

Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FKZ 202 43 270 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen - insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV – Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen“

Trockene und Nasse Deposition in Europa berechnet mit dem Aerosol-Chemie- Modell REM-CALGRID für die Jahre 1999 und 2001

Andreas Kerschbaumer

Rainer Stern



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

Juni 2005

F+E-Vorhaben FKZ 202 43 270

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

Trockene und Nasse Deposition in Europa berechnet mit dem Aerosol-Chemie-Modell REM-CALGRID für die Jahre 1999 und 2001

für:

Umweltbundesamt

II 6.1

Postfach 1406

06813 Dessau

Institut für Meteorologie

Freie Universität Berlin

Juni 2005

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer UBA-FB 202 43 270	2.	3.
4. Titel des Berichts Trockene und Nasse Deposition in Europa berechnet mit dem Aerosol-Chemie- Modell REM-CALGRID für die Jahre 1999 und 2001		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Kerschbaumer, Andreas Stern, Rainer	8. Abschlußdatum 30. Juni 2005	
	9. Veröffentlichungsdatum 30. Juni 2006	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Troposphärische Umweltforschung Institut für Meteorologie Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 12165 Berlin	10. UFOPLAN-Nr. UBA-F+E 202 43 270	
	11. Seitenzahl 78	
	12. Literaturangaben 14	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, D-06844 Dessau	13. Tabellen und Diagramme -	
	14. Abbildungen 85	
	15. Zusätzliche Angaben 	
16. Kurzfassung Der Bericht beschreibt die Erweiterung des Aerosol-Chemie-Transportmodells REM-CALGRID um die Ausgabeschnittstelle für die nassen und trockenen Depositionsflüsse. Damit kann das Modell neben der Bestimmung der Konzentrationen in der Luft auch zur Berechnung aller relevanten Schwefel- und Nitrateinträge in den Boden eingesetzt werden. Ein qualitativer Vergleich der mit dem RCG-Modell berechneten Depositionsfelder mit denen des EMEP-Modells zeigt, dass beide Depositionsberechnungen ähnliche Strukturen aufweisen. In Gebieten hoher Emissionsdichten berechnet das RCG-Modell höhere Depositionen als das EMEP-Modell, was auf die deutlich höhere Auflösung des RCG-Modells zurückzuführen ist. Die Einarbeitung von zusätzlichen Wolkeninformationen in die meteorologische Modelldatenbasis und eine darauf aufbauende Verbesserung der Modellierung der nassen Deposition steht noch aus, ist aber möglich, da die betreffenden Daten bereits vom meteorologischen Treiberprogramm TRAMPER zur Verfügung gestellt werden.		
17. Schlagwörter Ausbreitungsrechnung, Luftschadstoffe Aerosol Chemie Transport Modell REM-CALGRID Trockene und Nasse Deposition		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

Report No.UBA-FB 202 43 270	2.	3.
4. Report Title Dry and wet deposition in Europe. Simulations with the Aerosol-Chemistry-Transport-Model REM_Calgrid for the Years 1999 and 2001		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Kerschbaumer, Andreas Stern, Rainer	8. Report Date 30 June 2005	
	9. Publication Date 30 June 2006	
6. Performing Organisation (Name, Address) Troposphärische Umweltforschung Institut für Meteorologie Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 D-12165 Berlin	10. UFOPLAN-Ref. No. UBA-F+E 202 43 270	
	11. No. of Pages 78	
	12. No. of Reference 14	
	13. No. of Tables, Diagrams 0	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, D-06844 Dessau	14. No. of Figures 85	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The Aerosol-Chemistry-Transport-Model REM-Calgrid (RCG) has been instrumented with a supplementary module in order to calculate and evaluate wet and dry depositions. The model is now able to simulate airborne pollutants concentrations as well as sulphur and nitrate loads in the soil. These are mainly responsible for acidification and eutrophication processes. A qualitative comparison of the simulated deposition fields with the EMEP-model has shown a good spatial agreement. RCG simulates higher deposition values than EMEP for areas with high emission densities. This is due to the higher spatial resolution of the RCG model. The implementation of more detailed cloud information in the RCG-system is necessary in order to improve the quantitative wet deposition simulations. This improvement is possible because of the availability of the necessary meteorological data.		
17. Keywords Dispersion modelling, Airborn pollutants Aerosol Chemistry Transport Model REM-CALGRID Dry and Wet deposition		
18. Price BBBB	19. BBBB	20. BBBB

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Depositionsbehandlung in RCG-Modell	4
2.1	<i>Das trockene Depositionsmodul.....</i>	<i>4</i>
2.2	<i>Nasse Deposition.....</i>	<i>5</i>
3	Niederschlagsmengen, Bodentemperatur und Windgeschwindigkeiten.....	7
3.1	<i>Meteorologischer Treiber</i>	<i>7</i>
3.2	<i>Meteorologische Bedingungen 1999 und 2001</i>	<i>9</i>
4	Simulierte Schwefeldepositionen	19
5	Stickstoffdepositionen	29
5.1	<i>Oxidisierte Stickstoffeinträge.....</i>	<i>29</i>
5.2	<i>Reduzierte Stickstoffeinträge.....</i>	<i>42</i>
6	Vergleich der Schwefel- und der Stickstoffdepositionen mit Messungen und anderen Modellrechnungen.....	49
6.1	<i>Vergleich der RCG-Ergebnisse mit Messungen aus dem EMEP-Messnetz.....</i>	<i>49</i>
6.2	<i>Vergleich mit EMEP-Modellrechnungen: Depositionsfelder</i>	<i>57</i>
6.3	<i>Vergleich mit anderen Modellrechnungen: Nasse Deposition an ausgewählten Stationen.....</i>	<i>60</i>
7	Zusammenfassung.....	71
8	Literatur	72
9	Abbildungsverzeichnis.....	74

1 Einleitung

Dieser Bericht gibt einen Überblick über die trockenen und nassen Depositionsmengen in Europa, die mit dem Aerosol-Chemie-Transport-Modell (CTM) REM-CALGRID für die Jahre 1999 und 2001 im Rahmen des EURODELTA-Projekts¹ berechnet worden sind. Dabei wurde Wert auf eine vollständige Beschreibung der deponierten Stoffe gelegt, um Abhängigkeiten von trockenen und nassen Prozessen hervorstreichen. REM-CALGRID (RCG) (Stern, 2003, 2004) ist ein mathematisches Modell, das primäre und sekundäre Luftschadstoffkonzentrationen simuliert. Dabei werden anthropogene und biogene Emissionen chemisch umgewandelt, transportiert und am Boden deponiert.

Die Emissionsdaten für die Ausbreitungsrechnungen sind die von EMEP (www.emep.int) für die internationalen Modellvergleiche „EURODELTA“¹ und „TFMM“² für das Basisjahr 2000 zur Verfügung gestellten Daten (zu den Modellvergleichen siehe Stern, 2004). Diese Daten wurden am Joint Research Centre der EU verarbeitet und im Rahmen des EURODELTA-Projekts im Internet bereitgestellt.

Die Daten wurden im Mai 2004 freigegeben und beruhen auf den offiziellen Daten der europäischen Länder (Vestreng et al., 2004). Die Verursachergruppen entsprechen den SNAP-codes, level 1. Die EMEP-Daten liegen in einer stereographischen Projektion vor, die in 60° N flächentreu ist. Die y-Achse des EMEP-Gitters deckt sich mit dem Längengrad 32°. Die horizontale Auflösung beträgt 50 km in der Orientierung des EMEP-Modellrasters. Das RCG-Modell benutzt jedoch ein geographisches Koordinatensystem mit einer Auflösung von 0,5° Länge und 0,25° Breite. Die Nutzung der EMEP-Emissionsdaten erfordert daher die vorherige Transformation der Daten aus dem EMEP-Gitter in das RCG-Gitter (Stern, 2004). Eine detaillierte Beschreibung der Einzeldaten aller Länder ist in Vestreng et al. (2004) zu finden.

Aufgrund der hohen umweltpolitischen Relevanz liegt der Schwerpunkt der Depositionsbetrachtungen sowohl auf der Erfassung der Schwefel- und Stickstoffeinträge hinsichtlich ihrer versauernden Wirkung, als auch auf den Eutrophierungseffekten durch Stickstoffeinträge in Böden und Oberflächengewässer.

Die Säurewirkung von Schwefel- und Stickstoff resultiert aus einer Reihe von Oxidationsprozessen, die überwiegend auf die Verbrennung fossiler Energieträger zurückzuführen sind. Die Reaktionsprodukte werden z.B. mit dem Niederschlag in Form von Schwefel- und Salpetersäure in den Boden eingetragen. Der Deposition von 1 mol wird für Stickstoffoxide (NO_x) die Nettoproduktion von 1 mol H⁺ und für Schwefeloxide (SO_x) von 2 mol H⁺ gleichgesetzt.

Entstehung (Emission), Verfrachtung, Umwandlung in der Atmosphäre und Verbleib der Luftschadstoffe als Schadstoffgehalt in der Atmosphäre (Immission) sowie Entfernen der Stofffracht aus der Atmosphäre (Gesamtdeposition) durch Auswaschen mit dem Regenniederschlag (nasse Deposition), oder durch trockene Ablagerung von Partikeln und Gasen auf Pflanzen und anderen Oberflächen (trockene Deposition) sind beschreibbare Größen.

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

² www.nilu.no/projects/ccc/tfmm/index.html

Hauptaugenmerk in diesem Bericht soll auf den berechneten Depositionsraten von Schwefeloxiden und Stickstoffverbindungen liegen. Die Modellergebnisse des Ist-Zustandes wurden mit EMEP-Messdaten für die Jahre 1999 und 2001 und mit EMEP-Modelldaten für das Jahr 2000 verglichen. Für 2001 erfolgte an ausgewählten Stationen zusätzlich ein Vergleich mit Messungen und den Ergebnissen anderer Modelle. Zeiteinheit ist das gesamte Jahr als Jahressumme an Stickstoff und an Schwefel, gemessen als Nitrat-, Ammonium- und Sulfationen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei gleicher Exposition und gleicher Stoffkonzentration in der Luft bzw. in Wolken und Nebeltropfen der Anteil der trockenen und feuchten Deposition durch den „Auskämm-Effekt“ großer Akzeptorflächen (z.B. in Waldgebieten) gegenüber weniger strukturierten Arealen (z.B. in Wiesen) sehr stark zunehmen kann. Je nach Ausgangsbedingungen und Stoff erreicht so die Deposition in Waldarealen teilweise mehr als die dreifache Menge des Eintrags in eine angrenzende Wiesenfläche, obwohl auch dort die trockene Deposition eine erhebliche Rolle spielen kann. (Köble et al., 2000). Eine natürliche Quelle für Schwefel, Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium und Chlor sind die Meere, die die Atmosphäre mit Bestandteilen des Seesalz („sea spray“) befrachten. Der marine Anteil der Deposition von Natrium, Chlor, Schwefel, Kalzium, Kalium und Magnesium wird bei der Berechnung für potentielle Säureinträge nicht berücksichtigt. Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, dass Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten bis zu 100% meeresbürtig ist.

Küstennah liegen die Anteile anthropogenen Schwefels in der Regel bei unter 25%, während in Süddeutschland nur zu geringem Anteil meeresbürtiger Schwefel (um bis zu 5%) mit dem Niederschlag deponiert wird. Ähnlich sind die Verhältnisse bei den basischen Kationen und Chlor. (Köble et al., 2000).

Die hier beschriebenen Resultate sind mit einer Gitterauflösung von 0.5° in West-Ost-Richtung und von 0.25° in Süd-Nord-Richtung berechnet worden, das entspricht ungefähr einer Auflösung von $30 \times 30 \text{ km}^2$. Die Bodenbeschaffenheiten werden gewichtet prozentual in diesen Rastern berücksichtigt. Die berechneten Depositionen sind dann Mittelwerte über die Ausdehnung einer Zelle.

Köble et al. (2000) haben aus langjährigen Messstudien die folgenden Abschätzungen trockener und nasser Depositionsanteile an Stickstoff, Schwefel und Phosphoreinträge abgeleitet. Schwefel-Gesamt (SO_x) wird bis zu 70% trocken deponiert, wobei das Sulfation aber bis zu 90% nass deponiert wird. Stickstoff gesamt (NH_x und NO_y) hingegen wird circa zur Hälfte nass, zur Hälfte trocken deponiert. Wiederum werden aber die Nitrationen und Ammoniumionen zu 90% nass deponiert. Auch dies sollte im Verlauf der Studie im Auge behalten werden, da das Referenzjahr 1999 kein meteorologisches Mitteljahr darstellen kann. Deshalb wurden auch Simulationsresultate des Jahres 2001 herangezogen, um Unterschiede in den Gesamtfrachten der einzelnen Depositionsprozesse in Abhängigkeit des untersuchten Stoffes zu beschreiben. Vergleichsdaten der EMEP-Simulationen beziehen sich auf das Jahr 2000, für das allerdings zum Zeitpunkt der Berichterstattung keine RCG-Depositionsraten vorlagen.

Die Datenlieferungen durch die das Meßnetz betreibenden Institutionen erfolgen in der Regel entweder als Jahresfrachten [in μg , mg, g, kg/ha·a] oder als mittlere tägliche Einträge pro Jahr [in μg , mg/ $\text{m}^2\cdot\text{d}$], als Konzentrationen im Niederschlag [in mg, g/l·a] und als Ionenäquivalente [meq/l, eq/l, keq/l; meq/ha·a, eq/ha·a, keq/ha·a]. Stickstoff-, Schwefel- und Phosphoreinträge werden entweder als Sulfat (SO_4), Nitrat (NO_3), Ammonium (NH_4) und Phosphat (PO_4) angegeben oder als Phosphor, Stickstoff und Schwefel ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{SO}_4\text{-S}$). Daten zum Protoneneintrag (H) liegen zum Teil als Frachten oder/und als nieder-

schlagsgewichteter pH-Wert vor. Angaben der (niederschlagsgewichteten) elektrischen Leitfähigkeit, mit deren Hilfe eine Abschätzung der Datenqualität der Jahresfrachten möglich ist, liegen in der Einheit $\mu\text{S}/\text{cm}$, die Niederschlagshöhen in mm ($=\text{l}/\text{m}^2$) pro Jahr vor.

Als Messdaten wurden die von EMEP im Internet zur Verfügung gestellten Daten herangezogen³. Diese sind für SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ -Ionen nur als nasse Depositionen verfügbar und werden als Konzentrationen im Niederschlag [$\text{mg}/\text{l a -S}$] bzw. [$\text{mg}/\text{l a -N}$] angegeben. Daraus wurden Jahresfrachten abgeleitet, unter zu Hilfenahme der Niederschlagsmengen, die an den gleichen Messstationen vorhanden waren [$\text{mg}/\text{l a -S} * \text{mm} = \text{mg}/\text{m}^2 \text{ a - S}$].

³ <http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>

2 Depositionsbehandlung in RCG-Modell

Die folgende kurze Beschreibung der Depositionsmodule im RCG-Modell wurde von Stern (2003) übernommen. Weitere Details können in diesem Bericht gefunden werden.

2.1 Das trockene Depositionsmodul

Die Widerstandsanalogie

Das RCG-Modell enthält ein detailliertes Modul zur Berechnung der Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre durch trockene Deposition. Die trockene Ablagerung von Gasen und Partikeln erfolgt durch Transport aus der atmosphärischen Grenzschicht zur Oberfläche, wo die Schadstoffe aufgenommen werden. Die Entfernung der Luftbeimengungen aus der Atmosphäre wird mit Hilfe der so genannten Depositionsgeschwindigkeit v_d beschrieben, die als das Verhältnis des in Bodennähe höhenkonstanten Flusses der Luftbeimengung zu deren Konzentration definiert ist:

$$v_d = F_i / c_i(z)$$

mit

F_i Fluss der Luftbeimengung i zum Boden;

v_d Depositionsgeschwindigkeit

$c_i(z)$ Konzentration der Luftbeimengung i in der Höhe z

Konzeptionell wird die trockene Ablagerung im RCG-Modell damit analog zum Stromfluss durch einen elektrischen Schaltkreis über Widerstandsgesetze behandelt. Der Transport von Gasen durch die bodennahe Atmosphäre zu einer Oberfläche wird danach durch einen "atmosphärischen Widerstand" und einen "Oberflächenwiderstand" bestimmt. Der atmosphärische Widerstand setzt sich zusammen aus dem turbulenten Widerstand, der vom Turbulenzzustand der bodennahen Atmosphäre abhängt, und dem quasi-laminaren oder viskosen Widerstand, der eine Funktion des Zustandes der Oberfläche und der molekularen Diffusivität der Luftbeimengung ist. Der Oberflächenwiderstand charakterisiert den Transfer durch die Oberfläche von Pflanzen, Böden oder Wasser und wird durch Größen wie dem Öffnungszustand der Stomata, Reifegrad der Pflanzen und der Feuchtigkeit der Unterlage gekennzeichnet. Die Summe dieser Widerstände ist gleich dem Reziprokwert der Depositionsgeschwindigkeit:

$$R = R_a + R_d + R_c = 1 / v_d$$

mit

R_a turbulenter Transferwiderstand,

R_d quasi-laminarer Transferwiderstand,

R_c Oberflächenwiderstand

Bei der trockenen Deposition von Partikeln muss die Sedimentationsgeschwindigkeit v_g berücksichtigt werden, womit sich für den Gesamtwiderstand der Deposition von Aerosolen folgender Ausdruck ergibt:

$$R = (R_a + R_d + R_a R_d v_g) + 1 / v_g = 1 / v_d$$

Für Partikel wird der Oberflächenwiderstand Null gesetzt, d.h. erreicht ein Partikel die Oberfläche, wird es dort aufgenommen.

Ammoniak wird über natürlichen Flächen sowohl deponiert als auch emittiert. Insbesondere über gedüngten Ackerland oder Viehweiden kann der Ammoniakfluss in die Atmosphäre gerichtet sein. Über Wäldern überwiegt die Deposition. Das gegenwärtige Wissen über die sich zum Teil kompensierenden Flüsse ist so unzureichend, dass eine Quantifizierung auf Basis der vorhandenen Datenbasis (Landnutzung) nicht möglich ist. Deshalb wird hier der nach oben gerichtete Emissionsfluss aus Böden nur über die direkten NH_3 -Emissionen berücksichtigt.

Alle zur Berechnung der Widerstände notwendigen Oberflächendaten wie Rauigkeitslänge (über Land) z_0 oder der Blattflächenindex LAI müssen als Funktion einer Anzahl von Landnutzungsklassen und der Wachstumsphasen für das gesamte Modellgebiet vorgegeben werden. Über Wasseroberflächen wird die Rauigkeitslänge z_0 im Modell selbst als Funktion der Windgeschwindigkeit berechnet. Die mittlere Depositionsgeschwindigkeit in einer Gitterfläche ergibt sich dann aus der Berechnung der Depositionsgeschwindigkeit für jede auftretende Landnutzungsklasse und anschließender anteilsgewichteter Mittelung. Die im RCG-Modell verwendeten Landnutzungskategorien werden aus der PELINDA-Landnutzungsdatenbasis (Bultjes et al., 2002) oder der CORINE-Datenbasis übernommen.

2.2 Nasse Deposition

Die komplexen physikalischen Prozesse innerhalb ("in-cloud-scavenging") und unterhalb ("below-cloud-scavenging") von Wolken, die zur nassen Deposition führen, werden mit Hilfe einfacher Auswaschkoeffizienten parametrisiert. "In-cloud-scavenging" umfasst alle innerhalb einer Wolke ablaufenden Prozesse wie Tröpfchenbildung durch Anlagerung von Wasser an Aerosolen und die Aufnahme von Spurenstoffen in Wolkentröpfchen. Die Effektivität der Spurenstoffaufnahme in Tropfen wird durch die Löslichkeit der Gase in Wasser sowie durch den pH-Wert und die chemische Zusammensetzung des Tropfens bestimmt. Die mögliche Dissoziation der Spurenstoffe und chemische Reaktionen in der Nassphase tragen zur weiteren Komplexität bei. Mit "below-cloud-scavenging" wird das Einfangen von Spurenstoffen durch fallende Hydrometeore unterhalb einer Wolke bezeichnet. Die Wirksamkeit dieses Prozesses wird im Wesentlichen bestimmt durch die Intensität des Niederschlags und die Größenverteilung der Regentropfen. Die gesamte mit dem Niederschlag am Boden deponierte Spurenstoffmenge setzt sich aus den Beiträgen dieser beiden Prozesse zusammen. Mit der Definition von Auswaschkoeffizienten werden alle zur nassen Deposition beitragenden Effekte in einer aus Messungen oder theoretischen Überlegungen abgeleiteten Größe zusammengefasst. Damit lässt sich die Nassdepositionsrate von Gasen und Aerosolen bestimmen aus dem Produkt des spurenstoffabhängigen Auswaschkoeffizienten und der Konzentration des betreffenden Spurenstoffes C_i in der Gasphase:

$$dC_i/dt = - \Lambda_i C_i$$

Die im RCG-Modell verwendeten Auswaschkoeffizienten Λ_i werden für Gase in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Gases mit Hilfe der Henry-Konstante H berechnet:

$$\Lambda_i = 3 \times 10^{-10} \cdot H \cdot R$$

R Regenintensität in mm/h.

Es wird angenommen, dass ein Niederschlagsereignis immer in allen Vertikalschichten des Modells auftritt. Für Partikel werden konstante Auswaschkoeffizienten verwendet.

3 Niederschlagsmengen, Bodentemperatur und Windgeschwindigkeiten

3.1 Meteorologischer Treiber

Das RCG-Modell wird mit dem an der FU-Berlin entwickelten Meteorologie-Treiberprogramm TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Procedure for Environmental Research, Reimer und Scherer, 1992, Kerschbaumer und Reimer, 2003) angetrieben. Die dafür benötigten meteorologischen Messdaten für das Untersuchungsgebiet werden von Dienststellen des Deutschen Wetterdienstes zur Verfügung gestellt:

- Radiosonden- und Pilotmeldungen der synoptischen Aerologiestationen (TEMP) und
- stündliche und dreistündliche Beobachtungen von Teilen der synoptischen Beobachtungsnetze des Wetterdienstes. (SYNOP)

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

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

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

Die dreidimensional analysierten Variablen sind:

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

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

Zweidimensional werden dargestellt:

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

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

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

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

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

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

Von besonderer Bedeutung für die modellierte Depositionsbestimmung ist die Güte der diagnostisierten Niederschlagsfelder.

In den vom RCG-Modell verwendeten Feldern erfolgt eine quantitative Bereitstellung des Niederschlags. Dies wird durch die Erstellung von Feldern aus der Interpolation von Beobachtungen ermöglicht. Die beobachteten Niederschlagsereignisse, die als Typen nach WMO aktuell erfasst werden, werden mit Hilfe klimatologischer Beziehungen als ‚first guess‘ in eine Niederschlagshöhe umgerechnet und an die gemessenen Niederschlagsmengen angepasst. Da die Standard-Daten in vielen Gebieten (z. B. über See) nur eine lückenhafte Beschreibung der Wolkenparameter zulassen, wurde die mögliche Verwendung von Meteosat-Satelliteninformationen untersucht. Sowohl die Niederschlagsanalyse als auch die Bestimmung der Schneebedeckung kann durch die Einbeziehung von Satellitenbeobachtungen der Meteosat-Experimente weiter verbessert werden. Die Daten der Meteosat- (und der NOAA)-Satelliten liegen am Institut für Meteorologie für die entsprechenden Jahre vor (Koslowsky, 1997). Aus den sichtbaren und infraroten Signalen der Satellitenmessungen soll im Vergleich mit der Analyse des Schnees und des Niederschlags aus den Standardmeldungen eine Kon-

sistenz in der Flächenverteilung erzwungen werden. Die Machbarkeit dieser Vorgehensweise wurde in einer Vorstudie untersucht, deren Ergebnisse in Oestreich (2003) dokumentiert sind. In dieser Studie ist die Erstellung einer Wolken- und Niederschlagsmaske als operationelles Verfahren zur Konsistenzprüfung im RCG-Modellgebiet sowie die Einbindung der Ergebnisse in Grenzschichtmodelle beschrieben. Obwohl der Einsatz von Satelliteninformationen bei der Erstellung von Eingangsdaten für RCG prinzipiell möglich ist und auch eine Verbesserung der Wolken- und Niederschlagsdatenbasis bedeuten würde, werden Satelliteninformationen im gegenwärtigen System noch nicht genutzt, da der dazu erforderliche numerische Aufwand den operationellen Charakter des Modells derzeit noch in Frage stellt (Oestreich, 2003).

3.2 Meteorologische Bedingungen 1999 und 2001

Das meteorologische Jahr 1999 war gekennzeichnet von erhöhten Niederschlägen im Süden Norwegens, die sich sowohl in den EMEP-Messungen (2520 mm) (Abbildung 4) als auch in der TRAMPER-Simulation (1600 mm) (Abbildung 1) wiederfinden. Abbildung 3 zeigt die Unterschiede in den Niederschlagsmengen der Jahre 1999 und 2001. Ersichtlich sind vor allem die geringeren Regenfälle in Norwegen und im Westen der britischen Inseln im Jahre 2001. Mitteleuropa und vor allem Deutschland wies bis zu 200 mm mehr Regen im Jahre 2001 gegenüber dem Jahre 1999 auf.

Abbildung 4 und Abbildung 6 zeigen die an den EMEP-Messstationen gemessenen Jahresniederschlagssummen für die Jahre 1999 und 2001. Wie schon erwähnt, fällt vor allem der erhöhte Wert von 2520 mm Regen im Jahre 1999 im Süden Norwegens ins Auge. Auch relative hohe Niederschlagswerte im Norden der Schweiz von über 2000 mm Regen für das Jahr 1999 zeugen von einem sehr regenreichen Gebiet, das sich auch im Jahre 2001 als solches auszeichnet (2216 mm). Während das über SYNOP-Meldungen gesteuerte TRAMPER – System die erhöhten Werte im Süden Norwegens bestätigt, obwohl mit deutlich geringerer Jahresgesamtsumme, können die erhöhten Werte im Grenzgebiet zwischen der Schweiz, Deutschland und Frankreich im simulierten Regengebiet nicht wiedergefunden werden. Da die EMEP-Messstationen keine offiziellen WMO-SYNOP-Stationen darstellen, darf angenommen werden, dass die gemessenen Regendaten nicht kontinuierlich kontrolliert werden. Dies sollte im Auge behalten werden, wenn wie in der Einleitung erklärt, Depositionswerte aus EMEP-Stationen über die Niederschlagsmenge und die im Regenwasser gemessenen Schadstoffkonzentrationen abgeleitet und dargestellt werden. Abbildung 5 und Abbildung 7 stellen einen Versuch dar, die an den EMEP-Stationen gemessenen Niederschlagswerten über eine vereinfachte Cressman-Methode (Cressman, 1959) zu interpolieren. Dieses Verfahren hat keinen wissenschaftlichen Anspruch, die Niederschlagsfelder naturgetreu wiederzugeben, soll aber für die Visualisierung der großräumigen Verteilung der Regendaten hilfreich sein. Diese Methode wurde auch auf die an EMEP-Stationen gemessenen Depositionen angewandt, um einen besseren Vergleich zwischen flächenhaften RCG-Depositionen und den Messwerten zu ermöglichen. Zur Kontrolle wurden immer die Messwerte in die Flächendarstellungen aufgelistet.

Die Temperaturmittelwerte der beiden untersuchten Jahre 1999 und 2001 unterlagen sehr geringen Schwankungen (Abbildung 10). Bis auf eine Temperaturdifferenz von 1.5 °C im Nordosten Italiens liegen die Temperaturjahresmittelwerte zwischen – 1°C und + 0.5°C. Auch die Jahresdurchschnittswerte der Windgeschwindigkeiten (Abbildung

13) am Boden, die mit TRAMPER für die Jahre 1999 und 2001 simuliert worden sind, unterscheiden sich nur sehr gering zwischen den beiden betrachteten Jahren. Vor allem die trockene Deposition ist von der Temperatur abhängig. Die sich nicht wesentlich geänderten Temperaturverhältnisse der Jahre 1999 und 2001 sollten deshalb geringen Einfluss auf unterschiedliche Depositionsraten haben.

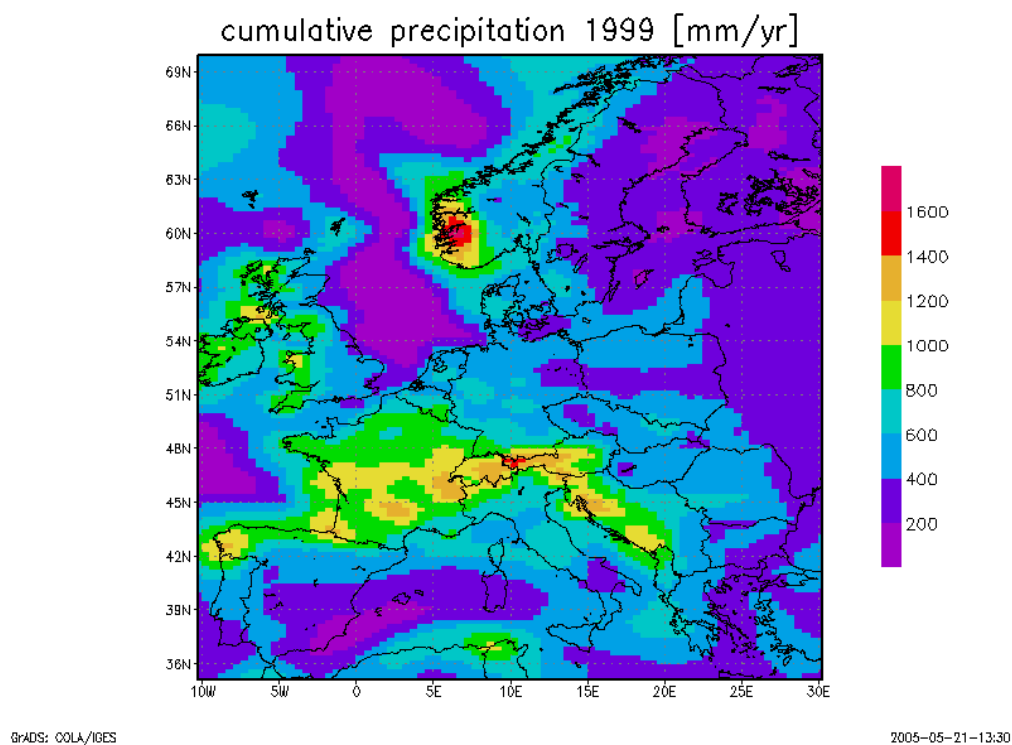


Abbildung 1 Niederschlagsjahressumme 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Treiber TRAMPER

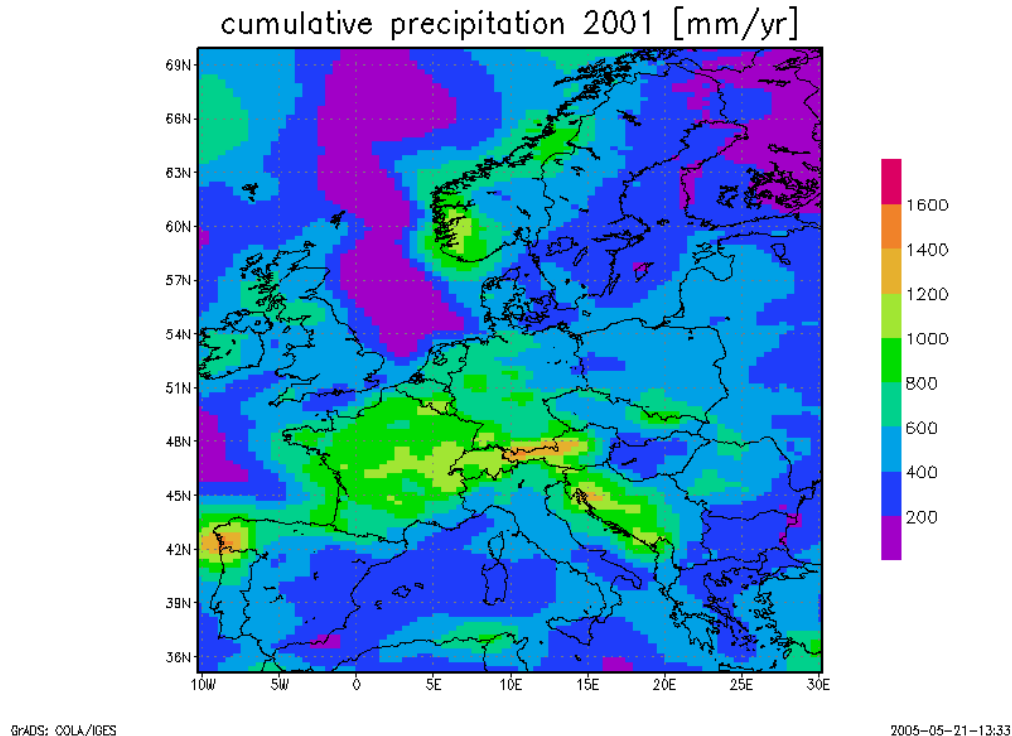
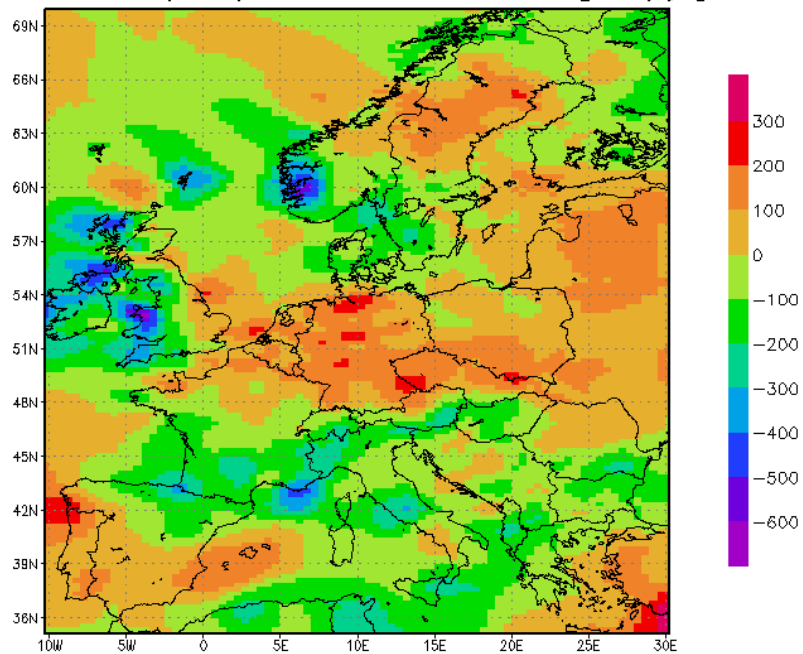


Abbildung 2 Niederschlagsjahressumme 2001: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Treiber TRAMPER

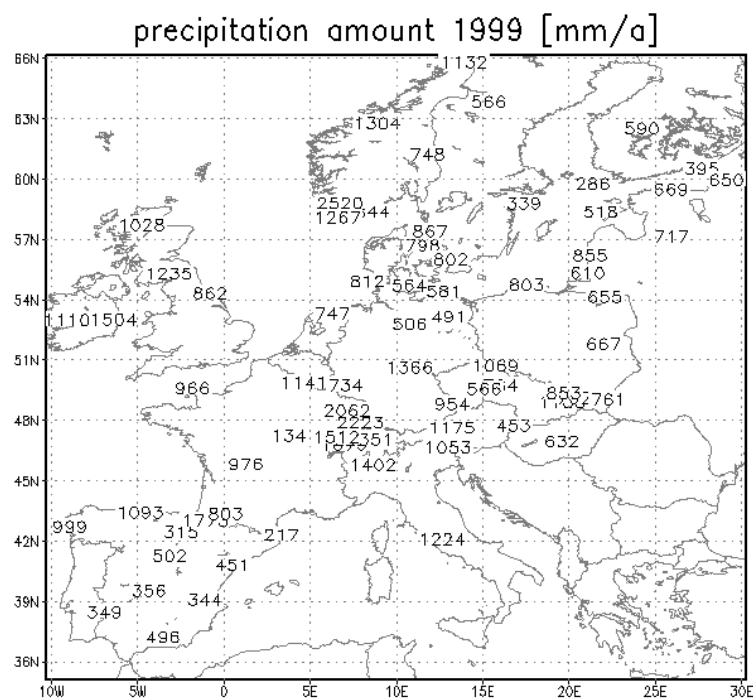
difference precipitation 2001 – 1999 [mm/yr]



GrADS: COLA/IGES

2005-05-21-13:33

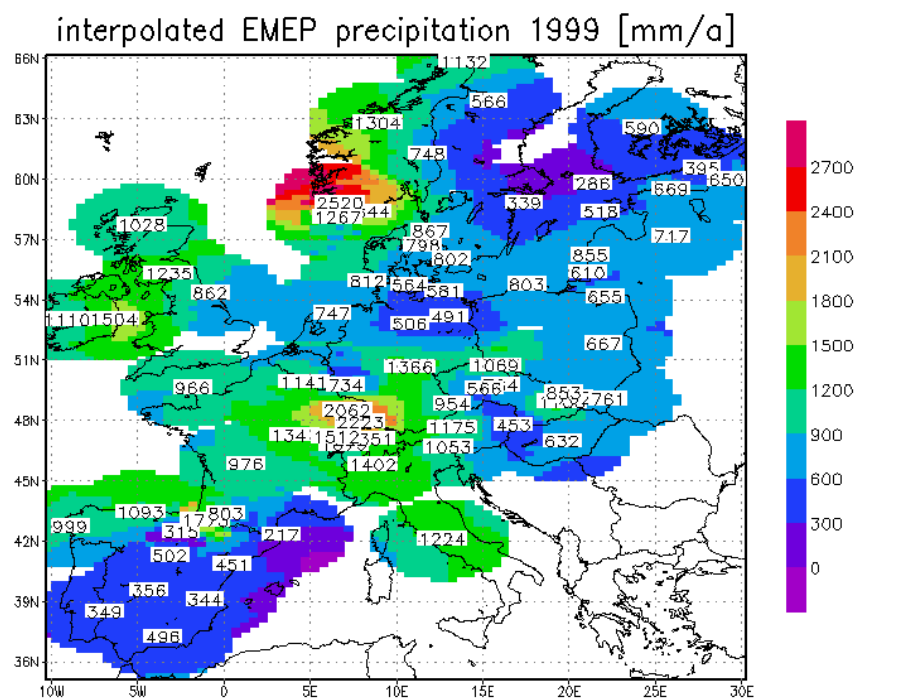
Abbildung 3 Differenz der Niederschlagsjahressummen zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999



GRADS: OOLA/IGES

2005-05-23-09:13

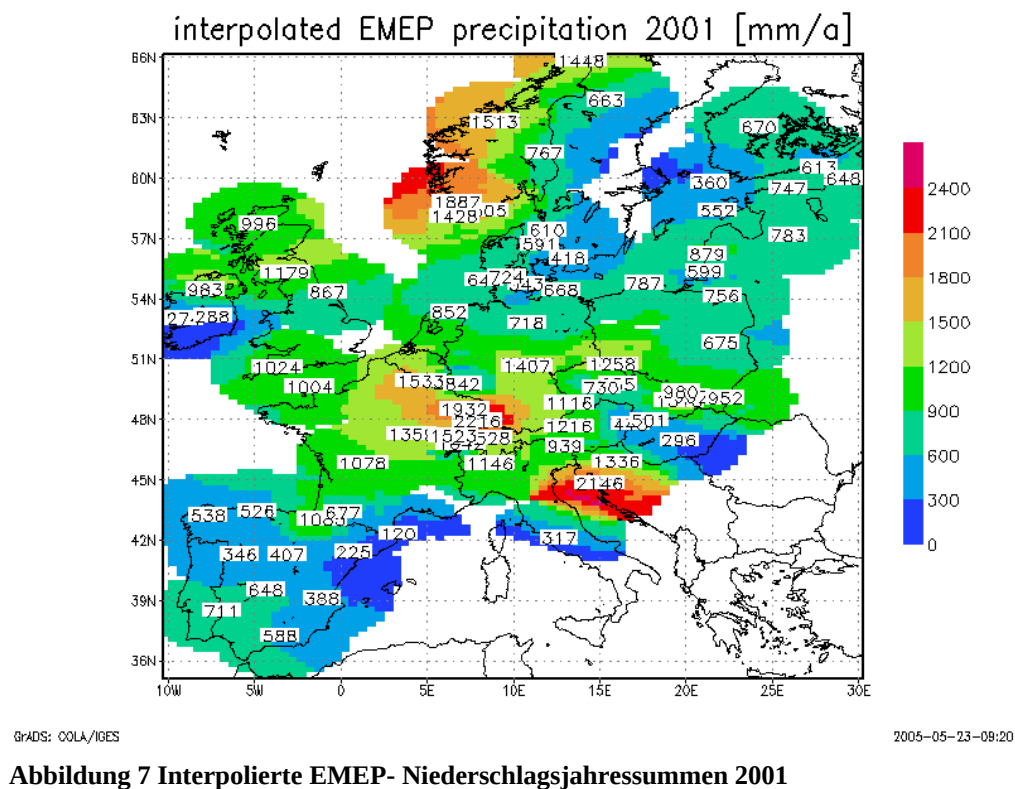
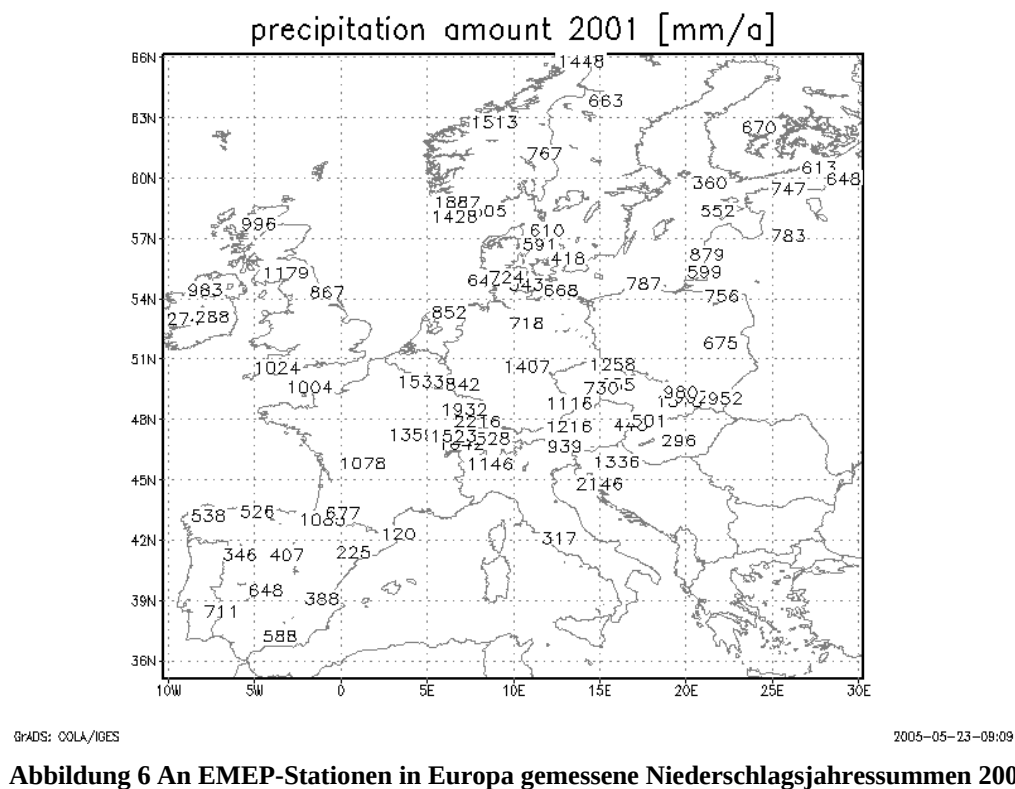
Abbildung 4 An EMEP-Stationen in Europa gemessene Niederschlagsjahressummen 1999



GRADS: OOLA/IGES

2005-05-23-08:50

Abbildung 5 Interpolierte EMEP- Niederschlagsjahressummen 1999



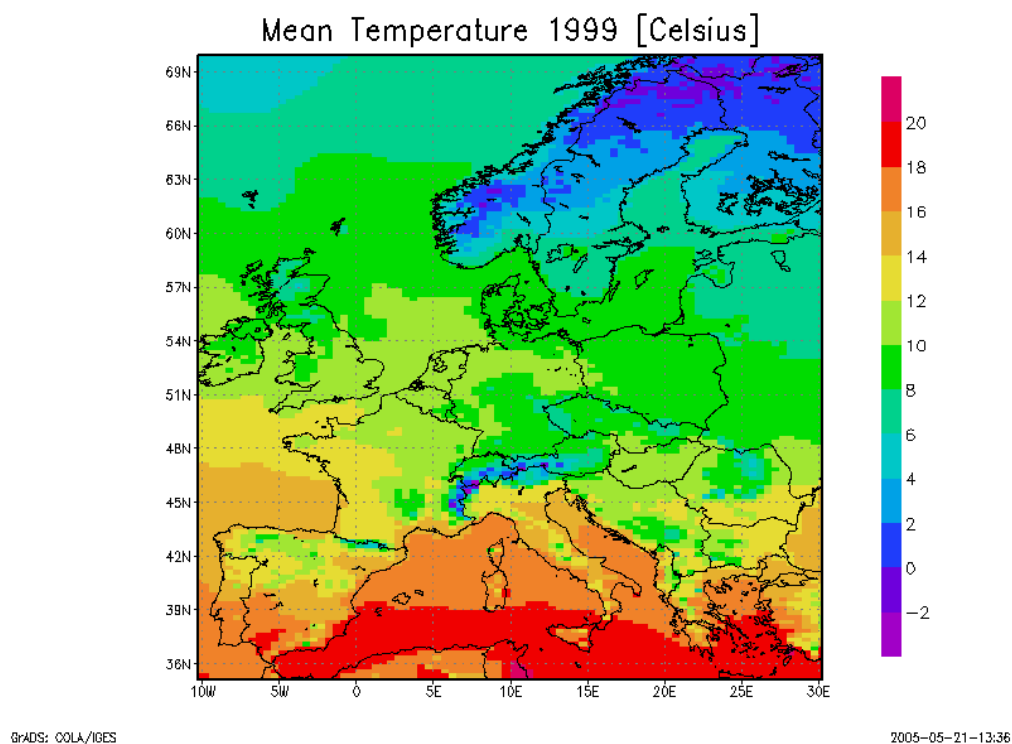


Abbildung 8 Temperaturjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER

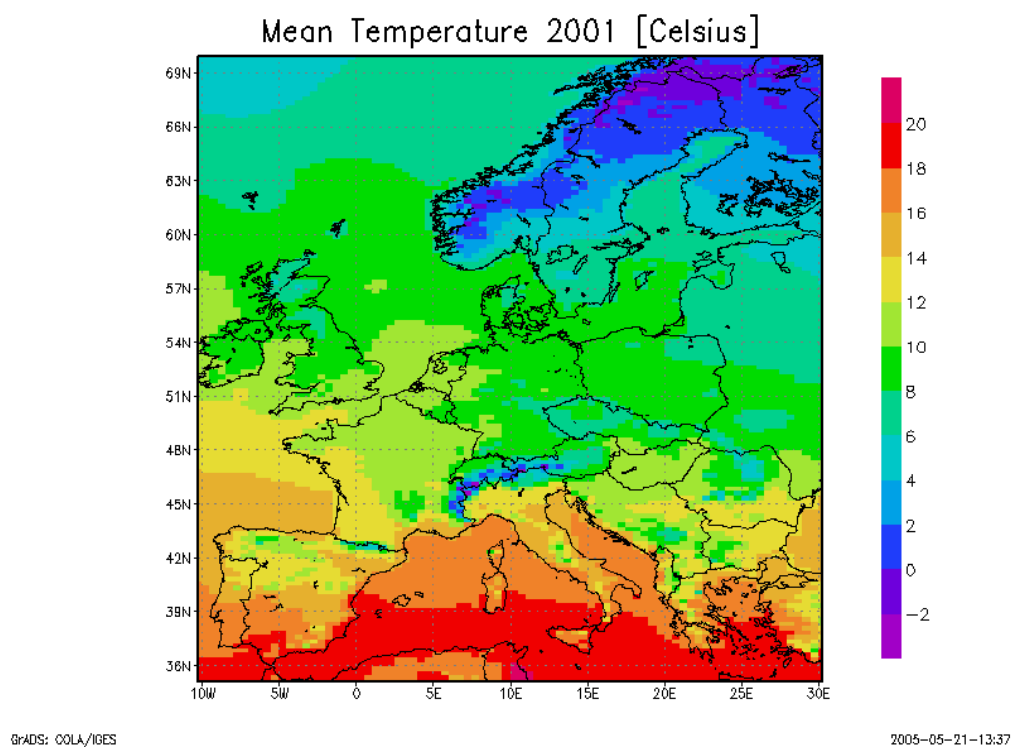
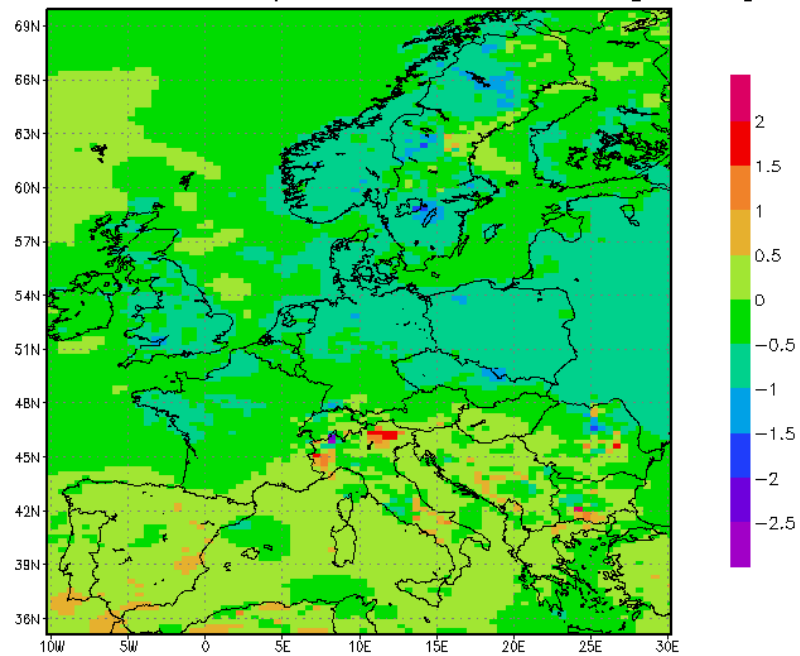


Abbildung 9 Temperaturjahresmittelwert 2001: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER

Difference Mean Temperature 2001 – 1999 [Celsius]



GRADS: COLA/IGES

2005-05-21-13:38

Abbildung 10 Differenz der Temperaturjahresmittelwerte zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999

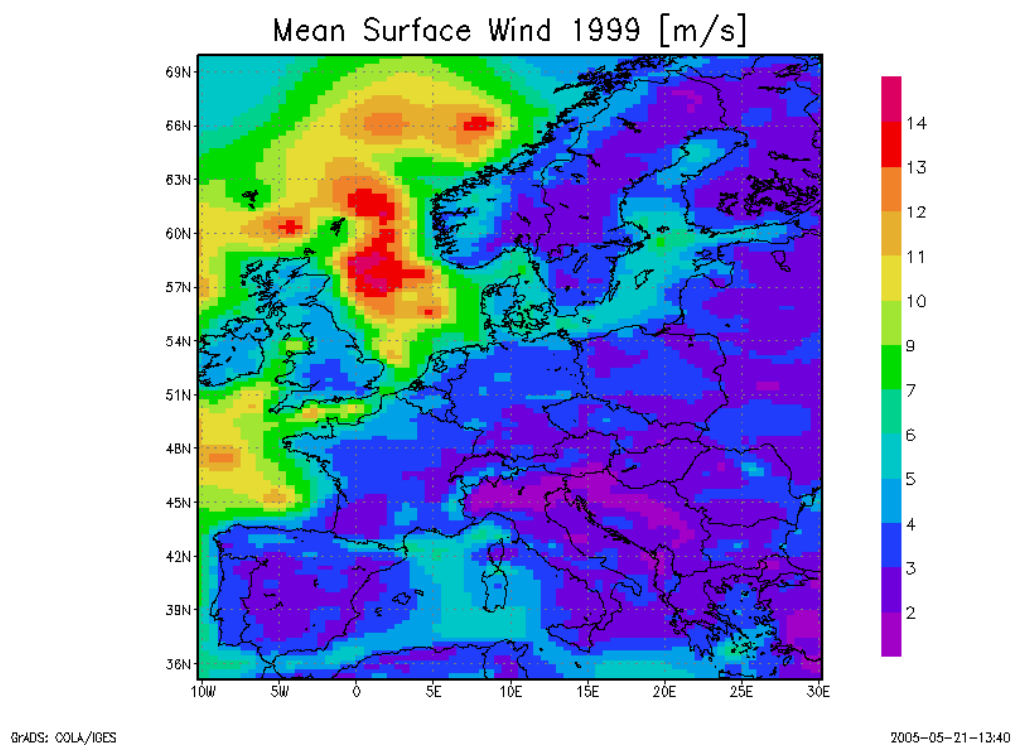


Abbildung 11 Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER

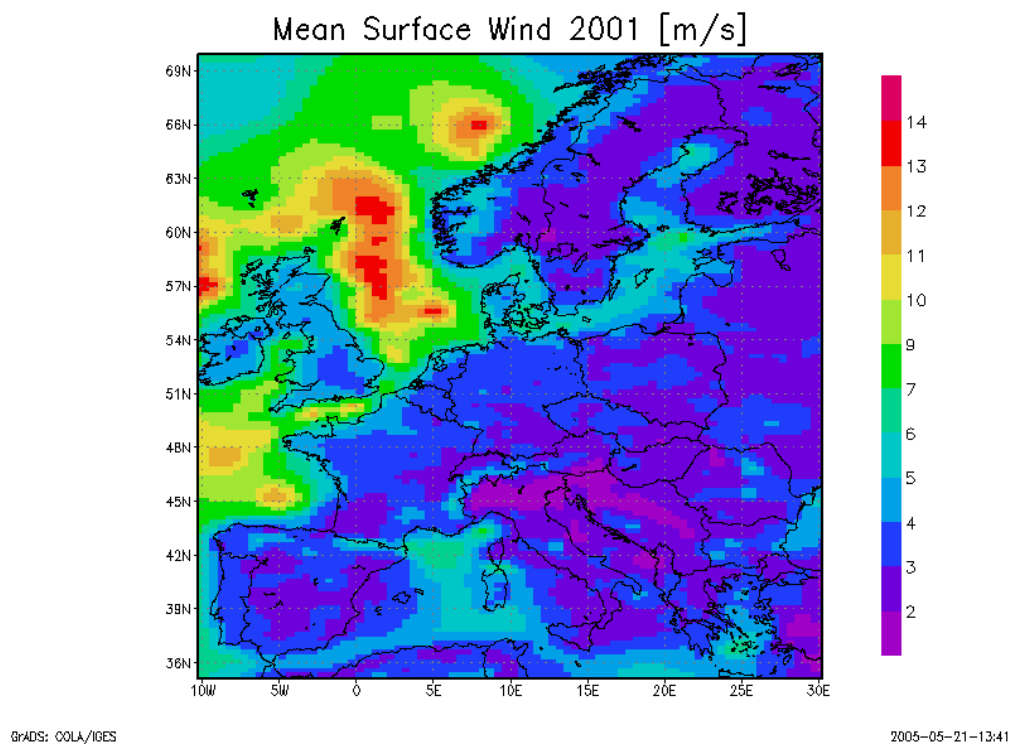
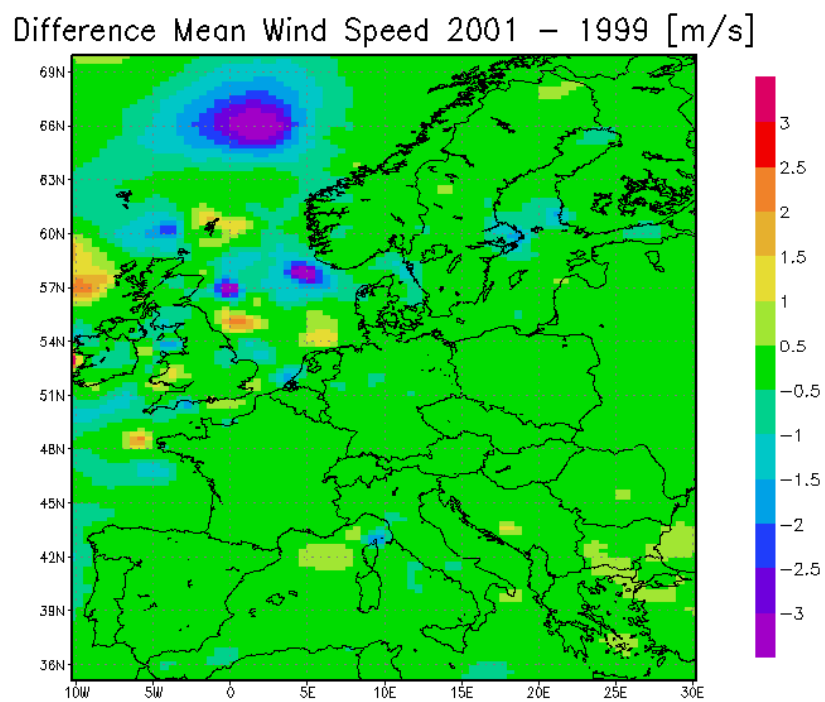


Abbildung 12 Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER



GRADS: COLA/IGES

2005-05-21-13:41

Abbildung 13 Differenz der Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999

4 Simulierte Schwefeldepositionen

Die im RCG-Depositionsmodul behandelten Schwefelverbindungen sind sowohl in der Gasphase als auch in der festen Phase vorhanden. Dadurch ergibt sich für die Gesamtdeposition des oxidierten Schwefels (im Weiteren SO_x) ein vielfältiges Bild, das im Folgenden beleuchtet werden soll. SO₂ ist ein Gas, das trocken und nass über die im zweiten Kapitel und in Stern (2003) beschriebenen Ansätze deponiert wird. Der Aerosolbestandteil SO₄²⁻ (Sulfationen) liegt hingegen in der festen Phase vor, und unterliegt sowohl der trockenen Deposition über Sedimentation als auch der nassen Deposition über die Bindung an Hydrometeore und an Feuchte. Für die SO_x – Gesamtdeposition werden die beiden Bestandteile summiert und über das jeweilige Molekulargewicht auf die Äquivalenzeinheit „Schwefel“ gebracht, da die gemessenen Daten in dieser Einheit vorlagen.

Abbildung 14 und Abbildung 15 zeigen die für die Jahre 1999 und 2001 berechneten Jahressummen an Schwefeldioxid, das trocken deponiert wird. Deutlich kommt die direkte Verbindung mit den Schwefelemissionen zum Tragen, die vor allem anthropogen in den Niederlanden und im Ruhrgebiet, in Mittel- und Südpolen, in Rumänien, in Teilen Ungarns und an der Nordküste Spaniens, und biogen in Sizilien auf dem Vulkan Ätna zu finden sind. Dort werden die SO₂-Schadstoffe sowohl 1999 als auch 2001 ziemlich schnell auch wieder deponiert. Maximale SO₂-Depositionssummen liegen bei weit über 1000 mg/m² a – S, in Gebieten mit geringeren Schwefelemissionen liegt der Jahreswert weit niedriger um Werte zwischen 250 und 400 mg/m² a – S (Italien, Österreich und Deutschland) und in unbelasteten Gebieten, wie beispielsweise Mittelfrankreich und Skandinavien sowie Zentralspanien unterhalb von 100 mg/m² a – S. Auch lassen sich die durch Schwefelemissionen gekennzeichneten Schifffahrtstrassen im Atlantik und im Mittelmeer deutlich erkennen. Direkte nasse Deposition von SO₂, ohne Umwandlung in SO₃ oder SO₄²⁻ ist weit weniger bedeutsam für die Gesamtfracht an SO_x: Abbildung 16 und Abbildung 17 zeigen die berechneten Anteile an SO₂-Depositionen aus der Nassphase. Nur der sehr große Schwefelemittent Ätna auf Sizilien deponiert auch nass Schwefeldioxid, ansonsten werden nur in Serbien, in Südpolen und in Nordspanien Werte um 60 mg/m² a – S nass berechnet. Im Gesamten ist die Nassphasendeposition von SO₂ ca. 10-mal geringer als die Trockenphasendeposition.

Die Trockendeposition an Sulfationen in der festen Phase ist sehr ineffizient. Werte von unter 10 mg/m² a – S werden dafür berechnet, können also vernachlässigt werden (Abbildung 18 und Abbildung 19).

Abbildung 20 und Abbildung 21 hingegen zeigen die für die Jahre 1999 und 2001 berechneten nassen Sulfationendepositionen in der festen Phase, die über den Regen bzw. über die Feuchte aus der Luft ausgewaschen werden. Wiederum ist der Ätna deutlich erkennbar, erhöhte Werte um über 700 mg/m² a – S werden jedoch auch in Südpolen, Südungarn, Rumänien und Serbien berechnet. Dabei ist zu bemerken, dass die über die nasse Deposition berechneten Schwefelanteile der Sulfationen den über die trockenen Deposition berechneten Schwefelanteilen der Schwefeldioxide größenordnungsmäßig gleichkommen. Waren bei der trockenen Deposition vor allem die Schwefelemissionen deutlich erkennbar, ist dies bei der nassen Deposition zwar immer noch ersichtlich, regenarme Gebiete jedoch, wie beispielsweise Spanien, werden jedoch über diesen Prozess weit weniger belastet. Die unterschiedlichen meteorologischen Jahre machen sich sehr unwesentlich bemerkbar. Die regenreichen Gebiete Europas haben sich in diesen zwei Jahren nicht wesentlich verlagert.

Vor allem bei den Gesamtdepositionen an oxidiertem Schwefel, der über den trockenen Mechanismus aus der Atmosphäre entfernt wird (Abbildung 22 für das Jahr 1999 und Abbildung 23 für das Jahr 2001) ist deutlich zu erkennen, dass sich die Depositionsmaxima mit den Emissionsmaxima decken. Wie schon angemerkt, zeigen sich die Emissionszentren Niederlande, Südpolen, Rumänien, Ungarn, Serbien und Ätna sehr deutlich, mit Werten über $700 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$. Auch die Schifffahrtslinien sind wiederum mit Werten über $300 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$ erkennbar. Die meteorologischen Jahre beeinflussen kaum die Depositionsfrachten, da die Temperaturen und die Bodenwinde sich nicht wesentlich verändert haben. Abbildung 24 und Abbildung 25 zeigen die berechneten nassen Depositionen an SO_x im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1999 und 2001. Wie schon bei den nassen Depositionen des Festphasensulfats zeichnet sich das gleiche Muster ab. Erhöhte Werte sind ersichtlich wiederum im Einflussbereich des Ätnas sowie in den Gebieten in Südpolen, Serbien, Ungarn und Rumänien und Bulgarien. Die daraus resultierenden Gesamtsummen sind in Abbildung 26 für das Jahr 1999 und in Abbildung 27 für das Jahr 2001 dargestellt. Vor allem in Gebieten mit erhöhten Trocken-depositionen und mit erhöhten Nassdepositionen werden Werte weit über $900 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$ berechnet: Niederlande, Südpolen, Serbien, Ungarn, Rumänien und Bulgarien, sowie Ätna, Nordspanien und die Schifffahrtslinien im Atlantik und im Mittelmeer. Die unterschiedlichen meteorologischen Jahre machen sich kaum bemerkbar.

Abbildung 28 und Abbildung 29 zeigen den Beitrag der Nassdepositionen an den Gesamtdepositionen von oxidiertem Schwefel. Über dem europäischen Kontinent liegt der Anteil an nass-deponierten Schwefel bei ca. 50%. Dabei ist zu bemerken, dass in Gebieten mit niedrigen Schwefeleinträgen, wie beispielsweise Zentralfrankreich und Skandinavien der Anteil etwas höher liegt (ca. 70%) und in stärker belasteten Gebieten etwas niedriger (Polen bei ca. 40%, das Einflussgebiet vom Ätna unter 30% und Nordspanien bei ca. 30%).

Wiederum ist der Einfluss der unterschiedlichen Jahre nicht deutlich ersichtlich.

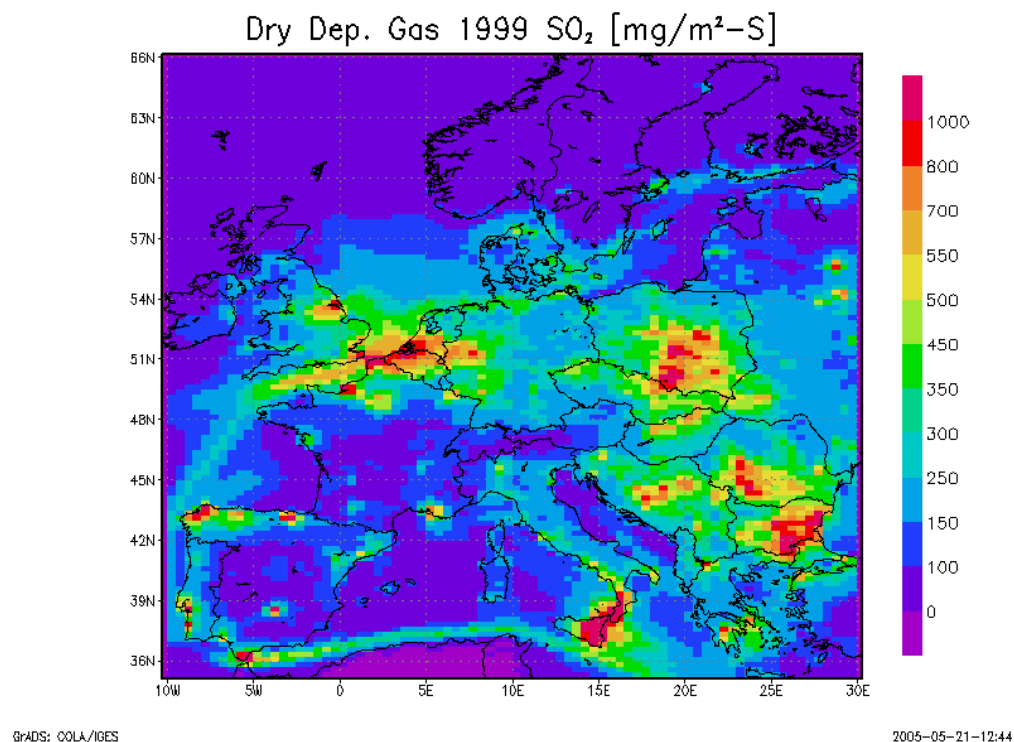


Abbildung 14 Trockene Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 1999, simuliert mit RCG

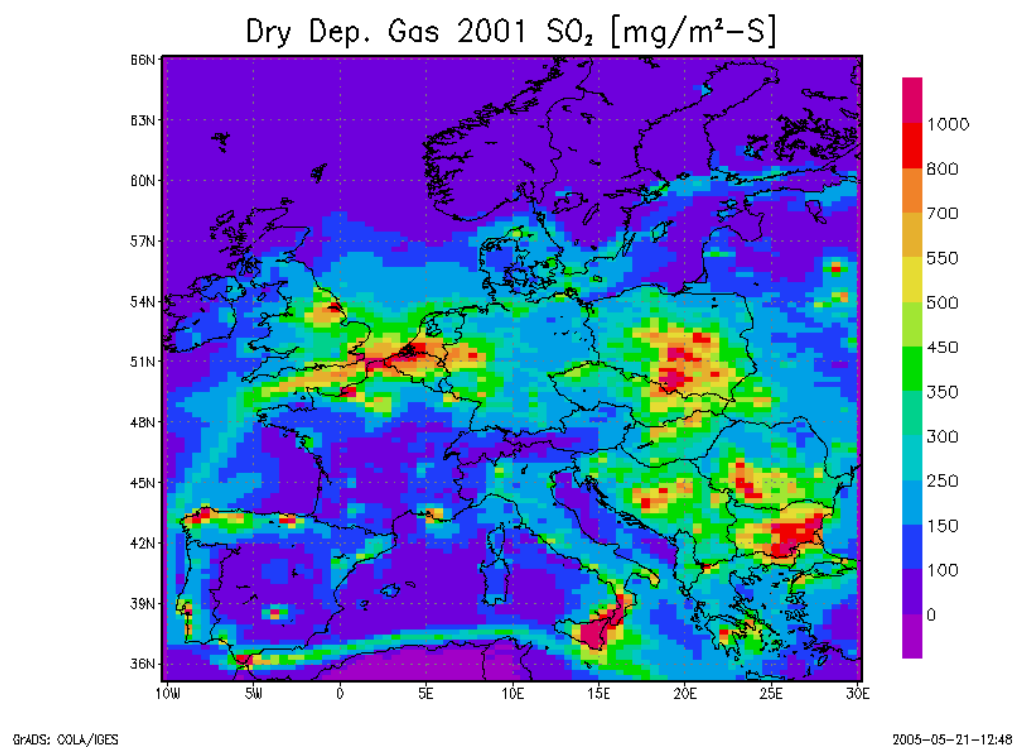
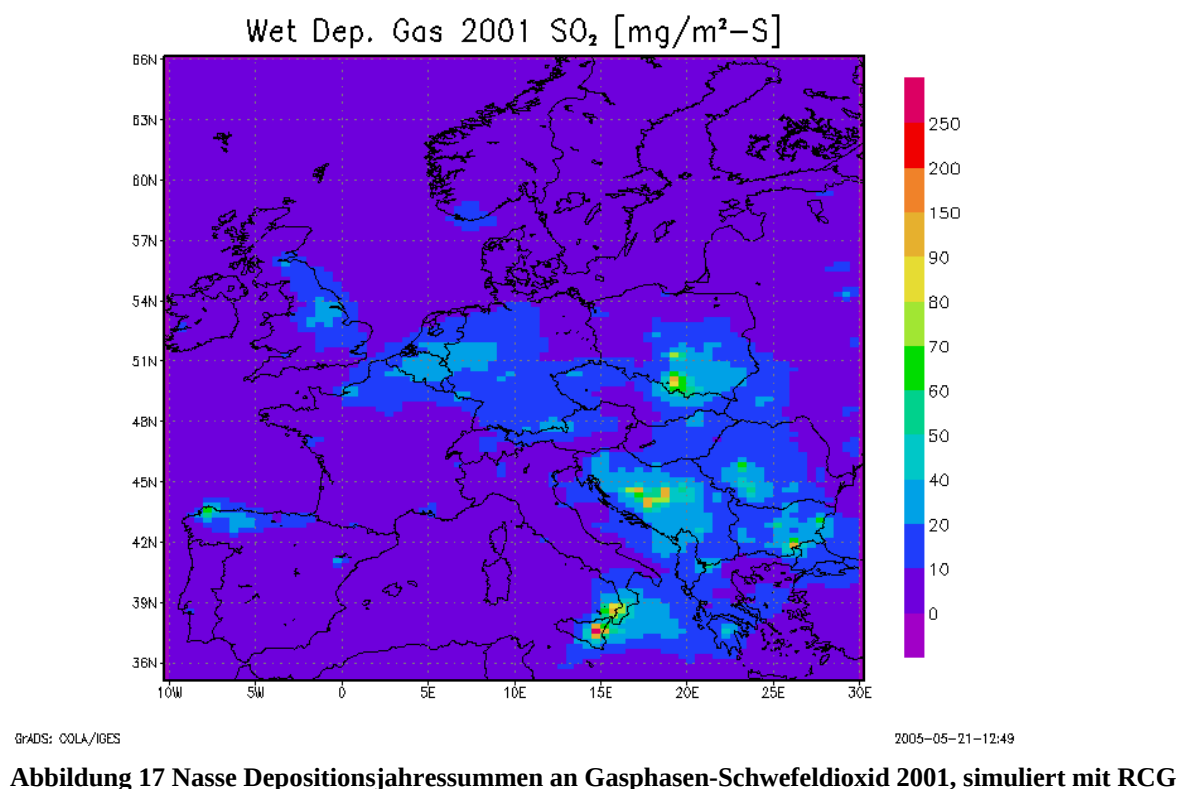
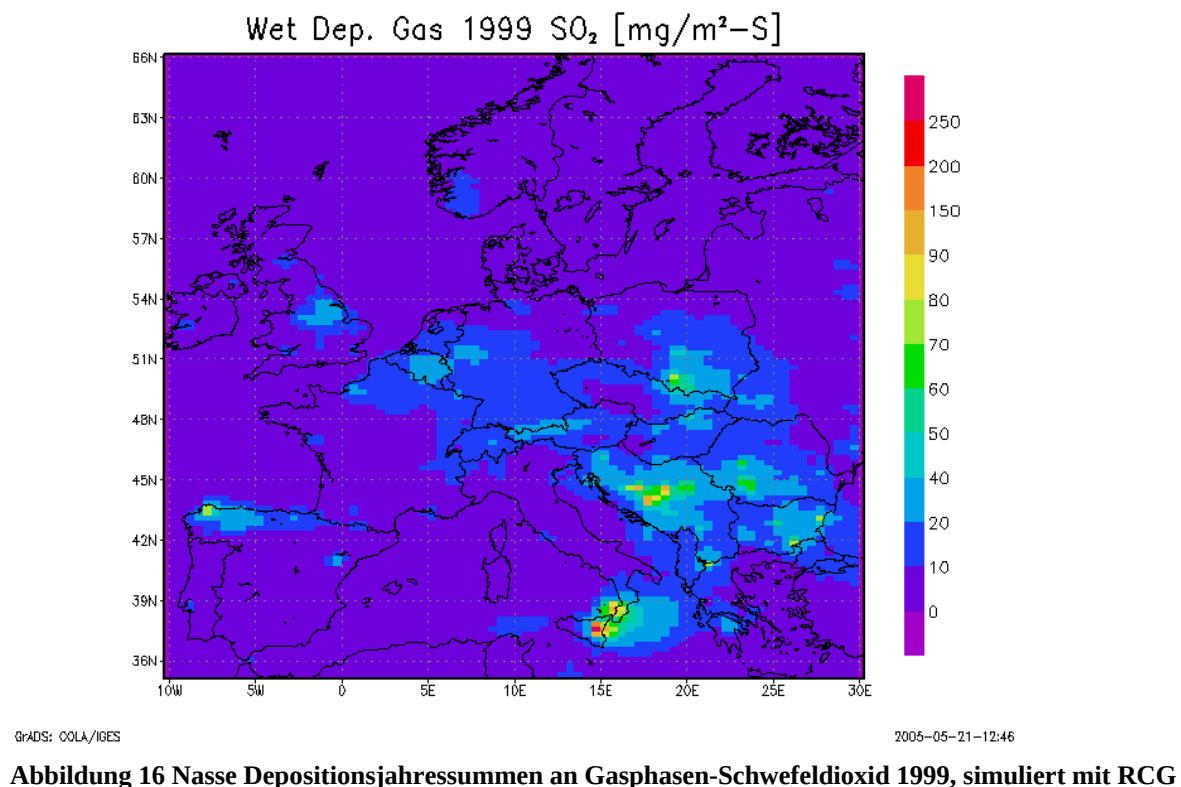


Abbildung 15 Trockene Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 2001, simuliert mit RCG



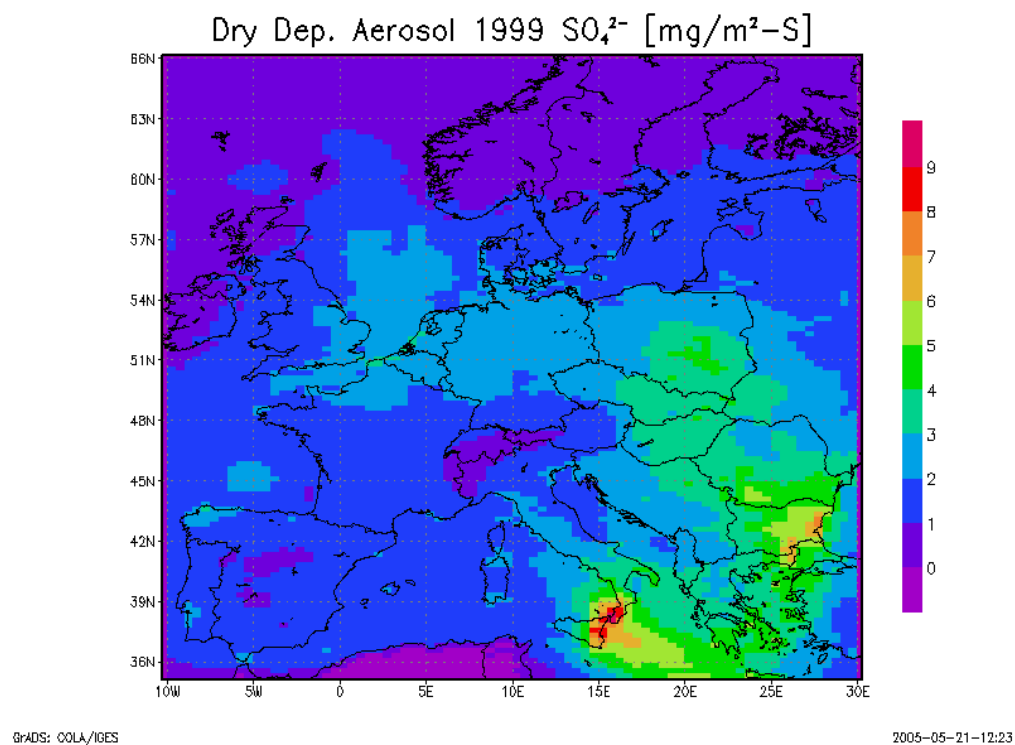


Abbildung 18 Trockene Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 1999, simuliert mit RCG

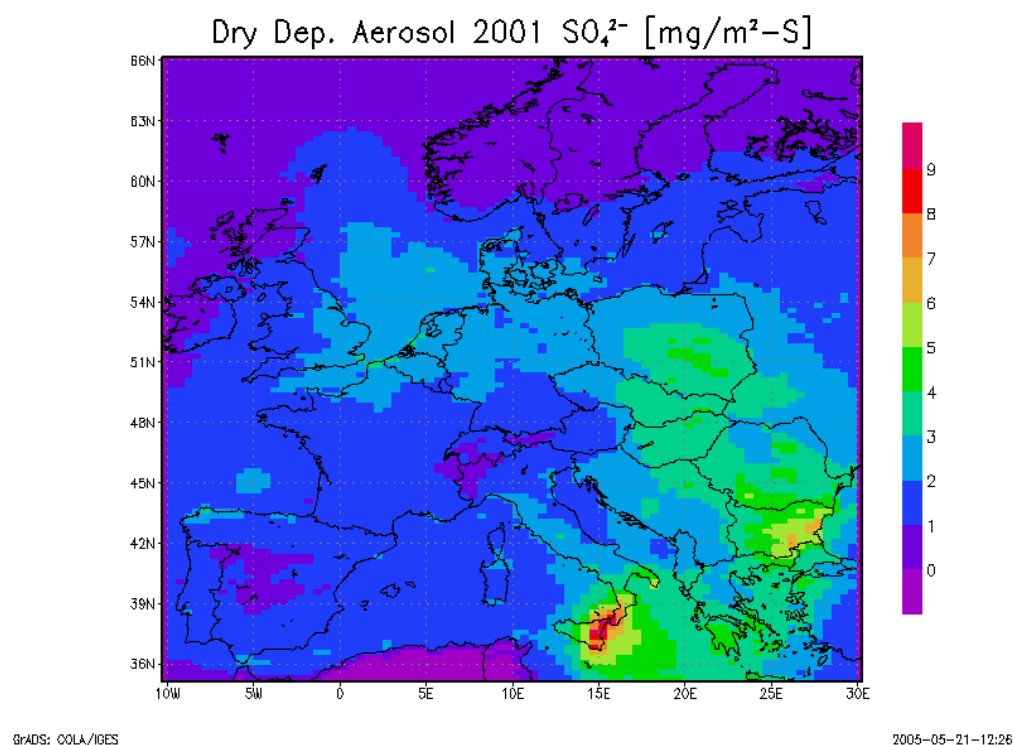
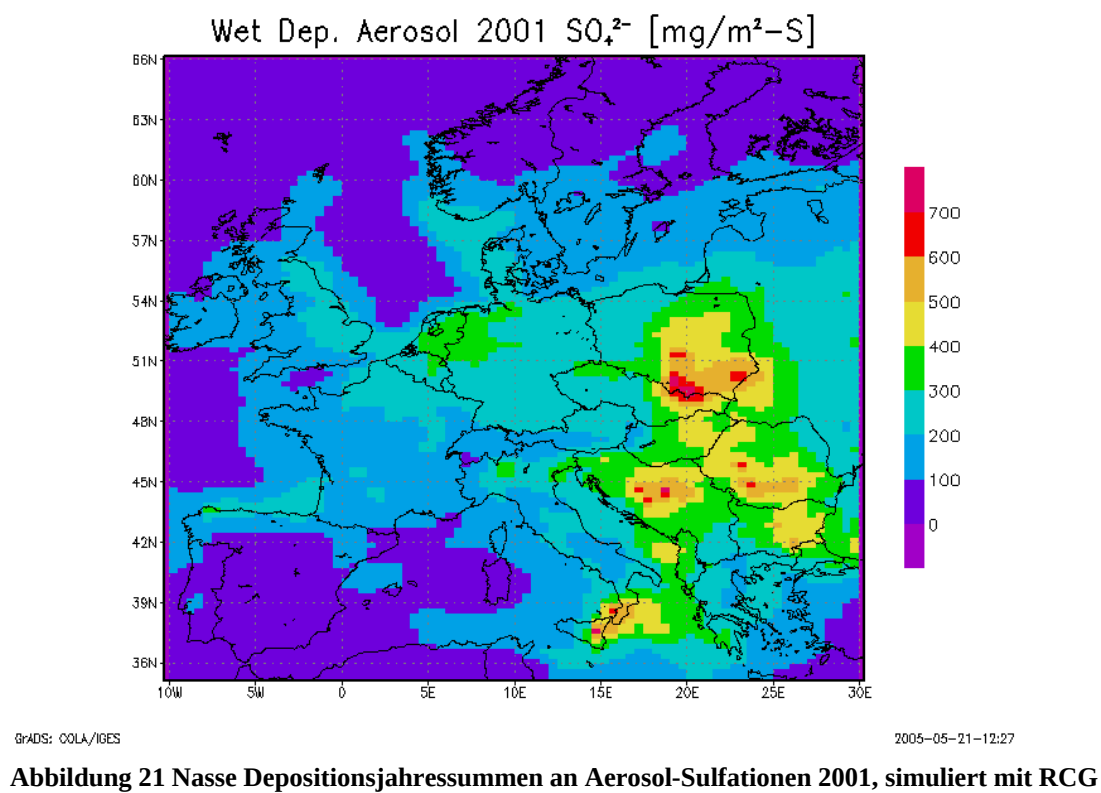
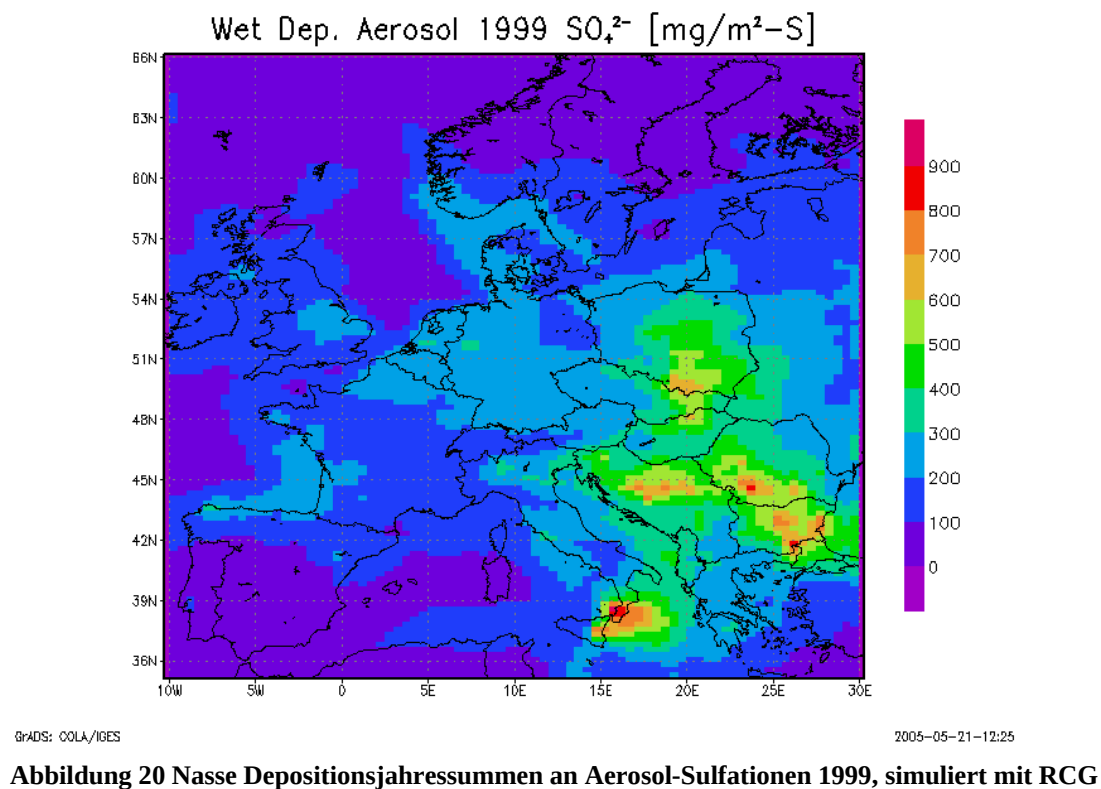


Abbildung 19 Trockene Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 2001, simuliert mit RCG



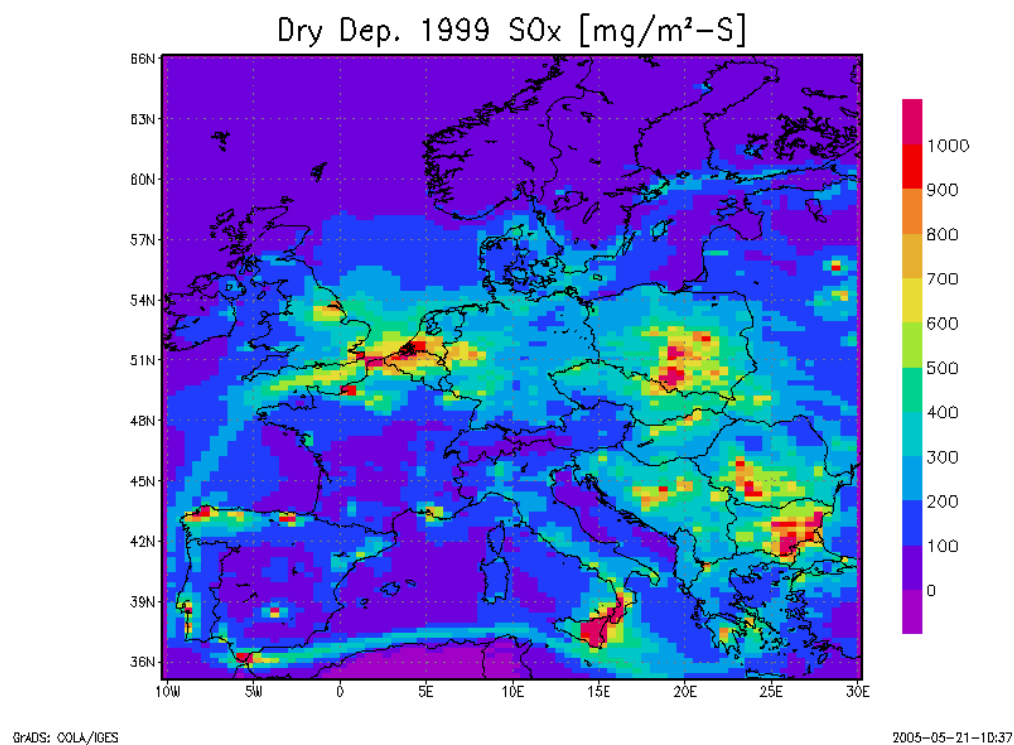


Abbildung 22 Trockene Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 1999, simuliert mit RCG

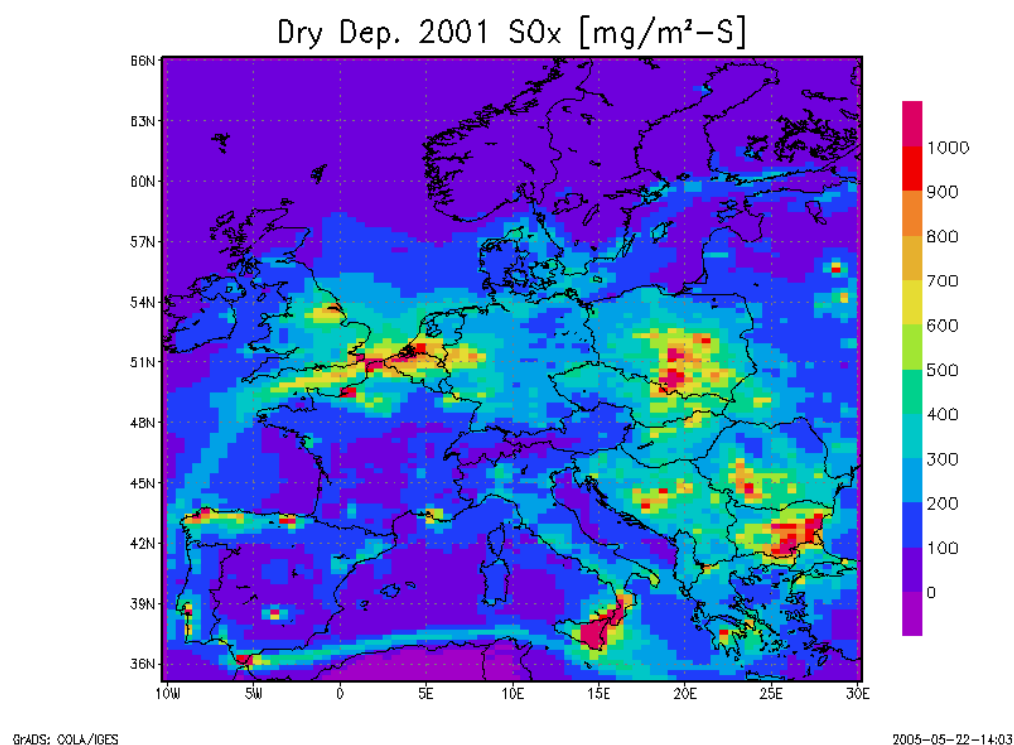
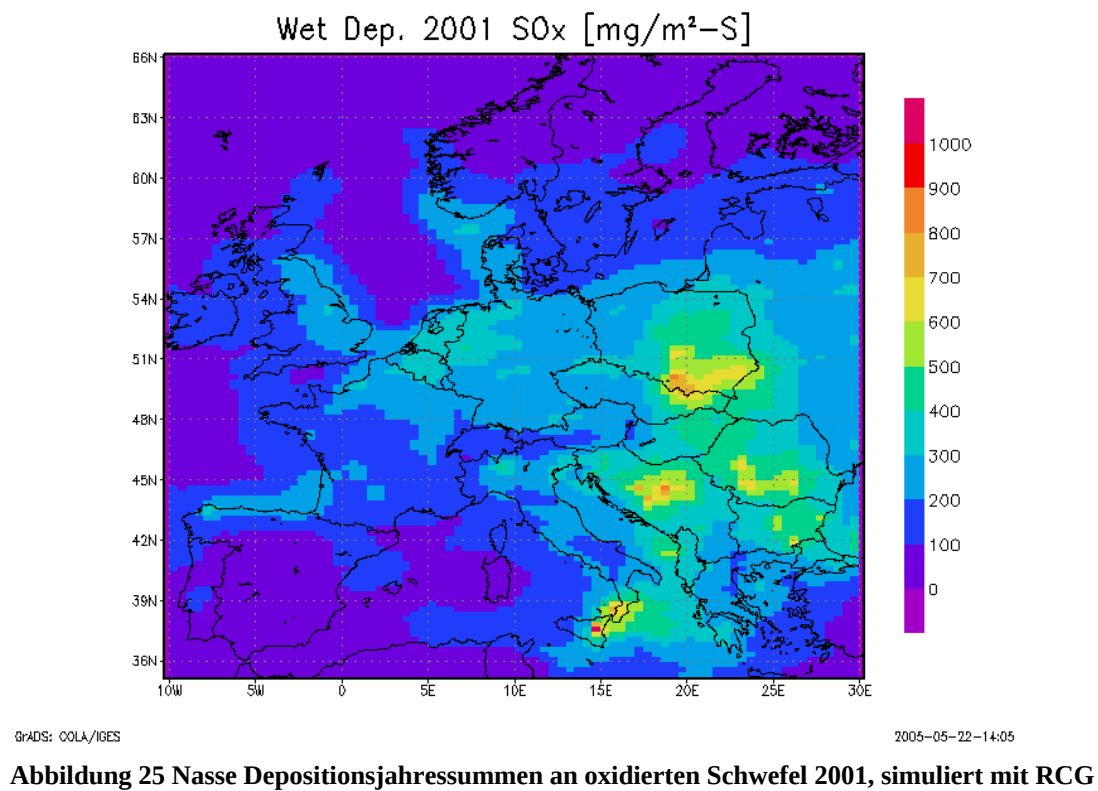
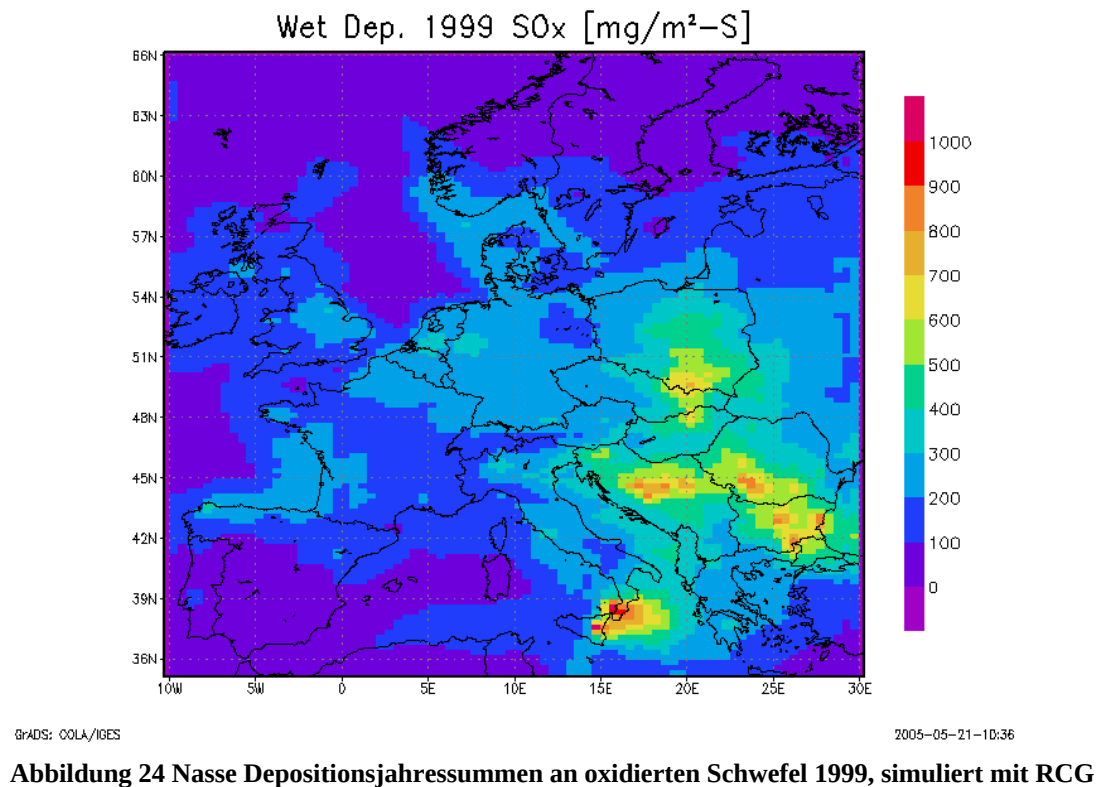


Abbildung 23 Trockene Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 2001, simuliert mit RCG



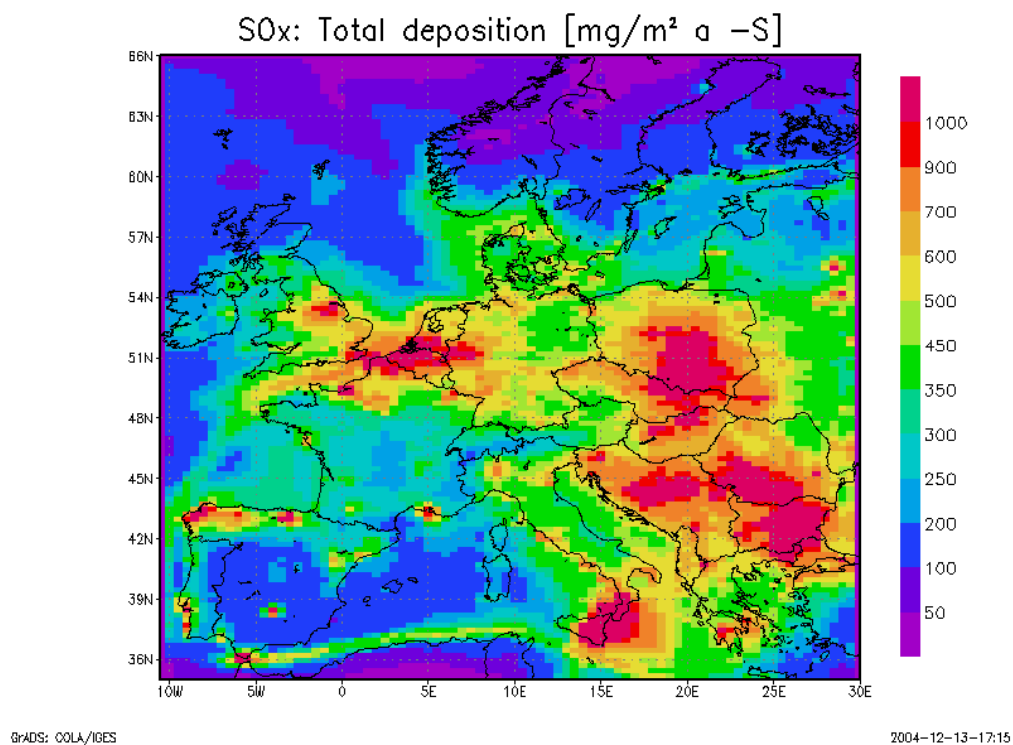


Abbildung 26 Gesamtdepositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 1999, simuliert mit RCG

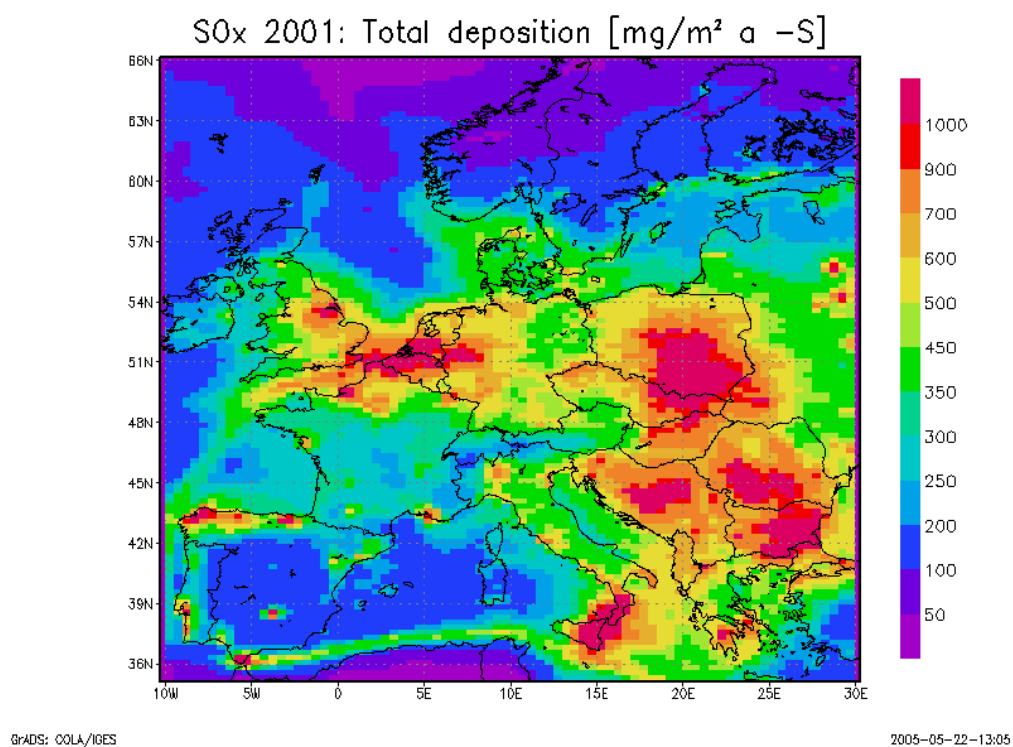
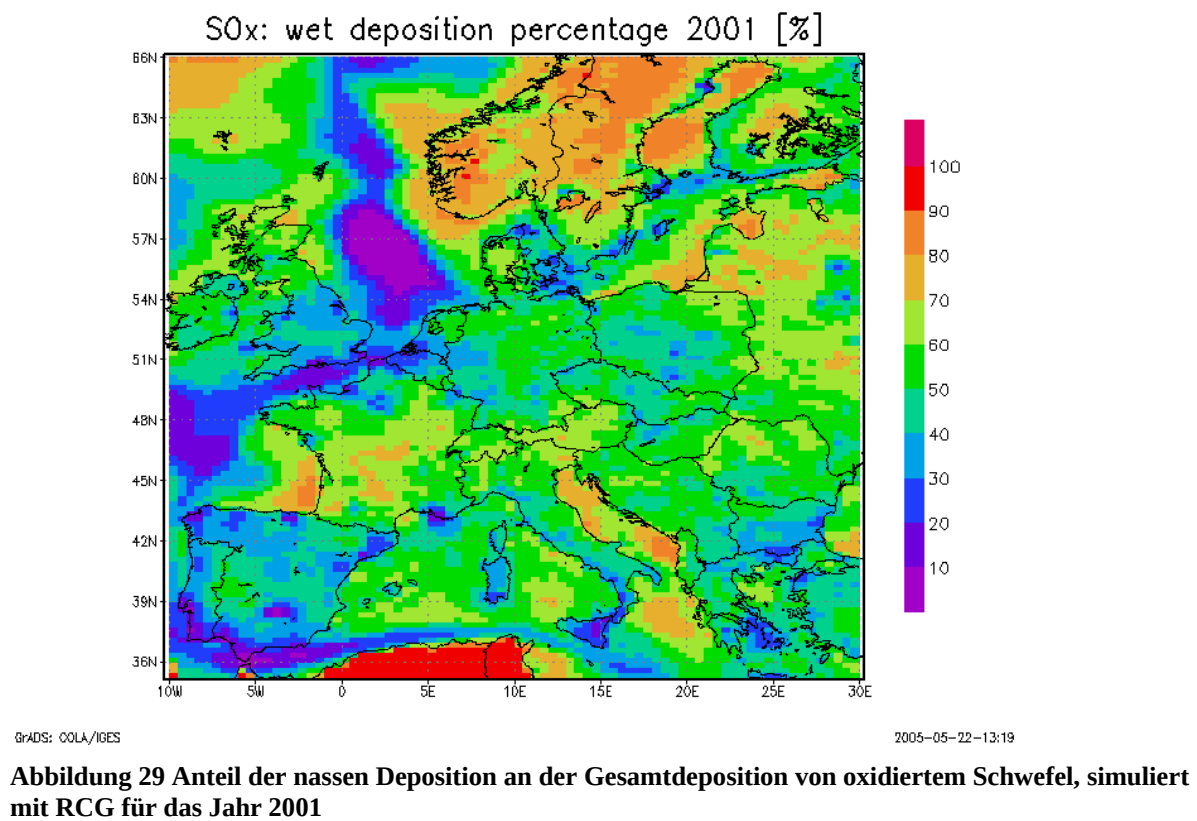
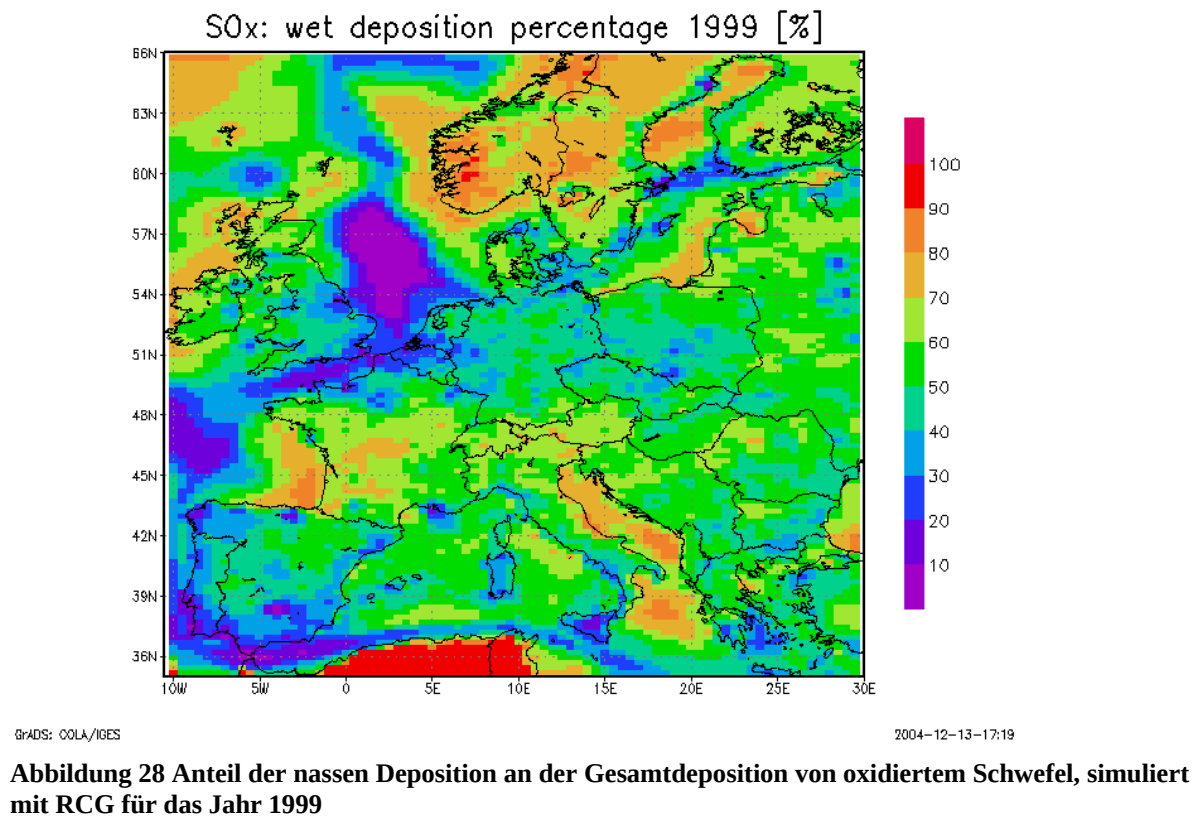


Abbildung 27 Gesamtdepositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 2001, simuliert mit RCG



5 Stickstoffdepositionen

Stickstoffdepositionen werden unterteilt in oxidierte Stickstoffeinträge (NO_3^- , HNO_2 und HNO_3) und in reduzierte Stickstoffeinträge (NH_3 und NH_4^+). Bei allen Stoffen wurde das Stickstoffäquivalent (N) berechnet, um Messdaten mit Modelldaten vergleichen zu können und um der Bedeutung dieses Stoffes für die Versauerung und für die Eutrophisierung der Böden bzw. der Waldbestände Rechnung zu tragen.

5.1 Oxidierte Stickstoffeinträge

Abbildung 30 und Abbildung 31 zeigen die berechneten Trockendepositionssummen für die Jahre 1999 und 2001 für das Gasphasennitrat. Die Einträge sind kleiner als $1.1 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ über Wasser und fast nicht nachweisbar über dem Festland. Auch die Nassdepositionen der Gasphasennitrate sind sehr gering (Abbildung 32 und Abbildung 33).

Auch die Trockendepositionen der Nitrationen in der festen Phase tragen nur sehr gering zur Gesamtnitratdeposition bei. Werte kleiner als $2.7 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ werden vor allem in den stark verschmutzten Gebieten in den Niederlanden und in der Poebene simuliert (Abbildung 34 und Abbildung 35). Nass ausgewaschene Nitrationen aus der festen Phase hingegen deponieren sehr stark am Boden: bis zu $100 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ wurden sowohl für das Jahr 1999 als auch für das Jahr 2001 für die Niederlande und für die Poebene berechnet. Vor allem im Jahre 1999 ist Mailand als stark belastetes Gebiet und das Ruhrgebiet in Deutschland zu erkennen. Auch der Linzer Raum in Oberösterreich wird durch Werte um $70 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ belastet. Die Stickstoffemissionen werden verursachernah nass deponiert. Die erhöhten Niederschläge in Südnorwegen 1999 führen zu erhöhten Nitratnassdepositionen in dieser Region. Auch 2001 werden immer noch Werte um $80 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ simuliert, also um rund 20% weniger als 1999, dennoch europaweit maximal neben den oben genannten Regionen.

Salpetrige Säure existiert in der Gasphase und wird als solche im RCG auch behandelt. Sowohl die in dieser Phase vorhandenen Konzentrationen als auch die dadurch bestimmten Depositionen sind jedoch sehr gering. Werte unter $2.2 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ in Paris und Mailand und Werte unter $1 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ über dem restlichen europäischen Kontinent werden für die Jahre 1999 und 2001 simuliert und können zur Gesamtbilanz an oxidierten Stickstoffdepositionen vernachlässigt werden (Abbildung 38 und Abbildung 39). Salpetrige Säure existiert nicht in flüssiger Form. Nur verdünnte, kalte, wässrige Lösungen und Salze sind realistisch. Die nassen Depositionen sind demzufolge sehr gering (unter $0.03 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$) und können vernachlässigt werden (Abbildung 40 und Abbildung 41).

HNO_3 liegt im gasförmigen Zustand vor. Bei Verbrennungsprozessen von fossilen Brennstoffen wird NO sowie, in geringerem Maße, NO_2 emittiert, aus denen HNO_3 gebildet wird. Tagsüber entsteht HNO_3 durch Einwirkung des photolytisch gebildeten OH-Radikals aus NO_2 . Da das OH-Radikal durch photolytische Zersetzung aus O_3 entsteht, kann diese Reaktion nur tagsüber stattfinden (die Lebensdauer des OH-Radikals ist nur sehr kurz, so dass dieses nachts nicht zur Verfügung steht). Auch die Wasserstoffabspaltung aus organischen Verbindungen, wie z.B. Alkanen oder Aldehyden, durch das NO_3 -Radikal führt zur Bildung von HNO_3 . Nachts wird HNO_3 durch Hydrolyse des aus O_3 und NO_2 entstandenen N_2O_5 gebildet.

Aufgrund der geringen UV-Absorption tritt photolytische Zersetzung nur in geringem Maße auf (FINLAYSON-PITTS 1986). Durch Basen wird HNO_3 in Nitrate umgewandelt. Diese Umsetzung ist zum Teil reversibel. Nasse Deposition durch Abscheidung an Wolkenwassertropfchen oder Eiskristallen ist als Senkenprozeß von Bedeutung. Abbildung 42 und Abbildung 43 zeigen die mit dem RCG-Modell berechneten Depositionseinträge in den Boden durch Auswaschprozesse für die Jahre 1999 und 2001. Die Werte liegen sowohl in den Ballungsgebieten London, Paris und Mailand als auch im Industriegebiet in Südpolen bei über $600 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$, in den Niederlanden und im Ruhrgebiet zwischen 450 und $600 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ und in Rest Deutschlands über $300 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$.

Bei der Gesamtdeposition oxidierter Stickoxide (NO_y) sind die trockenen Depositionen von NO_2 und HNO_3 aufgrund der hohen Depositionsgeschwindigkeit ebenfalls von großer Wichtigkeit. Die Emissionsstrukturen sind bei diesem Prozess deutlich erkennbar. Die meteorologischen Unterschiede zwischen 1999 und 2001 sind hingegen nicht entscheidend (Abbildung 44 und Abbildung 45). Werte über $500 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ werden für die Großstädte London, Paris und Mailand und für die Niederlande, Mittelengland und das Ruhrgebiet sowohl 1999 als auch 2001 berechnet. Sekundäre Maxima in Südpolen und Nordspanien sind erkennbar. Die nassen Depositionen aller oxidierten Stickstoffe hingegen sind sehr viel flächenhafter und von den Werten her auch höher (Abbildung 46 und Abbildung 47). Obwohl sich wiederum die emissionsreichen Gebiete deutlich zeigen, wird über die Nassphase ein größeres Gebiet mit Depositionen betroffen als über die Trockenphase. Werden die zwei Prozesse summarisch betrachtet, lassen sich jedoch wieder deutlich die Problemgebiete Paris, Mailand und die Niederlande sowohl 1999 (Abbildung 48) als auch 2001 (Abbildung 49) erkennen. Werte über $1200 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ werden dort berechnet, für Deutschland werden Werte über $600 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ simuliert.

Abbildung 50 und Abbildung 51 zeigen den Anteil der nassen NO_y -Deposition an der Gesamtdeposition von oxidierten Stickstoffen. Vor allem in Paris, Madrid, Barcelona, in den Niederlanden und in Mittelengland sind trockene Depositionsprozesse zu ca. 50% an den Gesamtdepositionen beteiligt; in Deutschland und Italien überwiegen die nassen Depositionen (über 65% an den Gesamtdepositionen) und im Osten Europas stellen sie den wichtigsten Beitrag zu den am Boden deponierten Stickstoffen dar (über 80%).

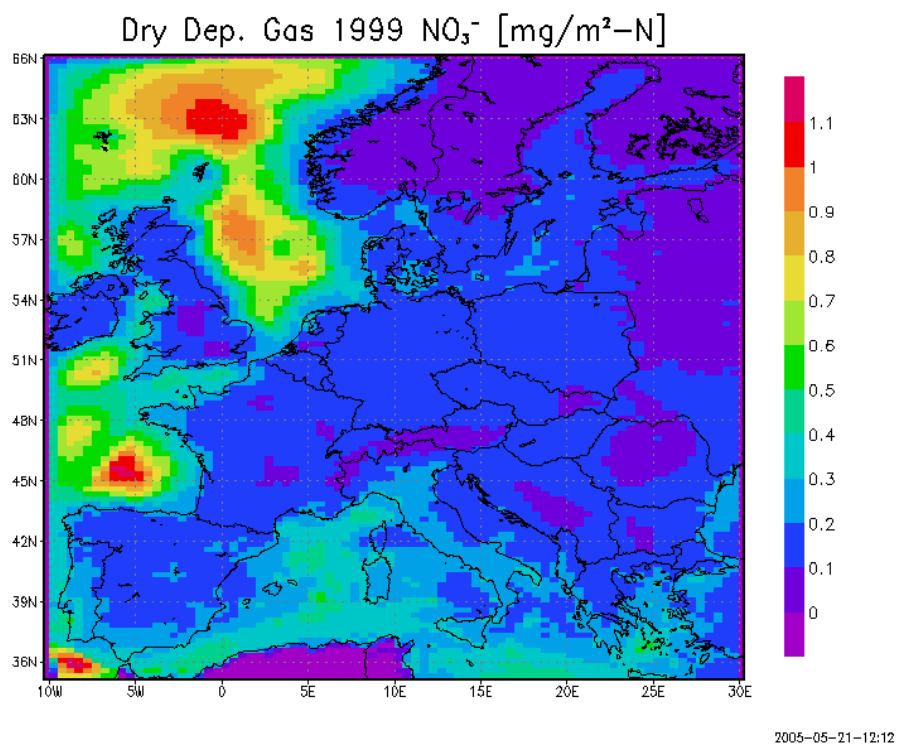


Abbildung 30 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitraten 1999, simuliert mit RCG

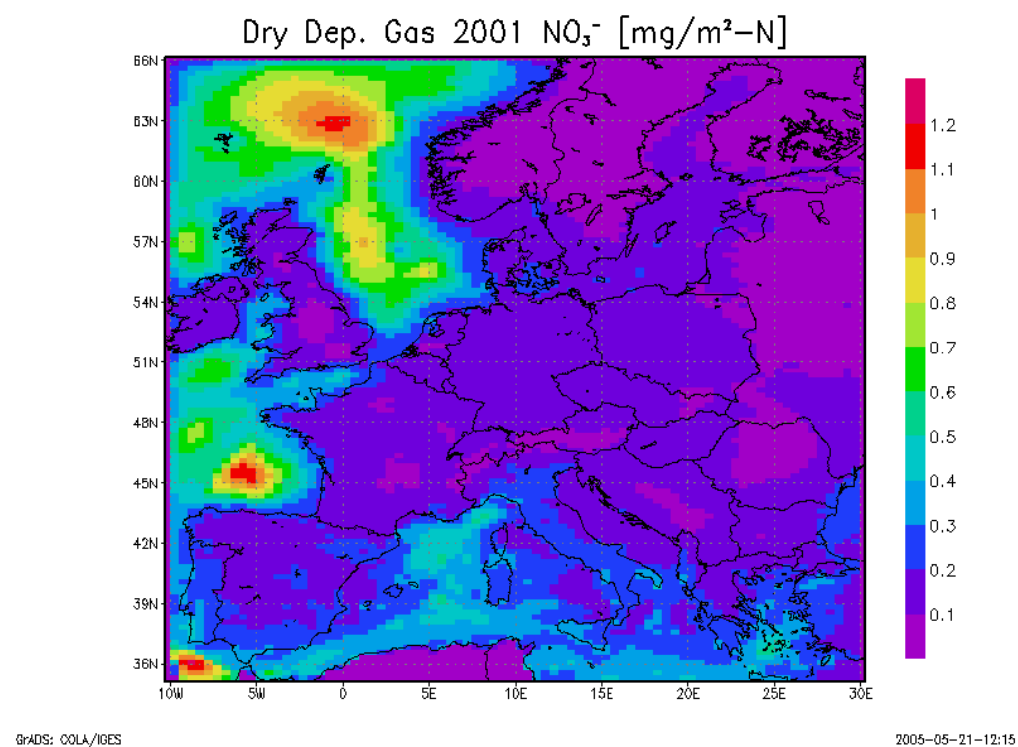
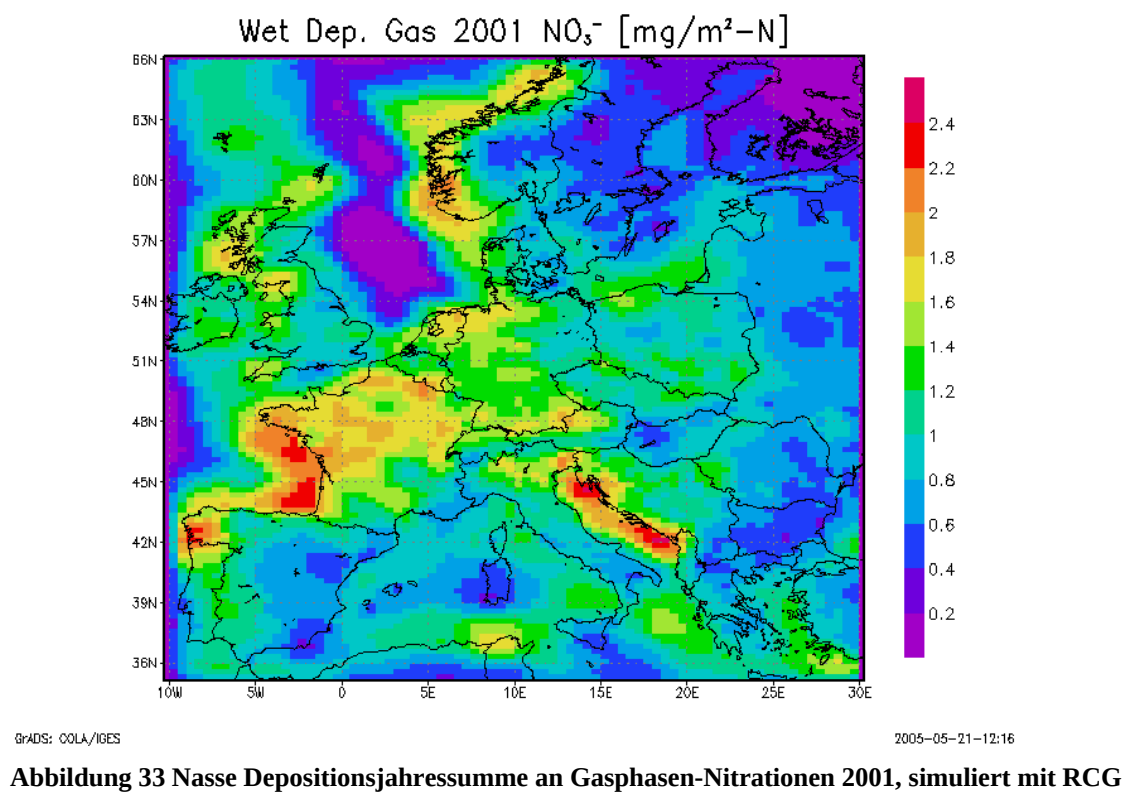
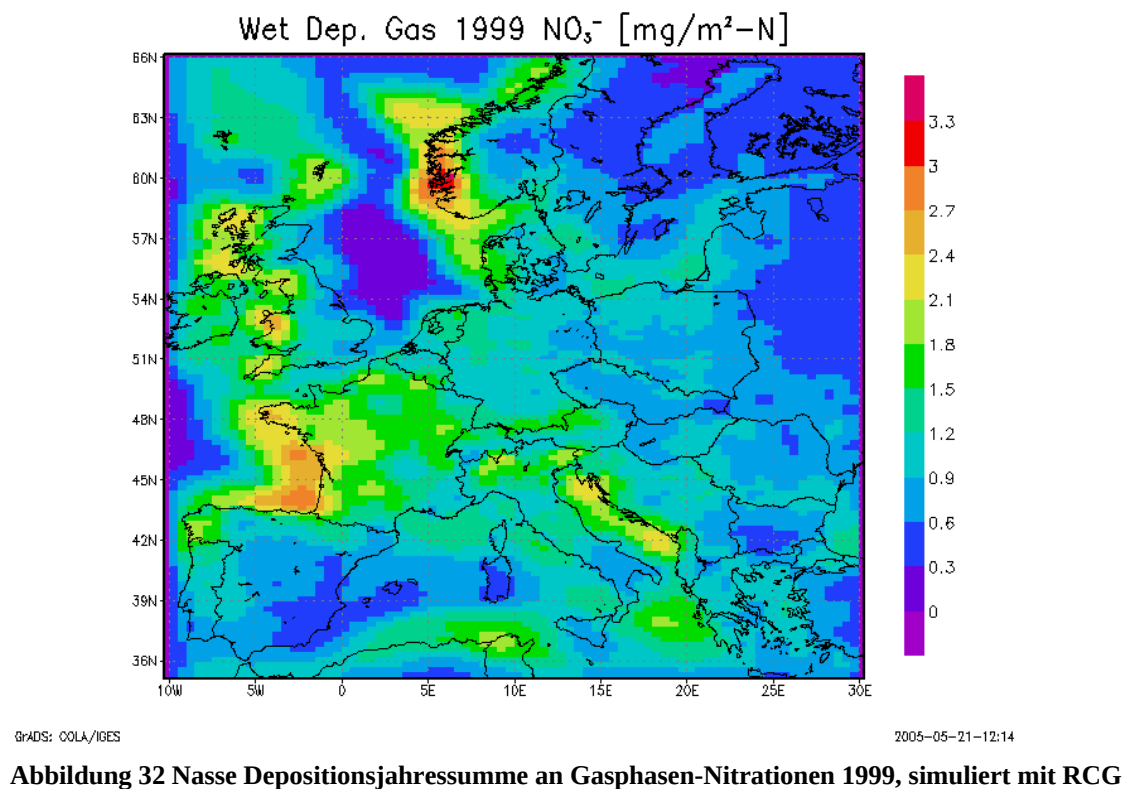


Abbildung 31 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitraten 2001, simuliert mit RCG



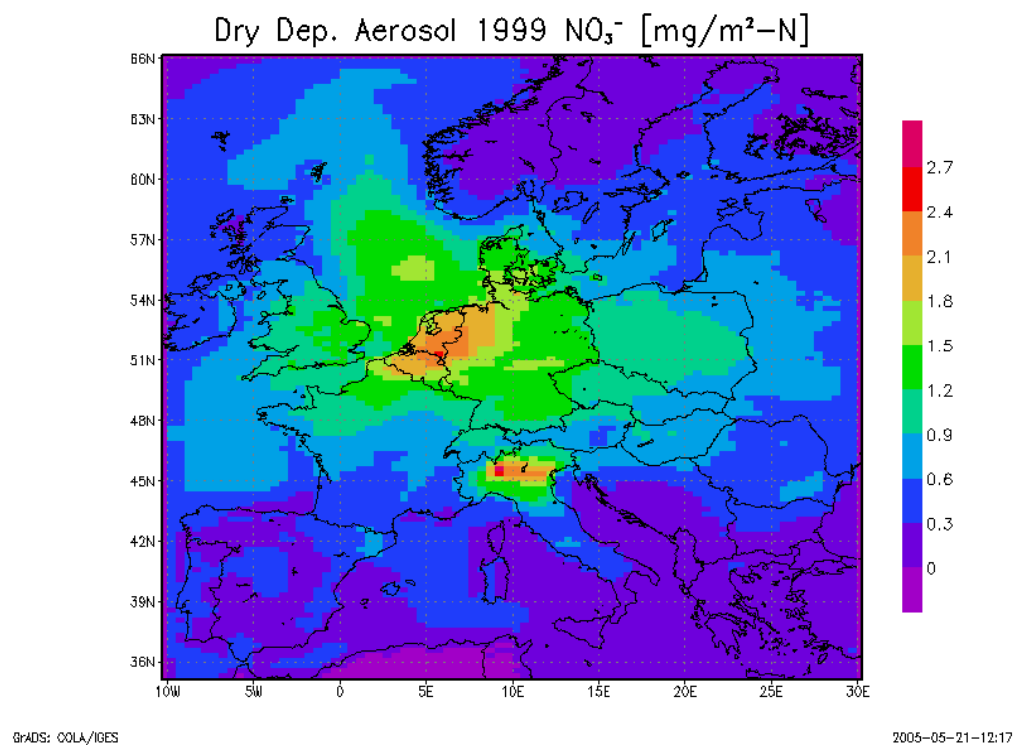


Abbildung 34 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 1999, simuliert mit RCG

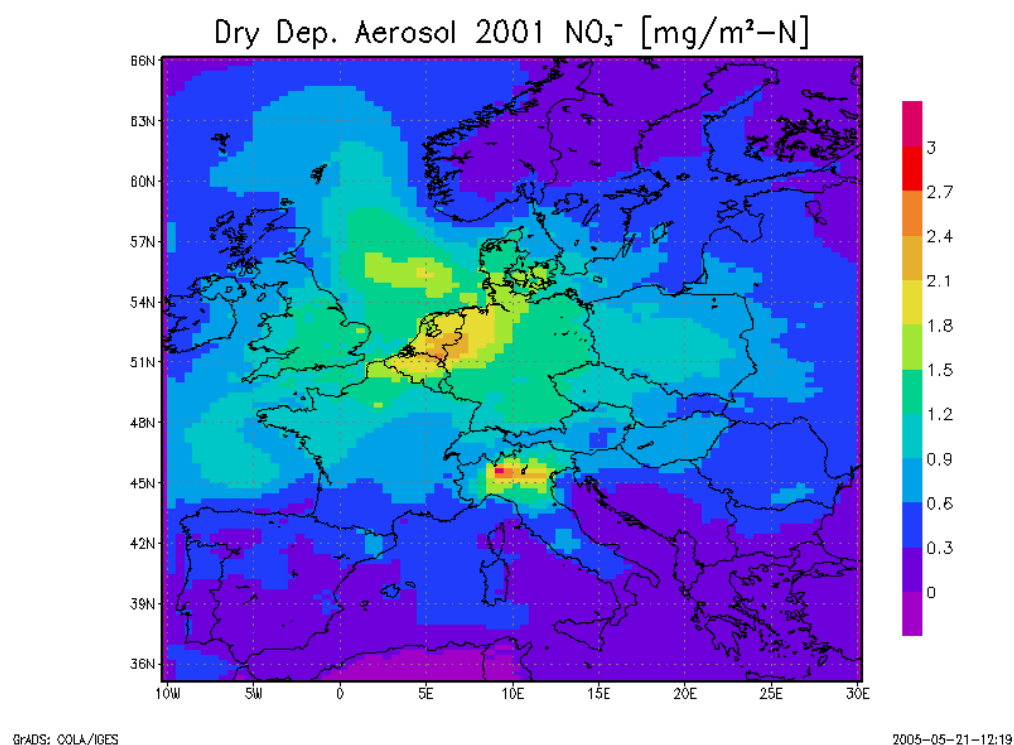
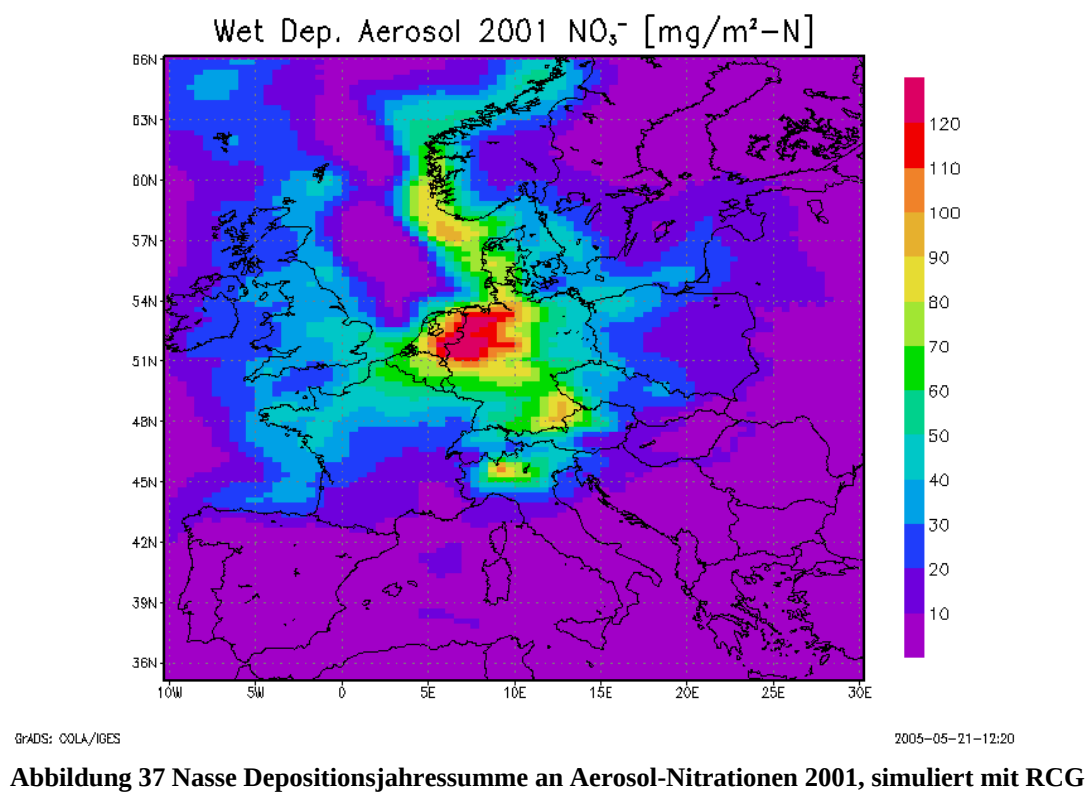
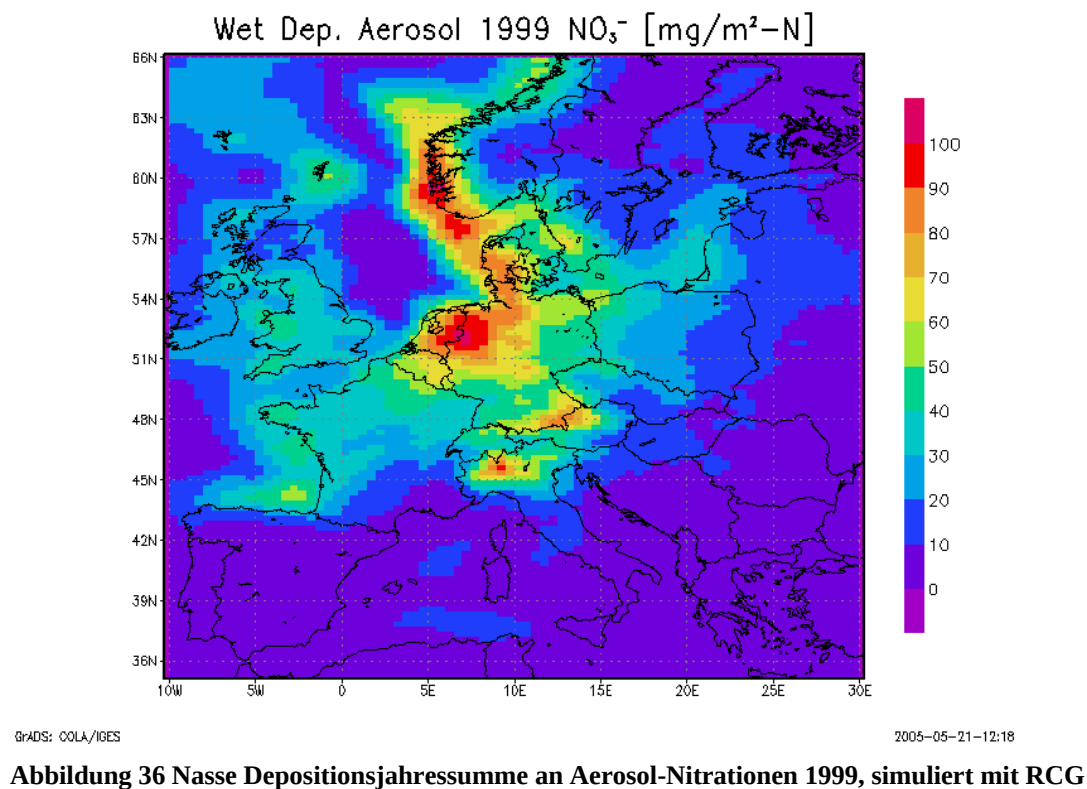


Abbildung 35 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 2001, simuliert mit RCG



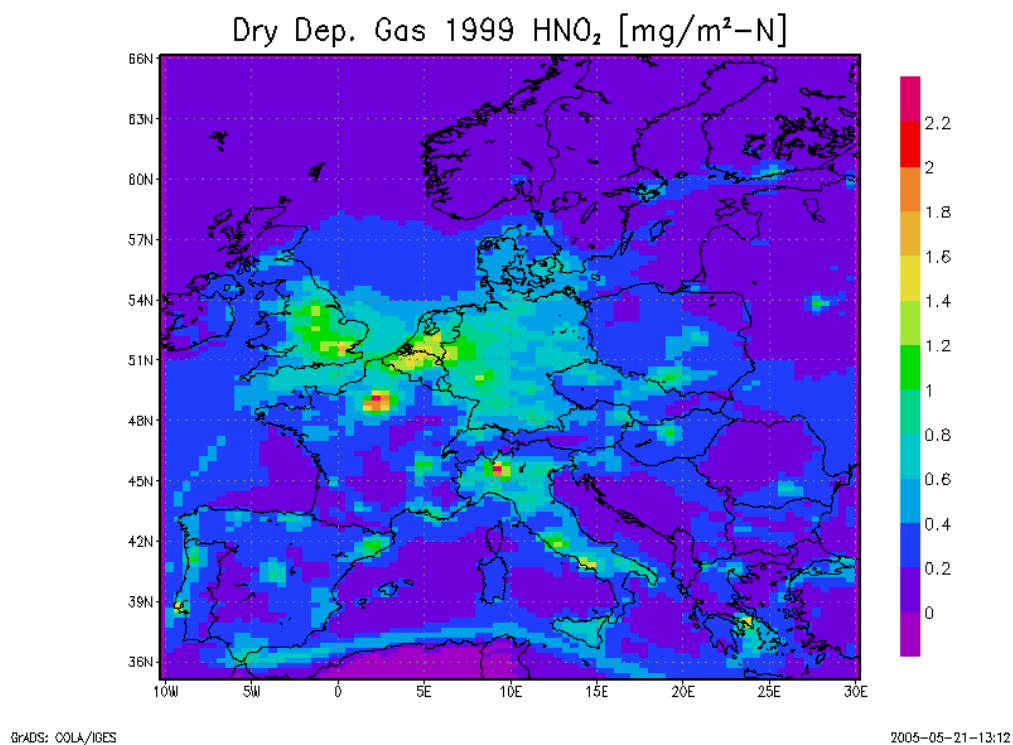


Abbildung 38 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 1999, simuliert mit RCG

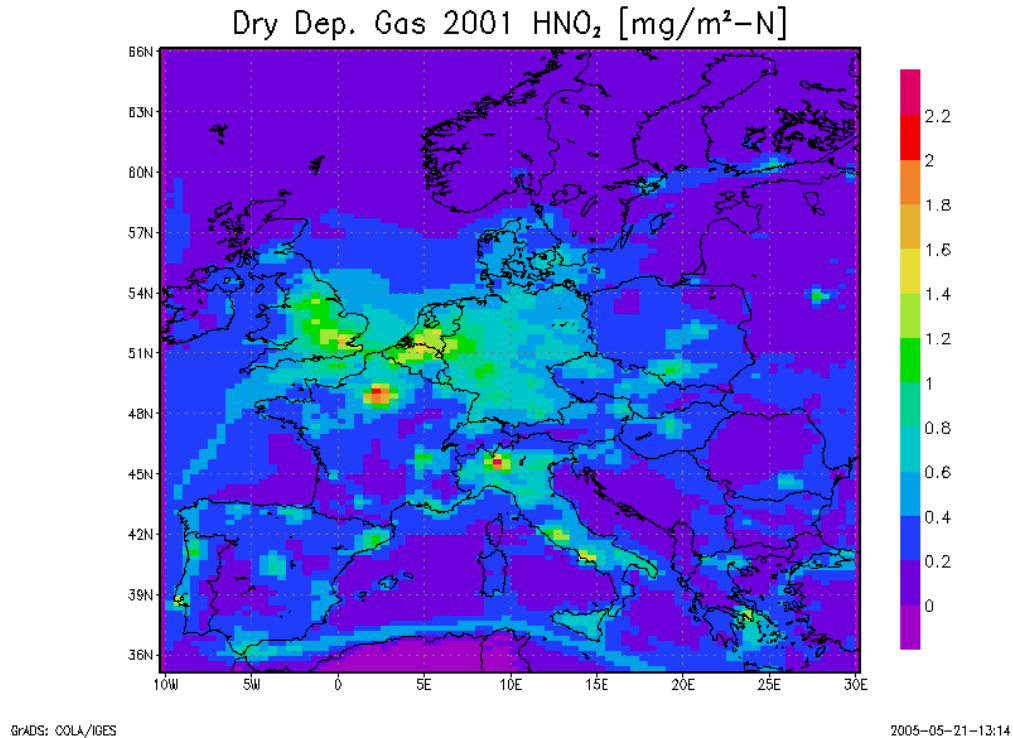
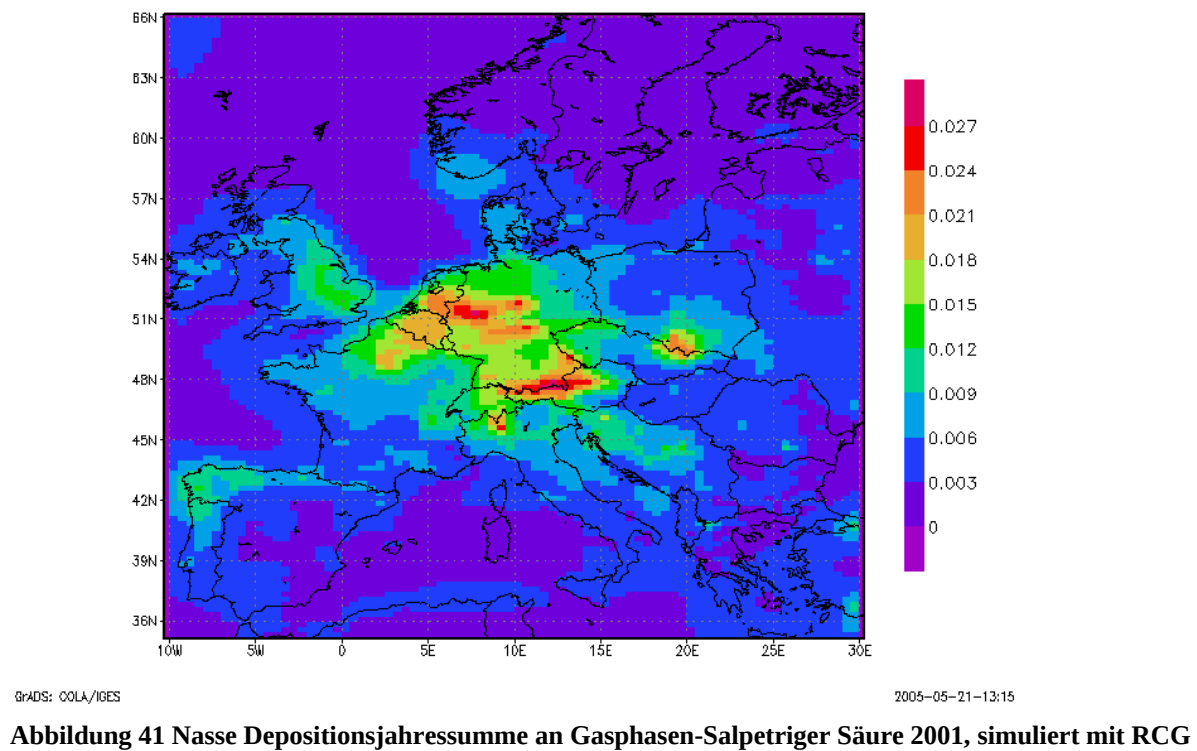
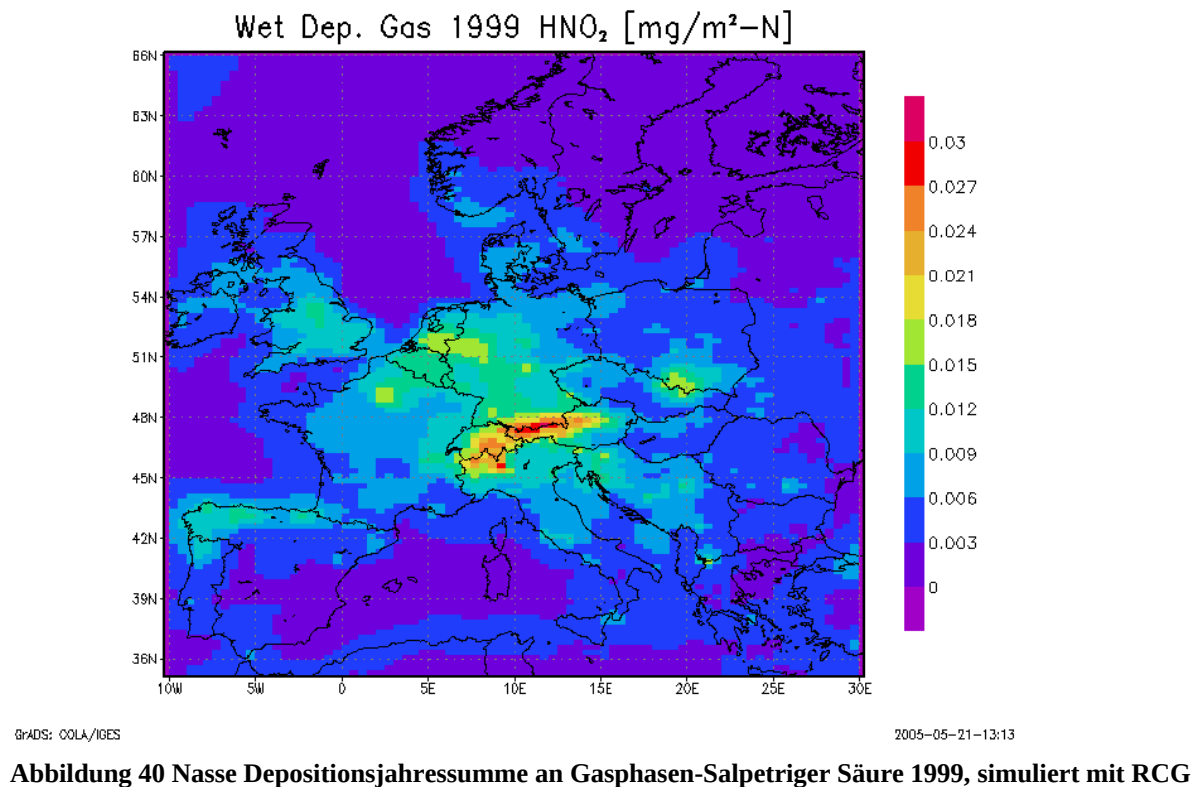


Abbildung 39 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 2001, simuliert mit RCG



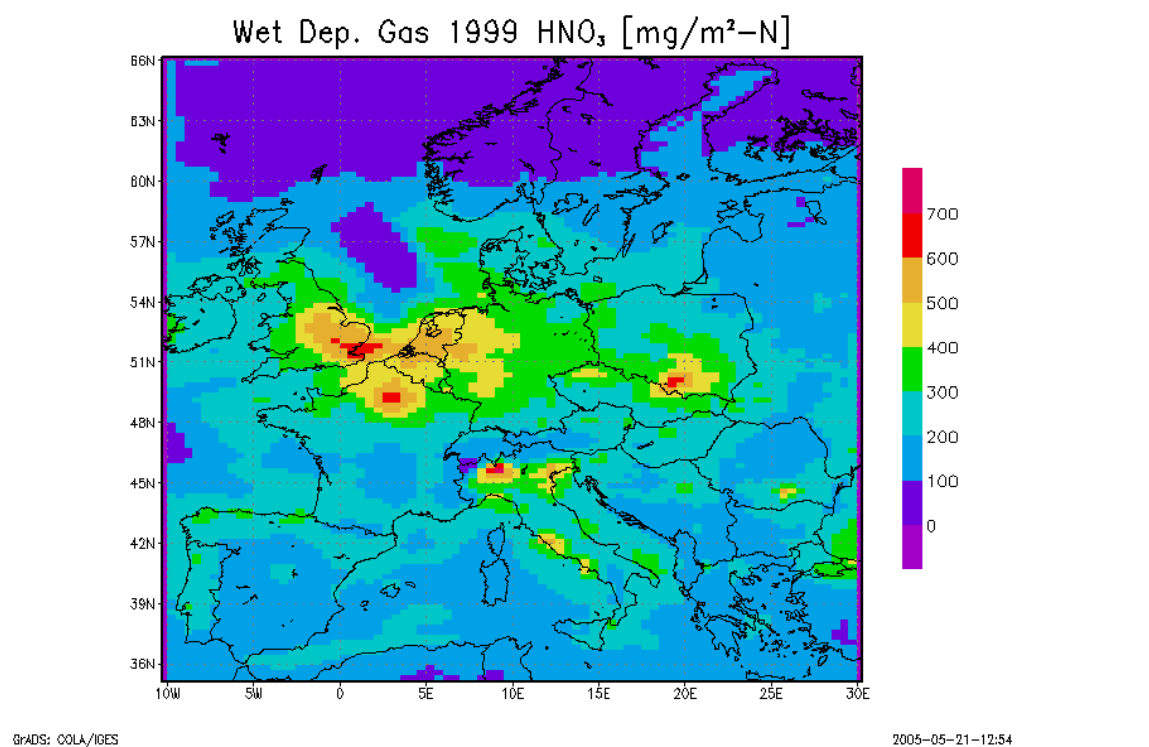


Abbildung 42 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetersäure 1999, simuliert mit RCG

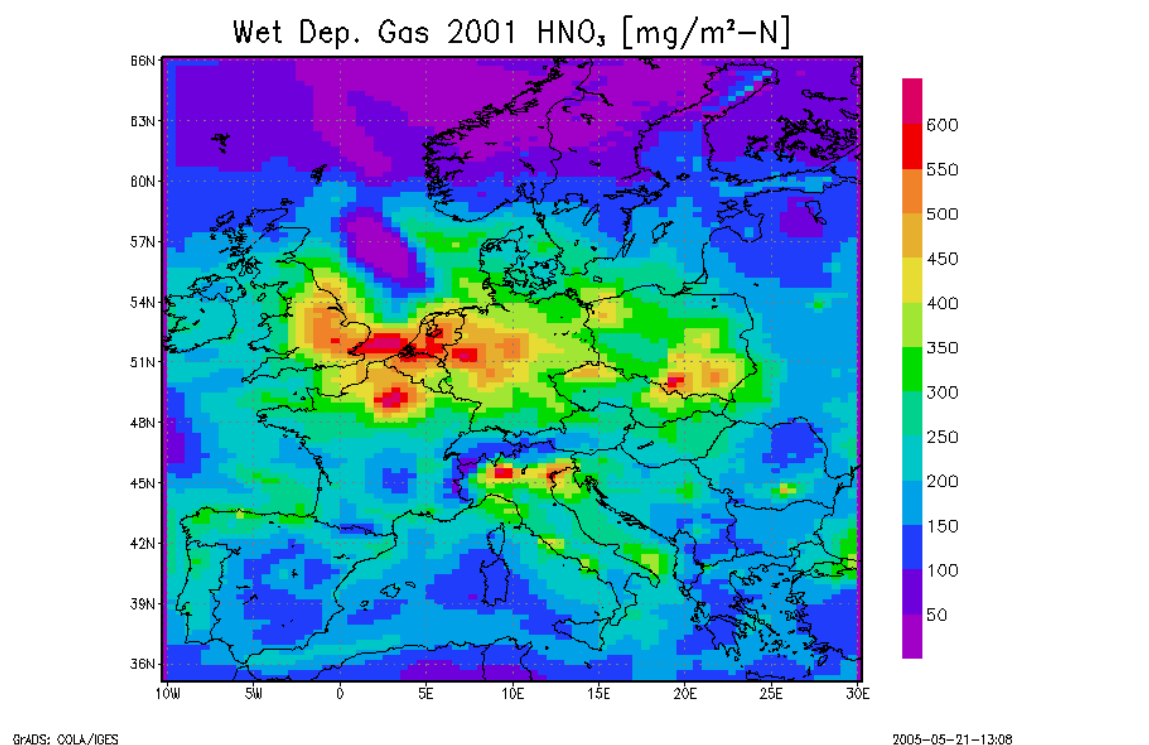
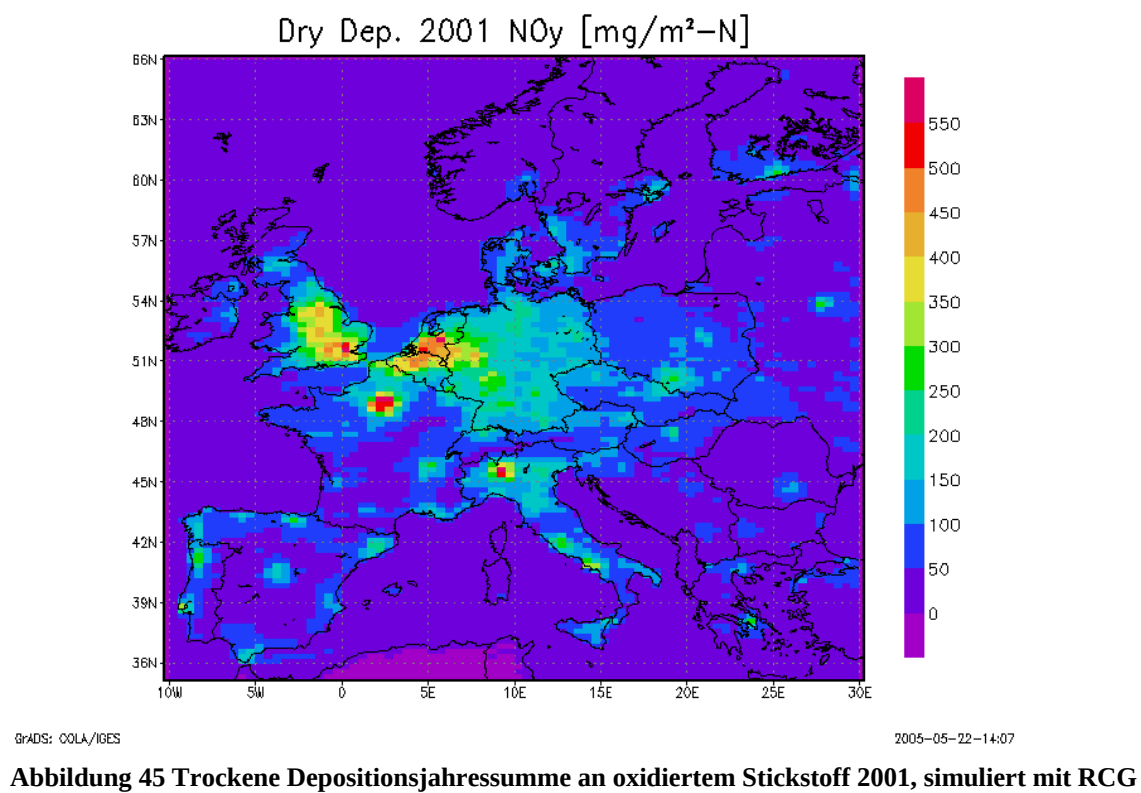
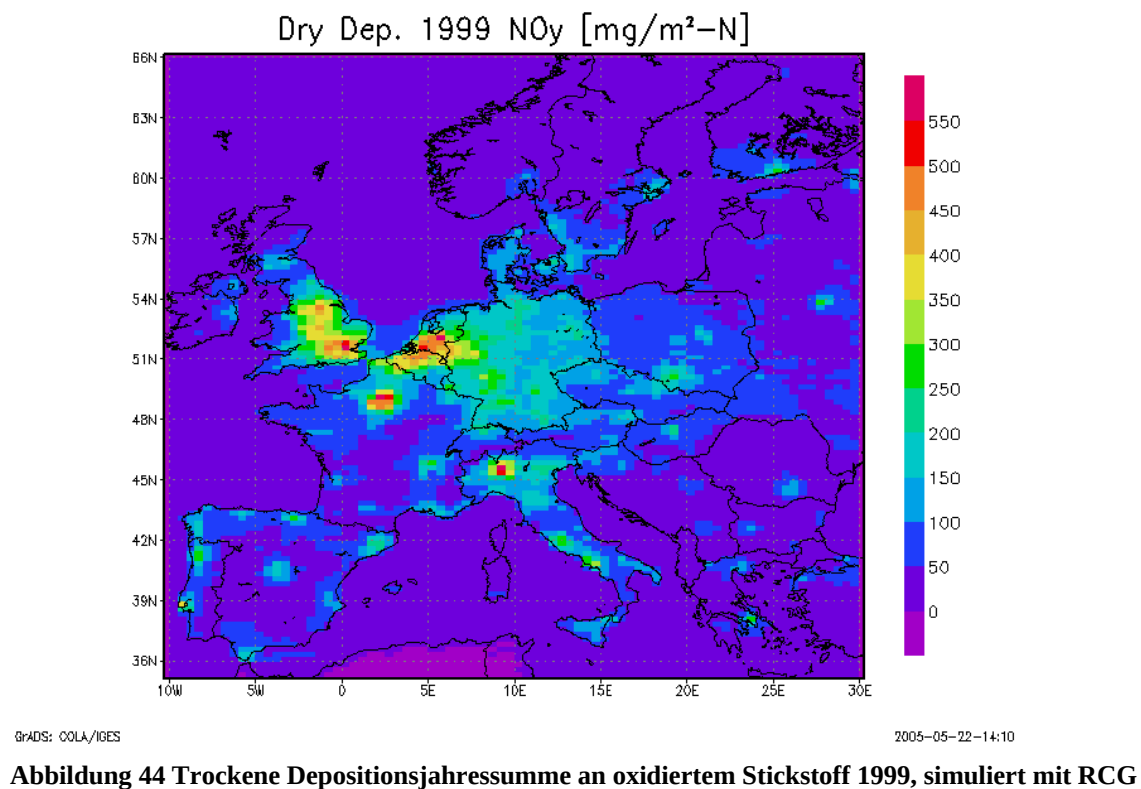


Abbildung 43 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetersäure 2001, simuliert mit RCG



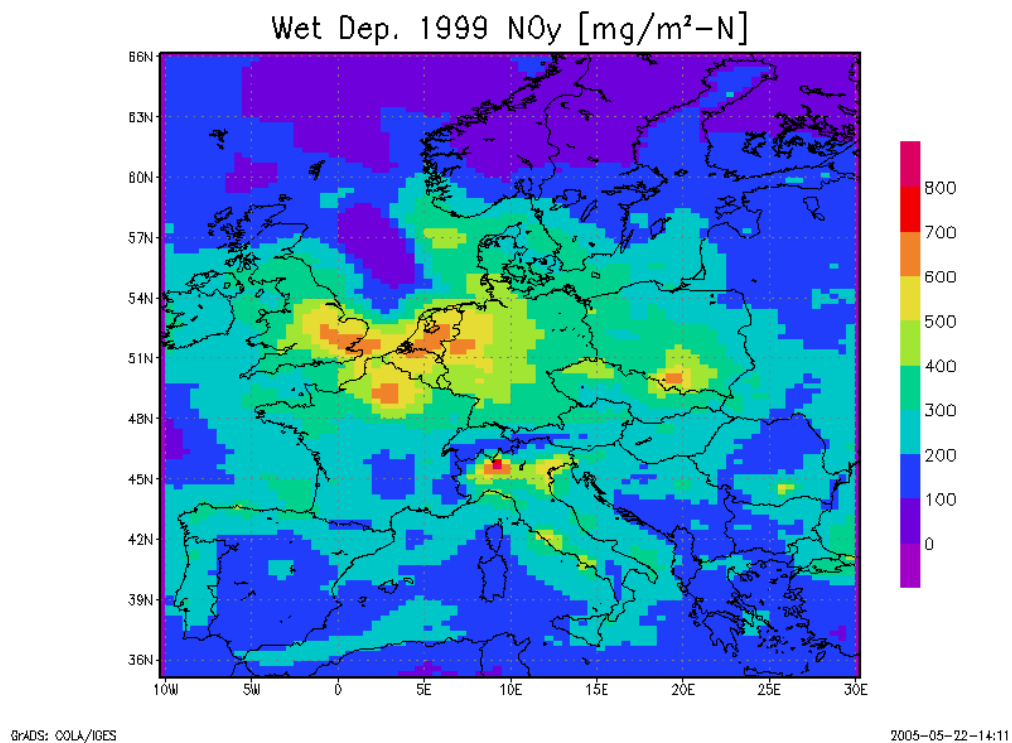


Abbildung 46 Nasse Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG

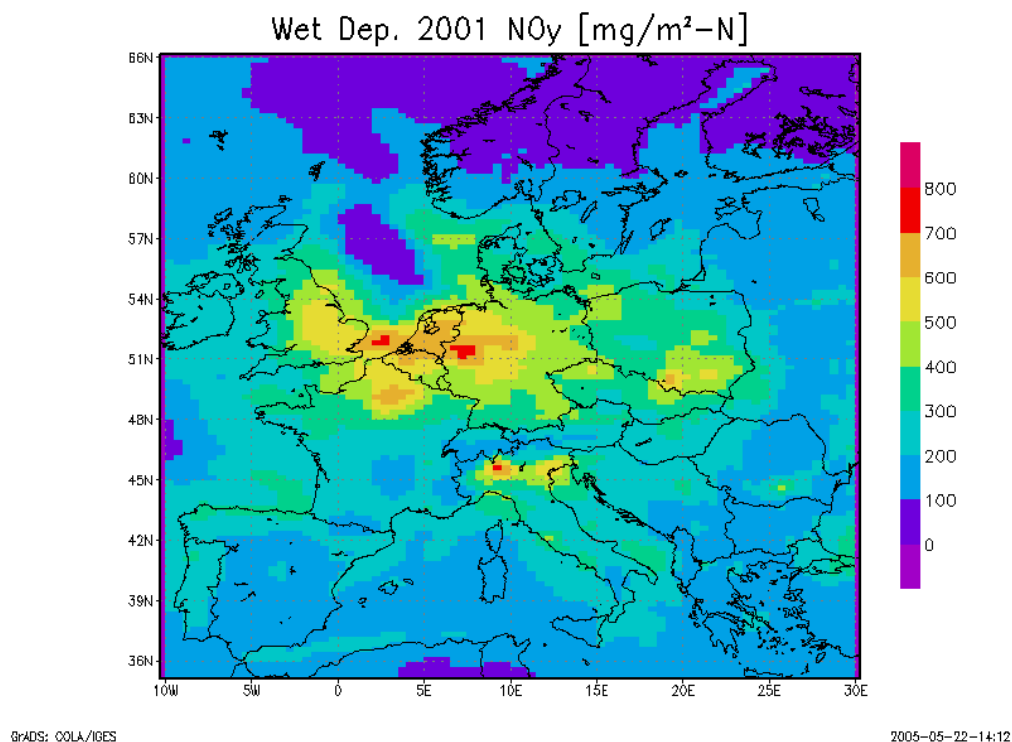
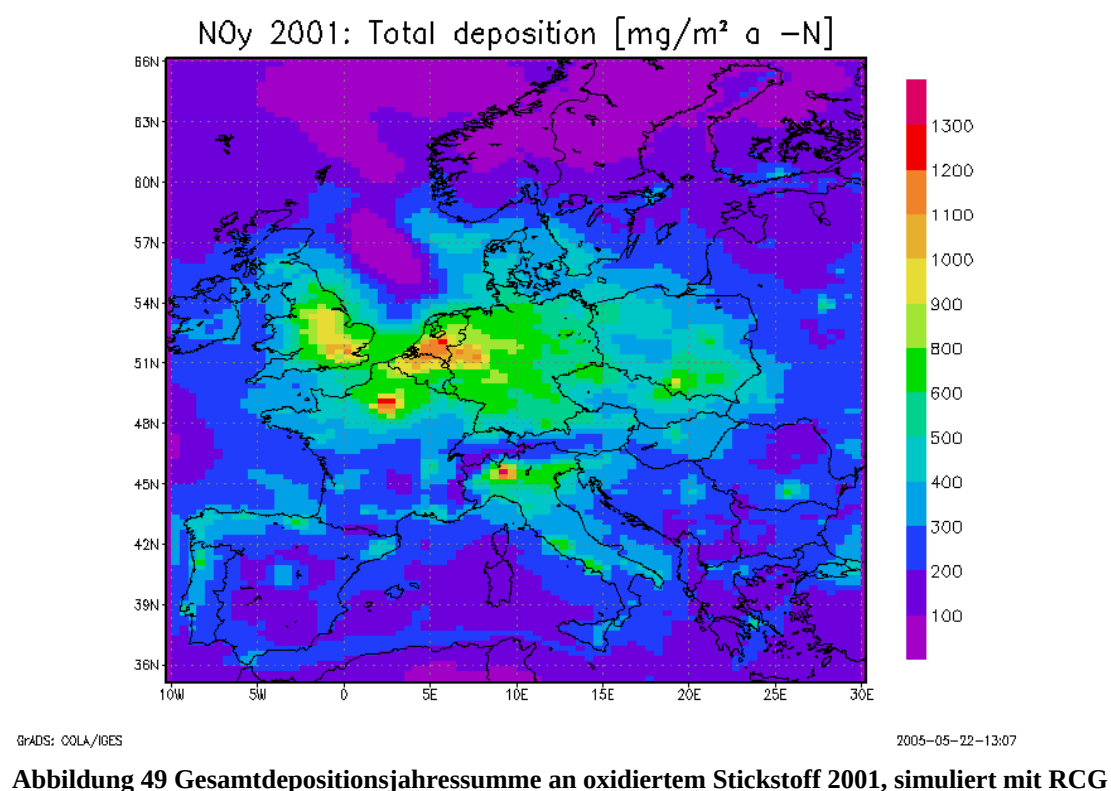
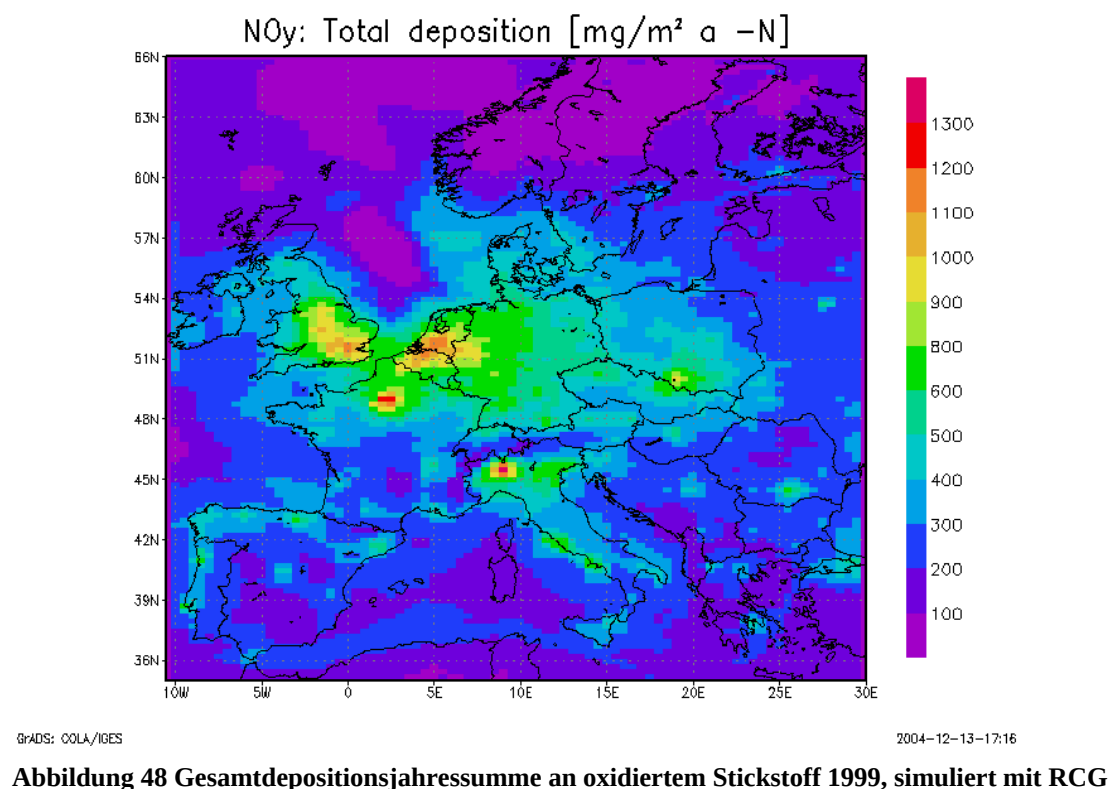


Abbildung 47 Nasse Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG



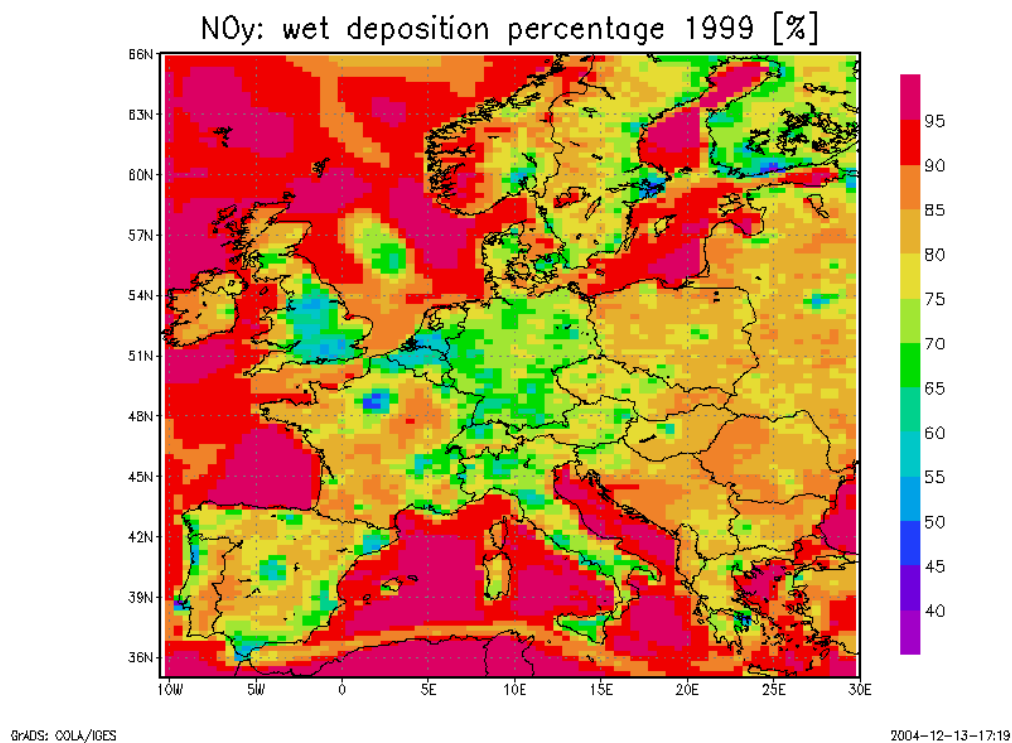


Abbildung 50 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 1999

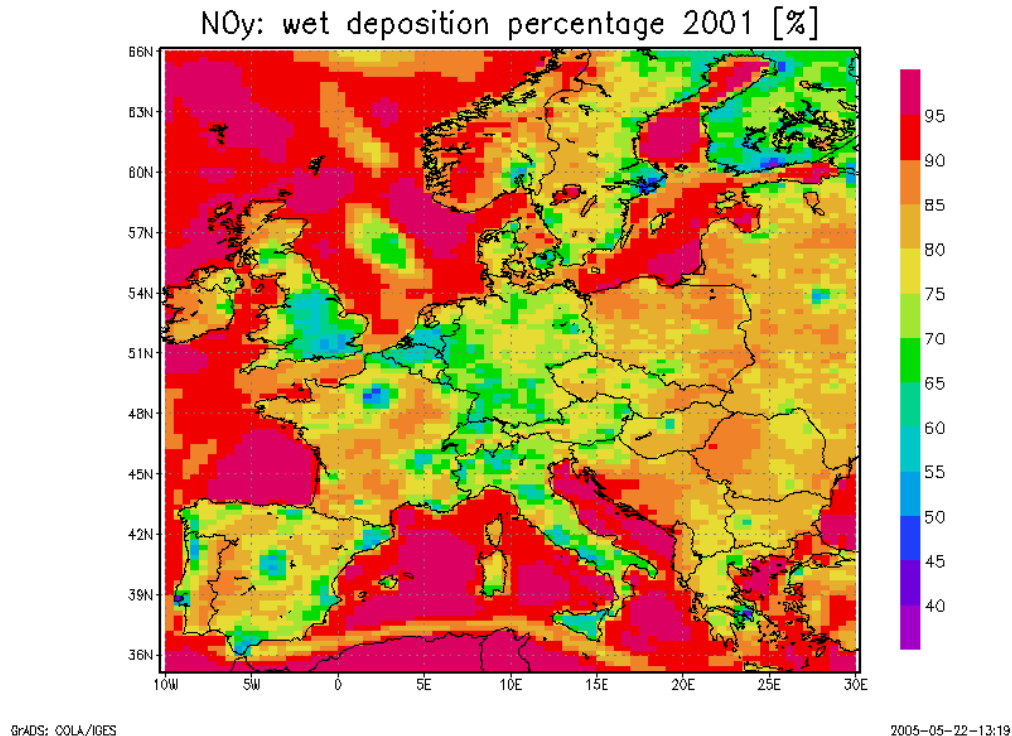


Abbildung 51 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 2001

5.2 Reduzierte Stickstoffeinträge

NH₃ ist die bedeutendste gasförmige Base in der Atmosphäre. Die anthropogenen Emissionen werden zu 90 % durch Ausscheidungen von Nutztieren und Kunstdünger verursacht. Zu den natürlichen Quellen gehören die Emissionen aus landwirtschaftlich nicht genutzten Böden, Ausscheidungen von Wildtieren und die Verbrennung von Biomasse. NH₃ neutralisiert die in der Atmosphäre vorkommenden Säuren. Diese Reaktion kann in Wolken- oder Nebeltröpfchen und an der Oberfläche von Partikeln stattfinden. Da zumeist HNO₃ und H₂SO₄ im Aerosol vertreten sind, können bei dieser Reaktion verschiedene Ammoniumsalze entstehen, wie NH₄NO₃, NH₄HSO₄, (NH₄)₂SO₄ und Mischsalze wie 2(NH₄NO₃).(NH₄)₂SO₄. Aufgrund ihrer Bildungsmechanismen bestehen die Partikel überwiegend aus wasserlöslichen Ammoniumsulfaten und -nitraten sowie organischen Verbindungen.

Zur Berechnung der gesamten reduzierten Stickstoffe werden sowohl NH₃ als auch NH₄⁺ in der Gasphase und in der festen Phase betrachtet.

Abbildung 52 und Abbildung 53 zeigen die für die Jahre 1999 und 2001 berechneten NH₃-Trockendepositionen in Europa. Sehr hohe Werte (über 2000 mg/m² a – N) werden für die Niederlande und Teile Nordwestdeutschlands simuliert, erhöhte Werte sind auch in der italienischen Poebene und im ländlichen Nordwesten Frankreichs zu erkennen. Auch in den Restgebieten Frankreichs, Deutschlands und in Polen werden sowohl für das Jahr 1999 als auch für das Jahr 2001 Werte über 300 mg/m² a – N simuliert. Unbelastete Gebiete wie Zentralspanien, Ex-Jugoslawien, Ungarn und Skandinavien werden immer noch mit Ammoniak-Trockendepositionen von bis zu 300 mg/m² a – N belastet. Nasse Depositionen an Ammoniak hingegen spielt in der Depositionsgesamtbilanz eine vernachlässigbare Rolle (Abbildung 54 und Abbildung 55). Umgekehrt sieht die Situation bei den simulierten NH₄⁺-Ionendepositionen aus: trockene Depositionsprozesse des sich in der festen Phase befindenden Ammoniumgehalts: maximale Werte von 4 mg/m² a – N. werden simuliert. Für die Gesamtbilanz kann dieser Prozess also vernachlässigt werden. Nasse Depositionen von Ammoniumionen aus der festen Phase hingegen tragen zu den Gesamtdositionen reduzierter Stickstoffe bis über 350 mg/m² a – N vor allem in den Niederlanden, im Nordwesten Deutschlands, in Mailand und in den Industriezentren Linz und Südpolen bei. Das meteorologische Jahr 2001 (Abbildung 59) scheint bei Ammoniumauswaschungen flächenhaft höhere Depositionen zu verursachen als das meteorologische Jahr 1999 (Abbildung 58).

Wie aus der vorhergehenden Diskussion ersichtlich, tragen im Wesentlichen nur gasförmige NH₃-Moleküle zur Gesamttrockendeposition und sich in der festen Phase befindende NH₄⁺-Ionen zur Gesamtnassdeposition bei.

Abbildung 60 und Abbildung 61 stellen die Einträge an reduzierten Stickstoffen über Depositionsprozesse in Europa für die Jahre 1999 und 2001 dar. Vor allem aus der Trockendeposition an NH₃ lassen sich die erhöhten Werte in den Niederlanden, in Nordwestdeutschland und in der Poebene erklären. Der Anteil der nassen Deposition an NH_x ist über dem kontinentalen Westeuropa geringer als 20%; in Osteuropa steigt er auf ca. 30% und in Gebieten Ex-Jugoslawiens beträgt er teilweise 40%. (Abbildung 62 und Abbildung 63). Die deponierten Frachten sind in diesen Gebieten jedoch sehr gering.

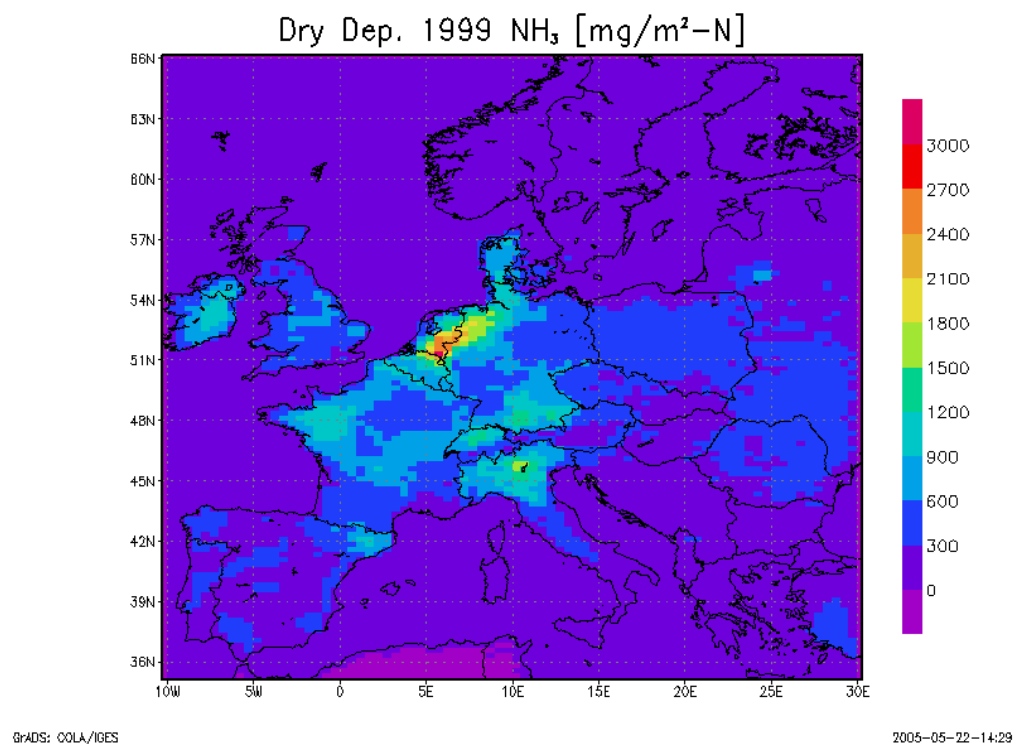


Abbildung 52 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 1999, simuliert mit RCG

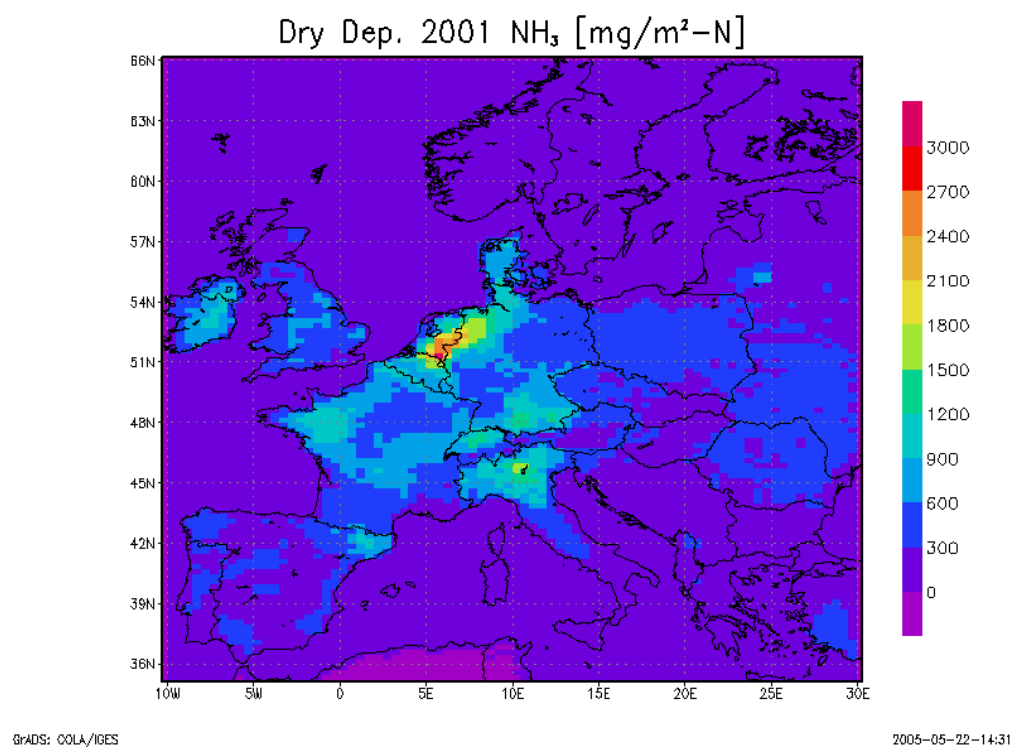
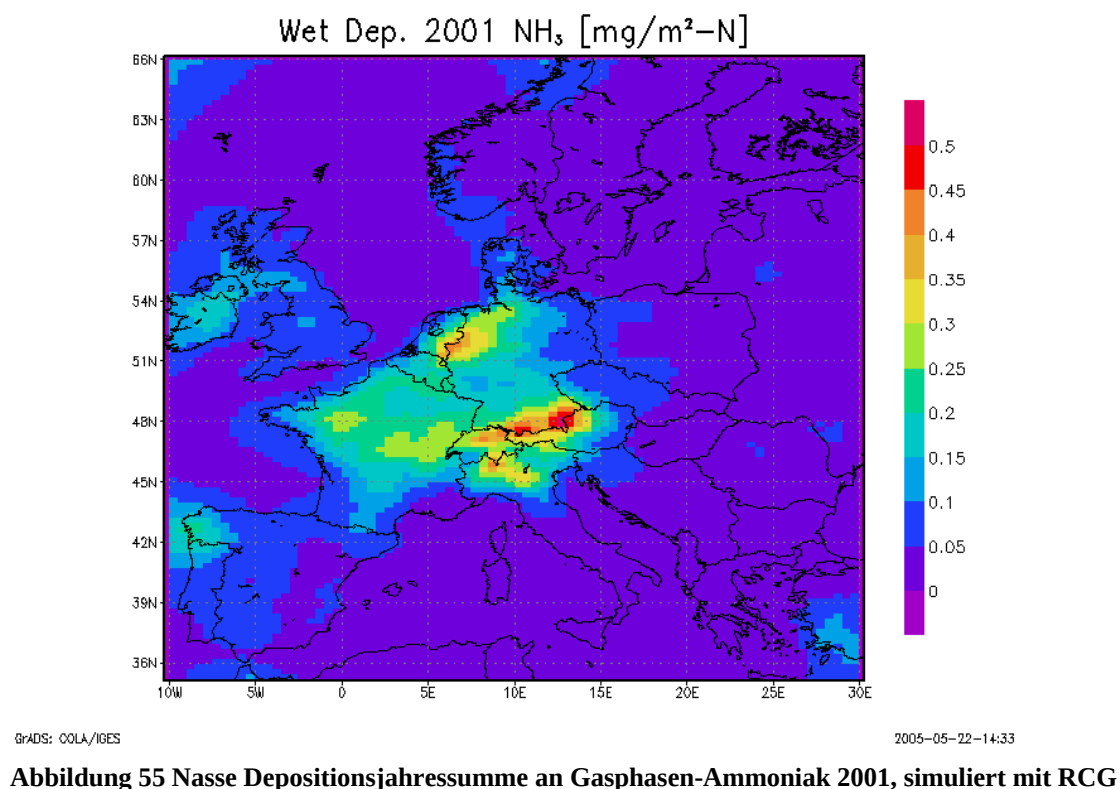
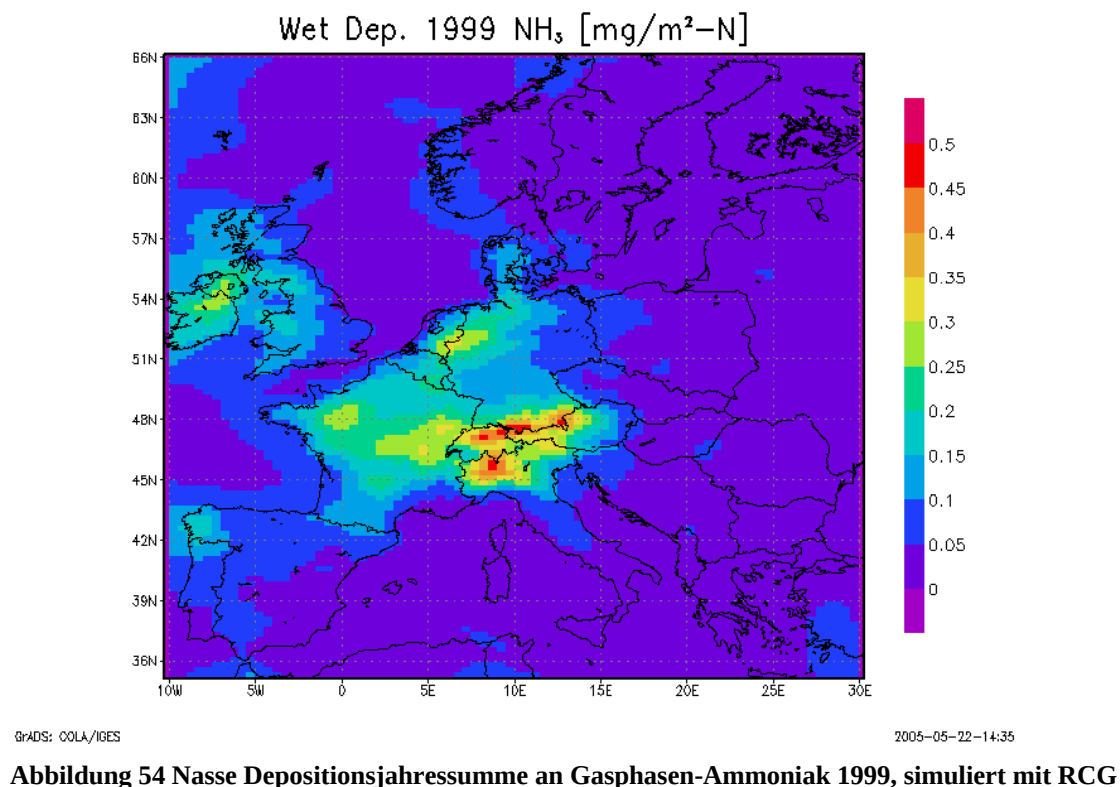


Abbildung 53 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 2001, simuliert mit RCG



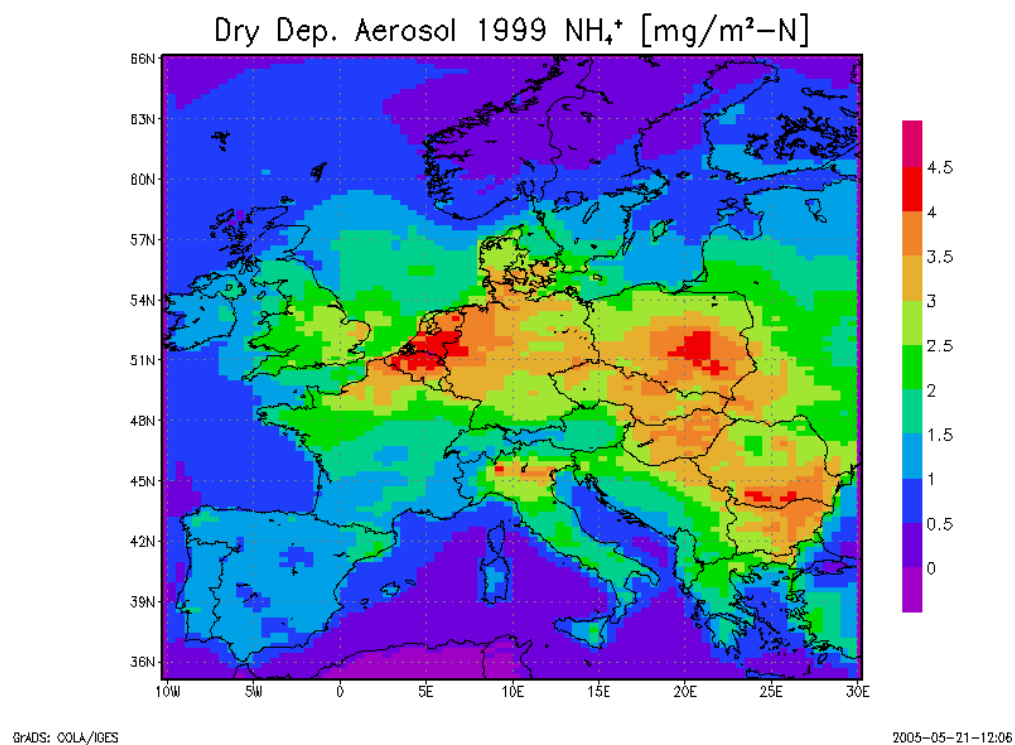


Abbildung 56 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 1999, simuliert mit RCG

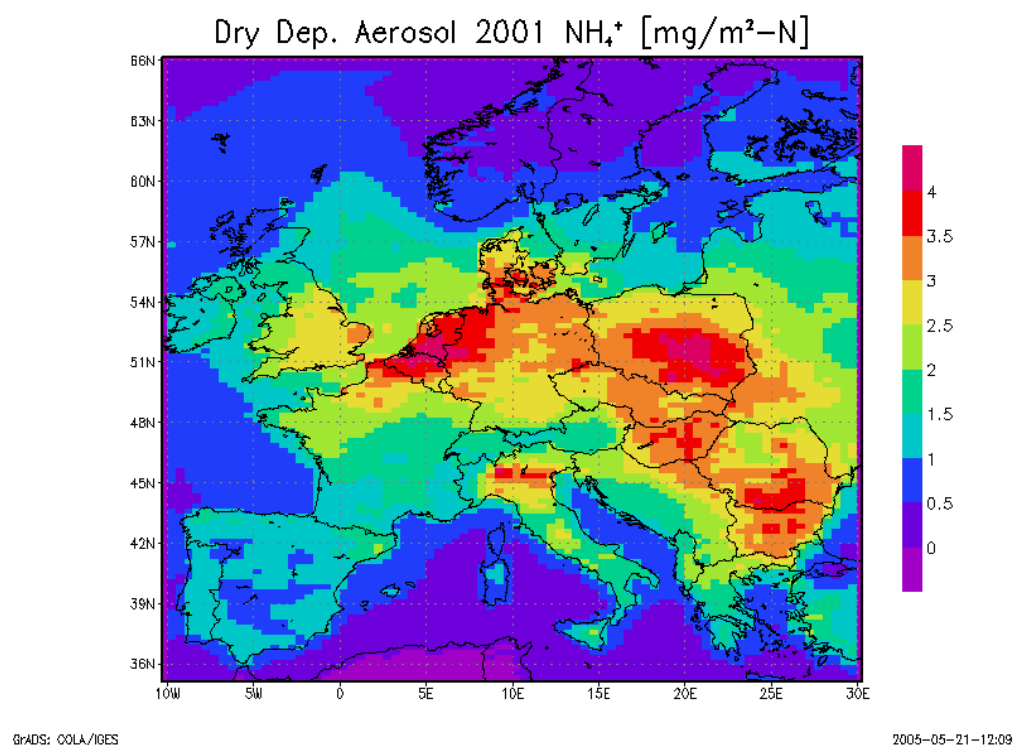


Abbildung 57 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 2001, simuliert mit RCG

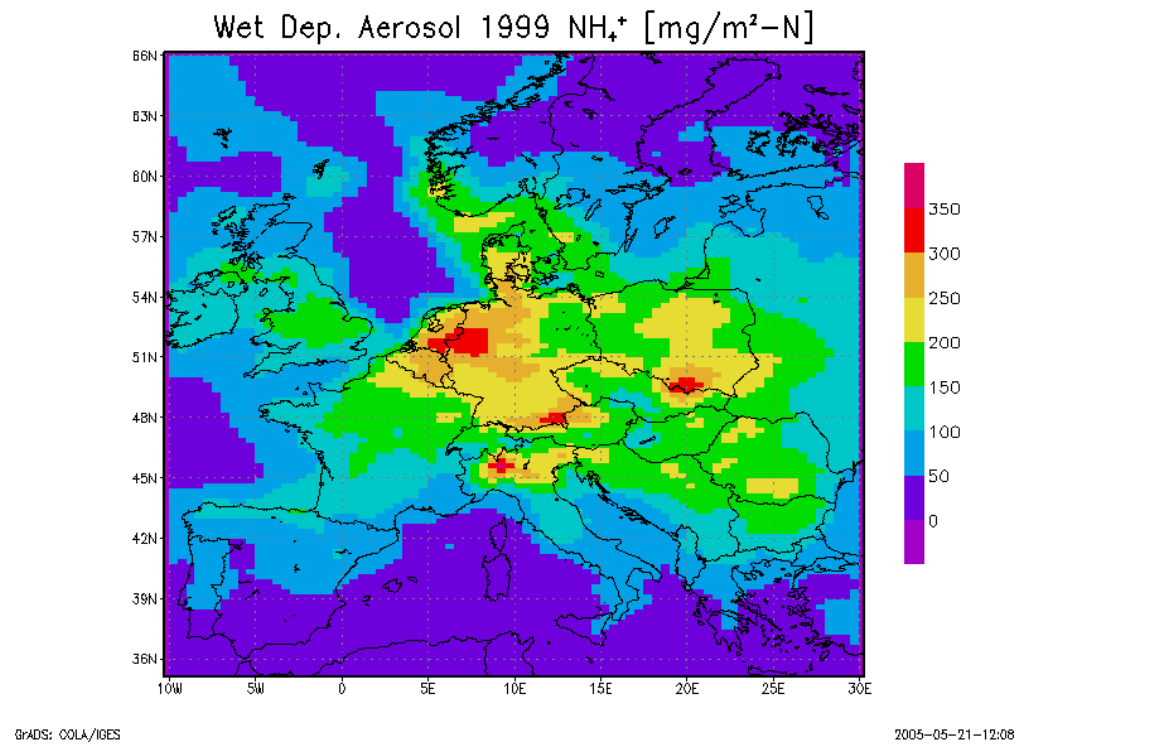


Abbildung 58 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 1999, simuliert mit RCG

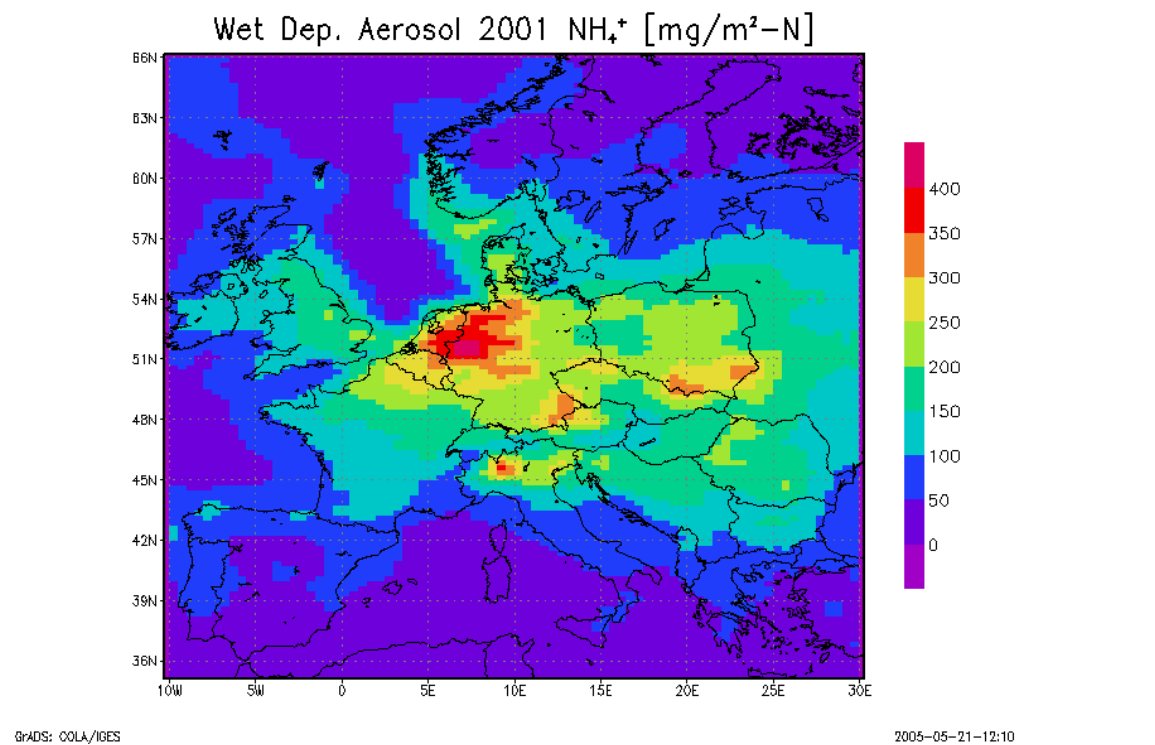


Abbildung 59 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 2001, simuliert mit RCG

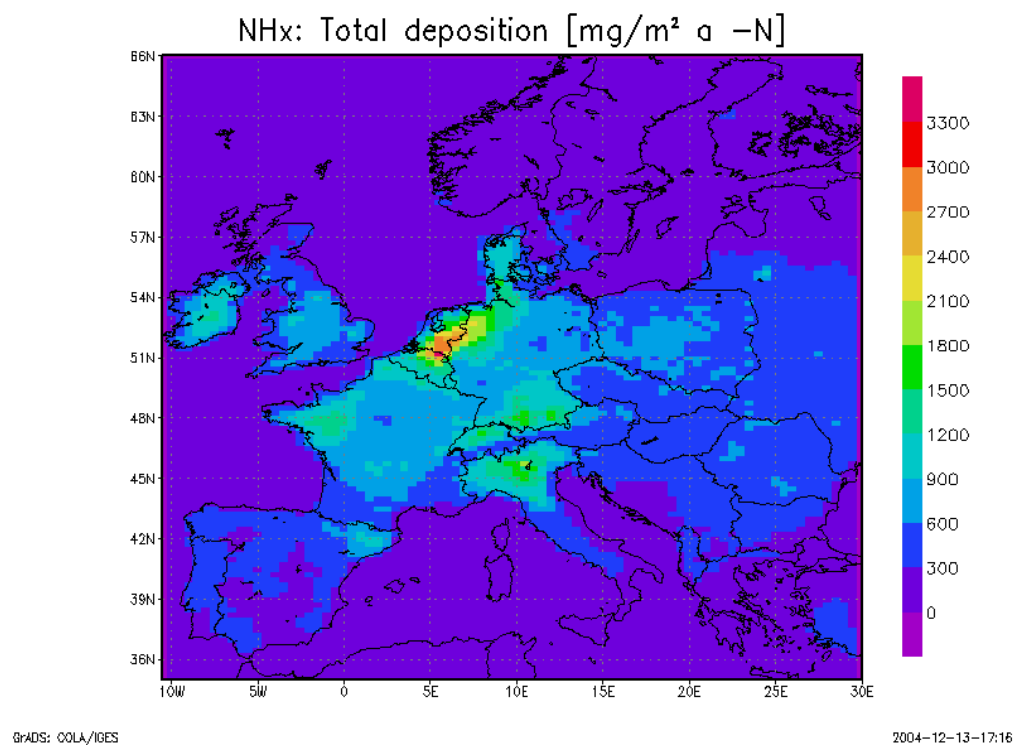


Abbildung 60 Gesamtdepositionsjahressumme an reduziertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG

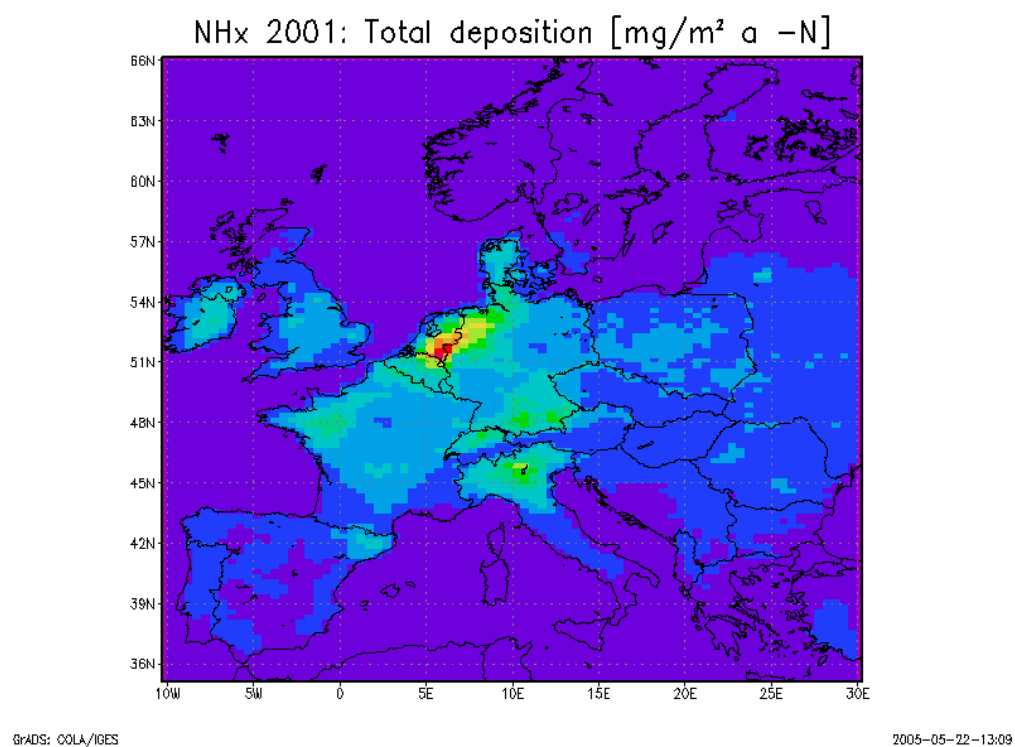
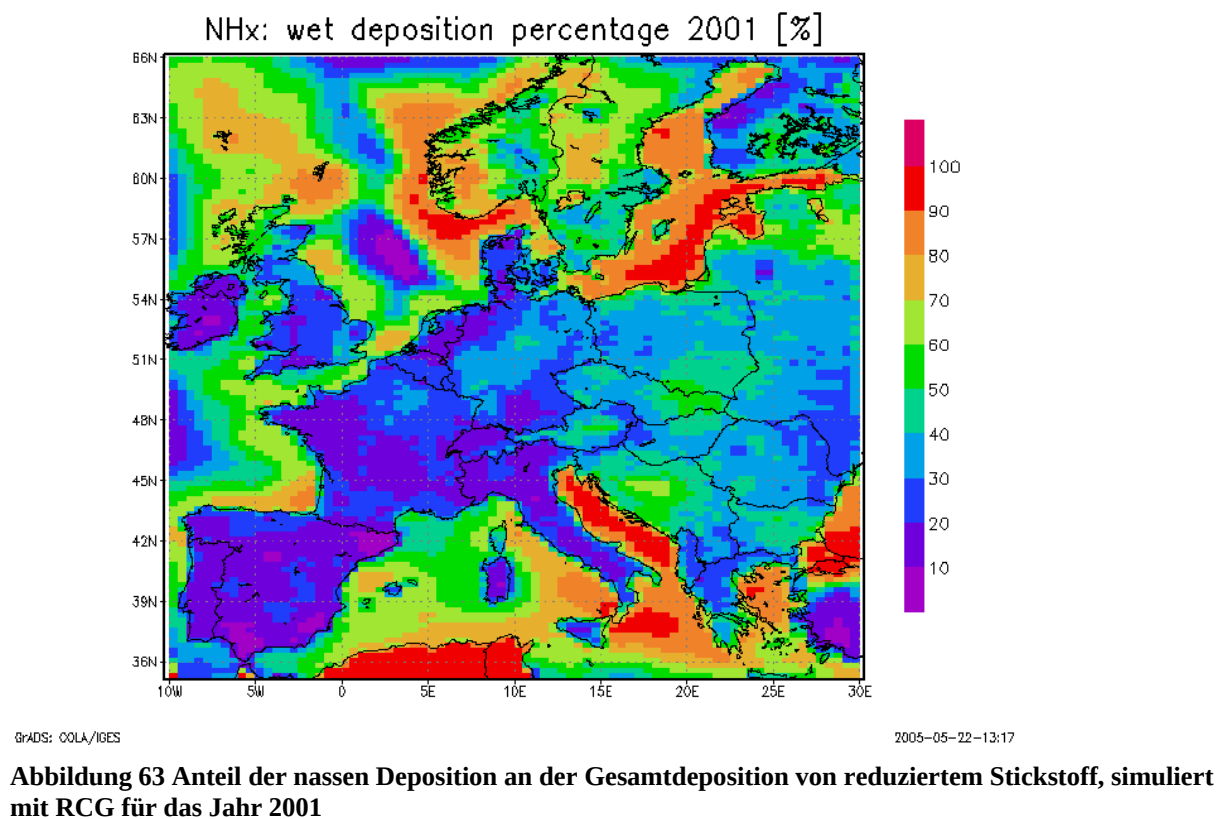
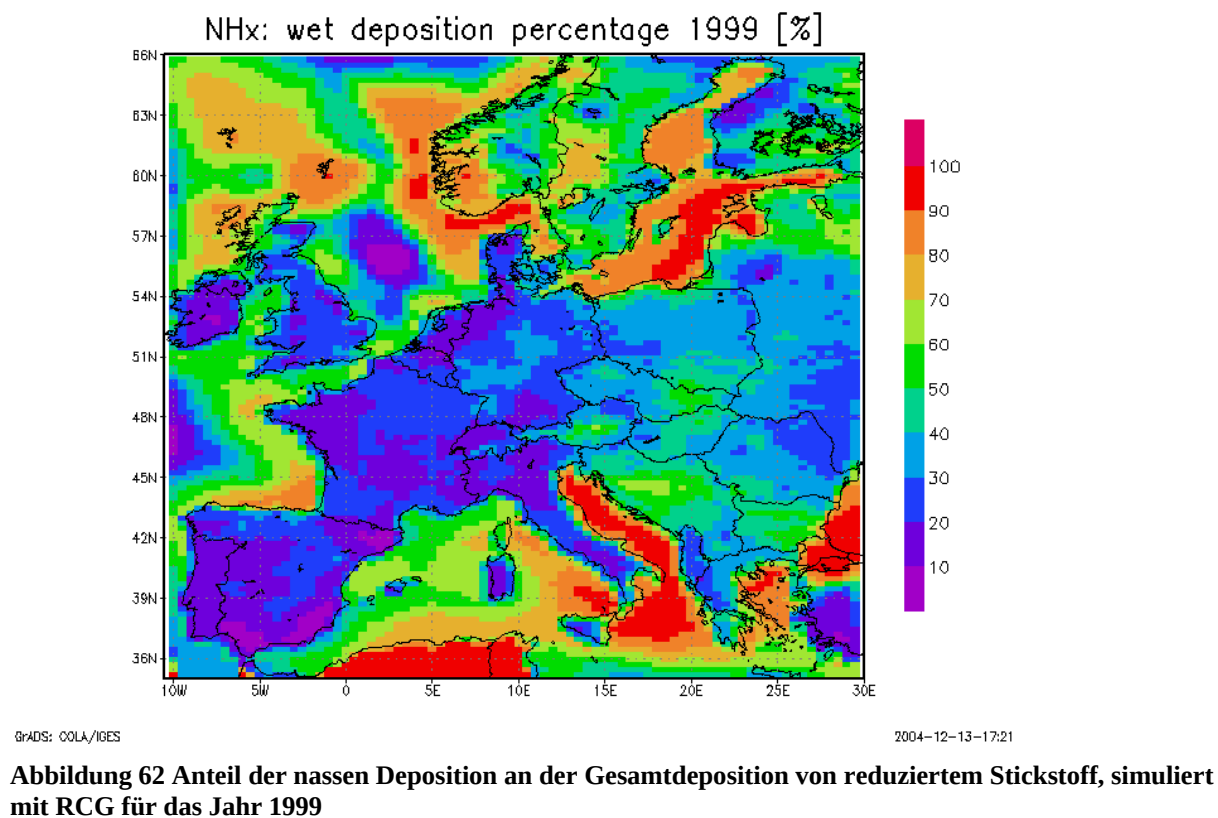


Abbildung 61 Gesamtdepositionsjahressumme an reduziertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG



6 Vergleich der Schwefel- und der Stickstoffdepositionen mit Messungen und anderen Modellrechnungen

6.1 Vergleich der RCG-Ergebnisse mit Messungen aus dem EMEP-Messnetz

EMEP-Depositionsmessdaten für 1999 und 2001 liegen für europäische Stationen in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung als in Regenwasser gelöste Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumionen vor. Zusätzlich stehen an den Messstationen auch die beobachteten Regenmengen zur Verfügung. Aus diesen Daten wurden durch Multiplikation der Konzentrationen mit den Regenmengen Depositionsmengen abgeleitet. Wie schon in der Einleitung aufgeführt, sind die Regenmessungen teilweise aber nicht kontrolliert, so dass die aus Regen und Konzentration berechneten Depositionen wegen der starken Abhängigkeit von der Güte der Niederschlagssummen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind. Für den Vergleich wurden nur die Jahressummen an Niederschlag und Konzentrationen verwendet, obwohl auch Tageswerte vorlagen. Die Datenverfügbarkeit bei den Tageswerten ist jedoch sehr gering. Es wurden nur Jahressummen verwendet, die auf Datenreihen mit einer Vollständigkeit von über 80% beruhen.

Abbildung 64 zeigt die über eine Cressman-Interpolation erzielte Flächendarstellung der gemessenen EMEP-Sulfatnassdepositionen in Europa. Sehr hohe Werte wurden 1999 im Mailänder Raum ($1861 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$), in Nordspanien ($1411 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$) im Osten der Slowakei ($1270 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$) und im Südosten Polens gemessen. Auch im Süden Schwedens wurden sehr hohe Schwefeldepositionen abgeleitet. Diese scheinen jedoch nicht realistisch zu sein und teilweise durch die sehr hohe Regenmenge in diesem Gebiet hervorgerufen worden zu sein.

Abbildung 65 zeigt den Vergleich der EMEP-Messdaten (Zahlen) mit den RCG-Simulationen (Flächenplott mit Skala). Für die Vergleichskonsistenz wurden die in RCG berechneten nassen Depositionen herangezogen. Deutlich ist die allgemeine Unterschätzung der Maxima der gemessenen nassen Schwefeldeposition erkennbar. Die flächenhaften Depositionen, die in nicht stark emissionsbelasteten Regionen simuliert worden sind, werden jedoch vom Modell größenordnungsmäßig richtig wiedergegeben: in Rom wurden 1999 Werte von $307 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$ gemessen und Werte zwischen 300 und $400 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$ simuliert, in Großteilen Deutschlands lagen die Messwerte zwischen 300 und $400 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{S}$ und wurden in diesem Bereich auch simuliert. Etwas höhere Werte wurden auch in Südpolen sowohl 1999 als auch 2001 (Abbildung 66 und Abbildung 67) gemessen und richtig mit RCG berechnet. Die Maxima der nassen Deposition an einzelnen Messstationen in dieser Region konnten aber nicht reproduziert werden. Die Ursachen der Unterschätzung sind vielfältig. Zum einen wurde bereits gezeigt, dass die auf den SYNOP-Meldungen beruhenden Regenfelder des RCG-Modells die an EMEP-Stationen gemessenen Regen-Maxima unterschätzen (siehe Kap. 3). Zum anderen werden die komplexen physikalisch-chemischen Prozesse des Auswaschens von Schadstoffen im RCG-Modell über relativ einfache Parametrisierungsansätze behandelt. Ein weiterer Grund kann daran liegen, dass die hier verwendete Simulation die Atmosphäre nur bis zu einer Höhe von 3000 m betrachtet. Auswaschprozesse in höheren Atmosphären-

schichten, die zur nassen Deposition am Boden beitragen, können damit nicht berücksichtigt werden.

Abbildung 68 bis Abbildung 71 stellen die Vergleiche zwischen simulierten (Flächenplots mit Skala) und den gemessenen (Zahlen) nassen Depositionsmengen oxidierten Stickstoffe dar. Sehr hohe Werte wurden sowohl 1999 ($1627 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$) als auch 2001 ($973 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$) im Mailänder Raum und in Südpolen gemessen (1999: $1018 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ und 2001: $1001 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$). Als Maxima lassen sich diese Gebiete auch in den Modellsimulationen erkennen, weitere Maxima finden sich jedoch im Modell vor allem 1999 in den Niederlanden, im Pariser Raum und im Großraum London. Die dort gemessenen Werte sind jedoch nicht überdurchschnittlich hoch, obwohl höher als in den unbelasteten Gebieten Zentralfrankreichs, Spaniens und Skandinaviens. 2001 hingegen lässt sich auch in der Feldstruktur der Messungen ein deutlicherer Gradient zwischen den oben beschriebenen Problemregionen und den unbelasteteren Gebieten erkennen: In Belgien werden Werte von fast $500 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ gemessen und in Mittelengland Werte von $460 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$. Diese Feldstruktur wird auch im Modell richtig wiedergegeben: Mailand tritt im Modell deutlich hervor ($700 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ simuliert und $973 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ gemessen) und auch Belgien wird größenordnungsmäßig richtig erfasst (über $600 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ simuliert und $488 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ gemessen). Die doch im Vergleich zu anderen Regionen Europas, wie zum Beispiel die Poebene, sehr niedrigen Messwerte in den Niederlanden an oxidierten Stickstoffen gibt Anlass zu Zweifel, da die Emissionsstrukturen sehr ähnlich sind und auch die gemessenen und berechneten Konzentrationen der Stickoxide in beiden Regionen sehr ähnlich sind.

Abbildung 72 bis Abbildung 75 zeigen die mit RCG berechneten (Flächenplots mit Skala) und gemessenen (Zahlen in den Flächenplots) Jahressummen der nassen Deposition von reduzierten Stickstoffen in Europa für die Jahre 1999 und 2001. Sehr hohe Werte werden sowohl 1999 ($2437 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$) als auch 2001 ($1270 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$) in der norditalienischen Poebene gemessen und vom Modell als Maximum auch wiedergegeben. Die Unterschätzung der ausschließlich nassen Deposition ist jedoch hoch (simulierte Werte im Mailänder Raum 1999: $350 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ und für 2001 ca. $300 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$). Ein weiteres Gebiet mit erhöhten reduzierten Stickstoffdepositionen kann in Südpolen ausgemacht werden, in dem 1999 $779 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ und 2001 $659 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ gemessen worden sind. RCG simuliert in dieser Region richtig ein Maximum, obwohl es räumlich etwas weiter im Süden angesiedelt ist und vom Wert her deutlich niedriger liegt als die Messungen ($350 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ für das Jahr 1999 und $330 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ für das Jahr 2001). Wiederum werden im Modell sowohl für das Jahr 1999, als auch für das meteorologische Jahr 2001 europaweit maximale Werte in den Niederlanden berechnet: in den Messungen lassen sich zwar Depositionsgradienten zwischen Holland und dem unbelasteteren Umland erkennen, die Werte unterscheiden sich aber sehr deutlich von den in Mailand gemessenen Depositionen. Die Hintergrundwerte der nicht stark belasteten Gebiete werden vom RCG-Modell gut wiedergegeben. Gemessene Werte liegen dort zwischen 100 und $200 \text{ mg/m}^2 \text{ a} - \text{N}$ in Spanien und in Skandinavien sowohl im Jahre 1999 als auch im Jahre 2001. Diese Werte werden größenordnungsmäßig richtig vom Modell wiedergegeben. Eine allgemeine Unterschätzung der reduzierten Stickstoffdepositionen muss aber doch konstatiert werden.

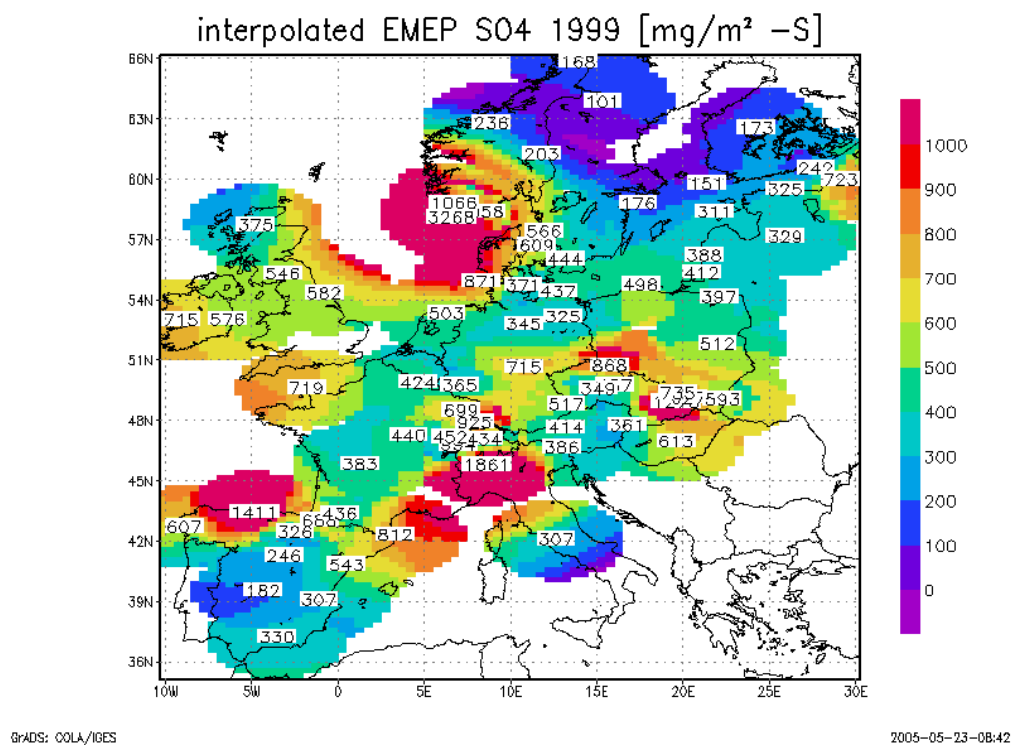


Abbildung 64 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Sulfationendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten.

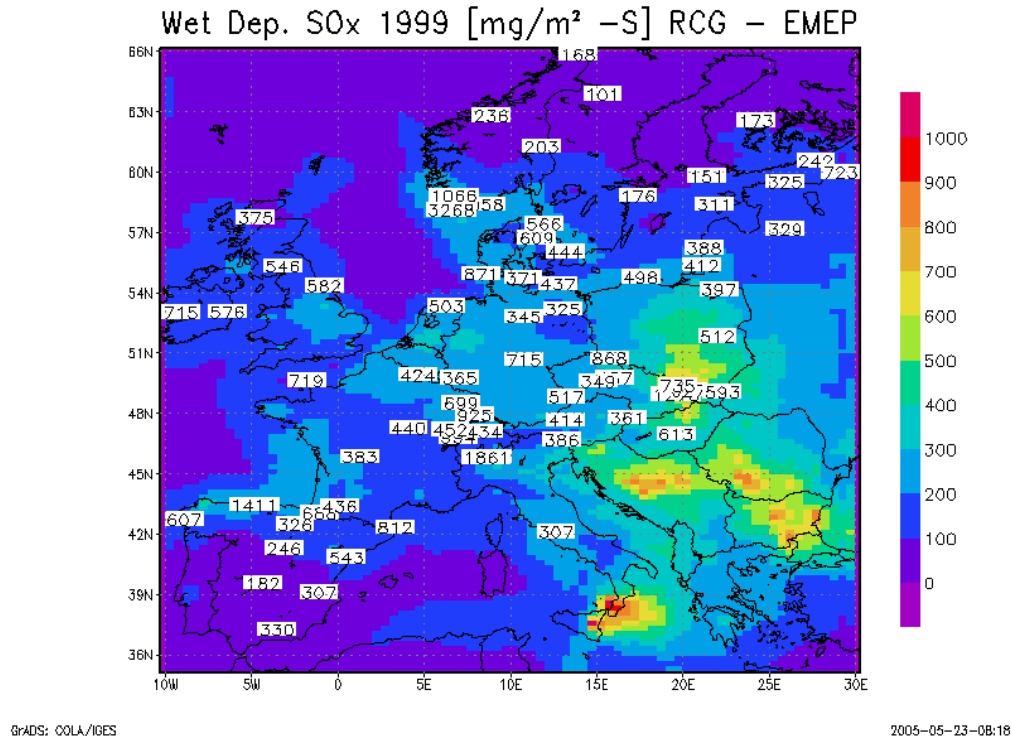


Abbildung 65 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidiertes Schwefel, 1999

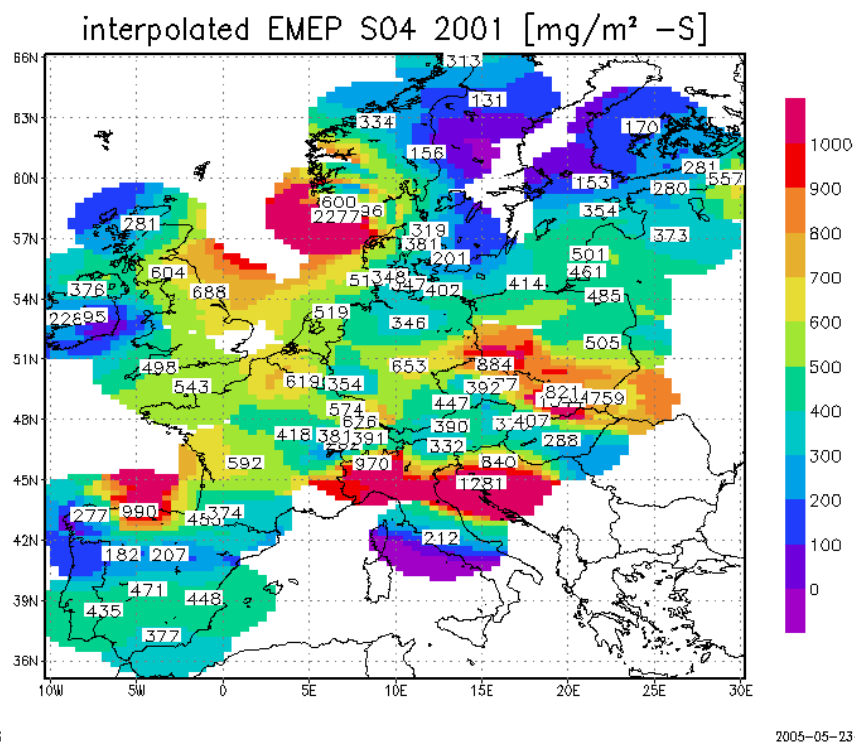


Abbildung 66 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Sulfationendepositionen, 2001, aus EMEP-Messwerten.

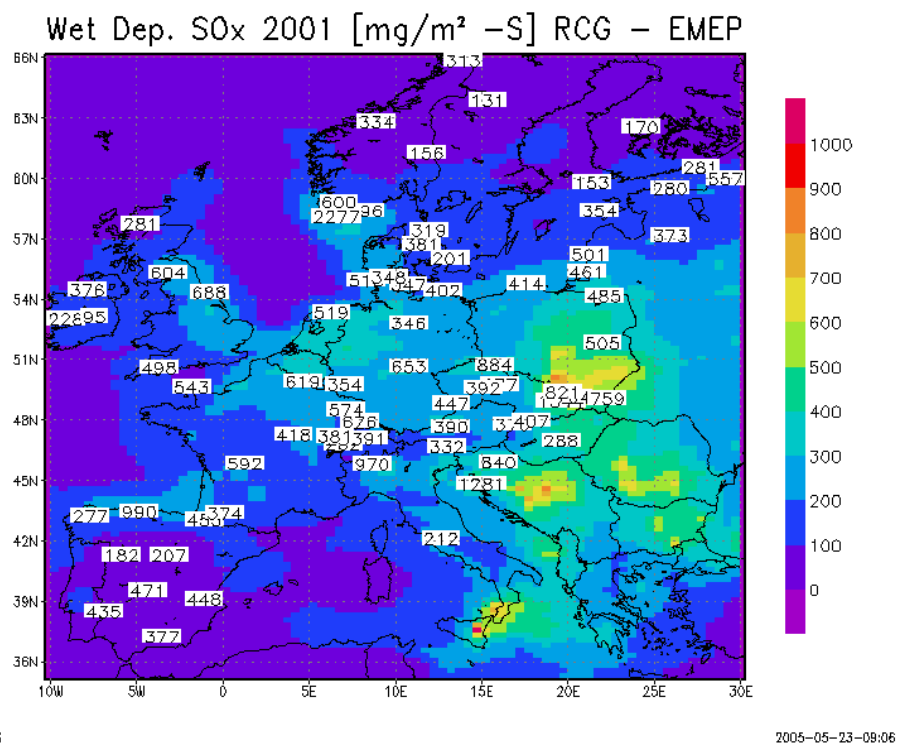


Abbildung 67 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidierte Schwefel, 2001

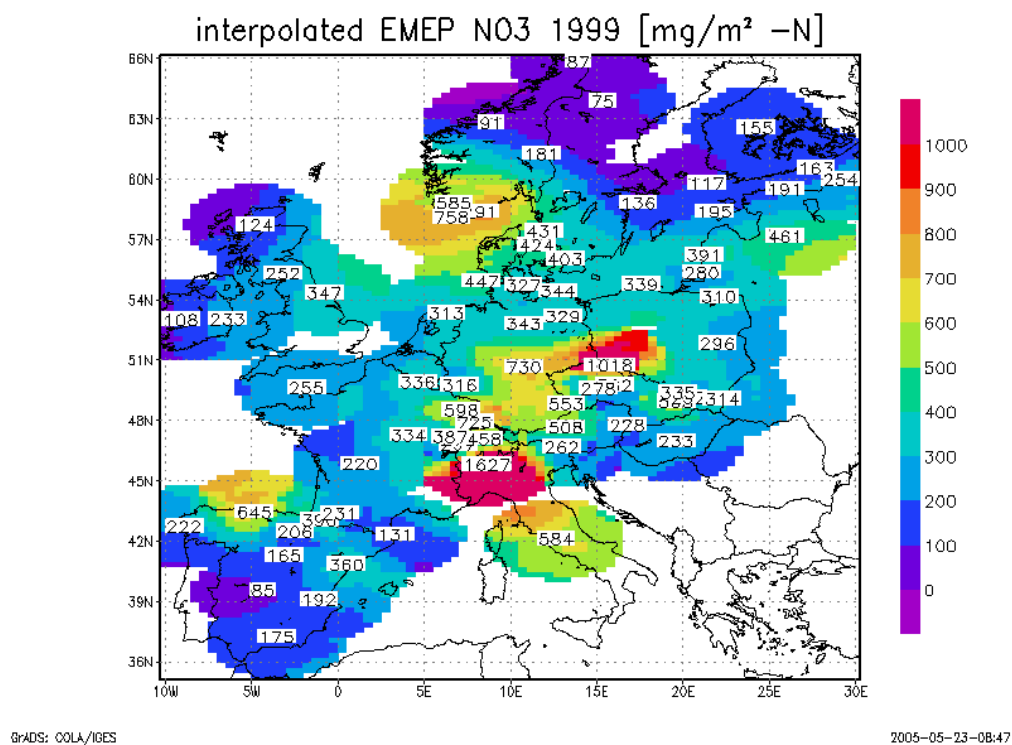


Abbildung 68 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Nitrationendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten.

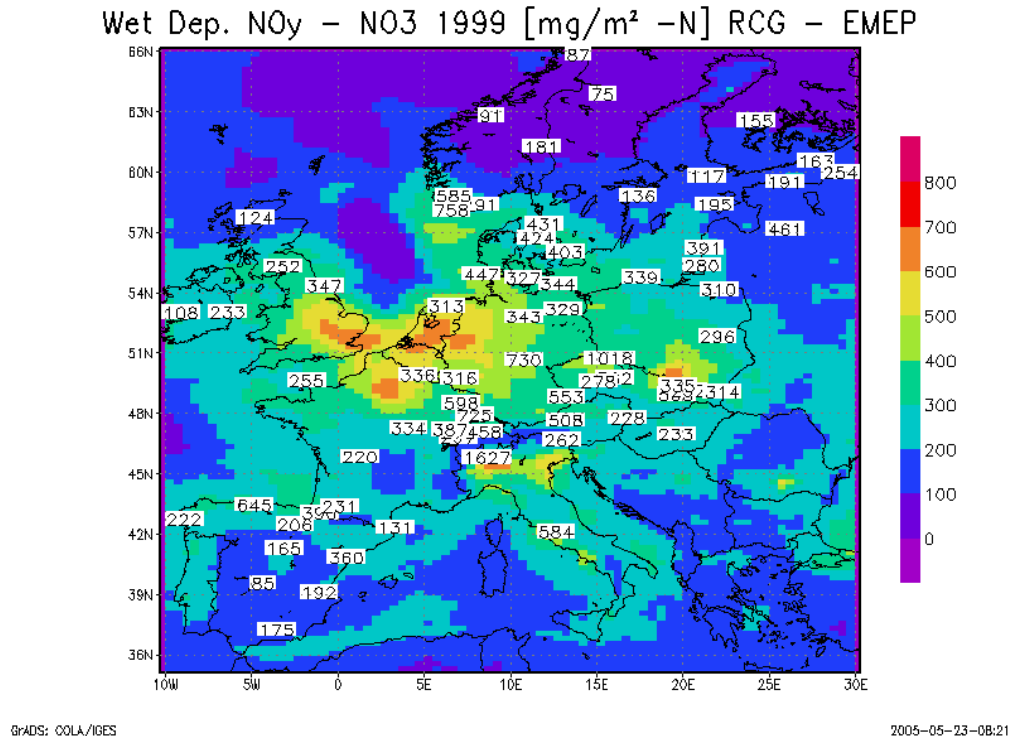


Abbildung 69 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidiertes Stickstoff, 1999

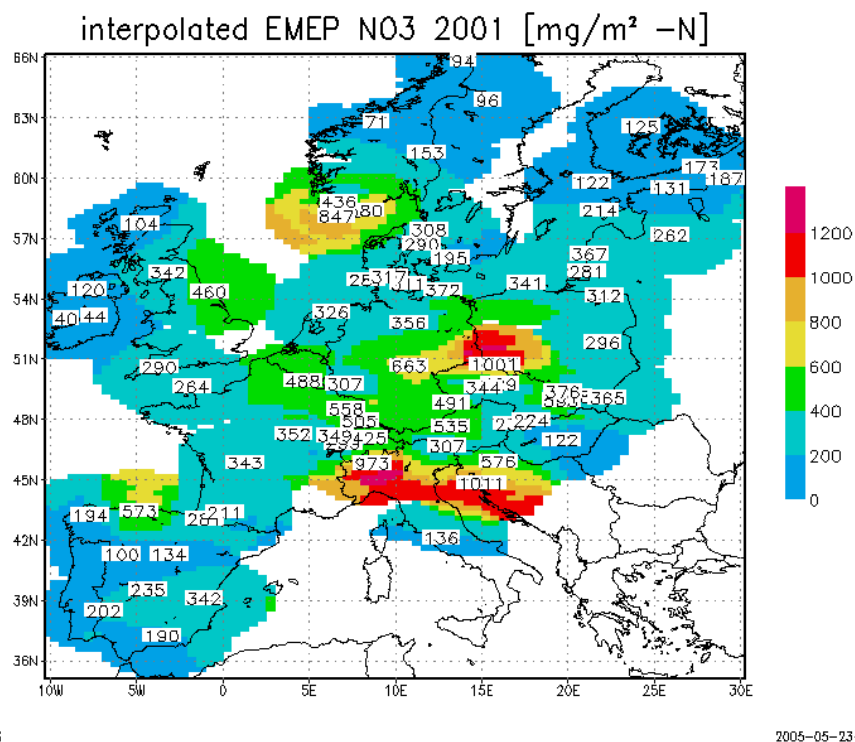


Abbildung 70 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Nitrationendepositionen, 2001, aus EMEP-Messwerten.

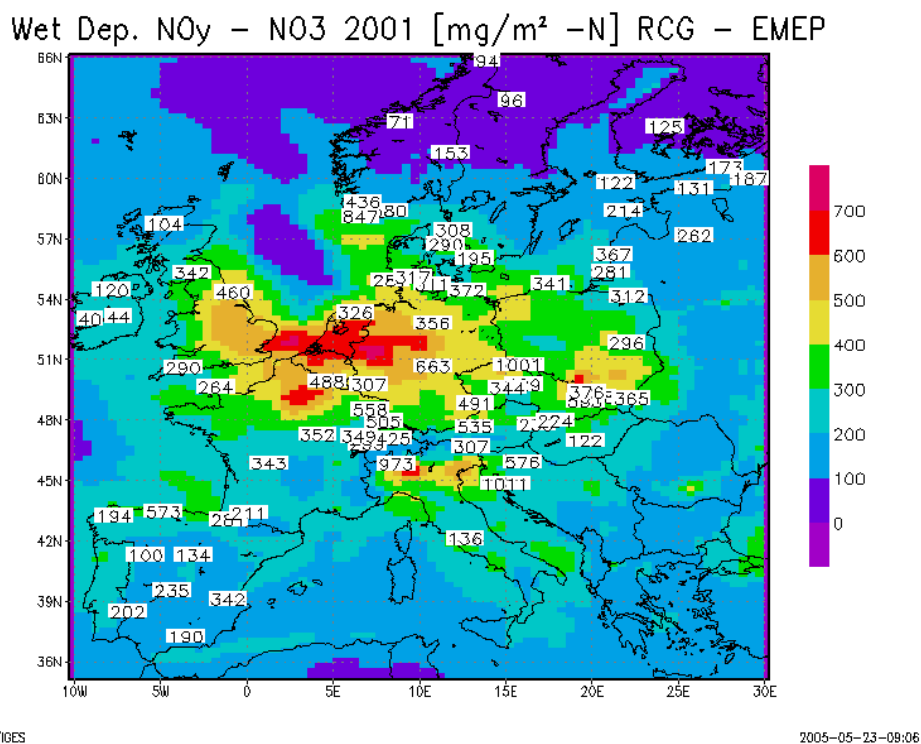


Abbildung 71 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidiertes Stickstoff, 2001

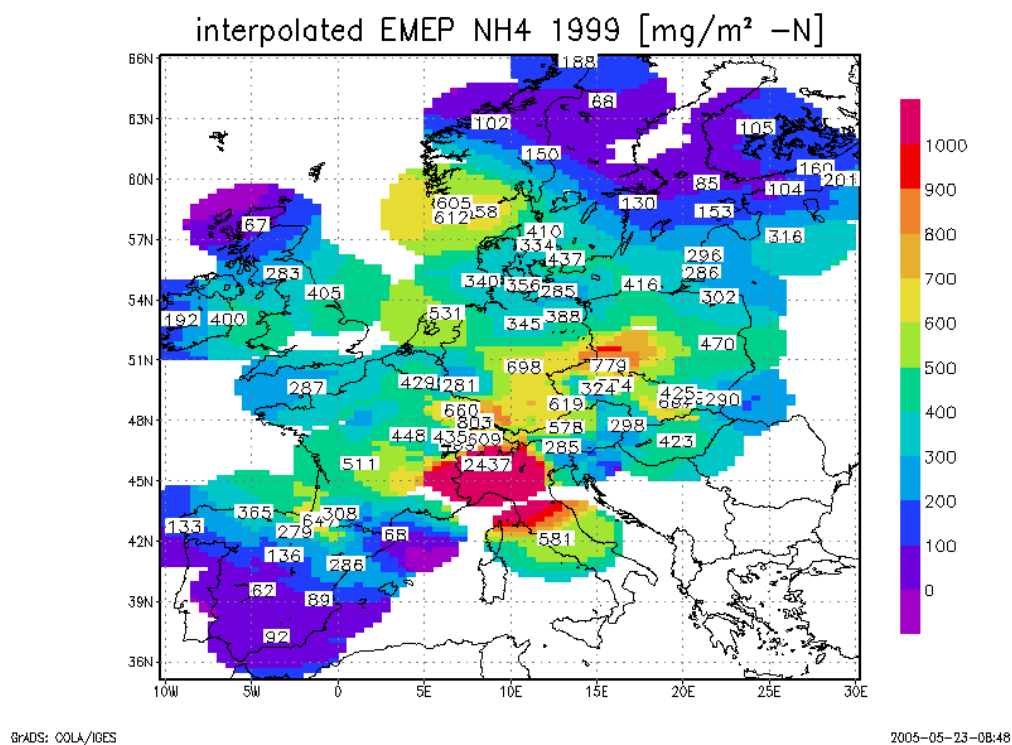


Abbildung 72 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Ammoniumionendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten.

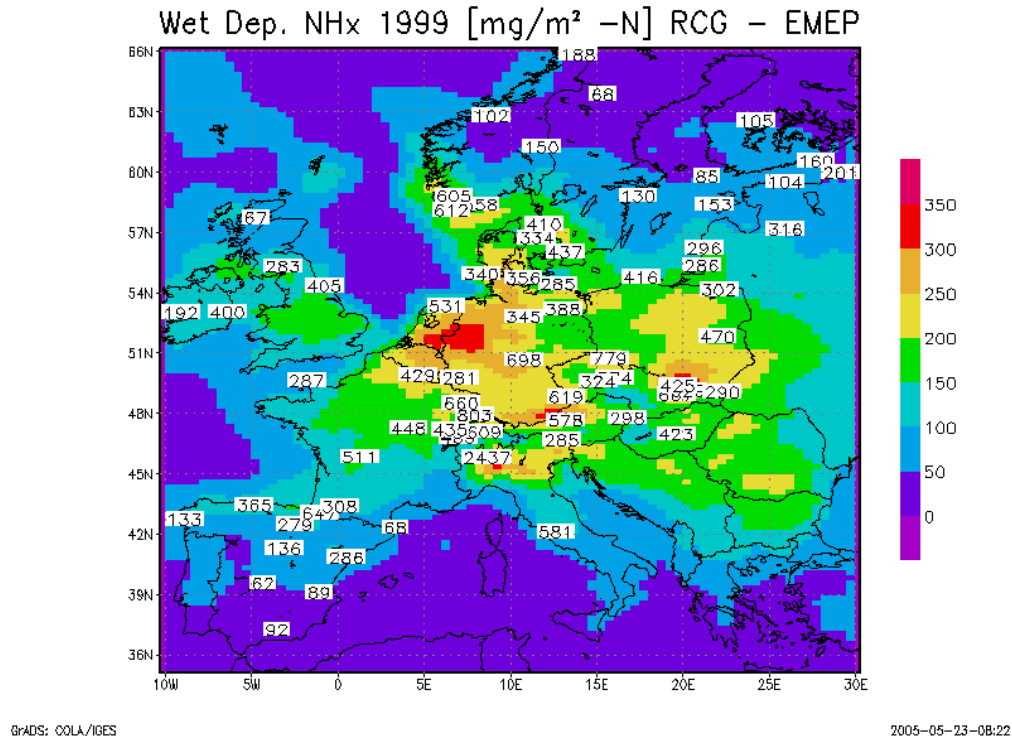


Abbildung 73 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): reduzierter Stickstoff, 1999

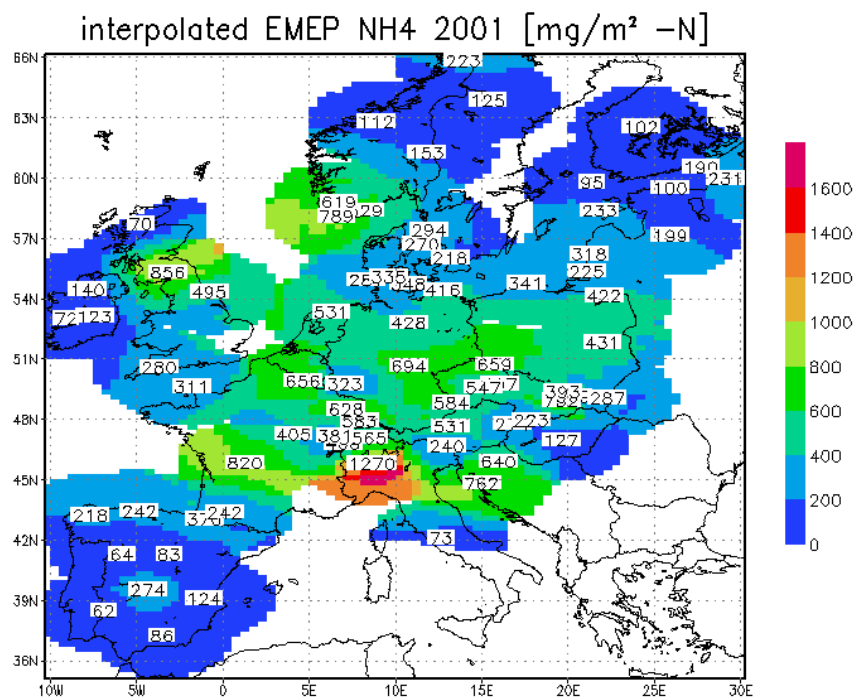


Abbildung 74 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Ammoniumionendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten.

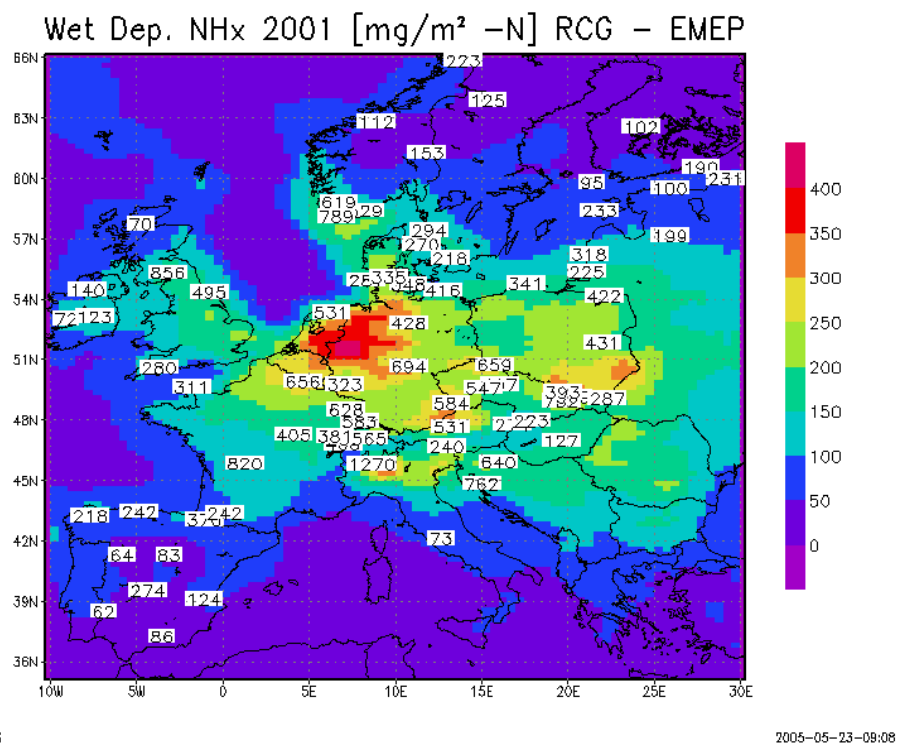


Abbildung 75 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): reduzierter Stickstoff, 2001

6.2 Vergleich mit EMEP-Modellrechnungen: Depositionsfelder

Die hier verwendeten Depositionsergebnisse des RCG-Modells konnten aus Zeit- und Termingründen nicht mehr rechtzeitig in den Vergleichsprozess des EURODELTA-Projekts eingebracht werden und sind daher auch nicht in dem EURODELTA-Darstellungsmodul enthalten. Zudem ist die flächenhafte Darstellung der Depositionen in diesem Darstellungsmodul nicht frei skalierbar, so dass regionale Unterschiede sowie Unterschiede zwischen den einzelnen Modellergebnissen kaum dargestellt werden können. Aus diesem Grund wurde darauf verzichtet, die Depositionsfelder des RCG-Modells direkt mit den entsprechenden Feldern der anderen Modelle zu vergleichen, die am EURODELTA-Vergleich teilgenommen haben (siehe dazu Stern, 2004). Auf der EMEP-Webseite stehen aber mit dem EMEP-Modell für das Jahr 2000 berechnete Depositionsfelder zur Verfügung, die frei skalierbar sind. Wie bereits gezeigt wurde, sind die jährlichen Unterschiede in den Depositionsmengen recht gering, so dass ein Vergleich der mit dem RCG-Modell für 1999 und 2001 berechneten Depositionen mit denen des EMEP-Modells für 2000 gerechtfertigt erscheint. Außerdem soll der Vergleich auch nur die Struktur und die Größenordnungen der Depositionsfelder beider Modelle behandeln. Ein direkter, stationsweiser Vergleich der nassen Deposition für 2001 erfolgt im nächsten Kapitel.

Das EMEP-Modell ist wie das RCG-Modell ein dreidimensionales Eulersches Transportmodell, dessen Modellgebiet ganz Europa in einer Auflösung von $50 \times 50 \text{ km}^2$ abdeckt. Der hier verwendete EMEP-Modelllauf beruht wie die RCG-Berechnungen auf den für den EURODELTA-Vergleich zur Verfügung gestellten Emissionen. Um die mit RCG berechneten Schwefel- und Nitratreinträge mit denen des EMEP-Modells vergleichen zu können, wurden das von EMEP berechnete Depositionsfeld für 2000 in geographischen Koordinaten dargestellt. Da die von EMEP verwendete Projektion des Rechengebietes eine stereopolare ist, führt die Umrechnung auf eine geographische Darstellung zu Verzerrungen in Richtung Nordpol.

Abbildung 26 und Abbildung 27 zeigen die mit RCG berechnete gesamte oxidierte Schwefeldepositionen (nass + trocken) für die Jahre 1999 und 2001, Abbildung 76 zeigt die mit dem EMEP-Unified-Model simulierten Schwefeldepositionen für das Jahr 2000. Beide Modellergebnisse zeigen sehr ähnliche Struktureigenschaften der Depositionen: maximale Werte in den Niederlanden bis ins Ruhrgebiet, in Polen, Slowakei, Ungarn, Bulgarien, Rumänien und Nordspanien. Auch die Größenordnungen der Depositionen stimmen in den beiden Modellen überein. EMEP verteilt wegen seiner deutlich größeren Maschenweite die Depositionen großflächiger als RCG; dies führt auch zu einer Verwischung bestimmter Depositionsscharakteristika. Trotzdem lassen sich auch beim EMEP-Modell noch die Schifffahrtslinien im Atlantik und im Mittelmeer wiederfinden, sowie die punktuellen Depositionsmaxima im Osten Europas.

Abbildung 48 und Abbildung 49 zeigen die mit RCG simulierten oxidierten Stickstoffdepositionen für die Jahre 1999 und 2001, Abbildung 77 zeigt die mit EMEP berechneten Werte. Wiederum wird die großräumige Struktur von beiden Modellen sehr ähnlich wiedergegeben, auch die absoluten Depositionsraten sind in beiden Modellen ähnlich. RCG simuliert die absoluten Maxima weitaus deutlicher und mit höheren Werten, wie zum Beispiel die Depositionen in Mailand und in Paris; diese erhöhten Depositionen werden in EMEP nur angedeutet. Die in RCG sekundären Maxima in den Niederlanden und im Ruhrgebiet, sowie in Mittel-

england bis nach London werden im EMEP-Modell sehr ähnlich simuliert. Auch das Industriegebiet im Süden Polens wird von beiden Modellen erkannt und mit ungefähr gleich hohen deponierten Mengen beschrieben.

Abbildung 60 und Abbildung 61 stellen die mit RCG berechnete reduzierten Stickstoffdepositionen für die Jahre 1999 und 2001 dar, Abbildung 78 hingegen zeigt die mit EMEP-Unified-Model simulierten NH_4 -Depositionen. Die Simulationen sind bei beiden Modellen sehr ähnlich, die Flächenstruktur ist annähernd gleich, auch die Werte sind in der gleichen Größenordnung.

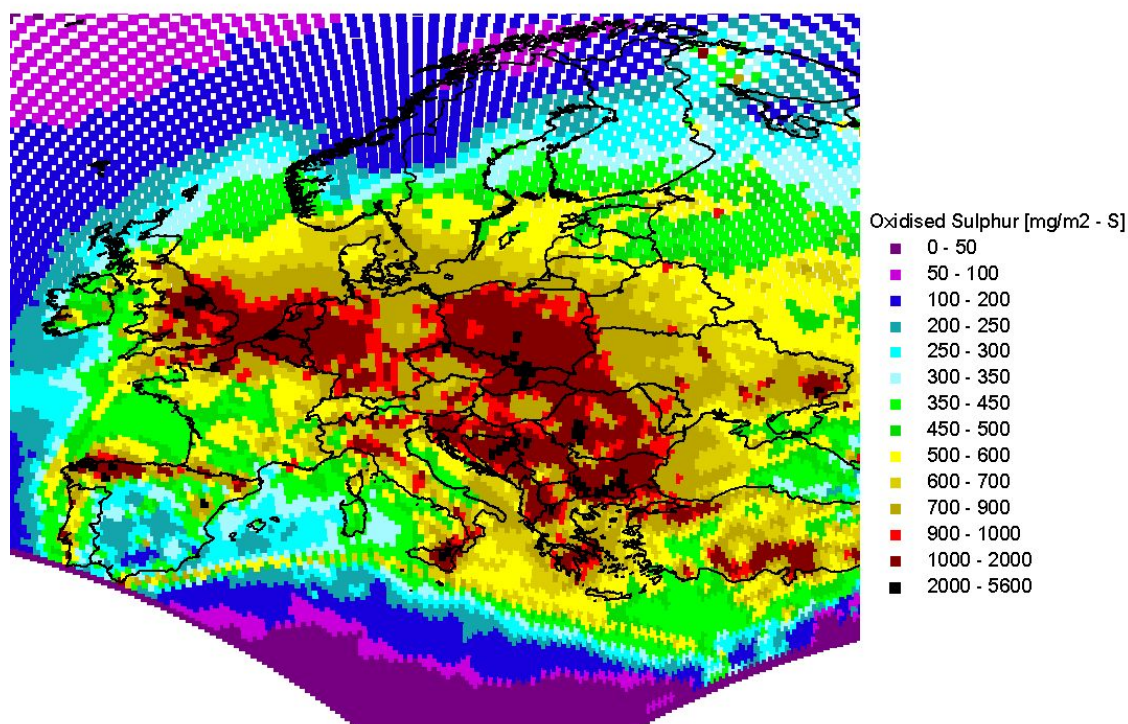


Abbildung 76 Gesamtdepositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an oxidierten Schwefel 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model

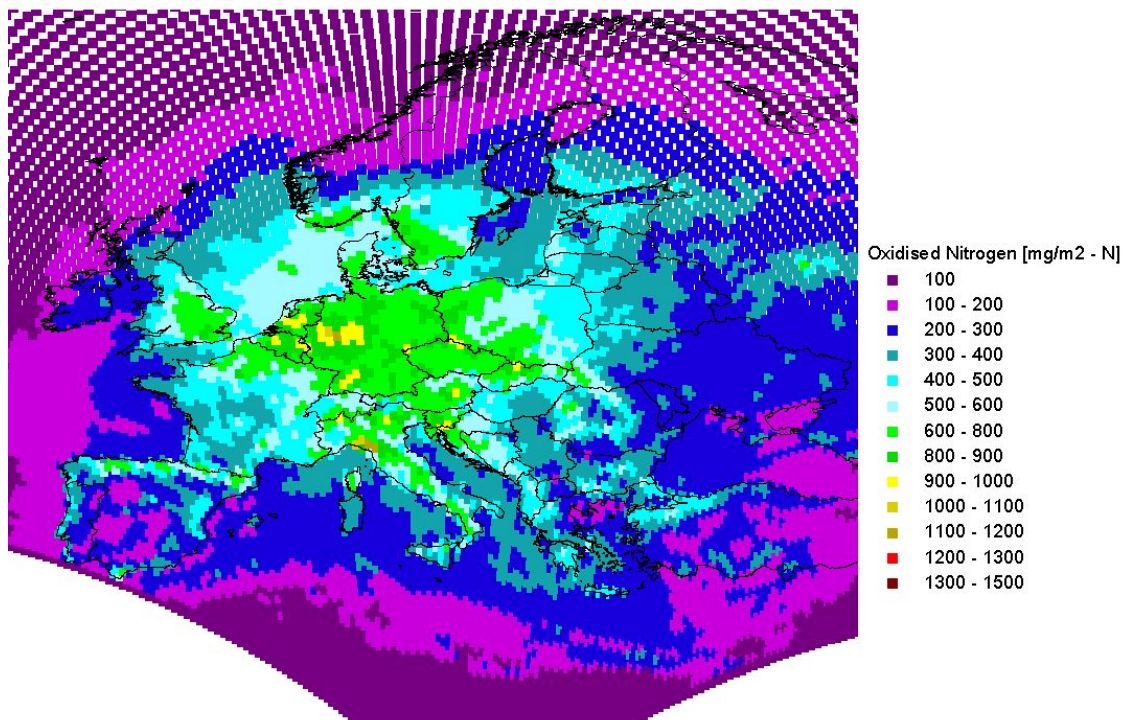


Abbildung 77 Gesamtdepositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an oxidierten Stickstoff 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model

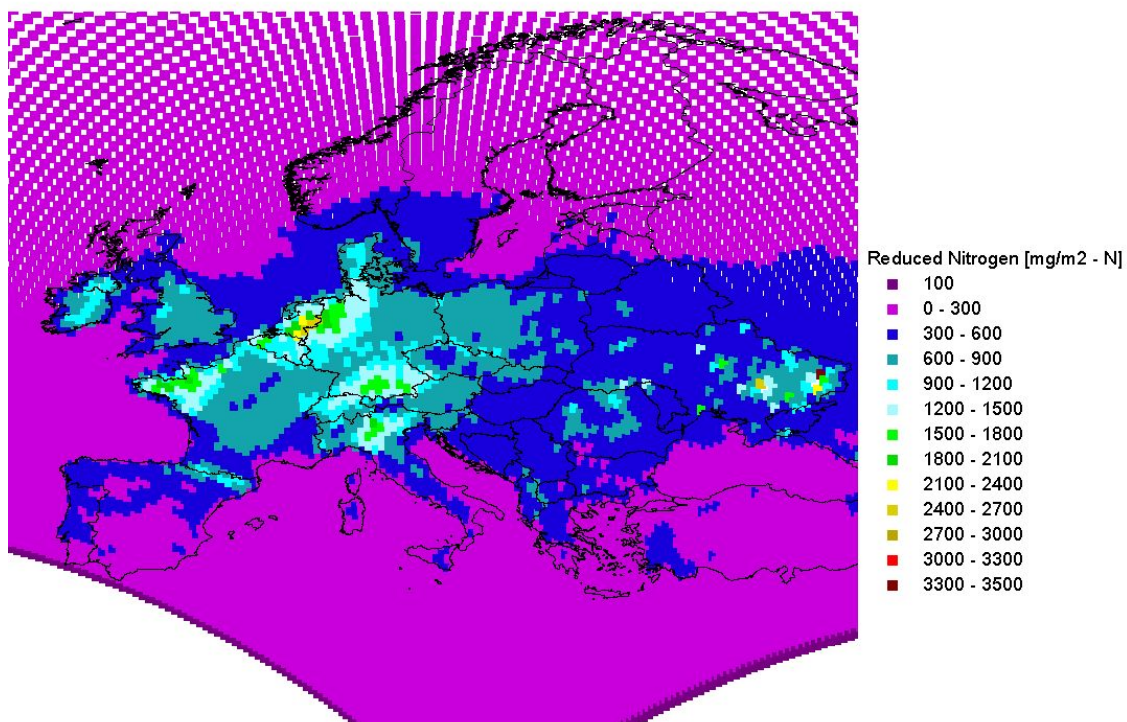


Abbildung 78 Gesamtdepositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an reduzierten Stickstoff 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model

6.3 Vergleich mit anderen Modellrechnungen: Nasse Deposition an ausgewählten Stationen

Das RCG-Modell wurde auch innerhalb eines von EMEP initiierten internationalen Modellvergleichs eingesetzt. Diese Aktivitäten wurden von der „Task Force on Measurement and Modelling“, TFMM⁴, begleitet. Einer der Aufgaben der TFMM liegt in der Evaluierung des EMEP-Modells (EMEP, 2003a, 2003b), um dessen Eignung für die Aufgaben im Rahmen der UN-ECE-Konvention zur grenzüberschreitenden Luftreinhaltepolitik⁵ zu untersuchen. Der Modellvergleich sollte aufzeigen, ob sich die Prognosen des EMEP-Modells von denen anderer Modelle unterscheiden. Für diesen Vergleich wurden die beiden meteorologischen Basisjahre 1999 und 2001 benutzt. Details zu dem Vergleich können in Van Loon (2004) und in Stern (2004) gefunden werden. Da das RCG-Modell erst nach Abschluss des Vergleichs um eine Ausgabe der Depositionsfelder erweitert wurde, behandeln die beiden genannten Berichte für das RCG lediglich die Konzentrationen. Ein Vergleich der berechneten nassen Depositionen mit Messungen erfolgt daher in diesem Kapitel. Es wird lediglich das Jahr 2001 behandelt, da für dieses Jahr auch die für den TFMM-Vergleich abgelieferten Ergebnisse der anderen am Vergleich beteiligten Modelle zur Verfügung standen.

Neben den RCG-Modellergebnissen werden hier noch die Ergebnisse der folgenden Modelle behandelt:

- Das norwegische **EMEP-Modell**,
- das niederländische **Long Term Ozone Simulation Modell LOTOS**, ein 3-Schichten chemisches Transportmodell für die untere Troposphäre,
- das schwedische **Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry Modell MATCH**, ein komplexes Transport/Chemie/Depositions-Modell, das für die großräumige aber auch die urbane Skala eingesetzt werden kann,
- das französische **CHIMERE-Modell**.

Alle diese Modelle sind dreidimensionale Gittermodelle. MATCH und EMEP betrachten die gesamte Troposphäre und arbeiten daher mit einer Vielzahl von vertikalen Schichten. LOTOS, CHIMERE und auch RCG beschränken die Simulation auf den unteren Teil der Troposphäre und lösen diese mit relativ wenigen Schichten auf. Die Aerosolbehandlung ist dynamisch in CHIMERE. EMEP, LOTOS, MATCH und RCG benutzen lediglich thermodynamische Gleichgewichtsmodule. Dynamische Prozesse, die zur Größenänderung von Aerosolen beitragen, wie die Koagulation und die Kondensation, werden von diesen Modellen daher nicht betrachtet. Details zu den Modellen können in dem TFMM-Bericht gefunden werden (Van Loon et al., 2004). Alle Modelle benutzten ihre eigenen meteorologischen Daten, aber dieselben Emissionsdaten, nämlich die EMEP-Daten 1999. Die verwendeten Maschenweiten liegen im Bereich zwischen 25 km und 60 km.

Die zur Evaluierung verwendeten Depositionsdaten stammen aus der EMEP-Datenbank (<http://www.nilu.no/projects/ccc/network.html>) und der Datenbank der Europäischen Umweltbehörde (<http://etc-acc.eionet.eu.int/databases/airbase.html>) und wurden von der TNO,

⁴ Siehe www.nilu.no/projects/ccc/tfmm/index.html

⁵ siehe www.unece.org/env/lrtap

Niederlande im Rahmen des TFMM-Vergleichs ausgewählt und aufbereitet. Es werden nur so genannte Hintergrundstationen betrachtet, d.h. Stationen, die nicht im direkten Einflussbereich von lokalen Quellen liegen. Die im Folgenden beschriebenen Jahresmittel der Ionendeposition im Niederschlag beruhen auf berechneten und gemessenen Tagesmittelwerten und wurden mit einem von der TNO im Rahmen des TFMM-Vergleichs zur Verfügung gestellten Statistikmodul erstellt.

Aus Abbildung 79 bis Abbildung 82 wird offensichtlich, dass für alle betrachteten Größen eine sehr große Streuung der Ergebnisse sowohl zwischen Modellergebnissen und Beobachtungen als zwischen den einzelnen Modellergebnissen herrscht. Dies bedeutet, dass alle Modelle Schwierigkeiten haben, die gemessenen Depositionen korrekt zu modellieren. Das RCG-Modell tendiert zur Unterschätzung der nassen Deposition aller Ionen. Ein ähnliches Verhalten zeigt das LOTOS-Modell, das beim Sulfat aber an einzelnen Stationen auch starke Überschätzungen aufweist. Das EMEP-Modell und das MATCH-Modell treffen die gemessenen Depositionen im Mittel am besten. CHIMERE zeigt bei der Sulfat- und Nitratdeposition ein deutliches Ausreißerverhalten. Der gemessene Gesamtniederschlag wird von allen Modellen außer CHIMERE in der richtigen Größenordnung reproduziert.

Die Unterschätzung der nassen Deposition im RCG-Modell hat, wie schon erwähnt, wahrscheinlich damit zu tun, dass das RCG-Modell in der für den Modellvergleich verwendeten Version nur den unteren Teil der Troposphäre (bis 3000 m) modelliert, was zu einer Unterschätzung der ausgewaschenen Schadstoffmenge führen kann. Ein weiterer wichtiger Grund ist die sehr einfache Parametrisierung der Auswaschprozesse, die im Wesentlichen nur die Auswaschprozesse unterhalb einer Wolke beschreiben kann. Zur Erfassung der Vorgänge innerhalb einer Wolke ist mehr meteorologische Information über die vertikale Wolkenausdehnung und die Vertikalverteilung des Regens notwendig als gegenwärtig im Modell verwendet wird. Ähnliches gilt auch für das LOTOS-Modell, das deswegen auch überwiegend zur Unterschätzung neigt. EMEP und MATCH betrachten beide die gesamte Troposphäre und verarbeiten mehr Information über Wolkendicken und Niederschlag als RCG und LOTOS. Nicht umsonst liefern diese beiden Modelle daher im Mittel die beste Simulation der nassen Deposition. Das Ausreißerverhalten des CHIMERE-Modells hängt sicherlich mit der schlechten Beschreibung des Niederschlags zusammen und zeigt deutlich auf, wie wichtig die meteorologische Datenbasis für eine gute Simulation der nassen Deposition ist. Es sei angemerkt, dass die hier vorgestellten CHIMERE-Simulationen auf einem Vorläuferergebnis für den TFMM-Vergleich beruht. Die letzten, für den Modellvergleich benutzten Ergebnisse standen für diesen Vergleich nicht zur Verfügung. Der hier vorgestellte Vergleich sollte daher keinesfalls zu einer Bewertung der Prognosegüte einzelner Modelle verwendet werden, sondern lediglich die Schwierigkeiten einer Prozessmodellierung aufzeigen. Diese werden auch deutlich, wenn man für Sulfat zusätzlich die gemessene und berechnete Konzentration im Regenwasser betrachtet (Abbildung 83). Die Sulfatkonzentration im Regenwasser wird von MATCH deutlich überschätzt, in Verbindung mit einer Unterschätzung des Niederschlags (Abbildung 82) ergibt sich aber eine gute Modellierung der nassen Deposition (Abbildung 79). CHIMERE dagegen simuliert die Sulfatkonzentration im Regen sehr viel besser als die nasse Deposition, was natürlich auf die starke Überschätzung des Niederschlags zurückzuführen ist. Das RCG-Modell unterschätzt auch die Sulfatkonzentrationen. Da die Regenmenge gut getroffen ist, kommt es auch zu einer Unterschätzung der nassen Deposition. Ähnliche Zusammenhänge gelten auch zwischen den NO_3^- - bzw. NH_4^- -Konzentrationen und Depositionen (Abbildung 84, Abbildung 85).

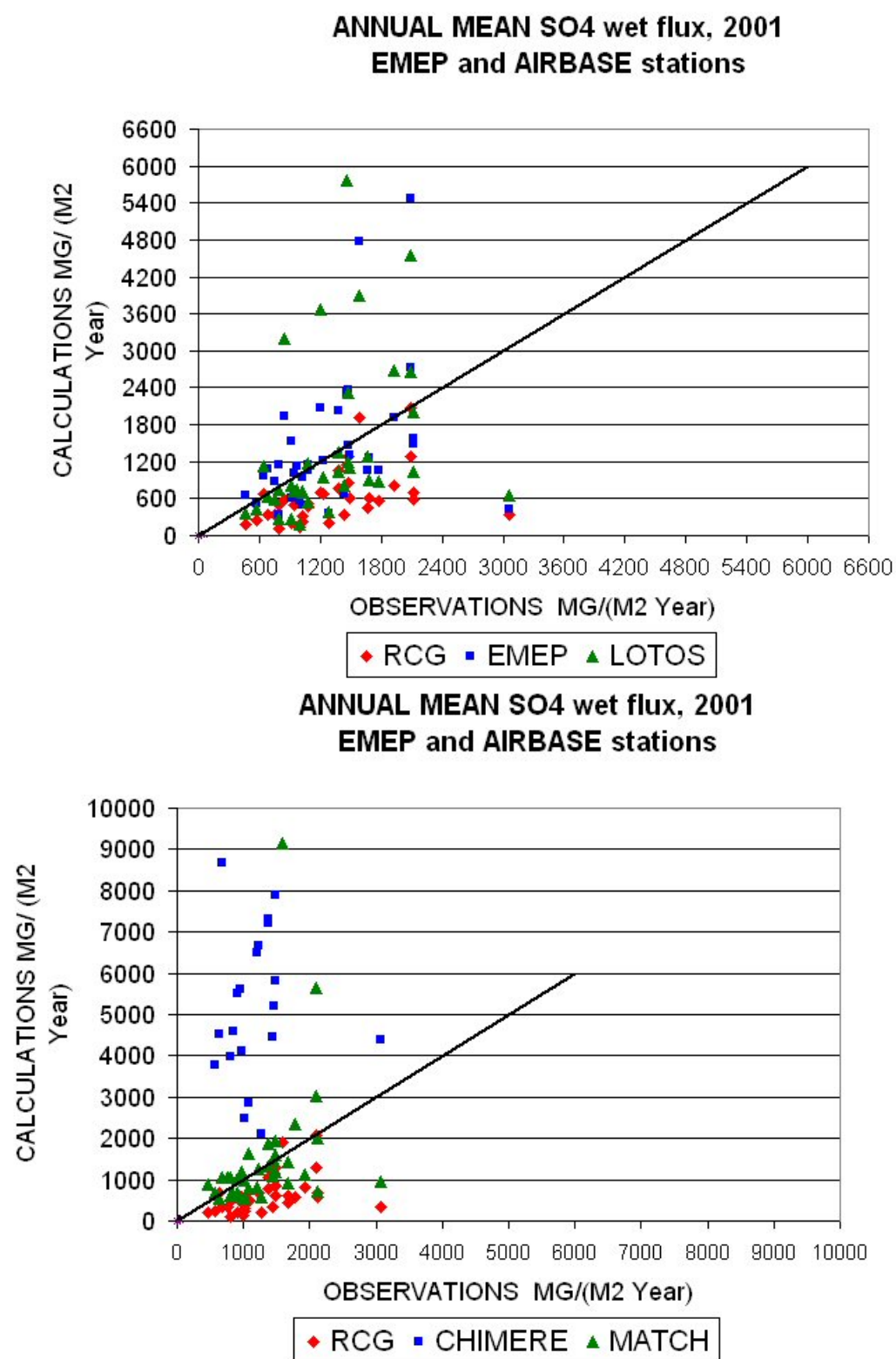


Abbildung 79 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von SO₄-Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.

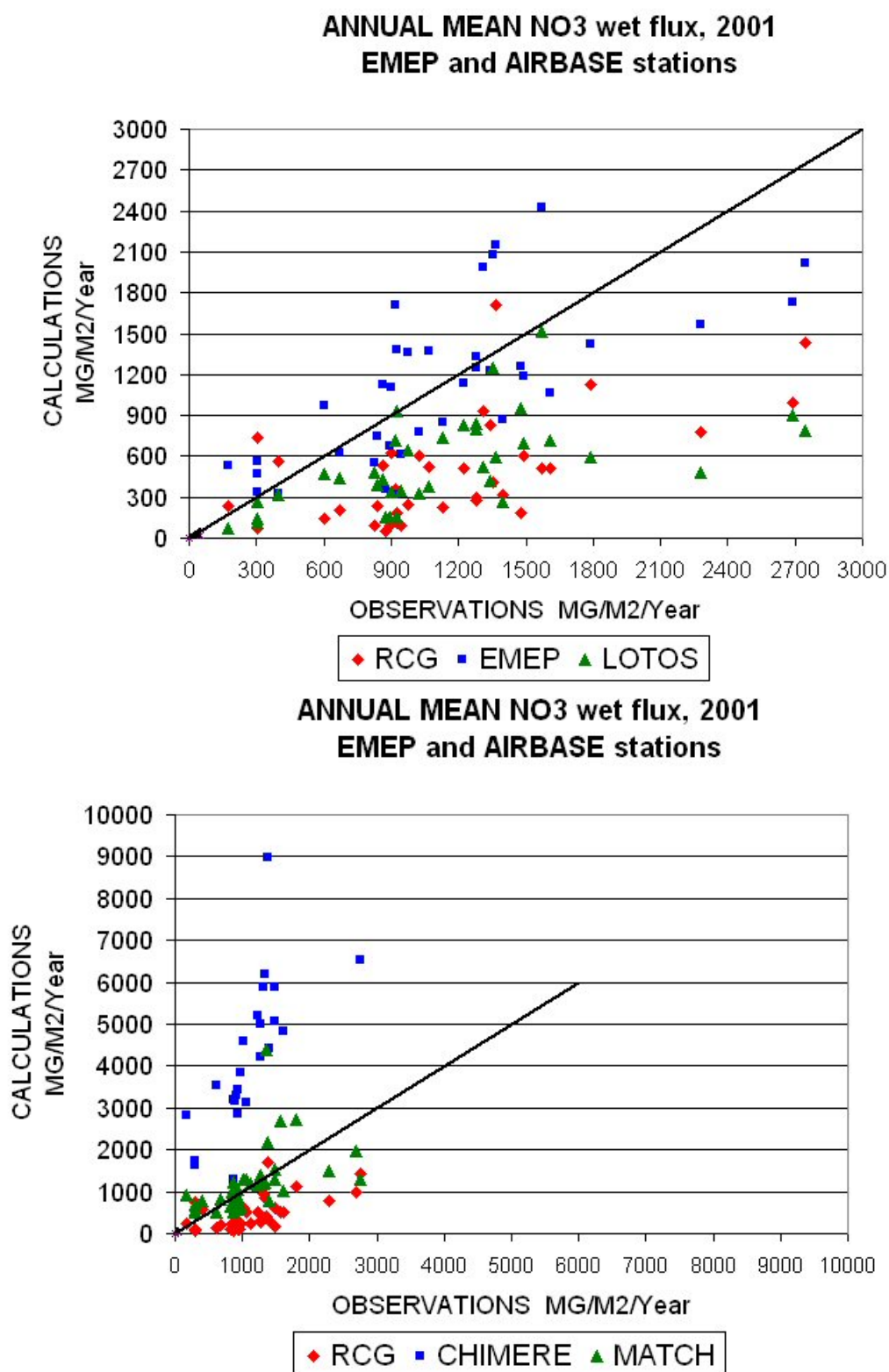


Abbildung 80 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von NO₃-Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.

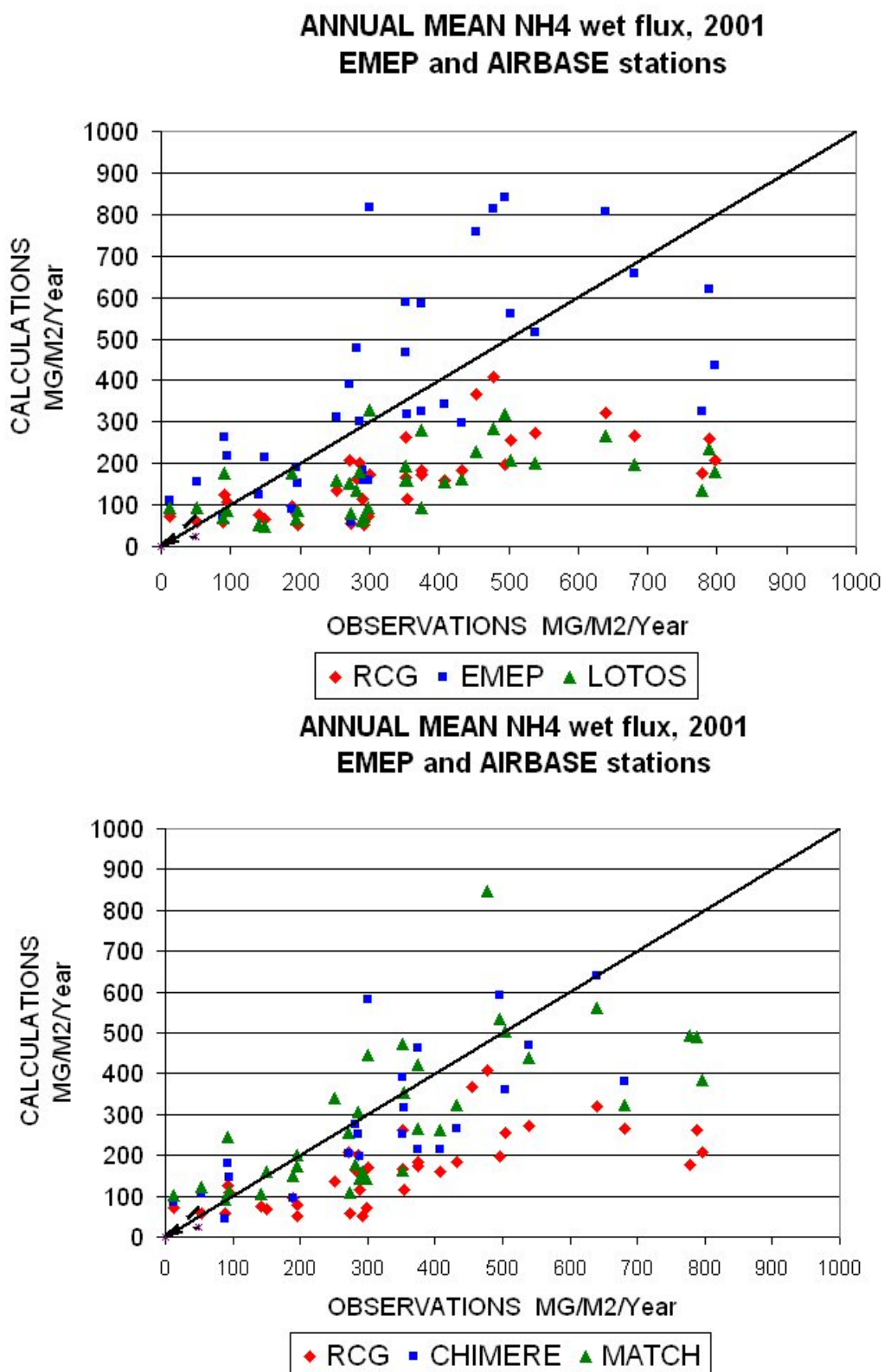


Abbildung 81 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von NO₃-Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.

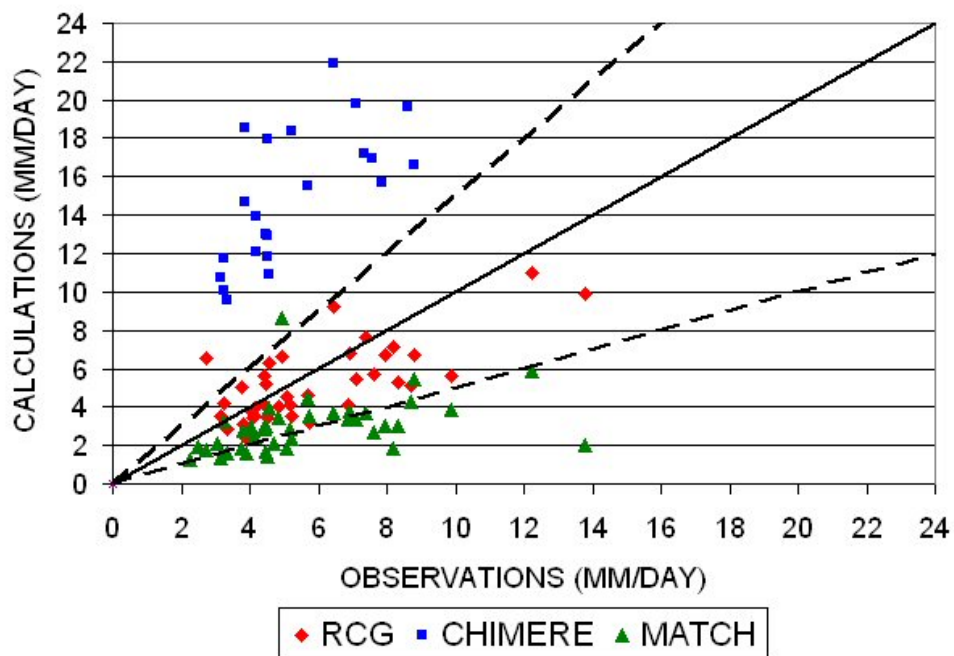
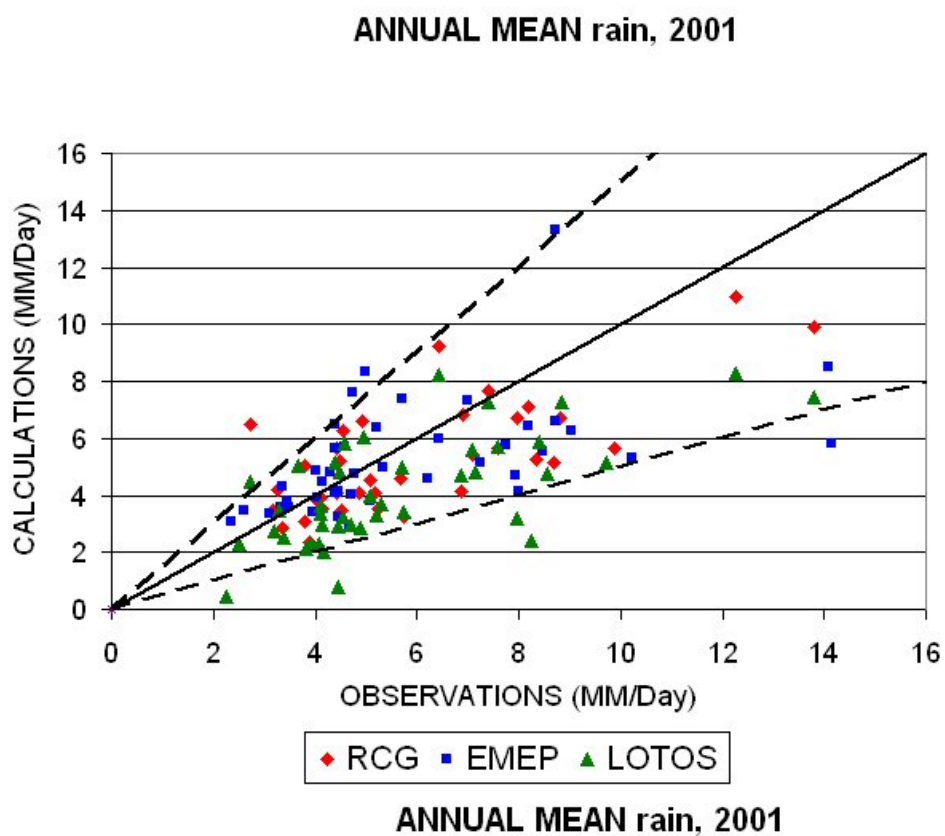


Abbildung 82 Berechneter und gemessener Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.

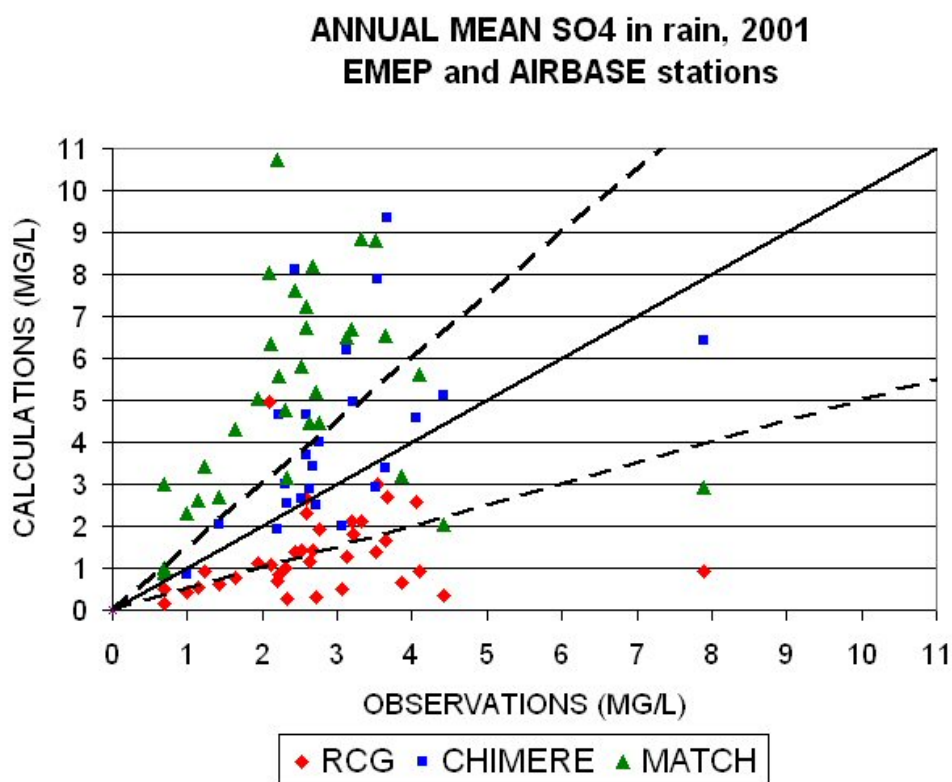
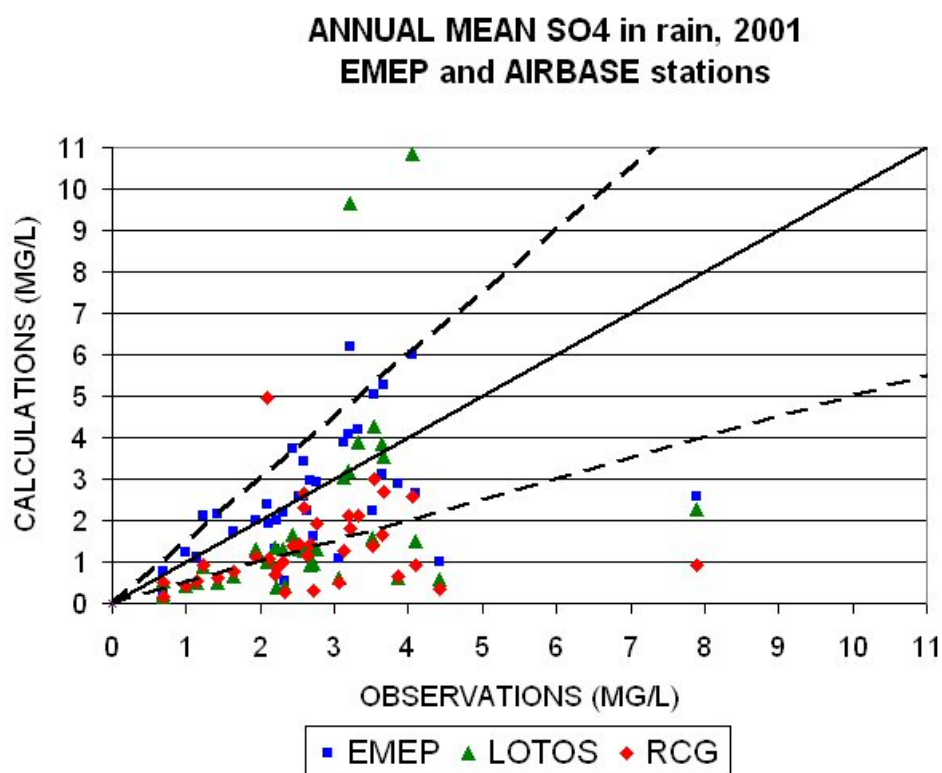


Abbildung 83 Berechnete und gemessene Konzentration von SO₄-Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.

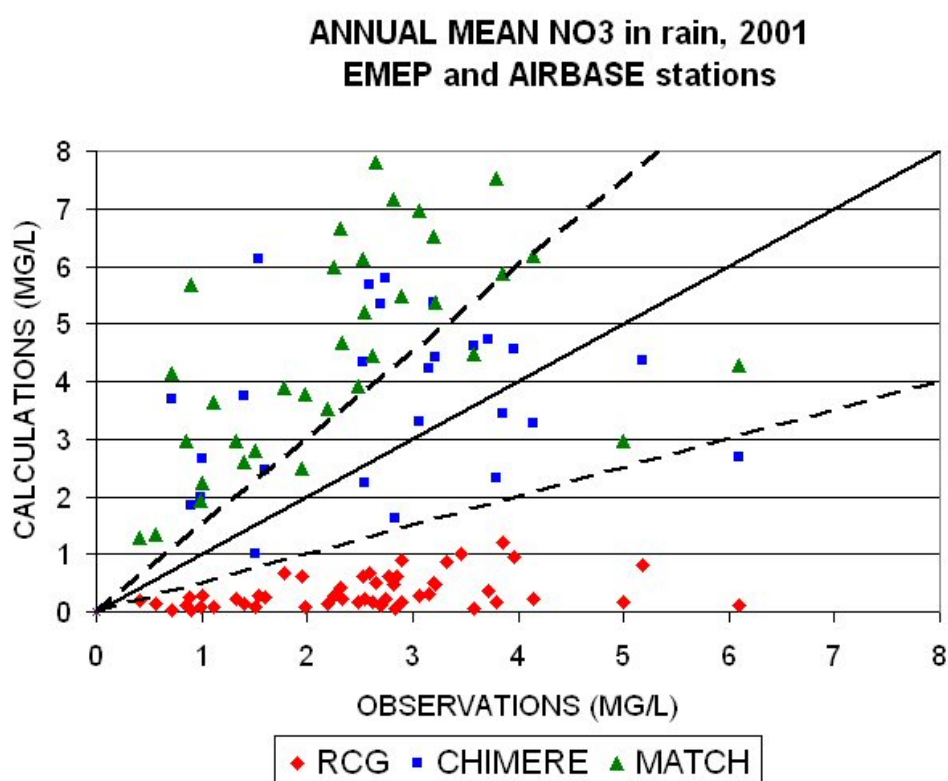
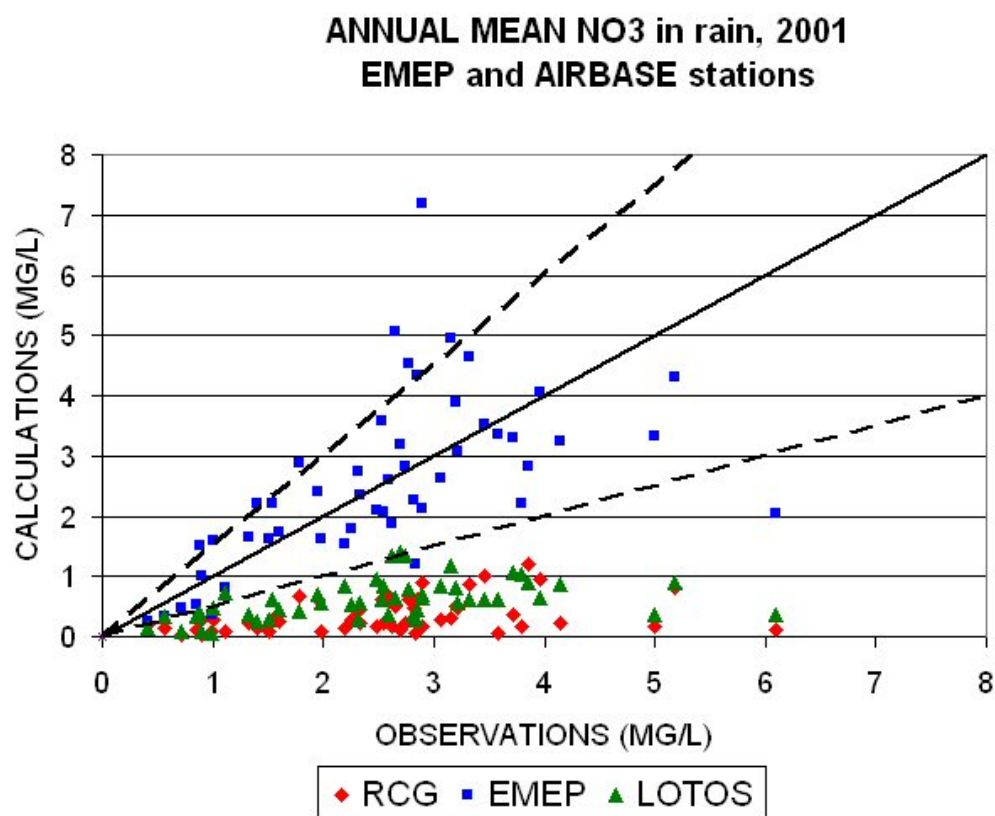


Abbildung 84 Berechnete und gemessene Konzentration von NO₃-Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.

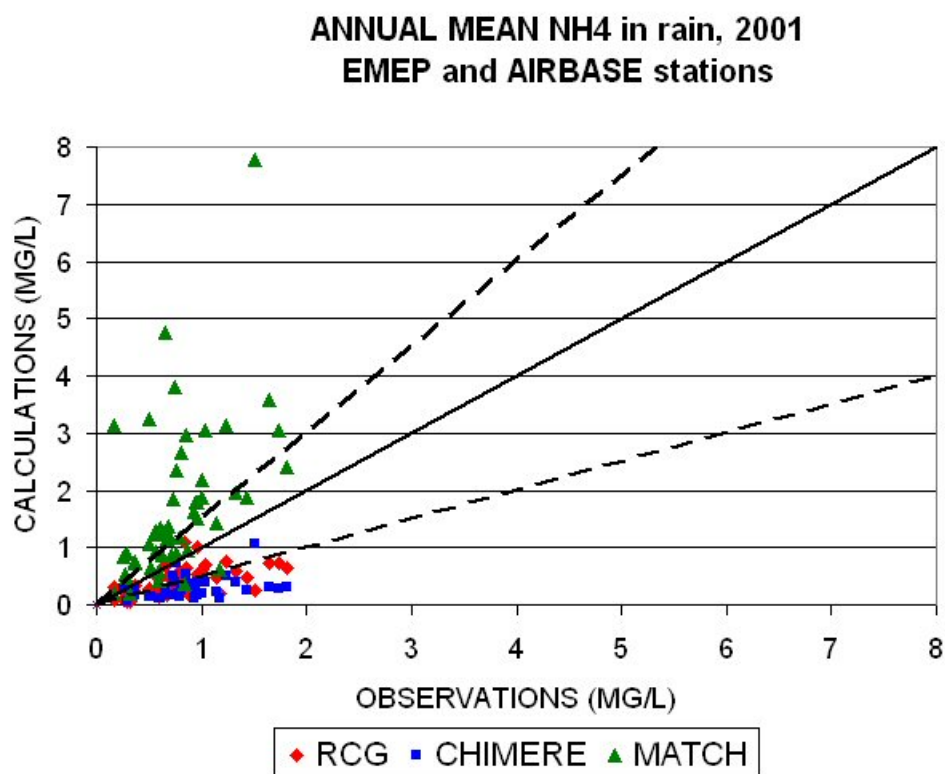
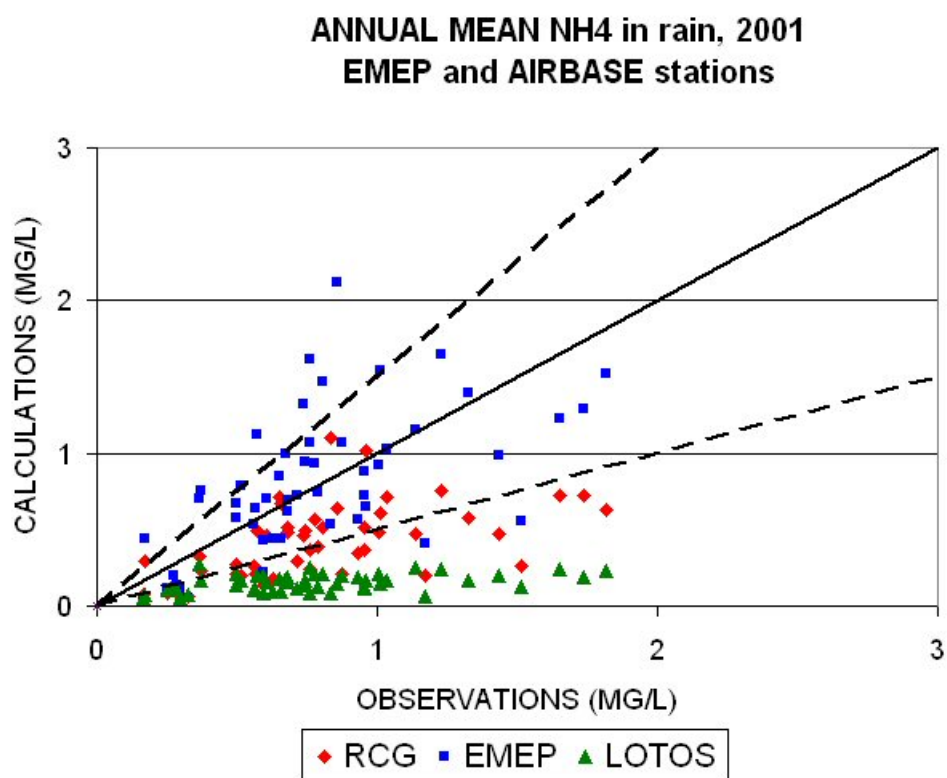


Abbildung 85 Berechnete und gemessene Konzentration von NH₄-Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.

7 Zusammenfassung

Das Aerosol-Chemie-Modell REM-CALGRID (RCG) wurde um eine Ausgabeschnittstelle für die berechnete nasse und trockene Deposition erweitert. Damit kann das Modell neben der Bestimmung der Konzentrationen in der Luft auch zur Berechnung aller relevanten Schwefel- und Nitratreinträge in den Boden eingesetzt werden.

Die berechneten Depositionsstrukturen in Europa wurden ausführlich für die Jahre 1999 und 2001 diskutiert. Ein Vergleich mit Messungen aus dem EMEP-Messnetz zeigt auf, dass insbesondere die hohen gemessenen nassen Depositionswerte unterschätzt werden. Allerdings ist solch ein Vergleich nur mit einer gewissen Einschränkung zu bewerten, da die Größenordnung der nassen Deposition sehr sensitiv bezüglich des Niederschlags ist. Die im RCG-Modell verwendeten Regenfelder beruhen auf einer Interpolation der verfügbaren SYNOP-Daten. Das EMEP-Regenmessnetz gehört nicht zu den SYNOP-Stationen und weist in Regionen mit hohem Niederschlag deutlich höhere Messwerte auf als sich aus dem SYNOP-Messnetz ableiten lässt. Außerhalb der Gebiete mit hohen Regenmengen liegen die berechneten Depositionen aber in der Größenordnung der gemessenen Werte.

Ein qualitativer Vergleich der mit dem RCG-Modell berechneten Depositionsfelder mit denen des EMEP-Modells zeigt, dass beide Depositionsberechnungen ähnliche Strukturen aufweisen. In Gebieten hoher Emissionsdichten berechnet das RCG-Modell höhere Depositionen als das EMEP-Modell, was auf die deutlich höhere Auflösung des RCG-Modells zurückzuführen ist.

Der quantitative Vergleich verschiedener Modellergebnisse mit an Hintergrundstationen gemessenen nassen Depositionen von Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumionen macht deutlich, dass eine sehr große Streuung der Ergebnisse sowohl zwischen Modellergebnissen und Beobachtungen als auch zwischen den einzelnen Modellergebnissen herrscht. Dies bedeutet, dass alle Modelle Schwierigkeiten haben, die gemessenen Depositionen korrekt zu modellieren. Das RCG-Modell tendiert zur Unterschätzung der nassen Deposition aller Ionen. Die Unterschätzung der nassen Deposition im RCG-Modell hat zum Einen wahrscheinlich damit zu tun, dass das RCG-Modell in der für den Modellvergleich verwendeten Version nur den unteren Teil der Troposphäre (bis 3000 m) modelliert, was zu einer Unterschätzung der ausgewaschenen Schadstoffmenge führen kann. Ein weiterer wichtiger Grund ist die sehr einfache Parametrisierung der Auswaschprozesse, die im Wesentlichen nur die Auswaschprozesse unterhalb einer Wolke beschreiben kann. Zur Erfassung der Vorgänge innerhalb einer Wolke ist mehr meteorologische Information über die vertikale Wolkenausdehnung und die Verteilung des Regens notwendig als gegenwärtig im Modell verwendet wird. Eine tiefere Erfassung der vertikalen Ausdehnung der Atmosphäre ist problemlos möglich. Die Einarbeitung von zusätzlichen Wolkeninformationen in die meteorologische Modelldatenbasis und eine darauf aufbauende Verbesserung der Modellierung der nassen Deposition steht noch aus, ist aber möglich, da die betreffenden Daten bereits vom meteorologischen Treiberprogramm TRAMPER zur Verfügung gestellt werden.

8 Literatur

Builtjes P., van Loon M., Schaap M., Teeuwiss S., Visschedijk A., Bloos P., 2002. The development of an emission data base over Europe and further contributions of TNO-MEP. TNO-Report R2002/322. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts "Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon"

Cressman G. P. (1959). An operational objective analysis system, Monthly Weather Review, vol. 87, pp. 367-374

EMEP (2003a). Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. Status Report 1/2003, PART I: Unified EMEP model description. EMEP Status Report 2003. ISSN 08606-4520.

EMEP (2003b). Review and revision. Emission data reported to CLTRAP. MSC-W Status Report 2003. EMEP Status Report 2003. ISSN 0804-2446.

Finlayson-Pitts, B. J. and Pitts, J.N. (1986). Atmospheric Chemistry, JohnWiley & Sons.

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

Köble R., Th Gauger, F. Anshelm (2000), Teil 1. Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995, Endbericht zum Forschungsvorhaben UBA-FB 297 85 079 desUmweltbundesamtes "Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitungen für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ölosysteme"

Koslowsky, D. (1997). Digitale Verarbeitung der am meteorologischen Institut der FU empfangenen Scanning-Radiometer (SR) - Daten der NOAA-Wettersatelliten. Teil IV: Geographische Entzerrung und Darstellung in stereographischer Landkartenprojektion. Beilage zur Berliner Wetterkarte des Instituts für Meteorologie der FU Berlin

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

Oesterreich A., E. Reimer (2003). Bestimmung von Bedeckungsgrad und Wolkentyp aus METEOSAT-Daten. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts "Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon".

Reimer, E. und Scherer, B. (1992). An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long term modeling, in Air Pollution Modelling and its Application IX, eds. H. v. Dop und G. Kallos, NATO Challenges of Modern Society, Kluwer Academic/Plenum Publisher, New York.

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

Stern, R. (2004). Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben 201 43 250 des Umweltbundesamts „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“

Vestreng, V., et al.(2004). Inventory Review 2004, Emission Data reported to CLRTAP and under the NEC Directive, EMEP/EEA Joint Review Report, EMEP/MSC-W Note 1/2004. ISSN 0804-2446.

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Niederschlagsjahressumme 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Treiber TRAMPER	11
Abbildung 2 Niederschlagsjahressumme 2001: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Treiber TRAMPER	11
Abbildung 3 Differenz der Niederschlagsjahressummen zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999 .	12
Abbildung 4 An EMEP-Stationen in Europa gemessene Niederschlagsjahressummen 1999	13
Abbildung 5 Interpolierte EMEP- Niederschlagsjahressummen 1999.....	13
Abbildung 6 An EMEP-Stationen in Europa gemessene Niederschlagsjahressummen 2001	14
Abbildung 7 Interpolierte EMEP- Niederschlagsjahressummen 2001.....	14
Abbildung 8 Temperaturjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER	15
Abbildung 9 Temperaturjahresmittelwert 2001: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER	15
Abbildung 10 Differenz der Temperaturjahresmittelwerte zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999	16
Abbildung 11 Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER	17
Abbildung 12 Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert 1999: simuliert mit dem an der FU-Berlin entwickelten meteorologischen Preprocessor TRAMPER	17
Abbildung 13 Differenz der Bodenwindgeschwindigkeitsjahresmittelwert zwischen den zwei Jahren 2001 und 1999	18
Abbildung 14 Trockene Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 1999, simuliert mit RCG	21
Abbildung 15 Trockene Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 2001, simuliert mit RCG	21
Abbildung 16 Nasse Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 1999, simuliert mit RCG	22
Abbildung 17 Nasse Depositionsjahressummen an Gasphasen-Schwefeldioxid 2001, simuliert mit RCG	22
Abbildung 18 Trockene Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 1999, simuliert mit RCG	23
Abbildung 19 Trockene Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 2001, simuliert mit RCG	23
Abbildung 20 Nasse Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 1999, simuliert mit RCG....	24
Abbildung 21 Nasse Depositionsjahressummen an Aerosol-Sulfationen 2001, simuliert mit RCG....	24
Abbildung 22 Trockene Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 1999, simuliert mit RCG	25
Abbildung 23 Trockene Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 2001, simuliert mit RCG	25
Abbildung 24 Nasse Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 1999, simuliert mit RCG	26

Abbildung 25 Nasse Depositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 2001, simuliert mit RCG	26
Abbildung 26 Gesamtdositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 1999, simuliert mit RCG	27
Abbildung 27 Gesamtdositionsjahressummen an oxidierten Schwefel 2001, simuliert mit RCG	27
Abbildung 28 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Schwefel, simuliert mit RCG für das Jahr 1999	28
Abbildung 29 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Schwefel, simuliert mit RCG für das Jahr 2001	28
Abbildung 30 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitrationen 1999, simuliert mit RCG	31
Abbildung 31 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitrationen 2001, simuliert mit RCG	31
Abbildung 32 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitrationen 1999, simuliert mit RCG ..	32
Abbildung 33 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Nitrationen 2001, simuliert mit RCG ..	32
Abbildung 34 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 1999, simuliert mit RCG ..	33
Abbildung 35 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 2001, simuliert mit RCG ..	33
Abbildung 36 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 1999, simuliert mit RCG	34
Abbildung 37 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Nitrationen 2001, simuliert mit RCG	34
Abbildung 38 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 1999, simuliert mit RCG	35
Abbildung 39 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 2001, simuliert mit RCG	35
Abbildung 40 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 1999, simuliert mit RCG	36
Abbildung 41 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetriger Säure 2001, simuliert mit RCG	36
Abbildung 42 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetersäure 1999, simuliert mit RCG	37
Abbildung 43 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Salpetersäure 2001, simuliert mit RCG	37
Abbildung 44 Trockene Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG	38
Abbildung 45 Trockene Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG	38
Abbildung 46 Nasse Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG	39
Abbildung 47 Nasse Depositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG	39
Abbildung 48 Gesamtdositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG	40
Abbildung 49 Gesamtdositionsjahressumme an oxidiertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG	40
Abbildung 50 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 1999	41
Abbildung 51 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdosition von oxidiertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 2001	41

Abbildung 52 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 1999, simuliert mit RCG	43
Abbildung 53 Trockene Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 2001, simuliert mit RCG	43
Abbildung 54 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 1999, simuliert mit RCG .	44
Abbildung 55 Nasse Depositionsjahressumme an Gasphasen-Ammoniak 2001, simuliert mit RCG .	44
Abbildung 56 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 1999, simuliert mit RCG	45
Abbildung 57 Trockene Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 2001, simuliert mit RCG	45
Abbildung 58 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 1999, simuliert mit RCG	46
Abbildung 59 Nasse Depositionsjahressumme an Aerosol-Ammoniumionen 2001, simuliert mit RCG	46
Abbildung 60 Gesamtdepositionsjahressumme an reduziertem Stickstoff 1999, simuliert mit RCG..	47
Abbildung 61 Gesamtdepositionsjahressumme an reduziertem Stickstoff 2001, simuliert mit RCG..	47
Abbildung 62 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 1999	48
Abbildung 63 Anteil der nassen Deposition an der Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff, simuliert mit RCG für das Jahr 2001	48
Abbildung 64 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Sulfationendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten	51
Abbildung 65 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidierter Schwefel, 1999	51
Abbildung 66 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Sulfationendepositionen, 2001, aus EMEP-Messwerten	52
Abbildung 67 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidierter Schwefel, 2001	52
Abbildung 68 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Nitrationendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten	53
Abbildung 69 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidierter Stickstoff, 1999	53
Abbildung 70 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Nitrationendepositionen, 2001, aus EMEP-Messwerten	54
Abbildung 71 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): oxidierter Stickstoff, 2001	54
Abbildung 72 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Ammoniumionendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten	55
Abbildung 73 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): reduzierter Stickstoff, 1999	55

Abbildung 74 Interpolierte Jahressummen an Nassphasen-Ammoniumionendepositionen, 1999, aus EMEP-Messwerten.....	56
Abbildung 75 RCG-Simulationen (Flächenplott) und EMEP-Messdaten (Zahlen): reduzierter Stickstoff, 2001.....	56
Abbildung 76 Gesamtdpositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an oxidierten Schwefel 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model.....	58
Abbildung 77 Gesamtdpositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an oxidierten Stickstoff 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model	59
Abbildung 78 Gesamtdpositionsjahressummen (Nasse+Trockene Deposition) an reduzierten Stickstoff 2000, simuliert mit EMEP-Unified-Model	59
Abbildung 79 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von SO ₄ -Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.	63
Abbildung 80 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von NO ₃ -Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.	65
Abbildung 81 Berechnete und gemessene Nasse Deposition von NO ₃ -Aerosolen. Weitere Erläuterungen im Text.	66
Abbildung 82 Berechneter und gemessener Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.	67
Abbildung 83 Berechnete und gemessene Konzentration von SO ₄ -Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.	68
Abbildung 84 Berechnete und gemessene Konzentration von NO ₃ -Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.	69
Abbildung 85 Berechnete und gemessene Konzentration von NH ₄ -Aerosolen im Niederschlag. Weitere Erläuterungen im Text.	70