ (= Äquivalentwert) nicht überschreitet.

Zur Ermittlung der in der 39. BlmSchV definierten Anzahl von Überschreitungen eines Tagesmittelwertes der PM10-Konzentrationen von 50 μg/m³ wird ein ähnliches Verfahren eingesetzt. Im Rahmen eines Forschungsprojektes für die Bundesanstalt für Straßenwesen wurde aus 914 Messdatensätzen aus den Jahren 1999 bis 2003 eine gute Korrelation zwischen der Anzahl der Tage mit PM10-Tagesmittelwerten größer als 50 μg/m³ und dem PM10-Jahresmittelwert gefunden (**Abb. 3.1**). Daraus wurde eine funktionale Abhängigkeit der PM10-Überschreitungshäufigkeit vom PM10-Jahresmittelwert abgeleitet (BASt, 2005). Die Regressionskurve nach der Methode der kleinsten Quadrate ("best fit") und die mit einem Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöhte Funktion ("best fit + 1 sigma") sind ebenfalls in der **Abb. 3.1** dargestellt.

Im Oktober 2004 stellte die Arbeitsgruppe "Umwelt und Verkehr" der Umweltministerkonferenz (UMK) aus den ihr vorliegenden Messwerten der Jahre 2001 bis 2003 eine entsprechende Funktion für einen "best fit" vor (UMK, 2004). Diese Funktion zeigt bis zu einem Jahresmittelwert von ca. 40 μ g/m³ einen nahezu identischen Verlauf wie der o. g. "best fit" nach BASt (2005). Im statistischen Mittel wird somit bei beiden Datenauswertungen die Überschreitung des PM10-Kurzzeitgrenzwertes bei einem PM10-Jahresmittelwert von 31 μ g/m³ erwartet.

Im vorliegenden Gutachten wird wegen der Unsicherheiten bei der Berechnung der PM10-Emissionen sowie wegen der von Jahr zu Jahr an den Messstellen beobachteten meteorologisch bedingten Schwankungen der Überschreitungshäufigkeiten eine konservative Vorgehensweise gewählt. Dazu wird die in BASt (2005) angegebene "best fit"-Funktion um einen Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöht. Mehr als 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ (Grenzwert) werden mit diesem Ansatz für PM10-Jahresmittelwerte ab 29 µg/m³ abgeleitet. Dieser Ansatz stimmt mit dem vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen Vorgehen überein (LUA NRW, 2006).

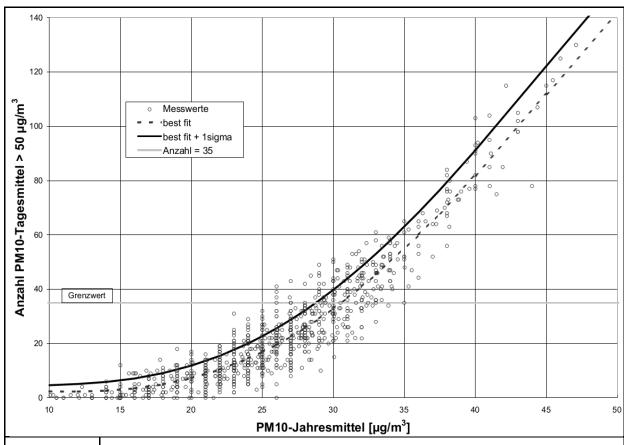


Abb. 3.1: Anzahl der Tage mit mehr als 50 µg PM10/m³ im Tagesmittel in Abhängigkeit vom PM10-Jahresmittelwert für Messstationen der Länder und des Umweltbundesamtes (1999-2003) sowie die daraus abgeleiteten Funktionen (BASt, 2005)

Für die Bewertung des PM10-24h-Grenzwertes lässt sich die folgende differenzierte Bewertung in Hinblick auf das Eintreten von Überschreitungen ableiten:

PM10-Jahresmittel

<29 µg/m³

29 - 30 µg/m³

 $31 - 33 \mu g/m^3$

 $34 - 35 \mu g/m^3$

≥36 µg/m³

Überschreitung PM10-Tagesmittel

keine Überschreitung selten (Wahrscheinlichkeit <40 %) öfter möglich (Wahrscheinlichkeit 40 bis 80 %) wahrscheinlich (Wahrscheinlichkeit >80 %) so gut wie sicher

4 EINGANGSDATEN

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen, die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung. Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Verkehrsdaten, die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

Vom Auftraggeber wurden als Grundlage für das vorliegende Gutachten u. a. die nachfolgenden Unterlagen übergeben:

- Technische Planung in Form von Lage- und H\u00f6henpl\u00e4nen (Stand 2015-09)
- Digitale Karten DK5 (Stand 2015)
- Verkehrsbelegungsdaten
- Tempolimits für Streckenabschnitte
- Angaben zur Verkehrsqualität (in Stufen nach HBS)
- Lage und Höhen von Gebäuden
- Lage und Höhen von Lärmschutzanlagen
- Digitales Geländemodell des Untersuchungsgebietes.

4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im westlichen Stadtgebiet von Hamburg. Die A 7 verbindet Hamburg u. a. mit den Städten Neumünster und Flensburg im Norden und Hannover im Süden. Die Ausbaustrecke der A 7 umfasst in diesem Abschnitt eine Länge von ca. 3.2 km und schließt die Anschlussstellen (AS) Hamburg-Bahrenfeld und Hamburg-Othmarschen ein.

Die Geländeoberfläche ist eben und gleichförmig. Die A 7 verläuft im Planungsabschnitt weitestgehend in einem tiefen Einschnitt. Die Längsneigungen der Straßen sind dementsprechend gering und treten vorrangig an Anschlussstellen mit Brücken oder Unterführungen auf.

Das Untersuchungsgebiet umfasst den bereits existierenden Neuen Elbtunnel (Nordportal), die A 7 in freier Strecke inkl. Anschlussstelle (AS) Hamburg-Othmarschen und den geplanten

14

Tunnel Altona (Nord- und Südportal). Der geplante Tunnel Altona ist mit einer Länge von ca. 2.2 km vorgesehen und erstreckt sich von nördlich des Holstenkamps bis zur AS Hamburg-Othmarschen. Er ist mit 2 Röhren im Richtungsverkehr ausgestattet. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit im Tunnel wird mit 80 km/h angegeben. Die Belüftung des Tunnels ist mit einer Längslüftung vorgesehen. Der Querschnitt pro Tunnelröhre hat folgende Abmaße:

lichte Weite: ca. 21 m und lichte Bauhöhe: ca. 5.1 m.

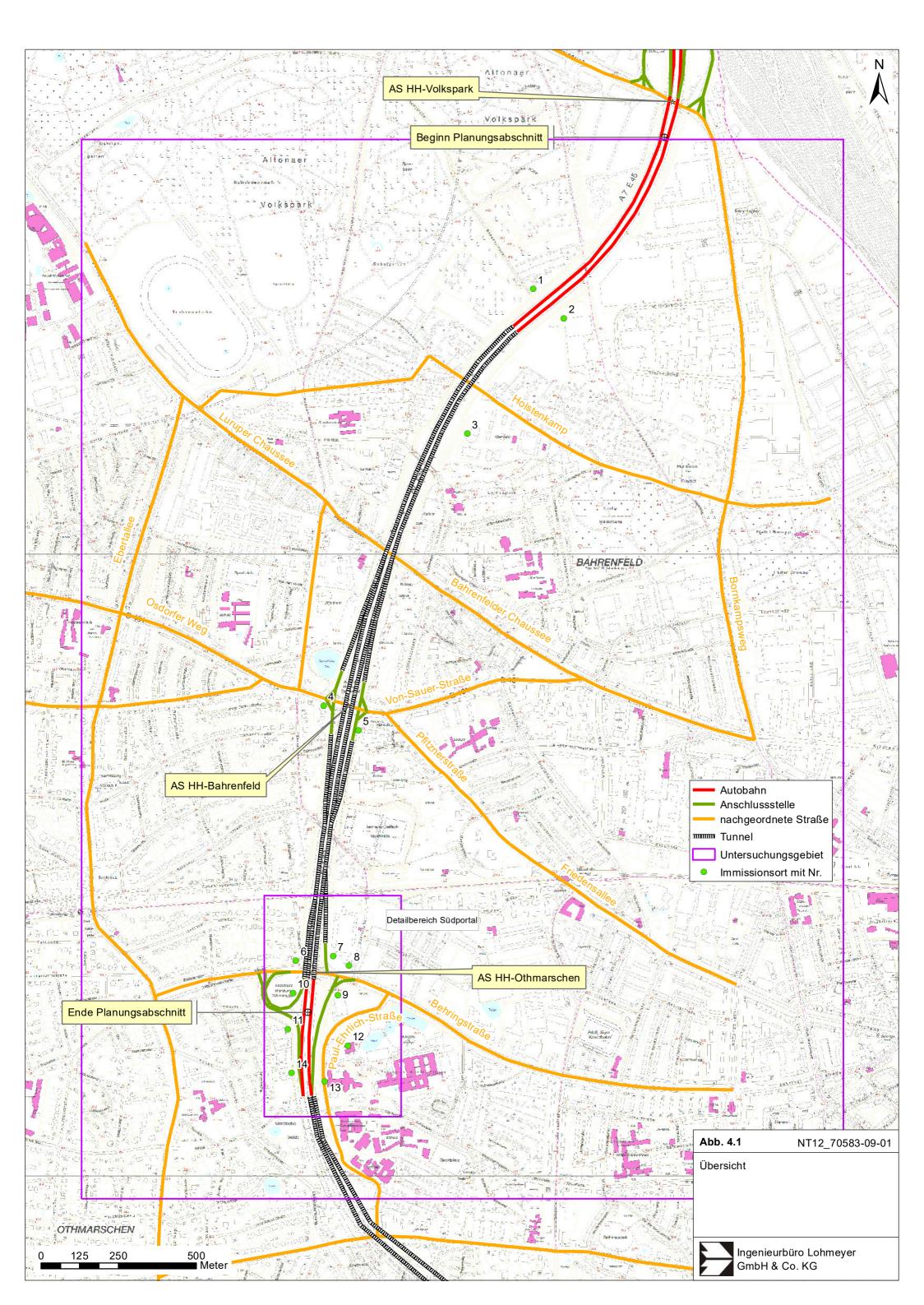
Neben der geplanten Erweiterung der A 7 wird im Untersuchungsgebiet der Holstenkamp verlängert. Derzeit endet der Holstenkamp östlich der A 7 beim Pflegezentrum an einem Wendehammer. Zukünftig ist die Verlängerung über die A 7 bis zum Knotenpunkt Luruper Chaussee/Ebertallee geplant. Der Streckenabschnitt wird für die Berechnung nachrichtlich übernommen.

Weiterhin ist an der AS HH-Othmarschen am westlichen Ohr der Abfahrt ein Standort für eine Portalwache Othmarschen vorgesehen. Das Gebäude ist zweistöckig geplant. Im Erdgeschoss befinden sich vorrangig die Fahrzeughallen und im Obergeschoss sind eher die Aufenthalts- und Ruheräume für Polizei und Feuerwehr angeordnet.

Außerdem unterliegt das Gebiet nördlich der Behringstraße und östlich von der AS HH-Othmarschen aktuell einigen Bauvorhaben. Dabei werden die Erweiterung des Kinos und einige Wohngebäude in offener Bauweise errichtet. Die Planungen bzw. im Bau befindlichen Gebäude werden in das Modell übernommen.

Das südliche Untersuchungsgebiet ist durch die Tunnelportale des Neuen Elbtunnels und des geplanten Tunnels Altona beeinflusst. Diese komplexe Situation wird in dem Detailgebiet Südportal mit MISKAM/LASAT detaillierter betrachtet.

Die Lage des Untersuchungs- und Detailgebiets, die Orte der sensiblen Nutzung (Immissionsort mit Nr.) und das berücksichtigte Straßennetz für bestehende und geplante Straßenverläufe sind in **Abb. 4.1** aufgezeigt.



4.2 Verkehrsdaten

Als Grundlage für die Prognose-Verkehrszahlen für das Jahr 2030 dienten die Verkehrsgutachten der A 7 (PTV, 2016). Die Verkehrsbelegungsdaten für das Jahr 2030 werden hier unverändert auf das Prognosejahr 2025 angewendet, was einer konservativen Vorgehensweise entspricht, da somit eine Kombination aus hohen Verkehrsstärken und hohen Emissionsfaktoren für die Prognose entsteht.

Die Verkehrszahlen beziehen sich auf den Werktagsverkehr (DTV_W) und bilden den Verkehr von Montag bis Freitag ab. Straßen mit einer Verkehrsbelastung kleiner 5 000 Kfz/Tag sind in der vorliegenden Untersuchung in der städtischen Hintergrundbelastung berücksichtigt.

Der Werktagsverkehr wurde mit Hilfe des Wochengangs auf Samstage und Sonntage umgelegt. Folgende vom Verkehrsplaner zur Verfügung gestellten Umrechnungsfaktoren wurden dabei verwendet:

$$\begin{split} & DTV_{Kfz, Mo-So} = DTV_{Kfz, Mo-Fr} \times 0.974 \\ & DTV_{SV, Mo-So} = DTV_{SV, Mo-Fr} \times 0.938 \end{split}$$

Die angegebenen Schwerverkehrsanteile (SV-Anteile) beinhalten alle Fahrzeuge mit einem zulässigen Gesamtgewicht größer 3.5 t.

Die Verkehrsstärken für den Planfall 2025 sind in Abb. 4.2 dargestellt.

Der Neue Elbtunnel besitzt 4 Röhren mit jeweils 2 Spuren. Für die Luftschadstoffberechnung sind nur die Tunnelröhren 1 und 2 (beide in Fahrtrichtung Nord) interessant, da am Nordportal die jeweils innerhalb der Röhren emittierten Luftschadstoffe freigesetzt werden. Auf die Darstellung der Röhren 3 und 4 wird deshalb verzichtet. Die Aufteilung der Verkehrsmengen zwischen den Röhren wurde durch Zähldaten (LSBG, 2013) ermittelt.



4.3 Bebauungs- und Lärmschutzsituation

Bei der Ausbreitung der verkehrsbedingten Emissionen spielen die baulichen Gegebenheiten der Straße eine wesentliche Rolle. Tunnel bspw. unterbinden die Schadstoffausbreitung im geschlossenen Straßenraum und konzentrieren die Emissionen an den Portalen. Bei einer dichten Randbebauung an einem Straßenabschnitt wird diese bei der Ausbreitungsrechnung mit PROKAS über so genannte Bebauungstypen berücksichtigt. In die Bestimmung der Bebauungstypen gehen das Verhältnis Gebäudehöhe zu Straßenschluchtbreite, der Lückenanteil, die Schluchtbreite sowie die Frage, ob Bebauung nur auf einer oder auf beiden Seiten der Straße vorhanden ist. Diese idealisierten Straßenrandbebauungstypen werden für jeweils ca. 100 m lange Straßenabschnitte festgelegt.

Für die Anwendung des Modells PROKAS_B wurden die Straßen mit dichter Randbebauung ermittelt und typisiert. Aufgrund dieser Bebauungstypisierung ist es möglich, die Schadstoffbelastungen in bebauten Bereichen jeweils an der entsprechenden Randbebauung auszugeben.

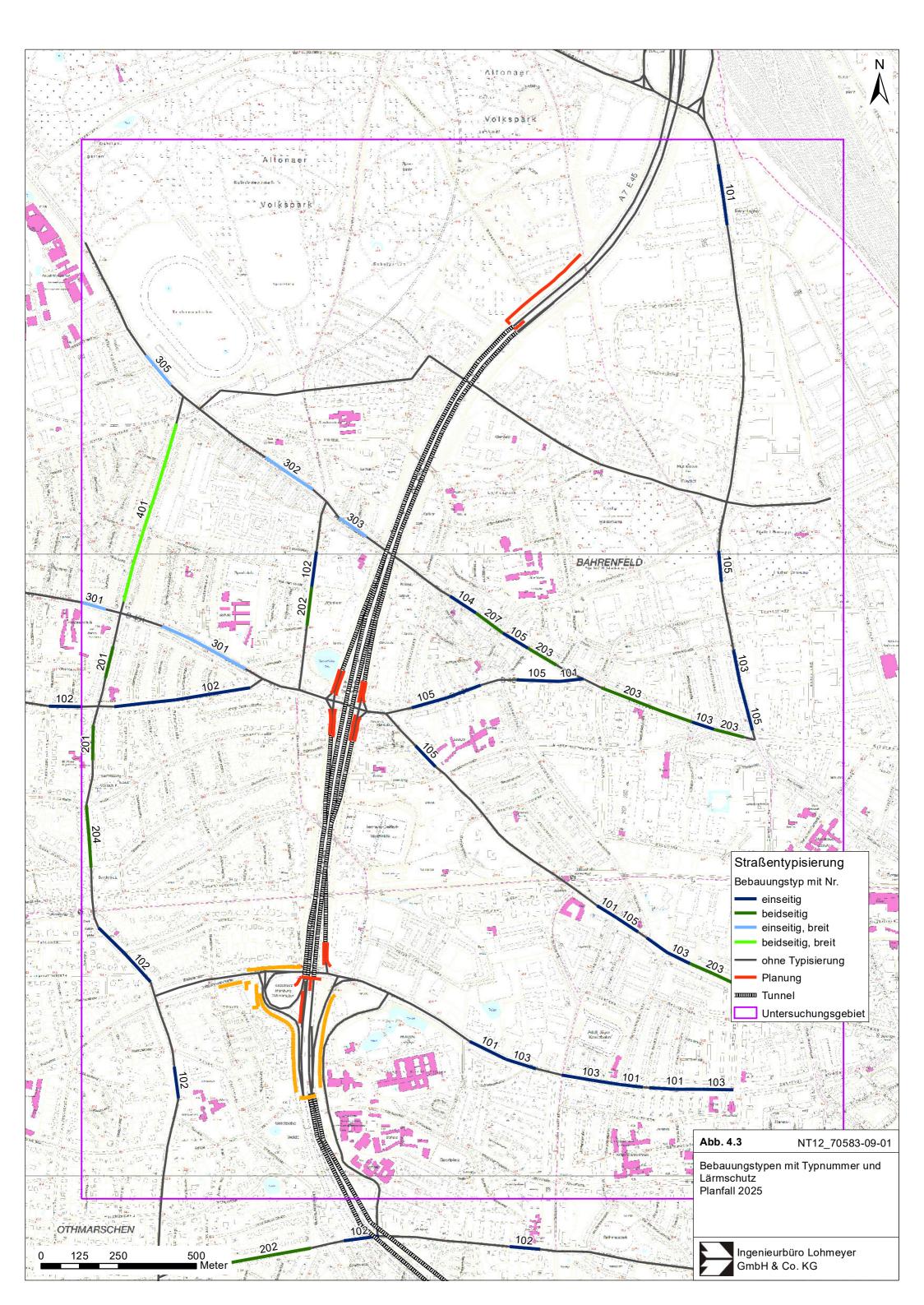
Im Detailgebiet werden die Gebäude und die Geländestrukturen als Hindernisse berücksichtigt. Dort werden die Strömungsverhältnisse mittels mikroskaliger Strömungsmodellierung (MISKAM) ermittelt, wobei die Strömungshindernisse explizit im Modell aufgelöst werden.

Die berücksichtigten aktiven Lärmschutzanlagen und die Bebauungstypen für den Planfall 2025 sind in **Abb. 4.3** dargestellt. Die Bebauungstypnummern sind im Anhang A2 näher erläutert.

4.4 Meteorologie

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken (AKS) benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit verschiedener Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre (Turbulenz, vertikale Durchmischung) definiert sind.

Für die Ausbreitungsrechnungen mit PROKAS wurde die Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik der Station Hamburg-Flughafen verwendet. Sie ist in **Abb. 4.4** dargestellt. Die Windmessung ist in 10 m Höhe erfolgt und zeigt die häufigsten Windrichtungen aus Südwest auf. Ein Nebenmaximum ist aus Südost auszumachen. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3.9 m/s. Vor allem die großen Geschwindigkeiten sind aus der Hauptwindrichtung auszumachen.



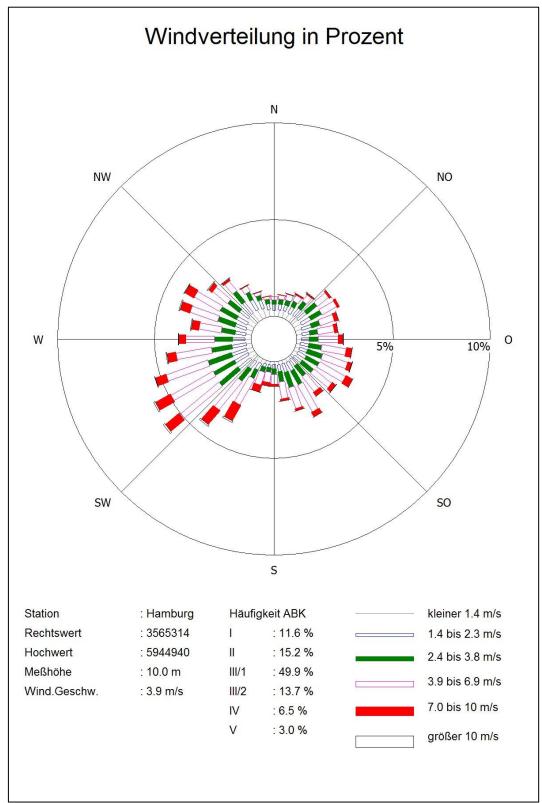


Abb. 4.4: Windverteilung an der DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel im Zeitraum 1994 - 2003

Bei der mikroskaligen Berechnung mit MISKAM/LASAT im Detailgebiet Südportal wurde die repräsentative Zeitreihe der Meteorologie des Jahres 2005 (**Abb. 4.5**) verwendet. Die Windverteilung ist mit der o. g. langjährigen Windstatistik gut vergleichbar. Die Windgeschwindigkeit ist mit 3.8 m/s leicht niedriger als zwischen 1994 und 2003.

4.5 Hintergrundbelastung

Die Immission eines Schadstoffes im Nahbereich von Straßen setzt sich aus der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung und der straßenverkehrsbedingten Zusatzbelastung zusammen. Die Hintergrundbelastung entsteht durch Überlagerung von Immissionen aus Industrie, Hausbrand, nicht detailliert betrachtetem Nebenstraßenverkehr und weiter entfernt fließendem Verkehr sowie überregionalem Ferntransport von Schadstoffen. Es ist die Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Im Vergleich zu den Grenzwerten sind die Schadstoffe Blei, Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid von untergeordneter Bedeutung. Für die Beurteilung der Auswirkungen der Straßenverkehrsemissionen werden im vorliegenden Gutachten die Schadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaubpartikel mit den Korngrößen 10 und 2.5 µm (PM10, PM2.5) betrachtet. Neben den Jahresmittelwerten wird auch der PM10-Kurzzeitgrenzwert abgeleitet und bewertet.

Stickoxide unterliegen auf dem Ausbreitungspfad chemischen Umwandlungsprozessen. Die Berechnung der NO_2 -Schadstoffbelastung erfolgt deshalb mit einem vereinfachten Chemiemodell (siehe Anhang A2), welche als zusätzliche Hintergrundbelastungen NO_X und O_3 benötigt.

In unmittelbarerer Nähe der A 7 sind keine Dauermessstellen vorhanden. Zur Bestimmung der Schadstoffhintergrundbelastung standen Werte der nächstgelegenen Messstationen aus dem Luftüberwachungssystem in Hamburg für NO₂, PM10, PM2.5 und Ozon zur Verfügung.

Im südlichen Untersuchungsgebiet gab es außerdem temporäre Immissionsmessungen für einen Zeitraum von ca. 6 Monaten (NO₂) bzw. 7 Monaten (PM10) im Jahr 2012. Das Messkonzept wurde von der DEGES veranlasst und in Zusammenarbeit mit der LSBG (Landesbetrieb für Straßen, Brücken und Gewässer, Freie und Hansestadt Hamburg), Eurofins, IHU (Institut für Hygiene und Umwelt, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt) und dem Büro Lohmeyer erstellt. Eurofins führte die Messungen,

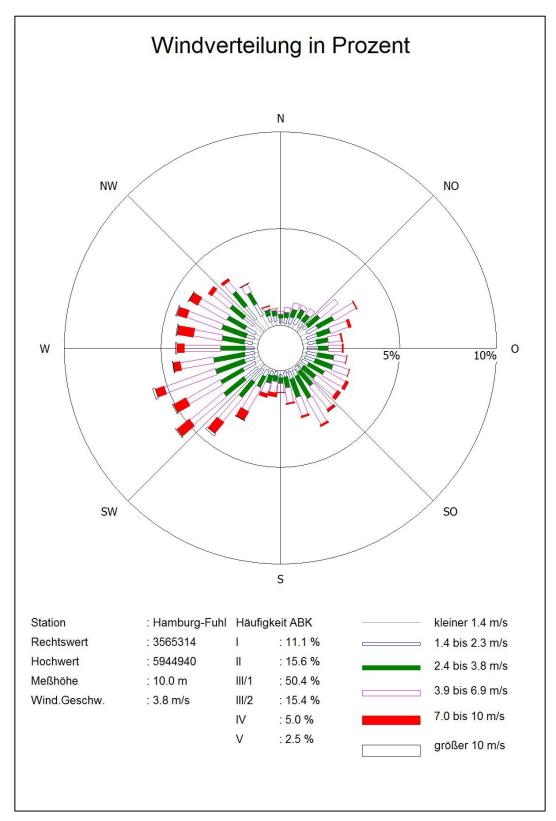


Abb. 4.5: Windverteilung an der DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel im Jahr 2005

Analyse und Qualitätssicherung der Proben durch. Detaillierte Angaben zu den temporären Messungen sind in Eurofins (2013) zu finden. Darunter befinden sich auch eine Messung der NO₂-Hintergrundbelastung am Zickzack-Weg und eine verkehrsbeeinflusste PM10-Messung am Klinikum Altona.

Die Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz betreibt das Hamburger Landesmessnetz. In den jeweiligen Jahresberichten über die Immissionsmesswerte sind u. a. Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden. Die vorliegenden Daten, dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Stationen, sind auszugsweise in der **Tab. 4.1** aufgeführt.

Die Station Altona Elbhang stellt die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegene Station dar. Diese städtische Hintergrundstation, die allerdings vom Schiffsverkehr und Hafen mit beeinflusst ist, ist ca. 4 km südöstlich in Elbnähe gelegen. Der Beginn der kontinuierlichen Messungen war Ende 2011.

In einer Entfernung von ca. 8 km in südöstlicher Richtung ist die Station Wilhelmsburg gelegen. Die Messstelle misst den städtischen Hintergrund in Stadtteil Wilhelmsburg.

Die Hintergrundstation Sternschanze liegt ca. 5 km östlich und ist repräsentativ für das Hamburger Zentrum.

Eine eher randstädtische Lage kann der Hintergrundstation Hamburg Neugraben zugesprochen werden. Sie ist südlich in einer Entfernung von ca. 9 km gelegen.

Gleiches trifft auf die Station Blankenese-Baursberg zu. Sie steht im westlichen Stadtrand und besitzt eine Entfernung zum Untersuchungsgebiet von ca. 8 km.

Mit einem Abstand von ca. 11 km zum Untersuchungsgebiet ist die städtische Hintergrundstation Flughafen Nord gelegen. Sie besitzt damit den größten Abstand der aufgeführten Hintergrundstationen zum Untersuchungsgebiet.

Die verkehrsbeeinflusste Station Kieler Straße ist ebenfalls in östlicher Richtung zu finden. Die Entfernung zum Untersuchungsgebiet beträgt ca. 6 km.

Schad- stoff- kompo- nente	Zeit- raum	Hamburg Altona Elbhang	Hamburg Wilhelms- burg	Hamburg Stern- schanze	Hamburg Neu- graben	Hamburg Blanke- nese- Baurs- berg	Hamburg Flug- hafen Nord	Hamburg Kieler Str. (Straße)
	2006	-	31	33	19	19	25	62
	2007	-	29	31	16	17	22	58
	2008	-	28	31	16	16	21	55
	2009	-	26	30	16	17	22	54
NO ₂	2010	-	30	29	16	18	22	54
Jahres-	2011	-	28	30	15	17	23	51
mittel	2012	33	28	30	15	17	23	50
	2013	31	27	28	16	16	22	45
	2014	32	26	27	15	17	22	46
	2015	31	26	27	14	16	21	48
	2016	31	27	27	15	17	23	47
	2006	-	23	29	-	-	22	-
	2007	-	21	26	ı	1	19	-
	2008	-	24	24	-	-	18	-
	2009	-	22	23	-	-	19	-
PM10	2010	-	22	24	-	-	21	-
Jahres-	2011	-	26	29	-	-	24	-
mittel	2012	17	20	21	-	-	19	-
	2013	16	20	21	-	-	21	-
	2014	20	22	24	-	-	21	-
	2015	20	19	22	-	-	19	-
	2016	21	17	18	-	-	17	-

Schad- stoff- kompo- nente	Zeit- raum	Hamburg Altona Elbhang	Hamburg Wilhelms- burg	Hamburg Stern- schanze	Hamburg Neu- graben	Hamburg Blanke- nese- Baurs- berg	Hamburg Flug- hafen Nord	Hamburg Kieler Str. (Straße)
	2006	-	-	16	-	-	-	-
	2007	-	-	15	1	-	-	-
	2008	-	16	14	-	-	-	-
	2009	-	15	14	-	-	-	19
PM2.5	2010	-	15	16	-	-	-	20
Jahres- mittel	2011	-	17	17	-	-	-	22
mittei	2012	-	13	13	-	-	-	18
	2013	-	13	13	-	-	-	16
	2014	-	14	-	-	-	-	18
	2015	-	14	13	-	-	-	17
	2016	-	14	13	-	-	-	17
	2006	-	-	39	49	47	40	-
	2007	-	-	39	46	46	43	-
	2008	-	-	40	48	46	45	-
	2009	-	-	38	44	44	43	-
O ₃	2010	-	-	42	49	48	44	-
Jahres-	2011	-	-	39	48	46	44	-
mittel	2012	-	-	38	47	45	43	-
	2013	-	-	43	48	48	46	-
	2014	-	-	40	46	44	45	-
	2015	-	-	42	49	47	46	-
	2016	-	-	39	45	44	42	-

Tab. 4.1: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in μg/m³ an Luftmessnetzstationen in der Umgebung aus HaLM 2007-2016 (IHU, 2017)

Die Ableitung der Jahresmittelwerte für 2012 der temporären Messungen am Zickzack-Weg ergab eine NO_2 -Belastung von 25 μ g/m³ und der verkehrsbeeinflussten PM10-Messung am Klinikum von 20 μ g/m³. Diese Messstelle liegt in der gleichen Entfernung zur Elbe (ca. 1 km) wie das Nordportal Elbtunnel und wird als repräsentativ für das hier zu betrachtende Untersuchungsgebiet bewertet.

Für das Untersuchungsgebiet wurden aus den langjährigen Messdaten der Dauermessstellen bis einschließlich 2014, den temporären Messungen und in Abstimmung mit dem Institut für Hygiene und Umwelt/Luftuntersuchungen (IHU, 2015) die in **Tab. 4.2** dargestellten Werte für das Bezugsjahr 2015 abgeleitet.

Nunmehr sind für die vorliegende Luftschadstoffuntersuchung die Jahresmittelkenngrößen auch für die Jahre 2015 und 2016 verfügbar. Diese sind ebenfalls in **Tab. 4.1** dargestellt. Die aktuellen Werte zeigen keine relevanten Abweichungen zu den früheren Jahren. Sie liegen z. T. sogar niedriger und bestätigen den Trend der in den letzten Jahren zu beobachtenden sinkenden NO₂- und Partikel-Konzentrationen an den Hintergrundstationen. Aus diesem Grund können die für das Jahr 2015 abgeleiteten Werte weiterhin verwendet werden.

Schadstoff	Hintergrundbelastung [µg/m³]
NO ₂ -I1	25
NO _X -I1	39
O ₃ -I1	41
PM10-I1	21
PM2.5-I1	15

Tab. 4.2: Schadstoffhintergrundbelastungen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2015 I1 = Jahresmittelwert

Mit Hilfe von technischen Maßnahmen und politischen Vorgaben wird angestrebt, die Emissionen der o. a. Schadstoffe in den kommenden Jahren in Deutschland zu reduzieren. Deshalb wird erwartet, dass auch die großräumig vorliegenden Luftschadstoffbelastungen im Mittel im Gebiet von Deutschland absinken (siehe z. B. RLuS; FGSV, 2012). Die Abschätzungen beziehen sich auf das Gebiet von Deutschland; im Einzelfall kann die Entwicklung der Schadstoffkonzentration aufgrund regionaler Emissionsentwicklungen davon abweichen.

Auch die städtische Zusatzbelastung soll in Hamburg verringert werden. Entsprechende Maßnahmen sind im Hafenentwicklungsplan sowie im Luftreinhaltplan aufgezeigt. Deswegen wird in der vorliegenden Untersuchung von einer Verringerung der Hintergrundbelastung bis zum Jahr 2025 entsprechend RLuS 2012 ausgegangen.

Die **Tab. 4.3** zeigt zusammenfassend die Hintergrundbelastungen für das Bezugsjahr 2015, die Reduktionsfaktoren und für das Prognosejahr 2025, welche für den Planfall 2025 verwendet werden.

Schadstoff	Hintergrundbelastung im Bezugsjahr [µg/m³]	Reduktionsfaktor [-]	Hintergrundbelastung im Prognosejahr [µg/m³]		
NO ₂ -I1	25	0.80	20		
NO _X -I1	39	0.80	31		
O ₃ -I1	41	1.00	41		
PM10-I1	21	0.89	19		
PM2.5-I1	15	0.89	13		

Tab. 4.3: Hintergrundbelastung im Bezugs- und Prognosejahr (2025) sowie Reduktionen relativ zum Bezugsjahr I1 = Jahresmittelwert

5 EMISSIONEN

5.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren

Zur Ermittlung der Emissionen werden die Verkehrsdaten und für jeden Luftschadstoff so genannte Emissionsfaktoren benötigt. Die Emissionsfaktoren sind Angaben über die pro mittlerem Fahrzeug der Fahrzeugflotte und Straßenkilometer freigesetzten Schadstoffmengen. Im vorliegenden Gutachten werden die Emissionsfaktoren für die Fahrzeugarten Leichtverkehr (LV) und Schwerverkehr (SV) unterschieden. Die Fahrzeugart LV enthält dabei die PKW, die leichten Nutzfahrzeuge (INfz) inklusiv zeitlicher Entwicklung des Anteils am LV nach TREMOD (2010) und die Motorräder, die Fahrzeugart SV versteht sich inklusive Lastkraftwagen, Sattelschlepper, Busse usw.

Die Emissionsfaktoren der Partikel (PM10, PM2.5) setzen sich aus "motorbedingten" und "nicht motorbedingten" (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen. Die Ermittlung der motorbedingten Emissionen erfolgt entsprechend der VDI-Richtlinie 3782, Blatt 7 "Kfz-Emissionsbestimmung" (VDI, 2003).

Aus fachlicher Sicht ist zu empfehlen, das Jahr der möglichen Inbetriebnahme der geplanten Trasse unter Berücksichtigung der übergebenen Verkehrsdaten zu untersuchen, da für zukünftige Jahre aus der Emissionsdatenbasis aufgrund fortschreitender Entwicklung der Kfz-Flotte geringere Emissionen ausgelesen werden. Mit solch einer Vorgehensweise wird bewirkt, dass die berechneten Immissionen für die Jahre ab der Inbetriebnahme nicht unterschätzt werden und eine mögliche, planungsbedingte Überschreitung von Beurteilungswerten nicht versehentlich unerkannt bleibt.

Aus diesem Grund werden sicherheitshalber die Verkehrszahlen für das Jahr 2030 der möglichen Inbetriebnahme der Straße 2025 bei der Emissionsberechnung und Festlegung der Schadstoffhintergrundbelastung verwendet.

5.2 Motorbedingte Emissionsfaktoren

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des "Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" Version 3.3 (UBA, 2017) berechnet. Darin wurde eine Korrektur der Stickoxid-Basisemissionsfaktoren für EURO 4- und EURO 6-Diesel-Pkw vorgenommen. Darüber hinaus wird in HBEFA 3.3 erstmals der Einfluss der Umgebungstempera-

tur berücksichtigt, der sich bei Temperaturen unter 20°C erhöhend auf die Stickoxid-Basisemissionsfaktoren auswirkt. Die Berücksichtigung dieses Temperatureinflusses erfolgt in HBEFA 3.3 bei allen Diesel-Pkw der Abgasnorm EURO 4–EURO 6.

Ein analoger Aktualisierungsbedarf ist auf Grund der z. T. gleichen Motorbauweise auch bei den LNF notwendig. Dies wurde jedoch mangels verlässlicher Messdaten im HBEFA 3.3 noch nicht umgesetzt. Um dennoch auf der sicheren Seite zu liegen, erfolgten für die LNF die Erhöhungen der Stickoxid-Basisemissionsfaktoren sowie die Berücksichtigung des Temperatureinflusses bzgl. der Stickoxid-Emissionen in gleichem Maße wie bei den Pkw. Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgte unter Verwendung der bundesdeutschen Jahresmitteltemperatur, welche den Hamburger Verhältnissen sehr gut entspricht.

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugkategorien Pkw, Lkw und Linienbusse im Wesentlichen ab von:

- den so genannten Verkehrssituationen ("Fahrverhalten"), das heißt der Verteilung von Fahrgeschwindigkeit, Beschleunigung, Häufigkeit und Dauer von Standzeiten,
- der sich fortlaufend ändernden Fahrzeugflotte (Anteil Diesel etc.),
- der Zusammensetzung der Fahrzeugschichten (Fahrleistungsanteile der Fahrzeuge einer bestimmten Gewichts- bzw. Hubraumklasse und einem bestimmten Stand der Technik hinsichtlich Abgasemission, z. B. EURO 2, 3, ...) und damit vom Jahr, für welches der Emissionsfaktor bestimmt wird (= Bezugsjahr),
- der Längsneigung der Fahrbahn (mit zunehmender Längsneigung nehmen die Emissionen pro Fahrzeug und gefahrenem Kilometer entsprechend der Steigung deutlich zu, bei Gefällen weniger deutlich ab) und
- dem Prozentsatz der Fahrzeuge, die mit nicht betriebswarmem Motor betrieben werden und deswegen teilweise erh\u00f6hte Emissionen (Kaltstarteinfluss) haben.

Die Zusammensetzung der Fahrzeuge innerhalb der Fahrzeugkategorien wird für das zu betrachtende Bezugsjahr dem HBEFA (UBA, 2017) entnommen. Darin ist die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) berücksichtigt.

Die Staub-Fraktion der motorbedingten Emissionen kann nach vorliegenden Erkenntnissen (Klingenberg et al., 1991; Israël et al., 1994; Gehrig et al., 2003) zu 100 % der Partikelgrößen kleiner 1 µm (aerodynamischer Durchmesser) und damit auch der PM10- und PM2.5-Fraktion zugeordnet werden.

Die Längsneigung der Straßen ist aus Höhenplänen oder Lageplänen des Untersuchungsgebietes bekannt. Der Kaltstarteinfluss von NO_X und Partikeln innerorts für Pkw und INfz wird entsprechend HBEFA angesetzt, sofern er in Summe einen Zuschlag darstellt.

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

ABS100d	Städtische Autobahn, Tempolimit 100 km/h, dichter Verkehr
ABS80d	Städtische Autobahn, Tempolimit 80 km/h, dichter Verkehr
IOS-FernC50d	Städtische Magistrale o. Ringstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-FernC50g	Städtische Magistrale o. Ringstraße, Tempolimit 50 km/h, gesättigter Verkehr
IOS-FernC50s	Städtische Magistrale o. Ringstraße, Tempolimit 50 km/h, Stau
IOS-FernN70d	Städtische Fernstraße, Tempolimit 70 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-HVS50d	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50g	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, gesättigter Verkehr
IOS-HVS50s	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, Stau
IOS-Sam50	Städtische Sammelstraße, Tempolimit 50 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-Sam50d	Städtische Sammelstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-Sam50s	Städtische Sammelstraße, Tempolimit 50 km/h, Stau

5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit zufrieden stellender Aussagegüte zu bestimmen. Die Ursache hierfür liegt in der Vielfalt der Einflussgrößen, die bisher noch nicht systematisch parametrisiert wurden und für die es derzeit auch keine verlässlichen Aussagen gibt.

In der vorliegenden Untersuchung werden die PM10-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen und Straßenbelag) und infolge der Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub entsprechend Düring und Lohmeyer (2011) verwendet

Die nicht motorbedingten PM2.5-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) werden in der vorliegenden Untersuchung entsprechend der im Emission Inventory Guidebook von EMEP/CORINAIR (CORINAIR, 2007) beschriebenen Vorgehensweise angesetzt.

Eine Differenzierung nach verschiedenen Verkehrssituationen ist durch eine dort angegebene Geschwindigkeitsabhängigkeit (für Reifen und Bremsabrieb) möglich.

Die Resuspension von eingetragenem Straßenstaub gehört entsprechend derzeitigem Kenntnisstand eher der Partikelfraktion zwischen 2.5 μm und 10 μm an und wird deshalb bei der Betrachtung von PM2.5 nicht mit berücksichtigt.

Abrieb von Kupplungsbelägen wird ebenfalls nicht berücksichtigt, da dieser weitestgehend in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten wird.

Es sei darauf verwiesen, dass insbesondere die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb von den Autoren wegen fehlender systematischer Untersuchungen mit sehr großen Unsicherheiten bewertet werden. Palmgren et al. (2003) setzt z. B. die PM2.5-Straßenabriebsemissionen auf Basis von Untersuchungen von TNO aus dem Jahr 1997 zu Null. Um auf der sicheren Seite zu liegen, werden dennoch Emissionsfaktoren verwendet.

Auf Grundlage der o. a. Datenbasis werden zur Berechnung der PM10- und PM2.5-Emissionen für die Summe aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) die in den **Tab. 5.1** aufgeführten Emissionsfaktoren angesetzt.

In den Tunnelabschnitten wird entsprechend Lohmeyer (2014) und Düring und Lohmeyer (2011) ein PM10-Emissionsfaktor für Abriebe und Aufwirbelungen von 5 mg/km (LV) bzw. 130 mg/km (SV).

Die Bildung von so genannten sekundären Partikeln wird mit der angesetzten Hintergrundbelastung berücksichtigt, soweit dieser Prozess in großen Entfernungen (10 km bis 50 km) von den Schadstoffquellen relevant wird. Für die kleineren Entfernungen sind die sekundären Partikel in den aus Immissionsmessungen abgeleiteten nicht motorbedingten Emissionsfaktoren enthalten.

Straßenpara			spezifische Emissionsfaktoren je Kfz								
Verkehrs- situation	Längs- nei- gung		direkt) g/km]	NO _X [mg/km]		PM10/PM2.5 (nur Abgas) [mg/km]		PM10 (nur Abrieb und Aufwir- belung) [mg/km] LV SV		PM2.5 (nur Abrieb) [mg/km]	
ABS80d	±0 %	36	64	120	298	1.9	5.2	30	130	16	59
ABS80d	+2 %	60	83	196	393	2.6	7.9	30	130	16	59
ABS80d	+4 %	91	138	295	636	3.3	10.1	30	130	16	59
ABS80d	-2 %	21	204	73	767	1.4	2.2	30	130	16	59
ABS80d	-4 %	14	60	46	222	1.1	0.8	30	130	16	59
ABS100d	±0 %	43	62	141	283	2	5	30	130	12	56
ABS100d	+2 %	71	82	232	391	2.7	7.6	30	130	12	56
ABS100d	-2 %	24	165	80	625	1.5	2	30	130	12	56
AB-Auffahrt	±0 %	115	187	382	858	5.8	15.4	30	130	15	56
AB-Auffahrt	±2 %	128	406	423	1 643	6	14.2	30	130	15	56
AB-Auffahrt	+2 %	189	254	620	1 203	7.7	23.1	30	130	15	56
AB-Auffahrt	-2 %	67	559	226	2 083	4.3	5.3	30	130	15	56
AB-Auffahrt	-4 %	39	76	134	287	3.5	1.7	30	130	15	56
AB-Auffahrt	-6 %	27	8	93	37	3.1	1.4	30	130	15	56
IOS-FernC50d	±0 %	56	129	188	729	3	9.6	33	350	21	62
IOS-FernC50d	±2 %	58	163	196	830	3.1	9.6	33	350	21	62
IOS-FernC50g	±0 %	57	176	192	965	3.1	11.3	40	700	22	62
IOS-FernC50g	±2 %	60	246	201	1 166	3.2	11.2	40	700	22	62
IOS-FernC50s	±0 %	85	634	285	2 981	5.7	22.2	45	1 200	22	62
IOS-FernC50s	±2 %	87	712	292	3 217	5.7	22	45	1 200	22	62
IOS-FernN70d	±0 %	48	106	163	588	2.6	7.8	26	100	19	57
IOS-FernN70d	+2 %	73	112	241	634	3.3	10.9	26	100	19	57
IOS-FernN70d	+6 %	149	191	481	1 092	5	15.9	26	100	19	57
IOS-FernN70d	-2 %	31	230	107	948	2.1	4.4	26	100	19	57
IOS-HVS50	±2 %	56	216	192	988	3.2	9	26	100	21	62
IOS-HVS50d	±0 %	57	181	197	976	3.4	11	33	350	22	62
IOS-HVS50d	±2 %	60	248	208	1 163	3.4	11.1	33	350	22	62
IOS-HVS50d	+2 %	78	168	266	927	3.9	14.6	33	350	22	62
IOS-HVS50d	+4 %	103	178	346	1 001	4.6	17.4	33	350	22	62
IOS-HVS50d	+6 %	132	211	441	1 197	5.5	20.2	33	350	22	62
IOS-HVS50d	-2 %	42	328	149	1 398	3	7.6	33	350	22	62
IOS-HVS50g	±0 %	66	211	227	1 100	3.7	11.7	35	500	22	62
IOS-HVS50g	±2 %	68	266	233	1 240	3.7	11.5	35	500	22	62
IOS-HVS50s	±0 %	85	634	290	2 981	6	22.2	45	1 200	22	62
IOS-HVS50s	±2 %	87	712	297	3 217	6	22	45	1 200	22	62
IOS-HVS50s	+2 %	103	429	350	2 331	6.5	25.7	45	1 200	22	62
IOS-HVS50s	-2 %	71	995	244	4 103	5.4	18.4	45	1 200	22	62
IOS-Sam50	±0 %	54	137	193	744	3.3	8.8	26	100	20	61
IOS-Sam50d	±0 %	59	184	211	996	3.7	11.2	33	350	22	62
IOS-Sam50d	±2 %	62	253	220	1 188	3.8	11.2	33	350	22	62
IOS-Sam50s	±0 %	85	634	298	2 981	6.1	22.2	45	1 200	22	62
IOS-Sam50s	±2 %	87	712	305	3 217	6.1	22	45	1 200	22	62

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2025

5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

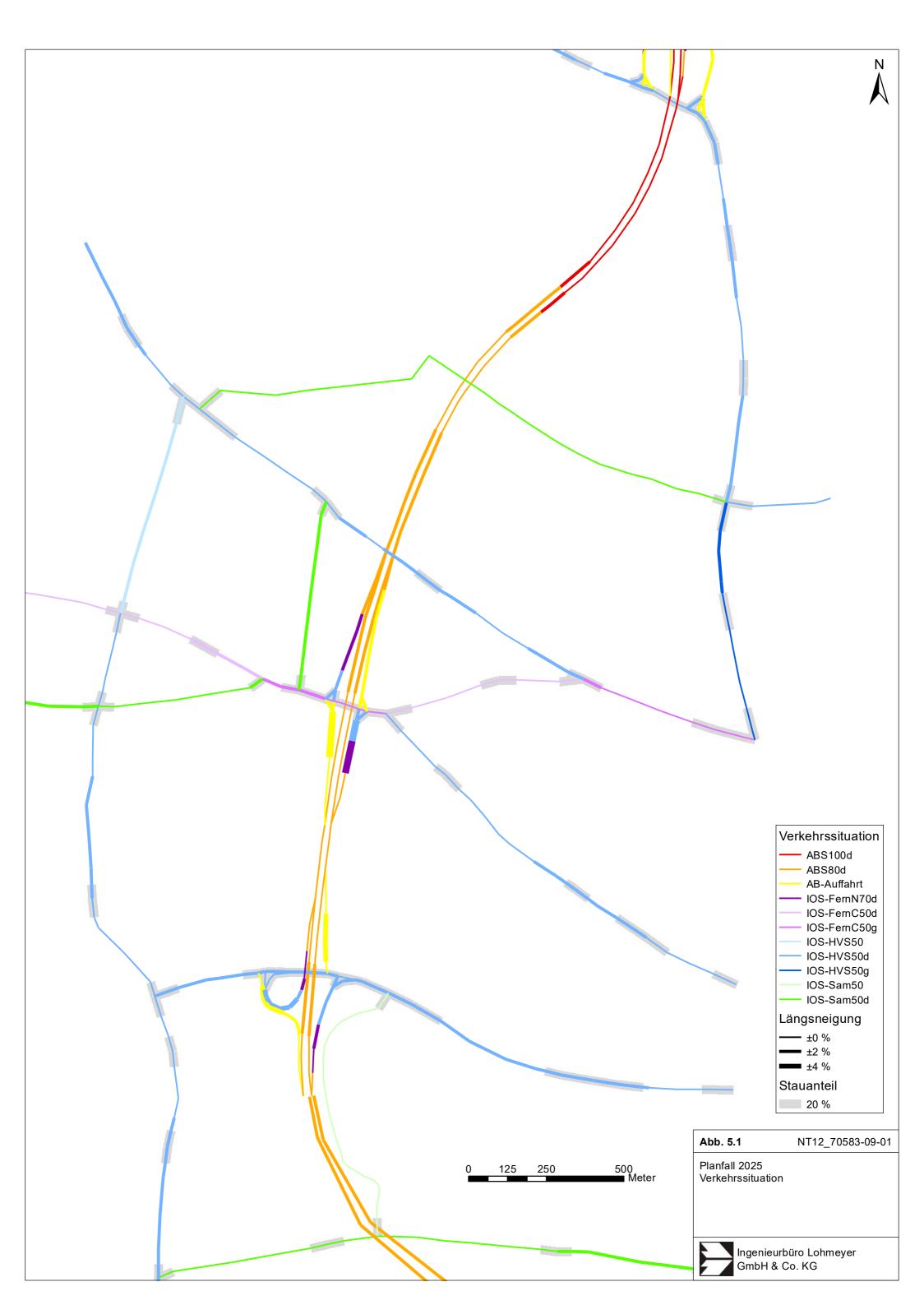
Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_X, PM10 und PM2.5 werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und SV-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus.

Die Verkehrssituationen sind für den Planfall 2025 in **Abb. 5.1** aufgezeigt. Die darin verwendeten Signaturen setzten sich aus folgenden Eigenschaften zusammen: eigentliche Verkehrssituation (Fahrmuster, siehe Abschnitt 5.2) und Längsneigung. Die Verkehrssituation wird durch die Farbe der Signatur wiedergegeben und die Strichstärke zeigt die Längsneigung an.

Die erhöhten Schadstofffreisetzungen durch Fahrzeuge während der Beschleunigungsvorgängen auf den Einfahrten auf die Autobahn wird durch die Verkehrssituation "AB-Auffahrt" berücksichtigt. Da das HBEFA keine gesonderten Emissionsfaktoren für die Verkehrssituation auf Beschleunigungsstreifen enthält, werden diese durch eine Verdreifachung der Emissionswerte der Verkehrssituation "AB80d" angenähert.

Zusätzlich werden Stauanteile dargestellt, welche im Nahbereich von Kreuzungen bzw. Lichtsignalanlagen den gestörten Verkehrsfluss gesondert berücksichtigen. Dort wird anteilig ein Stop&Go-Verkehr auf die tägliche Fahrleistung angesetzt. Dieser stellt den Anteil der jeweiligen Stau-Verkehrssituation, z. B. IOS-HVS50s zur verwendeten regulären Verkehrssituationen (IOS-HVS50d) **Tab. 5.1** dar.

Hinweis: Die im HBEFA aufgeführten Verkehrssituationen repräsentieren lange Straßenabschnitte, worin die Beschleunigungsvorgänge, z.B. beim Anfahren an Lichtsignalanlagen, nur einen geringen Anteil besitzen. Kreuzungsbereiche können innerhalb der Kategorie "Hauptverkehrsstraße" durch das HBEFA nicht direkt abgebildet werden. Die dort ausgewiesenen Stauanteile stellen eine Rechengröße zur bestmöglichen Bestimmung der lokalen Emissionen dar. Sie müssen deshalb nicht zwangsläufig realen Stauhäufigkeiten entsprechen.



Tab. 5.2 zeigt exemplarisch für einen fahrtrichtungsgetrennten Abschnitt der A 7 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten. Des Weiteren sind die NO_{X^-} , PM10 und PM2.5-Emissionsdichten für das Straßennetz im Planfall 2025 im Anhang A4 gezeigt.

DTV	SV-Anteil	Verkehrs-	NO _{2, direkt}	NO _x	PM10	PM2.5
[Kfz/24 h]	[%]	situation	[mg/(m s)]	[mg/(m s)]	[mg/(m s)]	[mg/(m s)]
69 800	18.6	ABS80d	0.03247	0.11974	0.02354	

Tab. 5.2: Verkehrsdaten und berechnete, jahresmittlere Emissionsdichten für einen fahrtrichtungsgetrennten Straßenabschnitt im Tunnel der A 7

Für den geplanten Tunnel Altona wird von einer Längslüftung ausgegangen. Die in den Tunneln auftretenden Emissionen in jeder der beiden Röhren werden zu 100 % auf die Portale verteilt.

Der bestehende Neue Elbtunnel besitzt insgesamt vier Tunnelröhren. Die vierte Tunnelröhre (Fahrtrichtung Hannover) ist mit einer Längslüftung ausgestattet. Die auftretenden Emissionen treten am Südportal außerhalb des hier betrachteten Untersuchungsgebiets zu Tage.

Die Tunnelröhren 1 bis 3 besitzen eine Längs- und Querlüftung. Die Lüftungsanlage wurde 2011 modernisiert und soll zukünftig mit einer dynamischen Steuerung betrieben werden. Ziel der modernisierten Anlage ist es, die Kolbenwirkung der Fahrzeuge zu unterstützen, welche die Luft in Fahrtrichtung transportiert. In Abhängigkeit der Messwerte im Tunnel (Sichttrübung, CO-Werte) und der Strömungsrichtung wird die Tunnellüftung gegebenenfalls mit Zuluft betrieben. Nur bei Überschreitung der Grenzwerte bspw. der Sichttrübung im Tunnel wird gleichzeitig Luft über die Lüfterbauwerke (Nord und Süd) abgesaugt. Die Häufigkeit ist laut Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer (LSBG, 2011) sehr gering. Die Umlegung der Tunnelemissionen wird daher für die Röhren 1+2 (Fahrtrichtung Flensburg) unter konservativen Gesichtspunkten zu 100 % auf das Nordportal (im hier betrachteten Untersuchungsgebiet) vorgenommen. Die Emissionen der Röhre 3 (Fahrtrichtung Hannover) treten analog zur 4. Röhre außerhalb des Untersuchungsgebiets am Südportal auf.

6 IMMISSIONEN

Für das Untersuchungsgebiet ist eine flächendeckende Auskunft über die Immissionssituation durch eine Vielzahl an Untersuchungspunkten gegeben. Für die Untersuchung werde die Schadstoffkonzentration flächendeckend in Bodennähe (in ca. 1.5 m Höhe) bis in 500 m Entfernung von der A 7 ermittelt. Die horizontale Auflösung, d. h. die Entfernungen der einzelnen Immissionspunkte voneinander, beträgt 10 m.

An Straßen mit dichter Randbebauung (= Straßenschluchten) werden die Konzentrationswerte an der Hausfassade in einer Höhe von ca. 1.5 m angegeben. Hierbei werden für ca. 100 m lange Straßenabschnitte Konzentrationswerte an der höchst belasteten Stelle berechnet, die auf dem gesamten Straßenabschnitt ausgewiesen werden. Es handelt sich dabei um die berechneten Konzentrationen an der nächstgelegenen Bebauung. Dies entspricht dem Charakter einer Screening-Betrachtung. In Bereichen außerhalb der Straßenschluchten treten deutlich geringere Belastungen auf.

Im südlichen Detailbereich werden die Modellergebnisse aus der Modellkopplung MISKAM/ LASAT separat dargestellt. Die Berechnungsergebnisse im Modell sind in mehreren Schichten aufgebaut. Die Ergebnisse werden für den Schnitt dargestellt, welcher auf ca. 1.5 m Höhe an den Immissionsorten liegt. Dadurch gelten die gezeigten Konzentrationen am Einschnitt der A 7 nicht auf Fahrbahnhöhe, sondern oberhalb des Einschnitts.

In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge im Betrachtungsjahr auf der Grundlage der Verkehrsstärken der berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Die Beurteilungswerte beziehen sich immer auf die Gesamtbelastung. Daher wird nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Hintergrundbelastung zusammensetzt.

Die Ergebnisse für die Leitkomponenten NO₂, PM10 und PM2.5 sind als Gesamtbelastungen (Hintergrundbelastung + verkehrsbedingte Zusatzbelastung) in den jeweiligen Abschnitten dargestellt. Die flächenhafte Darstellung erfolgt in Form von farbigen Quadraten bzw. bei Straßen mit dichter Randbebauung mit farbigen Linien. Die Farben sind bestimmten Konzentrationsintervallen zugeordnet. Die Zuordnung zwischen Farbe und Konzentration ist jeweils in der Legende angegeben. Bei der Skalierung der Farbstufen für Immissionen wurde der kleinste Wert entsprechend der angesetzten Hintergrundbelastung zugeordnet. Sofern in

diese Stufen besondere Kennwerte fallen, werden diese dargestellt (z. B. beim NO₂-Jahresmittelwert der Grenzwert von 40 μg/m³).

Zusätzlich wurden für ausgewählte repräsentative Immissionsorte (IO) die berechneten NO₂-Jahresmittelwerte, PM10- und PM2.5-Jahresmittelwerte separat ausgewiesen. Die Lage dieser Immissionsorte geht u. a. aus der **Abb. 4.1** hervor. Sie stellen sensible Nutzungen (Wohnbebauung, Erholungsflächen, Kleingärten, Krankenhäuser) außerhalb der Straßenschluchten im Nahbereich der auszubauenden A 7 dar.

6.1 Stickstoffdioxid (NO₂)

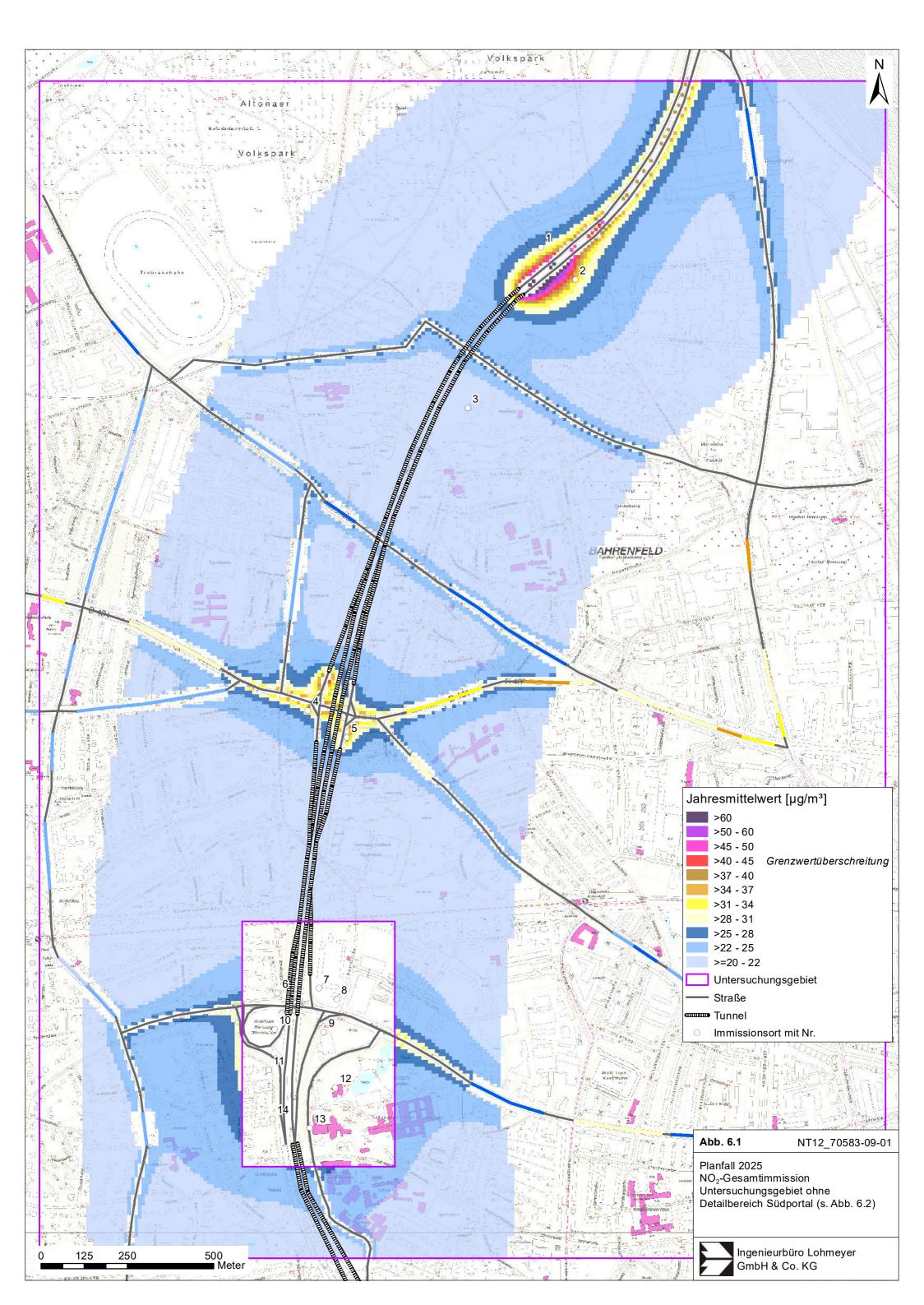
Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 20 μg/m³ flächendeckend für das Untersuchungsgebiet in **Abb. 6.1** und für den Detailbereich Südportal in **Abb. 6.2** dargestellt.

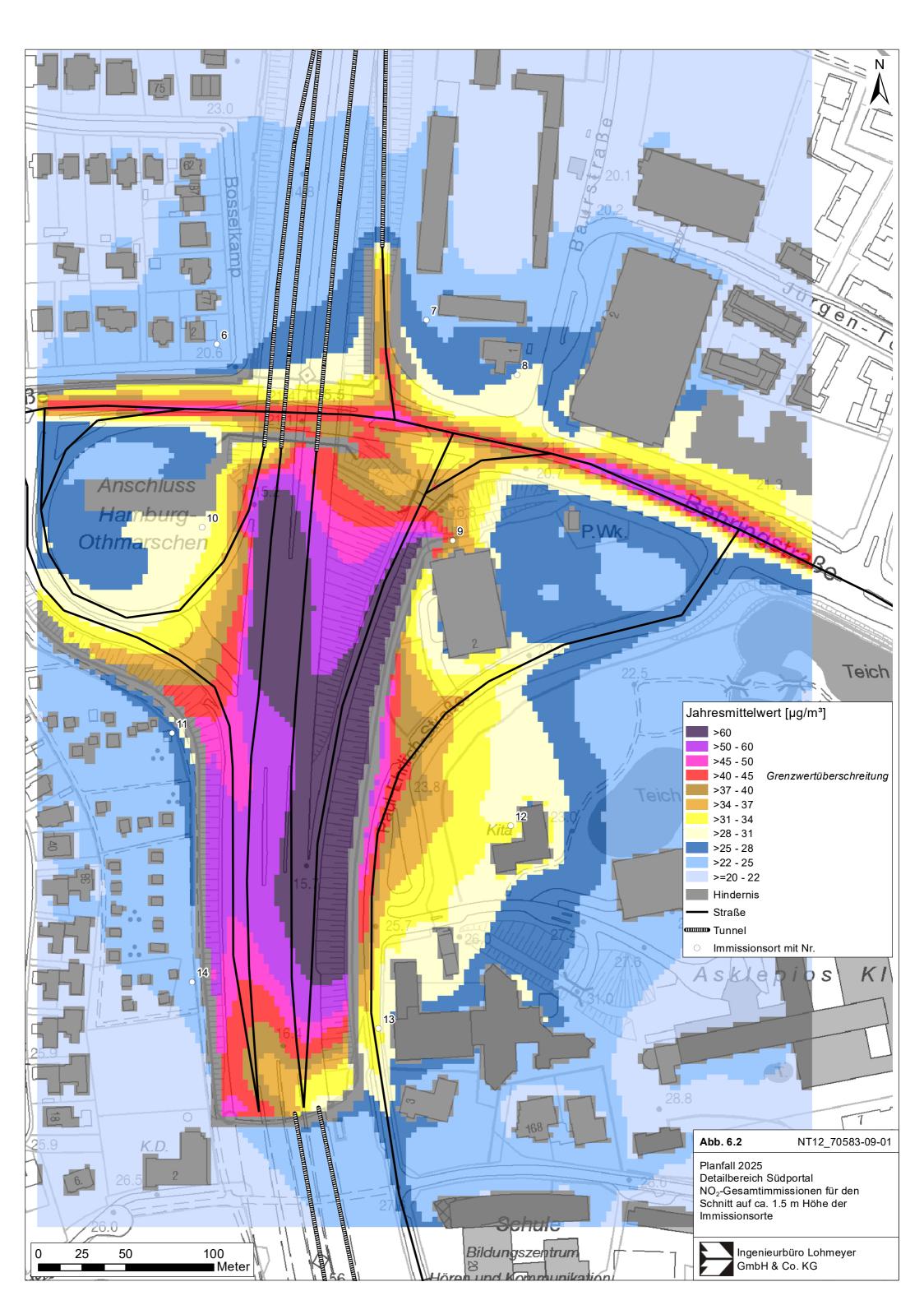
Entlang der A 7 von Norden kommend (**Abb. 6.1**) werden an der Ostseite der A 7 meteorologisch bedingt höhere NO₂-Konzentrationen berechnet, als an der Westseite. Ab einem Abstand von ca. 200 m werden Jahresmittelwerte bis 22 μg/m³ prognostiziert, welche praktisch der Hintergrundbelastung entsprechen.

Weiter zum Nordportal des geplanten Tunnels Altona steigen die NO₂-Belastungen durch die zutage tretenden Emissionen, welche im Tunnel anfallen, an. Dort werden die höchsten NO₂-Belastungen - abgesehen vom Detailgebiet Süd - im nahen Umfeld der A 7 mit über 60 µg/m³ prognostiziert. Davon ist aber keine Wohnbebauung betroffen.

Der A 7 nach Süden folgend ist auf Höhe des Tunnels die NO_2 -Belastung durch die abschirmende Wirkung des Tunnels selbst gering. Erst am AS HH-Bahrenfeld mit der Tunnelöffnung durch die Ein- und Ausfahrten werden NO_2 -Werte bis 40 μ g/m³ und vereinzelt über 40 μ g/m³ berechnet. Auch davon ist aber keine Wohnbebauung betroffen.

Nach einer weiteren Abschirmung in Richtung Süden überlagern sich im Detailbereich Südportal (**Abb. 6.2**) die Schadstoffe aus A 7, des umliegenden Straßennetzes und den Tunneln Altona und Neuer Elbtunnel sowie der großräumigen Hintergrundbelastung. Über der Fahrbahn (oberhalb des Einschnittes) werden NO₂-Jahresmittelwerte über 60 µg/m³ prognostiziert. Die Troglage der A 7 und die z. T. straßenbegleitenden Lärmschutzeinrichtungen reduzieren die bodennahe Ausbreitung der Schadstoffe in die nähere Umgebung deutlich.





Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. Wohnbebauung, führen. Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt. Zusätzlich sind auch an der Randbebauung der bebauten Straßenabschnitte im Hauptstraßennetz (**Abb. 6.1**) erhöhte Luftschadstoffkonzentrationen vorhanden.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	NO ₂ -I1 [µg/m³]	PM10-I1 [μg/m³]	PM2.5-l1 [μg/m³]	Anzahl der Überschreitungen des PM10-24 h-Werts von 50 µg/m³ im Jahr
1	Kleingärten Nansenstraße	29	24	16	20
2	Gewerbe Winsbergring	35	26	18	26
3	Pflegezentrum Holstenkamp	21	20	13	12
4	Osdorfer Weg	31	26	16	26
5	Wienbargstraße	39	28	19	32
6	Bosselkamp	24	21	14	14
7	Büros Autobahnmeisterei	25	22	15	15
8	Wohnhaus Baurstraße 1	29	24	16	20
9	Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit)	40	30	21	40
10	Portalwache	31	24	17	20
11	Kleingärten Röpers Weide Nord	27	22	15	15
12	Kita, Klinik Altona	32	25	18	23
13	Perinatalzentrum, Klinik Altona	33	25	18	23
14	Kleingärten Röpers Weide Süd	24	21	14	14
Beu	ırteilungswerte	40	40	25	35

Tab. 6.1: Immissionen im Vergleich zum Beurteilungswert für ausgewählte Immissionsorte I1 = Jahresmittelwert; fett = Grenzwertüberschreitung

Am Nordportal des Tunnels Altona der Immissionsorte (IO) 1 und 2 werden NO₂-Belastungen bis 35 μg/m³ (IO 2: Gewerbe Winsbergring) prognostiziert.

Am Pflegezentrum Holstenkamp (IO 3) ist die abschirmende Wirkung des Tunnels ersichtlich. Hier werden 21 μ g NO₂/m³ berechnet. Damit liegt man in diesem Bereich nur 1 μ g/m³ über der großräumigen Hintergrundbelastung.

An der AS Bahrenfeld (IO 4 Osdorfer Weg und IO 5 Wienbargstraße) werden NO_2 -Immissionen bis 39 $\mu g/m^3$ berechnet. Der IO 5 liegt wiederum an der meteorologisch ungünstigeren

Seite (Osten) in Bezug auf die A 7 und besitzt nur einen geringen Abstand zum Tunnelportal der AS HH-Bahrenfeld.

Am Südportal Tunnel Altona werden nördlich der Behringstraße (IO 6–8) NO_2 -Jahresmittelwerte bis 29 μ g/m³ prognostiziert. Südlich der Behringstraße (IO 9–14) werden am IO 9 (Paul-Ehrlich-Str. – Aquafit) mit 40 μ g/m³ die höchsten NO_2 -Belastungen ermittelt.

Neben den separat ausgewiesenen IO können Straßen mit einer dichten Randbebauung und höherem Verkehrsaufkommen an der Randbebauung selbst ebenfalls erhöhte Schadstoffbelastungen aufweisen. In diesen Bereichen werden im Hauptstraßennetz an der Randbebauung NO₂-Belastungen bis 37 μg NO₂/m³ ermittelt. Darunter befinden sich Streckenabschnitte der Straßen Von-Sauer-Straße, Bahrenfelder Chaussee und Bornkampsweg.

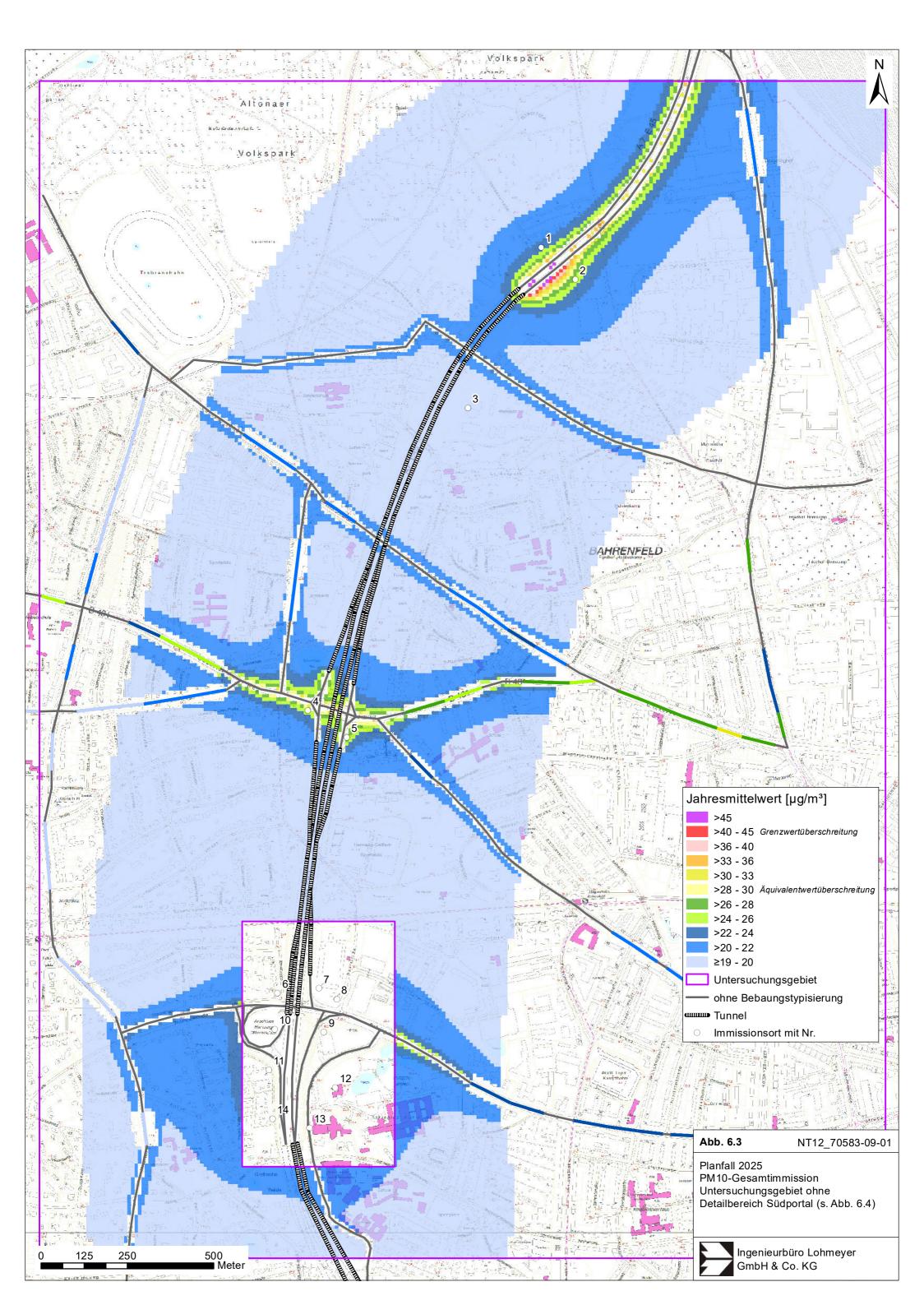
Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 μg/m³ wird den Berechnungsergebnissen zu Folge im Planfall 2025 in Betrachtungsgebiet an der Bebauung an der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9) erreicht aber nicht überschritten. An den anderen IO treten geringere Belastungen auf. Somit wird an den IO keine Überschreitung des NO₂-Jahresmittelgrenzwertes erwartet. Die NO₂-Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert gemäß **Tab. 3.2** an der Bebauung als leicht erhöhte bis hohe Konzentrationen einzustufen.

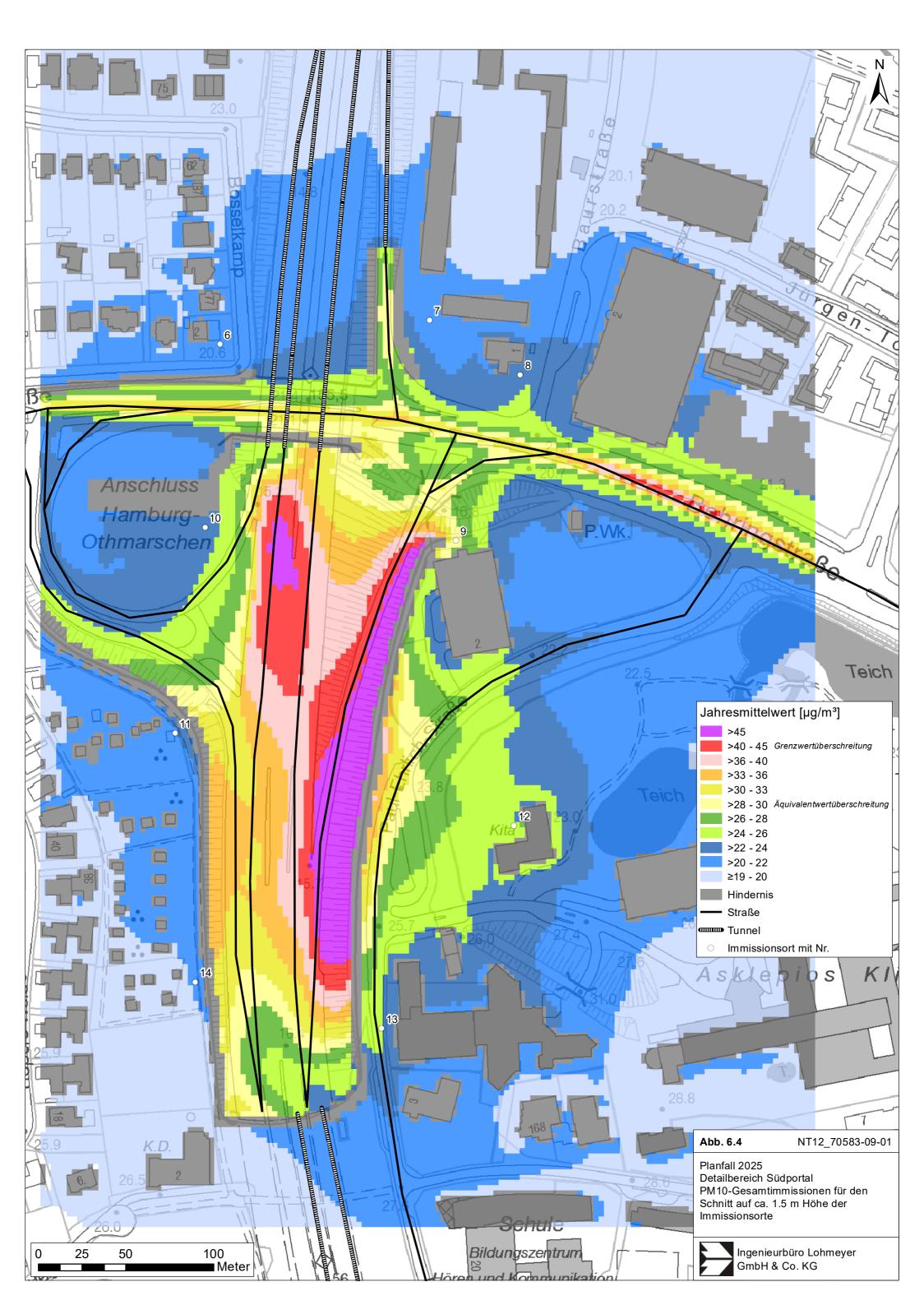
Eine Überschreitung der NO₂-Kurzzeitgrenzwerts gemäß der 39. BlmSchV, d. h. einem Stundenwert von 200 μg/m³ mehr als 18-mal im Jahr, ist bei den ermittelten Jahresmittelwerten nicht zu erwarten.

6.2 Feinstaub (PM10)

Die PM10-Jahresmittelwerte sind unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 19 μg/m³ flächendeckend für das Untersuchungsgebiet in **Abb. 6.3** und für den Detailbereich Südportal in **Abb. 6.4** dargestellt.

Am Nordportal des geplanten Tunnels Altona steigen die PM10-Belastungen gegenüber den freien Strecken der A 7 (**Abb. 6.3**) an. Dort werden straßennah über 45 µg PM10/m³ prognostiziert. Davon ist aber keine Wohnbebauung betroffen. Der A 7 nach Süden folgend werden an der AS HH-Bahrenfeld PM10-Werte vereinzelt bis 33 µg/m³ berechnet.





Im Detailbereich Südportal (**Abb. 6.4**) führt die Schadstoffüberlagerung aus den verschiedenen Quellen zu PM10-Jahresmittelwerten über $45~\mu g/m^3$ oberhalb der Fahrbahn. Die Konzentrationen werden hier in einem Horizontalschnitt über dem Einschnitt gezeigt. Auf Höhe der Fahrbahn, also im Einschnitt sind die PM10-Belastungen höher als dargestellt. In weiterer Entfernung, z. B. hinter den Lärmschutzeinrichtungen sinken die PM10-Belastungen sehr schnell bis auf $28~\mu g/m^3$ oder weniger ab. In einem kleineren Bereich der Paul-Ehrlich-Str. werden aber auch hinter der Lärmschutzwand vereinzelt PM10-Belastungen bis $40~\mu g/m^3$ prognostiziert. Davon ist auch dort keine Wohnbebauung betroffen.

Zur Beurteilung der berechneten PM10-Luftschadstoffbelastungen werden die nächstgelegenen Gebäude, bspw. mit Wohnfunktion, herangezogen. Die Gesamtbelastungen der PM10-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt. Die beurteilungsrelevanten Straßenabschnitte mit dichter Randbebauung für das Hauptstraßennetz sind in **Abb. 6.3** aufgezeigt.

Am Nordportal des Tunnels Altona werden an den Immissionsorten PM10-Belastungen bis 26 µg/m³ prognostiziert. Im weiter südlichen Verlauf wird am Pflegezentrum Holstenkamp (IO 3) mit 20 µg PM10/m³ die abschirmende Wirkung des Tunnels ersichtlich.

An der AS Bahrenfeld (IO 4 Osdorfer Weg und IO 5 Wienbargstraße) werden PM10-Immissionen bis $28 \mu g/m^3$ ermittelt.

Am Südportal Tunnel Altona (IO 6-14) werden PM10-Jahresmittelwerte in einer großen Spannweite von 21 μ g/m³ bis 30 μ g/m³ prognostiziert. Dort werden mit 30 μ g/m³ die höchsten PM10-Belastungen an den Immissionsorten an der Paul-Ehrlich-Str. (IO 9, Aqua-Fit) berechnet. Die Zusatzbelastung beträgt dort 11 μ g/m³ (Hintergrund = 19 μ g/m³).

Im umliegenden Hauptstraßennetz werden an einem Straßenabschnitt der Bahrenfelder Chaussee bis 31 μ g PM10/m³ ermittelt. Dieser Bereich befindet sich jedoch bereits in einer Entfernung von ca. 1 km zur A 7.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ gemäß 39. BlmSchV wird somit im Planfall 2025 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten. Die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sind entsprechend der Einteilung aus **Tab. 3.2** als leicht erhöhte bis erhöhte Konzentration zu bezeichnen.

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BlmSchV auch ein 24-Stundengrenzwert für Partikel (PM10) von 50 μg/m³ definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend den Darstellungen im Kapitel 3 wird angesetzt, dass bei Konzentrationen unterhalb des entsprechenden Schwellenwertes von 29 μg/m³ (Jahresmittelwert) auch der PM10-24 h-Grenzwert sicher eingehalten wird. Der PM10-24 h-Grenzwert ist somit eine strengere Kenngröße als der Jahresmittelgrenzwert (vgl. Kapitel 3). Die Gesamtbelastungen der PM10-Jahresmittelwerte und die Anzahl der Überschreitungen des PM10-24 h-Werts (Überschreitungstage) von 50 μg/m³ sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

Entsprechend der Berechnungsergebnisse wird am AS Bahrenfeld (IO 5, Wienbargstraße) der PM10-Kurzzeitgrenzwert mit 32 Überschreitungstagen knapp eingehalten.

An der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9) werden 40 Tage größer 50 µg/m³ an der nordwestlichen Hausfassade ermittelt. Dort wird der PM10-Kurzzeitgrenzwert entsprechend 39. BlmSchV überschritten. Der Anteil der Hintergrundbelastung beträgt dort über 60 % im Jahresmittel der Gesamtbelastung. Die Wahrscheinlichkeit, dass der berechnete Jahresmittelwert zu einer Kurzzeitgrenzwertüberschreitung führt, liegt an diesem Punkt unter 40 % und ist als seltenes Ereignis einzustufen. An den anderen Fassaden bzw. Seiten des Hauses wird auch der PM10-Kurzzeitgrenzwert eingehalten.

Zusätzlich wird an einem Abschnitt der Bahrenfelder Chaussee der PM10-Kurzzeitgrenzwert überschritten. Dort werden 44 Überschreitungstage größer 50 µg/m³ berechnet. Die Wahrscheinlichkeit liegt in diesem Bereich bei 56 %, d. h. der berechnete Jahresmittelwert kann öfter zu einer Überschreitung des Kurzzeitgrenzwertes führen. Dieser Abschnitt ist allerdings deutlich von der A 7 entfernt und bauliche Veränderungen durch die Planungsmaßnahme werden dort nicht durchgeführt. Die Verkehrszahlen im Planfalls 2025 sind in diesem Straßenabschnitt mit ca. 47 200 Kfz/24 h sehr hoch. Im Vergleich zum Prognose-Nullfall (ca. 47 500 Kfz/24 h) liegen sie allerdings auf gleichem Niveau. Dadurch ist die prognostizierte PM10-Kurzzeitgrenzwertüberschreitung auch im Prognose-Nullfall zu erwarten und nicht durch die Planung verursacht.

6.3 Feinstaub (PM2.5)

Die PM2.5-Jahresmittelwerte werden unter der Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 13 μ g/m³ flächendeckend für den Planfall 2025 in **Abb. 6.5** und **Abb. 6.6** dargestellt.

Am Nordportal des geplanten Tunnels Altona steigen die PM2.5-Belastungen im Vergleich zur freien Strecke entlang der A 7 an. Dort werden straßennah über 25 µg PM2.5/m³ prognostiziert. Davon ist aber keine Wohnbebauung betroffen. Der A 7 nach Süden folgend werden an der AS HH-Bahrenfeld PM2.5-Werte vereinzelt bis 20 µg/m³ berechnet.

Im Detailbereich Südportal führt die Schadstoffüberlagerung aus den verschiedenen Quellen zu PM2.5-Jahresmittelwerte über 25 μ g/m³ entlang der Fahrbahn auf Höhe der Einschnittoberkante. Auf Fahrbahnhöhe sind die PM2.5-Konzentrationen höher als dargestellt. Dies ist aber nicht beurteilungsrelevant. In weiterer Entfernung, z. B. hinter den Lärmschutzeinrichtungen, werden - mit Ausnahme eines Teilbereichs der Paul-Ehrlich-Str. - deutlich geringere PM2.5-Konzentrationen bis 20 μ g/m³ ermittelt.

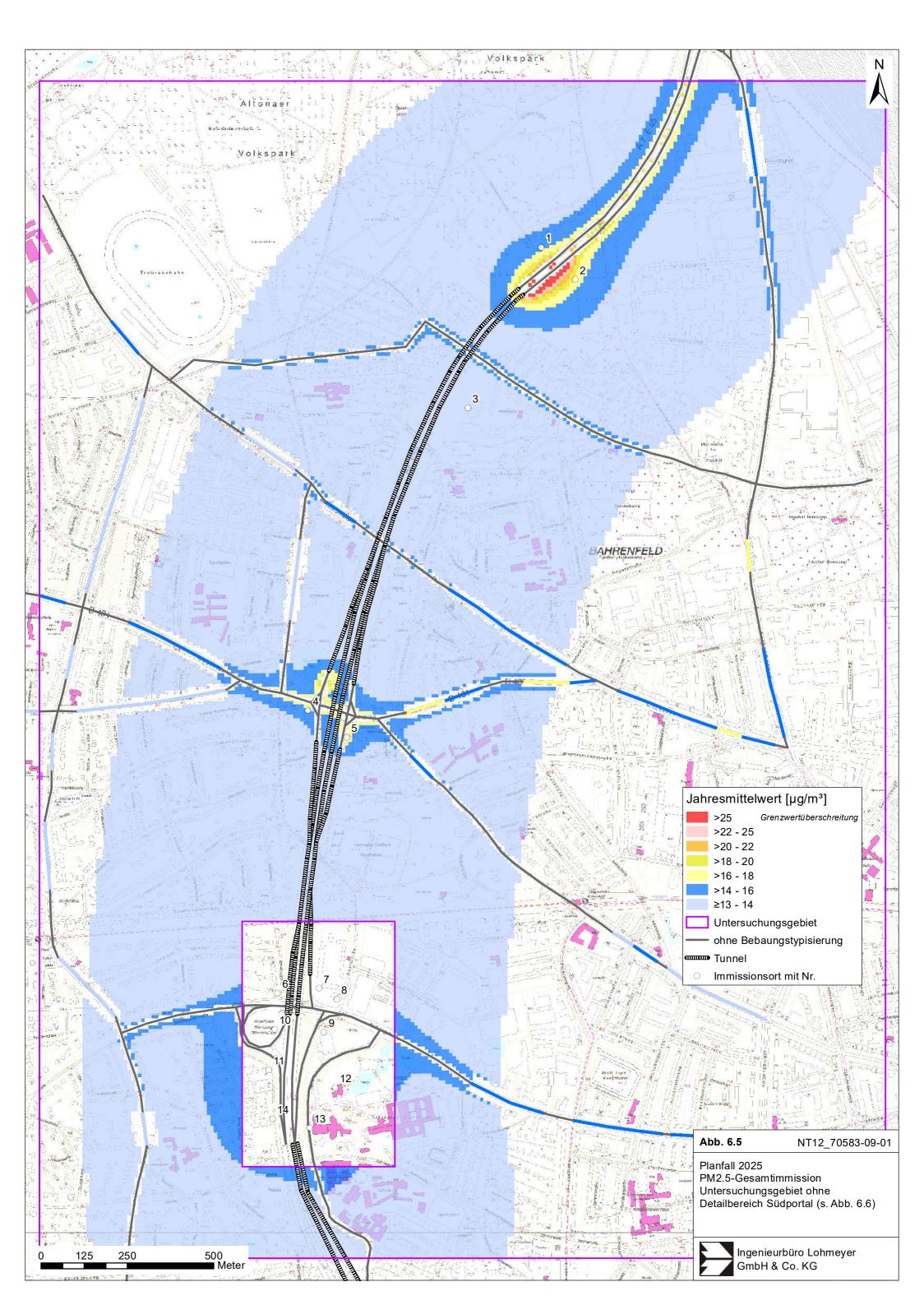
An den beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. der Wohnbebauung, (**Tab. 6.1**) werden am Nordportal des Tunnels Altona am IO 1 bzw. IO 2 PM2.5-Belastungen bis 18 μg/m³ prognostiziert.

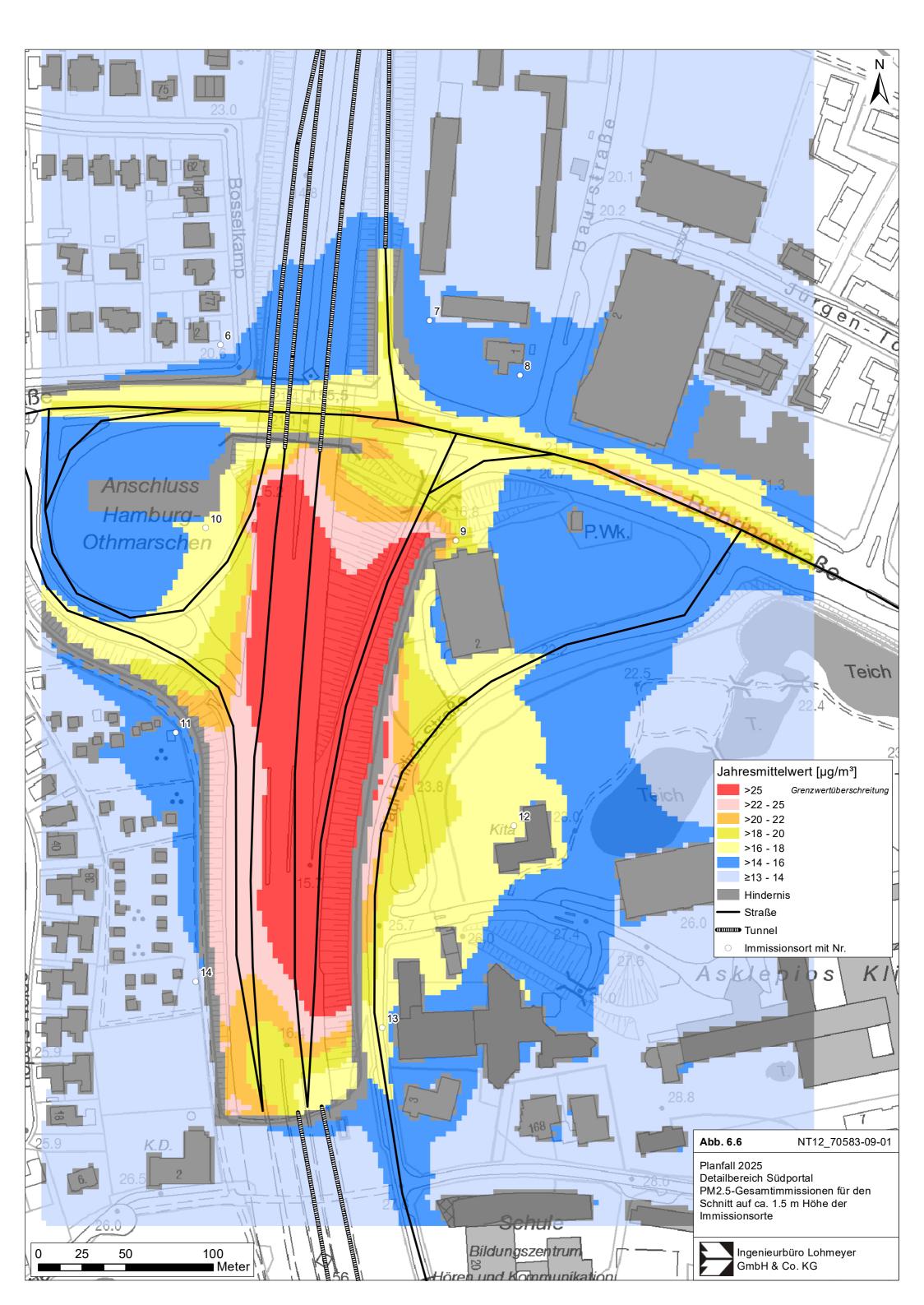
Am AS Bahrenfeld (IO 4 Osdorfer Weg und IO 5 Wienbargstr.) werden PM2.5-Immissionen bis $19 \,\mu g/m^3$ erfasst.

Am Südportal Tunnel Altona (IO 6-14) werden PM2.5-Jahresmittelwerte bis 21 μg/m³ prognostiziert. Dort wird die höchste Belastung an der Paul-Ehrlich-Str. (Aqua-Fit, IO 9) ermittelt.

An Straßenabschnitten mit dichter Randbebauung, z. B. an der Von-Sauer-Straße, der Bahrenfelder Chaussee oder der Bornkampsweg, werden PM2.5-Konzentrationen bis 18 µg/m³ berechnet.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von 25 µg/m³ wird entsprechend den Immissionsberechnungen im Planfall 2025 an den sensitiven Punkten im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM2.5-Immissionen an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung als leicht erhöhte bis erhöhte Konzentrationen einzustufen.





7 LITERATUR

- 23. BlmSchV (1996): Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten 23. BlmSchV). BGBI. I, Nr. 66, S. 1962. (mit Erscheinen der 33. BlmSchV zurückgezogen)
- 33. BlmSchV. (2004): Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen 33. BlmSchV). BGBI I, Nr. 36, S. 1612-1625 vom 20.07.2004. (mit Erscheinen der 39. BlmSchV zurückgezogen)
- 39. BlmSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen 39. BlmSchV) Vom 2. August 2010. S. 1065-1104. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 5. August 2010.
- ASTRA (2008): Lüftung der Straßentunnel. Systemwahl, Dimensionierung und Ausstattung. Richtlinie ASTRA 13 001. Bundesamt für Straßen ASTRA, Bern, Ausgabe 2008 V2.01.
- BASt (1986): Straßenverkehrszählungen 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. Schriftenreihe Straßenverkehrszählungen, Heft 36. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bergisch Gladbach, 1986. Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- BASt (2005): PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen (Düring, I., Bösinger, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- Bächlin et al. (2008): Untersuchungen zu Stickstoffdioxid-Konzentrationen, Los 1 Überprüfung der Rombergformel. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe. Projekt 60976-04-01. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- CORINAIR (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2007. EEA (European Environment Agency). Publish date: 5 Dec 2007. In: Technical report No 16/2007.

- Düring, I., Bächlin, W., Ketzel, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).
- Düring und Lohmeyer (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- EG-Richtlinie 2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 11.06.2008, Nr. L152/1.
- Eichhorn, J. (2011): MISKAM Handbuch zu Version 6.1. Giese-Eichhorn Umweltmeteorologische Software. Wackersheim, November 2011.
- Eurofins (2013): Orientierende Immissions-Messungen nahe der geplanten Überdachung der Autobahn A 7 in Hamburg-Othmarschen; Bericht vom 24.04.2013.
- FGSV (2012): Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung RLuS 2012. Hrsg.: FGSV Verlag GmbH, Köln (ISBN 978-3-86446-047-0). Ausgabe 2012.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Bösinger, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für KFZ-Abgase Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Freibauer, B. (1978): Bemessungsgrundlagen für die Lüftung von Straßentunneln. Bundesministerium für Bauten und Technik, Straßenforschung, Heft 87.
- Gehrig, R., Buchmann, B. (2003): Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM10 and PM2.5 concentrations based on long-term Swiss monitoring data. Atmospheric Environment 37 (2003).
- Herzke, K. (1972): Der Einfluß des Kfz-Verkehrs auf die Betriebskosten von Tunnellüftungen. Bauingenieur-Praxis, Heft 82. Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.

- IHU Institut für Hygiene und Umwelt, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt (2015): E-Mail zur Hintergrundbelastung von Dr. Reich am 08.12.2015.
- IHU Institut für Hygiene und Umwelt, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt (2017): Messdaten aus dem HaLM Hamburger Luftmessnetz, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt; http://www.luft.hamburg.de
- Israël, G.W., Pesch, M., Schlums, C. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. In: Staub Reinhaltung der Luft 54, S. 423-430. Springer-Verlag, Berlin.
- Janicke (2015): Dispersion Model LASAT Version 3.3 Referenz Book. Janicke Consulting, Dunum, Januar 2015.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kühlwein, J. (2004): Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, 20. September 2004.
- Kutzner, K., Diekmann, H., Reichenbächer, W. (1995): Luftverschmutzung in Straßenschluchten erste Messergebnisse nach der 23. BImSchV in Berlin. VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- LfU (1993): Die Luft in Baden-Württemberg, Jahresbericht 1992. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Lohmeyer (2012): Aktualisierung des MLuS 02, geänderte Fassung 2005 bezüglich Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO₂-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BlmSchV, FE 02.0255/2004/LRB, Erstellung RLuS 2012. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70405-08-01_End, April 2012. Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- Lohmeyer (2014): 8-streifige Erweiterung der A 7, Planungsabschnitt Othmarschen von der AS HH-Othmarschen bis zur AS HH-Volkspark; Planfall "Optimaler Städtebau" Luftschadstoffuntersuchungen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Pro-

- jekt 70583-09-01 NT1-NT9, Gutachten im Auftrag von: DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH, Berlin.
- LSBG Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer; Geschäftsbereich Betriebe; Freie und Hansestadt Hamburg (2011): Persönliche Informationen von Hr. Wobbe u. a. am 11.05.2011.
- LSBG Landesbetrieb für Straßen, Brücken und Gewässer, Freie und Hansestadt Hamburg (2013): Datenlieferung zu NO_X-Werten, Strömungsgeschwindigkeiten und Verkehrszahlen am Neuen Elbtunnel, CD am 03.06.2013.
- LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Februar 2006, www.lua.nrw.de bzw. www.lanuv.nrw.de
- Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. Hrsg.: Ministry of Environment National Environmental Research Institut / Denmark. http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR460.PDF
- PIARC (1995): Road Tunnels: Emissions, Ventilation Environment. Committee on Road Tunnels. 1995.
- PTV PTV Transport Consult GmbH (2016): A 7, 8-streifige Erweiterung nördlich und südlich des Elbtunnels, Abschnitte: Altona und Hochstraßenrampe K20, Verkehrsprognose 2030 und Berechnung von Planfällen Schlussbericht; Februar 2016.
- Romberg, E., Bösinger, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R. und Röth R. (1996): NO-NO₂-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. In: Staub-Reinhaltung der Luft, Vol. 56, Nr. 6, p. 215-218.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen Modellrechnungen -. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138).

- STUVA (1990): Überprüfung der Bemessungsgrundlagen für die Be- und Entlüftung von städtischen Straßentunneln im Hinblick auf die Verringerung der Schadstoffemissionen bei Kraftfahrzeugen. STUVA Studiengesellschaft für unterirdische Verkehrsanlagen e.V., Köln, Forschungsbericht FE-Nr. 77051/86 und 77054/86, Januar 1990.
- TA Luft (2002): 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft TA Luft). GMBI. 2002, Heft 25 29, S. 511 605.
- UBA (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.3. (HBEFA 3.3) (aktualisierte Version vom 02.05.2017). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- UMK (2004): Partikelemissionen des Straßenverkehrs. Endbericht der UMK AG "Umwelt und Verkehr". Oktober 2004.
- VDI 3782, Blatt 7 (2003): Umweltmeteorologie Kfz-Emissionsbestimmung Luftbeimengungen. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003.

A N H A N G A1: BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

Durch den Betrieb von Kraftfahrzeugen entstehen eine Vielzahl von Schadstoffen, welche die menschliche Gesundheit gefährden können, z. B. Stickoxide (NO_x als Summe von NO und NO_2), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO_2), Benzol, Partikel, etc. Im vorliegenden Gutachten werden Konzentrationen bzw. Immissionen von Luftschadstoffen ermittelt. Deren Angabe allein vermittelt jedoch weder Informationen darüber, welche Schadstoffe die wichtigsten sind, noch einen Eindruck vom Ausmaß der Luftverunreinigung im Einflussbereich einer Straße. Erst ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z. B. Grenz- oder Vorsorgewerten lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. Darauf wird im Folgenden eingegangen.

Grenzwerte sind rechtlich verbindliche Beurteilungswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation oder des Bodens, die einzuhalten sind und nicht überschritten werden dürfen. Die in Deutschland für den Einflussbereich von Straßen maßgebenden Grenzwerte sind in der 39. BImSchV (2010) benannt, dort als Immissionsgrenzwert bezeichnet. Bezüglich verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind derzeit NO₂, PM10 und PM2.5 von Bedeutung, gelegentlich werden zusätzlich noch die Schadstoffe Benzol und Kohlenmonoxid betrachtet. Ruß wird nicht betrachtet, weil es nach Erscheinen der 33. BImSchV (2004) und dem damit erfolgten Zurückziehen der 23. BImSchV (1996) dafür keinen gesetzlichen Beurteilungswert mehr gibt. Ruß ist Bestandteil von PM10 und wird damit indirekt erfasst. Die Grenzwerte der 39. BImSchV sind in **Tab. A1.1** angegeben.

Ergänzend zu diesen Grenzwerten nennt die 39. BImSchV Toleranzmargen; das sind in jährlichen Stufen abnehmende Werte, um die der jeweilige Grenzwert innerhalb festgesetzter Fristen überschritten werden darf, ohne in Deutschland die Erstellung von Luftreinhalteplänen zu bedingen. Diese Werte werden als Übergangsbeurteilungswerte bezeichnet, sofern sie aufgrund der zeitlichen Zusammenhänge in den Betrachtungen der Planungen Berücksichtigung finden.

Zusätzliche Luftschadstoffe zu den genannten werden meist nicht betrachtet, da deren Immissionen in Deutschland typischerweise weit unterhalb der geltenden Grenzwerte liegen. In der 39. BImSchV (2010) werden auch Zielwerte für PM2.5, Arsen, Kadmium, Nickel und

Benzo(a)pyren (BaP) in der Luft als Gesamtgehalt in der PM10-Fraktion über ein Kalenderjahr gemittelt festgesetzt. Ein Zielwert ist die nach Möglichkeit in einem bestimmten Zeitraum zu erreichende Immissionskonzentration, um die schädlichen Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhindern oder zu verringern. Die verkehrsbedingten Zusatzbelastungen dieser genannten Schadstoffe liegen selbst an stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen meist deutlich unterhalb der Hintergrundbelastung und werden deshalb ebenfalls nicht mitbetrachtet.

Stoff	Mittelungszeit	Grenzwert	Geltungszeitpunkt
NO ₂	Stundenmittelwert	200 µg/m³ maximal 18 Überschreitungen/Jahr	seit 2010
NO ₂	Jahresmittelwert	40 μg/m ³	seit 2010
Partikel (PM10)	Tagesmittelwert	50 μg/m³ maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM10)	Jahresmittelwert	40 μg/m ³	seit 2005
Partikel (PM2.5)	Jahresmittelwert	25 μg/m³	seit 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 μg/m ³	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m ³	seit 2005

Tab. A1.1: Immissionsgrenzwerte nach 39. BImSchV (2010) für ausgewählte (verkehrsrelevante) Schadstoffe

Der Inhalt der am 11. Juni 2008 in Kraft getretenen EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit der 39. BImSchV in nationales Recht umgesetzt. In der 39. BImSchV wurden u. a. die Inhalte der 22. BImSchV und 33. BImSchV zusammengefasst, sodass diese beiden BImSchV aufgehoben wurden. Ein neues Element der 39. BImSchV ist die Einführung eines Immissionsgrenzwertes für die Feinstaubfraktion PM2.5 (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2.5 µm), der seit dem 1. Januar 2015 einzuhalten ist.

A1.2 Vorsorgewerte

Da der Vergleich von Luftschadstoffkonzentrationen mit Grenzwerten allein noch nicht ausreichend ist, um eine Luftschadstoffkonzentration zu charakterisieren, gibt es zusätzlich zu den Grenzwerten so genannte Vorsorgewerte bzw. Zielwerte zur langfristigen Verbesserung der Luftqualität.

Die 39. BImSchV weist als Zielwert einen PM2.5-Jahresmittelwert von 25 μ g/m³ aus, der seit dem Jahr 2015 ein Grenzwert ist.

In der 39. BlmSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM2.5-Exposition von $20~\mu g/m^3$ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM2.5-Exposition für das Referenzjahr 2010 ist vom UBA festzustellen und basiert auf dem gleitenden Jahresmittelwert der Messstationen im städtischen und regionalen Hintergrund für die Jahre 2008 bis 2010. Ab dem Jahr 2020 soll als Zielwert eine reduzierte durchschnittliche PM2.5-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20 %, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 $\mu g/m^3$ im Jahr 2020 erreicht werden.

A1.3 Europäische Richtlinien zur Bewertung von Luftschadstoffen

Die EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union am 11. Juni 2008 in Kraft getreten. Mit der 39. BlmSchV hat die Bundesregierung die EU-Richtlinie weitgehend in nationales Recht umgesetzt.

Im Unterschied zur 39. BImSchV soll nach der EU-Luftqualitätsrichtlinie ab dem Jahr 2020 ein PM2.5-Richtgrenzwert von 20 µg/m³ im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden.

A1.4 Schutz der Vegetation

Zum Schutz der Vegetation nennt die 39. BlmSchV einen kritischen Wert für Sickstoffoxide (NO_X) von 30 μ g/m³ im Jahresmittel. Dieser "kritische Wert" ist ein auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegter Wert, dessen Überschreitung unmittelbare schädliche Auswirkungen für manche Rezeptoren wie Bäume, Pflanzen oder natürliche Ökosysteme haben kann. Die Erfassung und Anwendung ist für Bereiche vorbehalten, die mehr als 20 km von Ballungsräumen oder 5 km von anderen bebauten Gebieten, Industrieanlagen oder Bundesautobahnen oder Hauptstraßen mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von mehr als 50 000 Fahrzeugen entfernt sind.

A N H A N G A2: BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS PROKAS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS PROKAS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

Für die Berechnung der Schadstoffimmission an einem Untersuchungspunkt kommt das Berechnungsverfahren PROKAS zur Anwendung, welches den Einfluss des umgebenden Straßennetzes bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Es besteht aus dem Basismodul PROKAS_V (Gaußfahnenmodell) und dem integrierten Bebauungsmodul PROKAS_B, das für die Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung eingesetzt wird.

A2.1 Berechnung der Immissionen mit PROKAS_V

Die Zusatzbelastung infolge des Straßenverkehrs in Gebieten ohne oder mit lockerer Randbebauung wird mit dem Modell PROKAS ermittelt. Es werden jeweils für 36 verschiedene Windrichtungsklassen und 9 verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen die Schadstoffkonzentrationen berechnet. Die Zusatzbelastung wird außerdem für 6 verschiedene Ausbreitungsklassen ermittelt. Mit den berechneten Konzentrationen werden auf der Grundlage von Emissionsganglinien bzw. Emissionshäufigkeitsverteilungen und einer repräsentativen Ausbreitungsklassenstatistik die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- und 98-Perzentilwert ermittelt.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO₂ erfolgt für die Kurzzeitbelastungen nach Romberg et al. (1996), modifiziert für hohe Belastungen nach Bächlin et al. (2008). Für Jahresmittelwerte wird die NO-NO₂-Konversion mit einem vereinfachten Chemiemodell berücksichtigt (Düring et al., 2011).

A2.2 Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung mit PROKAS_B

Im Falle von teilweise oder vollständig geschlossener Randbebauung (etwa einer Straßenschlucht) ist die Immissionsberechnung nicht mit PROKAS_V durchführbar. Hier wird das ergänzende Bebauungsmodul PROKAS_B verwendet. Es basiert auf Modellrechnungen mit dem mikroskaligen Ausbreitungsmodell MISKAM für idealisierte Bebauungstypen. Dabei wurden für 20 Bebauungstypen und jeweils 36 Anströmrichtungen die dimensionslosen Abgaskonzentrationen c* in 1.5 m Höhe und 1 m Abstand zum nächsten Gebäude bestimmt.

Die Bebauungstypen werden unterschieden in Straßenschluchten mit ein- oder beidseitiger Randbebauung mit verschiedenen Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnissen und unterschiedlichen Lückenanteilen in der Randbebauung. Unter Lückigkeit ist der Anteil nicht verbauter Flächen am Straßenrand mit (einseitiger oder beidseitiger) Randbebauung zu verstehen. Die Straßenschluchtbreite ist jeweils definiert als der zweifache Abstand zwischen Straßenmitte und straßennächster Randbebauung. Die **Tab. A2.1** beschreibt die Einteilung der einzelnen Bebauungstypen. Straßenkreuzungen werden auf Grund der Erkenntnisse aus Naturmessungen (Kutzner et al., 1995) und Modellsimulationen nicht berücksichtigt. Danach treten an Kreuzungen trotz höheren Verkehrsaufkommens um 10 % bis 30 % geringere Konzentrationen als in den benachbarten Straßenschluchten auf.

Aus den dimensionslosen Konzentrationen errechnen sich die vorhandenen Abgaskonzentrationen c zu

$$c = \frac{c^* \cdot Q}{B \cdot u'}$$

wobei: $c = Abgaskonzentration [\mu g/m^3]$

c* = dimensionslose Abgaskonzentration [-]

Q = emittierter Schadstoffmassenstrom [μg/m s]

B = Straßenschluchtbreite [m] beziehungsweise doppelter Abstand

von der Straßenmitte zur Randbebauung

u' = Windgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der fahrzeug-

induzierten Turbulenz [m/s]

Die Konzentrationsbeiträge von PROKAS_V für die Hintergrundbelastung und von PROKAS_B werden für jede Einzelsituation, also zeitlich korreliert, zusammengefasst.

Тур	Randbebauung	Gebäudehöhe/ Straßenschluchtbreite	Lückenanteil [%]
0*	locker	-	61 - 100
101	einseitig	1:3	0 - 20
102	n .	1:3	21 - 60
103	II	1:2	0 - 20
104	II	1:2	21 - 60
105	II	1:1.5	0 - 20
106	II	1:1.5	21 - 60
107	II	1:1	0 - 20
108	II	1:1	21 - 60
109	II	1.5:1	0 - 20
110	II	1.5:1	21 - 60
201	beidseitig	1:3	0 - 20
202	II .	1:3	21 - 60
203	II .	1:2	0 - 20
204	II .	1:2	21 - 60
205	II .	1:1.5	0 - 20
206	II .	1:1.5	21 - 60
207	II	1:1	0 - 20
208	II	1:1	21 - 60
209	II	1.5:1	0 - 20
210	II .	1.5:1	21 - 60

Tab. A2.1: Typisierung der Straßenrandbebauung

A2.3 Fehlerdiskussion

Immissionsprognosen als Folge der Emissionen des Kfz-Verkehrs sind ebenso wie Messungen der Schadstoffkonzentrationen fehlerbehaftet. Bei der Frage nach der Zuverlässigkeit der Berechnungen und der Güte der Ergebnisse stehen meistens die Ausbreitungsmodelle im Vordergrund. Die berechneten Immissionen sind aber nicht nur abhängig von den Ausbreitungsmodellen, sondern auch von einer Reihe von Eingangsinformationen, wobei jede Einzelne dieser Größen einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die prognostizierten Konzentrationen hat. Wesentliche Eingangsgrößen sind die Emissionen, die Bebauungsstruktur, meteorologische Daten und die Hintergrundbelastung.

Typ 0 wird angesetzt, wenn mindestens eines der beiden Kriterien (Straßenschluchtbreite ≥ 5 x Gebäudehöhe bzw. Lückenanteil ≥ 61%) erfüllt ist.

Es ist nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen, da die Fehlerbandbreite der einzelnen Parameter bzw. Teilschritte nicht mit ausreichender Sicherheit bekannt sind. Es können jedoch für die einzelnen Modelle Vergleiche zwischen Naturmessungen und Rechnungen gezeigt werden, anhand derer der Anwender einen Eindruck über die Güte der Rechenergebnisse erlangen kann.

In einer Sensitivitätsstudie für das Projekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung - PEF" (Flassak et al., 1996) wird der Einfluss von Unschärfen der Eingangsgrößen betrachtet. Einen großen Einfluss auf die Immissionskenngrößen zeigen demnach die Eingangsparameter für die Emissionsberechnungen sowie die Bebauungsdichte, die lichten Abstände zwischen der Straßenrandbebauung und die Windrichtungsverteilung.

Hinsichtlich der Fehlerabschätzung für die Kfz-Emissionen ist anzufügen, dass die Emissionen im Straßenverkehr bislang nicht direkt gemessen, sondern über Modellrechnungen ermittelt werden. Die Genauigkeit der Emissionen ist unmittelbar abhängig von den Fehlerbandbreiten der Basisdaten (d. h. Verkehrsmengen, Emissionsfaktoren, Fahrleistungsverteilung, Verkehrsablauf).

Nach BASt (1986) liegt die Abweichung von manuell gezählten Verkehrsmengen (DTV) gegenüber simultan erhobenen Zähldaten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10 %.

Für die statistische Fehlerbandbreite der NO_x-Emissionsfaktoren mit warmem Motor findet man bei Kühlwein (2004) Abschätzungen von 10 % bis 20 % für Autobahnen bzw. Innerortsstraßen. Aussagen über die statistischen Fehler bei der Berücksichtigung von Kaltstartkorrekturen sind nach Angaben des Autors nicht möglich.

Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese Eingangsdaten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Emissionen. Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass die Emissionen, ermittelt über Standardwerte für die Anteile von leichten und schweren Nutzfahrzeugen und für die Tagesganglinien im Vergleich zu Emissionen, ermittelt unter Berücksichtigung ent-

sprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von $\pm 20~\%$ aufweisen.

Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war Gegenstand weiterer PEF-Projekte (Röckle & Richter, 1995 und Schädler et al., 1996). Schädler et al. führten einen ausführlichen Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationskenngrößen in der Göttinger Straße, Hannover, und MISKAM-Rechenergebnissen durch. Die Abweichungen zwischen Mess- und Rechenergebnissen lagen im Bereich von 10 %, wobei die Eingangsdaten im Fall der Göttinger Straße sehr genau bekannt waren. Bei größeren Unsicherheiten in den Eingangsdaten sind höhere Rechenunsicherheiten zu erwarten. Dieser Vergleich zwischen Mess- und Rechenergebnissen dient der Validierung des Modells, wobei anzumerken ist, dass sowohl Messung als auch Rechnung fehlerbehaftet sind.

Hinzuzufügen ist, dass der Fehler der Emissionen sich direkt auf die berechnete Zusatzbelastung auswirkt, nicht aber auf die Hintergrundbelastung, d. h. dass die Auswirkungen auf die Gesamtimmissionsbelastung geringer sind.

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG	64
ANHANG A3:	
AUSBREITUNGSMODELLIERUNG MIT MISKAM/LASAT-KOPPLUNG	

A3 AUSBREITUNGSMODELLIERUNG MIT MISKAM/LASAT-KOPPLUNG

A3.1 Modellwahl und Vorgehen

Die Ausbreitungsmodellierung im Bereich Südportal Tunnel Altona wurde mit einer MISKAM/LASAT-Kopplung durchgeführt. Gearbeitet wurde mit der auf Tunnelportalstrahl angepassten MISKAM-Version 6.1 (Eichhorn, 2011) bzw. LASAT-Version 3.3 (Janicke, 2015). Die Strömungsrechnungen wurden mit MISKAM durchgeführt, und zwar unter Beachtung des Tunnelportalstrahles. Die mit MISKAM errechneten Strömungsfelder werden in das Format von LASAT konvertiert.

Die Tunnelabluftgeschwindigkeit am Südportal Tunnel Altona wurde mit 8 m/s als zeitlich konstanter Wert angenommen (Herleitung siehe Abschnitt A3.2). Für die Nordportale des Elbtunnels wurde aus Messdaten der Tunnelluftgeschwindigkeit sowie eigenen Berechnungen analog zu Abschnitt A3.2 ein repräsentativer Wert von 9 m/s abgeleitet und verwendet. Die anliegenden Windgeschwindigkeiten wurden jeweils variiert. Da eine Skalierung der Strömungsfelder mit der Windgeschwindigkeit (= Standardvorgehen) für diese Spezialanwendung nicht möglich war (wegen der konstanten Tunnelabluftgeschwindigkeit), wurden Windfelder für die 9 Windgeschwindigkeitsklassen der TA Luft erstellt.

Mit LASAT werden deshalb für das gesamte Untersuchungsgebiet Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung der MISKAM-Strömungsfelder für die 9 Windgeschwindigkeitsklassen durchgeführt.

Die Ausbreitungsrechnung erfolgt im MISKAM-internen Koordinatensystem. Die Ergebnisse werden in das Grauß-Krüger-Koordinatensystem überführt.

Es erfolgen Ausbreitungsrechnungen für die Zusatzbelastung infolge Tunnelemissionen im Planfall.

A3.2 Tunnelabluftgeschwindigkeit

Für die o. g. Detailberechnungen ist die Kenntnis der Tunnelabluftgeschwindigkeit notwendig. Das Vorgehen zur Ermittlung dieses Wertes ist im Folgenden beschrieben.

Wird ein Tunnel im so genannten Richtungsverkehr betrieben, das heißt alle Fahrzeuge in einer Tunnelröhre fahren in eine Richtung, so wird durch die Kolbenwirkung der Fahrzeuge eine Luftströmung erzeugt. Der Zusammenhang zwischen Tunnelluftgeschwindigkeit, Verkehrsdichte und Fahrzeuggeschwindigkeit ist von vielen Autoren beschrieben worden (z. B. Herzke, 1972; Freibauer, 1978; Israël et al., 1996; STUVA, 1990). Die Tunnelluftgeschwindigkeit, die sich bei Richtungsverkehr in einer Tunnelröhre infolge der Kolbenwirkung einer Fahrzeugkolonne einstellt (Selbstlüftungseffekt), lässt sich mit einer Berechnungsformel für die fahrzeuginduzierte Längsströmung in einer Tunnelröhre mit konstantem Querschnitt bestimmen (Herzke, 1972; Israël et al., 1996).

Die Verkehrsdichten für die Kfz und für den Schwerverkehr wurden aus den vorliegenden Tages- und Wochengängen generiert. Als Fahrzeuggeschwindigkeit wurde von 80 km/h (zulässige Höchstgeschwindigkeit im Tunnel) ausgegangen. Die Tunnelgeometrien wurden der aktuellen technischen Planung entnommen.

Die Zahlenwerte für die weiter berücksichtigten Parameter wurden wie folgt bestimmt:

- Wandreibungskoeffizient λ , der die Reibungskräfte im Tunnel charakterisiert und vom Strömungszustand der Tunnelluft, ausgedrückt durch die Reynoldszahl Re und der mittleren Rauigkeit der Tunnelwand abhängt. Da bereits für langsame Luftströmungen im Tunnel ($u_T > 1$ m/s) turbulente Strömungsverhältnisse vorliegen (Re > 10^5) und die Wände als hydraulisch rau gelten können, ergibt sich für λ ein konstanter Wert. Herzke (1972) nimmt bei der Auslegung von Tunnellüftungsanlagen aus Sicherheitsgründen $\lambda = 0.04$ an. In STUVA (1990) sowie ASTRA (2008) wird für Tunnel, die übliche Einbauten aufweisen, ein Wert von $\lambda = 0.015$ angesetzt. Dieser Wert wird für die vorliegende Auslegung angesetzt, weil von minimalen Einbauten ausgegangen wird.
- Einström-Verlustkoeffizient ζ_E, der die Widerstandskraft infolge der Verengung des Strömungsquerschnitts am Tunneleingang berücksichtigt. Die Portaleintrittsverluste sind von der Form des Tunnelmundes abhängig. Je scharfkantiger die Einfahrtsbegrenzung ausgebildet ist, umso höher ist der Widerstandbeiwert ξ_e. In der Literatur wird er mit 0.2 bis 1.0 angegeben (Herzke, 1972; STUVA, 1990; ASTRA, 2008). Die konkrete Portalgestaltung ist noch nicht festgelegt. Wir gehen deshalb zunächst davon aus, dass die Kanten der Tunnelportalöffnungen nicht in abgerundeter Form vorliegen. Deswegen wird ein Wert von 0.6 angesetzt.
- Mittlere Widerstandsfläche der im Tunnel anzutreffenden Kraftfahrzeugflotte. Der Widerstandsbeiwert eines Fahrzeuges lässt sich wegen der unterschiedlichen Fahrzeugformen sinnvollerweise nur getrennt nach PKW und LKW angeben. Die entsprechenden Wider-

standsflächen eines mittleren PKW und eines mittleren LKW bei frontaler Anströmung im Tunnel wurden entsprechend PIARC (1995) angesetzt.

Systematische Berechnungen für den gesamten Wochengang für den Tunnel Altona zeigten Folgendes auf:

- Werktags (Montag bis Freitag) in der Spitzenstunde liegt die berechnete Tunnelluftgeschwindigkeit bei ca. 8.0 m/s.
- Werktags (Montag bis Freitag) in den verkehrsreichen Stunden zwischen 6 Uhr und 20 Uhr liegen die berechneten Tunnelluftgeschwindigkeiten bei Fzg.-Geschwindigkeiten von 80 km/h ebenfalls bei ca. 8 m/s.
- Samstags zwischen 9 und 19 Uhr sowie sonntags zwischen 10 und 20 Uhr liegen die Tunnelluftgeschwindigkeiten bei Fzg.-Geschwindigkeiten von 80 km/h bei ca. 7 bis 8 m/s. Wegen der da vorliegenden geringen LKW-Anteile werden die Fahrzeuggeschwindigkeiten etwas höher als in den verkehrsreicheren werktäglichen Stunden liegen. Bei 90 bis 100 km/h wird da eine Tunnelluftgeschwindigkeit von ca. 7.4 bis 8 m/s erzeugt.
- In den verkehrsarmen (nächtlichen) Stunden liegen die Tunnelluftgeschwindigkeiten bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 80 km/h bei ca. 5 m/s. Bei einer Geschwindigkeit von 100 km/h werden ca. 6 m/s Tunnelluftgeschwindigkeit erreicht.

Da die maßgeblichen Emissionen in den verkehrsreichen werktäglichen Tagstunden realisiert werden und die berechneten Portalabluftgeschwindigkeiten in den restlichen Zeiten, bei nur geringen Emissionen, nur wenig variieren, wird für die folgenden Berechnungen im Tunnel Altona von einer Portalabluftgeschwindigkeit von 8 m/s ausgegangen.

Im Elbtunnel wurde mit dem gleichen Verfahren für beide Tunnelröhren eine Tunnelabluftgeschwindigkeit von 9 m/s berechnet.

A3.3 Komplexes Gelände - Auswirkungen auf die Windfeldmodellierung

Das bei der Strömungsrechnung im MISKAM berücksichtigte Auswertegebiet ist in **Abb. 4.1** dargestellt.

A3.4 Berücksichtigung von Geländeunebenheiten

Geländeunebenheiten zeigen bei der Ausbreitungsmodellierung ggf. Auswirkungen sowohl auf die mittlere Strömung als auch auf die Turbulenz- und Diffusionseigenschaften. Im Fall von geringen Geländesteigungen sind im Allgemeinen nur die Auswirkungen auf das mittlere Windfeld relevant. Dieses ist dann nicht mehr horizontal homogen, sondern es folgt bodennah den Geländeunebenheiten und weist damit ortsabhängige Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen auf.

Das Südportal des Tunnels Altona sowie das Nordportal Elbtunnel liegen in einem Einschnitt. Diese wurden im Modell berücksichtigt. Ebenfalls berücksichtigt wurde u. a. der Geländehügel im westlichen Bereich der AS Hamburg-Othmarschen.

A3.5 Berücksichtigung von Bebauung

Das Wind- und Turbulenzfeld wird durch Bebauungsstrukturen (wie einzelne Gebäude, Gebäudeblöcke oder Lärmschutzwände) beeinflusst. Die Auswirkungen zeigen sich auch im Ausbreitungsverhalten einer Konzentrationsfahne, insbesondere, wenn sich die Bebauungsstrukturen in der Nähe des Freisetzungsortes befinden.

Die örtlichen Gegebenheiten (Lärmschutzwände beiderseits des Portals) machen eine Berücksichtigung dieser Hindernisse bei der Ausbreitungsrechnung notwendig. Auch weitere im Untersuchungsgebiet befindliche Bebauung wurde bei der Ausbreitungsrechnung entsprechend berücksichtigt.

Die Lärmschutzwände wurden jeweils mit 2 Rechenboxen aufgelöst.

A3.6 Berücksichtigung von Durchströmungseffekten

Der zu betrachtende Tunnel wird von der Tunnelluft durchströmt. Im Modell MISKAM kann dieser Effekt berücksichtigt werden, und zwar unter Nutzung des Unterströmungsmoduls. Die Tunnelröhre wird in y-Richtung als durchströmbar definiert. Das Ausbreitungsmodell LASAT weist diese Funktionalität nicht auf. Deshalb wurden die eigentlichen Tunnelbereiche bei der Ausbreitungsrechnung in LASAT nicht als durchströmbar berücksichtigt. Die entsprechenden Besonderheiten der Strömung infolge Durchströmung des Tunnels sind aber in den Strömungsfeldern enthalten.

A3.7 Ausdehnung und räumliche Auflösung

Das gesamte MISKAM-Rechengebiet umfasst einen Bereich von ca. 1.2 km x 1.54 km und ist damit größer als das eigentliche Untersuchungsgebiet im Nahbereich des Tunnels, welches eine Größe von 500 m x 840 m aufweist (zur Lage des Untersuchungsgebietes siehe **Abb. 4.1**). Die Rechenauflösung betrug im betrachteten Untersuchungsgebiet 3 m x 3 m.

Die Größe des Untersuchungsgebietes wurde so gewählt, dass an den Rändern Schadstoffbelastungen erwartet werden, die mehr als 90 % unterhalb der Belastungen im Tunnel liegen. Auch unmittelbar angrenzende Gebäude wurden in das innere Rechengebiet mit aufgenommen, ebenso wie die genannten Geländekanten.

In vertikaler Richtung reicht das Gitter mit 58 Ebenen bis in eine Höhe von ca. 500 m über Grund, wobei die Ebenen in Straßennähe mit 1 m fein aufgelöst sind.

A3.8 Bodenrauigkeit des Geländes

Bei Ausbreitungsrechnungen wird eine mittlere Rauigkeitslänge z₀ zur Abbildung der Oberflächenstruktur durch Bebauung und Bewuchs des Geländes verwendet. Die Rauigkeitslänge stellt ein Maß für den Strömungswiderstand der Erdoberfläche dar. Bei der Modellierung geht die Rauigkeitslänge sowohl in die meteorologischen Grenzschichtprofile als auch in die Festlegung der Monin-Obukov-Länge (vgl. Tabelle 17 Anhang 3 TA Luft, 2002) ein.

Die mittlere Rauigkeitslänge wird in Tabelle 14 Anhang 3 der TA Luft (2002) in Abhängigkeit von Landnutzungsklassen neun Klassenwerten für z_0 von 0.01 m (für beispielsweise Wasserflächen) bis 2 m (durchgängig städtische Prägung) zugeordnet. Diese Landnutzungsklassen können flächenhaft dem CORINE-Kataster entnommen werden.

Bei inhomogenen Landnutzungsverhältnissen am Standort ist die Rauigkeitslänge nach TA Luft (2002) so zu wählen, dass eine konservative Bestimmung der Immissionswerte vorliegt.

Die Rauigkeitslänge am vorliegenden Standort wurde nach Abzug der berücksichtigten Gebäude bei der Strömungsmodellierung mit 0.2 m festgelegt.

A3.9 Rechenparameter

A3.9.1 Anemometerposition, Anemometerhöhe und Rauigkeitslänge

Bei der Ausbreitungsrechnung werden die meteorologischen Daten (siehe Abschnitt 4.4) im Modellgebiet einer räumlichen Anemometerposition und einer dazugehörigen Anemometerhöhe (in m über Grund) zugeordnet.

Bei Rechnungen für homogenes Gelände ist eine freie Wahl des Anemometerstandorts möglich, da die meteorologischen Profile in diesem Fall standortunabhängig sind.

In der vorliegenden Untersuchung wurde eine Anemometerhöhe von 22 m (11 m + 11 m Geländesprung) in Abhängigkeit von der Rauigkeit am Untersuchungsstandort bestimmt.

A3.9.2 Depositionsgeschwindigkeiten

Für Feinstaub (PM10 und PM2.5) wurden Depositionsgeschwindigkeiten entsprechend TA Luft angesetzt.

A3.10 Modellierung des Tunnelabluftstrahles im MISKAM

Der Tunnelabluftstrahl, verursacht durch aus dem Tunnel herausfahrende Fahrzeuge, wurde mit MISKAM simuliert. Hierzu wurde der Tunnel als durchströmbares Objekt definiert und im Tunnelinneren ein definierter Volumenstrom aufgeprägt. Hiermit stellt sich der gewünschte Tunnelabluftstrahl ein. Da das dreidimensionale Windfeld abhängig ist vom Verhältnis von Tunnelabluftgeschwindigkeit zu Windgeschwindigkeit, müssen MISKAM-Windfelder nicht nur für verschiedene Anströmrichtungen sondern auch für mehrere Werte der Windgeschwindigkeit berechnet werden.

Das Einsaugen der Luft verursacht durch in den Tunnel hineinfahrende Fahrzeuge wurde nicht modelliert, da dieser Effekt sehr schnell abklinkt¹ und den Ausbreitungsprozess außerhalb des Tunnels kaum beeinflusst.

_

¹ Mit der dritten Potenz des Abstandes vom Tunnelportalmund.

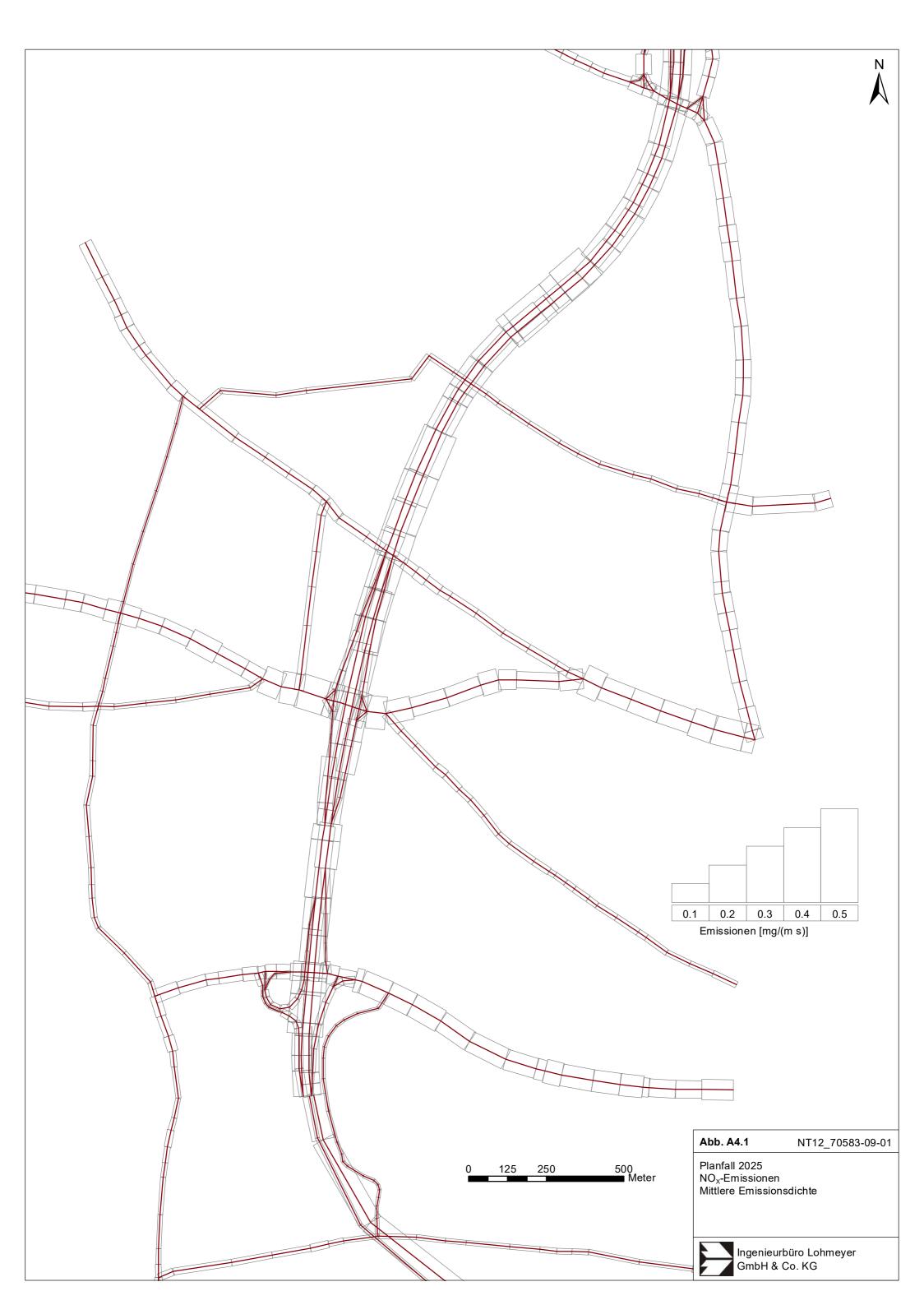
Verkehrserzeugte Turbulenz

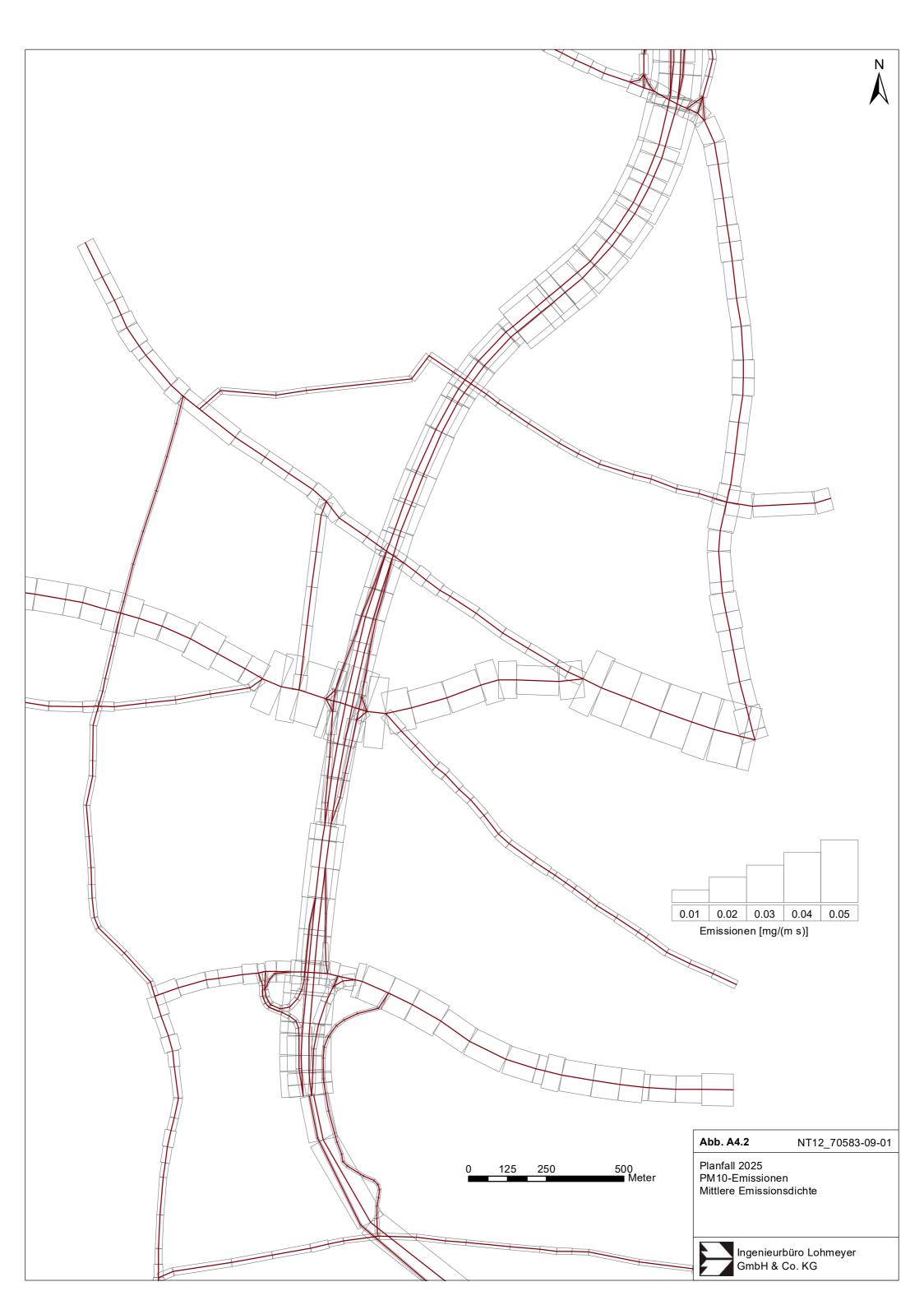
Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbedingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (TPT: traffic producent tubulence) bezeichnet werden. Die TPT sorgt für eine Anfangsverdünnung der von den Fahrzeugen emittierten Schadstoffe. Im hier vorliegenden Fall wurde sie vernachlässigt. Dies ist konservativ, vor allem für die Schadstoffbelastung im Nahbereich der Trassen.

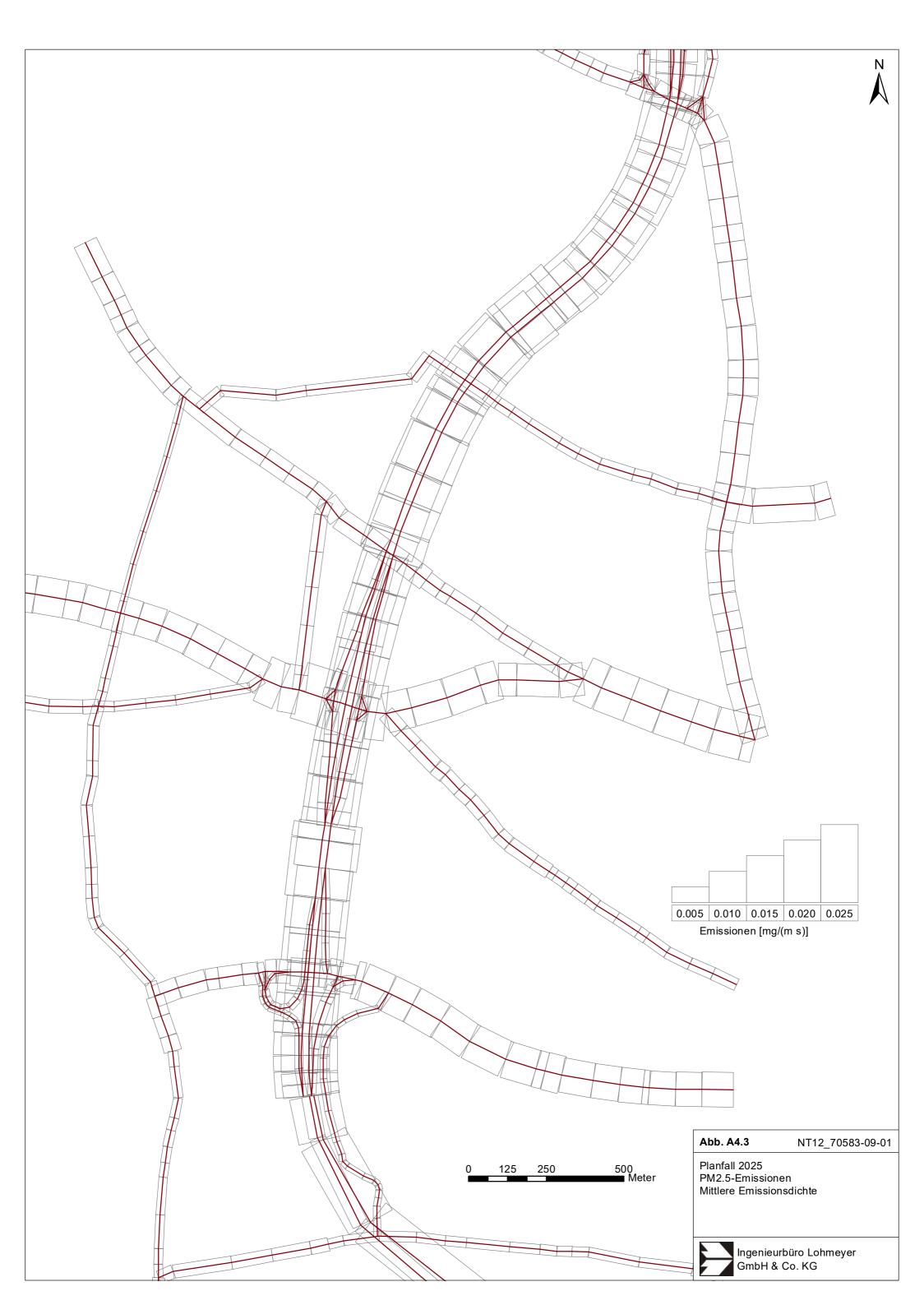
A3.11 Zeitliche Charakteristik

Der geplante Tunnel emittiert jede Stunde des Jahres mit einem typischen Tagesgang. Da die Korrelation zwischen Emission und Meteorologie berücksichtigt werden sollte, wurde mit einer Zeitreihe der Emissionen gearbeitet.

A N H A N G A4: EMISSIONSABBILDUNGEN







A N H A N G A5: KOHLENDIOXID-EMISSIONEN (CO₂)

A5 KOHLENDIOXID-EMISSIONEN (CO₂)

Ergänzend zu den Luftschadstoffen hinsichtlich der menschlichen Gesundheit wird im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) für die Planungsmaßnahme das Klimagas CO₂ betrachtet. Dafür werden die zu erwartenden CO₂-Emissionen des Planfalls und des Prognose-Nullfalls für den Bereich des Untersuchungsgebietes berechnet. Das Auswertegebiet hat eine Größe von ca. 2.5 km mal 3.4 km (vgl. **Abb. 4.1**). Die Gesamtwegstrecke beträgt in beiden Fällen ca. 30 km.

Die CO₂-Emissionen werden als "total" und als "reported" ausgegeben. Die Emissionsfaktoren werden aus der Emissionsdatenbank Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.3) ausgelesen, worin CO₂-total aus dem Kraftstoffverbrauch unter Annahme, dass der Kohlenstoff im Kraftstoff vollständig oxidiert, berechnet wird. CO₂-reported wird darin als aus dem im Treibstoff enthaltenen fossilen Kohlendioxid angegeben, welches um den Gehalt an Biokraftstoff reduziert wurde. CO₂-reported ist also ein Anteil vom CO₂-total, welcher länderspezifisch und jahresabhängig ist.

A5.1 Verkehrsdaten

Als Grundlage für die Prognose-Verkehrszahlen für das Jahr 2030 dienten die Verkehrsgutachten der A 7 (PTV, 2016). Die Verkehrsbelegungsdaten für das Jahr 2030 werden auch im Prognose-Nullfall unverändert auf das Prognosejahr 2025 angewendet. Die Belegungszahlen für den Planfall und die verwendeten Umrechnungsfaktoren für jahresmittlere Verkehrszahlen sind im Abchnitt 4.2 beschrieben. Die Verkehrszahlen für den Prognose-Nullfall sind in **Abb. A5.1** aufgezeigt.

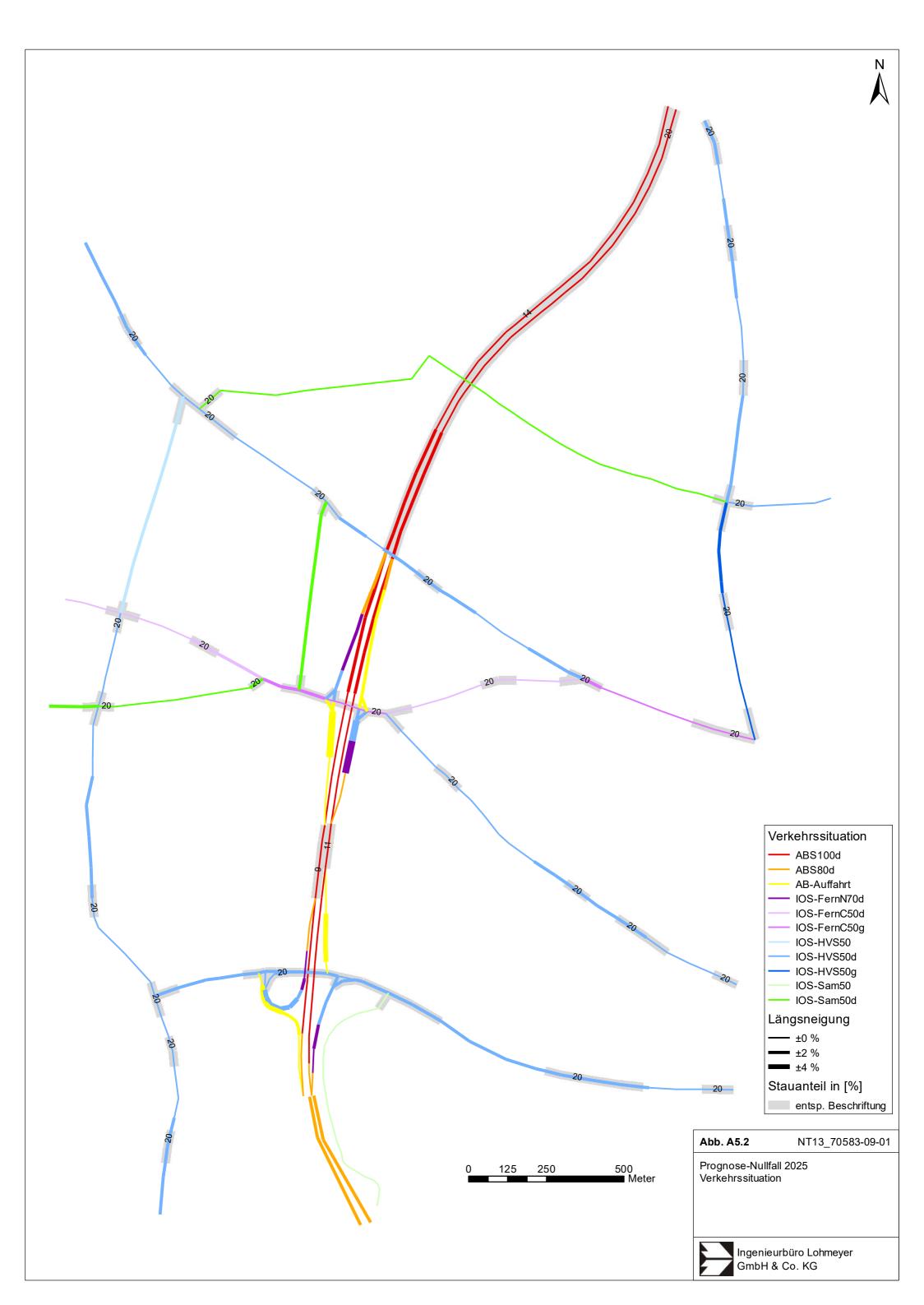
Die Fahrleistung im Untersuchungsgebiet, d. h. die prognostizierten Kilometer aller Fahrzeuge im Jahr, ist im Prognose-Nullfall mit 317 Mio km/a leicht geringer gegenüber dem Planfall mit 329 Mio km/a. Das entspricht einer Erhöhung der Fahrleistung im Planfall gegenüber dem Prog.-Nullfall um ca. 3.6 % (11 Mio km/a).



A5.1 Verkehrssituationen und Emissionsfaktoren

Die Verkehrssituationen für den Prognose-Nullfall 2025 sind in **Abb. A5.2** dargestellt. Die darin verwendeten Verkehrssituationen aus dem Fahrmuster (z. B. Tempolimit), Verkehrszustand und Längsneigung wurden gegenüber dem Planfall auf der A 7 angepasst. Zusätzlich werden noch Stauanteile aus der Verkehrsprognose von PTV berücksichtigt. Die Verkehrssituationen des Planfalls sind in Abschnitt 5.2 dargestellt und erläutert.

Für die beschriebenen Verkehrssituationen wurden auf Basis des Prognosejahres die CO₂-Emissionsfaktoren 2025 aus dem HBEFA 3.3 ausgelesen und in **Tab. A5.1** aufgelistet. Der Anteil von CO₂-reported an CO₂-total liegt für dieses Bezugsjahr bei 85 %.



Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz				
Verkehrs-	Längs-		CO ₂ -reported		CO ₂ -total	
situation	nei-		km]	[g/l		
	gung	LV	SV	LV	SV	
ABS100d	±0 %	95	593	112	695	
ABS100d	+2 %	134	1 295	158	1 518	
ABS100d	-2 %	64	147	75	173	
ABS100s	±0 %	184	1 326	216	1 555	
ABS100s	+2 %	219	1 889	257	2 214	
ABS100s	-2 %	157	876	185	1 027	
ABS80d	±0 %	90	588	106	689	
ABS80d	+2 %	125	1 274	147	1 494	
ABS80d	+4 %	162	2 013	190	2 360	
ABS80d	-2 %	60	150	71	176	
ABS80d	-4 %	35	22	42	26	
AB-Auffahrt	±0 %	279	1 682	329	1 972	
AB-Auffahrt	±2 %	283	2 078	332	2 436	
AB-Auffahrt	+2 %	380	3 883	447	4 553	
AB-Auffahrt	-2 %	185	272	218	318	
AB-Auffahrt	-4 %	108	26	127	30	
AB-Auffahrt	-6 %	63	2	74	3	
IOS-FernC50d	±0 %	115	687	135	805	
IOS-FernC50d	±2 %	117	733	137	859	
IOS-FernC50g	±0 %	130	709	153	831	
IOS-FernC50g	±2 %	130	758	153	889	
IOS-FernC50s	±0 %	227	1 133	267	1 329	
IOS-FernC50s	±2 %	228	1 157	268	1 356	
IOS-FernN70d	±0 %	106	541	124	634	
IOS-FernN70d	+2 %	144	1 004	169	1 177	
IOS-FernN70d	+6 %	212	2 032	250	2 383	
IOS-FernN70d	-2 %	78	196	92	229	
IOS-HVS50	±2 %	123	653	145	766	
IOS-HVS50d	±0 %	127	684	149	802	
IOS-HVS50d	±2 %	128	743	151	871	
IOS-HVS50d	+2 %	155	1 114	182	1 306	
IOS-HVS50d	+4 %	186	1 591	219	1 865	
IOS-HVS50d	+6 %	220	2 099	258	2 461	
IOS-HVS50d	-2 %	102	372	120	436	
IOS-HVS50g	±0 %	143	711	168	833	
IOS-HVS50g	±2 %	145	757	170	887	
IOS-HVS50s	±0 %	232	1 133	272	1 329	
IOS-HVS50s	±0 %	233	1 157	274	1 356	
IOS-HVS50s	+2 %	260	1 526	305	1 789	
IOS-HVS50s	-2 %	206	788	242	924	
IOS-RVS50s	±0 %	119	598	140	701	
	±0 % ±0 %	138	687	163	806	
IOS-Sam50d						
IOS-Sam50d	±2 %	140	746	164	875	
IOS-Sam50s	±0 %	233	1 133	275	1 329	
IOS-Sam50s	±2 %	234	1 157	276	1 356	

Tab. A5.1: CO₂-Emissionsfaktoren je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2025

A5.1 Emissionen im Untersuchungsgebiet

Die CO₂-Emission im Untersuchungsgebiet für den Prognose-Nullfall und den Planfall für das Jahr 2025 auf Basis der Verkehrsmengen 2030 sind für den Untersuchungsraum in **Tab. A5.2** aufgeführt.

Im Prog.-Nullfall werden ca. 69 500 t/a CO_2 (total) freigesetzt. Im Planfall sinken die CO_2 -total-Emissionen trotz der höheren Fahrleistung gegenüber dem Prog.-Nullfall um ca. 238 t/a (-0.3 %) ab.

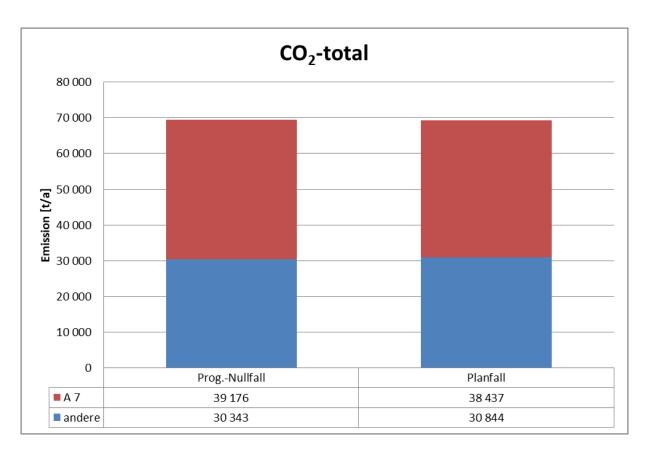
Bei den CO₂-reported-Emissionen ergibt sich ein vergleichbares Bild. Im Planfall werden um ca. 202 t/a geringere Emissionen ermittelt. Dies entspricht wiederum eine relative Veränderung von -0.3 %.

In **Abb. A5.3** wird zwischen der A 7 (ohne Auf- und Abfahrten) und anderen Straßen die CO₂-total-Emission unterschieden. Darin ist ersichtlich, dass in beiden Fällen die größeren Emissionen durch die A 7 hervorgerufen werden. Im Planfall werden im Vergleich zum Prog.-Nullfall trotz höherer Fahrleistung auf der A 7 geringere CO₂-Emissionen prognostiziert. Gründe dafür sind die unterschiedlichen Basisverkehrssituationen, im Planfall ist Tempolimit von 80 km/h geplant, und der durch die zusätzlichen Fahrstreifen bessere Verkehrsfluss.

Im übrigen Verkehrsnetz ist die Bilanz im Planfall gegenüber dem Prog.-Nullfall schlechter. Die erhöhte Fahrleistung im Planfall führt dort zu einem Anstieg der CO₂-total-Emissionen um ca. 1.6 %.

Schadstoff	ProgNullfall 2025 [t/a]	Planfall 2025 [t/a]	Änderung im Planfall [t/a]	Änderung im Planfall [%]
CO ₂ -total	69 519	69 281	-238	-0.3
CO ₂ -reported	59 196	58 995	-202	-0.3

Tab. A5.2: CO₂-Emissionen der Betrachtungsfälle und CO₂-Bilanz



Tab. A5.3: CO₂-total-Emission nach Straßentyp