

TEXTE

68/2019

Urbane NO₂- und PM₁₀- Konzentrationen: Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität

Abschlussbericht

TEXTE 68/2019

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3715 51 200 0
UBA-FB 002522

Urbane NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen: Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität

von

Florian Pfäfflin, Volker Diegmann, Dr. Lina Neunhäuserer, Dr. Eberhard Reimer,
Dr. Rainer Stern
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

IVU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Str. 2
79110 Freiburg

Abschlussdatum:

Mai 2017

Redaktion:

Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung
Stephan Nordmann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2019

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Ziel des Projekts war die Erarbeitung erster Bausteine für eine neue Strategie zur Beurteilung der Luftqualität und der Exposition, die auf Gebietsmittelwerten oder Häufigkeitsverteilungen von Konzentrationen anstatt auf einzelnen Punktmessungen basieren könnte. Dazu wurden für drei Städte in Deutschland mit dem chemischen Transportmodell (CTM) REM-CALGRID (RCG) jeweils in drei räumlichen Auflösungen NO₂- und PM₁₀-Konzentrationsfelder berechnet und Verteilungen hinsichtlich der Exposition erstellt. Da sich in Städten innerhalb einer CTM-Gitterzelle hohe Variationen in der Belastung finden, die wiederum einen großen Einfluss auf die Exposition haben, wurden exemplarisch die Belastungen innerhalb ausgewählter CTM-Gitterzellen von ca. 500 x 500 m² mit einem Mikroskala-Modell berechnet. Für die CTM-Modellskalen und die Mikroskala wurden Flächenmittelwerte und Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte ermittelt und vergleichend ausgewertet.

Die CTM-Modellierungen zeigen, dass eine räumliche Auflösung von 7 x 8 km² es zwar erlaubt, Signale von Städten in den Konzentrationsfeldern zu erzeugen, dabei jedoch die Luftqualität nur sehr grob abgebildet werden kann. Mit erhöhter Auflösung wird die Immissionsstruktur deutlich differenzierter und die maximal auftretenden Konzentrationen steigen an. Um die in städtischen Gebieten beobachteten urbanen Hintergrundfelder zu erfassen, ist für CTM-Modellierungen eine hohe räumliche Auflösung in der Größenordnung von 1000 bis 500 m erforderlich. Hinsichtlich der Exposition kann dies zu deutlich mehr von hohen Konzentrationen Betroffenen führen.

Zwischen CTM-Ergebnissen und Häufigkeitsverteilungen kleinräumiger Konzentrationen wurden indicative Zusammenhänge abgeleitet und so erste Bausteine für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität entwickelt.

Abstract

The project was aiming at the development of first elements for a new strategy to assess air quality and exposure based on average values for areas or frequency distributions instead of point measurements. Thus, NO₂- and PM₁₀-concentration fields were calculated for three cities in Germany in three spatial resolutions using the chemical transport model (CTM) REM-CALGRID (RCG). Within cities, there are huge variations of concentrations within one CTM grid cell of ca. 500 x 500 m² having a strong influence on exposure. Exemplary concentration distributions within selected CTM grid cells were calculated in high spatial resolution using a microscale model. Average values and frequency distributions of concentrations were calculated for the scales of the CTM and the microscale modelling domains and comparatively analyzed.

CTM modelling shows that cities do generate a signal in concentration fields with a spatial resolutions of 7 x 8 km². However, air quality is only coarsely represented. With increasing spatial resolution, the spatial distribution of concentrations is considerably differentiated and maximum concentrations increase. A high spatial resolution of around 1000 to 500 m is necessary for CTM modelling to capture the observed structure of urban background concentrations. With respect to exposure, this might lead to substantial increases of people affected by higher concentration levels.

Indicative relationships between CTM results and frequency distributions of small scale concentration values could be derived. Thus, first elements have been developed for a new strategy to assess air quality.

Danksagung

Herzlich gedankt sei

- ▶ der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin,
- ▶ der zentralen Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe (ZUS LLG) des staatlichen Gewerbeaufsichtsamts Hildesheim und
- ▶ der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)

für die Freigabe und Bereitstellung ihrer Daten für das hier beschriebene Projekt und die gute Zusammenarbeit.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis und Glossar	12
Zusammenfassung	15
Summary	24
1 Einführung und Vorgehensweise	33
2 Methoden	35
2.1 Ausbreitungsrechnungen	35
2.1.1 CTM-Modellierung mit RCG	35
2.1.2 Mikroskalige Detailmodellierung	38
2.1.2.1 Strömungsmodellierung mit MISKAM	38
2.1.2.2 Ausbreitungsmodellierung mit LASAT	39
2.1.2.3 Gesamtbelastung	40
2.2 Auswertung	40
3 Untersuchungsgebiete	42
3.1 Auswahl der Städte	42
3.2 CTM-Modellierung	42
3.3 Mikroskala	44
3.4 Skalenübergang und Randeffekte	47
4 Eingangsdaten	51
4.1 Topographie	51
4.2 Landnutzung	51
4.3 Emissionen	51
4.3.1 Emissionen innerhalb der Bundesländer Berlin, Niedersachsen und Baden- Württemberg	51
4.3.2 Emissionen außerhalb der Bundesländer	52
4.3.3 Erstellung der stadtspezifischen Emissionsdatensätze	52
4.3.4 Prognose 2020	53
4.3.5 Emissionen Mikroskala	53
4.4 Gebäude	53
4.5 Meteorologie	54
5 Ergebnisse und Diskussion	56
5.1 CTM-Modellierung für Stadtgebiete	56
5.1.1 Konzentrationsfelder	56

5.1.1.1	Berlin	56
5.1.1.2	Hannover	58
5.1.1.3	Karlsruhe	60
5.1.2	Horizontalschnitte durch die Stadtgebiete	64
5.1.3	Qualitätssicherung	67
5.1.3.1	Vergleich berechneter und beobachteter Jahresmittelwerte	67
5.1.3.2	FAIRMODE Delta-Tool	71
5.1.4	Häufigkeitsverteilungen	76
5.1.4.1	Auswahl der auszuwertenden Gitterzellen	76
5.1.4.2	Häufigkeitsverteilungen	77
5.1.5	Vergleichende Betrachtung der Konzentrationsbereiche.....	91
5.1.6	Prognose 2020 für Berlin.....	93
5.1.6.1	Überblick	93
5.1.6.2	Konzentrationsfelder für die Berlin-Prognose 2020	94
5.1.6.3	Häufigkeitsverteilungen für die Berlin-Prognose 2020	100
5.2	Mikroskalige Detailmodellierung.....	105
5.2.1	Konzentrationsfelder.....	105
5.2.2	Vergleich mit Messwerten	119
5.2.3	Häufigkeitsverteilungen	121
5.3	Vergleich der CTM- und Mikroskala-Ergebnisse.....	127
6	Schlussfolgerung und Ausblick	134
7	Quellenverzeichnis.....	136

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Belastungsregime im urbanen Raum.....	33
Abbildung 3-1:	RCG-Modellgebiete.....	43
Abbildung 3-2:	Untersuchungsgebiet Berlin	45
Abbildung 3-3:	Untersuchungsgebiet Hannover	46
Abbildung 3-4:	Untersuchungsgebiet Karlsruhe	47
Abbildung 3-5:	Zusammenfassende Darstellung zu Randeffekten	50
Abbildung 5-1:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin.....	57
Abbildung 5-2:	PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin.....	58
Abbildung 5-3:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover	59
Abbildung 5-4:	PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover	60
Abbildung 5-5:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe.....	62
Abbildung 5-6:	PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe.....	63
Abbildung 5-7:	NO ₂ -Horizontalschnitte in Berlin, Hannover und Karlsruhe	65
Abbildung 5-8:	PM10-Horizontalschnitte in Berlin, Hannover und Karlsruhe	66
Abbildung 5-9:	Regression NO ₂ -Modellergebnisse gegen Messwerte in Berlin	68
Abbildung 5-10:	Regression PM10-Modellergebnisse gegen Messwerte in Berlin	69
Abbildung 5-11:	Vergleich der gemessenen und berechneten NO ₂ -Jahresmittelwerte an den städtischen Hintergrundstationen Berlin, Hannover und Karlsruhe.....	70
Abbildung 5-12:	Vergleich der gemessenen und berechneten PM10-Jahresmittelwerte an den städtischen Hintergrundstationen Berlin, Hannover und Karlsruhe.....	71
Abbildung 5-13:	Benchmark-Report der DELTA-Tool-Auswertung für die RCG-Modellergebnisse für NO ₂ in Berlin 2010	74
Abbildung 5-14:	Benchmark-Report der DELTA-Tool-Auswertung für die RCG-Modellergebnisse für PM10 in Berlin 2010	75
Abbildung 5-15:	Gitterzellen der 500 m-Auflösung, die bei der Erstellung der Häufigkeitsverteilungen berücksichtigt wurden.....	77
Abbildung 5-16:	Häufigkeitsverteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin	79
Abbildung 5-17:	Summenhäufigkeit der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin	80
Abbildung 5-18:	Häufigkeitsverteilung der PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin	81
Abbildung 5-19:	Summenhäufigkeit der PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin	82

Abbildung 5-20:	Häufigkeitsverteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover.....	83
Abbildung 5-21:	Summenhäufigkeit der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover.....	84
Abbildung 5-22:	Häufigkeitsverteilung der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover.....	85
Abbildung 5-23:	Summenhäufigkeit der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover.....	86
Abbildung 5-24:	Häufigkeitsverteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe	87
Abbildung 5-25:	Summenhäufigkeit der NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe	88
Abbildung 5-26:	Häufigkeitsverteilung der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe	89
Abbildung 5-27:	Summenhäufigkeit der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe	90
Abbildung 5-28:	Boxplots NO ₂ -Mittelwerte der RCG-Modellierung	92
Abbildung 5-29:	Boxplots PM ₁₀ -Mittelwerte der RCG-Modellierung	93
Abbildung 5-30:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 APS“	95
Abbildung 5-31:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 EWS+“	96
Abbildung 5-32:	PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 APS“	97
Abbildung 5-33:	PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 EWS+“	98
Abbildung 5-34:	Relative Änderung der NO ₂ -Belastung für das Szenario „2020 APS“ gegenüber 2010	99
Abbildung 5-35:	Relative Änderung der PM ₁₀ -Belastung für das Szenario „2020 APS“ gegenüber 2010	99
Abbildung 5-36:	Häufigkeitsverteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte in Berlin 2010, 2020 APS und 2020 EWS+ in 500 m-Auflösung der RCG-Modellierung	101
Abbildung 5-37:	Häufigkeitsverteilung der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte in Berlin 2010, 2020 APS und 2020 EWS+ in 500 m-Auflösung der RCG-Modellierung	102
Abbildung 5-38:	Boxplot NO ₂ -Mittelwerte Berlin in den Szenarien der RCG-Modellierung	103
Abbildung 5-39:	Boxplot PM ₁₀ -Mittelwerte Berlin in den Szenarien der RCG-Modellierung	104

Abbildung 5-40:	NO ₂ -Belastung im Umfeld der Messstation Nansenstraße in Berlin.....	107
Abbildung 5-41:	NO ₂ -Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin.....	108
Abbildung 5-42:	NO ₂ -Belastung im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover	109
Abbildung 5-43:	NO ₂ -Belastung im Umfeld des Passivsammlers Marienstraße in Hannover	110
Abbildung 5-44:	NO ₂ -Belastung im Umfeld der Messstation Reinhold-Frank-Straße in Karlsruhe	111
Abbildung 5-45:	NO ₂ -Belastung im Umfeld des Passivsammlers Kriegsstraße in Karlsruhe.....	112
Abbildung 5-46:	PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Nansenstraße in Berlin.....	114
Abbildung 5-47:	PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin.....	115
Abbildung 5-48:	PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover	116
Abbildung 5-49:	PM10-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Marienstraße in Hannover	117
Abbildung 5-50:	PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Reinhold-Frank-Straße in Karlsruhe	118
Abbildung 5-51:	PM10-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Kriegsstraße in Karlsruhe.....	119
Abbildung 5-52:	NO ₂ -Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messstationen.....	123
Abbildung 5-53:	PM10-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messstationen.....	124
Abbildung 5-54:	NO ₂ -Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messstationen in Hannover ohne Berücksichtigung der Fahrbahnen	126
Abbildung 5-55:	Indikative Zusammenhänge zwischen RCG-Modellwerten und Gebietsmittelwerten der Mikroskala und Flächenanteilen über den RCG-Modellwerten und deren Mittelwert in Abhängigkeit von Fahrbahnanteilen.....	132
Abbildung 5-56:	Indikative Zusammenhänge zwischen RCG-Modellwerten und Gebietsmittelwerten der Mikroskala und Flächenanteilen über den RCG-Modellwerten und deren Mittelwert in Abhängigkeit von Kfz-Emissionen.....	133

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Untersuchungsgebiete der RCG-Modellierung (Urbane Skala)	43
Tabelle 3-2:	RCG-Gebiete	43
Tabelle 5-1:	Landnutzungsklassen für die Häufigkeitsverteilungen	76
Tabelle 5-2:	Vergleich von Messwerten mit der mikroskaligen Modellierung	120
Tabelle 5-3:	Kenngößen der Untersuchungsgebiete und NO ₂ - Konzentrationsverteilungen in der Mikroskala	128

Abkürzungsverzeichnis und Glossar

AKS	s. Ausbreitungsklassenstatistik
APS	Aktuelle Politik Szenario. Szenario für 2020 gemäß UBA (2014), welches bereits beschlossene energie- und klimapolitische Maßnahmen berücksichtigt
Ausbreitungsklassenstatistik	Häufigkeitsverteilung der klassifizierten meteorologischen Größen Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der atmosphärischen Schichtung (Klug/Manier Stabilitätsklassen) nach VDI 3782 Blatt 1 (KRdL, 2009) und Blatt 6 (KRdL, 2015)
Ausbreitungsmodell	Modell zur Berechnung der Konzentrationswerte von in der Luft befindlichen Spurenstoffen in einem Modellgebiet
Bezugsjahr	Jahr, für das die Aussagen einer Modellierung ermittelt werden
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Bundes-Immissionsschutzverordnung)
CTM	Chemisches Transportmodell
diagnostisch	Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei wird ein vorgegebenes Windfeld zur Anpassung an eine Modelltopographie und gegebenenfalls Bebauung solange modifiziert, bis es divergenzfrei, d. h. massenkonsistent ist. Thermische Prozesse werden nicht berücksichtigt.
Emission	Freisetzung von Stoffen, im Allgemeinen Schadstoffen, in die Umwelt, i. d. R. angegeben in Masse pro Zeiteinheit
Emissionskatalog	Zusammenstellung der Emissionen in einem Gebiet mit Angaben zu Art, Menge, räumlicher und zeitlicher Verteilung; häufig aufgeschlüsselt nach Verursachergruppen, z. B. Verkehr, Industrie, Hausbrand u. a.
EU	Europäische Union
Euler'sches Modell	Modellansatz, der die Gleichungen physikalischer Prozesse an ortsfesten Kontrollvolumen (z. B. Rasterzellen in einem Modellgebiet) löst
EWS+	Energiewende-Szenario. Szenario für 2020 gemäß UBA (2014), welches über das APS hinausgehende Klimaschutzmaßnahmen annimmt
FAIRMODE	Forum for air quality modelling in Europe (http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/)
Gesamtbelastung	An einem verkehrlichen Hot-Spot ist die Gesamtbelastung die Summe aus regionalem Hintergrund, urbanem Hintergrund und Zusatzbelastung.
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs; Datenbank mit Informationen zu Flottenzusammensetzungen, Verkehrssituationen und Emissionsfaktoren in Deutschland und weiteren Ländern
Hot-Spot	Durch Luftschadstoffe hoch belasteter Bereich
Immission	Einwirkung der Emissionen auf die Umwelt, i. d. R. als Konzentrationswert angegeben
Konzentration	Angabe über die Menge des betrachteten Stoffes in einer Volumeneinheit Luft, i. d. R. angegeben in Masse/Volumen (z. B. µg/m ³). Kann auch in Anzahl/Anzahl (z. B. ppm) angegeben werden.

Lagrange-Modell	Modellansatz, der die Bewegung von (Schadstoff-)Partikeln entlang der Charakteristik des advektiven Transports beschreibt. Dabei wird der advektive Anteil des Transports berechnet, indem die Bewegung der dem System zugeführten Partikel entlang ihrer jeweiligen Bahnlinie verfolgt wird. Der diffusive Anteil wird über eine Zufallsvariable erfasst. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Partikeln im Modellgebiet. Durch Auszählen der Partikel in einem Raum- und Zeitraster kann aus der Partikelverteilung eine Konzentrationsverteilung errechnet werden.
Mikroskala	Skala, in der atmosphärische Phänomene mit einer räumlichen Ausdehnung von < 10 m bis etwa 1 km betrachtet werden
MISKAM	MISKAM (Mikroskaliges Strömungs- und Ausbreitungsmodell) ist ein dreidimensionales nicht-hydrostatisches numerisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell zur kleinräumigen Berechnung von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen in bebauten Gebieten
Modellgebiet	Gebiet, für das eine Modellrechnung (z. B. Strömungsmodellierung, Ausbreitungsrechnung) durchgeführt wird. Insbesondere bei Detailmodellen i. d. R. größer als das Untersuchungsgebiet
Modellgitter	Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, die flächenhafte Ergebnisse für ein Modellgebiet liefern, verwenden im Allgemeinen ein Gitter, welches das Modellgebiet mit einer bestimmten Auflösung in Gitterzellen unterteilt
Navier-Stokes-Gleichungen	Bewegungsgleichungen der Strömungsmechanik, die die Strömung in newtonischen Flüssigkeiten und Gasen beschreiben
NO	Stickstoffmonoxid
NO₂	Stickstoffdioxid
NO_x	Stickstoffoxide mit den Komponenten NO (Stickstoffmonoxid) und NO ₂
PM10	Partikel, die einen gröbselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
prognostisch	Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei werden die strömungsdynamischen Grundgleichungen (Energie-, Masse- und Impulserhaltung) mit unterschiedlichen Vereinfachungen verwendet. Thermische und dynamische Prozesse können berücksichtigt werden. Prognostische Modelle sind deutlich rechenzeit- aufwändiger als diagnostische Modelle.
RANS	Reynolds-Averaged-Navier-Stokes. Numerisches Simulationsverfahren zur Approximation turbulenter Strömungen als Vereinfachung der Navier-Stokes-Gleichungen
RCG	REM-CALGRID (RCG), Dreidimensionales chemisches Transportmodell
Skala	Räumliche und / oder zeitliche Ausdehnung, z. B. bei der Charakterisierung von Prozessen oder Modellanwendungen
Strömungsmodell	Modell zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern in einem Modellgebiet
Topographie	Darstellung des Reliefs (Orographie) und der Beschaffenheit (Landnutzung) der Erdoberfläche eines Gebiets
TRAMPER	Tropospheric Realtime Applied Meteorological Procedures for Environmental Research
UBA	Umweltbundesamt

Untersuchungsgebiet	Gebiet, das zu untersuchen ist bzw. für das Modellergebnisse ausgewertet werden. Insbesondere bei mikroskaligen Modellen i. d. R. kleiner als das Modellgebiet.
Vorbelastung	Immissionsbelastung, die aus Emissionen resultiert, die bei der lokalen Ausbreitungsrechnung nicht explizit berücksichtigt wurden. Als alternativer Begriff wird für Vorbelastung häufig auch Gesamthintergrundniveau verwendet.
Windfeldmodell	s. Strömungsmodell
Zeitreihe	Zeitabhängige Folge von Datenpunkten einer bestimmten Größe (z. B. Temperatur, DTV, NO ₂ -Konzentration)
Zusatzbelastung	Immissionsbelastung, die aus den bei einer Ausbreitungsrechnung explizit berücksichtigten Emissionen resultiert. Wird i. d. R. nur für Berechnungen mit Screening- und mikroskaligen Detailmodellen verwendet.

Zusammenfassung

Einführung

Die Beurteilung der Luftqualität erfolgt entsprechend der europäischen Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG meist anhand von Punktmessungen, deren Repräsentativität im urbanen Raum oft unklar ist und damit die Abschätzung der Exposition der Bevölkerung schwierig macht. Die Beurteilung der Luftqualität mit Gebietsmittelwerten der Schadstoffkonzentration aus Modellen anstatt auf Basis von Punktmessungen erlaubt es hingegen, die Exposition der Bevölkerung im urbanen Raum räumlich zu erfassen.

Um zu flächendeckenden Aussagen der Luftbelastung für ganze Städte oder Länder zu kommen, werden Konzentrationsfelder aus Messwerten abgeleitet, mit chemischen Transportmodellen (CTM) berechnet oder Mess- und Modellwerte mit Assimilationstechniken kombiniert. Da die Anzahl von Messstationen begrenzt ist und es in Städten meist nur wenige Messstationen gibt, sind insbesondere im urbanen Raum Konzentrationsverteilungen – und in der Folge auch Expositionsabschätzungen – in hohem Maße von der räumlichen Auflösung der Modellwerte abhängig.

Im vorliegenden Projekt wurden daher mit einer Kombination von unterschiedlichen Modellansätzen die Häufigkeitsverteilungen von Konzentrationen skalenabhängig für NO₂ und PM₁₀ untersucht. Dafür wurden für drei Städte in Deutschland (Berlin mit ca. 3.5 Mio. Einwohnern, Hannover mit ca. 0.5 Mio. Einwohnern und Karlsruhe mit ca. 0.3 Mio. Einwohnern) Simulationen mit einem CTM in verschiedenen Skalen bis zu einer Auflösung von ca. 500 x 500 m² mit mikroskaligen Rechnungen für einzelne ausgewählte CTM-Gitterzellen kombiniert. Die verschiedenen Gebietsmittelwerte und Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte wurden vergleichend ausgewertet, um Grundlagen für eine verfeinerte flächendeckende Expositionsabschätzung im urbanen Raum im Rahmen einer neuen Strategie der Beurteilung der Luftqualität bezüglich NO₂ und PM₁₀ zu erhalten.

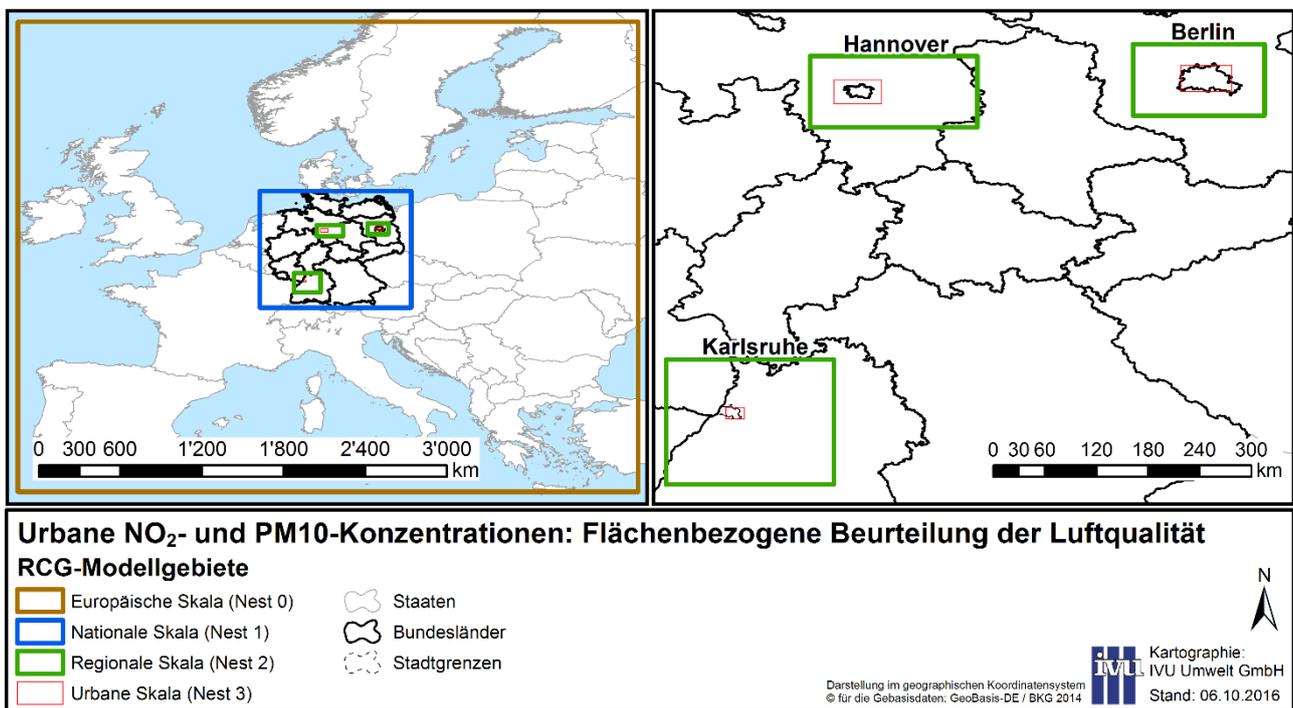
Bei der Auswahl der betrachteten Städte war zunächst die Datenverfügbarkeit und das Vorhandensein von Messstationen entscheidend. Zudem wurde darauf geachtet, dass die lufthygienische Situation dort nicht stark durch Besonderheiten ihrer räumlichen Lage (z. B. Kessellage) geprägt ist und sie nicht direkt an einer Grenze liegen, an der sich durch unterschiedliche Zuständigkeiten wichtige Parameter der Emissionskataster (Methodik, räumliche Auflösung, Bezugsjahr, ...) ändern, die möglicherweise die räumlichen Konzentrationsverteilungen im jeweiligen Stadtgebiet beeinflussen.

CTM-Modellierung für Stadtgebiete

Im ersten Projektteil wurde ein CTM für die drei Städte in verschiedenen Berechnungsskalen angewendet, um den Einfluss der Gitterauflösung der CTM-Berechnung auf die Exposition bis hinunter zu einer Auflösung von ca. 500 x 500 m² zu untersuchen. Als Modell kam das dreidimensionale chemische Transportmodell REM/CALGRID (RCG) zum Einsatz. RCG wird zur Bestimmung der Luftqualität in der europaweiten und der nationalen Raumskala in einer Auflösung von ca. 15 x 15 km² und in der urbanen Raumskala bis zu einer Auflösung von ca. 1 x 1 km² und darunter verwendet. Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte im vorliegenden Projekt in den 4 Skalen, die in Abbildung I dargestellt sind:

- ▶ europäische Skala in einer Auflösung von ca. 28 x 32 km² (Modellgebiet Nest 0),
- ▶ nationale Skala in einer Auflösung von ca. 7 x 8 km² (Deutschland, Modellgebiet Nest 1),
- ▶ regionale Skala in einer Auflösung von ca. 2 x 2 km² (weitere Umgebung des eigentlichen städtischen Modellgebiets, Modellgebiet Nest 2) und
- ▶ urbane Skala mit hoher Auflösung von ca. 450 x 500 m² (Stadt und nähere Umgebung, RCG-Untersuchungsgebiet Nest 3).

Abbildung I: RCG-Modellgebiete



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

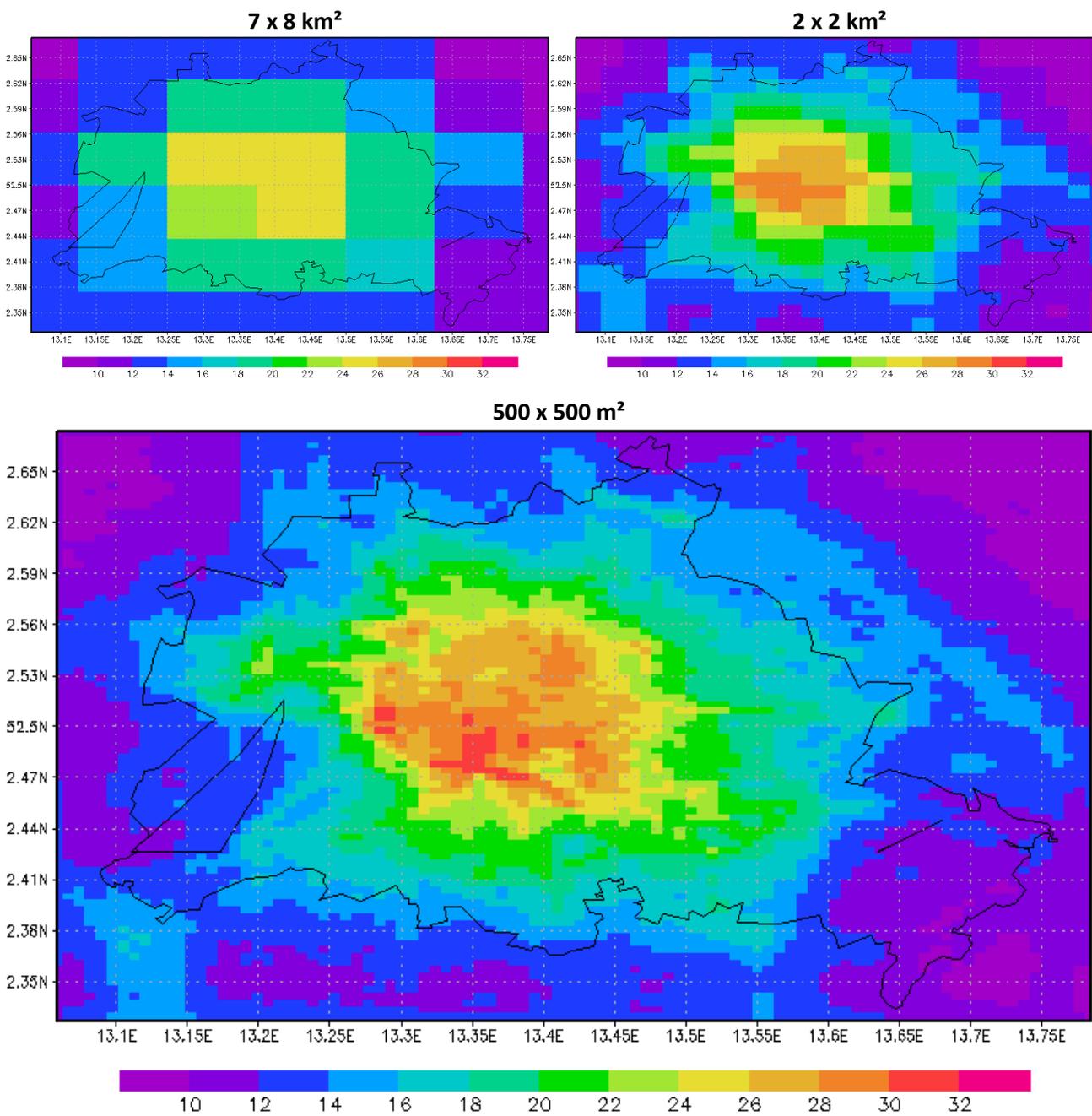
Die europaweite Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die nationale Skala (Nest 1) und diese wiederum die Hintergrundkonzentrationen für die regionale Skala mit 2 km-Auflösung (Nest 2). Die Randbedingungen für die hoch aufgelösten städtischen Rechnungen (Nest 3) werden dann aus den Ergebnissen für Nest 2 abgeleitet („one-way-nesting“). In allen vier betrachteten Skalen wurden innerhalb der Bereiche der jeweiligen städtischen Modellgebiete identische Emissionsmengen benutzt. Die europaweiten Berechnungen wurden nur eingeschränkt ausgewertet, da die Maschenweite von circa 30 km nicht für urbane Ausbreitungsrechnungen geeignet ist.

Die Aufbereitung der meteorologischen Daten und die Erstellung der Eingangsfelder für die Ausbreitungsrechnung erfolgte mit dem auf Beobachtungen beruhenden meteorologischen Analysesystem TRAMPER.

Die rechnerische Bestimmung der Beiträge von bestimmten Emittentengruppen zu den NO₂- und PM₁₀-Immissionen erfordert die Anwendung eines chemischen Transportmodells, da NO₂ überwiegend über chemische Prozesse gebildet wird. Auch die PM₁₀-Immission wird nicht nur durch die direkten PM₁₀-Emissionen verursacht, sondern zu einem großen Teil durch die sekundäre Aerosolbildung, in der aus gasförmigen Vorläuferstoffen wie NO₂, SO₂ und NH₃ sekundäre Partikel wie Sulfat, Nitrat und Ammonium entstehen. Das RCG-Modell berechnet die Konzentration von Schadstoffen in einem dreidimensionalen Gitter in Abhängigkeit von der Emission, von physikalischen und chemischen Prozessen während des Transportvorgangs in der Atmosphäre sowie von meteorologischen und topographischen Einflüssen. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgt in den Gitterzellen auf Stundenbasis für ein ganzes Jahr. Das RCG-Modell betrachtet alle in den EU-Richtlinien für Luftqualität festgelegten Schadstoffe, wie z. B. Feinstaub, Stickstoffoxide oder Ozon.

Für die drei Städte wurden so Konzentrationsfelder in den drei räumlichen Auflösungen von ca. 7 x 8 km², 2 x 2 km² und 500 x 500 m² für jeweils ein Jahr in stündlicher Auflösung berechnet. Die daraus abgeleiteten Jahresmittelwerte sind in Abbildung II beispielhaft für NO₂ für Berlin dargestellt.

Abbildung II: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Übereinstimmend in allen Städten zeigt sich, dass insbesondere kleinere Städte wie Hannover oder Karlsruhe in einer Auflösung von ca. 7 x 8 km² nur als schwaches Signal in den Konzentrationsfeldern zu erkennen sind. Erst ab einer Auflösung von circa 2 x 2 km² bilden sich die stadt-spezifischen NO_x-Emissionsstrukturen in der berechneten NO₂-Konzentrationsverteilung deutlicher ab. Eine detaillierte Konzentrationsverteilung mit hohen Immissionen im Einflussbereich der Emissionsschwerpunkte ergibt sich aber erst für die höchste Auflösung (Maschenweite ca. 500 m). Die in den Stadtgebieten berechneten Konzentrationsmaxima steigen mit abnehmender Maschenweite deutlich an.

Die berechneten PM₁₀-Konzentrationsgradienten sind in allen Städten sehr viel geringer als bei NO₂, da bei PM₁₀ ein großer Teil aus dem Ferntransport stammt und das PM₁₀-Feld daher weniger von den lokalen Emissionsstrukturen bestimmt wird. Auch die Unterschiede zwischen den Skalen sind

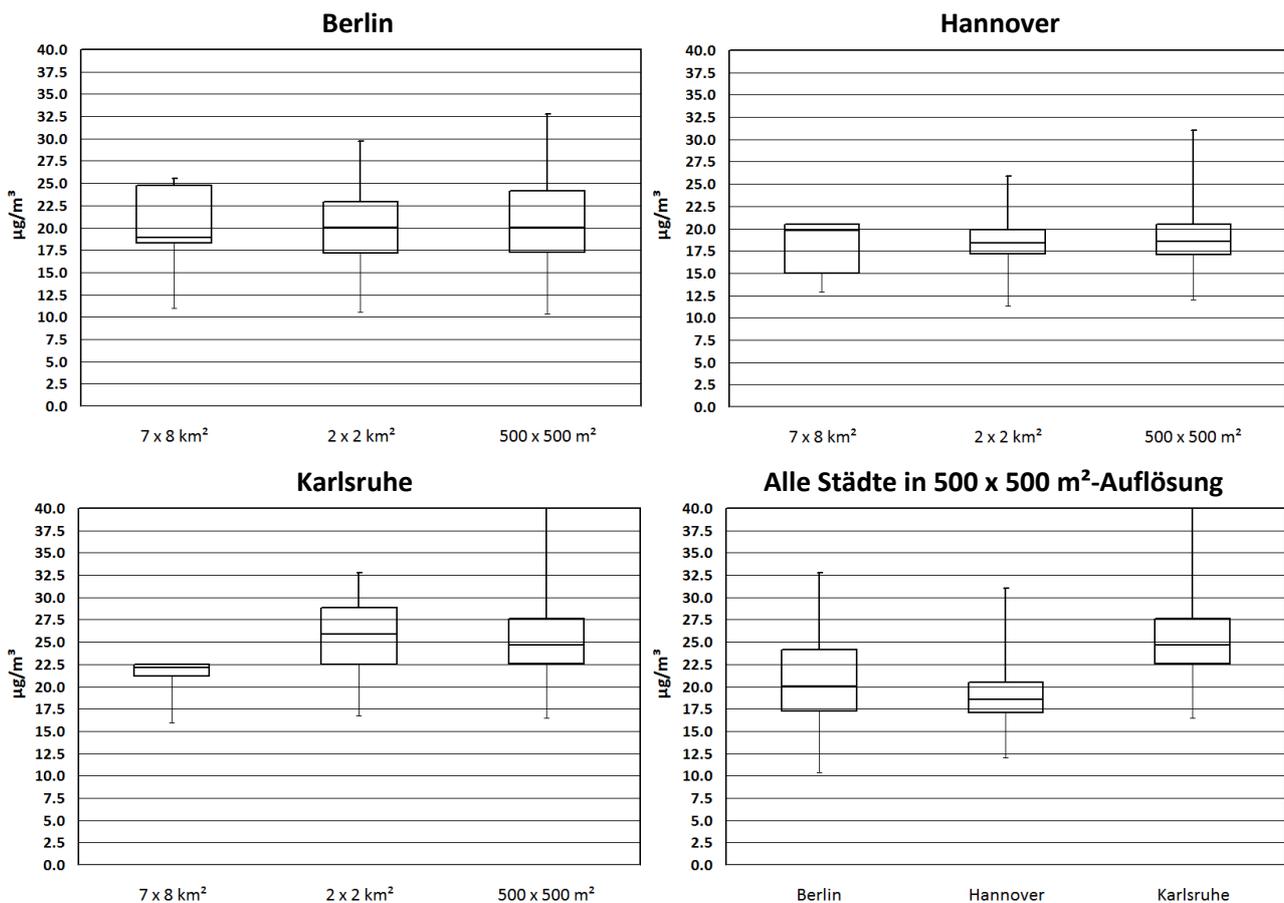
dementsprechend geringer. Aber auch bei PM₁₀ steigen die berechneten Konzentrationsmaxima im Bereich der Emissionsschwerpunkte mit abnehmender Maschenweite an.

Mit erhöhter Auflösung wird die Immissionsstruktur also deutlich differenzierter und die maximal auftretenden Konzentrationen steigen schrittweise an. Hinsichtlich der Exposition kann dies zu deutlich mehr von hohen Konzentrationen Betroffenen führen.

Aus den RCG-Konzentrationsfeldern wurden im Hinblick auf eine Expositionsabschätzung Verteilungen der für die jeweilige Stadtfläche berechneten Jahresmittelwerte in Konzentrationsklassen von 1 µg/m³ bestimmt und vergleichend gegenübergestellt. Dabei wurden nur die Bereiche der Untersuchungsgebiete ausgewertet, in denen Menschen wohnen bzw. sich potentiell länger aufhalten. Flächen größerer Wälder oder Seen wurden z. B. nicht in die Betrachtung einbezogen. Die Auswahl der Gitterzellen, für die die Häufigkeitsverteilungen erstellt wurden, erfolgte auf Basis der Nutzungsklassen der CORINE-Landnutzungsdaten.

Die Verteilungen der Auftrittshäufigkeiten von NO₂ und PM₁₀-Jahresmittelwerten unterscheiden sich von Stadt zu Stadt, da die Städte sich sowohl in der Ausdehnung als auch in der Emissionsverteilung und nicht zuletzt in den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen stark unterscheiden. Hannover liefert insbesondere bei PM₁₀, aber auch bei NO₂, eine zu den niedrigeren Klassen verschobene Verteilung. Höhere Konzentrationen treten nur in wenigen Gitterzellen mit erhöhten Emissionen auf. Eine Ursache der niedrigeren Konzentrationen dürften auch die im Vergleich zu den anderen Städten höheren Windgeschwindigkeiten in der norddeutschen Tiefebene sein. Berlin liefert die gleichmäßigste Verteilung, was mit der im Vergleich zu den anderen beiden Städten sehr viel größeren Ausdehnung zusammenhängt. Im Stadtgebiet Karlsruhe werden die höchsten NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen berechnet, aber nur in wenigen Gitterzellen. Auch hier dürften die eher windschwachen meteorologischen Bedingungen in der Rheinebene eine Rolle spielen. Übereinstimmend in allen Städten treten die hohen Konzentrationsbereiche hauptsächlich in der Rechnung mit der Auflösung 500 x 500 m² auf. In Abbildung III ist dies zusammenfassend in Form von Boxplots für NO₂ dargestellt.

Abbildung III: Boxplots NO₂-Mittelwerte der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Ein räumlich differenzierender Vergleich mit Messungen konnte nur für das Untersuchungsgebiet Berlin vorgenommen werden, da nur dort mehrere über die Stadt verteilte Hintergrundstationen existieren. Der Vergleich der modellierten mit den beobachteten NO₂-Jahresmittelwerten an städtischen Hintergrundstationen in Berlin zeigt, dass das urbane Signal in einer Maschenweite von circa 28 x 32 km² (Europa-Skala) nicht annähernd aufgelöst werden kann. Ab der Maschenweite 7 x 8 km² wird der bei einer großen Stadt wie Berlin beobachtete Konzentrationsanstieg vom Stadtrand zum Stadtzentrum von der Rechnung reproduziert. Die hohen Konzentrationen im Stadtzentrum werden aber unterschätzt. Erst ab einer Maschenweite von 2 km werden die beobachteten Konzentrationen im Stadtzentrum von der Rechnung in der richtigen Höhe reproduziert. Ähnliches gilt auch für den Vergleich der beobachteten und gemessenen PM10-Jahresmittelwerte. Auch hier findet man in den berechneten Jahresmittelwerten einen zunehmenden Konzentrationsanstieg vom Stadtrand zum Stadtzentrum mit abnehmender Maschenweite. Im Gegensatz zu NO₂ werden die PM10-Jahresmittelwerte aber in allen Skalen systematisch unterschätzt, was auf eine Unterschätzung des in Berlin wichtigen PM10-Beitrags aus dem Ferntransport und/oder der lokalen PM10-Quellen hinweist. Da sich im CTM-Modellgebiet für Berlin mehrere Hintergrund-Messstationen befinden, konnte eine Qualitätssicherung der Modellierung mit dem FAIRMODE DELTA-Tool erfolgen. Diese ergab, dass die RCG-Modellergebnisse für Berlin die Qualitätsziele des FAIRMODE DELTA-Tools im Benchmark-Modus für stündliche Modellierung einhalten.

In den Städten Hannover und Karlsruhe konnten nur die RCG-Ergebnisse an jeweils einer Hintergrundstation mit vorliegenden Messungen verglichen werden. Wie schon in Berlin, wird der an der jeweiligen städtischen Hintergrundstation gemessene NO₂-Jahresmittelwert in den Auflösungen 2 x 2

km² und 500 x 500 m² gut reproduziert. Auch in Hannover und Karlsruhe kommt es zu einer Unterschätzung der an der Hintergrundstation beobachteten PM₁₀-Jahresmittelwerte.

Mikroskalige Modellierung

Eine CTM-Gitterzelle von ca. 500 x 500 m² ist nach den Auswertungen ausreichend, um die in einem Stadtgebiet beobachteten Hintergrundkonzentrationen angemessen abzubilden. Gibt es innerhalb einer Zelle aber starke Emissionsgradienten, wie sie z. B. durch stark befahrene Straßen verursacht werden, kann es zu hohen räumlichen Variationen der Belastung kommen, die ihrerseits einen großen Einfluss auf die Exposition haben. Eine angemessene Betrachtung solcher Belastungsfelder erfordert den Einsatz mikroskaliger Modelle, mit denen Konzentrationsverteilungen in hoher räumlicher Auflösung erstellt werden können. Allerdings ist der Aufwand solcher Modellierungen hoch.

Im zweiten Teil des Projekts wurden daher exemplarisch die NO₂- und PM₁₀-Belastung im Umfeld (ca. 500 x 500 m²) von je zwei innerstädtischen Messstationen in den drei Städten mit einem Mikroskala-Modell berechnet und ausgewertet. Eine betrachtete Messstation in Berlin ist eine städtische Hintergrundstation, die anderen fünf sind Verkehrsmessstationen. Im Einzelnen sind es

- ▶ Berlin, Nansenstraße (städtische Hintergrundstation DEBE034),
- ▶ Berlin, Karl-Marx-Straße (Verkehrsstation DEBE064),
- ▶ Hannover, Göttinger Straße (Verkehrsstation DENI048),
- ▶ Hannover, Marienstraße (Passivsammler Verkehr DENI152),
- ▶ Karlsruhe, Reinhold-Frank-Straße (Verkehrsstation DEBW080) und
- ▶ Karlsruhe, Kriegsstraße (Passivsammler Verkehr DEBW126).

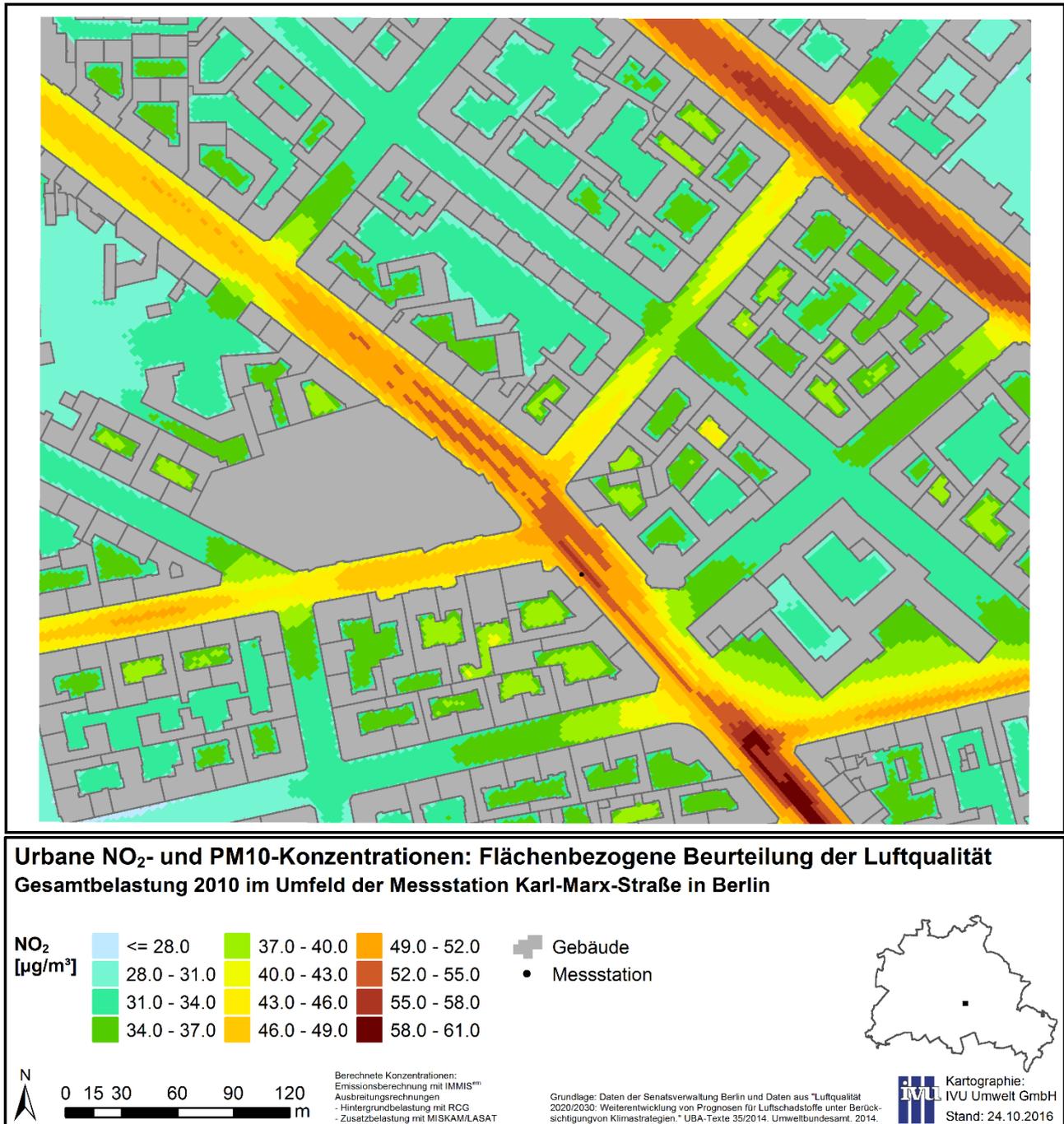
Die mikroskaligen Berechnungen erfolgten mit einer Kopplung des RANS-Modells MISCAM für die Strömungsmodellierung mit dem Lagrange'schen Partikelmodell LASAT für die Transportmodellierung. Der meteorologische Antrieb erfolgte mit den Daten, die auch für die CTM-Modellierung verwendet wurden.

Die horizontale Auflösung beträgt äquidistant im ganzen Modellgebiet 2.2 x 2.2 m². Die Ergebnisse wurden in der Schicht in 1.5 - 2.2 m Höhe ausgewertet. Für die Modellierung wurden die Modellgebiete so gedreht, dass die Straßenachsen bzw. Häuserfluchten der jeweiligen Straße mit der Messstation parallel zu den Gitterkanten ausgerichtet sind. Um Randeffekte an den Grenzen der Untersuchungsgebiete der Mikroskala zu vermeiden, wurden die Untersuchungsgebiete an allen Rändern um mindestens 300 m erweitert. In der mikroskaligen Ausbreitungsrechnung wurden in den Modellgebieten alle bekannten Emittenten der Quellgruppen Straßenverkehr und Hausbrand berücksichtigt.

In der mikroskaligen Modellierung wird zunächst nur die Zusatzbelastung berechnet, die sich aus den in der Modellierung explizit berücksichtigten Quellen ergibt. Zur Ermittlung der Gesamtbelastung muss diese mit der Hintergrundbelastung kombiniert werden. Die Hintergrundbelastung ist im vorliegenden Fall das Modellergebnis der CTM-Modellierung für die entsprechende Gitterzelle. Um die in der mikroskaligen Modellierung explizit berücksichtigten Quellen nicht doppelt abzubilden, wurde für jede der sechs mikroskaligen Berechnungen jeweils ein zusätzlicher Rechenlauf mit RCG durchgeführt, bei dem die Emissionen der in der mikroskaligen Berechnung berücksichtigten Quellen zu Null gesetzt wurden. Für PM₁₀ ergibt sich die Gesamtbelastung als einfache Addition der Ergebnisse der Mikroskala und der CTM-Läufe ohne Berücksichtigung der in der Mikroskala verwendeten Emissionen. Die Ermittlung der Gesamtbelastung von NO₂ im quellen nahen Bereich ist modelltechnisch schwierig, denn NO₂ ist ein chemisch reaktiver Stoff, der in der Atmosphäre einer Reihe von Reaktionen mit unterschiedlichen Stoffen unterliegt. Die für mikroskalige Modellierung eingesetzten Modelle wie LASAT berechnen in der Regel NO_x und nicht NO₂. Dies ist u. a. darin begründet, dass die Abbildung der Komplexität der gesamten photochemischen Prozesse im Straßenraum, insbesondere im Hinblick einer operationellen Modellierung, nicht wirklich erforderlich ist, da der NO-NO₂-Ozon-Zyklus sehr schnell

abläuft. Die Ermittlung der NO₂-Belastung erfolgt für die Mikroskala daher im Nachgang zur Ausbreitungsmodellierung auf Basis der berechneten NO_x-Werte und einer diesen photochemischen Zyklus beschreibenden Parametrisierung. Ein Vergleich der für die Orte der Messstationen modellierten Werte zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten. Abbildung IV zeigt beispielhaft die modellierte NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin.

Abbildung IV: NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

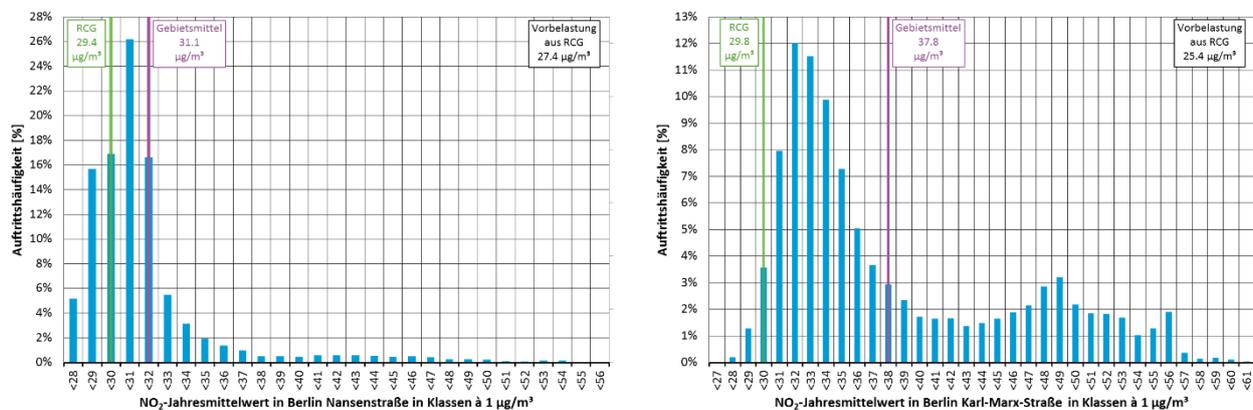
Für NO₂ und PM₁₀ wurden aus den Konzentrationsfeldern der Mikroskala ebenfalls Gebietsmittelwerte und Verteilungen der Fläche auf Konzentrationsklassen in Intervallen von 1 µg/m³ bestimmt und den Ergebnissen der CTM-Modellierung vergleichend gegenübergestellt.

Ergebnisse

Aus den mikroskaligen Ergebnissen für NO₂ wird deutlich, dass sich die Häufigkeitsverteilungen und die Kennwerte im Untersuchungsgebiet um die Hintergrundstation von denen der Untersuchungsgebiete um die fünf Verkehrsstationen unterscheiden. Bei der Hintergrundstation liegen Gebietsmittelwert, häufigster Wert, Median und CTM-Wert sehr nah beieinander. Für den Bereich um die Hintergrundstation kann damit der CTM-Wert als gute Abbildung der Konzentrationsverteilung angesehen werden, und es muss nur bei wenigen Zellen von signifikant höheren Konzentrationswerten ausgegangen werden.

Bei den fünf Verteilungsfunktionen der Untersuchungsgebiete um die Verkehrsstationen kann eine strukturelle Ähnlichkeit der Verteilungen festgestellt werden. Trotz der Schiefe der Verteilungen, liegt der Median im Mittel nur 12 % über dem Gebietsmittelwert. Jeweils etwa 3/5 der Flächen weisen Konzentrationswerte unter dem Gebietsmittelwert auf. Bei etwa 1/10 der Flächen entsprechen sie dem Gebietsmittelwert und bei etwa 1/3 liegen sie darüber. Die Gebietsmittelwerte liegen im Mittel 25 % über den jeweiligen CTM-Werten. Die dabei auftretende große Bandbreite macht deutlich, dass eine generalisierte Ableitung von kleinräumigen Häufigkeitsverteilungen für innerstädtische CTM-Gitterzellkonzentrationen nicht einfach ist. Hinsichtlich der Flächenanteile mit Konzentrationswerten unter, gleich und über dem zugehörigen CTM-Wert lassen sich jedoch gewisse Strukturen ausmachen. So weisen im Mittel etwa 1/10 der Gitterzellen Konzentrationswerte kleiner als der CTM-Wert auf, etwa 1/4 entsprechen ihm und etwa 2/3 liegen darüber. Betrachtet man im Weiteren den Konzentrationsmittelwert aller Gitterzellen, die über dem jeweiligen CTM-Wert liegen, so sind diese im Mittel ca. 1/3 höher als der CTM-Wert. Abbildung V zeigt beispielhaft die NO₂-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Hintergrundmessstation Nansenstraße und der Verkehrsmessstation Karl-Marx-Straße in Berlin

Abbildung V: NO₂-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Hintergrundmessstationen Nansenstraße und der Verkehrsmessstation Karl-Marx-Straße in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Die hier erarbeiteten Ergebnisse können als erste Bausteine für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität betrachtet werden, die auf einer Beurteilung der Luftqualität anhand von Gebietsmittelwerten oder Häufigkeitsverteilungen von Konzentrationen anstatt auf einzelnen Punktmessungen basieren könnte. Es wurde gezeigt, dass zur Erfassung der in städtischen Gebieten beobachteten urbanen Hintergrundfelder mit Hilfe von CTM-Modellierungen eine hohe räumliche Auflösung in der Größenordnung von 1000 bis 500 m erforderlich ist. Weiterhin wurde versucht, Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen hoch aufgelösten CTM-Modellierungen und mikroskaliger Modellierungen abzuleiten. Solche Zusammenhänge können dann die Grundlage für eine verfeinerte flächendeckende Expositionsabschätzung im urbanen Raum bilden, die ohne aufwendige mikroskalige Berechnungen auskommen kann.

Auch wenn sich Eigenschaften der Häufigkeitsverteilungen ähneln und deren Kenngrößen bzgl. der jeweiligen Gebietsmittelwerte eine gewisse Homogenität aufweisen, zeigt sich bei der Verwendung der CTM-Werte als Bezugsgröße eine größere Variation. Indikativ lassen sich unter Nutzung des Anteils der Fahrbahnflächen oder der Kfz-Emissionen zwar Zusammenhänge zwischen dem CTM-Wert und Häufigkeitsverteilungen kleinräumiger Konzentrationswerte ableiten. Allerdings muss klar betont werden, dass ein verlässlicher funktionaler Zusammenhang zwischen dem CTM-Wert für eine urbane Zelle und den in dieser Zelle mit mikroskaligen Modellansätzen berechneten kleinräumigen Konzentrationswerten auf Basis der geringen Anzahl untersuchter Fälle eigentlich nicht möglich ist. Die Quantifizierungen sind kaum belastbar und nur als Hinweise für weiterführende Arbeiten bzw. zur Untersuchung weiterer Teilgebiete mit der hier angewendeten Methodik zu verstehen.

Die Fahrbahnfläche und die Kfz-Emissionen sind für die Entwicklung von funktionalen Zusammenhängen vielversprechende Parameter, nicht zuletzt, weil er sie relativ einfach flächendeckend mit Methoden der geographischen Datenverarbeitung bzw. aus Emissionskatastern ermittelt werden können.

Schließlich soll nicht unerwähnt bleiben, dass die hier durchgeführten Arbeiten auch einen wichtigen Baustein für weiterführende Betrachtungen zur räumlichen Repräsentativität von innerstädtischen Messstationen – einem Themenfeld mit vielen offenen Fragen – liefern.

Prognose 2020

In einem ergänzenden Projektteil wurden für Berlin zusätzliche CTM Simulationen unter Verwendung prognostizierter Emissionen und ausgewählter Minderungszenarien für das Jahr 2020 durchgeführt und deren Auswirkungen auf die NO₂- und auf die PM₁₀-Werte der CTM-Simulation zu untersuchen. Die grobe Struktur der berechneten Konzentrationsverteilungen entspricht derjenigen für den Referenzlauf 2010 auf einem, gemäß den abnehmenden Emissionen, niedrigeren Niveau und mit einer Verringerung der Konzentrationsspannbreiten. Wie schon bei den Referenzläufen 2010 ist die Emissionsstruktur Berlins erst ab der Auflösung von circa 2 km in den Immissionsfeldern zu erkennen. Bezüglich der Häufigkeitsverteilungen bewirkt die Abnahme der Emissionen von 2010 nach 2020 eine deutliche Verschiebung der Auftrittshäufigkeiten in die niedrigeren Konzentrationsklassen.

Summary

Introduction

Assessment of air quality according to the European air quality directive 2008/50/EC is mostly based on point measurements. However, especially in urban areas, the representativeness of these measurements is generally not known, making exposure assessment difficult. An assessment based on area averaged values instead on point measurements would allow a more reliable exposure assessment in urban areas.

Concentration distributions for entire cities or countries can be generated in different ways. They can be derived from interpolated point measurements, calculated using chemical transport models (CTM) or compiled by combining model results with measurement data using assimilation techniques. As the number of measurement stations is limited and there are generally only few stations within in a city, concentration fields and subsequent exposure assessments are highly dependent on the spatial resolution of model results, especially in urban areas.

Thus, within this project frequency distributions of NO₂ and PM₁₀ concentrations have been analyzed with respect to scale by combining different modelling approaches. Simulations with a CTM were performed for three cities in Germany (Berlin, Hannover and Karlsruhe with ca. 3.5, 0.5 and 0.3 million inhabitants, respectively) for different scales down to a resolution of ca. 500 x 500 m² and combined with microscale simulations for selected CTM cells. The various average values for the areas and the respective frequency distributions of concentrations were analyzed comparatively in order to provide a basis for a refined exposure assessment in urban areas within the framework of a new strategy to assess air quality of NO₂ and PM₁₀.

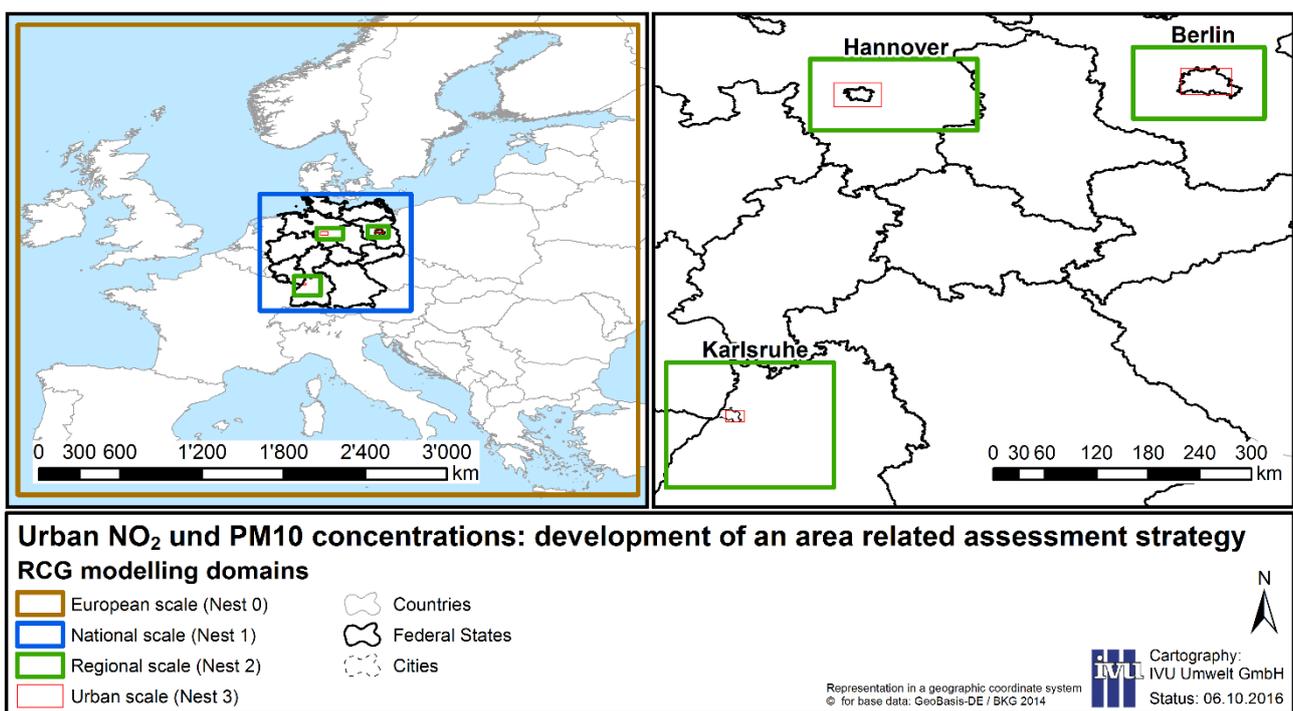
The selection of the three cities to be studied was primarily based on the data availability and the existence of measurement stations. An additional criterion was to choose only cities whose general air quality is not being influenced significantly by specifics of their location (e. g. in a basin). Likewise, the cities should not be located close to a border where, due to different authorities, there is a change in relevant parameters of emission inventories (methodology, spatial resolution, reference year, ...) as these can possibly influence concentration distributions within the respective urban area.

CTM modelling for urban areas

In the first part of the project, a CTM was applied to the three cities in various scales in order to analyze the influence of the CTM's cell size on exposure down to a resolution of ca. 500 x 500 m². Calculations were carried out with the three-dimensional chemical transport model REM/CALGRID (RCG). RCG is a widely used model for air quality assessment in the European and national scale with a resolution of ca. 15 x 15 km² and in the urban scale with a resolution of ca. 1 x 1 km² und below. Within this project, RCG has been applied to the four scales shown in Figure I:

- ▶ European scale with a resolution of ca. 28 x 32 km² (modelling domain Nest 0),
- ▶ national scale with a resolution of ca. 7 x 8 km² (Germany, modelling domain Nest 1),
- ▶ regional scale with a resolution of ca. 2 x 2 km² (extended surrounding area of the urban modelling domain, modelling domain Nest 2)
- ▶ urban scale with a resolution of ca. 450 x 500 m² (city and surrounding area, modelling domain Nest 3).

Figure I: RCG modelling domains



Source: Author's illustration (IVU Umwelt GmbH)

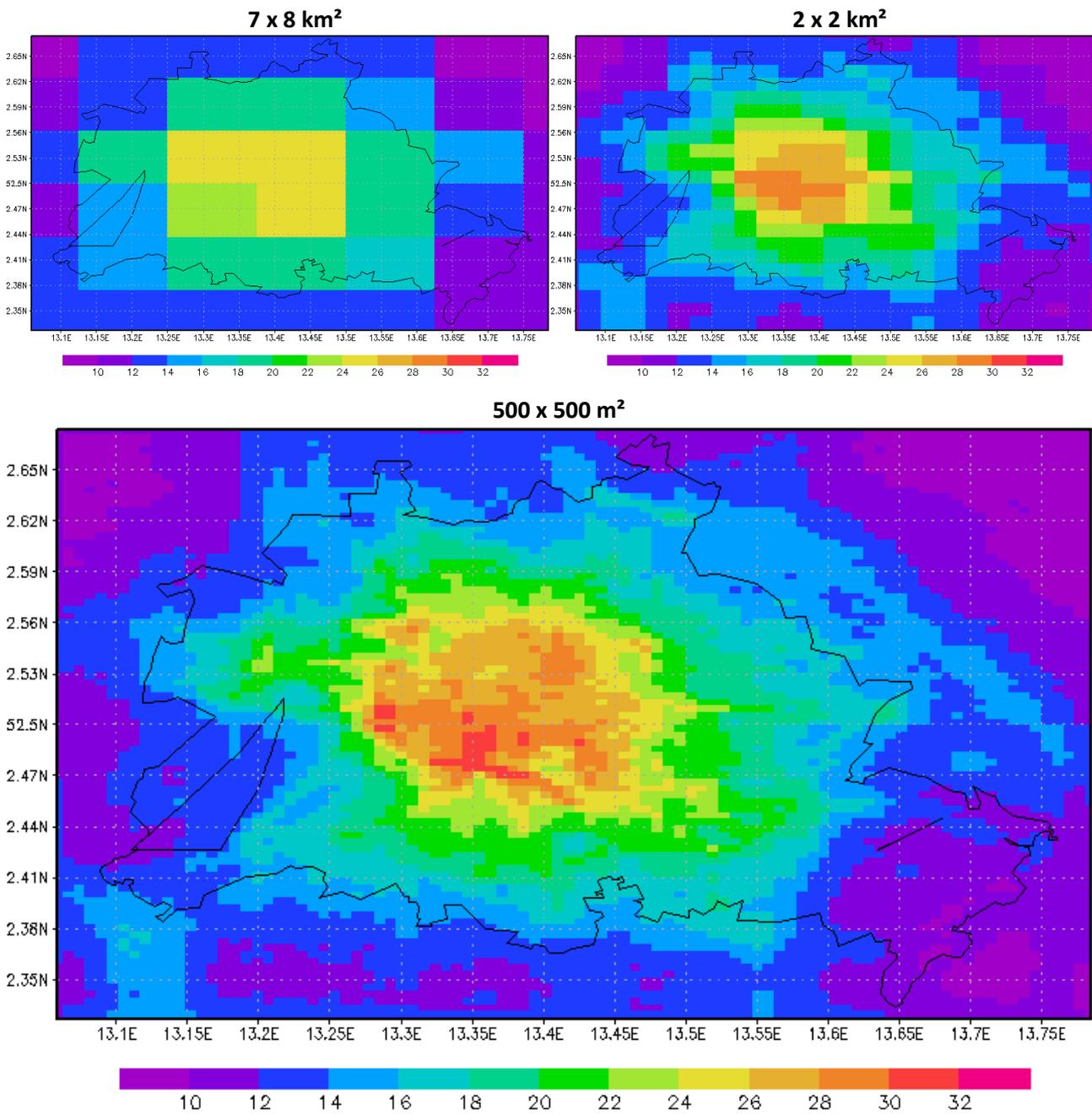
The calculations for the European scale provide the background concentration for the calculations for the national scale (Nest1) and these, in turn, the background concentrations for the regional scale with a resolution of 2 km (Nest 2). Boundary conditions for the high-resolution modeling (Nest 3) are then derived from the results of Nest 2 ("one-way-nesting"). In all four modelled scales, identical emission quantities were used within the areas of the respective urban modelling domains. The results of the calculations for the European scale were analyzed only to a limited extend as a cell size of ca. 30 km is not appropriate for urban air quality modeling.

TRAMPER, a system for meteorological analysis of observations, was used to process meteorological data and provide the input fields for the dispersion calculations.

Focusing on NO₂ and PM₁₀ concentrations, a CTM is required because NO₂ is predominantly formed in chemical processes. Likewise, PM₁₀ concentrations are not only caused by direct emissions of PM₁₀ but also to a large extent through the formation of secondary aerosols. Secondary particles like sulfate, nitrate and ammonium are formed from gaseous precursors like NO₂, SO₂ and NH₃. The RCG model calculates pollutant concentrations in a three-dimensional grid depending on emissions, physical and chemical processes during transport in the atmosphere as well as meteorological and topographic influences. Concentrations are calculated within these grid cells on an hourly basis for an entire year. The RCG model covers all pollutants defined in the EU regulations on air quality as, e. g. fine particulate matter, nitrogen-oxides or ozone.

Concentration fields in the three spatial resolutions of ca. 7 x 8 km², 2 x 2 km² and 500 x 500 m² were calculated for one year with a temporal resolution of one hour for each of the three cities. Annual mean values derived from these calculations are exemplarily shown for NO₂ for Berlin in Figure II.

Figure II: NO₂ annual mean values modelled with RCG for Berlin in three spatial resolutions



Source: Author's illustration (IVU Umwelt GmbH)

In all cities, the concentration patterns calculated in the 7 x 8 km² grid exhibit only a weak urban signal, in particular in smaller cities as Hannover or Karlsruhe. Only at a resolution of ca. 2 x 2 km², the specific emission structures of a city are reflected more clearly in the NO₂ concentration fields. However, a detailed concentration distribution with high values close to emission hot-spots only emerges for the highest resolution (cell size 500 m). The maximum concentrations calculated for the respective cities clearly increase with decreasing cell size.

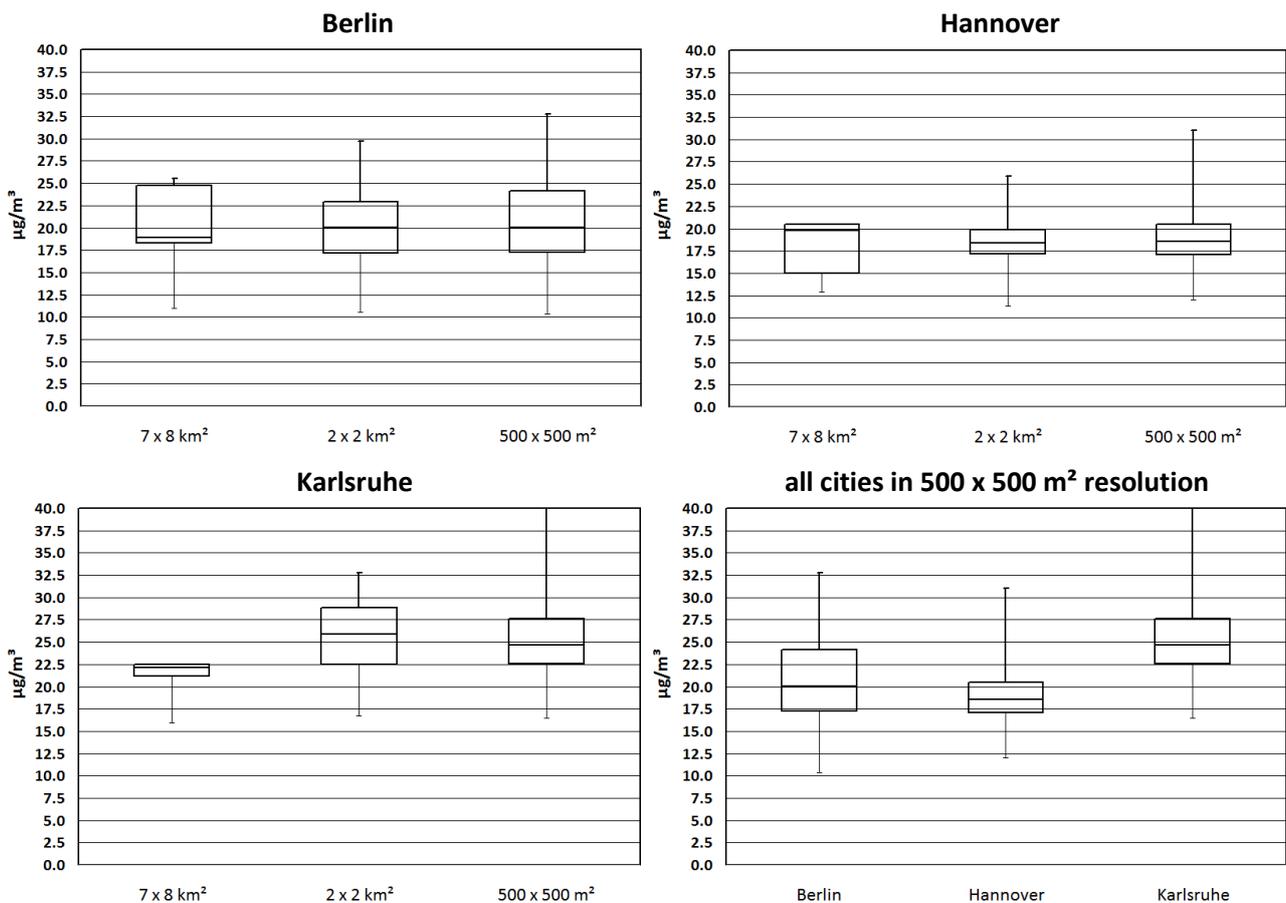
In all cities, the concentration gradients calculated for PM10 are much weaker than those for NO₂. As a large fraction of PM10 is due to long-range transport, the PM10 fields are much less influenced by local

emission structures. Accordingly, the differences between the scales are much less pronounced. However, as with NO₂, calculated concentration maxima around emission hot-spots increase with decreasing cell size.

Hence, with increasing resolution the concentration distributions become more differentiated and maximum concentrations increase. This may lead to substantially higher numbers of people exposed to high concentrations.

With respect to exposure assessment, frequency distributions of annual mean concentrations of NO₂ und PM10 were derived from the concentration fields in intervals of 1 µg/m³ and comparatively analyzed. Only those areas of the respective domains were considered with people potentially present for longer periods of time. Regions of larger forests or lakes, e. g., were excluded. Grid cells to be taken into consideration were identified using CORINE land cover classes.

The distributions and frequencies of NO₂ and PM10 annual mean values vary between the cities, as the cities strongly differ both in extent and emission structure. Last not least, the meteorological conditions in the cities are distinct. The frequency distributions of Hannover for NO₂ and, especially, PM10 are shifted towards lower concentrations. Higher concentrations occur only in few cells with higher emissions. A likely reason for these lower concentrations are the higher wind speeds of the northern German lowlands compared to the other cities. Berlin generates the most even distributions which is due to its much larger extent compared to the other two cities. The highest NO₂ and PM10 concentrations are calculated for Karlsruhe, however only for a few grid cells. Here again, the meteorological conditions with low wind speeds in the Rhine river plains are likely to be relevant. Common for all cities, concentrations in high ranges predominantly occur in the calculations with a resolution of 500 x 500 m². This is summarized as Boxplots for NO₂ in Figure III.

Figure III: Boxplots of NO₂ mean values modelled with RCG


Source: Author's illustration (IVU Umwelt GmbH)

A comparison with observed concentrations with a spatial differentiation could be performed only for Berlin, as only there multiple background monitoring stations exist throughout the city. The comparison of modeled and observed NO₂ annual mean values at urban background stations shows that no urban signal can be found with a resolution of ca. 28 x 32 km² (European scale). Starting with a resolution of 7 x 8 km², the increase of concentrations from the outskirts towards the city center, as observed for a large city like Berlin, can be reproduced by the calculations. However, high concentrations in the city center are underestimated. Only with cell sizes of 2 km or lower, high observed concentrations in the city center are reproduced by the calculations. Similar considerations hold for the comparison of modeled and observed PM10 annual mean values. Here again, an increasing rise in modelled concentrations from the outskirts to the city center with decreasing cell size can be found. Contrary to NO₂, however, PM10 annual means are systematically underestimated in all scales. This indicates an underestimation of the contribution of long-range transport to PM10, being relevant in Berlin, and/or local sources of PM10.

A quality assurance with the FAIRMODE DELTA-Tool could be performed for Berlin as there exist multiple background monitoring stations. RCG model results for Berlin fulfill the quality objectives of the FAIRMODE DELTA-Tool in benchmark mode for hourly model values.

In both the cities Hannover and Karlsruhe, RCG results could be compared to only one background monitoring station each. As in Berlin, the NO₂ annual mean value observed at the respective urban background monitoring station could be well reproduced in the resolutions 2 x 2 km² and 500 x 500 m². PM10 annual mean values observed at the urban background monitoring stations in Hannover and Karlsruhe are underestimated as well in these two cities.

Microscale modelling

It was shown that a CTM cell size of ca. 500 x 500 m² is sufficient to adequately represent the background concentrations observed in a city. However, if there are strong emission gradients within a grid cell, e. g. due to heavily trafficked roads, the spatial distribution of the concentration within the cell may vary substantially. This, in turn, has a strong influence on exposure. An adequate representation of such concentration fields requires the use of microscale models. These allow for the generation of concentration distributions in urban areas in high spatial resolution. However, such simulations require considerable effort.

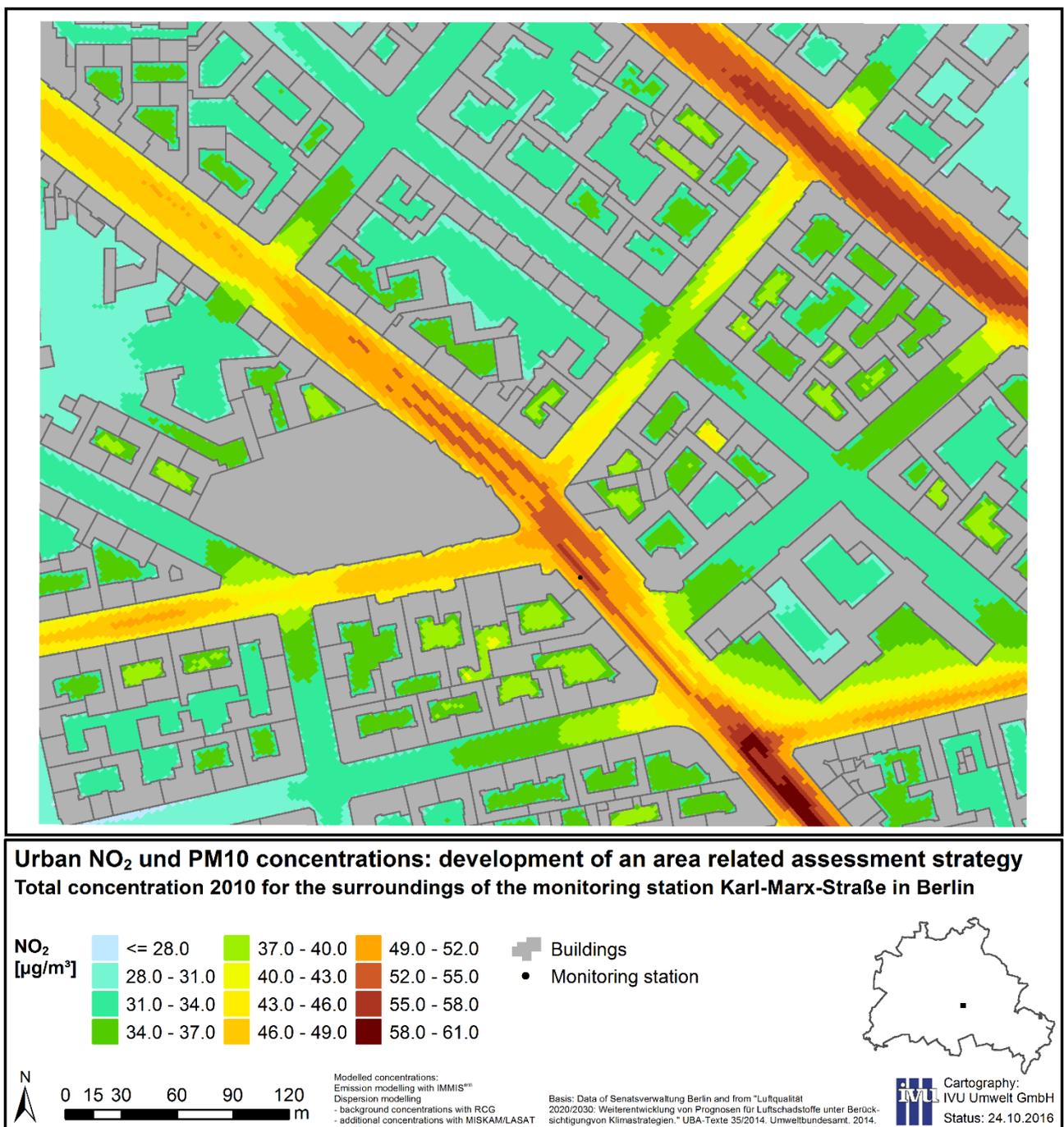
Thus, in the second part of the project, exemplary concentration fields for NO₂ and PM₁₀ were calculated and evaluated for the surroundings (ca. 500 x 500 m²) of two measurement stations in each city using a microscale model. One of the measurement stations in Berlin is an urban background station, the other five are traffic stations. Specifically, they are

- ▶ Berlin, Nansenstraße (urban background monitoring station DEBE034),
- ▶ Berlin, Karl-Marx-Straße (hot-spot (traffic) monitoring station DEBE064),
- ▶ Hannover, Göttinger Straße (hot-spot (traffic) monitoring station DENI048),
- ▶ Hannover, Marienstraße (diffusive sampler (traffic) DENI152),
- ▶ Karlsruhe, Reinhold-Frank-Straße (hot-spot (traffic) monitoring station DEBW080), and
- ▶ Karlsruhe, Kriegsstraße (diffusive sampler (traffic) DEBW126).

The microscale modelling was performed with a coupling of the RANS-model MISKAM for flow modelling with the Lagrangian particle model LASAT for transport modelling. Meteorology was driven by the same data as used in the CTM modelling. The horizontal resolution was set to 2.2 x 2.2 m² in the entire modelling domain. Results were evaluated in a layer 1.5 - 2.2 m above ground. Modelling domains were rotated such that the axis of the roads with the monitoring station respectively the street canyons are aligned parallel to the edges of the grid cells. To avoid boundary effects, modelling domains were increased by at least 300 m on all sides. All known emissions of the source groups road traffic and domestic combustion were included in the microscale modelling.

To get the total concentrations, the LASAT-results were combined with the background concentrations calculated with the CTM. To avoid a double counting of emissions in these background concentrations, additional CTM runs were carried out for each microscale domain excluding all emissions used in the respective microscale simulations. Total concentrations for PM₁₀ are obtained by a simple summation of the results of the microscale and the CTM run. Modelling of total NO₂-concentrations close to sources is complex because NO₂ is a chemically reactive substance. Microscale models like LASAT generally model NO_x and not NO₂. This is, inter alia, due to the fact that a representation of the complexity of the entire photochemical process in street areas is not really necessary as the NO-NO₂-Ozone cycle is rather quick. Thus, total NO₂ concentrations are derived from the calculated NO_x concentrations applying a parameterization of the photochemical cycle. A comparison of modelled and observed values at the monitoring stations shows a good agreement. Figure IV exemplarily shows the modelled NO₂-concentrations in the surroundings of the monitoring station Karl-Marx-Straße in Berlin.

Figure IV: NO₂ concentrations in the surroundings of the monitoring station Karl-Marx-Straße in Berlin



Source: Author's illustration (IVU Umwelt GmbH)

Average values and frequency distributions in intervals of 1 µg/m³ were derived from the microscale concentration fields for NO₂ und PM₁₀ and comparatively analyzed with respect to the CTM results.

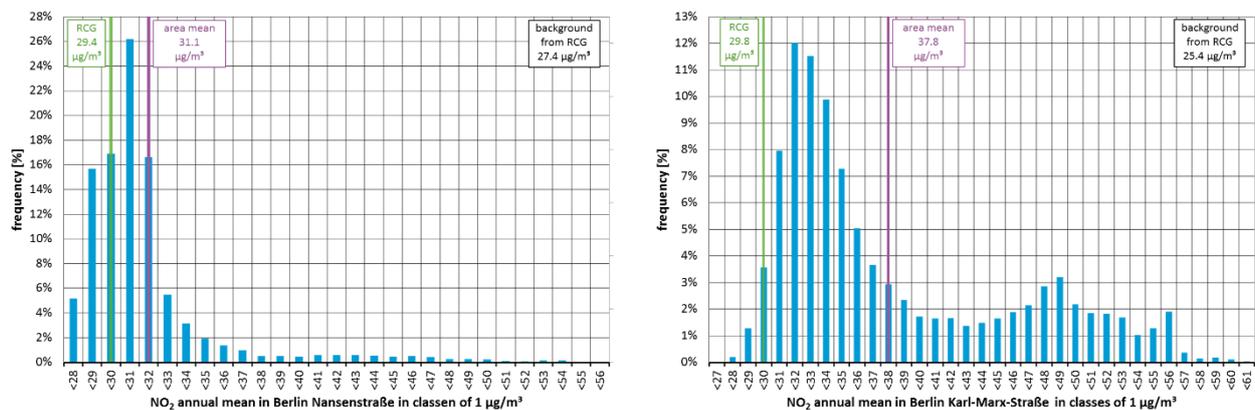
Results

The results of the microscale modelling reveal that the frequency distributions and statistical parameters for the area surrounding the background station differ from those of the five traffic stations. For the background station, the microscale mean, the most frequent value, and the median are very close together and close to the CTM grid cell value. Thus, for the background station the CTM value can be

considered as a good representation of the concentration distribution. Only a few microscale cells are affected by significantly higher concentrations.

Structural similarities can be found for the five frequency distributions of the areas surrounding the traffic stations. In spite of the skewness of the distributions, the median is only 12 % larger than the mean. About 3/5 of the respective areas show concentrations below the mean. For about 1/10 of the areas they correspond to the mean and for about 1/3 they are above the mean. On average, the microscale means are 25 % above the CTM results. With the big ranges of values occurring here, it is apparent that a generalized derivation of small scale frequency distributions for urban CTM grid cells is not straightforward. However, some structure can be established with respect to the area's fractions with concentrations below, equal to, and above the corresponding CTM value. On average, about 1/10 of the area shows concentrations below the CTM value, about 1/4 correspond to it and 2/3 are above. The mean of all microscale cells above the CTM value is, on average, about 1/3 higher than the CTM value. Figure V exemplarily shows the NO₂ frequency distributions for the surroundings of the background monitoring station Nansenstraße and the traffic monitoring station Karl-Marx-Straße in Berlin.

Figure V: NO₂ frequency distributions for the surroundings of the background monitoring station Nansenstraße and the traffic monitoring station Karl-Marx-Straße in Berlin



Source: Author's illustration (IVU Umwelt GmbH)

The findings of this project can be regarded as first elements for a new strategy to assess air quality that is based on the assessment of average values for areas or frequency distributions instead of point measurements. It has been shown that a high spatial resolution of around 1000 to 500 m is necessary for CTM modelling to capture the observed structure of urban background concentrations. Attempts were made to derive relationships between the results of high resolution CTM modelling and microscale modelling. Such relationships can be the basis for a refined exposure assessment in urban areas that do not require laborious microscale modelling.

Even though the properties of the frequency distributions are similar and their characteristic values with respect to the microscale averages show a certain homogeneity, a bigger variability occurs if the CTM results are used as reference values. Using the road surface area or the traffic emissions, indicative relationships between CTM values and the frequency distributions of small scale concentration values may be derived. However, it must be stated that a reliable functional relationship cannot be established based on the few number of cases analyzed here. These quantifications are hardly dependable and can only be regarded as indications for further work or the analysis of additional areas with the methodology presented here.

The road surface area or the traffic emissions are promising parameters to derive functional relationships, not least as they can be obtained rather easily with methods of geographic data processing or from emission inventories.

It should also be mentioned that the work performed here is an important contribution to further considerations regarding spatial representativeness of urban monitoring stations, a topic full of open issues.

Prognosis 2020

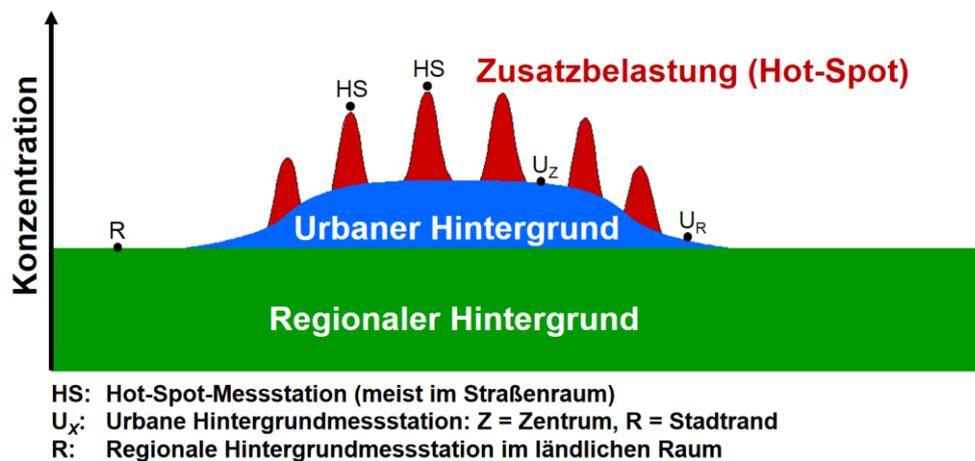
In a supplemental part of the project, additional CTM simulations were performed for Berlin using selected emission scenarios for 2020 in order to analyze their effect on NO₂ and PM₁₀ concentrations. The overall structure of the modelled concentration fields corresponds to those of the base year 2010. In line with decreasing emissions, the concentrations levels are lower and the ranges of the concentration values decrease. As with the modelling for 2010, the emission structure is discernible in the concentration fields only for grid resolutions of 2 km or finer. With respect to the frequency distributions, the decreasing emissions lead to a substantial shift to lower concentration classes.

1 Einführung und Vorgehensweise

Die Beurteilung der Luftqualität erfolgt entsprechend der europäischen Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) meist anhand von Punktmessungen, deren Repräsentativität im urbanen Raum oft unklar ist (Diegmann et al, 2013; FAIRMODE, 2016a) und damit die Abschätzung der Exposition der Bevölkerung schwierig macht. Die Beurteilung der Luftqualität mit Gebietsmittelwerten der Schadstoffkonzentration aus Modellen anstatt auf Basis von Punktmessungen erlaubt es hingegen, die Exposition der Bevölkerung im urbanen Raum räumlich zu erfassen. Das Hauptziel des Projekts war daher, für den urbanen Raum modellbasierte Grundlagen für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität bezüglich NO₂ und PM₁₀ zu erhalten.

Die Gesamtbelastung der Schadstoffkonzentration, der die Bevölkerung im urbanen Raum ausgesetzt ist, setzt sich aus dem regionalen Hintergrund, dem urbanen Hintergrund und – in Hot-Spot-Bereichen – der Zusatzbelastung zusammen. Dies wird in Abbildung 1-1, zusammen mit der Lage entsprechender Messstationen, schematisch dargestellt.

Abbildung 1-1: Belastungsregime im urbanen Raum nach Lenschow et al. (2001)



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH) nach Lenschow et al. (2001)

Um zu flächendeckenden Aussagen der Luftbelastung für ganze Städte oder Länder zu kommen, werden einerseits Konzentrationsfelder aus Messwerten abgeleitet. Dazu werden verschiedene Methoden von der einfachen Interpolation über Kriging bis hin zu Land-Use-Regression-Modellen eingesetzt (Hoek et al., 2008; Janssen et al., 2008). Andererseits werden Konzentrationsfelder mit chemischen Transportmodellen (CTM) berechnet (Builjes et al., 2010; Stern, 2013a; UBA, 2014; Bessagnet et al., 2016). Zudem werden Mess- und Modellwerte mit Assimilationstechniken kombiniert (Bocquet et al., 2015; IVU Umwelt, 2014, 2016, 2017; Stern, 2013c).

Mit CTM-Modellen wird der regionale und, abhängig von der räumlichen Auflösung, der urbane Hintergrund entsprechend Abbildung 1-1 berechnet. Da die Anzahl von Messstationen begrenzt ist und es in Städten meist nur wenige Messstationen gibt, sind insbesondere im urbanen Raum Konzentrationsverteilungen – und in der Folge auch Expositionsabschätzungen – in hohem Maße von der räumlichen Auflösung der Modellwerte abhängig. In einem ersten Teil des hier vorgestellten Projekts wurde daher für drei Städte in Deutschland der Einfluss der Gitterauflösung der CTM-Berechnung auf die Exposition bis hinunter zu einer Auflösung von ca. 500 x 500 m² untersucht.

Anmerkung

Im Text wird die wissenschaftliche Zahlendarstellung mit dem Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

Innerhalb einer räumlich hoch aufgelösten CTM-Gitterzelle von ca. 500 x 500 m² treten in urbanen Räumen teilweise hohe Variationen in der Belastung auf, die wiederum einen großen Einfluss auf die Exposition haben. Mit mikroskaligen Modellrechnungen können Belastungsfelder der Zusatzbelastung und ggf. Teilen des urbanen Hintergrunds für kleine Gebiete im urbanen Raum in hoher räumlicher Auflösung erstellt werden. Allerdings ist der Aufwand solcher Modellierungen hoch. Im zweiten Teil des Projekts wurden daher exemplarisch die NO₂- und PM₁₀-Belastung im Umfeld (ca. 500 x 500 m²) von je zwei innerstädtischen Messstationen in den drei Städten mit einem Mikroskala-Modell in ca. 2 x 2 m²-Auflösung berechnet und lokale Gebietsmittelwerte und Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte ermittelt. Die verschiedenen Gebietsmittelwerte und Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte wurden vergleichend ausgewertet, um Grundlagen für eine verfeinerte flächendeckende Expositionsabschätzung im urbanen Raum zu erhalten, die ohne aufwendige mikroskalige Berechnungen auskommt.

In einem ergänzenden Projektteil waren für eine Stadt zusätzliche CTM Simulationen unter Verwendung prognostizierter Emissionen und ausgewählter Minderungsszenarien für das Jahr 2020 durchzuführen und deren Auswirkungen auf die NO₂- und auf die PM₁₀-Gebietsmittelwerte der CTM-Simulation zu untersuchen.

Der hier vorliegende Bericht beschreibt in Kapitel 2 die verwendeten Methoden, in Kapitel 3 die Untersuchungsgebiete und in Kapitel 4 die verwendeten Datengrundlagen und ihre Aufbereitung. In Kapitel 5 findet sich eine Zusammenstellung und Diskussion der Ergebnisse.

Die großräumige Modellierung erfolgte mit dem dreidimensionalen chemischen Transportmodell REM/CALGRID (RCG, s. Abschnitt 2.1.1). RCG wird zur Bestimmung der Luftqualität in der europaweiten und der nationalen Raumskala in einer Auflösung von ca. 15 x 15 km² und in der urbanen Raumskala bis zu einer Auflösung von ca. 1 x 1 km² und darunter verwendet. Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte im vorliegenden Projekt bis zu einer Auflösung von ca. 500 x 500 m² (s. Abschnitt 3.2). Die Aufbereitung der meteorologischen Daten und die Erstellung der Eingangsfelder für die Ausbreitungsrechnung erfolgte dabei mit dem meteorologischen Analysesystem TRAMPER (s. Abschnitt 4.5).

Die Berechnungen für die Mikroskala erfolgte mit einer Kopplung des RANS-Modells MISKAM für die Strömungsberechnung mit dem Lagrange-Modell LASAT für die Ausbreitungsmodellierung (s. Abschnitt 2.1.2).

2 Methoden

2.1 Ausbreitungsrechnungen

2.1.1 CTM-Modellierung mit RCG

Die rechnerische Bestimmung der Beiträge von bestimmten Emittentengruppen zu den NO₂- und PM10-Immissionen erfordert die Anwendung eines chemischen Transportmodells, da NO₂ überwiegend über chemische Prozesse gebildet wird. Auch die PM10-Immission wird nicht nur durch die direkten PM10-Emissionen verursacht, sondern zu einem großen Teil durch die sekundäre Aerosolbildung, in der aus gasförmigen Vorläuferstoffen wie NO₂, SO₂ und NH₃ sekundäre Partikel wie Sulfat, Nitrat und Ammonium entstehen.

Das hier verwendete chemische Transportmodell ist REM-CALGRID (RCG), das an der FU Berlin entwickelt wurde (Stern, 2003, 2006a, 2010c; Stern et al., 2008). Mit dem RCG-Modell lassen sich die Ursachen für Luftbelastungen analysieren und die Beiträge von unterschiedlichen Emittenten zur Luftqualität bestimmen. Die Anwendung von sogenannten genesteten Feldern erlaubt es, je nach Fragestellung und Gebietsgröße, unterschiedlich hohe räumliche Auflösung abzubilden.

Das RCG-Modell wurde in den letzten Jahren vielfach auf Bundes- und Länderebene im Rahmen der Erstellung von Luftreinhalteplänen und der Berechnung von Hintergrundkonzentrationen (z. B. IVU Umwelt, 2006, 2009, 2011b, 2012a, 2012b, 2014, 2016, 2017), der Maßnahmenanalyse oder zur Analyse grenzüberschreitender Schadstofftransporte (Stern, 2006b, 2010a, 2010b) eingesetzt und ist das Ausbreitungsmodell im vom Umweltbundesamt beauftragten PAREST-Projekt zur Entwicklung von Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (Bultjes et al., 2012; Stern, 2013b) und dem Nachfolgeprojekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014).

Das RCG-Modell berechnet die Konzentration von Schadstoffen an einem oder mehreren Orten in Abhängigkeit von der Emission, von physikalischen und chemischen Prozessen während des Transportvorgangs in der Atmosphäre sowie von meteorologischen und topographischen Einflüssen. Dazu wird der relevante Ausbreitungsraum, der ganz Europa oder auch nur eine Stadt oder ein Emittentengebiet umfassen kann, mit einem dreidimensionalen Gitter überspannt, in dessen Gitterzellen die Berechnung der Konzentrationen erfolgt. Das RCG-Modell betrachtet alle in den EU-Richtlinien für Luftqualität festgelegten Schadstoffe wie z. B. Feinstaub, Stickstoffoxide oder Ozon. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgt auf Stundenbasis für das ganze Jahr.

Zur Behandlung der chemischen Reaktionen in der Gasphase wird der Carbon Bond-IV-Mechanismus (CBM-IV) benutzt. Dieser Mechanismus ist ein so genannter „lumped-structure“-Mechanismus, bei dem die Kohlenwasserstoffe in symbolische Gruppen entsprechend den Bindungseigenschaften der C-Atome aufgeteilt werden (Gery et al., 1989). Der Mechanismus enthält die von Carter (1996) entwickelte 1-Produkt-Isopren-Chemie. Der CBM-IV-Mechanismus im RCG-Modell entspricht der im CMAQ-Modellsystem der US EPA verwendeten Form (Gipson and Young, 1999).

Der photochemische Gasphasenmechanismus enthält auch die Gasphasenoxidation des Schwefeldioxids zu Schwefelsäure und eine einfache Parametrisierung der Nassphasenoxidation unter Berücksichtigung der O₃- und H₂O₂-Reaktionen in der Nassphase (Beekmann et al., 2007).

Die Aerosolbehandlung in RCG wird relativ einfach gehandhabt, um den Charakter eines operationell einsetzbaren Langfristmodells nicht zu verlieren. Das RCG-Modell unterscheidet folgende Partikelarten im Größenbereich kleiner 10 µm:

- ▶ primär emittierte anthropogene und natürliche Partikel (organisch und anorganisch),
- ▶ über physikalische und chemische Prozesse aus anthropogenen und natürlichen Vorläuferstoffen sekundär gebildete organische und anorganische Partikel.

Ein anorganisches Aerosolmodul (ISORROPIA; Nenes et al., 1999) behandelt die thermodynamischen Gleichgewichtsreaktionen der Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumaerosolkomponenten (SO₄, NO₃, NH₄) sowie von Na und Cl in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte und den Gasphasenkonzentrationen von Salpetersäure, Schwefelsäure und Ammoniak. Die anorganischen Aerosole werden unter dem Begriff SIA zusammengefasst. Ein organisches Modul (SORGAM; Schell et al., 2001) liefert die Konzentrationen der organischen Aerosole, die unter dem Begriff SOA zusammengefasst werden. Damit setzt sich PM10 wie folgt zusammen:

$$\text{PM10} = \text{PM25} + \text{PMCO} + \text{SIA} + \text{SOA} + \text{Na} + \text{Cl}$$

PM25 und PMCO bezeichnen die primär emittierten Aerosole im Größenbereich < 2.5 µm bzw. im Größenbereich > 2.5 µm und < 10 µm, SIA und SOA die Summe der anorganischen bzw. organischen Aerosole. Na und Cl sind die betrachteten Seesalzkomponenten. Dynamische Prozesse, die zur Größenänderung von Aerosolen beitragen, wie die Koagulation und die Kondensation, werden nicht betrachtet. Alle PM10-Komponenten werden transportiert und unterliegen der nassen und trockenen Deposition.

Das RCG-Modell enthält ein detailliertes Modul zur Berechnung der Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre durch trockene Deposition. Die trockene Ablagerung von Gasen und Partikeln erfolgt durch Transport aus der atmosphärischen Grenzschicht zur Oberfläche, wo die Schadstoffe aufgenommen werden. Die Entfernung der Luftbeimengungen aus der Atmosphäre wird, analog zum Stromfluss, durch einen elektrischen Schaltkreis über Widerstandsgesetze beschrieben. Der Transport von Gasen durch die bodennahe Atmosphäre zu einer Oberfläche wird danach durch einen „atmosphärischen Widerstand“ und einen „Oberflächenwiderstand“ bestimmt. Der atmosphärische Widerstand setzt sich zusammen aus dem turbulenten Widerstand, der vom Turbulenzzustand der bodennahen Atmosphäre abhängt, und dem quasi-laminaren oder viskosen Widerstand, der eine Funktion des Zustandes der Oberfläche und der molekularen Diffusivität der Luftbeimengung ist. Der Oberflächenwiderstand charakterisiert den Transfer durch die Oberfläche von Pflanzen, Böden oder Wasser und wird durch Größen wie dem Öffnungszustand der Stomata, Reifegrad der Pflanzen und der Feuchtigkeit der Unterlage gekennzeichnet.

Die komplexen physikalischen Prozesse innerhalb („in-cloud-scavenging“) und unterhalb („below-cloud-scavenging“) von Wolken, die zur nassen Deposition führen, werden mit Hilfe einfacher Auswaschkoeffizienten parametrisiert. „In-cloud-scavenging“ umfasst alle innerhalb einer Wolke ablaufenden Prozesse wie Tröpfchenbildung durch Anlagerung von Wasser an Aerosolen und die Aufnahme von Spurenstoffen in Wolkentropfen. Die Effektivität der Spurenstoffaufnahme in Tropfen wird durch die Löslichkeit der Gase in Wasser sowie durch den pH-Wert und die chemische Zusammensetzung des Tropfens bestimmt. Die mögliche Dissoziation der Spurenstoffe und chemische Reaktionen in der Nassphase tragen zur weiteren Komplexität bei. Mit „below-cloud-scavenging“ wird das Einfangen von Spurenstoffen durch fallende Hydrometeore unterhalb einer Wolke bezeichnet. Die Wirksamkeit dieses Prozesses wird im Wesentlichen bestimmt durch die Intensität des Niederschlags und die Größenverteilung der Regentropfen. Die gesamte mit dem Niederschlag am Boden deponierte Spurenstoffmenge setzt sich aus den Beiträgen dieser beiden Prozesse zusammen. Mit der Definition von Auswaschkoeffizienten werden alle zur nassen Deposition beitragenden Effekte in einer aus Messungen oder theoretischen Überlegungen abgeleiteten Größe zusammengefasst (Seinfeld und Pandis, 1998). Die im RCG-Modell verwendeten Auswaschkoeffizienten werden für Gase in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Gases berechnet. Die dazu verwendeten Henrykonstanten berücksichtigen, unter der Annahme eines konstanten pH-Wertes von 5, das Säure/Basengleichgewicht (effektive Henry-Konstante). Zusätzlich wird die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante berücksichtigt.

Emissionen der Stoffgruppen SO_x, NO_x, CO, NH₃, PM10, PM2.5 und VOC müssen dem Modell in Form von Punkt- oder Flächenquellen vorgegeben werden. Für die Punktquellen wird aus den Kenndaten der Quelle und lokalen meteorologischen Größen eine effektive Schornsteinhöhe bestimmt. Die Über-

gabe der Emissionen erfolgt dann in die dazugehörige Modellschicht. Flächen- und Punktquellen werden im Modell als Volumenquellen behandelt, d. h. die Emissionen verteilen sich unmittelbar in der betreffenden Gitterzelle.

Das Modell verarbeitet jahresspezifische Emissionsdaten für alle benötigten Spezies unterteilt nach Verursachergruppen. Für jede Verursachergruppe werden im Modell, ausgehend von den Jahreswerten, stündliche Emissionen abgeleitet. Die dazu verwendeten Monats-, Wochentag- und Stundenfaktoren berücksichtigen die Zeit- und Temperaturabhängigkeit der Emissionen der einzelnen Verursachergruppen.

Bei den Kohlenwasserstoffen verlangt das Modell die Gesamtemissionen für die definierten Verursachergruppen und ein zu jeder Verursachergruppe gehöriges Kohlenwasserstoffprofil, das die prozentualen Anteile der spezifischen Kohlenwasserstoffe an der Gesamtemission der Verursachergruppe angibt. Jeder Kohlenwasserstoff wird dann den entsprechenden Klassen des verwendeten chemischen Mechanismus (CBM-IV) zugeordnet. Biogene VOC- und NO_x-Emissionen, Seesalzemissionen sowie die Aufwirbelung von Staub aus naturbelassenen Böden werden stündlich modellintern auf Basis von Landnutzungsdaten, meteorologischen Daten und entsprechenden Emissionsfaktoren berechnet.

Es muss erwähnt werden, dass die Modellierung der PM10-Immissionen auch heute noch mit beträchtlichen Schwierigkeiten verbunden ist. Generell werden die zeitweise beobachteten hohen PM10-Konzentrationen von den Modellen in den meisten Fällen nicht reproduziert. Dies betrifft sowohl nur lokal gemessene kurzzeitige Spitzenkonzentrationen als auch durch Ferntransport verursachte großflächigere Konzentrationsanstiege.

Die systematische Unterschätzung insbesondere der hohen beobachteten PM10-Konzentrationen ist ein übliches Phänomen bei der Modellierung der PM10-Belastungen. Ein wesentlicher Grund liegt darin, dass nicht alle PM10-Quellen mit ihren Emissionen bekannt sind, und auch die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten geringer ist, als diejenige der klassischen Schadstoffe wie z. B. NO_x und SO₂. Partikelemissionen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, windbedingte Staubaufwirbelung von naturbelassenen Böden oder in Stadtgebieten (z. B. aus Baustellentätigkeit oder Wiederaufwirbelung durch den Kfz-Verkehr) sowie biogene Aerosole sind unvollständig oder gar nicht erfasst, da diese Emissionen zum Teil stark von den meteorologischen Bedingungen und der Beschaffenheit des Untergrundes abhängen. Auch die gasförmigen Primäremissionen, die zu den organischen und anorganischen Sekundäraerosolen führen, stehen nur zum Teil zur Verfügung (z. B. biogen emittierte Isoprene und Terpene, aber auch anthropogen verursachte NH₃-Emissionen).

Die Ergebnisse mehrerer internationaler Modellvergleiche zeigen, dass diese Unsicherheiten in den meisten Modellrechnungen mit chemischen Transportmodellen in der Regel zu einer Unterschätzung der beobachteten PM10-Masse führen (Stern et al., 2008; Sartelet et al., 2007; Vautard et al., 2007; Whyatt et al., 2007, Bessagnet et al., 2016). Das allgemeine PM10-Konzentrationsniveau wird von den Modellen in den meisten Fällen auch reproduziert, die an einzelnen Tagen auftretenden hohen Spitzenwerte werden aber nicht erreicht und die mögliche Nicht-Erfassung beobachteter lokaler und auch großflächig auftretender Spitzenwerte bleibt ein generelles Problem der Modellrechnung.

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte in den 4 Skalen:

- ▶ europäische Skala in einer Auflösung von circa 28 x 32 km² (Modellgebiet Nest 0),
- ▶ nationale Skala in einer Auflösung von circa 7 x 8 km² (Deutschland, Modellgebiet Nest 1),
- ▶ regionale Skala in einer Auflösung von 2 x 2 km² (weitere Umgebung des eigentlichen städtischen Modellgebiets, Modellgebiet Nest 2) und
- ▶ urbane Skala mit hoher Auflösung von circa 450 x 500 m² (Stadt und nähere Umgebung, RCG-Untersuchungsgebiet Nest 3).

Die europaweite Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die nationale Skala (Nest 1) und diese wiederum die Hintergrundkonzentrationen für die regionale Skala mit 2 km-Auflösung (Nest 2). Die Randbedingungen für die hoch aufgelösten städtischen Rechnungen (Nest 3) werden dann aus den Ergebnissen für Nest 2 abgeleitet („one-way-nesting“). Die Lage und Ausdehnung der RCG-Modellgebiete ist in Abschnitt 3.2 detailliert beschrieben.

Die vom Modell benötigten meteorologischen Daten für die jeweiligen Bezugsjahre wurden für alle Skalen mit TRAMPER erstellt (s. Abschnitt 4.5).

2.1.2 Mikroskalige Detailmodellierung

Die mikroskaligen Berechnungen wurden mit einer Kopplung der im folgenden beschriebenen Modelle MISKAM für die Strömungsmodellierung und LASAT für die Ausbreitungsmodellierung durchgeführt, um die jeweiligen Vorteile beider Modelle (z. B. die prognostische Windfeldmodellierung von MISKAM und die dynamischen Quelleigenschaften von LASAT) zu kombinieren. Die horizontale Auflösung beträgt äquidistant im ganzen Modellgebiet $2.2 \times 2.2 \text{ m}^2$. Die Ergebnisse wurden in der Schicht in 1.5 - 2.2 m Höhe ausgewertet. Für die Modellierung wurden die Modellgebiete so gedreht, dass die Straßenachsen bzw. Häuserfluchten der jeweiligen Straße mit der Messstation parallel zu den Gitterkanten ausgerichtet sind.

2.1.2.1 Strömungsmodellierung mit MISKAM

MISKAM (Mikroskaliges Strömungs- und Ausbreitungsmodell; Eichhorn, 2013) ist ein dreidimensionales nicht-hydrostatisches numerisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell zur kleinräumigen Berechnung von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen in bebauten Gebieten.

Die Simulation der Strömungsverhältnisse im Modellgebiet basiert auf den vollständigen dreidimensionalen Bewegungsgleichungen (prognostischer Modellansatz) in Form der Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (Reynolds-Averaged Navier-Stokes, RANS). Für die auf den berechneten Strömungsverhältnissen aufbauende Ausbreitungsrechnung wird in MISKAM die Advektions-Diffusions-Gleichung verwendet.

Das Modellgebiet wird durch ein räumliches Gitter in geeigneter Auflösung dargestellt. MISKAM erlaubt sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung variable Gitterweiten. Gebäude und andere Strömungshindernisse werden explizit als 3D-Objekte in der Auflösung der Rechnung zu Grunde liegenden Modellgitters berücksichtigt.

Im hier vorliegenden Projekt wurden mit MISKAM die Wind- und Turbulenzfelder für definierte meteorologische Zustände berechnet und diese in eine Windfeldbibliothek für LASAT konvertiert. Die Ausbreitungsmodellierung erfolgte dann auf Basis dieser Windfeldbibliothek in LASAT (s. Abschnitt 2.1.2.2).

Wenn MISKAM auch zur Ausbreitungsrechnung eingesetzt wird, sind – neben der Bebauungsgeometrie im Modellgebiet – als weitere Eingangsdaten meteorologische Daten in Form einer Ausbreitungs-klassenstatistik (AKS) sowie die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet erforderlich. Letztere können als Punkt-, Linien- und Volumenquellen angegeben werden, die modellintern alle in Volumenquellen umgerechnet werden. Für Punktquellen kann eine feste Vertikalgeschwindigkeit (Austrittsgeschwindigkeit der Luft, z. B. aus einem Kamin) vorgegeben werden. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum ist in MISKAM selbst nicht enthalten. Sie kann im Postprocessing über einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden, der dann wirkt, wenn eine vorzugebende Schwellenwindgeschwindigkeit unterschritten wird. Die Verwendung von Zeitreihen anstelle von AKS ist mit MISKAM nur mit großem rechen- und datentechnischen Aufwand zu realisieren und in der allgemeinen Anwendung bis heute nicht üblich. Die Ergebnisse liegen daher im Allgemeinen als Jahresmittelwerte vor, Kurzzeitkennwerte werden über statistische Ansätze abgeleitet.

MISKAM wurde für die Simulation der Ausbreitung nicht-reaktiver Substanzen entwickelt. Da NO₂ eine chemisch reaktive Substanz ist, werden entsprechende Ausbreitungsrechnungen mit MISKAM zunächst für NO_x durchgeführt. Die Ableitung der NO₂-Belastung findet dann extern im Postprocessing (s. Abschnitt 2.1.2.3) statt.

2.1.2.2 Ausbreitungsmodellierung mit LASAT

Das Ausbreitungsmodell LASAT (Janicke, 2015) ist ein Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (KRdL, 2004) und die Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der TA Luft (2002). Es berechnet für ein dreidimensionales Modellgebiet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, indem es für ein repräsentatives Ensemble von Spurenstoff-Partikeln die Bewegung im Strömungsfeld mit Hilfe eines stochastischen Prozesses simuliert (Lagrange-Verfahren).

Das Modellgebiet wird durch ein räumliches Gitter in geeigneter Auflösung dargestellt. LASAT verwendet in horizontaler Richtung ein äquidistantes Gitter, in vertikaler Richtung sind variable Gitterweiten möglich. Die Verwendung mehrerer ineinander geschachtelter Netze zur feineren Auflösung einzelner Bereiche innerhalb eines Modellgebiets ist möglich und erlaubt so auch die Abdeckung ganzer Stadtgebiete oder Regionen in angemessener Auflösung. Gebäude und andere Strömungshindernisse werden explizit als 3D-Objekte in der Auflösung des der Rechnung zu Grunde liegenden Modellgitters berücksichtigt.

Um mit LASAT Wind- und Turbulenzfelder zu ermitteln, sind dort verschiedene Ansätze implementiert. In ebenem Gelände ohne Gebäude werden die meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenzschichtmodell beschrieben. Für komplexes Gelände mit oder ohne Gebäude ist ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Die Steigung des Geländes sollte dabei den Wert 1:5 nicht überschreiten (TA Luft, 2002).

Im hier vorliegenden Projekt wurde das Wind- und Turbulenzfeld nicht mit LASAT ermittelt, sondern mit MISKAM eine Windfeldbibliothek für LASAT erstellt (s. Abschnitt 2.1.2.1). Zum Antrieb der mikroskaligen Berechnungen wurden aus den meteorologischen Feldern der TRAMPER-Modellierung (s. Abschnitt 4.5) für die Gitterzellen der mikroskaligen Modellierungen jeweils stündlich aufgelöste Zeitreihen der benötigten meteorologischen Größen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Stabilitätsklasse) extrahiert. Auf Basis dieser Antriebs-Zeitreihen und der mit MISKAM erstellten Windfeldbibliothek wurde dann mit LASAT die Ausbreitung modelliert.

Mögliche Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Bebauungsgeometrie im Modellgebiet, meteorologische Daten als Zeitreihe oder Ausbreitungsklassenstatistik sowie die zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet. Emissionen können als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- und Volumenquellen angegeben und mit Freisetzungseigenschaften, z. B. Winkel, Geschwindigkeitsstreuung und Abklingfunktion, versehen werden. Abgasfahnenüberhöhungen können über gängige Eingangsdaten wie Wärmestrom oder Volumenstrom und Temperatur berücksichtigt werden. Sowohl die meteorologischen Daten als auch die Quellstärken der einzelnen Quellorte können als Zeitreihe vorgegeben werden. Die Ergebnisse werden für jeden Zeitschritt der Zeitreihe berechnet und können beliebig aggregiert ausgegeben werden, so dass Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerten als auch zu Jahresmittelwerte direkt aus den Ergebnissen abgeleitet werden können. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum wird in LASAT als Eigenschaft der Emissionsquelle parametrisiert und nimmt mit Abstand von der Quelle ab.

Wie MISKAM wurde auch LASAT für die Simulation der Ausbreitung nicht-reaktiver Substanzen entwickelt und kann nur chemische Umsetzungen erster Ordnung für Einzelstoffe simulieren. Da NO₂ eine chemisch reaktive Substanz ist, werden entsprechende Ausbreitungsrechnungen auch mit LASAT zunächst für NO_x durchgeführt. Die Ableitung der NO₂-Belastung findet dann extern im Postprocessing (s. Abschnitt 2.1.2.3) statt.

2.1.2.3 Gesamtbelastung

In der mikroskaligen Modellierung wird zunächst nur die Zusatzbelastung berechnet, die sich aus den in der Modellierung explizit berücksichtigten Quellen ergibt. Zur Ermittlung der Gesamtbelastung muss diese mit der Hintergrundbelastung kombiniert werden. Die Hintergrundbelastung ist im vorliegenden Fall das Modellergebnis der RCG-Modellierung für die entsprechende Gitterzelle. Um die in der mikroskaligen Modellierung explizit berücksichtigten Quellen nicht doppelt abzubilden, wurde für jede der sechs mikroskaligen Berechnungen jeweils ein zusätzlicher Rechenlauf mit RCG durchgeführt, bei dem die Emissionen der in der mikroskaligen Berechnung berücksichtigten Quellen zu Null gesetzt wurden.

Für PM₁₀ ergibt sich die Gesamtbelastung als einfache Addition der Ergebnisse der Mikroskala und der RCG-Modellläufe ohne Berücksichtigung der in der Mikroskala verwendeten Emissionen.

Die Ermittlung der Gesamtbelastung von NO₂ im quellnahen Bereich ist modelltechnisch schwierig, denn NO₂ ist ein chemisch reaktiver Stoff, der in der Atmosphäre einer Reihe von Reaktionen mit unterschiedlichen Stoffen unterliegt. Die NO₂-Konzentration in der Straßenschlucht setzt sich zusammen aus der NO₂-Vorbelastung, dem durch den Kfz-Verkehr direkt emittierten NO und NO₂ und dem durch chemische Umwandlungen produzierten oder eliminierten NO₂. Die chemischen Reaktionen, an denen NO₂ beteiligt ist, unterscheiden sich dabei in ihrer Geschwindigkeit und ihrer Komplexität (IVU Umwelt, 2011c; KRdL, 2015b).

Die für mikroskalige Modellierung eingesetzten Modelle berechnen in der Regel NO_x und nicht NO₂. Dies ist u. a. darin begründet, dass die Abbildung der Komplexität der gesamten photochemischen Prozesse im Straßenraum, insbesondere im Hinblick einer operationellen Modellierung, nicht wirklich erforderlich ist, da der NO-NO₂-Ozon-Zyklus sehr schnell abläuft. Die Ermittlung der NO₂-Belastung erfolgt für diese Modelle daher üblicherweise im Nachgang zur Ausbreitungsmodellierung auf Basis der berechneten NO_x-Werte und einer diesen photochemischen Zyklus beschreibenden Parametrisierung. Im hier vorliegenden Projekt wird der Ansatz nach Düring & Bächlin (2009) verwendet. Er beruht auf dem Ansatz nach Hertel & Berkowicz (1989), arbeitet aber mit Jahresmittelwerten und die bei Hertel & Berkowicz zeitabhängigen Größen werden dabei als konstante Parameter festgelegt. Die Übertragbarkeit der Gleichungen auf Jahresmittelwerte wurde dabei nicht theoretisch abgeleitet, sondern empirisch durch den Vergleich mit Messdaten überprüft. Als Eingangsdaten gehen die NO_x-Gesamtbelastung in der Straßenschlucht, die Hintergrundkonzentrationen von NO, NO₂ und Ozon sowie der Anteil der primären NO₂-Emissionen an den NO_x-Emissionen als Jahresmittelwerte in die Berechnung ein. Als Ergebnis werden Jahresmittelwerte der NO₂-Gesamtbelastung berechnet.

Die erforderlichen Hintergrundkonzentrationen von NO, NO₂ und Ozon wurden aus der RCG-Berechnung für die Gitterzelle entnommen. Der Anteil der primären NO₂-Emissionen an den NO_x-Emissionen ergibt sich aus der Modellierung der Kfz-Emissionen. Durch die mit diesem Ansatz gegenüber der großräumigen RCG-Modellierung grundsätzlich andere Abbildung der NO₂-Chemie und die nichtlinearen Zusammenhänge zwischen den Eingangsgrößen kann es in niedrig belasteten Teilbereichen vorkommen, dass der Ansatz nach Düring und Bächlin (2009) aus der modellierten Zusatzbelastung und den mit RCG berechneten Eingangsgrößen NO₂-Gesamtbelastungen liefert, die niedriger sind als die mit RCG für die Gitterzelle berechnete NO₂-Vorbelastung. Für diese Gitterzellen der mikroskaligen Modellierung in gering belasteten Bereichen wurde die NO₂-Gesamtbelastung auf den Wert der Vorbelastung gesetzt.

2.2 Auswertung

Die mit den beschriebenen Modellen berechneten Konzentrationsfelder wurden zunächst als räumliche Verteilungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten kartographisch aufbereitet und diskutiert (s. Abschnitt 5.1.1 bzw. 5.2.1). Für den Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Skalen der CTM-

Modellierungen wurden zusätzlich Horizontalschnittschnitte durch die Konzentrationsfelder gelegt und vergleichend gegenübergestellt (s. Abschnitt 5.1.2).

Als zentrales Ziel des Projekts wurden für die berechneten Konzentrationsfelder der CTM-Modellierungen und der Mikroskala Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte in den jeweiligen Untersuchungsgebieten erstellt, vergleichend gegenübergestellt (s. Abschnitt 5.1.4 bzw. 5.2.3) und Grundlagen für die Ableitung von Zusammenhängen zwischen den CTM-Modellwerten und den Häufigkeitsverteilungen der mikroskaligen Modellwerte gelegt (s. Abschnitt 5.3).

Alle Auswertungen erfolgten auf Basis von Jahresmittelwerten.

3 Untersuchungsgebiete

3.1 Auswahl der Städte

Im Projekt wurden zunächst geeignete Städte in Deutschland identifiziert zu, in denen es jeweils mehrere Messstationen gibt und für die bereits eine Datenbasis existiert, mit der sich eine detaillierte CTM-Modellierung und mikroskalige Detailrechnungen durchführen ließen.

Die Kriterien für die Auswahl der Städte waren

- ▶ die Verfügbarkeit geeigneter meteorologischer Datensätze für die CTM-Modellierung bis hinunter zu einer Auflösung von 500 x 500 m² bzw. die Möglichkeit, solche Daten mit vertretbarem Aufwand zu erstellen,
- ▶ die Verfügbarkeit von georeferenzierten räumlich hoch aufgelösten, nach Quellgruppen differenzierten Emissionsdatensätzen für das jeweilige Stadtgebiet und dessen weitere Umgebung,
- ▶ die Verfügbarkeit von digitalen Gelände- und Gebäudemodellen,
- ▶ eine möglichst große räumliche Ausdehnung des Stadtgebiets,
- ▶ das Vorhandensein von mindestens zwei städtischen Messstationen sowie
- ▶ größere räumliche Distanzen zwischen den Städten, um verschiedene Umgebungsbedingungen in Deutschland abzubilden.

Bei der Auswahl, die in Abstimmung mit dem Auftraggeber erfolgte, war außerdem darauf zu achten, dass die lufthygienische Situation in den Beispielstädten nicht stark durch Besonderheiten ihrer räumlichen Lage (z. B. Kessellage) geprägt ist. Schließlich war darauf zu achten, dass die Städte nicht direkt an einer Grenze liegen, an der sich durch unterschiedliche Zuständigkeiten wichtige Parameter der Emissionskataster (Methodik, räumliche Auflösung, Bezugsjahr, ...) ändern, die möglicherweise die räumlichen Konzentrationsverteilungen im jeweiligen Stadtgebiet beeinflussen.

Als erste Stadt wurde Berlin mit einer Fläche von 892 km² und ca. 3.5 Millionen Einwohnern mit dem Bezugsjahr 2010 ausgewählt. Bezüglich der beiden anderen Städte standen aus IVU Umwelt (2016) für Niedersachsen und aus IVU Umwelt (2014) für Baden-Württemberg die erforderlichen Daten zur Verfügung. Innerhalb dieser beiden Bundesländer fiel die Auswahl auf Hannover mit einer Fläche von 204 km² und ca. 532'200 Einwohnern mit dem Bezugsjahr 2011 und Karlsruhe mit einer Fläche von 173 km² und ca. 307'800 Einwohnern, wiederum mit dem Bezugsjahr 2010 (Flächen und Einwohnerzahlen gemäß DESTATIS, 2016).

3.2 CTM-Modellierung

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte in vier Skalen im „one-way-nesting“ (s. Abschnitt 2.1.1). Da die eigentliche Anwendung des Modells genestet in der europaweiten Anwendung erfolgen muss, wurden die RCG-Untersuchungsgebiete für die Städte in das Horizontalgitter des übergeordneten Nestes eingepasst, um eine direkte Übergabe der Randbedingungen zu ermöglichen. Dies ist nur in einem geographischen Koordinatensystem möglich, da die großräumigen Datenbasen und damit alle überregionalen Rechnungen nur in solch einem System vorliegen. Der Betrieb des RCG-Modells erfolgte damit in einem geographischen Koordinatensystem und dementsprechend auch die Aufbereitung der Eingangsdaten und die Bereitstellung der unmittelbaren Modellergebnisse.

Da für die CTM-Ausbreitungsrechnungen mit RCG jeweils ein rechteckiges Modellgebiet in einem geographischen Koordinatensystem erforderlich ist, wurden die Untersuchungsgebiete der RCG-Modellierungen in der urbanen Skala (Nest 3 mit ca. 500 m Auflösung) entsprechend Tabelle 3-1 so definiert, dass sie die jeweiligen Stadtgebiete beinhalten und sich in die Netzschachtelung einpassen.

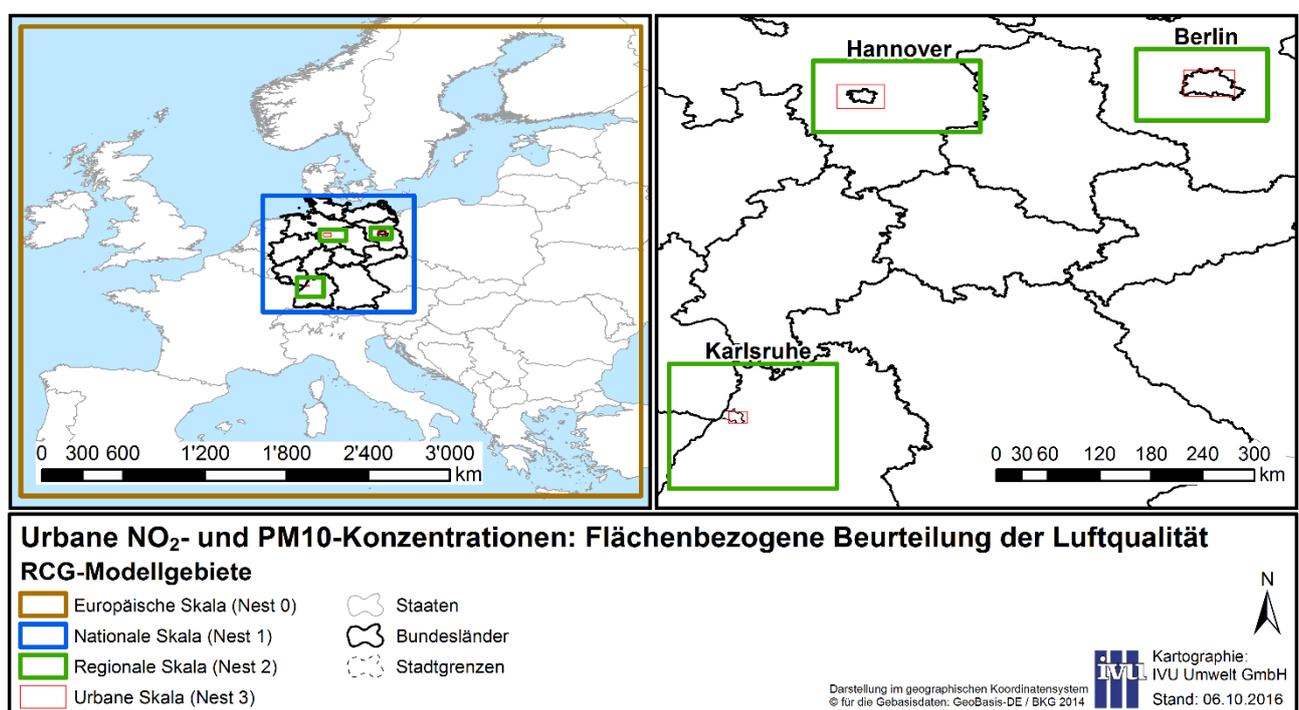
Tabelle 3-1: Untersuchungsgebiete der RCG-Modellierung (Urbane Skala)

Stadt	Breite	Höhe	Fläche	Anzahl Gitterzellen in 500 m-Auflösung
Berlin	49.0 km	38.2 km	1872 km ²	92 x 88
Hannover	34.1 km	27.8 km	948 km ²	64 x 64
Karlsruhe	28.7 km	28.6 km	821 km ²	50 x 66

Das RCG-Modell wurde für die europaweite Rechnung für das in Abbildung 3-1 (links) gezeigte Modellgebiet angewendet. Die horizontale Auflösung beträgt in einem geographischen Koordinatensystem 0.5° Länge und 0.25° Breite (circa 28 x 32 km²). Die Rechnung für Deutschland in der nationalen Skala (Nest 1) erfolgt in dem ebenfalls in Abbildung 3-1 (links) dargestellten Gebiet mit einer Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (ca. 7 x 8 km²).

Das Nest 2 umfasst jeweils das städtische Untersuchungsgebiet und dessen regionale Umgebung. Dieses Nest hat eine Auflösung von 0.03125° Länge und 0.015625° Breite (2 x 2 km²). Das Nest 3 umfasst jeweils die Stadtgebiete. Die Berechnungen im Nest 3 erfolgen dann im geographischen Koordinatensystem für Gitterzellen mit 1/128° Länge und 1/256° Breite (circa 440 x 500 m²). Die jeweiligen Nest 2 und Nest 3 sind in Abbildung 3-1 (rechts) dargestellt. In Tabelle 3-2 sind die genauen Maße der Modellgebiete zusammengestellt. Die vertikale Ausdehnung der Modellgebiete reicht vom Boden bis in eine Höhe von 3000 m. Die unterste Gitterzelle des Modells hat eine vertikale Ausdehnung von 25 m.

Abbildung 3-1: RCG-Modellgebiete



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Tabelle 3-2: RCG-Gebiete

Gebiet	Ausdehnung	Auflösung
Nest 0: Modellgebiet Europa	-10.5° W bis 30.5° O 35° N bis 66.25° N	0.5° Länge, ca. 28 - 30 km 0.25° Breite, ca. 30 - 32 km
Nest 1: Modellgebiet Deutschland	5.5 ° O bis 15.5° O 47.25° N bis 55° N	0.125° Länge, ca. 7 km 0.0625° Breite, ca. 8 km
Nest 2 Modellgebiet Berlin	12.625° O bis 14.0° O 52.125° N bis 52.875° N	0.03125° Länge, ca. 2 km 0.015625° Breite, ca. 2 km
Nest 3 Untersuchungsgebiet Berlin	13.125° O bis 13.65625° O 52.375° N bis 52.65625° N	0.0078125° Länge, ca. 438 m 0.00390625° Breite, ca. 500 m
Nest 2 Modellgebiet Hannover	9.25° O bis 11.0° O 52.0° N bis 52.75° N	0.03125° Länge, ca. 2 km 0.015625° Breite, ca. 2 km
Nest 3 Untersuchungsgebiet Hannover	9.5° O bis 10.00 52.25° N bis 52.5° N	0.0078125° Länge, ca. 438 m 0.00390625° Breite, ca. 500 m
Nest 2 Modellgebiet Karlsruhe	7.75° O bis 9.50° O 48.25° N bis 49.5625° N	0.03125° Länge, ca. 2 km 0.015625° Breite, ca. 2 km
Nest 3 Untersuchungsgebiet Karlsruhe	8.375° O bis 8.5625° O 48.9375° N bis 49.0625° N	0.0078125° Länge, ca. 438 m 0.00390625° Breite, ca. 500 m

Bei den Landnutzungs-, Topographie- und Emissionsdaten wurde im Nest 2 und Nest 3 innerhalb der jeweiligen Bundesländer auf die bereitgestellten Daten zurückgegriffen, die zusammengestellt und an die vom RCG-Modell verlangten Datenformate angepasst wurden (s. Kapitel 4).

Die Anwendung des Modells erfolgte in den genannten vier Skalen. Als Ergebnisse für Nest 1 bis 3 wurden für die hier betrachtete Fragestellung für die Untersuchungsgebiete des jeweiligen Nest 3 (städtisches Gebiet) die für die unterste Gitterzelle berechneten Konzentrationen ausgewertet.

In der Projektion der in geographischen Koordinaten definierten RCG-Untersuchungsgebiete auf die in den Daten zu den drei Städten jeweils verwendeten projizierten Koordinatensysteme (Soldner in Berlin, UTM32 in Niedersachsen und Gauß-Krüger-3 in Baden-Württemberg) ergeben sich für die Ausbreitungsrechnungen mit RCG die in Abbildung 3-2 bis Abbildung 3-4 dargestellten Untersuchungsgebiete.

3.3 Mikroskala

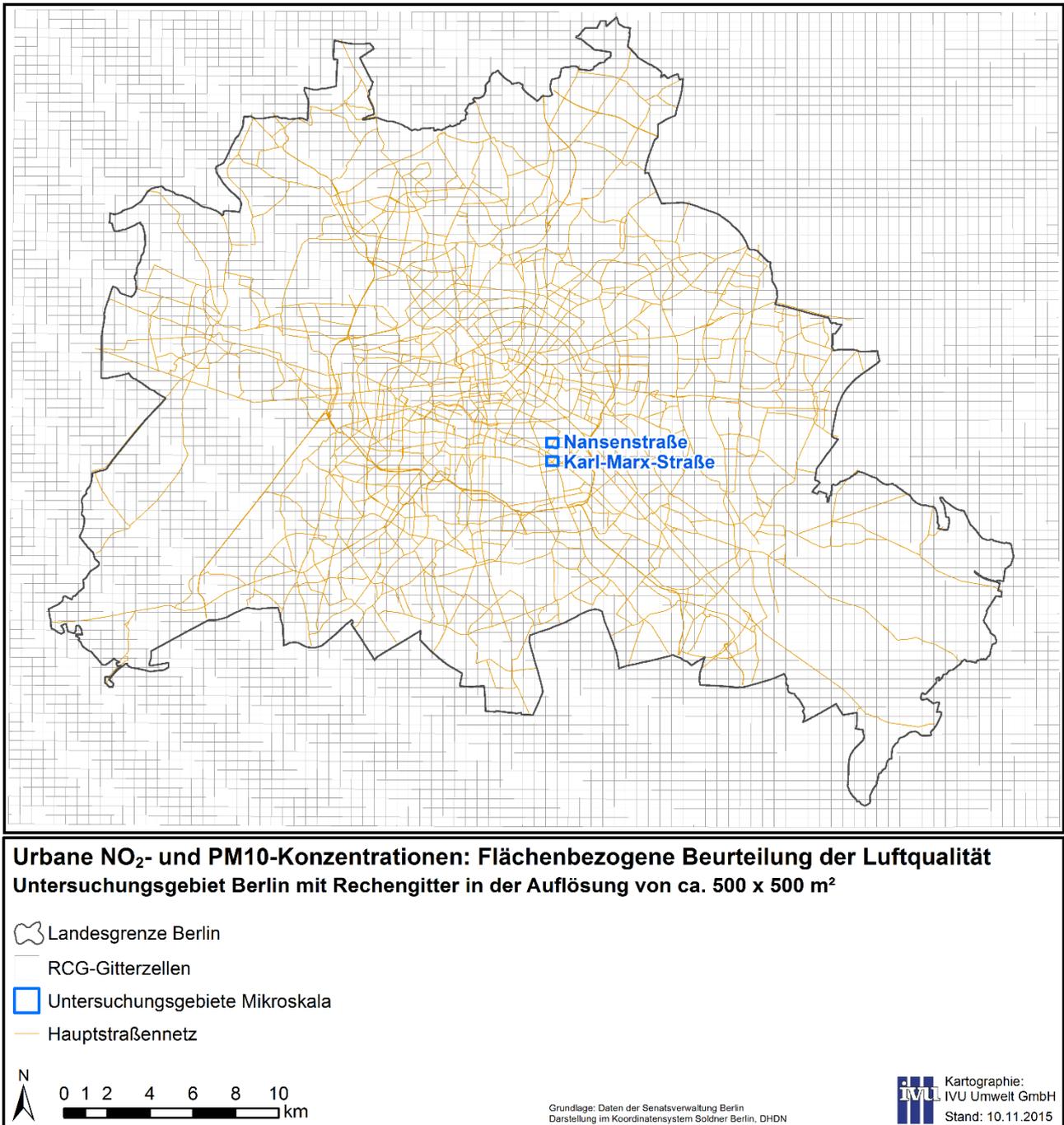
Innerhalb jeder Stadt wurden, in Abstimmung mit dem Auftraggeber, jeweils zwei Gitterzellen der RCG-Modellierung (mit ca. 500 x 500 m² Größe), in denen Messstationen liegen, als Untersuchungsgebiete der Mikroskala definiert. Eine betrachtete Messstation in Berlin ist eine städtische Hintergrundstation, die anderen fünf sind Verkehrsmessstationen bzw. Passivsammler. Im Einzelnen sind es

- ▶ Berlin, Nansenstraße (städtische Hintergrundstation DEBE034),
- ▶ Berlin, Karl-Marx-Straße (Verkehrsstation DEBE064),
- ▶ Hannover, Göttinger Straße (Verkehrsstation DENI048),
- ▶ Hannover, Marienstraße (Passivsammler Verkehr DENI152),
- ▶ Karlsruhe, Reinhold-Frank-Straße (Verkehrsstation DEBW080) und
- ▶ Karlsruhe, Kriegsstraße (Passivsammler Verkehr DEBW126).

Bezüglich der Modellgebiete der mikroskaligen Berechnungen, die die jeweiligen Untersuchungsgebiete beinhalten, wird auf Abschnitt 3.4 verwiesen. In Abbildung 3-2 bis Abbildung 3-4 sind die RCG-

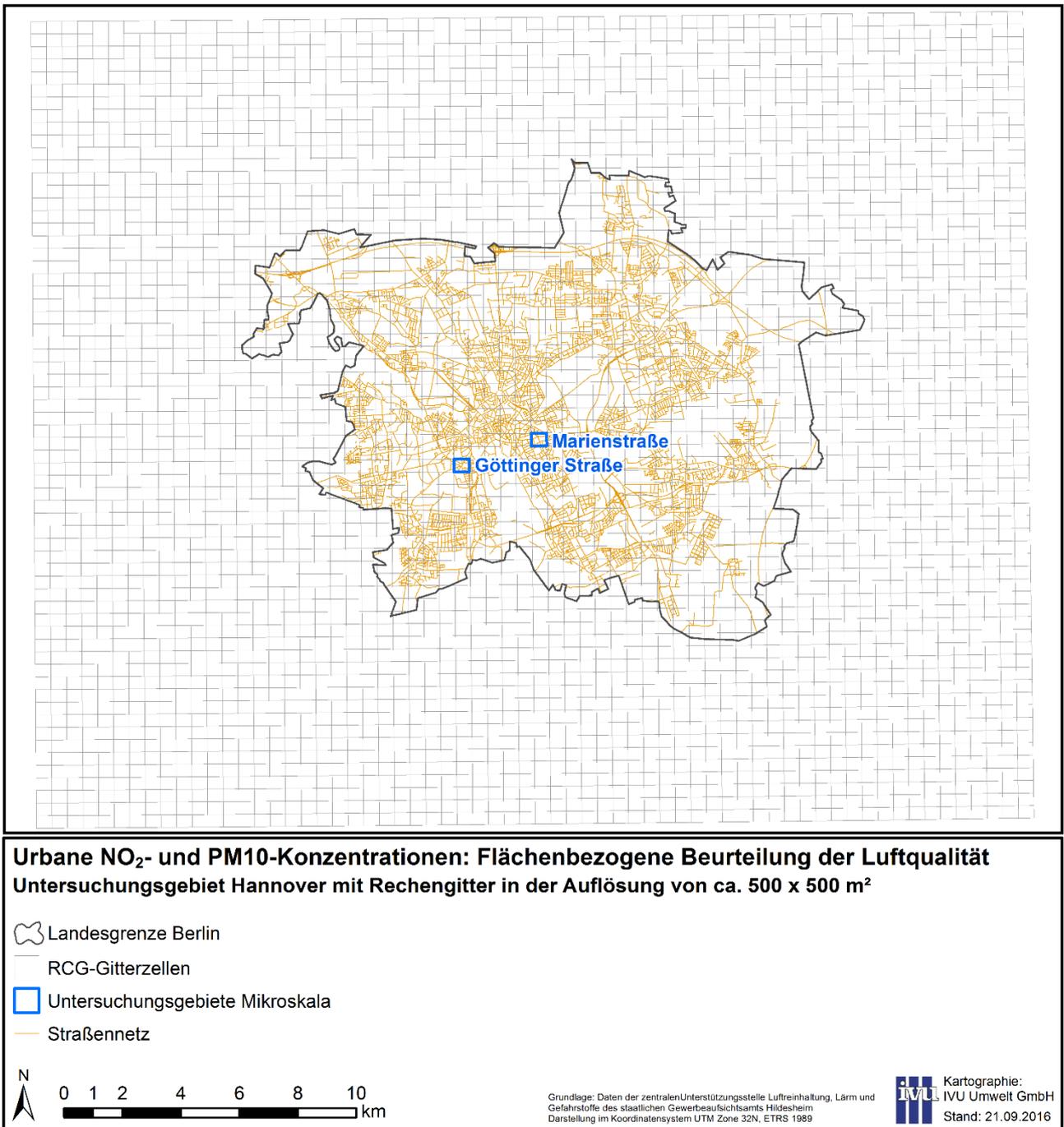
Untersuchungsgebiete der drei Städte und die jeweiligen Untersuchungsgebiete der Mikroskala in projizierten Koordinatensystemen zusammen mit dem Straßennetz in den betrachteten Städten dargestellt.

Abbildung 3-2: Untersuchungsgebiet Berlin



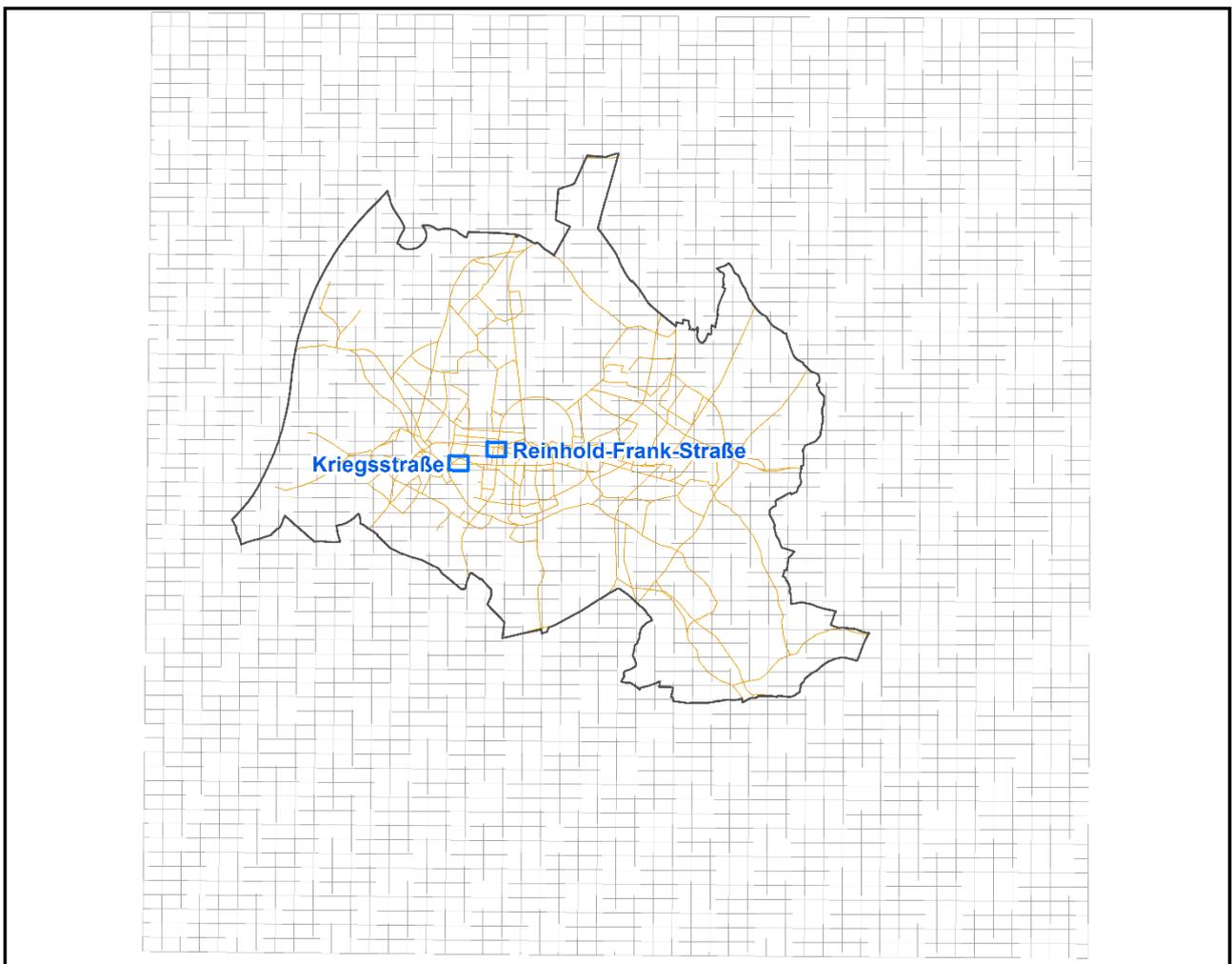
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 3-3: Untersuchungsgebiet Hannover



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 3-4: Untersuchungsgebiet Karlsruhe



Urbane NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen: Flächenbezogene Beurteilung der Luftqualität
 Untersuchungsgebiet Karlsruhe mit Rechengitter in der Auflösung von ca. 500 x 500 m²

-  Landesgrenze Berlin
-  RCG-Gitterzellen
-  Untersuchungsgebiete Mikroskala
-  Hauptstraßennetz



Grundlage: Daten der Landesanstalt für Umwelt,
 Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
 Darstellung im Koordinatensystem Gauß-Krüger Zone 3, DHDN

Kartographie:
 IVU Umwelt GmbH
 Stand: 04.11.2016

Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

3.4 Skalenübergang und Randeffekte

Ohne Berücksichtigung des Eintrages von Schadstoffen in ein Modellgebiet werden am Rand der modellierten Konzentrationsverteilung geringere Konzentrationen beobachtet. Diese Randeffekte werden z. B. besonders bei Straßen mit hohen Emissionen offensichtlich, entlang derer die modellierten Konzentrationen zum Rand des Modellgebietes hin bei konstanten Emissionen abnehmen. Aus diesem Grund ist bei der Ausbreitungsmodellierung i. d. R. das Gebiet, für das Daten vorliegen und für das modelliert wird (Modellgebiet) größer als das Gebiet, für das die Modellergebnisse ausgewertet werden

(Untersuchungsgebiet) und die Gebietsgrenzen werden so gewählt, dass die für die Auswertung relevanten Bereiche (z. B. die Messstation) möglichst in der Gebietsmitte liegen. Innerhalb eines Modellsystems wird diese Randwertproblematik auch durch einen „Nesting-Ansatz“, wie er z. B. in RCG implementiert ist (s. Abschnitt 2.1.1), gelöst und die Ergebnisse des äußersten Nests (Modellgebiet) – zumindest an dessen Rändern – nicht ausgewertet.

Aufgrund der Kopplung mit der RCG-Modellierung waren im vorliegenden Projekt die Untersuchungsgebiete der Mikroskala jeweils auf eine RCG-Gitterzelle der 500 m-Auflösung festgelegt und eine freie Gebietsfestlegung war nicht möglich. Idealerweise hätte man als jeweilige Modellgebiete den Bereich der 9 RCG-Gitterzellen festgelegt, in deren Mitte die RCG-Gitterzelle des Untersuchungsgebiets liegt, weil damit auch eine einfache Emissionsbilanzierung für die zusätzlichen RCG-Läufe zur Vermeidung der doppelten Emissionsberücksichtigung im Rahmen der Ermittlung der Vorbelastung (s. Abschnitt 2.1.1) möglich gewesen wäre. Dies hätte für die Mikroskala jedoch zu Modellgebieten von mindestens ca. 1350 x 1500 m² allein zur Berücksichtigung der Emissionen geführt (im projizierten Koordinatensystem ist eine RCG-Gitterzelle ca. 450 x 500 m² groß). Hinzugekommen wären dann gegebenenfalls noch weitere Vergrößerungen, um die Strömungssituation am Gebietsrand sachgerecht abzubilden. Um generell die urbanen Strukturen in der Strömungs- und Ausbreitungsrechnung adäquat abzubilden und z. B. auch Gehwege im Modell von Fahrbahnen trennen zu können, sollte zum einen die Gitterauflösung in der Mikroskala nicht zu grob sein. Zum anderen ist bei der Kopplung von MISCAM und LASAT gegenwärtig ein äquidistantes Gitter für das ganze Modellgebiet erforderlich. Dies hätte bei einem Modellgebiet in der Größe von 9 RCG-Gitterzellen bei der gewählten Auflösung von 2.2 x 2.2 m² für jede horizontale Schicht in der mikroskaligen Modellierung zu ca. 450000 Gitterzellen geführt und wäre damit über den Rahmen der Modellierung innerhalb dieses Projekts hinausgegangen.

Zur Festlegung der Größe der Modellgebiete für die mikroskalige Modellierung wurden daher für das Gebiet der Karl-Marx-Straße in Berlin systematische Berechnungen durchgeführt, bei denen sukzessive die Emissionen der Quellen innerhalb von Ringen von 100 m Breite um das Untersuchungsgebiet bis zu einer Entfernung von 500 m hinzugefügt wurden und jeweils der Beitrag der Quellen aus diesen Ringen an den modellierten Konzentrationen im Untersuchungsgebiet ermittelt.

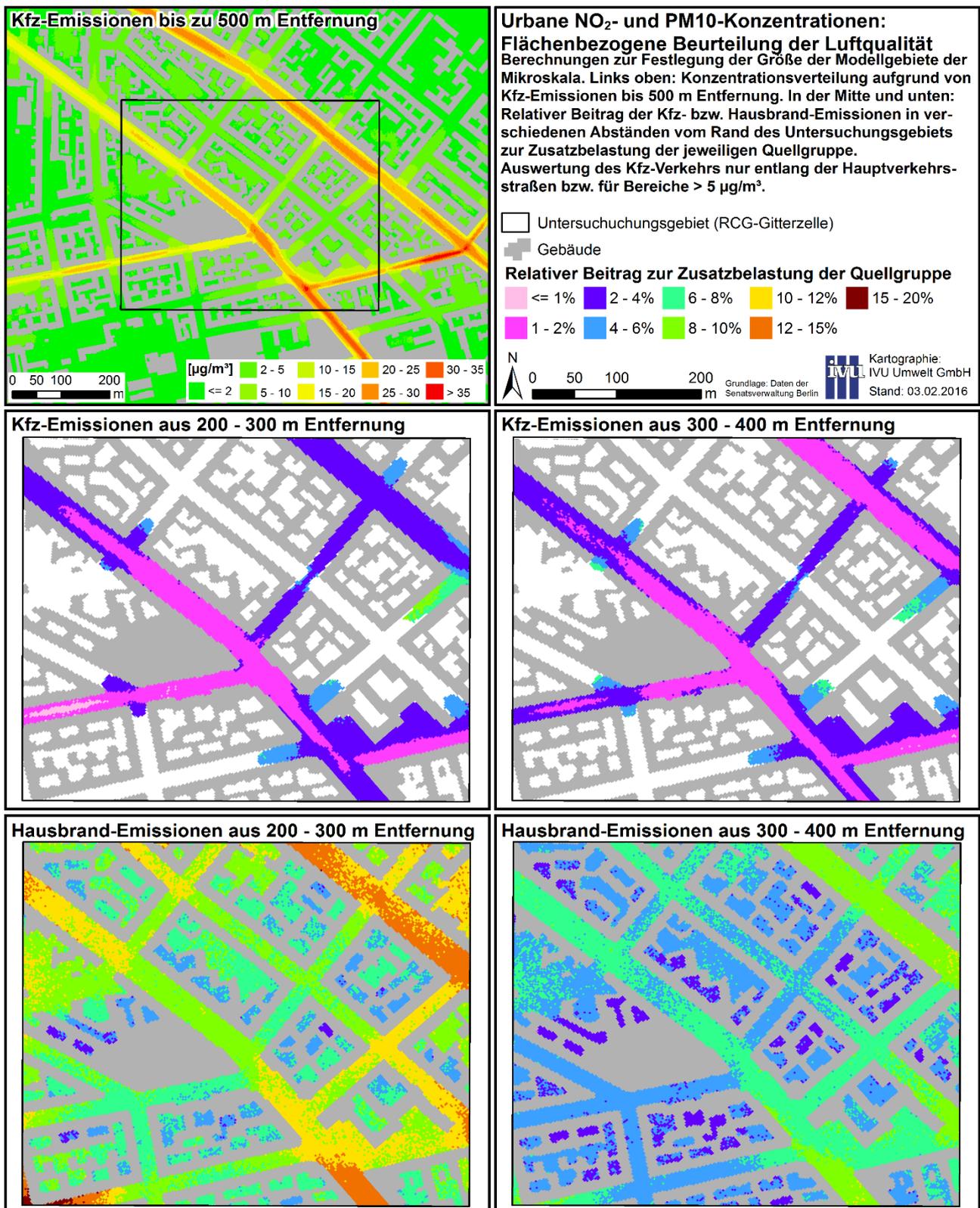
Die Berechnungen dazu sind in Abbildung 3-5 zusammenfassend dargestellt. Die Darstellung der Konzentrationsverteilung links oben zeigt zunächst, dass sich selbst bei der Berücksichtigung von Kfz-Emissionsquellen bis zu 500 m Entfernung an den Rändern des Untersuchungsgebiets entlang der Hauptverkehrsstraßen teilweise Gradienten ergeben. Diese sind aber nicht durch entfernt liegende Quellen hervorgerufen, sondern ergeben sich aus der sich an den Rändern des Untersuchungsgebiets ändernden Strömungssituation entlang dieser Hauptverkehrsstraßen. In der Mitte und unten in Abbildung 3-5 ist – jeweils für den Kfz-Verkehr und den Hausbrand – der relative Beitrag der Emissionsquellen in einer Entfernung von 200 - 300 m und 300 - 400 m dargestellt, bezogen auf die im Untersuchungsgebiet hervorgerufenen Zusatzbelastung aller Quellen dieser Quellgruppe bis zu 500 m Entfernung.

Grundsätzlich steigen natürlich die Konzentrationen im Untersuchungsgebiet mit zunehmender Größe des Modellgebiets bis zu einer, i. d. R. unbekannt, Sättigungsgrenze an, weil umso mehr Masse im System ist, je mehr Emissionsquellen berücksichtigt werden. Dieser Effekt des generellen Niveaustiegs bei mehr Quellen wird in diesem Projekt im Rahmen der Bestimmung der Vorbelastung berücksichtigt. Hier ging es um die Festlegung einer Modellgebietsgröße, bei der am Rand des Untersuchungsgebiets keine relevanten Konzentrationsgradienten mehr auftreten. Für die Festlegung der Größe des Modellgebiets ist hier also nicht die Höhe des Beitrags der weiter entfernt liegenden Quellen entscheidend, sondern ob ihr Beitrag im Untersuchungsgebiet zum Rand hin einen relevanten Gradienten aufweist.

Vor diesem Hintergrund wurde aus den Berechnungen abgeleitet, dass zur Vermeidung von relevanten Konzentrationsgradienten an den Rändern des Untersuchungsgebiets das Modellgebiet bezüglich

der Quellgruppe Kfz-Verkehr rundum mindestens 200 m, besser noch 300 m, größer als das Untersuchungsgebiet sein sollte. Für die Quellgruppe Hausbrand ist ein Rand von 300 m akzeptabel, weil die weiter entfernten Quellen zu keinen relevanten Konzentrationsgradienten mehr führen. So wurden die jeweiligen Modellgebiete der Mikroskala auf die Untersuchungsgebiete plus 300 m Rand auf jeder Seite als Rechtecke von ca. 1100 x 1100 m² Größe festgelegt. Hinzu kommen dann noch weitere Vergrößerungen, um die Strömungssituation am Gebietsrand, z. B. bei hohen Gebäuden, sachgerecht abzubilden. Damit ergaben sich Modellgebiete zwischen 1230 x 1140 m² und 1410 x 1310 m².

Abbildung 3-5: Zusammenfassende Darstellung zu Randeffekten. Näheres s. Text.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

4 Eingangsdaten

Für die Berechnungen sind zahlreiche Eingangsdaten erforderlich, die bei allen drei Städten grundsätzlich ähnlich sind, sich aber im Detail, z. B. bei der Erhebungsmethodik oder der räumlichen Auflösung, unterscheiden. Im Folgenden werden die wichtigsten Eingangsdaten beschrieben. Für detaillierte Beschreibungen wird auf entsprechende externe Quellen verwiesen.

4.1 Topographie

In den Ausbreitungsrechnungen ist die Topographie zu berücksichtigen. Da in der Regel keine digitalen Geländemodelle (DGM) für die Gitterauflösung der RCG-Modellierung in geographischen Koordinatensystemen vorhanden sind, wurden diese jeweils aus räumlich höher aufgelösten DGM erstellt. Die mittleren Höhen der jeweiligen RCG-Gitterzellen wurden ermittelt, indem die Mittelpunkte der Rasterzellen der höher aufgelösten DGM mit den RCG-Gitterzellen der 500 m-Auflösung verschnitten und für jede RCG-Gitterzelle der Mittelwert der in ihr enthaltenen Höhenpunkte bestimmt wurde.

Für Berlin wurde dazu auf das DGM der Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) aus dem Jahr 2000 zurückgegriffen, das fast weltweit in ca. 90 m Auflösung zur Verfügung steht (CGIAR, 2008). Für Niedersachsen und Baden-Württemberg wurden die entsprechend IVU Umwelt (2014, 2016) für RCG aufbereiteten topographischen Daten verwendet, die innerhalb der jeweiligen Landesgrenzen auf DGMs in 50 m bzw. 100 m Auflösung basieren und außerhalb der jeweiligen Landesgrenzen durch die SRTM-Daten ergänzt wurden.

4.2 Landnutzung

Daten zur Land- bzw. Flächennutzung wurden im Rahmen des Projekts für die Erstellung der meteorologischen Felder, für die Ausbreitungsmodellierung und für die Auswahl der auszuwertenden Gitterzellen benötigt.

Für Berlin wurden als Grundlage die Daten des Corine Land Cover (CLC, 2006) verwendet. Diese wurden mit den Gitterzellen der RCG-Modellierung der 500 m-Auflösung verschnitten und für jede Gitterzelle der relative Anteil der Nutzungsarten an der Fläche der Gitterzelle ermittelt. Für die Erstellung der meteorologischen Felder sowie für die Ausbreitungsmodellierung wurden diese den RCG-Landnutzungsklassen zugeordnet. Die Auswahl der in Berlin auszuwertenden Gitterzellen erfolgte gemäß Abschnitt 5.1.4.1.

Für Niedersachsen und Baden-Württemberg wurden in der Modellierung die entsprechend IVU Umwelt (2014, 2016) für RCG aufbereiteten Landnutzungsdaten verwendet. Um die Auswertung auf eine einheitliche Basis zu stellen, erfolgte die Auswahl der in Hannover und Karlsruhe auszuwertenden Gitterzellen gemäß Abschnitt 5.1.4.1 wie in Berlin auf Basis der Daten von CLC (2006), die für die beiden Stadtgebiete entsprechend aufbereitet wurden.

4.3 Emissionen

4.3.1 Emissionen innerhalb der Bundesländer Berlin, Niedersachsen und Baden-Württemberg

Für Berlin wurden die Emissionsdaten, mit Ausnahme der Quellgruppe Kfz-Verkehr, aus den Berechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2009 - 2020 entnommen und sind in IVU Umwelt (2011a) dokumentiert. Die Emissionen des Kfz-Verkehrs wurden dort auf Basis des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der Version 3.1 (INFRAS, 2010) ermittelt. Für das hier vorliegende Projekt wurde eine Aktualisierung dieser Emissionen auf die Version 3.2 des HBEFA (INFRAS, 2014) vorgenommen und die Emissionen des oberirdischen Hauptstraßennetzes, der Tunnelstrecken und des Nebennetzes mit dem auf dem HBEFA 3.2 basierenden Emissionsmodell IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2015) für das Bezugsjahr 2010 neu berechnet. Die Orte der Quellen der Quellgruppe „Industrie“

(genehmigungsbedürftigen Anlagen nach dem Anhang zur 4. BImSchV (2015), die nach der 11. BImSchV (2013) verpflichtet sind, eine Emissionserklärung abzugeben) wurden in das geographische Koordinatensystem des RCG-Modells projiziert und mit ihren Emissionsmengen und Quellattributen für die Verwendung in RCG als Punktquellen exportiert. Die Emissionen aller anderen Quellgruppen wurden mit dem RCG-Raster der 500 m-Auflösung verschnitten und die Emissionen entsprechend anteilig auf die RCG-Gitterzellen verteilt.

Für Niedersachsen und Baden-Württemberg wurden die entsprechend IVU Umwelt (2014, 2016) für RCG aufbereiteten Emissionsdaten verwendet.

4.3.2 Emissionen außerhalb der Bundesländer

Da die Modellierung mit RCG in der europäischen Skala beginnt, sind auch Emissionsdaten außerhalb der Bundesländer erforderlich. Lage und Emissionsmengen der Quellen außerhalb der Bundesländer sowie Ergänzungen von Quellgruppen bzw. Stoffen innerhalb von Berlin, die in der Datenbasis für Berlin nicht vorlagen, wurden aus dem UBA-Projekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014) übernommen.

Die deutschen und die europäischen Emissionen aus dem Projekt „Luftqualität 2020/2030“ beruhen auf den von den europäischen Ländern an EMEP gelieferten Emissionsabschätzungen für die Referenzjahre 2005, 2010, 2020, 2025 und 2030. Diese nationalen Angaben wurden räumlich verteilt (Europa in einer Gitterauflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite, Deutschland in einer Auflösung von 0.03125° Länge und 0.015625° Breite, siehe UBA, 2014). Zur Erzeugung der Emissionen für die verschiedenen hier verwendeten meteorologischen Bezugsjahre wurden die Referenzemissionen in allen Ländern außer Deutschland mit den aus dem EMEP-Programm erhältlichen nationalen Summen für die einzelnen Luftschadstoffe (CEIP, 2015) skaliert. Die Skalierung der nicht-deutschen Emissionen erfolgte für alle Verursachergruppen in gleicher Weise, da verursacherspezifische Emissionsentwicklungen nicht vorliegen. In Deutschland selbst basiert die Fortschreibung auf verursachergruppen- und stoffabhängigen Faktoren, die aus den Datenbasen des Projekts „Luftqualität 2020/2030“ abgeleitet wurden. Diese Daten wurden in den Rechnungen für alle Nester für alle Gebiete verwendet, für die keine lokalen Daten vorlagen. Bei RCG-Gitterzellen, die teilweise inner- und außerhalb der Bereiche der lokalen Datenbasen liegen, wurden die lokalen Emissionen entsprechend dem außerhalb liegenden Flächenanteil um die Emissionen aus dem UBA-Projekt ergänzt.

4.3.3 Erstellung der stadtspezifischen Emissionsdatensätze

Voraussetzung für die Zielsetzung des Projekts ist die Verwendung einer über alle Skalen konsistenten Emissionsdatenbasis. Verwendet man z. B. für die größerskaligen Anwendungen die Emissionsdaten aus dem Projekt „Luftqualität 2020/2030“, die mit dem sogenannten „Top-down“-Ansatz erstellt wurden, und für die urbane Anwendung die normalerweise nach dem sogenannten „Bottom-up“-Ansatz erstellten Emissionen, muss mit Unterschieden in der Größenordnung von 20 bis 50 % zwischen den Emissionsbilanzen gerechnet werden (Stern, 2013a). Auf solch einer Basis werden die Ergebnisse der verschiedenen Nester in einem Stadtgebiet im Wesentlichen nicht von der Gitterweite sondern von den Unterschieden in den verwendeten Emissionen bestimmt. Deshalb wurde für dieses Projekt eine in allen Skalen einheitliche Emissionsdatenbasis entwickelt. Dazu wurden die für die ausgewählten Stadtgebiete verfügbaren lokalen Emissionen in die städtischen Gitterzellen der größerskaligen Anwendungen eingesetzt, die im Modellgebiet für die städtischen Anwendungen liegen. Damit erhält man eine über alle Skalen konsistente Emissionsdatenbasis, was eine unabdingbare Voraussetzung für die Zielsetzung des Projekts ist.

4.3.4 Prognose 2020

Immissionsprognosen wurden nur für das Untersuchungsgebiet Berlin für das Prognosejahr 2020 auf der Basis zweier Emissionsprognosen durchgeführt. Beide Prognosen wurden aus dem Projekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014) übernommen. Es handelt sich um

- ▶ das Emissionsszenario 2020 APS (Aktuelles PolitikszENARIO), das die Emissionsentwicklung unter Umsetzung bereits beschlossener Maßnahmen beschreibt und
- ▶ das Emissionsszenario 2020 EWS+ (Energiewendeszenario mit zusätzlichen Maßnahmen).

Eine detaillierte Beschreibung der Szenarien kann in UBA (2014) gefunden werden. Für die lokalen Emissionen in den ausgewählten Stadtgebieten existieren keine Prognosedatensätze. Zur Fortschreibung der städtischen Daten auf die ausgewählten Prognosehorizonte wurden aus den Datensätzen APS und EWS+ die relativen Änderungen der deutschen Emissionen vom Bezugsjahr 2010 zum Prognosejahr 2020 abgeleitet. Diese Fortschreibungsfaktoren wurden stoff- und sektorspezifisch bestimmt und auf die städtischen Emissionsdaten angewandt. Die städtischen Prognoseemissionen wurden dann wieder in die größerskaligen Gitterzellen innerhalb des städtischen Modellgebiets eingesetzt.

4.3.5 Emissionen Mikroskala

In den mikroskaligen Ausbreitungsrechnungen in diesem Projekt wurden alle Quellen der Emittentengruppen Kfz-Verkehr sowie kleine und mittlere Feuerungsanlagen¹ („Hausbrand“) innerhalb der jeweiligen Modellgebiete berücksichtigt. In Berlin und Karlsruhe ist, entsprechend der Datenlage, dabei nur der Kfz-Verkehr auf Hauptstraßen berücksichtigt, in Hannover auch auf Nebenstraßen. Die Lage der Straßen im Verhältnis zu den Gebäudemodellen wurde geprüft und ggf. korrigiert. Bei großen Verkehrsachsen und bei komplexen Kreuzungsanbindungen wurden die bereitgestellten Straßennetze, die jeweils die Straßenmittelachsen darstellen, teilweise räumlich verfeinert und die einzelnen Richtungsfahrbahnen und Kreuzungsanbindungen separat abgebildet.

Die Hausbrandemissionen liegen aus den jeweiligen Emissionsdatensätzen für Berlin und Baden-Württemberg nur als Summenwerte für größere Gebietseinheiten vor und wurden im Rahmen der jeweiligen Aufbereitung für die RCG-Modellierung anhand von Landnutzungsdaten und Gebäudevolumina auf die RCG-Gitterzellen verteilt. Für die mikroskaligen Modellierungen wurden diese Emissionen nicht gleichmäßig im Gebiet angesetzt, sondern differenziert weiter räumlich verteilt. Dazu wurde für jedes Gebäude eine Emissionsquelle auf dessen Dach generiert und jeder dieser Quellen eine Emissionsmenge entsprechend dem Anteil des Volumens des zugehörigen Gebäudes am gesamten Gebäudevolumen der RCG-Gitterzelle zugewiesen. Damit sind die Hausbrand-Emissionen im Modellgebiet sowohl in der Fläche als auch in der Höhe entsprechend der Gebäudestruktur verteilt.

Für Hannover wurden die Hausbrandemissionen für die mikroskalige Modellierung direkt als gebäudebezogene Datensätze bereitgestellt, so dass hier keine weitere räumliche Verteilung erforderlich war.

4.4 Gebäude

Für die mikroskaligen Modellierungen wurden Gebäudedaten benötigt. Diese wurden als LoD1-Daten („Klötzchenmodell“) für Berlin und Karlsruhe aus IVU Umwelt (2011, 2016) übernommen und für

¹ In dieser Quellgruppe werden Emissionen aus Feuerungsanlagen erfasst, für die keine immissionsschutzrechtliche Genehmigung nach der 4. BImSchV (2015) benötigt wird bzw. die der 1. BImSchV (2010) unterliegen. Die Feuerungsanlagen dienen überwiegend der Heizung und Warmwasserbereitung in privaten und öffentlichen Gebäuden, aber auch der Wärmeerzeugung im Industrie- und Gewerbebereich.

Hannover von der zentralen Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe (ZUS LLG) des staatlichen Gewerbeaufsichtsamts Hildesheim für dieses Projekt bereitgestellt.

Die Gebäudedaten wurden nicht nur zur Abbildung der Strömungssituation im Rahmen der Erstellung der Windfeldbibliotheken (s. Abschnitt 2.1.2.1) genutzt, sondern auch zur detaillierten räumlichen Verteilung der Emissionen der kleinen und mittleren Feuerungsanlagen („Hausbrand“) innerhalb der Modellgebiete der Mikroskala (s. Abschnitt 3.4).

4.5 Meteorologie

Die Erstellung der dreidimensionalen meteorologischen Eingangsdaten für die RCG-Modellierung (s. Abschnitt 2.1) wurde mit dem an der FU Berlin entwickelten diagnostischen Analysesystem TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Procedures for Environmental Research; Reimer & Scherer, 1992; Kerschbaumer & Reimer, 2003) vorgenommen. Das TRAMPER-System basiert auf einer Optimalen Interpolation der verfügbaren meteorologischen Daten. Der Interpolation zugrunde gelegt wurden die meteorologischen Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Radiosonden- und Pilotmeldungen der synoptischen Aerologiestationen sowie stündliche und dreistündliche Beobachtungen von Teilen der synoptischen Beobachtungsnetze der in der World Meteorological Organisation (WMO) organisierten Wetterdienste. Die meteorologischen Felder werden auf die gewünschte Auflösung interpoliert, wobei über verschiedene Grenzschichtmodule (Massekonsistenz, Hang-, Berg- und Talwind usw.) eine Anpassung an die hoch aufgelöste Topographie und Landnutzung erfolgt.

Das angewandte Analyseverfahren besteht im Kern aus einer statistischen Interpolation (Optimale Interpolation) beobachteter und abgeleiteter Feldgrößen auf isentropen Flächen am Gitterpunkt und einem physikalischen Abgleich der Felder mittels Variationsrechnung.

Die dreidimensional analysierten Variablen sind

- ▶ Montgomery-Potenzial $M = c_p T + gH$,
- ▶ Druck (Temperatur) $p^k = (p/1000)^{2/7}$,
- ▶ lokale Stabilität $Mp^k / M\theta$,
- ▶ Windvektorkomponenten,
- ▶ vertikale Windscherung und
- ▶ relative Feuchte,

die auf 24 isentropen Flächen und einer Bodenfläche (Sigma-Koordinate) dargestellt werden.

Zweidimensional werden dargestellt

- ▶ Bewölkung und Wetter aus Bodenbeobachtungen,
- ▶ Potentielle Temperatur in 2 m Höhe,
- ▶ Bodendrucktendenz (dreistündlich),
- ▶ Inversionshöhen aus Radiosonden und
- ▶ Niederschlag.

Das Schema ist als skalenabhängiges Korrekturverfahren aufgebaut und verwendet großräumige Analysen oder Vorhersagefelder als Ausgangspunkt. Der Verfahrensablauf gliedert sich auf in die Schritte

- ▶ Analysen der Boden- und Radiosondenbeobachtungen,
- ▶ zeitliche Interpolation auf stündliche Zwischentermine und
- ▶ Berechnung der Grenzschichtvariablen.

In die Analyse sind die räumliche und zeitliche Erfassung der Temperaturinversionen und ihrer Mächtigkeit sowie die horizontale Interpolation von Niederschlag, Bedeckungsgrad, Wolkentyp usw. einge-

bunden. Nach der dreidimensionalen Analyse werden die Grenzschichtvariablen und, unter Berücksichtigung der beobachteten Temperaturinversionen, der tägliche Verlauf der Mischungshöhe berechnet. Die Parameter am Boden sind auf einer dem Terrain folgenden Koordinatenfläche definiert und werden auf die Modelltopographie abgestimmt.

Das Ergebnis der Analyse sind dreidimensionale Felder von Windkomponenten, Temperatur und Feuchte, zweidimensionale Felder der meteorologischen Bodenbeobachtungen und der Grenzschichtparameter einschließlich Mischungshöhen sowie eine dreidimensionale Inversionsdarstellung im gesamten Modellgebiet.

Für die kleinräumigen Analysen werden charakteristische orographische Effekte des untersuchten Gebietes in die dreidimensionale Strömung integriert, insbesondere Hangwind- und Barriereneffekte. Der generalisierte Hang- und Talwind ist abhängig von der gegebenen Überströmung, wobei Kaltluftzufuhr implizit durch die dreidimensionale Temperaturentwicklung der Beobachtungen enthalten ist. Dabei werden mit Hilfe von Strömungsadaptationsalgorithmen alle Windfelder im orographisch gegliederten Gelände angepasst. Gegenüber einem prognostisch-numerischen Modellierungsansatz hat die diagnostische Methode des TRAMPER-Systems den Vorteil, dass sie sich wesentlich auf vorhandene meteorologische Messungen stützt.

Pro Tag wurden zusammenhängend 24 Analysen ausgeführt. Die Ausgangsfelder wurden aus der großräumigen Analyse erstellt und im feinen Gitter mit den vorhandenen Daten korrigiert. Dabei wurden alle isentropen Flächen neu angepasst, um eine optimale vertikale Auflösung der Felder in dem kleinen Gebiet zu erhalten.

Die Grenzschichtgrößen wurden in stündlicher Folge berechnet, wobei die Topographie in der Bestrahlung beachtet wurde. Die Mischungshöhe wurde in diesem Zusammenhang einer speziellen Glättung unterzogen, um im Gegensatz zur sehr detaillierten Topographie und Landnutzung eine generalisierte Grenzschichthöhe zu erhalten, die kleinere Täler nicht zu stark berücksichtigt.

Das diagnostische Strömungsmodul arbeitet in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird das mittlere Strömungsgrundfeld der Modellregion erzeugt und an das thermodynamisch und topographisch bedingte Strömungsverhalten adaptiert. Im zweiten Schritt werden Stationsmessdaten mit räumlich begrenzter Wichtung in das Grundfeld integriert und die vertikale Geschwindigkeitskomponente physikalisch adaptiert. Das endgültige Strömungsfeld wird mittels eines iterativen Verfahrens zur Massenerhaltung gezwungen.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 CTM-Modellierung für Stadtgebiete

Das RCG-Modell wurde für jede Stadt in den in Abschnitt 3.2 beschriebenen Berechnungsskalen angewandt. In allen Skalen wurden innerhalb der Bereiche der städtischen Modellgebiete (Nest 3) identische Emissionsmengen benutzt. Ausgewertet wurden die Ergebnisse der Berechnungen nur im Gebiet des Nestes 3 und nur für die Nester 1 bis 3. Die europaweiten Berechnungen wurden nur eingeschränkt ausgewertet, da die Maschenweite von knapp 30 km nicht für urbane Ausbreitungsrechnungen geeignet ist.

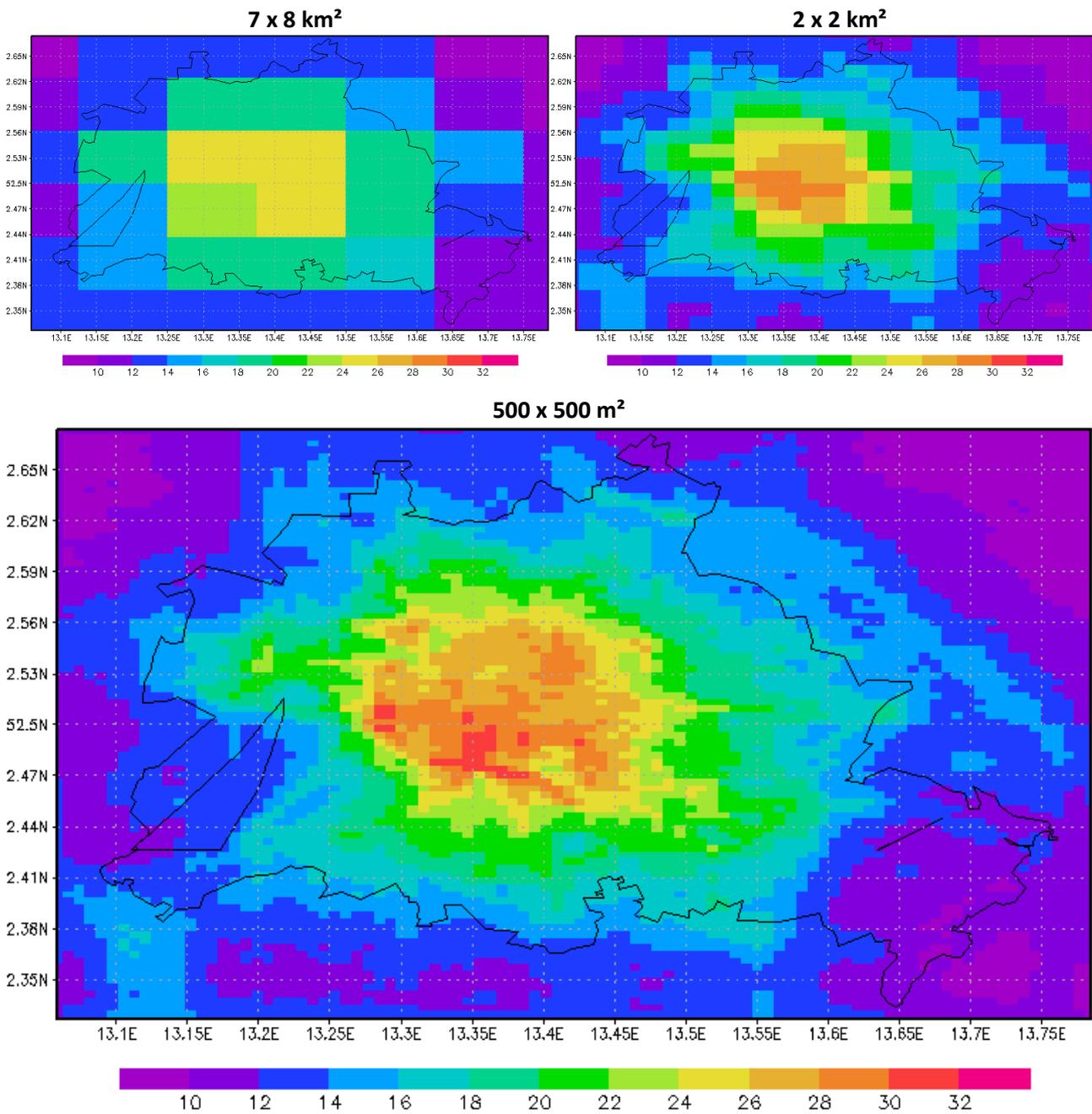
5.1.1 Konzentrationsfelder

5.1.1.1 Berlin

Abbildung 5-1 zeigt die für die Nester 1 bis 3 berechneten NO₂-Jahresmittelwerte in dem Untersuchungsgebiet Berlin. Die Auflösung der deutschlandweiten Rechnung (7 x 8 km², Nest 1) reicht nicht aus, um die Konzentrationsverteilung selbst einer großen Stadt wie Berlin angemessen aufzulösen. Erst bei der Auflösung des Nestes 2 (2 x 2 km²) beginnt sich der stark emissionsbelastete Stadtkern in den Konzentrationsverteilungen abzuzeichnen. Eine detaillierte Konzentrationsverteilung ergibt sich aber erst für die höchste Auflösung im Nest 3 (Maschenweite circa 500 m). Die in Berlin berechneten Konzentrationsmaxima sind klar abhängig von der Maschenweite: bis 26 µg/m³ für die Auflösung 7 x 8 km², bis 30 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 33 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

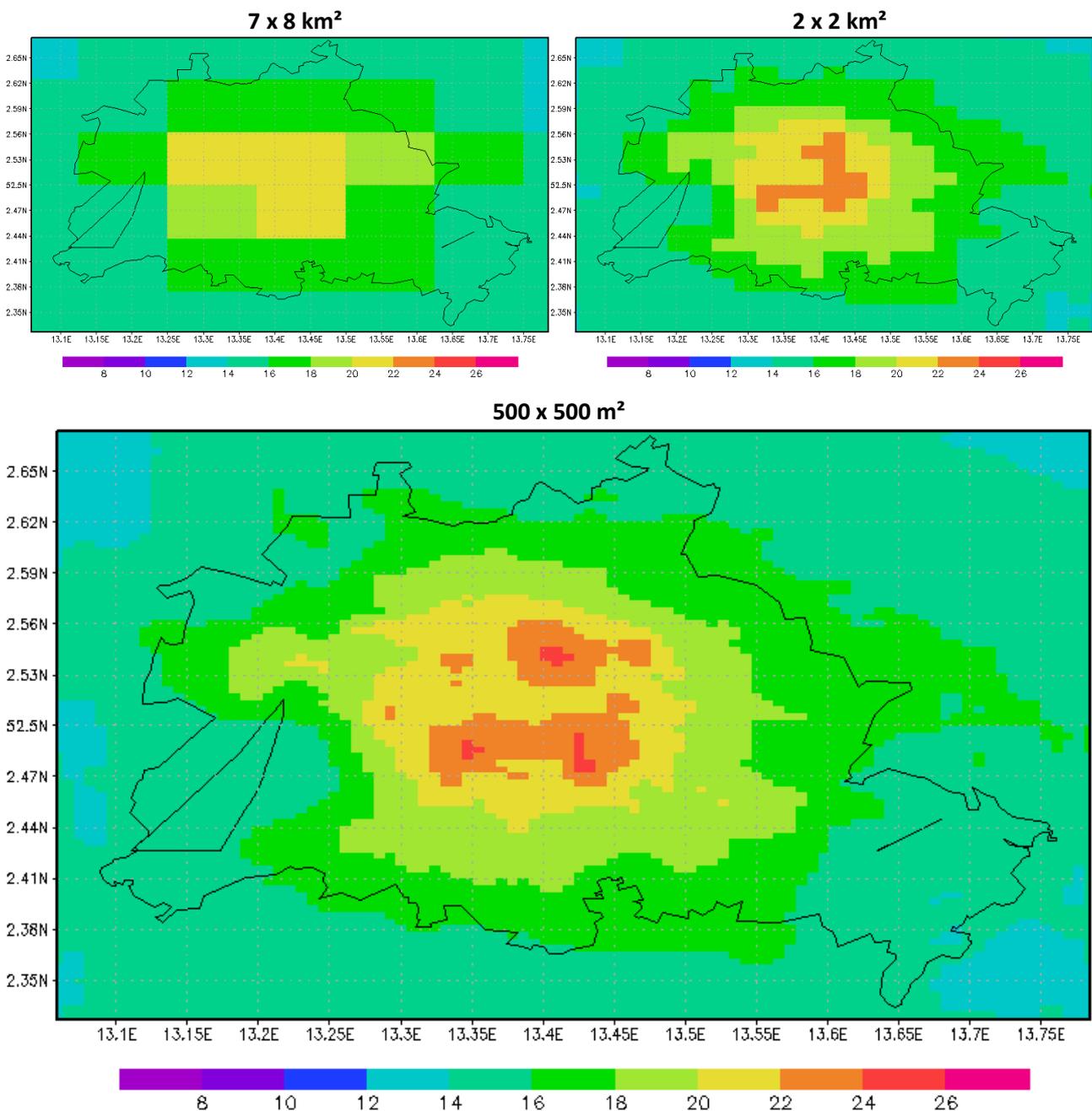
Ähnliches gilt für die berechneten Konzentrationsverteilungen der PM₁₀-Jahresmittelwerte (Abbildung 5-2). Die Ergebnisunterschiede zwischen den drei Skalen sind bei PM₁₀ aber nicht so ausgeprägt wie bei NO₂, was dem großen Anteil der über physikalische und chemische Prozesse gebildeten Sekundäraerosole am PM₁₀ geschuldet ist. Diese sekundären Aerosole werden nur zum geringen Teil lokal gebildet. Der Großteil wird in die Stadt hinein transportiert, so dass eine höhere Auflösung sich weniger bemerkbar macht als bei NO₂. Die PM₁₀-Konzentrationsgradienten vom Stadtrand zum Stadtzentrum sind daher auch in allen Skalen geringer als die entsprechenden Gradienten der NO₂-Felder. Die in Berlin berechneten PM₁₀-Konzentrationsmaxima sind wieder abhängig von der Maschenweite: bis 22 µg/m³ für die Auflösung 7 x 8 km², bis 24 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 26 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

Abbildung 5-1: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-2: PM₁₀-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

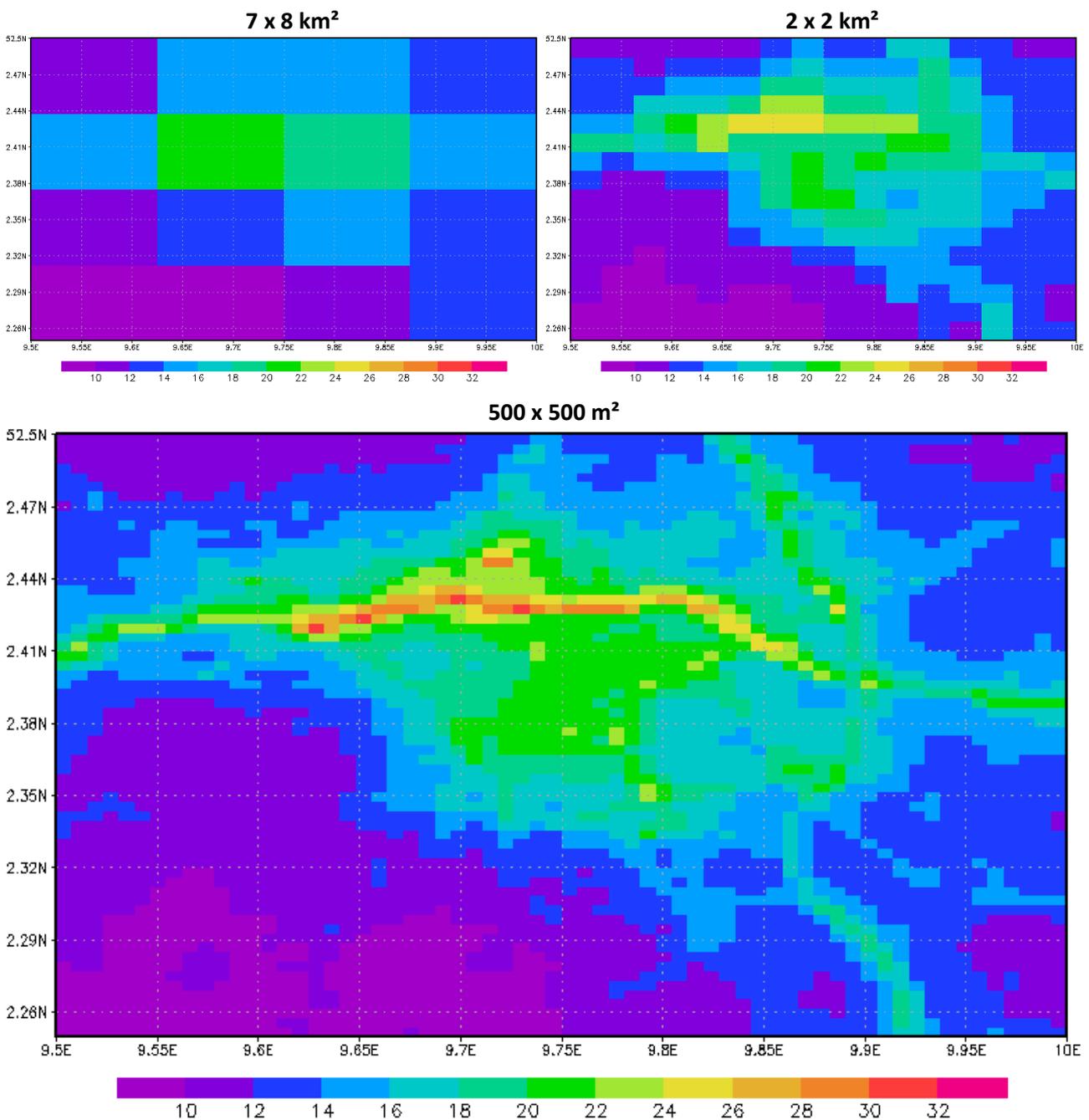
5.1.1.2 Hannover

Abbildung 5-3 zeigt die für die Nester 1 bis 3 berechneten NO₂-Jahresmittelwerte in dem Untersuchungsgebiet Hannover. In der Auflösung der deutschlandweiten Rechnung (7 x 8 km², Nest 1) ist die spezielle Emissionsstruktur Hannovers mit einer stark befahrenen Autobahn nördlich des Stadtzentrums nicht zu erkennen. Erst in der Auflösung des Nestes 2 (2 x 2 km²) beginnt sich die Autobahn in der Konzentrationsverteilung abzuzeichnen. Eine detaillierte Konzentrationsverteilung mit hohen Immissionen im Einflussbereich der Autobahn und erhöhten NO₂-Konzentrationen im Stadtzentrum ergibt sich aber erst für die höchste Auflösung im Nest 3 (Maschenweite circa 500 m). Die im Untersu-

chungsgebiet Hannover berechneten Konzentrationsmaxima sind, wie schon in Berlin, wieder abhängig von der Maschenweite: bis 24 µg/m³ für die Auflösung 7 x 8 km², bis 26 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 32 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

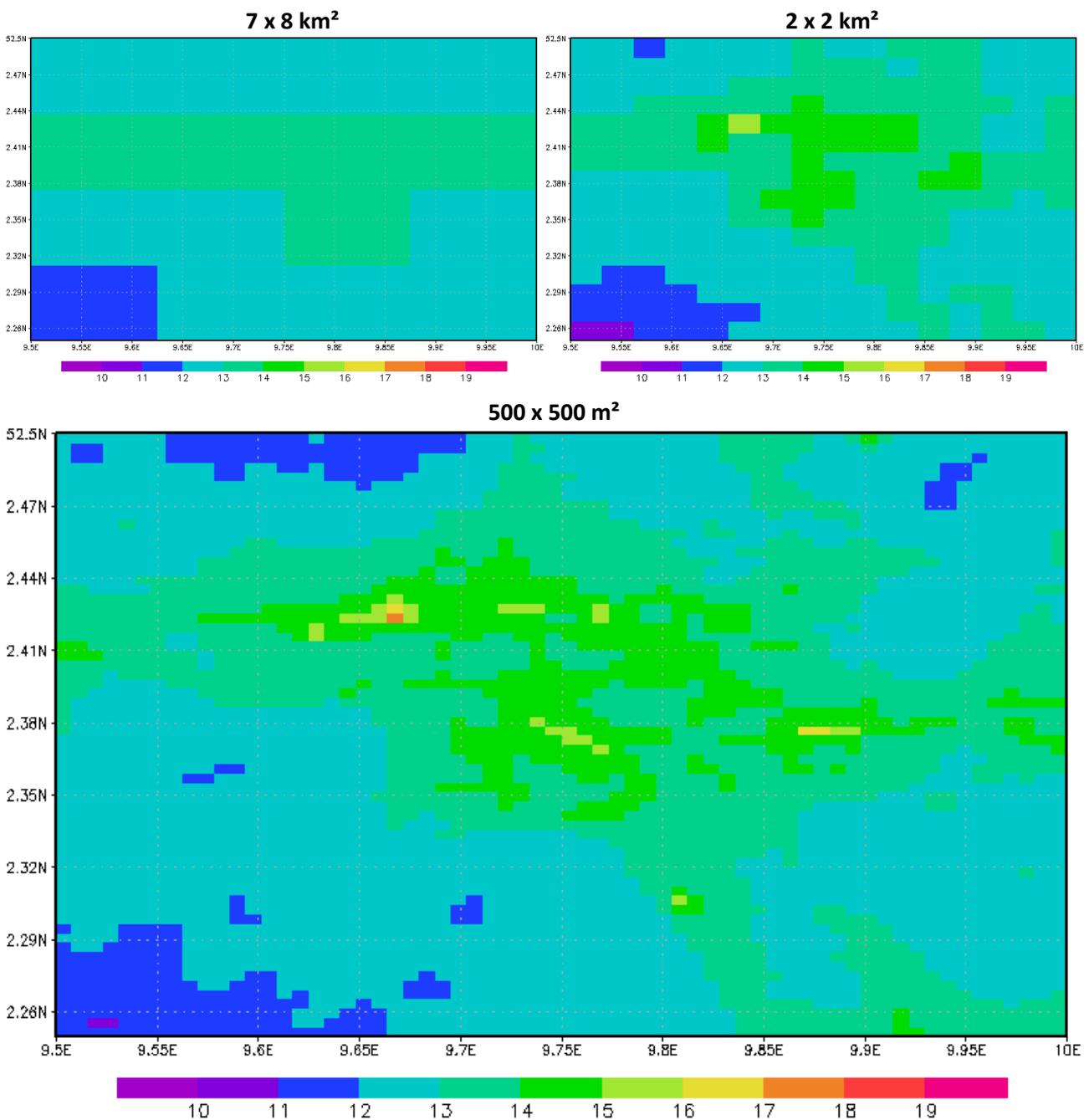
Für die berechneten Konzentrationsverteilungen der PM10-Jahresmittelwerte (Abbildung 5-4) im Untersuchungsgebiet Hannover gilt prinzipiell dasselbe wie für das Untersuchungsgebiet Berlin. Die PM10-Konzentrationsgradienten sind sehr viel geringer als bei NO₂ und auch die Skalenunterschiede sind wieder geringer. Die in Hannover berechneten PM10-Konzentrationsmaxima sind wieder abhängig von der Maschenweite: bis 14 µg/m³ für die Auflösung 7 x 8 km², bis 16 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 18 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

Abbildung 5-3: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-4: PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Hannover in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

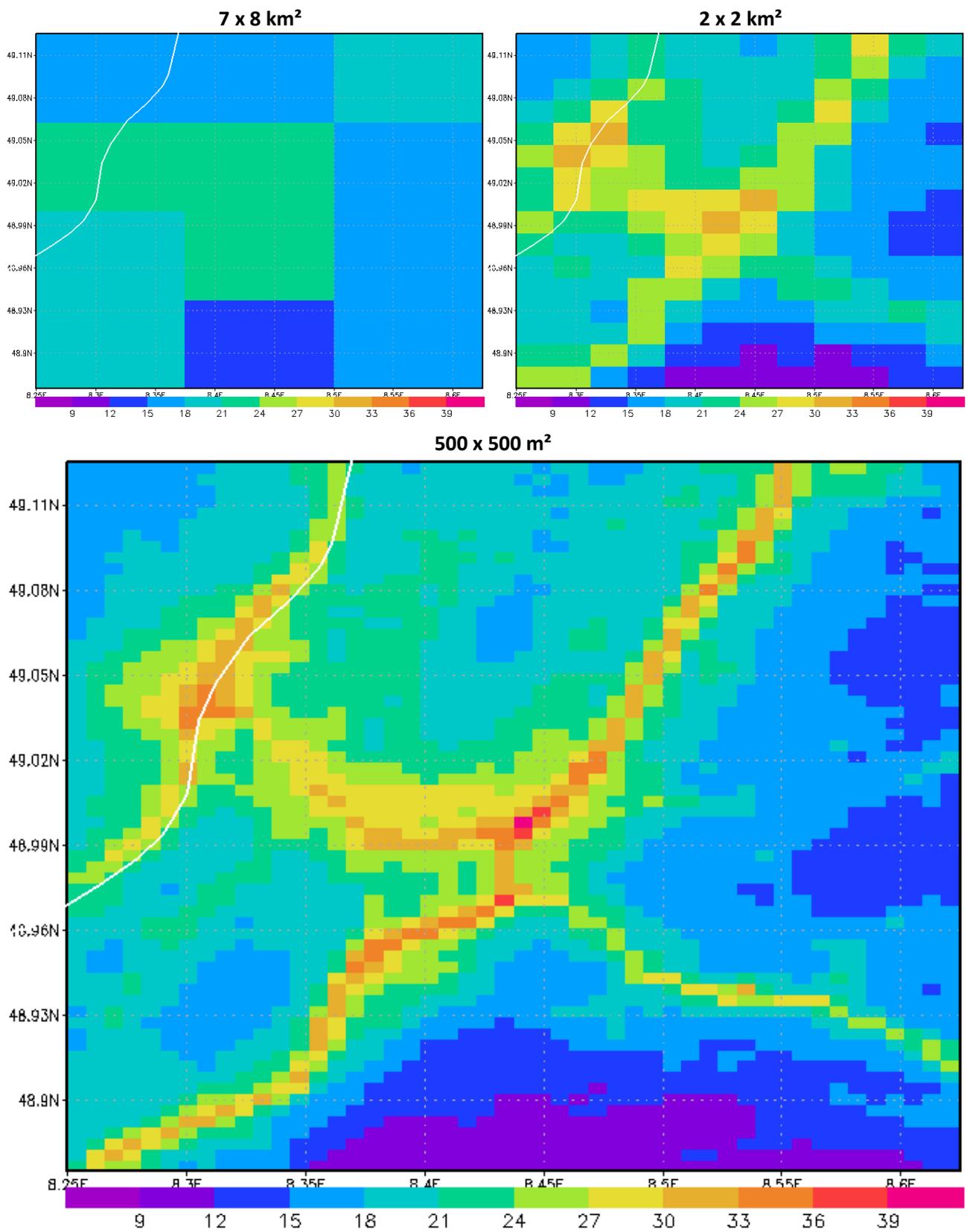
5.1.1.3 Karlsruhe

Die Abbildung 5-5 zeigt die für die Nester 1 bis 3 berechneten NO₂-Jahresmittelwerte in dem Untersuchungsgebiet Karlsruhe. Noch ausgeprägter als in Hannover wird die Immissionsverteilung im Untersuchungsgebiet Karlsruhe durch mehrere im Gebiet verlaufende Hauptverkehrsachsen und den Rhein geprägt. Diese treten in der NO₂-Konzentrationsverteilung erst in der Auflösung des Nestes 2 (2 x 2 km²) hervor. Wie schon in den anderen Städten ergibt sich eine detaillierte Konzentrationsverteilung mit hohen Immissionen im Einflussbereich der Straßen aber erst für die höchste Auflösung im Nest 3 (Maschenweite circa 500 m). Die im Untersuchungsgebiet Karlsruhe berechneten Konzentrationsmaxima sind, wie schon in Berlin und Hannover, abhängig von der Maschenweite: bis 27 µg/m³ für die

Auflösung 7 x 8 km², bis 33 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 39 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

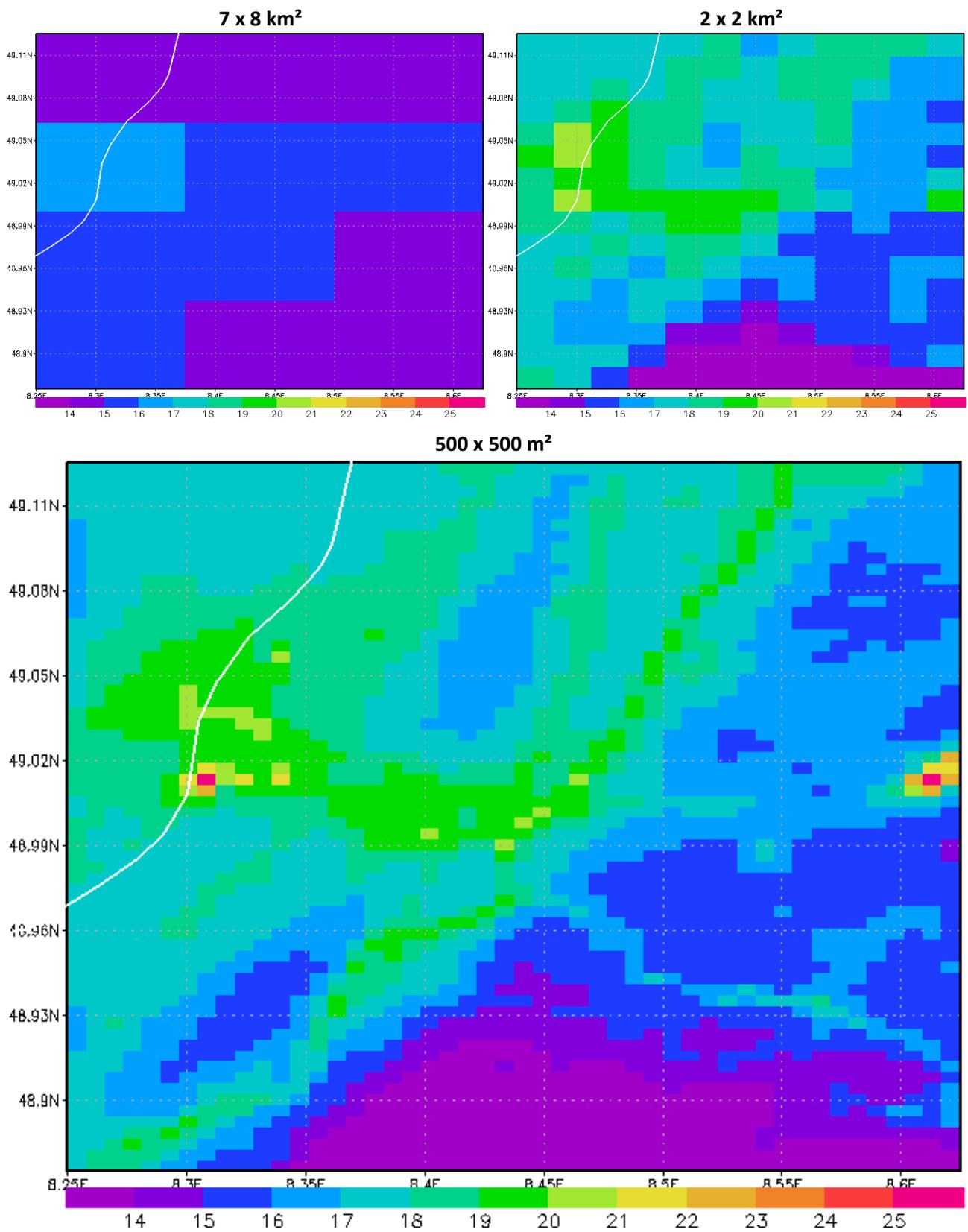
Für die berechneten Konzentrationsverteilungen der PM10-Jahresmittelwerte (Abbildung 5-6) im Untersuchungsgebiet Karlsruhe gilt wieder dasselbe wie für Berlin und Hannover. Die PM10-Konzentrationsgradienten sind sehr viel geringer als bei NO₂ und auch die Skalenunterschiede sind wieder geringer. Die in Karlsruhe berechneten PM10-Konzentrationsmaxima steigen von 16 µg/m³ für die Auflösung 7 x 8 km² auf 21 µg/m³ für die Auflösung 2 x 2 km² und bis 25 µg/m³ für die Auflösung 500 x 500 m².

Abbildung 5-5: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe in drei Auflösungen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-6: PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Karlsruhe in drei Auflösungen

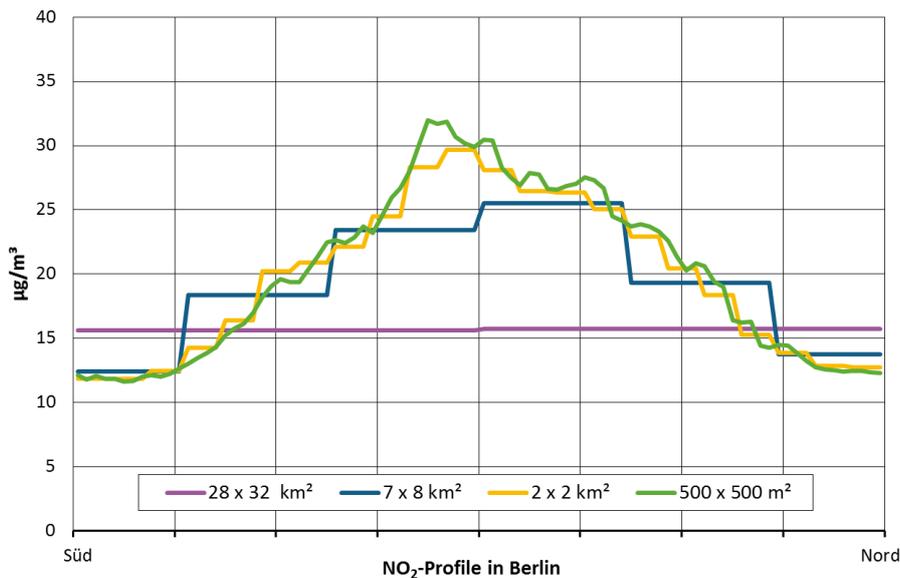


Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

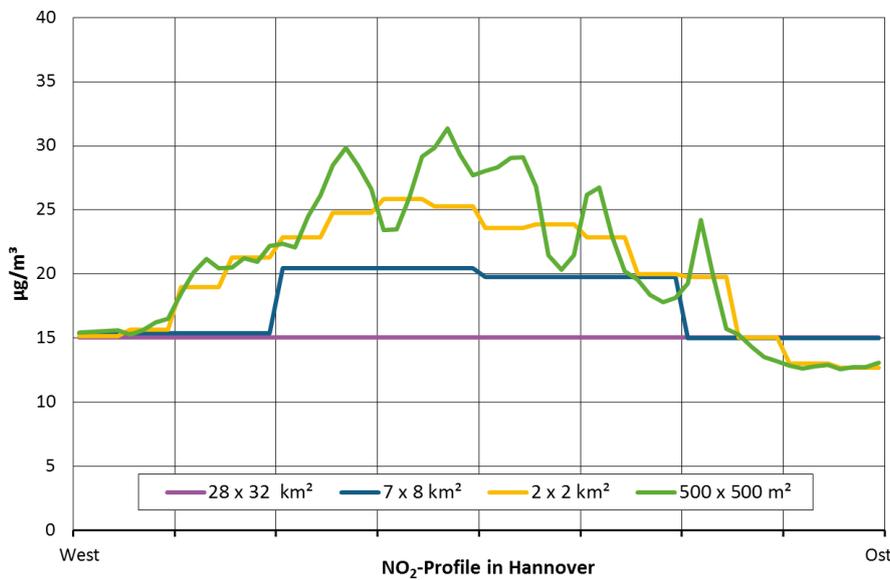
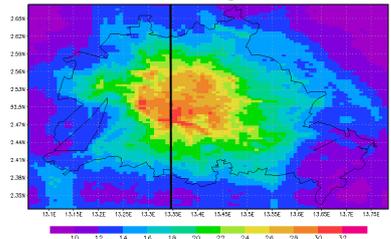
5.1.2 Horizontalschnitte durch die Stadtgebiete

Zur besseren Verdeutlichung des skalenabhängigen Konzentrationsanstieges vom Stadtrand zum Stadtzentrum wurden in jeder Stadt ein Schnitt durch das Untersuchungsgebiet gelegt und die berechneten Jahresmittelwerte entlang des Schnitts ausgewertet. Abbildung 5-7 zeigt die entsprechenden Schnitte für die NO₂-Jahresmittelwerte, Abbildung 5-8 diejenigen für die PM₁₀-Jahresmittelwerte. Die Lage des Schnitts im entsprechenden Untersuchungsgebiet ist in der kleinen Flächendarstellung gekennzeichnet. Die mit abnehmender Maschenweite zunehmende Variabilität der Rechenergebnisse entlang des Schnitts ist in allen Städten offensichtlich. Emissionsgradienten, die bei großen Maschenweiten nicht dargestellt werden können, werden in der jeweils nächsthöheren Auflösung besser aufgelöst. Die höchste Auflösung von 500 m produziert daher auch die höchsten Konzentrationen. Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Skalen entlang des Schnitts sind bei NO₂ deutlich größer als bei PM₁₀, da bei PM₁₀ ein großer Teil aus dem Ferntransport stammt und das PM₁₀-Feld daher weniger von den lokalen Emissionsstrukturen bestimmt wird.

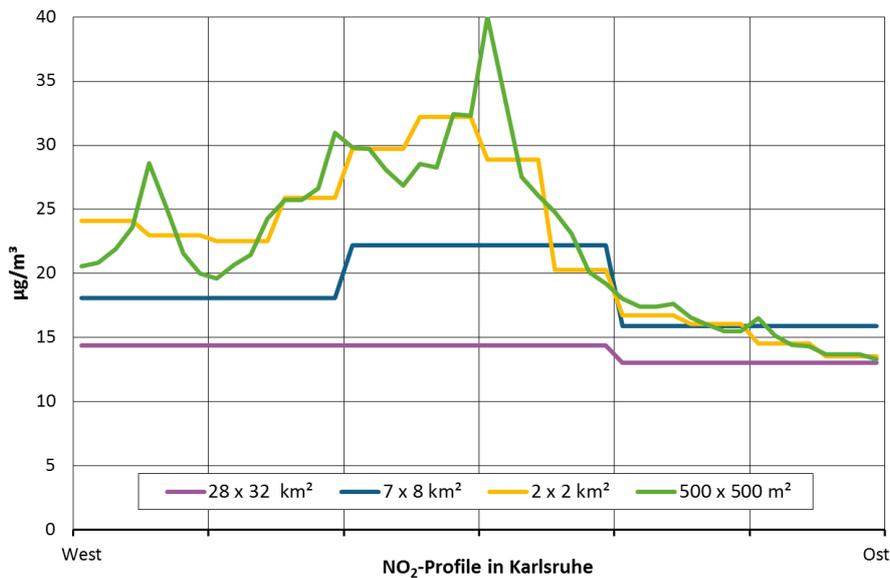
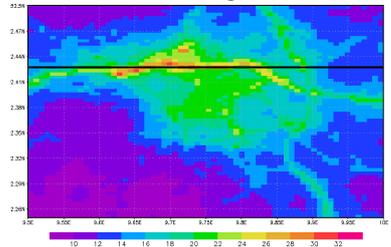
Abbildung 5-7: NO₂-Horizontalschnitte in Berlin, Hannover und Karlsruhe in vier Auflösungen



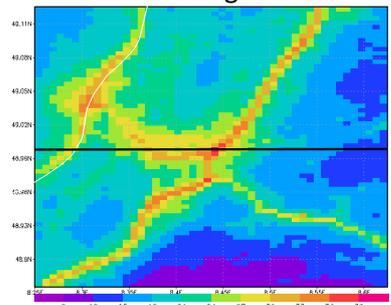
Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-1



Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-3

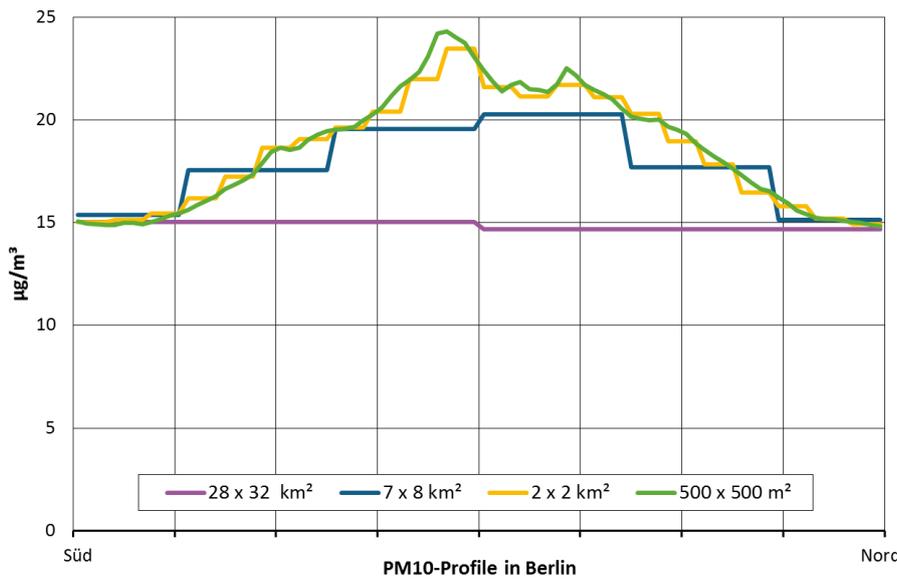


Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-5

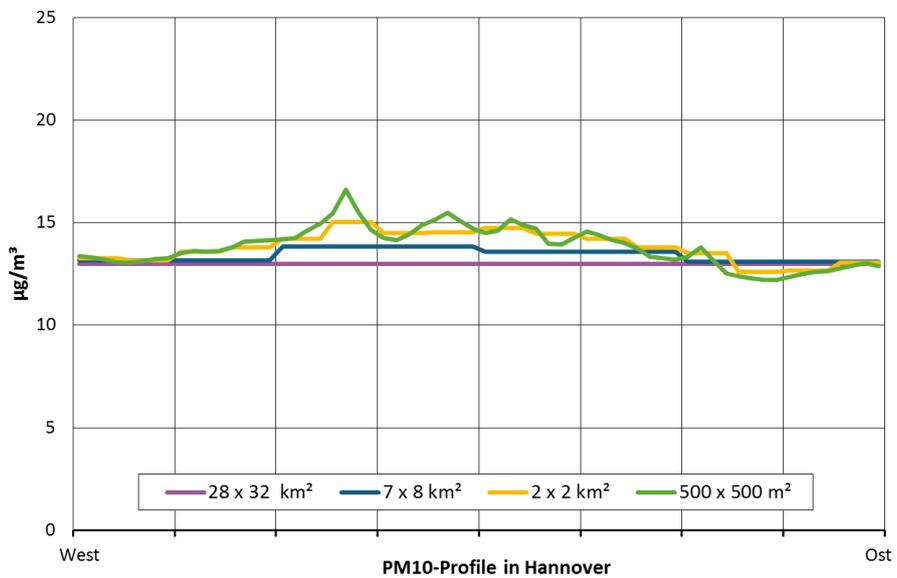
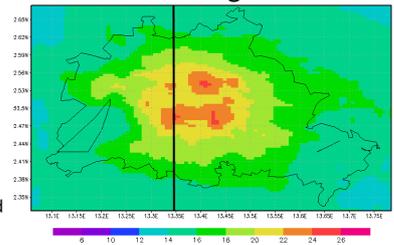


Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

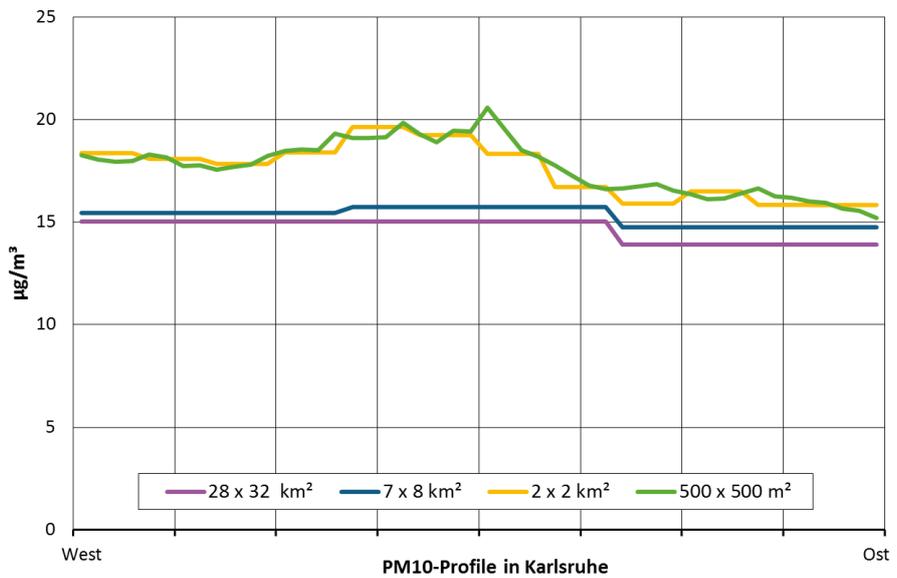
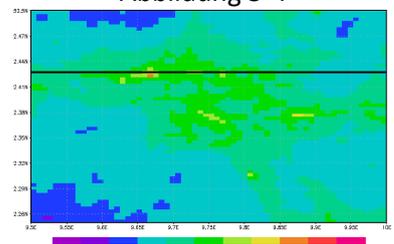
Abbildung 5-8: PM10-Horizontalschnitte in Berlin, Hannover und Karlsruhe in vier Auflösungen



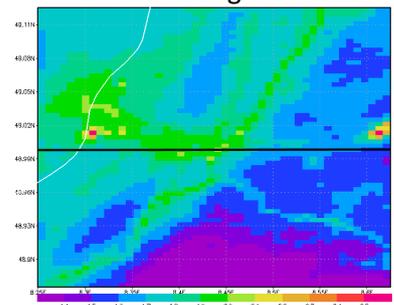
Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-2



Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-4



Lage der Horizontalschnitte entlang der schwarz dargestellten Schnittlinie entsprechend Abbildung 5-6



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.3 Qualitätssicherung

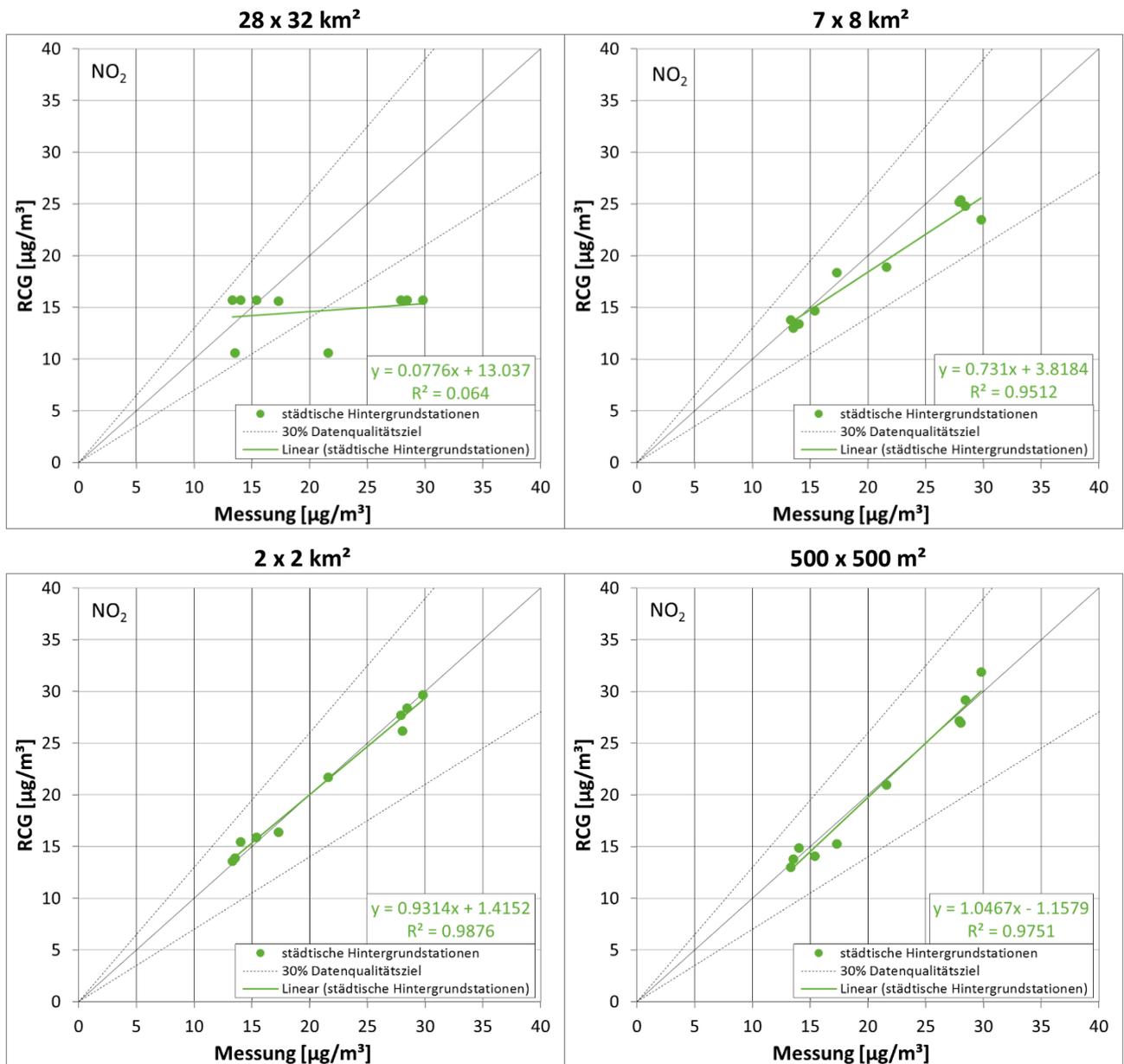
5.1.3.1 Vergleich berechneter und beobachteter Jahresmittelwerte

Ein Vergleich von Messung und Rechnung an über die Stadt verteilten Messstandorten konnte nur für das Untersuchungsgebiet Berlin vorgenommen werden, da nur dort mehrere Hintergrundmessstationen zur Verfügung stehen. In Hannover und Karlsruhe wurde nur ein Vergleich mit jeweils einer Hintergrundstation durchgeführt.

Abbildung 5-9 zeigt den Vergleich der modellierten mit den beobachteten NO₂-Jahresmittelwerten an städtischen Hintergrundstationen in Berlin für alle vier betrachteten Skalen. Es ist offensichtlich, dass das urbane Signal in einer Maschenweite von circa 28 x 32 km² nicht aufgelöst werden kann. Ab der Maschenweite 7 x 8 km² wird der bei einer großen Stadt wie Berlin beobachtete Konzentrationsanstieg vom Stadtrand zum Stadtzentrum von der Rechnung reproduziert. Die hohen Stadtzentrumkonzentrationen werden aber unterschätzt. Erst ab einer Maschenweite von 2 km werden die beobachteten Stadtzentrumkonzentrationen von der Rechnung in der richtigen Höhe reproduziert. Die Auflösung 500 m bringt im Vergleich mit der Auflösung von 2 km keine Verbesserung der Modellierungsqualität am Standort der Hintergrundstationen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Lage der Messstationen als städtische Hintergrundstationen gut gewählt wurde.

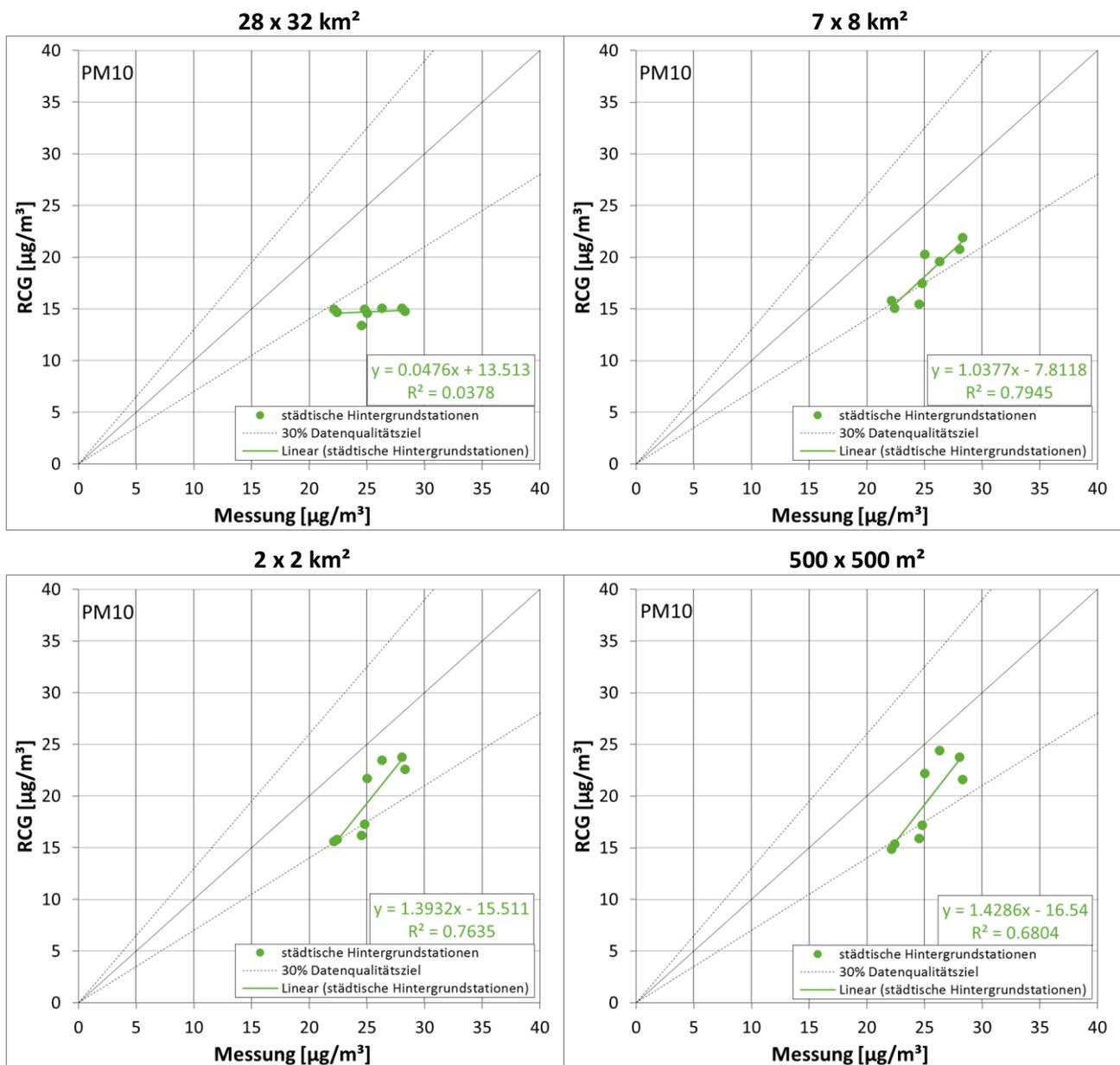
Ähnliches gilt auch für den Vergleich der beobachteten und gemessenen PM₁₀-Jahresmittelwerte (Abbildung 5-10). Auch hier findet man in den berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerten einen zunehmenden Konzentrationsanstieg vom Stadtrand zum Stadtzentrum mit abnehmender Maschenweite. Im Gegensatz zu NO₂ werden die PM₁₀-Jahresmittelwerte aber in allen Skalen systematisch unterschätzt, was auf eine Unterschätzung des in Berlin wichtigen PM₁₀-Beitrags aus dem Ferntransport und/oder der lokalen PM₁₀-Quellen hinweist.

Abbildung 5-9: Regression NO₂-Modellergebnisse gegen Messwerte in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

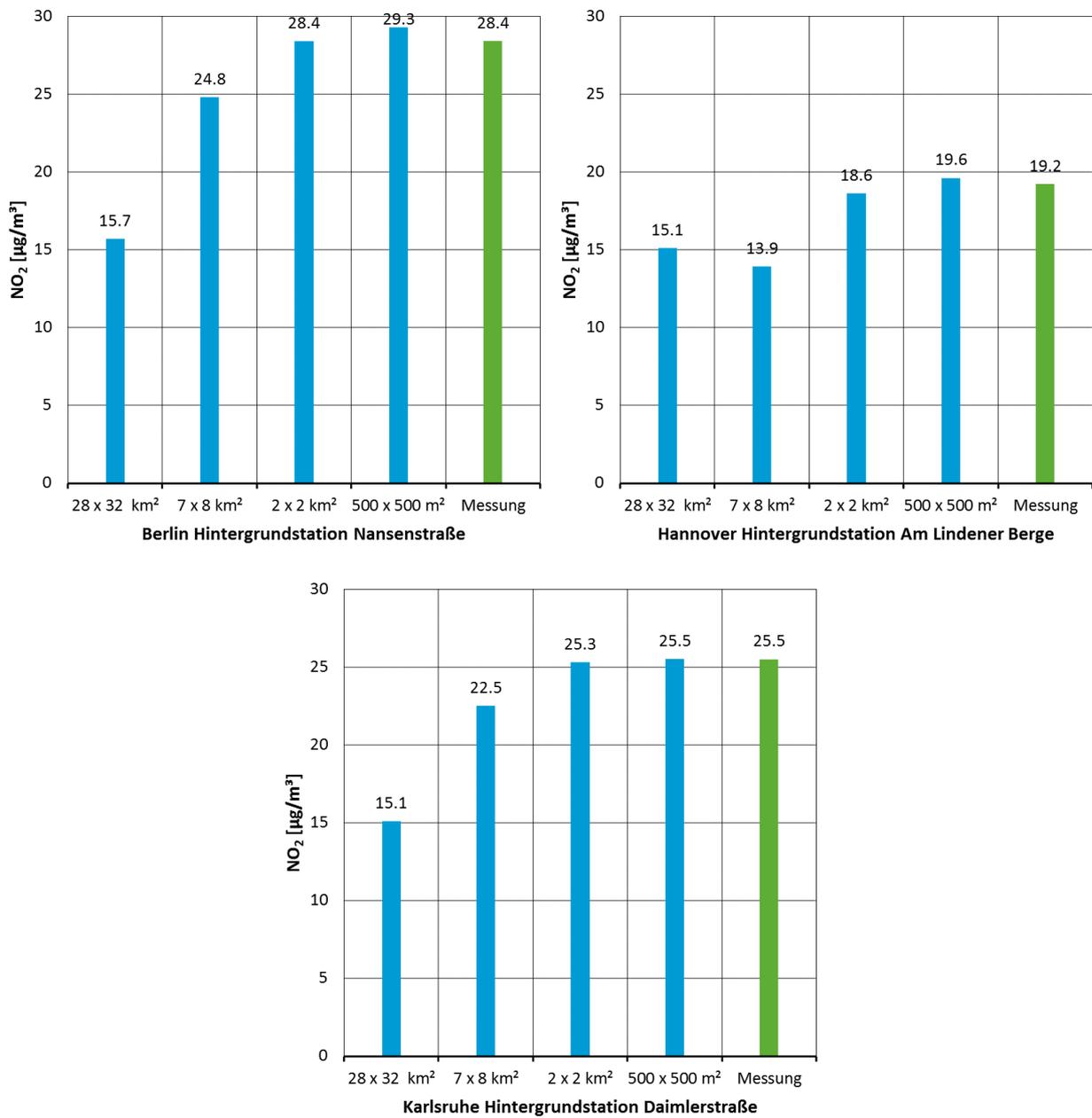
Abbildung 5-10: Regression PM10-Modellergebnisse gegen Messwerte in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

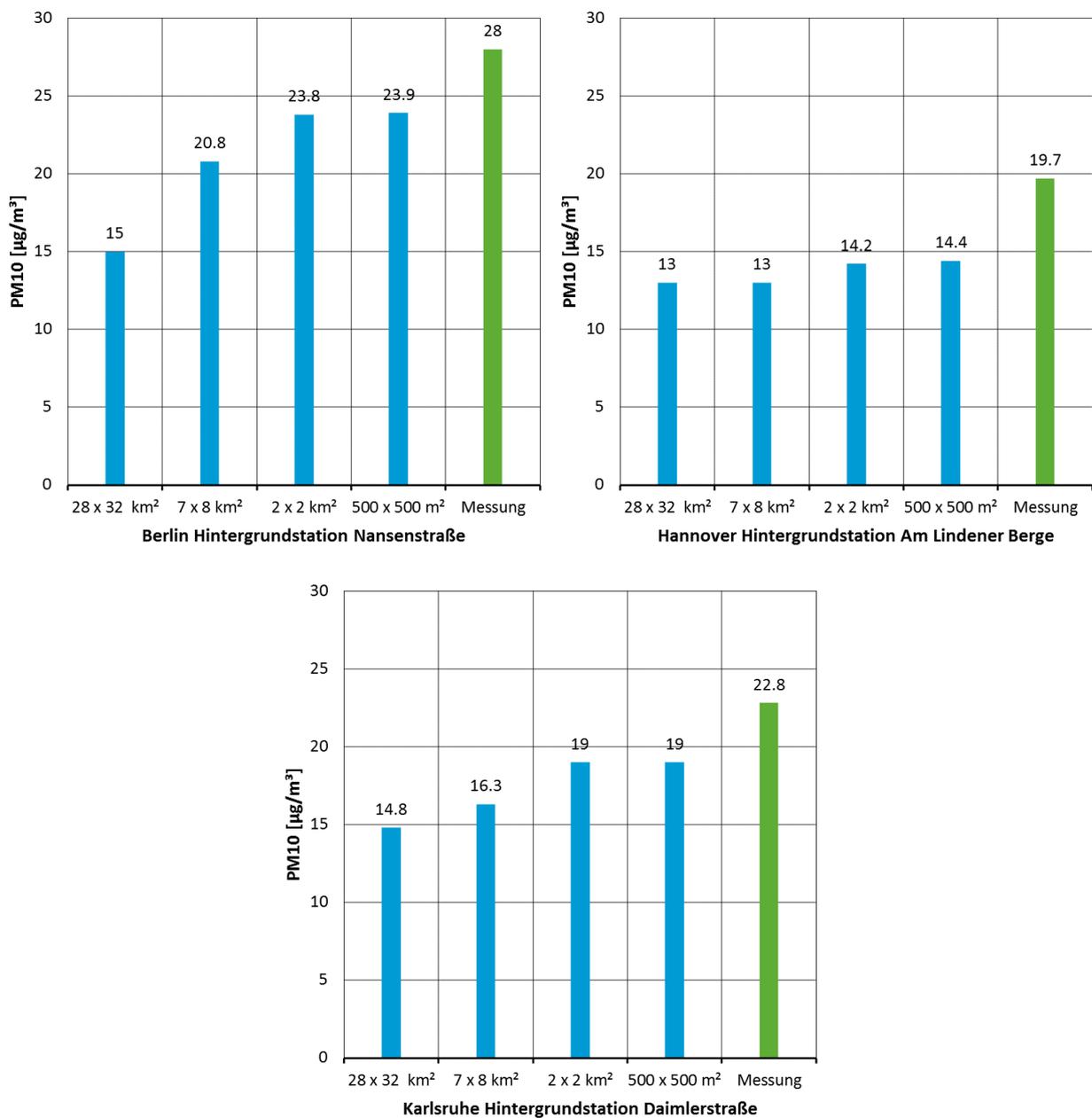
Den Vergleich der gemessenen und berechneten NO₂-Jahresmittelwerte an der in Hannover (NI054) und Karlsruhe (BW081) zur Verfügung stehenden städtischen Hintergrundstation zeigt Abbildung 5-11. Mit aufgenommen in diese Abbildung wurde für Berlin die Hintergrundstation BE034. In allen drei Städten werden der an der jeweiligen städtischen Hintergrundstation gemessene NO₂-Jahresmittelwert von den Berechnungen in den Skalen 2 x 2 km² und 500 x 500 m² gut reproduziert. Wie schon in Berlin werden auch die in Hannover und Karlsruhe an der Hintergrundstation beobachteten PM10-Jahresmittelwerte (Abbildung 5-12) unterschätzt (siehe dazu auch Abschnitt 2.1.1).

Abbildung 5-11: Vergleich der gemessenen und berechneten NO₂-Jahresmittelwerte an den städtischen Hintergrundstationen Berlin Nansenstraße (oben links), Hannover Am Lindener Berge (oben rechts) und Karlsruhe Daimlerstraße (unten)



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-12: Vergleich der gemessenen und berechneten PM10-Jahresmittelwerte an den städtischen Hintergrundstationen Berlin Nansenstraße (oben links), Hannover Am Lindener Berge (oben rechts) und Karlsruhe Daimlerstraße (unten)



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.3.2 FAIRMODE Delta-Tool

FAIRMODE (Forum for air quality modelling in Europe, <http://fairmode.jrc.ec.europa.eu>) ist ein europäisches Forum zur Modellierung der Luftqualität und zum Austausch von Erfahrungen und Ergebnissen von Luftqualitätsmodellierungen. In FAIRMODE werden u. a. in Arbeitsgruppe 1 (WG1 „Assessment“) Verfahren und Methoden entwickelt, um Modellevaluierungen zu harmonisieren. In diesem Rahmen werden auch Modellqualitätsziele festgelegt und vom Joint Research Centre der EU in Ispra (JRC) in Form des DELTA-Tools (Thunis & Cuvelier, 2016) ein Analysewerkzeug bereitgestellt, mit dem Modellierungen nach diesen Methoden im Vergleich mit Messungen statistisch bewertet werden können.

Die Auswertung der hier erzeugten Modellierungsergebnisse erfolgte mit dem DELTA-Tool Version 5.4 im „Benchmark-Modus“ für die Stoffe NO₂ (Stundenmittelwerte) und PM₁₀ (Tagesmittelwerte). Im Benchmark-Modus werden zusammenfassende Bewertungen anhand von Gütekriterien für verschiedene statistische Indikatoren erstellt. Diese Gütekriterien sind fest im Tool implementiert und können damit vom Benutzer nicht verändert werden (Thunis & Cuvelier, 2016; FAIRMODE, 2016b). Die wichtigsten im Benchmark-Mode verwendeten statistischen Indikatoren sind:

- ▶ Mittlerer quadratischer Fehler (RMSE),
- ▶ Korrelationskoeffizient (R),
- ▶ Normierte Mittlere Abweichung (NMB),
- ▶ Normierte mittlere Standardabweichung (NMSD) und
- ▶ Zentrierter mittlerer quadratischer Fehler (CRMSE).

Die mathematischen Formulierungen dieser Größen können Thunis et al. (2012), FAIRMODE (2016b) und Thunis & Cuvelier (2016) entnommen werden. Die Qualität von Modellergebnissen wird abgeschätzt mit Hilfe eines aggregierenden Modellierungsqualitäts-Indikators („modelling quality indicator“, MQI), der mit einem festgelegten Modellierungsqualitäts-Ziel („modelling quality objective“, MQO) verglichen wird. Zusätzlich werden weitere Modellierungsgüte-Indikatoren („modelling performance indicator“, MPI) und entsprechende Vergleichskriterien („modelling performance criteria“, MPC) definiert und damit die an die Modelle zu stellenden Genauigkeitsanforderungen bezüglich ihres Einsatzes für Fragestellungen in der Luftreinhaltung für die einzelnen statistischen Indikatoren festgelegt. Die MQI und MPI werden in Abhängigkeit von den Messunsicherheiten der einzelnen Schadstoffkomponenten bestimmt, d. h. den Modellergebnissen wird ein Toleranzbereich zugeordnet, der vom Unsicherheitsbereich der Messungen abhängt.

Die Beurteilung der Modellgüte über den MQI wird dann anhand dreier Kategorien vorgenommen:

- ▶ $MQI \leq 0.5$. Der Unterschied zwischen Modellergebnissen und Messungen an einer Station ist kleiner als die Messunsicherheit. Die Modellergebnisse liegen damit im Mittel im Bereich der Messunsicherheit und erfüllen das Modellqualitätsziel. Eine Verbesserung der Modellgüte im Sinne einer „besseren“ Abbildung der Messungen ist nicht möglich.
- ▶ $0.5 < MQI \leq 1$. Der Unterschied zwischen Modellergebnissen und Messungen an einer Station ist größer als die Messunsicherheit, die Unsicherheitsbereiche von Modellergebnissen und Beobachtungen überdecken sich. Damit ist das Modellergebnis noch in dem geforderten Bereich und erfüllt das Modellqualitätsziel.
- ▶ $MQI > 1$. Die Unterschiede zwischen Modellergebnissen und Beobachtungen sind signifikant. Das Modellqualitätsziel ist nicht erreicht.

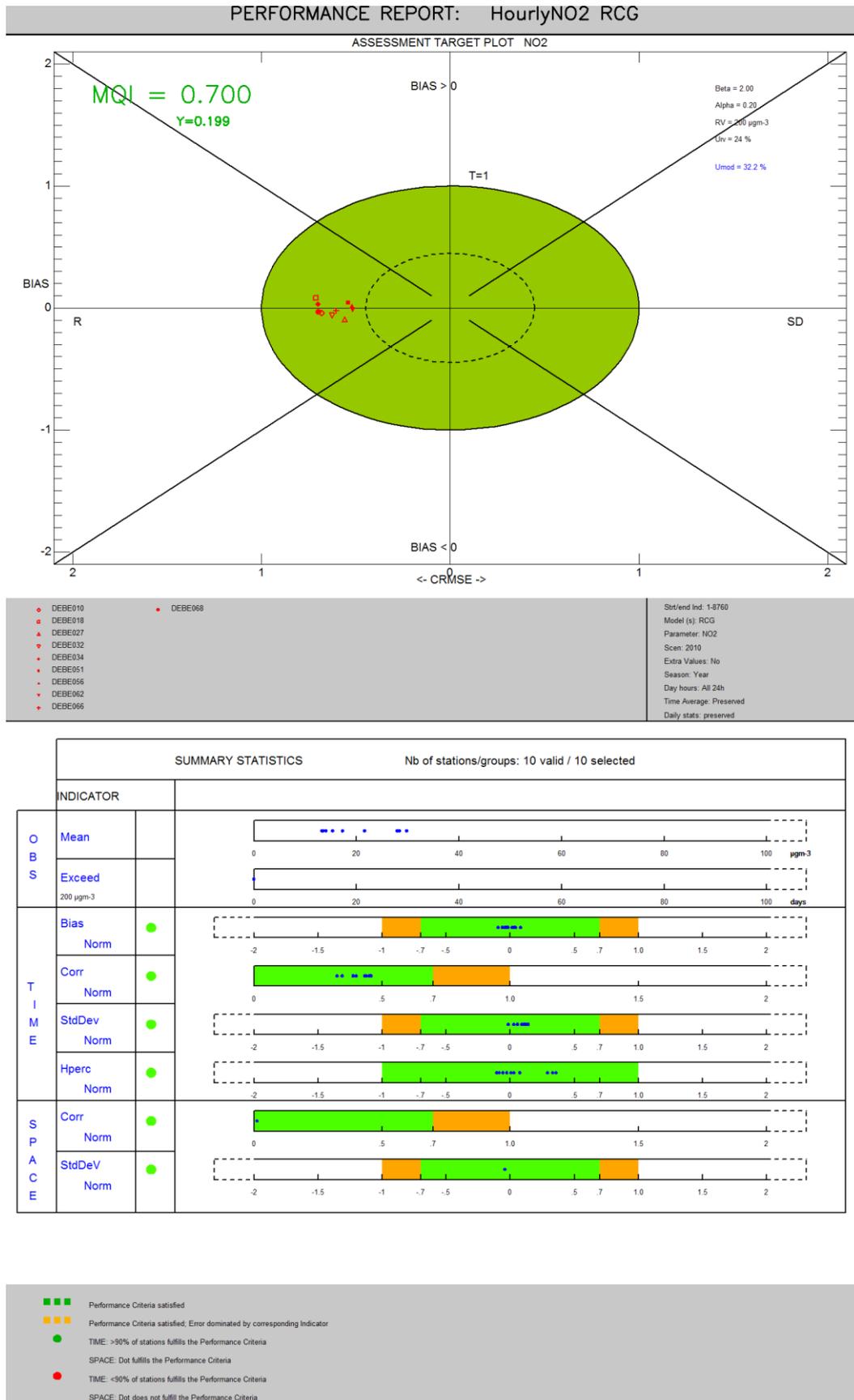
Der MQI gibt einen allgemeinen Überblick zur Güte einer Modellierung. Die zusätzlichen Parameter ermöglichen eine detailliertere Beurteilung der Güte und zeigen damit mögliche Aspekte einer Verbesserung der Modellierung auf. Die entscheidende Rolle bei allen statistischen Parametern spielt die Definition der Normierungsgröße, also des Unsicherheitsbereichs der Messungen. Für die Ableitung dieses Unsicherheitsbereiches wird auf die o. g. Quellen verwiesen. Die normierte Auswertung der statistischen Parameter wird in den Benchmark-Reports des DELTA-Tools in einem zentralen Diagramm zum MQI und diversen zusammenfassenden Statistiken zu den einzelnen MPI dargestellt.

An dieser Stelle muss betont werden, dass mit den dort entwickelten Methoden nicht ein Modell an sich in seiner Güte bewertet wird, sondern die ganze, konkret in der jeweiligen Untersuchung eingesetzte Modellierungskette von der Erstellung und Verwendung der meteorologischen Daten über die Emissionen bis hin zur Ausbreitungsmodellierung und ggf. auch Datenassimilation. Dementsprechend wird auch von „modelling quality/performance“ und nicht von „model quality/performance“ gesprochen.

In Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14 werden die Benchmark-Reports für die RCG-Modellergebnisse der 500 m-Auflösung für die Hintergrundstationen im Untersuchungsgebiet für Berlin dargestellt. Der Überblicksparameter MQI ist in der linken oberen Ecke im sogenannten „Target plot“ dargestellt und wird in grün aufgeführt, wenn das Modellierungsqualitätsziel (MQO) erreicht wird. Ebenso wird in der unteren Hälfte des Benchmark-Reports für die weiteren Parameter durch grüne Punkte signalisiert, dass die übrigen Qualitätsziele erreicht sind. Für die genaue Bedeutung und Interpretation der Parameter wird auf FAIRMODE (2016) und Thunis & Cuvelier (2016) verwiesen. Wie den Benchmark-Reports entnommen werden kann, werden für die reinen Modellergebnisse (ohne Kombination mit den Messwerten) alle Qualitätsziele für alle mit dem DELTA-Tool im Benchmark-Modus prüfaren Stoffe erreicht.

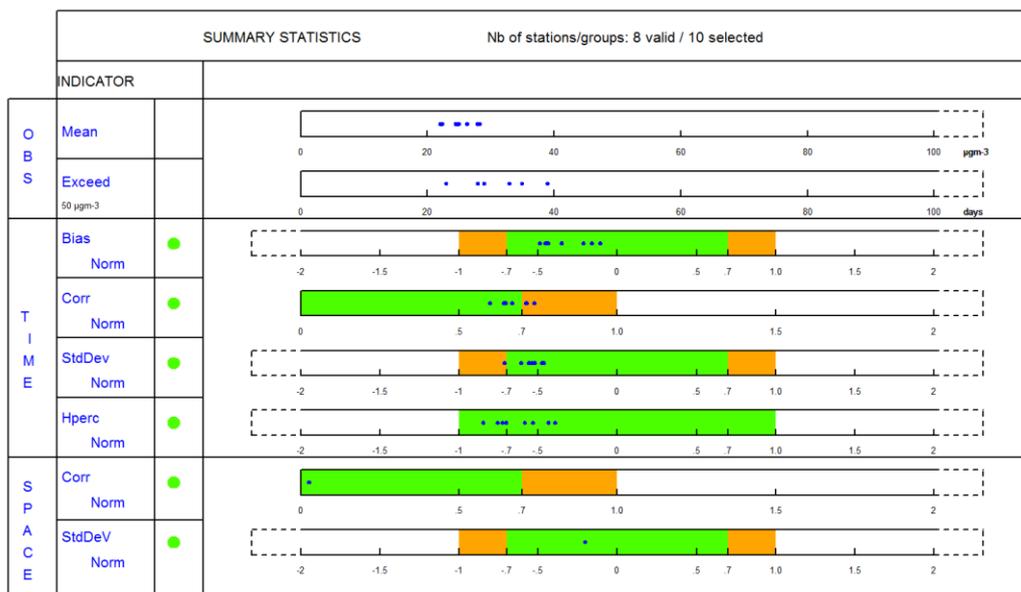
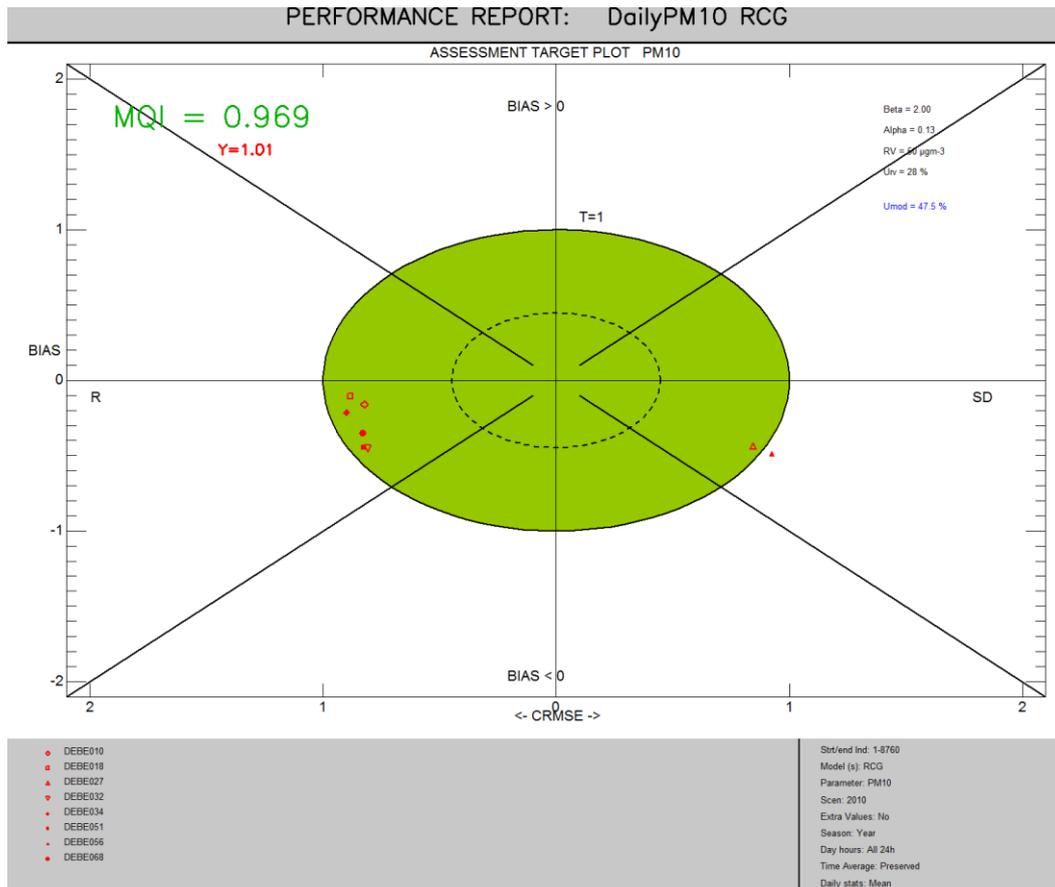
Lediglich die PM10-Station DEBE056 (Berlin-Friedrichshagen, ländlich-stadtnahe Hintergrundstation) liegt in Abbildung 5-14 leicht außerhalb des grünen Bereichs. Eine Zeitreihenanalyse zeigte, dass der beobachtete PM10-Konzentrationsverlauf an dieser Station durch mehrere kurzzeitig sehr hohe PM10-Konzentrationspitzen gekennzeichnet ist. Diese Spitzen werden von der Modellrechnung nicht reproduziert. Ob die kurzzeitigen Anstiege auf lokale Effekte und/oder auf Ferntransport zurückzuführen sind, kann im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden.

Abbildung 5-13: Benchmark-Report der DELTA-Tool-Auswertung für die RCG-Modellergebnisse für NO₂ in Berlin 2010



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-14: Benchmark-Report der DELTA-Tool-Auswertung für die RCG-Modellergebnisse für PM10 in Berlin 2010



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.4 Häufigkeitsverteilungen

5.1.4.1 Auswahl der auszuwertenden Gitterzellen

Für die Erstellung von Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationsklassen im Hinblick auf eine Expositionsabschätzung wurden nur die Bereiche der Untersuchungsgebiete ausgewertet, in denen Menschen wohnen bzw. sich potentiell länger aufhalten. Flächen größerer Wälder oder Seen wurden z. B. nicht in die Betrachtung einbezogen.

Die Auswahl der Gitterzellen, für die die folgenden Häufigkeitsverteilungen erstellt wurden, erfolgte auf Basis der Nutzungsklassen der CORINE-Landnutzungsdaten (CLC, 2006; s. Abschnitt 4.2), die in den hier betrachteten RCG-Modellgebieten der 500 m-Auflösung vorkommen. Ausgewertet wurden alle Gitterzellen, deren Fläche zu mindestens zu 50 % von den 12 Nutzungsklassen der ersten Spalte von Tabelle 5-1 bedeckt ist. Nicht berücksichtigt wurden damit alle Gitterzellen, deren Fläche zu mindestens zu 50 % von den 15 Nutzungsklassen der zweiten Spalte von Tabelle 5-1 bedeckt ist.

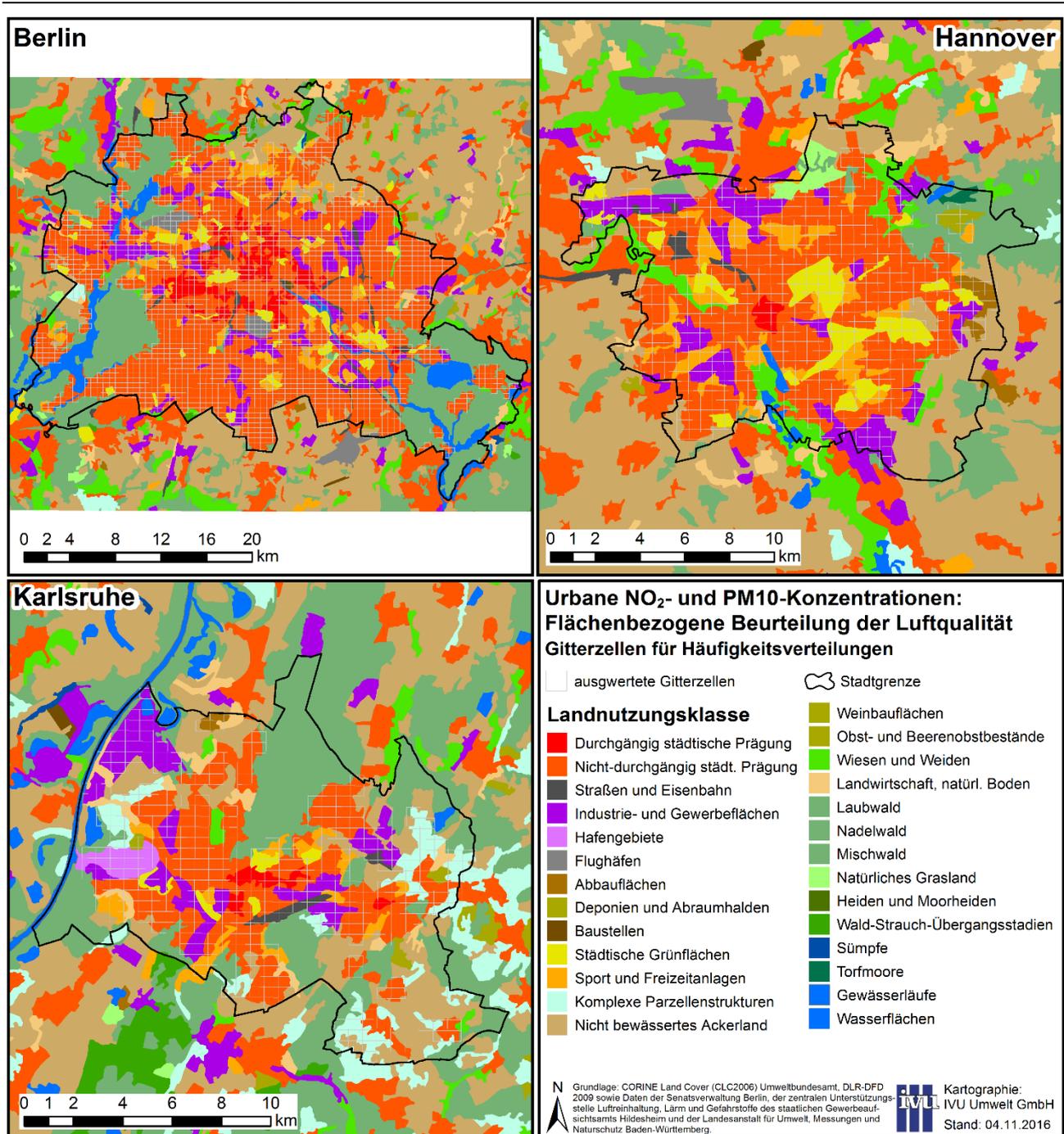
Tabelle 5-1: Landnutzungsklassen für die Häufigkeitsverteilungen

Ausgewertete Nutzungsklassen	Nicht ausgewertete Nutzungsklassen
Flächen durchgängig städtischer Prägung	Nicht bewässertes Ackerland
Flächen nicht-durchgängig städtischer Prägung	Weinbauflächen
Industrie- und Gewerbeflächen	Obst- und Beerenobstbestände
Straßen und Eisenbahn	Wiesen und Weiden
Hafengebiete	Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung
Flughäfen	Laubwald
Abbauflächen	Nadelwald
Deponien und Abraumhalden	Mischwald
Baustellen	Natürliches Grasland
Städtische Grünflächen	Heiden und Moorheiden
Sport und Freizeitanlagen	Wald-Strauch-Übergangsstadien
Komplexe Parzellenstrukturen	Sümpfe
	Torfmoore
	Gewässerläufe
	Wasserflächen

Landnutzungsklassen gemäß CORINE (CLC, 2006), die in den RCG-Modellgebieten der 500 m-Auflösung vorkommen

Um eine klar definierte Bezugsgröße für die Häufigkeitsverteilungen zu haben, wurden sie zudem nur auf Basis der Gitterzellen erstellt, die zu mindestens 50 % innerhalb des Stadtgebiets der jeweiligen Stadt liegen. In Abbildung 5-15 sind diese Gitterzellen der 500 m-Auflösung mit der Landnutzung aus CLC (2006) dargestellt.

Abbildung 5-15: Gitterzellen der 500 m-Auflösung, die bei der Erstellung der Häufigkeitsverteilungen berücksichtigt wurden



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.4.2 Häufigkeitsverteilungen

Zur Erstellung von Häufigkeitsverteilungen der Jahresmittelwerte wurden die Konzentrationen der Skalen 7 x 8 km² und 2 x 2 km² dem 500 x 500 m² Raster zugeordnet. Die Häufigkeitsverteilungen aller Skalen wurden dann aus den entsprechenden Konzentrationswerten im 500 x 500 m² Raster abgeleitet. Die Auftrittshäufigkeiten der berechneten NO₂-Jahresmittelwerte für Berlin in Klassen von 1 µg/m³ in den Skalen 7 x 8 km², 2 x 2 km² und 500 x 500 m² zeigt Abbildung 5-16 für die in Abbildung 5-15 dargestellten Gitterzellen. Aus der oberen Darstellung in Abbildung 5-16 wird deutlich, dass die berechneten Konzentrationen in der Auflösung von 7 x 8 km² nur in wenigen Konzentrationsklassen

auftreten. Über 40 % aller Konzentrationen liegen in der Klasse 19 bis 20 µg/m³. Ein zweites Auftrittsmaximum (circa 19 %) ergibt sich bei 26 bis 27 µg/m³. Höhere Konzentrationen als 27 µg/m³ treten im Gegensatz zu den höher auflösenden Skalen nicht auf. Die untere Darstellung zeigt nur noch die Häufigkeitsverteilung der beiden Skalen 2 x 2 km² und 500 x 500 m². In diesen beiden Skalen ist die Belegungshäufigkeit der einzelnen Konzentrationsklassen recht ähnlich. Hohe Auftrittshäufigkeiten ergeben sich in dem Konzentrationsbereich zwischen 16 und 23 µg/m³. Ein zweiter Bereich erhöhter Auftrittshäufigkeiten wird in beiden Skalen zwischen 25 und 28 µg/m³ berechnet. Die höchsten Konzentrationsklassen (> 30 µg/m³) sind aber nur noch in der Auflösung 500 x 500 m² belegt. Eine etwas andere Darstellung dieses Sachverhalts zeigt Abbildung 5-17 in Form von Summenhäufigkeiten.

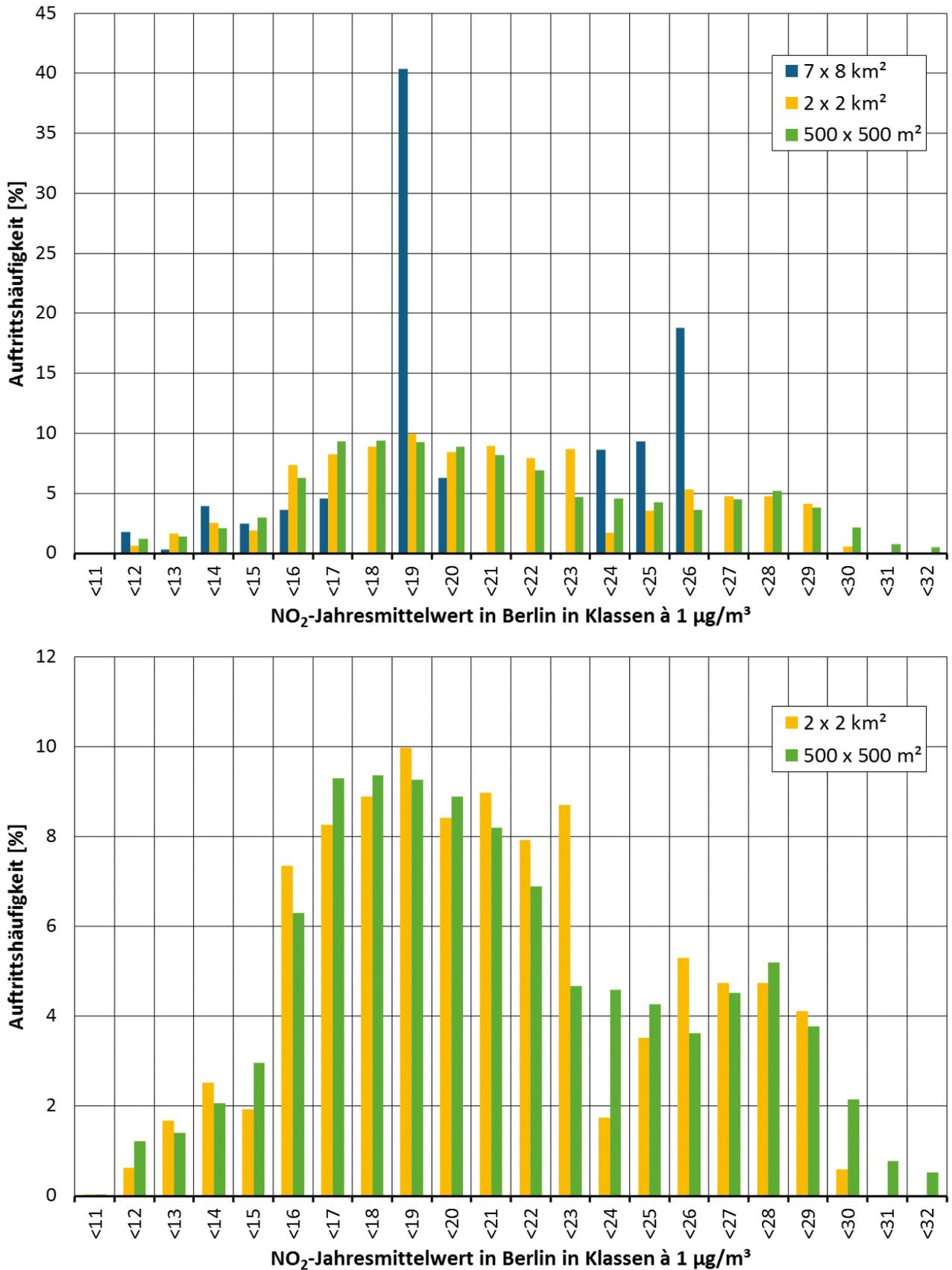
Die für Berlin berechneten PM₁₀-Häufigkeitsverteilungen zeigen Abbildung 5-18 und Abbildung 5-19. Der abgebildete Konzentrationsbereich ist in allen Skalen deutlich geringer als für NO₂. Die erhöhten Auftrittshäufigkeiten in zwei Konzentrationsbereichen (7 x 8 km²: 10 - 19 µg/m³ und 21 - 22 µg/m³; 2 x 2 km² und 500 x 500 m²: 18 - 20 µg/m³ und 22 - 23 µg/m³) zeigen sich aber auch bei PM₁₀. Auch die Unterschiede in den Auftrittshäufigkeiten zwischen den Skalen sind geringer als bei NO₂, da im Gegensatz zum NO₂ ein großer Anteil des PM₁₀ aus dem Ferntransport stammt.

Abbildung 5-20 und Abbildung 5-21 zeigen die NO₂-Häufigkeitsverteilungen für das Stadtgebiet von Hannover. Der abgedeckte Konzentrationsbereich entspricht zwar demjenigen für Berlin (11 - 32 µg/m³), die Häufigkeitsverteilung ist aber deutlich zu den niedrigen Wertebereichen verschoben, d. h. hohe Konzentrationen treten in Hannover sehr viel weniger oft auf als in Berlin. Werte größer 26 µg/m³ werden nur in 500 x 500 m²-Skala berechnet. Auch der PM₁₀-Wertebereich (Abbildung 5-22, Abbildung 5-23) ist in Hannover sehr viel kleiner als in Berlin. Es werden nur Konzentrationen zwischen 12 und 17 µg/m³ berechnet mit in allen Skalen maximaler Auftrittshäufigkeit zwischen 13 und 14 µg/m³. Werte über 15 µg/m³ treten nur in der Skala 500 x 500 m² auf.

Die NO₂-Auftrittshäufigkeit ist in Karlsruhe mit einem Wertebereich von 14 bis 40 µg/m³ für die 500 x 500 m² Auflösung im Vergleich zu Berlin nach rechts zu höheren Konzentrationsbereichen verschoben (Abbildung 5-24 und Abbildung 5-25). Die Klassen > 33 µg/m³ sind allerdings nur wenig belegt, ein Hinweis darauf, dass die hohen Konzentrationen nicht flächendeckend auftreten. Auch für die PM₁₀-Jahresmittelwerte zeigt sich die im Vergleich zu Berlin zu höheren Konzentrationsbereichen verschobenen Auftrittshäufigkeiten. Wie bei NO₂ sind die hohen Klassen aber kaum belegt. Der Abbildung 5-6 kann man entnehmen, dass hohe PM₁₀-Jahresmittelwerte in Karlsruhe hauptsächlich in zwei Gitterzellen mit hohen PM₁₀-Emissionen auftreten.

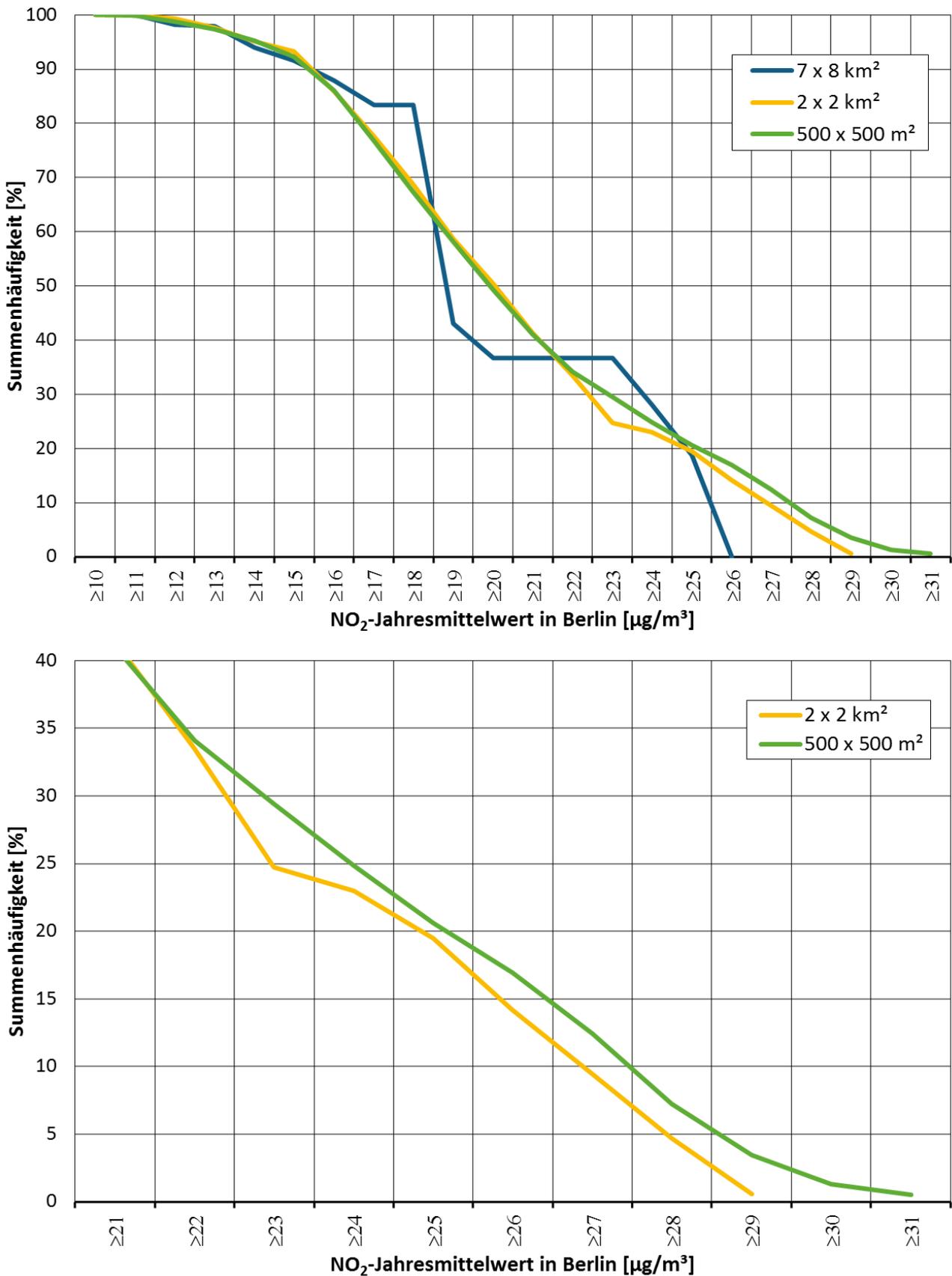
Die Verteilungen der Auftrittshäufigkeiten von NO₂ und PM₁₀-Jahresmittelwerten unterscheiden sich von Stadt zu Stadt, da die Städte sich sowohl in der Ausdehnung als auch in der Emissionsverteilung und nicht zuletzt in den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen stark unterscheiden. Hannover liefert insbesondere bei PM₁₀, aber auch bei NO₂ eine zu den niedrigeren Klassen verschobene Verteilung. Höhere Konzentrationen treten nur in wenigen Gitterzellen mit erhöhten Emissionen auf. Eine Ursache der niedrigeren Konzentrationen dürften auch die im Vergleich zu den anderen Städten höheren Windgeschwindigkeiten in der norddeutschen Tiefebene sein. Berlin liefert die gleichmäßigste Verteilung, was mit der im Vergleich zu den anderen beiden Städten sehr viel größeren Ausdehnung zusammenhängt. Im Stadtgebiet Karlsruhe werden die höchsten NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen berechnet, aber nur in wenigen Gitterzellen. Auch hier dürften die eher windschwachen meteorologischen Bedingungen in der Rheinebene eine Rolle spielen. Übereinstimmend in allen Städten treten die hohen Konzentrationsbereiche hauptsächlich in der Rechnung für die Auflösung 500 x 500 m² auf.

Abbildung 5-16: Häufigkeitsverteilung der NO₂-Jahresmittelwerte in Berlin für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



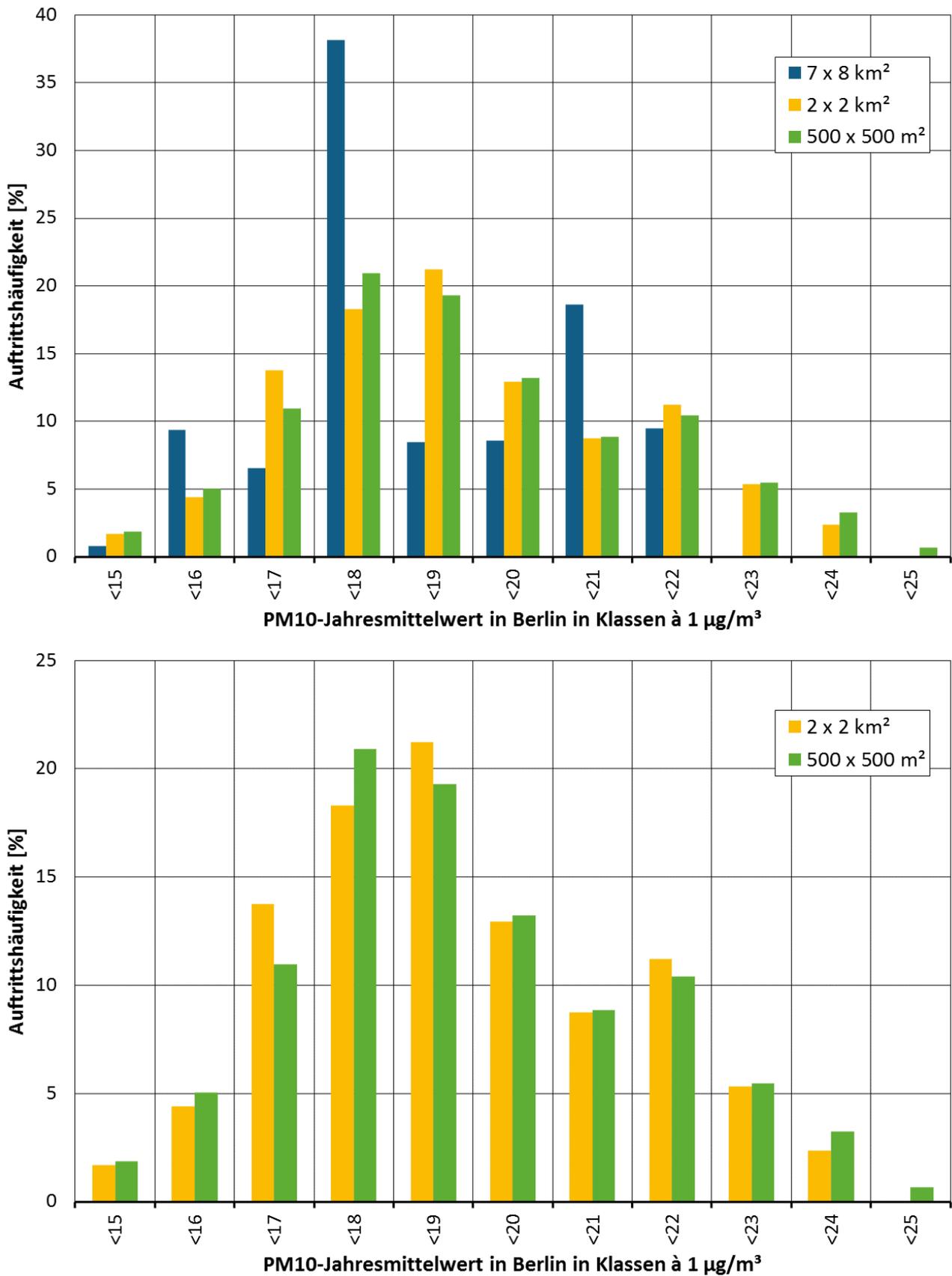
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-17: Summenhäufigkeit der NO₂-Jahresmittelwerte in Berlin für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



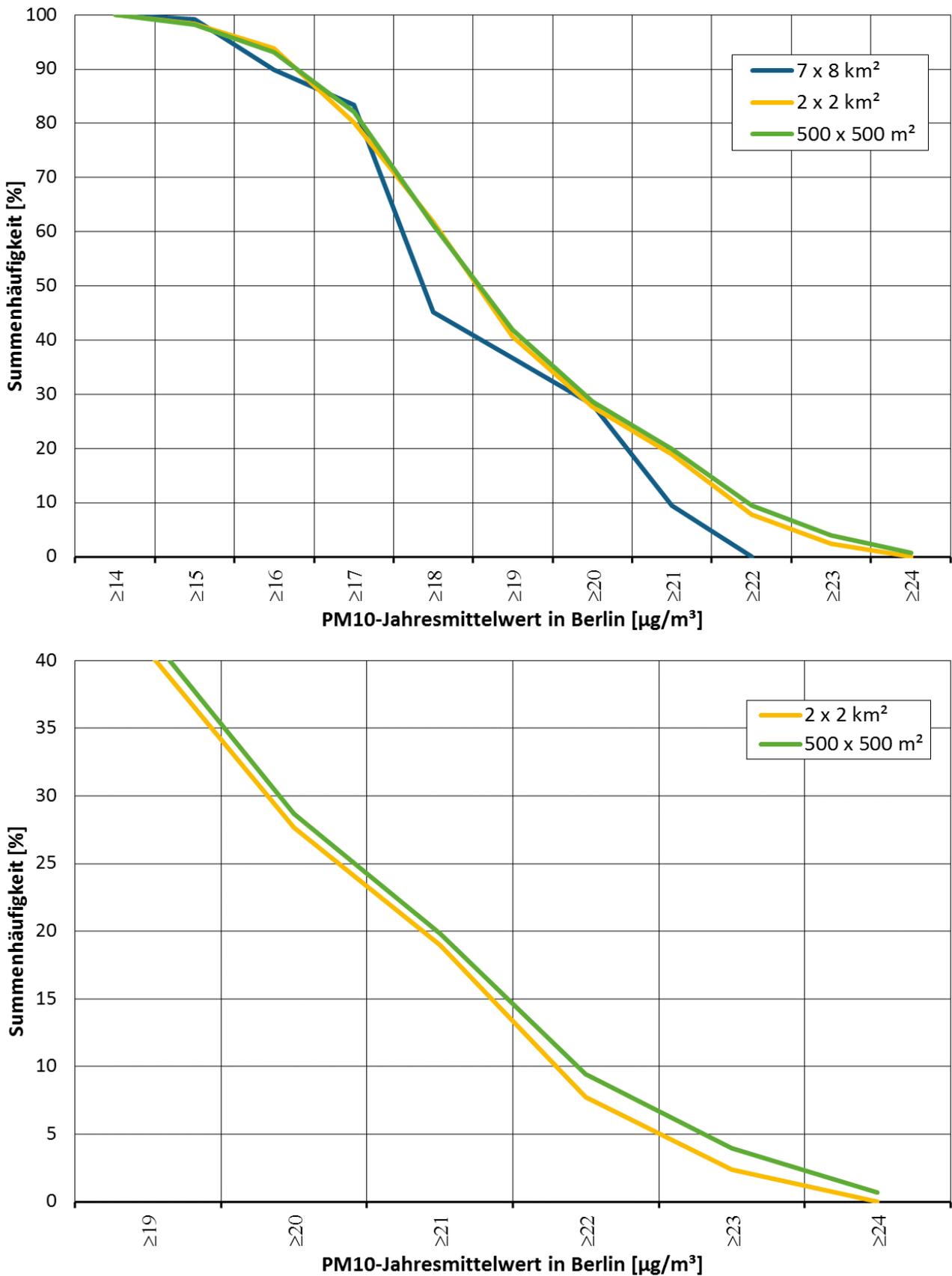
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-18: Häufigkeitsverteilung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



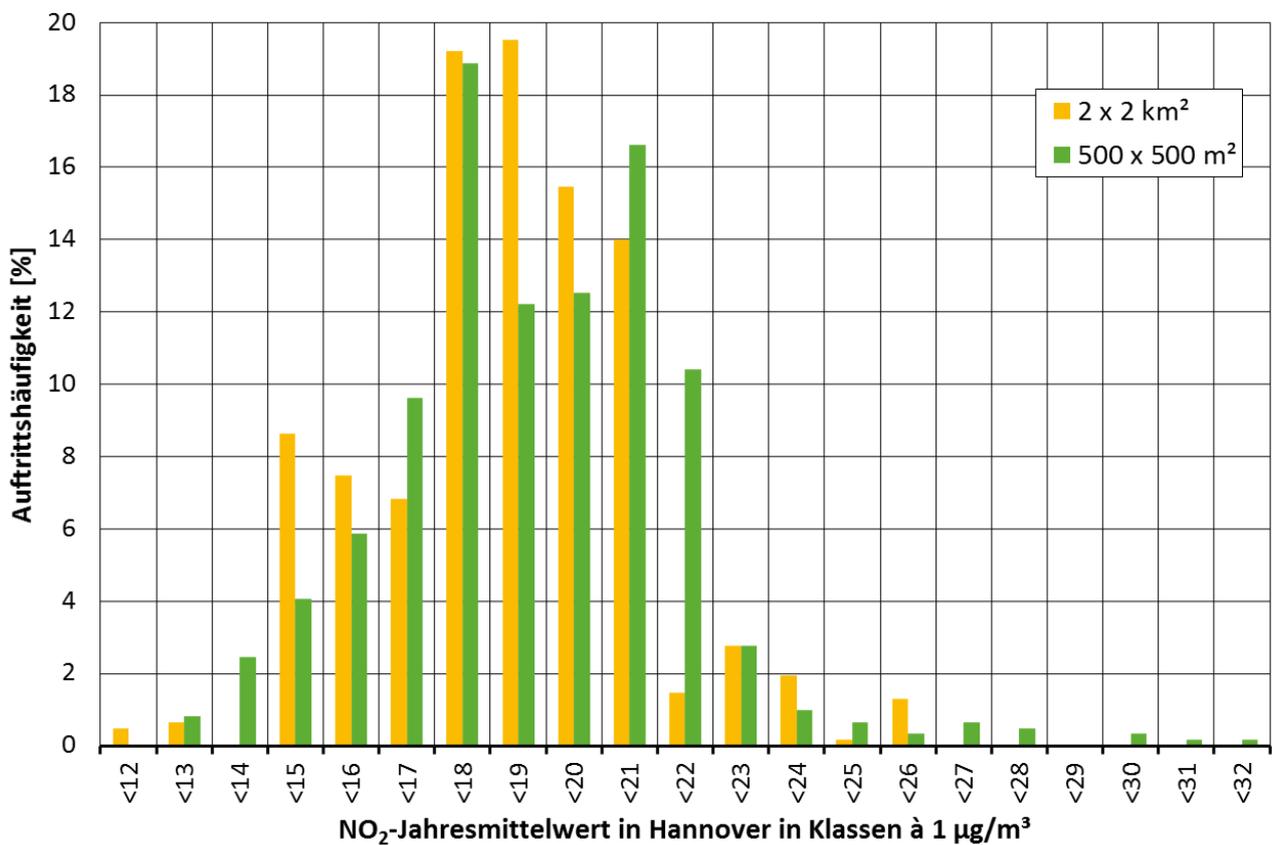
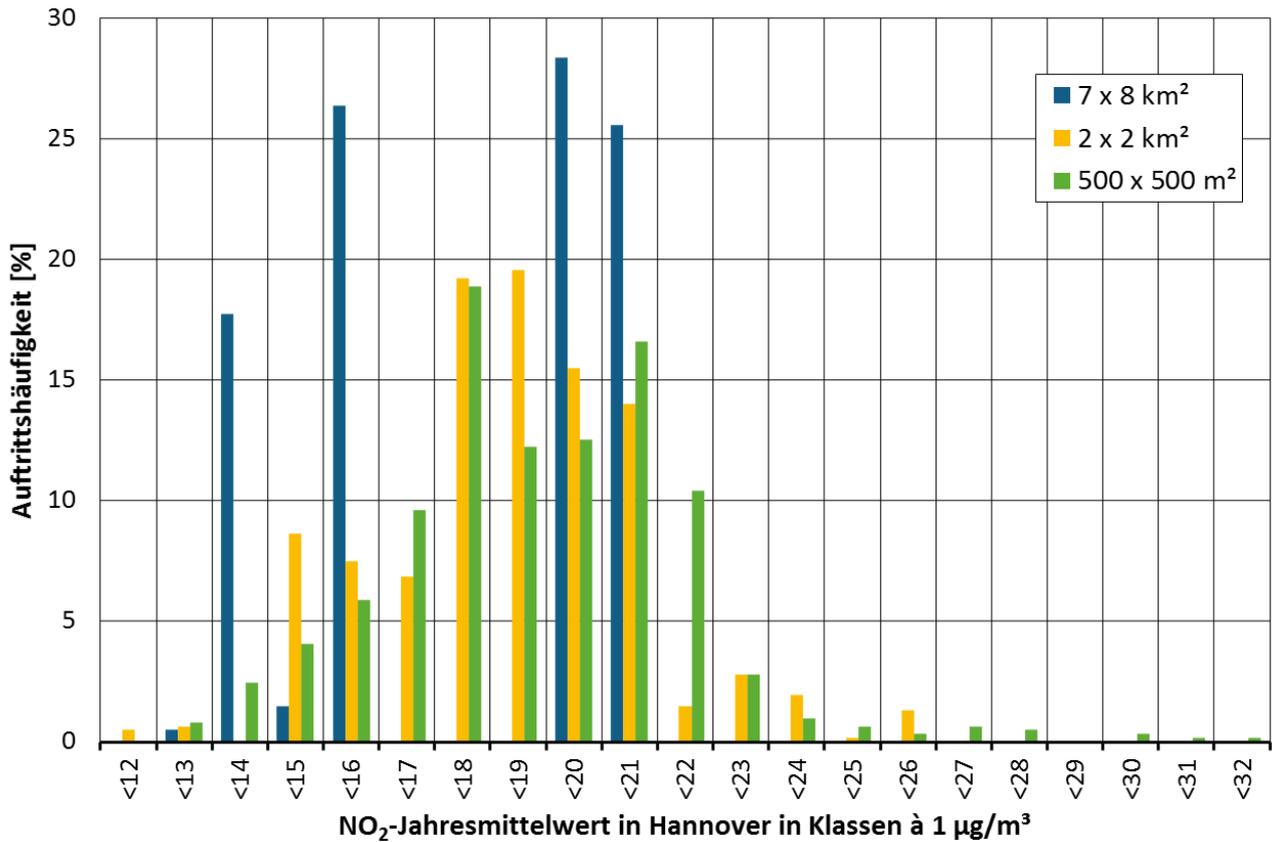
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-19: Summenhäufigkeit der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



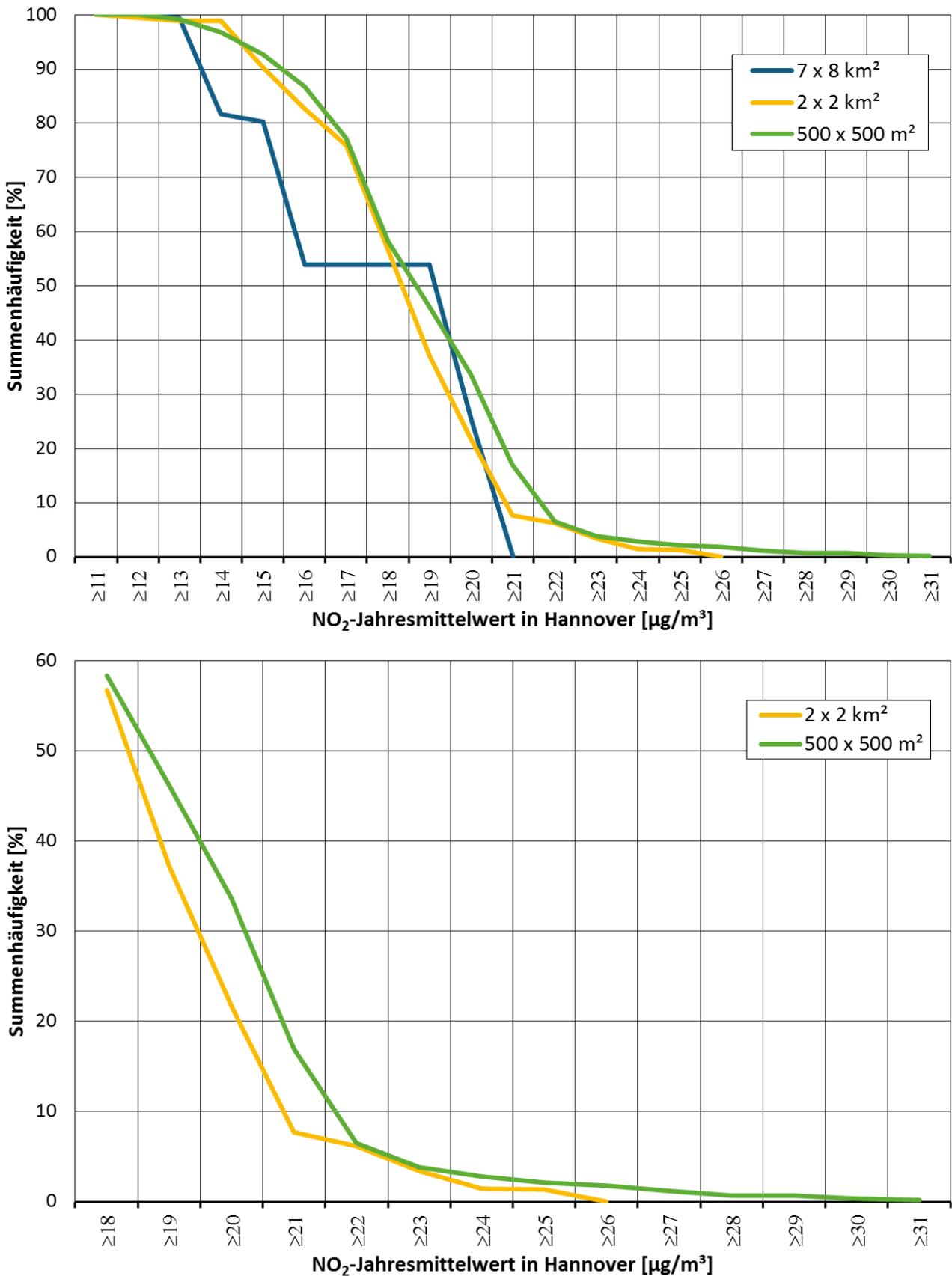
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-20: Häufigkeitsverteilung der NO₂-Jahresmittelwerte in Hannover für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



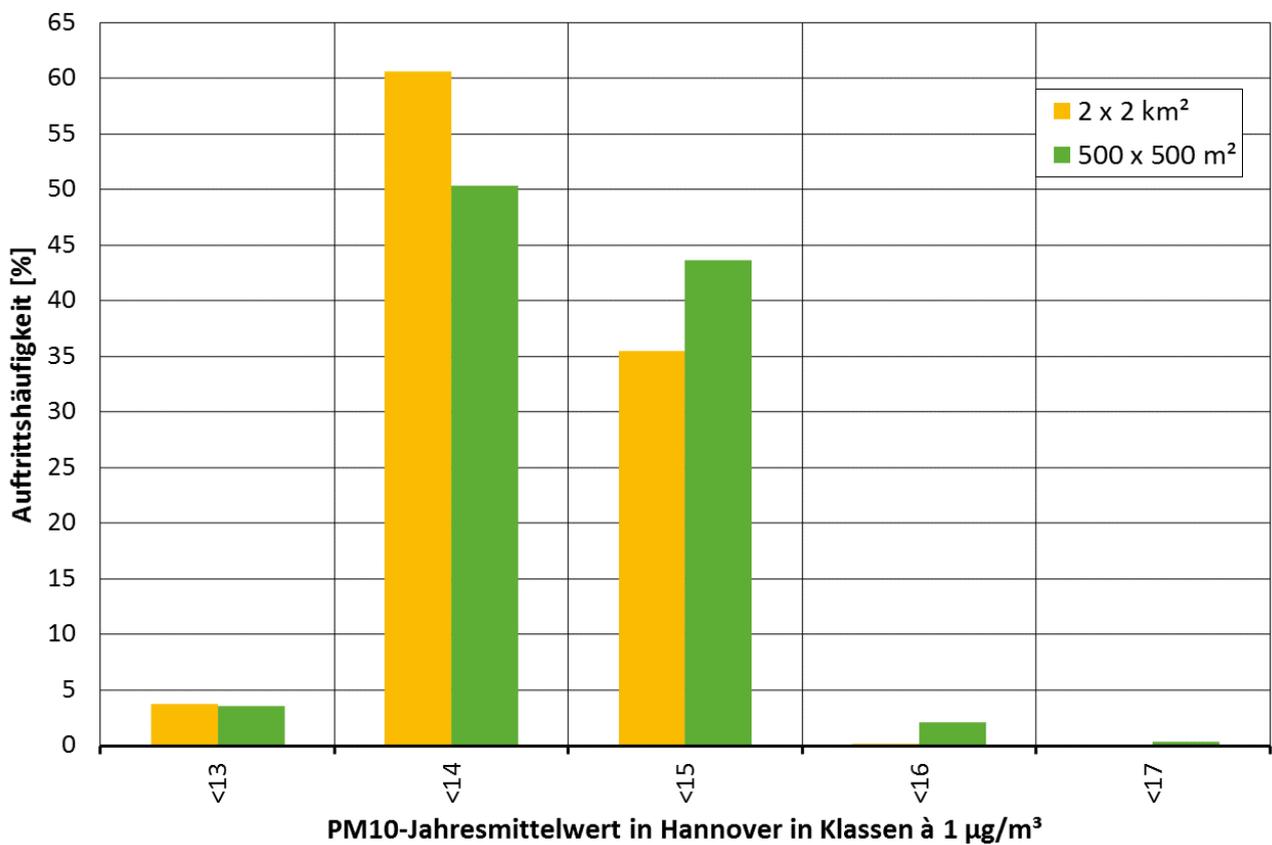
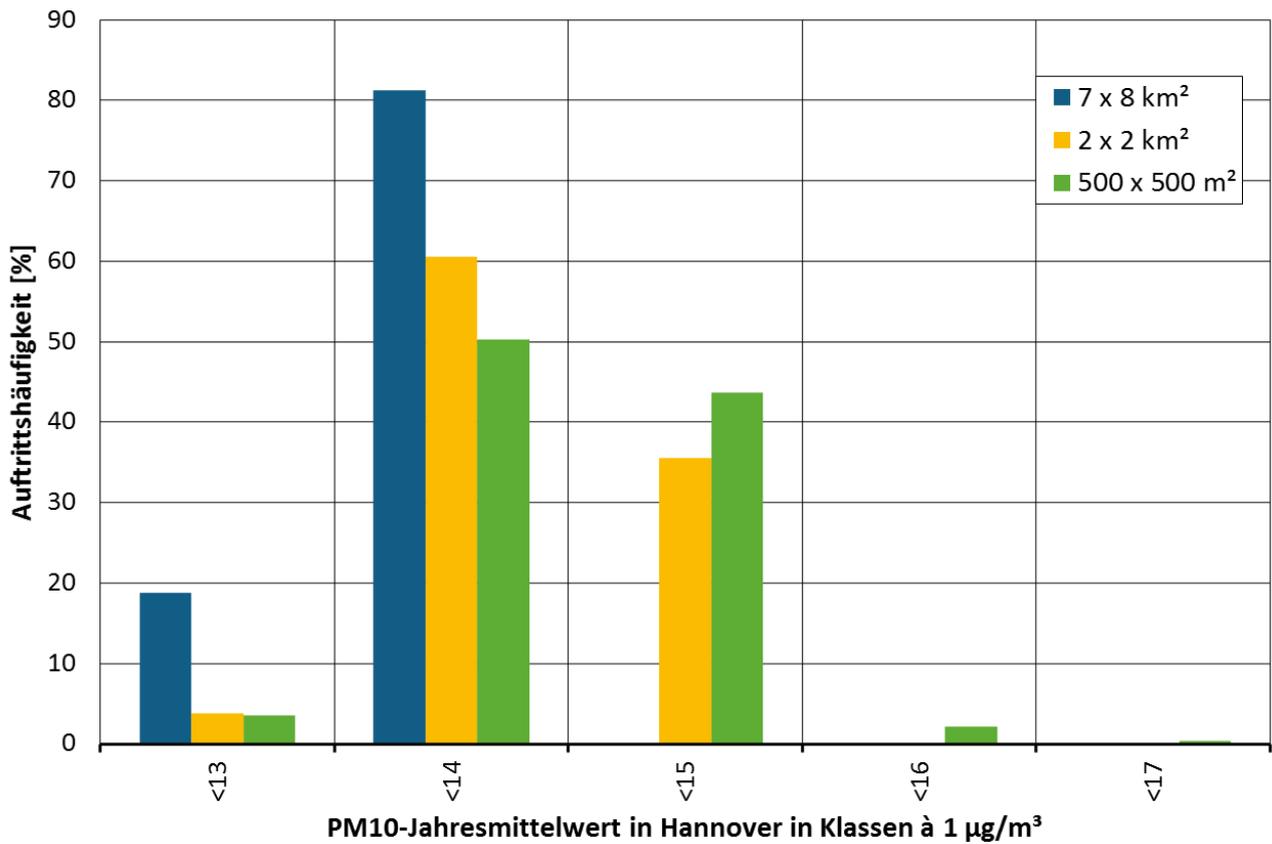
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-21: Summenhäufigkeit der NO₂-Jahresmittelwerte in Hannover für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



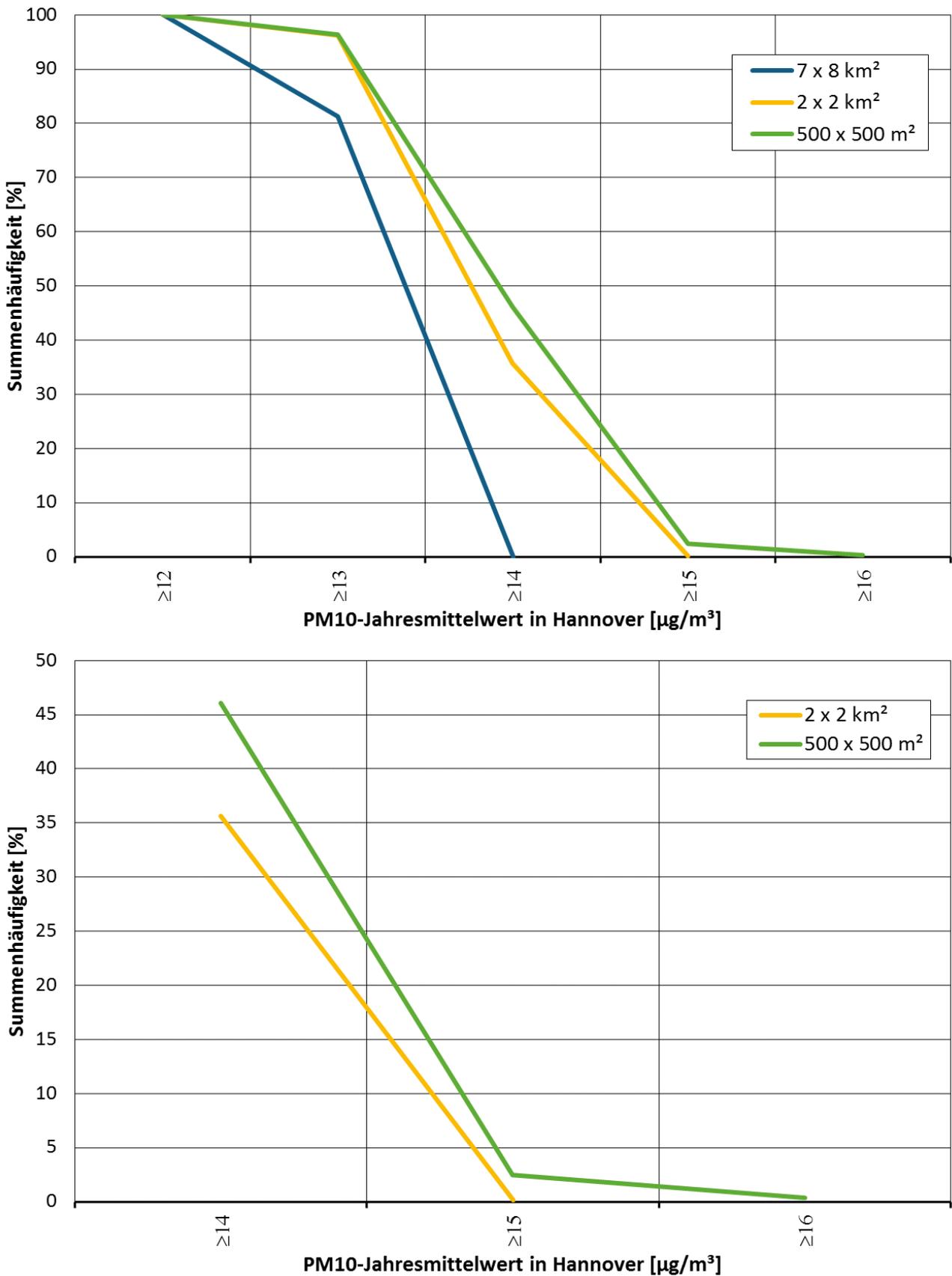
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-22: Häufigkeitsverteilung der PM₁₀-Jahresmittelwerte in Hannover für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



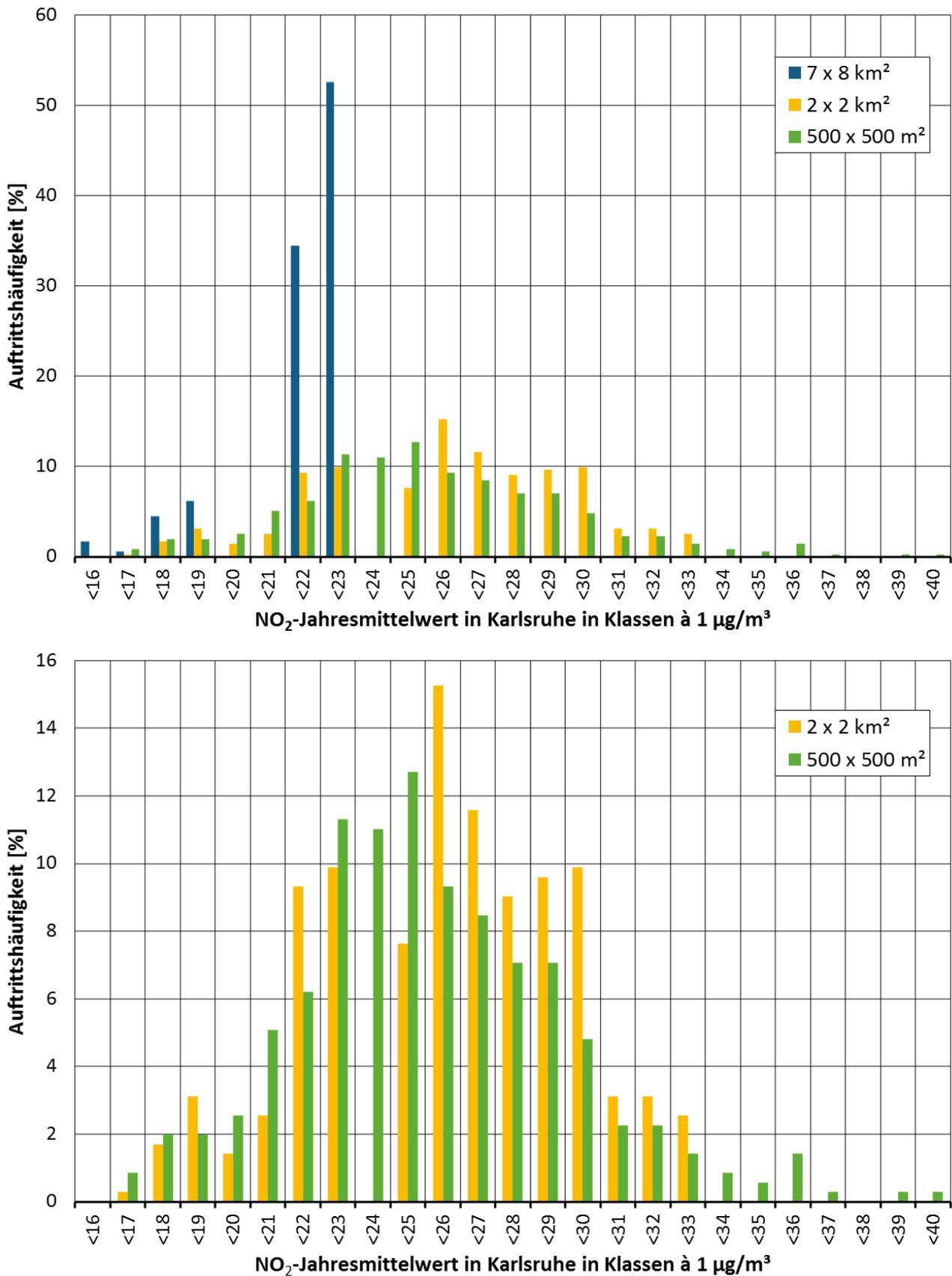
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-23: Summenhäufigkeit der PM10-Jahresmittelwerte in Hannover für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



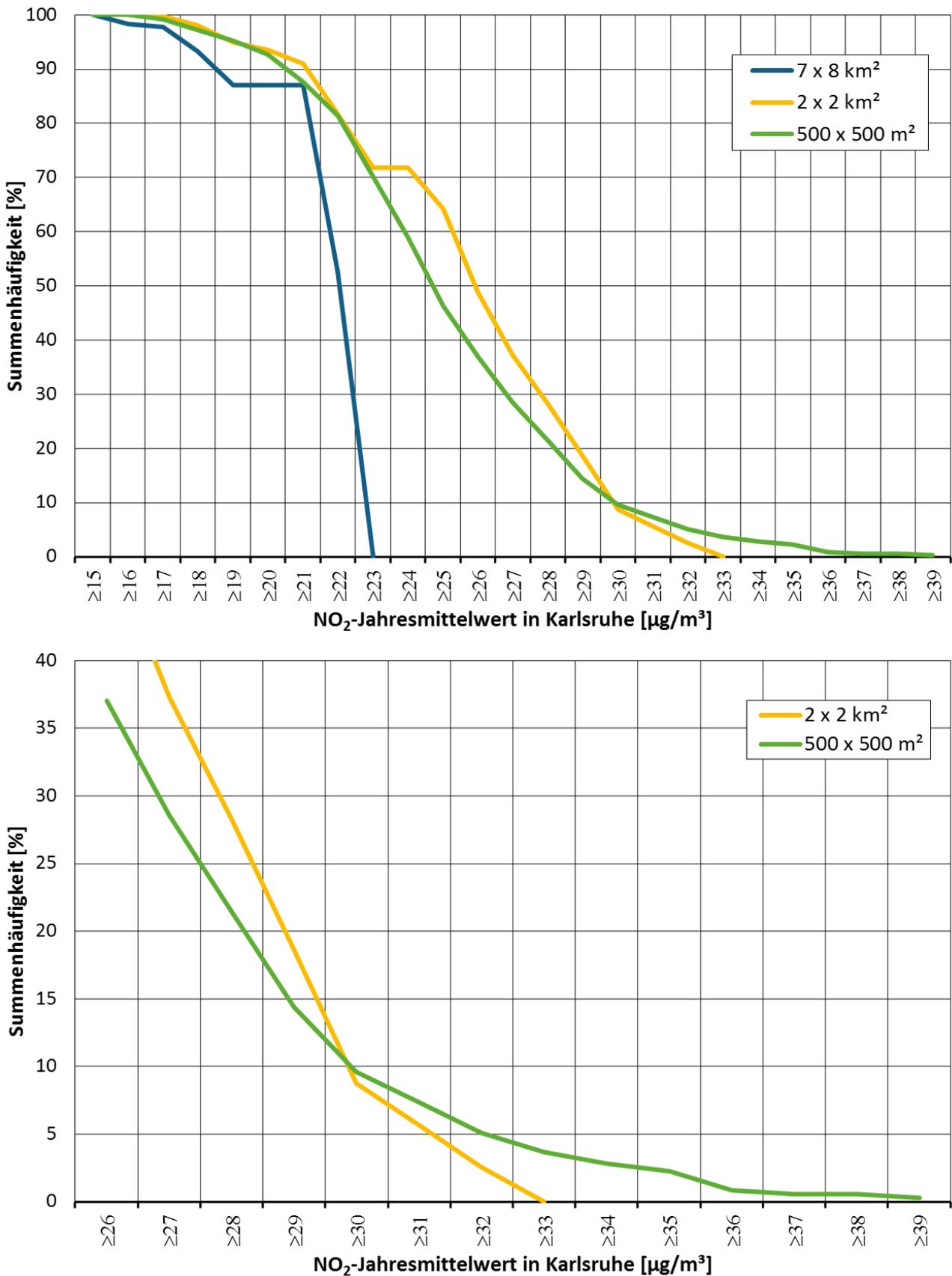
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-24: Häufigkeitsverteilung der NO₂-Jahresmittelwerte in Karlsruhe für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



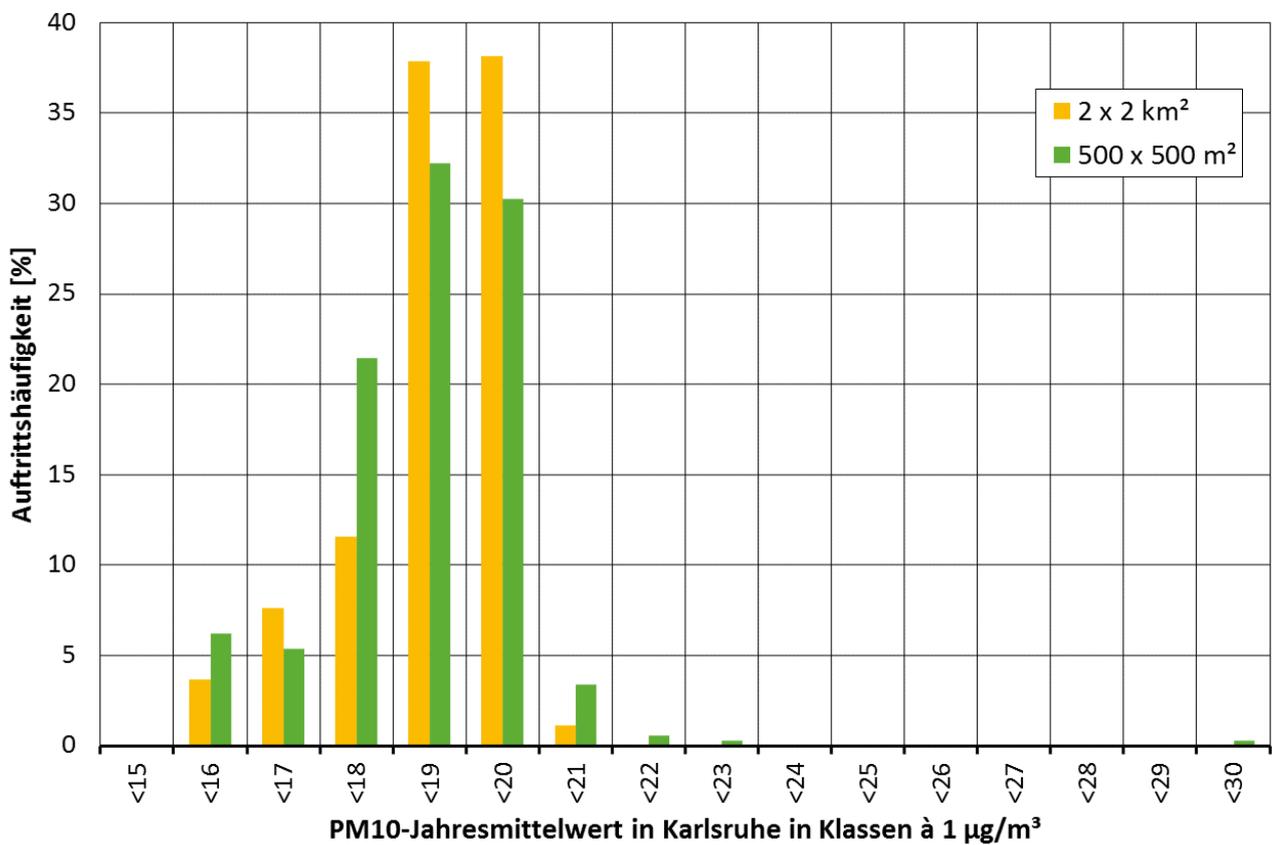
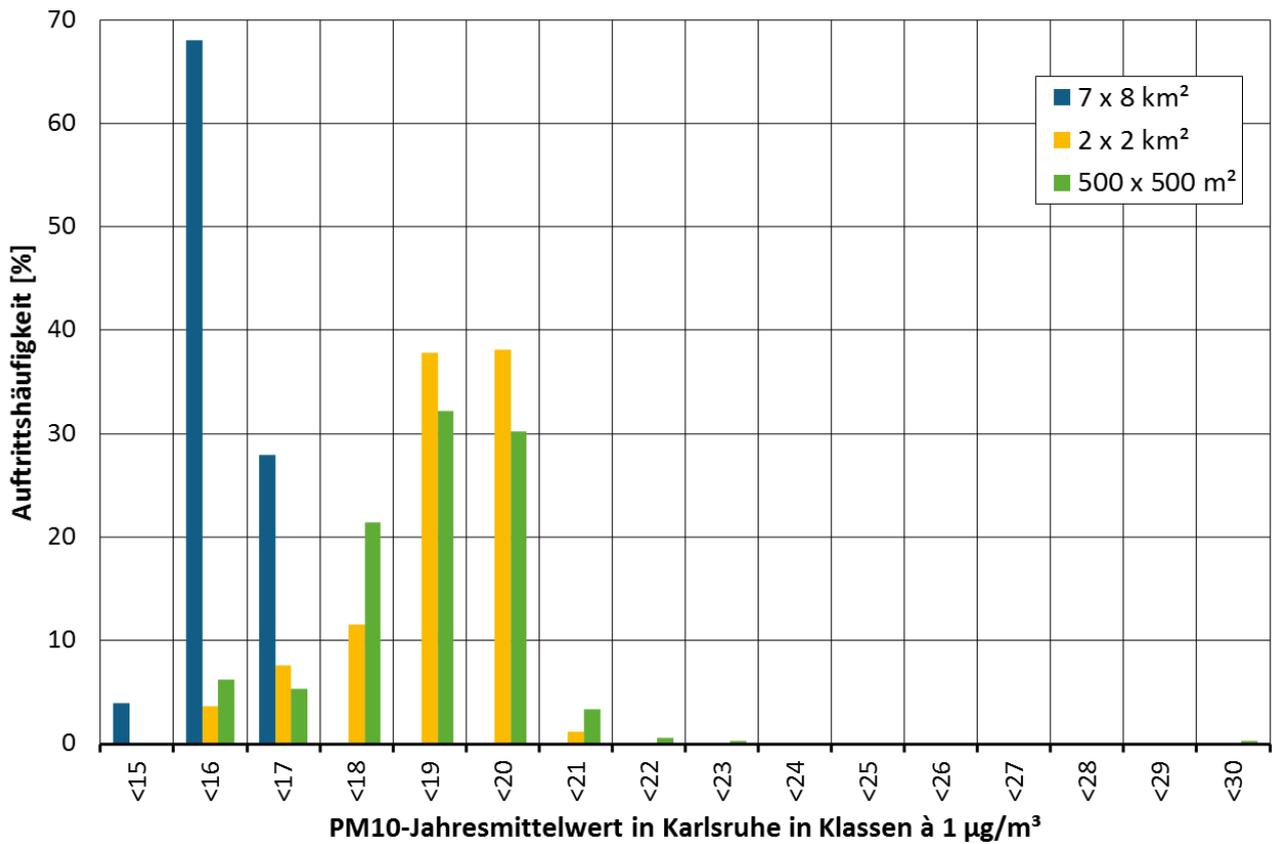
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-25: Summenhäufigkeit der NO₂-Jahresmittelwerte in Karlsruhe für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



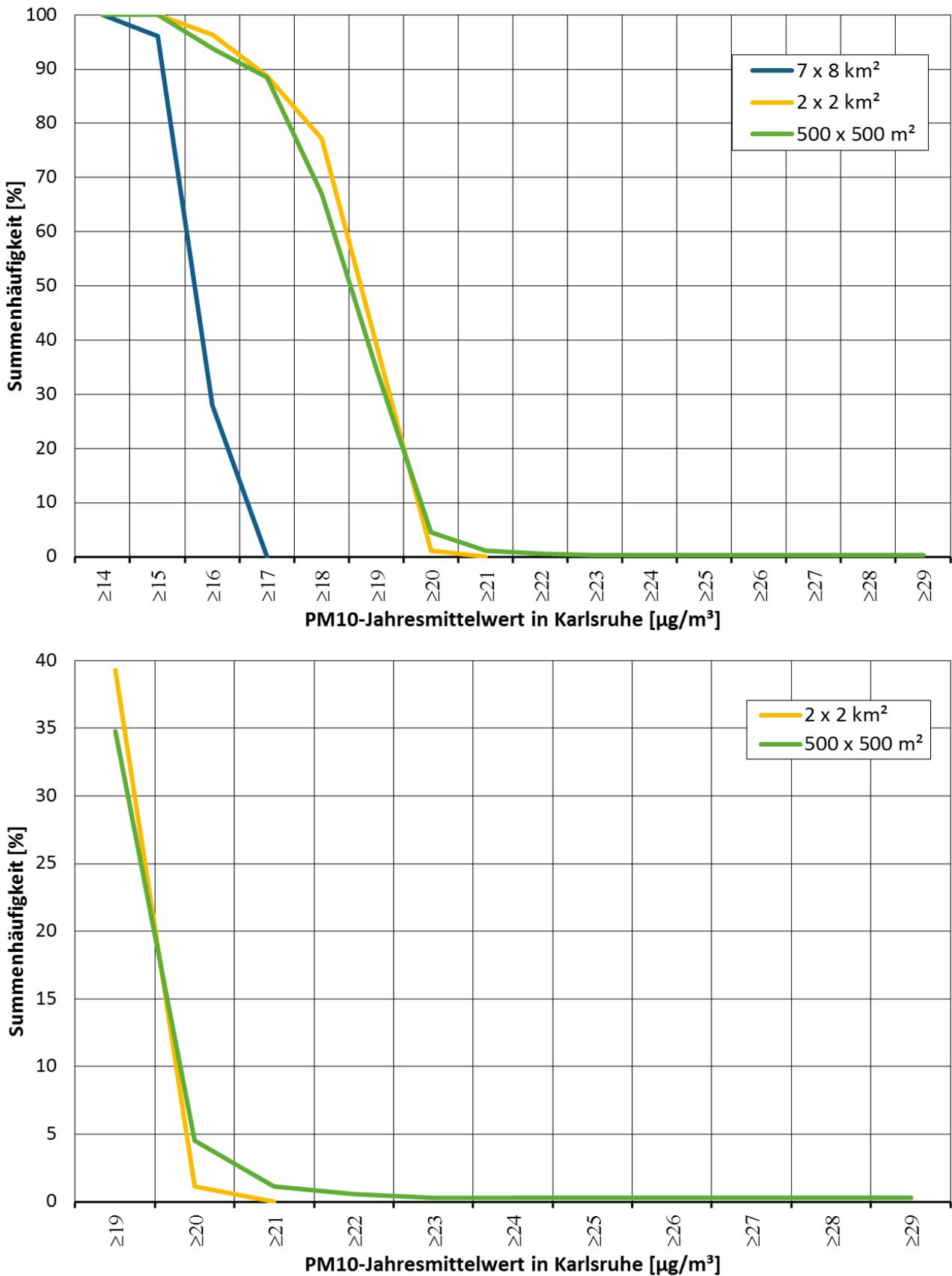
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-26: Häufigkeitsverteilung der PM10-Jahresmittelwerte in Karlsruhe für drei (oben) und zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-27: Summenhäufigkeit der PM10-Jahresmittelwerte in Karlsruhe für drei (oben) und als Ausschnitt für zwei (unten) Auflösungen der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

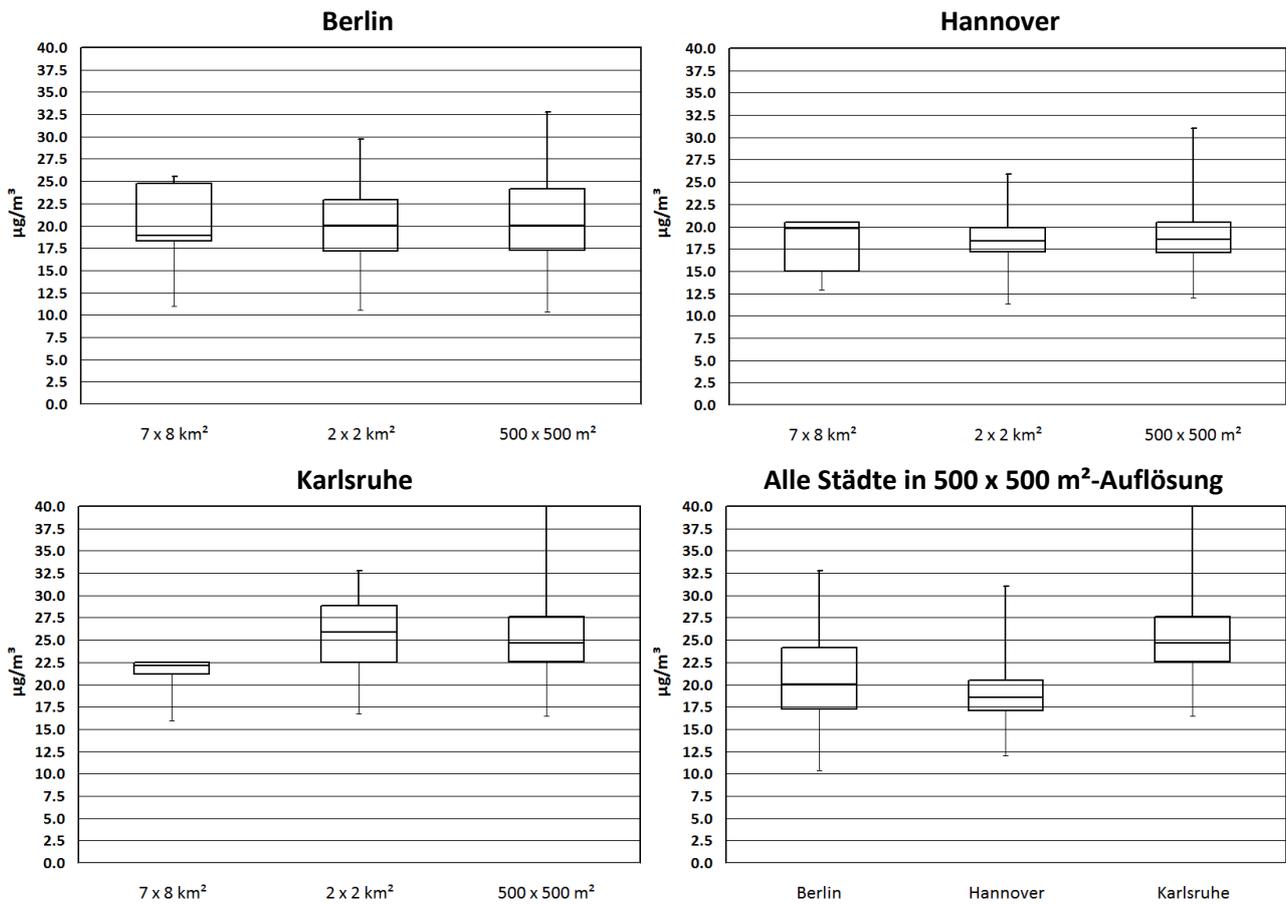
5.1.5 Vergleichende Betrachtung der Konzentrationsbereiche

Eine vergleichende Betrachtung der Unterschiede zwischen den Skalen und Städten kann anhand von Box-Whisker-Plots vorgenommen werden, die die in den Städten berechnete Spannbreite der NO₂- und PM₁₀-Jahresmittelwerte aufzeigen. Dargestellt sind in den Box-Whisker-Plots der kleinste und der größte berechnete Jahresmittelwert, das 1. Quartil (Boxunterkante), der Median (Boxmitte) und das 3. Quartil (Boxoberkante) der Rasterauswertung für jede Stadt.

Abbildung 5-28 zeigt die NO₂-Box-Whisker-Plots für die Städte Berlin, Hannover und Karlsruhe für die Skalen 7 x 8 km², 2 x 2 km² und 500 x 500 m². In allen Städten wächst die Spannbreite der berechneten Konzentrationen mit abnehmender Maschenweite. In Berlin liegen die NO₂-Jahresmittelwerte in der Rechnung mit der Maschenweite 500 m im Bereich von circa 10 - 33 µg/m³, in Hannover im Bereich von circa 12 - 31 µg/m³ und in Karlsruhe im Bereich von circa 12 - 40 µg/m³. Die Mediane (und auch die Mittelwerte) der Konzentrationsverteilungen in den Stadtgebieten unterscheiden sich beträchtlich und reichen von 18.6 µg/m³ (Mittelwert 18.8 µg/m³) in Hannover, 20.1 µg/m³ (Mittelwert 20.8 µg/m³) in Berlin bis zu 24.7 µg/m³ (Mittelwert 25.1 µg/m³) in Karlsruhe.

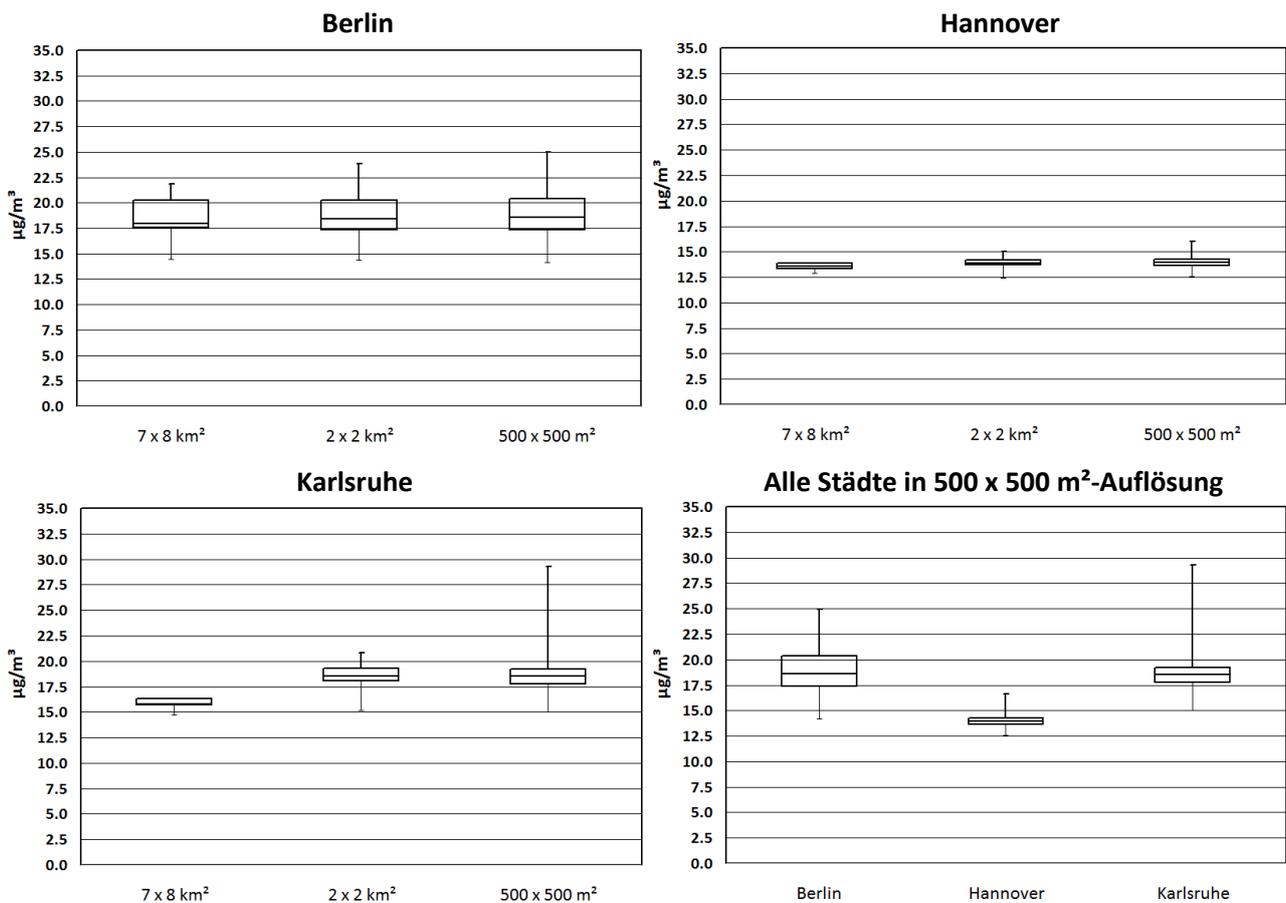
Die Box-Whisker-Plots für die PM₁₀-Konzentrationsverteilungen (Abbildung 5-29) zeigen, dass die Spannbreite der berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerte wie bei NO₂ mit abnehmender Maschenweite zunimmt, aber insgesamt geringer ist als bei NO₂. In Berlin umfassen die PM₁₀-Jahresmittelwerte in der Rechnung mit der Maschenweite 500 m einen Bereich von circa 9 µg/m³ (circa 14 - 25 µg/m³), in Karlsruhe einen Bereich von 14 µg/m³ (circa 15 - 29 µg/m³), in Hannover nur einen Bereich von 4 µg/m³ (circa 12 - 16 µg/m³). Der Median der Verteilung liegt in Berlin bei 18.6 µg/m³ (Mittelwert 18.9 µg/m³) und in Karlsruhe ebenfalls bei 18.6 µg/m³ (Mittelwert 18.4 µg/m³). Hannover liegt mit einem Median von 13.9 µg/m³ und einem Mittelwert von 14.0 µg/m³ deutlich niedriger. Die sehr viel größere Spannbreite der NO₂-Jahresmittelwerte und die geringeren Unterschiede zwischen den Spannweiten weisen darauf hin, dass die berechneten NO₂-Konzentrationen in allen Städten durch die lokalen NO_x-Emissionen bestimmt werden. Bei PM₁₀ wird ein beträchtlicher Anteil der Konzentrationen von außerhalb der Städte liegenden Quellen bestimmt. In Berlin und in Karlsruhe zeigt die Rechnung in der 500 m-Skala im Vergleich zu Hannover eine doppelt bis dreifach höhere Spannbreite der berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerte. Dies bedeutet, dass die PM₁₀-Jahresmittelwerte in Hannover weniger durch lokale Emissionsschwerpunkte beeinflusst werden als Berlin oder Karlsruhe. Insbesondere die hohe PM₁₀-Spannbreite in Karlsruhe weist auf solche lokalen Emissionsschwerpunkte hin. Diese Schwerpunkte sind auch deutlich in der Flächendarstellung (Abbildung 5-6) zu erkennen.

Abbildung 5-28: Boxplots NO₂-Mittelwerte der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-29: Boxplots PM10-Mittelwerte der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.6 Prognose 2020 für Berlin

5.1.6.1 Überblick

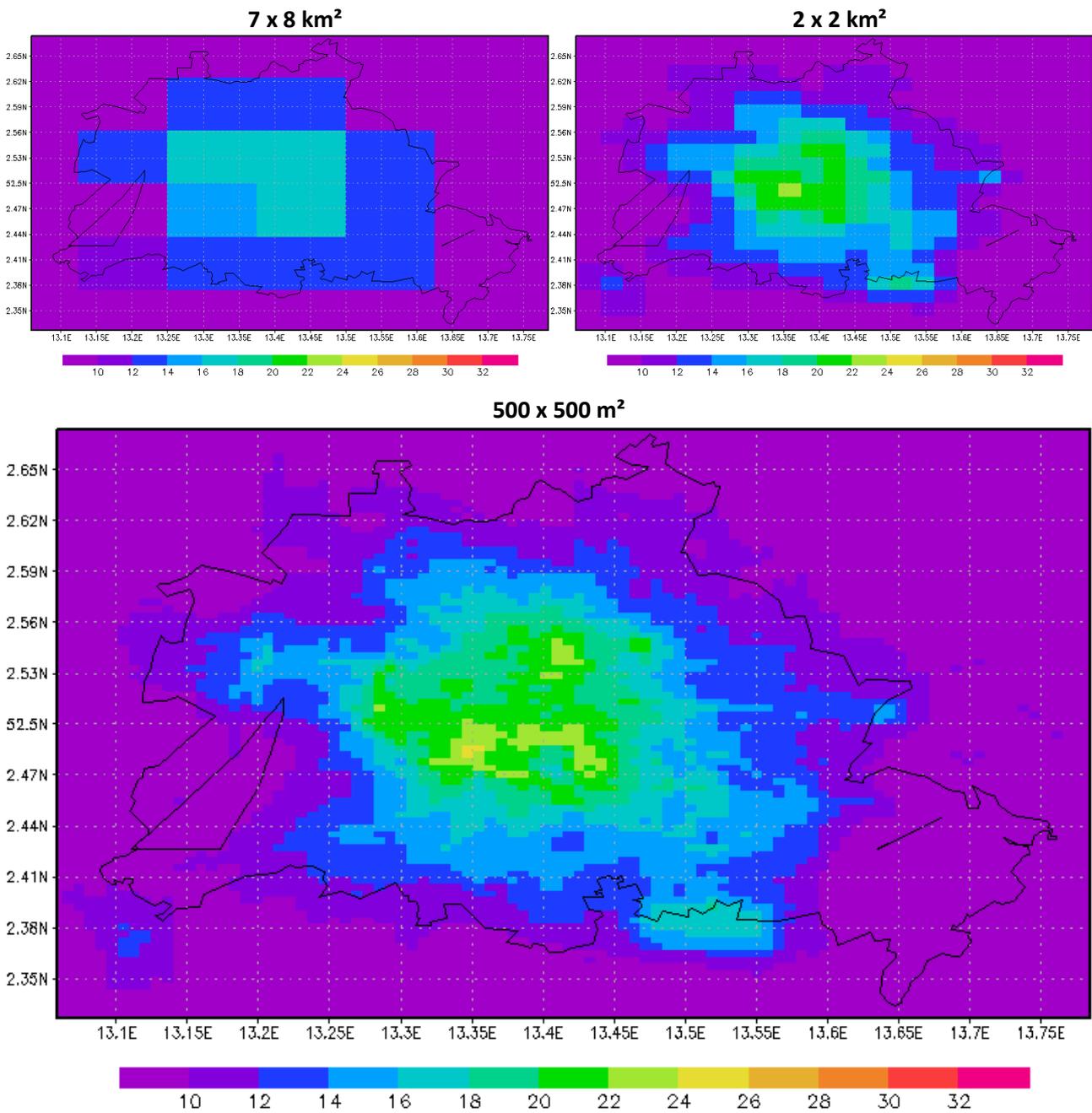
Für Berlin wurden neben den Berechnungen für das Referenzjahr 2010 auch Prognoserechnungen für das Jahr 2020 durchgeführt. Die den Berechnungen zugrunde liegenden Emissionen für die größerskaligen Modellrechnungen stammen aus dem Projekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014). Die Emissionsszenarien in „Luftqualität 2020/2030“ wurden in größtmöglicher Konsistenz mit den Energie- und Treibhausgasemissionsszenarien der Studie „Politiksznarien für den Klimaschutz VI“ (Öko-Institut 2013) (PSz VI) entwickelt. Bei diesen Energieszenarien handelt es sich einerseits um das „Aktuelle Politik Szenario“ (APS), welches bereits beschlossene energie- und klimapolitische Maßnahmen abbildet, und andererseits um das „Energiewende-Szenario“ (EWS), welches weitergehende Klimaschutzmaßnahmen annimmt. Für das EWS-Szenario wurde noch ein weitergehendes Szenario entwickelt, das zusätzliche Maßnahmen im Sektor Landwirtschaft beschreibt (EWS+). Genaue Beschreibungen dieser Szenarien sowie deren Minderungspotenziale können in UBA (2014) gefunden werden. Beide Szenarien, APS und EWS+, wurden hier in allen Skalen immissionsseitig berechnet. In Berlin selbst wurden wieder lokale Emissionen verwendet, die wieder in die entsprechenden Zellen der größerskaligen Rechnungen eingebettet wurden. Die Berliner Emissionen in 500 x 500 m² Auflösung lagen nur für das APS vor. Die zusätzlichen Emissionsänderungen des EWS+ wurden daher in Berlin mit Hilfe von stoff- und verursachergroupenspezifischen Änderungsfaktoren beschrieben, die aus den über Deutschland gemittelten Unterschieden zwischen dem APS und dem EWS+ abgeleitet wurden. Es wurde angenommen, dass der Flughafen Berlin-Brandenburg in Schönefeld im Jahre 2020 bereits in Betrieb gegangen

ist. Dazu wurden die Emissionen auf dem Gebiet des Flughafens Tegel mangels genaueren Informationen ohne weitere Anpassung von Tegel nach Schönefeld verlagert. Es sei angemerkt, dass die einfache Verlagerung der Emissionen nur als grobe Approximation der wahren Verhältnisse betrachtet werden kann. Für die Belange dieses Vorhabens sollte dieser Ansatz aber ausreichen.

5.1.6.2 Konzentrationsfelder für die Berlin-Prognose 2020

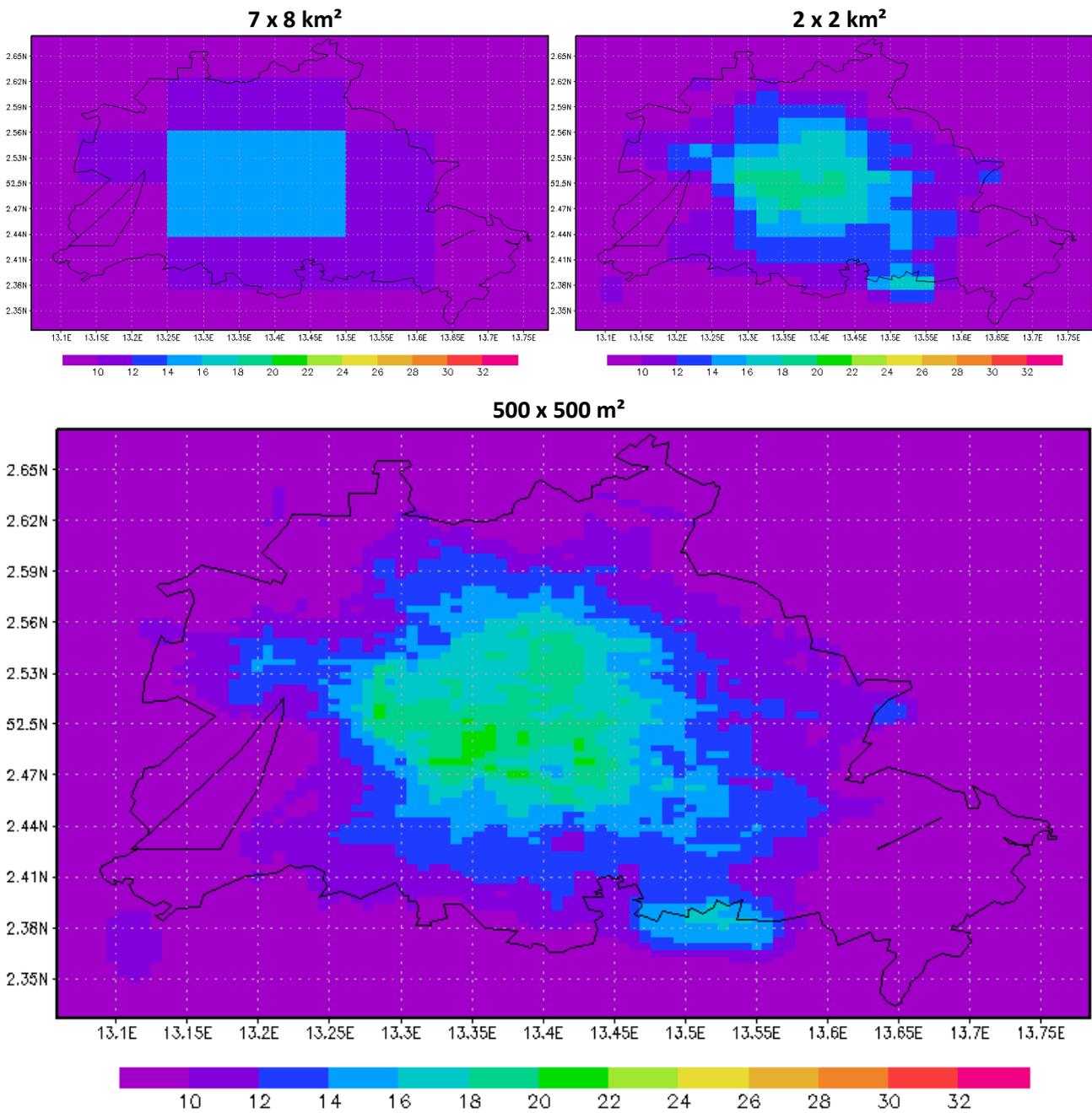
Abbildung 5-30 bis Abbildung 5-33 zeigen für beide Szenarien die berechneten NO₂- und PM10-Konzentrationsverteilungen in Berlin in den Skalen 7 x 8 km², 2 x 2 km² und 500 x 500 m². Die grobe Struktur der berechneten Konzentrationsverteilungen entspricht derjenigen für den Referenzlauf 2010 auf einem gemäß den abnehmenden Emissionen niedrigeren Niveau. Wie schon bei den Referenzläufen 2010 ist die Emissionsstruktur Berlins erst ab der Auflösung von circa 2 km in den Immissionsfeldern zu erkennen. In der höchsten Auflösung von 500 x 500 m² liegen die berechneten NO₂-Jahresmittelwerte in Berlin flächendeckend im APS 2020 zwischen 20 % und 35 % oder circa 4 bis 7 µg/m³ niedriger als im Referenzfall 2010. Im Bereich des ehemaligen Flughafens Tegel steigen die Abnahmen bis auf 50 % (Abbildung 5-34) oder 12 µg/m³, während es wegen der Verlagerung des Flugverkehrs von Tegel nach Schönefeld im Bereich Schönefeld zu Zunahmen der NO₂-Jahresmittelwerte kommt. Die bei PM10 bis 2020 erreichbaren Abnahmen (Abbildung 5-35) sind geringer als bei NO₂ und liegen bezogen auch 2010 flächendeckend zwischen 15 % und 25 % (3 - 5 µg/m³), im Bereich Tegel um die 30 % (6 µg/m³). Das mit einem höheren Minderungspotenzial versehene Szenario EWS+ führt im Stadtkern zu einer zusätzlichen Erhöhung des NO₂-Minderungspotenzial um 1 bis 4 µg/m³ (Abbildung 5-34). Das zusätzliche PM10-Minderungspotenzial des EWS+ ist deutlich geringer und liegt unter 1 µg/m³ (Abbildung 5-35).

Abbildung 5-30: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 APS“ in drei Auflösungen



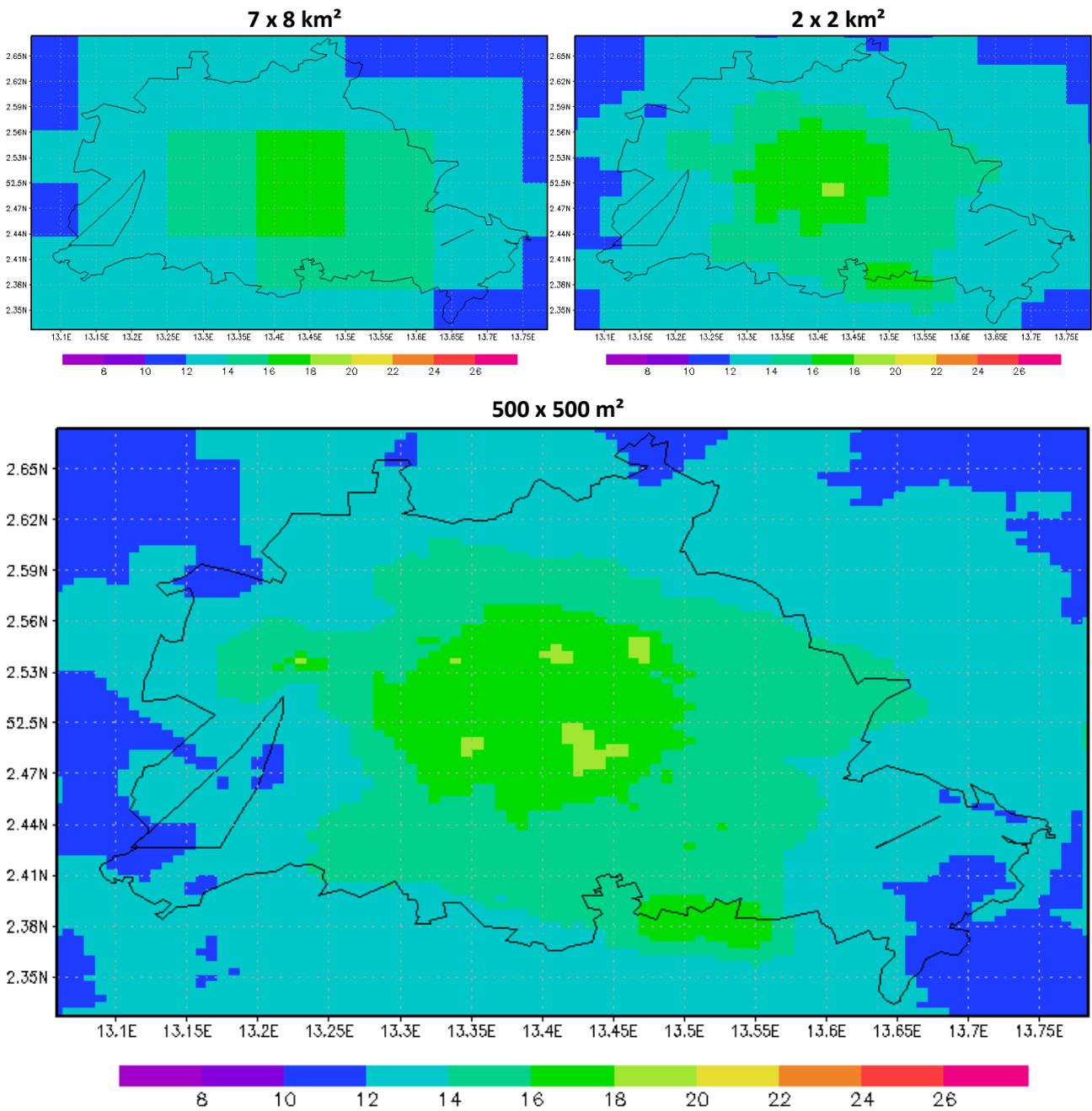
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-31: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 EWS+“ in drei Auflösungen



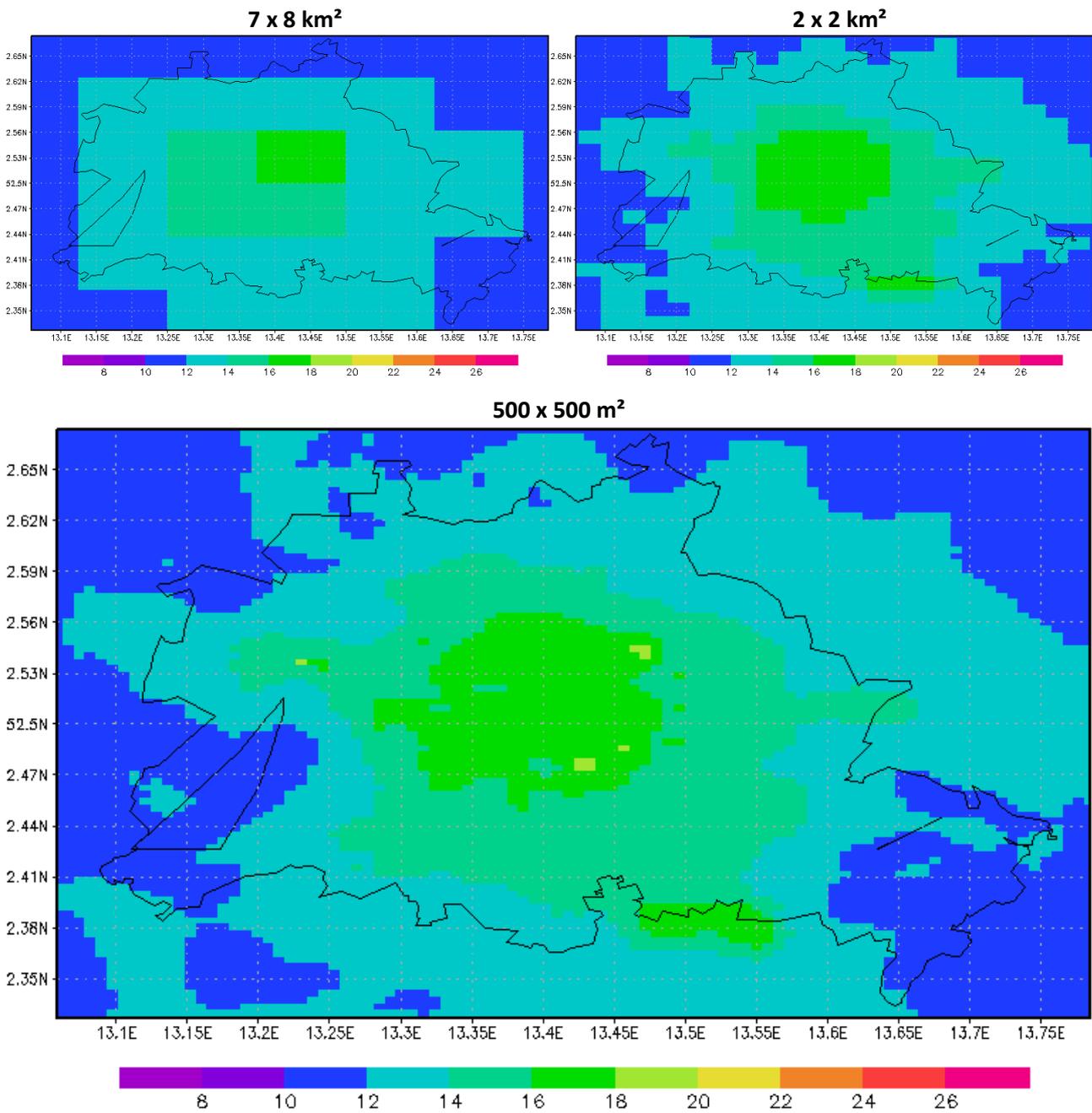
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-32: PM₁₀-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 APS“ in drei Auflösungen



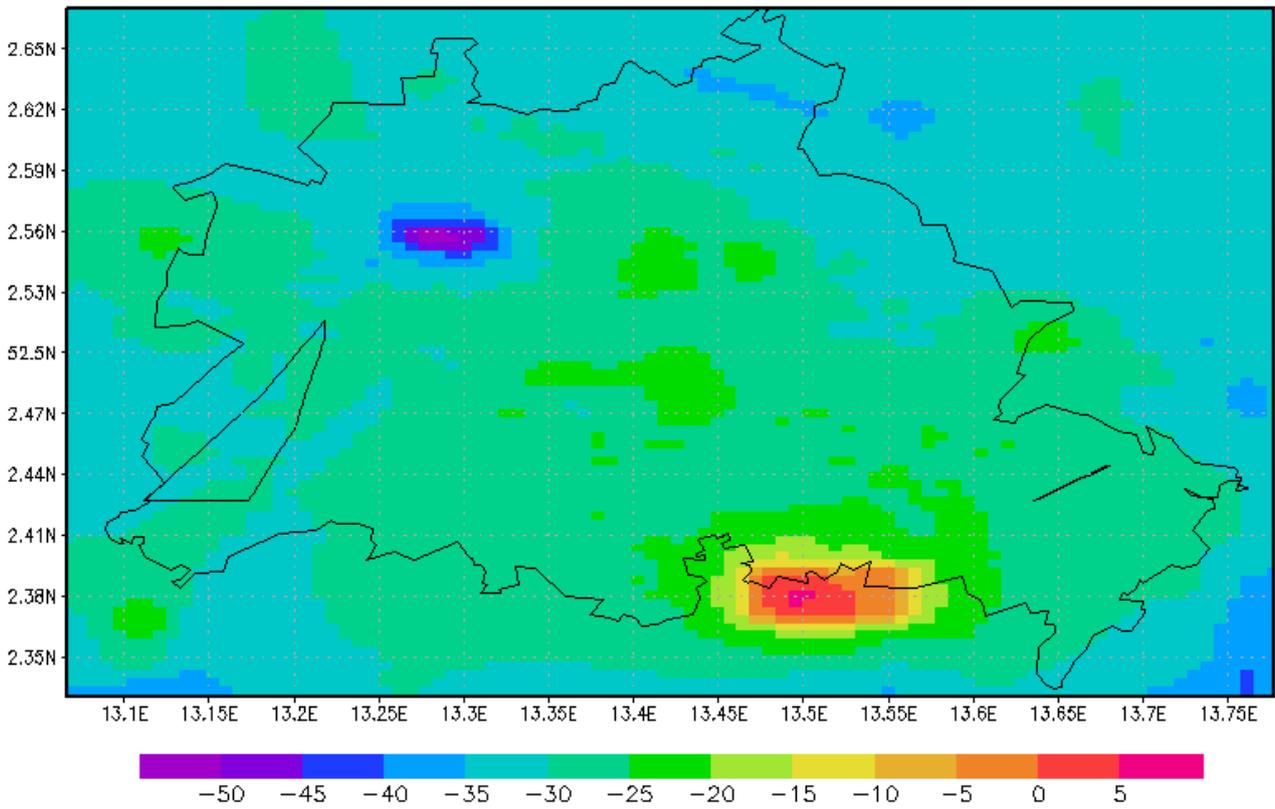
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-33: PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung in Berlin für das Szenario „2020 EWS+“ in drei Auflösungen



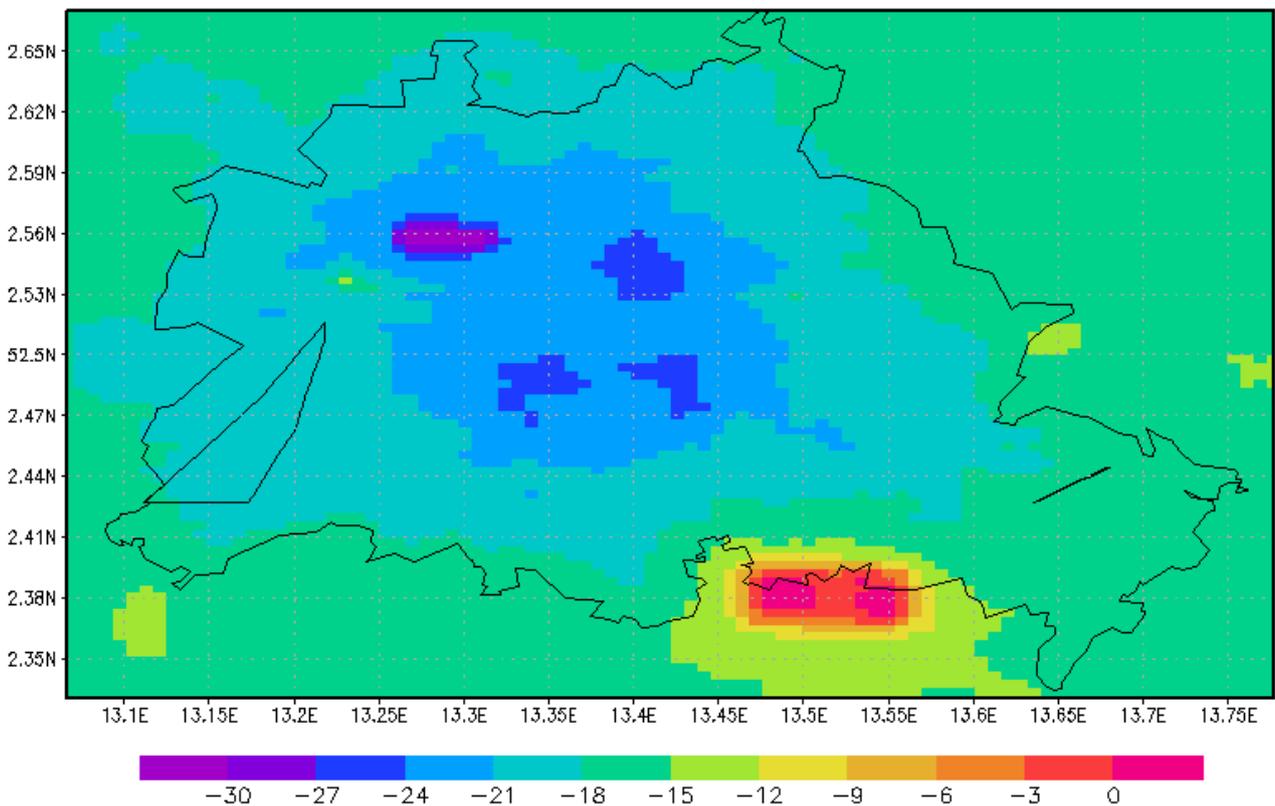
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-34: Relative Änderung der NO₂-Belastung für das Szenario „2020 APS“ gegenüber 2010



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-35: Relative Änderung der PM₁₀-Belastung für das Szenario „2020 APS“ gegenüber 2010



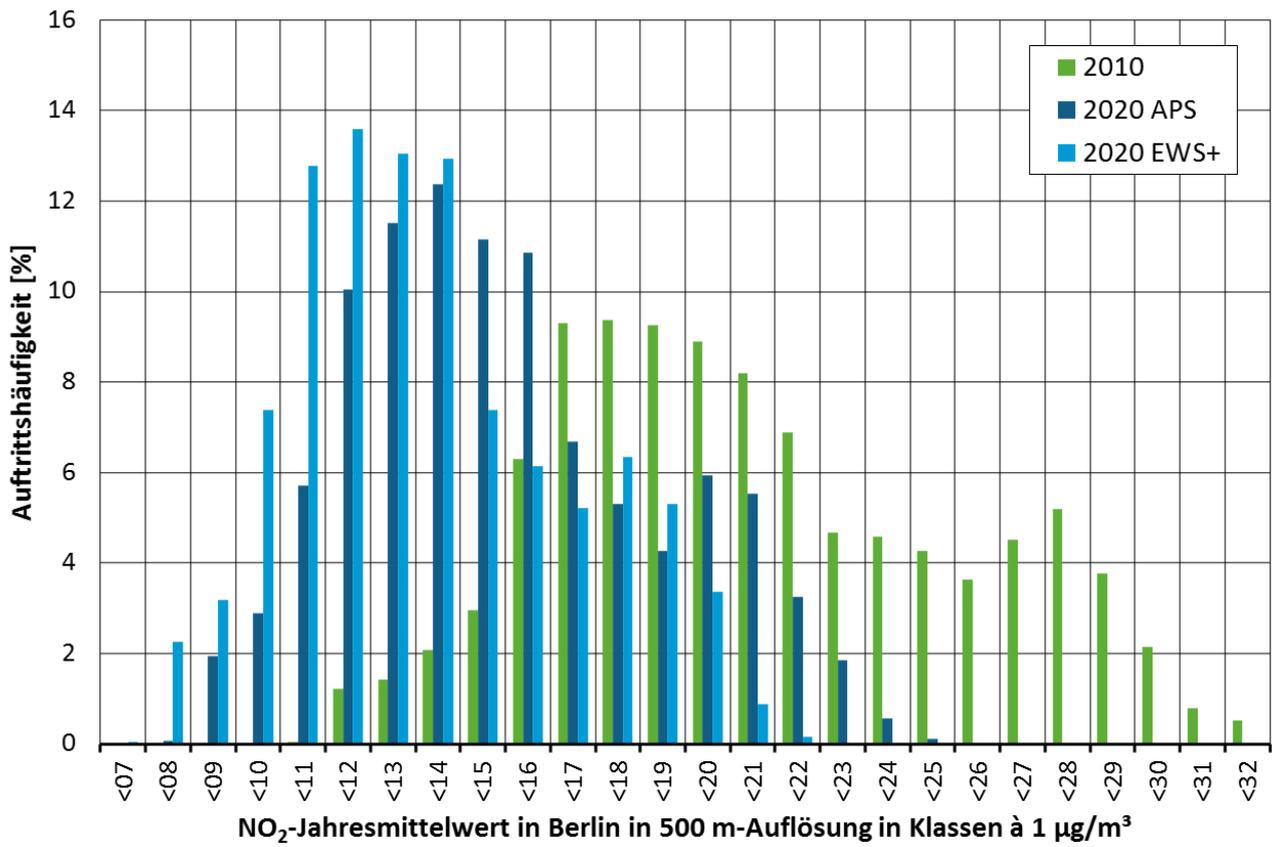
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.1.6.3 Häufigkeitsverteilungen für die Berlin-Prognose 2020

Abbildung 5-36 zeigt die NO₂-Häufigkeitsverteilung im Stadtgebiet Berlin in der 500 m-Auflösung für den Referenzlauf 2010 und die Szenarien 2020 APS und 2020 EWS+. Die Abnahme der Emissionen von 2010 nach 2020 bewirkt eine deutliche Verschiebung der Auftrittshäufigkeiten in die niedrigeren Konzentrationsklassen. Im Referenzlauf 2010 fallen noch circa 20 % aller Rasterwerte in die Konzentrationsklassen > 25 µg/m³. Diese Klassen sind im 2020 APS und im 2020 EWS+ nicht mehr belegt. Die höchste auftretende Konzentrationsklasse im 2020 APS ist die Klasse 24 - 25 µg/m³, im 2020 EWS+ die Klasse 21 - 22 µg/m³. Das Maximum der Verteilung verschiebt sich aus dem Bereich 16 - 19 µg/m³ für den Referenzfall in den Bereich 13 - 15 µg/m³ für 2020 APS bzw. 10 - 14 µg/m³ für 2020 EWS+.

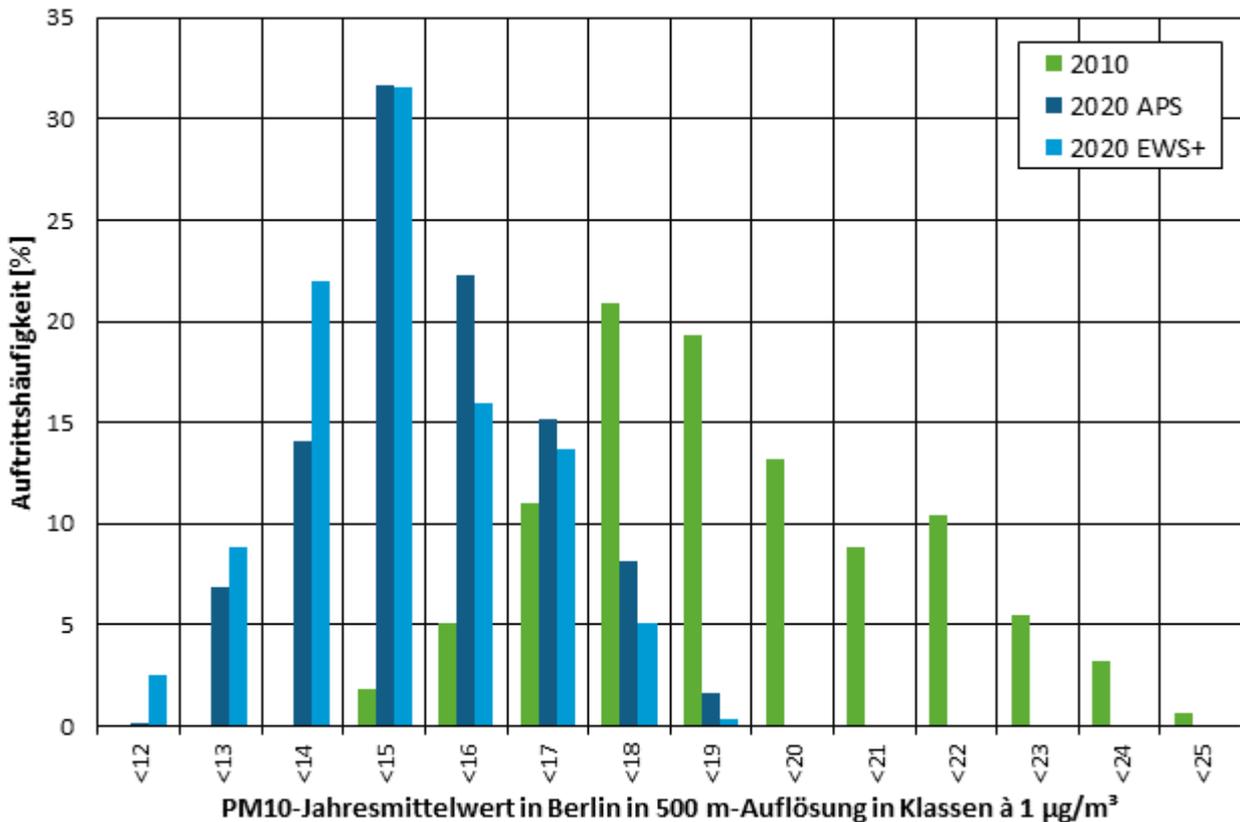
Die entsprechende Häufigkeitsverteilung für PM₁₀ zeigt Abbildung 5-37. Wie bei NO₂ bewirken die Emissionsminderungen der Szenarien eine starke Verschiebung der Auftrittshäufigkeiten in die niedrigeren Wertebereiche. Während im Referenzfall 2010 noch knapp 30 % aller Werte im Bereich > 20 µg/m³ liegen, sind diese Bereiche in den beiden Szenarien nicht mehr belegt. Das Maximum der Verteilung verschiebt sich aus dem Bereich 17 - 18 µg/m³ für den Referenzfall 2010 in beiden Szenarien 2020 in den Bereich 14 - 15 µg/m³.

Abbildung 5-36: Häufigkeitsverteilung der NO₂-Jahresmittelwerte in Berlin 2010, 2020 APS und 2020 EWS+ in 500 m-Auflösung der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

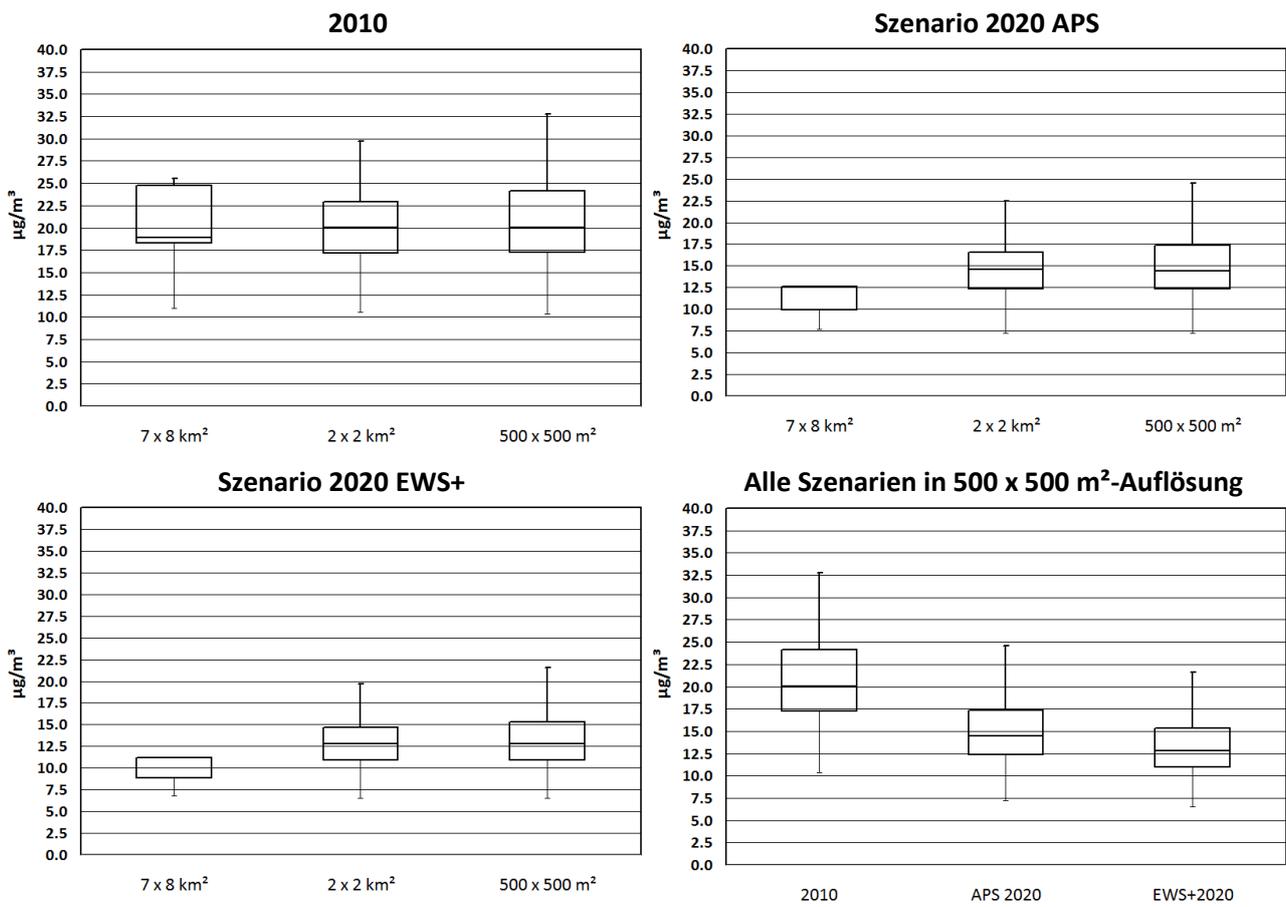
Abbildung 5-37: Häufigkeitsverteilung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin 2010, 2020 APS und 2020 EWS+ in 500 m-Auflösung der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

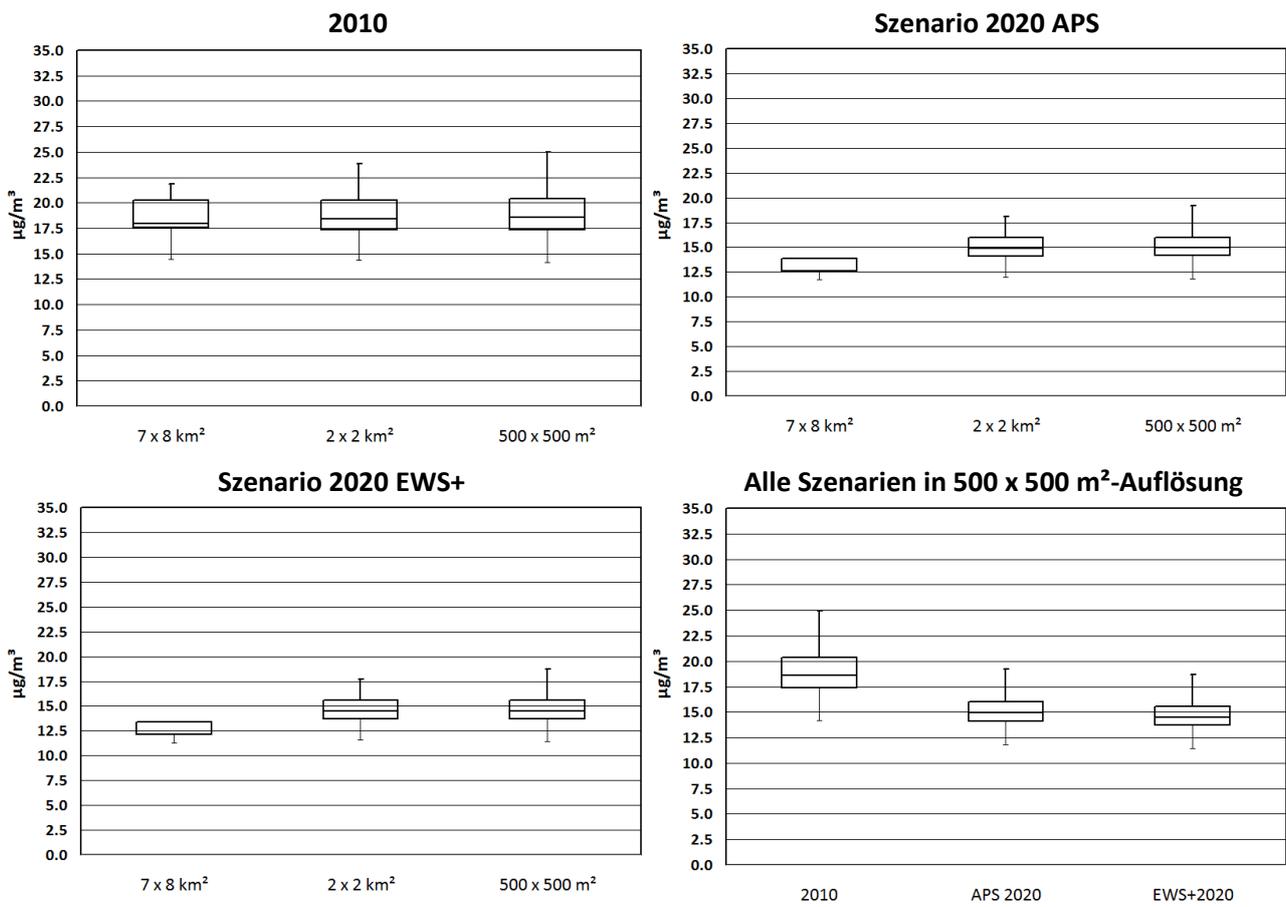
Abbildung 5-38 und Abbildung 5-39 zeigen für Berlin die NO₂- und PM10-Box-Whisker-Plots für die beiden Prognosen im Vergleich zu der Referenzsimulation 2010. In allen Skalen bewirken die den Szenarien zugrunde liegenden Emissionsminderungen eine Verschiebung der Boxplots zu niedrigeren Konzentrationsbereichen, verbunden mit einer Verringerung der Konzentrationsspannbreiten. Bei NO₂ sinkt der Median der Verteilung in der Skala 500 x 500 m² von circa 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Referenzfall 2020 auf knapp 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 APS und knapp 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 EWS+. Der PM10-Median sinkt von 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Referenz 2010 auf 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 APS und knapp unter 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 EWS+.

Abbildung 5-38: Boxplot NO₂-Mittelwerte Berlin in den Szenarien der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-39: Boxplot PM10-Mittelwerte Berlin in den Szenarien der RCG-Modellierung



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.2 Mikroskalige Detailmodellierung

5.2.1 Konzentrationsfelder

In Abbildung 5-40 bis Abbildung 5-45 finden sich die Konzentrationsverteilungen in den Untersuchungsgebieten der Mikroskala für NO₂. In den Kartendarstellungen wurden jeweils die zwei Untersuchungsgebiete einer Stadt mit der gleichen Klasseneinteilung in der Legende dargestellt, um eine gute Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Daraus folgt, dass nicht in allen Fällen der Maximalwert aus der Legende auch tatsächlich im Untersuchungsgebiet auftritt.

In den Karten ist jeweils auch die Lage der Messstation bzw. des Passivsammlers eingetragen. Die Lage der Messstation in der Göttinger Straße in Hannover war bis Mitte 2009 und ist seit 2015 auf der westlichen Straßenseite der Göttinger Straße. Während des Umbaus des dort angrenzenden Gebäudes war sie von Mitte 2009 bis Ende 2014, und damit auch im hier modellierten Zeitraum, auf der Ostseite der Göttinger Straße.

Die modellierten NO₂-Konzentrationswerte im Untersuchungsgebiet um die Hintergrundstation Nansenstraße in Berlin liegen zwischen 27 und knapp über 55 µg/m³. Im überwiegenden Teil des Untersuchungsgebiets liegen die Werte im engen Wertebereich von 28 - 32 µg/m³. Höhere Konzentrationswerte werden lediglich räumlich sehr beschränkt entlang der das Untersuchungsgebiet diagonal durchkreuzenden Pannierstraße erreicht. Die Maximalwerte treten auf den Fahrbahnen zwischen Bereichen mit enger und hoher Randbebauung auf. Um die Messstation zeigt sich eine homogene Konzentrationsverteilung, die man von einer städtischen Hintergrundstation erwarten würde.

Die Verteilung der Konzentrationswerte im Untersuchungsgebiet der Karl-Marx-Straße in Berlin ist geprägt durch die großen Bereiche mit hohen Belastungen entlang der Hauptverkehrsstraßen Karl-Marx-Straße und der nordöstlich davon parallel verlaufenden Sonnenallee. Auf den Fahrbahnen werden die maximalen Konzentrationen von knapp über 60 µg/m³ modelliert. Auch entlang der von der Karl-Marx-Straße abzweigenden Erk- und Flughafenstraße sowie – in geringerem Maße – der Fuldastraße finden sich erhöhte Konzentrationswerte. Für die übrigen Bereiche wird ein Belastungsniveau ermittelt, das leicht über dem der Nansenstraße liegt und ebenfalls bis 27 µg/m³ herunterreicht. Im Vergleich zum Untersuchungsgebiet der Nansenstraße fällt der fast doppelt so hohe Anteil an durch Gebäude belegten Gitterzellen auf (s. auch Abschnitt 5.3). Die Berechnungen lassen auch erkennen, dass es in diesem Untersuchungsgebiet entlang der Sonnenallee und weiter südlich entlang der Karl-Marx-Straße Bereiche gibt, die in der Modellierung höher belastet sind als der Bereich um den Standort der Messstation.

Die Konzentrationsverteilungen in Hannover weisen gegenüber Berlin einen deutlich größeren Wertebereich auf. Dabei treten sowohl höhere Maxima als auch, aufgrund des deutlich geringeren Niveaus der Vorbelastung (s. Abschnitt 5.1), vor allem deutlich geringere Minima auf. Die berechneten NO₂-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet der Göttinger Straße liegen zwischen 15 und 67 µg/m³. Die räumliche Verteilung ist geprägt durch den zentral im Untersuchungsgebiet liegenden Deister-Kreisel, auf dessen Fahrbahnen die höchsten Konzentrationen ermittelt werden. Von Zufahrten des Deister-Kreisels ist die Göttinger Straße mit der Messstation die höchstbelastete. Im Nordosten des Untersuchungsgebietes findet sich ein großer Bereich entlang des Westschnellwegs, für den – trotz der hohen Verkehrsbelastung – relativ geringe Konzentrationen ermittelt werden. Dies liegt an der dort nicht vorhandenen Randbebauung und der daher guten Durchlüftung. Außerhalb des direkten Einflussbereichs der Hauptverkehrsstraßen sinken auch in diesem Untersuchungsgebiet – trotz expliziter Modellierung des Kfz-Verkehrs auch auf Nebenstraßen – die Konzentrationen schnell auf ein geringes Niveau ab.

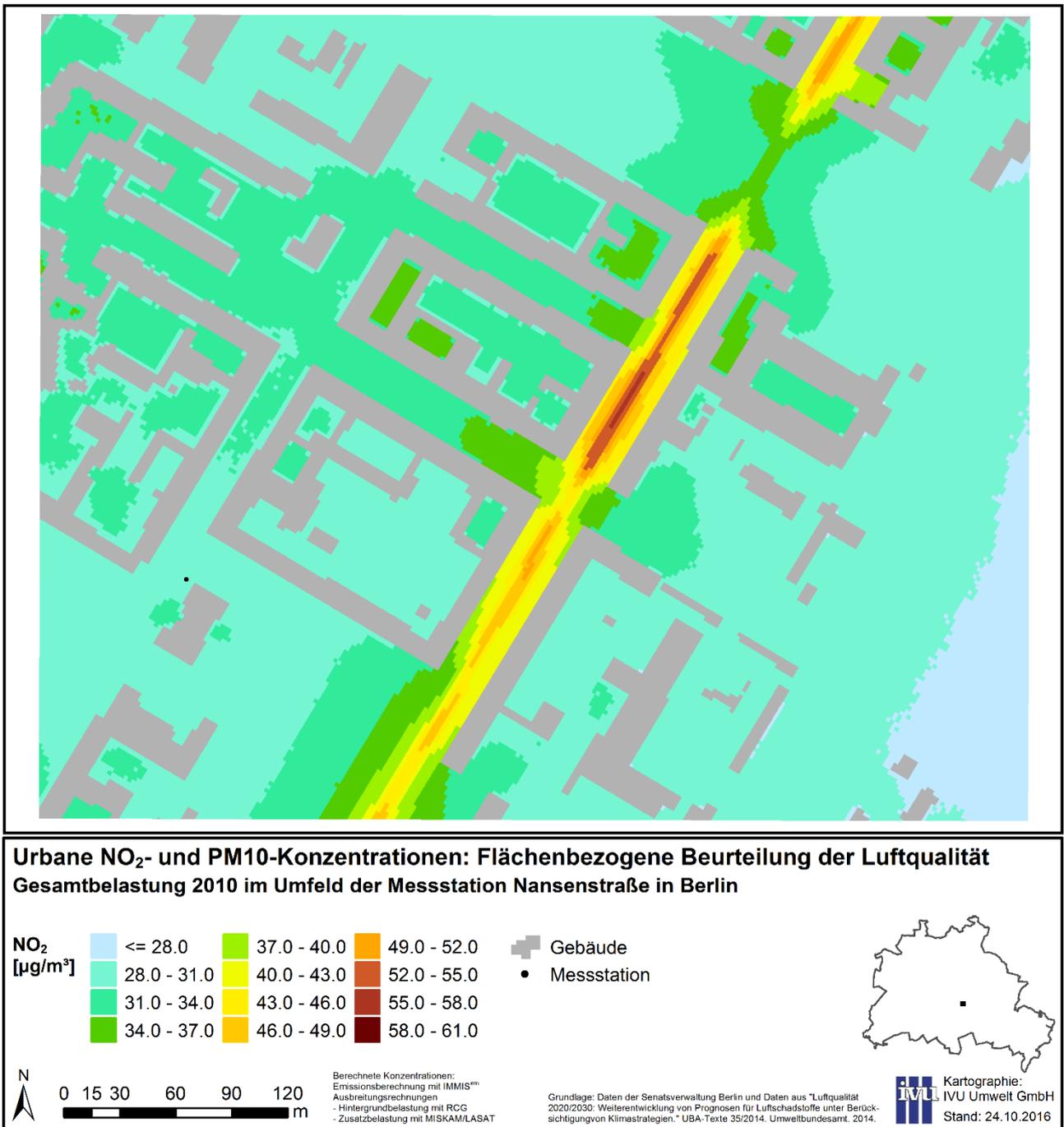
Im Untersuchungsgebiet der Marienstraße in Hannover liegt bei einem Wertebereich von 18 - 66 µg/m³ das generelle Konzentrationsniveau leicht über dem der Göttinger Straße, obschon etwas geringere Belastungsspitzen modelliert werden. Auch in diesem Untersuchungsgebiet findet sich

nicht nur ein Hot-Spot entlang des östlichen Astes der Marienstraße, sondern es gibt mit der nach Süden laufenden Sallstraße und der nach Norden laufenden Berliner Allee weitere hoch belastete Bereiche. Wiederum sinken – trotz expliziter Modellierung des Kfz-Verkehrs auch auf Nebenstraßen – außerhalb des direkten Einflussbereichs der Hauptverkehrsstraßen die Konzentrationen schnell auf ein geringes Niveau ab.

Das Belastungsniveau der Untersuchungsgebiete in Karlsruhe liegt zwischen denen der Karl-Marx-Straße in Berlin und der Verkehrsstationen in Hannover. Für das Untersuchungsgebiet der Reinhold-Frank-Straße werden Werte zwischen 24 und 64 µg/m³ modelliert. Die maximalen Konzentrationen treten entlang der südlichen Reinhold-Frank-Straße auf, die deutlich der höchstbelastete Bereich in diesem Untersuchungsgebiet ist. Weitere hohe Belastungen finden sich im nördlichen Teil der Reinhold-Frank-Straße und auch großflächig entlang der von Westen kommenden Kaiserallee und ihrer Fortsetzung nach Südosten entlang der Amalienstraße.

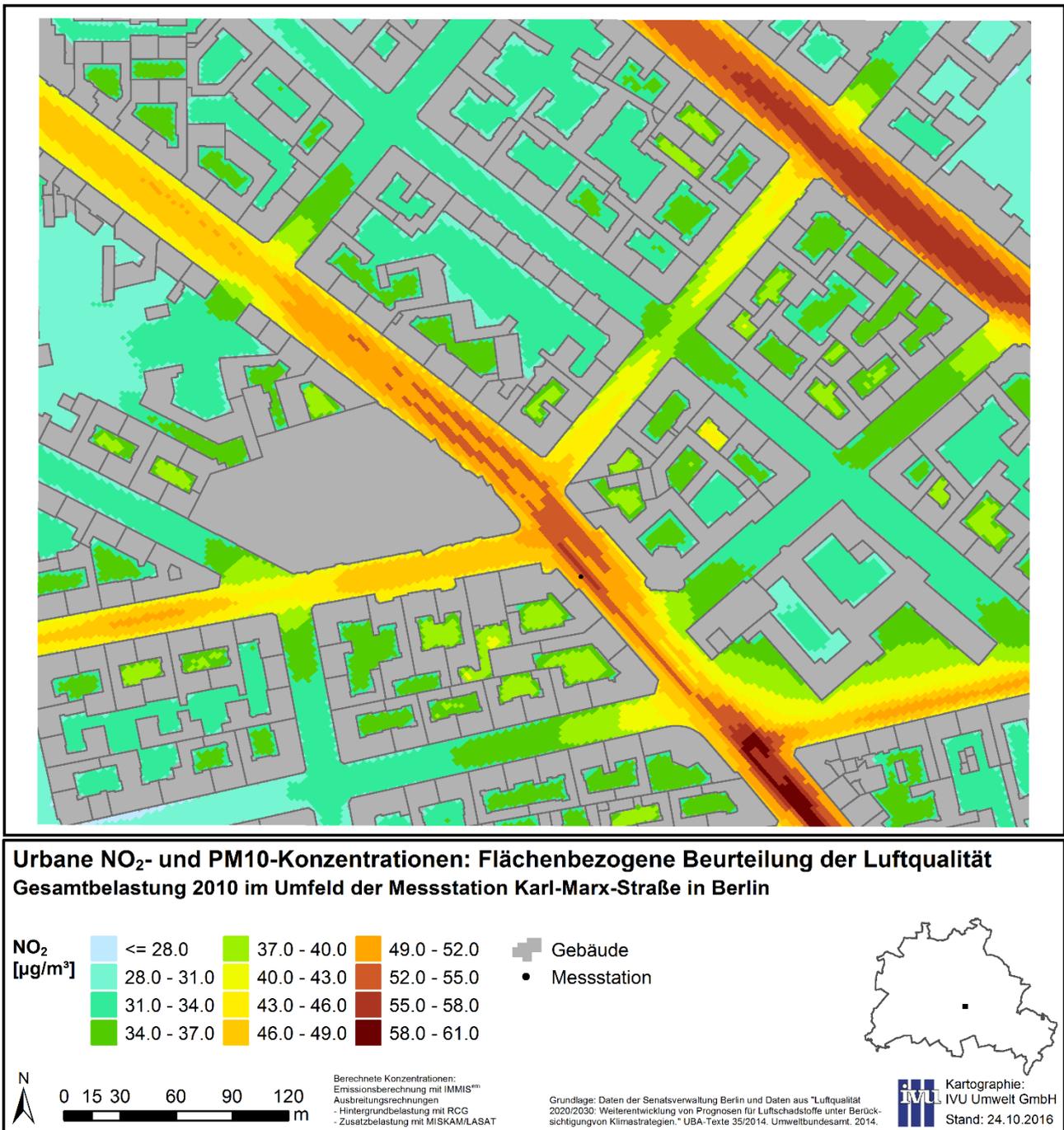
Für das Untersuchungsgebiet der Kriegsstraße in Karlsruhe werden Werte zwischen 26 und 52 µg/m³ berechnet. Die mittlere Belastung liegt leicht über der im Untersuchungsgebiet der Reinhold-Frank-Straße, es treten aber deutlich geringe Spitzenbelastungen auf. Als hoch belasteter Bereich findet sich neben der Kriegsstraße in ihrer ganzen im Untersuchungsgebiet enthaltenen Länge vor allem der große Kreuzungsbereich mit dem Anschluss an die „Stadtautobahn“ B10-Südtangente im Südwesten des Untersuchungsgebiets, für den großflächig erhöhte Konzentrationen modelliert werden.

Abbildung 5-40: NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Nansenstraße in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-41: NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-42: NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover



Urbane NO₂- und PM10-Konzentrationen: Flächenbezogene Beurteilung der Luftqualität
Gesamtbelastung 2011 im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover

NO₂ [µg/m³]	<= 20.0	32.0 - 36.0	48.0 - 52.0	Gebäude Messstation
	20.0 - 24.0	36.0 - 40.0	52.0 - 56.0	
	24.0 - 28.0	40.0 - 44.0	56.0 - 60.0	
	28.0 - 32.0	44.0 - 48.0	60.0 - 67.0	



0 15 30 60 90 120
m

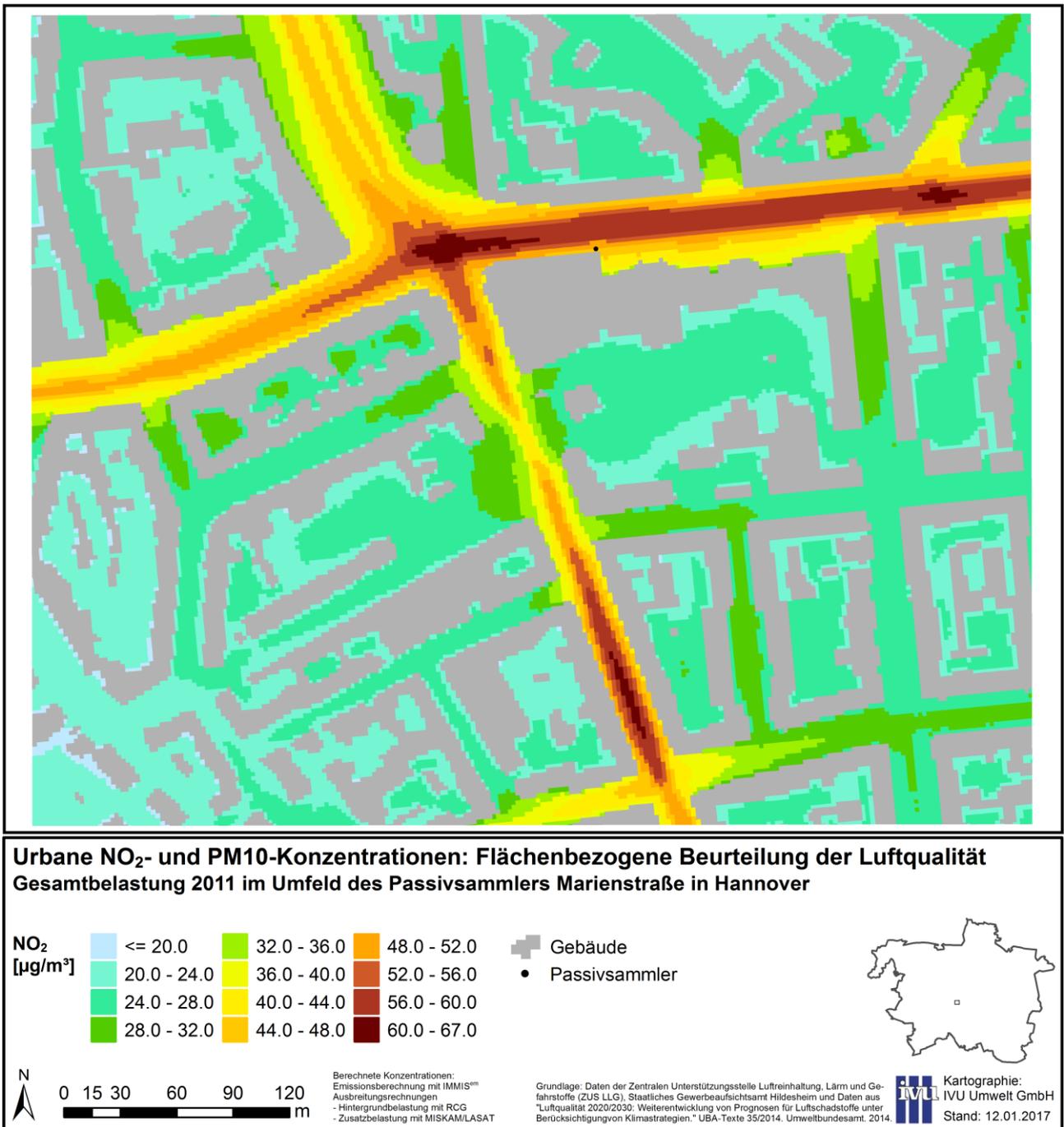
Berechnete Konzentrationen:
 Emissionsberechnung mit IMMIS™
 Ausbreitungsrechnungen
 - Hintergrundbelastung mit RCG
 - Zusatzbelastung mit MISKAM/LASAT

Grundlage: Daten der Zentralen Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe (ZUS LLG), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim und Daten aus "Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien." UBA-Texte 35/2014, Umweltbundesamt, 2014.

Kartographie:
 IVU Umwelt GmbH
 Stand: 28.11.2016

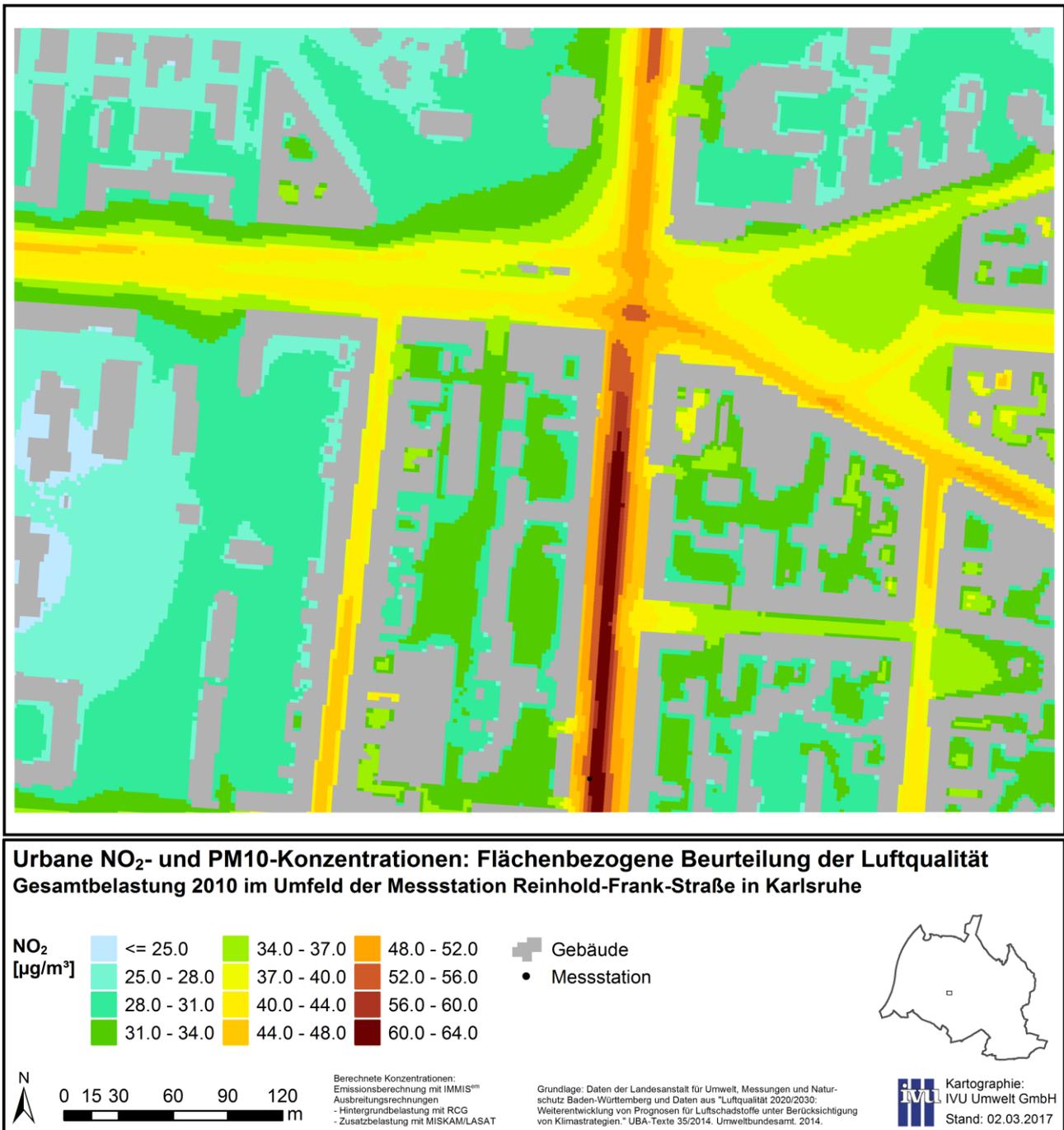
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-43: NO₂-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Marienstraße in Hannover



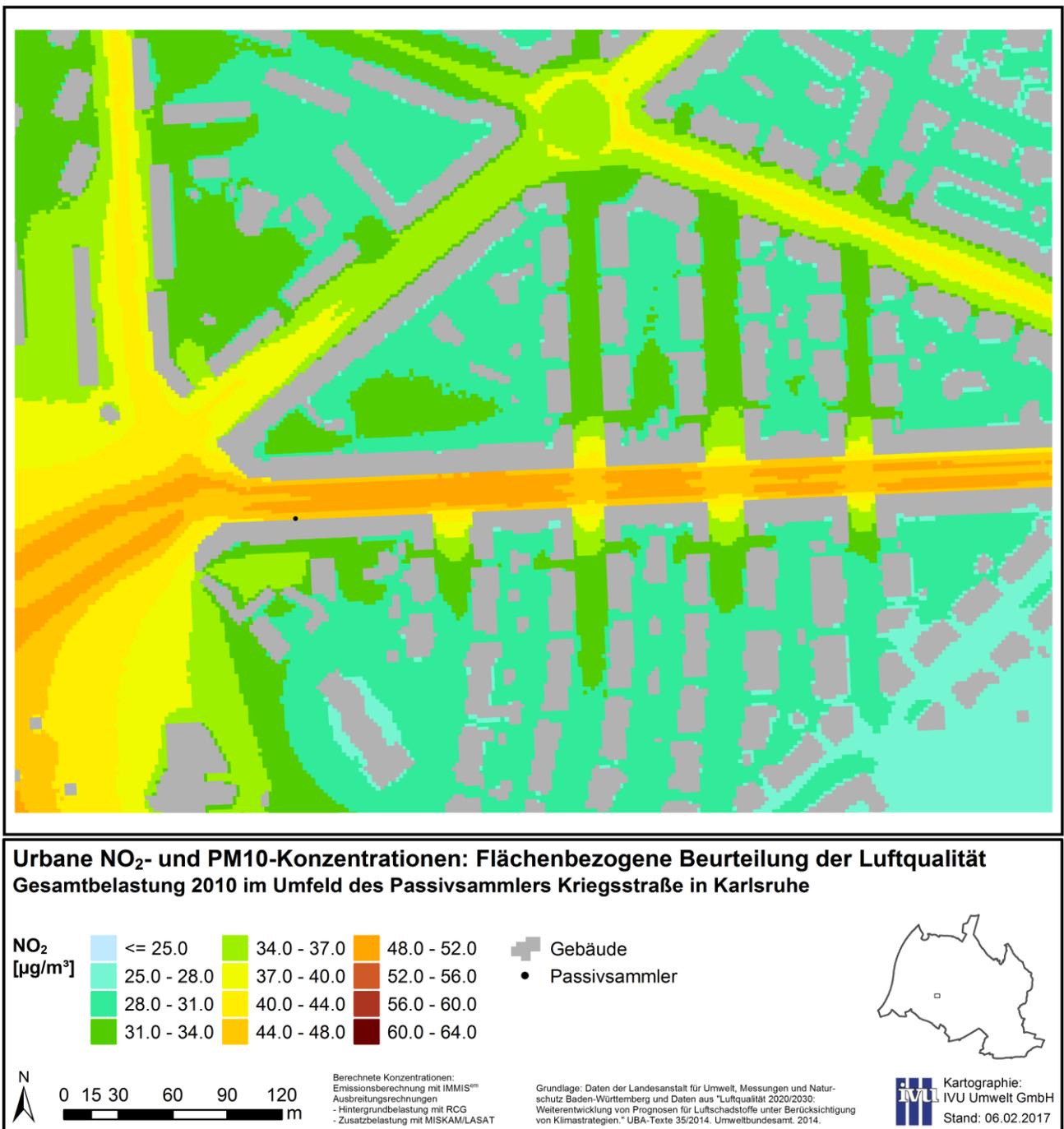
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-44: NO₂-Belastung im Umfeld der Messstation Reinhold-Frank-Straße in Karlsruhe



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

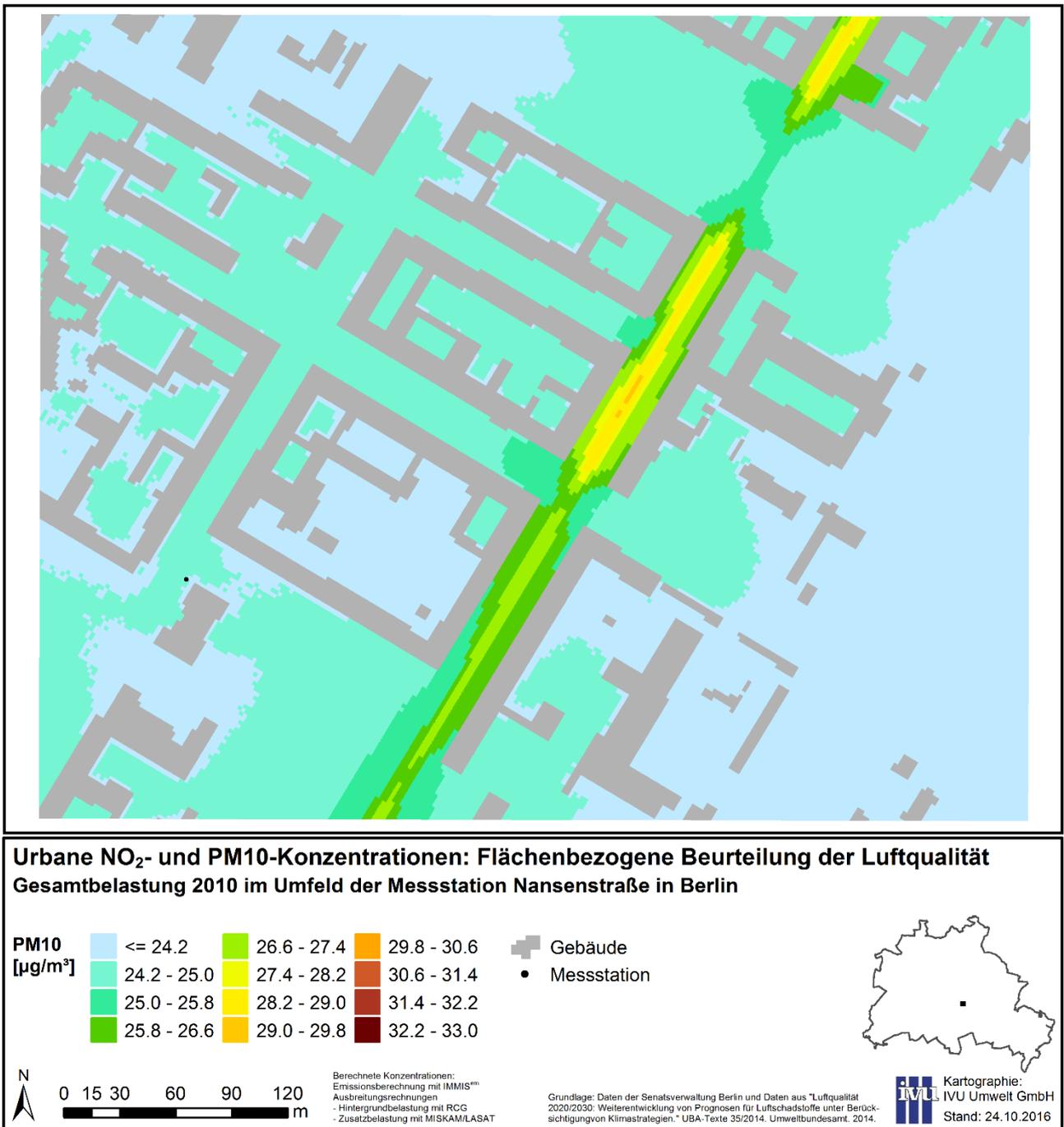
Abbildung 5-45: NO₂-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Kriegsstraße in Karlsruhe



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

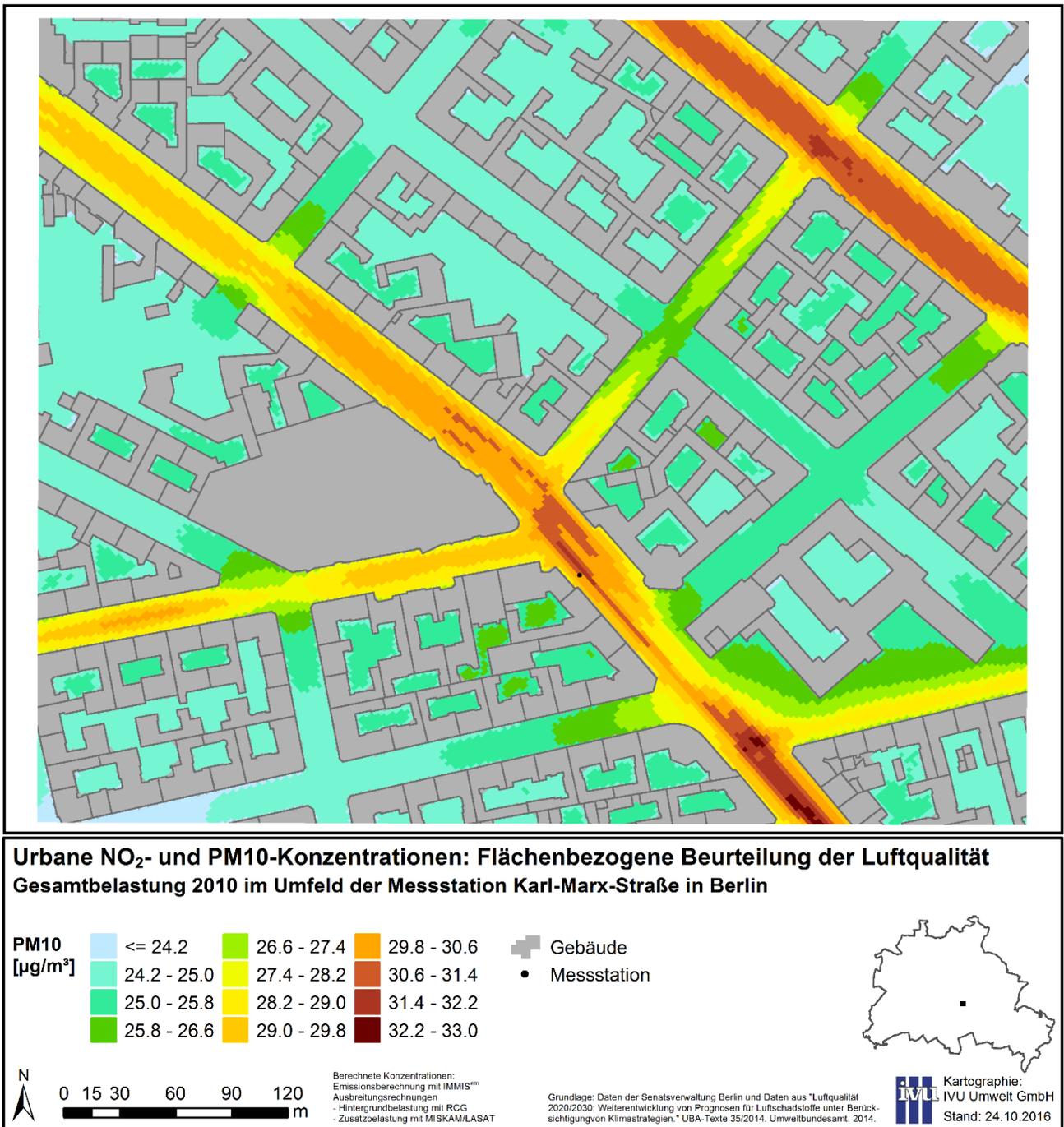
In Abbildung 5-46 bis Abbildung 5-51 finden sich die Konzentrationsverteilungen in den Untersuchungsgebieten der Mikroskala für PM10. Da die Muster der räumlichen Verteilungen weitgehend denen der in Abbildung 5-40 bis Abbildung 5-45 dargestellten und oben diskutierten modellierten NO₂-Belastungen entsprechen, werden die PM10-Konzentrationsverteilungen hier nur dargestellt und nicht nochmals detailliert diskutiert. Entsprechend des hohen Anteils der Vorbelastung bzw. des im Vergleich zu NO₂ auch in Hot-Spot-Bereichen deutlich geringeren Anteils des Kfz-Verkehrs an der PM10-Gesamtbelastung ist der Wertebereich der modellierten Konzentrationen insgesamt deutlich geringer. Die maximal in den Untersuchungsgebieten modellierten Werte liegen zwischen 28 µg/m³ in der Kriegsstraße in Karlsruhe und knapp über 32 µg/m³ in der Karl-Marx-Straße in Berlin sowie der Reinhold-Frank-Straße in Karlsruhe. Entsprechend den Niveaus der PM10-Vorbelastung (s. Abschnitt 5.1) liegt auch bei PM10 das mittlere Belastungsniveau in den Untersuchungsgebieten in Karlsruhe zwischen denen von Hannover und Berlin.

Abbildung 5-46: PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Nansenstraße in Berlin



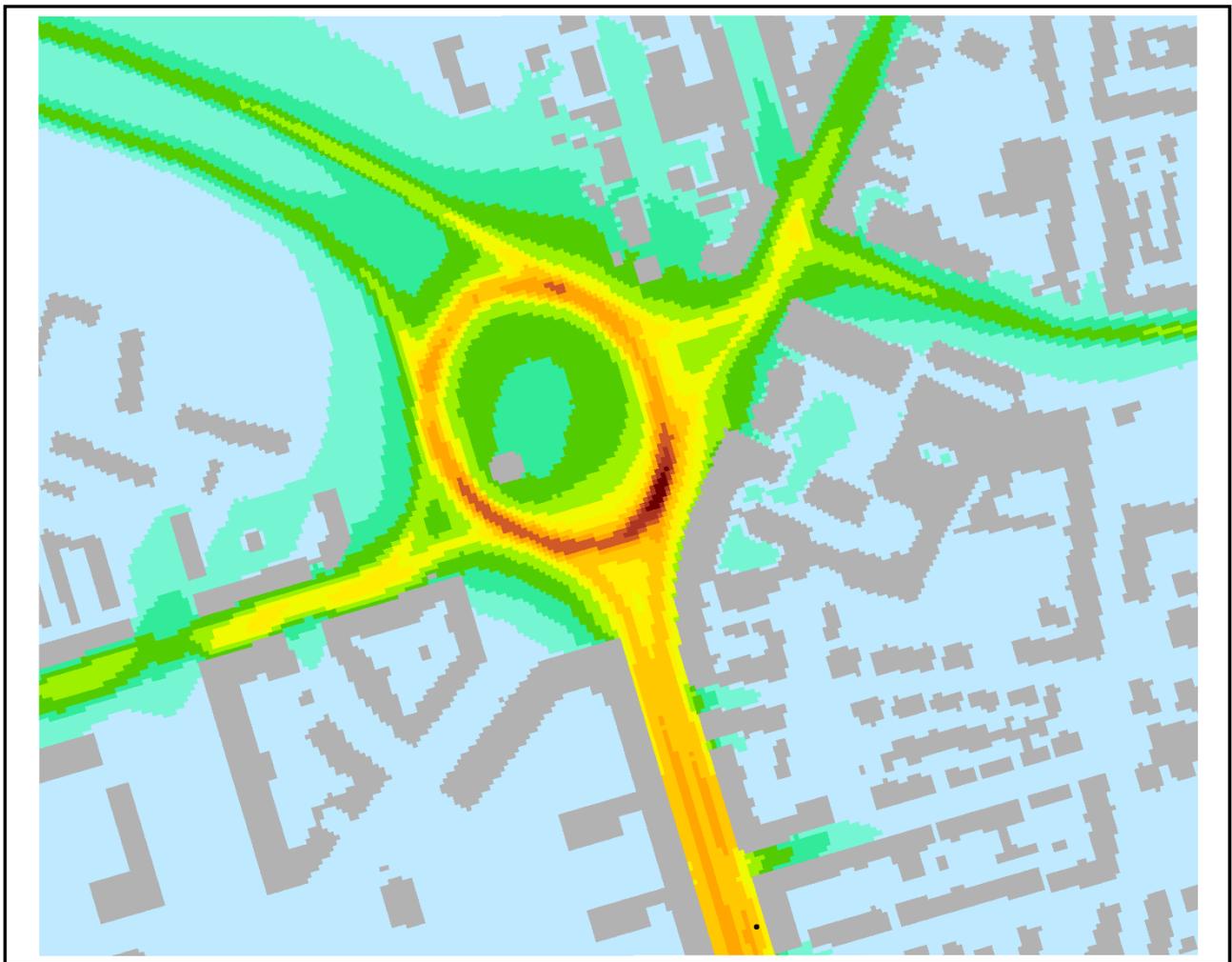
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-47: PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Karl-Marx-Straße in Berlin



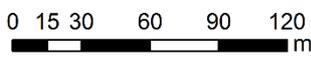
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-48: PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover



Urbane NO₂- und PM10-Konzentrationen: Flächenbezogene Beurteilung der Luftqualität
Gesamtbelastung 2011 im Umfeld der Messstation Göttinger Straße in Hannover

PM10 [µg/m ³]	 <= 16.0	 19.0 - 20.0	 24.0 - 26.0	 Gebäude  Messstation
	 16.0 - 17.0	 20.0 - 21.0	 26.0 - 28.0	
	 17.0 - 18.0	 21.0 - 22.0	 28.0 - 30.0	
	 18.0 - 19.0	 22.0 - 24.0	 30.0 - 32.0	



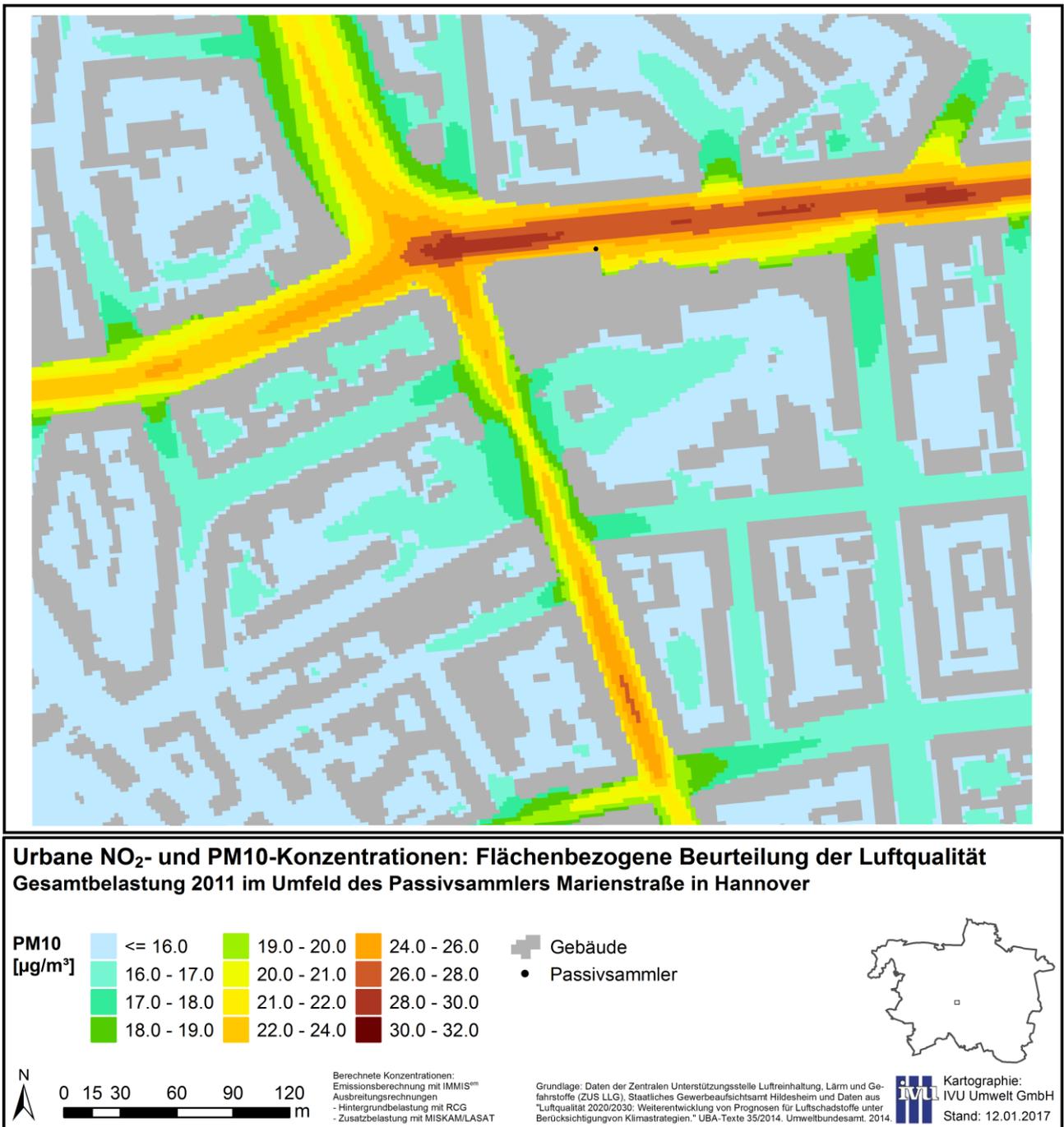
Berechnete Konzentrationen:
 Emissionsberechnung mit IMMIS™
 Ausbreitungsrechnungen
 - Hintergrundbelastung mit RCG
 - Zusatzbelastung mit MISKAM/LASAT

Grundlage: Daten der Zentralen Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe (ZUS LLG), Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim und Daten aus "Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien." UBA-Texte 35/2014, Umweltbundesamt, 2014.

Kartographie:
 IVU Umwelt GmbH
 Stand: 28.11.2016

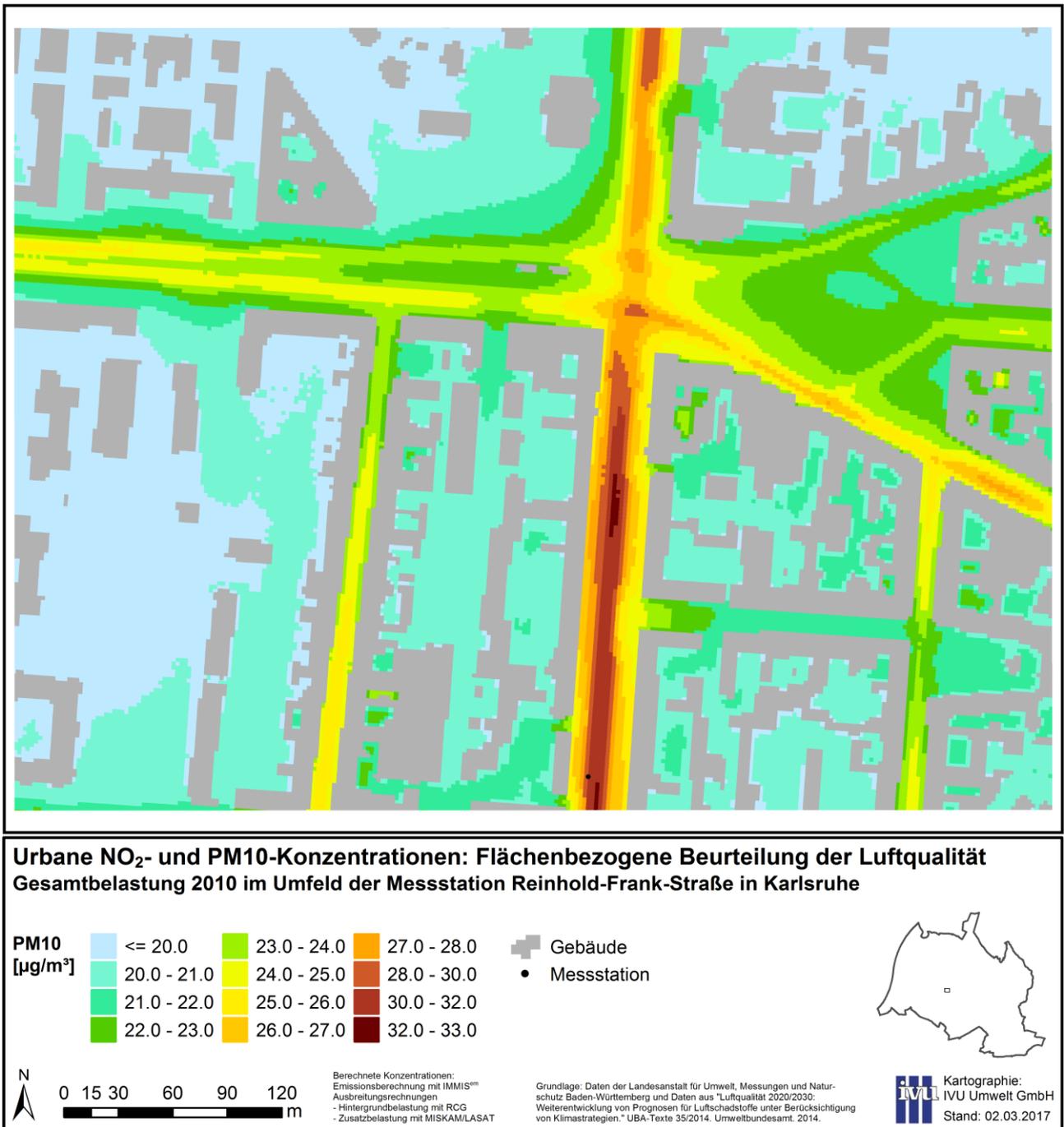
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-49: PM10-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Marienstraße in Hannover



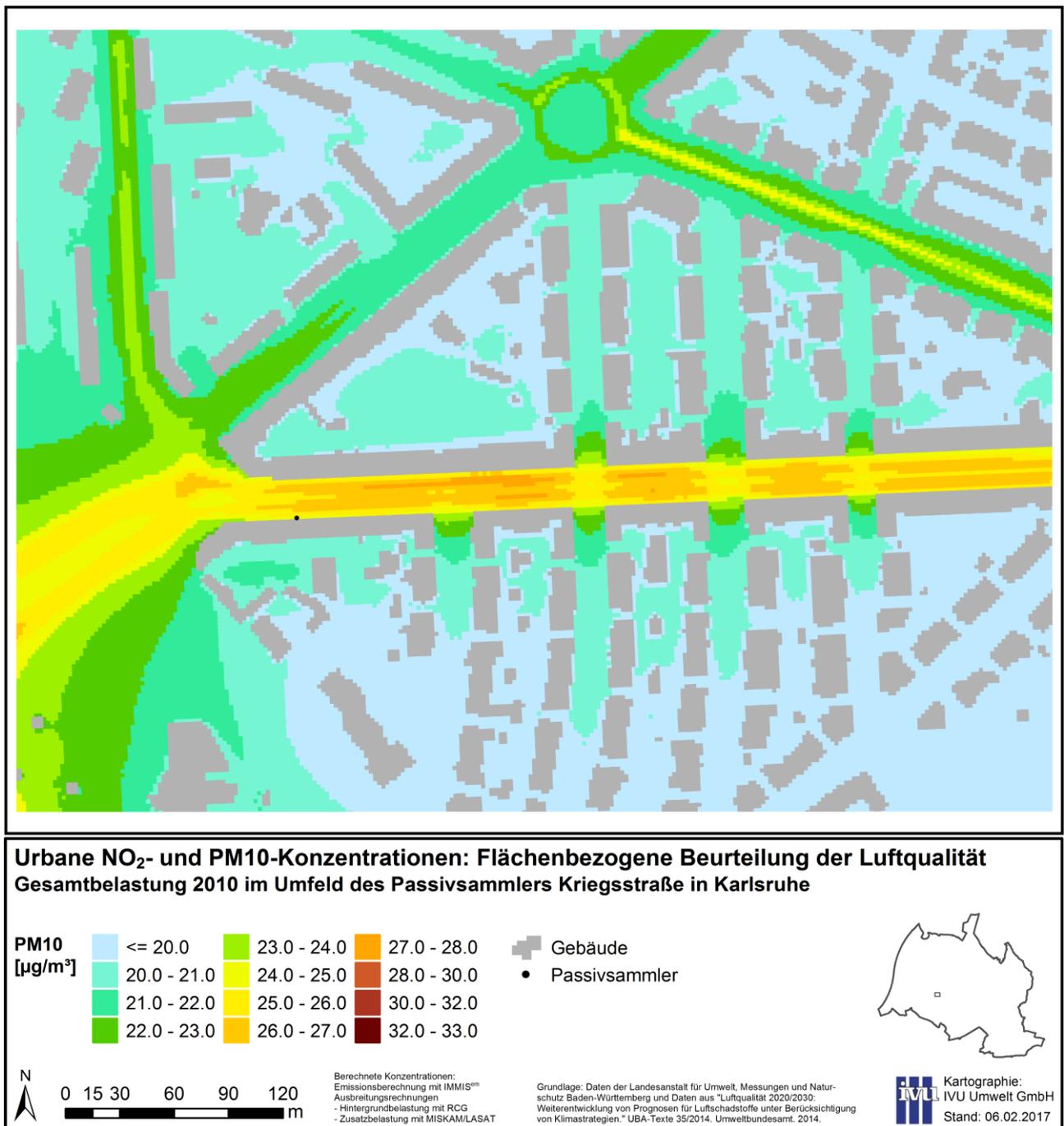
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-50: PM10-Belastung im Umfeld der Messstation Reinhold-Frank-Straße in Karlsruhe



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-51: PM10-Belastung im Umfeld des Passivsammlers Kriegsstraße in Karlsruhe



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.2.2 Vergleich mit Messwerten

Die Untersuchungsgebiete der Mikroskala wurden so ausgewählt, dass sie jeweils mindestens eine Messstation oder einen Passivsammler enthalten. In Tabelle 5-2 findet sich der Vergleich der für die Messorte modellierten mit den dort gemessenen Jahresmittelwerten.

Für die Kriegsstraße in Karlsruhe ist dabei anzumerken, dass der Passivsammler dort im Jahr 2010 aufgrund von Umbauarbeiten nicht beprobt wurde. Das Verhältnisses der NO₂-Jahresmittelwerte des Passivsammlers der Kriegsstraße ist bezüglich der Messstation an der Reinhold-Frank-Straße in den

sieben Jahren 2006 - 2009 und 2011 - 2013 mit einem mittleren Verhältnis von 0.893 bei Werten zwischen 0.81 und 0.92 recht konstant. Daher wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber festgelegt, für den Vergleich mit den Modellwerten einen, mit diesem Verhältnis aus dem Jahresmittelwert der Reinhold-Frank-Straße für 2010 in Höhe von 45 µg/m³ abgeleiteten, hypothetischen Messwert von 40 µg/m³ zu verwenden. Leider hat sich kurz vor Fertigstellung des hier vorliegenden Projekts herausgestellt, dass es im Jahr 2010 an der Reinhold-Frank-Straße von Anfang März bis Ende Oktober 2010 eine Baustelle gab, die in diesem Zeitraum zu deutlich geringeren Verkehrsbelastungen in der Reinhold-Frank-Straße als üblich führte. In der Zeitreihe der NO₂-Jahresmittelwerte der Reinhold-Frank-Straße fällt das Jahr 2010 auch mit einem gegenüber den übrigen Jahren deutlich geringerem NO₂-Jahresmittelwert auf (z. B. 2007: 52; 2008: 50; 2009: 52; 2010: 45; 2011:49, 2012: 52, 2013: 48 µg/m³). In den Kfz-Zahlen, die den für die Reinhold-Frank-Straße bereitgestellten Emissionsdaten zugrunde liegen, ist diese Verkehrsreduktion aber nur zum Teil abgebildet und die Kfz-Belastungen, und damit die Emissionen, müssen als zu hoch betrachtet werden. Ein Vergleich der mit diesen Emissionsdaten modellierten Werte für den Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten ist daher nicht sinnvoll möglich. Als ebenfalls nicht zufriedenstellender Ersatz ist ein Vergleich mit dem Mittelwert der umgebenden 4 oder 6 Jahre denkbar, der jeweils bei 51 µg/m³ liegt. Leider hat dieser untypische Messwert der Reinhold-Frank-Straße 2010 auch Auswirkungen auf den abgeleiteten hypothetischen NO₂-Messwert der Kriegsstraße, der damit bei 45.6 µg/m³ liegt. Da der PM10-Jahresmittelwert der Reinhold-Frank-Straße einerseits stark durch die Vorbelastung beeinflusst ist und andererseits in der Messreihe 2010 nicht als untypisch niedrig ausfällt, wurde dieser für den Vergleich übernommen.

Tabelle 5-2: Vergleich von Messwerten mit der mikroskaligen Modellierung

		Berlin		Hannover		Karlsruhe	
		Nansen-str.	Karl-Marx-Str.	Göttinger Str.	Marien-str.	Reinhold-Frank-Str.	Kriegs-str.
NO ₂	Messung [µg/m ³]	28.0	53.1	43.0	57.0	51.0*	45.6*
	Modell am Messort [µg/m ³]	30.5	50.4	46.1	48.1	55.3	44.9
	delta [%]	9%	-5%	7%	-16%	8%	-2%
PM10	Messung [µg/m ³]	28.0	31.2	26.0	-	25.0	-
	Modell am Messort [µg/m ³]	24.2	29.9	22.6	23.5	28.8	24.6
	delta [%]	-14%	-4%	-13%	-	15%	-

*: hypothetische Messwerte. Näheres s. Text

Die für die Messorte modellierten NO₂-Jahresmittelwerte stimmen gut mit den Messwerten überein. Die maximale Überschätzung findet sich mit 9 % für die Hintergrundstation Nansenstraße. Hier entspricht schon die modellierte Vorbelastung mit 27.4 µg/m³ fast dem Messwert. Die maximale Unterschätzung findet sich mit 16 % in der Marienstraße. Der Vergleich ist für Karlsruhe aus den oben genannten Gründen nur beschränkt aussagekräftig. In der Göttinger Straße wurde 2011 auf der gegenüberliegenden westlichen Straßenseite (am traditionellen Standort der Messstation; s. Abschnitt 5.2.1) zusätzlich ein Passivsammler betrieben. Hier ist die Übereinstimmung bei einem Modellwert von 46.7 und einem Messwert von 49 µg/m³ ebenfalls gut.

Bei PM10 ist die Übereinstimmung ebenfalls als gut zu bezeichnen. Die größte Unterschätzung findet sich mit -14 % an der städtischen Hintergrundstation. Die Gründe dafür wurden bereits in Abschnitt 5.1 diskutiert und sie tragen auch zu den übrigen Unterschätzungen bei. In der Reinhold-Frank-Straße findet sich eine eher untypische Überschätzung des Messwertes in Höhe von 15 %. Der Vergleich ist an dieser Station allerdings aus den oben genannten Gründen nur beschränkt aussagekräftig.

5.2.3 Häufigkeitsverteilungen

In Abbildung 5-52 finden sich die Häufigkeitsverteilungen der NO₂-Jahresmittelwerte in den einzelnen Gitterzellen der Untersuchungsgebiete der Mikroskala. In Abbildung 5-53 folgen entsprechende Darstellungen für PM₁₀. Ausgewertet wurden jeweils alle Zellen, die nicht Teil von Gebäuden sind, also auch die Fahrbahnen. In den Abbildungen sind jeweils zusätzlich eingetragen:

- ▶ der RCG-Jahresmittelwert der Zelle des 500 m-Rasters, die dem mikroskaligen Untersuchungsgebiet entspricht,
- ▶ der RCG-Jahresmittelwert dieser Zelle, der ohne die in der Mikroskala berücksichtigten Emissionen als Vorbelastung für die Mikroskala berechnet wurde und
- ▶ der Gebietsmittelwert über alle ausgewerteten Gitterzellen der Mikroskala.

Weitere Kenngrößen zu den Verteilungen finden sich in Tabelle 5-3.

Die Gitterzellen auf den Fahrbahnen wurden bei der Ermittlung der Gebietsmittelwerte und der Häufigkeitsverteilungen mit berücksichtigt, weil sie zum Gebietsmittelwert inhaltlich dazu gehören und bzgl. der Exposition das ganze Konzentrationsspektrum in den jeweiligen Gebieten abgebildet werden sollte. Zur Abschätzung, welche Auswirkungen ein Nicht-Berücksichtigen der Fahrbahnflächen auf die Häufigkeitsverteilungen hat, wird auf das Ende dieses Abschnitts verwiesen.

Alle NO₂-Verteilungen sind linksschief und die meisten Gitterzellen weisen Konzentrationswerte im untersten Viertel des jeweilig im Untersuchungsgebiet vorkommenden Wertebereichs auf. Teilweise sind die Verteilungen schwach ausgeprägt bi- oder multimodal.

Für die Hintergrundstation Nansenstraße in Berlin werden Werte zwischen 27 und 56 µg/m³ berechnet. Die hohen Auftrittshäufigkeiten in den unteren Konzentrationsbereichen sind besonders deutlich. Der RCG-Modellwert, der Gebietsmittelwert der Mikroskala und der häufigste Wert liegen sehr nahe beieinander (29.4 - 31.1 µg/m³). Mit über 26 % ist die Auftrittshäufigkeit des häufigsten Wertes deutlich höher als bei den übrigen Verteilungen (12 - 16 %). Die wenigen höheren Konzentrationswerte treten entlang der Hauptverkehrsstraße auf, die das Untersuchungsgebiet (in mindestens ca. 150 m Entfernung von der Messstation) diagonal durchquert (s. Abbildung 5-40). Insgesamt ergibt sich für die Konzentrationswerte um die Nansenstraße eine Verteilung, wie man sie für eine Hintergrundstation erwartet.

Die NO₂-Verteilung der Karl-Marx-Straße in Berlin weist im Vergleich dazu – bei einem ähnlichen Wertebereich von größer 26 - 61 µg/m³ – eine deutlich breitere Verteilung mit sehr viel mehr Werten in höheren Konzentrationsbereichen auf. Der Gebietsmittelwert der Mikroskala ist bei einem Unterschied von 8 µg/m³ deutlich höher als der RCG-Modellwert für die Gitterzelle. Dieser wiederum liegt mit einem Unterschied von ca. 2 µg/m³ etwas unterhalb des häufigsten Werts.

Die beiden Verteilungen für Hannover weisen ähnliche, gegenüber Berlin deutlich erweiterte Wertebereiche auf (16 - 67 µg/m³). Die Charakteristika der zwei Verteilungen in Hannover unterscheiden sich merklich. Während sich für die Marienstraße ein der Verteilung in der Karl-Marx-Straße recht ähnliches Bild ergibt und die Unterschiede des RCG-Modellwerts zum Gebietsmittel und dem häufigsten Werte mit 8 bzw. 3 µg/m³ fast gleich sind, weist die Verteilung für die Göttinger Straße ein anderes Bild auf. Hier findet sich der häufigste Wert fast am unteren Rand des Wertebereichs und die Häufigkeiten fallen mit ansteigenden Konzentrationen langsamer ab. Der Gebietsmittelwert liegt 5 µg/m³ über dem RCG-Modellwert und dieser 2 µg/m³ über dem häufigsten Wert. Die Verteilung für die Göttinger Straße ist damit die einzige, bei der der RCG-Modellwert über dem häufigsten Wert liegt. Diese abweichende Verteilung ist auf die räumliche Situation im Untersuchungsgebiet der Mikroskala zurückzuführen. Bei der Göttinger Straße gibt es zum einen große Freiflächen ohne Bebauung und zum anderen sind die hohen Belastungen recht zentral im Gebiet konzentriert und es finden sich große Bereiche geringer Konzentrationen (s. Abbildung 5-42, auch im Vergleich zu Abbildung 5-43).

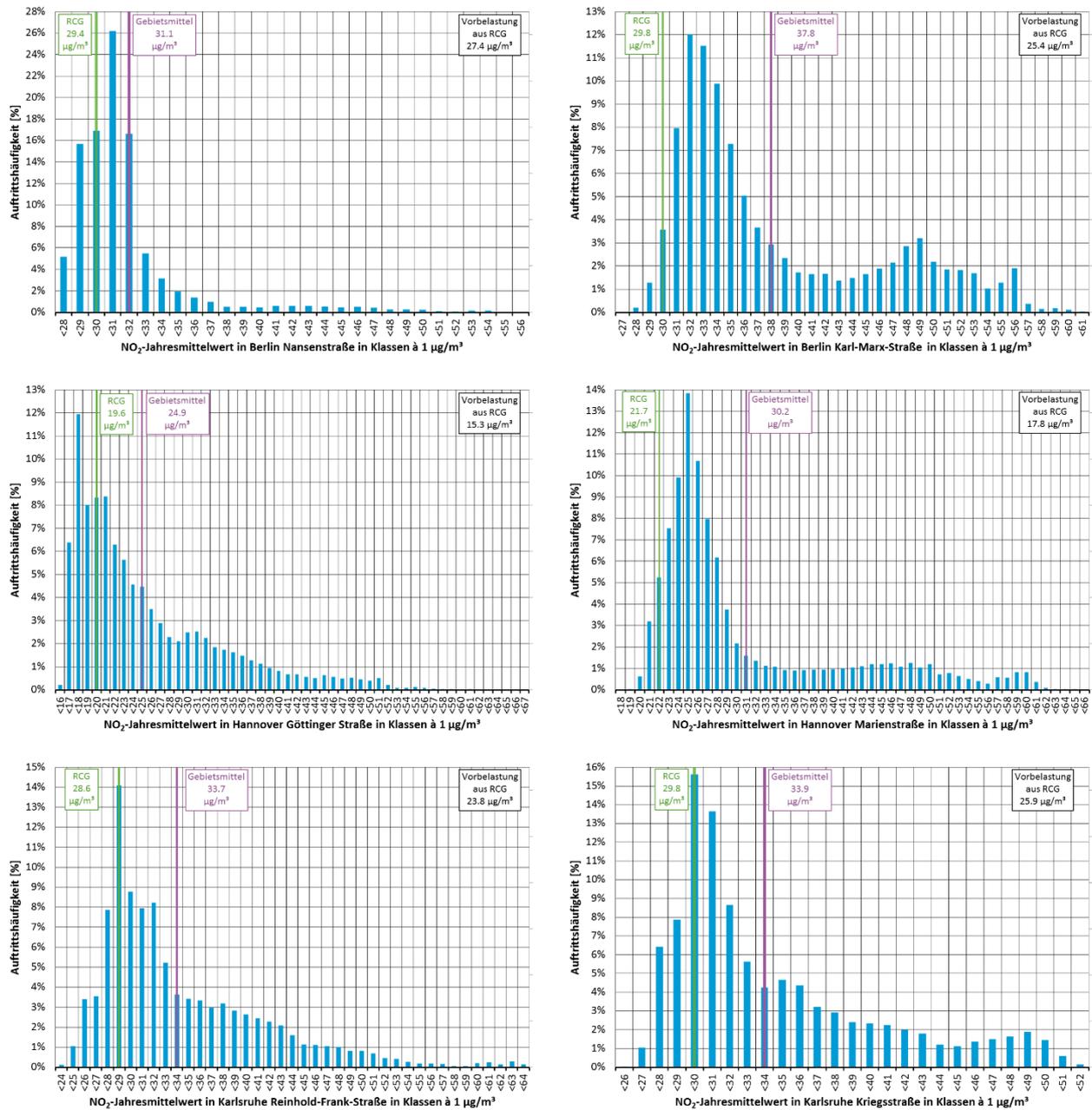
Die beiden NO₂-Verteilungen für Karlsruhe ähneln prinzipiell denen der Karl-Marx- und der Marienstraße. Das mittlere Belastungsniveau liegt höher als in Hannover und niedriger als in Berlin. Der Wertebereich ist in der Reinhold-Frank-Straße mit 24 - 64 µg/m³ deutlich größer als in der Kriegsstraße mit 26 - 52 µg/m³. In beiden Fällen entspricht der RCG-Modellwert dem häufigsten Wert. Die Gebietsmittelwerte liegen um 4 bzw. 5 µg/m³ über den RCG-Modellwerten.

Auffällig ist, dass auch bei den Untersuchungsgebieten der Verkehrsstationen – trotz der deutlichen Unterschiede zwischen den Gebietsmittelwerten der Mikroskala und den RCG-Modellwerten für die Gitterzelle von 4 - 8 µg/m³ – die häufigsten Werte der Mikroskala jeweils relativ nah am entsprechenden RCG-Modellwert liegen (0 - 3 µg/m³ Unterschied).

Die teilweise auftretenden bi- oder multimodalen Formen der Verteilungen mit schwach ausgeprägten lokalen Nebenmaxima werden nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht als relevante Strukturen betrachtet, sondern auf die spezifischen räumlichen Verteilungen der Emissionen und Immissionen zurückgeführt. Diese werden z. B. durch die detaillierte Abbildung von Richtungsfahrbahnen oder das Auftreten mehrerer räumlich getrennter Hot-Spot-Bereiche im jeweiligen Untersuchungsgebiet beeinflusst.

Weitere Kenngrößen und Betrachtungen der NO₂-Verteilungen finden sich in Abschnitt 5.3.

Abbildung 5-52: NO₂-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messstationen

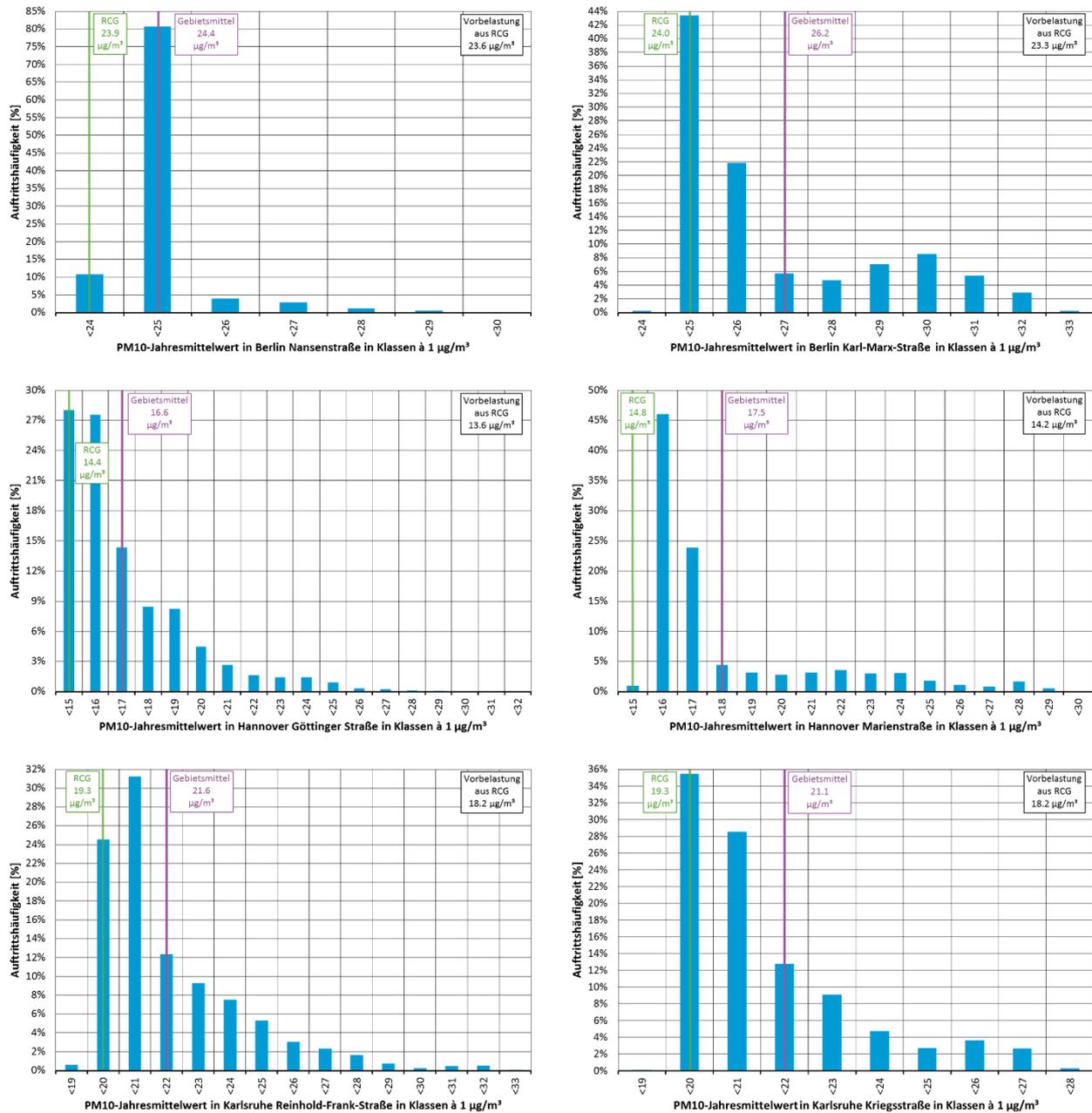


Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

In Abbildung 5-53 finden sich die Häufigkeitsverteilungen der PM10-Jahresmittelwerte in den einzelnen Gitterzellen der Untersuchungsgebiete der Mikroskala. Aufgrund des hohen Anteils der Vorbelastung an der PM10-Gesamtbelastung sind die auftretenden Wertebereiche deutlich schmaler und umfassen einen Bereich von 7 µg/m³ bei der Hintergrundstation Nansenstraße bis maximal 18 µg/m³ bei der Göttinger Straße. Das mittlere Konzentrationsniveau weist, entsprechend den Unterschieden in der Vorbelastung, eine hohe Spannweite von etwa 10 µg/m³ auf. Es ist in Hannover am geringsten und in Berlin am höchsten. Die grundsätzlichen Formen der Verteilungen ähneln denen der entsprechenden NO₂-Verteilungen, sind dabei aber stark gestaucht. Die Gebietsmittelwerte liegen bei vier der Verkehrsstationen um 2 µg/m³ über den RCG-Modellwerten. Bei der Marienstraße beträgt der Unter-

schied 3 µg/m³ und bei der Hintergrundstation Nansenstraße 1 µg/m³. Der RCG-Modellwert entspricht in vier Fällen dem häufigsten Wert und liegt bei der Nansenstraße und der Reinhold-Frank-Straße 1 µg/m³ darunter.

Abbildung 5-53: PM₁₀-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messtationen



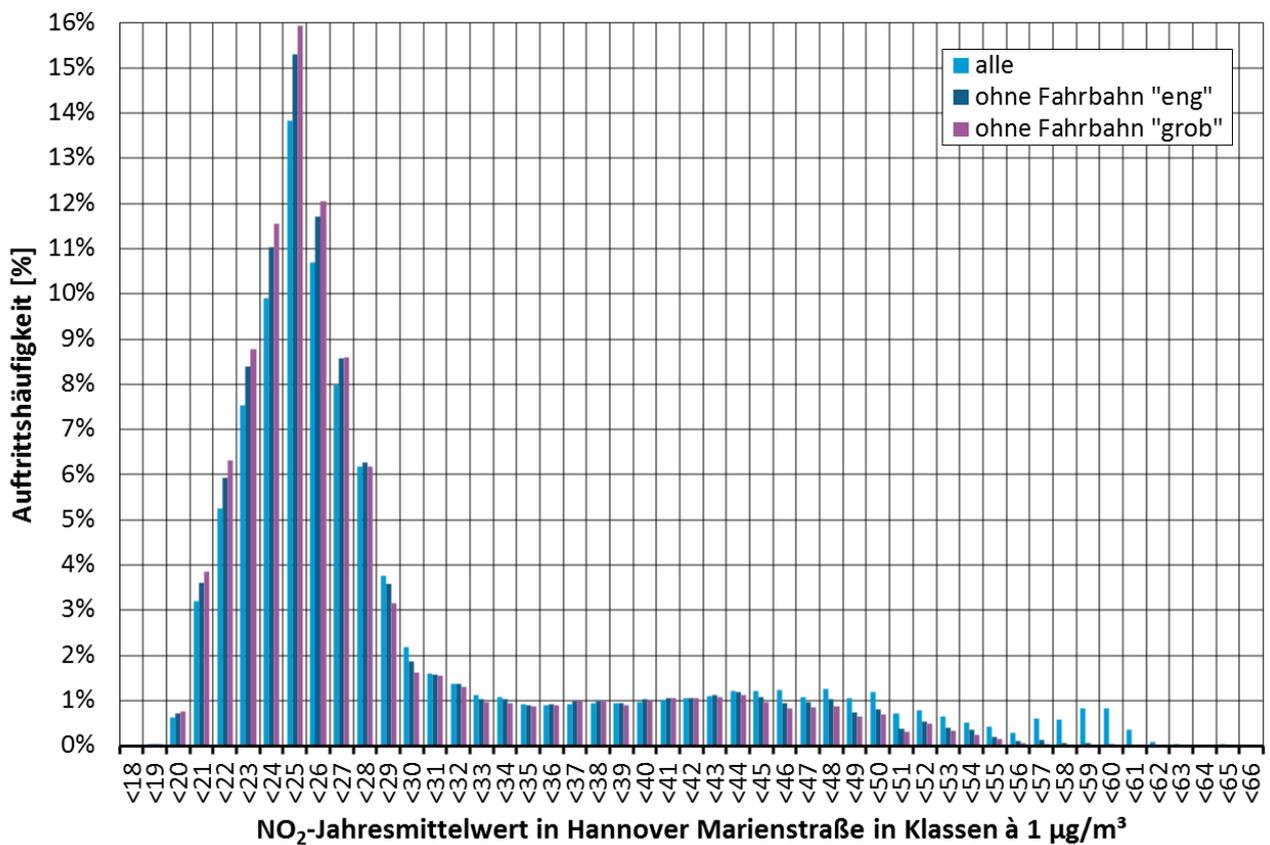
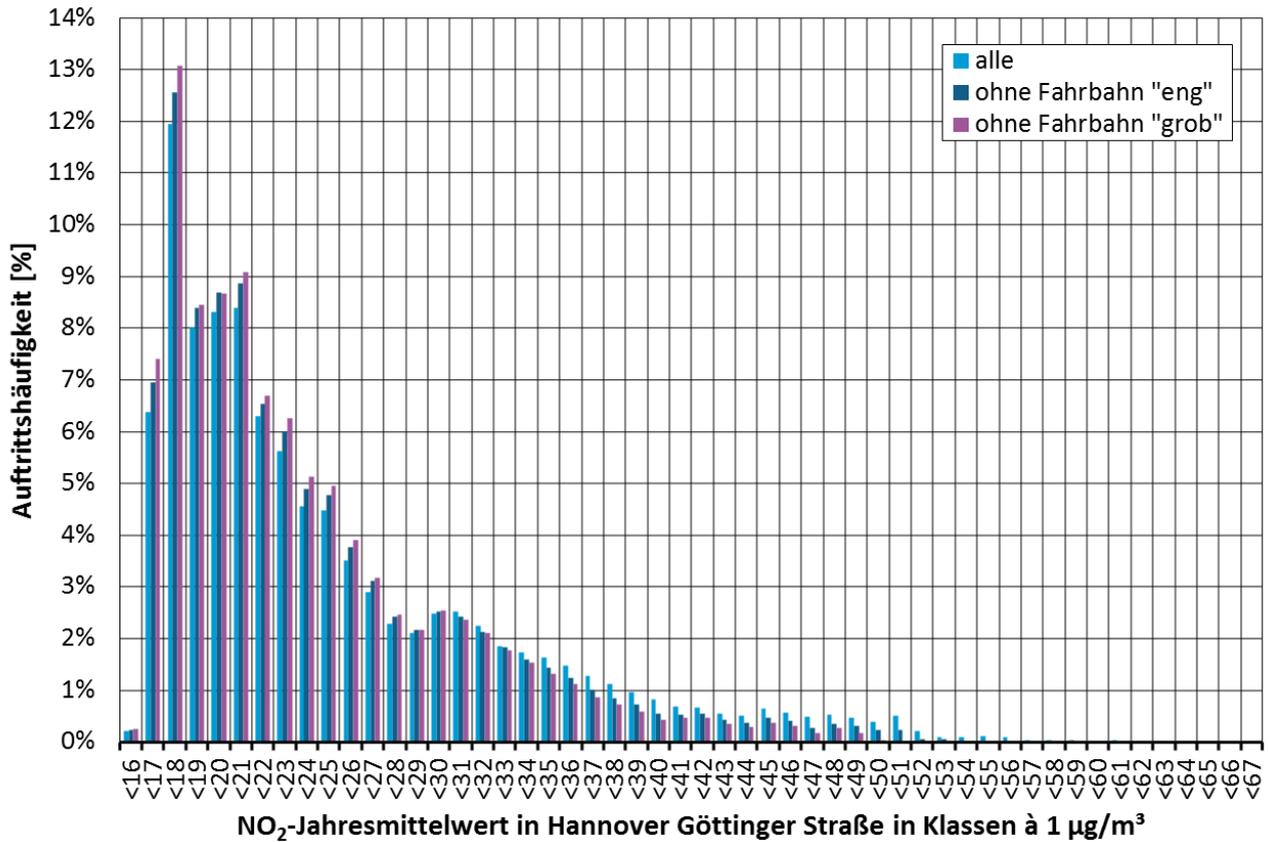
Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Zur Abschätzung, welche Auswirkungen es auf die Häufigkeitsverteilungen hat, wenn man Fahrflächen – also die Bereiche, in denen im Modell Straßenverkehrsemissionen auftreten – nicht berücksichtigt, wurden für die beiden Mikroskala-Gebiete in Hannover für NO₂ jeweils zwei zusätzliche Häufigkeitsverteilungen erstellt, bei der die Fahrflächen nicht mit ausgewertet wurden. Als Fahrfläche wurden alle Gitterzellen in einem Puffer der halben Straßenbreite um die jeweiligen Straßenmittellachsen betrachtet. Dies erfolgte sowohl in der Variante einer „engen“ Fahrfläche-Definition, bei der alle Gitterzellen als Fahrfläche gewertet werden, die vollständig innerhalb des Puffers liegen, als auch in einer

„groben“ Variante, bei der alle Zellen, deren Mittelpunkt innerhalb des Puffers liegt, als Fahrbahn betrachtet wurden². In Abbildung 5-54 findet sich eine vergleichende Darstellung dieser Auswertungen, die zeigt, dass die Berücksichtigung der Fahrbahnen keinen nennenswerten Einfluss auf die grundsätzliche Struktur der Häufigkeitsverteilungen hat, sondern lediglich zu deutlich längeren Ausläufern in den hohen Konzentrationsbereichen mit sehr geringen Auftretshäufigkeiten führt. Lokale Nebenmaxima werden gedämpft bzw. entfallen.

² Eine eindeutige Zuordnung der Gitterzellen der Mikroskala zu Fahrbahnen, also zu Bereichen, in denen im Modell Straßenverkehrsemissionen auftreten, ist aufgrund der Modelleigenschaften in der Regel nicht möglich. In LASAT werden für Linienquellen Teilchen auf Flächen freigesetzt, die durch eine Mittelachse und eine Breite definiert sind. Da diese Fahrbahnrande nur in den seltensten Fällen deckungsgleich mit Gitterzellenkanten sind, kann für die Zellen an den Fahrbahnrandern i. d. R. nicht eindeutig festgelegt werden, ob in ihnen direkt emittiert wird bzw. sie zur Fahrbahn gehören. Vor diesem Hintergrund wurden die zwei im Text genannten Fahrbahnvarianten untersucht.

Abbildung 5-54: NO₂-Häufigkeitsverteilungen im Umfeld der Messstationen Göttinger Straße (oben) und Marienstraße (unten) in Hannover ohne Berücksichtigung der Fahrbahnen



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

5.3 Vergleich der CTM- und Mikroskala-Ergebnisse

Die weiteren Betrachtungen im Hinblick auf Bausteine für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität beschränken sich auf NO₂, da die PM₁₀-Verteilungen gestauchte Varianten der NO₂-Verteilungen mit geringen Bandbreiten der Wertebereiche darstellen und insbesondere aufgrund den damit einhergehenden geringen Unterschieden zwischen RCG-Modellwerten, Gebietsmittelwerten und häufigsten Werten wenig Differenzierung aufweisen.

In Ergänzung zu den NO₂-Häufigkeitsverteilungen aus Abbildung 5-52 finden sich in Tabelle 5-3 Kenngrößen der Untersuchungsgebiete und der Verteilungen. Tabelle 5-3 enthält z. B. auch Angaben über die aus den Verteilungsfunktionen abgeleiteten Flächenanteile, die unter dem RCG-Modellwert bzw. dem Gebietsmittelwert liegen, ihm entsprechen oder darüber liegen. Da es bei den hier betrachteten Fragestellungen in erster Linie um die Ableitung genereller Zusammenhänge zwischen der CTM-Skala und der Mikroskala geht, wurden die Flächenanteile des mikroskaligen Modellgebiets, die Konzentrationen im Bereich des CTM-Mittelwerts aufweisen, mit einer Toleranz von 1 µg/m³ um den CTM-Mittelwert ermittelt. So ergibt sich z. B. die für die Nansenstraße ermittelte Übereinstimmung der mikroskaligen Mittelwerte mit dem CTM-Mittelwert von 29.4 µg/m³ auf 59% der Fläche der betrachteten CTM-Zelle aus den Häufigkeiten der drei Klassen 28 - 31 µg/m³ der Verteilungsfunktionen. Dies entspricht der Auszählung aller mikroskaligen Mittelwerte, die in einem Konzentrationsbereich von 28 bis 31 µg/m³ liegen. Zur besseren Lesbarkeit wird dieser Toleranzbereich im Folgenden nicht jedes Mal erwähnt.

Die Angabe zum Anteil der Gebäude im Untersuchungsgebiet entspricht dem Flächenanteil des Untersuchungsgebiets, der nicht ausgewertet wurde. Die Angabe zum Anteil der Fahrbahnen am Auswertebereich bezieht sich auf die ausgewerteten Flächen ohne die Gebäude. Der Anteil der „Fahrbahn“ an den ausgewerteten Gitterzellen entspricht dabei der Variante der „groben“ Fahrbahn-Definition aus Abschnitt 5.2.3 (es wurden alle Gitterzellen als Fahrbahn betrachtet, deren Mittelpunkt innerhalb eines Puffers der halben Straßenbreite um die jeweiligen Straßenmittelachsen liegt).

In Tabelle 5-3 finden sich auch Angaben zu den Längen des Hauptstraßennetzes im Untersuchungsgebiet. Für Berlin und Karlsruhe wurden dabei die Längen der Straßenmittelachsen summiert. Für Hannover, wo ein sehr detailliertes Verkehrsnetz vorlag, wurden nur die Längen der Hauptverkehrsachsen berücksichtigt.

Tabelle 5-3: Kenngrößen der Untersuchungsgebiete und NO₂-Konzentrationsverteilungen in der Mikroskala. Näheres siehe Text.

Parameter	Berlin		Hannover		Karlsruhe	
	Nansen-str.	Karl-Marx-Str.	Göttinger Str.	Marien-str.	Reinhold-Frank-Str.	Kriegs-str.
RCG-Vorbelastung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	27.4	25.4	15.3	17.8	23.8	25.9
RCG Wert für Gitterzelle [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	29.4	29.8	19.6	21.7	28.6	29.8
Gebietsmittel Mikroskala [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	31.1	37.8	24.9	30.2	33.7	33.9
Anteil Gebäude im Untersuchungsgebiet	24 %	46 %	24 %	38 %	32 %	27 %
Anteil Fahrbahn an Auswertebereich	1.8 %	13.5 %	14.5 %	17.2 %	11.2 %	9.0 %
Anteil Fahrbahn > 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Auswertebereich	1.6 %	13.4 %	4.3 %	9.2 %	9.1 %	6.5 %
Mittelwert dieser Zellen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	48.5	50.9	47.7	52.2	47.0	46.4
Länge Hauptstraßen [km]	0.5	1.5	2.1	1.5	1.9	1.7
Kfz-Emissionen [t/a NO _x]	1.9	4.9	11.7	6.5	3.6	3.2
Gebietsmittel zu RCG	6 %	27 %	27 %	39 %	18 %	14 %
Anteil Fläche < Gebietsmittel - 1 μg	38 %	59 %	55 %	69 %	55 %	53 %
Anteil Fläche = Gebietsmittel +/- 1 μg	48 %	9 %	13 %	5 %	12 %	15 %
Anteil Fläche > Gebietsmittel + 1 μg	14 %	32 %	32 %	26 %	33 %	32 %
Anteil Fläche < RCG - 1 μg	5 %	0 %	19 %	1 %	8 %	7 %
Anteil Fläche = RCG +/- 1 μg	59 %	13 %	25 %	16 %	31 %	37 %
Anteil Fläche > RCG + 1 μg	36 %	87 %	57 %	83 %	61 %	55 %
Mittelwert aller Zellen > RCG + 1 μg	33.3	38.8	29.3	31.6	37.0	37.4
Mittelwert aller Zellen > RCG + 1 μg zu RCG	13 %	30 %	49 %	46 %	29 %	26 %
Standardabweichung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	3.8	7.6	8.2	9.9	7.1	5.9
Standardabweichung zu RCG	13 %	26 %	42 %	46 %	25 %	20 %
Quantile [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]						
25%	29.4	32.0	18.0	23.8	29.3	29.5
50%	30.6	34.5	21.0	25.9	32.2	31.3
75%	31.5	43.6	30.4	33.8	39.0	39.2
95%	40.1	53.0	45.3	53.4	48.9	48.3
Quantile zu RCG						
25%	0 %	7 %	-8 %	10 %	2 %	-1 %
50%	4 %	16 %	7 %	19 %	13 %	5 %
75%	7 %	46 %	55 %	56 %	36 %	32 %
95%	36 %	78 %	131 %	146 %	71 %	62 %

Aus der Zusammenschau von Abbildung 5-52 und Tabelle 5-3 ergeben sich wenig offensichtliche generelle Strukturen. Zunächst wird deutlich, dass sich die Häufigkeitsverteilungen und die Kennwerte für die Hintergrundstation Nansenstraße von denen für die Umgebungen der fünf Verkehrsstationen unterscheiden. Nicht nur liegen hier Gebietsmittelwert, häufigster Wert, Median und RCG-Modellwert sehr nah beieinander, sondern weist diese Verteilung auch die geringste Standardabweichung auf. Das 75%-Quantil entspricht in etwa dem Gebietsmittelwert. Nur etwa 1/3 der Gitterzellen weisen Konzentrationen auf, die größer sind als der RCG-Modellwert. Im Mittel liegt deren Konzentration nur 13 % über dem RCG-Modellwert. Für den Bereich um die Hintergrundstation Nansenstraße kann damit der RCG-Modellwert als gute Abbildung der Konzentrationsverteilung angesehen werden und es muss nur bei wenigen Zellen von signifikant höheren Konzentrationswerten ausgegangen werden.

Die weiteren Betrachtungen beziehen sich, sofern nicht explizit anders vermerkt, auf die fünf Untersuchungsgebiete um die Verkehrsmessstationen. Dort deckt der Anteil der Gebäude am Untersuchungsgebiet mit Werten von 24 - 46 % eine große Bandbreite ab. Der Anteil der Fahrbahn an den Nicht-Gebäude-Zellen variiert zwischen 9 und 17 % und ist damit in der Marienstraße fast doppelt so hoch wie in der Kriegsstraße. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die Fahrbahnflächen in Hannover prinzipiell größer sind als in Berlin und Karlsruhe, weil in Hannover das verwendete Straßennetz alle Straßen und nicht nur die Hauptverkehrsachsen, sondern auch die Nebenstraßen enthält (s. Abschnitt 4.3.5). Ohne Berücksichtigung der Fahrbahnen der Nebenstraßen ergeben sich in Hannover Fahrbahnanteile in Höhe von 9 % im Untersuchungsgebiet zur Göttinger Straße und 10 % bezüglich der Marienstraße. Da auf den Nebenstraßen in Hannover in der Modellierung Emissionen angesetzt wurden, bleiben sie in der Fahrbahndefinition enthalten.

Bei den fünf Verteilungsfunktionen liegt, trotz der Schiefe der Verteilungen, der Median im Mittel nur 12 % (5 - 19 %) über dem Gebietsmittelwert. Eine strukturelle Ähnlichkeit der Verteilungen ergibt sich auch aus den Standardabweichungen von im Mittel 7.8 µg/m³ (5.9 - 9.9 µg/m³) und dem Vergleich der Quantile mit dem Gebietsmittel. So liegt das 25%-Quantil im Mittel 18 % (13 - 28 %) und der Median 10 % (4 - 16 %) unter sowie das 75%-Quantil im Mittel 16 % (12 - 22 %) über dem Gebietsmittelwert. Auf die etwas andere Form der Verteilung in der Göttinger Straße wurde bereits in Abschnitt 5.2.3 eingegangen. Diese Abweichung zeigt sich auch bei den hier dargestellten Kennwerten. Ohne die Göttinger Straße liegen die Kennwerte der Verteilungen in einem deutlich engeren Bereich. Eine gewisse Homogenität der Verteilungen lässt sich damit auch bezüglich der Anteile der Flächen im Verhältnis zum Gebietsmittel konstatieren. So weisen jeweils etwa 3/5 (53 - 69 %) der Flächen Konzentrationswerte unter dem Gebietsmittelwert auf. Bei etwa 1/10 (5 - 15 %) der Flächen entsprechen sie dem Gebietsmittelwert und bei etwa 1/3 (26 - 32 %) liegen sie darüber.

Im Hinblick auf Bausteine für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität ist es insbesondere von Interesse, wie sich die Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationen in den Untersuchungsgebieten im Verhältnis zu den RCG-Modellwerten verhalten, weil letztere flächendeckend mit deutlich geringerem Aufwand zu ermitteln sind als die kleinräumigen Konzentrationsverteilungen. Die Gebietsmittelwerte liegen 14 - 39 % und im Mittel 25 % über den jeweiligen RCG-Modellwerten. Diese große Bandbreite lässt schon erkennen, dass eine generalisierte Ableitung von kleinräumigen Häufigkeitsverteilungen für innerstädtische CTM-Gitterzellkonzentrationen nicht einfach sein wird. Eine direkte Ableitung eines mikroskaligen Gebietsmittelwertes aus dem RCG-Modellwert ist beispielsweise bezüglich der hier untersuchten Fälle nicht möglich.

Schaut man sich die Flächenanteile der Gitterzellen mit Konzentrationswerten unter, gleich und über dem RCG-Modellwert an, so lassen sich jedoch gewisse Strukturen ausmachen. So weisen im Mittel etwa 1/10 (0 - 19 %) der Gitterzellen Konzentrationswerte kleiner als der RCG-Modellwert auf, etwa 1/4 (13 - 37 %) entsprechen ihm und etwa 2/3 (55 - 87 %) liegen darüber. Bezüglich dieser Anteile ergeben sich in den fünf Verteilungen zwei Gruppen: in den Untersuchungsgebieten der Karl-Marx-

Straße und der Marienstraße finden sich im Vergleich mit den anderen drei Verteilungen deutlich geringere Anteile unter und gleich dem RCG-Mittelwert und deutlich größere Anteile über ihm. Betrachtet man im Weiteren den Konzentrationsmittelwert aller Gitterzellen, die über dem jeweiligen RCG-Modellwert liegen, so sind diese im Mittel ca. 1/3 (26 - 49 %) höher als der RCG-Modellwert. Hierbei bilden die zwei Verteilungen für Hannover eine Teilgruppe mit 46 bzw. 49 % höheren Werten im Vergleich zu den drei übrigen, die mit Werten von 26, 29 und 30 % sehr eng beieinanderliegen. Diese letztgenannte Unterteilung kann auf das in der Vorbelastung in Hannover geringere Konzentrationsniveau (s. auch Abschnitt 5.1.4.2) zurückgeführt werden. Auch in einer der Betrachtung der Verhältnisse der Quantilswerte der Verteilungen zum jeweils zugehörigen RCG-Modellwert lassen sich, bei großen Bandbreiten, gewisse Strukturen erkennen.

Eine Ableitung funktionaler Zusammenhänge zwischen dem RCG-Modellwert und Häufigkeitsverteilungen kleinräumiger Konzentrationswerte ist anhand der hier vorliegenden geringen Anzahl untersuchter Fälle eigentlich nicht möglich. Versucht man sich im Sinne einer Identifikation möglicher weiterführender Arbeiten dennoch daran, so ergeben sich einige Hinweise. Zielgröße ist dabei der relative Anteil, um den der Gebietsmittelwert größer als der RCG-Modellwert ist. Oben wurde schon dargestellt, dass sich dieser nicht aus dem RCG-Modellwert alleine ableiten lässt. Auch eine Abhängigkeit vom Anteil der Gebäudezellen im Untersuchungsgebiet lässt sich nicht finden. Nimmt man hingegen den Anteil der Fahrbahnflächen an den ausgewerteten Zellen, so lässt sich ein funktionaler Zusammenhang ableiten, der in Abbildung 5-55 (oben) dargestellt ist. Damit ließe sich aus dem RCG-Modellwert und dem Anteil der Fahrbahnzellen ableiten, um wie viel Prozent der Gebietsmittelwert der Mikroskala größer ist. Mit der Eingangsgröße Fahrbahnfläche kann eine Quantifizierung beispielsweise auch bezüglich der Flächenanteile, die über dem RCG-Modellwert liegen und der dafür geltenden mittleren Konzentration abgeleitet werden, wie sie in Abbildung 5-55 (unten) dargestellt ist.

Als weitere mögliche Eingangsgröße für funktionale Zusammenhänge sind auch die Verkehrsbelastungen in den Untersuchungsgebieten denkbar. Noch aussagekräftiger sind die Emissionsbelastungen, da sie weitere wichtige Faktoren, wie z. B. die Verkehrszusammensetzung oder die Verkehrsqualität, beinhalten. Auf Basis der Kfz-Emissionen in den mikroskaligen Untersuchungsgebieten wurden daher indikativ Auswertungen analog zu denen bezüglich der Fahrbahnen erstellt. Sie sind in Abbildung 5-56 dargestellt.

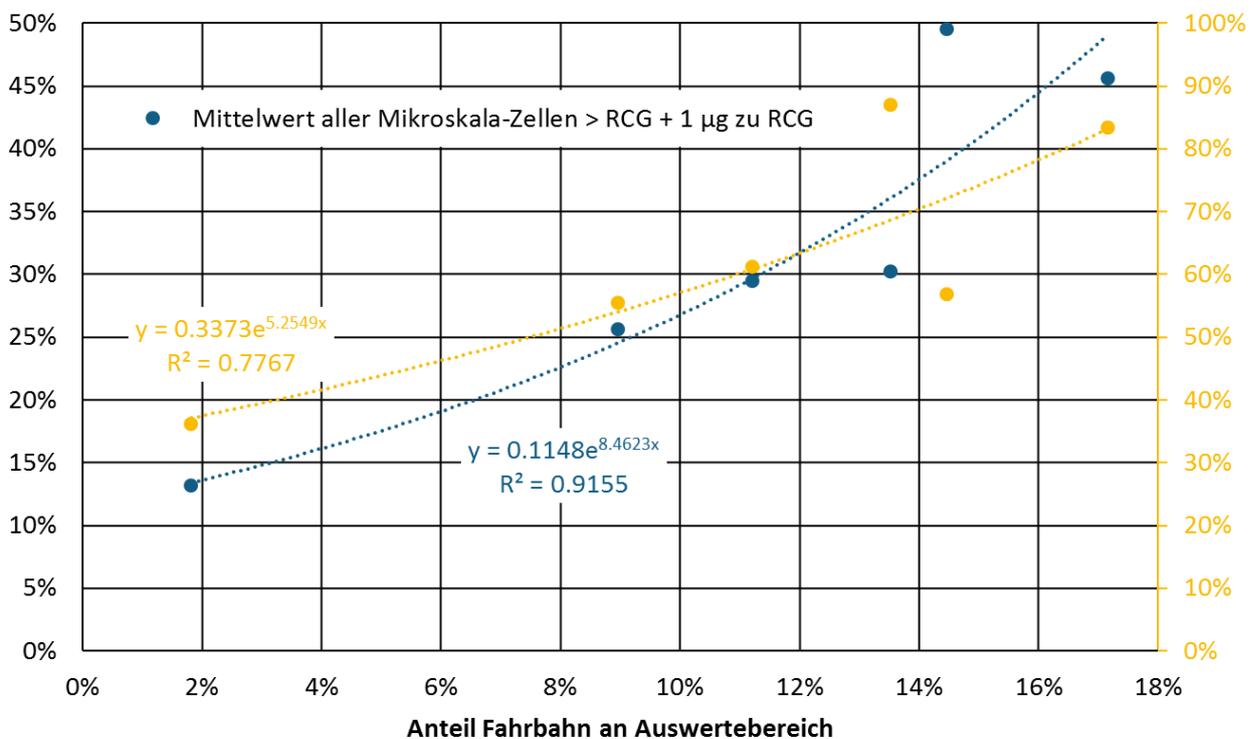
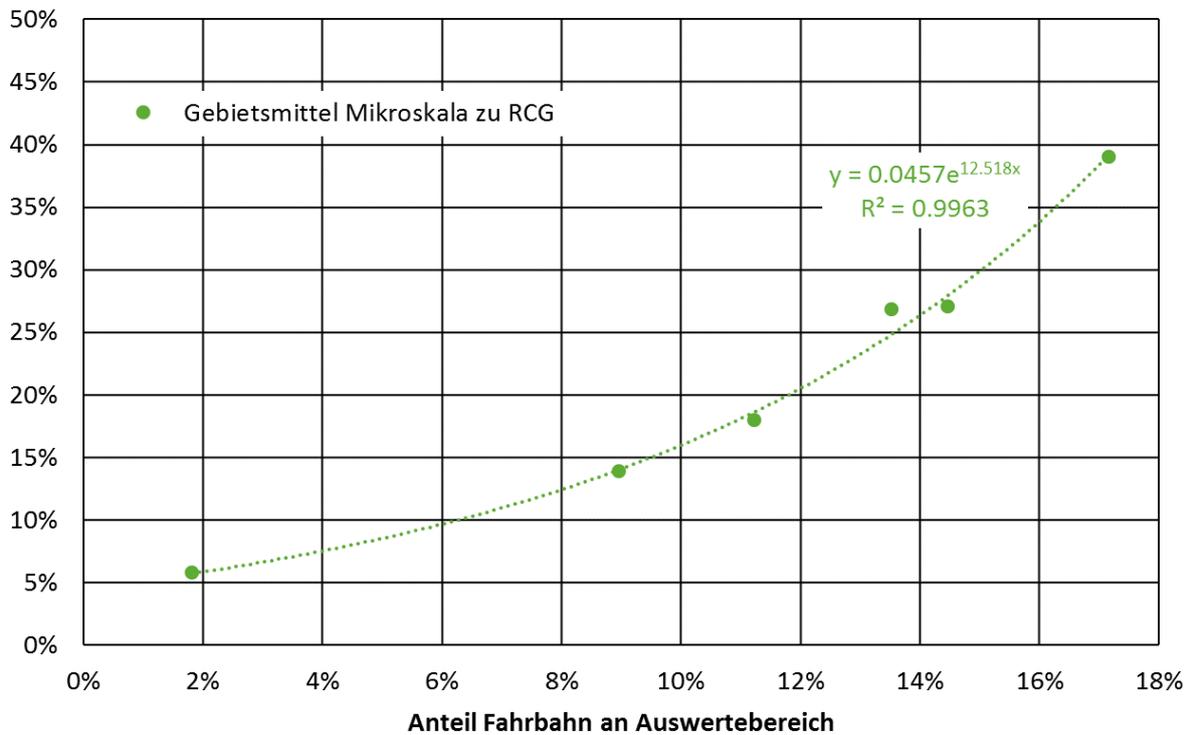
Bei den Auswertungen in Abbildung 5-56 oben mit allen sechs Gebieten ergeben sich keine hilfreichen Zusammenhänge. Dies liegt vor allem an der Göttinger Straße in Hannover und der dort besonderen Situation (s. weiter oben sowie Abschnitte 5.2.1 und 5.2.3), die zu deutlich höheren Kfz-Emissionen führt als in den übrigen Gebieten (s. Tabelle 5-3). Erstellt man die Auswertung ohne die Göttinger Straße in Hannover (s. Abbildung 5-56 unten), ergibt sich indikativ ein funktionaler Zusammenhang zwischen den RCG-Modellwerten und Gebietsmittelwerten der Mikroskala sowie Flächenanteilen über den RCG-Modellwerten und deren Mittelwert.

Es muss an dieser Stelle aber nochmals betont werden, dass diese Quantifizierungen aufgrund der geringen Anzahl untersuchter Fälle nicht wirklich belastbar sind und nur als Hinweise für weiterführende Arbeiten verstanden werden sollten. Dies zeigt sich beispielsweise auch, wenn man die Fahrbahnzellen in Hannover auf die Hauptverkehrsstraßen beschränkt (s. oben). Mit den dann geringeren Fahrbahnanteilen in Hannover ergeben sich keine solch deutlichen funktionalen Zusammenhänge mehr und deutlich geringere Werte für R^2 . Welcher Fahrbahnanteil hier „richtig“ ist bzw. welche Zusammenhänge sich ergäben, wenn man überall auch die Nebenstraßen als Emissionsquellen berücksichtigen würde, kann hier nicht geklärt werden.

Obschon eine Hintergrundstation hier nur durch ein Beispiel vertreten ist, scheinen die Fahrbahnfläche (von Hauptverkehrsstraßen) und die Kfz-Emissionen auch mögliche Kriterien zur Differenzierung von Hot-Spot-Bereichen und eher homogen geringer belasteten Bereichen zu sein. Erwähnt werden

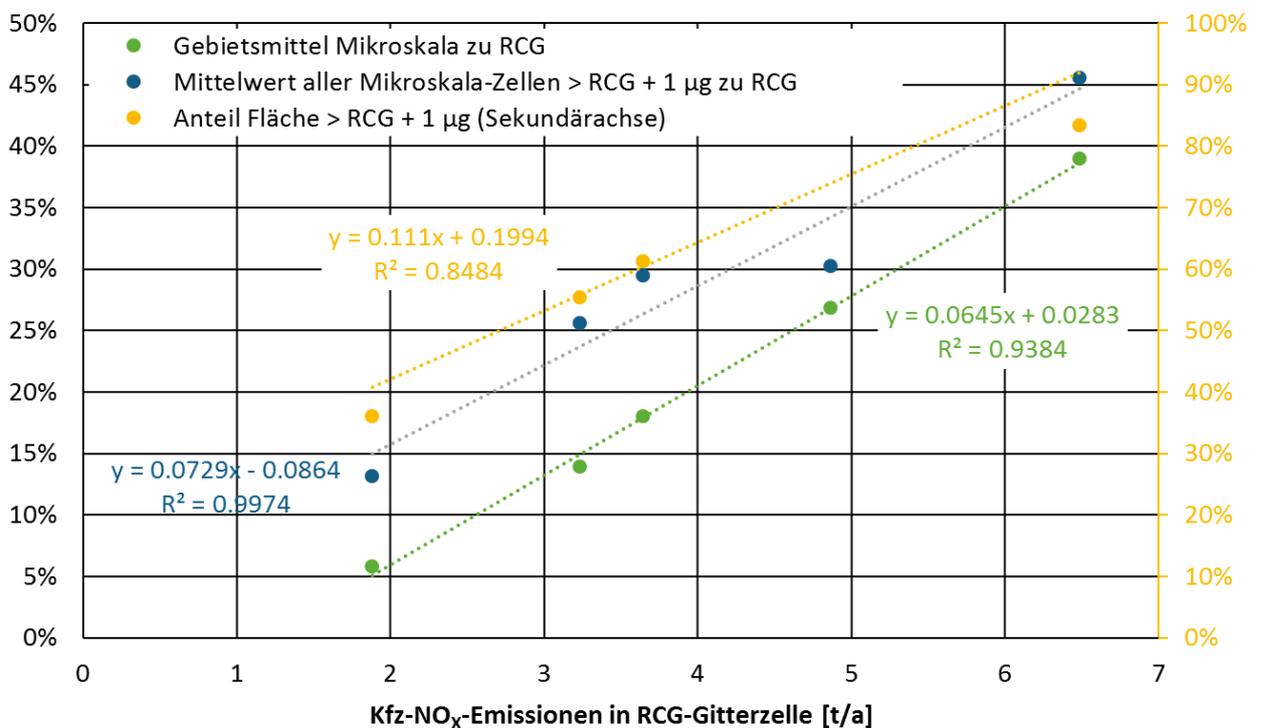
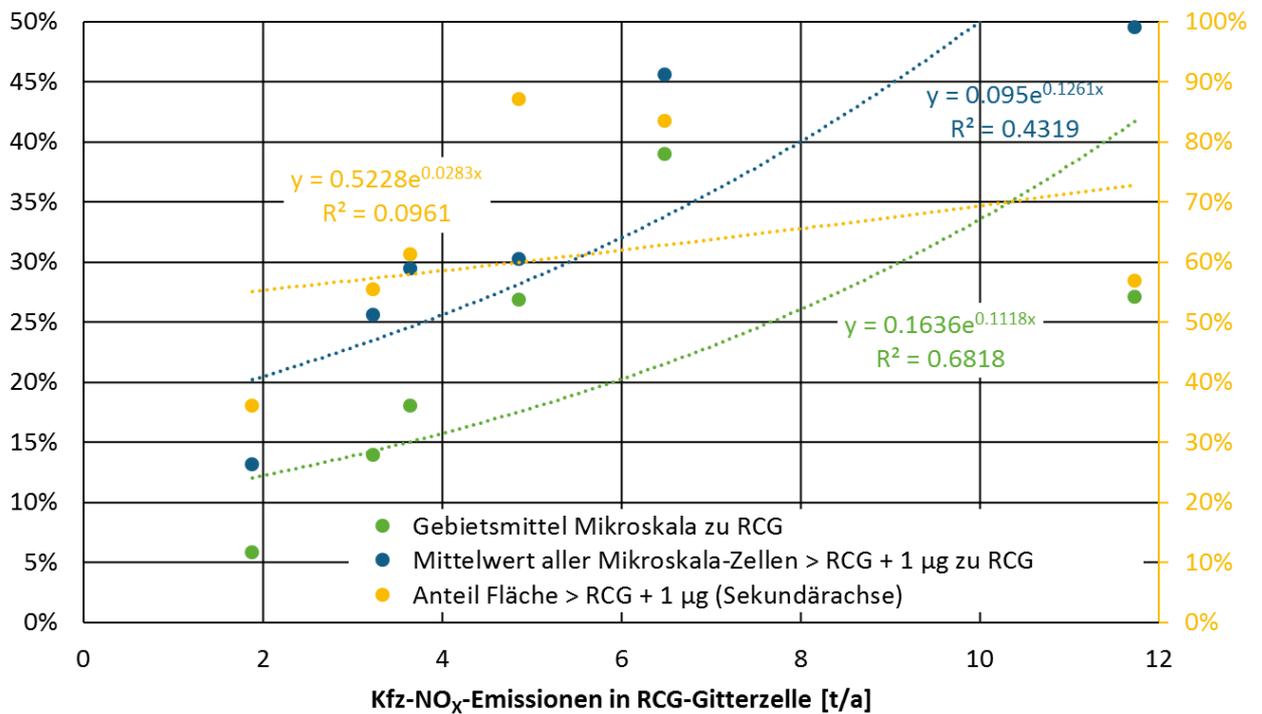
soll noch, dass weitere exploratorische Auswertungen mit allein der Länge der Hauptstraßen im jeweiligen Untersuchungsgebiet als Eingangsgröße in den hier untersuchten Fällen keine aussagekräftigen Zusammenhänge liefern.

Abbildung 5-55: Indikative Zusammenhänge zwischen RCG-Modellwerten und Gebietsmittelwerten der Mikroskala (oben) und Flächenanteilen über den RCG-Modellwerten und deren Mittelwert (unten) in Abhängigkeit von Fahrbahnanteilen. Näheres s. Text.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

Abbildung 5-56: Indikative Zusammenhänge zwischen RCG-Modellwerten und Gebietsmittelwerten der Mikroskala und Flächenanteilen über den RCG-Modellwerten und deren Mittelwert in Abhängigkeit von Kfz-Emissionen für alle sechst Gebiete (oben) und ohne die Göttinger Straße (unten). Näheres s. Text.



Quelle: Eigene Darstellung (IVU Umwelt GmbH)

6 Schlussfolgerung und Ausblick

Aus den mikroskaligen Ergebnissen für NO₂ wird deutlich, dass sich die Häufigkeitsverteilungen und die Kennwerte im Untersuchungsgebiet um die Hintergrundstation von denen der Untersuchungsgebiete um die fünf Verkehrsstationen unterscheiden. Bei der Hintergrundstation liegen Gebietsmittelwert, häufigster Wert, Median und RCG-Modellwert sehr nah beieinander. Für den Bereich um die Hintergrundstation kann damit der RCG-Modellwert als gute Abbildung der Konzentrationsverteilung angesehen werden, und es muss nur bei wenigen Zellen von signifikant höheren Konzentrationswerten ausgegangen werden.

Bei den fünf Verteilungsfunktionen der Untersuchungsgebiete um die Verkehrsstationen kann eine strukturelle Ähnlichkeit der Verteilungen festgestellt werden. Trotz der Schiefe der Verteilungen, liegt der Median im Mittel nur 12 % über dem Gebietsmittelwert. Jeweils etwa 3/5 der Flächen weisen Konzentrationswerte unter dem Gebietsmittelwert auf. Bei etwa 1/10 der Flächen entsprechen sie dem Gebietsmittelwert und bei etwa 1/3 liegen sie darüber. Die Gebietsmittelwerte liegen im Mittel 25 % über den jeweiligen RCG-Modellwerten. Die dabei auftretende große Bandbreite macht deutlich, dass eine generalisierte Ableitung von kleinräumigen Häufigkeitsverteilungen für innerstädtische CTM-Gitterzellkonzentrationen nicht einfach ist. Hinsichtlich der Flächenanteile mit Konzentrationswerten unter, gleich und über dem zugehörigen RCG-Modellwert lassen sich jedoch gewisse Strukturen ausmachen. So weisen im Mittel etwa 1/10 der Gitterzellen Konzentrationswerte kleiner als der RCG-Modellwert auf, etwa 1/4 entsprechen ihm und etwa 2/3 liegen darüber. Betrachtet man im Weiteren den Konzentrationsmittelwert aller Gitterzellen, die über dem jeweiligen RCG-Modellwert liegen, so sind diese im Mittel ca. 1/3 höher als der RCG-Modellwert.

Mit den hier erarbeiteten Ergebnissen liegen erste Bausteine für eine neue Strategie der Beurteilung der Luftqualität vor, die auf einer Beurteilung der Luftqualität anhand von Gebietsmittelwerten oder Häufigkeitsverteilungen von Konzentrationen anstatt auf einzelnen Punktmessungen basieren könnte.

Es wurde gezeigt, dass zur Erfassung der in städtischen Gebieten beobachteten urbanen Hintergründerfelder mit Hilfe von CTM-Modellierungen eine hohe räumliche Auflösung in der Größenordnung von 1000 bis 500 m erforderlich ist. Weiterhin wurde versucht, Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen hoch aufgelösten CTM-Modellierungen und mikroskaliger Modellanwendungen abzuleiten. Solche Zusammenhänge können dann die Grundlage für eine verfeinerte flächendeckende Expositionsabschätzung im urbanen Raum bilden, die ohne aufwendige mikroskalige Berechnungen auskommen kann. Schon die fünf hier betrachteten Flächenverteilungen und Häufigkeitsverteilungen der Mikroskala für die Untersuchungsgebiete um die Verkehrsmessstationen zeigen dabei eine große Bandbreite.

Bei den teilweise auftretenden bi- oder multimodalen Formen der Verteilungen mit lokalen Nebenmaxima in sehr geringen Häufigkeiten ist unklar, ob es sich dabei um relevante Strukturen handelt. In weiterführenden Arbeiten könnte untersucht werden, ob und wie diese ggf. von der Anzahl der Hauptverkehrsachsen, deren Abbildung in der Modellierung (als homogener Querschnitt oder als Richtungsfahrbahnen) oder dem Emissionsniveau zusammenhängen.

Auch wenn sich Eigenschaften der Häufigkeitsverteilungen ähneln und deren Kenngrößen bzgl. der jeweiligen Gebietsmittelwerte eine gewisse Homogenität aufweisen, zeigt sich bei der Verwendung der RCG-Modellwerte als Bezugsgröße eine größere Variation. Indikativ lassen sich unter Nutzung des Anteils der Fahrbahnflächen oder der Kfz-Emissionen zwar Zusammenhänge zwischen dem RCG-Modellwert und Häufigkeitsverteilungen kleinräumiger Konzentrationswerte ableiten. Allerdings muss klar betont werden, dass ein belastbarer funktionaler Zusammenhang zwischen dem RCG-Modellwert für eine urbane Zelle und den in dieser Zelle mit mikroskaligen Modellansätzen berechneten kleinräumigen Konzentrationswerten auf Basis der geringen Anzahl untersuchter Fälle eigentlich nicht möglich ist.

Die Fahrbahnfläche – in welcher konkreten Definition auch immer – und die Kfz-Emissionen sind für die Entwicklung von funktionalen Zusammenhängen vielversprechende Parameter, nicht zuletzt, weil sie relativ einfach flächendeckend mit Methoden der geographischen Datenverarbeitung bzw. aus Emissionskatastern ermittelt werden können. In weiterführenden Arbeiten wären ggf. noch weitere Eingangsgrößen zu untersuchen und systematisch zu prüfen, welcher Parameter oder welche Parameterkombination am besten geeignet ist. Dies beinhaltet neben dem Umgang mit Ausreißern bzw. Sonderfällen (vgl. z. B. die Göttinger Straße bzgl. der Kfz-Emissionen) auch die Ergebnisqualität und nicht zuletzt die Verfügbarkeit und Qualität der Eingangsdaten.

Wichtigster Punkt für weiterführende Arbeiten ist aber eine Vergrößerung der Datenbasis, da die hier durchgeführten Quantifizierungen auf Grund der geringen Anzahl untersuchter Fälle kaum belastbar sind und nur als Hinweise für weiterführende Arbeiten bzw. zur Untersuchung weiterer Gebiete mit der hier angewendeten Methodik verstanden werden können. Da hier gezeigt wurde, dass das verwendete Modellsystem geeignet ist, die typischen in Städten beobachteten Konzentrationsverhältnisse zu reproduzieren, erscheint es für die zukünftige Untersuchung weiterer Stadtgebiete auch nicht mehr notwendig, die Auswahl möglicher Städte von existierenden Messstationen abhängig zu machen. Ohne das hier zur Auswahl der Untersuchungsgebiete angesetzte Kriterium der Verfügbarkeit von Messungen könnten für die mikroskaligen Berechnungen Gebiete ausgewählt werden, die idealtypische bzw. systematisch verschiedene Hot-Spots aufweisen. Eine solche Vorgehensweise würde das Potential möglicher Untersuchungsgebiete deutlich vergrößern und es ermöglichen, die hier diskutierten funktionalen Zusammenhänge zwischen dem RCG-Modellwert für eine urbane Zelle und den in dieser Zelle mit mikroskaligen Modellansätzen berechneten Konzentrationsverteilungen zu vertiefen und zu erweitern.

Bei solchen möglichen weiterführenden Arbeiten sollte auch eine Verbindung zu bzw. mit den Projekten zur Verbesserung der Expositionsabschätzung aus UBA (2016, 2017) hergestellt und geprüft werden, ob sich die Erkenntnisse beider Ansätze kombinieren oder sich daraus gemeinsame Forschungsziele entwickeln lassen.

Um einerseits auf die aufwendigen zusätzlichen CTM-Modellläufe zur Vermeidung der Doppelzählung der Emissionen und andererseits auf die großen Erweiterungen der mikroskaligen Modellgebiete zur Vermeidung von Randeffekten verzichten zu können, besteht aus modelltechnischer Sicht Entwicklungsbedarf hinsichtlich der Kopplung der beiden Modelltypen.

Schließlich soll nicht unerwähnt bleiben, dass die hier durchgeführten Arbeiten auch einen wichtigen Baustein für weiterführende Betrachtungen zur räumlichen Repräsentativität von innerstädtischen Messstationen – einem Themenfeld mit vielen offenen Fragen – liefern.

7 Quellenverzeichnis

1. BImSchV (2015): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). In der Fassung vom 31.8.2015. Berlin, 2015.
4. BImSchV (2015): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV). In der Fassung vom 28.4.2015. BGBl. I S. 670. 2015.
11. BImSchV (2013): Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen - 11. BImSchV). In der Fassung vom 2.5.2013. BGBl. I S. 1643. 2013.
39. BImSchV (2015): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV). In der Fassung vom 31.8.2015. BGBl. I S. 1474. 2015.
- Beekmann, M.; Kerschbaumer, A.; Reimer, E.; Stern, R. (2007): PM Measurement Campaign HOVERT in the Greater Berlin area: model evaluation with chemically specified observations for a one year period. *Atmos. Chem. Phys.*, 76, 55-68. 2007.
- Bessagnet, B.; Pirovano, G.; Mircea, M.; Cuvelier, C.; Aulinger, A.; Calori, G.; Ciarelli, G.; Manders, A.; Stern, R.; Tsyro, S.; García Vivanco, M.; Thunis, P.; Pay, M.; Colette, A.; Couvidat, F.; Meleux, F.; Rouil, L.; Ung, A.; Aksoyoglu, S.; Baldasano, J. M.; Bieser, J.; Briganti, G.; Cappelletti, A.; D'Isidoro, M.; Finardi, S.; Kranenburg, R.; Silibello, C.; Carnevale, C.; Aas, W.; Dupont, J.; Fagerli, H.; Gonzalez, L.; Menut, L.; Prévôt, A. S. H.; Roberts, P.; White, L. (2016): Presentation of the EURODELTA III inter-comparison exercise - evaluation of the chemistry transport models' performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology. *Atmos. Chem. Phys.* Nr. 16, S. 12667-12701. 2016.
- Bocquet, M.; Elbern, H.; Eskes, H.; Hirtl, M.; Žabkar, R.; Carmichael, G. R.; Flemming, J.; Inness, A.; Pagowski, M.; Pérez Camacho, J. L.; Saide, P. E.; San Jose, R.; Sofiev, M.; Vira, J.; Baklanov, A.; Carnevale, C.; Grell, G.; Seigneur, C. (2015): Data assimilation in atmospheric chemistry models: current status and future prospects for coupled chemistry meteorology models. *Atmos. Chem. Phys.* Nr. 15. 2015.
- Builtjes, P.; Jörß, W.; Stern, R.; Theloke, J. (2012): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (PAREST). Zusammenfassender Abschlussbericht. FE-Vorhaben FKZ 206 43 200/01. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 09/2012.
- Carter, W. (1996): Condensed atmospheric photooxidation mechanisms for isoprene. *Atmospheric Environment* 30. 4275-4290. 1996.
- CEIP (2015): EMEP Centre on Emission Inventories and Projections (CEIP). <http://www.ceip.at/>. 2015.
- CLC (2006): CORINE Land Cover (CLC2006). Umweltbundesamt. DLR-DFD 2009. http://corine.dfd.dlr.de/intro_de.html. 2006.
- Destatis (2016): Daten aus dem Gemeindeverzeichnis. Städte in Deutschland nach Fläche und Bevölkerung auf Grundlage des ZENSUS 2011 und Bevölkerungsdichte. Gebietsstand: 31.12.2015. Erscheinungsmonat: Dezember 2016. Statistisches Bundesamt (Destatis). 2016.
- Diegmann, V.; Pfäfflin, F.; Breitenbach, Y.; Lutz, M.; Rauterberg-Wulff, A.; Reichenbacher, W.; Kohlen, R. (2013): Spatial representativeness of air quality samples at hot spots. In: San José, R.; Pérez, J. L. (Ed.): HARMO 15. Proceedings of the 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 6-9 May, 2013 in Madrid, Spain. 2013.
- Düring, I.; Bächlin, W. (2009): Tendenzen der NO₂-Belastung im Land Brandenburg. Im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Unter Mitarbeit von IFEU GmbH, Heidelberg, Planungsbüro Dr. Hunger, Dresden und National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde, Dänemark. Potsdam, 2009.
- EU (2008): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 152, S. 1. 2008.
- Eichhorn (2013): MISKAM. Handbuch zu Version 6. 2013.
- FAIRMODE (2016a): Kracht, O.; Gerboles, M.: Spatial Representativeness intercomparison exercise. FAIRMODE, 9th Plenary, 16-17.2.2016 in Baveno, Italy. 2016.
- FAIRMODE (2016b): Guidance Document on Model Quality Objectives and Benchmarking. Version 2.0. Forum for Air Quality Modelling in Europe (FAIRMODE). 2016.

- Gery, M.; Whitten, G.; Killus, J. (1989): A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. J. of Geophys. Res. 94, pp. 12925-12956. 1989.
- Gipson, G.; Young, J. (1999): Gas-phase chemistry. Chapter 8 in: Science Algorithms Of The EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. Edited by: D. W. Byun and J. K. S. Ching. Atmospheric Modeling Division National Exposure Research Laboratory U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC 27711, EPA/600/R-99/030. 1999.
- Hertel, O.; Berkowicz, R. (1989): Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Airpollution, Denmark. 1989.
- Hoek, G.; Beelen, R.; de Hoogh, K.; Vienneau, D.; Gulliver, J.; Fischer, P.; Briggs, D. (2008): A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. Review. Atmospheric Environment 42 Nr. 33, S. 7561–7578. 2008.
- INFRAS (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.1. Dokumentation in Vorbereitung. Auftraggeber: UBA Berlin, BAFU Bern, UBA Wien u. a. 2010.
- INFRAS (2014): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.2. INFRAS AG, Bern. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Berlin (Deutschland); Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern (Schweiz); Umweltbundesamt, Lebensministerium und Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien (Österreich); Trafikverket (Schweden); ADEME (Frankreich); SFT (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2014.
- IVU Umwelt (2006): Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. FKZ 204 42 222. Veröffentlichung UBA-Texte 22/07. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Unter Mitarbeit von ifeu Heidelberg GmbH. 2006.
- IVU Umwelt (2009): Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse für den Luftreinhalteplan Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2009.
- IVU Umwelt (2011a): Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans (LRP) 2009 - 2020. In Zusammenarbeit mit VMZ Berlin und Dr. Rainer Stern. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. 2011.
- IVU Umwelt (2011b): Ausbreitungsrechnungen für die Gebiete Mittel- und Nordhessen, Lahn-Dill und den Ballungsraum Kassel. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG). 2011.
- IVU Umwelt (2011c): Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der NO₂-Konzentrationen in Luftreinhalteplänen nach der 39. BImSchV. FKZ 363 01 333. Veröffentlichung UBA-Texte 70/2011. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2011.
- IVU Umwelt (2012a): Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg. Verkehrsgutachten. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg. 2012.
- IVU Umwelt (2012b): Analyse der PM₁₀-Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2010 im ländlichen und urbanen Hintergrund in Ostbrandenburg. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg. 2012.
- IVU Umwelt (2014): Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Baden-Württemberg 2010. Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung des landesweiten Emissionskatasters und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsdaten. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) Baden-Württemberg. Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2014.
- IVU Umwelt (2015): IMMIS^{em/luft/lärm} - Handbuch zur Version 6. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2015.
- IVU Umwelt (2016): Ausbreitungsrechnung. Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Niedersachsen auf Grundlage von Ausbreitungsrechnungen und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsmessdaten. Auftraggeber: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim. 2016.
- IVU Umwelt (2017): Ausbreitungsberechnungen zur flächendeckenden Ermittlung der Luftqualität in Hessen als Grundlage der Luftreinhalteplanung. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV). 2017.
- Janicke (2015): Dispersion Model LASAT Version 3.3. Reference Book. Janicke Consulting. 2015.
- Janssen, S.; Dumont, G.; Fierens, F.; Mensink, C. (2008): Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. Atmospheric Environment 42 Nr. 20, S. 4884-4903. 2008.

Kerschbaumer, A.; Reimer, E. (2003): Erstellung der Meteorologischen Eingangsdaten für das REM/CALGRID-Modell: Modellregion Berlin-Brandenburg. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsvorhaben FE-Vorhaben 299 43 246. Freie Universität Berlin. Institut für Meteorologie. 2003.

KRdL (2004): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikel-modell. VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. 2004.

KRdL (2009): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Gauß'sches Fahrenmodell zur Bestimmung von Immissionskenngrößen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 1. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2009.

KRdL (2015a): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle; Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug/Mannier. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 6. Entwurf. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2015.

KRdL (2015b): Umweltmeteorologie - Reaktionsmechanismus zur Bestimmung der Stickstoffdioxid-Konzentration. VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19. Entwurf. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. 2015.

Lenschow, P.; Abraham, H. J.; Kutzner, K.; Lutz, M.; Preuss, J. - D.; Reichenbacher, W. (2001): Some ideas about the sources of PM₁₀. Atmospheric Environment 35 Nr. Supplement 1, S. 23-33. 2001.

Nenes, A., Pilinis, C., Pandis, S. N. (1999): Continued Development and Testing of a New Thermodynamic Aerosol Module for Urban and Regional Air Quality Models, Atmospheric Environment. 33 (1999), 1553-1560

Öko-Institut (2013): Umweltbundesamt [Hrsg.]: F. Matthes u.a.: Politikszenerarien für den Klimaschutz VI – Treibhausgas-Emissions-szenarien bis zum Jahr 2030. Öko-Institut, FZ Jülich IEKSTE, DIW Berlin, Fraunhofer ISI Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau, 2013.

Reimer, E.; Scherer, B. (1992): An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long-term modelling, Air Poll.Modelling and its Appli-cations IX. Plenum Press. 1992.

Schell, B.; Ackermann, H. I.; Hass, J.; Binkowski, F.S.; Ebel, A. (2001): Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality modeling system. J. Geophys. Res., 106, 28275 - 28293. 2001.

Sartelet, K.; Debry, E.; Fahey, K.; Roustan, Y.; Tombette, M.; Sportisse, B. (2007): Simulation of aerosols and gas-phase species over Europe with the POLYPHEMUS system. part I: model-to-data comparison for 2001. Atmospheric Environment 41 6116-6131. 2007.

Seinfeld J.; Pandis, S.N. (1998). Atmospheric Chemistry and Physics. John Wiley and Sons. 1998.

Stern, R. (2003): Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts "Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon". 2003.

Stern, R. (2006a): Großräumige PM₁₀-Ausbreitungsmodellierung: Abschätzung der gegenwärtigen Immissionsbelastung in Europa und Prognose bis 2010. S. 85-102. In: KRdL (Hrsg.): Feinstaub und Stickstoffdioxid. Wirkung, Quellen, Luftreinhaltepläne, Minderungsmaßnahmen. Herausgeber: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Beuth Verlag, 2006.

Stern, R. (2006b): Der Beitrag des Ferntransports zu den PM₁₀- und den NO₂-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie. Abschlussbericht zu dem F&E-Vorhaben 204 42 202/03 "Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte" und zu dem F&E-Vorhaben 202 43 270 "Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen". Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2006.

Stern, R. (2010a): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: PM₁₀- und PM_{2.5}-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung". Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.

Stern, R. (2010b): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Forschungs-Teilbericht im

- Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.
- Stern, R. (2010c): The Chemical Transport Model REM-CALGRID. Model's formulation and user's guide. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie. Bericht im Rahmen des FE-Vorhabens FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ PAREST. Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.
- Stern, R. (2013a): Anwendung des REM-CALGRID-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet. Bericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 67/2013.
- Stern, R. (2013b): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 62/2013.
- Stern, R. (2013c). Kartographische Darstellung der flächenhaften Immissionsbelastung in Deutschland durch Kombination von Messung und Rechnung für die Jahre 2000-2012. UBA- Projekt 30459. 2013.
- Stern, R.; Builtjes, P.; Schaap, M.; Timmermans, R.; Vautard, R.; Hodzic, A.; Memmesheimer, M.; Feldmann, H.; Renner, E.; Wolke, R.; Kerschbaumer, A. (2008): A model inter-comparison study focussing on episodes with elevated PM₁₀ concentrations. *Atmospheric Environment* 42 S. 4567-4588. 2008.
- TA Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBL. Nr. 25 - 29, S. 511. 2002.
- Thunis, P.; Cuvelier, C. (2016): Fairmode DELTA Version 5.4. Concepts / User's Guide / Diagrams. Joint Research Centre, Ispra. 2016.
- UBA (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. UBA-Texte 35/2014. Umweltbundesamt. 2014.
- UBA (2016): Quantifizierung der verkehrsbezogenen populationsgewichteten Feinstaubexposition 2013 für die Modellregion Berlin-Brandenburg. Pilotprojekt. Veröffentlichung Umwelt & Gesundheit 04/2016. IVU Umwelt im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2016.
- UBA (2017): Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten und Verkürzung der Lebenszeit durch Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland (bevölkerungsbezogener NO₂-Belastungsindikator). FKZ 3715 61 201 0. Helmholtz Zentrum München - Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt (GmbH) und IVU Umwelt GmbH. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Laufend.
- Vautard, R.; Builtjes P.; Thunis, P.; Cuvelier, K.; Bedogni, M.; Bessagnet, B.; Honoré, C.; Moussiopoulos, N.; Schaap, M.; Stern, R.; Tarrason, L.; van Loon, M. (2007): Evaluation and intercomparison of Ozone and PM₁₀ simulations by several chemistry-transport models over 4 European cities within the City-Delta project, 2007. *Atmospheric Environment* 41 173-188. 2007.
- Whyatt, J. D.; Metcalfe, S. E.; Nicholson, J.; Derwent, R. G.; Page, T.; Stedman, J. R. (2007): Regional scale modelling of particulate matter in the UK, source attribution and an assessment of uncertainties. *Atmospheric Environment* 41 3315-3327. 2007.