

TEXTE

67/2013

Anwendung des REM-CALGRID-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 206 43 200/01
UBA-FB 001524/ANH,22

Anwendung des REM-CALGRID-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet

**Teilbericht zum F&E-Vorhaben „Strategien zur
Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“**

von

Rainer Stern

Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie, Troposphärische
Umweltforschung, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4542.html>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	Freie Universität Berlin Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 12165 Berlin
Abschlussdatum:	Oktober 2010
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung Johanna Appelhaus

Dessau-Roßlau, Juni 2013

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Anwendung des REM-CALGRID-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Stern, Rainer	8. Abschlussdatum Oktober 2010	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 D-12165 Berlin	9. Veröffentlichungsdatum	
	10. UFOPLAN-Nr. 206 43 200/01	
	11. Seitenzahl 87	
	12. Literaturangaben 28	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	13. Tabellen und Diagramme 4	
	14. Abbildungen 57	
	15. Zusätzliche Angaben Dieser Bericht entstand im Rahmen des F&E-Vorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“ (UFOPLAN FKZ 206 43 200/01). In PAREST wurden Emissionsszenarien bis 2020 für Feinstaub (PM10 und PM2,5) und die Aerosol-Vorläufersubstanzen SO ₂ , NO _x , NH ₃ und NMVOC für Deutschland und Europa erstellt, Minderungsmaßnahmen evaluiert und daraus die PM-, NO ₂ - und O ₃ -Immissionsbelastung für Deutschland modelliert. Gemeinsam mit einer Reihe weiterer Teilberichte zu PAREST ergänzt der vorliegende Bericht den zentralen PAREST-Schlussbericht (Bultjes et al. 2010).	
16. Zusammenfassung Der Bericht beschreibt die im Rahmen des F&E-Vorhabens in einer Auflösung von circa 2x2 km ² durchgeführten Rechnungen mit dem chemischen Transportmodell REM-CALGRID für die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet. Hauptziel der Anwendung war ein immissionsseitiger Vergleich von PM10- und NO ₂ -Modellergebnissen auf Basis eines „Top-down“-Emissionsdatensatzes (PAREST-Emissionen) und eines „Bottom-up“-Datensatzes (Länderemissionen). In den meisten Modellregionen lagen die Ergebnisse basierend auf den Länder-Emissionen innerhalb einer Bandbreite von circa 30% der Ergebnisse basierend auf den PAREST-Emissionen. Größere Unterschiede gab es lediglich in der Nähe der Großflughäfen in den betrachteten Regionen. Der Vergleich der Ballungsraumberechnungen für unterschiedliche Gitterauflösungen von circa 30 km bis zu 2 km zeigte, dass die im PAREST-Projekt für die Auswertung der Emissionsszenarien gewählte deutschlandweite Gittergröße von circa 8x7 km ² (Modellgebiet Deutschland fein) für mittlere Betrachtungen, d.h. für Mittelwerte über Ballungsräume ausreichend ist. Für detaillierte Betrachtungen, die die durch die Emissionsverteilung vorgegebenen Immissionsstrukturen des städtischen Hintergrunds erfassen wollen, sind aber Modellrechnungen mit einer Auflösung von mindestens 2x2 km ² , besser noch 1x1 km ² notwendig.		
17. Schlagwörter Ausbreitungsrechnung, Ballungsraumberechnungen, PAREST-Projekt, „Bottom-up“-Emissionen, „Top-down-Emissionen“, REM-CALGRID-Modell		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title The application of the chemical transport model REM-CALGRID to the agglomeration areas Berlin, Munich and Ruhr		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Stern, Rainer	8. Report Date October 2010	
6. Performing Organisation (Name, Address) Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 D-12165 Berlin	9. Publication Date	
	10. UFOPLAN-Ref. No. 206 43 200/01	
	11. No. of Pages 87	
	12. No. of Reference 28	
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environment Agency) Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	13. No. of Tables, Diagrams 4	
	14. No. of Figures 57	
	15. Supplementary Notes This report is a product of the R&D project "Particle Reduction Strategies" (UFOPLAN FKZ 206 43 200/01– „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“). In PAREST, emission scenarios until 2020 were constructed for fine particles (PM10 und PM2.5) as well as aerosol precursors SO ₂ , NO _x , NH ₃ and NMVOC, both for Germany and Europe. Reduction measures were assessed and finally air quality in Germany was modelled. Jointly with a series of other PAREST reports, the present report supplements the central PAREST final report (Bultjes et al. 2010)	
16. Abstract The report describes the application of the photochemical transport model REM-CALGRID to the agglomeration areas of Berlin, Munich and the Ruhr area employing a grid resolution of approx. 2 km. The main object of the study was the assessment of the PM10- and NO ₂ -concentration differences arising by the use of a "top-down"-emission data set versus the use of a "bottom-up"-emission data set. In most areas of the modeling domains the concentrations of the model run using the bottom-up emissions were within +/-30% of the concentrations of the reference run based on the PAREST top-down emissions. The comparison of model results based on grid resolution reaching from approx. 30 km down to 2 km showed, that the standard resolution of approx. 7x 8 km ² used in the PAREST project is sufficient to describe averaged background air quality in agglomeration areas. For more detailed views on urban background air quality, a higher grid resolution is needed, at least in the order of 2x2 km ² , better 1x1 km ² .		
17. Keywords Chemical transport calculations, urban air quality, bottom-up emissions, top-down emissions, PAREST project, REM-CALGRID model		
18. Price	19.	20.

Inhalt

1	EINLEITUNG.....	1
2	DIE RECHENGEBIETE	2
3	SKALENVERGLEICH	9
3.1	BALLUNGSRAUM BERLIN	9
3.1.1	Flächendarstellungen.....	9
3.1.2	Vergleich mit Messungen	15
3.2	BALLUNGSRAUM MÜNCHEN.....	21
3.2.1	Flächendarstellungen.....	21
3.2.2	Vergleich mit Messungen	26
3.3	BALLUNGSRAUM RUHRGEBIET.....	31
3.3.1	Vorbemerkung	31
3.3.2	Flächendarstellungen.....	32
3.3.3	Vergleich mit Messungen	37
4	AUSTAUSCH DER PAREST-EMISSIONSDATEN DURCH LÄNDERDATEN	42
4.1	BERLIN	42
4.2	MÜNCHEN	49
4.3	RUHRGEBIET.....	56
5	SIMULATION DER AUSWIRKUNG VON UMWELTZONEN.....	63
5.1	ÜBERBLICK.....	63
5.2	BERLIN	66
5.3	MÜNCHEN	69
5.4	RUHRGEBIET.....	72
6	ZUSAMMENFASSUNG.....	79
7	LITERATUR	81
8	ANHANG E: ABBILDUNGSVERZEICHNIS	84
9	ANHANG F: TABELLENVERZEICHNIS	87

1 Einleitung

Das Hauptziel des F&E-Vorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (PAREST, siehe www.parest.de) war es, emissionsmindernde Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung zu identifizieren, um die gegenwärtig noch auftretenden Überschreitungen der PM10-Grenzwerte und des geplanten PM2.5-Grenzwerts zukünftig zu vermeiden. Die immissionsseitigen Auswirkungen der geplanten Maßnahmen wurden mit Ausbreitungsrechnungen auf der Basis von Chemie-Aerosol-Transportmodellen bestimmt. Als Ausbreitungsmodell wurde hauptsächlich das im Institut für Meteorologie der Freien Universität mit Unterstützung des Umweltbundesamts entwickelte REM-CALGRID-Modell (RCG-Modell, Stern, 2003; 2004a; 2004b) verwendet.

In diesem Bericht wird die Anwendung des RCG-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet vorgestellt. Ziel der Anwendung ist eine immissionsseitige Abschätzung der Unterschiede, die sich durch die Verwendung unterschiedlicher Emissionsdatenbasen ergeben. Der im Rahmen des PAREST-Projekts für Deutschland erstellte Referenz-Emissionsdatensatz beruht auf dem so genannten „Top-down“-Ansatz. Der „Top-down“-Ansatz berücksichtigt keine lokalen Informationen, die z.B. aus Emissionserklärungen stammen, da diese Information im Allgemeinen nicht vorliegt, sondern leitet die Emissionen aus deutschlandweiten Brennstoffverbräuchen, Produktionsmengen, Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren ab (Jörß et al., 2010; Jörß und Degel, 2010). Diese nationalen Emissionen werden dann in Abhängigkeit von einer Vielzahl von Verteilungsparametern räumlich aufgelöst (Thiruchittampalam et al., 2010). Der so erstellte Emissionsdatensatz für Deutschland hat eine Auflösung von $1/64^\circ$ Breite und $1/64^\circ$ Länge. Dieser Datensatz wurde für alle Berechnungen im Rahmen des PAREST-Projekts benutzt, auch für die hier vorgestellten Ballungsraumrechnungen. In den meisten Bundesländern existieren aber auch Emissionsdaten, die auf lokalen Informationen beruhen („Bottom-up“-Ansatz). Frühere Vergleiche zwischen nach diesen beiden Ansätzen erhobenen Emissionsdaten haben gezeigt, dass teilweise erhebliche Unterschiede zwischen den lokalen und den überregionalen Emissionsabschätzungen existieren (Stern und Kerschbaumer, 2004). Dies betrifft sowohl die Emissionsabschätzung für einzelne Verursacher als auch die Erfassung ganzer Verursachergruppen. Ein Abgleich von „Top-down“-Emissionen mit „Bottom-up“-Emissionen ist wegen der unterschiedlichen Herangehensweise extrem kompliziert und konnte daher im PAREST-Projekt auch nicht durchgeführt werden. Für die drei Ballungsräume wurden aber für das Referenzjahr 2005 alternative Datensätze erstellt, die die in den betreffenden Bundesländern zur Verfügung stehenden Emissionen in einem Datensatz zusammenfassen (Uzbasich et al., 2010). Diese Datensätze wurden hier neben dem PAREST-Datensatz für die Ausbreitungsrechnungen in den drei Ballungsräumen zur Klärung der Frage benutzt, wie weit die Verwendung unterschiedlicher Emissionsdaten zu unterschiedlichen Immissionen führt. Neben dem Vergleich alternativer Datensätze werden auch noch Berechnungen vorgestellt, die Hinweise auf die maximale Wirksamkeit von Umweltzonen geben sollen.

Eine zusammenfassende Darstellung aller im Rahmen des F&E-Vorhabens ausgeführten Arbeiten kann in Builtjes et al. (2010) gefunden werden.

2 Die Rechengebiete

Zur Anwendung des RCG-Modells in PAREST wurden hauptsächlich Berechnungen in den drei Skalen Europa, Deutschland Nest 1, Deutschland Nest 2 durchgeführt. Die Randbedingungen für Nest 1 liefert die europaweite RCG-Anwendung im so genannten Nest 0. Die Randbedingungen für Nest 2 stammen aus der Anwendung des Modells in Nest 1. Das Nest 2 mit einer Auflösung von circa 8 km x 7 km ist das Standardnest (genannt Deutschland fein) zur Bewertung der in PAREST untersuchten Emissionsszenarien. Abbildung 2-1, Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3 zeigen diese drei Modellgebiete.

Die Modellgebiete für die drei Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet wurden in Nest 2 eingepasst, um eine Übergabe der Randbedingungen aus diesem Nest zu erlauben. Aus rechentechnischen Gründen muss dabei das Verhältnis der Längen- und Breiten-Rastergrößen erhalten bleiben. Daher wurde für die Ballungsräume in einer Auflösung von $1/64^\circ$ Länge (0.015625°) und $1/128^\circ$ Breite (0.0078125°) Breite gerechnet was einer im Vergleich zum Nest 2 höheren Auflösung um den Faktor 8 entspricht. Da die Emissionsdaten für die Ballungsräume aber nur in einer Auflösung von $1/64^\circ \times 1/64^\circ$ ($0.015625^\circ \times 0.015625^\circ$) vorliegen, ist die reale Auflösung der Ballungsraumrechnungen, d. h. die durch die Emissionsdaten vorgegebene Auflösung nur in der Länge einen Faktor 8 höher als für die Berechnungen im Nest 2. In der Breite wird nur eine Erhöhung der Auflösung um den Faktor 4 erreicht. In der Vertikalen wird die untere Atmosphäre wie in den europaweiten und den deutschlandweiten Modellanwendungen mit 5 Schichten aufgelöst. Die Abbildung 2-4, Abbildung 2-5 und Abbildung 2-6 zeigen die verwendeten Modellgebiete für die Ballungsraumrechnungen.

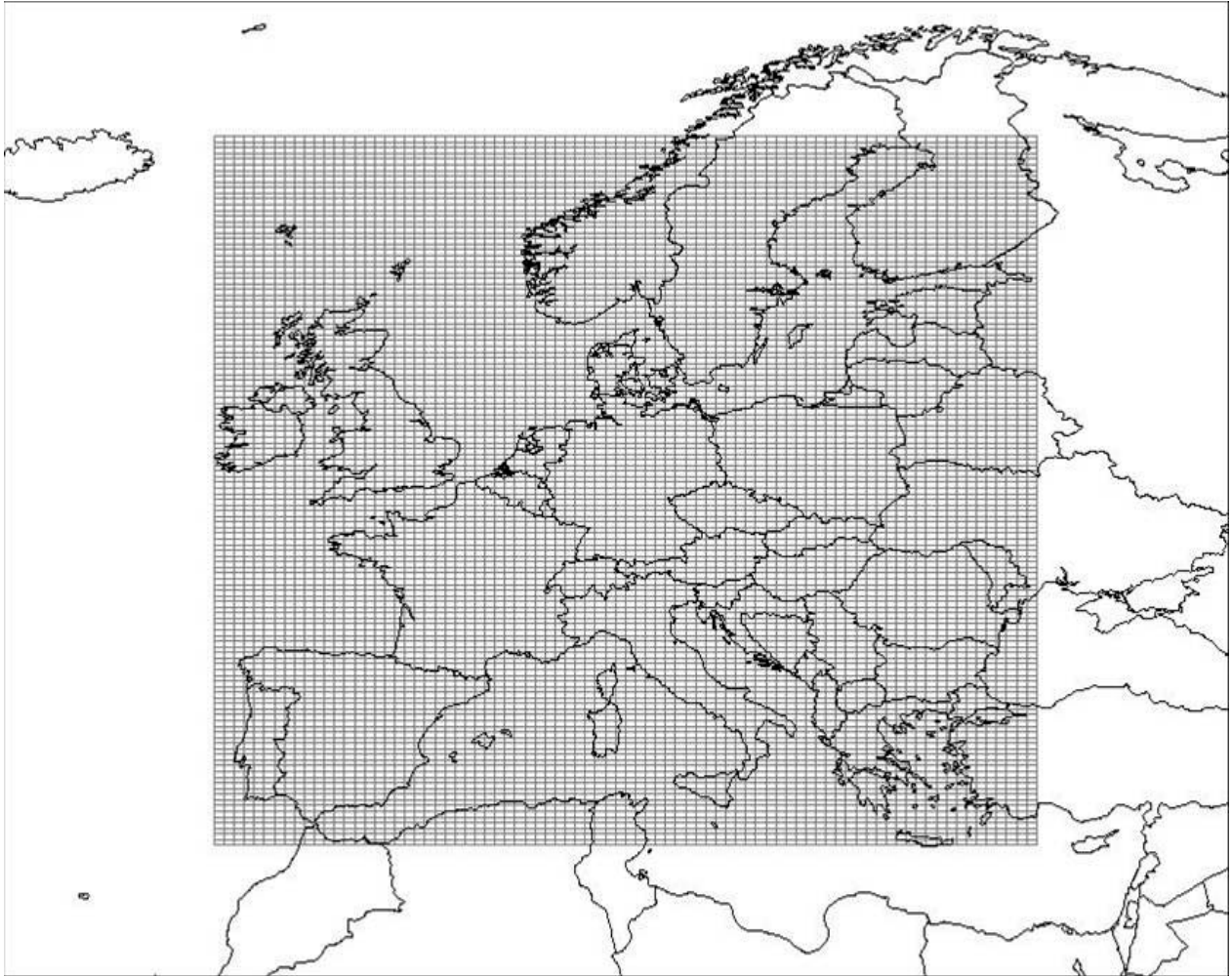


Abbildung 2-1 RCG-Rechengebiet Nest 0 (N0): Europäischer Hintergrund, Auflösung circa 32x28 km², 0.25° Breite, 0.5° Länge, 82 x 125 Gitterzellen, Rechengebiet: -10°W bis 30° Ost, 35.25° N bis 66.0° N

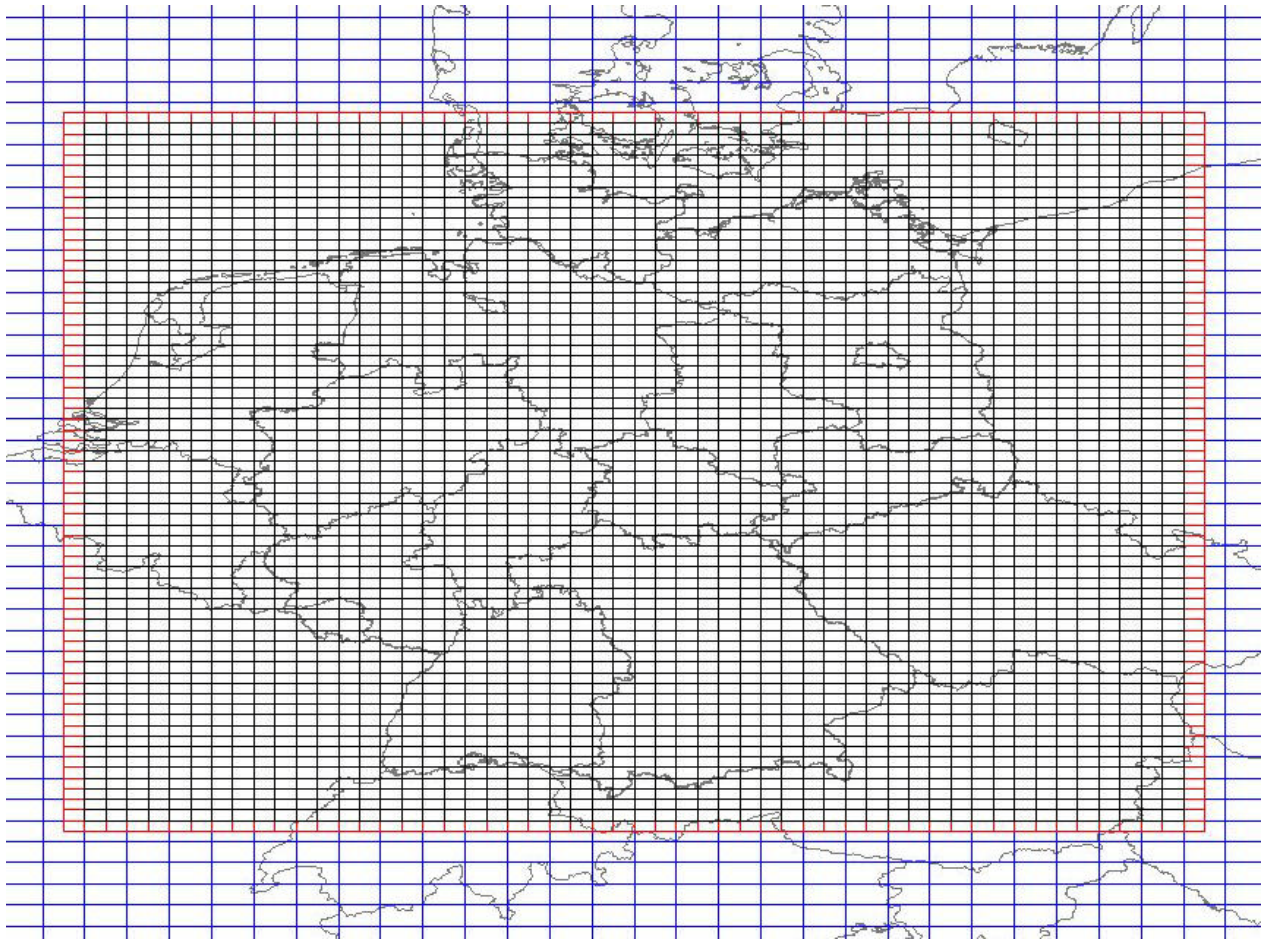


Abbildung 2-2 Nest 1 (N1): Deutschland (grob), Auflösung circa 16 km x 14 km, 0.125° Breite, 0.25° Länge, (N0/2), 54 x 68 Gitterzellen incl. Randreihen (rot), Rechengebiet: 4.0° O bis 17.0° O , 47° N bis 55.25° N

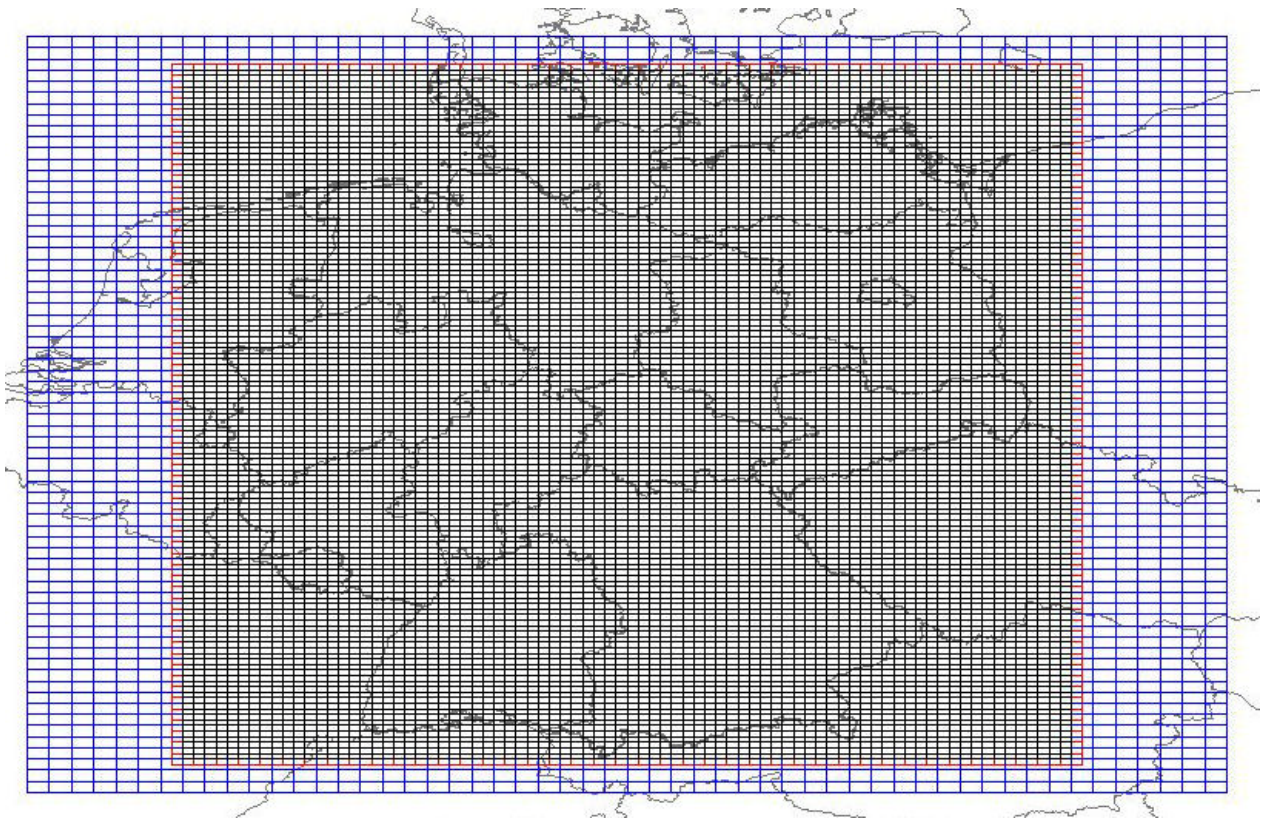


Abbildung 2-3 Nest 2 (N2) Deutschland (fein), Auflösung circa 8 km x 7 km, 0.0625° Breite, 0.125° Länge (N0/4, N1/2), 82 x 126 Gitterzellen incl. Randreihen, Rechengebiet: 5.5° O bis 15.5° O, 47.25° N bis 55.0° N

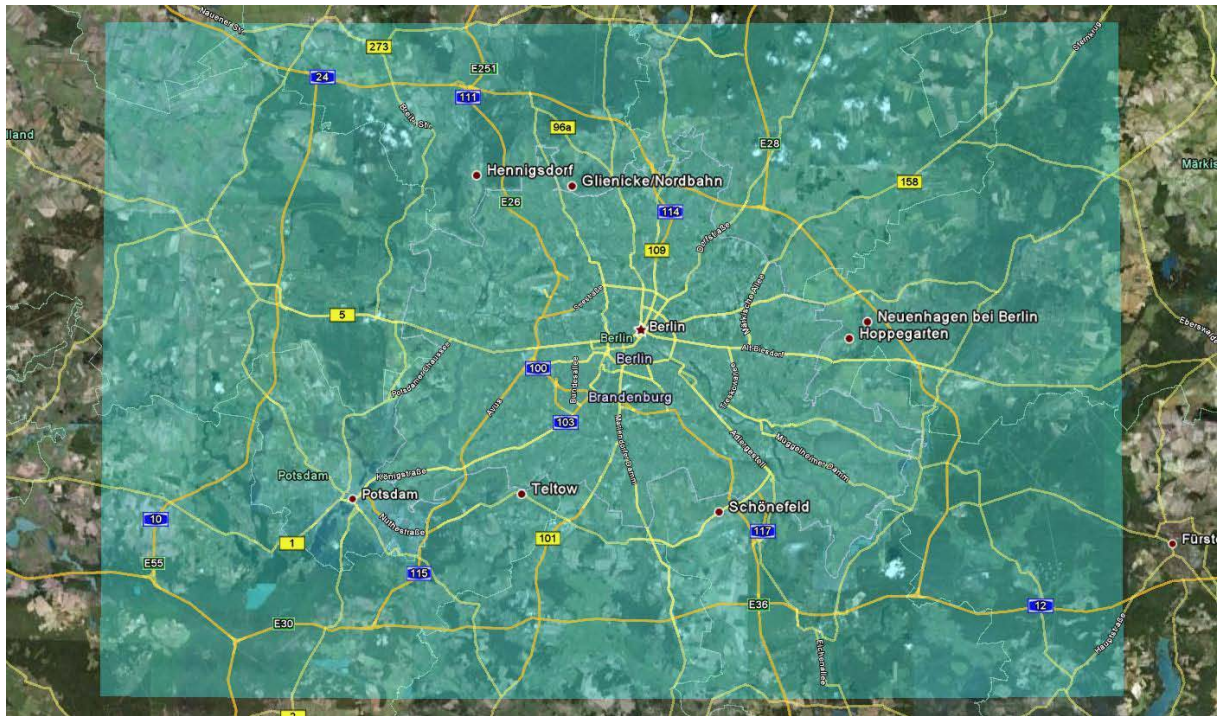


Abbildung 2-4 Modellgebiet Ballungsraum Berlin. Das Modellgebiet umfasst das ganze Gebiet des Landes Berlin sowie Brandenburg innerhalb des Berliner Rings (A10). Rechengebiet: 12.75° O bis 14.0° O, 52.25° N bis 52.75° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets $1/64^{\circ}$ Länge (0.015625°) und $1/128^{\circ}$ Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen $1/64^{\circ} \times 1/64^{\circ}$ ($0.015625^{\circ} \times 0.015625^{\circ}$).

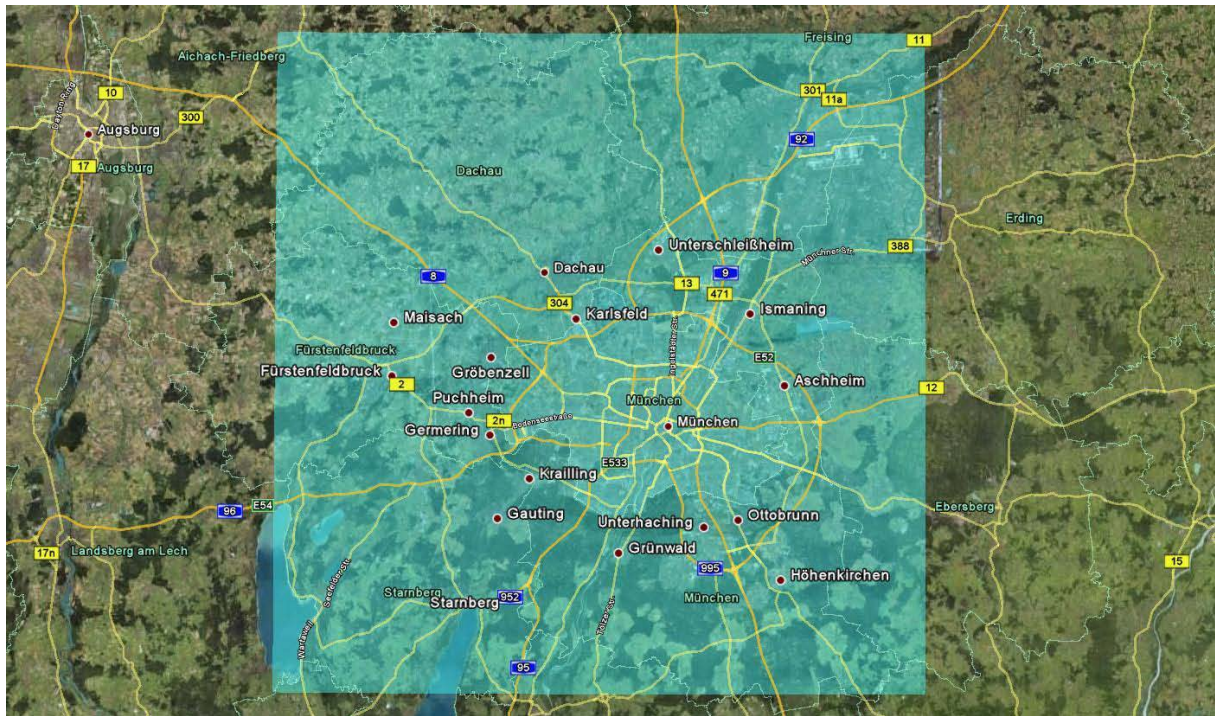


Abbildung 2-5 Modellgebiet Ballungsraum München. Das Modellgebiet umfasst das Stadtgebiet München sowie das Gebiet innerhalb des äußeren Autobahnringes. Rechengebiet: 11.125° O bis 11.875° O, 47.9375° N bis 48.4375° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets 1/64° Länge (0.015625°) und 1/128° Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen 1/64° x 1/64° (0.015625° x 0.015625°).

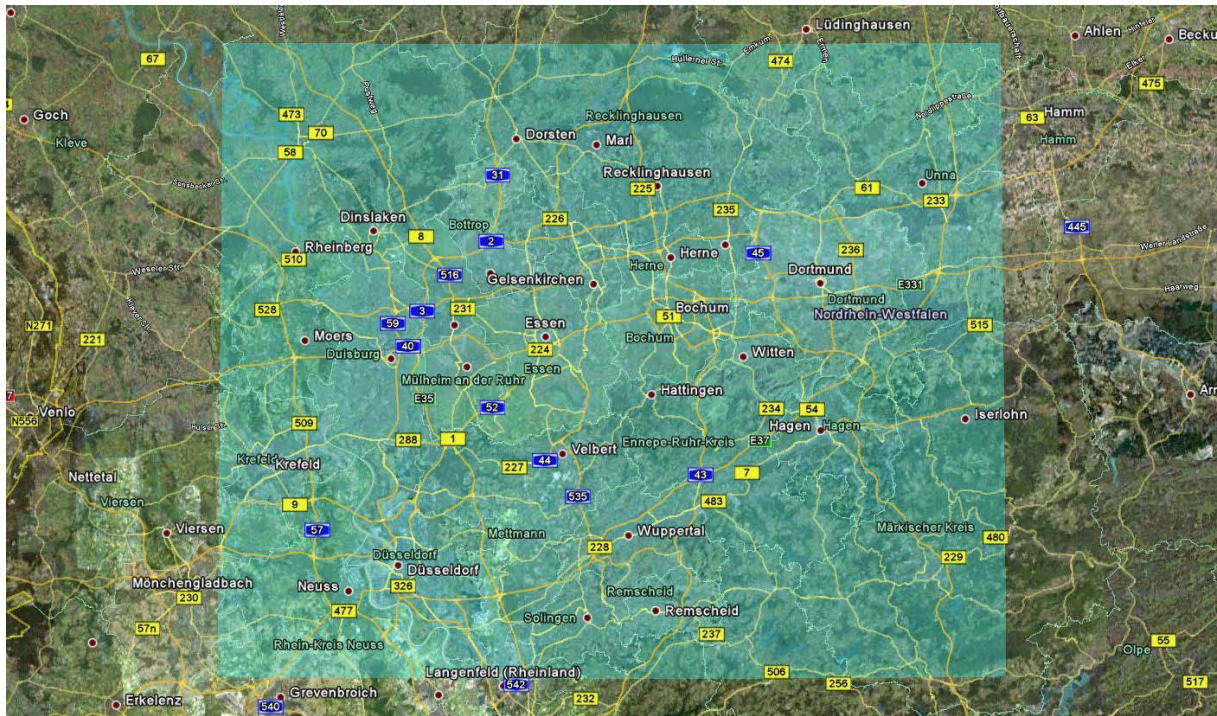


Abbildung 2-6 Modellgebiet Ballungsraum Ruhrgebiet. Rechengebiet: 6.5° O bis 7.75° O, 51.125° N bis 51.75° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets $1/64^{\circ}$ Länge (0.015625°) und $1/128^{\circ}$ Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen $1/64^{\circ} \times 1/64^{\circ}$ ($0.015625^{\circ} \times 0.015625^{\circ}$).

3 Skalenvergleich

In diesem Kapitel werden die mit den verschiedenen Rasterauflösungen für die Ballungsgebiete berechneten Jahresmittelwerte für PM10 und NO₂ verglichen. Die Rasterauflösungen sind:

- 0.5 ° Länge x 0.25° Breite (Europagebiet, siehe Abbildung 2-1)
- 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, siehe Abbildung 2-2)
- 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein, siehe Abbildung 2-3)
- 0.015625° Länge x 0.015625° Breite für die drei Ballungsräume

Es sei nochmals angemerkt, dass die numerische Auflösung für die Ballungsräume 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite entspricht. Diese Auflösung kann wegen der geringeren Auflösung der Emissionen aber nicht genutzt werden.

3.1 Ballungsraum Berlin

3.1.1 Flächendarstellungen

Die für den Großraum Berlin in den 4 Auflösungen berechneten NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte zeigen Abbildung 3-1 bis Abbildung 3-4. Es ist offensichtlich, dass das Immissionsfeld im Untersuchungsgebiet des Ballungsraums Berlin überwiegend von der Emissionsstruktur geprägt wird. In der Auflösung des Europagebiets (Abbildung 3-1 und Abbildung 3-3 oben) hebt sich das Stadtgebiet von Berlin kaum im Immissionsfeld ab. Mit wachsender Auflösung treten die durch die Emissionsstrukturen geprägten Immissionsstrukturen immer deutlicher hervor. Details sind aber erst in den Ergebnissen der hoch aufgelösten Ballungsraumrechnungen sichtbar (Abbildung 3-2 und Abbildung 3-4 unten). Hohe Belastungen werden hier vor allem in Bereich des Flughafens Tegel sowie entlang der Stadtautobahn A100 berechnet. Auch der Berliner Ring (A10) im Berliner Umland hebt sich deutlich von der Umgebung ab.

Generell nimmt die Bandbreite der berechneten Konzentrationsverteilungen mit zunehmender Auflösung zu. Dazu sind in der Tabelle 3-1 die für die einzelnen Auflösungen berechneten Bandbreiten der NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte zusammengestellt. Bei den NO₂-Jahresmittelwerten erniedrigen sich mit zunehmender Auflösung die Konzentrationsminima und erhöhen sich die Konzentrationsmaxima. Dieser Effekt ist bei den PM10-Jahresmittelwerten geringer, da die PM10-Konzentrationen zu einem großen Anteil aus den sekundären Aerosolen bestehen, die sich während des Transports aus gasförmigen Vorläuferstoffen bilden und damit nicht so stark von der lokalen Emissionsstruktur geprägt sind wie die NO₂-Felder. Wie besonders bei den NO₂-Verteilungen zu sehen ist, bewirkt eine zunehmende Gitterauflösung nicht nur eine Erhöhung der Konzentrationen. In Gebieten mit einer hohen Emissionsdichte hat eine größere Maschenweite zur Folge, dass Rezeptorgebiete unter den Einfluss dieser hohen Emissionsdichte kommen, selbst wenn sie entsprechend der Windrichtung eigentlich im Luv der Quellen liegen. Auch wenn das Rezeptorgebiet im Lee großer Quellen liegt, kann die Beaufschlagung bei kleinen Maschenweiten unter Umständen geringer sein als bei großen Maschenweiten, da die turbulente Vermischung während der Transportzeit von der Quelle zum Rezeptor zu einer Verdünnung der Konzentrationen führt. Bei einer großen Maschenweite ist die Transportzeit quasi Null, da alle Emissionen sofort gleichmäßig im Raster verteilt werden. Die gleichmäßige Verteilung über eine große Zelle bewirkt zwar auch eine Verdün-

nung, aber diese wirkt nur in der Horizontalen. Welcher Effekt jetzt überwiegt, die Verdünnung innerhalb einer großen Zelle oder die Verdünnung als Folge der vor allem in der vertikalen wirkenden turbulenten Vermischung, kann ohne eine Detailanalyse der lokalen Verhältnisse nicht geklärt werden.

Raster	NO ₂ -Konzentrationsbereiche	PM10-Konzentrationsbereiche
Europagebiet	13 - 22	13 - 17
Deutschland grob	11 - 27	13 - 21
Deutschland fein	11 - 32	13 - 22
Ballungsraum	10 - 32	13 - 22

Tabelle 3-1 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum Berlin“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO₂- und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

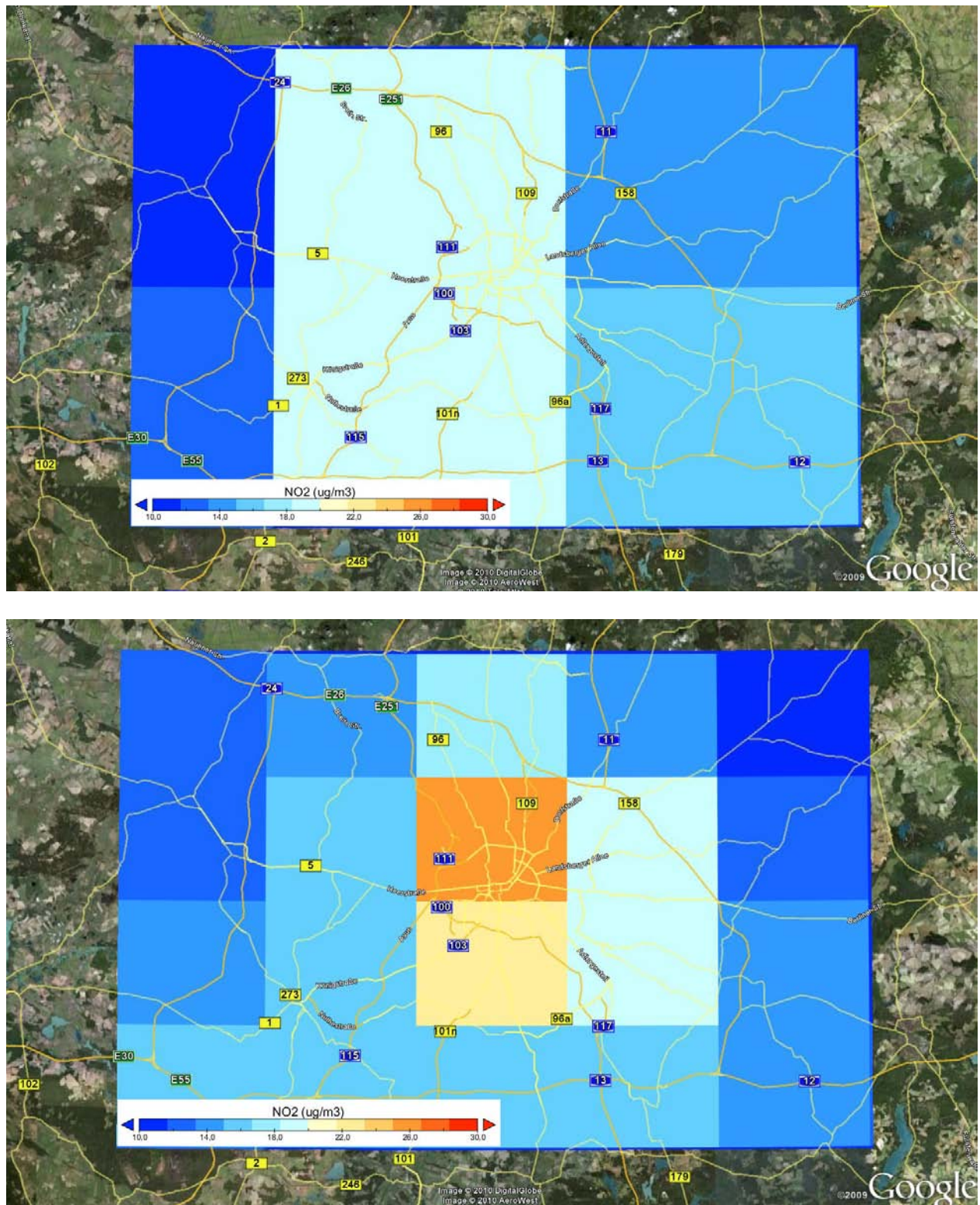


Abbildung 3-1 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

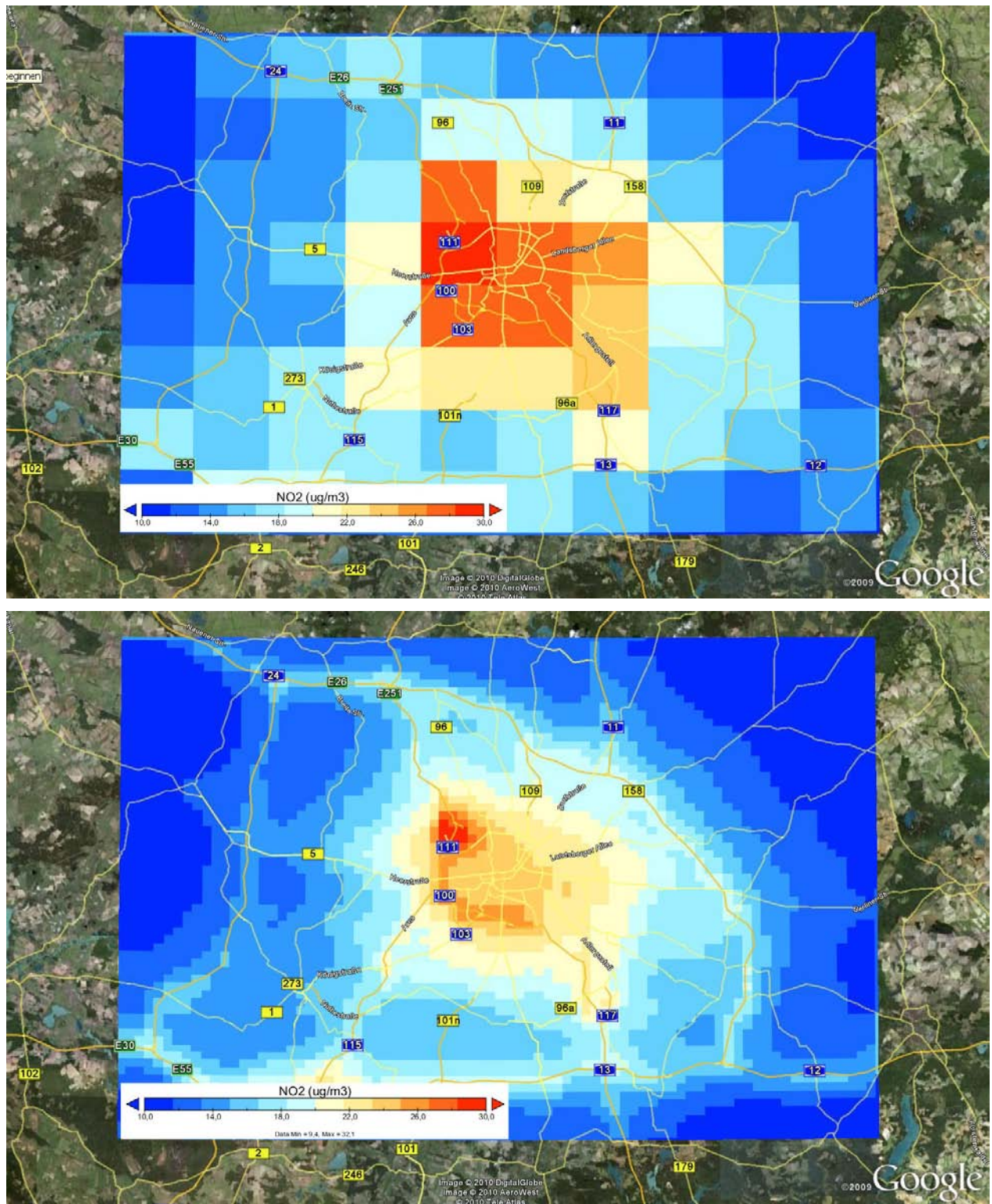


Abbildung 3-2 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

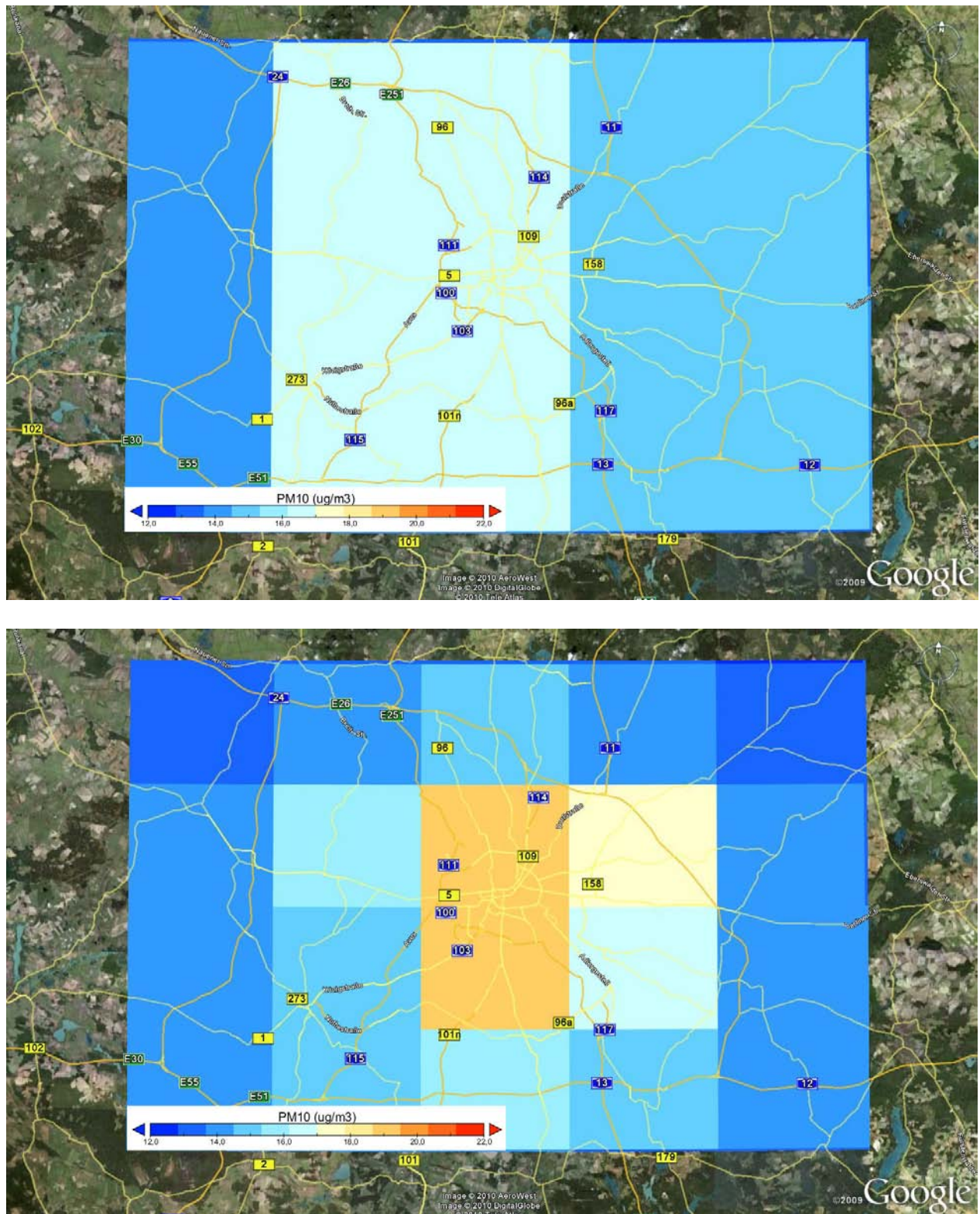


Abbildung 3-3 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

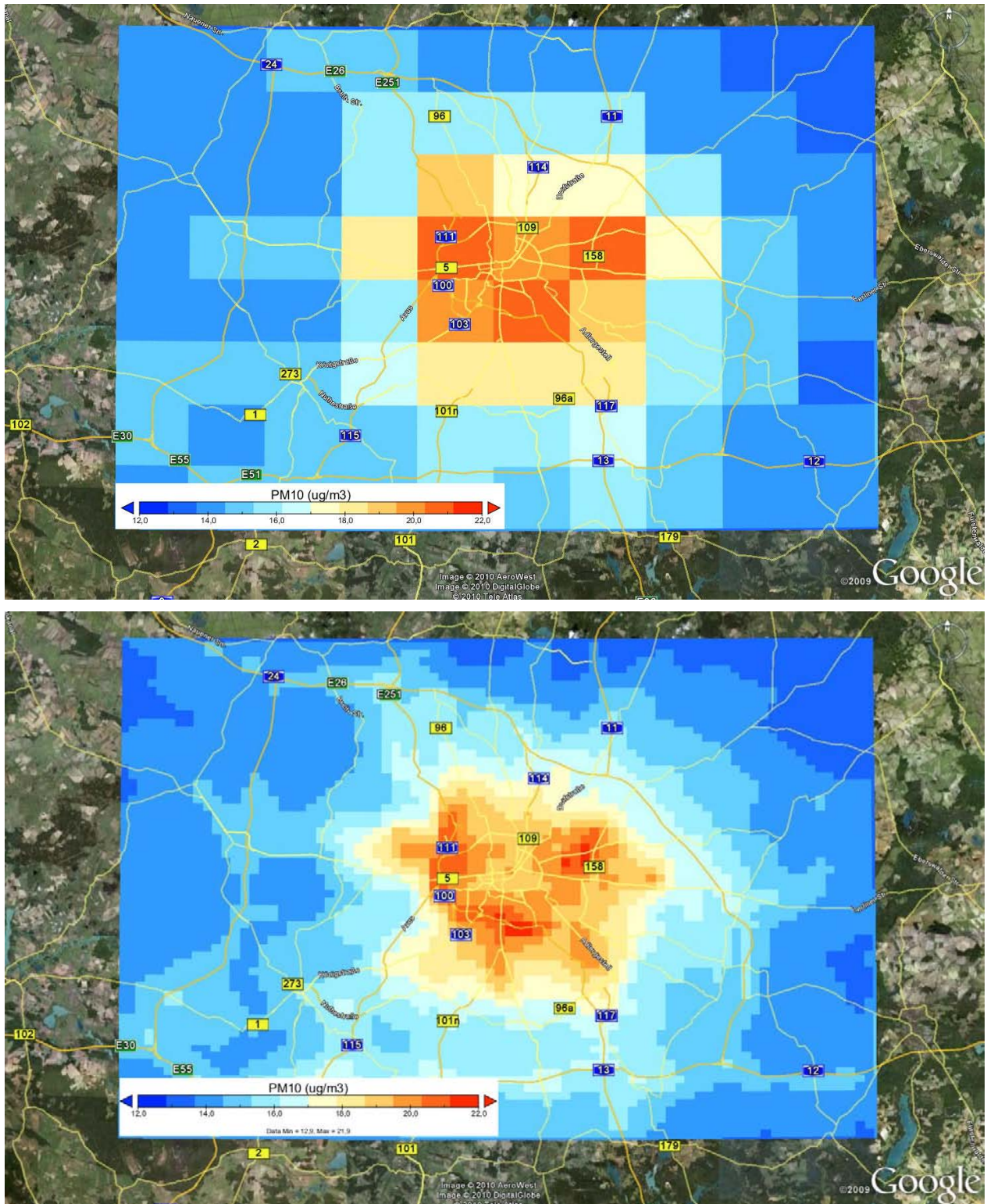


Abbildung 3-4 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

3.1.2 Vergleich mit Messungen

Die Berechnungen in den verschiedenen Rasterauflösungen wurden mit den für das Modellgebiet Berlin verfügbaren Messungen verglichen. Die Messungen wurden entsprechend der Lage der Messstationen unterteilt in Stadtrand-Stationen, Stationen im städtischen Hintergrund, höher belastete Stationen im städtischen Hintergrund und verkehrsnahe Stationen. Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6 zeigen den Vergleich der RCG-Ergebnisse in den 4 unterschiedlichen Rasterauflösungen für die NO₂-Jahresmittelwerte. Wie zu erwarten werden die Verkehrstationen auch bei der höchsten hier verwendeten Auflösung von circa 2x2 km² (Ballungsraumberechnung) nicht ausreichend abgebildet, da dazu Berechnungen in der Straßenschluchtskala (Auflösung im Meterbereich) notwendig sind. Die Stadtrandmessungen werden in allen Auflösungen überschätzt. Der Anstieg der gemessenen NO₂-Jahresmittelwerte vom Stadtrand zum Stadtzentrum wird in allen Berechnungen in unterschiedlicher Ausprägung nachvollzogen. Die Unterschiede zwischen der Ballungsraumberechnung und der Berechnung im Raster Deutschland fein sind dabei relativ gering. Allein aus dem Vergleich mit Messungen lässt sich also nicht ableiten, ob die Erhöhung der Auflösung zu einer großen Änderung der Ergebnisse führt. Diese Bewertung hängt aber stark von der Lage der verfügbaren Stationen ab. Der Vergleich der Flächendarstellungen in Kapitel 3.1.1 zeigte, dass die durch die Emissionsverteilung geprägte Immissionsstruktur bei einer höheren Auflösung sehr viel deutlicher wird. Bei der Berechnung im Raster Deutschland grob und im Europaraster ist die Tendenz zur Unterschätzung der Messungen in der Stadt dagegen klar zu erkennen.

In Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8 sind dieselben Auswertungen für die berechneten und beobachteten PM₁₀-Jahresmittelwerte zusammengestellt. Generell werden alle beobachteten PM₁₀-Jahresmittelwerte um 25% (städtische Hintergrundstationen) bis 50% (belastete städtische Hintergrundstationen) unterschätzt. Diese systematische Unterschätzung der Jahresmittelwerte ist ein bei der Modellierung der PM₁₀-Belastung oft auftretendes Problem, das zum Einen darin begründet ist, 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), Staubaufwirbelung 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). Zum Anderen sind die physikalisch/chemischen Prozesse, die zur Bildung und dynamischen Entwicklung von Aerosolen führen, wegen der extrem inhomogenen Eigenschaften der Aerosole bzgl. Größe, Masse, Oberfläche und Zusammensetzung nur zum Teil bekannt oder können wegen ihrer Komplexität im Rahmen dreidimensionaler Modellanwendungen nur vereinfachend behandelt werden. Ein weiterer Grund für die allgemeine Unterschätzung gravimetrischer PM₁₀-Beobachtungen ist der Wassergehalt der Proben, der bis zu 30% der Gesamtmasse betragen kann (Putaud et al., 2004). Dieser Wassergehalt ist in Modellrechnungen nicht berücksichtigt, da die für das Wiegen der Proben vorgeschriebenen Bedingungen (50% relative Feuchte, 20°C) nicht reproduziert werden können (s. z. B. Tsyro, 2005). Die Ergebnisse mehrerer internationaler Modellvergleiche zeigen, dass all diese Unsicherheiten in den meisten Modellrechnungen mit chemischen Transportmodellen zu einer Unterschätzung der beobachteten PM₁₀-Masse führen (Stern et al., 2008; Sartelet et al., 2007; Vautard et al., 2007; Whyatt et al., 2007). Insbesondere die zeitweise sehr hohen beobachteten PM₁₀-

Konzentrationen werden von den Modellen nicht reproduziert, was zusätzlich darauf hindeutet, dass die meteorologischen Bedingungen, die zu den stark erhöhten Konzentrationen führen, von den Modellen bzw. deren meteorologischen Treibern nur ungenügend erfasst werden. In Berlin werden hohe PM₁₀-Konzentrationen in vielen Fällen bei östlicher und südöstlicher Anströmung beobachtet. Ursache der hohen Konzentrationen ist dabei oft erhöhter Ferntransport aus den östlichen Nachbarländern. Gerade dieser Ferntransport wird von den Modellen oft unterschätzt (Stern et al., 2008), was im Falle Berlin dann auch zu der ausgeprägten Unterschätzung der Jahresmittelwerte beiträgt.

Bezüglich des Skalenvergleichs gilt für PM₁₀ in etwa dasselbe wie für NO₂. Die Konzentrationsunterschiede zwischen der Ballungsraumberechnung und der Berechnung im Raster Deutschland fein sind an den Orten mit Messungen relativ gering. In den Flächendarstellungen wird die Emissionsstruktur in der Ballungsraumrechnung aber sehr viel deutlicher abgebildet als in der Berechnung im Raster Deutschland fein (siehe Kapitel 3.1.1). Dies ist auch das Ergebnis der Anwendung des Modellsystems COSMO-MUSCAT auf Ballungsräume mit unterschiedlichen Gitterauflösungen (Wolke und Renner, 2010).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die im PAREST-Projekt für die Auswertung der Emissionsszenarien gewählte Gittergröße von circa $8 \times 7 \text{ km}^2$ für mittlere Betrachtungen, d.h. für Mittelwerte über Ballungsräume, ländliche Regionen etc., ausreichend ist, um größere Ballungsräume angemessen abzubilden. Für detaillierte Betrachtungen innerhalb eines Stadtgebietes ist aber eine höhere Auflösung notwendig. Diese Auflösung sollte sogar höher als die hier verwendete Auflösung von circa $2 \times 2 \text{ km}^2$ sein. Frühere skalenabhängige Berechnungen für Berlin, die als höchste Auflösung eine Maschenweite von circa 1 km benutzten (Stern et al., 2006), zeigten mit einer wachsenden Auflösung bis auf 1 km im Vergleich mit Messungen eine deutlichere Verbesserung der Modellergebnisse als hier, was unter Umständen auf die im Vergleich zu den hier durchgeführten Ballungsraumberechnungen 4fach höhere räumliche Auflösung (circa 4 km^2 gegen circa 1 km^2) zurückzuführen ist.

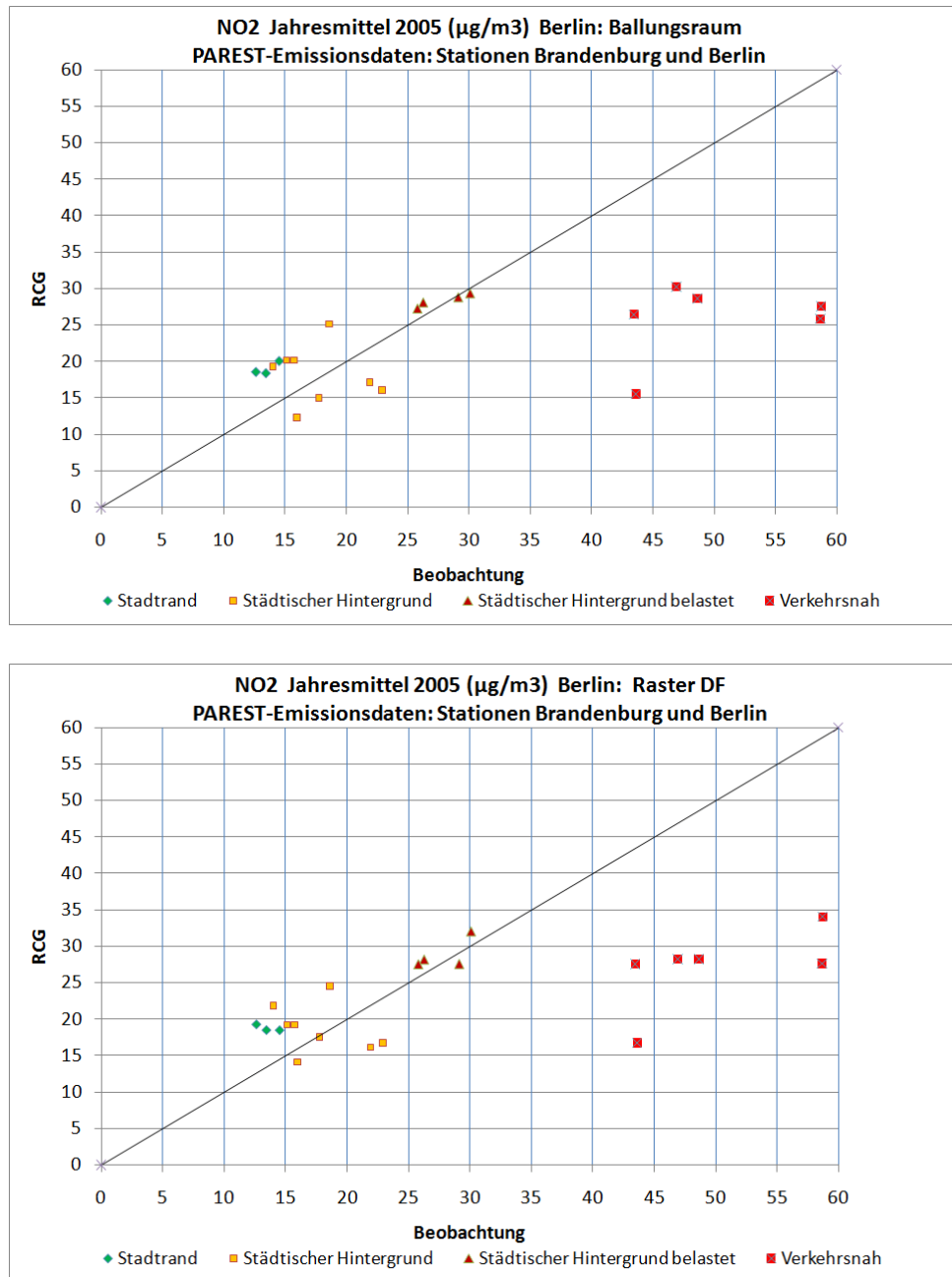


Abbildung 3-5 Berechnete und gemessene NO_2 -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa $2 \times 2 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa $8.5 \times 7 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

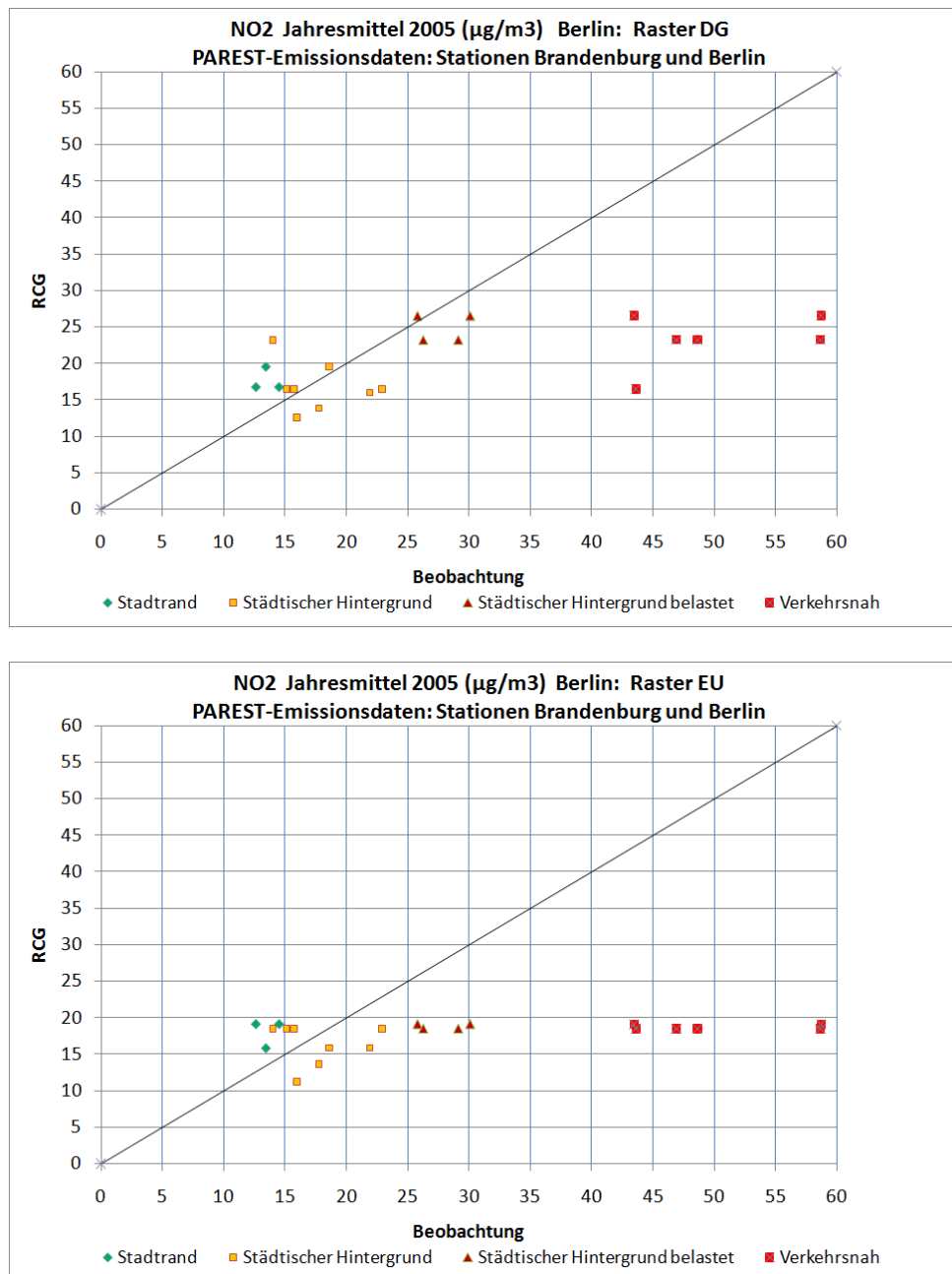


Abbildung 3-6 Berechnete und gemessene NO_2 -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa $17 \times 14 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa $34 \times 28 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

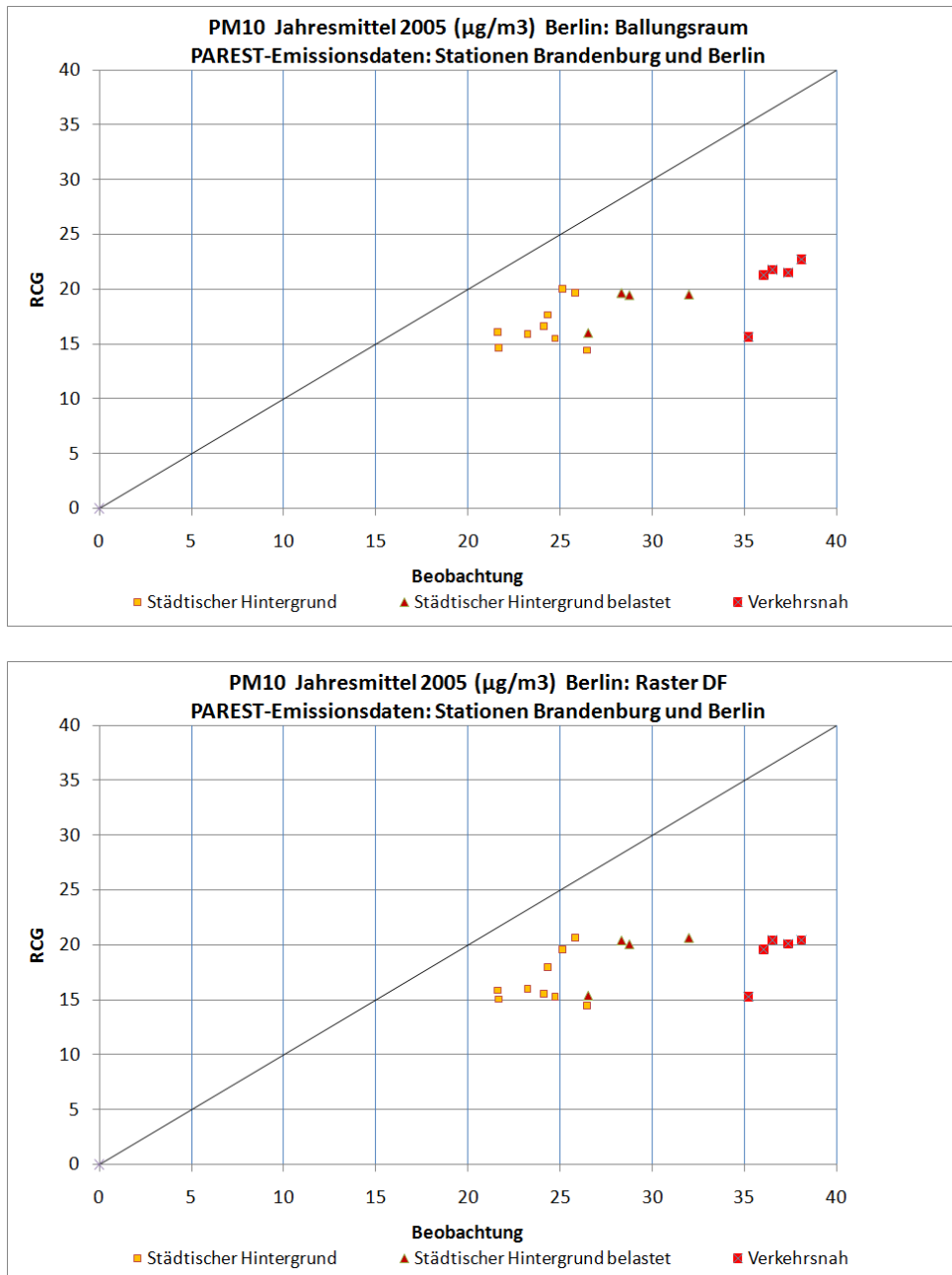


Abbildung 3-7 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Ballungsbereichsberechnung, effektive Auflösung circa $2 \times 2 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa $8.5 \times 7 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

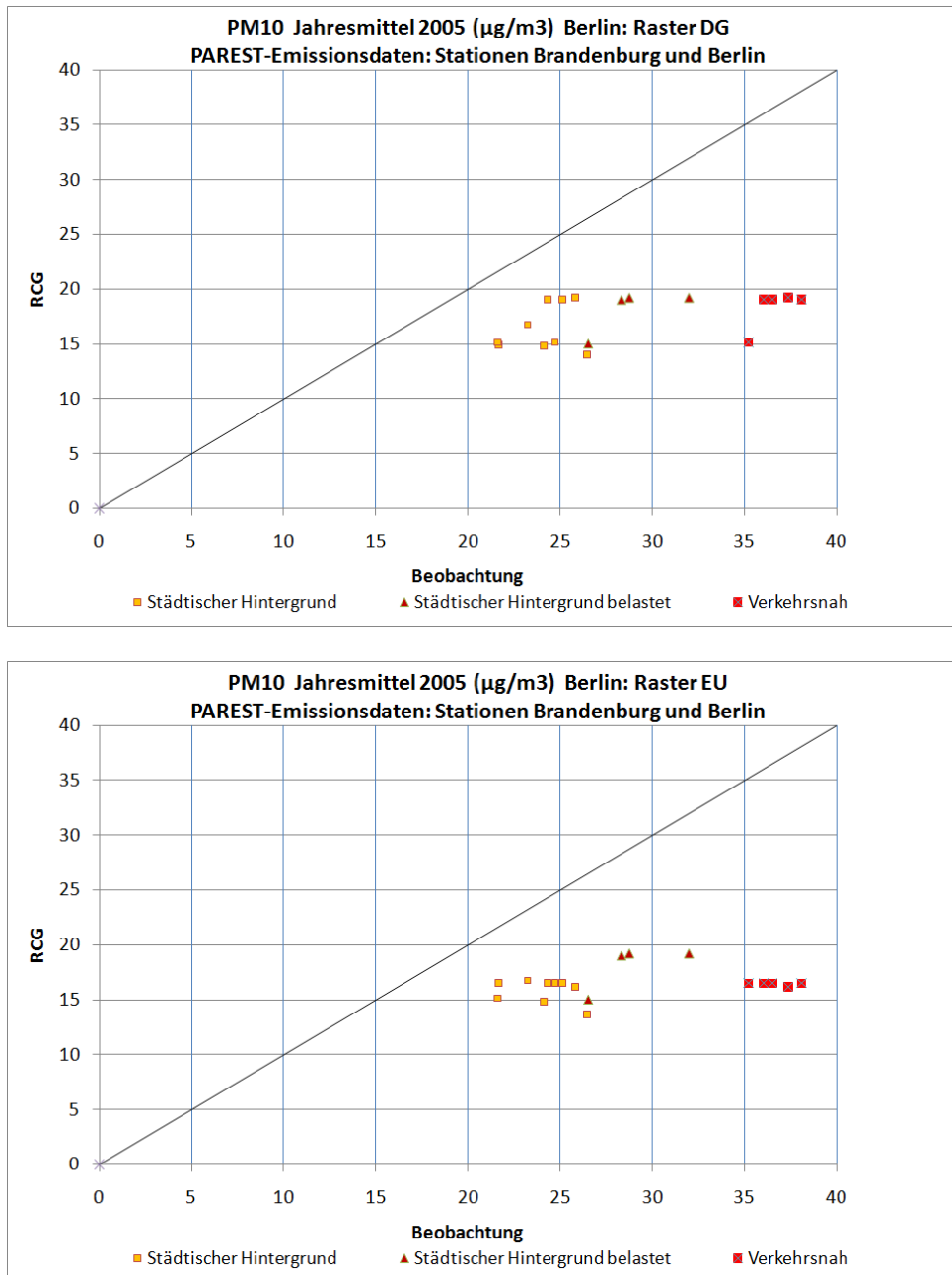


Abbildung 3-8 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km². Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km². PAREST-Emissionsdaten 2005.

3.2 Ballungsraum München

3.2.1 Flächendarstellungen

Die für den Großraum München in den 4 Auflösungen berechneten NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte zeigen Abbildung 3-8 bis Abbildung 3-11. Wie im Falle Berlin treten mit wachsender Auflösung die durch die Emissionsstrukturen geprägten Immissionsstrukturen immer deutlicher hervor. Details sind aber erst wieder in den Ergebnissen der hoch aufgelösten Ballungsraumrechnungen sichtbar (Abbildung 3-9 unten, Abbildung 3-11 unten). Die höchsten NO₂-Belastungen werden im Bereich des Flughafens Münchens im Nordosten berechnet. Auch die Autobahnen nach München und vor allem die nördlichen und östlichen Umgehungsautobahnen heben sich deutlich von der Umgebung ab. Das PM10-Maximum befindet sich im Gegensatz zum NO₂-Maximum nicht im Flughafenbereich sondern am nördlichen Stadtrand (Abbildung 3-11 unten).

Tabelle 3-2 zeigt die für die einzelnen Auflösungen im Modellgebiet München berechneten Bandbreiten der NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte. Mit zunehmender Auflösung erhöhen sich die berechneten Konzentrationsmaxima, wobei die Bandbreite für NO₂ bei niedrigeren Minima und höheren Maxima aus den bereits bei Berlin diskutierten Gründen wieder größer ist als für PM10.

Raster	NO ₂ -Konzentrationsbereiche	PM10-Konzentrationsbereiche
Europagebiet	10 - 22	12 - 19
Deutschland grob	10 - 33	12 - 22
Deutschland fein	10 - 42	12 - 23
Ballungsraum	10 - 47	12 - 29

Tabelle 3-2 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum München“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO₂- und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte (µg/m³).

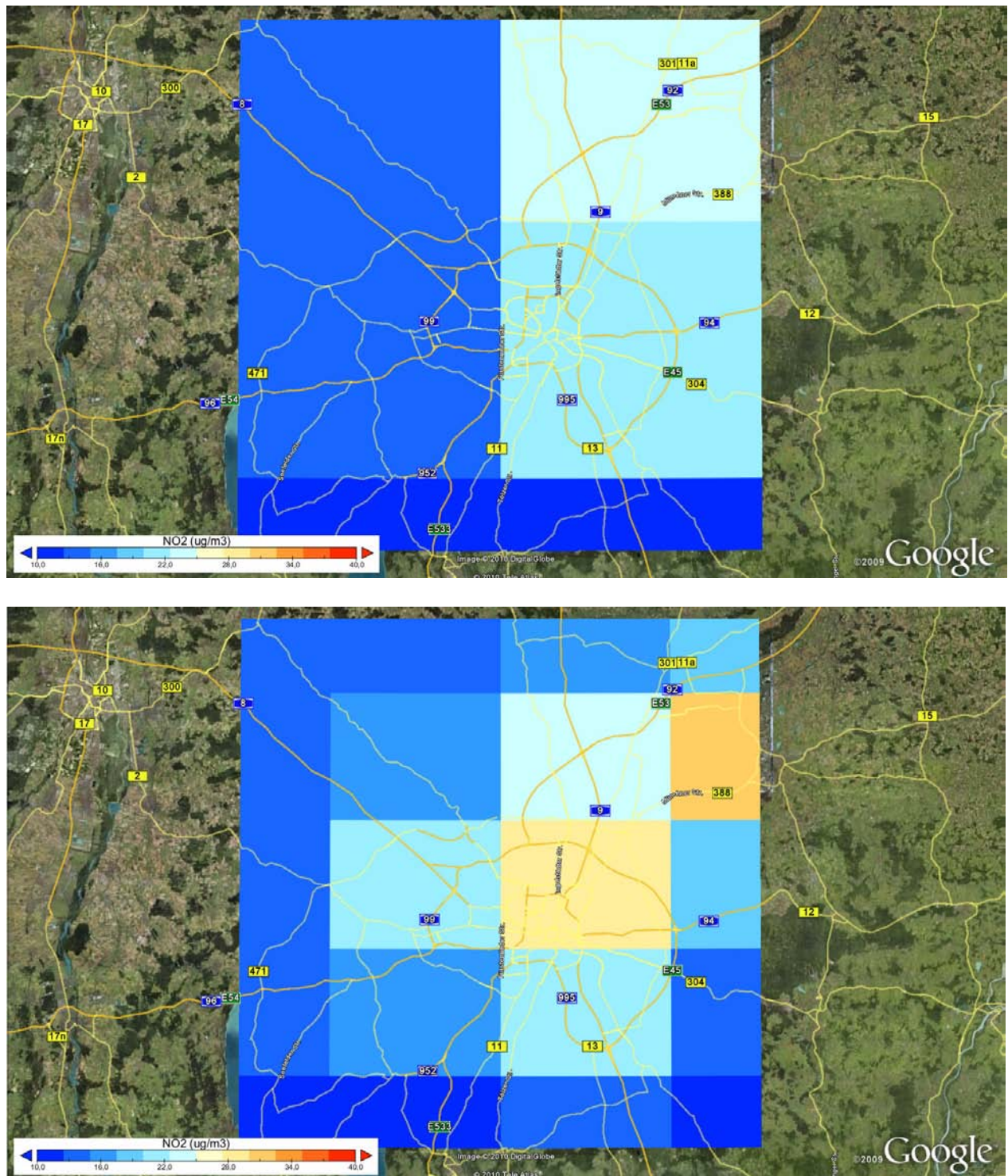


Abbildung 3-9 Berechnete NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

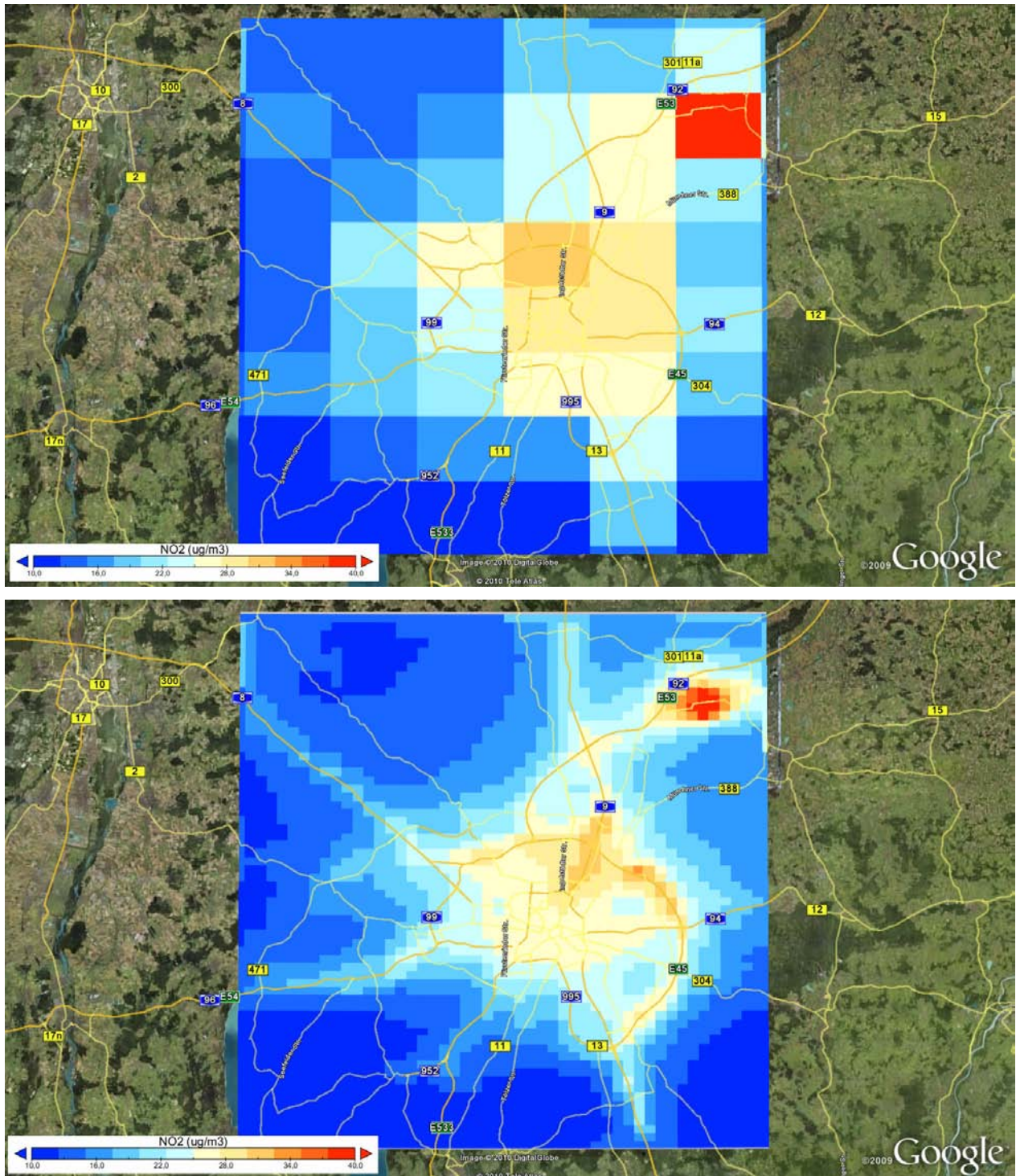


Abbildung 3-10 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

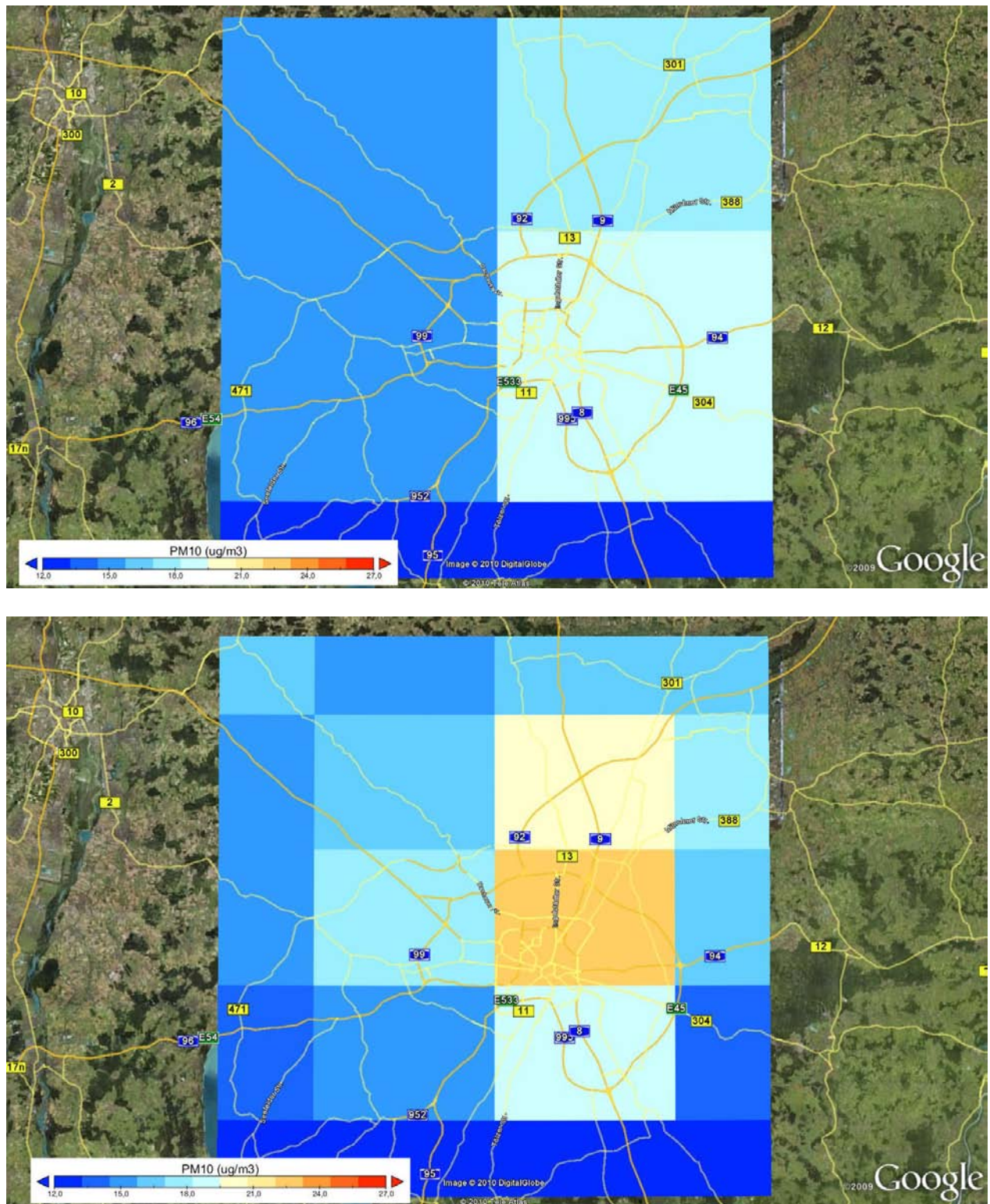


Abbildung 3-11 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

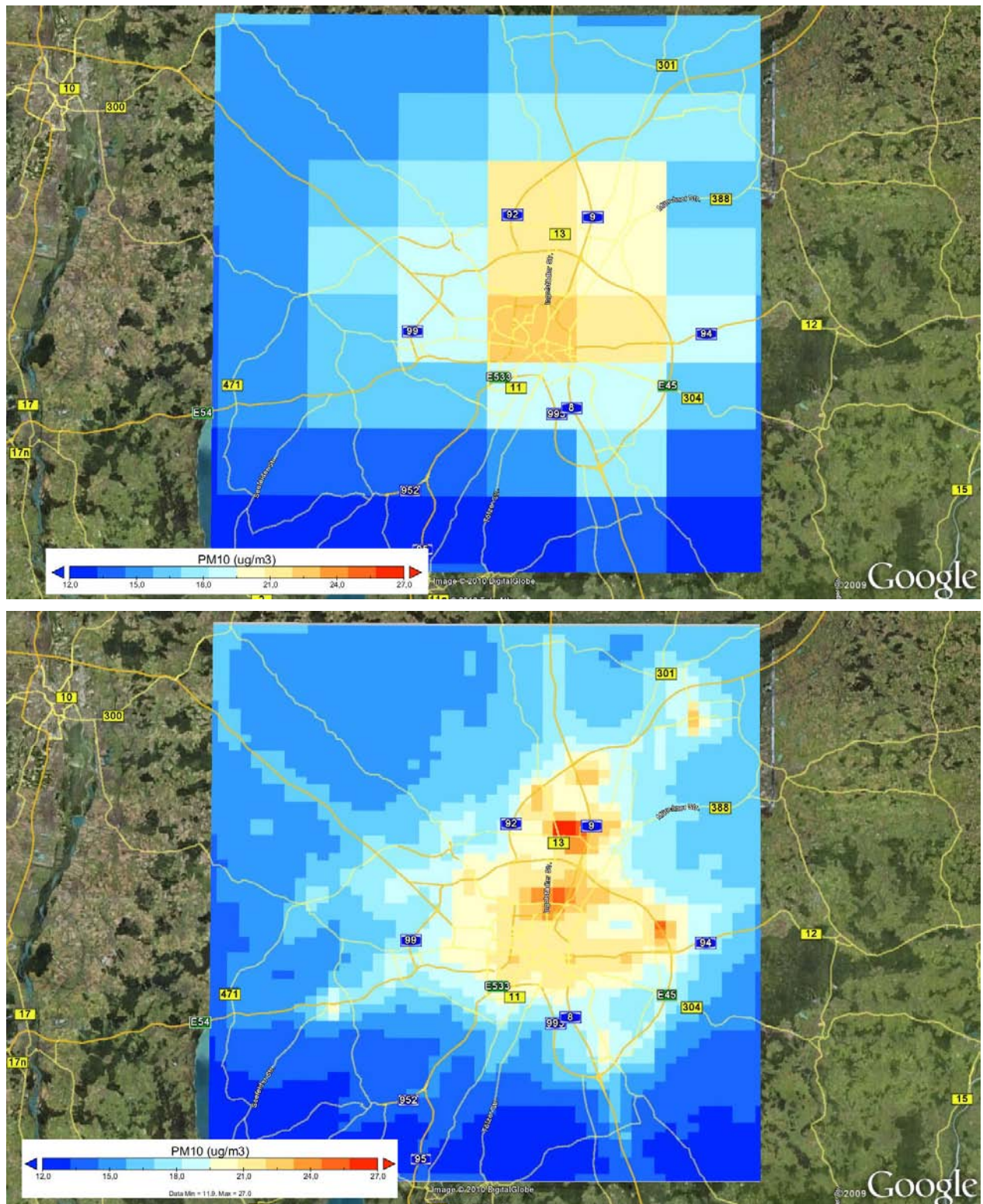


Abbildung 3-12 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

3.2.2 Vergleich mit Messungen

In München gibt es nur je eine Stadtrand- und eine Innenstadtmesstation, die zum Vergleich mit den NO₂-Berechnungen benutzt werden können. Alle anderen Stationen im Modellgebiet sind verkehrsnahen Stationen. Insgesamt wird das NO₂-Messniveau der Stadtrand- und der Innenstadtstation in den Skalen bis zu Deutschland grob gut reproduziert (Abbildung 3-12 und Abbildung 3-13). Lediglich in der Europaskala wird die Messung der Innenstadtstation unterschätzt. Wie schon in den Berlin-Rechnungen sind die Unterschiede zwischen der Ballungsraumberechnung und der Berechnung im Raster Deutschland fein an den Messorten relativ gering. Allerdings stehen für den Vergleich auch nur 2 Stationen zur Verfügung. Damit lässt sich auch in München allein aus dem Vergleich mit Messungen nicht ableiten, ob die Erhöhung der Auflösung zu einer großen Änderung der Ergebnisse führt.

Die gemessenen PM10-Jahresmittelwerte werden auch in München unterschätzt, aber in geringerem Ausmaße als in Berlin (Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15). Der im Vergleich zu NO₂ geringere PM10-Konzentrationsgradient zwischen Stadtrand und Innenstadt zeigt sich in Messung und Rechnung. Das NO₂-Konzentrationsverhältnis zwischen Stadtrand und Innenstadt (städtischer Hintergrund) ist im Ballungsraum München circa 1:3, beim PM10 aber nur circa 1:1.5.

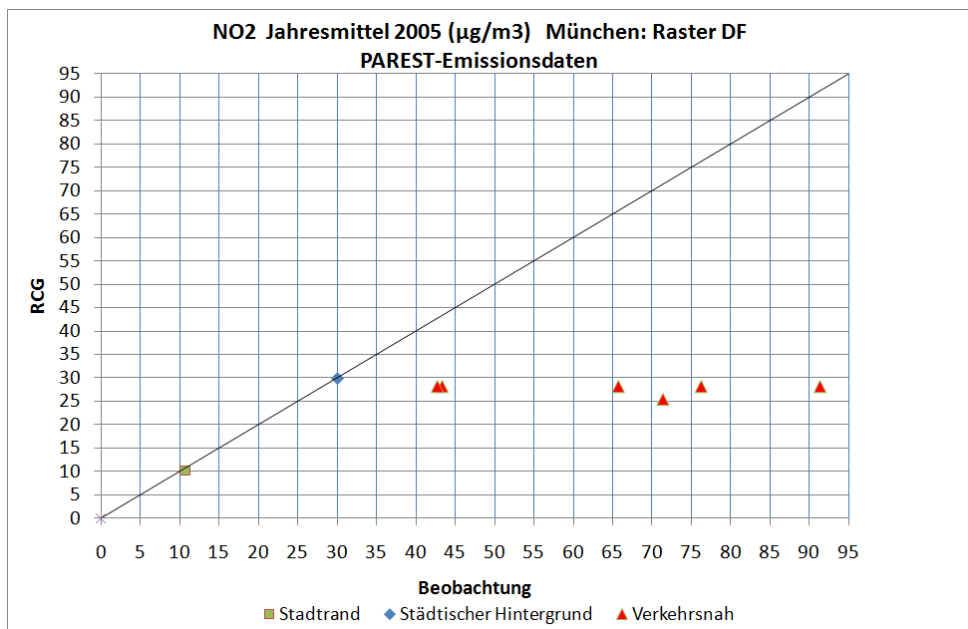
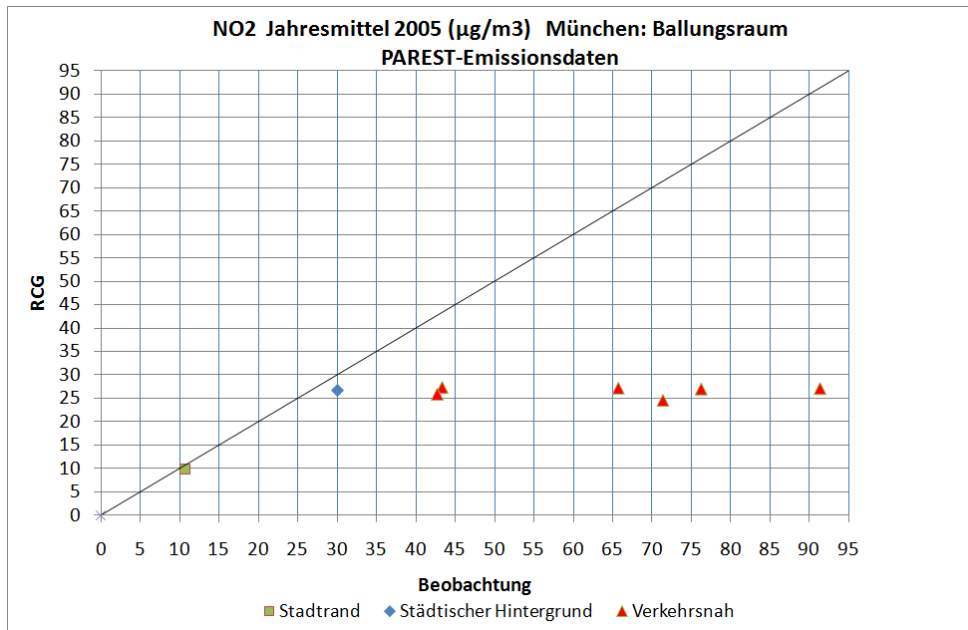


Abbildung 3-13 Berechnete und gemessene NO₂-Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km². Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km². PAREST-Emissionsdaten 2005.

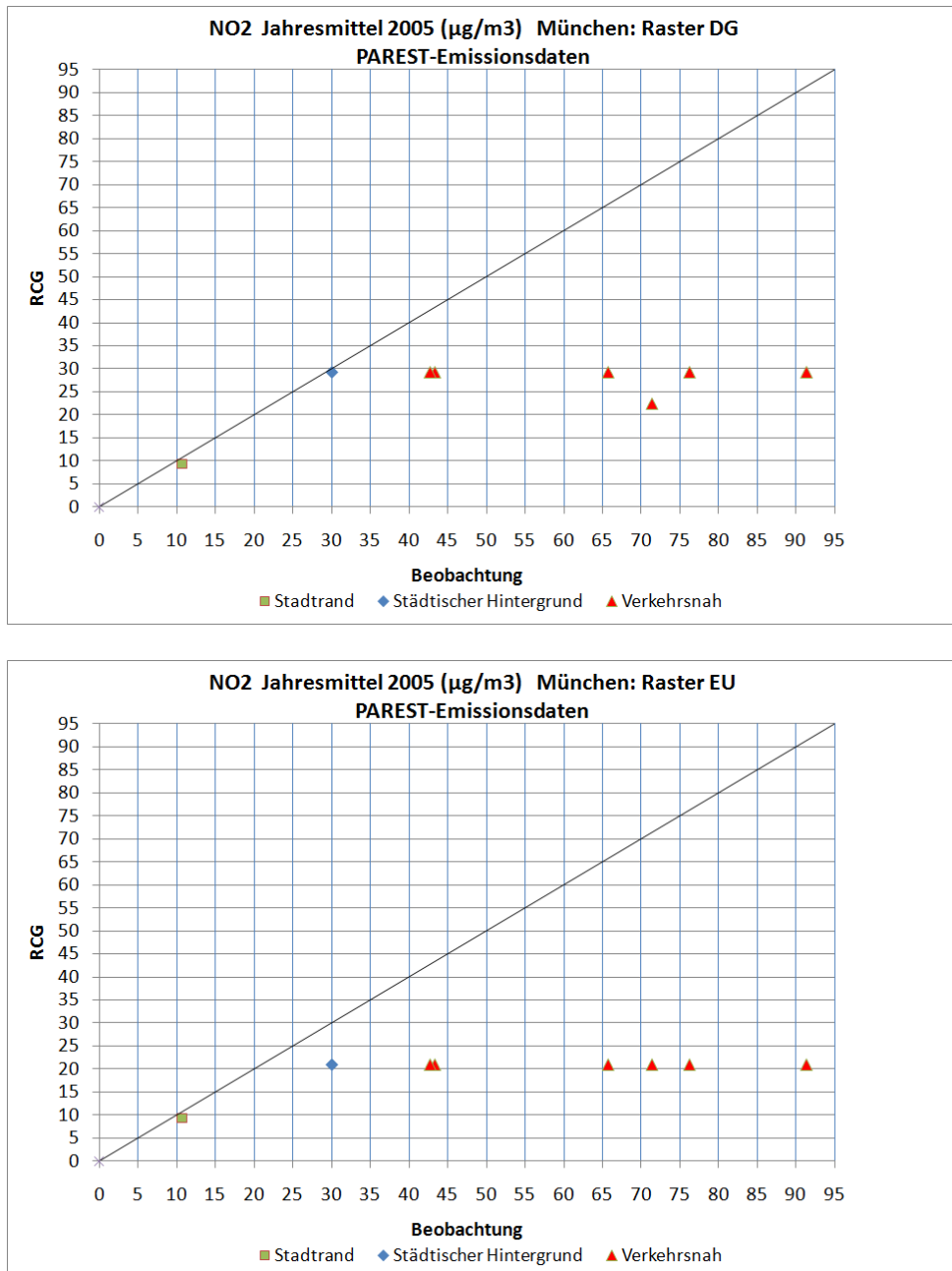


Abbildung 3-14 Berechnete und gemessene NO_2 -Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa $17 \times 14 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa $34 \times 28 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

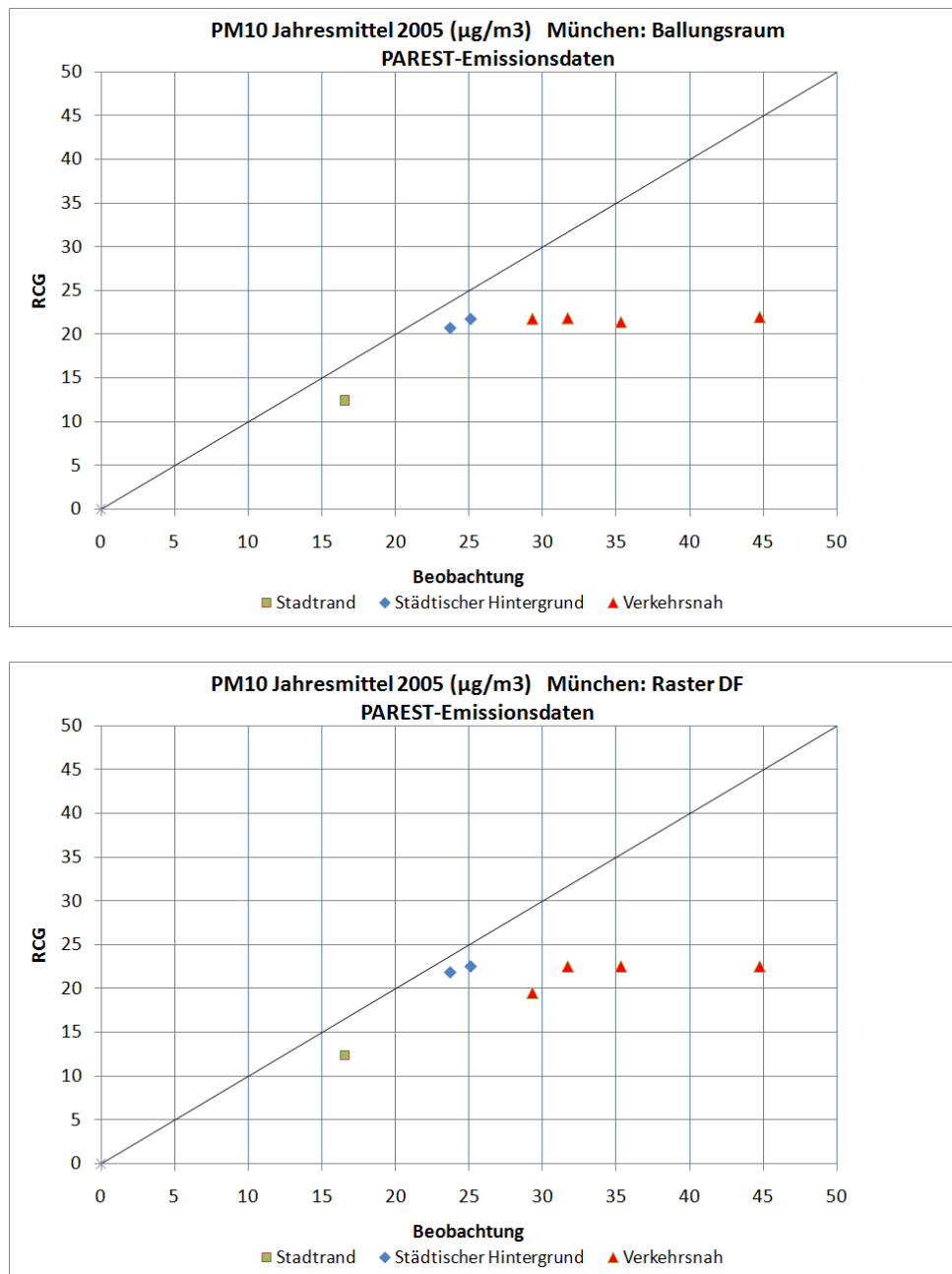


Abbildung 3-15 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa $2 \times 2 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa $8.5 \times 7 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

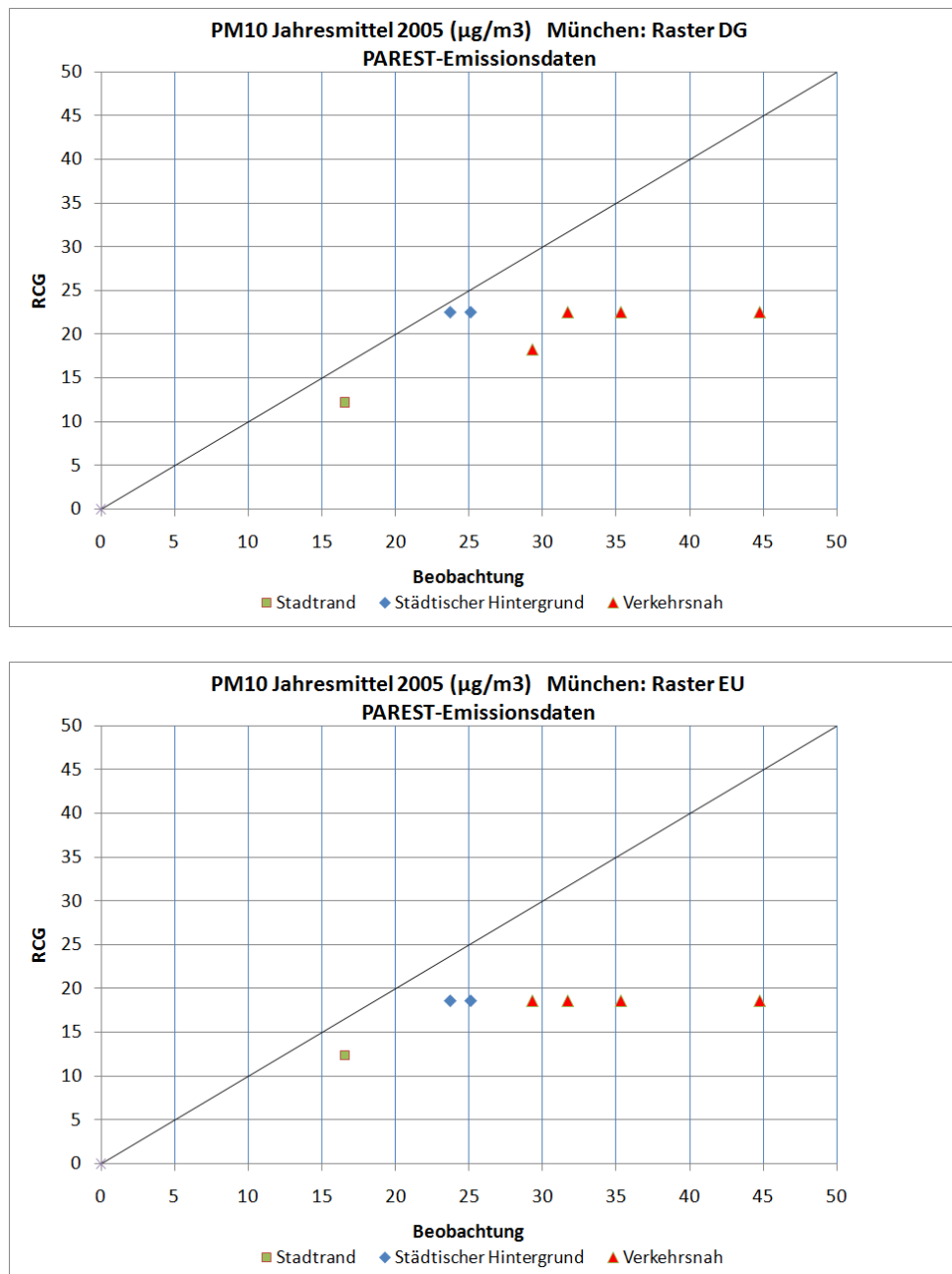


Abbildung 3-16 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa $17 \times 14 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa $34 \times 28 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

3.3 Ballungsraum Ruhrgebiet

3.3.1 Vorbemerkung

Der Ballungsraum Ruhrgebiet unterscheidet sich in der Emissionsstruktur deutlich von den beiden anderen Ballungsräumen. Das Ruhrgebiet ist gekennzeichnet durch viele größere Agglomerationen, die zum Teil dicht beieinander liegen. Zudem ist der Anteil der industriellen Emissionen an den Gesamtemissionen deutlich höher als in den Ballungsräumen Berlin und München (Tabelle 3-3). Damit dürfte die Unsicherheit der Emissionsdatenbasis Ruhrgebiet insgesamt höher sein als diejenige für die Emissionen der Ballungsräume Berlin und München. Die Behandlung von industriellen Emissionen in der Modellrechnung unterliegt mehreren Einschränkungen. Die Erfassung der Höhe und auch des zeitlichen Verlaufs von anlagenbezogenen Emissionen kann in einem „Top-down“-Ansatz nur pauschalierend erfolgen, da die Emissionen nicht aus den spezifischen Kenngrößen einer Anlage ermittelt werden, sondern sektor-spezifische nationale Emissionen mit Hilfe deutschlandweit verfügbarer statistischer Daten mittels Geographischer Informationssysteme räumlich verteilt werden (Thiruchitampalam et al., 2010). Eine weitere große Quelle der Unsicherheit ist die Bestimmung der so genannten effektiven Schornsteinhöhe, d.h. der Höhe in der eine emittierte Abgasfahne nicht mehr vertikal sondern horizontal abströmt. Diese Höhe wird normalerweise aus den spezifischen Kenndaten einer Punktquelle (Schornsteinhöhe, Abgastemperatur, Volumenstrom) unter Verwendung lokaler meteorologischer Daten (Windgeschwindigkeit, vertikaler Temperaturgradient) berechnet. Im PAREST-Emissionsdatensatz kann diese Höhe nur abgeschätzt werden, da weder die Bauhöhe der zu einer Anlage gehörigen Schornsteine noch die spezifischen Abströmbedingungen bekannt sind. Die in PAREST verwendete Methodik ordnet den Emissionen einer Anlage daher Punktquellen mit sektor-spezifischen mittleren Schornsteinhöhen und mittleren Abgasüberhöhungen zu, die unter der Verwendung mittlerer meteorologischer Verhältnisse berechnet wurden (Pregger und Friedrich, 2009). Sowohl die Schornsteinhöhe als auch solche mittleren Schornsteinüberhöhungen können im Einzelfall erheblich von den realen Quelldaten einer Industrieanlage abweichen. Dieser Umstand sollte bei der Bewertung der Ergebnisse für das Ruhrgebiet berücksichtigt werden.

Anteil der Industrie-Emissionen	NO _x -Emissionen	PM10-Emissionen
Berlin	33%	10%
München	17%	28%
Ruhrgebiet	51%	73%

Tabelle 3-3 Anteil der industriellen Emissionen an den Gesamtemissionen in den drei Ballungsräumen Berlin, München und Ruhrgebiet. Abgeleitet aus den Angaben in Uzbasich et al. (2010).

3.3.2 Flächendarstellungen

Die für das Ruhrgebiet in den 4 Auflösungen berechneten NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte zeigen Abbildung 3-16 bis Abbildung 3-19. Auch im Ruhrgebiet werden die durch die Emissionsverteilung vorgegebenen Immissionsstrukturen mit wachsender Auflösung immer besser reproduziert. Die höchsten NO₂-Jahresmittelwerte werden im Raum Oberhausen-Duisburg sowie im Umfeld des Düsseldorfer Flughafens (Abbildung 3-17 unten), die höchsten PM10-Jahresmittelwerte in Bottrop berechnet (Abbildung 3-19 unten).

Tabelle 3-4 zeigt die für die einzelnen Auflösungen im Modellgebiet Ruhr berechneten Bandbreiten der NO₂- und PM10-Jahresmittelwerte. Mit zunehmender Auflösung erhöhen sich die berechneten Konzentrationsmaxima, wobei die Bandbreite für NO₂ aus den bereits diskutierten Gründen wieder größer ist als für PM10.

Raster	NO ₂ -Konzentrationsbereiche	PM10-Konzentrationsbereiche
Europagebiet	20 - 41	18 – 32
Deutschland grob	24 - 42	20 – 38
Deutschland fein	25 - 52	20 – 45
Ballungsraum	25 - 67	20 - 58

Tabelle 3-4 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum Ruhrgebiet“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO₂- und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte (µg/m³).

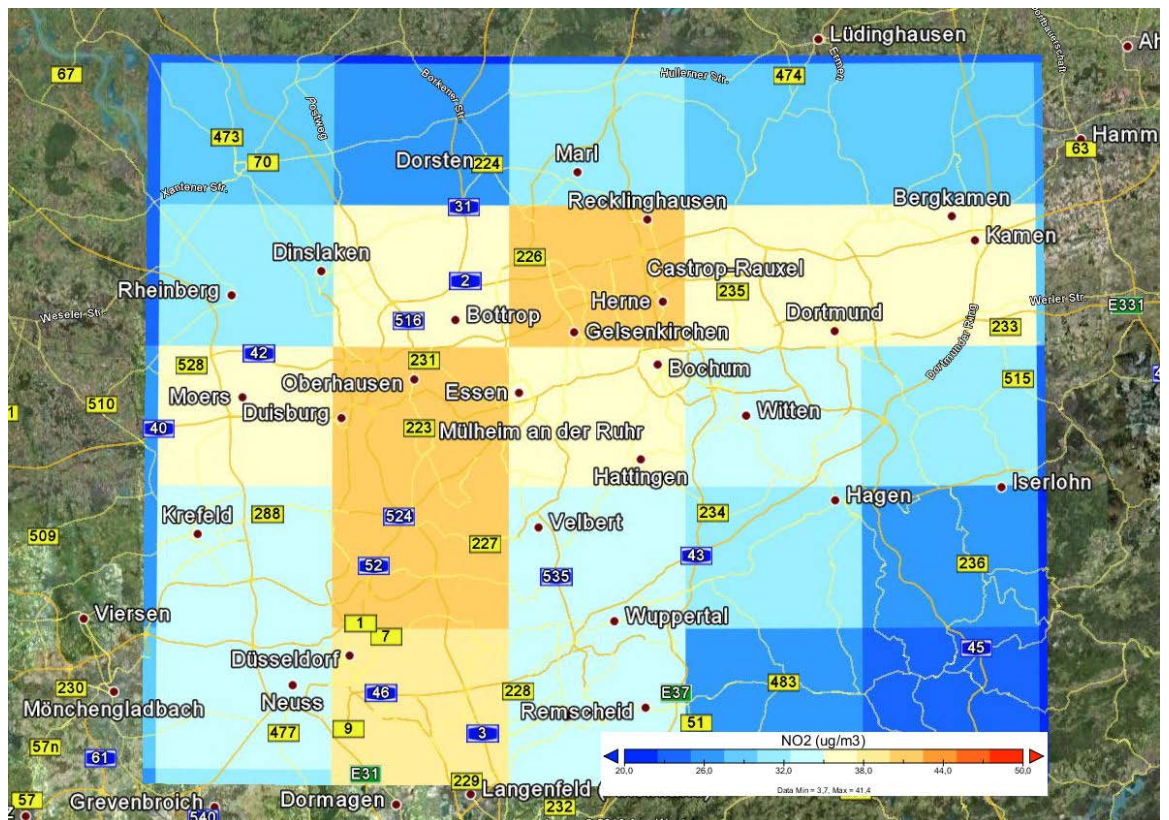
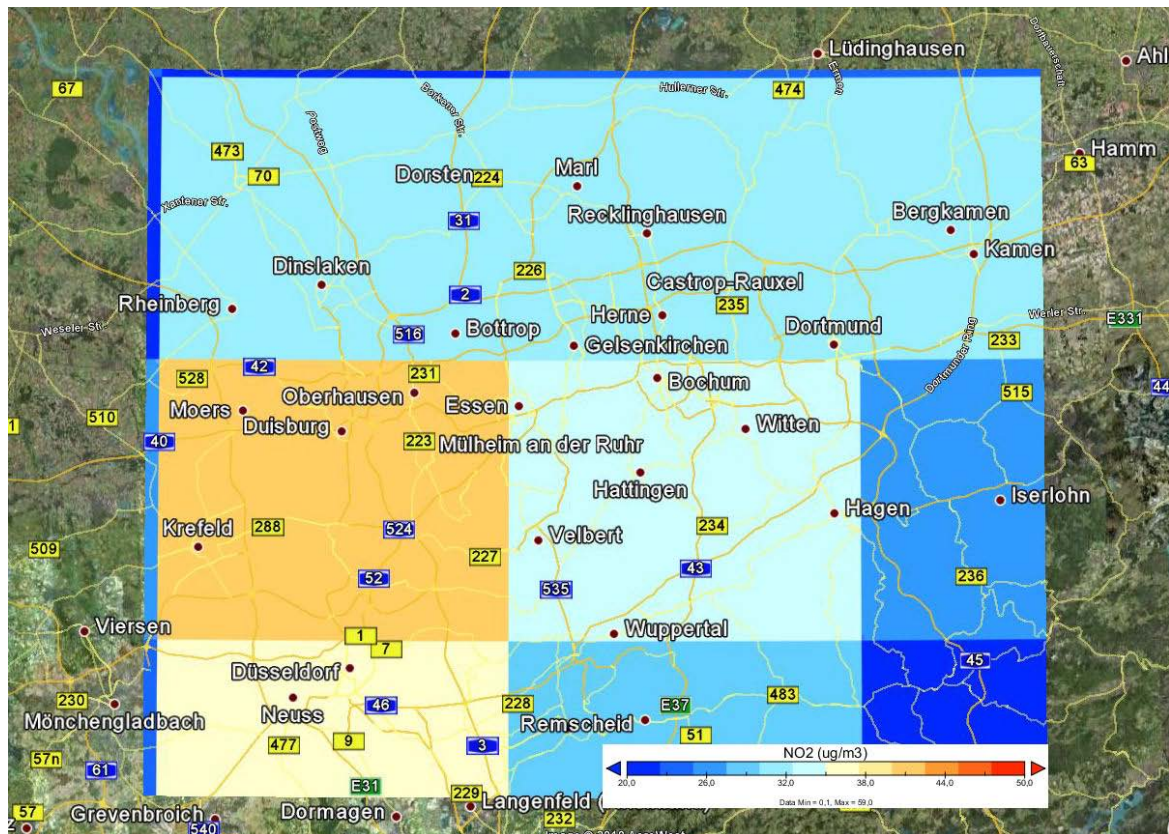


Abbildung 3-17 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

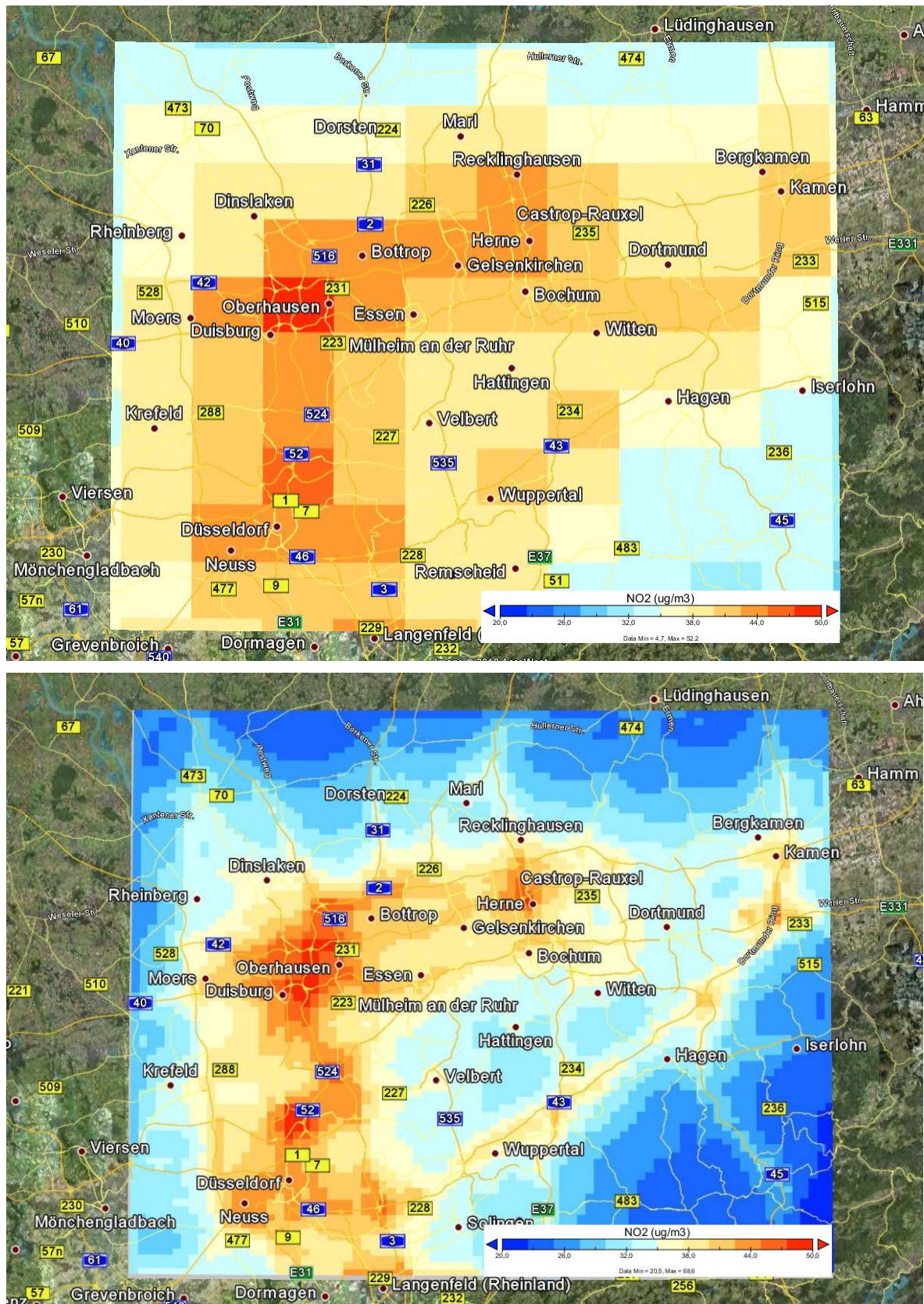


Abbildung 3-18 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

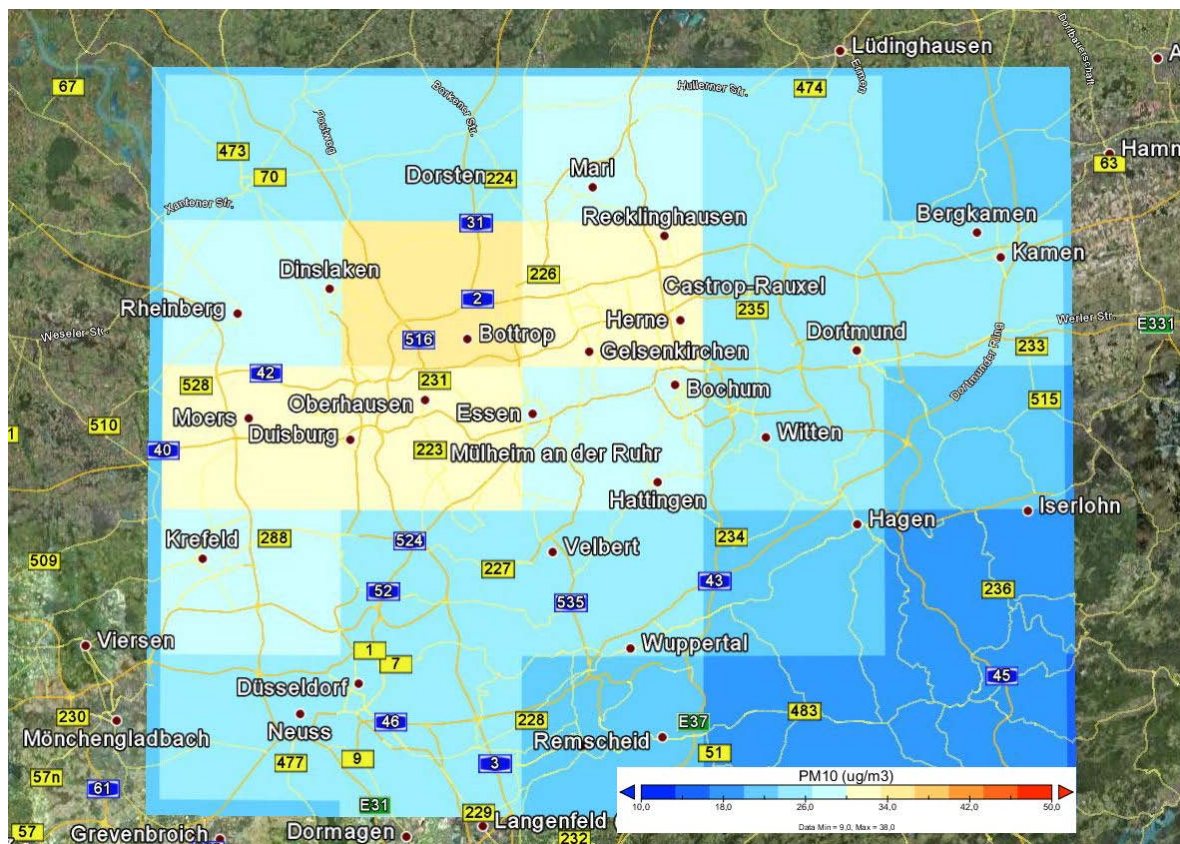
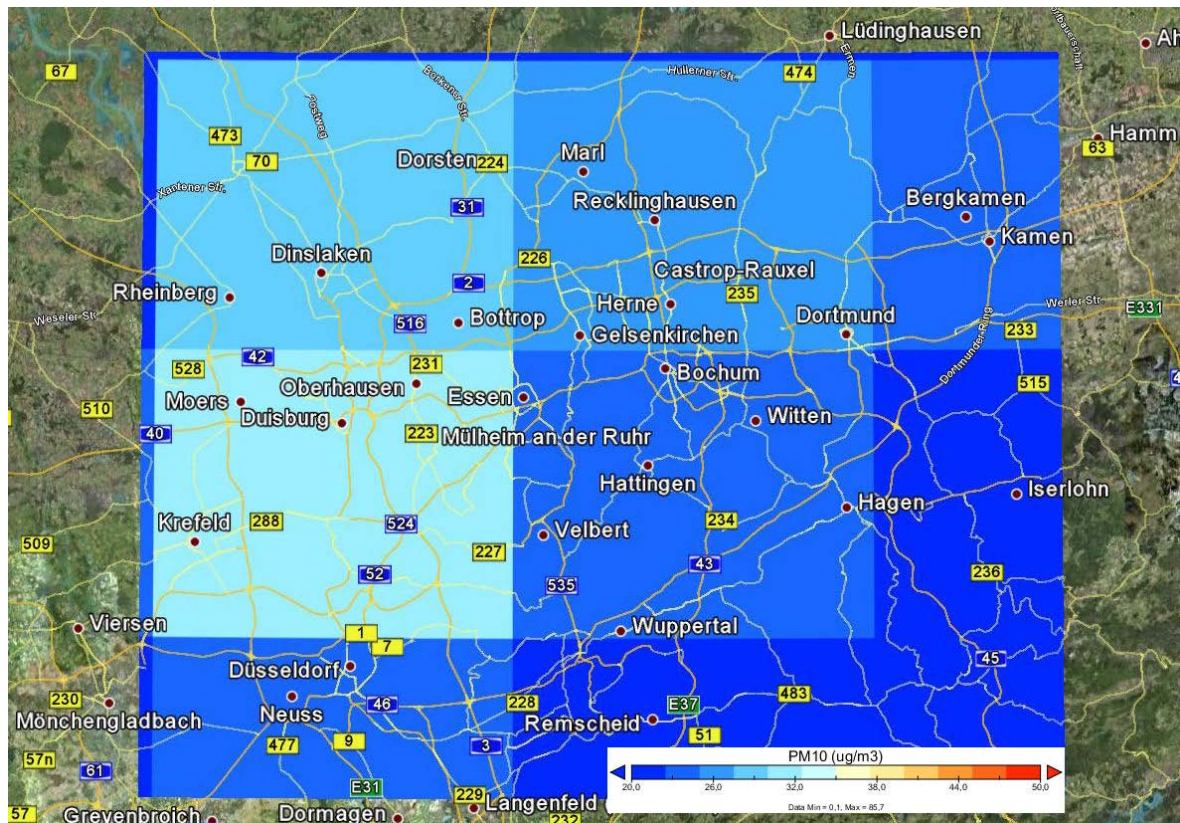


Abbildung 3-19 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)

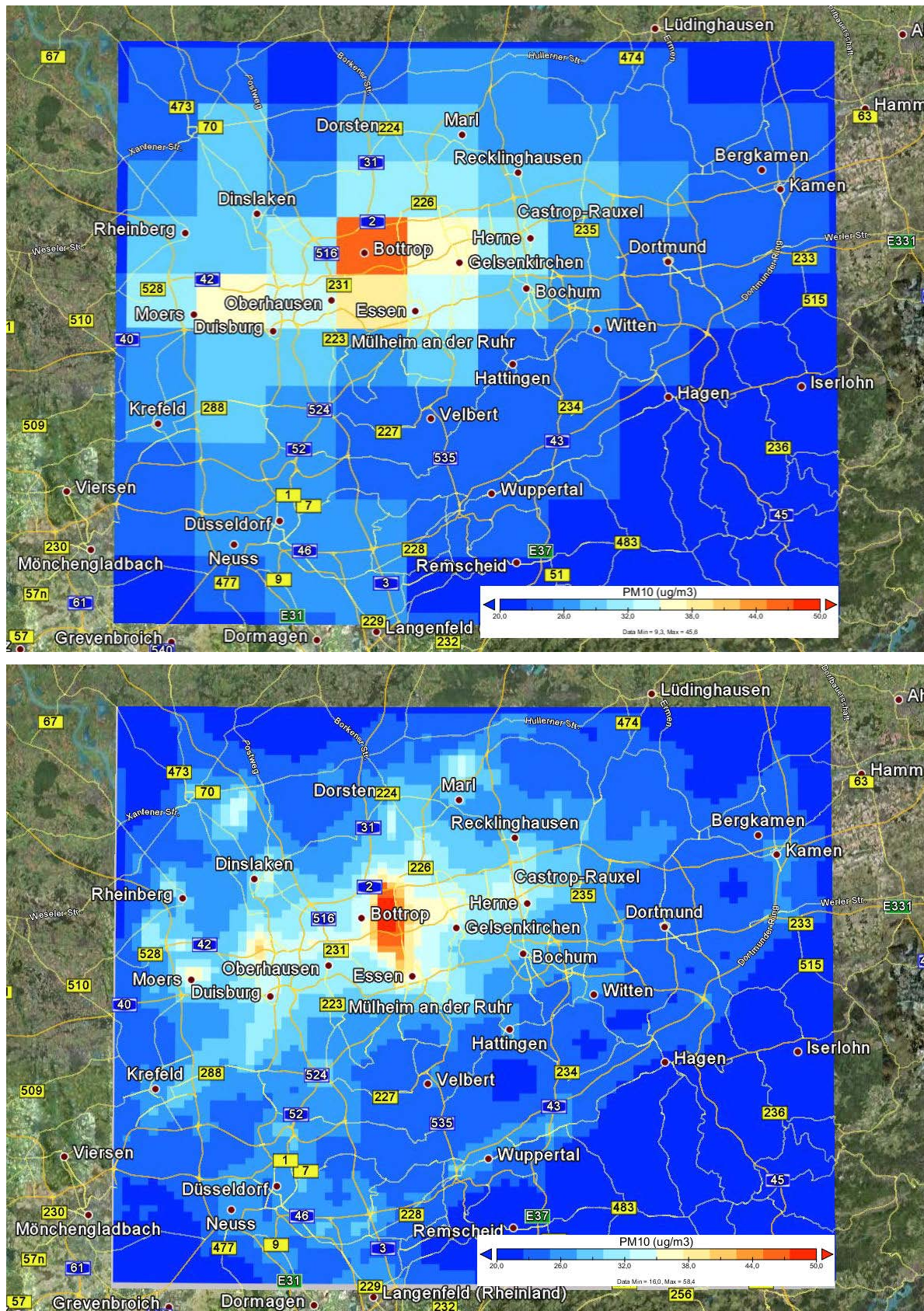


Abbildung 3-20 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°

3.3.3 Vergleich mit Messungen

Abbildung 3-20 bis Abbildung 3-23 zeigen den Vergleich der NO₂- und PM₁₀-Modellergebnisse für die unterschiedlichen Auflösungen mit im Modellgebiet vorliegenden Messungen. Die beobachteten NO₂-Jahresmittelwerte werden in allen Skalen von der Modellrechnung tendenziell überschätzt. Die Überschätzung ist am stärksten für die höherauflösenden Modellläufe (Ballungsraum und Deutschland fein). Bei den PM₁₀-Jahresmittelwerten kommt es zu Unter- und Überschätzungen, d.h. die in den anderen Modellgebieten festgestellte generelle Unterschätzung tritt nicht auf. An einzelnen industriellen Stationen werden insbesondere bei den höher auflösenden Modellrechnungen die beobachteten PM₁₀-Konzentrationen stark überschätzt.

Die Überschätzung der Konzentrationen in durch industrielle Emissionen stark belasteten Gebieten kann seine Ursache in einer Überschätzung der industriellen Emissionen haben. Bei den PM₁₀-Emissionen kann eine solche Überschätzung insbesondere bei offenen Halden auftreten, deren Emissionen stark von den meteorologischen Bedingungen (Windgeschwindigkeit, Feuchte, Niederschlag) abhängen. Diese Effekte werden in der PAREST-Emissionsdatenbasis nicht berücksichtigt. Auch die bereits angesprochene Problematik der Schornsteinüberhöhungen kann eine Rolle spielen. Der im PAREST-Projekt verwendete Ansatz dürfte zu einer Unterschätzung der Schornsteinüberhöhung bei windschwachen Wetterlagen führen, da die mittleren Überhöhungen für eine mittlere Windgeschwindigkeit von 4 m/s berechnet wurden (Pregger und Friedrich, 2009). Eine andere Erklärung für die Überschätzungen ist eine zu geringe turbulente Vermischung der Schadstoffe im Ausbreitungsmodell. Der meteorologische Antrieb des RCG-Modells wird standardmäßig aus meteorologischen Beobachtungen mit dem am Institut für Meteorologie betriebenen Programmsystem TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Meteorological Procedures for Environmental Research) erstellt (Reimer und Scherer, 1992; Kerschbaumer und Reimer, 2003). Dieser diagnostische Treiber wurde für die hier vorgestellten Ausbreitungsrechnungen verwendet. Alternativ kann das RCG-Modell auch mit einem prognostischen Treiber benutzt werden. Im Rahmen des PAREST-Projekts wurde dazu das numerische Vorhersagemodell des Deutschen Wetterdienstes (DWD) COSMO mit dem RCG-Modell gekoppelt (Kerschbaumer, 2010). Ersetzt man beim RCG-Modell die diagnostische Datenbasis durch die prognostische COSMO-Datenbasis, sinken die berechneten Konzentrationen (Stern, 2010). Die Hauptursache für die Konzentrationsunterschiede zwischen RCG-TRAMPER und RCG-COSMO liegt in unterschiedlichen Eingangswerten für die Windgeschwindigkeit bei windschwachen Wetterlagen und für die Schubspannungsgeschwindigkeit, ein Maß für die mechanisch induzierte Turbulenz in der Grenzschicht. Die Schubspannungsgeschwindigkeit ist eine wichtige Größe bei der Berechnung der vertikalen Austauschkoefizienten und der Depositionswiderstände. Der TRAMPER-Treiber liefert vor allem bei windschwachen Wetterlagen geringere Windgeschwindigkeiten und generell niedrigere Schubspannungsgeschwindigkeiten. Kleinere Werte der Schubspannungsgeschwindigkeit bedingen kleinere Austauschkoefizienten, was zu geringerem vertikalen turbulenten Transport führt. Auch die Depositionsgeschwindigkeiten werden geringer, d. h. der atmosphärische Depositionswiderstand wird größer. Damit führen die niedrigeren Windgeschwindigkeiten des TRAMPER-Treibers bei windschwachen Wetterlagen als auch die geringeren Werte für die Schubspannungsgeschwindigkeit i. A. zu erhöhten Konzentrationen in Bodennähe. Allerdings würde die Verwendung des COSMO-Treibers auch in den Ballungsräumen Berlin und München, wo die Beobachtungen nicht in dem Maße wie im Ruhrgebiet überschätzt werden, zu niedrigeren Konzentrationen führen. Ohne eine detaillierte Analyse der verwendeten Eingangsdaten kann daher nicht entschieden werden, was letztendlich die Ursache für die Überschätzung der Konzentrationen im Ruhrgebiet ist.

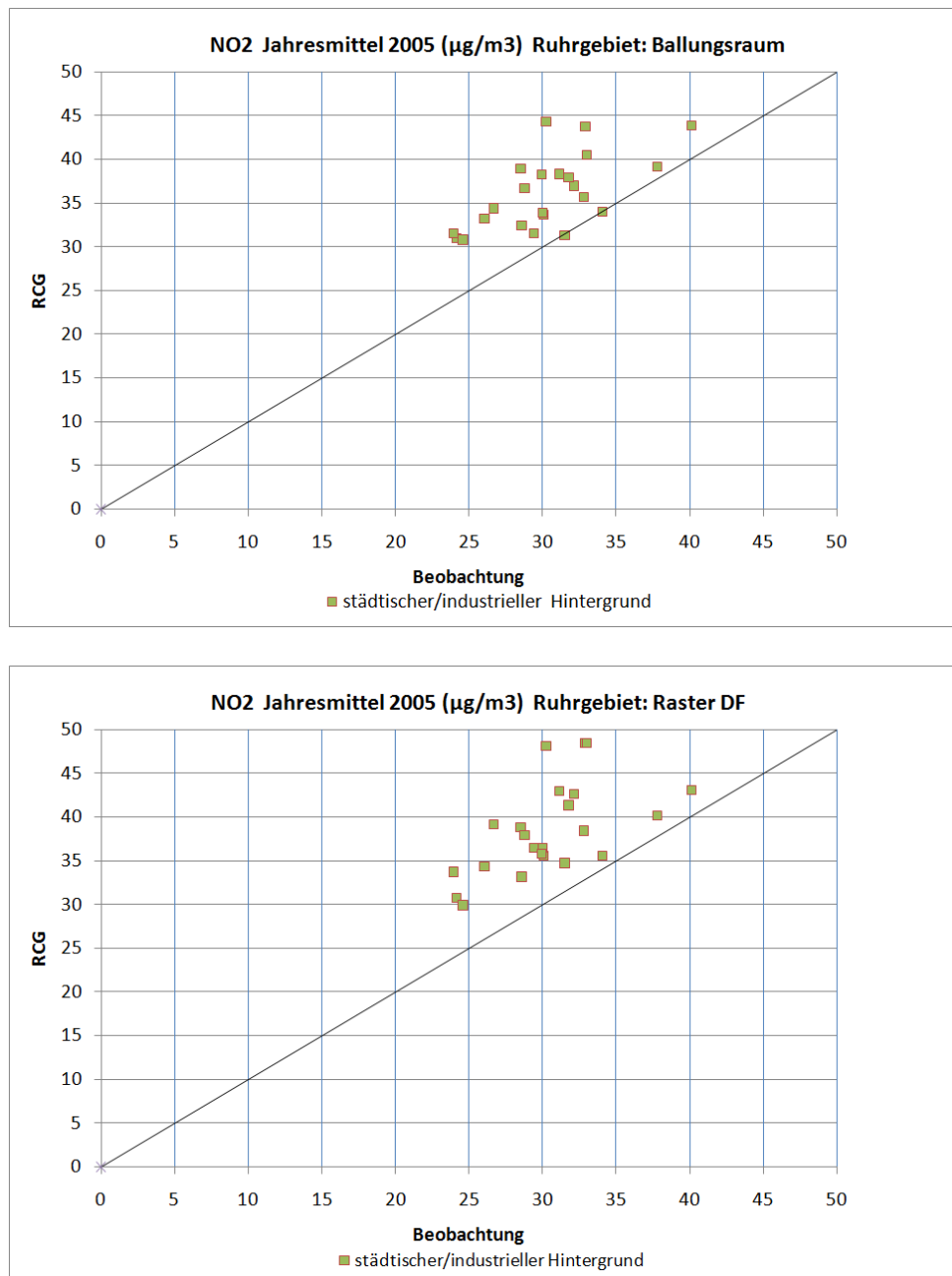


Abbildung 3-21 Berechnete und gemessene NO₂-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km². Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km². PAREST-Emissionsdaten 2005.

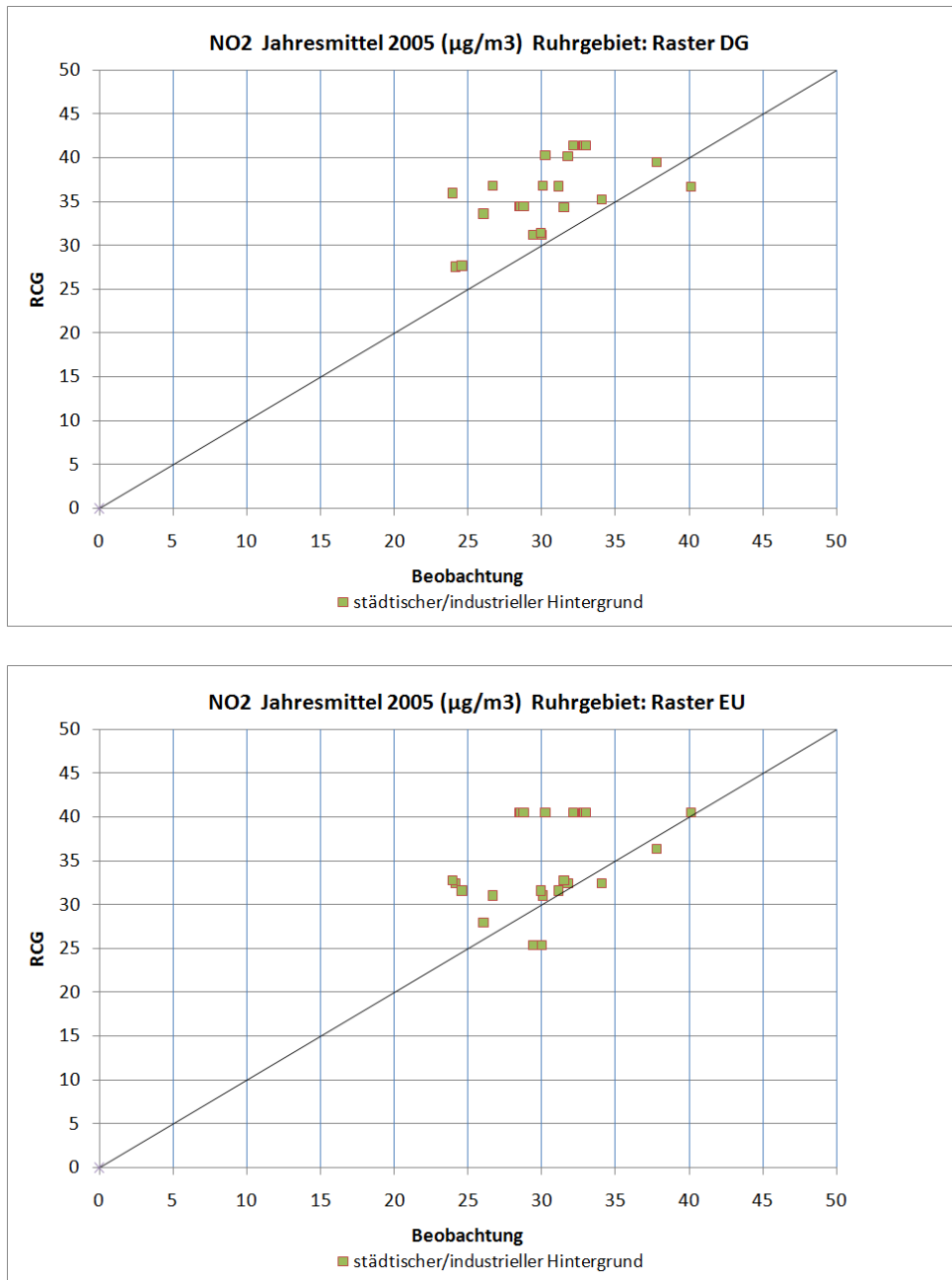


Abbildung 3-22 Berechnete und gemessene NO_2 -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa $17 \times 14 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa $34 \times 28 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

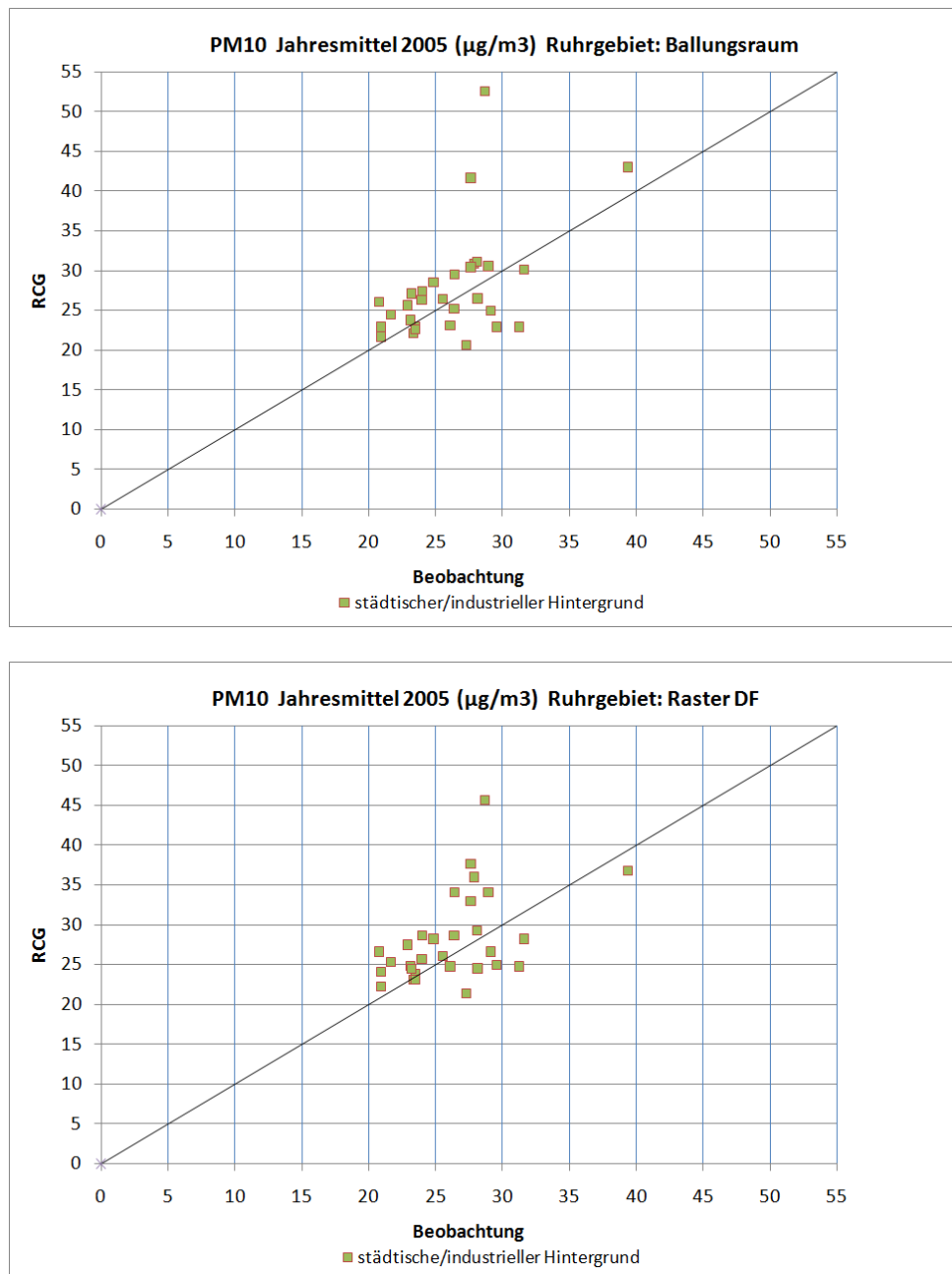


Abbildung 3-23 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km². Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km². PAREST-Emissionsdaten 2005.

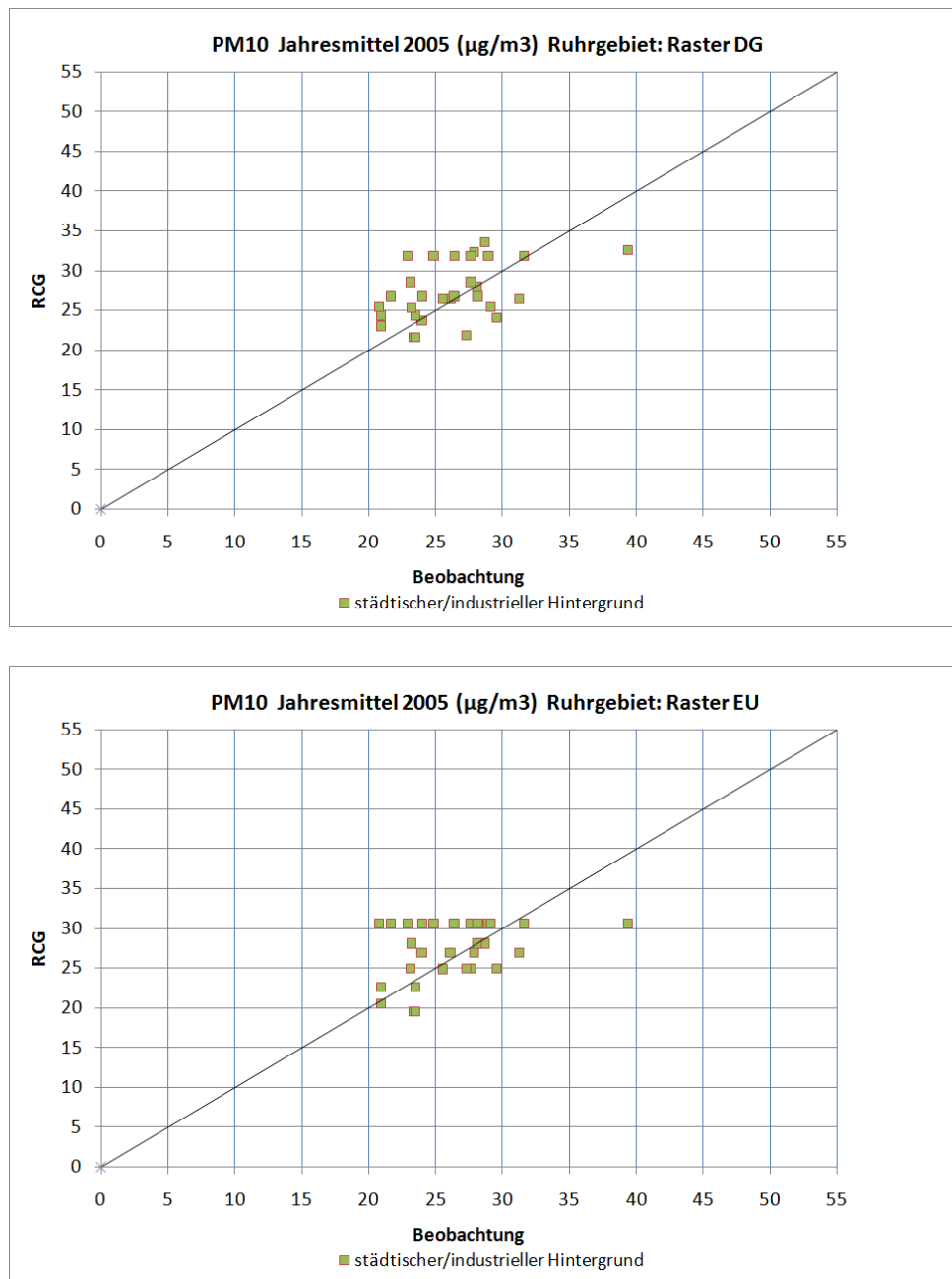


Abbildung 3-24 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa $17 \times 14 \text{ km}^2$. Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa $34 \times 28 \text{ km}^2$. PAREST-Emissionsdaten 2005.

4 Austausch der PAREST-Emissionsdaten durch Länderdaten

4.1 Berlin

Für die Immissionsberechnungen mit alternativen Emissionsdatensätzen wurde von IER ein Datensatz erstellt, in dem in den drei definierten Ballungsräumen die PAREST-Emissionen durch die Emissionen aus den regionalen Katastern ersetzt wurden. Die dazu eingeschlagene Vorgehensweise ist im Detail in Uzbasich et al. (2010) beschrieben. Für die Fläche des Landes Berlin führt der Austausch der PAREST-Emissionen durch die regionalen Emissionen des Landes Berlin zu folgenden Änderungen:

- NH_3 : -63%
- NMVOC: -19%
- NO_x : -14%
- PM_{10} : +21%
- $\text{PM}_{2.5}$: -14%
- SO_2 : -52%

Bis auf die PM_{10} -Grobfraktion sind die Emissionsangaben aus dem regionalen Kataster Berlin bei einer ähnlichen horizontalen Verteilung niedriger als die entsprechenden Angaben aus dem PAREST-Emissionsdatensatz. Die Emissionen der PM_{10} -Grobfraktion des regionalen Katasters sind dagegen um circa 70% höher als die Angaben im PAREST-Emissionsdatensatz. Eine genauere Ursachenanalyse ist in Uzbasich et al. (2010) zu finden.

Die Ballungsraumrechnung für Berlin wurde unter Beibehaltung aller anderen Eingangsdaten auf Basis der regionalen Emissionen wiederholt. Abbildung 4-1 zeigt die mit beiden Emissionsdatensätzen berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin, Abbildung 4-2 die sich durch den Austausch ergebenden absoluten und relativen Unterschiede der Jahresmittelwerte bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Trotz der insgesamt niedrigeren NO_x -Emissionen führt die Verwendung der lokalen Emissionsdaten zu höheren NO_2 -Jahresmittelwerten im Innenstadtbereich. In den Randbezirken sind die NO_2 -Jahresmittelwerten dagegen niedriger. Dies bedeutet, dass die lokalen Emissionsdaten dem Stadtzentrum einen relativ höheren Emissionsanteil zuordnen als die PAREST-Daten. Die absoluten Unterschiede liegen zwischen bis zu maximal $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren NO_2 -Jahresmittelwerten in der Berliner Innenstadt und bis zu $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedrigeren NO_2 -Jahresmittelwerten in den Außenbezirken. Die um bis zu $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren NO_2 -Konzentrationen auf Basis des PAREST-Emissionsdatensatzes im Südosten Berlins im Umfeld der A117 zeigen deutlich, dass die aus dem Betrieb dieses Autobahnabschnitts resultierenden NO_x -Emissionen im hier verwendeten lokalen Emissionskataster (Verkehrsemissionen Stand 2002, neuere Daten standen nicht zur Verfügung) noch nicht enthalten sind, da dieses Autobahnteilstück erst im Jahre 2005 eröffnet wurde. Auch im Bereich des Flughafens Tegel ergeben sich größere Unterschiede in den berechneten NO_2 -Jahresmittelwerten mit höheren Konzentrationen bei Verwendung des PAREST-Emissionsdatensatzes. Insgesamt liegen die relativen Unterschiede zwischen den beiden Berechnungen für die NO_2 -Jahresmittelwerte im Bereich von circa +/- 30% bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz (Abbildung 4-2 unten). Den Vergleich der berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte mit den vorliegenden Messungen zeigt die Abbildung 4-5. Die Verwendung der lokalen Emissionsdaten führt zu einer Überschätzung der Messungen im Innenstadtbereich. Ob diese Überschätzung mit den dem Stand 2002 und nicht dem Stand 2005 entsprechenden Verkehrsemissionen zusammenhängt, kann

hier nicht beurteilt werden. In den Außenbezirken werden die NO₂-Messungen auf Basis der lokalen Emissionsdaten dagegen besser reproduziert als auf Basis der PAREST-Daten.

Auch bei den PM₁₀-Jahresmittelwerten führt die Verwendung der lokalen Emissionsdaten im Vergleich mit den PAREST-Rechnungen zu höheren PM₁₀-Jahresmittelwerten im Innenstadtbereich (Abbildung 4-3). Die Zunahmen reichen lokal bis zu 7 µg/m³ (Abbildung 4-4 oben). Um bis zu circa 3 µg/m³ niedrigere PM₁₀-Jahresmittelwerte werden auf Basis der lokalen Emissionsdaten vereinzelt in den Randbezirken Berlins berechnet. Bezogen auf die Ergebnisse basierend auf dem PAREST-Emissionsdatensatz ergeben sich relative Unterschiede zwischen -18% und +38% (Abbildung 4-4 unten). Die höheren PM₁₀-Konzentrationen in der Innenstadt sind auf die hohen Emissionen der PM₁₀-Grobfraktion im lokalen Datensatz zurückzuführen. Diese Emissionen gehören zu der Gruppe „Sonstige Quellen“, der die Emissionen der Aufwirbelung und dem Abrieb durch Fußgänger- und Fahrradverkehr (auch auf unbefestigten Wegen), sonstigen menschlichen Aktivitäten oder die Emissionen von Verbrennungsmotoren in mobilen Geräten und Maschinen der Landwirtschaft, der Bauwirtschaft und anderer Sektoren pauschal zugeordnet wurden (Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005-2010, www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet). Diese pauschalen Emissionen wurden unter Verwendung der Verteilungscharakteristik der Hausbrandemissionen über Berlin verteilt. Den Vergleich der berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerte mit den vorliegenden Messungen zeigt die Abbildung 4-5, unten. Die Verwendung der lokalen Emissionsdaten führt zu einer sehr viel besseren Reproduktion der Messungen im Innenstadtbereich. In den Außenbezirken ändert sich dagegen wenig. Die generelle PM₁₀-Unterschätzung an den Stadtrandbezirken ist ein Hinweis darauf, dass der PM₁₀-Ferntransport nach Berlin unterschätzt wird. Erhöhter Ferntransport nach Berlin tritt vor allem im Winter bei östlichen bis südöstlichen Windrichtungen auf. Bei solchen Wetterlagen werden oft hohe Schadstofftransporte nach Berlin beobachtet, die von den Modellen in den meisten Fällen nur ungenügend reproduziert werden (Stern et al., 2008). Dementsprechend werden auch die PM₁₀-Messungen östlich und südöstlich von Berlin von den Modellrechnungen unterschätzt. Die Unterschätzung der Innenstadtmessungen auf Basis der PAREST-Emissionen kann daher nicht allein ursächlich auf zu niedrige Berliner Emissionen zurückgeführt werden. Bei einer besseren Erfassung des Ferntransports nach Berlin würde die Verwendung der lokalen Emissionsdaten tendenziell zu einer Überschätzung der meisten Innenstadtkontaminationen führen. Daraus lässt sich ableiten, dass die PM₁₀-Emissionen der Gruppe „Sonstige Quellen“ im lokalen Emissionsdatensatz wahrscheinlich zu hoch abgeschätzt wurden.

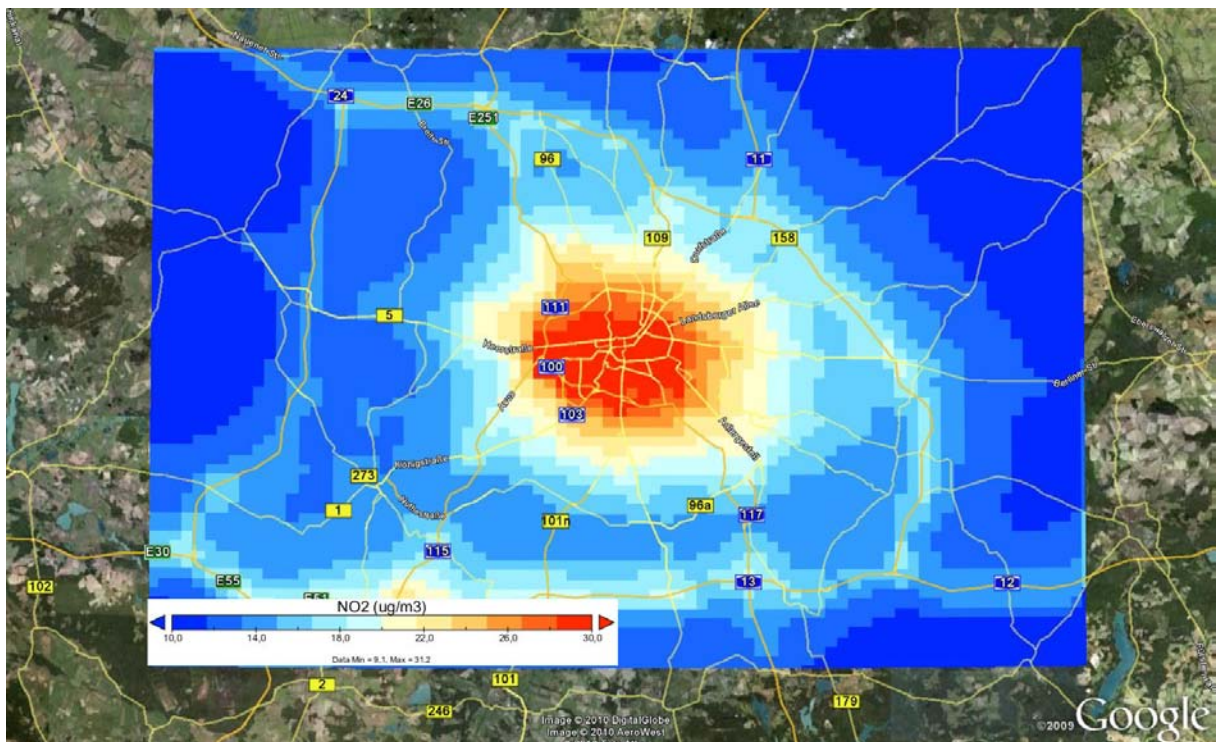
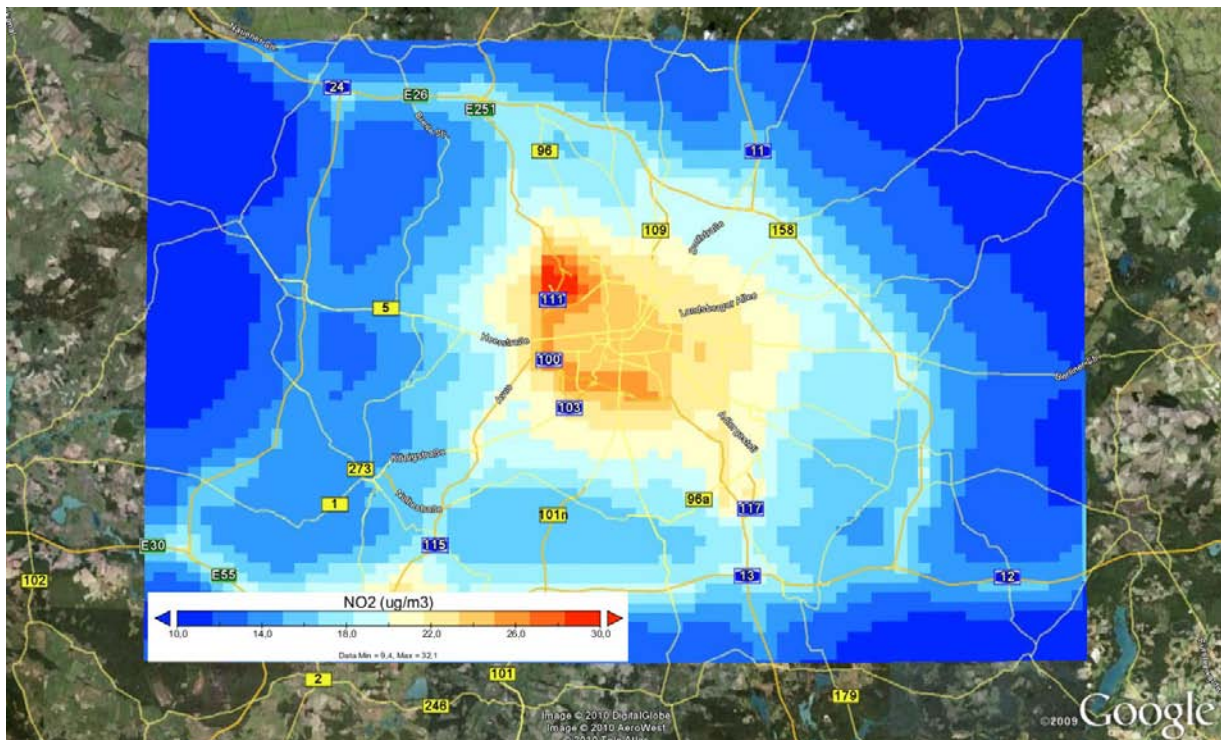


Abbildung 4-1 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Berlin umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°.

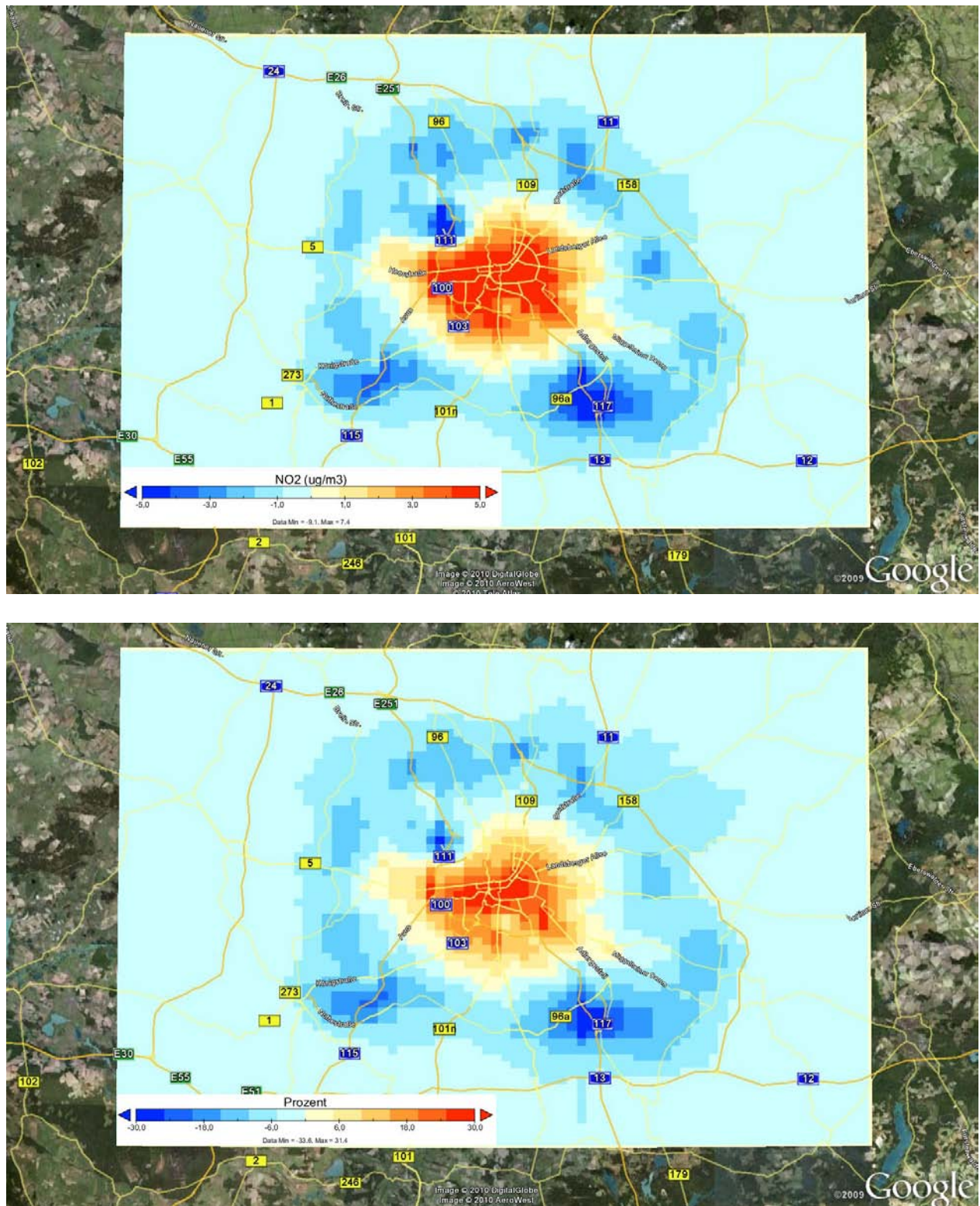


Abbildung 4-2 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte in Berlin infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut (µg/m³), unten relativ (%).

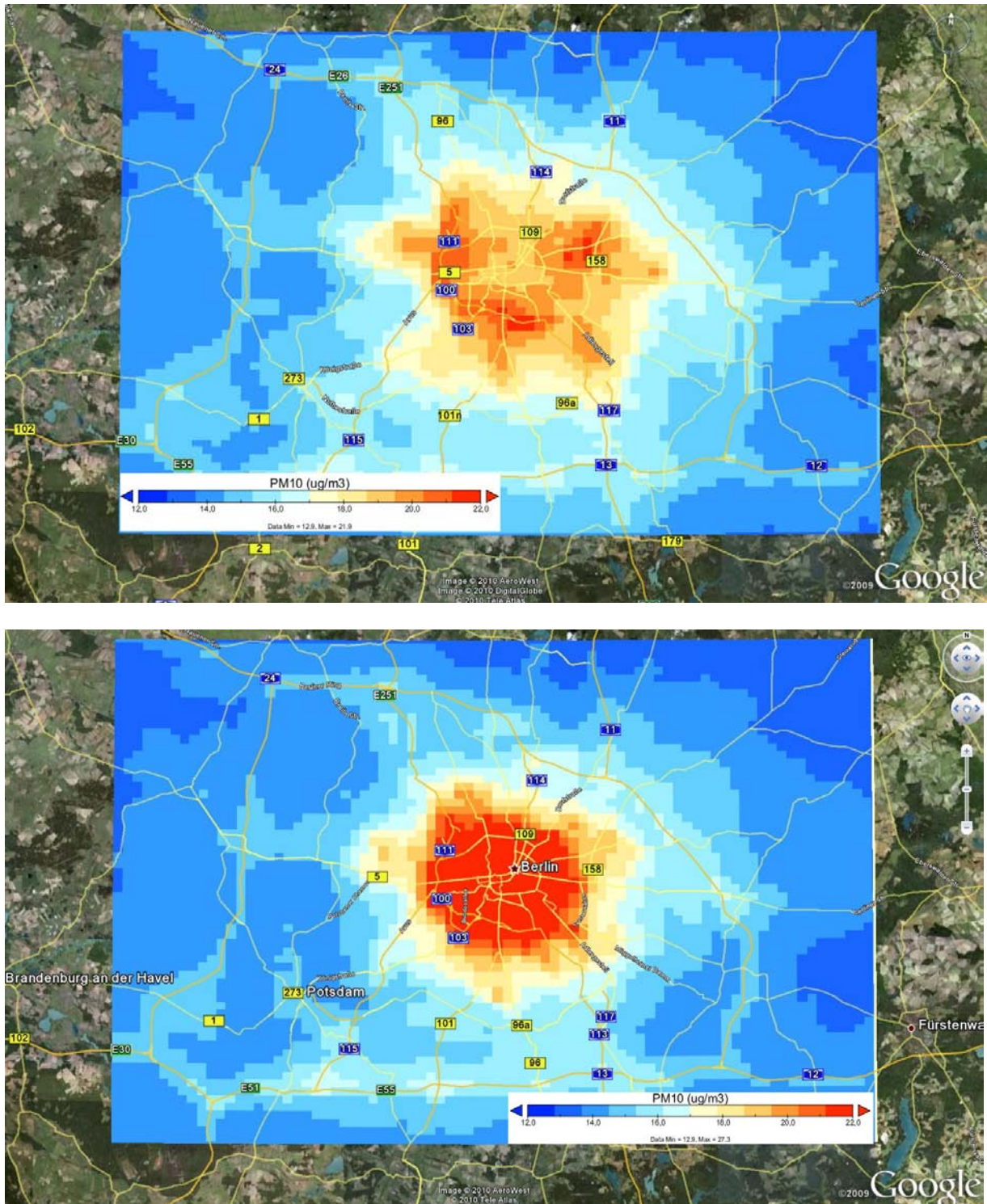


Abbildung 4-3 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Berlin umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625° .

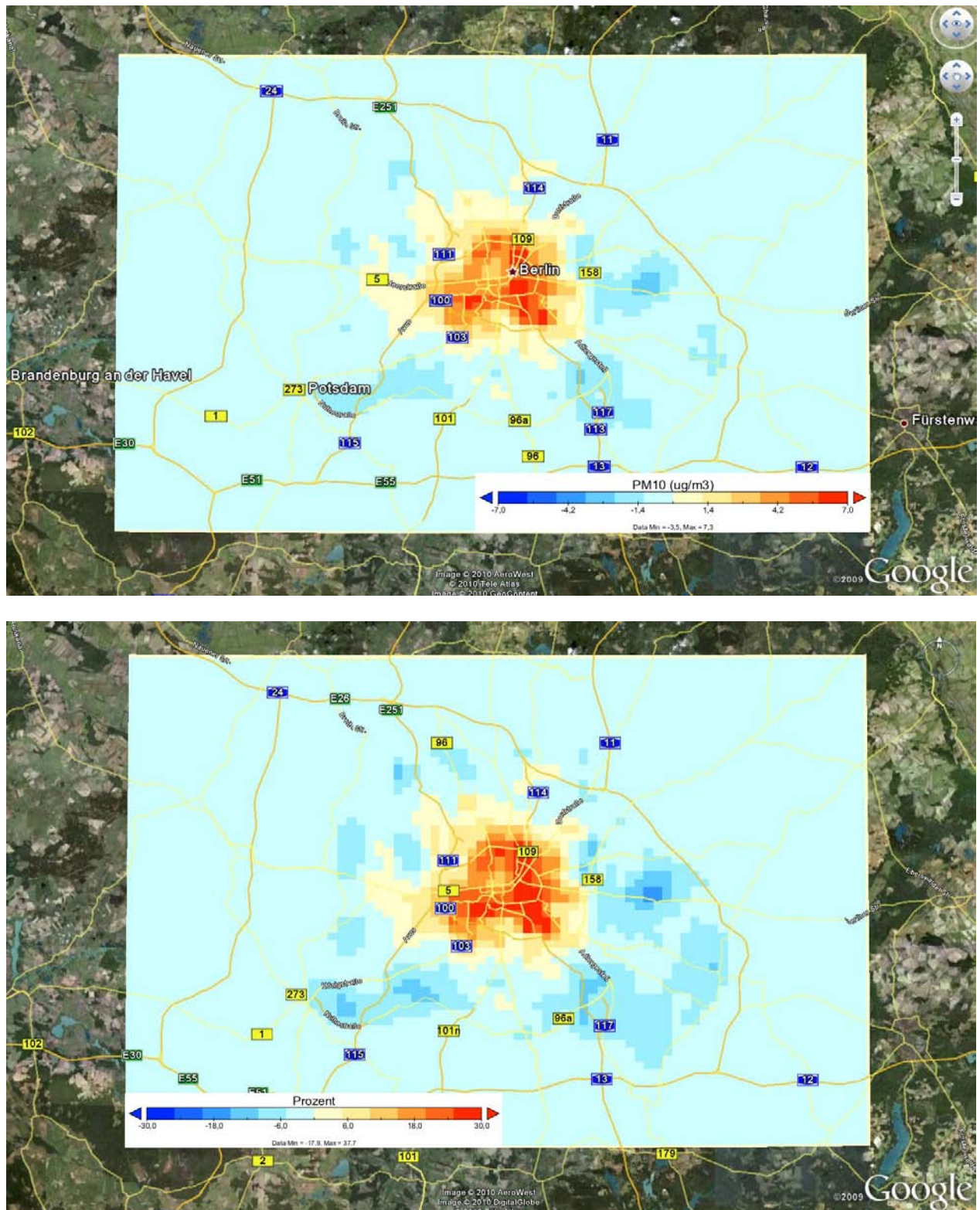


Abbildung 4-4 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).

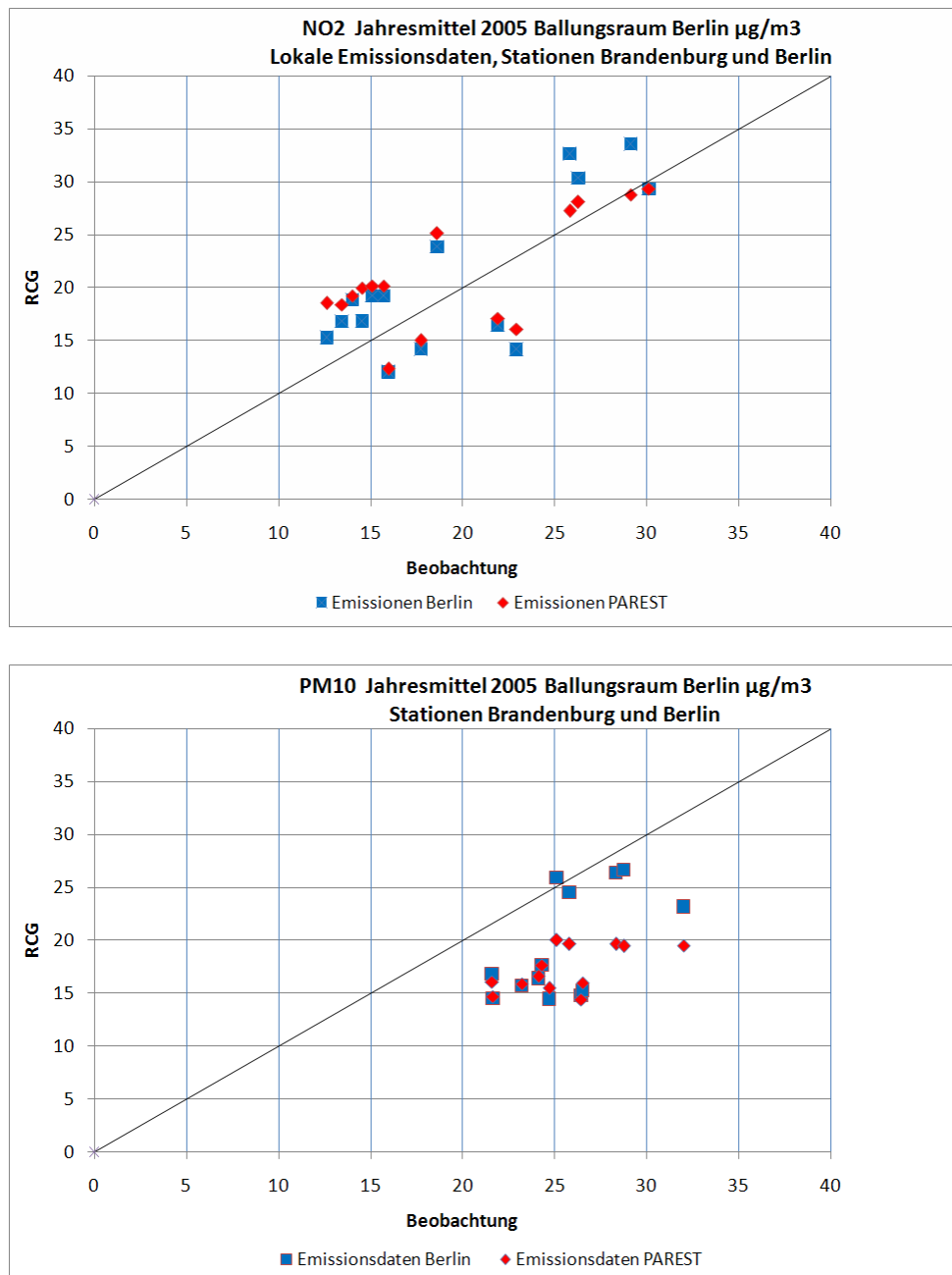


Abbildung 4-5 Beobachtete und berechnete NO₂- und PM₁₀-Jahresmittelwerte in Berlin. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes Berlin. Stadt- und Innenstadtstationen, keine verkehrsnahen Stationen.

4.2 München

Für den Ballungsraum München führt der Austausch der PAREST-Emissionen durch die lokalen Emissionen zu folgenden Emissionsänderungen im Modellgebiet (Uzbasich et al., 2010):

- NH_3 : +2%
- NMVOC: +41%
- NO_x : -12%
- PM_{10} : -53%
- $\text{PM}_{2.5}$: -34%
- SO_2 : -44%

Bis auf die Kohlenwasserstoffemissionen und die Ammoniakemissionen sind die Emissionsmengen im Emissionskataster Bayern für das Modellgebiet München also zum Teil deutlich niedriger als die entsprechenden Angaben im PAREST-Emissionsdatensatz. Insbesondere beträgt die Menge der PM_{10} -Emissionen in der lokalen Emissionsdatenbasis für den Ballungsraum München weniger als die Hälfte der PM_{10} -Emissionen in der PAREST-Emissionsdatenbasis. Die geringeren PM_{10} -Emissionen im bayerischen Kataster betreffen alle wichtigen Verursachergruppen (Uzbasich et al., 2010).

Auch die Ballungsraumrechnung für München wurde unter Beibehaltung aller anderen Eingangsdaten auf Basis der lokalen Emissionen wiederholt. Abbildung 4-6 zeigt die mit beiden Emissionsdatensätzen berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München, Abbildung 4-7 die sich durch den Austausch ergebenden absoluten und relativen Unterschiede der Jahresmittelwerte bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Die auf Basis der lokalen Emissionsdaten berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte liegen vor allem im Umfeld des Flughafens, aber auch in der Innenstadt sowie im Bereich der Autobahnen westlich und südlich von München niedriger als diejenigen berechnet mit den PAREST-Emissionsdaten. Nördlich und östlich der Innenstadt führen die lokalen Emissionsdaten dagegen zu höheren NO_2 -Konzentrationen. Am Flughafen werden mit den lokalen Daten nahezu $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder circa 40% niedrigere NO_2 -Jahresmittelwerte berechnet als mit den PAREST-Daten. In Norden und Nordosten von München sind die auf Basis der lokalen Daten berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte dagegen örtlich bis zu $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder circa 25% höher. Diese Unterschiede deuten darauf hin, dass die Höhe und die Verteilung der verkehrsbedingten NO_x -Emissionen lokal große Unterschiede zwischen dem bayerischen Emissionskataster und dem PAREST-Emissionsdatensatz aufweisen können.

Abbildung 4-8 zeigt die mit beiden Emissionsdatensätzen berechneten PM_{10} -Jahresmittelwerte, Abbildung 4-9 die sich durch den Austausch ergebenden absoluten und relativen Unterschiede der PM_{10} -Jahresmittelwerte bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Nahezu im gesamten Modellgebiet werden auf Basis der lokalen Emissionsdaten deutlich niedrige PM_{10} -Jahresmittelwerte berechnet als auf Basis der PAREST-Daten. Lediglich im Flughafenbereich und entlang eines Abschnitts der nördlichen Umgehungsautobahn ist es umgekehrt. In der Innenstadt liegen die mit den lokalen Emissionsdaten berechneten PM_{10} -Jahresmittelwerte bis zu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder circa 30% unter den mit den PAREST-Daten berechneten Werten.

Den Vergleich der berechneten NO_2 - und PM_{10} -Jahresmittelwerte mit den für den Ballungsraum München vorliegenden Messungen zeigt die Abbildung 4-10. An den beiden NO_2 -

Messstationen sind die Unterschiede in den Berechnungen mit den beiden Emissionsdatensätzen gering. Die Unterschätzung der PM10-Innenstadtmessungen ist aber bei Verwendung der bayerischen Emissionsdaten deutlich stärker als bei Verwendung der PAREST-Emissionsdaten.

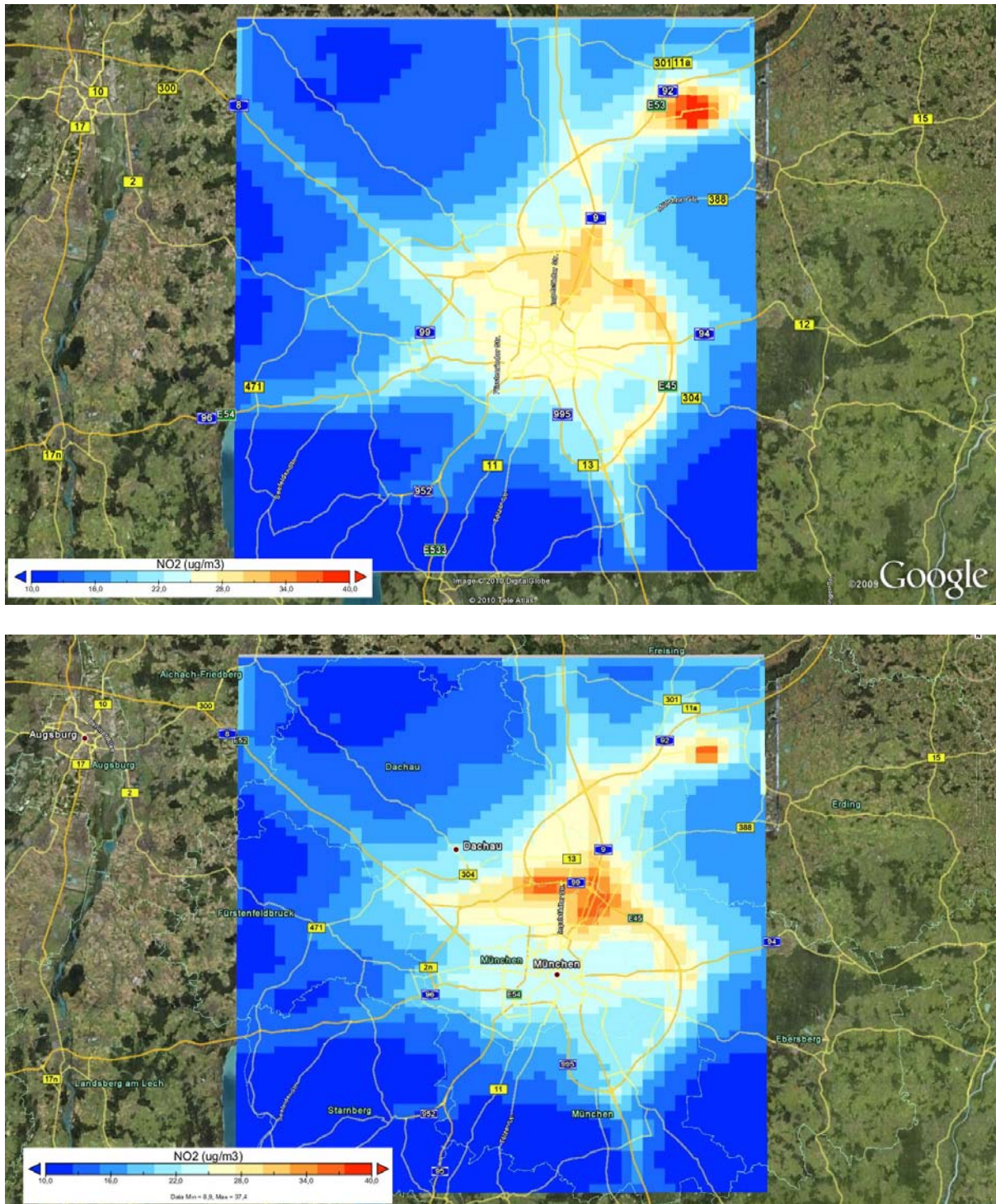


Abbildung 4-6 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Bayern umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°.

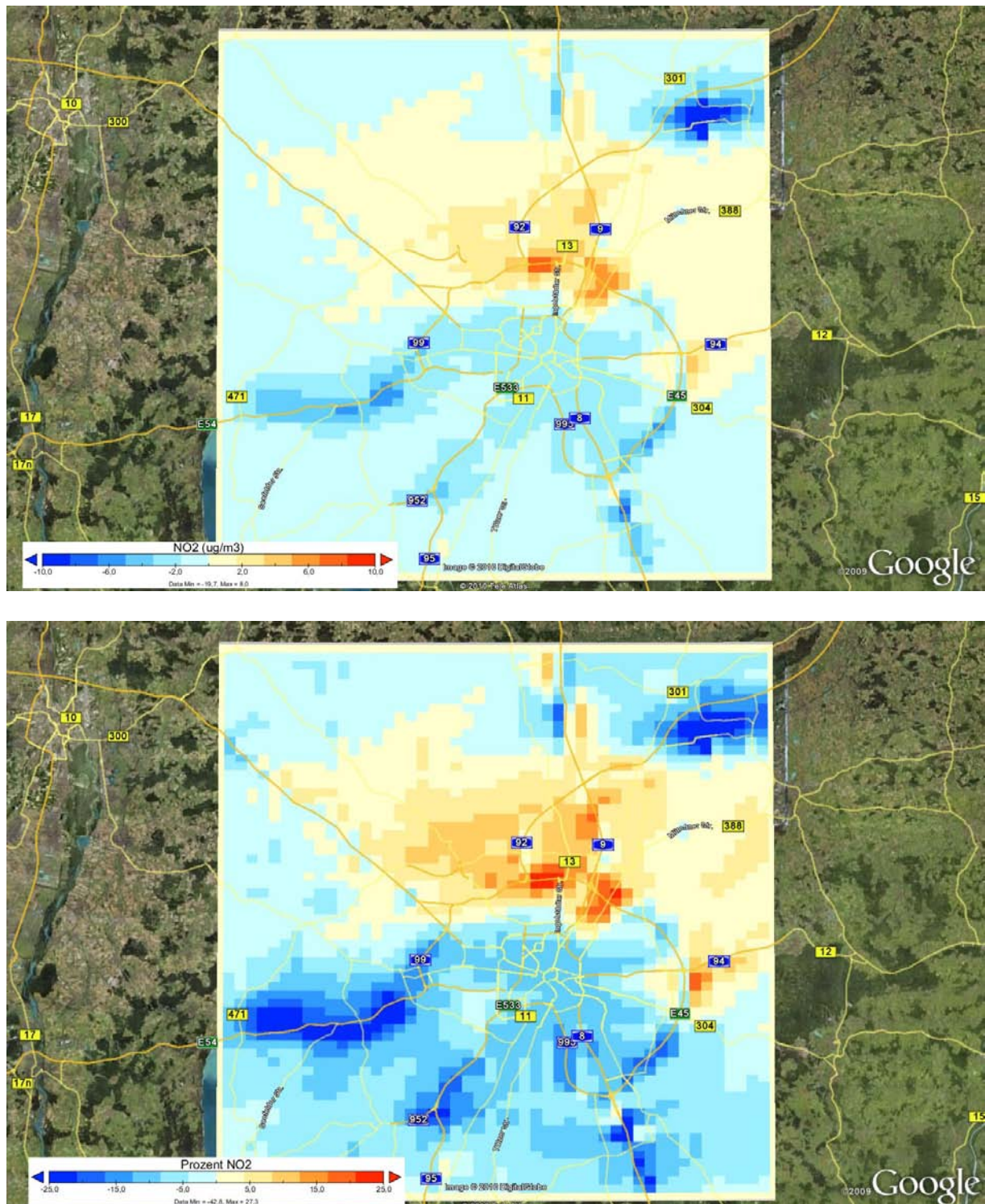


Abbildung 4-7 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte in München infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).

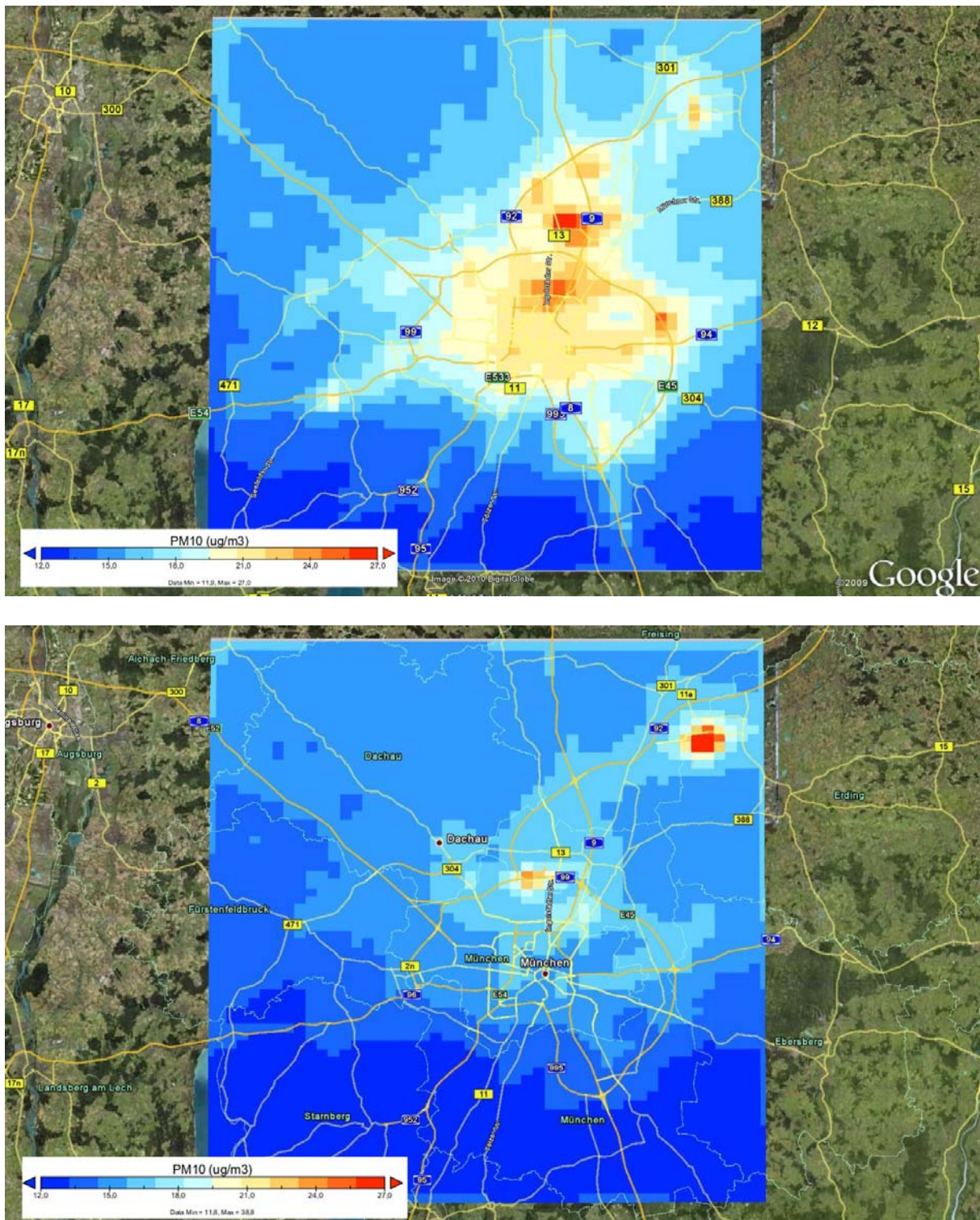


Abbildung 4-8 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Bayern umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625° .

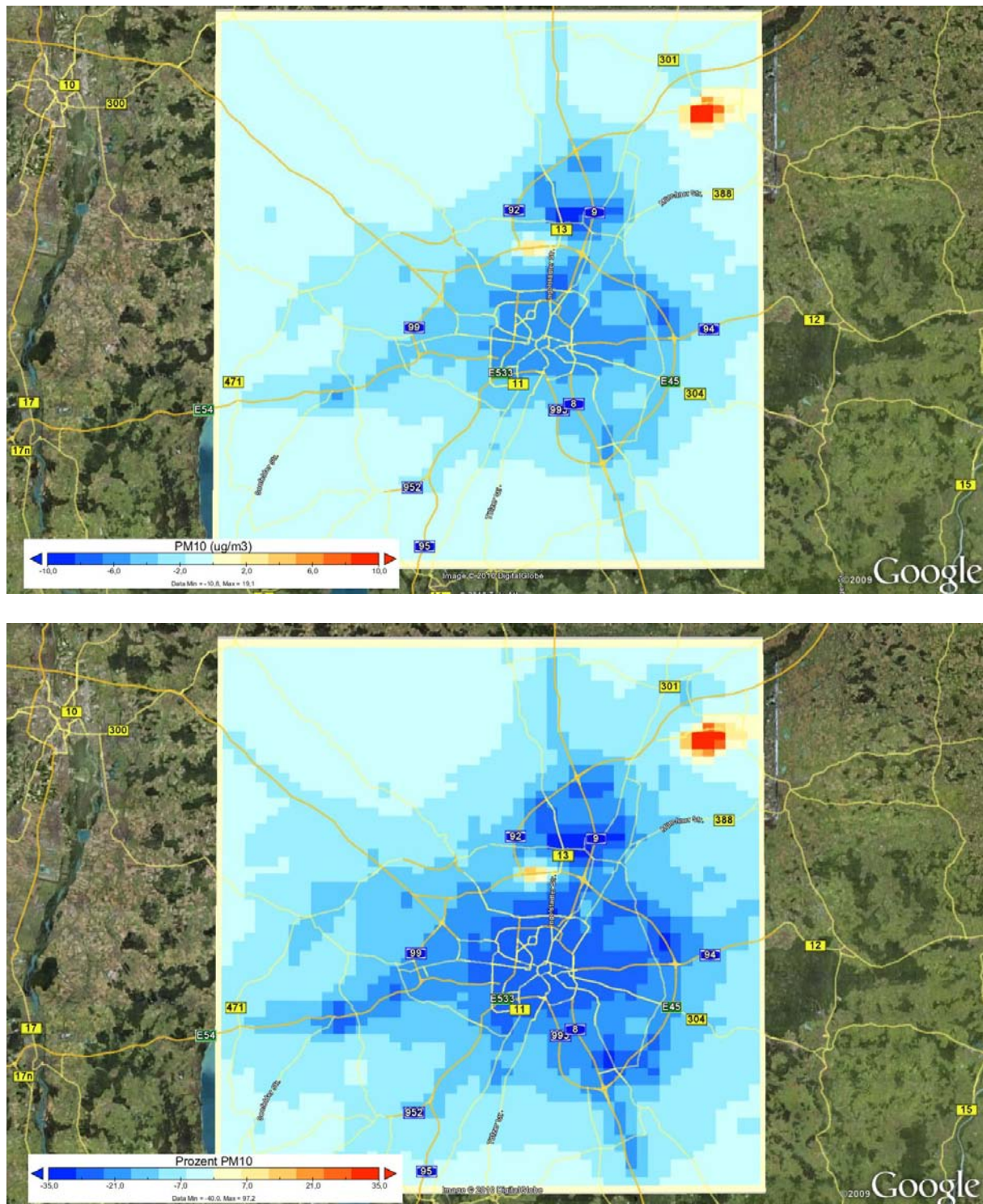


Abbildung 4-9 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in München infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).

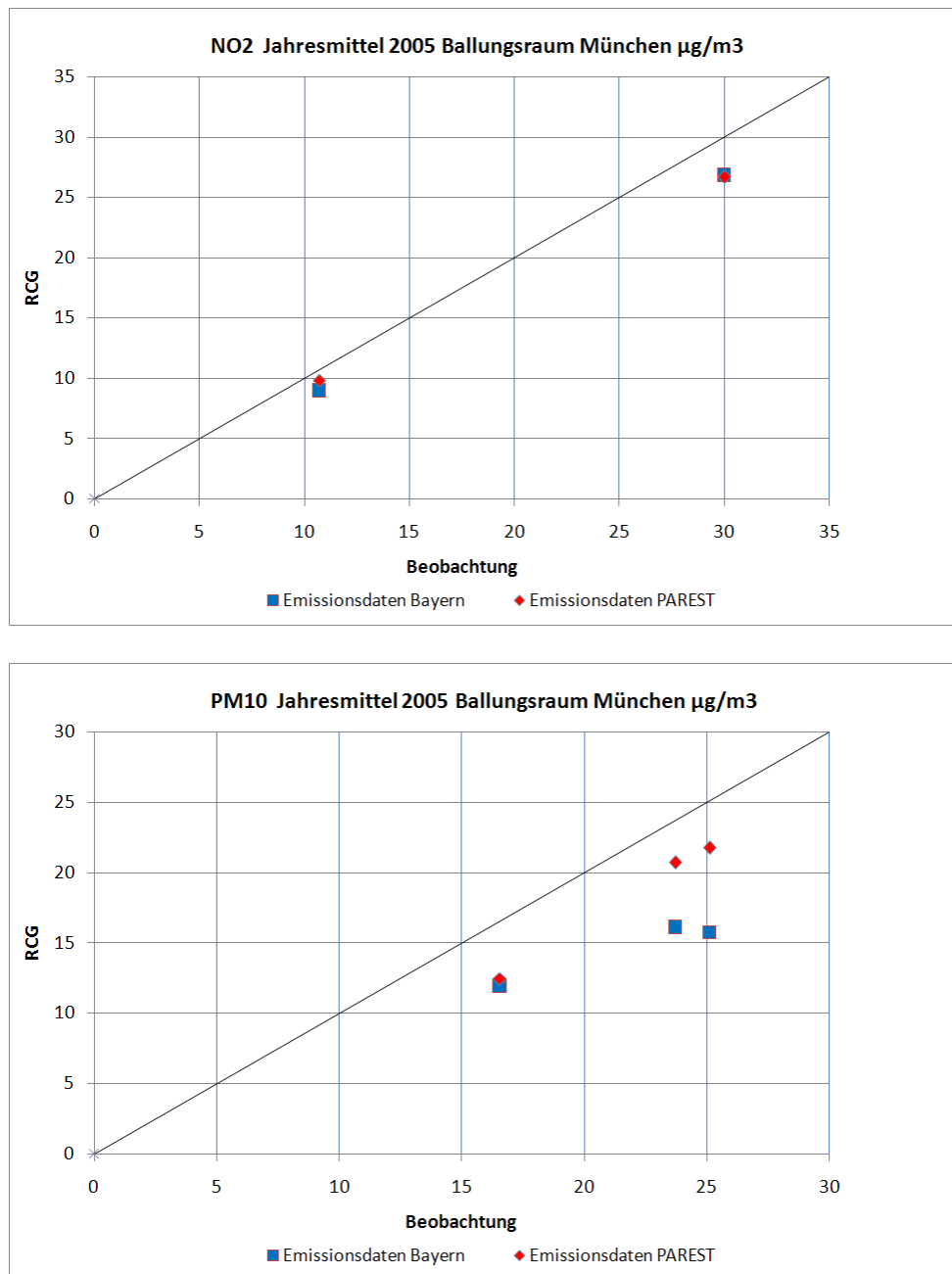


Abbildung 4-10 Beobachtete und berechnete NO_2 - und PM_{10} -Jahresmittelwerte in München. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes Bayern. Stadt- und Innenstadtstationen, keine verkehrsnahen Stationen.

4.3 Ruhrgebiet

Für den Ballungsraum Ruhr führt der Austausch der PAREST-Emissionen durch die lokalen Emissionen zu folgenden Emissionsänderungen im Modellgebiet (Uzbasich et al., 2010):

- NH_3 : +3%
- NMVOC: -52%
- NO_x : +15%
- PM10: -47%
- PM2.5: -8%
- SO_2 : -9%

Die etwas höheren NO_x -Emissionen und die geringeren PM10-Emissionen im NRW-Datensatz betreffen alle wichtigen Verursachergruppen. Insbesondere die im PAREST-Emissionsdatensatz für das Ruhrgebiet ausgewiesenen PM10-Emissionen der Industrie sind mehr als doppelt so hoch wie die Angaben im entsprechenden NRW-Datensatz. Die industriellen NMVOC-Emissionen sind im PAREST-Datensatz sogar circa 10mal höher als im NRW-Datensatz. Dagegen sind die verkehrsbedingten NMVOC-Emissionen im NRW-Datensatz circa doppelt so hoch wie im PAREST-Datensatz. Details zu den Unterschieden können in Uzbasich et al. (2010) gefunden werden.

Auch für das Ruhrgebiet wurden Ausbreitungsrechnungen mit den lokalen Emissionsdaten durchgeführt. Nach Abschluss des Projekts stellte sich definitiv heraus, dass die Punktquellenemissionen im Ruhrgebiet für die PM10-Emissionen zum Teil mit der Schornsteinhöhe Null geliefert worden waren (Uzbasich, pers. Mitteilung, 30. August 2010). Dieser Fehler in den emissionsseitigen Eingangsdaten führt lokal zu stark überhöhten Konzentrationen. Da die betroffenen Punktquellen über das gesamte Modellgebiet verteilt sind, kann nur ein durch diesen Umstand eingeschränkter Vergleich der Berechnungen durchgeführt werden.

Abbildung 4-11 zeigt die mit beiden Emissionsdatensätzen berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet, Abbildung 4-12 die sich durch den Austausch ergebenden absoluten und relativen Unterschiede der Jahresmittelwerte bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Die auf Basis der NRW-Emissionsdaten berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte liegen vor allem im Umfeld des Flughafens Düsseldorf und entlang der Rheinachse niedriger als diejenigen berechnet mit den PAREST-Emissionsdaten. Im mittleren und südöstlichen Teil des Modellgebiets führen die lokalen Emissionsdaten dagegen zu höheren NO_2 -Konzentrationen. Am Flughafen Düsseldorf werden mit den NRW-Daten um die $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder circa 25% niedrigere NO_2 -Jahresmittelwerte berechnet als mit den PAREST-Daten. Entlang der Rheinschiene sind die NO_2 -Konzentrationen um die $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 5 bis 10% niedriger. Die NO_2 -Jahresmittelwerte im mittleren und südöstlichen Teil des Modellgebiets liegen auf Basis der NRW-Emissionsdaten bis zu $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 20% höher als die entsprechenden Werte auf Basis der PAREST-Emissionsdaten. Da die NO_x -Emissionen des NRW-Datensatzes in allen wichtigen Sektoren höher sind als die entsprechenden PAREST-Emissionsdaten, dürften die niedrigen NO_2 -Jahresmittelwerte abgesehen vom Flughafenbereich Düsseldorf hauptsächlich auf eine andere horizontale und vertikale Verteilung der industriellen Emissionen zurückzuführen sein. Der Abbildung 4-15 kann entnommen werden, dass die NO_2 -Modellergebnisse auf Basis der NRW-Daten an den meisten Messstationen ähnlich denjenigen auf der Basis der PAREST-Daten sind. Die tendenzielle Überschätzung an vielen Stationen bleibt also erhalten, was wegen der circa 15% höheren NO_x -Emissionen im NRW-Datensatz auch nicht verwunderlich ist.

Abbildung 4-13 zeigt die mit beiden Emissionsdatensätzen berechneten PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet, Abbildung 4-14 die sich durch den Austausch ergebenden absoluten und relativen Unterschiede der Jahresmittelwerte bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Generell sind die auf Basis des NRW-Datensatzes berechneten PM10-Jahresmittelwerte niedriger als diejenigen der PAREST-Referenzsimulation. Lediglich im Umfeld einiger Industrieanlagen werden trotz der nur circa halb so hohen industriellen Emissionen des NRW-Datensatzes sehr viel höhere Konzentrationen berechnet, was aber eindeutig auf die fehlenden Schornsteinhöhen zurückzuführen ist. Dies zeigt auf, wie wichtig eine realitätsnahe Simulation der vertikalen Emissionsverteilung ist. Die niedrigeren PM10-Konzentrationen auf Basis des NRW-Datensatzes zeigen sich auch deutlich im Vergleich mit den Messungen (Abbildung 4-15 unten). Abgesehen von den extremen Überschätzungen an einigen industrienahen Stationen, die eindeutig auf die fehlenden Schornsteinhöhen zurückzuführen sind, werden die beobachteten PM10-Jahresmittelwerte auf Basis der NRW-Daten jetzt meistens unterschätzt, was eher dem üblichen Bild bei der PM10-Simulation entspricht.

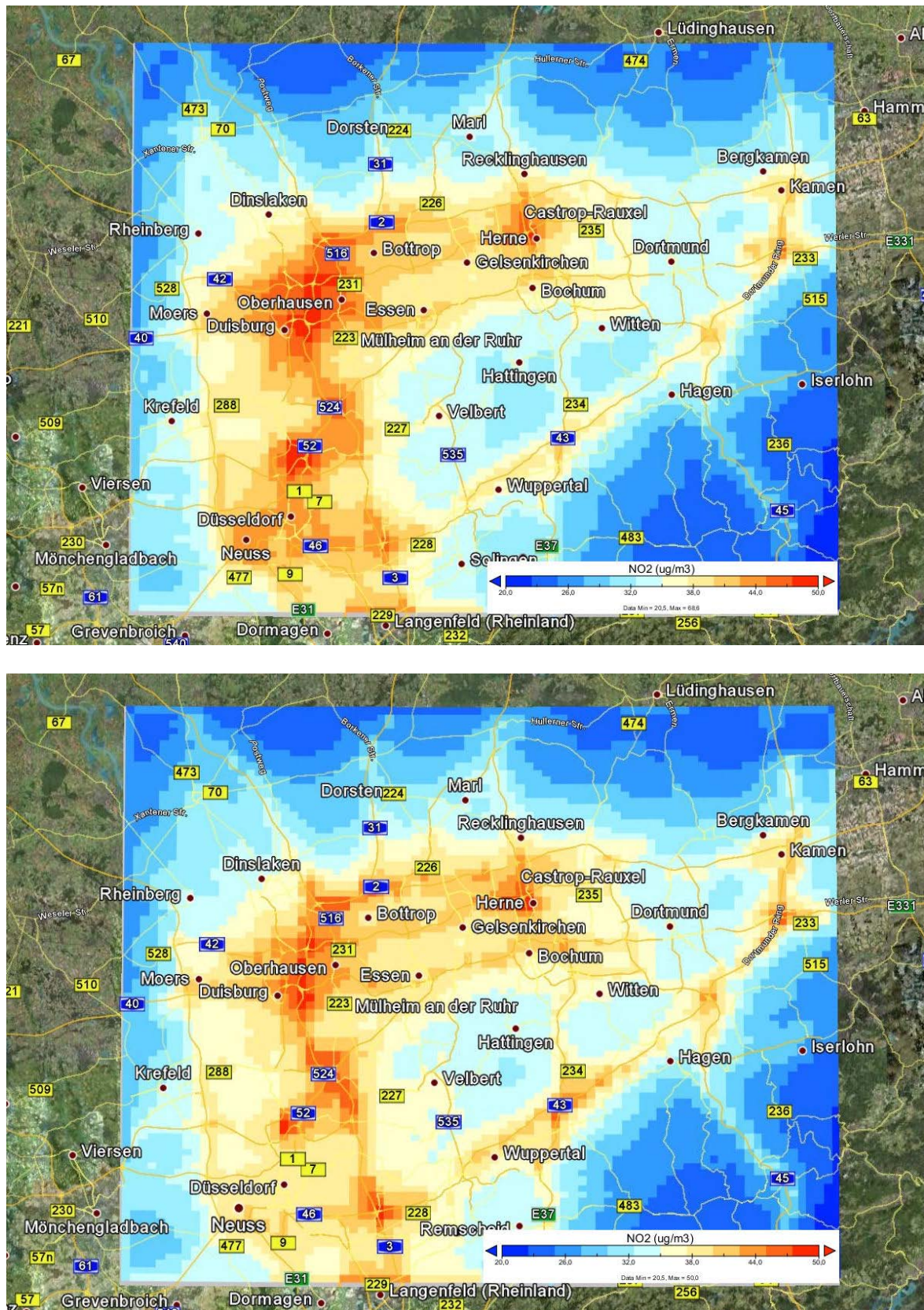


Abbildung 4-11 Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhr. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes NRW umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°.

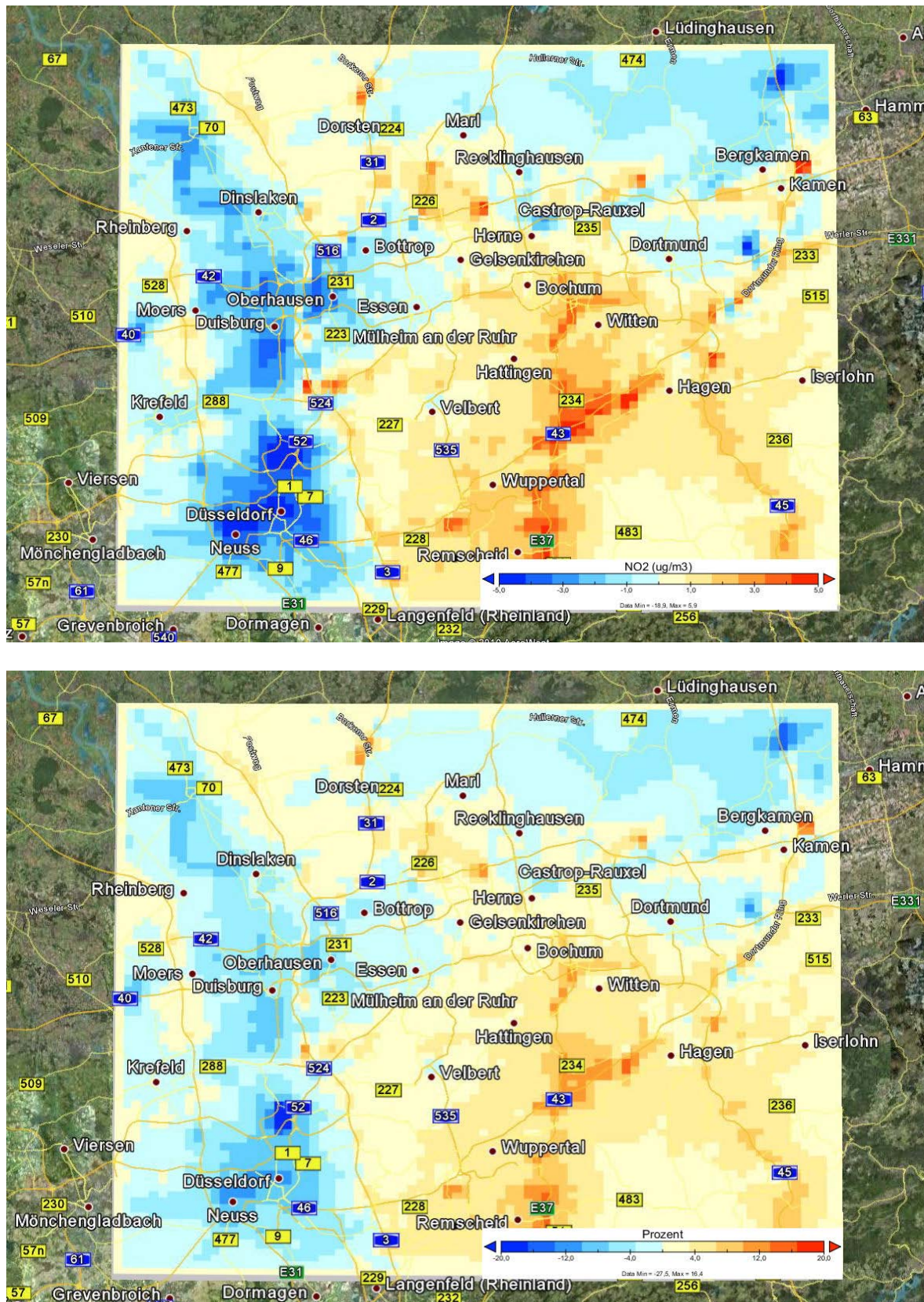


Abbildung 4-12 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.

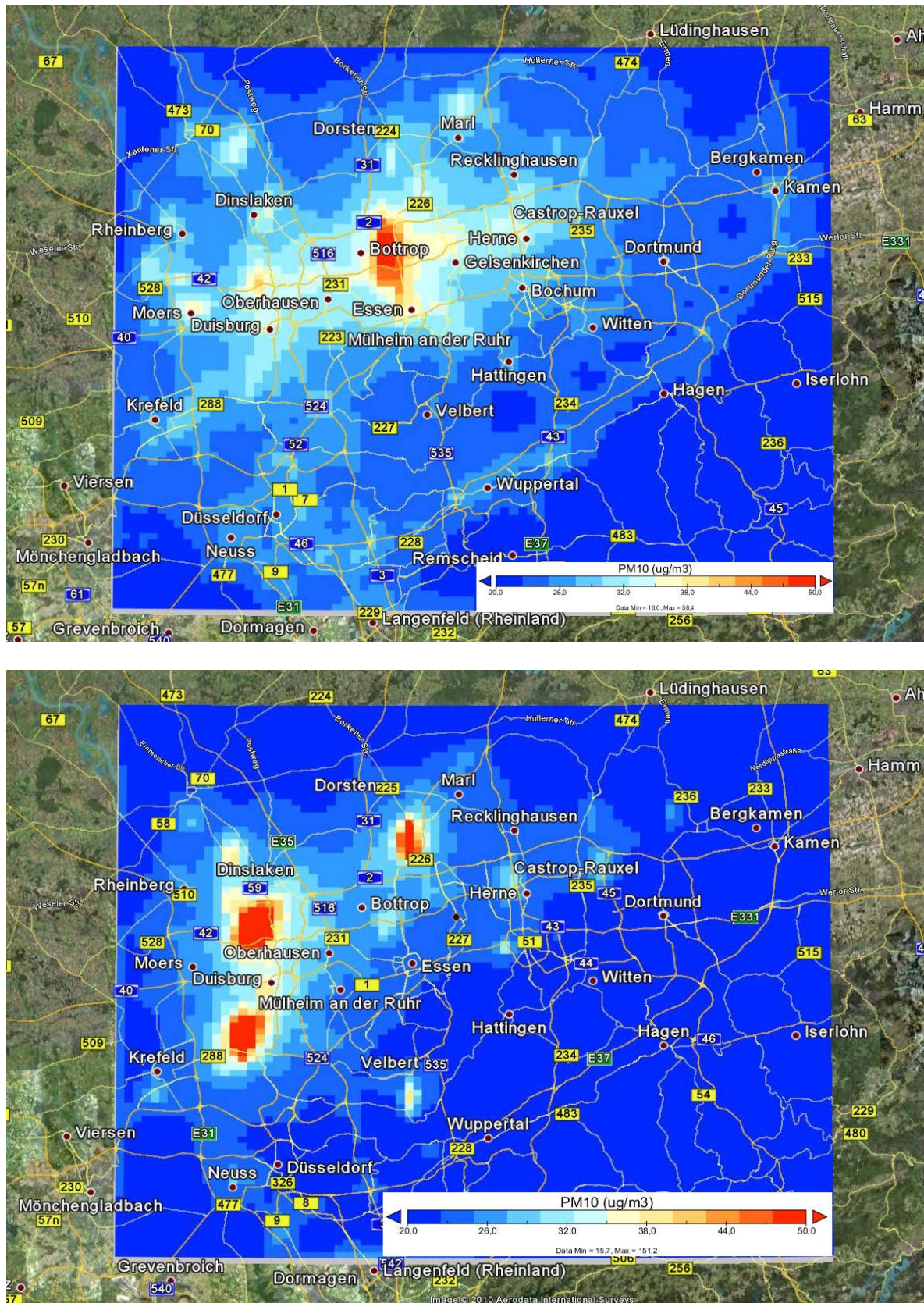


Abbildung 4-13 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhr. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes NRW umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625° .

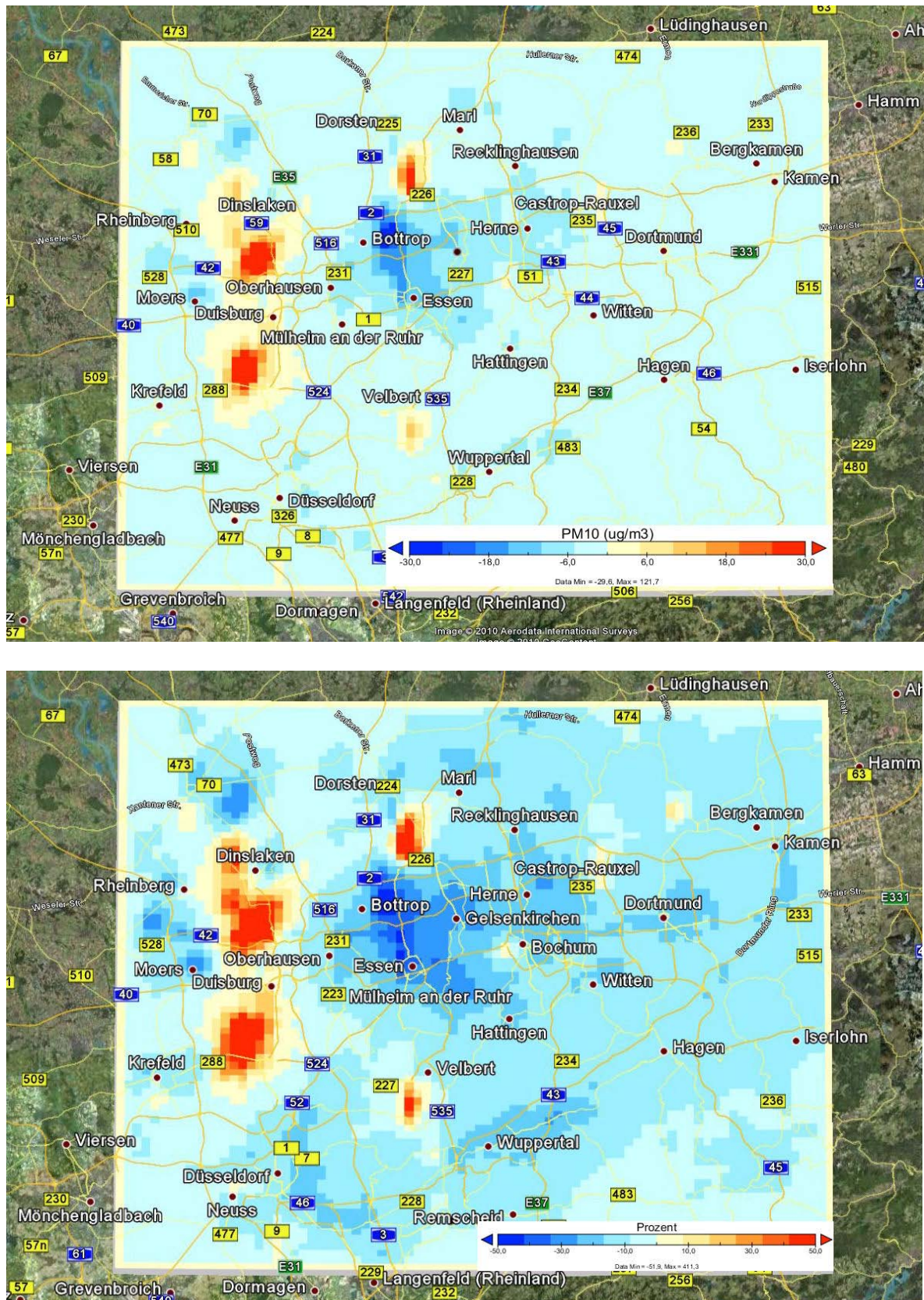


Abbildung 4-14 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.

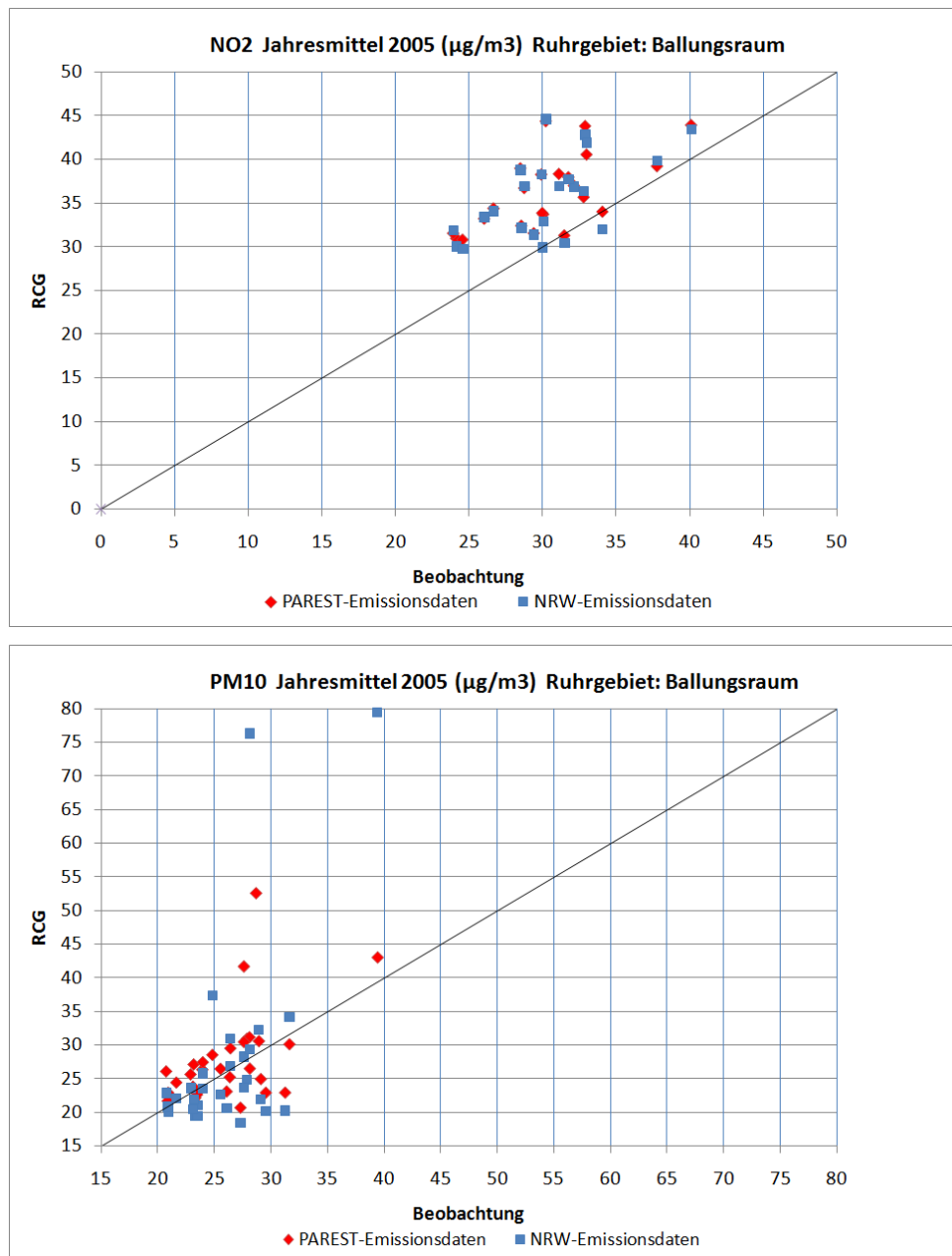


Abbildung 4-15 Beobachtete und berechnete NO₂- und PM₁₀-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes NRW. Keine verkehrsnahen Stationen. (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz NRW wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.

5 Simulation der Auswirkung von Umweltzonen

5.1 Überblick

In PAREST wurden für die Ballungsräume Berlin, München und das Ruhrgebiet auch die emissionsseitigen Auswirkungen von Umweltzonen für das Referenzjahr 2005 berechnet (Uzbasich et al., 2010). Dabei wurde ein Maximalszenario abgebildet, das davon ausgeht, dass in allen definierten Zonen nur noch Fahrzeuge mit einer grünen Plakette unterwegs sind. Weiterhin wurde davon ausgegangen, dass die Fahrleistungen der aus den Umweltzonen ausgesperrten Fahrzeuge nicht wegfallen, sondern proportional durch Fahrleistungen zugelassener Fahrzeuge ersetzt werden. Eine quantitative Betrachtung der durch die Umweltzonen bewirkten Emissionsänderungen kann ebenfalls in Uzbasich et al. (2010) gefunden werden.

Für das Stadtgebiet Berlin wurde die Umweltzone innerhalb des S-Bahnringes angenommen (Abbildung 5-1). In München umfasst die Umweltzone das Gebiet innerhalb des mittleren Autobahnringes (Abbildung 5-2). Für das Ruhrgebiet wurden 2 Umweltzonen definiert: die reale Umweltzone, die aus mehreren Einzelzonen besteht (UZ1), und das gesamte Ruhrgebiet (UZ2, siehe Abbildung 5-3).

In Berlin und München wurden auch alle Zellen des Emissionsrasters zur Umweltzone erklärt, in denen der S-Bahnring (Berlin) bzw. der Autobahnring (München) verläuft. Damit fällt die Berliner Stadtautobahn A100, die parallel zum S-Bahnring verläuft, auch in die Umweltzone. In der realen Berliner Umweltzone gehört die Stadtautobahn nicht zur Umweltzone. In München gilt dasselbe für den mittleren Autobahnring. Im Ruhrgebiet wurden auch für den Verkehr auf den Autobahnen durch die Umweltzonen angenommen, dass nur noch Fahrzeuge mit grüner Plakette unterwegs sind. Auch das ist in den realen Umweltzonen nicht der Fall. Alle drei in PAREST definierten Umweltzonen beschreiben damit eine Emissionssituation, die restriktiver ist als in den realen Umweltzonen der drei Ballungsräume.

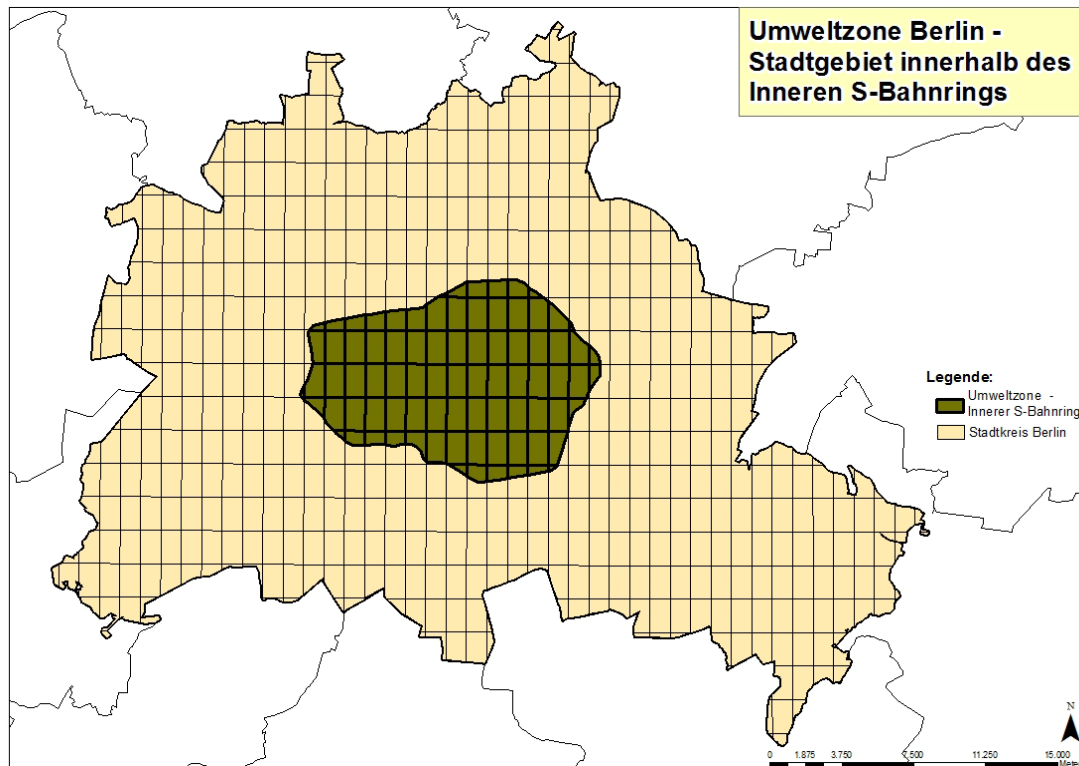


Abbildung 5-1 Geographische Ausdehnung der Umweltzone Berlin. Abbildung übernommen aus Uzbasich et al., 2010.

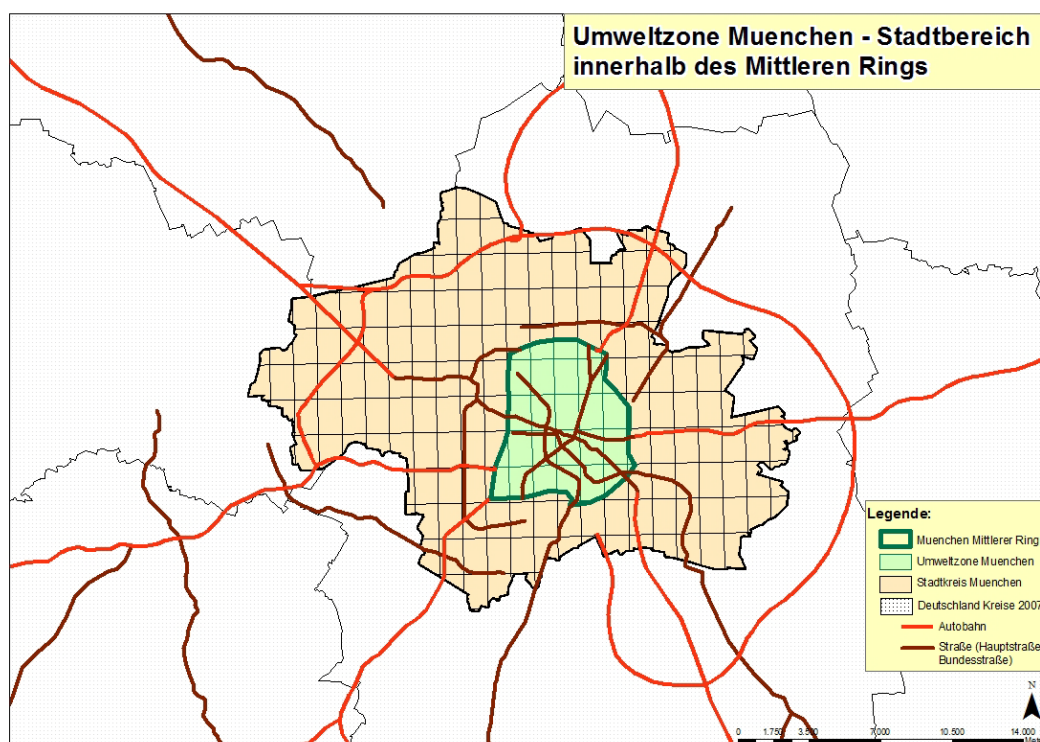


Abbildung 5-2 Geographische Ausdehnung der Umweltzone München. Abbildung übernommen aus Uzbasich et al., 2010.

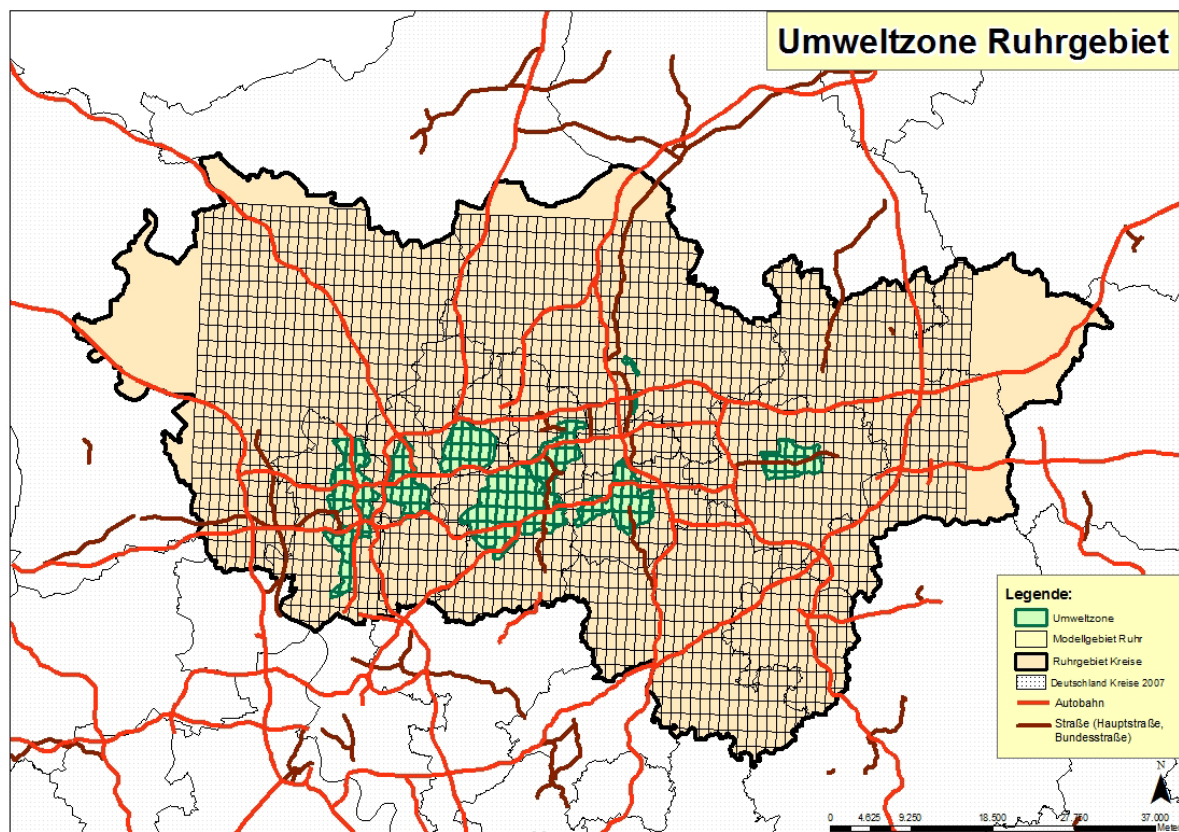


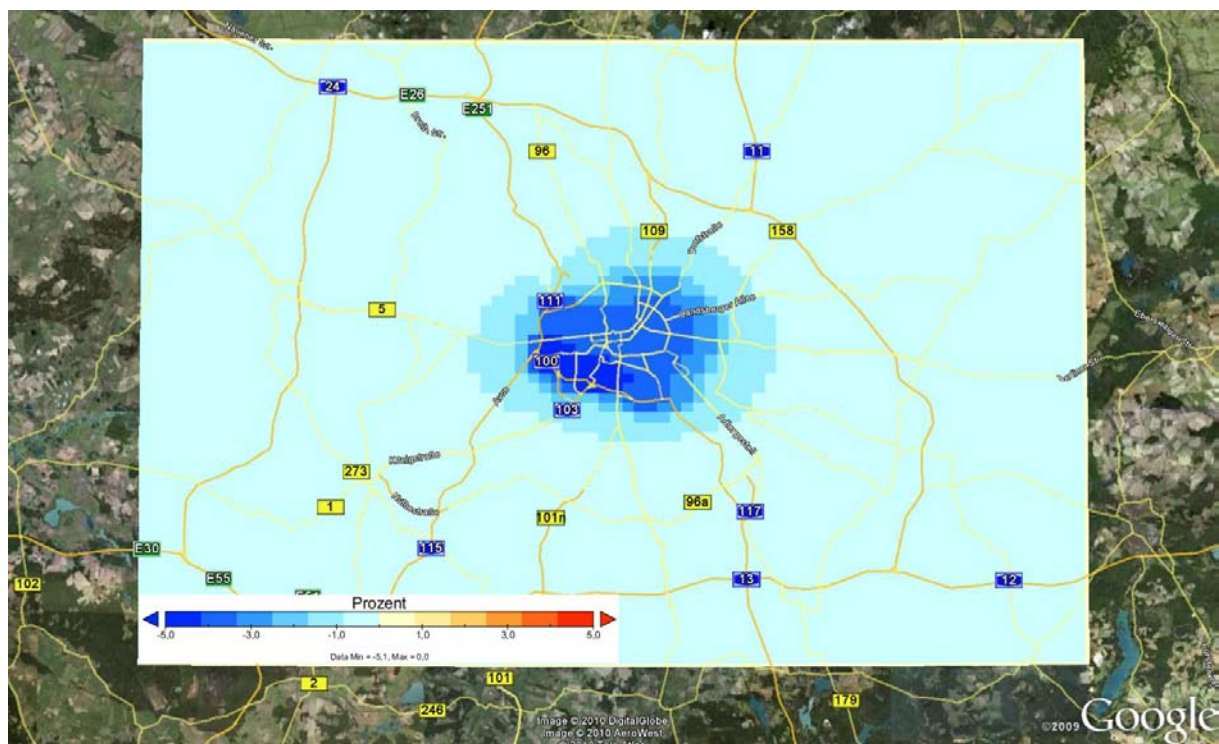
Abbildung 5-3 Geographische Ausdehnung der Umweltzone Ruhrgebiet. Die tatsächlich existierenden Umweltzonen sind grün markiert (UZ1). Die fiktive Umweltzone für das gesamte Ruhrgebiet umfasst den gerasterten Bereich (UZ2). Abbildung übernommen aus Uzbasich et al., 2010.

5.2 Berlin

Die Abbildung 5-4 zeigt die durch Einführung der fiktiven Umweltzone in Berlin berechneten Änderungen der NO_2 -Jahresmittelwerte. Maximale Abnahmen der NO_2 -Jahresmittelwerte von bis zu $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden südwestlich der Innenstadt in den Zellen berechnet, in denen die Stadtautobahn A100 verläuft. Im Stadtzentrum selbst liegen die durch die Restriktionen der Umweltzone bewirkten Abnahmen bei $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese absoluten Abnahmen entsprechen relativen Abnahmen von 3 bis 5%.

Auch bei den PM_{10} -Jahresmittelwerten liegen die maximalen Abnahmen von $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Bereich der A100 (Abbildung 5-5). Die durch die Umweltzone erreichbaren Abnahmen sind damit geringer als bei den NO_2 -Konzentrationen. Bezogen auf die PM_{10} -Jahresmittelwerte des Referenzlaufs ohne Umweltzone werden in der Umweltzone Abnahmen von circa 1 bis knapp 2% erreicht.

Es sei angemerkt, dass die hier berechneten Konzentrationsabnahmen für den städtischen Konzentrationshintergrund gelten. Am direkten Ort der Emissionsverminderung, d.h. direkt an der Straße, werden die Auswirkungen einer Umweltzone höher sein als hier berechnet. Eine Quantifizierung des Minderungseffekts von Umweltzonen im Straßenbereich kann nur mit Modellrechnungen vorgenommen werden, die den Straßenbereich angemessen auflösen.



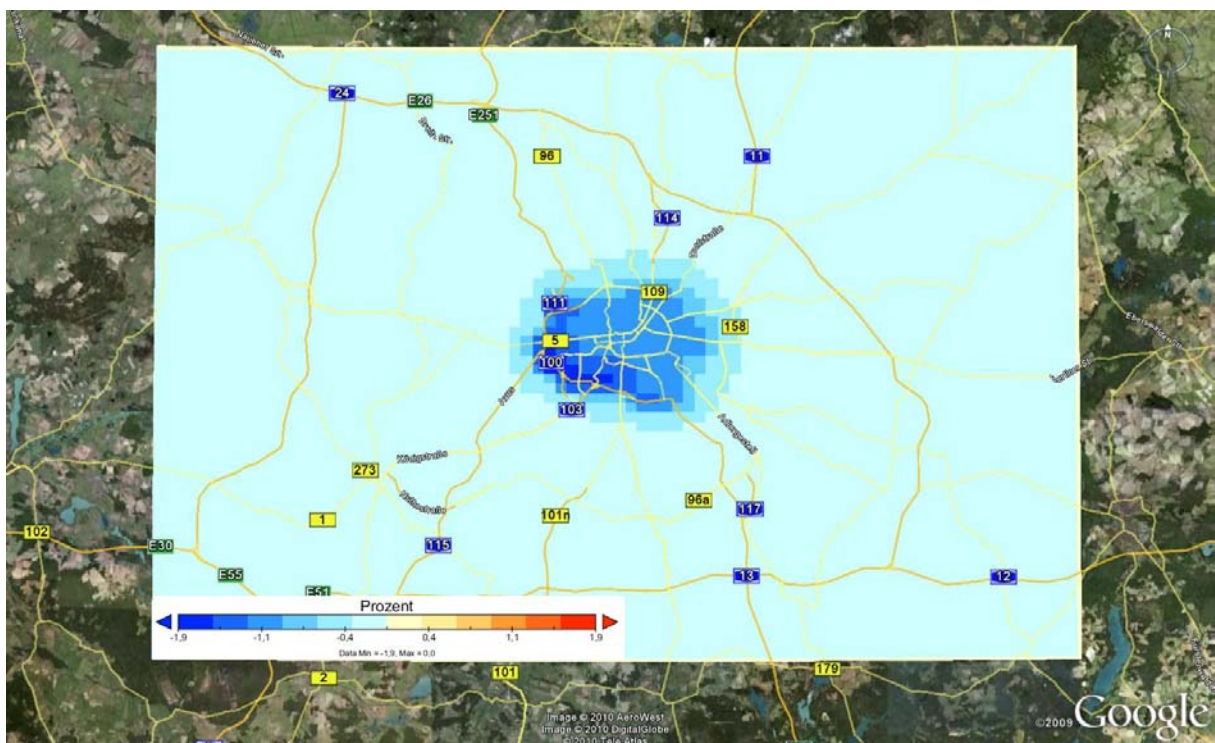
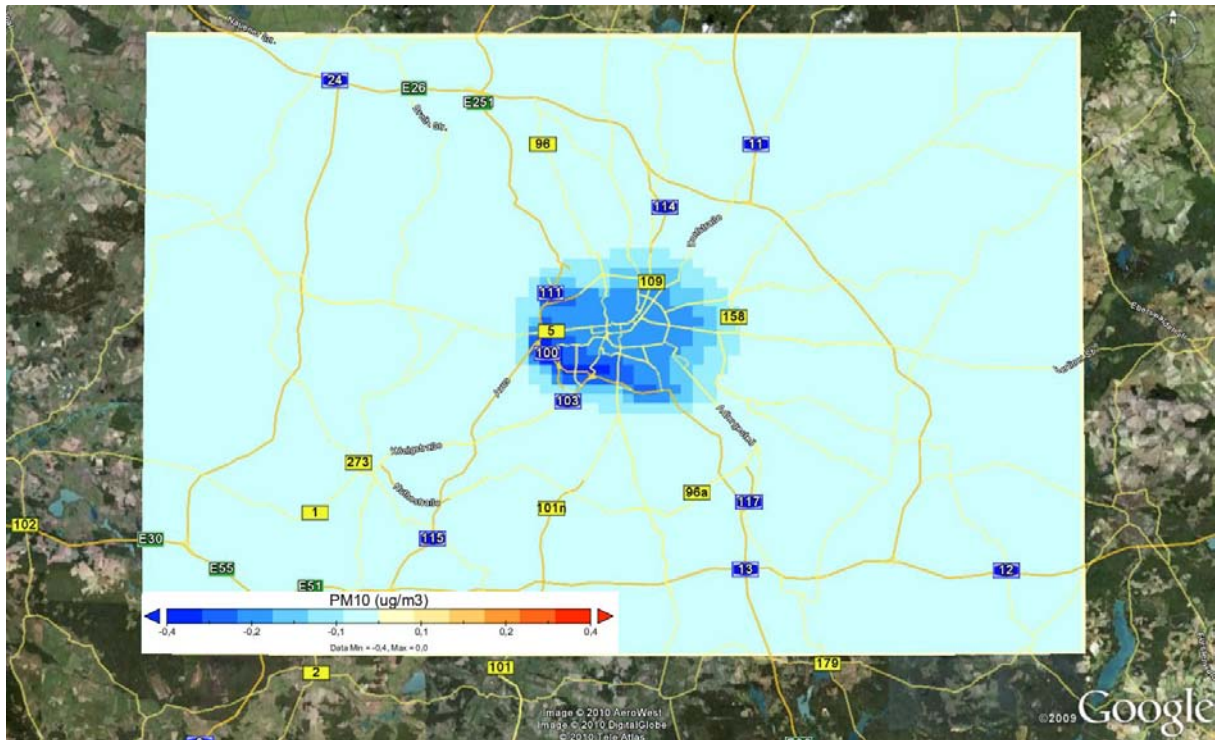


Abbildung 5-5 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone innerhalb des S-Bahnringes für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone siehe Uzbasic et al., 2010.

5.3 München

Die in München durch die Einführung einer Umweltzone erreichbaren NO_2 - und PM_{10} -Konzentrationsänderungen sind in Abbildung 5-6 und Abbildung 5-7 dargestellt. Ähnlich wie in Berlin kommt es in der Münchner Innenstadt zu Abnahmen der NO_2 -Konzentrationen in der Größenordnung von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abbildung 5-6 oben). Dies entspricht relativen Abnahmen bis zu 5% (Abbildung 5-6 unten).

Die Auswirkungen einer Umweltzone auf die PM_{10} -Konzentrationen sind deutlich geringer. In der Münchner Innenstadt nehmen die PM_{10} -Jahresmittelwerte durch die Umweltzone nur um maximal $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abbildung 5-7 oben) oder maximal 1% ab (Abbildung 5-7 unten). Dies entspricht in der Größenordnung den in der Berliner Innenstadt durch die Umweltzone erreichbaren Minderungen.

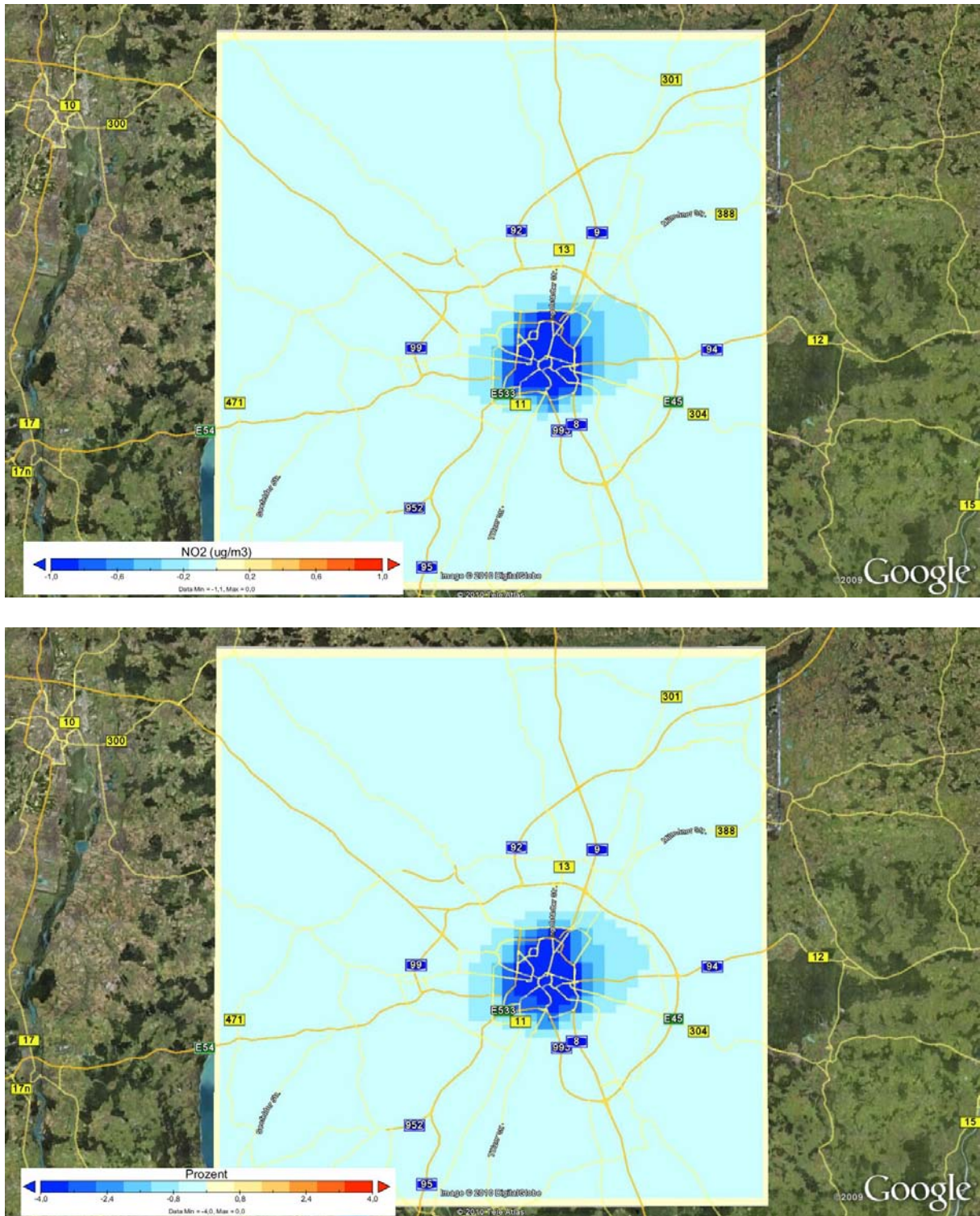


Abbildung 5-6 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte in München infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genaueren Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.

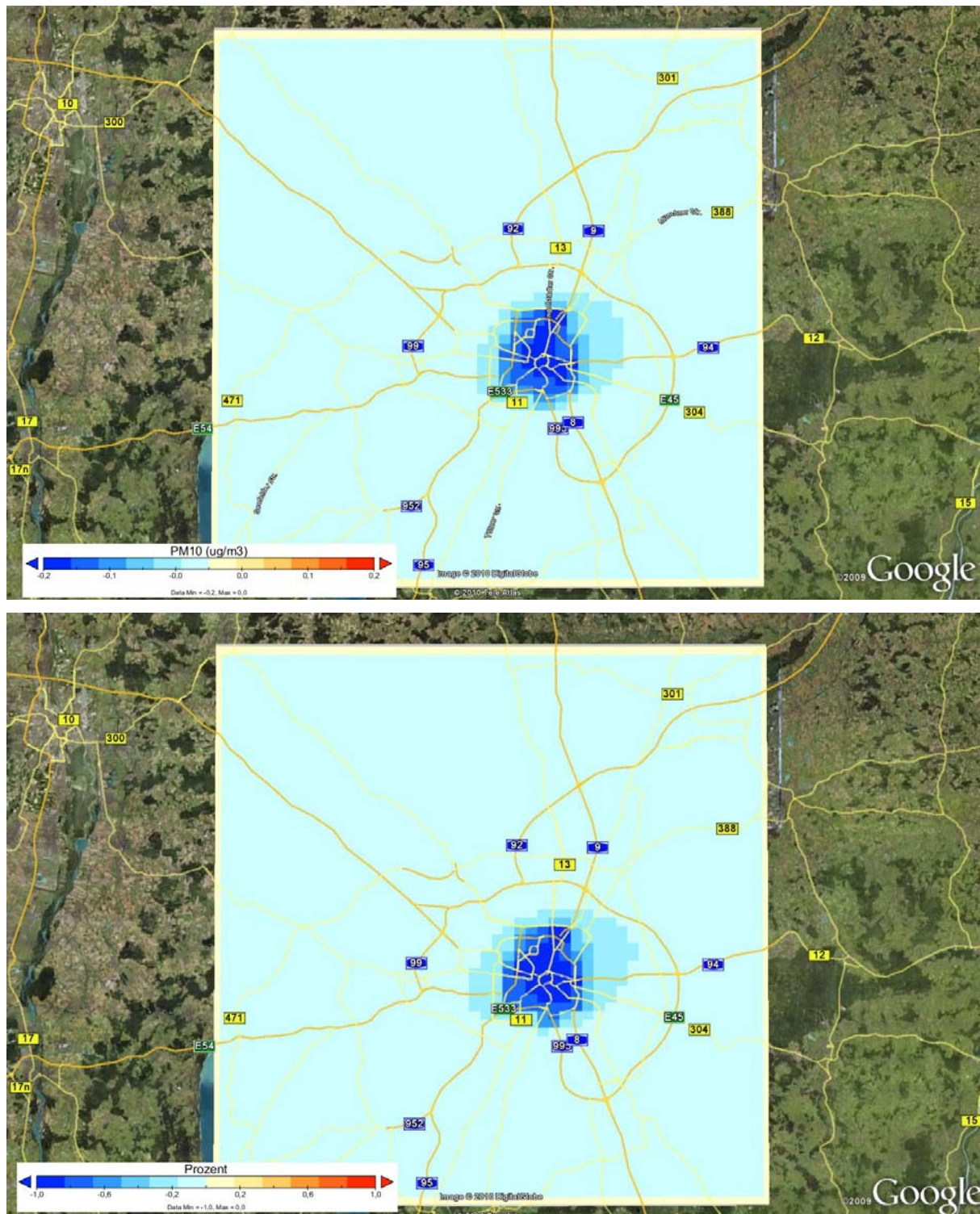


Abbildung 5-7 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in München infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genaueren Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.

5.4 Ruhrgebiet

Im Ruhrgebiet wurden zwei umweltzonenbezogene Szenarien gerechnet:

- Nur Fahrzeuge mit grünen Plaketten innerhalb der realen Umweltzonengebiete und auf den durch das Gebiet verlaufenden Autobahnen
- Nur Fahrzeuge mit grünen Plaketten innerhalb des gesamten Ruhrgebiets und auf den durch das Gebiet verlaufenden Autobahnen.

Die genauen Gebiete zeigt die Abbildung 5-3.

Abbildung 5-8 zeigt die im Gebiet der realen Umweltzonen erreichbaren Minderungen der NO_2 -Jahresmittelwerte bezogen auf die PAREST-Referenz 2005. In den Kernzonen werden Abnahmen zwischen 1 und $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 3 bis 4% erreicht. Weitert man die Umweltzone auf das gesamte Ruhrgebiet aus, sinken die NO_2 -Konzentrationen großflächig um 1 bis $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 3 bis 6% (Abbildung 5-9). Die größten Änderungen werden entlang der durch das Ruhrgebiet verlaufenden Autobahnen berechnet. Die durch die Ausweitung der realen Umweltzone auf das gesamte Ruhrgebiet zusätzlich erreichbaren Minderungen zeigt die Abbildung 5-10.

Die entsprechende Auswertung für PM_{10} ist in Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-13 zusammengestellt. Im Gebiet der realen Umweltzone UZ1 werden Abnahmen der PM_{10} -Jahresmittelwerte bis zu $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 1.2 % berechnet (Abbildung 5-11). Definiert man das gesamte Ruhrgebiet zur Umweltzone, werden großflächig Abnahmen der PM_{10} -Jahresmittelwerte um $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder um die 2% erreicht. Die maximalen Abnahmen ($0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 2.6%) liegen wie beim NO_2 im Bereich der Autobahnen und Autobahnkreuze.

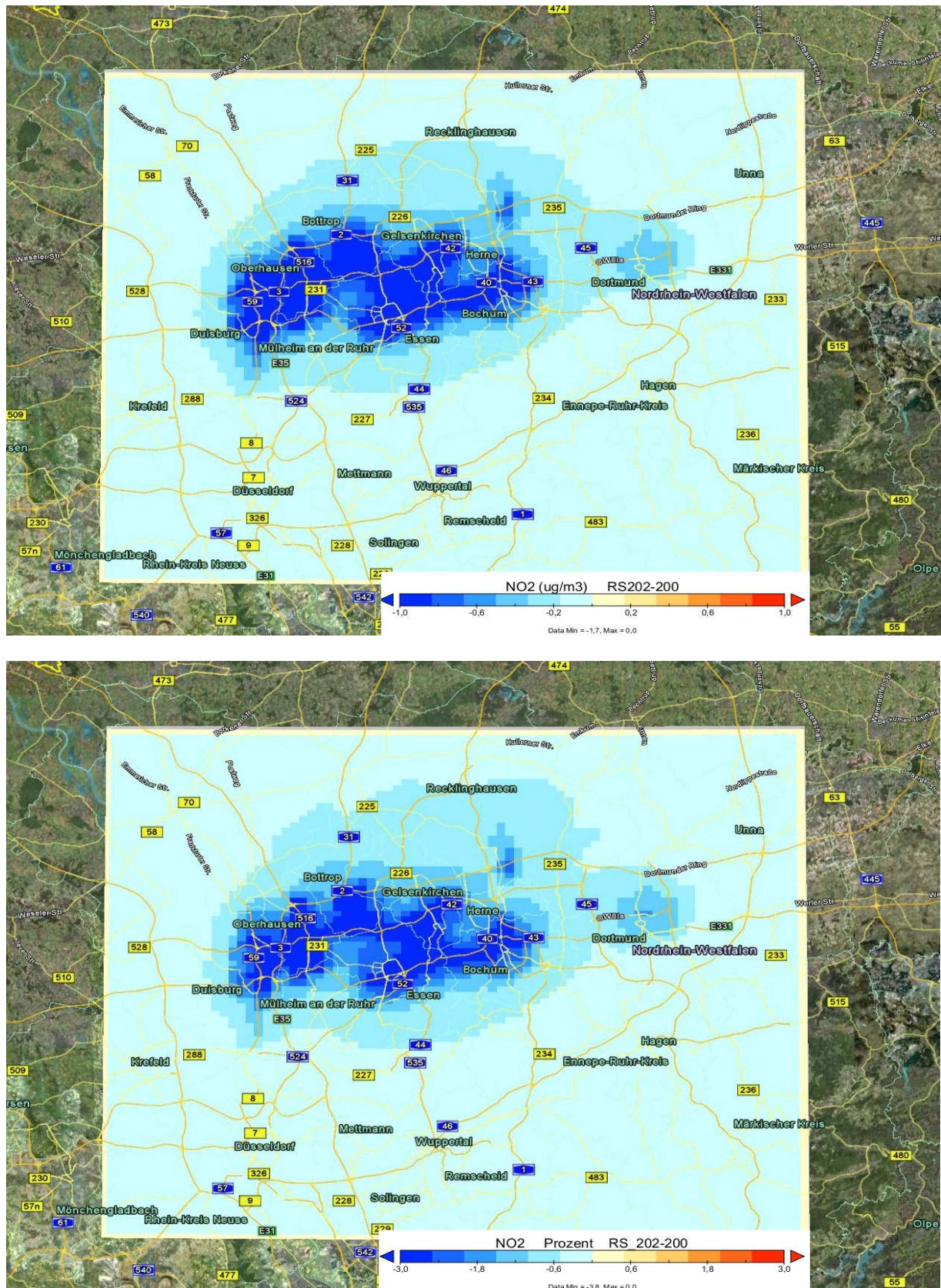


Abbildung 5-8 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ1) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.

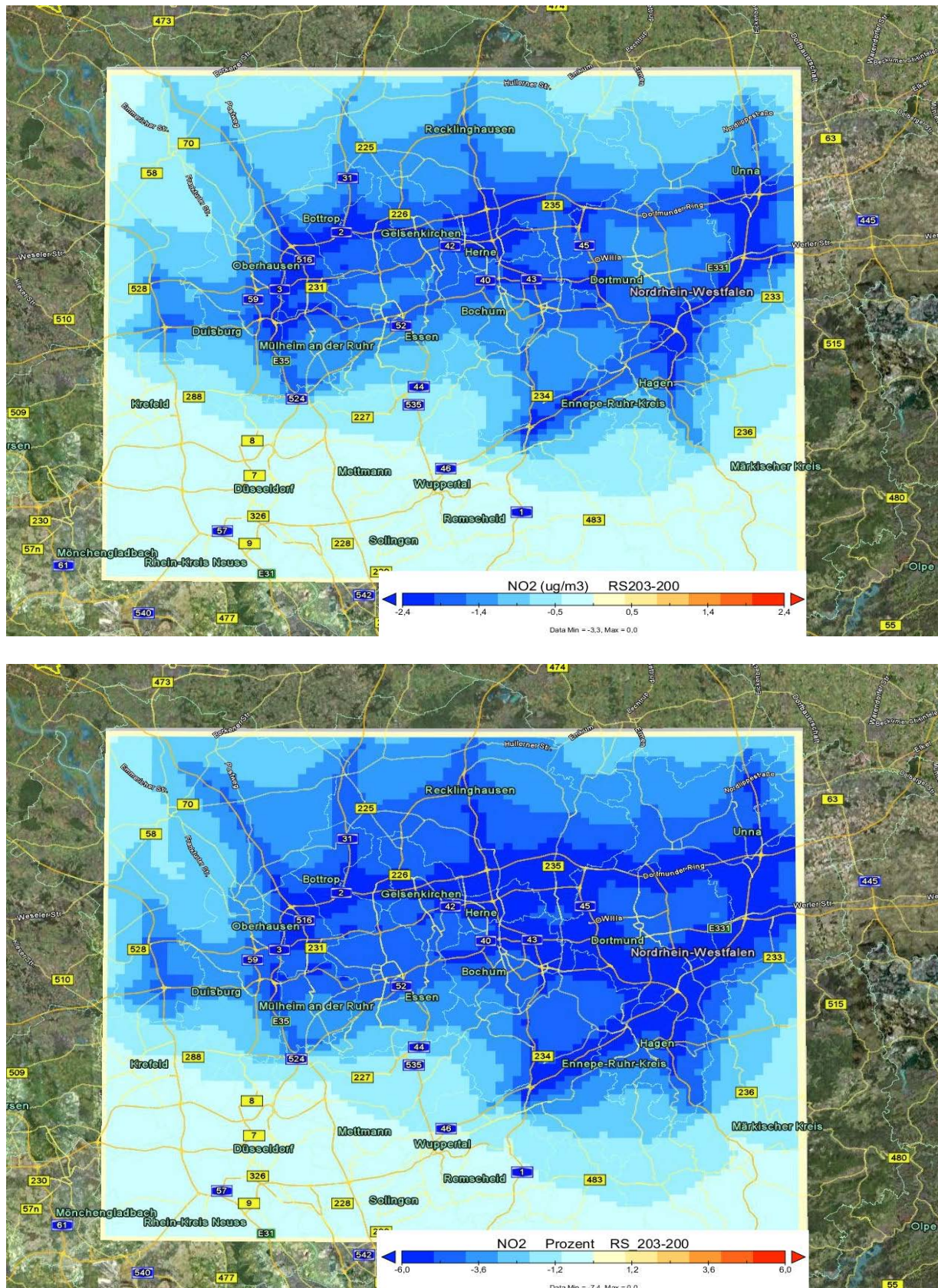


Abbildung 5-9 Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut (µg/m³), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.

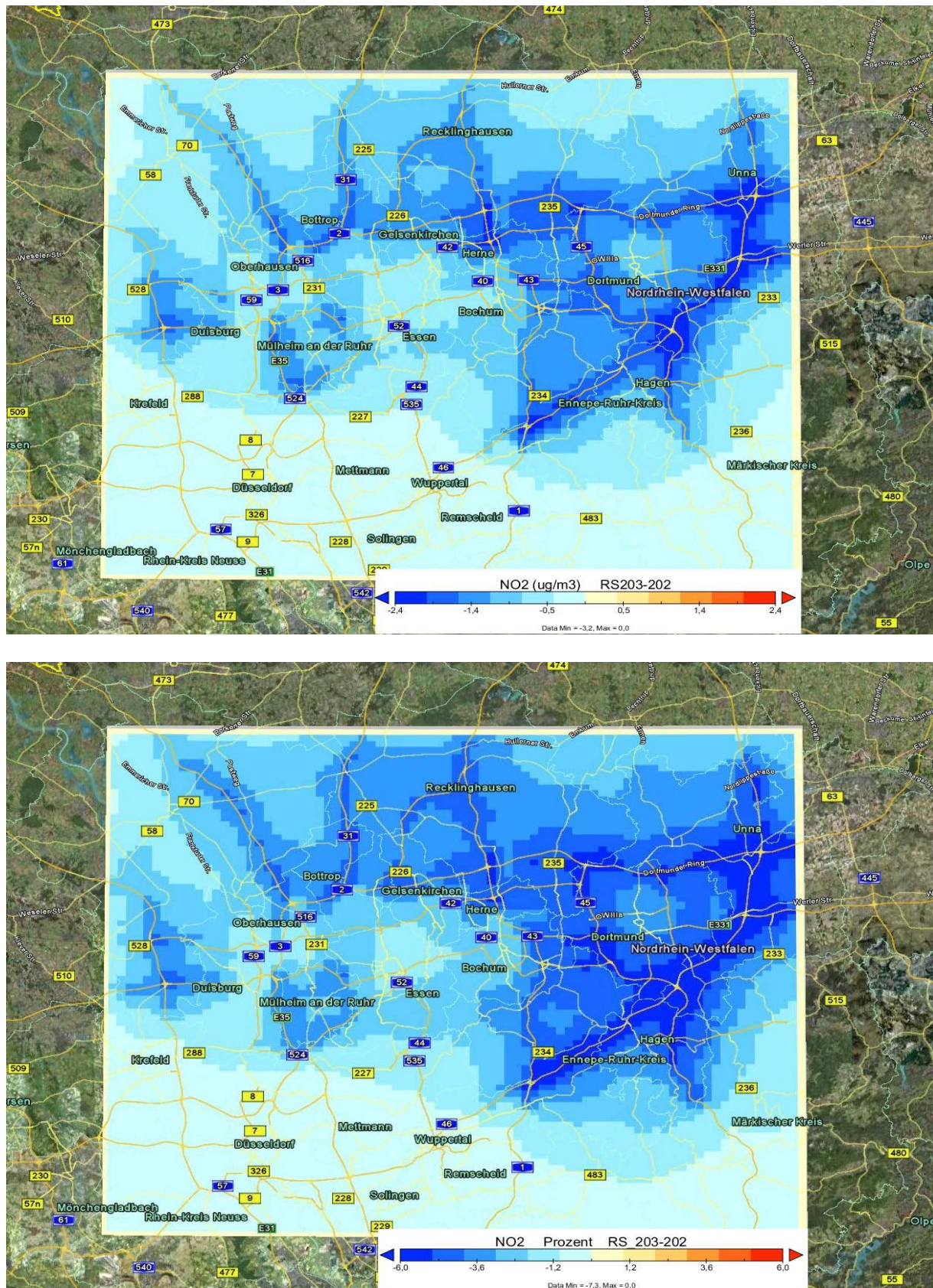


Abbildung 5-10 Zusätzlich erreichbare Minderung der NO₂-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Erweiterung der Umweltzone UZ1 auf das gesamte Ruhrgebiet (Umweltzone UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%), jeweils bezogen auf die Ergebnisse für die Umweltzone UZ1. Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 und UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.

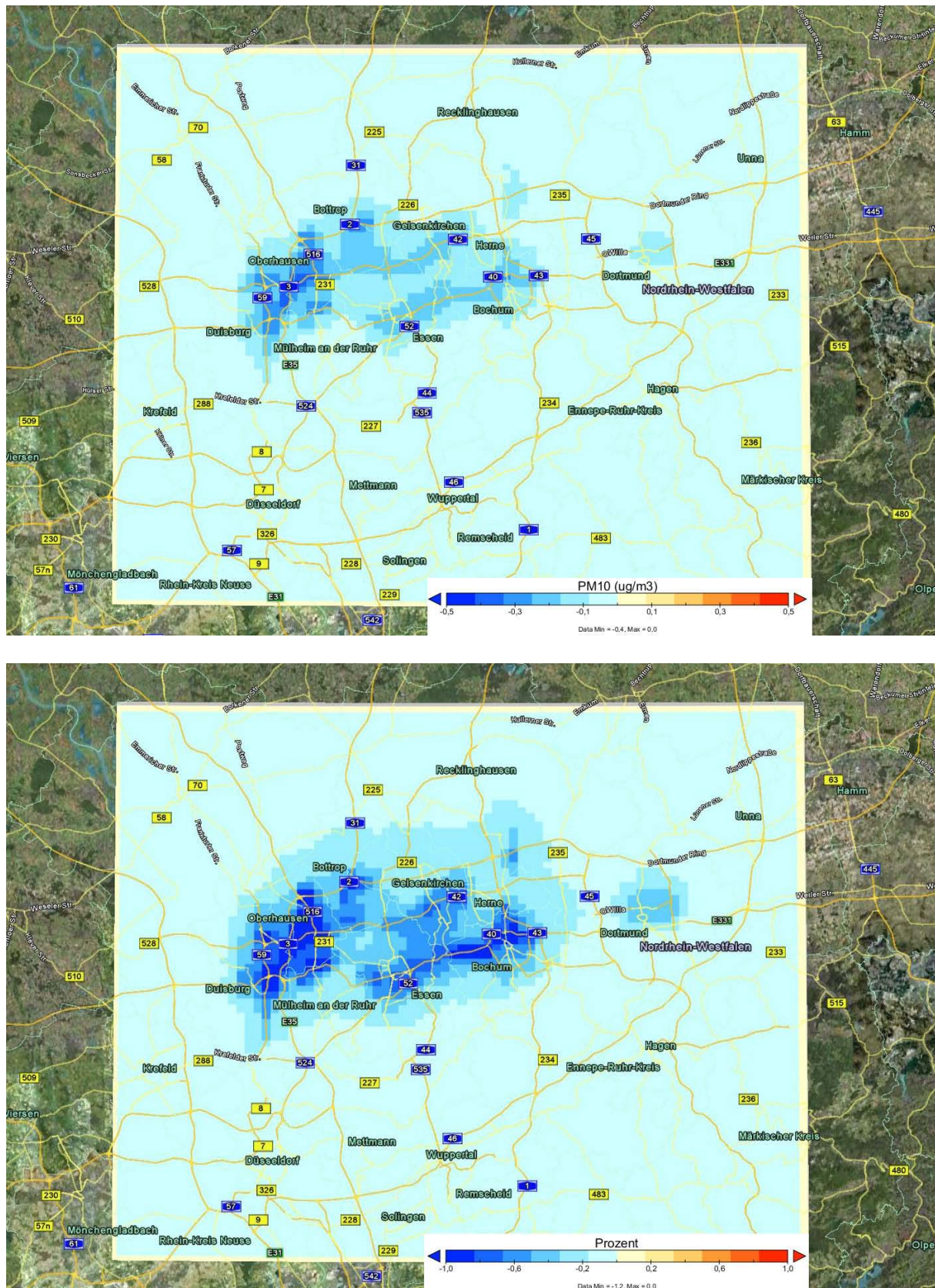


Abbildung 5-11 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ1) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.

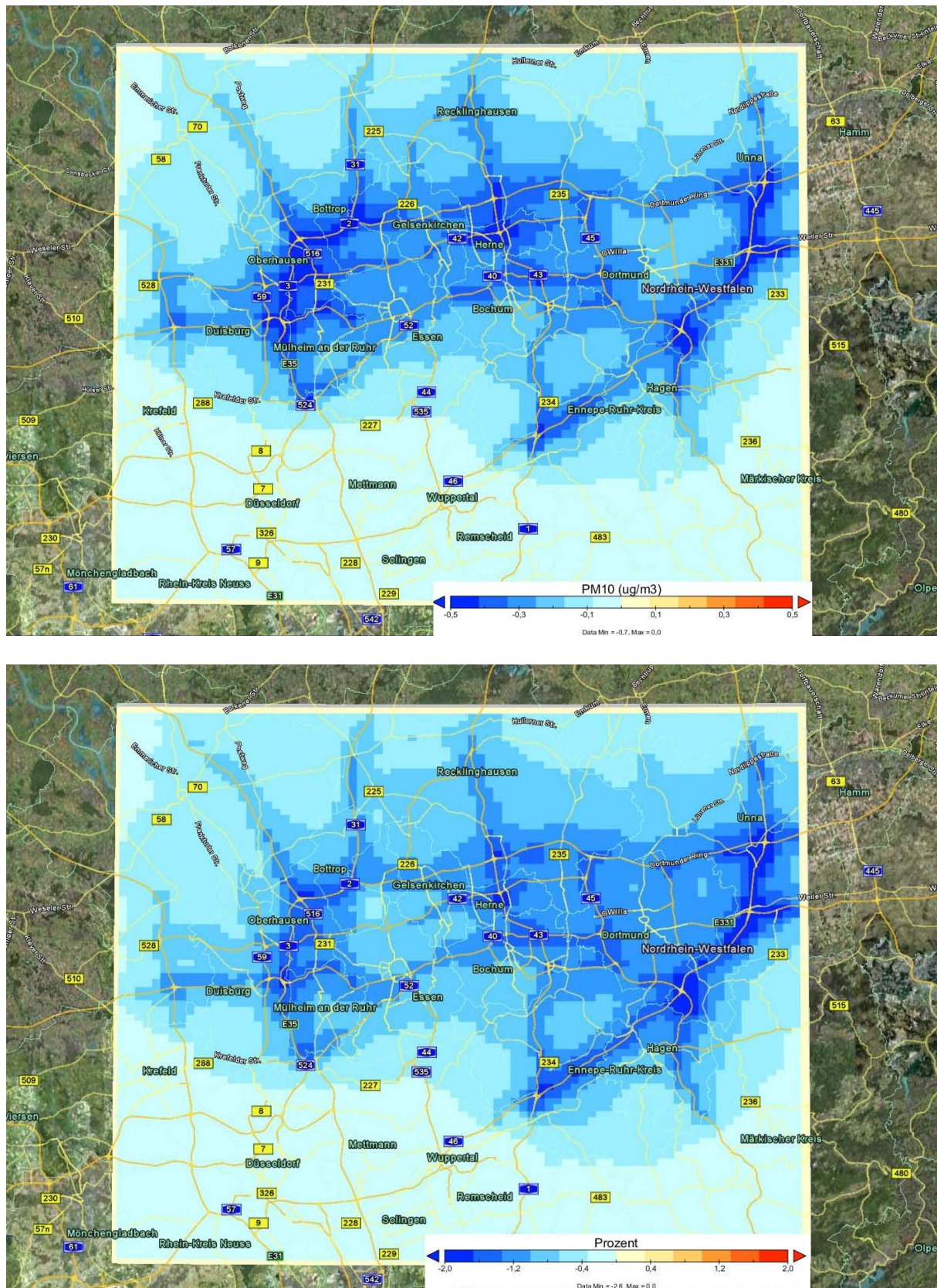


Abbildung 5-12 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.

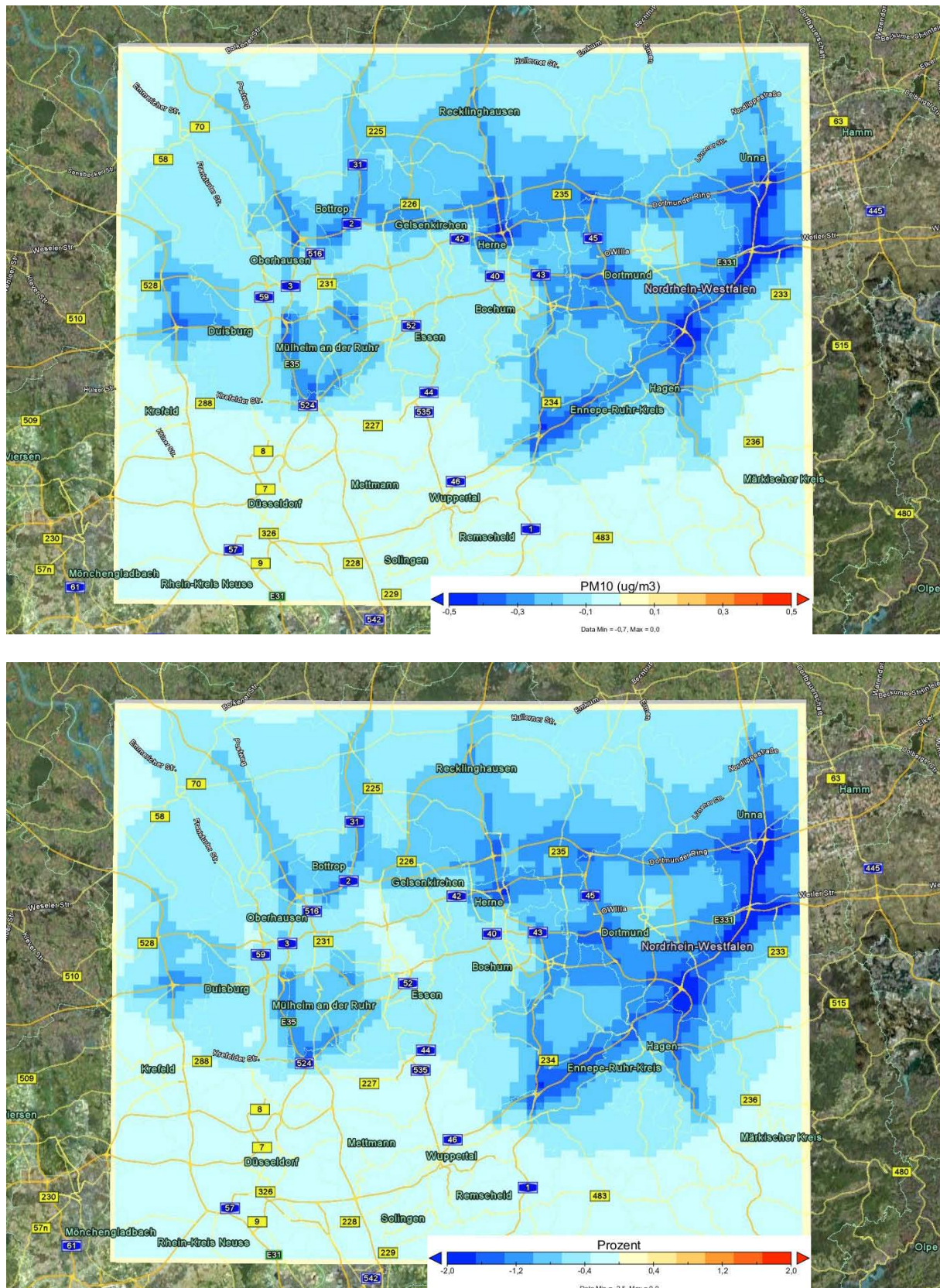


Abbildung 5-13 Zusätzlich erreichbare Minderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Erweiterung der Umweltzone UZ1 auf das gesamte Ruhrgebiet (Umweltzone UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%), jeweils bezogen auf die Ergebnisse für die Umweltzone UZ1. Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 und UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.

6 Zusammenfassung

In diesem Bericht wurden die Ergebnisse der Anwendung des RCG-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet diskutiert. Hauptziel der Anwendung war eine immissionsseitige Abschätzung der Unterschiede, die sich durch die Verwendung unterschiedlicher Emissionsdatenbasen ergeben. Der im Rahmen des PAREST-Projekts für Deutschland erstellte Referenz-Emissionsdatensatz beruht auf dem so genannten „Top-down“-Ansatz. Der „Top-down“-Ansatz berücksichtigt keine lokalen Informationen, die z.B. aus Emissionserklärungen stammen, da diese Informationen im Allgemeinen nicht vorliegen, sondern leitet die Emissionen aus deutschlandweiten Brennstoffverbräuchen, Produktionsmengen, Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren ab. Diese nationalen Emissionen werden dann in Abhängigkeit von einer Vielzahl von Verteilungsparametern räumlich aufgelöst. Für die drei Ballungsräume wurden für das Referenzjahr 2005 alternativ zu dem Standard-Emissionsdatensatz auch Emissionsdatensätze erstellt, die auf lokalen Emissionen („bottom-up“-Ansatz) beruhen. Diese Emissionen wurden von den betreffenden Bundesländern zur Verfügung gestellt.

Die Ergebnisse der Ballungsraumberechnungen in einer Auflösung von circa $2 \times 2 \text{ km}^2$ wurden mit den im PAREST-Projekt durchgeführten großskaligeren Berechnungen (Modellgebiet Europa, Auflösung circa $30 \times 30 \text{ km}^2$; Deutschland grob, Auflösung circa $16 \times 14 \text{ km}^2$; Deutschland fein, Auflösung circa $8 \times 7 \text{ km}^2$) verglichen. Es lässt sich festhalten, dass die im PAREST-Projekt für die Auswertung der Emissionsszenarien gewählte Gittergröße von circa $8 \times 7 \text{ km}^2$ (Modellgebiet Deutschland fein) für mittlere Betrachtungen, d.h. für Mittelwerte über Ballungsräume ausreichend ist, um größere Stadtgebiete angemessen abzubilden. Für detaillierte Betrachtungen, die die durch die Emissionsverteilung vorgegebenen Immissionsstrukturen des städtischen Hintergrunds erfassen wollen, sind aber Modellrechnungen mit einer Auflösung von mindestens $2 \times 2 \text{ km}^2$, besser noch $1 \times 1 \text{ km}^2$ notwendig.

Die Verwendung der lokalen Emissionen führte in Berlin zu NO_2 -Jahresmittelwerten, die innerhalb einer Bandbreite von -33% bis + 31% bezogen auf die Ergebnisse mit dem PAREST-Emissionsdatensatz liegen. Die größten negativen Abweichungen ergaben sich im Bereich des Flughafens Tegel sowie im Umfeld einer neuen Autobahn, deren Emissionen in dem verwendeten lokalen Datensatz noch nicht enthalten waren. Höhere NO_2 -Jahresmittelwerte wurden auf Basis der lokalen Daten in den Innenstadtbezirken, niedrigere Werte in den Stadtrandbezirken berechnet. Die entsprechende Ergebnisspanne in München beträgt -42% bis +25%, im Ruhrgebiet -25% bis + 20%. Wie in Berlin ergab sich die größte negative Abweichung bei den NO_2 -Jahresmittelwerten auch in München und im Ruhrgebiet im Bereich der Flughäfen. In der PAREST-Emissionsdatenbasis sind bei den Flughafenemissionen sowohl die Emissionen am Boden als auch diejenigen in der Lande- und Startphase (LTO – landing and take-off) berücksichtigt. Bei der Immissionsmodellierung wurden die LTO-Emissionen alle der bodennahen Schicht zugeordnet, was unter Umständen zu einer Überschätzung der bodennahen Konzentrationen führen kann. Wie weit LTO-Emissionen auch bei den lokalen Emissionsdaten berücksichtigt sind, konnte nicht geklärt werden. Abgesehen von den hohen Konzentrationsunterschieden im Umfeld der Flughäfen, sind die NO_2 -Konzentrationsunterschiede für Berlin und München hauptsächlich auf lokale Emissionsunterschiede der verkehrsbedingten NO_x -Emissionen zurückzuführen. Im Ruhrgebiet, dessen Emissionsstruktur weit mehr von den industriellen Emissionen geprägt ist als in den anderen beiden Ballungsgebieten, spielt zusätzlich die unterschiedliche horizontale und vertikale Verteilung der industriellen Emissionen eine wichtige Rolle.

Generell sind die Unterschiede zwischen den lokalen Emissionsdaten und den PAREST-Emissionsdaten für PM_{10} größer als für die Stickoxide. In Berlin enthält der lokale Emis-

onsdatensatz mehr als 20% höhere, in München und im Ruhrgebiet dagegen zwischen 40 und 50% niedrigere PM10-Emissionen. Dementsprechend werden in Berlin vor allem im Stadtzentrum auf Basis der lokalen Daten um mehr als 30% höhere PM10-Jahresmittelwerte berechnet als bei Verwendung der PAREST-Emissionsdaten. In München sind die PM10-Jahresmittelwerte dagegen nahezu im gesamten Modellgebiet um circa 30% niedriger, wenn man die Emissionen des Bayerischen Katasters benutzt. Lediglich im Umfeld des Flughafens werden höhere PM10-Konzentrationen berechnet als mit dem PAREST-Emissionsdatensatz. Die Situation im Ruhrgebiet ist wieder durch den hohen Anteil der industriellen Emissionen geprägt. Die in den beiden Datensätzen sehr unterschiedliche räumliche Verteilung der industriellen Emissionen führt lokal zu sehr großen Konzentrationsunterschieden, die hier aber nicht belastbar quantifiziert werden können, da der im Rahmen des PAREST-Projekts erstellte lokale Emissionsdatensatz auf Basis der Emissionsdaten des Landes Nordrhein-Westfalen bezüglich der verwendeten Schornsteinhöhen für die PM10-Punktquellen fehlerhaft ist.

Aus dem Vergleich mit Messungen lässt sich nur schwer entscheiden, ob einer der beiden Emissionsdatensätze zu einer besseren Abbildung der beobachteten Konzentrationen führt. Tendenziell werden in Berlin die PM10-Messungen der Stadtzentrumstationen auf Basis der lokalen Emissionsdaten besser reproduziert als auf Basis der PAREST-Daten. In München ist es umgekehrt. Die Unterschiede in der Simulation der NO₂-Messungen sind deutlich geringer als diejenigen in der Simulation der PM10-Konzentrationen.

Für die drei Ballungsräume wurden auch die emissionsseitigen Auswirkungen von Umweltzonen berechnet. Dabei wurde ein Maximalszenario abgebildet, das davon ausgeht, dass ausgehend von der Fahrzeugflotte 2005 in allen definierten Umweltzonen nur noch Fahrzeuge mit einer grünen Plakette unterwegs sind. Weiterhin wurde angenommen, dass auch auf den in oder am Rand der Umweltzonen liegenden Autobahnen die grüne Plakettenpflicht gilt. Die auf Basis dieser fiktiven Umweltzonen berechneten Abnahmen der NO₂-Jahresmittelwerte liegen im Bereich von 1 bis 2 µg/m³ oder 3 bis 6%. Die für PM10 erreichbaren Abnahmen sind geringer und liegen meistens unter 1 µg/m³ oder unter 2%. Diese berechneten Konzentrationsabnahmen gelten für den städtischen Konzentrationshintergrund. Am direkten Ort der Emissionsverminderung, d.h. direkt an der Straße, können die Auswirkungen einer Umweltzone höher sein als hier berechnet. Eine Quantifizierung des Minderungseffekts von Umweltzonen im Straßenbereich kann aber nur mit Modellrechnungen vorgenommen werden, die den Straßenbereich angemessen auflösen.

7 Literatur

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimon, Z. (2005)

Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. Final Report, International Institute for Applied Systems Analysis, Schlossplatz 1, A-2361 Laxenburg, Austria.

Builtjes, P., W. Jörß, W., R. Stern, J. Theloke (2010)

Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung . PAREST-Endbericht, Schlussbericht an das Umweltbundesamt zum Forschungsvorhabens FKZ 206 43 200/01

Fath, J. , Kerschbaumer, A., Stern , R. (2010)

Archivierung der im Rahmen des Parest-Projekts erzeugten Immissionsfelder. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Jörß, W. und M. Degel (2010)

Energieszenarien für PAREST. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Berlin: IZT

Jörß, W., Kugler, U., Theloke, J. (2010)

Emissionen im PAREST-Referenzszenario 2005 – 2020. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Berlin: IZT und IER.

Kerschbaumer, A. und Reimer, E. (2003)

Erstellung der Meteorologischen Eingangsdaten für das REM/Calgrid-Modell: Modellregion Berlin-Brandenburg. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsvorhaben 29943246. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie.

Kerschbaumer, A. (2010)

Abhängigkeit der RCG-Simulationen von unterschiedlichen meteorologischen Treibern. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Kugler, U., Jörß, W., Theloke, J. (2010)

Verkehrsemissionsmodellierung für PAREST – Modellvergleich und alternative Szenarien. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, IER-Universität Stuttgart.

Putaud, J.; Raesa, F.; Van Dingenen, R.; Brüggemann, E.; Facchini, M.; Decesari, S.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hueglin, C.; Laj, P.; Lorbeer, G.; Maenhaut, W.; Mihalopoulos, N.; Mueller, K.; Querol, X.; Rodriguez, S.; Schneider, J.; Spindler, G.; ten Brink, H.; Tørseth, K.; Wiedensohler, A. (2004)

A European aerosol phenomenology - 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. Atmospheric Environment 38 2579–2595. 2004.

Pregger, T. and R. Friedrich (2009)

Effective pollutant emission heights for atmospheric transport modelling based on real-world information. Environmental Pollution 157 (2009) 552–560

Reimer, E. und Scherer, B. (1992)

An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long term modeling, in Air Pollution Modelling and its Application IX, eds. H. v. Dop und G. Kallos, NATO Challenges of Modern Society, Kluwer Academic/Plenum Publisher, New York.

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.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2005)

Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005-2010. Berlin

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“.

Stern, R. (2004a)

Großräumige PM10-Ausbreitungsmodellierung: Abschätzung der gegenwärtigen Immissionsbelastung in Europa und Prognose bis 2010. KRdL-Experten-Forum "Staub und Staubinhaltsstoffe", 2004-11-11/10, Düsseldorf, VDI-KRdL-Schriftenreihe 33, 2004

Stern, R. (2004b)

Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben 201 43 250 des Umweltbundesamts „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“

Stern R. und Kerschbaumer A. (2004)

Aufbereitung der Emissionsdaten Berlin-Brandenburg (Bezugsjahre 2002, 2005, 2010) für das chemische Transportmodell REM-CALGRID –Stand 25. Oktober 2004 -, Bericht zum Vorhaben der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung: „Untersuchung des Potentials und der Umsetzbarkeit von Maßnahmen und der damit erzielbaren Minderung der Feinstaub- (PM10) und Stickoxidemission in Berlin“

Stern, R. (2006)

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,

Stern, R., Yamartino, R., Graff, A. (2006)

Analyzing the response of a chemical transport model to emissions reductions utilizing various grid resolutions. 28th ITM on Air Pollution Modelling and its Application. May 15-19, 2006, Leipzig, Germany

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 4567-4588. 2008.

Stern, R. (2010)

Anwendung von chemischen Transportmodellen im Rahmen des PAREST-Projekts: Ergebnisvergleich REM-CALGRID, LOTOS-EUROS und MUSCAT-COSMO. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Thiruchittampalam, B., Köble, R., Theloke, J., Kugler, U., Uzbasich, M., Kampffmeyer, T. (2010)

Berechnung von räumlich hochaufgelösten Emissionen für Deutschland. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. IER-Universität Stuttgart.

Tsyro, S. G. (2005)

To what extent can aerosol water explain the discrepancy between model calculated and gravimetric PM10 and PM2.5? Atmos. Chem. Phys. 5 515-532. 2005.

Uzbasich, M., R. Köble, U. Kugler, B. Thiruchittampalam (2010)

Vergleich der Emissionsdatenbasis für die Ballungsräume Ruhrgebiet, Großraum München und Großraum Berlin mit der PAREST-Emissionsdatenbasis. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. IER-Universität Stuttgart.

Vautard, R., P. Builtjes, P. Thunis, K. Cuvelier, M. Bedogni, B. Bessagnet, C. Honoré, N. Mousiopoulos, M. Schaap, R. Stern, L. Tarrason, M. van Loon (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.

Wolke, R. und E. Renner (2010)

Anwendung des Modellsystems COSMO-MUSCAT zur Absicherung der RCG-Ergebnisse für zwei ausgewählte Minderungsszenarien und für Ballungsraum-Simulationen mit unterschiedlichen Gitterauflösungen. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V., Leipzig.

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.

8 Anhang E: Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1 RCG-Rechengebiet Nest 0 (N0): Europäischer Hintergrund, Auflösung circa 32x28 km ² , 0.25° Breite, 0.5° Länge, 82 x 125 Gitterzellen, Rechengebiet: -10°W bis 30° Ost, 35.25° N bis 66.0° N	3
Abbildung 2-2 Nest 1 (N1): Deutschland (grob), Auflösung circa 16 km x 14 km, 0.125° Breite, 0.25° Länge, (N0/2), 54 x 68 Gitterzellen incl. Randreihen (rot), Rechengebiet: 4.0° O bis 17.0° O, 47° N bis 55.25° N	4
Abbildung 2-3 Nest 2 (N2) Deutschland (fein), Auflösung circa 8 km x 7 km, 0.0625° Breite, 0.125° Länge (N0/4, N1/2), 82 x 126 Gitterzellen incl. Randreihen, Rechengebiet: 5.5° O bis 15.5° O, 47.25° N bis 55.0° N	5
Abbildung 2-4 Modellgebiet Ballungsraum Berlin. Das Modellgebiet umfasst das ganze Gebiet des Landes Berlin sowie Brandenburg innerhalb des Berliner Rings (A10). Rechengebiet: 12.75° O bis 14.0° O, 52.25° N bis 52.75° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets 1/64° Länge (0.015625°) und 1/128° Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen 1/64° x 1/64° (0.015625° x 0.015625°).....	6
Abbildung 2-5 Modellgebiet Ballungsraum München. Das Modellgebiet umfasst das Stadtgebiet München sowie das Gebiet innerhalb des äußeren Autobahnringes. Rechengebiet: 11.125° O bis 11.875° O, 47.9375° N bis 48.4375° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets 1/64° Länge (0.015625°) und 1/128° Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen 1/64° x 1/64° (0.015625° x 0.015625°)...	7
Abbildung 2-6 Modellgebiet Ballungsraum Ruhrgebiet. Rechengebiet: 6.5° O bis 7.75° O, 51.125° N bis 51.75° N. Auflösung des RCG-Rechengebiets 1/64° Länge (0.015625°) und 1/128° Breite (0.0078125°), Auflösung der Emissionen 1/64° x 1/64° (0.015625° x 0.015625°).	8
Abbildung 3-1 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	11
Abbildung 3-2 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	12
Abbildung 3-3 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	13
Abbildung 3-4 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	14
Abbildung 3-5 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x 7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.....	17
Abbildung 3-6 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x 7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.....	19
Abbildung 3-7 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Berlin. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km ² . Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.....	20
Abbildung 3-8 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	22
Abbildung 3-9 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	23

Abbildung 3-10 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	24
Abbildung 3-11 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	25
Abbildung 3-12 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	27
Abbildung 3-13 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km ² . Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	28
Abbildung 3-14 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	29
Abbildung 3-15 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet München. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km ² . Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	30
Abbildung 3-16 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	33
Abbildung 3-17 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	34
Abbildung 3-18 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.5° Länge x 0.25° Breite (Europagitter). Unten: Gitterauflösung 0.25° Länge x 0.125° Breite (Deutschland grob, Nest1)	35
Abbildung 3-19 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhrgebiet. PAREST-Emissionsreferenz 2005. Meteorologische Referenz 2005. Oben: Gitterauflösung 0.125° Länge x 0.0625° Breite (Deutschland fein). Unten: Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	36
Abbildung 3-20 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	38
Abbildung 3-21 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km ² . Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	39
Abbildung 3-22 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Ballungsraumberechnung, effektive Auflösung circa 2x2 km ² . Unten: Berechnung im Raster Deutschland fein, Auflösung circa 8.5 x7 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	40
Abbildung 3-23 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte im Modellgebiet Ruhr. Oben: Berechnung im Raster Deutschland grob, Auflösung circa 17x14 km ² . Unten: Berechnung im Raster Europa, Auflösung circa 34x28 km ² . PAREST-Emissionsdaten 2005.	41
Abbildung 4-1 Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Berlin umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	44
Abbildung 4-2 Änderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte in Berlin infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut (µg/m ³), unten relativ (%)	45
Abbildung 4-3 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Berlin. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Berlin umgesetzt von IER in die	

PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	46
Abbildung 4-4 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).	47
Abbildung 4-5 Beobachtete und berechnete NO_2 - und PM10-Jahresmittelwerte in Berlin. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes Berlin. Stadtrand- und Innenstadtstationen, keine verkehrsnahen Stationen.	48
Abbildung 4-6 Berechnete NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Bayern umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	51
Abbildung 4-7 Änderung der NO_2 -Jahresmittelwerte in München infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).	52
Abbildung 4-8 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum München. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes Bayern umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	53
Abbildung 4-9 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in München infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%).	54
Abbildung 4-10 Beobachtete und berechnete NO_2 - und PM10-Jahresmittelwerte in München. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes Bayern. Stadtrand- und Innenstadtstationen, keine verkehrsnahen Stationen.	55
Abbildung 4-11 Berechnete NO_2 -Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhr. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes NRW umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	58
Abbildung 4-12 Änderung der NO_2 -Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.	59
Abbildung 4-13 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte für den Ballungsraum Ruhr. Oben: PAREST-Emissionsreferenz 2005, unten: Emissionskataster des Landes NRW umgesetzt von IER in die PAREST-Datenstruktur. Meteorologische Referenz 2005. Ballungsraumberechnung mit Gitterauflösung 0.015625° Länge x 0.0078125° Breite, Emissionsgitter 0.015625° x 0.015625°	60
Abbildung 4-14 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge des Austauschs der PAREST-Emissionen durch die Länderemissionen. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.	61
Abbildung 4-15 Beobachtete und berechnete NO_2 - und PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet. RCG-Ballungsraumrechnung mit Emissionsdaten PAREST und Emissionsdaten des Landes NRW. Keine verkehrsnahen Stationen. (%). Anmerkung: Ein Teil der Punktquellen im Länderdatensatz NRW wurde ohne Schornsteinhöhe geliefert, siehe Uzbasich et al., 2010.	62
Abbildung 5-1 Geographische Ausdehnung der Umweltzone Berlin. Abbildung übernommen aus Uzbaschisch et al., 2010.	64
Abbildung 5-2 Geographische Ausdehnung der Umweltzone München. Abbildung übernommen aus Uzbaschisch et al., 2010.	64
Abbildung 5-3 Geographische Ausdehnung der Umweltzone Ruhrgebiet. Die tatsächlich existierenden Umweltzonen sind grün markiert (UZ1). Die fiktive Umweltzone für das gesamte Ruhrgebiet umfasst den gerasterten Bereich (UZ2). Abbildung übernommen aus Uzbaschisch et al., 2010.	65
Abbildung 5-4 Änderung der NO_2 -Jahresmittelwerte in Berlin infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone innerhalb des S-Bahnringes für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.	67
Abbildung 5-5 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in Berlin infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone innerhalb des S-Bahnringes für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.	68

Abbildung 5-6 Änderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte in München infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.	70
Abbildung 5-7 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte in München infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone siehe Uzbasich et al., 2010.	71
Abbildung 5-8 Änderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ1) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.	73
Abbildung 5-9 Änderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.	74
Abbildung 5-10 Zusätzlich erreichbare Minderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Erweiterung der Umweltzone UZ1 auf das gesamte Ruhrgebiet (Umweltzone UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%), jeweils bezogen auf die Ergebnisse für die Umweltzone UZ1. Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 und UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.	75
Abbildung 5-11 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ1) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 siehe Uzbasich et al., 2010.	76
Abbildung 5-12 Änderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Einführung einer Umweltzone (UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%). Zur genauen Definition der Umweltzone UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.	77
Abbildung 5-13 Zusätzlich erreichbare Minderung der PM10-Jahresmittelwerte im Ruhrgebiet infolge der fiktiven Erweiterung der Umweltzone UZ1 auf das gesamte Ruhrgebiet (Umweltzone UZ2) für den Fahrzeugbestand 2005. Oben absolut ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), unten relativ (%), jeweils bezogen auf die Ergebnisse für die Umweltzone UZ1. Zur genauen Definition der Umweltzone UZ1 und UZ2 siehe Uzbasich et al., 2010.	78

9 Anhang F: Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum Berlin“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO ₂ - und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).	10
Tabelle 3-2 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum München“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO ₂ - und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).	21
Tabelle 3-3 Anteil der industriellen Emissionen an den Gesamtemissionen in den drei Ballungsräumen Berlin, München und Ruhrgebiet. Abgeleitet aus den Angaben in Uzbasich et al. (2010).	31
Tabelle 3-4 Im Untersuchungsgebiet „Ballungsraum Ruhrgebiet“ für verschiedene Rasterauflösungen berechnete NO ₂ - und PM10-Konzentrationsbereiche der Jahresmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).	32