



universität
wien

Masterarbeit / Master's Thesis

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000 anhand zweier Fallbeispiele im Tullnerfeld

verfasst von / submitted by

Jessica Kult, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirement for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2019 / Vienna, 2019

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears
on the student record sheet:

UA 066 614

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears
on the student record sheet:

Masterstudium Meteorologie

Betreuer / Supervisor:

Ass.-Prof. Mag. Dr. Manfred Dorninger

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei den Menschen bedanken, die mich auf dem Weg zur Fertigstellung dieser Arbeit begleitet haben.

Besonderen Dank richte ich an Ao.Univ.Prof. Dr.phil. Erich Mursch-Radlgruber, der immer ein offenes Ohr für Vorschläge meinerseits zur Masterarbeit hatte und dabei stets die richtige Hilfestellung für offene Fragen aufgrund seines fachlichen Wissens leisten konnte.

Einen sehr wichtigen Beitrag leistete ebenfalls Ass.Prof. Mag. Dr. Manfred Dorninger, indem er Verständnis bei Auftreten von kleinen Problemen beim Erstellen der Arbeit zeigte und stets versuchte konstruktiv weitere Vorgehen aufzuzeigen.

Ebenso bedanke ich mich bei DI Reinhard Ellinger, Dr. Christian Hübner und dem ganzen Team der LUA GmbH, die mich während eines Praktikums tatkräftig mit wichtigen Informationen zur Handhabung von AUSTAL2000 unterstützt und mir einen fachlichen Einblick in den Alltag eines Labors für Umweltanalytik möglich gemacht haben.

Zu guter Letzt möchte ich mich auch noch bei meinen Eltern, meiner Schwester und meinem Freund bedanken. Danke für eure Empathie, Geduld und Unterstützung.

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	3
1 AUSTAL2000	4
1.1 Entstehungsgeschichte	5
1.2 Theorie	5
1.2.1 Betrachtungsweise der Partikel	5
1.2.2 Windfeldmodelle	7
1.2.3 Geländefolgende Koordinaten	8
1.3 Berechnung	10
1.3.1 Form der Quelle	10
1.3.2 Koordinatensystem	11
1.3.3 Übergabe meteorologischer Daten	11
1.3.4 Windfeldberechnungen	12
1.3.5 Berücksichtigung der Topographie und Gebäudeabmaße	12
1.3.6 Eingabe der technischen Daten einer Punktquelle	12
1.3.7 Qualitätsstufen	12
2 Schadstoffe	14
2.1 Emission, Transmission und Immission	15
2.2 Grenzwerte	15
2.3 Schwefelverbindungen	16
3 Kraftwerk Dürnröhr	18
3.1 Technische Daten des Kraftwerks	18
3.2 Auswertungsvorgehen	20
3.2.1 Selektion der Stationen	20
3.2.2 Auswahl interessanter Zeitperioden	23
3.2.3 Annahmen für das Kraftwerk Dürnröhr	26
4 Fallbeispiele	28
4.1 Neusiedl: 4.8.2005 - 5.8.2005	28
4.2 Trasdorf: 18.9.2005 - 19.9.2005	54
5 Resultate	73
5.1 Fallbeispiele	73
5.2 Grenzen und Anwendungsbereiche von AUSTAL2000	75
5.3 Weitere Ergebnisse	77
Literaturverzeichnis	79

Abstract

In this master thesis the spatial distribution and transport of SO₂ molecules emitted at power plant Dürnröhr are to be simulated at two stations in the Tullnerfeld area, Neusiedl and Trasdorf, and in selected time periods (at least 12 hours) using AUSTAL2000, a Lagrangian dispersion model. AUSTAL2000 is mainly used in the commercial and official field for environmental impact assessments. In the scientific field FLEXPART, also a Lagrangian dispersion model, is usually applied. Nevertheless in this master thesis AUSTAL2000 should be used explicitly to examine the scientific character of AUSTAL2000. The selected time periods were determined by appropriate wind directions (station-dependent and thus position-dependent), velocities, and SO₂ peak events at the respective stations. A peak event in this work is a difference between two consecutive SO₂ values of at least $\Delta \text{SO}_2 = 5 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ but higher peak events are considered favoured. The dataset that was available for this thesis included the period 01/01/1996 to 01/01/2009 and delivered half-hourly averages wind directions, wind speeds, temperatures and the SO₂ values. The technical data for the power plant were taken in part from an annual emission declaration of the power plant Dürnröhr and estimated in part by similar power plants. In order to obtain a chronological dispersion of the SO₂ values for individual grid points, up to 20 of so called monitor points per run in AUSTAL2000 were set on the numerical grid. The core of the work is to estimate the limits and capabilities of the dispersion program AUSTAL2000 and to compare the measured values at the stations with the computed values from AUSTAL2000 and to analyse the influence of the meteorological parameters. It is not important to ideally reproduce the measured values, but to recognize the influence of the power plant emissions also in the model values.

Abstrakt

In dieser Masterarbeit sollen die SO_2 -Verteilung und -Transport durch das Kraftwerk Dürnrohr an Stationen im Tullnerfeld, Neusiedl und Trasdorf, und in selektierten Zeitperioden (mindestens 12 Stunden) mittels AUSTAL2000, ein Lagrange'sches Dispersionsausbreitungsmodell, simuliert werden. AUSTAL2000 wird hauptsächlich im kommerziellen und behördlichen Bereich für Umweltverträglichkeitsprüfungen verwendet. Für den wissenschaftlichen Bereich wird meistens FLEXPART, ebenfalls ein Lagrange'sches Dispersionsmodell, eingesetzt. Trotzdem soll in dieser Arbeit explizit AUSTAL2000 hinsichtlich der Fragestellung und des wissenschaftlichen Charakters genutzt werden. Die selektierten Zeitperioden wurden durch geeignete Windrichtungen (stations- und somit lageabhängig), -geschwindigkeiten und SO_2 -Peakereignisse an den jeweiligen Stationen festgelegt. Ein Peakereignis ist in dieser Arbeit ein Unterschied zwischen zwei aufeinanderfolgender SO_2 -Messwerte von mindestens $\Delta\text{SO}_2 = 5 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$, jedoch werden höhere Peakereignisse favorisiert betrachtet. Der Datensatz, der mir hierbei zur Verfügung stand, erstreckte sich über den Zeitraum 01.01.1996 bis 01.01.2009 und lieferte in Halbstundenmittelwerten Windrichtungen, -geschwindigkeiten, Temperaturen und die SO_2 -Werte. Die technischen Daten für das Kraftwerk wurden zum Teil aus einer Jahresemissionserklärung des Kraftwerkes Dürnrohr entnommen und zum Teil von bauähnlichen Kraftwerken abgeschätzt. Um einen zeitlichen Verlauf der SO_2 -Werte für einzelne Gitterpunkte zu bekommen, muss man sogenannte Monitorpunkte in das numerische Gitter beim Konfigurieren von AUSTAL2000 setzen, die jedoch auf 20 pro Rechenlauf begrenzt sind. Der Kern der Arbeit ist es, die Grenzen bzw. Fähigkeiten des Ausbreitungsprogramms AUSTAL2000 abzuschätzen und im Vergleich dazu die Messwerte an den Stationen und den Einfluss der meteorologischen Parameter zu untersuchen. Wichtig hierbei sei es nicht, die Messwerte ideal nachzubilden, sondern den Einfluss des Kraftwerks auch in den Modellwerten zu erkennen.

Einleitung

Industrieanlagen und die einhergehende Verbrennung von energiereichen Stoffen führten seit der Industrialisierung (ab der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts) zu einem höheren Anteil von Luftschadstoffen in der Atmosphäre. Diese Luftschadstoffe hatten und haben vielfältige negative Effekt auf die Natur und die Atmosphäre, in der normale chemische Reaktionen anders vonstattengehen als ohne die anthropogen emittierten Stoffe. Das klassische Bild eines Schornsteins, von welchem Schadstoffe sich in Form einer Abgasfahne verteilen, verbinden viele Menschen mit industriellem Aufstieg, aber auch mit schlechter Luft. Dahingegen wurde vermehrt besonders in den letzten 50 Jahren durch das Eintreten einiger verheerender Ereignisse wie z.B. die Smogkatastrophe von London, 5.12 bis 9.12.1952, ([Wilkins, 1954](#)) in Filter- und Reinigungstechnologien investiert. Jedoch gab es auch die "Politik der hohen Schornsteine" in den 1960er Jahren, welche den Bau höherer Schornsteine propagierte ([Schulz-Walden, 2013](#)). Diese Politik verschob das Schadstoffproblem in höhere Atmosphärenschichten und durch den weiteren Transport auch in industrieärmere Gebiete. Die effektive Quellhöhe, thermischer und mechanischer Impuls der Abgasfahne, sowie die Höhe des Schornsteins haben großen Einfluß auf den Schadstofftransport. Die Emission von Schadstoffen bzw. deren Reduktion ist hinsichtlich der beeinflussten gesundheitlichen Faktoren, sowie der Einhaltung gesetzlicher Vorschriften, wissenschaftlicher Analyse und für gesellschaftspolitische Entwicklungen von besonderem Interesse. Diese Masterarbeit soll anhand von zwei Fallbeispielen, kurze Zeitperioden (1-2 Tage) mit gemessenen SO₂-Peakereignissen im Tullnerfeld, die Grenzen und Anwendungsmöglichkeiten von AUSTAL2000, ein Lagrange'sches Dispersionsprogramm, feststellen. Hierbei werden die meteorologischen Daten von den Stationen Neusiedl (4.8.2005 - 5.8.2005) und Trasdorf (19.9.1996 - 20.9.1996) aufbereitet, die SO₂-Emissionsdaten für das Kraftwerk Dürnrohr abgeschätzt und dem Modell zur Berechnung übergeben.

Kapitel 1

AUSTAL2000

AUSTAL2000 ist ein dreidimensionales Lagrange'sche Dispersionsmodell, welches bei Beurteilungs- und Genehmigungsverfahren, z.B. Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVPs) oder lokalen und regionalen Luftqualitätsuntersuchungen, Verwendung findet. Für geplante Projekte, grösstenteils Industrieneubauten, werden Immissionsgutachten erstellt, um zu verhindern, dass durch die neu hinzukommenden Emissionen Immissionsgrenzwerte überschritten werden ([Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft, 2002](#)). Die angewandte Programmiersprache ist C und AUSTAL kann mit den Betriebssystemem Windows und Linux genutzt werden.

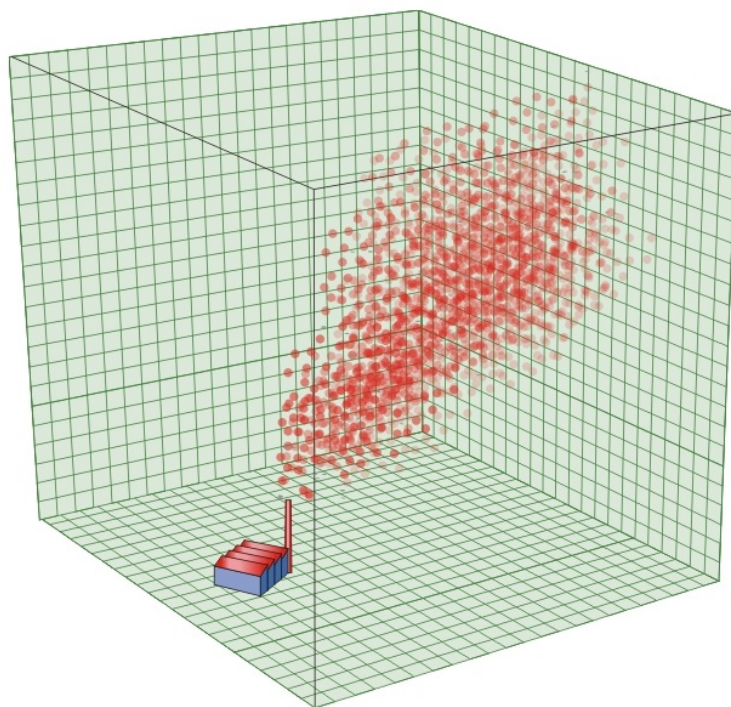


Abbildung 1.1: Lagrange'sches Partikelmodell: Verteilung von simulierten Teilchen im dreidimensionalen Windfeld¹

Von einer Quelle werden Partikel, z.B. Schwefeldioxid SO_2 , Stickstoffmonoxid NO , Stickstoffdioxid NO_2 , Benzol C_6H_6 , Ammoniak NH_3 , etc., freigesetzt (siehe [Abbildung 1.1](#)) und

¹[Abbildung 1.1](#)

ihre Wege werden mittels Trajektorien nachverfolgt. Als Eingangsparameter für die Berechnung werden Windgeschwindigkeit und -richtung, Stabilitäts- bzw. Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier (Klug, 1969/Manier, 1975), Rauigkeitslänge und Emissionsdaten benötigt.

1.1 Entstehungsgeschichte

Nach der NATO-CCMS-Konferenz Ende August 1981 trafen sich die Wissenschaftler (Werner Klug, Paul Lühring, Rainer Stern, Robert Yamartino und Lutz Janicke) in einem Workshop (im Rahmen des UBA-Vorhabens "Handbuch der Immissionsprognose"), um ihre Konzepte für die TA Luft 1983 (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) zu sammeln und vorzubereiten. Folgende Ideen und Konzepte dieser mittel- und längerfristigen Überlegungen wurden in die TA Luft übernommen - Stand 2002.

- Abkehr von der Wetterstatistik, stattdessen Simulation von Einzelsituationen aus einer Zeitreihe
- Verzicht auf Klassifizierungen und Übergang zu kontinuierlichen meteorologischen Parametern (beispielsweise Monin-Obukhov-Länge)
- Ersatz des Gauß-Modells durch ein Lagrange-Modell
- Berücksichtigung topographischer Effekte
- Modellierung der Umwandlung von NO nach NO₂
- Bessere Modellierung der Staubausbreitung und -deposition

Im Zuge der neuen TA Luft, seit 01.10.2002, wurde nach der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 für die Ausbreitungsrechnung das Lagrange'sches Partikelmodell AUSTAL2000 als Beispiel für die richtige Umsetzung des Anhangs 3 der neuen TA Luft programmiert. Dies erfolgte im Ingenieurbüro Janicke im Auftrag des Umweltbundesamtes mit dem Arbeitstitel "Entwicklung eines modellgestützten Beurteilungssystems für den anlagenbezogenen Immissionsschutz". AUSTAL2000 fiel hierbei die Rolle eines Referenzprogramms zu anderen ebenfalls gemäß des Anhangs 3 operierender Programme zu ([Entstehungsgeschichte AUSTAL2000, 2002](#)).

1.2 Theorie

1.2.1 Betrachtungsweise der Partikel

Beim Ansatz nach Euler wird das System in festen Koordinaten untersucht und ist der weit verbreiteste Ansatz zur Untersuchung von Masse- und Wärmeflüsse in der Atmosphäre. Wohingegen beim Lagrange'schen Ansatz die Konzentrationsänderungen im Bezug auf nicht ortsfeste Koordinaten beschrieben werden. Ebenso gilt mit dem Lagrange'schen Ansatz, dass die Bewegung eines Partikels durch seine Trajektorie definiert werden kann (Lazaridis, 2011). Die mathematische Herleitung des Lagrange'sche Ansatz für turbulente Diffusion beginnt damit, dass ein probabilistischer Parameter $\psi(\vec{x}, t)$ eingeführt wird, welcher die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion ("probability density function") für die Position des Partikels \vec{x} zum Zeitpunkt t beschreibt.

$$\psi(x_1, x_2, x_3, t) dx_1 dx_2 dx_3 = \psi(\vec{x}, t) d\vec{x} \quad (1.1)$$

Die Gleichung (1.1) gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass sich ein Partikel zum Zeitpunkt t in einem Volumen zwischen x_1 bis $x_1 + dx_1$, zwischen x_2 bis $x_2 + dx_2$, etc. befindet. Die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion wird wie folgt definiert.

$$\int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \psi(\vec{x}, t) d\vec{x} = 1 \quad (1.2)$$

Die Wahrscheinlichkeitsdichte $Q(\vec{x}, t | \vec{x}', t')$ kann als Produkt zweier Terme ausgedrückt werden. Einmal als Wahrscheinlichkeitsdichte eines Teilchens, welches sich am Punkt \vec{x}' befindet und welches zum Zeitpunkt t' zum Punkt \vec{x} und zum Zeitpunkt t bewegt wird und einmal als Wahrscheinlichkeitsdichte eines Teilchens, welches sich am Punkt \vec{x}' befindet und zum Zeitpunkt t' für alle Anfangspunkte \vec{x}' integriert wird. Als Ergebnis kann die Wahrscheinlichkeit ausgedrückt werden als:

$$\psi(\vec{x}, t) = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} Q(\vec{x}, t | \vec{x}', t') d\vec{x}' \quad (1.3)$$

Die Gleichung (1.3) gilt für die Wahrscheinlichkeit eines Teilchens. Ist eine Anzahl von Partikeln m , die sich zu Beginn im Raum befinden, und die Lage des i -ten Teilchens durch die Dichtefunktion $\psi_i(\vec{x}, t)$ gegeben, ist das Ergebnis, dass die Ensemble-Mittelkonzentration $\langle c(\vec{x}, t) \rangle$ am Punkt \vec{x} durch den rechten Teil der Gleichung (1.4) beschrieben werden kann (Seinfeld, 2006).

$$\langle c(\vec{x}, t) \rangle = \sum_{i=1}^m \psi_i(\vec{x}, t) \quad (1.4)$$

Deswegen wird der Ausdruck $\psi(\vec{x}, t)$ in Beziehung zu der anfängliche Partikelkonzentration $\langle c(\vec{x}_0, t_0) \rangle$ und zur räumlichen und zeitlichen Quellenverteilung $S(\vec{x}, t)$ gesetzt.

$$\begin{aligned} \langle c(\vec{x}, t) \rangle &= \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} Q(\vec{x}, t | \vec{x}_0, t_0) \langle c(\vec{x}_0, t_0) \rangle d\vec{x}_0 \\ &\quad + \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} Q(\vec{x}, t | \vec{x}', t') S(\vec{x}', t') dt' d\vec{x}' \end{aligned} \quad (1.5)$$

Die Gleichung (1.5) ist die Grundgleichung der Lagrange'sche Betrachtungsweise, die die mittlere Partikelkonzentration in einem turbulenten Medium festlegt (Lazaridis, 2011).

1.2.2 Windfeldmodelle

Bei Strömungs- oder Windfeldmodellen werden flächenhaft über der Topographie oder lokal bei kleinräumigen Phänomenen (z.B. Tal- und Bergwindssystem) Strömungsfelder berechnet. Je nach Interessensfeld bzw. Fallstudie wird entweder ein prognostisches oder diagnostisches Windfeldmodell verwendet. Bei dem prognostischen Windfeldmodell wird das Strömungsfeld durch Lösen dynamischer Grundgleichungen der Strömungsmechanik berechnet. Es ist sehr zeitaufwändig und benötigt viel Rechenzeit. Jedoch kann man mit ihm eine hohe räumliche Auflösung erreichen und thermische bzw. dynamische induzierte Phänomene auflösen (Zenger, 1996). Beim diagnostischen Modell werden stationäre Windfelder berechnet, welche Windrichtung, Windgeschwindigkeit, vertikales Windprofil, atmosphärische Stabilität sowie Geländedetails als Grundinformation benötigen. Nach der Basisarbeit von Sasaki (Sasaki, 1958/Sasaki, 1970a/Sasaki, 1970b) und der Weiterentwicklung durch Sherman (Sherman, 1978) konnte man ein numerisches Modell aufsetzen, welches eines aus Messungen bestimmtes oder aus Berechnungen angenähertes Windfeld so modifizierte, dass die resultierende Strömung massenkonsistent bzw. divergenzfrei war (Zenger, 1998). Durch die oben genannten Grundinformation zum Zustand der Atmosphäre, zur Bodenbeschaffenheit und die berechneten stationären Felder kann man nun ein Initialwindfeld bestimmen. Für ein inkompressibles und massenkonsistentes Strömungsfeld schreibt sich die Kontinuitätsgleichung wie folgt:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = \text{div}(\vec{u}) = 0 \quad (1.6)$$

In einem nächsten Schritt erfolgt die Minimierung der Abweichung zwischen dem Initialwindfeld (u^0, v^0, w^0) und einem divergenzfreien Windfeld (u, v, w) (Sherman, 1978). α_1 und α_2 stellen dabei Gewichtungsfaktoren dar, welche die Gewichtung mehr auf die horizontale (α_1) oder die vertikale (α_2) Geschwindigkeitskomponente legen können. Die typische Lösung für ein solches Problem ist die Lagrange'sche Multiplikationsmethode. Das Ziel dieser Methode ist das Finden der Minima des Integrals E . Der sogenannte Lagrange-Multiplikator wird mit λ abgekürzt.

$$E(u, v, w, u^0, v^0, w^0, \lambda) = \int \int \int \left[\alpha_1^2 (u - u^0)^2 + \alpha_1^2 (v - v^0)^2 + \alpha_2^2 (w - w^0)^2 + \lambda \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) \right] dx dy dz \quad (1.7)$$

Die zu (1.7) korrespondierenden Euler-Lagrange-Gleichungen bzw. deren Lösungen für u , v und w schreibt man wie folgt:

$$u = u^0 + \frac{1}{2\alpha_1^2} \frac{\partial \lambda}{\partial x} \quad (1.8)$$

$$v = v^0 + \frac{1}{2\alpha_1^2} \frac{\partial \lambda}{\partial y} \quad (1.9)$$

$$w = w^0 + \frac{1}{2\alpha_2^2} \frac{\partial \lambda}{\partial z} \quad (1.10)$$

In der Folge werden die Gleichungen (1.8, 1.9, 1.10) in (1.7) eingesetzt. Daraus folgt:

$$\frac{\partial^2 \lambda}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \lambda}{\partial y^2} + \left(\frac{\alpha_1^2}{\alpha_2^2} \right) \frac{\partial^2 \lambda}{\partial z^2} = -2\alpha_1^2 \left(\frac{\partial u^0}{\partial x} + \frac{\partial v^0}{\partial y} + \frac{\partial w^0}{\partial z} \right) \quad (1.11)$$

Die modifizierte Kontinuitätsgleichung (1.11) kann analytisch nicht gelöst werden, sondern nur mittels eines numerischen Verfahrens. In diesem Fall wird das sogenannte SOR ("Successive Over-Relaxation")-Verfahren verwendet.

1.2.3 Geländefolgende Koordinaten

Wenn keine Informationen zur Topographie angegeben werden, wird mit einem kartesischen Koordinatensystem gerechnet. Im Gegenfall, Profil der Topographie wird verwendet, wird ein geländefolgendes Koordinatensystem angewandt. Für die Herleitung gilt, dass die Geländehöhe in einem kartesischen Koordinaten mittels der Vertikalkoordinate z gegeben ist und z eine definierte Obergrenze \hat{z} hat:

$$z = b(x, y) \quad (1.12)$$

$$\max(z) = \hat{z} \quad (1.13)$$

$b(x, y)$ ist hier das Geländeprofil und der Abstand vom Erdboden wird mit $h = z - b$ definiert. Wird z nun durch s (geländefolgende Vertikalkoordinate) ersetzt, schreibt man:

$$s = \hat{s} \frac{z - b(x, y)}{\hat{z} - b(x, y)} \quad (1.14)$$

$$z = b(x, y) + \frac{s}{\hat{s}} [\hat{z} - b(x, y)] \quad (1.15)$$

Es wird der Sonderfall $\hat{z} \rightarrow \infty$, $\hat{s} \rightarrow \infty$ und $\hat{z}/\hat{s} \rightarrow 1$ angenommen. Daraus folgt der einfache Zusammenhang $s = z - b(x, y) = h$. Nun wird mittels s die vertikale Komponente v_z des Geschwindigkeitsvektors redefiniert:

$$v_s = \frac{ds}{dt} \quad (1.16)$$

$$v_z = \varphi v_x + \chi v_y + \psi v_s \quad (1.17)$$

$$\text{mit : } \varphi = (1 - \rho) \frac{\partial b}{\partial x} \quad (1.18)$$

$$\chi = (1 - \rho) \frac{\partial b}{\partial y} \quad (1.19)$$

$$\psi = \frac{\hat{z} - b(x, y)}{\hat{s}} \quad (1.20)$$

$$\rho = \frac{s}{\hat{s}} \quad (1.21)$$

Die Koordinaten x , y und s bilden kein kartesisches Koordinatensystem, aber ein System von zueinander unabhängigen Koordinaten. Das bedeutet, dass bei Bewegungen in s -Richtung diese ohne Änderung von x und y stattfinden und Bewegungen in x - und y -Richtung ohne Änderung der Koordinate s . Durch die Annahme $s = 0$ folgt, dass $v_s = 0$ und somit ist garantiert, dass die Strömung exakt parallel zum Erdboden verläuft. Die Windfelddivergenz in einer Gitterzelle wird mittels des Arakawa-C-Komponenten v_x , v_y und $\hat{v}_s = \psi v_s$ festgelegt. Gemäß dem Gauß'schen Integralsatz ist die Divergenz gleich dem Nettofluß durch diese Gitterzelle geteilt durch das Zellvolumen. Die Flüsse durch die vertikalen Seitenflächen sind das Produkt aus der Arakawa-C-Komponente (Arakawa, 1977) der Geschwindigkeit und dem Flächeninhalt der Seitenfläche. Der Fluß durch den Boden und den Deckel der Zelle ist das Produkt aus \hat{v}_s und dem Flächeninhalt der horizontalen Projektion der Grenzfläche (Quadrat der horizontalen Maschenweite Δ). Die Divergenz D_{ijk} für jede Gitterzelle V_{ijk} ($i=1, \dots, n_x$, $j=1, \dots, n_y$, $k=1, \dots, n_z$) in diskreten Koordinaten berechnet sich wie folgt:

$$D_{ijk} = \frac{1}{V_{ijk}} [F_{x;i,j,k} v_{x;i,j,k} - F_{x;i-1,j,k} v_{x;i-1,j,k} + F_{y;i,j,k} v_{y;i,j,k} - F_{y;i,j-1,k} v_{y;i,j-1,k} + \Delta^2 \hat{v}_{s;i,j,k} - \Delta^2 \hat{v}_{s;i,j,k-1}] \quad (1.22)$$

Das Volumen einer Gitterzelle V_{ijk} sowie die vertikalen Flächen einer Gitterzelle, $F_{x;i,j,k}$ (vertikal zur x -Achse) und $F_{y;i,j,k}$ (vertikal zur y -Achse), können aus den Höhenwerten $Z_{i,j,k}$ der Gitterpunkte berechnet werden (Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014).

$$F_{x;i,j,k} = \frac{\Delta}{2} (Z_{i,j-1,k} + Z_{i,j,k} - Z_{i,j-1,k-1} + Z_{i,j,k-1}) \quad (1.23)$$

$$F_{y;i,j,k} = \frac{\Delta}{2} (Z_{i-1,j,k} + Z_{i,j,k} - Z_{i-1,j,k-1} + Z_{i,j,k-1}) \quad (1.24)$$

$$V_{i,j,k} = \frac{\Delta^2}{4} (Z_{i-1,j-1,k} + Z_{i-1,j,k} + Z_{i,j-1,k} + Z_{i,j,k} - Z_{i-1,j-1,k-1} - Z_{i-1,j,k-1} - Z_{i,j-1,k-1} - Z_{i,j,k-1}) \quad (1.25)$$

1.3 Berechnung

1.3.1 Form der Quelle

Zur Berechnung von Emissionen benötigt man Informationen über die vorhandenen oder angenommenen Quellkonfigurationen. Diese beinhalten die Form und Höhe (m ü. HN) der Quelle sowie die Emissionsdauer. Bei AUSTAL2000 unterscheidet man die Quelle grob in Punktquelle (z.B. Schornstein), Linienquelle (z.B. Straßen - einfache Berechnung) und Flächenquelle (z.B. Klärbecken). Es besteht ebenso die Möglichkeit vertikale Linienquellen und Volumensquellen aufzusetzen, die dann spezielle Gebäudeumströmungen oder komplexere Verkehrsemissionen berechnen können ([Technische Grundlage zur Qualitätssicherung in der Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung, 2012](#)). Die Angabe der richtigen Höhe (m ü. HN) der Quelle ist besonders bei der Berechnung von Schadstoffen wichtig, die schnell mit anderen Stoffen in der Atmosphäre reagieren oder wechselwirken. In Hinblick auf die Dauer der Emissionen kann man zwischen kontinuierlicher und nicht kontinuierlicher Quelle differenzieren. Als wichtigste Punktquelle in der Höhe gilt der Industrieschornstein, welcher verschiedene Arten von Schadstoffe emittieren kann ([Oke, 1987](#)). Man erkennt in der Abbildung 1.2 die schematische Emission aus Schornsteinen und deren Rauchgasfahnen. Neben der Temperaturschichtung der bodennahen Atmosphäre beeinflusst auch die Schornsteinhöhe sowie die aktuellen Windverhältnisse die Rauchgasfahnen.

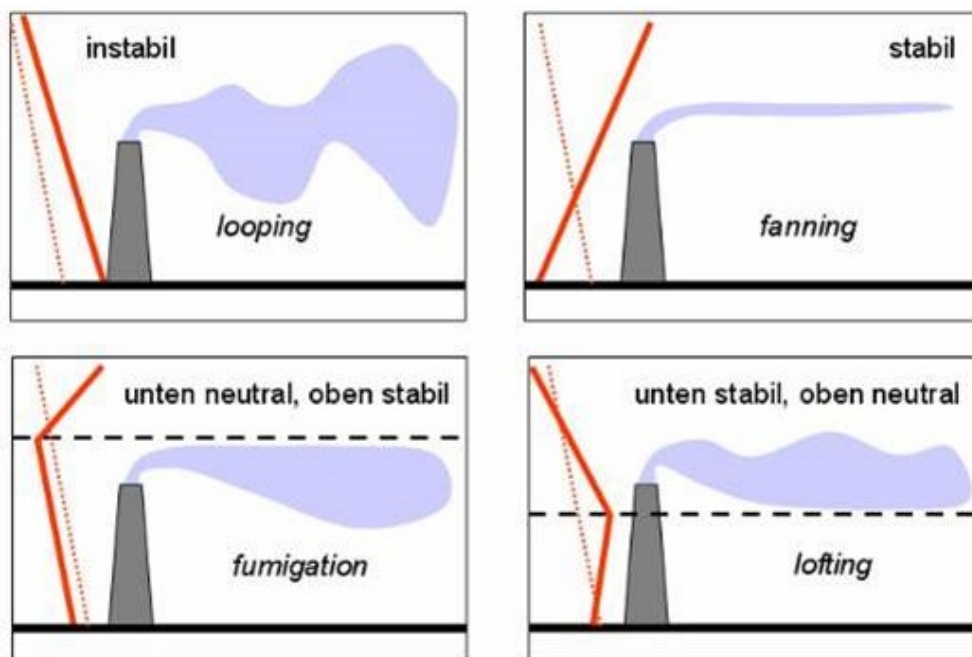


Abbildung 1.2: Verschiedene Typen von Rauchgasfahnen. Der Temperaturverlauf mit der Höhe wird mit der roten Linie beschrieben und die des adiabatischen Temperaturgradienten mit der roten gestrichelten. Der trockenadiabatische Temperaturgradient nimmt pro 100 m um 0.98°C ab.²

In der Abbildung 1.2 (linkes Bild oben) wird eine instabile Grenzschicht gezeigt, in der die Rauchgasfahne mittels Turbulenz gut durchmischt wird und in der die Temperatur stärker

²Abbildung 1.2

als durch den trockenadiabatischen Gradienten bestimmt, abnimmt. Dieses Verhalten der Rauchgasfahne wird als "looping" beschrieben. In der Abbildung 1.2 (rechtes Bild oben) erkennt man eine kontinuierliche atypische Zunahme der Temperatur mit der Höhe. Die Grenzschicht ist hier stabil geschichtet und die Ausbreitung der Schadstoffe ist von der horizontalen Windgeschwindigkeit abhängig. Diesen Fall bezeichnet man als "fanning". In der Abbildung 1.2 (linkes Bild unten) ragt der Schornstein nicht über die Sperrschicht hinaus und es kommt somit zu einer Schadstoffanreicherung am Boden, "fumigation". Die Schicht ist bis zur Sperrschicht neutral und oberhalb stabil geschichtet. In der Abbildung 1.2 (rechtes Bild unten) ist die Schicht bis zur Grenzschicht stabil (Bodeninversion) und oberhalb neutral geschichtet. Der Schornstein ragt über die Sperrschicht hinaus und es kommt somit zu keiner bodennahen Anreicherung, aber zu einem sogenannten "lofting"-Ereignis (Stull, 1988).

1.3.2 Koordinatensystem

Die Berechnungen ohne Topographieinformationen werden in einem kartesischen Koordinatensystem durchgeführt, dessen x-Achse von West nach Ost und dessen y-Achse von Süd nach Nord verlaufen. Alle Längen- und Koordinatenangaben erfolgen in Meter und beziehen sich auf dieses Koordinatensystem. Die absolute Lage des Nullpunktes des Koordinatensystems wird vom Anwender für jedes Projekt festgelegt. Hierbei kann man wählen zwischen dem Gauß-Krüger-Koordinatensystem oder dem UTM-Koordinatensystem. Es wird empfohlen den Nullpunkt in der Nähe der Emissionsquelle zu setzen. Es wird ein rechteckiges Rechennetz aufgespannt, das vertikal (z-Achse) mit der Höhe zunehmende Maschenweite innehat und das horizontal äquidistant unterteilt ist (Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014).

1.3.3 Übergabe meteorologischer Daten

Als AKTerm wird eine Textdatei definiert, die fortlaufend für jede Stunde des Jahres eine Zeile mit meteorologischen und physikalischen Parametern enthält. Als Daten angegeben werden die Stationsnummer, das Jahr, der Monat, der Tag, die Stunde, die Qualitätsbytes für die Windrichtung und Windgeschwindigkeit (z.B. Windrichtung in Dekagrad, in Grad (Original in Dekagrad oder in Grad) und fehlt), die Windrichtung, die Windgeschwindigkeit, die Ausbreitungsklasse nach Klug/Manier und die Mischungsschichthöhe. Die Index-Zuordnung der Klug/Manier-Klassen ist 1 (I, sehr stabil), 2 (II, stabil), 3 (III/1, indifferent/neutral stabil), 4 (III/2, indifferent/neutral labil), 5 (IV, labil), 6 (V, sehr labil). Im weiteren Verlauf wandelt das Programm AUSTAL2000 die angegebene AKTerm in eine Zeitreihe von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Monin-Obukhov-Länge (mit Einflussnahme der Rauigkeitslänge) um. Die Monin-Obukhov-Länge beschreibt einen Parameter, der aus bodennahen Messungen abgeleitet werden kann und als Maß für die Höhe der oberflächennahen Schicht gilt, in der Scherkräfte unter jeder Stabilitätsannahme mehr Bedeutung haben als die Auftriebskräfte (Arya, 1999). Wichtig ist, dass bei der Umsetzung die im Anhang 3 der TA Luft festgelegten Richtlinien beachtet werden. Dazu zählen z.B., dass Lücken in der Zeitreihe aufgefüllt werden. Man kann anstelle einer AKTerm auch eigene meteorologische Messwerte vorgeben, jedoch muss es wieder eine Zeitreihe sein. Durch Monitorpunkte (Beurteilungspunkte) in Gitterfeldern bekommt man Zeitreihen der Schadstoffkonzentrationen für jeden emittierten Stoff als Resultat (Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014).

1.3.4 Windfeldberechnungen

Mittels TALdia, ein diagnostisches Windfeldmodell, werden bei AUSTAL2000 stationäre Windfelder für bis zu 6 verschiedene Ausbreitungsklassen und 36 Windrichtungssektoren unter Berücksichtigung der Topographie und der Bebauung erzeugt. Diese Windfeldbibliothek kann dann zur späteren Berechnung genutzt werden und führt im Vergleich zum prognostischen Windfeldmodell zu einer großen Zeitersparnis. Zur Beseitigung der Divergenz durch Geländeunebenheiten wird hier bei der Berechnung nicht das SOR- (“successive overrelaxation“), sondern das ADI-Verfahren (“alternate directions implicit“) genutzt ([Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014](#)). Erst nach dem Abschluss dieser Berechnungen wird die Prandtl-Schicht modelliert bzw. aufgeprägt. Die vertikale Windgeschwindigkeitsberechnung erfolgt über das logarithmische Geschwindigkeitsprofil in der Prandtlschicht.

1.3.5 Berücksichtigung der Topographie und Gebäudeabmaße

Es besteht die Möglichkeit Modellrechnungen in AUSTAL2000 mit und ohne Topographieinformationen aufzusetzen. Im komplexeren Gelände kann das Rechnen ohne Topographie zu verfälschten Ergebnissen führen. Die Windfeldberechnung kann nur erfolgreich sein, wenn in der Datei mit den Geländehöhen für alle Gitterpunkte gültige Höhenwerte gespeichert sind. Das Windfeld zur Berücksichtigung der Gebäude wird mit einem diagnostischen Windfeldmodell (TALdia) berechnet. Es wird hierbei zuerst ein divergenzfreies Windfeld ohne Topographie erstellt. In dieses werden dann die Gebäude über angepasste Randbedingungen integriert ([Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014](#)).

1.3.6 Eingabe der technischen Daten einer Punktquelle

Zur Simulation von Punktquellen müssen gewisse technische Daten des Kraftwerkschlotes angegeben werden. Bei einer noch nicht gebauten Punktquelle können Daten von einer ähnlichen bereits existierenden Punktquelle genutzt werden. In diesem Fall ist die Punktquelle, Kraftwerk Dürnrohr, bereits vorhanden und es liegen somit die technischen Daten vor. Wichtig ist die Berechnung des Wärmestroms, die transportierte Wärmemenge pro Zeiteinheit, einer Punktquelle. Man benötigt dazu die Emissionshöhe über Grund, den Schornsteindurchmesser, den Volumenstrom und die Abgasgeschwindigkeit. Die Abgasfahnenüberhöhung beschreibt das Phänomen, wenn Abgase aus einem Schornstein mittels thermischen Impulses (Abgas wärmer als die Umgebungsluft) oder mittels mechanischen Impulses (Ausströmgeschwindigkeit des Abgases aus dem Schlot) einen Auftrieb in der Umgebungsluft erfährt. In AUSTAL2000 wird dies gemäß VDI 3782 Blatt 3 beachtet. Die Formeln für die Abgasfahnenüberhöhung gelten für Windgeschwindigkeiten auf Emissionshöhe $> 1 \frac{m}{s}$. Bei Windgeschwindigkeiten $< 1 \frac{m}{s}$ wird ersatzweise mit dem Wert $1 \frac{m}{s}$ gerechnet ([Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL2000, 2014](#)).

1.3.7 Qualitätsstufen

Die Qualitätsstufen stehen für die Anzahl von freigesetzten Partikeln in der Modellberechnung von AUSTAL2000. Es gibt 9 Qualitätsstufen in einem Bereich von -4 bis 4, wobei -4

die niedrigste und 4 die höchste ist. Jede Erhöhung der Qualitätsstufe verdoppelt die Anzahl der freigesetzten Schadstoffpartikel und verdoppelt gleichzeitig die Rechenzeit. Standardmäßig wird eine AKS (Ausbreitungsklassen-Statistik) mit mindestens 43 000 000 Partikeln gerechnet, eine AKTerm (Ausbreitungsklassen-Zeitreihe) mit mindestens 63 000 000 Partikeln ([Anleitung und Programmbeschreibung AUSTAL200, 2011](#)).

Kapitel 2

Schadstoffe

Luftschadstoffe sind Stoffe, die, wenn sie sich unter bestimmten Bedingungen in der Atmosphäre befinden, das Leben von Menschen, Tieren, Pflanzen oder Mikroben schädigen oder beeinträchtigen können (Oke, 1987). Dabei kommt es auf Höhe der Dosierung und die vorherrschende Umgebungssituation an. Bei einem bereits geschädigtem Ökosystem können Schadstoffe einen großen Schaden verursachen, während bei einem ausbalancierten Ökosystem bei gleicher Schadstoffmenge kein oder wenig Schaden ausgelöst wird. Darüber hinaus sind manche Schadstoffe bereits in einer sehr geringen Konzentration sehr schädlich (z.B. Quecksilber Hg), während andere erst einen gewissen Schwellenwert erreichen müssen, um ihre Wirkung zu entfalten (z.B. Kohlenstoffdioxid CO₂). Entscheidend ist hierbei auch wie lange ein Organismus einem Schadstoff ausgesetzt ist.

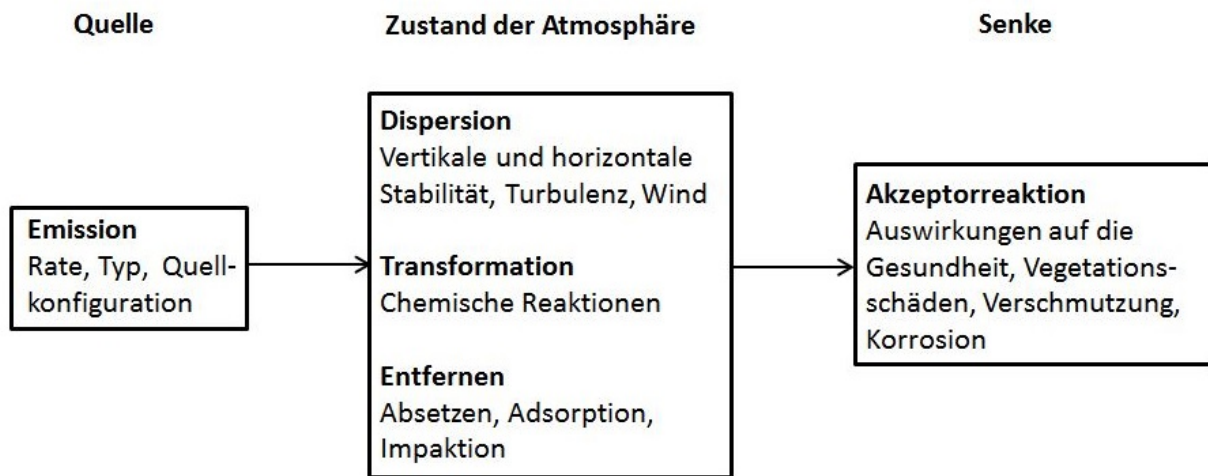


Abbildung 2.1: Einflussfaktoren auf die Entwicklungen von Schadstoffen in der Atmosphäre¹

In der Abbildung 2.1 (Oke, 1987) ist der theoretische Ablauf des Schadstofftransports von der Quelle bis zur Senke dargestellt. Interessant hierbei sind die vielfältigen Möglichkeiten, wie mit Schadstoffen nach der Emission in der Atmosphäre verfahren wird. Sie können verdünnt (Dispersion), chemisch umgewandelt bzw. verändert und aus der Atmosphäre entfernt werden. Als Entfernung zählen dabei Absetzen auf einer Oberfläche, Anlagerung an einer Oberfläche ohne Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Schadstoffs (Adsorption) oder durch Zusammenstöße mit anderen Luftpartikeln (Impaktion).

¹Abbildung 2.1

2.1 Emission, Transmission und Immission

Die Emission beschreibt den Zustand wenn Luftschadstoffe in der Atmosphäre freigesetzt werden. In der Folge werden die Schadstoffe transportiert und verdünnt. Diesen Vorgang bezeichnet man als Transmission. Die Komponenten der Schadstoffe werden abhängig von ihrer chemischen Trägheit oder Reaktivität unterschiedlich schnell in der Atmosphäre umgewandelt. Schließlich gelangen die Schadstoffe an einen sogenannten Akzeptor, werden also von einem Medium aufgenommen. Dieser Vorgang wird als Immission bezeichnet (siehe Abbildung 2.2).

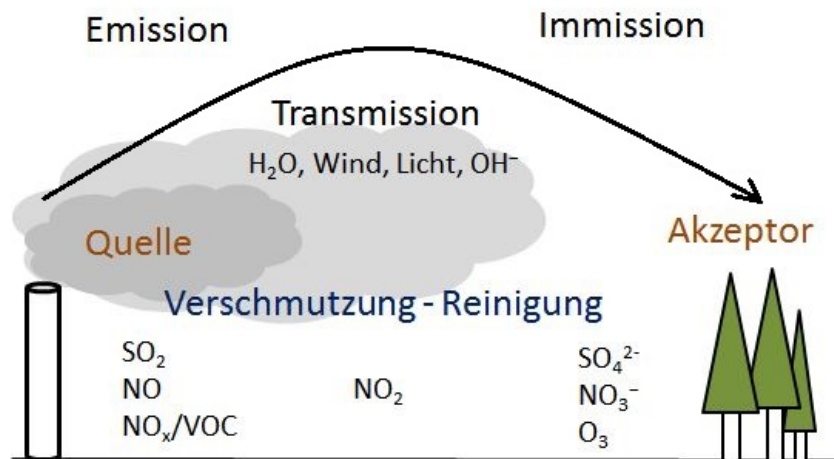


Abbildung 2.2: Emission, Transmission und Immission in einer stark vereinfachten Atmosphäre²

2.2 Grenzwerte

Die Grenz-, Ziel- und Schwellenwerte für Luftschadstoffe nach dem Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) basieren auf europäischen Richtlinien zur Luftreinhaltung und werden in Halbstundenmittelwerten (HMW), Tagesmittelwerten (TMW), Einstundenmittelwerten (MW1) und Jahresmittelwerten (JWD) angegeben (siehe Abbildung 2.3, 2.4). Beim Vergleich der Abbildungen miteinander fällt auf, dass für die Grenz- und Zielwerte zum Schutz von Ökosystem und der Vegetation strengere Richtlinien für die Grenzwerte mancher Schadstoffe festgelegt wurden als für die der Immissionsgrenzwerte.

²Abbildung 2.2

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
SO ₂	120 µg/m ³	Tagesmittelwert
SO ₂	200 µg/m ³	Halbstundenmittelwert, bis zu drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte im Kalenderjahr bis zu 350 µg/m ³ gelten nicht als Überschreitung
PM ₁₀	50 µg/m ³	Tagesmittelwert, pro Kalenderjahr sind 25 Überschreitungen zulässig
PM ₁₀	40 µg/m ³	Jahresmittelwert
PM _{2,5}	25 µg/m ³	Jahresmittelwert, der Grenzwert ist ab 1.1.2015 einzuhalten.
CO	10 mg/m ³	Gleitender Achtstundenmittelwert
NO ₂	200 µg/m ³	Halbstundenmittelwert
NO ₂	30 µg/m ³ (35 µg/m ³ inkl. Toleranzmarge)	Jahresmittelwert, Der Grenzwert ist ab 1.1.2012 einzuhalten. Die Toleranzmarge von 5 µg/m ³ gilt bis auf weiteres gleich bleibend ab 1.1.2010.
Benzol	5 µg/m ³	Jahresmittelwert
Blei	0,5 µg/m ³	Jahresmittelwert

Abbildung 2.3: Immissionsgrenzwerte zum Schutz der Gesundheit³

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit	Art
NO _x	30 µg/m ³	Jahresmittelwert	Grenzwert
SO ₂	20 µg/m ³	Jahresmittelwert und Wintermittelwert	Grenzwert
NO ₂	80 µg/m ³	Tagesmittelwert	Zielwert
SO ₂	50 µg/m ³	Tagesmittelwert	Zielwert

Abbildung 2.4: Grenz- und Zielwerte zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation⁴

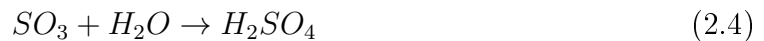
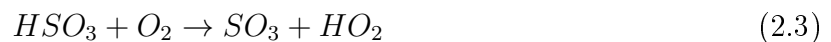
2.3 Schwefelverbindungen

Etwa 2/3 des atmosphärischen Schwefels stammt aus natürlichen Quellen, z.B. Schwefelwasserstoff (H₂S), welcher bei biologischen Zersetzungsprozessen frei wird oder bei aktiven Vulkangebieten. Von den anthropogenen Schwefelfreisetzungen (1/3 des Gesamtschwefels) ist SO₂ bei weitem am bedeutendsten. Schwefeldioxid SO₂ entsteht anthropogen bei der Verbrennung/Verfeuerung von fossilen Brennstoffen wie Erdöl oder Kohle (siehe Formel 2.1) bzw. bei Verarbeitungsprozessen in der Erzindustrie und in Ölraffinerien (Oke, 1987). Die Verbrennung der fossilen Brennstoffe bezieht sich nicht nur auf die Industrieverfeuerung, sondern auch auf den sogenannten Hausbrand (Verfeuerung in Privathaushalten). Um die Industrieemission von SO₂ zu reduzieren, gibt es verschiedene Verfahren zur Rauchgasentschwefelung. SO₂ kann mit Hydroxyl-Radikalen zu Hydrogensulfit (siehe Formel 2.2), mit Sauerstoff zu Schwefeltrioxid (SO₃) (siehe Formel 2.3) und nachfolgend mit Wasser zu Schwefelsäure

³Abbildung 2.3

⁴Abbildung 2.4

(H_2SO_4) (siehe Formel 2.4) reagieren. Die Säure reagiert dann mit anderen Substanzen der Atmosphäre zu Sulfatpartikeln, die sich absetzen können (Arya, 1999). Mitte des 19. bis Mitte des 20. Jahrhunderts führten diese oben genannten chemischen Umwandlungsprozesse in europäischen und nordamerikanischen Großstädten durch eine hohe Industriedichte und Kohleheizungen in Privathaushalten bei geeigneten Wetterbedingungen (schlechte Dispersionsbedingungen durch Inversionswetterlagen) immer wieder zu stark erhöhten Schadstoffkonzentrationen und infolgedessen zu gesundheitsschädlichen oder sogar letalen Dosen für die dort lebenden Menschen. Eines dieser Ereignisse war die Smogkatastrophe von London (5.12 - 9.12.1952) (Wilkins, 1954).



In dieser Arbeit ist der Schadstoff Schwefeldioxid von besonderem Interesse. Der Grund hierfür ist, dass früher, vor der Einführung strenger Schadstoffrichtlinien in Europa und dem Einbau von Rauchgasentschwefelungsanlagen in kalorische Kraftwerke sehr viel höhere SO_2 -Werte emittiert wurden. Vor den 2000er Jahren erkannte man anhand von Messdaten entlang der slowakischen, ungarischen und tschechischen Grenze bei den entsprechenden Anströmungsrichtungen großräumige Schwefeldioxidtransporte bis nach Österreich. Aufgrund von alternativen Heizmethoden für Privathaushalte, aber auch alternativen Stromerzeugungsmethoden sind die SO_2 -JMW, -TMW, -MW1 und -HMW heute geringer.

Kapitel 3

Kraftwerk Dürnrohr

3.1 Technische Daten des Kraftwerks

Im Tullnerfeld in der Nähe von Zwentendorf (ca. 3 km nordwestlich) und von Dürnrohr (ca. 2.2 km westlich) befindet sich das Kraftwerk Dürnrohr (siehe Abbildung 3.1), welches seit 1986 betrieben wurde.



Abbildung 3.1: Kraftwerks Dürnrohr - Blickrichtung Süden¹

Das kalorische Kraftwerk besteht aus zwei Kraftwerksblöcken, wobei eines mit einer Leistung von 405 MW vom Verbund Thermal Power GmbH & Co Kg (Block 1) und das andere mit einer Leistung von 352 MW von der EVN AG (Block 2) betrieben wurde. Block 1 (Verbund)

¹Abbildung 3.1

wurde am 31.04.2015 (Nön.at - Letzte Tage im Kraftwerk) und Block 2 (EVN) am 02.08.2019 (Noe@orf.at - Kohlekraftwerk Dürnrohr abgeschaltet) stillgelegt. Die Höhe des Schornsteins beläuft sich auf 210 m. Er ist damit der höchste Schornstein Österreichs und es wurden Kohle und Erdgas zur Energiegewinnung verfeuert/verbrannt. Dabei ist zu beachten, dass zu einem Zeitpunkt nur einer der Stoffe verbrannt werden konnte und dass bei der Verbrennung/Verfeuerung von Erdgas kein SO₂ produziert wurde. Die zwei Züge im Schornstein, welche jeweils zu den Kraftwerksblöcken 1 und 2 gehören, sind in Abbildung 3.2 ersichtlich.



Abbildung 3.2: Ansicht des Kraftwerks Dürnrohr von oben²

²Abbildung 3.2

3.2 Auswertungsvorgehen

3.2.1 Selektion der Stationen

Für die Messungen der Schadstoffe unterhält das Amt der NÖ-Landesregierung - Abteilung Anlagentechnik das NUMBIS („Niederösterreichisches Umwelt, Beobachtungs- und Informationssystem“), welches als Luftgütemessnetzwerk in Niederösterreich genutzt wird. Das Messnetz zum Monitoring des Kraftwerkkomplexes Dürnrohr beinhaltet die rot umrandeten Stationen Forsthof, Neusiedl*, Streithofen, Trasdorf*, Traismauer, Tulbinger Kogel*, Tulln und Zwentendorf (siehe Abbildung 3.3). Das rote Rechteck in der Abbildung 3.3 symbolisiert das Kraftwerk Dürnrohr. Einige Stationen, hier gekennzeichnet mit einem * wurden sukzessive ab 2012 aufgelassen bzw. z.B. die Station Tulln wurde aus der Wilhelmsstrasse in die Leopoldsgasse versetzt.

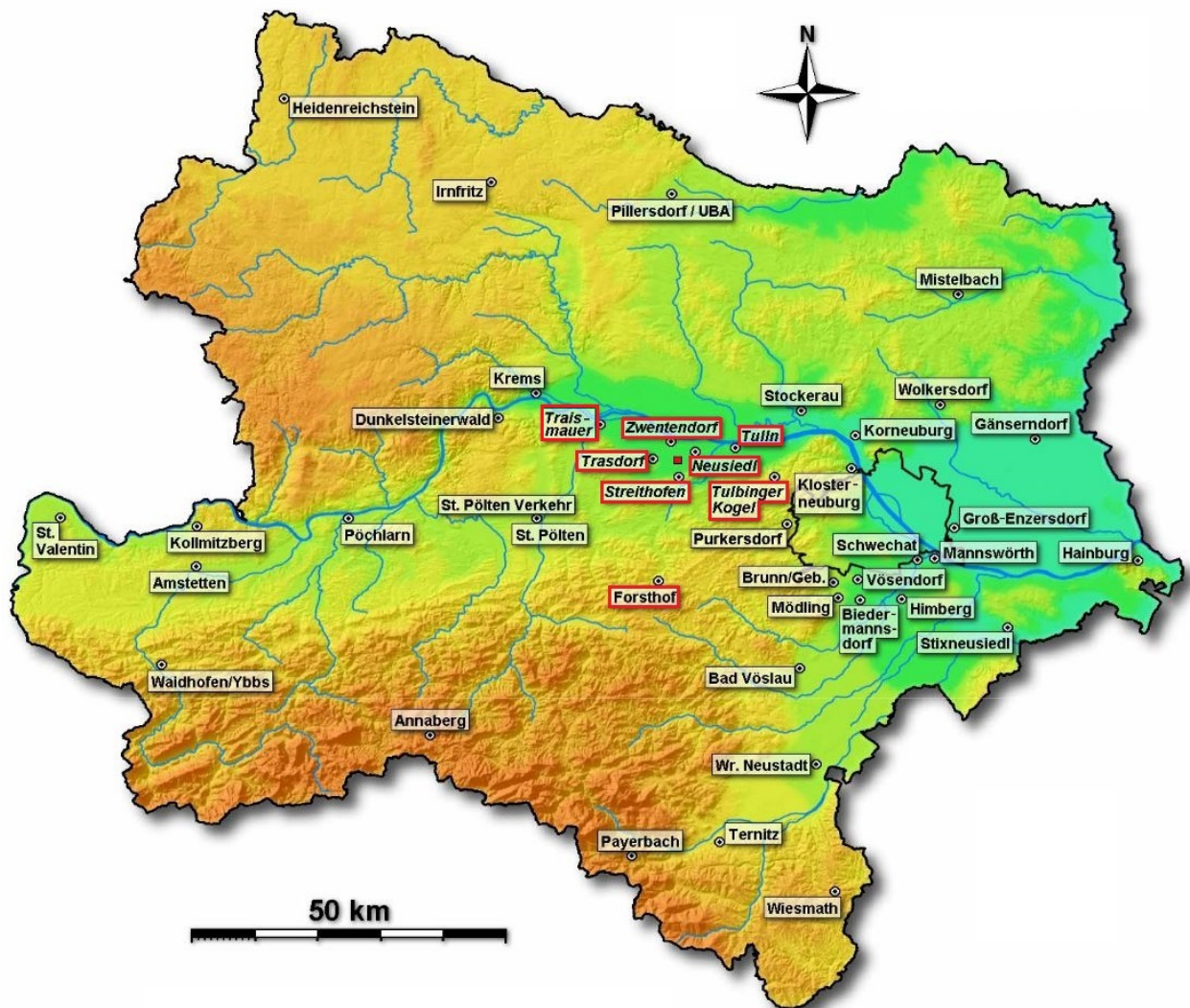


Abbildung 3.3: Übersicht der Luftgütemessstellen in Niederösterreich³

³Abbildung 3.3

In der Abbildung 3.4 sind u.a. die Adressen von ausgewählten Messstationen in Niederösterreich, deren direkte Umgebung und deren gemessene Schadstoffe vermerkt. Für die Arbeit wurden die Adressen der wichtigsten Stationen in geographische Länge und Breite umgewandelt bzw. konnten diese aus den Monatsberichten der Luftgütemessungen in Niederösterreich entnommen werden.

Station	SO ₂	NO _x	O ₃	Feinstaub		CO	Wind	T	F	Q	Lageschreibung	Adresse
				PM ₁₀	PM _{2,5}							
Forsthof	✓	✓	✓				✓	✓	✓	✓	Felder, Hügelland	2533 Klausen-Leopoldsdorf, Forsthof
Gänserndorf	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	Felder, Flachland	2230 Gänserndorf, Baumschulweg
Hainburg	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	Ländliches Wohngebiet	2410 Hainburg/Donau, Parkplatz-Krankenhaus
Stockerau		✓	✓	✓			✓	✓			Wohngebiet	2000 Stockerau, Rudolf Dieselgasse
Streithofen	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓		Ländliches Wohngebiet	3451 Michelhausen, Streithofen-Freiland
Traismauer	✓	✓		✓			✓	✓	✓		Ländliches Wohngebiet	3133 Traismauer, Donaustraße 13
Tulln	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓		Ländliches Wohngebiet	3430 Tulln, Leopoldgasse, Friedhof
Wolkersdorf		✓	✓	✓			✓	✓	✓		Felder, Hügelland	2120 Wolkersdorf, Hochbehälter
Zwentendorf	✓	✓			✓		✓	✓	✓		Ländliches Wohngebiet	3435 Zwentendorf, Lindenplatz 5

Abbildung 3.4: Übersicht von ausgewählten Messstationen⁴



Abbildung 3.5: Messstation: Tulln Leopoldgasse - Blickrichtung nach Osten⁵

In den Abbildungen 3.5 bis 3.6 erkennt man die unmittelbare Umgebung der oben genannten Stationen Tulln und Streithofen und äusserliche messtechnische Bestückung der Messcontai-

⁴Abbildung 3.4

⁵Abbildung 3.5

ner. Im Allgemeinen ist es am besten, wenn die Messcontainer so frei wie möglich stehen können, um systematische Messfehler zu vermeiden. Beim Betrachten der abgebildeten Stationen fällt jedoch auf, dass die Station Tulln an der Ostseite des Messcontainers durch eine Mauer begrenzt wird. Da einige Messparameter, z.B. die Lufttemperatur, sehr empfindlich gegenüber Bodenbeschaffenheit reagieren, ist ein Einfluss der Mauer auf die meteorologischen Messergebnisse sicher gegeben.



Abbildung 3.6: Messstation: Streithofen im Tullnerfeld - Blickrichtung nach Norden⁶

⁶Abbildung 3.6

3.2.2 Auswahl interessanter Zeitperioden

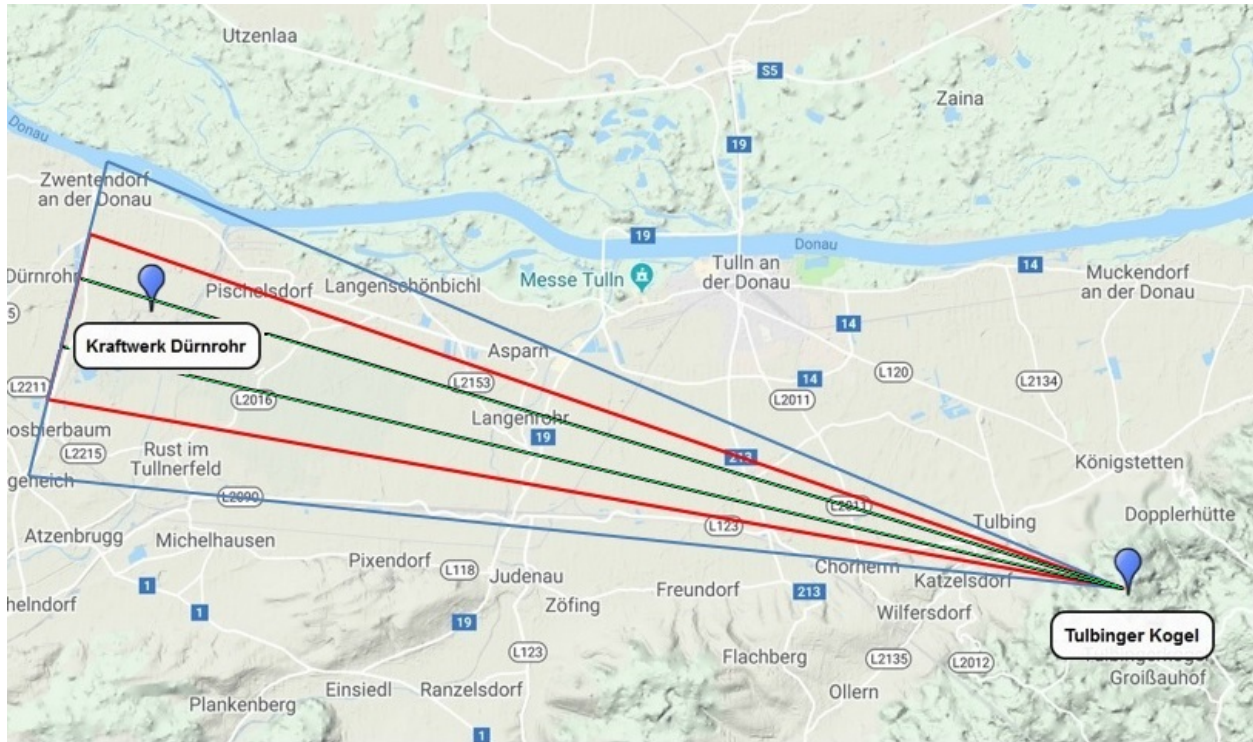


Abbildung 3.7: Skizzierter Windkorridor $\pm 15^\circ$, $\pm 10^\circ$ und $\pm 5^\circ$ zwischen der Station Tulbinger Kogel und dem Kraftwerk Dürnrohr⁷

Wie bereits im vorherigen Kapitel erklärt, wurden einige Stationen als Monitoringstationen für das Kraftwerk nach 1987 installiert. Diese werden in der Folge auch genauer untersucht werden. Besonders die Messstationen Tulbinger Kogel, Neusiedl, Trasdorf und Streithofen werden von besonderem Interesse sein. Zuerst wird sich der Methodik der Rückwärtstrajektorie bedient, da keine meteorologischen Daten oder SO_2 -Messwerte von der Kaminöffnung des Kraftwerks zur Verfügung gestellt wurden. Es wurden zunächst alle Tage und Zeitperioden im Zeitraum von 01.01.1996 bis 31.12.2008 herausgesucht, welche, stationsabhängig, einen geeigneten Anströmungsrichtung in einem Windkorridor von mindestens $\pm 15^\circ$, $\pm 10^\circ$ oder $\pm 5^\circ$ von der ausgewählten Stationen zum Kraftwerk Dürnrohr hatten. Dazu wurden in Hinblick auf alle Stationen die direkte Verbindungslinien in Grad zwischen den Stationen und dem Kraftwerk Dürnrohr gesucht. In der Abbildung 3.7 erkennt man den schematischen Aufbau der Methode. Die blauen Linien grenzen den 30° -Winkel, die roten den 20° -Winkel und die grünen den 10° -Winkel ausgehend hier von der Station Tulbinger Kogel ein.

⁷Abbildung 3.7

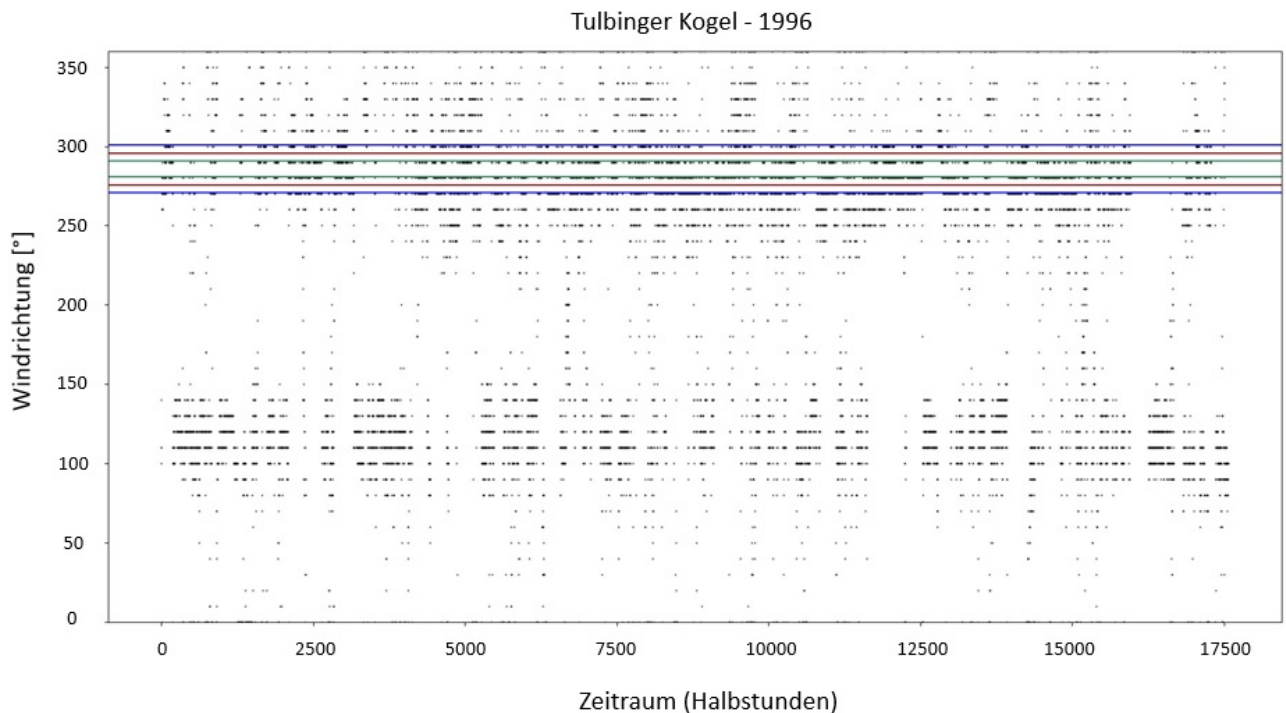


Abbildung 3.8: Halbstündige Windrichtungen der Station Tulbinger Kogel im Jahr 1996⁸

In der Abbildung 3.8 sieht man für das Jahr 1996 die HMWs der Windrichtungen der Station Tulbinger Kogel. Ähnlich wie bei Abbildung 3.7, aber nun mit den genauen Sektorenbereichen, erkennt man als blaue Linie $285.68^\circ \pm 15^\circ$ und analog $\pm 10^\circ$ die rote und die $\pm 5^\circ$ grüne. Die angegebenen 285.68° ist die genaue Verbindungslinie in Grad zwischen der Station Tulbinger Kogel und Kraftwerk Dürnrohr. Durch den Ausschluss der Windrichtungen primär aus Süd und Ost können für die Stationen, die östlich des Kraftwerkes liegen - Neusiedl und Tulbinger Kogel - SO_2 -Spitzenwerte, die durch östlich gelegenen Fabriken aus der Slowakei, durch die Raffinerie Schwechat (NÖ) oder durch das Fernheizkraftwerk Arsenal (W), Richtung Wienerwald transportiert hätten können, ausgeschlossen werden. Die Raffinerie Schwechat und Fernheizkraftwerk Arsenal stellen Punktquellen mit effektiven Quellhöhen über 100 m dar ([Statuserhebung \$\text{SO}_2\$ für Wien und Niederösterreich, 2005](#)). Ebenso müssen die Zeitperioden vor und nach dem Schwefeldioxid-Spitzenwert untersucht werden, da natürlich Peakereignisse im Tullnerfeld auch beim Umschwenken von z.B. Ost- auf Westwind stattfinden können. Die Schadstoffe könnten in diesen Fällen nochmal zu der Messstation zurück transportiert werden. Darüber hinaus muss besonders für die Jahre 1996 bis 1999 der großräumige Schadstofftransport aus dem europäischen Ausland genau betrachtet werden. Manche der gefundenen Peakereignisse hatten zwar die richtige Anströmungsrichtung für den Schadstofftransport vom Kraftwerk Dürnrohr zu der betrachteten Station, jedoch wurde dieser von fernen Quellen z.B. Industrieanlagen aus Tschechien, Slowakei, etc. überlagert.

⁸Abbildung 3.8

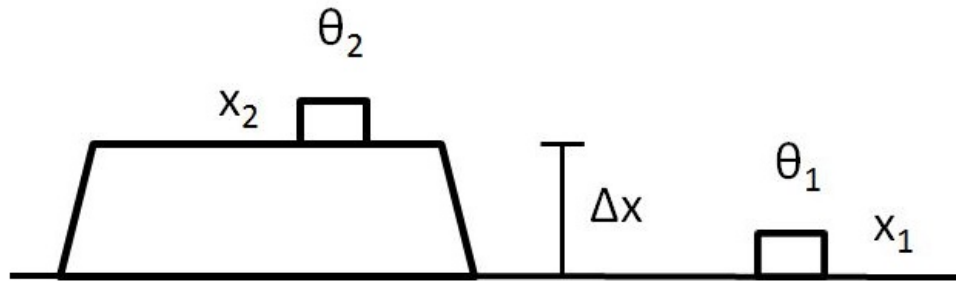


Abbildung 3.9: Skizze zur Bestimmung der Stabilität über θ ⁹

Man benötigt tagsüber für die Bestimmung bzw. Berechnung der Stabilitätsklassen die Globalstrahlungsdaten einer Station (ÖNORM M 9440, 2019). Da weder an den Station Trasdorf noch Neusiedl Globalstrahlungsmessungen vorgenommen wurden, wurde zunächst auf die Daten der Station Tulbinger Kogel zurückgegriffen. Jedoch gab es in den Jahren 1996-1997 am Tulbinger Kogel keine Temperatur- und keine Globalstrahlungsmessungen. Deswegen wurden die Daten der Station Forsthof am Schöpfl verwendet. Die Bedeckungsgraddaten werden leider direkt nicht an den NUMBIS-Stationen gemessen. Diese Daten wären vom Flughafen Wien beschaffbar gewesen, jedoch befindet sich der Flughafen nicht mehr im Tullnerfeld, sondern liegt südöstlich des Wienerwaldes. Für die Nacht wurde die thermische Schichtungsstabilität $\frac{\Delta\theta}{\Delta z}$ aus den 2m-Temperatur-Daten des Tulbinger Kogels bzw. der Station Forsthof am Schöpfl und der Station Streithofen im Tullnerfeld berechnet. Die Station Forsthof liegt auf 571 m (≈ 945.4 hPa) und die Station Streithofen auf 220 m (≈ 987.1 hPa). Die Differenz der beiden Station ist $\Delta z = 361$ m (siehe Abbildung 3.9). Aus den vorhandenen Daten können nun die potentiellen Temperaturen (Seinfeld, 2006) berechnen werden (siehe Formel 3.1, 3.2).

$$\theta = T \cdot \left(\frac{p_0}{p} \right)^{\frac{R_d}{c_p}} \quad (3.1)$$

$$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} = \frac{\theta_2 - \theta_1}{z_2 - z_1} \quad (3.2)$$

, wobei $c_p = 1005 \frac{J}{kg \cdot K}$ spez. Wärmekapazität der Luft bei konstantem Druck, $R_d = 287 \frac{J}{kg \cdot K}$ spez. Gaskonstante für trockene Luft, T: Temperatur, p: Druck, $p_0 = 1013.25$ hPa

$$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} > 0 \quad \text{stabil}$$

$$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} = 0 \quad \text{neutral}$$

$$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} < 0 \quad \text{labil}$$

⁹Abbildung 3.9

Mittels der oben beschriebenen Methode werden Zeitperioden an Stationen mit Windrichtungen selektiert, die in den Windkorridoren $\pm 15^\circ$, $\pm 10^\circ$ oder $\pm 5^\circ$ liegen. Diese interessanten Tage wurden händisch überprüft und in geeignete oder ungeeignete Fallbeispiele klassifiziert. Im Falle der näherliegenden Stationen wie Trasdorf, Streithofen oder Neusiedl wurde das Augenmerk mehr auf kurzzeitige Peakereignisse gelegt, da das kurzzeitige Runtermischen durch absinkende, vertikale Luftbewegungen gut im Verlauf der SO_2 -Messwerte ersichtlich ist.

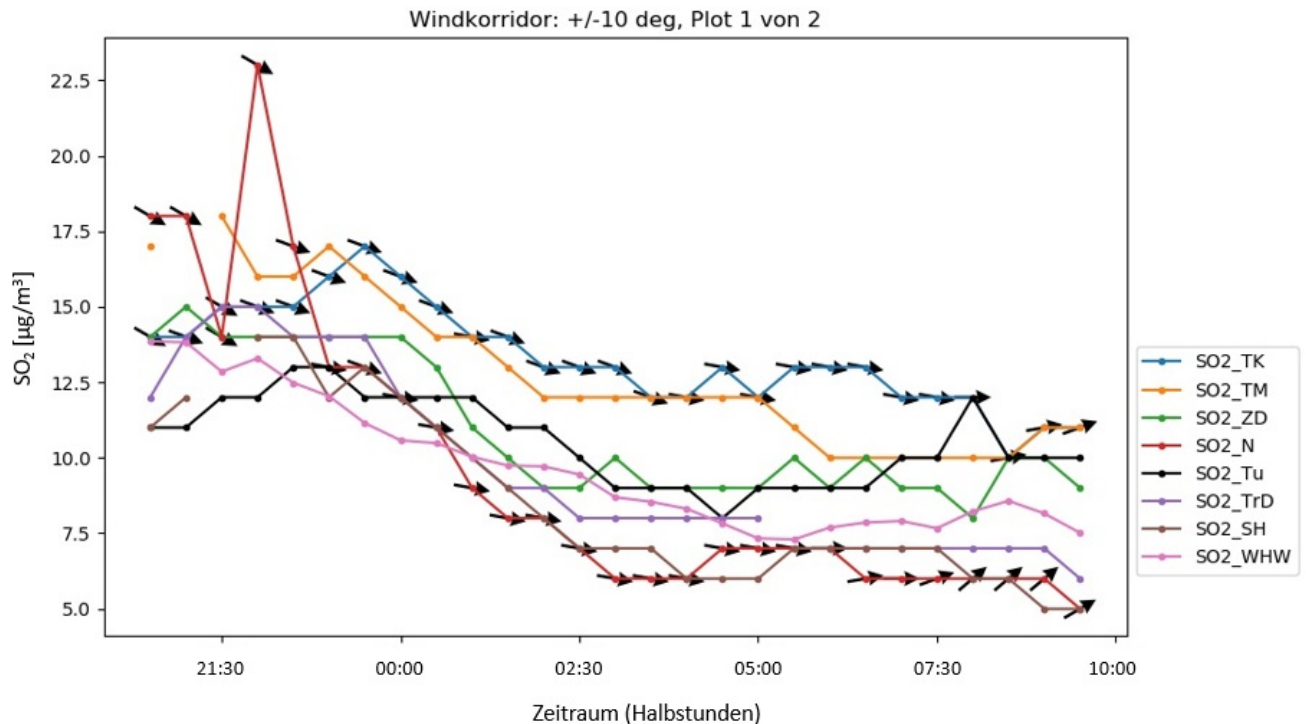


Abbildung 3.10: In dieser Abbildung sind die halbstündigen SO_2 -Messwerte der Stationen Tulbinger Kogel (blaue Linie), Traismauer (gelbe Linie), Zwentendorf (grüne Linie), Neusiedl (rote Linie), Tulln (schwarze Linie), Trasdorf (helle violette Linie), Streithofen (dunklere violette Linie) und Wien - Hohe Warte (rosa Linie) dargestellt. Zusätzlich wurden bei den Stationen Tulbinger Kogel und Neusiedl die halbstündig gemessenen Windrichtungen als Windrichtungspfeile geplottet.¹⁰

In diesem Fall (26.2.2006 bis 27.2.2006, Station Neusiedl) ist ersichtlich, dass bei Anströmungsrichtung aus einem vordefinierten Windkorridor, hier $276,27^\circ \pm 10^\circ$, ein Peakereignis $\Delta(\text{SO}_2)$ von ca. $13 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ um 22 Uhr auszumachen ist (siehe Abbildung 3.10). Anhand dieses Beispiels wird die Vorgehensweise bei der Selektion geeigneter Zeitperioden illustriert.

3.2.3 Annahmen für das Kraftwerk Dürnrohr

Der Kamin des Kraftwerks Dürnrohr wird von zwei Zügen durchzogen, die jeweils zu einem Kraftwerksblock führen. Beide Blöcke werden als kontinuierlichen Quellen angesehen, welche pro Schlot SO_2 mit $200 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ emittieren. Der Grund für die Annahme kontinuierlicher Quellen ist, dass keine Informationen zu den Betriebszeiten des Kraftwerks Dürnrohr für die ausgewählten Zeitperioden zur Verfügung gestellt wurden. Durch die festgelegte SO_2 -Emission

¹⁰Abbildung 3.10

von $200 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$, welcher den heutigen HMW-Grenzwert für SO_2 (siehe Abbildung 3.3) darstellt, sind SO_2 -Grenzüberschreitungen ausgehend vom Kraftwerk Dürnrohr mittels AUSTAL2000 ausgeschlossen. Die technischen Daten wie Schornsteindurchmesser (5 m), Volumenstrom ($997050 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$ im Normzustand feucht), Ausblastemperatur ($80,6^\circ\text{C}$) und -geschwindigkeit ($18,27 \frac{\text{m}}{\text{s}}$) wurden aus einer Jahresemissionserklärung des Kraftwerks Dürnrohr abgeschätzt bzw. übernommen. Der Wärmestrom wurde mittels der oben genannten Parameter für jeden Schlot berechnet und ist für beide Schlote gleich.

Kapitel 4

Fallbeispiele

Insgesamt werden 2 Fallbeispiele in diesem Kapitel ausgewertet und diskutiert. Hierbei handelt es um die Zeitperioden 16.9.1996-17.9.1996 für die Station Trasdorf und 4.8.2005-5.8.2005 für die Station Neusiedl. Die benötigten AKTerm-Zeitreihen wurden in Kooperation mit einem Spezialisten für Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000 erstellt. Zu Beginn wird anhand von folgender Europakarter, Geopotential auf 500 hPa, aus der jeweiligen Zeitperiode die Großwetterlage ausgewertet. Das länderspezifische (Österreich) bzw. regionale Wettergeschehen (Tullnerfeld) wird darauffolgend u.a. mittels Berliner Wetterkarten und anhand von Analyse-Bodendruckkarten des DWD untersucht. Danach werden die Messwerte der Stationen und die Modellwerte dargelegt, analysiert und miteinander verglichen.

4.1 Neusiedl: 4.8.2005 - 5.8.2005

1) Großwetterlage:

Geopotential 500 hPa - Karten

Über Mitteleuropa befindet sich ein bis nach Südwesteuropa ausgreifender Trog, welcher quasistationär über dem Gebiet die betrachteten 30 Stunden verbleibt. Die Trogachse befindet sich über der Mitte Österreichs und wandert bis 6 UTC (5.8.2005) etwas nach Osten. Bereits gegen 12 UTC am Vortag (3.8.2005) beginnt ein Abtropfvorgang aus dem Trog über Mitteleuropa (ohne Abbildung), der ab 0 UTC (4.8.2005) sich aber wieder in das größere Troggebilde eingliedert (siehe Abbildung 4.1). Flankiert wird der Trog von einem sehr flachen, breiten Keil im Westen und einem Keil, der im Osten bis nach Nordfinnland reicht.

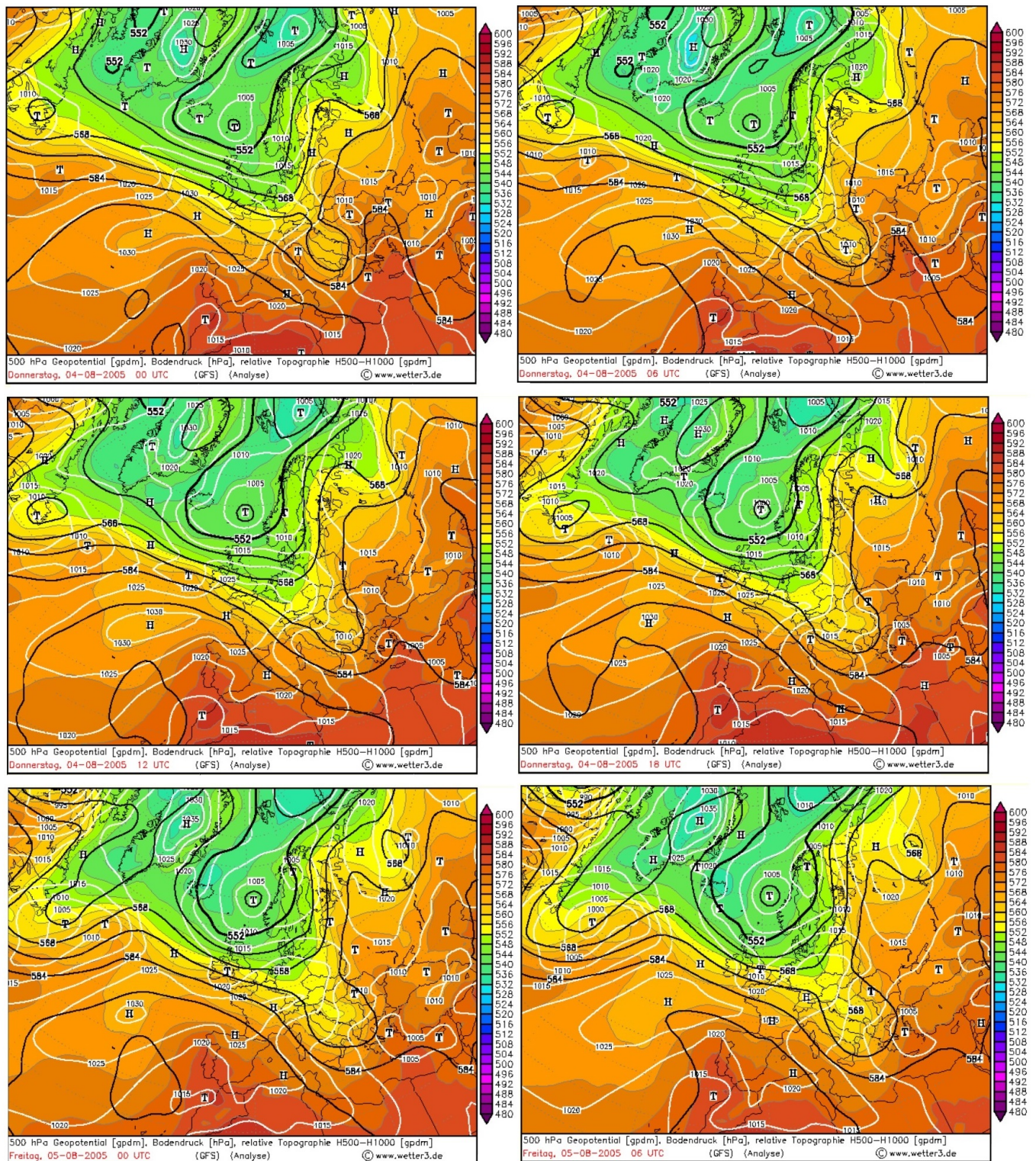


Abbildung 4.1: Geopotential auf 500 hPa am 04.08.2005 und 05.08.2005 0 UTC bis 6 UTC¹

¹Abbildung 4.1

Bodendruckkarten

Über dem Atlantik bis nach Russland sind mehrere Hochdruckgebiete ebenso wie einige Tiefdruckgebiete südöstlich von Island, nördlich vor der Küste von Marokko und ein komplexere Tiefdruckgebilde mit mehreren lokalen Tiefs über Italien, Rumänien und dem schwarzen Meer (siehe Abbildung 4.2) sichtbar. Ab 6 UTC (4.8.2005) bildet sich ein Tief über Polen aus, welches die Hochdruckgebiete im Westen von denen im Osten Europas trennt. Gegen 0 UTC ragt aus einem Tief nordöstlich der Britischen Inseln eine sich bereits okkludierende Kaltfront über Deutschland, die Nordalpen bis in den Golf von Biskaya. Im Osten liegt eine Frontengirlande von Russland über ein Tief (Polen) bis nach Süditalien reichend. Zwei weitere Frontensysteme haben sich über dem Atlantik gebildet, wovon das östlichere ab 6 UTC in ein Randtief westlich von Irland reicht. Ebenfalls gegen 6 UTC stellt man fest, dass die sich okkludierende Kaltfront über Deutschland weiter nach Osten und im Süden weiter in Richtung der Alpen geschoben hat. Gegen 12 UTC lokalisiert man eine Zyklonogenese auf der Südseite der Alpen und gegen 18 UTC, dass die okkludierende Front nun Teil des verwellten Frontensystems über Russland und Osteuropa ist. Das vorhin erwähnte Randtief zieht mit der Strömung immer weiter gen Europa bis es sich gegen 6 UTC (5.8.2005) sich über den Großbritannien befindet (siehe Abbildung 4.3). Für Österreich interessant ist das Vb-artig ziehende Tief.

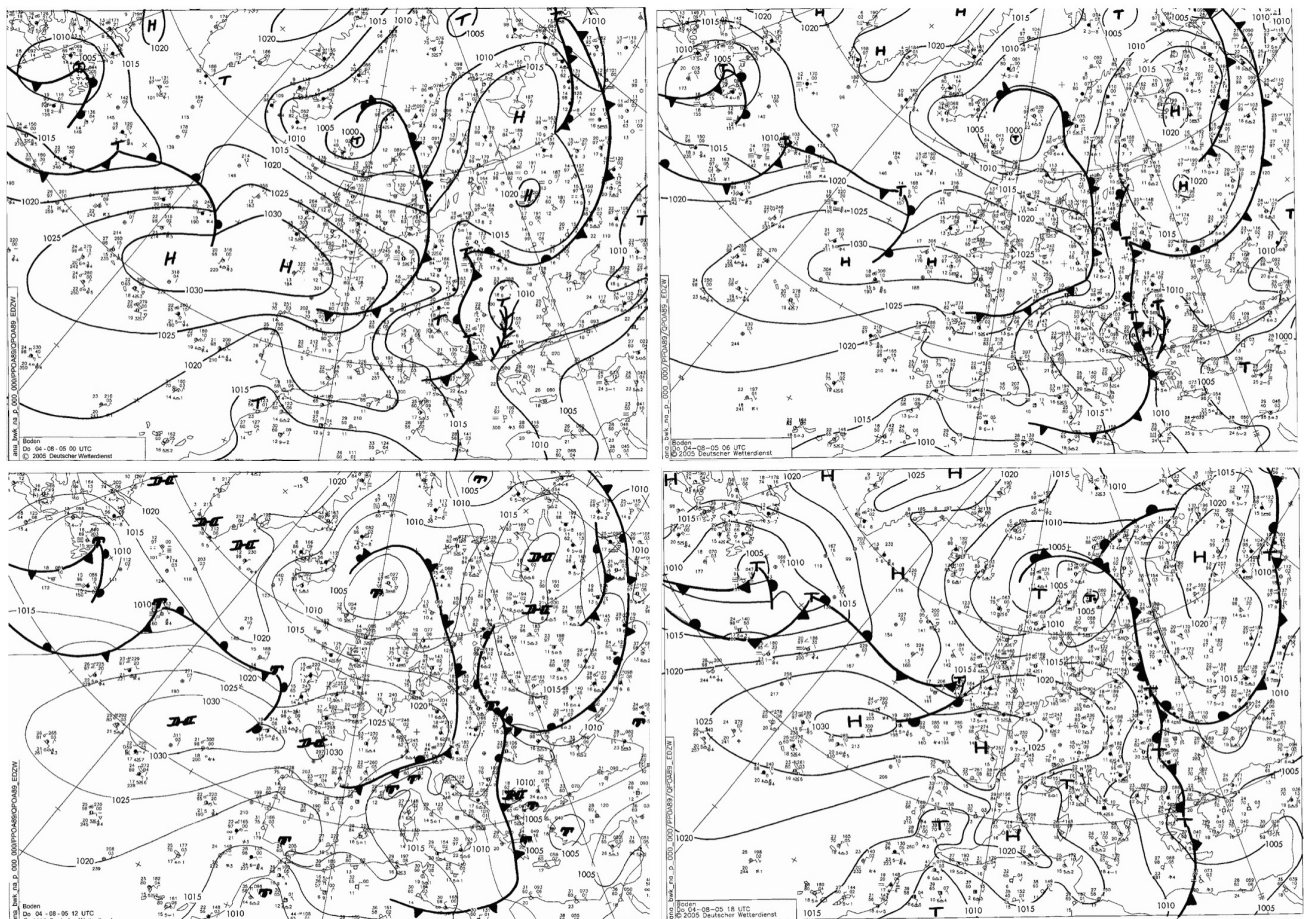


Abbildung 4.2: Bodendruckkarte von Europa am 04.08.2005 00 UTC bis 18 UTC²

²Abbildung 4.2

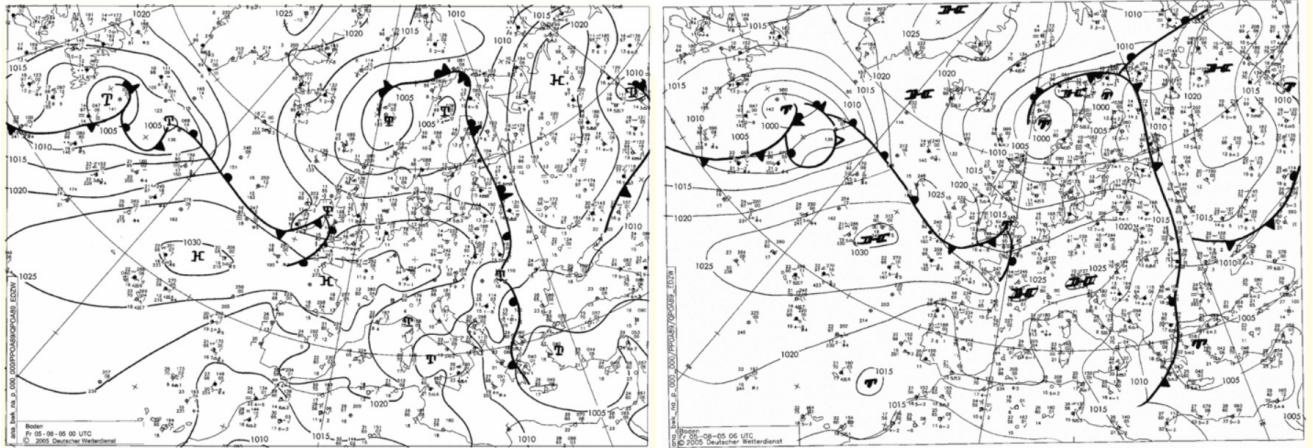


Abbildung 4.3: Bodendruckkarte von Europa am 05.08.2005 0 UTC bis 6 UTC³

Angetrieben durch die Höhenströmung (siehe Abbildung 4.1) verlagert sich das Tief immer weiter nordöstlich (siehe Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3).

³Abbildung 4.3

2) Radiosondenaufstiege:

In der Abbildung 4.4 lässt der Temperaturverlauf bodennah auf eine labile Schichtung schließen, da die Temperatur der Umgebungsluft mit mehr als 0.98°C pro 100 m abnimmt. Die erste Sättigungsschicht (Tautemperatur = Temperatur der Partikel) ist bei 850 hPa zu erkennen. Danach folgt eine kleine Höheninversion (stabile Schicht) und eine neutrale Schichtung, da Aufstiegskurve gleich Trockenadiabate ist. Nach einer weiteren Höheninversion, hierbei ist der Spread = 0° - Radiosonde befindet sich in einer Wolke - wird die Luft trockener bevor sie ab 630 hPa wieder feuchter wird. Interessant ist die hohe Windgeschwindigkeit (15 Knoten) in Bodennähe, was für eine gute Durchmischung der Luftschichten spricht. Ebenso kann man feststellen, dass die Inversion auf 850 hPa zu einer Beschleunigung des Windes führte, da zwischen Wienerwald und Inversion der Düseneffekt wirksam war. In Abbildung 4.5 identifiziert man am Boden eine kleine überadiabatische Schicht und darüber eine gut durchmischte Schicht bis ca. 880 hPa . Gleichmaßen ist bodennah wieder eine Windgeschwindigkeit von 15 Knoten festzustellen. Auf $650\text{ hPa} \sim 3600\text{ m}$ ist die Frontfläche einer Kaltfront ersichtlich. Unterhalb dieser Schicht haben die Messgeräte der Radiosonde unter -5°C gemessen und oberhalb -2°C . Die bodenahe bis ca. 880 hPa vertikale Temperaturabnahme verläuft parallel zur Trockenadiabate - 0.98°C pro 100 m .

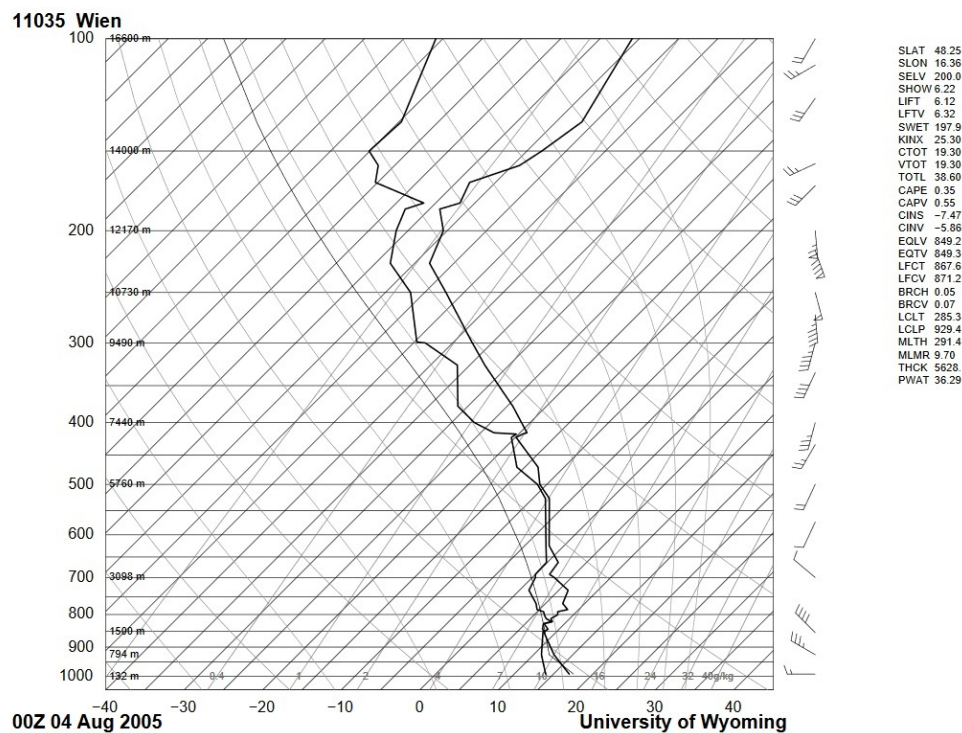


Abbildung 4.4: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 04.08.2005 um 0 UTC⁴

⁴Abbildung 4.4

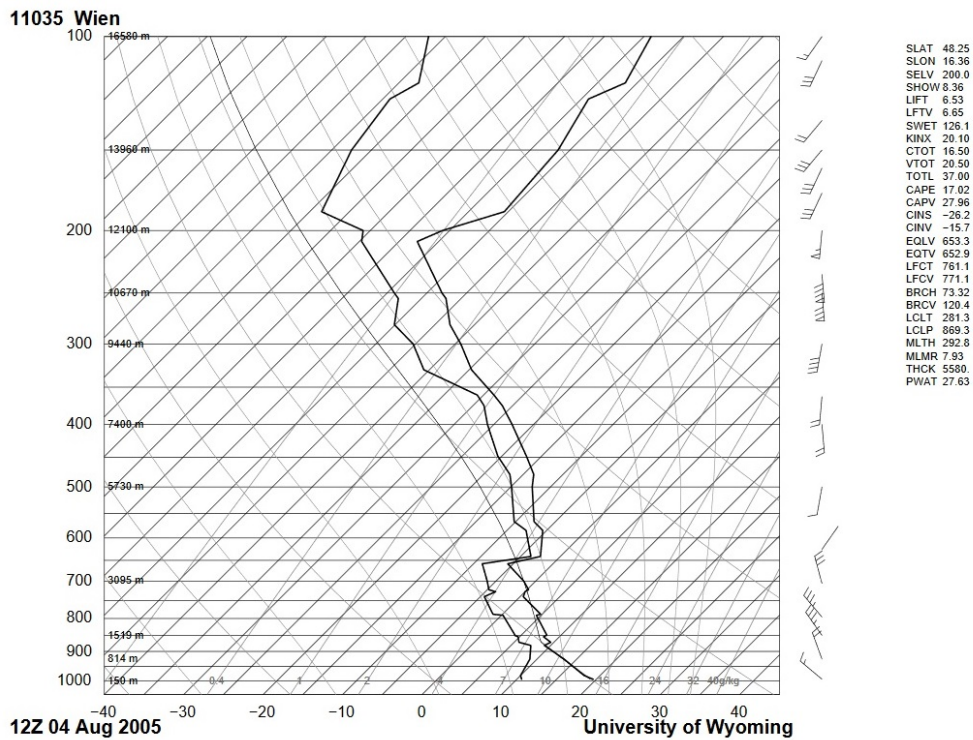


Abbildung 4.5: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 04.08.2005 um 12 UTC⁵

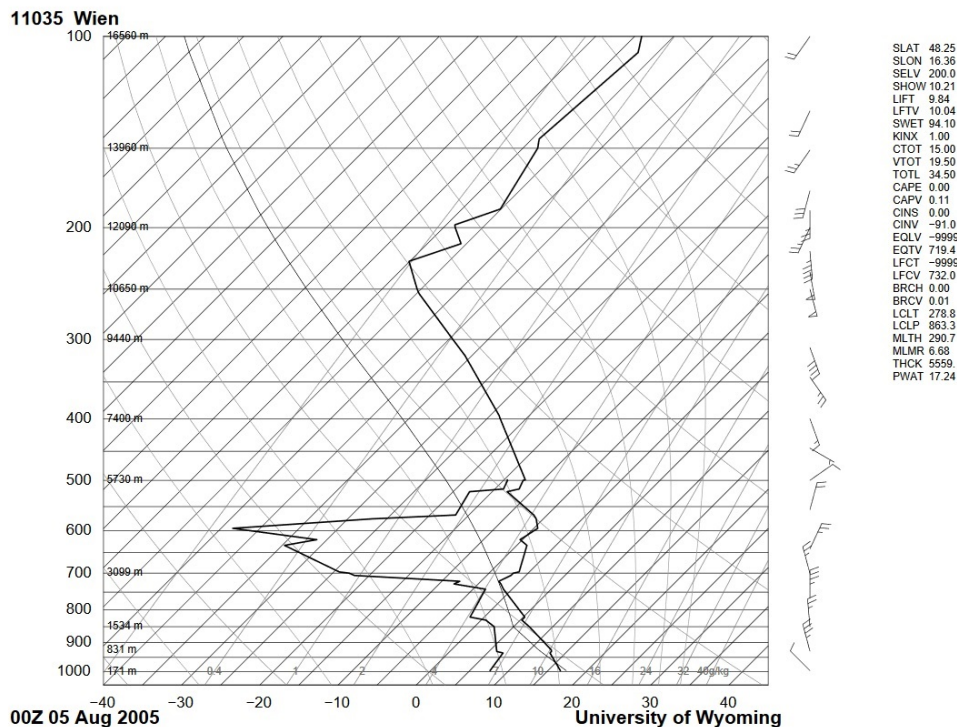


Abbildung 4.6: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 05.08.2005 um 0 UTC⁶

⁵Abbildung 4.5

⁶Abbildung 4.6

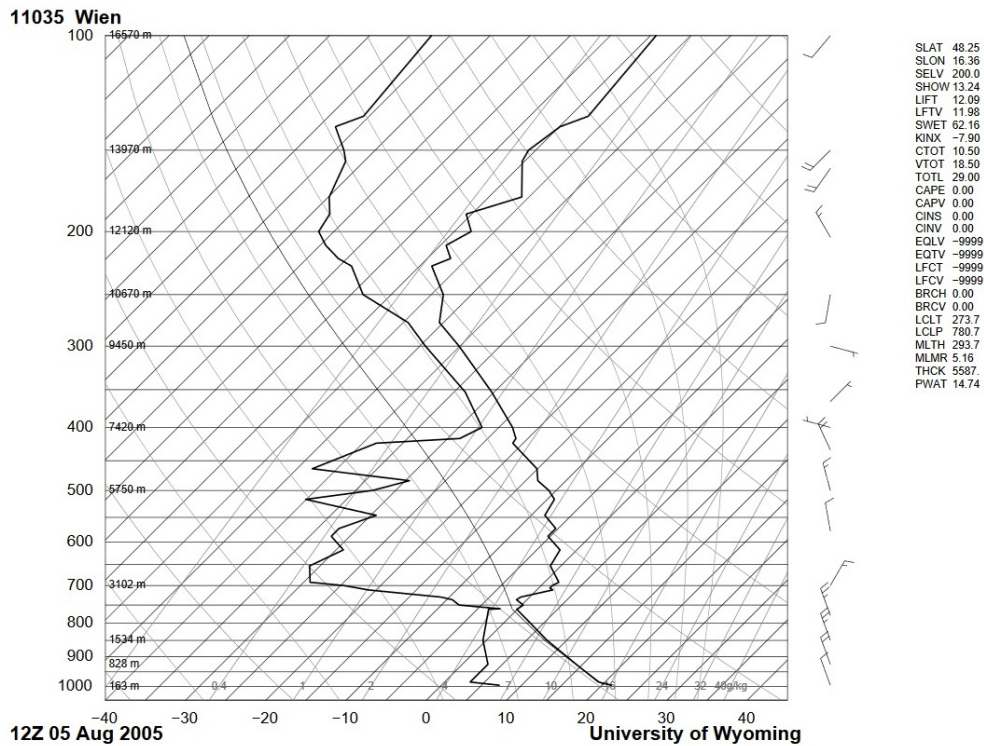


Abbildung 4.7: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 05.08.2005 um 12 UTC⁷

In Abbildung 4.6 ist offensichtlich, dass bereits auf 930 hPa die erste Inversion (stabile Schicht) zu finden ist. Vom Boden bis ca. 930 hPa war die Atmosphäre neutral geschichtet. Oberhalb den 930 hPa erkennt man eine neutrale Schicht bis ca. 820 hPa. Bei der Betrachtung des Radiosondenaufstieges nach dem Durchzug einer Kaltfront. Durch den Hochdruckeinfluss am Boden (siehe Abbildung 4.3) kommt die kältere und labilere Luft in ein Gebiet mit hemmender Konvektion (Absinkinversion durch das Hoch).

⁷Abbildung 4.7

3) Messwerte der Zeitperiode

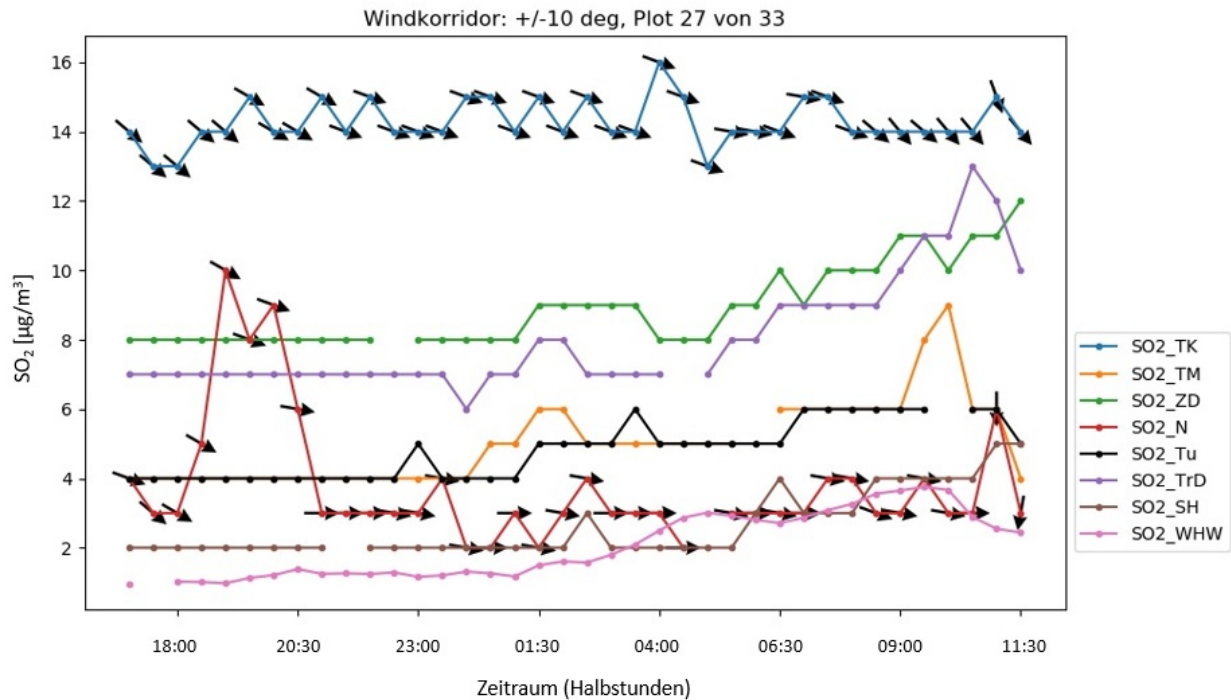


Abbildung 4.8: SO₂-Messwerte der Tullnerfeldstationen mit Windrichtungspfeilen an den Stationen Neusiedl (rot) und Tulbinger Kogel (blau)⁸

In der Abbildung 4.8 ist ersichtlich, dass sich der SO₂-Peak auf $7 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ ab 18 Uhr (4.8.2005) innerhalb einer Stunde beläuft. Der Wind kommt bei der Station Neusiedl bis 20:30 Uhr aus Nordwest und schwenkt dann bis ca. 10:30 Uhr (5.8.2005) auf West mit leichten nördlichen Komponenten. Die letzten zwei gemessenen Windrichtungen dieser Zeitperiode in Neusiedl sind mit Nord bzw. Nordnordost zu verzeichnen. Danach dreht der Wind auf Nord. Am Tulbinger Kogel gab es eine höhere Anzahl an Messwerten aus Nordwest bis NNW. Das bedeutet, dass in der Höhe der Station Tulbinger Kogel, 450 m (m ü. HN), der Wind in der Zeitperiode nicht die Westkomponenten aufwies, die im Tullnerfeld an der Station Neusiedl, 182 m (m ü. HN), gemessen wurden. Darüber hinaus zeigen die SO₂-Messwerte an der Station Tulbinger Kogel ein gänzlich anderes Verhalten als die Messwerte der Station Neusiedl. Man stellt an der höher gelegenen Station eine viel höhere Durchschnittskonzentration mit Peaks mit ΔSO_2 1-4 $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ fest. An den anderen Tullnerfeldstationen wurde der SO₂-Peak gegen 19 Uhr nicht gemessen. Jedoch zeigen die Stationen Trasdorf und Zwentendorf einen sehr ähnlichen Verlauf der SO₂-Messwerte.

⁸Abbildung 4.8

4) Lokale Wetteranalyse

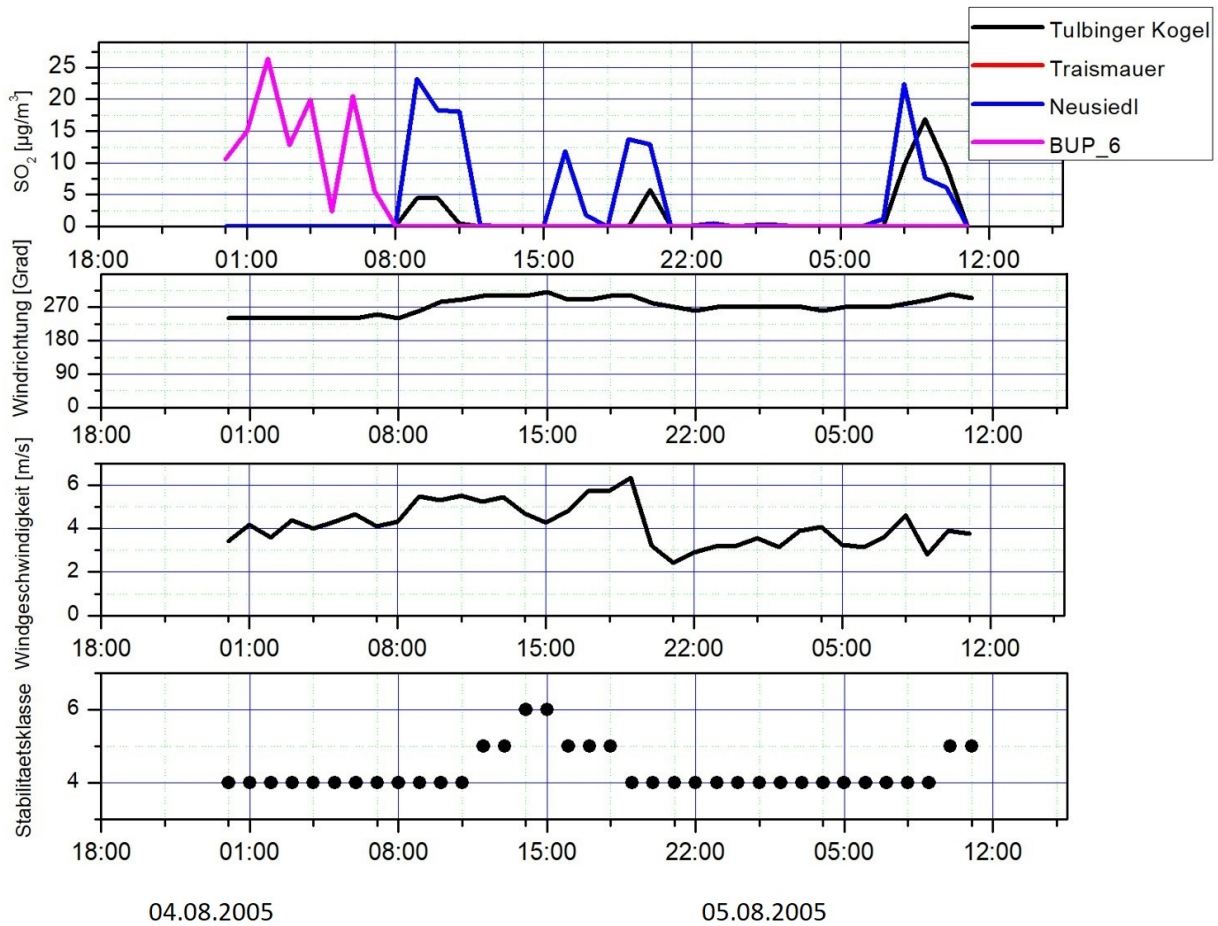


Abbildung 4.9: Modell- und Messwerte der Zeitperiode. In dieser Abbildung werden die simulierten SO₂-Modellwerte mit den gemessenen Wingschwindigkeiten und -richtungen in Neusiedl sowie die verwendeten Klug-Manier-Klassen (AKTerm Neusiedl) angezeigt. In der obersten Graphik wurde der zeitliche SO₂-Verlauf von 4 Monitorpunkten (Stationen Tulbinger Kogel (schwarze Linie), Traismauer (rote Linie), Neusiedl (blaue Linie) und der Monitorpunkt BUP₆ (violette Linie) geplottet. Der Monitorpunkt BUP₆ befindet sich nordöstlich des Kraftwerks Dürnrohr und südöstlich der Messstation Zwentendorf (siehe Abbildung 4.11)⁹

Die Simulation beginnt um 0 Uhr (4.8.2005) und endet um 11 Uhr (5.8.2005) (siehe Abbildung 4.9). Der Verlauf der Klug-Manier-Stabilitätsklassen zeigt, dass nachts bis mittags (4.8.2005) die Stabilität mit neutral-labil bzw. indifferent-labil abgeschätzt wurde. Von 12 bis 18 Uhr wurde sie mit labil und sehr labile (14 und 15 Uhr) angegeben. Man erkennt zunächst im Bezug auf die SO₂-Werte, dass das Ausbreitungsprogramm für die Station Traismauer keine SO₂-Konzentration simuliert hat, was aufgrund der Windrichtung in Neusiedl auch erklärbar ist (siehe zweite Graphik von oben). Der Wind kommt zuerst von 250-260° und schwenkt dann gegen 9 Uhr auf 285-290° um. Ähnliches sieht man auch auf den Graphiken der Windrichtungen Niederösterreichs um 2 Uhr und um 8 Uhr (4.8.2005) (siehe Abbildung 4.10). Ab 12 Uhr identifiziert man immer wieder Perioden mit nördlicheren Windkomponenten, die sich ab 20 Uhr wieder auf die Westrichtung einpendeln. Interessant in der oberen

⁹Abbildung 4.9

Graphik ist, dass der Monitorpunkt BUP_6 in der Nacht von 0 Uhr bis 8 Uhr (4.8.2005) als einzige der dargestellten Stationen SO_2 -Werte modelliert hat. An den Monitorpunkten der Stationen Tulbinger Kogel und Neusiedl detektiert man erst ab 8 Uhr (4.8.2005) modellierete SO_2 -Werte, wobei die dem Kraftwerk nähere Station (Neusiedl) höhere Werte simuliert hat. Insgesamt hat das Programm über die Zeitperiode 4 SO_2 -Peaks in Neusiedl und 3 am Tulbinger Kogel simuliert. Die Windgeschwindigkeit spielt dahingehend eine Rolle, dass sie Einfluss auf die Diffusion (Verdünnung) und auf den Transport der Luftschadstoffe nimmt.

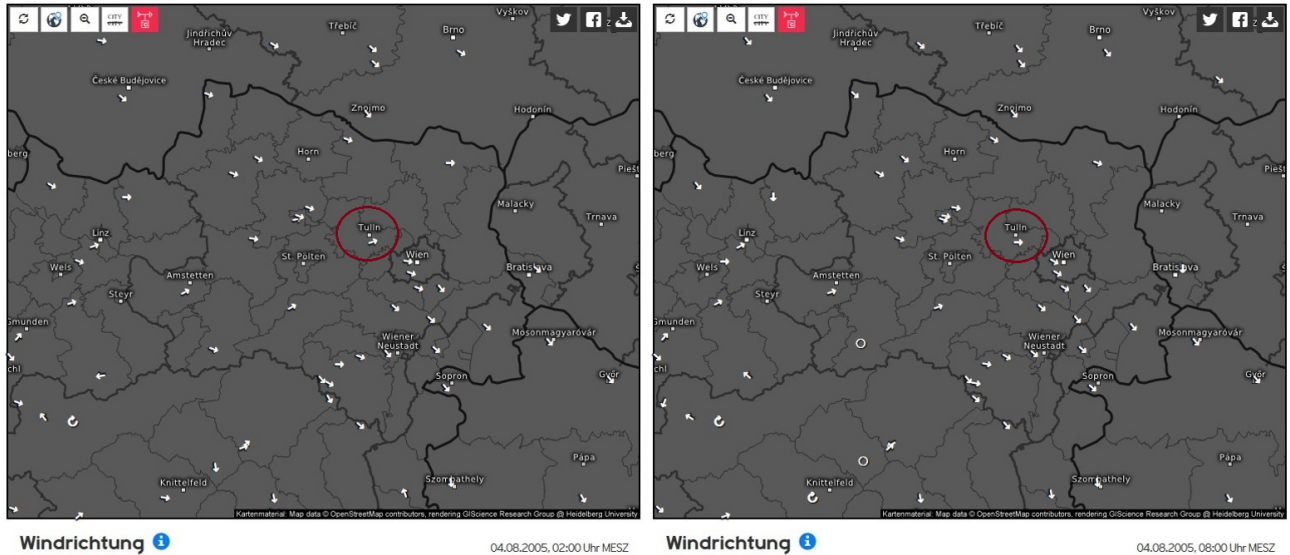


Abbildung 4.10: Windrichtungen Niederösterreichs um 2 und 8 Uhr (4.8.2005)¹⁰

Die Schadstoffe werden sowohl in die vorherrschenden Windrichtung horizontal als auch über die Diffusion von Turbulenzelementen vertikal in der Atmosphäre verteilt. Je höher die Windgeschwindigkeit, desto geringer die Konzentration pro Volumeneinheit, da in der Zeit größere Luftvolumina am Schlot vorbeibewegt werden und desto höher die turbulente Aktivität. Jedoch können bei sehr starkem Wind die Schadstoffe über große Distanzen transportiert werden. Die höchste Schadstoffbelastung kommt meist bei schwachen Wind vor, weil in diesem Fall der horizontale Transport und auch die turbulente Verdünnung mittels Turbulenzelemente gering ausgeprägt sind (Oke, 1987).

¹⁰Abbildung 4.10

5) Modellwerte

Die Abbildungen (4.11 bis 4.22) stellen die stündlichen SO₂-Modellwerte der Monitorpunkte auf einer zweidimensionalen Ebene dar. Auf der x-Achse befindet sich die geographische Länge λ und auf der y-Achse die geographische Breite φ . Die Farbskala geht in 3er Schritten einheitlich bis $42 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$. Die simulierte SO₂-Konzentrationen zwischen $0 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ bis $1 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ werden vernachlässigt. Unterhalb der Farbskala befinden sich das Datum und die Uhrzeit. In den Abbildungen 4.11 bis 4.22 sind alle Monitorpunkte mit Namen versehen. Ferner werden die Stabilitätsklassen und die Windrichtungen und -geschwindigkeiten bei der folgenden Analyse miteinbezogen. Das genutzte Programm, um eine flächige zeitlichabhängige Ausbreitung darstellen zu können ist Origin. Bei Betrachtung der Monitorpunkte gegen 1 Uhr (siehe Abbildung 4.11) stellt man fest, dass am BUP₆ eine Konzentration zwischen $10\text{-}13 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ und am BUP₁₉ eine Konzentration zwischen $1\text{-}4 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ simuliert wurde. Ab 2 Uhr bis 4 Uhr sieht man bei beiden oben genannten BUP's, dass Konzentrationen simuliert wurden. Jedoch wurde am BUP₁₉ immer eine geringere Konzentration als am BUP₆ modelliert. Die Windrichtung an der Station Neusiedl wurde im Zeitraum 1 bis 4 Uhr mit $250^\circ\text{-}255^\circ$ angegeben, die Windgeschwindigkeit im Intervall $3,7 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ (1 Uhr) bis $5,1 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ (3 Uhr) und die Stabilitätsklasse durchgängig mit 4 (neutral labil, indifferent-labil). Dies ändert sich ab 5 Uhr (siehe Abbildung 5.15), wenn nicht nur die Monitorpunkte BUP₆ und BUP₁₉ angeströmt werden, sondern die Monitorpunkte BUP₂₀ (näher am Kraftwerk), BUP₁₀ und BUP₁₂. Hierbei ist interessant, dass der Monitorpunkt, welcher weiter von der Quelle entfernt ist (BUP₁₀), eine höhere Konzentration als die näher am Kraftwerk liegenden BUP's (BUP₂₀ und BUP₆) anzeigt. Ebenso von Interesse ist, dass die sich Windrichtung zu diesem Zeitpunkt um ein paar Grad verändert hat - von 255° (4 Uhr) auf 262° (5 Uhr). Die Stabilitätsklasse ist weiterhin und sogar bis 11 Uhr als neutral-labil eingestuft. Gegen 6 Uhr dreht der Wind wieder zurück auf 255° und es werden wieder wie um 2 bis 4 Uhr die Monitorpunkte BUP₆ und BUP₁₉ angeströmt. Ebenso verzeichnet der BUP₁₀ eine SO₂-Konzentration über $9 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$. Des Weiteren dreht der Wind wieder auf westlichere Komponenten - 7 Uhr (260°) und 8 Uhr (265°) (siehe Abbildung 5.16). Während um 7 Uhr noch die Monitorpunkte BUP₆, BUP₁₀, BUP₁₉ und BUP₂₀ angeströmt werden, werden ab 8 Uhr bereits höhere Schadstoffwerte an dem südlicheren Monitorpunkt BUP₂₀ und Konzentrationen an den südlicheren bzw. östlicheren Monitorpunkten BUP₇ und BUP₁₂ simuliert. Interessant ist, dass gegen 7 Uhr der vom Kraftwerk weiter entfernte Monitorpunkt (BUP₁₀) eine höhere Konzentration registriert hat. Ähnliches erkennt man gegen 8 Uhr, wobei hier, der zum Kraftwerk nächste Monitorpunkt, BUP₂₀, zwar die höchste Konzentration inne hat, jedoch nicht die geringste Konzentration am BUP₁₂ modelliert wurde, sondern am Monitorpunkt (BUP₁₀), der zwischen den anderen zwei Monitorpunkten lag.

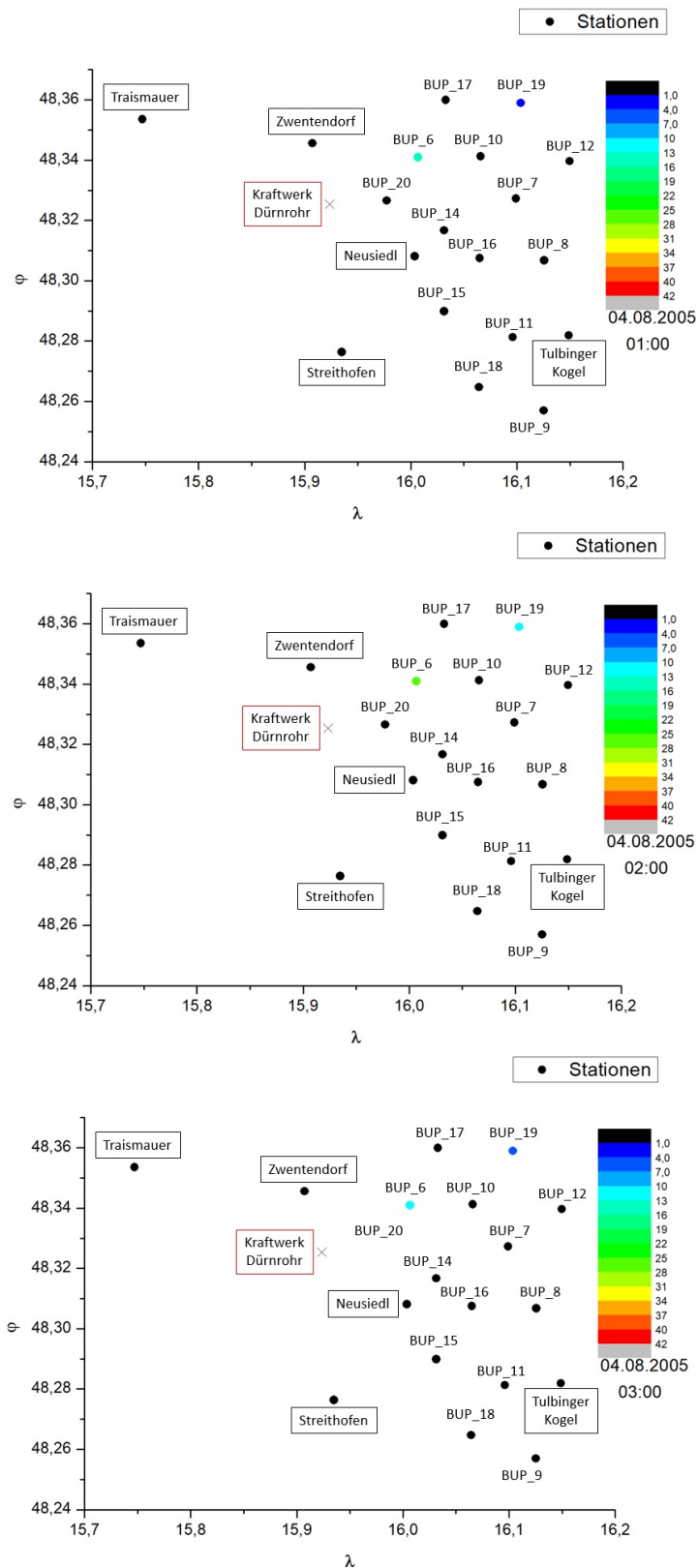


Abbildung 4.11: Geografische Koordinatendarstellung Darstellung der Monitorpunkte von 1 bis 3 Uhr (4.8.2005)¹¹

¹¹Abbildung 4.11

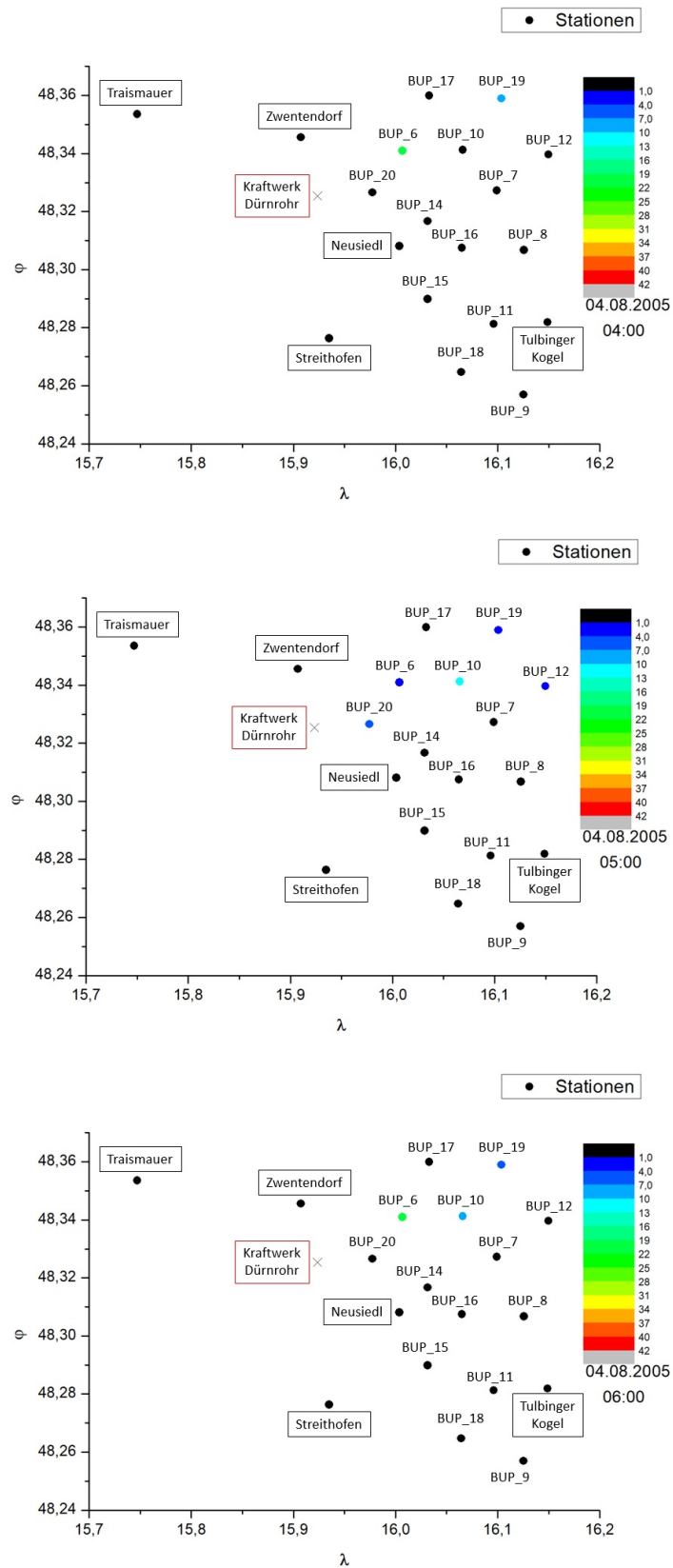


Abbildung 4.12: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 3 bis 5 Uhr (4.8.2005)¹²

¹²Abbildung 4.12

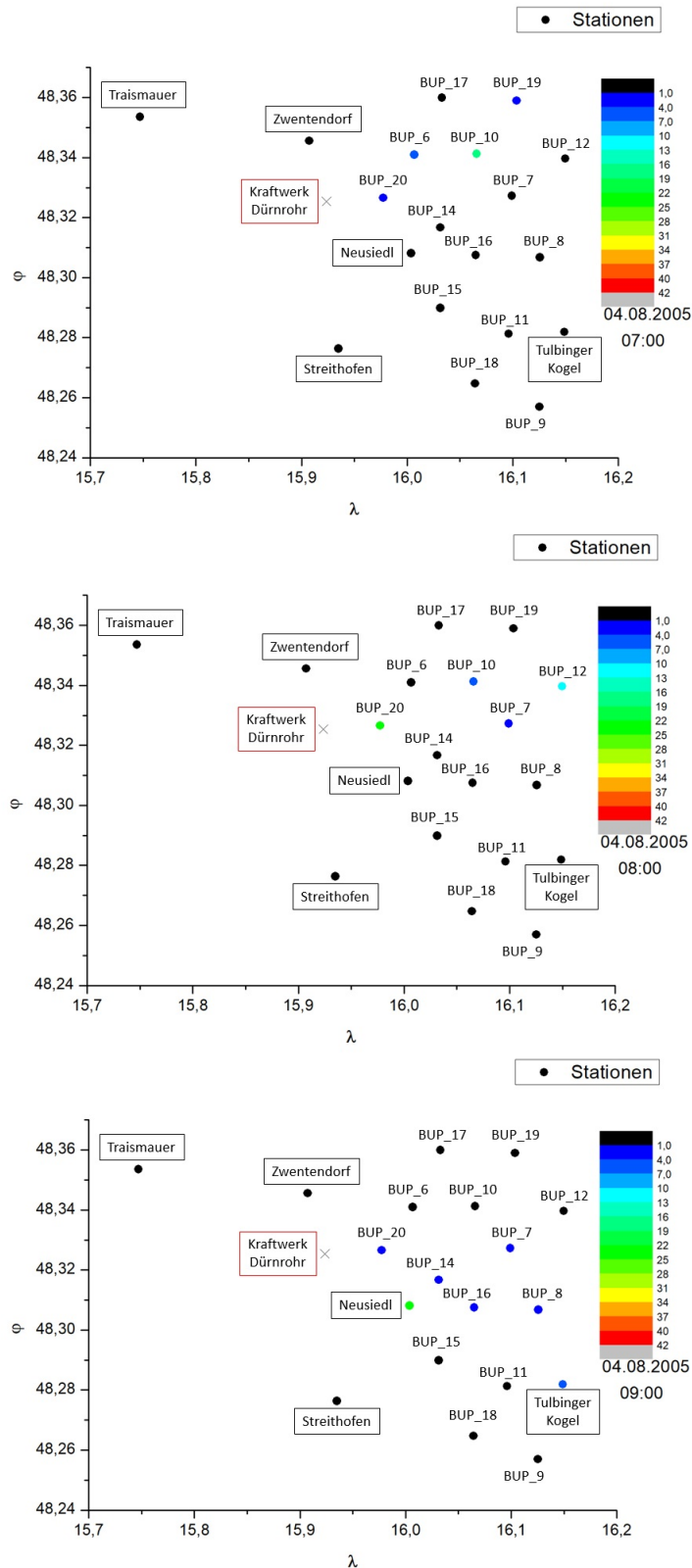


Abbildung 4.13: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 6 bis 9 Uhr (4.8.2005)¹³

¹³Abbildung 4.13

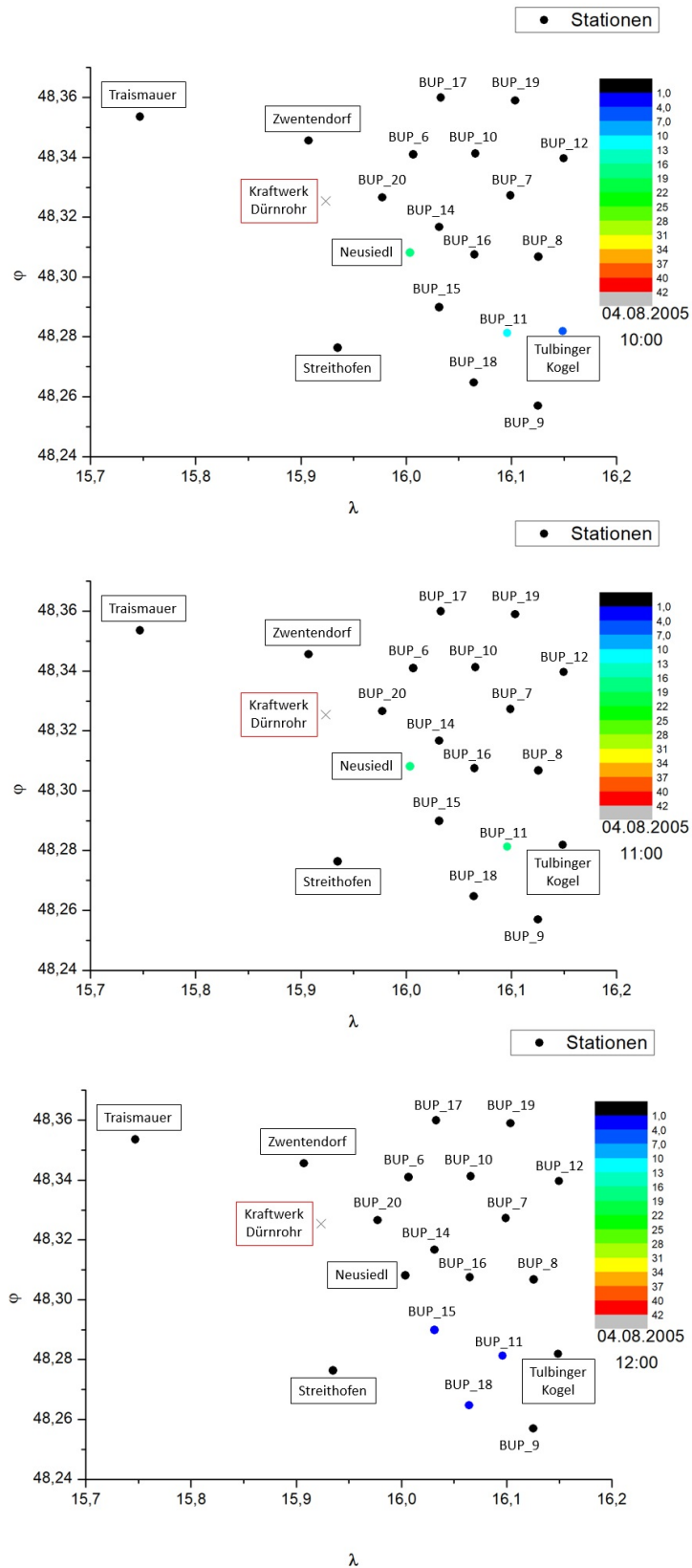


Abbildung 4.14: Geograpische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 10 bis 12 Uhr (4.8.2005)¹⁴

¹⁴Abbildung 4.14

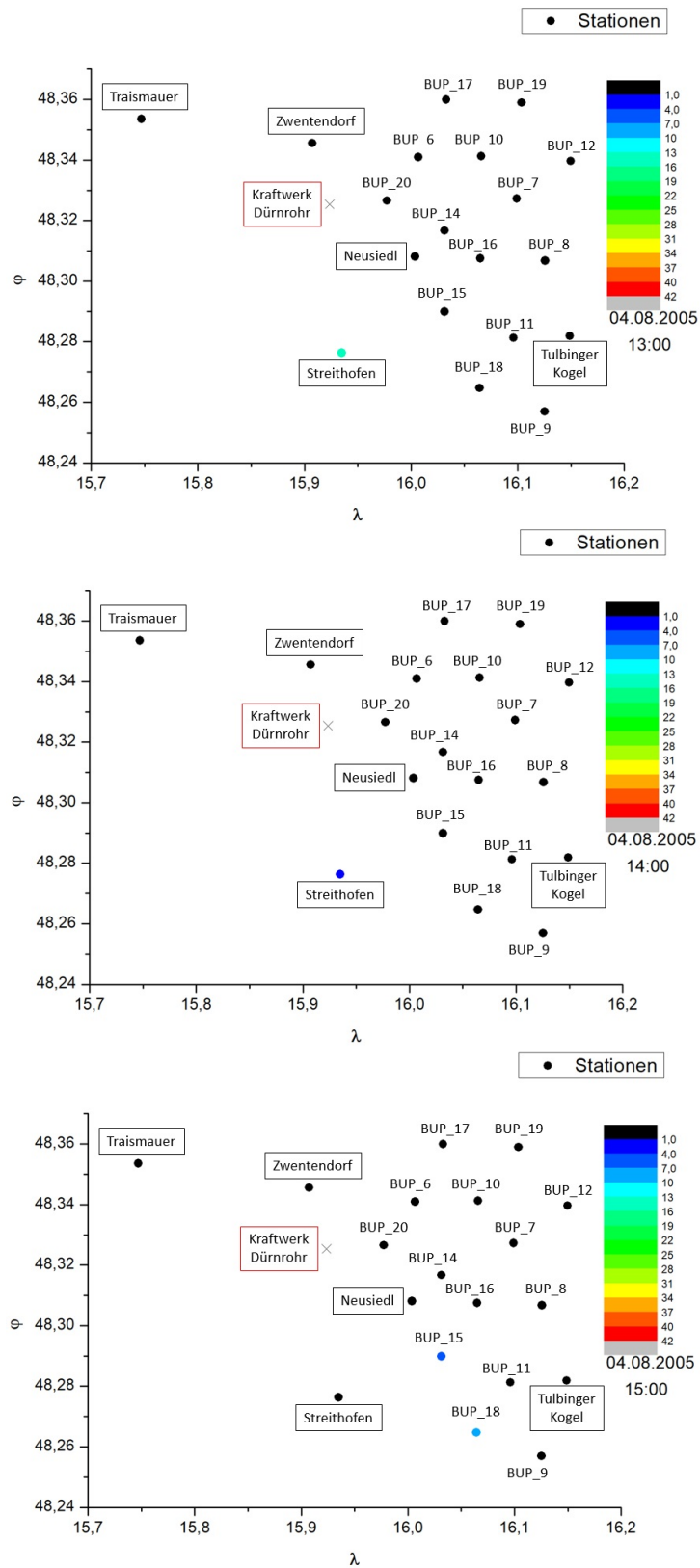


Abbildung 4.15: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 13 bis 15 Uhr (4.8.2005)¹⁵

¹⁵Abbildung 4.15

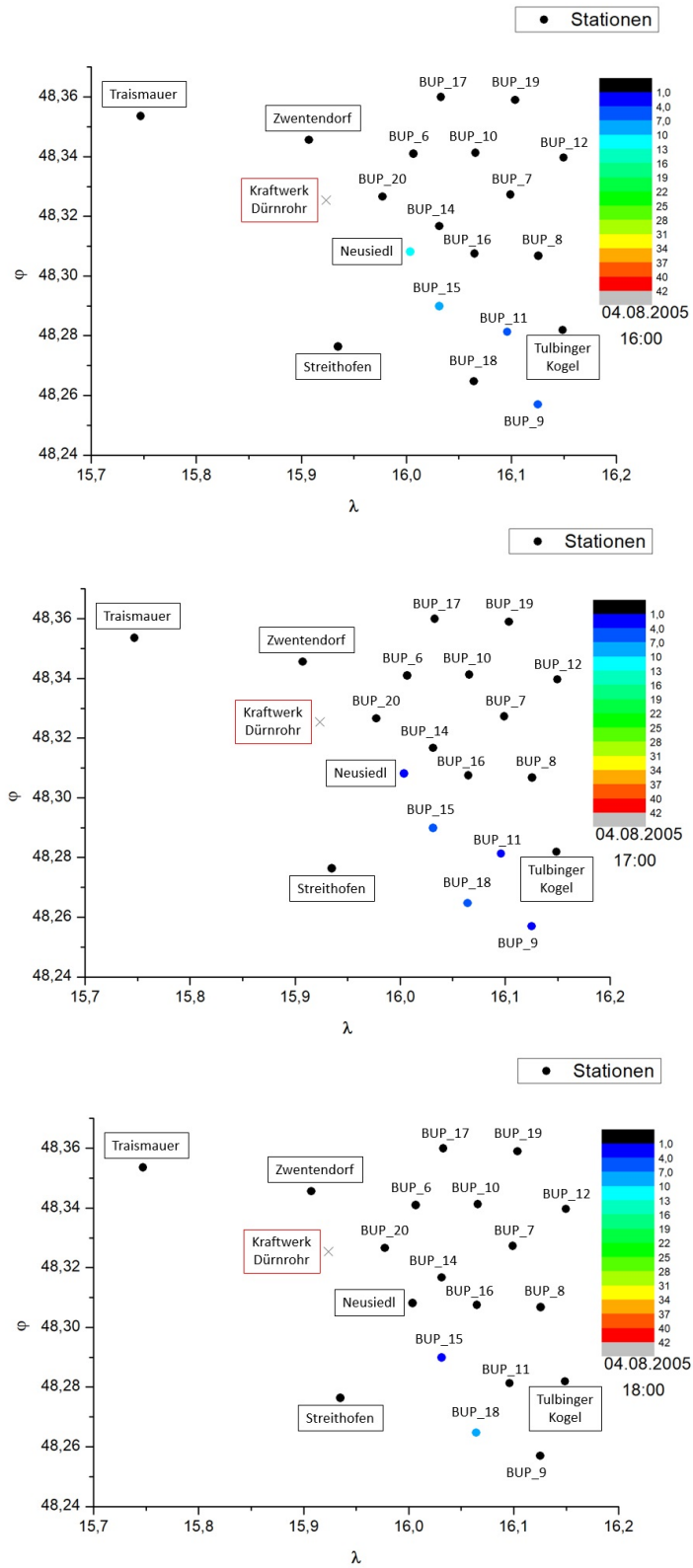


Abbildung 4.16: Geograpische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 16 bis 18 Uhr (4.8.2005)¹⁶

¹⁶Abbildung 4.16

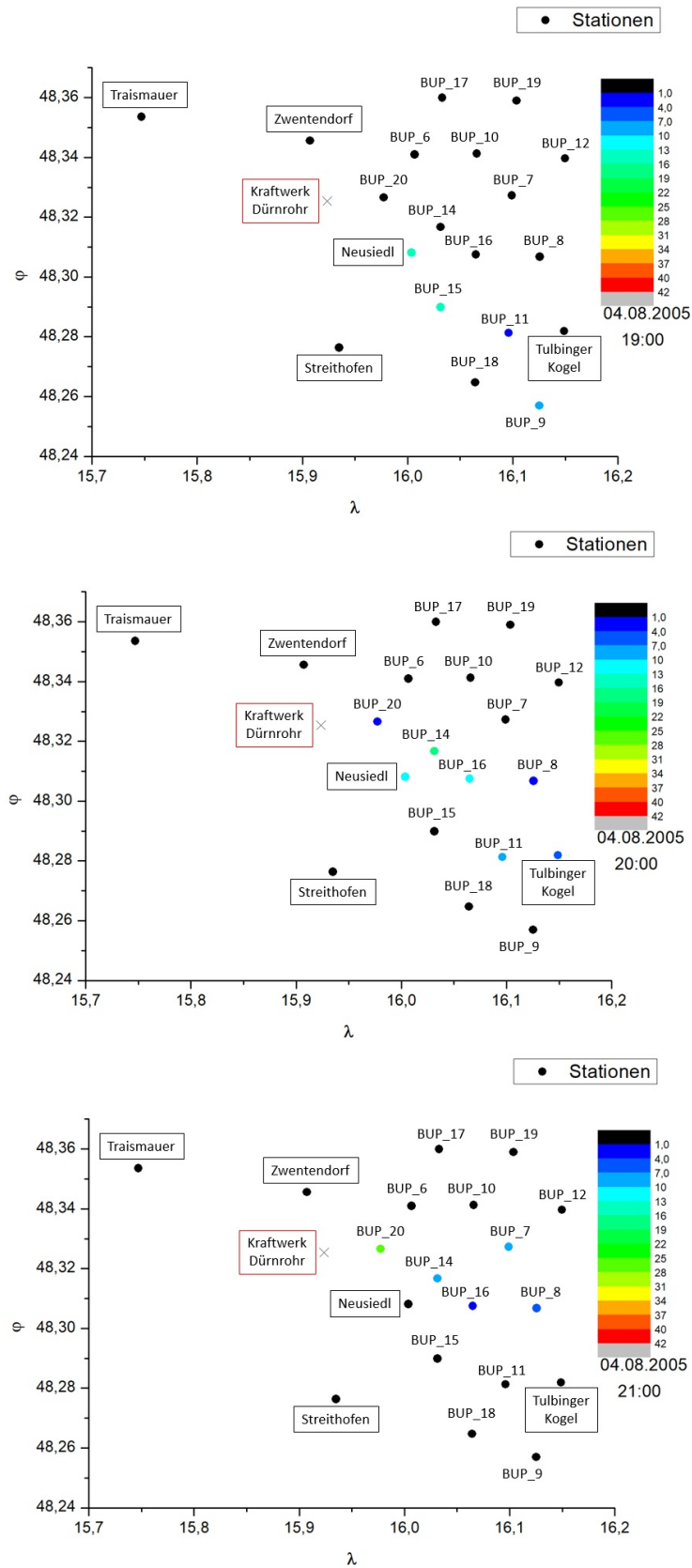


Abbildung 4.17: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 19 bis 21 Uhr (4.8.2005)¹⁷

¹⁷Abbildung 4.17

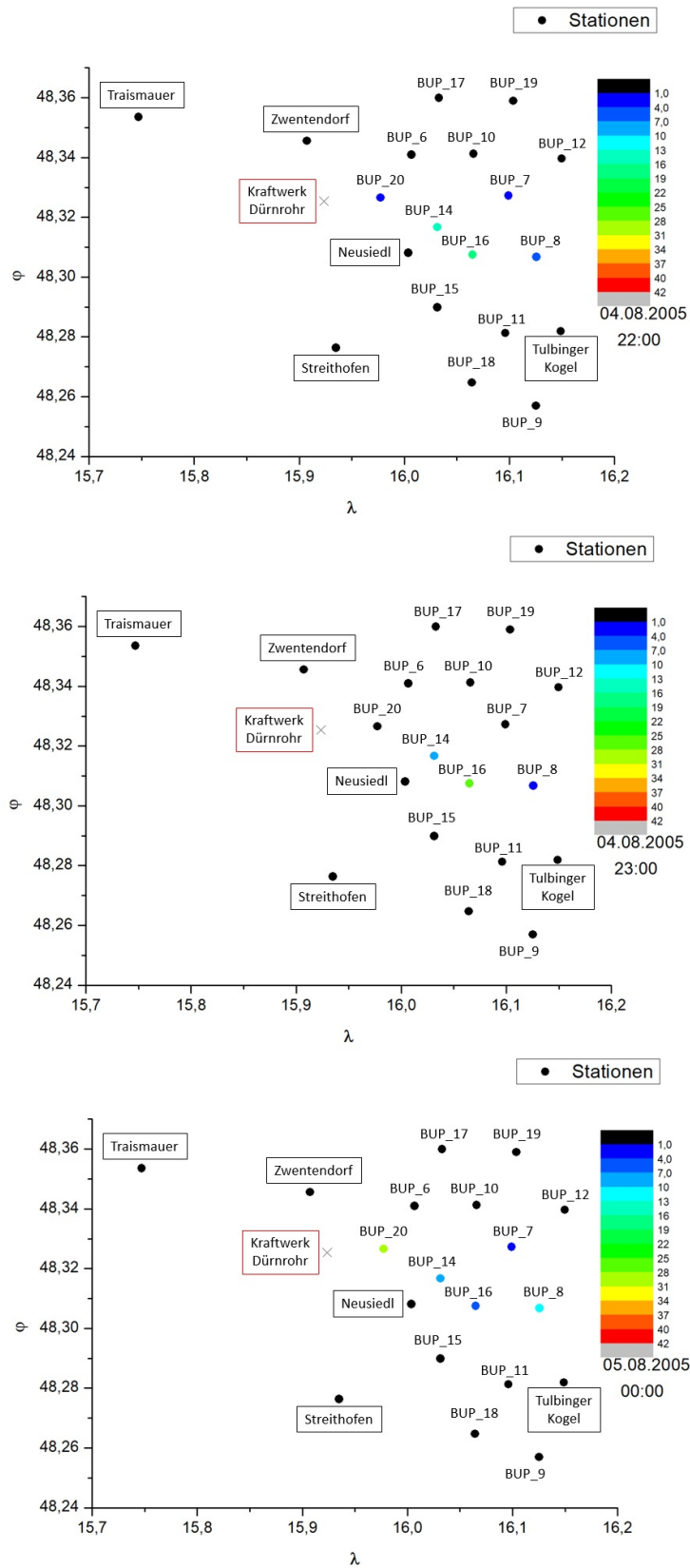


Abbildung 4.18: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 22 Uhr (4.8.2005) bis 0 Uhr (5.8.2005)¹⁸

¹⁸Abbildung 4.18

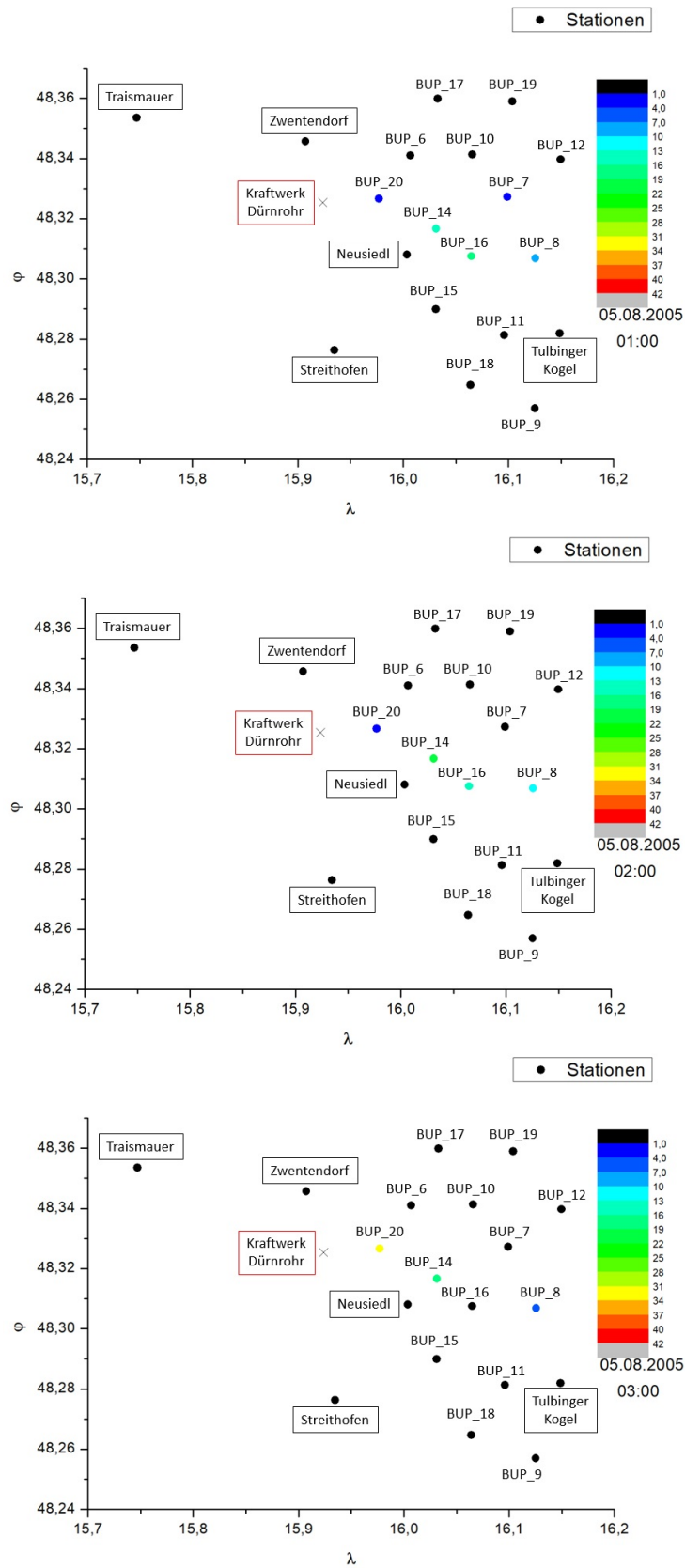


Abbildung 4.19: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 1 bis 3 Uhr (5.8.2005)¹⁹

¹⁹Abbildung 4.19

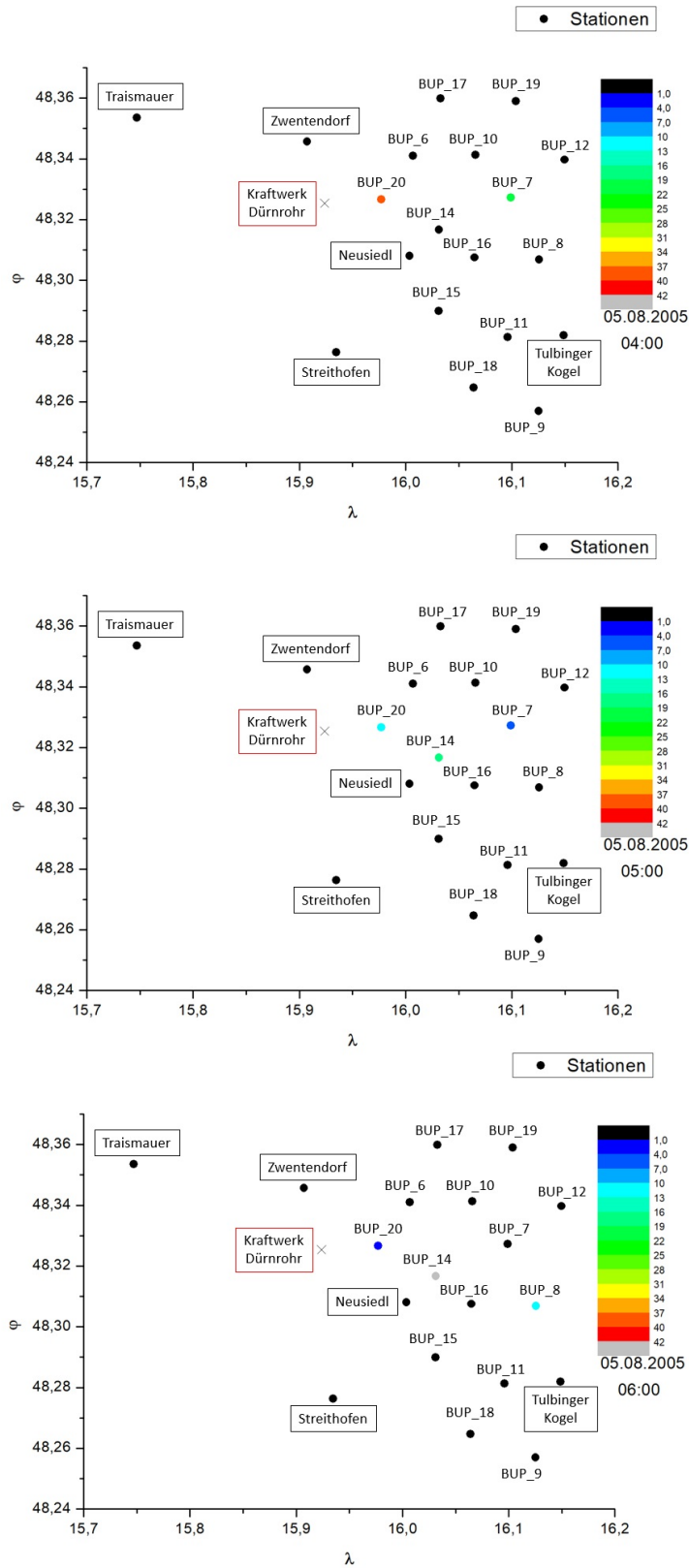


Abbildung 4.20: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 4 bis 6 Uhr (5.8.2005)²⁰

²⁰Abbildung 4.20

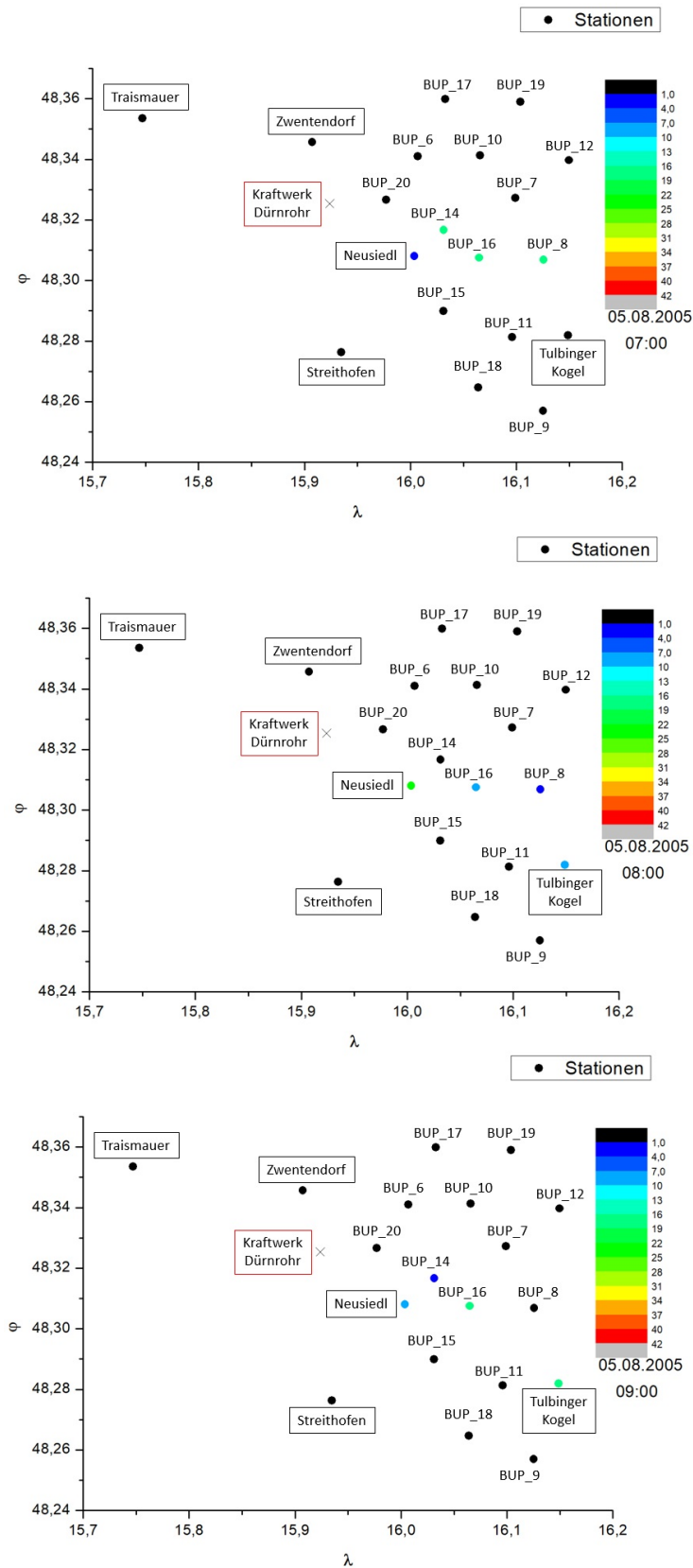


Abbildung 4.21: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 7 bis 9 Uhr (5.8.2005)²¹

²¹Abbildung 4.21

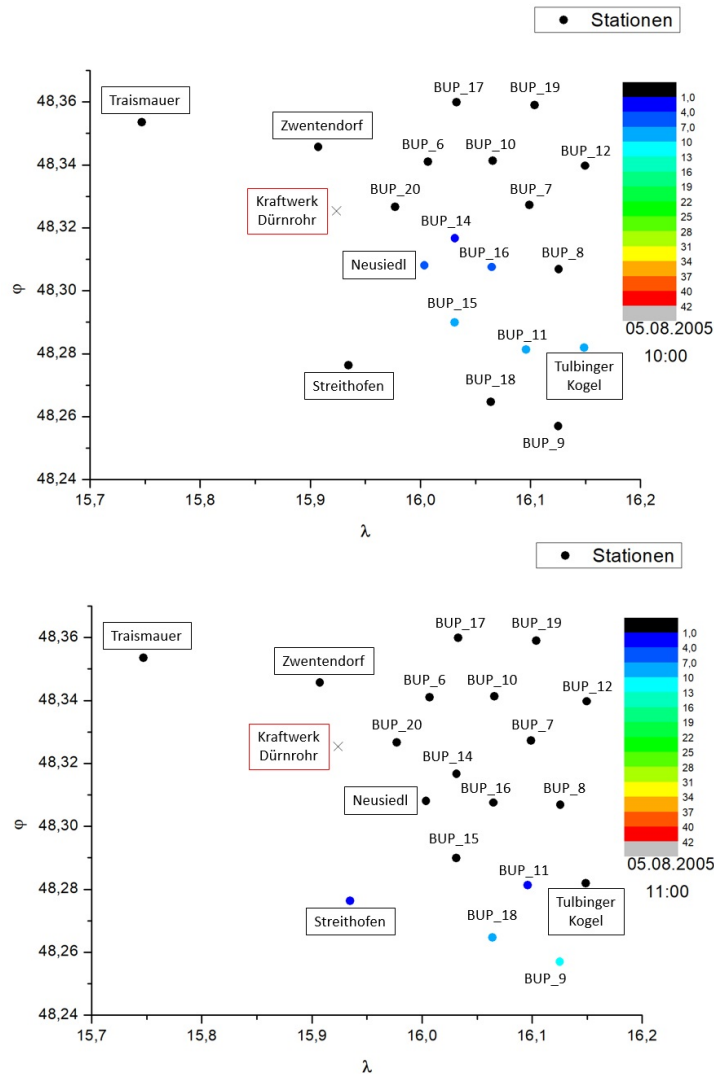


Abbildung 4.22: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte von 10 bis 11 Uhr (5.8.2005)²²

Die starke Abhängigkeit der Schadstoffausbreitung von der Windrichtung erkennt man in den Graphiken besonders zwischen 8 und 9 Uhr (4.8.2005). Der Wind dreht von 265° (8 Uhr) auf 286° (9 Uhr). Beim Vergleich der angeströmten Stationen bzw. Monitorpunkten erkennt man dadurch ein komplett anderes Bild. Gegen 9 Uhr werden u.a. die Stationen Neusiedl und Tulbinger Kogel angeströmt, während gegen 8 Uhr noch die nördlicheren Monitorpunkte (BUP₁₀ und BUP₁₂) Schadstoffkonzentrationen ($> 1 \frac{\mu g}{m^3}$) gemeldet haben. Bei den zwei weiteren Zeitpunkten (10 und 11 Uhr) wurde der Wind aus 290° an der Station Neusiedl verwendet (siehe Abbildung 4.14). Lediglich die Windgeschwindigkeit macht hier einen leichten Unterschied. Gegen 10 Uhr mit der höheren Windgeschwindigkeit von $4,2 \frac{m}{s}$ wurde an der Station Tulbinger Kogel eine SO₂-Konzentration ($> 1 \frac{\mu g}{m^3}$) simuliert, während gegen 11 Uhr und der niedrigeren Windgeschwindigkeit von $3,6 \frac{m}{s}$ die simulierten Schadstoffwerte an der Station Tulbinger Kogel unter $1 \frac{\mu g}{m^3}$ lagen. Jedoch wurden gegen 10 und 11 Uhr auch an der Station Neusiedl und an dem Monitorpunkt BUP₁₁ Konzentrationen simuliert. Mit der Winddrehung nach Nord (12 Uhr, 335°) wurden Schadstoffwerte $> 1 \frac{\mu g}{m^3}$ vom AUSTAL2000

²²Abbildung 4.22

an den Monitorpunkten BUP₁₁, BUP₁₅ und BUP₁₈ modelliert, gegen 13 Uhr jedoch nur noch an der Station Streithofen (352°). An beiden Zeitpunkten (12 und 13 Uhr) wurde die Stabilitätsklasse nach Klug-Manier mit 5 (labil) und die Windgeschwindigkeit mit $2,8 \frac{m}{s}$ und $2,6 \frac{m}{s}$ angegeben. Ein ähnliches Bild wie gegen 12 Uhr ergibt sich gegen 14 Uhr. Der Wind dreht zurück auf Nordwest (310°) bei einer Stabilitätsklasse von 6 (sehr labil) und einer Windgeschwindigkeit von $2,6 \frac{m}{s}$. Hierbei erkennt man, dass nur an der Station Streithofen SO₂-Werte $> 1 \frac{\mu g}{m^3}$ simuliert wurden. Zwischen 15 und 19 Uhr schwankt der Wind zwischen 290° bis 306° bei Windgeschwindigkeiten von $2,4 \frac{m}{s}$ bis $3,5 \frac{m}{s}$, wobei der Wind ab 15 Uhr kontinuierlich schwächer wird und die Stabilitätsklasse von 6 (sehr labil) gegen 15 Uhr auf 5 (labil) gegen 16 Uhr und auf 4 (indifferent-labil) ab 19 Uhr abnimmt (siehe Abbildung 4.15 und 4.16). Die Windrichtungsempfindlichkeit der simulierten Modellwerte erkennt man im Vergleich der Graphiken (19 Uhr und 20 Uhr). Die 15°-Unterschied der Windrichtungen (290° zu 275°) verursachen gegen 21 Uhr eine Verschiebung der Konzentrationen nach Norden (siehe Abbildung 4.17). Da sich die Windrichtungen (270° bis 280°) und die Stabilitätsklasse (neutral labil) in den folgenden Zeitpunkten (21 bis 00 Uhr) im Vergleich nicht viel ändern, erkennt man ein relativ ähnliches Bild der Verteilung der simulierten SO₂-Modellwerte. Jedoch unterscheiden sich die angeströmten Monitorpunkte aufgrund der Höhe der simulierten Konzentration. Die Monitorpunkte, welche an den Zeitpunkten 21 bis 0 Uhr immer angeströmt wurden, sind BUP₈, BUP₁₄ und BUP₁₆. Gegen 23 Uhr wurden der BUP₇ und der BUP₂₀ nicht angeströmt, aber dafür von 21 bis 22 Uhr und von 0 bis 1 Uhr (siehe Abbildung 4.18 und 4.19). Die Windrichtungen schwanken zwischen 0 Uhr (5.8.2005) und 9 Uhr von 270° bis 286° bei Windgeschwindigkeiten von $2,1 \frac{m}{s}$ bis $3,7 \frac{m}{s}$ (siehe Abbildung 4.20 und 4.21). Ab 10 Uhr wird der Wind noch schwächer ($1,1 \frac{m}{s}$) und gegen 11 Uhr wird sogar nur noch $0,6 \frac{m}{s}$ als stündliches Windmittel von der Station Neusiedl gemeldet (siehe Abbildung 4.22).

6) Vergleich Mess- und Modellwerte

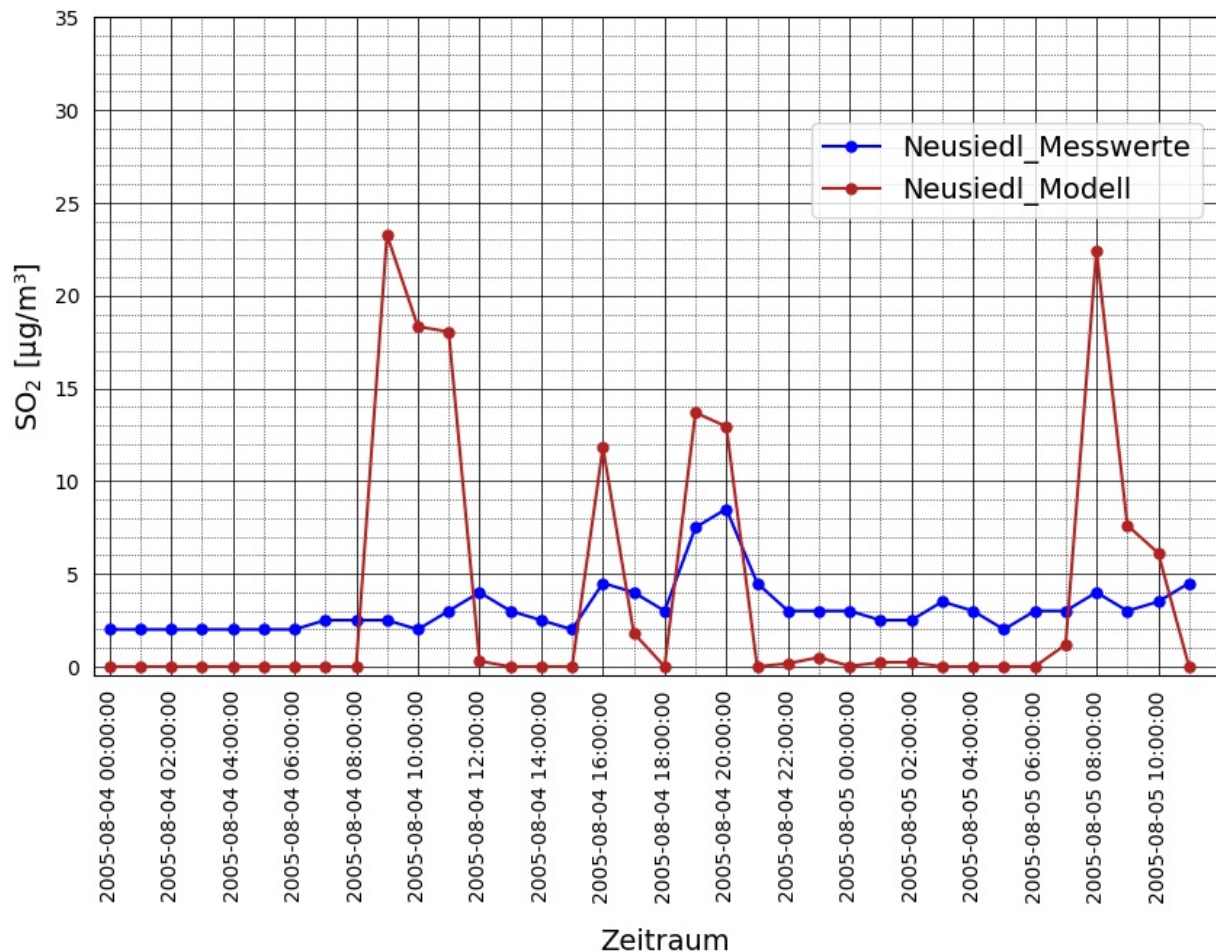


Abbildung 4.23: Vergleich Mess- und Modellwerte (4.8.2005 - 5.8.2005). In dieser Abbildung kann man feststellen, dass in der Zeitperiode 5 SO₂-Peaks, durch das Modell (blaue Linie) simuliert wurden. Die rote Linie gibt die stündlich gemittelten Messwerte der Station Neusiedl wieder.²³

Vor dem Programmstart wurden zwei kontinuierliche Quellen (betrieben durch den Verbund und der EVN), welche pro Schlot $200 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ emittieren, fixiert (siehe Kapitel 3.2.3 Annahmen für das Kraftwerk Dürnohr). Dahingegen ist auch in der Abbildung 4.23 sichtbar, dass die Annahme ($200 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$) zu hoch angesetzt war, da die SO₂-Peaks die der Messwerte übertreffen. Diesen "Fehler" in der Annahme könnte man allerdings nachträglich durch die Multiplikation mit einem Faktor korrigieren bzw. modellieren. Dies beruht auf dem Wissen, dass in den Zeitperioden, in denen das Modell keine Konzentration simuliert hat, auch mit viel geringeren oder viel höheren Emission keine Modellwerte simuliert werden. Der erste simulierte SO₂-Peak ist bei den Messwerten nicht detektierbar. Es gibt vielfältige Gründe warum dieser Peak in den Messdaten nicht erscheint. Dadurch dass, die AKTerm-Datei stündliche und nicht halbstündige meteorologische Daten benötigt, wird ein Mittelwert aus zwei Halbstundenmittelwerten gebildet, was zu einem Informationsverlust bzw. Verzerrung führt. Besonders in diesem Fall, wo die Windrichtungsabhängigkeit des Modells immanent ist. Eine Abweichung von 5-10° in der angenommenen Windrichtung (AKTerm) könnte dazu geführt

²³Abbildung 4.23

haben, dass der simulierte Peak nicht an der Messstation Neusiedl aufgetreten ist, sondern an Gitterpunkten nördlich oder südlich davon. Da an diesen Orten aber keine Messstation steht, ist dies nur eine logische Annahme. Ein weiterer Grund ist, dass aufgrund der Höhe des Schornsteins (200 m über Grund) und des Fehlens meteorologischer Informationen in der Höhe mikroturbulente Effekte nicht richtig durch das Modell aufgelöst werden, da die AKTerm-Datei in diesem Fall von den meteorologischen Daten der Bodenstation Neusiedl erstellt wurde. Bei den zwei mittleren Peaks (16 Uhr und 19 Uhr, 4.8.2005) ist eine gute Übereinstimmung von Modell- und Messwert gegeben und das Kraftwerk Dünrohr für diese zwei Peak-Ereignisse als Quelle auszumachen. Die Höhe der SO₂-Peaks ist auch davon abhängig, ob beide Kraftwerksblöcke zu dieser Zeitperiode betrieben wurden oder nur einer. Was bedeutet, dass bei dem simulierten ersten Peak die Anströmungsrichtung perfekt hätte passen können, um Schadstoffe vom Kraftwerk Dünrohr zur Station Neusiedl zu transportieren, dabei hätten beide Kraftwerksblöcke zu diesem Zeitpunkt nicht im Betrieb gewesen sein können. Das vorletzte Peakereignis (3 Uhr, 5.8.2005) ist in den Modellwerten nicht detektierbar. Wohingegen bei dem letzten SO₂-Peak (8 Uhr, 5.8.2005) eine hohe simulierte Schadstoffkonzentration und geringe gemessene SO₂-Werte ersichtlich ist. Wie bereits oben erwähnt, gibt es mannigfache Ursachen, warum das Modell mehr als 5-fache höhere Konzentration von SO₂ bei diesem letzten Peak simuliert hat. Am wahrscheinlichsten ist die Annahme einer zu hohen Emission sowie die Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung und einer eventuellen 5-10°-Abweichung durch die Mittelung der Windrichtungen an der Station zu nennen.

4.2 Trasdorf: 18.9.2005 - 19.9.2005

1) Großwetterlage:

Geopotential 500 hPa - Karten

Über Grönland ist gegen 18 UTC (18.9.1996) ein Kaltlufttropfen identifizierbar (siehe Abbildung 4.24). Diese sehr kalte Luft auf 500 hPa mit bis zu -35°C in seinem Zentrum, Südspitze Grönland, ist in einen Trog über diesem Gebiet eingebettet. Am Boden ist ebenso ein korrespondierendes Bodentief ersichtlich. Beim zweiten Trog, der von Russland über Mitteleuropa bis nach Afrika reicht, ist ein Abtropfvorgang über Mitteleuropa offensichtlich, der ab 19.9.1996 um 0 Uhr abgeschlossen ist. Zwischen den zwei Trögen ist ein Höhenhoch über der Ostküste Norwegens auszumachen, welches quasistationär bis zum 20.9.1996 gegen 0 Uhr über diesem Gebiet verharret (siehe Abbildung 4.25).

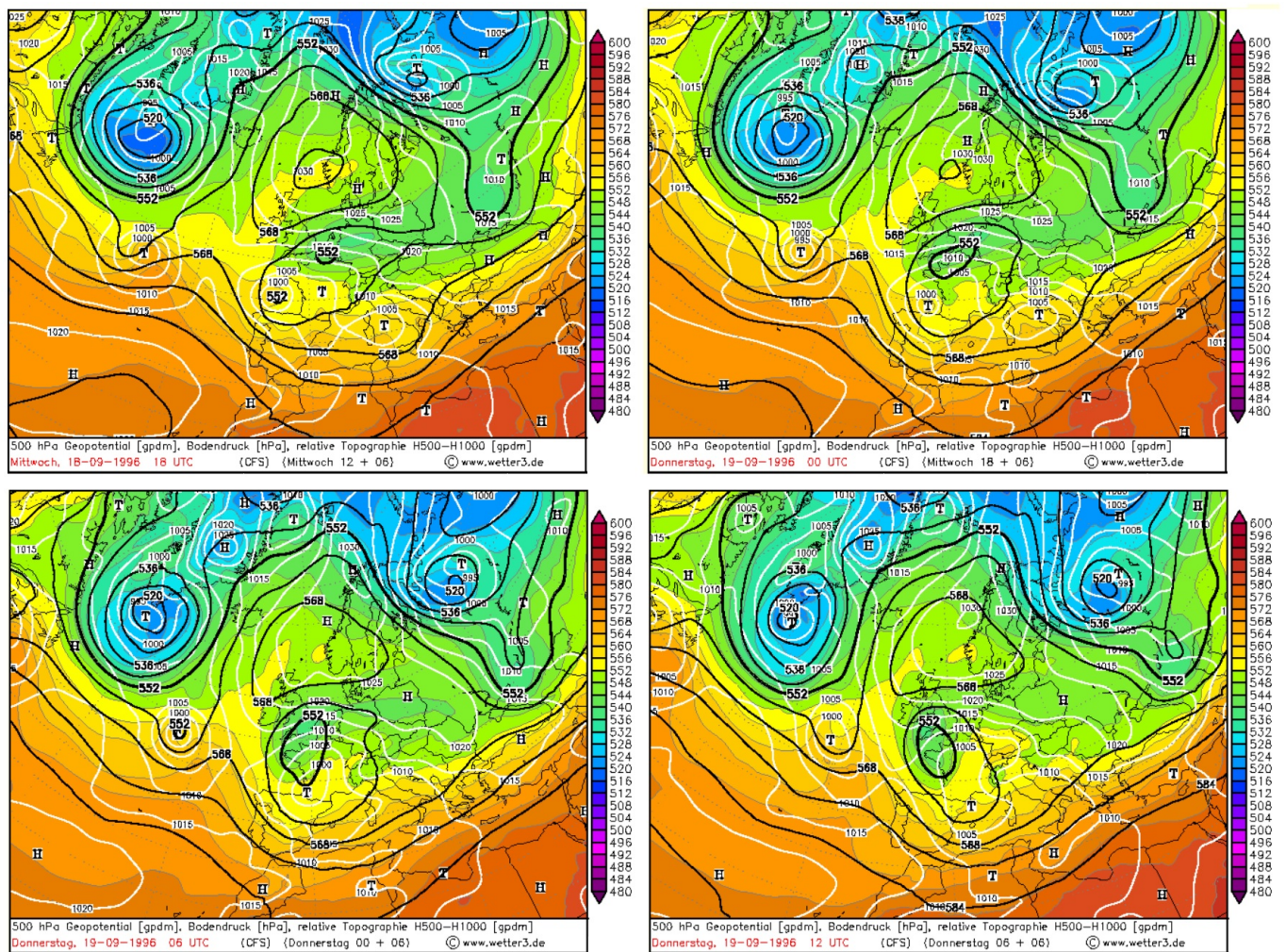


Abbildung 4.24: Geopotential auf 500 hPa am 18.09.1996 18 UTC bis zum 19.09.1996 12 UTC²⁴

²⁴Abbildung 4.24

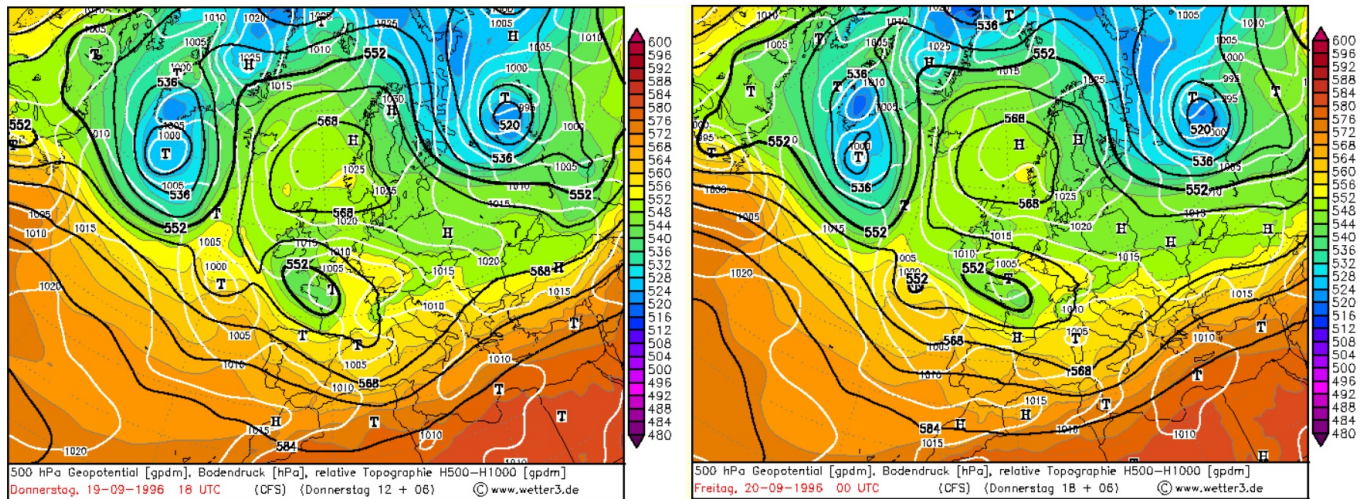


Abbildung 4.25: Geopotential auf 500 hPa am 19.09.1996 18 UTC bis zum 20.09.1996 0 UTC²⁵

Bodendruckkarten

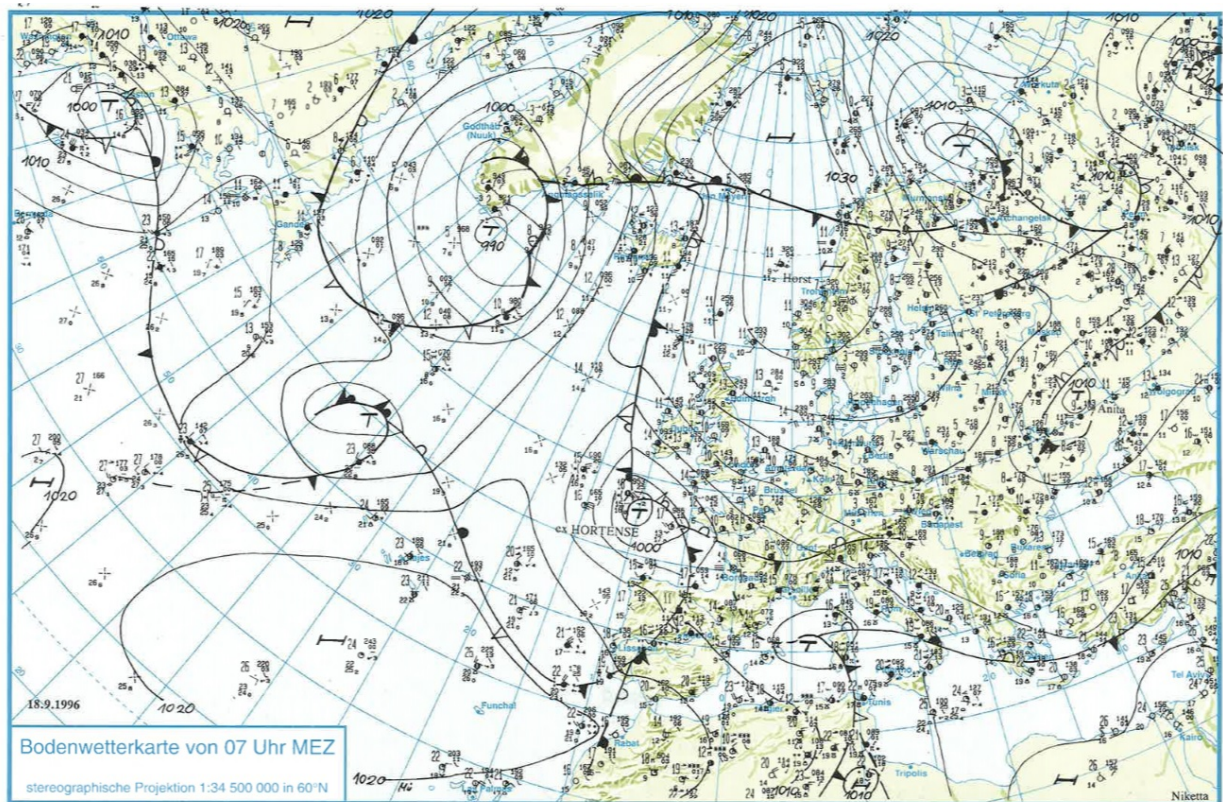


Abbildung 4.26: Bodendruckkarte von Europa am 18.09.1996 7 UTC²⁶

In ein Tief südlich von Grönland reicht eine nördlich von Kanada kommende abwechselnd boden - oder nur höhenaktive Kaltfront mit einem bereits okkludierten Anteil Nähe des

²⁵Abbildung 4.25

²⁶Abbildung 4.26

Tiefs (siehe Abbildung 4.26). Die zugehörige Warmfront wird über der Südküste Grönlands von einer Höhenokklusion überlagert. Diese geht nördlich von Island in eine Frontengirlande über, welche bis in ein Tief über der Barentssee und in ein Tief westlich von Frankreich reicht. Über dem Atlantik gibt es ein weiteres Tiefdruckgebiet aus dem eine Okklusion mit Kaltfront und Warmfront reicht. Jedoch ist die Warmfront durch ein stark verwelltes Frontenband, abwechselnd höhen- oder bodenaktiv, bis in das Tief westlich von Frankreich verbunden. Ein weiteres Tief befindet sich südlich der französischen Küste über dem Mittelmeer, der durch Niederschläge sehr bodenaktiv war. Man erkennt zudem einen weitreichenden Hochdruckeinfluss über Nord- und Mitteleuropa. Das Tief, welches sich östlich über der französischen Atlantikküste befunden hat, hat sich über die Pyrenäen verlagert (siehe Abbildung 4.27). Bodennah im Tullnerfeld bis nach St. Pölten sind Winde mit östlichen Komponenten ersichtlich (siehe Abbildung 4.28), während an den Wiener Stationen (Hohe Warte und City) Wind aus südöstlichen Richtungen gemessen wurden.

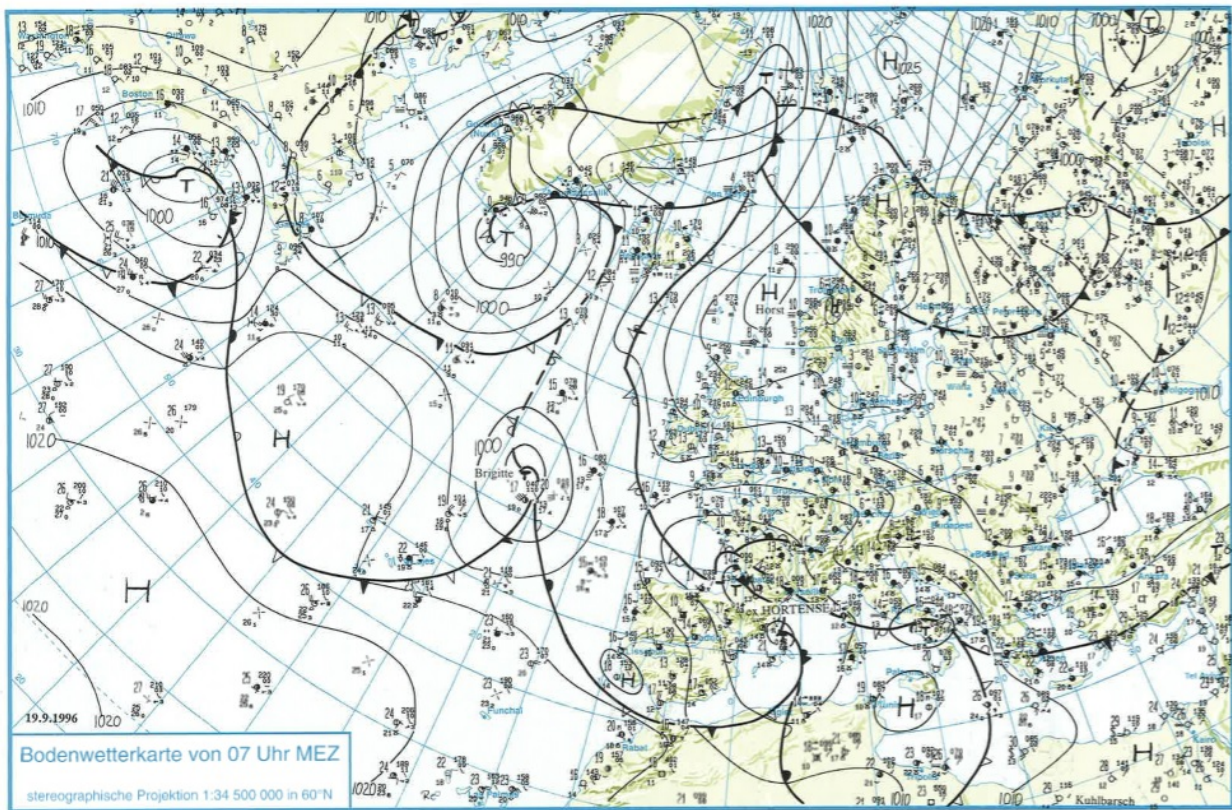


Abbildung 4.27: Bodendruckkarte von Europa am 19.09.1996 7 UTC²⁷

²⁷Abbildung 4.27

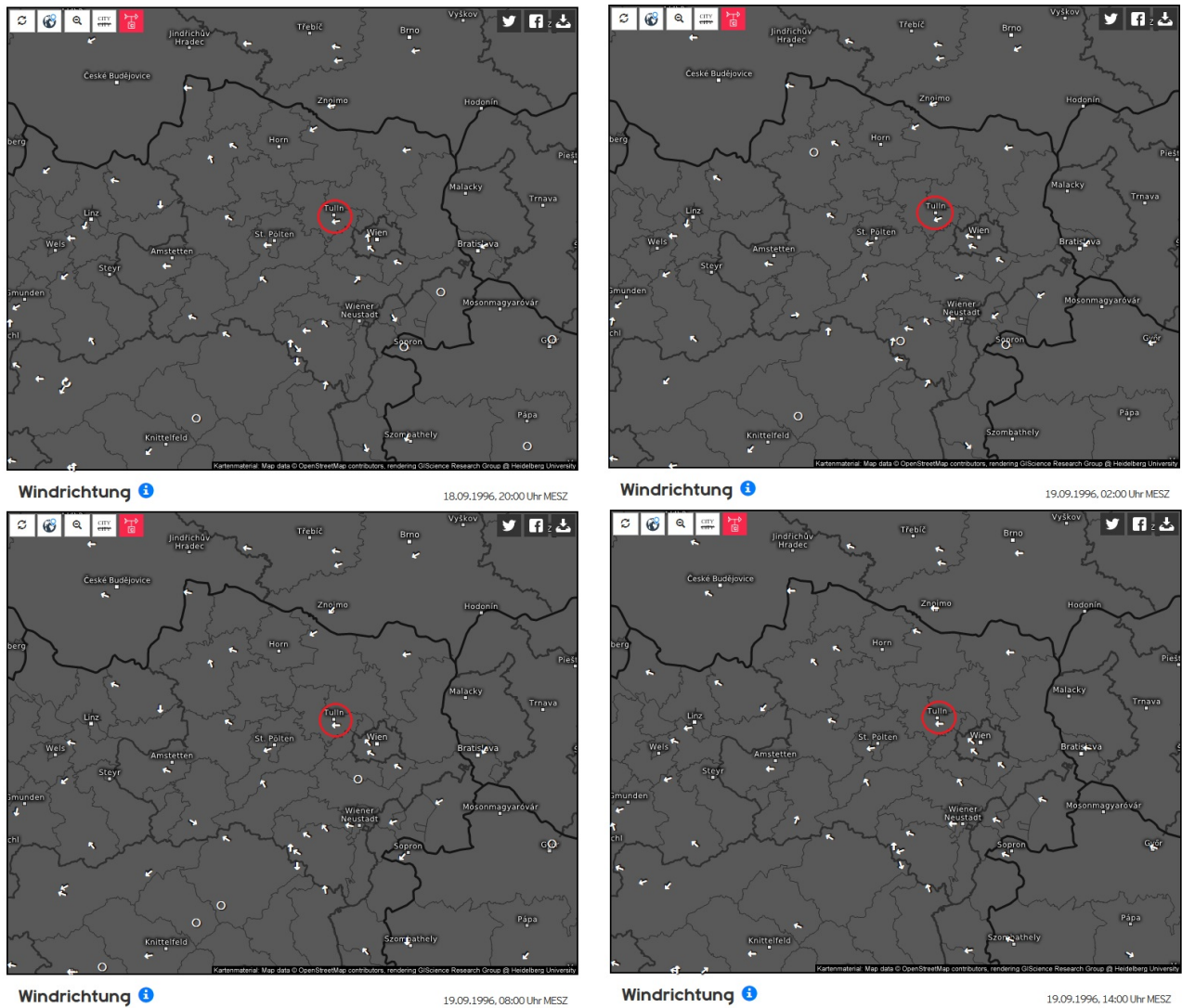


Abbildung 4.28: Windrichtungen Niederösterreichs um 20, 2, 8 und 14 Uhr (18.9.1996-19.9.1996)²⁸

2) Radiosondenaufstiege

Bodennah stellt man am Radiosondenaufstieg der Station Wien - Hohe Warte gegen 0 UTC eine Bodeninversion (stabile Schicht) bis ca. 950 hPa fest. Der Wind innerhalb dieser Schicht ist mit 5 Knoten recht schwach, wohingegen über dieser Schicht der Wind mit 15 Knoten stärker weht. Der Temperaturspread ist am Boden sehr gering, was für eine gesättigte Luftschicht spricht (siehe Abbildung 4.29). Gegen 12 UTC ist bodennah eine überadiabatische Schicht erkennbar, was bedeutet, dass die Temperatur in dieser Schicht mit mehr als 1° pro 100 m abnimmt. Darüber ist eine gut durchmischte Schicht (10 Knoten) ersichtlich (siehe Abbildung 4.30).

²⁸Abbildung 4.28

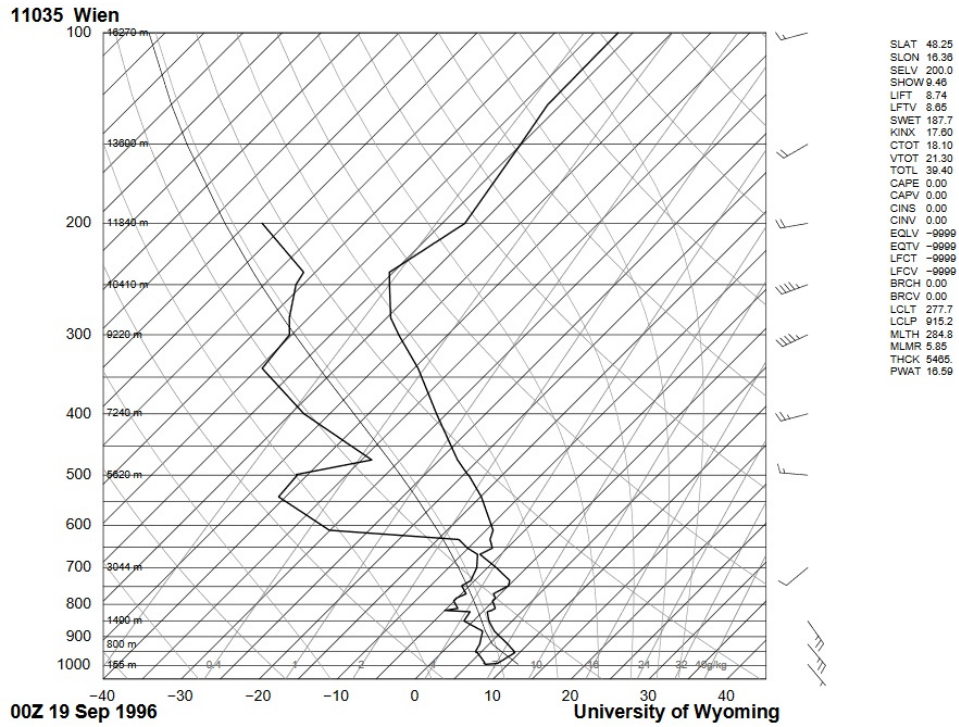


Abbildung 4.29: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 19.09.1996 um 0 UTC²⁹

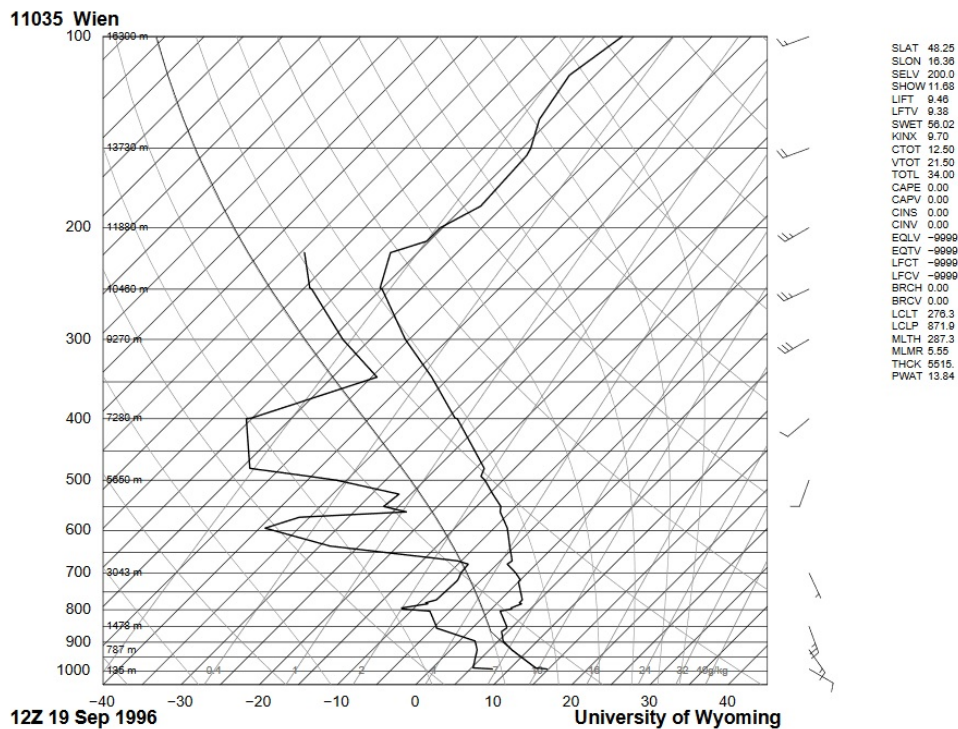


Abbildung 4.30: Radiosondenaufstieg an der Station Wien - Hohe Warte am 19.09.1996 um 12 UTC³⁰

²⁹Abbildung 4.29

³⁰Abbildung 4.30

3) Messwerte der Zeitperiode

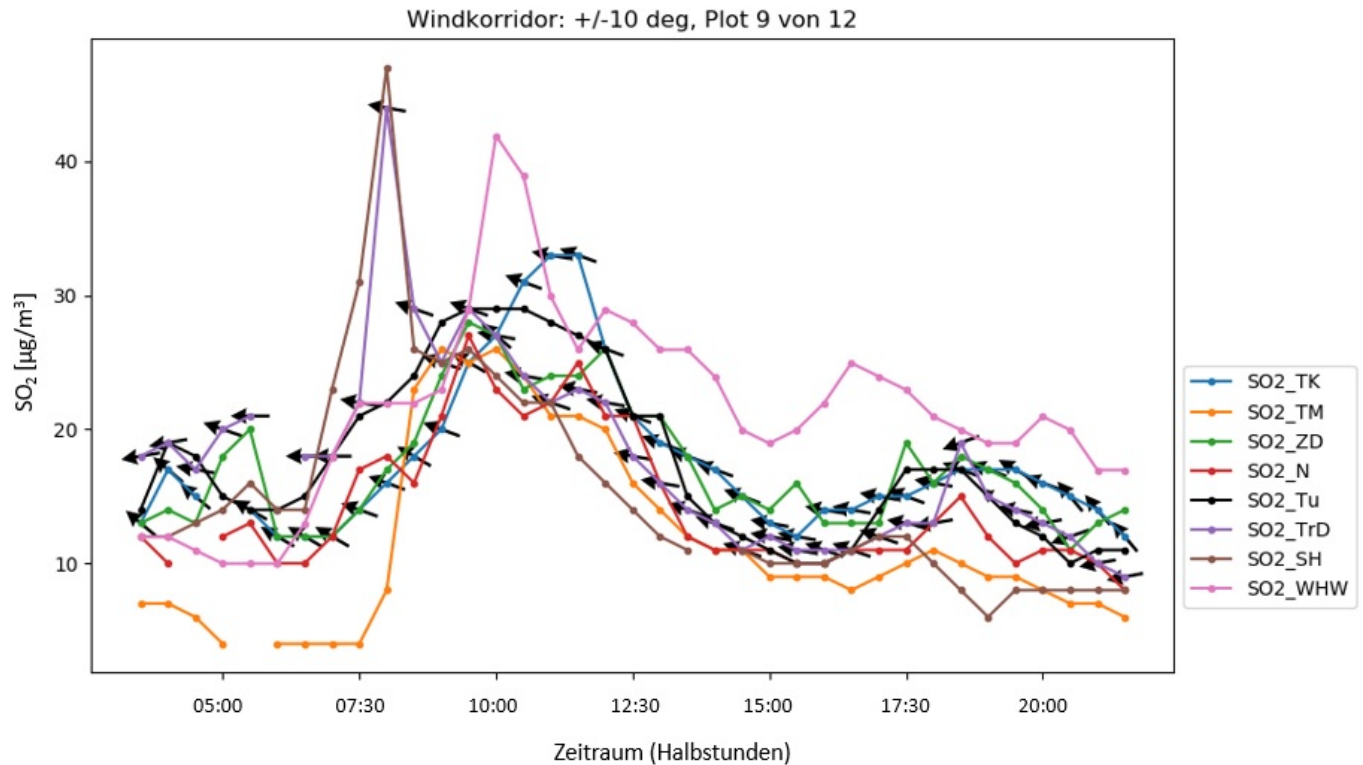


Abbildung 4.31: SO₂-Messwerte der Tullnerfeldstationen mit Windrichtungspfeilen an den Stationen Trasdorf (helles violett) und Tulbinger Kogel (blau). In der Abbildung ist auf der x-Achse die Zeit und auf der y-Achse der SO₂-Halbstundenmittelwert in $\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ an den Stationen Tulbinger Kogel (blaue Linie), Traismauer (gelbe Linie), Zwentendorf (grüne Linie), Neusiedl (rote Linie), Tulln (schwarze Linien), Trasdorf (helle violette Linie), Streithofen (dunklere violette Linie) und Wien - Hohe Warte (rosa Linie) aufgetragen. Da in diesem Fallbeispiel die Station Trasdorf am 19.09.1996 näher betrachtet werden soll, werden für diesen Zweck zusätzlich die Windrichtungspfeile an jedem Messpunkt für die Stationen Tulbinger Kogel und Trasdorf eingezeichnet. ³¹

In Abbildung 4.31 ist erkennbar, dass ein SO₂-Peakereignis an der Station Trasdorf mit einem $\Delta\text{SO}_2 = 22 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ zwischen 7:30 und 8:00 Uhr erfolgt ist. Ebenfalls kann der ähnliche Anstieg der SO₂-Halbstundenmittelwerte an den Stationen Trasdorf (helle violette Linie) und Streithofen (dunklere violette Linie) gegen 8:00 Uhr festgestellt werden. Der Wind wehte an der Station Trasdorf ab 3:30 Uhr aus Ost mit nördlichen Komponenten (80° bis 90°) und drehte auf 100 Grad ab 8:00 Uhr, während an der Station Streithofen von 3:30 bis 8:00 Uhr Wind aus 70° bis 80° gemeldet wurde. Am Tulbinger Kogel wurde in derselben Zeitperiode Winde aus OSO (110°) bis Südost (130°) gemessen. Die östlich bzw. nordöstlich von Trasdorf gelegenen Stationen Wien - Hohe Warte, Neusiedl und Tulln zeigen von 7:00 Uhr bis 8:00 Uhr kleine SO₂-Peaks von $3 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ (Tulln), $4 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ (Wien - Hohe Warte) und $5 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ (Neusiedl). Jedoch ragen die Stationen Trasdorf und Streithofen mit den SO₂-Peaks in diesem Beispiel klar heraus.

³¹Abbildung 4.31

4) Lokale Wetteranalyse

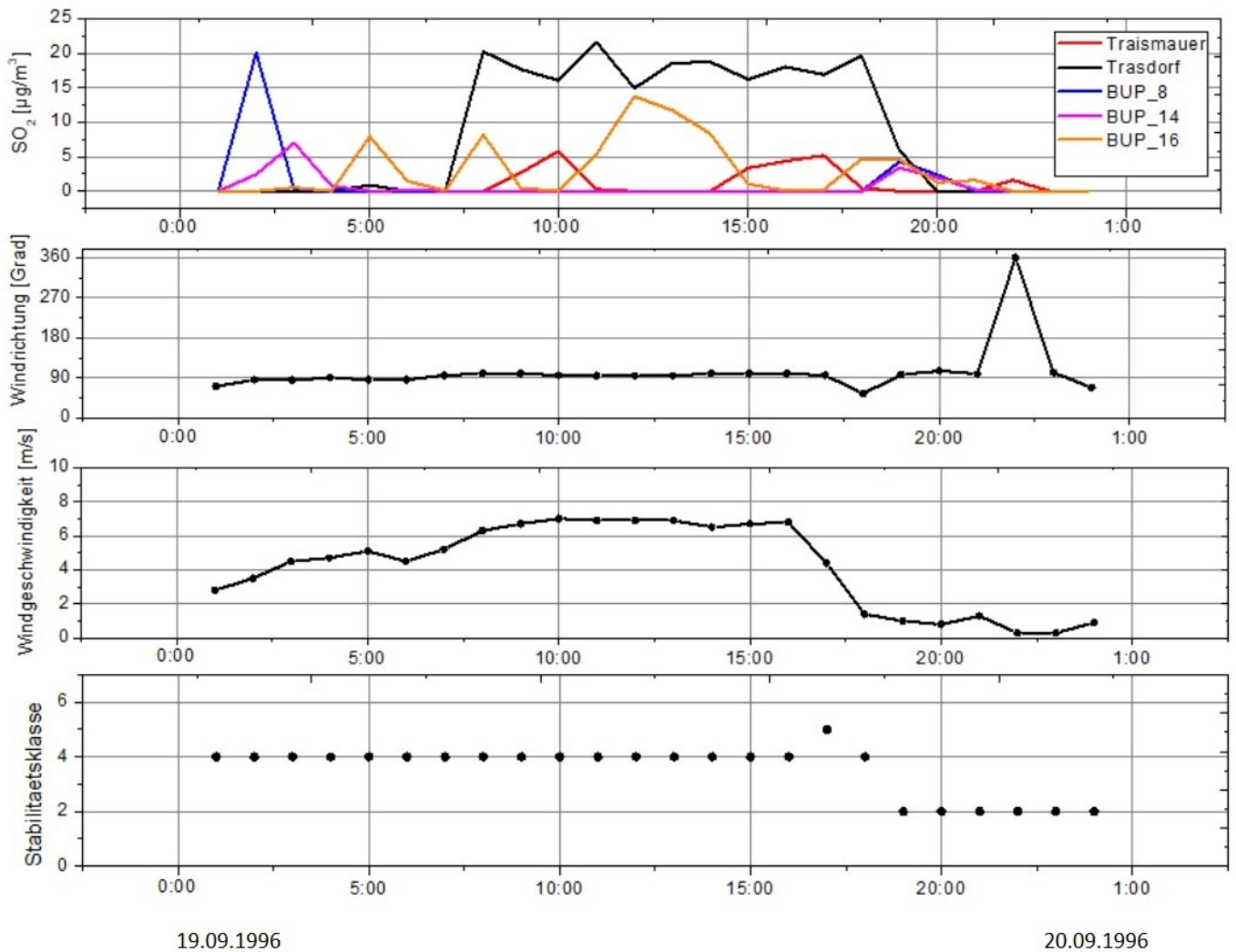


Abbildung 4.32: Modell- und Messwerte der Zeitperiode. In dieser Abbildung sind 4 Graphiken dargestellt, welche durch das Programm AUSTAL2000 simulierte SO₂-Werte an 5 ausgewählten Monitorpunkte, die stündlich gemittelten Windrichtungen, die stündlich gemittelten Windgeschwindigkeiten und die gewählten Stabilitätsklassen für die Station Trasdorf darstellen.³²

In der ersten Graphik (siehe Abbildung 4.32) identifiziert man gegen 2 Uhr einen SO₂-Peak an dem Monitorpunkt BUP₈. Dieser Monitorpunkt liegt südwestlich des Kraftwerks Dürnohr (siehe Abbildung 4.33) und südöstlich der Station Trasdorf. Gegen 1 Uhr wurde an der Station Trasdorf die Windrichtung mit 71° (ONO) und gegen 2 Uhr 86° (O) angegeben. Aufgrund der Annahme, dass eine ähnliche Anströmungsrichtung auch am BUP₈ angenommen wurde, erklärt dies den ersten Peak mittels der Windrichtung gegen 1 Uhr. Der Monitorpunkt BUP₁₄ liegt ebenfalls südwestlich des Kraftwerks Dürnohr, aber westlich des BUP₈ und südwestlich der Station Trasdorf. Mit zunehmender Windrichtung (86°) verlagert sich die simulierte Schadstoffwolke mehr in den Norden und deswegen wird nun am BUP₁₄ ein höherer Schadstoffwert und am BUP₈ keiner mehr angegeben. Gegen 5 Uhr wird ein SO₂-Peak an dem

³²Abbildung 4.32

Monitorpunkt BUP₁₆ modelliert. Dieser Monitorpunkt ist deswegen interessant, weil er sich westlich der Station Trasdorf befindet und gegen 5 Uhr an der Station Trasdorf kein SO₂-Wert über $1 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ berechnet wurde. An der Station Trasdorf ist der erste SO₂-Peak bei einer Anströmungsrichtung von 100° erst gegen 8 Uhr festzustellen. Aufgrund der recht gleichbleibenden Windrichtung (95° -100°) und einer gleichmässigen Windgeschwindigkeit von $6.5 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ bis $7.0 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ bis ca. 17 Uhr sind die simulierten SO₂-Werte an der Station Trasdorf zu erklären. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit wurde die Stabilität ab 1 Uhr auf 4 (neutral labil), gegen 17 Uhr auf 5 (labil) und gegen 18 Uhr auf 4 (neutral labil) gesetzt. Die Stabilitätsklasse wurde ab 19 Uhr (19.09.1996) bis 0 Uhr (20.09.1996) mit 2 (stabile Schichtung) eingestuft, da die Windgeschwindigkeit ausreichend gering war und ein hoher Bewölkungsgrad von 6/8 (20 Uhr, 2 Uhr) vorlag.

5) Modellwerte

Gegen 1 Uhr wurde durch das Programm kein Runtermischen der Schadstoffe innerhalb des Rechengebiets der 20 Monitorpunkte simuliert (siehe Abbildung 4.33). Mit dem zunehmenden Wind ab 2 Uhr erkennt man simulierte SO_2 -Konzentrationen an den Monitorpunkten BUP_8 , BUP_{14} , BUP_{15} und BUP_{18} . Mit der langsamen Drehung des Windes von ONO (1 Uhr) auf O (7 Uhr) verändern sich auch die angeströmten Monitorpunkte auf die nordwestlich gelegenen Stationen (BUP_{16} , BUP_{18} , BUP_{20}). Interessant ist, dass der Wind innerhalb dieser Zeitperiode zweimal kurz auf 90° (4 Uhr) und 96° (7 Uhr) von 85° (3 Uhr) und 86° (6 Uhr) dreht, jedoch beide Male an der Station Trasdorf keine SO_2 -Werte über $1 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ simuliert wurden, sondern am Monitorpunkt BUP_{18} (siehe Abbildung 4.33, 4.34 und 4.35). Ab 8 Uhr wird auch am Monitorpunkt der Station Trasdorf stündlich bis 19 Uhr SO_2 -Werte modelliert. Der Wind an der Station Trasdorf wird ab 8 Uhr bis 17 Uhr zwischen 96° bis 100° angegeben. Dies bedeutet, dass für das Programm die richtige Anströmungsrichtung bei einer Windgeschwindigkeit von $6.5 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ bis $7.0 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ bei einer Stabilitätsklasse von 4 (neutral labil) für die Station Trasdorf in diesem Windkorridor liegt (siehe Abbildung 4.35, 4.36 und 4.37). Besonders ausgeprägt ist dies gegen 8 Uhr und 11 Uhr bis 14 Uhr zu detektieren. In diesem Zeitraum werden die Monitorpunkte Trasdorf, BUP_{16} und BUP_{20} , welche entlang eines Breitenkreises liegen, durch die Simulation des Kraftwerks Dürnrohr angeströmt. Ab 17 Uhr, kurzzeitig ist die Stabilitätsklasse auf 5 (labil) erhöht, ist trotz geringerer Windgeschwindigkeit (4.4 m/s) an der Station Trasdorf, kein großer Unterschied zwischen den Graphiken 16 und 17 Uhr sichtbar (siehe Abbildung 4.38). Gegen 16 Uhr nimmt die Windgeschwindigkeit kontinuierlich auf unter $2 \frac{\text{m}}{\text{s}}$ ab und nach dem Sonnenuntergang (19 Uhr) ist die Stabilitätsklasse nichtmehr als neutral labil (4) angegeben, sondern als stabil (2). Dies ist in den Graphiken durch ein breiteres Ausbreitungsgebiet der Schadstoffe ab 19 Uhr offensichtlich ist. Ab 20 Uhr wird die Station Trasdorf nichtmehr direkt vom Kraftwerk Dürnrohr angeströmt, sondern was man an den anderen umliegenden Monitorpunkten erkennen kann, um- bzw. überströmt (siehe Abbildung 4.39). Aufgrund der vorherrschenden nächtlichen Grenzschicht wird ab 0 Uhr (20.09.1996) an keinem der Monitorpunkte Schadstoffkonzentrationen modelliert (siehe Abbildung 4.40).

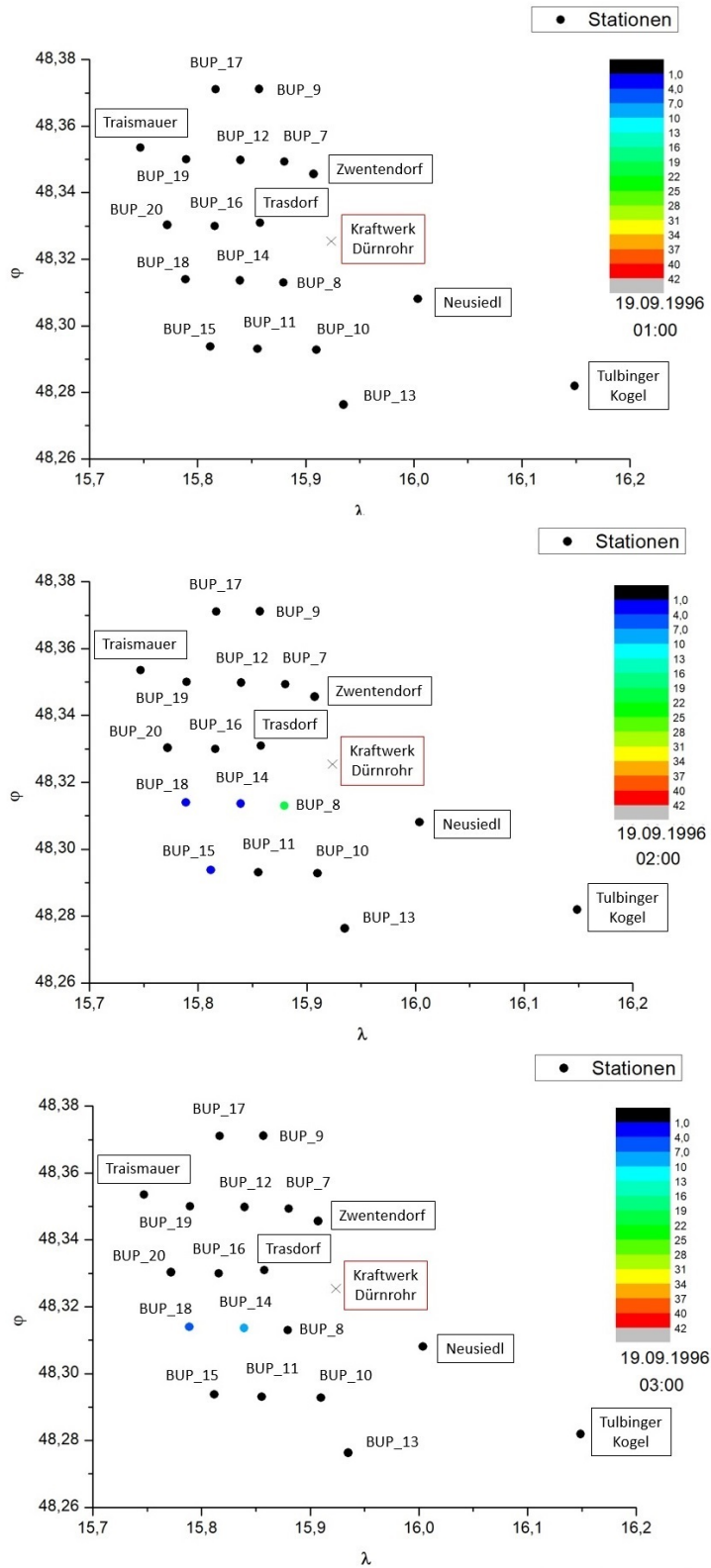


Abbildung 4.33: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 1 bis 3 Uhr (19.09.1996)³³

³³Abbildung 4.33

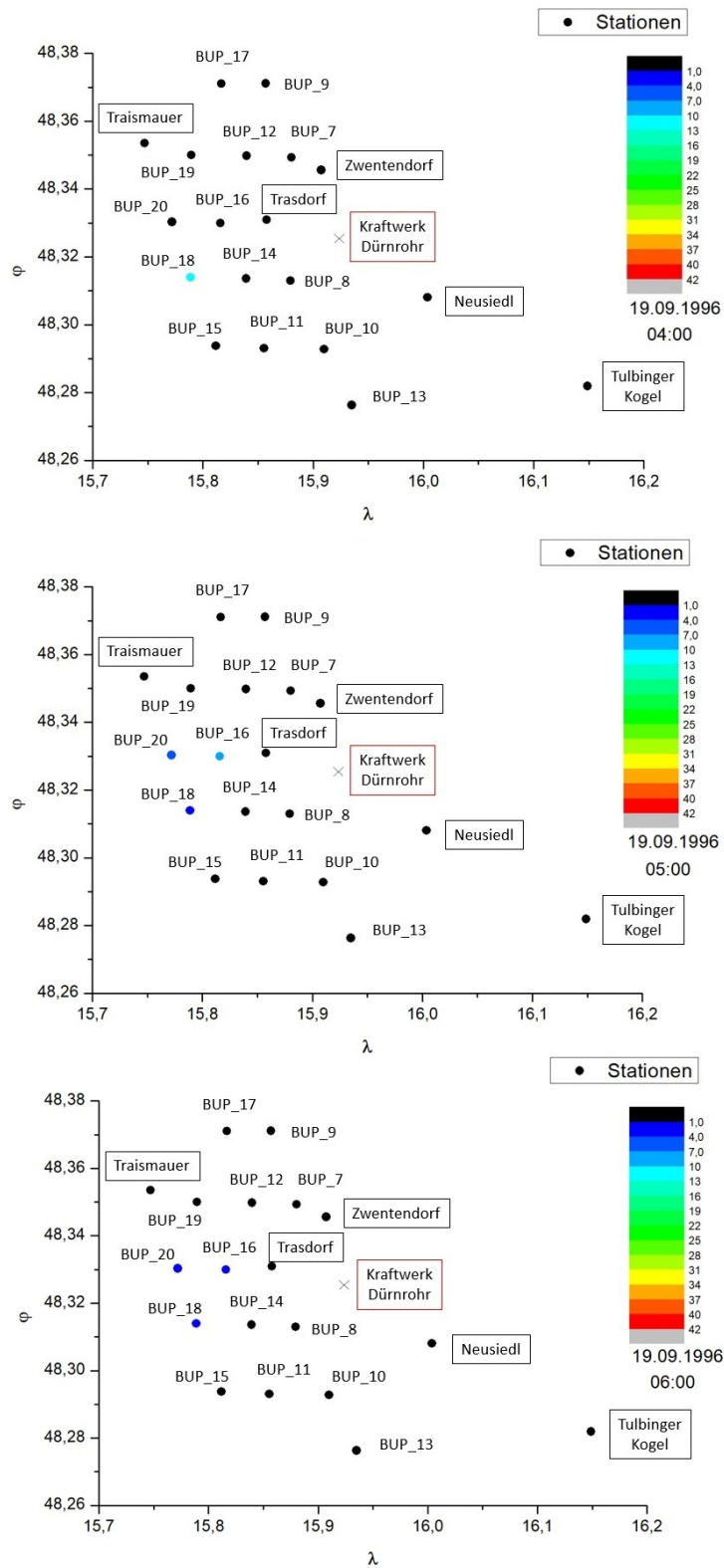


Abbildung 4.34: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 4 bis 6 Uhr (19.09.1996)³⁴

³⁴Abbildung 4.34

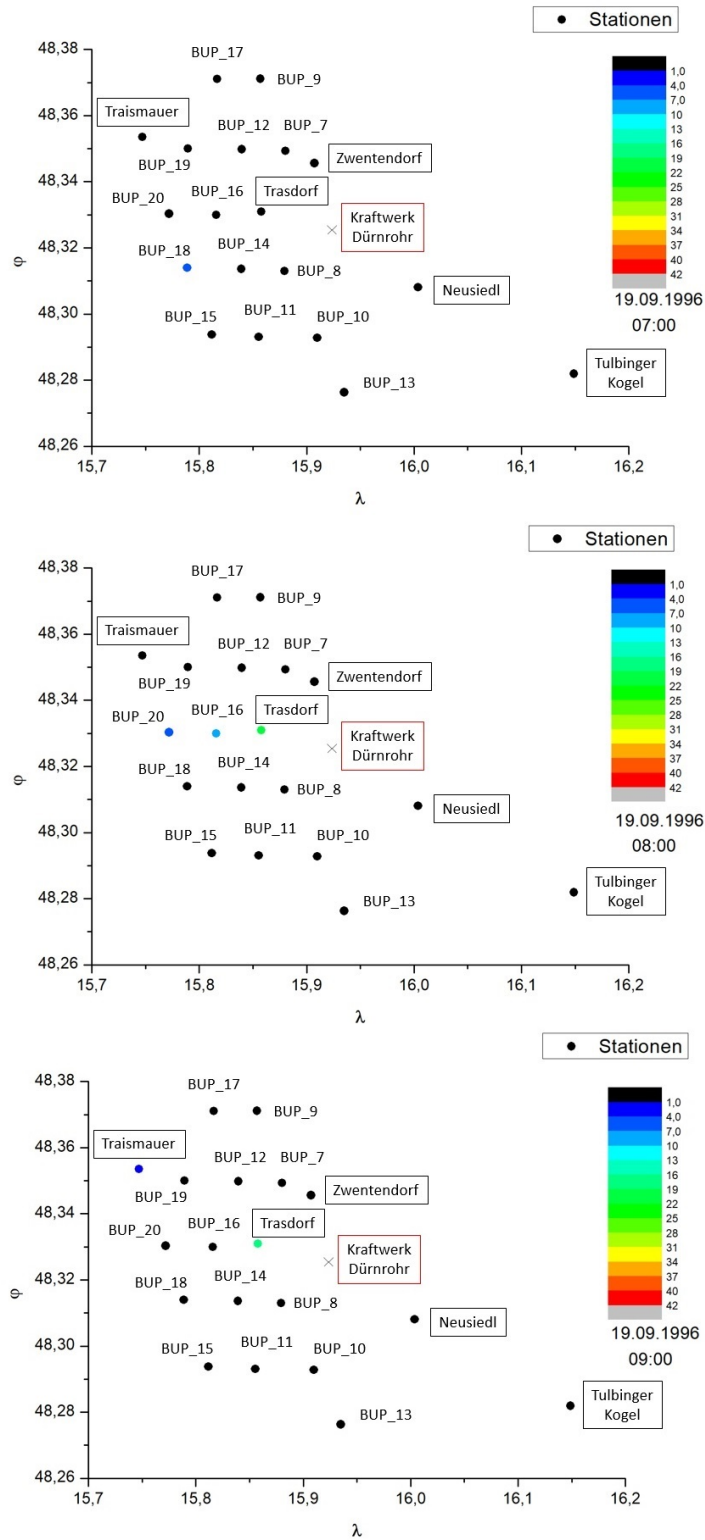


Abbildung 4.35: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 7 bis 9 Uhr (19.09.1996)³⁵

³⁵Abbildung 4.35

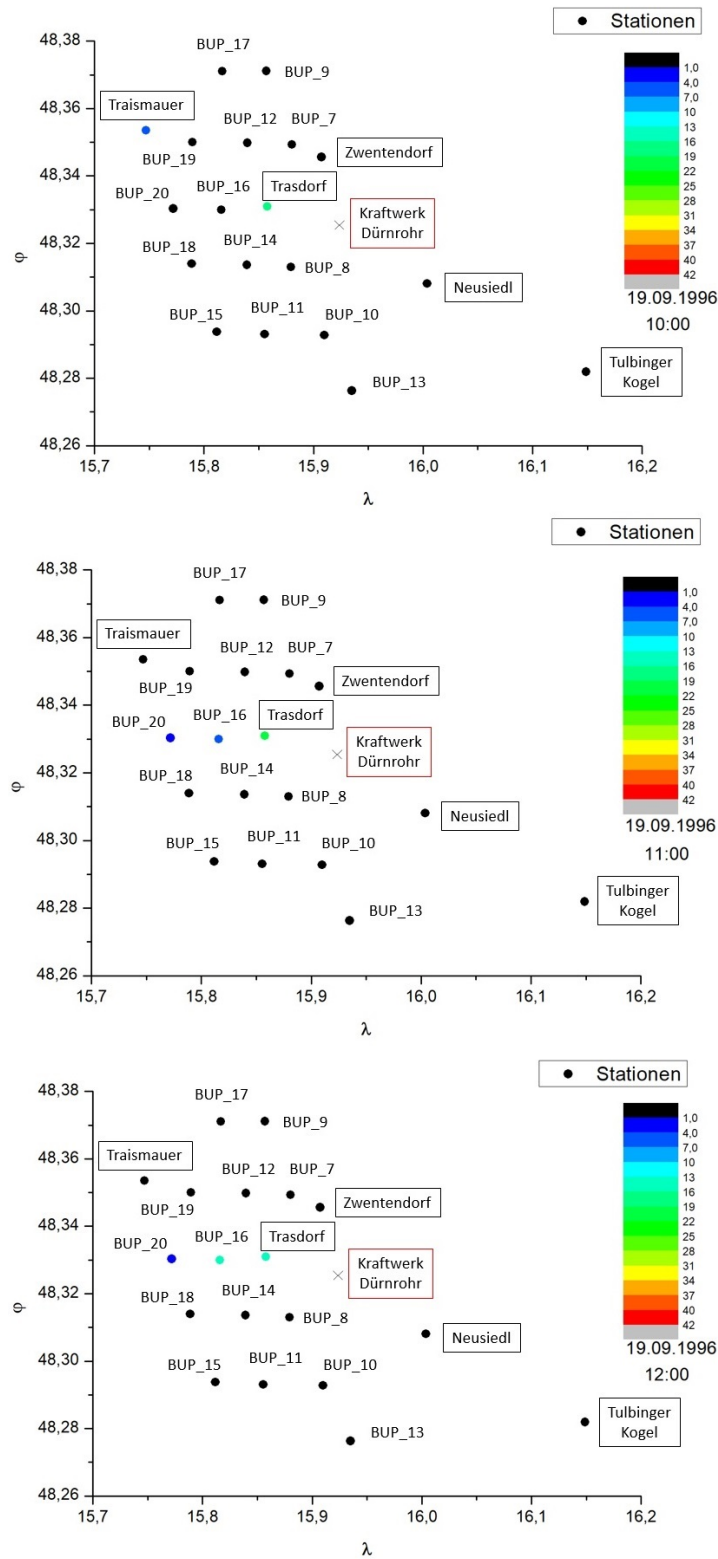


Abbildung 4.36: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 10 bis 12 Uhr (19.09.1996)³⁶

³⁶Abbildung 4.36

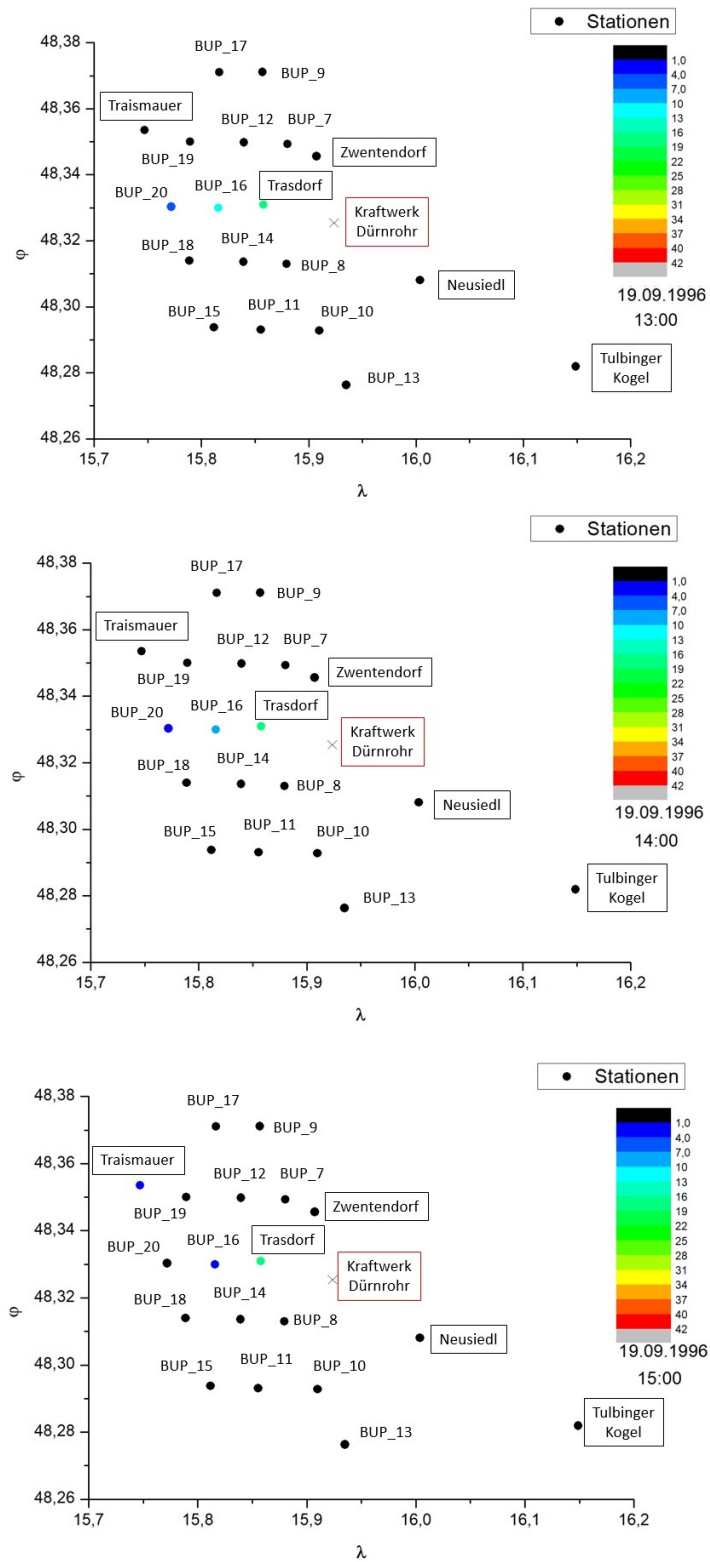


Abbildung 4.37: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 13 bis 15 Uhr (19.09.1996)³⁷

³⁷Abbildung 4.37

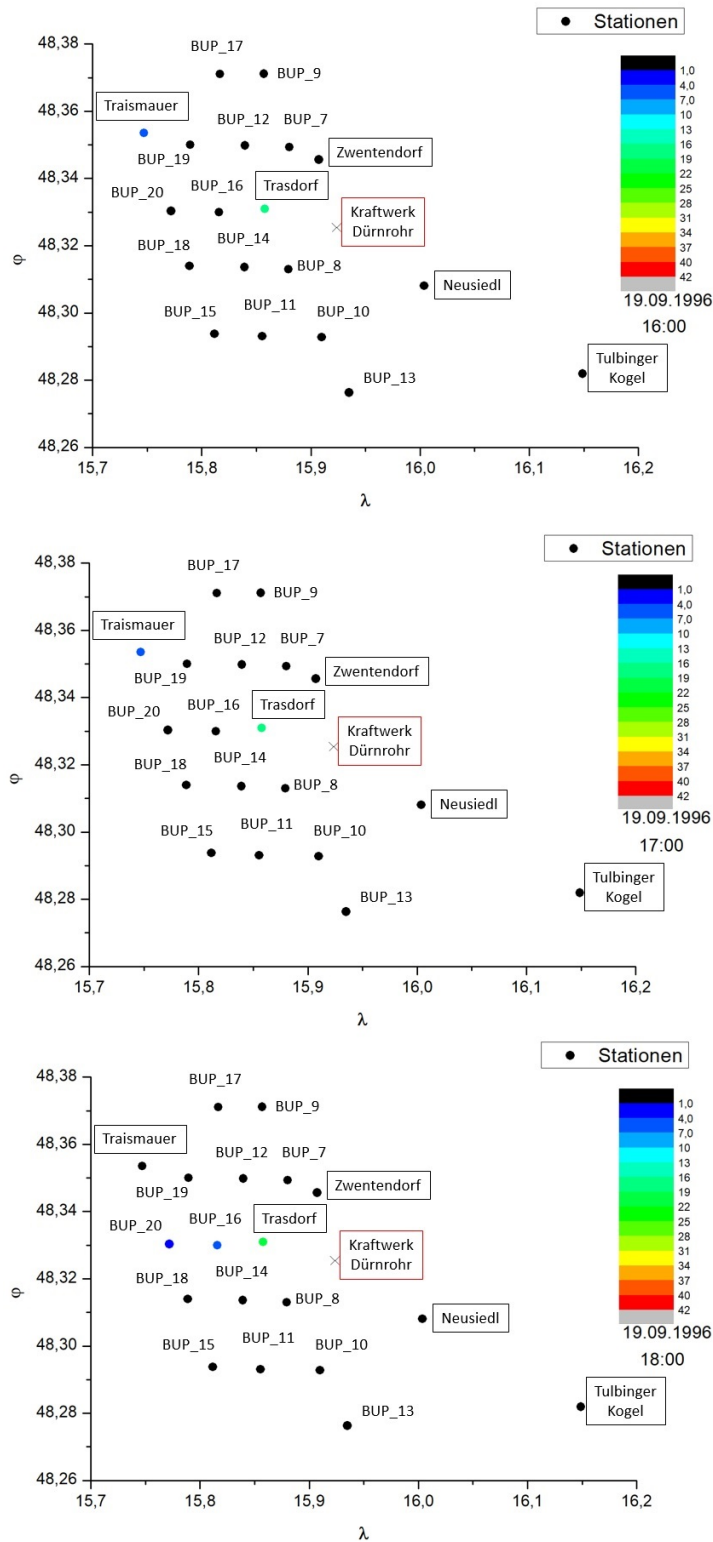


Abbildung 4.38: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 16 bis 18 Uhr (19.09.1996)³⁸

³⁸Abbildung 4.38

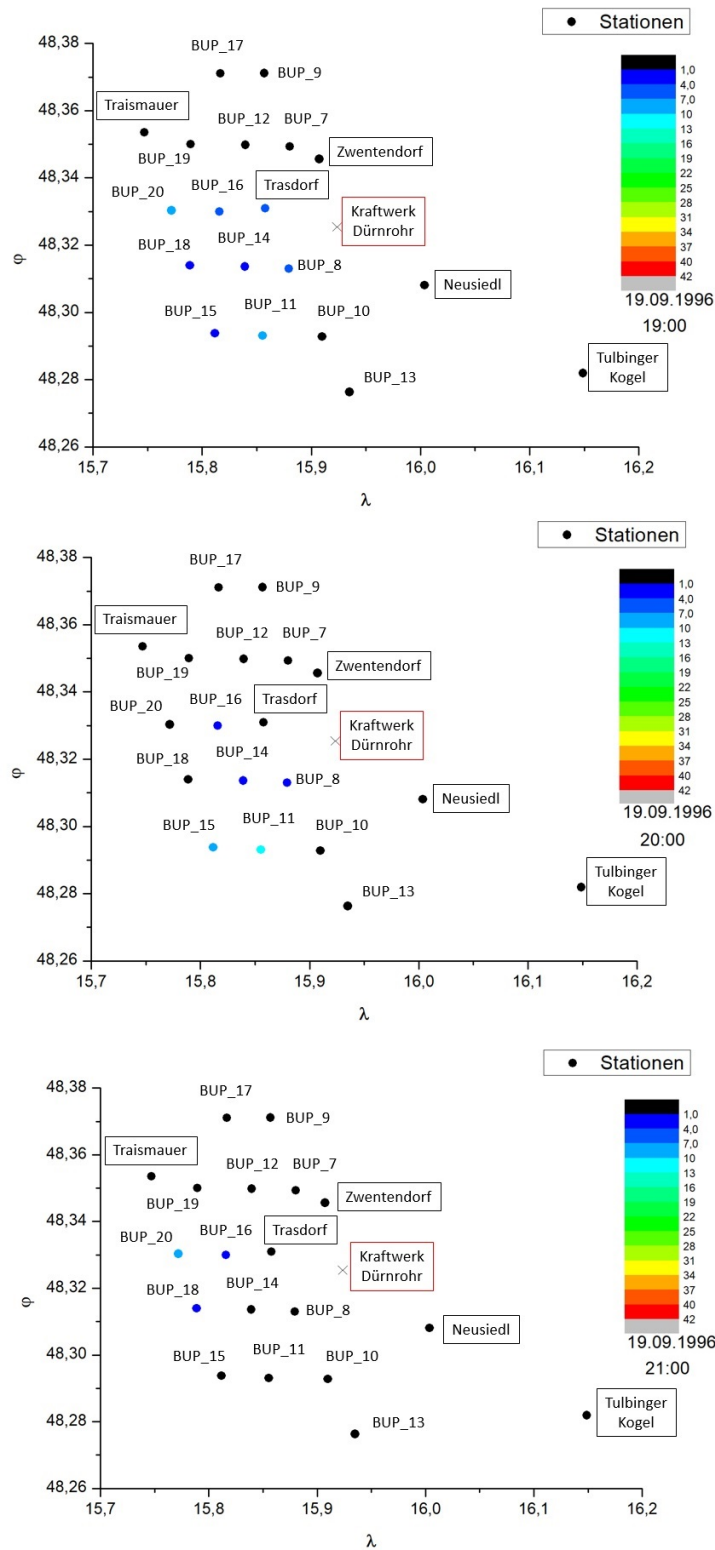


Abbildung 4.39: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 19 bis 21 Uhr (19.09.1996)³⁹

³⁹Abbildung 4.39

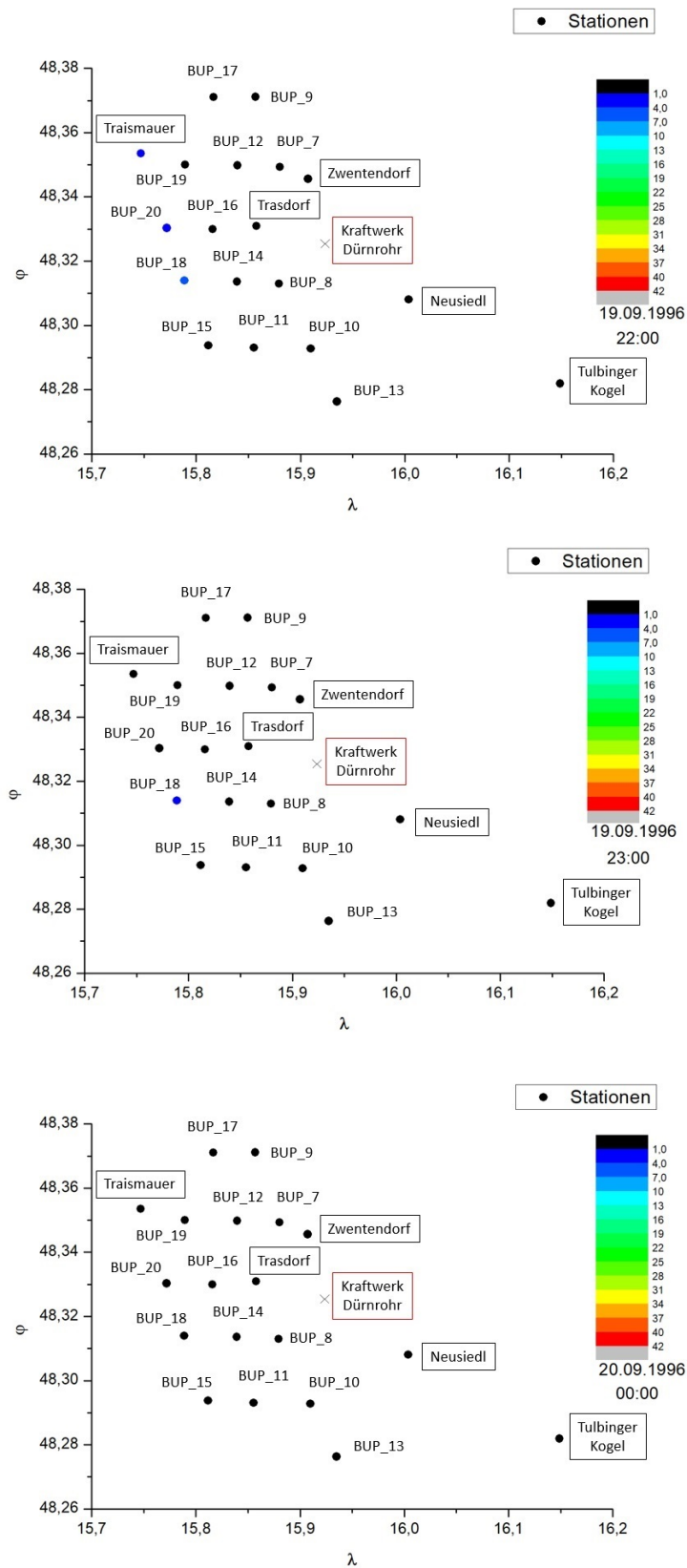


Abbildung 4.40: Geografische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte um 22 (19.09.1996) bis 0 Uhr (20.09.1996)⁴⁰

⁴⁰Abbildung 4.40

6) Vergleich Mess- und Modellwerte

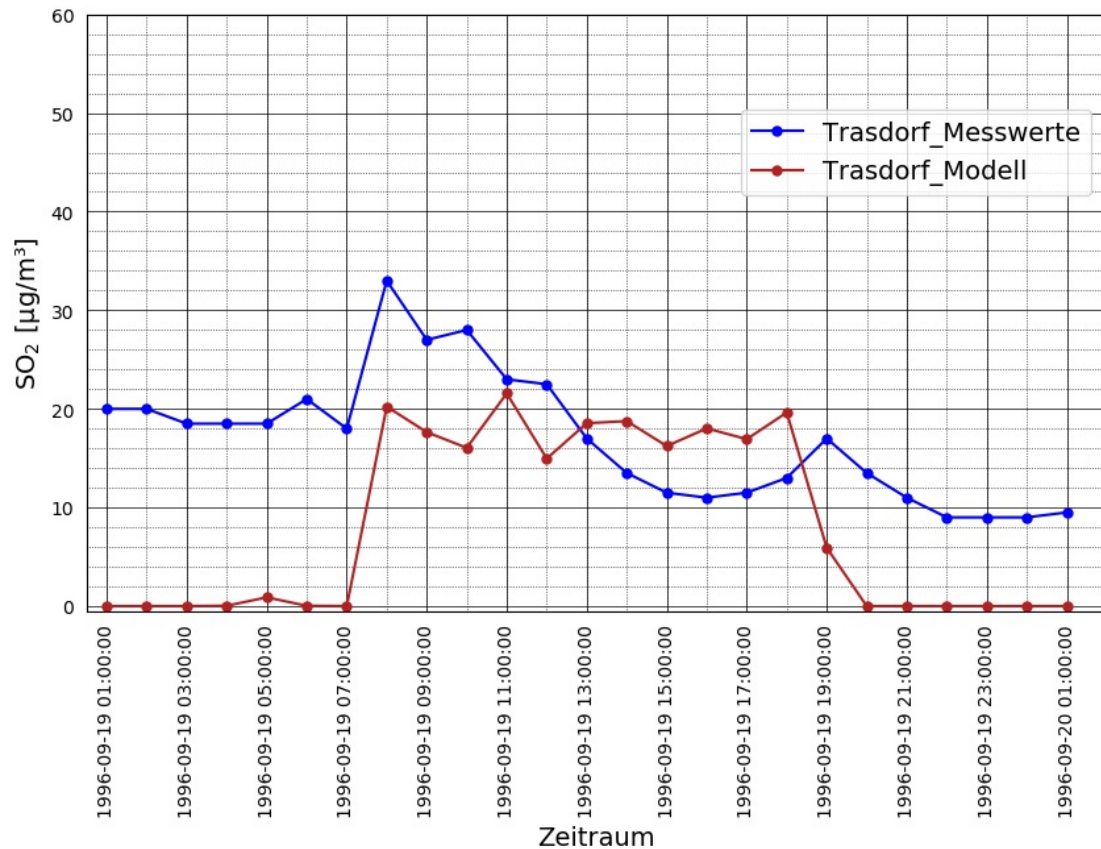


Abbildung 4.41: Vergleich Mess- und Modellwerte (18.09.1996 - 19.09.1996). Die blaue Linie symbolisiert den zeitlichen Verlauf der stündlich gemittelten SO_2 -Werte und die rote die von AUSTAL2000 modellierten stündlichen SO_2 -Werte. Auf der x-Achse ist die Zeit (alle 2 Stunden) aufgetragen und auf der y-Achse die Höhe der SO_2 -Werte.⁴¹

In das Modell bzw. in die Anfangsparameter sind keine Vorbelastungswerte oder Hintergrundwerte der Schadstoffe eingeflossen. Das erkennt man auch an dem Offset (ca. $20 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$) zwischen gemessenen und modellierten Anfangswerten. Der erste modellierte Schadstoffpeak gegen 8 Uhr am 19.9.1996 ist auch in den Messwerten zu identifizieren, wenn auch geringer. Das Modell zeigt in der Folge bis ca. 18 Uhr ein recht kontinuierliches Bild mit Schadstoffpeaks um $18\text{-}20 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ und auch einer hohen SO_2 -Durchschnittsbelastung. Die Messwerte zeigen allerdings nach dem Peak gegen 8 Uhr einen abnehmenden Verlauf bis ca. 16 Uhr mit einem SO_2 -Wert von $11 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ und einem kleinen Peak gegen 19 Uhr. Beim Vergleich der gemessenen und modellierten Werte fällt auf, dass die Station Trasdorf nicht so kontinuierlich angeströmt wurde wie das Modell simuliert hat. Gründe hierfür könnten sein, dass aufgrund des Mittels zweier Halbstundenmittelwerte, besonders auf die Windrichtung bezogen, zuviel Information verloren gegangen bzw. vermischt worden ist, dass einer der Kraftwerksblöcke abgeschaltet wurde und somit nur noch einer lief oder dass die Atmosphäre ab 11 Uhr stabiler geschichtet war, als angenommen. Das hätte zur Folge gehabt, dass die Station Trasdorf einfach überströmt wurde. Bezüglich der Windrichtung bleibt anzumerken, dass bereits $5\text{-}10^\circ$ -Abweichung von der tatsächlichen Windrichtung manche Stationen nicht mehr

⁴¹Abbildung 4.41

angeströmt werden bzw. die Schadstofffahne nördlich oder südlich vorbeigeht, was aufgrund der Dichte des Messnetzes leider nicht überprüft werden kann.

Kapitel 5

Resultate

5.1 Fallbeispiele

Im ersten betrachteten Fall (Neusiedl, 4.8.2005-5.8.2005) ist die Abhängigkeit der Partikelverteilung und des -transports von der Windrichtung über das Rechengebiet von AUSTAL2000 klar zu erkennen (siehe Abbildung 4.11 bis 4.14). Da die Stabilität der Atmosphäre als grösstenteils neutral/indifferent labil in der betrachteten Zeitperiode abgeschätzt wurde, erkennt man den geringeren Einfluss der Stabilität bei neutraler Schichtung im Vergleich zur Windrichtung und -geschwindigkeit (siehe 4.1.4 Lokale Wetteranalyse und 4.1.5) Modellwerte). Jedoch sind dies Kenntnisse, die nur auf Grundlage von Informationen einer Bodenstation, AKTerm Neusiedl, getroffen wurden. Da für das Tullnerfeld keine vertikalen Messdaten zur Verfügung standen, wird für eine Abschätzung die Radiosondenaufstiege ([Atmospheric Soundings, 2005](#)) der Station Wien - Hohe Warte (4.8.2005, 0 und 12 UTC und 5.8.2005 0 und 12 UTC) herangezogen. Man erkennt hierbei besonders bodennah eine gute Durchmischung durch den Wind, bis zu 15 Knoten, (4.8.2005 0 und 12 UTC) oder durch thermische Prozesse (4.8.2005 12 UTC). Im Vergleich zum Tullnerfeld fällt aber auf, dass die Windgeschwindigkeit an der Station Wien - Hohe Warte vormittags (4.8.2005) höher war als in Tulln. Gegen 8 Uhr meldete Tulln 15 km/h und Wien - Hohe Warte 30 km/h (Kachelmannwetter, 2005) . Das bedeutet, dass die windinduzierte Turbulenz und die Verdünnung der Luftschadstoffe im Tullnerfeld nicht so ausgeprägt war wie zu dem Zeitpunkt an der Station Wien - Hohe Warte. Interessant ist, dass gerade bei der Annahme einer hohen oder sehr hohen Labilität der Atmosphäre (4.8.2005 12-18 Uhr) (siehe Abbildung 4.15) die gemessenen erhöhten SO₂-Werte an der Station Neusiedl auch durch AUSTAL2000 simuliert wurden. Dies führt zu der Annahme, dass dort kurzzeitig sogenannten Looping-Ereignissen (siehe Kapitel 1.3.1 - Form der Quelle) stattfanden, die auch durch das Programm berechnet wurden. Bei einem Looping-Ereignis benötigt man eine ausreichend labile Grenzschicht, in der Schadstoffe sowohl horizontal als auch vertikal gut mit der Umgebungsluft durchmischt werden. Die Turbulenzen sind in dieser Schichtung größer als der "Plume"-Durchmesser und führen die Schadstoffe in einer sinusförmigen Auf- und Abbewegung in die vorherrschende Windrichtung. Dabei können Schadstoffe relativ nah an der Schadstoffquelle bis zum Boden runtergemischt werden (Oke, 1987).

Im zweiten Fall (Trasdorf, 19.9.1996-20.9.1996) ist die Windrichtungsabhängigkeit (bei neutral-labilen Verhältnissen) der Schadstoffverteilungen klar in den Abbildungen 4.33 bis 4.38 ersichtlich. Bei der zusätzlichen Betrachtung der Radisondenaufstiege der Station Wien - Hohe Warte fällt auf, dass gegen 0 UTC (19.9.1996) (Abbildung 4.29) eine bis 950 hPa (ca. 500 m) reichende Inversion vorlag, welche jedoch auf der Grund der hohen Windgeschwindigkeiten nicht im Tullnerfeld vorzufinden war. Während an der Station Wien - Hohe Warte um 2 Uhr ca. $1.7 \frac{m}{s}$ gemessen wurden, war es an der Station Tulln ca. $4.7 \frac{m}{s}$. Ähnliches ist auch für die Windverhältnisse um 8 Uhr erkennbar. An der Station Wien - Hohe Warte wurde $2.5 \frac{m}{s}$ und an der Station Tulln ca. $5.3 \frac{m}{s}$ gemeldet. Die Bodeninversion musste an der Station Wien - Hohe Warte mit dem Sonnenaufgang erstmal ausgeräumt werden, dass gemäß dem Radiosondenaufstieg gegen 12 UTC (Abbildung 4.30) auch gelang. Der gemessenen SO_2 -Peak ($\Delta SO_2 = 20 \frac{\mu g}{m^3}$) an der Station Trasdorf um 8 Uhr (19.9.1996) geschah in der Übergangszeit zwischen Sonnenaufgang (6:28 MEZ) und Aufbrechen der nächtlichen stabilen Grenzschicht. Aufgrund der dichten Wolkenbedeckung an der Station Tulln ab dem Vormittag - 8 Uhr (6/8) und 14 Uhr (7/8) wurde die solare Einstrahlung an diesem Tag über dem Tullnerfeld gehemmt. Trotz der vorherrschenden Wetterlage wurde kurzzeitig gegen 8 Uhr eine hohe Konzentration an SO_2 an der Station Trasdorf gemessen und auch durch AUSTAL2000 an der Station Trasdorf nachgebildet. Zu diesem Zeitpunkt war die Windgeschwindigkeit auch zum ersten Mal in der Zeitperiode an der Station Trasdorf $> 6 \frac{m}{s}$. Es gilt je höher die Windgeschwindigkeit ist, desto mehr Turbulenz ist vorhanden. Die auf diese Weise entstehenden Eddies sind eher klein und sie haben den Effekt die Schadstoffwolke mit der sauberen Umgebungsluft zu vermischen. Gleichzeitig gilt auch, dass bei stärkerem Wind die Schadstoffe weitere Strecken transportiert werden können, jedoch sind dann die transportierten Plumes meist schon stark verdünnt (Oke, 1987). Auf Grundlage der vorherrschenden Informationen hat das Modell mehr Turbulenz über diesen Zeitraum berechnet und deswegen auch kontinuierlich mehr Schadstoffe mittels Looping-Ereignissen zu der Station Trasdorf transportiert. Nach Analyse der vorherrschenden Bedeckung, Windgeschwindigkeit und $\Delta\theta$ war nach dem SO_2 -Peakereignis gegen 8 Uhr die bodennahe Atmosphäre im Tullnerfeld weniger labil als für die AKTerm abgeschätzt. Das führte nach 8 Uhr zu einer Abnahme der SO_2 -Konzentration an der Station Trasdorf und zu einem sogenannten Coning-Verhalten der Schadstofffahne. Dieses Verhalten kann nachts oder tagsüber und zu jeder Jahreszeit auftreten. Die Charakteristiken sind hohe Windgeschwindigkeiten und/oder einen hohen Bedeckungsgrad mit einer fast neutralen Schichtungsstabilität. Nach dem Sonnenuntergang bzw. sobald die Strahlungsbilanz negativ wird, beginnt sich die stabile nächtliche Oberflächenschicht zu bilden. Bei den Zeitperioden ab 19 Uhr (siehe Abbildung 4.39 und 4.40), bei denen eine stabile Schichtung der bodennahen Atmosphäre angenommen wurde, ist zuerst eine sehr flächig ausgedehnte Partikelverteilung (Trasdorf, BUP₈, BUP₁₁, BUP₁₄, BUP₁₅, BUP₁₆, BUP₁₈ und BUP₂₀) bei sehr schwachem Wind ($0.3-1.3 \frac{m}{s}$) sichtbar. Bei Bodenquellen ist dies auch der Grund warum häufig bei schwachem Wind die größte Anreicherungsgefahr für Schadstoffe besteht. Der horizontale Transport der Schadstoffe und die turbulenzinduzierte Diffusion sind hierbei stark eingeschränkt. Unter diesen Bedingungen können sich auch lokale Windsysteme entwickeln und bemerkbar machen, was die Vorhersagbarkeit der Schadstoffverteilung dezimiert (Oke, 1987).

5.2 Grenzen und Anwendungsbereiche von AUSTAL2000

AUSTAL2000 wurde grundsätzlich für den deutschen Markt als Standarddispersionsmodell für offizielle Genehmigungsverfahren entwickelt. Bezüglich der Topographie Deutschlands gibt es, bis auf den äußersten Süden Deutschlands (Alpenrand) und den Brocken im Erzgebirge (Sachsen-Anhalt), nur Berge und Hügel mit maximal Mittelgebirgscharakter. In der Anwendung von AUSTAL2000 auf Gebiete mit steileren Höhenprofilen führt dies zu Problemen. Bei einem Rechenlauf mit einer zu schnellen Zunahme des Geländeprofiles bekommt man die Fehlermeldung "improper wind field ($V_s > 25.0$)!" und der Rechenlauf wird abgebrochen. Die Steilheit des Geländeprofiles sollte nach der TA Luft nicht größer als 20% sein. Der Grund ist, dass bei zu großer Höhe des geländefolgenden Koordinatensystems eine zu hohe Vertikalkomponente senkrecht zum Boden einer Gitterzelle berechnet wird. Es gibt andere Programme, wie z.B. das von der TU Graz entwickelte [GRAL](#), ebenfalls ein Lagrange'sches Dispersionsmodell, welches u.a. für die Schadstoffausbreitung im komplexeren Gelände und in inneralpinen Tälern mit häufigen Schwachwindsituationen ($< 1,5 \frac{m}{s}$ für bis zu 90% der beobachteten Zeitperiode) entwickelt wurde.

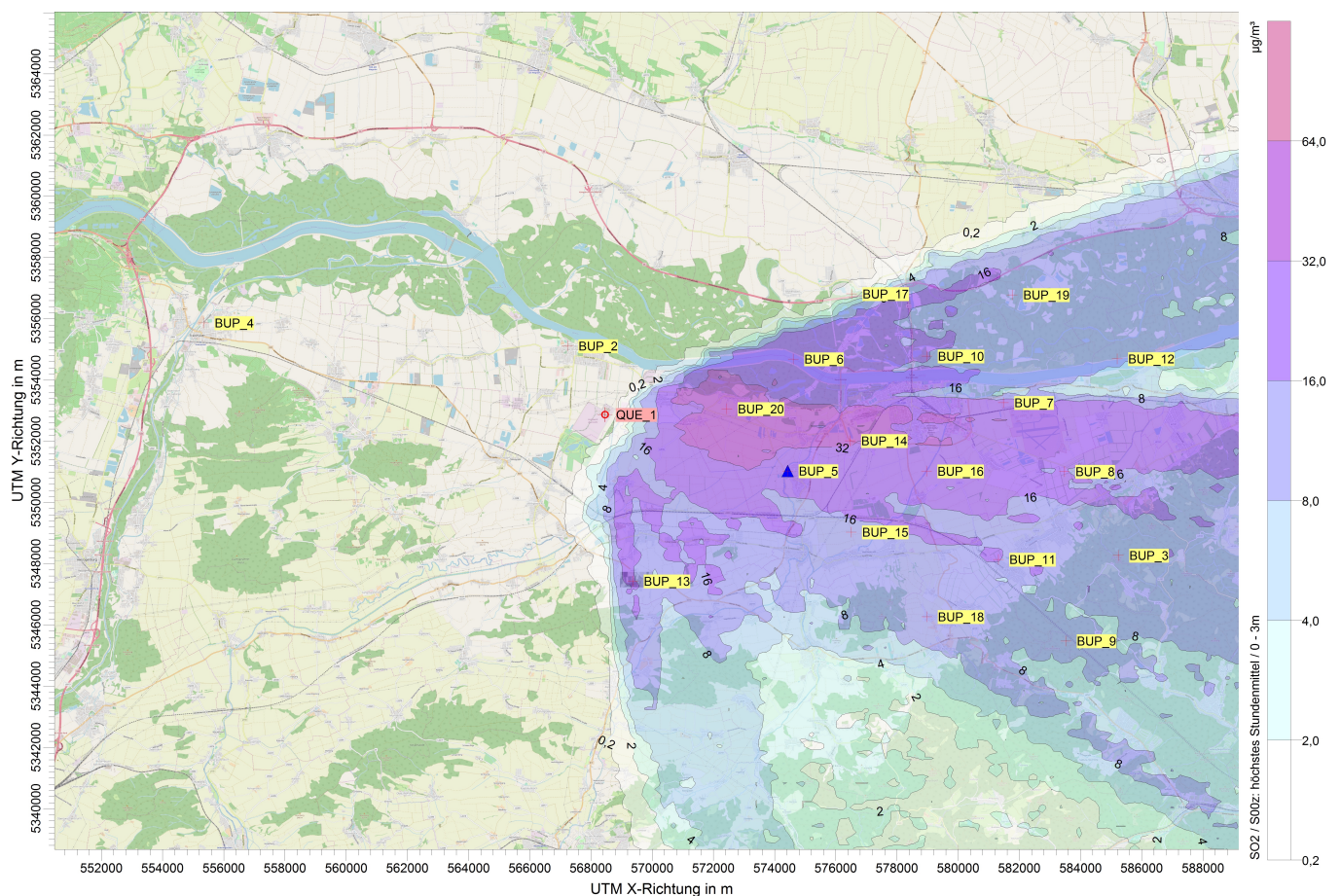


Abbildung 5.1: Automatischer Output der Gitterpunkte mit ihren höchsten Stundemittelwerten für den 4.8.2005 bis 5.8.2005¹

¹Abbildung 5.1

Eine weitere Schwierigkeit ist, dass AUSTAL2000 nur die meteorologischen Daten (Windrichtung, Windgeschwindigkeit) einer Station durch das Einlesen maximal einer AKTerm-Datei berücksichtigen kann. Dies macht sich aber erst bemerkbar, wenn die zu untersuchende Stationen in den zugehörigen Gitterzellen im komplexeren Terrain liegen, die AKTerm einer Station ins Modell übernommen werden kann und durch AUSTAL2000 Schadstoffkonzentrationen berechnet werden sollen. Dies führt in einigen Fällen zu einer Abweichung der simulierten Partikelwolke zur wirklich entstandenen oder entstehenden. In den Fallbeispielen dieser Masterarbeit fallen aufgrund der ähnlichen topographischen Struktur im Tullnerfeld die Auswirkungen nicht so ins Gewicht. Jedoch bei der Station Tulbinger Kogel, ca. 18 km südöstlich des Kraftwerks Dürnohr und bereits im Wiener Wald, fiel bei den AUSTAL2000-Berechnungen auf, dass SO_2 -Peaks bei geeigneter Anströmungsrichtung nicht durch das Modell reproduziert werden konnten. Im Bezug auf die Abschätzung der Stabilitätsklasse kann man festlegen, dass im Tullnerfeld über die beobachtenden Zeitperioden die Stabilitätsklasse als ähnlich angenommen werden kann. Die thermische Informationen zur Bestimmung der potentiellen Temperatur werden durch die Messwerte der Stationen Streithofen und Tulbinger Kogel/Forsthof am Schöpfl eingebracht. Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass das Interesse des kommerziell genutzten AUSTAL2000, in der Abschätzung der maximal zu erwartenden Schadstoffkonzentration in Stunden-, Tages-, und Jahresmittelwerte liegt. Diese werden dann mit Schwellen- oder Grenzwerte für die jeweiligen Schadstoffe, welche für das berechnete Gebiet gelten, verglichen. Meist ist die Grundlage einer Umweltverträglichkeitsprüfung, eine AKTerm mit mindestens einem Satz stündlicher meteorologischer Daten eines Jahres. Der Fokus in dieser Masterarbeit lag jedoch rein zeitlich gesehen auf sehr geringe Zeitperioden von höchstens 1-2 Tagen und somit waren die Zeitperioden zu kurz bzw. zu wenige Modelldaten vorhanden, um statistische Verteilungen nach Jahreszeiten, Windrichtungen, etc. durchzuführen. AUSTAL2000 liefert nach der Beendigung des Rechenlaufs Karten für jeden berechneten Schadstoff in unterschiedlichen Höhen über Grund auf welchen das Rechengebiet mit den numerischen Gittern abgebildet wird. Die Ausgabe der Ergebnisse auf diesen Karten wird als Zellenwerte in Jahresmittelwerten, Tagesmittelwerten oder höchsten Stundenmittelwerten durch das Programm automatisch erstellt. Was für die Fälle, die in dieser Masterarbeit bearbeitet wurden, nicht geeignet ist, da keine Snapshot-Darstellungen (Entwicklung der Partikelwolke nach 2 Stunden, nach 4 Stunden, etc.) möglich sind. Außerdem lässt das höchste Stundenmittel keine Interpretation über den zeitlichen Verlauf der Partikelwolke zu (siehe Abbildung 5.1). Um einen zeitlichen Verlauf der SO_2 -Modellwerte für Gitterpunkte zu bekommen, setzt man Monitorpunkte in die Zellen des Rechengitters. Jedoch können pro Rechenlauf nur 20 Monitorpunkte gesetzt werden, was für eine genauere großräumige Analyse der simulierten Schadstoffe nicht reicht. Hierfür müssen mehrere Rechenläufe mit unterschiedlich gesetzten Monitorpunkten ausgeführt werden.

Als Quintessenz kann man nach der Betrachtung der Fallbeispiele und einiger zusätzlicher AUSTAL2000-Berechnungen für die Stationen Streithofen und Tulbinger Kogel festhalten, dass Looping-Ereignisse, verursacht durch labile Schichtungsverhältnisse, an den näher am Kraftwerk liegenden Stationen, Trasdorf, Neusiedl und Streithofen, durch das Modell aufgelöst werden konnten. Je weiter weg man sich räumlich vom Kraftwerk bewegte und desto mehr die Oberflächenrauigkeit durch den Wiener Wald Einfluss nehmen konnte, desto schwerer war es eine Übereinstimmung der SO_2 -Peaks von Modell- und Messwerten trotz geeigneter Anströmungsrichtung zu finden. Im Hinblick auf die höherliegende Station Tulbinger Kogel war dieser Umstand anzutreffen, wobei man anmerken muss, nur weil die SO_2 -Peaks nicht an der Station Tulbinger Kogel gemessen wurden, können sie trotzdem weiter nördlich

oder südlich der Messstation aufgetreten sein. Durch die geringe Anzahl von Messstationen sowie der maximal 20 auswählbaren Monitorpunkte lässt sich allerdings die Frage bezüglich der Grenzen und Anwendungsmöglichkeiten von AUSTAL2000 nicht statistisch sinnvoll auswerten.

5.3 Weitere Ergebnisse

Durch den in der Masterarbeit betrachteten Zeitraum (1996 bis 2008) fällt sofort der sich abschwächende grenzüberschreitende Trend der SO₂-JMW-Emissionen ins Auge (siehe Abbildung 5.2). Die SO₂-Belastung in den 1980-iger und frühen 1990-iger Jahren war im Norden und Osten Österreichs durch den Transport von Schadstoffen aus Tschechien, Slowakei, Polen und Ungarn überlagert.

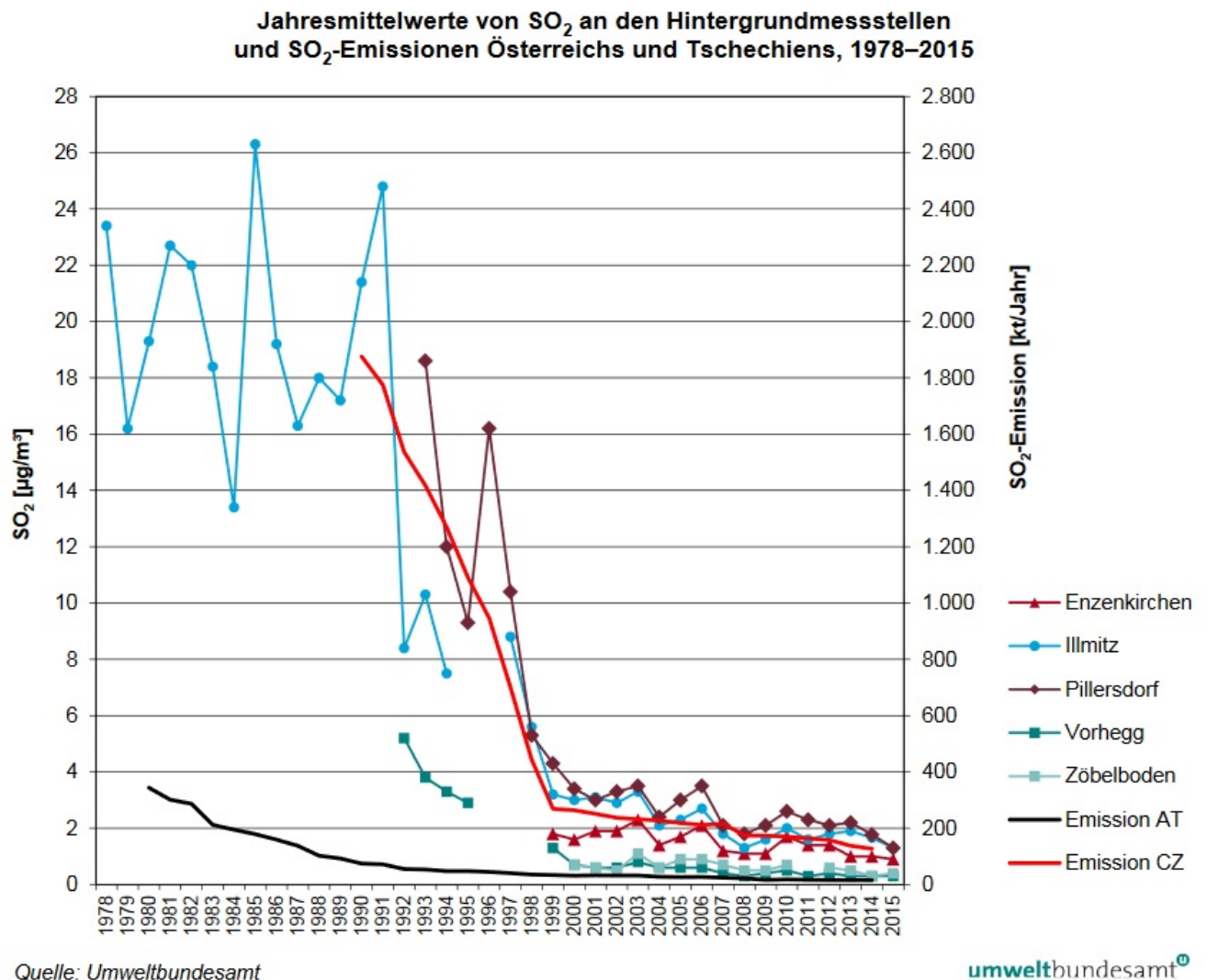


Abbildung 5.2: SO₂ - Luftschadstofftrends²

²Abbildung 5.2

Jahr	Mittelwert [$\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$]	Maximum [$\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$]	WR [°]	WG [m/s]
1996	14	220	300	4.60
1997	11	217	60	3.13
1998	8	143	40	2.49
1999	8	52	100	3.92
2000	7	71	290	1.21
2001	5	44	290	1.42
2002	5	57	80	5.24
2003	4	52	80	3.47
2004	4	36	310	3.23
2005	4	66	120	0.68
2006	5	92	50	2.19
2007	4	64	325	0.78
2008	4	42	310	0.57

Tabelle 5.1: Auflistung der Mittelwerte und Maxima der SO₂-Messwerte mit den zugehörigen Windrichtungen und -geschwindigkeiten der Station Neusiedl (1996-2008) (Tabelle 5.1)

Bei Betrachtung der burgenländischen Station Illmitz, östlich Neusiedler See, und der niederösterreichischen im Bezirk Hollabrunn liegenden Station Pillersdorf erkennt man den grenzüberschreitenden SO₂-Transport vor den 2000er sehr gut. Das führte während der Auswahl interessanter Zeitperioden für die Masterarbeit besonders in den Jahren 1996-1998 zu Problemen. Bei Wetterlagen mit dominanten Nord- bis Nordwestwinden in mehreren Höhen, war der großräumige Schadstofftransport über das Waldviertel bis in das Tullnerfeld sehr dominant und der Einfluss des Kraftwerks Dürnrohr nicht klar ersichtlich. Durch den Abriss einiger alter Kraftwerk im ehemaligen Ostblock oder durch den Einbau von Entschwefelungsanlagen spielt zwar immer noch grenzüberschreitender Schadstofftransport eine Rolle, jedoch ist er viel geringer als vor den 2000er Jahren. Ebenso gingen auch die österreichischen SO₂-Emissionen durch Kraftwerke, Industrie oder durch Hausbrand (Verbrennung von schwefelhaltigen Stoffen in Privathaushalten) stark zurück. Die obigen Feststellungen können auch durch die Tabelle 5.1 bestätigt werden. Als Repräsentant des Tullnerfeldes wird die Station Neusiedl verwendet. Für jedes Jahr (1996 bis 2008) wurden der Mittelwert und das Maximum der SO₂-HMW-Messwerte der Station Neusiedl berechnet und für die Maxima jeweils die zugehörige Windrichtung (WR) und -geschwindigkeit (WG) angegeben. Die Mittelwerte werden von Jahr zu Jahr geringer und pendelt sich ab dem Jahr 2001 auf $4-5 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ ein. Auch bei den Maxima der SO₂-Werte erkennt man einen abnehmenden Trend, jedoch mit Ausreißern (2000, 2006).

Literaturverzeichnis

Arakawa A., Lamb V.R. (1977), Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model, *Methods in Computational Physics: Advances in Research and Applications* 17, S. 173-265

Arya S. P. (1999), Air Pollution Meteorology and Dispersion, *American Meteorological Society*, S. 6-7/S. 92-93

Klug W. (1969), Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen, *Staub-Reinhaltung der Luft* 29, S. 143-147

Lazaridis M. (2011), First Principles of Meteorology and Air Pollution, *Springer Verlag*, S.203-204

Manier G. (1975), Vergleich zwischen Ausbreitungsklassen und Temperaturgradienten, *Meteorologische Rundschau* 28, S.6

Oke T. R. (1987), Boundary Layer Climates, *Routledge Verlag*, S. 304-309/S. 318

Sasaki Y. (1958), An objective analysis based on the variational method, *Journal of the Meteorological Society of Japan* 36, S. 77-78

Sasaki Y. (1970), Some basic formalisms in numerical variational analysis, *Monthly Weather Review* 98, S. 875-883

Sasaki Y. (1970), Numerical variational analysis formulated under the constraints as determined by longwave equations and low-pass filter, *Monthly Weather Review* 98, S. 884-898

Schulz-Walden T. (2013), Anfänge globaler Umweltpolitik: Umweltsicherheit in der internationalen Politik (1969-1975), *Oldenbourg Verlag*, S. 26-27/S. 40-41/S. 154

Seinfeld J.H. (2006), From Air Pollution to Climate Change, *John Wiley & Sons*, S. 726-727/S. 829-832

Sherman, C. A. (1978), A Mass-Consistent Model for Wind Fields Over Complex Terrain, *Journal of Applied Meteorology* 17, S. 312-319

Stull R. (1988), An Introduction to Boundary Layer Meteorology, *Springer Verlag*, S. 12-19

Wilkins E. T. (1954), Air pollution aspects of the London smog of the December 1952, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 80, S. 267-271

Zenger, A. (1996), Unterschiedliche Verfahren zur Prognose atmosphärischer Immissionen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen - Methoden, Möglichkeiten und Grenzen, *Springer-Verlag*, S. 4-7

Zenger, A. (1998), Atmosphärische Ausbreitungsmodellierung - Grundlagen und Praxis, *Springer-Verlag*, S. 112

Abbildungen

Abbildung 1.1: Funktion eines Lagrange'schen Partikelmodells http://www.euphonia.fr/presentation_SoundPLAN.html (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 1.2: Verschiedene Typen von Rauchgasfahnen, https://www.bfw.ac.at/webshop/index.php?controller=attachment&id_attachment=157 (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 2.1: Einflussfaktoren auf die Entwicklungen von Schadstoffen in der Atmosphäre, aus dem Englischen von Oke T.R. (1987), *Boundary Layer Climates*

Abbildung 2.2: Emission, Transmission, Immission, https://bfw.ac.at/030/pdf/bfw-dok_8a.pdf (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 2.3: Immissionsgrenzwerte zum Schutz der Gesundheit, <https://www.umweltbundesamt.at/grenzwerte/> (aufgerufen am 23.08.2019)

Abbildung 2.4: Grenz- und Zielwerte zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation, <https://www.umweltbundesamt.at/grenzwerte/> (aufgerufen am 23.08.2019)

Abbildung 3.1: Kraftwerk Dünrohr: Verbund schließt Kraftwerksteil, <https://noe.orf.at/v2/news/stories/2647192/> (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.2: Kraftwerk Dünrohr - Ansicht von oben, <https://atlas.noe.gv.at> (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.3: Messnetz in Niederösterreich, http://www.numbis.at/export/sites/default/publikationen/jmb/doc/Jahresbericht_2005.pdf, http://www.noe.gv.at/noe/Luft/Jahresbericht_2005.pdf (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.4: Selektion der aktuellen niederösterreichischen Messstationen des Umweltbundesamtes, https://www.noe.gv.at/noe/Luft/Monatsbericht_2016_11.pdf (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.5: Messstation Tulln Leopoldgasse, <http://luft.umweltbundesamt.at/pub/gmap/start.html> (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.6: Messstation Streithofen im Tullnerfeld, <http://luft.umweltbundesamt.at/pub/gmap/start.html> (aufgerufen am 24.03.2019)

Abbildung 3.7: Schematische Darstellung des gewählten Windkorridors zwischen dem Kraftwerk Dürnohr und der Station Tulbinger Kogel, <https://www.scribblemaps.com> (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 3.8: Windrichtungen (HMW) von 1996 bis 2008 an der Messstation Tulbinger Kogel, Python-Plot

Abbildung 3.9: Skizze zur Bestimmung der Stabilität über die potentielle Temperatur, PowerPoint

Abbildung 3.10: SO₂-Messwerte der Tullnerfeldstationen mit Windrichtungspfeilen an den Stationen Neusiedl und Tulbinger Kogel, Python-Plot

Abbildung 4.1: Geopotential auf 500 hPa-Karten, http://www1.wetter3.de/archiv_gfs_dt.html (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.2, 4.3: Analyse der Bodendruckkarten, http://www1.wetter3.de/archiv_dw_d_dt.html (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.4: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 04.08.2005 0 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.5: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 04.08.2005 12 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.6: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 05.08.2005 0 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.7: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 05.08.2005 12 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.8: SO₂-Messwerte der Tullnerfeldstationen mit Windrichtungspfeilen an den Stationen Neusiedl und Tulbinger Kogel, Python-Plot

Abbildung 4.9: Model- und Messwerte der Station Neusiedl, Origin-Graphik

Abbildung 4.10: Windrichtungen Nordostösterreichs, <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/20050804-0000z.html> <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/20050804-0600z.html> (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.11 - 4.22: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte an der Station Neusiedl am 4.8.2005 und 5.8.2005, Origin-Graphiks

Abbildung 4.23: Vergleich Mess- und Modellwerte der Station Neusiedl, Python-Plot

Abbildung 4.24, 4.25: Geopotential auf 500 hPa-Karten, http://www1.wetter3.de/archiv_gfs_dt.html (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.26, 4.27: Analyse der Bodendruckkarten, http://www1.wetter3.de/archiv_dwd_dt.html (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.28: Windrichtungen Niederösterreichs, <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/19960918-1800z.html>, <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/19960919-0000z.html>, <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/19960919-0600z.html>, <https://kachelmannwetter.com/at/messwerte/niederoesterreich/windrichtung/19960919-1200z.html> (aufgerufen am 01.07.2019)

Abbildung 4.29: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 19.09.1996 0 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.30: Radiosondenaufstiege an der Station Wien - Hohe Warte am 19.09.1996 12 UTC, <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> (aufgerufen am 25.08.2019)

Abbildung 4.31: SO₂-Messwerte der Tullnerfeldstationen mit Windrichtungspfeilen an den Stationen Trasdorf und Tulbinger Kogel, Python-Plot

Abbildung 4.32: Model- und Messwerte der Station Trasdorf, Origin-Graphik

Abbildung 4.33 - 4.40: Geographische Koordinatendarstellung der Monitorpunkte an der Station Trasdorf am 19.09.1996 und 20.09.1996, Origin-Graphiks

Abbildung 4.41: Vergleich Mess- und Modellwerte der Station Trasdorf, Python-Plot

Abbildung 5.1: Darstellung der höchsten Stundemittelwerte am 04.08.2005 und 05.08.2005, AUSTAL2000

Abbildung 5.2: Luftschadstofftrends SO₂-Jahresmittelwerte (1978-2015), Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0563.pdf> (aufgerufen am 17.09.2019)

Tabelle 5.1: Auflistung der Mittelwerte, Maxima und zugehörige Windrichtungen und -geschwindigkeiten der Station Neusiedl (1996-2008), Halbstundenmittelwerte der verfügbaren Daten

Programme

AUSTAL2000 Entstehungsgeschichte: <http://www.austal2000.de/de/history.html> (aufgerufen am 25.08.2019), AUSTAL2000 Version 2.5: https://argusoft.de/wp-content/uploads/2013/03/austal2000_de.pdf (aufgerufen am 25.08.2019), AUSTAL2000 Version 2.6: http://www.austal2000.de/data/2014-09-03/austal2000n_de.pdf (aufgerufen am 25.08.2019), Technische Grundlage zur Qualitätssicherung in der Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung: <https://>

www.bmdw.gv.at/dam/jcr:9797c3af-3db4-4e22-8430-bac957b1c36a/TG_Qualit%C3%A4tssicherung_Ausbreitungsrechnung.pdf (aufgerufen am 25.08.2019)

GRAL, <http://lampz.tugraz.at/~gral/>

Origin, <https://www.originlab.com/>

Webseiten & Artikel

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald: BFW-Dokumentation 8/2010, Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen, https://bfw.ac.at/030/pdf/bfw-dok_8a.pdf (aufgerufen am 01.07.2019)

Kachelmannwetter, <https://kachelmannwetter.com/at>

Nön.at, Letzte Tage im Kraftwerk, <https://www.noen.at/tulln/duernrohr-letzte-tage-im-kraftwerk-top-4509066>, 30.04.2015 (aufgerufen am 01.10.2019)

Noe@orf.at, Kohlekraftwerk Dürnrohr abgeschaltet, <https://noe.orf.at/stories/3007102/>, 02.08.2019 (aufgerufen am 01.10.2019)

Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre - Berechnung von Immissionskonzentrationen (ÖNORM M 9440: 2019 10 01), https://shop.austrian-standards.at/action/de/public/details/578483/OENORM_M_9440_2019_03_01;jsessionid=0241B214ABAC859FC8363C956321E75B (aufgerufen am 04.09.2019)

Statuserhebung SO₂ durchgeführt von Wien und Niederösterreich (2005), <https://www.wien.gv.at/umwelt/luft/pdf/iglstatus2005-so2.pdf> (aufgerufen am 28.07.2019)

Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft (2002), https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/taluft.pdf (aufgerufen am 28.07.2019)