

Straßenbauverwaltung Freistaat Bayern  
Straße / Abschnittsnummer / Station: A 9 / 340 / 6,299

**BAB A 9 Hof - Bayreuth**  
**Ersatzneubau Hochbrücke Bayreuth, BW 303a**  
**Brücke B2 über BAB A9 im Bereich der AS Bayreuth Nord**

PROJIS-Nr.:

Unterlage 17.2

# FESTSTELLUNGSENTWURF

## **BAB A9, Hof - Bayreuth**

Abschnitt:

AS Bindlacher Berg - AS Bayreuth Nord

## **Ersatzneubau Hochbrücke Bayreuth BW 303a**

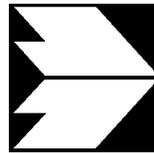
- Untersuchung zu den Luftschadstoffen -

aufgestellt:

Autobahndirektion Nordbayern  
Dienststelle Bayreuth



Pfeifer, Baudirektor  
Bayreuth, den 22.11.2019



**Ingenieurbüro Lohmeyer  
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,  
Aerodynamik, Umweltsoftware**

An der Roßweid 3, D - 76229 Karlsruhe

Telefon: +49 (0) 721 / 6 25 10 - 0

Telefax: +49 (0) 721 / 6 25 10 30

E-Mail: [info.ka@lohmeyer.de](mailto:info.ka@lohmeyer.de)

URL: [www.lohmeyer.de](http://www.lohmeyer.de)

Büroleiter: Dr.-Ing. Thomas Flassak

**bekanntgegebene Stelle nach § 29b BImSchG  
für den Aufgabenbereich O - Gerüche**

Unterlage 17.2

**ERSATZNEUBAU DER  
HOCHBRÜCKE BAYREUTH  
IM ZUGE DER  
BAB 9 HOF – BAYREUTH  
-  
LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN**

Auftraggeber: Krebs + Kiefer  
Ingenieure GmbH  
Raiffeisenstraße 1

63762 Großostheim

Dr. rer. nat. R. Hagemann

Dipl.-Geogr. T. Nagel

Oktober 2019  
Projekt 63871-19-01  
Berichtsumfang 61 Seiten

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN</b> .....	<b>1</b>
<b>1 ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>3</b>
<b>2 AUFGABENSTELLUNG</b> .....	<b>6</b>
<b>3 VORGEHENSWEISE</b> .....	<b>6</b>
3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe .....	7
3.2 Berechnungsverfahren PROKAS.....	8
3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	9
<b>4 EINGANGSDATEN</b> .....	<b>12</b>
4.1 Lage des Untersuchungsgebietes .....	12
4.2 Verkehrsdaten .....	14
4.3 Meteorologische Daten .....	16
4.4 Schadstoffhintergrundbelastung .....	18
<b>5 EMISSIONEN</b> .....	<b>22</b>
5.1 Betrachtete Schadstoffe .....	22
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	22
5.2.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren .....	22
5.2.1 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren .....	24
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	27
<b>6 ERGEBNISSE</b> .....	<b>29</b>
6.1 NO <sub>2</sub> -Immissionen.....	29
6.2 Feinstaub-Immissionen (PM10) .....	34
6.3 Feinstaub-Immissionen (PM2.5) .....	37
<b>7 LITERATUR</b> .....	<b>41</b>
<b>A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN</b> .....	<b>45</b>

<b>A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION .....</b>	<b>49</b>
<b>A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE .....</b>	<b>55</b>

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung des Ingenieurbüros Lohmeyer GmbH & Co. KG nicht auszugsweise vervielfältigt werden.

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  $\mu\text{g}$  (oder  $\text{mg}$ ) Schadstoff pro  $\text{m}^3$  Luft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$  oder  $\text{mg}/\text{m}^3$ ).

### **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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  oder  $\text{mg}/\text{m}^3$  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 NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von 200 µg/m<sup>3</sup>, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m<sup>3</sup>, 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 gröÙenselektierenden Lufterlass 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 Verbrennungsvorgängen und Sekundärpartikel.

## 1 ZUSAMMENFASSUNG

In Bayreuth ist an der Bundesstraße 2 der Ersatzneubau der Hochbrücke Bayreuth im Zuge der BAB 9 Hof – Bayreuth geplant. Für diese Planungen waren Aussagen zu den verkehrsbedingten Beiträgen zur Luftschadstoffbelastung erforderlich. Betrachtet wurden die in der 39. BImSchV im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit genannten Schadstoffe  $\text{NO}_2$  und Feinstaub ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) für den Planfall und zum Vergleich für den Prognosenullfall.

Zur Ermittlung der Immissionen wurden mit dem Straßennetzmodell PROKAS die Emissionen des Verkehrs auf den berücksichtigten Straßen berechnet. Die Verkehrsprognosen beziehen sich auf das Prognosejahr 2035 und wurden unverändert für die Emissionsberechnungen im Bezugsjahr 2024, dem Jahr der geplanten Verkehrsfreigabe der geplanten Baumaßnahme, angesetzt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie wurden mithilfe des vom Umweltbundesamt herausgegebenen "Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" Version 3.3 (UBA, 2017) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel des Straßenverkehrs aufgrund von Aufwirbelung und Abrieb werden im HBEFA nicht behandelt. Die Bestimmung der Feinstaub-Emissionen für Aufwirbelung und Abrieb erfolgten auf der Grundlage von Fachliteratur. Die Immissionsberechnungen erfolgten mit dem Straßennetzmodell PROKAS unter Einbeziehung der lokalen Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik, der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen sowie der aus den Messdaten abgeleiteten Hintergrundbelastung. Die Beurteilung der Luftschadstoffimmissionen erfolgt im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV und relativ zum Prognosenullfall.

Für die Beurteilung der Immissionen ist maßgebend, ob die berechneten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte der 39. BImSchV im Bereich sensibler Nutzungen, wie Wohnbebauung, führen. Die flächenhaften Ergebnisse der Immissionsprognose zeigen, dass die relativ höchsten Immissionen nur im direkten Nahbereich der betrachteten Straßen auftreten. Insgesamt sind die höchsten Schadstoffbelastungen im Nahbereich der A 9 berechnet, insbesondere im Bereich des Nordportals der Einhausung.

Im Prognosenullfall ist die  $\text{NO}_2$ -Gesamtbelastung im Nahbereich der A 9 bis  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Im Bereich des Nordportals sind auch Jahresmittelwerte über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Entlang der B 2 sind  $\text{NO}_2$ -Immissionen vereinzelt bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, die im Bereich der Hochbrücke Bayreuth südlich der Sophian-Kolb-Straße aufgrund der Brückenlage in Boden-

nähe geringer sind und Jahresmittelwerte bis  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aufweisen. Entlang den übrigen Stadtstraßen sind Immissionen zwischen  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet.

Im Planfall mit vergleichbaren Verkehrsaufkommen sind entlang der A 9 weiterhin  $\text{NO}_2$ -Immissionen bis  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Portalbereich auch über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Entlang der B 2 sind weiterhin Jahresmittelwerte vereinzelt bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Die Erhöhung der Brückenlage im Zuge des Ersatzneubaus und den damit verbundenen größeren Straßenlängsneigungen führen im nordöstlichen Rampenbereich zu einer gewissen Zunahme der Immissionen mit zum Prognosenullfall weiterhin vergleichbaren  $\text{NO}_2$ -Gesamtbelastungen. Die höheren Brückenlagen führen an den übrigen Abschnitten der Hochbrücke Bayreuth zu einer gewissen Abnahme der  $\text{NO}_2$ -Gesamtbelastungen, die ermittelten Jahresmittelwerte sind dabei weiterhin zum Prognosenullfall vergleichbar und südlich der Sophian-Kolb-Straße weiterhin bis  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Entlang den übrigen Stadtstraßen sind die ermittelten Immissionen mit Jahresmittelwerten weiterhin bis  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ebenfalls zum Prognosenullfall vergleichbar.

Die an der Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet ermittelten  $\text{NO}_2$ -Immissionen unterscheiden sich zwischen den betrachteten Untersuchungsfällen nur geringfügig. Vereinzelt sind an der Wohnbebauung Jahresmittelwerte bis  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet, überwiegend sind die an Wohngebäuden ermittelten Immissionen zwischen  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Damit wird in beiden Untersuchungsfällen der Grenzwert für  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nicht erreicht und nicht überschritten. Dabei werden in beiden Untersuchungsfällen an der gesamten Wohnbebauung die zulässigen 18 Überschreitungsstunden im Kalenderjahr des  $\text{NO}_2$ -Stundenmittelwertes von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich unterschritten. Die im Bereich der Hochbrücke Bayreuth nächstgelegenen Gebäude sind durch Gewerbenutzungen geprägt, hier sind in beiden Untersuchungsfällen vereinzelt Jahresmittelwerte bis  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$  prognostiziert.

Die berechneten Feinstaub-Immissionen zeigen sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall vergleichbare Konzentrationen. Im Nahbereich der A 9 sind  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtbelastungen bis  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Bereich des Nordportals der Einhausung vereinzelt bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Entlang der B 2 sind vereinzelt  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtbelastungen bis  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, die im Bereich der Hochbrücke Bayreuth aufgrund der Brückenlagen in Bodennähe zum Teil Jahresmittelwerte vergleichbar zur Hintergrundbelastung von  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aufweisen. Im Nahbereich der übrigen Stadtstraßen sind  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen bis  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt.

An der Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet sind vereinzelt PM10-Immissionen bis  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, überwiegend sind geringere Jahresmittelwerte zwischen  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  prognostiziert. Damit werden sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall der derzeit geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich unterschritten. Der Schwellenwert von  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich unterschritten; damit werden die maximal 35 zulässigen Überschreitungstage im Kalenderjahr des PM10-Tagesmittelwertes an beurteilungsrelevanter Wohnbebauung ebenfalls deutlich unterschritten. An den zur Hochbrücke Bayreuth nächstgelegenen, durch Gewerbenutzungen geprägte Bebauung weisen die ermittelten PM10-Immissionen Jahresmittelwerte vereinzelt bis  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf.

Die PM2.5-Jahresmittelwerte weisen in beiden Untersuchungsfällen lediglich im Nahbereich zur A 9 bis zu  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf. Im übrigen Untersuchungsgebiet sind geringere PM2.5-Immissionen überwiegend zwischen  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und bis  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Damit werden im gesamten Untersuchungsgebiets an beurteilungsrelevanter Wohnbebauung sowohl der derzeit geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als auch der Richtgrenzwert für Jahresmittelwerte von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. An der zur Hochbrücke Bayreuth nächstgelegenen Gewerbegebäuden sind PM2.5-Jahresmittelwerte vereinzelt bis  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet.

Der geplante Ersatzneubau der Hochbrücke Bayreuth ist nur mit geringfügigen Änderungen der Luftschadstoffbelastung an beurteilungsrelevanter Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet verbunden. Die nach der 39. BImSchV derzeit geltenden Grenzwerte für  $\text{NO}_2$ -, PM10- und PM2.5-Jahresmittelwerte werden deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Die Umsetzung der Planung ist bezogen auf die umliegende Wohnnutzung aus lufthygienischer Sicht nicht abzulehnen.

## 2 AUFGABENSTELLUNG

In Bayreuth ist an der Bundesstraße 2 der Ersatzneubau der Hochbrücke Bayreuth im Zuge der BAB 9 Hof – Bayreuth geplant. Das geplante Ersatzbauwerk weist gegenüber dem Bestand Änderungen der Bauwerkshöhe auf.

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens sind Aussagen über die Auswirkungen der Planungen auf die Luftschadstoffbelastung zu erstellen. Dabei ist zu prüfen, ob sich durch die o.g. Planungen die Luftkonzentrationen verkehrsbedingter Schadstoffe (Immissionen) unter Berücksichtigung der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung in gesetzlich unzulässigem Maße erhöhen. Die Beurteilung erfolgt nach der 39. BImSchV.

### 3 VORGEHENSWEISE

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 den Kfz-Verkehr relevant ist v.a. die 39. BImSchV, die bei unveränderten Grenzwerten für NO<sub>2</sub> und PM10 die 22. BImSchV ersetzt.

Die vorliegende Untersuchung konzentriert sich unter Berücksichtigung der o.g. Grenzwerte und der derzeitigen Konzentrationsniveaus auf die v.a. vom Straßenverkehr erzeugten Schadstoffe Stickoxide als Schadstoffleitkomponente und Feinstaubpartikel (PM10 und PM2.5). Im Zusammenhang mit Beiträgen durch den Kfz-Verkehr sind die Schadstoffe Benzol, Blei, Schwefeldioxid SO<sub>2</sub> und Kohlenmonoxid CO von untergeordneter Bedeutung. Für Stickstoffmonoxid NO gibt es keine Beurteilungswerte. Da die 23. BImSchV seit Juli 2004 außer Kraft gesetzt ist, ist die Betrachtung der Schadstoffkomponente Ruß rechtlich nicht mehr erforderlich und wird hier nicht durchgeführt.

#### 3.1 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.

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch den Vergleich relativ zum jeweiligen Grenzwert.

Ergänzend ist anzumerken, dass die Einhaltung der Grenzwerte der 39. BImSchV keine Rechtmäßigkeitsvoraussetzung für die Planfeststellung eines Straßenbauvorhabens darstellt. Es muss lediglich absehbar sein, dass das Vorhaben nicht die Möglichkeit ausschließt, die Einhaltung der Grenzwerte mit den Mitteln der Luftreinhalteplanung zu sichern.

Schadstoff	Beurteilungswert	Zahlenwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Jahresmittel	Kurzzeit
NO <sub>2</sub>	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	
PM2.5	Richtgrenzwert ab 2020	20	

Tab. 3.1: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 39. BImSchV (2010) sowie Richtgrenzwert PM2.5 entsprechend EU-Richtlinie 2008/50/EG (2008)

### 3.2 Berechnungsverfahren PROKAS

Das Merkblatt über Luftschadstoffbelastungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012) wird für solche Betrachtungen als einfach anwendbares Verfahren bevorzugt. Die geplanten Straßenabschnitte im Untersuchungsgebiet weisen Brückenlagen und parallel verlaufende Rampen auf. In diesen Bereichen des zu betrachtenden Gebietes wird der Anwendungsbereich der RLuS 2012 überschritten. Damit ist dort RLuS formal nicht einsetzbar und es ist nicht sichergestellt, dass Betrachtungen mit RLuS „auf der sicheren Seite“ liegen.

Für das gesamte Betrachtungsgebiet wird daher das Straßennetzmodell PROKAS (Beschreibung: [www.lohmeyer.de/modelle/prokas\\_detail.htm](http://www.lohmeyer.de/modelle/prokas_detail.htm)) unter Berücksichtigung von lokal repräsentativen Windverhältnissen angewendet; mit diesem Verfahren können Straßennetze, in typisierter Form Randbebauung und Lärmschutzbauten berücksichtigt werden.

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 (Lohmeyer, 2011; Düring und Lohmeyer, 2011; CORINAIR, 2007). Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht dem Stand der Technik. Sie basiert auf der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (VDI, 2003).

Unter Einbeziehung der Auftretenshäufigkeit aller möglichen Fälle der meteorologischen Verhältnisse (lokale Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik), der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen innerhalb des Untersuchungsgebietes und des Wochengangs der Emissionen sowie der typisiert berücksichtigten Lärmschutzbauten werden die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet. Das verwendete Berechnungsverfahren PROKAS (siehe Anhang A2) ist in der Lage, sämtliche in **Abb. 4.1** dargestellten Straßenzüge gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen.

Aus der Häufigkeitsverteilung der berechneten verkehrsbedingten Schadstoffkonzentrationen (Zusatzbelastung) werden die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- bzw. Kurzzeitwerte des untersuchten Luftschadstoffes ermittelt. Dieser Zusatzbelastung, verursacht vom Verkehr innerhalb des Untersuchungsgebietes, wird die großräumig vorhandene Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wird auf der Grundlage von Messwerten an nahe gelegenen Messstandorten abgeschätzt.

### 3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

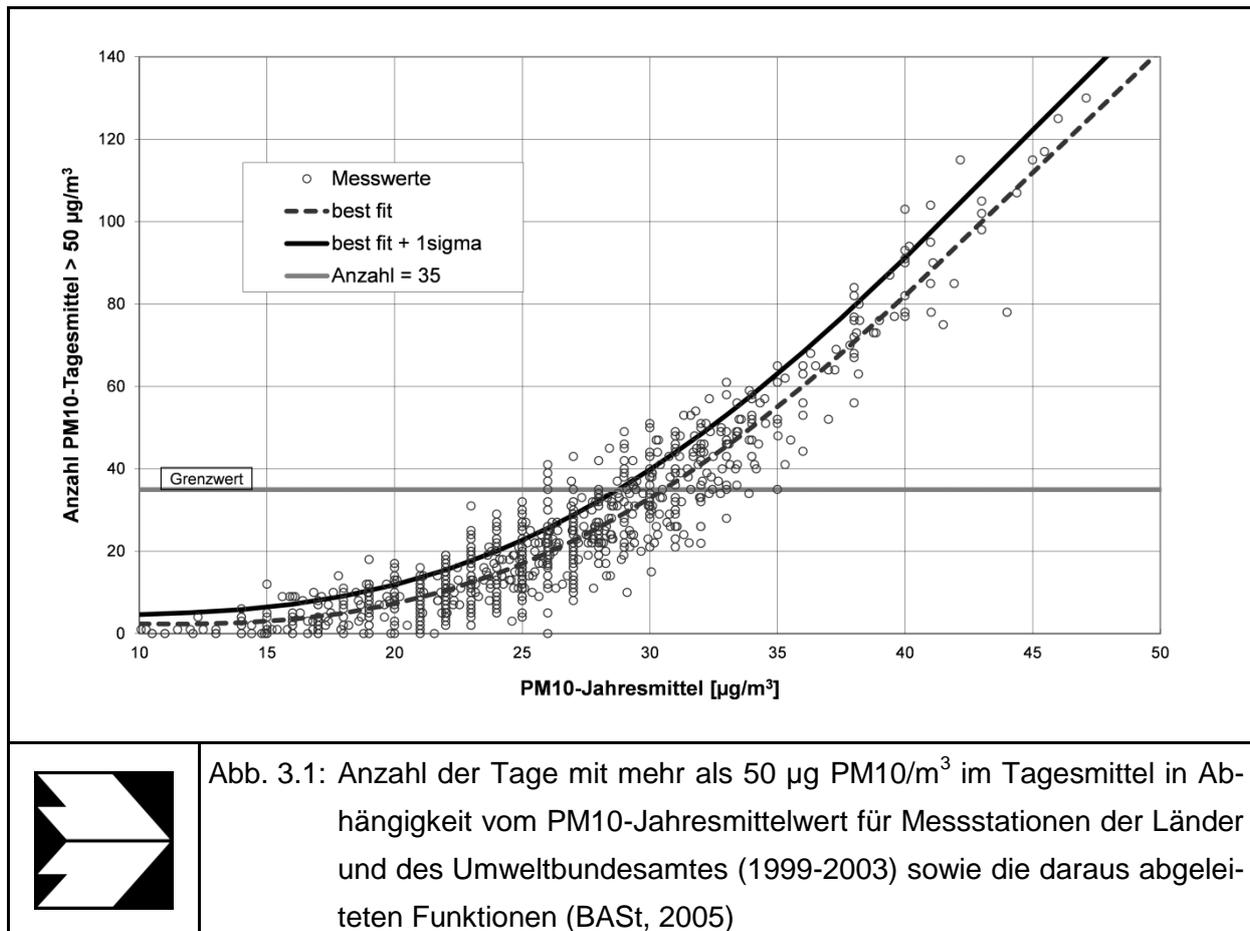
Die 39. BImSchV definiert u.a. als Kurzzeitgrenzwert für  $\text{NO}_2$  einen Stundenmittelwert von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der nur 18-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer et al., 2000) kann abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der 98-Perzentilwert  $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bis  $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nicht überschreitet. Die genannte Spannbreite, abgeleitet aus der Analyse von Messdaten verschiedener Messstellen, ist groß; die Interpretationen der Messdaten deuten darauf hin, dass bei einer Unterschreitung des 98-Perzentilwertes von  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (= Äquivalentwert) der genannte Grenzwert für die maximalen Stundenwerte eingehalten wird.

Zur Ermittlung der in der 39. BImSchV definierten Anzahl von Überschreitungen eines Tagesmittelwertes der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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  $\text{PM}_{10}$ -Tagesmittelwerten größer als  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und dem  $\text{PM}_{10}$ -Jahresmittelwert gefunden (**Abb. 3.1**). Daraus wurde eine funktionale Abhängigkeit der  $\text{PM}_{10}$ -Überschreitungshäufigkeit vom  $\text{PM}_{10}$ -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 **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.  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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  $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Grenzwert) werden mit diesem Ansatz für PM10-Jahresmittelwerte ab  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  abgeleitet. Dieser Ansatz stimmt mit dem vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen Vorgehen überein (LUA NRW, 2006).



## 4 EINGANGSDATEN

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung.

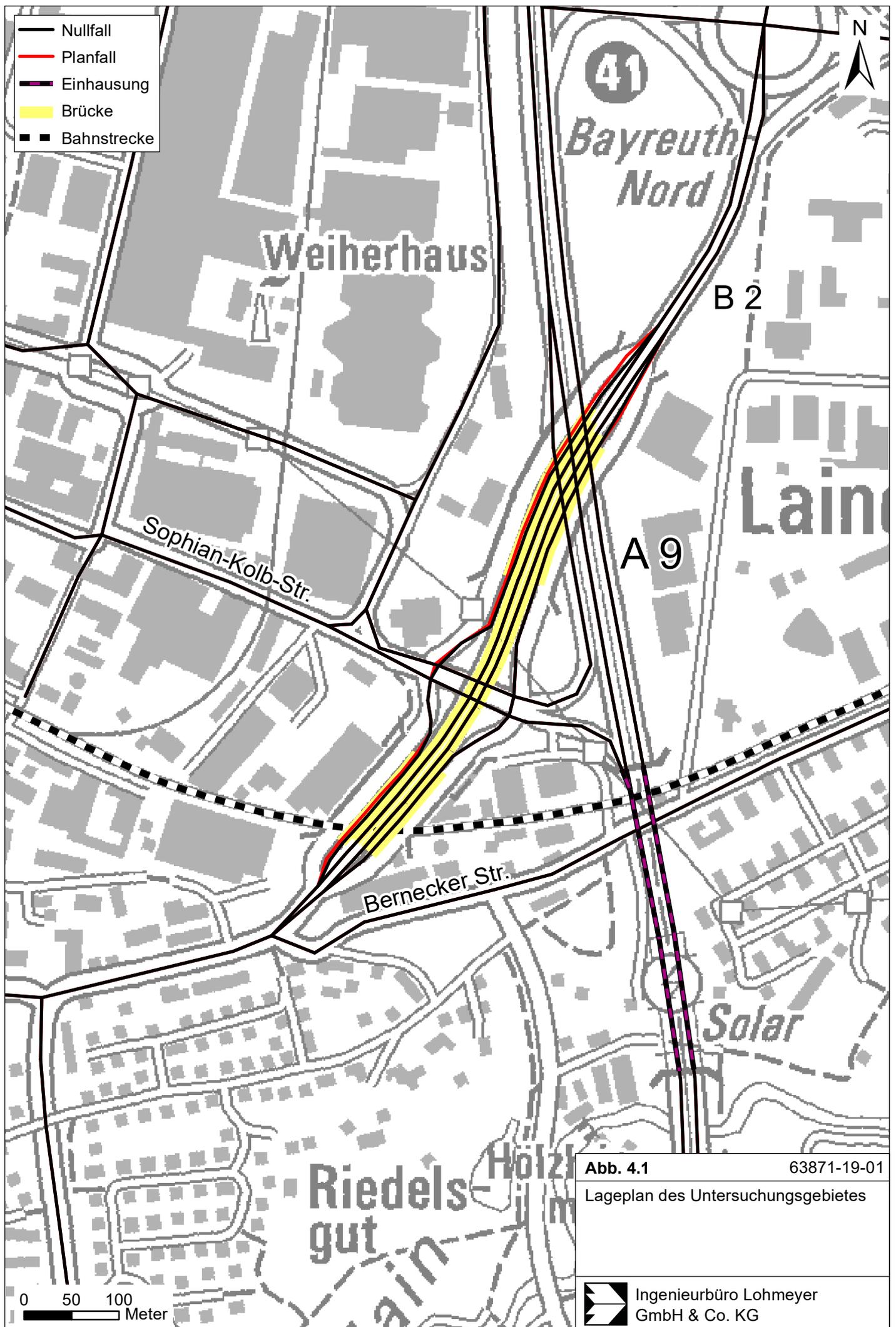
Für das Untersuchungsgebiet wurden die Verkehrsdaten durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen (Kap. 5), die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung. Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Verkehrsdaten, meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung werden in den Abschnitten 4.2 bis 4.4 erläutert.

### 4.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet umfasst den nordöstlichen Siedlungsbereich von Bayreuth und ist in **Abb. 4.1** dargestellt. Bayreuth befindet sich in überwiegend ebenem Gelände und ist in einem Becken mit Nordwest-Südost-Ausrichtung gelegen. In der weiteren Umgebung sind im Abstand von mehreren Kilometern nordöstlich das Fichtelgebirge und südwestlich die Fränkische Schweiz gelegen, deren Gebirgszüge gegenüber dem dazwischenliegenden Becken um mehrere hundert Meter höher liegen.

Das Untersuchungsgebiet umfasst die in Nord-Süd-Richtung verlaufende sechstreifige Bundesautobahn A 9, die im südlichen Bereich auf einer Länge von ca. 350 m eingehaust ist. Die geplante Hochbrücke Bayreuth überführt die aus Nordosten kommende vierstreifige Bundesstraße B 2 über die A 9, die Sophian-Kolb-Straße und die Bahnstrecke Bayreuth – Warmensteinach mittels einer durchgehenden Hauptbrücke. Die Hochbrücke Bayreuth verknüpft mittels vier Rampenbauwerken die B 2 mit der Sophian-Kolb-Straße. Dabei queren die nördlichen Rampen in Brückenlage die A 9 und die südlichen Rampen in Brückenlage die Bahnstrecke.

Die bestehende Trassierung wird mit dem geplanten Ersatzneubau der Hochbrücke Bayreuth weitgehend beibehalten, jedoch ergeben sich Erhöhungen der Brückenbauwerke um bis zu 1.65 m und damit verbunden in Teilbereichen Änderungen der Straßenlängsneigungen. Die westlich der B 2 gelegenen Rampen rücken von der Hauptbrücke um wenige Meter weiter ab.



Die Bebauung im Untersuchungsgebiet ist nördlich der Bernecker Straße durch überwiegend gewerbliche Nutzungen geprägt, südlich der Bernecker Straße sind Wohnnutzungen sowie im Bereich der Einhausung der A 9 Freizeitnutzungen in Form einer Kleingartenanlage vorherrschend.

Folgende Untersuchungsfälle werden in diesem Gutachten betrachtet:

- **Prognosenullfall:** Bestehendes Straßennetz im Untersuchungsgebiet mit Verkehrsdaten für das Prognosejahr 2035
- **Planfall:** Bestehendes Straßennetz unter Berücksichtigung des Ersatzneubaus für das Prognosejahr 2035

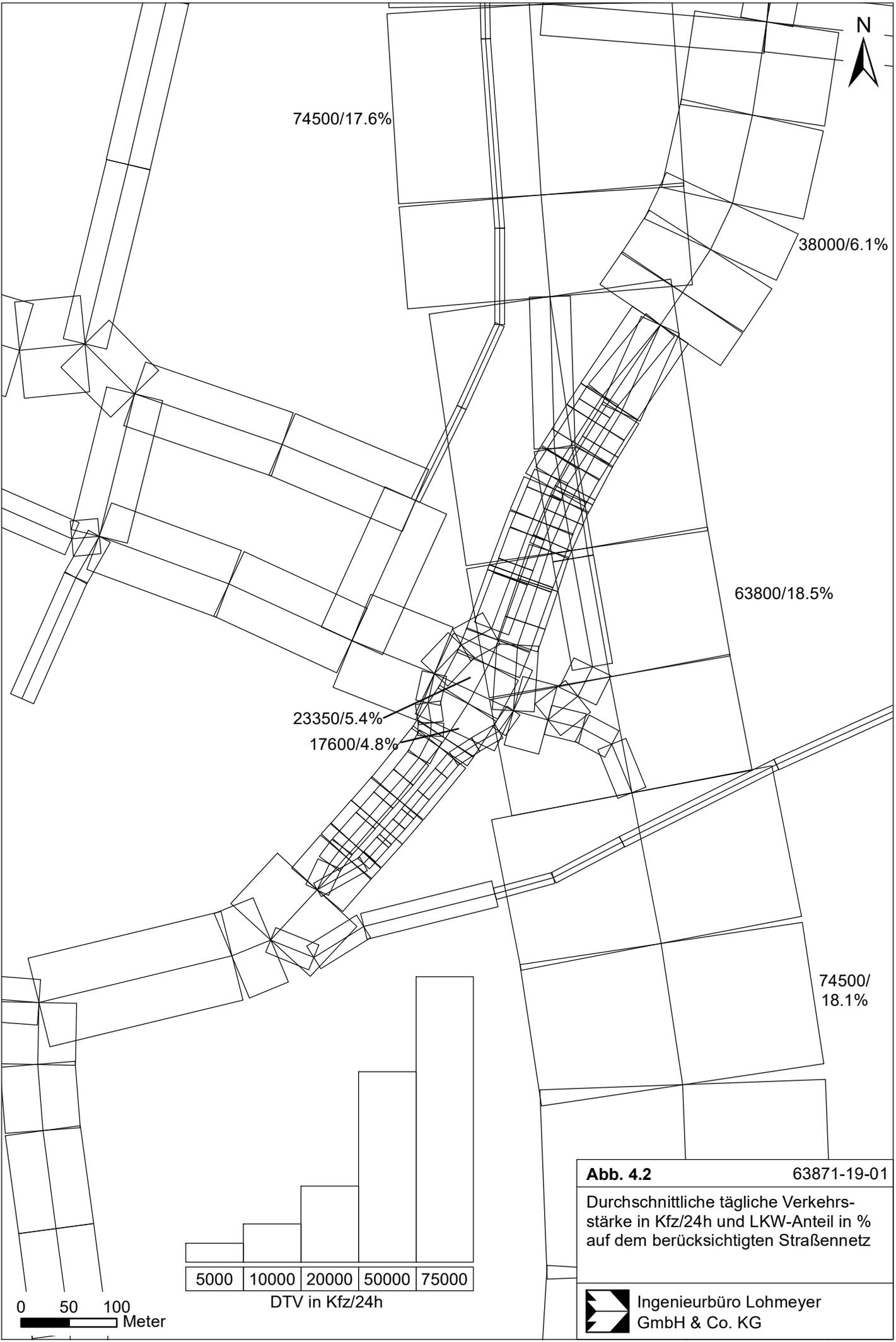
Die Brückenlagen der Hochbrücke Bayreuth sowie deren geplante Veränderungen werden in den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigt.

## 4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsbelegungsdaten wurden durch den Auftraggeber für das Prognosejahr 2035 zur Verfügung gestellt (ABD-Nordbayern, 2019). Diese umfassen für die Verkehrsströme am Knotenpunkt B 2/Sophian-Kolb-Straße Angaben zu durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) in Form der Verkehrsbelastung des Gesamtverkehrs (Kfz/24h) und Angaben zu den durchschnittlichen täglichen LKW-Verkehrsstärken (SV) in Form der Verkehrsbelastung des Schwerverkehrs (LKW/24h). Aus diesen Angaben wird der prozentuale Anteil des Schwerverkehrs abgeleitet. Für die Planung mit unveränderter Verkehrsführung sind keine wesentlichen Änderungen der Verkehrsströme verbunden

Für die im Untersuchungsgebiet gelegenen Abschnitte der A 9 sowie für die berücksichtigten Stadtstraßen von Bayreuth wurden ebenfalls Informationen über die Verkehrsbelastung aus der Verkehrsuntersuchung (ABD-Nordbayern, 2019) herangezogen.

Die Verkehrsbelegungsdaten sind für die betrachteten Untersuchungsfälle in **Abb. 4.2** dargestellt, dabei sind die Angaben für die B 2 und der A 9 im Querschnitt zusammengefasst. Durch die geplanten Erhöhungen der Brückenlagen im Zuge der Ersatzbauwerkes für die Hochbrücke Bayreuth sind zum Teil Steigungs- bzw. Gefällestrrecken mit größeren Längsneigungen verbunden.



**Abb. 4.2** 63871-19-01  
 Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf dem berücksichtigten Straßennetz

Die beschriebenen Verkehrsbelegungsdaten werden für das Bezugsjahr 2024 herangezogen, dem Jahr der geplanten Verkehrsfreigabe (Quelle: Autobahndirektion Nordbayern). Diese Kombination aus hohen Verkehrsstärken und hohen Emissionsfaktoren entspricht damit einer konservativen Vorgehensweise.

Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen werden zusätzlich zu den Verkehrsstärken und SV-Anteilen die Verkehrstagesganglinien an Werktagen, Samstagen und Sonntagen benötigt, die insbesondere der Ermittlung der Kurzzeitbelastungen dienen. Die in diesem Gutachten verwendeten Verkehrstagesganglinien beruhen auf typisierten Tagesganglinien der B 2 bei der Anschlussstelle A9-Bayreuth Nord für das Jahr 2015 und wurden dem Bayerischen Straßeninformationssystem (BAYSIS) des Bayerischen Staatsministeriums für Wohnen, Bau und Verkehr entnommen.

### 4.3 Meteorologische Daten

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden sogenannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit verschiedener Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind.

In Bayreuth wurden an der ca. 4 km westlich der Hochbrücke Bayreuth auf dem Gelände einer Kläranlage gelegenen Messstation Heinersreuth-Vollhof durch den Deutschen Wetterdienst (DWD) meteorologische Messdaten erfasst. Aus den Windmessdaten im Zeitraum 1987 bis 1996 wurde das in **Abb. 4.3** aufgezeigte zehnjährige Mittel der Windrichtungsverteilung abgeleitet. Durch die Lage in einer Beckenlandschaft mit Nordwest-Südost-Ausrichtung dominieren nordwestliche bis westliche sowie südöstliche Windrichtungen die Windrichtungsverteilung, die zudem lokale Einflüsse aufweist. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit ist mit ca. 2.0 m/s in 15 m Höhe erfasst. Die Lage der Messstation ist vergleichbar zum Untersuchungsgebiet.

An der Messstation Heinersreuth-Vollhof liegen keine aktuelleren Windmessdaten vor. An der ca. 50 km südöstlich gelegenen DWD-Station Weiden liegen langjährige stündliche Zeitreihen der Windrichtung und der Windgeschwindigkeit vor. Für diese Zeitreihen wurde das Zehnjahresmittel der Windrichtungsverteilung auf Basis aktueller Daten für den Zeitraum 2007-2016 ausgewertet. Weiter wurde das Zehnjahresmittel der Windrichtungsverteilung auf Basis der Daten für den Zeitraum 1987-1996 entsprechend dem Zeitraum der Messdaten an

## Windverteilung in Prozent

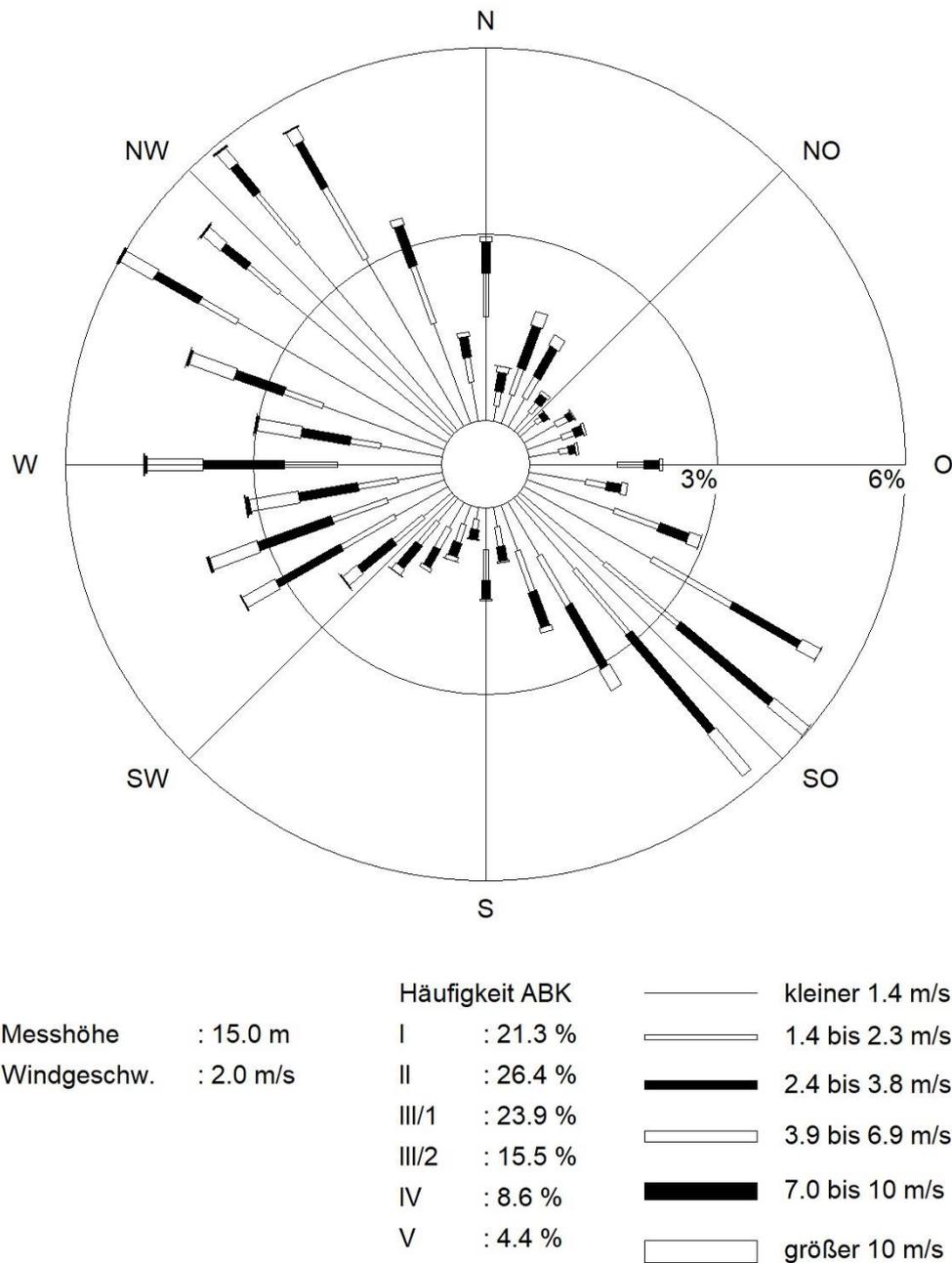


Abb. 4.3: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung an der DWD-Station Heinersreuth-Vollhof, basierend auf Messdaten aus dem Zeitraum 1987-1996 (Quelle: DWD).

der Station Heinersreuth-Vollhof ausgewertet. Im Vergleich weist das Zehnjahresmittel der Windrichtungsverteilung für 2007-2016 gegenüber der Windrichtungsverteilung im Zehnjahreszeitraum 1987-1996 keine nennenswerten Änderungen auf. Das zehnjährige Mittel der Windgeschwindigkeit 2007-2016 ist mit ca. 2.3 m/s geringfügig höher als das zehnjährige Mittel 1987-1996 mit 2.2 m/s. Für den DWD-Standort Heinersreuth-Vollhof kann von vergleichbaren zeitlichen Verhältnissen ausgegangen werden. In dieser Ausarbeitung werden daher die Windmessdaten an der DWD-Station Heinersreuth-Vollhof für den Zeitraum 1987 bis 1996 verwendet, da aufgrund der Lage der Messstation in der direkten Umgebung des Untersuchungsgebiets die durch die Beckenausrichtung charakteristischen Windverhältnisse erfasst werden und die Messdaten als repräsentativ für das Untersuchungsgebiet betrachtet werden können.

Aus den Windmessdaten an der DWD-Station Heinersreuth-Vollhof wird unter Berücksichtigung von Beobachtungsdaten des Wolkenbedeckungsgrades an der DWD-Station Hof eine Ausbreitungsklassenstatistik erzeugt. Diese Ausbreitungsklassenstatistik wird für die Ausbreitungsrechnungen unter Berücksichtigung der durch die Landnutzung bedingten Rauigkeit im Untersuchungsgebiet angewendet.

#### **4.4 Schadstoffhintergrundbelastung**

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 flächenhafte Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Straßenverkehrsemissionen werden im vorliegenden Gutachten die Schadstoffe Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) und Feinstaubpartikel ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) betrachtet.

Das Luftmessnetz für Bayern wird vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU Bayern) im Rahmen des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) betrieben. In den Lufthygienischen Jahresberichten sind u.a. Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden (LfU Bayern, 2010-2018). Die Kenngrößen für

das Jahr 2018 sind derzeit im Lufthygienischen Jahreskurzbericht 2018 (LfU Bayern, 2019) veröffentlicht.

Die vorliegenden Daten der dem Untersuchungsgebiet umliegenden Messstationen sind auszugsweise in **Tab. 4.1** aufgeführt. Die nächstgelegene Messstation Bayreuth/Hohenzollerring befindet sich südwestlich der Hochbrücke Bayreuth in ca. 3 km Entfernung an der B 2; die dort erfassten Kenngrößen für Luftqualität sind durch verkehrsbedingte Beiträge beeinflusst. In Kulmbach, ca. 20 km nordwestlich vom Untersuchungsgebiet entfernt, weisen die an der Station Kulmbach/Konrad-Adenauer-Straße erfassten Messdaten durch die Stationslage abseits von Hauptverkehrsstraßen nur einen geringen Beitrag des Straßenverkehrs auf. Die ca. 50 km nordöstlich gelegene Messstation Hof/LfU ist durch ihre Lage ebenfalls nur gering durch verkehrsbedingte Beiträge beeinflusst. In Bamberg, ca. 50 km westlich vom Untersuchungsgebiet entfernt, weisen die dort erfassten Kenngrößen durch die Stationslage an einer dreistreifigen Straße gewisse Beiträge des Kfz-Verkehrs auf. In Nürnberg, ca. 65 km südwestlich vom Untersuchungsgebiet entfernt, entsprechen die erfassten Messdaten an der Station Nürnberg/Muggenhof dem städtischen Hintergrund, während die Messungen an der Von-der-Tann-Straße deutlich durch Kfz-Beiträge geprägt sind.

Auf Grundlage der Messwerte an der Station Kulmbach/Konrad-Adenauer-Straße wird unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung der letzten Jahre eine Hintergrundbelastung für NO<sub>2</sub> von 21 µg/m<sup>3</sup> und für PM<sub>10</sub> von 17 µg/m<sup>3</sup> abgeleitet.

Entsprechend aktueller Untersuchungen (De Leeuw und Horálek, 2009; Bruckmann et al., 2009) gibt es eine Korrelation zwischen PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub>. De Leeuw und Horálek (2009) erhielten bei der Datenauswertung ein PM<sub>2.5</sub> zu PM<sub>10</sub>-Verhältnis zwischen 0.5 und 0.8. Bruckmann et al. (2009) beziffern das Verhältnis zwischen 0.63 und 0.71. Dabei wird hier an Hintergrundstationen im Vergleich zu Stationen in Quellnähe (Verkehr und Industrie) ein höheres PM<sub>2.5</sub>- zu PM<sub>10</sub>-Verhältnis bestimmt. Die in **Tab. 4.1** aufgeführten PM<sub>2.5</sub>-Messwerte an der Messstation Bamberg/Löwenbrücke bestätigen diese Korrelation.

Auf Grundlage der oben genannten PM<sub>2.5</sub>- zu PM<sub>10</sub>-Verhältnisse und der in **Tab. 4.1** aufgeführten Messwerte wird für das Untersuchungsgebiet eine PM<sub>2.5</sub>-Hintergrundbelastung von 13 µg/m<sup>3</sup> angesetzt. In **Tab. 4.2** sind die angesetzten Werte für die Schadstoffhintergrundbelastung dargestellt.

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Bayreuth/ Hohenzollernring	Kulmbach/ Konrad-Adenauer-Straße	Hof/ LfU	Bamberg/ Löwenbrücke	Nürnberg/ Muggenhof	Nürnberg/ Von-der-Tann-Straße
NO <sub>2</sub> - Jahresmittel	2009	34	25	25	28	29	53
	2010	34	26	28	33	25	50
	2011	31	25	18	29	29	49
	2012	32	26	16	24	29	46
	2013	30	24	17	27	27	47
	2014	31	23	17	24	28	49
	2015	31	19	16	23	29	48
	2016	30	21	17	24	28	46
	2017	29	21	17	24	29	43
2018	30	20	17	24	27	46	
PM10- Jahresmittel	2009	25	21	20	25	-	27
	2010	25	23	20	21	-	28
	2011	24	23	-	21	-	28
	2012	21	18	-	19	-	25
	2013	22	20	-	18	-	28
	2014	20	18	-	19	-	27
	2015	20	16	-	18	-	26
	2016	18	17	-	17	-	24
	2017	18	16	-	18	-	23
2018	20	16	-	18	-	-	
Anzahl PM10- Überschreitungen > 50 µg/m <sup>3</sup> im Tagesmittel	2009	21	16	16	20	-	22
	2010	15	19	12	16	-	34
	2011	21	27	-	15	-	32
	2012	14	7	-	9	-	17
	2013	12	9	-	9	-	21 (31*)
	2014	12	7	-	11	-	23 (24*)
	2015	8	2	-	6	-	14 (21*)
	2016	2	2	-	2	-	4 (6*)
	2017	13	11	-	11	-	15 (22*)
2018	10	7	-	6	-	-	
PM2.5- Jahresmittel	2009	-	-	-	-	18	-
	2010	-	-	-	-	18	-
	2011	-	-	-	-	17	-
	2012	-	-	-	-	14	-
	2013	-	-	-	-	15	-
	2014	-	-	-	14	14	-
	2015	-	-	-	13	14	-
	2016	-	-	-	12	13	-
	2017	-	-	-	13	13	-
2018	-	-	-	13	14	-	

Tab. 4.1: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in µg/m<sup>3</sup> in der Umgebung des Untersuchungsgebietes (LfU Bayern, 2010-2019); \* Anzahl an Überschreitungstagen ohne Abzug des Streusalzanteils nach § 25 der 39. BImSchV

Schadstoff	Hintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwert	21
PM10-Jahresmittelwert	17
PM2.5-Jahresmittelwert	13

Tab. 4.2: Angesetzte Schadstoffhintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet im Bezugsjahr 2018/2024.

Für das Chemiemodell zur Beschreibung der NO-NO<sub>2</sub>-Konversion (Düring et al., 2011) wird in Orientierung an den Messungen der in **Tab. 4.1** aufgeführten Messstationen der letzten Jahre eine Hintergrundbelastung für Ozon von 41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  angesetzt.

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. Für das zu betrachtende Prognosejahr zeigen Abschätzungen (RLuS, 2012) bezogen auf die heutige Situation Reduktionen der NO<sub>2</sub>-Immissionen um ca. 11 % und Reduktion der Feinstaubimmissionen um ca. 7 %. Diese Abschätzungen beziehen sich auf das Gebiet von Deutschland; im Einzelfall kann die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen aufgrund regionaler Emissionsentwicklungen davon abweichen. Im Rahmen dieser Untersuchung wird auf die Berücksichtigung dieser Reduktion verzichtet; das entspricht einer konservativen Vorgehensweise.

## 5 EMISSIONEN

### 5.1 Betrachtete Schadstoffe

Die Kraftfahrzeuge emittieren bei ihrem Betrieb eine Vielzahl von Schadstoffen. Die Relevanz dieser Schadstoffe ist recht unterschiedlich. Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit werden erfahrungsgemäß am ehesten bei NO<sub>2</sub> und PM10 erreicht, weshalb diese Stoffe im vorliegenden Gutachten detailliert betrachtet werden. Zudem werden die PM2.5-Immissionen behandelt.

### 5.2 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) inklusive 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 „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI, 2003).

#### 5.2.1 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.

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugarten PKW, INfz, LKW und Busse 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 erhöhte 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 Partikelgröße kleiner 1 µm (aerodynamischer Durchmesser) und damit der PM10- und der PM2.5-Fraktion zugeordnet werden.

Die Längsneigung der Straßen wird aus Höhenplänen, Lageplänen bzw. digitalen Geländedaten des Untersuchungsgebietes entnommen. Der Kaltstarteinfluss innerorts für PKW bzw. Infz wird entsprechend HBEFA angesetzt, sofern er in der Summe einen Zuschlag darstellt.

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

AB120:	Autobahn, Tempolimit 120 km/h
AB80:	Autobahn, Tempolimit 80 km/h
IOS-HVS70d:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS60:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h
IOS-HVS60d:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h
IOS-HVS50d:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50g:	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, gesättigter Verkehr

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, in dem eine Korrektur der Emissionsfaktoren für Euro-6-Diesel-PKW sowie der Einfluss der Lufttemperatur auf die Organisation der Abgasnachbehandlungseinrichtung für Euro-4, Euro-5 und Euro-6-Diesel-PKW berücksichtigt sind. Diese relativen Korrekturen und Anpassungen werden hier auch auf die leichten Nutzfahrzeuge angewendet und berücksichtigt für das Betrachtungsgebiet

die im HBEFA genannten mittleren deutschen Temperaturverhältnisse von ca. 9 °C, die vergleichbar sind mit den an der nächstgelegenen DWD-Station Heinersreuth-Vollhof im Zeitraum 2009-2018 erfassten mittleren Lufttemperatur von ca. 9.0 °C.

In **Tab. 5.1** sind die berücksichtigten Verkehrssituationen und die entsprechenden Emissionsfaktoren für das Bezugsjahr 2024 aufgeführt, klassifiziert wie im HBEFA für Längsneigungsklassen in 2 %-Stufen für Steigungs- und Gefällestrecken sowie Gegenverkehrsstrecken mit Steigung. Steigungsstrecken werden gekennzeichnet durch vorangestelltes „+“-Zeichen, Gefällestrecken durch „-“-Zeichen und Gegenverkehrsstrecken durch „\_“-Zeichen. Die angesetzten Verkehrssituationen sind exemplarisch in **Abb. 5.1** für den Planfall dargestellt. Die Verkehrssituationen wurden auf Grundlage der zulässigen Fahrgeschwindigkeiten entlang den betrachteten Straßenabschnitten abgeleitet, wobei mit Ausnahme für die Fahrwege des Brückenbauwerkes inklusive Rampen keine weiteren Angaben zur Verfügung gestellt wurden; entlang der A 8 sind hohe Fahrgeschwindigkeit mit hohen Luftschadstofffreisetzungen verbunden. Die Emissionen werden auf der Grundlage der im Verkehrsgutachten genannten Verkehrsprognosen 2035 im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit für das Bezugsjahr 2024, dem Jahr der geplanten Verkehrsfreigabe des Ersatzneubaus, berechnet.

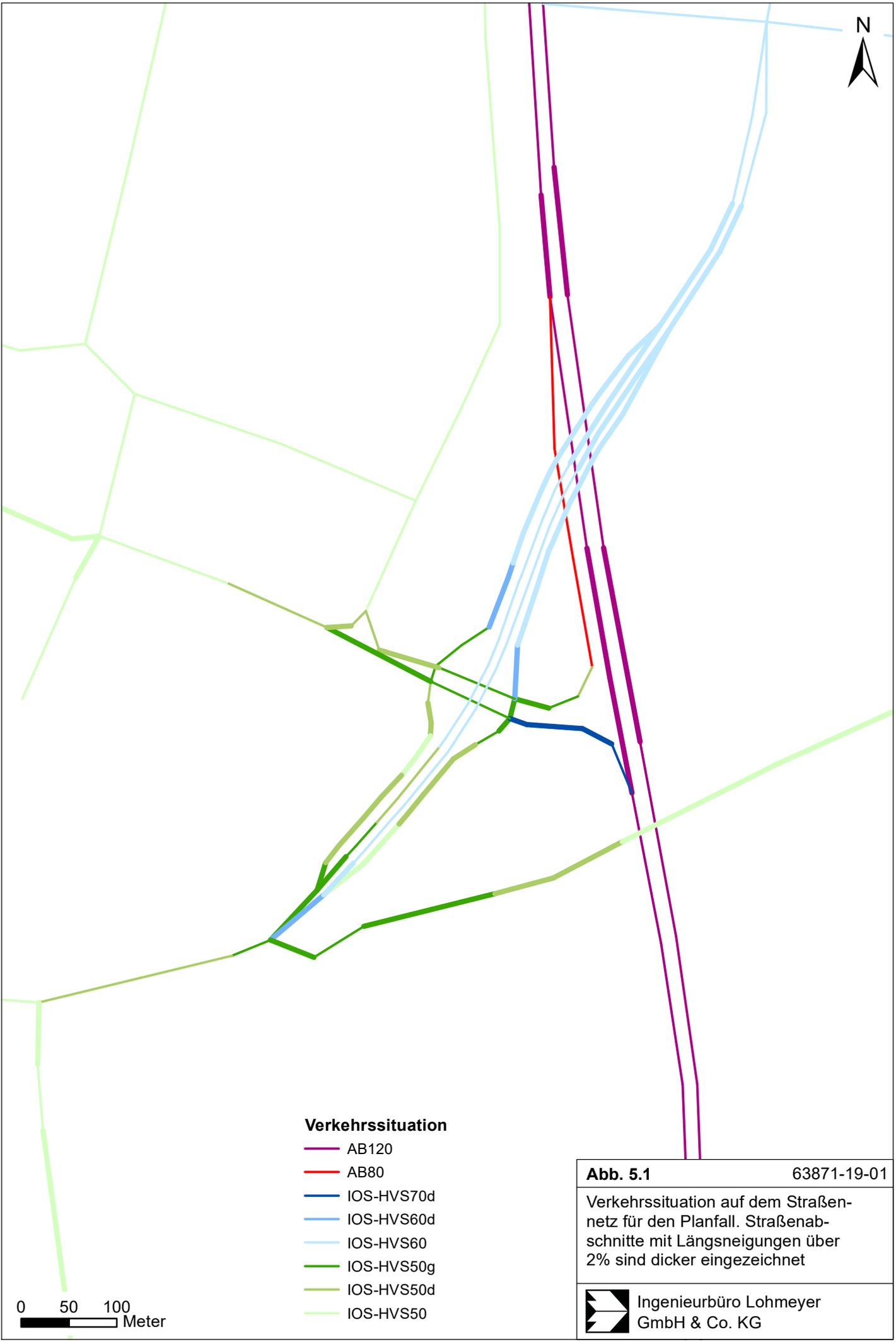
### 5.2.1 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelmissionen 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 zufriedenstellender 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 in Anlehnung an BASt (2005) sowie Düring und Lohmeyer (2011) verwendet.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [g/km] 2024									
Verkehrssituation	Geschwindigkeit	NO <sub>x</sub>		PM10 / PM 2.5 (nur Abgase)		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb)		NO <sub>2,direkt</sub>	
		PKW	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV
AB120	122.0	0.256	0.305	0.0030	0.0054	0.030	0.13	0.011	0.048	0.079	0.066
AB120-2	122.0	0.172	0.475	0.0024	0.0016	0.030	0.13	0.011	0.048	0.053	0.124
AB120+2	122.0	0.401	0.485	0.0039	0.0078	0.030	0.13	0.011	0.048	0.125	0.101
AB80	82.8	0.150	0.309	0.0022	0.0054	0.030	0.13	0.013	0.051	0.045	0.066
IOS-HVS70d	50.2	0.218	0.671	0.0036	0.0093	0.033	0.35	0.020	0.058	0.064	0.112
IOS-HVS70d-2	50.2	0.160	0.946	0.0029	0.0057	0.033	0.35	0.020	0.058	0.046	0.208
IOS-HVS60	52.0	0.203	0.673	0.0033	0.0089	0.026	0.10	0.019	0.057	0.059	0.115
IOS-HVS60-2	52.0	0.142	1.040	0.0028	0.0052	0.026	0.10	0.019	0.057	0.040	0.243
IOS-HVS60-4	52.0	0.102	0.703	0.0024	0.0029	0.026	0.10	0.019	0.057	0.028	0.179
IOS-HVS60-6	52.0	0.076	0.344	0.0021	0.0021	0.026	0.10	0.019	0.057	0.020	0.088
IOS-HVS60+2	52.0	0.289	0.726	0.0041	0.0124	0.026	0.10	0.019	0.057	0.086	0.125
IOS-HVS60+4	52.0	0.400	0.968	0.0049	0.0151	0.026	0.10	0.019	0.057	0.121	0.164
IOS-HVS60+6	52.0	0.530	1.266	0.0059	0.0180	0.026	0.10	0.019	0.057	0.162	0.216
IOS-HVS60_2	52.0	0.216	0.883	0.0035	0.0088	0.026	0.10	0.019	0.057	0.063	0.184
IOS-HVS60d-2	43.0	0.168	1.494	0.0030	0.0063	0.033	0.35	0.021	0.062	0.048	0.371
IOS-HVS60d-6	43.0	0.093	0.298	0.0023	0.0024	0.033	0.35	0.021	0.062	0.026	0.075
IOS-HVS60d+4	43.0	0.399	1.022	0.0051	0.0171	0.033	0.35	0.021	0.062	0.120	0.176
IOS-HVS50	44.9	0.203	0.893	0.0034	0.0102	0.026	0.10	0.021	0.062	0.059	0.156
IOS-HVS50-6	44.9	0.091	0.511	0.0022	0.0030	0.026	0.10	0.021	0.062	0.025	0.130
IOS-HVS50+4	44.9	0.394	1.031	0.0051	0.0172	0.026	0.10	0.021	0.062	0.119	0.178
IOS-HVS50+6	44.9	0.515	1.317	0.0059	0.0202	0.026	0.10	0.021	0.062	0.157	0.227
IOS-HVS50_2	44.9	0.215	1.069	0.0035	0.0102	0.026	0.10	0.021	0.062	0.063	0.224
IOS-HVS50d	37.0	0.220	1.114	0.0037	0.0125	0.033	0.35	0.022	0.062	0.064	0.195
IOS-HVS50d-2	37.0	0.167	1.480	0.0032	0.0086	0.033	0.35	0.022	0.062	0.048	0.333
IOS-HVS50d-4	37.0	0.125	1.459	0.0028	0.0061	0.033	0.35	0.022	0.062	0.035	0.363
IOS-HVS50d-6	37.0	0.099	0.939	0.0025	0.0046	0.033	0.35	0.022	0.062	0.027	0.237
IOS-HVS50d+2	37.0	0.297	1.060	0.0043	0.0165	0.033	0.35	0.022	0.062	0.088	0.184
IOS-HVS50d+6	37.0	0.494	1.371	0.0060	0.0229	0.033	0.35	0.022	0.062	0.149	0.235
IOS-HVS50d_2	37.0	0.232	1.270	0.0037	0.0126	0.033	0.35	0.022	0.062	0.068	0.258
IOS-HVS50g	30.8	0.255	1.244	0.0040	0.0132	0.035	0.50	0.022	0.062	0.075	0.226
IOS-HVS50g-2	30.8	0.194	1.595	0.0034	0.0092	0.035	0.50	0.022	0.062	0.056	0.364
IOS-HVS50g-4	30.8	0.151	1.419	0.0030	0.0064	0.035	0.50	0.022	0.062	0.043	0.349
IOS-HVS50g+2	30.8	0.329	1.107	0.0046	0.0169	0.035	0.50	0.022	0.062	0.098	0.190
IOS-HVS50g_2	30.8	0.261	1.351	0.0040	0.0130	0.035	0.50	0.022	0.062	0.077	0.277

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2024

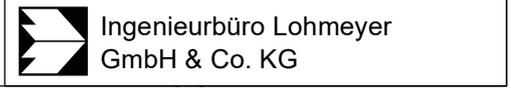


**Verkehrssituation**

- AB120
- AB80
- IOS-HVS70d
- IOS-HVS60d
- IOS-HVS60
- IOS-HVS50g
- IOS-HVS50d
- IOS-HVS50

**Abb. 5.1** 63871-19-01

Verkehrssituation auf dem Straßennetz für den Planfall. Straßenabschnitte mit Längsneigungen über 2% sind dicker eingezeichnet



0 50 100  
Meter

Die nicht motorbedingten PM<sub>2.5</sub>-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 in verschiedene Straßentypen (z. B. Bundesautobahn oder innerorts) ist durch eine dort angegebene Geschwindigkeitsabhängigkeit (für Reifen und Bremsabrieb) möglich. 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) setzen z.B. die PM<sub>2.5</sub>-Straßenabriebsemissionen auf Basis von Untersuchungen von TNO aus dem Jahr 1997 zu Null. Um auf der sicheren Seite zu liegen, werden dennoch Emissionen für PM<sub>2.5</sub> berücksichtigt.

Auf Grundlage der o.a. Datenbasis werden zur Berechnung der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionen für die Summe aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) die in der **Tab. 5.1** aufgeführten Emissionsfaktoren angesetzt.

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.

### 5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und LKW-(SV)-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus. Im Anhang A3 sind die räumlichen Verteilungen der Emissionen für die Schadstoffe NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> dargestellt,

In **Tab. 5.2** sind exemplarisch die Verkehrskennwerte und daraus abgeleitete Emissionen für einen Querschnitt der B 2 im Bereich der nördlichen Rampe des Hauptbauwerkes der Hochbrücke Bayreuth. Mit dem geplanten Ersatzneubau ist in Bereichen mit gegenüber dem Bestand größeren Längsneigungen eine Zunahme der Stickoxidemissionen um ca. 8 % verbunden; die Zunahme der Feinstaubfreisetzungen liegt unterhalb von 1 %.

		DTV in Kfz/24h	LKW- Anteil in %	Verkehrs- situation	Mittlere Emissionsdichte in mg/(m*s)			
					NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub> direkt	PM10	PM2.5
Prognose- nullfall	B 2 FR Süd	7 600	5.6	IOS-HVS60+2	0.0276	0.0031	0.0023	0.0078
	B 2 FR Nord	10 000	4.2	IOS-HVS60-2	0.0208	0.0037	0.0027	0.0057
	<b>Summe</b>	17 600	4.8		0.0484	0.0068	0.0050	0.0134
Planfall	B 2 FR Süd	7 600	5.6	IOS-HVS60+4	0.0380	0.0031	0.0024	0.0108
	B 2 FR Nord	10 000	4.2	IOS-HVS60-4	0.0147	0.0036	0.0027	0.0040
	<b>Summe</b>	17 600	4.8		0.0526	0.0068	0.0050	0.0148

Tab. 5.2: Verkehrskennwerte und Emissionen der Fahrwege im Bereich der nördlichen Rampe der Hauptbrücke der Hochbrücke Bayreuth (FR  $\hat{=}$  Fahrtrichtung).

Für die ca. 350 m lange Einhausung der A 9 im südlichen Bereich werden die innerhalb der Einhausung freigesetzten Luftschadstoffe anteilig in Bereichen der Portale freigesetzt.

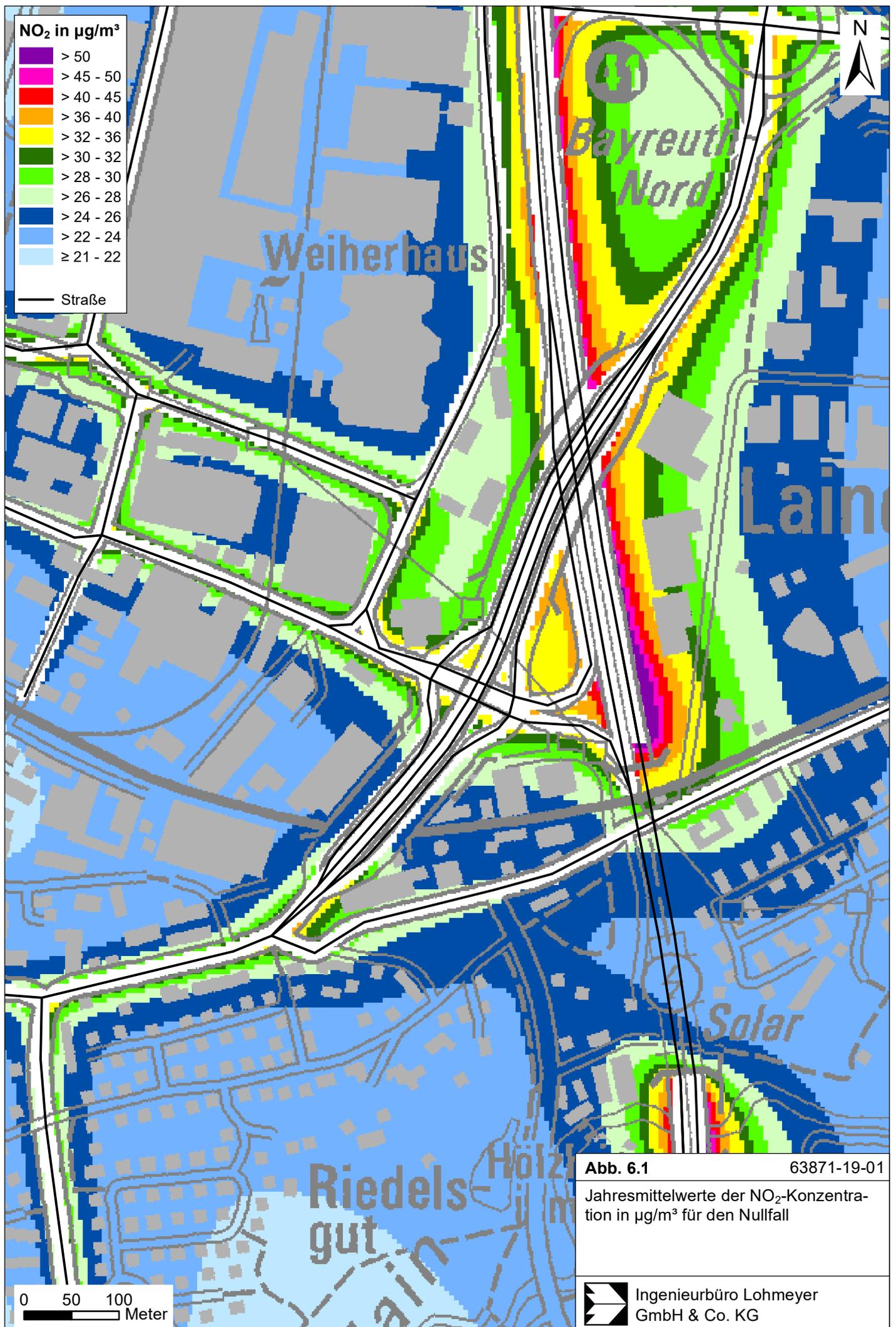
## 6 ERGEBNISSE

Im Untersuchungsgebiet wurden Schadstoffimmissionen in Bodennähe bestimmt. Das Recherchegebiet deckt eine Fläche von ca. 1 km x 1.5 km ab, bei einer horizontalen Auflösung von 5 m x 5 m. In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) auf den berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Die Beurteilungswerte beziehen sich immer auf die Gesamtbelastung. Es wird daher nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Hintergrundbelastung (Kap. 4.4) zusammensetzt.

Die Ergebnisse der Immissionsberechnungen, bestehend aus der Überlagerung der Hintergrundbelastung und der verkehrsbedingten Zusatzbelastung innerhalb des Untersuchungsgebietes, werden grafisch aufbereitet und als farbige Abbildungen dargestellt. Die grafische Umsetzung der Immissionen erfolgt in Form von farbigen Rechtecken, deren Farbe bestimmten Konzentrationsintervallen zugeordnet ist. Die Zuordnung zwischen Farbe und Konzentrationsintervall ist jeweils in einer Legende angegeben. Bei der Skalierung der Farbstufen für die Immissionen wurde der kleinste Wert entsprechend der angesetzten Hintergrundbelastung zugeordnet. Fahrbahnbereiche sind ohne Farbe dargestellt. Beurteilungsrelevanten Kenngrößen sind einheitliche Farben zugeordnet. Damit werden Grenzwerte der 39. BImSchV mit roten Farben für NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte sowie für PM10- und PM2.5-Jahresmittelwerte und der Schwellenwert für PM10-Kurzzeitbelastungen sowie der Zielwert für PM2.5-Jahresmittelwerte mit der gelben Farbe belegt.

### 6.1 NO<sub>2</sub>-Immissionen

Die für den Prognosenullfall berechneten Jahresmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Immissionen sind in **Abb. 6.1** dargestellt. Die Immissionen im Untersuchungsgebiet sind durch die verkehrsbedingten Beiträge der A 9 geprägt. Die entlang der Autobahn flächenhaft erhöhten Jahresmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung sind nördlich der Hochbrücke Bayreuth vereinzelt bis 50 µg/m<sup>3</sup> berechnet. Im Bereich des nördlichen Portals der Einhausung der A 9 sind im Nahbereich der Autobahn ebenfalls NO<sub>2</sub>-Immissionen über 50 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. Östlich der Hochbrücke Bayreuth führen Überlagerungen verkehrsbedingter Beiträge der A 9 im Nahbereich der B 2 zu NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten über 32 µg/m<sup>3</sup> bis vereinzelt 40 µg/m<sup>3</sup>. Westlich der Hochbrücke finden sich vergleichbare Konzentrationen vereinzelt an Knotenpunkten der B 2, überwiegend sind in diesem Bereich NO<sub>2</sub>-Immissionen bis 32 µg/m<sup>3</sup> im Nahbereich der Bundesstraße ermittelt. An der Hochbrücke Bayreuth sind nördlich der Sophian-Kolb-Straße in



Bodennähe NO<sub>2</sub>-Immissionen bis 40 µg/m<sup>3</sup> und südlich der Sophian-Kolb-Straße überwiegend bis 26 µg/m<sup>3</sup> berechnet. Entlang den übrigen Straßen im Untersuchungsgebiet sind überwiegend NO<sub>2</sub>-Immissionen über 26 µg/m<sup>3</sup> und bis 32 µg/m<sup>3</sup> berechnet.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an für die Beurteilung relevanter Bebauung, z.B. Wohngebäuden, führen. Die Bewertung der Luftqualität auf dem Gelände von Arbeitsstätten ist in der 39. BImSchV ausgeschlossen. Südlich der Bernecker Straße ist die Bebauung durch Wohngebäude geprägt. Östlich der A 9 sind an der zur Stadtstraße angrenzenden Wohnbebauung NO<sub>2</sub>-Immissionen über 26 µg/m<sup>3</sup> und vereinzelt bis 30 µg/m<sup>3</sup> ermittelt, überwiegend sind in diesem Bereich jedoch geringere NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastungen mit Jahresmittelwerten zwischen 22 µg/m<sup>3</sup> und 26 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. Westlich der A 9 sind an der zur Stadtstraße angrenzenden Wohnbebauung NO<sub>2</sub>-Immissionen über 26 µg/m<sup>3</sup> und vereinzelt bis 32 µg/m<sup>3</sup> ermittelt, überwiegend sind in diesem Bereich jedoch geringere NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastungen mit Jahresmittelwerten zwischen 21 µg/m<sup>3</sup> und 26 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. An der zum südlichen Portal der Einhausung der A 9 nächstgelegenen Wohnbebauung sind ebenfalls NO<sub>2</sub>-Immissionen vereinzelt bis 28 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. Damit wird an der Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet der derzeit geltende Grenzwert für NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von 40 µg/m<sup>3</sup> nicht erreicht und nicht überschritten. Die ermittelten Jahresmittelwerte an zu den Stadtstraßen angrenzenden Wohngebäuden schöpfen den Grenzwert vereinzelt bis 80 % aus.

Nördlich der Bernecker Straße ist die Bebauung überwiegend durch Gewerbenutzungen geprägt. In diesem Bereich sind östlich der A 9 an den zur Autobahn nächstgelegenen Gewerbegebäuden NO<sub>2</sub>-Immissionen über 32 µg/m<sup>3</sup> und vereinzelt im Bereich des nördlichen Portals der Einhausung bis 40 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. An weiter entfernt liegenden Gewerbegebäuden ist die NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung geringer und überwiegend bis 26 µg/m<sup>3</sup> berechnet. Westlich der A 9 ist die NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung an Gewerbegebäuden im Bereich der Hochbrücke Bayreuth vereinzelt bis 36 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. An den übrigen Gewerbegebäuden westlich der A 9 sind überwiegend NO<sub>2</sub>-Immissionen zwischen 22 µg/m<sup>3</sup> und 30 µg/m<sup>3</sup> berechnet, die vereinzelt auch Jahresmittelwerte bis 36 µg/m<sup>3</sup> aufweisen.

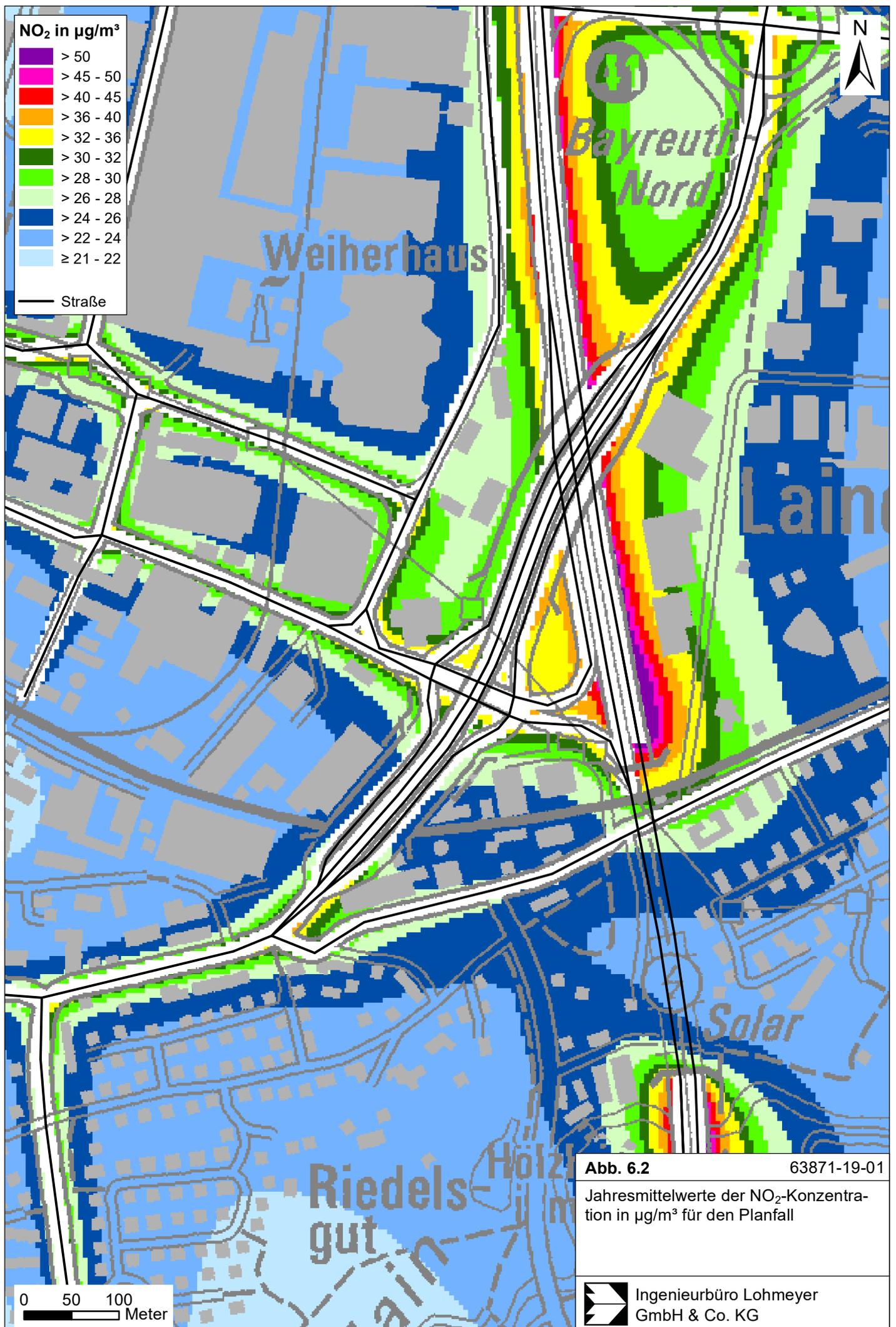
In **Abb. 6.2** ist die NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung für den Planfall mit Ersatzneubau der Hochbrücke Bayreuth dargestellt. Aufgrund zum Prognosenullfall vergleichbarer Verkehrsbelastungen sind für den Planfall nur geringfügige Veränderungen der NO<sub>2</sub>-Immissionen ermittelt. Im östlichen bis nordöstlichen Rampenbereich führen die größeren Längsneigungen zu einer ge-

wissen Zunahme der NO<sub>2</sub>-Immissionen. Entlang der Hochbrücke Bayreuth ist die Erhöhung der Brückenlage im Zuge des Ersatzneubaus mit einer gewissen Reduzierung der NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung in Bodennähe verbunden, die prognostizierten Jahresmittelwerte sind dabei weiterhin zum Prognosenullfall vergleichbar. Im übrigen Untersuchungsgebiet sind die ermittelten NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte zum Prognosenullfall vergleichbar.

Die im Planfall prognostizierten Jahresmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastungen an nach der 39. BImSchV beurteilungsrelevanter Bebauung mit Wohnnutzung unterschreiten weiterhin den Grenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup>. An der südlich der Bernecker Straße gelegenen Wohnbebauung sind zum Prognosenullfall vergleichbare Jahresmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung ermittelt. Östlich der A 9 sind weiterhin vereinzelt NO<sub>2</sub>-Immissionen bis 30 µg/m<sup>3</sup> an zur Stadtstraße angrenzender Wohnbebauung ermittelt, westlich der A 9 vereinzelt bis 32 µg/m<sup>3</sup>. Überwiegend sind jedoch wie im Prognosenullfall geringere NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastungen zwischen 21 µg/m<sup>3</sup> und 26 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. Der nach der 39. BImSchV derzeit geltende Grenzwert für NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte wird weiterhin vereinzelt bis 80% ausgeschöpft.

An der nördlich der Bernecker Straße überwiegend durch Gewerbenutzung geprägte Bebauung sind östlich der A 9 an den zur Autobahn nächstgelegenen Gewerbegebäuden weiterhin NO<sub>2</sub>-Immissionen über 32 µg/m<sup>3</sup> und vereinzelt im Bereich des nördlichen Portals der Einhausung bis 40 µg/m<sup>3</sup> ermittelt und an weiter entfernt liegenden Gewerbegebäuden überwiegend bis 26 µg/m<sup>3</sup> berechnet. Westlich der A 9 ist die NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung an Gewerbegebäuden im Bereich der Hochbrücke Bayreuth trotz gewisser Abnahmen weiterhin vereinzelt bis 36 µg/m<sup>3</sup> ermittelt. An den übrigen Gewerbegebäuden westlich der A 9 sind zum Prognosenullfall vergleichbare NO<sub>2</sub>-Immissionen überwiegend zwischen 22 µg/m<sup>3</sup> und 30 µg/m<sup>3</sup> berechnet, die weiterhin vereinzelt auch Jahresmittewerte bis 36 µg/m<sup>3</sup> aufweisen.

Die 39. BImSchV sieht eine Bestimmung der Kurzzeitbelastung von NO<sub>2</sub> vor (siehe Abschnitt 3.3). Entsprechend den Ableitungen aus Messdaten kann geschlossen werden, dass bei einer Einhaltung von 130 µg/m<sup>3</sup> für den 98-Perzentilwert auch der NO<sub>2</sub>-Kurzzeitgrenzwert eingehalten wird. Die berechneten NO<sub>2</sub>-Kurzzeitbelastungen (98-Perzentilwert) führen sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall im Bereich der bestehenden Bebauung zu Konzentrationen sehr deutlich unter 130 µg/m<sup>3</sup>. Dementsprechend ist zu erwarten, dass im Untersuchungsgebiet der NO<sub>2</sub>-Kurzzeitgrenzwert deutlich nicht überschritten wird. Auf eine grafische Darstellung wird hier verzichtet.

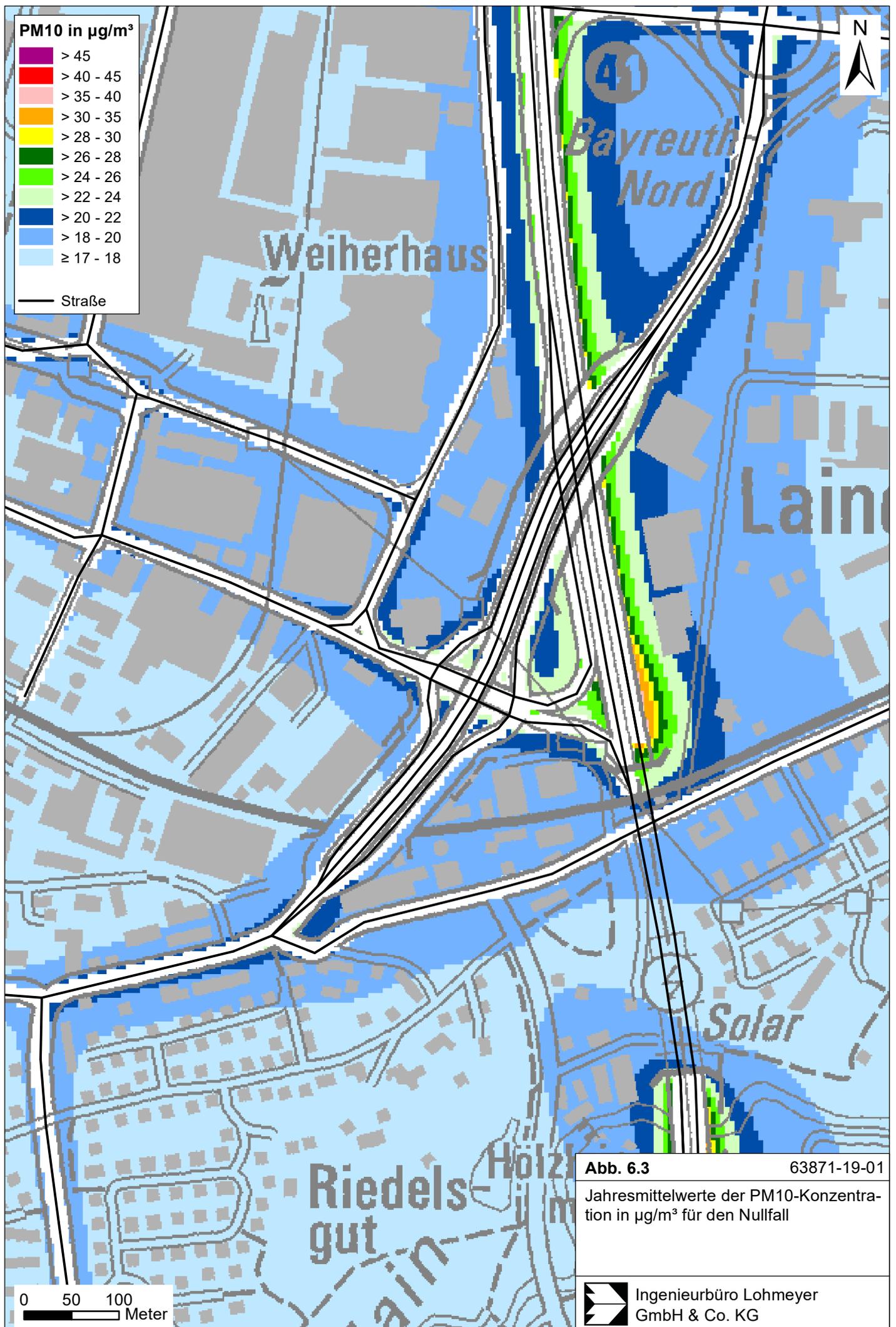


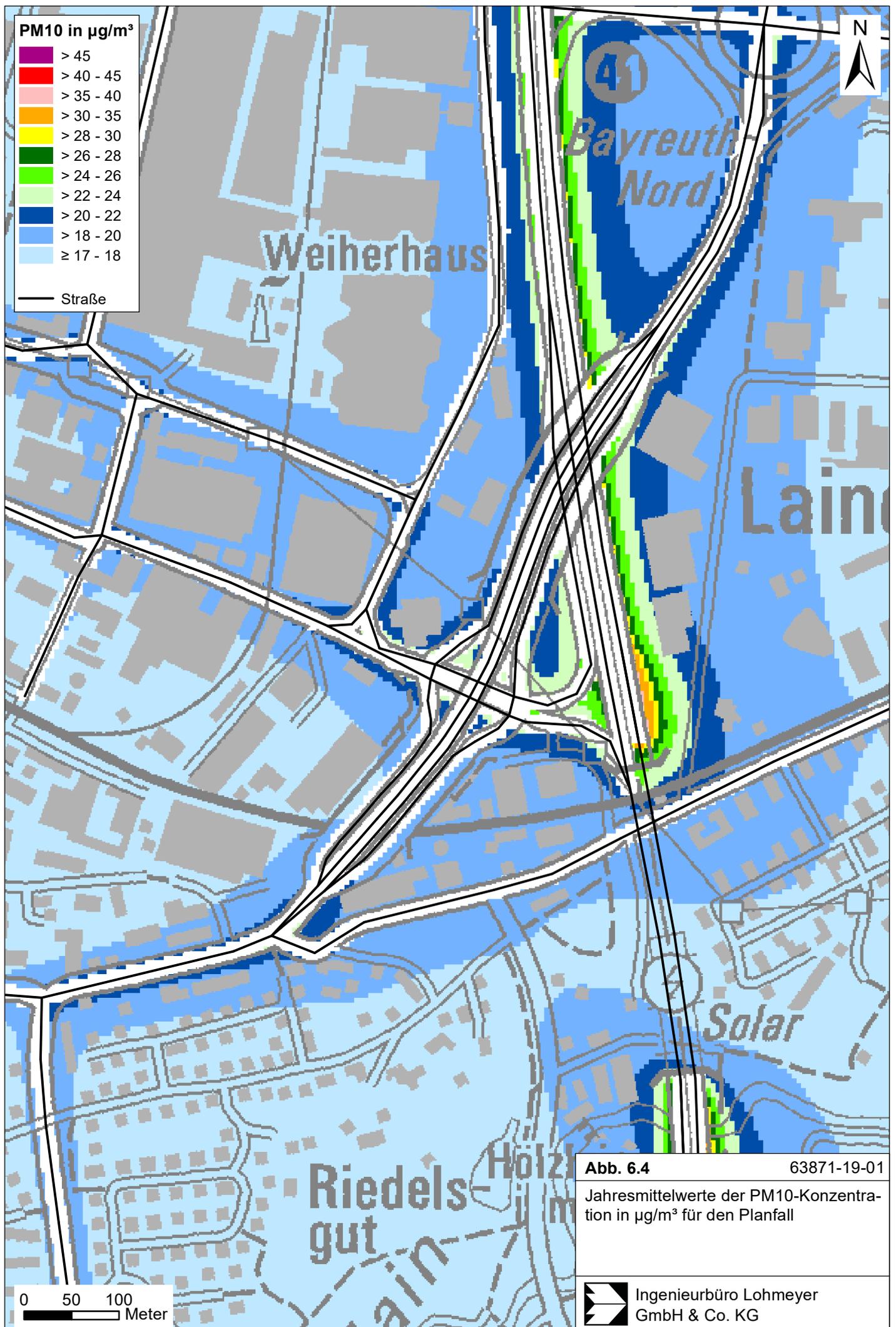
## 6.2 Feinstaub-Immissionen (PM10)

Für die Bewertung der PM10-Immissionen liegen zwei Beurteilungsgrößen vor. Diese sind der Jahresmittelwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und der Kurzzeitwert, der max. 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in einem Jahr erlaubt. Die Auswertungen von Messdaten zeigen, dass der Kurzzeitwert die strengere Größe darstellt. Entsprechend den Ausführungen in Kap. 3 gibt es für den Kurzzeitwert einen Schwellenwert. Dieser besagt, dass ab einem PM10-Jahresmittelwert von  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  der Kurzzeitwert überschritten werden kann. Im Folgenden werden die berechneten PM10-Jahresmittelwerte dargestellt und mit Blick auf die beiden Werte von  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  diskutiert.

Die für den Prognosenullfall und für den Planfall berechneten Jahresmittelwerte der PM10-Immissionen sind in **Abb. 6.3** und **Abb. 6.4** dargestellt. Zwischen den betrachteten Untersuchungsfällen sind nur geringfügige Unterschiede ermittelt. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist die PM10-Gesamtbelastung entlang der A 9 überwiegend über  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und vereinzelt bis  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Im Bereich des nördlichen Portals der Einhausung sind Jahresmittelwerte vereinzelt bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Entlang der B 2 sind PM10-Immissionen überwiegend bis  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Bereich von Knotenpunkten vereinzelt bis  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Im Bereich der Hochbrücke Bayreuth sind aufgrund der Brückenlagen entlang der B 2 in Bodennähe Gesamtbelastungen zwischen  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet, die zwischen den Untersuchungsfällen nur geringfügige Unterschiede aufweisen. Im übrigen Untersuchungsgebiet sind geringe PM10-Gesamtbelastungen ermittelt, die zur Hintergrundbelastung vergleichbar sind und nur im Nahbereich der berücksichtigten Stadtstraßen mit Jahresmittelwerten bis  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erhöhte Immissionen aufweisen.

Im Untersuchungsgebiet werden im Prognosenullfall und im Planfall sowohl der Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wie auch der Schwellenwert zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung von  $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an nach der 39. BImSchV beurteilungsrelevanter Wohnbebauung deutlich unterschritten. An der südlich der Bernecker Straße gelegenen Wohnbebauung sind an zu den Stadtstraßen direkt angrenzenden Wohngebäuden vereinzelt PM10-Immissionen bis  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, die den Grenzwert für Jahresmittelwerte bis 55 % ausschöpfen. An der übrigen Wohnbebauung sind geringere Jahresmittelwerte zwischen  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und somit den Grenzwert um bis 50 % ausschöpfen.





An der nördlich der Bernecker Straße durch Gewerbenutzungen geprägter Bebauung sind westlich der A 9 im Bereich der Hochbrücke PM10-Immissionen mit Jahresmittelwerten vereinzelt bis  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet, überwiegend sind aber geringere Immissionen bis  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel ermittelt. Östlich der Autobahn sind an zur A 9 nächstgelegenen Gewerbegebäuden vereinzelt PM10-Gesamtbelastungen bis  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, überwiegend sind an der Bebauung in diesem Bereich aber geringere Jahresmittelwerte zwischen  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet.

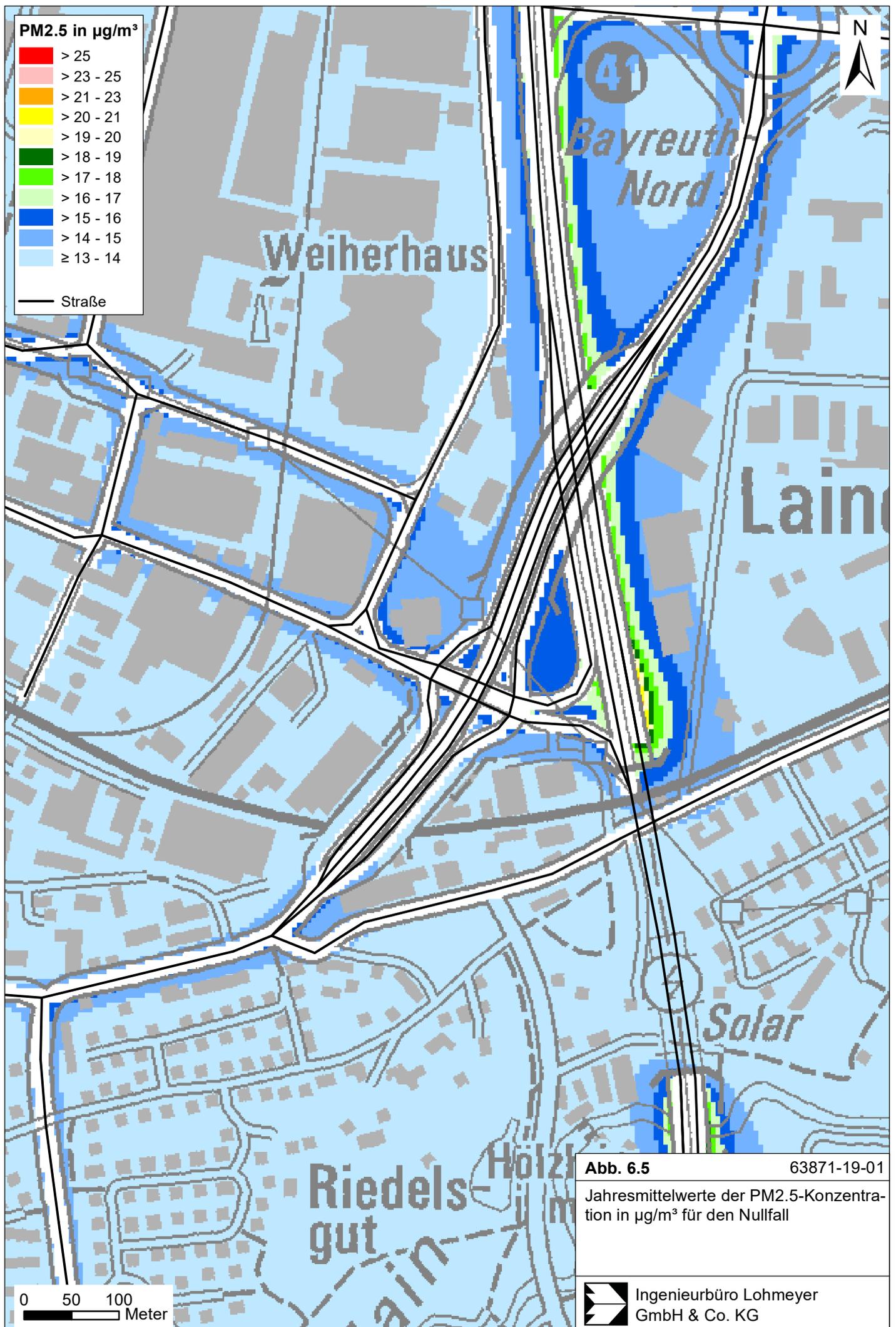
### 6.3 Feinstaub-Immissionen (PM2.5)

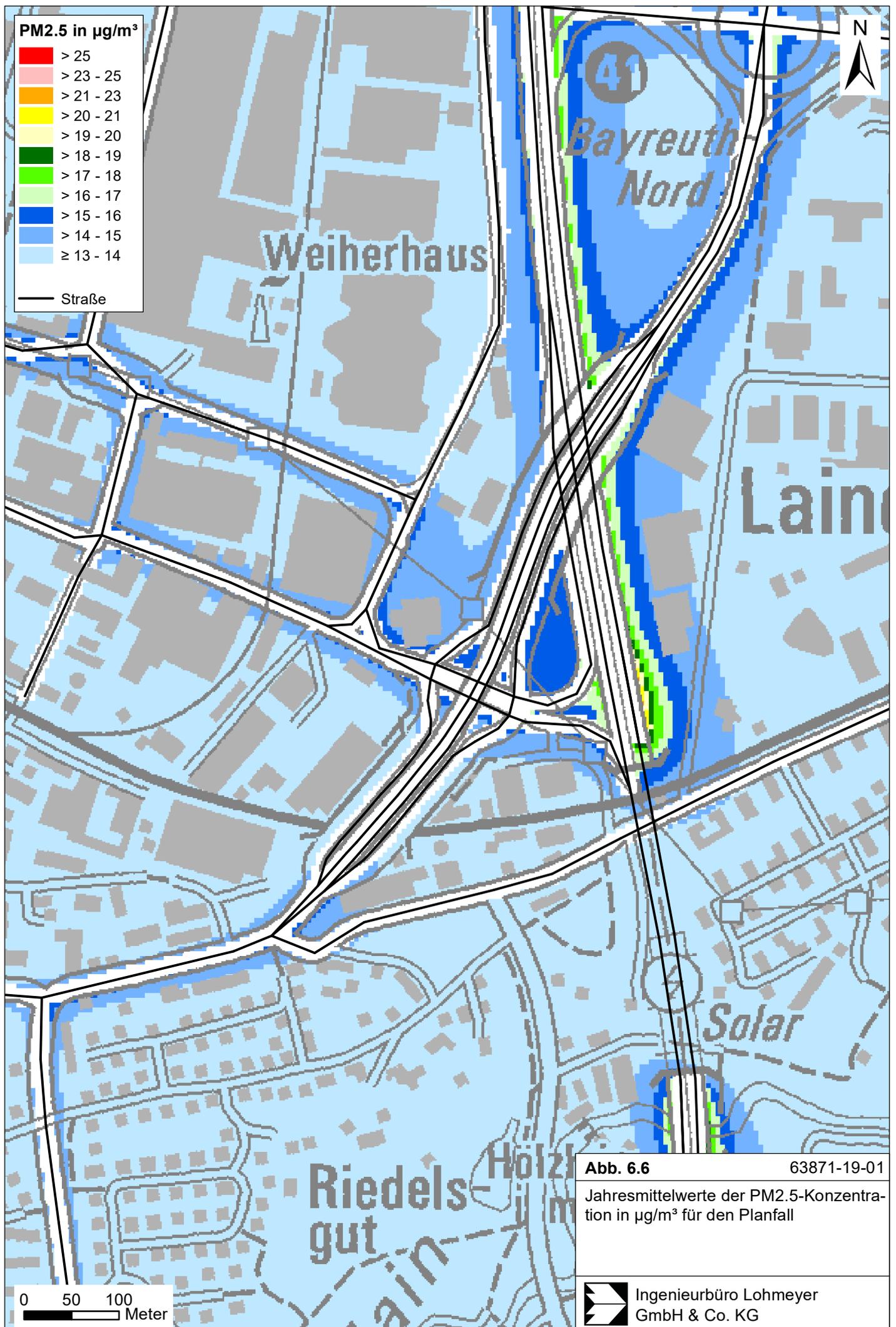
Für die Bewertung der PM2.5-Immissionen werden zwei Beurteilungswerte genannt. Diese sind der PM2.5-Grenzwert (Jahresmittelwert) von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der seit dem Jahr 2015 einzuhalten ist, und der Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der ab dem Jahr 2020 einzuhalten ist. Im Folgenden werden die berechneten PM2.5-Jahresmittelwerte dargestellt und mit Blick auf die beiden Werte von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  diskutiert.

Die für den Prognosenullfall und den Planfall berechneten PM2.5-Immissionen im Jahresmittel sind in **Abb. 6.5** bzw. **Abb. 6.6** dargestellt. Die ermittelten PM2.5-Emissionen tragen nur im Nahbereich der berücksichtigten Straßen zur PM2.5-Gesamtbelastung bei. Entlang der A 9 führen die Feinstaubfreisetzungen des Straßenverkehrs zu PM2.5-Immissionen bis  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , im Bereich des nördlichen Portals der Einhausung auch zu Immissionen bis  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel. Entlang der B 2 sind östlich der A 9 PM2.5-Immissionen bis  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und westlich der A 9 bis vereinzelt bis  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet, die sich im Bereich Hochbrücke Bayreuth aufgrund der Brückenlagen zum Teil nur geringfügig von der Hintergrundbelastung von  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  unterscheiden. Entlang der übrigen Stadtstraßen sind vereinzelt PM2.5-Gesamtbelastungen bis  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  abgeleitet. Im übrigen Untersuchungsgebiet sind die ermittelten PM2.5-Immissionen zur Hintergrundbelastung vergleichbar.

An der Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet, südlich der Bernecker Straße gelegen, sind an den zu den Stadtstraßen angrenzenden Wohngebäuden PM2.5-Immissionen vereinzelt bis  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  prognostiziert. An der übrigen Wohnbebauung unterscheidet sich die PM2.5-Gesamtbelastung mit Jahresmittelwerten bis  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nur geringfügig von der Hintergrundbelastung. Damit wird in beiden Untersuchungsfällen an nach der 39. BImSchV beurteilungsrelevanter Bebauung weder der PM2.5-Grenzwert noch der Richtgrenzwert erreicht oder überschritten. Die an Wohngebäuden ermittelten Jahresmittelwerte bis  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  schöpfen den nach der 39. BImSchV geltenden Grenzwert um weniger als 70 % aus.

An der Bebauung nördlich der Bernecker Straße, die durch Gewerbenutzungen geprägt ist, sind im Untersuchungsgebiet vereinzelt PM<sub>2.5</sub>-Immissionen bis 16 µg/m<sup>3</sup> berechnet, so auch im Bereich der Hochbrücke Bayreuth. Überwiegend sind an der Bebauung in diesem Bereich aber geringere Jahresmittelwerte bis 14 µg/m<sup>3</sup> berechnet.





## 7 LITERATUR

22. BImSchV (2002): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV), Neufassung vom 4. Juni 2007. In: BGBl Jahrgang 2007 Teil I Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12.06.2007.
23. BImSchV (1996): Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten - 23. BImSchV). In: BGBl. I, Nr. 66, S. 1962 (mit Erscheinen der 33. BImSchV seit 2004 aufgehoben).
33. BImSchV (2004): Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen – 33. BImSchV). BGBl I, Nr. 36, S. 1612-1625 vom 20.07.2004.
39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV). BGBl I, Nr. 40, S. 1065-1104 vom 05.08.2010.
- ABD-Nordbayern (2019): BAB A9 AS Bayreuth-Nord i. V. mit B2, Prognosefortschreibung 2035 – Neubau Hochbrücke Bayreuth (B2). Autobahndirektion Nordbayern, August 2019.
- Bächlin, W., Bösing, R., Brandt, A., Schulz, T. (2006): Überprüfung des NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 66 (2006) Nr. 4 – April.
- 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. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.

- Bruckmann, P., Otto, R., Wurzler, S., Pfeffer, U., Doppelfeld, A., Beier, R. (2009): Welche Anforderungen stellen die neuen europäischen Regelungen zu der Feinstaubfraktion  $PM_{2.5}$  an den Immissionsschutz? Immissionsschutz 3/09.
- CORINAIR (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2007. EEA (European Environment Agency). Publish date: 5 Dec 2007. In: Technical report No 16/2007.
- De Leeuw, F., Horálek, J. (2009): Assessment of health impacts of exposure to  $PM_{2.5}$  at a European level. ETC/ACC Technical Paper 2009/1. European Topic Centre on Air and Climate Change, June 2009.
- Düring, I., Bächlin, W., Ketzler, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified  $NO/NO_2$  conversion model under consideration of direct  $NO_2$ -emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (Februar 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.
- EU-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 Union vom 11.06.2008, Nr. L152/1.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Bössinger, 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.
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von  $PM_{10}$ -Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Instituts (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003.  
[www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1](http://www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1).
- 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.

- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kutzner, K., Diekmann, H., Reichenbacher, W. (1995): Luftverschmutzung in Straßenschluchten - erste Messergebnisse nach der 23. BImSchV in Berlin. VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- LfU Bayern (2010-2018): Lufthygienischer Jahresbericht 2009-2017. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- LfU Bayern (2019): Lufthygienischer Jahreskurzbericht 2018. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Lohmeyer, A., Nagel, T., Clai, G., Düring, I., Öttl, D. (2000): Bestimmung von Kurzzeitbelastungswerten - Immissionen gut vorhergesagt. In: Umwelt (kommunale ökologische Briefe) Nr. 01/05.01/2000.
- Lohmeyer (2011): Aktualisierung des MLuS 02, geänderte Fassung 2005 bezüglich Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO<sub>2</sub>-Konversion. Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV, FE 02.0255/2004/LRB. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70405-08-01. Berichtsentwurf vom 28.02.2011. Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch-Gladbach.
- LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Februar 2006, [www.lua.nrw.de](http://www.lua.nrw.de) bzw. [www.lanuv.nrw.de](http://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\\_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF](http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF)
- RLuS (2012): Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf, veröffentlicht 2013.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.

- Romberg, E., Niemann, H.-J., Brilon, W., Hölscher, N. (1986): Windkanaluntersuchungen über die Ausbreitung von Abgasen an Hochleistungsstraßen. 3. Teilstufe: Parameterstudie. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen vom Institut für Konstruktiven Ingenieurbau und Lehrstuhl für Verkehrswesen I, Ruhr-Universität Bochum.
- 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).
- TREMODO (2010): TREMOD – Transport Emission Model: Fortschreibung und Erweiterung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030". Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3707 45 101, Version 5.1, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. 2010.
- UBA (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 3.3 / April 2017. Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin. [www.hbefa.net](http://www.hbefa.net).
- UMK (2004): Partikelemissionen des Straßenverkehrs. Endbericht der UMK AG „Umwelt und Verkehr“. Oktober 2004.
- VDI (2003): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003.

**A N H A N G A 1**  
**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 ( $\text{NO}_x$  als Summe von  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$ ), Kohlenmonoxid ( $\text{CO}$ ), Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ), 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  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2.5}$  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  $\text{PM}_{10}$  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  $\text{PM}_{2.5}$ , 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 <sub>2</sub>	Stundenmittelwert	200 µg/m <sup>3</sup> maximal 18 Überschreitungen / Jahr	seit 2010
NO <sub>2</sub>	Jahresmittelwert	40 µg/m <sup>3</sup>	seit 2010
Partikel (PM10)	Tagesmittelwert	50 µg/m <sup>3</sup> maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM10)	Jahresmittelwert	40 µg/m <sup>3</sup>	seit 2005
Partikel (PM2.5)	Jahresmittelwert	25 µg/m <sup>3</sup>	seit 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 µg/m <sup>3</sup>	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m <sup>3</sup>	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. Die Inhalte der 22. BImSchV und 33. BImSchV werden u.a. in der 39. BImSchV zusammengefasst, sodass diese beiden BImSchV aufgehoben werden. 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.

In der 39. BImSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM<sub>2.5</sub>-Exposition von 20 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM<sub>2.5</sub>-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 PM<sub>2.5</sub>-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20%, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 µg/m<sup>3</sup> 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. BImSchV 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 PM<sub>2.5</sub>-Richtgrenzwert von 20 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden. Im Jahr 2013 sollte dieser Richtgrenzwert von der EU-Kommission anhand zusätzlicher Informationen über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt, die technische Durchführbarkeit und die Erfahrungen mit dem Zielwert in den Mitgliedstaaten überprüft werden.

**A N H A N G A 2**  
**BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR**  
**IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION**

## **A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS 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 NO<sub>2</sub> erfolgt für die Kurzzeitbelastungen nach Romberg et al. (1996), modifiziert für hohe Belastungen nach Bächlin et al. (2006). Für Jahresmittelwerte wird die NO-NO<sub>2</sub>-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. A3.1** 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 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
	$c^*$	=	dimensionslose Abgaskonzentration [-]
	$Q$	=	emittierter Schadstoffmassenstrom [ $\mu\text{g}/\text{m s}$ ]
	$B$	=	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.

Typ	Randbebauung	Gebäudehöhe/ Straßenschluchtbreite	Lückenanteil [%]
0*	locker	-	61 - 100
101	einseitig	1:3	0 - 20
102	"	1:3	21 - 60
103	"	1:2	0 - 20
104	"	1:2	21 - 60
105	"	1:1.5	0 - 20
106	"	1:1.5	21 - 60
107	"	1:1	0 - 20
108	"	1:1	21 - 60
109	"	1.5:1	0 - 20
110	"	1.5:1	21 - 60
201	beidseitig	1:3	0 - 20
202	"	1:3	21 - 60
203	"	1:2	0 - 20
204	"	1:2	21 - 60
205	"	1:1.5	0 - 20
206	"	1:1.5	21 - 60
207	"	1:1	0 - 20
208	"	1:1	21 - 60
209	"	1.5:1	0 - 20
210	"	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  $\geq 5 \times$  Gebäudehöhe bzw. Lückenanteil  $\geq 61\%$ ) 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 Zählraten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10%.

Für die statistische Fehlerbandbreite der  $\text{NO}_x$ -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.

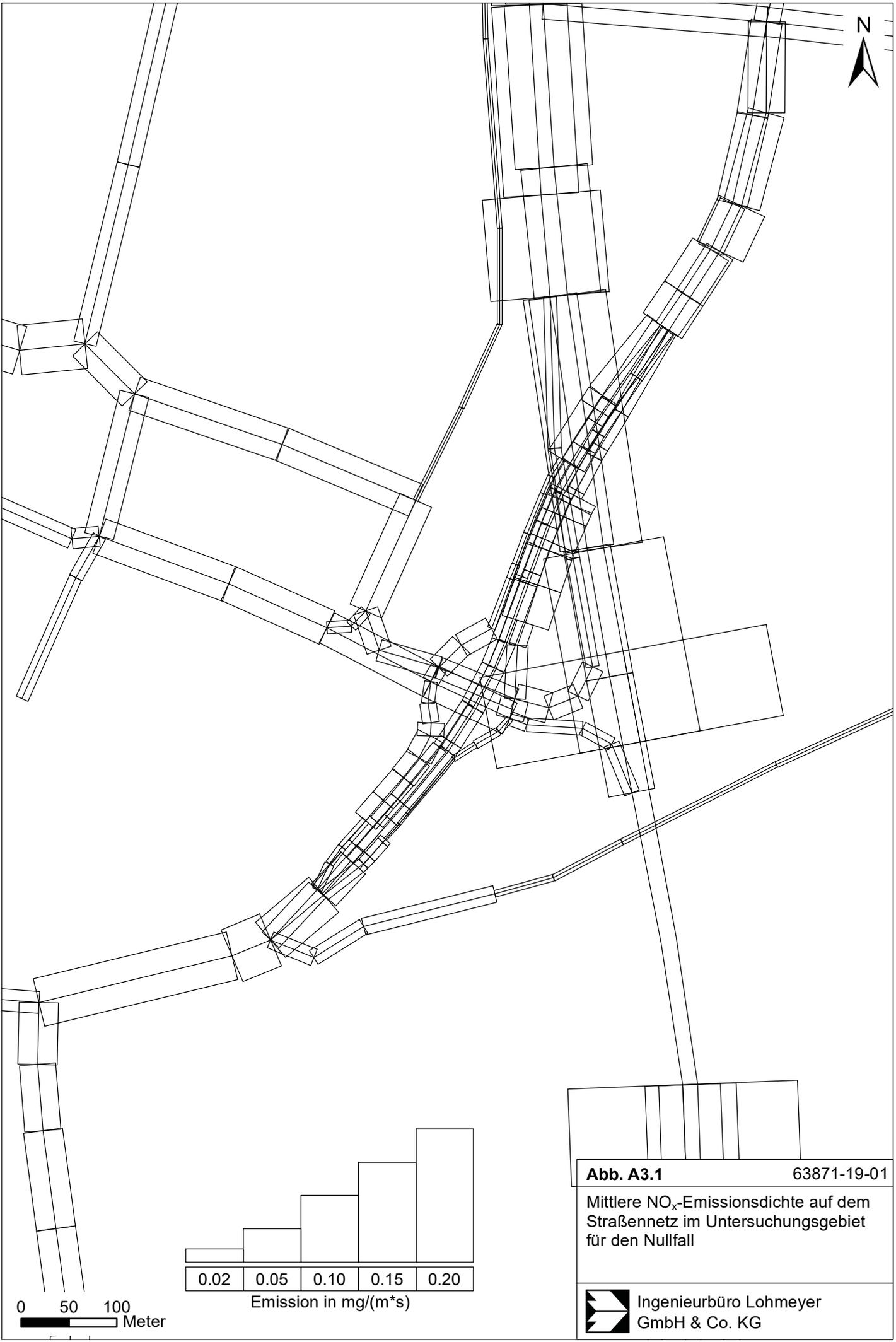
Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese 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 +/-20% aufweisen.

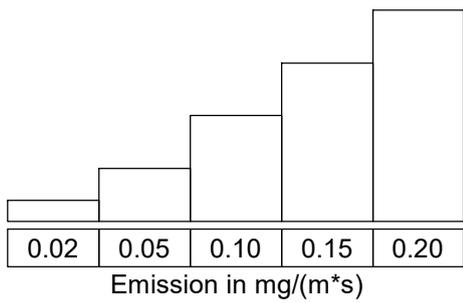
Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war Gegenstand weiterer PEF-Projekte (Röckle & Richter, 1995 und Schädler et al., 1996). Schädler et al. führten einen ausführlichen Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationskenngrößen in der Göttinger Straße, Hannover, und MISKAM-Rechenergebnissen durch. Die 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.

**A N H A N G A 3**  
**EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE**



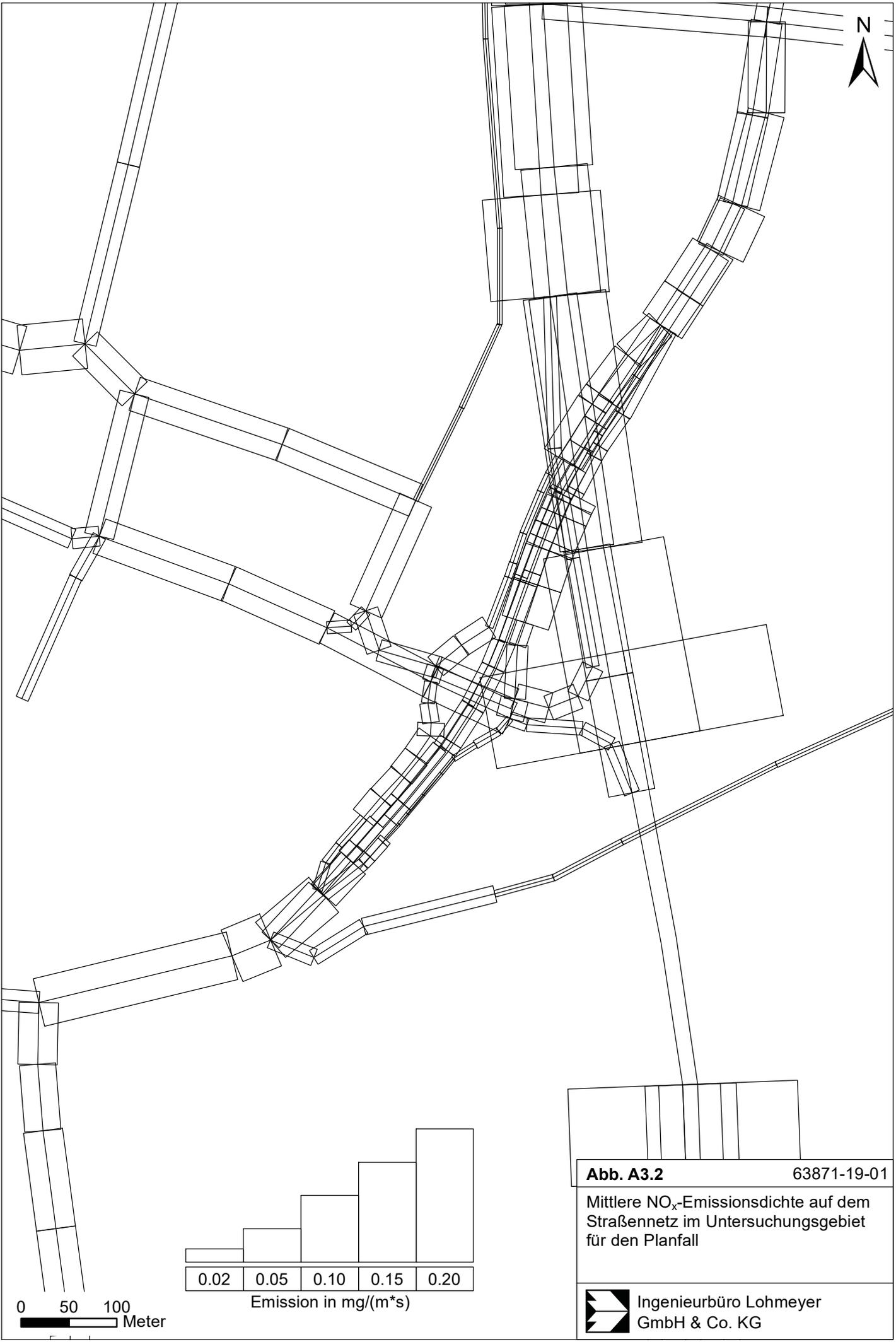
0 50 100  
 Meter



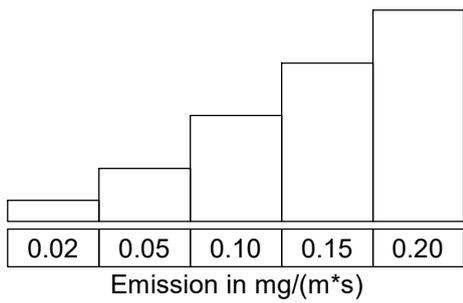
**Abb. A3.1** 63871-19-01

Mittlere NO<sub>x</sub>-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Nullfall

 Ingenieurbüro Lohmeyer  
 GmbH & Co. KG

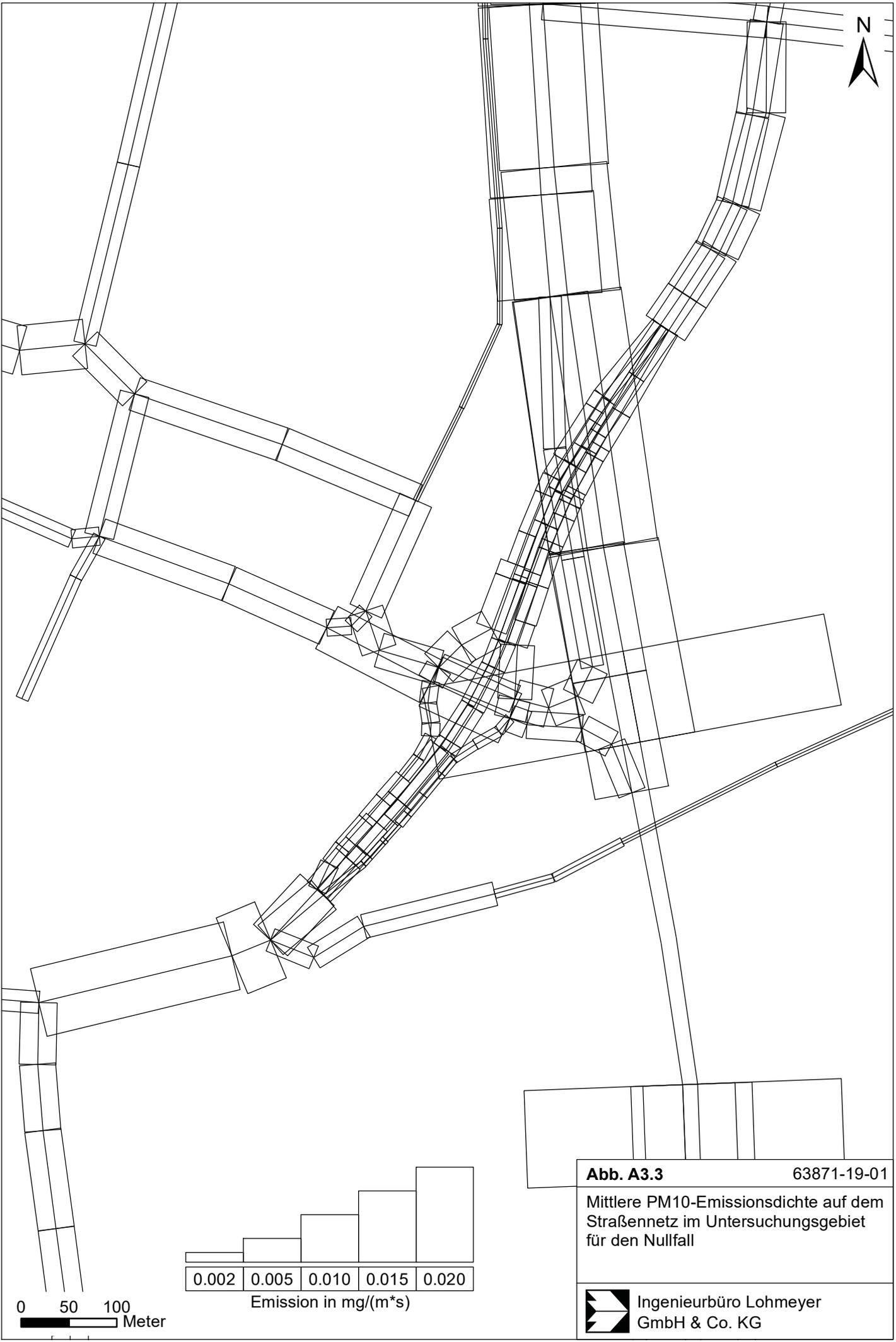


0 50 100  
 Meter

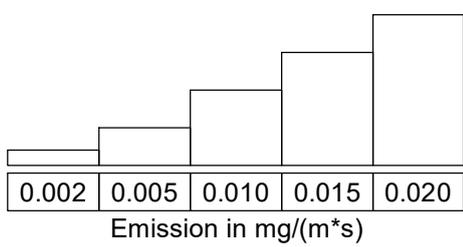


**Abb. A3.2** 63871-19-01  
 Mittlere NO<sub>x</sub>-Emissionsdichte auf dem  
 Straßennetz im Untersuchungsgebiet  
 für den Planfall  

 Ingenieurbüro Lohmeyer  
 GmbH & Co. KG



0 50 100  
 Meter

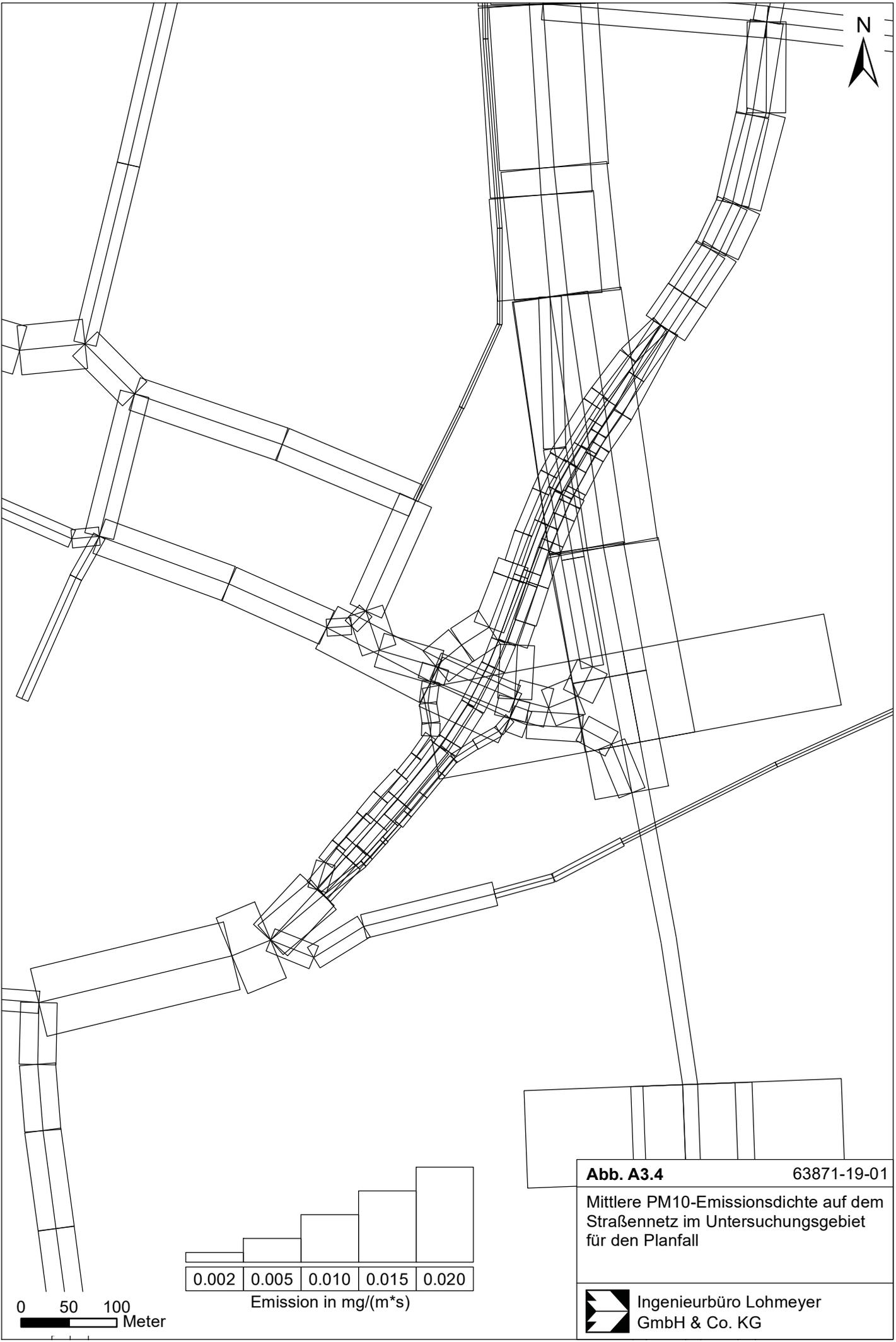


**Abb. A3.3** 63871-19-01

Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Nullfall



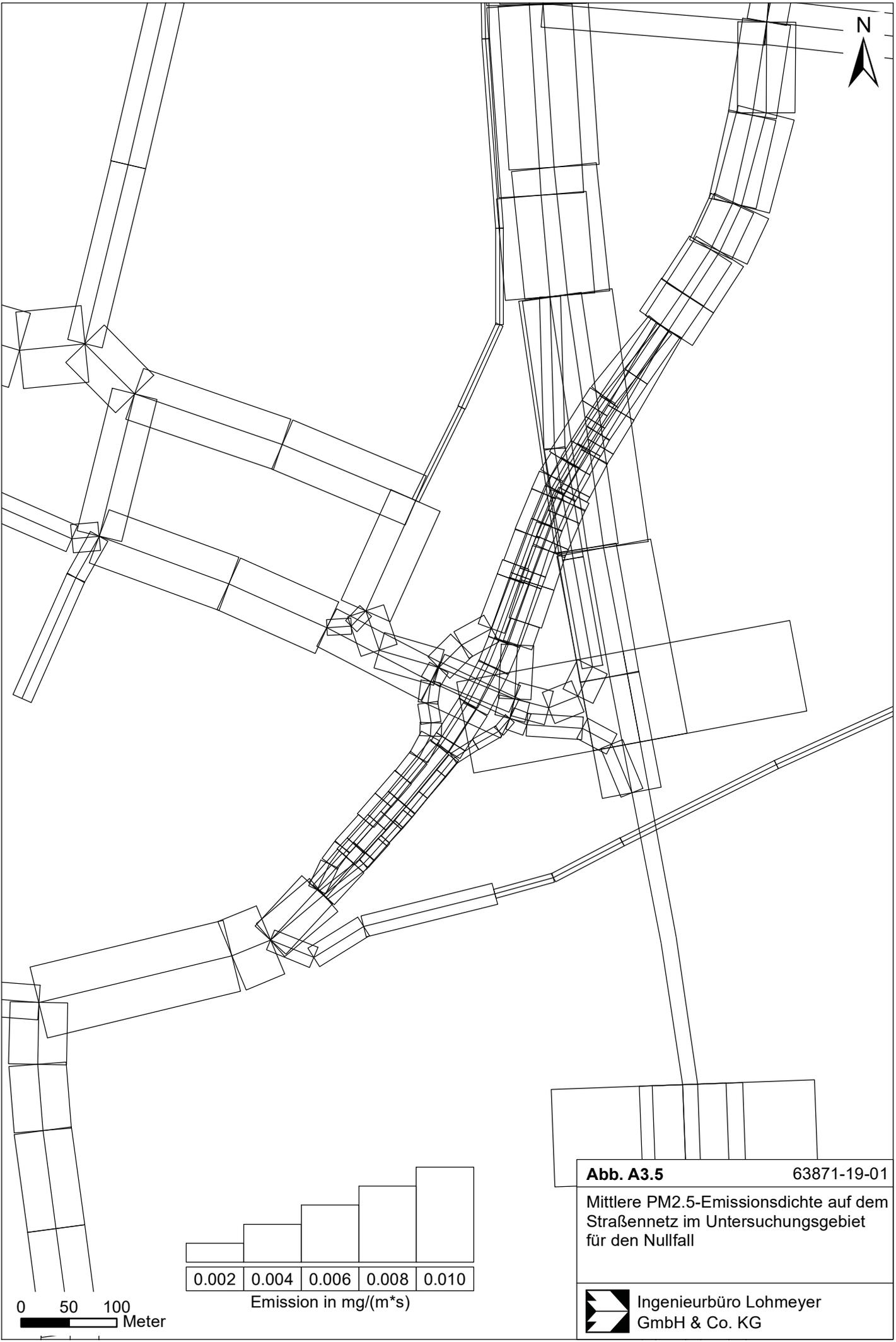
Ingenieurbüro Lohmeyer  
 GmbH & Co. KG



**Abb. A3.4**

63871-19-01

Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall



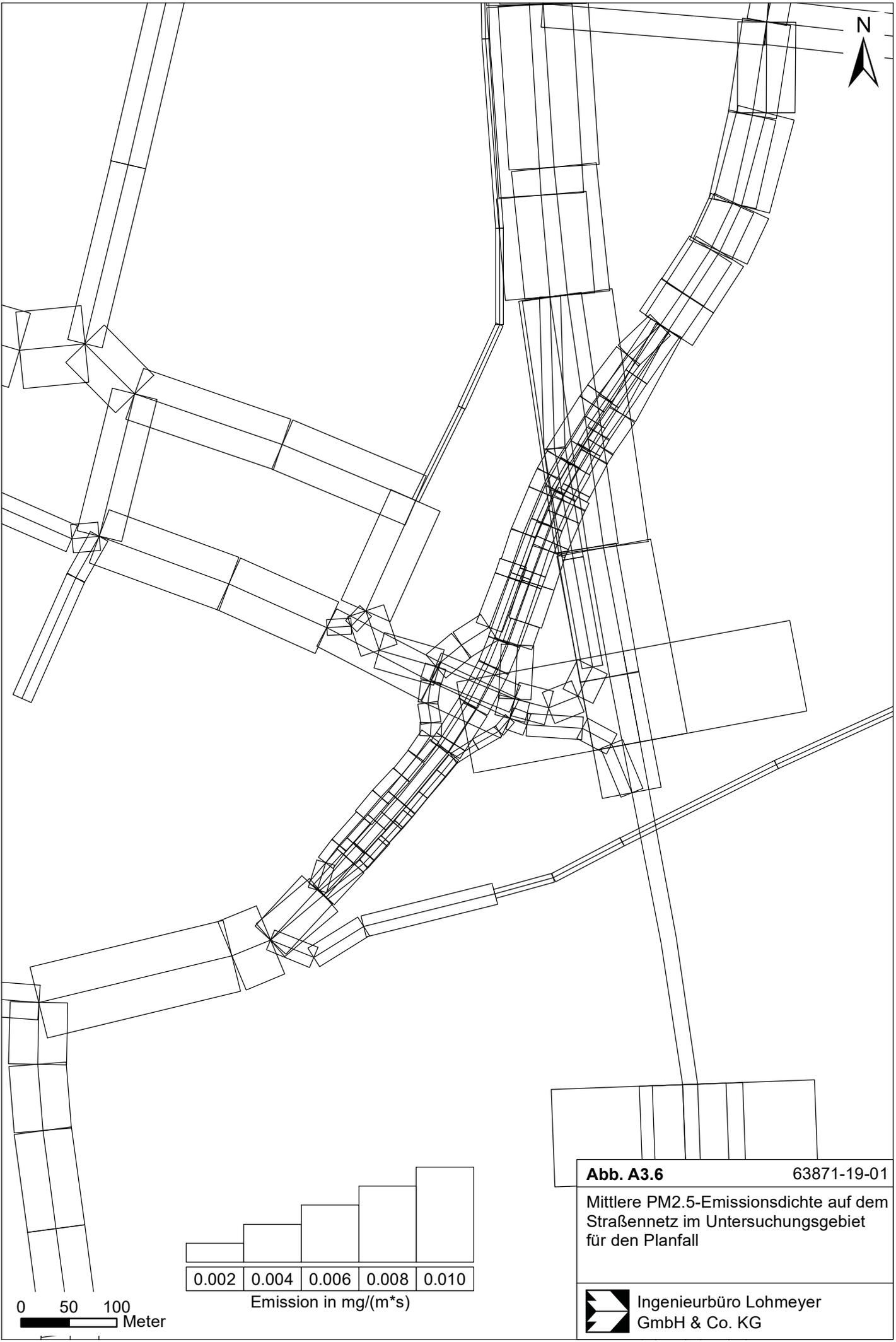
**Abb. A3.5**

63871-19-01

Mittlere PM<sub>2.5</sub>-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Nullfall



Ingenieurbüro Lohmeyer  
GmbH & Co. KG



**Abb. A3.6**

63871-19-01

Mittlere PM<sub>2.5</sub>-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall



Ingenieurbüro Lohmeyer  
GmbH & Co. KG