

Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben
299 43 246 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung eines
Modellsystems für das Zusammenspiel von Messung und Rechnung
für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie
Luftqualität“

Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID auf die Region Berlin-Brandenburg

Rainer Stern
Andreas Kerschbaumer
Jürgen Fath



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

Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10
12165 Berlin

Mai 2003

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID auf die Region Berlin-Brandenburg		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Stern, Rainer; Kerschbaumer, Andreas; Fath, Jürgen	8. Abschlußdatum Mai 2003	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Freie Universität Berlin Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 12165 Berlin	9. Veröffentlichungsdatum	
	10. UFOPLAN-Nr. 299 43 246	
	11. Seitenzahl 129	
	12. Literaturangaben 39	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin	13. Tabellen und Diagramme 10	
	14. Abbildungen 79	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Der Schwerpunkt des FE-Vorhabens 299 43 246 lag in der Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID (RCG) auf die Region Berlin-Brandenburg. Das RCG-Modell wurde zur Berechnung der langfristigen Schadstoffbelastungen in der europaweiten, der nationalen sowie der regionalen Skala (Ballungsgebiet) entwickelt. Der vorliegende Bericht beschreibt die Anwendung des RCG-Modells auf die urbane – genestet mit der regionalen - Modellskala Berlin-Brandenburg und die exemplarische Anwendung des Canyon-Plume-Box-Modells auf eine Straßenschlucht in Berlin unter Verwendung der vom RCG-Modell gelieferten urbanen Hintergrundbelastung. Die für die Region-Berlin-Brandenburg verwendete Gitterauflösung beträgt circa 2x2 km². Die Schadstoffflüsse in das kleinräumige Modellgebiet wurden aus den großräumigen Anwendungen des RCG-Modells abgeleitet. Das RCG-Modell wurde auf das gesamte Jahr 1999 angewendet. Die Modellevaluierung erfolgte durch den Vergleich der Berechnungen mit Ozon, NO₂- und PM₁₀-Messungen. Der beobachtete Ozonverlauf und NO₂-Verlauf wird vom RCG-Modell an den zur Evaluierung geeigneten Stationen im Allgemeinen gut nachvollzogen. PM₁₀ wird im Sommer generell unterschätzt, was zum Teil auf die noch nicht berücksichtigte Bildung der organischen Aerosole und die ebenfalls nicht berücksichtigten Prozesse der Staubaufwirbelung zurück zu führen ist. In der Straßenschlucht werden die gemessenen NO_x- und PM₁₀-Konzentrationen unterschätzt, was beim NO_x auf zu niedrige Emissionen in der Straßenschlucht und beim PM₁₀ auf zu niedrige Hintergrundwerte zurück zu führen ist. Die Anwendung des Modellsystems im Rahmen planerischer Fragestellungen erfolgte für zwei europaweite Emissionsszenarien, die die Emissionssituation 2005 bzw. 2010 beschreiben. Nach den Berechnungen ist davon auszugehen, dass die Grenzwerte der EU-Richtlinien in Berlin und Brandenburg zum Teil bis 2010 nicht eingehalten werden können. Zusätzliche „Null-Emission“-Szenarien dienten zur Abschätzung des Minderungspotentials der Region Berlin-Brandenburg.		
17. Schlagwörter REM/CALGRID, CPB-Modell, Ausbreitungsmodell, urbanes, regionales chemisches Transportmodell, Straßenschluchtmodell, EU-Richtlinien zur Luftqualität, Emissionsszenarien, Modellevaluierung, EU-Grenzwerte		
18. Preis		
		20.

Report Cover Sheet

Report No.UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID auf die Region Berlin-Brandenburg Application of the chemical transport model REM/CALGRID to the Berlin-Brandenburg Region		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Stern, Rainer ; Kerschbaumer, Andreas; Fath, Jürgen	8. Report Date May 2003	
6. Performing Organisation (Name, Address) Freie Universität Berlin Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 12165 Berlin	10. UFOPLAN-Ref. No. 299 43 246	
	11. No. of Pages 129	
	12. No. of Reference 39	
	13. No. of Tables, Diagrams 10	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin	14. No. of Figures 79	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The report describes a linked regional-urban-local-scale application of the REM/CALGRID (RCG) model in combination with the street canyon model CPB to the Berlin-Brandenburg Region in Germany. The RCG-model focuses on the EU framework directive species (i.e., O₃, CO, SO₂, NO₂ and PM₁₀) and target time scales (i.e., hour, day, year). Overall, the model is able to reproduce the observed patterns of O₃ and NO₂ quite well. PM₁₀ is underestimated in summer probably because the current aerosol treatment does not include the formation of secondary organic aerosols and because the emissions data base does not include biogenic sources or wind blown dust from agricultural sources and natural surfaces. The underestimation of observed NO_x and PM₁₀ street canyon concentrations are due to too low NO_x-street emissions and a too low PM₁₀ background. The model system was applied to two European wide emissions scenarios, which describe the expected situation in 2005, respectively 2010. According to the calculations it cannot be expected for 2010 that Berlin and Brandenburg will be in compliance with all limit values described in the EU-daughter directives. Additional “Zero-emissions”-scenarios are used to assess the air quality control potential of the Region Berlin-Brandenburg.		
17. Keywords REM/CALGRID dispersion model, CPB-street canyon model, urban scale, regional scale, local scale, chemical transport model, EU-directives, emissions scenarios, EU limit values		
18. Price	19.	20.

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 299 43 246 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung eines Modellsystems für das Zusammenspiel von Messung und Rechnung für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität“

Abschlussbericht:

**Anwendung des chemischen Transportmodells
REM/CALGRID auf die Region Berlin-Brandenburg**

für:
Umweltbundesamt
II 6.1
Postfach 33 00 22
14191 Berlin

Rainer Stern
Andreas Kerschbaumer
Jürgen Fath

Institut für Meteorologie
Freie Universität Berlin

Mai 2003

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG.....	1
2. KURZBESCHREIBUNG DES REM/CALGRID-MODELLS	3
3. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET BERLIN-BRANDENBURG	4
4. TOPOGRAPHIE UND LANDNUTZUNGSDATENBASIS.....	6
5. EMISSIONSDATENBASIS.....	12
6. DAS METEOROLOGISCHE DATEN-AUFBEREITUNGSSYSTEM	18
6.1. ÜBERBLICK	18
6.2. DATENAUFBEREITUNG	18
6.2.1. GEOPHYSIKALISCHE DATEN	18
6.2.2. METEOROLOGISCHE DATEN.....	19
6.3. DREIDIMENSIONALE METEOROLOGISCHE ANALYSE.....	19
6.3.1. GROßRÄUMIGE NUMERISCHE ANALYSE	19
6.3.2. ADAPTATION AN DIE FEINE AUFLÖSUNG	20
6.3.3. GRENZSCHICHTPARAMETER	21
7. MODELLANWENDUNG BERLIN-BRANDENBURG: BASISLAUF	22
7.1. ÜBERBLICK	22
7.2. ZEITREIHENDISKUSSION	23
7.3. STREUDIAGRAMME.....	31
7.4. FLÄCHENDARSTELLUNG	37
7.4.1. BASISLAUF OZON.....	37
7.4.2. BASISLAUF NO2.....	43
7.4.3. BASISLAUF PM10.....	46
8. EMISSIONSSZENARIEN.....	54
8.1. EMISSIONSSZENARIEN 2005 UND 2010	54
8.2. SZENARIO 2005 UND 2010: OZON	54
8.3. SZENARIO 2005 UND 2010: STICKSTOFFDIOXID	61
8.4. SZENARIO 2005 UND 2010: PM10	64
9. EMISSIONSSZENARIEN „NULL-EMISSION“	69
9.1. OZON	69
9.2. STICKSTOFFDIOXID	76
9.3. PM10	80
10. ANWENDUNG DES CPB-MODELLS IN VERBINDUNG MIT DEM RCG-MODELL AUF DIE SCHILDHORNSTRAÙE IN BERLIN	93
10.1. ÜBERBLICK	93
10.2. KURZBESCHREIBUNG DES CPB-MODELLS.....	93
10.3. DIE SCHILDHORNSTRAÙE	94
10.4. ERSTELLUNG DER KFZ-EMISSIONEN	95
10.5. STICKOXID-UND PM10-KONZENTRATIONEN IN DER STRAÙENSCHLUCHT: BASISLAUF.....	98
10.6. EMISSIONSSZENARIEN 2005 UND 2010	102
11. ANWENDUNG DES AUSBREITUNGSMODELLS DER TA-LUFT IN VERBINDUNG MIT DEM RCG-MODELL.....	104
12. ZUSAMMENFASSUNG.....	108

12.1.	ÜBERBLICK	108
12.2.	ERSTELLUNG DER EMISSIONSDATEN FÜR DIE REGION BERLIN-BRANDENBURG	109
12.3.	MODELLEVALUIERUNG: VERGLEICH MIT MESSUNGEN.....	109
12.4.	PROGNOSE DER LUFTQUALITÄT 2005 UND 2010 IM RAUM BERLIN-BRANDENBURG	110
12.5.	MINDERUNGSPOTENTIAL DER REGION BERLIN-BRANDENBURG.....	112
13.	LITERATUR	115
14.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	118
15.	TABELLENVERZEICHNIS	122

1. Einleitung

Schwerpunkt des Vorhabens ist die Anwendung eines Modellinstrumentariums auf die Region Berlin-Brandenburg, das den in der EU-Rahmenrichtlinie (EU, 1996) über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität sowie deren Tochterrichtlinien (EU, 1999, 2000, 2002) definierten Anforderungen an die Ausbreitungsrechnung genügt. Nach der EU-Rahmenrichtlinie müssen Ausbreitungsrechnungen zur flächendeckenden Bestimmung der Luftqualität die folgenden vier Raumskalen abdecken:

- europaweit,
- großräumig (national)
- regional (Ballungsraum)
- lokal/städtisch (Stadtquartier, Straßenschlucht).

Das Modellsystem soll es ermöglichen, die in den EU-Richtlinien definierten Luftqualitätswerte zu bestimmen. Betrachtet werden die Schadstoffe SO₂, NO_x, Benzol, Ozon, PM10 und CO. Gerechnet wird in stündlicher Auflösung für das ganze Jahr.

Das Modellsystem enthält folgende Ausbreitungsmodelle:

- Das dreidimensionale photochemische Transportmodell REM/CALGRID (RCG). Die Entwicklung dieses Modells und die Anwendung in der großräumigen Skala sind in Stern (2003a) beschrieben. REM/CALGRID wird zur Bestimmung der Luftqualität in der europaweiten und der nationalen Raumskala in einer Auflösung von ca. 30x30 km² und in der urbanen Raumskala (Ballungsgebiet) bis zu einer Auflösung von ca. 2x2 km² verwendet. Die aus dem großräumigen Modell berechnete Hintergrundbelastung wird als Randbedingung für die urbane Skala verwendet („one-way-nesting“).
- Das Canyon-Plume-Box-Modell (CPB). Das CPB-Modell (Ostmann et al., 1996; Yamartino und Wiegand, 1986) ist ein 2-dimensionales analytisch-empirisches Modell, mit dem die Luftschadstoffimmissionen in einer Straßenschlucht berechnet werden können. Die Hintergrundbelastung wird dazu von den urbanen Ausbreitungsrechnungen bereit gestellt („one-way-nesting“).
- AUSTAL2000, ein Lagrange'sches Partikelsimulationsmodell zur Beschreibung von Immissionsbelastungen ausgehend von industriellen Quellen (Ingenieurbüro Janicke, 2003). Die Hintergrundbelastung dazu wird ebenfalls von den urbanen Ausbreitungsrechnungen bereit gestellt („one-way-nesting“).

Der vorliegenden Bericht beschreibt schwerpunktmäßig die Anwendung des RCG-Modells auf die urbane – genestet mit der großräumigen - Modellskala Berlin-Brandenburg und die exemplarische Anwendung des Canyon-Plume-Box-Modells auf eine Straßenschlucht in Berlin unter Verwendung der vom RCG-Modell gelieferten urbanen Hintergrundbelastung.

Neben diesem Bericht wurden im Rahmen des Vorhabens noch folgende Berichte erstellt:

Stern, R. und Flemming, J. (2001). Vorläufige Einschätzung der Luftqualität 1999 in Deutschland auf der Basis von Messungen und Modellrechnungen. Ergänzung der Ausgangsbeurteilung der Luftqualität 1999 nach EU-Richtlinie 96/62/EG, Artikel 5.

Stern, R., Fath, J., Kerschbaumer, A. (2003). Erstellung der Emissionsdatenbasis Berlin-Brandenburg.

Kerschbaumer, A. und Reimer, E. (2003). Erstellung der Meteorologischen Eingangsdaten für das REM/CALGRID-Modell: Modellregion Berlin-Brandenburg.

Van Loon, M. und Flemming, J. (2003). Data Assimilation for the Chemical Transport Model REM/CALGRID based on Kalman Filtering.

Diegmann V. (2001). Einbeziehung von Messungen in berechnete Konzentrationsfelder mit Hilfe statistischer Interpolationsmethoden. IVU Umwelt GmbH.

Ein zweiter Schwerpunkt des Vorhabens umfasst eine Datenassimilation mit unterschiedlicher Komplexität. Die Datenassimilation wird im Wesentlichen in zwei Stufen abgehandelt:

- Einbringen von Modell-Information in interpolierte (gemessene) Konzentrationsfelder, speziell in Gebieten ohne Messungen: Postprocessing mit der Methodik der Optimalen Interpolation und anderen statistischen Verfahren.
- Berücksichtigung von Unsicherheiten in Modellparametern, Datenbasen und Messungen. Bestimmung des besten Fits zwischen berechneten und gemessenen Konzentrationsfeldern: KALMAN-Filterung.

Die theoretischen Grundlagen der Datenassimilation sind in Flemming (2003b) beschrieben. Eine erste Anwendung der Optimalen Interpolation zur Abschätzung der bundesweiten Luftqualität erfolgte im Rahmen dieses Projekts und kann in Stern und Flemming (2001) gefunden werden. Der Einsatz des Kalman-Filters in Verbindung mit dem REM/CALGRID-Modell wird in van Loon und Flemming (2003) vorgestellt.

In Diegmann (2001) wird das von IVU entwickelte Programmpaket FLADIS um eine Schnittstelle mit dem Ausbreitungsmodell REM/CALGRID erweitert. FLADIS erstellt, ausgehend von Messungen der Luftschadstoffkonzentrationen, stündliche Felder der Schadstoffverteilung und berechnet daraus alle in den EU-Richtlinien definierten Beurteilungsgrößen. Die in dem Bericht vorgestellten Arbeiten beinhalten die Verbindung von Messungen und Rechnungen auf der Basis der in FLADIS integrierten Methoden. Dazu sind die von dem großräumigen Modell REM/CALGRID gelieferten Konzentrationsfelder in FLADIS eingebunden worden (Passive Datenassimilation, d.h. Modellfelder und Beobachtungen werden verbunden, ohne dass die Analyse im Modell weiterverwendet wird). In Stern und Flemming (2001) wird die Anwendung der Methodik der Optimalen Interpolation (OI) zur Verknüpfung von Messungen und Modellrechnungen für die flächenhafte Darstellung der Luftqualität in Deutschland demonstriert. Im Gegensatz zu den rein statistischen Methoden des FLADIS-Programmpakets berücksichtigt die Optimale Interpolation die Feldeigenschaften der betrachteten Größe. Dazu werden Repräsentativitätsgebiete der Messungen aus den statistisch abgeleiteten Strukturen gewonnen. Van Loon und Flemming (2003) beschreiben die Anwendung der OI und des Kalman-Filters in Verbindung mit dem REM/CALGRID-Modell im Rahmen einer aktiven Datenassimilation. Der Kalman Filter ist eine komplexe Form der aktiven Datenassimilation, die besser die raum-zeitliche Variabilität der Immissionsfelder berücksichtigt. Man spricht von aktiver Datenassimilation, wenn Informationen aus Messungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Modellauf verwendet werden.

In Stern et al. (2003) und Kerschbaumer und Reimer (2003) werden die Erstellung der Emissionsdaten bzw. der meteorologischen Daten für die Anwendung des REM/CALGRID-Modells in der Region Berlin-Brandenburg beschrieben.

2. Kurzbeschreibung des REM/CALGRID-Modells

Das REM/CALGRID- Modell (RCG-Modell) entstand aus der Verschmelzung des ursprünglich für die großräumige Skala entwickelten REM3 (Stern, 1994) und des für die urbane Skala entwickelten CALGRID-Modells (Yamartino et al., 1992). Beide Modelle wurden bereits im Rahmen des Aktionsprogramms und Maßnahmenplans Ozon (AMPO) für episodenzugehörige Szenariorechnungen eingesetzt (Mutz et al., 1997). Alle wissenschaftlichen Module wurden überarbeitet und auf den Stand des Wissens gebracht. Die Parametrisierungen der physikalisch/chemischen Prozesse erfolgte mit Modellierungsansätzen mittlerer Komplexität, um die auf Langfristberechnungen abzielende Anwendung des Modells gewährleisten zu können.

Die wesentlichsten Bestandteile des REM/CALGRID-Modellsystems sind:

- Dynamisches oder festes vertikales Koordinatensystem mit einer beliebigen Anzahl von Modellschichten. In der Horizontalen Wahl zwischen einem geographischen oder einem rechtwinkligen Koordinatensystem,
- Ein neues, absolut massenerhaltendes „operator-splitting“-Verfahren,
- Ein sehr genauer und trotzdem nicht-rechenintensiver neuer Algorithmus für die Horizontaladvektion,
- Überarbeitete Module für die trockene und nasse Deposition,
- Die neuesten Versionen der chemischen Module CBM4 und SAPRC93,
- Behandlung der PM10- und PM2.5-Problematik ,
- Ein Aerosol-Modul zur Bestimmung der sekundären anorganischen Aerosole,
- Module zur Bestimmung der biogenen Emissionen auf der Basis von Biomassen,
- Emissionsmanagementsystem zum einfachen Umsetzen von Emissionsszenarien in die Emissionsdatenbasis,
- Auswerte-Module zur Berechnung der in den EU-Richtlinien zur Luftqualität festgeschriebenen Beurteilungsgrößen.

Eine detaillierte Beschreibung des Modells kann in Stern (2003a) gefunden werden.

3. Das Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg

Das ausgewählte Untersuchungsgebiet zeigt die Abbildung 1. Das Gebiet umfasst die Bundesländer Berlin und Brandenburg vollständig und Teile von Sachsen-Anhalt, Sachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Polen.

Da die urbane Anwendung des Modells REM/CALGRID genestet in der europaweiten Anwendung erfolgt, wurde das Untersuchungsgebiet exakt in das großräumige Horizontalgitter eingepasst, um eine direkte Übergabe der Randbedingungen zu ermöglichen. Dies ist nur in einem geographischen Koordinatensystem möglich, da die großräumigen Datenbasen und damit alle großräumigen Rechnungen in solch einem System vorliegen (Stern, 2003a). Die in Abbildung 1 definierten Grenzen erfüllen diese Bedingung.

Zur Aufbereitung der Eingangsdaten wurde eine Gitterweite von $0,03125^\circ$ Länge und $0,015625^\circ$ Breite gewählt. Dies entspricht einem Nesting-Verhältnis von 1:16. Die Anzahl der Gitterzellen beträgt damit 128 (entlang der Breitengrade) x 160 (entlang der Längengrade). Die Ost-West-Ausdehnung des Gebiets am Nordrand ist 264,418 km, am Südrand 279,755 km. In Nord-Süd-Richtung erhält man eine Ausdehnung von 277,835 km. Die Maschenweite beträgt in Ost-West-Richtung am Nordrand 2065,8 m, am Südrand 2185,6 m. In Nord-Süd-Richtung ist die Maschenweite 1736,5 m.

In diesem Gitter werden alle Daten für die Modellanwendung bereitgestellt. Die Wahl des geraden Nesting-Verhältnisses von 1:16 hält die Möglichkeit offen, mehrere Nester zwischen der großräumigen Skala mit einer Gitterweite $0,5^\circ$ Länge und $0,25^\circ$ Breite und der hier definierten urbanen Auflösung zu definieren.

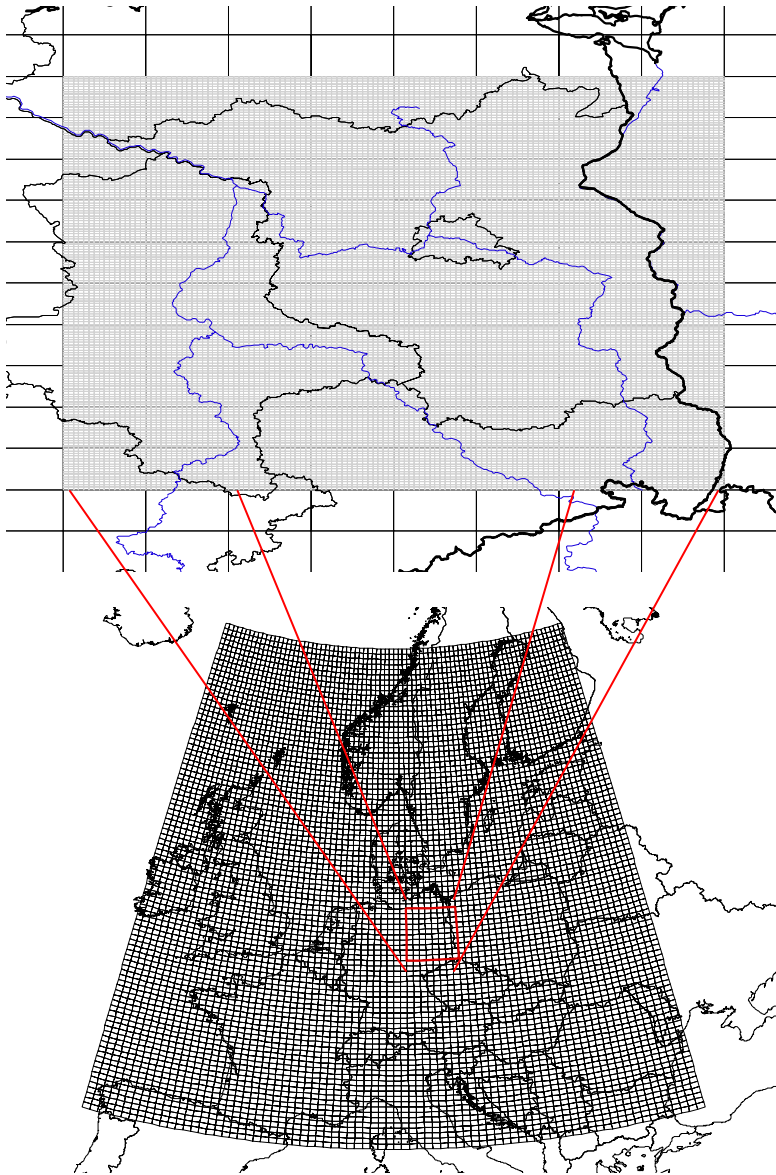


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg und dessen Lage im europaweiten Gitter des RCG-Modells. Die Grenzen in einem geographischen Koordinatensystem liegen bei: 11,0° Ost bis 15,0° Ost, 51,0° Nord bis 53,5° Nord.

4. Topographie und Landnutzungsdatenbasis

Die geographischen Höhendaten wurden vom U.S. Geological Survey (www.usgs.org) übernommen. Das EROS DATA CENTER des USGS stellt im Internet eine Elevations-Datenbasis mit 30 Bogensekunden Auflösung zu Verfügung. Diese Daten können unter der Webadresse <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html> gefunden werden.

Mit Hilfe des GIS-Systems ARC-View wurde durch Interpolation in der Horizontalen für jede Rasterzelle des oben beschriebenen Untersuchungsgebiets (1/64 x 1/32 Grad) ein repräsentativer Höhenwert berechnet.

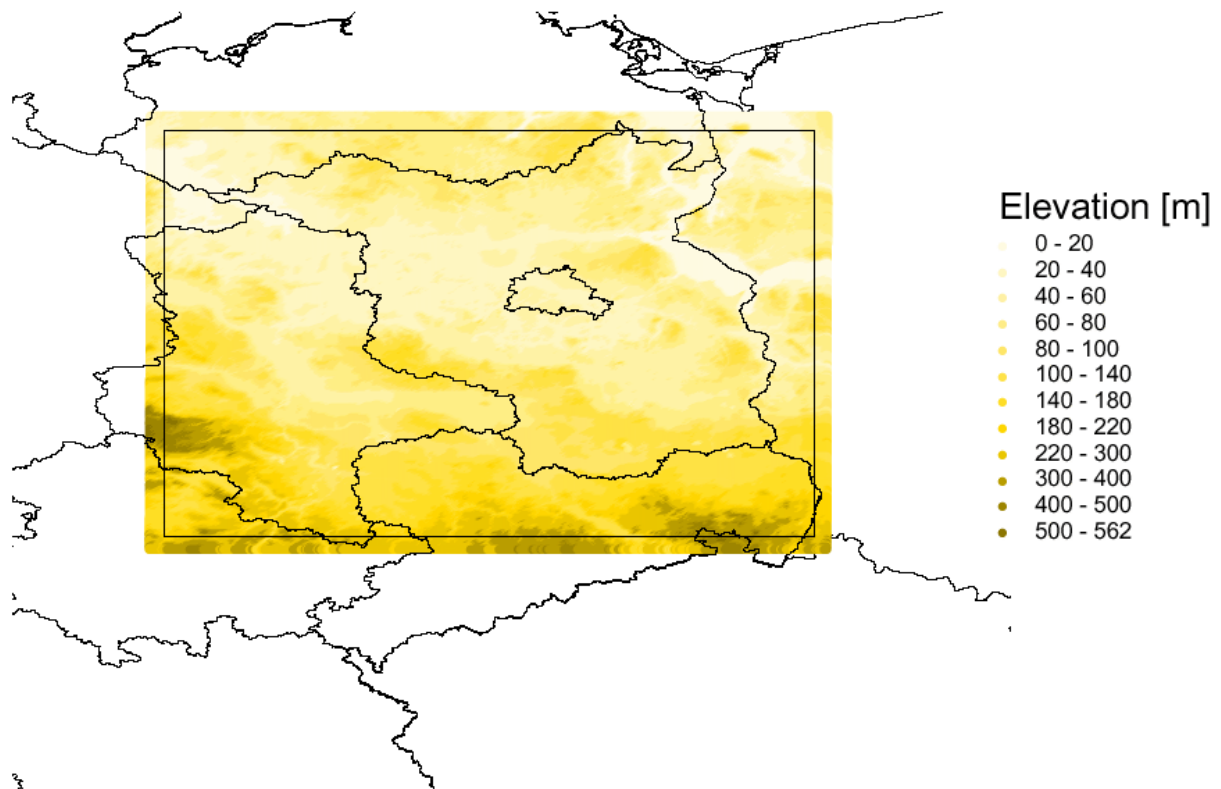


Abbildung 2: Topographie des Untersuchungsgebiets

Die Landnutzungsdaten wurden aus der Datenbasis des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung (IFU) in Garmisch-Partenkirchen (Stand 1998) hergeleitet. Grundlage der IFU-Daten sind die Datensätze von

- CORINE3 (44 Klassen)
- PHARE3 (44 Klassen)
- IGBP (17 Klassen)

IFU erstellte daraus Versionen der allgemeinen Landnutzungsdaten für Europa und Deutschland. Die Auflösung der Landnutzungsdaten für Europa (LUE) beträgt in einem geographischen Koordinatensystem 1 Bogenminute $\times$ 1 Bogenminute. Weiterentwickelt wurde der Landnutzungsdatensatz für Deutschland mit einer geometrischen Auflösung von 30 Bogensekunden $\times$ 30 Bogensekunden mit den in der Tabelle 1 aufgeführten Landnutzungskategorien.

1	Bebaute Fläche	Urban areas
2	Landwirtschaft	Agriculture
3	Gras	Grassland
4	Laubwald	Deciduous forest
5	Nadelwald	Coniferous forest
6	Mischwald	Mixed forest
7	Wasser	Water
8	Feuchtgebiete	Marsh or wetland
9	Sand, Fels	Sand, bare rocks
10	Tundra	Tundra
11	Eis	Permanent ice
12	Tropischer Wald	Tropical forest
13	Strauchvegetation	Woodland scrub

Tabelle 1: Landnutzungskategorien für die Landnutzungsdatenbasis des RCG-Modells.

Das 30 Bogensekundenraster (1/120 Grad) von IFU wurde auf das oben beschriebene Rechenraster mit einer Auflösung von 0,25/16 $\times$ 0,5/16 Grad umgerechnet. Grundlage war dabei der proportionale Anteil der obigen 13 Kategorien im jeweiligen 30-Sekundenraster.

In Abbildung 3 bis Abbildung 8 sind die Verteilung der wichtigsten Landnutzungskategorien für ganz Deutschland im 1/64 $\times$ 1/32 Grad – Raster dargestellt. In Abbildung 9 wird die in jedem Raster vorherrschende Landnutzungskategorie im Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg gezeigt.

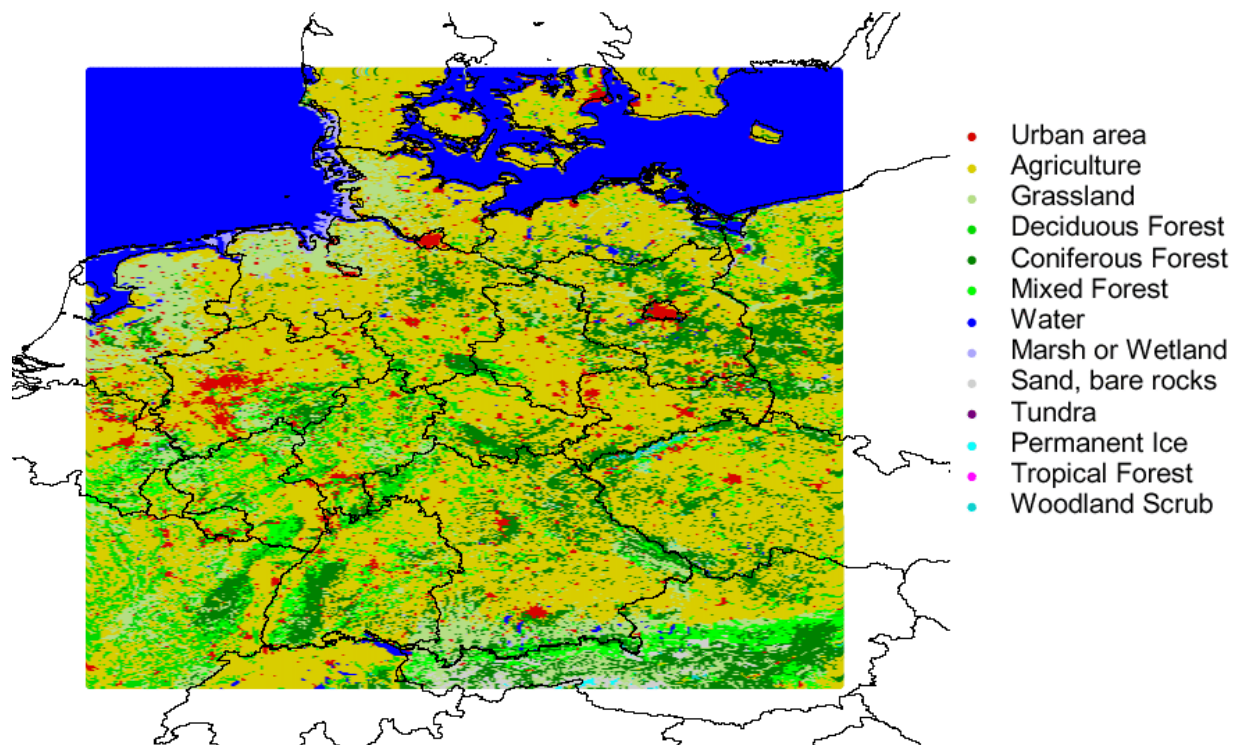


Abbildung 3: Vorherrschende Landnutzungsklassen (1/64 x 1/32 Grad) in Deutschland.

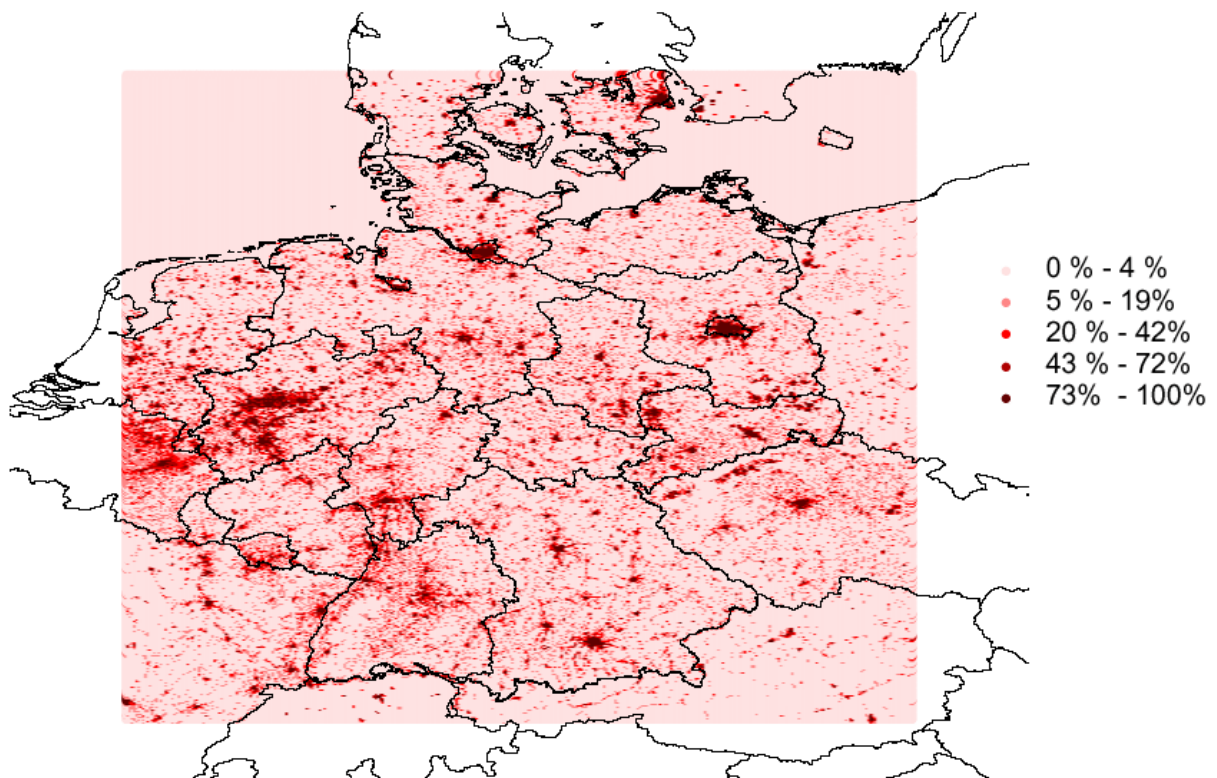


Abbildung 4: Anteile der Stadtgebiete (Urban areas) an der Landnutzung in Deutschland.

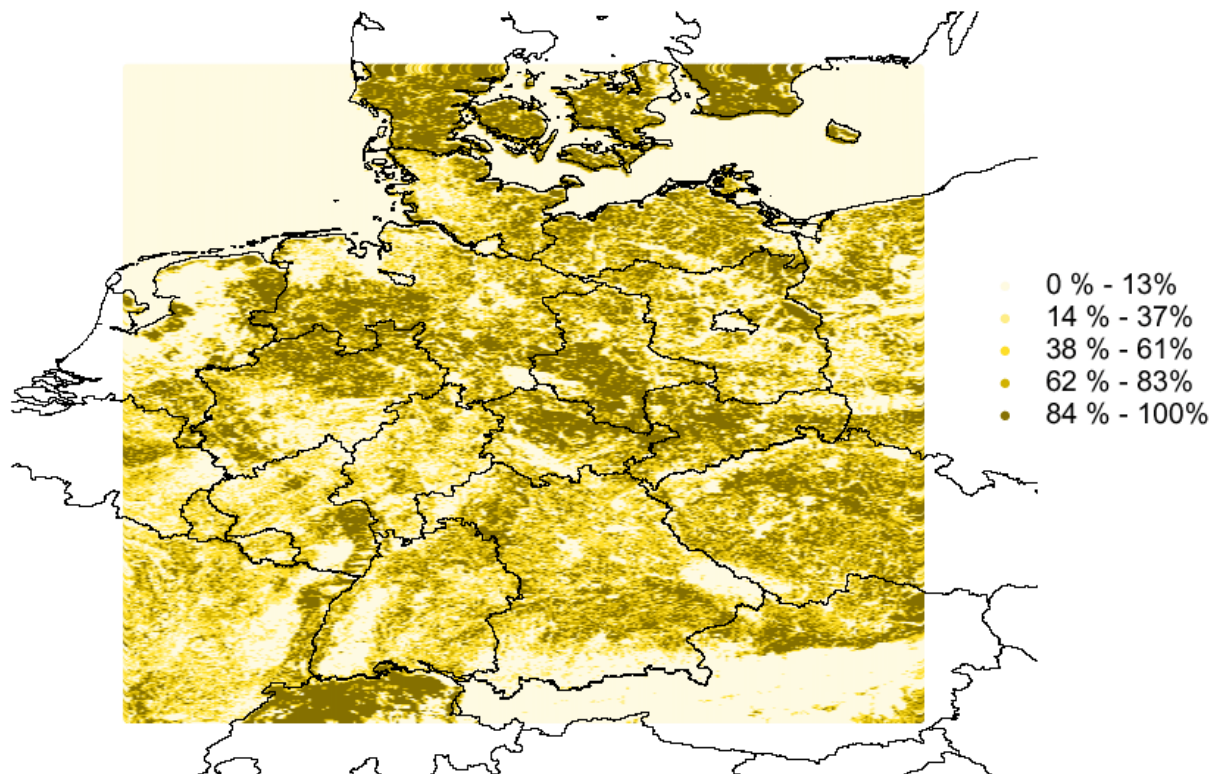


Abbildung 5: Anteile des Ackerlands (Agriculture) an der Landnutzung in Deutschland.

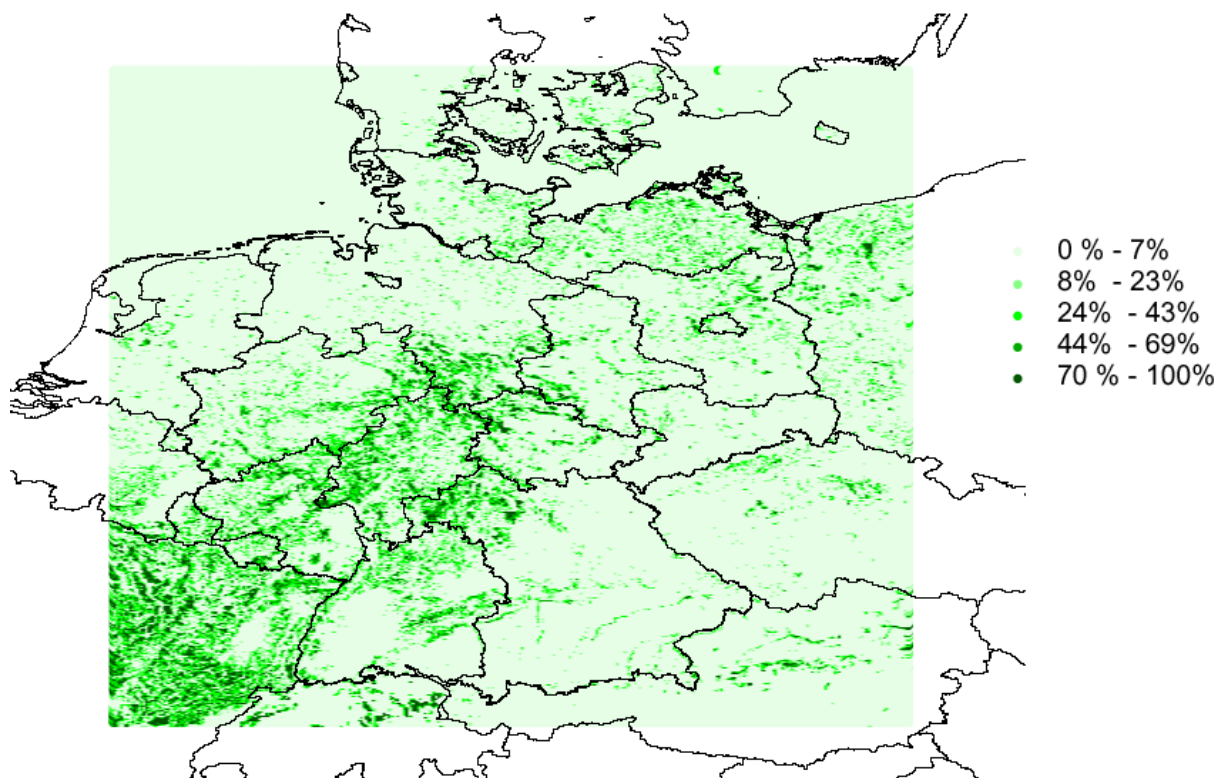


Abbildung 6: Anteile des Laubwaldes (Deciduous Forest) an der Landnutzung in Deutschland.

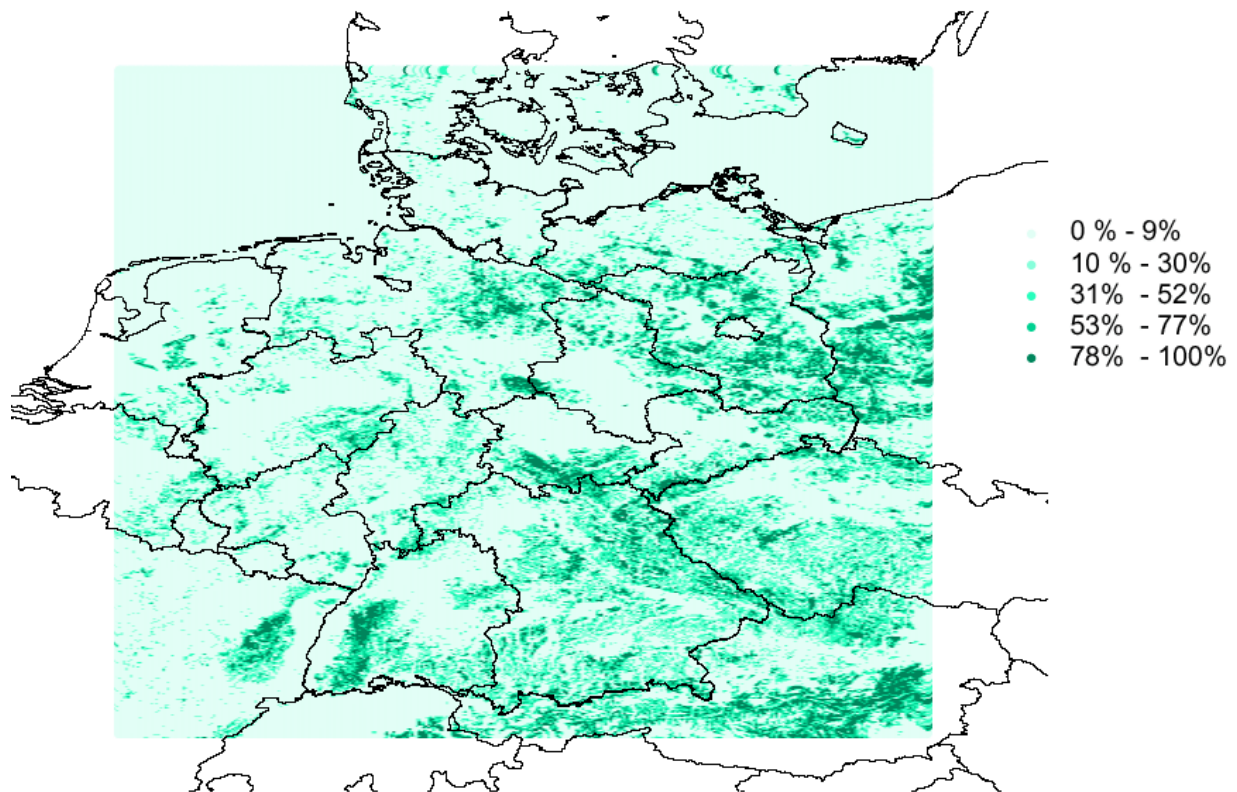


Abbildung 7: Anteile des Nadelwaldes (Coniferous Forest) an der Landnutzung in Deutschland.

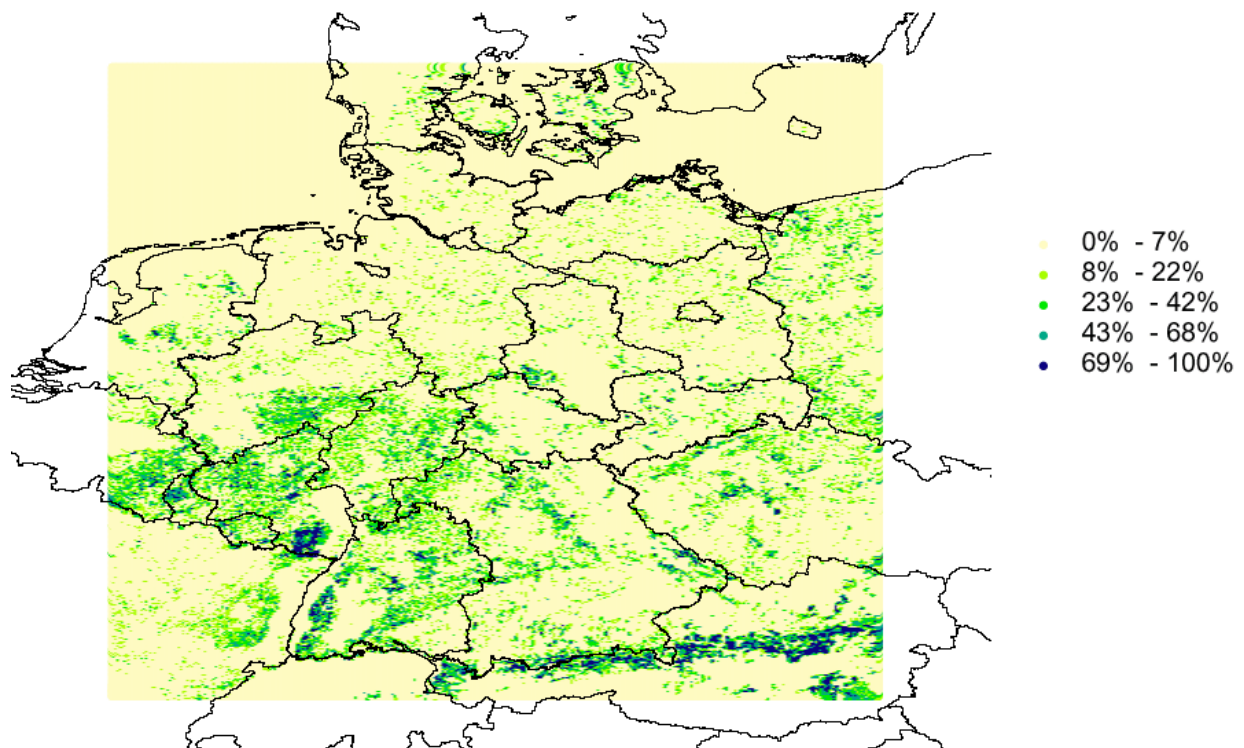


Abbildung 8: Anteile des Mischwaldes (Mixed Forest) an der Landnutzung in Deutschland.

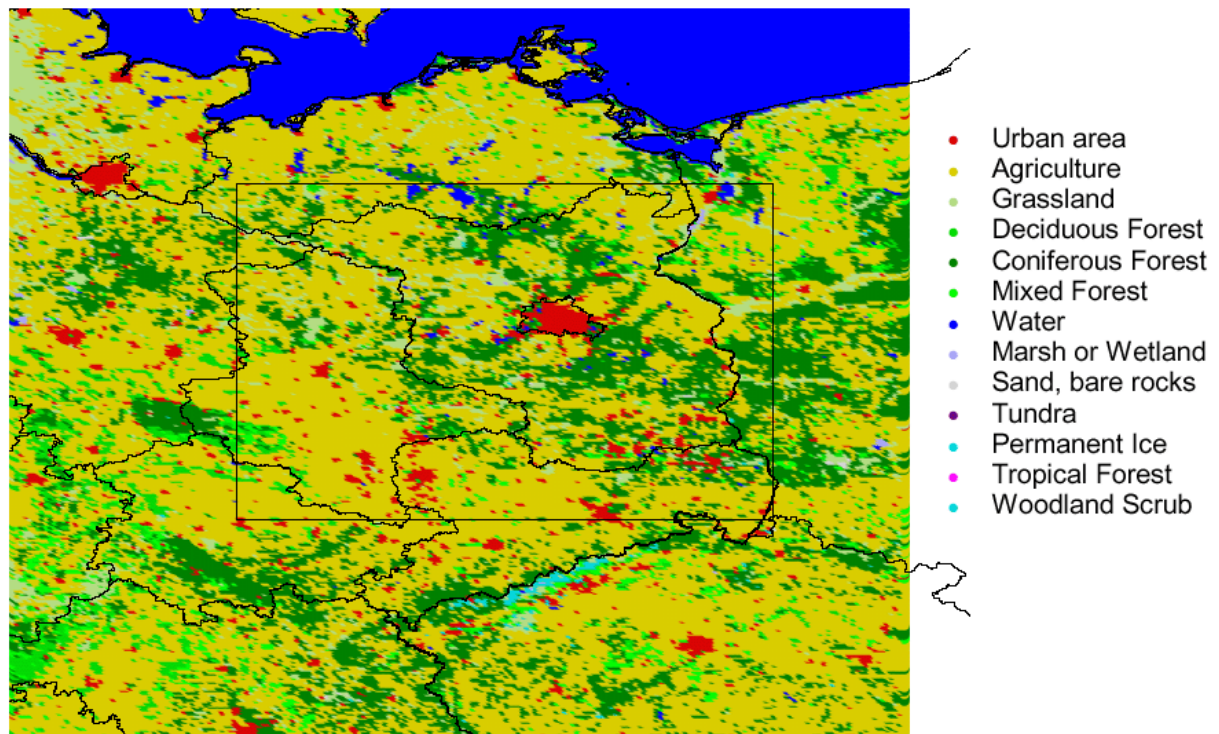


Abbildung 9: Vorherrschende Landnutzungsklasse im Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg in einer Auflösung von 1/64 x 1/32 Grad.

5. Emissionsdatenbasis

Im Rahmen des Vorhabens musste eine umfassende Neuerstellung einer für die Ausbreitungsrechnung geeigneten Emissionsdatenbasis vorgenommen werden. Die Neuerstellung eines kompletten Datensatzes, die im Projekt eigentlich nicht vorgesehen war, wurde notwendig, da die ursprünglich vorgesehene Verwendung von EU-Daten aus dem AUTO-OIL II-Projekt nicht zustande kam. Deswegen wurden die zuständigen Behörden angeschrieben und um geeignete Emissionsdaten gebeten. Die von den vier betroffenen Bundesländern (Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt) gelieferten Daten waren ausgesprochen heterogen was die erfassten Schadstoffe, die Aufteilung in Verursachergruppen und nicht zuletzt die Form der Daten anbelangte. Für die Zwecke der chemischen Transport-Modellierung musste daher ein konsistentes Datenformat definiert werden, in das die einzelnen Daten dann übertragen wurden. Die Entwicklung eines einheitlichen Datenformates war von besonderer Bedeutung, da die Emissionsdaten auch im Rahmen des internationalen City-Delta-Modellvergleichs von anderen Modellierungsgruppen für die Modellregion Berlin-Brandenburg verwendet werden (siehe dazu die City-Delta-Webseite <http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/citydelta>). Die Daten und das erstellte Datenformat werden in Stern et al. (2003) beschrieben.

Die von den Landesbehörden gelieferten Informationen wurden unter Verwendung von plausiblen Annahmen vervollständigt und in ein einheitliches Datenformat überführt. Im Sinne einer Qualitätskontrolle wurden die von den Landesbehörden erhobenen Emissionen mit denjenigen verglichen, die sich aus dem europäischen Emissionskataster für Luftverunreinigungen CORINAIR und der PM10-CEPMEIP-Datenbasis von EMEP (siehe Stern, 2003b) für die Modellregion Berlin-Brandenburg ergeben. Die CORINAIR/CEPMEIP-Daten wurden von der TNO für die großräumigen Ausbreitungsrechnungen aufbereitet (Bultjes et al., 2002, Stern 2003b). In der Tabelle 2 sind die sich für die Modellregion Berlin-Brandenburg ergebenden Emissionsverhältnisse zusammengestellt. Eine relative gute Übereinstimmung ergibt sich nur für die PM10-Emissionen, wobei die CORINAIR/CEPMEIP-Emissionsdatenbasis aber sehr viel mehr flächenhafte, niedrige Emissionen ausweist als aus den Länderinformationen abgeleitet werden kann. Für SO₂ liefert CORINAIR sehr viel niedrigere Emissionen, für NO_x und insbesondere für die Kohlenwasserstoffe höhere Emissionen als sich nach den Erhebungen der Landesbehörden ergeben. Die Unterschiede beim SO₂ lassen sich für Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt mit den relativ alten Bezugsjahren für die Emissionen der genehmigungsbedürftigen Anlagen erklären. Neuere Daten aus Brandenburg führen für SO₂ dann auch zu einer deutlich besseren Übereinstimmung mit den entsprechenden CORINAIR-Emissionen. Da diese Daten aber erst nach Abschluss der Berechnungen zu Verfügung gestellt wurden, konnten sie nicht mehr verwendet werden. Die großen Unterschiede bei den Kohlenwasserstoffen haben ihre Ursache in dem hohen Lösemittelanteil der CORINAIR-Emissionen. Lösemittelmmissionen werden in den Ländern Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt nicht ausgewiesen, in Berlin liegen sie deutlich niedriger als die CORINAIR-Angaben. Eine Ursache der höheren NO_x-Emissionen im CORINAIR-Datensatz liegt in höheren Emissionen aus dem Kfz-Verkehr. Details zu diesen Vergleichen können in Stern et al. (2003b) gefunden werden.

Für Polen sowie für die in Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen und Niedersachsen liegenden Modellregionen existieren keine fein aufgelösten Daten. Daher wurden diese Gebiete mit den Emissionen der großräumigen CORINAIR/CEPMEIP-Emissionsdatenbasis (Bultjes et al., 2002; Stern, 2003b) aufgefüllt. Diese Daten liegen im Raster von 0,25° Breite und 0,5° Länge vor und wurden ohne weitere Veränderung dem kleinen Raster zugeordnet. Die Emissionen von Ammoniak wurden komplett aus der CORINAIR-Datenbasis übernommen, da für diesen Stoff von keinem Bundesland fein aufgelöste Emissionsdaten erhoben werden.

Verhältnis der Emissionsmengen	TNO-CORINAIR/CEPMEIP-Daten	Daten der Länder Berlin, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt
SO ₂	1	4.75
NO _X	1	0.76
NM _{VOC}	1	0.47
PM ₁₀	1	0.95

Tabelle 2: Verhältnis der Emissionen im Modellgebiet Berlin-Brandenburg, normiert auf die großräumigen TNO-CORINAIR-Emissionen. Weitere Erläuterungen im Text.

In Abbildung 10 bis Abbildung 12 werden exemplarisch einige der erstellten Emissionsfelder dargestellt. Gut sind die dicht besiedelte Stadt Berlin und die die größeren Städte verbindenden Autobahnen zu erkennen. Ebenfalls ist klar zu erkennen, dass es keine fein auflösenden Emissionsinformationen für Polen und die nördlichen Bereiche des Rechengebiets (Mecklenburg-Vorpommern) gibt. Die Anzahl der gelieferten Punktquellen unterscheidet sich ebenfalls sehr stark von Land zu Land. Während die Länder Sachsen und Sachsen-Anhalt nahezu alle Informationen über genehmigungspflichtige Anlagen als Punktquellen lieferten, wurden von Brandenburg nur die sehr großen Emittenten als Punktquellen zur Verfügung gestellt.

Die in Stern et al. (2003) beschriebenen Datensätze sind Eingangsdaten in das Emissionsmodul des REM/CALGRID-Modells. Dieses Modul hat folgende Aufgaben:

- Einordnung der einzelnen Datensätze der Länder in die CORINAIR-Verursachergruppensystematik, die 10 Hauptgruppen umfasst, die in Tabelle 3 zur Eindeutigkeit in der englischen Originalbenennung aufgeführt werden.
- Verursachergruppenspezifische Aufteilung der Kohlenwasserstoffemissionen auf die chemischen Klassen der Gasphasenmechanismen.
- Erstellung der binären Eingangsdatensätze für REM/CALGRID.

CORINAIR SNAP Code		<i>DESCRIPTION</i>
01	01	Public power, cogeneration and district heating plants
02	02	Commercial, institutional and residential combustion
03	03	Industrial combustion and processes with combustion
04	04	Non-combustion production processes
05	05	Extraction and distribution of fossil fuels
06	06	Solvent use
07		Road transport
07	07a	Road transport gasoline
07	07b	Road transport diesel
07	07c	Road transport evaporation
08	08	Other mobile sources and machinery
09	09	Waste treatment and disposal
10	10	Agriculture

Tabelle 3: Verursachergruppen nach CORINAIR

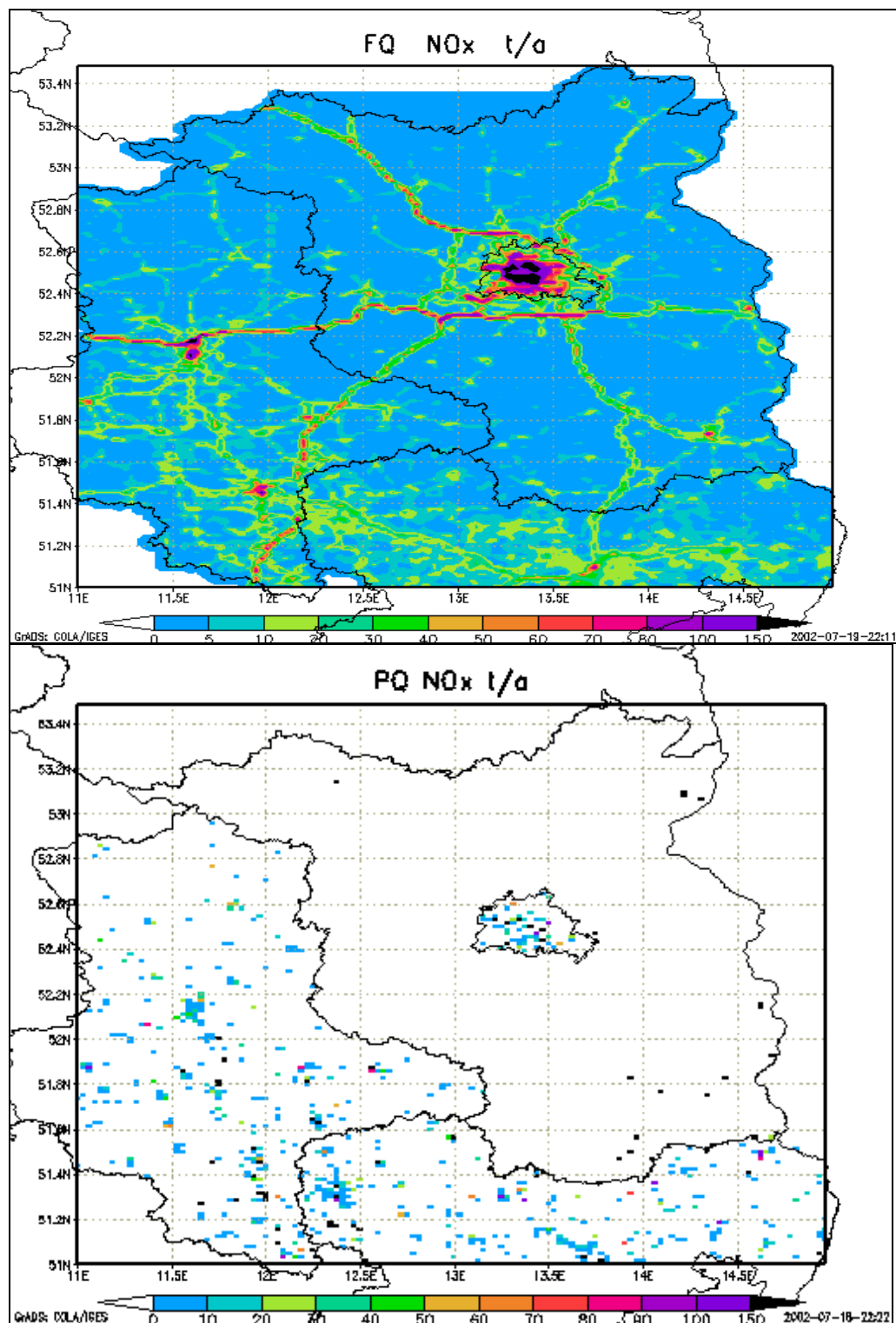


Abbildung 10: NO_x-Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).

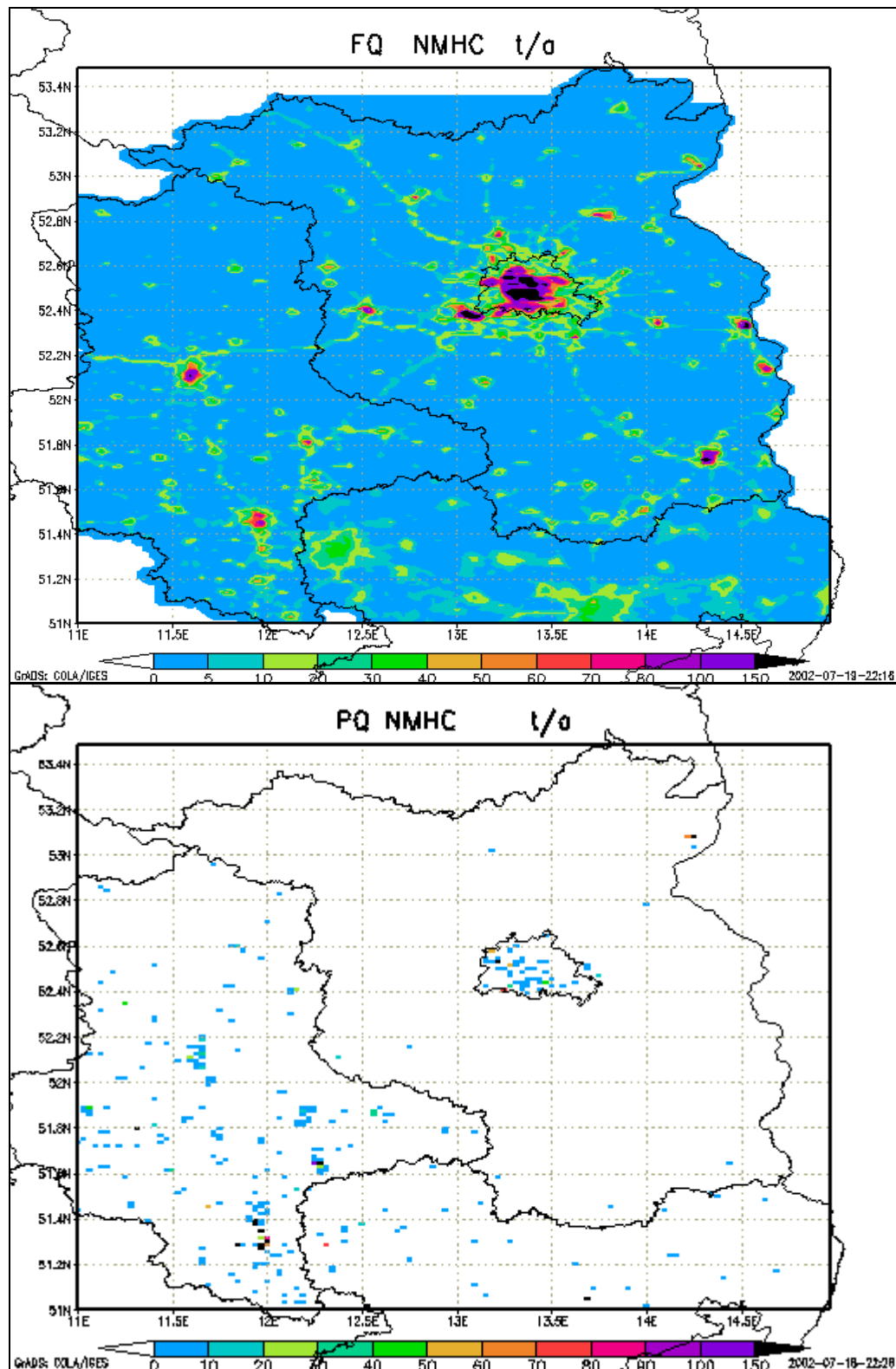


Abbildung 11: NMHC-Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).

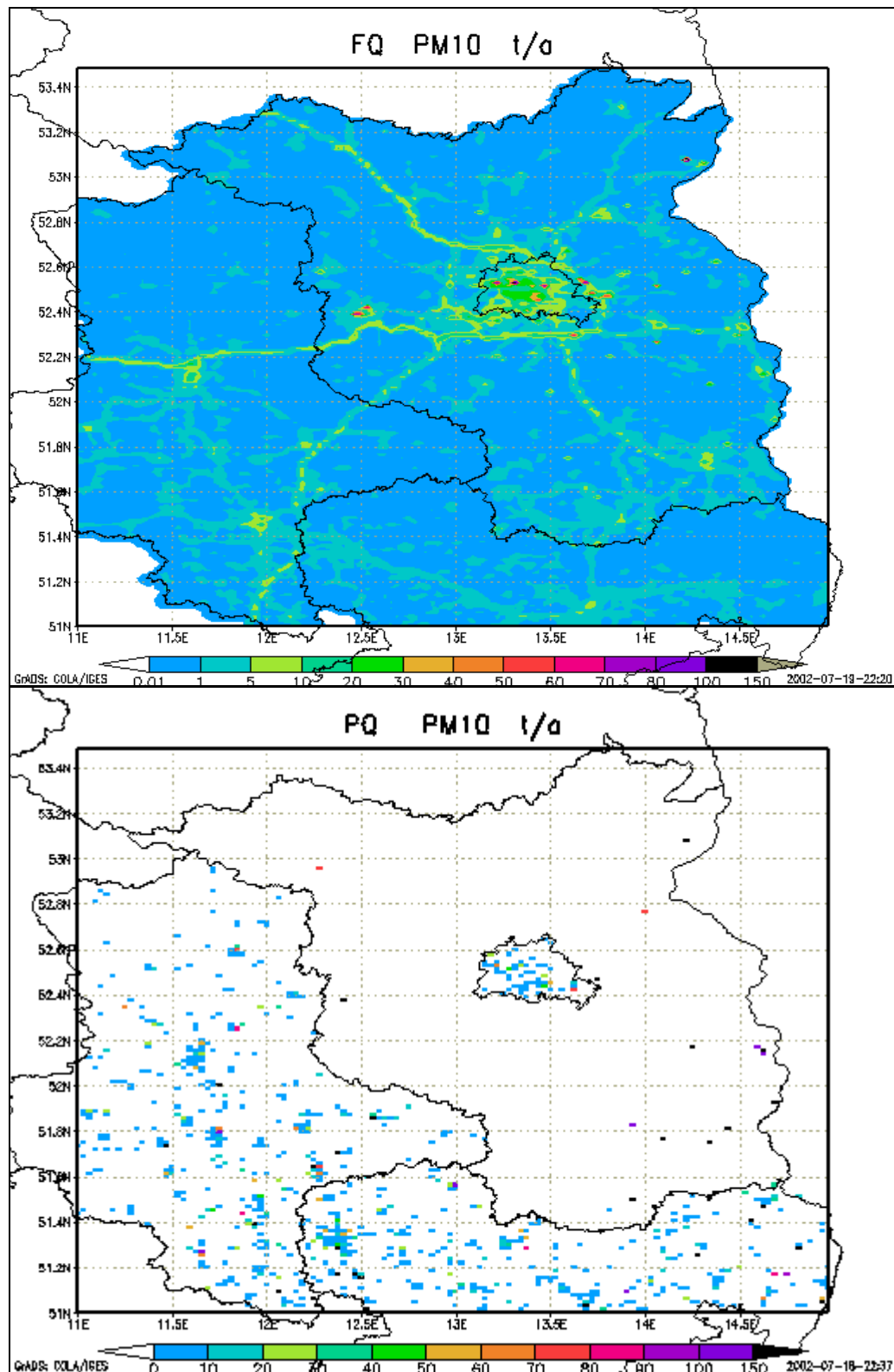


Abbildung 12: PM10-Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).

6. Das meteorologische Daten-Aufbereitungssystem

6.1. Überblick

Das im Antrag vorgesehene Konzept, die Verwendung des Modells CALMET (Scire et al., 1990) als meteorologischen Treiber für das RCG-Modell wurde nach Prüfung des Modells auf seine Tauglichkeit für Langfristanwendungen aufgegeben, da die CALMET-Struktur bei der Erstellung von meteorologischen Daten für ein ganzes Jahr zu Rechenzeiten führt, die in der Größenordnung der Rechenzeiten des RCG-Modells liegen. Um den Rechenaufwand des Systems zu vermindern, wurde daher ein neues Konzept entwickelt, das auf den unhandlichen Apparat des CALMET-Modells nicht angewiesen ist, sondern nur noch die wichtigsten physikalischen Module von CALMET verwendet. Ausgangspunkt ist wie bei der Erstellung der meteorologischen Eingangsdaten für die großräumige Modellanwendung (Stern, 2003a) die großräumige Analyse des an der FU Berlin entwickelten diagnostischen Analysesystems TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Procedures for Environmental Research, Reimer und Scherer, 1992). Die damit erstellten großräumigen Felder werden unter Verwendung lokaler Zusatzinformation an die kleinräumige Skala angepasst. Dieses Verfahren erspart die separate Anwendung eines meteorologischen Vorschaltmodells, da die lokale Anpassung direkt in das Ablaufschema der großräumigen Analyse eingebettet werden kann.

6.2. Datenaufbereitung

6.2.1. Geophysikalische Daten

Für die Meteorologie-Berechnungen werden zwei Berechnungsareale auf der auf 60°N bezogenen stereographischen Kartenprojektion verwendet:

- ein mitteleuropäisches Areal, dargestellt mit einem numerischen Gitter der Maschenweite von ca. 25 km in 60°N,
- ein kleines Gebiet, das das oben beschriebene Berlin-Brandenburg-Gebiet umfasst, mit einem numerischen Gitter mit der Maschenweite von ca. 2 km in 52°N.

Die topographischen Höhen über NN und die Dateien der Bodenbeschaffenheit in Form von Landnutzungsklassen für das große Areal wurden der USGS-EROS Datenbasis entnommen.

Die entsprechenden Daten des kleinen Areals wurden aus dem BFMB Schwerpunkt Troposphärenforschung zur Verfügung gestellt. Die geophysikalischen Daten enthalten:

- Topographie
- Landnutzungsdaten (10 Klassen):
- Wasser
- Agrarland, landwirtschaftliche Anbaugebiete
- Dauergrünland
- Daueranbaugebiete
- Siedlungsgebiete, Städte
- Laubwald
- Nadelwald
- Mischwald
- offener Boden (vegetationsfrei)
- Sumpfgebiete

Die für die numerische Analyse benötigten Daten wie z.B. Rauigkeitslängen und Verdrängungshöhen werden als Funktion der Landnutzungsklassen bestimmt.

6.2.2. Meteorologische Daten

Die meteorologischen Daten für das Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg werden von Dienststellen des Deutschen Wetterdienstes zur Verfügung gestellt:

- Radiosonden- und Pilotmeldungen der synoptischen Aerologiestationen,
- stündliche und dreistündliche Beobachtungen von Teilen der synoptischen Beobachtungsnetze des deutschen und polnischen Wetterdienstes.

6.3. Dreidimensionale meteorologische Analyse

6.3.1. Großräumige Numerische Analyse

Die meteorologischen Daten werden diagnostisch aufbereitet. Die großräumigen Analysen der meteorologischer Felder über Mitteleuropa werden mit TRAMPER erstellt. Das angewandte Analyseverfahren besteht im Kern aus einer statistischen Interpolation (Optimum Interpolation, OI) beobachteter und abgeleiteter Feldgrößen auf isentropen Flächen am Gitterpunkt und einem physikalischen Abgleich der Felder mittels Variationsrechnung.

Die Analysen werden auf isentropen Flächen mit einer Gitterweite von ca. 25 km in geographischen Koordinaten dargestellt. Der Abstand der isentropen Flächen ist der vertikalen Struktur der Atmosphäre angepasst mit hoher Auflösung in der Troposphäre und wachsendem Gitterabstand in der Stratosphäre. Die unterste Modellfläche liegt vollständig unterhalb der Topographie. In der unteren Troposphäre beträgt der Gitterabstand gleichmäßig $\Theta=2,5K$ und nimmt zur Modellobergrenze in der Stratosphäre schrittweise zu. So befinden sich ca. 15-18 Niveaus innerhalb der Troposphäre.

Durch die Wahl des isentropen Koordinatensystems und seiner recht hohen Auflösung werden insbesondere vertikal gering ausgedehnte thermische Strukturen besser wiedergegeben als in einer Standard-Druckflächenanalyse. Z.B. werden Inversionen oder allgemein die lokale Stabilität flächenhaft erfasst und ihre im Allgemeinen schräge Raumlage wiedergegeben. Druck und Temperatur unterhalb der Topographie werden mit Standardverfahren reduziert bzw. extrapoliert.

Die dreidimensional analysierten Variablen sind:

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

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

Zweidimensional werden dargestellt:

- Bewölkung und Wetter aus Bodenbeobachtungen,
- Potentielle Temperatur in 2m Höhe,

- Bodendrucktendenz (dreistündlich),
- Inversionshöhen aus Radiosonden.

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

- Analysen der Boden- und Radiosondenbeobachtungen,
- zeitliche Interpolation auf stündliche Zwischentermine (falls erforderlich),
- Berechnung der Grenzschichtvariablen.

In die Analyse sind die räumliche und zeitliche Erfassung der Temperaturinversionen und ihrer Mächtigkeit sowie die horizontale Interpolation von Niederschlag, Bedeckungsgrad, Wolkentyp usw. eingebunden. Nach der dreidimensionalen Analyse werden die Grenzschichtvariablen und, unter Berücksichtigung der beobachteten Temperaturinversionen, der tägliche Verlauf der Mischungshöhe berechnet. Die Parameter am Boden sind auf einer terrainfolgenden Koordinatenfläche definiert und werden auf die Modelltopographie abgestimmt.

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

Pro Tag werden zusammenhängend acht Analysen (00, 03, 06, 09, 12, 15, 18, 21 UTC) ausgeführt. Die Grundfelder für Zwischentermine, die keine ausreichende Basis an Beobachtungen aufweisen, werden durch Interpolation der nächstliegenden Termine erzeugt, wobei evtl. vorhandene Messungen örtlich berücksichtigt werden.

6.3.2. Adaptation an die feine Auflösung

Für die kleinräumigen Analysen (Gitterweite ca. 5 km und kleiner) wird optional ein Teil des meteorologischen Aufbereitungsmodells CALMET verwendet. Teile dieses Programmsystems wurden in das meteorologische Datensystem TRAMPER eingebunden mit der Aufgabe, charakteristische orographische Effekte des untersuchten Gebietes in die 3-dimensionale Strömung vereinfacht zu integrieren, insbesondere Hangwinde und Barriereneffekte.

Dabei werden mit Hilfe von Strömungsadaptationsalgorithmen alle Windfelder im orographisch gegliederten Gelände angepasst. Diese verfeinerte Analyse bedarf allerdings weiterer meteorologischer Daten, um realistische, kleinräumige Phänomene in die numerischen Felder einbeziehen zu können. Gegenüber einem prognostisch-numerischen Modellierungsansatz hat diese diagnostische Methode den Vorteil, dass sie sich wesentlich auf vorhandene meteorologische Messungen stützt und daher eine unmittelbare Diskussion lokaler Wetterphänomene in Verbindung mit den Immissionsmessungen erlaubt.

Das diagnostische Strömungsmodul arbeitet in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird das mittlere Strömungsgrundfeld der Modellregion erzeugt, und an das thermodynamisch und topographisch bedingte Strömungsverhalten adaptiert. Folgende Optionen stehen zur Verfügung:

- Anpassung an kinematische Effekte durch die Topographie,
- Berechnung der Hangwinde,
- Berechnung von Effekten durch Strömungsbarrieren.

Im zweiten Schritt werden Stationsmessdaten mit räumlich begrenzter Wichtung in das Grundfeld integriert und die vertikale Geschwindigkeitskomponente physikalisch adaptiert:

- Interpolation lokaler Messungen,
- Anpassung der vertikalen Geschwindigkeitskomponente.

Das endgültige Strömungsfeld wird mittels einem iterativem Verfahren zur Massenerhaltung gezwungen. Zwischenprodukte der verschiedenen Prozessphasen werden mittels Drei- oder Fünfpunktefilter geglättet. Die wesentlichen Parameter der Verfahren, wie Filtertyp und Anzahl der Glättungen und Iterationen werden über die Eingabe gesteuert.

Das Strömungsfeld der großräumigen Analyse wird als erste Schätzung („first guess“) benutzt. Ein vertikales Adaptationsverfahren erlaubt unter anderem die vertikale Interpolation von Bodenwinden mittels Potenzansatz oder beliebigen Profilen. Zur Minimierung der Divergenz und Erhaltung der Massenbilanz des Strömungsfeldes wird ein iteratives Verfahren eingesetzt. Dabei werden die horizontalen Komponenten unter Berücksichtigung der vertikalen Divergenz variiert. Eine ausführliche Beschreibung der Verfahren befindet sich in Kerschbaumer und Reimer (2003).

6.3.3. Grenzschichtparameter

Zur Bestimmung der Parameter der planetarischen Grenzschicht werden vereinfachte eindimensionale Grenzschichtmodelle verwendet (Van Ulden und Holtslag, 1985, Hanna und Paine, 1989). Die Grenzschichtmodule verwenden unterschiedliche Parametrisierungen über Land und Wasser. Die Entwicklung der Mischungshöhen und die dazugehörigen Entrainment-Prozesse werden tagsüber bei positivem Wärmefluss aus einer prognostischen Gleichung berechnet. Die Höhe der Mischungsschicht wird tagsüber als das Maximum aus konvektiver und neutraler Mischungshöhe berechnet. Bei negativem Wärmefluss, in der Regel nachts, wird eine Gleichgewichtsformel angewandt.

Die turbulenten Grenzschichtparameter Monin-Obukhov-Länge, Schubspannungsgeschwindigkeit, konvektive Geschwindigkeit und sensibler Wärmefluss am Boden werden bei der Bestimmung der Mischungsschichthöhe mit errechnet.

7. Modellanwendung Berlin-Brandenburg: Basislauf

7.1. Überblick

Das RCG-Modell wurde auf das gesamte Jahr 1999 angewendet. Als Basisjahr wurde das Jahr 1999 gewählt, da dieses Jahr auch das Bezugsjahr für alle Modellrechnungen im Rahmen des City-Delta-Projekts ist¹.

Alle Modellläufe wurden in einer Auflösung von Gitterweite von $0,03125^\circ$ Länge und $0,015625^\circ$ Breite ausgeführt. Die Grenzen in einem geographischen Koordinatensystem liegen bei: $12,0^\circ$ Ost bis $15,0^\circ$ Ost, $51,5^\circ$ Nord bis $53,5^\circ$ Nord. Das verwendete Modellgebiet ist damit um 1° Länge und $0,5^\circ$ Breite kleiner als das Datenerhebungsgebiet und deckt Berlin und nahezu ganz Brandenburg ab. Es umfasst 96×128 horizontale Gitterzellen. In der Vertikalen wurde eine Auflösung in 4 Schichten gewählt, mit 3 Schichten unter der Mischungsschichthöhe und einer Reservoirschicht darüber. Das Vertikalgitter ist dabei dynamisch, d. h. die vertikale Ausdehnung der Schichten ändert sich mit der Änderung der Mischungsschichthöhe. Lediglich die Bodenschicht wird mit 20 m vertikaler Ausdehnung konstant gesetzt. Dies entspricht exakt der vertikalen Auflösung der großräumigen Modellrechnungen (Stern, 2003a), die die seitlichen Randbedingungen für die kleinräumige Anwendung liefern. Als chemischer Gasphasenmechanismus wurde der CBM-IV-Mechanismus benutzt. Für alle Läufe wurden PM10-Konzentrationen unter Verwendung des Aerosolmoduls berechnet. Die oberen Randbedingungen wurden für alle Spezies außer Ozon auf aus der Literatur übernommene troposphärische Hintergrundwerte gesetzt. Für Ozon wurden die oberen Randbedingungen aus der von Logan (1998) entwickelten Ozonklimatologie abgeleitet. Diese Ozonklimatologie entstand unter Verwendung aller verfügbaren Ozonsondenaufstiege aus den 90er Jahren und liefert die Monatsmittel der Ozonkonzentration vom Boden bis zu 500 mb in einer horizontalen Auflösung von 4° Breite und 5° Länge.

Die Modellevaluierung des REM/CALGRID wurde durch den Vergleich der Rechenergebnisse mit Beobachtungen durchgeführt. Die Beobachtungsdaten sind stündliche Zeitreihen der bodennahen Messung für Ozon (O_3), Stickstoffdioxid (NO_2), Stickstoffmonoxid (NO), Schwefeldioxid (SO_2), Feinstaub (TSP^2) und PM10. Die Daten stammen aus den Messnetzen der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und des Umweltbundesamtes und wurden für die Zwecke der Ausbreitungsrechnung aufgearbeitet (Flemming, 2003a). Für die EU-Rahmenrichtlinie ist nur die Fraktion des Staubes mit einem Durchmesser kleiner $10 \mu m$ (PM10) von Interesse. PM10-Messungen liegen jedoch erst seit 2000 in größerem Umfang vor. Aus diesem Grund wird die PM10-Konzentration aus den TSP-Messungen abgeleitet. Dabei wird ein Anteil von 80% angenommen (Lenschow et al., 2001). Die Lage der verfügbaren Messstationen kann der Abbildung 13 entnommen werden.

Der Vergleich mit Messungen erfolgt anhand der Diskussion von Zeitreihen an ausgewählten Stationen und Streudiagrammen für alle verfügbaren Stationen.

¹ siehe <http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/citydelta/>

² Total suspended matter

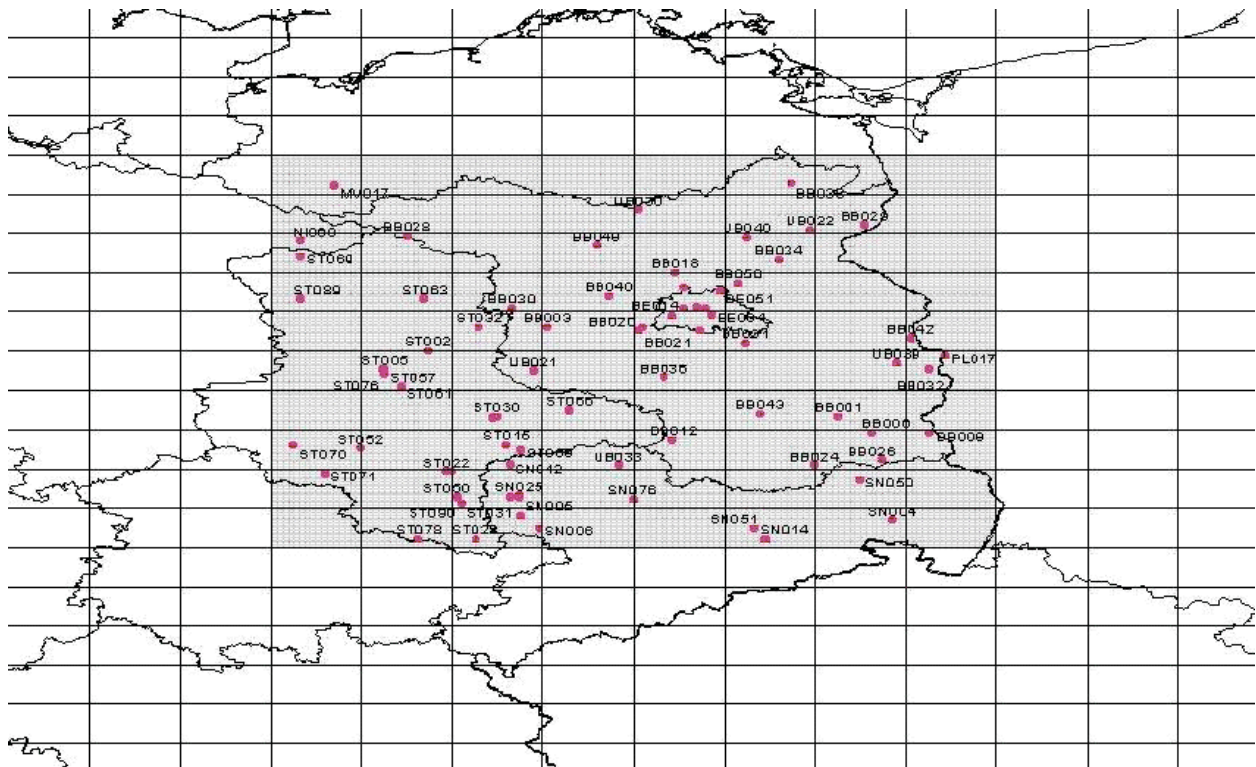


Abbildung 13: Lage der Messstationen im feinen Raster Berlin-Brandenburg. Das grobe Raster kennzeichnet die Auflösung der großräumigen Anwendung.

7.2. Zeitreihendiskussion

Abbildung 14 und Abbildung 15 zeigen an ausgewählten Stationen die berechneten Ozon-Zeitreihen der kleinräumigen Modellierung in der Auflösung von circa $2 \times 2 \text{ km}^2$ (CALC_us) im Vergleich mit den Beobachtungen und den Ergebnissen der großräumigen Modellierung im Raster von circa $25 \times 25 \text{ km}^2$ (CALC_ls). Dargestellt sind die höchsten täglichen gleitenden 8-Stundenmittelwerte für Ozon an den Stadtstationen Berlin-Nansenstraße und Berlin-Wedding, an den Stadtrandstationen Frohnau und Buch sowie an der Station Königs-Wusterhausen südlich von Berlin und der UBA-Station Schorfheide nördlich von Berlin (UBA40, siehe Abbildung 13). Der über das Jahr beobachtete Verlauf dieser in der EU-Ozon-Tochterrichtlinie verwendeten Kenngröße wird an den ausgewählten Stationen in der klein- und der großräumigen Anwendung gut nachvollzogen. An den Stadt- und Stadtrandstationen werden die beobachteten Ozonwerte in der großräumigen Anwendung im Winter unter- und im Sommer überschätzt. Die winterliche Unterschätzung ist in der kleinräumigen Anwendung weniger ausgeprägt. Im Sommer wird der beobachtete Ozonverlauf in der kleinräumigen Anwendung generell besser abgebildet als in der Anwendung im groben Raster. Bei den Ozonspitzen ist aber eine Tendenz zur Unterschätzung erkennbar. Die Unterschätzung zeigt sich deutlich an den beiden nicht-städtischen Stationen Königs-Wusterhausen und Schorfheide in der Ozonepisode im September 1999, die im großräumigen Modelllauf erfasst wird, nicht aber in der kleinräumigen Anwendung.

Die Zeitreihen der NO_2 -Tagesmittelwerte zeigen die Abbildung 16 und Abbildung 17. Im Stadtgebiet werden in der kleinräumigen Anwendung deutlich höhere NO_2 -Tagesmittelwerte, in den Stadtrandgebieten deutlich niedrigere Werte berechnet als in der großräumigen Anwendung. Auch in der Schorfheide nördlich von Berlin liegen die großräumigen Berechnungen deutlich höher. Die Übereinstimmung mit den Messungen ist dabei in der kleinräumigen Anwendung

generell besser als in der großräumigen Anwendung, auch wenn die gemessenen NO₂-Tagesmittelwerte im Stadtzentrum eher überschätzt werden.

Die prinzipiellen Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Modellanwendung in einer Auflösung von circa 2x2 km² und den Ergebnissen in der Auflösung von circa 25x25 km² zeigen das Skalenproblem auf. Eine Modellauflösung von circa 25x25 km² ist nicht ausreichend, um die Emissionsstruktur im Bereich von Städten aufzulösen. Daher werden Messungen in ländlichen Regionen, wo die Emissionsstruktur im Allgemeinen nicht von starken horizontalen Gradienten geprägt ist, bei großräumigen Modellanwendungen immer besser modelliert als Messungen in Stadtgebieten (Stern, 2003a). Das Stadtgebiet von Berlin wird in der großräumigen Modellanwendung von nur vier Gitterboxen überdeckt. Diese Boxen erstrecken sich aber in dem hier verwendeten geographischen Gitter von 0,5° Länge und 0,25° Breite noch weit in das Berliner Umland, so dass die Berliner Emissionen im Modell über ein sehr viel größeres Gebiet verteilt werden als in der Realität. Der Emissionsfluss wird am Stadtrand daher über- und im Stadtzentrum unterschätzt. Dadurch kommt es zu der Überschätzung der NO₂-Messungen an Stadtrandstationen wie Frohnau und Buch, insbesondere wenn diese Stationen im Lee der Stadt liegen, und zu Unterschätzungen an Stationen im Stadtzentrum. Auch die Überschätzung der Ozonmessungen im Stadtgebiet in der großräumigen Modellanwendung ist eine Folge der Verminderung des lokalen Stickoxid-Emissionsflusses durch das grobe Gitter. Die dadurch verminderten Auswirkungen des Titrationseffekts, d.h. des schnellen Abbaus von Ozon durch frisch emittiertes Stickoxid, führen zu hohen Ozonkonzentrationen. Am Stadtrand ist die Situation komplizierter, da Stadtrandstationen je nach Windrichtung im Luv oder im Lee des städtischen Emissionschwerpunkts liegen.

Die berechneten und gemessenen PM10-Zeitreihen der Tagesmittelwerte zeigen die Abbildung 18 und die Abbildung 19. Wie beim NO₂ ist das berechnete Konzentrationsniveau in der kleinräumigen Anwendung an den Stadtstationen höher als in der großräumigen Anwendung, an den Stadtrandstationen dagegen niedriger. Generell werden die hohen gemessenen PM10-Konzentrationen in beiden Skalen im Frühjahr, Sommer und Herbst unterschätzt. Ein Grund für die Unterschätzung besteht darin, dass die gegenwärtige PM10-Modellierung keine Parametrisierung der Staubaufwirbelung enthält. Staubaufwirbelung ist schwierig zu modellieren, da dieses Phänomen von den meteorologischen Bedingungen und der Art und dem Zustand des Untergrunds abhängt. Gegenwärtig existieren noch keine Ansätze zur Modellierung von Staubaufwirbelung, die in einem Langfristmodell wie REM/CALGRID verwendet werden können. Dies betrifft sowohl den Prozess der Staubaufwirbelung selbst als auch die Parametrisierung des Emissionsflusses in Abhängigkeit von der Bodenbeschaffenheit. In städtischen Gebieten wird Staubaufwirbelung hauptsächlich durch den Straßenverkehr und Bautätigkeit verursacht. Auch diese zum Teil zeitabhängigen Quellen werden in den Modellrechnungen wegen der fehlenden Datengrundlage noch nicht berücksichtigt. Ebenso wird der Anteil der sekundären organischen Aerosole gegenwärtig in den Modellrechnungen noch nicht erfasst.

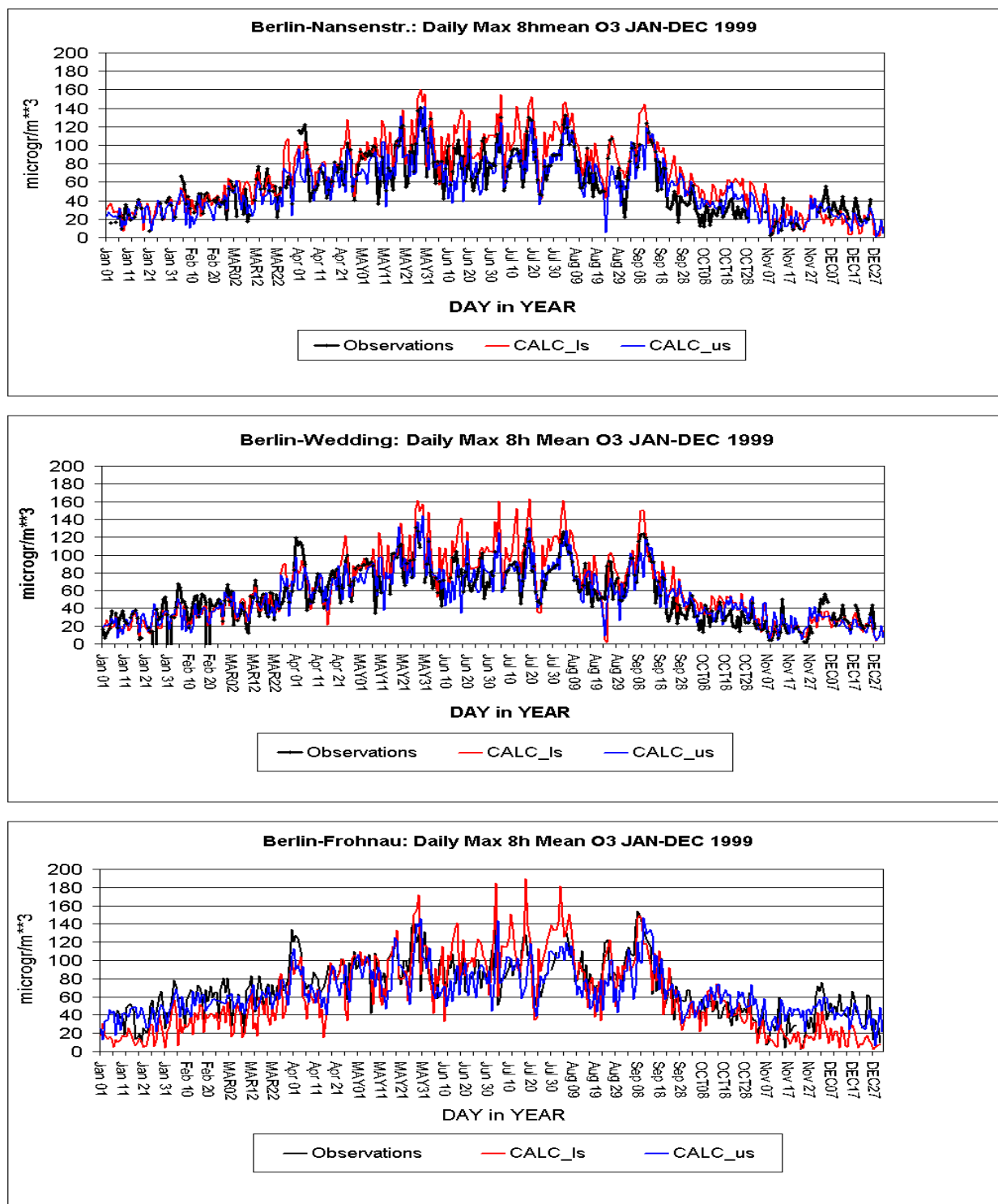


Abbildung 14: Berechnete und beobachtete Ozon-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_Is: großräumige Modellierung.

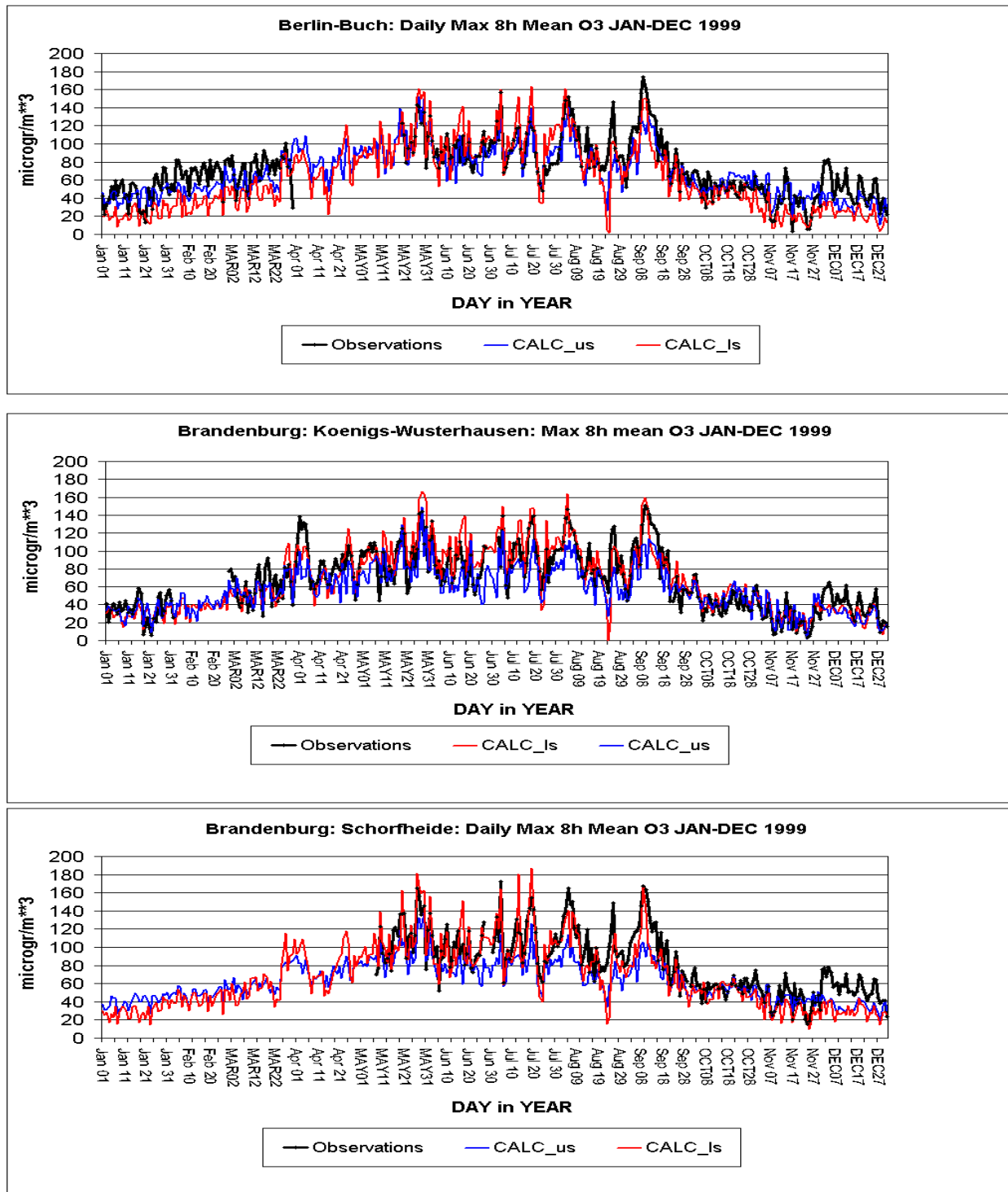


Abbildung 15: Berechnete und beobachtete Ozon-Zeitreihen am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.

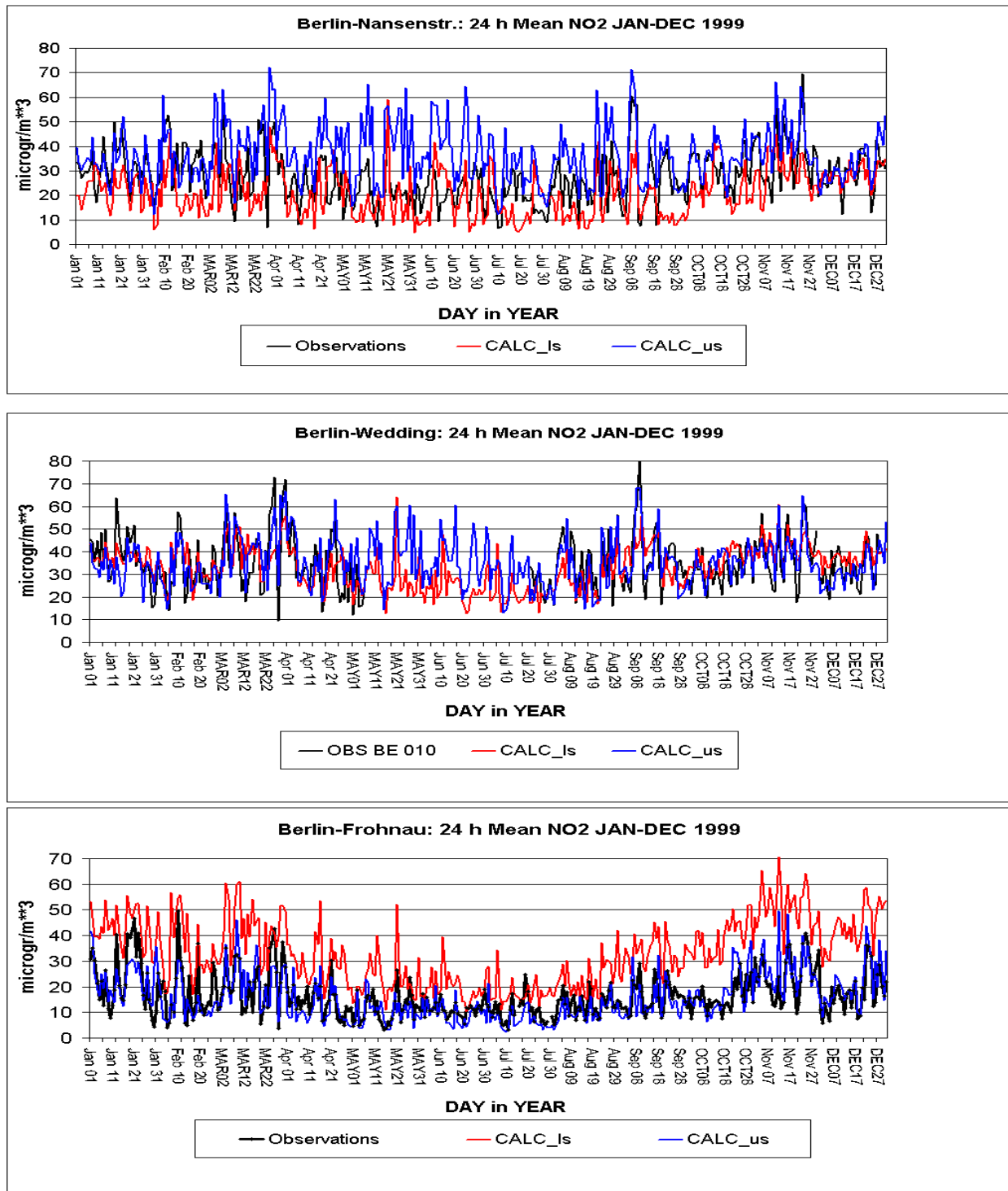


Abbildung 16: Berechnete und beobachtete NO₂-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.

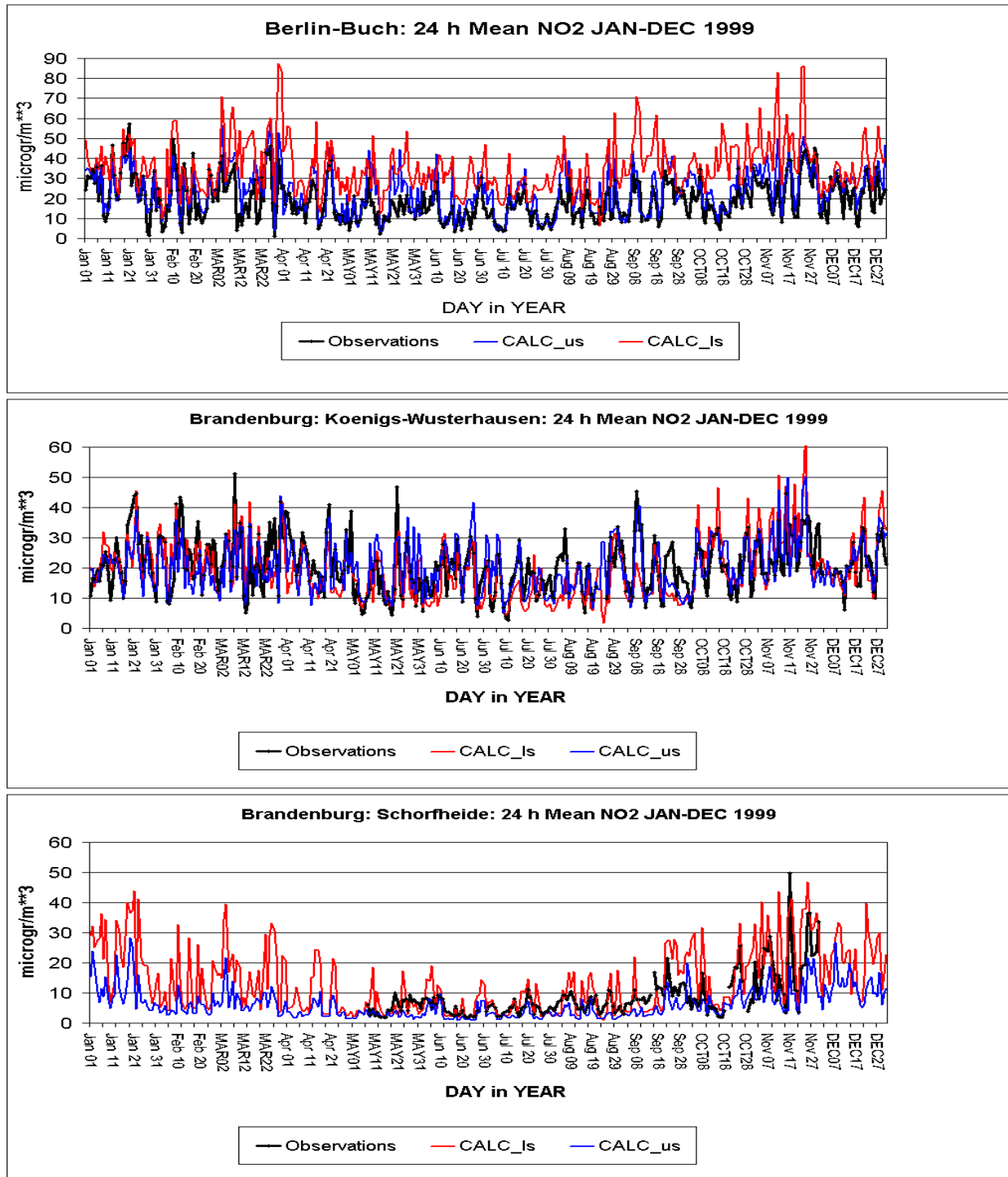


Abbildung 17: Berechnete und beobachtete NO₂-Zeitreihen am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_Is: großräumige Modellierung.

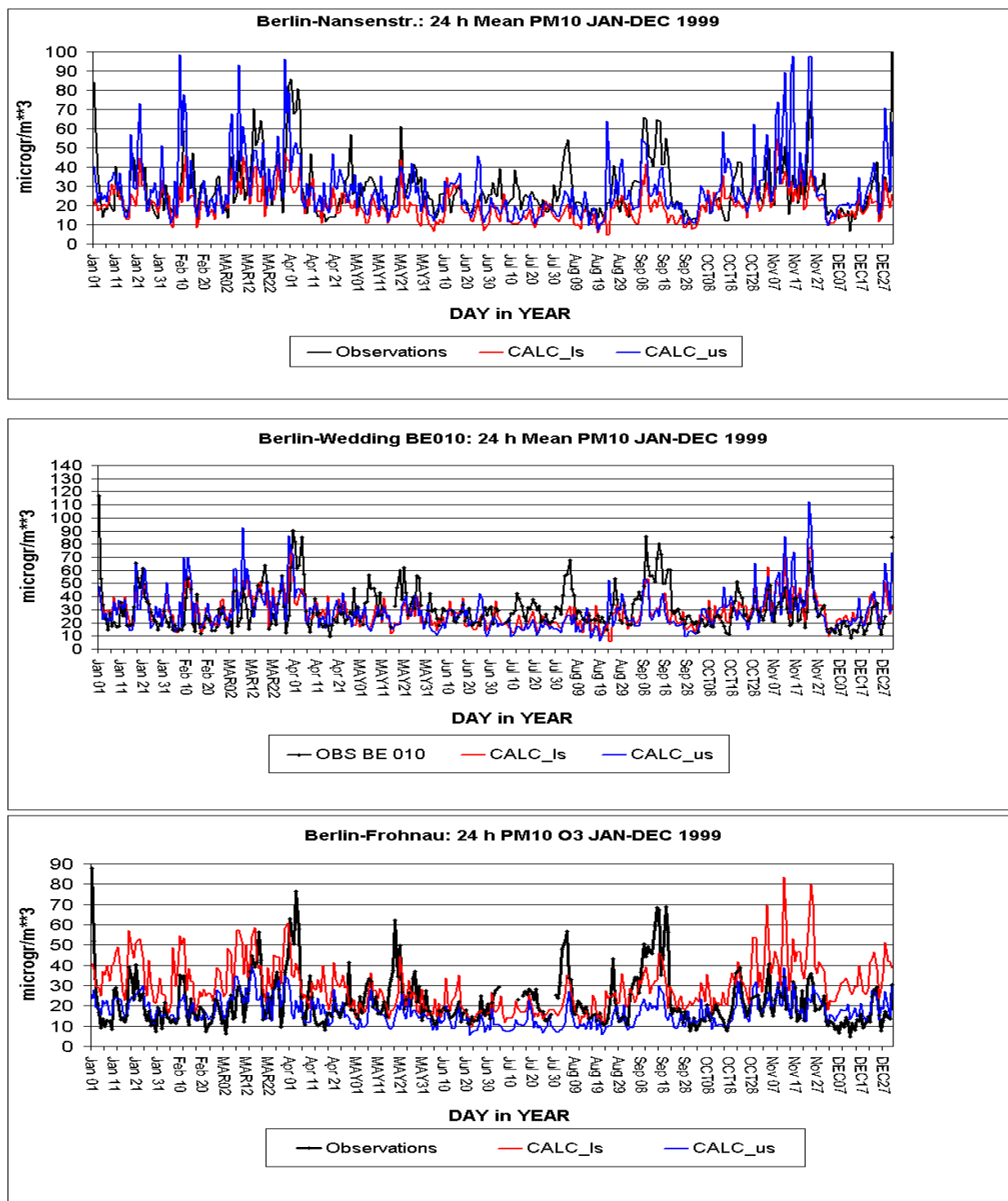


Abbildung 18: Berechnete und beobachtete PM10-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung. Nansenstraße PM10-Messung, Wedding und Frohnau TSP-Messungen, die mit dem Faktor 0.8 multipliziert als PM10 interpretiert werden.

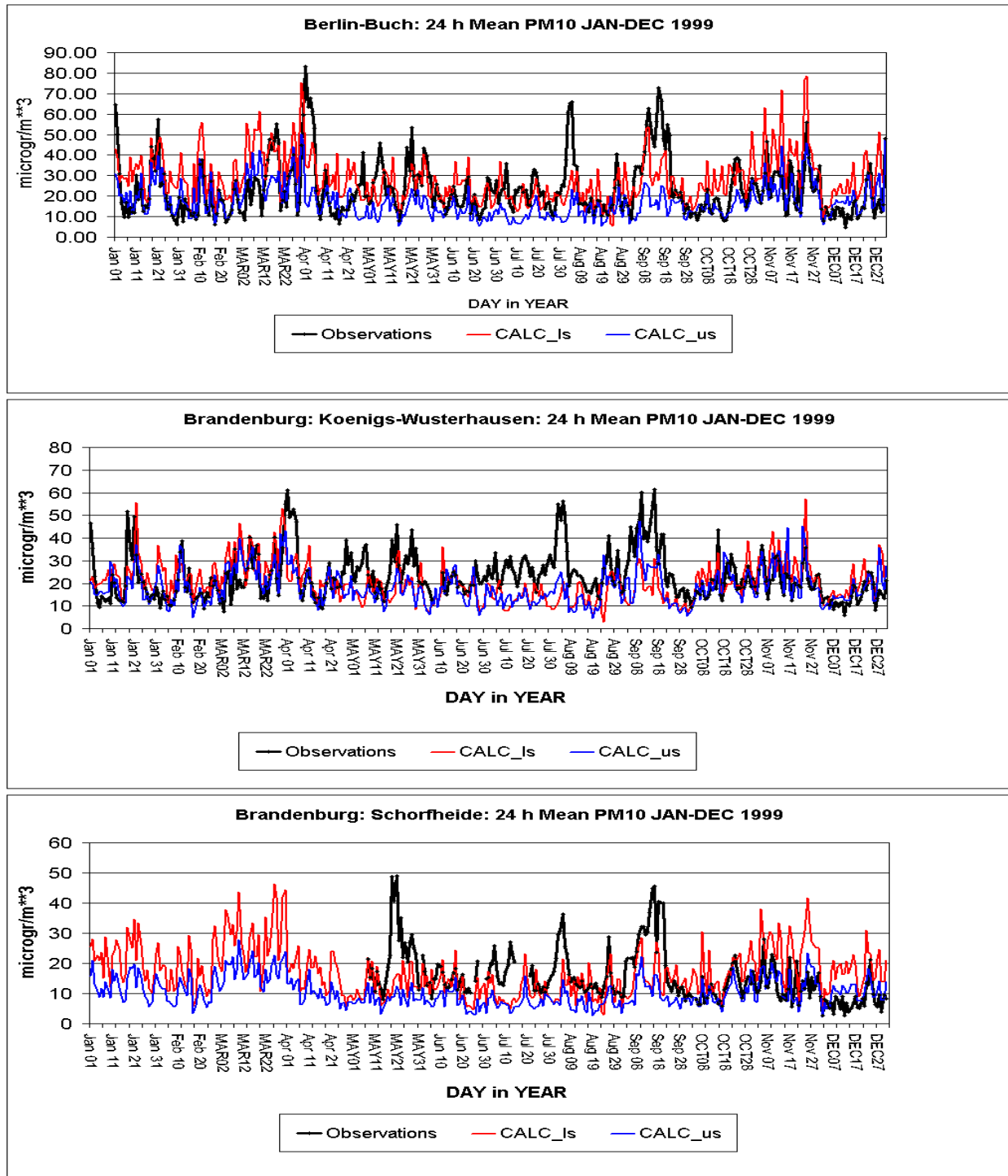


Abbildung 19: Berechnete und beobachtete PM10-Zeitreihen am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. CALC_us: urbane Modellierung; CALC_Is: großräumige Modellierung. Buch PM10-Messung, Königs-Wusterhausen und Schorfheide TSP-Messungen, die mit dem Faktor 0.8 multipliziert als PM10 interpretiert werden.

7.3. Streudiagramme

Der Vergleich der Modellergebnisse mit der Gesamtheit der Stationsmessungen erfolgt mit Hilfe von Streudiagrammen. Die Verteilung der berechneten und gemessenen Ozonjahresmittelwerte an den Stationen im Modellgebiet zeigt die Abbildung 20. Die im Mittel um circa 10% zu niedrigen Jahresmittelwerte der kleinräumigen Anwendung werden in dem Streudiagramm erkennbar. Es ist auch deutlich, dass die großräumige Anwendung an den meisten Stationen höhere Jahresmittelwerte liefert als die kleinräumige Anwendung. Insgesamt wird die räumliche Struktur der gemessenen Ozonjahresmittelwerte in der kleinräumigen Anwendung aber sehr viel besser wiedergegeben als in der Anwendung im groben Raster. Dies macht sich an dem sehr viel höheren räumlichen Korrelationskoeffizienten der kleinräumigen Anwendung fest. Insbesondere an dem Streudiagramm für die Stationen auf dem Gebiet des Landes Berlin wird deutlich, dass das grobe Raster nicht geeignet ist, die durch die Emissionsstruktur geprägte räumliche Konzentrationsverteilung in Stadtgebieten aufzulösen. Die Abbildung 31 zeigt die berechnete und gemessene Anzahl der Tage im Jahr 1999 an denen der höchste tägliche gleitende Ozon-8-Stundenmittelwert größer als $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist. In der großräumigen Anwendung wird diese Anzahl überschätzt, in der kleinräumigen Anwendung dagegen unterschätzt. Das entsprechende gilt auch für den AOT40-Wert für Pflanzen (Abbildung 22). Eine mögliche Ursache der niedrigeren Ozonwerte der kleinräumigen Anwendung kann in den unterschiedlichen Emissionsmengen für Berlin-Brandenburg liegen. Wie in Kapitel 5 ausgeführt wurde, sind die in der großräumigen Anwendung für Berlin-Brandenburg benutzten Emissionen der Stickoxide und insbesondere der Kohlenwasserstoffe höher als die Emissionen, die für die kleinräumige Anwendung zur Verwendung kamen. Die dadurch bedingte geringere Reaktivität des kleinräumigen Emissionsgemisches kann zu den geringeren Ozonwerten führen.

Abbildung 23 zeigt die gemessene und berechnete Verteilung der NO_2 -Jahresmittelwerte an den Stationen im Modellgebiet. Die Streuung der berechneten Werte um die Messwerte ist groß, in der kleinräumigen Anwendung liegen aber alle berechneten NO_2 -Jahresmittelwerte innerhalb des $\pm 50\%$ -Bereiches um die Messung. Die Übereinstimmung der berechneten räumlichen Struktur mit der gemessenen Struktur ist in der kleinräumigen Anwendung sehr viel besser als in der großräumigen Anwendung.

Das Streudiagramm der berechneten und gemessenen PM_{10} -Jahresmittel zeigt die Abbildung 24. Auch bei PM_{10} liegen alle berechneten Jahresmittelwerte der kleinräumigen Anwendung innerhalb des $\pm 50\%$ -Bereiches um die Messung. Die Unterschätzung an den meisten Stationen ist aber offensichtlich. Die Schwierigkeiten der PM_{10} -Modellierung spiegeln sich in dem im Vergleich zu NO_2 und Ozon niedrigen Korrelationskoeffizienten wieder. Bei PM_{10} bringt die feinräumige Auflösung des Modellgebiets nur für das Stadtgebiet von Berlin eine strukturelle Verbesserung gegenüber der großräumigen Auflösung. Die Abbildung 25 zeigt die gemessenen und berechneten PM_{10} -Monatsmittel unterteilt nach Winter- und Sommermonaten. Bei den Sommermonatsmitteln ist eine Tendenz zur Unterschätzung, bei den Wintermonatsmitteln insbesondere in der großräumigen Anwendung eine Tendenz zur Überschätzung erkennbar. Die Unterschätzung im Sommer dürfte zum Teil mit den fehlenden PM_{10} -Quellen wie Staubaufwirbelung und den fehlenden sekundären organischen Aerosolen zusammenhängen. Im Winter spielen Staubaufwirbelungsprozesse eine geringere Rolle als im Sommer, wo die meteorologischen Bedingungen (erhöhte turbulente Bedingungen, trockene Böden) und die menschlichen Aktivitäten (Bodenbearbeitung, Bautätigkeit) Staubaufwirbelung begünstigen. Auch der Beitrag der sekundären organischen Aerosole ist im Sommer mit hoher photochemischer Aktivität größer als im Winter.

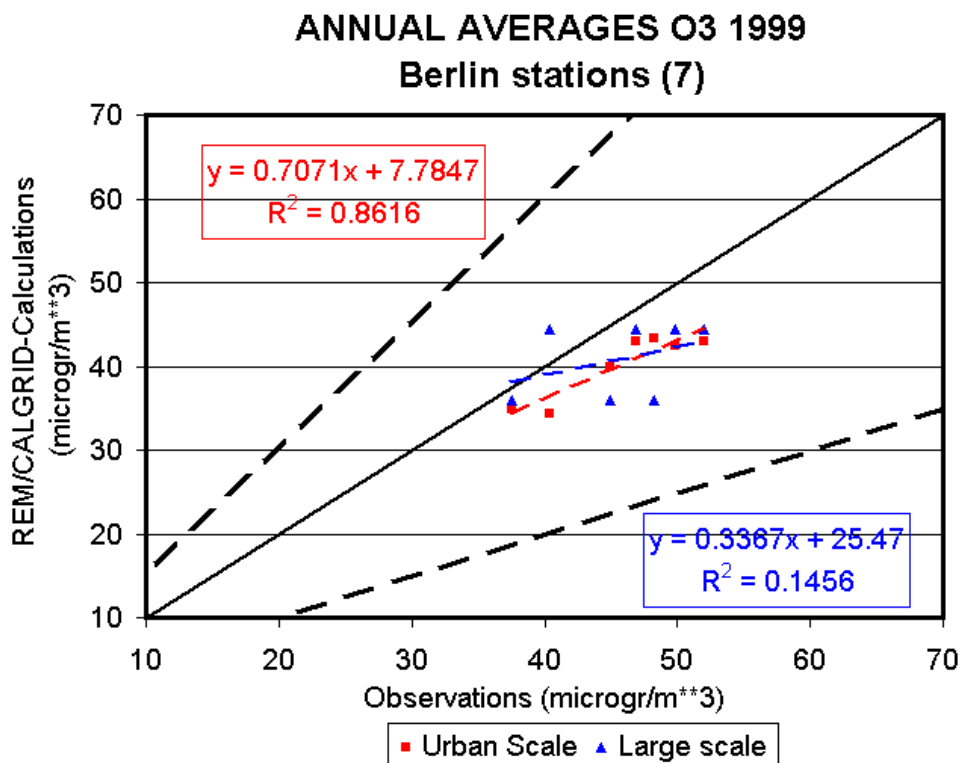
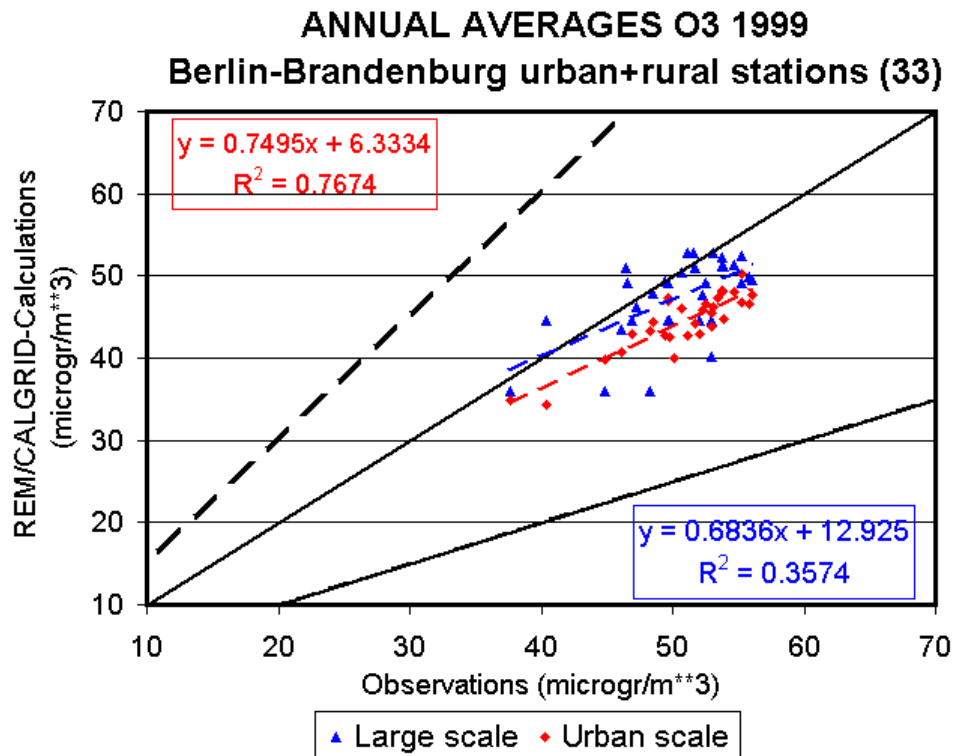


Abbildung 20: Gemessene und berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Urban Scale: kleinräumige Modellierung. Large Scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.

No of days with max 8hmean > 120 microgr/m3, 1999
Berlin-Brandenburg stations

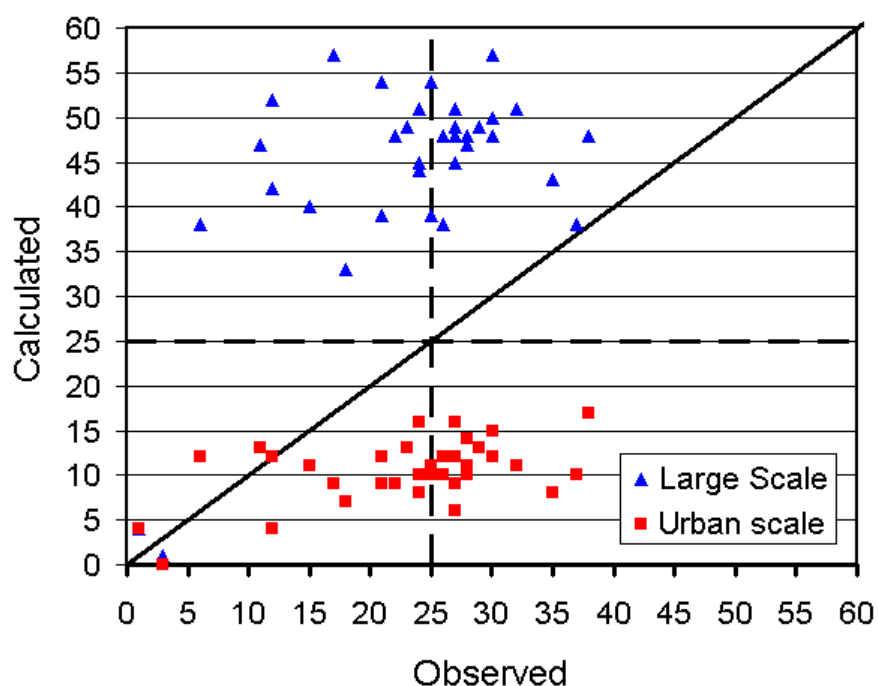


Abbildung 21: Berechnete und gemessene Anzahl der Tage im Jahr 1999, an denen der tägliche höchste gleitende Ozon-8-Stundenmittelwert größer als 120 µg/m³ ist.

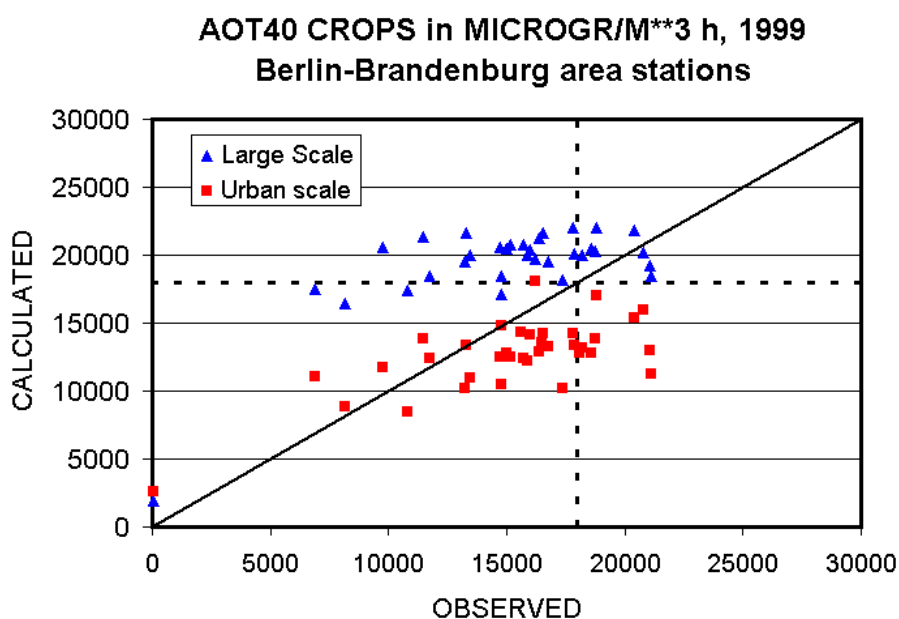


Abbildung 22: Berechnete und gemessene AOT40-Werte in µg/m³ h für Pflanzen.

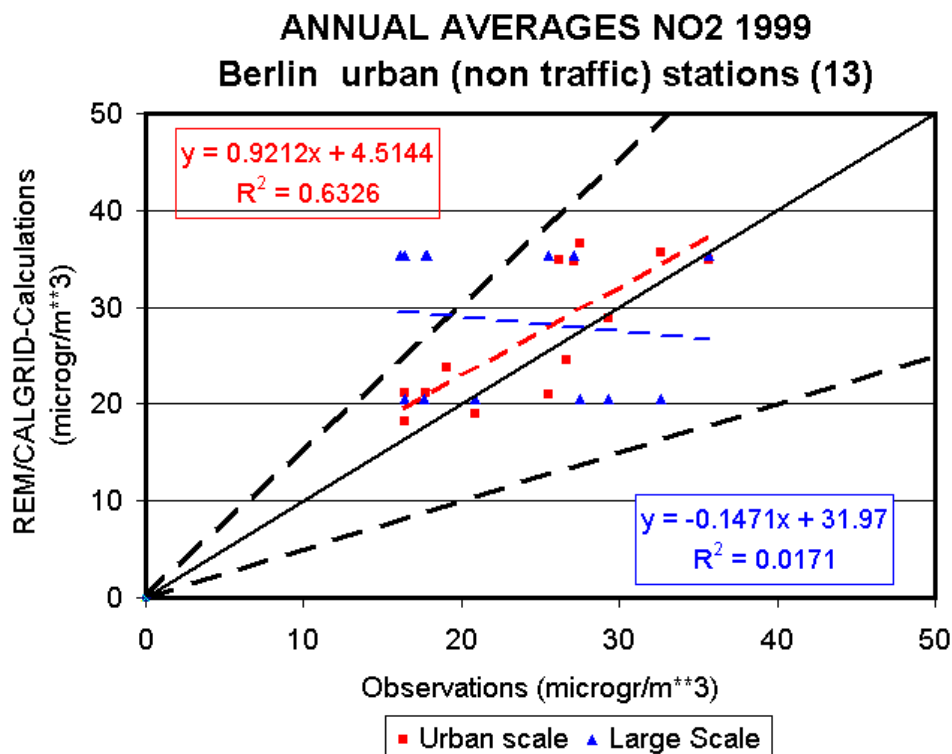
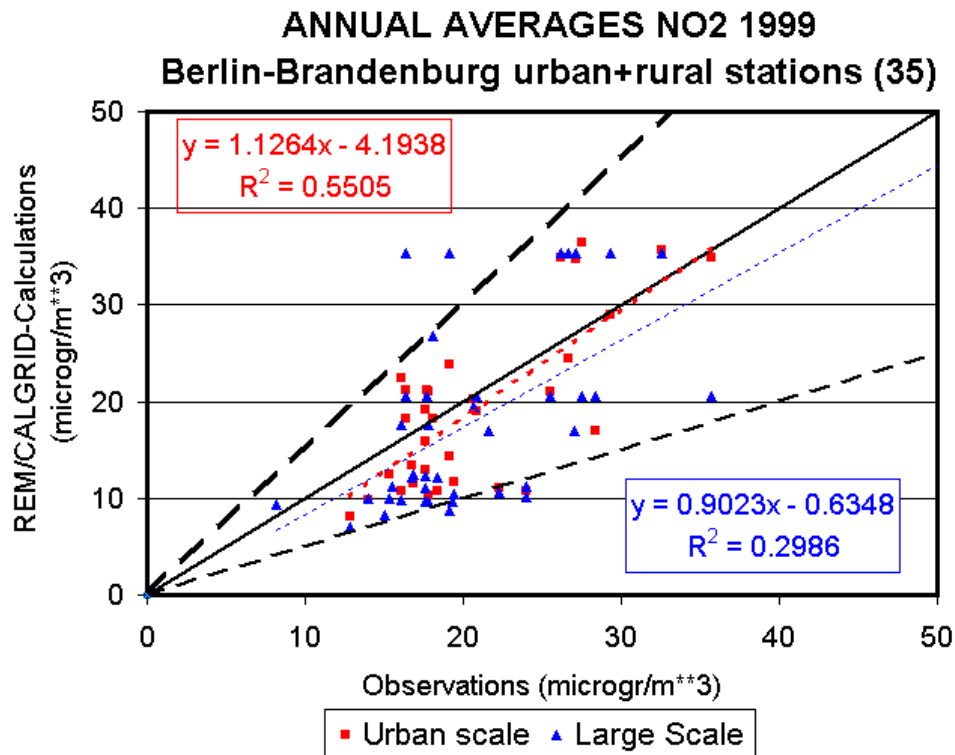


Abbildung 23: Gemessene und berechnete NO₂-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m³. Urban Scale: kleinräumige Modellierung. Large Scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.

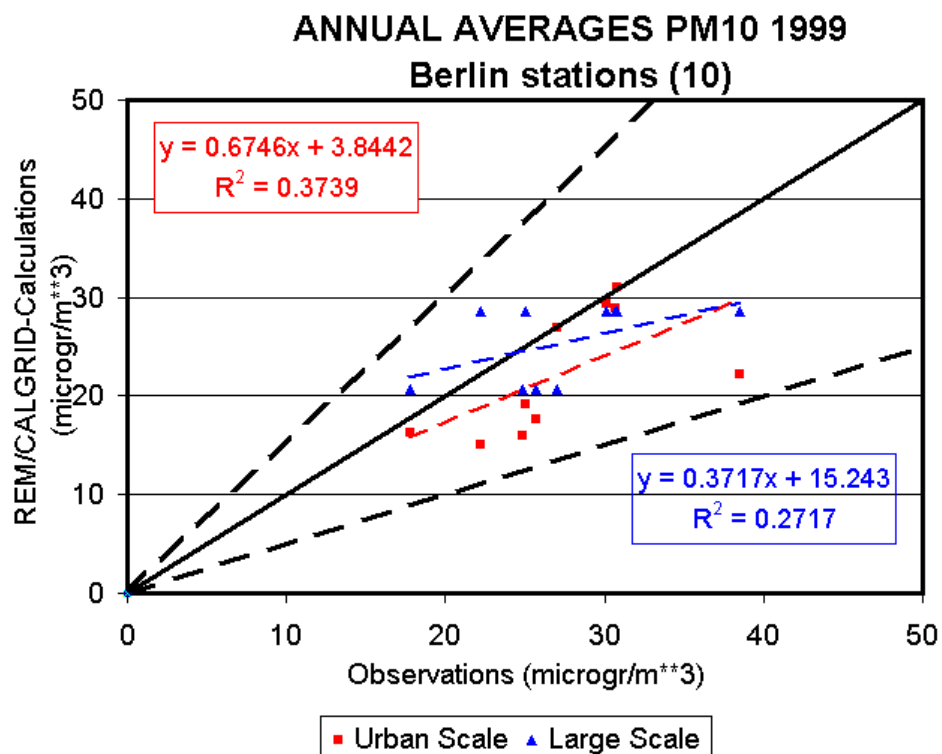
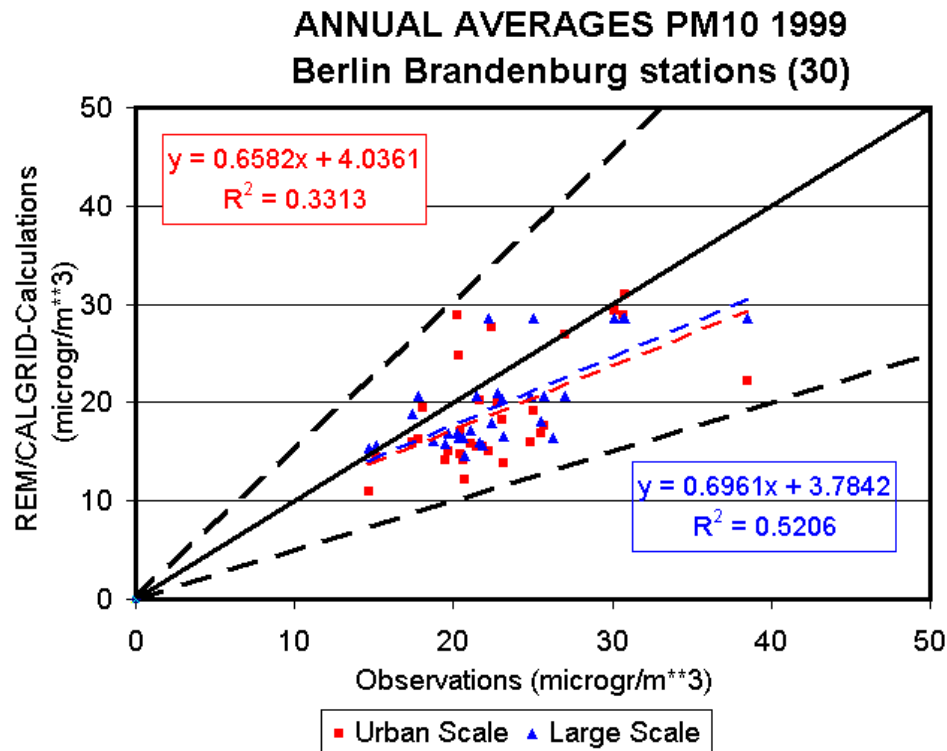


Abbildung 24: Gemessene und berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Urban Scale: kleinräumige Modellierung. Large Scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.

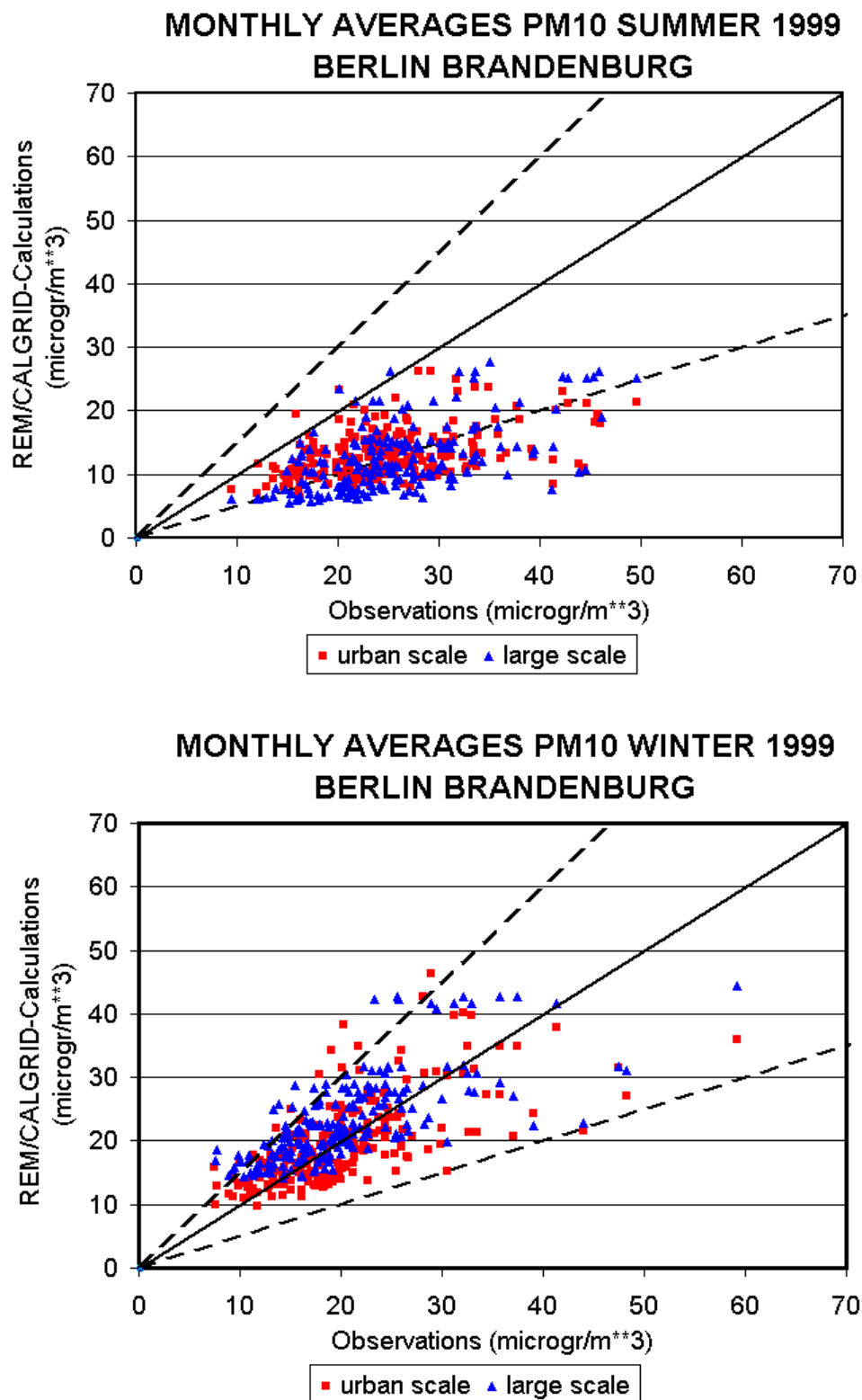


Abbildung 25: Gemessene und berechnete PM10-Sommermonatsmittelwerte (oben) und Wintermonatsmittelwerte (unten) 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Urban Scale: kleinräumige Modellierung. Large Scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den $\pm 50\%$ -Bereich um die Messung an.

7.4. Flächendarstellung

7.4.1. Basislauf Ozon

Abbildung 26 und Abbildung 27 zeigen die berechneten Ozonjahresmittel, Ozonsommermittel und Ozonwintermittel im Modellgebiet. Die Jahresmittel liegen zwischen 30 und 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit den niedrigsten Werten im Berliner Stadtzentrum. Die höchsten Ozonwerte in Berlin werden im Südosten und im Südwesten der Stadt berechnet. Die Autobahnen um Berlin zeichnen sich deutlich als Ozonsenken ab. Die Sommermittelwerte liegen zwischen 40 und 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die Wintermittelwerte zwischen 10 und 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Anzahl der Tage, an denen der in der EU-Tochterrichtlinie für Ozon definierte Konzentrationswert von 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für den höchsten täglichen 8-Stundenmittelwert überschritten wird, zeigt die Abbildung 28. Die 25 Tage mit Überschreitungen, die nach der EU-Ozon-Tochterrichtlinie zulässig sind, werden nach den kleinräumigen Berechnungen im Modellgebiet nur an den Rändern erreicht. Der Vergleich mit den Messungen hat aber gezeigt, dass diese Größe unterschätzt wird (Abbildung 21). Die Abbildung 29 zeigt die berechnete Verteilung der AOT40-Werte für Pflanzen. Der besseren Übersicht wegen wurden die AOT40-Werte mit dem Grenzwert der EU-Tochterrichtlinie normiert. Der AOT40-Grenzwert für Pflanzen, 18000 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$, wird im Modellgebiet knapp erreicht und an einzelnen Stellen überschritten. Allerdings muss auch bei den AOT40-Werten die Unterschätzung der Messungen berücksichtigt werden (Abbildung 22).

In Abbildung 30 sind die berechneten Ozonjahresmittel für die klein- und die großräumige Anwendung im Berlin-Ausschnitt gegenübergestellt. Das Skalenproblem wird in dieser Darstellung offensichtlich. In der großräumigen Anwendung wird Berlin nur durch vier Gitterzellen aufgelöst, wodurch die räumliche Immissionsstruktur im Gebiet von Berlin vollkommen untergeht. Die hoch aufgelöste urbane Anwendung zeigt dagegen einen Ozongradienten, der direkt die Emissionsstruktur der Stadt widerspiegelt mit hohen Ozonwerten im Umland und niedrigen Ozonwerten im Stadtzentrum. Die Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 im Raum Berlin größer 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist, zeigt die Abbildung 31 im Vergleich für die kleinräumige, urbane und die großräumige, europaweite Berechnung. In Berlin ergeben sich in der großräumigen Berechnung sehr viele Überschreitungstage, was aber nicht der gemessenen Realität entspricht (siehe Abbildung 21). Im Vergleich zu den Messungen unterschätzt die kleinräumige Anwendung zwar die Anzahl der Überschreitungstage, infolge der feinen Auflösung ist die Verteilung aber realitätsnäher.

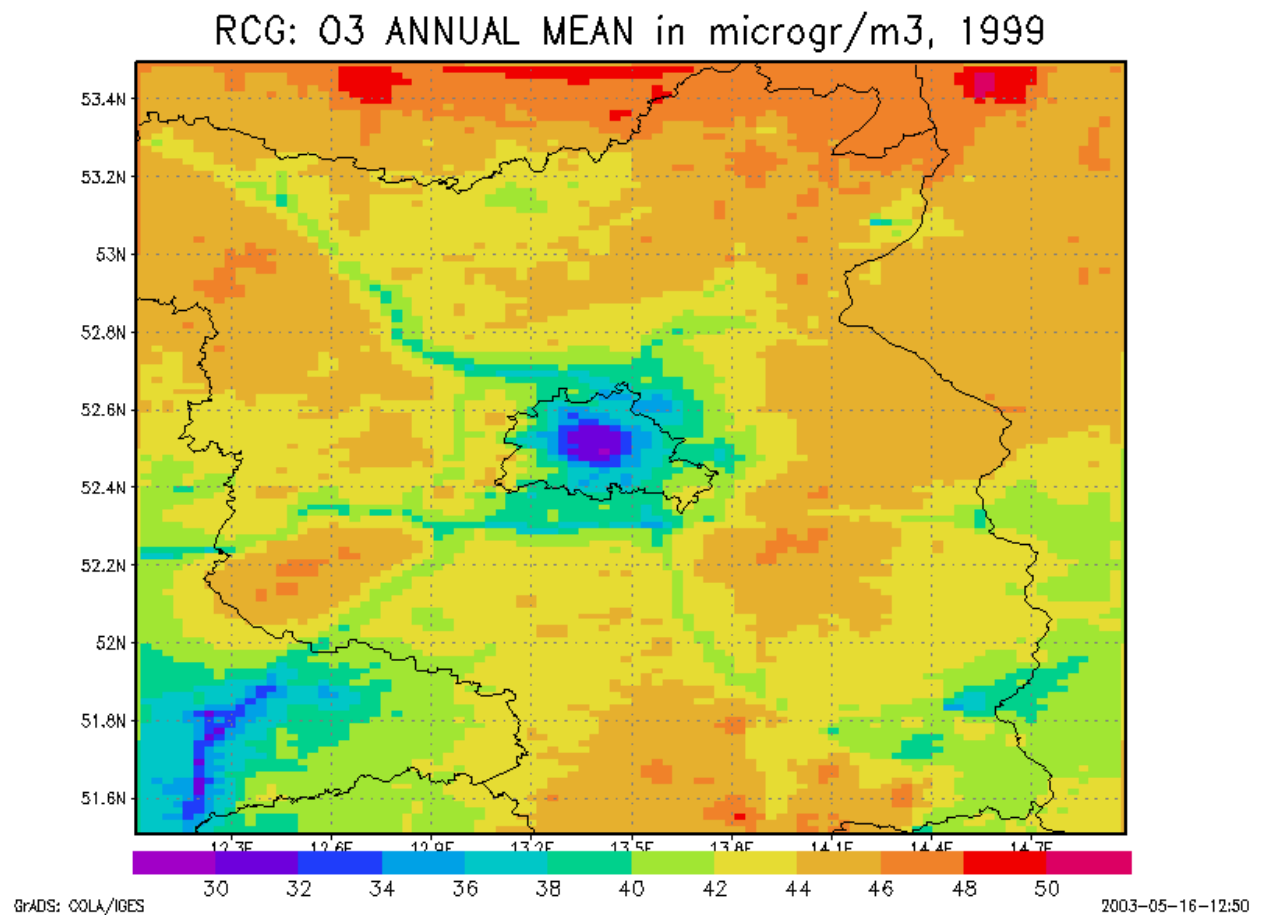


Abbildung 26: Berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

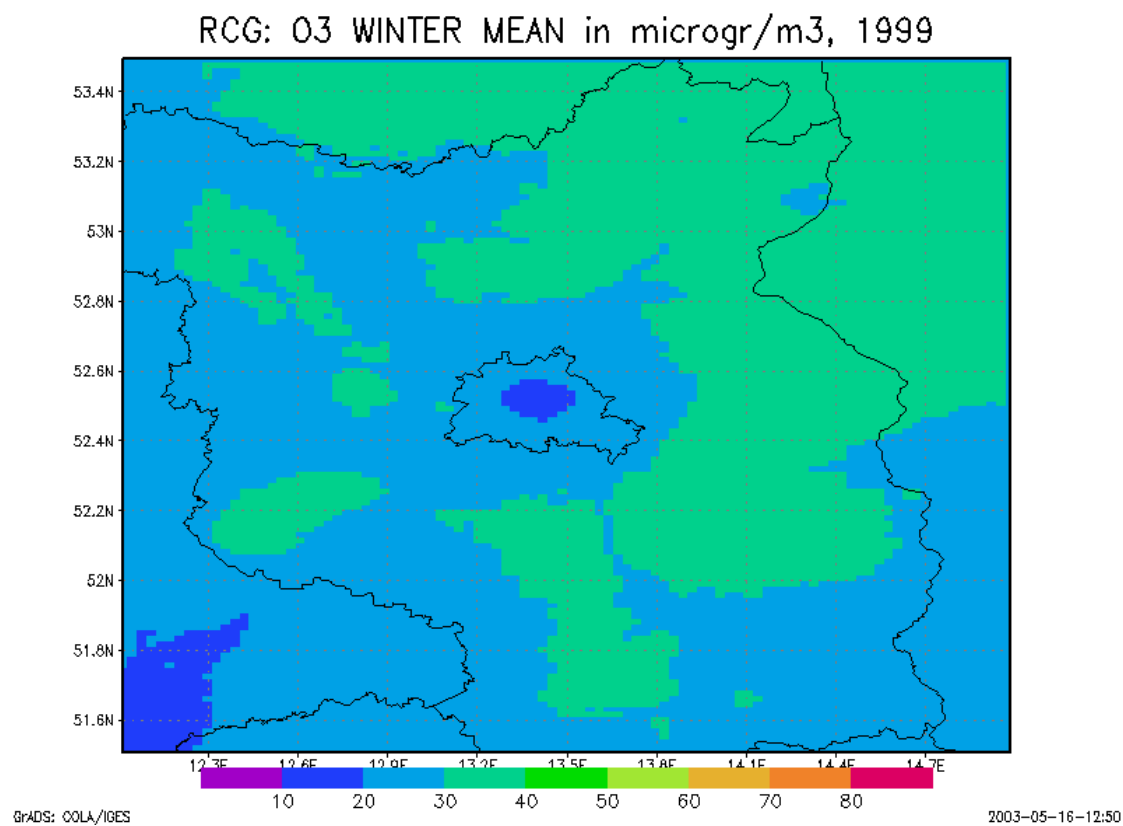
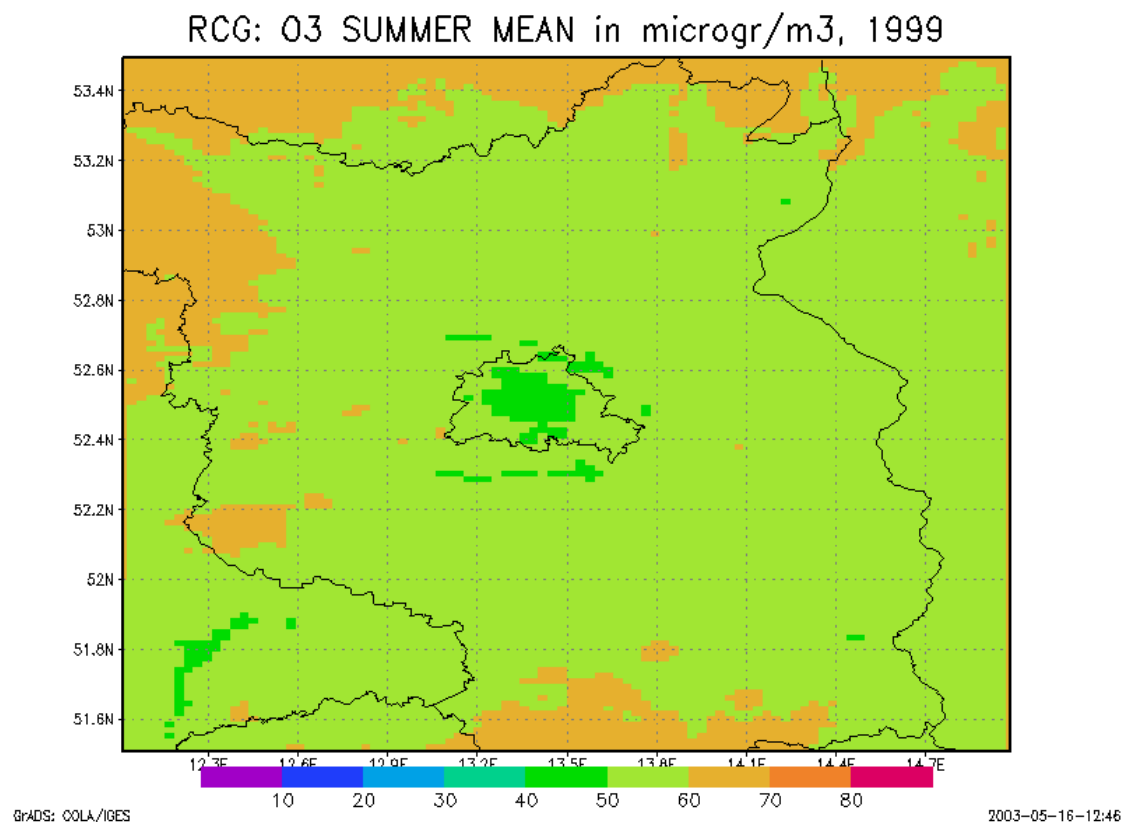


Abbildung 27: Berechnete Ozon-Sommertmittelwerte 1999 (oben) und Wintertmittelwerte 1999 (unten) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

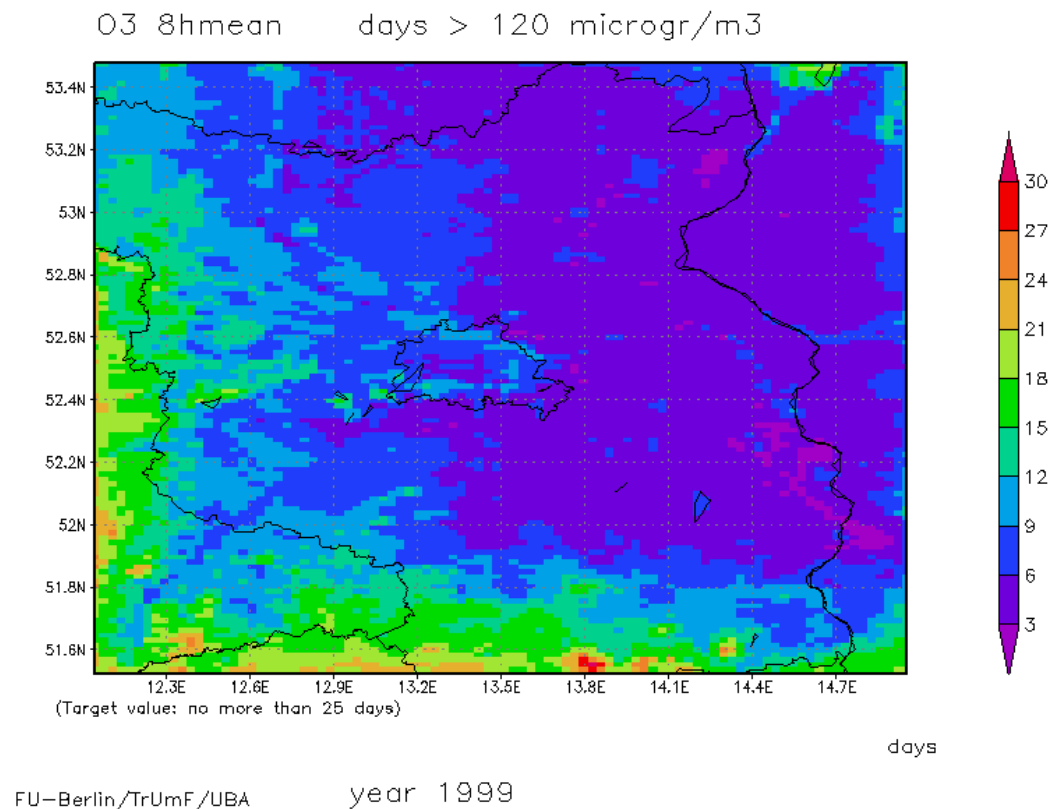


Abbildung 28: Berechnete Anzahl der Tage in 1999, in denen der höchste tägliche 8-Stundenmittelwert von Ozon größer als 120 µg/m³ beträgt.

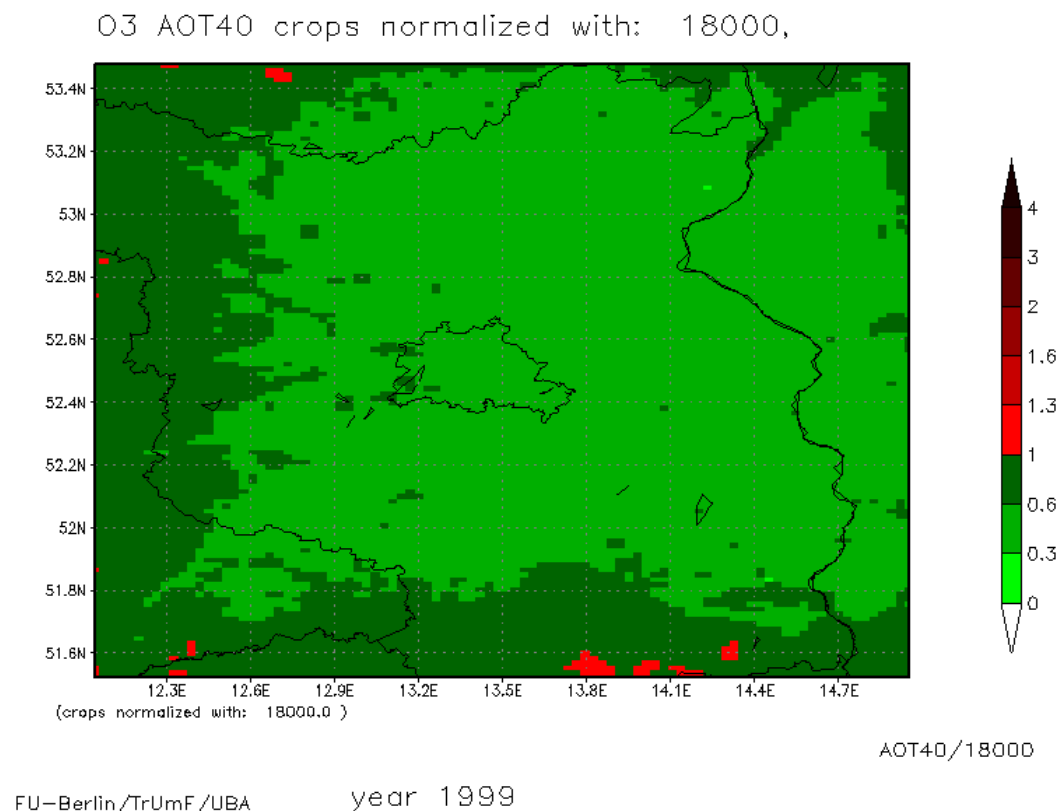
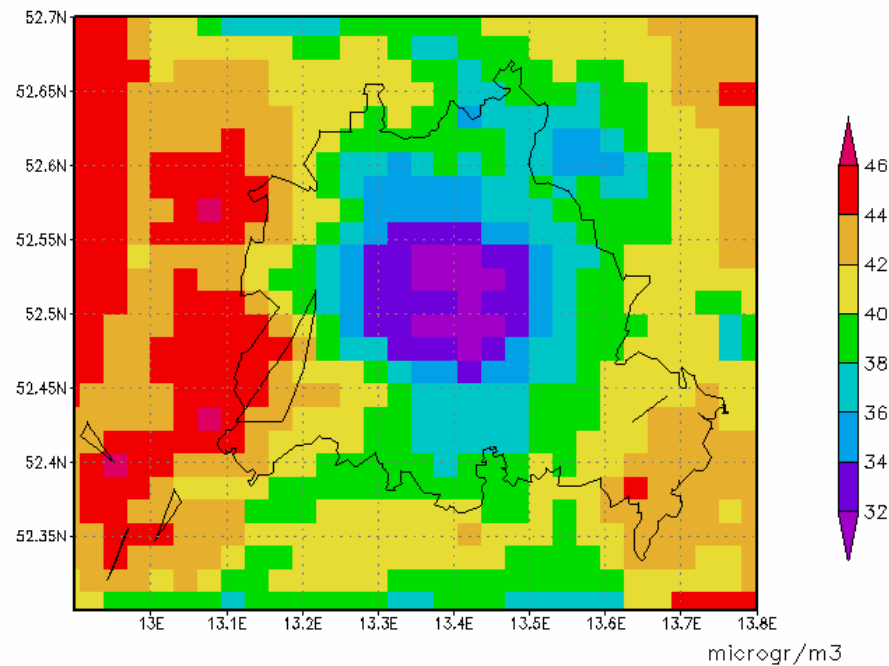


Abbildung 29: Berechnete AOT40-Werte für Pflanzen normiert mit dem Grenzwert (18000 µg/m³ h) der EU-Tochterrichtlinie Ozon. Bezugsjahr 1999.

O₃ Mean in simulation period

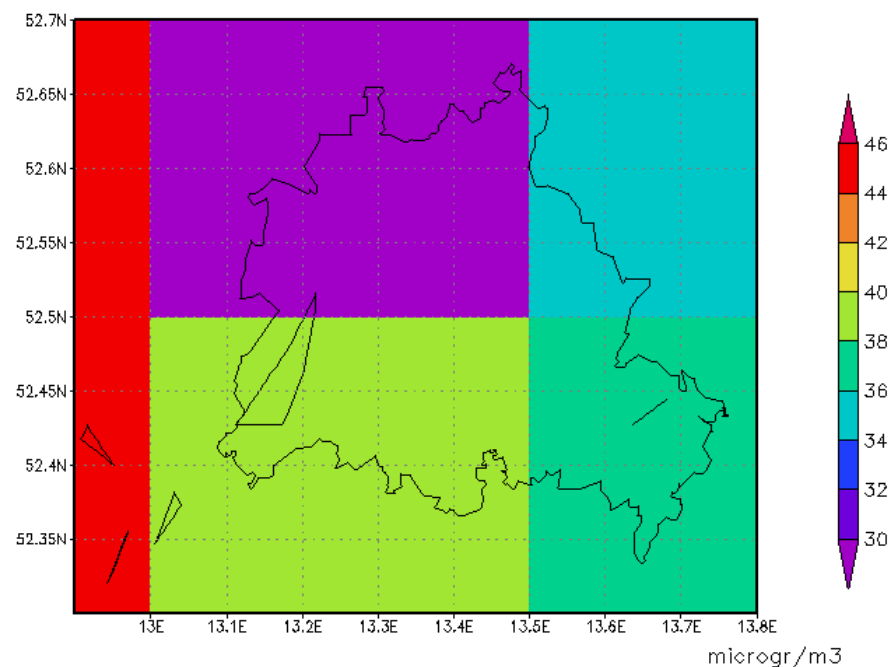


FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_96X128_BASE_O3_01.aug

O₃ Mean in simulation period

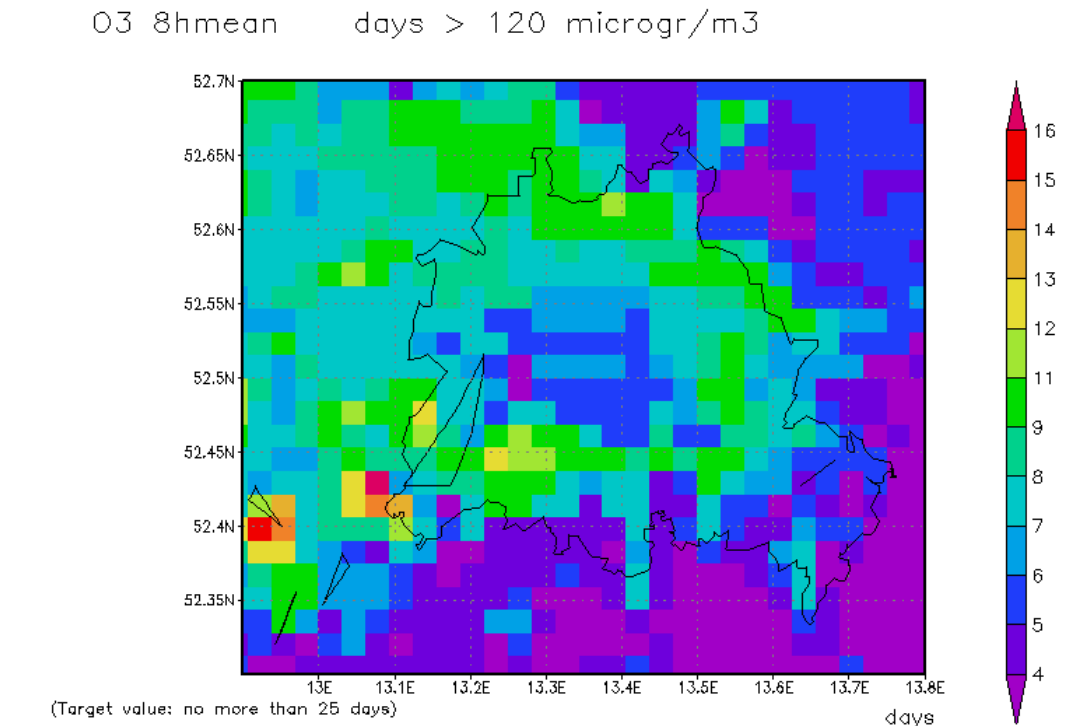


FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_JAHR_1999_CBM_4L_BASE96X128_O3_01.aug

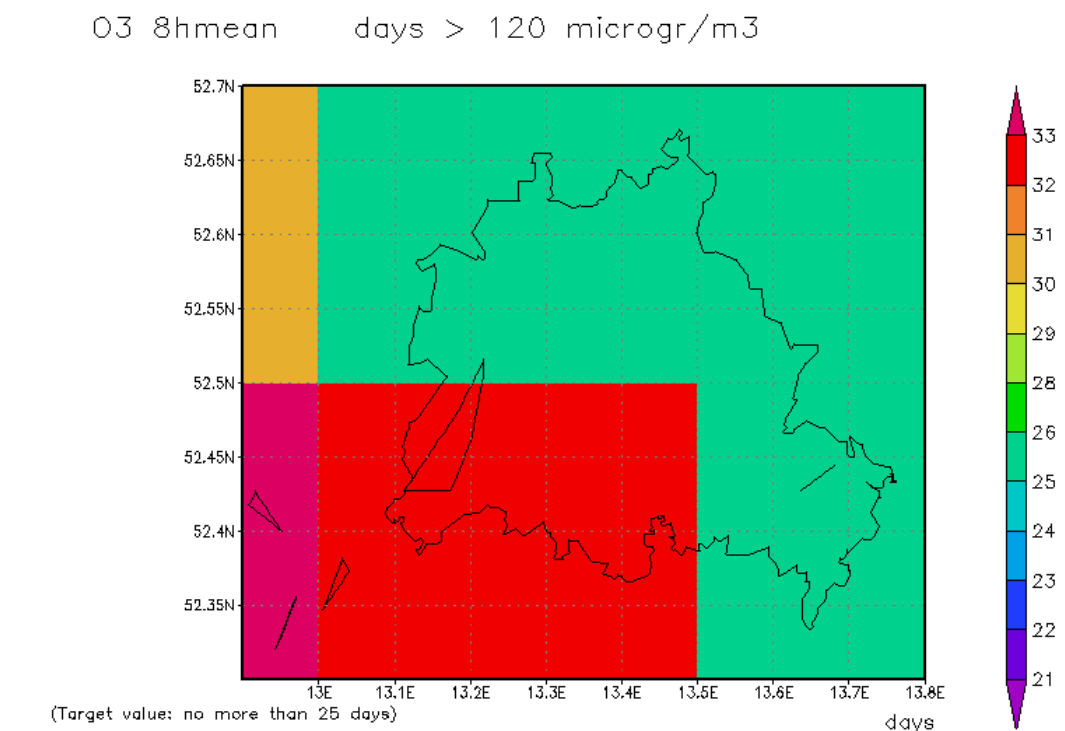
Abbildung 30: Berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die kleinräumige, urbane (oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten).



FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_96X128_BASE_O3_01.eug



FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_JAHR_1999_CBM_4L_BASE96X128_O3_01.eug

Abbildung 31: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 im Raum Berlin größer 120 µg/m³ ist. Kleinstäumige, urbane (oben), großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Unterschiedliche Skalierung.

7.4.2. Basislauf NO₂

Abbildung 32 und Abbildung 33 zeigen die berechneten NO₂-Jahresmittelwerte sowie Sommer- und Wintermittelwerte im Modellgebiet. Die Jahresmittel variieren von circa 10 bis 12 µg/m³ im Berliner Umland bis zu circa 35 µg/m³ im Berliner Stadtgebiet. Die Autobahnen um Berlin zeichnen sich deutlich in erhöhten NO₂-Werten ab. Sommer- und Wintermittelwerte liegen in demselben Größenbereich wie die Jahresmittelwerte mit einem leicht höheren Hintergrundniveau im Winter. Wie schon beim Ozon führt die Verwendung eines feinen Rasters zu einer sehr viel stärker strukturierter und damit realitätsnäheren Konzentrationsverteilung als die Verwendung des groben Rasters (Abbildung 34).

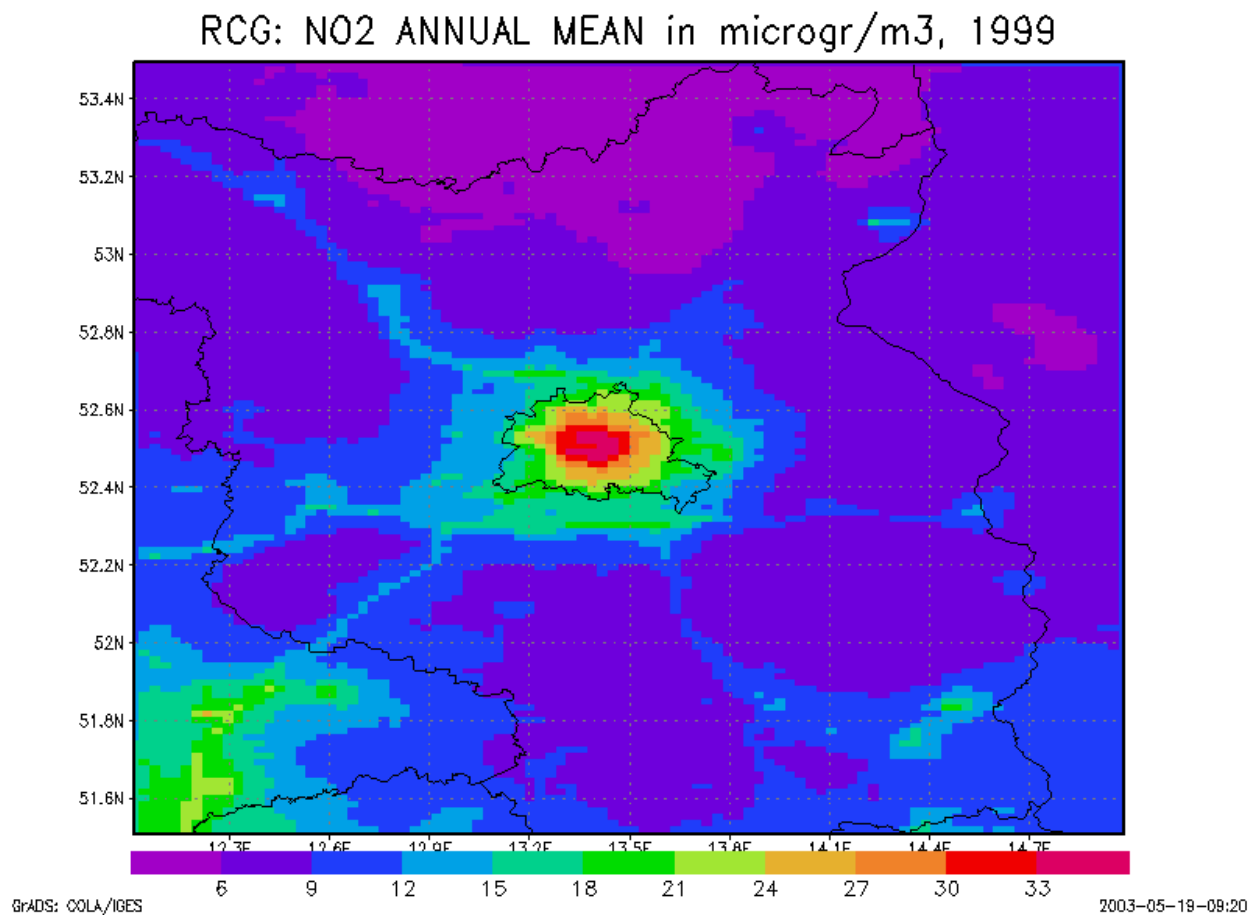


Abbildung 32: Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m³.

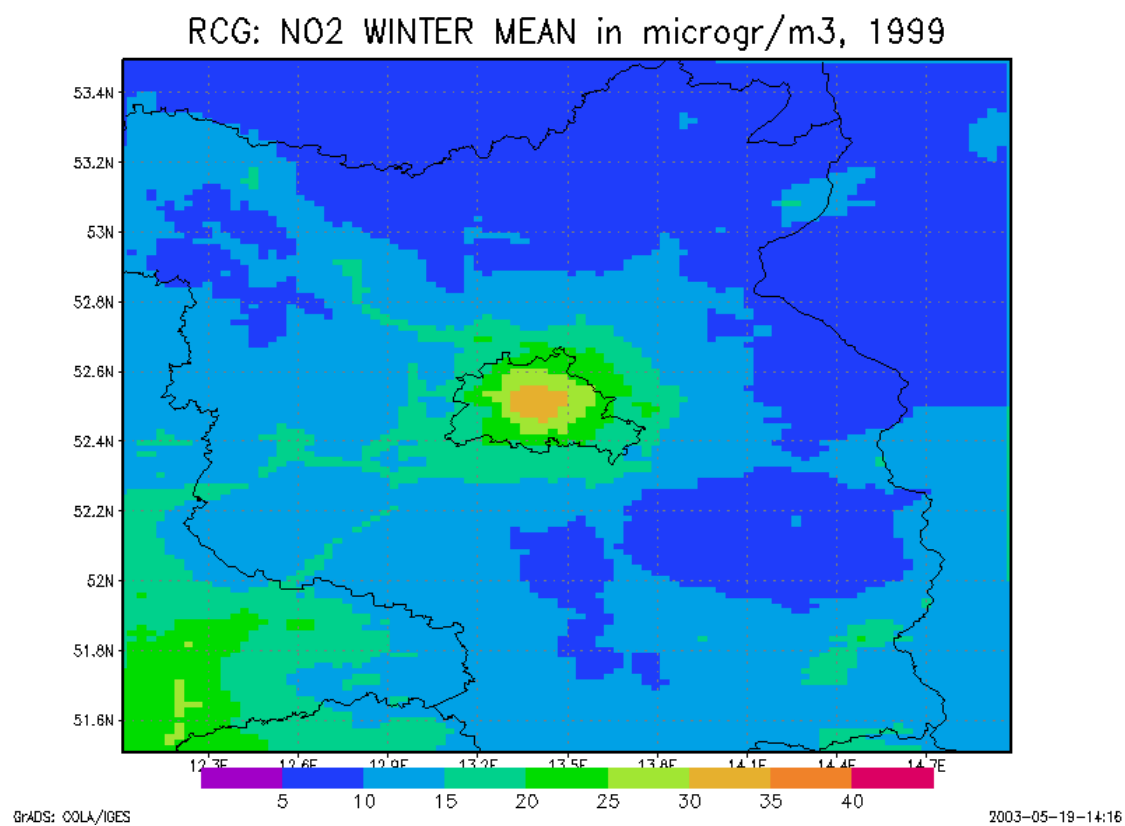
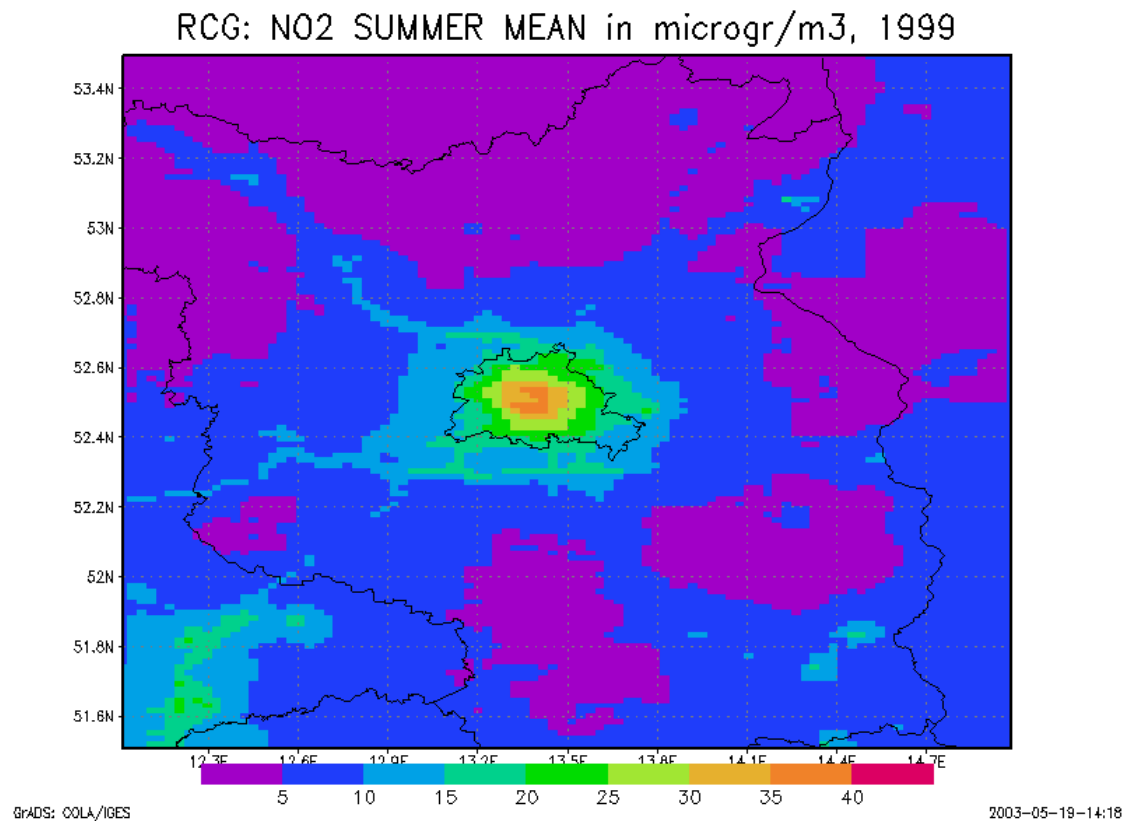
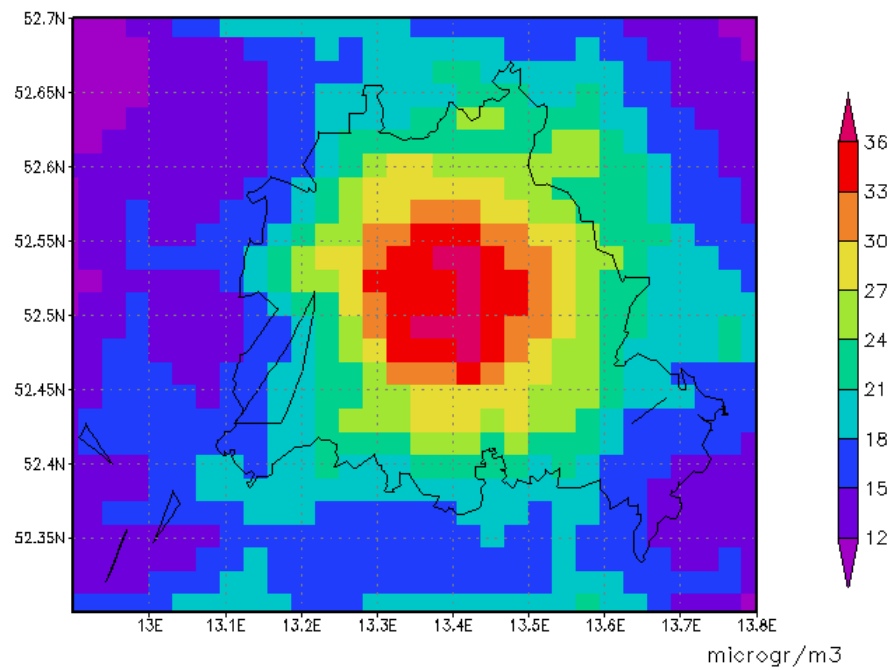


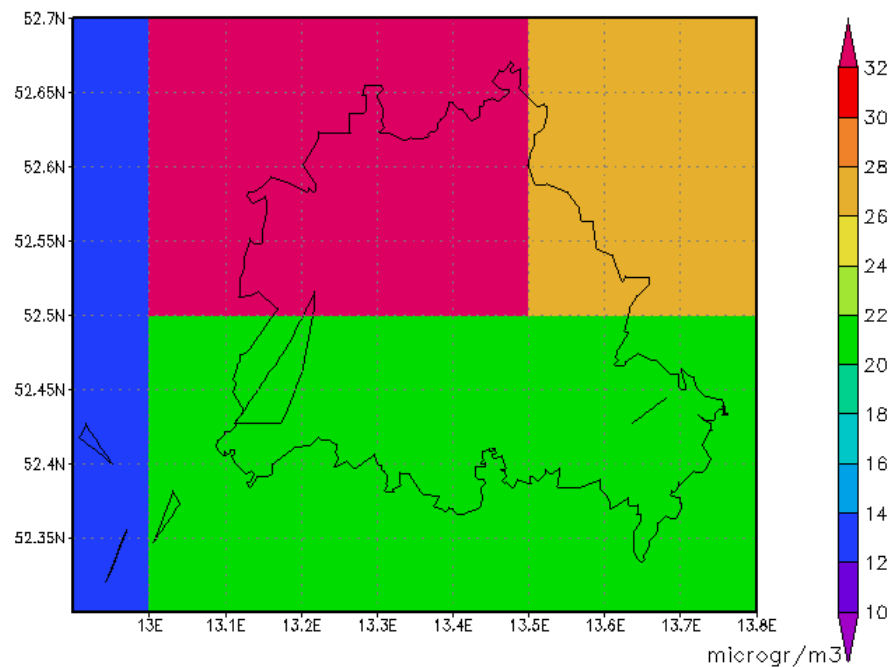
Abbildung 33: Berechnete NO₂-Sommer- (oben) und Wintermittelwerte (unten) 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

NO₂ Annual Mean

FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

reg_CONC_96X128_BASE_NO2_01.aug

NO₂ Annual Mean

FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

reg_CONC_JAHR_1999_CBM_4L_BASE96X128_NO2_01.aug

Abbildung 34: Berechnete NO₂-Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die kleinräumige, urbane (oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Verschiedene Skalierung.

7.4.3. Basislauf PM10

Abbildung 35 und Abbildung 37 zeigen die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sowie Sommer- und Wintermittelwerte im Modellgebiet. Die Jahresmittelwerte liegen im Berliner Umland zwischen 10 und 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Stadtgebiet von Berlin werden bis zu 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Deutlich zu erkennen sind auch einzelne Industrieanlagen mit hohen Emissionen und damit verbundenen hohen Immissionen. In diesen Bereichen erreichen die berechneten PM10-Jahresmittelwerte mehr als 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In den Gebieten mit hoher Emissionsdichte wird auch an sehr vielen Tagen eine Überschreitung des Grenzwerts für den PM10-Tagesmittelwert (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) berechnet (Abbildung 36). Die berechneten Sommermittelwerte sind niedriger als die Wintermittelwerte.

Die Abbildung 38 zeigt die prozentualen Anteile der primären und der sekundären PM10-Beiträge zum Jahresmittelwert im Modellgebiet. Die primären Komponenten stellen den Hauptanteil in den Emissionsschwerpunkten, während die sekundären Komponenten in den weniger und gering emissionsbelasteten Regionen überwiegen. Die Abbildung 39 zeigt dazu die berechneten Zeitreihen der PM10-Tagesmittelwerte unterteilt in primäre (direkt emittiertes PM10) und sekundäre Komponenten (anorganische Aerosole) an der Stadtzentrumstation Berlin-Wedding, der Stadtrandstation Berlin-Frohnau und der ländlichen UBA-Station Schorfheide nördlich von Berlin. In der Abbildung 40 ist für dieselben Stationen die berechnete Aufteilung des PM10-Jahresmittelwerts dargestellt. Aus den Abbildungen wird offensichtlich, dass der Anteil der primären PM10-Komponenten (PM2.5 und PM10-PM2.5) mit wachsender Entfernung vom Stadtzentrum Berlin abnimmt, da die Emissionsdichte der PM10-Emissionen und damit die primäre PM10-Konzentrationen abnehmen. Der absolute Beitrag der sekundären Anteile am PM10 bleibt dabei relativ konstant, was auf die großräumigen Bildungsmechanismen hinweist.

Auch beim PM10 führt die Verwendung eines feinen Rasters zu einer sehr viel stärker strukturierten und damit realitätsnäheren Konzentrationsverteilung der Jahresmittelwerte als die Verwendung des groben Rasters (Abbildung 41). Die Bedeutung eines strukturierten Immissionsfeldes wird besonders deutlich beim Vergleich der Anzahl der Tage, an denen ein PM10-Tagesmittelwert von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten wird (Abbildung 42). In der großräumigen Anwendung werden die nach den EU-Richtlinien erlaubten 35 Tage im gesamten Berliner Nordwesten und dem angrenzenden Umland überschritten, da das in der großräumigen Anwendung verwendete Raster keine detaillierte Auflösung der Emissionen erlaubt. In der feinräumigen Anwendung wird nur im eigentlichen Stadtbereich von Berlin an mehr als an 35 Tagen ein Tagesmittelwert größer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Zum Stadtrand hin nimmt die Anzahl der Überschreitungstage stark ab, so dass es im Berliner Umland, wo nach der großräumigen Anwendung noch mit einer hohen Anzahl von Überschreitungstagen zu rechnen ist, zu keinen Überschreitungen des Grenzwerts mehr kommt.

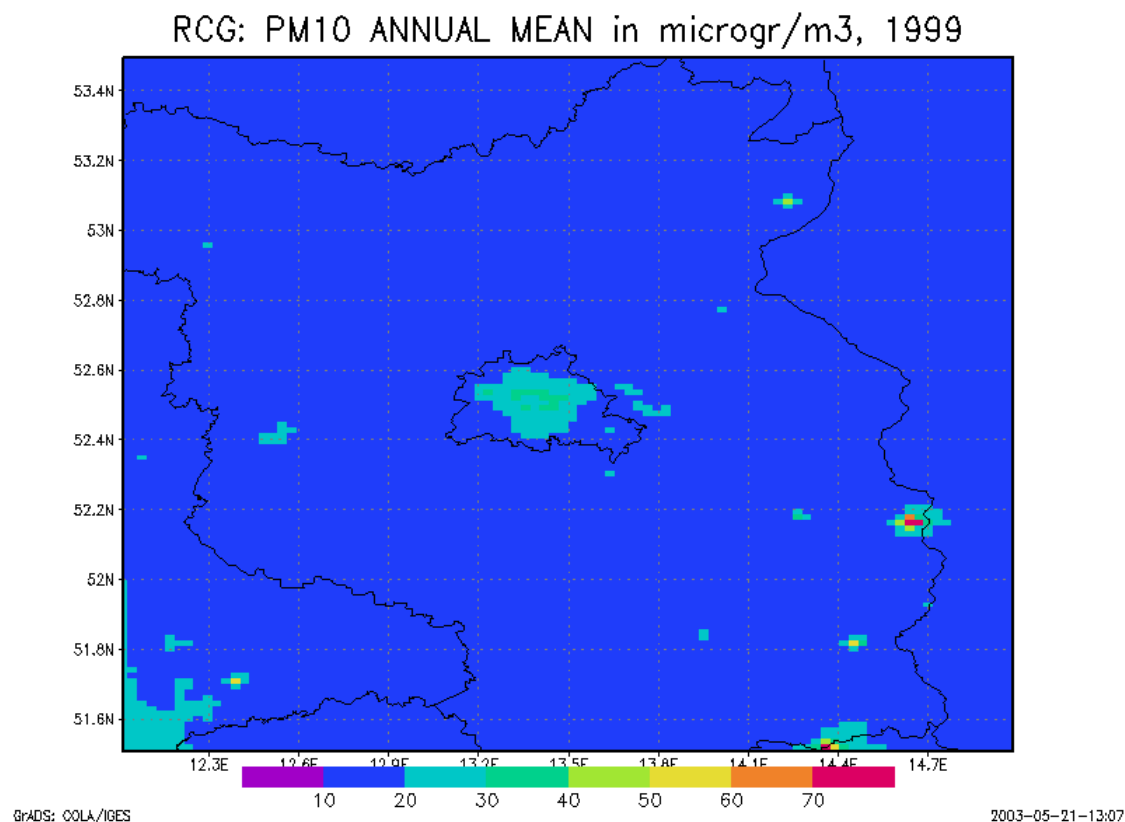


Abbildung 35: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

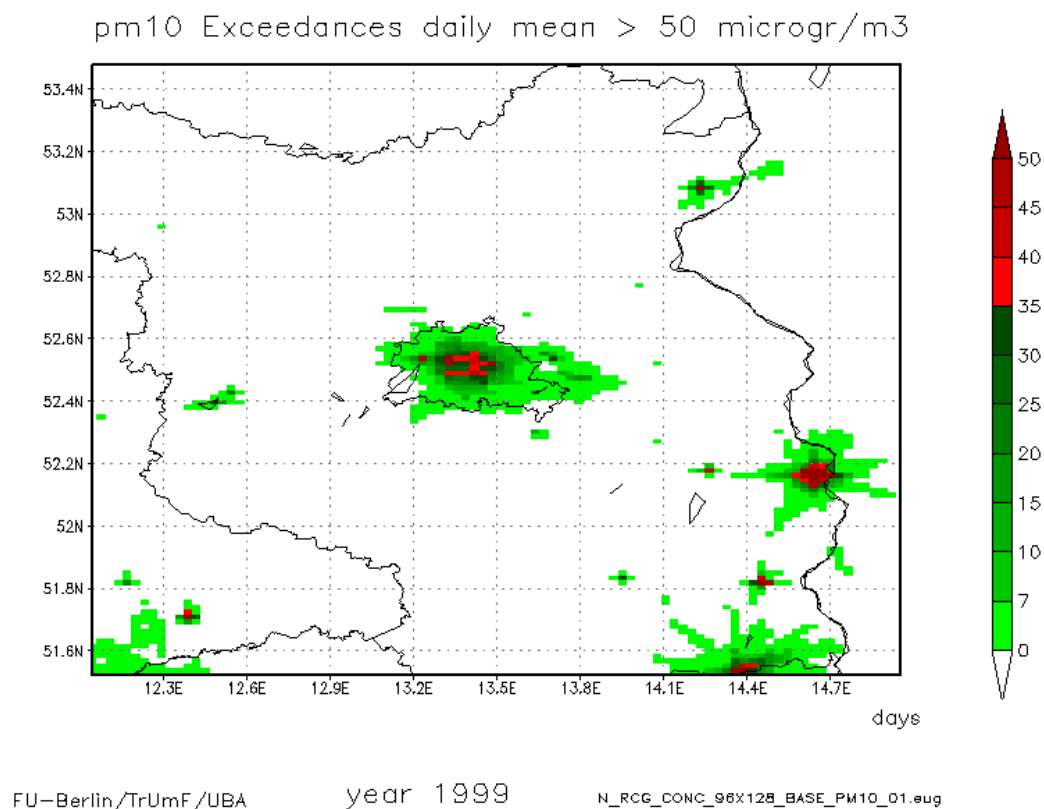


Abbildung 36: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist.

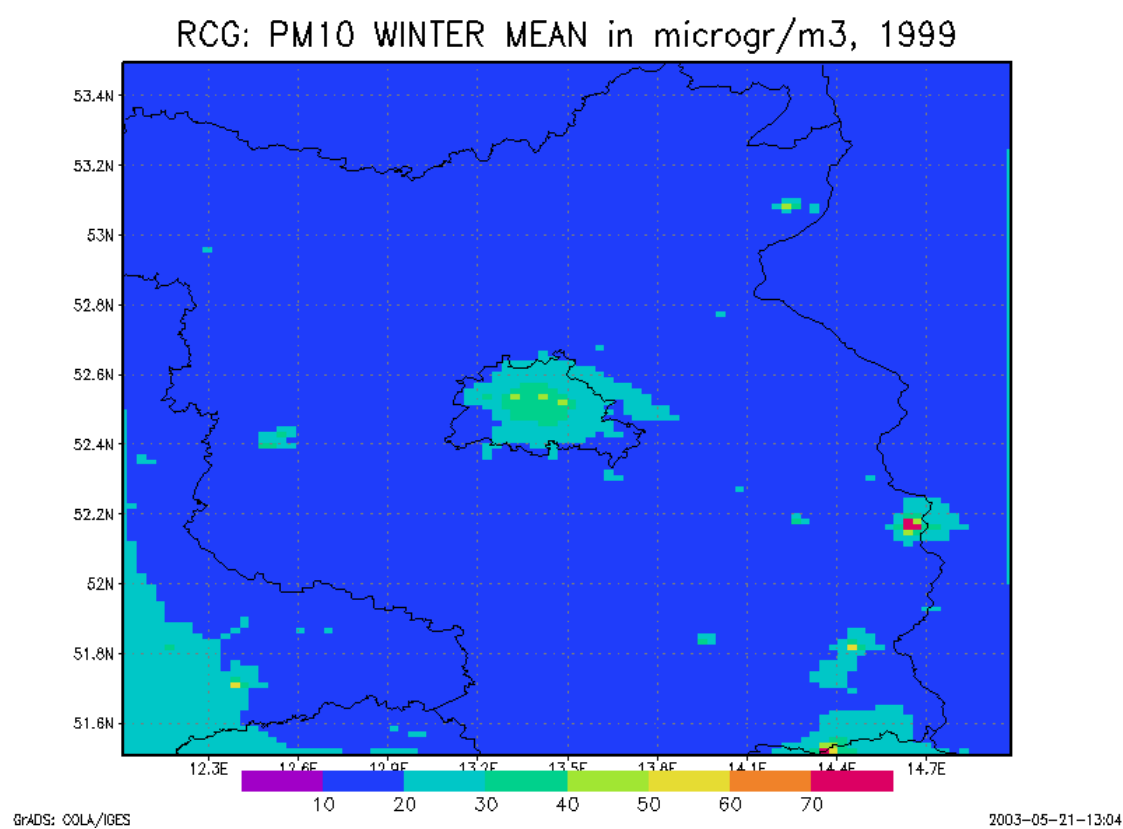
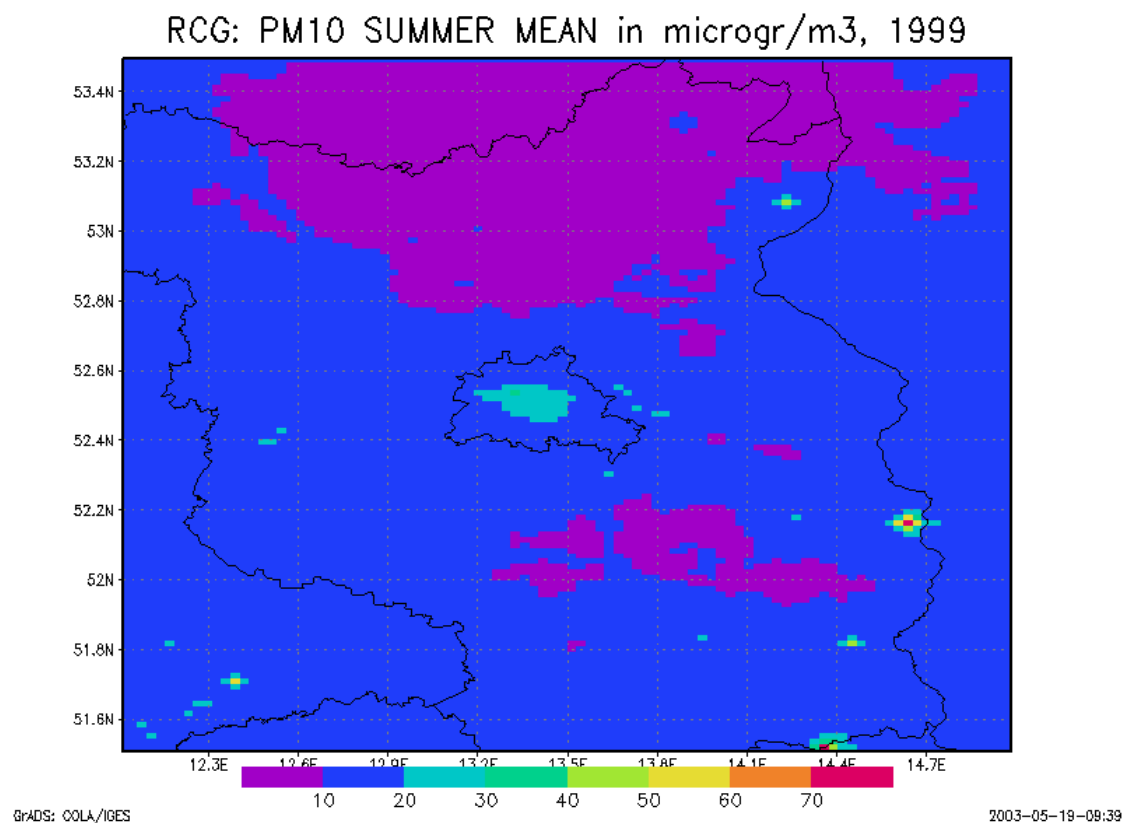


Abbildung 37: Berechnete PM10-Sommer- und Wintermittelwerte 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

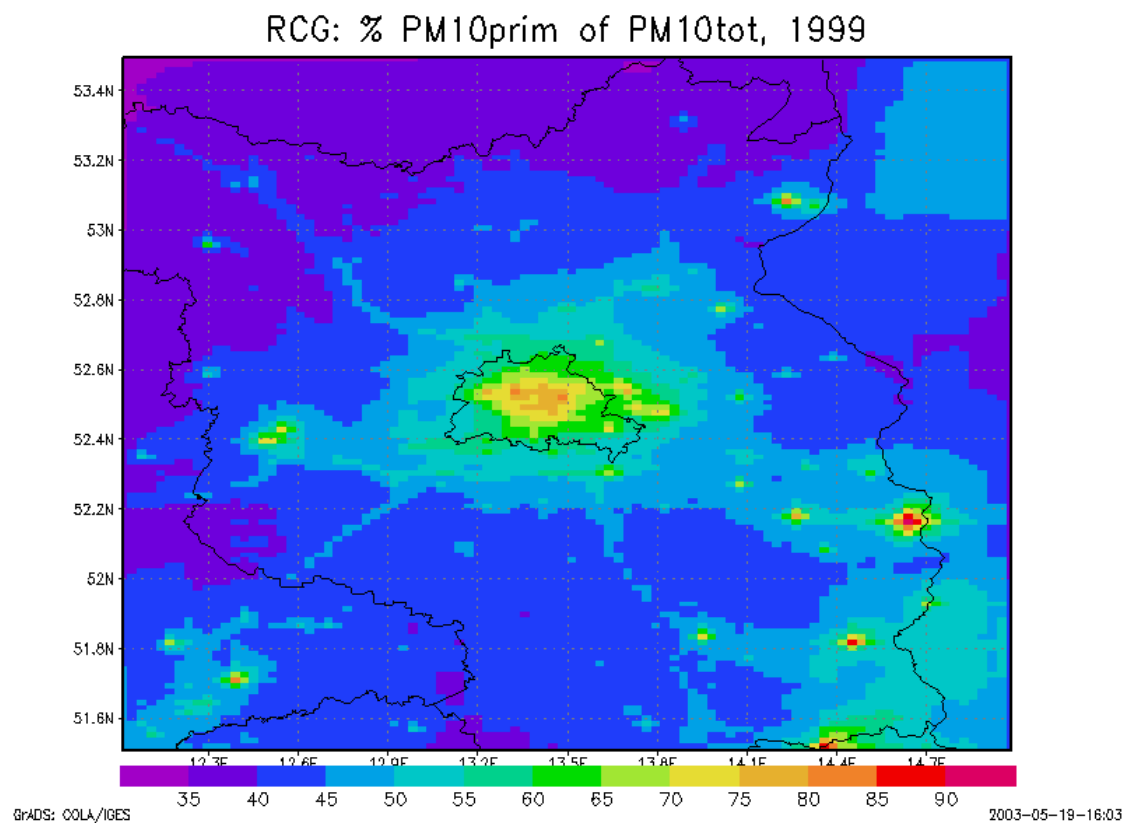
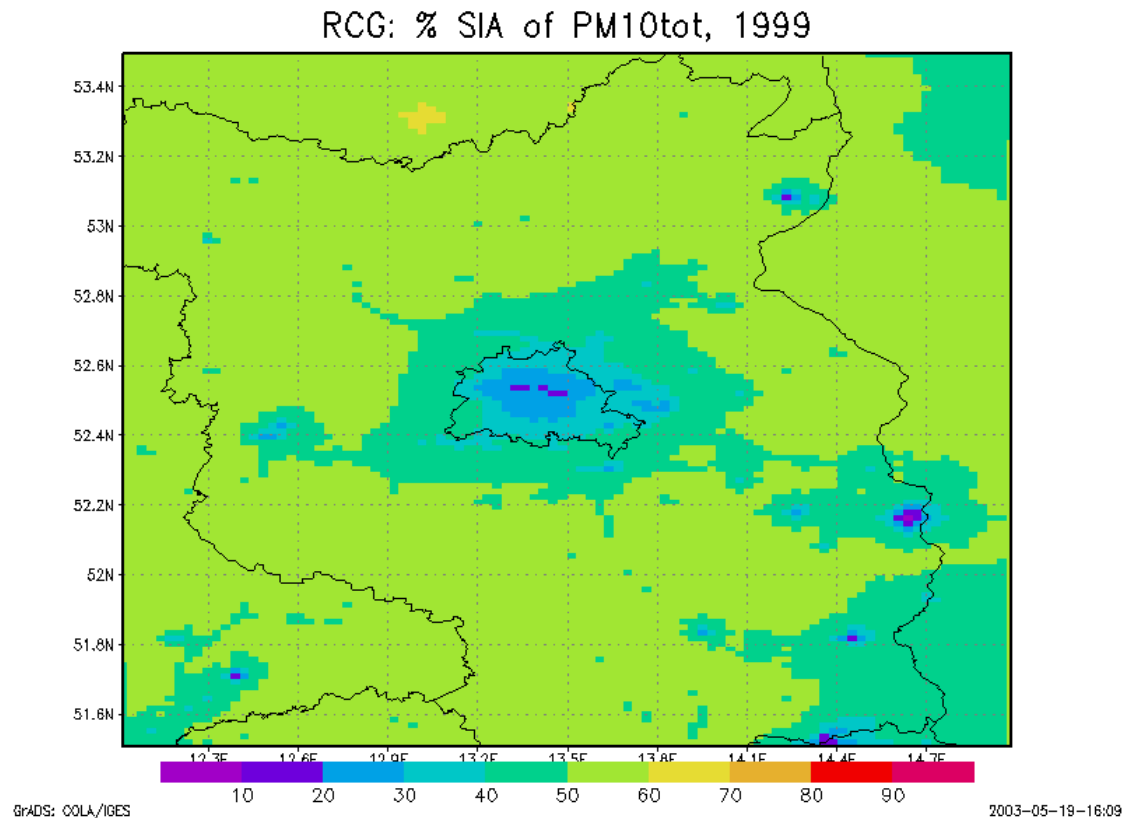


Abbildung 38: Oben: berechneter Anteil (%) der Sekundärkomponenten SO_4 , NO_3 , NH_4 (SIA) an den gesamten PM_{10} -Konzentrationen (Jahresmittelwert 1999). Unten: berechneter Anteil (%) der Primärkomponenten $\text{PM}_{2.5}$ und $(\text{PM}_{10} - \text{PM}_{2.5})$ an den gesamten PM_{10} -Konzentrationen (Jahresmittelwert 1999).

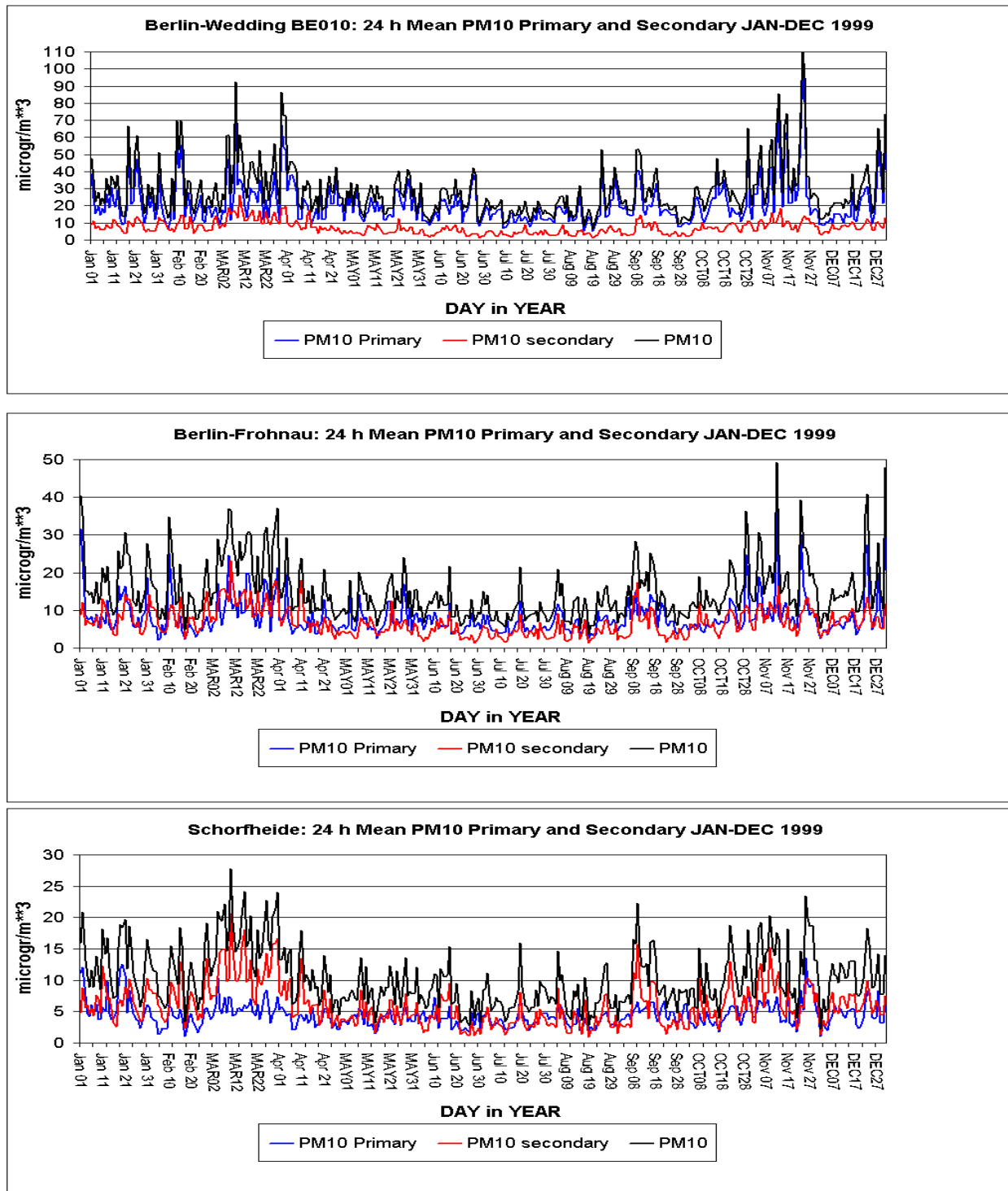


Abbildung 39: Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unterteilt in primäre und sekundäre Anteile an der Stadtzentrumstation Berlin-Wedding, der Stadtrandstation Berlin-Frohnau und der ländlichen Station Schorfheide.

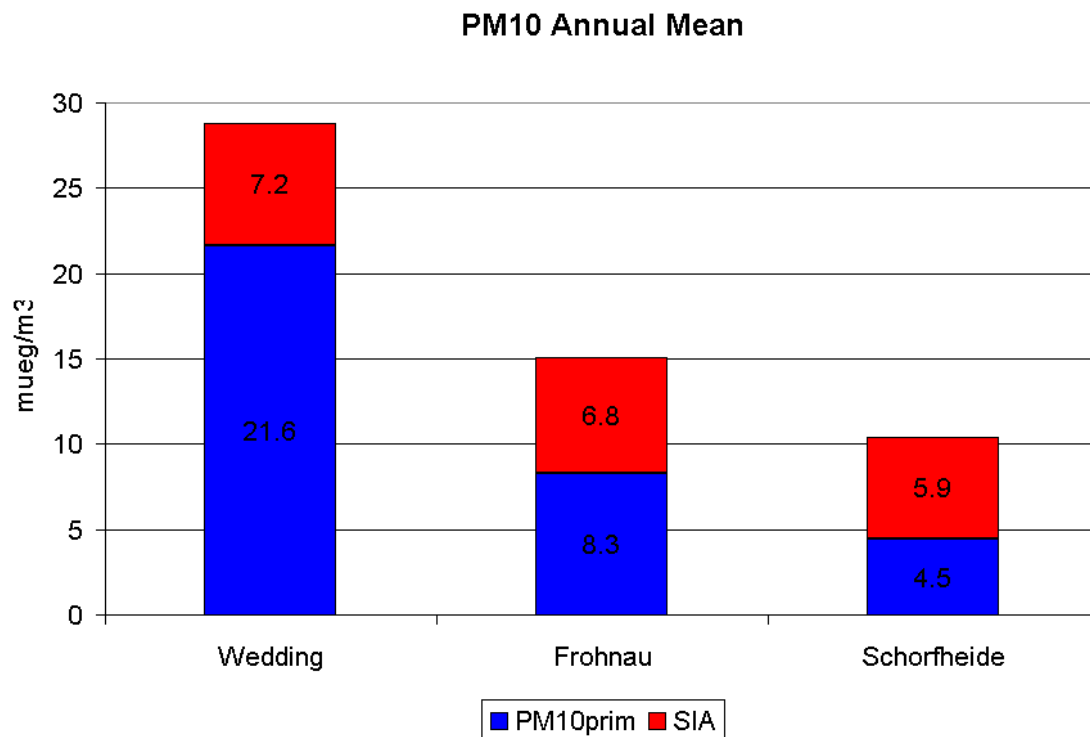
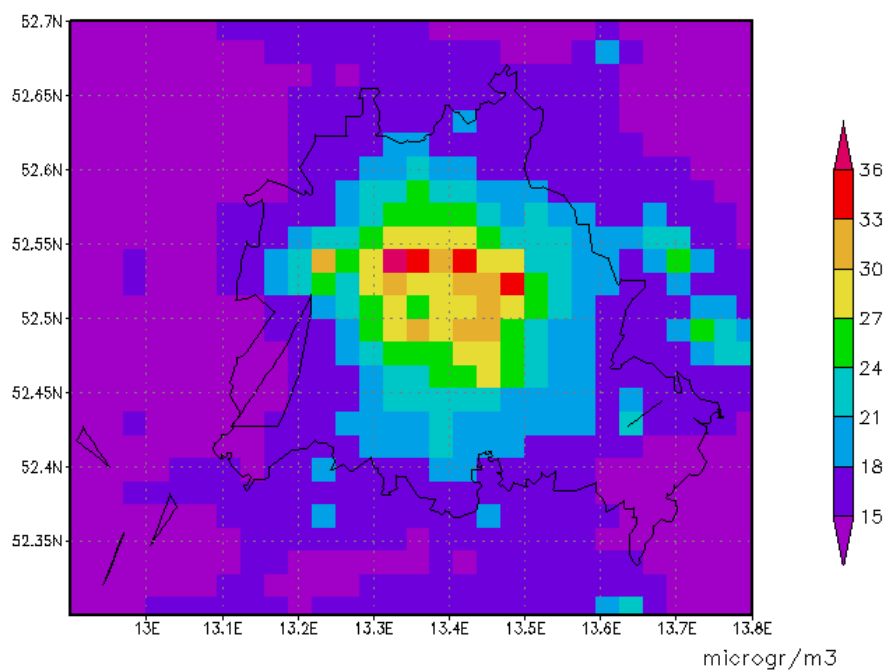


Abbildung 40: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unterteilt in primäre und sekundäre Anteile (SIA) an der Stadtzentrumsstation Berlin-Wedding, der Stadtrandstation Berlin-Frohnau und der ländlichen Station Schorfheide.

PM10 Annual Mean

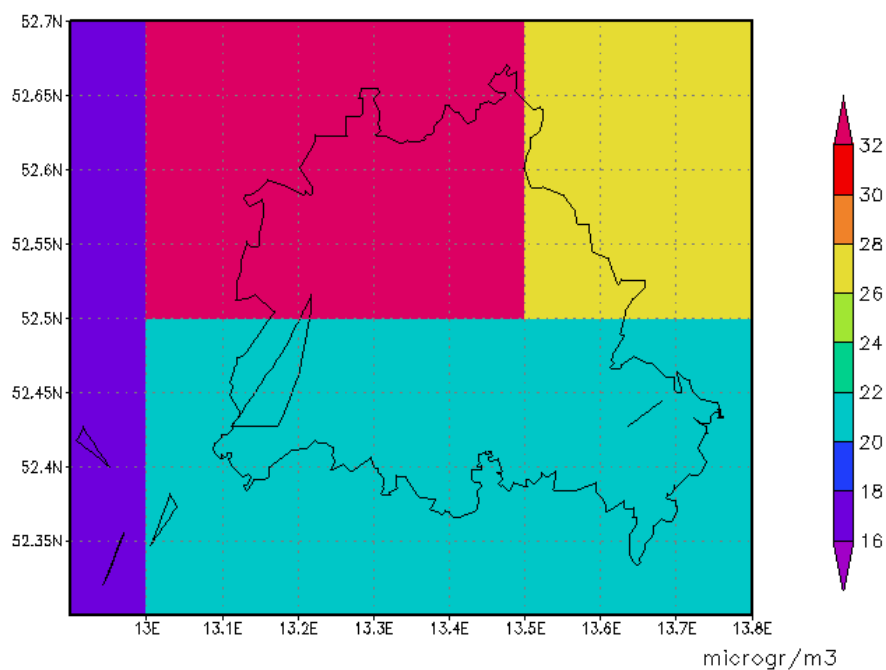


FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_96X126_BASE_PM10_01.aug

PM10 Annual Mean



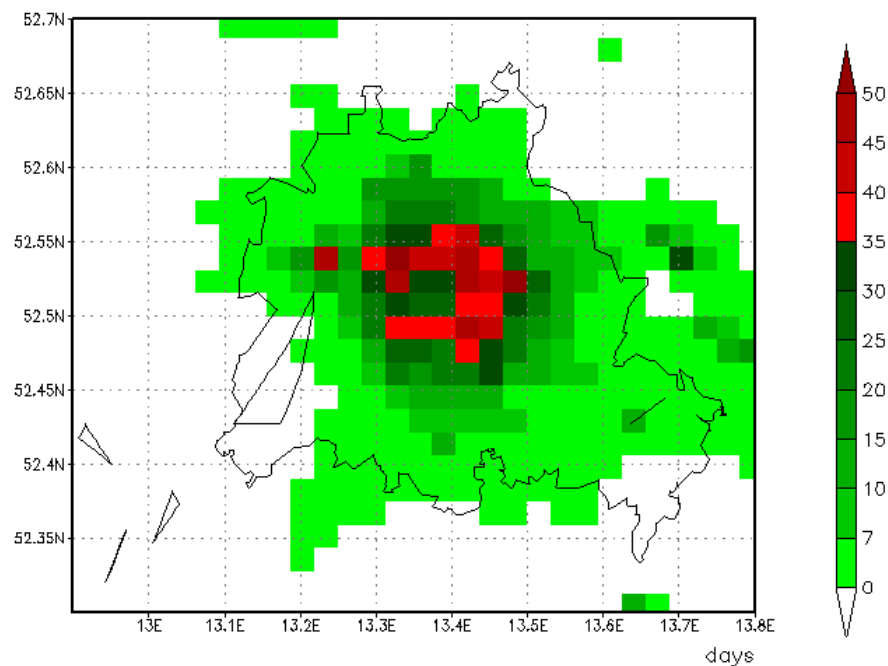
FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_JAHR_1999_CBM_4L_BASE96X126_PM10_01.aug_o

Abbildung 41: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die kleinräumige, urbane (oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Unterschiedliche Skalierung.

Exceedances daily mean > 50 microgr/m³

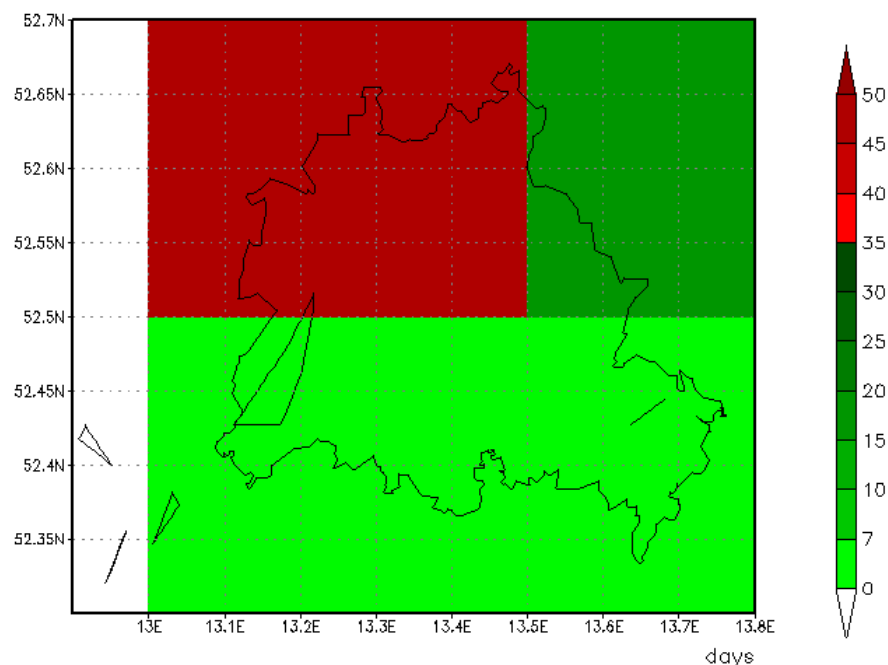


FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_96X128_BASE_PM10_01.aug

pm10 Exceedances daily mean > 50 microgr/m³



FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

RCG_CONC_JAHR_1999_CBM_4L_BASE96X128_PM10_01.aug_o

Abbildung 42: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert im Raum Berlin größer 50 µg/m³ ist. Kleinräumige, urbane (oben), großräumige, europaweite Berechnung (unten).

8. Emissionsszenarien

8.1. Emissionsszenarien 2005 und 2010

Die in den Richtlinien 1999/30/EG, 2000/69/EG und 2002/3/EG des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickoxide, Partikel, Blei, Benzol, Kohlenmonoxid und Ozon in der Luft definierten Zielwerte müssen bis 2005 (PM₁₀, Stufe I) bzw. 2010 eingehalten werden. Für die Modellregion Berlin-Brandenburg wurde dazu je ein Emissionsszenario für 2005 und 2010 berechnet, um die in dieser Region auf Grund der prognostizierten Emissionsentwicklung zu erwartende Luftqualität abschätzen zu können. In diesem Kapitel werden die dazu notwendigen Emissionsabschätzungen für 2005 und 2010 zusammengestellt. Grundlage der Abschätzung sind von IIASA zur Verfügung gestellte Informationen über die zukünftige Emissionsentwicklung in Europa. Details zu den Abschätzungen können in Stern (2003b) gefunden werden.

Das CLE-Szenario 2010 basiert auf der sog. „Current Legislation“ und den NEC-Werten („National Emission Ceilings“) der EU. Für dieses Szenario liegen von IIASA berechnete Emissionsmengen vor. Für das Jahr 2005 existieren keine direkten Emissionsabschätzungen. Nach Aussage von IIASA kann aber zwischen 1995 und 2010 von einer annähernd linearen Emissionsentwicklung ausgegangen werden.

Für Deutschland wurden von Stern (2003b) basierend auf der IIASA-Information bezogen auf die Emissionen von 1995 die in der Tabelle 4 zusammengestellten Emissionsverminderungen berechnet. Die Änderungen pro Verursachergruppe sind in Stern (2003b) zusammengestellt. Die Emissionsminderungen wurden auf die hier verwendete Datenbasis mit dem Basisjahr 1999 umgesetzt. Die dazu benutzten Fortschreibungsfaktoren 1995 bis 1999 stammen aus Builtjes et al. (2002). Die Randbedingungen für die Szenarienrechnungen Berlin-Brandenburg wurden aus den entsprechenden großräumigen Szenarienrechnungen (Stern, 2003a) abgeleitet.

Änderung bezogen auf 1995	2005	2010, CLE
Stickoxide	-23%	-45%
Kohlenwasserstoffe	-27%	-59%
Schwefeldioxid	-36%	-72%
Ammoniak	-8%	-17%
PM _{2.5}	-22%	-44%
PM ₁₀ - PM _{2.5}	-23%	-47%

Tabelle 4: Prognostizierte Emissionsänderungen in Deutschland für das Jahr 2005 und 2010 (CLE-Szenario) bezogen auf die Emissionen 1995. Weitere Erläuterungen im Text und in Stern (2003b).

8.2. Szenario 2005 und 2010: Ozon

Die Abbildung 43 zeigt die Änderung der Ozon-Jahresmittelwerte des Basislaufs (Abbildung 26) als Folge der europaweiten Emissionsveränderungen bis 2005, bzw. 2010. Nach den Berechnungen nehmen die Mittelwerte um einige $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu. In der Region Berlin-Brandenburg werden bis 2005 Zunahmen bis zu $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bis 2010 Zunahmen bis zu $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Die größten Zu-

nahmen ergeben sich für den Ballungsraum Berlin mit seinen hohen Stickoxidemissionen. In Stadtgebieten können NO_x -Minderungen zu Ozonzunahmen führen, da eine Verminderung der Stickoxidemissionen, die im Wesentlichen aus NO bestehen, das photochemische Gleichgewicht in Richtung höhere Ozonkonzentrationen drücken. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Gebiete mit hohen Stickoxidemissionen Kohlenwasserstoff kontrolliert sind, d. h. eine Minderung der Stickoxidemissionen führt nicht notwendigerweise zu einer Abnahme der Ozonkonzentrationen (Titrationseffekt). Der Vergleich der berechneten Abnahmen für die Winter- bzw. Sommermittelwerte (Abbildung 44 und Abbildung 45) zeigt, dass die Ozonmittelwerte vor allem im Winter zunehmen, was wiederum mit der Verminderung des Titrationseffektes zusammenhängt. Im Sommer werden in den Gebieten mit geringer Emissionsdichte Abnahmen der mittleren Ozonkonzentrationen berechnet.

Die Änderung der Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist, als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005, bzw. 2010, zeigt die Abbildung 46. Die entsprechende Anzahl von Überschreitungstagen des Basislaufs kann der Abbildung 28 entnommen werden. Im Berliner Stadtgebiet und auch im Berliner Umland ist auf Grund der Emissionsentwicklung bis 2005 nur eine geringe Abnahme der Überschreitungstage zu erwarten. Vereinzelt werden sogar geringe Zunahmen der Überschreitungstage berechnet. Allerdings liegt die berechnete Anzahl von Überschreitungstagen schon im Basislauf unter der gemessenen Anzahl, was bedeutet, dass auch die zu erwartende Abnahme von Überschreitungstagen unterschätzt wird. Für das Jahr 2010 kann eine deutlich stärkere Abnahme der Überschreitungstage erwartet werden. In den Stadtrandlagen von Berlin werden Abnahmen von 5 bis 8 Tagen berechnet. Vor allem im Südwesten des Modellgebiets ist nach den Berechnungen eine Abnahme der Überschreitungstage um bis zu 15 Tage zu erwarten. Dies ist auch die Region, in der die meisten Überschreitungen im Basisjahr 1999 berechnet werden (Abbildung 28), was zumindest teilweise aber auch ein Randeffect sein wird, da die großräumige Modellrechnung, aus der die Randbedingungen stammen, generell etwas höhere Ozonkonzentrationen liefert als die kleinräumige Anwendung (siehe Kapitel 7).

Die Abbildung 47 zeigt die prozentuale Änderung der AOT40-Werte für Pflanzen für die beiden Emissionsszenarien. Abgesehen vom Stadtkern von Berlin ist im ganzen Untersuchungsgebiet mit Abnahmen der AOT40-Werte zu rechnen. Im Berliner Umland werden für 2005 Abnahmen um die 10%, für 2010 Abnahmen um die 20 bis 25% berechnet.

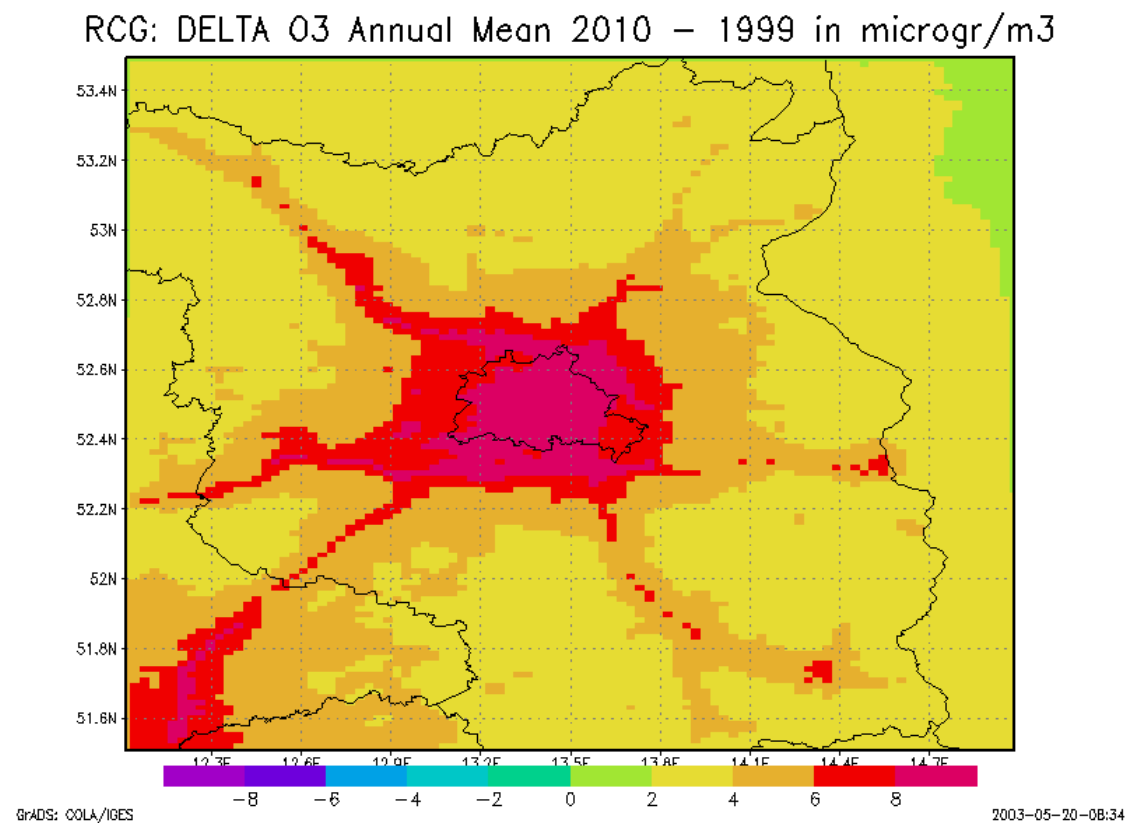
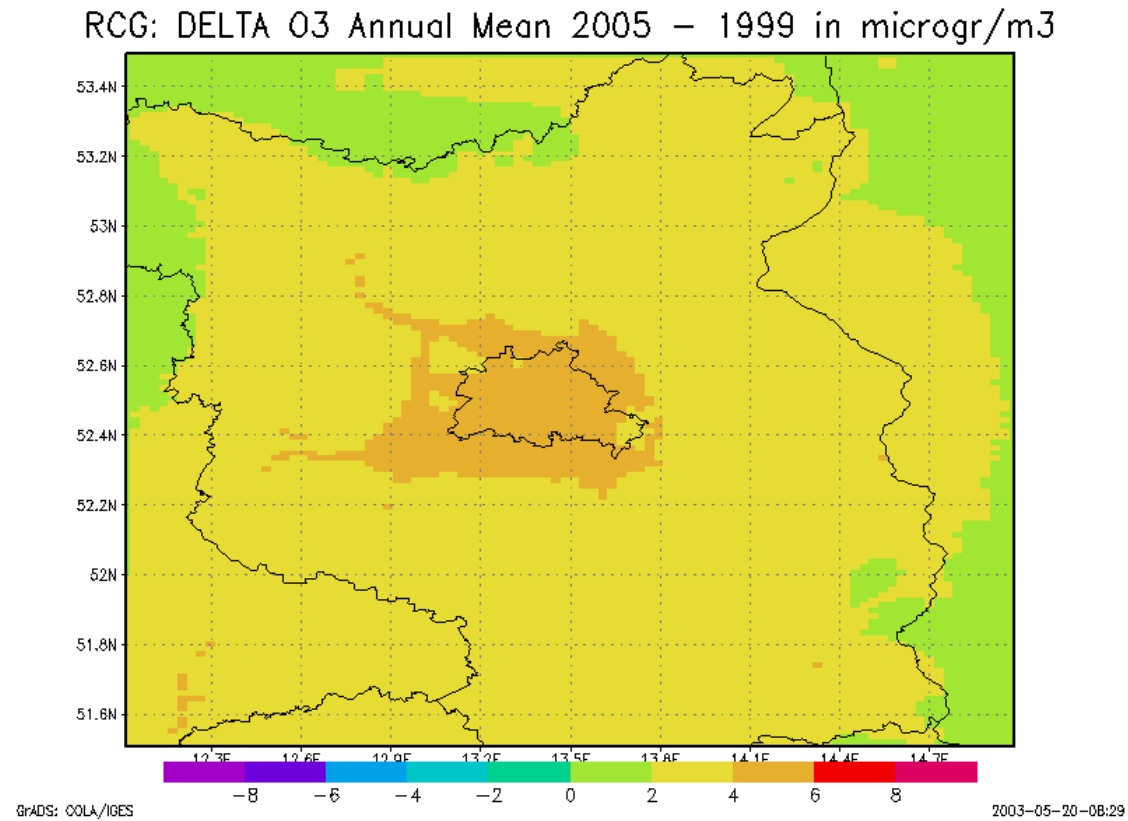


Abbildung 43: Berechnete Änderung der Ozon-Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 26).

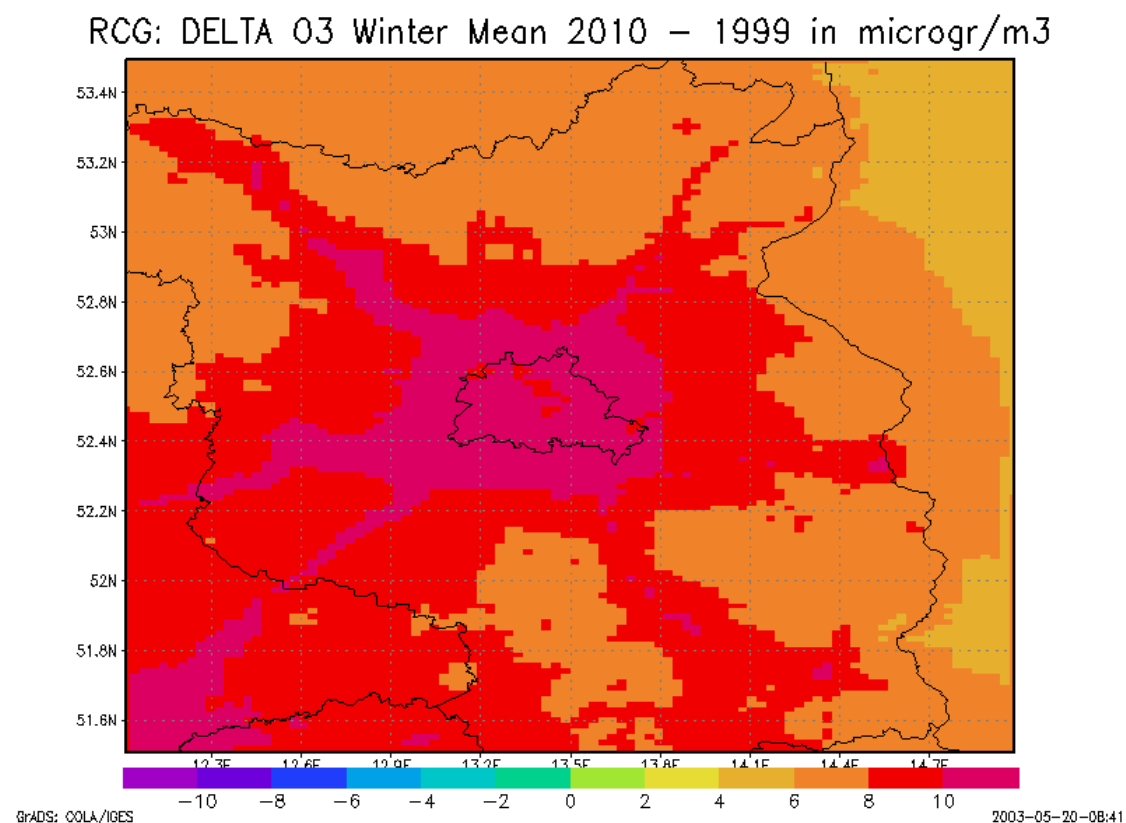
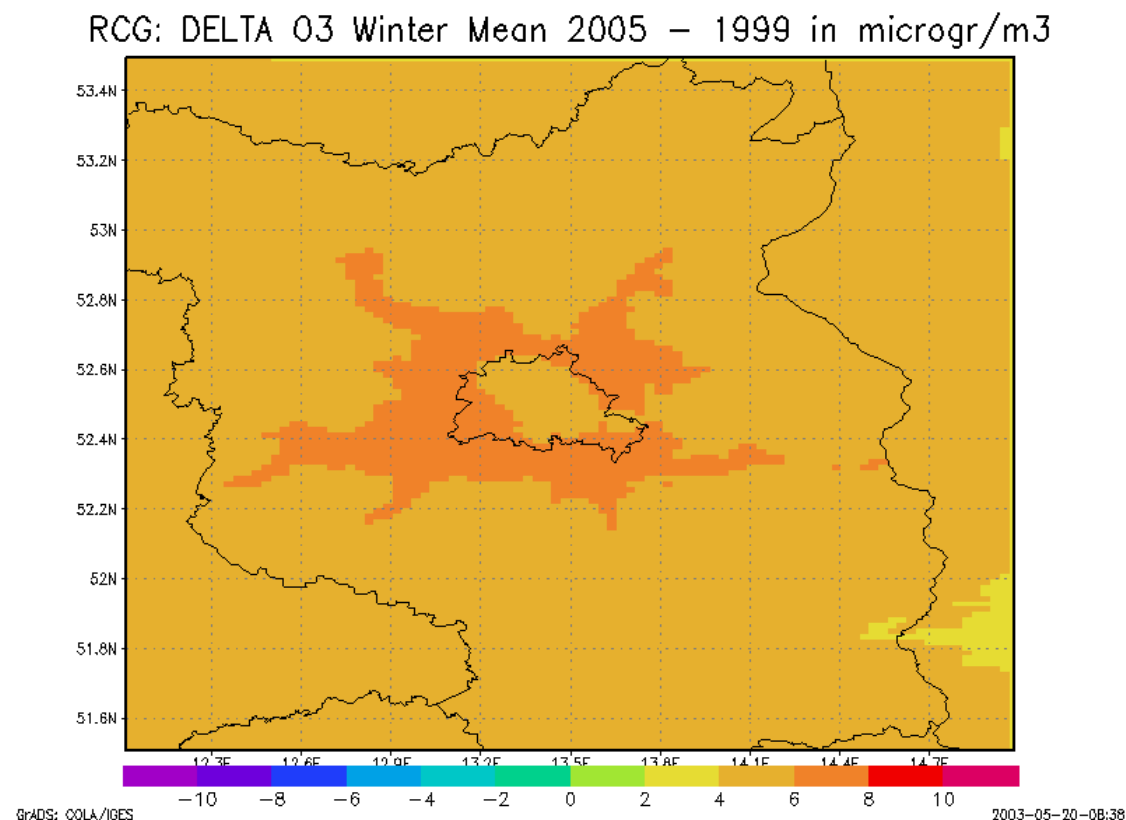


Abbildung 44: Berechnete Änderung der Ozon-Wintermittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 27).

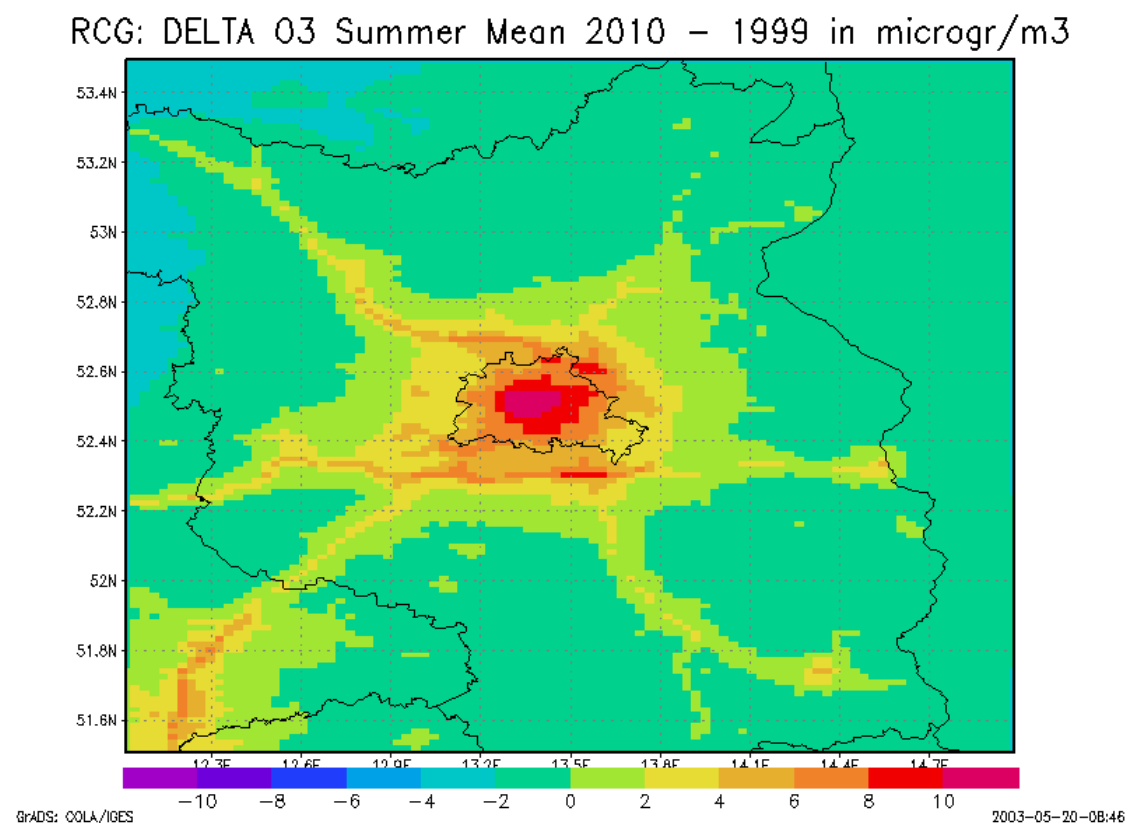
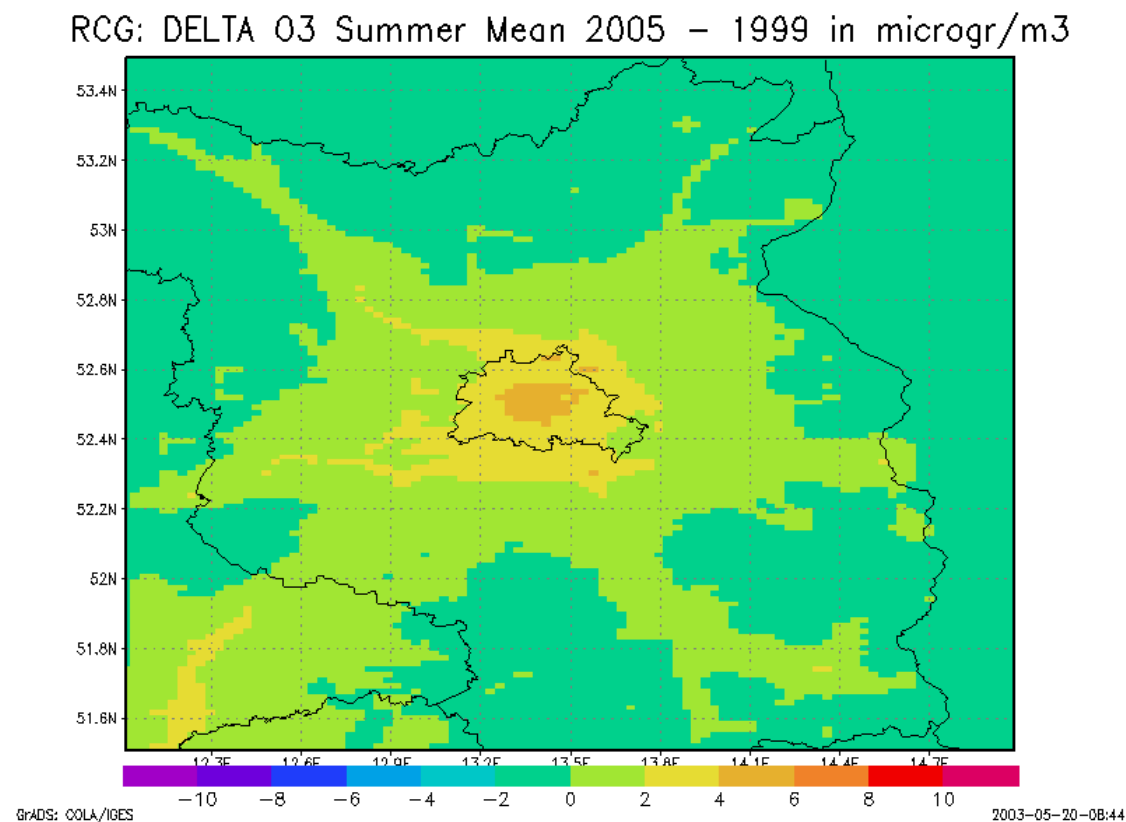
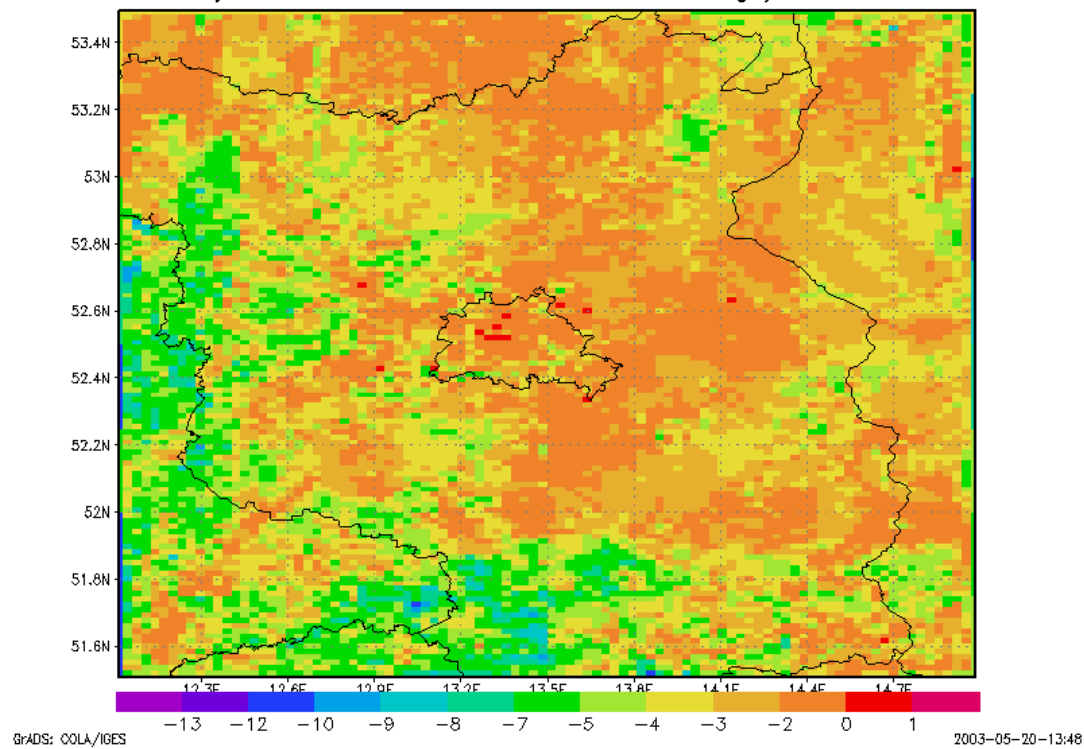


Abbildung 45: Berechnete Änderung der Ozon-Sommermittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 27).

Delta No days O₃max 8hmean > 120 microgr/m³ 2005 – 1999



Delta No days O₃max 8hmean > 120 microgr/m³ 2010 – 1999

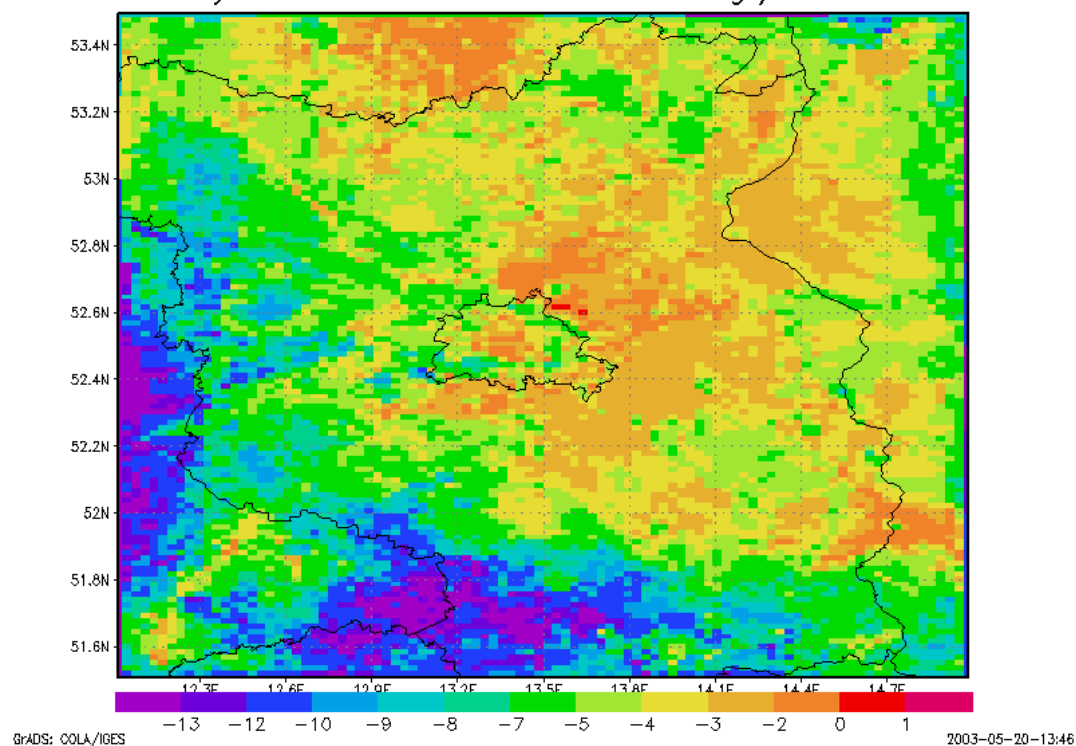


Abbildung 46: Änderung der Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 größer 120 µg/m³ ist, als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 28).

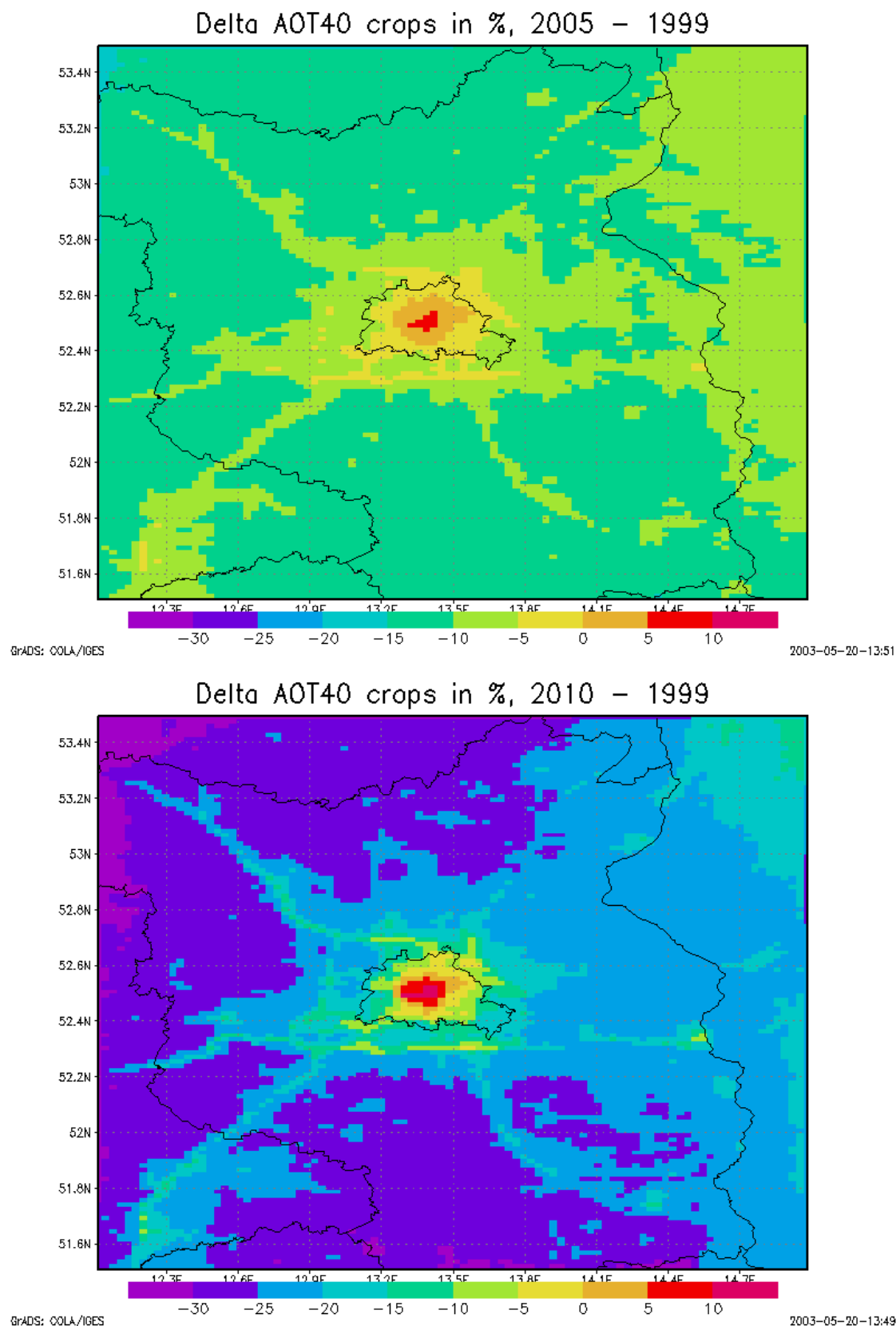
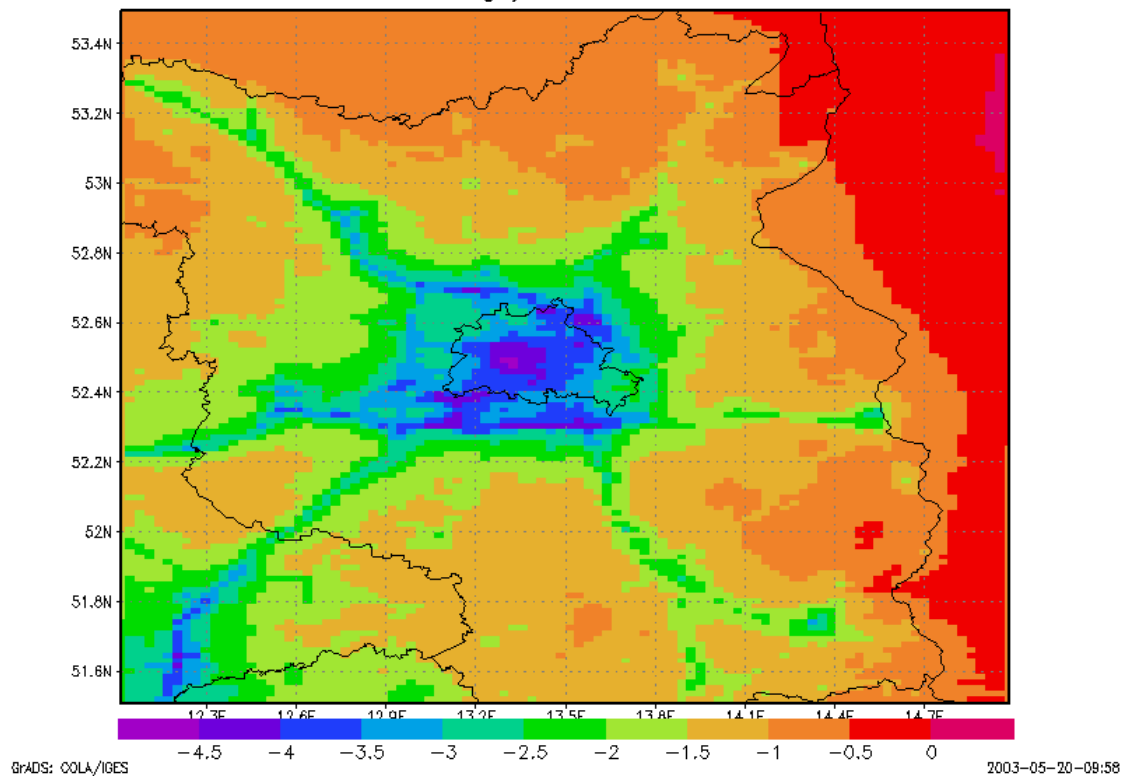


Abbildung 47: Änderung der AOT40-Werte für Pflanzen in % als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten).

8.3. Szenario 2005 und 2010: Stickstoffdioxid

Die Änderungen der NO₂-Jahresmittelwerte für die Emissionsentwicklung 2005 zeigt die Abbildung 48. Nach den Berechnungen ist für das Berliner Stadtgebiet bis zum Jahre 2005 mit einer Abnahme der NO₂-Jahresmittelwerte um circa 5 µg/m³, oder bezogen auf 1999 um circa 15% zu rechnen. Im Berliner Umland sind die erreichbaren absoluten Abnahmen geringer, liegen wegen der niedrigeren Basiskonzentrationen aber in einem höheren Prozentbereich. In Polen werden aufgrund der geringeren prognostizierten Emissionsabnahmen (Stern, 2003b) geringere Konzentrationsabnahmen berechnet. Bis zum Jahre 2010 ist in Berlin mit Abnahmen der NO₂-Jahresmittelwerte zwischen 10 und 15 µg/m³, oder 30% bis 50%, zu rechnen. Im Umland steigen die Abnahmen vor allem im Bereich der Autobahnen auf über 60% an, wobei die Konzentrationen im Basislauf (Abbildung 32) hier niedriger sind als im Berliner Stadtgebiet.

RCG: Delta N02 in microgr/m3, Annual Mean 2005 – 1999



RCG: Delta N02 in %, Annual Mean 2005 – 1999

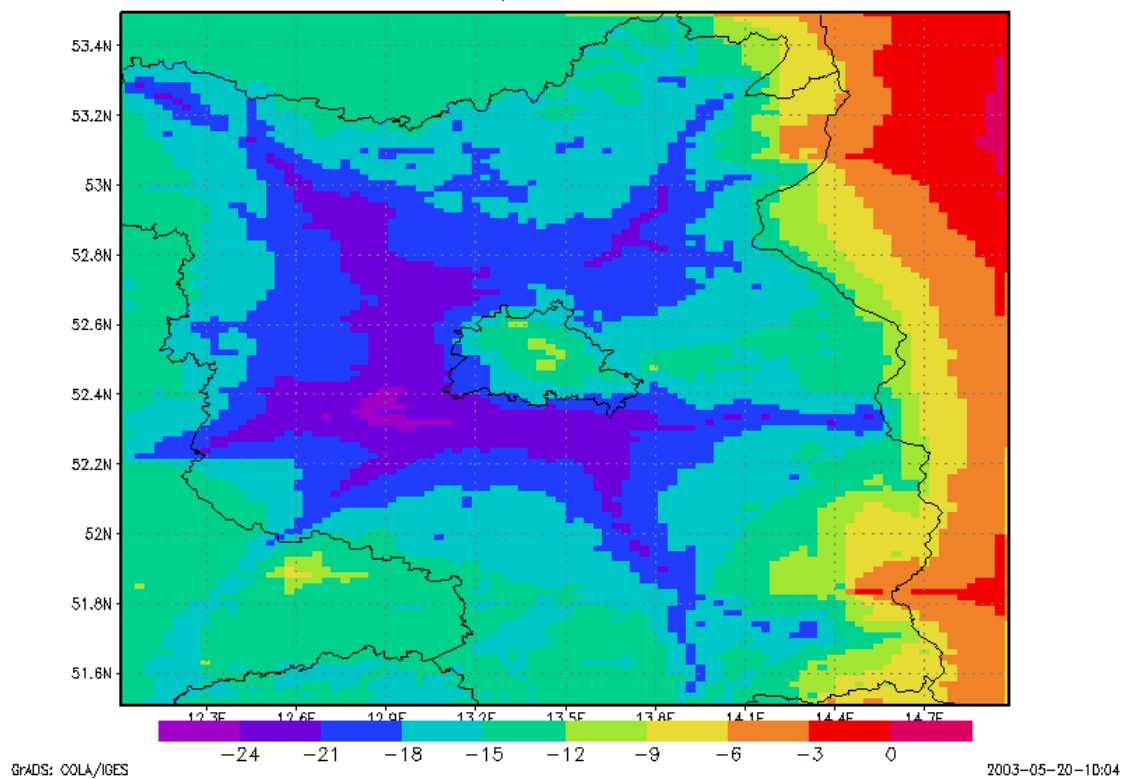


Abbildung 48: Berechnete Änderung der NO₂-Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 32).

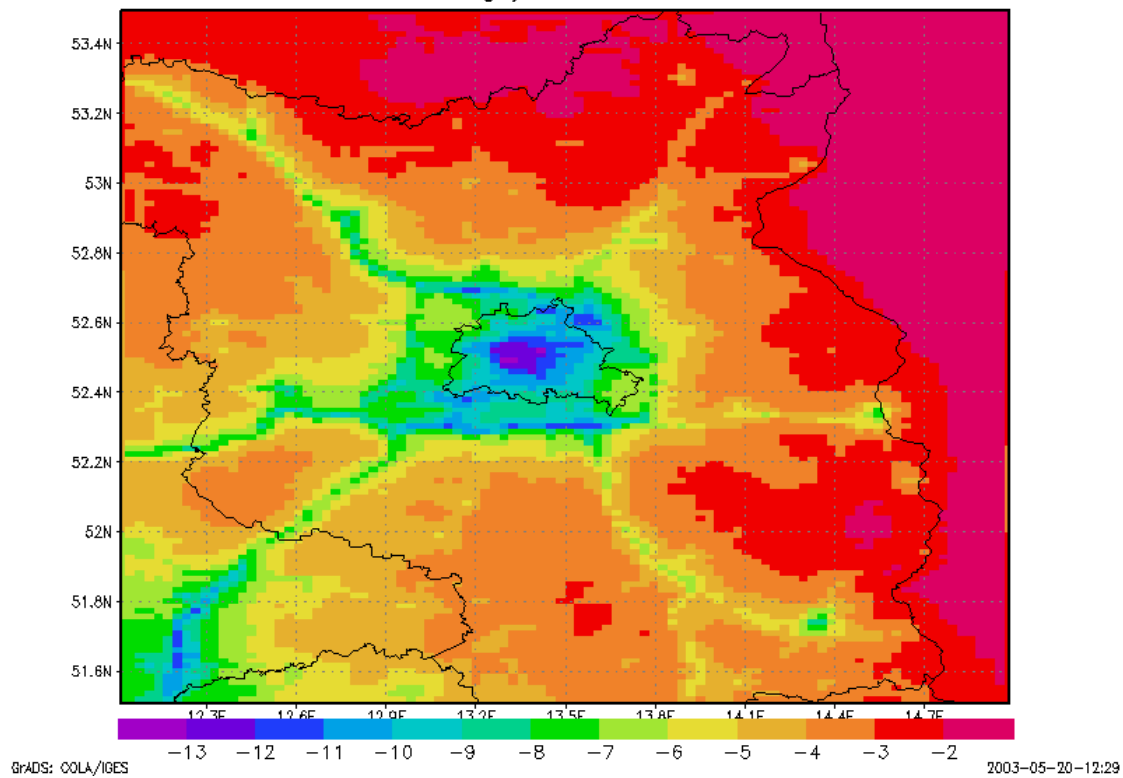
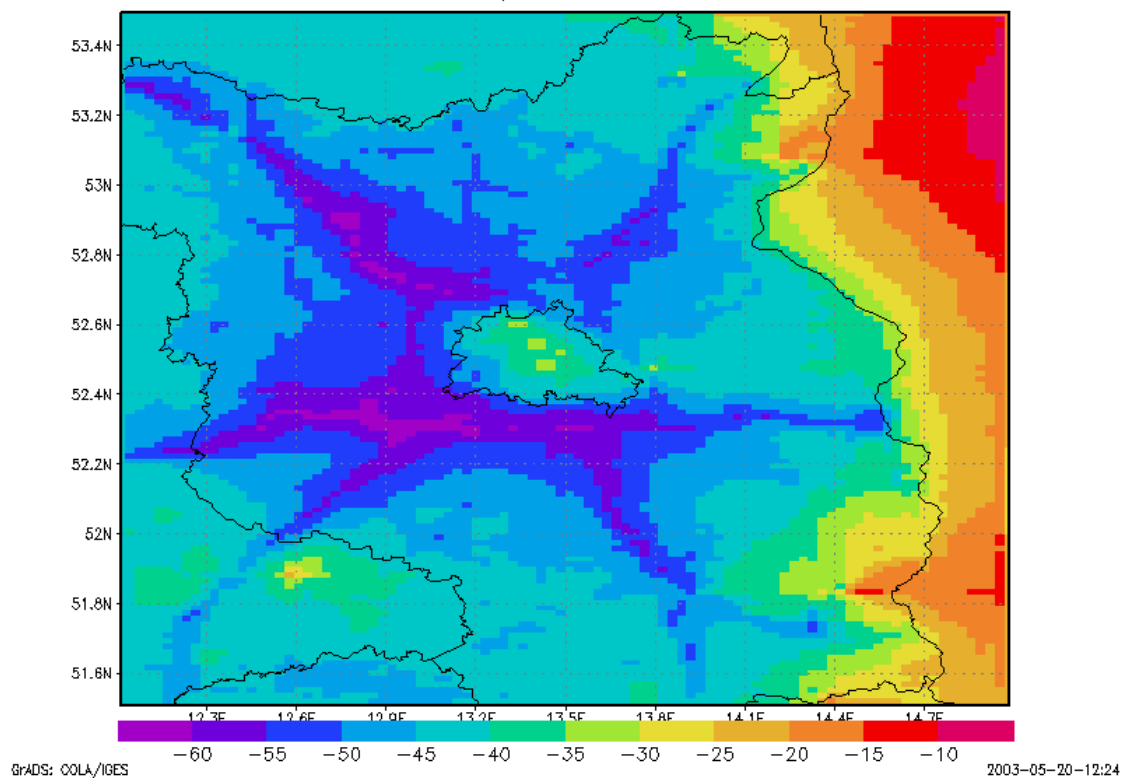
RCG: Delta NO₂ in microgr/m³, Annual Mean 2010 – 1999RCG: Delta NO₂ in %, Annual Mean 2010 – 1999

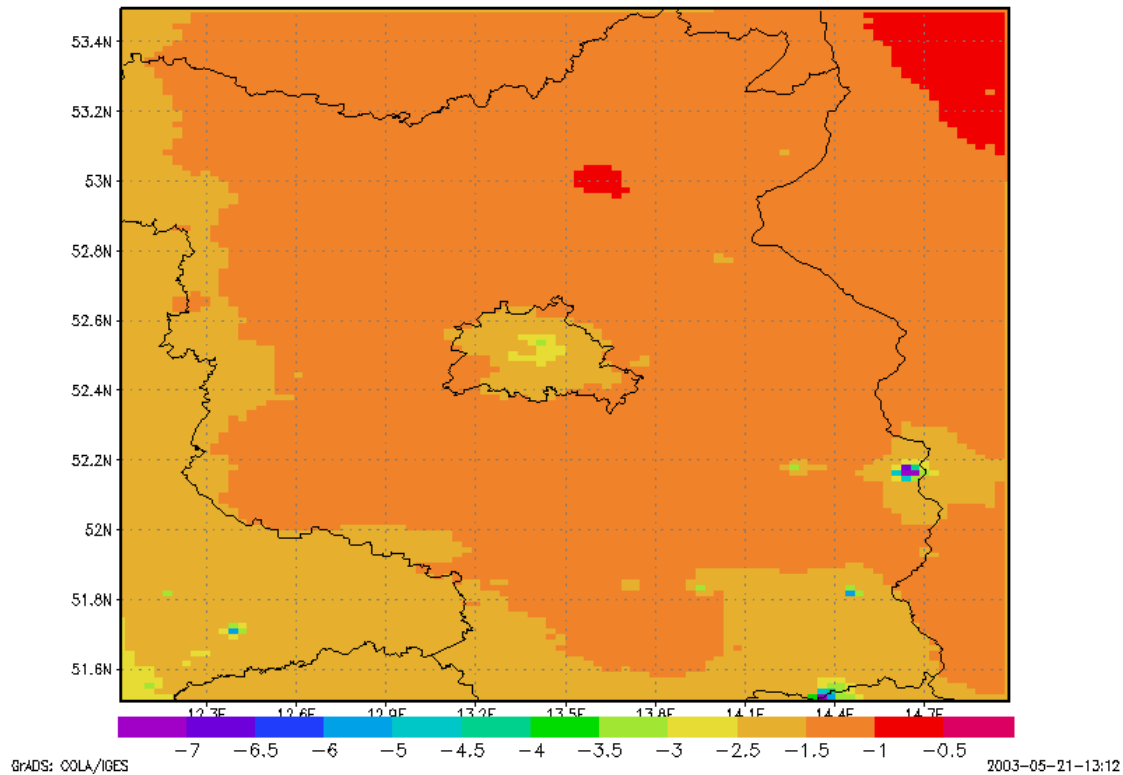
Abbildung 49: Berechnete Änderung der NO₂-Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 32).

8.4. Szenario 2005 und 2010: PM10

Die Änderungen der PM10-Jahresmittelwerte für die Emissionsentwicklung 2005 zeigt die Abbildung 50. Nach den Berechnungen ist für den Raum Berlin bis zum Jahre 2005 nur mit einer relativ geringen Abnahme der PM10-Jahresmittelwerte zu rechnen, die im Stadtkern zwischen 2 und 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, im Umland darunter liegen, außer an den industriellen Standorten mit hohen PM10-Emissionen. Diese Gebiete zeichnen sich durch sehr hohe Basiskonzentrationen und dadurch bedingt hohe absolute Abnahmen aus. Bezogen auf 1999 entsprechen die absoluten Abnahmen in Berlin relativen Abnahmen zwischen -5 und -10%. In Polen werden aufgrund der geringen prognostizierten Emissionsabnahmen auch geringere Konzentrationsabnahmen berechnet als im deutschen Teil der Modellregion. Für das Emissionsszenario 2010 ergeben sich im Stadtgebiet Berlin Abnahmen bis zu 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die Bandbreite der relativen Abnahmen liegt zwischen 8 und 22% (Abbildung 51). Im Umland werden zum Teil noch stärkere Abnahmen berechnet, insbesondere im Bereich der Industrieanlagen mit hohen PM10-Emissionen. Bezogen auf die Emissionsänderungen des anthropogen emittierten Feinstaubes sind die PM10-Konzentrationsabnahmen unterproportional, da PM10 außerhalb der Ballungsgebiete circa zur Hälfte aus in der Atmosphäre gebildeten Sekundäraerosolen besteht (siehe Abbildung 38). Die Konzentration dieser Aerosole ändert sich zwar mit einer Änderung der Konzentrationen der Vorläuferstoffe HNO_3 , SO_2 und NH_3 , aber nicht durch eine Änderung der Emission der Primäranteile des PM10. In den Ballungsgebieten oder im Bereich stark PM10 emittierender Industrieanlagen überwiegt der Anteil des primär emittierten PM10 und demzufolge sind die dort erreichbaren Abnahmen des gesamten PM10 infolge der Minderung der Primäremissionen auch größer als in den Landgebieten.

Die Abbildung 52 zeigt die Anzahl der Tage im Jahr, an denen die berechnete PM10-Tagesmittelkonzentration im Jahre 2005 noch größer als 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist. Die nach den EU-Richtlinien zulässigen 35 Überschreitungstage werden auch im Jahre 2005 noch im Stadtgebiet von Berlin und im Bereich der PM10-emittierenden Industrieanlagen in Brandenburg überschritten. Gegenüber 1999 werden im Berliner Stadtzentrum bis zu 16 Tage weniger mit Überschreitungen des Grenzwerts berechnet (Abbildung 52, unten). Selbst für das Jahr 2010 muss nach den Berechnungen in Berlin noch vereinzelt mit Überschreitungen der Anzahl von 35 Tagen (Abbildung 53) gerechnet werden obwohl die berechnete Anzahl von Überschreitungstagen um bis zu 20 Tage abnimmt. Die in Stufe 2 der EU-Richtlinie für PM10 erlaubte Anzahl von 7 Tage mit Überschreitungen eines Tagesmittelwerts von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Jahre 2010 im Berliner Stadtzentrum noch flächendeckend überschritten.

RCG: Delta PM10 in microgr/m3, Annual Mean, 2005 – 1999



RCG PM10 in %, Annual Mean, 2005 – 1999

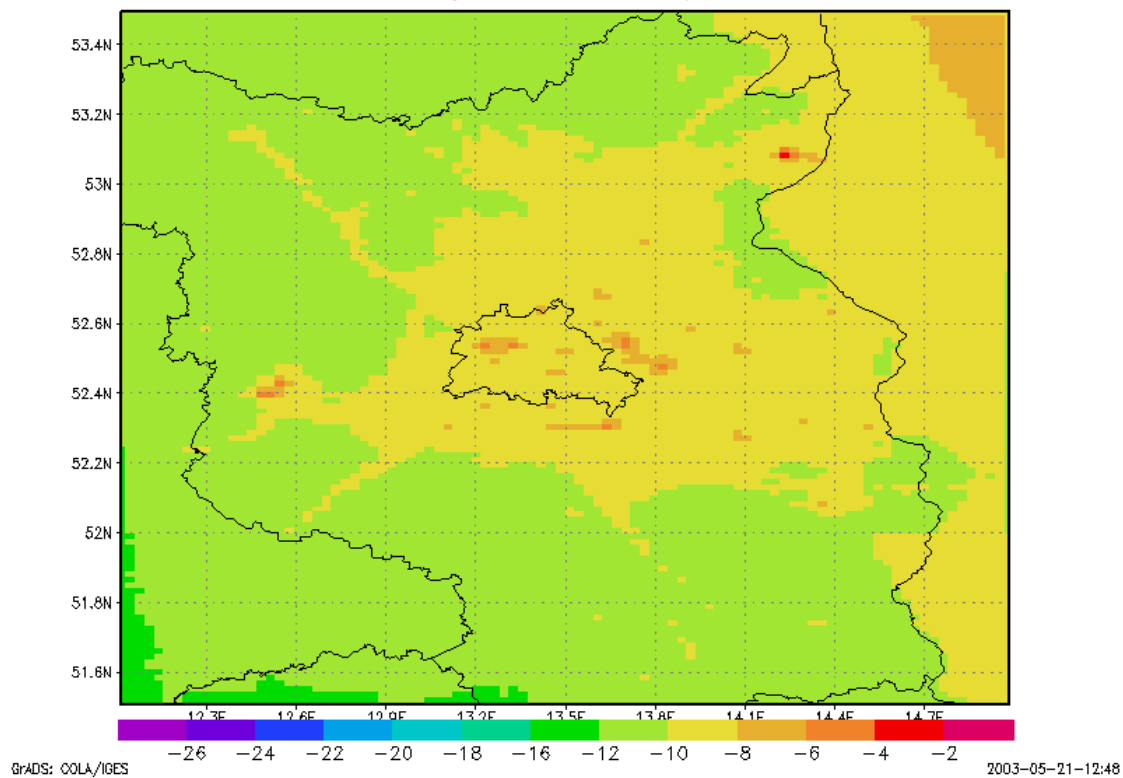
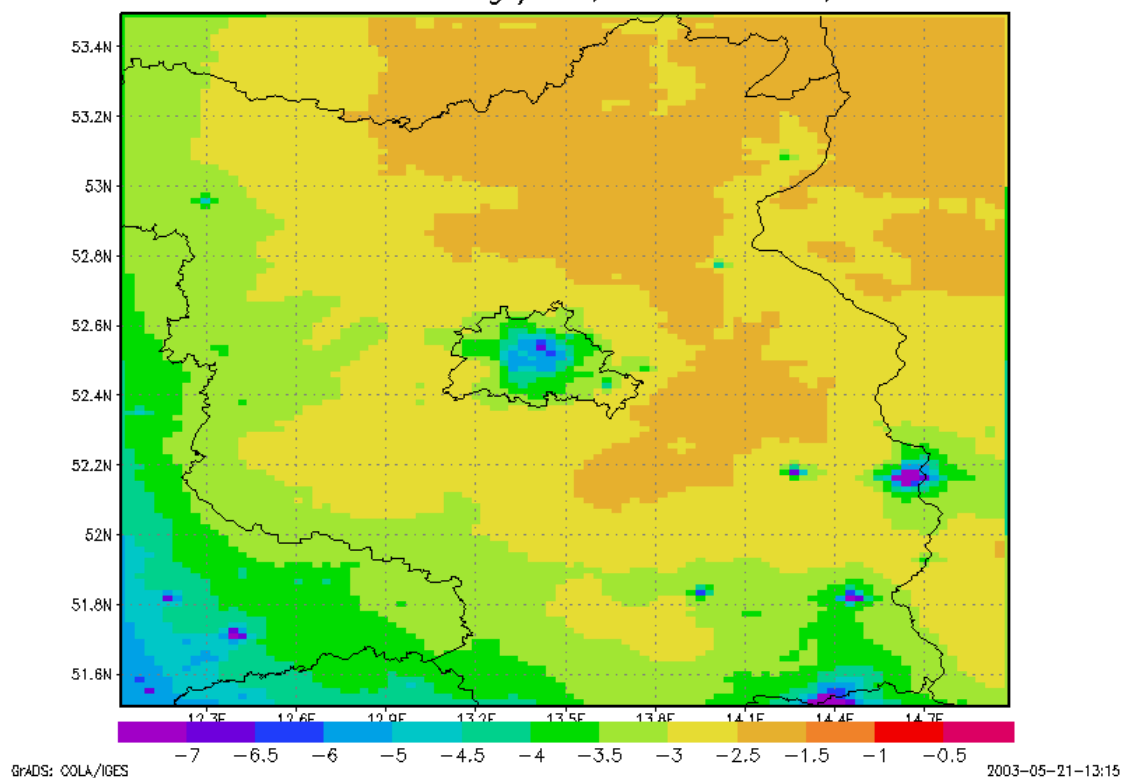


Abbildung 50: Berechnete Änderung der PM10-Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 35).

RCG: Delta PM10 in microgr/m³, Annual Mean, 2010 – 1999

RCG PM10 in %, Annual Mean, 2010 – 1999

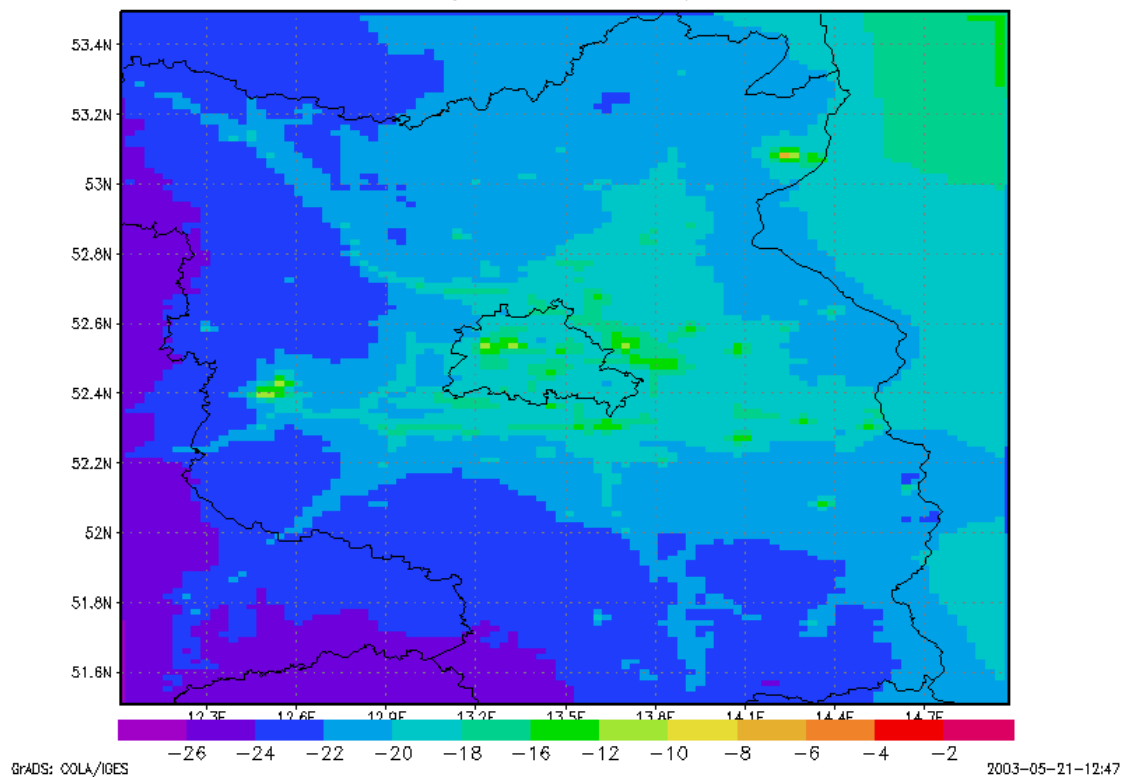


Abbildung 51: Berechnete Änderung der PM10-Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 35).

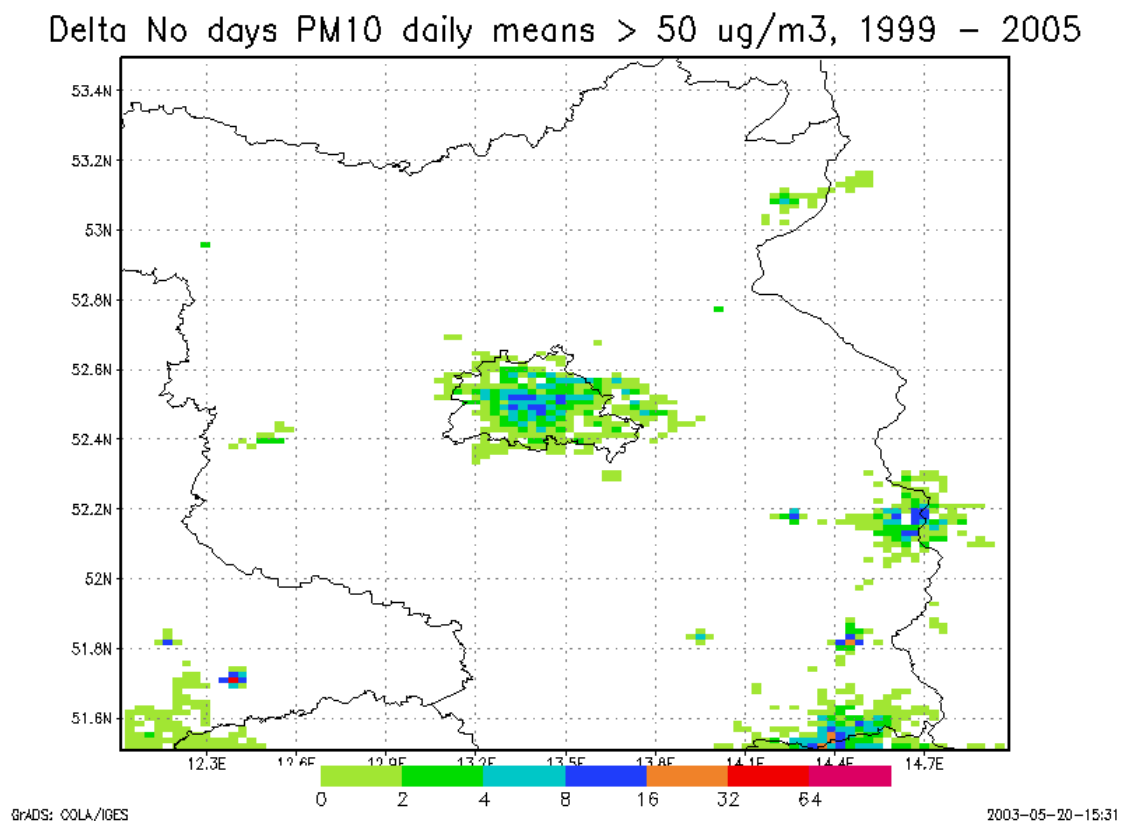
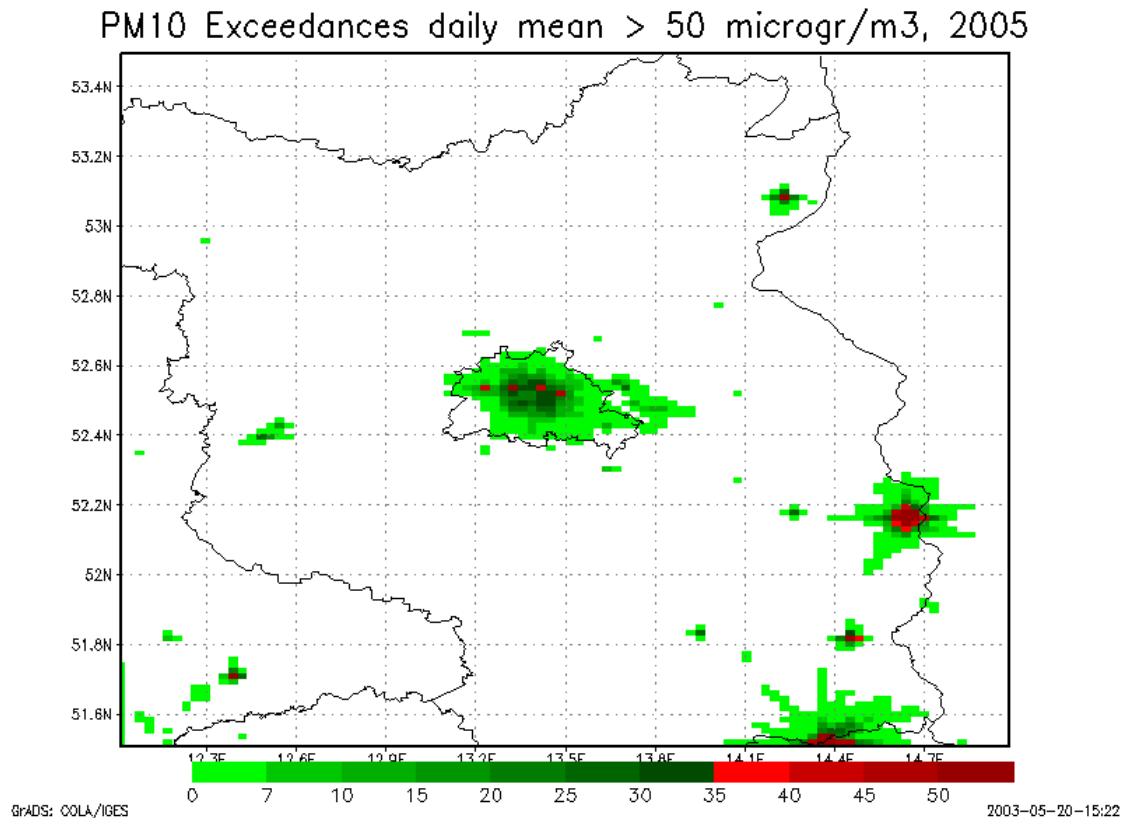


Abbildung 52: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 2005, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer 50 µg/m³ ist (oben), Abnahme der Anzahl der Tage als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 bezogen auf 1999 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 36).

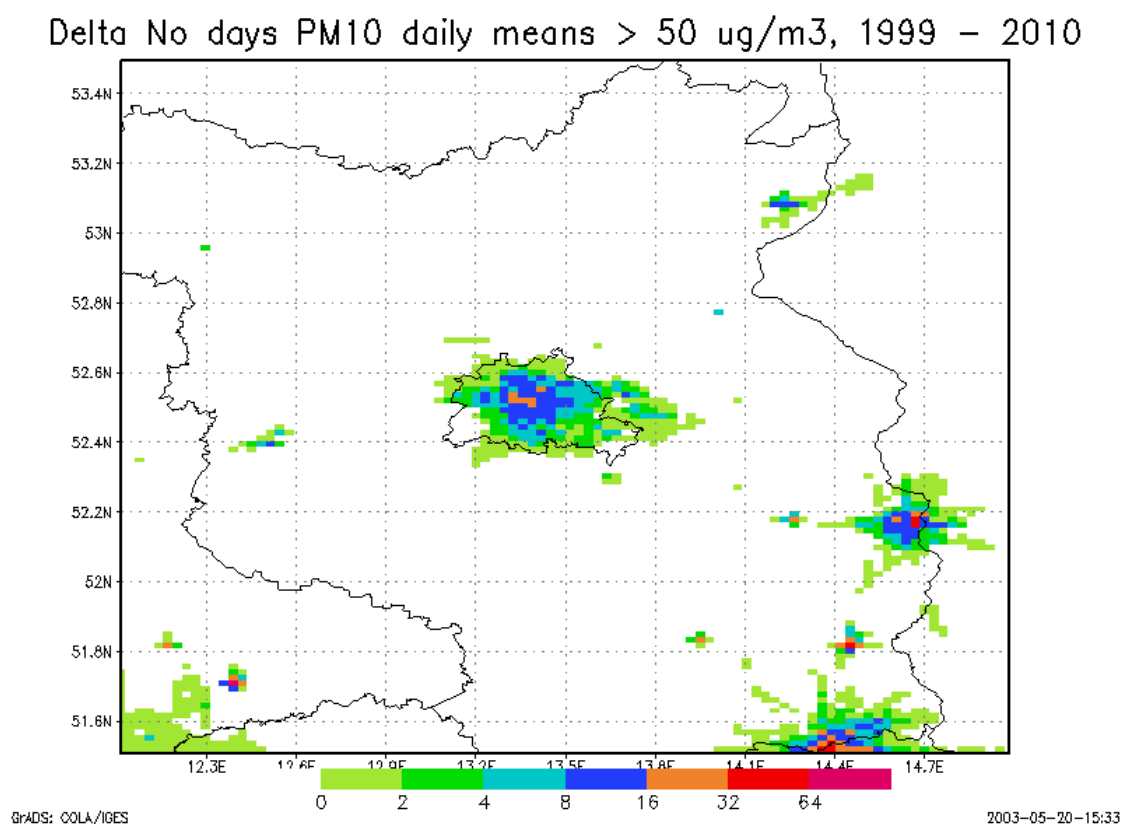
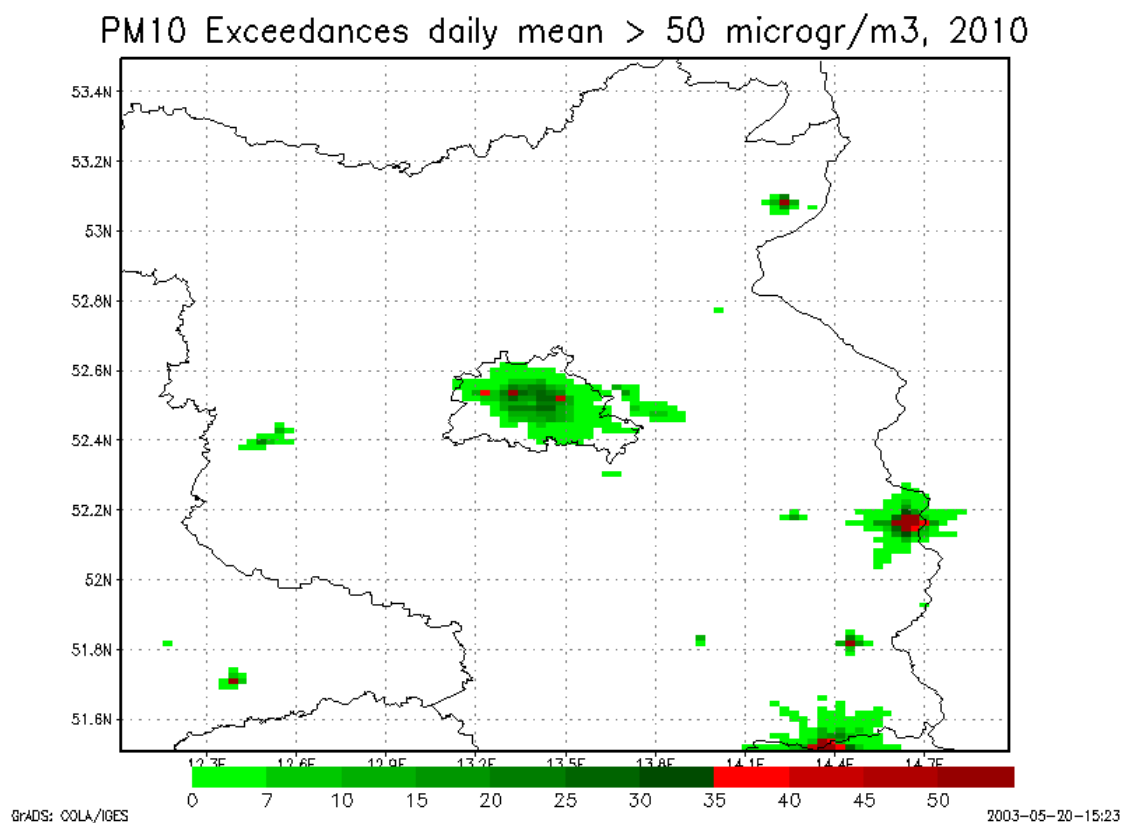


Abbildung 53: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 2010, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist (oben), Abnahme der Anzahl der Tage als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010 bezogen auf 1999 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 36).

9. Emissionsszenarien „Null-Emission“

Es wurden zwei weitere Emissionsszenarien für das gesamte Jahr 1999 betrachtet:

- Emissionen des Landes Berlin auf Null gesetzt,
- Emissionen der Länder Berlin **und** Brandenburg auf Null gesetzt.

Das zweite Szenario ist dabei gleichbedeutend mit einer nahezu vollständigen Abschaltung aller Emissionen im deutschen Teil des Modellgebiets. Die Randbedingungen, d.h. die von außen ins Modellgebiet transportierten Schadstoffmassen wurden nicht verändert und entsprechen denjenigen des Basislaufs 1999. Diese Szenarien sollen helfen, den Beitrag der Berliner bzw. der Brandenburger Emissionen zu den Konzentrationen im Modellgebiet abzuschätzen.

9.1. Ozon

Die Abbildung 54 zeigt die berechneten Ozon-Zeitreihen der täglichen maximalen gleitenden 8h-Mittelwerte für 3 Stationen für den Basislauf 1999 sowie den Lauf ohne Berliner bzw. ohne Berliner und Brandenburger Emissionen. Insbesondere im Winter kommt es an den Berliner Stationen Wedding und Frohnau zu Ozonzunahmen bei Vernachlässigung der Emissionen, da der durch frisch emittiertes NO ausgelöste Titrationseffekt jetzt wegfällt. Im Sommer nehmen aus demselben Grund auch an der Stadtstation Wedding die Konzentrationen zu. Dies zeigt sich deutlich an der Anzahl der Tage mit einem 8h-Mittelwert größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Basislauf werden an der Station Wedding 6 Tage mit Überschreitungen berechnet. Reduziert man die Berliner Emissionen auf Null, erhöht sich die Anzahl der Überschreitungstage auf 13. Reduziert man zusätzlich die Brandenburger Emissionen auf Null, ergeben sich immer noch 12 Überschreitungstage. An der Stadtrandstation Frohnau wirkt sich die Reduktion der Berliner Emissionen dagegen leicht positiv auf die Spitzenwerte aus: Im Basislauf werden 10 Überschreitungstage berechnet, im Lauf ohne Berliner Emissionen sind es noch 9 Tage, im Lauf ohne Berliner und ohne Brandenburger Emissionen noch 7 Tage mit einem 8h-Mittelwert größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die geringsten Auswirkungen ergeben sich für die ländliche Station Schorfheide. Eine flächenbezogene Auswertung der Änderung der Überschreitungstage für die beiden fiktiven Emissionsszenarien zeigt die Abbildung 55. Setzt man die Berliner Emissionen auf Null werden im gesamten Stadtgebiet von Berlin Zunahmen der Überschreitungstage berechnet. Diese Zunahmen schlagen in den Randgebieten von Berlin oder im näheren Umland in geringe Abnahmen um. Die Abnahmen verstärken sich leicht im weiteren Berliner Umland. Setzt man neben den Berliner Emissionen auch die Brandenburger Emissionen auf Null, so ist die für das Berliner Stadtgebiet im Vergleich zum Basislauf berechnete Zunahme der Anzahl der Überschreitungstage geringer als im Falle der alleinigen Minderung der Berliner Emissionen, da das Oxidantienbildungspotential der Brandenburger Emissionen in Berlin nicht mehr zum Tragen kommt. In den Emissionszentren Brandenburgs kommt es jetzt aber ebenfalls zu Zunahmen der Anzahl der Überschreitungstage.

Die regional begrenzten „Null-Emissionsszenarien“ führen beim Ozon zu einer geringeren Abnahme der Überschreitungstage als die europaweiten Emissionsszenarien 2005 und 2010 (vergleiche Abbildung 46 mit Abbildung 55) obwohl diese fiktiven Szenarien im Modellgebiet eine viel drastischere Emissionsminderung bedeuten als die Szenarien 2005 oder 2010. Dieses Ergebnis bestätigt die schon im AMPO-Projekt (Mutz et al., 1997) auf der Basis von Episodenrechnungen getroffene Aussage, dass regional begrenzte Maßnahmen nur geringfügig zu einer Verminderung hoher Ozonkonzentrationen beitragen. Großräumige Minderungsmaßnahmen dagegen bewirken sowohl eine Senkung der großräumigen Hintergrundkonzentrationen als auch eine Minderung der lokalen Ozonproduktion.

Die deutliche Zunahme der Ozonmittelwerte zeigen die Abbildung 56 für das Jahresmittel und die Abbildung 57 für die Sommer- und Wintermittelwerte. Diese Zunahmen sind zum großen Teil auf den verminderten Abbau von Ozon durch NO zurückzuführen, was sich insbesondere

darin zeigt, dass sich in den ländlichen Regionen Brandenburgs nur geringe Änderungen der Ozonmittelwerte ergeben obwohl alle Brandenburger Emissionen auf Null gesetzt sind (Abbildung 58). Die größten Ozonzunahmen werden im Bereich des Berliner Rings und der anderen stark befahrenen Autobahnen sowie der städtischen Bereiche berechnet. Lokal begrenzte Maßnahmen führen in den Emissionszentren also eher zu Ozonzunahmen, sobald die Maßnahme mit einer Senkung der NO_x -Emissionen verbunden ist. Im Allgemeinen sind die Ozonkonzentrationen in den Stadtzentren aber eher gering. Am Stadtrand von Berlin bewirkt die Reduktion der Berliner Emissionen auf Null zwar auch eine Zunahme der Mittelwerte, die Spitzenwerte werden von der Emissionsminderung aber positiv im Sinne einer Abnahme beeinflusst. Dies zeigt, dass das Oxidantienbildungspotential der Berliner Emissionen bereits am Stadtrand zur Ozonproduktion führt.

Es sei angemerkt, dass lokalen Analysen, wie hier vorgestellt, nur mit hoch auflösenden Modellrechnungen durchgeführt werden können. Großräumige Rechnungen führen zwar zu denselben grundsätzlichen Ergebnissen über die Auswirkungen von Maßnahmen, erlauben aber wegen der fehlenden Auflösung keine differenzierte Beurteilung der lokalen Auswirkung von Maßnahmen.

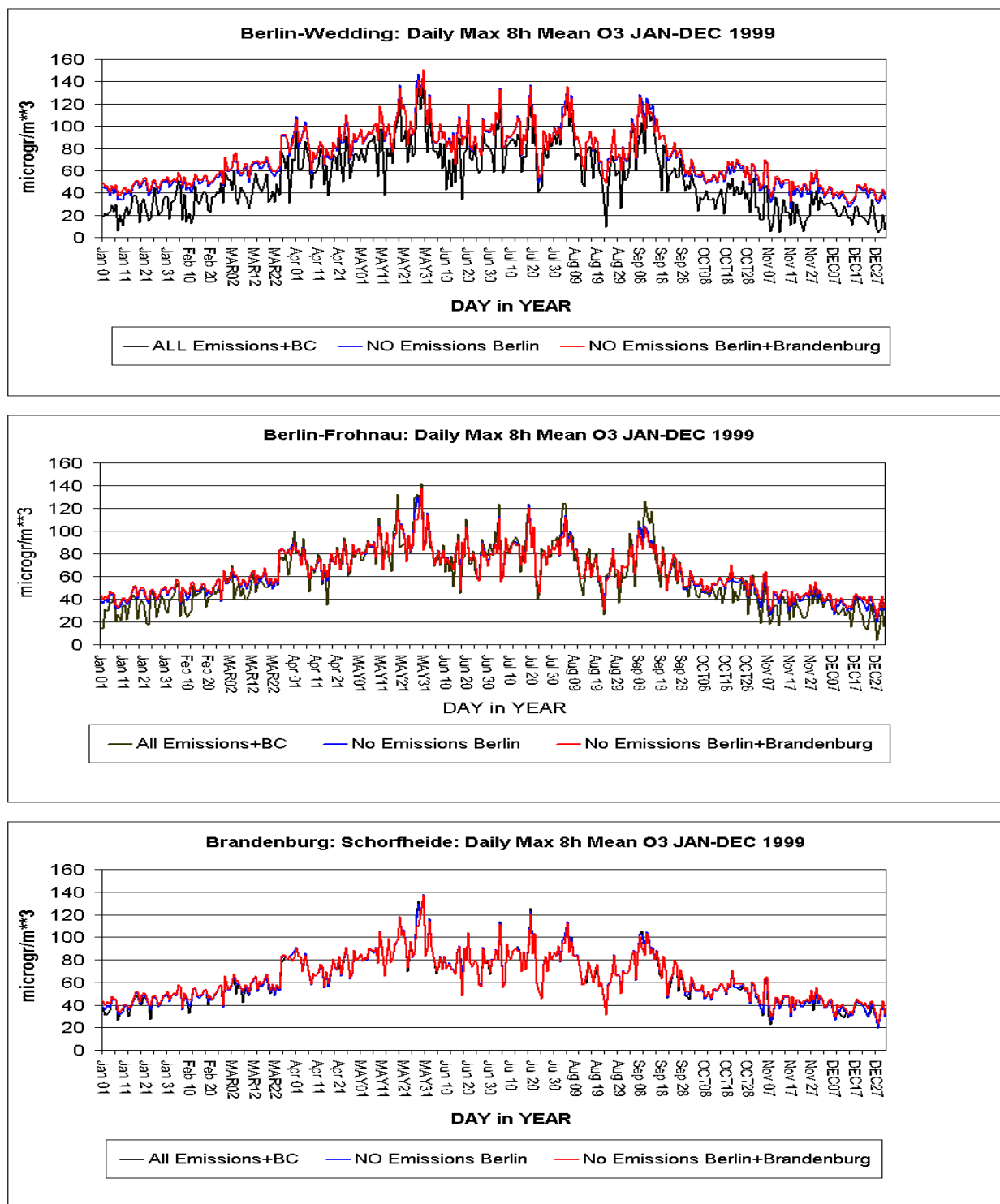
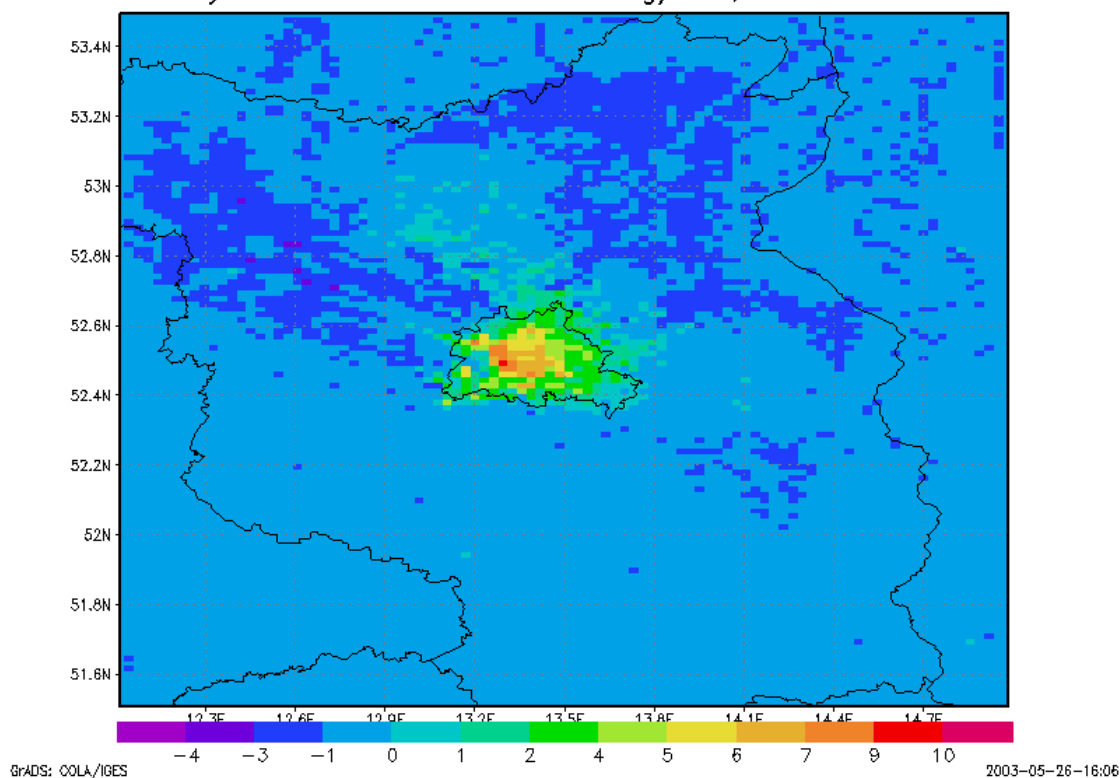


Abbildung 54: Berechnete Ozon-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.

Delta No days O3max 8hmean > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no Berlin emi – base



Delta No days O3max 8hmean > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no Brln. Brb emi – base

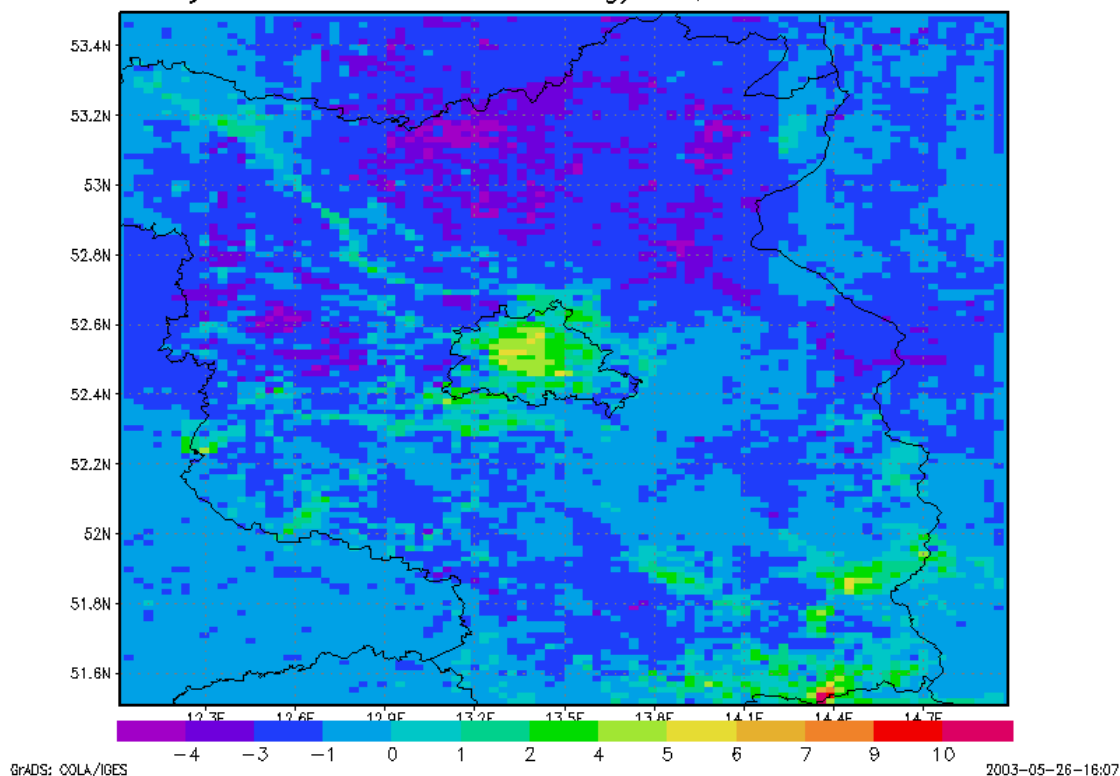


Abbildung 55: Änderung der Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist, als Folge der Reduzierung der Berliner Emissionen (oben), bzw. der Berliner und der Brandenburger Emissionen (unten) auf Null. Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 28).

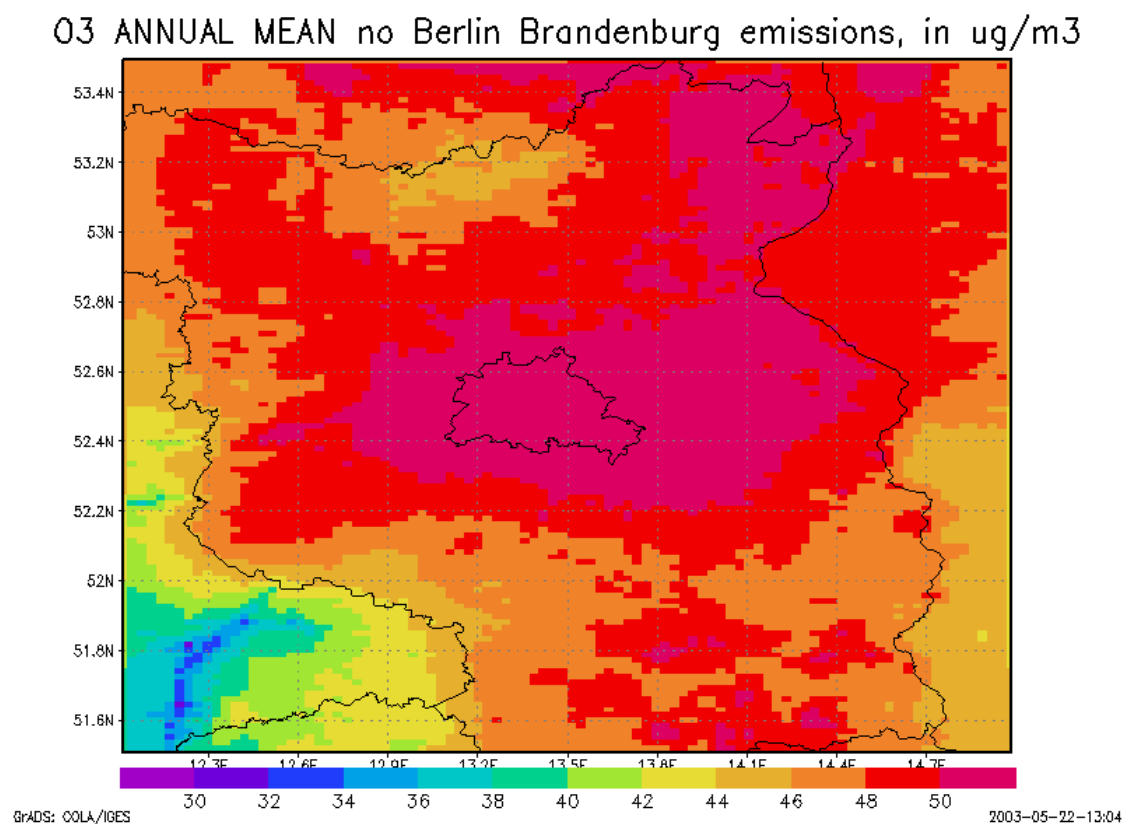
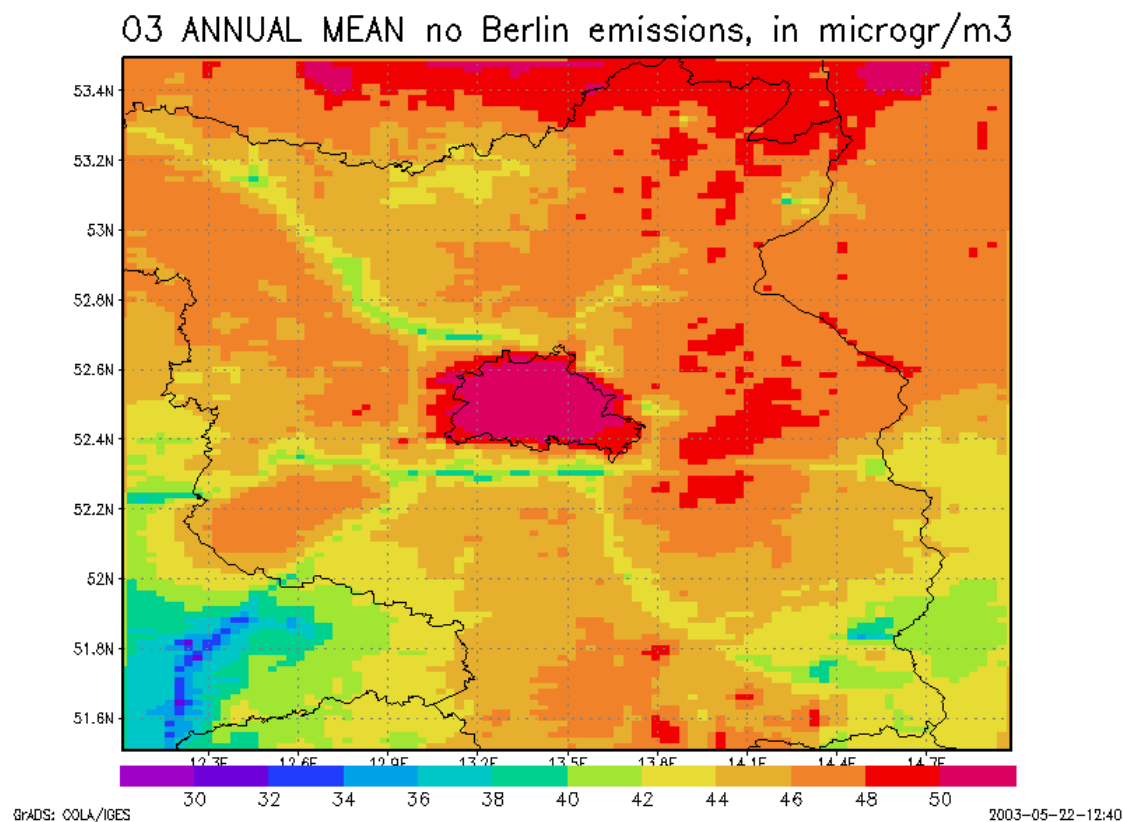


Abbildung 56: Berechnete Ozonjahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin **und** im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 26.

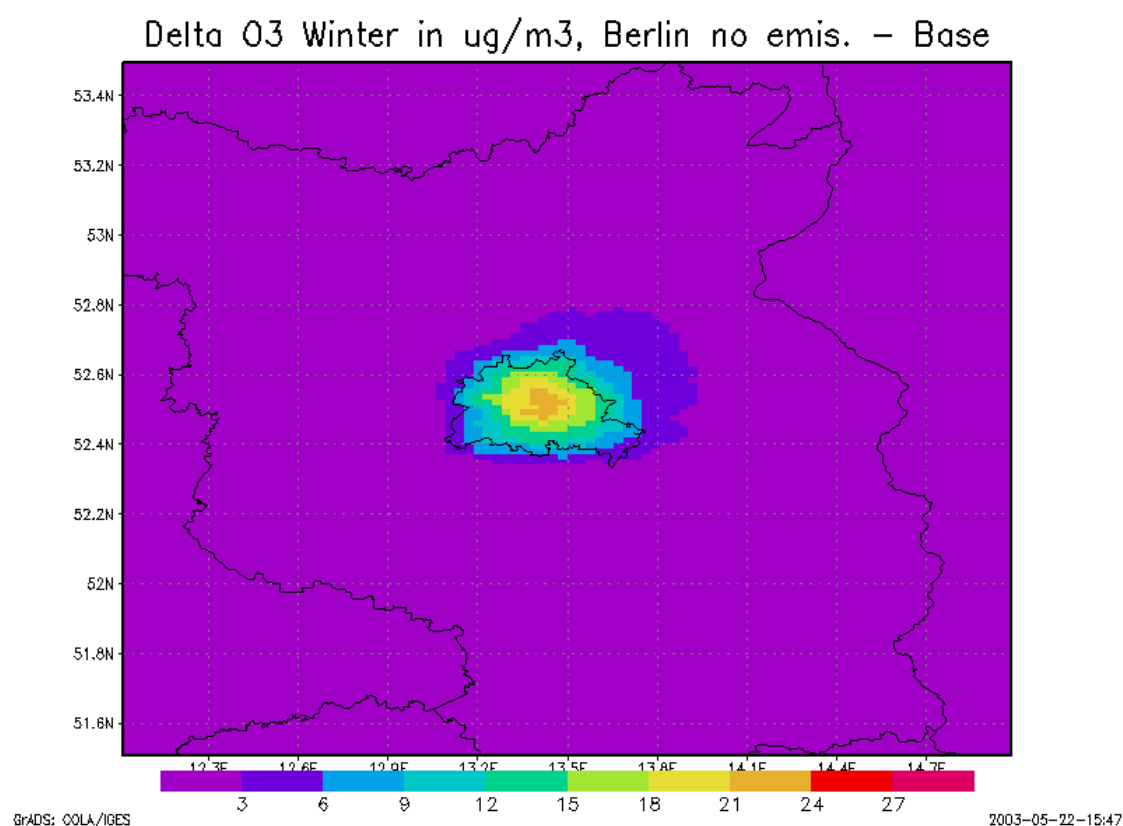
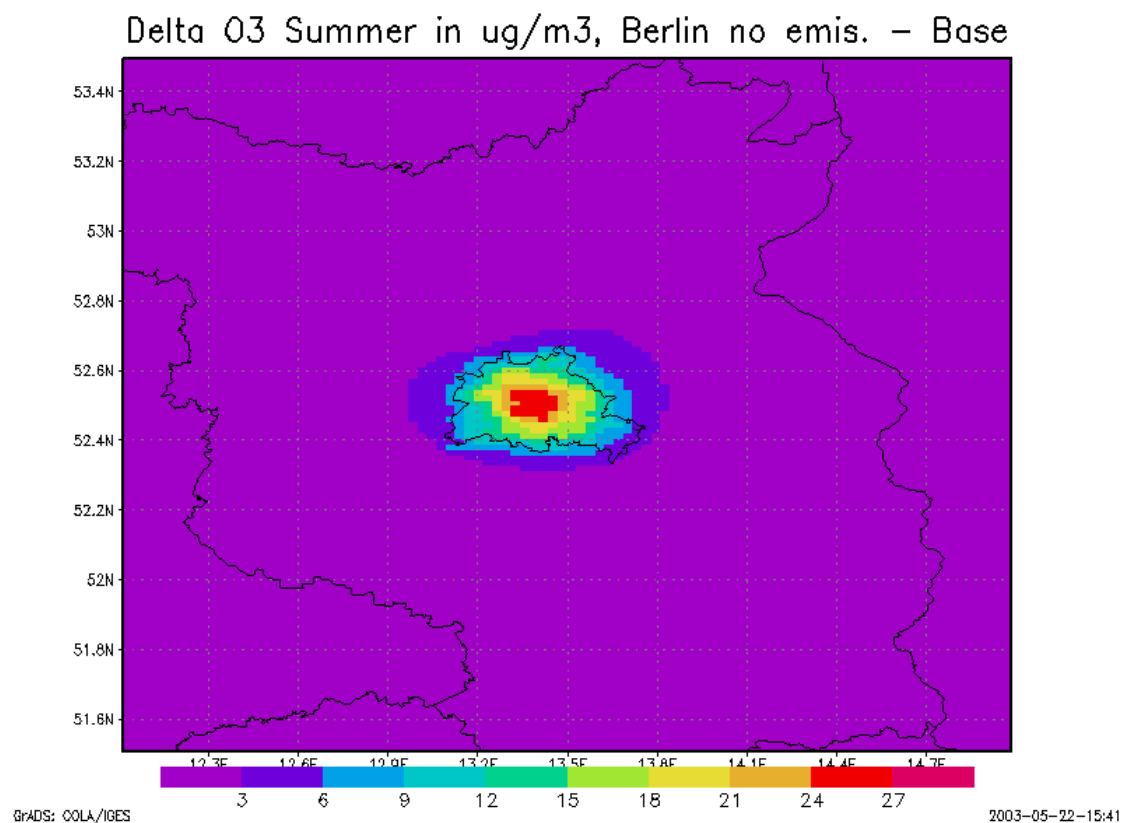


Abbildung 57: Berechnete absolute Änderung des Ozonsommersmittels (oben) bzw. des Ozonwintersmittels (unten) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“. Basislauf siehe Abbildung 27.

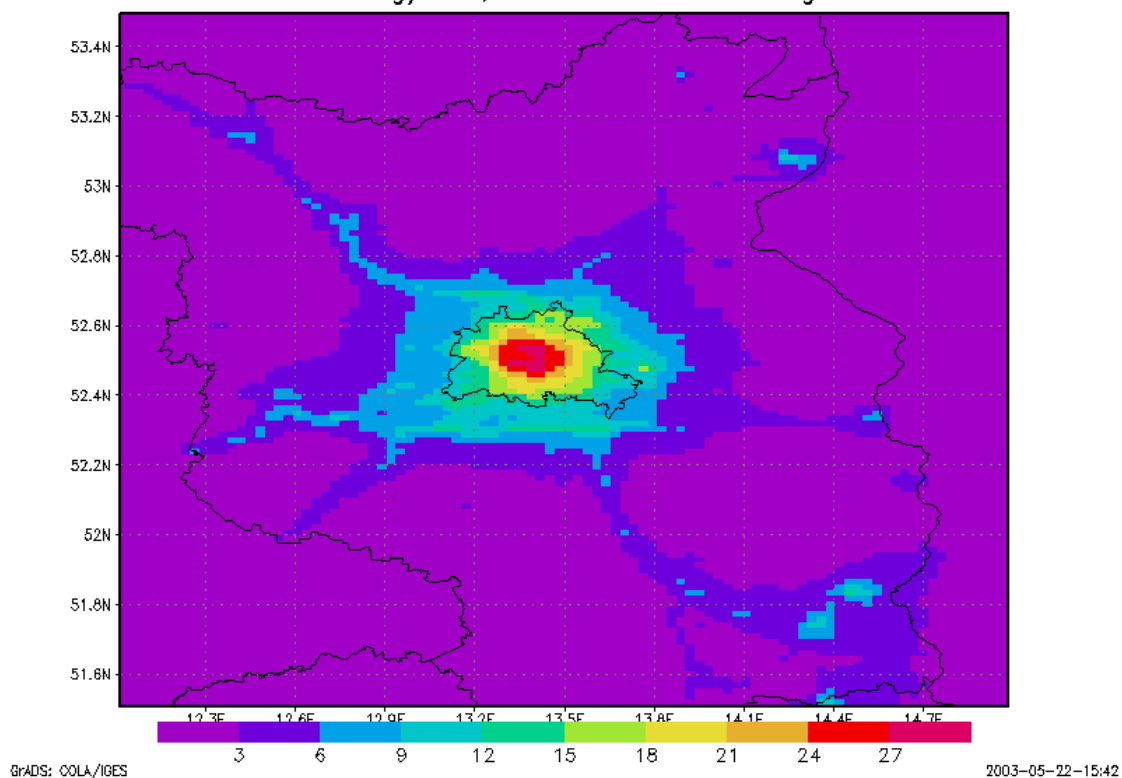
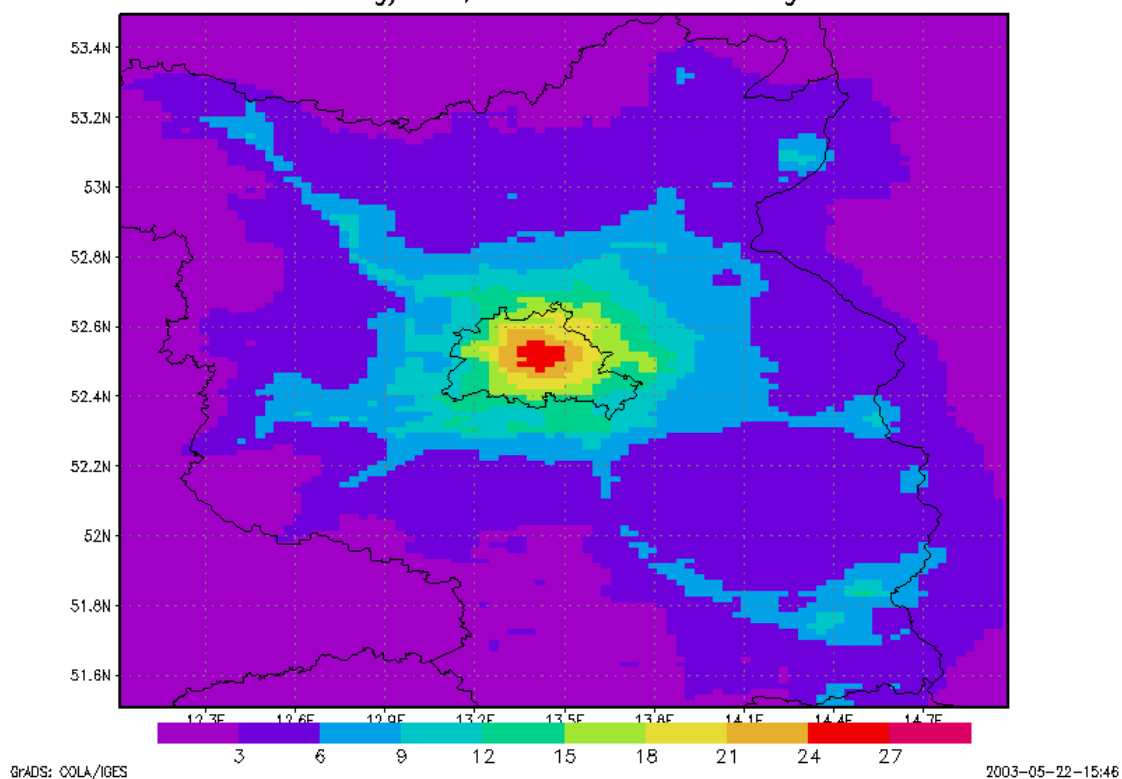
Delta O3 Summer in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Berlin Brandenburg no emis. – BaseDelta O3 Winter in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Berlin Brandenburg no emis. – Base

Abbildung 58: Berechnete Änderung des Ozonsommerrmittels (oben) bzw. des Ozonwintermittels (unten) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“. Basislauf siehe Abbildung 27.

9.2. Stickstoffdioxid

Die Abbildung 59 zeigt die berechneten NO_2 -Zeitreihen der täglichen Mittelwerte für 3 Stationen für den Basislauf 1999 sowie den Lauf ohne Berliner bzw. ohne Berliner und Brandenburger Emissionen. An der Stadtstation Wedding lässt sich der überwiegende Teil der Konzentrationen auf die Emissionen Berlins zurückführen. An der Stadtrandstation Frohnau ist der Beitrag der Brandenburger Emissionen schon sehr viel deutlicher zu erkennen. Andererseits sind viele der kurzzeitigen NO_2 -Spitzen an der UBA-Station Schorfheide nördlich von Berlin auf die Emissionen Berlins zurück zu führen. Im Dezember 1999 zeigen die Zeitreihen für Schorfheide eine Episode mit großräumigem Transport, da die hohen NO_2 -Werte nicht aus den Emissionen Berlins oder Brandenburgs stammen. Die Abbildung 60 zeigt die NO_2 -Jahresmittelwerte, die sich für Berlin und Brandenburg ergeben, wenn alle Emissionen in Berlin bzw. in Berlin und Brandenburg auf Null gesetzt werden. Die NO_2 -Jahresmittel liegen in Berlin unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet und unter $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wenn man die Berliner und die Brandenburger Emissionen abschaltet. Die relativen Änderungen zeigt die Abbildung 61. Der Einfluss der Berliner NO_x -Emissionen reicht bis in das Grenzgebiet zu Polen, wo noch immer eine Abnahme des NO_2 -Jahresmittelwerts von circa 10% berechnet wird, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet. Aus der Verteilung der Abnahmen ist deutlich zu erkennen, dass sich die Berliner NO_2 -Fahne infolge der größeren Häufigkeit von Westlagen weiter nach Osten als nach Westen erstreckt. Der Einfluss der Brandenburger Emissionen reicht dementsprechend bis weit nach Polen hinein. Im Westen wird Brandenburg dagegen von den Emissionen der Bundesländer westlich von Brandenburg beeinflusst.

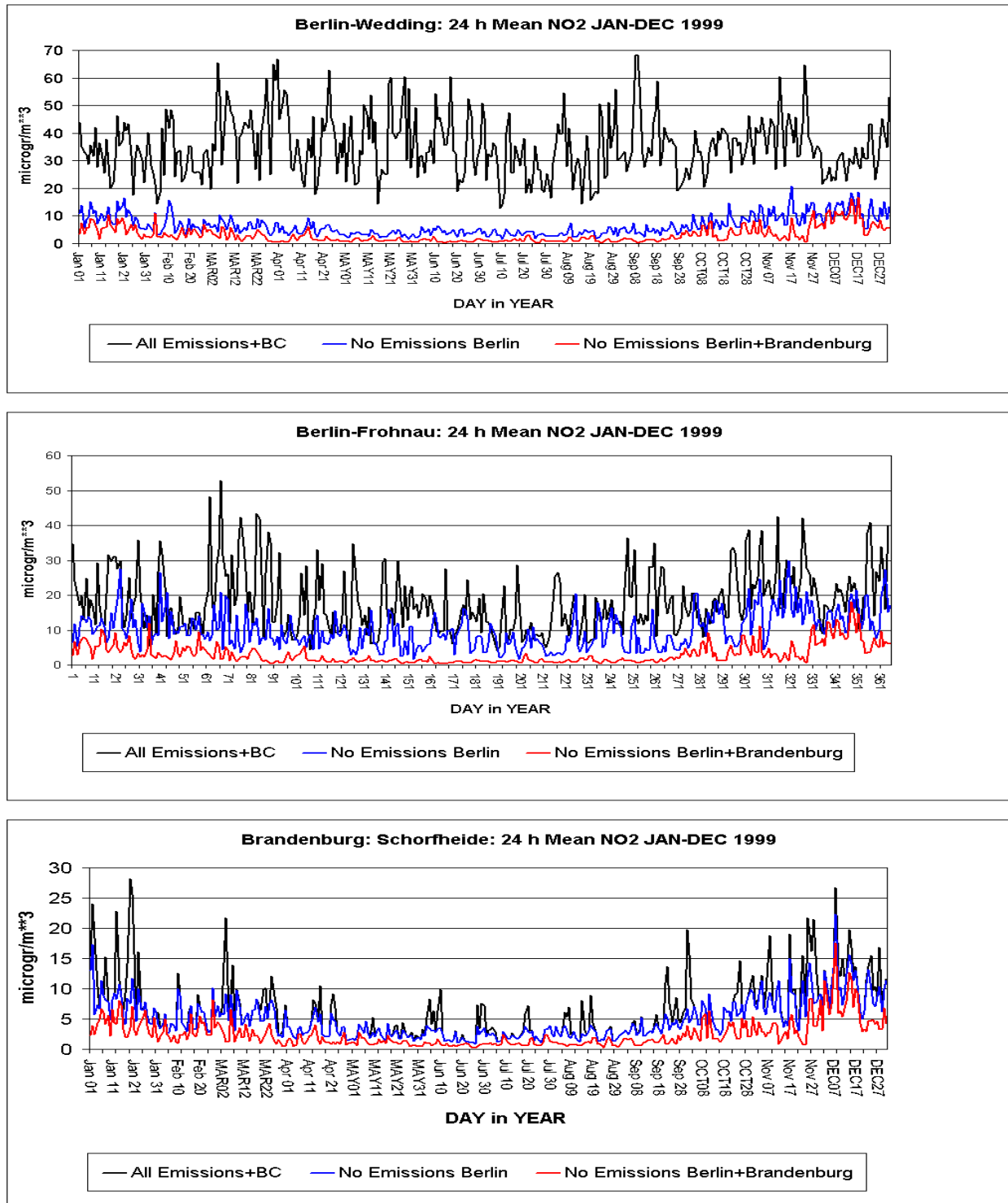


Abbildung 59: Berechnete NO₂-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.

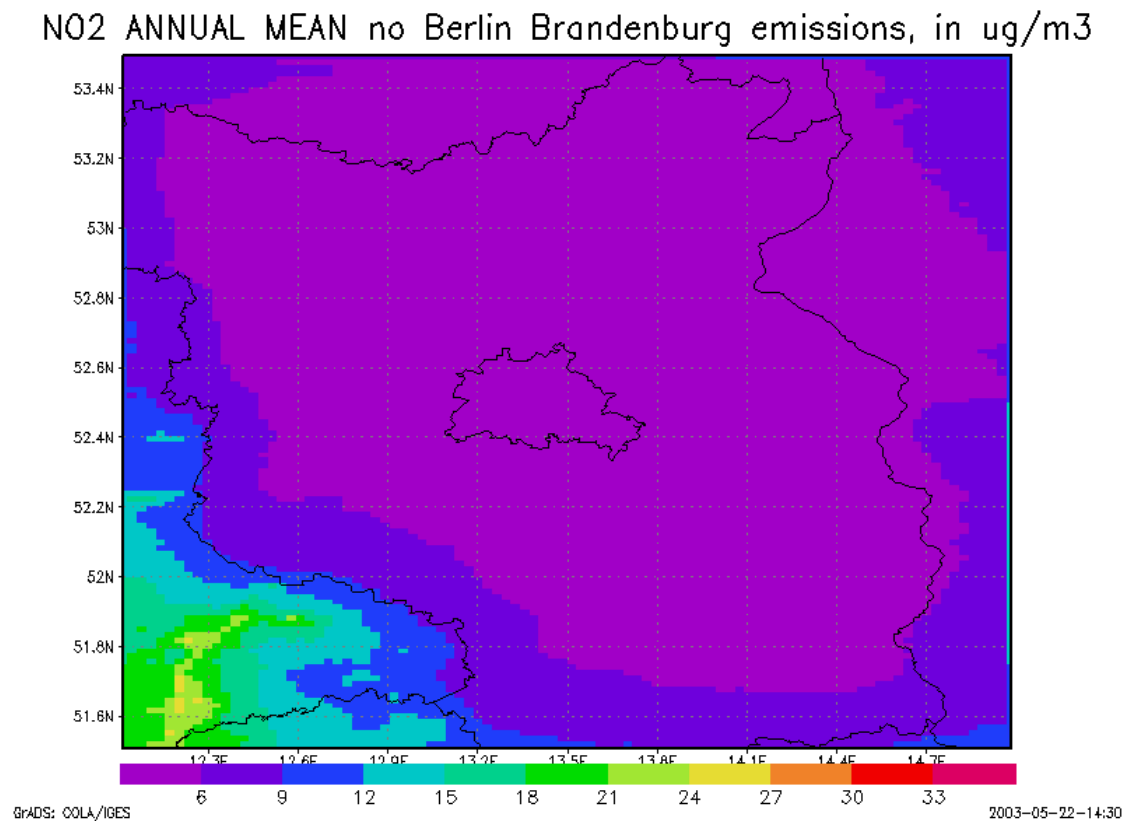
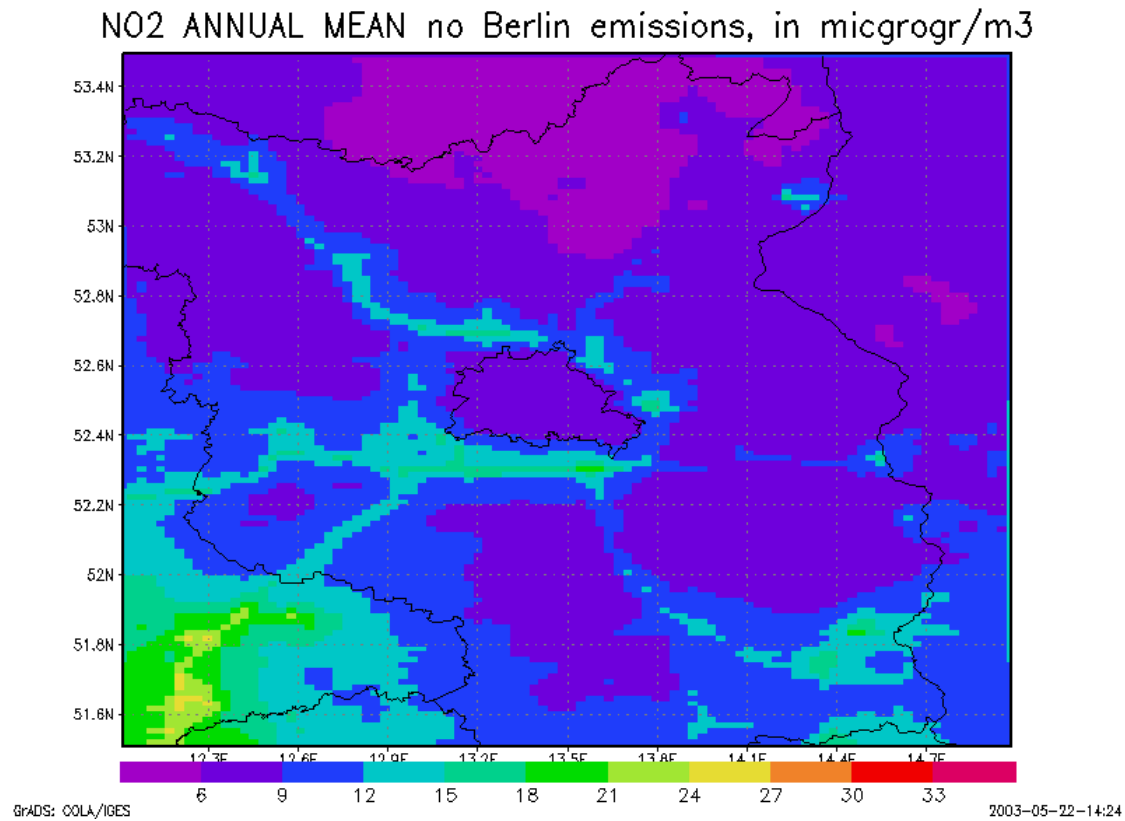


Abbildung 60: Berechnete NO₂-Jahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 32.

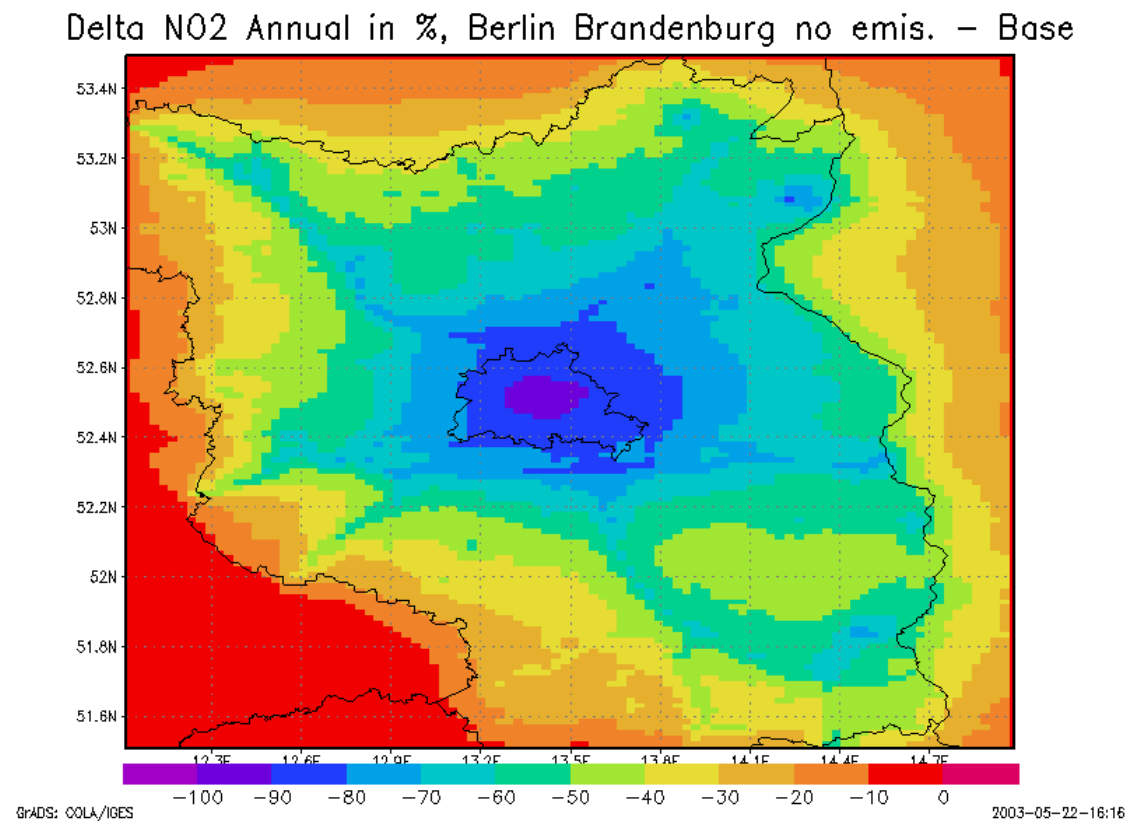
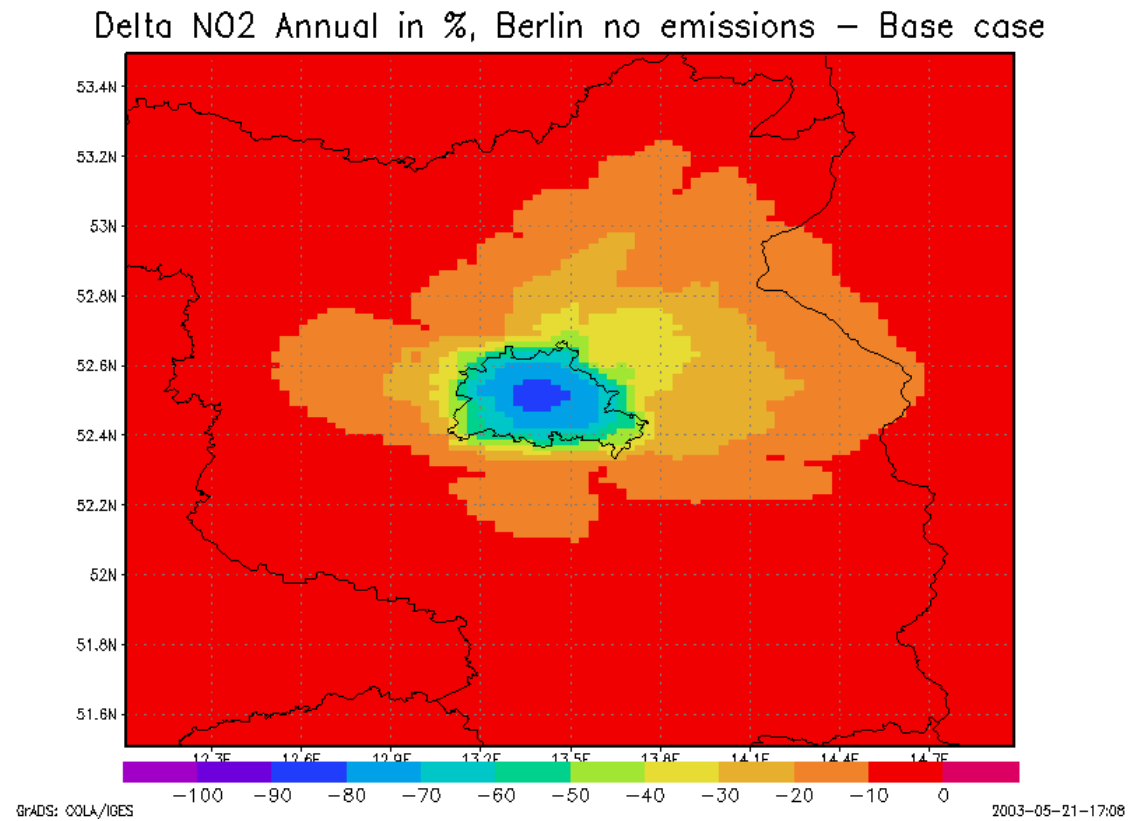


Abbildung 61: Berechnete relative Änderung der NO₂-Jahresmittel in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 32.

9.3. PM10

Die Abbildung 62, Abbildung 63 und Abbildung 64 zeigen die berechneten PM10-Zeitreihen der täglichen Mittelwerte für 3 Stationen für den Basislauf 1999 sowie den Lauf ohne Berliner bzw. ohne Berliner und Brandenburger Emissionen unterteilt in Gesamt-PM10, die primären sowie die sekundären Komponenten. Wie schon beim NO₂ lässt sich an der Stadtstation Wedding der überwiegende Teil der Konzentrationen auf die Emissionen Berlins zurückführen. Der Beitrag der Berliner Emissionen ist geringer für die Station Berlin-Frohnau und noch geringer für die ländliche Station Schorfheide. Dies gilt insbesondere für die primär emittierten PM10-Komponenten (Abbildung 63). Aus Abbildung 64 wird deutlich, dass die sekundären anorganischen Aerosole zum Großteil außerhalb der Stadt und sogar außerhalb des Gebiets von Berlin-Brandenburg gebildet werden.

In Abbildung 65 bis Abbildung 67 sind an den drei Stationen die Beiträge der Emissionen von Berlin bzw. von Berlin und Brandenburg an den Jahresmittelwerten der PM10-Immissionen zusammengestellt. An der Stadtstation Wedding kann man circa 2/3 des PM10-Jahresmittelwerts ursächlich auf die Berliner Emissionen zurückführen. Für die primären Komponenten liegt der Berliner Anteil bei über 80%. Der Konzentrationsbeitrag der Berliner Emissionen zu den sekundären Aerosolen liegt dagegen im Jahresmittel unter 25%. Aus dem Beitrag der Berliner und der Brandenburger Emissionen lässt sich ableiten, dass circa 26% der PM10-Immissionen, circa 14% der primären Komponenten und circa 60% der sekundären Komponenten an der Station Wedding im Jahresmittel nicht von den Emissionen im Gebiet von Berlin und Brandenburg gestellt werden. Dieser Anteil ist also nicht durch Emissionsminderungsmaßnahmen in Berlin oder Brandenburg beeinflussbar. Umso weiter man sich vom Stadtzentrum Berlins entfernt, desto geringer wird der Anteil der Berliner Emissionen an den PM10-Jahresmittelwerten. An der Stadtrandstation Frohnau kann man nach den Berechnungen nur noch circa 25% des PM10-Jahresmittelwerts mit den Berliner Emissionen erklären und nur circa die Hälfte des PM10-Jahresmittelwerts mit den Emissionen von Berlin und Brandenburg (Abbildung 66). An der Station Schorfheide nördlich von Berlin sinkt der Beitrag der Berliner zusammen mit den Brandenburger Emissionen auf circa 30% ab (Abbildung 67). Wie schon in Abbildung 40 gezeigt wurde, nimmt der relative Beitrag der sekundären Aerosole mit wachsendem Abstand von dem Hauptemissionsgebiet Berlin schnell zu. Da die sekundären Aerosole während des Ferntransports gebildet werden, kann ihre Konzentration nur zu einem geringen Teil von Maßnahmen in Rezeptorumgebung beeinflusst werden.

Die Abbildung 68 zeigt die PM10-Jahresmittelwerte, die sich für Berlin und Brandenburg ergeben, wenn alle Emissionen in Berlin bzw. Berlin und Brandenburg auf Null gesetzt werden. Die PM10-Jahresmittel liegen in Berlin zwischen 10 und 20 µg/m³, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet und unter 10 µg/m³, wenn man die Berliner und die Brandenburger Emissionen abschaltet. Die relativen Änderungen von Gesamt-PM10 sowie der primären und sekundären Komponenten zeigen die Abbildung 69 bis Abbildung 71. Wie schon bei den Säulendarstellungen für die die Station Wedding diskutiert wurde, lassen sich nach den Berechnungen im Stadtzentrum von Berlin circa 2/3 der PM10-Immission durch Maßnahmen im Berliner Stadtgebiet beeinflussen. Nach außen hin nimmt dieser Anteil schnell ab, da der Anteil der primären Komponenten abnimmt. In Brandenburg ergibt sich vor allem im Bereich der Industrieanlagen, die sich durch sogenannte „hot-spots“ im Immissionsfeld bemerkbar machen, ein starkes Minderungspotential. Auch hier werden die starken relativen Abnahmen vor allem durch die starke Abnahme der primären Komponenten hervorgerufen.

Die Anzahl der Tage mit Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwerts von 50 µg/m³ geht für Berlin nahezu vollständig auf Null zurück, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet (Abbildung 72). Reduziert man zusätzlich die Brandenburger Emissionen, werden in ganz Berlin und Brandenburg keine Überschreitungstage mehr berechnet. Dies bedeutet, dass die Über-

schreitungen des Grenzwerts für den PM10-Tagesmittelwert hausgemacht sind und durch lokale Emissionsminderungsmaßnahmen reduziert werden können.

Bei der obigen Diskussion muss noch berücksichtigt werden, dass die gemessenen PM10-Konzentrationen vor allem im Sommer vom Modell unterschätzt werden. Wie in Kapitel 7 ausgeführt wurde, liegt die Ursache der Unterschätzung zum Teil in nicht erfassten PM10-Quellen wie z.B. der Staubaufwirbelung oder den sekundären organischen Aerosolen. Bei Einbeziehung dieser Quellen in die Ausbreitungsrechnung dürfte der von lokalen Maßnahmen beeinflussbare Anteil an den PM10-Immissionen geringer werden als von den gegenwärtigen Berechnungen abgeleitet werden kann, da Staubaufwirbelung kaum kontrollierbar ist und die sekundären organischen Aerosole wie die sekundären anorganischen Aerosole zum Großteil während des Ferntransports entstehen.

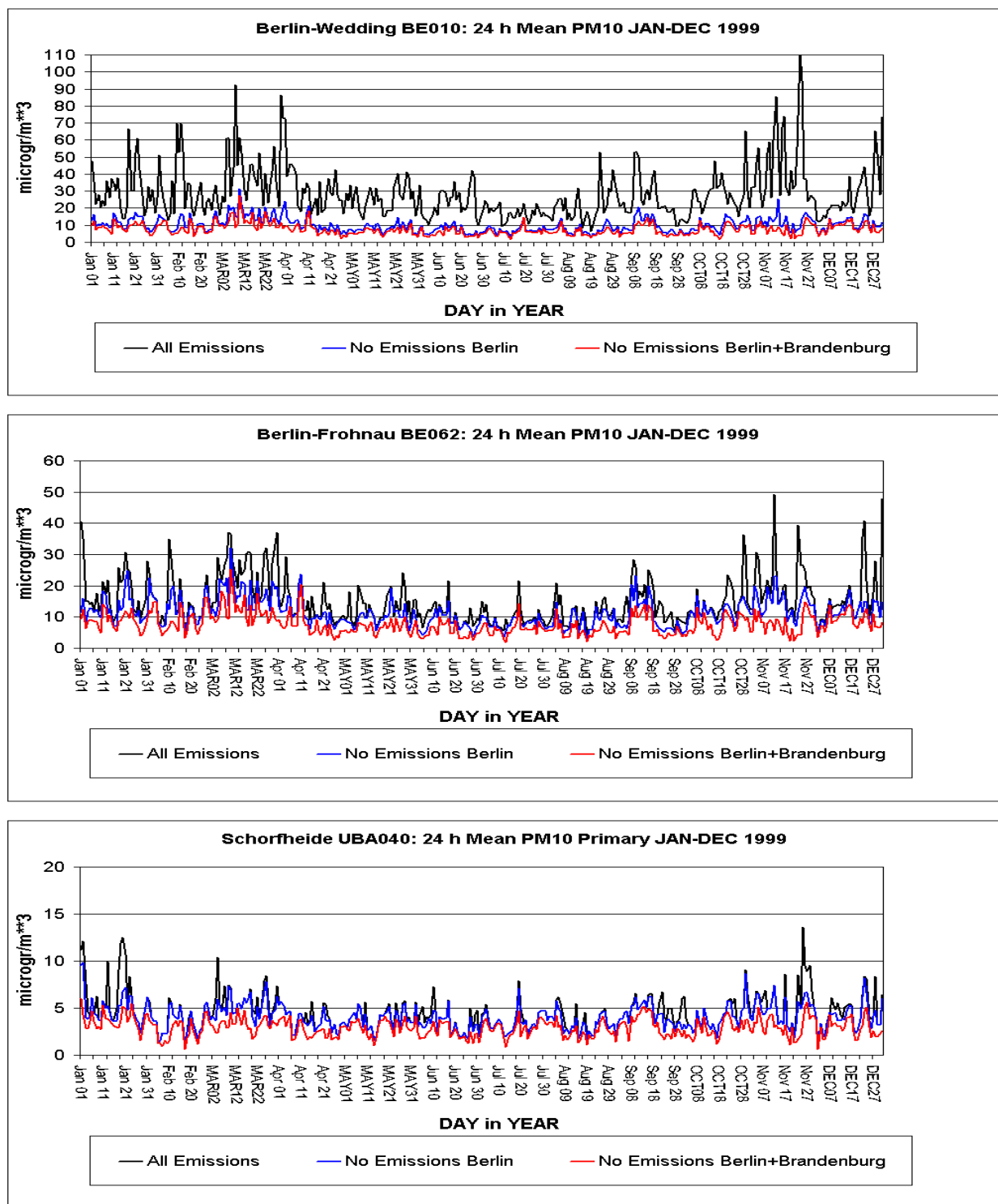


Abbildung 62: Berechnete PM10-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.

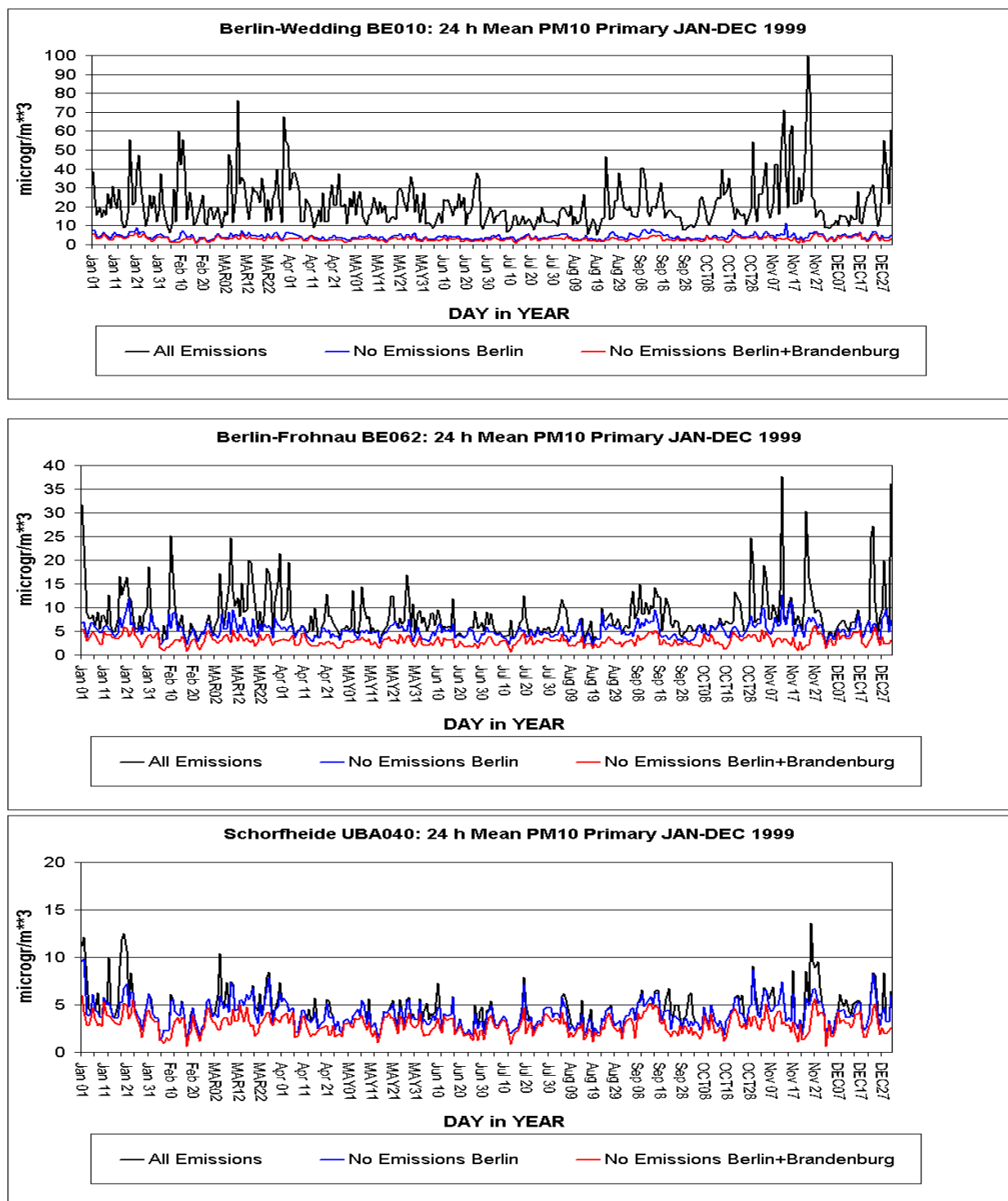


Abbildung 63: Berechnete primäre PM10-Zeitreihen (PM2.5 + PM10-PM2.5) in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.

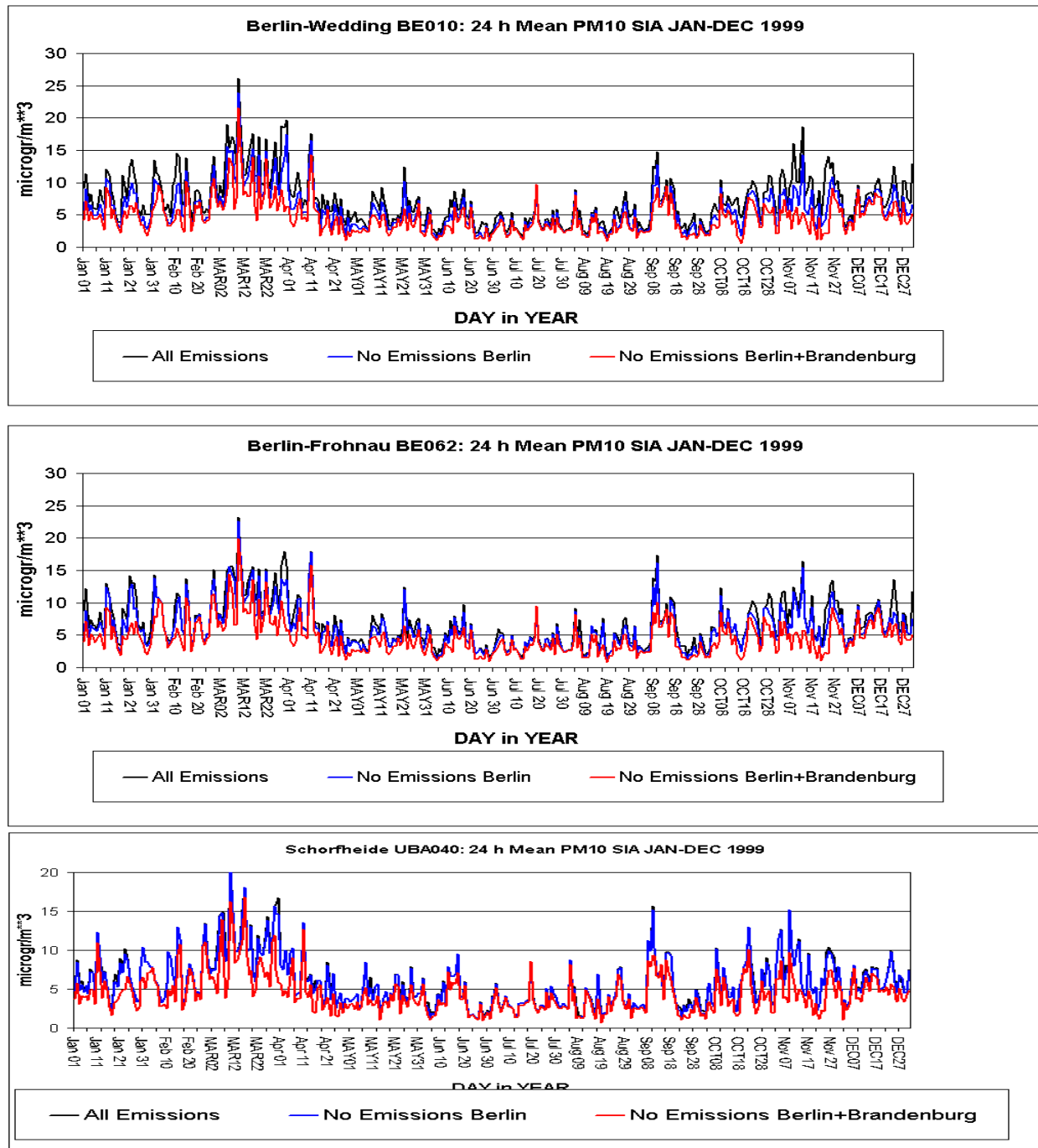


Abbildung 64: Berechnete sekundäre PM10-Zeitreihen (SIA, anorganische Aerosole) in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.

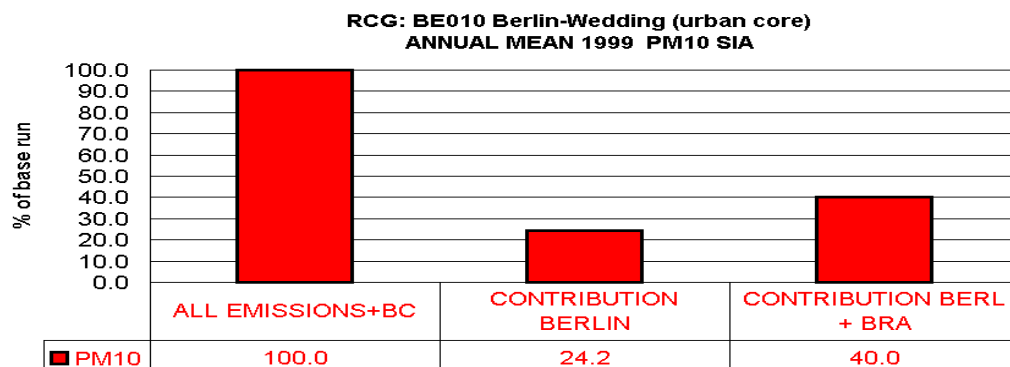
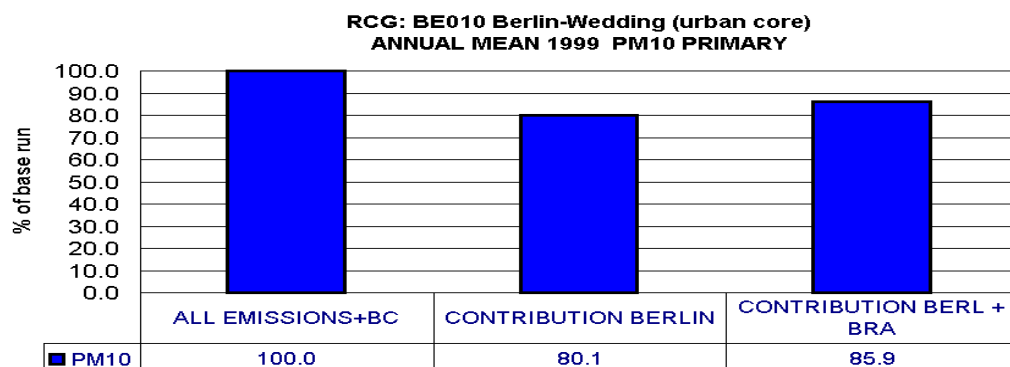
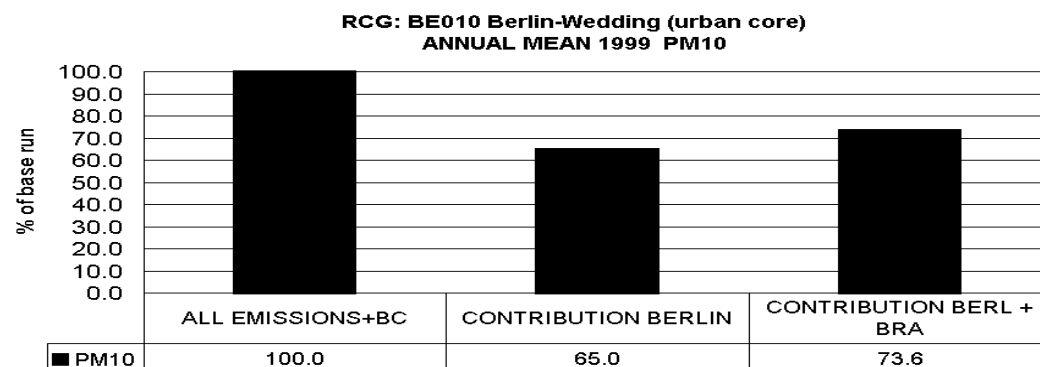


Abbildung 65: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der Stadtstation Berlin-Wedding. Jahresmittelwerte 1999.

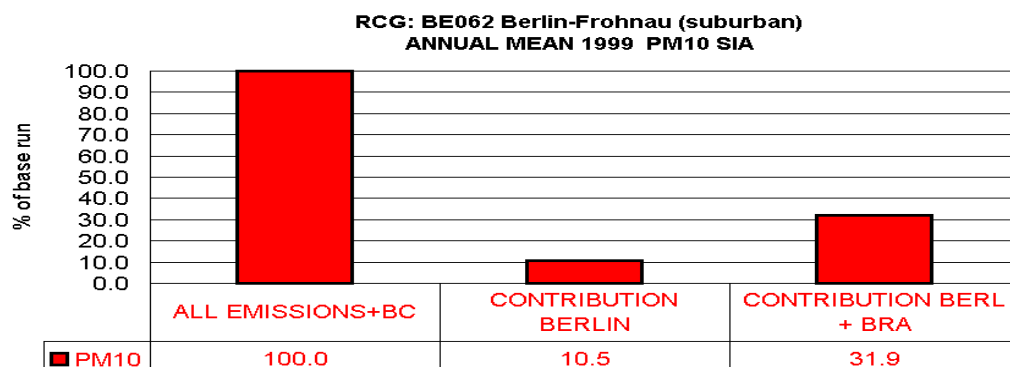
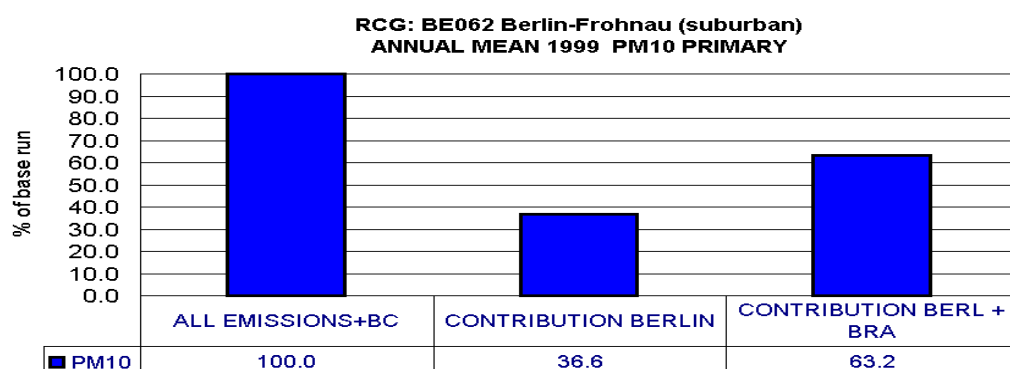
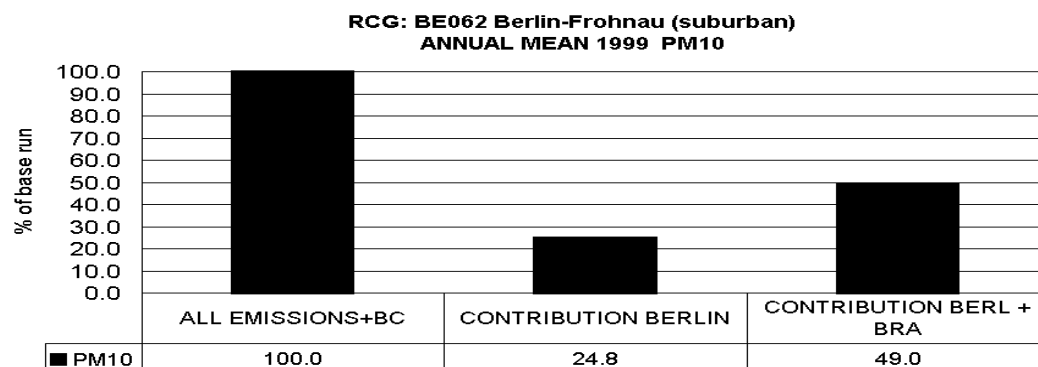


Abbildung 66: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der Stadtrandstation Berlin-Frohnau. Jahresmittelwerte 1999.

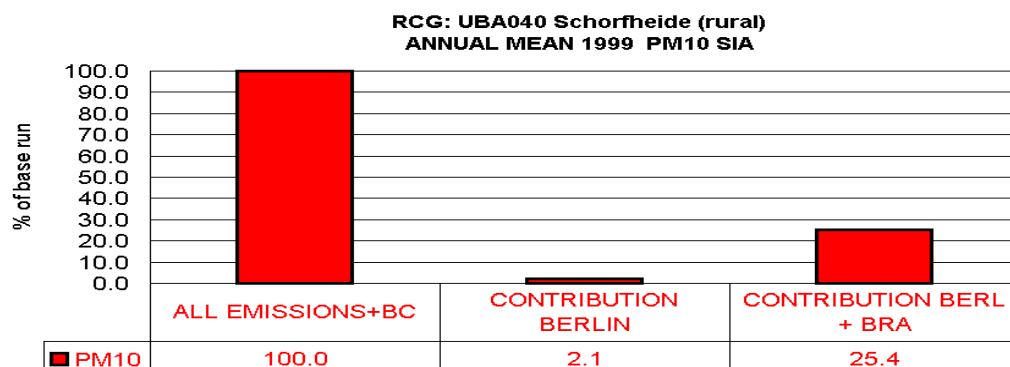
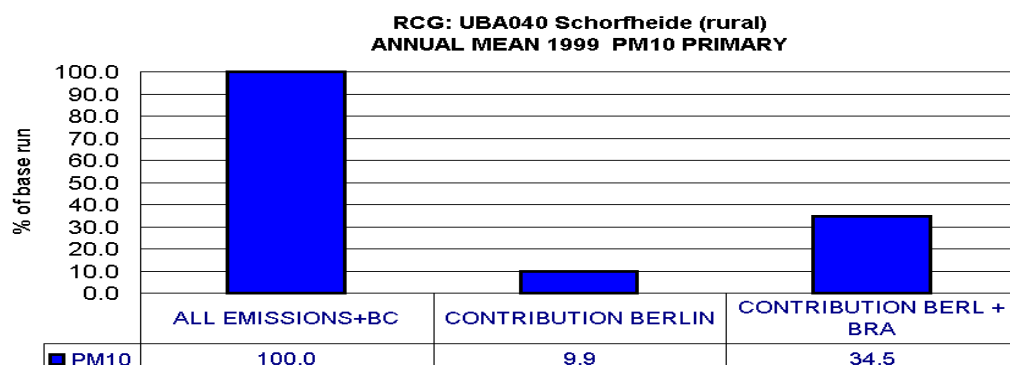
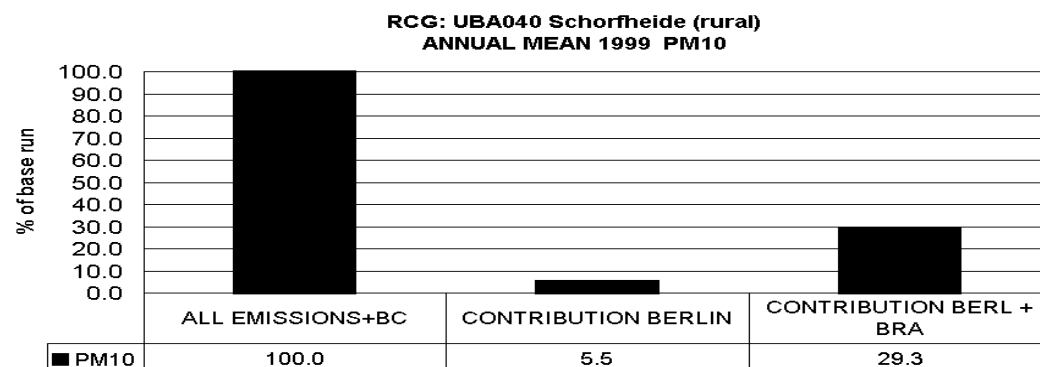


Abbildung 67: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der ländlichen Station Schorfheide. Jahresmittelwerte 1999.

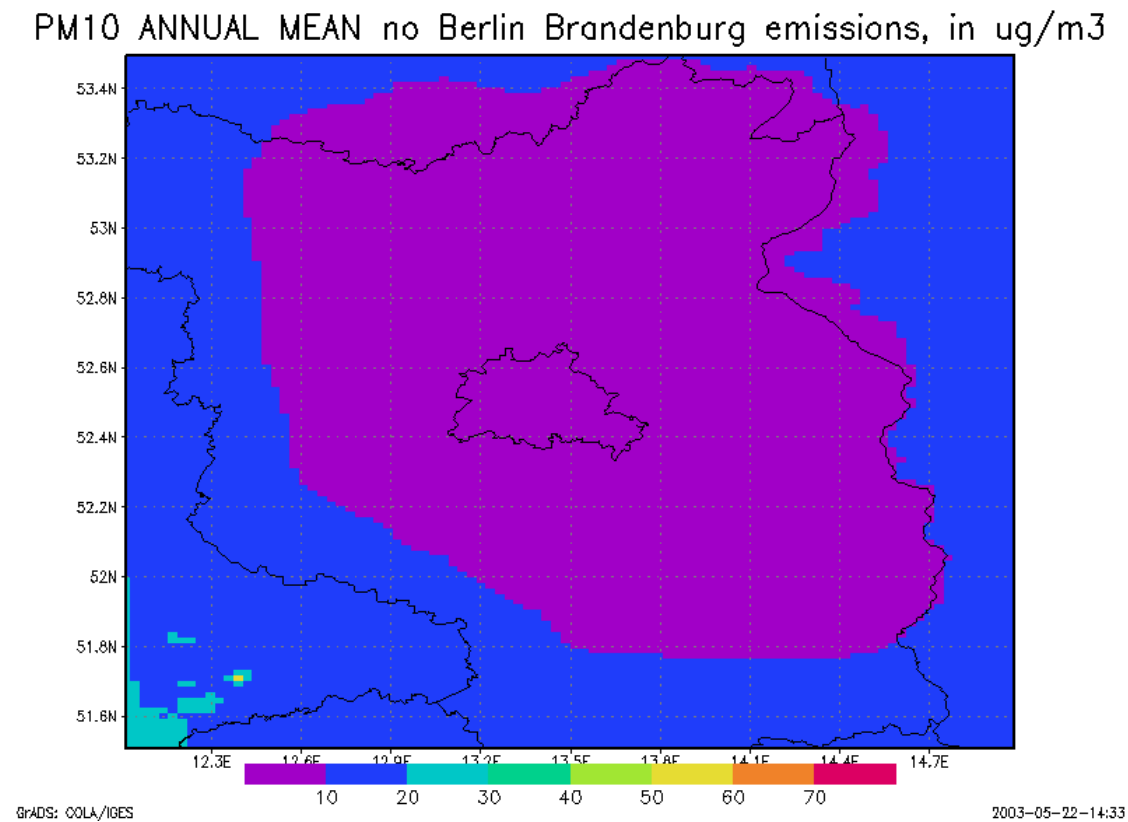
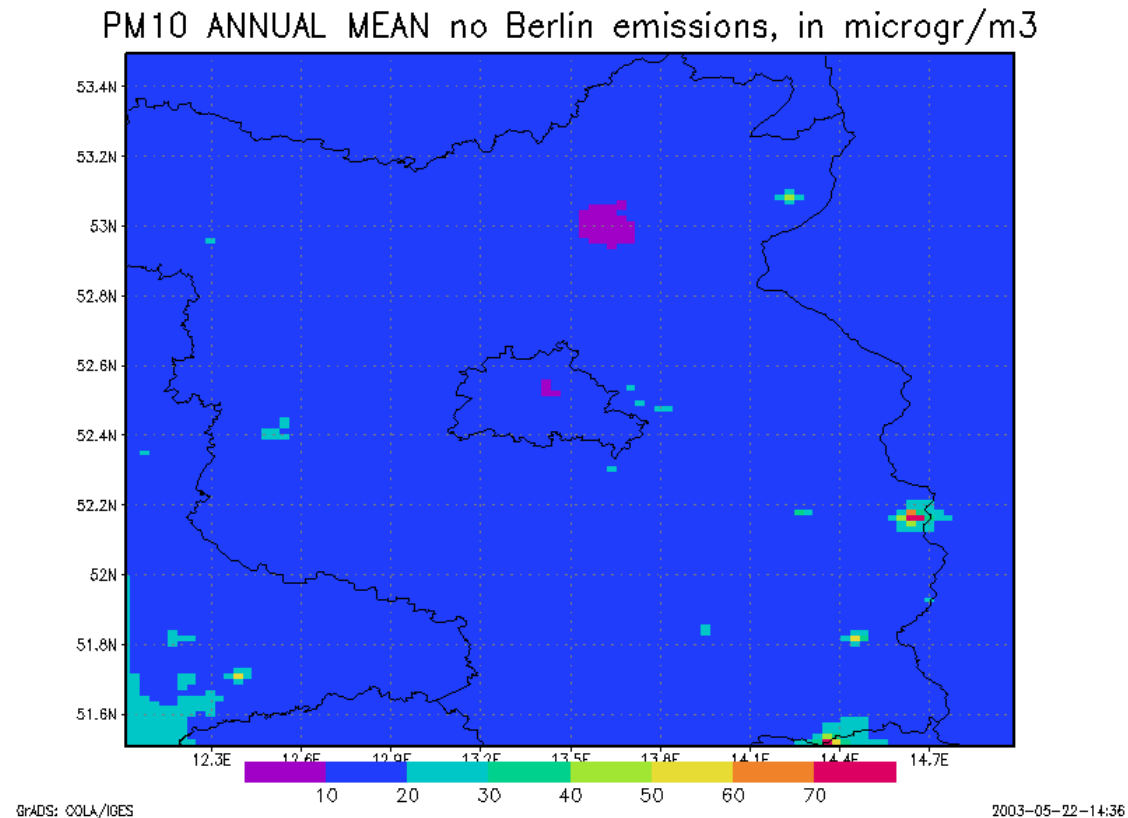


Abbildung 68: Berechnete PM10-Jahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 35.

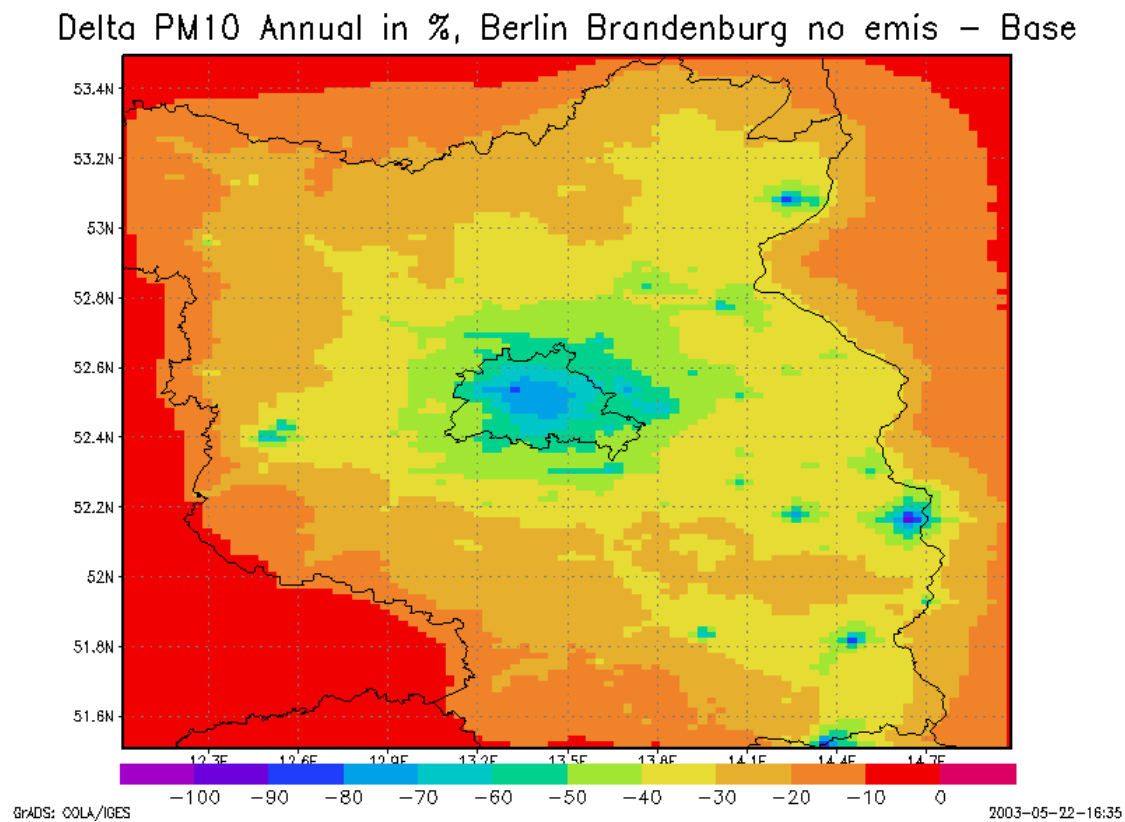
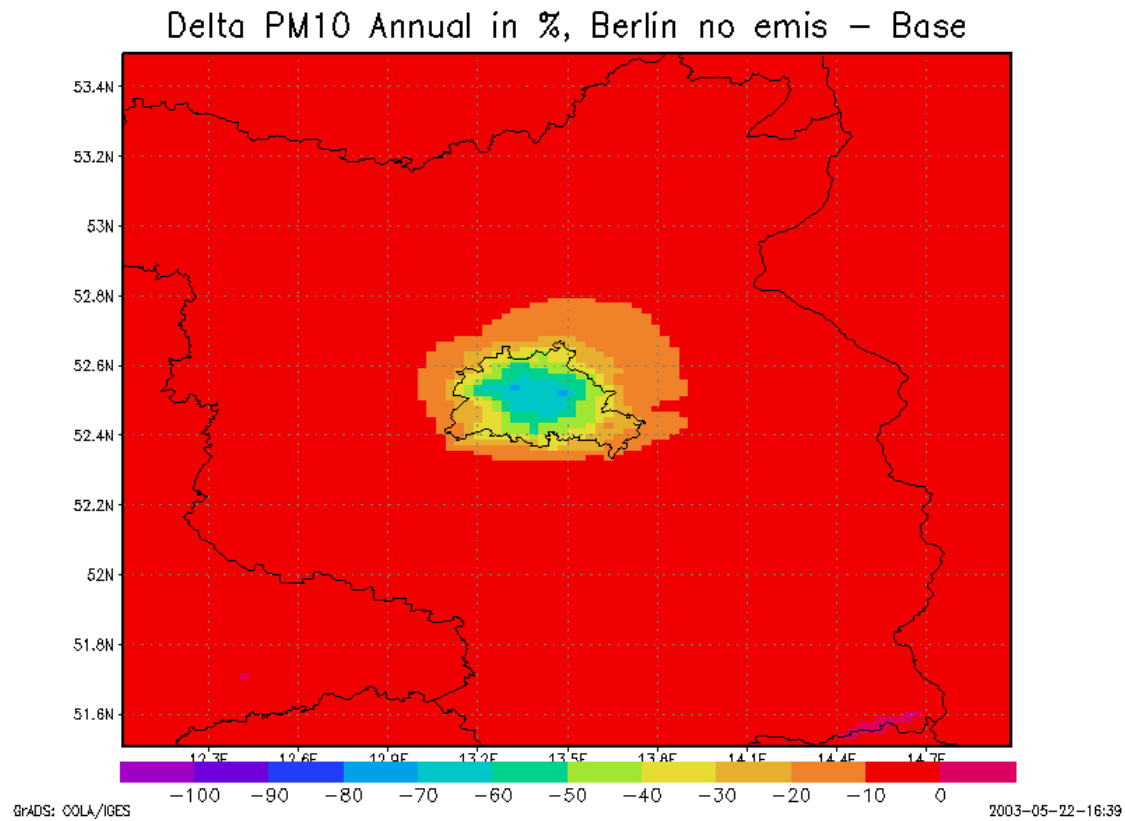


Abbildung 69: Berechnete relative Änderung der PM10-Jahresmittel in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 35.

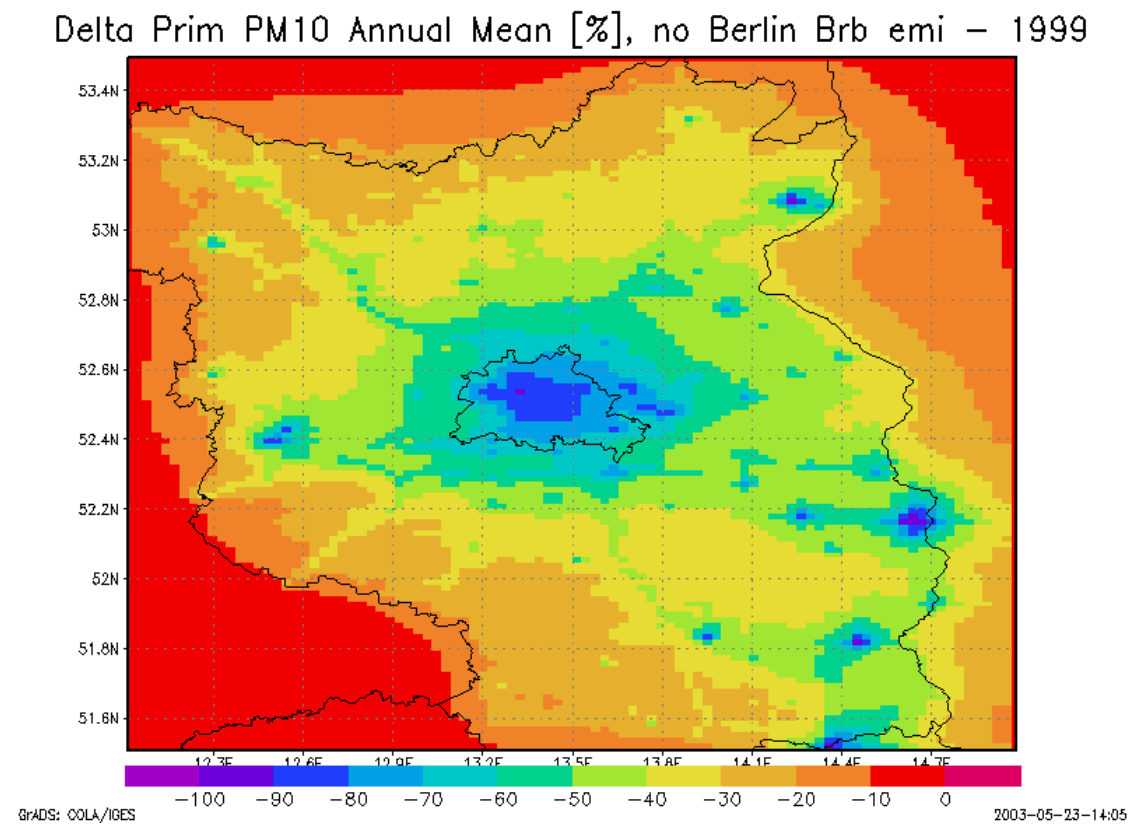
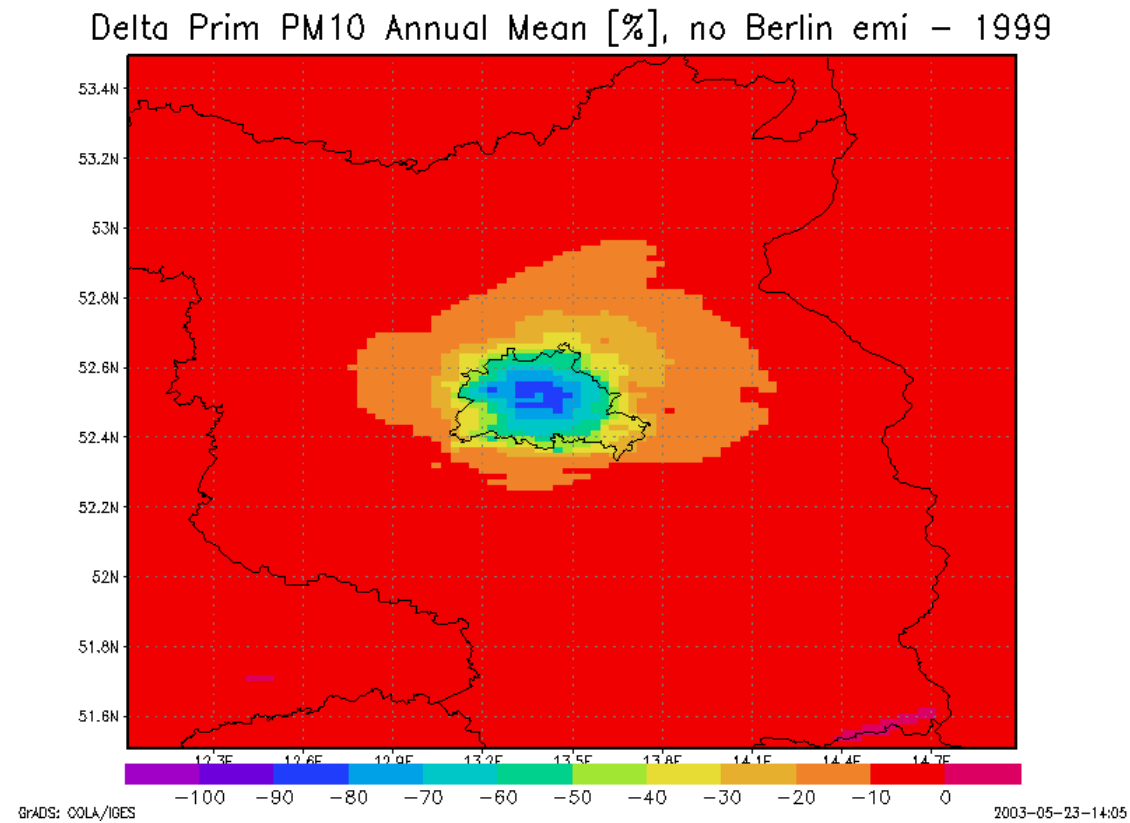


Abbildung 70: Berechnete relative Änderung der primären Komponenten des PM10-Jahresmittels in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten).

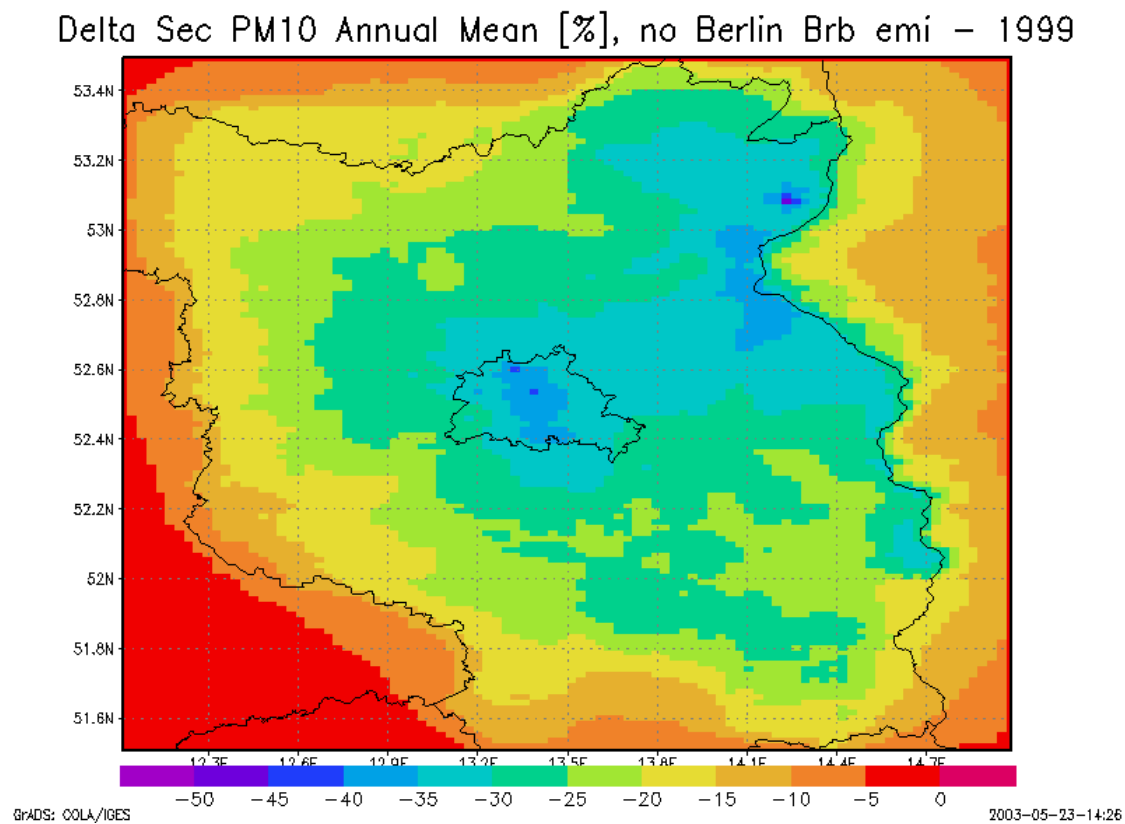
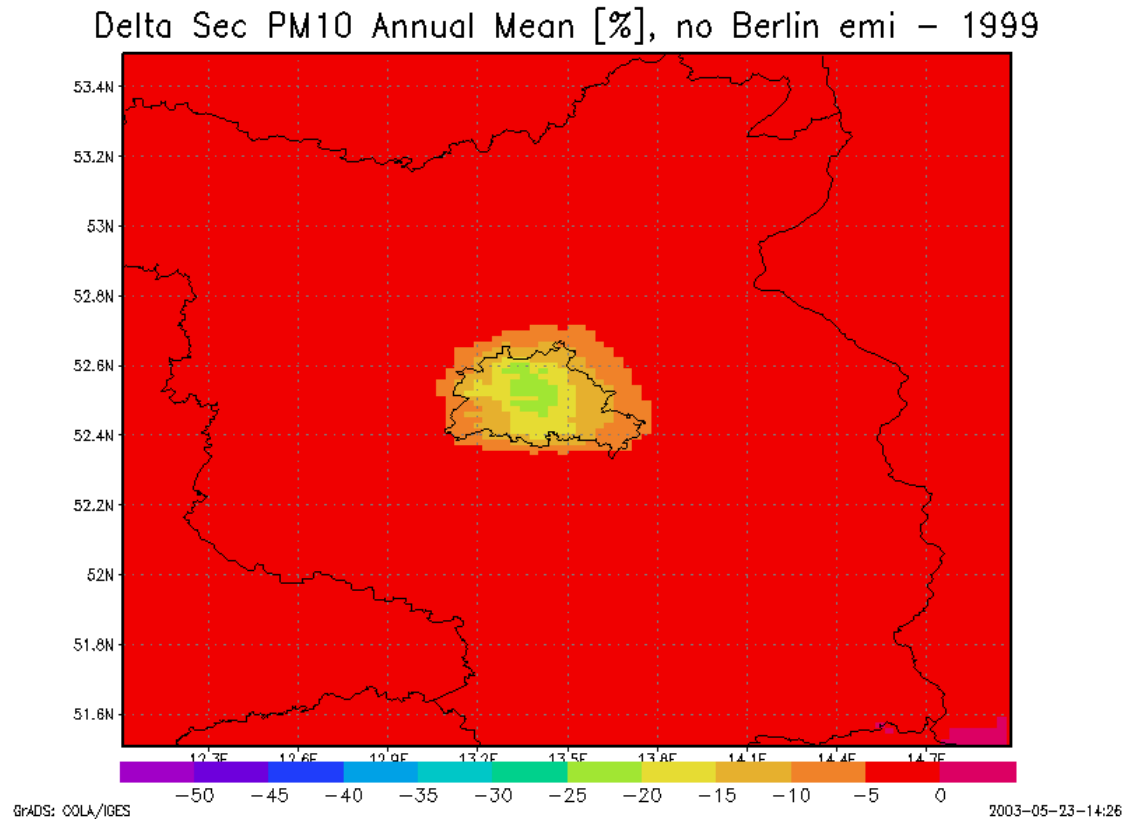
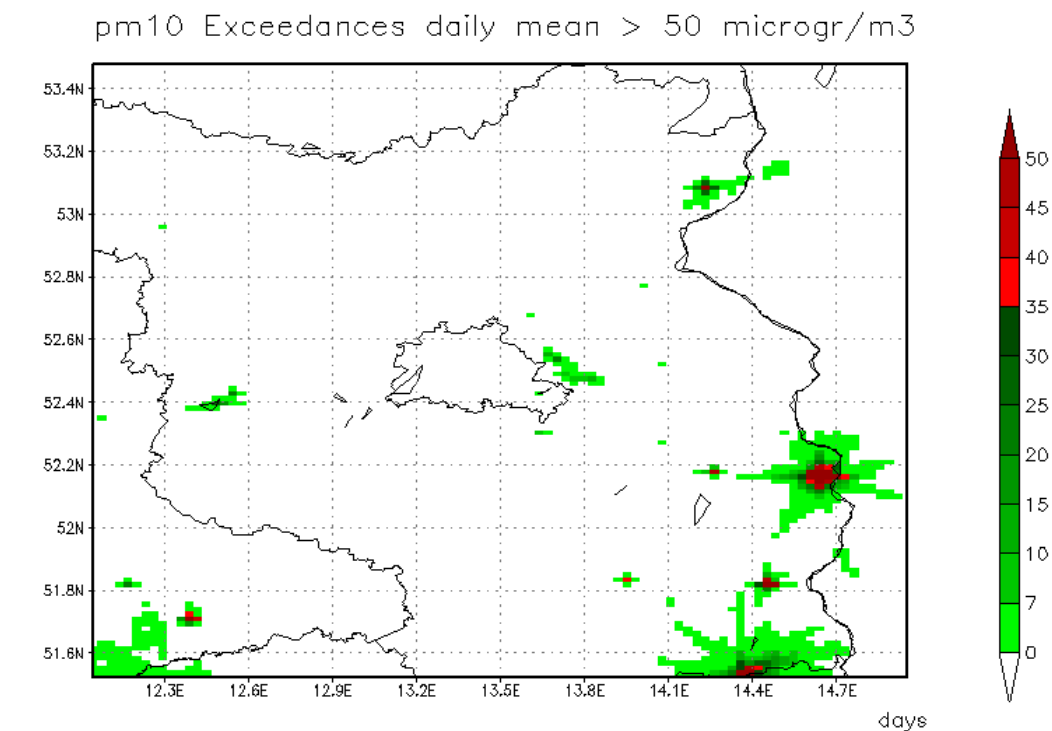


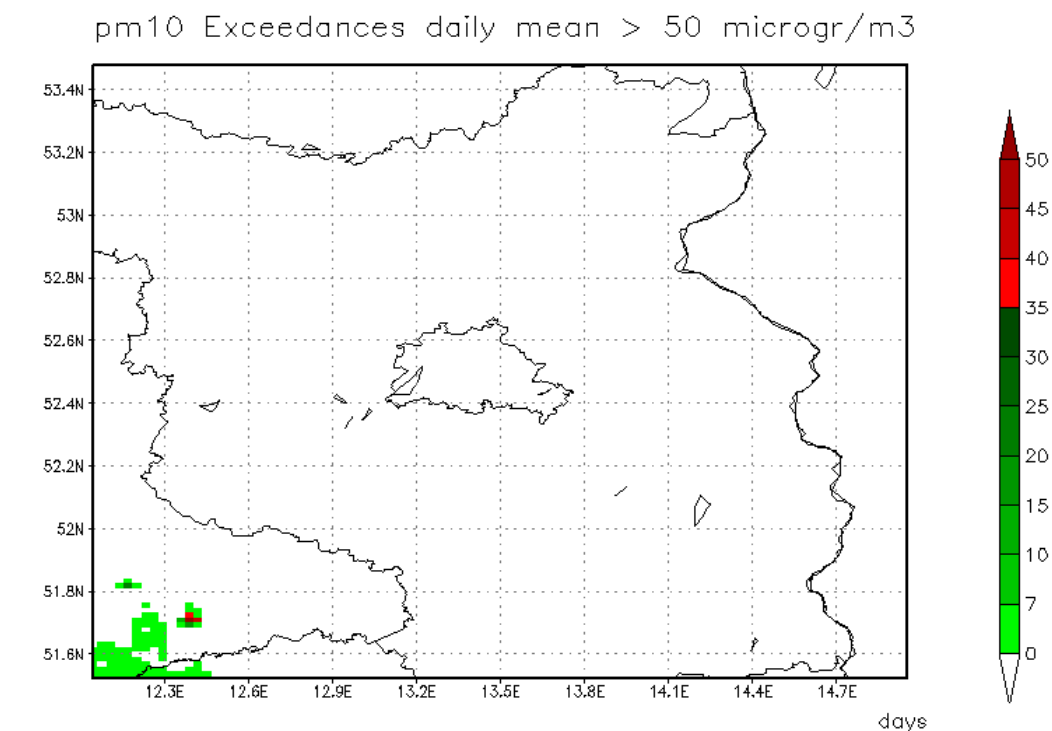
Abbildung 71: Berechnete relative Änderung der sekundären Komponenten des PM10-Jahresmittels in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten).



FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

Berlin_no_emissions



FU-Berlin/TrUmF/UBA

year 1999

Berlin_Brandenburg_no_emissions

Abbildung 72: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist als Folge der Reduzierung der Berliner Emissionen auf Null (oben) bzw. der Reduzierung der Berliner und der Brandenburger Emissionen auf Null (unten). (Basislauf siehe Abbildung 36).

10. Anwendung des CPB-Modells in Verbindung mit dem RCG-Modell auf die Schildhornstraße in Berlin

10.1. Überblick

Das Canyon Plume Box-Modell wird in dem hier angewandten Modellsystem zur Berechnung der Konzentrationen in Straßenschluchten verwendet. Die vom CPB-Modell benötigte Hintergrundkonzentration liefert das REM/CALGRID-Modell in Form von stündlichen Zeitreihen. Dazu wurde im Rahmen dieses Vorhabens eine Schnittstelle zwischen diesen beiden Modellen erstellt. In diesem Kapitel wird die exemplarische Anwendung des CPB-Modells zur Simulation der NO_x - und PM_{10} -Konzentrationen in einer Straßenschlucht in Berlin (Schildhornstraße in Berlin-Steglitz) vorgestellt.

10.2. Kurzbeschreibung des CPB-Modells

Mit dem Ausbreitungsmodell CPB 3.8 (Canyon Plume Box - Modell Version 3, Release 8, Ostmann et al., 1996) können die verkehrsbedingten Luftschadstoffimmissionen inerter Schadstoffe in einer Straßenschlucht auf der Basis von leicht zugänglichen Messgrößen berechnet werden. Das Modell beruht auf physikalischen Prinzipien und wurde hinreichend an gemessenen Immissionsdaten überprüft (Yamartino and Wiegand, 1986; Geomet, 1987; Wiegand et al. 1994; Yamartino et al., 2002).

Das CPB-Modell ist ein zweidimensionales analytisch-empirisches Ausbreitungsmodell zur Berechnung der Immissionen inerter Schadstoffe in beidseitig bebauten Straßenräumen. Das Modell beruht auf der Gaußschen Rauchfahngleichung und ist ein seit Jahren erfolgreich eingesetztes Instrumentarium (Wiegand, 1996). CPB berechnet die Gesamtbelastung an Rezeptoren am Straßenrand aus den Emissionen der betrachteten Straße unter Verwendung berechneter oder gemessener Hintergrundkonzentrationen (Vorbelastung). Da der Gaußsche Modellansatz eine direkte Behandlung chemischer Umwandlungen nicht gestattet, erfolgt die Stickoxid-Ausbreitungsrechnung für die Summe der Stickoxide, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid ($\text{NO} + \text{NO}_2 = \text{NO}_x$). Die NO_2 -Immission wird danach mit einer aus Messungen abgeleiteten Beziehung aus der NO_x -Konzentration abgeschätzt.

Das CPB-Modell benötigt neben der Geometrie des betrachteten Straßenraums als Eingangsdaten lediglich die stündlich aufgelösten Emissionen des Verkehrs in dem Straßenraum. Diese Emissionen können z.B. durch Anwendung des Emissionsmodells Mobilev (Steven, 1996; FGU, 1996; Fige, 1997) bereitgestellt werden.

CPB 3.8 kann einen weiten Bereich von Schluchtgeometrien behandeln, darunter unterschiedliche Bebauungshöhen auf beiden Seiten, teildurchlässige, „poröse“ Bebauung (z.B. offene Parkhäuser) oder gekrümmte Straßen. Die Straße kann von endlicher Länge sein und an einem oder beiden Enden durch eine Kreuzung abgeschlossen werden.

Die Emissionsdichten werden CPB 3.8 über die Eingabedateien zur Verfügung gestellt, so dass CPB 3.8 unabhängig von einem Emissionsmodell ist. In Straßenlängsrichtung können zur Berücksichtigung unterschiedlicher Fahrmodi Straßenabschnitte mit unterschiedlichen Emissionsdichten definiert werden.

Das Modell besteht im Wesentlichen aus drei Teilen:

- Einem Strömungsmodul, das die für den Transport der Schadstoffe in der Straßenschlucht benötigten Windfelder bereitstellt.
- Einem empirischen Turbulenzmodul, das die für die turbulente Ausbreitung der Schadstoffe in der Straßenschlucht benötigten Größen bereitstellt.

- Einem Ausbreitungsmodul, das aus einem Dispersionsmodell für Anströmung quer zur Straße und einem Modell für straßenparallele Anströmung besteht. Kriterium für das Umschalten zwischen beiden Modellen ist die Turbulenzintensität am Canyonboden.

Das Ausbreitungsmodul ist der Kern des CPB-Modells. Es setzt sich seinerseits aus einer Reihe von Untermodellen zusammen, die die Berücksichtigung von verschiedenen, die Schadstoffdispersion beeinflussenden Mechanismen erlauben. Diese Mechanismen sind:

- anfängliche, fahrzeuginduzierte Durchmischung,
- Dispersion der Schadstoffwolke entlang des Wirbels,
- Rezirkulation der Schadstoffe,
- Frischlufteinfall nahe der Luvwand zur Berücksichtigung der advektiven Belüftung der Straßenschlucht,
- Korrekturen für Diffusion mit dem Wind,
- Reflektion der Schadstoffe an den Schluchtwänden,
- Einfluss von benachbarten Kreuzungen,
- Mäandern der Windrichtung.

In Abbildung 73 werden der Datenfluss und die wesentlichen Bestandteile des CPB-Modells schematisch dargestellt. Die Abbildung 74 zeigt die prinzipiellen Mechanismen der CPB-Schadstoffausbreitung in der Straßenschlucht.

10.3. Die Schildhornstraße

Die Schildhornstraße in Berlin-Steglitz verläuft zwischen dem Breitenbachplatz und der Tiburtiusbrücke von Nordwest nach Südost (Abbildung 75). Als Fortsetzung der Berliner Stadtautobahn ist sie eine der höchst frequentierten Straßen Berlins. Die Straße besitzt 4 Fahrspuren, ist 26 m breit, die Gebäudehöhe auf der nördlichen Straßenseite beträgt 19 m, diejenige auf der südlichen Seite 22 m. Weitere Details zur Straßengeometrie können der Abbildung 77 entnommen werden.

Für die Anwendung des CPB-Modells auf die Schildhornstraße wurden von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (W. Reichenbacher, pers. Mitteilung) für drei Abschnitte der Schildhornstraße das gemessene Verkehrsaufkommen zur Verfügung gestellt. Für die Ausbreitungsrechnung wurde der höchstbelastete Abschnitt 3158 mit der Messstelle MC117 ausgewählt. Die Daten des Verkehrsaufkommens sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Berlin-Schildhornstraße, Abschnitt 3158	
DTV	55428 Kfz/Tag
Anteil schwerer Lkw	1,6%
Anteil leichter Lkw	7,1%
Anteil von Bussen	0,4%
Anteil von Krafträdern	1,5%

Tabelle 5: Zur Erstellung der Emissionen verwendete Verkehrsangaben, basierend auf Zählungen von 1998.

10.4. Erstellung der Kfz-Emissionen

Zur Berechnung der stündlichen Emissionen der Schildhornstraße wurde Mobilev, das Emissionsmodell des Umweltbundesamts, benutzt (Fige, 1997). Mobilev basiert auf dem von Infrac entwickelten Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Infrac, 1999) und gestattet die stundenweise Berechnung der Emissionen für einzelne Straßen oder Straßenabschnitte oder für ganze Straßennetze in Abhängigkeit von Verkehrsaufkommen, Flottenzusammensetzung und Emissionsfaktoren. Der Einfluss von Verkehrsstaus und Kaltstartvorgängen auf die Emissionen wird berücksichtigt.

Die von Mobilev für NO_x berechneten Emissionen wurden direkt als Eingabedaten für das CPB-Modell verwendet. Die von Mobilev für PM10 berechneten Emissionsmengen beziehen sich ausschließlich auf die von Dieselfahrzeugen über den Auspuff emittierten Partikel. Angaben zum Beitrag des Reifenabriebs und des Bremsabriebs sowie der Staubaufwirbelung zu den Kfz-bedingten PM10-Emissionen werden in Mobilev nicht gemacht. Nach den Untersuchungen von Düring et al. (2002) erklären die PM10-Auspuffemissionen in der Schildhornstraße aber nur circa 50% der am Straßenrand gemessenen Zusatzbelastung der PM10-Immission. Aus diesem Grunde wurden die von Mobilev gelieferten PM-Emissionen für die CPB-Anwendung auf die Schildhornstraße für 1999 verdoppelt und als PM10-Emissionen interpretiert. Dieser Beitrag für die nicht-auspuffbedingten PM-Emissionen wurde auch für die Jahre 2005 und 2010 verwendet. In der Tabelle 6 sind die in der CPB-Ausbreitungsrechnung verwendeten Emissionen zusammengestellt. In den Prognosejahren 2005 und 2010 sind die nicht-auspuffbedingten PM-Emissionen höher als die Auspuffemissionen.

Mobilev-Emissionen, 4 Spuren Schildhornstraße	NO _x - Emission g/(km h)	PM10- Auspuff- Emission g/(km h)	PM10- Nicht- Auspuff- Emission g/(km h)
Basisjahr 1999	1935	83	83
2005	1154	51	83
2010	718	32	83

Tabelle 6: Schadstoffemissionsdichte (Jahresmittel) für die Schildhornstraße berechnet mit dem Emissionsmodell Mobilev. Nicht-Auspuff-Emissionen abgeschätzt nach Düring et al. (2002). Die Berechnungen basieren auf den in Tabelle 5 zusammengestellten Verkehrsdaten. Die Schildhornstraße wird als Innerorts-Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage behandelt.

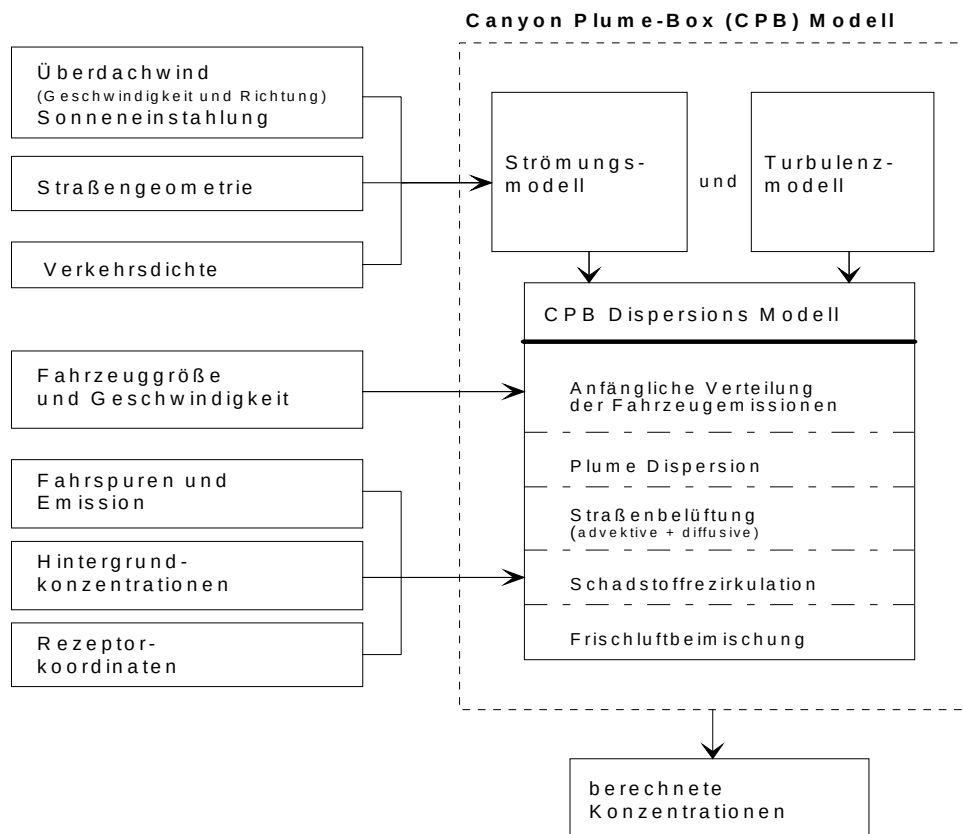


Abbildung 73: Funktionsweise des CPB-Modells. Übernommen aus Ostmann et al. (1996)

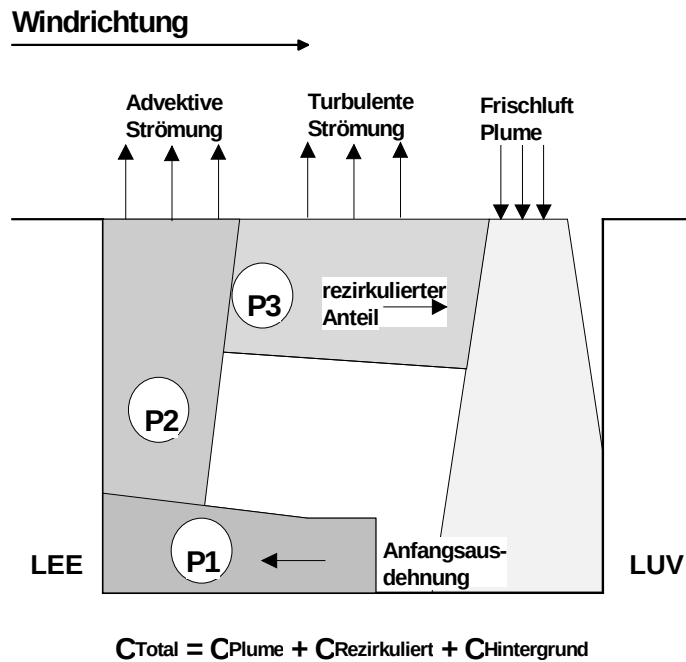


Abbildung 74. Diagramm der prinzipiellen Mechanismen des Vortex-Modells im CPB-Modell. Übernommen aus Ostmann et al. (1996).

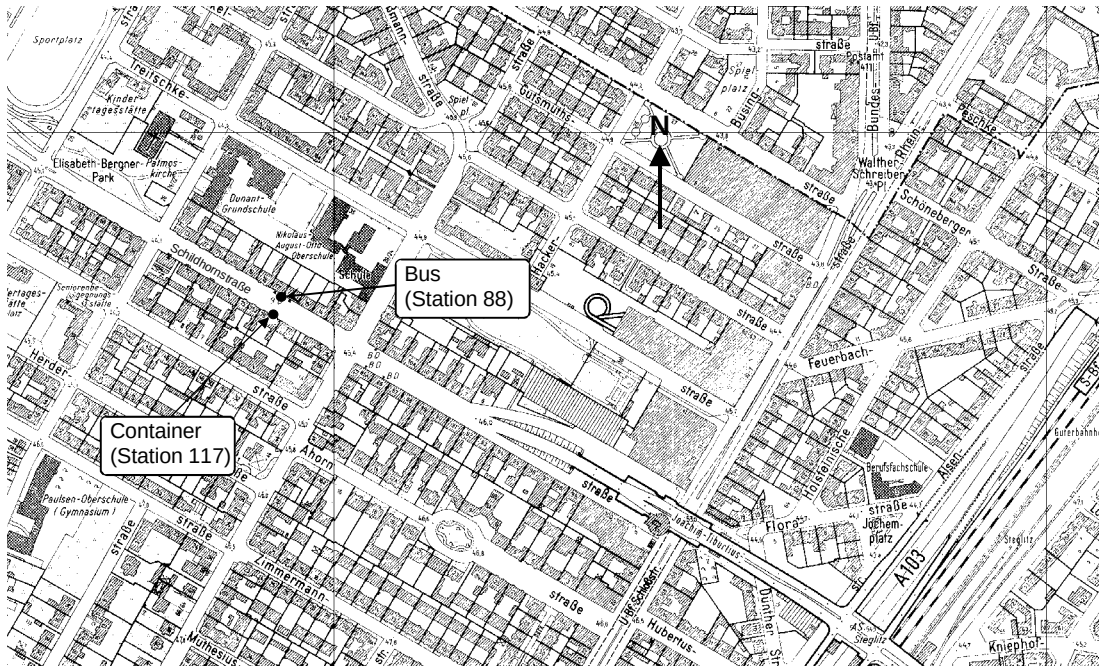


Abbildung 75: Die Schildhornstraße in Berlin-Steglitz mit der Lage der Messstationen 117 und der mobilen Station 88.

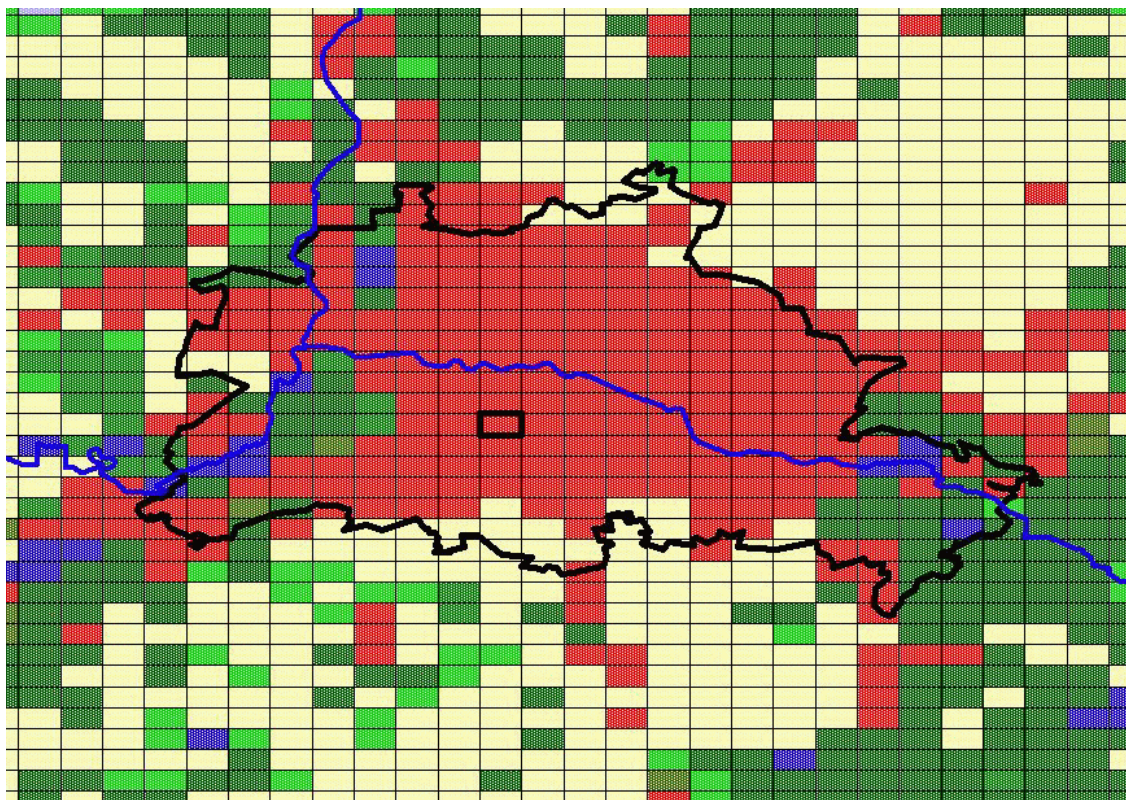


Abbildung 76: Das RCG-Rechengitter im Bereich Berlin. Die schwarz umrandete Gitterbox kennzeichnet die Lage der Schildhornstraße im Rechengitter.

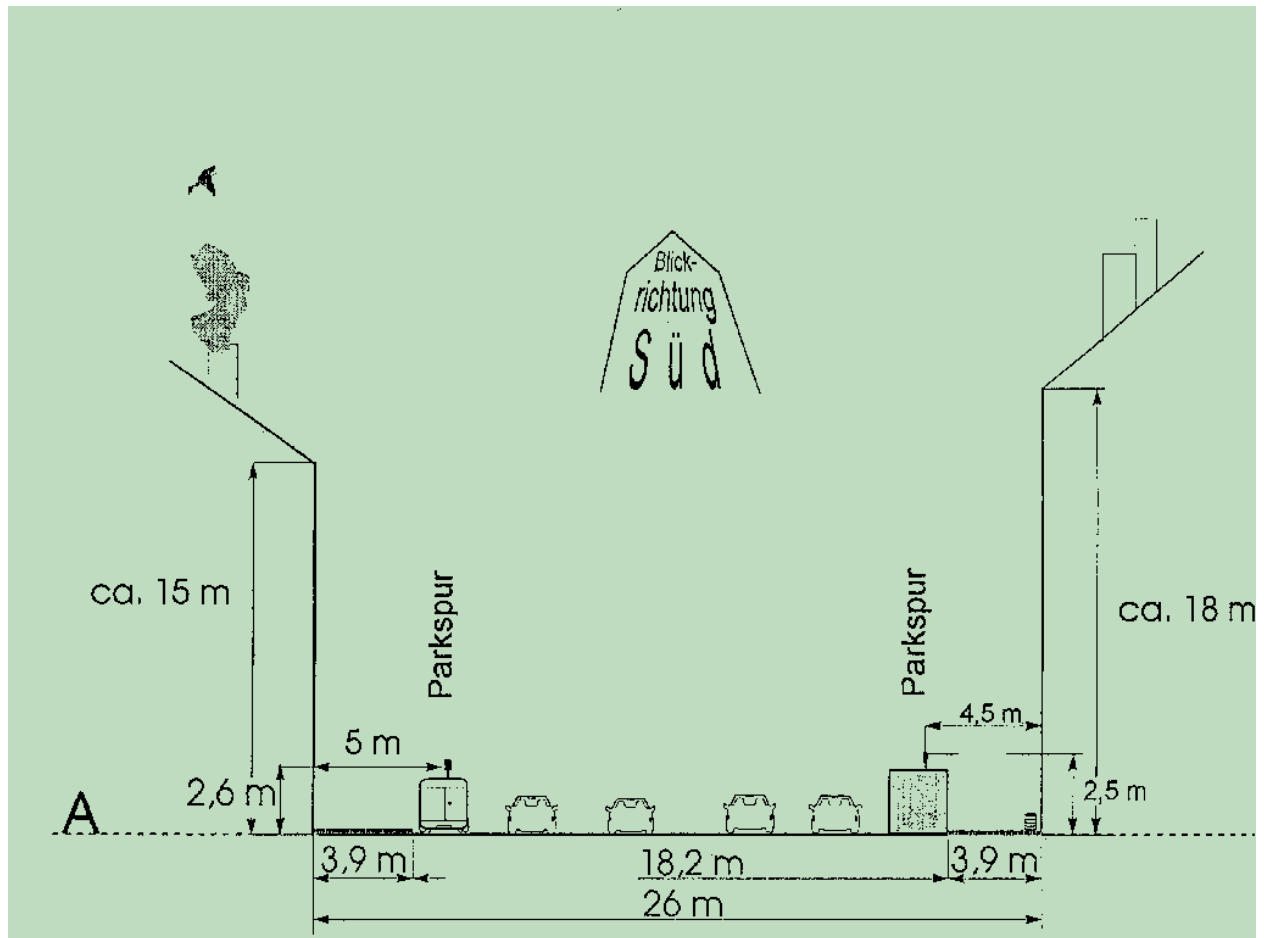


Abbildung 77: Die Straßengeometrie der Schildhornstraße im Bereich des für die CPB-Anwendung gewählten Querschnitts.

10.5. Stickoxid- und PM10-Konzentrationen in der Straßenschlucht: Basislauf

Mit dem CPB-Modell wurden auf der Basis der in Tabelle 6 zusammengestellten Emissionen und der vom RCG-Modell gelieferten Zeitreihe der Hintergrundkonzentrationen an zwei gegenüberliegenden Rezeptoren am Straßenrand der Schildhornstraße die Zeitreihen der Gesamtbelastung in der Straßenschlucht berechnet. Von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (W. Reichenbächer, pers. Mitteilung) wurden neben den gemessenen Verkehrsaufkommen auch die PM10- und NO_x-Konzentrationsmessungen der Station MC117 am rechten Straßenrand (Blickrichtung Süd) zur Verfügung gestellt. Die Lage des Rezeptors am rechten Straßenrand stimmt mit der Position des Messcontainers MC117 überein. Die Messdaten wurden zum Vergleich mit den Berechnungen herangezogen. Da die Konzentrationen am rechten Straßenrand höher sind als am linken Straßenrand, wird nur dieser Rezeptor diskutiert.

In der Tabelle 7 sind die in den EU-Richtlinien verlangten Kenngrößen für PM10 und die Stickoxide zusammengestellt. Der berechnete PM10-Jahresmittelwert am rechten Rand der Schildhornstraße ist deutlich niedriger als der dort gemessene Jahresmittelwert. Die berechneten Tagesmittelwerte liegen zwar nahezu alle innerhalb eines Bereiches von +/-50% um die Messung (Abbildung 78), die gemessenen PM10-Tagesmittel werden aber in allen Konzentrationsbereichen unterschätzt. Ursache der Unterschätzung scheint in erster Linie die zu niedrige Hintergrundbelastung zu sein. Dies kann auch aus einem Vergleich der RCG-Ergebnisse mit den Mes-

sungen abgeleitet werden, obwohl in der direkten Nähe der Schildhornstraße keine Messung zur Verfügung steht. In Schöneberg stimmen das berechnete und gemessene PM₁₀-Jahresmittel mit jeweils 27 µg/m³ gut überein. In Lichterfelde und Marienfelde, beides Stationen im Südwesten von Berlin wird der gemessene PM₁₀-Jahresmittelwert um circa 7 bis 8 µg/m³ unterschätzt. Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (W. Reichenbacher, pers. Mitteilung) setzt für die Schildhornstraße eine aus Messungen abgeleitete Hintergrundbelastung von 24 µg/m³ an (siehe Tabelle 7), das sind 8 µg/m³ mehr als mit dem RCG-Modell berechnet wird. Die Gründe der Unterschätzung des RCG-Modells wurden bereits in Kapitel 7 diskutiert. Auch die Zusatzbelastung durch die Emissionen der Schildhornstraße wird mit dem CPB-Modell leicht unterschätzt. Die gemessene Zusatzbelastung wurde aus der Differenz der Vorbelastung und der Messung an der Station MC117 ermittelt. Die Zusatzbelastung ist in Messung und Rechnung deutlich niedriger als die Vorbelastung. Bei der Berechnung muss berücksichtigt werden, dass die PM₁₀-Emissionsabschätzung auf recht unsicheren Füßen steht, insbesondere was den geschätzten Anteil der PM₁₀-Emissionen infolge Aufwirbelungs- und Abriebprozessen betrifft (siehe dazu Düring et al., 2003). Der zur Emissionsberechnung verwendete Anteil von 2,0% schwerer LKW und Bussen am Verkehrsaufkommen, der auf Verkehrszählungen aus dem Jahr 1998 basiert, ist im Vergleich zu in anderen Arbeiten für die Schildhornstraße verwendeten Angaben recht niedrig. Düring et al. (2003) verwenden in ihren Emissionsabschätzungen für die Schildhornstraße für das Jahr 2000 einen mit Zählplatten ermittelten Anteil von 5,6% schwerer LKW. Ein möglicherweise zu niedriger LKW-Anteil macht sich deutlich bemerkbar in der Emissionsabschätzung, da schwere LKW überproportional zur Emission beitragen.

Aus den Messungen wird in der Schildhornstraße im Jahre 1999 an 40 Tagen ein PM₁₀-Tagesmittelwert größer 50 µg/m³ ermittelt. Damit genügt die Schildhornstraße gegenwärtig nicht den Anforderungen der EU-Richtlinie für 2005 (zulässige Anzahl der Überschreitungstage ist 35). In der Berechnung werden wegen der Unterschätzung weniger Überschreitungstage ermittelt. Korrigiert man den berechneten Hintergrund aber auf die Höhe des geschätzten Hintergrunds von 24 µg/m³ dann werden mit dem CPB-Modell 36 Tage mit Überschreitungen eines PM₁₀-Tagesmittelwert von 50 µg/m³ berechnet, was sehr nahe an der Anzahl der gemessenen Überschreitungen liegt.

Der gemessene NO_x-Jahresmittelwert in der Straßenschlucht wird von der Modellrechnung um circa 20% unterschätzt (Abbildung 79 und Tabelle 7). Der NO₂-Jahresmittelwert wird besser getroffen und nur um circa 6% unterschätzt. Diese Diskrepanz ist darauf zurückzuführen, dass die NO₂-Konzentrationen des CPB-Modells mit Hilfe einer von Romberg et al. (1993) aus den Messdaten von ca. 210 Stationen empirisch bestimmten Umwandlungsformel aus den NO_x-Konzentrationen abgeleitet werden. Für die Schildhornstraße ergibt diese Formel im Mittel einen höheren NO₂-Anteil an den NO_x-Konzentrationen als gemessen wird. Da der gemessene und der berechnete Hintergrund recht gut übereinstimmen, weist die Unterschätzung der NO_x-Konzentrationen auf eine mögliche Unterschätzung der Emissionen in der Schildhornstraße hin. Neben dem bereits erwähnten geringen Anteil schwerer LKW am Verkehrsaufkommen könnte ein weiterer Grund für die Unterschätzung der NO_x-Emissionen in den zu niedrigen UBA-Emissionsfaktoren für die NO_x-Emission von schweren LKW ab EURO II liegen. Dies wirkt sich ab 1998 auf die von Mobilev berechneten NO_x-Emissionen aus (siehe dazu BMU-Magazin Umwelt 4/2003, S. 226).

Für den Kurzzeit-Immissionswert von NO₂ werden weniger Stunden mit Überschreitungen des Immissionswerts bzw. der Oberen und Unteren Beurteilungsschwelle berechnet als gemessen. In der Aussage, ob der Jahresgrenzwert bzw. die zulässige Anzahl von Überschreitungen des Kurzzeit-Immissionswerts, der Oberen sowie der Unteren Beurteilungsschwelle eingehalten werden oder nicht, stimmen Messung und Rechnung überein: In der Schildhornstraße werden nach Messung und Rechnung der NO₂-Jahresgrenzwert von 40 µg/m³ deutlich überschritten. Auch der Jahresgrenzwert inklusive der Toleranzmarge von 20 µg/m³ wird in der Messung überschritten,

in der Rechnung nahezu erreicht. Die zulässige Anzahl von Überschreitungen des Kurzzeit-Immissionswerts von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird dagegen eingehalten. Die erlaubte Anzahl der Überschreitungen der Oberen und der Unteren Beurteilungsschwelle für den 1-Stundenwert (140 bzw. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird nach Messung und Rechnung weit überschritten.

Schildhornstraße, Rezeptor rechts	Messung MC 117	CPB/RCG-Berechnung
PM10		
PM10-Hintergrund (Jahresmittel)	$24 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$16 \mu\text{g}/\text{m}^3$
PM10 Gesamtbelastung (Jahresmittel)	$37 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$27 \mu\text{g}/\text{m}^3$
PM10 Zusatzbelastung (Jahresmittel)	$13 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$11 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kurzzeit-Immissionskennwert)	40	11
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Obere Beurteilungsschwelle, Stufe 2)	169	80
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Untere Beurteilungsschwelle, Stufe 2)	245	195
NO_x		
NO _x -Gesamtbelastung (Jahresmittelwert)	$216 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$173 \mu\text{g}/\text{m}^3$
NO₂-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert)	$63 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$59 \mu\text{g}/\text{m}^3$
NO ₂ -Hintergrund (Jahresmittelwert)	$23 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$24 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Anzahl der Stunden mit einem NO₂-Stundenwert $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kurzzeit-Immissionskennwert)	1	0
Anzahl der Stunden mit einem NO ₂ -Stundenwert $> 140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Obere Beurteilungsschwelle)	177	26
Anzahl der Stunden mit einem NO ₂ -Stundenwert $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Untere Beurteilungsschwelle)	924	697

Tabelle 7: Gemessene und berechnete PM10- und NO_x-Kenngrößen an der Position des Messcontainers MC117 in der Schildhornstraße. Weitere Erläuterungen im Text. Bei den Rechnungen wurden die Zeiten mit Messausfällen nicht ausgewertet.

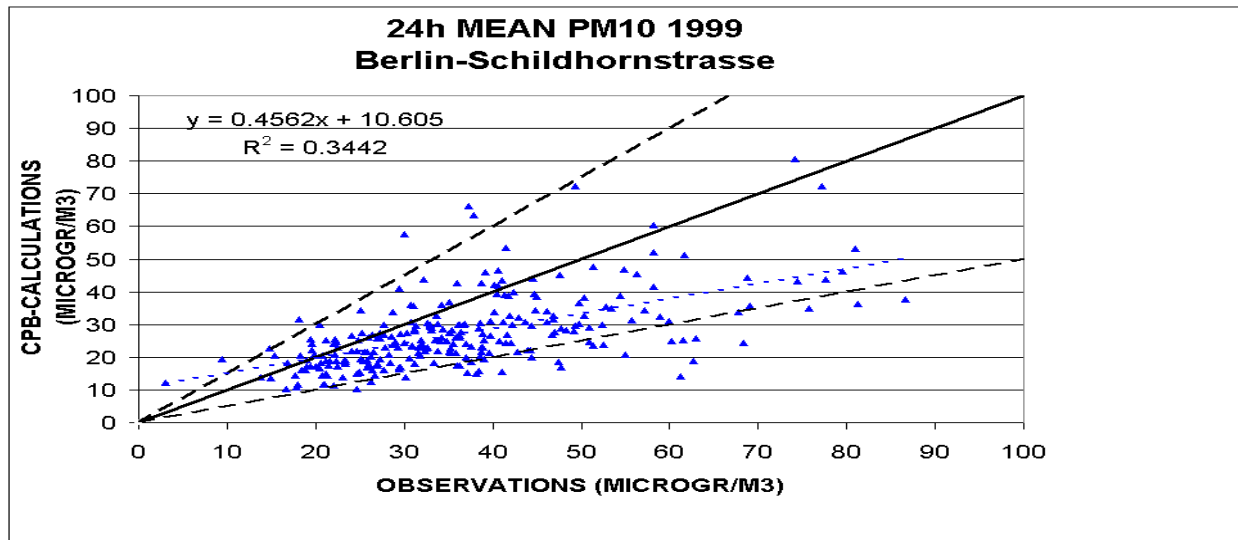


Abbildung 78: Gemessene und berechnete PM10-Tagesmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Schildhornstraße in Berlin-Steglitz. Rechte Straßenseite, Blickrichtung Süd, am Ort des Messcontainers MC117.

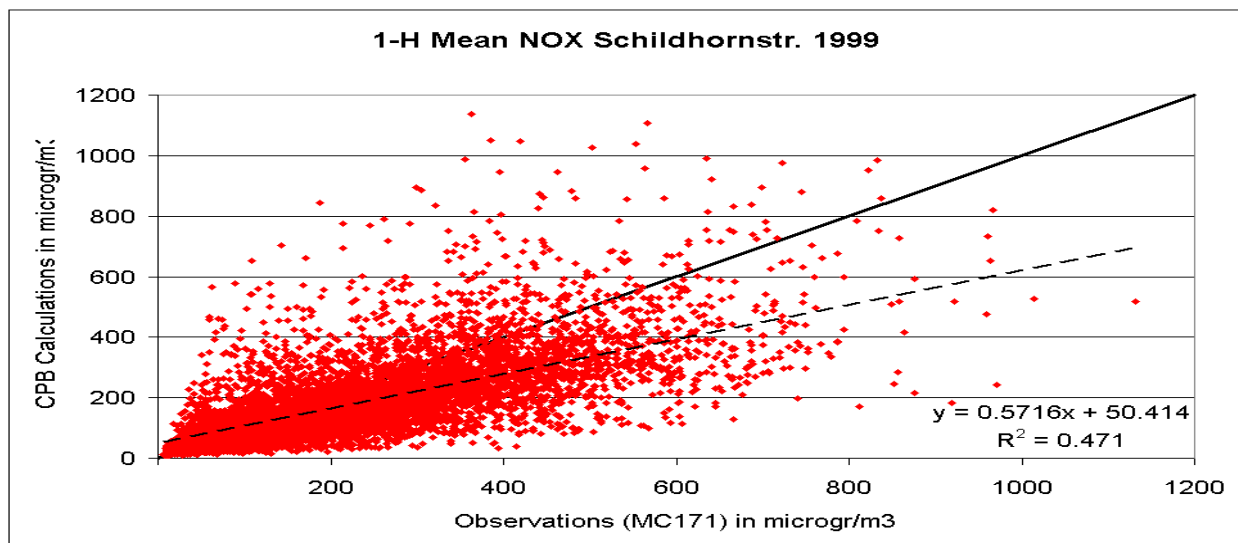


Abbildung 79: Gemessene und berechnete NO_x-Stundenmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Schildhornstraße in Berlin-Steglitz. Rechte Straßenseite, Blickrichtung Süd, am Ort des Messcontainers MC117.

10.6. Emissionsszenarien 2005 und 2010

Für die Straßenschlucht Schildhornstraße wurden die für 2005 bzw. 2010 zu erwartenden Immissionen auf der Basis der in der Tabelle 6 zusammengestellten Emissionen sowie der mit dem RCG-Modell für die Szenarienjahre berechneten Zeitreihen der Hintergrundkonzentration bestimmt. Die Ergebnisse sind für den Rezeptor auf der rechten Straßenseite in der Tabelle 8 zusammengefasst. Die dort für den Basislauf aufgeführten Ergebnisse können sich von denjenigen der Tabelle 7 unterscheiden, da die Zeiten der Messausfälle in Tabelle 8 mit ausgewertet wurden.

Der PM₁₀-Grenzwert für das Jahresmittel wird bereits für 1999 sowohl bei Messung und auch bei der Rechnung eingehalten. Damit ist auch für 2005 und 2010 nicht mit einer Überschreitung des Langzeitgrenzwerts zu rechnen. Der Kurzzeitgrenzwert von 50 µg/m³ wird in der Messung im Jahre 1999 an 40 Tagen überschritten. In der Rechnung wird bei Auswertung aller Tage wegen der Unterschätzung der PM₁₀-Immissionen nur an 26 Tagen eine Überschreitung des Kurzzeit-Grenzwerts berechnet. Für 2005 ergibt sich bezogen auf 1999 eine Abnahme der Überschreitungstage um über 40%. Überträgt man diese Abnahme auf die Messung, dann kann man für 2005 mit einer Einhaltung der zulässigen 35 Überschreitungstage rechnen. Im Jahre 2010 werden noch 8 Tage mit Überschreitungen berechnet. Es ist daher nicht zu erwarten, dass die Anzahl von zulässigen Überschreitungen der Stufe 2 (7 zulässige Überschreitungen, gültig ab 2010) in der Schildhornstraße auf der Basis der gegenwärtigen Maßnahmen eingehalten werden kann. Auch der Langzeit-Grenzwert von 20 µg/m³, der nach Stufe 2 der EU-Richtlinie ab 2010 gilt, kann nicht eingehalten werden.

Der NO₂-Langzeit-Grenzwert von 40 µg/m³ wird nach den Berechnungen im Jahre 2005 nicht einzuhalten sein. Dies gilt insbesondere unter Berücksichtigung der zu erwartenden Erhöhung der Emissionsfaktoren für schwere LKW. Ob im Jahre 2010 in der Schildhornstraße noch mit Überschreitungen des Grenzwerts zu rechnen ist, kann erst beurteilt werden, wenn die neuen LKW-Emissionsfaktoren für die Emissionsberechnung vorliegen. Eine Überschreitung des Kurzfrist-Grenzwerts von 200 µg/m³ an mehr als 18 Stunden im Jahr kann mit großer Sicherheit für die Zukunft ausgeschlossen werden, da dieser Wert selbst in der Messung des Jahres 1999 nur einmal überschritten wurde.

Schildhornstraße, Rezeptor rechts	CPB/RCG-Berechnung 1999	CPB/RCG-Berechnung 2005	CPB/RCG-Berechnung 2010
PM10			
PM10-Hintergrund (Jahresmittel)	17 µg/m ³	16 µg/m ³	14 µg/m ³
PM10 Gesamtbelastung (Jahresmittel)	29 µg/m³	27 µg/m³	22 µg/m³
PM10 Zusatzbelastung (Jahresmittel)	12 µg/m ³	11 µg/m ³	8 µg/m ³
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert > 50 µg/m³ (Kurzzeit-Immissionskennwert)	26	15	7
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert > 30 µg/m ³ (Obere Beurteilungsschwelle, Stufe 2)	126	81	58
Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert > 20 µg/m ³ (Untere Beurteilungsschwelle, Stufe 2)	282	235	174
NO_x			
NO _x -Gesamtbelastung (Jahresmittelwert)	171 µg/m ³	107 µg/m ³	66 µg/m ³
NO₂-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert)	58 µg/m³	43 µg/m³	31 µg/m³
NO ₂ -Hintergrund (Jahresmittelwert)	24 µg/m ³	18 µg/m ³	12 µg/m ³
Anzahl der Stunden mit einem NO₂-Stundenwert > 200 µg/m³ (Kurzzeit-Immissionskennwert)	0	0	0
Anzahl der Stunden mit einem NO ₂ -Stundenwert > 140 µg/m ³ (Obere Beurteilungsschwelle)	26	0	0
Anzahl der Stunden mit einem NO ₂ -Stundenwert > 100 µg/m ³ (Untere Beurteilungsschwelle)	697	112	8

Tabelle 8: Berechnete PM10- und NO_x-Kenngrößen an der Position des Messcontainers MC117 in der Schildhornstraße. Weitere Erläuterungen im Text. Basislauf 1999 sowie Szenariolauf 2005 und 2010.

11. Anwendung des Ausbreitungsmodells der TA-Luft in Verbindung mit dem RCG-Modell

Das RCG-Modell wurde im Rahmen des Vorhabens auch um eine Schnittstelle zum neuen Ausbreitungsmodell der TA-Luft, AUSTAL2000, erweitert. Die TA Luft 2002 wurde am 30. Juli 2002 im Gemeinsamen Ministerialblatt veröffentlicht und trat am 1. Oktober 2002 in Kraft.

Im Anhang 3 der TA Luft 2002 wird für die Ausbreitungsrechnung ein Lagrangesches Partikelmodell nach der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 festgelegt. Das darauf beruhende Rechenprogramm AUSTAL2000 wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Ingenieurbüro Janicke (2003) erstellt.

Das Programmsystem AUSTAL2000 der TA Luft 2002 realisiert unter anderem folgende für die anlagenbezogene Ausbreitungsrechnung wichtigen Punkte:

- Zeitreihenrechnung oder Statistikrechnung
- Behandlung aller Stoffe, für die Immissionswerte angegeben sind
- Vorgabe beliebig vieler Quellen behandelbar als Punkt-, Linien-, Flächen- und Volumenquellen inklusive zeitabhängiger und situationsabhängiger Emissionsparameter
- Abgasfahnenüberhöhung nach VDI 3782 Blatt 3, VDI 3784 Blatt 2 oder explizit vorgebar
- Umwandlung von NO nach NO₂ nach VDI 3782 Blatt 1
- Deposition von Gasen und Stäuben mit Sedimentation bei Stäuben
- Schätzung der statistischen Unsicherheit
- Automatische Festlegung des Rechennetzes
- Automatische Berechnung der Rauigkeitslänge z₀
- Rechnung für ein Raster von Aufpunkten
- Berechnung der Zeitreihe der Zusatzbelastung für Beurteilungspunkte
- Berechnung der Immissionskennwerte der Zusatzbelastung
- Berechnung der Immissionskennwerte der Gesamtbelastung aus Zeitreihen
- Gegliedertes Gelände
- Geschachtelte Netze

Die Schnittstelle zwischen dem RCG-Modell und AUSTAL2000 bedient den AUSTAL2000-Modus „Rechnen mit Zeitreihen“. Das RCG-Modell kann dazu die benötigte Zeitreihe der meteorologischen Daten und der Vorbelastung bereitstellen. Das Rechnen mit Zeitreihen erfolgt in AUSTAL2000 normalerweise auf der Basis von meteorologischen Zeitreihen in der Form, wie sie beim Deutschen Wetterdienst erstellt werden. Diese Zeitreihen werden von AUSTAL2000 in eine interne Zeitreihe umgewandelt, die anstatt der vom DWD bereitgestellten Klug/Manier-Ausbreitungsklasse als Stabilitätsmaß die Monin-Obukhov-Länge enthält (Programmbeschreibung AUSTAL2000, Kapitel 6, Ingenieurbüro Janicke, 2003). Eine solche Zeitreihe wird in der AUSTAL2000-Nomenklatur als „zeitreihe.dmna“ bezeichnet. Die in dieser Zeitreihe enthaltenen meteorologischen Parameter werden aus den RCG-Ergebnisdateien extrahiert. Das Format der Zeitreihendatei ist im Anhang A des AUSTAL2000-Handbuchs beschrieben. Die Datei enthält:

- Datum als Stunde (GMT+1), Tag, Monat, Jahr
- Windrichtung und Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe
- Monin-Obukhov-Länge

Eine für das Jahr 1999 erzeugte Datei „zeitreihe.dmna“ hat damit folgende Form (Beispiel):

```
form      "te%20lt" "ra%5.0f" "ua%5.1f" "lm%7.1f"
mode      "text"
ha        3.2      4.1      5.7      7.4      9.8      14.4      20.0      24.4      28.3
z0        0.50
d0        3.00
sequ      "i"
dims      1
size      20
lowb      1
hghb      8760
*
1999-01-01.01:00:00  146      2.9      139.0
1999-01-01.02:00:00  126      3.1      139.0
1999-01-01.03:00:00  125      3.3      139.0
1999-01-01.04:00:00  131      3.5      99999.0
1999-01-01.05:00:00  141      3.0      139.0
1999-01-01.06:00:00  140      2.9      139.0
1999-01-01.07:00:00  137      3.3      139.0
1999-01-01.08:00:00  132      3.5      99999.0
1999-01-01.09:00:00  134      3.3      139.0
1999-01-01.10:00:00  144      3.3      139.0
1999-01-01.11:00:00  151      3.2      99999.0
1999-01-01.12:00:00  164      3.1      -130.0
1999-01-01.13:00:00  170      2.7      -130.0
1999-01-01.14:00:00  171      2.3      139.0
1999-01-01.15:00:00  175      2.3      139.0
1999-01-01.16:00:00  150      2.5      139.0
1999-01-01.17:00:00  162      2.8      139.0
1999-01-01.18:00:00  160      3.2      139.0
1999-01-01.19:00:00  171      3.5      99999.0
1999-01-01.20:00:00  183      3.5      99999.0
1999-01-01.21:00:00  183      3.3      139.0
1999-01-01.22:00:00  176      2.7      139.0
.....
1999-12-31.14:00:00  268      0.8      139.0
1999-12-31.15:00:00  354      0.9      139.0
1999-12-31.16:00:00   39      0.8      139.0
1999-12-31.17:00:00   66      1.2      139.0
1999-12-31.18:00:00  136      2.1      40.0
1999-12-31.19:00:00  156      2.0      40.0
1999-12-31.20:00:00  183      2.3      40.0
1999-12-31.21:00:00  195      2.3      139.0
1999-12-31.22:00:00  199      2.0      139.0
1999-12-31.23:00:00  175      1.3      40.0
2000-01-01.00:00:00  187      1.4      139.0
```

Tabelle 9 : Anriss einer meteorologischen AUSTAL2000-Datei der Form „zeitreihe.dmna“

Wenn AUSTAL2000 eine solche mit dem Postprozessor des RCG-Modells erzeugte Datei im aktuellen Arbeitsordner findet, dann wird diese Datei gelesen und als eine umgesetzte AKTerm-DWD-Datei interpretiert (Programmbeschreibung AUSTAL2000, Kapitel 6, Ingenieurbüro Janicke, 2003).

In AUSTAL2000 können die Immissionskennwerte der Gesamtbelastung berechnet werden, wenn die Vorbelastungswerte als Zeitreihe vorliegen. Dazu wird vom Postprozessor des RCG-Modells eine zweite Schnittstellendatei erstellt, die die stündliche Zeitreihe der Vorbelastung in dem Format enthält, das AUSTAL2000 für die Vorbelastungs-Datei verwendet. In der AUSTAL2000Nomenklatur wird eine solche Datei mit „zbpv.dmna“ bezeichnet (Programmbeschreibung AUSTAL2000, Kapitel 6 S. 23, Ingenieurbüro Janicke, 2003). Da diese Datei auch die Parameter der für AUSTAL2000 verwendeten Beurteilungspunkte enthält, kann der RCG-Postprozessor nur diejenigen Parameter bereit stellen, die mit der Vorbelastung zusammen hängen. Die aktuelle Aufpunktkonfiguration muss vom Benutzer hinzugefügt werden. In der folgenden Tabelle 10 ist ein Anriss solch einer Vorbelastungsdatei zu finden. Die Parameter der Beurteilungspunkte sind hier nicht ausgefüllt und müssen vom Benutzer entsprechend hinzugefügt werden.

Für eine AUSTAL2000-Berechnung in Verbindung mit RCG-Ergebnissen ergeben sich mit diesen beiden Schnittstellendateien folgende Optionen:

- Verwendung der Vorbelastungsdatei „zbpv.dmna“. In dieser Option wird nur die Vorbelastung aus den entsprechenden Berechnungen des RCG-Modells übernommen. Die AUSTAL2000-Berechnung erfolgt mit meteorologischen Daten des DWD. Die Ermittlung der Gesamtbelastung kann nach der eigentlichen AUSTAL2000-Berechnung für die Zusatzbelastung mit der AUSTAL2000 Option –a durchgeführt werden.
- Verwendung der meteorologischen Zeitreihe „zeitreihe.dmna“ **und** der Vorbelastungsdatei „zbpv.dmna“. In dieser Option werden die meteorologischen Daten und die Vorbelastung aus den entsprechenden Berechnungen des RCG-Modells übernommen.

Die Zeitreihe der meteorologischen Daten und der Vorbelastung werden aus den berechneten Werten derjenigen horizontalen Gitterbox extrahiert, in der die mit AUSTAL2000 zu beurteilende Anlage liegt. Die geographische Lage der Anlage muss dazu in Längen-Breiten-Angaben vorliegen.

```

idnt  "Test RCG "
mntn  "01"  "02"
mntx
mnty
mntz
undf  -1
T1    "1999-01-01.00:00:00"
T2    "2000-01-01.00:00:00"
interval "01:00:00"

refdate "1999-01-01"

axes  "ti"
name  "pm"
file  "pm-zbpv"
unit  "µg/m³"
form  "con%5.1f"
refv  40.0

dims  2
sequ  "i,j"
lowb  1  1
hghb  8760  2
*
19.7  19.7  ' 1999-01-01.01:00:00
19.7  19.7  ' 1999-01-01.02:00:00
19.1  19.1  ' 1999-01-01.03:00:00
18.6  18.6  ' 1999-01-01.04:00:00
20.2  20.2  ' 1999-01-01.05:00:00
21.7  21.7  ' 1999-01-01.06:00:00
29.9  29.9  ' 1999-01-01.07:00:00
42.2  42.2  ' 1999-01-01.08:00:00
47.4  47.4  ' 1999-01-01.09:00:00
....
....
28.1  28.1  ' 1999-12-31.15:00:00
27.6  27.6  ' 1999-12-31.16:00:00
14.5  15.5  ' 1999-12-31.17:00:00
17.8  17.8  ' 1999-12-31.18:00:00
27.3  27.3  ' 1999-12-31.19:00:00
44.3  44.3  ' 1999-12-31.20:00:00
56.2  56.2  ' 1999-12-31.21:00:00
26.2  26.2  ' 1999-12-31.22:00:00
34.4  34.4  ' 1999-12-31.23:00:00

```

Tabelle 10: Anriss einer AUSTAL2000-Vorbelastungsdatei des Typs “zbpv.dmna“. Mit dem RCG-Modell für 2 Monitorpunkte (identische Werte, da Lage in derselben RCG-Box) erzeugte Zeitreihe der PM10-Vorbelastung.

12. Zusammenfassung

12.1. Überblick

Der Schwerpunkt des FE-Vorhabens 299 43 246 lag in der Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID (RCG) auf die Region Berlin-Brandenburg. Das RCG-Modell wurde zur Berechnung der langfristigen Schadstoffbelastungen in der europaweiten, der nationalen sowie der regionalen Skala (Ballungsgebiet) entwickelt (Stern, 2003a). Das Modell soll gleichzeitig den in der EU-Rahmenrichtlinie über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität (EU, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 1996) sowie deren Tochterrichtlinien (EU, 1999, 2000, 2002) definierten Anforderungen an die Ausbreitungsrechnung genügen.

Der vorliegende Bericht beschreibt die Anwendung des RCG-Modells auf die urbane – genestet mit der großräumigen - Modellskala Berlin-Brandenburg und die exemplarische Anwendung des Canyon-Plume-Box-Modells auf eine Straßenschlucht in Berlin unter Verwendung der vom RCG-Modell gelieferten urbanen Hintergrundbelastung. Die für die Region-Berlin-Brandenburg verwendete Gitterauflösung beträgt circa $2 \times 2 \text{ km}^2$. Die Schadstoffflüsse in das kleinräumige Modellgebiet wurden aus den großräumigen Anwendungen des RCG-Modells (Stern, 2003a) abgeleitet. Das RCG-Modell wurde auf das gesamte Jahr 1999 angewendet.

Die in diesem Bericht vorgestellte Anwendung eines gekoppelten Systems von Ausbreitungsmodellen für die überregionale (Europa, bzw. Deutschland), die regionale (Ballungsgebiet Berlin) und die lokale (Straßenschlucht) Skala hat gezeigt, dass es möglich ist, die in den EU-Richtlinien definierten Luftqualitätsparameter skalenübergreifend zu berechnen.

Die Anwendung desselben Modells in einer großräumigen Auflösung von circa $25 \times 25 \text{ km}^2$ und einer urbanen Auflösung von circa $2 \times 2 \text{ km}^2$ erlaubte die Diskussion des Skalenproblems: Die in der großräumigen Anwendung verwendete Maschenweite ist nicht ausreichend, um die Emissionsstruktur im Bereich von Städten aufzulösen. Lokale Analysen der Auswirkungen von Maßnahmen können daher nur mit hoch auflösenden Modellrechnungen durchgeführt werden. Großräumige Rechnungen führen zwar zu denselben grundsätzlichen Ergebnissen über die Auswirkungen von Maßnahmen, gestatten aber keine differenzierte lokale Beurteilung von Maßnahmen.

Neben der RCG-Modellanwendung auf die Region Berlin-Brandenburg wurden in dem Vorhaben auch Methoden angewandt, die eine Datenassimilation zur Integration von Messdaten in berechnete Konzentrationsfelder mit unterschiedlicher Komplexität ermöglichen (Flemming 2003b). Ziel dieser Datenassimilation ist die Anwendung von Verfahren zur statistischen Analyse von bodennahen berechneten und gemessenen Immissionsfeldern. Zur Einarbeitung gemessener hoher Konzentrationen in berechnete Felder wurden Methoden entwickelt, die auf der Theorie der Optimalen Interpolation (OI) und des Kalman-Filters beruhen. Mit der OI wurden zur Beurteilung der Luftqualität nach den EU-Richtlinien in einer passiven Datenassimilation für 1999 Felder von stündlichen Werten von Ozon, NO_2 , NO , SO_2 und PM_{10} für Deutschland bzw. Mitteleuropa erzeugt (Stern und Flemming, 2001). Bei der passiven Datenassimilation werden Modellfelder und Beobachtungen verbunden, ohne dass die Analyse im Modell weiterverwendet wird. Die passive Datenassimilation dient damit vorrangig der Kartierung der Immissionsfelder und relevanter Luftgüteparameter. Der Kalman Filter ist eine komplexe Form der aktiven Datenassimilation, die besser die raum-zeitliche Variabilität der Immissionsfelder berücksichtigt. Man spricht von aktiver Datenassimilation, wenn Informationen aus Messungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Modellauf verwendet werden. Durch die Analyse werden die Beobachtungsdaten skalengerecht in den Modellzustandsvektor eingebracht. Durch die aktive Datenassimilation wird die Information der Beobachtungen im Modell fortgepflanzt. Sie wird dadurch für Gebiete und Modellgrößen nutzbar gemacht, für die keine Beobachtungen vorliegen. Die Modelldynamik bewirkt, dass die entstandene Analyse in physikalisch chemischer Hinsicht

konsistenter wird. Eine erste Anwendung des Kalman-Filters zur Optimierung von Modellparametern ist in Van Loon und Flemming (2003) zu finden.

Die wichtigsten Ergebnisse des Vorhabens sind in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

12.2. Erstellung der Emissionsdaten für die Region Berlin-Brandenburg

Für die Anwendung des RCG-Modells musste ein hoch aufgelöster Emissionsdatensatz ($2 \times 2 \text{ km}^2$) für die Region Berlin-Brandenburg entwickelt werden, der für Ausbreitungsrechnungen mit chemischen Transportmodellen verwendet werden kann. Der Datensatz beruht auf Informationen, die von den Landesbehörden der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt für dieses Vorhaben zur Verfügung gestellt wurden. Im Sinne einer Qualitätskontrolle wurden die von den Landesbehörden erhobenen Emissionen mit denjenigen verglichen, die sich aus dem europäischen Emissionskataster für Luftverunreinigungen CORINAIR/CEPMEIP für die Modellregion Berlin-Brandenburg ergeben. Dies sind die Daten, die für die großräumigen Ausbreitungsrechnungen verwendet werden (Stern, 2003a). Eine relative gute Übereinstimmung ergab sich nur für die NO_x -Emissionen. Für SO_2 liefert CORINAIR sehr viel niedrigere Emissionen, für PM_{10} und insbesondere für die Kohlenwasserstoffe sehr viel höhere Emissionen als sich nach den Erhebungen der Landesbehörden ergeben. Die Unterschiede beim SO_2 lassen sich für Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt mit den relativ alten Bezugsjahren für die Emissionen der genehmigungsbedürftigen Anlagen erklären. Die großen Unterschiede bei den Kohlenwasserstoffen haben ihre Ursache in dem hohen Lösemittelanteil der CORINAIR-Emissionen. Lösemittelmmissionen werden in den Ländern Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt nicht ausgewiesen, in Berlin liegen sie deutlich niedriger als die CORINAIR-Angaben.

12.3. Modellevaluierung: Vergleich mit Messungen

Die Modellevaluierung erfolgte durch Vergleich der Berechnungen mit den verfügbaren Messungen im Modellgebiet. Die Ergebnisse der großräumigen Berechnungen in einer Auflösung von $0,5^\circ$ Länge und $0,25^\circ$ Breite, die als Randbedingungen für die kleinräumige RCG-Anwendung verwendet wurden, wurden mit in den Vergleich einbezogen. Der im Jahr 1999 beobachtete Verlauf der Ozonkonzentrationen wird vom Modell in der kleinräumigen und der großräumigen im Allgemeinen gut nachvollzogen. An den Stadt- und Stadtrandstationen werden die beobachteten Ozonwerte in der großräumigen Anwendung im Winter unter- und im Sommer überschätzt. Die winterliche Unterschätzung ist in der kleinräumigen Anwendung weniger ausgeprägt. Im Sommer wird der beobachtete Ozonverlauf in der kleinräumigen Anwendung generell besser abgebildet als in der Anwendung im groben Raster. Bei den Ozonspitzen ist aber eine Tendenz zur Unterschätzung erkennbar. Insgesamt wird die räumliche Struktur der gemessenen Ozonwerte in der kleinräumigen Anwendung sehr viel besser wiedergegeben als in der Anwendung im groben Raster. Eine mögliche Ursache der niedrigeren Ozonwerte der kleinräumigen Anwendung kann in den unterschiedlichen Emissionsmengen der klein- und großräumigen Anwendung liegen: die in der großräumigen Anwendung für Berlin-Brandenburg benutzten Emissionen der Stickoxide und insbesondere der Kohlenwasserstoffe sind höher als die Emissionen, die für die kleinräumige Anwendung zur Verwendung kamen. Die dadurch bedingte geringere Reaktivität des kleinräumigen Emissionsgemisches kann zu den geringeren Ozonwerten führen.

Auch bei den NO_2 -Tagesmittelwerten wird der gemessene Jahresverlauf vom Modell gut wiedergegeben. Im Stadtgebiet werden in der kleinräumigen Anwendung deutlich höhere NO_2 -Tagesmittelwerte, in den Stadtrandgebieten deutlich niedrigere Werte berechnet als in der großräumigen Anwendung. Die Übereinstimmung mit den Messungen ist dabei in der kleinräumigen Anwendung generell besser als in der großräumigen Anwendung.

Auch beim PM_{10} ist das berechnete Konzentrationsniveau in der kleinräumigen Anwendung an den Stadtstationen höher als in der großräumigen Anwendung, an den Stadtrandstationen dage-

gen niedriger. Generell werden die hohen gemessenen PM₁₀-Konzentrationen in beiden Skalen im Frühjahr, Sommer und Herbst unterschätzt. Ein Grund für die Unterschätzung besteht darin, dass die gegenwärtige PM₁₀-Modellierung keine Parametrisierung der Staubaufwirbelung enthält. Staubaufwirbelung ist schwierig zu modellieren, da dieses Phänomen von den meteorologischen Bedingungen und der Art und dem Zustand des Untergrunds abhängt. In städtischen Gebieten wird Staubaufwirbelung hauptsächlich durch den Straßenverkehr und Bautätigkeit verursacht. Auch diese zum Teil zeitabhängigen Quellen werden in den Modellrechnungen wegen der fehlenden Datengrundlage noch nicht berücksichtigt. Ebenso wird der Anteil der sekundären organischen Aerosole gegenwärtig in den Modellrechnungen noch nicht erfasst.

Die prinzipiellen Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Modellanwendung in einer Auflösung von circa 2x2 km² und den Ergebnissen in der Auflösung von circa 25x25 km² zeigen deutlich das Skalenproblem auf. Eine Modellauflösung von circa 25x25 km² ist nicht ausreichend, um die Emissionsstruktur im Bereich von Städten aufzulösen.

12.4. Prognose der Luftqualität 2005 und 2010 im Raum Berlin-Brandenburg

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden die Auswirkungen von zwei Emissionsszenarien auf die Luftqualität berechnet:

- Emissionsprognose 2005
- Emissionsprognose 2010, CLE-Szenario von IIASA

Das CLE-Szenario basiert auf der sog. „Current Legislation“ und den NEC-Werten („National Emission Ceilings“) der EU. Für das Jahr 2005 liegen keine konkreten Emissionsabschätzungen von IIASA vor. Nach Aussage von IIASA kann aber zwischen 1995 und 2010 von einer annähernd linearen Emissionsentwicklung ausgegangen werden.

Die Szenariorechnungen beruhen auf den in Stern (2003b) zusammengestellten europaweiten Emissionsänderungen. Für Deutschland ergeben sich basierend auf der IIASA-Information bezogen auf die Emissionen von 1995 für die beiden berechneten Szenarien die in der folgenden Tabelle zusammengestellten Minderungsraten. Die europaweiten Änderungen pro Verursachergruppe und Land sind in Stern (2003b) zusammengestellt.

Deutschland Änderung bezogen auf 1995	2005	2010, CLE
Stickoxide	-23%	-45%
Kohlenwasserstoffe	-27%	-59%
Schwefeldioxid	-36%	-72%
Ammoniak	-8%	-17%
PM _{2.5}	-22%	-44%
PM ₁₀ - PM _{2.5}	-23%	-47%

Ozon

In der EU-Ozontochterrichtlinie ist als Zielwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit ein Konzentrationswert von 120 µg/m³ für den höchsten täglichen 8-Stundenmittelwert festgeschrieben, der an nicht mehr als 25 Tagen überschritten werden darf. Im Basislauf 1999 werden die 25 erlaubten Tage in der kleinräumigen Anwendung nicht erreicht, da das Oxidantienbildungspotential der verwendeten Emissionsdaten mit großer Wahrscheinlichkeit zu niedrig ist. In der großräumigen Anwendung, die auf höheren Emissionen beruht, werden dagegen auch im Raum Berlin-Brandenburg Überschreitungen der erlaubten 25 Tage berechnet. Im Vergleich zu den Mes-

sungen überschätzt die großräumige und unterschätzt die kleinräumige Anwendung die aus den Messungen abgeleiteten Überschreitungstage. Aufgrund der für 2005 prognostizierten Emissionsminderungen werden für den Großraum Berlin nach den Berechnungen nur eine geringe Abnahme der Überschreitungstage berechnet. Die generelle Unterschätzung der Ozonkonzentration hat aber zur Folge, dass auch die zu erwartende Abnahme von Überschreitungstagen unterschätzt wird, so dass in der Realität von einer höheren Abnahme als der berechneten auszugehen ist. Für das Jahr 2010 kann eine deutlich stärkere Abnahme der Überschreitungstage erwartet werden. In den Stadtrandlagen von Berlin werden Abnahmen von 5 bis 8 Tagen berechnet. Berücksichtigt man die angesprochene Unterschätzung, so wird die Anzahl der Überschreitungstage im Raum Berlin-Brandenburg bis zum Jahre 2010 im Vergleich zum Basisjahr 1999 zwar stark abnehmen, es muss aber davon ausgegangen werden, dass es immer noch zu Überschreitungen der 25-Tagemarke kommen wird, auch wenn diese Überschreitungen nur noch vereinzelt auftreten werden.

Als Zielwert für den Schutz der Vegetation ist in der EU-Ozontochterrichtlinie festgeschrieben, dass der AOT40-Wert, berechnet von Mai bis Juli aus den 1-Stunden-Mittelwerten zwischen 8 und 20 Uhr MEZ, nicht höher als $18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ sein darf. Dieser Grenzwert wird im Basislauf 1999 im Raum Berlin-Brandenburg nur vereinzelt überschritten. Die AOT40-Werte für den Schutz der Vegetation werden aufgrund der Emissionsabnahmen zurückgehen. Für die Emissionsbedingungen 2010 ist auf der Basis der meteorologischen Bedingungen des Jahres 1999 kaum noch mit Überschreitungen zu rechnen. Da der AOT40-Wert aber stark von den meteorologischen Bedingungen abhängt, kann nicht ausgeschlossen werden, dass es unter ungünstigen meteorologischen Bedingungen (z.B. heiße Sommer) auch ab 2010 nicht doch noch vereinzelt zu Grenzwertüberschreitungen kommen kann.

Die Ozon-Langfristzielwerte³ für den Schutz der menschlichen Gesundheit und den Schutz der Vegetation werden nach den Modellrechnungen bis zum Jahre 2010 auf keinen Fall erreicht werden. Die Ozonjahresmittelwerte werden nach den Berechnungen eher zu- als abnehmen, wobei die Zunahmen hauptsächlich auf Ozonzunahmen im Winterhalbjahr zurück zu führen sind. Damit wird der zum Schutz von Werkstoffen definierte Informationswert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der schon im Basisjahr 1999 im Berliner Umland großflächig überschritten wird, auch weiterhin nicht einhaltbar sein. Die Ozonspitzenwerte werden dagegen auch in Zukunft weiter abnehmen.

Immissionsgrenzwerte NO₂

Der 1-Stunden-Grenzwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit vor NO₂-Einwirkungen beträgt $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei 18 zugelassenen Überschreitungen im Kalenderjahr. Der Immissionsgrenzwert für das Jahresmittel beträgt $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nach den Berechnungen wird der Grenzwert im Jahre 1999 im Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg nicht überschritten. In der Realität wurden im Jahre 1999 Grenzwertüberschreitungen auch nur an einer Anzahl von Verkehrsstationen gemessen, die in der hier verwendeten RCG-Modellskala nicht dargestellt werden können. Die höchsten gemessenen NO₂-Jahresmittel 1999 überschritten an solchen verkehrsnahen Stationen $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Stern und Flemming, 2001). Nach den RCG-Modellrechnungen ist für das Berliner Stadtgebiet bis zum Jahre 2005 mit einer Abnahme der NO₂-Jahresmittelwerte um circa $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, oder bezogen auf 1999 um circa 15% zu rechnen. In der Straßenschlucht Schildhornstraße sind die erreichbaren Abnahmen zwar höher, aber trotzdem wird nach den gekoppelten CPB-RCG-Berechnungen der Langzeit-Grenzwert auch im Jahre 2005 noch überschritten werden.

³ Höchster 8-Stundenmittelwert während eines Kalenderjahres, berechnet aus den stündlich gleitenden 8-Std.-Mittelwerten, darf $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschreiten. AOT40, berechnet aus den 1-Stundenwerten von Mai bis Juli, 8-20 Uhr, darf $6000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ nicht überschreiten.

Bis zum Jahre 2010 werden in Berlin Abnahmen zwischen 7 und 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, oder 30% bis 50%, berechnet. Für 2010 kann aber davon ausgegangen werden, dass der Grenzwert von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der überwiegenden Zahl der nicht-verkehrsnahen Stationen eingehalten wird. Auch in der Schildhornstraße wird der Langzeit-Grenzwert nach den Berechnungen auf Basis der gegenwärtigen Mobilev-Emissionsberechnungen eingehalten. Allerdings muss einschränkend angemerkt werden, dass zur Zeit noch nicht eingeschätzt werden kann, wie sich die zu erwartende Erhöhung der Emissionsfaktoren für schwere LKW auf die Prognosen für das Jahr 2010 auswirken wird.

Nach den RCG-Berechnungen für 1999 wird der 1-Stundengrenzwert in Berlin-Brandenburg nicht überschritten. Aber auch hier gilt, dass die sogenannten „hot spots“, d.h. die Gebiete mit lokal hohen Konzentrationen, in der hier verwendeten Modellskala nicht dargestellt werden können. Die Auswertung der Messungen in der Modellregion für 1999 zeigte aber, dass der 1-Stundengrenzwert von 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nur an einer verkehrsnahen Station mehr als 18mal überschritten wird (Stern und Flemming, 2001). In der Schildhornstraße wurde der Kurzzeit-Grenzwert 1999 nur einmal überschritten. Es kann daher für die Zukunft in dieser Straßenschlucht von einer Einhaltung des Kurzzeit-Grenzwerts ausgegangen werden.

Immissionsgrenzwerte PM10

Für den Schutz der menschlichen Gesundheit beträgt der ab 1. Januar 2005 einzuhaltende über 24 Stunden gemittelte PM10-Grenzwert 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Wert darf an 35 Tagen im Jahr überschritten werden. Der Grenzwert für das Jahresmittel beträgt 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In der Region Berlin-Brandenburg kommt es nach den Berechnungen in der Nähe einiger großer Industrieanlagen zu Überschreitungen des Jahresgrenzwerts. Nach den für diese Studie verfügbaren Messungen kam es dagegen an keiner Station der Region zu PM10-Jahresmittelwerten größer 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auch in der Schildhornstraße lag der PM10-Jahresmittelwert im Jahre 1999 knapp unter 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nach den Berechnungen ist für den Raum Berlin bis zum Jahre 2005 nur mit einer relativ geringen Abnahme der PM10-Jahresmittelwerte zu rechnen, die im Stadtkern zwischen 2 und 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, im Umland darunter liegen, außer an den industriellen Standorten mit hohen PM10-Emissionen. Diese Gebiete zeichnen sich durch sehr hohe Basiskonzentrationen und dadurch bedingt hohe absolute Abnahmen aus. Bezogen auf 1999 entsprechen die absoluten Abnahmen in Berlin relativen Abnahmen zwischen -5 und -10%. Für das Emissionsszenario 2010 ergeben sich im Stadtgebiet Berlin Abnahmen bis zu 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die Bandbreite der relativen Abnahmen liegt zwischen 8 und 22%. Im Umland werden zum Teil noch stärkere Abnahmen berechnet, insbesondere im Bereich der Industrieanlagen mit hohen PM10-Emissionen. Bezogen auf die Emissionsänderungen des anthropogen emittierten Feinstaubes sind die PM10-Konzentrationsabnahmen unterproportional, da PM10 außerhalb der Ballungsgebiete circa zur Hälfte aus in der Atmosphäre gebildeten Sekundäraerosolen besteht.

Die nach den EU-Richtlinien erlaubten 35 Überschreitungstage werden auch im Jahre 2005 noch im Stadtgebiet von Berlin und im Bereich der PM10-emittierenden Industrieanlagen in Brandenburg überschritten. Selbst für das Jahr 2010 muss nach den Berechnungen in Berlin noch vereinzelt mit Überschreitungen der Anzahl von 35 Tagen gerechnet werden obwohl die berechnete Anzahl von Überschreitungstagen um bis zu 20 Tage abnimmt. Die in Stufe 2 der EU-Richtlinie für PM10 erlaubte Anzahl von 7 Tagen mit Überschreitungen eines Tagesmittelwerts von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Jahre 2010 im Berliner Stadtzentrum noch flächendeckend überschritten.

12.5. Minderungspotential der Region Berlin-Brandenburg

Zur Einschätzung des Minderungspotentials der Region Berlin-Brandenburg wurden zwei weitere Emissionsszenarien für das gesamte Jahr 1999 betrachtet:

- Emissionen des Landes Berlin auf Null gesetzt,

- Emissionen der Länder Berlin **und** Brandenburg auf Null gesetzt.

Das zweite Szenario ist dabei gleichbedeutend mit einer nahezu vollständigen Abschaltung aller Emissionen im deutschen Teil des Modellgebiets.

Insbesondere im Winter kommt es im Modellgebiet bei Vernachlässigung der Emissionen zu Ozonzunahmen, da der durch frisch emittiertes NO ausgelöste Titrationseffekt wegfällt. Setzt man die Berliner Emissionen auf Null werden im gesamten Stadtgebiet von Berlin Zunahmen der Tage mit einem 8h-Mittelwert größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Diese Zunahmen schlagen in den Randgebieten von Berlin oder im näheren Umland in geringe Abnahmen um. Die Abnahmen verstärken sich leicht im weiteren Berliner Umland. Setzt man neben den Berliner Emissionen auch die Brandenburger Emissionen auf Null, so ist die für das Berliner Stadtgebiet im Vergleich zum Basislauf berechnete Zunahme der Anzahl der Überschreitungstage geringer als im Falle der alleinigen Minderung der Berliner Emissionen, da das Oxidantienbildungspotential der Brandenburger Emissionen in Berlin nicht mehr zum Tragen kommt.

Die regional begrenzten „Null-Emissionsszenarien“ führen beim Ozon zu einer geringeren Abnahme der Überschreitungstage als die europaweiten Emissionsszenarien 2005 und 2010 obwohl diese fiktiven Szenarien im Modellgebiet eine viel drastischere Emissionsminderung bedeuten als die Szenarien 2005 oder 2010. Dieses Ergebnis bestätigt die schon im AMPO-Projekt (Motz et al., 1997) auf der Basis von Episodenrechnungen getroffene Aussage, dass regional begrenzte Maßnahmen nur geringfügig zu einer Verminderung hoher Ozonkonzentrationen beitragen. Großräumige Minderungsmaßnahmen dagegen bewirken sowohl eine Senkung der großräumigen Hintergrundkonzentrationen als auch eine Minderung der lokalen Ozonproduktion.

Setzt man alle Emissionen in Berlin auf Null fallen die NO_2 -Jahresmittel in Berlin unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Schaltet man zusätzlich die Brandenburger Emissionen ab liegen die Konzentrationen unter $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies bedeutet, dass ein Großteil der NO_2 -Immissionen hausgemacht ist.

Wie schon beim NO_2 lässt sich für das Berliner Stadtgebiet der überwiegende Teil der PM_{10} -Konzentrationen auf die Emissionen Berlins zurückführen. Dies gilt insbesondere für die primär emittierten PM_{10} -Komponenten. Im Stadtgebiet kann man circa 2/3 des PM_{10} -Jahresmittelwerts ursächlich auf die Berliner Emissionen zurückführen. Für die primären Komponenten liegt der Berliner Anteil bei über 80%. Der Konzentrationsbeitrag der Berliner Emissionen zu den sekundären Aerosolen liegt dagegen im Jahresmittel unter 25%. Aus dem Beitrag der Berliner und der Brandenburger Emissionen lässt sich ableiten, dass circa 26% der PM_{10} -Immissionen, circa 14% der primären Komponenten und circa 60% der sekundären Komponenten im Stadtkern im Jahresmittel nicht von den Emissionen im Gebiet von Berlin und Brandenburg gestellt werden. Dieser Anteil ist also nicht durch Emissionsminderungsmaßnahmen in Berlin oder Brandenburg beeinflussbar. Am Stadtrand kann man nach den Berechnungen nur noch circa 25% des PM_{10} -Jahresmittelwerts mit den Berliner Emissionen erklären und nur circa die Hälfte des PM_{10} -Jahresmittelwerts mit den Emissionen von Berlin und Brandenburg, da der relative Beitrag der sekundären Aerosole mit wachsendem Abstand von dem Hauptemissionsgebiet Berlin schnell zunimmt. Die sekundären Aerosole werden während des Ferntransports gebildet, daher kann ihre Konzentration nur zu einem geringen Teil von Maßnahmen in Rezeptorumgebung beeinflusst werden.

Die PM_{10} -Jahresmittel liegen in Berlin zwischen 10 und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet und unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wenn man die Berliner und die Brandenburger Emissionen abschaltet. Die Anzahl der Tage mit Überschreitungen eines PM_{10} -Tagesmittelwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geht für Berlin nahezu vollständig auf Null zurück, wenn man die Berliner Emissionen abschaltet. Reduziert man zusätzlich die Brandenburger Emissionen, werden in ganz Berlin und Brandenburg keine Überschreitungstage mehr berechnet. Dies bedeutet, dass die Überschreitungen des Grenzwerts für den PM_{10} -Tagesmittelwert hausgemacht sind und durch lokale Emissionsminderungsmaßnahmen reduziert werden können.

Bei der obigen Diskussion muss noch berücksichtigt werden, dass die gemessenen PM₁₀-Konzentrationen vor allem im Sommer vom Modell unterschätzt werden. Die Ursache der Unterschätzung liegt zum Teil in nicht erfassten PM₁₀-Quellen wie z.B. der Staubaufwirbelung oder den sekundären organischen Aerosolen. Bei Einbeziehung dieser Quellen in die Ausbreitungsrechnung dürfte der von lokalen Maßnahmen beeinflussbare Anteil an den PM₁₀-Immissionen geringer werden als von den gegenwärtigen Berechnungen abgeleitet werden kann, da Staubaufwirbelung kaum kontrollierbar ist und die sekundären organischen Aerosole wie die sekundären anorganischen Aerosole zum Großteil während des Ferntransports entstehen.

13. Literatur

- Builtjes, P., M. van Loon, M. Schaap, S. Teeuwisse, A. Visschedijk, P. Bloos (2002).** The development of an emission data base over Europe and further contributions of TNO-MEP. TNO-Report R2002/322. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002).** Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002. GMBI 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605)
- Diegmann V. (2001).** Einbeziehung von Messungen in berechnete Konzentrationsfelder mit Hilfe statistischer Interpolationsmethoden. Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 299 43 246 des Umweltbundesamts, IVU Umwelt GmbH
- Düring, I., Lambrecht, U., Peranic, Z., Weber, G., Lohmeyer, A. (2002).** Determination of „non-exhaust“ PM10 emissions of roads on the basis of the results of the roadside air quality monitoring of the German states. Particles in the size of 2.5 to 10 microns in urban areas. Workshop in support of the Clean Air for Europe (CAFE) programme of DG ENV in Berlin, Germany, November 4-6, 2002. www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen
- Düring, I. Bächlin, W., Lohmeyer, A. (2003).** QUANTIFIZIERUNG DER PM10-EMISSIONEN DURCH STAUBAUFWIRBELUNG UND ABRIEB VON STRASSEN AUF BASIS VORHANDENER MESSDATEN. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe und Dresden.
- EU (1996).** Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27.9.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 296/55 vom 21.11. 1996
- EU (1999).** Richtlinie 1999/30/EG des Rats vom 22.4.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 163/41 vom 29.6. 1999.
- EU (2000).** Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rats vom 16.11.2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 313/12 vom 13.12. 2000.
- EU (2002).** Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rats vom 12.2.2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 67/14 vom 9.3. 2002.
- FGU (1996).** Handbuch für Emissionsfaktoren. Immissionsberechnung nach § 40 Abs.2 BImSchG. 438. FGU-Seminar Berlin 19-20 Sept. 1996. Veranstalter: Umweltbundesamt und Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.
- Fige (1997).** Mobilev – Dokumentation und Benutzerhandbuch. FE-Vorhaben 10506044 „Erarbeitung von Grundlagen für die Umsetzung von §40.2 des BImSchG“
- Flemming J., Reimer, E., Stern, R. (2001).** Data Assimilation for CT-Modelling based on Optimum Interpolation. 25th ITM on Air Pollution Modeling and its Application, September 2001, Brussels, Belgium
- Flemming, J. (2003a).** Klimatische Auswertung von modellierten und beobachteten Zeitreihen für Ozon, NO₂, NO, SO₂ und PM10 in Deutschland für die Jahre 1995-2001 und deren Charakterisierung nach Immissionsregimes mit einem Clusterverfahren. Abschlußbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“.
- Flemming, J. (2003b).** OI und Kalman-Filtertechniken für Ausbreitungsrechnungen mit dem chemischen Transportmodell REM/CALGRID – Grundlagen. Abschlußbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“.
- GEOMET (1987).** Ermittlung der durch Kfz-Emissionen verursachten Immissionsfelder verschiedener Straßentypen. UBA F&E-Bericht 1 04 02 432 / 01, 1987

Hanna S.R. und Paine R.J. (1989). Hybrid Plume Dispersion Model (HPDM) Development and Evaluation. J. of Appl. Met., Vol.28, pp. 206-224

INFRAS (1999). Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.2. Im Auftrag des Umweltbundesamts Berlin.

Ingenieurbüro Janicke (2003). AUSTAL2000 Programmbeschreibung zu Version 1.0. Stand 2003-02-09. Entwicklung eines modellgestützten Beurteilungssystems für den anlagenbezogenen Immissionsschutz. UBA F&E-Bericht 200 43 256.

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

Lenschow, P., H.-J. Abraham, K. Kutzner, M. Lutz, J.-D. Preuß, and W. Reichenbacher (2001). Some ideas about the sources of PM10, Atmos. Environ. 35 (2001) S23-S33.

Logan, J. (1998). An analysis of ozonesonde data for the troposphere, recommendations for testing 3-D models and development of a gridded climatology for tropospheric ozone, J. Geophys. Res. 104, 16, 1998

Motz, G., Hartmann, A., Plinke, E., Stern, R., Scherer, B., Fath, J., Reimer, E., Memmesheimer, M., Tippke, J., Ebel, A. (1997). Aktionsprogramm und Maßnahmenplan Ozon: Ermittlung und Bewertung der Effekte von lokalen, regionalen und überregionalen Emissionsminderungs-Strategien auf bodennahe Ozonkonzentrationen in hochsommerlichen Episoden mit Hilfe modellgestützter emissions- und immissionsseitiger Wirkungsanalysen. Kurzfassung. Im Auftrag des Umweltbundesamts. www.umweltbundesamt.de/ozon.

Ostmann, C., Stern, R., Wiegand, G. (1996). Canyon Plume Box Modell, Version 3, Release 8, Handbuch. IVU Gesellschaft für Informatik, Verkehrs- und Umweltplanung mbH. Abschlussbericht zum FE-Vorhaben 104 02 811 des Umweltbundesamts, Berlin.

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

Romberg, Lohmeyer, Bösingher (1993). Papier in der VDI-AG "Ausbreitung von Kfz-Emissionen" vom 1./12.3.1993

Scire J., Iinsley E.M., Yamartino R. (1990). Model formulation and user's guide for the CALMET meteorological model. Sigma Research Corp., Concorde, MA., USA.

Stern, R. (1994). Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen photochemischen Ausbreitungsmodells mit verschiedenen chemischen Mechanismen, Meteorologische Abhandlungen Serie A Band 8, Heft 1 (1994). Verlag von Dietrich Reimer, Berlin.

Stern, R., Graff, A., Yamartino, R. J. (2003). Dispersion Modelling within the European Community's Air Quality Framework Directive: long-term modelling of O₃, PM₁₀ and NO₂. Presented at the 26th ITM on Air Pollution Modelling and its Application. May 26-30, 2003, Istanbul, Turkey.

Stern, R. und Flemming, J. (2001). Vorläufige Einschätzung der Luftqualität 1999 in Deutschland auf der Basis von Messungen und Modellrechnungen. Ergänzung der Ausgangsbeurteilung der Luftqualität 1999 nach Richtlinie 96/62/EG, Artikel 5. Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 299 43 246 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung eines Modellsystems für das Zusammenspiel von Messung und Rechnung für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität“

Stern, R., Fath, J., Kerschbaumer, A. (2003). Erstellung der Emissionsdatenbasis Berlin-Brandenburg. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 299 43 246 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung eines Modellsystems für das Zusammenspiel von Messung und Rechnung für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität“.

Stern, R. (2003a). 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. (2003b). Erstellung einer europaweiten Emissionsdatenbasis mit Bezugsjahr 1995 und die Erarbeitung von Emissionsszenarien für die großräumigen Ausbreitungsrechnungen mit REM/CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“.

Steven, H. (1996). Anwendung des Handbuchs Emissionsbestimmung unter Berücksichtigung von Tages-, Wochen- und Jahresgängen der Verkehrsbelastung und der Temperatur. VDI-Schriftenreihe Band 24 " Ausbreitung von Kfz-Emissionen- Emissionsmodellierung". Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN.

Van Loon, M. and Flemming, J. (2003). Data Assimilation for the Chemical Transport Model REM/CALGRID based on Kalman Filtering. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 29943 246 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung eines Modellsystems für das Zusammenspiel von Messung und Rechnung für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität“

Van Ulden A.P. und Holtslag A.A.M. (1985). Estimation of Atmospheric Boundary Layer Parameters for Diffusion Applications. J. Climate and Appl. Meteor., Vol.24, No.11, pp. 1196-1207.

Wiegand G. et al. (1994). Modellierung der Immissionsbelastung in Innenstädten durch den Kfz-Verkehr. *Staub - Reinhaltung der Luft* 54 (1994)

Wiegand, G. (1996) Anwendungserfahrungen mit dem CPB-Modell. In: Handbuch für Emissionsfaktoren. Immissionsberechnung nach §40 Abs.2 BImSchG. 438. FGU-Seminar Berlin 19-20 Sept. 1996. Veranstalter: Umweltbundesamt und Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V

Yamartino, R. J., Wiegand, G. (1986). Development and Evaluation of Simple Models for the Flow, Turbulence and Pollutant Concentration Fields within an Urban Street Canyon. *Atmospheric Environment* Vol.20, No.11, pp 2137-2156

Yamartino, R.J., Strimaitis, D.G., Messier, T.A. (2002). Modification of highway air pollution models for complex site geometries. Volume 1, Data Analyses and Model Development. U.S.Department of Transportation, Federal Highway Administration FHWA-RD-02-036, September 2002

Yamartino, R., et al. (1992). A mesoscale photochemical grid model. Model formulation. *Atm. Env.* 26A, pp.1493-1512.

14. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg und dessen Lage im europaweiten Gitter des RCG-Modells. Die Grenzen in einem geographischen Koordinatensystem liegen bei: 11,0° Ost bis 15,0° Ost, 51,0° Nord bis 53,5° Nord.	5
Abbildung 2: Topographie des Untersuchungsgebiets.	6
Abbildung 3: Vorherrschende Landnutzungsklassen (1/64 x 1/32 Grad) in Deutschland.	8
Abbildung 4: Anteile der Stadtgebiete (Urban areas) an der Landnutzung in Deutschland.	8
Abbildung 5: Anteile des Ackerlands (Agriculture) an der Landnutzung in Deutschland.	9
Abbildung 6: Anteile des Laubwaldes (Deciduous Forest) an der Landnutzung in Deutschland.	9
Abbildung 7: Anteile des Nadelwaldes (Coniferous Forest) an der Landnutzung in Deutschland.	10
Abbildung 8: Anteile des Mischwaldes (Mixed Forest) an der Landnutzung in Deutschland.	10
Abbildung 9: Vorherrschende Landnutzungs-kategorie im Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg in einer Auflösung von 1/64 x 1/32 Grad.	11
Abbildung 10: NO _x -Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).	15
Abbildung 11: NMHC-Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).	16
Abbildung 12: PM10-Emissionen der Flächen- und Punktquellen im REM/CALGRID-Modellgebiet Berlin-Brandenburg. (Fein aufgelöste Emissionen liegen nur für Berlin, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor).	17
Abbildung 13: Lage der Messstationen im feinen Raster Berlin-Brandenburg. Das grobe Raster kennzeichnet die Auflösung der großräumigen Anwendung.	23
Abbildung 14: Berechnete und beobachtete Ozon-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.	25
Abbildung 15: Berechnete und beobachtete Ozon-Zeitreihen am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.	26
Abbildung 16: Berechnete und beobachtete NO ₂ -Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.	27
Abbildung 17: Berechnete und beobachtete NO ₂ -Zeitreihen am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung.	28
Abbildung 18: Berechnete und beobachtete PM10-Zeitserien in der Berliner Innenstadt (Nansenstr. und Wedding) und am nördlichen Stadtrand (Frohnau). Täglicher Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung. Nansenstraße PM10-Messung, Wedding und Frohnau TSP-Messungen, die mit dem Faktor 0.8 multipliziert als PM10 interpretiert werden.	29
Abbildung 19: Berechnete und beobachtete PM10-Zeitserien am nordöstlichen Stadtrand (Buch), südlich von Berlin (Königs-Wusterhausen) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in µg/m ³ . CALC_us:urbane Modellierung; CALC_ls: großräumige Modellierung. Buch PM10-Messung, Königs-Wusterhausen und Schorfheide TSP-Messungen, die mit dem Faktor 0.8 multipliziert als PM10 interpretiert werden.	30
Abbildung 20: Gemessene und berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³ . Urban scale: kleinräumige Modellierung. Large scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.	32
Abbildung 21: Berechnete und gemessene Anzahl der Tage im Jahr 1999, an denen der tägliche höchste gleitende Ozon-8-Stundenmittelwert größer als 120 µg/m ³ ist.	33
Abbildung 22: Berechnete und gemessene AOT40-Werte in µg/m ³ h für Pflanzen.	33

Abbildung 23: Gemessene und berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³ . Urban scale: kleinräumige Modellierung. Large scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.	34
Abbildung 24: Gemessene und berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³ . Urban scale: kleinräumige Modellierung. Large scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an. Oben: Alle Stationen im Modellgebiet außer Verkehrsstationen. Unten: Stationen im Berliner Stadtgebiet.	35
Abbildung 25: Gemessene und berechnete PM10-Sommermonatsmittelwerte (oben) und Wintermonatsmittelwerte (unten) 1999 in µg/m ³ . Urban scale: kleinräumige Modellierung. Large scale: großräumige Modellierung. Die gestrichelten Linien geben den +/- 50%-Bereich um die Messung an.	36
Abbildung 26: Berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³	38
Abbildung 27: Berechnete Ozon-Sommermittelwerte 1999 (oben) und Wintermittelwerte 1999 (unten) in µg/m ³	39
Abbildung 28: Berechnete Anzahl der Tage in 1999, in denen der höchste tägliche 8-Stundenmittelwert von Ozon größer als 120 µg/m ³ beträgt.	40
Abbildung 29: Berechnete AOT40-Werte für Pflanzen normiert mit dem Grenzwert (18000 µg/m ³ h) der EU-Tochterrichtlinie Ozon. Bezugsjahr 1999.	40
Abbildung 30: Berechnete Ozon-Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in µg/m ³ für die kleinräumige, urbane(oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten).	41
Abbildung 31: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 im Raum Berlin größer 120 µg/m ³ ist. Kleinräumige, urbane(oben), großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Unterschiedliche Skalierung.	42
Abbildung 32: Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³	43
Abbildung 33: Berechnete NO ₂ -Sommer und Wintermittelwerte 1999 in µg/m ³	44
Abbildung 34: Berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in µg/m ³ für die kleinräumige, urbane(oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Verschiedene Skalierung.	45
Abbildung 35: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 in µg/m ³	47
Abbildung 36: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer 50 µg/m ³ ist.	47
Abbildung 37: Berechnete PM10-Sommer- und Wintermittelwerte 1999 in µg/m ³	48
Abbildung 38: Oben: berechneter Anteil (%) der Sekundärkomponenten SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ (SIA) an den gesamten PM10-Konzentrationen (Jahresmittelwert 1999). Unten: berechneter Anteil (%) der Primärkomponenten PM2.5 und (PM10-PM2.5) an den gesamten PM10-Konzentrationen (Jahresmittelwert 1999).	49
Abbildung 39: Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in µg/m ³ unterteilt in primäre und sekundäre Anteile an der Stadtzentrumstation Berlin-Wedding, der Stadtrandstation Berlin-Frohnau und der ländlichen Station Schorfheide.	50
Abbildung 40: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte in µg/m ³ unterteilt in primäre und sekundäre Anteile (SIA) an der Stadtzentrumstation Berlin-Wedding, der Stadtrandstation Berlin-Frohnau und der ländlichen Station Schorfheide.	51
Abbildung 41: Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 1999 im Raum Berlin in µg/m ³ für die kleinräumige, urbane(oben) und die großräumige, europaweite Berechnung (unten). Achtung: Unterschiedliche Skalierung.	52
Abbildung 42: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert im Raum Berlin größer 50 µg/m ³ ist. Kleinräumige, urbane(oben), großräumige, europaweite Berechnung (unten).	53
Abbildung 43: Berechnete Änderung der Ozon-Jahresmittelkonzentration in µg/m ³ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 26).	56
Abbildung 44: Berechnete Änderung der Ozon-Wintermittelkonzentration in µg/m ³ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 27).	57

Abbildung 45: Berechnete Änderung der Ozon-Sommermittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 27).	58
Abbildung 46: Änderung der Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist, als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 28).	59
Abbildung 47: Änderung der AOT40-Werte für Pflanzen in % als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 (oben), bzw. 2010 (unten).	60
Abbildung 48: Berechnete Änderung der NO_2 -Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 32).	62
Abbildung 49: Berechnete Änderung der NO_2 -Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 32).	63
Abbildung 50: Berechnete Änderung der PM_{10} -Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 35).	65
Abbildung 51: Berechnete Änderung der PM_{10} -Jahresmittelkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben) und % (unten) als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010. Bezugsjahr 1999 (Basislauf 1999 siehe Abbildung 35).	66
Abbildung 52: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 2005, an denen der PM_{10} -Tagesmittelwert größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist (oben), Abnahme der Anzahl der Tage als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2005 bezogen auf 1999 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 36).	67
Abbildung 53: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 2010, an denen der PM_{10} -Tagesmittelwert größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist (oben), Abnahme der Anzahl der Tage als Folge der europaweiten Emissionsentwicklung bis 2010 bezogen auf 1999 (unten). Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 36).	68
Abbildung 54: Berechnete Ozon-Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher maximaler gleitender 8h-Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.	71
Abbildung 55: Änderung der Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der maximale 8-Stundenmittelwert in 1999 größer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist, als Folge der Reduzierung der Berliner Emissionen (oben), bzw. der Berliner und der Brandenburger Emissionen (unten) auf Null. Angabe in Tagen. (Basislauf siehe Abbildung 28).	72
Abbildung 56: Berechnete Ozonjahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 26.	73
Abbildung 57: Berechnete absolute Änderung des Ozonsommersmittels (oben) bzw. des Ozonwintersmittels (unten) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“. Basislauf siehe Abbildung 27.	74
Abbildung 58: Berechnete Änderung des Ozonsommersmittels (oben) bzw. des Ozonwintersmittels (unten) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“. Basislauf siehe Abbildung 27.	75
Abbildung 59: Berechnete NO_2 -Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.	77
Abbildung 60: Berechnete NO_2 -Jahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 32.	78
Abbildung 61: Berechnete relative Änderung der NO_2 -Jahresmittel in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 32.	79
Abbildung 62: Berechnete PM_{10} -Zeitreihen in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.	

Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.	82
Abbildung 63: Berechnete primäre PM10-Zeitreihen (PM2.5 + PM10-PM2.5) in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.	83
Abbildung 64: Berechnete sekundäre PM10-Zeitreihen (SIA, anorganische Aerosole) in der Berliner Innenstadt (Wedding), am nördlichen Stadtrand (Frohnau) und nördlich von Berlin (Schorfheide). Täglicher Mittelwert 1999 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Basislauf 1999 (All Emissions+BC); keine Berliner Emissionen und keine Emissionen in Berlin und Brandenburg.	84
Abbildung 65: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der Stadtstation Berlin-Wedding. Jahresmittelwerte 1999.	85
Abbildung 66: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der Stadtrandstation Berlin-Frohnau. Jahresmittelwerte 1999.	86
Abbildung 67: Relative Beiträge der Emissionen Berlins bzw. Berlins und Brandenburgs (BERL+BRA) zu den gesamten PM10-Konzentrationen (PM10), den primären PM10-Anteilen (PM10 Primary) und den sekundären PM10-Anteilen (PM10 SIA) an der ländlichen Station Schorfheide. Jahresmittelwerte 1999.	87
Abbildung 68: Berechnete PM10-Jahresmittel für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 35.	88
Abbildung 69: Berechnete relative Änderung der PM10-Jahresmittel in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten), Basislauf siehe Abbildung 35.	89
Abbildung 70: Berechnete relative Änderung der primären Komponenten des PM10-Jahresmittels in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten).	90
Abbildung 71: Berechnete relative Änderung der sekundären Komponenten des PM10-Jahresmittels in % für das fiktive Szenario „Keine Emissionen im Land Berlin“ (oben), „Keine Emissionen im Land Berlin und im Land Brandenburg“ (unten).	91
Abbildung 72: Anzahl der berechneten Tage im Jahr 1999, an denen der PM10-Tagesmittelwert größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist als Folge der Reduzierung der Berliner Emissionen auf Null (oben) bzw. der Reduzierung der Berliner und der Brandenburger Emissionen auf Null (unten). (Basislauf siehe Abbildung 36).	92
Abbildung 73: Funktionsweise des CPB-Modells. Übernommen aus Ostmann et al. (1996)	96
Abbildung 74: Diagramm der prinzipiellen Mechanismen des Vortex-Modells im CPB-Modell. Übernommen aus Ostmann et al. (1996).	96
Abbildung 75: Die Schildhornstraße in Berlin-Steglitz mit der Lage der Messstationen 117 und der mobilen Station 88.	97
Abbildung 76: Das RCG-Rechengitter im Bereich Berlin. Die schwarz umrandete Gitterbox kennzeichnet die Lage der Schildhornstraße im Rechengitter.	97
Abbildung 77: Die Straßengeometrie der Schildhornstraße im Bereich des für die CPB-Anwendung gewählten Querschnitts.	98
Abbildung 78: Gemessene und berechnete PM10-Tagesmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Schildhornstraße in Berlin-Steglitz. Rechte Straßenseite, Blickrichtung Süd, am Ort des Messcontainers MC117.	101
Abbildung 79: Gemessene und berechnete NO_x -Stundenmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Schildhornstraße in Berlin-Steglitz. Rechte Straßenseite, Blickrichtung Süd, am Ort des Messcontainers MC117.	101

15. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Landnutzungskategorien für die Landnutzungsdatenbasis des RCG-Modells.....	7
Tabelle 2: Verhältnis der Emissionen im Modellgebiet Berlin-Brandenburg, normiert auf die großräumigen TNO-CORINAIR-Emissionen. Weitere Erläuterungen im Text.	13
Tabelle 3: Verursachergruppen nach CORINAIR	14
Tabelle 4: Emissionsänderungen in Deutschland für das Jahr 2005 und 2010 (CLE-Szenario) bezogen auf die Emissionen 1995. Weitere Erläuterungen im Text und in Stern (2003b).....	54
Tabelle 5: Zur Erstellung der Emissionen verwendete Verkehrsangaben.....	94
Tabelle 6: Schadstoffemissionsdichte (Jahresmittel) für die Schildhornstraße berechnet mit dem Emissionsmodell Mobilev. Nicht-Auspuff-Emissionen abgeschätzt nach Düring et al. (2002). Die Berechnungen basieren auf den in Tabelle 5 zusammengestellten Verkehrsdaten. Die Schildhornstraße wird als Innerorts-Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage behandelt.....	95
Tabelle 7: Gemessene und berechnete PM10- und NO _x -Kenngrößen an der Position des Messcontainers MC117 in der Schildhornstraße. Weitere Erläuterungen im Text. Bei den Rechnungen wurden die Zeiten mit Messausfällen nicht ausgewertet.....	100
Tabelle 8: Berechnete PM10- und NO _x -Kenngrößen an der Position des Messcontainers MC117 in der Schildhornstraße. Weitere Erläuterungen im Text. Basislauf 1999 sowie Szenariolauf 2005 und 2010.	103
Tabelle 9 : Anriss einer meteorologischen AUSTAL2000-Datei der Form „zeitreihe.dmna“.....	105
Tabelle 10: Anriss einer AUSTAL2000-Vorbelastungsdatei des Typs „zbpv.dmna“. Mit dem RCG-Modell für 2 Monitorpunkte (identische Werte, da Lage in derselben RCG-Box) erzeugte Zeitreihe der PM10-Vorbelastung.....	107