

**UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE AUSWIRKUNGEN  
VON EMISSIONSREDUKTIONSMASSNAHMEN AUF  
DIE OZONBELASTUNG IN NORDÖSTÖSTERREICH**



Untersuchungen über die Auswirkungen von  
Emissionsreduktionsmaßnahmen auf die Ozonbelastung  
in Nordostösterreich

**BE-160**

Wien, September 1999

**Autor:**

Jürgen SCHNEIDER

**Impressum:**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien  
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt, Wien, 1999  
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)  
ISBN 3-85457-520-3

Untersuchungen über die Auswirkungen von Emissionsreduktionsmaßnahmen auf die Ozonbelastung in Nordostösterreich	1
<b>1 Zusammenfassung</b>	<b>3</b>
<b>2 Summary</b>	<b>4</b>
<b>3 Einleitung</b>	<b>5</b>
3.1 Das Problem	5
3.2 Ursachen der Ozonbildung	5
3.3 Limitierung der Ozonbildung durch NO <sub>x</sub> oder NMVOC	5
3.4 Einfluß des Ortes der Emission von Ozonvorläufersubstanzen	6
3.5 Das Pannonische Ozonprojekt	7
<b>4 Zielsetzung der Untersuchungen</b>	<b>9</b>
<b>5 Emissionen</b>	<b>9</b>
5.1 Auswahl von repräsentativen meteorologischen Episoden für die Durchführung der Modellläufe	10
5.2 Aufpunkte	11
<b>6 Untersuchungen über die Limitierung der Ozonbildung</b>	<b>13</b>
6.1 Emissionen	13
6.2 Analysierte Szenarien	14
6.3 Ergebnisse	14
6.4 Schlußfolgerungen	24
<b>7 Untersuchungen über die Wirksamkeit von Emissionsreduktionen im Rahmen der UN/ECE und der EU Zur Reduktion der Ozonkonzentration in Nordostösterreich</b>	<b>26</b>
7.1 Emissionen	27
7.2 Ergebnisse	28
7.3 Schlußfolgerungen	34
<b>8 Ist die Ozonbelastung von 1990 bis 1997 gesunken?</b>	<b>35</b>
<b>9 Literatur</b>	<b>37</b>
<b>Annex I</b>	<b>38</b>
<b>Annex II</b>	<b>38</b>



## 1 ZUSAMMENFASSUNG

Innerhalb der vorliegenden Studie wurden systematische Untersuchungen über den Einfluß diverser Emissionsreduktionen von Ozonvorläufersubstanzen auf die Ozonbelastung in Nordostösterreich durchgeführt.

Dafür wurde ein komplexes photochemisches Transportmodell verwendet, das POP-Modell, welches speziell für den ostösterreichischen Raum entwickelt wurde (Baumann et al., 1997). Mit Hilfe dieses Modells läßt sich die Ozonkonzentration für diverse Gebiete in Nordostösterreich in Abhängigkeit von meteorologischen Gegebenheiten sowie der Emissionen von Stickstoffoxiden (NO<sub>x</sub>), flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) und Kohlenmonoxid (CO) simulieren. Dabei kann als Inputgröße die Höhe der Emissionen von jedem dieser Schadstoffe in unterschiedlichen Gebieten variiert werden.

Zentrale Fragen waren dabei der Einfluß der Reduktion *einzelner* Ozonvorläufersubstanzen auf die Belastung durch Ozon sowie die Auswirkungen der für 2010 projektierten europäischen Emissionsreduktionen auf die Ozonkonzentration in Ostösterreich.

Insgesamt wurden über hundert Szenarienläufe durchgeführt und analysiert. Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen.

- Der Einfluß einer selektiven Reduktion von NO<sub>x</sub> und/oder NMVOC in Österreich ist stark von der jeweiligen Wetterlage, der Tageszeit sowie der Lage des betrachteten Aufpunktes abhängig.
- Der Einfluß der österreichischen NO<sub>x</sub>-Emissionen auf die Ozon-Spitzenbelastungen ist in der Abluffahne von Wien am größten d.h. dann, wenn Luftmassen Wien überquert haben, dabei deren Emissionen aufgenommen haben und sich bereits in einiger Entfernung zum Stadtgebiet befinden. Im Stadtgebiet von Wien hingegen können alleinige NO<sub>x</sub>-Reduktionen wegen des verminderten Ozonabbaus durch NO kleinräumig sogar eine Erhöhung der Ozonbelastung zur Folge haben.
- Reduktionen von NMVOC-Emissionen haben außerhalb von Ballungsräumen und deren Umgebung praktisch keinen Einfluß auf die Ozonbildung.
- Innerhalb von Ballungsräumen ist eine Reduktion von NMVOC-Emissionen oft effektiv zur Reduktion der Ozonbildung.
- Die Reduktion der CO-Emissionen hat einen sehr geringen Einfluß auf die lokale Ozonbelastung in Österreich.
- Generell führt eine gemeinsame Reduktion von NO<sub>x</sub> und NMVOC am effektivsten zur Reduktion der Ozonbelastung.

Weiters konnte gezeigt werden, daß der Einfluß jener Emissionsreduktionen, die für 2010 geplant sind, eine sehr deutliche Absenkung der Ozonbelastung im Vergleich zum Basisjahr 1990 bewirkt. Die großflächige Hintergrundbelastung wird durch die Maßnahmen in Europa signifikant verringert, die Emissionsreduktionen in Österreich bewirken, daß gleichzeitig die ‚hausgemachten‘ Spitzenbelastungen gesenkt werden.

Selbst bei einer (hypothetischen) Absenkung aller österreichischen Emissionen auf Null (At<sub>Zero</sub>-Szenario) lassen sich in den meisten Fällen nur geringere Ozonminderungen erreichen als bei einer gemeinsamen Reduktion der österreichischen und der Emissionen im restlichen Europa.

Allerdings wird auch deutlich, daß die *relative* Änderung der Ozonbelastung von 1990 bis 2010 weit geringer als jene der emittierten Ozonvorläufersubstanzen ist. Diese gehen im analysierten Szenario im europäischen Schnitt um etwa 45% zurück (für Österreich noch etwas mehr). Die Reduktion der Ozonbelastung beträgt hingegen im Durchschnitt nur etwa 10%, die der Ozonspitzen allerdings bis über 25%. Deutlich ist auch zu sehen, daß nach den für 2010 anvisierten Emissionsreduktionen bei entsprechender Wetterlage immer noch hohe

Ozonkonzentrationen auftreten können – zumindest Überschreitungen des WHO-Richtwertes zum Schutz der menschlichen Gesundheit von 60 ppb als Achtstundenmittelwert dürften weiterhin weit verbreitet sein.

## 2 SUMMARY

The aim of this study was to investigate the influence of emission reductions of ozone precursor substances on the formation of ozone in the north eastern parts of Austria.

Ozone formation was simulated using the POP model, a Lagrangian photochemical transport model, which was developed specifically for the north eastern parts of Austria (Baumann et al., 1997). Ozone concentrations are calculated, using meteorological conditions, emission data on nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), non-methane volatile organic compounds (NMVOC) and carbon monoxide (CO) as input parameters. The emission of each of these substances can be varied separately in different Austrian/European regions to simulate the effect of emission reduction strategies.

The effect of emission reductions of each group of ozone precursor substances was analysed in detail. Additionally, the consequences of the emission reductions foreseen for 2010 were compared to the situation of 1990.

More than 100 scenario runs were performed. The most important findings can be summarised as follows:

- The influence of specific NO<sub>x</sub> and/or NMVOC reductions on ozone formation highly depends on the weather conditions and can vary dramatically with time and space.
- The influence of reductions of Austrian NO<sub>x</sub> emissions on ozone concentrations is highest in the plume of Vienna. Within and near the town, ozone depletion by NO is diminished, resulting in higher ozone concentrations. Anyhow, after passing Vienna, the ozone formation and therefore ozone peak concentrations are decreased significantly.
- Reductions of Austrian NMVOC emissions have virtually no effect on the ozone formation outside of Vienna. Ozone formation is generally NO<sub>x</sub> limited in rural areas. Anyhow, within Vienna, NMVOC reductions are quite effective to reduce ozone concentrations.
- Therefore, reductions of both NO<sub>x</sub> and NMVOC are necessary to avoid unwanted effects. In contrast, Austrian CO emissions have currently only negligible effects on local ozone formation in the study area.

It was also shown that the emission reductions envisaged for 2010 will reduce ozone concentrations in Austria significantly compared to 1990. Generally spoken, the background levels will be reduced by measures taken on a European scale, while Austrian emission reductions will help to decrease peak concentrations. This combination is often more effective than the (hypothetical) reductions of all Austrian emissions to zero, while leaving European emissions constant. However, the calculated relative reductions in ozone concentrations (10 % on average; peak concentrations will be reduced up to more than 25%) are far smaller than the reductions in emission of ozone precursors (around 45% as an European average). Therefore, it is likely that exceedances of the WHO Air Quality Guidelines (60 ppb as eight hour mean value) for the protection of human health will still occur in 2010.



## **3 EINLEITUNG**

### **3.1 Das Problem**

Sommersmog stellt in den Sommermonaten im gesamten Bundesgebiet eines der wichtigsten lufthygienischen Probleme Österreichs dar. Eine der bedeutendsten Komponenten des Sommersmogs ist das Ozon.

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, welches mit diversen organischen Materialien reagieren kann. Zahlreiche Studien beschreiben die Schädigung von Ozon auf Menschen und Umwelt. Beim Menschen können diverse Beeinträchtigungen der Atemwegsorgane beobachtet werden wie Verringerung der Lungenfunktion, (WHO, 1998) Erhöhung der Stärke von Asthmaanfällen und auch zusätzlichen Fällen von Lungenkrebs. Manche Studien berichten darüber hinaus von vorgezogenen Todesfällen.

Neben den Wirkungen auf den Menschen sind auch Beeinträchtigungen der Vegetation durch Ozon nachgewiesen. Bei Einwirkung hoher Konzentrationen kann es zu Nekrosen kommen, chronische Einwirkungen von bereits relativ niedrigen Konzentrationen können zu einer Verringerung des Wachstums und zu vorzeitiger Alterung führen.

Zum Teil langjährige Meßreihen von Ozon, welche von über 100 Meßstandorten in Österreich vorliegen zeigen, daß einschlägige Richtwerte, welche zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Vegetation von unabhängigen Gremien (für Österreich: Österreichische Akademie der Wissenschaften; ÖAW, 1989; international: WHO-Europa; WHO, 1998) abgeleitet wurden, oft und flächendeckend überschritten werden (vgl. etwa UBA, 1998).

Dies hat schon frühzeitig dazu geführt, daß die Notwendigkeit erkannt wurde, Maßnahmen zur Reduktion der Ozonbelastung zu setzen (vgl. etwa ÖAW, 1989). Um zielgerichtete, effiziente Strategien gegen die Ozonbelastung ausarbeiten zu können, ist es allerdings notwendig, die komplexen Ursachen der Ozonbildung zu kennen und zu verstehen.

### **3.2 Ursachen der Ozonbildung**

Bodennahes Ozon setzt sich aus einem natürlichen und einem anthropogenen Anteil zusammen. Der in Österreich bei weitem dominierende anthropogene Teil entsteht im Zuge luftchemischer (photochemischer) Prozesse aus den primär emittierten Schadstoffen (Ozonvorläufersubstanzen) Stickstoffoxide (NO<sub>x</sub>) und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Kohlenmonoxid (CO).

Detailliertere Informationen über die chemischen Prozesse, die zur Ozonbildung führen, finden sich im Anhang 1. Die Ozonbelastung weist starke regionale, höhenabhängige, jahres- und tageszeitliche Unterschiede auf, die von folgenden Faktoren bestimmt sind:

- der Absolutkonzentration und dem Verhältnis der Ozonvorläufersubstanzen in dem betrachteten Luftpaket; diese werden wiederum maßgeblich von der Emission der verschiedenen Ozonvorläufersubstanzen bestimmt
- dem Wettergeschehen (bestimmt Ozonneubildung und Abbau sowie den Transport der Vorläufersubstanzen bzw. von Ozon)
- dem Ozonabbau durch (trockene) Deposition und Reaktion mit anderen Schadstoffen, vor allem mit NO.

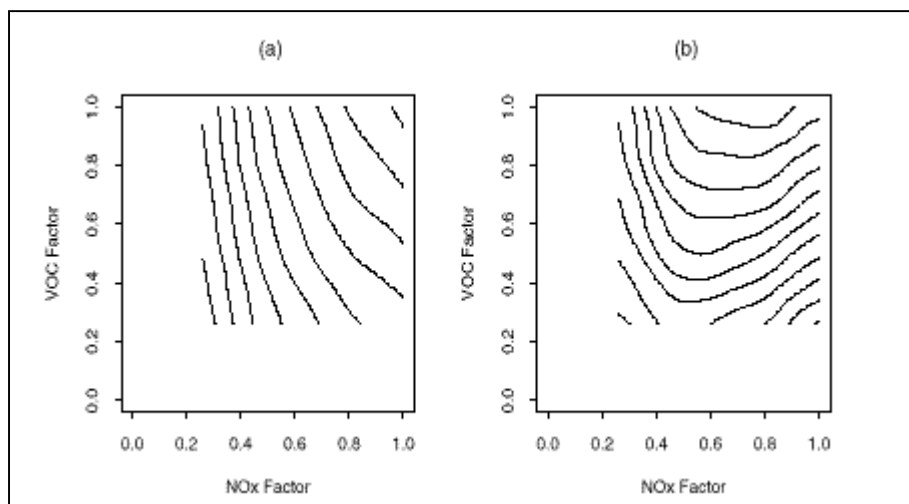
### **3.3 Limitierung der Ozonbildung durch NO<sub>x</sub> oder NMVOC**

Direkt beeinflussbar von den in 3.2 genannten Faktoren sind lediglich die anthropogenen

Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen. Die photochemische Ozonbildung ist jedoch ein hochkomplexer, nicht-linearer Vorgang. Dies bedeutet, daß sich Änderungen in den Emissionen der Vorläufersubstanzen nicht notwendigerweise in proportionalen Änderungen der Ozonkonzentration niederschlagen.

Diese Tatsache kann quantitativ anhand von sogenannten Isoplethen illustriert werden (siehe Abb. 1). Diese spiegeln die (regional oft unterschiedliche) Abhängigkeit der Ozonkonzentration von Änderungen der NO<sub>x</sub>- und NMVOC-Emissionen wider. Vereinfacht ausgedrückt, läßt sich das komplexe Verhalten der Ozonbildung u.a. dadurch erklären, daß die Änderung der Konzentration einer Komponente, die chemisch gesehen, im Überschuß vorhanden ist, vergleichsweise geringen Einfluß auf die Ozonbildung hat. Jede Konzentrationsänderung jener Komponente, die nicht im Überschuß vorhanden ist, wird einen größeren Einfluß auf die Ozonkonzentration haben. Ist dies etwa NO<sub>x</sub>, so spricht man von einer NO<sub>x</sub>-Limitierung der Ozonbildung. Hinzu kommt jedoch noch die Besonderheit, daß NO<sub>x</sub>-Emissionen lokal zu einem Abbau von Ozon führen können, regional die Ozonbildung jedoch stimulieren.

Abbildung 1: Zwei unterschiedliche Beispiele von Isoplethen zur Darstellung der Abhängigkeit der Ozonkonzentration von Änderungen der NO<sub>x</sub>- bzw. der NMVOC-Konzentration



Die Abbildungen sind folgendermaßen zu lesen. Die Linien im Diagramm zeigen jeweils gleiche Ozonkonzentrationen, die höchste ist etwa im Diagramm (a) rechts oben, dann nach links unten abnehmend. Die derzeitige Situation in bezug auf die Emissionen ist durch das jeweilige rechte obere Eck symbolisiert. Die NO<sub>x</sub>- und NMVOC-Emissionen haben die Höhe 1. Bei Reduktionen der Emissionen (NO<sub>x</sub> entlang der x-Achse, NMVOC entlang der y-Achse) werden Linien mit niedrigerer Ozonwerten erreicht. Im Fall (b) führen jedoch alleinige NO<sub>x</sub>-Reduktionen bis etwa 0,6 zu keiner Reduktion der Ozonbelastung.

Die Kenntnis des Verhaltens der Ozonkonzentration gegenüber Änderungen der NMVOC- und NO<sub>x</sub>-Emissionen ist insofern von Bedeutung, als ‚falsche‘ Maßnahmen wirkungslos und im Extremfall sogar kontraproduktiv sein können.

### 3.4 Einfluß des Ortes der Emission von Ozonvorläufersubstanzen

Je nach Herkunft der Ozonvorläufersubstanzen können verschiedene Beiträge zur Ozonbelastung in Österreich unterschieden werden (siehe UBA, 1996):

- a. die natürliche (d.h. vorindustrielle) Ozonkonzentration

- b. Ozonbildung durch Emission von Vorläufersubstanzen ganz Europas
- a. und b. bilden die sogenannte Hintergrundkonzentration
- c. Ozonbildung (und Ferntransport) durch Emissionen Zentral- und Südeuropas, d.h. aus einem Umkreis bis ca. 1000 km
- d. Ozonbildung durch Emissionen in regionalem Maßstab, d.h. aus einem Umkreis von 50 bis 200 km. Hier ist vor allem die Ozonbildung in den Abgasfahnen von größeren Städten zu nennen.

Um den quantitativen Einfluß der oben genannten Faktoren auf die Ozonbildung in Österreich abschätzen zu können, wurde ein umfangreiches Forschungsprogramm im Auftrag der Bundesministerien für Umwelt Jugend und Familie, für Wissenschaft und Verkehr und für Land- und Forstwirtschaft sowie der Länder Wien, Niederösterreich und Burgenland gestartet, das Pannonische Ozonprojekt (POP). Durchgeführt wurde das Projekt gemeinschaftlich vom Umweltbundesamt, dem Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf sowie dem Institut für Meteorologie und Physik der Universität für Bodenkultur.

### 3.5 Das Pannonische Ozonprojekt

Die übergeordnete Zielsetzung von POP war die Entwicklung eines wissenschaftlich fundierten Instrumentariums für die strategische Planung von Maßnahmen zur Reduzierung der Ozonbelastung in Nordostösterreich.

Unter anderem wurde ein komplexes photochemisches Transportmodell entwickelt und exklusiv am Umweltbundesamt installiert (Baumann et al., 1998).

Dieses Modell

- läßt fundierte Rückschlüsse auf die Verursacher der Ozonbildung zu
- beruht auf einem Lagrange'schen Box-Modell, mit dessen Hilfe sich die Ozonbildung in Abhängigkeit von Emissionen und meteorologischen Bedingungen simulieren läßt
- wurde speziell für den ostösterreichischen Raum, wo traditionell die höchsten Ozonbelastungen auftreten, adaptiert und durch umfangreiche luftchemische Messungen validiert (UBA, 1995; 1996a, 1996b).

Das POP-Modell ist ein Lagrange'sches Box-Modell zur Berechnung des Transportes und der Umwandlung von Luftschadstoffen. Modelliert werden die europaweiten Emissionen der Ozon-Vorläufersubstanzen NO<sub>x</sub> (Stickstoffoxide), NMVOC (Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe) und CO (Kohlenmonoxid), vertikale und horizontale Diffusion, chemische Reaktionen sowie nasse und trockene Deposition. Alle Simulationen erfolgen entlang von Trajektorien (Bahnen von Luftpaketen), die für definierte Endpunkte („Aufpunkt“) im Pannonischen Raum berechnet werden und den Weg eines Luftpaketes in den vorangegangenen 96 Stunden beschreiben.

Eine genaue Beschreibung der Modells findet sich in Anhang II.

Im folgenden werden einige Begriffe definiert bzw. erläutert, die für das Verständnis des Berichts von Bedeutung sind.

**Aufpunkt:** Endpunkt von Trajektorien. Für den Aufpunkt werden die Konzentrationen von Ozon und dessen Vorläufersubstanzen simuliert.

**CORINAIR:** Core Inventory of Air Pollutants. International übliche Einteilung für Emissionen von Luftschadstoffen nach definierten Emittentengruppen.

**Emissionsszenarien:** Für jeden Modellauf müssen bestimmte Annahmen über die Emissionen der Schadstoffgruppen NO<sub>x</sub>, NMVOC und CO für ganz Europa gemacht werden. Diese entsprechenden Werte werden dann in das Modell eingegeben.

**Episode:** Zwei- bis mehrtägige Periode mit definierten Witterungsbedingungen, für die die Ozonkonzentration am Aufpunkt berechnet wird.

**G5/2:** Ein europäisches Emissionsszenario, welches in Verhandlungen innerhalb der UN/ECE für das Jahr 2010 diskutiert wurde.

**Lagrange'sches Modell:** Modell zur Beschreibung luftchemischer Transportvorgänge, bei dem die physikalischen und chemischen Vorgänge innerhalb einzelner Luftpakete entlang ihrer Bahn durch Europa simuliert werden.

**Modellauf:** Unter Auswahl eines **Emissionsszenarios** kann für eine bestimmte **Episode** mit Hilfe des POP-Modells die Ozonkonzentration entlang einer **Trajektorie** bis zum **Aufpunkt** berechnet werden.

**NMVOC:** (Non methan volatile organic compound). Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan.

**NO<sub>x</sub>:** Stickstoffoxide; Summe aus NO und NO<sub>2</sub>

**Ozonvorläufersubstanzen:** Die Schadstoffe NO<sub>x</sub>, NMVOC und CO, die für die photochemische Ozonbildung von Bedeutung sind.

**POP:** Pannonisches Ozonprojekt; innerhalb dieses interdisziplinären Forschungsprojektes wurde u.a. ein photochemisches Transportmodell für Nordostösterreich entwickelt.

**ppb:** parts per billion. Teile pro Milliarde Teile. 1 ppb Ozon entspricht einer Konzentration von 2 µg/m<sup>3</sup> bei 1013 hPa Luftdruck und 298 Kelvin. **Alle Ozonangaben in diesem Bericht sind in ppb.**

**Referenzszenario:** Emissionsszenario, in dem die Emissionsdaten aller europäischen Staaten eines bestimmten, zuvor festgesetzten Jahres berücksichtigt wurden.

**Trajektorie:** Diese beschreiben die Zugbahnen von Luftpaketen.

**UN/ECE:** Europäische Wirtschaftskommission; innerhalb dieser Teilorganisation der Vereinten Nationen wurden diverse internationale Verträge („Protokolle“) zur Reduktion der Emission von Schadstoffen abgeschlossen.

## 4 ZIELSETZUNG DER UNTERSUCHUNGEN

Ziel innerhalb der gegenständlichen Untersuchungen war es, die Auswirkungen verschiedener Emissionsreduktionsmaßnahmen auf die Ozonbildung in Nordostösterreich zu simulieren. Folgende Fragestellungen wurden dabei im Detail untersucht:

- Welchen Einfluß haben Emissionsreduktionen einzelner Gruppen von Ozonvorläufersubstanzen (NO<sub>x</sub>, NMVOC und CO)?
- Welchen Einfluß haben jene Reduktionsmaßnahmen, die derzeit auf europäischer Ebene (UN/ECE-Protokoll, NEC-Richtlinie) diskutiert werden, auf die Ozonbildung in Nordostösterreich?
- Ist die Annahme plausibel, daß aufgrund der österreichischen Emissionsreduktionen der letzten Jahre auch eine signifikante Verringerung der Ozonbelastung in Ostösterreich stattgefunden hat?

## 5 EMISSIONEN

Da es sich bei der Ozonbildung und der Ozonverfrachtung um ein grenzüberschreitendes Phänomen handelt, ist es notwendig, die Emissionen aus ganz Europa in die Modellrechnungen einzubeziehen. Diese sind im engeren Untersuchungsgebiet räumlich hoch aufgelöst, in weiterer Entfernung vom Aufpunkt geringer. Konkret verwendet das Modell eine Auflösung von 5 x 5 km<sup>2</sup> für den engeren pannonischen Raum (Österreich, Ungarn, Tschechien und Slowakei) und 50 x 50 km<sup>2</sup> für das übrige Europa<sup>1</sup>.

Die meisten Schadstoffemissionen weisen je nach Emittentengruppe unterschiedliche, stark ausgeprägte Jahres-, Wochen- und Tagesgänge auf. Wegen der großen Bedeutung der Konzentrationen der Ozonvorläufersubstanzen in der Atmosphäre für die Bildung von bodennahem Ozon ist eine entsprechende zeitliche Disaggregation der Emissionsinventuren erforderlich. Da Vorläufersubstanzen unter günstigen Voraussetzungen sehr rasch in die photochemische Ozonbildung eingreifen können, beträgt die zeitliche Auflösung der Disaggregation im Modell eine Stunde. Im Zusammenhang mit der zeitlichen Dynamik der Ozonbildung spielt auch die Reaktivität der verschiedenen organischen Verbindungen eine wichtige Rolle. Dies wurde dadurch berücksichtigt, daß die NMVOCs für jede Quellgruppe in insgesamt 24 Reaktivitätsklassen aufgeteilt wurden.

Innerhalb der in dieser Studie durchgeführten Analysen wurden sowohl die zeitlichen und räumlichen Disaggregationsmuster als auch die Aufteilung der NMVOC-Reaktivitätsklassen nicht variiert. Geändert wurden jeweils die Emissionsmengen der einzelnen Verursachergruppen.

Die Emissionsmengen wurden jeweils offiziellen Angaben der einzelnen Staaten entnommen, wie sie in der CORINAIR-Datenbank bzw. der EMEP-Datenbank enthalten sind.

Tabelle 1 zeigt ein Beispiel für die Hauptemittentengruppen der Ozonvorläufersubstanzen (hier mit den Zahlen für Westeuropa für 1994).

---

<sup>1</sup> sowie 150 x 150 km<sup>2</sup> für jene Staaten, für die keine OECD-Inventur zur Verfügung stand.

Tabelle 1: Hauptemittentengruppe des POP-Modells (hier für das Basisjahr 1994, Westeuropa)

Verursacherguppe	Emissionen pro Jahr in Tonnen		
	NOx	NMVOG	CO
Kraft- und Fernheizwerk	3.261.129	39.097	5.075.502
Hausbrand	1.595.208	2.421.479	11.637.957
Industrie/Ölverdampfung	1.681.143	280.544	5.995.902
Kleinindustrie	0	0	0
Prozessemissionen	271.930	2.000.502	2.370.627
Lösungsmittel Industrie	0	5680527	0
Lösungsmittel Haushalt	0	0	0
Straßenverkehr	7.668.445	7.597.283	38.766.252
Benzinverdampfung	0	0	0
Verkehr sonst.	1.790.603	558.300	2.034.960
Strohverbrennung	30.380	637.427	516.819
Summe	16.298.838	19.215.160	66.398.020

Jeder dieser Werte kann zur Darstellung der verschiedenen Emissionsszenarien in einem Modellauf individuell geändert werden.

### 5.1 Auswahl von repräsentativen meteorologischen Episoden für die Durchführung der Modellläufe

Die konkreten Berechnungen der Ozonbildung mit Hilfe des POP-Modells müssen jeweils anhand von genau definierten meteorologischen Situationen durchgeführt werden. Dies ist deshalb notwendig, da die meteorologischen Bedingungen entscheidenden Einfluß auf die Modellsimulation der photochemischen Ozonbildung haben (siehe dazu auch Annex II, Beschreibung des Modells).

Innerhalb der vorliegenden Studie wurden unterschiedliche meteorologische Situationen berücksichtigt. Im folgenden wird eine kurze Beschreibung der meteorologischen Situation verschiedener analysierter Szenarien gegeben.

#### Hochdruck über Süd- und Mitteleuropa (HD-Wetter)

Während dieser ausgewählten, genauer analysierten Episode wurde warme Luft subtropischen Ursprungs nach Mitteleuropa herangeführt. Abgesehen von Quellwolkenbildungen über den Alpen blieb es wolkenlos. Am Mittag des ersten Tages der analysierten Episode erreichten die Trajektorien den Raum Wien von Südsüdosten, doch überquerte die Luftmasse vorher Nordwest- und Mitteleuropa und lag 48 Stunden vorher über Nordostdeutschland und 96 Stunden früher über Cornwall. Die 96-stündigen Trajektorien für den Mittag des zweiten Tages begannen über Nordengland. An diesem Tag wehte im östlichen Niederösterreich Ostwind, im westlichen Alpenvorland kam er bereits von Westen.

Spitzenwerte der Ozonbelastung über 80 ppb traten im Waldviertel und im Alpenvorland bis in den Raum Linz auf.

Der typische Trajektorienverlauf dieser Episode läßt sich wie folgt zusammenfassen: Die Luftmassen kamen aus westlicher Richtung, überquerten die Nordsee, wo praktisch keine Emissionen aufgenommen werden. Zu einem Anstieg der Ozonkonzentrationen kam es dann auf dem Festland, das bei Dänemark erreicht wurde. In den letzten zwei Tagen verringerte sich die Verlagerungsgeschwindigkeit und änderte sich die Bewegungsrichtung, so daß die Luftmassen aus dem Südosten über das Burgenland österreichisches Staatsgebiet erreichten und daher nur eine kurze Strecke über Österreich verliefen. Dennoch umfaßte diese kurze Strecke etwa die letzten 12 Stunden der Trajektorie. Im vorliegenden Fall griffen die Abgase von Wien in die Ozonbildung ein. Hervorgerufen durch die NO<sub>x</sub>-Emissionen der Stadt kam es bei Wien zu einem kurzzeitigen Knick im Anstieg der Ozonkonzentrationen. In weiterer Folge bewirkten aber genau diese Emissionen eine Erhöhung des Anstieges der Konzentrationen, der gegen den Endpunkt hin verflacht.

### Lange andauernde hochsommerliche Schönwetterperiode (HSS-Wetter)

Diese Episode beschreibt eine 4 Tage lang andauernde hochsommerliche Schönwetterperiode mit westlicher Strömung. Für diese Episode werden Ozonkonzentrationen bis zu 130 ppb modelliert. Dies bedeutet, daß der Wert der Vorwarnstufe des österreichischen Ozongesetzes (BGBl. 210/92) in der Höhe von 100 ppb als Dreistundenmittelwert klar überschritten wird.

Die ersten drei Tage bestimmte ein Hochdruckgebiet das Wetter in Mitteleuropa mit zwei fast wolkenlosen Tagen, gefolgt von Quellwolkenbildung mit Gewittern am dritten Tag.

Die 96-stündigen Trajektorien, welche Nordostösterreich an den ersten beiden Tagen erreichten, begannen über dem Nordatlantik und überquerten England und die Niederlande. Erst am letzten Tag nahm die Verlagerungsgeschwindigkeit ab; mit antizyklonaler Krümmung erreichten die Trajektorien den Raum Wien von Südosten. Insbesondere der dritte Tag der Episode war in Nordostösterreich außerordentlich windschwach, was zu hoher Verweilzeit der Luftmassen im Raum Wien führte und damit zu sehr rascher Ozonbildung.

Diese starke Ozonbildung mit Werten weit über 100 ppb war auf Wien und die unmittelbare Umgebung der Bundeshauptstadt beschränkt; im westlichen und nördlichen Niederösterreich wehte bereits schwacher Westwind, die Spitzenwerte lagen im allgemeinen unter 100 ppb.

### Sommermonate (SM)

Um auch einen repräsentativen Überblick über den Einfluß von Emissionsreduktionen auf die durchschnittliche Ozonbelastung zu erhalten, wurden zusätzlich Szenarienläufe über fünf Sommermonate (Mai – September) durchgeführt. Die Berechnungen wurden dabei für jeden Tag jeweils für die Ozonkonzentration um 14:00 MESZ<sup>2</sup> durchgeführt.

Dabei wurden die meteorologischen Verhältnisse von 1995 herangezogen, eines Jahres mit durchschnittlicher Ozonbelastung (Spangl, 1998).

## **5.2 Aufpunkte**

Die Berechnung der Ozonkonzentration erfolgt, wie oben beschrieben, entlang von definierten Rückwärtstrajektorien, die an ausgesuchten Punkten im Ozonüberwachungsgebiet 1 enden. Folgende Punkte wurden dabei berücksichtigt:

---

<sup>2</sup> Mitteleuropäische Sommerzeit

Tabelle 2: Aufpunkte (= Trajektorienendpunkte) der Ozonmodellierung

<b>Trajektorienendpunkt</b>	<b>Charakterisierung</b>
Exelberg (NÖ)	am Stadtrand von Wien nordwestlich vom Zentrum in einem Waldgebiet gelegen
Illmitz (Bgld.)	ländlicher Hintergrundstandort, etwa 50 km südöstlich von Wien
Pillersdorf (NÖ)	ländlicher Hintergrundstandort, etwa 50 km NNW von Wien
Stixneusiedl (NÖ)	ländlicher Standort, SO von Wien
Unterbergern (NÖ)	Hügelland, etwa 50 km westlich von Wien
Währinger Str. (W)	dicht besiedelt; großstädtisch



## 6 UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE LIMITIERUNG DER OZONBILDUNG

Die innerhalb dieses Abschnitts beschriebenen Auswertungen dienen vor allem dem Zweck, die Auswirkungen der Reduktion verschiedener Ozonvorläufersubstanzen auf die Ozonbildung zu demonstrieren.

### 6.1 Emissionen

Als Basis für die Berechnungen wurden die jeweils aktuellsten Emissionsdaten herangezogen. In Tabelle 3 sind die Bezugsjahre und Datenquelle angegeben.

Tabelle 3: Bezugsjahr und Datenquelle der Emissionen für das Referenzszenario

Land	Datenquelle	Jahr
Austria	CORINAIR/SNAP97	1997
Belgium	CORINAIR/SNAP94	1994
Bulgaria	CORINAIR/SNAP94	1994
Switzerland	CORINAIR/SNAP94	1994
Czech Republic	CORINAIR/SNAP94	1996
Germany	CORINAIR/SNAP94	1996
Denmark	CORINAIR/SNAP97	1996
Estonia	CORINAIR/SNAP94	1995
Spain	CORINAIR/SNAP94	1994
Finland	CORINAIR/SNAP94	1997
France	CORINAIR/SNAP97	1996
United Kingdom	CORINAIR/SNAP94	1996
Greece	CORINAIR/SNAP94	1995
Croatia	CORINAIR/SNAP94	1995
Hungary	CORINAIR/SNAP94	1994
Ireland	CORINAIR/SNAP94	1996
Iceland	CORINAIR/SNAP94	1995
Italy	CORINAIR/SNAP94	1995
Luxembourg	CORINAIR/SNAP94	1997
Malta	CORINAIR/SNAP94	1994
Netherlands	CORINAIR/SNAP97	1997
Norway	CORINAIR/SNAP94	1997

Land	Quelle	Jahr
Poland	CORINAIR/SNAP94	1995
Portugal	CORINAIR/SNAP94	1995
Romania	CORINAIR/SNAP94	1994
Sweden	CORINAIR/SNAP94	1996
Slovenia	CORINAIR/SNAP94	1996
Slovakia	CORINAIR/SNAP94	1995

## 6.2 Analyisierte Szenarien

Die Emissionen der einzelnen Ozonvorläufersubstanzen wurden sowohl einzeln als auch kombiniert um jeweils 50% reduziert und der Einfluß auf die Ozonbildung für bestimmte Aufpunkte analysiert. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Emissionsszenarien, mit denen die Modellläufe durchgeführt wurden.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Emissionsszenarien

Name der Emissionsszenarien	Emissionen in Österreich in % des Referenzszenarios			Emissionen in Europa
	NOx	NMVOG	CO	
Ref_97	100%	100%	100%	100%
NOx_Lim	50%	100%	100%	100%
NMVOG_Lim	100%	50%	100%	100%
CO_Lim	100%	100%	50%	100%
AT-50%	50%	50%	50%	100%
Euro-50%	100%	100%	100%	50%

Für alle Szenarien wurden diverse Modellläufe durchgeführt, wobei der Schwerpunkt auf Episoden mit hoher Ozonbelastung gelegt wurde. Weiters wurden die Berechnungen für diverse Aufpunkte durchgeführt, um lokale/regionale Besonderheiten der Ozonbildung zu simulieren.

## 6.3 Ergebnisse

Wesentlichen Einfluß auf die Ergebnisse der Modellierungen hatte in praktisch allen Fällen die Lage des Aufpunktes. Die größten Unterschiede zeigten sich dabei zwischen Standorten im städtischen Bereich (Währinger Straße), stadtnah (Exelberg) bzw. im ländlichen Bereich.

**Alle Angaben der Ozonkonzentration erfolgen in ppb**

Um dies zu verdeutlichen, werden im folgenden einige Ergebnisse detaillierter beschrieben.

### Exelberg

Wie bereits erwähnt, liegt der Exelberg an der Stadtgrenze von Wien. Dies hat zur Folge, daß dieser Standort relativ häufig in der Abgasfahne von Wien zu liegen kommt. Innerhalb der Abgasfahne kann es zu einer starken Erhöhung der Ozonbildung kommen und damit zu (hausgemachten) Spitzenbelastungen, die weit über dem Hintergrundniveau liegen.

Tabelle 5 gibt wichtige Kenngrößen der Ozonbelastung am frühen Nachmittag am Exelberg an, wie sie für die verschiedenen Szenarien modelliert wurden.

Anmerkungen: In den Tabellen werden die Ozonkonzentrationen mit einer Kommastelle angezeigt. Dies geschieht in erster Linie, um die oft sehr kleinen *relativen* Unterschiede bei den modellierten Ozonkonzentrationen zu veranschaulichen. Die angegebenen Absolutwerte können jedoch mit Unsicherheiten > 1 ppb behaftet sein (siehe dazu Baumann et al., 1997).

Tabelle 5: Zusammenfassung modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode am Exelberg

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOc_Lim	At-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	56,9	57,5	55,9	56,7	52,7
Ozon-Maximum	99,6	105,2	93,0	89,9	92,5
Ozon-Minimum	20,2	20,7	20,2	20,6	23,7
Anzahl der Tage mit einer Ozonbelastung					
>60 ppb	65	66	63	62	44
>70 ppb	31	33	28	28	16
>80 ppb	16	16	15	15	6
>90 ppb	3	2	1	0	1
>100 ppb	0	1	0	0	0

Zu sehen ist, daß

- eine alleinige Reduktion der österreichischen NO<sub>x</sub>-Emissionen zu keiner Senkung der Ozonbelastung an dem analysierten Aufpunkt führt
- eine alleinige Reduktion der österreichischen NMVOC-Emissionen zu einer Reduktion der Spitzenbelastung führt, während die Belastung an durchschnittlichen Tagen etwa konstant bleibt
- eine gemeinsam Reduktion der österreichischen NO<sub>x</sub>- und NMVOC-Emissionen die Spitzenbelastung deutlicher senkt als die alleinige Reduktionen einer Gruppe von Ozonvorläufern
- die durchschnittliche Belastung allein durch europaweite Maßnahmen signifikant zu senken ist.

Um den Einfluß von Emissionsreduktionen im Detail analysieren zu können, wurden auch einzelne Wetterepisoden untersucht. Tabelle 6 gibt die durchschnittliche, maximale und minimale modellierte Ozonbelastung während der HSS-Wetterepisoden an.

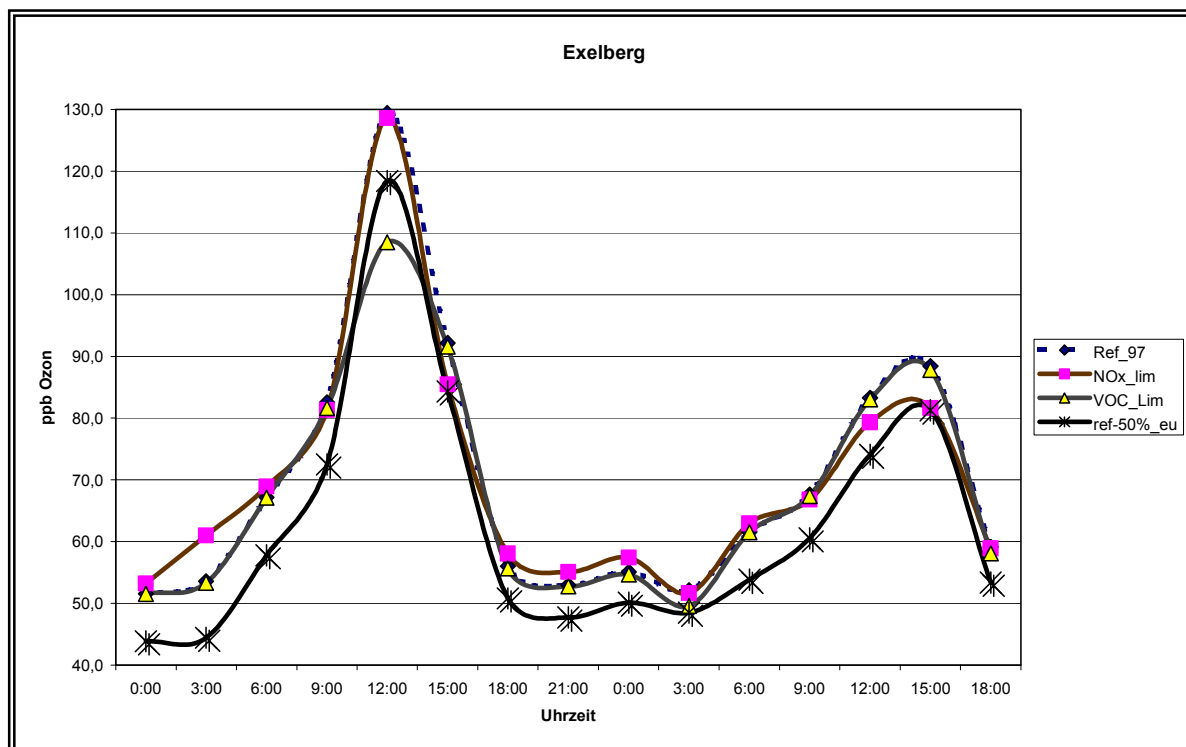
Tabelle 6: Zusammenfassung der für die verschiedenen Emissionsszenarien modellierten Ozonbelastung am Exelberg für die HSS-Episode

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOC_Lim	CO_Lim	AT-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	65,1	66,6	63,8	65,0	65,9	58,1
Ozon-Maximum	129,4	128,6	108,5	128,7	119,4	118,4
Ozon-Minimum	18,2	<b>37,6</b>	17,7	18,1	<b>36,5</b>	14,9

Der Mittelwert der Ozonkonzentration unterliegt in allen analysierten Szenarien mit Ausnahme des Euro-50%-Szenarios relativ geringen Änderungen. Große Unterschiede sind jedoch bei der maximalen Ozonbelastung deutlich. Hier ist vor allem die Reduktion der NMVOC-Emissionen effektiv zur Senkung der Ozonbelastung. Dies ist darauf zurückzuführen, daß in der unmittelbaren Umgebung starker (NO<sub>x</sub>-)Emissionsquellen die Ozonbildung NMVOC-limitiert ist. Größere Unterschiede ergeben sich auch bei der minimalen Ozonbelastung. Hier ist der Effekt des Ozonabbaus durch NO deutlich sichtbar; eine Reduktion des NO-Ausstoßes hat lokal eine Verminderung des Ozonabbaus zur Folge.

Abbildung 2 zeigt den Verlauf der Ozonkonzentration der Modellläufe aus Tabelle 6 im Detail.

Abbildung 2: Verlauf der in den verschiedenen Emissionsszenarien für die HSS-Episode modellierten Ozonbelastung am Exelberg



Deutlich zu sehen ist, daß im Euro-50%-Szenario der Verlauf dem des Referenzszenarios ähnelt, allerdings auf einem um etwa 7 ppb reduzierten Niveau. Eine Reduktion der österreichischen NO<sub>x</sub>-Emissionen bewirkt am ersten Tag keine Änderung der Ozonspitzen. Eine Reduktion der NMVOC-Emissionen ist vor allem am ersten Tag sehr effektiv. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die betreffenden Trajektorien Wien überquerten, dabei hohe NO<sub>x</sub>-Emissionen aufnahmen, wodurch diese Komponente im Überschuß vorhanden war; die Ozonbildung war somit NMVOC-limitiert. Anders war die Situation am 2. Tag, wo die Trajektorien Wien nicht überqueren. Hier ist die Reduktion der NMVOC-Emissionen praktisch wirkungslos, nicht so jedoch die Verminderung der österreichischen NO<sub>x</sub>-Emissionen, die eine deutliche Reduktion der Ozonbelastungsspitze bewirken.

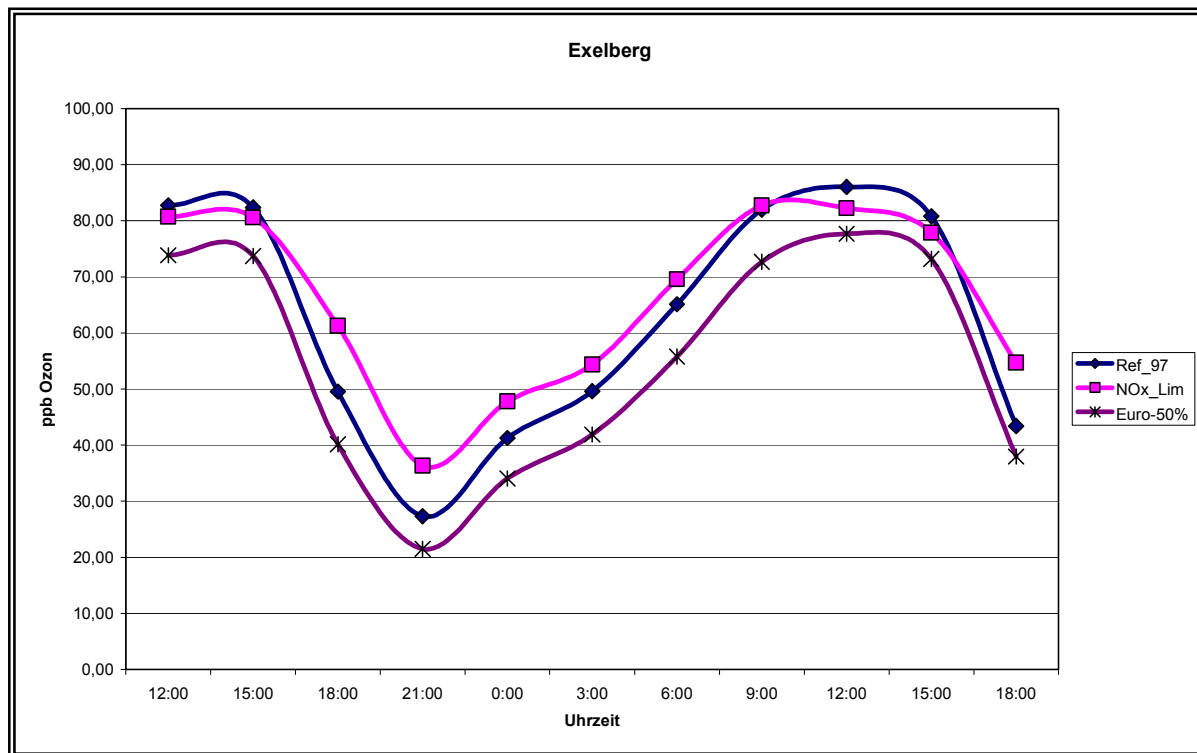
Dieses Ergebnis zeigt sich in analoger Form bei Betrachtung der Ozonkonzentrationen in Tabelle 7 und der in Abbildung 3 dargestellten Verläufe während der HD-Wetterlage.

Tabelle 7: Zusammenfassung der für die HD-Episode am Exelberg modellierten Ozonbelastung verschiedener Emissionsszenarien

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOC_Lim	CO_Lim	AT-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	62,7	66,2	62,4	62,7	65,9	54,8
Ozon-Maximum	86,0	82,7	85,6	86,0	82,1	77,7
Ozon-Minimum	27,3	36,4	27,2	27,3	36,3	21,5

Der Verlauf der Ozonkonzentration im NMVOC\_Lim-Szenario ist nicht explizit dargestellt, da er im wesentlichen dem Referenzszenario entspricht, das At-50%-Szenario hingegen dem NOx\_Lim-Szenario.

Abbildung 3: Verlauf der für die verschiedenen Emissionsszenarien modellierten Ozonbelastung am Exelberg, HD-Episode



Deutlich zu sehen ist, daß das NOx\_Lim-Szenario lediglich bei den Spitzen zu einer Senkung führt, sonst praktisch immer zu einer Erhöhung der Ozonbelastung. Im Euro-50%-Szenario entspricht der Verlauf fast genau demjenigen der Referenzszenarios, jedoch auf einem um etwa 7 ppb niedrigerem Niveau.

### Illmitz

Illmitz ist ein typischer Hintergrundstandort; eine direkte Beeinflussung durch lokale Emissionen bzw. die Abluffahne von Wien kommt nur in seltenen Fällen vor. Da der Aufpunkt im äußeren Osten Österreichs gelegen ist, wird die Ozonbelastung (im Modell) nur dann infolge österreichischer Emissionen beeinflusst, wenn die entsprechenden Luftpakete, die den Aufpunkt erreichen, Österreich überquert haben.

Tabelle 8 gibt wichtige Kenngrößen der Ozonbelastung am frühen Nachmittag an, wie sie für die verschiedenen Szenarien modelliert wurden.

Tabelle 8: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode in Illmitz

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOC_Lim	At-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	56,4	55,9	55,9	55,6	52,2
Ozon-Maximum	95,7	94,9	95,7	94,9	84,4
Ozon-Minimum	20,9	21,4	20,6	21,0	24,6
Anzahl der Tage mit einer Ozonbelastung					
>60 ppb	63	63	62	62	37
>70 ppb	25	19	24	18	6
>80 ppb	6	3	4	2	1
>90 ppb	1	1	1	1	0
>100 ppb	0	0	0	0	0

Offensichtlich ist, daß

- NMVOC-Emissionsreduktionen in Österreich nur eine marginale Auswirkung auf die Ozonkonzentration in Illmitz haben,
- der Einfluß von kombinierten NOx- und NMVOC-Reduktionen höher ist als von alleinigen NOx- Reduktionen
- wirkliche effektiv nur gesamteuropäische Maßnahmen sind.

Zum Vergleich wurden analoge Berechnungen für den Aufpunkt **Unterbergern** durchgeführt, welcher jedoch im Landesinneren liegt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode in Unterbergern

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOC_Lim	At-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	56,4	55,3	56,1	55,2	52,4
Ozon-Maximum	91,1	85,5	90,2	85,6	85,5
Ozon-Minimum	18,9	19,0	18,9	19,0	22,7
Anzahl der Tage mit einer Ozonbelastung					
>60 ppb	60	51	58	51	37
>70 ppb	25	23	23	22	14
>80 ppb	12	7	11	7	4
>90 ppb	2	0	1	0	0
>100 ppb	0	0	0	0	0

Generell ist der Einfluß von Emissionsreduktionen in Unterbergern erwartungsgemäß höher als in Illmitz. Praktisch wirkungslos sind, wie an allen analysierten Hintergrundstandorten, alleinige Reduktionen der NMVOC-Emissionen.

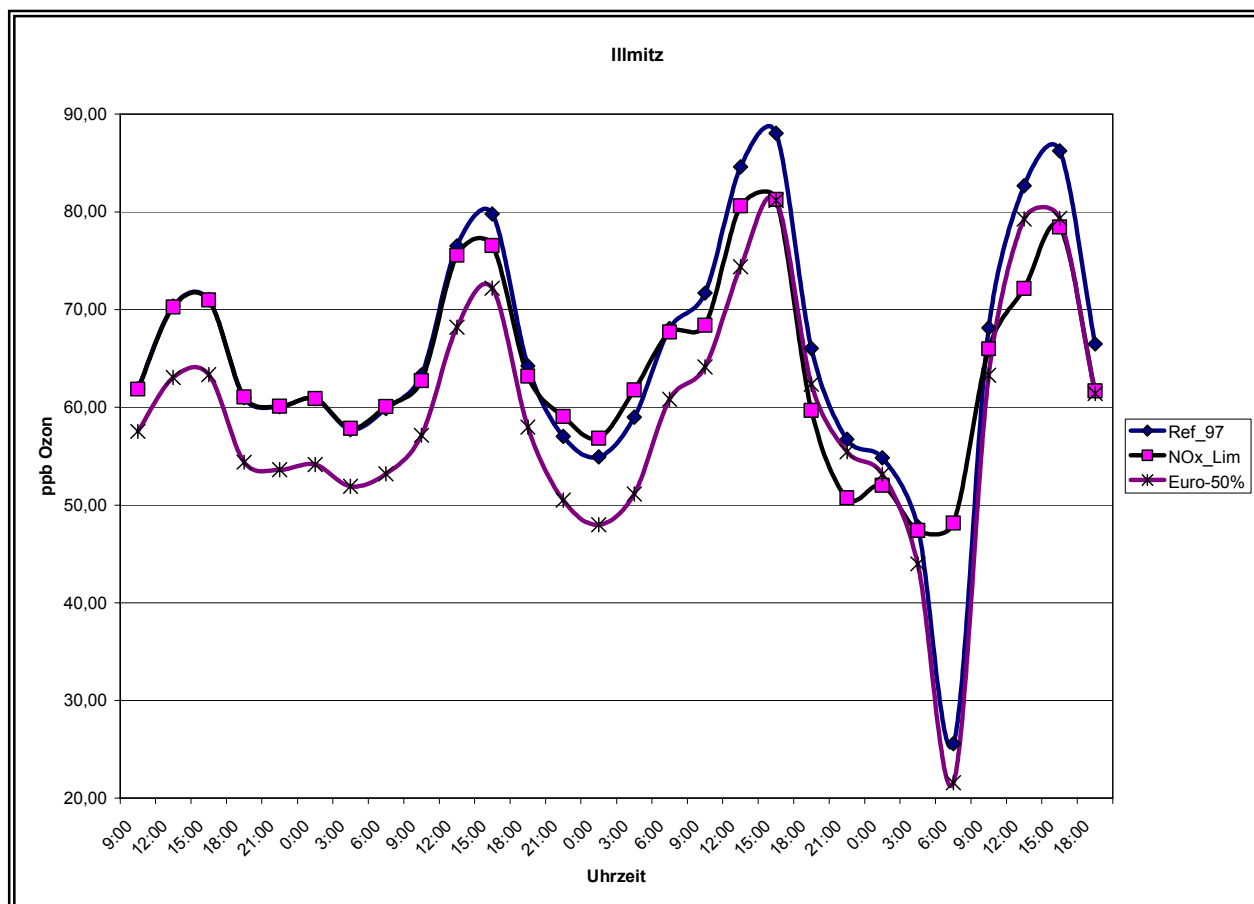
Detailliertere Erkenntnisse lassen sich durch die exemplarische Analyse einzelner Episoden gewinnen.

Die Ergebnisse für die HSS-Wetter-Episode in Illmitz sind in Tabelle 10 bzw. Abbildung 4 dargestellt.

Tabelle 10: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der HSS-Wetter-Episode in Illmitz

	Ref_97	NOx_Lim	NMVOC_Lim	CO_Lim	AT-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	65,2	64,0	64,8	65,1	63,7	59,2
Ozon-Maximum	88,0	81,3	87,6	87,9	81,0	81,2
Ozon-Minimum	25,6	47,4	22,2	25,5	43,9	21,6

Abbildung 4: Verlauf der in den verschiedenen Modellläufen für die HSS-Episode modellierten Ozonbelastung in Illmitz



In den ersten Stunden verlaufen alle Szenarien, die lediglich österreichischen Maßnahmen beinhalten, gleich – ein Hinweis darauf, daß die entsprechenden Trajektorien kaum österreichisches Staatsgebiet überquert haben. Bei den Spitzen am 2., 3. und 4. Tag bewirkt



die Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen jedoch einen signifikanten Rückgang der Belastung, die Werte während der Nacht steigen hingegen. Reduktionen der NMVOC-Emissionen haben praktisch keinen Einfluß auf die Ozonbildung (der Verlauf ist nahezu ident mit dem Referenzszenario). Die Ozonbildung ist in Illmitz also praktisch immer NO<sub>x</sub>-limitiert.

Während der HD-Wetterepisode erreichten die Trajektorien Illmitz praktisch immer aus östlicher Richtung; Änderungen der Emissionen in Österreich haben keinen Einfluß auf die Ozonbelastung in Illmitz, wie sich in Tabelle 11 zeigen läßt.

Tabelle 11: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der HD-Wetter-Episode in Illmitz

	Ref_97	NO <sub>x</sub> _lim	NMVOC_Lim	CO_Lim	At-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	63,6	63,6	63,6	63,6	63,6	56,7
Ozon-Maximum	75,9	75,9	75,9	75,9	75,9	68,2
Ozon-Minimum	47,8	47,8	47,8	47,8	47,8	42,4

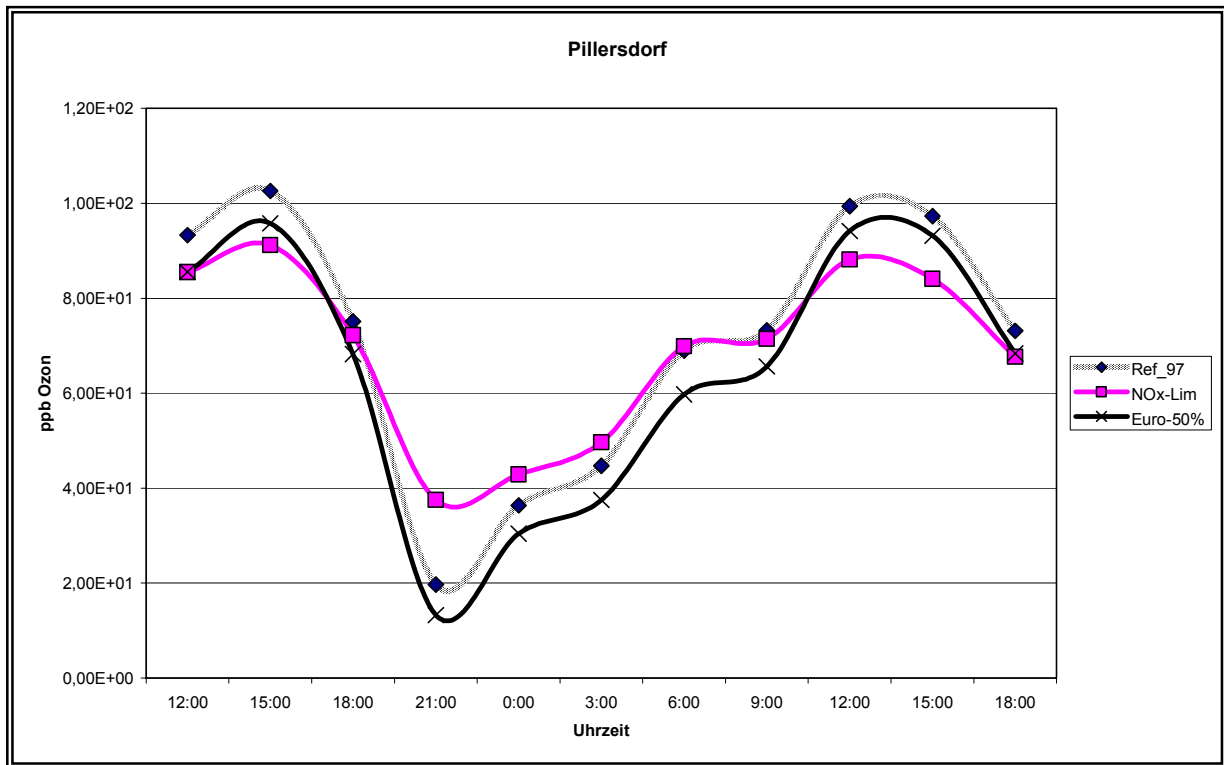
### Pillersdorf

Für Pillersdorf wurde die HD-Wetterepisode genauer untersucht, da in diesem Fall die eintreffenden Trajektorien z.T. Wien passierten. Tabelle 12 und Abbildung 5 geben Höhe und Verlauf der Ozonkonzentration wieder.

Tabelle 12: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der HD-Wetter-Episode in Pillersdorf

	Ref_97	NO <sub>x</sub> -Lim	NMVOC_Lim	CO_Lim	AT-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	71,3	69,1	70,5	71,2	68,8	64,7
Ozon-Maximum	102,6	91,2	101,1	102,5	91,1	95,8
Ozon-Minimum	19,7	37,5	19,2	19,7	36,5	13,3

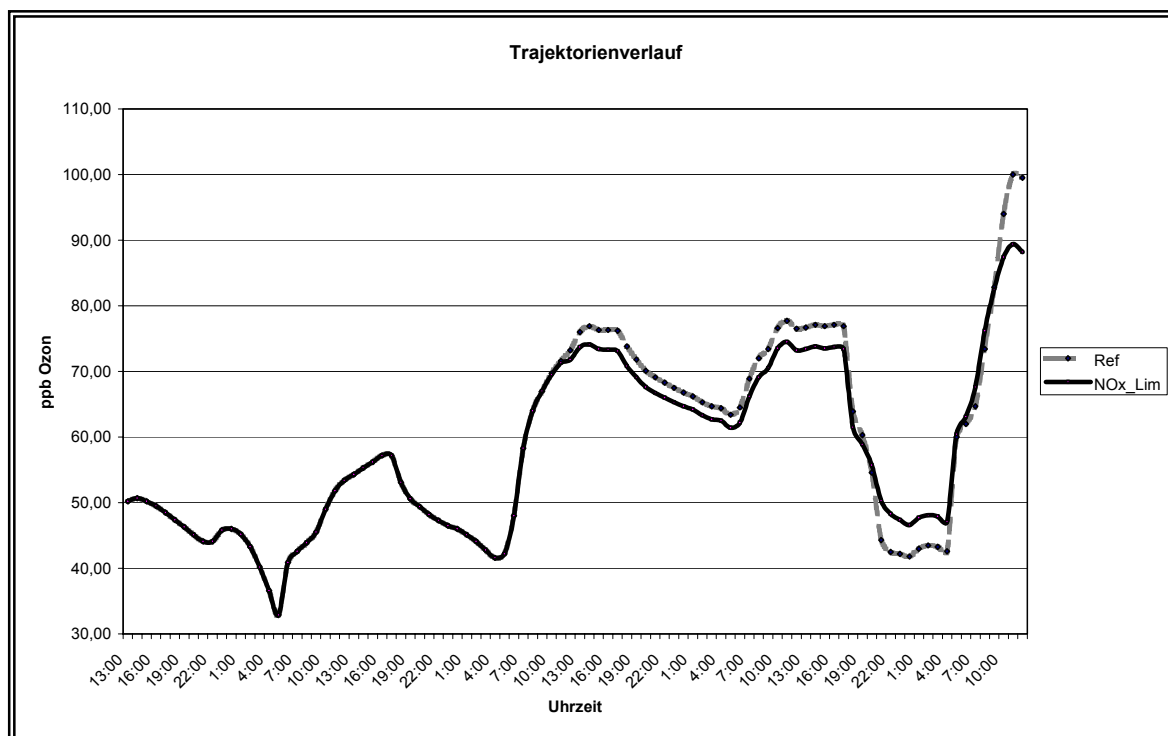
Abbildung 5: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration in Pillersdorf während der HD-Wetter-Episode



Bei einer Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen in Österreich kommt es zu einer signifikanten Verringerung der Ozonspitzenbelastung, die nächtlichen Ozonkonzentrationen steigen jedoch wieder. Eine Reduktion der NMVOC-Emissionen hat hingegen keinen Einfluß auf die Ozonbildung (praktisch ident zum Referenzszenario und somit nicht explizit dargestellt). Das Europaszenario bewirkt wiederum eine gleichmäßige Reduktion um etwa 7 ppb im Vergleich zum Referenzszenario.

Der Effekt geänderter NO<sub>x</sub>-Emissionen in Österreich auf den Verlauf der Ozonkonzentration läßt sich auch entlang der Zugbahn einer Trajektorie zeigen, siehe Abbildung 6. Ausgewählt wurde eine in Pillersdorf endende Trajektorie, die Österreich bereits nach etwa 48 Stunden erreichte.

Abbildung 6: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration entlang einer Trajektorie, die Pillersdorf während der HD-Wetter-Episode erreicht.



Die dunklere Linie zeigt die Trajektorie mit verminderter NO<sub>x</sub>-Emission. Die Ozonbildung wird dadurch tagsüber reduziert; in der Nacht treten dagegen erhöhte Ozonkonzentrationen auf, da die Reaktion mit NO eine geringere Rolle spielt.

### Währinger Straße

Hier handelt es sich um einen Aufpunkt, der im städtischen Gebiet gelegen ist. Dabei ist zu erwarten, daß die Reaktion von Ozon mit frisch emittiertem NO eine besonders große Rolle spielt, was sich auch in einer Analyse der HSS-Wetter-Episode zeigt.

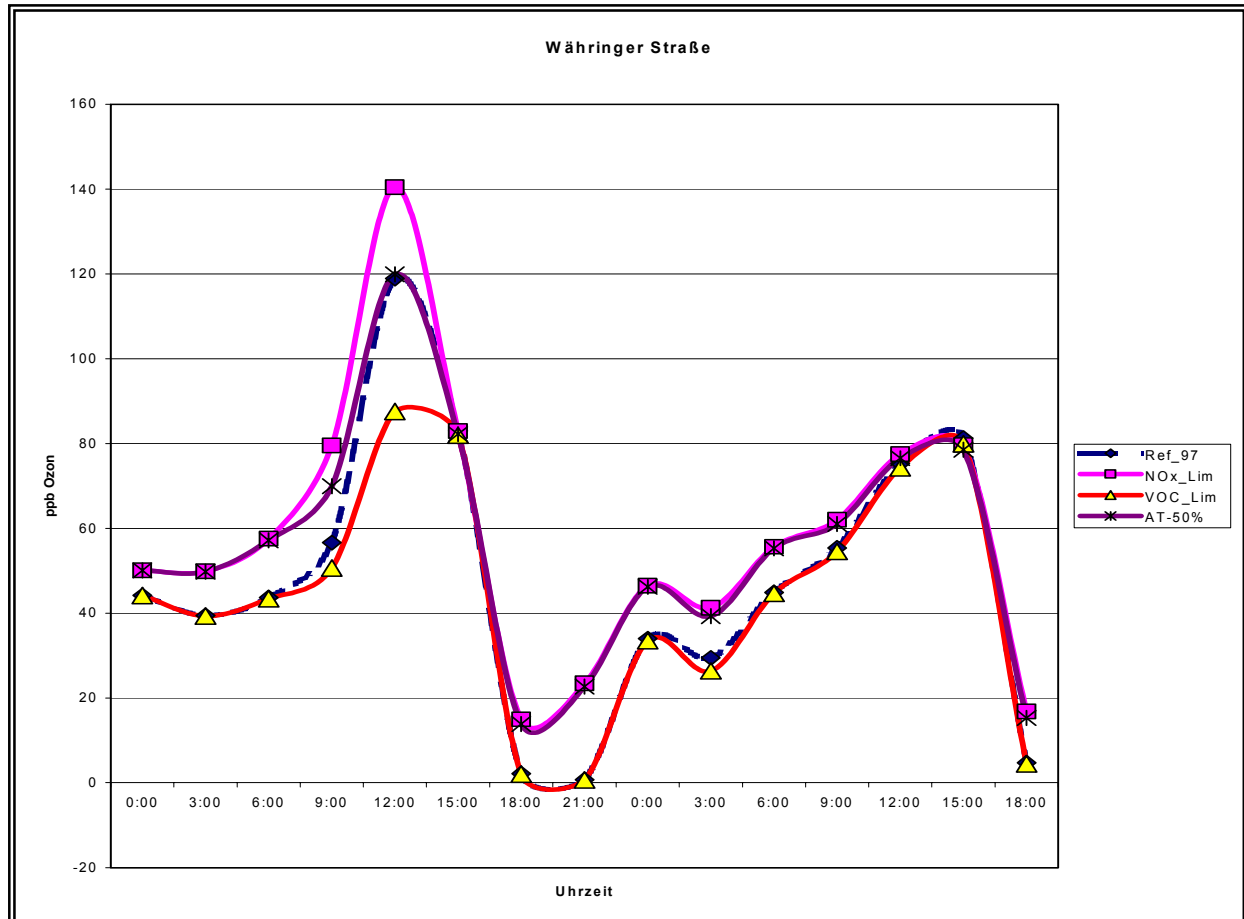
Tabelle 13: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der HSS-Wetter-Episode in Wien/Währinger Straße

	Ref_97	NO <sub>x</sub> _Lim	NM <sub>VOC</sub> _Lim	CO_Lim	AT-50%	Euro-50%
Ozon-Mittelwert	47,5	57,7	45,6	47,4	55,9	41,4
Ozon-Maximum	118,9	140,5	87,6	117,9	119,9	108,2
Ozon-Minimum	0,8	15,0	0,7	0,8	13,9	0,4

Eine alleinige Reduktion der österreichischen NO<sub>x</sub>-Emissionen um 50% bewirkt lokale Erhöhung der Ozonbelastung um etwa 20 ppb. Dabei muß jedoch erwähnt werden, daß im weiteren Verlauf der Trajektorie die Ozonbildung reduziert wird, insgesamt also die gesamte gebildete *Ozonmenge* sinkt. Bei der Betrachtung des zweiten in Abbildung 7 dargestellten

Tages ist auffällig, daß keine der österreichischen Maßnahmen eine signifikante Änderung der Ozonbelastung bewirkt, d.h., die gesamte Belastung ist auf Ferntransport zurückzuführen.

Abbildung 7: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration während der HSS-Episode in Wien/Währinger Straße



## 6.4 Schlußfolgerungen

Deutlich zu sehen ist, daß der Einfluß einer selektiven Reduktion von NO<sub>x</sub> und/oder NMVOC in Österreich stark von der jeweiligen Wetterlage, der Tageszeit sowie der Lage des betrachteten Aufpunktes abhängt. Die gezeigten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen und verallgemeinern:

- Der Einfluß der NO<sub>x</sub>-Emissionen auf die Spitzenbelastungen ist dann am größten, wenn die betrachteten Trajektorien Wien überquert haben und sich bereits in einiger Entfernung zum Stadtgebiet befinden.
- Durch eine *Verminderung* der Abbaureaktion von Ozon mit NO kommt es insbesondere in den Nachtstunden zu einer *Erhöhung* der Ozonkonzentration. Im Stadtgebiet von Wien können NO<sub>x</sub>-Emissionsreduktionen kleinräumig sogar eine Erhöhung der Ozonbelastung auch unter tags zur Folge haben.
- Reduktionen von NMVOC-Emissionen haben außerhalb von Ballungsräumen und deren Umgebung praktisch keinen Einfluß auf die Ozonbildung.
- Innerhalb von Ballungsräumen ist die Ozonbildung oft NMVOC-limitiert. Eine Reduktion dieses Schadstoffes hat einen signifikanten Einfluß auf die Ozonbildung.

- Die Reduktion der CO-Emissionen hat einen sehr geringen Einfluß auf die lokale Ozonbelastung in Österreich.
- Zur Reduktion der (großflächigen) Ozonbelastung sind jedenfalls auch internationale Maßnahmen erforderlich.
- Jegliche Reduktion des Ausstoßes von Ozonvorläufersubstanzen führt in Summe zu einer Verringerung der Ozonbildung, wobei jedoch Ort und Zeitpunkt nicht unbedingt identisch sind mit jenen Orten, an denen die Reduktionen durchgeführt wurden.

## 7 UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE WIRKSAMKEIT VON EMISSIONSREDUKTIONEN IM RAHMEN DER UN/ECE UND DER EU ZUR REDUKTION DER OZONKONZENTRATION IN NORDOSTÖSTERREICH

Derzeit werden internationale Richtwerte (etwa der WHO; WHO, 1998) zum Schutz der menschlichen Gesundheit sowie der Vegetation vor überhöhten Ozonbelastungen in weiten Teilen Europas jeden Sommer überschritten (EEA, 1999). Da es sich bei Ozon und dessen Vorläufersubstanzen um Schadstoffe handelt, die einem weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport unterliegen, läßt sich dieses Problem nicht durch einzelstaatliche Maßnahmen alleine lösen, sondern nur durch europaweite Maßnahmen. Derzeit werden auf internationaler Ebene zwei Übereinkommen vorbereitet, innerhalb derer sich die Mitgliedsstaaten der EU bzw. der UN/ECE zu Einschränkungen der Emission von Ozonvorläufersubstanzen verpflichten sollen. Im Rahmen des *Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung* wird ein sogenanntes Protokoll zur Bekämpfung der Versauerung, der Eutrophierung und des bodennahen Ozons abgeschlossen werden (<http://www.unece.org/env>).

Die Europäische Kommission hat einen Vorschlag für eine sogenannte *National Emission Ceiling-Richtlinie* (NEC-RL) vorgelegt, welche auf die Bekämpfung von Versauerung und der Bildung von bodennahem Ozon vorsieht und innerhalb derer eine Minderung der nationalen Emissionen der Schadstoffe NO<sub>x</sub>, NMVOC, SO<sub>2</sub> und NH<sub>3</sub> der Mitgliedstaaten der EU vorgesehen ist (Kommission der EU, 1999).

Innerhalb der NEC-RL ist die Festsetzung von verbindlichen, jährlichen Emissionsobergrenzen für die Mitgliedstaaten der EU geplant. Ziel ist die parallele Bekämpfung mehrerer ökologischer Probleme:

- Versauerung (verantwortliche Schadstoffe: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub>)
- Belastung durch bodennahes Ozon (verantwortliche Schadstoffe: NO<sub>x</sub> und NMVOC)
- (Eutrophierung, verursacht durch NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub>)

Die **Höhe** der jeweiligen Obergrenze soll so gewählt werden, daß negative Effekte auf die Umwelt (verursacht durch die Deposition versauernder Verbindungen bzw. die direkte Einwirkung durch Ozon) und die Gesundheit (Ozon) möglichst kosteneffizient reduziert werden.

Dies bedeutet, daß

- spezifische ökologische Ziele ausgewählt und anschließend
- Optimierungen durchgeführt werden, um kostengünstige Lösungen zur Erreichung bzw. Annäherung dieser Ziele zu identifizieren.

Diese Optimierungen (und z.T. die Festlegung der Ziele) werden im derzeitigen Prozeß von einem Konsultanten der Kommission durchgeführt, dem in Laxenburg ansässigen Institut für angewandte Systemanalysen (International Institute for Applied System Analysis; IIASA). Dabei kommt das von der IIASA entwickelte RAINS-Modell zur Anwendung.

Auf eine eingehende Beschreibung des Modells wird hier verzichtet, da sich technische Details zum RAINS-Modell über das Internet abrufen lassen: <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>.

Die Modellierungen gehen jeweils vom Referenzjahr 1990 aus, die Emissionsreduktionen werden für das Jahr 2010 berechnet.

Wichtig ist dabei, daß die Ozonkonzentrationen innerhalb von RAINS mit einer räumlichen Auflösung von 150 km x 150 km berechnet werden. Dies bedeutet, daß kleinräumige Effekte auf die Ozonbildung nicht abgebildet werden können.

Innerhalb dieses Berichtes werden die Auswirkungen eines zentralen Emissionsreduktionsszenarios, dem sogenannten G5/2-Szenario, welches innerhalb der UN/ECE diskutiert wird, auf die Ozonbildung in Nordostösterreich näher untersucht.

## 7.1 Emissionen

Die NO<sub>x</sub>- und NMVOC-Emissionen des Referenzjahres 1990 sowie des Szenarios G5/2 sind in Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 14: Emissionen im Jahr 1990 sowie für das G5/2-Szenario im Jahr 2010

Staat	NO <sub>x</sub> in 1000 t			NMVOC in 1000 t		
	1990	G5/2 (2010)	in % von 1990	1990	G5/2 (2010)	in % von 1990
Albania	24	36	50%	31	41	32%
<b>Austria</b>	<b>192</b>	<b>91</b>	<b>-53%</b>	<b>352</b>	<b>142</b>	<b>-60%</b>
Belarus	402	290	-28%	371	298	-20%
Belgium	351	127	-64%	374	103	-72%
Bosnia	80	53	-34%	51	48	-6%
Bulgaria	355	266	-25%	195	185	-5%
Croatia	82	87	6%	103	86	-17%
Czech	546	188	-66%	442	156	-65%
Denmark	274	113	-59%	182	85	-53%
Estonia	84	73	-13%	45	49	9%
Finland	276	152	-45%	213	110	-48%
France	1.867	704	-62%	2.382	989	-58%
Germany	2.662	1.081	-59%	3.122	995	-68%
Greece	345	344	0%	336	261	-22%
Hungary	219	137	-37%	204	137	-33%
Ireland	2.037	55	-51%	110	55	-50%
Italy	113	901	-56%	2.055	1.030	-50%
Latvia	117	118	1%	63	56	-11%
Lithuania	153	134	-12%	111	105	-5%
Luxembourg	22	8	-64%	19	7	-63%
Netherlands	542	266	-51%	490	157	-68%
Norway	220	142	-35%	297	195	-34%
Poland	1.217	654	-46%	797	475	-40%

Portugal	208	144	-31%	212	102	-52%
Moldova	87	64	-26%	50	42	-16%
Romania	518	328	-37%	503	500	-1%
Russian	3.486	2.653	-24%	3.542	2.723	-23%
Slovakia	219	115	-47%	151	140	-7%
Slovenia	60	34	-43%	55	40	-27%
Spain	1.162	726	-38%	1.008	648	-36%
Sweden	338	159	-53%	511	241	-53%
Switzerland	163	76	-53%	278	144	-48%
Macedonia	39	29	-26%	19	19	0%
Ukraine	1.888	1.222	-35%	1.161	770	-34%
United Kingdom	2.839	1.181	-58%		1.101	-59%
Yugoslavia	211	132	-37%	142	138	-3%
European Community	13.226	6.054	-54%	14.031	6.024	-57%
<b>Total</b>	<b>23.398</b>	<b>12.883</b>	<b>-45%</b>	<b>22.644</b>	<b>12.373</b>	<b>-45%</b>

Die NMVOC- und NO<sub>x</sub>-Emissionsreduktionen liegen somit in Österreich etwas über dem gesamteuropäischen Durchschnitt.

Die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Verursacherguppen innerhalb von G5/2 wurde aus <http://www.iiasa.ac.at/~rains/french-may.pdf> übernommen. Die Aufteilung der Emissionen für 1990 erfolgte für Österreich, Tschechien, Slowakei und Ungarn laut POP-Emissionsbericht (Winiwarter und Züger, 1996). Für die anderen Staaten wurden die Gesamtemissionen nach dem gleichen Schlüssel wie in Winiwarter und Züger (1996) beschrieben aufgeteilt.

Zu Vergleichszwecken wurde auch ein Szenario herangezogen, innerhalb dessen die Emissionen außerhalb Österreichs auf dem Stand von 1990 bleiben, in Österreich jedoch auf Null gesetzt wurden. Dieses Szenario wird im folgenden mit AT\_Zero abgekürzt.

## 7.2 Ergebnisse

Im folgenden werden Ergebnisse der Modellläufe mit den verschiedenen Emissionsszenarien für unterschiedliche Standorte und Episoden dargestellt.

### Exelberg

Der erste Teil der Tabelle 15 gibt die Anzahl der Tage wieder, an denen Ozonkonzentrationen über einer bestimmten Schwelle modelliert wurden; im zweiten Teil werden statistische Größen der Ozonbelastung angeführt.



Tabelle 15: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode am Exelberg

Anzahl der Tage mit einer Ozonbelastung	1990	At_zero	G5/2 (2010)
>60 ppb	73	59	58
>70 ppb	46	25	28
>80 ppb	21	7	12
>90 ppb	6	0	2
>100 ppb	3	0	0
>110 ppb	1	0	0
Mittelwert der Ozonkonzentration	59,3	56,5	55,8
Maximum der Ozonkonzentration	115,9	87,1	92,4
Minimum der Ozonkonzentration	19,8	20,6	21,6

Deutlich ist zu sehen, daß eine signifikante Reduktion der Spitzenbelastung vorausgesagt wird. Dies betrifft insbesondere die Werte über etwa 80 ppb. Bei den niedrigeren Werten ist die Reduktion jedoch wesentlich geringer. Dies läßt sich auch am 2. Teil von Tabelle 15 ablesen, welche minimale, maximale sowie durchschnittliche Ozonkonzentration in ppb während der betrachteten Periode zeigt.

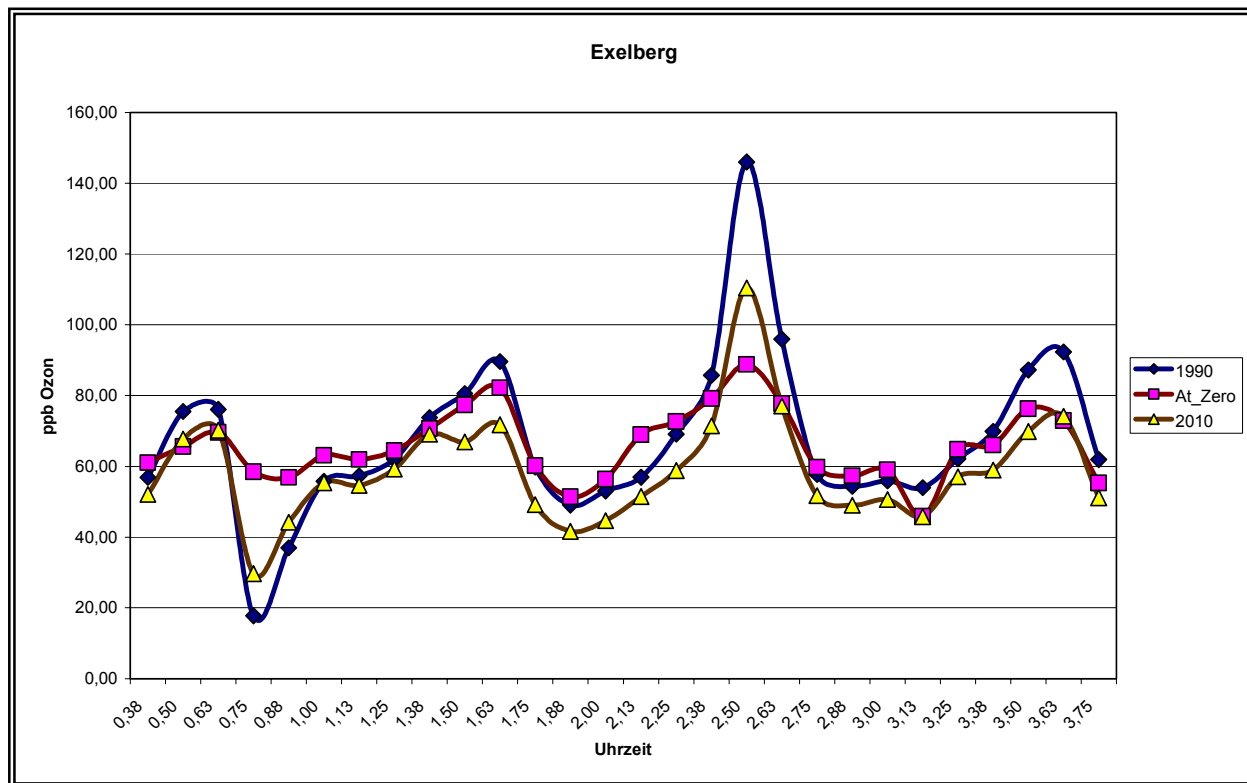
Die Spitzenkonzentrationen würden durch eine Absenkung der österreichischen Emissionen auf den hypothetischen Wert von 0 stärker sinken als im (realistischen) G5/2-Szenario für 2010, die durchschnittliche Konzentration liegt allerdings im 2010-Szenario tiefer. Dies ist insofern beachtlich, als der betrachtete Aufpunkt in einer Region liegt, die überdurchschnittlich stark von österreichischen Emissionen beeinflusst wird.

Die maximale Ozonkonzentration wird im G5/2-Szenario um etwa 20% reduziert, die mittlere um etwa 10%. Dies ist nicht viel, wenn man bedenkt, daß die Emissionen der wichtigsten Ozonvorläufersubstanzen in diesem Szenario im Schnitt in Europa um etwa 45% reduziert werden.

Allerdings muß betont werden, daß die tatsächlichen Ozonreduktionen höher sein dürften. Dies ist damit zu erklären, daß das POP-Modell für seine Berechnungen bestimmte Ozonanfangskonzentrationen (am Start der 96-Stunden-Trajektorien) als Inputdaten benötigt. Diese wurden mit Hilfe eines globalen Ozonmodells berechnet. Dieses Modell liefert Ozonkonzentrationen in Europa basierend auf den Emissionen um 1990 und berücksichtigt somit nicht die Emissionsreduktionen innerhalb Europas bis zum Jahr 2010, so daß die tatsächlichen Anfangskonzentrationen niedriger sein dürften. Dies ist insofern von besonderer Bedeutung, als die Ozonanfangskonzentrationen eine sensitive Größe innerhalb des Modells darstellen, d.h., stark auf Änderungen dieser Größe reagiert (siehe Baumann et al., 1998).

Interessant ist auch eine Analyse der Ozonverläufe während einzelner Episoden, insbesondere in Gebieten, die von ‚hausgemachter‘ Ozonbildung betroffen sind. Abbildung 8 zeigt die modellierte Ozonkonzentration am Exelberg über die viertägige HSS-Wetterepisode.

Abbildung 8: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration während der HSS-Episode am Exelberg



Dabei ist zu sehen, daß die tägliche *maximale* Ozonkonzentration im Szenario G5/2 für 2010 in allen Fällen deutlich niedriger ist als im 1990-Szenario. Mit Ausnahme des dritten Tages sind die maximalen Werte auch niedriger als im AT\_Zero-Szenario. Dies bedeutet, daß die für 2010 vorgesehenen Emissionsreduktionen außerhalb Österreichs selbst an einem Standort, der sehr stark durch heimische Emissionen beeinflusst wird, äußerst effektiv zur Senkung der Ozonbelastung beiträgt, häufig sogar effektiver als das AT\_Zero-Szenario.

### Illmitz

Der erste Teil der Tabelle 16 gibt an, an wie vielen Tagen während der Sommermonate die modellierten Ozonkonzentrationen am frühen Nachmittag bestimmte Werte übersteigen. Im zweiten Teil werden die modellierten Konzentrationen zusammengefaßt.

Tabelle 16: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerepisode in Illmitz

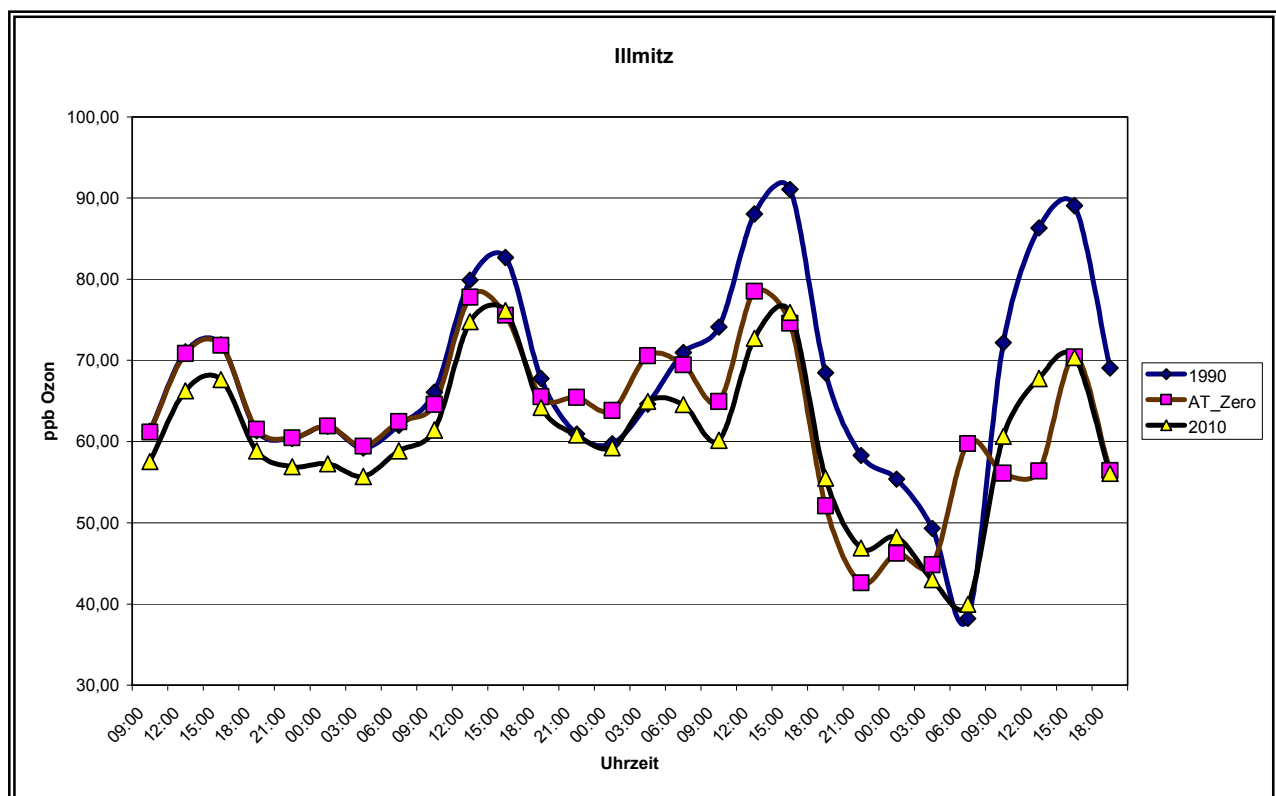
Anzahl der Tage mit einer Ozonbelastung	1990	At_zero	G5/2 (2010)
>60 ppb	72	59	55
>70 ppb	35	20	21
>80 ppb	12	4	3
>90 ppb	1	0	0
>100 ppb	0	0	0
>110 ppb	0	0	0

Mittelwert der Ozonkonzentration	58,6	55,9	54,9
Maximum der Ozonkonzentration	96,7	95,0	87,9
Minimum der Ozonkonzentration	20,7	20,7	21,9

Im G5/2-Szenario wird sowohl die durchschnittliche als auch die Spitzenbelastung deutlich reduziert, auch stärker als im At\_Zero-Szenario. Dies zeigt, daß jegliche Maßnahmen, die auf Österreich beschränkt bleiben, nicht ausreichend sind, die Ozonhintergrundbelastung erheblich zu senken. Generell bleibt auch hier wieder die relative Reduktion der Ozonkonzentrationen (etwa 7% im Mittel, bis zu 20% bei den Spitzen) weit hinter jener der Ozonvorläufersubstanzen zurück.

Im folgenden wird die HSS-Episode, in der die Luftmassen bei ihrem Weg zum Aufpunkt Österreich überqueren, genauer analysiert.

Abbildung 9: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration während der HSS-Episode in Illmitz



Der Abbildung ist zu entnehmen, daß die Emissionsreduktionen im G5/2-Szenario für 2010 eine signifikante Verminderung der Ozonbelastung zur Folge haben. Weiters zeigt sich, daß dieses Emissionsreduktionsszenario auch in Illmitz effizienter als das AT\_Zero-Szenario ist (dies gilt selbst für die täglichen Maximalwerte).

### Pillersdorf

In Abbildung 10 wird ein Extrembeispiel gezeigt, bei dem die Trajektorien vor Erreichen des Aufpunktes den Ballungsraum Wien überqueren (HD-Wetterepside); dadurch ist der Einfluß der österreichischen Emissionen naturgemäß maximal. Allerdings führen auch die Reduktionen des G5/2-Szenarios zu einem starken Rückgang der Spitzenbelastungen.

Daran anschließend wird in Abbildung 11 der Verlauf der modellierten Ozonkonzentration für die HSS-Episode dargestellt. Dabei sind mit Ausnahme des ersten Tages die Minderungen der Ozonspitzen im G5/2-Szenario größer als im At\_Zero-Szenario.

Abbildung 10: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration während der HD-Episode in Pillersdorf

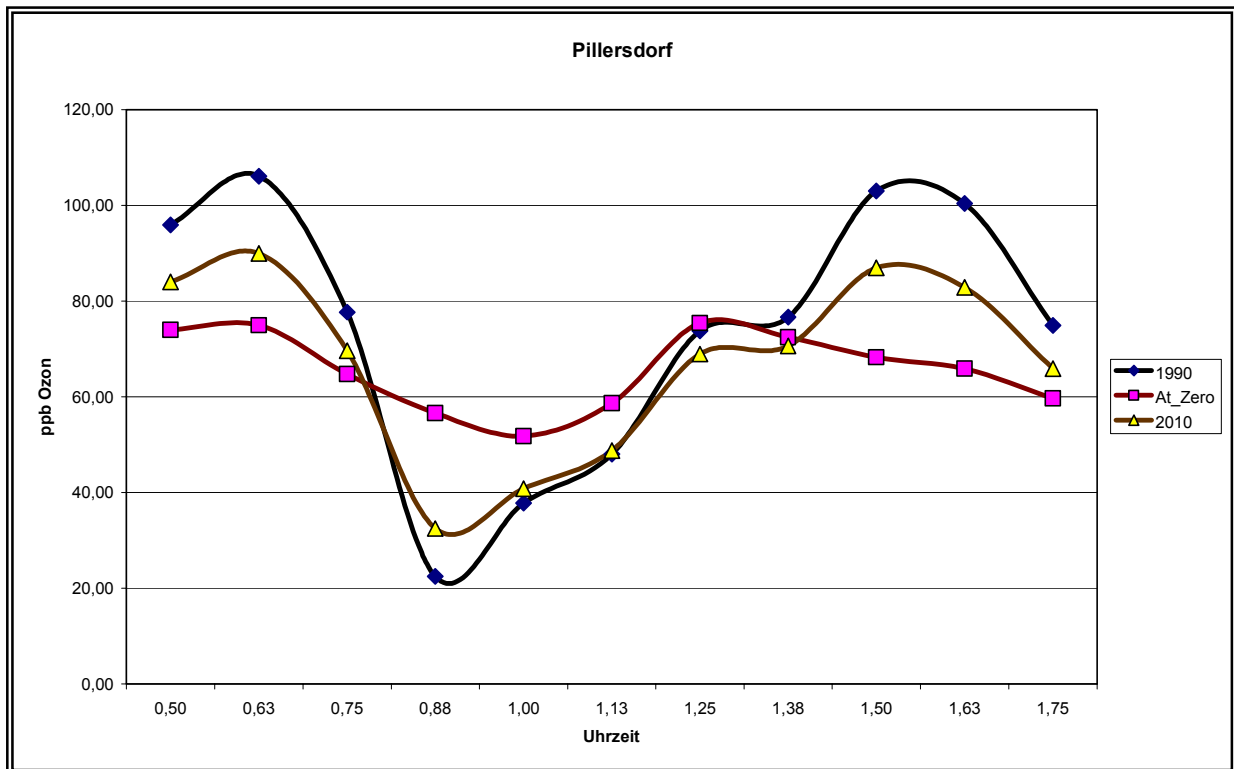
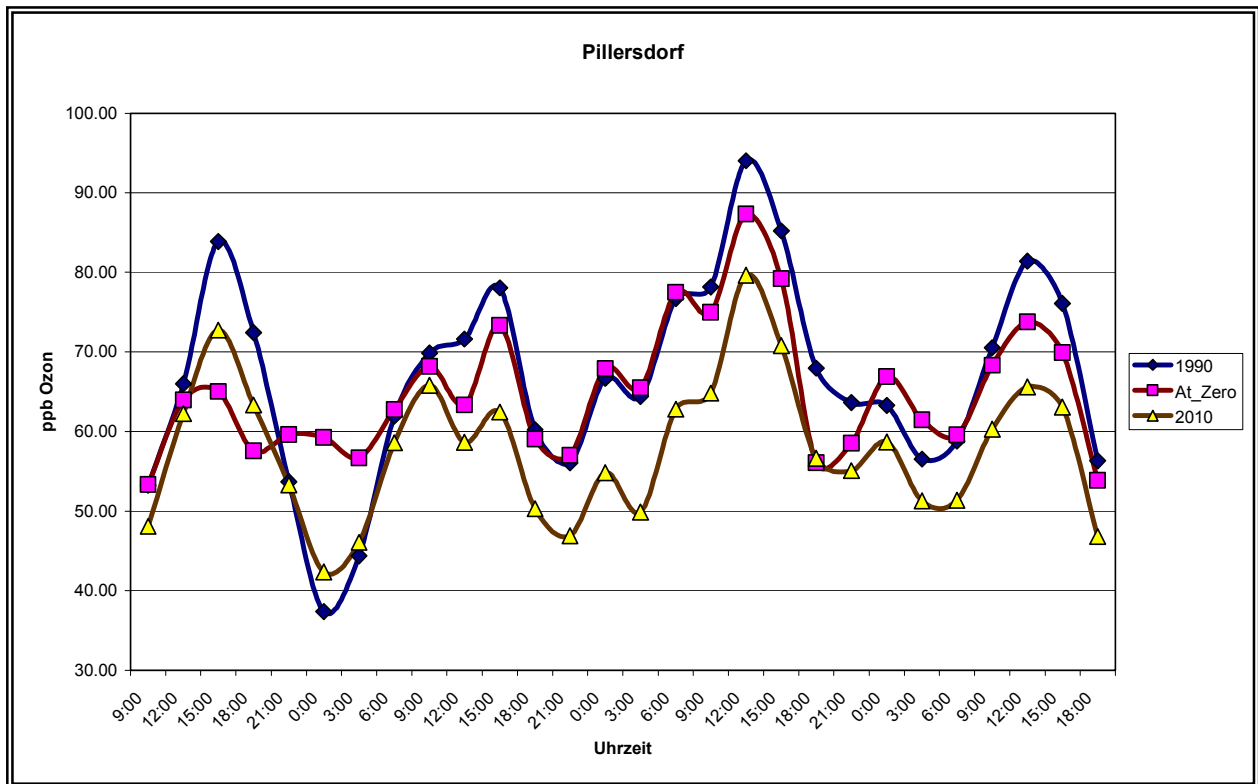


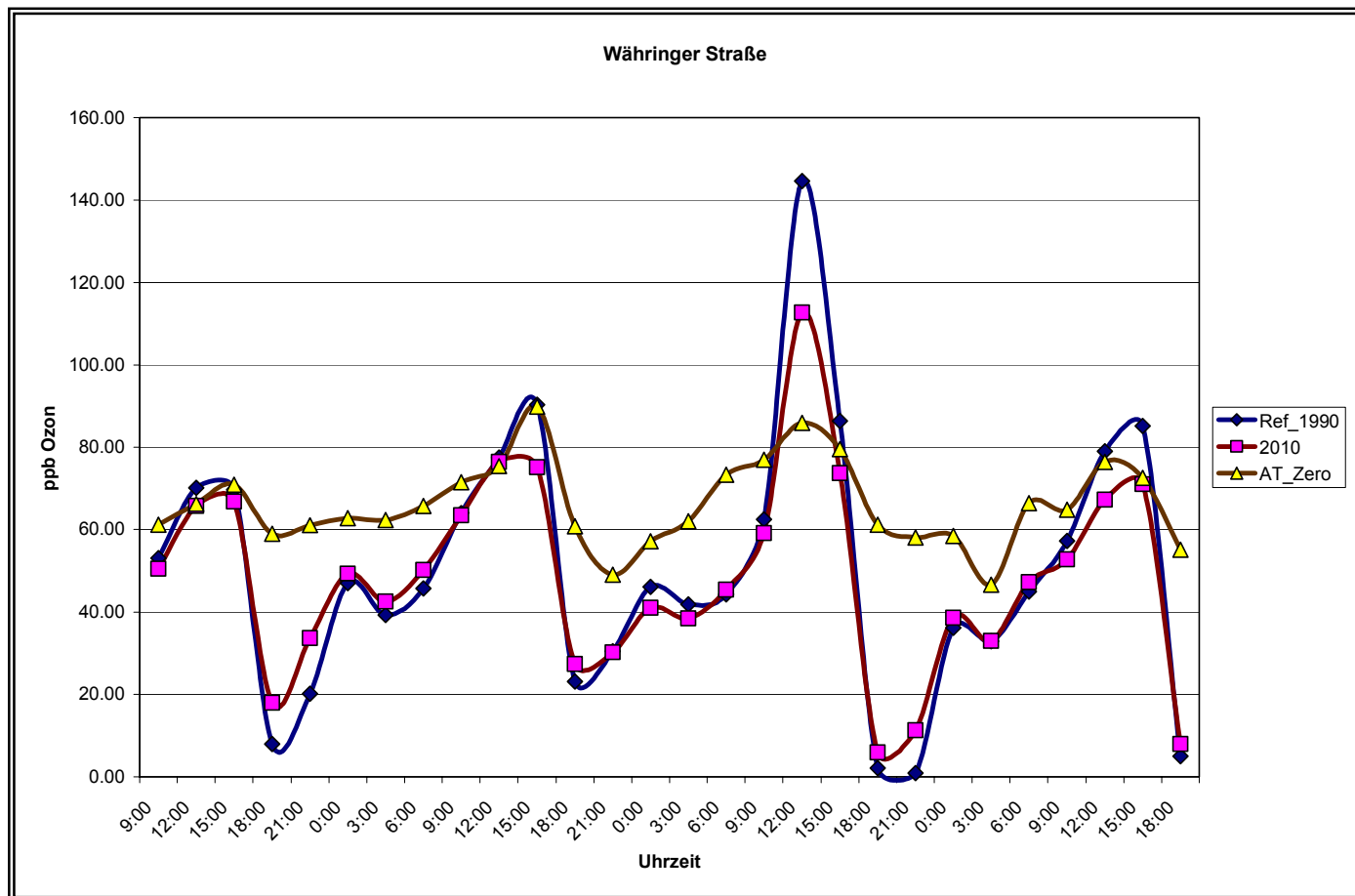
Abbildung 11: Verlauf der modellierten Ozonkonzentration während der HSS-Episode in Pillersdorf



### Währinger Straße

Deutlich unterschiedlich von den zuvor beschriebenen Aufpunkten stellt sich die Situation an innerstädtischen Standorten dar. Hier unterscheidet sich das At\_Zero-Szenario deutlich von den beiden anderen Szenarien. Dies ist einerseits auf den fehlenden Abbau von Ozon durch NO zurückzuführen, andererseits auf die Reduktion der ‚hausgemachten‘ Spitzenbelastungen am dritten Tag der modellierten Episode. Diese dürfte im vorliegenden Fall in erster Linie auf eine Reduktion der NMVOC-Emissionen zurückzuführen sein (vgl. auch Resultate in Kapitel 4).

Abbildung 12: Verlauf der Ozonkonzentration während der HSS-Episode in Wien 9, Währinger Str.



### 7.3 Schlußfolgerungen

Die Emissionsreduktionen, die für 2010 innerhalb des G5/2-Szenarios geplant sind, führen zu einer sehr deutlichen Absenkung der modellierten Ozonbelastung im Vergleich zum Referenzjahr 1990. Die großflächige Hintergrundbelastung wird durch die Maßnahmen in Europa signifikant verringert, die Emissionsreduktionen in Österreich bewirken gleichzeitig eine Senkung der ‚hausgemachten‘ Spitzenbelastungen.

Selbst bei einer (hypothetischen) Absenkung aller österreichischen Emissionen auf Null (At\_Zero-Szenario) lassen sich in den meisten Fällen nur geringere Ozonminderungen erreichen als bei einer gemeinsamen Reduktion der österreichischen und der gesamteuropäischen Emissionen.

Allerdings ist auch zu sehen, daß nach den für 2010 anvisierten Emissionsreduktionen bei geeigneter Wetterlage immer noch hohe Ozonkonzentrationen auftreten können – zumindest Überschreitungen des WHO-Richtwertes zum Schutz der menschlichen Gesundheit von  $120\mu\text{g}/\text{m}^3$  als Achtstundenmittelwert dürften auch dann noch auftreten.

## 8 IST DIE OZONBELASTUNG VON 1990 BIS 1997 GESUNKEN?

In Österreich sind die Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen NO<sub>x</sub> und NMVOC in den letzten Jahren reduziert worden. Bei NO<sub>x</sub> betragen die Reduktionen zwischen 1990 und 1997 über 10%, bei den durch anthropogene Aktivitäten emittierten NMVOC mehr als 25%: Ähnliche Reduktionen haben in anderen europäischen Ländern stattgefunden. Oft diskutiert wurde die Frage, ob diese Änderungen bereits zu einer signifikanten Verringerung der Ozonbelastung in Österreich geführt haben. Anhand von Meßwerten läßt sich die Frage derzeit kaum beantworten, da der Einfluß der variablen meteorologischen Verhältnisse auf die Ozonbildung dominant ist und damit etwaige Effekte von Emissionsreduktionen verdeckt. Mit Hilfe von photochemischen Modellen läßt sich hingegen die Ozonbildung unter *konstanten* meteorologischen Bedingungen bei geänderten Emissionen simulieren.

Um Hinweise auf etwaige, durch den meteorologischen Einfluß verdeckte, Trends in der Ozonbelastung zu bekommen, wurden die berechneten Ozonkonzentrationen für 1990 und 1997 an zwei Standorten verglichen. Die Tabellen 17 und 18 enthalten exemplarisch Vergleichswerte für Illmitz und Exelberg.

Tabelle 17: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode in Illmitz für die Jahre 1990 und 1997

	1990	1997
Mittelwert der Ozonkonzentration	59	56
Maximum der Ozonkonzentration	97	96
Minimum der Ozonkonzentration	21	21
Anzahl der Tagen mit Ozonkonzentrationen		
>60	72	63
>70	35	25
>80	12	6
>90	1	1
>100	0	0

Tabelle 18: Zusammenfassung der modellierten Ozonbelastung während der Sommerperiode am Exelberg für die Jahre 1990 und 1997

	1990	1997
Mittelwert der Ozonkonzentration	59	57
Maximum der Ozonkonzentration	116	100
Minimum der Ozonkonzentration	20	20

Anzahl der Tagen mit Ozonkonzentrationen		
>60	73	65
>70	46	31
>80	21	16
>90	6	3
>100	3	0
>110	1	0

Im Falle von Illmitz ändert sich weder die Spitzenkonzentration noch der Mittelwert der Ozonkonzentration signifikant. Änderungen um wenige ppb wären durch Messungen auch nur schwer belegbar. Anders ist die Situation am Exelberg. Hier zeigen die Modellergebnisse eine signifikante Änderung der Spitzenbelastung. Im Licht der in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Ergebnisse lassen sich diese Reduktionen in erster Linie auf eine Verringerung der NMVOC-Emissionen in Österreich zurückführen. Allerdings sollte betont werden, daß derartige Effekte praktisch nur bei hohen Spitzenbelastungen in Bereichen mit NMVOC-limitierter Ozonbildung auftreten. In allen anderen Fällen werden selbst bei Spitzenkonzentrationen lediglich Änderungen um einige wenige ppb modelliert.

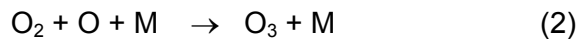


## 9 LITERATUR

- Baumann et al. (1996): Bodennahes Ozon in Österreich. Bestandsaufnahme und Maßnahmen. UBA-BE-063. Umweltbundesamt Wien.
- Baumann et al. (1997): Pannonisches Ozonprojekt (POP). Zusammenfassender Endbericht. OEFZS-Bericht A-4136. Seibersdorf.
- BMUJF (1997): Umweltbilanz Verkehr; Österreich 1950 – 1996. Wien.
- Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (1996). European Environment Agency. Kopenhagen.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaft (1999): Vorschlag für eine Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates über nationale Emissionsobergrenzen für bestimmte Luftschadstoffe. KOM(1999) 125 endg. Brüssel.
- Spangl (1998): Die Ozonbelastung in Österreich in den Jahren 1995 und 1996. UBA-BE-137. Umweltbundesamt Wien.
- UBA (1995): Pannonisches Ozonprojekt (POP). Teilprojekt „Daten & Experimente“. UBA-95-120. Umweltbundesamt Wien.
- UBA (1996): Pannonisches Ozonprojekt (POP). Teilprojekt „Daten & Experimente“. Ergebnisse 1995. UBA-96-137. Umweltbundesamt Wien.
- UBA (1996): VOC-Messungen in Nordostösterreich im Rahmen des Pannonischen Ozonprojektes. UBA-BE-078. Umweltbundesamt Wien.
- Winiwarter et al. (1997): Validierung der POP-Emissionsinventur mit Hilfe von Meßdaten. OEFZS-A-4125. Seibersdorf.
- WHO (1998): Air Quality Guidelines for Europe. <http://www.who.dk/tech/eh/airqual.htm>

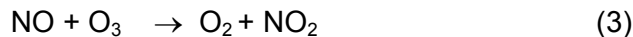
## ANNEX I

Ozon wird in der unteren Troposphäre hauptsächlich bei der Reaktion von molekularem Sauerstoff  $O_2$  mit einem singulären Sauerstoffatom  $O$  gebildet, das bei der Zersetzung von Stickstoffdioxid  $NO_2$  durch Einwirkung von Sonnenstrahlung gebildet wird:



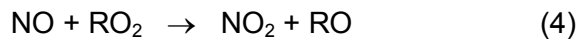
M ist ein Stoßpartner, der bei der Reaktion nicht verändert wird.

NO kann seinerseits mit  $O_3$  reagieren und bewirkt dadurch dessen Abbau



Es entsteht ein Gleichgewicht zwischen den Reaktionen 1, 2 und 3, das photostationäre Gleichgewicht. Die Ozonkonzentration ist abhängig von der Sonnenstrahlung und dem Konzentrationsverhältnis von NO und  $NO_2$ .

In Luft, die mit flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) verunreinigt ist, findet zusätzlich zu Reaktion (3) eine Umwandlung von NO zu  $NO_2$  durch Reaktion mit Peroxialkyl-Radikalen ( $RO_2$ ) bzw. Peroxiacyl-Radikalen (RCOO) statt; R stellt dabei einen Teil eines VOC-Moleküls dar. Die genannten Radikale entstehen durch Oxidation von VOC unter Einwirkung von Sonnenstrahlung.



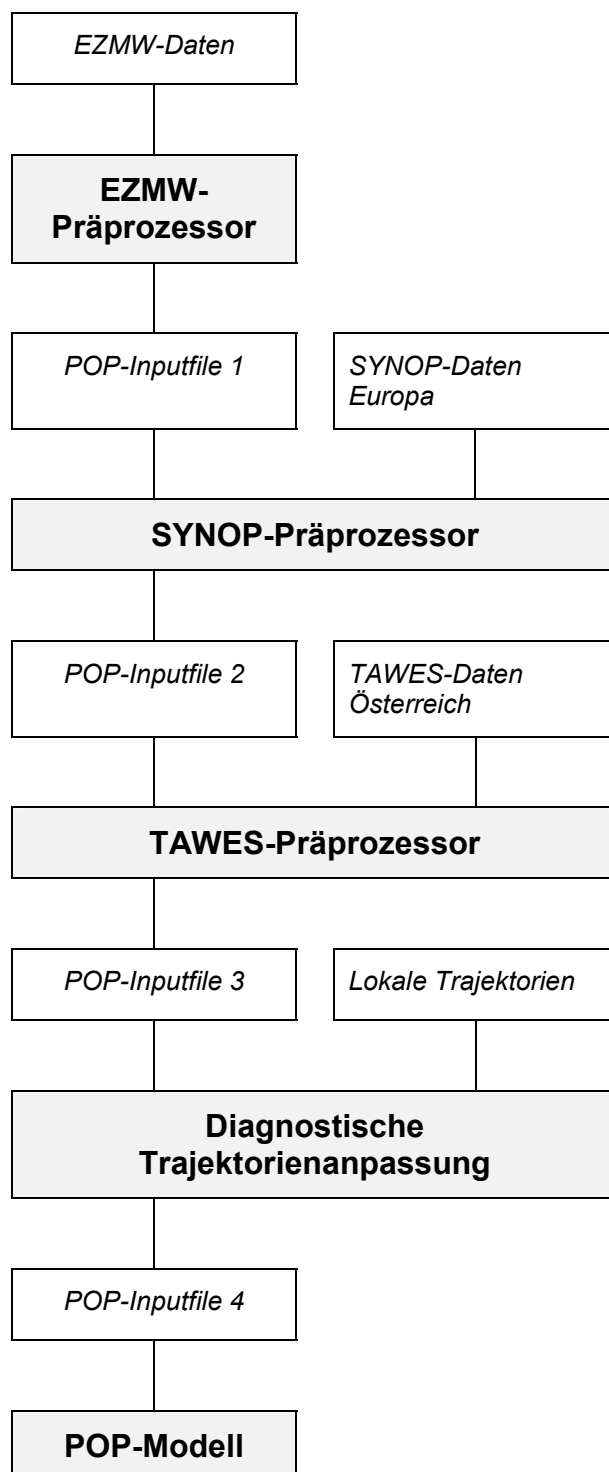
Dadurch wird  $NO_2$  für die Bildung von Ozon (2) bereitgestellt, ohne daß Ozon abgebaut wird, was ein Ansteigen der Ozonkonzentration zur Folge hat. Da es sehr viele unterschiedliche VOC mit verschiedenen Reaktionsgeschwindigkeiten gibt, ist die Bildung von  $RO_2$ - und RCOO-Radikalen und die Reaktion (4) von der konkreten Zusammensetzung des VOC-Gemisches abhängig, welches von der Emissionsstruktur (Verkehr, Industrie, Lösungsmittel) bestimmt wird.

## ANNEX II

### Beschreibung des POP-Modells

Das POP-Modell als Lagrange'sches Boxmodell benötigt als Eingangsdaten berechnete Trajektorien sowie meteorologische Größen entlang dieser Trajektorien. Die diagnostische Präprozessorversion gliedert sich in den EZMW-Präprozessor, den SYNOP-Präprozessor, den TAWES-Präprozessor und die diagnostische Trajektorienanpassung (siehe Abbildung A1). Die meteorologischen Eingangsdaten sind deshalb von hoher Wichtigkeit, da sie die Aufnahme der Emissionen, die Deposition der Schadstoffe, den Vertikalaustausch und die chemischen Umwandlungen steuern.

**Abbildung A1:** Aufbau der meteorologischen Präprozessoren im POP-Modell



Die chemischen Reaktionen und Austauschprozesse werden in acht vertikal übereinander liegenden Schichten (Boxen) berechnet. Aus Gründen der Rechenzeiteffizienz wird im ersten Teil der Trajektorie die vertikale Auflösung reduziert, indem anfangs vier Boxen, später jeweils zwei gemeinsam berechnet werden. Ebenso erfolgt die Berechnung der horizontalen Diffusion, also des Austausches mit und der Konzentrationsberechnung in benachbarten Boxen, erst für die letzte Phase jedes Trajektorienlaufes. Dabei wird für die letzten zwölf Stunden eine Unterteilung in drei Boxen nebeneinander vorgenommen, deren mittlere in den letzten 3 Stunden neuerlich gedrittelt wird. Details sind in Winiwarter et al. (1997) beschrieben.

Die vertikale Diffusion zwischen den Boxen wird mit Hilfe von turbulenten Austauschkoeffizienten nach der Fluß-Gradient-Methode berechnet. Das Vertikalprofil der Austauschkoeffizienten ergibt sich aus der Theorie der planetaren Grenzschicht, wobei in der Oberflächenschicht die Monin-Obukhov-Theorie und in der darüber gelegenen Grenzschicht im wesentlichen das Konzept der Mischungsschicht-Skalierung angenommen wird. Die Austauschkoeffizienten sind dabei von den Parametern der atmosphärischen Grenzschicht, wie Impuls- und Wärmefluß, abhängig.

Optional kann das Luftpaket auch horizontal unterteilt werden. Der Austausch zwischen den Boxen wird ebenfalls mittels Austauschkoeffizienten simuliert, die abhängig von der Ungenauigkeit der Trajektorie berechnet werden.

Das POP-Modell benötigt Werte der Schadstoffkonzentrationen als Anfangs- und Randbedingungen. Dafür werden die Ergebnisse des globalen photochemischen Modelles nach Isaksen und Hov (1987) verwendet, welches die Konzentrationen wichtiger Schadstoffe, vor allem von O<sub>3</sub>, abhängig von der Höhe über dem Meeresspiegel, der Jahreszeit und der geographischen Breite berechnet hat. Diese Werte stehen tabelliert zur Verfügung. Die Konzentrationen sind nicht von der geographischen Länge abhängig, entsprechen also einem zonalen Mittelwert. Sie liegen für Ozon in mittleren Breiten im Sommerhalbjahr und der mittleren Grenzschichthöhe (1500 m) zwischen 48 und 62 ppb. Da die Anfangskonzentrationen insbesondere von Ozon die Modellergebnisse beeinflussen, wurden die tabellierten Ozonkonzentrationen im POP-Modell einer Korrektur unterzogen. Falls der Startpunkt der Trajektorie sich in einem Bereich zwischen 60 Grad und 10 Grad West befindet, wird die Startkonzentration von Ozon mit dem Faktor 0.8 multipliziert. Dadurch wird berücksichtigt, daß die Ozonkonzentrationen über dem Atlantik im Sommerhalbjahr geringer sind als über dem Kontinent. Umgekehrt werden die Startkonzentrationen der anderen Vorläufersubstanzen deutlich erhöht, wenn sich der Startpunkt der Trajektorie zwischen 43 und 55 Grad Nord und 5 und 30 Grad Ost befindet (Winiwarter et al., 1997). Diese Korrektur berücksichtigt, daß über Zentraleuropa höhere primäre Schadstoffkonzentrationen beobachtet werden.

Die Berechnung der vertikalen Advektion (großräumiges Absinken in Hoch- und großräumiges Aufsteigen in Tiefdruckgebieten) erfolgt unter Verwendung der Daten aus einem europäischen Modell zur Wettervorhersage. Diese wird vom Vertikalkoordinatensystem des EZMW in das terrainfolgende z-Koordinatensystem des POP-Modelles transformiert. Für den Austausch mit der freien Troposphäre an der Oberseite des modellierten Luftpaketes werden die im vorhergegangenen Unterkapitel definierten Randbedingungen (Isaksen-Konzentrationen) verwendet.

In der wissenschaftlichen Literatur existiert eine Reihe von unterschiedlichen Reaktionsmechanismen, die die komplexen chemischen Prozesse zur Bildung von Ozon beschreiben. Schließlich wurde der EuroRADM-Mechanismus ausgewählt, da dieser eine sehr differenzierte Darstellung der NMVOC-Spezies ermöglicht und damit die Modellergebnisse mit den im Projektteil Daten & Experimente durchgeführten Messungen verglichen werden konnten. Um Euro-RADM für das POP-Modell einsetzen zu können, mußte allerdings auch eine entsprechende Aufteilung der NMVOC-Emissionen erfolgen. Aus diesem Grund wurden für die Emissionsdatenbank ein Split der NMVOC-Verbindungen für insgesamt 24 Gruppen berechnet.

Die Modellierung der trockenen Deposition erfolgt über Depositionsgeschwindigkeiten, welche mit Hilfe eines aerodynamischen Widerstandes, eines Grenzflächenwiderstandes und eines Bodenwiderstandes berechnet werden. Der aerodynamische Widerstand beschreibt die Turbulenz in der untersten Modellbox, der Grenzflächenwiderstand die molekulare Diffusion in der laminaren Bodenschicht. Der Bodenwiderstand wurde nach der Arbeit von Wesely (1989) parametrisiert und hängt von der Bodenbeschaffenheit und dem Zustand der Vegetation ab. Die nasse Deposition wird mit Hilfe von Auswaschkoeffizienten parametrisiert, die von der Niederschlagsrate und der Wasserlöslichkeit der chemischen Spezies abhängen.

#### Berechnungsmethode im Modell

Die chemischen und physikalischen Prozesse, die zur Konzentrationsänderung beitragen, sind in Abb. A2 dargestellt. Im Modell werden Emission, Diffusion, vertikale Advektion, chemische Umwandlung und Deposition jeweils in Form von Differentialgleichungen ausgedrückt. Die numerische Integration dieser Differentialgleichungen erfolgt im POP-Modell mit Hilfe der Methode der Quasi-stationären Approximation ("Quasi-steady state approximation", QSSA). Diese Methode wird in vielen Photochemiemodellen angewendet. Dabei werden die Konzentrationsänderungen für jede Komponente innerhalb sehr kleiner Intervalle (Zeitschritte) berechnet. Die Konzentrationsänderungen müssen so gering gehalten werden, daß innerhalb eines Zeitschrittes keine gegenseitige Beeinflussung der verschiedenen Prozesse erfolgt. Dies kann durch Überprüfung der Konvergenz für jede Spezies getestet werden. Aus Gründen der Rechenzeiteffizienz wird eine automatische Zeitschrittsteuerung verwendet, wo ausgehend von einem fixen Konvergenzkriterium der Zeitschritt an die aktuelle Situation angepaßt wird. Wird das Konvergenzkriterium von allen Spezies erfüllt, wird der Zeitschritt nachfolgend um 10 % verlängert. Wenn keine ausreichende Konvergenz erzielt wird, erfolgt anschließend eine Verkürzung des Zeitschrittes um 25%. Ergänzend wird mit Hilfe eines eigenen Zeitschrittkriteriums sichergestellt, daß bei der horizontalen und vertikalen Diffusion während eines Integrationsschrittes keine Boxen übersprungen werden.

**Abbildung A2:** Vereinfachte Darstellung eines Modellschrittes im POP-Modell

