

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg

von

D. Bäumer, B. Vogel, H. Vogel, R. Rinke, Ch. Kottmeier

Forschungszentrum Karlsruhe / Universität Karlsruhe

Institut für Meteorologie und Klimaforschung

Förderkennzeichen: ZO3K25001

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Mai 2008

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Kenntnisstand	3
2. Zielsetzung und Aufgabenstellung	12
3. Projektverlauf	15
4. Das Modellsystem COSMO-ART	17
5. Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols	29
6. Ergebnisse	33
7. Zusammenfassung	43
8. Literatur	45
Anhang A: Ermittlung von Emissionsdaten zur Untersuchung der Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg, Th. Pregel et al., IER Univ. Stuttgart.	

1. Einleitung und Kenntnisstand

Während in den letzten Jahren mit großem wissenschaftlichen Aufwand der Frage nachgegangen wurde, in welchem Maße es durch die Emissionen von Treibhausgasen wie z.B. Kohlendioxid und Methan zu anthropogenen Klimaänderungen kommt, liegen bisher bezüglich der Klimawirksamkeit von partikelförmigen Luftbeimengungen wie z.B. dem Dieselruß kaum belastbare Aussagen vor. Das International Panel of Climate Change bewertet die Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Klimawirksamkeit des Aerosols auch im jüngsten Bericht als hoch bis sehr hoch (IPCC, 2007). Nur geringe Fortschritte konnten dabei gegenüber dem vorherigen Sachstandsbericht (IPCC, 2001) vermeldet werden. Damit handelt es sich beim Aerosol generell um die am wenigsten verstandene Komponente des anthropogen beeinflussten Klimasystems. Neuere globale Modellrechnungen deuten dabei insbesondere auf einen massiven Einfluss des Rußaerosols auf das globale Klima hin (z. B. Bäumer et al., 2007b).

In der Atmosphäre sind außer den gasförmigen Luftbeimengungen auch große Mengen an festem und flüssigem Material, das atmosphärische Aerosol, vorhanden. Grundsätzlich können zwei unterschiedliche Kategorien von Aerosolpartikeln unterschieden werden. Als Primärpartikel bezeichnet man solche Partikel, die direkt in die Umgebung emittiert werden. Dazu gehören Mineralstaub, Seesalz und Partikel, die als Folge von Verbrennungsprozessen entstehen wie zum Beispiel der Dieselruß. Werden die Partikel aus Vorläufersubstanzen in der Gasphase gebildet, spricht man von Sekundärpartikeln.

Der Zustand und die Dynamik der Atmosphäre beeinflussen ganz entscheidend den Eintrag und die Ausbreitung von primären Aerosolpartikeln und Aerosol-Vorläufergasen, deren Umwandlung in sekundäre Aerosole, die Veränderung der Größe und Zusammensetzung der Partikel durch physikalische und chemische Alterungsprozesse, sowie schließlich den Austrag der gealterten Partikel durch trockene und nasse Deposition. So hängen z.B. die Quellstärke und die Ausbreitung von Primärpartikeln aus Reifenabrieb, aus der Bau- und aus der Landwirtschaft wesentlich von der Windstärke und dem Turbulenzzustand in Bodennähe ab. Gleiches gilt für biogene Primärpartikel wie Bakterien, Sporen und Pollen. Der in Mitteleuropa relativ seltene Eintrag von natürlichem Wüstenstaub wird durch bestimmte großräumige Transportprozesse ermöglicht. Ob bei der Oxidation von Aerosol-Vorläufergasen neue Partikel entstehen oder lediglich die Größe und Masse bereits vorhandener Partikel durch Kondensation zunimmt, hängt von den Konzentrationen der Vorläufergase und der spezifischen Oberfläche des bereits vorhandenen Aerosols und damit

ebenfalls von seiner Vorgeschichte und vom Zustand der Atmosphäre ab. Die erwähnten Prozesse verlaufen räumlich sehr inhomogen, auf unterschiedlichen Zeitskalen und gleichzeitig ab; zudem sind sie stark witterungsabhängig. Die unterschiedlichen Bildungsprozesse bedingen, dass sich die Durchmesser der atmosphärischen Aerosolpartikel über mehrere Größenordnungen erstrecken. Die Atmosphäre enthält in allen ihren Teilbereichen erhebliche Mengen an luftgetragenen Partikeln, häufig bis zu 10^6 cm^{-3} . Der Durchmesser dieser Partikel überdeckt 4 Größenordnungen, von einigen nm bis ca. $100 \mu\text{m}$.

Während Spurengase durch einen Parameter, nämlich durch ihre Konzentration charakterisiert werden können, bedarf es zur Beschreibung des atmosphärischen Aerosols der Kenntnis mehrerer Parameter. So spielen außer der chemischen Zusammensetzung die Größenverteilung, die Morphologie, der Phasenzustand und der Mischungszustand des Aerosols eine entscheidende Rolle für sein physikalisches und chemisches Verhalten.

In der Atmosphäre sind die Partikel zahlreichen Prozessen ausgesetzt, die ihre Größenverteilung und ihre chemische Zusammensetzung verändern. Kondensationsprozesse führen zu einem Teilchenwachstum, umgekehrt können flüchtige Substanzen auch wieder evaporieren und Partikelmasse und -radius verringern. Die Lebensdauer von sehr kleinen Partikeln wird durch die Koagulation aufgrund der Brownschen Bewegung begrenzt. Die Effektivität der Koagulation nimmt in einem Gemisch verschieden großer Partikel mit abnehmendem Teilchenradius schnell zu. Dieser Prozess bewirkt einen Massentransfer von kleinen zu großen Teilchen. Ein weiterer effektiver Verlustprozess für kleine Partikel ist die trockene Deposition, da diese ebenfalls zu kleinen Radien hin stark zunimmt. Bei sehr großen Teilchen ist der maßgebliche Prozess, der zu ihrer Entfernung aus der Atmosphäre führt, die Sedimentation. Für Teilchen im mittleren Größenbereich ($0,1 - 1 \mu\text{m}$) sind weder Koagulation noch Sedimentation besonders effektiv, auch die trockene Deposition weist in diesem Intervall ein Minimum auf. Die Partikel sammeln sich demzufolge in diesem Größenbereich an, weswegen man hierbei vom Akkumulationsbereich oder Akkumulationsmode spricht. Die Lebensdauer dieser Partikel wird (wenn sie über die entsprechenden hygroskopischen Eigenschaften verfügen) vor allem durch die nasse Deposition bestimmt. Die unterschiedlichen Quellen von Grobpartikeln und Feinpartikeln haben zur Folge, dass sich auch die chemische Zusammensetzung der beiden Partikelsorten unterscheidet. Bei den Grobpartikeln dominieren Substanzen wie Na, Cl, Fe, Si, Ca und Al. Dagegen besteht der Hauptanteil der Masse bei den Feinpartikeln aus Sulfat, Ammonium und Nitrat, sowie aus

organischem und elementarem Kohlenstoff. Organischer Kohlenstoff macht im Mittel ein Drittel der Partikelmasse beim urbanen Aerosol aus.

Da ein Großteil des Aerosols, die so genannten Sekundärpartikel, aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet wird, besteht eine enge Verbindung zwischen Gas- und Aerosolphase. Bei der Charakterisierung des Aerosols ist weiterhin wichtig zu wissen, ob die im Aerosol vorhandenen Substanzen in interner oder externer Mischung vorliegen. Unter einer komplett internen Mischung versteht man ein Aerosol, bei dem jedes individuelle Partikel aus mehreren Substanzen besteht und die Massenverhältnisse der verschiedenen Substanzen nicht vom Radius abhängen. Bei einer vollständig externen Mischung liegen die verschiedenen Substanzen getrennt in verschiedenen Partikeln vor. Jedes individuelle Teilchen besteht also im Gegensatz zur internen Mischung aus einer reinen Substanz. Zwischen diesen beiden Extremen können beliebige Zwischenstufen angenommen werden. Messungen, die diese teilweise externe/interne Mischung des Aerosols zeigen, wurden z.B. von Hughes et al. (2000) analysiert. Prozesse, die zu einer externen Mischung führen, sind Nukleation und Emission von Primärpartikeln. Die Alterung des Aerosols führt zur Ausbildung einer internen Mischung. Zahlreiche Messungen weisen außerdem nach, dass in kontinentalem Aerosol Partikel mit unterschiedlichen hygroscopischen Eigenschaften existieren (Svenningsson et al., 1994). In gealterten verschmutzten Luftmassen, wie man sie beispielsweise in Abluftfahnen über den Ozeanen findet, wird dieses Phänomen nicht beobachtet (Swietlicki et al., 2000).

Das troposphärische Aerosol greift in eine Vielzahl von atmosphärischen Prozessen ein. Am längsten ist die Rolle von Aerosolpartikeln als Kondensationskeime bekannt. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Aerosols bestimmen die Bildung bzw. auch die Vermeidung von Wolkentröpfchen und damit die Bildung von Niederschlag (Georgii, 1971). Zahlreiche Beobachtungen belegen dies inzwischen (Rosenfeld, 1999; Rosenfeld, 2000). Umgekehrt beeinflussen Wolken ihrerseits die chemischen Eigenschaften von Aerosolpartikeln, da innerhalb von Wolken zahlreiche chemische Umsetzungen stattfinden. Gasförmige Substanzen wie z.B. SO_2 können in den Wolkentröpfchen gelöst und in der Nassphase oxidiert werden. Evaporiert die Wolke, bleibt eine veränderte Aerosolverteilung zurück. Außerdem werden die Aerosolpartikel durch die Luftströmungen in Wolken vertikal umverteilt und bei Niederschlagsereignissen aus der Atmosphäre entfernt.

Ein weiterer wichtiger Aspekt der Bedeutung von Aerosolpartikeln ist die Modifikation des Strahlungsfeldes. Die Größenverteilung der Partikel spielt dabei eine entscheidende Rolle. Für

den Wellenlängenbereich des sichtbaren solaren Spektrums von 280 nm bis 700 nm lässt sich der Streuprozess für Partikel unterhalb 0,3 μm im wesentlichen durch Rayleighstreuung beschreiben, oberhalb von 0,3 μm spielt Miestreuung die Hauptrolle. Neben der Größe der Partikel ist für die Extinktionseigenschaften des Aerosols die Zusammensetzung der Partikel wichtig, da diese den Brechungsindex bestimmt. Eine wichtige Einflussgröße ist daher die Hygroskopizität der Partikel, da sie sowohl das Wachstum der Partikel mit steigender Luftfeuchte als auch das Refraktionsverhalten bestimmt (Zdunkowski und Liou, 1976; Hänel 1976; Pruppacher und Klett, 1978).

Aerosolpartikel können also auf zweifache Weise das Klima beeinflussen, was als direkter und indirekter Klimaeffekt bezeichnet wird (Seinfeld und Pandis, 1997). Unter dem direkten Klimaeffekt versteht man die Fähigkeit der Aerosolpartikel, die optische Dicke der Atmosphäre und damit den Strahlungshaushalt zu ändern. Als indirekten Klimaeffekt bezeichnet man, dass Aerosolpartikel die Anzahl der Wolkentröpfchen, die Lebensdauer der Wolken und die Wolkenalbedo beeinflussen. Auch dies wirkt sich auf den Strahlungshaushalt aus. Im Vergleich zum Klimaantrieb durch Gase ist die Quantifizierung des direkten und vor allem des indirekten Antriebs durch Aerosolpartikel im globalen Mittel noch mit relativ großen Unsicherheiten behaftet. Abschätzungen ergeben, dass die Wirkung des troposphärischen Aerosols zu einer Abkühlung der Troposphäre führt (IPCC 2001, 2007).

Im Hinblick auf die Klimawirkung des atmosphärischen Aerosols ist seit kurzem bekannt, dass den Rußpartikeln wegen ihrer Fähigkeit Strahlung zu absorbieren eine besondere Bedeutung zukommt. Dabei konnte sowohl in Laborstudien als auch mittels numerischer Modellierung gezeigt werden, dass die optischen Eigenschaften von Rußpartikeln in starkem Maße davon abhängen, ob diese als reine Rußpartikel vorliegen oder ob diese durch Kondensations- bzw. Koagulationsvorgänge mit anderen Partikeln mit einer Hülle umgeben werden. So hängen Extinktionskoeffizient und die Phasenfunktion für die Mie-Streuung neben der Größe der Partikel stark von deren chemischen Zusammensetzung ab. Ruß entsteht bei Verbrennungsprozessen und ist abgesehen von Biomasseverbrennung zu großen Teilen anthropogenen Ursprungs. Jacobson (2002) führte mittels eines globalen Klimamodells eine Abschätzung des durch Rußpartikel hervorgerufenen Klimaeffektes durch und verglich diesen mit dem durch CO_2 hervorgerufenen Treibhauseffekt. Er fand, dass eine Reduktion der Emissionen von Rußpartikel zu einem erheblich rascheren Rückgang des Treibhauseffektes führen könnte als der durch eine Reduktion der CO_2 - und der CH_4 - Emissionen zu erwartende Rückgang. Dieser Befund wurde in der Folge z.T. kontrovers in einer Vielzahl von Arbeiten diskutiert. Da für diese Untersuchungen ein globales Klimamodell verwendet wurde, konnten

die Auswirkungen des Dieselrußes auf der lokalen bis regionalen Skala nicht quantifiziert werden. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass sich z. B. in Ballungsräumen auf der lokalen bzw. regionalen Skala größere Effekte als auf der globalen Skala einstellen. Insbesondere ist zurzeit nicht geklärt, ob die Modifikationen der Globalstrahlung, die durch die Rußpartikel hervorgerufen werden, auf der regionalen Skala (hier in Gebieten von 250 x 250 km²) zu Rückkopplungseffekten mit den atmosphärischen Temperatur-, Feuchte und Windfeldern führen. Gleiches gilt auch für die durch Rußpartikel in der Troposphäre hervorgerufenen diabatischen Heizraten. Solche Untersuchungen wurden bisher nicht durchgeführt.

Der Kenntnisstand bezüglich der Vorgänge in der Aerosolphase weist im Moment noch große Lücken auf. Hohe Anforderungen werden an die Messtechnik gestellt, da zur umfassenden Charakterisierung des atmosphärischen Aerosols nicht nur die Messung der Masse und der chemischen Zusammensetzung ausreicht, sondern auch weitere Parameter, wie die Größenverteilung und der Mischungszustand des Aerosols, bestimmt werden müssen. Die Beschreibung des atmosphärischen Aerosols mittels dreidimensionaler Modellierung erfolgt im Moment ebenfalls noch weniger detailliert als die der Gasphasensubstanzen. In den letzten Jahren ist die Bedeutung des atmosphärischen Aerosols jedoch immer mehr ins wissenschaftliche Interesse gerückt.

In einer Arbeit von Liepert et al. (1994) wird eine signifikante Verminderung der Globalstrahlung am Erdboden an sieben Stationen des Deutschen Wetterdiensts innerhalb der letzten 15 bis 39 Jahre nachgewiesen. Da die Globalstrahlung einen wichtigen Faktor bei der Photosynthese von Pflanzen darstellt, kann die Verminderung der Globalstrahlung Auswirkungen auf die Vegetation haben. In dieser Studie wird weiterhin gezeigt, dass bei zwei Stationen hauptsächlich Trübungseffekte an wolkenlosen Tagen für den Trend verantwortlich sind. Eine Studie von Stanhill und Cohen (2001) zeigt weiterhin, dass eine signifikante Verminderung der Globalstrahlung innerhalb der letzten 50 Jahre weltweit zu beobachten ist. Als wahrscheinlichsten Grund sehen die Autoren ebenfalls die Veränderungen des Aerosolgehalts der Atmosphäre an. Markowicz et al. (2002) zeigen an Hand von Messdaten, die auf Kreta gewonnen wurden, dass es bedingt durch anthropogenes Aerosol zu einer Reduktion der Globalstrahlung am Boden um 18 W m^{-2} , zu einem Anstieg der durch die Atmosphäre absorbierten Strahlung um 11 W m^{-2} und zu einer Erhöhung der reflektierten Strahlung am Oberrand der Atmosphäre um 6 W m^{-2} kommt.

Die Modellierung der Ausbreitung und der chemischen Umwandlung von gasförmigen Luftbeimengungen wird schon seit den 1970er Jahren verfolgt und trug in den letzten

Jahrzehnten wesentlich zum Verständnis von Phänomenen wie dem Sommersmog oder der Klimawirksamkeit von Treibhausgasen bei. Ausbreitungsmodelle werden heute unter anderem zur Beurteilung von Emissionsminderungsmaßnahmen eingesetzt (Obermeier et al., 1995) und haben inzwischen einen Standard erreicht, der die Prognose von Schadstoffverteilungen im regionalen Bereich erlaubt (Kiilsholm et al., 2001).

Um den neueren wissenschaftlichen Anforderungen zu genügen, sollten Chemie-Transport-Modelle neben der Ausbreitung und Umwandlung von Spurengasen auch Aerosolprozesse beschreiben. Prozesse der Aerosoldynamik und -chemie können in Boxmodellen detailliert behandelt werden (Bunz und Dlugi, 1991; Naumann und Bunz, 1991; Bunz et al. 1995). Deren gleichzeitige Implementierung und Kopplung mit der Gasphase und den meteorologischen Prozessen in Eulerschen 3D-Modellen ist aufgrund der hohen Anforderungen an die Rechnerleistung nur eingeschränkt möglich. Deshalb ist die Beschreibung von Aerosolprozessen in den wenigen vorhandenen Chemie-Transport-Modellen stark vereinfacht. Außerdem sind bestimmte Prozesse noch völlig unzulänglich enthalten. Unklar ist zum Beispiel der Mechanismus der Nukleation. Die beobachteten Raten können mit der klassischen Theorie zur binären Nukleation von H_2SO_4 und Wasser nicht erklärt werden. Zwar lassen sich auf der Grundlage eines ternären H_2SO_4 - H_2O - NH_3 -Systems wesentlich höhere Nukleationsraten ableiten, der experimentelle Beweis dafür steht jedoch noch aus (Kulmala et al., 2000).

Die Behandlung der anorganischen Chemie hat demgegenüber ein ausgereifteres Stadium erreicht, so dass die Implementierung von Gas-Aerosol-Gleichgewichtsmodellen sogar in globalen Modellen möglich ist (Adams et al., 1999). Die ersten thermodynamischen Modelle behandeln das Ammonium-Sulfat-Nitrat-Wasser-System im thermodynamischen Gleichgewicht (EQUIL, (Bassett und Seinfeld, 1983); MARS, (Saxena et al., 1986)). Spätere Modellentwicklungen berücksichtigen Effekte wie den Kelvineffekt (KEQUIL, (Bassett und Seinfeld 1984), weitere chemische Substanzen (SCAPE, (Kim et al., 1993); EQUISOLV, (Jacobson et al., 1996); ISORROPIA, (Nenes et al., 1998) oder die Abweichungen vom thermodynamischen Gleichgewicht (SCAPE2, (Meng et al., 1998)). Ein Modellvergleich von Zhang et al. (2000) stellt aktuelle Versionen verschiedener thermodynamischer Gleichgewichtsmodelle gegenüber. Die verschiedenen Modelle produzieren in den meisten Fällen vergleichbare Ergebnisse. Signifikante Unterschiede ergeben sich allerdings für Bedingungen mit niedrigen relativen Feuchten. Auch der Rechenzeitbedarf variiert für die verschiedenen Modelle, was ein wichtiges Auswahlkriterium ist.

Bezüglich der organischen Substanzen sind jedoch viele Aspekte noch ungeklärt. Schwierig ist die Beschreibung der organischen Substanzen aufgrund der Vielzahl solcher Spezies in der Atmosphäre und aufgrund der Komplexität des thermodynamischen Systems aus organischen Substanzen und Wasser. Experimentell bestimmte Faktoren, die die Verteilung von organischen Substanzen zwischen Gas- und Aerosolphase beschreiben, sind verfügbar (Odum et al., 1996; Griffin et al., 1999; Schell, 2001). Thermodynamische Modelle, die diese Partitionierung beschreiben, sind derzeit in der Entwicklungsphase.

Um die zeitliche und räumliche Änderung der Größenverteilung des Aerosols im Rahmen eines numerischen Modells beschreiben zu können, muss die Größenverteilung durch analytische Funktionen dargestellt werden. Die Anwendung in dreidimensionalen atmosphärischen Chemie-Transport-Modellen setzt voraus, dass der Lösungsalgorithmus, der sich aus der Wahl der Näherungsfunktionen ergibt, mit einer hinreichend geringen Rechenzeit verbunden ist. Daher haben sich für die Anwendung in Chemie-Transport-Modellen zwei Techniken durchgesetzt, die sektionale und die modale Technik. Eine ausführliche Gegenüberstellung dieser Techniken findet sich bei Whitby et al. (1991). Beim sektionalen Ansatz wird der Größenbereich des Aerosols in eine Reihe von Intervallen aufgeteilt, innerhalb derer eine konstante Verteilungsfunktion angenommen wird. Die Qualität der Lösung steigt ebenso wie der Rechenaufwand mit der Anzahl der verwendeten Sektionen. Demgegenüber wird bei der modalen Technik davon ausgegangen, dass sich die Aerosolverteilung durch eine Überlagerung von Einzelpopulationen ergibt, die jeweils durch eine analytische Verteilungsfunktion angenähert werden können. Dieser Annahme liegt die Tatsache zugrunde, dass Aerosolverteilungen häufig aus der Überlagerung verschiedener Quellen resultieren. Eine gute Beschreibung der Verhältnisse kann dann erwartet werden, wenn die für jede Einzelverteilung gewählte Funktion diese gut approximiert. Die meisten Verteilungsfunktionen benötigen zur Charakterisierung nur wenige Parameter. Dies bedeutet, dass eine relativ geringe Anzahl von Differentialgleichungen erforderlich ist, um die Gesamtverteilung zu beschreiben, sofern wenige Einzelverteilungen ausreichen, um die Gesamtverteilung anzunähern. Würde eine große Anzahl von Einzelverteilungen benötigt, um die Aerosolverteilung zu repräsentieren, kann die Anzahl der Differentialgleichungen die gleiche Größenordnung erreichen wie bei der sektionalen Technik. Die Vorteile der modalen Technik können also nur dann ausgenutzt werden, wenn eine geringe Anzahl von Einzelverteilungen ausreicht, um die Aerosolverteilung zu beschreiben. Bei der Wahl der Anzahl der Einzelverteilungen gilt grundsätzlich, dass für jede Einzelpopulation, die durch ihre Größe und/oder durch ihre chemische Zusammensetzung als solche zu erkennen ist, eine

Einzelverteilung vorzusehen ist. Die gewählte Anzahl hängt damit vom jeweiligen System, von der Interpretation der Daten und von den Prozessen, die das System beeinflussen ab, aber auch von der zur Verfügung stehenden Rechenkapazität. Whitby (1978) verwendet insgesamt drei Einzelverteilungen, davon repräsentieren zwei Einzelverteilungen den Submikrometerbereich und eine den Bereich der Grobpartikel. Diese Vereinbarung wurde auch in der bisherigen Formulierung des Aerosolmodells MADE getroffen (Schell, 2000).

Zur dreidimensionalen Modellierung von Aerosolprozessen existieren in der Literatur Studien auf verschiedenen Skalen. Eine Reihe von Arbeiten beschäftigt sich mit der Modellierung von Spurengasen und Aerosolpartikeln im Los Angeles Becken. Pilinis und Seinfeld (1988) folgten dem sektionalen Ansatz und entwarfen das erste dreidimensionale Eulersche atmosphärische Aerosolmodell, das verschiedene chemische Substanzen und die Größenverteilung der Partikel in drei Sektionen berücksichtigt. Weitere Studien, die die Modellierung der Gas- und Aerosolphase im Großraum Los Angeles zum Gegenstand haben, wurden von Lurmann et al. (1997) und Meng et al. (1998) durchgeführt. Ein Vergleich der Struktur der zugrunde liegenden Modelle findet sich in Meng et al. (1998). Die Meteorologie wird bei den genannten Studien jedoch sehr vereinfacht und entkoppelt von den Prozessen der Gas- und Aerosolphase behandelt.

Dem modalen Ansatz folgen Binkowski und Shankar (1995) und Ackermann et al. (1998). Die Aerosolverteilung wird durch drei Moden (Aitkenmode, Akkumulationsmode, Grobpartikelmode) repräsentiert. Bei Binkowski und Shankar (1995) steht die Modellierung von Gasphase und Aerosolphase für das Gebiet von Nordamerika im Mittelpunkt. Das Aerosolmodell ist in das Modellsystem Models-3 (Binkowski und Roselle 2001) eingebettet. Es wird von der Environmental Protection Agency (EPA) unter anderem zur Beurteilung der Wirkung von Emissionsreduktionsszenarien auf die Aerosolpartikelkonzentration, zur Untersuchung der Sichtbeeinträchtigung und für Studien zur Ammoniumdeposition eingesetzt. Ackermann et al. (1998) betreiben im Rahmen des EURAD-Programms Modellstudien für Europa, bei denen z.B. der Ferntransport von Säuren in Europa untersucht wird. Durch Schell (2001) erfolgte eine Erweiterung des Aerosolmoduls um organische Substanzen.

Die erste Simulation einer globalen Verteilung von biogenem und anthropogenem Sulfat wurde von Langner und Rohde (1991) durchgeführt. Charlson et al. (1991) untersuchte die Effekte auf den Strahlungshaushalt. Im Weiteren folgten zahlreiche Simulationen für die globale Massenverteilung verschiedener Aerosoltypen, wie z.B. Seesalz, Mineralstaub und Kohlenstoff (Tegen et al., 1997; Tegen und Fung, 1994; Liousse et al., 1996; Adams et al.,

1999). Trotz der Vereinfachung, jeden Aerosoltyp einzeln zu behandeln, lassen sich aus diesen Simulationen doch erste Erkenntnisse über globale und regionale Budgets und den Beitrag von anthropogenen Quellen ableiten. Während früher die Aerosoldynamik bei globalen Simulationen außer Betracht gelassen wurde, findet sie bei Raes et al. (2000) über einen modalen Ansatz Berücksichtigung.

Eine Fülle von Studien widmet sich der Untersuchung der optischen Eigenschaften von Aerosolen. Besonders in der globalen Klimamodellierung ist man wegen des direkten und indirekten Klimaeffekts an der quantitativen Beschreibung der optischen Eigenschaften von Aerosolen interessiert (Quenzel und Koepcke, 1984; Busen und Hänel, 1987; Graßl, 1988; Charlson et al., 1991; Taylor und Penner, 1994; Boucher und Anderson, 1995; Reuder et al., 1996; Wendisch et al., 1996; Feichter et al., 1997; Omar et al., 1999; Wendisch et al., 2001). Dem Ruß kommt bei der Betrachtung der optischen Eigenschaften von Aerosolpartikeln eine besondere Bedeutung zu, da er im Gegensatz zu den anderen im Modell repräsentierten Substanzen Strahlung nicht nur streut, sondern auch absorbiert. Der komplexe Brechungsindex von Dieselruß ist dabei abhängig von der Wellenlänge (Schnaiter et al., 2002). Es ist außerdem bekannt, dass das Absorptionsvermögen von Ruß durch eine Beschichtung von transparentem Material verstärkt werden kann (Horvath, 1993; Fuller et al., 1999). Ruß in der internen Mischung absorbiert demnach mehr Strahlung pro Masseneinheit als in der externen Mischung. Es ist daher notwendig, den Mischungszustand von Ruß zu berücksichtigen.

Ein umfassendes Modellsystem wurde von Jacobson (2001a) entwickelt. Das Modellsystem GATOR-GCMM vereinigt das globale Modell GATORG (Jacobson 2000, Jacobson 2001a) und das regionale Modell GATORM (Jacobson et al., 1996; Jacobson, 1997a; Jacobson, 1997b) zu einem genesteten Modell, das die Gas- und Aerosolphase, meteorologische Prozesse und Strahlungsprozesse vollständig gekoppelt behandelt. Allerdings folgt das meteorologische Modell auch auf der kleinsten Skala einem hydrostatischen Ansatz, was eine starke Vereinfachung der atmosphärischen Strömungsbedingungen zur Folge hat.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

In diesem Forschungsvorhaben ist der Frage nachgegangen worden, wie das regionale Klima in Baden-Württemberg durch anthropogene Feinstäube und insbesondere durch Rußpartikel beeinflusst wird. Weiterhin soll quantifiziert werden, wie sich zukünftige Emissionsszenarien auf diesen Einfluss auswirken. Dabei wird die direkte Wechselwirkung des Aerosols mit der Strahlung betrachtet (direkter Aerosoleffekt). Ein Eingreifen des Aerosols in die Mikrophysik der Wolken, der so genannt indirekte Aerosoleffekt, wird in diesem Projekt nicht betrachtet.

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es daher, erstmals für ein regionales Gebiet und zwar am Beispiel von Baden-Württemberg, die Auswirkungen von Rußpartikeln auf Klimaprozesse zu untersuchen und zu quantifizieren. Dabei wird insbesondere untersucht, inwieweit die durch die Rußpartikel modifizierte Globalstrahlung zu einer Modifikation des Temperatur- und Feuchtefeldes und letztlich dadurch auch zu einer Modifikation des Strömungsfeldes in Baden-Württemberg führt. Besonders interessant ist in diesem Zusammenhang ein möglicher Effekt auf die Bewölkung, da diese wiederum selbst sehr stark mit der Strahlung wechselwirkt. Weiterhin wird der Frage nachgegangen, wie sich zukünftige Emissionsszenarien (2010, 2010+Rußfilter) auf diese Modifikationen auswirken und welchen Erfolg man sich im Hinblick auf Klimaeffekte durch die Einführung von Rußfiltern in Baden-Württemberg erwarten darf. Die Emissionsszenarien wurden im Auftrag vom Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart berechnet. Im Anhang findet sich eine detaillierte Beschreibung der dabei angewendeten Verfahren.

Für die im Rahmen dieser Studie durchzuführenden voll gekoppelten Modellrechnungen müssen alle Modellkomponenten gleichzeitig laufen, d.h. auch die bisher separat („offline“) durchgeführte Strahlungsrechnung. Es war daher das Hauptziel dieses Vorhabens, das verwendete numerische Modellsystem so zu erweitern und weiterzuentwickeln, dass auch die Modellierung der aerosolbedingten Modifikationen der Strahlungsflüsse gleichzeitig mit den übrigen Modellkomponenten abläuft. Dies ist unbedingt notwendig, da die Aerosoleffekte z.B. die Sekundärzirkulationen an den Hängen der Mittelgebirge modifizieren. Diese sind mit Zeitskalen von weniger als 30 Minuten behaftet.

Wegen des enormen Rechenzeitaufwandes, der mit der möglichst exakten Bestimmung der optischen Eigenschaften des simulierten Aerosols durch Mie-Rechnungen und der

anschließend numerischen Lösung der Strahlungsübertragungsgleichung einhergeht, konnten jedoch bisher die Strahlungseffekte des Rußaerosols nur diagnostisch bestimmt werden. Dies bedeutet, dass Rückkopplungseffekte, die einen wesentlichen Forschungsgegenstand des Projektes darstellen, bisher nicht berücksichtigt werden konnten. Eine wesentliche Aufgabe im Rahmen dieses Projekts bestand daher darin, eine geeignete Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols zu implementieren, die keine wiederholt durchzuführende Mie-Rechnungen während der eigentlichen Modellsimulation benötigt. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Beschleunigung der Lösung der Strahlungsübertragungsgleichung selbst, die bisher ein weiteres Nadelöhr bei der hinreichend schnellen numerischen Simulation von Rückkopplungseffekten darstellte.

Mit einem in dieser Hinsicht erweiterten und verbesserten Modellsystem kann nun die Wirkung des Ruß enthaltenden Aerosols auf der Mesoskala untersucht werden. Rußpartikel führen wegen ihrer absorbierenden Eigenschaften zu einer Erwärmung der Luft. Dies modifiziert die relative Feuchte und somit den Wassergehalt der Partikel. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die optischen Eigenschaften. Es kommt zu einer Herabsetzung der Reflektivität der Partikel, die lediglich Sulfat, Ammonium und Nitrat enthalten. Dies führt zu einer zusätzlichen Erwärmung der Atmosphäre. Die Aerosolpartikel bewirken aber gleichzeitig einen Rückgang der Globalstrahlung am Erdboden. Da die Beladung der Atmosphäre mit Aerosol räumlich variiert, kommt es zu einer inhomogenen Verteilung der Erwärmungsraten und somit auch zum Auslösen bzw. zur Modifikation von Sekundärzirkulationen. Aerosole absorbieren die langwellige Ausstrahlung. Die dadurch hervorgerufene Erwärmung von Luftschichten oberhalb des Bodens bewirken eine Erhöhung der Stabilität, verringerte vertikale Flüsse von Impuls, eine Verringerung der bodennahen Windgeschwindigkeit und somit eine verringerte windabhängige Emission von Pollen, Staub, Seesalz und Sporen. Die Reduktion dieser Partikel beeinflusst sowohl die Einstrahlung am Tag sowie die langwellige Ausstrahlung. Änderungen bei Stabilität und Windgeschwindigkeit haben auch Folgen auf den Energietransport und den Transport von Luftverunreinigungen. Die Bedeutung der einzelnen Vorgänge und der resultierende Nettoeffekt des Rußaerosols sind zurzeit nicht quantifiziert. Insbesondere Effekte auf die Bewölkung sind wegen der starken Kopplung von Wolken und lang- und kurzweiliger Strahlung von großem Interesse, aber bisher ebenfalls kaum quantifiziert. Daher sollten in diesem Forschungsvorhaben die Effekte für ausgewählte Wetterlagen untersucht werden, und zwar für eine Situation im Sommer. Zwar sind im Winter höhere Partikelkonzentrationen zu erwarten, die Absolutwerte

der Strahlung sind jedoch erheblich niedriger. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die strahlungsbedingten Einflüsse des Aerosols auf den Zustand der Atmosphäre im Sommer deutlich höher sind als im Winter. Ausgehend von den Ergebnissen dieser Simulationen wurden die Auswirkungen der unterschiedlichen Emissionsszenarien (2010, 2010+Rußfilter) mittels weiterer Modellrechnungen quantifiziert.

3. Projektverlauf

Um dem Leser einen schnellen Überblick über das Erarbeiten und Erreichen der wichtigsten Teilziele im zeitlichen Verlauf zu ermöglichen, gibt dieses Kapitel eine kurze Beschreibung des Projektverlaufs anhand von Meilensteinen:

- 2005 Erste Quantifizierung der Aerosol-Strahlungswechselwirkung anhand von nicht gekoppelten Simulationen
Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols
- 2006 Umstieg auf LM, Lokalmmodell des DWD (jetzt COSMO), als meteorologischem Strömungsmodell
Modellsystem LM-ART bzw. COSMO-ART, erste voll gekoppelte numerische Simulationen („ART“=Aerosols and Reactive Trace Gases)
- 2007 Nesten des Modellgebiets (BW) in äußeres Gebiet (Europa)
Realistische Aerosolbeladungen und direkter Effekt
Zukünftige Szenarien (Jahr 2010)
- 2008 Auswertung von Simulationsergebnissen
Verfassen des vorliegenden Abschlussberichts

Zu Beginn des Projekts im Jahr 2005 wurde zunächst basierend auf der Vorarbeit von Riemer et al. (2003a) eine erste Quantifizierung der Aerosol-Strahlungswechselwirkung anhand von nicht gekoppelten Simulationen durchgeführt. Hier zeigte sich, dass die Reduktion der kurzwelligen Strahlung am Boden durchaus in der Größenordnung von 10 W m^{-2} in Baden-Württemberg liegt. Allerdings konnte mit dem verwendeten numerischen Modell zu diesem Zeitpunkt die Rückkopplung der Strahlungsreduktion durch das Aerosol mit atmosphärischen Variablen wie z.B. der Temperatur noch nicht voll gekoppelt simuliert werden. Als Werkzeug dafür wurde das mesoskalige Modellsystem KAMM/DRAIS (Adrian und Fiedler, 1991; Vogel et al., 1995) verwendet. Das Modellsystem wurde in der Vergangenheit erfolgreich auf Fragen der Photooxidantienbildung bzw. deren Reduzierung eingesetzt. Das Modellsystem

war in den vergangenen Jahren am IMK um die Behandlung von anorganischem sekundärem Aerosol und Rußaerosol (MADEsoot) erweitert worden (Riemer et. al., 2003a).

Um diese Rückkopplungseffekte mit dem Modellsystem beschreiben zu können, musste zum einen die Numerik erheblich effizienter gestaltet werden. Hierzu waren die Programme zur Berechnung der optischen Eigenschaften durch geeignete Parametrisierungen zu beschleunigen. Zu diesem Zweck wurden zunächst möglichst exakte Berechnungen der optischen Eigenschaften des Aerosols in Abhängigkeit von Partikelgröße und Zusammensetzung durchgeführt. Basierend auf diesen Ergebnissen wurden die optischen Eigenschaften als Funktion der Gehalte des Aerosols von Ruß, Wasser, Sulfat, Ammonium und Nitrat parametrisiert. Diese Parametrisierung wird in diesem Abschlussbericht in einem separaten Kapitel beschrieben. Zum anderen ist es ein wesentliches Ziel gewesen, die Berechnung der Profile des Strahlungsflusses, die neben der Globalstrahlung auch die diabatischen Heizraten liefern, erheblich zu beschleunigen. Das gelang im Jahr 2006 durch den Übergang auf das meteorologische Modell COSMO des DWD, in das ein sehr leistungsfähiges Strahlungsübertragungsmodul GRAALS (Ritter und Geleyn, 1991) integriert ist. Das neue Modellsystem erhielt den Namen COSMO-ART, wobei „ART“ für „Aerosols and **R**eactive **T**race **G**ases“ steht. Bei der Umstellung waren im Einzelnen sehr viele technische Detailfragen zu beantworten, die in enger Abstimmung mit dem DWD erfolgten.

Da es notwendig ist das Untersuchungsgebiet Baden-Württemberg in ein zweites, größeres Gebiet (Europa) zu nesten, musste hierfür eine erweiterte Version von COSMO-ART erstellt werden, die das Einbetten von Simulationsgebieten in größere Gebiete erlaubt. Somit ist es gewährleistet, dass das kleinere Gebiet mit konsistenten Randwerten versorgt wird. Im Folgenden konnten sodann sehr realistische Aerosolbeladungen simuliert werden, was eine unerlässliche Voraussetzung für die Bestimmung des direkten Aerosoleffektes ist. Dieser konnte dann in realistischen Simulationen voll gekoppelt in seiner Wirkung auf andere atmosphärische Parameter berücksichtigt werden. Neben der aktuellen Emissionssituation wurden auch zwei zukünftige Szenarien für das Jahr 2010 mit zwei unterschiedlichen Rußfilterungsgraden simuliert. Die in dieser Arbeit verwendeten Emissionsszenarien sind im Detail im Anhang A beschrieben.

Im Jahr 2008 erfolgte die weitere Auswertung von Simulationsergebnissen und das Verfassen des vorliegenden Abschlussberichts.

4. Das Modellsystem COSMO-ART

Die Simulationen im Rahmen dieses Projektes wurden mit dem am Institut für Meteorologie und Klimaforschung in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Wetterdienst entwickelten Modellsystem COSMO-ART (Consortium for Small scale Modelling - Aerosols and Reactive Trace Gases) durchgeführt. Das Modell COSMO-ART ermöglicht die Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen meteorologischen Feldern und gas- und partikelförmigen Luftbeimengungen mittels vollständig online gekoppelter Simulationen. COSMO-ART simuliert die zeitliche und räumliche Entwicklung atmosphärischer Parameter wie z.B. der Temperatur und der Feuchte als auch der Konzentrationsverteilung wichtiger reaktiver gasförmiger Substanzen und der Größenverteilung sowie chemischen Zusammensetzung der atmosphärischen Aerosolpartikel. Für die Berechnung des Transportes der meteorologischen Variablen wie Temperatur und Feuchte sowie den Konzentrationen von Gas- und Partikelphasenspezies werden identische numerische Methoden verwendet. Eine weitere Besonderheit dieses Modellsystems ergibt sich aus der modularen Struktur, die eine Optimierung des Modells für verschiedene Fragestellungen zulässt. Abbildung 4.1 zeigt eine schematische Darstellung des Modellsystems. Das COSMO-Modell, welches eine internationale Weiterentwicklung des Lokal Modells (LM) ist und zusammen mit dem Global Modell (GME) den derzeitigen Kern des numerischen Wettervorhersagesystems des Deutschen Wetterdienstes bildet, liefert den meteorologischen Antrieb des Modellsystems. Neben dem Einsatz als Vorhersagemodell dient das COSMO-Modell auch zur Untersuchung atmosphärenwissenschaftlicher Fragestellungen auf der Meso- β - und Meso- γ -Skala. Speziell bei der Anwendung auf der Meso- γ -Skala sind nichthydrostatische Effekte nicht mehr zu vernachlässigen (Doms et al. 2005). Daher handelt es sich bei dem COSMO-Modell um ein nichthydrostatisches, vollkompressibles Ausschnittsmodell.

Die Strahlung wird mit dem GRAALS Modell (Ritter und Geleyn, 1992) berechnet. GRAALS ist Teil des COSMO-Modells. Es handelt sich dabei um ein sehr effizientes Delta-Zweistromverfahren. Die Anzahl der verwendeten Bänder beträgt acht, wobei drei im solaren und fünf im terrestrischen Spektralbereich liegen. In der operationell verwendeten Version werden die optischen Eigenschaften des Aerosols lediglich als Klimatologie, d.h. zeitlich konstant, berücksichtigt.

Um die Berechnung der Ausbreitung von Luftbeimengungen zu ermöglichen, wurde das COSMO-Modell um prognostische Gleichungen für die Konzentrationen der einzelnen betrachteten Substanzen erweitert. Die chemischen Umwandlungen sowie die Verlust- und

Quellterme reaktiver gasförmiger Luftbeimengungen werden mit dem Gasphasenmechanismus RADMKa berechnet. Er basiert auf RADM2 (Stockwell et al. 1990). RADM2 wurde im Hinblick auf die Behandlung von HONO (Vogel et al., 2003) sowie der heterogenen Hydrolyse von N_2O_5 (Riemer et al., 2003b) erweitert. Zusätzlich wurde der Isoprenmechanismus von (Geiger et al., 2003) in RADMKa integriert. Die für die Photolysereaktionen benötigten Photolysefrequenzen werden nach einem Verfahren von Bangert (2007) unter Berücksichtigung der aktuellen Wolkenbedeckung bestimmt. Die Modifikationen der Aerosolpartikelgrößenverteilung sowie der chemischen Zusammensetzung der Partikel wird in dem Modul MADEsoot (Ackermann et al., 1998; Schell et al., 2001; Riemer, 2002) berechnet. Es berücksichtigt, dass frisch emittierte Dieselrußpartikel untereinander und mit den bereits vorhandenen Nitrat- und Sulfatpartikeln koagulieren. Auf diese Weise und durch die Kondensation von SO_2 -Dampf auf die Rußpartikel und anschließender Aufnahme von Ammonium, Nitrat und sekundären organischen Komponenten entstehen Mischpartikel. Dadurch wird der wichtige Aspekt, die Alterung des Rußes direkt simuliert.

Im Detail werden für fünf verschiedenen Moden prognostische Gleichungen gelöst, jeweils eine für die Masse und eine für die Anzahl. Für jede Mode wird eine Lognormalverteilung angenommen. Die Standardabweichungen werden in jeder Mode als konstant angenommen. Neben einer reinen Rußmode gibt es zwei Moden, die aus Partikeln aller beteiligten Substanzen, jedoch nicht aus Ruß bestehen. Diese Substanzen sind Sulfat, Nitrat, Ammonium, SOA, und Wasser. Es handelt sich dabei um einen Aitken- und einen Akkumulationsmode, die sich durch unterschiedliche Mediandurchmesser voneinander unterscheiden. Analog gibt es zwei Moden, die aus allen Substanzen, d.h. zusätzlich auch noch aus Ruß, bestehen. In diesen beiden Moden ist dann der gealterte Ruß enthalten. Mit Ausnahme der reinen Rußmode, die zunächst den frisch emittierten Ruß enthält, handelt es sich bei allen Moden somit um so genannte interne Mischungen. Weitere Details zur Aerosoldynamik finden sich bei Riemer et al. (2003a).

Weiterhin wurde die ursprüngliche Version von MADEsoot ebenfalls um die Behandlung von sekundärem organischem Aerosol ergänzt (SORGAM, Schell, 2000). Dieses bildet sich aus biogenen und anthropogenen Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen. Das am IMK entwickelte Aerosolmodell MADEsoot wird inzwischen im Rahmen von Kooperationen an anderen Einrichtungen wie z.B. dem DLR und dem Ford Forschungszentrum genutzt.

Bei der Deposition der Luftbeimengungen wird zwischen trockener und nasser Deposition unterschieden. Die trockene Deposition der gasförmigen Luftbeimengungen wird mittels eines Referenzblatt-Modells parametrisiert (Bär und Nester, 1992).

Für die Partikel wird die trockene Deposition unter Berücksichtigung der Sedimentation und der Brownschen Diffusion nach Slinn (1980) berechnet. Für die Berechnung der nassen Deposition der Partikel wurde von Rinke (2008) eine Parametrisierung entwickelt und implementiert. Für die effiziente Online-Simulation der Wechselwirkungen zwischen den Aerosolpartikeln und dem Strahlungshaushalt der Atmosphäre waren weitere Parametrisierungen erforderlich, die in Abschnitt 5 detaillierter beschrieben werden.

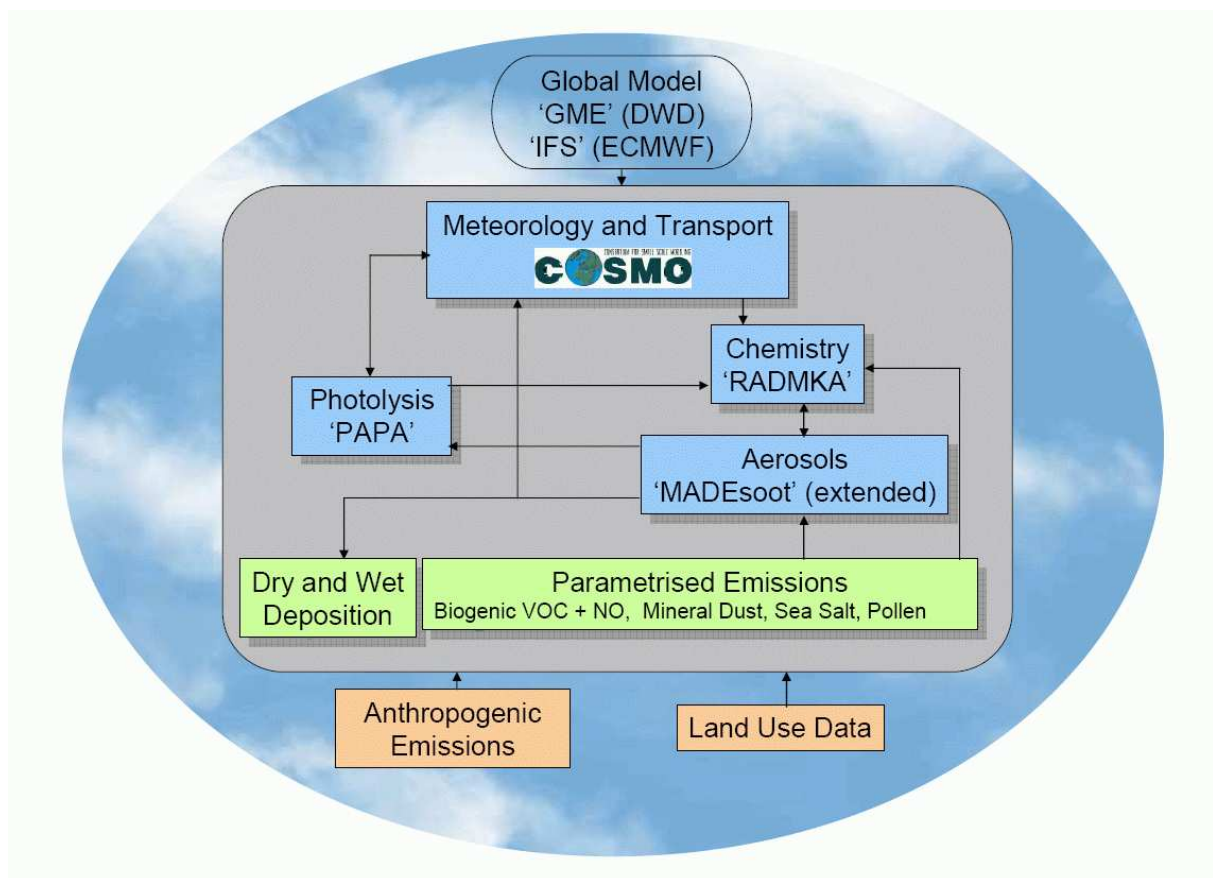


Abbildung 4.1. Schematische Darstellung des Modellsystems COSMO-ART

Wichtige Eingabedaten für die numerischen Simulationen sind die erwähnten Emissionsdaten für die gasförmigen Vorläufersubstanzen. Zu diesen Vorläufersubstanzen gehören Schwefeldioxid, Stickoxide, flüchtige organische Verbindungen sowie Ammoniak. Hier wird zwischen Flächenquellen und Punktquellen unterschieden. Während Substanzen aus Flächenquellen in der untersten Modellschicht emittiert werden, wird für die Emissionen aus Punktquellen eine Überhöhung in Abhängigkeit von der aktuellen Windgeschwindigkeit und

der Quellstärke berechnet. Daneben müssen nach Quellsektoren aufgelöst Emissionsdaten für die Rußpartikel erstellt werden. Ziel des Vorhabens war es, den Einfluss der Rußpartikel auf Klimaprozesse für den Jetztzustand, für ein Szenario für das Jahr 2010 und für ein erweitertes Szenario, bei welchem davon ausgegangen wird, dass sämtliche Fahrzeuge mit hocheffektiven Rußfiltern ausgestattet sind, zu quantifizieren. Demzufolge mussten auch Emissionsdaten für diese Szenarien erstellt werden. Die Emissionsdaten wurden in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung bestimmt. Diese Arbeiten wurden als Unterauftrag vom Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart (IER) durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der hierfür notwendigen Arbeiten ist als Anhang beigefügt.

Die Abbildung 4.2 zeigt exemplarisch die Flächenemissionen von SO_2 , NO_2 , NH_3 und Rußpartikeln mit Durchmessern kleiner als $1 \mu\text{m}$ für einen Wochentag im August 2000 um 8:00 UTC für das kleine Simulationsgebiet. Während die Emissionen von SO_2 , NO_x und Ruß die Lage der dichtbesiedelten urbanen Gebiete und der Verkehrswege widerspiegeln, zeigen die NH_3 Emissionen erhöhte Werte in den ländlichen Regionen des Modellgebietes.

Die Emissionen biogener gasförmiger organischer Verbindungen werden in Abhängigkeit von der Landnutzung, den aktuellen Temperaturen und Strahlungsflüssen parametrisiert (Vogel et al., 1995). Weitere auf Basis der Schubspannungsgeschwindigkeit parametrisierte Emissionen sind jene von Mineralstaubpartikeln (Hoose, 2004; Vogel et al., 2006) und Seesalzpartikeln (Lundgren, 2006).

Der Anfangszustand der meteorologischen Felder wird aus Analysen eines antreibenden Modells (z.B. GME, IFS) generiert. Für die gas- und partikelförmigen Luftbeimengungen werden Startkonzentrationen vorgegeben. Für die benötigten Randwerte der meteorologischen Felder, Gasphasenspezien und Partikelphasenspezien kann COSMO-ART in ein größerskaliges Modell oder in größerskalige COSMO-ART Simulationen genestet werden. Für die hier vorgestellten Ergebnisse wurde jeweils mit COSMO-ART zunächst eine Simulation für Europa durchgeführt und anschließend mit einer höheren räumlichen Auflösung eine weitere genestete Simulation für das Gebiet von Baden-Württemberg.

Das COSMO-ART Modell findet bereits unterschiedlichste Anwendung. So können neben der Frage der Klimawirksamkeit spezieller partikelförmiger Luftbeimengungen wie dem Rußaerosol, zum Beispiel Fragestellungen auf der regionalen Skala zur Luftchemie oder der Ausbreitung von Pollen (Vogel et al., 2006), Mineralstaub (Hoose, 2004) und Seesalz (Lundgren, 2006) untersucht werden.

Die horizontale Auflösung des Modells liegt bei den hier gezeigten Simulationen bei $7 \times 7 \text{ km}^2$ für das innere Gebiet. Die vertikale Auflösung variiert zwischen ca. 40 m in Bodennähe und mehreren Hundert Metern am Oberrand des Modellgebietes, der in 23 km über Grund liegt. Die Zeitschritte bewegen sich im Zehnersekundenbereich. Für das äußere Gebiet ist die horizontale Auflösung 14 km. Die Anzahl der vertikalen Schichten beträgt in beiden Gebieten 40. Die Gebiete werden im übernächsten Kapitel („Ergebnisse“) mit ihrer Topographie dargestellt.

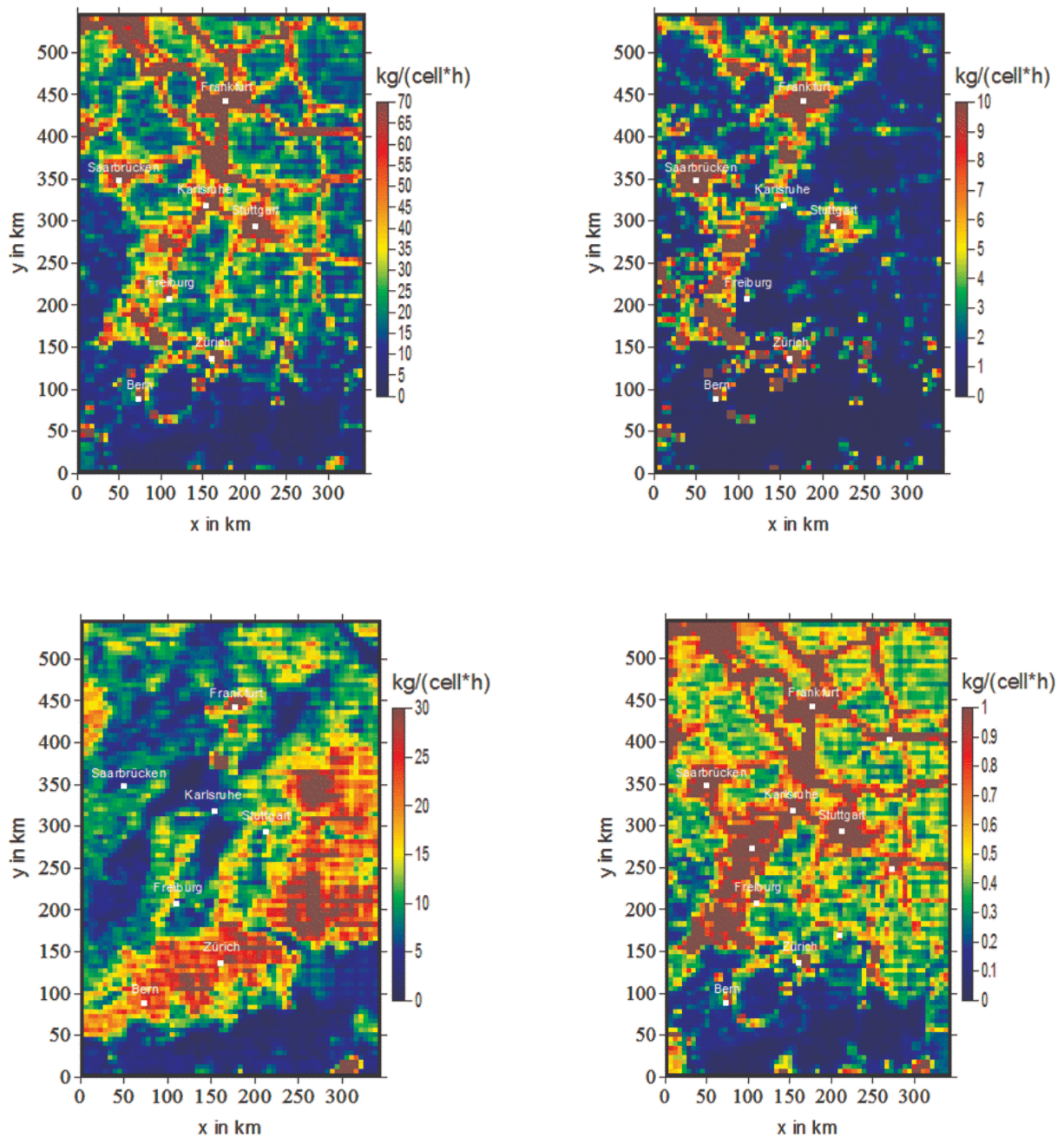


Abbildung 4.2. Emissionen von NO_x (links oben), SO_2 (rechts oben), NH_3 (links unten) und Rußpartikeln mit Durchmessern kleiner als $1 \mu\text{m}$ (rechts unten). Die Werte repräsentieren die Emissionen in einer Gitterzelle von $7 \times 7 \text{ km}^2$.

Das Aerosolmodul MADEsoot

Die zeitliche Änderung der Aerosolpartikelgrößenverteilung sowie die chemische Zusammensetzung der Aerosolpartikel wird in dem Aerosolmodul MADEsoot berechnet. Eine detaillierte Beschreibung dieses Moduls kann Riemer (2002) entnommen werden. MADEsoot basiert auf grundlegenden Arbeiten von Whitby et al. (1991) und auf dem von Binkowski und Shankar (1995) im Rahmen des Modellsystems Models-3 für Nordamerika entwickelten Aerosolmodells. Für die Anwendung auf dem europäischen Kontinent implementierten Ackermann et al. (1998), im Rahmen des EURAD Modellsystems, zusätzlich zu der vorhandenen Behandlung von Ammonium, Sulfat und Wasser die reversible Bildung von Ammoniumnitrat-aerosol und dessen Einfluss auf die Aerosoldynamik. Die Berücksichtigung sekundärer organischer Substanzen wurde von Schell (2001) realisiert. Riemer (2002) erweiterte MADEsoot um die Substanz Ruß (elementarer Kohlenstoff) und ermöglichte somit die Simulation der Alterung von Rußpartikeln. Weitere zusätzlich implementierte Partikelklassen sind Mineralstaubpartikel (Hoose, 2004), Seesalzpartikel (Lundgren, 2006) und Pollen (Vogel, 2006). Diese blieben im Rahmen dieses Vorhabens unberücksichtigt, da für diese Partikelklassen die Wechselwirkung mit der Strahlung noch nicht realisiert war.

Dem Modul MADEsoot liegt die Momentenmethode zugrunde, d.h. die aerosoldynamischen Gleichungen werden für spezielle Momente der Partikelverteilung gelöst. Zur Schließung des Gleichungssystems wird der modale Ansatz verfolgt. Die Aerosolpopulation wird mittels mehrerer sich überlagernder Einzelverteilungen (Moden) beschrieben, wobei jede dieser einzelnen Moden mittels einer kontinuierlichen Verteilungsfunktion, hier einer Lognormalverteilung, approximiert wird. Die Summe über die einzelnen Verteilungen ergibt dann wieder die Gesamtpartikelverteilung. Die einzelnen Verteilungsfunktionen werden jeweils durch die drei Parameter Mediandurchmesser $d_{p,g,i}$, Gesamtanzahldichte der Partikel N_i und geometrische Standardabweichung $\sigma_{g,i}$ eindeutig festgelegt.

Durch die Kenntnis von drei beliebigen Momenten der Einzelverteilungen können die drei Parameter der Verteilung bestimmt werden. Die Berechnung der zeitlichen Änderung der Anzahldichte einer Aerosolpopulation wird somit auf die Lösung der prognostischen Gleichungen für die Momente zurückgeführt. In dem Modul MADEsoot wird die geometrische Standardabweichung in den Verteilungsfunktionen konstant gehalten. Diese Vorgehensweise reduziert die zu lösenden prognostischen Gleichungen pro Mode auf zwei, was den Rechenaufwand deutlich reduziert. Der Nachteil besteht allerdings darin, dass die

Veränderung der Breite einer Mode nicht berücksichtigt werden kann. Diese Vereinfachung ist vertretbar, da die berechneten Konzentrationsverteilungen mittlere Verhältnisse für ein relativ großes Gittervolumen darstellen und somit kleinskalige Prozesse außer Acht gelesen werden.

Die Gesamtpartikelpopulation wird mit insgesamt sechs einzelnen Moden angenähert. Die Moden unterscheiden sich dabei in den Parametern der jeweiligen Verteilungsfunktion und der chemischen Zusammensetzung. In Tabelle 4.1 sind die verschiedenen Moden mit dem sie repräsentierenden Größenbereich, ihrer chemischen Zusammensetzung, der geometrischen Standardabweichung und dem initialisierten Mediandurchmesser aufgeführt.

Tabelle 4.1: Übersicht der in MADEsoot verwendeten Moden mit ihrer chemischen Zusammensetzung, Mischungszustand und den Parametern der die Moden beschreibenden Lognormalverteilungen Mediandurchmesser $d_{g,i}$ und Standardabweichung σ_g (SOA bedeutet hier sekundäres organisches Aerosol).

Signatur	Größenbereich	chemische Zusammensetzung	$d_{g,i}$	$\sigma_{g,i}$
i	Aitkenbereich	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , H ₂ O, SOA (intern gemischt)	0,01 µm	1,7
im	Aitkenbereich	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , H ₂ O, SOA, Ruß (intern gemischt)	0,01 µm	1,7
j	Akkumulationsbereich	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , H ₂ O, SOA (intern gemischt)	0,07 µm	2,0
jm	Akkumulationsbereich	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , H ₂ O, SOA, Ruß (intern gemischt)	0,07 µm	2,0
s	Akkumulationsbereich	Ruß, SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ (extern gemischt)	0,08 µm	1,8
c	Grobpartikelmode	direkte PM10 Emissionen (ausgenommen Ruß)	1,0 µm	2,5

In dem Modul MADEsoot werden für jede Mode prognostische Gleichungen für die Partikelanzahldichte, die dem nullten Moment entspricht und für die Partikelmassendichte der

Einzelsubstanzen, die dem dritten Moment proportional ist, gelöst. Beide Größen, das nullte Moment $M_{0,1}$ und dritte Moment $M_{3,1}$ werden normiert in der Form

$$\Psi_{M_{0,1}} = \frac{M_{0,1}}{N} \quad (4.1)$$

und

$$\Psi_{M_{3,1}} = \frac{M_{3,1}}{\rho} \quad (4.2)$$

betrachtet. Dabei wird das nullte Moment mit der Gesamteilchenanzahldichte N in m^{-3} unter Berücksichtigung der Luftmoleküle und das dritte Moment mit der Dichte der feuchten Luft ρ in $kg\ m^{-3}$ normiert.

Die prognostischen Gleichungen für die Momente können aus der Aerosoldynamikgleichung unter Verwendung der Definition der integralen Momente und durch Separation Koagulationsterme nach Gewinn und Verlust abgeleitet werden (eine ausführliche Herleitung findet man bei Whitby et al. (1991)).

Analog der Behandlung der hydro-thermodynamischen Gleichungen und der Diffusionsgleichung für die gasförmigen Luftbeimengungen (4.3) wird die Reynolds-mittelung angewendet. Für die aerosoldynamischen Prozesse werden nur die Terme der gemittelten Größen mitgeführt. Der Diffusionsterm in der Aerosoldynamikgleichung wird gegenüber der turbulenten Diffusion vernachlässigt. Die Reynoldsgemittelten Bilanzgleichungen für das normierte nullte Moment $\Psi_{M_{0,1}}$ der jeweiligen Moden lauten schließlich:

- für die Moden i und im

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,i}}{\partial t} = & -\hat{v} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,i} - \bar{v}_{sed,0,i} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,i}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,i}} \\ & - \bar{Ca}_{0,ii} - \bar{Ca}_{0,ij} - \bar{Ca}_{0,iim} - \bar{Ca}_{0,ijm} - \bar{Ca}_{0,is} + \bar{Nu}_0 \quad , \end{aligned} \quad (4.3a)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,im}}{\partial t} = & -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,im} - \bar{v}_{sed,0,im} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,im}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,im}} \\ & - \bar{Ca}_{0,imim} - \bar{Ca}_{0,imjm} - \bar{Ca}_{0,imj} + \bar{Ca}_{0,is} \quad , \end{aligned} \quad (4.3b)$$

- für die Moden j und jm im

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,j}}{\partial t} = & -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,j} - \bar{v}_{sed,0,j} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,j}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,j}} \\ & - \bar{Ca}_{0,jj} - \bar{Ca}_{0,jim} - \bar{Ca}_{0,jjm} - \bar{Ca}_{0,js} \quad , \end{aligned} \quad (4.3c)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,jm}}{\partial t} = & -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,jm} - \bar{v}_{sed,0,jm} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,jm}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,jm}} \\ & - \bar{Ca}_{0,jmjm} + \bar{Ca}_{0,jmi} + \bar{Ca}_{0,js} \quad , \end{aligned} \quad (4.3d)$$

- für die Rußmode s

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,s}}{\partial t} = & -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,s} - \bar{v}_{sed,0,s} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,s}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,s}} \\ & - \bar{Ca}_{0,ss} - \bar{Ca}_{0,is} - \bar{Ca}_{0,js} - \bar{Ca}_{0,ims} - \bar{Ca}_{0,jms} \quad , \end{aligned} \quad (4.3e)$$

- und die Grobpartikelmode c

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{0,c}}{\partial t} = -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{0,c} - \bar{v}_{sed,0,c} \frac{\partial \hat{\Psi}_{0,c}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{0,c}} . \quad (4.3f)$$

In den Gleichungen bedeuten:

$\bar{v}_{sed,0,l}$

die gemittelte Sedimentationsgeschwindigkeit für das nullte Moment in der Mode l,

$\overline{Ca_{0,ii}}, \overline{Ca_{0,ij}}, \overline{Ca_{0,ss}},$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des nullten Momentes
$\overline{Ca_{0,imim}}, \overline{Ca_{0,jmjm}}$	der Mode l infolge intramodaler Koagulation,
$\overline{Ca_{0,ij}}, \overline{Ca_{0,iim}}, \overline{Ca_{0,is}},$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des nullten Momentes
$\overline{Ca_{0,jim}}, \overline{Ca_{0,jjm}}, \overline{Ca_{0,js}},$	der Mode l infolge intermodaler Koagulation,
$\overline{Nu_{0,l}}$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des nullten Momentes
	infolge Nukleation,
$F^{\Psi_{0,l}}$	der turbulente Fluss für das nullte Moment der Mode l.

Der Prozess der Kondensation taucht in den Gleichungen für die nullten Momente nicht auf, weil sich dadurch nur das dritte Moment ändert. Sekundär durch Nukleation gebildete Partikel werden einzig in der rußfreien Aitkenmode i berücksichtigt. Die Emissionen von Primärpartikeln fließen als Randbedingung in das Gleichungssystem ein. Die trockene Deposition stellt eine zusätzliche untere Randbedingung für die Bilanzgleichungen. Der Partikelverlust verursacht durch die nasse Deposition wird additiv in den Gleichungen berücksichtigt.

Die Reynoldsgemittelten Bilanzgleichungen für das normierte dritte Moment $\Psi_{M_{3,l}}$ der jeweiligen Moden lauten:

- für die Moden i und im

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,i}}{\partial t} = -\hat{v} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,i} - \overline{v_{sed,3,i}} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,i}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{3,i}}, \quad (4.4a)$$

$$- \overline{Ca_{3,ij}} - \overline{Ca_{3,iim}} - \overline{Ca_{3,jjm}} - \overline{Ca_{3,is}} + \overline{Co_{3,i}} + \overline{Nu_3}$$

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,im}}{\partial t} = -\hat{v} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,im} - \overline{v_{sed,3,im}} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,im}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\Psi_{3,im}}, \quad (4.4b)$$

$$- \overline{Ca_{3,imjm}} - \overline{Ca_{3,imj}} + \overline{Ca_{3,is}} + \overline{Co_{3,im}}$$

- für die Moden j und jm

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,j}}{\partial t} = -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,j} - \bar{V}_{\text{sed},3,j} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,j}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\hat{\Psi}_{3,j}}, \quad (4.4c)$$

$$- \bar{Ca}_{3,jm} - \bar{Ca}_{3,jjm} - \bar{Ca}_{3,js} + \bar{Co}_{3,j}$$

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,jm}}{\partial t} = -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,jm} - \bar{V}_{\text{sed},3,jm} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,jm}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\hat{\Psi}_{3,jm}}, \quad (4.4d)$$

$$+ \bar{Ca}_{3,jmi} + \bar{Ca}_{3,js} + \bar{Co}_{3,jm}$$

- für die reine Rußmode s

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,s}}{\partial t} = -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,s} - \bar{V}_{\text{sed},3,s} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,s}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\hat{\Psi}_{3,s}}, \quad (4.4e)$$

$$- \bar{Ca}_{3,is} - \bar{Ca}_{3,js} - \bar{Ca}_{3,ims} - \bar{Ca}_{3,jms}$$

- und die Grobpartikelmode c

$$\frac{\partial \hat{\Psi}_{3,c}}{\partial t} = -\hat{\mathbf{v}} \cdot \nabla \hat{\Psi}_{3,c} - \bar{V}_{\text{sed},3,c} \frac{\partial \hat{\Psi}_{3,c}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{F}^{\hat{\Psi}_{3,c}}. \quad (4.4f)$$

In den Gleichungen bedeuten:

$\bar{V}_{\text{sed},3,l}$	die gemittelte Sedimentationsgeschwindigkeit für das dritte Moment in der Mode l,
$\bar{Ca}_{3,ii}, \bar{Ca}_{3,ij}, \bar{Ca}_{3,ss},$ $\bar{Ca}_{3,imim}, \bar{Ca}_{3,jnm}$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des dritten Momentes der Mode l infolge der intramodalen Koagulation,
$\bar{Ca}_{3,ij}, \bar{Ca}_{3,iim}, \bar{Ca}_{3,is},$ $\bar{Ca}_{3,jim}, \bar{Ca}_{3,jjm}, \bar{Ca}_{3,js},$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des dritten Momentes der Mode l infolge der intermodalen Koagulation,
$\bar{Co}_{3,i}, \bar{Co}_{3,im}, \bar{Co}_{3,j}, \bar{Co}_{3,jm}$	die gemittelte lokalzeitliche Änderung des dritten Momentes

$\overline{\text{Nu}}_{3,1}$ infolge Kondensation,
 die gemittelte lokalzeitliche Änderung des dritten Momentes
 infolge Nukleation,
 $\mathbf{F}^{\Psi_{3,1}}$ der turbulente Fluss für das dritte Moment der Mode 1.

In der reinen Rußmode s und der Grobpartikelmode c werden die Kondensationsprozesse vernachlässigt da angenommen wird, dass reine unbeschichtete Rußpartikel hydrophob sind. Weiter treten in den Gleichungen für das dritte Moment keine intramodale Koagulationsterme auf, da diese keine Veränderung der dritten Momente bewirken. Die in den Gleichungen (4.11) und (4.12) auftretenden turbulenten Flüsse $\mathbf{F}^{\Psi_{k,l}}$ der Form

$$\mathbf{F}^{\Psi_{k,l}} = \overline{\rho \mathbf{v}'' \Psi_{k,l}''} \quad (4.5)$$

müssen in Analogie zu den turbulenten Flüssen in der Diffusionsgleichung und in der Bilanzgleichung für den Wasserdampf parametrisiert werden.

Eine detaillierte Beschreibung der Formulierung der einzelnen aerosoldynamischen Prozesse wie Nukleation, Kondensation, Koagulation und Sedimentation im Modul MADEsoot kann Riemer (2002) entnommen werden. Für die Behandlung der Aerosolchemie sei an dieser Stelle ebenfalls auf die Arbeit von Riemer (2002) verwiesen.

5. Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols

Basierend auf der mit COSMO-ART berechneten chemischen Zusammensetzung können Mie-Rechnungen nach Bohren und Huffman (1983) durchgeführt werden, um die optischen Eigenschaften wie Extinktionskoeffizient, Einfachstreueralbedo und die Phasenfunktion der Streuung in Abhängigkeit von den Partikelgrößen und deren chemischen Zusammensetzung zu bestimmen. Wie bei allen Materialien, ist auch der komplexe Brechungsindex von Dieselruß abhängig von der Wellenlänge (Schnaiter et al., 2002). Für die Berechnung der optischen Eigenschaften des reinen und des beschichteten Rußaerosols wird der Brechungsindex für alle beteiligten Komponenten benötigt.

Um die Auswirkung des Aerosols auf die meteorologischen und chemischen Variablen in vollständig gekoppelten Modellsimulationen studieren zu können, bedarf es einer Parametrisierung der optischen Eigenschaften mit möglichst geringem Rechenzeitbedarf. Für die fünf Moden des Aerosolmodells MADEsoot wird eine möglichst einfache und daher schnelle Parametrisierung realisiert. Basis für diese sind die exakt durchgeführten Mie-Rechnungen mittels simulierter Aerosolverteilungen. Dabei wurde der vielfach erfolgreich angewendete Mie-Code nach Bohren and Huffmann (1983) benutzt. Die jeweiligen Extinktionskoeffizienten jeder Mode werden als einfache Funktionen der Massen eines jeden Modes approximiert. Hierbei erwiesen sich für jede Mode Funktionen der Form $y=a \cdot x^b$ als ideal, wobei y hier für den Extinktionskoeffizient und x für die Massendichte der jeweiligen Mode steht, a und b sind Konstanten die von Mode zu Mode variieren. Die Einfachstreueralbedo der zwei rußfreien Moden wird konstant eins gesetzt, d.h. die sehr geringe Absorption durch diese Aerosoltypen wird vernachlässigt. Für den reinen Ruß wird entsprechend der Ergebnisse der Mie-Theorie ein konstanter Wert von 0.18 für die Einfachstreueralbedo vorgegeben. Für die beiden rußfreien Moden wird die Einfachstreueralbedo konstant auf 1 gesetzt. Bei den Ruß enthaltenden gemischten Moden zeigte sich eine Abhängigkeit der Einfachstreueralbedo vom Volumenanteil des Rußes am gesamten Volumen der jeweiligen Mode. Als günstige Funktion zur Approximation der Einfachstreueralbedo erwies sich die Funktion $y=(a \cdot x + 1)^{-b}$, wobei y gleich der Einfachstreueralbedo, x gleich dem Volumenanteil des Rußes am gesamten Volumen der Mode und a und b konstante Koeffizienten sind. Der die Phasenfunktion beschreibenden Asymmetrie-Parameter wurde für jede der fünf Moden mit der exakten Mie-Rechnung bestimmt und gemittelt. Aufgrund der

geringen Unterschiede innerhalb jeder Mode wurde für jede Mode ein konstanter Asymmetrieparameter verwendet.

So entwickelten wir z.B. auf Basis von detaillierten Mie-Rechnungen folgende Beziehung zwischen den Extinktionskoeffizienten b und den Massenkonzentrationen $m_i(d_p)$ der einzelnen Moden:

$$b_{i,\text{ext},\lambda} = a_i \cdot m_i(d_p)^{c_i}, \quad (5.1)$$

mit $m_i(d_p)$ in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hier sind a_i und c_i modenspezifische konstante Parameter. In Tabelle 5.1 sind die Parameter für jede einzelne Mode aufgeführt.

Tabelle 5.1. Verwendete Koeffizienten für die Parametrisierung der Extinktionskoeffizienten der fünf einzelnen Moden.

Mode	a_i	c_i
i	$2,66 \cdot 10^{-3}$	1.135
im	$4,78 \cdot 10^{-3}$	0,992
j	$3,77 \cdot 10^{-3}$	1,033
jm	$3,86 \cdot 10^{-3}$	0,977
s	$8,04 \cdot 10^{-3}$	0,999

Abbildung 5.1 zeigt als Beispiel den Extinktionskoeffizienten der ersten Mode (i) in Abhängigkeit von der Massenkonzentration der Mode. Die Fitfunktion ist als durchgezogene Linie dargestellt und stellt bei nicht zu hohen relativen Feuchten offensichtlich eine sehr gute Approximation dar.

In Abbildung 5.2 ist die Einfachstreueralbedo der fünften Mode (am) in Abhängigkeit vom Rußvolumenanteil der Mode dargestellt. Auch hier existieren einfache Fitfunktionen (durchgezogene Linie), die die genauen Daten sehr gut reproduzieren. Die besten Ergebnisse

wurden mit Funktionen der Art $y=(a \cdot x + 1)^{-b}$ erhalten, so dass diese im Weiteren verwendet wurden.

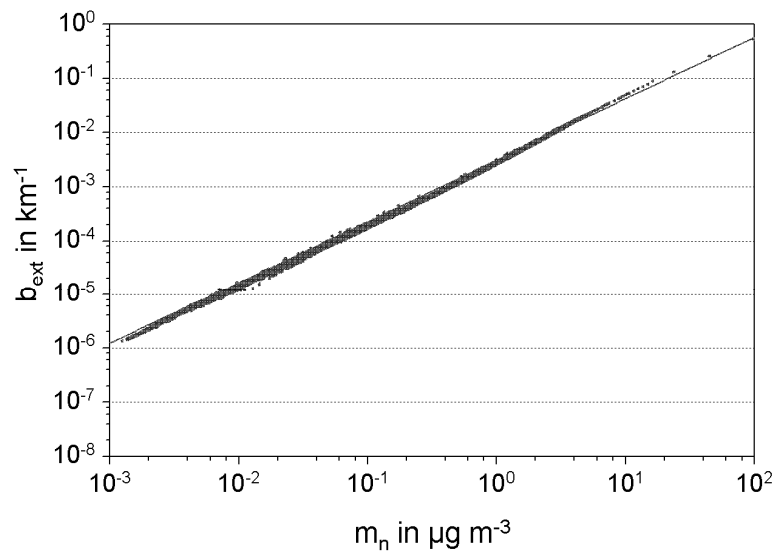


Abbildung 5.1. Extinktionskoeffizienten der ersten Mode (n) in Abhängigkeit von der Massenkonzentration der Mode und Fitfunktion (durchgezogene Linie).

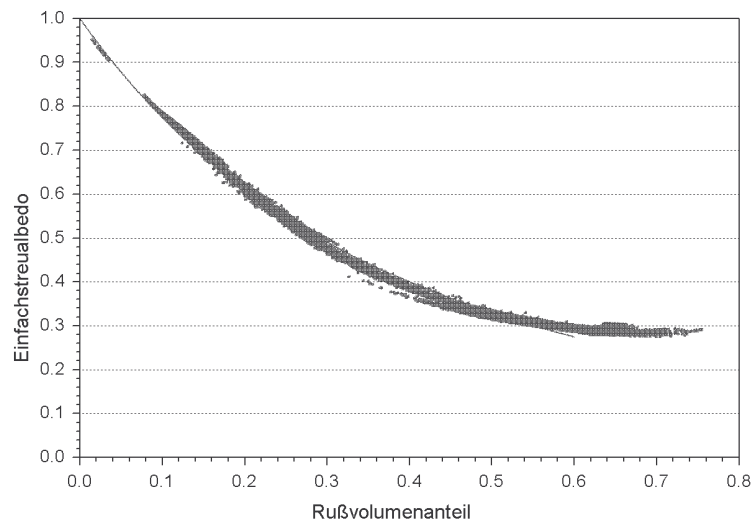


Abbildung 5.2. Einfachstreueralbedo der fünften Mode (am) in Abhängigkeit vom Rußvolumenanteil der Mode und Fitfunktion (durchgezogene Linie).

Abschätzungen (Bäumer et al., 2006) haben ergeben, dass der Fehler des verwendeten Verfahrens im Mittel bei weniger als 10% liegt. Die Zeitersparnis gegenüber Mie-Rechnungen liegt dagegen bei einem Faktor von mindestens 10^4 . Daher wurde in der vorliegenden Arbeit

diese Parametrisierung in COSMO-ART implementiert und für die Simulationen verwendet. Die einfache, im operationellen COSMO-Modell enthaltene Aerosol-Klimatologie, wurde für die numerischen Simulationen im Rahmen dieser Arbeit abgeschaltet. Stattdessen wurden für jeden Aufruf des Strahlungsmoduls GRAALS aktuelle optische Eigenschaften in der hier beschriebenen Weise berechnet und für die Strahlungsübertragung verwendet. Abbildung 5.3 zeigt noch einmal schematisch das hier beschriebene Vorgehen.

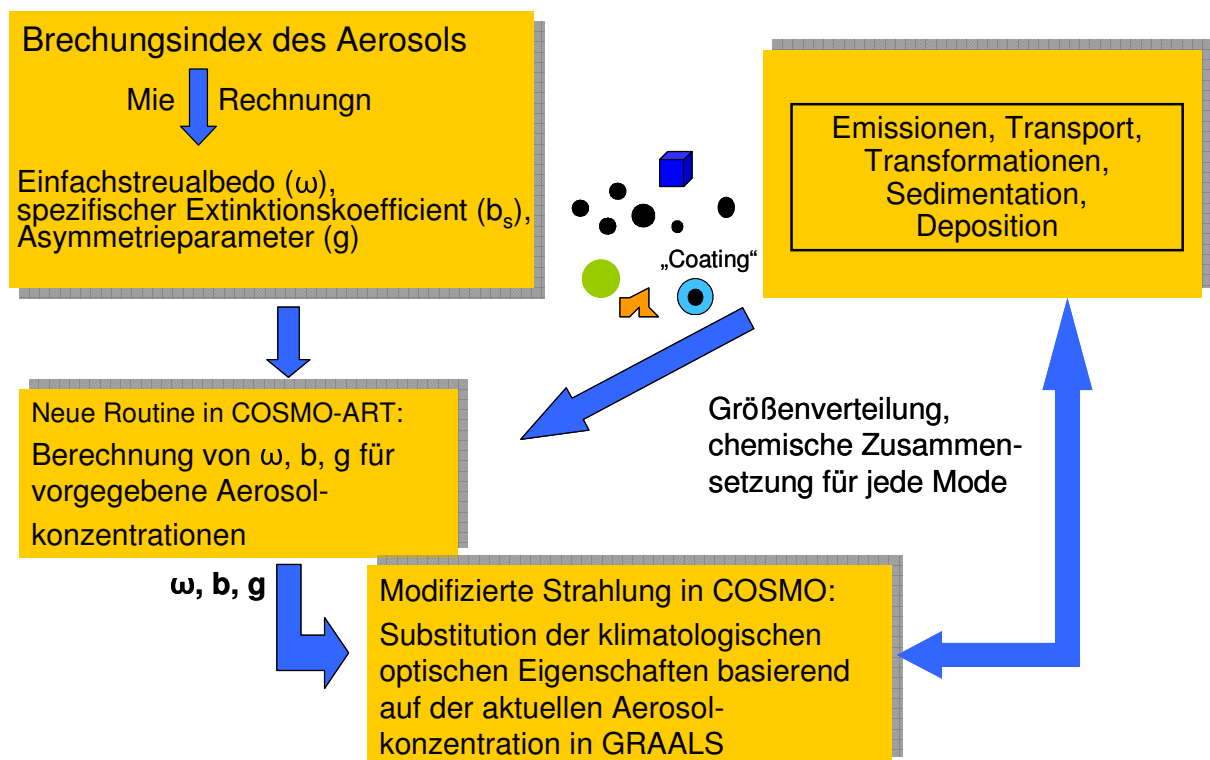


Abbildung 5.3. Schema der Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols in COSMO-ART.

6. Ergebnisse

Mit dem Modellsystem COSMO-ART wurden nun unter Verwendung der Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols (wie im vorhergehenden Kapitel beschrieben) eine Reihe von numerischen Simulationen durchgeführt. Dabei musste jeweils zuerst eine Simulation für das große Gebiet (Abb. 6.1, links) durchgeführt werden. Diese numerische Simulation lieferte dann die wichtigen Randwerte für das innere und deutlich kleinere Gebiet, das Baden-Württemberg und einige angrenzende Gebiete umfasst (Abb. 6.1, rechts).

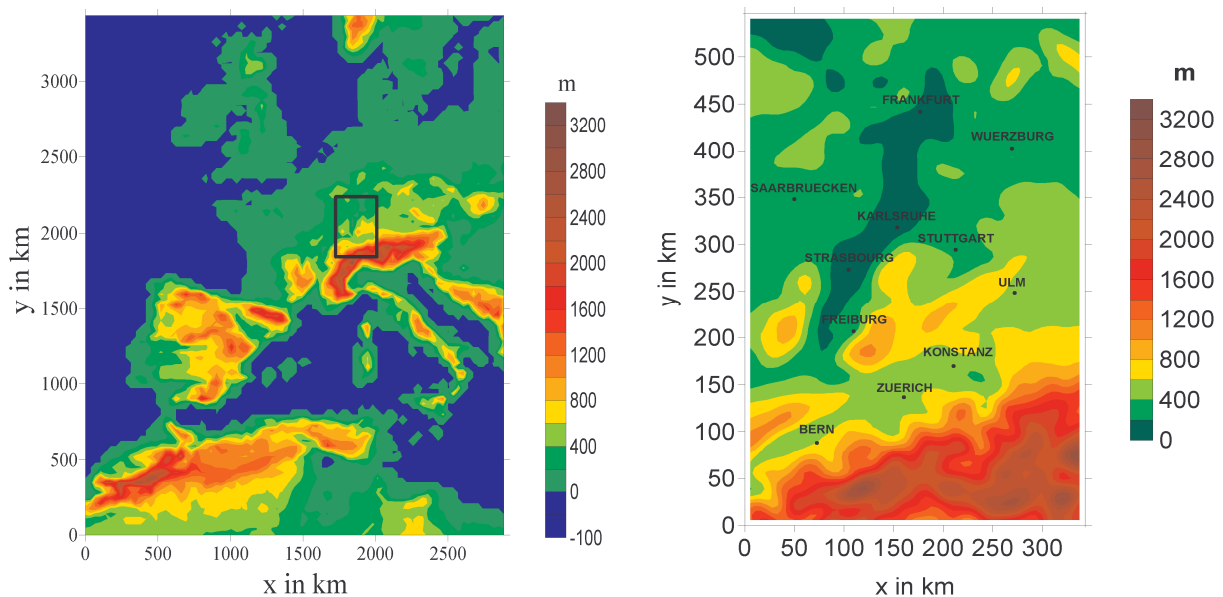


Abbildung 6.1. Topographien des äußeren (links) und inneren (rechts) Modellgebietes. Der schwarze Rahmen im linken Bild bezeichnet die Lage des inneren Gebietes.

Für diesen Abschlussbericht wurde eine Witterungsperiode vom 16.08. – 20.08.2005 mit charakteristischem, leicht wechselhaftem Sommerwetter ausgewählt. Zum einen sind die direkten Strahlungseffekte des Aerosols im Sommer bei starker kurzweiliger Einstrahlung wesentlich bedeutender als im Winter. Insgesamt wurden für diese Periode vier verschiedene Simulationsläufe durchgeführt, die sich durch die folgenden Charakteristiken voneinander unterscheiden:

- **Lauf A:** Direkter Aerosol-Effekt **aus**, Emissionen von heute
- **Lauf B:** Direkter Aerosol-Effekt **ein**, Emissionen von heute
- **Lauf C:** Direkter Aerosol-Effekt **ein**, Emissionen von 2010

- **Lauf D:** Direkter Aerosol-Effekt **ein**, Emissionen von 2010 mit bestmöglicher Minderung

Mit Hilfe dieses Sets von Modellläufen ist es möglich, sowohl den Einfluss des direkten Aerosoleffektes (Differenzen zwischen Lauf A und Lauf B) als auch den Einfluss unterschiedlicher Emissionsszenarien (Vergleiche Läufe B mit C bzw. D) zu quantifizieren. Insbesondere die Simulationen für das äußere Gebiet sind sehr zeitaufwendig und benötigen auf den momentan verfügbaren Großrechnern in den Forschungszentren Karlsruhe und Jülich etwa 4 Wochen für die 5 simulierten Tage der Witterungsperiode bei der dafür zur Verfügung stehenden Anzahl von Prozessoren.

Besonderes Augenmerk liegt in diesem Projekt auf dem Gebiet von Baden-Württemberg und somit auf dem inneren Simulationsgebiet. Zu Demonstrationszwecken ist in Abbildung 6.2 die bodennahe trockene Gesamtmasse an Aerosolen zu einem festen mittäglichen Zeitpunkt sowohl für das äußere Gebiet (links), als auch für das innere Gebiet dargestellt. Die Verteilung im inneren Gebiet weist mehr Detailreichtum auf und es treten auch höhere Werte auf.

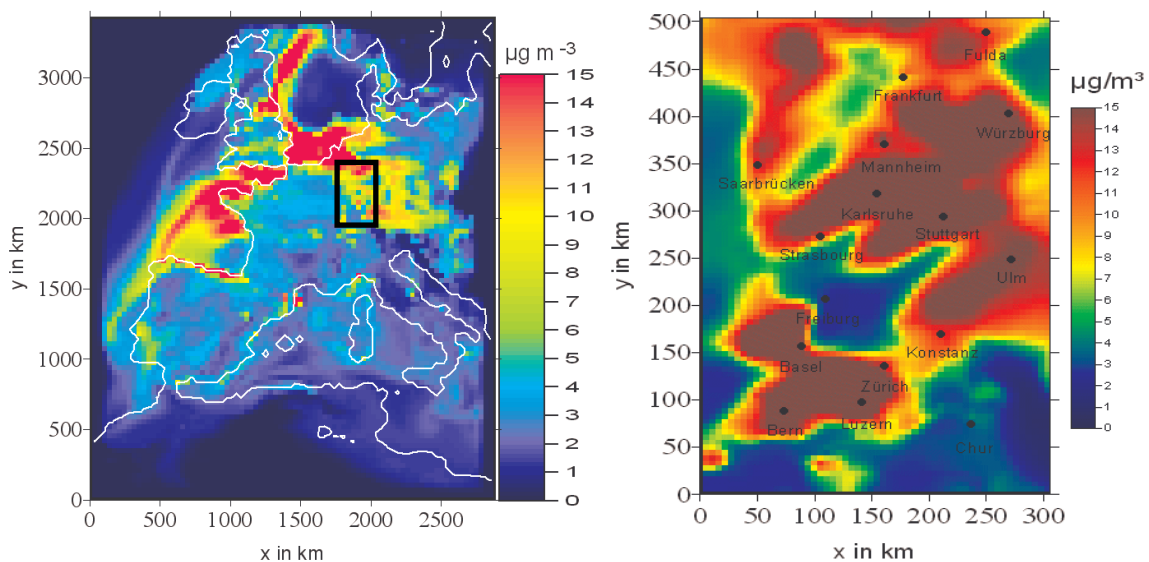


Abbildung 6.2. Bodennahe Massendichten des trockenen Aerosols am 17.08.2005 um 13 UTC im äußeren (links) und inneren (rechts) Gebiet (Lauf A).

Im Folgenden werden Simulationsergebnisse für das innere Gebiet, d.h. Baden-Württemberg und angrenzende Gebiete, zunächst hinsichtlich des Einflusses des Aerosols auf meteorologische Variablen dargestellt. Abbildung 6.3 zeigt die trockene Aerosolmasse

und die gesamte Rußmassendichte am vierten Simulationstag um 11 UTC. Man erkennt, dass beide Variablen eine hohe räumliche Variabilität im Modellgebiet aufweisen. Der Ruß liegt dabei quellnah in externer Mischung, im größten Teil des Gebiets jedoch in interner Mischung vor.

Dabei treten Aerosolmassendichten bis ca. $30 \mu\text{g m}^{-3}$ auf, während die Rußmasse, die sowohl auf intern als auch auf extern gemischte Partikel verteilt ist, Werte bis ca. $0.8 \mu\text{g m}^{-3}$ erreicht. Die meisten Ballungsräume bzw. größeren Städte treten hervor, allerdings gibt es durch die großräumige Advektion relativ aerosolarmer Luft auch Gebiete mit vergleichsweise wenig Aerosol, die aber Ruß aufweisen (z.B. Karlsruhe, Mannheim). Während die Horizontalverteilung der Rußpartikel stark mit der Verteilung der Rußemissionen korreliert ist (Abbildung 4.2), gilt dies nicht für die trockene Aerosolmasse. Ein großer Anteil der trockenen Gesamtmasse besteht aus sekundärem Aerosol. Dieses bildet sich erst in einiger Entfernung von den Quellgebieten. Wie in Abbildung 6.2 links ersichtlich, gibt es im äußeren Modellgebiet sehr große Unterschiede in der Aerosolbeladung, so dass phasenweise die Aerosolbeladung im inneren Gebiet durch den Transport von außen dominiert werden kann. Dies ist auch eine Folge der mittleren Verweildauer von Aerosolpartikeln in der Atmosphäre, die einige Tage beträgt.

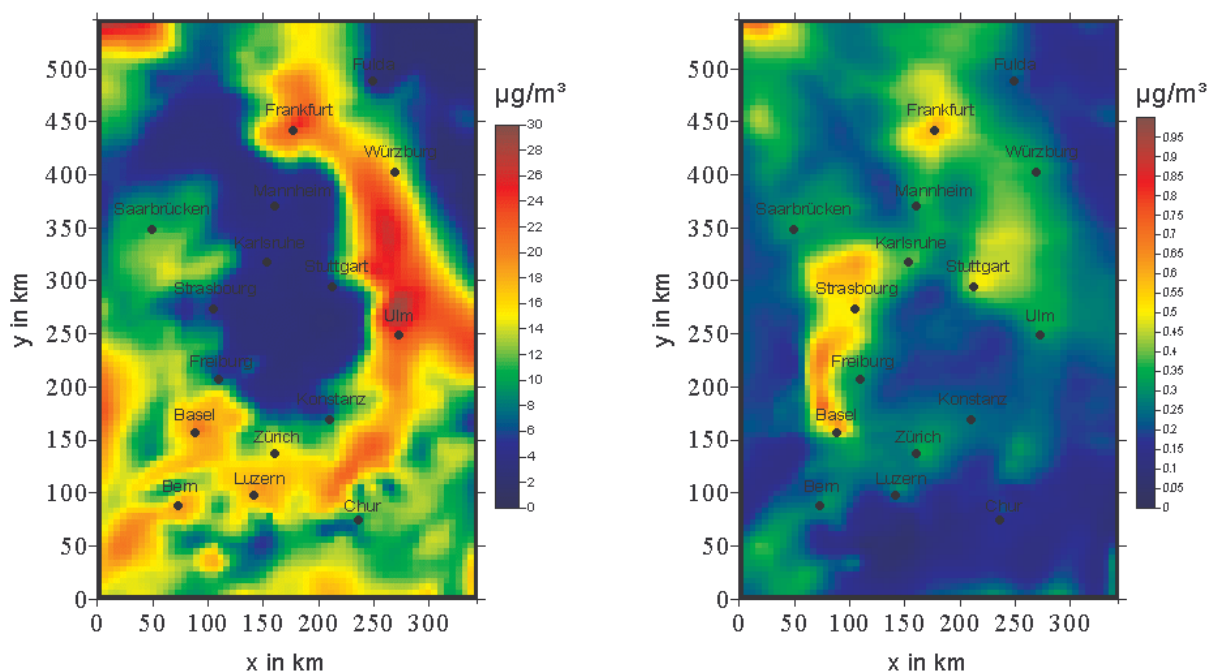
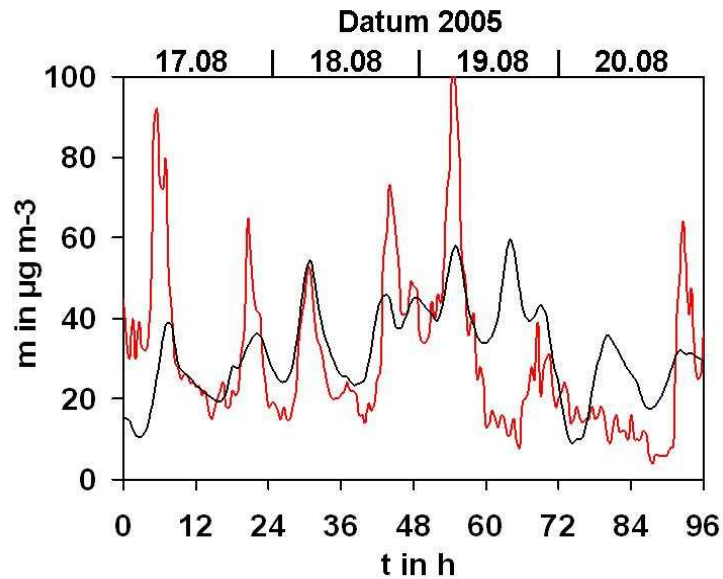


Abbildung 6.3. Bodennahe trockene Aerosolmassendichte (links) und gesamte Rußmassendichte (rechts) am 19.08.2005 um 11 UTC (Lauf B).

a)



b)

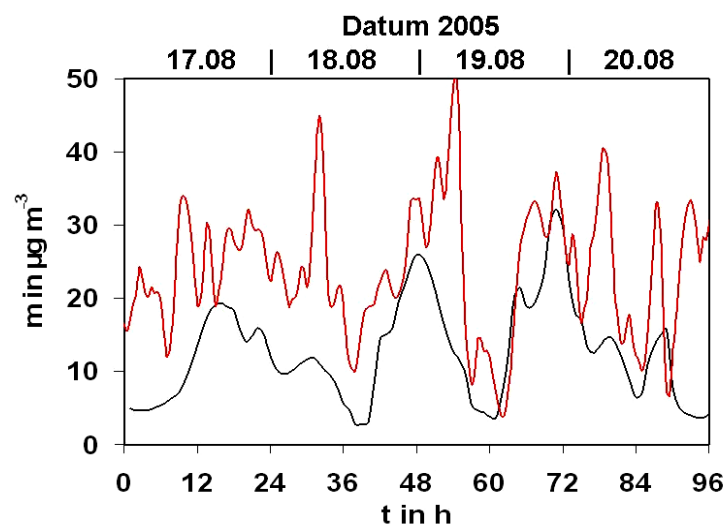


Abbildung 6.4. Vergleich der Zeitreihen der NO₂-Konzentration (a) und der PM₁₀-Konzentration (b) simuliert (schwarz) mit COSMO-ART (Lauf B) und gemessen (rot) an den angegebenen LUBW-Stationen vom 16.08. – 20.08.2005.

Um die Qualität der Modellrechnungen einzuschätzen, wurde ein Vergleich mit Messwerten vorgenommen. Beim Stickstoffdioxid (Abb. 6.4, a) zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung von Modellergebnis und den Werten an den Karlsruher Messstationen. Eine gute Widergabe der Gasphasenvariablen ist unerlässlich, um die Aerosolbeladung gut zu simulieren, da viele Vorläufersubstanzen gasförmig sind, und das Aerosol erst im Laufe der Zeit aus der Gasphase gebildet wird. Beim gemessenen PM₁₀, das mit der Summe des simulierten trockenen Aerosols verglichen wird, lässt sich erkennen, dass im Modell weniger Aerosolmasse als in

der Realität existiert. Dieses ist insbesondere auf die noch unvollständige Grobpartikelmode im Modell zurückzuführen. Da die großen Partikel für die Wechselwirkung mit der Atmosphäre bei gleicher Masse weniger bedeutend sind, ist die hier zu bearbeitende Fragestellung davon weniger tangiert. Man sieht an der Zeitreihe zudem, dass im Laufe der Simulationsperiode immer realistischere Aerosolbelastungen simuliert werden.

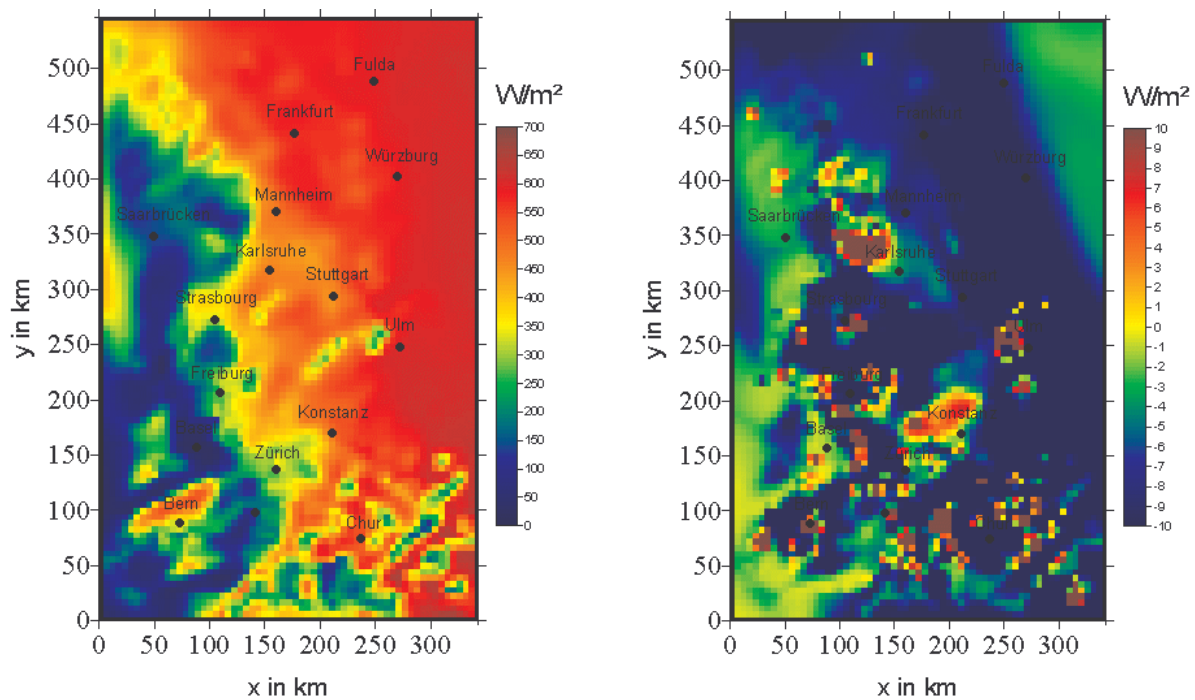


Abbildung 6.5. Kurzwellige Strahlungsbilanz am Boden in Lauf A (links) und die durch das rußhaltige Aerosol bewirkte Änderung der kurzwelligen Strahlungsbilanz (Differenz Lauf B minus Lauf A, rechts) am 19.08.2005 um 11 UTC.

In Abbildung 6.5 ist sowohl die kurzwellige Strahlungsbilanz am Boden als auch die durch das rußhaltige Aerosol bewirkte Änderung der kurzwelligen Strahlungsbilanz am 19.08.2005 um 11 UTC dargestellt. Letztere ist aus der Differenz der kurzwelligen Strahlungsbilanz der zwei Simulationsläufe A und B, mit und ohne Aerosol-Strahlungswechselwirkung, abgeleitet. Im linken Bild erkennt man leicht die zu diesem Zeitpunkt herrschenden Bewölkungsverhältnisse. Eine nahezu wolkenlose Nordosthälfte steht einem schon recht bedeckten Südwesten gegenüber, da an diesem Tag aus Westen dichte Bewölkung aufzog. Im rechten Bild erkennt man in der Nordosthälfte ein Gebiet mit einem starken Rückgang der kurzwelligen Strahlungsbilanz um mehr als 10 W m^{-2} , mit Ausnahme des äußersten Nordostens, in dem der Rückgang nur ca. $2 \text{ bis } 4 \text{ W m}^{-2}$ beträgt. Diese Strukturen spiegeln in etwa die Aerosolverteilungen (Abb. 6.4) wider und sind ausschließlich eine Folge der Aerosol-Strahlungswechselwirkung. Komplizierter stellen sich die Verhältnisse in der

Südwesthälfte des Gebietes dar. Hier überlagern sich die eher flächigen Aerosolsignale mit eher lokaleren Signalen, die durch Änderungen in der Bewölkung hervorgerufen werden. Während die reinen Aerosoleffekte auf die Strahlung negativen Vorzeichens sind, treten bei den (daraus folgenden) Effekten auf die Bewölkung sowohl Bereiche mit positiven, als auch Bereiche mit negativen Vorzeichen auf. Dies rührt insbesondere von horizontalen Verschiebungen in den Bewölkungsstrukturen her. Sehr lokal treten dabei Änderungen der kurzwelligen Strahlungsbilanz von mehr als $\pm 100 \text{ W m}^{-2}$ auf. Im Flächenmittel beträgt der Rückgang der kurzwelligen Strahlungsbilanz zu diesem Zeitpunkt etwa 10 W m^{-2} .

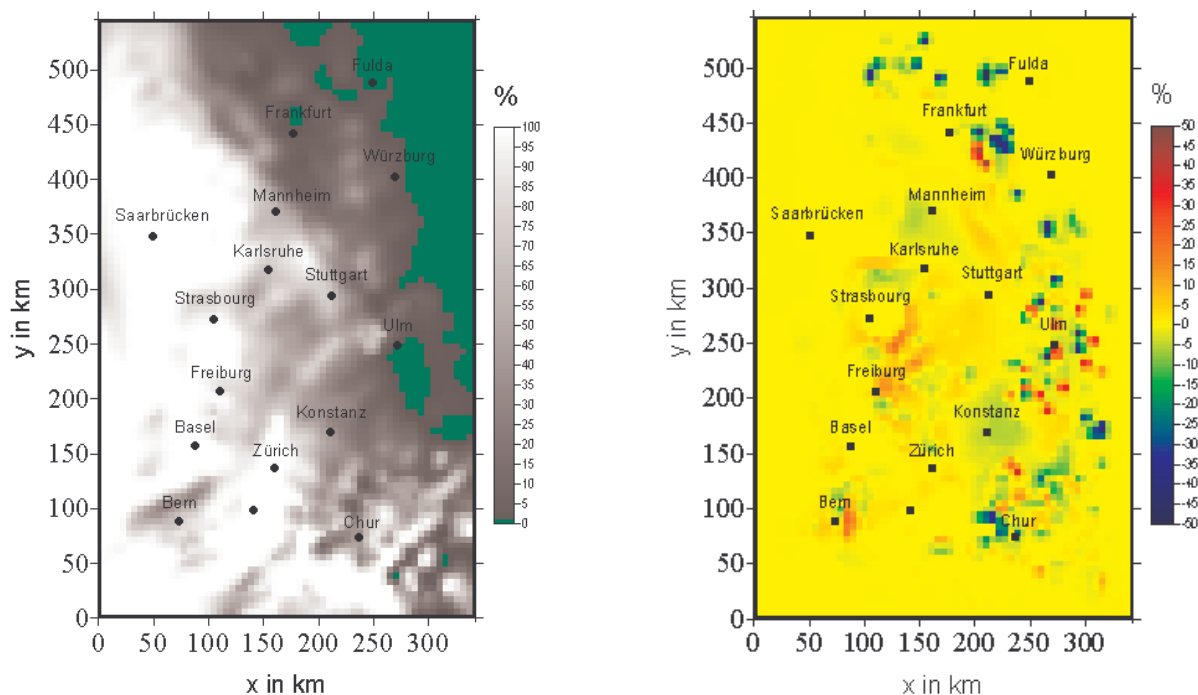


Abbildung 6.6. Wolkenbedeckungsgrad in Lauf A (links) und die durch das rußhaltige Aerosol bewirkte Änderung des Bedeckungsgrades (Differenz Lauf B minus Lauf A, rechts) am 19.08.2005 um 11 UTC.

In Abbildung 6.6 sind die Bewölkungsverhältnisse dargestellt. Man sieht den schon erwähnten starken Gradienten in der Bewölkung. Im Nordosten herrschen noch recht wolkenarme Verhältnisse vor. Rechts sieht man die Darstellung der Änderung des Bedeckungsgrades durch den direkten Aerosol-Effekt. Obwohl keine Wechselwirkung des Aerosols mit der Mikrophysik zugelassen wird, treten dennoch vielerorts Änderungen in der Bewölkung bereits durch den direkten Strahlungseffekt des Aerosols auf. Solcherlei Änderungen können beiderlei Vorzeichens sein.

Die Temperatur in 2 m Höhe und die Auswirkung der Modifikationen des Strahlungsfeldes auf die bodennahe Temperatur am 19.08.2005 um 11 UTC ist in Abbildung 6.7 dargestellt.

Das Temperaturfeld (links) zeigt höhere Werte im Nordosten und geringere im schon bewölkten Südwesten. Neben den naturgemäß geringen Temperaturen in den Alpen von ca. 10 °C fallen relative Maxima im nördlichen Oberrheintal, bei Stuttgart oder bei Frankfurt von etwa 25 °C auf. Die Temperaturänderung durch die Strahlungseffekte des Aerosols (Abb. 6.7, rechts) ist wiederum aus der Differenz zweier Läufe mit und ohne Aerosol-Strahlungswechselwirkung berechnet worden. Es ist leicht zu sehen, dass großflächig negative Temperaturänderungen im Bereich von -0.1 bis -0.2 K auftreten, eine Folge der großflächigen Strahlungsverminderung (Abb. 6.5, rechts). Ebenso werden die lokalen, zum Teil weitaus kräftigeren Strahlungsänderungen infolge der Bewölkungsmodifikation im Temperaturfeld sichtbar. So entstehen lokale Temperaturänderungen von -3K bis zu +3 K. Insgesamt überwiegen jedoch die negativen, vom Aerosol direkt verursachten Abweichungen; das Flächenmittel beträgt ca. -0.1 K. Zusammenfassend lässt sich somit ein erheblicher Einfluss des Aerosols auf kurzweilige Strahlung, Bewölkung und bodennahe Temperatur feststellen. Es werden sowohl lokale als auch regionale Änderungen simuliert.

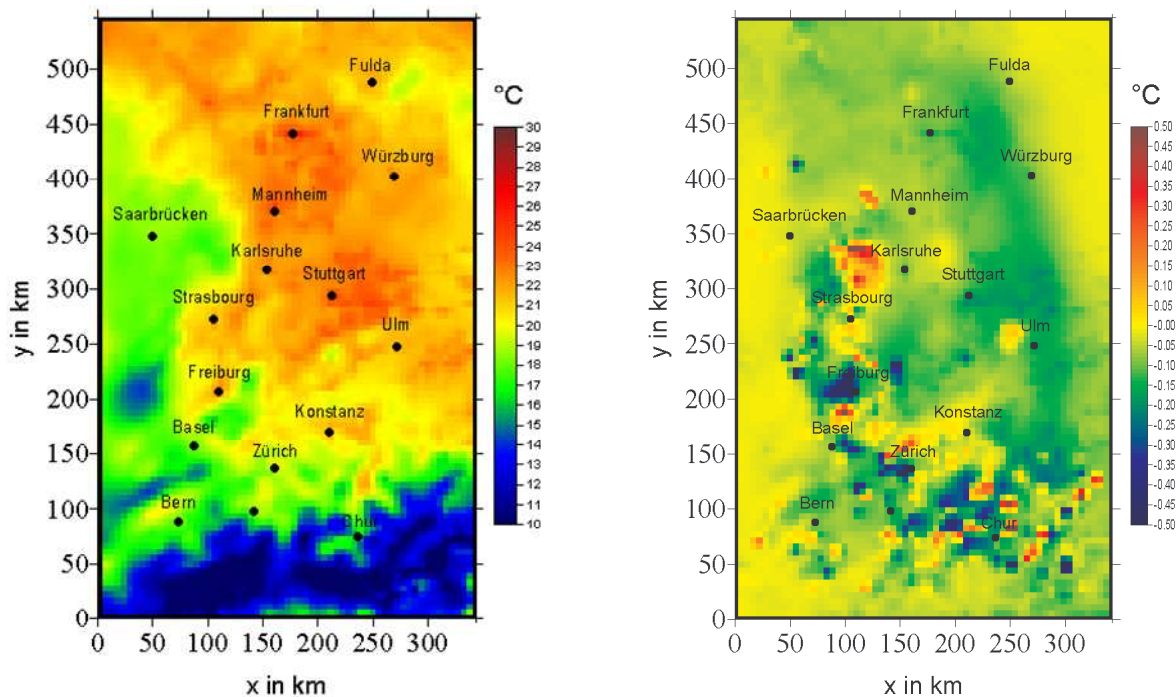


Abbildung 6.7. Temperatur in 2 m Höhe (links) und die durch das rußhaltige Aerosol bewirkte Änderung der Temperatur in 2 m Höhe (Lauf B minus Lauf A, rechts) am 19.08.2005 um 11 UTC.

Darüber hinaus wurden weitere Simulationsläufe mit den Emissionsszenarien für das Jahr 2010 durchgeführt (Läufe C und D). Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen von Lauf C

(Emissionen prognostiziert für 2010) und Lauf D (Emissionen in 2010 bei maximaler technischer Entwicklung) waren dabei sehr gering, so dass hier stellvertretend das Hauptaugenmerk auf Lauf D gelegt worden ist. Natürlich steht insbesondere die zu erwartende Änderung der Aerosolkonzentrationen im Fokus des Interesses. Die Emissionsdatensätze der zukünftigen Szenarien wurden wiederum vom Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart generiert. Eine genaue Beschreibung der verwendeten Verfahren und Datensätze sowie der abgeleiteten Szenarien findet sich im Anhang. Ein Szenario, „2010“, stellt die aufgrund der heute schon bekannten Regelungen zu erwartenden Verhältnisse dar. Ein zweites Szenario, „2010 mit bestmöglicher Minderung“, geht davon aus, dass nicht nur alles gesetzlich notwendige, sondern darüber hinaus auch alles technisch machbare getan wird, um die Emissionen zu senken. Um die Auswirkungen der geänderten Emissionen Baden-Württembergs im Gebiet von Baden-Württemberg zu quantifizieren, wurden die Emissionen im äußeren Modellgebiet für die hier gezeigten Ergebnisse nicht geändert. Um die maximal möglichen Änderungen zu demonstrieren, wurde für diesen Bericht das Szenario „2010 mit bestmöglicher Minderung“ ausgewählt.

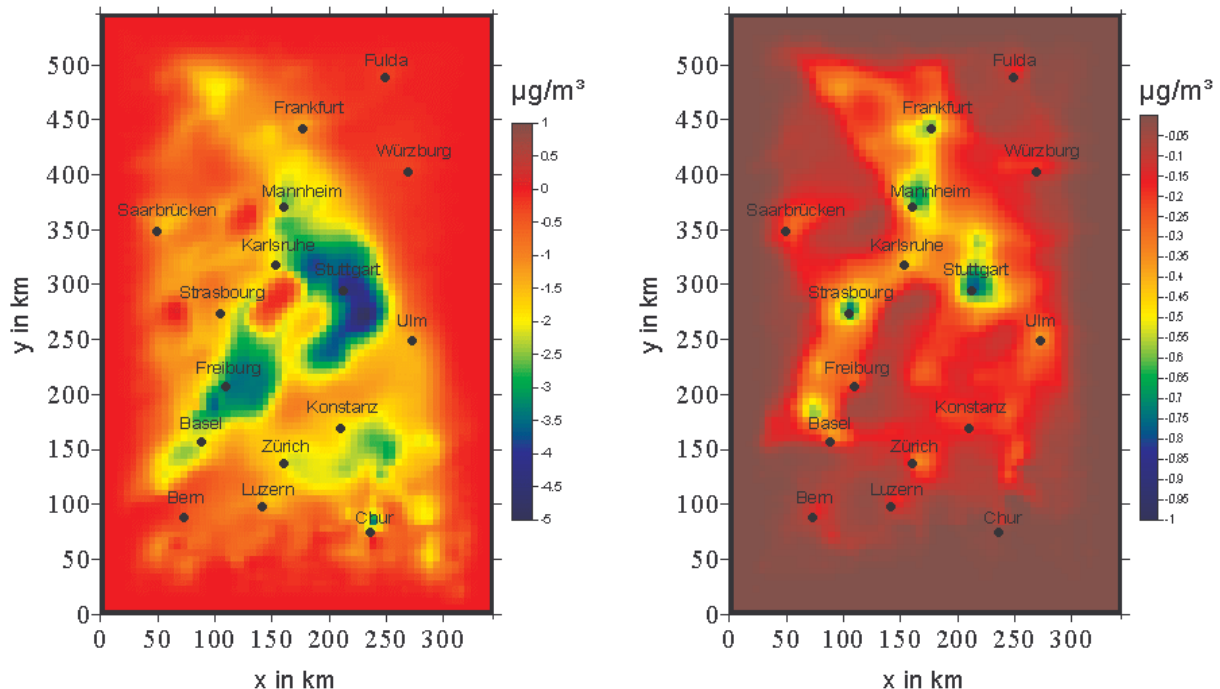


Abbildung 6.8. Änderung der bodennahen trockenen Aerosolmassendichte (links) und der Rußmassendichte (rechts) im Szenario „2010 mit bestmöglicher Minderung“ gegenüber heute (Differenz zwischen Lauf D und Lauf B)) gerechnet für den 19.08.2005, 7 UTC.

In Abbildung 6.8 sind die Änderungen der bodennahen trockenen Aerosolmassendichte (links) und der Rußmassendichte (rechts) in dem gewählten Szenario „2010 mit bestmöglicher Minderung“ gegenüber heute dargestellt. Der simulierte Zeitpunkt entspricht der meteorologischen Situation vom 19.08.2005, 7 UTC. Das Szenario wurde ebenso wie die vorher gezeigten Fälle als Fünftagesperiode simuliert. Man sieht, dass die Aerosolmassendichte bodennah um bis zu $5 \mu\text{g m}^{-3}$ zurückgehen wird (ausgehend von ca. 10 bis $30 \mu\text{g m}^{-3}$ zu diesem Zeitpunkt). In den Randgebieten ist die Änderung allerdings wesentlich geringer. Relativ bedeutender ist der Rückgang der Rußmassendichte um 0.2 bis $0.8 \mu\text{g m}^{-3}$, was in etwa einer Halbierung im Vergleich zu der heutigen Situation entspricht. Hier spiegeln sich die um ebenfalls mehr als die Hälfte reduzierten Rußemissionen wider.

Tabelle 6.1. Ausgewählte Ergebnisse der Simulationen im Vergleich für den 19.08.2005, 11 UTC anhand von Flächenmitteln wichtiger Variablen.

	Emissionen von heute (Läufe A bzw. B-A)	Emissionen „2010 bestmöglich“ (Läufe D bzw. D-B)
Aerosolmassendichte in $\mu\text{g m}^{-3}$	11.21	9.85
Rußmassendichte in $\mu\text{g m}^{-3}$	0.263	0.205
Änderung der 2m–Temperatur durch Aerosol in K	-0.085 (-2.78 ... +2.32)	-0.067
Änderung der kurzwelligen Strahlungsbilanz in W m^{-2}	-9.51 (-390 ... +373)	-7.73
AOT (Optische Dicke des Aerosols)	0.35	0.33

Einen Überblick über die Verhältnisse an einem typischen Sommertag ist in Tabelle 6.1 zusammengestellt. Das Emissionsszenario 2010 mit bestmöglicher Minderung (entspricht Lauf D) führt zu einer mehr als zehnpromtigen Abnahme der Aerosolbeladung (9.85 statt $11.21 \mu\text{g m}^{-3}$). Das liegt jedoch nicht alleine an den Rußemissionen, da der Ruß mit 0.263 bzw. $0.205 \mu\text{g m}^{-3}$ nur einen relativ geringen Teil des gesamten Aerosols ausmacht. Vielmehr sind die ebenfalls deutlich geringeren Emissionen von gasförmigen Vorläufersubstanzen mit ausschlaggebend. Der Effekt des Aerosols auf die bodennahe Temperatur ist mit -0.085 K

bzw. -0.067 K in einer ähnlichen Größenordnung. Die geringere zukünftige Aerosolbelastung mit einem geringeren Rußanteil führt somit zu einer Verringerung des direkten Aerosoleffektes, d.h. zu einem geringeren Temperaturrückgang am Boden, und somit zu einem wenn auch sehr geringen Temperaturanstieg (ca. 0.02 K). An manchen Orten treten dabei sehr viel größere Temperaturunterschiede von nahezu ± 3 K auf, da die Bewölkung stark modifiziert wird wie oben beschrieben (genaue Werte in der Tabelle in Klammern). Ähnlich sinkt der Effekt auf die kurzweilige Strahlungsbilanz von -9.51 W m^{-2} auf -7.73 W m^{-2} . Die Strahlung nimmt also am Boden in Zukunft geringfügig zu (um ca. $+1.8$ W m^{-2}). Auch hier sind in Klammern die sehr viel höheren lokalen Abweichungen angegeben. Dies ist eine Folge der Verschiebung von Wolkenmustern infolge des direkten Aerosoleffektes. Die mittlere optische Dicke des Aerosols, die dem vertikalen Integral des Extinktionskoeffizienten entspricht, sinkt um 0.02 auf 0.33 ab.

7. Zusammenfassung

Mit dem im vorliegenden Projekt weiterentwickelten Modellsystem COSMO-ART wurde ein Instrumentarium erstellt, mit dem es erstmals möglich ist, den Einfluss von Ruß and anderem anthropogenen Aerosol auf den Atmosphärenzustand in Baden-Württemberg zu quantifizieren. Eine Besonderheit der Aerosolbehandlung in COSMO-ART gegenüber anderen Modellen ist die explizite Behandlung der Rußalterung, die sowohl für die gesundheitliche Wirkung als auch für die klimarelevanten Eigenschaften von großer Bedeutung ist. Die explizite, voll gekoppelte Behandlung dieser Strahlungswechselwirkung des Aerosols ist eine besondere Eigenschaft des Modellsystems in der neu geschaffenen Version. Diese wurde durch eine auf Mie-Rechnungen basierende Parametrisierung der optischen Eigenschaften des Aerosols ermöglicht.

Darüber hinaus wurden Emissionsdaten erstellt, die es unter Verwendung von COSMO-ART erlauben, die Auswirkungen von Emissionsminderungsmaßnahmen zum einen auf die Konzentrationsverteilungen aber auch auf die Modifikationen des Atmosphärenzustandes zu berechnen.

Es wurden Modellrechnungen für ausgewählte Episoden durchgeführt. Die erzielten Ergebnisse lassen keine Aussagen in Bezug auf durch Dieselruß bewirkte Klimaänderungen zu. Dies bleibt zukünftigen Arbeiten vorbehalten. Jedoch konnten im Rahmen des Projektes erstmals die Wechselwirkungen zwischen Rußpartikeln und Atmosphärenzustand auf der regionalen Skala in einer Komplexität quantifiziert werden, die bisher nicht erreicht wurde. Basierend auf dem hier erstellten Instrumentarium COSMO-ART und den durch die Anwendung gewonnen Erkenntnissen wurden Grundlagen bereitgestellt, die zukünftig eine Abschätzung der durch Rußpartikel hervorgerufenen Klimaänderung auf der regionalen Skala ermöglichen werden.

Für den hier betrachteten Sommerfall konnte folgendes gezeigt werden:

- Die Wechselwirkungsprozesse zwischen Aerosolpartikeln und den meteorologischen Feldern wie Strahlungs- und Temperaturfeld für das Gebiet von Baden-Württemberg konnten für den simulierten sommerlichen Witterungsabschnitt quantifiziert werden. Die kurzweilige Strahlungsbilanz wird typischerweise um etwa 10 W m^{-2} verringert. Die bodennahe Lufttemperatur geht im Flächenmittel um etwa 0.1 K zurück. Obwohl im Projekt keine Wechselwirkung von Aerosol- und Wolkenmikrophysik betrachtet

wird, sind auch beträchtliche Effekte auf die Wolkenbedeckung zu erkennen, die lokal zu großen Änderungen der bodennahen Temperatur von mehr als ± 3 K führen. Die Wolkeneffekte sind wesentlich ausgeprägter als vor der Studie erwartet worden war, und stellen daher eine wichtige neue Erkenntnis dar.

- Für Zukunftsszenarien für das Jahr 2010 ist für den Sommer mit einem Rückgang der Aerosolbelastung um ca. 1 bis $5 \mu\text{g m}^{-3}$ zu rechnen, was im Flächenmittel etwa 10 bis 20% entspricht. Die mittleren Rußkonzentrationen von ca. $1 \mu\text{g m}^{-3}$ im Referenzlauf werden in etwa halbiert werden. Die hier angegebenen Änderungen werden ausschließlich durch Emissionsänderungen innerhalb des kleinen, im Wesentlichen aus Baden-Württemberg bestehenden Gebietes, bewirkt. In der Realität kann daher eher von einem noch größeren Minderungspotential der Aerosolbelastung ausgegangen werden.

Auf Basis des weiterentwickelten Modellsystems und der hier präsentierten Ergebnisse ergeben sich zahlreiche Anwendungsmöglichkeiten. Insbesondere die Kombination des nun im Modell realisierten direkten Aerosoleffekts mit indirekten Aerosoleffekten (Wechselwirkung Aerosol – Mikrophysik), um die das Modellsystem u. a. zurzeit erweitert wird, lassen weitergehende Erkenntnisse erwarten. So soll geklärt werden, inwieweit sich die beobachteten Wochengänge meteorologischer Variablen (Bäumer und Vogel, 2007) und optischer Dicken des Aerosols (Bäumer et al., 2008) durch die Wochengänge der Emissionen von Aerosolpartikeln und deren Vorläufersubstanzen erklären lassen.

8. Literatur

- Ackermann, I.J., H. Hass, M. Memmesheimer, A. Ebel, F.S. Binkowski und U. Shankar (1998), Modal aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications, *Atmos. Environ.* 32, 2981-2999.
- Adams, P.J., J.H. Seinfeld und D.M. Koch (1999), Global concentration of tropospheric sulphate, nitrate and ammonium simulated in a general circulation model, *J. Geophys. Res.* 104, 13791-13823.
- Adrian, G. und F. Fiedler (1991), Simulation of unstationary wind and temperature fields over complex terrain and comparison with observations, *Beitr. Phys. Atmos.* 64, 27- 48.
- Bäumer, D., B. Vogel, Ch. Kottmeier (2004), Parameterizing optical properties of soot-containing aerosols. *J. of Aerosol Sci.*, pp. 1195-1196.
- Bäumer, D., B. Vogel, Ch. Kottmeier (2006), Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg, BWPlus-Statuskolloquium in Karlsruhe, 21./22.02.2006.
- Bäumer, D., B. Vogel, Ch. Kottmeier (2007a), Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg, BWPlus-Statuskolloquium in Karlsruhe, 07./08.03.2007.
- Bäumer, D., R. Rinke, B. Vogel (2008), Weekly periodicities of aerosol optical thickness over Central Europe – Evidence of an anthropogenic direct aerosol effect. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 83-90.
- Bäumer, D., B. Vogel (2007), An unexpected pattern of distinct weekly periodicities in climatological variables in Germany. *Geophys. Res. Lett.*, 34, L03819, doi:10.1029/2006GL028559.
- Bäumer, D., U. Lohmann, G. Lesins, J. Li, B. Croft (2007b), Parameterizing the optical properties of carbonaceous aerosols in the Canadian Centre for Climate modelling and analysis Atmospheric General Circulation Model with impacts on global radiation and energy fluxes, *J. Geophys. Res.*, 112, doi:10.1029/2006JD007319.
- Bäumer, D., B. Vogel, H. Vogel, R. Rinke, Ch. Kottmeier (2008), Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg, BWPlus-Statuskolloquium in Stuttgart, 05./06.03.2008.
- Bangert, M. (2007), Eine Parametrisierung für die Berechnung von Photolysefrequenzen in Chemie-Transport-Modellen, Seminararbeit, Institut für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe (TH).
- Bassett, M.E. und J.H. Seinfeld (1983), Atmospheric equilibrium model of sulfate and nitrate aerosol, *Atmos. Environ.* 17, 2237-2252.
- Bassett, M.E. und J.H. Seinfeld (1984), Atmospheric equilibrium model of sulfate and nitrate aerosol - II. Particles size analysis, *Atmos. Environ.* 18, 1163-1170.
- Binkowski, F.S. und S.J. Roselle (2001), Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) model aerosol component. I: Description. In Vorbereitung.

Binkowski, F.S. und U. Shankar (1995), The regional particulate matter model, 1. model description and preliminary results, *J. Geophys. Res.* 100, 26191-26209.

Bohren, C.F. und D.R. Huffman (1983), *Absorption and Scattering of Light by Small Particles*, Wiley, New York.

Boucher, O. und T.L. Anderson (1995), General circulation model assessment of the sensitivity of direct climate forcing by anthropogenic sulfate aerosols to aerosol size and chemistry, *J. Geophys. Res.* 100, 26117-16134.

Bunz, H., M. Koyro, O. Möhler und H. Saathoff (1995), Redistribution of NH_4NO_3 within a system of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - and NH_4NO_3 -particles. Part 1: Modelling, *J. Aerosol Sci.* 26, S465.

Bunz, H. und R. Dlugi (1991), Numerical studies on the behavior of aerosols in smog chambers, *J. Aerosol Sci.* 22, 441 - 465.

Busen, R. und G. Hänel (1987), Radiation budget of the boundary layer. Part I: Measurement of absorption of solar radiation by atmospheric particles and water vapor, *Beitr. Phys. Atmos.* 60, 229 - 240.

Charlson, R.J., J. Langner, H. Rohde, C.B. Leovy und S.G. Warren (1991), Perturbation of the northern hemisphere radiative balance by backscattering from anthropogenic sulphate aerosols, *Tellus* 43AB, 152-163.

Doms, G. und U. Schättler (2002), A description of the nonhydrostatic regional model LM Part I: Dynamics and Numerics, *COSMO Newsletter*, 2, 225–235.

Feichter, J., U. Lohmann und I. Schult (1997), The atmospheric sulfur cycle in ECHAM-4 and its impact on the short-wave radiation, *Climate Dyn.* 13, 235-246.

Fuller, K.A., W.C. Malm und S.M. Kreidenweis (1999), Effects of mixing on extinction by carbonaceous particles, *J. Geophys. Res.* 104, 15941-15954.

Geiger, H., I. Barnes, I. Bejan, T. Benter und M. Spittler (2003), The tropospheric degradation of isoprene: an updated module for the regional atmospheric chemistry mechanism, *Atmos. Environ.*, 37. 1503–1519,.

Georgii, H.-W. (1971), Über die Eiskeimbildung in unterkühlten Wolken und ihre Abhängigkeit von atmosphärischem Aerosol, *Berichte des Deutschen Wetterdiensts*. 43 S.

Graßl, H. (1988), Radiative effects of atmospheric aerosolparticles, in P.V. Hobbs und M.P. McCormick, Hrsg., `Aerosol and Climate', A. Deepack Publishing, S. 241 - 252.

Graßl, H. (1999), Global climate change, *Interdisciplinary Sci. Rev.* 24, 185 - 194.

Griffin, R.J., D.R. Cocker III, R.C. Flagan und J.H. Seinfeld (1999), Organic aerosol formation from the oxidation of biogenic hydrocarbons, *J. Geophys. Res.* 104, 3555- 3567.

Hänel, G. (1976), The properties of atmospheric aerosol particles as functions of the relative humidity at thermodynamic equilibrium with the surrounding moist air, *Adv. Geophys.* 19, 74-188.

Heintzenberg, J. (1989), Fine particles in the global troposphere: A review, *Tellus* 41B, 149-160.

Horvath, H. (1993), Atmospheric light absorption - A review, *Atmos. Environ.* 27, 293- 317.

Hughes, L.S., J.O. Allen, P. Bhave, M.J. Kleeman, G.R. Cass, D.-Y. Liu, D.P. Fergenson, B.D. Morrical und K.A. Prather (2000), Evolution of atmospheric particles along trajectories crossing the Los Angeles Basin, *Environ. Sci. Technol.* 34, 3058-3068.

IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) (2001), *Climate Change 2001. The Scientific Basis.* J. T. Houghton, Y. Ding, M. Nogna, D. Gringgs, P. Van der Linden, K. Mashell, (Hrsg.), Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K., im Druck.

IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) (2007), *Climate Change 2007, The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jacobson, M.Z. (1997a), Development and application of a new air pollution modeling system - II. Aerosol module structure and design, *Atmos. Environ.* 31(2), 131-144.

Jacobson, M.Z. (1997b), Development and application of a new air pollution modeling system - III. Aerosol-phase simulations, *Atmos. Environ.* 31(4), 587-608.

Jacobson, M.Z. (1999), *Fundamentals of Atmospheric Modeling*, Cambridge University Press, Cambridge.

Jacobson, M.Z. (2000), A physically based treatment of elemental carbon optics: Implications for global direct forcing of aerosols, *Geophys. Res. Lett.* 27, 217-220.

Jacobson, M.Z. (2001a), GATOR-GCMM: A global through urban-scale air pollution and weather forecast model. 1: Model design and treatment of subgrid soil, vegetation, roads, rooftops, water, sea ice, and snow, *J. Geophys. Res.* 106, 5385-5401.

Jacobson, M.Z. (2001b), Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols, *Nature* 409, 695-697.

Jacobson, M.Z. (2002), Control of fossil-fuel particulate black carbon and organic matter, possibly the most effective method of slowing global warming, *J. Geophys. Res.*, 107, 4410, doi:10.1029/2001JD001376.

- Jacobson, M.Z., R. Lu, T.P. Turco und O.B. Toon (1996), Development and application of a new air pollution modeling system - I. Gas-phase simulations, *Atmos. Environ.* 30(12), 1939-1963.
- Jaenicke, R. (1988), Aerosol physics and chemistry, in G. Fischer, Hrsg., 'Numerical Data and Functional Relationships in Science and Technology, Landolt-Börnstein New Series, V: Geophysics and Space Research', Vol. 4b, Springer, Berlin, S. 391 - 457.
- Kiilsholm, S., A. Rasmussen und J.H. Sorensen (2001), A sensitivity study of the operational surface ozone forecast system DACFOS, *Phys. Chem. Earth* 26, 123-127.
- Kim, Y.P., J.H. Seinfeld und P. Saxena (1993), Atmospheric gas-aerosol equilibrium I. Thermodynamic model, *Aerosol Sci. Technol.* 19, 157-181.
- Kulmala, M., L. Pirjola und J.M. Makela (2000), Stable sulphate clusters as a source of new atmospheric particles, *Nature* 404, 66-69.
- Langner, J. und H. Rohde (1991), A global three-dimensional model of the tropospheric sulphur cycle, *J. Atmos. Chem.* 13, 225-263.
- Liepert, B., P. Fabian und H. Graßl (1994), Solar radiation in Germany | Observed trends and an assessment of their causes. Part I: Regional approach, *Beitr. Phys. Atmos.* 67, 15 - 29.
- Liousse, C., J.E. Penner, C. Chuang, J.J. Walton, H. Eddleman und H. Cachier (1996), A global three-dimensional model study of carbonaceous aerosols, *J. Geophys. Res.* 101, 19411-19432.
- Lurmann, F.W., A.S. Wexler, S.N. Pandis, S. Musarra, N. Kumar und J.H. Seinfeld (1997), Modelling urban aerosols - II. Application to the Californian's south coast air basin, *Atmos. Environ.* 31(17), 2695-2715.
- Markowicz, K.M., P.J. Flatau, M.V. Ramana, P.J. Crutzen und V. Ramanathan (2002), Absorbing mediterranean aerosols lead to a large reduction in the solar radiation at the surface, *Geophys. Res. Lett.*, 29, doi:10.1029/2002/GL015767.
- Meng, Z., D. Dabdub und J.H. Seinfeld (1998), Size-resolved and chemically resolved model of atmospheric aerosol dynamics, *J. Geophys. Res.* 103, 3419-3435.
- Naumann, K.-H. und H. Bunz (1991), Aerodynamic properties of fractal aerosol particles, *J. Aerosol Sci.* 22, S161.
- Nenes, A., S.N. Pandis und C. Pilinis (1998), ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols, *Aquatic Geochem.* 4, 123-152.
- Nießner, R. (1999), Gase und Aerosole, in Bayrischer Klimaforschungsverbund, Hrsg., 'BayFORKLIM, Klimaänderungen in Bayern und ihre Auswirkungen, Abschlussbericht des Bayerischen Klimaforschungsverbundes', München, S. 6 - 10.

Obermeier, A., R. Friedrich, C. John, J. Seier, H. Vogel, F. Fiedler und B. Vogel (1995), Photosmog: Möglichkeiten und Strategien zur Verminderung des bodennahen Ozons, Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.

Odum, J.R., T. Hoffman, F. Bowman, D. Collins, R.C. Flagan und J.H. Seinfeld (1996), Gas/particle partitioning and secondary aerosol yields, *Environ. Sci. Technol.* 30, 2580-2585.

Omar, A.H., S. Biegalski, S.M. Larson und S. Landsberger (1999), Particulate contributions to light extinction and local forcing at a rural Illinois site, *Atmos. Environ.* 33, 2637-2646.

Pilinis, C. und J.H. Seinfeld (1988), Development and evaluation of an Eulerian photochemical gas-aerosol model, *Atmos. Environ.* 22, 1985-2001.

Pilinis, C., S.N. Pandis und J.H. Seinfeld (1995), Sensitivity of direct climate forcing by atmospheric aerosols to aerosol size and composition, *J. Geophys. Res.* 100, 18739- 18754.

Pregger, T., R. Friedrich, A. Obermeier, B. Wickert, P. Blank, J. Theloke, H. Vogel, N. Riemer, B. Vogel und F. Fiedler (1999), Entwicklung von Instrumenten zur Analyse der Umweltbelastungen durch Feinstäube und andere ausgewählte Luftverunreinigungen in Baden-Württemberg, <http://bwplus.fzk.de>.

Pruppacher, H.R. und J.D. Klett (1978), *Microphysics of Clouds and Precipitation*, Reidel, Dordrecht.

Quenzel, H. und P. Koepcke (1984), Tropospheric aerosol optical depth inverted from upwelling radiances, in H.E. Gerber und A. Deepak, Hrsg., 'Aerosols and their climate effects', A. Deepak Publ., S. 227 - 240.

Raes, F., R. Van Dingenen, E. Vignati, J. Wilson, J.-P. Putaud, J.H. Seinfeld und P. Adams (2000), Formation and cycling of aerosols in the global troposphere, *Atmos. Environ.* 34, 4215-4240.

Reuder, J., T. Gori, L. Kins und R. Dlugi (1996), Determination of photolysis frequencies of ozone and nitrogen dioxide during SANA 2: The influence of tropospheric aerosol particles, *Meteorol. Zeitschrift N.F.* 5, 234 - 244.

Riemer, N. (2002), Numerische Simulationen zur Wirkung des Aerosols auf die troposphärische Chemie und die Sichtweite. Band 29 d, Reihe Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe (TH).

Riemer, N., H. Vogel, B. Vogel und F. Fiedler (2003a), Modeling aerosols on the mesoscale- γ : Treatment of soot aerosol and its radiative effects. *J. Geophys. Res.*, 108, D19, 4601, doi:10.1029/2003JD003448.

Riemer N., H. Vogel, B. Vogel, B. Schell, I. Ackermann, Ch. Kessler, H. Hass (2003b), The Impact of the Heterogeneous Hydrolysis of N_2O_5 on Tropospheric Chemistry and Nitrate Aerosol Formation, *J. Geophys. Res.*, 108, 4144, doi:10.1029/2002JD002436

Rinke, R. (2008). Parametrisierung des Auswaschens von Aerosolpartikeln durch Niederschlag, Dissertation am Institut für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe (TH).

Ritter, B. und Geleyn, J.-F. (1992), A comprehensive scheme for numerical weather prediction models with potential applications in climate simulations. *Month. Wea. Rev.*, 120, 303-325.

Rosenfeld, D. (1999), TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall, *Geophys. Res. Lett.* 26, 3105-3108.

Rosenfeld, D. (2000), Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution, *Science* 287, 1793 -1796.

Ruggaber, A., R. Dlugi und T. Nakajima (1994), Modelling radiation quantities and photolysis frequencies in the troposphere, *J. Atmos. Chem.* 18, 171-210.

Saxena, P., A.B. Hudischewskyj, C. Seigneur und J. Seinfeld (1986), A comparative study of equilibrium approaches to the chemical characterization of secondary aerosols, *Atmos. Environ.* 20, 1471-1483.

Schell, B. (2000), Die Behandlung sekundärer organischer Aerosole in einem komplexen Chemie-Transport-Modell, *Mitteilungen aus dem Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität Köln*. Bd. 135.

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

Schnaiter, M., H. Horvath, O. Möhler, K.-H. Naumann, H. Saathoff und O.W. Schöck (2002), UV-VIS-NIR spectral optical properties of soot and soot-containing aerosols. Eingereicht bei *J. Aerosol Sci.*

Schurath, U. und K.-H. Naumann (1998), Heterogenous processes involving atmospheric particulate matter, *Pure and Appl. Chem.* 70(7), 1353-1361.

Seinfeld, J.H. und S. Pandis (1997), *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley and Sons, New York.

Stanhill, G. und S Cohen (2001), Global dimming: A review of the evidence for a widespread and significant reduction in global radiation with discussion of its probable causes and possible agricultural consequences, *Agric. For. Meteorol.* 107, 255-278.

Stockwell, W.R., P. Middleton und J. S. Chang (1990), The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modelling, *J. Geophys. Res.*, 95, 16343-16367.

Svenningsson, B., H.-C. Hansson, A. Wiedensohler, K.J. Noone, J. Ogren, A. Hallberg und R. Colville (1994), Hygroscopic growth of aerosol particles and its influence on nucleation scavenging in cloud: experimental results from Kleiner Feldberg, *J. Atmos. Chem.* 19, 129-152.

Swietlicki, E., J. Zhou, D.S. Covert, K. Hameri, B. Busch, M. Vakeva, U. Dusek, O.H. Berg, A. Wiedensohler, P. Aalto, J. Makela, B.G. Martinsson, G. Papaspiropoulos, B. Mentes, G. Frank und F. Stratmann (2000), Hygroscopic properties of aerosol particles in the north-eastern Atlantic during ACE-2, *Tellus* 52B, 201-227.

Tanre, D., J.-F. Geleyn und J. M. Slingo (1984), First results of the introduction of an advanced aerosol-radiation interaction in the ECMWF low resolution global model. Proc. of the Experts on Aerosols and Their Climatic Effects, Williamsburg, VA. WMO and International Association of Meteorology and Atmospheric Physics, 133-177.

Taylor, K.E. und J.E. Penner (1994), Response of the climate system to atmospheric aerosols and greenhouse gases, *Nature* 369, 734-737.

Tegen, I. und I. Fung (1994), Modeling of mineral dust in the atmosphere: Sources, transport and optical thickness, *J. Geophys. Res.* 99, 22897-22914.

Tegen, I., P. Hollrig, M. Chin, I. Fung, D. Jacob und J. Penner (1997), Contribution of different aerosol species to the global aerosol extinction optical thickness: estimates from model results, *J. Geophys. Res.* 102, 23895-23915.

Vogel, B., F. Fiedler und H. Vogel (1995), Influence of topography and biogenic volatile organic compounds emission in the state of Baden-Württemberg on ozone concentrations during episodes of high air temperatures, *J. Geophys. Res.* 100, 22907-22928.

Vogel, H., M. Memmesheimer, E. Reimer, P. Winkler und F. Fiedler (2000), Typischer zeitlicher Verlauf von Photosmog-Episoden, in 'Promet, Photosmog I', Vol. 3/4, Deutscher Wetterdienst, S. 112 - 119.

Vogel B., H. Vogel, J. Kleffmann, R. Kurtenbach (2003), Measured and simulated vertical profiles of nitrous acid, Part II – Model simulations and indications for a photolytic source, *Atmospheric Environment*. 37, 2957-2966.

Vogel, H., B. Vogel, Ch. Kottmeier (2007), Modelling of Pollen Dispersion with a Weather Forecast Model System, Proceedings of 28th NATO/CCMS Int. Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, Leipzig.

Wendisch, M., J. Heitzenberg und M. Bussmer (2001), Measurement-based aerosol forcing calculations: The influence of model complexity, *Meteor. Zeitschrift* 10, 45-60.

Wendisch, M., S. Mertens, A. Ruggaber und T. Nakajima (1996), Vertical profiles of aerosol and radiation and the influence of a temperature inversion: Measurements and radiative transfer calculations, *J. Appl. Meteor.* 35, 1703 - 1715.

Wex, H., C. Neusüß, M. Wendisch, F. Stratmann, C. Koziar, A. Keil, A. Wiedensohler und M. Ebert (2001), Particle scattering, backscattering, and absorption coefficients: An in-situ closure and sensitivity study. Zur Veröffentlichung angenommen bei J. Geophys. Res.

Wexler, A.S., F.W. Lurmann und J.H. Seinfeld (1994), Modelling urban aerosols - I. model development, Atmos. Environ. 28(3), 531-546.

Whitby, E.R., P.H. McMurray, U. Shankar und F.S. Binkowski (1991), Modal Aerosol Dynamics Modeling, Technical Report 600/3-91/020, (NTIS PB91-161729/AS Natl. Tech. Inf. Serv. Springfield, Va.), Atmos. Res. and Exposure Assess. Lab. U.S. Environ. Prot. Agency, Research Triangle Park, N.C.

Whitby, K.T. (1978), The physical characteristics of sulfur aerosols, Atmos. Environ. 12, 135-159.

Zdunkowski, W.G. und K.-N. Liou (1976), Humidity effects on the radiative properties of a hazy atmosphere in the visible spectrum, Tellus 28, 31 - 36.

Zhang, Y., C. Seigneur, J.H. Seinfeld, M. Jacobson und F.S. Binkowski (1999), Simulation of aerosol dynamics: a comparative review of algorithms used in air quality models, Aerosol Sci. Technol. 31, 487-514.

Zhang, Y., C. Seigneur, J.H. Seinfeld, M. Jacobson, S.L. Clegg und F.S. Binkowski (2000), A comparative review of inorganic aerosol thermodynamic equilibrium modules: similarities, differences, and their likely causes, Atmos. Environ. 34, 117-137.

Anhang A:

Ermittlung von Emissionsdaten zur Untersuchung der Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg, Th. Pregger et al., IER Univ. Stuttgart.

Ermittlung von Emissionsdaten zur Untersuchung der Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg

Thomas Pregger, Balendra Thiruchittampalam, Rainer Friedrich

Im Auftrag des Forschungszentrums Karlsruhe,
IMK - Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Karlsruhe

Schlussbericht, Februar 2007

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	1
2. IER-Emissionsberechnungsmodell zur zeitlichen und räumlichen Auflösung von anthropogenen Emissionsdaten	2
2.1. Struktur und Datenschnittstellen	2
2.2. Methoden zur räumlichen Auflösung.....	5
2.3. Zeitkurven für die stündliche Auflösung.....	6
3. Erstellung der Emissionsdaten für das Projekt	8
3.1. Eingangsdaten zur Erstellung der Jahresemissionstabellen	8
3.2. Berechnete Emissionsdaten	9
4. Literatur	14
5. Anhang	16
5.1. Verwendete PM _{1,0} - und EC-Anteile je Quellgruppe	16
5.2. Jahresemissionen je Land vor der Verschneidung mit den Ausgabegittern.....	18
5.3. Auszug aus den Readme-Dateien zur Beschreibung der Emissionsdaten für die zwei Ausgabegitter	25

1. Einleitung

Das IER entwickelte als Unterauftragnehmer für das IMK Karlsruhe im Rahmen des BWPLUS-Projekts „Klimawirksamkeit von Rußpartikeln in Baden-Württemberg“ räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Emissionsdaten als Eingangsdaten für die eingesetzten Modelle zur Bestimmung des Einflusses von Aerosolen auf Strahlungshaushalt und Temperatur-, Feuchte- und Windverhältnisse. Ausgangspunkt der Emissionsberechnungen waren soweit möglich vorhandene Emissionsinventare für Baden-Württemberg und Europa. Die zeitliche und räumliche Auflösung erfolgte basierend auf dem in den letzten Jahren insbesondere im Förderschwerpunkt Troposphärenforschung (TFS, 1996 bis 2002) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) am IER entwickelten detaillierten Emissionsmodells (s. Wickert 2001, Schwarz 2002 und Friedrich et al. 1998). Ein Großteil der Arbeiten erfolgte hierbei im Rahmen des EUROTRAC-2 Unterprojekts GENEMIS (Generation and Evaluation of Emission Data) (Friedrich & Reis 2004). Im Rahmen des TFS wurden für 14 verschiedene Ausgabegitter Emissionsdaten für 10 verschiedene Ausbreitungsmodelle generiert, im Rahmen von GENEMIS wurden etwa 20 Datenanfragen bearbeitet. In diesem Bericht werden zunächst die prinzipiellen Methoden des Emissionsberechnungsmodells skizziert. Anschließend werden die projektspezifischen Eingangs- und Ergebnisdaten für hoch aufgelöste Emissionen von Partikeln, gasförmigen Aerosolvorläufern und anderen Verbindungen und elementarem Kohlenstoff (EC) dokumentiert.

2. IER-Emissionsberechnungsmodell zur zeitlichen und räumlichen Auflösung von anthropogenen Emissionsdaten

2.1. Struktur und Datenschnittstellen

Das IER Emissionsberechnungsmodell in der derzeitigen Form wurde innerhalb der letzten etwa 12 Jahre entwickelt, um Emissionsdaten für Deutschland und Europa mit verschiedenen Auflösungen und für verschiedene Modellgitter generieren zu können. Das Datenmodell besteht aus einer oder mehrerer Jahresemissionstabellen, Zeitkurven- und Zeitkurvenzuordnungstabellen, NMVOC-Profile und entsprechender Zuordnungstabellen und Verschneidungstabellen in denen die Ergebnisse des GIS-basierten Verschneidungstools abgelegt sind. Abbildung 1 zeigt das prinzipielle Vorgehen des Modellsystems, Abbildung 2 die Datenstruktur und die Datenschnittstellen des Modells. Die Jahresemissionstabelle besteht aus jährlichen Emissionsdaten für Punkt-, Linien- und Flächenquellen, die bereits eine geographische Auflösung/Zuordnung besitzen. Das ECM (Emission Calculation Module) dient der Multiplikation der Eingangsdaten aus den gezeigten Tabellen und der effizienten Datengenerierung in einer definierten Struktur. Abbildung 3 zeigt die räumliche Datenstruktur der eingehenden Jahresemissionen für Flächen-/Linienquellen. Die Emissionen der Flächen- und Linienquellen sind auf administrative Einheiten bzw. für östliche Länder mangels Statistikdaten auf $1 \times 1^\circ$ Gitterzellen aufgelöst, die Punktquellen sind einzeln in der Jahresemissionstabelle erfasst und werden entsprechend den zugehörigen Koordinaten den Ausgabegitterzellen zugeordnet.

Die Punktquellendatenbasis wurde für Deutschland ursprünglich ausgehend von Emissionserklärungsdaten der Jahre 1994 und 1996 für 9 Bundesländer innerhalb eines Projektes des Troposphärenforschungsprogramms (TFS) erstellt, für die restlichen Gebiete Deutschlands sowie für das europäische Ausland wurde die CORINAIR (The Core Inventory of Air Emissions in Europe) Punktquellendatenbasis für 1990/1994 verwendet (s. z. B. Radunsky & Ritter 1996) und von (Schwarz 2002) und (Wickert 2001) überarbeitet und mittels Statistikdaten bis zum Jahr 2000 extrapoliert. Derzeit besteht die Punktquellendatenbasis aus ca. 5.500 europäischen und 48.000 deutschen Punktquellen, zusätzlich existieren vor allem aus den Emissionserklärungsdaten generierte Informationen zur Schornsteinhöhe, Abgastemperatur, -geschwindigkeit und -volumenstrom, die für die Berechnung der effektiven Emissionshöhe in Abhängigkeit von Ausbreitungsklasse und Windgeschwindigkeit verwendet werden können. Die zur Verfügung stehende neuere europäische Punktquellendatenbasis EPER (European Pollutant Emission Register) mit dem Bezugsjahr 2001 (EPER 2004) wurde nicht zur Aktualisierung der Punktquellendatenbasis verwendet, da Plausibilitätsprüfungen gezeigt haben, dass für viele Länder die Daten mit großen Unsicherheiten/Fehlern behaftet sind. Ein Abgleich mit den berichteten bzw. berechneten Emissionsdaten von EMEP WEBDAB und IIASA CAFE Baselines war nicht möglich. Zudem liegen für die EPER-Quellen keine zusätzlichen Informationen zur Berechnung der effektiven Emissionshöhe vor.

Innerhalb Deutschlands werden die Straßenverkehrsemissionen auf Straßenabschnitten, gewichtet mit dem jährlichen Verkehrsvolumen für unterschiedliche Fahrzeugkategorien linienscharf verteilt. Hierdurch können im gesamten Gebiet die Emissionen auf Autobahnen und Bundesstraßen, für etwa die Hälfte Deutschlands (Süd-/Westdeutschland) durch die Implementierung von Landes-Straßenatlanten der gesamte Außerortsverkehr als Linienquel-

len betrachtet und verteilt werden. Diese detaillierte Vorgehensweise ist derzeit außerhalb Deutschlands nicht möglich. Da keine Zähl­daten für einzelne Straßenabschnitte vorliegen, werden die Emissionen auf Autobahnen und weiteren Hauptverkehrsstraßen nach Auflösung auf administrative Einheiten über die Straßenabschnittlänge auf Linien einer digitalen Straßenkarte für ganz Europa verteilt. Der Außerortsverkehr auf kleineren Straßen wird als Flächenquelle betrachtet und über die gesamte Außerortsfläche innerhalb der administrativen Kreise verteilt. Diese unterschiedlichen Vorgehensweisen Deutschland/Europa und insbesondere die für die europäischen Länder bislang nicht umsetzbare Gewichtung einzelner Straßenabschnitte durch Verkehrszähl­daten zeigt sich in einer räumlichen Inkonsistenz der Auflösung von Verkehrsemissionen (s. Abbildung 9). Bei der Modellierung auf regionaler/kontinentaler Ebene ist diese Inkonsistenz wahrscheinlich nur von geringer Relevanz, wie die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse bezogen auf die Modellierung von Ozonkonzentrationen zeigte (s. Wickert 2001 bzw. Wickert et al. 2001). Für kleinräumige und/oder kleinskalige Untersuchungen der Belastung primärer Schadstoffe ist die genaue Abbildung des Straßenverkehrs demgegenüber von größerer Bedeutung.

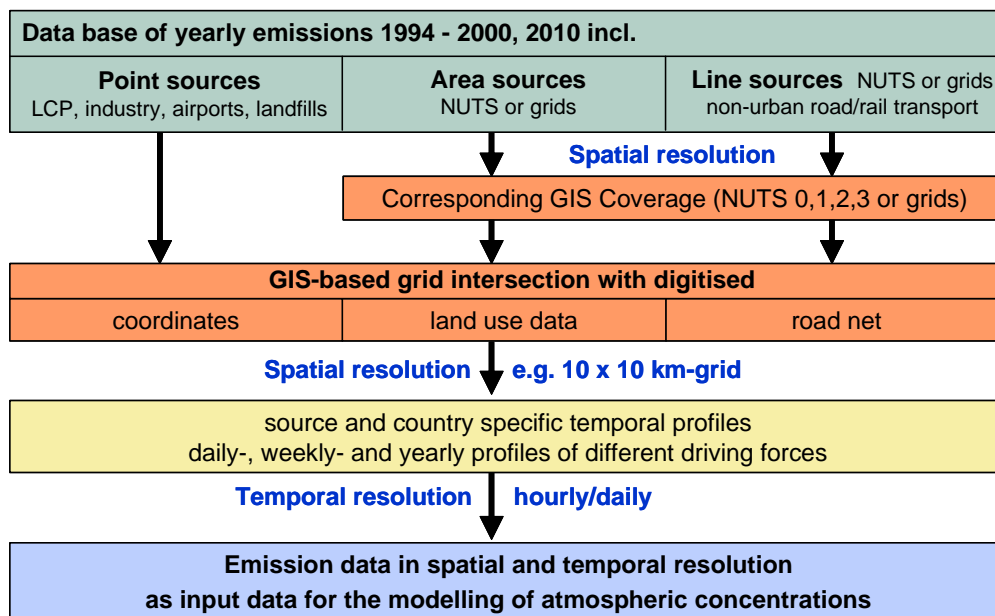


Abb. 1: Genereller Ansatz zur Generierung von zeitlich und räumlich aufgelösten Emissionsdaten mit dem IER-Emissionsberechnungsmodell

Die Flächenquellen werden in detaillierter sektoraler Struktur - wie oben bereits erwähnt - zunächst auf administrative Einheiten bzw. $1 \times 1^\circ$ Gitterzellen aufgelöst. Hierzu wurde die CORINAIR/EMEP-Emissionsdatenbasis eingesetzt, die in dieser räumlichen Struktur für die Jahre 1990 bzw. z. T. für 1994 zur Verfügung stand (CORINAIR 1999) und mittels Statistikdaten in das Jahr 2000 extrapoliert wurde. Für osteuropäische Länder wurden zusätzlich räumlich gerasterte Daten aus der LOTOS-Emissionsdatenbasis (Buitjes 1992) verwendet. Für Deutschland wurden am IER detaillierte Berechnungsmethoden u. a. für die Emissionen der Kleinf Feuerungen, des Straßenverkehrs und der Lösemittelanwendung entwickelt und zur Erstellung von Jahresemissionen auf Kreisebene eingesetzt. In einer zweiten Stufe werden die Emissionsdaten mit 1×1 km bzw. ggf. zur Verminderung der Rechenzeit 3×3 km Landnutzungsdaten aufgelöst. Es werden u. a. die Kategorien Siedlung,

Nicht-Siedlung, Landwirtschaft, Wald, Wasser, Straße, Schienen, Häfen und Flughäfen unterschieden.

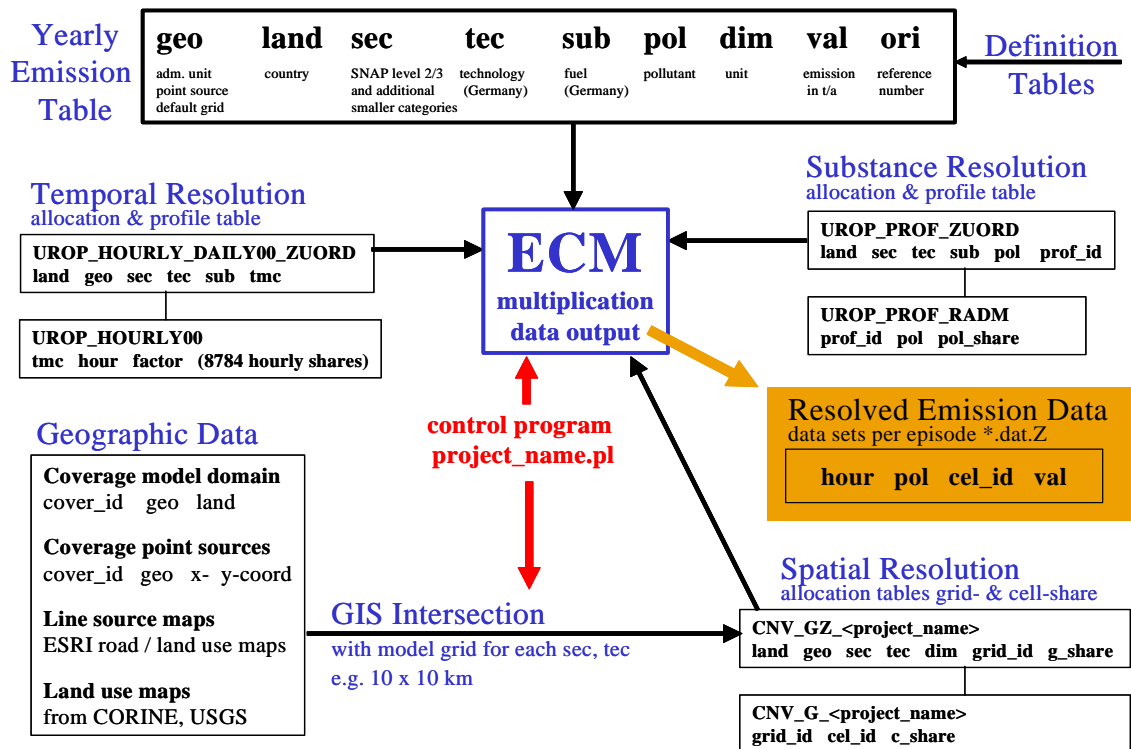


Abb. 2: Struktur und Datenschnittstellen des IER-Emissionsberechnungsmodells

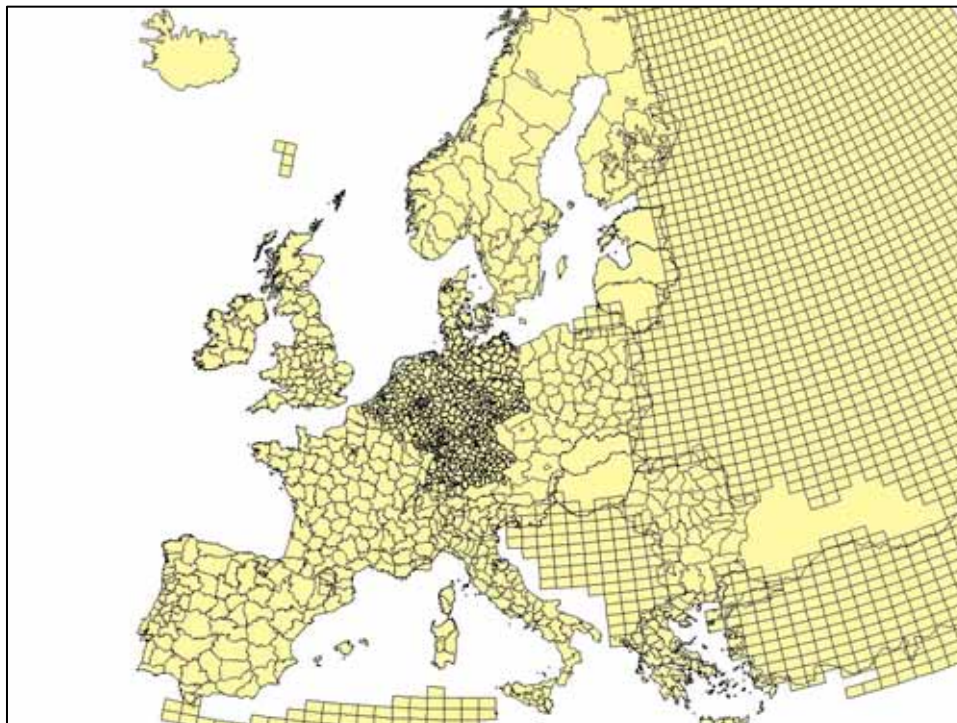


Abb. 3: Räumliche Struktur der geographischen Einheiten des Modellgebiets sowie der Eingangsdaten aus der Jahresemissionstabelle

2.2. Methoden zur räumlichen Auflösung

Die Vorgehensweisen zur räumlichen Auflösung für Punkt-, Linien- und Flächenquellen sind in Abbildung 4 dargestellt. Hierbei wird für Flächenquellen die ganz unten dargestellte und am IER angewandte Methode mit Landnutzungsdaten der üblichen einfacheren Methode ohne Landnutzungsdaten gegenübergestellt. Die Einbindung der Punktquellen geschieht in ganz Europa auf die gleiche Weise. Die dargestellte Methode für die Linienquellen wird für Deutschland angewendet, in Europa werden in 1 x 1 km Rasterdaten umgewandelte Straßenkarten verwendet, da ohnehin nur die Länge zur Verfügung steht und so Rechenzeit eingespart werden kann.

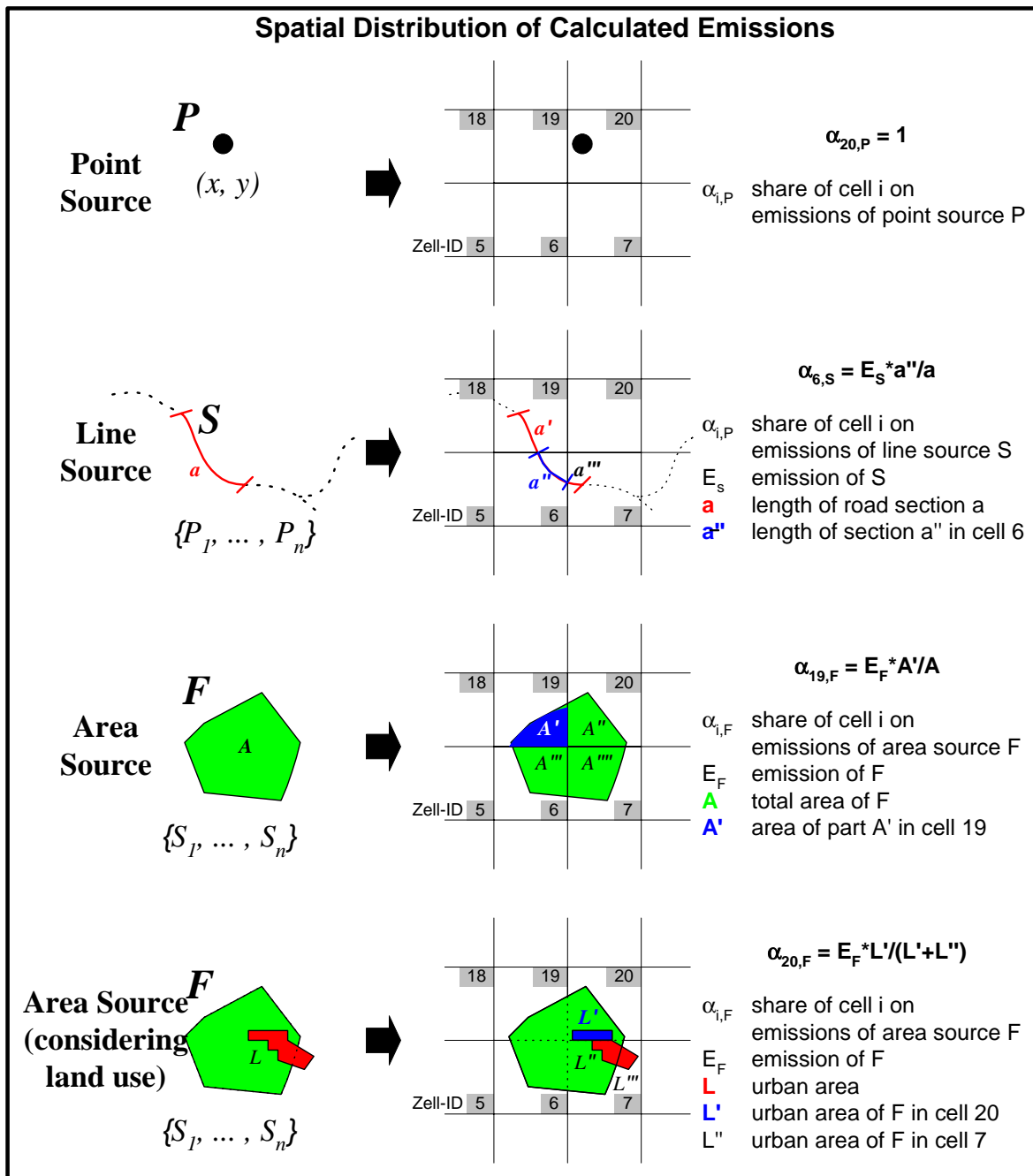


Abb. 4: Eingesetzte Methoden für die räumliche Zuordnung von Emissionsdaten im IER-Emissionsberechnungsmodell (basierend auf Wickert 2001)

2.3. Zeitkurven für die stündliche Auflösung

Die folgenden Abbildungen zeigen typische zeitliche Profile gemittelt als Jahres-, Wochen- und Tagesgänge. Insgesamt sind derzeit über 300 zeitliche Profile in das Modell implementiert. Hierbei konnten mangels Informationen nicht für alle Quellgruppen und alle Länder lokale/nationale Informationen berücksichtigt werden, sondern quellgruppenspezifische Datenrecherchen und Auswertungen auch für andere Regionen in Europa verwendet werden. Für Deutschland werden zumeist sehr detaillierte Informationen aus Datenrecherchen verwendet. Auch die Temperaturabhängigkeit der zeitlichen Variabilität konnte hier für die relevanten Quellen/Prozesse Haushaltsfeuerungen, Kaltstart und Verdunstung im Verkehr direkt von gemessenen Temperaturdaten für unterschiedliche Klimazonen abgeleitet werden. Für andere Länder wurden Zeitkurven für diese Quellen/Prozesse ebenfalls unter Berücksichtigung einer Temperaturabhängigkeit anhand von typischen saisonalen Verläufen ermittelt. Detaillierte Informationen zu den Methoden der zeitlichen Auflösung wurden in (Friedrich et al. 2003) zusammengestellt. Die Methoden für das deutsche Inventar sind des Weiteren in (Wickert 2001) und für die europäischen Quellen in (IER 1996) und (Schwarz 2002) beschrieben.

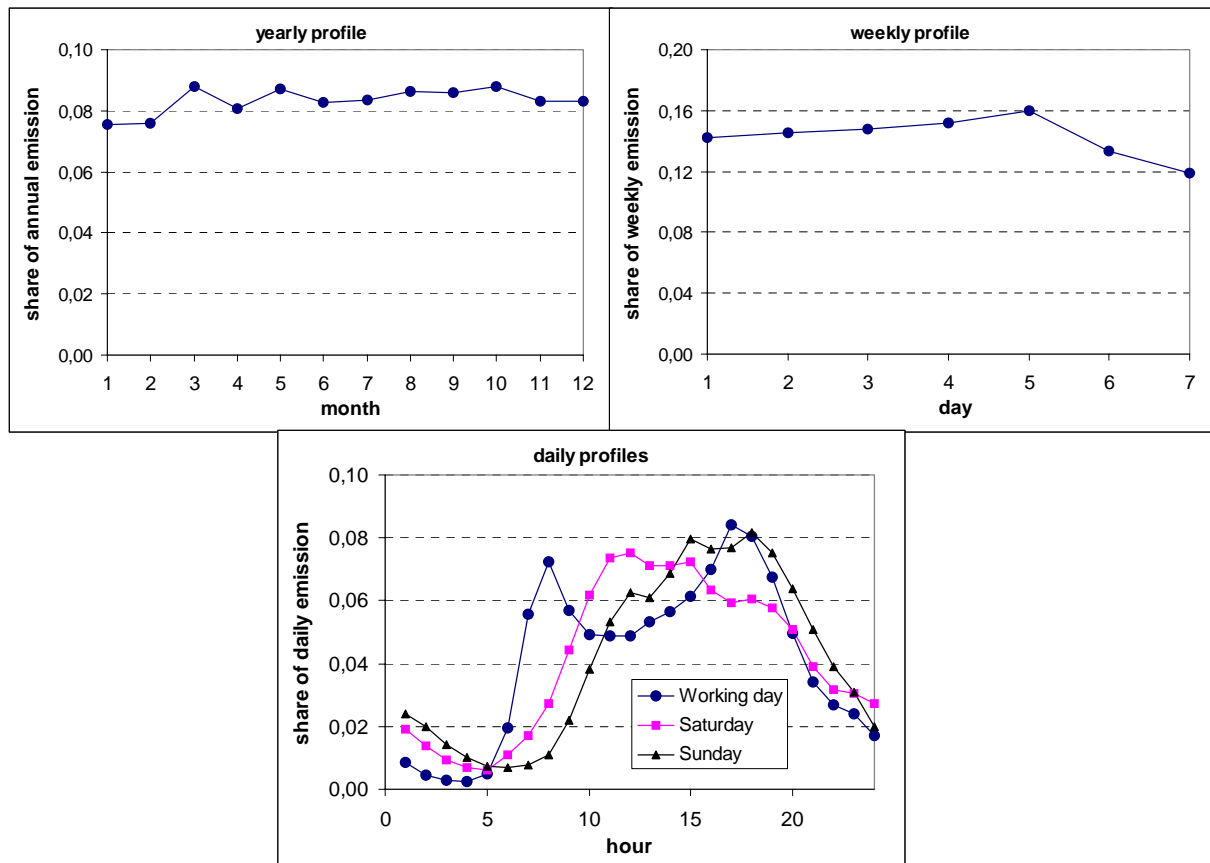


Abb. 5: Beispiel von Zeitkurven für mobile Quellen (Personenverkehr auf Bundesstraßen in Deutschland)

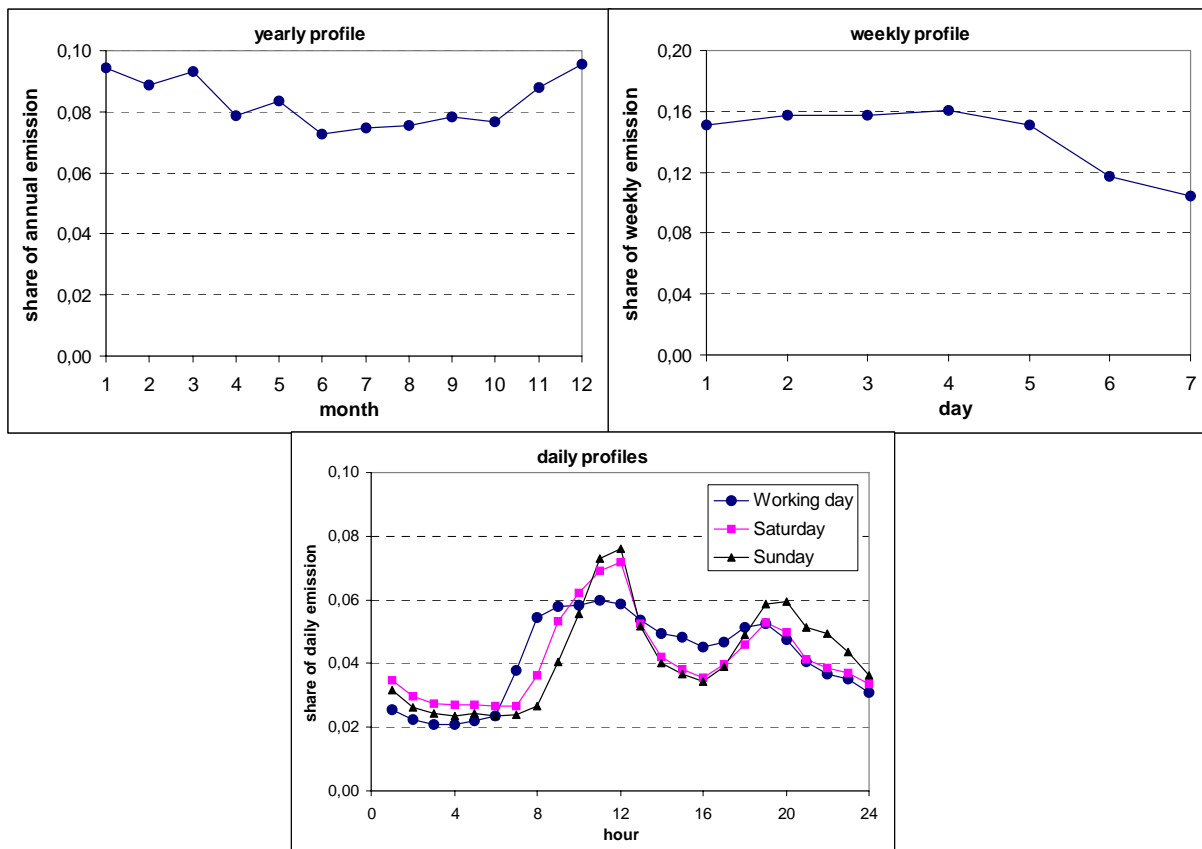


Abb. 6: Beispiel von Zeitkurven für Kraftwerke und Industrie (Durchschnitt Feuerungsanlagen in Deutschland)

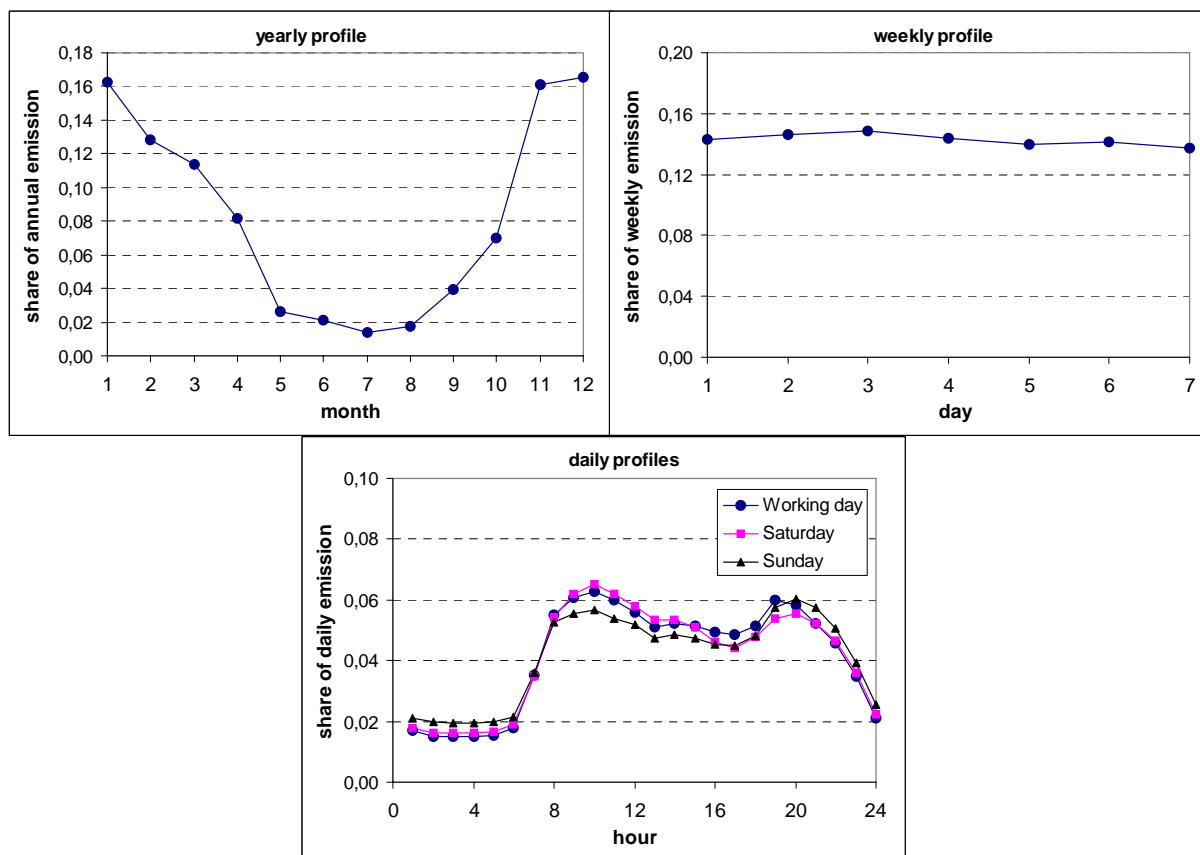


Abb. 7: Beispiel von Zeitkurven für Kleinf Feuerungsanlagen (Durchschnitt für Haushalte und Kleinverbraucher in der Schweiz)

3. Erstellung der Emissionsdaten für das Projekt

3.1. Eingangsdaten zur Erstellung der Jahresemissionstabellen

Der erste Arbeitsschritt in diesem Projekt war die Aufbereitung und Implementierung neuer berechneter/ermittelter Emissionen in das IER-Emissionsmodell. Zunächst wurden die offiziell berichteten Punktquellendaten aus EPER (European Pollutant Emission Register) für das Jahr 2001 (EPER 2004) und die nationalen Emissionsberechnungen und Emissionsberichterstattungen der Mitgliedsstaaten der Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) an das europäische Programm EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) (EMEP 2005) implementiert, wobei ein Abgleich zwischen EPER und EMEP erforderlich war. Es wurde deutlich, dass aufgrund von Fehlern/Unsicherheiten in den Daten dieser Abgleich nicht zufriedenstellend bewerkstelligt werden konnte. Trotz verschiedener Methoden der sektoralen Zuteilung von EPER-Emissionen zu den Quellsektoren der EMEP-Datenbasis lagen in zahlreichen Ländern die in EPER angegebenen Emissionen deutlich über den Gesamtemissionen der entsprechenden Sektoren in EMEP. Einschätzungen von Experten der UNECE Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) bestätigten, dass die EPER-Daten für 2001 eine z. T. sehr unsichere und für einige Länder unplausible Datenbasis sind. Ein weiteres Problem waren die Unterschiede zwischen den offiziell für das Jahr 2000 berichteten Emissionen von EMEP und den Emissionen aus dem IIASA RAINS Modell, die als CAFE Baselines die Grundlage für die europäische Luftreinhaltestrategie und die National Emission Ceilings (NEC) Directive darstellten. Da die Szenarien entsprechend der IIASA CAFE Baselines für die europäischen Emissionsdaten des Jahres 2010 Verwendung finden sollten, wurden aus Konsistenzgründen auch für das Jahr 2000 die von der IIASA über Emissionsberechnungen ermittelten und in bilateralen Abgleichen mit den europäischen Ländern verifizierten Emissionsdaten berücksichtigt (IIASA 2004). Demgegenüber sind die offiziellen Methoden der Emissionsermittlung der CLRTAP Mitgliedsländer und damit auch die Daten im EMEP-Emissionskataster nicht harmonisiert und besteht zudem eine inkonsistente Zuordnung der Emissionsquellen zur derzeitigen Quellen-Nomenklatur NFR (New Format for Reporting). Insbesondere bei den Feuerungen und energieintensiven Produktionsprozessen wurden die Emissionen von den Mitgliedsstaaten unterschiedlich zugeordnet. Da die Emissionsdaten sektoral aggregiert und damit nicht transparent sind, können die den Emissionsangaben zugrunde liegenden Prozesse und Anlagen oftmals nicht benannt werden.

Die Implementierung in das IER-Emissionsmodell erfolgte über eine Top-down Disaggregation der IIASA-Ergebnisse zu detaillierten SNAP-Sektoren (Level 3) entsprechend der im Rahmen der TFS erarbeiteten Systematik, um die am IER vorliegende Zeitkurvendatenbasis wie auch die am IER entwickelten NMVOC-Profile auf detaillierter Ebene verwenden zu können. Für das modellinterne Disaggregieren der eingehenden Jahresemissionen (country totals für unterschiedliche Quellgruppen) zu einer IER-Jahresemissionstabelle (Emissionen auf administrativen Einheiten (NUTS 0 bis zumeist 3) und SNAP Level 3) wurde die IER-Emissionsdatenbasis verwendet, die während der TFS- und GENEMIS-Arbeiten ursprünglich für die Jahre 1990, 1994 und 1996 entwickelt und mit Statistikdaten für das Jahr 2000 extrapoliert wurde (s. Kapitel 2.1).

Des Weiteren wurde das deutsche Inventar mit neuen Emissionsdaten für Baden-Württemberg aktualisiert. Ausgangspunkt der Emissionsberechnungen für Baden-

Württemberg waren vorhandene Emissionsinventare der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Die Emissionserklärungen für das Jahr 2000 wurden in der erforderlichen Datenstruktur vom LUBW bereitgestellt und zur Aktualisierung des Punktquelleninventars implementiert (LUBW 2006a). Die Ergebnisse des LUBW zu Flächenquellenemissionen wurden aus dem EKAT 2000 (UMEG 2003) übernommen und mittels Statistikdaten (Regionalstatistik 2006) für das Jahr 2000 (z. B. Bevölkerung, Beschäftigte nach Sektoren, Landnutzungen, Tierzahlen) auf Kreise disaggregiert. Auch die vom LUBW zur Verfügung gestellten Straßenverkehrsemissionen wurden übernommen und mit dem im IER-Emissionsmodell implementierten Straßenverkehrsatlas räumlich zugeordnet. Beim Straßenverkehr wurden in Absprache mit dem LUBW nicht die Emissionen für das Jahr 2000, sondern die mit dem aktuellen UBA-Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Version 2.1 vom April 2004) für das Jahr 2002 berechneten Emissionen berücksichtigt (LUBW 2006b).

In gleicher Weise wurden zwei Emissionsszenarien für Europa implementiert. Bei der räumlichen und sektoralen Disaggregation wurden die neuen Emissionsdaten für Baden-Württemberg und insbesondere das neue Punktquelleninventar berücksichtigt.

Die Ergebnisse aus den folgenden zwei IIASA CAFE Szenarien (vom Nov. 2004) wurden für die Generierung der Emissionsdaten des Jahres 2010 berücksichtigt:

- Referenzszenario CP_CLE:
"Climate policy energy pathway - revised version."
"Control strategy: Current legislation."
"Energy projection "with climate measures" developed with the PRIMES model."
- Minderungsszenario CP_MFTR:
"Climate policy energy pathway."
"Control strategy: Maximum feasible technical reductions."

Es lagen Daten für die Schadstoffe SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC, PM, PM₁₀ und PM_{2,5} vor. Weitere Informationen zu den Szenarien finden sich in (Amann et al. 2004a) und (Amann et al. 2004b). Die Daten für CO wurden für das Jahr 2000 als offiziell berichtete Emissionen aus (EMEP 2005) übernommen, ebenso das Trendszenario für 2010 basierend auf den EMEP Expert Estimations (auf SNAP Level 1). Die Daten für PM_{1,0} und die EC-Fraktionen wurden mittels recherchierter Informationen aus den PM, PM₁₀ und PM_{2,5} Emissionsdaten der IIASA abgeleitet. Im Anhang 5.1 sind die hierzu verwendeten PM_{1,0}- und EC-Anteile dargestellt.

3.2. Berechnete Emissionsdaten

Die Tabellen 1 und 2 geben die auf dem Gebiet der zwei Ausgabegitter verteilten Jahresemissionen unterschieden nach Punkt- und Flächenquellen und den verschiedenen Bezugsjahren bzw. Szenarien wieder. Für CO lag kein MFTR-Szenario vor, deshalb wurden die Emissionsdaten aus dem Referenzszenario nochmals verteilt. Ebenso verfahren wurde bei den Ländern Liechtenstein, Weißrussland, FYR Mazedonien, Serbien und Montenegro, Bosnien und Herzegowina, Kroatien und Albanien, für die keine IIASA CAFE Szenarien vorlagen. Die Tabelle 3 zeigt die Anteile der Quellsektoren (SNAP Level 1) an den insgesamt in die Jahresemissionstabelle eingegangenen Emissionen, soweit sie den Ländern zugeordnet sind, die mit dem großen Ausgabegitter IMK_LM verschnitten wurden. Die entsprechenden Emissionsdaten je Land sind im Anhang 5.2 wiedergegeben. In der Abbildung 8 werden die

Lage und die Größe der Ausgabegitter gezeigt. Die Abbildungen 9 und 10 zeigen Visualisierungen der räumlich verteilten Jahresemissionen für PM₁₀ auf den zwei Ausgabegittern. Auszüge aus den Readme-Dateien zur Beschreibung der gelieferten Datensätze sind im Anhang 5.3 wiedergegeben.

Tab. 1: Auf dem Gitter IMK_LM verteilte Jahresemissionen in t/Jahr

Schadstoff	2000 area	2000 point	2000 gesamt	2010 CP_CLE area	2010 CP_CLE point	2010 CP_CLE gesamt
SO ₂	3.044.683	7.297.709	10.342.392	2.011.451	3.207.762	5.219.213
NO ₂	8.861.908	2.979.948	11.841.856	6.374.148	1.894.926	8.269.074
CO	34.853.128	4.927.452	39.780.580	25.849.824	2.174.505	28.024.329
NH ₃	4.203.292	44.487	4.247.779	4.244.236	48.580	4.292.816
NMVOC	10.390.792	684.850	11.075.641			
PM ₁₀	2.002.497	743.970	2.746.468	1.527.608	463.041	1.990.649
PM _{2,5}	1.467.724	435.869	1.903.593	1.049.916	276.875	1.326.791
PM _{1,0}	1.083.266	209.501	1.292.767	711.309	115.078	826.387
PM gesamt	3.338.192	1.158.530	4.496.722	2.873.323	692.595	3.565.919
EC_PM _{1,0}	246.361	10.272	256.632	147.630	5.231	152.861
EC_PM _{2,5}	287.536	17.824	305.360	177.824	10.630	188.455
EC_PM ₁₀	325.751	29.131	354.882	207.888	17.815	225.703
EC gesamt	430.804	44.710	475.514	314.675	26.285	340.961

Schadstoff	2010 CP_MFTR area	2010 CP_MFTR point	2010 CP_MFTR gesamt
SO ₂	1.048.196	1.470.539	2.518.735
NO ₂	5.306.896	847.651	6.154.548
CO	25.849.824	2.174.505	28.024.329
NH ₃	2.752.643	80.443	2.833.086
NMVOC	4.807.875	453.037	5.260.913
PM ₁₀	963.455	308.028	1.271.483
PM _{2,5}	645.450	187.747	833.197
PM _{1,0}	398.782	69.368	468.151
PM gesamt	1.869.992	437.752	2.307.744
EC_PM _{1,0}	105.719	3.622	109.342
EC_PM _{2,5}	125.265	7.126	132.392
EC_PM ₁₀	145.030	12.245	157.275
EC gesamt	228.750	17.211	245.961

Tab. 2: Auf dem Gitter IMK_KD verteilte Jahresemissionen in t/Jahr

Schadstoff	2000 area	2000 point	2000 gesamt	2010 CP_CLE area	2010 CP_CLE point	2010 CP_CLE gesamt
SO ₂	111.379	116.552	227.931	66.496	75.769	142.265
NO ₂	688.821	198.574	887.394	451.916	148.518	600.434
CO	2.639.415	574.377	3.213.792	1.908.872	245.065	2.153.937
NH ₃	283.765	5.088	288.854	252.677	5.728	258.405
NMVOG	796.049	51.071	847.120	539.658	49.657	589.315
PM ₁₀	100.320	41.921	142.241	76.279	29.368	105.647
PM _{2,5}	73.669	25.094	98.763	52.408	18.533	70.941
PM _{1,0}	53.475	11.090	64.565	32.383	7.190	39.573
PM gesamt	171.488	68.932	240.420	154.643	47.736	202.379
EC_PM _{1,0}	15.370	530	15.899	7.981	290	8.271
EC_PM _{2,5}	17.750	1.049	18.799	9.856	617	10.473
EC_PM ₁₀	19.907	1.523	21.430	11.651	926	12.577
EC gesamt	27.041	2.365	29.406	20.167	1.506	21.673
Schadstoff	2010 CP_MFTR area	2010 CP_MFTR point	2010 CP_MFTR gesamt			
SO ₂	36.166	50.990	87.156			
NO ₂	401.725	90.722	492.447			
CO	1.908.872	245.065	2.153.937			
NH ₃	172.832	7.314	180.146			
NMVOG	360.711	34.671	395.381			
PM ₁₀	56.588	22.477	79.065			
PM _{2,5}	37.697	14.041	51.738			
PM _{1,0}	22.774	5.219	27.993			
PM gesamt	123.375	35.505	158.880			
EC_PM _{1,0}	6.507	180	6.687			
EC_PM _{2,5}	7.798	394	8.192			
EC_PM ₁₀	9.302	578	9.880			
EC gesamt	17.351	938	18.289			

Tab. 3: Anteile der Sektoren (SNAP Level 1) an den insgesamt eingegangenen Emissionen für Länder, die dem Gitter IMK_LM zugeordnet sind

POL	SNAP 1	SNAP 2	SNAP 3	SNAP 4	SNAP 5	SNAP 6	SNAP 7	SNAP 8	SNAP 9	SNAP 10
Basisjahr 2000										
SO ₂	69%	7%	11%	7%	2%	0%	2%	1%	0%	0%
NO ₂	22%	9%	10%	5%	1%	0%	42%	11%	0%	0%
CO	2%	21%	10%	9%	0%	0%	47%	5%	6%	1%
NH ₃	0%	1%	0%	4%	0%	0%	2%	0%	2%	91%
NMVOG	1%	8%	1%	7%	9%	35%	31%	6%	1%	1%
PM ₁₀	16%	27%	4%	22%	3%	2%	13%	4%	1%	8%
PM _{2,5}	12%	34%	4%	22%	1%	1%	15%	6%	1%	5%
PM _{1,0}	14%	43%	5%	8%	0%	0%	18%	7%	1%	3%
PM ges.	14%	22%	4%	23%	3%	4%	14%	3%	1%	14%
EC_PM _{1,0}	1%	37%	2%	1%	0%	0%	44%	12%	1%	1%
EC_PM _{2,5}	2%	36%	2%	5%	0%	0%	42%	11%	2%	1%
EC_PM ₁₀	3%	36%	3%	7%	0%	0%	38%	10%	2%	1%
EC ges.	3%	34%	4%	11%	0%	0%	38%	8%	1%	1%
Referenzszenario CP_CLE 2010										
POL	SNAP 1	SNAP 2	SNAP 3	SNAP 4	SNAP 5	SNAP 6	SNAP 7	SNAP 8	SNAP 9	SNAP 10
SO ₂	61%	7%	11%	12%	4%	0%	2%	3%	0%	0%
NO ₂	19%	12%	10%	7%	1%	0%	38%	12%	0%	0%
CO	2%	32%	4%	9%	0%	0%	44%	6%	1%	1%
NH ₃	0%	1%	0%	3%	0%	0%	1%	0%	2%	93%
NMVOG	1%	10%	1%	10%	8%	40%	21%	6%	2%	2%
PM ₁₀	13%	25%	3%	23%	2%	3%	12%	5%	2%	12%
PM _{2,5}	10%	32%	3%	23%	1%	1%	13%	7%	2%	7%
PM _{1,0}	12%	44%	3%	9%	0%	0%	14%	10%	1%	5%
PM ges.	11%	19%	2%	21%	2%	4%	18%	3%	1%	18%
EC_PM _{1,0}	1%	42%	2%	2%	0%	0%	33%	18%	1%	1%
EC_PM _{2,5}	2%	39%	2%	5%	0%	0%	31%	16%	2%	2%
EC_PM ₁₀	3%	38%	3%	8%	0%	0%	30%	14%	2%	2%
EC ges.	2%	33%	2%	11%	0%	0%	38%	10%	2%	1%
Minderungsszenario CP_MFTR 2010										
POL	SNAP 1	SNAP 2	SNAP 3	SNAP 4	SNAP 5	SNAP 6	SNAP 7	SNAP 8	SNAP 9	SNAP 10
SO ₂	51%	12%	13%	16%	4%	0%	3%	1%	0%	0%
NO ₂	11%	16%	8%	4%	0%	0%	49%	11%	0%	0%
CO	2%	32%	4%	9%	0%	0%	44%	6%	1%	1%
NH ₃	2%	1%	1%	4%	0%	0%	2%	0%	3%	87%
NMVOG	2%	11%	2%	9%	9%	32%	25%	9%	2%	0%
PM ₁₀	9%	16%	3%	34%	3%	1%	18%	5%	1%	9%
PM _{2,5}	7%	23%	4%	34%	1%	1%	18%	7%	1%	4%
PM _{1,0}	6%	37%	3%	16%	0%	0%	23%	12%	2%	2%
PM ges.	6%	10%	2%	31%	3%	2%	29%	3%	0%	14%
EC_PM _{1,0}	1%	35%	1%	2%	0%	0%	42%	18%	1%	0%
EC_PM _{2,5}	1%	31%	3%	6%	0%	0%	41%	17%	1%	0%
EC_PM ₁₀	3%	28%	3%	10%	0%	0%	41%	15%	1%	0%
EC ges.	2%	20%	2%	12%	0%	0%	54%	10%	0%	0%

SNAP 1: Combustion in Energy and Transformation Industries SNAP 2: Non-Industrial Combustion Plants
 SNAP 3: Combustion in Manufacturing Industries SNAP 4: Production Processes SNAP 5: Extraction and Distribution of Fossil Fuels
 SNAP 6: Solvent and Other Product Use SNAP 7: Road Transport
 SNAP 8: Other Mobile Sources and Machinery SNAP 9: Waste Treatment and Disposal SNAP 10: Agriculture



Abb. 8: Lage und Größe der Ausgabegitter IMK_LM (LM-ART) und IMK_KD (KAMM/DRAIS)

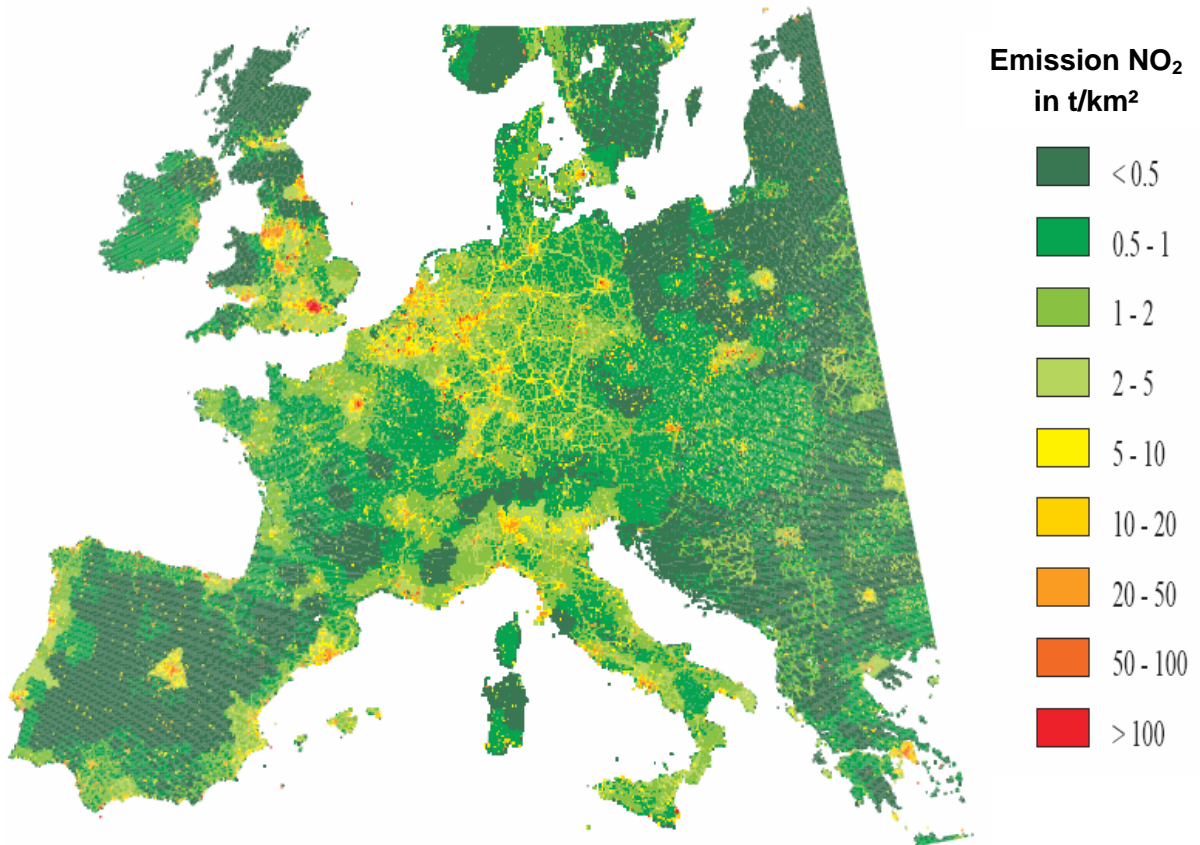


Abb. 9: NO₂-Emissionen im Jahr 2000 auf dem IMK_LM-Gitter verteilt (0.065° x 0.065°)

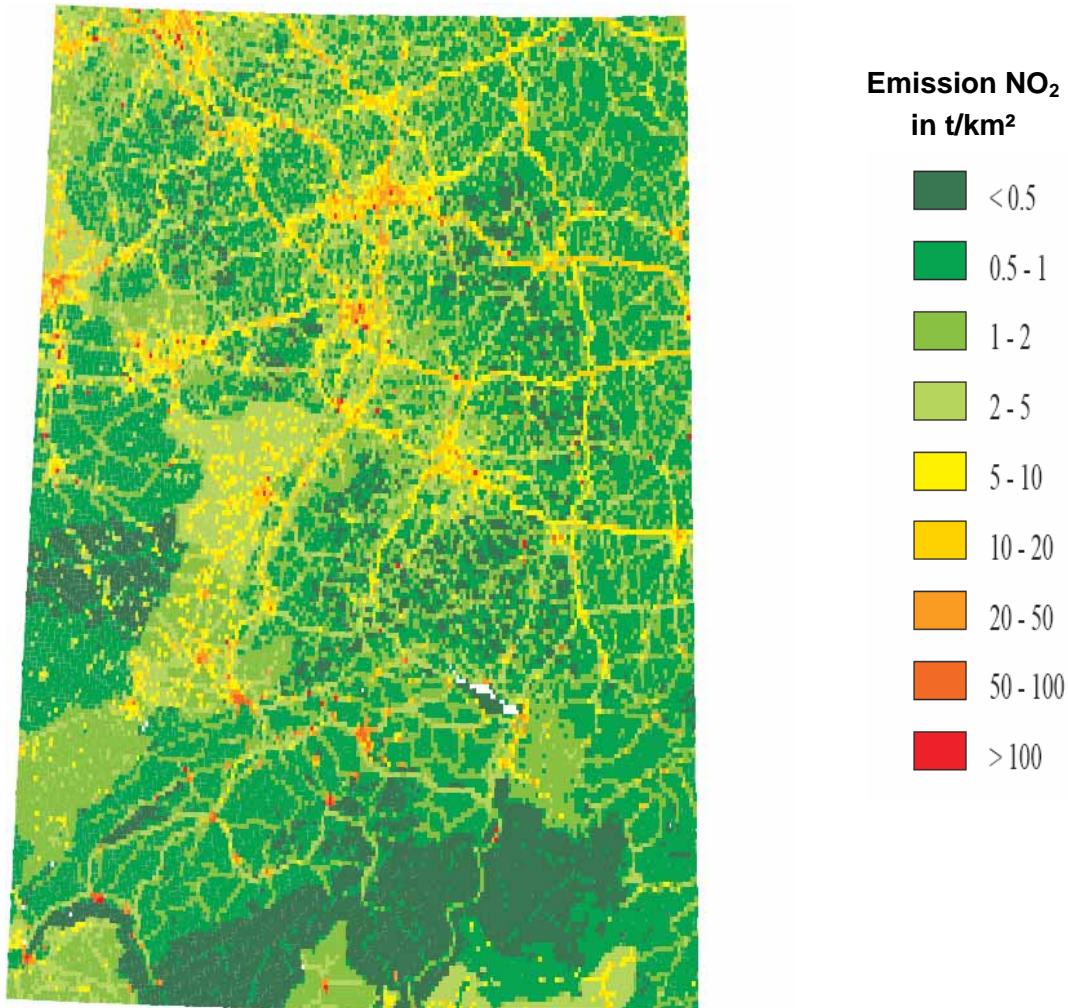


Abb. 10: NO₂-Emissionen im Jahr 2000 auf dem IMK_KD-Gitter verteilt (0.025° x 0.025°)

4. Literatur

- Amann M. et al. 2004a: The "Current Legislation" and the "Maximum Technically Feasible Reduction" cases for the CAFE baseline emission projections CAFE Report #2, November 2004 (http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-MFR3.pdf).
- Amann M. et al. 2004b: Baseline scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme. CAFE Report #1. September 2004 (http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-baseline-full.pdf).
- Builtjes, P. (1992). The LOTOS-Long Term Ozone Simulation-project. Summary Report. TNO Report, IMW-R 92/240, Order no. 51555.
- CORINAIR 1999: CORINAIR Atmospheric Emission Inventory data base of yearly emissions for 1990 to 1996. European Environment Agency, DK 1050 Copenhagen, Denmark.
- EMEP 2005: European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP): WEBDAB, download vom März 2005, Official Emissions NFR 2 und Expert Emissions, <http://webdab.emep.int/>.
- EPER 2004: European Pollutant Emission Register (EPER), Berichtsjahr 2001, Stand Nov. 2004, Download <http://www.eper.cec.eu.int/>.

- Friedrich et al. 2003: Temporal and Spatial Resolution of Greenhouse Gas Emissions in Europe. Discussion paper originated from a workshop in Stuttgart, June 2003, contribution to the project Concerted Action CarboEurope GHG, published December 2003 (http://www.bgc-jena.mpg.de/bgc-processes/ceip/policy/files/ghg_reportws3.pdf).
- Friedrich R., Heidegger, A., Kudermann, F. 1998: Development of an Emission Calculation Module as a Part of a Model Network for Regional Atmospheric Modelling. Proceedings of EUROTRAC Symposium '98, Garmisch-Partenkirchen, WITpress, Southampton.
- Friedrich, R., Reis, S. (eds.) 2004: Emissions of Air Pollutants – Measurements, Calculation, Uncertainties - Results from the EUROTRAC Subproject GENEMIS. Springer Publishers.
- IER 1996: Ermittlung von Luftschadstoffemissionen für Episoden in Europa. Abschlußbericht des Vorhabens 07 EU 748B/9, IER Universität Stuttgart, im Auftrag des BMBF.
- IIASA 2004: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg (A): RAINS CAFÉ Baselines (Nov. 2004) (see <http://www.iiasa.ac.at/rains/review/emissions.html>)
- LUBW 2006a: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe: Emissionserklärungen Baden-Württemberg 2000. Schriftliche Mitteilungen Hr. Schemel, Hr. Wörth, März/Juni 2006.
- LUBW 2006b: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe: Emissionsdaten Straßenverkehr und Offroadfahrzeuge im Jahr 2002 auf Kreisebene. Schriftliche Mitteilungen Hr. Leiber, Hr. Gromes, Juni/Juli 2006.
- Radunsky, K. & Ritter, M. 1996: CORINAIR 1990 Summary Report 3 – Large Point Sources. European Topic Centre on Air Emissions, European Environment Agency (EEA) Copenhagen (DK).
- Regionalstatistik 2006: GENESIS Online regional - Das statistische Informationssystem des Bundes und der Länder (s. <https://www.regionalstatistik.de/>).
- Schwarz, U. 2002: Methoden und Modelle zur multiskalig hoch aufgelösten Bestimmung von luftverunreinigenden Emissionen in Europa. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart.
- UMEG 2003: Luftschadstoff-Emissionskataster Baden-Württemberg 2000. Bericht-Nr.: 4-05/2003; Karlsruhe 2003 (s. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/11163/>).
- Wickert, B. 2001: Berechnung anthropogener Emissionen in Deutschland für Ozonsimulationen - Modellentwicklung und Sensitivitätsstudien. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), University of Stuttgart (<http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2001/928/>).
- Wickert, B.; Friedrich, R.; Memmesheimer, M.; Ebel, A. 2001: Effects of uncertainties in emission modelling on results of ozone simulation. IER, University of Stuttgart, Institute of Geophysics and Meteorology - EURAD, University of Cologne, Germany, Poster contribution to the 2nd Joint UN ECE Task Force & EIONET Workshop on Emission Inventories and Projections, 9-11th May 2001, Palais des Nations, Geneva (http://www.ier.uni-stuttgart.de/publikationen/pb_pdf/Wickert_2001_Eionet_workshop.pdf).

5. Anhang

5.1. Verwendete PM_{1,0}- und EC-Anteile je Quellgruppe

NFR / SNAP	Bezeichnung Quellgruppen	Anteil PM1,0/PM	Anteil EC/PM
N02 1 A 1 a	Public Electricity and Heat Production	0,30	0,01
N02 1 A 1 b	Petroleum Refining	0,35	0,00
N02 1 A 1 c	Manufacture of Solid fuels and Other Energy Industries	0,35	0,14
N02 1 A 2	Manufacturing Industries and Construction	0,35	0,10
N02 1 A 2 a	Iron and Steel	0,15	0,02
N02 1 A 2 b	Non-ferrous Metals	0,25	0,01
N02 1 A 2 c	Chemicals	0,25	0,02
N02 1 A 2 d	Pulp, Paper and Print	0,25	0,03
N02 1 A 2 e	Food Processing, Beverages & Tobacco	0,20	0,01
N02 1 A 2 f	Other Industries	0,20	0,01
N02 1 A 3 a ii (i)	Civil Aviation (Domestic, LTO)	0,50	0,70
N02 1 A 3 b	Road Transportation (R.T.)	0,75	0,10
N02 1 A 3 b i	R.T. Passenger cars	0,85	0,35
N02 1 A 3 b ii	R.T. Light duty vehicles	0,85	0,53
N02 1 A 3 b iii	R.T. Heavy duty vehicles	0,85	0,40
N02 1 A 3 b iv	R.T. Mopeds & Motorcycles	0,80	0,30
N02 1 A 3 b vi	R.T. Automobile tyre and brake wear	0,00	0,16
N02 1 A 3 b vii	R.T. Automobile road abrasion	0,01	0,03
N02 1 A 3 c	Railways	0,80	0,40
N02 1 A 3 d ii	National Navigation	0,80	0,40
N02 1 A 3 e ii	Other mobile sources and machinery	0,75	0,45
N02 1 A 4 a	Commercial / Institutional	0,20	0,15
N02 1 A 4 b	Residential A	0,80	0,11
N02 1 A 4 b i	Residential plants	0,84	0,11
N02 1 A 4 b ii	Household and gardening (mobile)	0,80	0,20
N02 1 A 4 c	Agriculture / Forestry / Fishing	0,80	0,35
N02 1 A 4 c i	Stationary	0,84	0,40
N02 1 A 4 c ii	Off-road Vehicles and Other Machinery	0,80	0,32
N02 1 B 1	Fugitive Emissions from Solid Fuels	0,10	0,01
N02 1 B 1 a	Coal Mining and Handling	0,01	0,00
N02 1 B 1 b	Solid fuel transformation	0,50	0,05
N02 1 B 2	Fugitive Emissions from Oil and natural gas	0,05	0,01
N02 1 B 2 c	Venting and flaring	0,90	0,10
N02 1 a 3 a i (i)	International Aviation (LTO)	0,90	0,70
N02 2 A	MINERAL PRODUCTS	0,10	0,01
N02 2 A 1	Cement Production	0,24	0,00
N02 2 A 2	Lime Production	0,02	0,01
N02 2 A 5	Asphalt Roofing	0,30	0,01
N02 2 A 6	Road Paving with Asphalt	0,10	0,05
N02 2 A 7	Other including Non Fuel Mining & Construction	0,05	0,14
N02 2 B	CHEMICAL INDUSTRY	0,30	0,10
N02 2 B 5	Other Chemical Industries (Fertilizers)	0,10	0,04
N02 2 C	METAL PRODUCTION	0,10	0,02
N02 3 A	PAINT APPLICATION	0,30	0,10
N02 3 D	OTHER PRODUCT USE	0,02	0,01
N02 4 B	MANURE MANAGEMENT	0,03	0,00
N02 4 D	AGRICULTURAL SOILS	0,00	0,00

NFR / SNAP	Bezeichnung Quellgruppen	Anteil PM1,0/PM	Anteil EC/PM
N02 4 F	FIELD BURNING OF AGRICULTURAL WASTES	0,50	0,06
N02 4 G	OTHER AGRICULTURE	0,01	0,00
N02 6 C	WASTE INCINERATION	0,20	0,20
N02 6 D	OTHER WASTE	0,00	0,10
N02 7	OTHER	0,10	0,01
SNAP 1	COMBUSTION IN ENERGY AND TRANSFORMATION INDUSTRIES	0,15	0,05
SNAP 2	NON-INDUSTRIAL COMBUSTION PLANTS	0,50	0,15
SNAP 3	COMBUSTION IN MANUFACTURING INDUSTRY	0,40	0,10
SNAP 4	PRODUCTION PROCESSES	0,20	0,05
SNAP 5	EXTRACTION AND DISTRIBUTION OF FOSSIL FUELS	0,10	0,01
SNAP 6	SOLVENT AND OTHER PRODUCT USE	0,60	0,01
SNAP 7	ROAD TRANSPORT	0,80	0,40
SNAP 8	OTHER MOBILE SOURCES AND MACHINERY	0,80	0,45
SNAP 9	WASTE TREATMENT AND DISPOSAL	0,70	0,10
SNAP 10	AGRICULTURE	0,20	0,00
SNAP 11	OTHER SOURCES AND SINKS	0,00	0,00

5.2. Jahresemissionen je Land vor der Verschneidung mit den Ausgabegittern

Schadstoff – Emission 2000 in t	Österreich	Belgien	Bulgarien	Schweiz	Tschechei
Schwefeldioxid (SO ₂)	38.232	187.151	1.312.980	20.297	249.914
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	194.968	332.009	190.673	97.196	318.252
Kohlenmonoxid (CO)	810.766	1.057.956	992.614	423.518	754.662
Ammoniak (NH ₃)	53.542	80.930	91.840	66.046	73.684
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	193.891	229.930	136.440	145.434	241.210
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	49.488	69.449	94.365	15.167	103.891
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	37.170	42.971	58.644	10.156	66.252
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	23.212	28.857	36.822	5.263	41.431
Gesamtstaub (PM)	83.779	163.952	151.711	29.314	151.456
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	5.544	6.569	2.873	1.244	4.898
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	6.621	7.769	3.697	1.598	6.405
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	7.376	9.276	4.650	1.951	8.030
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	9.568	15.688	6.792	3.189	10.803
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	29.494	89.489	961.243	15.981	120.419
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	158.880	215.973	144.781	70.603	184.290
Kohlenmonoxid (CO)	1.000.199	332.227	660.601	386.909	523.957
Ammoniak (NH ₃)	56.056	79.157	123.534	62.584	68.227
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	154.753	145.012	114.344	97.669	145.275
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	42.966	44.115	83.040	12.667	47.108
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	30.843	26.929	49.188	7.457	29.232
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	17.641	13.560	32.014	2.978	16.297
Gesamtstaub (PM)	78.824	108.488	133.014	28.484	75.690
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	3.614	2.735	1.974	555	2.125
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	4.462	3.466	2.622	812	2.886
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	5.128	4.413	3.223	1.165	3.647
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	7.598	9.052	4.502	2.614	5.517
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	24.679	52.431	73.391	8.043	90.146
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	132.937	153.906	85.708	55.817	120.082
Kohlenmonoxid (CO)	1.000.199	332.227	660.601	386.909	523.957
Ammoniak (NH ₃)	38.345	56.826	76.596	40.394	45.031
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	107.689	111.141	30.054	60.600	82.482
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	31.230	28.905	52.356	9.006	28.688
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	22.473	18.367	38.783	5.510	18.496
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	11.603	8.131	8.892	2.095	9.658
Gesamtstaub (PM)	53.335	58.663	88.240	20.613	49.218
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	2.729	2.122	692	451	1.573
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	3.262	2.630	1.984	625	1.984
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	3.735	3.210	2.683	906	2.337
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	5.532	5.741	5.168	2.221	3.741

Schadstoff – Emission 2000 in t	Deutschland	Dänemark	Estland	Spanien	Finnland
Schwefeldioxid (SO ₂)	649.270	28.411	91.247	1.489.388	77.261
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	1.665.451	207.022	37.395	1.336.927	212.418
Kohlenmonoxid (CO)	5.160.956	615.901	179.820	2.601.461	604.825
Ammoniak (NH ₃)	645.867	90.808	9.603	394.220	34.670
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	1.489.246	124.201	34.490	1.125.678	163.564
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	257.214	32.770	42.093	235.051	43.757
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	168.036	22.382	21.908	169.101	36.434
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	94.423	16.489	24.700	109.656	28.459
Gesamtstaub (PM)	469.911	56.830	73.587	373.142	63.552
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	25.546	3.759	1.332	25.567	5.806
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	31.054	4.293	1.441	29.795	6.698
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	35.710	4.698	1.795	32.950	7.246
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	51.921	5.787	2.416	41.549	8.629
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	387.350	19.368	42.997	403.982	60.630
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	1.071.228	150.597	29.627	965.797	149.653
Kohlenmonoxid (CO)	3.708.387	295.008	108.780	3.011.097	458.181
Ammoniak (NH ₃)	621.274	81.311	10.743	381.737	33.791
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	1.080.658	73.355	26.628	795.238	123.593
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	207.104	27.088	18.230	165.038	37.852
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	126.755	16.822	12.967	112.479	30.906
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	61.269	11.569	8.720	67.553	23.803
Gesamtstaub (PM)	411.561	51.608	24.542	301.333	58.617
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	13.873	2.428	852	16.086	3.903
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	18.111	2.814	1.029	19.245	4.568
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	22.347	3.136	1.162	22.107	5.015
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	40.038	4.237	1.478	32.166	6.531
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	273.722	15.224	13.213	165.815	46.455
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	918.889	111.445	19.253	716.949	104.716
Kohlenmonoxid (CO)	3.708.387	295.008	108.780	3.011.097	458.181
Ammoniak (NH ₃)	457.631	54.954	5.278	226.304	25.674
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	733.182	56.180	18.740	494.121	91.969
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	167.257	18.861	5.624	109.451	20.833
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	102.592	11.629	4.194	75.059	15.560
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	52.999	7.626	2.694	44.300	11.104
Gesamtstaub (PM)	342.104	35.716	9.566	206.730	37.186
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	12.436	1.971	417	13.649	2.247
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	15.269	2.252	497	15.876	2.630
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	18.796	2.519	549	18.054	2.959
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	35.468	3.540	776	26.775	4.313

Schadstoff – Emission 2000 in t	Frankreich	Griechenland	Ungarn	Irland	Litauen
Schwefeldioxid (SO ₂)	653.859	481.620	487.421	132.404	43.638
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	1.447.006	322.896	187.656	129.451	49.683
Kohlenmonoxid (CO)	6.699.753	1.197.770	620.276	273.284	223.265
Ammoniak (NH ₃)	728.405	55.005	77.746	126.767	49.993
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	1.508.956	288.738	169.323	87.205	74.204
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	374.867	66.341	86.333	21.709	21.254
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	289.770	49.315	59.187	14.277	17.498
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	226.914	33.631	34.175	10.455	13.463
Gesamtstaub (PM)	603.559	98.485	146.209	37.943	33.099
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	49.581	5.952	4.664	2.786	1.989
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	56.881	6.977	5.850	3.180	2.361
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	62.617	7.870	7.451	3.694	2.603
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	77.222	9.886	11.891	4.987	3.154
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	374.650	152.195	239.987	29.263	36.724
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	1.027.719	258.162	131.285	93.549	44.330
Kohlenmonoxid (CO)	4.164.368	997.510	300.171	176.730	155.828
Ammoniak (NH ₃)	733.251	53.558	82.551	128.761	55.248
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	1.004.543	175.894	110.539	53.548	60.342
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	275.928	64.049	38.052	18.319	19.410
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	198.865	47.202	26.291	11.557	15.509
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	141.839	30.885	16.151	7.593	11.471
Gesamtstaub (PM)	503.189	97.261	70.155	35.894	32.074
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	27.150	4.614	2.091	1.671	1.569
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	32.011	5.517	2.711	1.997	1.897
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	36.441	6.289	3.237	2.427	2.120
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	51.644	8.402	4.883	3.953	2.797
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	156.375	43.688	38.399	14.106	6.995
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	798.110	177.471	86.504	69.918	33.160
Kohlenmonoxid (CO)	4.164.368	997.510	300.171	176.730	155.828
Ammoniak (NH ₃)	431.987	38.836	44.315	91.836	38.375
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	742.805	110.939	65.078	35.963	31.456
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	163.541	36.124	17.836	12.355	7.534
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	113.137	26.488	11.313	7.780	5.492
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	74.388	16.282	6.124	4.894	3.838
Gesamtstaub (PM)	315.607	59.782	37.294	25.332	15.240
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	18.503	3.317	1.275	1.344	753
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	21.635	3.828	1.526	1.577	888
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	24.807	4.373	1.789	1.882	989
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	37.702	6.181	2.954	3.159	1.444

Schadstoff – Emission 2000 in t	Luxemburg	Lettland	Malta	Niederlande	Norwegen
Schwefeldioxid (SO ₂)	4.097	16.232	25.601	84.432	27.151
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	33.031	35.352	9.284	399.437	210.813
Kohlenmonoxid (CO)	49.000	327.498	k.A.	709.260	564.905
Ammoniak (NH ₃)	6.502	12.192	1.459	156.787	25.590
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	12.976	51.760	4.529	264.126	374.408
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	4.176	10.197	798	57.596	34.730
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	3.243	7.480	578	36.123	28.597
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	1.866	5.095	368	23.179	21.432
Gesamtstaub (PM)	7.437	18.084	1.361	103.612	48.436
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	625	947	124	7.512	4.535
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	738	1.123	144	8.787	5.220
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	821	1.276	156	9.746	5.675
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	1.194	1.617	209	12.487	6.709
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	2.124	10.403	8.561	58.548	20.583
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	25.104	30.934	4.905	281.864	192.215
Kohlenmonoxid (CO)	41.625	120.651	k.A.	628.481	416.362
Ammoniak (NH ₃)	6.044	13.931	1.422	143.892	22.994
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	8.165	42.045	2.145	209.816	122.771
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	3.266	8.344	584	49.683	25.849
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	2.281	6.228	360	27.443	20.284
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	883	4.278	166	15.502	13.383
Gesamtstaub (PM)	7.238	15.798	1.223	100.090	39.191
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	241	799	35	4.362	2.906
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	318	962	44	5.259	3.468
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	399	1.079	55	6.133	3.846
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	884	1.448	117	9.337	4.895
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	805	2.933	1.153	36.969	14.494
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	21.836	24.780	3.501	236.698	167.083
Kohlenmonoxid (CO)	41.625	120.651	k.A.	628.481	416.362
Ammoniak (NH ₃)	4.620	6.705	912	129.643	15.896
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	6.639	23.006	1.507	150.561	93.391
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	2.697	4.235	309	38.652	17.938
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	1.831	2.964	191	22.533	13.771
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	745	1.953	82	12.335	9.132
Gesamtstaub (PM)	6.462	8.977	797	75.319	28.469
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	217	557	32	3.833	2.364
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	284	648	40	4.589	2.768
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	360	713	50	5.327	3.071
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	838	980	111	8.274	4.028

Schadstoff – Emission 2000 in t	Polen	Portugal	Rumänien	Schweden	Slowenien
Schwefeldioxid (SO ₂)	1.515.515	230.501	839.200	57.584	96.715
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	843.707	262.622	331.538	251.433	57.986
Kohlenmonoxid (CO)	3.528.136	1.006.201	2.325.000	794.758	93.208
Ammoniak (NH ₃)	309.244	68.365	223.444	53.458	18.346
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	582.332	243.061	378.199	304.602	54.267
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	306.625	58.726	171.481	78.859	20.716
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	215.013	46.124	115.321	66.965	14.988
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	154.831	33.763	72.380	53.768	11.832
Gesamtstaub (PM)	471.995	87.268	271.249	110.691	29.017
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	21.616	7.283	7.135	8.550	1.462
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	27.147	8.461	9.358	9.893	1.714
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	33.063	9.199	10.772	10.593	1.904
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	42.850	10.890	13.576	12.644	2.311
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	927.160	88.874	492.890	53.963	19.312
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	567.262	188.154	262.697	192.934	33.873
Kohlenmonoxid (CO)	2.388.552	1.508.115	737.853	429.294	145.129
Ammoniak (NH ₃)	328.149	69.097	284.652	51.154	19.886
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	416.338	159.676	374.960	237.616	28.649
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	208.055	44.697	131.363	58.030	10.597
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	146.988	34.997	88.171	47.351	7.925
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	98.295	24.575	54.012	36.485	5.498
Gesamtstaub (PM)	324.052	70.739	216.477	89.649	15.654
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	13.084	4.407	5.585	5.637	865
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	17.218	5.277	7.587	6.666	1.028
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	20.462	5.898	8.612	7.285	1.153
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	26.345	7.842	10.979	9.518	1.558
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t					
Schwefeldioxid (SO ₂)	272.042	29.246	44.385	41.157	5.611
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	335.477	139.661	174.967	137.235	26.639
Kohlenmonoxid (CO)	2.388.552	1.508.115	737.853	429.294	145.129
Ammoniak (NH ₃)	156.801	46.953	157.671	39.111	11.013
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	269.121	114.519	29.633	186.290	18.823
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	104.735	24.744	84.302	29.698	5.264
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	67.888	18.632	59.609	21.818	3.877
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	42.954	12.075	14.168	15.636	2.451
Gesamtstaub (PM)	180.733	42.925	141.408	51.825	8.966
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	6.766	2.900	820	3.007	558
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	8.171	3.364	2.439	3.527	652
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	9.426	3.786	3.385	3.961	738
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	13.206	5.450	6.310	5.832	1.098

Schadstoff – Emission 2000 in t	Slowakei	Großbritannien	Italien	Türkei
Schwefeldioxid (SO ₂)	124.556	1.185.702	746.995	2.121.895
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	107.358	1.752.508	1.389.108	942.404
Kohlenmonoxid (CO)	312.929	4.116.430	5.221.000	3.519.637
Ammoniak (NH ₃)	31.585	314.702	431.612	406.820
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	88.081	1.448.678	1.637.390	782.714
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	29.164	202.212	273.263	424.245
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	18.453	129.366	208.788	304.504
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	11.093	85.246	143.129	198.400
Gesamtstaub (PM)	48.573	387.498	448.152	642.220
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	1.576	20.425	32.749	24.186
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	2.165	24.279	38.112	28.398
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	2.662	29.697	42.070	33.901
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	3.674	47.378	54.539	48.116
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t				
Schwefeldioxid (SO ₂)	49.133	402.902	270.244	1.670.485
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	70.728	1.104.540	922.551	844.320
Kohlenmonoxid (CO)	171.115	2.009.374	3.252.447	4.859.216
Ammoniak (NH ₃)	31.987	322.582	417.689	431.427
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	72.424	945.487	952.487	666.561
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	22.149	136.021	177.789	369.399
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	14.169	82.067	127.407	255.855
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	7.358	44.529	77.378	159.210
Gesamtstaub (PM)	37.182	293.120	339.663	550.793
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	837	9.729	18.296	16.531
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	1.167	12.358	22.073	20.167
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	1.408	15.653	25.391	23.339
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	2.194	30.177	38.604	32.043
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t				
Schwefeldioxid (SO ₂)	22.211	160.876	113.711	245.399
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	46.538	759.022	698.283	554.306
Kohlenmonoxid (CO)	171.115	2.009.374	3.252.447	4.859.216
Ammoniak (NH ₃)	18.448	222.467	274.595	235.128
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	32.170	697.338	753.513	13.522
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	10.218	96.616	124.675	79.512
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	6.111	59.559	89.882	57.315
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	2.951	31.143	54.474	13.595
Gesamtstaub (PM)	21.155	212.735	238.343	134.324
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	597	8.040	15.498	773
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	739	10.024	18.106	2.310
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	879	12.325	20.689	3.162
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	1.572	24.079	31.957	6.030

Schadstoff – Emission 2000 in t	Liechtenstein	Ex-Jugoslawien* und Albanien	Ukraine	Weißrussland
Schwefeldioxid (SO ₂)	51	1.062.087	1.404.103	150.723
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	303	227.603	1.146.289	134.825
Kohlenmonoxid (CO)	1.586	1.144.945	2.882.297	710.760
Ammoniak (NH ₃)	176	183.034	485.537	134.432
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	638	294.027	731.581	229.285
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	54	174.984	526.520	81.958
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	47	88.199	319.239	68.415
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	37	49.422	210.380	50.608
Gesamtstaub (PM)	58	177.294	1.069.272	91.015
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	7	7.726	24.860	6.846
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	9	10.138	31.608	8.505
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	10	15.707	44.508	9.816
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	11	15.828	81.223	10.456
Schadstoff – Emission 2010 CP_CLE in t				
Schwefeldioxid (SO ₂)	38	925.293	1.145.051	276.811
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	226	249.410	1.184.151	251.938
Kohlenmonoxid (CO)	1.252	1.304.879	3.342.065	644.245
Ammoniak (NH ₃)	162	203.047	618.862	138.175
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	421	372.954	726.290	280.451
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	27	139.637	467.149	76.250
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	29	76.313	278.787	63.406
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	17	39.955	192.547	47.971
Gesamtstaub (PM)	30	141.633	952.290	84.221
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	3	7.192	27.383	6.096
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	5	9.463	33.964	7.604
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	5	13.480	47.208	8.771
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	5	13.585	84.586	9.351
Schadstoff – Emission 2010 CP_MFTR in t				
Schwefeldioxid (SO ₂)	38	925.293	226.671	276.811
Stickstoffoxide (NO _x als NO ₂)	226	249.410	260.327	251.938
Kohlenmonoxid (CO)	1.252	1.304.879	3.342.065	644.245
Ammoniak (NH ₃)	162	203.047	316.917	138.175
Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)	421	372.954	10.460	280.451
Partikel < 10 µm (PM ₁₀)	27	139.637	81.537	76.250
Partikel < 2,5 µm (PM _{2,5})	29	76.313	57.886	63.406
Partikel < 1 µm (PM _{1,0})	17	39.955	13.397	47.971
Gesamtstaub (PM)	30	141.633	135.774	84.221
Elementarer Kohlenstoff < 1 µm (EC_PM _{1,0})	3	7.192	540	6.096
Elementarer Kohlenstoff < 2,5 µm (EC_PM _{2,5})	5	9.463	2.113	7.604
Elementarer Kohlenstoff < 10 µm (EC_PM ₁₀)	5	13.480	3.009	8.771
Elementarer Kohlenstoff gesamt (EC)	5	13.585	5.572	9.351

* ohne Slowenien (separat ausgewiesen)

5.3. Auszug aus den Readme-Dateien zur Beschreibung der Emissionsdaten für die zwei Ausgabegitter

IER - Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung
Universität Stuttgart

Data files:

PROJECT **IMK_LM** -> file names imk_lm* (or PROJECT **IMK_KD** -> imk_kd_*)

*** data files area/line sources (example PROJECT IMK_KD)**
emission data gridded in hourly resolution
(NMVOC + species separately in *_43.dat.Z for IMK_LM)

Base year 2000

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_<day_nr>_area.dat.Z 6 + 11 files

Reference scenario year 2010 (CP_CLE)

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_<day_nr>_area10.dat.Z 6 + 11 files

Abatement scenario year 2010 (MFTR)

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_<day_nr>_area10_mftr.dat.Z 6 + 11 files

*** data files point sources**

emission data for points (non-gridded) in hourly resolution

Base year 2000

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_p_ori_<day_nr>_point.dat.Z 6 + 11 files

Reference scenario year 2010 (CP_CLE)

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_p_ori_<day_nr>_point10.dat.Z 6 + 11 files

Abatement scenario year 2010 (MFTR)

winter episode, profiles of 24.01-29.01.2000

summer episode, profiles of 15.06-25.06.2000

imk_kd_p_ori_<day_nr>_point10_mftr.dat.Z 6 + 11 files

information on stack height, coordinates, flue gas velocity/temperature/
flow rate

imk_lm_einz_koo.dat / imk_kd_einz_koo.dat

Use the UNIX-command 'uncompress' for the emission data files *.dat.Z

Description of the Data:

The data format of the emission files (imk_*.dat.Z) is as follows:

Hour-No Pollutant Cell-Id Emission (hourly emissions)

example:

1 2 1 1.2253e-02

1 2 2 1.3776e-02

1 2 3 1.4348e-02

1 2 4 1.5891e-02

1st column: hour (hour #87649 is the 01.01.2000 from 00 to 01 am
UTC - Universal Coordinated Time)

2nd column: pollutant

2 SO2
3 NOx (as NO2)
5 CO
40 NH3
43 NMVOC total (= sum 208 .. 243)
100 PM10
101 PM2.5
102 PM1.0
104 PM (TSP)
288 EC (elemental carbon) sum
287 EC (elemental carbon) < 10 µm
286 EC (elemental carbon) < 2,5 µm
285 EC (elemental carbon) < 1 µm
NMVOC speciation RADM2:
208 ethane #class2
209 propane #class3
210 alkanes (rate constant between 1.7e-12 and 3.4e-12 cm3 s-1) #class4
211 alkanes (rate constant between 3.4e-12 and 6.8e-12 cm3 s-1) #class5
212 alkanes (rate constant between 6.8e-12 and 1.36e-11 cm3 s-1) #class6
213 alkanes (rate constant greater than 1.36e-11 cm3 s-1) #class7
214 alkanes/aromatics-mixture #class8
215 ethene #class9
216 propene #class10
217 1-alcenes #class11
218 x-alcenes (x>1) #class12
219 1-alcenes/x-alcenes-mixture #class13
220 benzene, chlorobenzenes #class14
221 aromatics (rate constant $r < 2,0 * 10000 / (\text{ppm} * \text{min})$) #class15
222 aromatics (rate constant $r > 2,0 * 10000 / (\text{ppm} * \text{min})$) #class16
223 phenole, kresoles #class17
224 styrenes #class18
225 formaldehyde #class19
226 aldehydes >C1 #class20
227 acetone #class21
228 higher ketones >C3 #class22
229 carbonic acids #class23
230 acetylene #class24
231 perchlorethylene, trichlorethylene, ethylendichloride #class25
232 unreactive VOC`s #class26
233 methanol, ethylacetate, methylacetate #class27
234 ethanol, isopropylacetate, dimethylether #class28
235 isopropanol, n-butylacetate, n-propylacetate #class29
236 glycolether, propyleneglycole, ethyleneglycole #class30
237 unidentified #class31
238 unassigned #class32

3rd column: Cell-Id (see Figures below)

grid description IMK_LM:
projection: GEOGRAPHIC
left lower corner (m): -14.42° E 35.32° N
cell size: 0.065° x 0.065°
i,j: 640,393

grid description IMK_KD:
projection: GEOGRAPHIC
left lower corner (m): 6° E 51° N
cell size: 0.025° x 0.025°
i,j: 200,200

4th column: emissions in t/hour per cell

Figure "Cell-Id of the Grid IMK_LM":

```
*****
-----
| . | . | ... | 251520 |
-----
| . | | | |
-----
| . | | | |
-----
| . | | | |
-----
| 641 | 642 | 643 | ... | 1280 |
-----
| 1 | 2 | 3 | ... | 640 |
-----
```

Figure "Cell-Id of the Grid IMK_KD":

```
*****
-----
| . | . | ... | 40000 |
-----
| . | | | |
-----
| . | | | |
-----
| . | | | |
-----
| 201 | 202 | 203 | ... | 400 |
-----
| 1 | 2 | 3 | ... | 200 |
-----
```

The emission data are in a continuous improvement process.

The emissions are delivered on condition that they are not passed to third parties. Exceptions are valid only on written agreements! Users of the data are obliged to acknowledge the source of the data in all related publication, submit copies of the main results related to the emission data to the address below and take part in the verification and validation process of the data.

The data are generated with the help of landuse data of

- * ETC Landcover Data, 1997, European Environment Agency, European Topic Centre on Land Cover, Kiruna, Sweden
- * ESRI, Digital Chart of the World, 1993, Environmental System Research Institute
- * RIVM-NOAA, Pan-European Land Use and Land Cover, 1996, U.S. Department of Commerce, NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, Wageningen, NL

Yearly emissions 2000/2010 based on

- * extracted and disaggregated IIASA RAINS CAFÉ Baselines (Nov. 2004) (see <http://www.iiasa.ac.at/rains/review/emissions.html>)
- * EMEP WEBDAB for additional countries (AM,GE,AZ,BA,KZ,AL,BY,MC,MD, MK,CS,IS,HR,LI) and pollutants (CO) (<http://webdab.emep.int/>)
- * EMEP/CORINAIR 1990/94 and LOTOS 1990 emission data base for additional sectoral/regional resolution
- * EKAT Baden-Württemberg 2000/2002 LUBW, Karlsruhe (Hr. Leiber, Hr. Gromes)
- * Emissionserklärungen Baden-Württemberg 2000, LUBW, Karlsruhe (Hr. Schemel, Hr. Wörth)

For any questions or suggestions please contact:

IER Universität Stuttgart, Heßbrühlstraße 49a, D-70565 Stuttgart
 Tel.: + 49 711/685 878-12, Fax.: + 49 711/685 87873
 e-mail: rf@ier.uni-stuttgart.de