

Abschlussbericht zu dem F&E-Vorhaben 204 42 202/03 „Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte“ und zu dem F&E-Vorhaben 202 43 270 „Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen“

# **Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie**

Rainer Stern



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

**Januar 2006**



## Berichts-Kennblatt

BerichtsnummerUBA-FB	2.	3.
<p>4. Titel des Berichts</p> <p>Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie</p>		
<p>5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)</p> <p>Stern, Rainer</p>	<p>8. Abschlußdatum</p> <p>Januar 2006</p>	
	<p>9. Veröffentlichungsdatum</p> <p>Januar 2006</p>	
<p>6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)</p> <p>Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie</p> <p>Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10</p> <p>12165 Berlin</p>	<p>10. UFOPLAN-Nr.</p> <p style="text-align: center;"><b>204 42 202/03</b></p>	
	<p>11. Seitenzahl</p> <p>83</p>	
	<p>12. Literaturangaben</p> <p>22</p>	
<p>7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)</p> <p>Umweltbundesamt, Postfach 1406, D-06813 Dessau</p>	<p>13. Tabellen und Diagramme</p> <p style="text-align: center;">-</p>	
	<p>14. Abbildungen</p> <p>43</p>	
<p>15. Zusätzliche Angaben</p>		
<p>16. Kurzfassung</p> <p>Der Bericht beschreibt die Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID zur Abschätzung des Beitrags der deutschen bzw. der nicht-deutschen Quellen zu den PM10- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Deutschland. Insbesondere wird der Beitrag der polnischen Emissionen zu den PM10-Konzentrationen in den nord-östlichen Bundesländern und der Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM10-Konzentrationen in Polen untersucht. Es wird eine Methodik vorgestellt, die es erlaubt, den Konzentrationsbeitrag ausgewählter Quellregionen an PM10-Überschreitungstagen zu bestimmen. Schließlich werden für Straßenschluchten in Berlin die skalenabhängigen PM10-Beiträge mit Hilfe genesteter Modellanwendungen ermittelt.</p> <p>.</p>		
<p>17. Schlagwörter</p> <p>EU-Richtlinien zur Luftqualität, Ausbreitungsrechnung, grenzüberschreitender Ferntransport, REM-CALGRID-Modell, PM10-Überschreitungstage</p>		
18. Preis	19.	20.

## Report Cover Sheet

Report No.UBA-FB BBBB	2.	3.
<b>4. Report Title</b> The contribution of trans-boundary transport to the PM10 and NO2 concentrations in Germany: A model study		
<b>5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)</b> Stern, Rainer	<b>8. Report Date</b> January 2006	
	<b>9. Publication Date</b> January 2006	
<b>6. Performing Organisation (Name, Address)</b>  Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie  Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10  12165 Berlin	<b>10. UFOPLAN-Ref. No.</b>        <div style="text-align: center;"><b>20442 202/3</b></div>	
	<b>11. No. of Pages</b> 83	
	<b>12. No. of Reference</b> 22	
<b>7. Sponsoring Agency (Name, Address)</b>  Umweltbundesamt, Postfach 1406, D-06813 Dessau	<b>13. No. of Tables, Diagrams</b> -	
	<b>14. No. of Figures</b> 43	
<b>15. Supplementary Notes</b>		
<b>16. Abstract</b>  The report describes the European-wide application of the chemical transport model REM-CALGRID (RCG) to estimate the contribution of German and non-German emission sources to the PM10 and NO2 concentrations in Germany. Special attention is given to the trans-boundary transport between Poland and Germany. A method is presented, that allows the estimation of PM10 exceedance days caused by the concentration contribution of certain source areas.		
<b>17. Keywords</b> EU directives for air quality, dispersion modelling, REM-CALGRID-model, trans-boundary pollution transport, PM10 exceedance days		
<b>18. Price</b>	<b>19.</b>	<b>20.</b>

**F&E-Vorhaben FKZ 204 42 202/03**

„Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland  
durch Ferntransporte“

und

**F&E-Vorhaben FKZ 202 43 270**

„Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere  
im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterent-  
wicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen“

**Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und  
den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Deutschland unter be-  
sonderer Betrachtung der polnischen Emissionen**

**Eine Modellstudie**

Rainer Stern

**für:**

Umweltbundesamt

II 5.1

Postfach 1406

06813 Dessau

Institut für Meteorologie

Freie Universität Berlin

**Januar 2006**



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung .....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Die Problematik der PM10-Modellierung .....</b>	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>Das ACT-Modell REM-CALGRID .....</b>	<b>9</b>
<b>4</b>	<b>PM10- und NO<sub>2</sub>-Ausbreitungsrechnung für Europa und Deutschland: Jahreslauf 2002 .....</b>	<b>12</b>
4.1	<i>Modellkonfiguration .....</i>	<i>12</i>
4.2	<i>Basissimulation .....</i>	<i>13</i>
4.3	<i>Beitrag der nicht-deutschen Quellen zu den Immissionen in Deutschland.....</i>	<i>19</i>
4.4	<i>PM10- und NO<sub>2</sub>-Beitrag der polnischen Quellen zu den Immissionen in Deutschland und der deutschen Quellen zu den Immissionen in Polen.....</i>	<i>28</i>
4.4.1	<i>Modellkonfiguration und Emissionssituation .....</i>	<i>28</i>
4.4.2	<i>Der Beitrag der polnischen Emissionen zu den PM10- und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten in Deutschland.....</i>	<i>32</i>
4.4.3	<i>Der Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM10- und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten in Polen.....</i>	<i>36</i>
4.5	<i>Beitrag der östlichen Bundesländer zu den PM10- und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten .....</i>	<i>40</i>
<b>5</b>	<b>Abschätzung des Beitrags des Ferntransports zu den beobachteten PM10-Jahresmittelwerten und PM10-Überschreitungstagen .....</b>	<b>47</b>
5.1	<i>Methodik.....</i>	<i>47</i>
5.2	<i>Beitrag der polnischen Emissionen in Berlin.....</i>	<i>49</i>
5.3	<i>Beitrag der polnischen Emissionen in Brandenburg .....</i>	<i>53</i>
5.4	<i>Beitrag der polnischen Emissionen in Sachsen.....</i>	<i>56</i>
5.5	<i>Beitrag der polnischen Emissionen in Mecklenburg-Vorpommern .....</i>	<i>59</i>
5.6	<i>Beitrag der deutschen Emissionen in Polen.....</i>	<i>62</i>
<b>6</b>	<b>Ermittlung der Beiträge des Ferntransports in Berlin mit Hilfe genesteter Modellanwendungen .....</b>	<b>66</b>
6.1	<i>Überblick.....</i>	<i>66</i>
6.2	<i>Analyse der skalenabhängigen PM10-Immissionsbeiträge in Straßenschluchten.....</i>	<i>68</i>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>73</b>
<b>8</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>80</b>
<b>9</b>	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>82</b>





# 1 Einführung

Die bisherigen Anwendungen von chemischen Transportmodellen haben gezeigt, dass die Modelle inzwischen weit genug entwickelt sind, um ihren Einsatz für die Kontrolle der Luftqualität und für eine Maßnahmenplanung zu rechtfertigen. Die EU-Rahmenrichtlinie 96/62/EG (EU-RRL) über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität berücksichtigt diese Tatsache und gestattet ausdrücklich den Einsatz von Modellen zur Beurteilung der Luftqualität. Modelle können zur räumlichen Darstellung der Schadstoffverteilung in allen Skalenbereichen (National, Ballungsgebiet, Straße) eingesetzt werden, insbesondere in Gebieten, wo die Schadstoffkonzentrationen unter der jeweiligen Oberen Beurteilungsschwelle liegen.

Nach den Verpflichtungen der EU-Richtlinien müssen die zuständigen Behörden für Gebiete und Ballungsräume, in denen die Werte eines oder mehrerer Schadstoffe die Immissionsgrenzwerte überschreiten, Luftreinhaltepläne und Aktionspläne entwickeln, die letztendlich zur Einhaltung der Grenzwerte führen sollen. Insbesondere bei Maßnahmenplanungen ist der Einsatz von Modellen unerlässlich, da die Auswirkungen von Maßnahmen auf die Luftqualität nicht über Messungen bestimmt werden können.

Neben den klassischen Luftschadstoffen betrachtet die EU-RRL auch Partikel in dem Größenbereich kleiner 10 µm (PM10). Ausbreitungsmodelle wurden daher in den letzten Jahren um Module erweitert, die die zur Aerosolbildung führenden komplexen physikalisch/chemischen Prozesse simulieren. Obwohl die Entwicklung von Aerosol-Chemie-Transport-Modellen (ACT-Modelle) inzwischen schon weit fortgeschritten ist, befindet sich die Modellierung von PM10 aus vielfältigen Gründen noch nicht auf dem Entwicklungsstand der Modellierung klassischer Schadstoffe wie SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> und Ozon. In diesem Beitrag werden daher kurz die grundsätzlichen Probleme bei der Modellierung von PM10-Aerosolen diskutiert. Es folgt die Vorstellung des ACT-Modells REM-CALGRID (RCG) und die europaweite Anwendung dieses Modells zur Beschreibung der gegenwärtigen PM10-Immissionssituation unter besonderer Berücksichtigung des Beitrags verschiedener Quellregionen. Das RCG-Modell wurde mit Unterstützung des Umweltbundesamts an der FU Berlin entwickelt (Stern, 2003, 2004a) und kann zur Berechnung der langfristigen Schadstoffbelastungen in der europaweiten, der nationalen sowie der regional/urbanen Skala eingesetzt werden. Das Modell ermöglicht es, alle in den EU-Richtlinien definierten Luftqualitätswerte zu bestimmen und wurde dazu auf die speziellen Anforderungen von Jahresrechnungen unter Beibehaltung stündlicher Auflösung ausgerichtet. Die skalenübergreifende Anwendungsmöglichkeit („One-way-nesting“) erlaubt hoch aufgelöste Modellanwendungen für Ballungsgebiete unter Berücksichtigung des europaweiten Ferntransports.

Die Schadstoffbelastung in städtischen oder industriellen Ballungsräumen wird nicht nur durch lokale Quellen erzeugt, ein wesentlicher Anteil wird von außerhalb in das Ballungsgebiet transportiert. Dies gilt auch für den Feinstaub (PM10), der sich aus direkt emittierten Partikeln und in der Atmosphäre gebildeten, sog. sekundären Aerosolen zusammensetzt. Die sekundären Aerosole werden erst während des Transports über komplexe physikalisch/chemische Zusammenhänge aus den gasförmigen Vorläuferstoffen NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, und NO<sub>x</sub> gebildet und können daher über weite Strecken transportiert werden. Die Anteile des Ferntransports können nur bedingt aus Messungen abgeleitet werden. Hier bietet sich der Einsatz von Ausbreitungsmodellen an, die es gestatten, wie das RCG-Modell den Zusammenhang zwischen Emission und Immission zu quantifizieren. In diesem Beitrag werden folgende Fragen untersucht:

- Welcher Anteil der Immissionen in Deutschland ist auf außerdeutsche Quellen zurückzuführen?
- Welcher Anteil der Immissionen in den östlichen Bundesländern ist auf die Emissionen im Bundesland selbst zurückzuführen?

Und speziell

- Welchen Beitrag liefern die Emissionen von Polen zu der PM-Belastung in Deutschland, insbesondere in den östlichen Bundesländern?
- Wie weit kann man mit Modellrechnungen die skalenspezifischen Immissionsbeiträge in hoch belasteten Rezeptorgebieten, hier Straßenschluchten, quantifizieren?

Schwerpunkt der Analyse liegt beim PM<sub>10</sub>-Feinstaub, da dessen Belastungssituation an vielen Orten in Deutschland Überschreitungen der EU-Grenzwerte aufweist. Die meisten der im Folgenden präsentierten Berechnungen mit dem RCG-Modell basieren auf einer Modellanwendung für Deutschland und das benachbarte Ausland in einer Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Dies entspricht in Mitteleuropa einer Maschenweite von circa 13 bis 15 km. Für größere Stadtgebiete (z.B. Berlin oder das Ruhrgebiet) kann mit solch einer Auflösung der Beitrag der eigenen Emissionen zur städtischen Hintergrundbelastung näherungsweise betrachtet werden, für kleinere Städte, deren Durchmesser kleiner als die hier verwendete Maschenweite ist, aber nicht mehr. Hierzu sind höher auflösende Modellrechnungen notwendig, die es gestatten, den Emissionsgradienten in und um eine Stadt angemessen aufzulösen. Für die Berechnung der Beiträge des Ferntransports muss die Auflösung der Modellrechnung nicht so hoch sein wie zur Berechnung der Eigenbeiträge, da die Schadstoffe während des Transports in der Atmosphäre weiträumig verteilt werden. Diese Einschränkungen müssen bei der Bewertung der in diesem Bericht vorgestellten Angaben zum Eigenbeitrag einer Stadt berücksichtigt werden. Insbesondere an den sog. „hot-spots“, also z.B. in Straßenschluchten, dürfte der Eigenbeitrag zur Immission deutlich höher liegen als hier in dieser regionalen Modellanwendung berechnet wird. Zur Bestimmung des Beitrags solch lokaler Emissionen, sind höher auflösende Berechnungen notwendig. Eine solche Studie, die die in einer Straßenschlucht von Berlin berechneten Immissionsanteile nach ihrer Herkunft aufschlüsselt, wird ebenfalls in diesem Bericht vorgestellt.

Der europäische Hintergrund fließt in die Berechnungen über die Randbedingungen ein, die aus einer Mitteleuropa umfassenden Modellanwendung stammen. Als meteorologisches Basisjahr wird das Jahr 2002 verwendet. Die großräumigen Emissionsdaten (Visschedijk und Van der Gon, 2005; Stern, 2006) beschreiben die Situation 2000.

## 2 Die Problematik der PM10-Modellierung

Eine dem Problem angemessene Modellierung der Entstehung und Ausbreitung von Aerosolen sollte die Betrachtung aller relevanten Raumskalen umfassen, beginnend von der kontinental/nationalen zu der urbanen bis zur lokalen Skala auf Straßenschluchtniveau zur Analyse sog. ‚hot-spots‘.

Die physikalisch-chemischen Prozesse der Aerosolbildung erzwingen eine zeitliche Auflösung in der Größenordnung von einer Stunde, die Grenzwertbetrachtung der EU-RRL, die auf Stunden-, Tages- und Jahreswerten beruht, erfordert Berechnungen über einen Zeitraum von einem bis mehrere Jahre mit einer Auflösung von einer Stunde.

Zur Erfassung der Beiträge einzelner Verursachergruppen an der Gesamtmasse der primären und sekundären Aerosole muss die Entstehung und Ausbreitung aller Aerosole betrachtet werden, die einen relevanten Anteil an der Gesamtmasse stellen. Um eine für eine Maßnahmenplanung notwendige Verursachermanalyse machen zu können, müssen in den Modellen folgende Partikelquellen in dem Größenbereich kleiner 10 µm quantitativ unterschieden werden können:

- Primär emittierte anthropogene und natürliche Partikel (organisch und anorganisch),
- Über chemisch/physikalische Prozesse aus anthropogenen und natürlichen Vorläuferstoffen sekundär gebildete organische und anorganische Partikel.

Die primären Emissionen der Partikel und der Vorläuferstoffe wie NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, und der Kohlenwasserstoffe müssen dem Modell aus entsprechenden Emissionserhebungen oder Emissionsmodellen zur Verfügung gestellt werden. Die relevanten Prozesse, die zur Bildung der sekundären Aerosole führen, müssen im Modell beschrieben sein. Die Qualität der Aerosolmodellierung wird durch die Qualität der Emissionen und die Vollständigkeit der Beschreibung der ablaufenden physikalisch/chemischen Prozesse bestimmt.

Die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten ist geringer als diejenige der klassischen Stoffe wie NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>. Partikelquellen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, windbedingte Staubaufwirbelung von natürlichen Böden oder in Stadtgebieten, sowie biogene Aerosole sind unvollständig oder gar nicht erfasst, da diese Emissionen zum Teil stark von den meteorologischen Bedingungen und der Beschaffenheit des Untergrunds abhängig sind und ihre Entstehungsprozesse nicht hinreichend bekannt sind. Auch die gasförmigen Primäremissionen, die zu den organischen und anorganischen Sekundäraerosolen führen, stehen nur zum Teil zur Verfügung (z.B. biogen emittierte Isoprene und Terpene, aber auch anthropogen verursachte NH<sub>3</sub>-Emissionen). Die physikalisch/chemischen Prozesse, die zur Bildung und dynamischen Entwicklung von Aerosolen führen, sind wegen der extrem inhomogenen Eigenschaften der Aerosole bzgl. Größe, Masse, Oberfläche und Zusammensetzung nur zum Teil bekannt oder können wegen ihrer Komplexität im Rahmen von dreidimensionalen Langzeit-Modellanwendungen nur vereinfachend behandelt werden. Als Beispiel für die Unvollständigkeit der Prozessbehandlung sei hier die nicht-lineare Kopplung zwischen Wolken, Einstrahlung und Aerosolbildung oder die Wechselwirkung zwischen den verschiedenen Aerosolphasen genannt. Mit diesen Einschränkungen kann jedes Modell nur ein vereinfachendes Abbild der in der Atmosphäre ablaufenden Prozesse geben. Der Unterschied zwischen den einzelnen Modellen besteht dann auch weitgehend darin, in welchem Umfang und welcher Komplexität die einzelnen Pro-

zesse simuliert werden. Es sei noch angemerkt, dass auch die zur Überprüfung von Modellergebnissen verwendeten Messdaten oft nicht in der benötigten zeitlichen und räumlichen Auflösung vorliegen, ganz abgesehen von den messtechnischen Schwierigkeiten, die Zusammensetzung der Aerosole in der benötigten Genauigkeit zu quantifizieren. Trotz all dieser (noch) existierenden Einschränkungen befindet sich die ACT-Modellierung nicht zuletzt wegen der stetigen Steigerung der Computerleistung in einer rasanten Entwicklung und ist bereits heute ein unverzichtbares Instrument zur flächendeckenden und Zeit überspannenden Abschätzung der Aerosolbelastung.

### 3 Das ACT-Modell REM-CALGRID

Das REM-CALGRID-Modell (RCG) wurde mit Unterstützung des Umweltbundesamts an der FU Berlin entwickelt (Stern, 2003, 2004a) und kann zur Berechnung der langfristigen Schadstoffbelastungen in der europaweiten, der nationalen sowie der regional/urbanen Skala eingesetzt werden. Das Modell ermöglicht es, alle in den EU-Richtlinien definierten Luftqualitätswerte zu bestimmen und wurde dazu auf die speziellen Anforderungen von Jahresrechnungen unter Beibehaltung stündlicher Auflösung ausgerichtet. In der praktischen Anwendung bedeutet dies, dass die physikalisch-chemischen Parametrisierungen so gewählt wurden, dass einerseits eine dem Problem angemessene Darstellung der relevanten Prozesse gewährleistet ist und andererseits der Rechenzeitbedarf des Modells eine Erstellung von Jahresläufen auf einem modernen PC gestattet. Dies unterscheidet das RCG-Modell von hoch-komplexen Modellen wie z.B. dem EURAD-Modell (Ebel et al., 1997a, 1997b), in dem der gegenwärtige Stand des Wissens im Sinne einer prozessorientierten Grundlagenforschung umgesetzt ist.

Die gegenüber dem EURAD-Modell einfacheren Modellierungsansätze des RCG-Modells betreffen hauptsächlich die Behandlung der Wolken und die damit verbundene heterogene Chemie sowie die Aerosolbildung. Während z.B. EURAD die Nassphasenprozesse sehr detailliert betrachtet, begnügt sich RCG mit einfachen Auswaschansätzen. Die EURAD'schen Aerosolmodule simulieren den dynamischen Übergang von Spezies aus der Gasphase in die Aerosolphase. In den RCG-Aerosolmodulen wird dagegen immer von einem Gleichgewichtszustand zwischen Aerosol- und Gasphase ausgegangen.

Das RCG-Modell wurde in mehreren internationalen Modellvergleichen überprüft (Hass et al., 1997; Hass et al., 2003; Stern, 2004a; van Loon et al., 2004; siehe auch [www.nilu.no/projects/ccc/tfmm/index.html](http://www.nilu.no/projects/ccc/tfmm/index.html), <http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/citydelta>, <http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/eurodelta>). Insgesamt haben alle Ergebnisvergleiche gezeigt, dass die Ergebnisgüte des mittelkomplexen RCG-Modells durchweg vergleichbar mit derjenigen anderer, zum Teil deutlich komplexerer Modelle ist. Dies bestätigt den für das RCG-Modell gewählten mittelkomplexen Modellansatz.

Die wesentlichsten Bestandteile des RCG-Modells sind:

- Dynamisches oder festes vertikales Koordinatensystem mit einer beliebigen Anzahl von Modellschichten. In der Horizontalen Wahl zwischen einem geographischen oder einem rechtwinkligen Koordinatensystem,
- Ein absolut massenerhaltendes „operator-splitting“-Verfahren,
- Ein sehr genauer und trotzdem nicht-rechenintensiver Algorithmus für die Horizontaladvektion,
- Module für die trockene und nasse Deposition,
- Die neuesten Versionen der chemischen Module CBM4 und SAPRC93,
- Eine Parametrisierung der SO<sub>2</sub>-Oxidation in Wolken unter Berücksichtigung der O<sub>3</sub> und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Reaktionen in der Nassphase,
- Behandlung der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Problematik ,

- Ein Aerosol-Modul zur Bestimmung der sekundären anorganischen Aerosole,
- Ein Aerosol-Modul zur Bestimmung der sekundären organischen 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.

Der meteorologische Antrieb des Modells wird aus meteorologischen Beobachtungen mit dem am Institut für Meteorologie der FU Berlin betriebenen Programmsystem TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Meteorological Procedures for Environmental Research) erstellt (siehe Kerschbaumer und Reimer, 2003).

Die Emissionsdaten werden verursachergruppenspezifisch aus den zur Verfügung gestellten Daten für die Modellrechnungen aufbereitet. Emissionen der Stoffgruppen  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ , CO,  $\text{NH}_3$ , Benzol, PM10, PM2.5 und VOC müssen dem Modell in Form von Punkt- oder Flächenquellen vorgegeben werden. Flächenquellen emittieren dabei wahlweise in die Bodenschicht oder in die zweite Modellschicht. Für die Punktquellen wird aus den Kenndaten der Quelle und lokalen meteorologischen Größen eine effektive Schornsteinhöhe bestimmt. Die Übergabe der Emissionen erfolgt dann in die dazugehörige Modellschicht. Flächen- und Punktquellen werden im Modell als Volumenquellen behandelt, d.h. die Emissionen verteilen sich unmittelbar in der betreffenden Gitterzelle.

PM10 umfasst alle Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10  $\mu\text{m}$ , unabhängig von deren chemischen Zusammensetzung, deren Entstehungsgeschichte oder deren Ursprung. Da die Aerosolbehandlung im RCG-Modell relativ einfach gehandhabt wird und viele der chemischen und physikalischen Prozesse vernachlässigt werden müssen, um den Charakter eines operationell einsetzbaren Langfristmodells nicht zu verlieren, setzt sich PM10 im Modell nur aus relativ wenigen Spezies zusammen:

$$\text{PM10} = \text{RPM25} + \text{PMCO} + \text{EC} + \text{OC} + \text{SIA} + \text{SOA} + \text{Na} + \text{Cl} + \text{WBDU}$$

RPM25, PMCO, EC und OC bezeichnen die primären Aerosole, SIA und SOA die anorganischen (SIA) und organischen (SOA) sekundären Aerosole.

Die Emissionsdatenbasis liefert die primären PM10-Emissionen aufgeteilt in zwei Kategorien, PM in der groben Fraktion ( $\text{PM}_{10} > 2.5 \mu\text{m}$ , PMCO) und Partikel mit einem Durchmesser kleiner 2.5  $\mu\text{m}$  (PM2.5). Die PM2.5-Emissionen werden mit Hilfe verursachergruppenspezifischer Faktoren in die Untergruppen EC (Elementarer Kohlenstoff) und OC (Organischer Kohlenstoff) und einen mineralischen Rest (RPM25) aufgeteilt. Aufgewirbelter Bodestaub (WBDU) und die Seesalzbestandteile Na und Cl werden getrennt behandelt.

Der photochemische Gasphasenmechanismus enthält die Gasphasenoxidation des Schwefeldioxids zu Schwefelsäure einschließlich einer einfachen Parametrisierung der Nassphasenoxidation unter Berücksichtigung der  $\text{O}_3$ - und  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Reaktionen in der Nassphase.

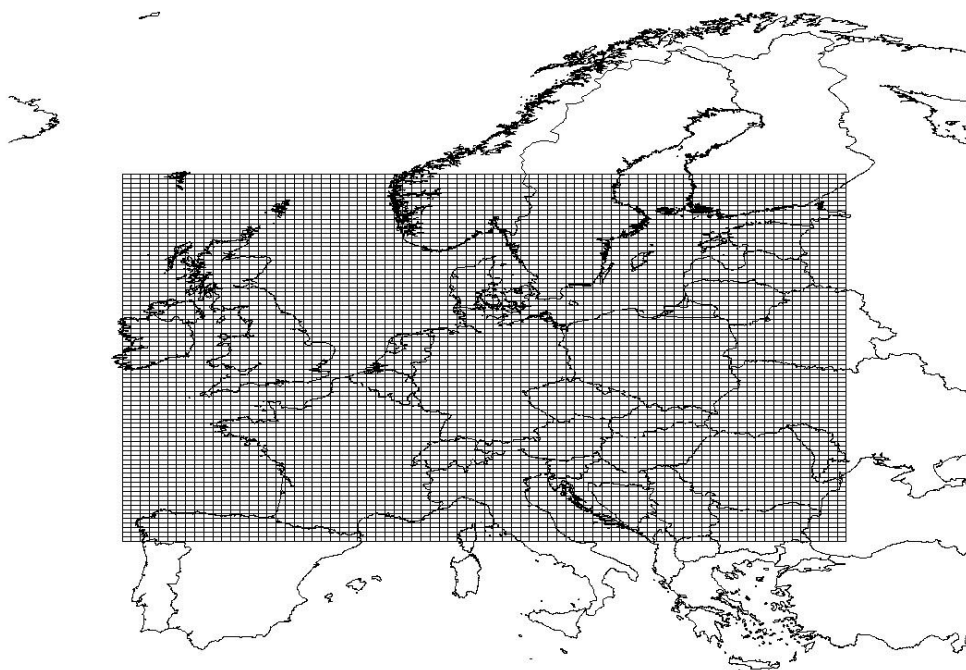
Das anorganische Aerosolmodul ISORROPIA (Nenes et al., 1998) behandelt die thermodynamischen Gleichgewichtsreaktionen der Sulfat-, Nitrat-, Ammonium-Aerosolkomponenten  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , sowie von Na und Cl in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte und den Gasphasenkonzentrationen von Salpetersäure, Schwefelsäure und Ammoniak. Das organische Modul SORGAM (Schell et al., 2001) liefert die Konzentrationen der organischen Aerosole. Alle PM10-Komponenten werden transportiert und unterliegen der nassen und trockenen Deposition.

## 4 PM10- und NO<sub>2</sub>-Ausbreitungsrechnung für Europa und Deutschland: Jahreslauf 2002

### 4.1 Modellkonfiguration

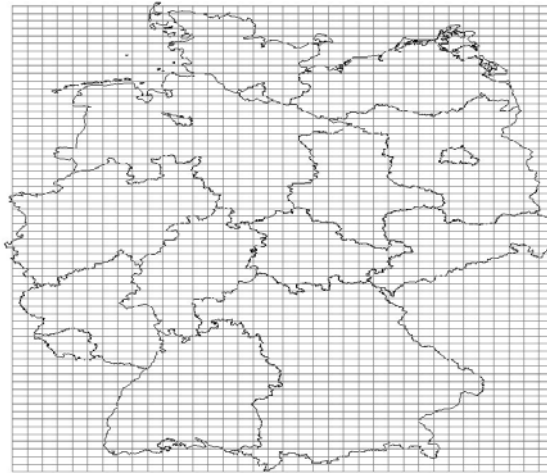
Das RCG-Modell wurde zur Berechnung des europäischen Hintergrunds (Nest 0) auf das in der Abbildung 1 gezeigte Modellgebiet angewendet. Die horizontale Auflösung beträgt in einem geographischen Koordinatensystem 0.5° Länge und 0.25° Breite. Als chemischer Gasphasenmechanismus wurde der CBM-IV-Mechanismus benutzt. Für alle Läufe wurden PM10-Konzentrationen unter Verwendung des anorganischen ISORROPIA-Aerosolmoduls und des organischen SORGAM-Aerosolmoduls berechnet. Die seitlichen und oberen Randbedingungen wurden für alle Spezies außer Ozon nach dem für das EMEP-Modell (EMEP, 2003) entwickelten Verfahren aus Hintergrundwerten berechnet. Für Ozon wurden die Randbedingungen aus der von Logan (1998) entwickelten Ozonklimatologie zeit- und raumabhängig abgeleitet. In der Vertikalen wird die Atmosphäre mit 8 Schichten aufgelöst von denen sich 5 Schichten unter 1000 m über Grund befinden. Als Emissionsdaten wurden die von der TNO, Niederlande, für Europa erstellten Daten verwendet (Visschedijk und Van der Gon, 2005).

Die Rechnung zur Bestimmung der Beiträge ausgewählter Regionen zur Immissionsbelastung in Deutschland (Nest 1) erfolgte in dem Gebiet der Abbildung 2 mit einer Auflösung von 0.25° Länge und 0.125° Breite unter der Verwendung von Randbedingungen, die aus dem europäischen Rechenlauf abgeleitet wurden. Für die spezielle Behandlung des Beitrags der polnischen Emissionen wurde dieses Gebiet bis nach 25° Ost erweitert.



**Abbildung 1** Großräumiges RCG-Modellgebiet mit einer Maschenweite von 0.25° Breite und 0.5° Länge.



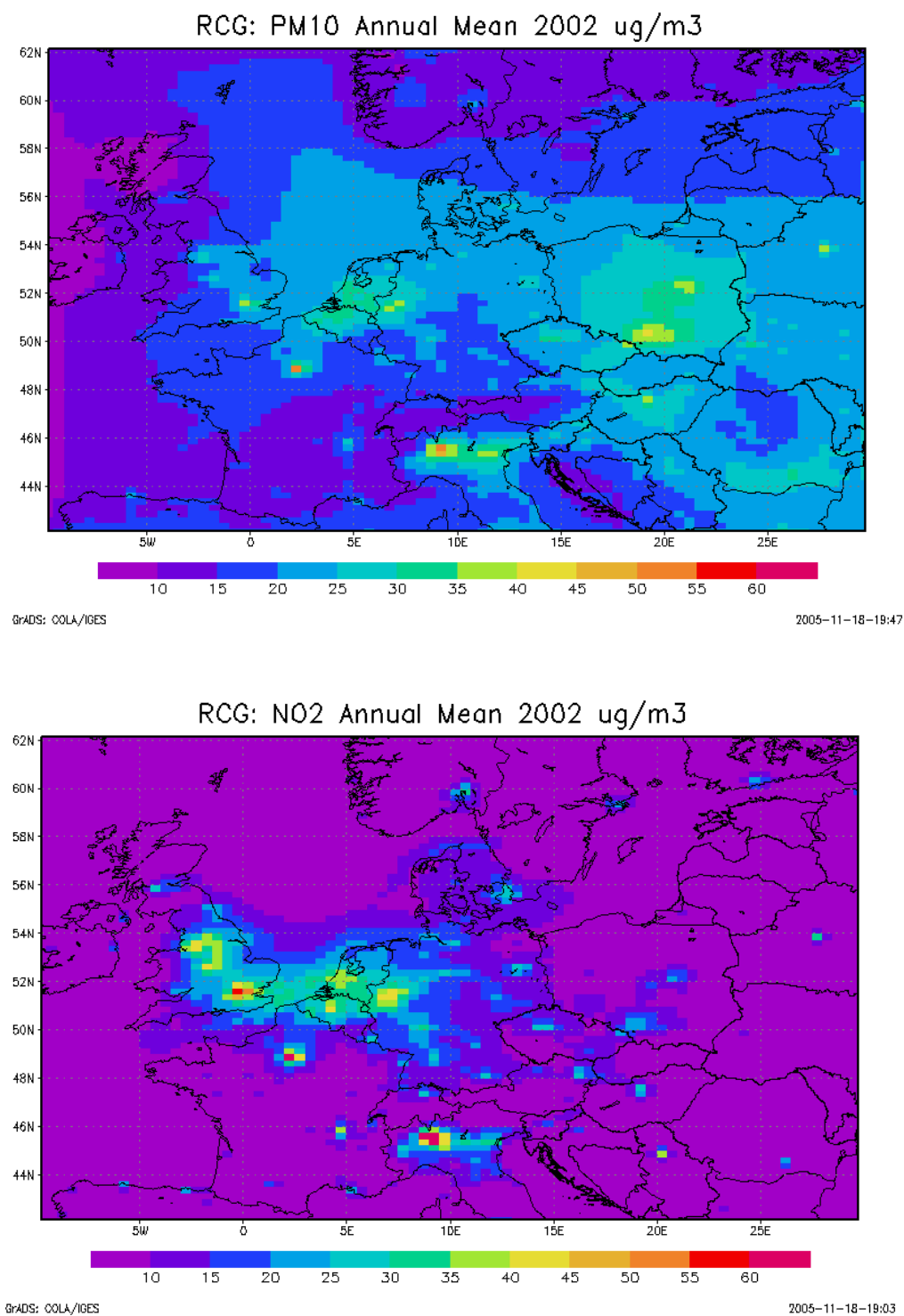


**Abbildung 2** RCG-Modellgebiet für Deutschland und seine östlichen Nachbarländer mit einer Maschenweite von  $0.125^\circ$  Breite und  $0.25^\circ$  Länge.

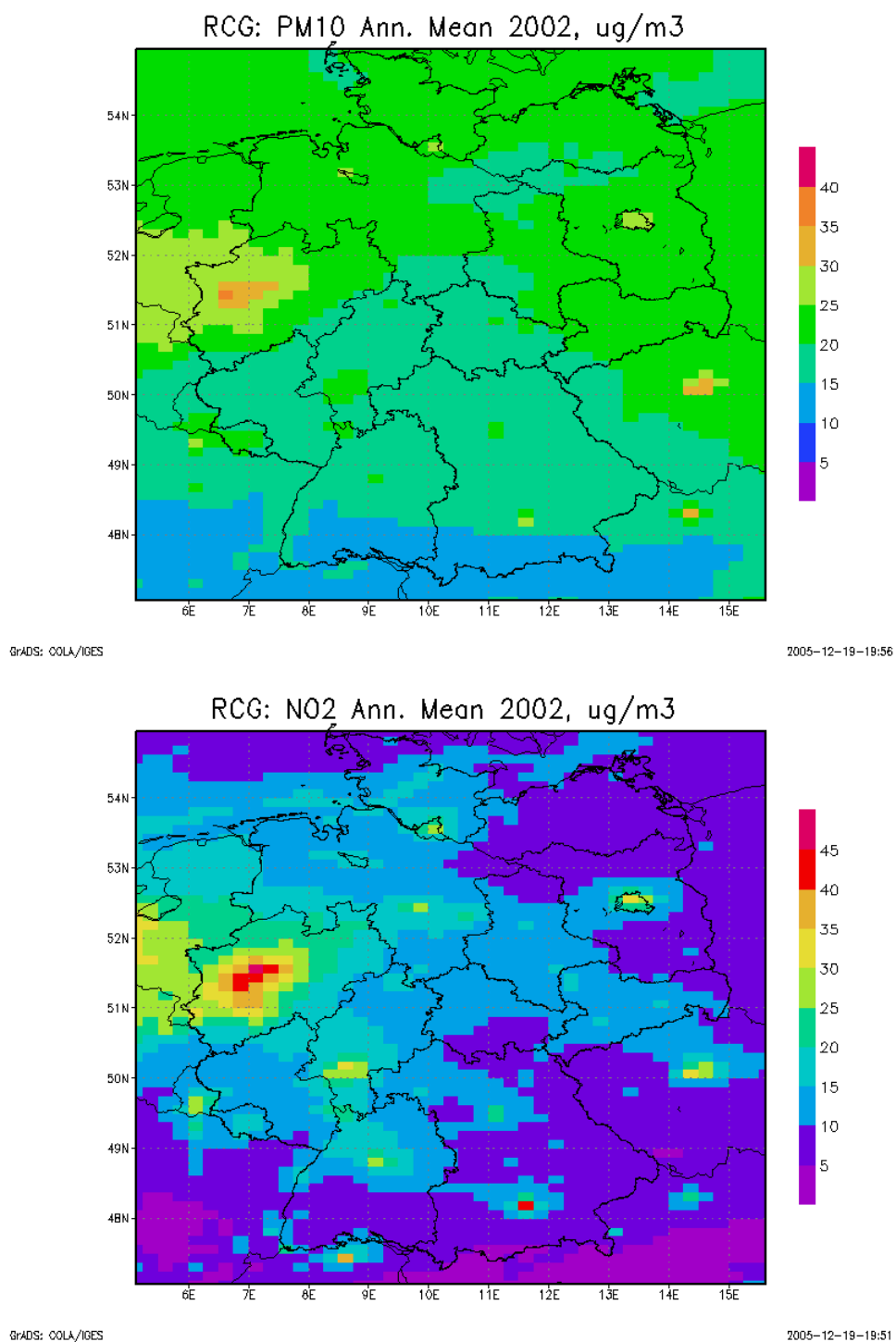
## 4.2 Basissimulation

Die Abbildung 3 zeigt die für das Jahr 2002 berechneten  $\text{NO}_2$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Jahresmittelwerte in Europa,  $\text{PM}_{10}$  unter Einbeziehung der Seesalz-Aerosole und des aufgewirbelten Bodenstaubs. Die höchsten  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen werden in den großen Ballungsgebieten bzw. Industriezentren Europas sowie über der Nordsee berechnet. In Deutschland sind Teile des Ruhrgebiets mit Werten zwischen  $35$  und  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  die höchstbelasteten Gebiete. Auch die  $\text{NO}_2$ -Spitzenkonzentrationen werden in den großen Ballungszentren Europas berechnet. London, Paris und Mailand sind die am höchsten belasteten Regionen. Der Immissionssschwerpunkt liegt beim  $\text{NO}_2$  im westlichen Europa während beim  $\text{PM}_{10}$  sich auch östliche Ballungsgebiete, wie z. B. der Raum Kattowitz in Südpolen, deutlich in der Immissionsverteilung abheben.

Abbildung 5 Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die Anteile der primären Aerosole, der sekundären Aerosole sowie des  $\text{PM}_{2.5}$  am Gesamt- $\text{PM}_{10}$  in Deutschland. Die höchsten Konzentrationen der Primärkomponenten liegen durchweg in den Ballungsräumen Deutschlands. Das Immissionsfeld der sekundären Komponenten zeichnet sich durch einen sehr geringen Gradienten aus, da diese Komponenten erst während des Transports der Vorläufer gebildet werden. Im Allgemeinen liegt der Anteil der sekundären Aerosole am Gesamt- $\text{PM}_{10}$  in den Ballungsgebieten unter 50%, in den emissionsarmen Regionen aber weit über 50%. Der Anteil des  $\text{PM}_{2.5}$  am  $\text{PM}_{10}$  liegt in den großen Ballungsräumen zwischen 60 und 75%, in den mehr ländlichen Regionen höher. Richtung Küste nimmt der  $\text{PM}_{2.5}$ -Anteil ab, da hier die Anteile der Seesalzkomponenten des  $\text{PM}_{10}$ , die zur Grobfraction ( $>2.5\mu\text{m}$ ) gehören, zunehmen.

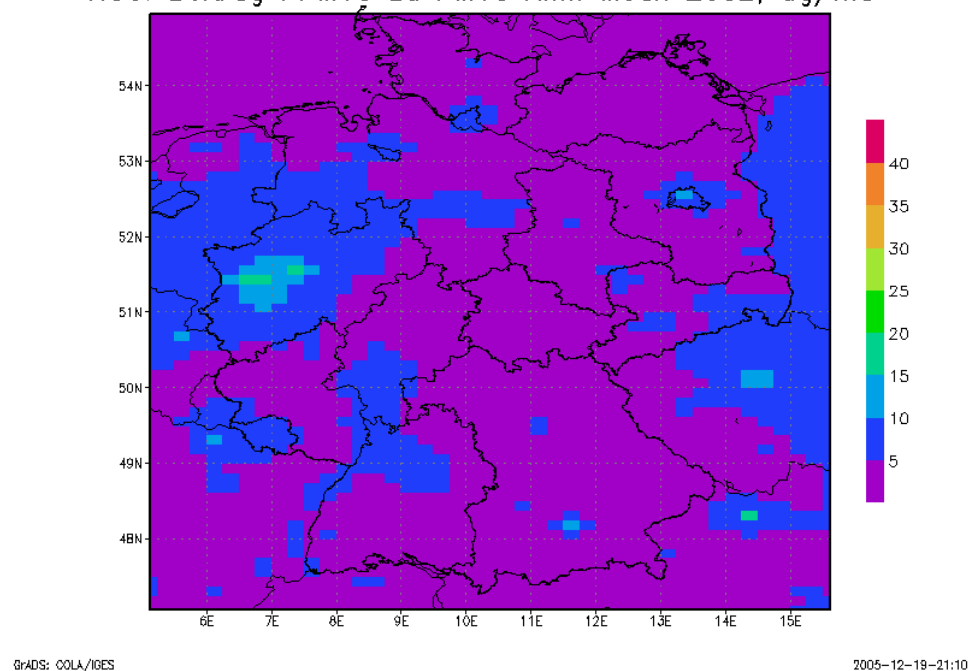


**Abbildung 3** Berechnete PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte 2002 in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Nest 0: 0.25° Breite, 0.5° Länge

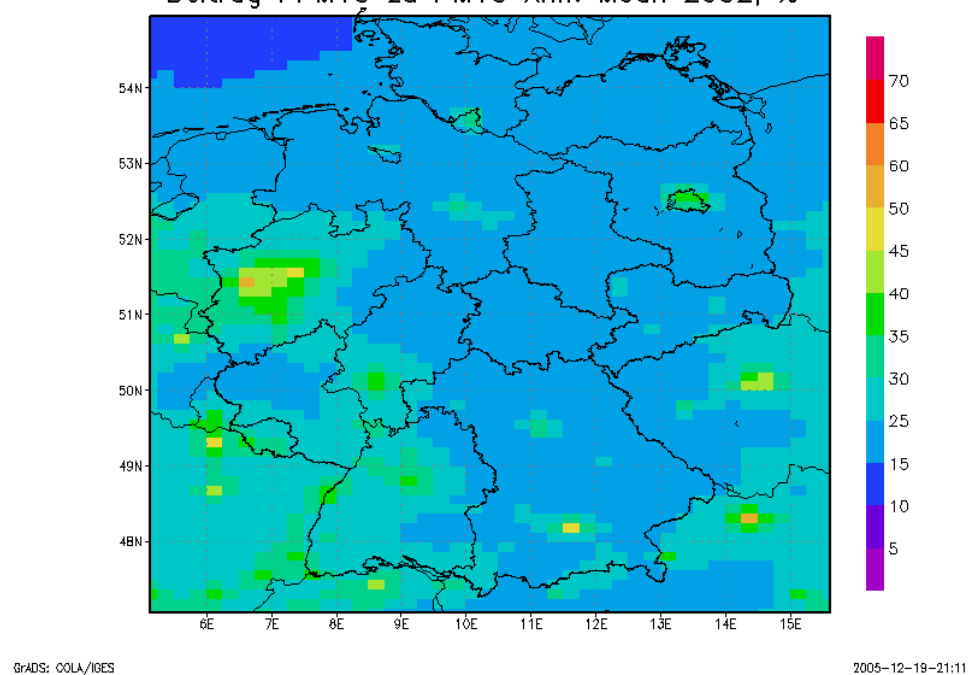


**Abbildung 4** Berechnete PM10 und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte 2002 in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Nest 1: 0.125° Breite, 0.25° Länge

RCG: Beitrag PPM10 zu PM10 Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

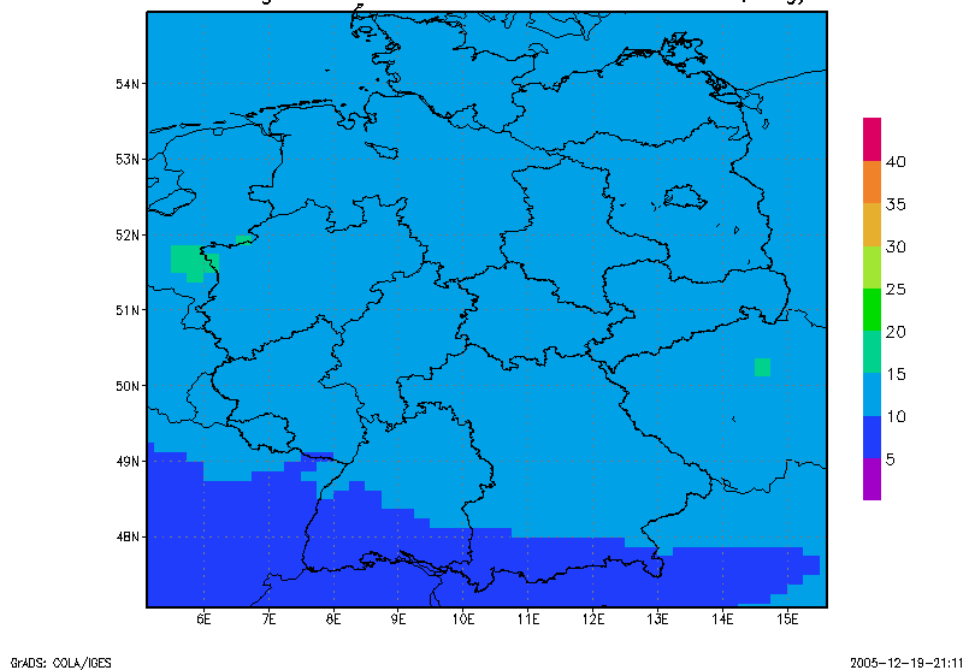


Beitrag PPM10 zu PM10 Ann. Mean 2002, %

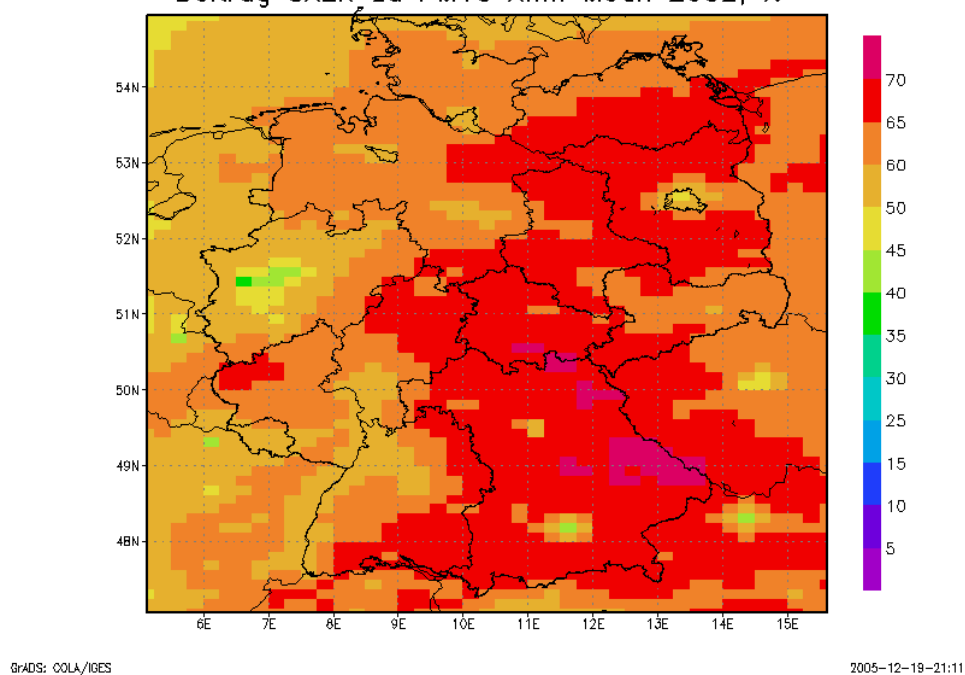


**Abbildung 5** Berechnete Jahresmittelwerte 2002 der Primären PM10-Bestandteile (PPM10) in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1

RCG: Beitrag SAER zu PM10 Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

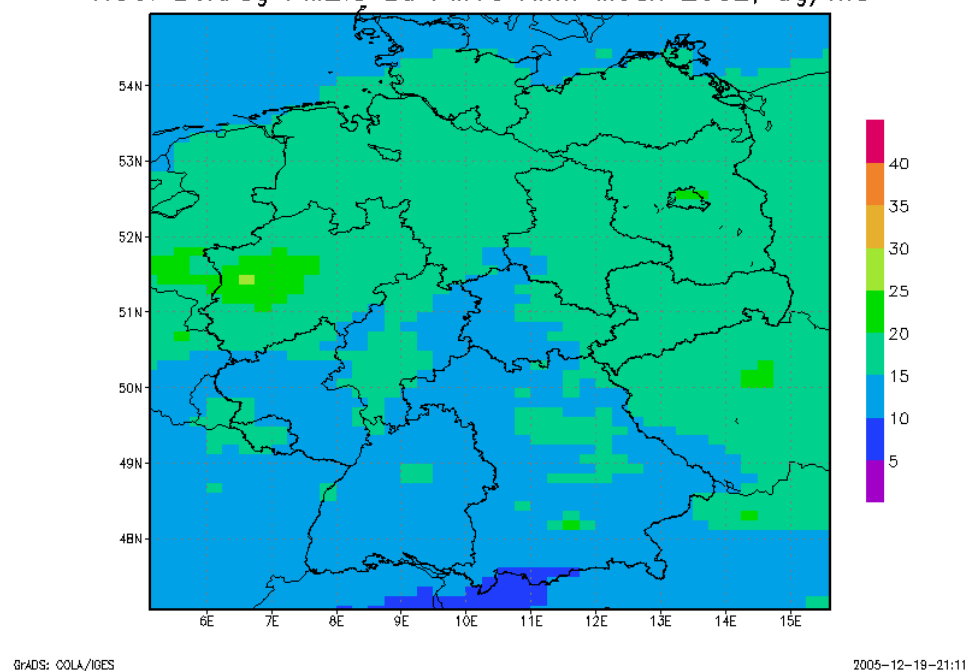


Beitrag SAER zu PM10 Ann. Mean 2002, %

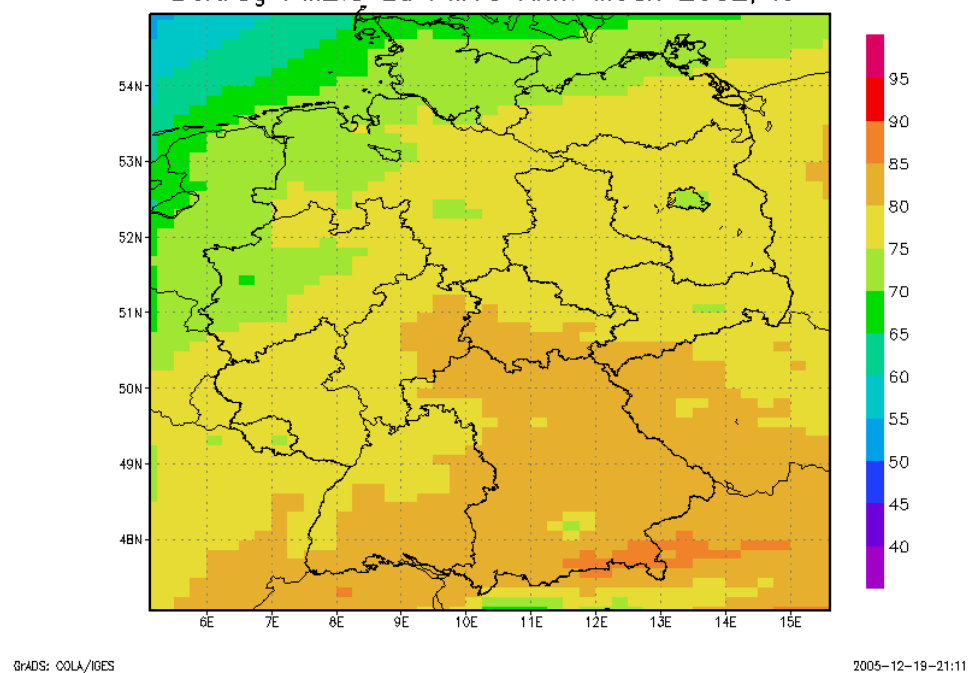


**Abbildung 6** Berechnete Jahresmittelwerte 2002 der Sekundären PM10-Bestandteile (SAER) in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1

RCG: Beitrag PM2.5 zu PM10 Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



Beitrag PM2.5 zu PM10 Ann. Mean 2002, %



**Abbildung 7** Berechnete Jahresmittelwerte 2002 PM2.5 in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1

### 4.3 Beitrag der nicht-deutschen Quellen zu den Immissionen in Deutschland

Der Beitrag der Emissionen außerhalb von Deutschland zu den Immissionen innerhalb von Deutschland kann entweder durch Nullsetzen aller Emissionen in Deutschland oder durch Nullsetzen aller Emissionen außerhalb von Deutschland bestimmt werden. Für inerte Schadstoffe führen beide Rechnungen zu demselben Ergebnis, für chemisch reagierende Stoffe aber nur näherungsweise, was eine Folge der nichtlinearen Beziehungen zwischen den Vorläuferemissionen und den über eine komplexe Kette chemischer Reaktionen entstehenden Folgeprodukten  $\text{NO}_2$  und  $\text{PM}_{10}$  ist. Eine Änderung der Zusammensetzung der Emissionen führt auch zu einer Änderung der chemischen Abläufe und damit zu einer Änderung der Konzentrationsbeiträge. Für  $\text{PM}_{10}$  wird das Ergebnis noch weiter kompliziert, da zu der  $\text{PM}_{10}$ -Immission auch die natürlichen  $\text{PM}$ -Emissionen beitragen, deren Emissionen höchst unsicher sind und die direkten Maßnahmen kaum zugänglich sind. Aus diesen Gründen können die berechneten Beiträge der betrachteten Regionen zur Gesamtkonzentration auch nur als Näherung betrachtet werden.

Für diese Studie wurden beide Läufe durchgeführt:

- Lauf A: Anthropogene Emissionen in Deutschland auf Null gesetzt,
- Lauf B: Anthropogene Emissionen außerhalb von Deutschland und über die seitlichen Ränder einströmende Schadstoffmassen auf Null gesetzt.

Alle anderen Eingangsdaten blieben unverändert. Auch die natürlichen  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen wurden für diese Szenarienläufe nicht verändert.

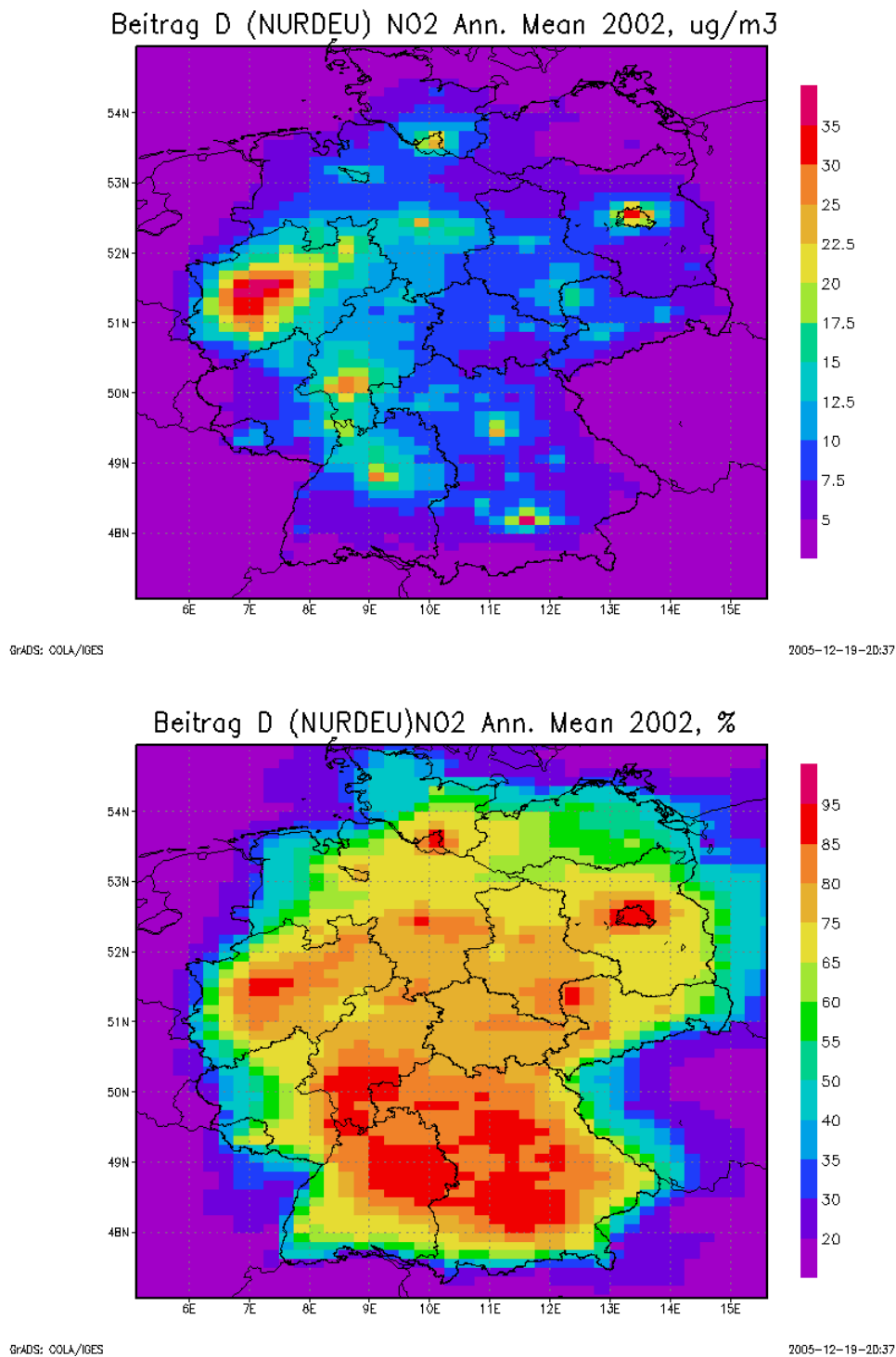
Die Ergebnisse des Laufs B, dessen chemisches Regime über Deutschland weniger vom Grundzustand abweicht als das des Laufes A, werden zur Ermittlung der Immissionsverteilung in Deutschland ohne die ausländischen Emissionsbeiträge benutzt. Die Auswertung des Laufs A zeigt aber, dass beide Läufe zu einem ähnlichen Ergebnis für die im Folgenden beschriebenen Beiträge der ausländischen Emissionen zu den Immissionen in Deutschland führen.

Die sich aus dem Rechenlauf B ergebenden Konzentrationsverteilungen zeigt die Abbildung 8. Es ist offensichtlich, dass der überwiegende Anteil der  $\text{NO}_2$ -Immissionen in Deutschland aus deutschen Quellen stammt. In den Ballungsgebieten liegen die prozentualen Anteile der deutschen Emissionen an den  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerten über 80%. Schaltet man dagegen die deutschen Emissionen ab (Lauf A) so erhält man die zu Abbildung 8 komplementäre Konzentrationsverteilung der Abbildung 9. In großen Teilen Deutschlands würden die  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte ohne die deutschen Emissionen unter  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sinken. Lediglich in den Grenzgebieten werden höhere Konzentrationen erreicht. Insbesondere im Westen Deutschlands macht sich der Transport von Stickoxiden aus den Benelux-Ländern deutlich bemerkbar. Der nicht unbedeutende Beitrag des Schiffsverkehrs zu den  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen zeigt sich entlang des Nord-Ostseekanals und entlang der deutschen Küsten, wo auch ohne die deutschen Emissionen immer noch  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte zwischen 10 und  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet werden. Insgesamt liegt der Beitrag der Emissionen außerhalb Deutschlands zu den  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerten in den deutschen Ballungsgebieten aber unter 20%.

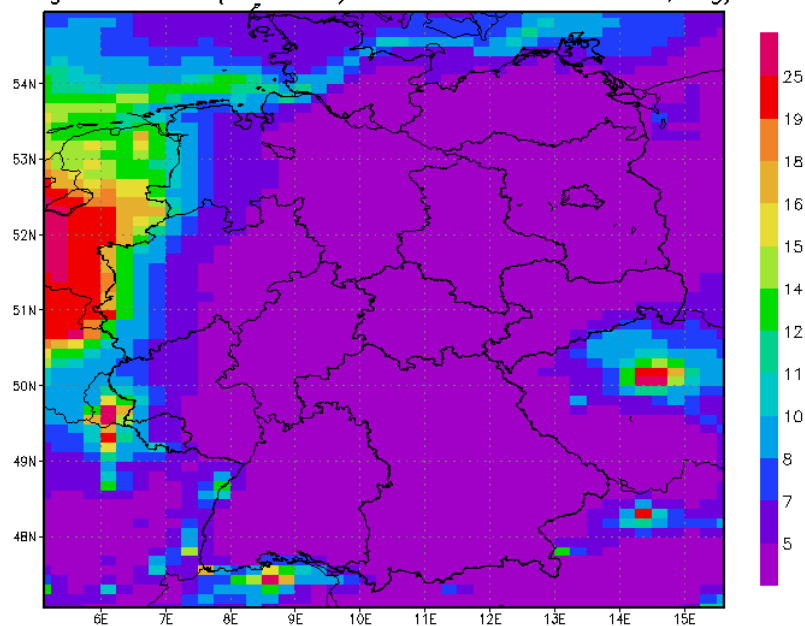
Die entsprechenden Auswertungen für PM<sub>10</sub> zeigen Abbildung 10 und Abbildung 11. Insgesamt ist der ausländische Beitrag zu den PM<sub>10</sub>-Konzentrationen deutlich höher als der zu den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen. Selbst in den Ballungsgebieten können je nach Lage und Größe noch zwischen 20 und 40% der berechneten PM<sub>10</sub>-Jahresmittel auf ausländische Beiträge zurückgeführt werden. Die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen sinken ohne die deutschen Emissionen in den zentralen und südlichen Regionen Deutschlands im Vergleich zum Basislauf auf unter 10 µg/m<sup>3</sup> ab, in den westlichen und östlichen Randgebieten werden noch 15-20 µg/m<sup>3</sup> erreicht. Im Osten Deutschlands macht sich der PM-Transport aus den Staaten Osteuropas sehr viel deutlicher bemerkbar als der NO<sub>2</sub>-Transport. Der Vergleich der Beiträge der ausländischen Quellen zu den primären, direkt emittierten PM-Konzentrationen mit denen zu den sekundären Aerosolen (Abbildung 12 und Abbildung 13) zeigt, dass insbesondere in den Ballungsräumen der Großteil des primären PM aus Quellen innerhalb von Deutschland stammt. Bei den sekundären Aerosolen, die aus den gasförmigen Vorläuferstoffen NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub> gebildet werden, überwiegt in vielen Gebieten Deutschlands der Beitrag des Ferntransports von Quellen außerhalb von Deutschland. Der relative Anteil der ausländischen Quellen an der PM<sub>2.5</sub>-Immission in Deutschland (Abbildung 14) ist höher als derjenige an der PM<sub>10</sub>-Immission (Abbildung 11), da sich das PM<sub>2.5</sub> zum großen Teil aus sekundären Aerosolen zusammensetzt, die erst während des Transports in der Atmosphäre entstehen.

Bei den obigen Abschätzungen muss berücksichtigt werden, dass alle gegenwärtig eingesetzten Transportmodelle die gemessenen hohen PM<sub>10</sub>-Spitzenwerte unterschätzen (Stern, 2004a; van Loon et al., 2004), was zum Teil auf fehlende Quellen, zum Teil auf eine unvollständige Prozessbehandlung zurückzuführen ist. Auch Ungenauigkeiten in der messtechnischen Bestimmung der Aerosolmasse spielen eine Rolle. Chemische Analysen können im Schnitt nur circa 70% der PM<sub>10</sub>-Masse erklären (Putaud et al., 2004). Der fehlende Rest wird hauptsächlich Wasseranteilen im Aerosol und den Ungenauigkeiten bei der messtechnischen Bestimmung der organischen Komponenten zugeschrieben. Dieser Wasseranteil wird in den Modellrechnungen nicht erfasst. Der im Vergleich mit Messungen fehlende PM<sub>10</sub>-Beitrag in der Modellrechnung hat in der hier vorgenommenen Abschätzung insbesondere Auswirkungen auf die relativen Aussagen. Da die Modelle die beobachteten Konzentrationen der anorganischen sekundären Aerosole, die den Hauptanteil der sekundären Aerosole und damit auch den Hauptanteil am Ferntransport stellen, in der richtigen Größenordnung simulieren (Stern, 2004a; van Loon, 2004), kann man davon ausgehen, dass die „hausgemachten“ Anteile des PM<sub>10</sub> eher höher liegen als hier berechnet.



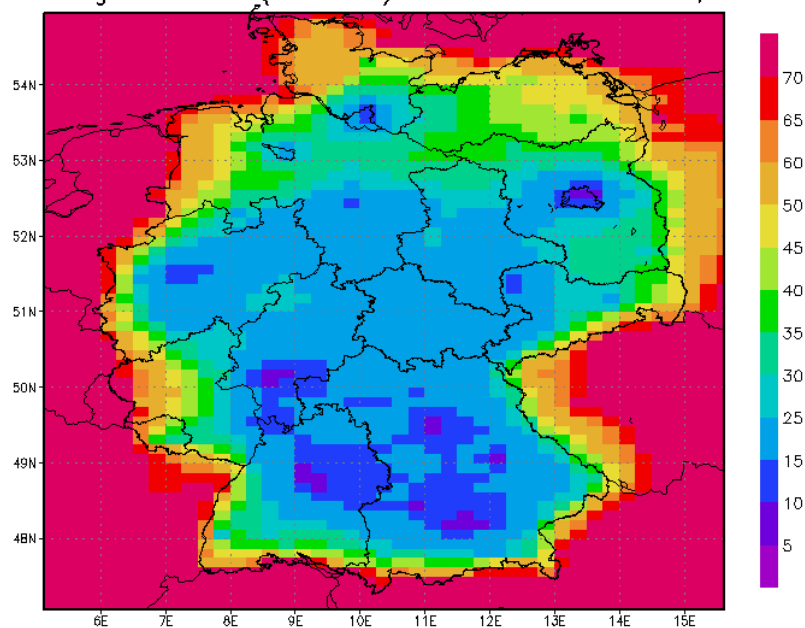


**Abbildung 8** Berechnete NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland ohne die ausländischen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil an der Immission resultierend aus allen europäischen Emissionen (unten).

Beitrag NICHT-D (NURDEU) NO<sub>2</sub> Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 

GrADS: COLA/IGES

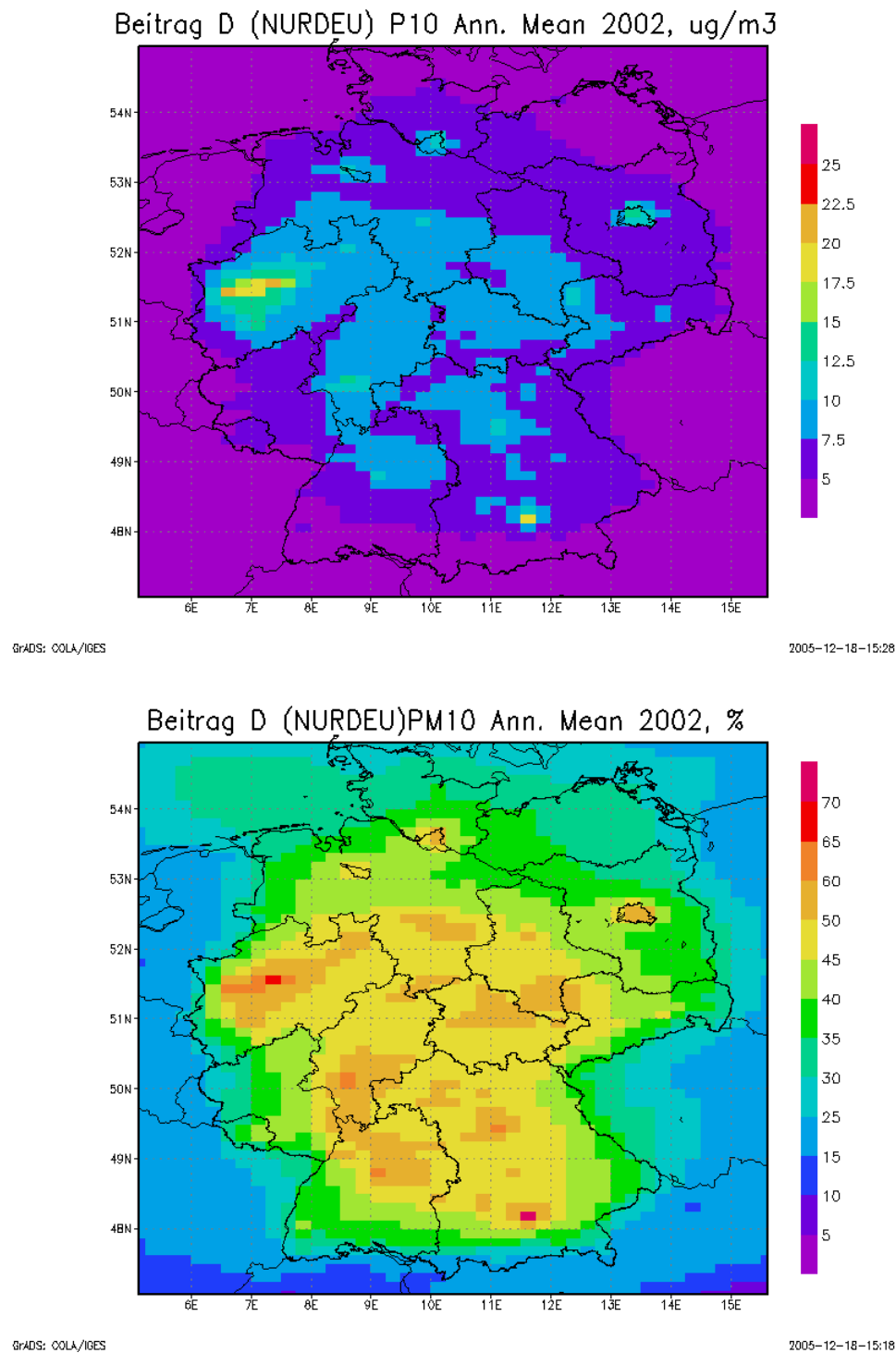
2005-12-19-20:37

Beitrag NICHT-D (NURDEU)NO<sub>2</sub> Ann. Mean 2002, %

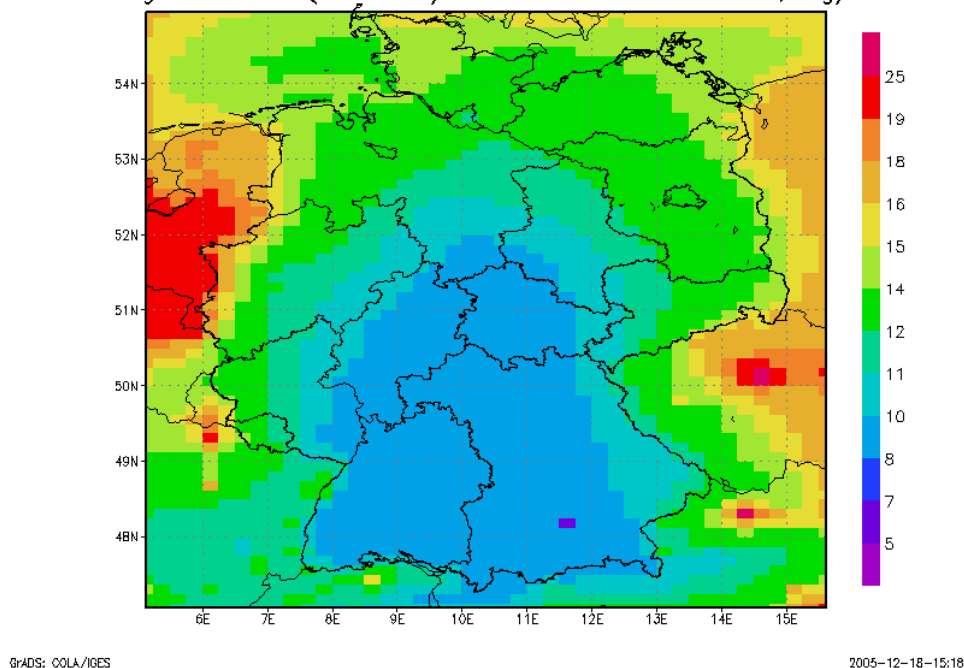
GrADS: COLA/IGES

2005-12-19-20:37

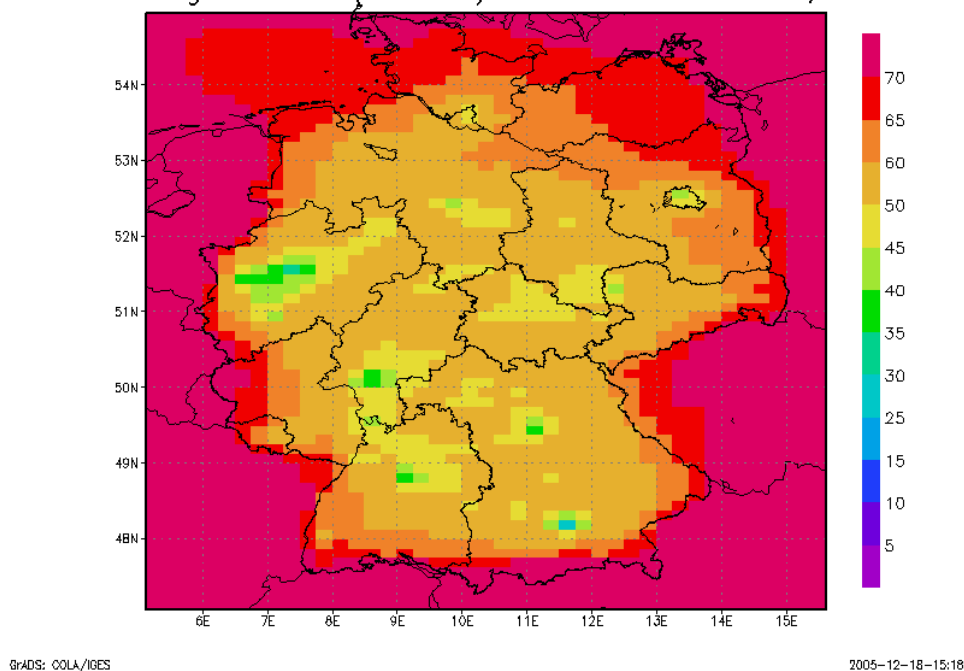
**Abbildung 9** Berechnete NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte 2002 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der NO<sub>2</sub>-Immission des Basislaufs mit allen europäischen Emissionen (unten).



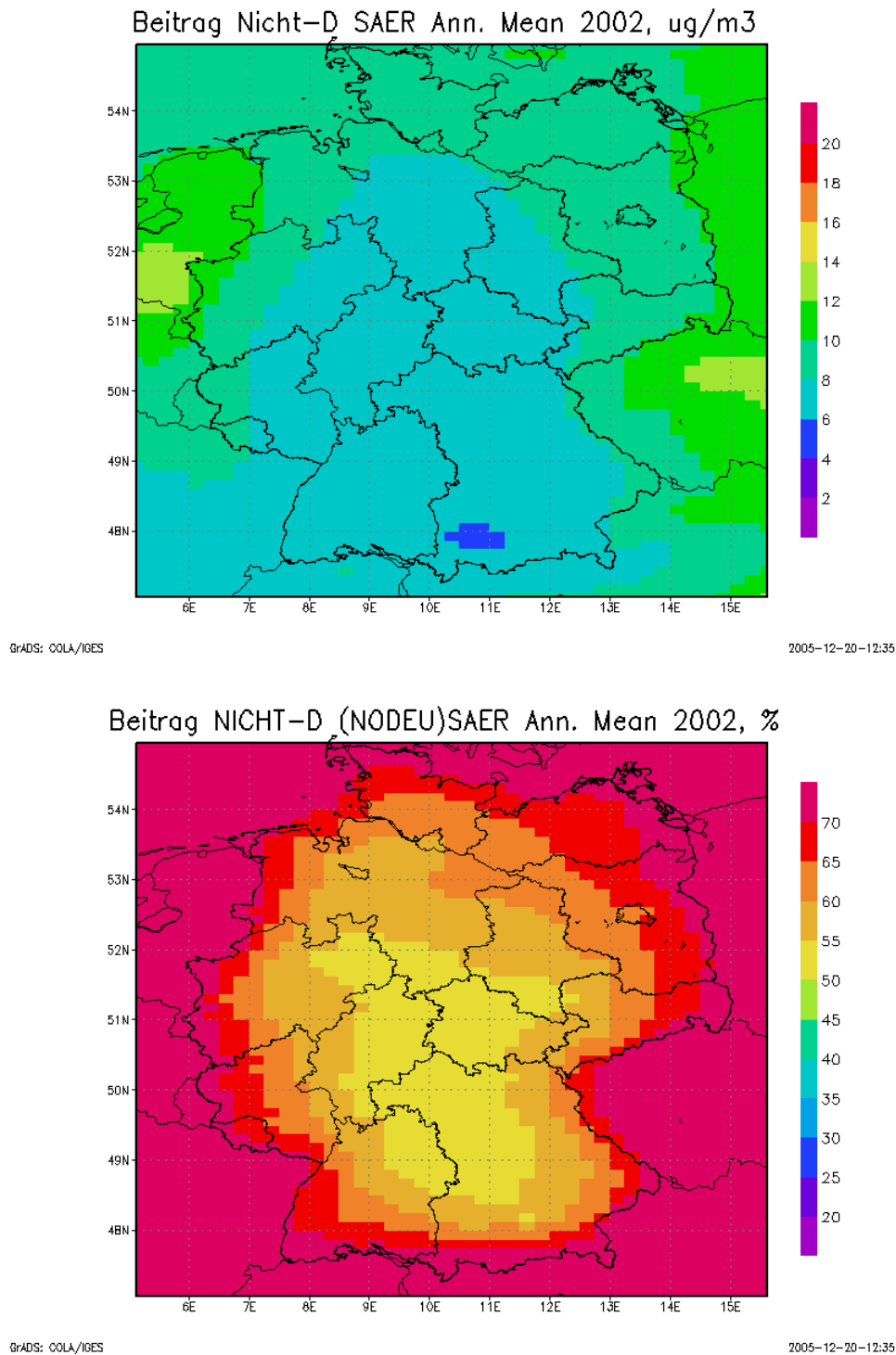
**Abbildung 10** Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland ohne die ausländischen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil an der PM10-Immission des Basislaufs mit allen europäischen Emissionen (unten).

Beitrag NICHT-D (NURDEU) PM10 Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 

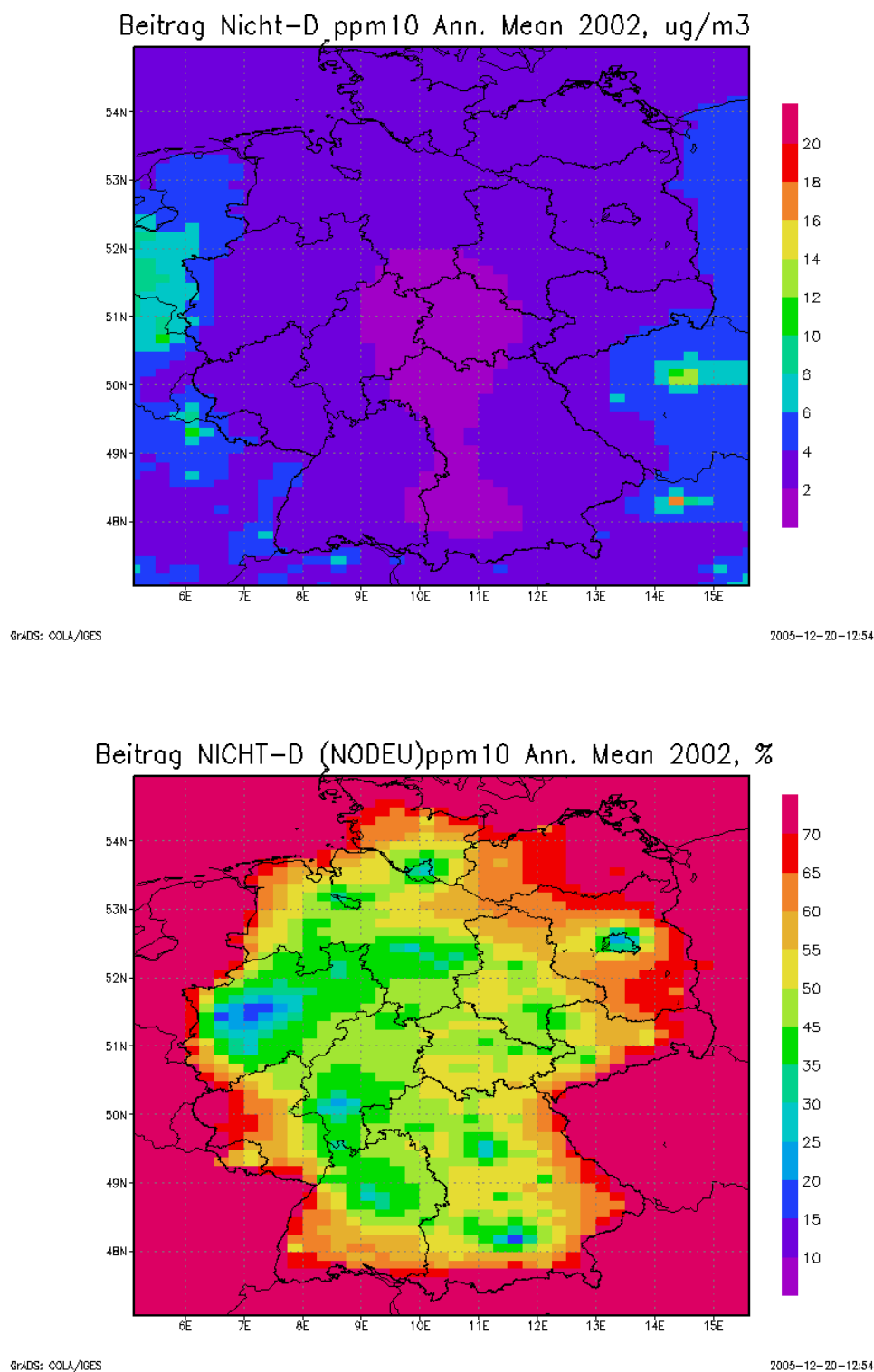
Beitrag NICHT-D (NURDEU) PM10 Ann. Mean 2002, %



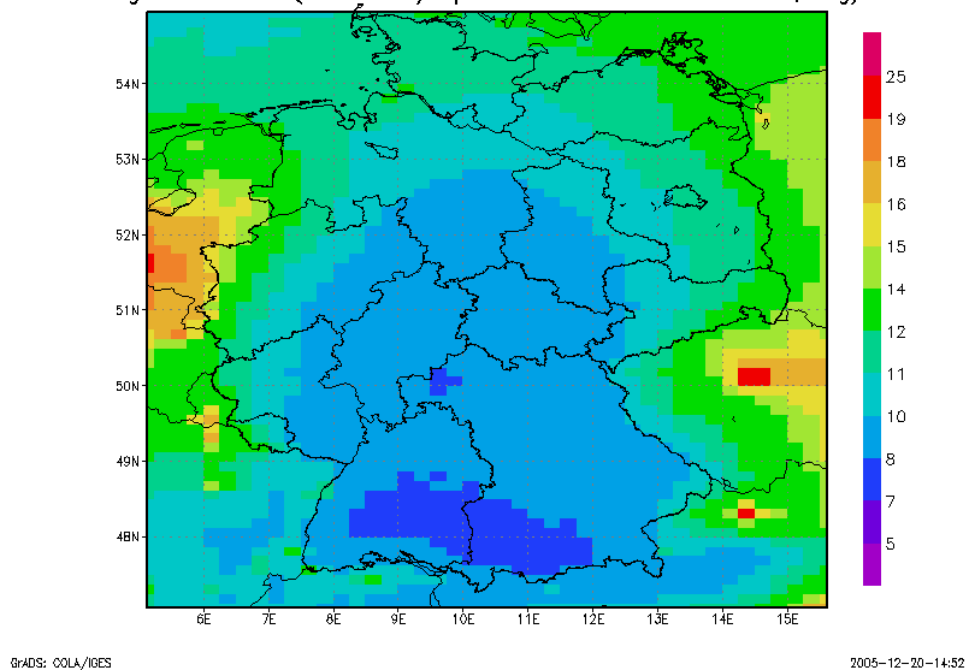
**Abbildung 11** Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 2002 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PM10-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten).



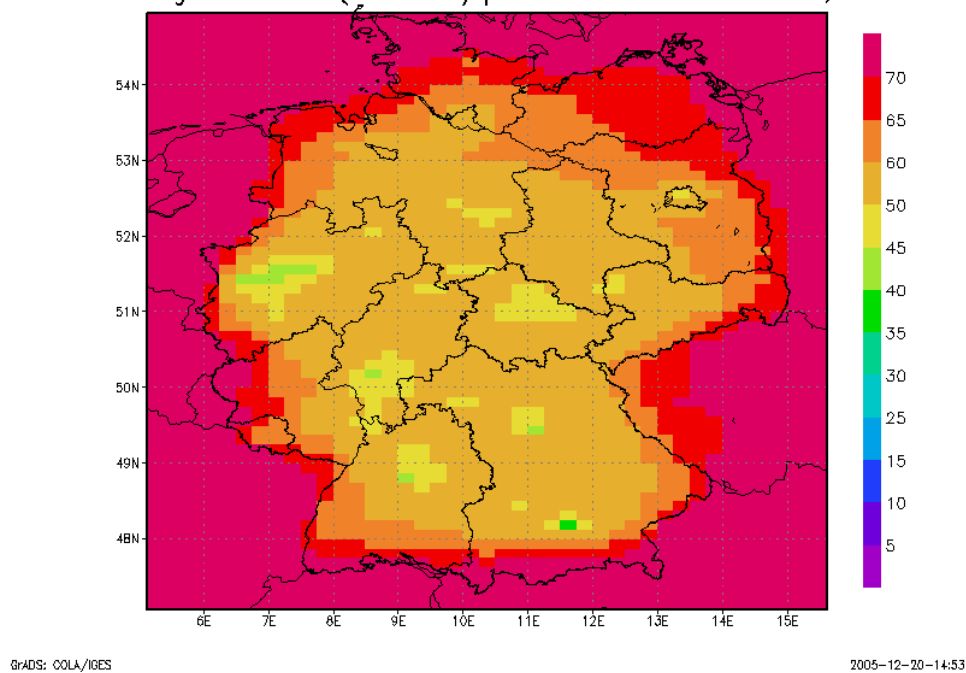
**Abbildung 12** Berechnete Jahresmittelwerte 2002 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) der sekundären Aerosole (SAER) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der SAER Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten).



**Abbildung 13** Berechnete Jahresmittelwerte 2002 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) der primären Aerosole (PPM10) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PPM10-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten).

Beitrag NICHT-D (NURDEU) tpm25d Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 

Beitrag NICHT-D (NURDEU) tpm25d Ann. Mean 2002, %



**Abbildung 14** Berechnete PM<sub>2.5</sub>-Jahresmittelwerte 2002 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PM<sub>2.5</sub>-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten).

## **4.4 PM10- und NO<sub>2</sub>-Beitrag der polnischen Quellen zu den Immissionen in Deutschland und der deutschen Quellen zu den Immissionen in Polen**

### **4.4.1 Modellkonfiguration und Emissionssituation**

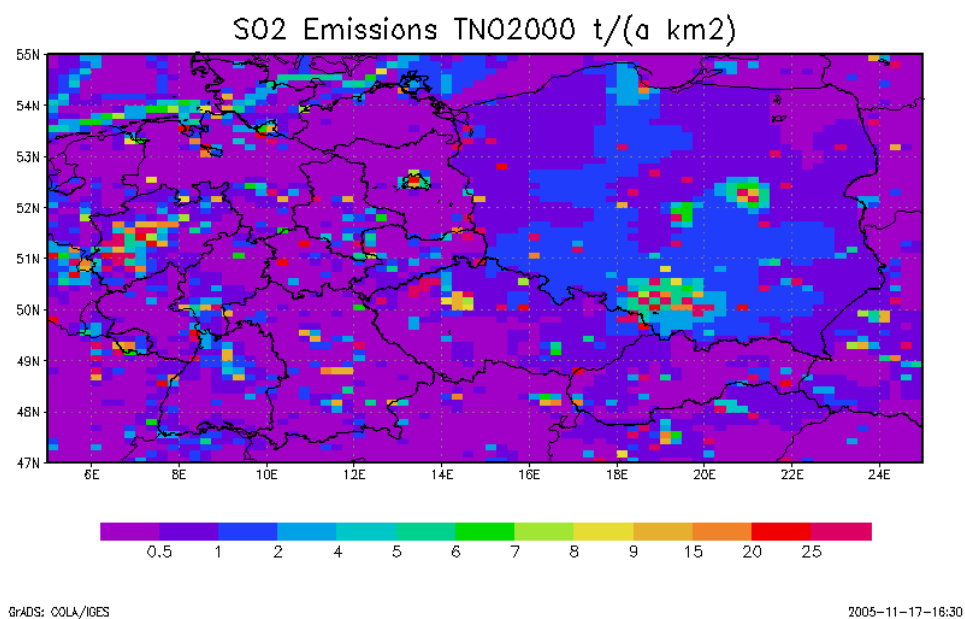
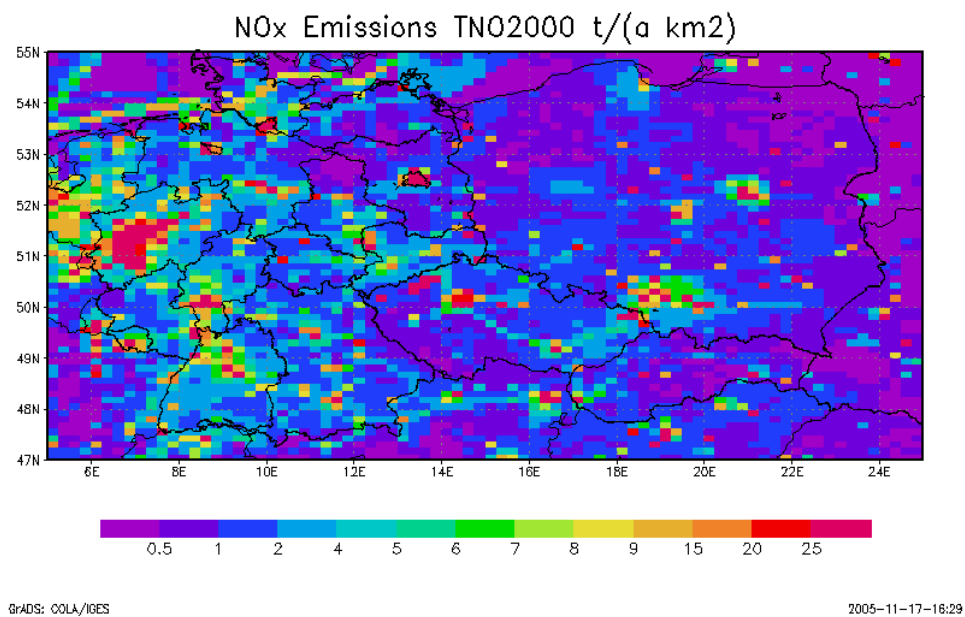
In einer weiteren Modellstudie wurde speziell der PM-Beitrag der polnischen Quellen zu den PM10-Immissionen in Deutschland und der umgekehrte Fall untersucht. Das dazu verwendete Modellgebiet umfasst ganz Deutschland, Polen, Tschechien und die Slowakei in einer Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Die Randbedingungen für diese Läufe wurden wiederum aus dem europaweiten Rechenlauf abgeleitet. Alle anderen Modellparameter entsprechen denjenigen für die im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Rechnungen. Das Basisjahr ist wiederum 2002.

Abbildung 15 und Abbildung 16 zeigen die für die PM10-Immissionen wichtigen Emissionen der Stickoxide, von SO<sub>2</sub>, PM10 und NH<sub>3</sub> im Modellgebiet. Der Schwerpunkt der NO<sub>x</sub>-Emissionen liegt im westlichen Teil des Modellgebiets. In Polen zeichnen sich in der Emissionsstruktur aber deutlich die Regionen Warschau sowie Kattowitz im Süden Polens ab. Diese Regionen haben auch noch sehr hohe SO<sub>2</sub>- und PM10-Emissionen. Insgesamt befinden sich die SO<sub>2</sub>- und die PM10-Emissionen in Polen in der Fläche auf einem höheren Niveau als in der Osthälfte Deutschlands. Bei entsprechenden Windrichtungen kommt es zu Ferntransport von PM und PM-Vorläufern aus Polen vor allem in die nordöstlichen Bundesländer. Umgekehrt ist natürlich auch mit Ferntransport von Deutschland nach Polen zu rechnen. Zur Quantifizierung der Beiträge sollen die folgenden Modellrechnungen dienen, die ein ganzes Jahr umfassen, da allein aus der Analyse einzelner Transportlagen nur beschränkt Aussagen über mittlere Transportbeiträge gemacht werden können. Dies gilt insbesondere wegen des Umstands, dass im östlichen Deutschland zwar viele winterliche austauscharme Wetterlagen mit östlichen Windrichtungen verknüpft sind, die Mehrzahl der Wetterlagen aber doch eher westliche Windrichtungen aufweist.

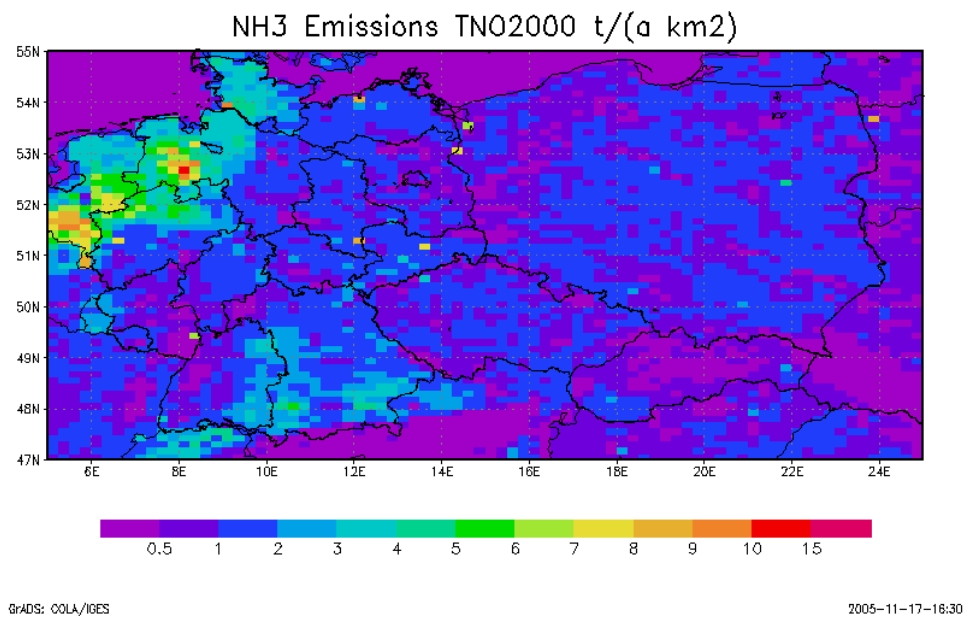
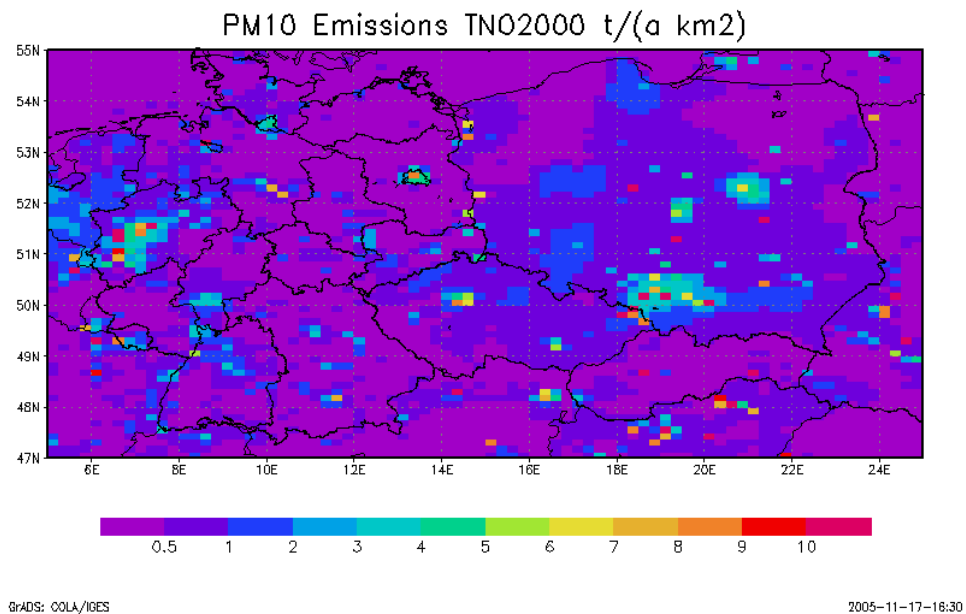
Bei der Bewertung der folgenden Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass vor allem die hohen gemessenen PM10-Konzentrationen in den Modellrechnungen unterschätzt werden, was insgesamt ein zu günstiges Bild der gegenwärtigen PM10-Belastung ergibt. Die Unterschätzung führt insbesondere dazu, dass die Anzahl der Überschreitungen des Grenzwerts für den PM10-Tagesmittelwert, 50 µg/m<sup>3</sup>, in den Messauswertungen oft deutlich höher ist als in den Stationsauswertungen der Modellrechnung. Die Ursache der Unterschätzung liegt, wie schon angesprochen, zum Teil in den nicht erfassten PM10-Anteilen, zum Teil in der unzureichenden Beschreibung der PM10-Emissionen: die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten ist geringer als diejenige der klassischen Stoffe wie NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>. Partikelquellen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, windbedingte Staubaufwirbelung von natürlichen Böden oder Staubaufwirbelung durch anthropogene Tätigkeiten in Stadtgebieten, sowie biogene Aerosole sind unvollständig oder gar nicht erfasst. Die meisten dieser Quellen sind aber von geplanten Minderungsmaßnahmen nicht betroffen und spielen daher bei der immissionsseitigen Bewertung von Maßnahmen nur eine untergeordnete Rolle. Die von den Modellen berechneten mittleren absoluten Immissionsänderungen als Folge einer Emissionsänderung („Immissionsdelta“) sind damit zur Bewertung der Maßnahmen mit größerer Sicherheit zu verwenden als die relativen Aussagen. Nun stellen aber insbesondere die Verletzungen des PM10-Kurzzeitgrenzwertes das große Luftqualitätsproblem in vielen Regionen Deutschlands dar. Wie weit die Anzahl der Überschreitungstage vom Ferntransport beeinflusst wird, kann quantitativ alleine basierend auf



Modellrechnungen in der hier verwendeten Skala nicht angegeben werden, da der Basislauf, d.h. der Bezugsrechenlauf unter Verwendung aller Emissionen, das zur Überschreitung des Kurzzeitgrenzwerts notwendige Konzentrationsniveau deutlich weniger oft erreicht als die Messung. Daher werden im Folgenden nur die Änderungen der Jahresmittelwerte betrachtet. Eine Methodik zur Abschätzung des Beitrags des Ferntransports zu den Überschreitungstagen, die nur die für ein Emissionsszenario ermittelten mittleren Konzentrationsänderungen („Immissionsdeltas“) benutzt und diese den Messungen für das Basisjahr aufprägt, wird in Kapitel 5 vorgestellt.



**Abbildung 15** NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>-Emissionen im Modellgebiet für die Rechnungen Deutschland-Polen in der Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Stand: 2000.



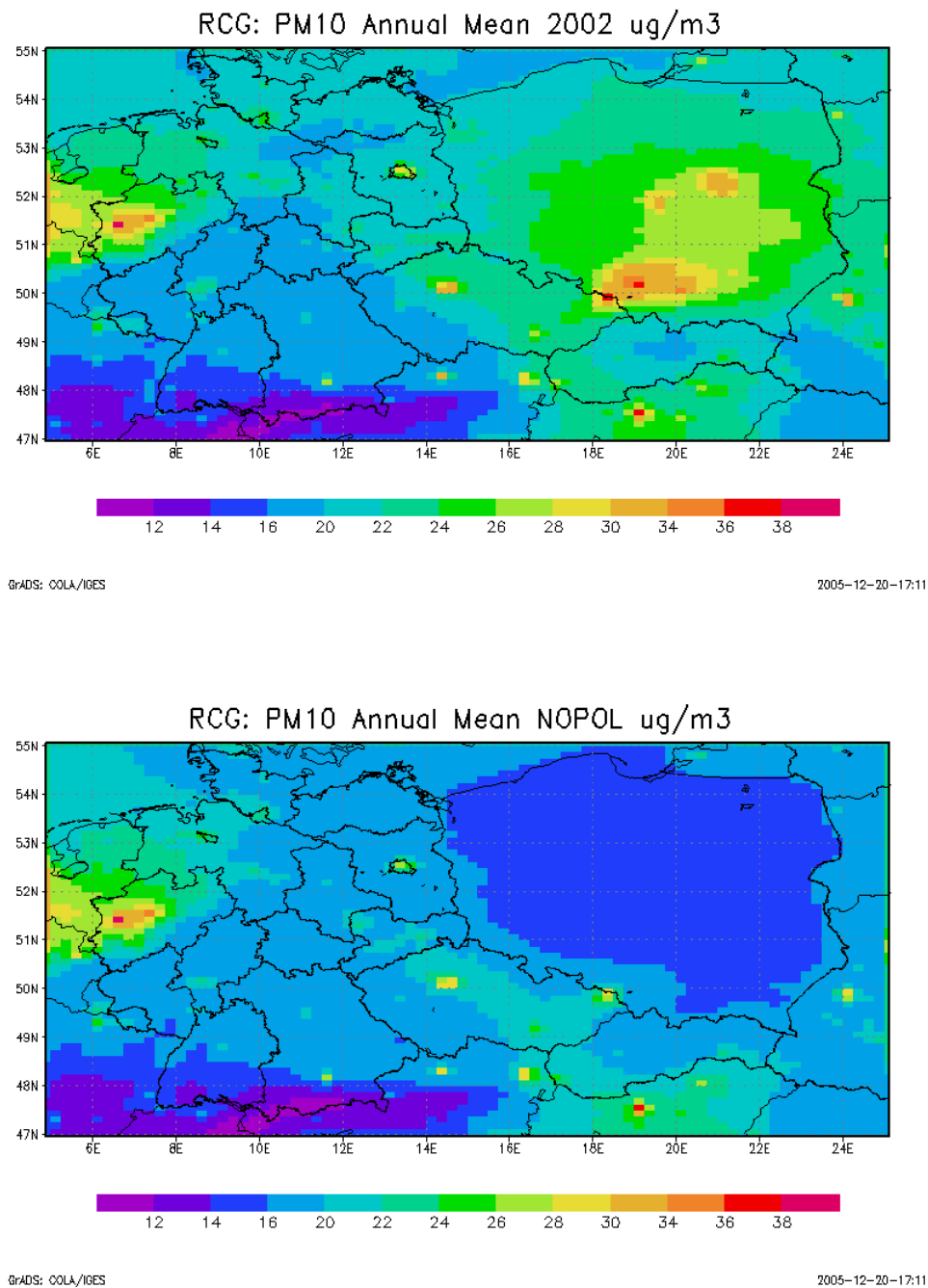
**Abbildung 16** PM10 und NH<sub>3</sub>-Emissionen im Modellgebiet für die Rechnungen Deutschland-Polen in der Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Stand: 2000.

#### 4.4.2 Der Beitrag der polnischen Emissionen zu den PM10- und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten in Deutschland

Die Abbildung 17 zeigt oben die für das Jahr 2002 berechneten PM10-Jahresmittelwerte in dem für die Berechnungen gewählten Modellgebiet. Im unteren Bild sind die PM10-Jahresmittelwerte dargestellt, wie sie ohne die polnischen Emissionen berechnet werden. Es sei wieder angemerkt, dass nur die anthropogenen Emissionen betrachtet werden, die natürlichen Beiträge werden nicht verändert. Im Ist-Zustand ergeben sich in Deutschland die höchsten Immissionen im Ruhrgebiet und in Polen ähnlich hohe Immissionen im südpolnischen Industrierevier um Kattowitz und auch im Großraum Warschau. Im Osten Deutschlands hebt sich nur der Großraum Berlin in der Konzentrationsverteilung deutlich ab. Insgesamt ist das PM10-Niveau in zentralen und südlichen Teil Polens höher als im nordöstlichen Teil Deutschlands, wenn man von dem Ballungsraum Berlin absieht. Setzt man die polnischen anthropogenen Emissionen auf Null, so sinken in Polen die PM10-Konzentrationen auf einen Bereich zwischen 14 und 16  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ab mit höheren Konzentrationen in den grenznahen Gebieten. Ursache dieser Rest-Immissionen sind die natürlichen Beiträge und die Transportbeiträge aus dem benachbarten Ausland.

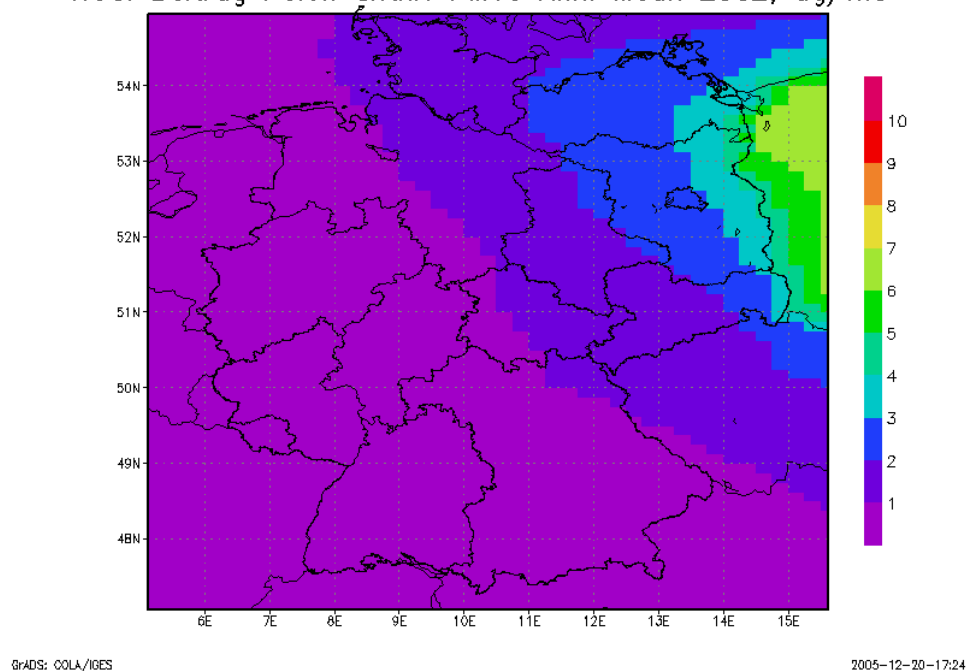
Abbildung 18 zeigt den berechneten absoluten und relativen Beitrag der polnischen Emissionen zu den PM10-Jahresmittelwerten in Deutschland, die sich aus dem Nullsetzen der polnischen Emissionen ergeben. Die prozentuale Änderung ist dabei auf den anthropogenen Anteil des PM bezogen, da nur dieser Teil Maßnahmen zugänglich ist. An der Grenze zu Polen würden sich demnach die PM10-Jahresmittelwerte zwischen 3 und 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  verringern, falls die polnischen Emissionen keinen Beitrag liefern würden. Auf der Länge von Berlin beträgt der Beitrag der polnischen Emissionen noch 2 bis 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , in den westlichen Bundesländern nur noch unter 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Bezogen auf den anthropogenen Teil des PM10 entspricht der Beitrag im Grenzbereich zu Polen circa 15 bis 20%, in Berlin circa 10 bis 15% und weiter im Westen entsprechend weniger. Den Abbildungen lässt sich auch entnehmen, dass die Windrichtungen für Ferntransport von Polen in die östlichen Bundesländer vorwiegend im südöstlichen Sektor liegen. Damit sind für Berlin auch die Hauptverursachergebiete für den Ferntransport im Südosten zu suchen.

Die Abbildung 19 zeigt oben die für das Jahr 2002 berechneten NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte im Nest 1. Im unteren Bild sind die absoluten und relativen Änderungen dargestellt, wie sie ohne die polnischen Emissionen berechnet werden. Der NO<sub>2</sub>-Transport von Polen nach Deutschland ist geringer als der PM10-Transport. Im Grenzgebiet Deutschlands zu Polen können lediglich 1 bis 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  der berechneten Jahresmittelwerte auf den Beitrag der polnischen Emissionen zurückgeführt werden. In Berlin liegt der polnische Beitrag unter 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die relativen Anteile sind wegen der niedrigen NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte in den ländlichen Regionen nördlich und südlich von Berlin dagegen deutlich höher als in Berlin selbst, das den überwiegenden Teil seiner NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte selbst produziert.

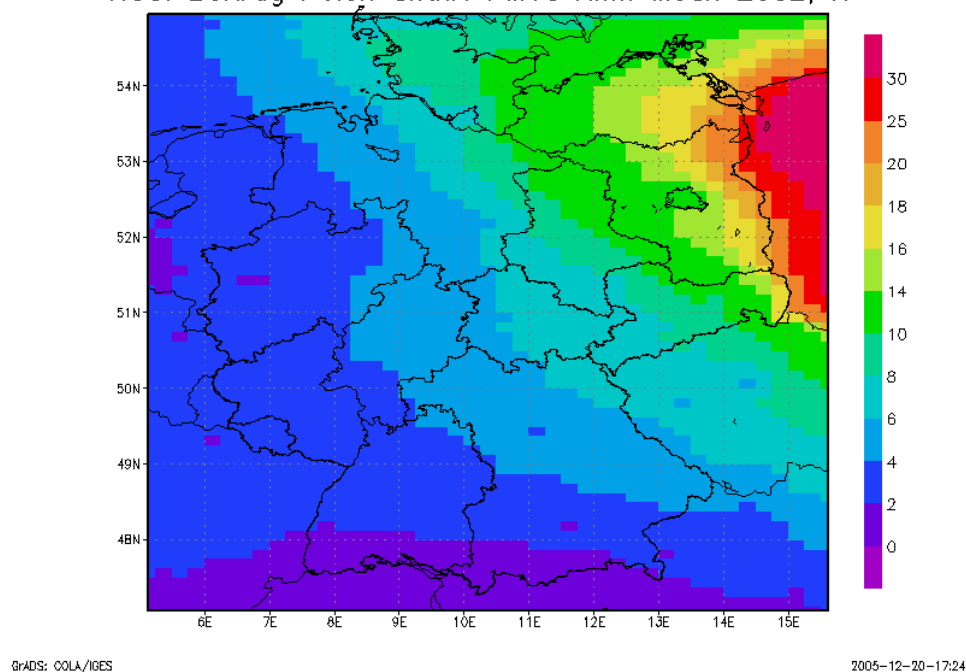


**Abbildung 17** Berechnete PM10-Jahresmittelwerte ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei. Oben: Alle Emissionen. Unten: Polnische anthropogene Emissionen auf Null gesetzt.

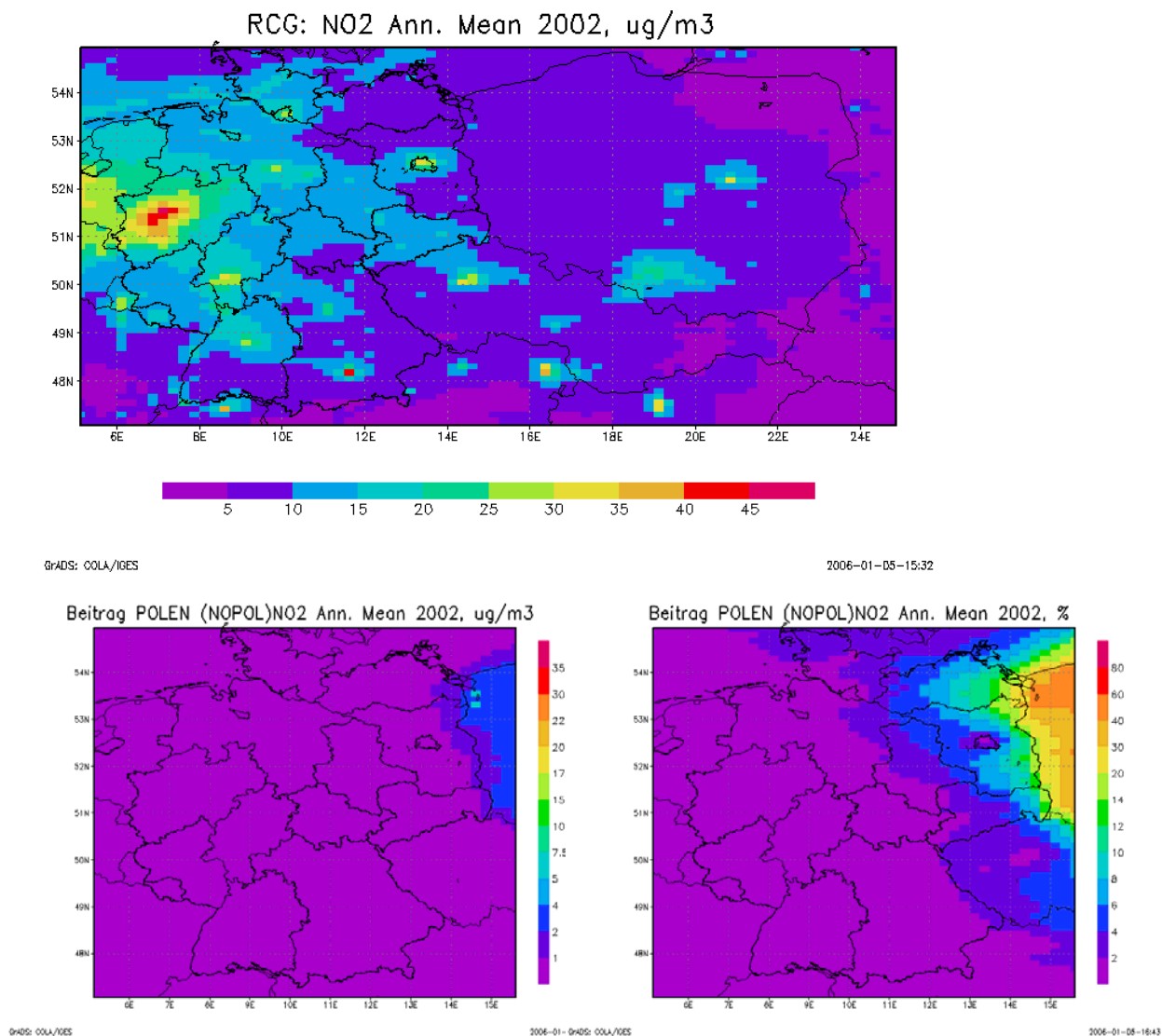
RCG: Beitrag Polen anthr. PM10 Ann. Mean 2002,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



RCG: Beitrag Polen anthr. PM10 Ann. Mean 2002, %



**Abbildung 18** Berechnete Änderung der PM10-Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland für das Szenario „Keine polnischen anthropogenen Emissionen“ in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Unten: Prozentuale Änderung bezogen auf den anthropogenen Anteil des PM10.



**Abbildung 19** Berechnete NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei in Nest 1, alle Emissionen. Unten: Berechneter Beitrag der polnischen Emissionen zu den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 in Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und % (rechts).

#### 4.4.3 Der Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM<sub>10</sub>- und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten in Polen

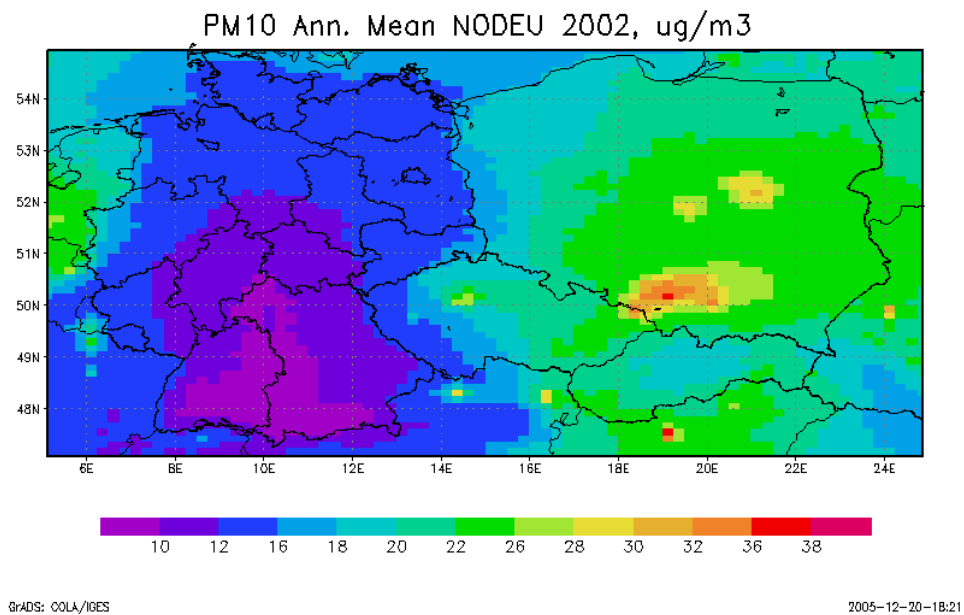
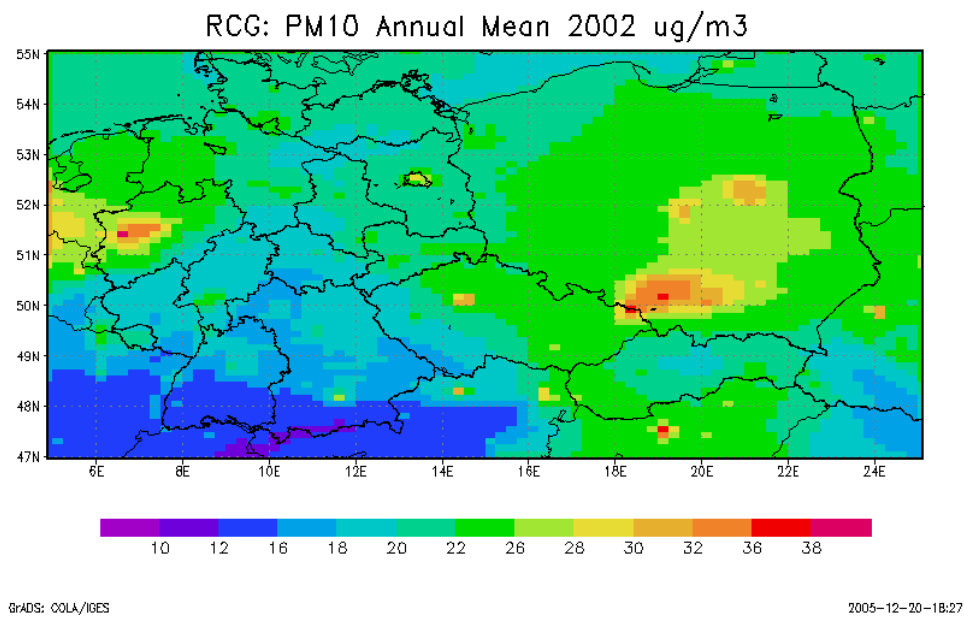
Die Auswirkungen des hypothetischen Szenarios einer Nullsetzung aller deutschen Emissionen auf die Immissionen in Deutschland wurden bereits in Kap. 4.3 diskutiert, so dass hier nur noch auf die Auswirkungen in Polen eingegangen wird.

Die Abbildung 20 zeigt oben wieder die für das Jahr 2002 berechneten PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerte in dem für die Berechnungen gewählten Modellgebiet. Im unteren Bild sind die PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerte dargestellt, wie sie ohne die deutschen anthropogenen Emissionen berechnet werden. Setzt man die deutschen anthropogenen Emissionen auf Null, so sinken in großen Teilen Deutschlands, wie bereits diskutiert wurde, die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen auf ein Niveau von circa 10 µg/m<sup>3</sup> ab mit höheren Konzentrationen in den grenznahen Gebieten. Abbildung 21 zeigt die berechneten absoluten und relativen Beiträge der deutschen Emissionen zu den PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerten in Polen, die sich aus dem Nullsetzen der deutschen Emissionen ergeben. Der prozentuale Beitrag ist dabei wieder auf den anthropogenen Anteil des PM bezogen. Der Einfluss der deutschen Emissionen ist in nahezu ganz Polen zu bemerken. Im Grenzbereich zu Deutschland würden sich in Polen nach den Berechnungen die PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerte ohne die deutschen Emissionen um circa 3 bis 6 µg/m<sup>3</sup> verringern. Richtung Osten wird der Beitrag der deutschen Emissionen geringer, auf der Länge von Warschau und Kattowitz beträgt er noch circa 1 bis 2 µg/m<sup>3</sup>. Bezogen auf den anthropogenen Teil des PM<sub>10</sub> entspricht der Beitrag der deutschen Emissionen in Polens Grenzbereich zu Deutschland circa 20 bis 30%, auf der Länge von Warschau und Kattowitz circa 5 bis 8%. Im deutschen Grenzbereich zu Polen sind die mittleren Beiträge der polnischen Emissionen zu den Immissionen ähnlich denen der deutschen Emissionen im polnischen Grenzbereich zu Deutschland.

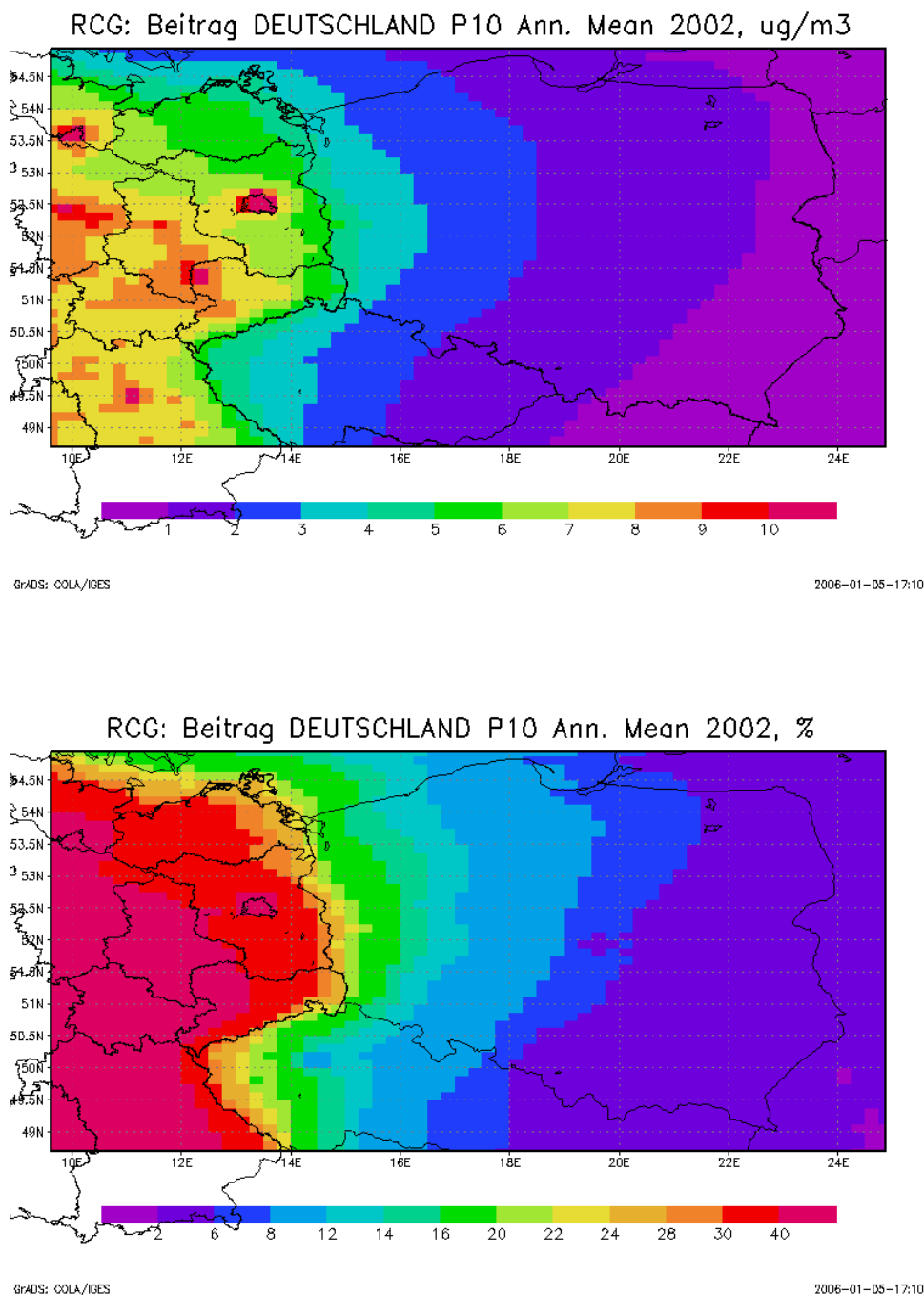
Die Abbildung 22 zeigt die für das Jahr 2002 berechneten Beiträge der deutschen Emissionen zu den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten im Nest 1. Der NO<sub>2</sub>-Transport von Deutschland nach Polen ist höher als der Transport von Polen nach Deutschland (vergleiche Abbildung 22 mit Abbildung 19 unten). Im Grenzgebiet Polens zu Deutschland können 2 bis 4 µg/m<sup>3</sup> der berechneten Jahresmittelwerte auf den Beitrag der deutschen Emissionen zurückgeführt werden. Die relativen Anteile sind wegen der niedrigen NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte in den ländlichen Regionen Polens relativ hoch und machen sich insbesondere im nördlichen Polen deutlich bemerkbar. In Grenznähe werden circa 50% der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte durch die deutschen Emissionen verursacht, im Nordosten Polens immerhin noch 10 bis 20%. Lediglich im Südosten und im Bereich des Ballungsraums Warschau ist der Beitrag der deutschen Emissionen gering.

Den Abbildungen lässt sich auch entnehmen, dass die Windrichtungen für Ferntransport von Deutschland nach Polen vorwiegend aus dem südwestlichen Sektor stammen.

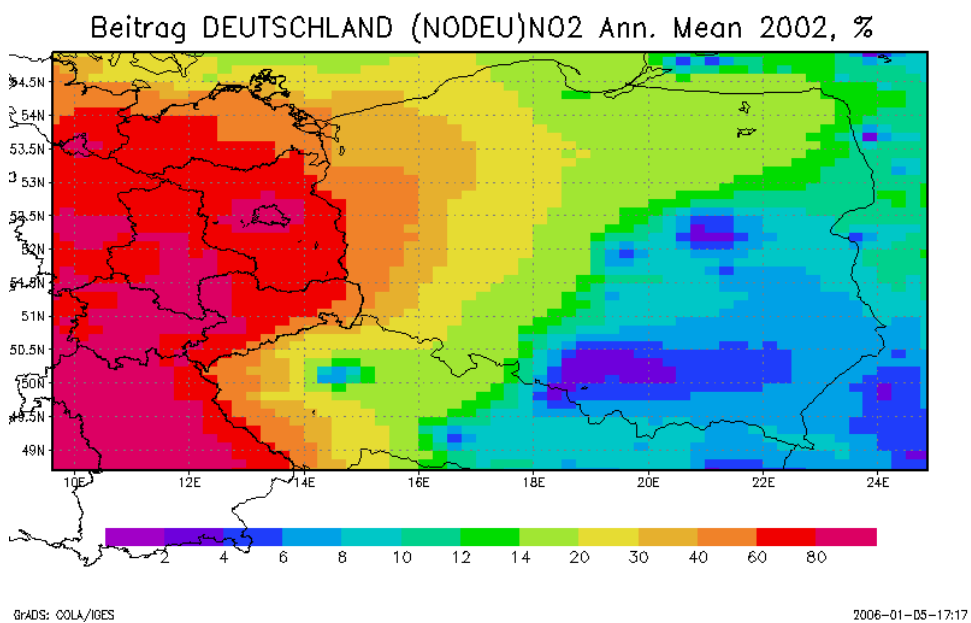
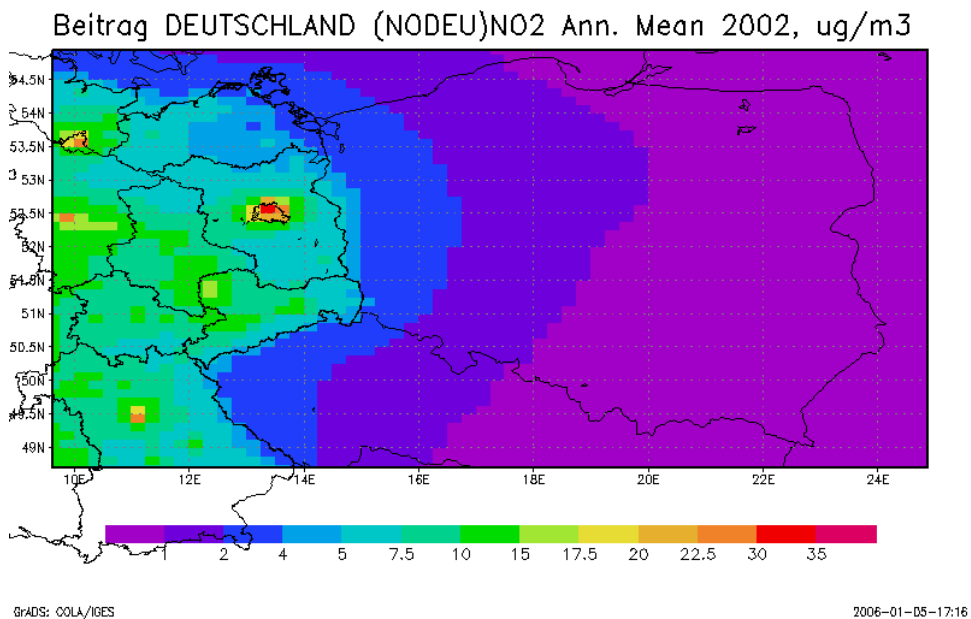




**Abbildung 20** Berechnete PM10-Jahresmittelwerte ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei. Oben: Alle Emissionen. Unten: Deutsche anthropogene Emissionen auf Null gesetzt.



**Abbildung 21** Berechneter Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM10-Jahresmittelwerten 2002 in Polen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (oben) und % (unten). Prozentuale Änderung bezogen auf den anthropogenen Anteil des PM10.



**Abbildung 22** Berechneter Beitrag der deutschen Emissionen zu den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 in Polen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (oben) und in % (unten).

## 4.5 Beitrag der östlichen Bundesländer zu den PM<sub>10</sub>-und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten

In weiteren Szenarien wurden die Emissionen in den östlichen Bundesländern auf Null gesetzt. Diese Szenarien sollen aufzeigen, wie weit die Immissionen in diesen Ländern durch die eigenen Emissionen verursacht werden. Auf die bei der Bestimmung des Eigenanteils auftretenden Schwierigkeiten wurde bereits in Kap. 1 hingewiesen. Die hier vorgestellten Ergebnisse, die alle auf den Ausbreitungsrechnungen mit der Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge beruhen, sollten daher nur als grobe Abschätzung verstanden werden, da eine genauere quantitative Bestimmung der Eigenanteile, insbesondere in Stadtgebieten, nur mit hoch auflösenden Modellrechnungen für die urbane Skala möglich ist.

Es wurden folgende Berechnungen durchgeführt:

- Keine anthropogenen Emissionen im Land Berlin,
- Keine anthropogenen Emissionen in den Ländern Berlin und Brandenburg,
- Keine anthropogenen Emissionen in den Ländern Berlin, Brandenburg, Sachsen, Mecklenburg-Vorpommern,
- Keine anthropogenen Emissionen im Land Sachsen,
- Keine anthropogenen Emissionen im Land Mecklenburg-Vorpommern.

Abbildung 23 zeigt den absoluten und relativen Beitrag der Berliner Emissionen zu den PM<sub>10</sub>-und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten in Ostdeutschland. Beim PM<sub>10</sub> kann man in Berlin nach den Berechnungen zwischen 5 und 9 µg/m<sup>3</sup> oder 20 bis 35% der PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerte auf den Eigenbeitrag zurückführen, mit den höchsten Anteilen im Stadtzentrum. Dieser Beitrag liegt niedriger als der in Stern (2005) angegebene, da für die hier vorgestellten Modellrechnungen in Berlin und Brandenburg die Emissionen der Landesbehörden benutzt wurden, die niedriger sind als die für dasselbe Gebiet von der TNO im Rahmen der großräumigen Datenbasis ermittelten Emissionen. Dieser Abgleich wurde vorgenommen, um eine Vergleichbarkeit der hier vorgestellten Modellrechnungen mit den Berechnungen zu ermöglichen, die im Rahmen der Erstellung des Luftreinhalteplans für Berlin durchgeführt wurden (Kerschbaumer et al., 2005).

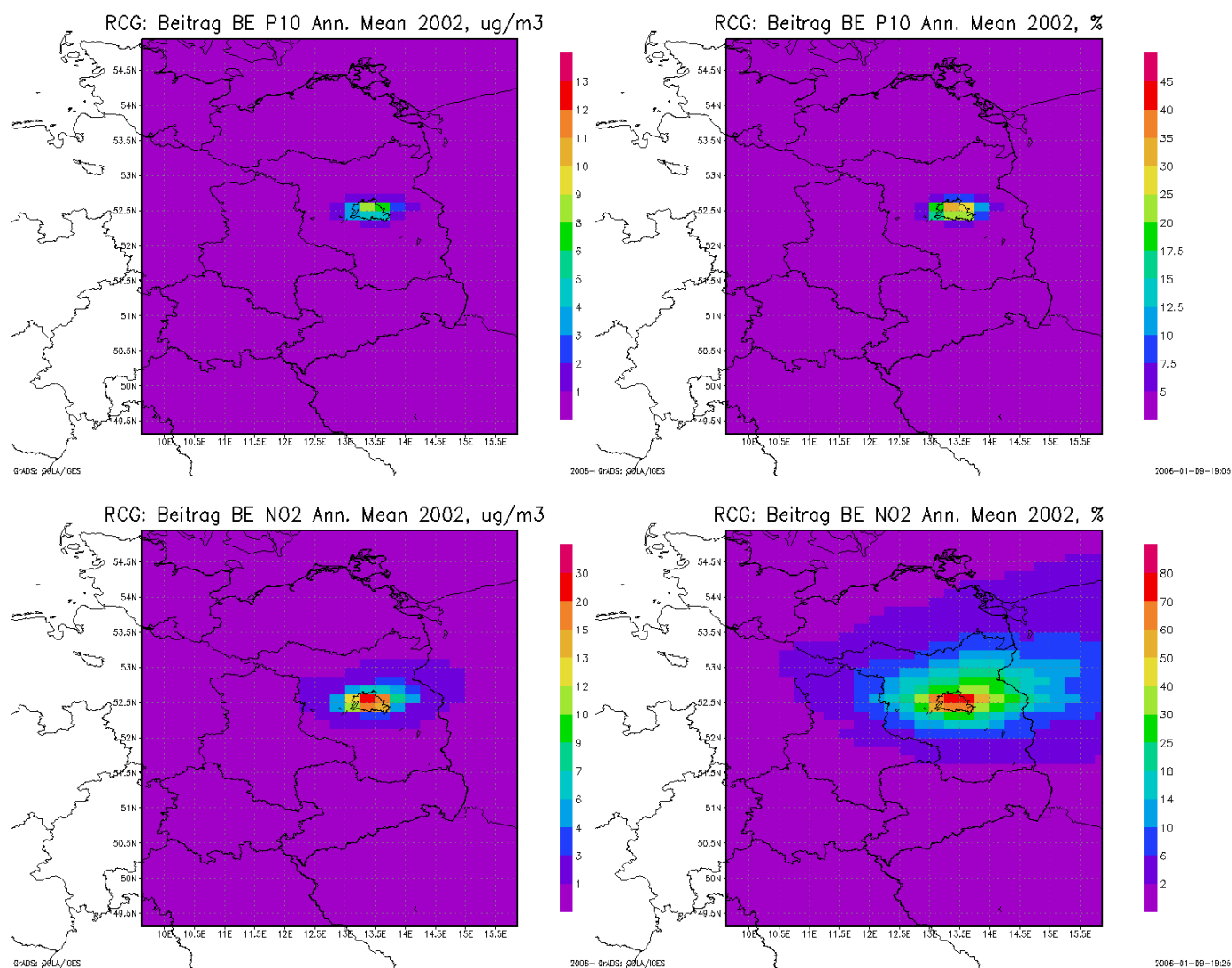
Es muss nochmals betont werden, dass die Eigenbeiträge die städtische Hintergrundbelastung betreffen und nicht den Beitrag an sog. „hot-spots“ (z.B. Straßenschluchten). An solchen Emissionsschwerpunkten ist der Eigenbeitrag deutlich höher als er durch die regionale Rechnung bestimmt wird (siehe dazu Kap. 6). Absolut betrachtet liegt der Beitrag der Berliner Emissionen zu den Jahresmittelwerten im Grenzgebiet von Polen zu Deutschland beim PM<sub>10</sub> unter 1 µg/m<sup>3</sup>. Setzt man neben den Berliner Emissionen auch die Emissionen im Land Brandenburg auf Null, ergeben sich die in Abbildung 24 dargestellten Beiträge zu den Jahresmittelwerten. Die Berliner zusammen mit den Brandenburger Emissionen tragen circa 6 bis 11 µg/m<sup>3</sup> oder 25 bis 40% zu dem anthropogenen Teil der städtischen PM<sub>10</sub>-Hintergrundkonzentrationen in Berlin bei. Die zusätzliche Nullsetzung der Emissionen in Sachsen und Mecklenburg-Vorpommern erhöht den Beitrag zu den Immissionen in Berlin weiter (Abbildung 25). Die Emissionen der 4 betrachteten Länder tragen zu den anthropogen verursachten PM<sub>10</sub>-Immissionen in Berlin bis zu 45% bei. Der Beitrag aller deutschen Emissionen zu den PM<sub>10</sub>-Immissionen in Berlin liegt zwischen 50 und 60% (Abbildung 10). Damit kann man in Berlin circa 40% bis 50% der städtischen PM<sub>10</sub>-Hintergrundkonzentrationen als Beitrag des Ferntransports über die deutschen

Grenzen identifizieren. Wie im vorhergehenden Kapitel ausgeführt, beträgt der Anteil der polnischen Emissionen an den städtischen Hintergrundkonzentrationen Berlins circa 10 bis 15%.

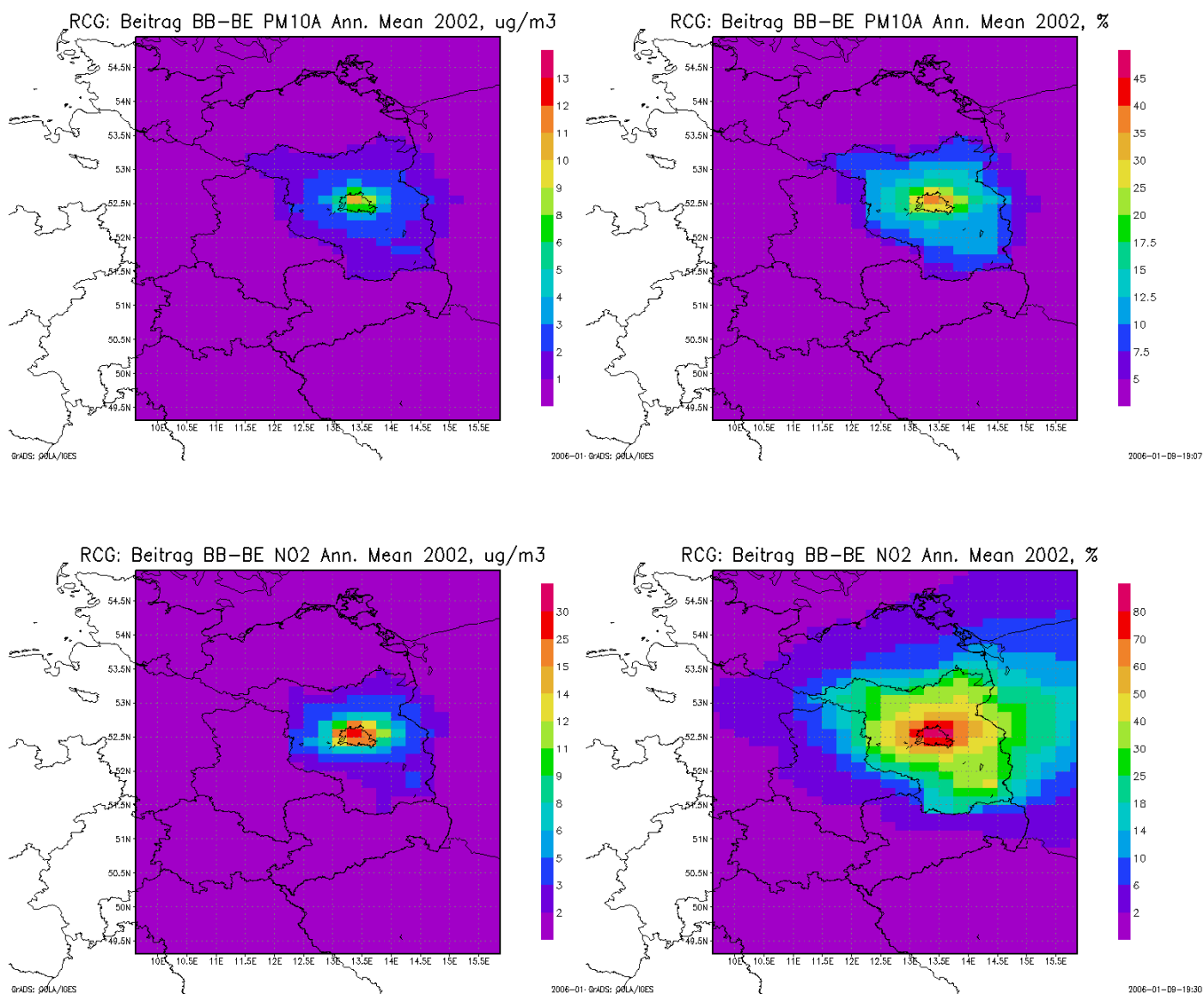
Die Brandenburger Städte und auch die Städte in Mecklenburg-Vorpommern sind zu klein, um in dem hier verwendeten Raster angemessen aufgelöst werden zu können und zeichnen sich deshalb in der hier gewählten Skala für die Konzentrationsverteilungen kaum ab. In den ländlichen Regionen können bis zu 20% der PM10-Konzentrationen den landeseigenen Emissionen zugeschrieben werden. In Sachsen heben sich die Beiträge der Regionen Leipzig, Dresden und Chemnitz/Zwickau deutlich von der Umgebung ab (Abbildung 26). In diesen Regionen können zwischen 20 und 25% der PM10-Hintergrundwerte den Emissionen des Freistaats Sachsen zugeordnet werden.

Beim NO<sub>2</sub> liegen die Eigenbeiträge der betrachteten Bundesländer deutlich höher als beim PM10, da NO<sub>2</sub> eine kürzere Lebenszeit hat als PM10 und daher weniger stark dem Ferntransport unterliegt. So können im Zentrum Berlins circa 70% der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte durch die Berliner Emissionen erklärt werden. In den kleineren Ballungsräumen von Sachsen sind 50 bis 65% der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte auf die sächsischen Emissionen zurückzuführen, in den eher ländlichen Regionen von Brandenburg (Abbildung 24) und Mecklenburg-Vorpommern (Abbildung 27) bis zu 40%. Auch hier ist wie beim PM10 anzumerken, dass diese relativen Beiträge nicht für lokal hoch belastete Gebiete, wie z.B. Straßenschluchten, gelten, oder für Städte, die nicht vom verwendeten Raster aufgelöst werden können. Sie sollten daher nur als mittlere Hintergrundbelastungen in einer Skala von 10 bis 15 km Auflösung interpretiert werden.

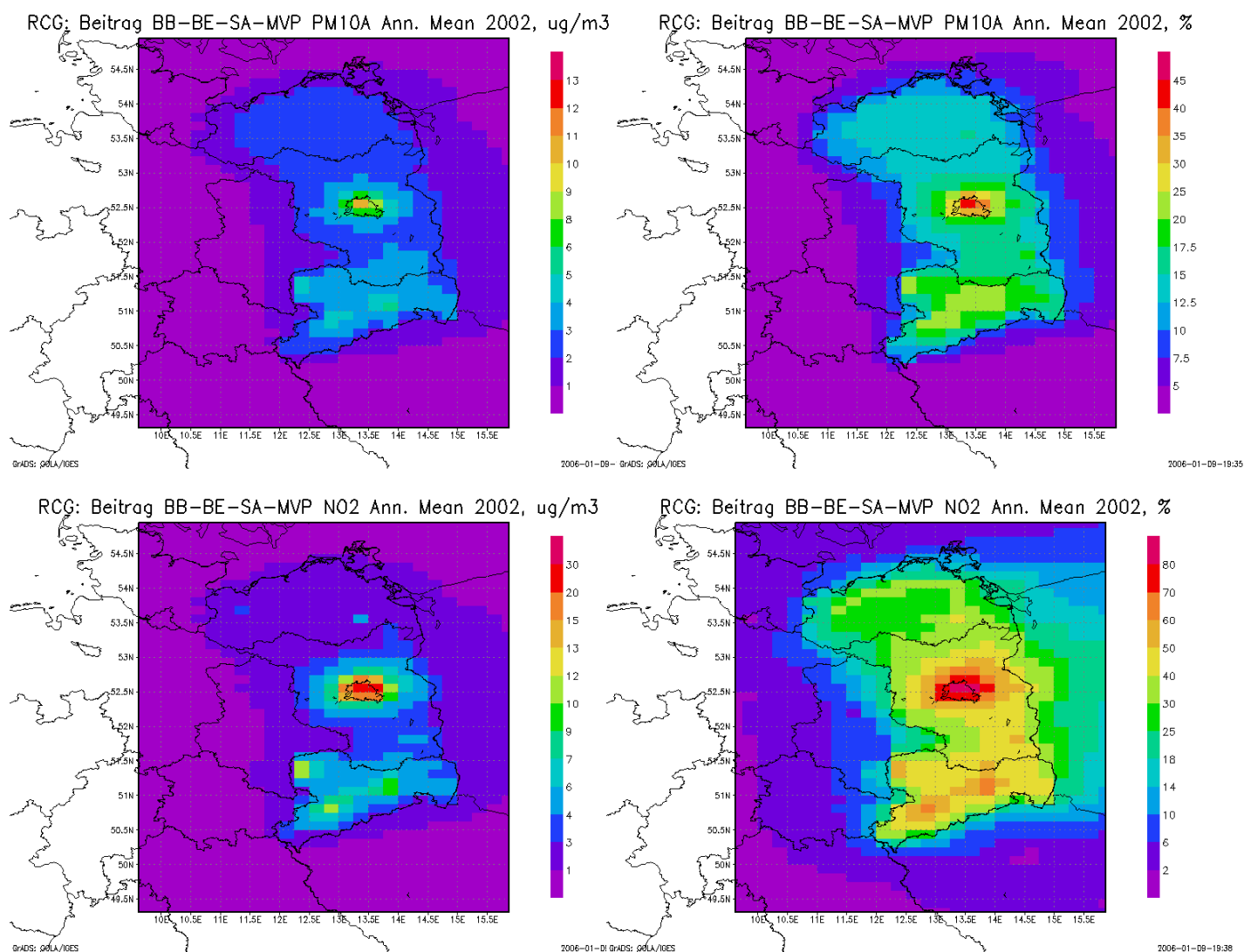
Im Grenzbereich zu Polen tragen die Emissionen der 4 östlichen Bundesländer circa 1 bis 4 µg/m<sup>3</sup> zu den berechneten PM10-Jahresmittelwerten bei (Abbildung 25). Die geringsten Beiträge werden an der Grenze von Mecklenburg-Vorpommern zu Polen, die höchsten Beiträge an der Grenze von Sachsen zu Polen berechnet. Der Beitrag aller deutschen Emissionen liegt zwischen 3 und 6 µg/m<sup>3</sup> (Abbildung 21).



**Abbildung 23** Berechneter Beitrag der Berliner Emissionen zu den PM10- (oben) und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und in % (rechts).

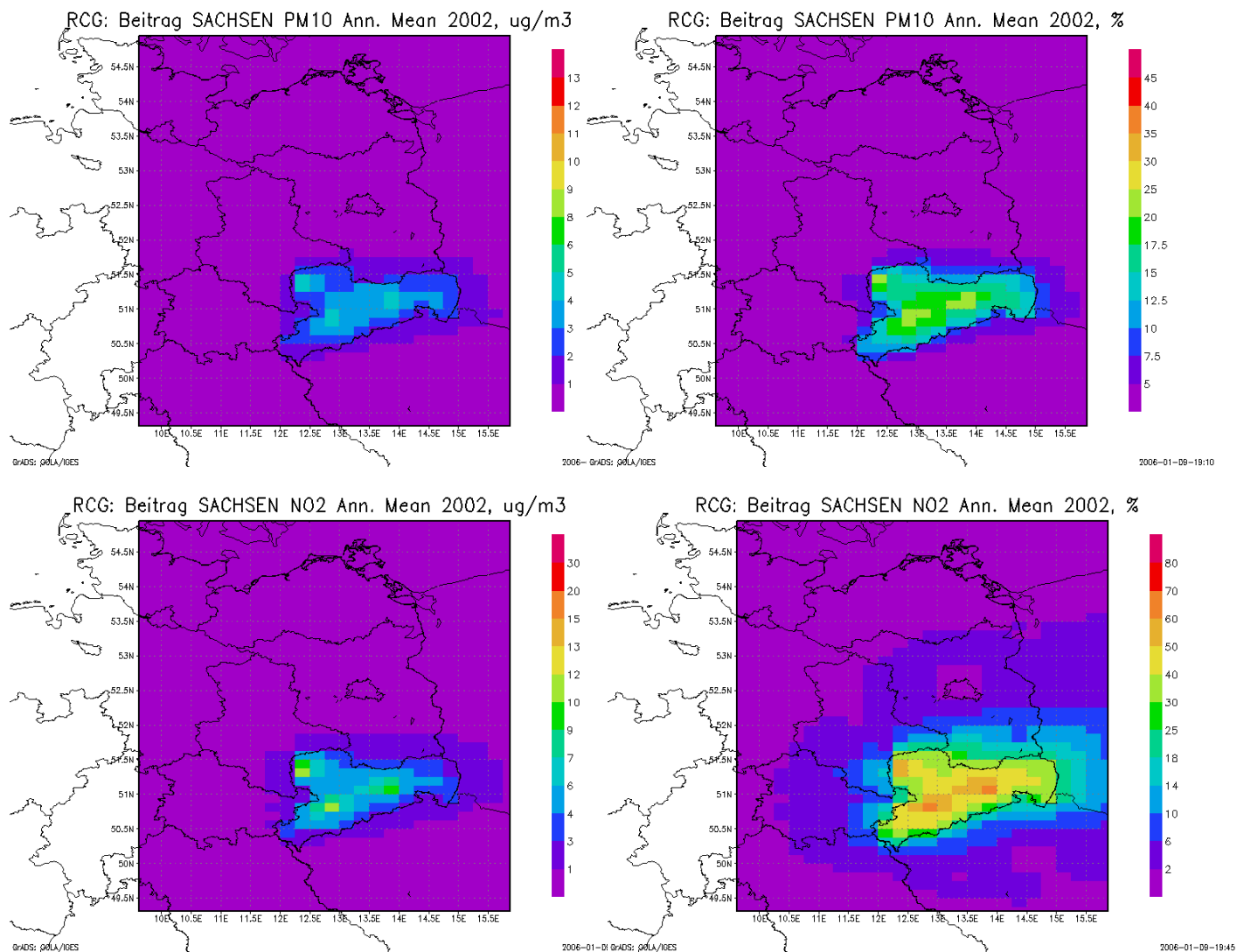


**Abbildung 24** Berechneter Beitrag der Berliner und der Brandenburger Emissionen zu den PM10- (oben) und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und in % (rechts).

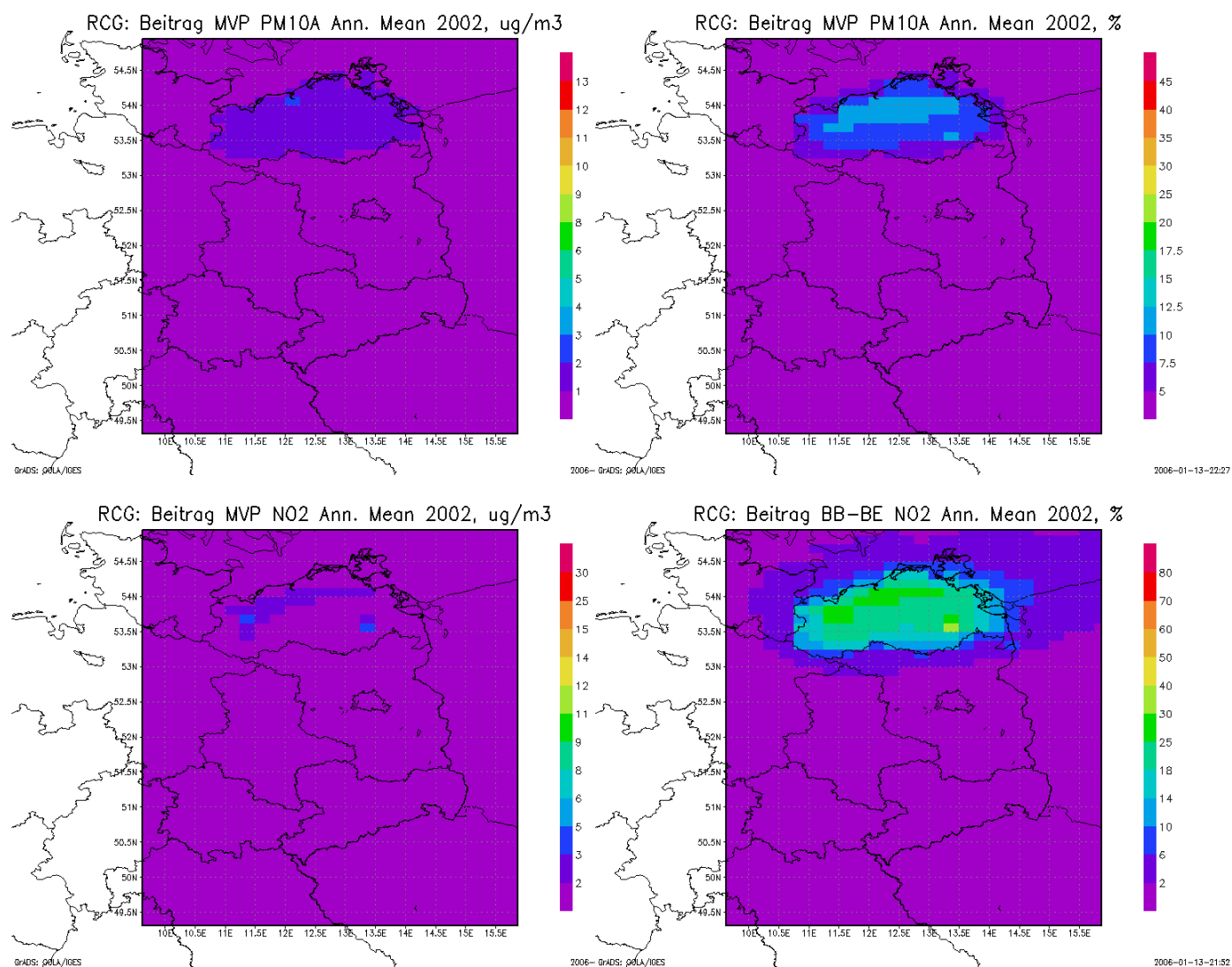


**Abbildung 25** Berechneter Beitrag der Berliner, der Brandenburger, der Sächsischen und der Mecklenburg-Vorpommerischen Emissionen zu den PM10- (oben) und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und in % (rechts).





**Abbildung 26** Berechneter Beitrag der Sächsischen Emissionen zu den PM10- (oben) und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und in % (rechts).



**Abbildung 27** Berechneter Beitrag der Emissionen von Mecklenburg-Vorpommern zu den PM10- (oben) und den NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (links) und in % (rechts).

## **5 Abschätzung des Beitrags des Ferntransports zu den beobachteten PM10-Jahresmittelwerten und PM10-Überschreitungstagen**

### **5.1 Methodik**

Es wurde bereits ausgeführt, dass bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt werden muss, dass vor allem die hohen gemessenen PM10-Konzentrationen in den Modellrechnungen unterschätzt werden. Dies gilt insbesondere für Modellrechnungen in der hier verwendeten Skala. Die Unterschätzung führt dazu, dass die Anzahl der Überschreitungen des Grenzwerts für den PM10-Tagesmittelwert,  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in den Messauswertungen oft deutlich höher ist als in den Stationsauswertungen der Modellrechnung. Die Ursache der Unterschätzung liegt, wie schon angesprochen, zum Teil in den nicht erfassten PM10-Anteilen, zum Teil in der unzureichenden Beschreibung der PM10-Emissionen. Auch austauscharme Wetterlagen, die zu hohen gemessenen PM10-Konzentrationen führen und von den meteorologischen Modelldaten teilweise nur unzureichend erfasst werden, können einen Beitrag zur Unterschätzung liefern.

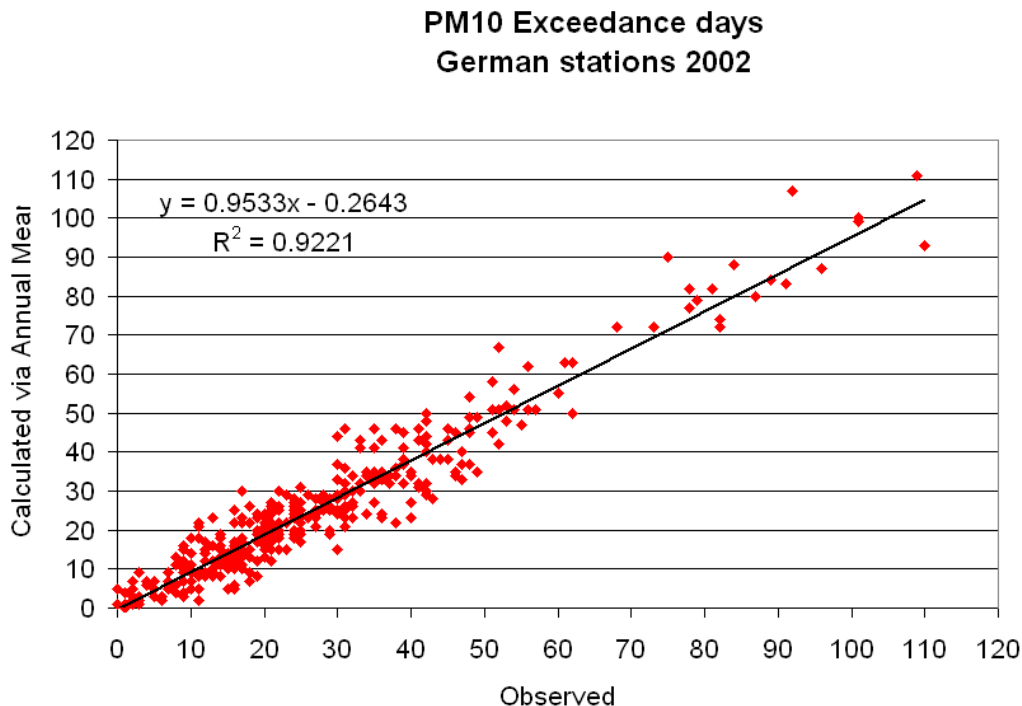
Die von den Modellen berechneten mittleren absoluten Immissionsänderungen als Folge einer Emissionsänderung („Immissionsdelta“) sind zur Bewertung der Maßnahmen mit größerer Sicherheit zu verwenden als die relativen Aussagen, da nicht erfasste PM10-Emissionen auch nicht von Minderungsmaßnahmen betroffen sind. Die hier verwendete Methodik zur Abschätzung des Beitrags des Ferntransports zu den Überschreitungstagen macht sich diesen Umstand zu Nutze. Es werden nur die für ein Emissionsszenario ermittelten Konzentrationsänderungen („Immissionsdeltas“) benutzt und diese den Messungen für das Basisjahr aufgeprägt. In Stern (2004b) wurde dazu eine Methode vorgestellt, die der klassifizierten Häufigkeitsverteilung, gebildet aus den berechneten Stundenwerten des Basislaufs, unter Aufgabe des Orts- und Zeitbezug eine aus dem Szenariolauf ermittelte klassenspezifische mittlere Änderung der PM10-Konzentration zuordnet. Die mittlere Änderung pro Häufigkeitsklasse wird aus den durch das Emissionsszenario bewirkten Änderungen aller Stundenkonzentrationen ermittelt, die in die betreffende Klasse der Häufigkeitsverteilung fallen. Eine auf Messungen basierende Beschreibung der zukünftigen Luftqualität kann dann vorgenommen werden, in dem man die aus der Modellrechnung für ein Emissionsszenario ermittelten klassifizierten Konzentrationsänderungen den Messungen für das Basisjahr aufprägt. Jeder Einzelwert einer Messreihe (z.B. jeder PM10-Stundenwert) wird dazu um den Betrag geändert, der sich aus der mittleren Auswertung der Szenariorechnung für diesen Wert ergibt. Die neue Zeitreihe behält damit die zeitliche Struktur der Basismessreihe, das Konzentrationsniveau jeder einzelnen Messung ist aber um den Betrag verändert, der durch die Modellrechnung für das untersuchte Emissionsszenario vorgegeben wird. Diese Methodik liefert aber nur stabile Ergebnisse, wenn die berechneten Deltas relativ gering sind, wie es bei realen Emissionsprojektionen der Fall ist. Für die hier betrachteten rein hypothetischen Emissionsszenarien, in denen die Emissionen in großen Gebieten vollständig auf Null gesetzt werden, wird daher eine Methodik verwendet, die nicht auf der Auswertung von Zeitreihen beruht, sondern nur die berechneten Änderungen des Jahresmittelwerts benutzt. Zur Bestimmung der PM10-Überschreitungstage wird eine von Wiegand (IVU-Umwelt GmbH, Freiburg, pers. Mitteilung) über statistische Auswertungen von Messreihen entwickelte Beziehung zwischen dem PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der PM10-Überschreitungstage benutzt.

Abbildung 28 zeigt den Zusammenhang zwischen der aus dem PM10-Jahresmittelwert nach Wiegand berechneten Anzahl der PM10-Überschreitungstage und der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen, ermittelt aus allen deutschen PM10-Messungen des Jahres 2002. Die Korrelation ist sehr hoch, aber im Einzelfall kann es natürlich doch zu einer erheblichen Abweichung in der Anzahl von Überschreitungstagen kommen. Die verwendete Beziehung beruht auf der statistischen Auswertung eines Datenpools, der alle deutschen PM10-Messstationen enthält. Prinzipiell wäre es auch möglich, statistische Beziehungen zwischen PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der Überschreitungstage Region spezifisch und Regime spezifisch (Landstation, Stadtstation, verkehrsnah Station) abzuleiten, was die Streuung der Abbildung 28 unter Umständen verringern würde. Eine solche Untersuchung steht aber noch aus. Dieser Umstand sollte bei der ganzen folgenden Betrachtung berücksichtigt werden.

Der Beitrag der Emissionen eines Gebietes zu den Überschreitungstagen an einer Messstation wurde nun folgendermaßen ermittelt:

1. Berechnung des Immissionsdeltas an einem Rezeptor für das betreffende Szenario: Differenz der PM10-Jahresmittelwerte Basislauf – Szenariolauf,
2. Empirische Ermittlung der Überschreitungstage aus
  - a) dem gemessenem PM10-Jahresmittelwert am Rezeptor,
  - b) dem gemessenem PM10-Jahresmittelwert am Rezeptor, vermindert um das Immissionsdelta,
3. Verminderung der gemessenen Überschreitungstage um die Differenz der im Schritt 2 ermittelten Überschreitungstage.

Diese Methodik wurde benutzt, um den Beitrag der Emissionen verschiedener Regionen bzw. Länder zu den PM10-Überschreitungstagen und zu den PM10-Jahresmittelwerten an Messstationen abzuschätzen.



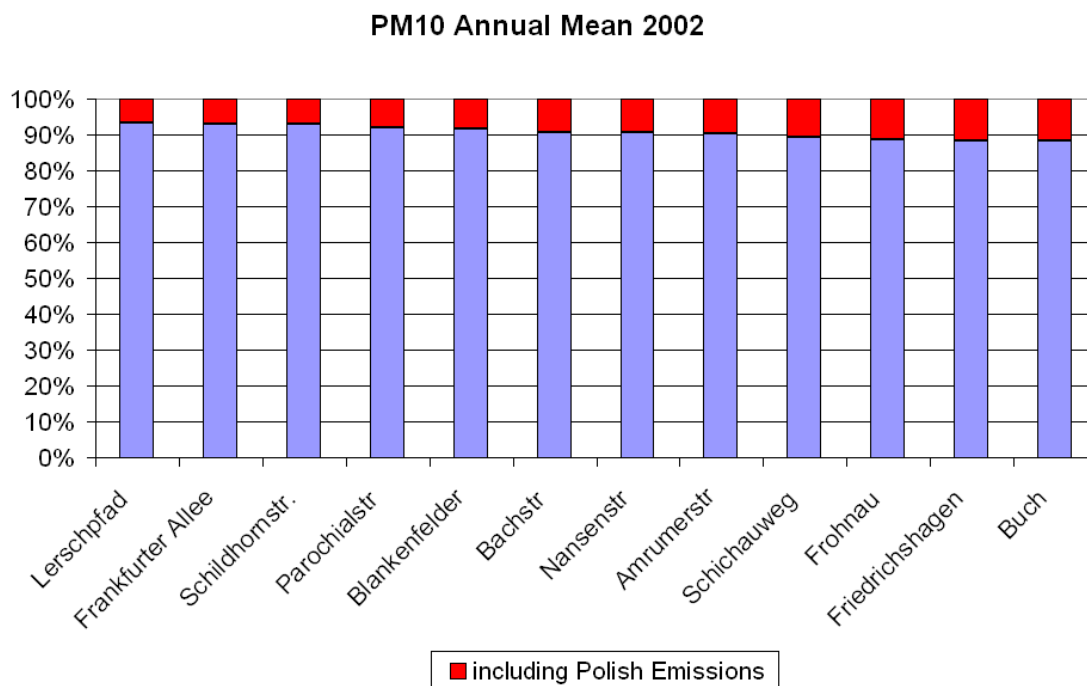
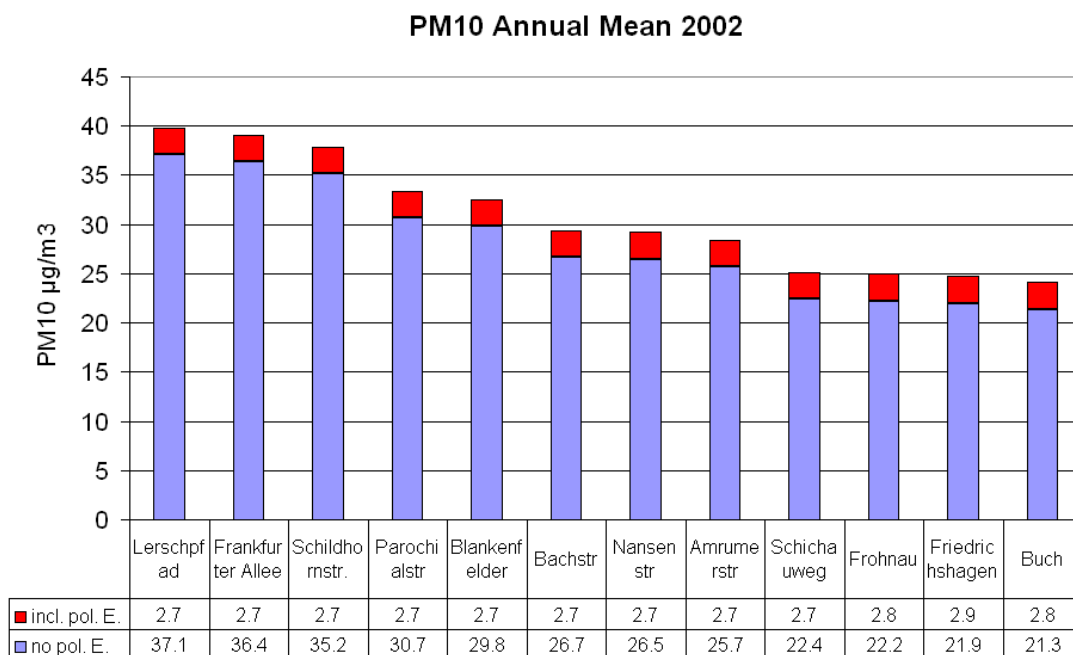
**Abbildung 28** Aus dem PM10-Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM10-Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse). Alle deutschen PM10-Messungen des Jahres 2002. Weitete Erläuterungen im Text.

## 5.2 Beitrag der polnischen Emissionen in Berlin

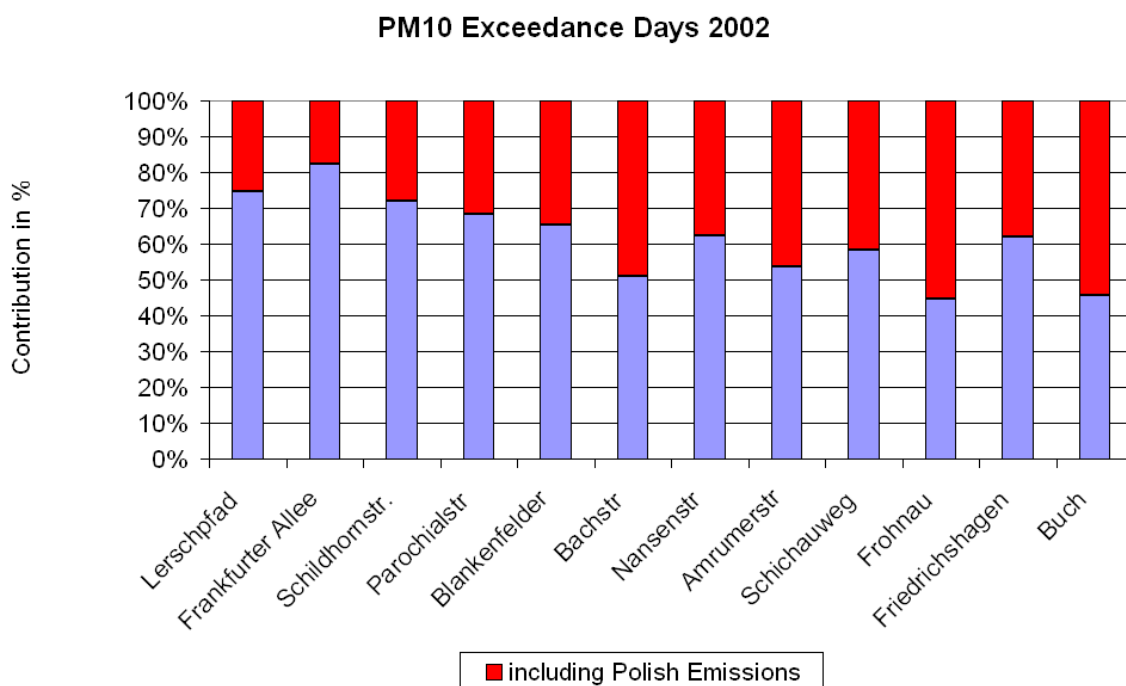
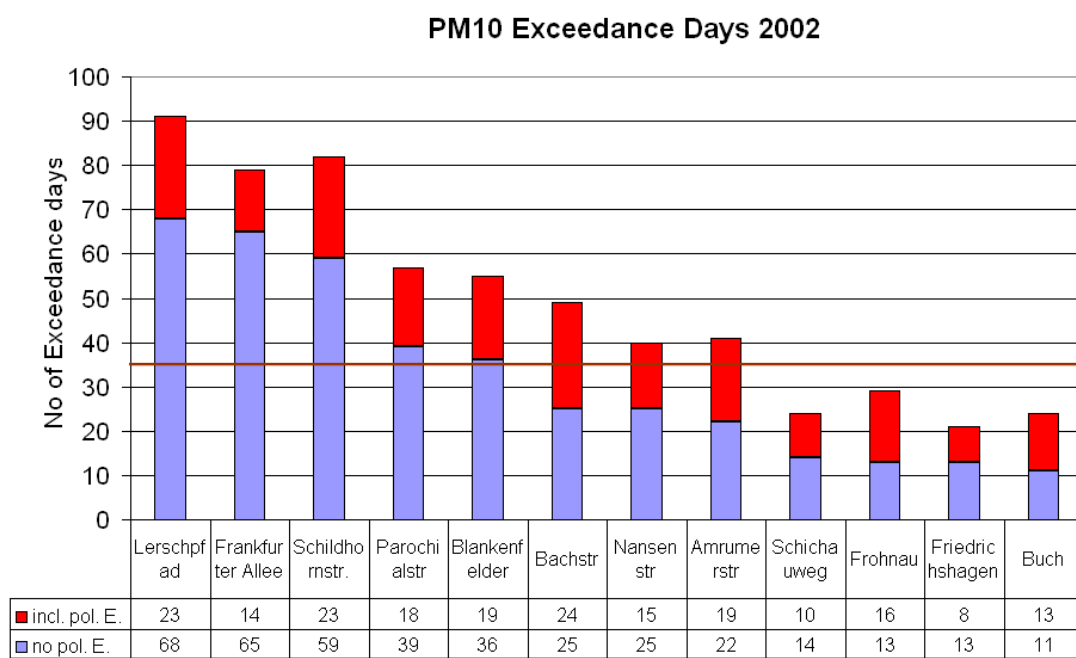
Abbildung 29 zeigt die in Berlin beobachteten PM10-Jahresmittelwerte und den für die polnischen Emissionen berechneten Beitrag. Die Stationen sind entsprechend der Höhe der beobachteten Jahresmittelwerte sortiert. Im Jahre 2002 wurde an den ausgewählten Stationen in Berlin der höchste PM10-Jahresmittelwert am Lerschpfad in Charlottenburg gemessen, der niedrigste in Buch im Nordosten Berlins. Die fünf höchsten Stationen sind alle sehr stark verkehrsbeeinflusst. Der an den Stationen berechnete Beitrag der polnischen Emissionen beträgt knapp  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (siehe auch Kap. 4.4.2). Der relative Beitrag der polnischen Emissionen liegt zwischen 5% an den hoch belasteten Stationen und 12% an den weniger belasteten Stationen.

In Abbildung 30 wird der nach der im Kap. 5.1 beschriebenen Methodik abgeleitete Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen gezeigt. Es werden zwischen 8 und 24 Überschreitungstage bestimmt, die ohne den Beitrag der polnischen Emissionen nicht zustande gekommen wären. Die größere Anzahl von Beitragstagen wird dabei an den lokal höher belasteten Stationen ermittelt, da an diesen Stationen oft ein geringerer Beitrag als an den weniger belasteten Stationen ausreicht, um den Grenzwert von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zu überschreiten. Nach der hier verwendeten Methodik kann man für drei Berliner Stationen unterstellen, dass die Anzahl der

erlaubten Überschreitungstage (35 Tage) nicht überschritten werden würde für den hypothetischen Fall einer 100%igen Minderung der polnischen Emissionen. Auf der anderen Seite wird auch deutlich, dass die Anzahl der Überschreitungstage an den verkehrsnahen Messstationen so hoch ist, dass dort der Kurzzeitgrenzwert selbst ohne die polnischen Emissionen nicht eingehalten werden könnte. Der relative Anteil der aus dem Beitrag der polnischen Emissionen entstehenden Überschreitungstagen ist daher für die Straßenstationen auch am geringsten.



**Abbildung 29** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Berlin beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.



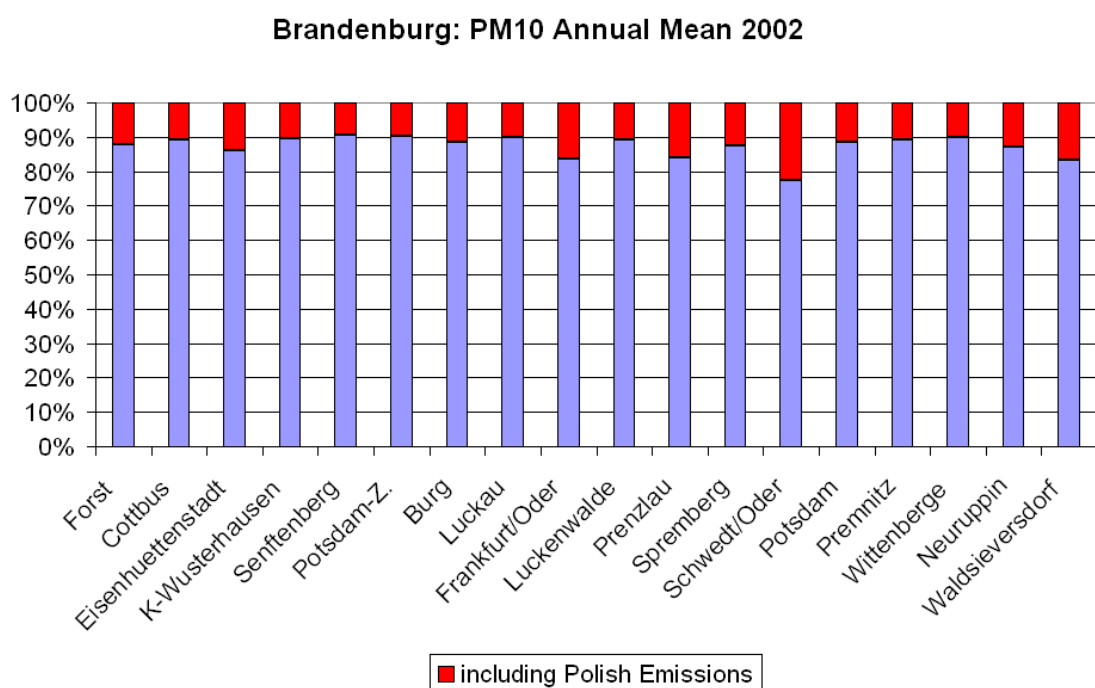
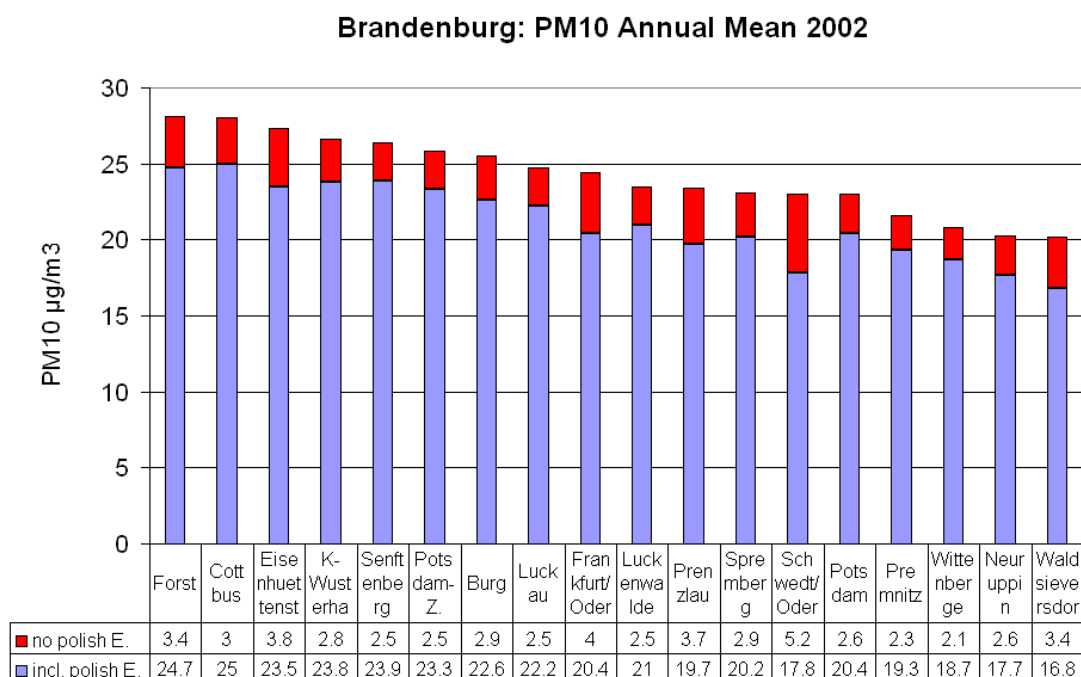
**Abbildung 30** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Berlin beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet die aus den Modellrechnungen abgeleitete Anzahl von Überschreitungstagen, die durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehen. Diese Anzahl ist auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der PM10-Überschreitungstage an, die ohne die polnischen Emissionen ermittelt werden. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.



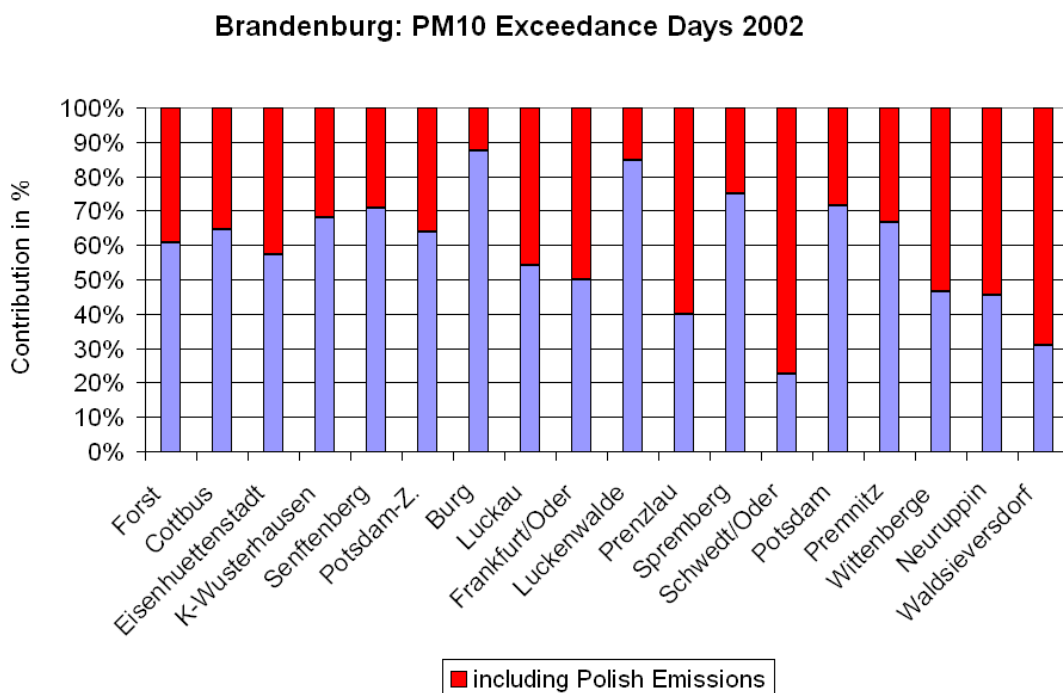
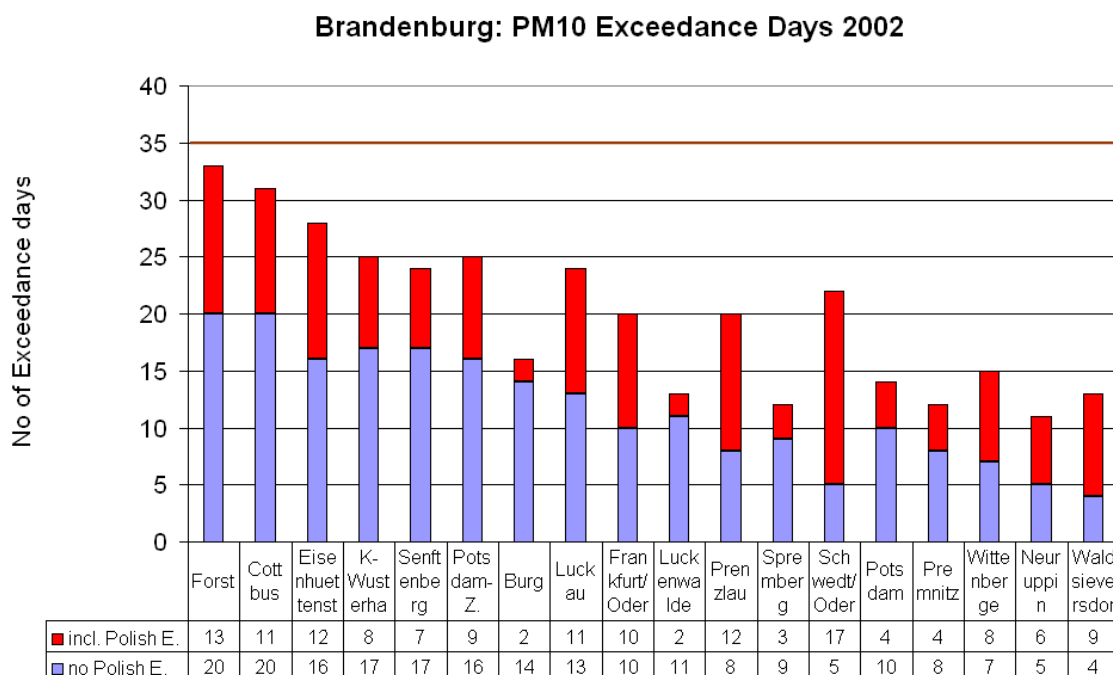
### 5.3 Beitrag der polnischen Emissionen in Brandenburg

Abbildung 31 zeigt die in Brandenburg beobachteten PM10-Jahresmittelwerte und den für die polnischen Emissionen berechneten Beitrag. Die Stationen sind wieder entsprechend der Höhe der beobachteten Jahresmittelwerte sortiert. Im Jahre 2002 wurde die höchsten PM10-Jahresmittelwerte in Forst und Cottbus, die niedrigsten in Neuruppin und Waldsiedersdorf gemessen. Der für die Brandenburgischen Stationen berechnete Beitrag der polnischen Emissionen liegt zwischen circa  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Wittenberge im Nordwesten Brandenburgs und über  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Schwedt/Oder (siehe auch Kap. 4.4.2). Der relative Beitrag der polnischen Emissionen liegt zwischen 10% in Wittenberge und über 20% in Schwedt/Oder. Alle beobachteten PM10-Jahresmittelwerte sind deutlich niedriger als der Langzeitgrenzwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

In Abbildung 32 wird der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen an den Brandenburgischen Stationen gezeigt. Zwischen 2 (Burg, Luckenwalde) und 17 (Schwedt) Überschreitungstage können auf den Beitrag der polnischen Emissionen zurückgeführt werden. Der größte Beitrag der polnischen Emissionen wird also an der direkt an der polnischen Grenze gelegenen Station Schwedt ermittelt, wo nach den Berechnungen in mehr als 80% aller Überschreitungstage der Beitrag der polnischen Emissionen zu der Überschreitung von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  führt. Insgesamt wird aber im Jahr 2002 an keiner der hier betrachteten Brandenburger Stationen selbst mit den polnischen Emissionen die erlaubte Anzahl von Überschreitungstagen überschritten.



**Abbildung 31** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Brandenburg beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.

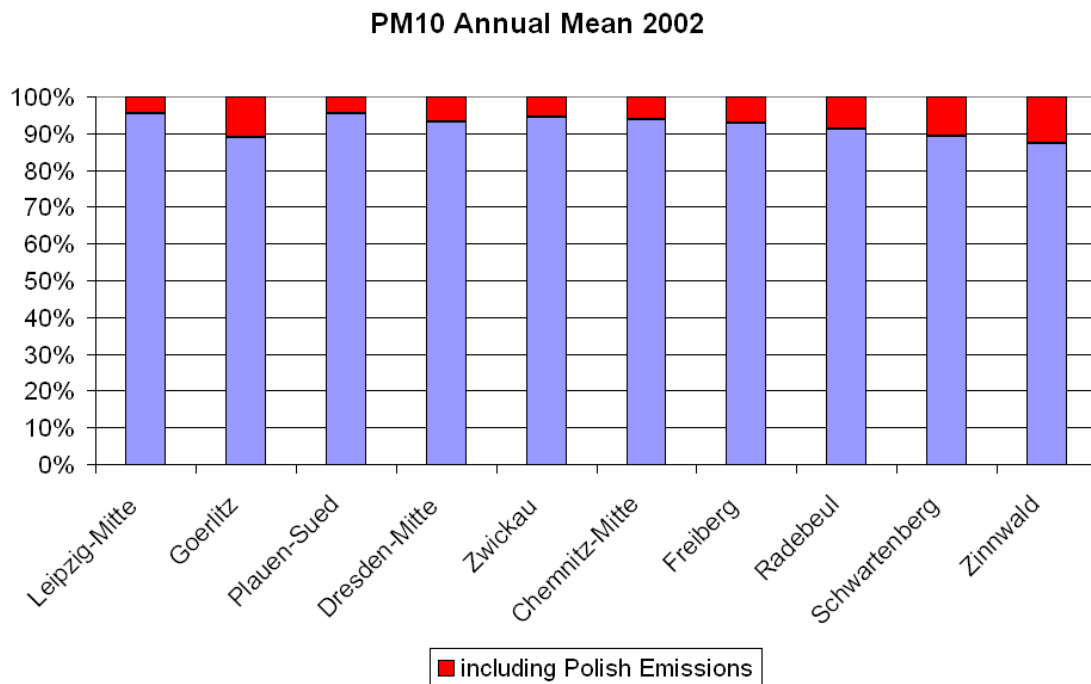
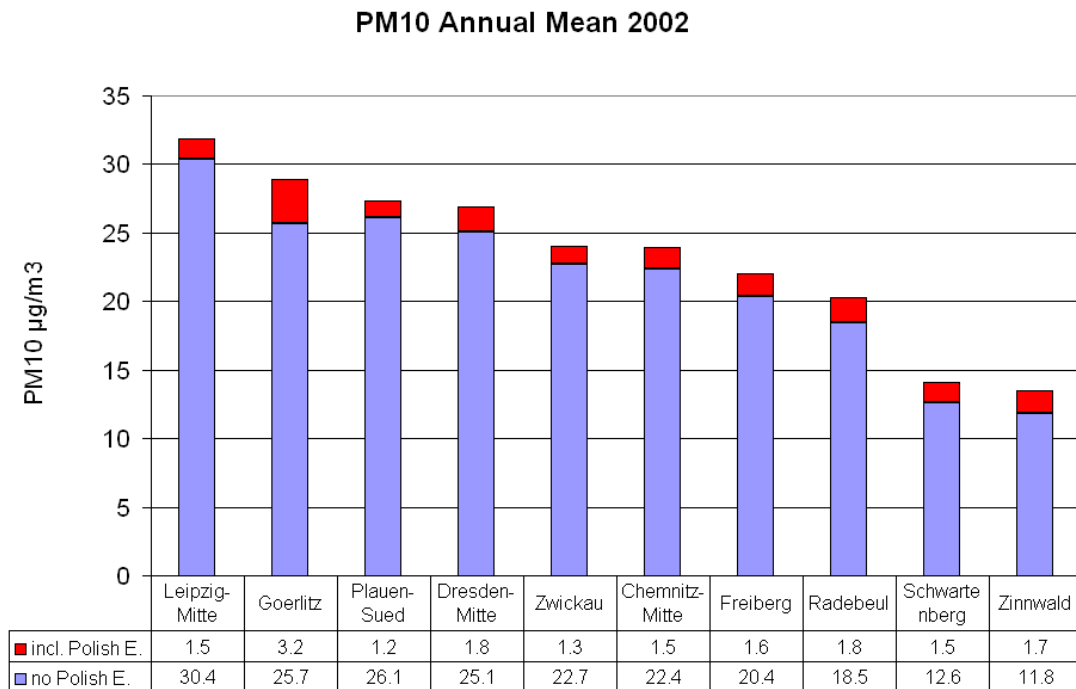


**Abbildung 32** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Brandenburg beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet die aus den Modellrechnungen abgeleitete Anzahl von Überschreitungstagen, die durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehen. Diese Anzahl ist auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der PM10-Überschreitungstage an, die ohne die polnischen Emissionen ermittelt werden. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.

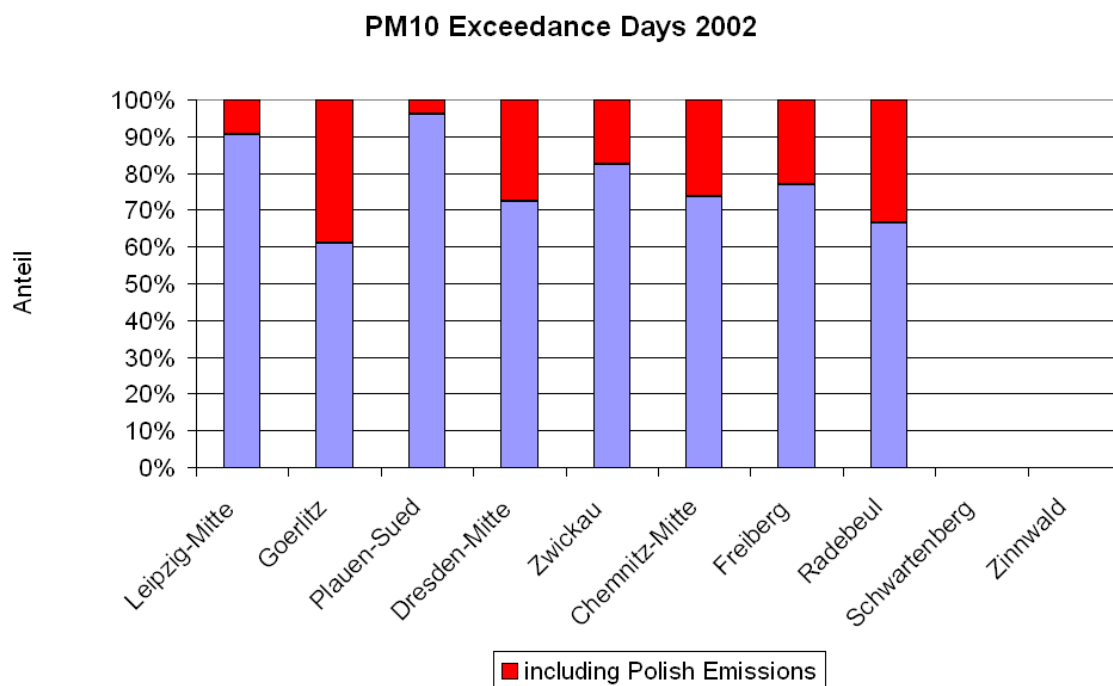
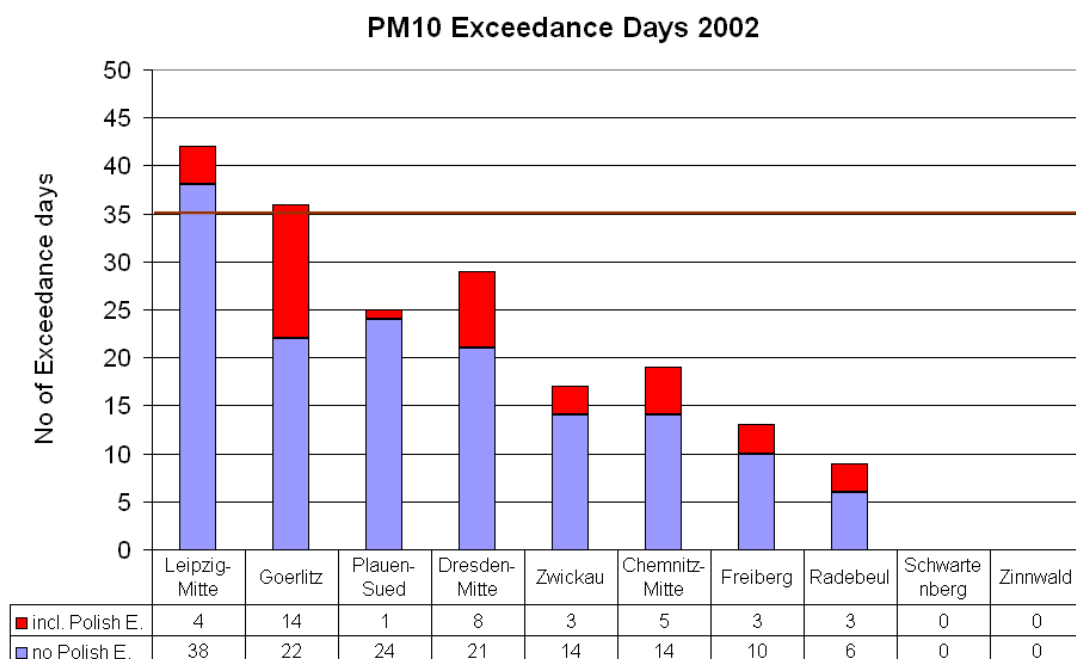
## 5.4 Beitrag der polnischen Emissionen in Sachsen

Abbildung 33 zeigt die in Sachsen beobachteten PM10-Jahresmittelwerte und den für die polnischen Emissionen berechneten Beitrag. Im Jahre 2002 wurde die höchsten PM10-Jahresmittelwerte in Leipzig und Görlitz, die niedrigsten in Schwartenberg und Zinnwald gemessen. Der für die Stationen berechnete Beitrag der polnischen Emissionen liegt zwischen circa  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Plauen und über  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Görlitz (siehe auch Kap. 4.4.2). Die relativen Beiträge bewegen sich zwischen 5% in Plauen und über 10% in Zinnwald. Bis auf Leipzig sind alle beobachteten PM10-Jahresmittelwerte unter  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der Langzeitgrenzwert wird aber auch in Leipzig eingehalten.

In Abbildung 34 wird der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen an den sächsischen Stationen gezeigt. Es werden zwischen 1 (Plauen) und 14 (Görlitz) Überschreitungstage bestimmt, die ohne den Beitrag der polnischen Emissionen nicht entstanden wären. In Görlitz entspricht dies circa 40% aller Überschreitungstage. Leipzig und Görlitz sind die beiden Stationen, an denen im Jahre 2002 an mehr als 35 Tagen ein PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen wurde. Nach den Berechnungen würde der Kurzzeitgrenzwert in Leipzig selbst ohne die polnischen Emissionen nicht einzuhalten sein. In Görlitz dagegen würden ohne die polnischen Emissionen deutlich weniger als 35 Überschreitungstage zu erwarten sein.



**Abbildung 33** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Sachsen beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.



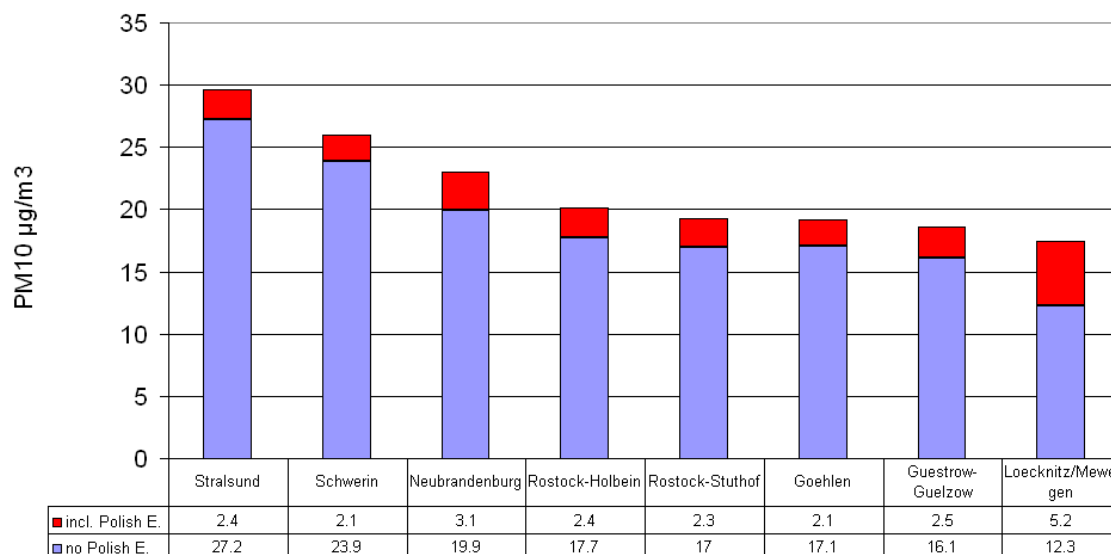
**Abbildung 34** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Sachsen beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet die aus den Modellrechnungen abgeleitete Anzahl von Überschreitungstagen, die durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehen. Diese Anzahl ist auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der PM10-Überschreitungstage an, die ohne die polnischen Emissionen ermittelt werden. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.

## 5.5 Beitrag der polnischen Emissionen in Mecklenburg-Vorpommern

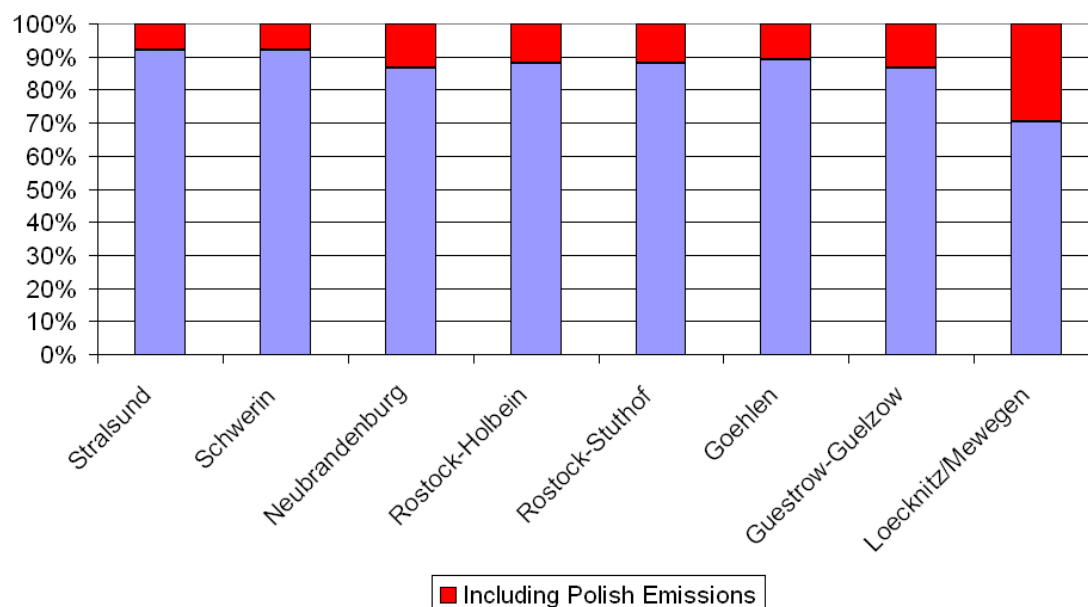
Abbildung 35 zeigt die in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten PM10-Jahresmittelwerte und den für die polnischen Emissionen berechneten Beitrag. Im Jahre 2002 wurde die höchsten PM10-Jahresmittelwerte in Stralsund und Schwerin, die niedrigsten in Güstrow und Löcknitz gemessen. Der an den Stationen berechnete Beitrag der polnischen Emissionen liegt zwischen  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Göhlen und über  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Löcknitz (siehe auch Kap. 4.4.2). Die niedrigsten relativen Anteile werden in Stralsund und Schwerin, der höchste mit circa 30% in Löcknitz ermittelt. Alle beobachteten PM10-Jahresmittelwerte liegen deutlich unter dem Langzeitgrenzwert.

In Abbildung 36 wird der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen an den Stationen in Mecklenburg-Vorpommern gezeigt. Es werden zwischen 5 (Göhlen) und 19 (Stralsund) Überschreitungstage bestimmt, die durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehen. In Stralsund entspricht dies circa 40% aller Überschreitungstage. An der Station Löcknitz, die direkt an der polnischen Grenze liegt, würde ohne den polnischen Beitrag kein Überschreitungstag entstehen. Insgesamt bewirkt der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Tagesmittelwerten nach den Berechnungen an allen Stationen außer in Stralsund und Schwerin mehr als der Hälfte der Überschreitungstage. In Stralsund würden ohne die polnischen Emissionen deutlich weniger als 35 Überschreitungstage zu erwarten sein.

## PM10 Annual Mean 2002



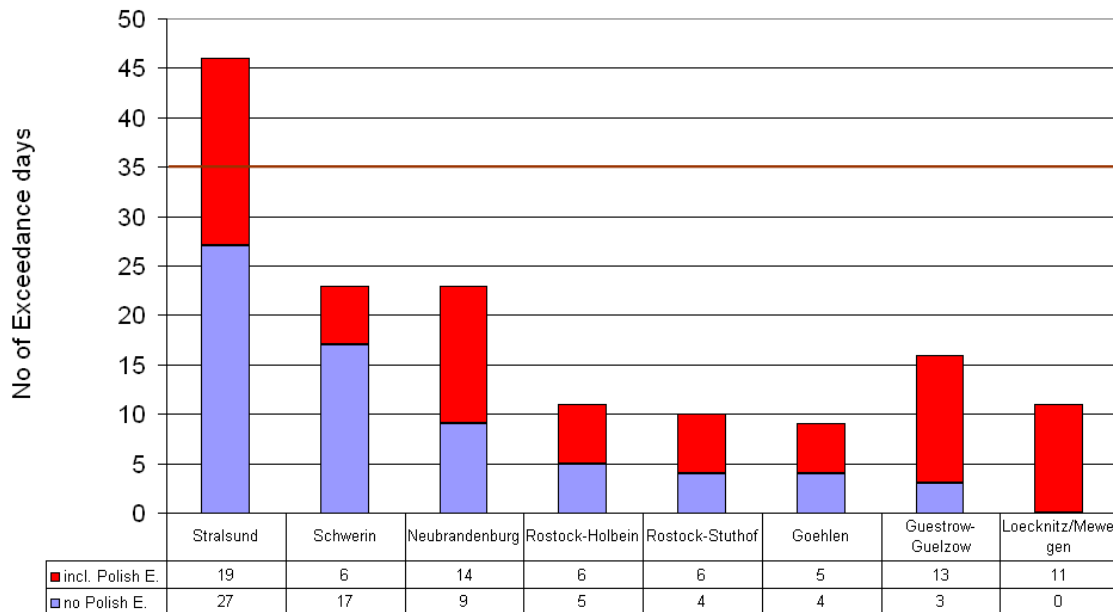
## PM10 Annual Mean 2002



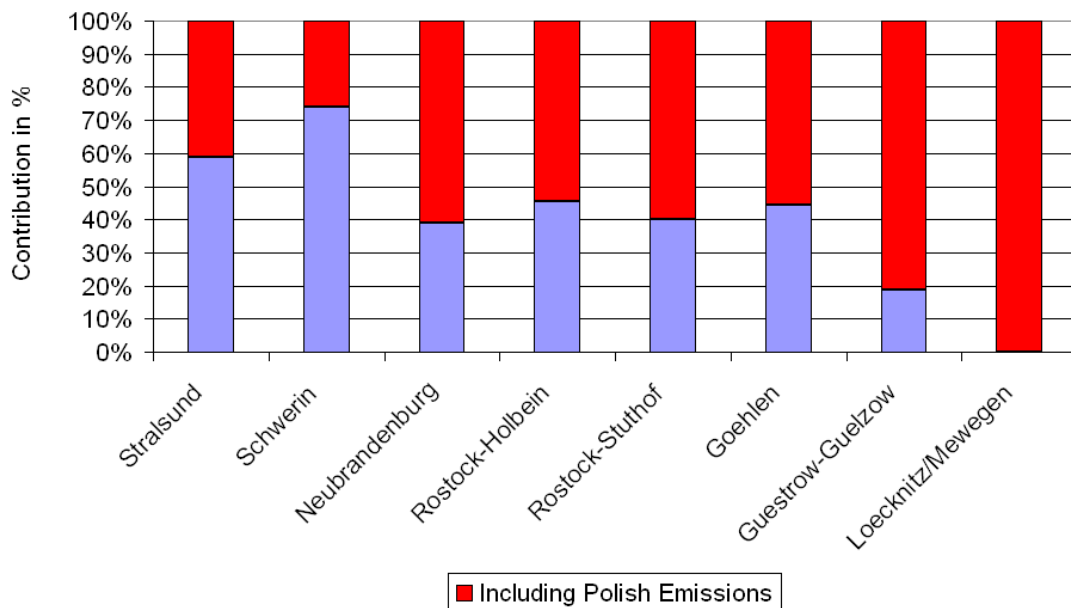
**Abbildung 35** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.



## PM10 Exceedance Days 2002



## PM10 Exceedance Days 2002



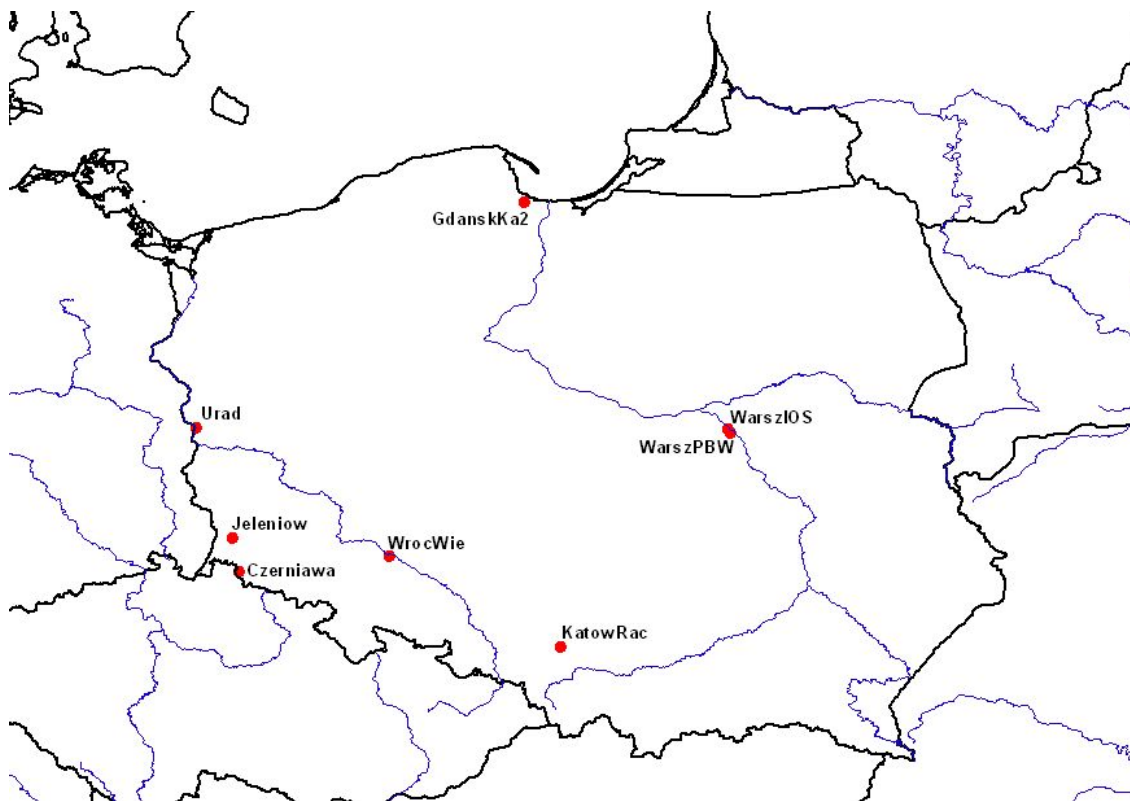
**Abbildung 36** Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet die aus den Modellrechnungen abgeleitete Anzahl von Überschreitungstagen, die durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehen. Diese Anzahl ist auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der PM10-Überschreitungstage an, die ohne die polnischen Emissionen ermittelt werden. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.

## 5.6 Beitrag der deutschen Emissionen in Polen

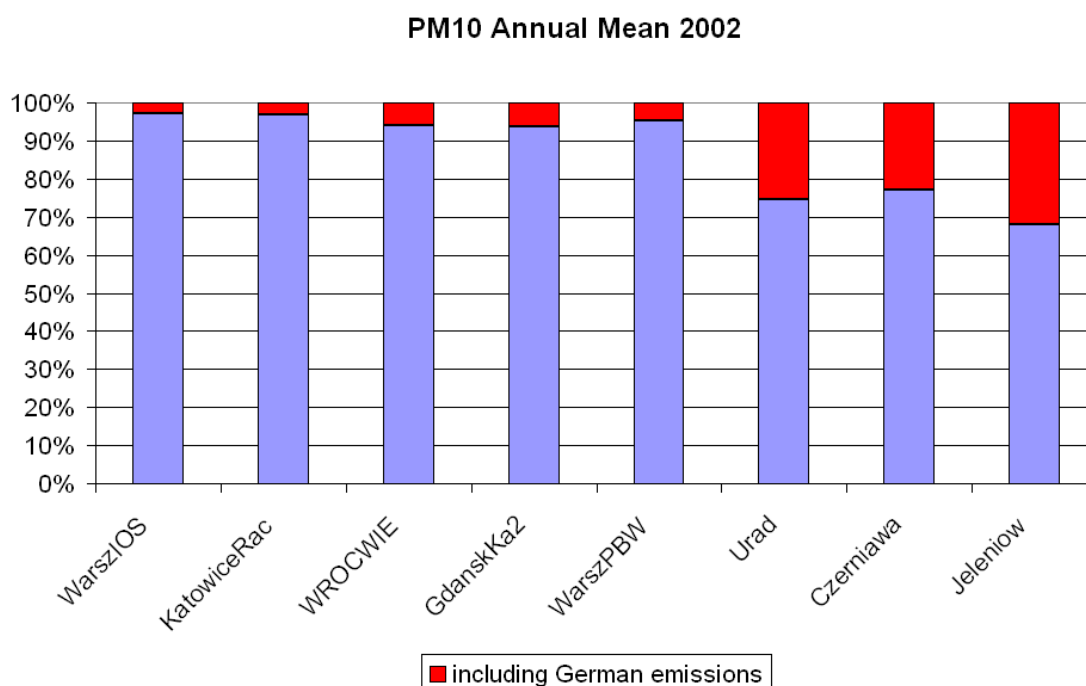
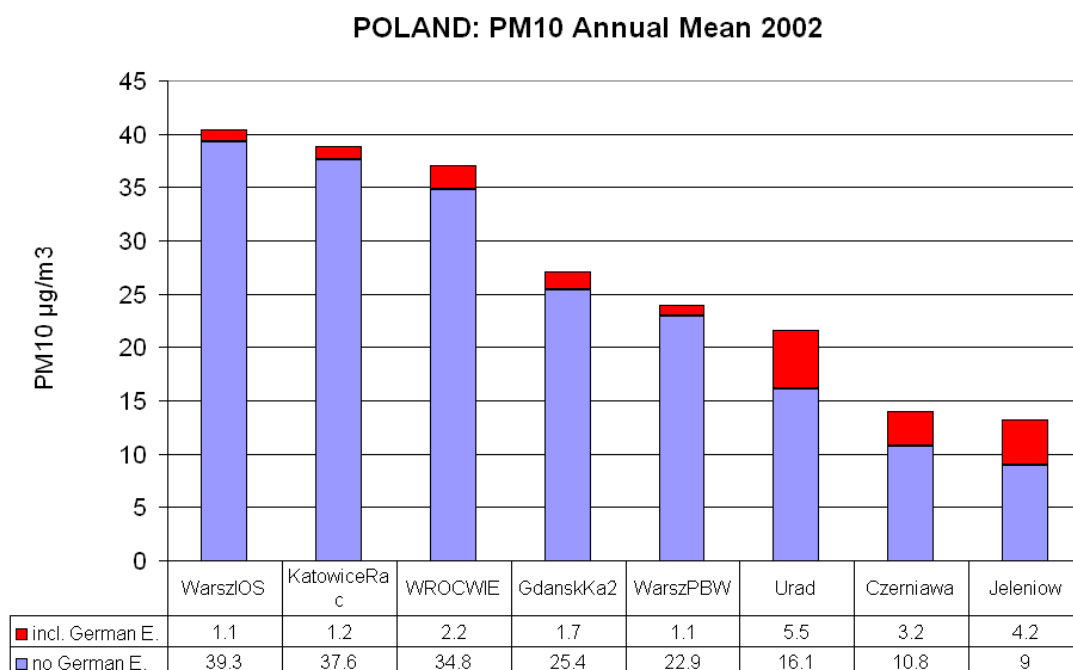
Zur Bestimmung des deutschen PM10-Beitrags an polnischen Stationen wurde eine Reihe polnischer Messstationen ausgewählt, deren Charakteristik der Abbildung 37 entnommen werden kann. Die Messwerte stammen aus der Datenbank der Europäischen Umweltbehörde (<http://etc-acc.eionet.eu.int/databases/airbase.html>).

Abbildung 38 zeigt die in an den ausgewählten polnischen Stationen beobachteten PM10-Jahresmittelwerte und den für die deutschen Emissionen berechneten Beitrag. Im Jahre 2002 wurde die höchsten PM10-Jahresmittelwerte in Warschau und Kattowitz, die niedrigsten in Cerniawa und Jeleniow gemessen. Der für die Stationen berechnete Beitrag der deutschen Emissionen liegt zwischen  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Warschau und zwischen 5 und  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Urad an der deutschen Grenze. Die relativen Beiträge bewegen sich zwischen weniger als 5% in Warschau und Kattowitz und zwischen 20 und 30% an den grenznahen Stationen Cerniawa, Jeleniow und Urad. Bis auf eine Station in Warschau liegen alle beobachteten PM10-Jahresmittelwerte unter  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . An der Warschauer Station wird der Langzeitgrenzwert mit dem deutschen Beitrag knapp überschritten, ohne den deutschen Beitrag knapp unterschritten.

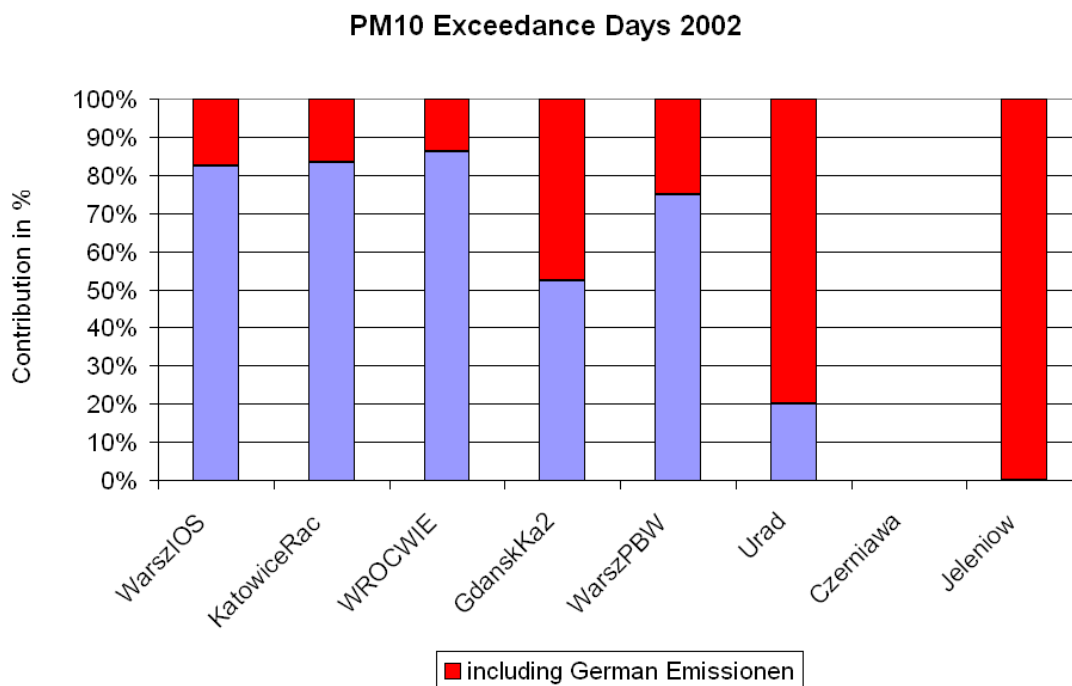
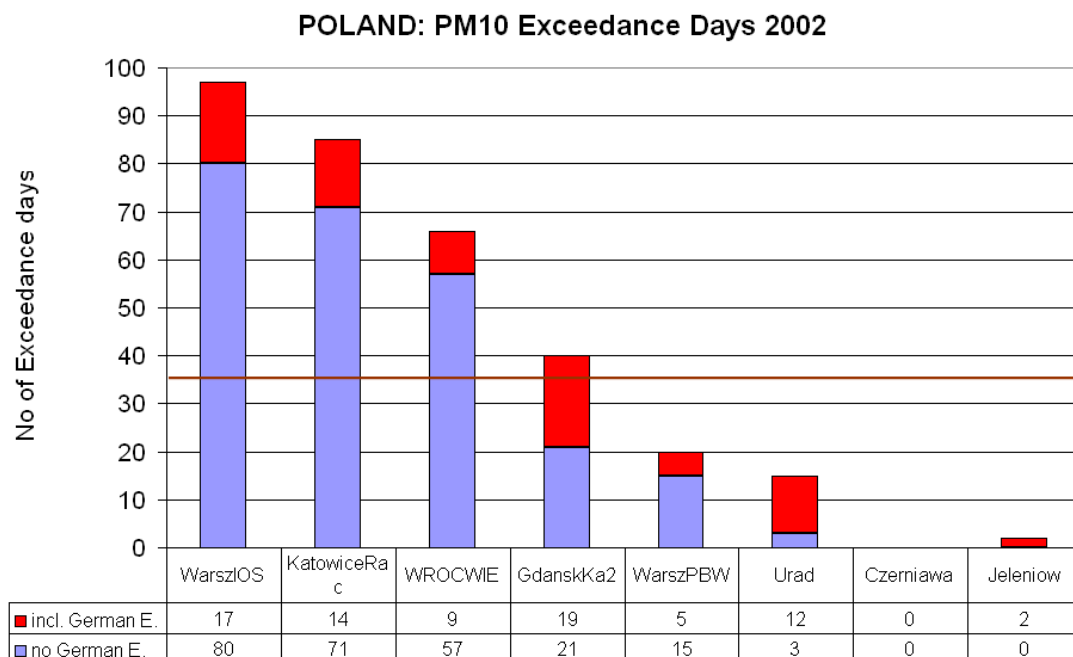
In Abbildung 39 wird der Beitrag der deutschen Emissionen zu den Überschreitungstagen an den polnischen Stationen gezeigt. Es werden zwischen 2 (Jeleniow) und 19 (Danzig) Überschreitungstage bestimmt, die ohne den Beitrag der deutschen Emissionen nicht entstanden wären. In Danzig entspricht dies knapp der Hälfte aller Überschreitungstage. An der grenznahen Station Urad können circa 80%, an der Station Jeleniow alle Überschreitungstage auf den Einfluss der deutschen Emissionen zurückgeführt werden. In Danzig, wo im Jahre 2002 an mehr als 35 Tagen ein PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen wurde, würde der Kurzzeitgrenzwert nach den Berechnungen ohne den Beitrag der deutschen Emissionen einzuhalten sein. An den Stationen in Warschau, Breslau und Kattowitz würde selbst ohne den Beitrag der deutschen Emissionen an weit mehr als 35 Tagen ein PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen werden.



**Abbildung 37** Polnische Messstationen, an denen der Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM10-Jahresmittelwerten und der Anzahl der Überschreitungstage bestimmt wurde. Urad, Jeleniow und Czerniawa sind ländliche Stationen in Grenznähe zu Deutschland. GdanskKa2, WrocWie, KatowRac, WarszPBW und WarszIOS sind städtische Hintergrundstationen in den Ballungsräumen Danzig, Breslau, Kattowitz und Warschau.



**Abbildung 38** Beitrag der deutschen Emissionen zu in Polen beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der deutschen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den deutschen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.



**Abbildung 39** Beitrag der deutschen Emissionen zu in Polen beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet die aus den Modellrechnungen abgeleitete Anzahl von Überschreitungstagen, die durch den Beitrag der deutschen Emissionen entstehen. Diese Anzahl ist auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der PM10-Überschreitungstage an, die ohne die deutschen Emissionen ermittelt werden. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%.

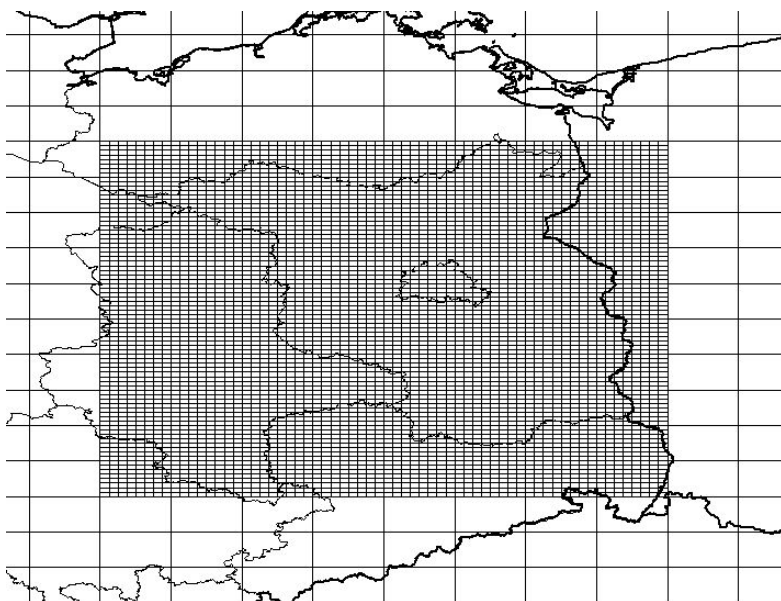
## **6 Ermittlung der Beiträge des Ferntransports in Berlin mit Hilfe genesteter Modellanwendungen**

### **6.1 Überblick**

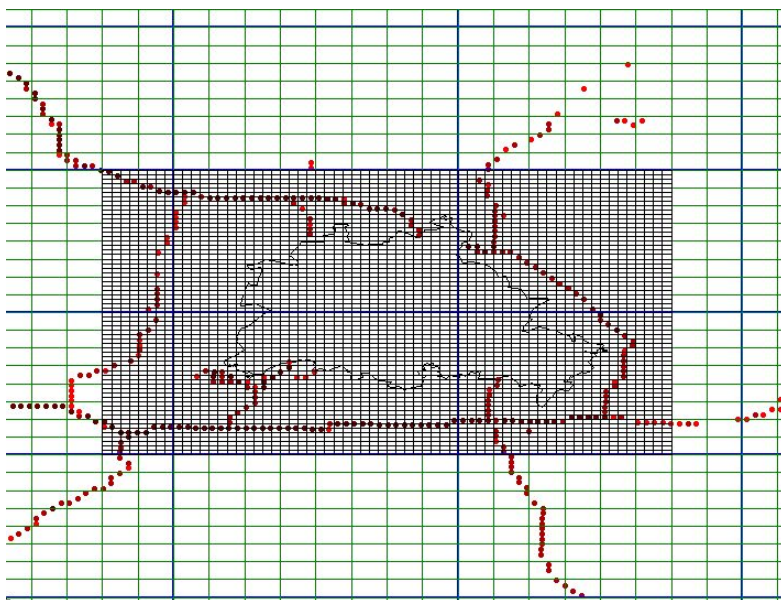
Es wurde bereits ausgeführt, dass zur Eingrenzung des Ferntransports und zur genaueren Quantifizierung und räumlichen Zuordnung der Eigenbeiträge einer Stadt zu den Immissionen in der Stadt hoch auflösende Modellrechnungen notwendig sind, die es gestatten, den Emissionsgradienten in und um eine Stadt angemessen aufzulösen. Solche Berechnungen wurden für Berlin durchgeführt.

Dazu wurden mit dem RCG-Modell Ausbreitungsrechnungen in drei verschiedenen Skalen ausgeführt, wobei das nächst höher aufgelöste Gebiet die Randbedingungen des ihm übergeordneten Gitters übernimmt. Abbildung 1 zeigt das bereits angesprochene Gitter der europaweiten RCG-Anwendung mit einer Auflösung von  $0.5^\circ$  in Ost-West Richtung und  $0.25^\circ$  in Nord-Süd Richtung. Das erste Nest (Abbildung 40, Nest 1) umfasst Berlin und Brandenburg vollständig, Teile Sachsen, Sachsen-Anhalts, Thüringens und Mecklenburg-Vorpommerns sowie einen Teil Polens. Die Maschenweite dieses Nestes beträgt in Ost-West-Richtung circa 4 km, in Nord-Süd-Richtung circa 3.5 km. Nest 2 (Abbildung 41) ist in das Berlin-Brandenburg-Gebiet mit einem Nesting-Verhältnis von 1:4 eingebettet und umfasst Berlin und große Teile seines Autobahnringes. Die Auflösung in Ost-West-Richtung beträgt  $0.015625^\circ$  und in Nord-Süd-Richtung  $0.0078125^\circ$ . Dies entspricht ungefähr einer Auflösung von  $1 \times 1 \text{ km}^2$ , bei einer Gitteranzahl entlang der Längengrade als auch der Breitengrade von 66. Zur Aufbereitung der Daten für diese Modellanwendungen sei auf Kerschbaumer et al. (2005) verwiesen.

Die mit den Berechnungen in Nest 2 ermittelte urbane Hintergrundbelastung diene dann als Vorbelastung für die nachgeschalteten Ausbreitungsrechnungen für Straßenräume mit dem CPB-Straßenschluchtmodell (Ostmann et al., 1996; Yamartino und Wiegand, 1986). Die gesamte Kette über 4 Skalen (europaweiter Hintergrund, regionaler Hintergrund, städtischer Hintergrund, Straßenschlucht) basiert damit komplett auf Modellrechnungen. In diesem Beitrag wird von diesen Berechnungen lediglich die Analyse der PM<sub>10</sub>-Beiträge aus den verschiedenen Skalenbereichen zu den Immissionen in Berliner Straßenschluchten vorgestellt.



**Abbildung 40** RCG-Modellgebiet Berlin-Brandenburg: 11,0° Ost bis 15,0° Ost, 51,0° Nord bis 53,5° Nord mit einer Maschenweite von 0.25/8° Breite und 0.5/8° Länge, (Nest 1 in einer Auflösung von circa 4x4 km<sup>2</sup>). Das gröbere Gitter zeigt die großräumige Auflösung des überregionalen RCG-Modellgebiets, siehe Abbildung 1.



**Abbildung 41** Städtisches RCG-Modellgebiet (Nest 2) mit einer Maschenweite von 0.25/32° Breite und 0.5/32° Länge (circa 1x1 km<sup>2</sup>). Die Punkte kennzeichnen hohe NOx-Emissionen und sollen die Lage der Autobahnen um Berlin andeuten. Nest 2 ist eingebettet in Nest 1 (grünes Raster), siehe Abbildung 40.

## 6.2 Analyse der skalenabhängigen PM10-Immissionsbeiträge in Straßenschluchten

Es wurden die berechneten Beiträge des Ferntransports, der städtischen Hintergrundemissionen und der Emissionen in der Straße selbst für 4 Berliner Straßenschluchten analysiert: Silbersteinstraße, Schildhornstraße, Frankfurter Allee und Karl-Marx-Straße. Die Auswertung erfolgte für die Zeitreihen der PM10-Tagesmittelwerte getrennt für die Einzelbeiträge des Ferntransports (resultierend aus allen Emissionen außerhalb des Stadtgebiets von Berlin), des städtischen Eigenbeitrags (resultierend aus allen Emissionen im Stadtgebiet von Berlin) und des Straßenbeitrags (resultierend aus den Emissionen der Straße).

Abbildung 42 und Abbildung 43 zeigen dazu für die Silbersteinstraße die berechneten PM10-Tagesmittelwerte aus dem Beitrag des Hintergrunds (Ferntransport aus allen Emissionen außerhalb des Stadtgebiets von Berlin), der Stadt Berlin und der Straße (Zusatzbelastung nach der CPB-Berechnung<sup>1</sup>). Die Emissionen aus dem Hintergrund allein tragen nur zu 9 Überschreitungstagen bei, die Emissionen aus dem Stadtgebiet selbst zu keinem Überschreitungstag mit einem PM10-Tagesmittelwert  $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der Straßenbeitrag allein bewirkt auch keine Überschreitungstage. Auch die PM10-Tagesmittelwerte ermittelt aus der den Stadt- und Straßenemissionen liegen an allen Tagen des Jahres unter  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Abbildung 43 oben). Addiert man die Beiträge des Hintergrunds und die Beiträge der Stadt erhält man 19 Überschreitungstage (Abbildung 43 Mitte). Die Addition des Straßenbeitrags ergibt dann weitere 74 Überschreitungstage was insgesamt 95 Überschreitungstage für die Gesamtbelastung bedeutet (Abbildung 43 unten).

Die Tabelle 1 zeigt für alle 4 Straßenschluchten die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sowie die berechnete Anzahl der Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , unterteilt in Mittelwerte und Überschreitungstage erzeugt durch den Beitrag der Straße selbst, der Stadt, des Ferntransports (alle Emissionen außerhalb von Berlin), sowie des Beitrags aus den Emissionen von Hintergrund und Stadt.

Aus der Tabelle wird offensichtlich, dass in allen Straßenschluchten die Emissionen der Straße alleine keine Überschreitungstage erzeugen. Auch die städtische Vorbelastung führt für sich genommen zu keinen Überschreitungstagen. Aus dem Beitrag des Ferntransports ergeben sich dagegen in Berlin schon 9 bis 12 Überschreitungstage. Nimmt man die städtische Vorbelastung dazu, so erhält man 19 bis 24 Überschreitungstage. Der Beitrag der Straßenemissionen führt dann zu vielen zusätzlichen Überschreitungstagen, so dass die zulässige Anzahl von Überschreitungen in allen Schluchten deutlich überschritten wird. Es sei angemerkt, dass die hier ermittelte Anzahl der Überschreitungstage aus den Emissionen des Hintergrunds nicht mit der Anzahl der Tage verglichen werden kann, die nach der Delta-Methode für den Beitrag der polnischen Emissionen abgeleitet wurde. Die 9 bis 12 Überschreitungstage ergeben sich, wenn ausschließlich die Emissionen außerhalb von Berlin betrachtet werden. Der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen wurde ermittelt, in dem alle Emissionen außer den polnischen betrachtet wurden und die daraus ermittelte Differenz der PM10-Jahresmittelwerte zwischen Basislauf und Szenariolauf über eine empirische Beziehung in eine Differenz von Überschreitungstagen umgerechnet wurde.

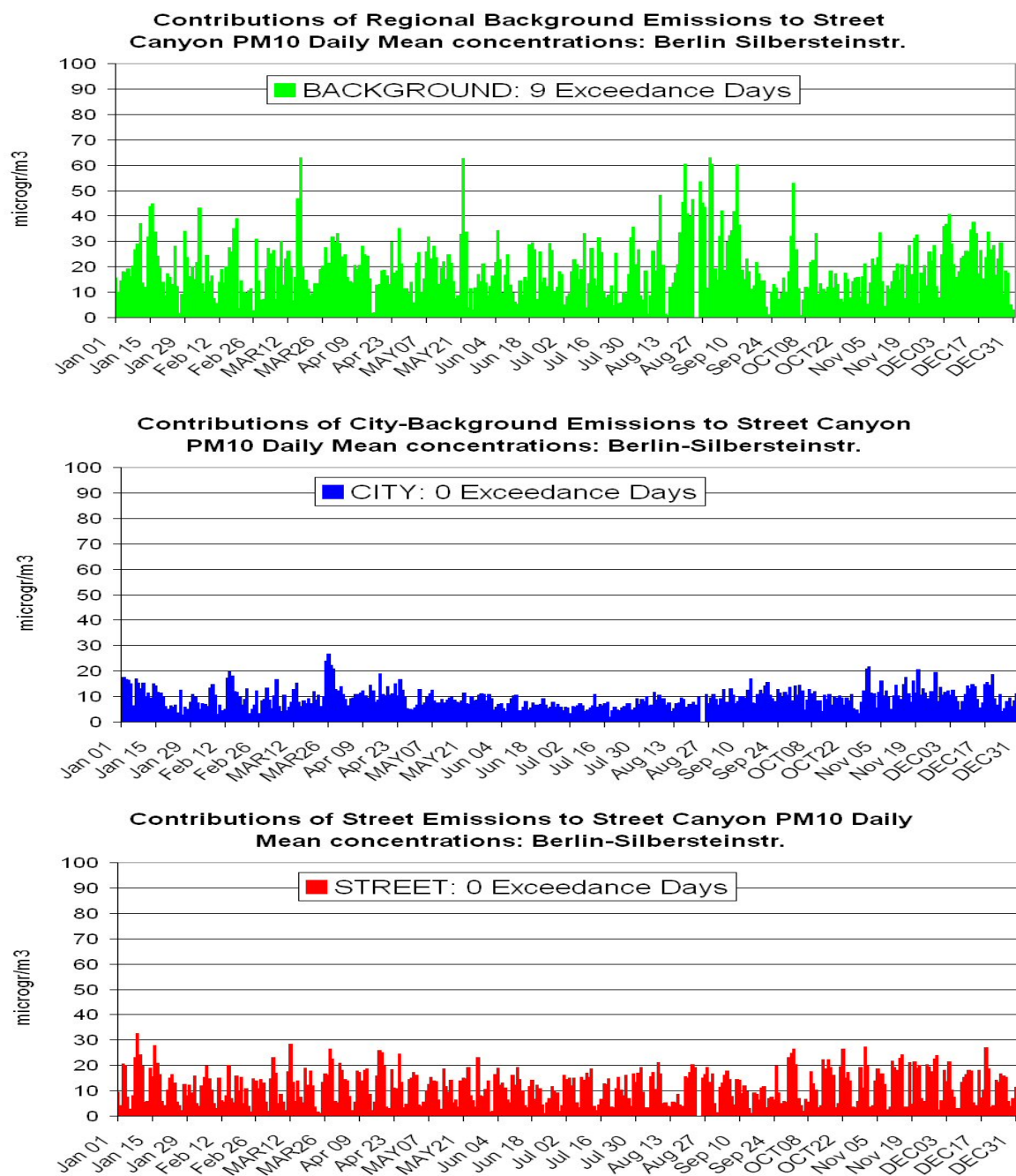
---

<sup>1</sup> Die CPB-Berechnungen wurden von der IVU-Umwelt GmbH Freiburg im Rahmen der Erstellung des Berliner Luftreinhalteplans durchgeführt und für diese Untersuchungen freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

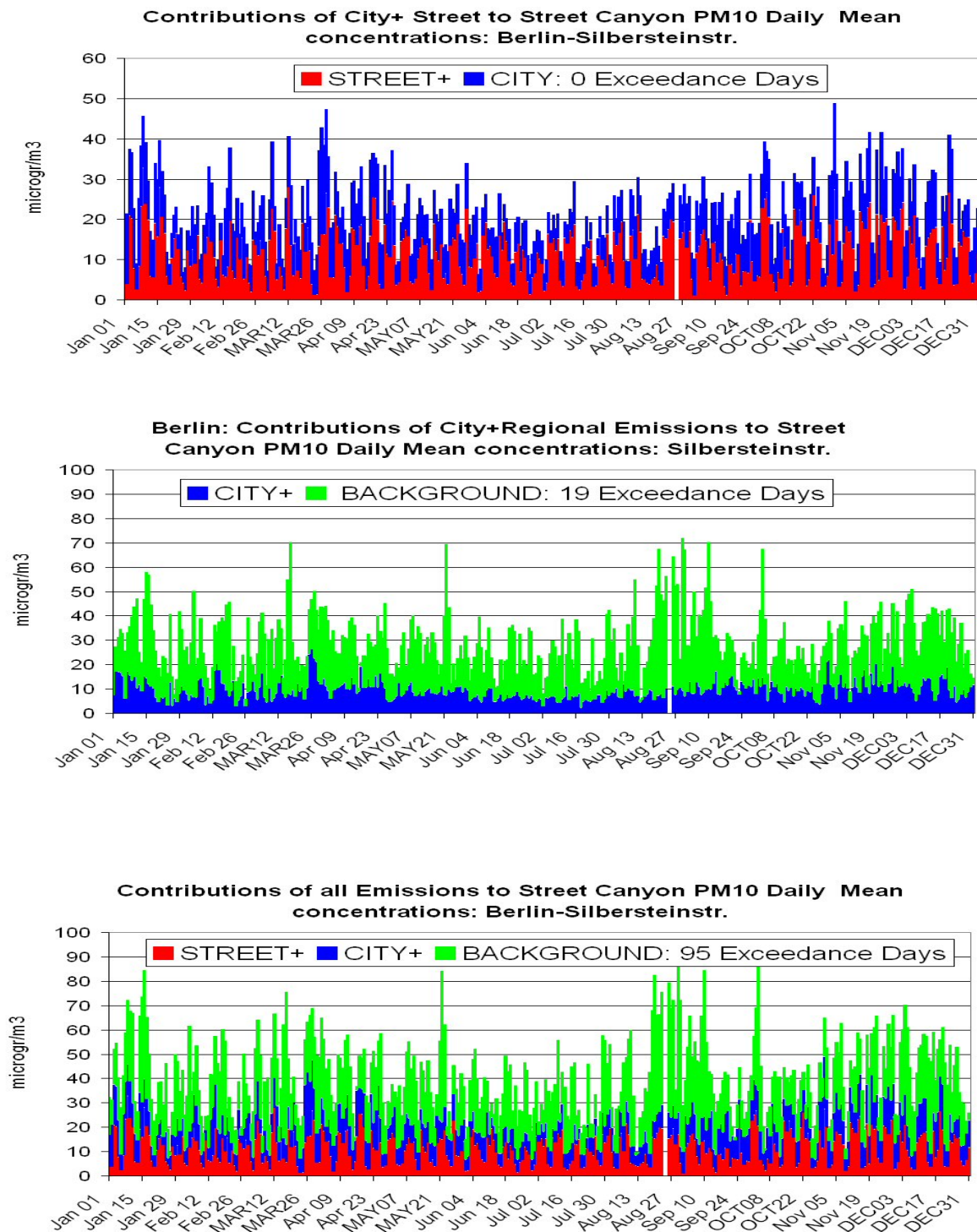


Der Hintergrund alleine liefert also relativ wenig Überschreitungstage obwohl der Hintergrund den größten Anteil an den Jahresmittelwerten stellt. Dies bedeutet, dass der Beitrag der städtischen Emissionen auf den hohen Sockel des Hintergrunds aufsetzt, was dann viele hohe Tagesmittelwerte erzeugt. Der Straßenbeitrag, der alleine für sich betrachtet auch zu keinen Überschreitungstagen führt, setzt dann auf diese schon sehr hohe Vorbelastung auf, was in der Summe aller Beiträge die hohe Anzahl von Überschreitungstagen ergibt.

Stadt- und Hintergrundemissionen stellen nach den Berechnungen im Mittel mehr als 2/3 der PM10-Gesamtbelastung, der Rest wird von den Emissionen des „hot-spots“ (Straße) selbst gestellt. Der Hintergrund alleine, d.h. der Beitrag aller Emissionen außerhalb von Berlin trägt bei den 4 betrachteten Straßenschluchten zwischen 48% und 57% zu den PM10-Jahresmitteln in den Straßenschluchten bei. Der Beitrag der Stadt zu der gesamten Vorbelastung über einer Straßenschlucht liegt nach den genesteten Berechnungen zwischen 25% und 35% was sich gut mit den in Kap. 4.5 vorgestellten Abschätzungen zu den Eigenbeiträgen des Bundeslandes Berlin zu dem städtischen Hintergrund in Berlin deckt. Wie schon mehrfach angesprochen, ist der gesamte Beitrag der Stadt an einem hoch belasteten Straßenrezeptor aber höher. An den vier betrachteten Straßenschluchten können zwischen 43% und 52% der PM10-Jahresmittelwerte auf Emissionen der Stadt selbst (städtische Vorbelastung + Straßenbeitrag) zurückgeführt werden. Die in Kap. 4.5 vorgestellten Eigenbeiträge sind für Stadtgebiete also als untere Grenze zu betrachten. In den letzten beiden Spalten der Tabelle 1 sind die berechneten und beobachteten PM10-Kenngrößen zusammengestellt. Es ist offensichtlich, dass die hier vorgestellte Modellkette eine gute Simulation der beobachteten Realität liefert.



**Abbildung 42** Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in Berlin, Silbersteinstraße, aufgeteilt nach Beitrag aus Hintergrund (Ferntransport, oben), Stadt (Mitte) und Straße (unten).



**Abbildung 43** Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in Berlin, Silbersteinstraße, aufgeteilt nach Beitrag aus Stadtbeitrag unten Straßenbeitrag (oben), Hintergrund (Ferntransport) und Stadtbeitrag (Mitte), sowie Hintergrund (Ferntransport), Stadtbeitrag und Straßenbeitrag (unten).

<b>Beitrag</b>	<b>Straße</b>	<b>Stadt</b>	<b>Hintergrund</b>	<b>Stadt + Hintergrund</b>	<b>Total</b>	<b>OBS</b>
<b>Jahresmittelwert</b>						
Frankfurter A.	9.3	9.1	20.9	<b>30.0</b>	<b>39.3</b>	<b>40</b>
Karl-Marx-S.	5.9	9.5	20.0	<b>29.4</b>	<b>35.3</b>	
Schildhornstr.	13.2	7.1	19.6	<b>26.7</b>	<b>39.9</b>	<b>38</b>
Silbersteinstr.	11.6	9.4	19.7	<b>29.1</b>	<b>40.7</b>	
<b>Mittel in %</b>	<b>17%-33%</b>	<b>17%-29%</b>	<b>48%-57 %</b>	<b>67 %-83 %</b>		
<b>Überschreitungstage</b>						
Frankfurter A.	0	0	12	<b>24</b>	<b>80</b>	<b>82</b>
Karl-Marx-S.	0	0	9	<b>19</b>	<b>49</b>	
Schildhornstr.	0	0	9	<b>19</b>	<b>82</b>	<b>84</b>
Silbersteinstr.	0	0	9	<b>19</b>	<b>95</b>	

**Tabelle 1** Beiträge in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Jahresmittelwert) und Tagen (Überschreitungstage) der Emissionen der Straße, der Stadt (städtische Vorbelastung) und des Ferntransports (Hintergrund) zu den PM10-Immissionen in 4 Berliner Straßenschluchten. Total: Berechnetes PM10-Jahresmittel bzw. berechnete Anzahl von Überschreitungstagen. OBS: Beobachtetes PM10-Jahresmittel bzw. beobachtete Anzahl von Überschreitungstagen.

## 7 Zusammenfassung

Dieser Bericht beschreibt die Anwendung eines chemischen Transportmodells, des an der FU Berlin entwickelten REM-CALGRID-Modells (RCG), zur Bestimmung des Beitrags des Ferntransports zur Immissionsbelastung durch Stickoxide und Feinstaub in Deutschland.

Das RCG-Modell wurde zur Berechnung der langfristigen Schadstoffbelastungen in der europaweiten, der nationalen sowie der regionalen Skala (Ballungsgebiet) entwickelt (Stern, 2003, 2004a). Das Modell genügt 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.

In diesem Beitrag wurden folgende Fragen untersucht:

- Welcher Anteil der NO<sub>2</sub>- und PM<sub>10</sub>-Immissionen in Deutschland ist auf außerdeutsche Quellen zurückzuführen?
- Welcher Anteil der Immissionen in den östlichen Bundesländern ist auf die Emissionen im Bundesland selbst zurückzuführen?
- Welchen Beitrag liefern die Emissionen von Polen zu der PM-Belastung in Deutschland und umgekehrt?
- Wie weit kann man mit Modellrechnungen die skalenspezifischen Immissionsbeiträge in hoch belasteten Rezeptorgebieten, hier Straßenschluchten, quantifizieren?

Die Beantwortung der ersten drei Fragestellungen beruht auf RCG-Berechnungen für Deutschland und das benachbarte Ausland in einer Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Dies entspricht in Mitteleuropa einer Maschenweite von circa 13 bis 15 km. Die skalenspezifische Ermittlung der PM<sub>10</sub>-Immissionsbeiträge in belasteten Rezeptorgebieten erfolgte mit Anwendungen des RCG-Modells auf die urbane Modellskala Berlin-Brandenburg, genestet in die großräumige Modellskala, und die Berechnung der Zusatzbelastung in der Straße mit dem Straßenschluchtmodell CPB (Canyon-Plume-Box-Modell).

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte dazu für das ganze Jahr 2002 in den vier Skalenbereichen:

### **Europaweiter Hintergrund**

Das Rechengebiet umfasste ganz Mitteleuropa. Die Schadstoffkonzentrationen wurden in einer Auflösung von circa 25 km<sup>2</sup> berechnet.

### **Deutschlandweiter Hintergrund**

Das Rechengebiet umfasste Deutschland und für die Untersuchung des Beitrags der polnischen Emissionen auch Polen. Die Schadstoffkonzentrationen wurden in einer Auflösung von circa 14 km<sup>2</sup> berechnet. Die Beiträge des europäischen Hintergrunds wurden über die Randbedingungen berücksichtigt.

### **Regionaler Hintergrund Berlin**

Das Rechengebiet umfasste ganz Brandenburg und die an Brandenburg angrenzenden Teile von Sachsen, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern und Polen. Die Schadstoffkonzentrationen wurden in einer Auflösung von circa  $4 \times 4 \text{ km}^2$  berechnet. Die Beiträge des deutschen und des europäischen Hintergrunds wurden über die Randbedingungen berücksichtigt.

### **Urbaner Hintergrund Berlin**

Das Rechengebiet umfasste das gesamte Berliner Stadtgebiet einschließlich des Gebiets innerhalb des Autobahnringes um Berlin. Die Schadstoffkonzentrationen wurden in einer Auflösung von circa  $1 \text{ km}^2$  berechnet. Die Beiträge des überregionalen und des regionalen Hintergrunds wurden über die Randbedingungen berücksichtigt.

### **Welcher Anteil der NO<sub>2</sub>- und PM<sub>10</sub>-Immissionen in Deutschland ist auf die deutschen Emissionen selbst zurückzuführen, bzw. wie hoch ist der Anteil der Emissionen im europäischen Ausland?**

In großen Teilen Deutschlands würden die NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte ohne die deutschen Emissionen unter circa  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sinken. Lediglich in den Grenzgebieten werden höhere Konzentrationen erreicht. Insbesondere im Westen Deutschlands macht sich der Transport von Stickoxiden aus den Benelux-Ländern deutlich bemerkbar. Die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen sinken ohne die deutschen Emissionen in den zentralen Regionen Deutschlands im Vergleich zum Basislauf auf unter  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ab, in den westlichen und östlichen Randgebieten werden noch  $10\text{-}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht. Im Osten Deutschlands zeigt sich der PM-Transport aus den Staaten Osteuropas deutlicher als der NO<sub>2</sub>-Transport. Insgesamt ist der ausländische Beitrag zu den PM<sub>10</sub>-Konzentrationen höher als zu den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen. Beim NO<sub>2</sub> kann man nur in den Randregionen von Deutschland einen wesentlichen Anteil der Konzentrationen (30-50%) auf Quellen außerhalb von Deutschland zurückführen. Der Beitrag der ausländischen Quellen zu dem anthropogenen Anteil der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen liegt dagegen außerhalb der Ballungsgebiete flächendeckend bei 40 bis 60%, in emissionsarmen Regionen und den Randgebieten sogar noch höher. In den Ballungsgebieten dominiert der Beitrag der deutschen Quellen. Vergleicht man beim PM<sub>10</sub> die Beiträge der ausländischen Quellen zu den primären, direkt emittierten PM-Konzentrationen mit denen zu den sekundären Aerosolen, so wird deutlich, dass insbesondere in den Ballungsräumen ein Großteil des primären PM aus Quellen innerhalb von Deutschland stammt. Bei den sekundären Aerosolen, die aus den gasförmigen Vorläuferstoffen NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub> gebildet werden, überwiegt in vielen Gebieten Deutschlands der Beitrag des Ferntransports von Quellen außerhalb von Deutschland.

### **Welcher Anteil der Immissionen in den östlichen Bundesländern ist auf die Emissionen im Bundesland selbst zurückzuführen?**

Dazu wurden die Emissionen in den östlichen Bundesländern auf Null gesetzt. Die hier vorgestellten Ergebnisse, die alle auf den Ausbreitungsrechnungen mit der Auflösung von  $0.125^\circ$  Breite und  $0.25^\circ$  Länge beruhen, sollten nur als grobe Abschätzung verstanden werden, da eine genauere quantitative Bestimmung der Eigenanteile, insbesondere in Stadtgebieten, nur mit hoch auflösenden Modellrechnungen für die urbane Skala möglich ist. Die Eigenbeiträge betreffen die städtische Hintergrundbelastung und nicht den Beitrag an sog. „hot-spots“ (z.B.

Straßenschluchten). An solchen Emissionsschwerpunkten ist der Eigenbeitrag deutlich höher als er durch die regionale Rechnung bestimmt wird.

Beim PM10 kann man im Ballungsraum Berlin circa 20 bis 35% der städtischen Hintergrundbelastung auf den Eigenbeitrag zurückführen, mit den höchsten Anteilen im Stadtzentrum. Die Berliner zusammen mit den Brandenburger Emissionen tragen circa 25 bis 40% zu dem anthropogenen Teil der städtischen PM10-Hintergrundkonzentrationen in Berlin bei. Die Emissionen der 4 betrachteten Länder Berlin, Brandenburg, Sachsen und Mecklenburg-Vorpommern tragen zu den anthropogen verursachten PM10-Immissionen in Berlin bis zu 45% bei. Der Beitrag aller deutschen Emissionen zu den PM10-Immissionen in Berlin liegt zwischen 50 und 60%. Damit kann man in Berlin circa 40% bis 50% der städtischen PM10- Hintergrundkonzentrationen als Beitrag des Ferntransports über die deutschen Grenzen identifizieren.

Die Städte in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sind zu klein, um in dem hier verwendeten Raster angemessen aufgelöst werden zu können und zeichnen sich deshalb in den Konzentrationsverteilungen auch nicht ab. In den eher ländlichen Regionen liegen die Eigenbeiträge der Länderemissionen zu den anthropogen verursachten PM10-Immissionen unter 20%. In Sachsen können in den Ballungsgebieten Leipzig, Dresden und Chemnitz/Zwickau zwischen 20 und 25% der PM10-Hintergrundwerte den Emissionen des Freistaats Sachsen zugeordnet werden.

Beim NO<sub>2</sub> liegen die Eigenbeiträge der betrachteten Bundesländer deutlich höher als beim PM10, da NO<sub>2</sub> eine kürzere Lebenszeit hat als PM10 und daher weniger stark dem Ferntransport unterliegt. So können im Zentrum Berlins circa 70% der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte durch die Berliner Emissionen erklärt werden. In den kleineren Ballungsräumen von Sachsen sind 50 bis 65% der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte auf die sächsischen Emissionen zurückzuführen. Auch hier ist wie beim PM10 anzumerken, dass diese relativen Beiträge nicht für lokal hoch belastete Gebiete, wie z.B. Straßenschluchten, gelten, sondern nur für mittlere Hintergrundbelastungen.

### **Welchen Beitrag liefern die Emissionen von Polen zu der PM10- und NO<sub>2</sub>-Belastung in Deutschland und welchen Beitrag liefern die deutschen Emissionen zu den Immissionen in Polen?**

Unterstellt man den hypothetischen Fall einer kompletten Reduzierung der polnischen anthropogenen Emissionen auf Null, so würden sich nach den Berechnungen an der Grenze zu Polen die PM10-Jahresmittelwerte für das Bezugsjahr 2002 zwischen 3 und 6 µg/m<sup>3</sup> verringern. Auf der Länge von Berlin beträgt der Beitrag der polnischen Emissionen noch 2 bis 3 µg/m<sup>3</sup>, in den westlichen Bundesländern nur noch unter 1 µg/m<sup>3</sup>. Bezogen auf den anthropogenen Teil des PM10 entspricht der Beitrag im Grenzbereich zu Polen circa 15 bis 20%, in Berlin circa 10 bis 15% und weiter im Westen entsprechend weniger. Der NO<sub>2</sub>-Transport von Polen nach Deutschland ist geringer als der PM10-Transport. Im Grenzgebiet Deutschlands zu Polen können 1 bis 2 µg/m<sup>3</sup> der berechneten Jahresmittelwerte auf den Beitrag der polnischen Emissionen zurückgeführt werden. In Berlin liegt der polnische Beitrag unter 1 µg/m<sup>3</sup>. Die relativen Anteile sind wegen der niedrigen NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte in den ländlichen Regionen der östlichen Bundesländer deutlich höher als in den Ballungsgebieten, da dort der überwiegende Teil der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von den eigenen Emissionen produziert wird.

Im Grenzbereich zu Polen tragen die Emissionen der 4 östlichen Bundesländer circa 1 bis 4 µg/m<sup>3</sup> zu den berechneten PM10-Jahresmittelwerten bei. Die geringsten Beiträge werden an der Grenze von Mecklenburg-Vorpommern zu Polen, die höchsten Beiträge an der Grenze von

Sachsen zu Polen berechnet. Der Beitrag aller deutschen Emissionen liegt zwischen 3 und 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Im Grenzbereich zu Deutschland würden sich in Polen nach den Berechnungen die PM10-Jahresmittelwerte ohne die deutschen Emissionen um circa 3 bis 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  verringern. Richtung Osten wird der Beitrag der deutschen Emissionen geringer, auf der Länge von Warschau und Kattowitz beträgt er noch circa 1 bis 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Bezogen auf den anthropogenen Teil des PM10 entspricht der Beitrag der deutschen Emissionen in Polens Grenzbereich zu Deutschland circa 20 bis 30%, auf der Länge von Warschau und Kattowitz circa 5 bis 8%. Im deutschen Grenzbereich zu Polen sind die mittleren Beiträge der polnischen Emissionen zu den Immissionen ähnlich denen der deutschen Emissionen im polnischen Grenzbereich zu Deutschland.

Der  $\text{NO}_2$ -Transport von Deutschland nach Polen ist höher als der Transport von Polen nach Deutschland. Im Grenzgebiet Polens zu Deutschland können 2 bis 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  der berechneten Jahresmittelwerte auf den Beitrag der deutschen Emissionen zurückgeführt werden. Die relativen Anteile sind wegen der niedrigen  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte in den ländlichen Regionen Polens relativ hoch und machen sich insbesondere im nördlichen Polen deutlich bemerkbar. In Grenznähe werden circa 50% der  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte durch die deutschen Emissionen verursacht, im Nordosten Polens immerhin noch 10 bis 20%. Lediglich im Südosten und im Bereich des Ballungsraums Warschau ist der Beitrag der deutschen Emissionen gering.

Da in den großräumigen Modellanwendungen die hohen gemessenen PM10-Konzentrationen oft unterschätzt werden<sup>2</sup>, ist die Anzahl der Überschreitungen des Grenzwerts für den PM10-Tagesmittelwert, 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , in den Messauswertungen oft deutlich höher ist als in den Stationsauswertungen der Modellrechnung. Die Ursache der Unterschätzung liegt zum Teil in den nicht erfassten PM10-Anteilen, zum Teil in der unzureichenden Beschreibung der PM10-Emissionen. Auch austauscharme Wetterlagen, die zu hohen gemessenen PM10-Konzentrationen führen und von den meteorologischen Modelldaten teilweise nur unzureichend erfasst werden, können einen Beitrag zur Unterschätzung liefern. Daher können die regionalen Modellrechnungen auch nicht direkt zur Bewertung des Einflusses der Emissionen bestimmter Regionen auf die PM10-Überschreitungstage benutzt werden. Die von den Modellen berechneten mittleren absoluten Immissionsänderungen als Folge einer Emissionsänderung („Immissionsdelta“) sind zur Bewertung der Maßnahmen mit größerer Sicherheit zu verwenden als die relativen Aussagen, da die nicht erfassten PM10-Emissionen zum Großteil auch nicht von Minderungsmaßnahmen erfasst werden.

Die hier verwendete Methodik zur Abschätzung des Beitrags des Ferntransports zu den Überschreitungstagen macht sich diesen Umstand zu Nutze. Aus der Modellrechnung werden nur die für ein Emissionsszenario ermittelten mittleren Konzentrationsänderungen („Immissionsdeltas“) benutzt. Die Bestimmung der PM10-Überschreitungstage erfolgt dann mit einer von Wiegand (IVU-Umwelt GmbH, Freiburg, pers. Mitteilung) über statistische Auswertungen von Messreihen entwickelte Beziehung zwischen dem PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der PM10-Überschreitungstage. Diese Beziehung wird auf die an den Stationen gemessenen PM10-Jahresmittelwerte für das Bezugsjahr und auf die um das berechnete Immissionsdelta verminderten PM10-Jahresmittelwerte angewandt.

---

<sup>2</sup> Dieser Umstand betrifft nicht nur das RCG-Modell, sondern alle in internationalen Modellvergleichen überprüfte Modelle, siehe dazu van Loon et al. (2004) und Stern (2004a).



Mit dieser Methodik können für Berlin im Jahre 2002 zwischen 8 und 24 Überschreitungstage auf den Einfluss der polnischen Emissionen zurückgeführt werden. Die größere Anzahl von Beitragstagen wird dabei an den lokal höher belasteten Stationen ermittelt, da an diesen Stationen oft ein geringerer Konzentrationsbeitrag als an den weniger belasteten Stationen ausreicht, um den Grenzwert von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zu überschreiten. Man kann für drei Berliner Stationen unterstellen, dass die Anzahl der erlaubten Überschreitungstage (35 Tage) nicht mehr überschritten werden würde für den hypothetischen Fall einer 100%igen Minderung der polnischen Emissionen. Auf der anderen Seite wird auch deutlich, dass die Anzahl der Überschreitungstage an den verkehrsnahen Messstationen so hoch ist, dass dort die erlaubte Anzahl von Überschreitungstagen selbst ohne die polnischen Emissionen nicht eingehalten werden könnte. Der relative Anteil der durch den Beitrag der polnischen Emissionen entstehenden Überschreitungstage an der Gesamtzahl der Überschreitungstage 2002 ist daher für die Straßenstationen auch am geringsten (20 bis 30%) und für weniger belastete Station am höchsten (30-60%).

In den Stationen in Brandenburg können zwischen 2 (Burg, Luckenwalde) und 17 (Schwedt) Überschreitungstage auf den Beitrag der polnischen Emissionen zurückgeführt werden. Der größte Einfluss der polnischen Emissionen wird an der an der polnischen Grenze gelegenen Station Schwedt ermittelt. Dort würden circa 80% der Überschreitungstage ohne den polnischen Konzentrationsbeitrag nicht entstehen. Insgesamt wurde aber im Jahre 2002 an keiner der betrachteten Brandenburger Stationen selbst mit den polnischen Emissionen die erlaubte Anzahl von Überschreitungstagen überschritten.

Der Beitrag der polnischen Emissionen zu den Überschreitungstagen liegt an den sächsischen Stationen zwischen einem (Plauen) und 14 (Görlitz) Überschreitungstagen. In Görlitz entspricht dies circa 40% aller Überschreitungstage. Leipzig und Görlitz sind die beiden Stationen, an denen im Jahre 2002 an mehr als 35 Tagen ein  $\text{PM}_{10}$ -Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen wurde. Nach den Berechnungen wäre der Kurzzeitgrenzwert in Leipzig im Jahre 2002 selbst ohne die polnischen Emissionen nicht eingehalten worden. In Görlitz dagegen kann man davon ausgehen, dass ohne den Konzentrationsbeitrag der polnischen Emissionen im Jahre 2002 deutlich weniger als 35 Überschreitungstage gemessen worden wären.

Für Mecklenburg-Vorpommern ergeben sich zwischen 5 (Göhlen) und 19 (Stralsund) Überschreitungstage, die auf den Beitrag der polnischen Emissionen zurückzuführen sind. In Stralsund entspricht dies circa 40% aller Überschreitungstage. An der Station Löcknitz, die direkt an der polnischen Grenze liegt, würde ohne den polnischen Konzentrationsbeitrag sogar gar kein Überschreitungstag entstehen. Insgesamt tragen die polnischen Emissionen nach den Berechnungen an allen Stationen außer in Stralsund und Schwerin zur Entstehung von mehr als der Hälfte aller Überschreitungstage bei. In Stralsund wären nach den Berechnungen im Jahre 2002 ohne die polnischen Emissionen deutlich weniger als 35 Überschreitungstage zu erwarten gewesen sein.

Zur Ermittlung des Beitrags der deutschen Emissionen zu den in Polen gemessenen Überschreitungstagen wurden sowohl grenznahe polnische Stationen als auch Stationen in den polnischen Ballungsräumen Danzig, Breslau, Kattowitz und Warschau verwendet. Es werden zwischen 2 (Jeleniow, im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland und Tschechien) und 19 (Danzig) Überschreitungstage bestimmt, die ohne den aus den deutschen Emissionen resultierenden Konzentrationsbeitrag nicht entstanden wären. In Danzig entspricht dies knapp der Hälfte aller Überschreitungstage. An der grenznahen Station Urad können circa 80%, an der Station Jeleni-

ow alle Überschreitungstage auf den Einfluss der deutschen Emissionen zurückgeführt werden, d.h. ohne den deutschen Konzentrationsbeitrag wären sie nicht entstanden. In Danzig, wo im Jahre 2002 an mehr als 35 Tagen ein PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen wurde, wäre der Kurzzeitgrenzwert nach den Berechnungen ohne den Beitrag der deutschen Emissionen an weniger als 35 Tagen überschritten worden. An den Stationen in Warschau, Breslau und Katowitz wäre im Jahre 2002 aber selbst ohne den Beitrag der deutschen Emissionen an weit mehr als 35 Tagen ein PM10-Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen worden.

Die hier vorgestellte Auswertung zu den PM10-Überschreitungstagen dient als Abschätzung, wie viele der an ostdeutschen Messstationen beobachteten Überschreitungen des PM10-Kurzzeitgrenzwertes durch den Beitrag der polnischen Emissionen mitverursacht werden. Die Unsicherheiten der Abschätzung liegen zum einen in der Ermittlung des Immissionsdeltas, zum anderen aber auch in der hier verwendeten statistischen Beziehung zwischen dem gemessenen PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der Überschreitungstage. Die verwendete Beziehung beruht auf der statistischen Auswertung eines Datenpools, der alle deutschen PM10-Messstationen enthält. Prinzipiell wäre es auch möglich, statistische Beziehungen zwischen PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der Überschreitungstage Region spezifisch und Regime spezifisch (Landstation, Stadtstation, verkehrsnaher Station) zu entwickeln, was die statistische Streuung unter Umständen verringern würde. Eine solche Untersuchung steht aber noch aus.

### **Wie weit kann man mit Modellrechnungen die skalenspezifischen Immissionsbeiträge in hoch belasteten Rezeptorgebieten, hier Straßenschluchten, quantifizieren?**

Zur genaueren Quantifizierung und räumlichen Zuordnung der Eigenbeiträge einer Stadt zu den Immissionen in der Stadt sind hoch auflösende Modellrechnungen notwendig, die es gestatten, den Emissionsgradienten in und um eine Stadt angemessen aufzulösen. Dazu wurden mit dem RCG-Modell für Berlin Ausbreitungsrechnungen in den oben angeführten Skalen ausgeführt, wobei das nächst höher aufgelöste Gebiet die Randbedingungen aus dem ihm übergeordneten Gitter übernimmt. Die aus den Berechnungen ermittelte urbane Hintergrundbelastung diene dann als Vorbelastung für die Ausbreitungsrechnungen für Straßenräume mit dem CPB-Straßenschluchtmodell. Die gesamte Kette über 4 Skalen (europaweiter Hintergrund, regionaler Hintergrund, städtischer Hintergrund, Straßenschlucht) basiert damit komplett auf Modellrechnungen. In diesem Beitrag wurden die berechneten PM10-Beiträge des Ferntransports, der städtischen Hintergrundemissionen und der Emissionen in der Straße selbst für 4 Berliner Straßenschluchten analysiert. In allen betrachteten Straßenschluchten erzeugen die Emissionen der Straße alleine keine Überschreitungstage. Auch die städtische Vorbelastung führt für sich genommen zu keinen Überschreitungstagen. Erst die Überlagerung der Anteile aus Ferntransport, Stadt und Straße führt zu so vielen Überschreitungstagen, so dass die zulässige Anzahl von Überschreitungen in allen Schluchten deutlich überschritten wird.

Der Hintergrund (Ferntransport) alleine liefert also relativ wenig Überschreitungstage obwohl der Hintergrund den größten Anteil an den Jahresmittelwerten stellt. Dies bedeutet, dass der Beitrag der städtischen Emissionen auf den hohen Sockel des Hintergrunds aufsetzt, was dann schon viele hohe Tagesmittelwerte erzeugt. Der Straßenbeitrag, der alleine für sich betrachtet auch zu keinen Überschreitungstagen führt, setzt dann auf diese schon sehr hohe Vorbelastung auf, was in der Summe aller Beiträge die hohe Anzahl von Überschreitungstagen ergibt. Die hohe Anzahl der Überschreitungstage kann durch eine Verminderung jedes der Einzelbeiträge gesenkt werden. Dies kann also durch eine Absenkung des Hintergrunds geschehen (großräu-

mige, europaweite oder deutschlandweite Maßnahme), aber auch durch eine Verminderung des Stadt oder Straßenbeitrags (lokale Maßnahme).

Stadt- und Hintergrundemissionen stellen nach den Berechnungen in Berlin im Mittel mehr als 2/3 der PM10-Gesamtbelastung, der Rest wird von den Emissionen des „hot-spots“ (Straße) selbst gestellt. Der Hintergrund alleine, d.h. der Beitrag aller Emissionen außerhalb von Berlin trägt bei den 4 betrachteten Straßenschluchten zwischen 48% und 57% zu den PM10-Jahresmitteln in den Straßenschluchten bei. Der Beitrag der Stadt zu der gesamten Vorbelastung über einer Straßenschlucht liegt nach den genesteten Berechnungen zwischen 25% und 35%. An den vier betrachteten Straßenschluchten können zwischen 43% und 52% der PM10-Jahresmittelwerte auf Emissionen der Stadt selbst (städtische Vorbelastung + Straßenbeitrag) zurückgeführt werden. Es muss betont werden, dass die für Berlin abgeleiteten skalenspezifischen Immissionsanteile in der Größenordnung zwar sicher auf andere Ballungsgebiete übertragen werden können, eine genauere Quantifizierung erfordert aber die spezifische Betrachtung jedes Ballungsraums, da sich diese bezüglich der Größe, der topographischen Bedingungen, der Emissionszusammensetzung und der Lage im deutschen und europäischen Emissionsumfeld doch sehr stark unterscheiden können.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Messungen in den Berliner Straßenschluchten zeigt sehr deutlich, dass die hier vorgestellte Modellkette, die vom europaweiten Hintergrund bis zur Straßenschlucht alle relevanten Skalen abdeckt, eine gute Simulation der beobachteten Realität liefert. Die Modellrechnung ist damit ein Instrumentarium, dass eine quantitative, skalenspezifische Analyse der Immissionsbeiträge liefern kann sofern die verwendeten Modelle in einer adäquaten Auflösung eingesetzt werden und die Eingangsdaten, insbesondere die Emissionsdaten, eine gute Qualität besitzen.

## 8 Literatur

**Ebel, A., N. Moussiopoulus, K. H. Becker, C.A. Borrego, R. Bouscaren, P.J.H. Builtjes, A. Flossmann, U. Hansen, M. Hantel, H. Hass, D. Poppe, R. Rosset, (1997a).** Air quality modelling and models in EUMAC: an overview. In: Transport and Chemical Transformation of Pollutants in the Troposphere. Eds.: P. Borrell et al., Vol. 7, Tropospheric Modelling and Emission Estimation, eds. A. Ebel, Rainer Friedrich, Henning Rodhe, pp. 3 - 24.

**Ebel, A., H. Elbern, H. Feldmann, H.J. Jakobs, C. Kessler, M. Memmesheimer, A. Oberreuter, G. Piekorz, (1997b)** Air Pollution Studies with the EURAD Model System (3): EURAD - European Air Pollution Dispersion Model System. Mitteilungen aus dem Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität zu Köln, Hrsg. A. Ebel, M. Kerschgens, F.M. Neubauer, P. Speth, Heft Nr. 120

**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.

**EMEP (2003).** Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. PART I: Unified EMEP model description. EMEP Status Report 2003. ISSN 08606-4520.

**Hass, H., P. Builtjes, D. Simpson and R. Stern (1997).** Comparison of model results obtained with several European regional air quality models, Atmos. Environ. 31 (1997) 3259-3279.

**Hass, H., van Loon, M., Kessler, C., Matthijssen, J., Sauter, F., Stern, R., Zlatev, R., Langner, J., Fortescu, V., Schaap, M. (2003).** Aerosol Modeling: Results and Intercomparison from European Regional-scale Modeling Systems. A contribution to the EUROTRAC-2 subproject GLOREAM. EUROTRAC report 2003.

**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.

**Kerschbaumer, A., Stern, R. Reimer, E. (2005)** Ausbreitungsrechnungen mit dem Aerosol-Chemie-Transportmodell REM-CALGRID für die Region Berlin-Brandenburg. Bericht zum Vorhaben der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung: „Untersuchung des Potentials und der Umsetzbarkeit von Maßnahmen und der damit erzielbaren Minderung der Feinstaub- (PM10) und Stickoxidemission in Berlin“

**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

**Loon van, M. et. al. (2004).** Model Intercomparison in the framework of the review of the Unified EMEP. TNO-Report R 2004/282.

**Nenes A, Pandis SN, Pilinis C (1998).** ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols, *Aquat.Geoch.*, **4**, 123-152

**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.

**Putaud, J.P. et al. (2004)** A European aerosol phenomenology- 2.: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Env.* 38 (2004), pp.2579-2595.

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

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

**Stern, R. (2004a)** Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 201 43 250 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“.

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

**Stern, R. (2005)** Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Deutschland: Eine Modellstudie. KRdL-Experten-Forum "Partikel und Stickstoffdioxid", VDI-KRdL-Schriftenreihe 34, 2005

**Stern, R. (2006)** Erstellung einer hoch aufgelösten Emissionsdatenbasis für Deutschland und Europa, Bezugsjahre 2000, 2010 und 2020. Sachstandsbericht zum Fe-Vorhaben 202 43 270 „Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen“

**Visscherdijk, A. und Van der Gon, D. (2005)** Gridded European anthropogenic emission data for NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NMVOC, NH<sub>3</sub>, CO, PM10, PM2.5 and CH<sub>4</sub> for the year 2000. TNO-report B&O-A R 2005/106.

**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

## 9 Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1</b> Großräumiges RCG-Modellgebiet mit einer Maschenweite von 0.25° Breite und 0.5° Länge. ....	12
<b>Abbildung 2</b> RCG-Modellgebiet für Deutschland und seine östlichen Nachbarländer mit einer Maschenweite von 0.125° Breite und 0.25° Länge. ....	13
Abbildung 3 Berechnete PM10 und NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte 2002 in µg/m <sup>3</sup> , Nest 0: 0.25° Breite, 0.5° Länge .....	14
Abbildung 4 Berechnete PM10 und NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte 2002 in µg/m <sup>3</sup> , Nest 1: 0.125° Breite, 0.25° Länge .....	15
Abbildung 5 Berechnete Jahresmittelwerte 2002 der Primären PM10-Bestandteile (PPM10) in µg/m <sup>3</sup> (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1 .....	16
Abbildung 6 Berechnete Jahresmittelwerte 2002 der Sekundären PM10-Bestandteile (SAER) in µg/m <sup>3</sup> (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1 .....	17
Abbildung 7 Berechnete Jahresmittelwerte 2002 PM2.5 in µg/m <sup>3</sup> (oben) und als prozentualer Anteil (unten) am Gesamt-PM10, Nest 1 .....	18
Abbildung 8 Berechnete NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland ohne die ausländischen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil an der Immission resultierend aus allen europäischen Emissionen (unten). ....	21
Abbildung 9 Berechnete NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte 2002 (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der NO <sub>2</sub> -Immission des Basislaufs mit allen europäischen Emissionen (unten). ....	22
Abbildung 10 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland ohne die ausländischen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil an der PM10-Immission des Basislaufs mit allen europäischen Emissionen (unten). ....	23
Abbildung 11 Berechnete PM10-Jahresmittelwerte 2002 (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PM10-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten). ....	24
Abbildung 12 Berechnete Jahresmittelwerte 2002 (µg/m <sup>3</sup> ) der sekundären Aerosole (SAER) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der SAER Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten). ....	25
Abbildung 13 Berechnete Jahresmittelwerte 2002 (µg/m <sup>3</sup> ) der primären Aerosole (PPM10) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PPM10-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten). ....	26
Abbildung 14 Berechnete PM2.5-Jahresmittelwerte 2002 (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland ohne die deutschen Emissionen (µg/m <sup>3</sup> , oben) und prozentualer Anteil der ausländischen Emissionen an der PM2.5-Immission des Basislaufs mit allen Emissionen (unten). ....	27

Abbildung 15 NO <sub>x</sub> und SO <sub>2</sub> -Emissionen im Modellgebiet für die Rechnungen Deutschland-Polen in der Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Stand: 2000.....	30
Abbildung 16 PM <sub>10</sub> und NH <sub>3</sub> -Emissionen im Modellgebiet für die Rechnungen Deutschland-Polen in der Auflösung von 0.125° Breite und 0.25° Länge. Stand: 2000.....	31
Abbildung 17 Berechnete PM <sub>10</sub> -Jahresmittelwerte (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei. Oben: Alle Emissionen. Unten: Polnische anthropogene Emissionen auf Null gesetzt.....	33
Abbildung 18 Berechnete Änderung der PM <sub>10</sub> -Jahresmittelwerte 2002 in Deutschland für das Szenario „Keine polnischen anthropogenen Emissionen“ in µg/m <sup>3</sup> . Unten: Prozentuale Änderung bezogen auf den anthropogenen Anteil des PM <sub>10</sub> .....	34
Abbildung 19 Berechnete NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei in Nest 1, alle Emissionen. Unten: Berechneter Beitrag der polnischen Emissionen zu den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 in Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und % (rechts).....	35
Abbildung 20 Berechnete PM <sub>10</sub> -Jahresmittelwerte (µg/m <sup>3</sup> ) in Deutschland, Polen, Tschechien und der Slowakei. Oben: Alle Emissionen. Unten: Deutsche anthropogene Emissionen auf Null gesetzt.....	37
Abbildung 21 Berechneter Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM <sub>10</sub> -Jahresmittelwerten 2002 in Polen in µg/m <sup>3</sup> (oben) und % (unten). Prozentuale Änderung bezogen auf den anthropogenen Anteil des PM <sub>10</sub> . ....	38
Abbildung 22 Berechneter Beitrag der deutschen Emissionen zu den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 in Polen in µg/m <sup>3</sup> (oben) und in % (unten). ....	39
Abbildung 23 Berechneter Beitrag der Berliner Emissionen zu den PM <sub>10</sub> - (oben) und den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und in % (rechts).....	42
Abbildung 24 Berechneter Beitrag der Berliner und der Brandenburger Emissionen zu den PM <sub>10</sub> -(oben) und den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und in % (rechts). ....	43
Abbildung 25 Berechneter Beitrag der Berliner, der Brandenburger, der Sächsischen und der Mecklenburg-Vorpommerischen Emissionen zu den PM <sub>10</sub> - (oben) und den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und in % (rechts).....	44
Abbildung 26 Berechneter Beitrag der Sächsischen Emissionen zu den PM <sub>10</sub> - (oben) und den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet zu Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und in % (rechts).....	45
Abbildung 27 Berechneter Beitrag der Emissionen von Mecklenburg-Vorpommern zu den PM <sub>10</sub> -(oben) und den NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerten 2002 (unten) in Ostdeutschland und im polnischen Grenzgebiet u Deutschland in µg/m <sup>3</sup> (links) und in % (rechts). ....	46
Abbildung 28 Aus dem PM <sub>10</sub> -Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM <sub>10</sub> -Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse). Alle deutschen PM <sub>10</sub> -Messungen des Jahres 2002. Weitete Erläuterungen im Text. ....	49

- Abbildung 29 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Berlin beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 51
- Abbildung 30 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Berlin beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Überschreitungstage an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 52
- Abbildung 31 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Brandenburg beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 54
- Abbildung 32 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Brandenburg beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Überschreitungstage an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 55
- Abbildung 33 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Sachsen beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 57
- Abbildung 34 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Sachsen beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Überschreitungstage an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%...... 58
- Abbildung 35 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den polnischen



- Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%..... 60
- Abbildung 36 Beitrag der polnischen Emissionen zu den in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der um den polnischen Beitrag verminderten PM10-Überschreitungstage an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%..... 61
- Abbildung 37 Polnische Messstationen, an denen der Beitrag der deutschen Emissionen zu den PM10-Jahresmittelwerten und der Anzahl der Überschreitungstage bestimmt wurde. Urad, Jeleniow und Czerniawa sind ländliche Stationen in Grenznähe zu Deutschland. GdanskKa2, WrocWie, KatowRac, WarszPBW und WarszLOs sind städtische Hintergrundstationen in den Ballungsräumen Danzig, Breslau, Kattowitz und Warschau. 63
- Abbildung 38 Beitrag der deutschen Emissionen zu in Polen beobachteten PM10-Jahresmittelwerten. Oben: Die Gesamtsäule gibt den für 2002 gemessenen PM10-Jahresmittelwert an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der deutschen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt den um den deutschen Beitrag verminderten PM10-Jahresmittelwert an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%..... 64
- Abbildung 39 Beitrag der deutschen Emissionen zu in Polen beobachteten PM10-Überschreitungstagen. Oben: Die Gesamtsäule gibt die Anzahl der für 2002 gemessenen PM10-Überschreitungstage an. Der rote Teil der Säule kennzeichnet den aus den Modellrechnungen abgeleiteten Beitrag der polnischen Emissionen, der auch in der 1. Reihe unter der Abbildung numerisch aufgeführt ist. Die 2. Reihe gibt die Anzahl der um den deutschen Beitrag verminderten PM10-Überschreitungstage an. Unten: Wie oben, aber normiert auf 100%..... 65
- Abbildung 40 RCG-Modellgebiet Berlin-Brandenburg: 11,0° Ost bis 15,0° Ost, 51,0° Nord bis 53,5° Nord mit einer Maschenweite von 0.25/8° Breite und 0.5/8° Länge, (Nest 1 in einer Auflösung von circa 4x4 km<sup>2</sup>). Das gröbere Gitter zeigt die großräumige Auflösung des überregionalen RCG-Modellgebiets, siehe Abbildung 1. .... 67
- Abbildung 41 Städtisches RCG-Modellgebiet (Nest 2) mit einer Maschenweite von 0.25/32° Breite und 0.5/32 ° Länge (circa 1x1 km<sup>2</sup>) . Die Punkte kennzeichnen hohe NO<sub>x</sub>-Emissionen und sollen die Lage der Autobahnen um Berlin andeuten. Nest 2 ist eingebettet in Nest 1 (grünes Raster), siehe Abbildung 40..... 67
- Abbildung 42 Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in Berlin, Silbersteinstraße, aufgeteilt nach Beitrag aus Hintergrund (Ferntransport, oben), Stadt (Mitte) und Straße (unten). .... 70
- Abbildung 43 Berechnete PM10-Tagesmittelwerte in Berlin, Silbersteinstraße, aufgeteilt nach Beitrag aus Stadtbeitrag unten Straßenbeitrag (oben), Hintergrund (Ferntransport) und Stadtbeitrag (Mitte), sowie Hintergrund (Ferntransport), Stadtbeitrag und Straßenbeitrag (unten). .... 71