



**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

An der Roßweid 3, D - 76229 Karlsruhe

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

E-Mail: info.ka@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

Messstelle nach §§ 26, 28 BImSchG

LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN FÜR DEN BEBAUUNGSPLAN „SCHWIMMBAD – 1. ÄNDERUNG“ IN BAD VILBEL

Auftraggeber: Stadt Bad Vilbel
Fachdienst Planung und Stadtentwicklung
Friedberger Straße 6
61118 Bad Vilbel

Dipl. Geogr. T. Nagel
Dipl.-Umweltwiss. A. Friedrich

Dr.-Ing. W. Bächlin

Dezember 2014
Projekt 62872-14-01
Berichtsumfang 60 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
1 ZUSAMMENFASSUNG	3
2 AUFGABENSTELLUNG	6
3 VORGEHENSWEISE	7
3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	7
3.2 Berechnungsverfahren.....	8
3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	9
4 EINGANGSDATEN	12
4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	12
4.2 Verkehrsdaten	14
4.3 Meteorologische Daten	14
4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft	19
5 EMISSIONEN	22
5.1 Betrachtete Schadstoffe.....	22
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	22
5.2.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren	22
5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	26
5.3 Emissionen des ruhenden Verkehrs	27
5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	27
6 IMMISSIONEN.....	29
6.1 Stickstoffdioxid-Immissionen (NO ₂).....	29
6.2 Feinstaub-Immissionen (PM ₁₀)	33
6.3 Feinstaub-Immissionen (PM _{2.5})	35
7 LITERATUR	40

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN	45
A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	49
A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE.....	55

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung weder modifiziert noch 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.

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist μg (oder mg) Schadstoff pro m^3 Luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/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 mg/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 NO₂-Konzentrationen von 200 µg/m³, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m³, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der Jahresmittelwerte bzw. 98-Perzentilwerte (Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird). Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

Verkehrssituation

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

Feinstaub / PM10 / PM2.5

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

1 ZUSAMMENFASSUNG

In Bad Vilbel ist der Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ in Bearbeitung. Der Standort befindet sich am Siedlungsrand nahe der B 3 und sieht ein Schwimmbad mit Außenanlagen sowie zwei Parkhäuser vor. Für den Betrieb der Parkhäuser inklusive Zufahrtbereiche sind Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit der Anwohner zu erarbeiten.

Zu betrachten sind ein Referenzzustand (Prognosenußfall) und ein Planzustand für das Jahr der frühesten Inbetriebnahme der geplanten Nutzung (2017). Die Beurteilung erfolgt nach der 39. BImSchV für die verkehrsbedingten Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}).

Zur Ermittlung der Immissionen im Untersuchungsgebiet wurden mit dem Straßennetzmodell PROKAS für das Bezugsjahr 2017 die Emissionen des Verkehrs auf den berücksichtigten, bestehenden und geplanten Straßen auf der Grundlage der Verkehrsdaten für das Prognosejahr 2025 sowie der geplanten Parkhäuser berechnet. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie wurden für das Prognosejahr mithilfe des vom Umweltbundesamt herausgegebenen "Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" Version 3.2 (UBA, 2014) bestimmt.

Die Immissionsberechnungen erfolgten mit dem Modellsystem PROKAS unter Einbeziehung der lokalen Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik, der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen und den geplanten Parkhäusern sowie der aus den Messdaten abgeleiteten Hintergrundbelastung. Die Beurteilung der Luftschadstoffimmissionen erfolgt im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV für die zu betrachtenden Untersuchungsfälle.

Ergebnisse

Die Immissionen im Untersuchungsgebiet werden vor allem durch das Verkehrsaufkommen auf der bestehenden B 3 geprägt. Am Straßenrand der B 3 werden im Prognosenußfall NO₂-Immissionen über 40 µg/m³ ermittelt. An der Homburger Straße (L 3008) sind in dem Abschnitt mit beidseitiger Bebauung an der Bebauung NO₂-Jahresmittelwerte knapp unter 40 µg/m³ berechnet. An den anderen Straßenabschnitten sind an der nächstgelegenen Bebauung NO₂-Immissionen unter 38 µg/m³ ermittelt.

Mit den Planungen und realisiertem Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ inklusive geplanten Parkhäusern führt der zusätzliche Verkehr im Planfall gegenüber Prognosenußfall

an den Straßenabschnitten zu leicht erhöhten Schadstofffreisetzungen und damit zu etwas höheren Immissionen. Durch den Betrieb der Parkhäuser sind in deren Nahbereich und an deren Zufahrten ebenfalls leicht höhere Immissionen prognostiziert. Entlang der Homburger Straße (L 3008) sind weiterhin keine NO_2 -Immissionen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert; dort beträgt die durch die Planungen bewirkte NO_2 -Zusatzbelastung weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An der nächstgelegenen Bebauung zu den Parkhäusern sind NO_2 -Immissionen bis $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet; der Betrieb der Parkhäuser führt dort zu einer zusätzlichen NO_2 -Zusatzbelastung unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO_2 -Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird somit an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet im Prognosenullfall und im Planfall teilweise nahezu erreicht, aber nicht überschritten. Die NO_2 -Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert nach **Tab. 3.2** an der zur Homburger Straße und der zur B 3 nächstgelegenen Bebauung als hohe Konzentrationen, an der darüber hinaus im Untersuchungsgebiet bestehenden Bebauung als erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Die berechneten PM_{10} -Immissionen führen im Prognosenullfall und im Planfall entlang der B 3 zu Jahresmittelwerten bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Straßenrand. An der Homburger Straße (L 3008) werden an der nächstgelegenen Bebauung PM_{10} -Jahresmittelwerte bis $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Dort beträgt die durch die Planungen bewirkte PM_{10} -Zusatzbelastung deutlich weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Gebäudeseiten der geplanten Parkhäuser sind kaum höhere PM_{10} -Immissionen berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung zu PM_{10} -Immissionen unter $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen; der Betrieb der Parkhäuser führt dort zu einer zusätzlichen PM_{10} -Zusatzbelastung deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM_{10} -Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 an der beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM_{10} -Jahresmittelwerte nach **Tab. 3.2** als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zur Ableitung der PM_{10} -Kurzzeitbelastung wird entsprechend den Berechnungsergebnissen an der bestehenden und geplanten Bebauung im Untersuchungsgebiet sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 ebenfalls deutlich nicht erreicht und nicht überschritten.

Die berechneten PM2.5-Immissionen führen im Prognosenullfall und im Planfall entlang der B 3 zu PM2.5-Jahresmittelwerten bis $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Straßenrand. An der Homburger Straße (L 3008) werden an der nächstgelegenen Bebauung PM2.5-Jahresmittelwerte bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Dort beträgt die durch die Planungen bewirkte PM2.5-Zusatzbelastung deutlich weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird entsprechend den Immissionsberechnungen an der bestehenden und geplanten Bebauung im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind die PM2.5-Immissionen nach **Tab. 3.2** als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der ab dem Jahr 2020 einzuhaltende Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 an der bestehenden Bebauung ebenfalls nicht erreicht und nicht überschritten.

Insgesamt ist aus lufthygienischer Sicht festzuhalten, dass der zusätzliche Kfz-Verkehr durch den Betrieb des geplanten Schwimmbades und der geplanten Parkhäuser an der bestehenden Bebauung nur zu geringen Änderungen der Immissionen führt. Grenzwertüberschreitungen im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit entsprechend der 39. BImSchV sind entsprechend den Prognosen nicht zu erwarten.

2 AUFGABENSTELLUNG

In Bad Vilbel ist der Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ in Bearbeitung. Der Standort befindet sich am Siedlungsrand nahe der B 3 und sieht ein Schwimmbad mit Außenanlagen sowie zwei Parkhäuser vor. Für den Betrieb der Parkhäuser inklusive Zufahrtbereiche sind Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit der Anwohner zu erarbeiten.

Zu betrachten sind ein Referenzzustand (Prognosenullfall) und ein Planzustand für das Jahr der frühesten Inbetriebnahme der geplanten Nutzung. Die Beurteilung erfolgt nach der 39. BImSchV für die verkehrsbedingten Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}).

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 NO₂ 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 und Feinstaubpartikel (PM10 und PM2.5). Im Zusammenhang mit Beiträgen durch den Kfz-Verkehr sind die Schadstoffe Benzol, Blei, Schwefeldioxid SO₂ 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.

Schadstoff	Beurteilungswert	Zahlenwert in µg/m ³	
		Jahresmittel	Kurzzeit
NO ₂	Grenzwert seit 2010	40	200 (Stundenwert, maximal 18 Überschreitungen/Jahr)
PM10	Grenzwert seit 2005	40	50 (Tagesmittelwert, maximal 35 Überschreitungen/Jahr)
PM2.5	Grenzwert ab 2015	25	
PM2.5	Richtgrenzwert ab 2020	20	

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

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

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

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

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

3.2 Berechnungsverfahren

Für die vorliegende Aufgabenstellung wird das Straßennetzmodell PROKAS (Beschreibung: www.lohmeyer.de/PROKAS) unter Berücksichtigung von lokal repräsentativen Windverhältnissen angewendet; mit diesem Verfahren können Straßennetze, Stellplatzanlagen und in typisierter Form Randbebauung berücksichtigt werden.

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen werden für das Prognosejahr 2017 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 3.2 (UBA, 2014) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel (PM₁₀, PM_{2.5}) 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 (BASt, 2005;

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

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 Randbebauung 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 und Fahrwege gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen.

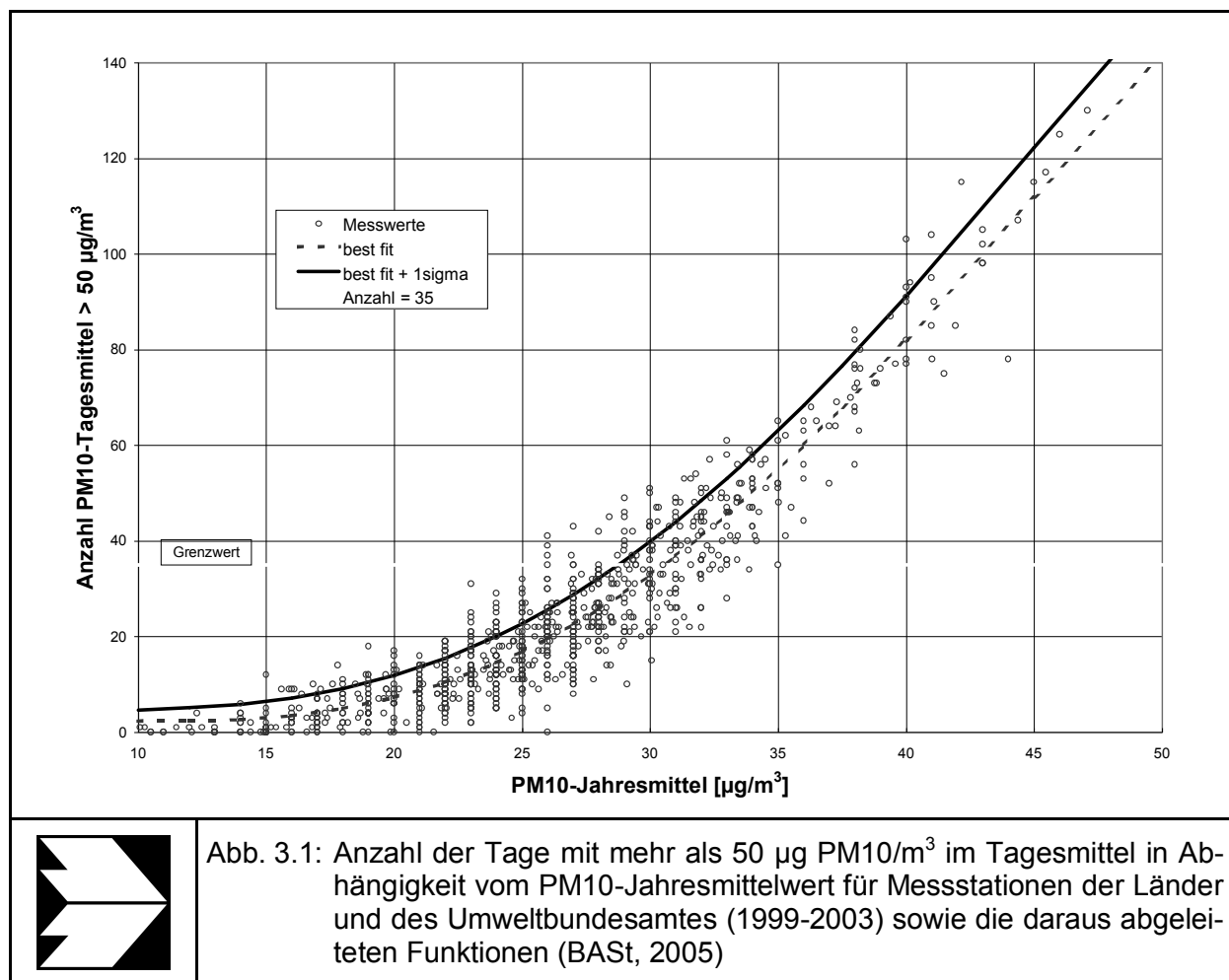
Aus der Häufigkeitsverteilung der berechneten verkehrsbedingten Schadstoffkonzentrationen (Zusatzbelastung) werden die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- bzw. Kurzzeitwerte des untersuchten Luftschadstoffes ermittelt. Dieser Zusatzbelastung, verursacht vom Verkehr innerhalb des Untersuchungsgebietes, 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 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 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 PM10-Tagesmittelwerten größer als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und dem PM10-Jahresmittelwert gefunden (**Abb. 3.1**). Daraus wurde eine funktionale Abhängigkeit der PM10-Überschreitungshäufigkeit vom PM10-Jahresmittelwert abgeleitet (BAST, 2005). Die Regressionskurve nach der Methode der kleinsten Quadrate („best fit“) und die mit einem Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöhte Funktion („best fit + 1 sigma“) sind ebenfalls in der **Abb. 3.1** dargestellt.



Im Oktober 2004 stellte die Arbeitsgruppe „Umwelt und Verkehr“ der Umweltministerkonferenz (UMK) aus den ihr vorliegenden Messwerten der Jahre 2001 bis 2003 eine entsprechende Funktion für einen „best fit“ vor (UMK, 2004). Diese Funktion zeigt bis zu einem Jahresmittelwert von ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen nahezu identischen Verlauf wie der o.g. „best fit“ nach BAST (2005). Im statistischen Mittel wird somit bei beiden Datenauswertungen die Über-

schreitung 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 und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet mit dem Bebauungsplangebiet „Schwimmbad – 1. Änderung“ befindet sich nordwestlich des Stadtzentrums von Bad Vilbel, d.h. zwischen dem zentralen Stadtbereich und dem Stadtteil Massenheim direkt an der B 3. Die B 3 verläuft im Untersuchungsgebiet von Südsüdwest nach Norden bzw. Nordnordosten und quert dabei die L 3008 (Homburger Straße) im Bereich der Anschlussstelle.

Das Untersuchungsgebiet ist in **Abb. 4.1** dargestellt. Das bestehende Straßennetz ist grau und die geplanten Fahrwege im Bereich des Bebauungsplangebietes sowie die Entlüftungsbereiche der Parkhäuser sind schwarz eingezeichnet.

Das zu betrachtende Bebauungsplangebiet „Schwimmbad – 1. Änderung“ befindet sich östlich der B 3 und südlich der Homburger Straße. Das Gelände besteht derzeit aus Freilandnutzungen. Die verkehrliche Erschließung ist von Westen über die Homburger Straße und den Massenheimer Weg vorgesehen.

Mit dem geplanten Schwimmbad ist auch die Errichtung von zwei Parkhäusern vorgesehen mit ca. 1 260 Stellplätzen in 4 Ebenen für das westliche Parkhaus 1 und ca. 690 Stellplätzen in drei Ebenen für das östliche Parkhaus 2. Für beide Parkhäuser ist eine natürliche Be- und Entlüftung über die Fassaden vorgesehen. Die verkehrliche Erschließung erfolgt über den verlängerten Massenheimer Weg.

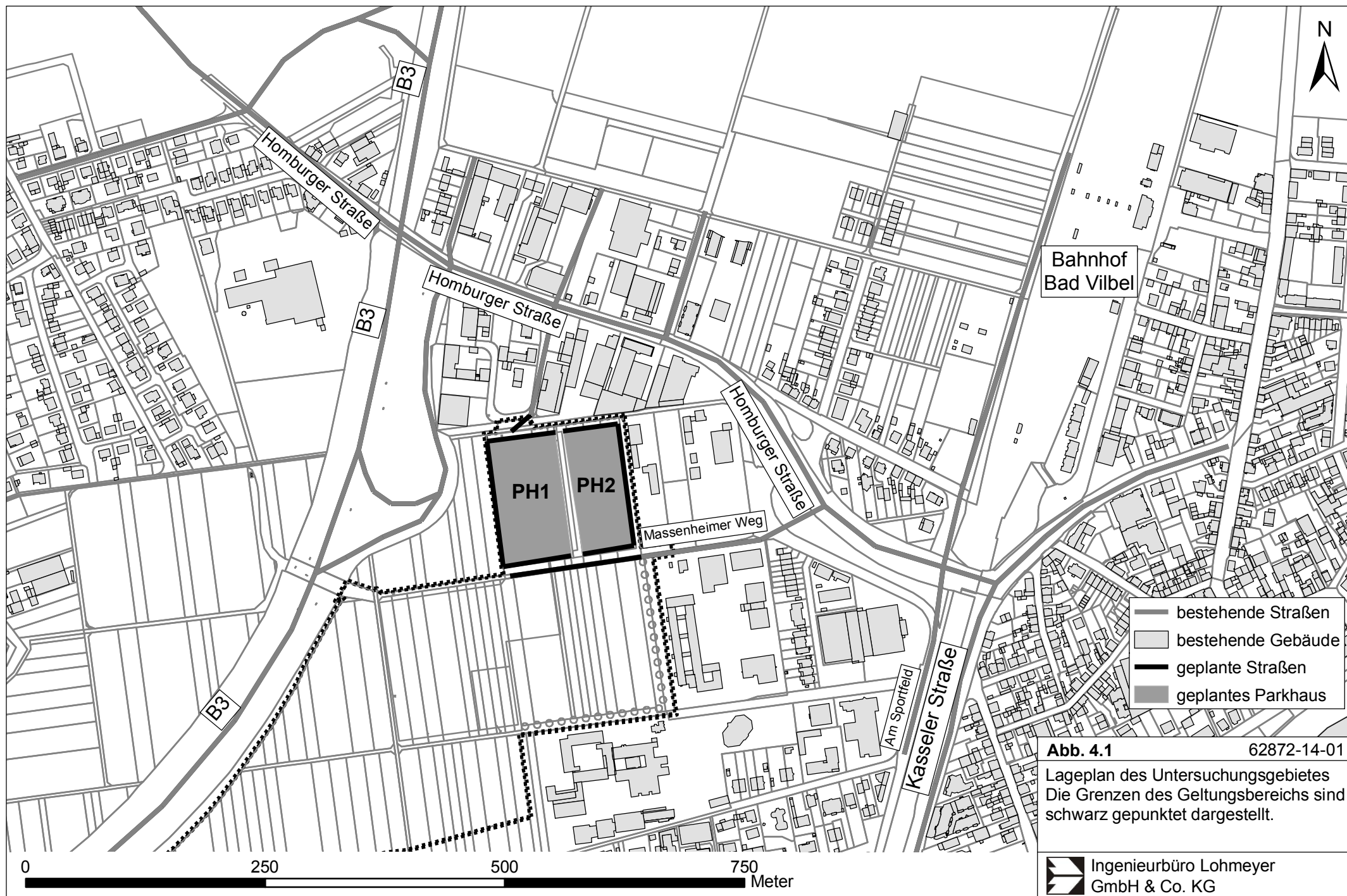


Abb. 4.1 62872-14-01

Lageplan des Untersuchungsgebietes
Die Grenzen des Geltungsbereichs sind
schwarz gepunktet dargestellt.

4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsbelegungsdaten wurden durch den Auftraggeber mit der Verkehrsuntersuchung „Stadt Bad Vilbel, Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ - Verkehrsuntersuchung“ zur Verfügung gestellt (IMB Plan, 2014). Das sind für das Betrachtungsgebiet mit direkter Umgebung Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) und der LKW-Fahrten für den Prognosenullfall und den Planfall (Prognose-Planfall 3 entsprechend Verkehrsuntersuchung) im Bezugsjahr 2025.

Die Verkehrsbelegungsdaten sind für die zu betrachtenden Untersuchungsfälle in **Abb. 4.2** und **Abb. 4.3** aufgezeigt.

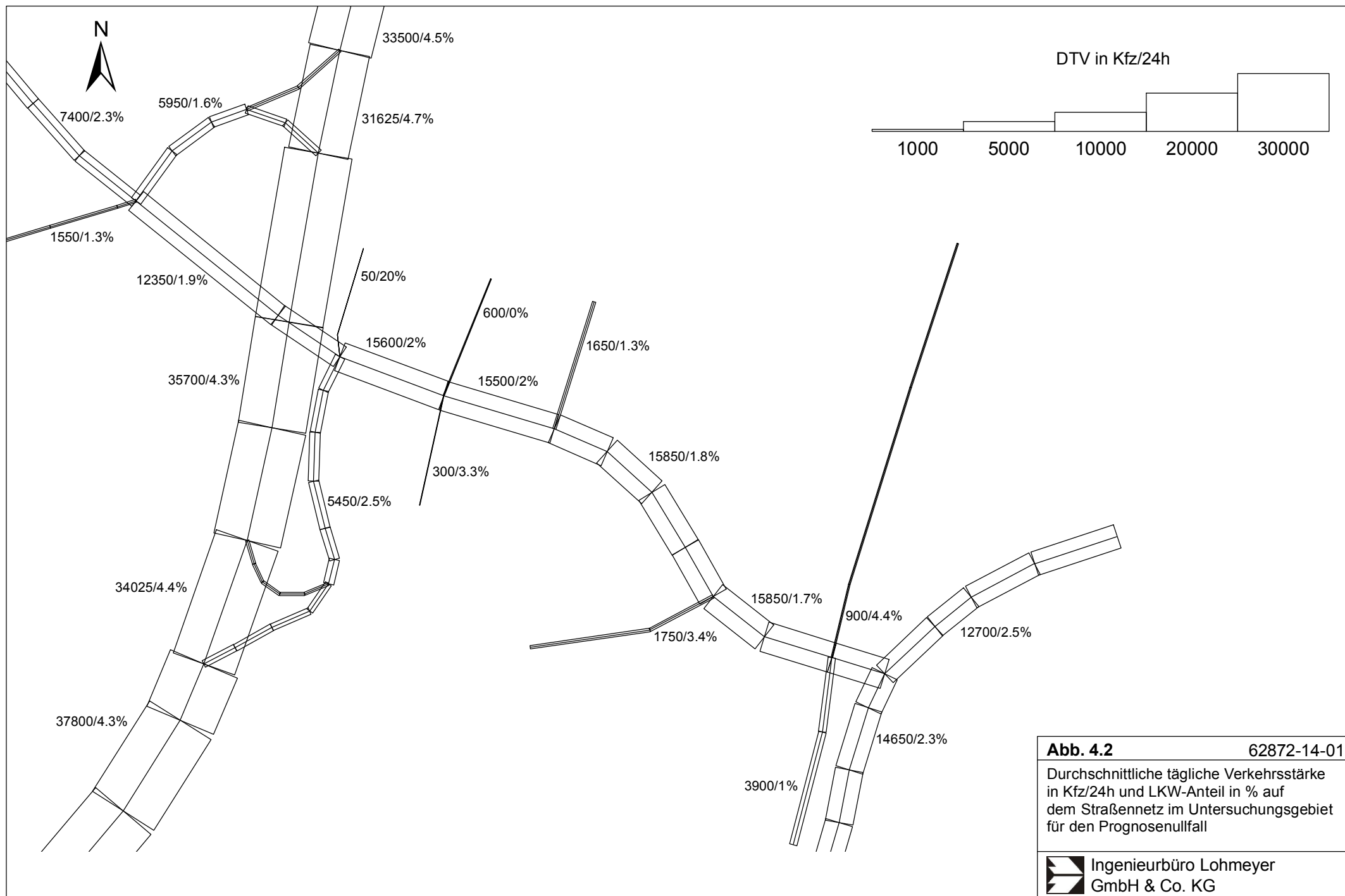
Diese Verkehrsdaten werden für die Emissionsberechnung herangezogen und auf das Bezugsjahr 2017 angewendet, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme der geplanten Parkhäuser. Dies entspricht einer konservativen Vorgehensweise, da mit der Kfz-Flottenzusammensetzung für dieses Jahr ein relativ hoher Anteil mit älteren Motorkonzepten und höheren Emissionen berücksichtigt und auf die Verkehrsdaten für das Jahr 2025 angesetzt wird.

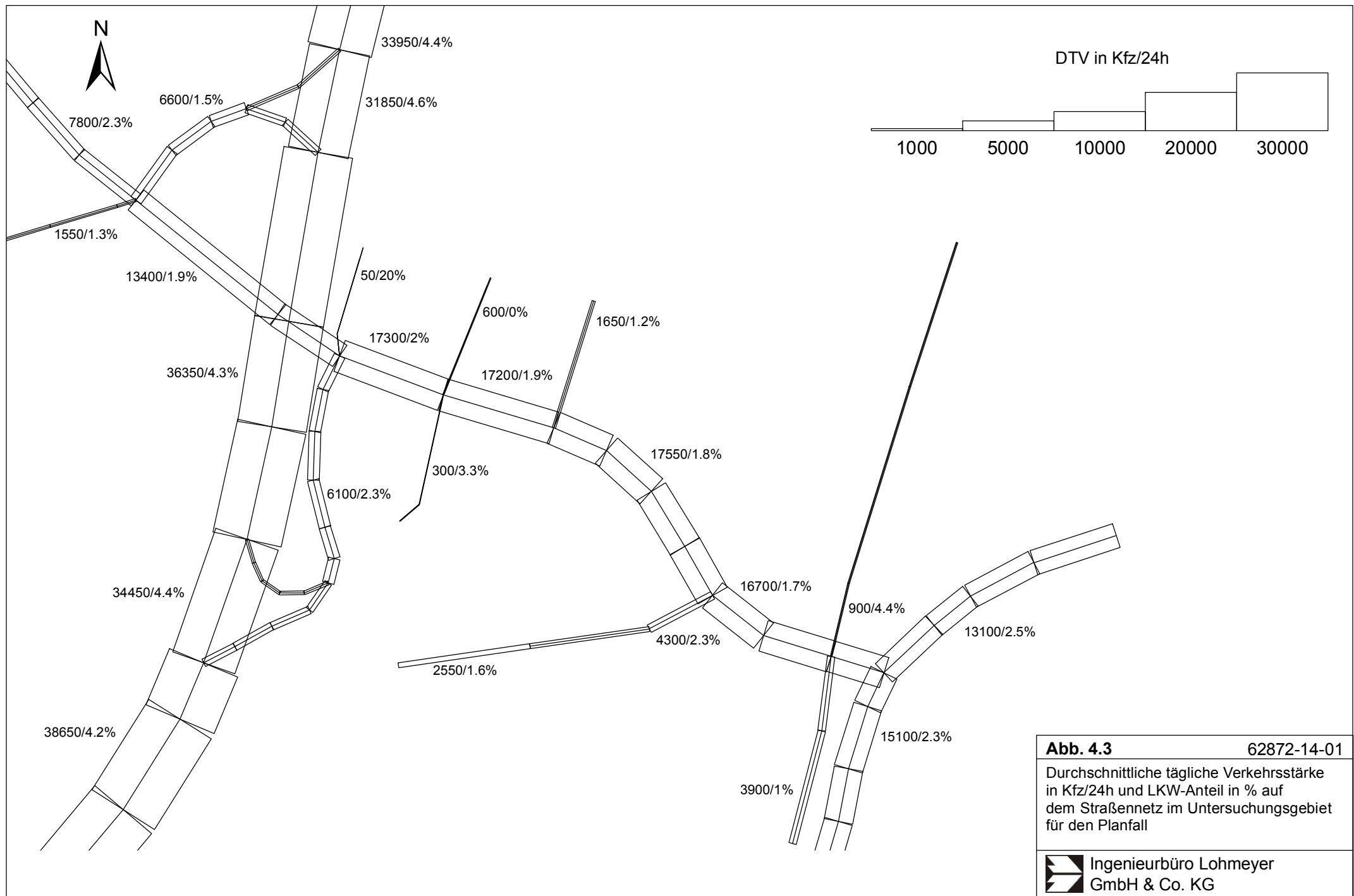
Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen werden zusätzlich zu den Verkehrsstärken und LKW-Anteilen die Verkehrstagesganglinien an Werktagen, Samstagen und Sonntagen benötigt, die insbesondere der Ermittlung der Kurzzeitbelastungen dienen. Die in diesem Gutachten verwendeten Verkehrstagesganglinien beruhen auf typisierten Tagesganglinien der B 3 bei Massenheim aus BASt (2013).

4.3 Meteorologische Daten

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden so genannte 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 der weiteren Umgebung des Betrachtungsgebietes liegen Winddaten von Messstationen vor. Das sind einmal Messstationen in Frankfurt ab einem Abstand von ca. 6 km südlich von Bad Vilbel, die im Rahmen des Landesmessprogramms Hessen (HLUG) bzw. vom Deutschen Wetterdienst (DWD) betrieben werden. Weiterhin liegen Messstationen in Nidderau, ca. 11 km nordöstlich von Bad Vilbel vor, die von der Fa. Meteomedia betrieben werden.





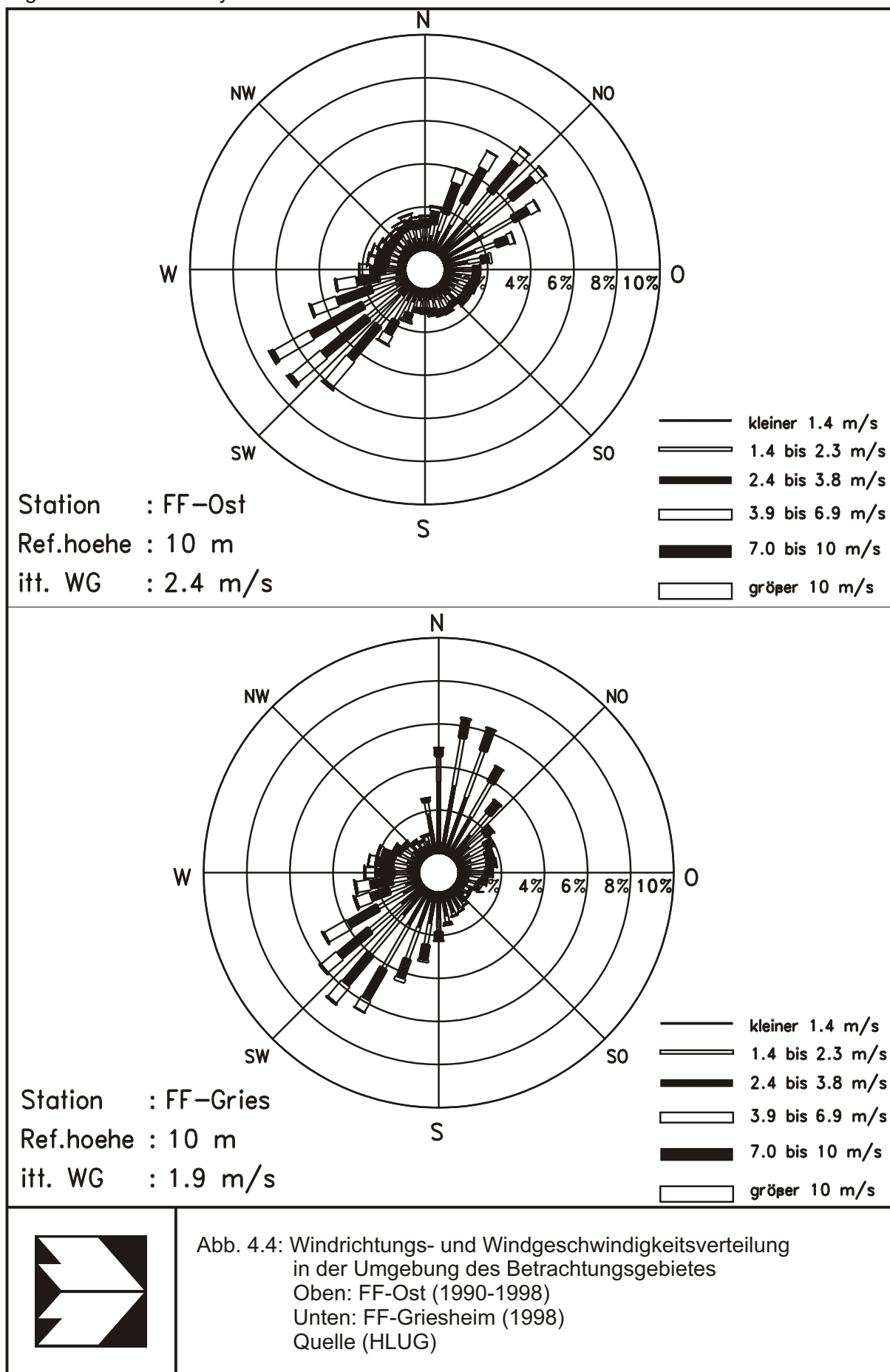
Die Winddaten der nächstgelegenen Station Frankfurt-Ost sind in **Abb. 4.4** (oben) aufgezeigt. Entsprechend der Lage der Station im Maintal und im erweiterten Straßenraum werden die Hauptwindrichtungen durch südwestliche Winde sowie nordöstliche Winde geprägt. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit beträgt in Messhöhe ca. 2.4 m/s.

Bis 1998 wurden durch das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) in Frankfurt-Griesheim in einem Wohngebiet Windmessungen durchgeführt. Die Windrose ist in **Abb. 4.4** (unten) dargestellt. Die Hauptwindrichtungen werden durch südwestliche Winde geprägt. Ein Nebenmaximum der Häufigkeiten wird durch Winde aus nördlichen bis nordöstlichen Richtungen gekennzeichnet, die überwiegend geringere Strömungsgeschwindigkeiten aufweisen. Darin sind nächtliche Kaltluftströmungen aus den Hangbereichen nördlich von Frankfurt enthalten. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit beträgt in Messhöhe aufgrund der Lage im Wohngebiet ca. 1.9 m/s.

In **Abb. 4.5** ist die Windrichtungsverteilung der Station Nidderau exemplarisch für das Jahr 2005 aufgezeigt. Die Hauptwindrichtung wird durch südwestliche Winde geprägt; Winde aus nördlichen und nordöstlichen Richtungen bilden die Nebenmaxima. Darin sind nächtliche Kaltluftströmungen aus den Hangbereichen nördlich von Nidderau und entlang dem Tal der Nidda enthalten. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit wird mit ca. 2.5 m/s abgeschätzt.

Ergänzend sind noch Darstellungen des synthetischen Windrosenatlases Hessen (im Internet) zu erwähnen, die für Bad Vilbel eine hohe Häufigkeit von südwestlichen Windrichtungen aufweisen. Kleine Nebenmaxima werden durch nordöstliche sowie östliche Richtungen geprägt, wobei deren Häufigkeiten gegenüber der Hauptwindrichtung sehr gering sind.

Für die Ausbreitungsrechnungen in Bad Vilbel wird auf die Messdaten von Frankfurt-Griesheim zurückgegriffen, da deren Verteilung auch für die örtlichen Gegebenheiten von Bad Vilbel übertragbar ist, da einerseits die südwestliche Hauptwindrichtung und andererseits das Nebenmaximum entsprechend der Orientierung des Niddatals bei Bad Vilbel inklusive Kaltluftströmungen enthalten sind. Die Ausbreitungsklassen wurden anhand der aus den Bewölkungsangaben der Station Frankfurt abgeleiteten Häufigkeitsverteilung mit dem Verfahren nach Kolb (1976) auf den Standort Frankfurt-Griesheim übertragen.



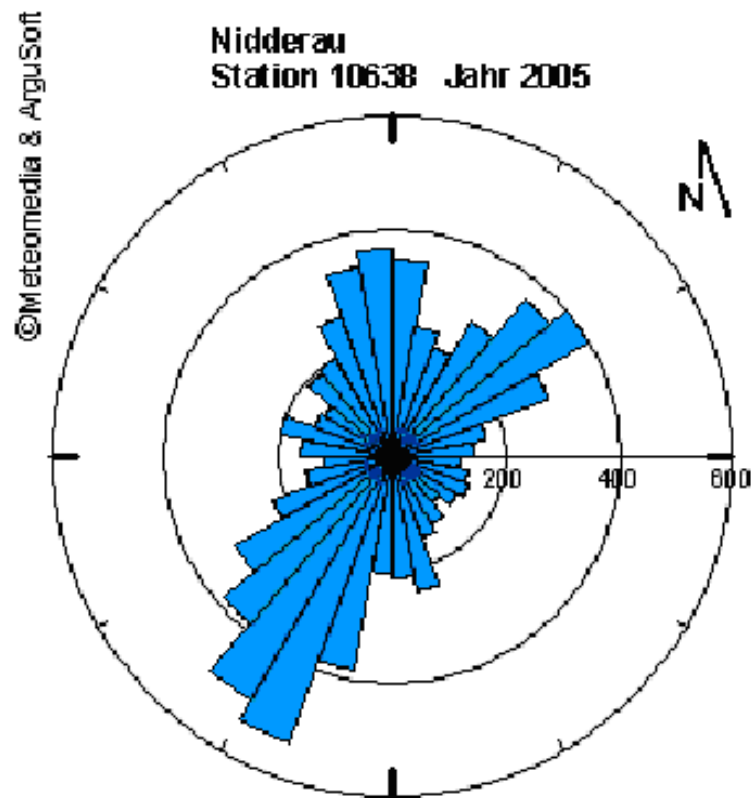


Abb. 4.5: Windrose der Station Nidderau (Quelle: www.arguweb.de)

4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft

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

Dem Plangebiet von Bad Vilbel nächstgelegene Messstationen des Landesmessnetzes Hessen sind die städtisch und verkehrlich geprägten Messstationen Frankfurt-Höchst, Frankfurt-Sindlingen und Hanau, die Straßenmessstation Frankfurt-Friedberger Landstraße und die verkehrsbezogene Station Frankfurt-Ost, die alle mehr als 6 km südlich vom Plangebiet gelegen sind. Die Stadtstation Raunheim ist noch weiter südlich gelegen. Die hochgelegene Station Kleiner Feldberg ist über 20 km westlich gelegen. **Tab. 4.1** zeigt die Messwerte an den Stationen für die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}).

Schadstoffkomponente	Zeitraum	F-Ost	F-Friedb. Landstr.	F-Höchst	F-Sindlingen	Hanau	Kleiner Feldberg	Raunheim
NO ₂ -Jahresmittel	2006	37	65	47	-	40	11	35
	2007	38	61	47	-	37	10	33
	2008	38	61	46	34	39	9	31
	2009	38	64	46	35	39	9	33
	2010	35	56	48	33	38	9	33
	2011	35	57	48	33	37	8	33
	2012	34	53	44	31	34	8	31
	2013	34	55	44	-	32	8	30
PM10 Jahresmittel	2006	26	33	24	-	22	-	24
	2007	23	28	23	-	22	-	20
	2008	20	27	21	21	19	-	18
	2009	23	30	25	23	20	-	19
	2010	22	29	19	21	17	11	16
	2011	21	29	20	23	20	12	19
	2012	22	25	20	20	22	10	21
	2013	22	26	22	-	-	10	21
PM10 Überschreitung (Anzahl der Tage über 50 µg/m³)	2006	24	55	22	-	15	-	19
	2007	16	33	17	-	13	-	14
	2008	6	22	7	6	6	-	5
	2009	15	36	19	19	11	-	12
	2010	7	26	8	10	2	0	1
	2011	9	42	9	20	8	0	8
	2012	11	19	7	8	8	0	7
	2013	12	21	10	-	11	1	14
PM2.5 Jahresmittel	2006	-	-	-	-	-	-	-
	2007	-	-	-	-	-	-	-
	2008	-	-	-	-	-	-	-
	2009	-	-	-	-	-	-	-
	2010	-	21	-	-	-	-	-
	2011	-	20	-	-	-	-	-
	2012	15	17	-	-	-	-	-
	2013	16	18	-	-	-	-	-

Tab. 4.1: Messwerte an den Stationen in der Umgebung des Plangebietes (HLUG).

Ausarbeitungen zum Luftreinhalteplan für den Ballungsraum Rhein-Main (2005) enthalten in der Ursachenanalyse u.a. Informationen über den Anteil der Kfz-verkehrsbedingten Beiträge an den Immissionen einiger Messstationen. Danach wird an den Stationen Frankfurt-Höchst, Frankfurt-Ost und Rauenheim die Gesamtbelastung an NO₂ zu ca. 25 % bis 30 % und an

PM10 zu ca. 10 % durch den Verkehr verursacht. Dementsprechend wurden die Hintergrundbelastungswerte der **Tab. 4.2** für die betrachteten Schadstoffe in Bad Vilbel abgeleitet.

Schadstoff	Hintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO ₂	30
PM10	21
PM2.5	15

Tab. 4.2: Hintergrundbelastungswerte im Untersuchungsgebiet im Bezugsjahr (2013/2017).

Entsprechend aktueller Untersuchungen (De Leeuw et al., 2009; Bruckmann et al., 2009) gibt es eine Korrelation zwischen PM10 und PM2.5. De Leeuw et al. (2009) erhielten bei der Datenauswertung ein Verhältnis von PM2.5 zu PM10 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 Verhältnis von PM2.5 zu PM10 bestimmt.

Auf Grundlage dieser Verhältnisse von PM2.5 zu PM10 und der oben genannten Messwerte wird für das Untersuchungsgebiet eine PM2.5-Hintergrundbelastung von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 Immissionen für NO₂ um ca. 11% und für Feinstaub (PM10 und PM2.5) um ca. 4%. 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 Reduktionen verzichtet.

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 NO₂ und PM₁₀ erreicht, weshalb diese Stoffe im vorliegenden Gutachten detailliert betrachtet werden. Zudem werden die PM_{2.5}-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, PM_{2.5}) 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 3.2 (UBA, 2014) 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, 2014) 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; Israel 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.

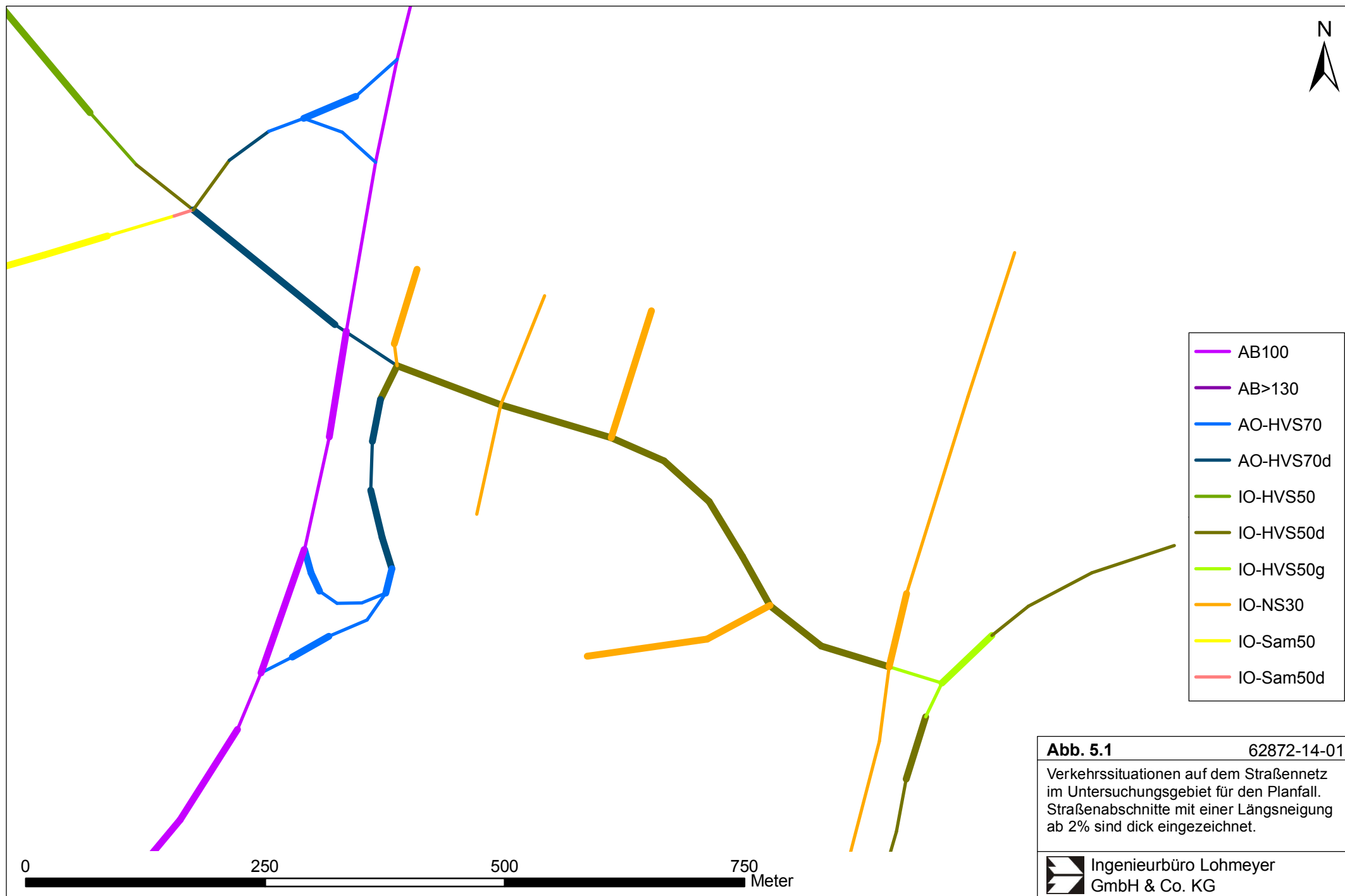
Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

AB>130:	Autobahn, ohne Tempolimit
AB100:	Autobahn, Tempolimit 100 km/h
AO-HVS70:	Außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h
AO-HVS70d:	Außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h, dichter Verkehr
IO-HVS50:	Innerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h
IO-HVS50d:	Innerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IO-HVS50g:	Innerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, gesättigter Verkehr
IO-Sam50:	Innerörtliche Sammelstraße, Tempolimit 50 km/h
IO-Sam50d	Innerörtliche Sammelstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IO-NS30:	Innerörtliche Neben- bzw. Erschließungsstraße, Tempolimit 30 km/h

In **Tab. 5.1** sind die berücksichtigten Verkehrssituationen und die entsprechenden Emissionsfaktoren aufgeführt, klassifiziert wie im HBEFA für Längsneigungsklassen in 2 %-Stufen. Die angesetzten Verkehrssituationen sind exemplarisch in **Abb. 5.1** für den Planfall dargestellt.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [g/km] 2017)							
Verkehrssituation	Geschwindigkeit (PKW)	NOx		PM10		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb)	
		PKW	LKW	PKW	LKW	PKW	LKW	PKW	LKW
AB>130	142.6	0.665	0.991	0.0092	0.0187	0.030	0.130	0.011	0.048
AB>130_2	142.6	0.697	1.196	0.0095	0.0173	0.030	0.130	0.011	0.048
AB>130_4	142.6	0.770	1.449	0.0105	0.0196	0.030	0.130	0.011	0.048
AB100	102.0	0.269	0.993	0.0050	0.0186	0.030	0.130	0.011	0.048
AB100_2	102.0	0.297	1.196	0.0053	0.0174	0.030	0.130	0.011	0.048
AO-HVS70	67.0	0.218	1.569	0.0043	0.0256	0.030	0.130	0.016	0.062
AO-HVS70_2	67.0	0.232	1.671	0.0044	0.0262	0.030	0.130	0.016	0.062
AO-HVS70d	53.8	0.283	1.957	0.0053	0.0296	0.030	0.130	0.019	0.070
AO-HVS70d_2	53.8	0.296	1.986	0.0053	0.0303	0.030	0.130	0.019	0.070
AO-HVS70d_4	53.8	0.345	2.109	0.0058	0.0324	0.030	0.130	0.019	0.070
IO-HVS50	49.0	0.229	2.258	0.0067	0.0322	0.026	0.100	0.020	0.060
IO-HVS50_2	49.0	0.240	2.006	0.0068	0.0336	0.026	0.100	0.020	0.060
IO-HVS50d	39.6	0.299	2.769	0.0080	0.0374	0.033	0.350	0.022	0.062
IO-HVS50d_2	39.6	0.307	2.442	0.0081	0.0383	0.033	0.350	0.022	0.062
IO-HVS50d_4	39.6	0.345	2.320	0.0083	0.0404	0.033	0.350	0.022	0.062
IO-HVS50g	34.0	0.415	3.177	0.0099	0.0441	0.035	0.500	0.022	0.062
IO-HVS50g_4	34.0	0.457	2.878	0.0104	0.0464	0.035	0.500	0.022	0.062
IO-NS30	33.6	0.316	3.406	0.0084	0.0484	0.026	0.280	0.022	0.062
IO-NS30_2	33.6	0.319	3.287	0.0085	0.0485	0.026	0.280	0.022	0.062
IO-NS30_4	33.6	0.351	3.135	0.0091	0.0502	0.026	0.280	0.022	0.062
IO-NS30_6	33.6	0.403	3.103	0.0098	0.0539	0.026	0.280	0.022	0.062
IO-Sam50	46.5	0.312	2.380	0.0078	0.0340	0.026	0.100	0.020	0.060
IO-Sam50_2	46.5	0.323	2.039	0.0079	0.0344	0.026	0.100	0.020	0.060
IO-Sam50_4	46.5	0.362	1.838	0.0085	0.0346	0.026	0.100	0.020	0.060
IO-Sam50d	37.4	0.329	2.735	0.0084	0.0415	0.033	0.350	0.022	0.062

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2017



5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit 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.

Die nicht motorbedingten PM_{2.5}-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) werden in der vorliegenden Untersuchung entsprechend der im Emission Inventory Guidebook von EMEP/CORINAIR (CORINAIR, 2007) beschriebenen Vorgehensweise angesetzt. Eine Differenzierung in verschiedene Straßentypen (z. B. Bundesautobahn oder innerorts) ist durch eine dort angegebene Geschwindigkeitsabhängigkeit (für Reifen und Bremsabrieb) möglich.

Die Resuspension von eingetragenen Straßenstaub gehört entsprechend derzeitigem Kenntnisstand eher der Partikelfraktion zwischen 2,5 µm und 10 µm an und wird deshalb bei der Betrachtung von PM_{2.5} nicht mit berücksichtigt.

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

Es sei darauf verwiesen, dass insbesondere die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb von den Autoren wegen fehlender systematischer Untersuchungen mit sehr großen Unsicherheiten bewertet werden. Palmgren et al. (2003) setzt z.B. die PM_{2.5}-Straßenabriebsemissionen auf Basis von Untersuchungen von TNO aus dem Jahr 1997 zu Null. Um auf der sicheren Seite zu liegen, werden dennoch Emissionsfaktoren verwendet.

Auf Grundlage der o.a. Datenbasis werden zur Berechnung der PM₁₀- und PM_{2.5}-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 ruhenden Verkehrs

In den geplanten ebenerdigen Parkhäusern werden durch das An- und Abfahren der Stellplätze sowie durch Rangier- und Startvorgänge verkehrsbedingte Emissionen freigesetzt. Mit den Emissionsfaktoren für das Prognosejahr 2017 werden die Emissionen pro Tag für die Stellplätze in den geplanten Parkhäusern ermittelt. Die mittlere Anzahl der Fahrzeuge pro Tag wird dem Verkehrsgutachten für die Zufahrt entnommen. Die in den geplanten Parkhäusern zurückgelegten mittleren Fahrwegelängen wurden anhand der Lagepläne abgeschätzt.

Die **Tab. 5.2** zeigt eine Aufstellung der mit der Nutzung der geplanten Parkhäuser verbundenen mittleren täglichen Gesamtemissionen. Darin sind die Beiträge durch die Zu- und Abfahrt, Rangiermanöver und Startvorgänge zusammengefasst.

	NO_x [g/Tag]	PM10 [g/Tag]	PM2.5 [g/Tag]
Parkhaus 1	270.4	10.6	8.1
Parkhaus 2	108.7	4.2	3.2

Tab. 5.2: Mittlere Gesamtemissionen des ruhenden Verkehrs in den geplanten Parkhäusern für das Prognosejahr 2017 in g/Tag.

5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x, PM10 und PM2.5 werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und LKW-(SV)-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus. Im Anhang A3 sind die räumlichen Verteilungen der Emissionen für die Schadstoffe NO_x, PM10 und PM2.5 dargestellt.

Tab. 5.3 zeigt exemplarisch für die L 3008 (Homburger Straße) östlich der B 3 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten für den Prognosenullfall und den Planfall.

Straßen- abschnitt	DTVw [Kfz/24 h]	LKW- (SV)- Anteil [%]	Verkehrs- situation	NO_x [mg/(m s)]	PM10 [mg/(m s)]	PM2.5 [mg/(m s)]
Prognosenullfall	15 500	2.0	IO-HVS50d_4	0.069	0.0080	0.0056
Planfall	17 200	1.9	IO-HVS50d_4	0.076	0.0088	0.0062

Tab. 5.3: Verkehrsdaten und berechnete Emissionen für die L 3008 (Homburger Straße) östlich der B 3 für den Prognosenullfall und den Planfall

6 IMMISSIONEN

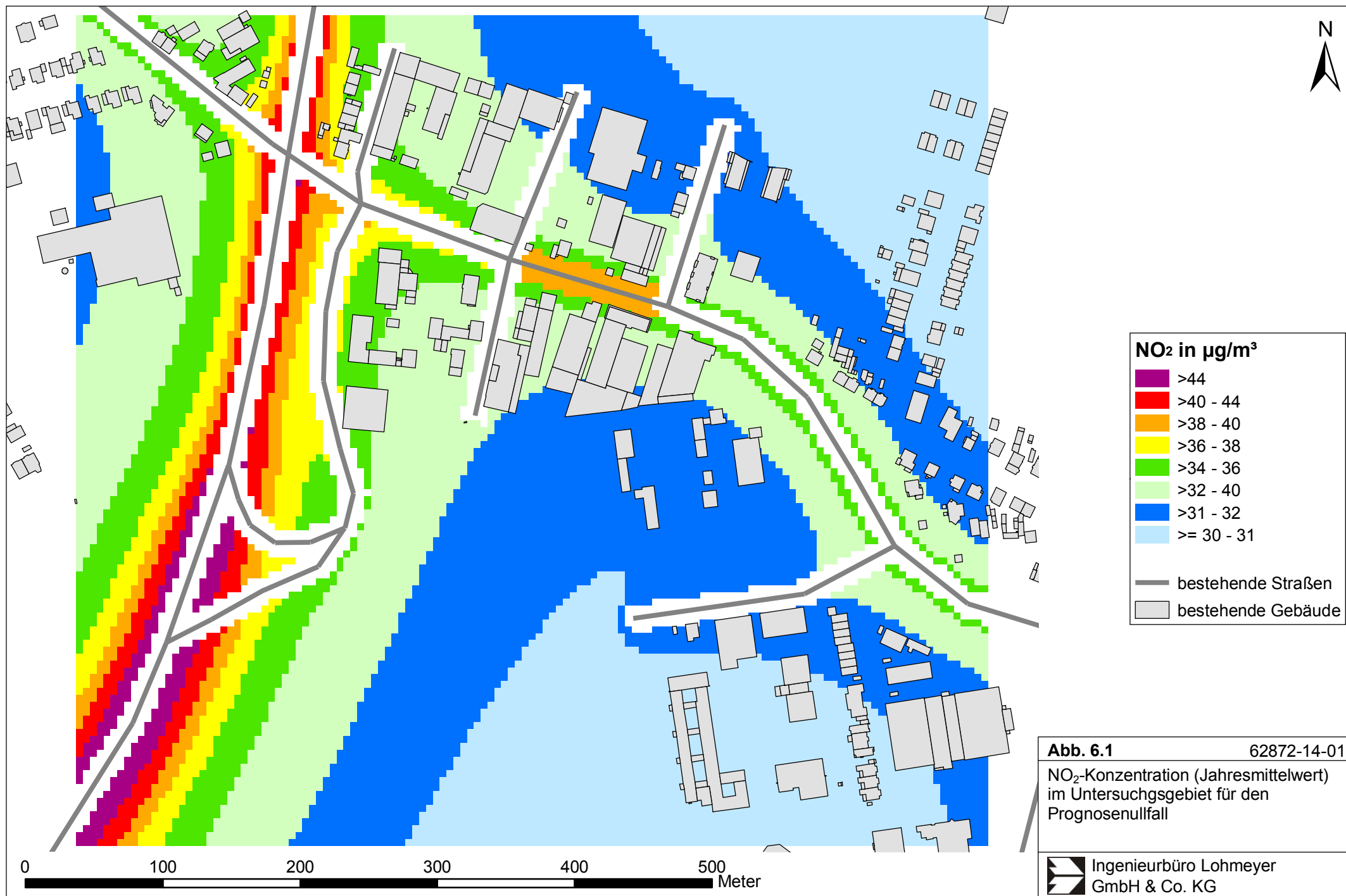
Die Ergebnisse der Immissionsberechnungen, bestehend aus der Überlagerung der Hintergrundbelastung und der verkehrsbedingten Zusatzbelastung innerhalb des Untersuchungsgebietes, werden grafisch aufbereitet und als farbige Abbildungen dargestellt. Die grafische Umsetzung der Immissionen erfolgt in Form 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. Beurteilungsrelevante Kenngrößen sind einheitlichen Farben zugeordnet. Es sind jeweils die Gesamtbelastungen angegeben.

In den Grafiken wird der Bereich um das geplante Bebauungsplangebiet dargestellt. Die Schadstoffimmissionen im Untersuchungsgebiet wurden für über 16 000 Untersuchungspunkte in Bodennähe bestimmt. Die Anordnung der Untersuchungspunkte erfolgte in einem 5 m x 5 m-Raster im Betrachtungsgebiet. In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) auf den berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Im Folgenden wird jeweils nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus der Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Hintergrundbelastung (Kap. 4) zusammensetzt. Entlang der L 3008 (Homburger Straße) wurde in Teilbereichen mit nahe stehender Bebauung diese typisiert berücksichtigt.

Die **Abb. 6.1** bis **Abb. 6.6** zeigen die ermittelten Immissionskenngrößen für die Gesamtbelastung von NO_2 und für die Feinstaubfraktionen PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ im Prognosenullfall und im Planfall. Die Bewertung erfolgt im Hinblick auf die Grenzwerte der 39. BImSchV.

6.1 Stickstoffdioxid-Immissionen (NO_2)

Die **Abb. 6.1** zeigt die im Prognosenullfall 2017 im Untersuchungsgebiet berechneten NO_2 -Immissionen (Jahresmittelwerte). Unter Berücksichtigung der angesetzten NO_2 -Hintergrundbelastung von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden die höchsten NO_2 -Gesamtbelastungen im Untersuchungsgebiet entlang der bestehenden B 3 sowie entlang der Homburger Straße berechnet. Am Straßenrand der B 3 werden NO_2 -Immissionen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit den höchsten Immissionen im südlichen Abschnitt aufgrund der erlaubten hohen Fahrgeschwindigkeiten berechnet; dort



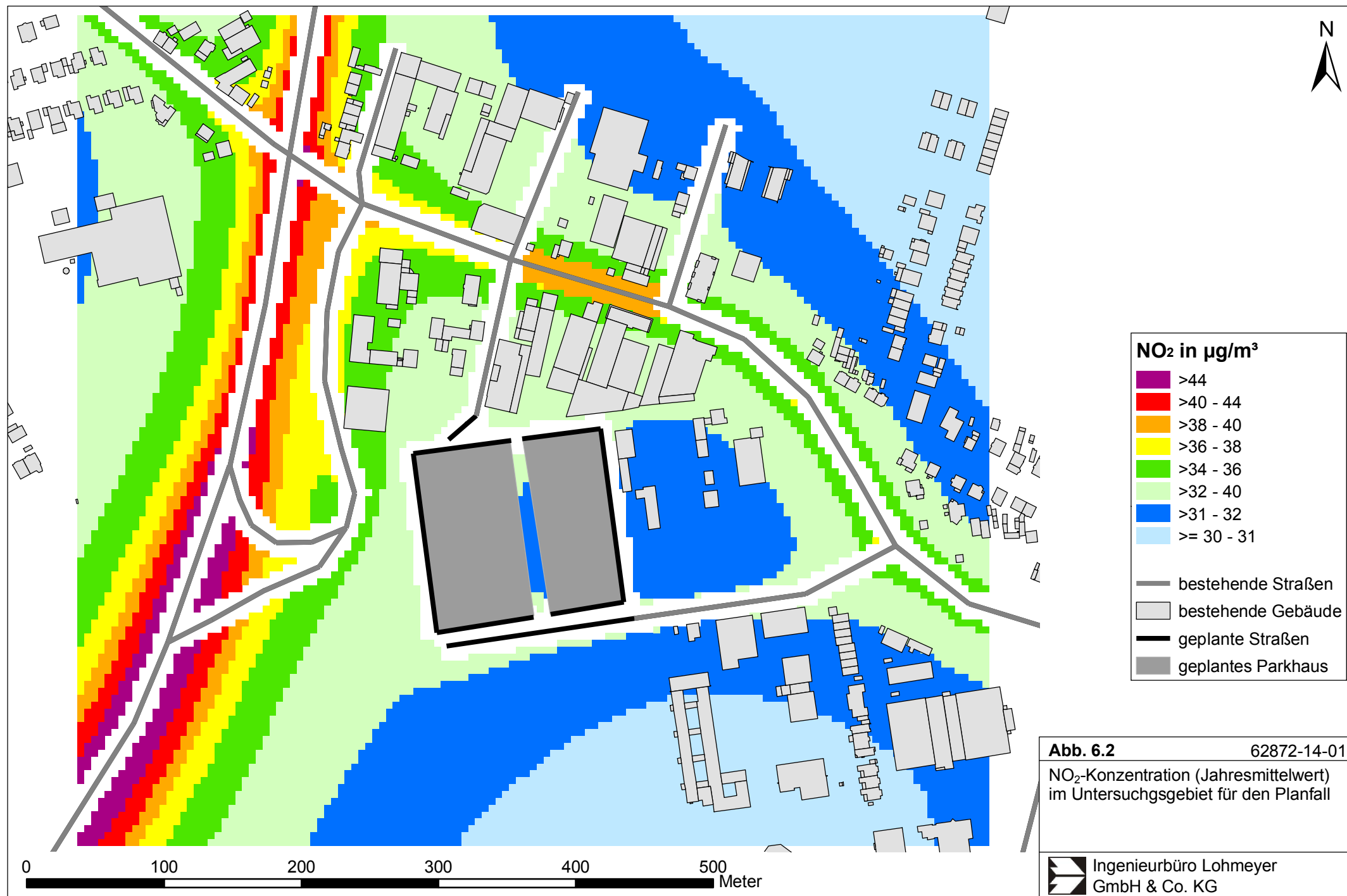
sind ab einem Abstand von ca. 40 m vom Straßenrand NO_2 -Immissionen unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel prognostiziert. An der Homburger Straße (L 3008) sind in dem Abschnitt mit beidseitiger Bebauung an der Bebauung NO_2 -Jahresmittelwerte knapp unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An den anderen Straßenabschnitten sind an der nächstgelegenen Bebauung NO_2 -Immissionen unter $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit entscheidend ist, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z.B. Wohnbebauung, führen. An der bestehenden Bebauung sind durchweg NO_2 -Immissionen unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für nicht direkt am Straßenrand gelegene Gebäude überwiegend auch unter $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO_2 -Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird somit an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet im Prognosefall teilweise nahezu erreicht, aber nicht überschritten. Die NO_2 -Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert nach **Tab. 3.2** an der zur Homburger Straße und zur B 3 nächstgelegenen Bebauung als hohe Konzentrationen, an der darüber hinaus im Untersuchungsgebiet bestehenden Bebauung als erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Die **Abb. 6.2** zeigt die im Planfall 2017 mit realisiertem Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ inklusive geplanten Parkhäusern berechneten NO_2 -Immissionen. Der zusätzliche Verkehr mit Orientierung in das Bebauungsplangebiet führt im Planfall gegenüber Prognosefall an den Straßenabschnitten zu leicht erhöhten Schadstofffreisetzungen und damit zu etwas höheren Immissionen. Durch den Betrieb der Parkhäuser sind in deren Nahbereich und an deren Zufahrten ebenfalls leicht höhere Immissionen prognostiziert.

An der B 3 werden bis in einen Abstand unter 50 m teilweise NO_2 -Immissionen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Nahbereich der Straße berechnet. Entlang der Homburger Straße (L 3008) sind weiter keine NO_2 -Immissionen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert; dort beträgt die durch die Planungen bewirkte NO_2 -Zusatzbelastung weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Gebäudeseiten der geplanten Parkhäuser sind durch die Fahrbewegungen in den Parkhäusern aufgrund der Entlüftung über die Fassaden leicht höhere NO_2 -Immissionen berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung zu NO_2 -Immissionen bis $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen; der Betrieb der Parkhäuser führt dort zu einer zusätzlichen NO_2 -Zusatzbelastung unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird somit an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet auch im Planfall teilweise nahezu erreicht, aber nicht überschritten. Die NO₂-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert nach **Tab. 3.2** an der zur Homburger Straße und zur B 3 nächstgelegenen Bebauung als hohe Konzentrationen, an der darüber hinaus im Untersuchungsgebiet bestehenden Bebauung als erhöhte Konzentrationen einzustufen.

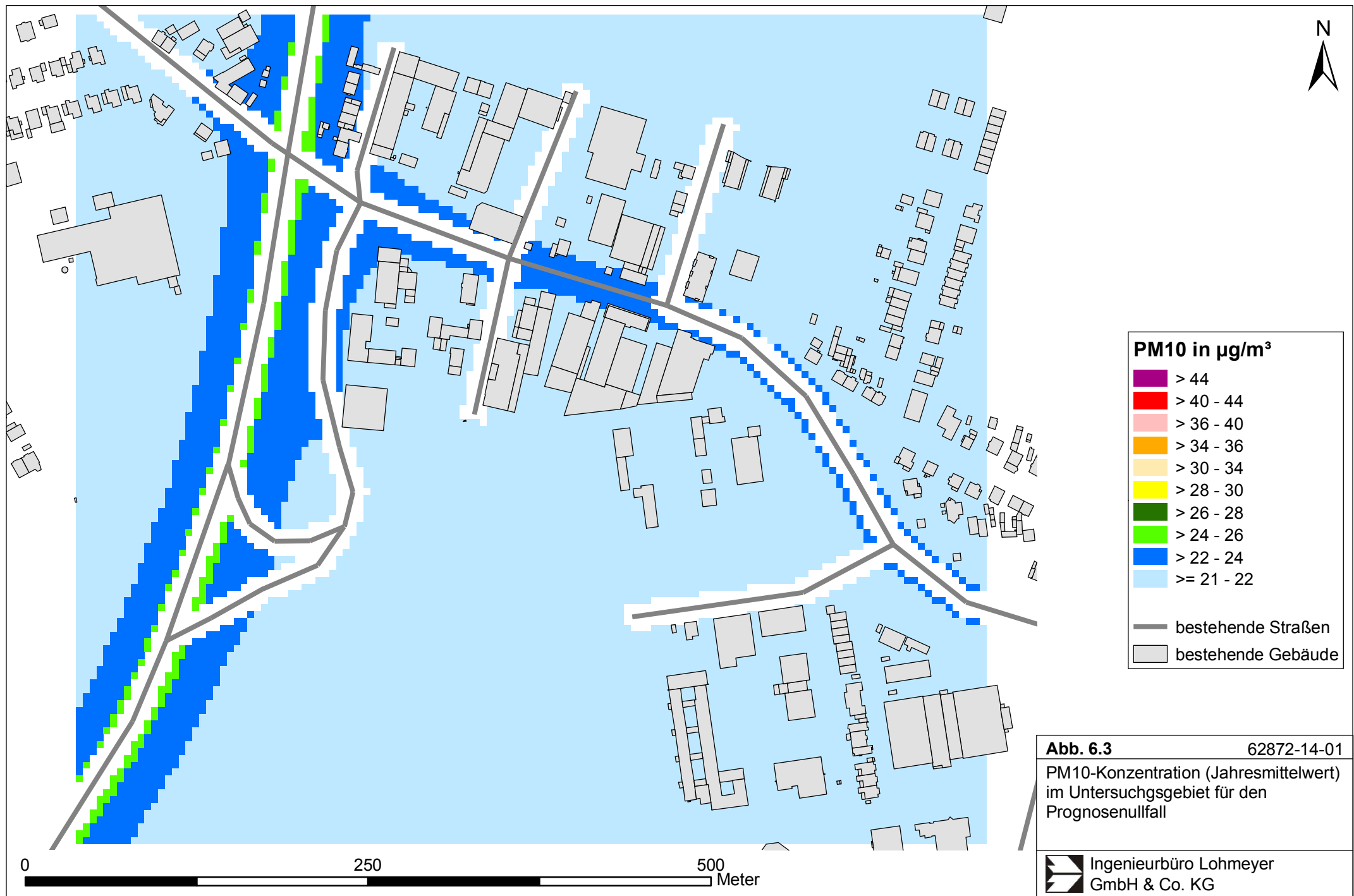
Die berechneten NO₂-Kurzzeitbelastungen (98-Perzentilwerte) erreichen sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall an der zu den Straßen nächstgelegenen Bebauung weniger als 100 µg/m³. Die 39. BImSchV (2010) sieht eine neue Bestimmung der Kurzzeitbelastung von NO₂ vor (siehe Abschnitt 3.3). Entsprechend den Ableitungen aus Messdaten kann geschlossen werden, dass bei einer Einhaltung von 130 µg/m³ (98-Perzentilwert) auch der neue Grenzwert eingehalten wird. Dementsprechend ist zu erwarten, dass im Betrachtungsgebiet der neue Grenzwert sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 deutlich nicht überschritten wird. Auf eine grafische Darstellung wird deshalb hier verzichtet.

6.2 Feinstaub-Immissionen (PM10)

Für die Bewertung der Feinstaubimmissionen PM10 liegen zwei Beurteilungsgrößen vor. Diese sind der Jahresmittelwert und der Kurzzeitwert, der max. 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ 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 µg/m³ der Kurzzeitwert überschritten ist. Im Folgenden werden die berechneten PM10-Jahresmittelwerte dargestellt und mit Blick auf die beiden Werte von 29 µg/m³ und 40 µg/m³ diskutiert.

Die **Abb. 6.3** zeigt die im Prognosenullfall 2017 im Untersuchungsgebiet berechneten PM10-Immissionen (Jahresmittelwerte). Unter Berücksichtigung der angesetzten PM10-Hintergrundbelastung von 21 µg/m³ werden die höchsten PM10-Gesamtbelastungen im Prognosenullfall entlang der B 3 berechnet mit Jahresmittelwerten bis 26 µg/m³ am Straßenrand. An der Homburger Straße (L 3008) werden an der nächstgelegenen Bebauung PM10-Jahresmittelwerte bis 24 µg/m³ berechnet.

An der bestehenden beurteilungsrelevanten Bebauung werden im Prognosenullfall PM10-Jahresmittelwerte bis 24 µg/m³, überwiegend unter 22 µg/m³ ermittelt.



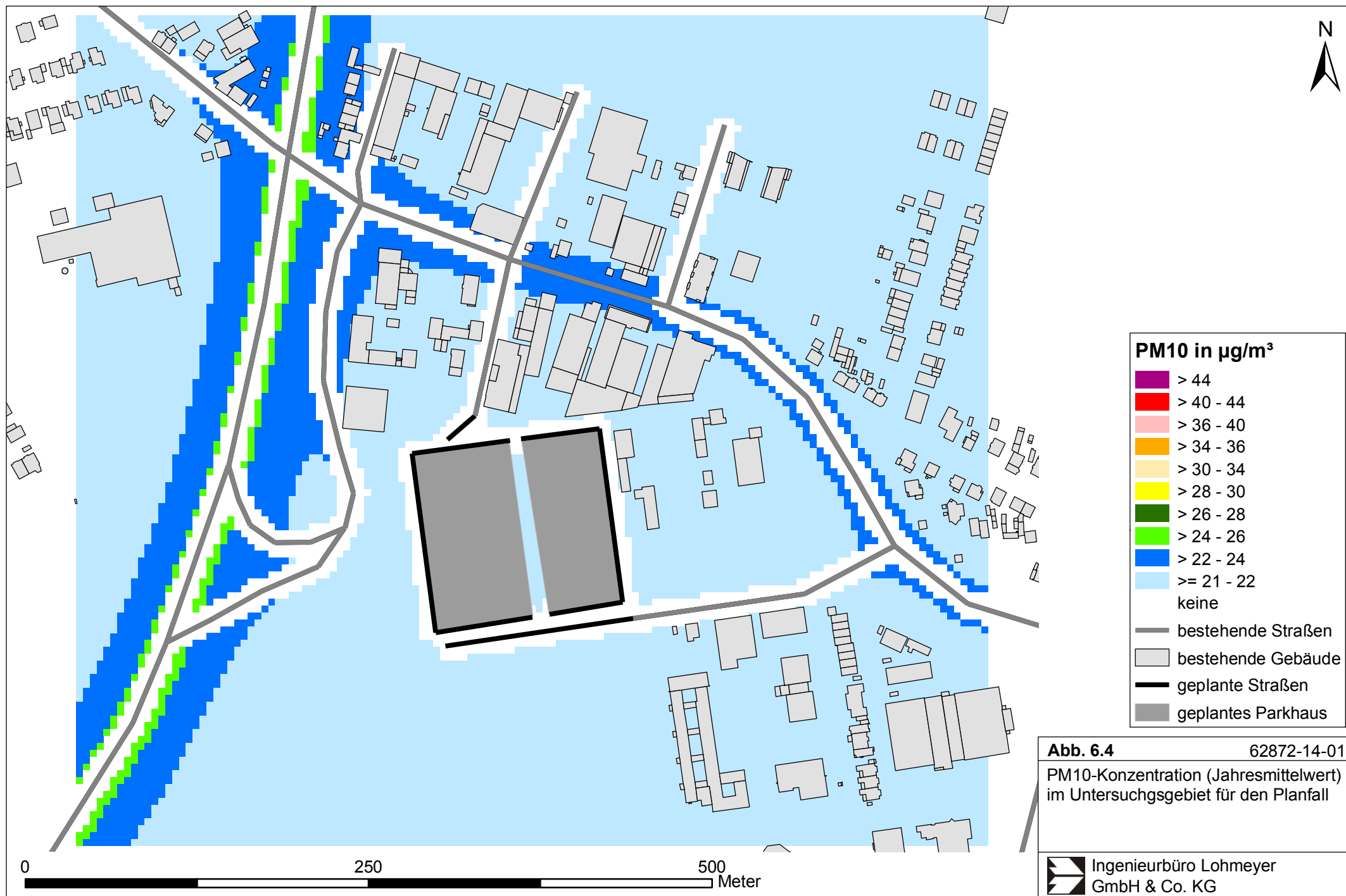
Im Planfall 2017 (**Abb. 6.4**) sind mit realisiertem Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ inklusive geplanten Parkhäusern vergleichbare PM10-Immissionen mit dem Prognosenullfall berechnet. Entlang der B 3 sind im Planfall Jahresmittelwerte bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Straßenrand berechnet. An der Homburger Straße (L 3008) werden an der nächstgelegenen Bebauung PM10-Jahresmittelwerte bis $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Dort beträgt die durch die Planungen bewirkte PM10-Zusatzbelastung deutlich weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Gebäudeseiten der geplanten Parkhäuser sind durch die Fahrbewegungen in den Parkhäusern aufgrund der Entlüftung über die Fassaden kaum höhere PM10-Immissionen berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung zu PM10-Immissionen unter $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen; der Betrieb der Parkhäuser führt dort zu einer zusätzlichen PM10-Zusatzbelastung deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

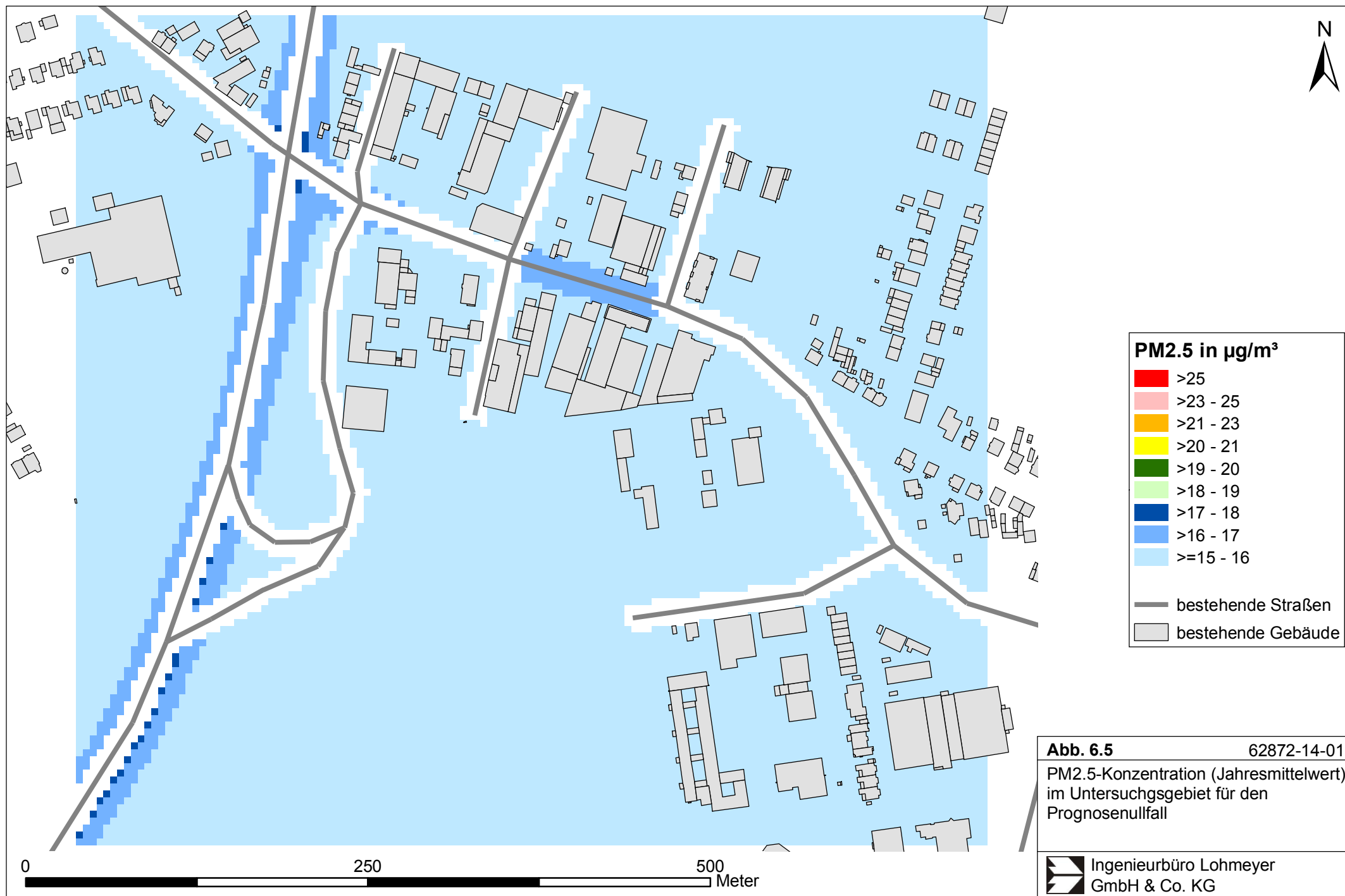
Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 an der beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM10-Jahresmittelwerte nach **Tab. 3.2** als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird entsprechend den Berechnungsergebnissen an der bestehenden und geplanten Bebauung im Untersuchungsgebiet sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 ebenfalls deutlich nicht erreicht und nicht überschritten.

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 ab 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 den Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und den Richtgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diskutiert.

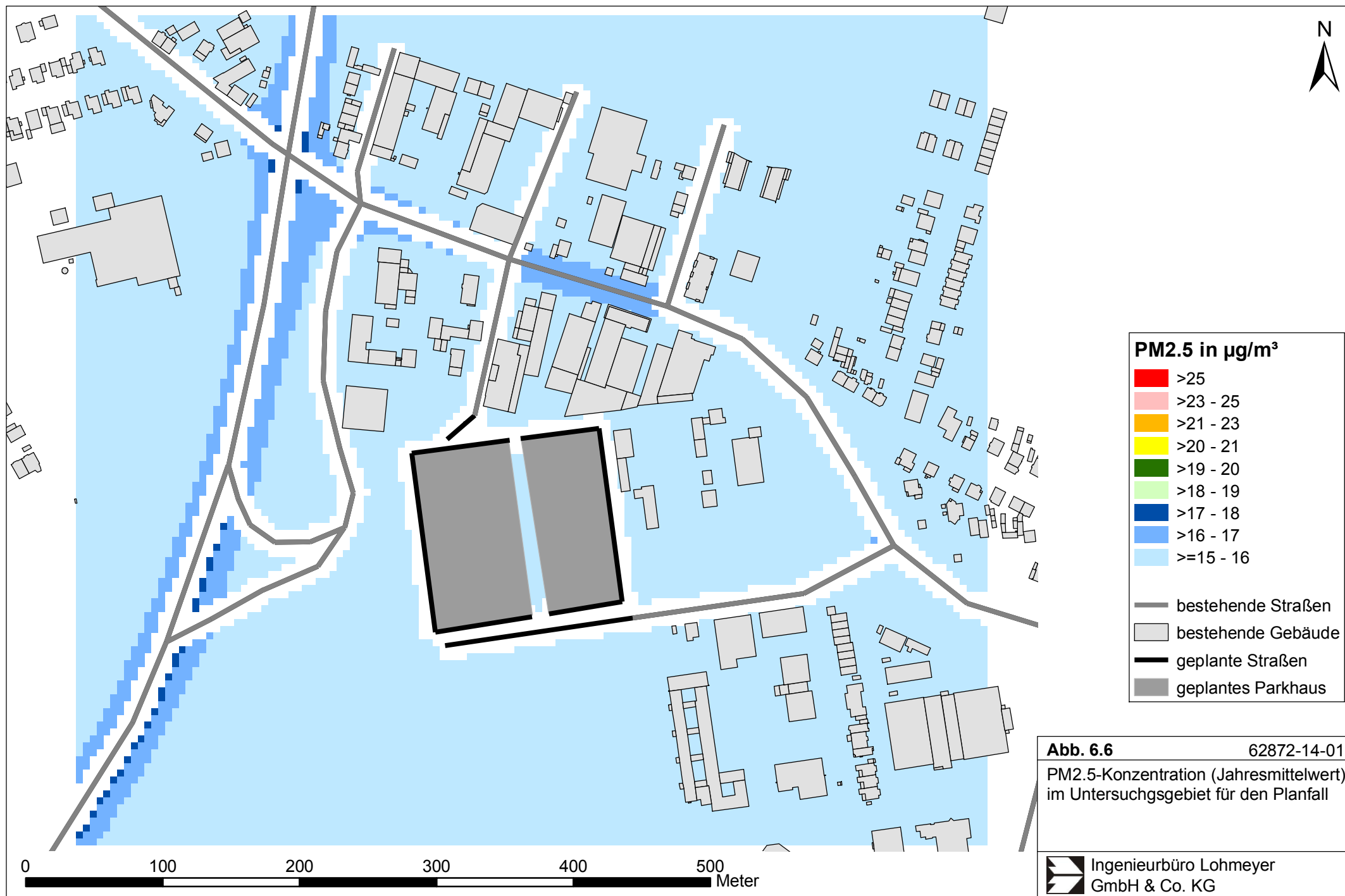
Die **Abb. 6.5** zeigt die im Prognosenullfall 2017 berechneten PM2.5-Immissionen. Die höchsten PM2.5-Gesamtbelastungen werden entlang der B 3 und der Homburger Straße berechnet mit Jahresmittelwerten bis $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in unmittelbarer Nähe zur B 3. An der zur Homburger Straße nächstgelegenen Bebauung werden PM2.5-Immissionen bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. An der im übrigen Untersuchungsgebiet bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung werden mit der angesetzten PM2.5-Hintergrundbelastung vergleichbare Jahresmittelwerte unter $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.





Im Planfall 2017 (**Abb. 6.6**) sind mit realisiertem Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ inklusive geplanten Parkhäusern vergleichbare PM2.5-Immissionen mit dem Prognosenullfall berechnet. Entlang der B 3 sind im Planfall PM2.5-Jahresmittelwerte bis $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Straßenrand berechnet. An der Homburger Straße (L 3008) werden an der nächstgelegenen Bebauung PM2.5-Jahresmittelwerte bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Dort beträgt die durch die Planungen bewirkte PM2.5-Zusatzbelastung deutlich weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Gebäudeseiten der geplanten Parkhäuser sind durch die Fahrbewegungen in den Parkhäusern aufgrund der Entlüftung über die Fassaden kaum höhere PM2.5-Immissionen berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung zu PM2.5-Immissionen unter $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen; der Betrieb der Parkhäuser führt dort zu einer zusätzlichen PM2.5-Zusatzbelastung deutlich unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird entsprechend den Immissionsberechnungen an der bestehenden und geplanten Bebauung im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind die PM2.5-Immissionen nach **Tab. 3.2** als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der ab dem Jahr 2020 einzuhaltende Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2017 an der bestehenden Bebauung ebenfalls nicht erreicht und nicht überschritten.



7 LITERATUR

22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft vom 11. September 2002 (BGBl. I S. 3626), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 241). (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
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 zurückgezogen)
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. (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
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.
- Bächlin, W., Bösing, R., Brandt, A., Schulz, T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreesetzung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 66 (2006) Nr. 4 – April.
- Ballungsraum Rhein-Main (2005): Luftreinhalteplan für den Ballungsraum Rhein-Main, Belastungssituation 2002 mit Immissionsgrenzwertüberschreitungen an drei Stationen bei NO₂ und an einer Station beim PM₁₀. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Herunterladbar unter: www.hmulv.hessen.de
- 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.

- BAST (2013): Straßenverkehrszählung 2010. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen, 2010, Heft V 233.
- 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 Guidbook - 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 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. Projekt70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- EG-Richtlinie 2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union vom 11.06.2008, Nr. L152/1.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Bösing, 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.
- IMB Plan (2014): Bebauungsplan „Schwimmbad – 1. Änderung“ – Verkehrsuntersuchung. IMB-Plan GmbH, Frankfurt im Auftrag der Stadt Vilbel, Juli 2014.

- 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.
- Kolb, H. (1976): Vergleich verschiedener Methoden der Übertragung von Statistiken der Ausbreitungsverhältnisse in orographisch modifiziertem Gelände. In: Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B. 24, S. 57-68.
- Kühlwein, J. (2004): Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, 20. September 2004.
- Kutzner, K., Diekmann, H., Reichenbacher, W. (1995): Luftverschmutzung in Straßenschluchten - erste Messergebnisse nach der 23. BImSchV in Berlin. VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- LANUV NRW (2007-2014): Kurzfassung Jahreskenngrößen 2006-2013. Landesamt für Umwelt, Natur, und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LfU (1993): Die Luft in Baden-Württemberg, Jahresbericht 1992. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- 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.
- LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Februar 2006, www.lua.nrw.de bzw. www.lanuv.nrw.de.
- Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. Hrsg.: Ministry of Environment – National Environmental Research Institut / Denmark.
http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR460.PDF

- 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., Bösing, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, S. 215-218.
- 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).
- TREMOD (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 (2014): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 3.2 / Juli 2014. Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin. 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 A1
BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF-
KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

Grenzwerte

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

Grenzwerte sind rechtlich verbindliche Beurteilungswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation oder des Bodens, die einzuhalten sind und nicht überschritten werden dürfen. Die in Deutschland für den Einflussbereich von Straßen maßgebenden Grenzwerte sind in der 39. BImSchV (2010) benannt, dort als Immissionsgrenzwert bezeichnet. Bezüglich verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind derzeit NO_2 , 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 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 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 ₂	Stundenmittelwert	200 µg/m ³ maximal 18 Überschreitungen / Jahr	seit 2010
NO ₂	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2010
Partikel (PM ₁₀)	Tagesmittelwert	50 µg/m ³ maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM ₁₀)	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2005
Partikel (PM _{2.5})	Jahresmittelwert	25 µg/m ³	ab 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 µg/m ³	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m ³	seit 2005

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

Der Inhalt der am 11. Juni 2008 in Kraft getretenen EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit der 39. BImSchV in nationales Recht umgesetzt. In der 39. BImSchV wurden u.a. die Inhalte der 22. BImSchV und 33. BImSchV zusammengefasst, sodass diese beiden BImSchV aufgehoben wurden. Ein neues Element der 39. BImSchV ist die Einführung eines Immissionsgrenzwertes für die Feinstaubfraktion PM_{2.5} (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm), der ab dem 1. Januar 2015 einzuhalten ist. Für davor liegende Jahre werden Toleranzmargen genannt, die hier im Kap. A1.2 beschrieben werden.

A1.2 Vorsorgewerte

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

Die 39. BImSchV weist als Zielwert einen PM_{2.5}-Jahresmittelwert von 25 µg/m³ aus, der bereits heute eingehalten werden sollte und ab dem Jahr 2015 ein Grenzwert wird.

Für den Immissionsgrenzwert für PM_{2.5} von 25 µg/m³ ab dem Jahr 2015 wurde eine Toleranzmarge von 5 µg/m³ erlassen, die sich ab dem 1. Januar 2009 in jährlichen Stufen um ein Siebentel (ca. 0.7 µg/m³) vermindert. Diese Toleranzmarge darf überschritten werden, ohne die Erstellung von Luftreinhalteplänen zu bedingen. Der jeweilige jährliche Wert wird hier als Übergangsbeurteilungswert bezeichnet.

In der 39. BImSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition von 20 µg/m³ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition für das Referenzjahr 2010 ist vom UBA festzustellen und basiert auf dem gleitenden Jahresmittelwert der Messstationen im städtischen und regionalen Hintergrund für die Jahre 2008 bis 2010. Ab dem Jahr 2020 soll als Zielwert eine reduzierte durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20%, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 µg/m³ 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 umsetzt.

Im Unterschied zur 39. BImSchV soll nach der EU-Luftqualitätsrichtlinie ab dem Jahr 2020 ein PM_{2.5}-Richtgrenzwert von 20 µg/m³ im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden. Im Jahr 2013 wird 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.

A N H A N G A2

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 NO₂ erfolgt für die Kurzzeitbelastungen nach Romberg et al. (1996), modifiziert für hohe Belastungen nach Bächlin et al. (2006). Für Jahresmittelwerte wird die NO-NO₂-Konversion mit einem vereinfachten Chemiemodell berücksichtigt (Düring et al., 2011).

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

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

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

Aus den dimensionslosen Konzentrationen errechnen sich die vorhandenen Abgaskonzentrationen c zu

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

wobei:	c	=	Abgaskonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
	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 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.

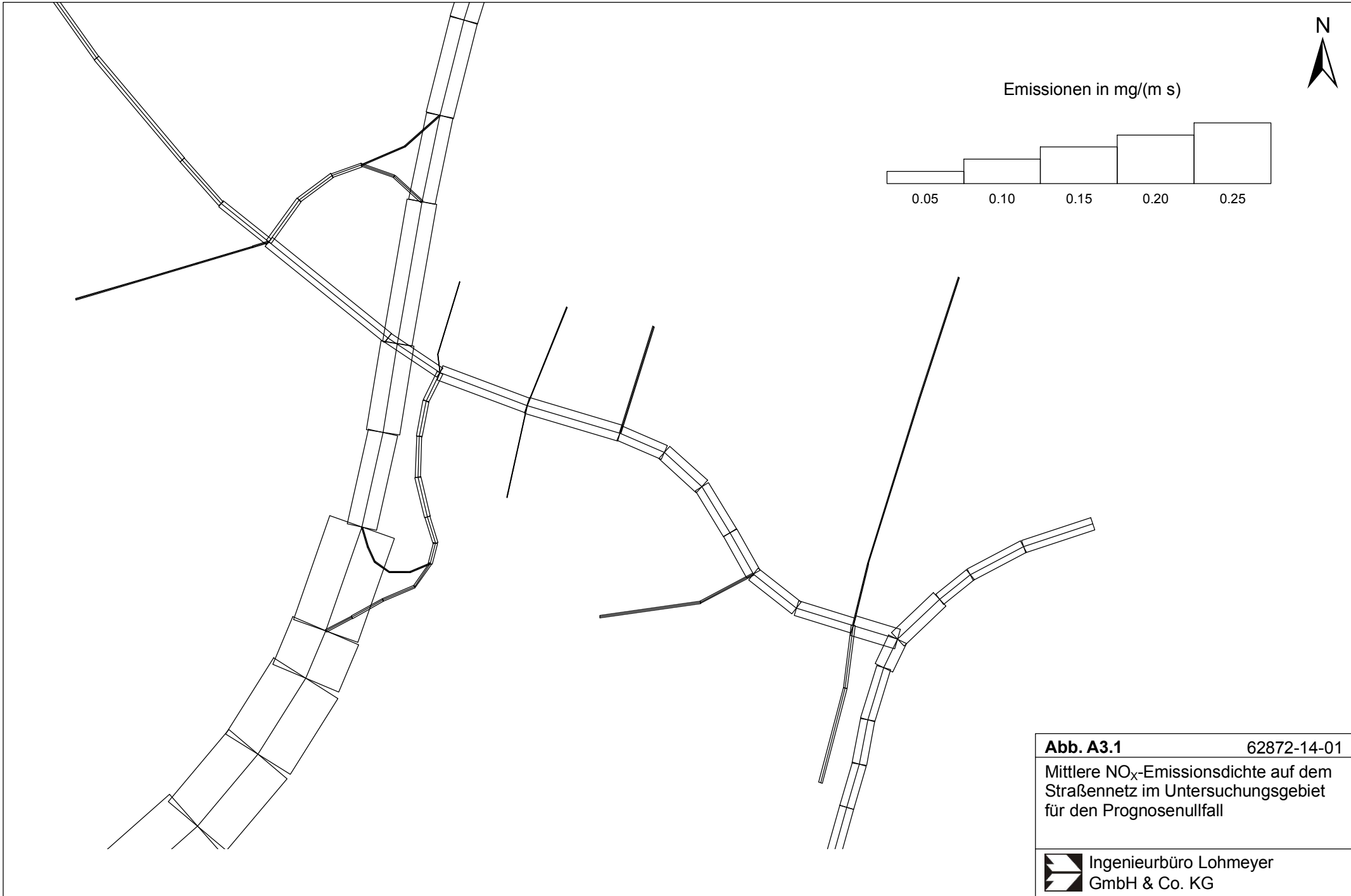
Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese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

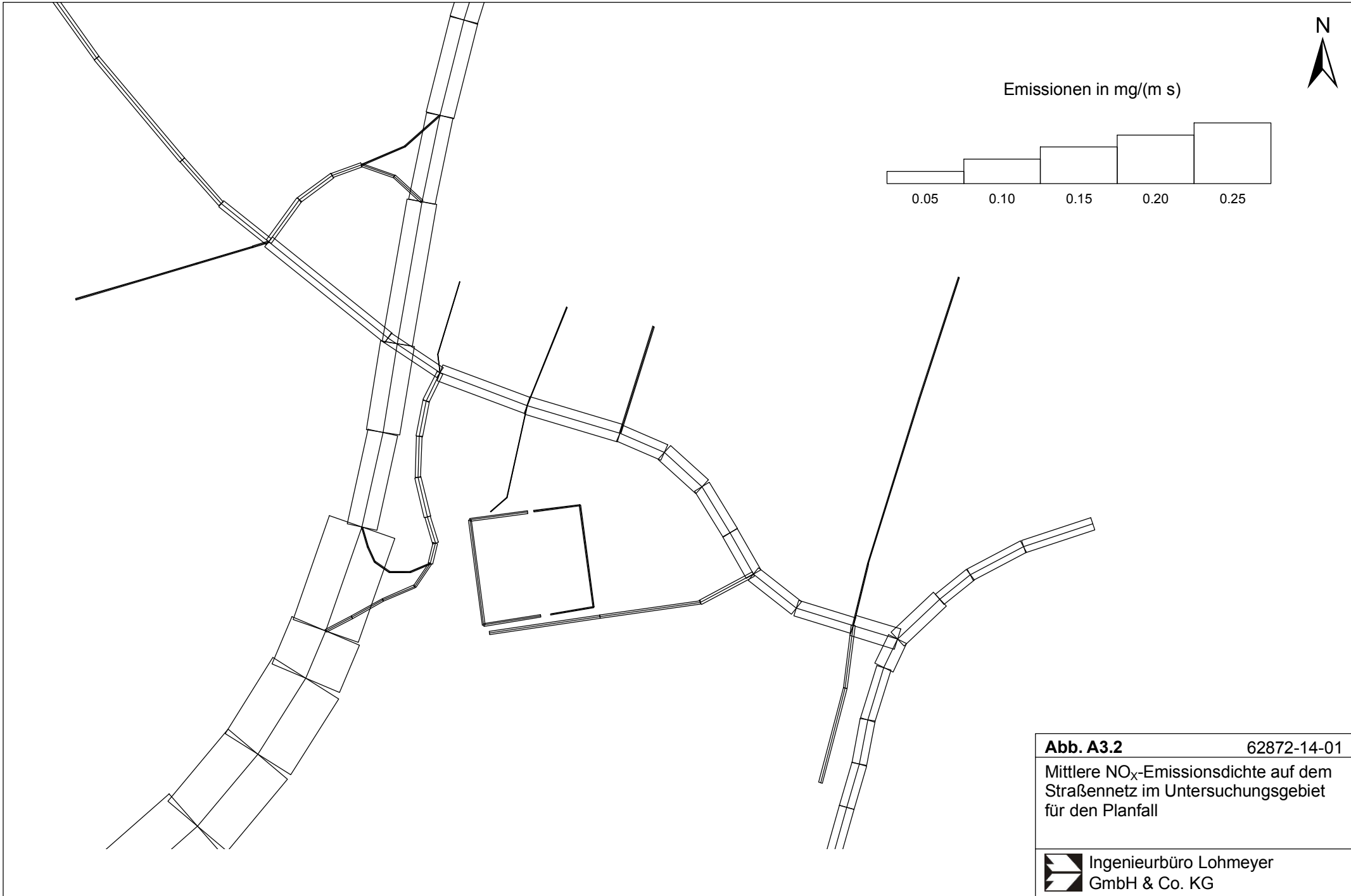
sprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von +/-20% aufweisen.

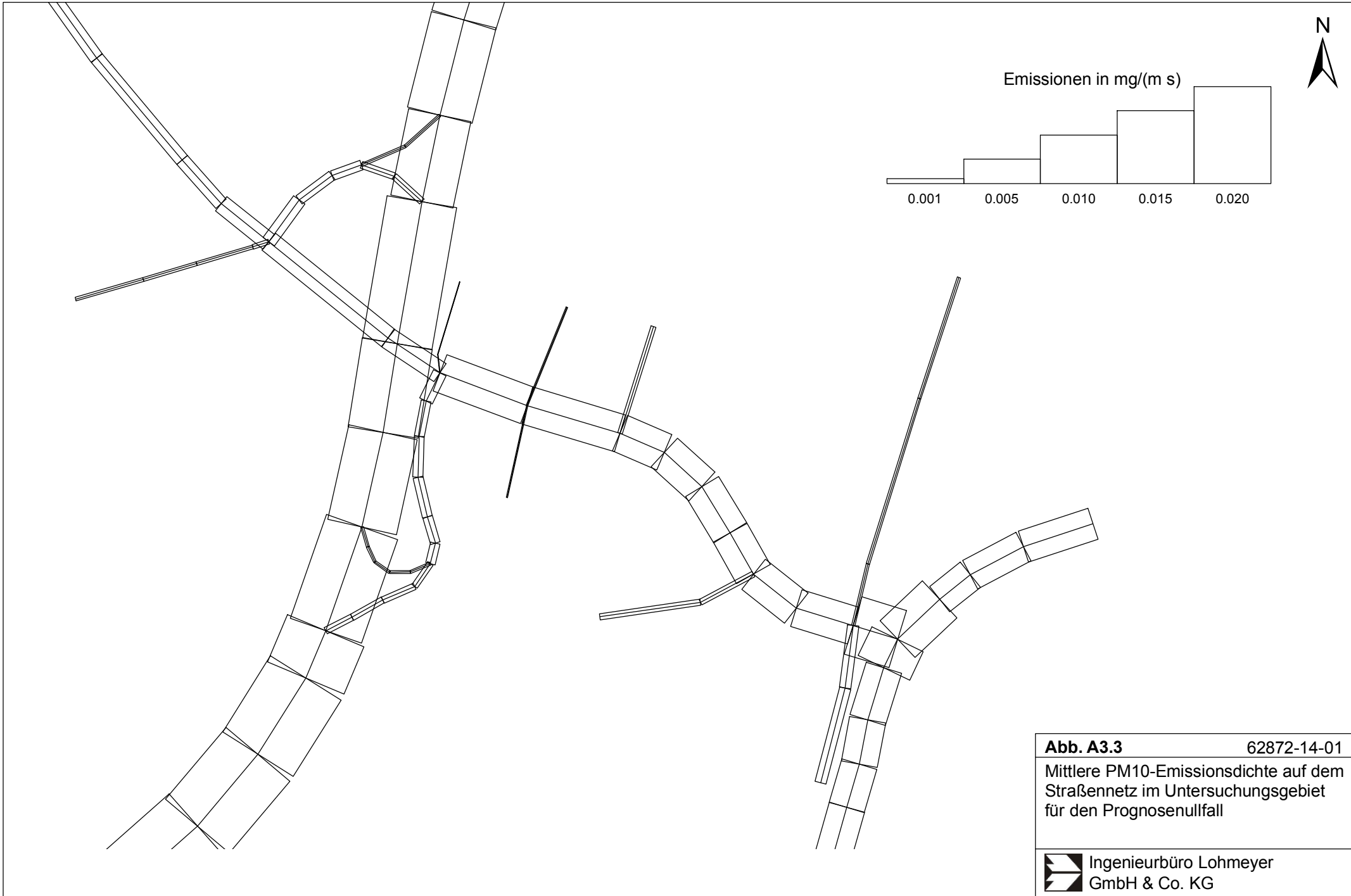
Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war Gegenstand weiterer PEF-Projekte (Röckle & Richter, 1995 und Schädler et al., 1996). Schädler et al. führten einen ausführlichen Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationskenngrößen in der Göttinger Straße, Hannover, und MISKAM-Rechenergebnissen durch. Die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

A N H A N G A3
EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE







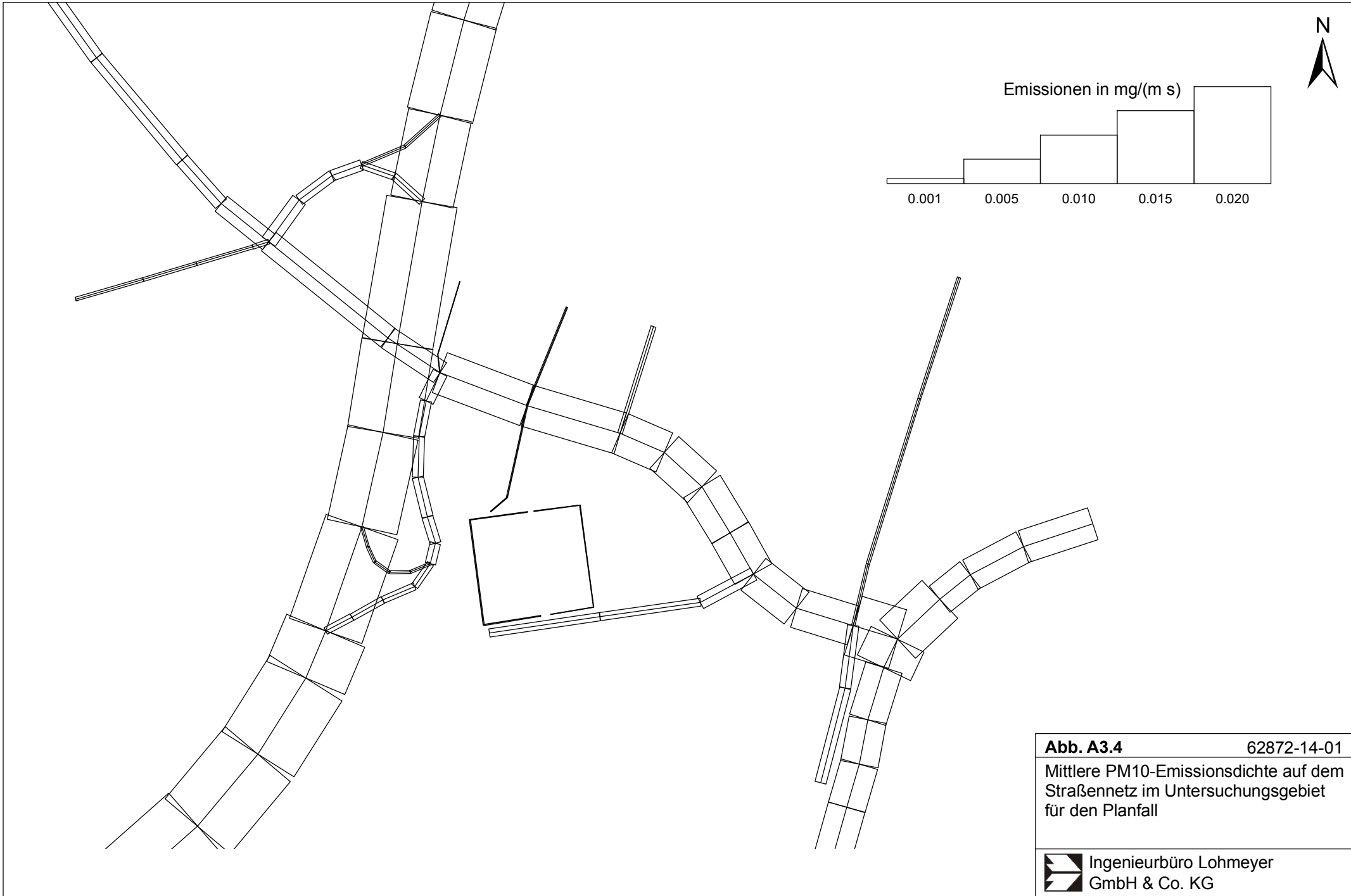
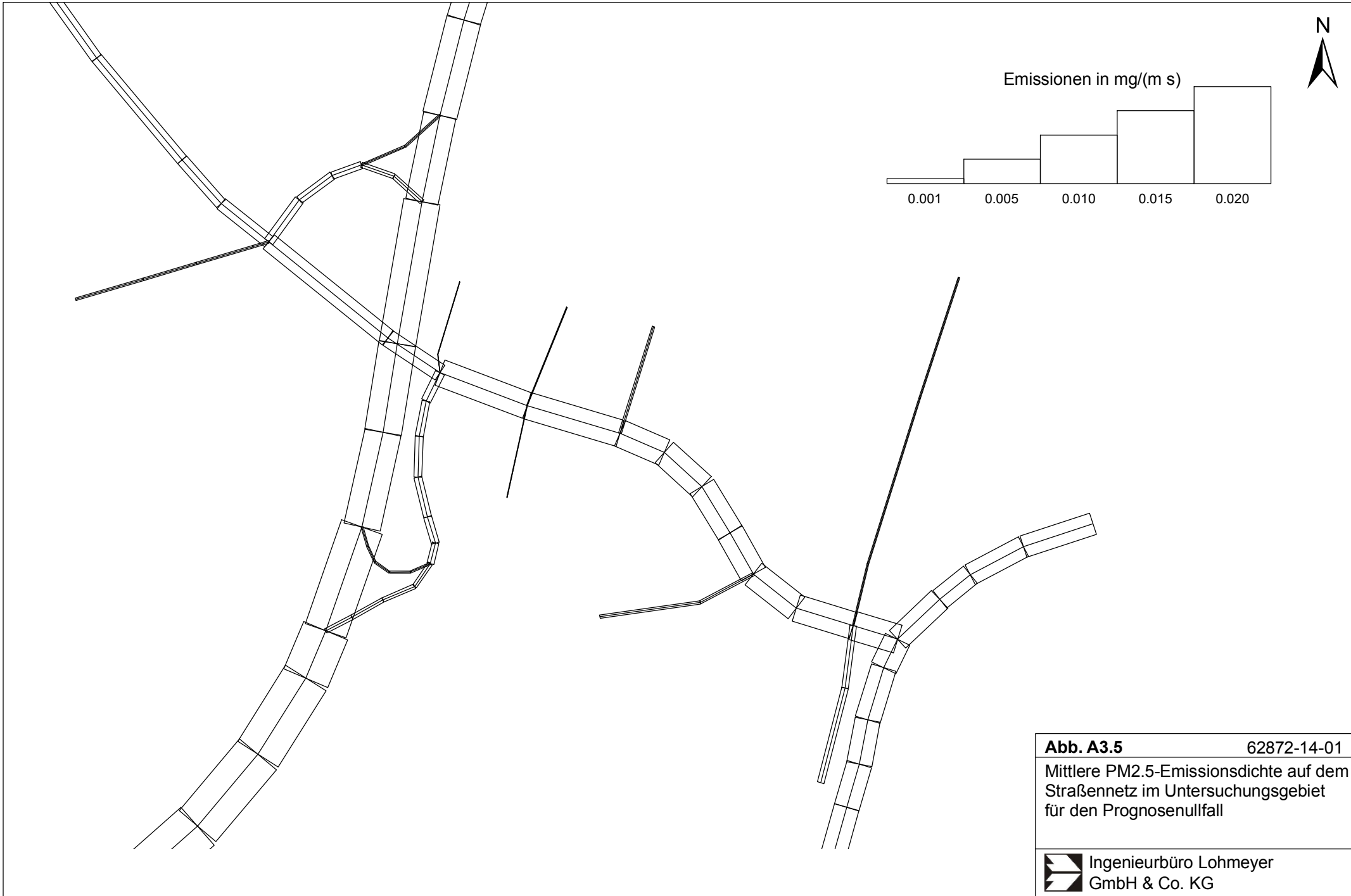


Abb. A3.4 62872-14-01
Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem
Straßennetz im Untersuchungsgebiet
für den Planfall

 Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG



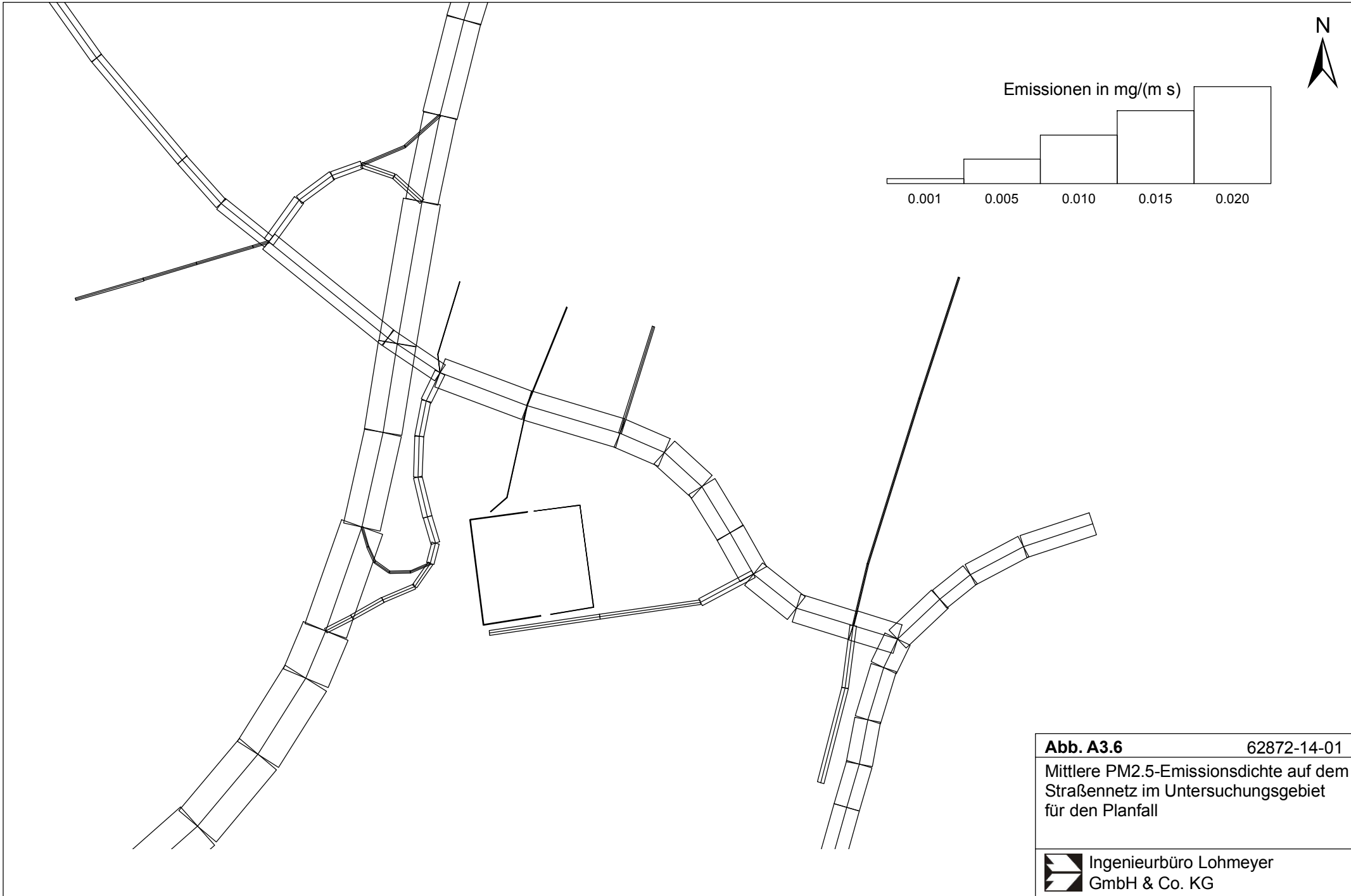


Abb. A3.6	62872-14-01
Mittlere PM2.5-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall	
 Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG	