

# Flächenhafte Darstellung von Luftschadstoffen

Machbarkeitsstudie zur Berechnung der PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2,5</sub>-  
und NO<sub>2</sub>-Belastung in Österreich







# **FLÄCHENHAFTE DARSTELLUNG VON LUFTSCHADSTOFFEN**

Machbarkeitsstudie zur Berechnung der PM10-,  
PM2,5- und NO<sub>2</sub>-Belastung in Österreich

C. Nagl  
W. Spangl

REPORT  
REP-0116

Wien, 2007



**Projektleitung**

C. Nagl

**Autoren**

C. Nagl

W. Spangl

**Lektorat**

Maria Deweis

**Satz/Layout**

Elisabeth Riss

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

**Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Eigenvervielfältigung, gedruckt auf Recyclingpapier*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2007

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-914-4

# INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	5
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	7
<b>2 GENERELLE ANFORDERUNGEN</b> .....	8
2.1 Retrospektive und aktuelle Darstellung bzw. Prognose .....	8
2.2 Mittelungszeiträume.....	9
2.3 Anforderung an die Genauigkeit.....	10
2.4 Eingangsdaten.....	10
<b>3 RÄUMLICHE VARIATION DER SCHADSTOFFKONZENTRATION</b> .....	11
3.1 Ort und Zeitpunkt der Emissionen .....	11
3.2 Transport in der Atmosphäre.....	11
3.3 Chemische Umwandlung in der Atmosphäre.....	12
3.4 Deposition .....	13
3.5 Beispiele räumlicher Konzentrationsverteilung.....	14
3.6 Topographie.....	15
<b>4 GÄNGIGE INTERPOLATIONSVERFAHREN</b> .....	17
4.1 Einfache Verfahren.....	17
4.1.1 Expertenschätzung in Verbindung mit GIS (Feinstaub) .....	17
4.1.2 Inverse Distance Weighted (IDW).....	19
4.1.3 Kriging .....	20
4.1.4 Vergleich verschiedener einfacher Verfahren .....	22
4.2 Empirische Verfahren .....	23
4.2.1 Berechnung der Ozonbelastungskarten durch das Umweltbundesamt.....	23
4.2.2 RIO-Modell Belgien .....	25
4.2.3 Belastungskarten für die Schweiz und Großbritannien .....	26
4.3 Kommerzielle Verfahren: FLADIS .....	28
4.4 Luftchemisch-meteorologische Modelle .....	29
4.5 Ausbreitungsrechnung und „Optimale Interpolation“ .....	31
<b>5 VERFÜGBARE DATEN</b> .....	34
5.1 Messdaten .....	34
5.1.1 PM10-Messungen .....	35
5.1.2 PM2,5-Messungen .....	35
5.1.3 NO <sub>x</sub> -Messungen .....	36
5.2 Meteorologische Daten.....	36
5.3 Emissionsdaten.....	37
5.4 GIS-Daten .....	37



<b>5.5</b>	<b>Transferfunktionen.....</b>	<b>37</b>
<b>5.6</b>	<b>Daten aus luftchemischen Modellen .....</b>	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>VERGLEICH DER GÄNGIGEN VERFAHREN .....</b>	<b>39</b>
<b>6.1</b>	<b>Überblick .....</b>	<b>39</b>
<b>6.2</b>	<b>Resümee .....</b>	<b>40</b>
<b>7</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>41</b>



## ZUSAMMENFASSUNG

Die Luftqualität wird in Österreich vor allem mit Hilfe von Luftgütemessungen an bestimmten Standorten bestimmt. Informationen über die Luftqualität liegen daher punktuell für diese Standorte, nicht jedoch flächenhaft vor.

Die Kenntnis der flächenhaften Verteilung ist aber bspw. zur Bewertung der Luftqualität im gesamten Bundesgebiet, aber auch um die Standorte von Messstellen optimieren zu können, von hoher Bedeutung.

Flächenhafte Verteilungen aus punktuellen Messdaten können mit unterschiedlichen Methoden ermittelt werden. Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Stärken und Schwächen verschiedener Verfahren zur Ermittlung der flächenhaften Immissionsbelastung für die Schadstoffe PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> und NO<sub>2</sub> zu bestimmen. Die Studie dient somit als Entscheidungsgrundlage zur Auswahl einer für Österreich geeigneten Methodik.

Ein Verfahren zur flächenhaften Darstellung muss verschiedenen Anforderungen gerecht werden:

### **Anforderungen**

- Verschiedene Mittelungszeiträume entsprechend den Grenzwertfestlegungen müssen berücksichtigt werden;
- Das flächenhaft dargestellte Konzentrationsfeld muss eine bestimmte Genauigkeit haben;
- Für die Darstellung der regionalen (ländlichen) Belastung, der städtischen Hintergrundbelastung sowie von Belastungsschwerpunkten sind unterschiedliche räumliche Skalen zu berücksichtigen.

Auch ist für das Verfahren entscheidend, ob eine vergangene, aktuelle oder prognostizierte Belastung dargestellt werden soll.

Die Konzentration von Schadstoffen wird durch das Zusammenwirken verschiedener Einflussfaktoren bestimmt:

### **Einflussfaktoren**

- Ort, Art und Menge der Emissionen;
- Transport (inkl. Verdünnung) in der Atmosphäre;
- chemische Umwandlung (Bildung oder Abbau) in der Atmosphäre;
- Deposition (d. h. Austrag) aus der Atmosphäre.

Die räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung selbst, die durch das Verfahren möglichst genau wiedergegeben werden sollte, wird durch die räumliche Verteilung der o. g. Einflussfaktoren beeinflusst, wobei noch weitere Aspekte zu berücksichtigen sind:

- Die komplexe Topographie in Österreich trägt zu einer starken räumlichen Variabilität sowohl der Emissionen wie auch der Schadstoffausbreitung und damit der Schadstoffkonzentration bei;
- Die unterschiedliche räumliche Verteilung der Emissionen sowie die unterschiedliche atmosphärische Lebensdauer tragen zu einer räumliche Variabilität der Schadstoffkonzentration bei, die vom Schadstoff abhängig ist;
- Verschiedene zeitliche Variabilität der Luftschadstoffe u. A. aufgrund unterschiedlicher atmosphärischer Lebensdauer.

Zur räumlichen Interpolation von punktförmigen Luftgütedaten werden in Europa und den USA verschiedenen Verfahren verwendet. Diese Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der notwendigen Eingangsdaten, ihrer Genauigkeit, ihrer Anwendbarkeit auf unterschiedliche Schadstoffe und Mittelungszeiträume etc.

***Stärken und  
Schwächen der  
Verfahren***

Die Analyse der Stärken und Schwächen der unterschiedlichen Verfahren ergibt für Österreich folgendes Bild:

Einfache Verfahren wie IDW (Inverse Distance Weighting) oder Kriging erscheinen durch die sehr ungleichmäßige Verteilung der Messstellen und die komplexe Topographie in Österreich für die flächenhafte Darstellung nicht geeignet.

Expertenschätzungen mit Hilfe von Daten der Luftmessstationen und unter Anwendung von GIS liefern zwar plausible Darstellungen, allerdings müssen diese für jeden Parameter und Mittelungszeitraum einzeln erstellt werden.

Empirische Verfahren zeigen plausible Ergebnisse in einigen europäischen Ländern, allerdings wären in Österreich noch Vorarbeiten notwendig.

Das kommerzielle Verfahren FLADIS und luftchemisch-meteorologische Modelle zeichnen sich durch Flexibilität und ihre Prognosefähigkeit aus, die Umsetzung ist aber vergleichsweise aufwändig. Auch hier wären in Österreich noch Vorarbeiten notwendig.

***Emissionskataster  
Österreich***

Es zeigt sich, dass als wesentlicher Input für komplexere Verfahren ein räumlich und zeitlich hoch aufgelöster Emissionskataster für ganz Österreich unabdingbar ist.



# 1 EINLEITUNG

Österreich besitzt ein sehr dichtes Messnetz, welches zur Erhebung der Luftgüte im Rahmen des Vollzugs des Immissionsschutzgesetzes Luft (IG-L) und des Ozongesetzes dient. An den Messstellen werden die Konzentrationen von Luftschadstoffen wie z. B. NO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>), PM10, SO<sub>2</sub> oder Ozon erhoben.

Dabei handelt es sich grundsätzlich um **punktuellen Messungen**, deren hoher zeitlicher Auflösung zunächst nur unzureichende räumliche Information gegenübersteht.

Die Kenntnis der flächenhaften (räumlichen) Verteilung der Konzentration von Luftschadstoffen ist aus mehreren Gründen von hoher Bedeutung:

- Die EU-Luftqualitätsrahmenrichtlinie sieht vor, dass die Konzentration der Schadstoffe im gesamten Hoheitsgebiet bewertet wird.
- Bei Überschreitung von Grenzwerten und Toleranzmarge sind die Gebiete auszuweisen, in denen diese Überschreitungen auftraten.
- Für die Abgrenzung von belasteten Gebieten etwa gemäß UVP-G ist die Kenntnis der räumlichen Verteilung der Belastung unumgänglich.
- Mit Hilfe von Modellrechnungen können die Standorte und die Anzahl von (kostspieligen) Messstellen optimiert werden.
- Die Luftgütemessungen müssen auch an Standorten mit der höchsten Belastung durchgeführt werden („hot spots“). Diese können mit Hilfe von Modellrechnungen ermittelt und das Messnetz kann entsprechend angepasst werden.

Um von den Punktdaten der Messstellen zu flächenhaften Aussagen zu kommen, können unterschiedliche Modelle angewendet werden. Im Zuge der vorliegenden Studie werden diese verschiedenen Verfahren zur Ermittlung der flächenhaften Immissionsbelastung für die Schadstoffe PM10, PM2,5 und NO<sub>2</sub> hinsichtlich ihrer Stärken und Schwächen analysiert und verglichen. Ebenso werden die für die Implementierung dieser Verfahren notwendigen Daten ermittelt und der Zeitaufwand sowie – soweit möglich – die Kosten abgeschätzt. Ziel der Studie ist es daher, die Entscheidungsgrundlage für die Auswahl eines für Österreich geeigneten Verfahrens zu liefern.

## **Österreichisches Luftgütemessnetz**

## **Bedeutung flächenhafter Kenntnisse**

## **Stärken- und Schwächenanalyse der Verfahren**

## 2 GENERELLE ANFORDERUNGEN

Um die in Kapitel 1 angeführten Aufgaben – Bewertung der Konzentration im gesamten Hoheitsgebiet, Ausweisung von Gebieten mit Überschreitungen, Abgrenzung von belasteten Gebieten – zu erfüllen, muss das entsprechende Verfahren verschiedenen Anforderungen gerecht werden:

### **Anforderungen an das Verfahren**

- Verschiedene Mittelungszeiträume entsprechend den Grenzwertfestlegungen müssen berücksichtigt werden (siehe Kapitel 2.2);
- Hinreichende Genauigkeit des räumlich interpolierten Konzentrationsfeldes muss gegeben sein (siehe Kapitel 2.3);
- Für die Darstellung der regionalen (ländlichen) Belastung, der städtischen Hintergrundbelastung sowie von Belastungsschwerpunkten (i.d.R. verkehrsnah) sind unterschiedliche räumliche Skalen zu berücksichtigen.

### **Anforderungen an die Eingangsdaten**

Daneben müssen auch die Eingangsdaten gewisse Anforderungen erfüllen. Dazu gehören (siehe Kapitel 2.4) eine:

- vergleichbare räumliche Skala der Eingangsdaten, wie für die flächenhafte Darstellung gewünscht;
- vergleichbare zeitliche Auflösung der Eingangsdaten;
- ausreichende Anzahl und geeignete räumliche Verteilung der Messstellen.

Auch ist für das Verfahren entscheidend, ob eine vergangene, aktuelle oder prognostizierte Belastung dargestellt werden soll (siehe Kapitel 2.1)

### **Variabilität der räumlichen Verteilung**

Die räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung selbst, die durch das Verfahren möglichst genau wiedergegeben werden sollte, wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst (siehe Kapitel 3):

- Die komplexe Topographie in Österreich bedingt eine sehr inhomogene Verteilung der Emissionen und starke räumliche Unterschiede bei Schadstoffverdünnung und -transport und führt damit zu einer starken räumlichen Variabilität der Schadstoffkonzentration.
- Die räumliche Verteilung der Emissionen sowie die unterschiedliche atmosphärische Lebensdauer führen zu einer räumlichen Variabilität der Schadstoffkonzentration, die vom Schadstoff abhängt (z. B. niedrige Lebensdauer bei NO<sub>2</sub>, hohe Lebensdauer bei Ozon).
- Verschiedene zeitliche Variabilität der Luftschadstoffe u. a. aufgrund unterschiedlicher atmosphärischer Lebensdauer.

### 2.1 Retrospektive und aktuelle Darstellung bzw. Prognose

Luftschadstoffkarten können entweder die Belastung vergangener Episoden, die aktuelle Belastung oder die mittels eines Vorhersagemodells prognostizierte Belastung darstellen. Je nach Darstellungszeitraum können sich der Aufwand für die Erstellung der Karten, aber auch die Zielgruppe bzw. das Medium unterscheiden. Aktuelle und prognostizierte Karten werden üblicherweise automatisch mit Hilfe von Algorithmen oder Ausbreitungsmodellen erstellt und im Internet veröffentlicht. Karten vergangener Episoden können auch mit anderen, u. U. aufwändigeren Methoden ermittelt werden.



## 2.2 Mittelungszeiträume

Bei den Schadstoffen PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> sind entsprechenden den Grenzwertfestlegungen im Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L), in der 1. Tochterrichtlinie (1. TRL) der Luftqualitätsrahmenrichtlinie (RRL), im Entwurf zur neuen Luftqualitätsrichtlinie (RL 16477/1/06 REV 1) sowie in der VO BGBl. II 298/2001 zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation die in Tabelle 1 angeführten Mittelungszeiträume von Interesse.

Tabelle 1: Immissionsgrenzwerte und Mittelungszeiträume gemäß IG-L, 1. TRL, neuer Luftqualitätsrichtlinie sowie gemäß VO zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation.

Schadstoff	Grenzwert	Mittelungszeit
PM <sub>10</sub>	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert (35 Überschreitungen sind gemäß 1. TRL, 30 (bis 2009) bzw. 25 (ab 2010) sind gemäß IG-L zulässig)
PM <sub>10</sub>	40 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
PM <sub>2,5</sub>	25 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert (einzuhalten ab 2015)*
NO <sub>2</sub>	200 µg/m <sup>3</sup>	Halbstundenmittelwert
NO <sub>2</sub>	200 µg/m <sup>3</sup>	Einstundenmittelwert (18 Überschreitungen sind zulässig)
NO <sub>2</sub>	80 µg/m <sup>3</sup>	Zielwert
NO <sub>2</sub>	30 µg/m <sup>3</sup> (2007: 40 µg/m <sup>3</sup> inkl. Toleranzmarge)	Jahresmittelwert
NO <sub>x</sub>	30 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert (Schutz von Ökosystemen)

\* Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom 25. Juni 2007 (RL 16477/1/06 REV 1)

Für die **retrospektive** flächenhafte Darstellung von Luftschadstoffen sollten daher folgende Mittelungszeiträume berücksichtigt werden:

- Jahresmittelwerte von NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>;
- 90,1-Perzentil der PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte (entspricht 35 zulässigen Überschreitungen);
- 91,8-Perzentil der PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte (entspricht 30 zulässigen Überschreitungen)
- 93,2-Perzentil der PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte (entspricht 25 zulässigen Überschreitungen)
- 99,8-Perzentil der NO<sub>2</sub>-Einstundenmittelwerte (entspricht 18 zulässigen Überschreitungen)

Eine Darstellung der maximalen Tages- oder Halbstundenmittelwerte erscheint kaum möglich, da diese von oftmals zufälligen Einzelereignissen abhängen und auch mit aufwändigen Modellierungen nicht vorhersagbar sind.

Für eine **aktuelle Darstellung** der Belastungssituation der angeführten Schadstoffe sind von Interesse:

- Halbstundenmittelwert von NO<sub>2</sub>;
- Stundenmittelwert von NO<sub>2</sub>;
- Tagesmittelwert von PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub>.

### 2.3 Anforderung an die Genauigkeit

#### **Datenqualitätsziele der 1. TRL**

Die Genauigkeit, die von einem Interpolationsverfahren verlangt werden kann, richtet sich nach den in Anhang VIII der 1. Tochterrichtlinie festgelegten Datenqualitätszielen. Für die Modellierung von NO<sub>2</sub> wird bei den Stundenmittelwerten eine Genauigkeit von 50–60 %, für Tagesmittelwerte von 50 % und von Jahresmittelwerten von 30 % angegeben. Für Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> wurden in der 1. Tochterrichtlinie noch keine Ziele festgelegt, für den Jahresmittelwert werden 50 % Genauigkeit gefordert.

Bei der Beurteilung der Genauigkeit müssen Messstellen herangezogen werden, die für die räumliche Skala repräsentativ sind und die der Auflösung des Interpolationsverfahrens entsprechen.

### 2.4 Eingangsdaten

Die notwendigen Eingangsdaten richten sich je nach Komplexität des verwendeten Verfahrens (siehe Kapitel 4). Diese Daten können sein:

- Luftgütedaten;
- Höhenmodell;
- Emissionsdaten;
- Berechnungsergebnisse eines luftchemischen Modells (welches wiederum selbst bestimmte Eingangsdaten wie z. B. Meteorologie benötigt).

Diese Eingangsdaten müssen jeweils für eine räumliche Skala repräsentativ sein, die der gewünschten Auflösung der Belastungskarten entspricht.



### 3 RÄUMLICHE VARIATION DER SCHADSTOFFKONZENTRATION

Die Konzentration von Schadstoffen und deren räumliche und zeitliche Variation werden durch das Zusammenwirken verschiedener Einflussfaktoren bestimmt:

- Ort und Zeitpunkt der Emissionen;
- Transport (inkl. Verdünnung) in der Atmosphäre;
- chemische Umwandlung (Bildung oder Abbau) in der Atmosphäre;
- Deposition (d. h. Austrag) aus der Atmosphäre.

Die folgende Diskussion dieser Parameter konzentriert sich auf die Schadstoffe  $\text{NO}_2$  ( $\text{NO}_x$ ) und  $\text{PM}_{10}$ .

#### 3.1 Ort und Zeitpunkt der Emissionen

Die **räumliche Verteilung** der Emissionen hängt im Wesentlichen von jener der Siedlungsgebiete, der Straßen und der Industrieanlagen ab. Sehr großen weitgehend emissionsfreien Gebieten v. a. im Gebirge stehen sehr hohe Emissionsdichten in Städten und entlang der hochrangigen Straßen gegenüber.

Die **zeitliche Variation** der Emissionen wird einerseits durch das zeitliche Muster menschlicher Aktivitäten bestimmt, das den meisten Emissionen einen Tages- und Wochengang aufprägt. Der jahreszeitlich unterschiedliche Heizenergiebedarf führt zudem bei den Emissionen aus Heizungsanlagen, Kraft- und Heizwerken zu einem Jahresgang mit einem fast emissionsfreien Sommer.

**Räumliche und zeitliche Verteilung**

#### 3.2 Transport in der Atmosphäre

Emittierte Schadstoffe werden in der Atmosphäre verdünnt und transportiert.

Sowohl Verdünnung als auch Transportdistanz und -richtung werden wesentlich von der Geländeform (Topographie) bestimmt (siehe Kapitel 3.6). So weisen Täler und Becken ungünstigere Ausbreitungsbedingungen auf als weiträumig ebenes Gelände oder exponierte Berggebiete. Zudem wird in Tälern der Schadstofftransport kanalisiert, wobei die sog. thermotopographischen Zirkulationsmuster dem Schadstofftransport häufig ein tageszeitliches Muster aufprägen (Transport talaufwärts und hangaufwärts tagsüber, talabwärts und hangabwärts nachts bis vormittags).

Im weiträumig ebenen Gelände wird die Transportdistanz eines Schadstoffs häufig durch seine **atmosphärische Lebensdauer** bestimmt.

**Auswirkungen der Topographie**

### 3.3 Chemische Umwandlung in der Atmosphäre

Schadstoffe sind in der Atmosphäre chemischen Umwandlungsprozessen unterworfen, die einerseits zu ihrem Abbau und andererseits zur Bildung sekundärer Schadstoffe führen können.

#### **Stickstoffverbindungen**

NO<sub>2</sub> wird zum Großteil in der Atmosphäre aus dem primär emittierten NO gebildet, wobei die Umwandlungsrate stark von der Ozonkonzentration abhängt. NO<sub>2</sub> wird selbst auf einer Zeitskala von deutlich weniger als einem Tag in andere oxidierte Stickstoffverbindungen umgewandelt, von denen Nitrat eine wichtige Komponente von PM10 ist.

#### **Feinstaub**

PM10 selbst setzt sich zu einem erheblichen, räumlich aber stark unterschiedlichen Ausmaß aus sekundär in der Atmosphäre gebildeten Partikeln zusammen, darunter Sulfat, Nitrat und Ammonium sowie sekundäre organische Substanzen. Sekundäre Partikel stellen i.d.R. den Endpunkt der Umwandlung gasförmiger Schadstoffe dar.

Aufgrund ihrer relativ hohen atmosphärischen Lebensdauer können Partikel mehrere Tage in der Luft verweilen und damit über Distanzen von mehreren 100 bis 1.000 km verfrachtet werden.

Die atmosphärische Lebensdauer von Luftschadstoffen und der Beitrag einer großflächigen Hintergrundbelastung sind entscheidend für räumliche Konzentrationsunterschiede. Langlebige Luftschadstoffe wie z. B. CO zeigen kaum Unterschiede über große Distanzen, während vergleichsweise kurzlebige Luftschadstoffe wie NO<sub>2</sub> bereits bei kleinen Entfernungen schon deutliche Konzentrationsunterschiede aufweisen.

Wie Abbildung 1 zeigt, liegt die atmosphärische Lebensdauer von PM (Aerosol) zwischen der von NO<sub>x</sub> und CO. Entsprechend ist auch die räumliche Verteilung deutlich weniger variabel als bei NO<sub>x</sub>. Die Messungen zeigen aber auch hier ausgeprägte Gradienten zwischen stark und weniger stark belasteten Stationen in unmittelbarer Nachbarschaft.

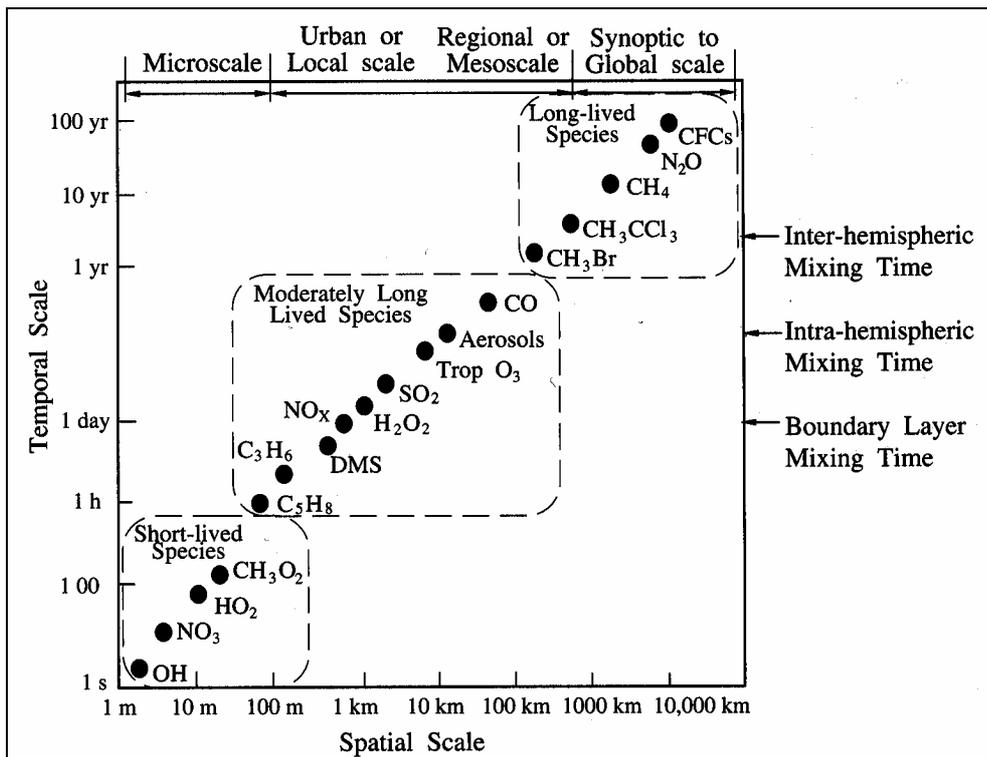


Abbildung 1: Atmosphärische Lebensdauer verschiedener Luftschadstoffe und Treibhausgase. Die atmosphärische Lebensdauer der Feinfraktion von PM10 entspricht in etwa dem des Aerosols (Quelle: SEINFELD & PANDIS 1998).

### 3.4 Deposition

Neben chemischer Umwandlung ist Deposition jener Prozess, der Schadstoffe aus der Atmosphäre entfernt. Bei der Deposition wird zwischen trockener, nasser und okkultur Deposition unterschieden:

- Trockene Deposition erfolgt durch Diffusion des Luftschadstoffs zur Bodenoberfläche (inkl. Oberflächen von Pflanzen, Gebäuden, ...), an der sich der Luftschadstoff anhaftet bzw. mit dieser verbindet.
- Nasse Deposition: Dabei wird der Luftschadstoff in Wolken- und Regentropfen aufgenommen und durch deren Niederschlag als Regen oder Schnee aus der Atmosphäre entfernt.
- Okkulte Deposition: Dabei wird der Luftschadstoff in Wolkentropfen aufgenommen und durch deren Niederschlag als Nebel, Raureif oder Tau aus der Atmosphäre entfernt.

#### Depositionsmechanismen

Das Ausmaß trockener Deposition ist wesentlich von der Bodenbeschaffenheit abhängig; Vegetation, aber auch Bebauung erhöhen aufgrund der im Vergleich zu kahlem Erdboden stark erhöhten Oberfläche die Deposition stark.

Nasse Deposition erfolgt in Wolken und durch Regen. Sie ist vom Wettergeschehen abhängig und daher zeitlich und örtlich extrem variabel.

### 3.5 Beispiele räumlicher Konzentrationsverteilung

Die Variabilität der räumlichen  $\text{NO}_2$ - bzw.  $\text{NO}_x$ -Konzentration wird in Abbildung 2 für eine Straße mit 9.000 Kfz/h illustriert. In weniger als 100 m Entfernung hat die  $\text{NO}_2$ -Belastung bereits auf die Hälfte verglichen mit dem Nahbereich der Straße abgenommen (AQEG 2004). Abbildung 3 zeigt die modellierte  $\text{NO}_2$ -Belastung in der Umgebung der Taborstraße in Wien in einem Gebiet von etwa  $500 \times 500 \text{ m}^2$ . Während für die Taborstraße selbst Konzentrationen deutlich über  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$  berechnet wurden, ist die Belastung in den wenig befahrenen Seitenstraßen und den Innenhöfen sehr viel niedriger. Dagegen ist die Belastung bei langlebigen Schadstoffen viel einheitlicher. So ist die CO-Belastung im Jahresmittel in Leoben Donawitz (höchst belastete Messstelle in Österreich) nur etwa viermal so hoch wie am Sonnblick (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

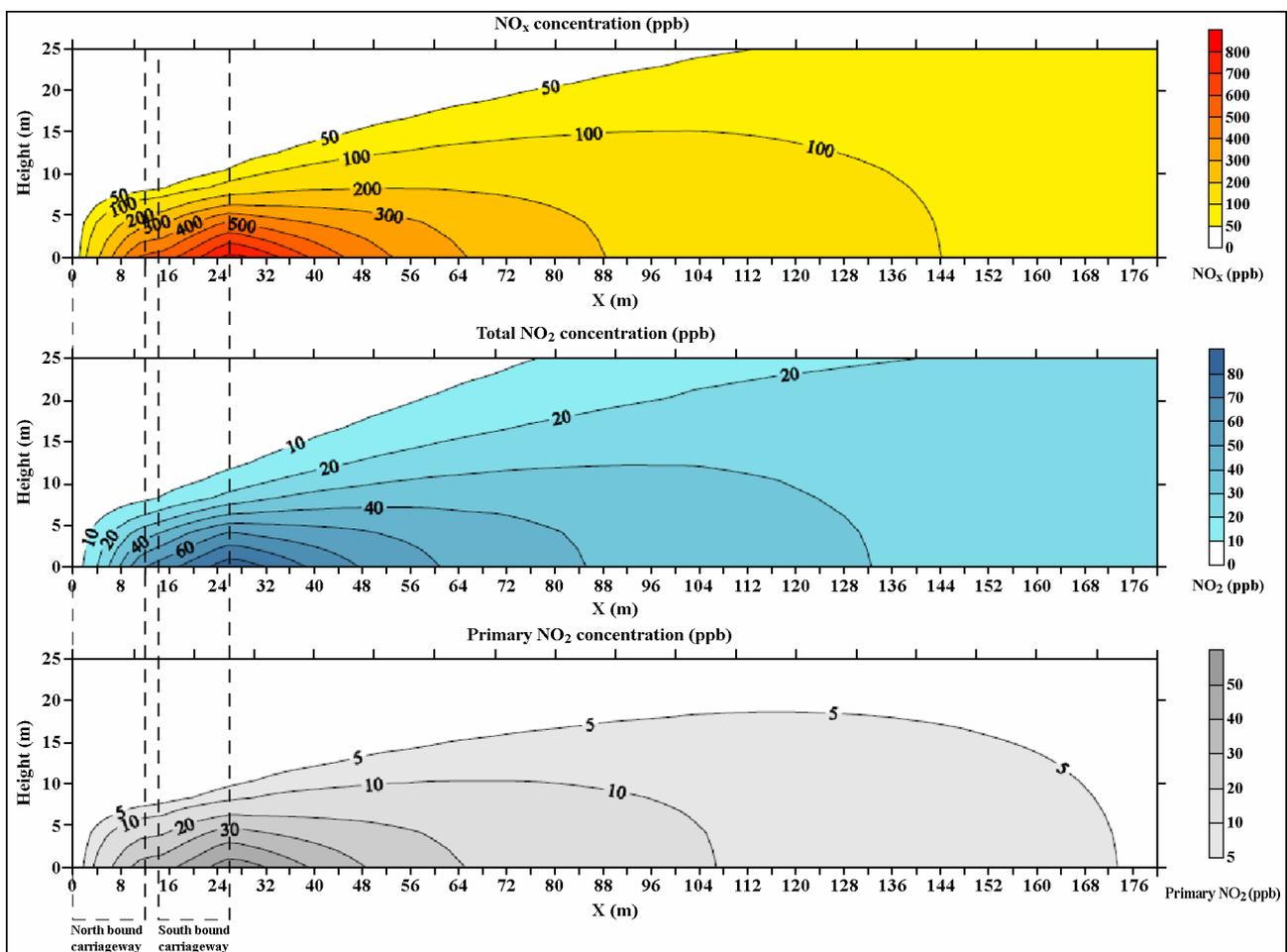


Abbildung 2: Änderung der Konzentration von  $\text{NO}_x$  und  $\text{NO}_2$  mit Entfernung und Höhe einer 26 m breiten Straße (9.000 Kfz/h). Wind aus  $270^\circ$  mit 2 m/s (Quelle: AQEG 2004).



Abbildung 3: Modellierter Jahresmittelwert der  $\text{NO}_2$ -Belastung im Jahr 2005 in der Umgebung der Messstelle Wien Taborstraße (Punkt). Die Größe des Modellgebietes beträgt etwa  $500 \times 500 \text{ m}^2$  (Quelle: pers. Mitteilung D. Öttl).

Für eine flächenhafte Darstellung ist diese unterschiedliche räumliche Variabilität entscheidend; sie kann sowohl für  $\text{NO}_2$  wie auch für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  nur für kleine Gebiete wiedergegeben werden. Bei einer Darstellung von Gesamtösterreich könnte realistischere lediglich die mittlere Belastung auf einer Fläche von z. B.  $1 \times 1 \text{ km}^2$  dargestellt werden (zum Vergleich: die  $\text{PM}_{10}$ -Belastungskarten der Schweiz haben eine Auflösung von  $400 \times 400 \text{ m}^2$ , die Karten von Großbritannien haben eine Auflösung von  $1 \times 1 \text{ km}^2$ ).

### 3.6 Topographie

Österreich hat, bedingt durch die Lage im Alpenraum (etwa 60 % der Staatsfläche entfallen auf die Alpen), eine komplexe Topographie, die sich durch große Höhenunterschiede auf vergleichsweise kleinen horizontalen Distanzen auszeichnet.

Die Topographie bedingt die Konzentration von Siedlungsgebieten und Straßen auf die Täler, d. h. auf einen sehr engen Raum mit dementsprechend hohen Emissionsdichten.

Zudem führt die unterschiedliche Topographie zu starken räumlichen Unterschieden der Ausbreitungsbedingungen, abhängig von der Lage in einem Tal oder Becken, an einem Hang, in exponierter Lage oder im außeralpinen Flach- und Hügelland. In den alpinen Tälern wird zudem die Luftströmung kanalisiert und ihr ein tagesperiodisches Zirkulationsmuster (Tal- und Hangwindsystem) aufgeprägt.



Die großen lokalen Höhenunterschiede führen zu starken Gradienten in der Schadstoffbelastung, besonders bei Situationen mit schlechten Ausbreitungsbedingungen (Inversionswetterlagen), bei denen vertikaler Schadstofftransport weitgehend gehemmt wird.

***Berücksichtigung  
der Höhen-  
abhängigkeit***

Bei der Entwicklung des Modells für die Ozonbelastungskarten<sup>1</sup>, die vom Umweltbundesamt stündlich automatisch erstellt werden, hat sich gezeigt, dass das Berechnungsmodell nur bei Berücksichtigung einer Höhenabhängigkeit realistische Werte liefert (ARC 2000, siehe auch Kapitel 4.2.1). Auch für die PM10- und PM2,5-Karten der Schweiz (siehe Kapitel 4.2.3) und in Österreich wurde eine Höhenabhängigkeit in unterschiedlicher Komplexität verwendet (SAEFL 2003, UMWELTBUNDESAMT 2005).

***Barrierewirkung  
der Alpen***

Die Alpen haben aber auch eine Barrierewirkung gegenüber der großräumigen Strömung. Dadurch kann es zu deutlichen Unterschieden in der Luftschadstoffbelastung v. a. zwischen Alpennordseite und -südseite kommen.

---

<sup>1</sup> <http://www.umweltbundesamt.at/ozonbericht/>



## 4 GÄNGIGE INTERPOLATIONSVERFAHREN

Zur räumlichen Interpolation von punktförmigen Luftgütedaten wird in Europa und den USA eine Vielzahl von verschiedenen Verfahren verwendet. Diese Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der notwendigen Eingangsdaten, ihrer Genauigkeit, ihrer Anwendbarkeit auf unterschiedliche Schadstoffe und Mittelungszeiträume etc. Die gängigen Verfahren können grob wie folgt eingeteilt werden:

- Einfache Verfahren, ausschließlich auf Messdaten beruhend:
  - Expertenschätzung in Verbindung mit GIS<sup>2</sup> (UMWELTBUNDESAMT 2005, siehe Kapitel 4.1.1);
  - Inverse Distance Weighted (siehe Kapitel 4.1.2);
  - Kriging (siehe Kapitel 4.1.3);
- Für bestimmte Anwendungsfälle speziell entwickelte Verfahren, welche topographische Informationen, teilweise auch Emissionen berücksichtigen:
  - Ozonbelastungskarten in Österreich (siehe Kapitel 4.2.1);
  - RIO-Modell aus Belgien (siehe Kapitel 4.2.2);
  - PM10- und PM2,5-Karten der Schweiz (siehe Kapitel 4.2.3);
  - Luftgütekarten in Großbritannien (siehe Kapitel 4.2.3)
- Modellrechnungen:
  - Ausbreitungsmodellierung (z. B. EMEP, CHIMERE, EURAD, REM3/CALGRID, siehe Kapitel 4.4);
  - Ausbreitungsrechnung als Grundlage für großräumige Belastung in Kombination mit Luftgütedaten und „Optimaler Interpolation“ (Belastungskarten für Deutschland, erstellt vom deutschen Umweltbundesamt<sup>3</sup>, siehe Kapitel 4.5).

In den nachfolgenden Kapiteln werden die angeführten Interpolationsmethoden beschrieben und hinsichtlich ihrer Stärken und Schwächen analysiert. Der Schwerpunkt der Stärken/Schwächen-Analyse liegt dabei auf der Anwendung der Verfahren in Österreich, die meisten Aussagen sind aber allgemein gültig

### 4.1 Einfache Verfahren

#### 4.1.1 Expertenschätzung in Verbindung mit GIS (Feinstaub)

Um die Gesundheitsauswirkungen von PM<sub>2,5</sub> abschätzen zu können, ist die Kenntnis über die flächenhafte Belastung (und deren Verschneidung mit der Bevölkerungsverteilung) notwendig. Dazu wurde vom Umweltbundesamt zunächst das österreichische Bundesgebiet in Teilgebiete mit einheitlicher topographischer Struktur aufgeteilt, denen jeweils repräsentative PM<sub>10</sub>-Messstellen zugeordnet werden (UMWELTBUNDESAMT 2005). Dabei wurde nach Möglichkeit auf gravimetrische PM<sub>10</sub>-Daten zurückgegriffen, da diese quantitativ besser abgesichert sind als die mit kontinuierlichen Messgeräten und Standortfaktoren erfassten Werte. In zahlrei-

<sup>2</sup> GIS: Geographisches Informationssystem.

<sup>3</sup> <http://www.env-it.de/luftdaten/start.fwd> bzw. <http://www.umweltbundesamt.de/>

chen Gebieten stehen jedoch nur kontinuierlich gemessene PM10-Daten zur Verfügung; in einzelnen Gebieten ohne repräsentative Messstellen mussten Schätzwerte für den PM10-Jahresmittelwert herangezogen werden.

Die PM2,5-Konzentration wird mittels eines Umrechnungsfaktors aus PM10 berechnet, der ausgehend von vorliegenden Parallelmessungen von PM2,5 und PM10 abgeleitet wurde.

Zur Abschätzung der PM2,5-Exposition wurde das Mittel der Jahre 2003 und 2004 herangezogen; das Jahr 2003 wies im Vergleich zu den letzten Jahren eine deutlich überdurchschnittliche, das Jahr 2004 eine unterdurchschnittliche PM10- bzw. PM2,5-Belastung auf, so dass mit dem Mittelwert dieser Jahre durchschnittliche Verhältnisse abgebildet werden.

Die derart ermittelte PM2,5-Belastungskarte ist in Abbildung 4 dargestellt.

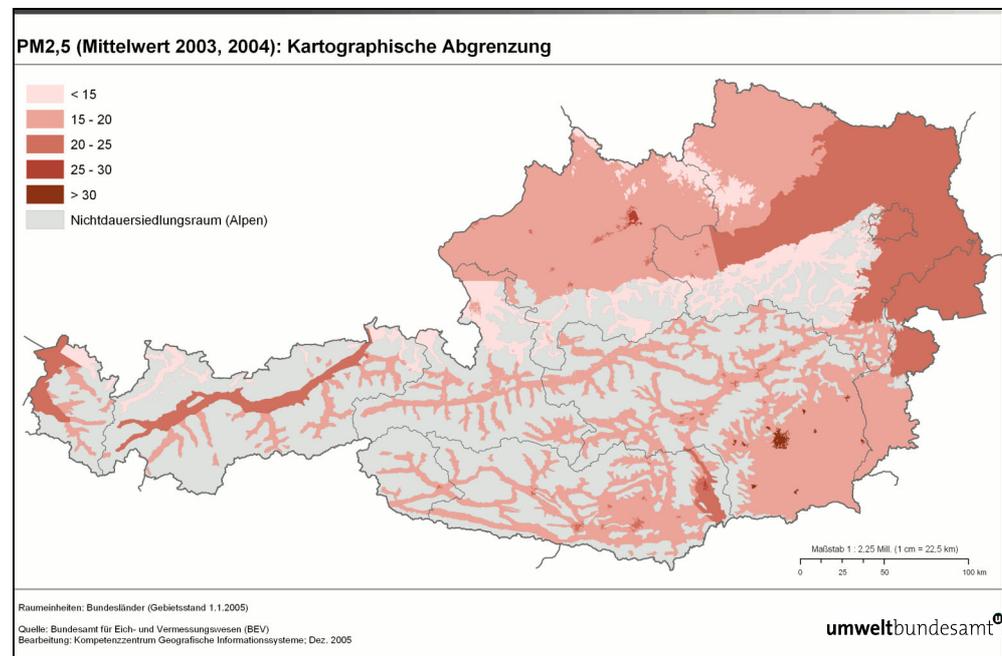


Abbildung 4: PM2,5-Konzentration (Mittelwert 2003, 2004) (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 2: Stärken- und Schwächenanalyse des Schätzungs-Modells.

Stärken	Schwächen
relativ geringer Aufwand	unflexibel
nur Messdaten und Höhenmodell notwendig	Bestimmung getrennt für jeden Schadstoff und Mittelungszeitraum
genaue Anpassung an Messung	kein analytisches Verfahren
hohe Auflösung möglich	manuelles Verfahren; zahlreiche Annahmen, die sich nur auf eine begrenzte Anzahl von PM10-Messstellen und begrenztes Wissen über deren räumliche Repräsentativität stützen

#### 4.1.2 Inverse Distance Weighted (IDW)

Bei diesem Verfahren wird ein gewichteter Mittelwert der Konzentrationen an Messstellen in einem gewissen Umkreis um die jeweilige Station gebildet, wobei die Messpunkte mit inverser Entfernung gewichtet werden ( $1/r^x$ ), d. h. Punkte in kürzerer Distanz  $r$  werden höher gewichtet als weiter entfernte. Die Potenz  $x$ , mit der die Distanz gewichtet wird, entscheidet, wie stark nahe liegende oder weiter entfernte Messstellen berücksichtigt werden. Bei hoher Potenz  $x$  werden nahe liegende Messstellen stärker berücksichtigt; eine niedrige Potenz führt zu einer flacheren interpolierten Fläche. Üblich ist  $x = 2$ , d. h. eine inverse quadratische Gewichtung. IDW wird für die Ozonkarten der EPA im AIRNow-Programm<sup>4</sup> verwendet (EPA 2004).

Abbildung 5 zeigt als Beispiel eine flächenhafte Darstellung von  $\text{NO}_2$ , berechnet mit dem IDW-Verfahren, Abbildung 6 die entsprechende Darstellung für  $\text{PM}_{10}$ . Verwendet wurden nur Messwerte von Messstellen ohne oder mit geringem Verkehrseinfluss.

Die Abbildungen zeigen, dass naturgemäß bei beiden Schadstoffen keine sinnvollen Ergebnisse zu erwarten sind. Dies liegt u. a. daran, dass selbst bei Ausschluss der verkehrsnahen Messstellen die Beeinflussung durch lokale Emissionen sehr unterschiedlich ist, die Messstellendichte für dieses Verfahren zu gering, die Verteilung nicht ausreichend homogen ist und Österreich ein zu stark strukturiertes Gelände aufweist. Sinnvolle Ergebnisse ließen sich nur bei der Verwendung von Messstellen mit gleichartiger lokaler Umgebung erzielen, z. B. auf der gesamtösterreichischen Skala bei Verwendung ausschließlich von ländlichen Hintergrundmessstellen; das derart dargestellte Konzentrationsfeld stellt die ländliche Hintergrundkonzentration dar, nicht aber erhöhte Belastungen in Siedlungsgebieten oder entlang von Straßen.

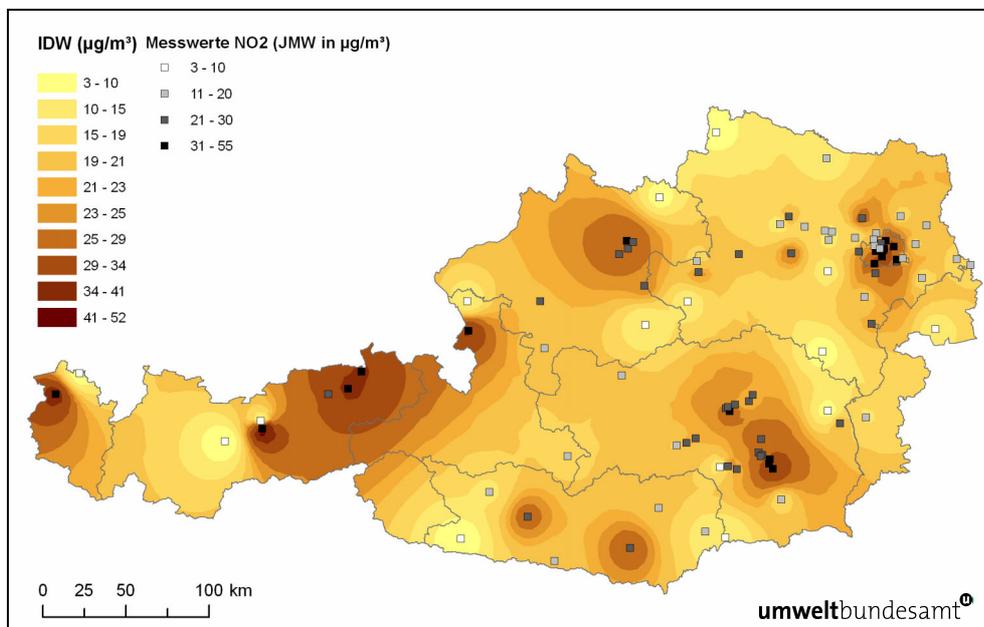


Abbildung 5: Flächenhafte Darstellung von  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerten, ermittelt mit Hilfe von Messstellen ohne starken Verkehrseinfluss, interpoliert mit dem IDW-Verfahren.

<sup>4</sup> [www.airnow.gov](http://www.airnow.gov)

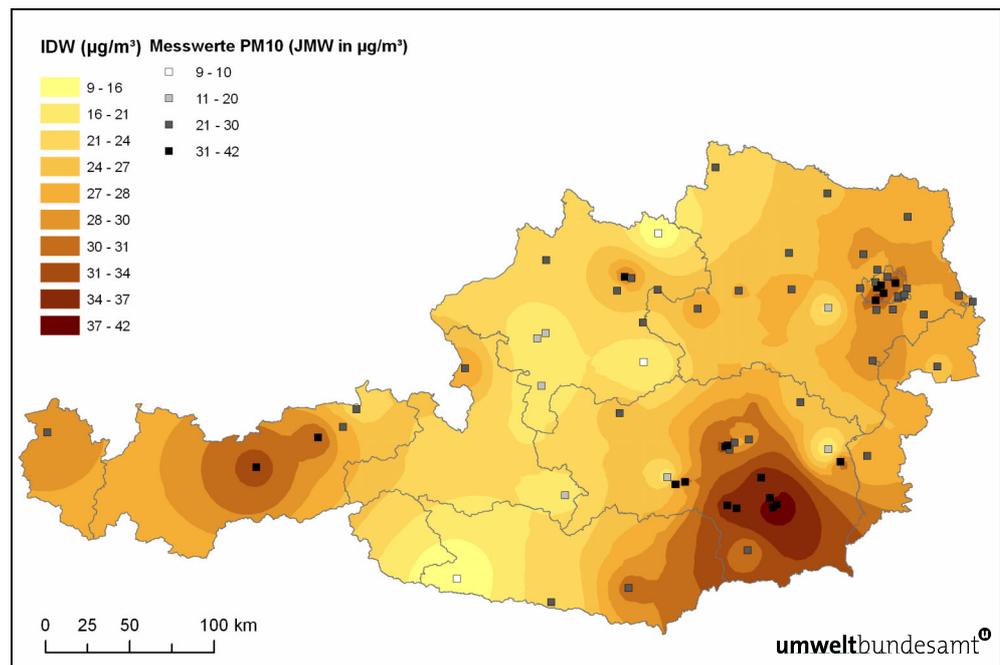


Abbildung 6: Flächenhafte Darstellung von PM10-Jahresmittelwerten ermittelt mit Hilfe von Messstellen ohne starken Verkehrseinfluss interpoliert mit dem IDW-Verfahren.

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 3: Stärken- und Schwächenanalyse des IDW-Modells.

Stärken	Schwächen
sehr geringer Aufwand	nur anwendbar für Messstellen mit gleichartiger lokaler Umgebung; für stark strukturiertes Gelände jedenfalls ungeeignet
nur Messdaten notwendig	Bestimmung getrennt für jeden Schadstoff und Mittelungszeitraum
automatisierbar	kein analytisches Verfahren

### 4.1.3 Kriging

Kriging<sup>5</sup>-Verfahren sind die bekanntesten geostatistischen Interpolationsverfahren. Ähnlich wie bei der IDW-Methode werden die gemessenen Werte zur Interpolation zwischen den Messpunkten gewichtet. Die Gewichtung basiert allerdings nicht nur auf der Entfernung sondern auch auf der Variation zwischen den Punkten als Funktion der Entfernung. Bei der Kriging-Interpolation wird zuerst die räumliche Variation mit Variogrammen bestimmt, welche die Varianz von Paaren von Messpunkten in Abhängigkeit von der Entfernung wiedergeben. Im nächsten Schritt werden die interpolierten Punkte berechnet. Mit einem geeigneten Modell wird das Variogramm parametrisiert. Beim Kriging-Verfahren wird die Gewichtung so gewählt, dass die räumliche Varianz minimiert wird. Die Berechnung kann mit fertigen Softwarepaketen erfolgen.

<sup>5</sup> Benannt nach dem Bergbauingenieur D. G. Krige, der das Verfahren zur Interpolation von Probebohrungen entwickelt hat.



Abbildung 7 zeigt als Beispiel eine flächenhafte Darstellung von NO<sub>2</sub>, berechnet mit dem Kriging-Verfahren, Abbildung 8 die entsprechende Darstellung für PM<sub>10</sub>. Verwendet wurden dazu ausschließlich Messwerte von Messstellen ohne oder mit geringem Verkehrseinfluss.

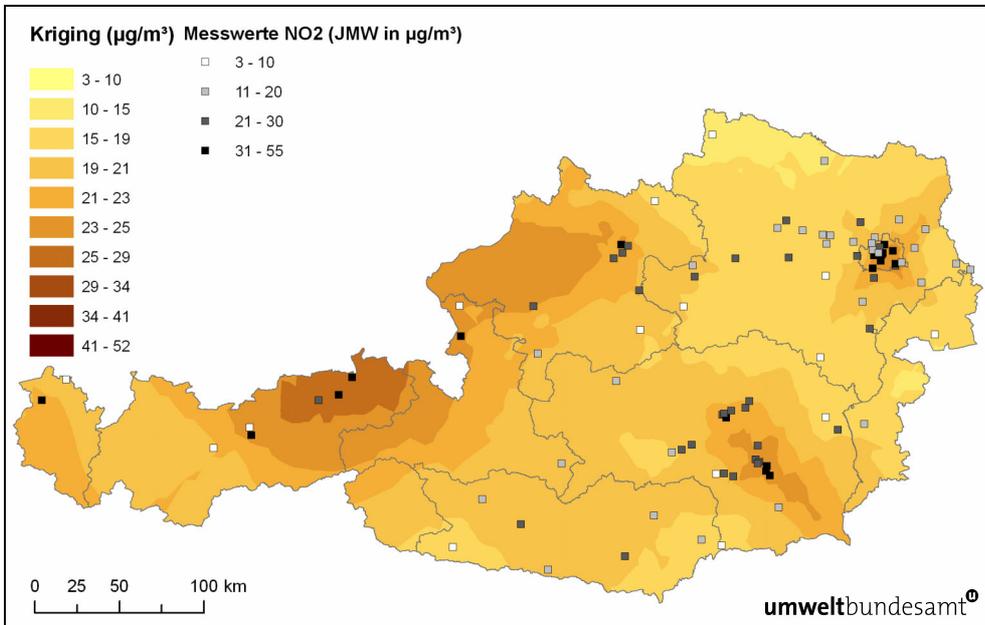


Abbildung 7: Flächenhafte Darstellung von NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten, ermittelt mit Hilfe von Messstellen ohne starken Verkehrseinfluss, interpoliert mit dem Kriging-Verfahren.

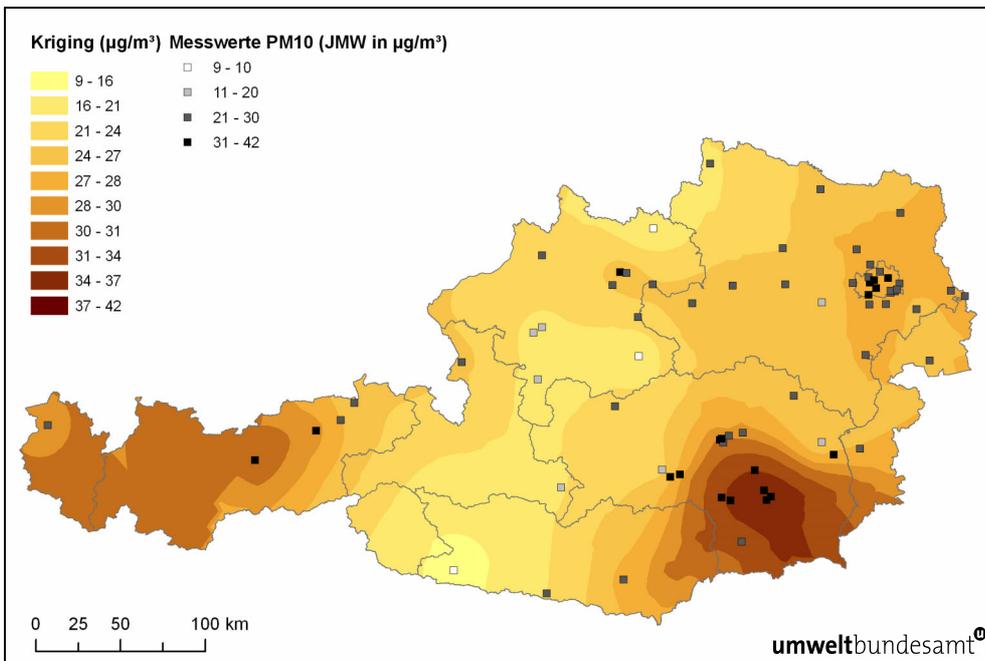


Abbildung 8: Flächenhafte Darstellung von PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerten, ermittelt mit Hilfe von Messstellen ohne starken Verkehrseinfluss, interpoliert mit dem Kriging-Verfahren.

Im Vergleich zum IDW-Verfahren treten räumliche Strukturen besser hervor, doch sieht das Konzentrationsfeld nach wie vor wenig realistisch aus. Analog zum IDW-Verfahren sind mit Kriging nur dann sinnvolle Ergebnisse zu erzielen, wenn die verwendeten Messstellen vergleichbare lokale Beeinflussungen aufweisen und wenn sich zwischen den Messstellen keine Strukturen – etwa topographische – befinden, die dem Konzentrationsfeld zusätzliche räumliche Variationen aufprägen.

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 4: Stärken- und Schwächenanalyse des Kriging-Modells.

Stärken	Schwächen
sehr geringer Aufwand	nur anwendbar für Messstellen mit gleichartiger lokaler Umgebung; jedenfalls für stark strukturiertes Gelände ungeeignet
nur Messdaten notwendig	Bestimmung getrennt für jeden Schadstoff und Mittelungszeitraum
automatisierbar	kein analytisches Verfahren

#### 4.1.4 Vergleich verschiedener einfacher Verfahren

Abbildung 9 zeigt das Kriging-Verfahren im Vergleich mit drei verschiedenen einfachen Interpolationsverfahren. Dargestellt ist die flächenhafte Darstellung der sommerlichen Ozonkonzentration tagsüber in Los Angeles (WONG et al. 2004). Die Unterschiede zwischen den Verfahren sind erheblich.

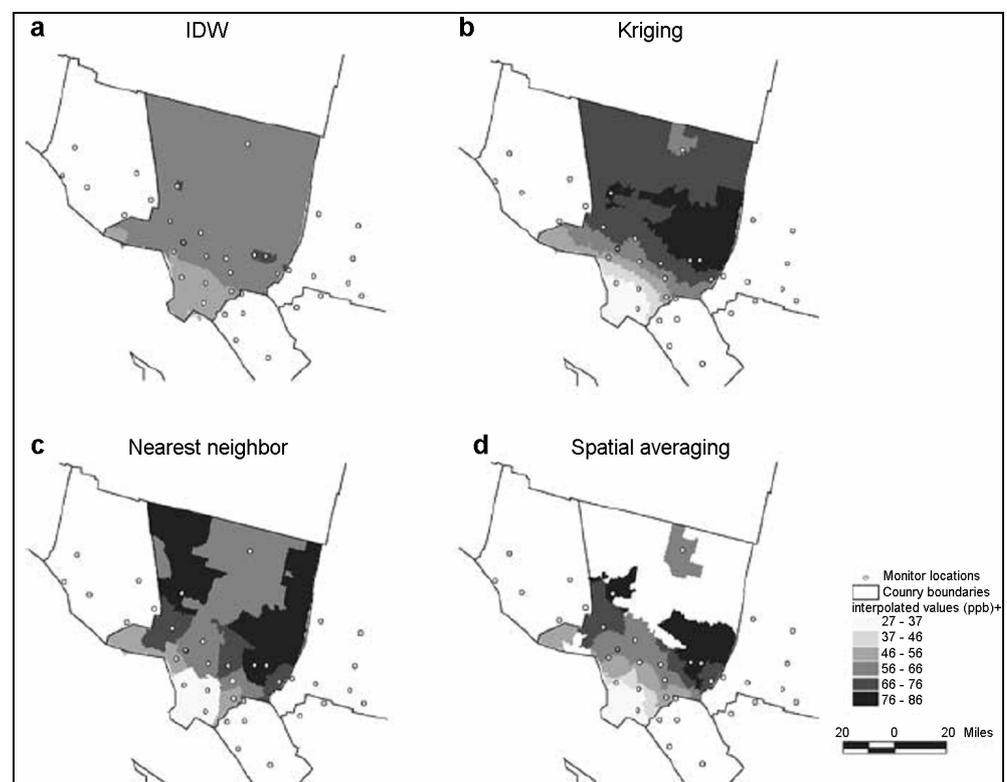


Abbildung 9: Vergleich der sommerlichen Ozonbelastung, interpoliert mit vier verschiedenen Verfahren, Los Angeles, tagsüber (WONG et al. 2004).

## 4.2 Empirische Verfahren

### 4.2.1 Berechnung der Ozonbelastungskarten durch das Umweltbundesamt

Die Ozonbelastungskarten für die Luftgüteinformation in Österreich werden vom Umweltbundesamt automatisch stündlich aktualisiert im Internet veröffentlicht.<sup>6</sup> Bei der Entwicklung des Algorithmus zur Berechnung der Karten hat sich gezeigt, dass einfache Interpolationsverfahren wie z. B. Kriging zu erheblichen Ungenauigkeiten führen (ARC 2000), da Ozon neben einem ausgeprägten Tagesgang auch eine deutliche Höhenabhängigkeit aufweist. Mit den vorhandenen Messstellen können die sehr kleinräumigen Variationen v. a. im Alpenraum bei Weitem nicht abgebildet werden.

Es wurde daher ein Algorithmus zur Berechnung der flächenhaften Ozonverteilung entwickelt, der diese Variationen berücksichtigt. Das Modell basiert auf folgendem Prinzip:

- Aus stündlichen Messdaten mehrerer Jahre wurde eine Funktion empirisch abgeleitet, die die Berechnung einer Standard-Ozonkonzentration für jede Tagesstunde und für jede Höhe über Talboden erlaubt (siehe Abbildung 10).
- Die Residuen der aktuellen Messdaten gegenüber der Standard-Ozonkonzentration werden ermittelt.
- Diese Residuen werden – getrennt in drei Höhenbereiche – mittels IDW räumlich interpoliert.
- Mit Hilfe eines digitalen Höhenmodells kann nun eine aktuelle Ozonkarte in Form von Isoflächen berechnet werden.

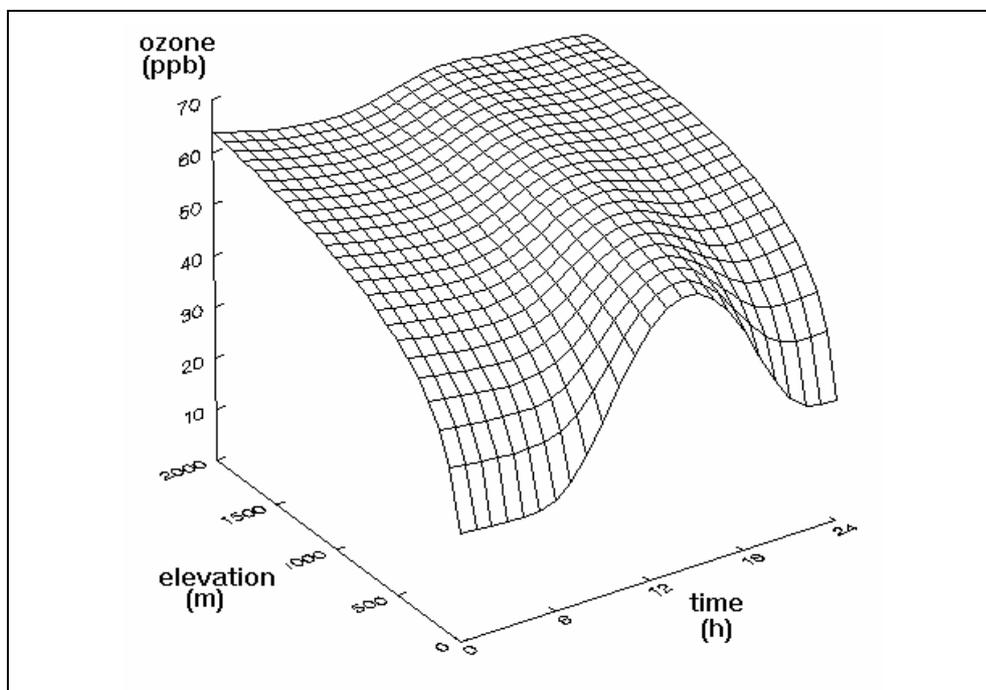


Abbildung 10: 3D-Standard-Ozonkonzentration in Abhängigkeit von der Tageszeit und der relativen Geländehöhe (ARC 2000).

<sup>6</sup> <http://www.umweltbundesamt.at/ozonbericht/>

Abbildung 11 zeigt ein Beispiel für eine derart berechnete Ozonbelastungskarte.

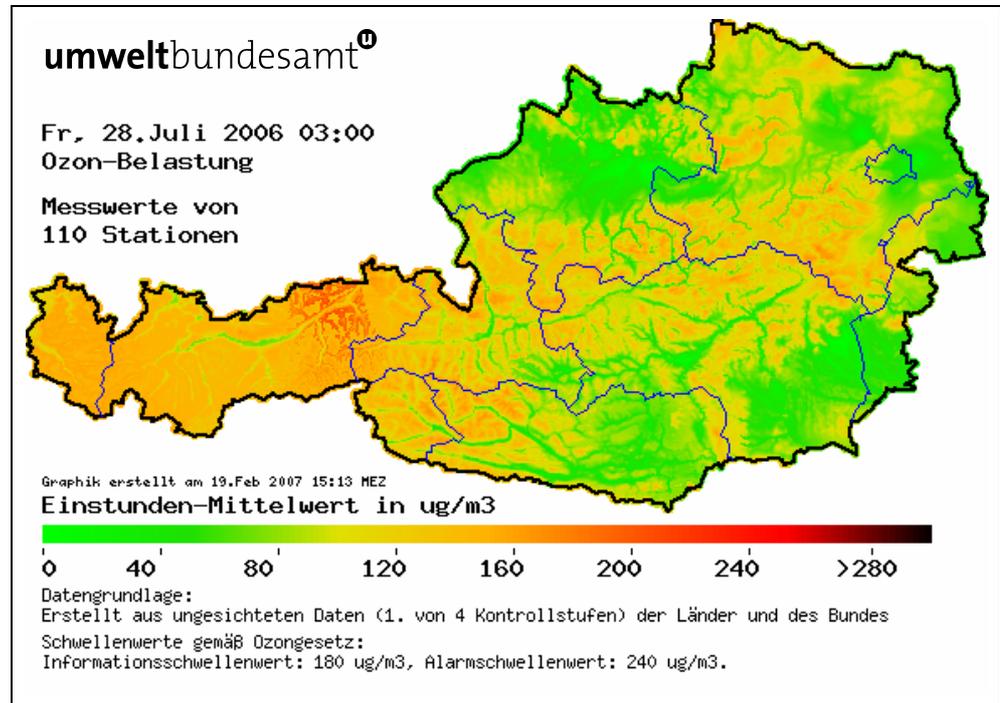


Abbildung 11: Ozonbelastungskarte vom 28.7.2006, 15:00.

Die Ozonbelastungskarte zeigt kleinräumige Variationen, die im Wesentlichen von der Topographie bestimmt werden; verglichen mit PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, vor allem aber mit NO<sub>2</sub>, sind diese jedoch gering, da Ozon nicht primär emittiert wird und auch – verglichen mit NO<sub>2</sub> – eine deutlich höhere atmosphärische Lebensdauer hat.

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 5: Stärken- und Schwächenanalyse der Ozonbelastungskarten in Österreich.

Stärken	Schwächen
nur Messdaten und Höhenmodell notwendig	Bestimmung des zeitlich abhängigen Konzentrationsfeldes aufwändig
automatisierbar	Bestimmung für jeden Schadstoff, Mittelungszeitraum getrennt
	kein analytisches Verfahren



### 4.2.2 RIO-Modell Belgien

Für die Berechnung von Luftgütekarten in Belgien wird eine Kombination aus Luftgütemessungen und Landnutzungsdaten verwendet (JANSSEN et al. 2006). In einem Umkreis von 2 km um die Messstelle wird der Anteil der verschiedenen CORINE<sup>7</sup> Landnutzungsklassen bestimmt. Anhand statistischer Auswertungen wird ein empirischer Zusammenhang zwischen den gemessenen Werten der Stationen und den Landnutzungsanteilen ermittelt, der es ermöglicht, aus den Landnutzungsdaten jedes beliebigen Punktes die Schadstoffkonzentration zu bestimmen. Die räumliche Interpolation wird dann mittels Kriging aus den so gewonnenen Daten durchgeführt. Die räumliche Verteilungsfunktion hängt einerseits vom Schadstoff, andererseits vom Mittelungszeitraum bzw. den Perzentilwerten ab. Die Interpolation wird für aktuelle, prognostizierte und historische Werte für die Schadstoffe PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> und Ozon durchgeführt.

**Landnutzungs-  
klassen**

Ein Vergleich der derart berechneten Karten mit dem IDW-Verfahren zeigt eine deutlich höhere (und realitätsnähere) Variabilität der berechneten Konzentrationsverteilung (siehe Abbildung 12).

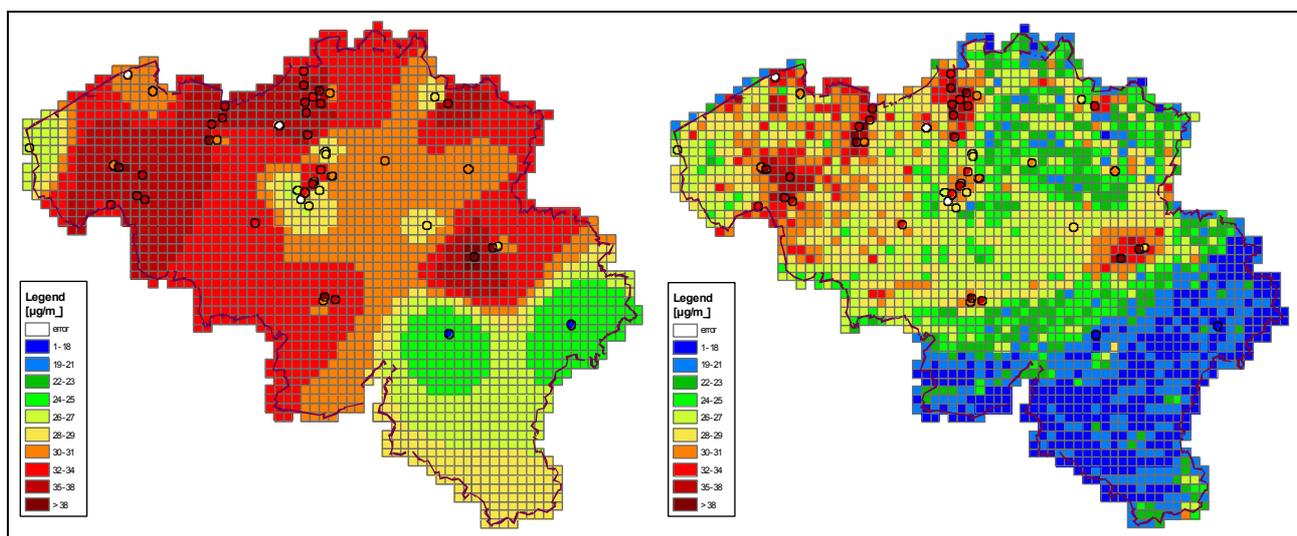


Abbildung 12: Jahresmittelwert der PM<sub>10</sub>-Konzentration 2005, links mittels IDW aus den Daten der Messstellen berechnet, rechts anhand des RIO-Modells ermittelt (JANSSEN et al. 2006).

Die – verglichen mit Österreich – wenig strukturierte Topographie Belgiens ermöglicht eine Berechnung ohne Verwendung eines Höhenmodells.

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 6: Stärken- und Schwächenanalyse des RIO-Modells Belgien.

Stärken	Schwächen
nur Messdaten und Landnutzungsmodell notwendig	Bestimmung für jeden Schadstoff, Mittelungszeitraum getrennt
automatisierbar	kein analytisches Verfahren
	für stark strukturiertes Gelände ungeeignet

<sup>7</sup> CORINE: Coordinated Information on the European Environment, siehe <http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000> und <http://www.umweltbundesamt.at/corine/>

### 4.2.3 Belastungskarten für die Schweiz und Großbritannien

#### Transferfunktionen

Für die **Schweiz** wurden PM10- und PM2,5-Karten erstellt, mit der die Exposition der Bevölkerung für die Jahre 2000 und 2010 bestimmt werden sollte (SAEFL 2003). Die Modellierung erfolgte zum einen mit Hilfe eines 200 x 200 m<sup>2</sup> Emissionskatasters für primäre PM10-, PM2,5- und PM10–2,5-Emissionen, die mit Hilfe von Transferfunktionen auf Immissionen umgerechnet wurden. Diese Transferfunktionen, die von der Emissionshöhe, der Depositionsgeschwindigkeit und den Ausbreitungsbedingungen abhängen, wurden mit einem Gauß-Modell bestimmt. Andererseits wurden auch sekundäre Partikel mit Hilfe von Transferfunktionen aus Emissionskarten der gasförmigen Vorläufersubstanzen (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und VOC) ermittelt sowie die importierte Hintergrundkonzentration parametrisiert. Die derart ermittelten Karten haben eine Auflösung von 400 x 400 m<sup>2</sup>, einzelne Gebiete liegen in 200 m Auflösung vor. Trotz dieser vergleichsweise hohen Auflösung spiegeln die Karten eher die Belastung im (städtischen) Hintergrund denn an Belastungsschwerpunkten wider. Auch zeigt sich beispielsweise im Rheintal eine vergleichsweise niedrige Belastung, die durch Messungen auf österreichischer Seite nicht bestätigt werden kann.

Diese Karten sind auch auf der Website des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU<sup>8</sup>) verfügbar, wo darauf hingewiesen wird, dass aufgrund der gesamtschweizerischen Betrachtung eine kleinräumige Interpretation nicht zulässig ist.

Für die Belastung im Jahr 2010 wurden verschiedene Szenarien berechnet.

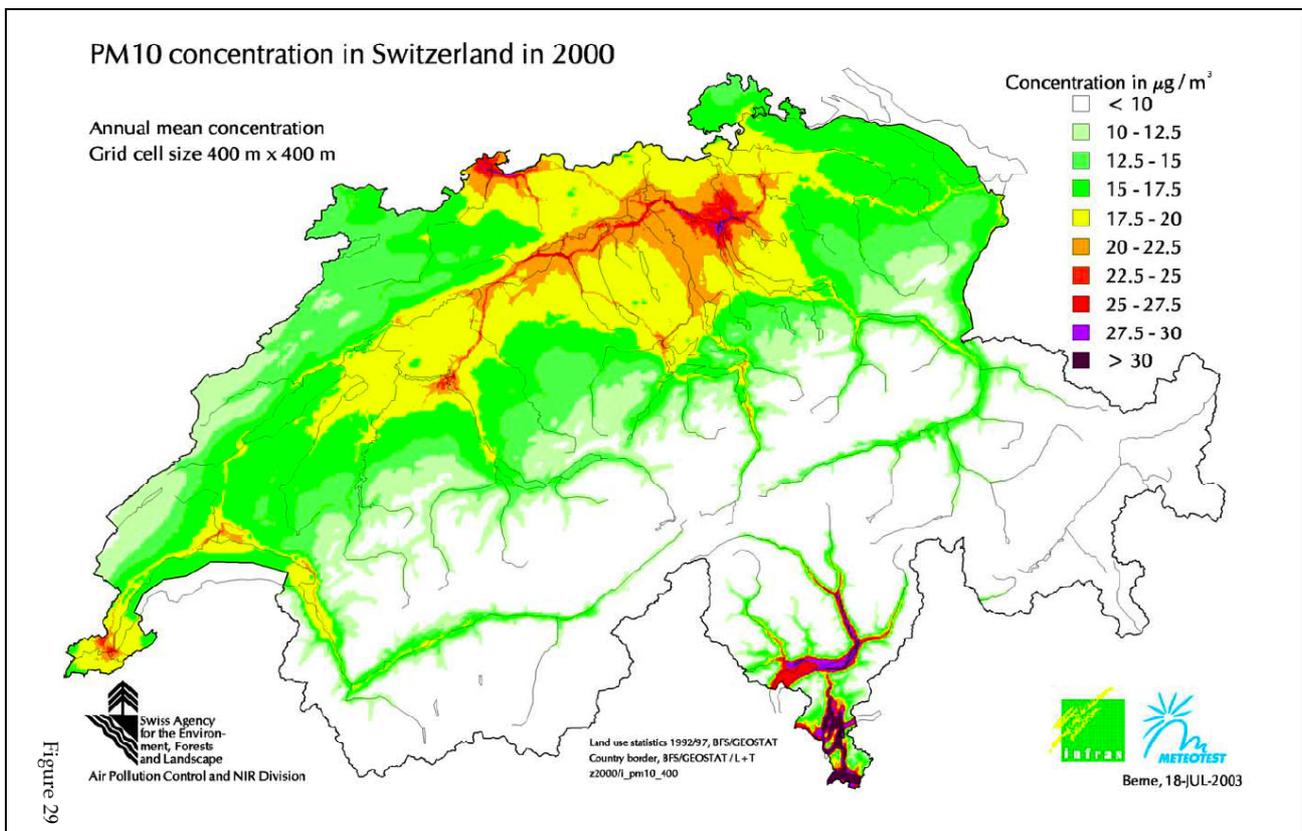


Abbildung 13: Modellierter PM10-Jahresmittelwert in der Schweiz für das Jahr 2000 auf einem 400 x 400 m<sup>2</sup>-Raster (SAEFL 2003).

<sup>8</sup> <http://www.bafu.admin.ch/luft/00612/00624/index.html?lang=de>

Ein ähnliches Verfahren – allerdings weniger komplex und ohne Höhenmodell – wird in **Großbritannien** verwendet (siehe Abbildung 14; AQEG 2004). Bei diesem Verfahren werden entfernte Quellen (als Hintergrundkonzentration), große Punktquellen und nahe Flächenquellen berücksichtigt. Darauf setzt dann die Konzentrationserhöhung an stärker befahrenen Straßen auf. Die Funktionen zur Berechnung der Konzentration wurden empirisch bestimmt.

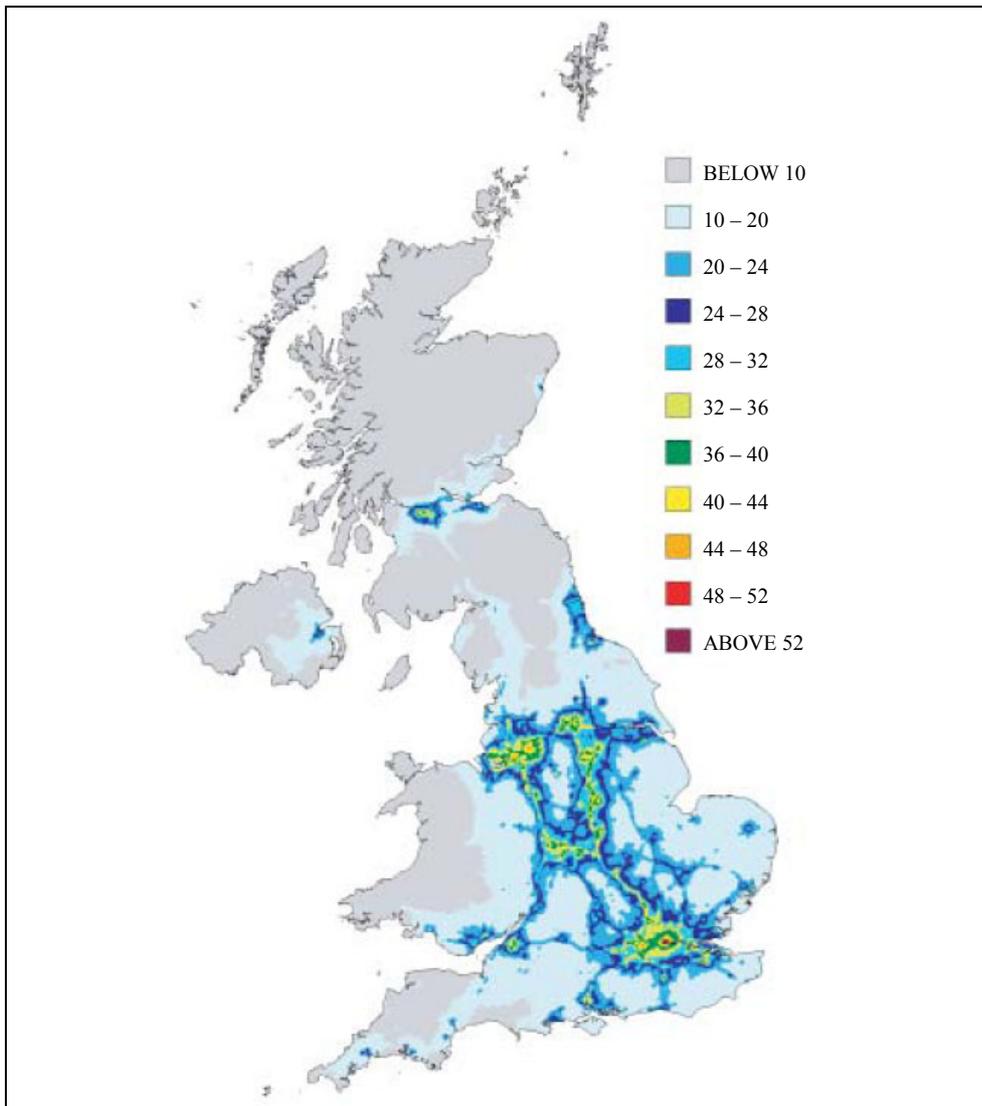


Abbildung 14: Modellierter  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwert der Hintergrundkonzentration (AQEG 2004).

Als Eingangsdaten für empirische Modelle sind Messwerte, gegebenenfalls ein Höhenmodell und hoch aufgelöste Emissionsdaten notwendig. Die räumliche Auflösung wird vor allem durch die Emissionsdaten limitiert und liegt bei den angeführten Beispielen zwischen 400 m und 1.000 m. Für jeden Punkt (d. h. jedes Flächenelement) wird die Beziehung zwischen Emission und Immission (und ggf. Topographie) mittels einer Transferfunktion abgebildet, die durch Modellrechnungen abgeleitet wurde.

Da die Transferfunktionen an Messwerte angepasst werden, liefern diese Verfahren zumindest für die Messstellen genaue Ergebnisse.

Die Stärken und Schwächen dieses Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 7: Stärken- und Schwächenanalyse der empirischen Modelle der Schweiz und Großbritanniens.

Stärken	Schwächen
Verteilung genau angepasst an Messwerte	Bestimmung für jeden Schadstoff, Mittelungszeitraum getrennt
automatisierbar	kein analytisches Verfahren
	Transferfunktionen müssen ermittelt werden

### 4.3 Kommerzielle Verfahren: FLADIS

Von der IVU Umwelt GmbH wurde das Programmsystem FLADIS entwickelt ([www.fladis.de](http://www.fladis.de)). Bei diesem werden mit einer Kombination aus interpolierten Messdaten und verschiedenen Modellansätzen Luftschadstoffkarten erstellt. Zur Datenassimilation können auch externe Modelle wie z. B. EURAD (siehe Kapitel 4.4) verwendet und mit den Messdaten kalibriert werden. Zur Interpolation wird eine Optimale Interpolation verwendet (siehe Kapitel 4.5). Die Luftschadstoffkarten können laufend oder retrospektiv erstellt werden. In den deutschen Bundesländern Bayern, Hessen und Thüringen werden mit diesem Verfahren aktuelle Ozonkarten erstellt (siehe z. B. <http://www.lfu.bayern.de/luft/daten/fladis/index.htm>).

Für das Bundesland Nordrhein-Westfalen wurden in einem Forschungsbericht verschiedene Interpolationsverfahren und eine Datenassimilation von EURAD-Daten untersucht (IVU UMWELT GMBH 2006). Abbildung 15 zeigt als Beispiel die Ergebnisse für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> mit Hilfe des Triangulierungsverfahrens und einer Datenassimilation von EURAD-Daten auf einem 5 x 5 km<sup>2</sup>-Raster. Der mittlere quadratische Fehler zwischen Modell und Messung beträgt 2 µg/m<sup>3</sup>, die mittlere relative Abweichung beträgt 4,7 %.

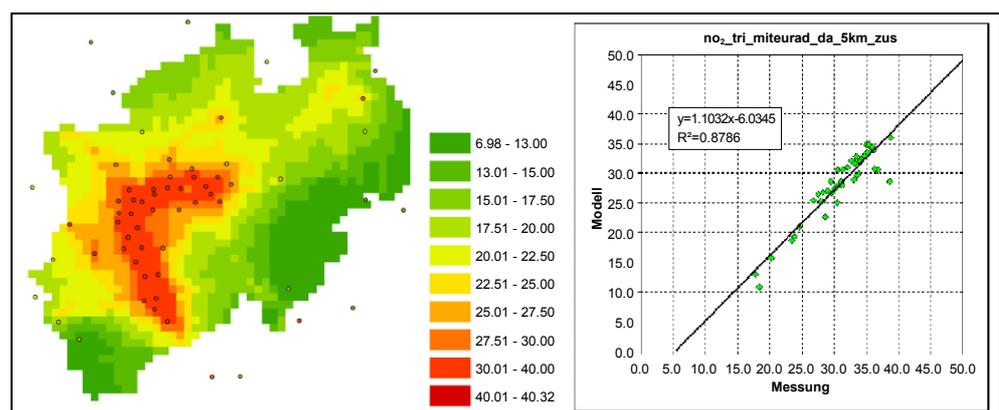


Abbildung 15: NO<sub>2</sub>-Jahresmittel 2002 in µg/m<sup>3</sup>. Messwerte an den Stationsorten als Punkte dargestellt (links). Triangulierung mit Modellhintergrund nach Datenassimilation und mit NRW-nahen Zusatzstationen. Unten rechts: Regression – Darstellungsergebnis an den Messstationen gegen Messwerte (IVU UMWELT GMBH 2006).

Lt. Auskunft der Fa. IVU Umwelt GmbH kostet die Lizenz für die Basisversion etwa 9.900 €, für die Installation, Adaptierung, Einschulung und die Online-Darstellung müssen noch zusätzlich 15.000–25.000 € aufgewandt werden.

Die Stärken und Schwächen dieser Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 8: Stärken- und Schwächenanalyse der kommerziellen Modelle.

Stärken	Schwächen
etabliertes System	bisher nur auf vergleichsweise wenig strukturiertes Gelände angewandt
laufende Validierung über Modelldaten auch prognosefähig	hoher Sachaufwand
anwendbar auf verschiedene Schadstoffe	
Datenassimilation möglich	

#### 4.4 Luftchemisch-meteorologische Modelle

Luftchemisch-meteorologische Ausbreitungsrechnungen liefern als Ergebnis zumeist flächenhafte Belastungskarten. Da eine Vielzahl verschiedener Verfahren verwendet wird, die sich hinsichtlich Eingangsdaten, Berücksichtigung chemischer Prozesse, Assimilation von Luftgütedaten, räumlicher Auflösung und Skala unterscheiden, können nachfolgend nur beispielhaft einzelne Modelle angeführt werden. Da die Modelle sehr komplex sind, werden diese üblicherweise über mehrere Jahre hinweg von Forschungsgruppen entwickelt und laufend verbessert.

Bei diesen Modellen werden, aufbauend auf eine große Modelldomäne (zumeist Europa, mitunter auch die Nordhalbkugel), die in relativ geringer Auflösung (z. B. 50 x 50 km<sup>2</sup>) abgebildet wird, in weiteren Schritten („Nesting“) kleinere Gebiete in höheren Auflösungen berechnet (z. B. Deutschland im nächsten Schritt, aufbauend darauf ein einzelnes Bundesland).

Europaweite Modellrechnungen werden z. B. in Rahmen des EMEP-Programms<sup>9</sup> mit dem EMEP-Modell durchgeführt.

In Deutschland werden beispielsweise für verschiedene Modellgebiete das EURAD-Modell<sup>10</sup> und das REM/CALGRID-Modell<sup>11</sup> verwendet, mit denen tagesaktuelle Werte berechnet werden können. In Frankreich werden u. a. die Modelle CHIMERE<sup>12</sup> und MOCAGE<sup>13</sup> verwendet.

Abbildung 16 zeigt ein Beispiel für eine PM10-Prognose für Deutschland mit Hilfe des EURAD-Modells, Abbildung 17 zeigt eine Analyse einer PM10-Episode mit Hilfe des CHIMERE-Modells.

Im Rahmen des Projektes PROMOTE<sup>14</sup> wird derzeit das EURAD-Modell für Österreich mit einer 5 x 5 km<sup>2</sup>-Auflösung adaptiert. Die Optimierung und Validierung sind für das Jahr 2008 geplant. Mit den ersten Ergebnissen, die für eine Veröffentlichung geeignet sind, kann Ende 2008 gerechnet werden. Eine Schwachstelle ist momentan noch der fehlende räumlich hoch aufgelöste Emissionskataster in Österreich. Derzeit werden die Emissionen über die Bevölkerungsverteilung disaggregiert.

<sup>9</sup> Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe (<http://www.emep.int/>)

<sup>10</sup> [http://www.riu.uni-koeln.de/modell/eurad\\_descr.html](http://www.riu.uni-koeln.de/modell/eurad_descr.html)

<sup>11</sup> <http://www.geo.fu-berlin.de/met/ag/trumpf/Prognosen/frame1/index.html>

<sup>12</sup> <http://euler.lmd.polytechnique.fr/chimere/>

<sup>13</sup> <http://www.meteofrance.com/FR/index.jsp>

<sup>14</sup> PROtocol MOiNitoring for the GMES Service Element Atmosphere (<http://www.gse-promote.org/>).

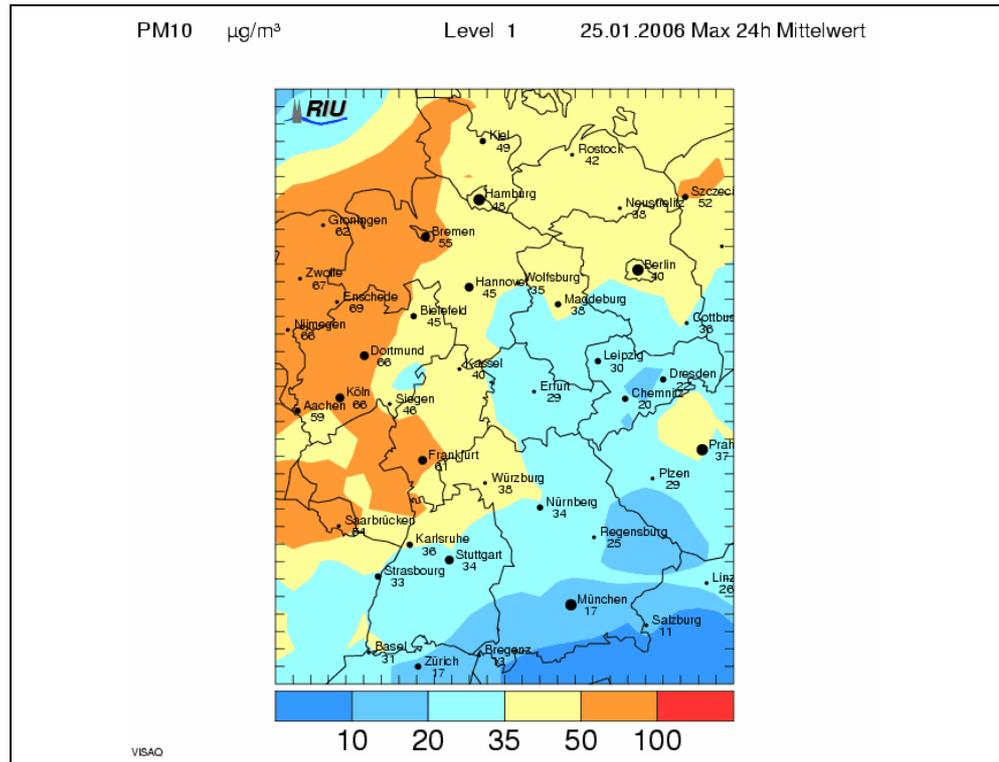


Abbildung 16 Beispiel für eine PM10-Prognose für Deutschland mit dem EURAD-Modell.

Quelle: <http://www.riu.uni-koeln.de/>

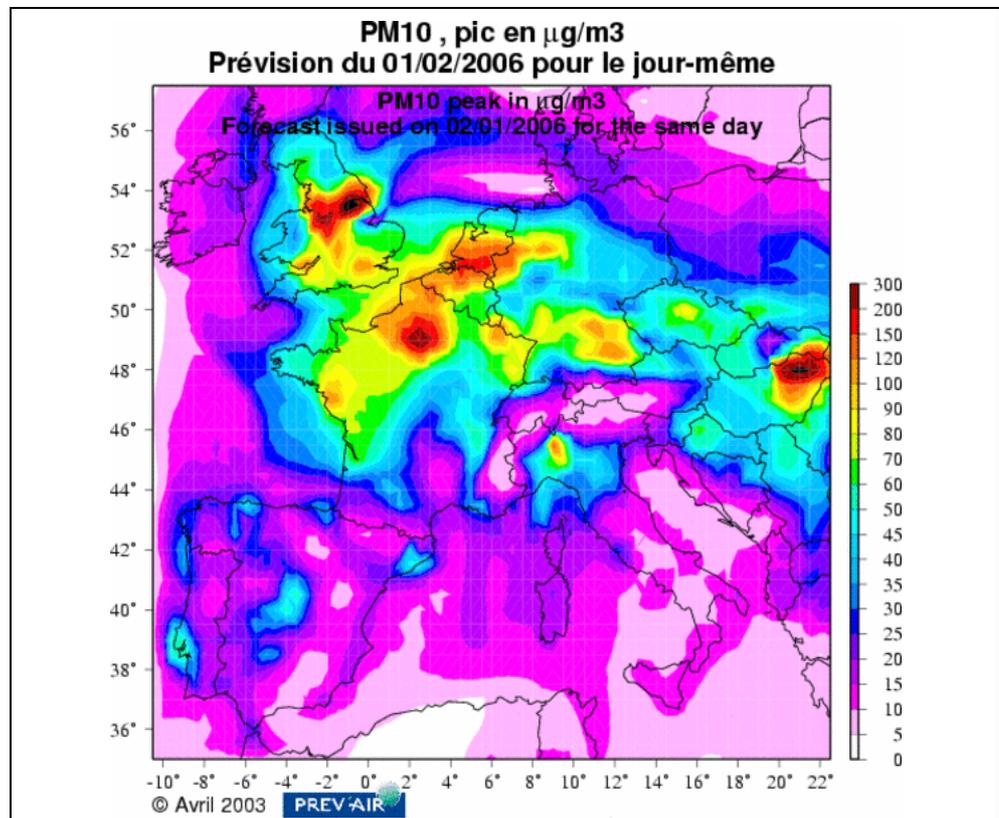


Abbildung 17: Beispiel für eine PM10-Episode, berechnet mit dem CHIMERE-Modell.

Quelle: <http://www.prevair.org/en/episode-pm10.php>



Diese Modelle werden vor allem für Prognosen verwendet, es sind aber Auswertungen für längere Zeiträume möglich.

Im Unterschied zu den in Kapitel 4.1 und 4.2 angeführten einfachen bzw. empirischen Verfahren ist mit Hilfe dieser Verfahren auch eine Analyse der Schadstoffbelastung möglich. Des Weiteren werden bei diesen Verfahren zugleich die Konzentrationen von verschiedenen Luftschadstoffen berechnet. Da die Daten jeweils für einen kurzen Mittelungszeitraum vorliegen (z. B. als Einstundenmittelwerte), können beliebige Mittelwertbildungen durchgeführt werden. Die räumliche Auflösung ist aufgrund des hohen Rechenaufwands auf etwa 1 x 1 km<sup>2</sup> limitiert.

**Analyse der Schadstoffbelastung ist möglich**

Für den laufenden Betrieb notwendige Eingangsdaten sind gemessene Luftschadstoffe, Meteorologiefelder und Emissionsdaten.

Forschungsbedarf besteht aber noch immer bei der Modellierung der PM-Belastung; hier zeigen alle Modelle einen Minderbefund. Vor allem die Modellierung von sekundärem organischem Aerosol ist trotz intensiver Forschungstätigkeit weiterhin mit großen Unsicherheiten verbunden.

Die Stärken und Schwächen dieser Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 9: Stärken- und Schwächenanalyse der luftchemisch-meteorologischen Modelle.

Stärken	Schwächen
Analytisches Verfahren	Aufwändig
Wissenschaftlich abgesichert	Räumliche Auflösung bei gesamt-österreichischer Darstellung gering
Prognosefähig	
Flexibel	
Zumeist laufende Validierung	
Gleichzeitige Berechnung verschiedener Schadstoffe	

#### 4.5 Ausbreitungsrechnung und „Optimale Interpolation“

Vom deutschen Umweltbundesamt werden von den Schadstoffen PM10, NO<sub>2</sub>, CO, SO<sub>2</sub> und Ozon stündlich aktualisierte Karten der Luftschadstoffbelastung erstellt. Ebenso werden Karten der jahresdurchschnittlichen Belastung veröffentlicht (<http://www.env-it.de/luftdaten/documents.fwd>). Abbildung 18 zeigt als Beispiel eine PM10-Karte. Das Verfahren zur Erstellung der Karten – die so genannte Optimale Interpolation unter Verwendung von Messdaten und Modelldaten des REM/Calgrid – ist das Ergebnis mehrerer Forschungsvorhaben im Auftrag des deutschen Umweltbundesamtes (siehe z. B. FLEMMING & STERN 2004).

Mit diesem Verfahren sollen die Nachteile einer reinen Interpolation von Messdaten (Überschätzung der Gebiete mit hohen Konzentrationen durch ein dichtes Messnetz in Städten, unklare Repräsentativität von Stationen) vermieden werden.

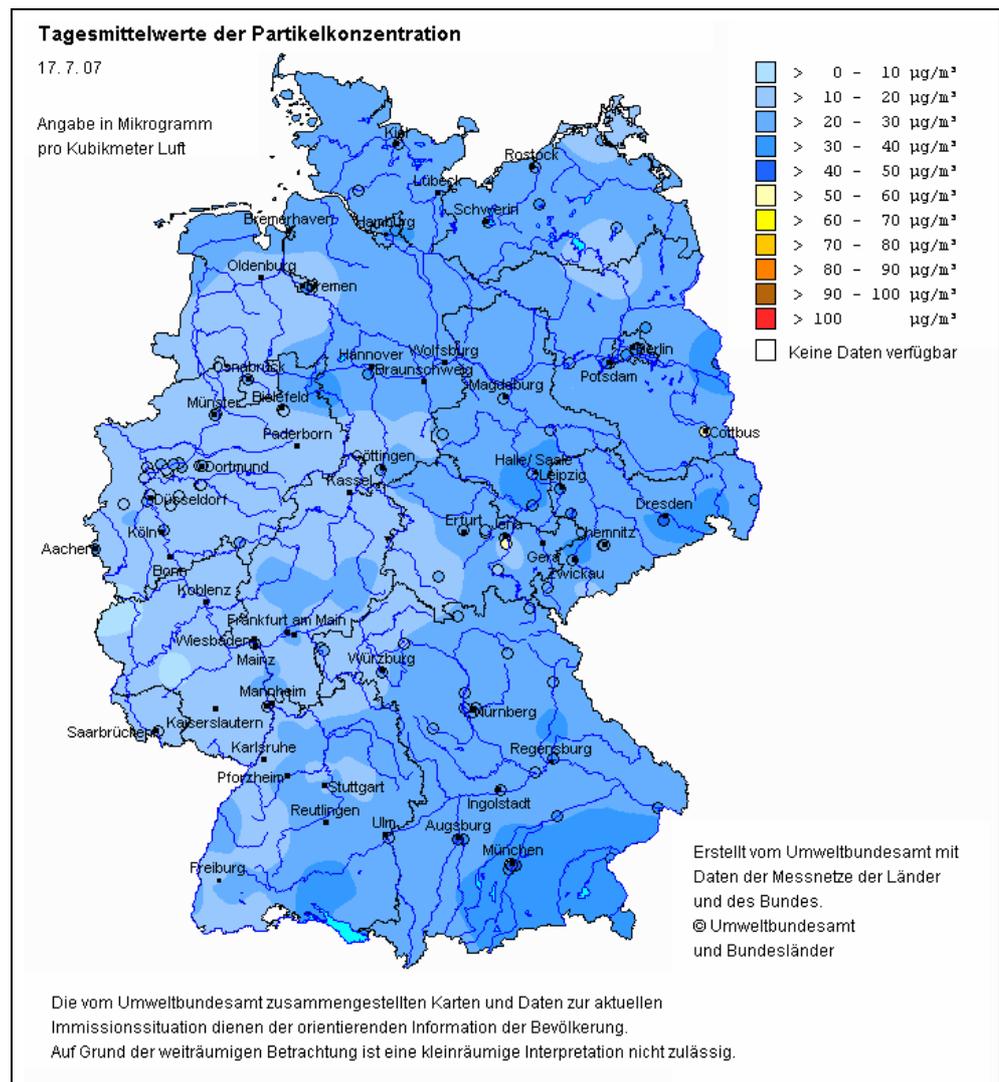


Abbildung 18: Flächenhafte Darstellung der PM10-Tagesmittelwerte vom 17.7.2007.

Quelle: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

Die Optimale Interpolation ist ein geostatistisches Verfahren, mit dem aus Messpunkten eine Felddarstellung mit einer vorgegebenen Auflösung erzielt werden kann. Die Optimale Interpolation wird u. a. für meteorologische und ozeanographische Anwendungen – insbesondere für die numerische Wettervorhersage – verwendet.

**Eigenschaften der Optimalen Interpolation**

Die Optimale Interpolation zeichnet sich durch folgende allgemeine Eigenschaften aus (FLEMMING & STERN 2004):

- Die Interpolation erfolgt auf Basis der Beobachtungen unter Verwendung von weiteren Informationsquellen (größerskaliger Hintergrund oder „first guess“ aus Modellierung, für Deutschland wird das REM/Calgrid-Modell verwendet).
- Messung und Modell werden in Abhängigkeit von ihrer Fehlerstatistik am Interpolationspunkt zusammengeführt.
- Der räumliche Einflussbereich der Messungen wird statistisch mit Hilfe von räumlichen Kovarianzen bestimmt.
- Der Einfluss einer inhomogenen Anordnung der Messstellen wird berücksichtigt bzw. kompensiert („declustering“).



- Die Interpolation beruht auf der Minimierung der Varianz der Analysefehler (optimal).
- Nicht alle Messpunkte, sondern eine durch den Anwender/die Anwenderin zu treffende Auswahl der Messpunkte wird für die Interpolation des Gitterpunktes herangezogen.

Für die bundesweite Darstellung in Deutschland wird eine Auflösung von 15 x 15 km<sup>2</sup> verwendet.

In Tabelle 10 ist die geschätzte Standardabweichung zwischen der Interpolation mit Hilfe dieses Verfahrens und den Werten angeführt.

*Tabelle 10: Geschätzte Standardabweichung des Beobachtungsfehlers der stündlichen Messung, dargestellt als Median aller Stationen innerhalb eines Regimes\* (FLEMMING 2003).*

Stoff\Regime:	B	R / 1	U1 / 2	U2 / 3	U3 / 4	S / 5	S2	Tagesgang
O <sub>3</sub> (ppb)	8	6	6	6	6	6		schwach
NO <sub>2</sub> (ppb)		3	4	5	6	7	8	schwach
NO (ppb)		3	7	10	15	20	30	8 Uhr-Max
PM10(µg/m <sup>3</sup> )		8	8	10	12	15		schwach
SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		2	3	4	6	18		schwach

\* B: Berg, R: Land, U1: Vorstadt, U2: Stadt, U3: belastete Stadt, S: Straße: S2: sehr stark belastete Straße.

Die Stärken und Schwächen dieser Verfahren sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

*Tabelle 11: Stärken- und Schwächenanalyse der Optimalen Interpolation.*

<b>Stärken</b>	<b>Schwächen</b>
wissenschaftlich abgesichert	aufwändig
prognosefähig (über Modellinput)	Modellrechnungen erforderlich
Berechnung verschiedener Schadstoffe mit einem Verfahren	Auflösung für strukturiertes Gelände zu gering

## 5 VERFÜGBARE DATEN

Je nach Komplexität des Verfahrens zur flächenhaften Darstellung sind verschiedene Eingangsdaten notwendig (siehe Kapitel 2.4 und 4). Dies sind neben Luftgütedaten auch Emissionsdaten, Meteorologiedaten, Transferfunktionen, GIS-Daten und Ergebnisse von luftchemischen Modellrechnungen. Nachfolgend wird dargestellt, ob und in welchem Umfang diese Daten bereits verfügbar sind.

### 5.1 Messdaten

#### Österreichisches Luftgütemessnetz

Österreich verfügt über ein vergleichsweise dichtes Luftgütemessnetz. Die Mindestanzahl der Messstellen je Bundesland und Anforderungen an die Lage der Messstellen sind im IG-L bzw. in der Messkonzept-VO zum IG-L festgelegt. Gemäß Messkonzept-VO sind in Österreich insgesamt 77 PM<sub>10</sub>-Messstellen, sieben PM<sub>2,5</sub>- und 88 NO<sub>x</sub>-Messstellen zu betreiben. Zumeist werden jedoch in den Bundesländern mehr als die gesetzlich vorgeschriebenen Messstellen betrieben. Die Messstellen teilen sich wie in Tabelle 12 dargestellt auf die Bundesländer auf.

Im Jahr 2006 standen 111 PM<sub>10</sub>-Messstellen und 141 NO<sub>x</sub>-Messstellen zur Verfügung. Das PM<sub>2,5</sub>-Messnetz ist allerdings erst im Aufbau begriffen; daher gab es 2006 erst sieben Messstellen.

Tabelle 12: Notwendige und tatsächliche Anzahl der Messstellen in den einzelnen Bundesländern gemäß Messkonzept-VO.

Bundesland	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	NO <sub>x</sub>
Burgenland	4/4	1/1	4/4
Kärnten	7/6	1/1	7/13
Niederösterreich	13/22	0/0	15/27
Oberösterreich	14/16	1/2	15/17
Salzburg	5/7	1/1	6/9
Steiermark	11/26	1/0	16/32
Tirol	7/11	1/1	8/14
Vorarlberg	4/6	0/0	5/8
Wien	12/13	1/1	12/17
<b>Summe</b>	<b>77/111</b>	<b>7/7</b>	<b>88/141</b>

Die Kriterien für die Standorte der Messstellen sind ebenfalls in der Messkonzept-VO, basierend auf der 1. TRL, festgelegt. Diese Kriterien lassen aber den Betreiberinnen/Betreibern einen gewissen Spielraum, wodurch sich die Verteilung der Messstellen auf verschiedene Standorttypen in den einzelnen Bundesländern unterscheiden.

Für eine flächenhafte Darstellung sind mindestens drei Skalen zu unterscheiden:

- regionaler Hintergrund;
- städtischer Hintergrund;
- verkehrs- und industrienaher Standorte; diese Skala ist üblicherweise viel kleiner als diejenige von Luftschadstoffkarten.

### 5.1.1 PM10-Messungen

Im Jahr 2006 standen 111 Messstellen zur Verfügung; davon 40, an denen mittels der Referenzmethode (Gravimetrie) gemessen wurde, an 71 wurden kontinuierliche Messgeräte verwendet, an 28 Messstellen mit kontinuierlicher und gravimetrischer Methode gemessen. Durch diese unterschiedlichen Verfahren ist die Vergleichbarkeit der Messergebnisse etwas eingeschränkt. Aktuelle Messergebnisse stehen nur bei den kontinuierlichen Verfahren zur Verfügung, bei der gravimetrischen Methode liegen die Ergebnisse frühestens 48 h nach Ende der Messungen vor, zumeist aber nach zwei bis vier Wochen.

Von den 111 Messstellen befinden sich etwa 40 unmittelbar an stark befahrenen Straßen oder in weniger als 100 m Abstand von solchen Straßen, etwa 70 befinden sich im städtischen oder ländlichen Hintergrund. Letztere könnten daher für eine flächenhafte Darstellung auf einer größeren Skala verwendet werden.

Die PM10-Messungen begannen erst im Jahr 2000 mit einigen wenigen Messstellen; Messungen an einer größeren Anzahl an Messstellen sind seit dem Jahr 2003 verfügbar.

### 5.1.2 PM2,5-Messungen

Die PM2,5-Messungen werden derzeit erst an wenigen Standorten einerseits in einigen Landeshauptstädten (Wien, Linz, Salzburg, Innsbruck, Klagenfurt) sowie an der Hintergrundstation Illmitz (Burgenland) durchgeführt. Die Messstellen in den Städten befinden sich teilweise an verkehrsnahen Standorten (Wien Taborstraße, Salzburg Rudolphsplatz) – in Linz auch industrienah (Linz Neue Welt) – und auch an städtischen Hintergrundstandorten (Wien Währinger Gürtel, Innsbruck Zentrum, Klagenfurt Koschatstraße). Daneben gibt es noch Daten von begrenzten Messkampagnen. Da diese wenigen Messstellen für eine flächenhafte Darstellung bei Weitem nicht ausreichend sind, wurde vom Umweltbundesamt die PM2,5- mittels der PM10-Belastung abgeschätzt (UMWELTBUNDESAMT 2005). Der PM2,5-Anteil am PM10 lag im Jahr 2006 im Jahresmittel zwischen 71 % an der Messstelle Klagenfurt Völkermarkterstraße und 85 % am Zöbelboden. Generell weisen städtische verkehrsnahen Messstellen niedrigere PM2,5-Anteile auf als ländliche Messstellen, allerdings sind die Unterschiede gering (und möglicherweise im langjährigen Mittel nicht mehr signifikant). Die Abschätzung der PM2,5-Belastung aus PM10-Daten ist daher mit gewissen Unsicherheiten verbunden.

Derzeit wird in der EU eine neue Luftqualitätsrichtlinie verhandelt, in der auch PM2,5-Grenz- und Zielwerte vorgesehen sind. Die Messungen zur Überwachung dieser Werte sollen schwerpunktmäßig an städtischen Hintergrundstandorten durchgeführt werden. Durch die Umsetzung dieser Richtlinie ist mit einer Ausweitung des PM2,5-Messnetzes in den nächsten Jahren zu rechnen. Die Gesamtzahl der PM2,5-Messstellen wird aber vermutlich noch länger deutlich unter der von PM10 bleiben.

Die Messungen werden derzeit ausschließlich mittels Gravimetrie durchgeführt; tagessaktuelle Daten sind daher nicht verfügbar.

***Abschätzung mittels  
PM-10-Daten***

### 5.1.3 NO<sub>x</sub>-Messungen

Die Messungen von NO<sub>x</sub> werden in Österreich bereits seit Mitte der 80er Jahre durchgeführt, elektronisch sind die Daten seit 1990 verfügbar. Derzeit werden 141 Messstellen betrieben. Von diesen befinden sich etwa 40 unmittelbar an stark befahrenen Straßen oder in weniger als 100 m Abstand von solchen Straßen. Diese stark verkehrsbeeinflussten Messstellen sind für eine flächenhafte Darstellung auf größerer Skala nicht geeignet, da sie eine kleinräumige Belastungssituation widerspiegeln.

## 5.2 Meteorologische Daten

Meteorologische Messdaten werden in Österreich von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG<sup>15</sup>) sowie im Rahmen der Immissionsmessnetze der Bundesländer und vom Umweltbundesamt erhoben. Während die ZAMG ein speziell auf meteorologische Messungen ausgerichtetes Messnetz betreibt, dessen Messstellen meist ein umfangreiches Spektrum an meteorologischen Größen erfassen (Wind, Windspitzen, Temperatur, Feuchte, Globalstrahlung, Niederschlag, Luftdruck etc.), werden an den Immissionsmessstellen der Länder, sofern sie überhaupt meteorologische Parameter erfassen, zumeist nur Wind und Temperatur gemessen. Die Lageanforderungen der Immissionsmessstellen orientieren sich zudem i.d.R. an anderen Kriterien als rein meteorologische Messstellen. In einzelnen Messnetzen der Länder werden zudem speziell meteorologische Messungen zur Erfassung von Temperaturprofilen durchgeführt (Linz, Graz, Salzburg, Klagenfurt).

Meteorologische Daten werden sowohl als Input für luftchemisch-meteorologische Modelle als auch zur Erarbeitung von Transferfunktionen benötigt. Die Anforderungen an Lage und räumliche Dichte hängen dabei von der gewünschten räumlichen Auflösung ab.

**Modelle** Dabei können einerseits Messdaten zur Anwendung kommen, andererseits Analyse- oder Vorhersagedaten großskaliger Modelle, etwa des ECMWF (global) oder von ALADIN oder MM5 (mesoskalig). Vielfach bieten die meteorologischen Präprozessoren von luftchemisch-meteorologischen Modellen die Möglichkeit, Modell- und Messdaten zu kombinieren (assimilieren).

Die Verfügbarkeit meteorologischer Messdaten in Österreich ist ausreichend für die Anwendung von luftchemisch-meteorologischen Modellen oder Parametrisierungen auf der regionalen Skala.

Auf der städtischen Skala wird die räumliche Verteilung meteorologischer Messstellen – insbesondere was die Beurteilung von Vertikalprofilen betrifft – in Wien, u. U. auch in Innsbruck, als problematisch eingestuft.

---

15 [www.zamg.ac.at](http://www.zamg.ac.at)

### 5.3 Emissionsdaten

Daten von PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2,5</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen sind derzeit räumlich disaggregiert nur in wenigen Bundesländer vorhanden. Aus einigen Bundesländern (Burgenland, Niederösterreich, Vorarlberg) liegen außer der Bundesländer-Luftschadstoffinventur, in der die Emissionen als Summe für das gesamte Bundesland angegeben sind, keine Emissionsdaten in höherer räumlicher Auflösung vor (UMWELTBUNDESAMT 2006b). Die Emissionsdaten aus den anderen Bundesländern unterscheiden sich z. T. deutlich hinsichtlich räumlicher Auflösung, Systematik und Bezugsjahr. Mit den vorliegenden Daten alleine kann daher ohne zusätzlichen Aufwand keine flächenhafte Darstellung, basierend auf Emissionen und Transferfunktionen wie in Kapitel 4.2.3 für die Schweiz und Großbritannien beschrieben, erstellt werden. Zu beachten sind auch die nach wie vor bestehenden Unsicherheiten bei der Quantifizierung der PM<sub>10</sub>-Emissionen einzelner Quellgruppen.

Für Verkehrsemissionen laufen derzeit Arbeiten an der TU-Graz und am Umweltbundesamt, um für das hochrangige Straßennetz streckenbezogene Emissionen (Autobahnen und Schnellstraßen) zu berechnen. Als Basis für diese Berechnungen dient das Verkehrsprognosemodell 2025+ des BMVIT, das voraussichtlich 2008 zur Verfügung stehen wird.

**Verkehrsemissionen**

### 5.4 GIS-Daten

Topographische Informationen von Österreich sowie ein Höhenmodell mit einer maximalen Auflösung von 10 m sind verfügbar. Landnutzungsdaten stehen von CORINE Land Cover<sup>16</sup> zur Verfügung. Diese Daten sind für eine Darstellung der Schadstoffverteilung auf der regionalen Skala ausreichend.

Auf der städtischen Skala weisen die CORINE Land Cover-Daten u. U. keine entsprechende Auflösung auf, um den für die Schadstoffausbreitung und -verteilung wesentlichen Einfluss der Bebauungsstruktur abzubilden (z. B. würde man die Messstelle Währinger Gürtel anhand ihres Abstandes vom Gürtel als verkehrsnah einstufen, sofern keine Information über die Bebauung zwischen Straße und Messstelle zur Verfügung steht). Zusätzliche Informationen über die Bebauungsstruktur wären daher wünschenswert.

**Weitere  
Informationen im  
städtischen Bereich  
notwendig**

### 5.5 Transferfunktionen

Die für empirische Modelle notwendigen Transferfunktionen liegen noch nicht vor und müssten daher schadstoffspezifisch erstellt werden. Als Grundlage können die Ergebnisse der PM-Modellierung in der Schweiz verwendet werden.

<sup>16</sup> <http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000>

## 5.6 Daten aus luftchemischen Modellen

Wie in Kapitel 4.4 und 4.5 beschrieben, liefern luftchemische Modelle flächenhafte Informationen, z. T. auch Prognosen, von Luftgütewerten. Derartige Modelle stehen für Österreich noch nicht zur Verfügung; im Rahmen des PROMOTE-Projektes<sup>17</sup> laufen derzeit Vorarbeiten zur Modellierung der Luftqualität in Österreich mit einer Auflösung von 5 x 5 km<sup>2</sup> mit dem EURAD-Modell (siehe auch Kapitel 4.4). Geplant sind einerseits Berechnungen der aktuellen Situation, der prognostizierten Belastung in 24 h und 48 h, andererseits auch Analysen bestimmter Episoden in der Vergangenheit. Über die Genauigkeit der Berechnungen können noch keine Aussagen getroffen werden; eine laufende Evaluierung ist jedoch Gegenstand des Projektes. Erste vorläufige Ergebnisse haben gezeigt, dass ein Schwachpunkt die fehlenden, räumlich aufgelösten Emissionsdaten in Österreich sind.

Die Berechnungen mit Hilfe des EURAD-Modells können als Grundlage für höher aufgelöste Darstellungen bzw. Modellrechnungen verwendet werden.

---

<sup>17</sup> <http://www.gse-promote.org/>



## 6 VERGLEICH DER GÄNGIGEN VERFAHREN

### 6.1 Überblick

In der nachfolgenden Tabelle wird ein Überblick über die Stärken und Schwächen der in Kapitel 4 beschriebenen Methoden zur flächenhaften Darstellung von Luftschadstoffen gegeben. Ebenfalls angeführt werden die für diese Verfahren notwendigen Daten und eine grobe Schätzung zum Aufwand, der mit der Erstellung von Luftschadstoffkarten verbunden ist.

Tabelle 13: Überblick über die wesentlichsten Stärken und Schwächen der verschiedenen Modelle.

Verfahren	Stärken	Schwächen	Notwendige Daten	Vorhanden ja/nein	Schätzung Aufwand
Experten_schätzung	geringer Aufwand	unflexibel; Erstellung für jeden Schadstoff und Mittelungszeitraum separat	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	mehrere 10 PT je Schadstoff und Mittelungszeitraum
			Höhenmodell	ja	
IDW, Kriging	sehr geringer Aufwand	keine sinnvollen Ergebnisse in topographisch gegliederten Gebieten	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	mehrere PT je Schadstoff und Mittelungszeitraum
			Höhenmodell	ja	
Empirische Verfahren	genaue Anpassung an spez. Situation	unflexibel; Erstellung für jeden Schadstoff und Mittelungszeitraum separat	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	mehrere 10 bis 100 PT
			Höhenmodell	ja	
Luftchemisch-meteorologische Modelle	flexibel, prognosefähig, zumeist laufende Validierung, Analyse der Belastung möglich	aufwändig, PM-Modellierung noch ungenau	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	etwa ein PJ
			Höhenmodell	ja	
			Meteorologie	ja	
			Emissionen	nein	
FLADIS	flexibel, laufende Validierung, erprobt in DE	in strukturiertem Gelände noch nicht erprobt	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	25.000–35.000 €
			Höhenmodell	ja	
			Luftgütemodell	nein	
			Meteorologie	ja	
Optimierte Interpolation	wissenschaftlich abgesichert, für mehrere Schadstoffe geeignet	geringe Auflösung, Modellrechnungen erforderlich	Messdaten	PM10, NO <sub>2</sub> : ja PM2,5: nicht ausreichend	etwa ein PJ
			Höhenmodell	ja	
			Luftgütemodell	nein	
			Meteorologie	ja	

## 6.2 Resümee

Aus der Gegenüberstellung der verschiedenen Verfahren in Kapitel 6.1 lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Einfache Verfahren wie IDW oder Kriging sind durch die inhomogene Verteilung der Messstellen und die komplexe Topographie in Österreich für die flächenhafte Darstellung von PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> und NO<sub>2</sub> nicht geeignet.
- Expertenschätzungen mit Hilfe von Daten der Luftmessstationen und unter Anwendung von GIS liefern zwar plausible Darstellungen, allerdings müssen diese für jeden Parameter und Mittelungszeitraum einzeln erstellt werden. Eine Automatisierung scheint nur bedingt möglich zu sein.
- Empirische Verfahren, wie sie z. B. in Belgien, der Schweiz und Großbritannien verwendet werden, zeigen plausible Ergebnisse. Eine automatische Erstellung ist möglich, allerdings wären in Österreich noch Vorarbeiten notwendig. Diese betreffen einerseits die Transferfunktionen, andererseits einen räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Emissionskataster.
- Das kommerzielle Verfahren FLADIS kann eine Vielzahl von Eingangsdaten (wie z. B. Emissionskataster, Meteorologiefelder, Höhenmodell, Modellergebnisse, aktuelle Luftgütedaten) berücksichtigen und wird bereits in mehreren deutschen Ländern angewandt. Prognosen sind ebenfalls möglich. Die notwendigen Eingangsdaten stehen in Österreich noch nicht vollständig zur Verfügung. Im – verglichen mit Deutschland – stärker strukturierten Gelände in Österreich wurde das Verfahren noch nicht angewandt.
- Luftchemisch-meteorologische Modelle sind flexibel, prognosefähig und erlauben eine Analyse der Belastungssituation. Die räumliche Auflösung reicht für eine realistische Darstellung derzeit noch nicht aus. Als wesentlicher Input fehlt in Österreich noch ein räumlich und zeitlich hoch aufgelöster Emissionskataster.
- Die Optimale Interpolation, die auch für FLADIS verwendet wird, ist ein spezielles Interpolationsverfahren, das z. B. für die Luftgütekarten in Deutschland verwendet wird. Als Eingangsdaten sind Modellrechnungen notwendig, die für Österreich noch nicht verfügbar sind.



## 7 LITERATUR

- AQEG – Air Quality Expert Group (2004): Nitrogen Dioxide in the United Kingdom, Air Quality Expert Group, prepared for: Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Executive, Welsh Assembly Government; and Department of the Environment in Northern Ireland, London.
- ARC – Austrian Research Centers (2000): Loibl, W.; Züger, J.; Kutschera, P.: Verbesserung des Modells zur Generierung von stündlichen Karten der Ozonkonzentration für Österreich. Seibersdorf Research Report, OEFZS-S-0063. BV. März 2000. 64 S.
- BRIGGS, D.J.; DE HOOGH, C.; GULLIVER, J.; WILLS, J.; ELLIOTT, P.; KINGHAM, S.; & SMALLBONE, K. (2000): A regression based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Sci. Total Environ.* 253:151–167.
- CHRISTAKOS, G. & SERRE, M. L. (2000): BME analysis of spatiotemporal particulate matter distributions in North Carolina. *Atmos. Environ.* 34. pp. 3393–3406.
- EPA – Environmental Protection Agency (2004): Developing Spatially Interpolated Surfaces and Estimating Uncertainty. EPA-454/R-04-004, November 2004.
- ETC/ACC – European Topic Centre on Air and Climate Change (2005): Interpolation and assimilation methods for European scale air quality assessment and mapping. Part I: Review and recommendations. ETC/ACC Technical Paper 2005/7, December 2005. Final draft.
- FEDOROV, V. V. (1989): Kriging and other estimators of spatial field characteristics with special reference to environmental studies. *Atmospheric Environment* 23. pp. 175–184.
- FLEMMING, J. (2003): Immissionsfelder aus Beobachtung, Modellierung und deren Kombination. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Vorgelegt am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.
- FLEMMING, J. & STERN, R. (2004): Datenassimilation auf der Basis der Optimalen Interpolation für die Kartierung von Immissionsbelastungen. Beschreibung der Methodik und praktische Anwendung für 2002. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie, Troposphärische Umweltforschung. UFOPLAN-Nr. 201 43 250. Berlin.
- IVU UMWELT GMBH (2006): Darstellung der landesweiten Immissionssituation in NRW auf der Basis von LUQS- und EURAD-Daten mit FLADIS. Endbericht. Freiburg.
- JANSSEN, S.; MENSINK, C.; DUMONT, G. & FIERENS, F. (2006): Land use patterns and spatial interpolation of air pollution monitoring data. Vortrag am 11. EIONET Workshop on Air Quality Assessment and Management, La Rochelle, 26.–27. Oktober 2006.
- LEBRET, E.; BRIGGS, D.; VAN REEUWIJK, H.; FISCHER, P.; SMALLBONE, K. & HARSSEMA, H. (2000): Small area variations in ambient NO<sub>2</sub> concentrations in four European areas. *Atmos. Environ.* 34:177–185.
- SAEFL – Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (2003): Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Berne.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, New York.
- STEDMAN, J. R. (1998): Revised high resolution maps of background air pollutant concentrations in the UK: 1996. AEA Technology, National Environmental Technology Centre. Report AEAT-3133 20008001/006.



- UMWELTBUNDESAMT (2005): Schneider, J., Spangl, W., Placer, K. & Moosmann, L.: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich. Reports, Bd. REP-20. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006a): Spangl, W.; Schneider, J. & Nagl, C: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2005. Reports, Bd. REP-65. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006b): Bundesländer Luftschadstoffinventur 1990–2004. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten. Datenstand 2006. Reports, Bd. REP-42. Umweltbundesamt, Wien.
- WONG, D. W.; YUAN, L. & PERLIN, S.A. (2004): Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of air quality data. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14. S. 404–415.

## Rechtsnormen und Leitlinien – Luft

1. Tochterrichtlinie (1. TRL; RL 1999/30/EG): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. ABl. Nr. L 163/41.
  2. Tochterrichtlinie (2. TRL; RL 2000/69/EG): Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. ABl. Nr. L 313/12.
  3. Tochterrichtlinie (3. TRL; 2002/3/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. ABl. Nr. L 67 vom 9.3 März 2002.
  4. Tochterrichtlinie (4. TRL 2004/107/EG): Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. ABl. Nr. L 23/3.
- Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.g.F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
- Luftqualitätsrahmenrichtlinie (RRL; RL 96/62/EG): Richtlinie des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. ABl. Nr. L 296.
- Messkonzeptverordnung zum IG-L (BGBl. II Nr. 358/1998 i.d.g.F.): 358. Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über das Messkonzept zum Immissionsschutzgesetz-Luft.
- Ozongesetz (BGBl. Nr. 210/1992 i.d.g.F.): Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz (BGBl. Nr. 38/1989) geändert wird.
- Ozonrichtlinie (RL 2002/3/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. ABl. Nr. L 67/14.
- RL 16477/1/06 REV 1: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom 25. Juni 2007.
- VO BGBl. II Nr. 298/2001: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation.





**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

[office@umweltbundesamt.at](mailto:office@umweltbundesamt.at)

[www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)

Empirische Verfahren und luftchemische Modelle eignen sich besonders, um die Immissionsbelastung durch Feinstaub (PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>) und Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) in Österreich flächenhaft darzustellen. Geeignet aber vergleichsweise aufwändiger umzusetzen sind luftchemisch-meteorologische Modelle, die sich durch ihre Flexibilität und Prognosefunktion auszeichnen. Die notwendigen spezifischen Emissionsdaten für diese Modelle, stehen allerdings derzeit nicht zur Verfügung.

Zu diesem Ergebnis kommt das Umweltbundesamt beim Vergleich unterschiedlicher Verfahren, die eine flächenhafte Abbildung der Luftschadstoffbelastung auf Basis punktueller Messdaten ermöglichen. Bei der Analyse der Stärken und Schwächen der einzelnen Verfahren lag der Schwerpunkt darauf, wie gut sie für das topografisch stark strukturierte Bundesgebiet anwendbar sind