

Straßenbauverwaltung Baden-Württemberg

Regierungspräsidium Tübingen

Bundestraße B 27

von NK 7520 060 n NK 7420 003 Stat. 048 bis NK 7420 003 n NK 7420 062 Stat. 0 696

B 27 Tübingen (Bläsibad) – B 28, Schindhaubasistunnel

PROJIS-Nr.: 08 91 8082 00

Feststellungsentwurf

UNTERLAGE 17.6

Luftschadstoffgutachten

Aufgestellt:
Regierungspräsidium Tübingen
Abt. 4 - Mobilität, Verkehr, Straßen
Ref. 44 - Planung

Tübingen, den 28.06.2024



Lohmeyer

**B 27 TÜBINGEN (BLÄSIBAD) - B 28,
SCHINDHAUBASISTUNNEL
LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN**

Auftraggeber:

Regierungspräsidium Tübingen
Referat 44 Straßenplanung
Konrad-Adenauer-Straße 20
72020 Tübingen

Bearbeitung:

Lohmeyer GmbH
Niederlassung Karlsruhe

Dipl.-Geogr. T. Nagel
Dr. rer. nat. R. Hagemann
M. Sc. met. K. Sokur

Dipl.-Geoökol. H. Lauerbach

Februar 2024, redaktionell geändert Juni 2024
Projekt 20862-23-01
Berichtsumfang 77 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	3
1 ZUSAMMENFASSUNG	5
2 AUFGABENSTELLUNG	8
3 VORGEHENSWEISE	9
3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe zum Schutz der menschlichen Gesundheit	9
3.2 Berechnungsverfahren PROKAS/LASAT/KALM.....	10
3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	12
4 EINGANGSDATEN	14
4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	14
4.2 Verkehrsdaten	16
4.3 Meteorologische Daten	16
4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft	20
5 EMISSIONEN	25
5.1 Betrachtete Schadstoffe	25
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	25
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	27
6 IMMISSIONEN.....	31
6.1 Stickstoffdioxid (NO ₂).....	31
6.2 Feinstaub (PM ₁₀)	35
6.3 Feinstaub-Immissionen (PM _{2.5})	38
7 QUELLEN	42
7.1 Literatur	42
7.2 Materialien und Unterlagen.....	46
A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN.....	48

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	52
A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE	59
A4 BESCHREIBUNG DES KALTLUFTABFLUSSMODELLS KALM	66
A5 ERGEBNISSE DER KALTLUFTSIMULATIONEN	70

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung der Lohmeyer GmbH nicht auszugswise 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 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 Immissionskenngößen 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 / PM_{2.5}

Mit Feinstaub bzw. PM₁₀ / PM_{2.5} werden alle Partikel bezeichnet, die einen gröÙenselektierenden 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 PM_{2.5}-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

Bei Tübingen ist im Zuge der Bundesstraße B 27, die durch das südöstliche Siedlungsgebiet der Stadt Tübingen führt, und der B 28 östlich von Tübingen der Neubau einer Umfahrung mit einer Tunnelstrecke in Planung.

Dafür waren Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe mit Beurteilungen nach der 39. BImSchV erforderlich. Das beinhaltet die Betrachtung der verkehrsbedingten Luftschadstoffe, für die in der 39. BImSchV Grenzwerte genannt sind, und die die jeweiligen Grenzwerte am deutlichsten ausschöpfen, was insbesondere auf Stickstoffdioxid (NO₂) und eingeschränkt auf Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}) zutrifft.

Um die topografischen Verhältnisse und die lokalen Luftströmungen im Untersuchungsgebiet zu berücksichtigen, wurde das Berechnungsverfahren PROKAS / LASAT in Kombination mit dem Kaltluftabflussmodell KALM eingesetzt. Aus den Verkehrsbelegungsdaten wurden unter Berücksichtigung der vom Umweltbundesamt veröffentlichten aktuellen Emissionsfaktoren (HBEFA4.2, Stand 2022) für den Prognosenullfall und den Planfall im Bezugsjahr 2030, dem Jahr der möglichen Fertigstellung wesentlicher Teile der Planung, die Emissionen auf allen Straßenabschnitten berechnet. Die Schadstoffausbreitung wurde für die auftretenden Kombinationen aus Emissionssituation, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischen Stabilitätsbedingungen unter Berücksichtigung der Topografie simuliert. Auf der Grundlage einer lokalrepräsentativen Ausbreitungsklassenstatistik und der aus Messungen abgeleiteten Hintergrundbelastung wurden statistische Jahreskenngrößen der Immissionen ermittelt.

Die Beurteilung der Luftschadstoffimmissionen erfolgt im Vergleich mit den Grenzwerten der 39. BImSchV. Die Untersuchung konzentriert sich unter Berücksichtigung der genannten Beurteilungswerte und der derzeitigen Konzentrationsniveaus auf die v. a. vom Straßenverkehr erzeugten Schadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaub (PM₁₀).

Für den Prognosenullfall sind die höchsten Konzentrationen entlang der stark frequentierten B 27 und B 28 berechnet. An der Ausfallstraße im Zuge der west-östlich verlaufenden B 28 (Reutlinger Straße) sind an der Randbebauung NO₂-Konzentrationen bis 34 µg/m³ und an der von Südsüdwesten nach Ostnordosten verlaufenden B 27 (Stuttgarter Straße) sind an der nächstgelegenen Bebauung nahezu 30 µg/m³ berechnet. An der von Norden nach Süden verlaufenden B 27 (Hechinger Straße) sind an der nächstgelegenen Bebauung NO₂-Jahresmittelwerte bis 24 µg/m³ dargestellt.

Für den Planfall sind im nördlichen Bereich an der Durchfahrung der Südstadt im Zuge der B 27 (Stuttgarter Straße) deutliche Entlastungen mit NO_2 -Konzentrationen unter $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Bebauung prognostiziert. An der Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) sind gegenüber dem Prognosenullfall geringere NO_2 -Belastungen mit Konzentrationen unter $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Randbebauung berechnet. Am Tunnelausgang und den nach Norden anschließenden Straßenabschnitten sind deutlich erhöhte NO_2 -Konzentrationen berechnet, die an der bestehenden Bebauung jedoch zu Konzentrationen unter $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. Im südlichen Bereich sind entlang der bisherigen B 27 (Hechinger Straße) verringerte NO_2 -Jahresmittelwerte berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, überwiegend unter $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen; in dem Abschnitt mit parallel verlaufender Tunnelzufahrt führen die Überlagerungen beider Straßenzüge sowie die Tunnelfortluft zu erhöhten NO_2 -Konzentrationen; an der nächstgelegenen Bebauung sind NO_2 -Konzentrationen bis $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an für die Beurteilung relevanter Bebauung, z.B. Wohnbebauung, führen. Damit sind an der Randbebauung der Ausfallstraße im Zuge der B 28 im Prognosenullfall deutliche NO_2 -Konzentration bis $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, die im Planfall verringert werden und unter $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen. An den anderen Straßenabschnitten sind im Prognosenullfall und im Planfall an der bestehenden Bebauung NO_2 -Jahresmittelwerte unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Damit wird der geltende Grenzwert für NO_2 -Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Prognosenullfall und im Planfall im Bezugsjahr 2030 an der bestehenden Bebauung unterschritten, überwiegend deutlich unterschritten.

Für Feinstaub PM_{10} sind für den Prognosenullfall die höchsten Konzentrationen entlang der stark frequentierten Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel an der Randbebauung berechnet. An der Randbebauung der B 27 (Stuttgarter Straße) sind PM_{10} -Konzentrationen nicht über $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt. An der nach Süden verlaufenden B 27 sind an der bestehenden Bebauung PM_{10} -Jahresmittelwerte bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Für den Planfall sind im nördlichen Bereich an der Durchfahrung der Südstadt im Zuge der B 27 (Stuttgarter Straße) deutliche Entlastungen mit PM_{10} -Konzentrationen bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der nächstgelegenen Bebauung berechnet. An der Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) sind gegenüber dem Prognosenullfall etwas geringere PM_{10} -Belastungen mit vereinzelt bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Randbebauung berechnet. Am Tunnelausgang und den nach Norden anschließenden Straßenabschnitten sind erhöhte PM_{10} -Konzentrationen berechnet, die an der bestehenden Bebauung zu Konzentrationen bis $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. An der nach Süden

verlaufenden B 27 sind verringerte PM10-Jahresmittelwerte berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung bis $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen; in dem Abschnitt mit parallel verlaufender Tunnelzufahrt führen die Überlagerungen beider Straßenzüge sowie die Tunnelfortluft zu erhöhten PM10-Konzentrationen; an der nächstgelegenen Bebauung sind PM10-Konzentrationen bis $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Der geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Prognosenullfall und im Planfall an der bestehenden Bebauung deutlich unterschritten. Der Schwellenwert der PM10-Konzentration von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird nicht erreicht und nicht überschritten.

Für Feinstaub PM2.5 sind noch geringere verkehrsbedingte Beiträge und Konzentrationen berechnet, die im Prognosenullfall an der bestehenden Bebauung bis $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel betragen. Im Planfall 2030 mit Schindhaubasistunnel sind nur vereinzelt PM2.5-Immissionen bis $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Mit der berechneten PM2.5-Konzentration bis $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der bestehenden Bebauung wird der geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Prognosenullfall und im Planfall deutlich unterschritten. Auch der Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird dort nicht erreicht und nicht überschritten.

Insgesamt ist aus den berechneten verkehrsbedingten Luftschadstoffkonzentrationen für den Planfall abzuleiten, dass der geplante Schindhaubasistunnel zu deutlichen Entlastungen im Zuge der B 27 führt und mit dem Betrieb der Tunnelstrecke keine zusätzlichen Konflikte mit den Grenzwerten der 39. BImSchV zum Schutz der menschlichen Gesundheit an bestehender Bebauung zu erwarten sind. Aus lufthygienischer Sicht sind die Planungen im Hinblick auf die geltenden Beurteilungswerte nicht abzulehnen.

2 AUFGABENSTELLUNG

Bei Tübingen ist im Zuge der Bundesstraße B 27, die durch das südöstliche Siedlungsgebiet der Stadt Tübingen führt, und der B 28 östlich von Tübingen der Neubau einer Umfahrung mit einer Tunnelstrecke mit dem Schindhaubasistunnel in Planung. Dafür wurde eine Verkehrsprognose mit dem Prognosehorizont 2035 übergeben.

Dafür sind u. a. Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe erforderlich. Dabei ist darzustellen, ob die geplanten Maßnahmen zu zusätzlichen Konflikten mit Beurteilungswerten der Luftschadstoffe an der bestehenden Bebauung und an benachbarten sensiblen Nutzungen führen. 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 geplante Baumaßnahme verursachten Auswirkungen die Luftkonzentrationen der Schadstoffe (Immissionen) unter Berücksichtigung der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung in gesetzlich unzulässigem Maße erhöhen. Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z. B. Grenz- oder Vorsorgewerten, die vom Gesetzgeber zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt werden, lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. 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 in Form einer Schadstoffleitkomponentenbetrachtung auf die v. a. vom Straßenverkehr erzeugten Schadstoffe Stickoxide und Feinstaubpartikel (PM10). Im Zusammenhang mit Beiträgen durch den Kfz-Verkehr sind die Schadstoffe Benzol, Blei, Schwefeldioxid SO₂, PM2.5 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.

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch Vergleich relativ zum entsprechenden Grenzwert.

3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe zum Schutz der menschlichen Gesundheit

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		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 seit 2015	25	-
PM2.5	Richtgrenzwert seit 2020	20	-

Tab. 3.1: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 39. BImSchV (2010) und Richtlinie 2008/50/EG (2008)

3.2 Berechnungsverfahren PROKAS/LASAT/KALM

Für die Prognose der Luftschadstoffbelastungen an Bundesfernstraßen wird vom BMVI die Anwendung der „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2023“ (FGSV, 2023) empfohlen. Im Untersuchungsgebiet sind die bodennahen Windverhältnisse durch das Relief beeinflusst; zusätzlich treten periodisch auftretende Kaltluftströmungen auf. Für solche Betrachtungen ist der Anwendungsbereich des vom BMVI empfohlenen Verfahrens zur Prognose der Luftschadstoffbelastung RLuS überschritten und die Anwendung hier nicht möglich.

Für die vorliegende Aufgabenstellung wird das Berechnungsverfahren PROKAS eingesetzt (www.lohmeyer.de/prokas), wobei als Ausbreitungsmodell das dreidimensionale Strömungs- und Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Erweiterung des Modells der TA Luft, www.janicke.de; siehe Anhang A2) in Kombination mit dem Kaltluftabflussmodell KALM (Schädler und Lohmeyer, 1994; siehe Anhang A3) verwendet wird.

Zur Ermittlung der Immissionen im Untersuchungsgebiet werden zunächst auf Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen für das zu betrachtende Bezugsjahr ermittelt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.2 (UBA, 2022) bestimmt. Im HBEFA4.2 sind auch nicht-motorbedingte Emissionsfaktoren für Feinstaub (PM10, PM2.5) aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung enthalten. Die Schadstoffemissionsdichten auf den betrachteten Straßenabschnitten werden auf Grundlage der Verkehrsmengen und der den Verkehrssituationen zugehörigen Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung von Längsneigungseinflüssen berechnet. Die Vorgehensweise

zur Emissionsbestimmung entspricht dem Stand der Technik. Sie basiert auf der VDI-Richtlinie „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI 3782 Blatt 7, 2020).

Mithilfe von Ausbreitungsrechnungen werden die durch diese Emissionen verursachten Luftkonzentrationen der Schadstoffe im Untersuchungsgebiet ermittelt. Auf der Grundlage von meteorologischen Daten (Kap. 4.3) und der Emissionsganglinien werden die statistischen Jahreskennwerte der Schadstoffkonzentrationen berechnet. Der so berechneten verkehrsbedingten Zusatzbelastung, verursacht vom Verkehr innerhalb des Untersuchungsgebietes, wird die Hintergrundbelastung (Kap. 4.4) überlagert. Die für die Ausbreitungsrechnungen notwendigen Daten zur Meteorologie werden einer für das Untersuchungsgebiet repräsentativen Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik entnommen. Die Hintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet wird aus Messdaten umliegender Stationen abgeleitet.

Die Schadstoffausbreitung wird mit dem dreidimensionalen Strömungs- und Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Erweiterung des Modells der TA Luft, www.janicke.de) für die Kombinationen aus Emissionssituationen, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischen Stabilitätsbedingungen unter Berücksichtigung der Topografie durchgeführt. Das verwendete Ausbreitungsmodell ist in der Lage, sämtliche im Rechengebiet liegenden Straßenabschnitte gleichzeitig mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen. Bei der Modellierung der Schadstofffreisetzungen in LASAT wird die fahrzeugerzeugte Turbulenz mit einer Parametrisierung nach Bäumer (2003) und Stern und Yamartino (2001) in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen und den Fahrgeschwindigkeiten berücksichtigt. Die Schadstoffkonzentrationen werden mit dem Verfahren PROKAS/LASAT flächenhaft für das Untersuchungsgebiet berechnet.

Für die Ermittlung der NO₂-Immissionen werden die verkehrsbedingten Direktmissionen und ein vereinfachtes Chemiemodell zur Abbildung der NO-NO₂-Konversion berücksichtigt (Düring et al., 2011). Gegenüber einem statistischen Modell zur Beschreibung der NO-NO₂-Konversion wie dem Ansatz nach Romberg et al. (1996) können so bei der Prognose der NO₂-Immissionen die Flottenentwicklung im betrachteten Bezugsjahr und die damit verbundenen veränderlichen Anteile der NO₂-Direktmissionen berücksichtigt werden.

In diesem Verfahren werden unter Einbeziehung der Auftretenshäufigkeit aller möglichen Fälle der meteorologischen Verhältnisse (Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik) und der zeitlichen Variation der Emissionen die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet. Aus der Häufigkeitsverteilung der berechneten verkehrsbedingten Schadstoffkonzentrationen

trationen (Zusatzbelastung) werden die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittelwerte des untersuchten Luftschadstoffes ermittelt.

3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

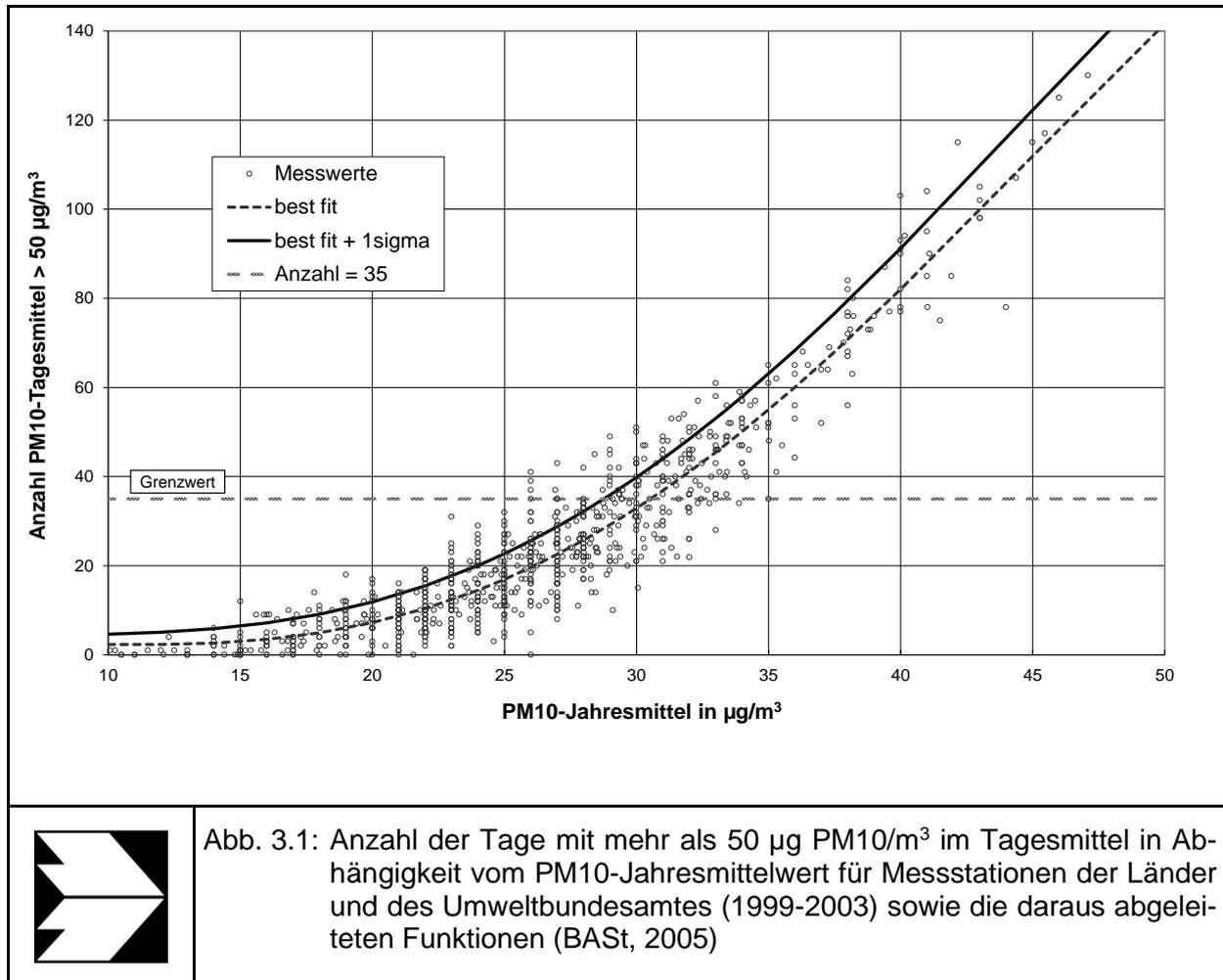
Die 39. BImSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für NO₂ einen Stundenmittelwert von 200 µg/m³, der nur 18-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer, 2012) kann abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der Jahresmittelwert 54 µg/m³ (= Äquivalentwert) nicht überschreitet.

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

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

Im vorliegenden Gutachten wird wegen der Unsicherheiten bei der Berechnung der PM10-Emissionen sowie wegen der von Jahr zu Jahr an den Messstellen beobachteten meteorologisch bedingten Schwankungen der Überschreitungshäufigkeiten eine konservative Vorgehensweise gewählt. Dazu wird die in BASt (2005) angegebene „best fit“-Funktion um einen Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöht. Mehr als 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ (Grenzwert) werden mit diesem Ansatz für PM10-

Jahresmittelwerte ab $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet. Dieser Ansatz stimmt mit dem vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen Vorgehen überein (LUA NRW, 2006).



4 EINGANGSDATEN

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

Für das Untersuchungsgebiet wurden die im Kap. 6.2 aufgeführten, durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellten Unterlagen herangezogen. 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 Schadstoffhintergrundbelastung werden in den Abschnitten 4.2 bis 4.4 erläutert.

4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Lage der bestehenden Trasse der B 27 befindet sich im Übergangsbereich des Steinlachtals in das Neckartal und die bestehenden Randhöhen dieser Täler haben Einfluss auf die vorherrschenden lokalen Winde. Die B 27 wird aus südlicher Richtung im Steinlachtal Richtung Stadtgebiet von Tübingen geführt und schwenkt am Rand des Siedlungsbereichs nach Osten entlang den Randhöhen des Neckartals, um nach Querung der nach Osten verlaufenden B 28 in nordöstliche Richtung entlang dem Verlauf des Neckartals zu schwenken. Damit durchquert die B 27 Bereiche des Siedlungsgebietes der Südstadt von Tübingen und verläuft nahe dem französischen Viertel.

Die Stadtdurchfahrt der B 27 soll mit dem Schindhaubasistunnel mit einer Länge von ca. 2 270 m vermieden werden, indem im Süden auf Höhe des ehemaligen Bläsibades der Bläsiberg in nordöstliche Richtung unterfahren wird, um östlich des Französischen Viertels die B 28 zu kreuzen. Der Tunnel ist mit zwei nach Fahrtrichtung getrennten Röhren geplant, die jeweils über die Portale entlüftet werden. Im Süden erfolgt die Anbindung der geplanten Tunnelstrecke an das bestehende Straßennetz über eine Anschlussstelle nach dem südlichen Kreisverkehr von Tübingen-Derendingen; im Norden wird eine Anschlussstelle im Kreuzungsbereich der bestehenden B 27 mit der B 28 erbaut.

Die Lage des Untersuchungsgebietes mit dem umliegenden Straßennetz ist in **Abb. 4.1** aufgezeigt, wobei die bestehenden Straßen grau und geplante Streckenabschnitte rot sowie die Tunnelstrecke rot gestrichelt dargestellt sind.

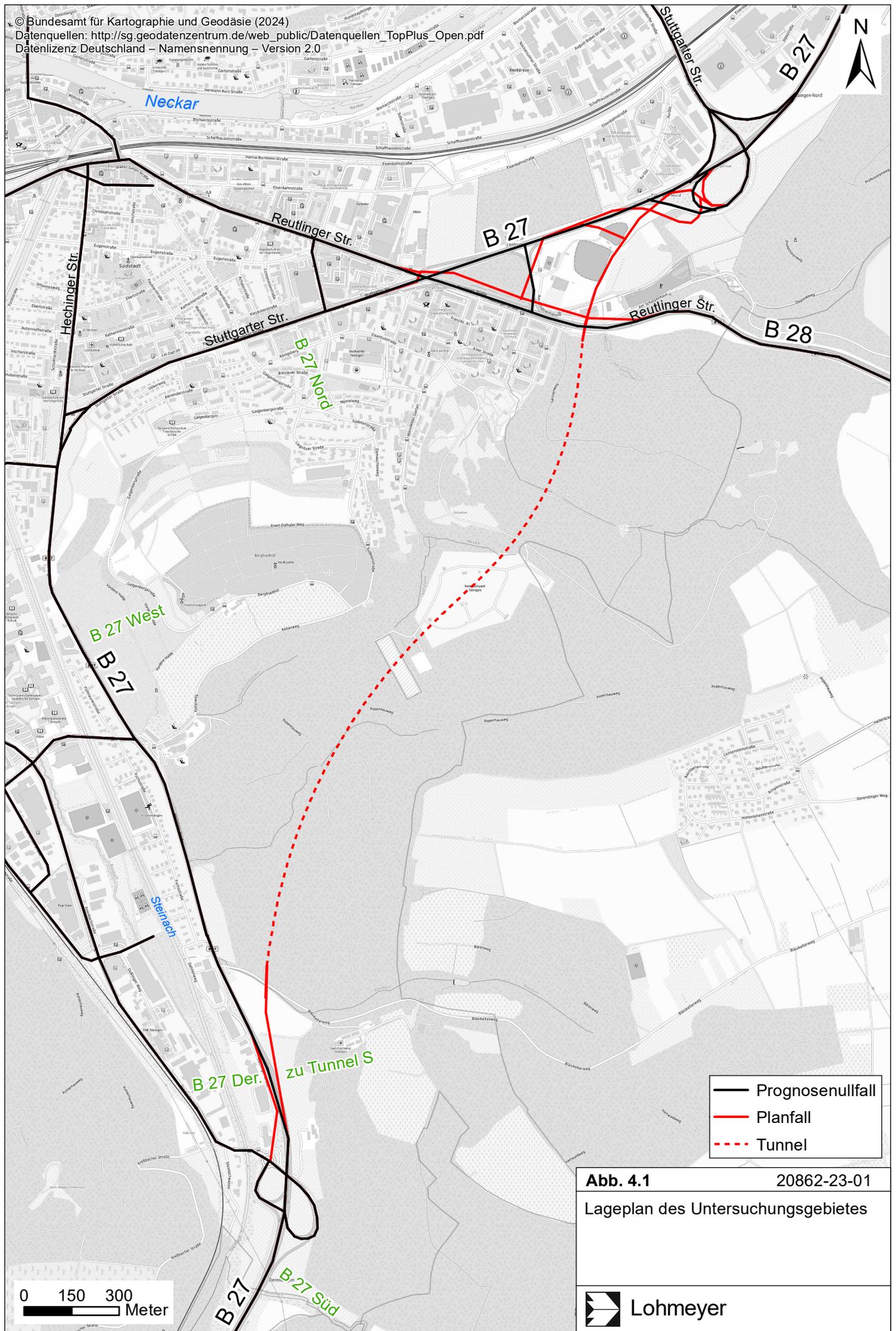


Abb. 4.1 20862-23-01
Lageplan des Untersuchungsgebietes

4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsbelegungsdaten für das Straßennetz in der Umgebung der Planung wurden durch den Auftraggeber mit dem Bericht „Aktualisierung Verkehrsuntersuchung B 27 Ortsumfahrung Tübingen (Schindhaubasistunnel)“ (PTV Transport Consult GmbH, 2023) übergeben. Die gelieferten Verkehrsbelastungen bestehen aus Angaben der durchschnittlichen werktäglichen Verkehrsstärken (DTVw in KFZ/24h) und der werktäglichen Schwerverkehrsfahrten für den Prognosenullfall und den Planfall im Prognosehorizont 2035. Die Daten liegen in Form von beschrifteten Abbildungen vor. In der Verkehrsuntersuchung wird beschrieben, dass mit dem Faktor 0.9 eine Umrechnung in die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) für die Ableitung der schalltechnischen Kenngrößen erfolgt; ergänzend wurde ein entsprechender Umrechnungsfaktor für 0.72 für die Schwerverkehrsfahrten genannt.

Die Verkehrsbelegungen für den Prognosenullfall sind in **Abb. 4.2** und für den Planfall in **Abb. 4.3** aufgezeigt.

Die Verkehrsbelegungsdaten der Prognose 2035 werden für die Betrachtungen zum Schutz der menschlichen Gesundheit unverändert auf das Bezugsjahr 2030 übertragen, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme wesentlicher Teile der Planung. Das entspricht einer konservativen Vorgehensweise, da somit eine Kombination aus hohen Verkehrsbelegungsdaten und hohen verkehrsbedingten Emissionen herangezogen wird.

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.

Im Betrachtungsgebiet liegen langjährige Windmessdaten an der Station Tübingen vor (**Abb. 4.4**).

Die Winderfassung erfolgt an der Luftmessstation Tübingen im Stadtteil Tübingen-Derendingen durch die LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Die Windrose ist in **Abb. 4.4** dargestellt. Die Windrichtungsverteilung entspricht der Orientierung des Neckartals in diesem Bereich und weist als Hauptwindrichtungen südwestliche Winde und als Nebenmaximum nordöstliche Winde auf.

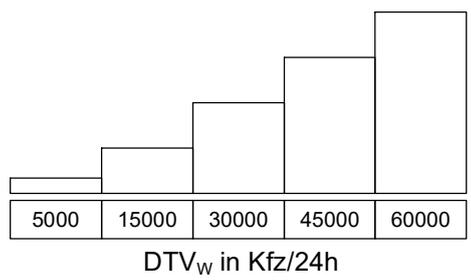
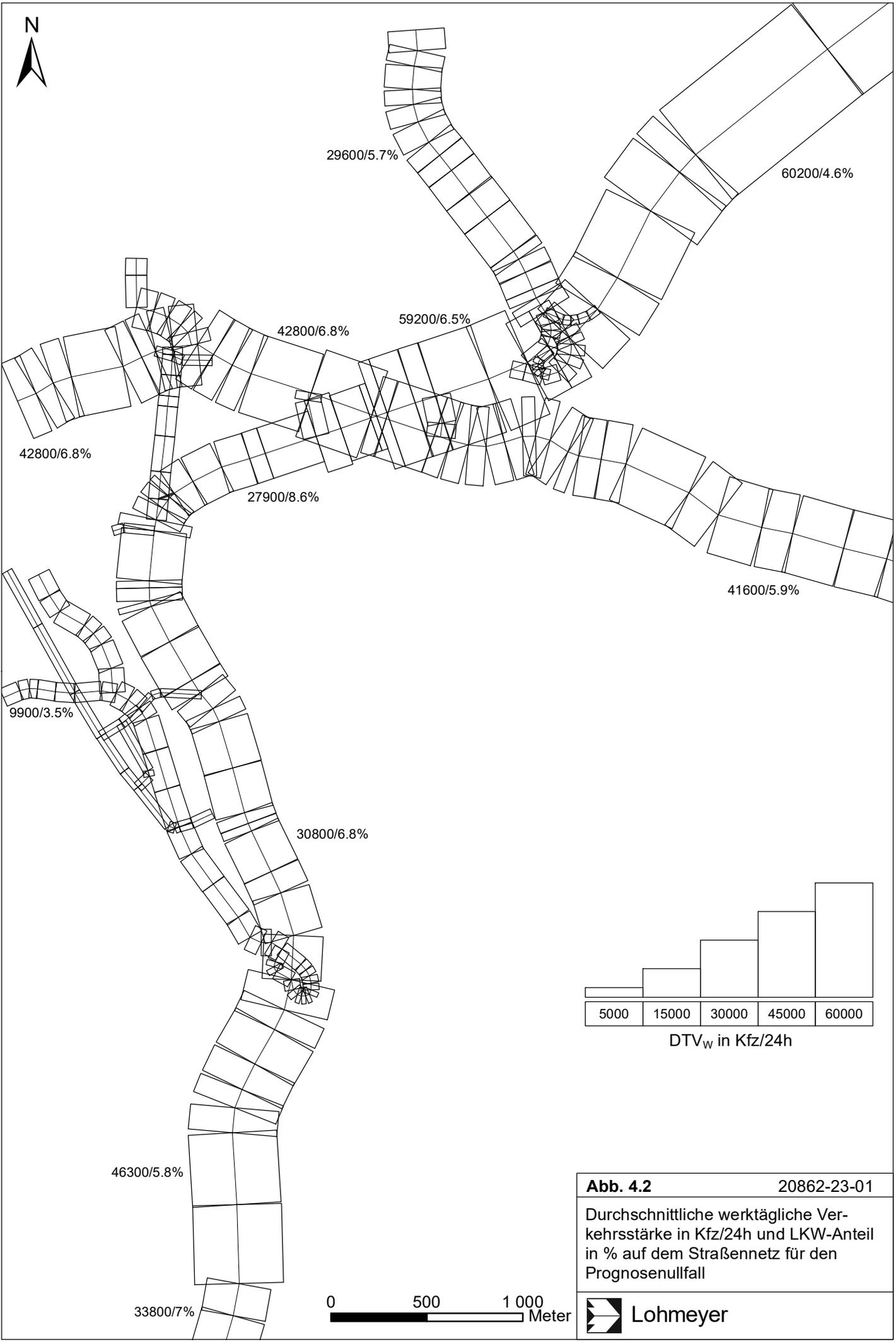


Abb. 4.2 20862-23-01
 Durchschnittliche werktägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf dem Straßennetz für den Prognoseullfall

 **Lohmeyer**

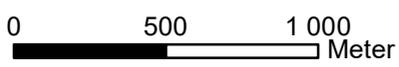
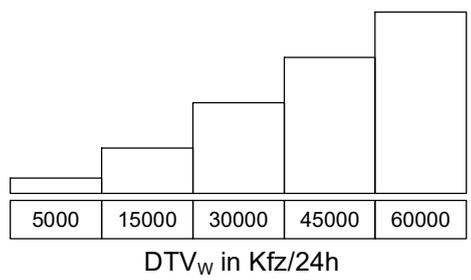
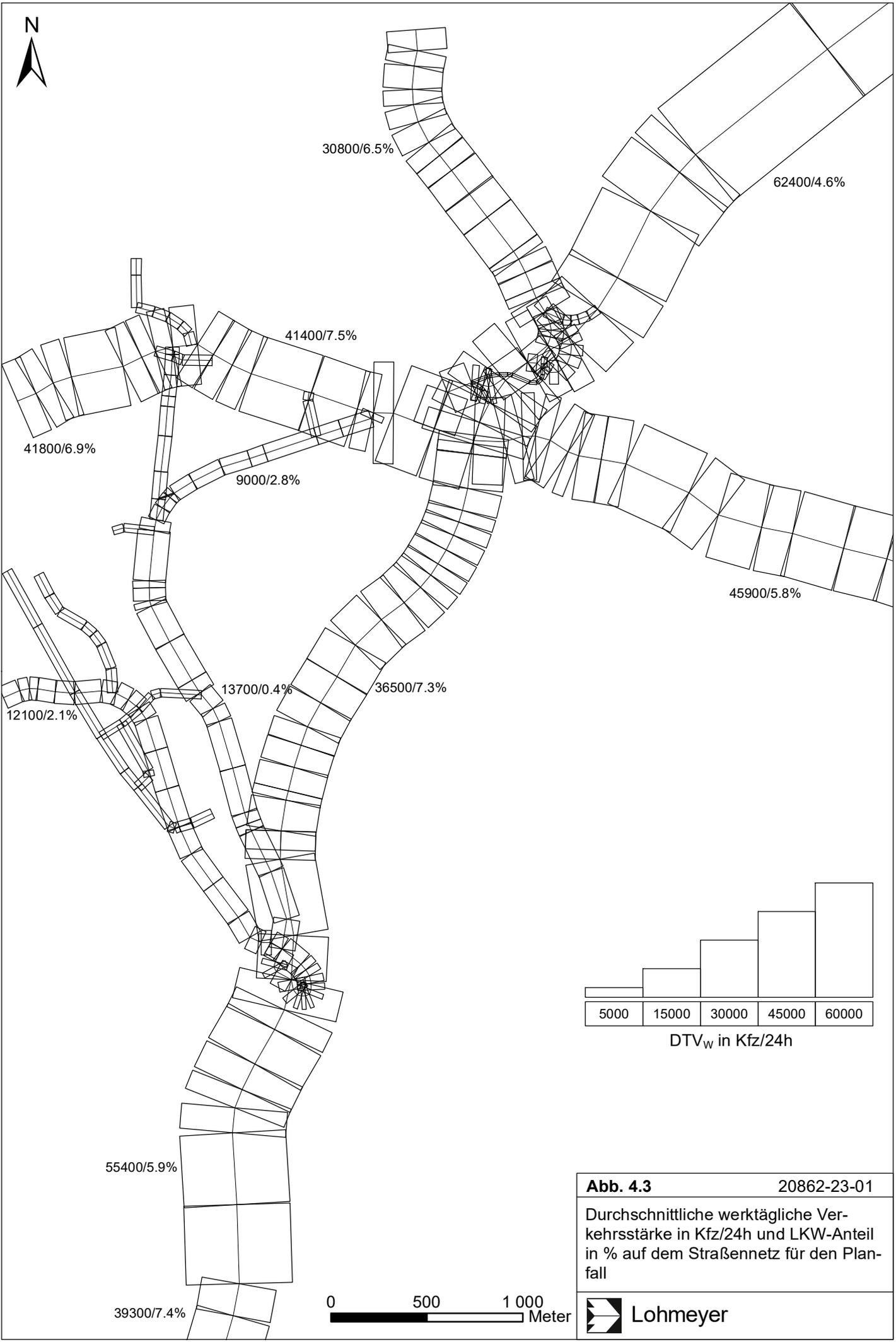
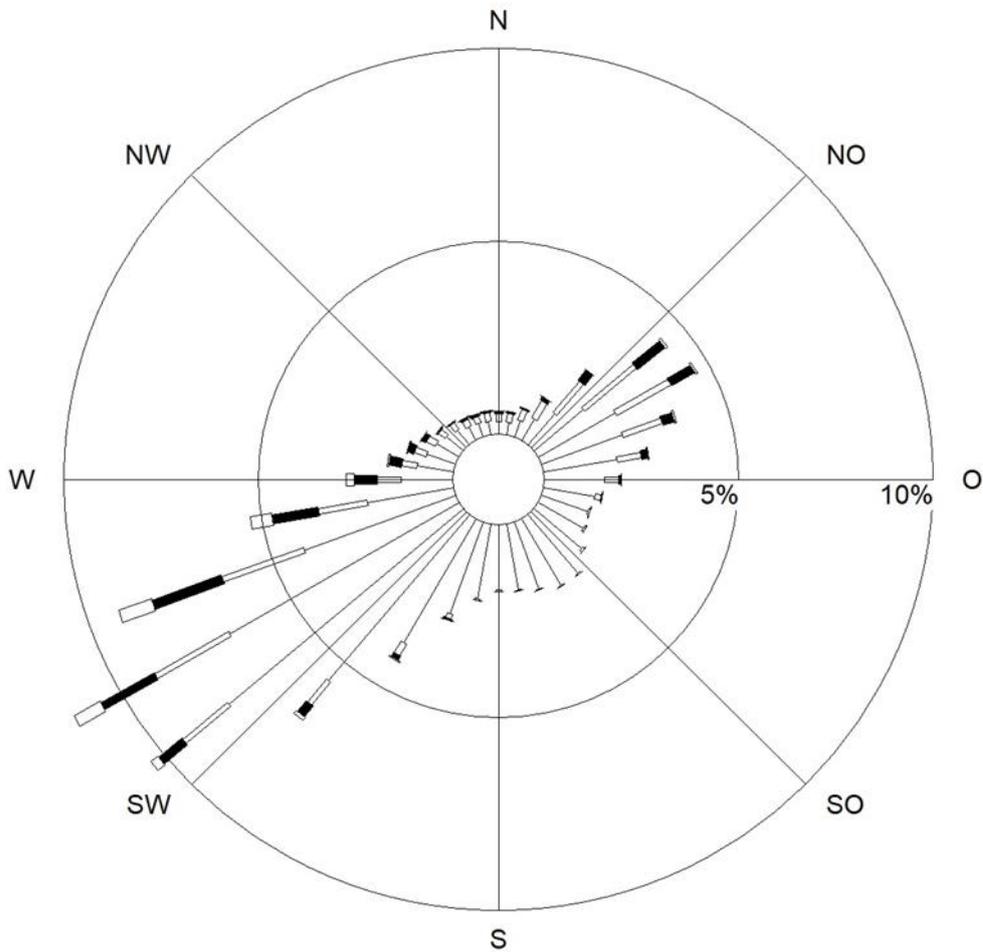


Abb. 4.3 20862-23-01
Durchschnittliche werktägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf dem Straßennetz für den Planfall

 **Lohmeyer**

Windverteilung in Prozent



Station	: Tübingen	Häufigkeit ABK	—	kleiner 1.4 m/s
Messhöhe	: 10.0 m	I : 40.9 %	▬	1.4 bis 2.3 m/s
Windgeschw.	: 1.5 m/s	II : 27.6 %	▬	2.4 bis 3.8 m/s
		III/1 : 10.4 %	▬	3.9 bis 6.9 m/s
		III/2 : 8.2 %	▬	7.0 bis 10 m/s
		IV : 8.6 %	▬	größer 10 m/s
		V : 4.3 %		

Abb. 4.4: Windrose Tübingen für den Zeitraum 2009-2018. Quelle: LUBW.

Die mittlere Windgeschwindigkeit in ca. 10 m über Grund beträgt 1.5 m/s bedingt durch die Lage im Tal und in der Umgebung von Siedlungsnutzungen.

Für Deutschland und somit für die Umgebung des Untersuchungsgebietes liegen regional repräsentative Winddaten auf Basis von Reanalysedaten des DWD für ein ca. 6 x 6 km Raster und für den Zeitraum 2008-2017 vor. Daraus wird die im Betrachtungsgebiet gelegene Windrose (Länge 9.0701, Breite 48.4965) ausgelesen und ist in **Abb. 4.5** dargestellt.

Im Bereich des Untersuchungsgebietes weisen diese synthetischen Winddaten eine Windrichtungsverteilung auf, bei der Winde aus dem südwestlichen Sektor dominieren, für welche auch die höchsten Windgeschwindigkeiten zu beobachten sind und eine weitere Häufung bei nordöstlichen Windrichtungen auftritt. Die mittlere Windgeschwindigkeit im entsprechenden Rasterquadrat beträgt für den Zehnjahreszeitraum ca. 2.5 m/s. Die synthetischen Winddaten können als repräsentativ für die großräumigen Windrichtungsverhältnisse in Kuppenlage im Untersuchungsgebiet betrachtet werden.

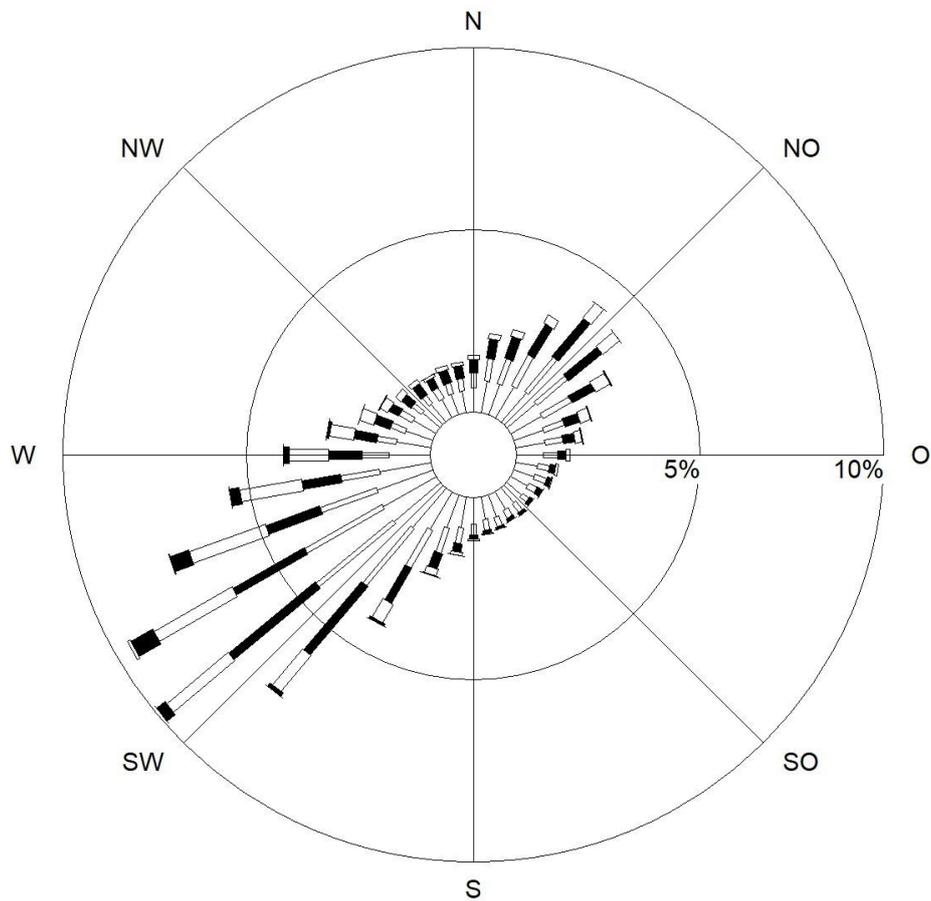
Für die Ausbreitungsrechnungen wird die für den Bereich südöstlich von Tübingen ausgelesene Windverteilung verwendet und unter Berücksichtigung der Rauigkeiten in der Umgebung des Plangebietes herangezogen.

Das diagnostische Windfeldmodell von LASAT berechnet für das gesamte Untersuchungsgebiet die durch das Relief und die Landnutzung geprägte örtliche Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung. Hierfür werden für jede Ausbreitungsklasse die Basiswindfelder berechnet. Für die Schadstoffausbreitungsrechnungen werden die Anströmrichtungen um 2 Grad variiert. Hierfür werden aus den Basiswindfeldern die entsprechenden Windfelder abgeleitet. Die verwendete Ausbreitungsklassenstatistik repräsentiert in dieser Vorgehensweise die Referenz für die großräumigen Windverhältnisse, die dann mit den mittels LASAT berechneten, örtlichen Windfeldern im Untersuchungsgebiet gekoppelt werden. Somit liegen für das Untersuchungsgebiet flächendeckend die Informationen zu den lokalen Windverhältnissen vor. Zusätzlich werden die episodisch auftretenden thermisch induzierten Winde (Kaltluftströmungen; siehe Anhang A4) bei den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigt.

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.

Windverteilung in Prozent



Station	: Rea6_TÜ	Häufigkeit ABK	—	kleiner 1.4 m/s
Messhöhe	: 10 m	I : 13.9 %	▨	1.4 bis 2.3 m/s
Windgeschw.	: 2.5 m/s	II : 26.5 %	■	2.4 bis 3.8 m/s
		III/1 : 33.5 %	▤	3.9 bis 6.9 m/s
		III/2 : 15.7 %	▥	7.0 bis 10 m/s
		IV : 7.2 %	■	7.0 bis 10 m/s
		V : 3.2 %	□	größer 10 m/s

Abb. 4.5: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung basierend auf Reanalysedaten im 6 x 6 km Raster für den Zeitraum 2009-2018 (Quelle: DWD)

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.

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) betreibt das Luftmessnetz für Luftschadstoffe in Baden-Württemberg. In den Jahresberichten über die Immissionsmesswerte sind Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden (LUBW, 2015-2024). Für das Jahr 2023 wurde auf die durch das UBA im Internet (UBA, 2024) veröffentlichten Messwerte bzw. auf aktuelle Daten der LUBW zurückgegriffen. Die vorliegenden Daten für dem Untersuchungsgebiet nächstgelegene kontinuierlich betriebene Stationen sind auszugsweise in der **Tab. 4.1** aufgeführt. Die Stationen Tübingen und Reutlingen erfassen die Konzentrationen des städtischen Hintergrunds; die anderen genannten Stationen erfassen die durch den Verkehr an Hauptverkehrsstraßen beaufschlagten Konzentrationen.

Die Messwerte weisen die relativ höchsten Konzentrationen für NO₂-Jahresmittelwerte und vor allem für die verkehrsnahen Messstandorte auf. Die PM₁₀-Konzentrationen sind gegenüber den erfassten NO₂-Konzentrationen deutlich geringer. PM_{2.5}-Konzentrationen werden an der Station Tübingen mit ca. 9 µg/m³ erfasst. Die Ozonkonzentration wird entsprechend den Messdaten der Station Tübingen mit 50 µg/m³ für die NO-NO₂-Konversion mittels vereinfachtem Chemiemodell angesetzt.

Aus den verfügbaren Messdaten der nächstgelegenen Station Tübingen werden für die Immissionsprognosen die Werte der **Tab. 4.2** für die Hintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet 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. Im Rahmen dieser Untersuchung wird auf die Berücksichtigung dieser Reduktion verzichtet; das entspricht einer konservativen Vorgehensweise.

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Tübingen Mühlstraße	Tübingen	Tübingen-Unterjesingen	Reutlingen	Reutlingen Lederstraße
NO ₂ Jahresmittel (µg/m ³)	2009	-	24	61	24	91
	2010	78	25	60	28	88
	2011	73	22	56	26	84
	2012	62	21	55	25	79
	2013	58	23	46	25	72
	2014	56	21	45	25	71
	2015	-	22	45	27	70
	2016	48	22	42	26	66
	2017	48	21	39	25	60
	2018	46	21	35	25	53
	2019	39	19	-	23	46
	2020	34	17	-	20	36
	2021	31	15	-	18	32
	2022	31	15	-	18	32
2023	26	13	-	15	27	
PM10 Jahresmittel (µg/m ³)	2009	-	19	31	21	36
	2010	30	20	32	22	41
	2011	33	19	28	18	37
	2012	28	17	25	18	34
	2013	28	18	25	18	38
	2014	23	16	22	17	31
	2015	-	18	23	17	29
	2016	25	16	21	17	28
	2017	24	16	21	16	28
	2018	23	16	20	16	23
	2019	22	15	-	14	21
	2020	22	15	-	13	18
	2021	21	13	-	13	17
	2022	24	14	-	14	19
2023	19	12	-	11	15	

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Tübingen Mühlstraße	Tübingen	Tübingen-Unterjesingen	Reutlingen	Reutlingen Lederstraße
PM10-Überschreitungs- tage (Anzahl)	2009	-	10	43	16	57
	2010	44	14	51	15	82
	2011	53	7	34	8	67
	2012	31	7	25	4	61
	2013	46	6	31	8	79
	2014	14	5	8	6	24
	2015	-	1	13	1	33
	2016	24	1	9	4	22
	2017	21	10	19	11	25
	2018	13	4	7	7	11
	2019	17	1	-	3	10
	2020	16	2	-	2	6
	2021	12	3	-	3	4
	2022	22	1	-	1	0
	2023	2	1	-	1	2

Tab. 4.1: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Messstationen in der Umgebung des Untersuchungsgebietes (LUBW, 2010-2024)

Schadstoff	Jahresmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO ₂	15
PM10	14
PM2.5	9

Tab. 4.2: Angesetzte Schadstoffhintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet im Bezugsjahr 2022/2030

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.

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 (2020) und die Motorräder, die Fahrzeugart SV versteht sich inklusive Lastkraftwagen, Sattelschleppern, Bussen 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 3782 Blatt 7, 2020).

Die Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.2 (UBA, 2022) berechnet und enthalten auch nicht motorbedingte Emissionsfaktoren für Feinstaub (PM10, PM2.5) aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung.

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, 2022) 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 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.

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.2 (UBA, 2022) berechnet, in dem eine Korrektur der Emissionsfaktoren für Diesel-PKW sowie der Einfluss der Lufttemperatur auf die Organisation der Abgasnachbehandlungseinrichtung für Euro-4, Euro-5 und Euro-6-Diesel-PKW berücksichtigt sind; vergleichbare Anpassungen sind auch für leichte Nutzfahrzeuge enthalten. Die in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Emissionsfaktoren für das Betrachtungsgebiet berücksichtigen die im HBEFA verwendete mittlere Lufttemperatur von ca. 9°C, die etwas niedriger ist gegenüber den erfassten stündlichen Zeitreihen der Lufttemperatur im Zeitraum 2014-2023 an den DWD-Stationen Hechingen und Metzingen (Quelle: DWD) mit mittleren Temperaturen von 10°C und 11.2°C.

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, dabei werden für Kreuzungsbereiche die Störungen des Verkehrsablaufes mit einem eingeschränkten Verkehrsfluss berücksichtigt:

AB120:	Autobahn, Tempolimit 120 km/h
AO-HVS100:	außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 100 km/h
AO-HVS80:	außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 80 km/h
AO-HVS70:	außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h
AO-HVS70d:	außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS60:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h
IOS-HVS50:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h
IOS-HVS50d:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50g:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, gesättigter Verkehr

In **Tab. 5.1** sind die berücksichtigten Verkehrssituationen und die entsprechenden Emissionsfaktoren für das Bezugsjahr 2030, klassifiziert wie im HBEFA für Längsneigungsklassen in 2 %-Stufen für Gegenverkehrsstrecken mit Längsneigung. Die Emissionen werden für den Prognosenullfall auf der Grundlage der im Verkehrsgutachten genannten Verkehrsprognosen 2035 im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit für das Bezugsjahr 2030 berechnet, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme wesentlicher Teile der Planung. Mit jedem späteren Jahr der geplanten Verkehrsfreigabe sind geringere motorbedingte Emissionsfaktoren verbunden. **Abb. 5.1** zeigt die Verkehrssituationen im Straßennetz.

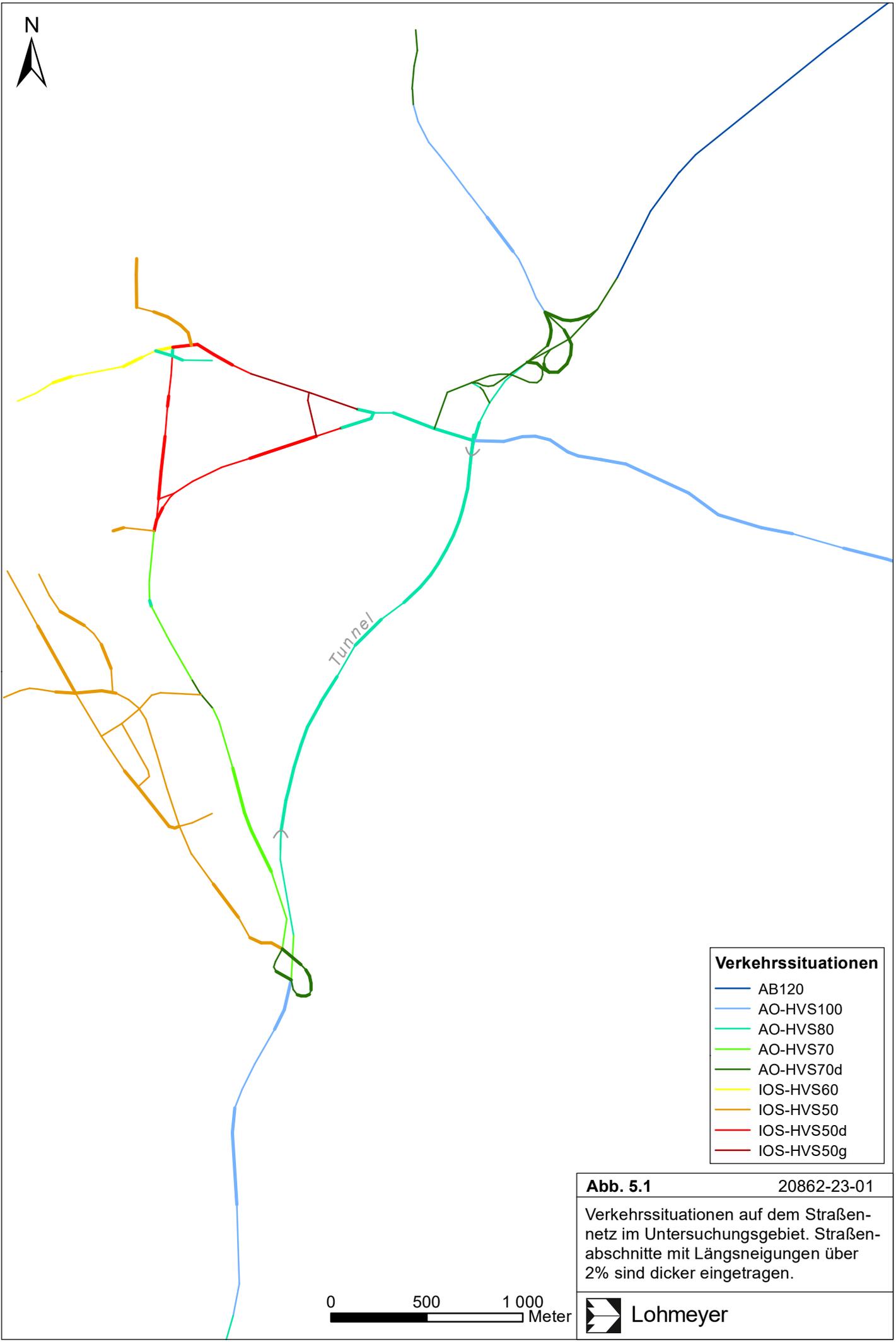
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x , $\text{NO}_{2\text{-direkt}}$ und PM_{10} 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 und PM_{10} dargestellt.

Straßenparameter	Längsneigung	Geschwindigkeit in km/h	spezifische Emissionsfaktoren je Kfz in g/km 2030									
			NO _x		NO ₂ direkt		Partikel (nur Abgas)		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb und Aufwirbelung)	
			LV	SV	LV	SV	LV	LV	LV	SV	LV	SV
AB120	±0 %	122.0	0.123	0.351	0.012	0.064	0.0019	0.0045	0.030	0.130	0.009	0.044
AO-HVS100	±0 %	94.0	0.096	0.434	0.014	0.074	0.0021	0.0057	0.029	0.130	0.009	0.048
AO-HVS100	±2 %	94.0	0.104	0.515	0.015	0.088	0.0024	0.0053	0.029	0.130	0.009	0.048
AO-HVS100	±4 %	94.0	0.130	0.469	0.019	0.078	0.0032	0.0055	0.029	0.130	0.009	0.048
AO-HVS100	±6 %	94.0	0.170	0.431	0.024	0.069	0.0037	0.0070	0.029	0.130	0.009	0.048
AO-HVS70	±0 %	67.0	0.068	0.414	0.009	0.066	0.0018	0.0052	0.026	0.100	0.012	0.056
AO-HVS70	±2 %	67.0	0.074	0.524	0.010	0.085	0.0018	0.0052	0.026	0.100	0.012	0.056
AO-HVS70d	±0 %	53.8	0.088	0.463	0.012	0.072	0.0019	0.0056	0.033	0.350	0.013	0.064
AO-HVS70d	±2 %	53.8	0.093	0.587	0.013	0.095	0.0020	0.0057	0.033	0.350	0.013	0.064
AO-HVS70d	±4 %	53.8	0.108	0.755	0.015	0.131	0.0022	0.0065	0.033	0.350	0.013	0.064
AO-HVS70d	±6 %	53.8	0.135	0.513	0.019	0.082	0.0027	0.0077	0.033	0.350	0.013	0.064
AO-HVS80	±0 %	76.1	0.074	0.429	0.010	0.069	0.0018	0.0052	0.030	0.130	0.011	0.052
AO-HVS80	±2 %	76.1	0.080	0.513	0.011	0.083	0.0019	0.0051	0.030	0.130	0.011	0.052
AO-HVS80	±6 %	76.1	0.135	0.424	0.020	0.065	0.0028	0.0070	0.030	0.130	0.011	0.052
IOS-HVS50	±0 %	42.9	0.110	0.667	0.011	0.096	0.0044	0.0066	0.026	0.108	0.015	0.068
IOS-HVS50	±2 %	42.9	0.112	0.908	0.011	0.148	0.0044	0.0069	0.026	0.108	0.015	0.068
IOS-HVS50	±6 %	42.9	0.146	0.776	0.015	0.127	0.0048	0.0085	0.026	0.108	0.015	0.068
IOS-HVS50d	±0 %	36.0	0.133	0.711	0.014	0.101	0.0047	0.0077	0.032	0.355	0.015	0.068
IOS-HVS50d	±2 %	36.0	0.138	0.798	0.014	0.123	0.0048	0.0079	0.032	0.355	0.015	0.068
IOS-HVS50d	±4 %	36.0	0.149	0.727	0.015	0.113	0.0049	0.0085	0.032	0.355	0.015	0.068
IOS-HVS50g	±0 %	23.4	0.152	1.062	0.015	0.132	0.0049	0.0115	0.039	0.700	0.015	0.068
IOS-HVS60	±0 %	52.0	0.110	0.529	0.011	0.080	0.0044	0.0057	0.026	0.100	0.014	0.063
IOS-HVS60	±2 %	52.0	0.115	0.853	0.012	0.142	0.0044	0.0057	0.026	0.100	0.014	0.063
IOS-HVS60	±6 %	52.0	0.152	0.589	0.015	0.093	0.0050	0.0075	0.026	0.100	0.014	0.063

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2030

Tab. 5.2 zeigt exemplarisch für ausgewählte Abschnitte der B 27 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als strecken- und zeitbezogene Emissionsdichten für das Bezugsjahr 2030. Die Streckenabschnitte beginnen im Süden (B 27 Süd) südlich des Kreisverkehrs, folgen nach Norden bei Derendingen (B 27 Der.), weiter nach Norden am westlichsten Abschnitt der B 27 (B 27 West) und schwenken im Norden (B 27 Nord) nach Osten, ergänzt um die Zufahrt zum südlichen Tunnel (zu Tunnel S); die Lage der genannten Abschnitte ist im Lageplan **Abb. 4.1** eingetragen.



Verkehrssituationen

- AB120
- AO-HVS100
- AO-HVS80
- AO-HVS70
- AO-HVS70d
- IOS-HVS60
- IOS-HVS50
- IOS-HVS50d
- IOS-HVS50g

Abb. 5.1 20862-23-01
 Verkehrssituationen auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet. Straßenabschnitte mit Längsneigungen über 2% sind dicker eingetragen.

0 500 1 000 Meter



	DTV in Kfz/24h	Lkw- Anteil in %	Verkehrssitua- tion	mittlere Emissionsdichte			
				NO _x in mg/(m*s)	NO ₂ direkt mg/(m*s)	PM10 in mg/(m*s)	PM2.5 in mg/(m*s)
Prognosenullfall							
B 27 Süd	46 300 41 670	5.8% 4.7%	AO-HVS100	0.054	0.0079	0.0176	0.0064
B 27 Der.	30 800 27 720	6.8% 5.5%	AO-HVS70	0.028	0.0040	0.0102	0.0053
B 27 Nord	27 900 25 110	8.6% 6.9%	IOS-HVS50d_2	0.053	0.0063	0.0173	0.0070
Planfall							
B 27 Süd	55 400 49 860	5.9% 4.7%	AO-HVS100	0.065	0.0094	0.0211	0.0076
B 27 Der.	13 700 12 330	0.4% 0.3%	AO-HVS70	0.010	0.0014	0.0039	0.0020
B 27 Nord	9 000 8 100	2.8% 2.2%	IOS-HVS50d_2	0.014	0.0015	0.0042	0.0020
zu Tunnel S	36 500 32 850	7.3% 5.8%	AO-HVS80	0.036	0.0052	0.0142	0.0059

Tab. 5.2: Verkehrsdaten (oben DTVw, darunter DTV) und berechnete Emissionen für die B 27 am Plangebiet bei Tübingen für 2030

6 IMMISSIONEN

Im Untersuchungsgebiet, d. h. im Plangebiet, wurden Schadstoffimmissionen in Bodennähe bestimmt. Das Rechengebiet deckt eine Fläche von ca. 3 km x 4 km ab. Für die Ausbreitungsrechnung wird entsprechend der Ausprägung und räumlichen Verteilung der bestehenden Landnutzung eine mittlere Rauigkeit von 0.5 m angesetzt. Im Untersuchungsgebiet wurden für die betrachteten Untersuchungsfälle die Luftschadstoffimmissionen in Bodennähe bei einer horizontalen Auflösung von 10 m x 10 m bestimmt.

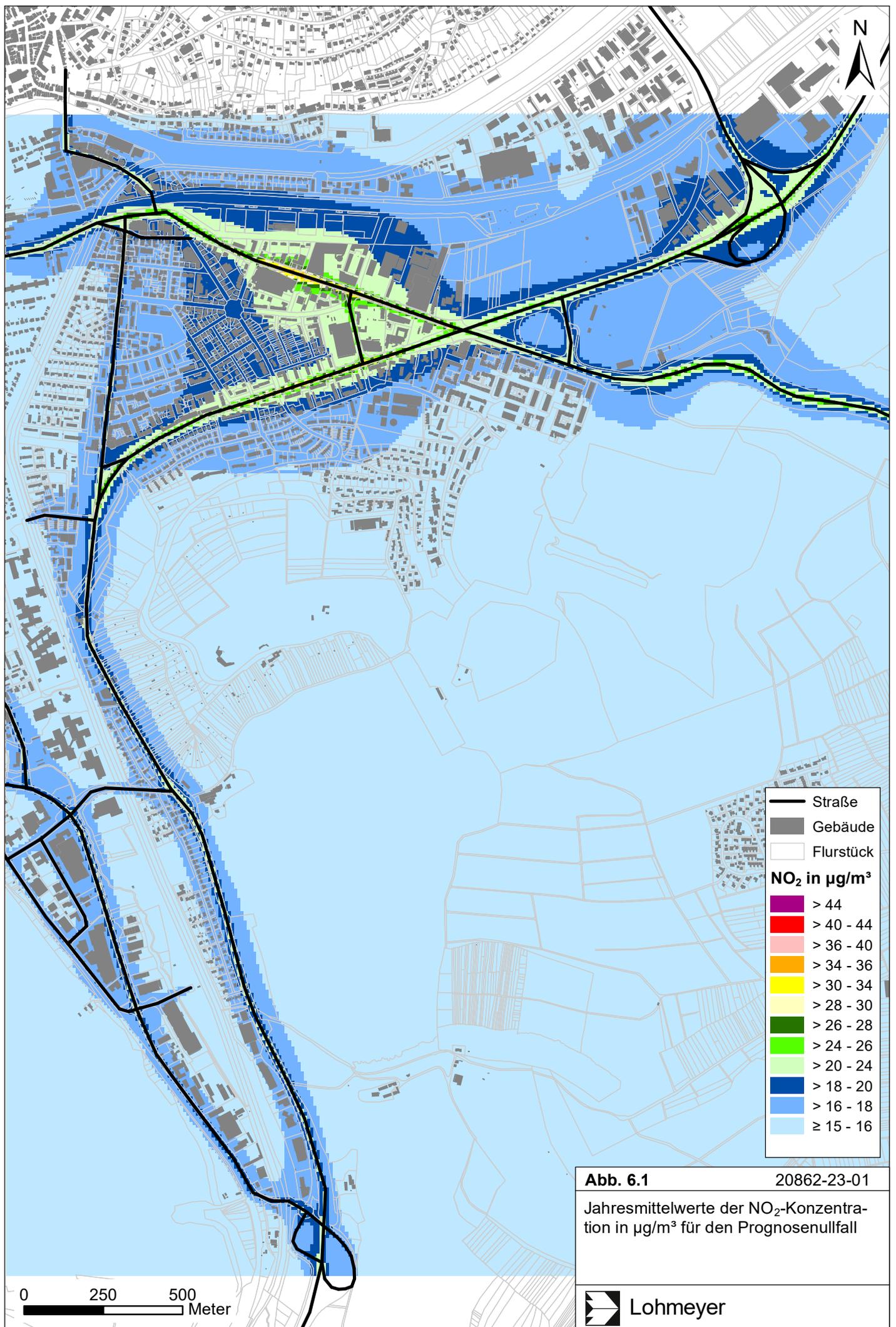
Die Ergebnisse der Immissionsberechnungen, bestehend aus der Überlagerung der Hintergrundbelastung und der verkehrsbedingten Zusatzbelastung innerhalb des Untersuchungsgebietes, werden grafisch aufbereitet und als farbige Abbildungen dargestellt. Die grafische Umsetzung der Immissionen erfolgt in Form 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. Bereiche außerhalb des ausgewerteten Rechengebietes sind ohne Farbe dargestellt.

In den grafischen Ergebnisdarstellungen sind den beurteilungsrelevanten Kenngrößen einheitliche Farben zugeordnet. Damit werden Grenzwerte der 39. BImSchV mit roten Farben für NO₂-Jahresmittelwerte (40 µg/m³) und PM_{2.5}-Jahresmittelwerte (25 µg/m³) sowie violett für PM₁₀-Jahresmittelwerte (40 µg/m³) dargestellt; der Schwellenwert für PM₁₀-Kurzzeitbelastungen (28 µg/m³) und der PM_{2.5}-Richtgrenzwert (20 µg/m³) sind mit gelber Farbe belegt.

In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) für das Bezugsjahr 2030 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 zusammensetzt.

6.1 Stickstoffdioxid (NO₂)

Die Auswertung der berechneten NO₂-Immissionen erfolgt für die Auswertehöhe von ca. 1.5 m über dem Gelände, der „Nasenhöhe“ der sich im Freien aufhaltenden Passanten bzw. dem Eingangs- und Hofbereich von Wohngebäuden. Die **Abb. 6.1** zeigt die berechneten NO₂-



Immissionen für den Prognosenullfall im Bezugsjahr 2030. Die höchsten Konzentrationen sind entlang der stark frequentierten B 27 und B 28 berechnet. An der Ausfallstraße im Zuge der west-östlich verlaufenden B 28 (Reutlinger Straße) sind an der Randbebauung NO₂-Konzentrationen bis 34 µg/m³ ermittelt und an der von Südsüdwesten nach Ostnordosten verlaufenden B 27 (Stuttgarter Straße) sind an der nächstgelegenen Bebauung nahezu 30 µg/m³ berechnet. An der von Norden nach Süden verlaufenden B 27 (Hechinger Straße) sind an der nächstgelegenen Bebauung NO₂-Jahresmittelwerte bis 24 µg/m³ dargestellt.

Für den Planfall sind im nördlichen Bereich an der Durchfahrung der Südstadt im Zuge der B 27 (Stuttgarter Straße) deutliche Entlastungen berechnet (**Abb. 6.2**), die dort an der nächstgelegenen Bebauung zu NO₂-Konzentrationen unter 24 µg/m³ führen. An der Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) sind geringere NO₂-Belastungen gegenüber dem Prognosenullfall berechnet, die an der Randbebauung teilweise zu Konzentrationen unter 34 µg/m³ führen. Am Tunnelausgang und den nach Norden anschließenden Straßenabschnitten sind deutlich erhöhte NO₂-Konzentrationen berechnet, die an der bestehenden Bebauung jedoch zu Konzentrationen unter 24 µg/m³ führen. Am nördlichen Tunnelportal sind aufgrund der Tunnelfortluft im Fahrbahnbereich sehr hohe Konzentrationen mit Werten über 40 µg/m³ prognostiziert; diese Bereiche stellen jedoch keine Aufenthaltsbereiche für Anwohner dar. Im südlichen Bereich sind entlang der bisherigen B 27 (Hechinger Straße) verringerte NO₂-Jahresmittelwerte berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung unter 20 µg/m³, überwiegend unter 18 µg/m³ betragen; in dem Abschnitt mit parallel verlaufender Tunnelzufahrt führen die Überlagerungen beider Straßenzüge sowie die Tunnelfortluft zu erhöhten NO₂-Konzentrationen; an der nächstgelegenen Bebauung sind NO₂-Konzentrationen bis 20 µg/m³ prognostiziert.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an für die Beurteilung relevanter Bebauung, z.B. Wohnbebauung, führen. Damit sind an der Randbebauung der Ausfallstraße im Zuge der B 28 im Prognosenullfall deutliche NO₂-Konzentration bis 34 µg/m³ berechnet, die im Planfall verringert werden und unter 34 µg/m³ betragen. An den anderen Straßenabschnitten sind im Prognosenullfall und im Planfall an der bestehenden Bebauung NO₂-Jahresmittelwerte unter 30 µg/m³ berechnet. Damit wird der geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ im Prognosenullfall und im Planfall im Bezugsjahr 2030 an der bestehenden Bebauung unterschritten, überwiegend deutlich unterschritten.

Entsprechend den Ableitungen aus Messdaten (siehe Kap. 3.3) kann geschlossen werden, dass bei NO₂-Jahresmittelwerten unter 54 µg/m³ auch der Kurzzeit-Grenzwert eingehalten wird.

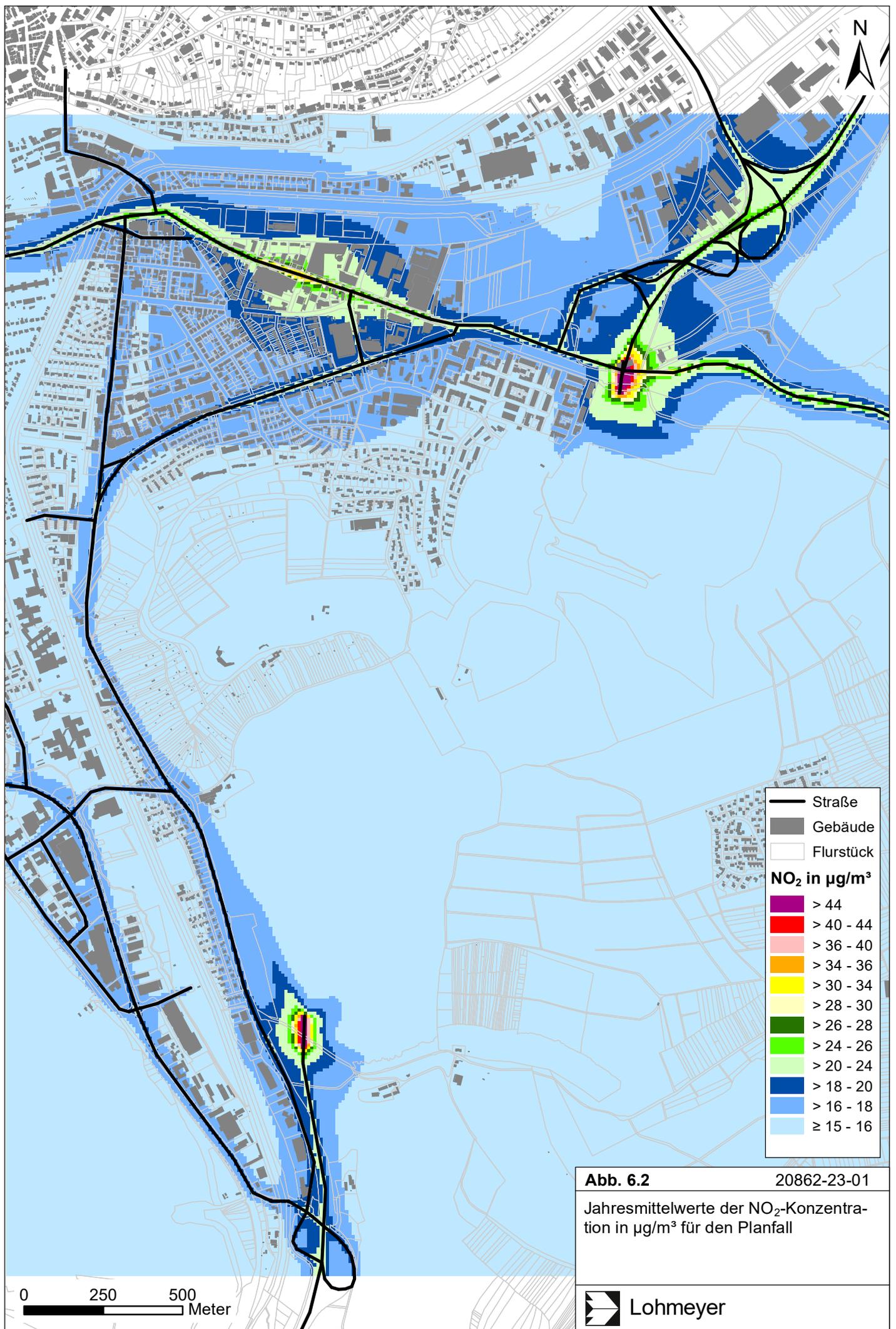


Abb. 6.2

20862-23-01

Jahresmittelwerte der NO₂-Konzentration in µg/m³ für den Planfall

Nachdem für die Analyse und den Prognosenullfall im Bezugsjahr 2030 an der bestehenden Bebauung NO₂-Jahresmittelwerte unter 40 µg/m³ berechnet sind, ist zu erwarten, dass dort der Kurzzeit-Grenzwert deutlich unterschritten wird. Auf eine grafische Darstellung wird hier verzichtet.

6.2 Feinstaub (PM10)

Für die Bewertung der Feinstaubimmissionen liegen zwei Beurteilungsgrößen vor. Diese sind der Jahresmittelwert und der Kurzzeitwert, der max. 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg PM10/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 berechneten PM10-Immissionen für den Prognosenullfall im Bezugsjahr 2030. Die höchsten PM10-Konzentrationen sind entlang der stark frequentierten Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) bis 26 µg/m³ im Jahresmittel an der Randbebauung berechnet. An der Randbebauung der B 27 (Stuttgarter Straße) sind PM10-Konzentrationen bis 26 µg/m³ dargestellt. An der nach Süden verlaufenden B 27 sind an der bestehenden Bebauung PM10-Jahresmittelwerte bis 17 µg/m³ berechnet.

Für den Planfall sind im nördlichen Bereich an der Durchfahrung der Südstadt im Zuge der B 27 (Stuttgarter Straße) deutliche Entlastungen berechnet, die dort an der nächstgelegenen Bebauung zu PM10-Konzentrationen bis 17 µg/m³ führen (**Abb. 6.4**). An der Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) sind etwas geringere PM10-Belastungen gegenüber dem Prognosenullfall berechnet, die an der Randbebauung nur noch vereinzelt zu Konzentrationen bis 26 µg/m³ führen. Am Tunnelausgang und den nach Norden anschließenden Straßenabschnitten sind erhöhte PM10-Konzentrationen berechnet, die an der bestehenden Bebauung zu Konzentrationen bis 20 µg/m³ führen. An der nach Süden verlaufenden B 27 sind verringerte PM10-Jahresmittelwerte berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung bis 16 µg/m³ betragen; in dem Abschnitt mit parallel verlaufender Tunnelzufahrt führen die Überlagerungen beider Straßenzüge sowie die Tunnelfortluft zu erhöhten PM10-Konzentrationen; an der nächstgelegenen Bebauung sind PM10-Konzentrationen bis 17 µg/m³ prognostiziert.

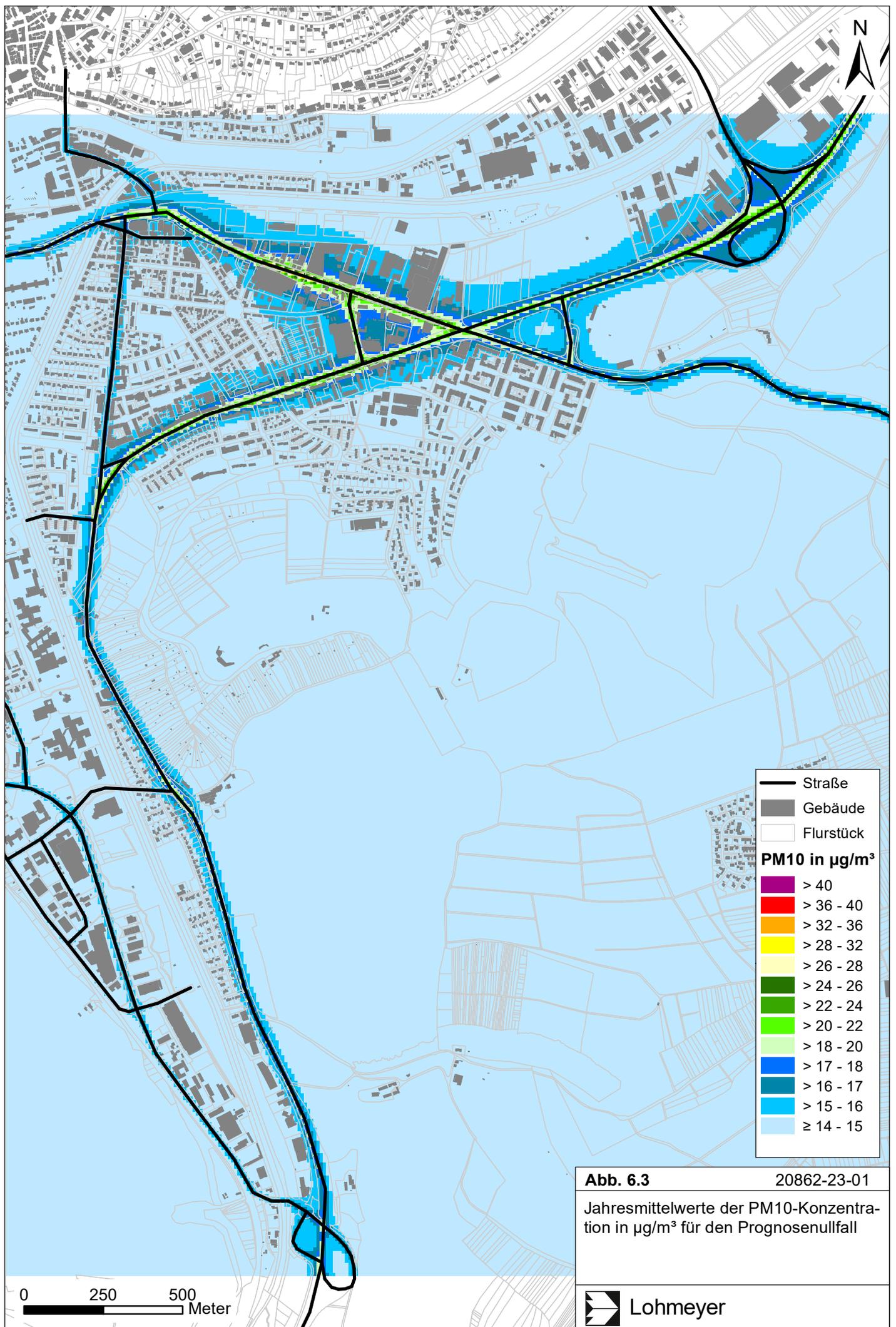
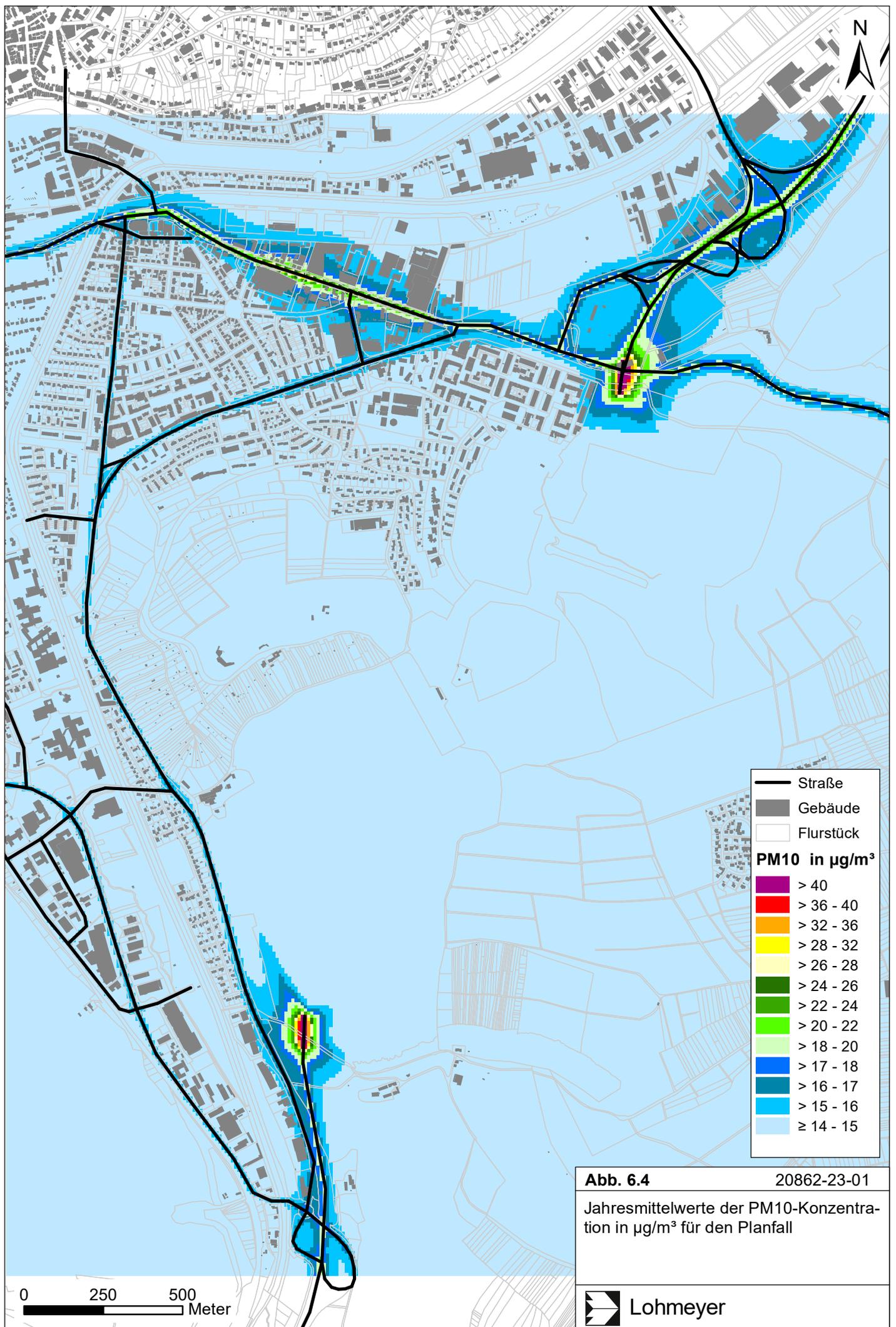


Abb. 6.3

20862-23-01

Jahresmittelwerte der PM10-Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Prognosenullfall



Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an für die Beurteilung relevanter Bebauung, z. B. Wohnbebauung, führen. Mit der berechneten PM10-Konzentration bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Randbebauung der B 28 sind dort im Prognosenullfall und etwas gemildert im Planfall deutliche Belastungen berechnet, bei denen jedoch eine Überschreitung des Kurzzeitbelastungswertes auszuschließen ist. Der geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Prognosenullfall und im Planfall an der bestehenden Bebauung deutlich unterschritten. Der Schwellenwert der PM10-Konzentration von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird 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 seit dem Jahr 2015 einzuhalten ist und der Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der seit 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 **Abb. 6.5** zeigt die berechneten PM2.5-Immissionen für den Prognosenullfall im Bezugsjahr 2030. Die höchsten PM2.5-Konzentrationen sind entlang der stark frequentierten Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) bis $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel an der Randbebauung berechnet. An der Randbebauung der B 27 (Stuttgarter Straße) sind PM2.5-Konzentrationen unter $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt. An der nach Süden verlaufenden B 27 sind an der bestehenden Bebauung PM2.5-Jahresmittelwerte bis $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Für den Planfall sind im nördlichen Bereich an der Durchfahrung der Südstadt im Zuge der B 27 (Stuttgarter Straße) Entlastungen berechnet (**Abb. 6.6**), die dort an der nächstgelegenen Bebauung zu PM2.5-Konzentrationen bis $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. An der Ausfallstraße im Zuge der B 28 (Reutlinger Straße) sind etwas geringere PM2.5-Belastungen gegenüber dem Prognosenullfall berechnet, die an der Randbebauung unter $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Am Tunnelausgang und den nach Norden anschließenden Straßenabschnitten sind deutlich erhöhte PM2.5-Konzentrationen berechnet, die an der bestehenden Bebauung jedoch nicht zu Konzentrationen über $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. An der nach Süden verlaufenden B 27 sind entlang der bisherigen B 27 verringerte PM2.5-Jahresmittelwerte berechnet, die an der nächstgelegenen Bebauung überwiegend bis $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen; in dem Abschnitt mit parallel verlaufender Tunnelzufahrt führen die Überlagerungen beider Straßenzüge sowie die Tunnelfortluft zu erhöhten PM2.5-Konzentrationen.

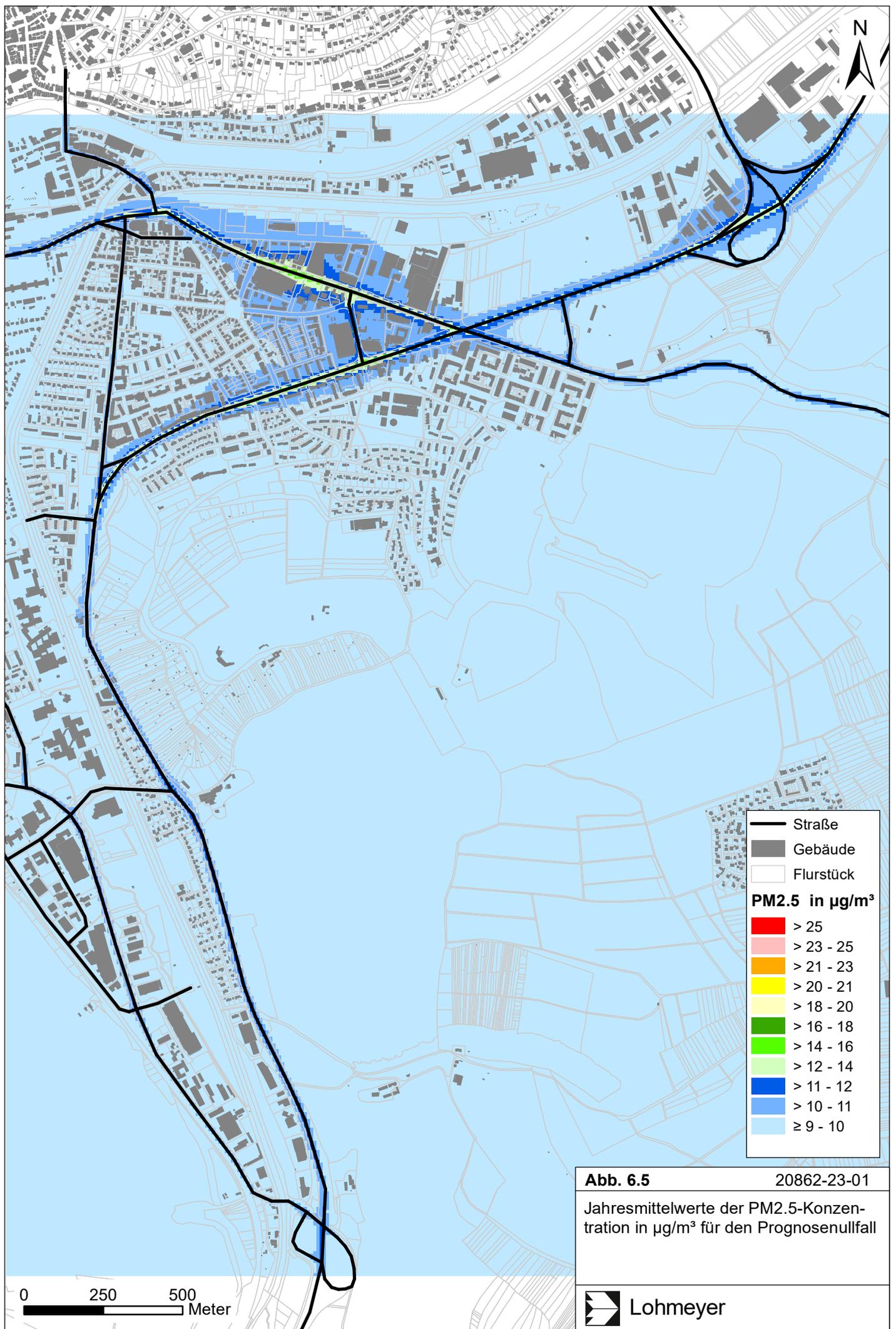


Abb. 6.5

20862-23-01

Jahresmittelwerte der PM2.5-Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Prognosenullfall

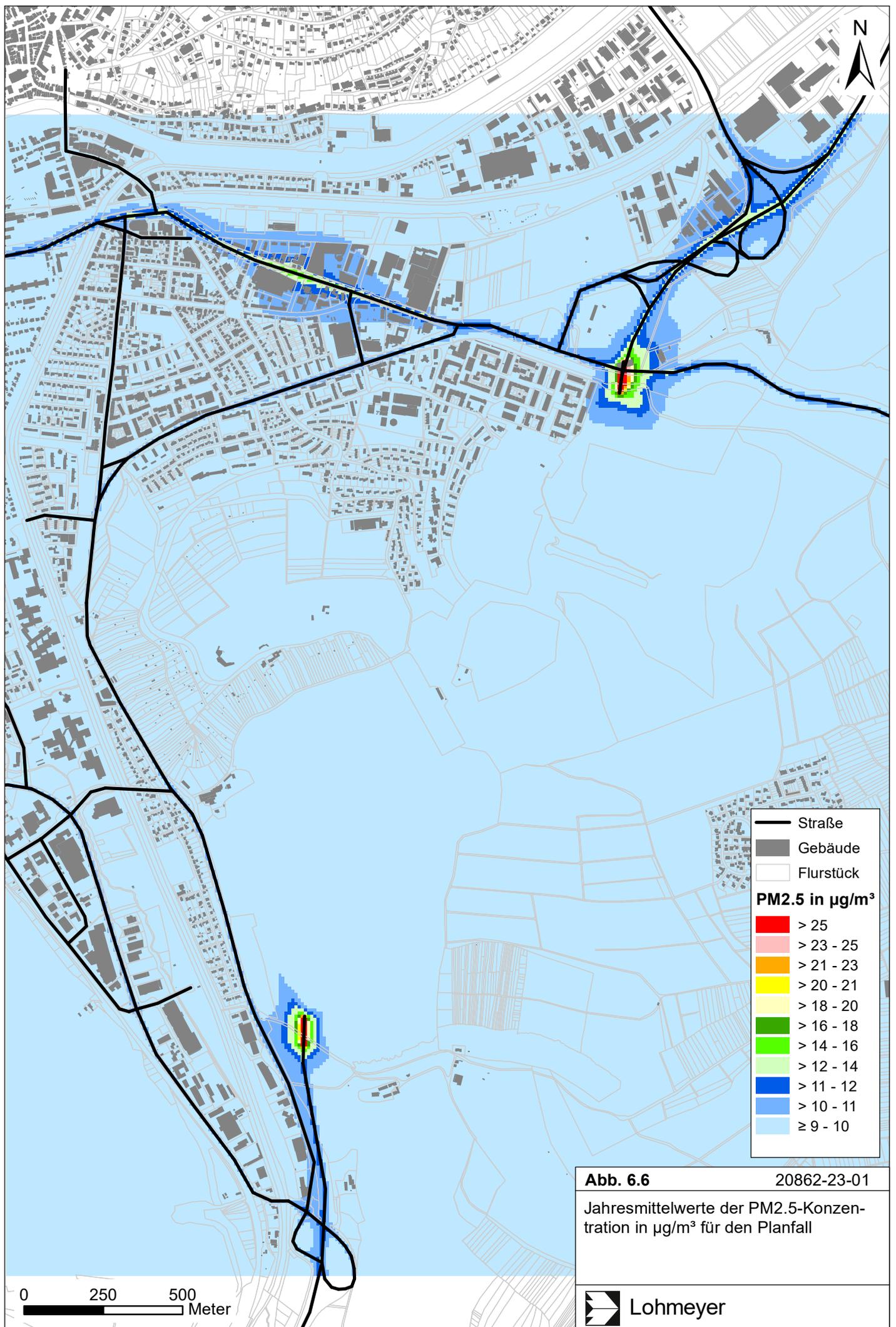


Abb. 6.6

20862-23-01

Jahresmittelwerte der PM2.5-Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Planfall

trationen; an der nächstgelegenen Bebauung sind PM2.5-Konzentrationen bis 11 µg/m³ prognostiziert.

Mit der berechneten PM2.5-Konzentration bis 14 µg/m³ an der bestehenden Bebauung wird der geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von 25 µg/m³ im Prognosenußfall und im Planfall nicht erreicht und nicht überschritten. Auch der Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von 20 µg/m³ wird dort nicht erreicht und nicht überschritten.

7 QUELLEN

7.1 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) vom 2. August 2010 (BGBl. I, Nr. 40, S. 1065), zuletzt geändert durch Artikel 112 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I Nr. 29, S. 1328), in Kraft getreten am 27. Juni 2020.
- Bächlin, W., Bösing, R., Brandt, A., Schulz, T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-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.
- Bäumer, D. (2003): Transport und chemische Umwandlung von Luftschadstoffen im Nahbereich von Autobahnen – Numerische Simulationen. Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe Nr. 32. Juni 2003.
- 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.
- 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/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).
- 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., Bösinger, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für KFZ-Abgase - Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe.
- FGSV (2023): Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung, Ausgabe 2023 – RLuS 2023. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf, September 2023.
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM₁₀-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.

- Israël, G.W., Pesch, M., Schlums, C. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. In: Staub - Reinhaltung der Luft 54, S. 423-430. Springer-Verlag, Berlin.
- Janicke, L. (2017): Ausbreitungsmodell LASAT, Referenzbuch zu Version 3.4. Ing.-Büro Dr. Lutz Janicke, Dunum, April 2017.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kühlwein, J. (2004): Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, 20. September 2004.
- Lohmeyer (2012): Aktualisierung des MLuS 02 bzgl. Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO₂-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV - FE 02.0255/2004/LRB. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit von Institut für Energie und Umwelt, Heidelberg. Projekt 70405-07-10, Abschlussbericht vom Jan. 2012, Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Februar 2006, www.lua.nrw.de bzw. www.lanuv.nrw.de.
- LUBW (2010-2024): Kenngrößen der Luftqualität. Jahresdaten 2009-2023. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- 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.

- Romberg, E., Böisinger, 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. und Lohmeyer, A. (1994): Simulation of nocturnal drainage flows on personal computers. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 3 167-171 (Juli 1994).
- 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).
- Stern, R. und Yamartino, R.J. (2001): Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical mode. Atmospheric Environment 35: S149-S165, ISSN: 13522310.
- TREMOM (2020): Transport Emission Model: „Aktualisierung der Modelle TREMOM/ TREMOM-MM für die Emissionsberichterstattung 2020 (Berichtsperiode 1990-2018)“ / Berichtsteil „TREMOM“. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 116/2020. Dessau-Roßlau, Juni 2020.
- UBA (2022): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 4.2. (HBEFA 4.2) (aktualisierte Version 24.02.2022). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- UBA (2024): Jahresbilanzen Stickstoffdioxid und Feinstaub (PM10 und PM2.5) 2023, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftdaten/jahresbilanzen> (Stand: 10.02.2024).
- UMK (2004): Partikelemissionen des Straßenverkehrs. Endbericht der UMK AG „Umwelt und Verkehr“. Oktober 2004.
- VDI 3782 Blatt 5 (2006): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Depositionsparameter. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 5. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, April 2006.

VDI 3782 Blatt 7 (2020): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Mai 2020.

VDI 3945 Blatt 3 (2020): Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Partikelmodell. Richtlinie VDI 3945 Blatt 3. Hrsg.: VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRDL) - Normenausschuss, Düsseldorf, April 2020.

7.2 Materialien und Unterlagen

Für die vorliegende Untersuchung wurden u. a. die nachfolgenden Unterlagen verwendet, die durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt wurden:

- Digitales Geländemodell DGM1 (Stand 2019)
- Luftbilder und digitale Karten DTK25 (Stand 2019)
- Planungsdaten in Form von Lage- und Höhenplänen (Stand November 2024)
- Verkehrsgutachten „Aktualisierung Verkehrsuntersuchung B 27 Ortsumfahrung Tübingen (Schindhaubasistunnel)“ (PTV Transport Consult GmbH, 2023)

A N H A N G A 1
BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF-
KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

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

Grenzwerte sind rechtlich verbindliche Beurteilungswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation oder des Bodens, die einzuhalten sind und nicht überschritten werden dürfen. Die in Deutschland für den Einflussbereich von Straßen maßgebenden Grenzwerte sind in der 39. BImSchV (2010) benannt, dort als Immissionsgrenzwert bezeichnet. Bezüglich verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind derzeit 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 $\text{PM}_{2.5}$, 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 ₂	Stundenmittelwert	200 µg/m ³ maximal 18 Überschreitungen / Jahr	seit 2010
NO ₂	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2010
Partikel (PM10)	Tagesmittelwert	50 µg/m ³ maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM10)	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2005
Partikel (PM2.5)	Jahresmittelwert	25 µg/m ³	seit 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 µg/m ³	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m ³	seit 2005

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

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

A1.2 Vorsorgewerte

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

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 umgesetzt.

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 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.

A1.4 Schutz der Vegetation

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

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

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

A2.1 PROKAS / LASAT- Berechnungsverfahren zur Bestimmung verkehrserzeugter Schadstoffbelastungen

Für die Berechnung der Emissionen wird das mathematische Modell PROKAS verwendet, welches das umgebende Straßennetz bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Schadstoffbelastungen durch Ferntransport und andere Quellen (z. B. Industrie) werden durch PROKAS in der Hintergrundbelastung berücksichtigt.

Für die Rechnung wird das gesamte Straßennetz in kurze Linienquellen zerlegt. Mit diesem Aufteilen in Einzelquellen kann auch der Fall berücksichtigt werden, dass sich die Emissionen im Verlauf einer Straße ändern, zum Beispiel bei Geschwindigkeitsbeschränkung auf einem Teil einer Straße. Dann emittieren die Quellen, die dieses Straßenstück repräsentieren, mit einer anderen Quellstärke als die Quellen auf dem Straßenstück ohne Geschwindigkeitsbegrenzung. Für eine Bestimmung von Kurzzeitwerten ist es notwendig, die mit der Tageszeit veränderliche Verkehrsstärke zu berücksichtigen.

Strömungs- und Ausbreitungsmodellierung

Die Ausbreitung wird mit dem Lagrangeschen Partikelmodell LASAT (Janicke, 2017) simuliert. Das Ausbreitungsmodell LASAT (Beschreibung unten) berechnet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der unteren Atmosphäre im mikro- und mesoskaligen Bereich. Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder, in denen z. B. der Einfluss von Gebäuden oder Unebenheiten des Geländes berücksichtigt sind, können auch explizit vorgegeben werden. Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meteorologischen Parameter der Ausbreitungsrechnung können als Zeitreihe vorgegeben werden. Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Massenstromdichte ihrer Deposition am Erdboden berechnet. Liegen die meteorologischen Daten als Zeitreihe über ein Jahr oder als Jahresstatistik vor, können auch Jahresmittelwert und Perzentile berechnet werden. Im Nahbereich von Quellen kann die Ausbreitungsrechnung mit erhöhter räumlicher Auflösung durchgeführt werden.

Lärmschutzmaßnahmen

Auch der Einfluss von Lärmschutzmaßnahmen endlicher Länge kann entsprechend der Arbeiten von Romberg et al. (1986) für die Bundesanstalt für Straßenwesen berücksichtigt werden. Die Wirkung der Lärmschutzwand wird als Anfangsverdünnung interpretiert, indem der Quellboxhöhe ein Wert σ_{z0} als additiver Term zugeschlagen wird. Das Ausbreitungsmodell ist in der Lage, für jede der Linienquellen einen eigenen Wert für σ_{z0} zu berücksichtigen.

Meteorologie

Bezüglich der Meteorologie wird mit 36 verschiedenen Windrichtungsklassen, 9 verschiedenen Windgeschwindigkeitsklassen und 6 verschiedenen Ausbreitungsklassen gerechnet. Die Ausbreitungsklassen berücksichtigen, dass die Verdünnung der Abgase für eine gegebene Windrichtung und Windgeschwindigkeit auch noch von der Stabilität der Atmosphäre abhängt. So ist z. B. die Verdünnung bei "Inversionswetterlagen" schlechter als bei sonnigen "Normalwetterlagen". Insgesamt werden also $36 \times 9 \times 6 = 1\,944$ Wetterlagen mit den jeweiligen Häufigkeiten berücksichtigt.

Als Rechenergebnis erhält man somit für jeden betrachteten Punkt unterschiedliche Konzentrationswerte mit der zugehörigen Häufigkeit, also der Angabe darüber, wie häufig die jeweiligen Konzentrationen pro Jahr auftreten. Aus diesen Ergebnissen wird dann eine Häufigkeitsverteilung hergestellt und es wird derjenige Wert bestimmt, der z. B. in 98% der Zeit unterschritten wird. Dies ist der gesuchte 98-Perzentilwert der Zusatzbelastung.

Ermittlung der Gesamtbelastung

Die Ermittlung der Immissionskenngößen für die Gesamtbelastung aus den Kenngößen für die Hintergrundbelastung und die Zusatzbelastung erfolgt nach dem in der TA Luft (1986) in Anhang D angegebenen Verfahren.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO₂ erfolgt nach Romberg et al. (1996). Diese Vorgehensweise wurde durch Auswertungen von Messdaten der letzten Jahre bestätigt (Bächlin et al., 2006).

A2.2 Beschreibung des Modells LASAT (Auszug aus dem Handbuch)

LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol-Transport) ist ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, das in einem Computerprogramm realisiert ist. LASAT ist ein Episodenmodell, d. h. es berechnet den zeitlichen Verlauf der Stoffkonzentration in einem vorgegebenen Rechengebiet.

Bei der Ausbreitungsrechnung wird für eine Gruppe repräsentativer Stoffteilchen der Transport und die turbulente Diffusion durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert (Lagrange-Simulation).

LASAT ist konform mit der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 „Partikelmodelle“ (2020) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL der neuen TA Luft (2021), das vom Ing.-Büro Janicke im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt wurde.

Das Ausbreitungsmodell LASAT berechnet die Ausbreitung passiver Spurenstoffe in der unteren Atmosphäre (bis ca. 2000 m Höhe) im lokalen und regionalen Bereich (bis ca. 150 km Entfernung). Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Dies ist - seit der Version 2.00 - ein Markov-Prozess für die Orts- und Geschwindigkeitskomponenten eines Simulationsteilchens, der Zeitschritte bis zum Doppelten der Lagrange-Korrelationszeit zulässt.

Es werden folgende physikalische Vorgänge zeitabhängig simuliert:

- • Transport durch den mittleren Wind,
- • Dispersion in der Atmosphäre,
- • Sedimentation schwerer Aerosole,
- • Deposition am Erdboden (trockene Deposition),
- • Auswaschen der Spurenstoffe durch Regen und nasse Deposition,
- • Chemische Umwandlungen erster Ordnung,
- • Gamma-Submersion (Wolkenstrahlung) bei radioaktiven Stoffen.

Eine Abgasfahnenüberhöhung wird parametrisch erfasst. Das Gelände kann eben oder gegliedert sein und Gebäude enthalten, deren Umströmung berücksichtigt wird. In ebenem Gelände werden die zeitabhängigen meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenzschichtmodell beschrieben. Dieses greift auf einfache Parameter zur Charakterisierung der Wettersituation zurück, wie z. B. eine Klassierung nach TA Luft oder KTA, oder es wird direkt über die Monin-Obukhov-Länge und die Mischungsschichthöhe parametrisiert. Darüber hinaus können aber auch Vertikalprofile, wie sie von SODAR-Geräten zur Verfügung gestellt werden, oder Messreihen eines Ultraschall-Anemometers verarbeitet werden.

Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert, das für indifferente und stabile Schichtung einsetzbar ist. Das diagnostische Windfeldmodell kann auch die Umströmung von Gebäuden berechnen und dabei die im Lee auftretende Rezirkulation und die erhöhte Turbulenz modellieren. Gebäude dürfen auch in gegliedertem Gelände stehen. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder können auch explizit vorgegeben werden. Die Struktur der hierfür benötigten Datendateien ist voll dokumentiert.

Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meisten Parameter der Ausbreitungsrechnung - insbesondere die Quellstärken bzgl. der einzelnen Stoffkomponenten, Quellorte, Umwandlungsraten, Depositionsgeschwindigkeiten - können als Zeitreihe vorgegeben werden.

Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Stoffstromdichte ihrer Deposition am Erdboden berechnet. Die Größe des Mittelungsintervalles ist vorgebar.

Die horizontale räumliche Auflösung beträgt typischerweise 1 bis 3% des gesamten Rechengebietes. Für den bei Teilchensimulationen immer auftretenden Stichprobenfehler (er kann durch Erhöhung der Teilchenzahl beliebig verringert werden) wird während der Ausbreitungsrechnung ein Schätzwert berechnet. Diese Schätzung ermöglicht es dem Programm, die Fluktuationen in der berechneten Konzentrationsverteilung ohne systematische Verfälschung zu glätten. Neben der vollen dreidimensionalen Verteilung wird für vorgebbare Monitorpunkte die Zeitreihe von Konzentration und Deposition ausgerechnet.

Liegen die meteorologischen Daten als Zeitreihe über ein Jahr oder als Jahresstatistik vor, können auch Jahresmittelwert und Perzentile berechnet werden. Im Nahbereich von Quellen kann die Ausbreitungsrechnung mit erhöhter räumlicher Auflösung durchgeführt werden. Hierzu werden mehrere Rechnetze ineinander geschachtelt, deren Maschenweite sich von Netz zu Netz um einen Faktor 2 ändert. Die berechnete Konzentrationsverteilung kann auf jedem der Netze dargestellt werden.

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 Vorbelastung.

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 Zählwerten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10%.

Für die statistische Fehlerbandbreite der NO_x-Emissionsfaktoren mit warmem Motor gibt Kühlwein (2004) auf der Basis der Ermittlungen des TÜV Rheinland Abschätzungen von 10% bis 20% für Autobahnen bzw. Innerortsstraßen an. 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 entsprechender 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 Vorbelastung, d. h., dass die Auswirkungen auf die Gesamtmissionsbelastung geringer sind.

A N H A N G A 3
EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE
FÜR DAS BEZUGSJAHR 2030

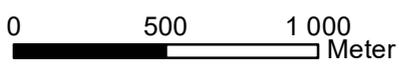
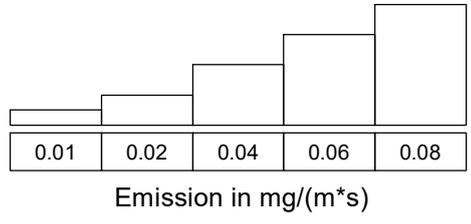
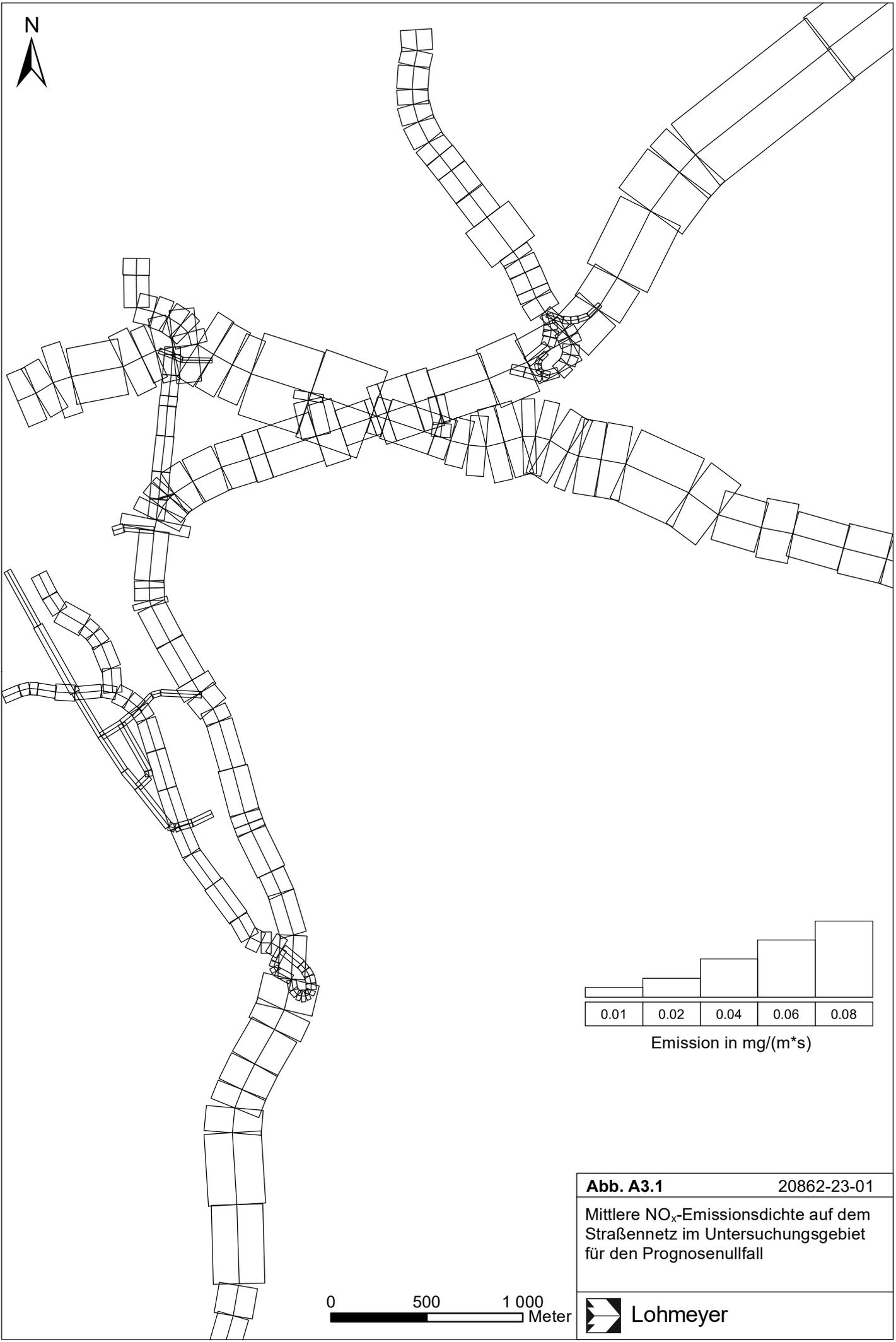
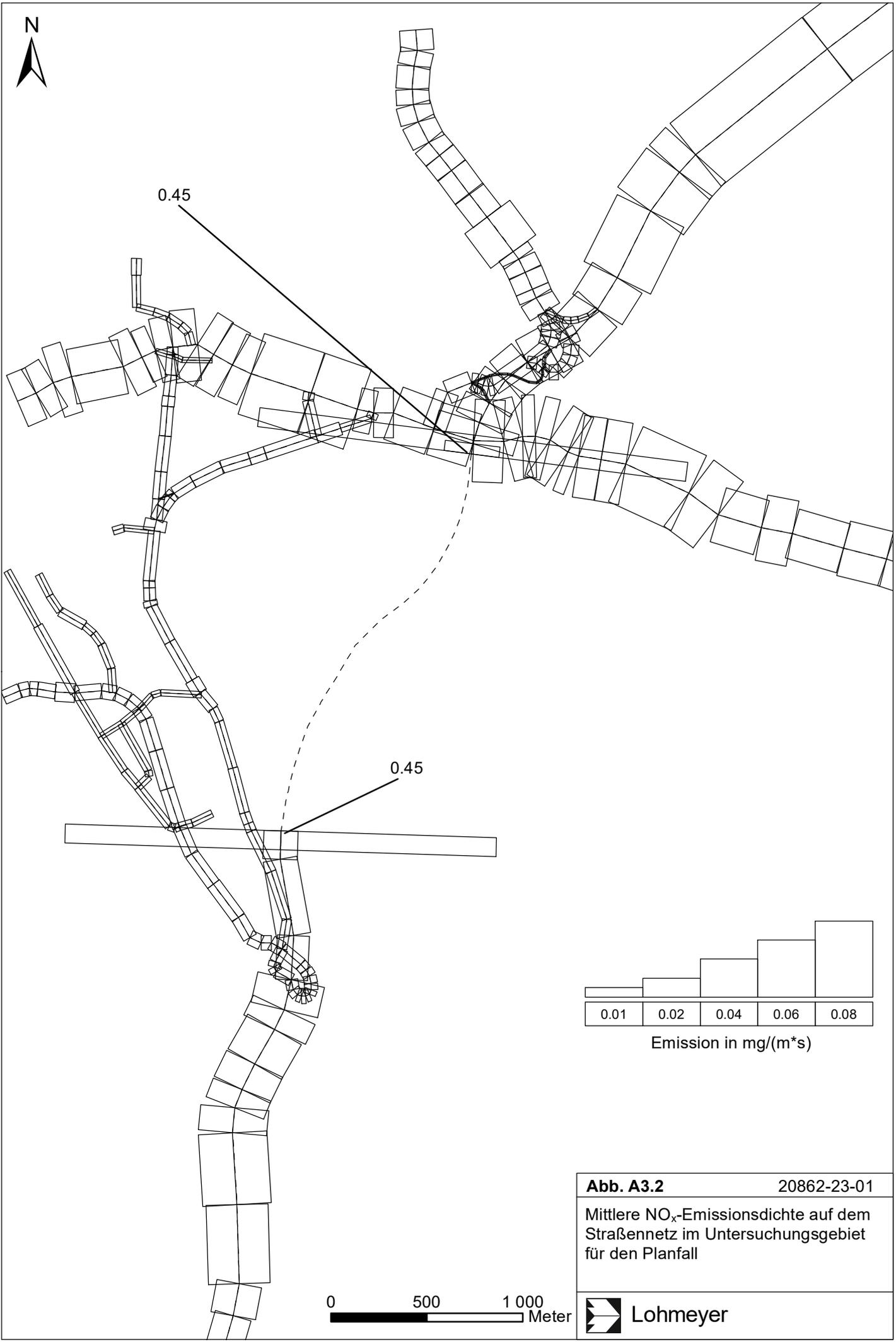


Abb. A3.1 20862-23-01

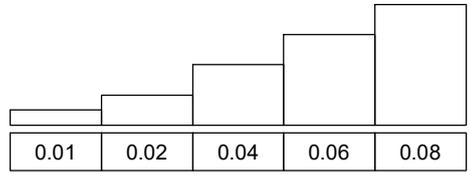
Mittlere NO_x-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall

Lohmeyer



0.45

0.45



Emission in mg/(m*s)

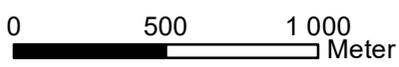


Abb. A3.2 20862-23-01
 Mittlere NO_x-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall



Lohmeyer

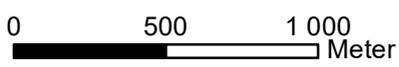
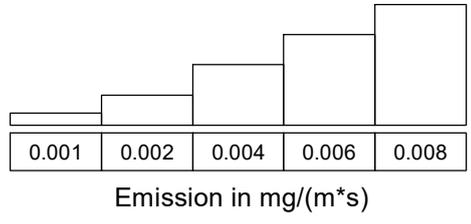
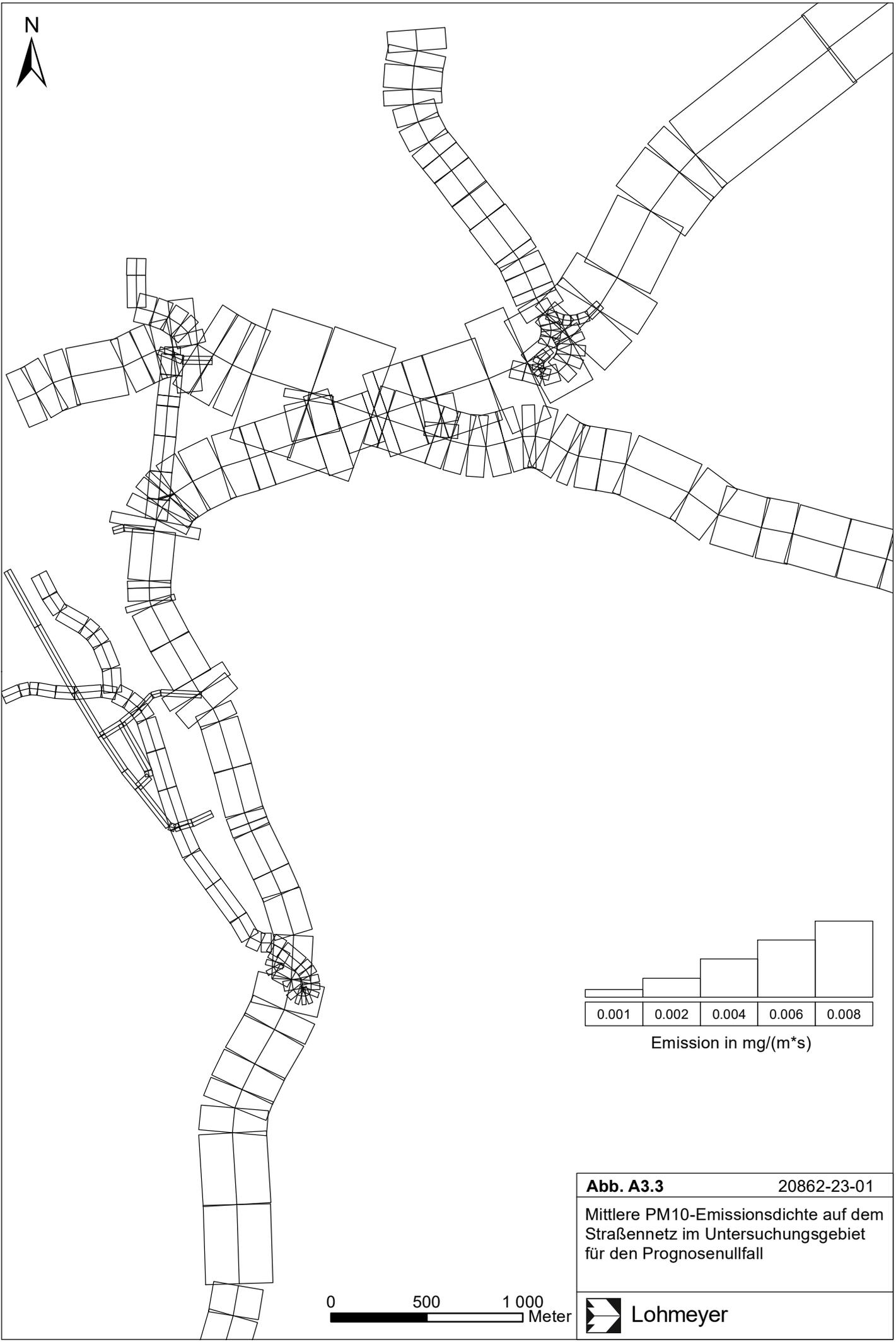
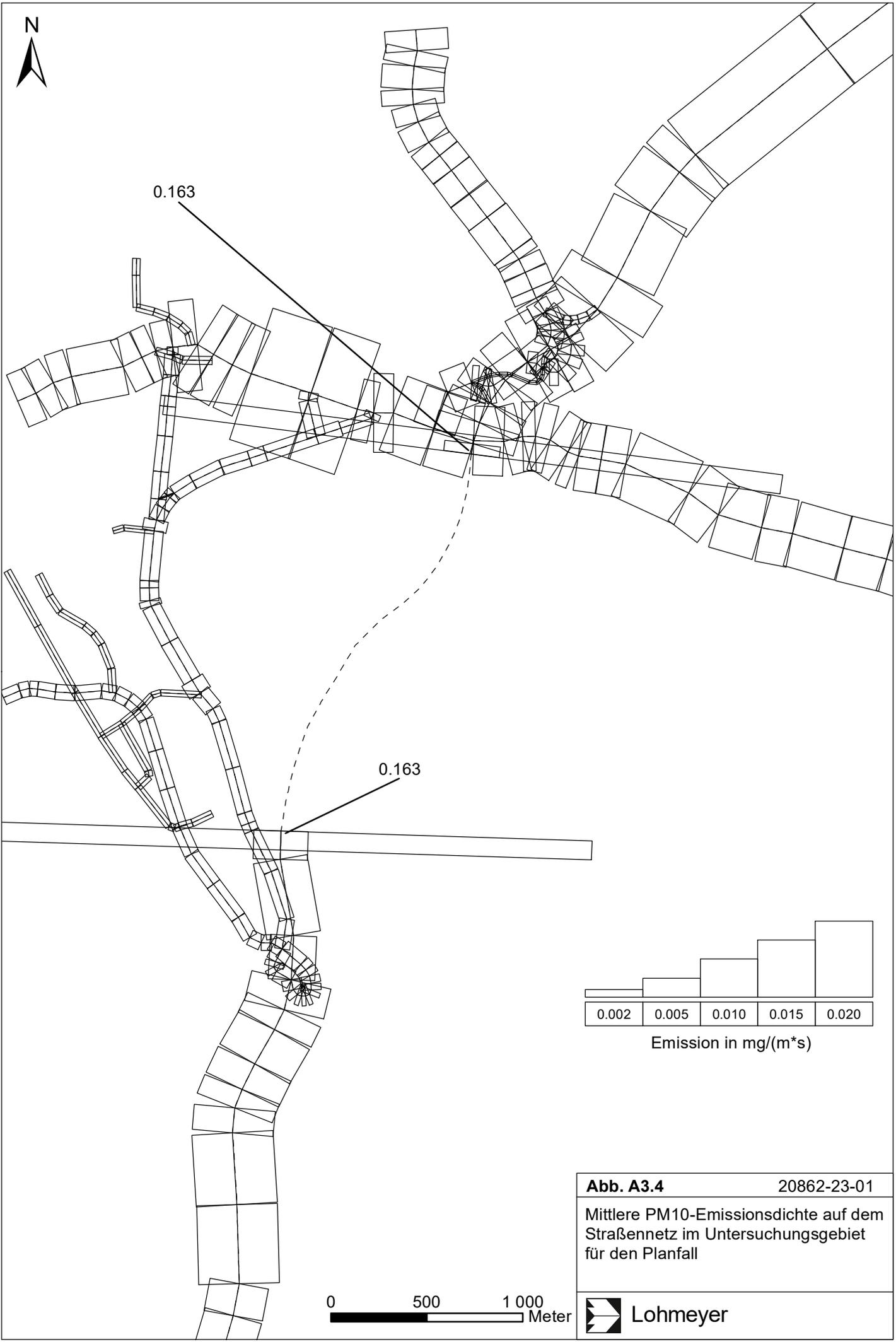


Abb. A3.3 20862-23-01
 Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall

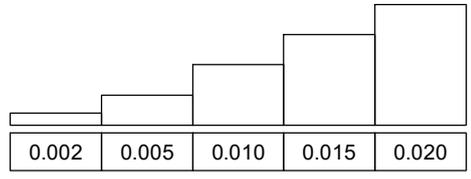


Lohmeyer



0.163

0.163



Emission in mg/(m*s)

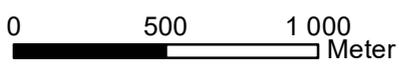
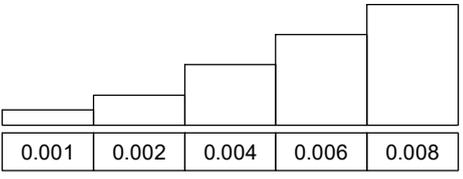
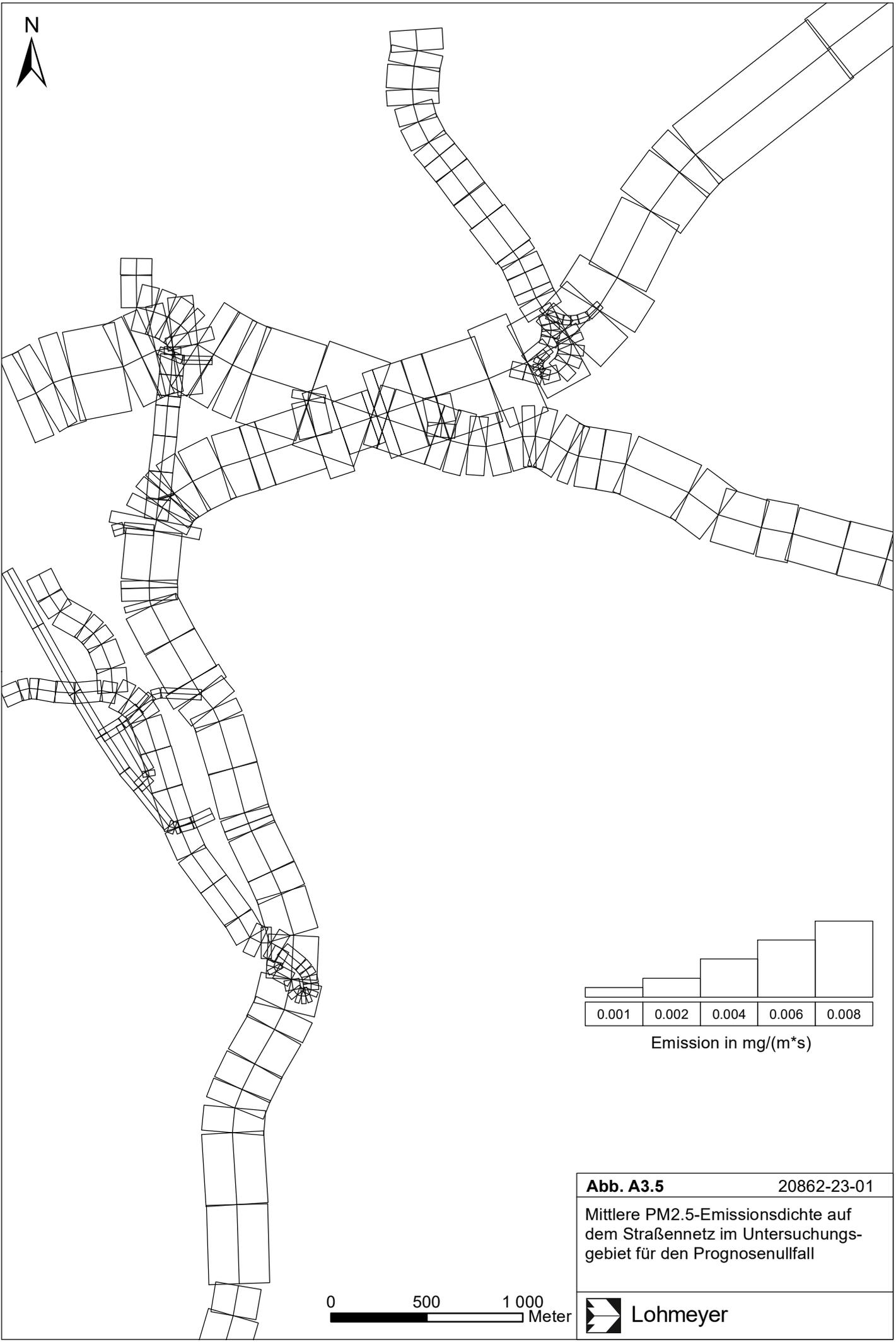


Abb. A3.4 20862-23-01
 Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall





Emission in mg/(m*s)

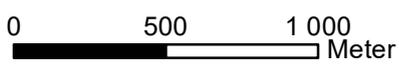
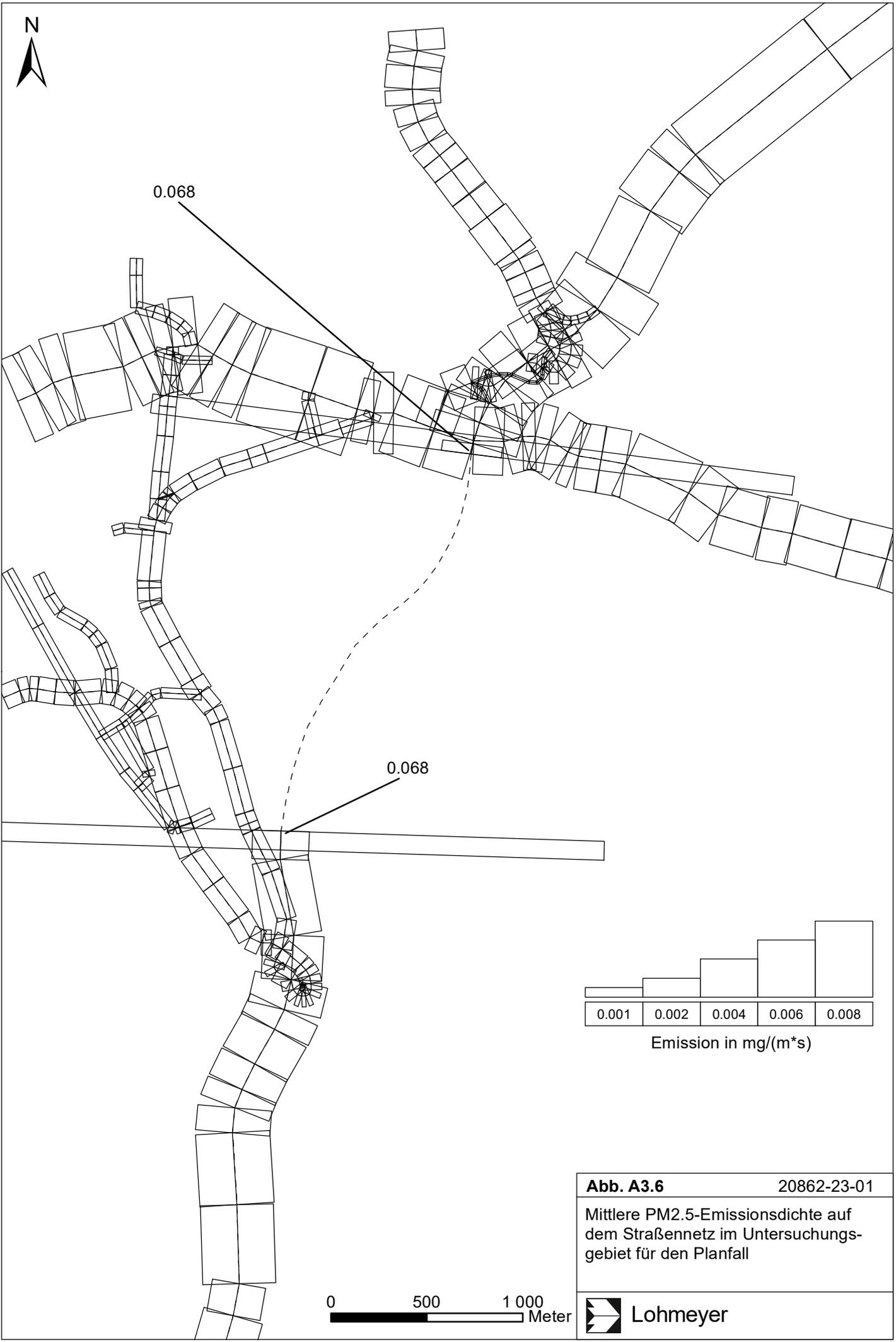


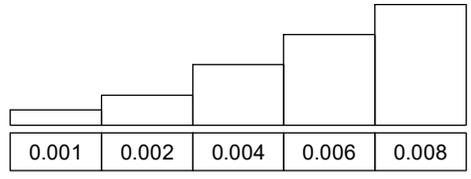
Abb. A3.5 20862-23-01
 Mittlere PM2.5-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall





0.068

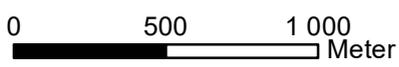
0.068



Emission in mg/(m*s)

Abb. A3.6 20862-23-01

Mittlere PM2.5-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall



A N H A N G A 4
BESCHREIBUNG DES KALTLUFTABFLUSSMODELLS KALM

A4 BESCHREIBUNG DES KALTLUFTABFLUSSMODELLS KALM

A4.1 Allgemeines

Unter bestimmten meteorologischen Bedingungen können sich nachts über geneigtem Gelände sogenannte Kaltluftabflüsse bilden; dabei fließt in Bodennähe (bzw. bei Wald über dem Kronenraum) gebildete kalte Luft hangabwärts. Die Dicke solcher Kaltluftschichten liegt meist zwischen 1 m und 50 m, in Kaltluftsammelgebieten, in denen sich die Kaltluft staut, kann die Schicht auf über 100 m anwachsen. Die typische Fließgeschwindigkeit der Kaltluft liegt in der Größenordnung von 1 m/s bis 3 m/s. Die folgenden beiden meteorologischen Bedingungen müssen für die Ausbildung von Kaltluftabflüssen erfüllt sein:

- i) wolkenarme Nächte: durch die aufgrund fehlender Wolken reduzierte Gegenstrahlung der Atmosphäre kann die Erdoberfläche kräftig auskühlen
- ii) großräumig windschwache Situation: dadurch kann sich die Tendenz der Kaltluft, an geneigten Flächen abzufließen, gegenüber dem Umgebungswind durchsetzen.

Die Produktionsrate von Kaltluft hängt stark vom Untergrund ab: Freilandflächen weisen beispielsweise hohe Kaltluftproduktion auf, während sich bebaute Gebiete bezüglich der Kaltluftproduktion neutral bis kontraproduktiv (städtische Wärmeinsel) verhalten.

Unter Umweltgesichtspunkten hat Kaltluft eine doppelte Bedeutung: zum einen kann Kaltluft nachts für Belüftung und damit Abkühlung thermisch belasteter Siedlungsgebiete sorgen. Zum anderen sorgt Kaltluft, die aus Reinluftgebieten kommt, für die nächtliche Belüftung schadstoffbelasteter Siedlungsräume. Kaltluft kann aber auch auf ihrem Weg Luftbeimengungen (Autoabgase, Geruchsstoffe etc.) aufnehmen und transportieren. Nimmt sie zu viele Schadstoffe auf, kann ihr Zufluss von Schaden sein. Vom Standpunkt der Regional- und Stadtplanung her ist es daher von großer Bedeutung, eventuelle Kaltluftabflüsse in einem Gebiet qualitativ und auch quantitativ bestimmen zu können. Als Hilfsmittel dazu ist das im Folgenden beschriebene Modell erstellt worden.

A4.2 Modellbeschreibung

Das Modell verwendet die sogenannten Flachwassergleichungen, eine vereinfachte (vertikal integrierte) Form der Grundgleichungen der Strömungsmechanik. Durch diese Vereinfachung ist es möglich, das Modell mit relativ geringem Rechenzeit- und Speicherbedarf auch auf Personal Computern zu betreiben.

Die Bezeichnung "Flachwassergleichungen" hat sich eingebürgert; die Gleichungen eignen sich jedoch genauso zur Beschreibung der Strömung jedes relativ zur Umgebung schweren Fluids, z. B. von Wasser oder von kalter Luft. Eine solche Strömung hat folgende Charakteristika:

- Abfluss über geneigtem Gelände entsprechend der Hangneigung
- Weiterbewegen der "Kaltluftfront" auch über ebenem Gelände
- Auffüllen von Becken (Kaltluftseen)
- Einfluss der Schichtdicke auf Strömungsrichtung und -geschwindigkeit (Druckgradienten).

Angetrieben wird die Strömung durch die auftriebskorrigierte Erdbeschleunigung. Innerhalb der Flachwassergleichungen werden folgende Einflüsse auf die Strömung berücksichtigt:

- Advektion (Transport der Kaltluft mit der Strömung)
- Reibung zwischen Erdoberfläche und Luft: diese Reibung variiert mit der Landnutzung (Freiland: niedrige Reibung, Siedlung: hohe Reibung)
- Beschleunigung oder Abbremsen der Strömung durch Änderung der Geländehöhe und/oder der Kaltluftschichtdicke
- von der Landnutzung abhängige Nullpunktsverschiebung des Geländeniveaus zusätzlich zur topographischen Geländehöhe
- von der Landnutzung abhängige Kaltluftproduktion.

Das Lösungsverfahren ist ein Differenzenverfahren mit variabler Gitterpunktzahl und Gitterweite, d. h. Topografie und Landnutzung müssen an den einzelnen Gitterpunkten digitalisiert vorliegen; es wird ein versetztes Gitter verwendet. Um großskalige Einflüsse (z. B. Flusstäler) bei gleichzeitiger hoher Auflösung im interessierenden Gebiet zu berücksichtigen, kann das Modell auf einem geschachtelten Gitter ("Nesting") betrieben werden.

Falls keine Kaltluftseebildung auftritt, wird die Rechnung nach etwa 1 h simulierter Zeit stationär, d. h. die berechneten Werte ändern sich dann nicht mehr signifikant. Im allgemeinen Fall ist es sinnvoll, etwa 3 h bis 6 h zu simulieren; dies entspricht den Verhältnissen in der Natur.

A4.3 Eingabedaten und Ergebnisse des Modells

Vorausgesetzt wird die für Kaltluftabflüsse optimale Situation, d. h. eine klare und windstille Nacht. Das Modell berechnet die zeitliche Entwicklung der Kaltluftströmung, ausgehend vom Ruhezustand (keine Strömung) bei gegebener zeitlich konstanter Kaltluftproduktionsrate. Diese, ebenso wie die Reibungskoeffizienten, werden über die Art der Landnutzung gesteuert. Zur Zeit werden 8 Landnutzungsklassen berücksichtigt: dichte Bebauung, lockere Bebauung, gewerbliche Nutzungen, Wald, Freiland, Wasser, Gleisanlagen und Verkehrsflächen (Straßen, Parkplätze). Für die Kaltluftproduktionsraten, Reibungskoeffizienten und Nullpunktverschiebungen sind Standardwerte vorgesehen, welche aber bei Bedarf geändert werden können. Die Kaltluftproduktionsrate von Wald wird in Abhängigkeit von der lokalen Hangneigung variiert. Weiterhin benötigt das Modell die Topografie in digitalisierter Form. Die Skala des Modells ist beliebig (i. a. etwa 10 km x 10 km) und entspricht der Mesoskala, die Auflösung liegt zwischen wenigen Dekametern bis einigen Hektometern.

Berechnet wird die Dicke der Kaltluftschicht sowie die beiden horizontalen Geschwindigkeitskomponenten (West-Ost und Süd-Nord), gemittelt über die Dicke der Kaltluftschicht. Aus diesen Größen kann dann auch der Kaltluftvolumenstrom berechnet werden.

Zur Weiterverarbeitung der Modellergebnisse stehen Postprozessoren u. a. zur graphischen Darstellung der berechneten Felder (Vektor- und Rasterdarstellung), zur Berechnung und Darstellung von Kaltluftvolumenströmen durch wählbare Schichten, zur Visualisierung der Strömung durch Vorwärts- und Rückwärtstrajektorien und zur Darstellung von Zeitreihen an ausgewählten Punkten zur Verfügung.

Durch Kopplung der von KALM berechneten Windfelder mit Eulerschen oder Lagrangeschen Ausbreitungsmodellen, wie z. B. LASAT, kann die Schadstoffausbreitung in Kaltluftabflüssen berechnet und z. B. in Immissionsstatistiken eingearbeitet werden.

A N H A N G A 5
ERGEBNISSE DER KALTLUFTSIMULATION

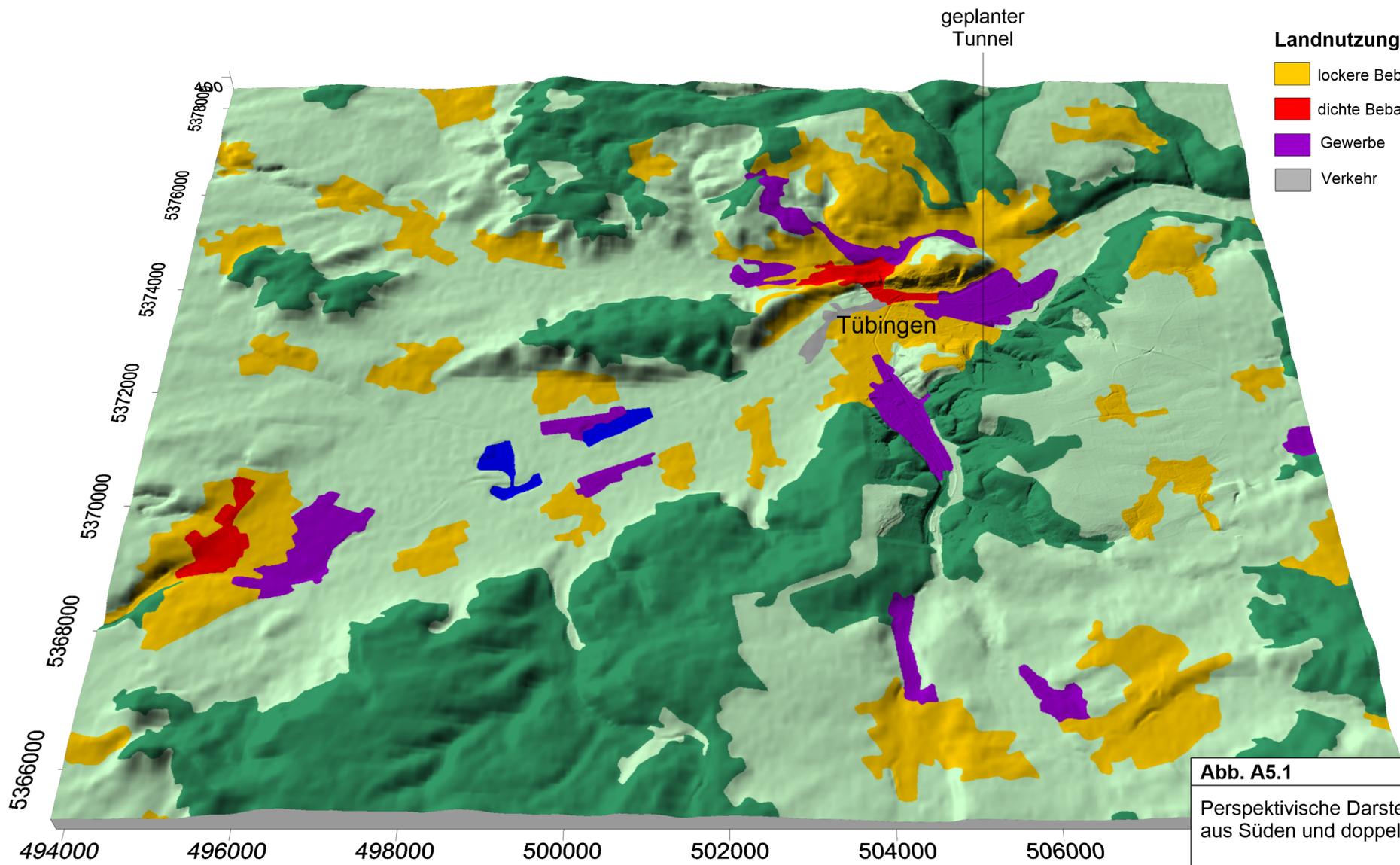
A5 ERGEBNISSE DER KALTLUFTSIMULATIONEN

Im Zusammenhang mit den Ausbreitungsberechnungen für die Planungen des Schindhaubasistunnels im Zuge der B 27 bei Tübingen sind die Einflüsse der lokalen thermisch induzierten Winde, die Kaltluftströmungen, zu berücksichtigen. Nächtliche Kaltluftströmungen bilden sich an sogenannten windarmen und wolkenarmen Strahlungstagen in Gebieten mit unterschiedlichen Geländehöhen. Die flächenhafte Erfassung und Darstellung der Kaltluftströmungen werden mit dem dafür geeigneten Kaltluftabflussmodell KALM (Schädler, Lohmeyer, 1994) durchgeführt.

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber digital zur Verfügung gestellten Daten der Geländehöhen und der Landnutzungen wurde ein digitales Geländemodell mit Landnutzung erstellt. Damit werden Kaltluftsimulationsrechnungen mit dem Kaltluftabflussmodell KALM durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet bzw. Rechengebiet umfasst ein Rechteck, in dem das Plangebiet enthalten ist.

Aufgrund der Lage des Betrachtungsgebietes im reliefierten Gelände führen dort die örtlichen Gegebenheiten zur Ausbildung von lokalen Windströmungen, den Kaltluftabflüssen. Damit die Modellierung der Kaltluftströmungen die örtlichen Verhältnisse zufriedenstellend berücksichtigen kann, wird die Modellierung für ein Gebiet mit der Ausdehnung von 16,2 km mal 13,1 km durchgeführt. Dieses Gebiet wurde mit einem Raster der Maschenweite von 10 m x 10 m berücksichtigt. **Abb. A5.1** zeigt den Lageplan des für die Kaltluftsimulationen berücksichtigten Untersuchungsgebietes. Im Bereich des Betrachtungsgebietes bei Tübingen verläuft das breite Neckartal von Südwesten nach Nordosten mit gewissen Verschwenkungen mit begleitenden Hangbereichen und umliegenden Kuppenlagen und entsprechenden Kaltluftverhältnissen. Von Süden verläuft das Tal des Fließgewässers Steinlach mit seinen Hangbereichen nach Norden und mündet in Tübingen in den Neckar.

Die Ergebnisse der Kaltluftberechnungen beinhalten die Richtung und Geschwindigkeit des Kaltluftstroms, die Mächtigkeit der Kaltluft und die Kaltluftvolumenstromdichte. Die Kaltluftvolumenstromdichte beschreibt die Kaltluftmenge in m^3 , die pro Sekunde durch einen 1 m breiten Streifen zwischen der Erdoberfläche und der Oberkante der Schichtdicke, die senkrecht zur Strömung steht, fließt; die Einheit ist $\text{m}^3/(\text{m} \cdot \text{s})$. Falls die Volumenstromdichte über einen Querschnitt konstant ist, lässt sich der Volumenstrom direkt und einfach als Volumenstromdichte mal Länge der Grundlinie dieser Fläche berechnen.



- Landnutzung**
- | | |
|--|--|
|  lockere Bebauung |  Freiland |
|  dichte Bebauung |  Wald |
|  Gewerbe |  Wasser |
|  Verkehr | |

Abb. A5.1 20862-23-01
Perspektivische Darstellung mit Blick aus Süden und doppelter Überhöhung

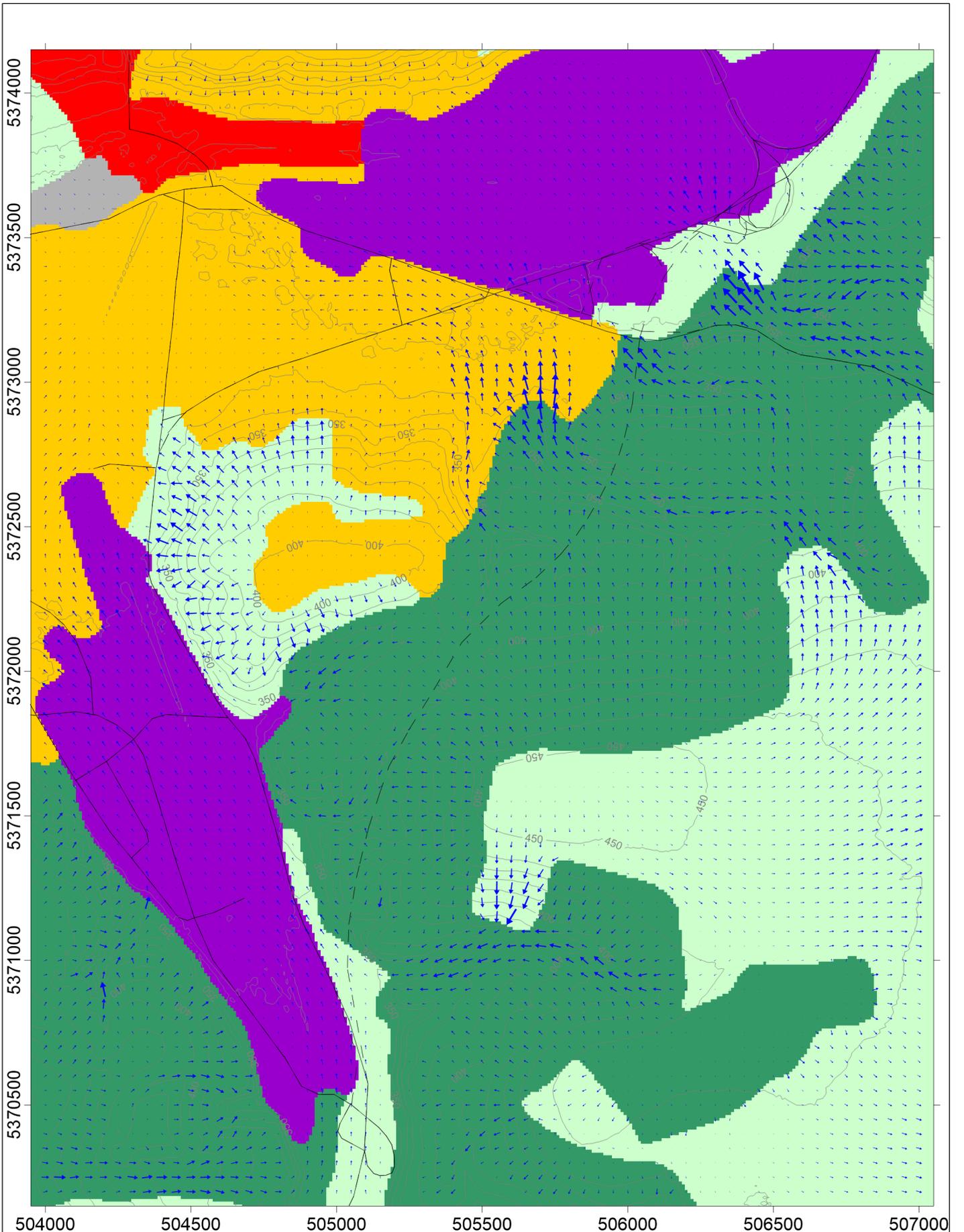
 Lohmeyer

Im betrachteten Untersuchungsgebiet dominiert als Landnutzung neben bebauten Gebieten und Gewerbeflächen vegetationsbestandenes Freiland bestehend aus Wald, Ackerflächen, Grünlandflächen etc., sodass eine intensive Kaltluftentstehung bei den entsprechenden Wetterlagen stattfindet. Zur Orientierung sind in den Ergebnisabbildungen die Ortschaften, Waldgebiete, Hauptverkehrsstraßen und die mit grober Auflösung eingezeichneten Höhenlinien des digitalen Höhenmodells dargestellt. Kleinere Einschnitte oder Aufschüttungen werden nicht dargestellt, sind aber im digitalen Geländemodell enthalten. Die Ergebnisdarstellungen werden für das innere Untersuchungsgebiet grafisch aufgezeigt.

Die **Abb. A5.2** zeigt die Geschwindigkeit und Richtung der Kaltluftströmung in der Anfangsphase der Kaltluftbildung. Dargestellt ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit der bodennahen Kaltluftschicht. In dieser Phase der Kaltluftbildung dominieren flächige Hangabwinde mit Strömungsgeschwindigkeiten bis 2 m/s und geringen Mächtigkeiten; teilweise stellen sich schon gesammelte Strömungen in Talbereichen, wie dem Tal des Fließgewässers Steinlach und zuführenden Hangeinschnitten sowie Hangeinschnitten zum Neckartal ein. Das wird mit **Abb. A5.3** hervorgehoben, indem die Kaltluftmächtigkeiten in den Tälern schon einige Dekameter umfassen können, wobei der Kaltluftvolumenstrom überwiegend als gering zu bezeichnen ist.

Abb. A5.4 zeigt die Geschwindigkeit und Richtung der Kaltluftströmung bei ausgeprägten Kaltluftbildungen, bei denen noch Hangabwinde im oberen Hangbereich mit Strömungsgeschwindigkeiten bis 2 m/s auftreten. In den Talbereichen bilden sich Tallängsströmungen mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten. Dies wird in **Abb. A5.5** durch die flächenhaften Darstellungen der Kaltluftmächtigkeit und der Kaltluftvolumenstromdichte bei ausgeprägter Kaltluftbildung verdeutlicht. In den Tälern bilden die gesammelten Kaltluftströmungen intensive Mächtigkeiten von mehreren Dekametern, die auch die darin gelegenen Siedlungsbereiche belüften. Das trifft im dargestellten Betrachtungsgebiete auf das Tal des Fließgewässers Steinlach mit Orientierung von Süden nach Norden und auf das von Südwesten nach Nordosten verlaufende Neckartal zu. Auch in den Hangeinschnitten zu diesen Talbereichen treten gesammelte Kaltluftströmungen auf. In den Tälern sind in Strahlungs Nächten intensive Volumenströme wirksam und prägen dort u.a. die Ausbreitungsverhältnisse von bodennahen Schadstofffreisetzungen. Am Standort des geplanten nördlichen Tunnelportals treffen in Hangeinschnitten gesammelte Kaltluftströmungen aus südöstlicher und südlicher Richtung auf die mächtigen gesammelten Kaltluftmassen im Neckartal und weisen geringe Strömungsgeschwindigkeiten bei ausgeprägten Kaltluftbedingungen auf. Am Standort des geplanten südlichen

Tunnelportals treffen gesammelte Kaltluftströmungen aus östlichen Hangeinschnitten auf die kräftige Kaltluftströmung im Tal des Fließgewässers Steinlach und schwenken dort in die nach Norden orientierte Strömung mit geringer Strömungsgeschwindigkeit.



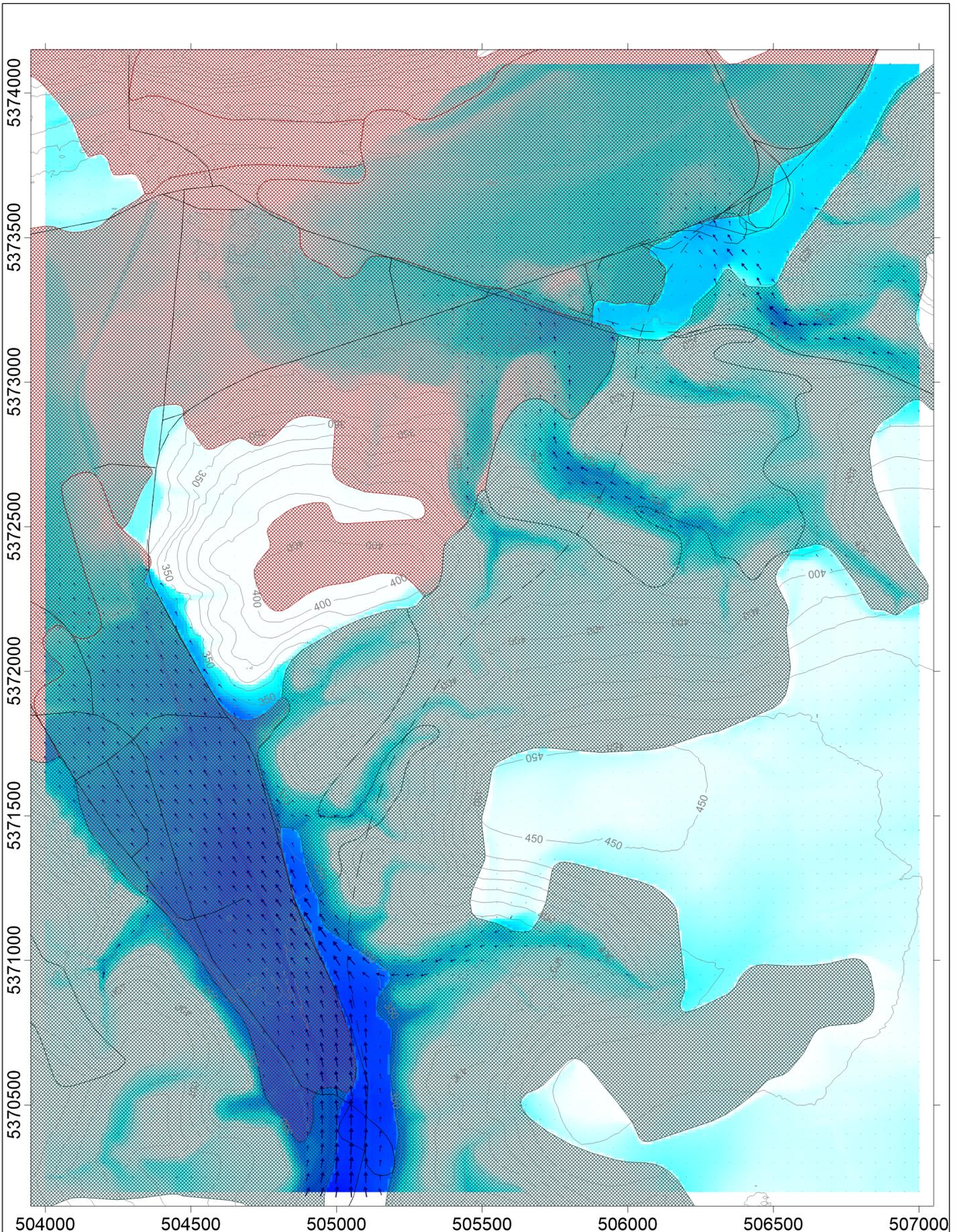
Landnutzung	
 lockere Bebauung	 Freiland
 dichte Bebauung	 Wald
 Gewerbe	 Wasser
 Verkehr	

Kaltluftströmungs- geschwindigkeit	
	2.5 m/s
	2.0 m/s
	1.0 m/s
	Straße Bestand
	Straße geplant

Abb. A5.2 20862-23-01

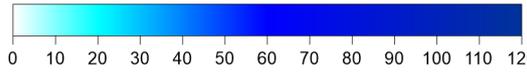
Kaltluftströmungsgeschwindigkeit in der Anfangsphase der Kaltluftbildung mit Landnutzung im Untersuchungsgebiet für den Bestand

Lohmeyer



Siedlung
 Wald

Kaltluftmächtigkeit in m



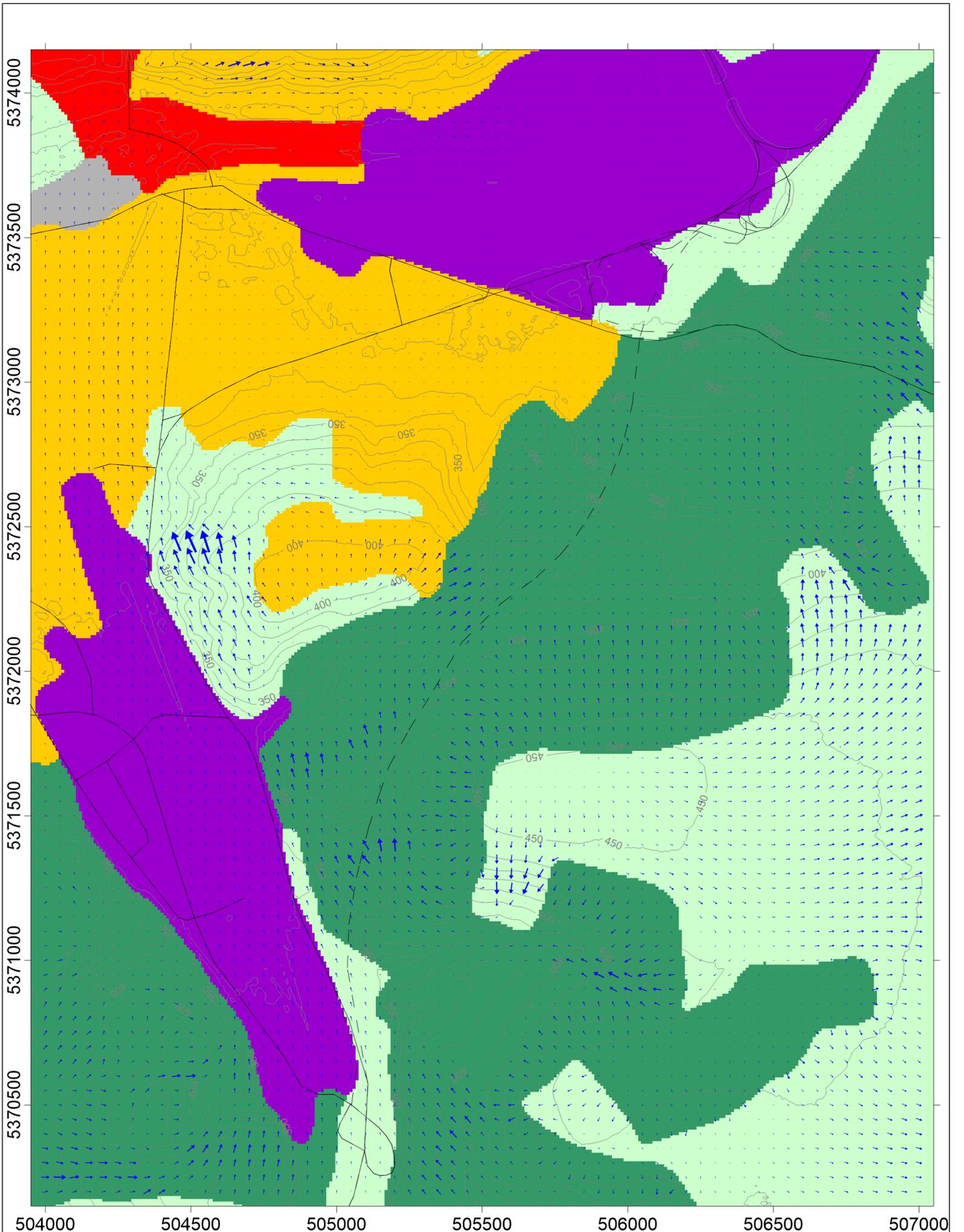
**Kaltluftströmungs-
geschwindigkeit**

- 100 m³/(m*s)
- 50 m³/(m*s)
- 25 m³/(m*s)

Straße Bestand
 Straße geplant

Abb. A5.3 20862-23-01
 Kaltluftvolumenstromdichte und Kaltluftmächtigkeit in der Anfangsphase der Kaltluftbildung mit Landnutzung im Untersuchungsgebiet für den Bestand





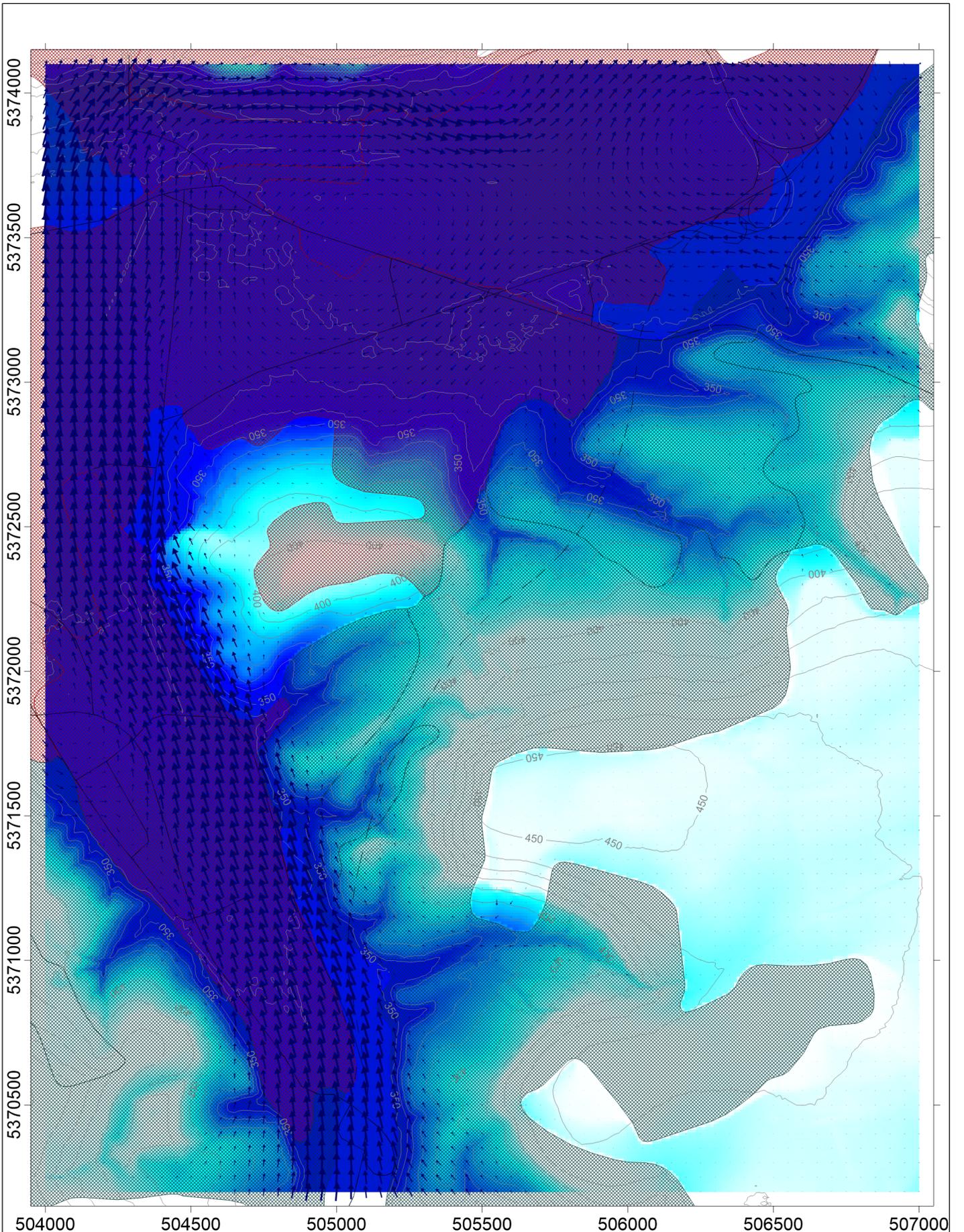
Landnutzung	
 lockere Bebauung	 Freiland
 dichte Bebauung	 Wald
 Gewerbe	 Wasser
 Verkehr	

Kaltluftströmungs- geschwindigkeit	
	2.5 m/s
	2.0 m/s
	1.0 m/s
	Straße Bestand
	Straße geplant

Abb. A5.4 20862-23-01

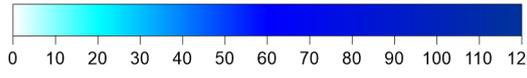
Kaltluftströmungsgeschwindigkeit bei ausgeprägten Kaltluftbedingungen mit Landnutzung im Untersuchungsgebiet für den Bestand

Lohmeyer



Siedlung
 Wald

Kaltluftmächtigkeit in m



**Kaltluftströmungs-
geschwindigkeit**

- 100 m³/(m*s)
- 50 m³/(m*s)
- 25 m³/(m*s)

Straße Bestand
 Straße geplant

Abb. A5.5 20862-23-01
 Kaltluftvolumenstromdichte und Kaltluftmächtigkeit bei ausgeprägten Kaltluftbedingungen mit Landnutzung im Untersuchungsgebiet für den Bestand

