

Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes  
Z 6 – 50 477/226 (Förderkennzeichen: 206 42 202)

Beurteilung der Repräsentativität der Mess-  
stationen des Umweltbundesamt-  
Luftmessnetzes

**Abschlussbericht**

**Heiko Pfeiffer<sup>1</sup> und Günter Baumbach<sup>2</sup>**

Universität Stuttgart

<sup>1</sup>Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER)

<sup>2</sup>Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD)

**Stuttgart, 15.04.2008**

# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	3
1.1	Problemstellung und Zielsetzung .....	3
1.2	Begriffsbestimmung Repräsentativität .....	4
1.3	Methodik und Vorgehensweise .....	4
2	Internationale Messprogramme und deren Anforderungen .....	7
2.1	Europäisches Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe EMEP .....	7
2.2	OSPAR .....	9
2.3	HELCOM .....	9
2.4	Global atmosphere watch (GAW) .....	10
2.5	Vierte Tochterrichtlinie zur EU Rahmenrichtlinie 96/62/EC .....	10
2.6	Aktuelle Struktur der internationalen Messnetze .....	10
2.6.1	Aktuelle Struktur des EMEP-Messnetzes .....	11
2.6.2	Aktuelle Struktur des OSPAR-Messnetzes .....	12
2.6.3	Aktuelle Struktur des HELCOM-Messnetzes .....	13
2.6.4	Aktuelle Struktur des GAW-Messnetzes (Regionalstationen) .....	14
3	Charakterisierung der UBA-Messstationen – Ergebnisse der Untersuchungen vor Ort..	15
3.1	Neuglobsow .....	17
3.2	Schauinsland .....	19
3.3	Schmücke .....	21
3.4	Waldhof .....	22
3.5	Westerland .....	24
3.6	Zingst .....	26
4	Repräsentativität – Analyse der Messungen und Modellergebnisse .....	28
4.1	Betrachtung der Konzentrationsfelder im Jahresmittel – Bewertung der räumlichen Repräsentativität .....	28
4.1.1	Übersicht – Konzentrationsfeld in Deutschland .....	30
4.1.2	Neuglobsow .....	36
4.1.3	Schauinsland .....	37
4.1.4	Schmücke .....	38
4.1.5	Waldhof .....	39
4.1.6	Westerland .....	40
4.1.7	Zingst .....	41
4.1.8	Statistische Streuung der modellierten Konzentrationen .....	42
4.2	Vergleich der modellierten mit den gemessenen Zeitreihen .....	44
4.2.1	Neuglobsow .....	45
4.2.2	Schauinsland .....	48
4.2.3	Schmücke .....	50
4.2.4	Waldhof .....	52
4.2.5	Westerland .....	53
4.2.6	Zingst .....	55
4.2.7	Vergleich der Konzentrationsmittelwerte .....	56

4.3	Bewertung des Vergleichs der Messergebnisse mit Modellergebnissen .....	57
4.4	Auswertung von Rückwärtstrajektorien .....	58
4.5	Inversionsstatistik für die Stationen Schauinsland und Schmücke .....	69
4.6	Individuelle Betrachtung der Messergebnisse.....	72
4.6.1	Windrosen und Schadstoffwindrosen.....	72
4.6.1.1	Neuglobsow.....	73
4.6.1.2	Schauinsland.....	75
4.6.1.3	Schmücke .....	77
4.6.1.4	Waldhof.....	79
4.6.1.5	Westerland.....	81
4.6.1.6	Zingst.....	83
4.6.2	Mittlere Jahressgänge .....	85
4.6.3	Mittlere Wochengänge .....	93
4.6.4	Mittlere Tagessgänge .....	96
4.6.5	Episoden mit erhöhten Konzentrationen .....	102
4.7	Statistische Auswertung der Messungen.....	105
4.8	Betrachtung der VOC-Messungen .....	106
4.9	Betrachtung der PAN-Messungen.....	107
4.10	Beurteilung der Messstations-Standorte anhand des Emissionskatasters .....	109
5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	115
5.1	Zusammenfassende Bewertung der Messstationsstandorte .....	115
5.2	Idealstruktur des UBA-Messnetzes zur Wahrnehmung internationaler Aufgaben und als Basis zur Beurteilung der Luftqualität in den unterschiedlichen Regionen Deutschlands.....	122
5.3	Empfehlungen – Definition des Handlungsbedarfs .....	124
6	Literatur.....	126

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Luftverunreinigungen unterliegen nach ihrer Emission dem Prozess der Transmission: In Abhängigkeit von den atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen und den topographischen Verhältnissen werden sowohl gas- als auch partikelförmige Schadstoffe durch Wind und Turbulenz verfrachtet. Dabei spielen atmosphärische Sperrschichten eine wichtige Rolle. Ein Großteil der Luftverunreinigungen wird oftmals in unmittelbarer Umgebung wahrgenommen, wie beispielsweise Emissionen des Straßenverkehrs in städtischen Gebieten. Je nach Fragestellung werden von den Bundesländern Messungen durchgeführt, um die Einhaltung von Grenzwerten zu überwachen oder den Einfluss bestimmter Quellen zu quantifizieren.

Ein variabler Anteil der Emissionen geht in den so genannten Hintergrund ein, insbesondere Emissionen aus hohen Quellen wie Kraftwerken können bei hohen Windgeschwindigkeiten über weite Strecken transportiert werden. Nachdem man schon in den 1960er Jahren den Einfluss von Ferntransporten festgestellt hat – hier den Zusammenhang zwischen Schwefelemissionen in Europa und der Versauerung skandinavischer Seen – wurde 1979 in Genf von damals 34 Mitgliedstaaten der UN-Wirtschaftskommission für Europa und von der Europäischen Gemeinschaft das "Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung" (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP) unterzeichnet. Es trat 1983 als erstes international rechtsverbindliches Instrument zur Verringerung der Emission und Immission von Luftschadstoffen in Kraft. Die Genfer Konvention ist Basis für derzeit insgesamt 8 weitere wichtige internationale Vereinbarungen, wie z.B. das Helsinki-Protokoll zur Reduzierung der Schwefelemissionen oder das Sofia-Protokoll zur Kontrolle der Stickoxidemissionen. Mit dem Europäischen Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP) wurde ein Instrument zur Überwachung grenzüberschreitender Luftverunreinigungen geschaffen. Über einhundert Stationen in ganz Europa messen dabei die Luftqualität und meteorologische Parameter. Die Messungen, zu denen sich Deutschland international verpflichtet hat, werden vom Umweltbundesamt durchgeführt. Dazu gehören auch Messungen im Rahmen anderer Programme mit abweichender Zielsetzung wie dem Schutz der Nordsee und Ostsee.

Die Erfassung von Ferntransporten und überörtlicher Luftverunreinigungen erfordert besondere Überlegungen und sorgfältige Planung. Es muss sichergestellt werden, dass die eingesetzten Messstationen

- nicht von lokalen Quellen beeinflusst werden,
- frei angeströmt werden können und
- sich sinnvoll in das internationale Messnetz einfügen.

Das Projekt hat daher die Zielsetzung, folgende Aspekte darzustellen und auszuwerten:

- Anforderungen an das UBA-Messnetz unter Berücksichtigung der aktuellen EMEP Monitoring Strategie im Besonderen und anderer internationaler Instrumente wie Helcom (Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee)
- Charakterisierung der einzelnen UBA-Messstationen hinsichtlich der lokalen Gegebenheiten (Topographie, Meteorologie, Messtechnik etc.)
- Charakterisierung des EMEP-Messnetzes und weiterer übergeordneter Netze hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Stationen und der eingesetzten Messtechniken
- Integration der UBA-Messstationen in das bestehende Netz
- Räumliche Repräsentativität des UBA-Messnetzes

- Theoretische Idealstruktur des UBA-Messnetzes

Um eine umfassende Bewertung zu gewährleisten, werden Expertenaussagen von statistischen Untersuchungen und Analysen von Ausbreitungsrechnungen und Trajektorienrechnungen gestützt.

## 1.2 Begriffsbestimmung Repräsentativität

Die auf der Genfer Konvention beruhenden internationalen Vereinbarungen zielen auf die großräumige Überwachung geographisch ausgedehnter Gebiete und Naturräume. Repräsentative Aussagen über den Zustand und die Entwicklung der Luftqualität setzen einen geringen Immissionskonzentrationsgradienten über die gesamte zu betrachtende Fläche voraus. Entscheidend sind jedoch in jedem Fall die zugrunde liegenden Fragestellungen, wie sie in den einzelnen Vereinbarungen festgeschrieben sind.

In erster Linie beziehen sich die Messaufgaben auf das europäischen Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe (**EMEP**), dessen Inhalt die Betrachtung des Transports weiträumiger und grenzüberschreitender Luftverunreinigungen ist. Repräsentativität bedeutet in diesem Zusammenhang:

- Die **topographische Lage** der Station erlaubt die Erfassung des grenzüberschreitenden Ferntransports von Luftverunreinigungen – besondere Lagen wie Täler und exponierte Gebirgssättel sollten vermieden werden.
- Die Messungen geben die **überörtliche** Immissionssituation möglichst aller erfasster Komponenten wieder, können also in die Fläche extrapoliert werden.
- Die **meteorologischen Verhältnisse**, insbesondere die Ausbreitungsbedingungen der nahen und weiteren Umgebung sind homogen.
- Die Repräsentativität der Messstation ändert sich nicht im Laufe der **Zeit** – es können Trends verfolgt und die Effektivität von Minderungsmaßnahmen beurteilt werden.

Relevant sind überdies Messungen im Rahmen der **OSPAR**-Konvention zum Schutz des Nordost-Atlantiks sowie der **HELCOM**-Konvention zum Schutz der Ostsee. Ziel ist hierbei, den Eintrag anthropogener Luftverunreinigungen in die Meere zu überwachen. Um repräsentative und übertragbare Ergebnisse zu liefern, müssen die Stationen den weiter oben genannten Kriterien genügen und sich an der Küste des untersuchten Meeres befinden.

Eine weitere Messaufgabe liegt in der Erfassung klimarelevanter Gase im Rahmen des **GAW**-Programms. Da es sich hierbei um GAW-Regionalstationen handelt, gelten ebenfalls die EMEP-Repräsentativitätskriterien.

## 1.3 Methodik und Vorgehensweise

Zur Beurteilung der Repräsentativität der Messstationen müssen, wie im vorherigen Kapitel beschrieben, unterschiedliche Kriterien betrachtet werden. Diese richten sich nach den zu berücksichtigenden internationalen Vereinbarungen und den darin festgeschriebenen Messaufgaben. Für eine umfassende Bewertung müssen die vorliegenden Messdaten begutachtet, die Verhältnisse vor Ort betrachtet sowie Daten aus Modellen untersucht werden. Im Einzelnen werden dabei folgende Arbeitsschritte gewählt:

- **Definition der Anforderung gemäß internationaler Vereinbarungen:** Dieser Arbeitsschritt ist als Basis für alle weiteren Untersuchungen zu sehen. Unter Berücksichtigung der verbindlichen Richtlinien sowie der aktuellen Diskussion, z.B. im Rahmen der EMEP Task Force on Measurements and Modelling (TFMM), werden die Messaufgaben definiert und die dabei einzuhalten Repräsentativitätskriterien definiert.

- **Charakterisierung der UBA Messstationen:** Alle Messstationen des Umweltbundesamtes werden in einem zweiten Schritt detailliert beschrieben und hinsichtlich des zuvor erstellten Kriterienkatalogs untersucht. Hierzu werden die Stationen und ihre nähere Umgebung besichtigt und alle Beobachtungen dokumentiert. Eine vorgeschaltete Luftbildanalyse ermöglicht einen Überblick der herrschenden Verhältnisse im weiteren Umfeld der Stationen.  
 Folgende Merkmale sind dabei von Interesse:  
 Lage der Messstation:
  - Lokale Topographie
  - Anströmbarkeit der Stationen
  - Emissionsquellen in der näheren Umgebung
  - Vegetation in unmittelbarer Umgebung
  - Zu erwartende Veränderungen (Bebauung des Umfelds, forstwirtschaftliche Arbeiten etc.)
 Messungen:
  - Eingesetzte Messtechnik
  - Betrieb der Messgeräte (Kalibrierung, Ansaugung, Datenerfassung etc.)
  - Einhaltung internationaler Standards
  - Dauer der Messungen, zeitliche Auflösung, gemessene Parameter
- **Beschreibung der Struktur der übergeordneten europäischen Messnetze:** In einem dritten Schritt werden die zu untersuchenden Messnetze, insbesondere das EMEP-Netz beschrieben und die Stationen untereinander verglichen. Damit soll die Aktualität der Messnetze bewertet werden, um eine Aussage darüber machen zu können, wie sich die deutschen Stationen in der Praxis in die Netze eingliedern. Das UBA-Messnetz kann nicht losgelöst von den Stationen anderer Länder betrachtet werden, da es sich um grenzübergreifende Programme handelt. Folgende Kriterien werden dabei untersucht:
  - Räumliche Verteilung der Stationen: Mit Hilfe eines Geoinformationssystems wird die Lage der Stationen digitalisiert und anschließend über die Berechnung von Verteilungskarten analysiert. So kann eine Aussage über die räumliche Abdeckung im Vergleich mit den tatsächlichen Anforderungen getroffen werden.
  - Höhenlage der Stationen: Ferntransporte finden in größerer Höhe statt, unter Umständen zwischen der Boden- und der Höheninversion, wohingegen sich die Abgaswolke einer Großstadt zumeist in geringerer Höhe befindet. Somit ist es neben der räumlichen Lage – im Luv oder Lee einer Quelle – entscheidend, in welcher Höhe sich eine Station befindet.
- **Auswertung von Ausbreitungsrechnungen:** Basis dieses Schritts sind Berechnungen von relevanten EMEP-Parametern mit dem "Europäischen Ausbreitungs- und Depositionsmodell" (EURAD) in einer räumlichen Auflösung von 25x25 km und einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde. Nach Etablierung der Immissionskonzentrationsfelder und ihrer jährlichen Mittelung wird die Lage der UBA-Messstationen in den Feldern definiert und bewertet. Von besonderer Relevanz sind dabei die herrschenden räumlichen Konzentrationsgradienten. Zur Bestimmung der zeitlichen Repräsentativität wird der Verlauf der Messreihen miteinander verglichen. Ein direkter Vergleich der modellierten mit der gemessenen Zeitreihe in stündlicher Auflösung ist hingegen nicht sinnvoll, da bei einer derart umfangreichen Modellierung auf einem relativ groben Gitter (25x25 km), mit naturgemäß unsicheren Emissions-Eingangsdaten Aussagen für die lokale Skala nicht getroffen werden können. Deshalb werden Tagesmittelwerte mit den Messungen verglichen. Mit diesem Schritt kann eine erste Aussage darüber gemacht werden, inwieweit sich punktförmige Messungen auf die Fläche extrapolieren lassen sowie für welche Anströmrichtungen / Luftmassen die Messstellen repräsentativ sind. Der Vergleich mit Modell-

rechnungen ist allein jedoch kein hinreichendes Kriterium, da diese wie beschrieben mit Unsicherheiten behaftet sind.

- **Auswertung von Rückwärtstrajektorien:** Mit Rückwärtstrajektorien kann der Weg eines Luftpakets mehrere Tage in die Vergangenheit zurückverfolgt werden. Inwieweit das Luftpaket auf seinem Weg mit Luftverunreinigungen in Berührung kommt sowie die stattfindenden photochemischen/chemischen Umwandlungsprozesse und physikalischen Austauschprozesse bestimmen letztlich die gemessene Konzentration. Die hier berechnete Trajektorienstatistik für ein ganzes Jahr bringt daher u. a. wichtige Erkenntnisse über die Beeinflussung der Stationen durch grenzüberschreitende Ferntransporte. Auch kann man mit deren Hilfe Einzelereignisse gemessener Spitzenkonzentrationen zurückverfolgen und deren Ursache feststellen.
- **Auswertung von Inversionsstatistiken:** Inversionsstatistiken sind besonders für die Bergstationen Schauinsland und Schmücke relevant. Zwar treten meistens bei einer Inversionswetterlage auch an den tiefer gelegenen Stationen erhöhte Konzentrationen auf, da sich insgesamt der geometrische Raum der Mischungsschicht verringert. Für die Untersuchung der Repräsentativität einer Messung ist es jedoch entscheidender, ob eine hoch gelegene Station von der Mischungsschicht abgekoppelt wird oder nicht. Auch treten Ferntransporte vermehrt bei Inversionswetterlagen zwischen Boden- und Höheninversion auf.
- **Individuelle Betrachtung der Messreihen:** Allein aus der Form der Konzentrationsgänge kann geschlossen werden, ob die dargestellten Messwerte einen Ferntransport zeigen oder ob es sich beispielsweise um Emissionsschübe aus der näheren Umgebung handelt. Schadstoffwolken, die über eine größere Entfernung transportiert werden, äußern sich in länger andauernden höheren Werten (über mehrere Stunden), lokale Quellen zeichnen sich eher durch kurze, hohe Konzentrationsspitzen aus. Des Weiteren werden auch einzelne Parameter miteinander verglichen, um festzustellen, ob bestimmte Luftverunreinigungen gemeinsam auftreten. So kann man beispielsweise aus gleichzeitig hohen Konzentrationswerten von  $\text{NO}_x$  und  $\text{SO}_2$  auf ein Kraftwerk schließen.  
Zur Charakterisierung einer Messstation sind außerdem die Bildung von statistischen Maßzahlen sowie die Berechnung von mittleren Tages-, Wochen- und Jahregängen von besonderer Bedeutung. Bestimmte Quellen haben einen charakteristischen zeitlichen Verlauf auf den unterschiedlichen zeitlichen Skalen und sind daher unter Umständen deutlich in solchen mittleren Zeitreihen zu erkennen.  
Windrosen und Schadstoffwindrosen geben darüber hinaus Aufschluss über die Herkunft von Luftverunreinigungen, so deuten beispielsweise hohe  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen aus östlicher Richtung v.a. auf Kraftwerke aus Osteuropa hin.

Generell ist bei allen Untersuchungen aufgrund der maßgeblichen Veränderung der meteorologischen Verhältnisse und des Emissionsverhaltens eine Aufteilung in Sommer und Winter sinnvoll.

## 2 Internationale Messprogramme und deren Anforderungen

Aufgrund internationaler Vereinbarungen hat sich die Bundesrepublik Deutschland zur Überwachung der Luftqualität verpflichtet. Die dabei geltenden Anforderungen hängen von der jeweiligen Fragestellung ab und werden mit einem vom Umweltbundesamt betriebenen Messnetz erfüllt. Neben den Messungen im Rahmen des Global Atmosphere Watch Programms (GAW), der Helsinki Konvention (HELCOM) und von OSPAR liegt der Schwerpunkt der Messtätigkeit auf dem Europäischen Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe (EMEP). Im Folgenden wird nun auf die zu berücksichtigenden Instrumente eingegangen und deren Anforderungen spezifiziert. Abbildung 1 zeigt die gegenwärtige Struktur des UBA-Luftmessnetzes und die Zuordnung zu den Messprogrammen neben EMEP.



Abbildung 1: Messnetz des UBA mit den jeweils neben EMEP zugeordneten Messprogrammen

### 2.1 Europäisches Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe EMEP

Das auf der Genfer Konvention beruhende Europäische Mess- und Bewertungsprogramm für Luftschadstoffe (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP) dient der Über-

wachung des grenzüberschreitenden Transports von Luftverunreinigungen. In einem europaweiten Netzwerk werden dabei Messungen von Luftschadstoffen und meteorologischer Parameter durchgeführt. Das Messprogramm, dessen Schwerpunkt sich zunächst auf Komponenten der Azidifizierung und Eutrophierung konzentrierte, wird fortlaufend den aktuellen Anforderungen angeglichen und erweitert. So werden heute auch POPs, Schwermetalle und Partikel erfasst. Die Messstationen sind in drei Levels mit jeweils zunehmendem Messprogramm aufgeteilt. Level 1 beinhaltet gewissermaßen die Grundversorgung, Level 2 zusätzliche Parameter in hoher zeitlicher Auflösung, Level 3-Stationen gehen noch darüber hinaus und sind eher forschungsorientiert. Neben den Messungen konzentriert sich das EMEP auch auf die Sammlung von Emissionsdaten und letztlich auf die Modellierung des atmosphärischen Transports und der Deposition von Luftverunreinigungen. Die aktuelle Version des EMEP-Ausbreitungsmodells vereint die ehemals unterschiedlichen Modelle zu einem physikalisch konsistenten Modellierungssystem, bei einer Auflösung von 50x50 km. Dabei dienen die gesammelten Emissionsdaten als Input für das Ausbreitungsmodell, die Immissionsmessungen sind für die Validierung des Modells wichtig.

Das Programm ist langfristig angelegt, damit die Entwicklung der Luftqualität verfolgt und die Auswirkung von Minderungsmaßnahmen bewertet werden können. Besonders für die Luftqualitätsmessungen ist eine dauerhafte Planung wichtig, da jeder Messort spezifisch ist und nur auf diese Weise Trends verfolgt werden können.

Alle Anforderungen sind im EMEP-Handbuch [2] sowie in der aktuellen Monitoringstrategie [3] festgelegt. In Tabelle 1 sind diese in einer Übersicht zusammengefasst. Dabei werden die Struktur des Messnetzes insgesamt sowie Kriterien für jede einzelne Station definiert. Wichtig ist v.a., dass die Bedingungen an den einzelnen Standorten eine Überwachung der überörtlichen Luftqualität ermöglichen und die Messungen nicht von lokalen Quellen und anderen Einflüssen beeinträchtigt werden.

Tabelle 1: Anforderungen an das UBA-Messnetz gemäß EMEP

Kriterium	Anforderungen laut EMEP [1], [2]
<b>Zu messende Parameter</b>	Bestandteile im Niederschlag: Anorganische Bestandteile ( $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ etc.) , Schwermetalle (Cd, Pb, Cu, Zn etc.) <i>Zeitl. Auflösung: 24 h / 1 Woche</i>  Anorganische Bestandteile der Luft: $\text{SO}_2$ , $\text{NO}_2$ , $\text{O}_3$ , $\text{PM}_{2,5}$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{NH}_3$ <i>Zeitl. Auflösung: 24 h / 1 h</i>  Gas-Partikel Verhältnisse: $\text{NH}_3$ , $\text{NH}_4^+$ , HCl, $\text{HNO}_3$ <i>Zeitl. Auflösung: 1 Monat</i>  Meteorologie: Niederschlag, Temperatur, Windrichtung etc. <i>Zeitl. Auflösung: 1 h</i>
<b>Laufzeit der Messungen</b>	Messungen sind langfristig angelegt, um Reduktionsmaßnahmen zu bewerten und Trends zu identifizieren
<b>Stationsdichte</b>	Höhere Stationsdichte in Gebieten mit starken Konzentrationsgradienten  Generell werden 1 bis 2 Stationen pro 100.000 km <sup>2</sup> empfohlen, für Zentraleuropa ein Abstand von 150 bis 200 km  In Gebieten mit starken täglichen Konzentrationsschwankungen ist evtl. eine höhere Stationsdichte sinnvoll
<b>Repräsentativität be-</b>	Die Fläche der Repräsentativität einer Messstation muss größer sein als die Auflö-

<b>züglich der Fläche</b>	sung der EMEP-Modelle (50x50 km bzw. 150x150 km in älteren Modellen)
<b>Abstand zu Emissionsquellen</b>	Stationen dürfen nicht von lokalen Quellen beeinflusst sein, der Mindestabstand variiert je nach Quelltyp (z.B. werden folgende Empfehlungen angegeben: Kraftwerke, Städte – 50 km, Straßen < 50 Autos/Tag – 100m, Tierhaltung – 2 km etc.) Für NO <sub>x</sub> und SO <sub>2</sub> werden Mindestabstände nach der Emissionsstärke definiert: 100 m für alle Quellen, >2 km bei >100 kg/Jahr, >20 km bei >1000 kg/Jahr Für Messungen des Niederschlags und dessen Inhaltsstoffe sollten Staub und Ammoniumquellen gemieden werden
<b>Repräsentativität bezüglich der Topographie</b>	Eine freie Anströmbarkeit muss gewährleistet sein, weswegen Täler gemieden werden sollten, so auch Gebirgspässe und Küstengebiete, die vom Land-See-Windsystem beeinflusst werden Um stagnierende atmosphärische Verhältnisse zu vermeiden, sollte die Station über der Bodeninversion liegen Die freie Anströmung der Station sollte nicht von der lokalen Vegetation wie Bäumen behindert werden

## 2.2 OSPAR

Die OSPAR Konvention aus dem Jahre 1992 ist das aktuelle internationale Instrument zum Schutz der Nordsee und des Nordost-Atlantiks. Sie vereint die Osloer Konvention von 1972 über die Deponierung von Abfällen im Meer mit der Pariser Konvention über die Verschmutzung der Meere vom Festland aus. Alle OSPAR Aktivitäten werden von der OSPAR Kommission gesteuert, welche aus 15 Mitgliedsstaaten sowie der Europäischen Kommission besteht.

Folgende Inhalte werden betrachtet:

- Schutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt und des marinen Ökosystems
- Eutrophierung
- Gefährliche Substanzen
- Offshore Öl- und Gas-Industrie
- Radioaktive Stoffe
- Monitoring and Assessment

Die Überwachung der Luftqualität und ihre Auswirkung auf die Nordsee und den Nordost-Atlantik ist eines von vielen Zielen. In der geltenden Monitoring Strategie wird ausdrücklich auf die Verwendung von EMEP Daten für OSPAR-Zwecke hingewiesen.

Zur Überwachung der Beeinflussung der Nordsee müssen die zugeordneten Messstationen küstennah liegen. So kann die Luftqualität der Nordsee als auch der Export vom Festland bestimmt werden. Ansonsten gelten auch hier die Anforderungen des EMEP, sofern diese einer küstennahen Lage nicht widersprechen.

## 2.3 HELCOM

Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes wurde 1974 von den Ostseeanliegerstaaten geschlossen. 1980 trat es dann völkerrechtlich in Kraft. Um dieses Übereinkommen den neuen Erfordernissen des Meeresschutzes anzupassen, wurde 1992 eine neue Konvention gezeichnet, die denselben Titel trägt und eine Weiterentwicklung des ur-

sprünglichen Abkommens darstellt. Diese trat im Jahr 2000 in Kraft. Das Abkommen hat zum Ziel, die Meeresumwelt der Ostsee (Gewässer, Meeresgrund, Lebewesen) vor möglichen Verschmutzungsquellen zu schützen:

- Verschmutzung vom Lande aus
- Verschmutzung durch Schiffe
- Dumping und Abfallverbrennung auf See
- Verschmutzung durch Off-Shore-Aktivitäten
- unfallbedingte Meeresverschmutzung

Methodisch sollen die Messungen wie im EMEP durchgeführt werden, dessen Inhalte bei Eignung des Messstandortes auch als gültigen Beitrag verwendet werden dürfen.

Zur Überwachung der Beeinflussung der Ostsee müssen die zugeordneten Messstationen küstennah liegen. So kann die Luftqualität der Nordsee als auch der Export vom Festland bestimmt werden. Ansonsten gelten auch hier die Anforderungen des EMEP, sofern diese einer küstennahen Lage nicht widersprechen.

## **2.4 Global atmosphere watch (GAW)**

GAW ist ein weltweites Überwachungsprogramm der Weltorganisation für Meteorologie (WMO), einer Fachorganisation der UNO. Ziel dieses langfristig angelegten Programms ist es, auf hohem Qualitätsniveau Informationen über die Hintergrundbelastung der Atmosphäre mit Luftverunreinigungen und anderen Spurenstoffen zu gewinnen. Mit Hilfe der gleichzeitigen Messung einer großen Zahl von meteorologischen Größen sollen die Zusammenhänge mit Klima und Umwelt besser verstanden werden. Insbesondere die schleichenden Veränderungen der Konzentrationen von Spurenstoffen in der Hintergrundatmosphäre sind nur mit präzisen Langzeitbeobachtungen zu erkennen.

An Globalstationen sollen Messungen durchgeführt werden, die für ein großes Umfeld repräsentativ und von Bedeutung sind. Außerdem sollen dort möglichst viele Spurenstoffe parallel gemessen werden, damit ein umfassendes Bild vom Zustand der Atmosphäre gezeichnet werden kann.

Zusätzlich tragen weltweit noch rund 300 so genannte "Regionalstationen" zum GAW-Programm bei, die notwendige zusätzliche Informationen für die Fläche liefern. Deren Messprogramm ist jedoch weniger umfangreich. Es gelten Anforderung wie im EMEP.

## **2.5 Vierte Tochterrichtlinie zur EU Rahmenrichtlinie 96/62/EC**

Die 4. Tochterrichtlinie zur EU Rahmenrichtlinie 96/62/EC behandelt die Schwermetalle Arsen, Kadmium, Quecksilber und Nickel sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). Dabei geht es in erster Linie um Grenzwertüberwachungen und auch untergeordnet um Hintergrundmessungen, welche auch für das UBA-Messnetz relevant sind, denn Hintergrundmessungen erfordern im Prinzip die gleiche Repräsentativitätskriterien wie die Messungen von Ferntransporten im Rahmen von EMEP. Zur Vermeidung von Redundanz wird in den folgenden Kapiteln deshalb nicht direkt auf die 4. Tochterrichtlinie eingegangen.

## **2.6 Aktuelle Struktur der internationalen Messnetze**

In den folgenden Kapiteln wird die Struktur der internationalen Messnetze diskutiert. Die zugrunde liegenden Informationen basieren zwar auf den aktuellsten frei verfügbaren Karten,

doch spiegeln diese offenbar nicht den heutigen Stand wider. Zur Bewertung der großräumigen Stationsverteilung erscheinen sie jedoch als ausreichend.

### 2.6.1 Aktuelle Struktur des EMEP-Messnetzes

Da derzeit kein aktuelles Verzeichnis des EMEP-Gesamtnetzes existiert, wurde auf Basis der Komponenten der Azidifizierung und Eutrophierung eine eigene Karte erstellt. Diese werden seit Beginn des Programms erfasst und sind daher in allen Station vertreten, sofern sie in Betrieb sind. Wie in Abbildung 2 ersichtlich, gibt es in West- und Mitteleuropa nur wenige Gebiete, in denen keine Messungen durchgeführt werden.

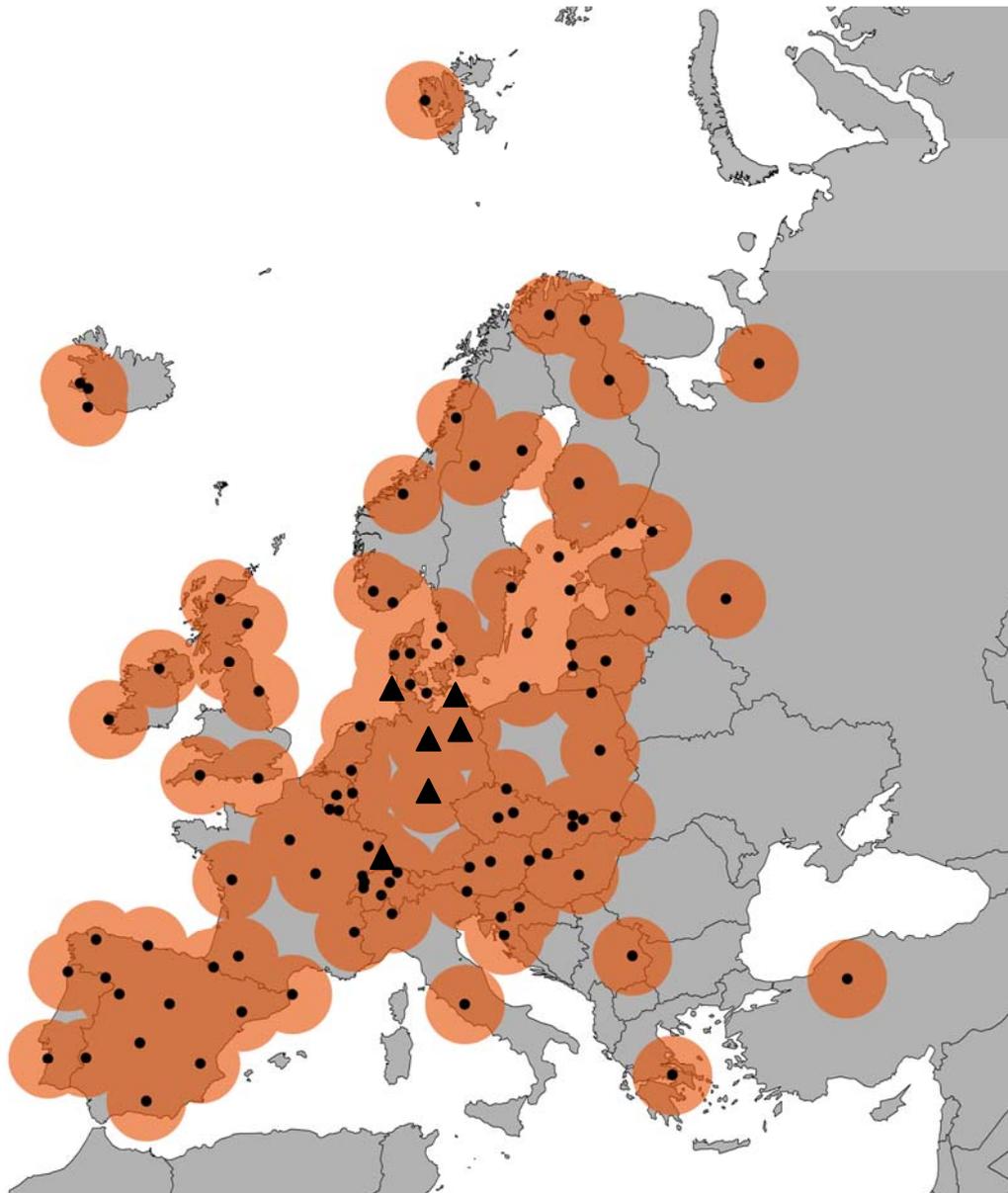


Abbildung 2: Bufferkarte mit allen EMEP-Messstationen an denen laut EMEP Datenbank aktuell Komponenten der Azidifizierung und Eutrophierung gemessen werden. Die UBA-Messstationen sind als Dreieck dargestellt.

Die Karte zeigt die Lage der Stationen und jeweils einen „Buffer“ mit einem Radius von 178 km, der sich aus der EMEP-Forderung „1 bis 2 Stationen für eine Fläche von 100.000 km<sup>2</sup>“ ergibt. Es herrscht eine ausreichende Abdeckung im EMEP-Gebiet mit Ausnahme im Osten Europas sowie Italien und Frankreich. Deutschland fügt sich insgesamt gut in das Gesamt-

netz, hat jedoch bedingt durch seine größere Fläche eine geringere Stationsdichte im Vergleich zu den angrenzenden Staaten Österreich, Schweiz, Belgien, Holland und Dänemark. Bezüglich der Höhenverteilung ist das EMEP Messnetz in allen Bereichen zwischen 0 und 2000 m ü.N.N. gut abgedeckt (siehe Abbildung 3). Länder wie Dänemark, dessen höchste Erhebung bei 170 m liegt, sind in ihrer Höhenabdeckung eingeschränkt und weisen naturgemäß entsprechende Lücken auf. Für Deutschland gilt dies natürlich nicht, hier fehlt der Höhenbereich um 500 m, weswegen sich das UBA-Messnetz bezüglich dieses Kriteriums nur unzureichend in das Gesamtnetz fügt.

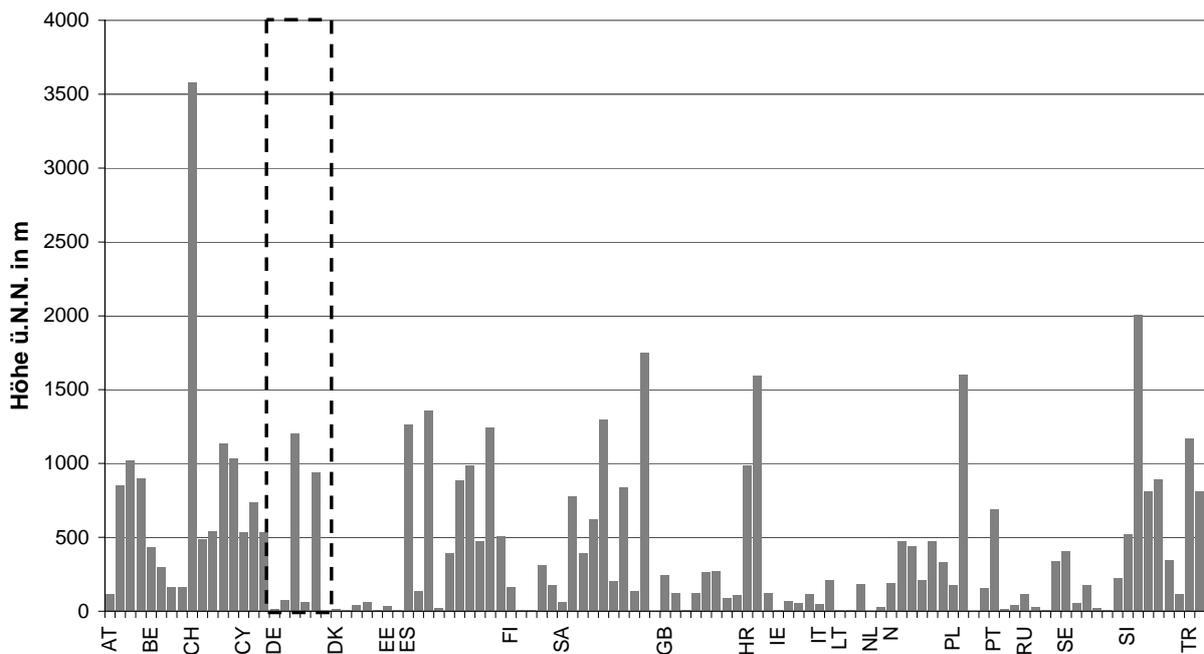


Abbildung 3: Höhenverteilung der Level 1 EMEP-Messstationen

Hinsichtlich des Messumfangs und der eingesetzten Messtechnik überwiegen in vielen Ländern, insbesondere in den Randbereichen des Gesamtnetzes, Level 1-Stationen. Die Grundanforderungen werden generell erfüllt, das deutsche Messnetz übertrifft diese – es wird an allen Stationen mindestens Level 2 erreicht.

### 2.6.2 Aktuelle Struktur des OSPAR-Messnetzes

Das OSPAR-Messnetz überwacht die Nordsee und den Nordost-Atlantik, weshalb alle zugeordneten Stationen entlang der Küsten dieser Meere platziert sind. Allem Anschein nach eignet sich die Verteilung der Messorte sehr gut zur Erfüllung der beschriebenen Aufgaben. Eine besonders hohe Stationsdichte herrscht im Bereich der Nordsee, dabei besonders an der Küste zwischen Dänemark und Belgien. Die deutsche UBA-Messstelle Westerland fügt sich gut in das Messnetz ein und erfüllt ihre Aufgaben bezüglich der geographischen Abdeckung und Lage (Abbildung 4).



#### 2.6.4 Aktuelle Struktur des GAW-Messnetzes (Regionalstationen)

Das Umweltbundesamt beteiligt sich mit zwei Regionalstationen und einer Global-Station am Global Atmosphere Watch Programm. Insgesamt muss das Netz mit GAW-Regionalstationen als lückenhaft bezeichnet werden (Abbildung 6). Es weist dennoch eine gute räumliche Verteilung und Abdeckung in Zentraleuropa bis Südosteuropa sowie Westeuropa auf. Der deutsche Beitrag mit der längsten CO<sub>2</sub>-Messreihe auf dem europäischen Festland an der Regionalstation Schauinsland, einer weiteren Regionalstation in Neuglobsow und der Globalstation Zugspitze ist für das Gesamtnetz sehr wertvoll.

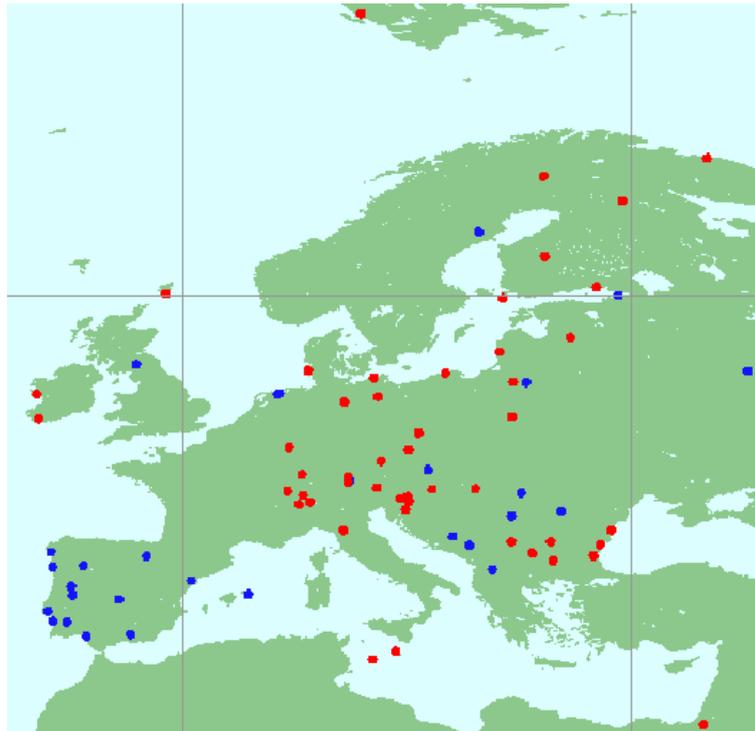


Abbildung 6: Das GAW-Messnetz in Europa [6]

### 3 Charakterisierung der UBA-Messstationen – Ergebnisse der Untersuchungen vor Ort

Zur Bewertung der lokalen Repräsentativität der UBA-Messstationen wurde eine Ortsbegehung durchgeführt. Der zuvor entwickelte tabellarische Kriterienkatalog über die zu erfüllenden Anforderungen gemäß EMEP gewährt ein objektiv einheitliches Vorgehen bei der Begehung und untereinander vergleichbare Erkenntnisse (siehe Tabelle 2). Als Grundlage dienen die aktuelle EMEP-Monitoring-Strategie sowie das „EMEP manual for sampling and chemical analysis“ [1],[2].

Tabelle 2: EMEP Kriterienkatalog für die Ortsbegehungen

<b>Station:</b>		<b>Datum:</b>	
<b>Anprechpartner:</b>			
Kriterium	Freie Beschreibung	Anforderungen	Erfüllt ?
Topographie		Keine Sättel, Gebirgspässe	
		Ideal: Sanft gewellte Morphologie	
		Küstengebiete eher meiden wegen Land-See-Windsystem	
		Keine Täler -> Kanalisierung des Windes	
Landnutzung / Vegetation		Keine hohen Bäume + Gebäude bei Depos.-Messg (im 30° Winkel)	
		keine Äcker in der näheren Umgebung	
		Ideal: Kurzes Gras	
Meteorologie		Inversionen ? -> Abkopplung von übergeordneten Luftmassen	
		kein starker Wind (Depos.-Messg.)	
		Niederschlag korreliert mit Umgebung (Depos.-Messg.)	
		Keine lokalen meteorologischen Phänomene wie Aufwinde, Land-See-Windsystem	
Emissionsquellen		Keine Emissionsquellen im 100 m Umkreis	
		Kein Staub in der Umgebung bei Depos.-Messg	
		Keine Kiesstraße in < 1 km(-> Staub)	
		Große Quellen mind 50 km	
		Straßen mit <50 Autos/Tag mind. 100 m entfernt	
		Straßen mit <500 Autos/Tag mind. 500 m entfernt	
		Düngung und Viehhaltung in mind. 2km Entfernung	
		Grasen von Nutztieren in mind. 500 m Entfernung	
		Abstand zu NOx, SO2 Quellen nach Stärke: 100 kg/Jahr -> 2km, 1000 kg/Jahr -> 20 km Abstand	
Keine Ammoniumquellen in der Nähe (Depos.-Messg.)			
Veränderungen		Sind bauliche Veränderung in der Umgebung zu erwarten auch in der ferneren Umgebung	
Messungen		Temperatur in der Station ca 20°C (-> Klimaanlage vorhanden?)	
		Werden alle Parameter gemessen (-> Liste) ?	
		Zeitliche Auflösung	
		Werden zusätzliche Messungen vorgenommen	
		Meteorologiemessungen?	
		Eingruppierung der Stationen in Level 1-3	
		Qualitätssicherung	
		Kalibrierungen?	
		Sind die Zeitreihen langjährig konsistent?	
Bewertung der Qualität der Messungen			
Fragen an das Personal		Eigene Beobachtungen bezüglich der Immissionssituation (Geruch etc.)	
		Eigene Beobachtungen bezüglich der Meteorologie (Inversionen, Aufwinde...)	
		Beobachtungen beim Betrieb der Messgeräte (Kalibrierung, Nulldrift, Gerätewechsel...)	

Es kann festgestellt werden, dass die Anforderungen gemäß EMEP nur bedingt erfüllt werden. Bei allen UBA-Stationen sind Abweichungen von den skizzierten Vorgaben zu beobachten. Die Ergebnisse der Untersuchungen vor Ort sind in einer Übersicht in Tabelle 3 dargestellt. Bei Erfüllung eines bestimmten Kriteriums ist die zugeordnete Zelle grau hinter-

legt. Jedes der skizzierten Merkmale hat einen jeweils spezifischen Einfluss auf die Messungen, unter Umständen sind nur bestimmte Komponenten betroffen. Landwirtschaftliche Flächen mit hohem Einsatz von Düngemitteln sind z.B. eine Quelle für N<sub>2</sub>O, andere Komponenten wie SO<sub>2</sub> oder PM<sub>10</sub> sind jedoch überhaupt nicht betroffen. Demgegenüber bestimmt die Höhenlage einer Station, in welchem Teil der Troposphäre gemessen wird.

Es werden zwar generell die meisten Kriterien erfüllt, jedoch existiert offenbar keine Station im UBA-Luftmessnetz, die den Anforderungen gänzlich entspricht. Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte in Deutschland und der damit verbundenen flächendeckenden Anwesenheit anthropogener Emissionsquellen ist es jedoch schwierig, einen Messort zu finden, der den EMEP-Anforderungen gänzlich genügt und weitgehend unbeeinflusst von proximalen Emissionsquellen ist.

Tabelle 3: Charakterisierung der UBA-Messstationen – Ergebnisse der Ortsbegehung (verwendete Abkürzungen: m.E. = mit Einschränkung, NG=Neuglobsow, SC=Schauinsland, SM=Schmücke, WA=Waldhof, WL=Westerland, ZI=Zingst)

	NG	SC	SM	WA	WL	ZI
Keine Sättel, Gebirgspässe	ja	nein	nein	ja	ja	ja
Sanft gewellte Morphologie	ja	nein	nein	ja	nein	nein
Küstengebiete meiden	ja	ja	ja	ja	nein	nein
Keine Täler	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Keine Hindernisse	m. E.	ja	ja	ja	m. E.	ja
keine hohen Bäume	nein	ja	ja	ja	ja	ja
keine Äcker	ja	ja	ja	m.E.	ja	ja
Kurzes Gras	ja	ja	ja	ja	m.E.	ja
Über Inversion	nein	ja	ja	nein	nein	nein
kein starker Wind	ja	ja	ja	ja	nein	ja
Niederschlag repräsentativ	ja	nein	nein	ja	nein	ja
Keine lokalen meteorologischen Phänomene	ja	m.E.	m.E.	ja	nein	nein
Keine Emissionsquellen < 100 m	ja	ja	nein	ja	ja	nein
Kein Staub	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Keine Kiesstraße < 1 km	ja	ja	ja	ja	ja	ja
<50 Autos/Tag >100 m	ja	ja	nein	ja	ja	nein
<500 Autos/Tag > 500 m	ja	ja	nein	ja	ja	ja
Düngung/Viehhaltung > 2km	ja	ja	ja	nein	nein	ja
Grasen von Nutztieren > 500 m	ja	nein	ja	ja	nein	ja
Keine Ammoniumquellen	ja	nein	ja	ja	ja	ja
Temperatur = 20°C	ja	ja	ja	ja	ja	nein
Parameter	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Zeitliche Auflösung	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Meteorologiemessungen?	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Level 1-3	L2-3	L2-3	L2	L2-3	L2	L2
Qualitätssicherung	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Kalibrierungen?	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Sind die Zeitreihen langjährig konsistent?	ja	ja	ja	ja	ja	ja

Die getroffenen Aussagen und ersten Bewertungen werden von einer zusätzlich durchgeführten Luftbildanalyse der Umgebung aller Stationen gestützt. Die untersuchten Luftbilder ermöglichen eine gute Übersicht der herrschenden Situation vor Ort bezüglich der Landnutzung und lokaler Emissionsquellen.

In den folgenden Kapiteln wird nun auf die Ergebnisse der Ortsbegehungen im Einzelnen eingegangen.

### **3.1 Neuglobsow**

Die Station Neuglobsow liegt auf der Mecklenburger Seenplatte, direkt am „Großen Stechlinsee“ auf einer Lichtung eines weitläufigen Buchen- und Kiefernwaldes. Seen und Wälder bei einer flachen bis leicht hügeligen Morphologie sind für die ganze Region charakteristisch (siehe Abbildung 7). Die Station ist nur über eine hierfür angelegte Waldstraße zu erreichen und daher vom Straßenverkehr unbeeinflusst. Insgesamt sind keine lokalen Quellen zu beobachten, es wird Hintergrundluft gemessen. Eine Besonderheit sind Messfelder im Wald und am Waldesrand, auf denen Messungen im Rahmen des ICP on Integrated Monitoring durchgeführt werden. Ferner ist die Messstelle Neuglobsow eine GAW Regionalstation, es werden also auch Klimagase erfasst. Eine weitere Zusammenarbeit besteht mit dem ebenfalls am Großen Stechlinsee ansässigen Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.

Einschränkungen bezüglich der Repräsentativität entstehen durch die hohen Bäume, welche das Messfeld umgeben (Abbildung 8). Der überörtliche Wind wird dadurch etwas abgeschirmt, was insbesondere Auswirkungen auf die Niederschlags- und auch die Luftqualitätsmessungen haben kann. Eine korrekte Erfassung der Niederschlagsinhaltsstoffe ist jedoch nur möglich wenn der Regen ungehindert die Auffangbehälter erreichen kann. Auch wird unter Umständen die Einmischung von Luftpaketen über der Baumkrone in Richtung Boden verhindert. Schadstoffwolken könnten so „übersehen“ werden. Es wäre deshalb empfehlenswert eine vergleichende Messreihe mit einer Luftansaugung oberhalb der Baumkrone durchzuführen. Das Verfahren ist z.B. in [21] beschrieben.

#### **Freie Charakterisierung:**

Es handelt sich bei der Station Neuglobsow um eine reine Waldmessstation, die repräsentativ für hohe Buchenwälder und Seegebiete ist (östliches Norddeutsches Tiefland, Mecklenburger Seenplatte).

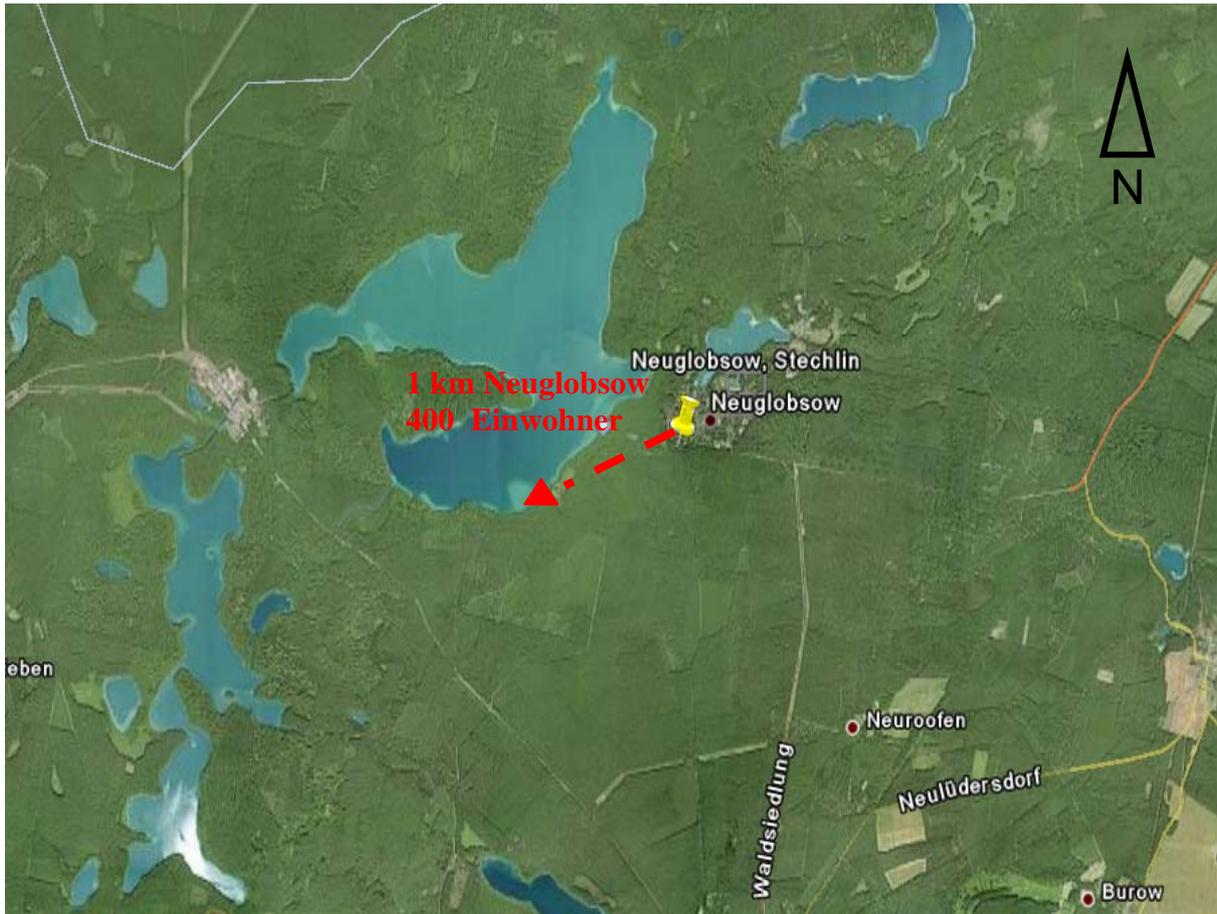


Abbildung 7: Luftbild von der Station Neuglobsow (rotes Dreieck)



Abbildung 8: Messstation Neuglobsow



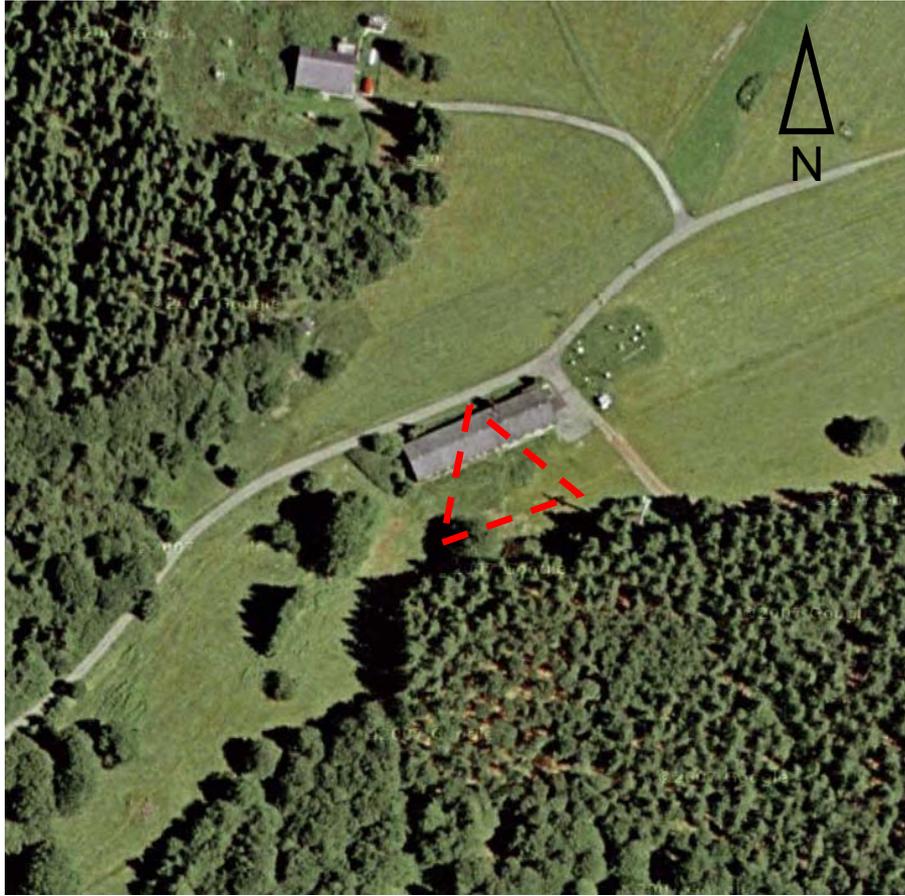


Abbildung 10: Messstelle Schauinsland – Abschirmung der Messungen durch Baumbestand in unmittelbarer Nähe

**Freie Charakterisierung:**

Es handelt sich bei der Station Schauinsland um eine Bergstation, repräsentativ für deutsche Mittelgebirge bis 1500 m. Ihre Höhenlage ermöglicht die Erfassung von Ferntransporten.



Abbildung 11: Messfeld Schauinsland

### 3.3 Schmücke

Auf dem Luftbild in Abbildung 12 ist deutlich die Lage der Station im Thüringer Wald, umgeben von Wäldern, zu erkennen. Im Umkreis von ca. 2 km scheinen keine Emissionsquellen vorhanden zu sein, welche die Station Schmücke beeinflussen. Ausnahme ist die Landstraße L2632.

Die Messstation Schmücke befindet sich auf dem Höhenrücken des Thüringer Waldes. In einer Höhe von 937 m ü.N.N. ist sie komplett von Nadelwald umgeben. Etwa 6 km südöstlich von der Station entfernt liegt die Stadt Suhl mit etwa 50.000 Einwohnern. Eine wenig befahrene Landstraße führt direkt an der Station vorbei. Eine von UBA Mitarbeitern im Rahmen dieses Projekts durchgeführte Verkehrszählung hat folgendes tägliches Verkehrsaufkommen ergeben:

- 253 PKW
- 18 LKW
- 39 Transporter
- 6 Busse
- 4 Motorräder

Die hierbei bestehende Beeinflussung dürfte vernachlässigbar sein und allenfalls kurze Peaks erzeugen, welche letztlich bei der zeitlichen Mittelung nicht mehr zu erkennen sind. Eine Beeinflussung ist jedoch durch die Stadt Suhl und den dort ansässigen Unternehmen zu erwarten. Weitere Quellen sind in näherer Umgebung nicht zu erkennen, die Landnutzung wird von Nadelwald dominiert (Abbildung 12). Aufgrund der Höhelage können Ferntransporte gut erfasst werden, jedoch sind durch die Kammlage auch Aufwinde sowie eine Beeinflussung des Niederschlaggeschehens zu erwarten.

Über die normalen Messtätigkeiten hinausgehend werden Untersuchungen von Forschungseinrichtungen sowie des DWD unterstützt und Wägearbeiten für die anderen UBA-Stationen durchgeführt.

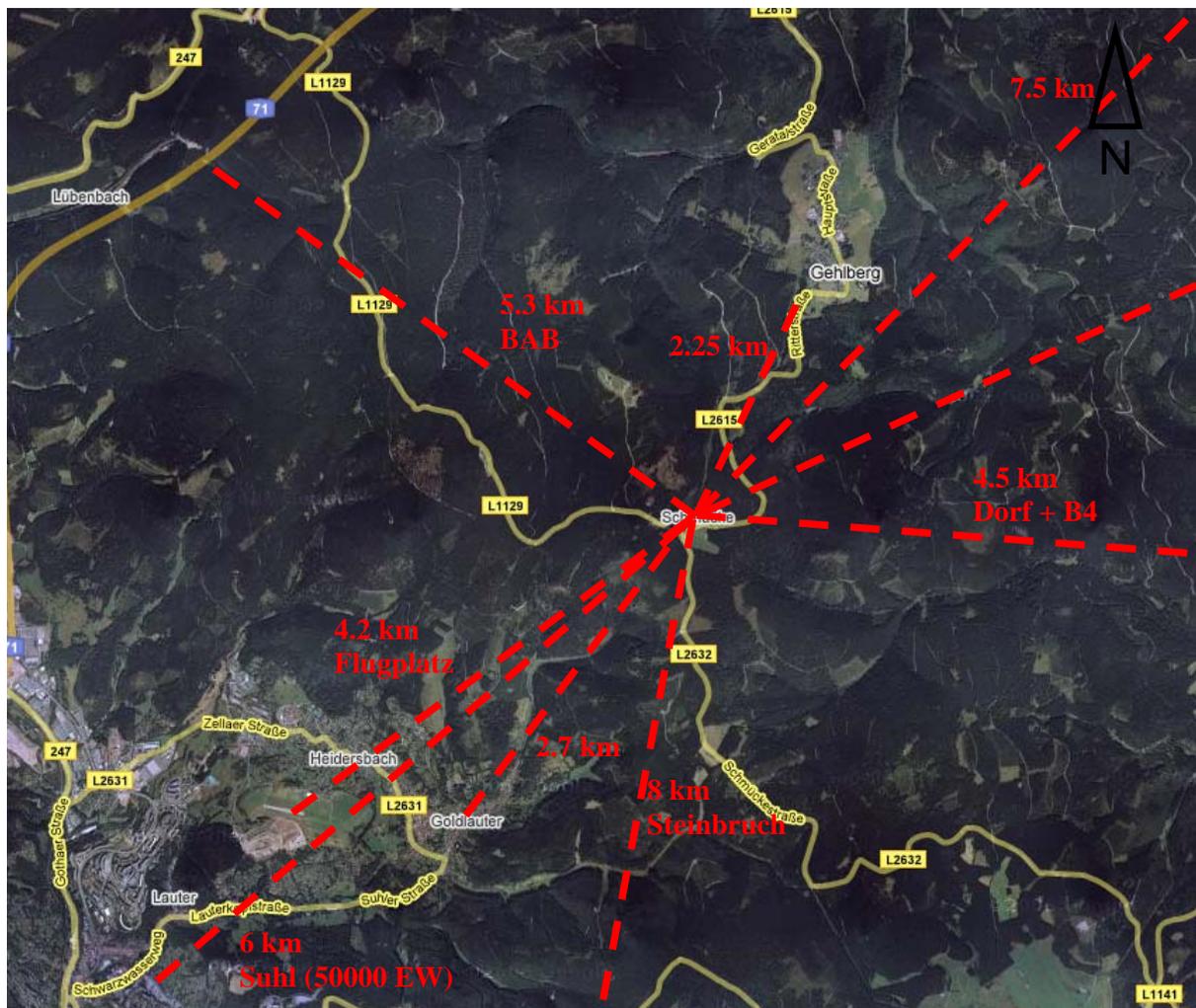


Abbildung 12: Luftbild der Messstation Schmücke mit Entfernungen zu lokalen Emissionsquellen

### Freie Charakterisierung:

Die Messstelle Schmücke ist eine Bergstation, repräsentativ für dicht bewaldete deutsche Mittelgebirge. Ihre Höhenlage ermöglicht die Erfassung von Ferntransporten.

### 3.4 Waldhof

Waldhof befindet sich im Osten der Lüneburger Heide, am Rande eines Kiefernwaldes. Trotz der Waldlage erlaubt der weitständige Baumbestand eine verhältnismäßig gute Anströmung, beispielsweise im Vergleich zu Neuglobsow (Abbildung 14). Die Landschaft ist durch eine flache Morphologie und extensive landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet. Hinter dem nur 300 m entfernten Waldrand liegen Felder (Abbildung 13). Eine lokale Beeinflussung durch landwirtschaftliche Aktivität ist deshalb zu erwarten. Kleinere Ortschaften mit weniger als 5000 Einwohnern sowie Landstraßen in wenigen Kilometern Entfernung dürften keinen nennenswerten Einfluss auf die Messungen haben. Auch im weiten Umkreis existieren keine größeren Quellen, die Städte Wolfsburg und Celle sind etwa 50 km entfernt, Hannover 80 km.

Es werden immer wieder besondere Messprojekte an der Station Waldhof durchgeführt, wie z.B. Ringversuche in Zusammenarbeit mit der University of Lancaster und dem „Norwegian Institute for Air Research“ (NILU).

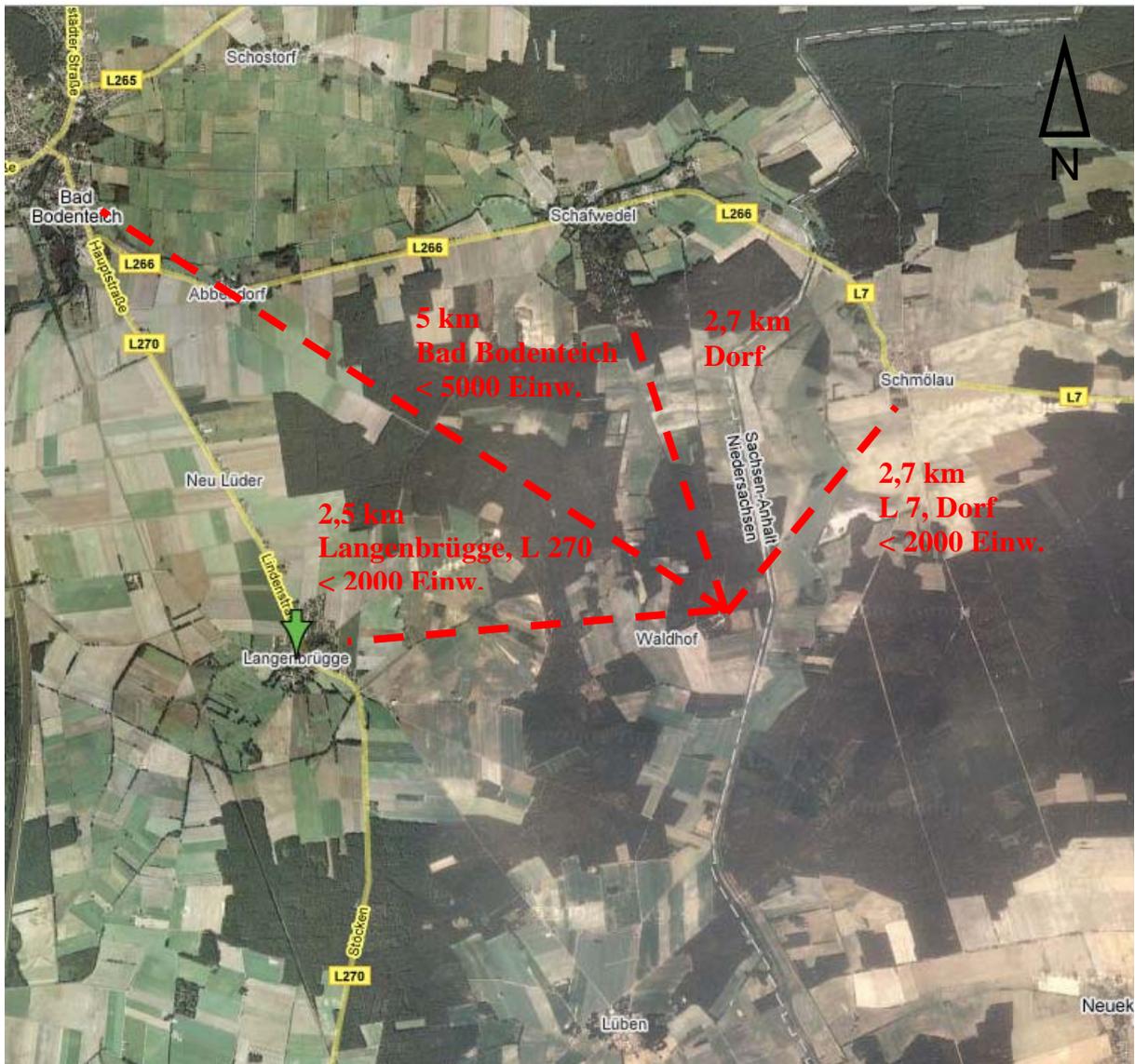


Abbildung 13: Luftbild der Messstation Waldhof mit Entfernungen zu lokalen Quellen



Abbildung 14: Messfeld Waldhof

**Freie Charakterisierung:**

Die Messstation Waldhof ist repräsentativ für weitständige niedrige Kiefernwälder und Felder sowie für das westliche norddeutsche Tiefland.

**3.5 Westerland**

Das Umweltbundesamt führt auf Sylt Messungen an zwei Standorten durch. Niederschlagsinhaltsstoffe und Partikel werden bei Tinum, ca. 2 km von der Küste entfernt, erfasst. Alle weiteren Komponenten werden direkt an der Westküste bei Westerland gemessen (Abbildung 15). Eine räumliche Trennung ist durch den hohen Eintrag von Seesalz, der v.a. die Partikelmessungen beeinträchtigen würde, nötig.

Lokale Einflüsse bestehen insbesondere an der nur von einer Düne vom Meer getrennten Messstation sowie durch den Straßenverkehr und sonstige anthropogene Aktivitäten im nur

wenige hundert Meter entfernten Westerland. Auch der Sylter Flughafen befindet sich in einer verhältnismäßig geringen Distanz von etwa 2 km. Die betreffenden Windrichtungssektoren sind lokal beeinflusst, messen also nicht nur den Hintergrund. Aus westlicher Richtung wird reine Nordseeluft gemessen. Wirbelbildungen im Lee der Düne dürften jedoch die Windmessungen leicht beeinträchtigen. Trotz der Küstenlage ist das Land-See-Windsystem wenig ausgeprägt.

Das Messfeld bei Tinum befindet sich in einer Landwirtschaftlich genutzten Gegend – ein Pferdehof sowie ein Tierpark sind nur ca. 100 m entfernt (Abbildung 16). Trotz der Verlegung Richtung Inselinneres ist ein hoher Einfluss von Seesalz zu erwarten.



Abbildung 15: Luftbild der Messstation Westerland und Messfeld Tinum

### **Freie Charakterisierung:**

Die Messstation Westerland ist eine reine Küstenstation, die sich zur Überwachung der Luftqualität der Nordsee sowie des Westimports von Luftverunreinigungen eignet. Der lokale Einfluss aus Richtung der Insel Sylt erfordert eine windrichtungsabhängige Filterung der Messdaten.



Abbildung 16: Messfeld bei Tinnum

### 3.6 Zingst

Die Messstation Zingst befindet sich auf einer schmalen Landzunge der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst, ca. 600 m südlich von der Ostsee entfernt. Kennzeichnend für die nähere Umgebung sind Wiesen, kleinere Wälder und Moore sowie die Darß-Zingster Boddenkette, etwa 500 m südlich der Station (Abbildung 17). Der kleine Urlaubsort Zingst mit 3200 Einwohnern ist etwa 1 km in westlicher Richtung zu finden, v.a. in der Urlaubszeit kann eine Beeinflussung durch den lokalen Straßenverkehr nicht ganz ausgeschlossen werden.

Das Land-See-Windsystem ist trotz der Küstenlage generell wenig ausgeprägt, v.a. bei niedriger Windgeschwindigkeit ist es jedoch durchaus zu beobachten.

Die Temperatur im Messgeräteraum war bei Besichtigung zwar konstant, aber dennoch 5°C höher als die vom EMEP empfohlenen 20°C [1].

#### **Freie Charakterisierung:**

Die Küstenstation Zingst ist exponiert gegenüber der Ostsee und eignet sich daher zur Bestimmung des Nordimports von Luftverunreinigungen. Auch zur Erfassung von Luftmassen aus Richtung Polen und Deutschland ist die Lage gut geeignet.



Abbildung 17: Luftbild der Messstation Zingst

## 4 Repräsentativität – Analyse der Messungen und Modellergebnisse

### 4.1 Betrachtung der Konzentrationsfelder im Jahresmittel – Bewertung der räumlichen Repräsentativität

Zur Bewertung der räumlichen Repräsentativität werden in diesem Kapitel Konzentrationsfelder ausgewertet. Basis dieses Schritts sind vom Rheinischen Institut für Umweltforschung (RIU) durchgeführte Berechnungen von relevanten EMEP-Parametern mit dem "Europäischen Ausbreitungs- und Depositionsmodell" (EURAD) in einer räumlichen Auflösung von 25x25 km und einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde, hier gemittelt auf ein Jahr. Die Berechnungen decken den mitteleuropäischen Raum ab, gezeigt wird zunächst der hier relevante Ausschnitt um Deutschland (Abbildung 20-23).

In der aktuellen EMEP Monitoring Strategie, gültig bis 2009, wird die Fläche der Repräsentativität der Messstationen mit der räumlichen Auflösung der EMEP Modelle verknüpft [2]. Gegenwärtig kommen zwei verschiedene EMEP-Gitter mit jeweils gleicher räumlicher Abdeckung bei Modellläufen zum Einsatz. Ein Gitter mit 50 x 50 km und eines mit 150 x 150 km, wobei zukünftig die Verwendung der höheren Auflösung angestrebt wird. Zur Validierung der Modelle ist die Gitterzelle relevant, in der sich eine Messstelle befindet. Ein geringer Konzentrationsgradient in solch einer Zelle würde also für eine sehr gute räumliche Repräsentativität der betreffenden Messstelle sprechen. In den Abbildung 24 bis 29 sind daher für alle Stationen die Konzentrationsfelder in der jeweiligen Zelle des EMEP-Gitters abgebildet. Dabei wurde dieselbe Farbskala wie in den Abbildung 20 bis 23 verwendet.

Als Bezugsjahr für die Untersuchungen wurde das Jahr 2005 gewählt, basierend auf den folgenden Kriterien:

- Das Bezugsjahr soll eine repräsentative Meteorologie aufweisen mit durchschnittlicher Temperatur und Niederschlägen. Außerdem sollten die wichtigsten Wetterlagen vorhanden sein mit einer typischen Häufigkeit.
- Repräsentative Emissionssituation (Verteilung und Stärke der Emittenten sollte von der heutigen Situation nicht signifikant abweichen).
- Aufgrund der sich ständig verändernden räumlichen Verteilung von Emittenten und technologischen Neuerungen sollte ein Zeitraum gewählt werden, der nur wenige Jahre zurückliegt.

Zur Ermittlung einer repräsentativen Meteorologie wurden Klimastatusberichte des Deutschen Wetterdienstes ausgewertet, die jährlich erscheinen ([6] bis [10]). Anhand von Karten verschiedener meteorologischer Parameter sowie Thermopluviogrammen erhält man einen guten Überblick über das Wettergeschehen eines Jahres. Zum Vergleich mit der „normalen“ Situation wird der Referenzzeitraum 1961-1990 herangezogen. Alle betrachteten Jahre seit 2001 weisen hohe Temperaturen sowie z.T. außergewöhnlich hohe Niederschläge auf. So ergab sich für das Gebietsmittel von Deutschland im Jahr 2002 das nasseste Jahr seit Beginn des 20. Jahrhunderts. Derartig extreme Abweichungen vom Mittel verfälschen eine repräsentative Analyse und sollten daher ausgeschlossen werden. Das Jahr 2005 erscheint als besonders geeignet, da es nicht lange zurück liegt und die Witterung als repräsentativ bezeichnet werden kann. Das Thermopluviogramm weist keine nennenswerten Ausreißer auf und die Verteilung der Wetterlagen entspricht weitgehend den Jahren 1979-2005 (siehe Abbildung 18 und 19).

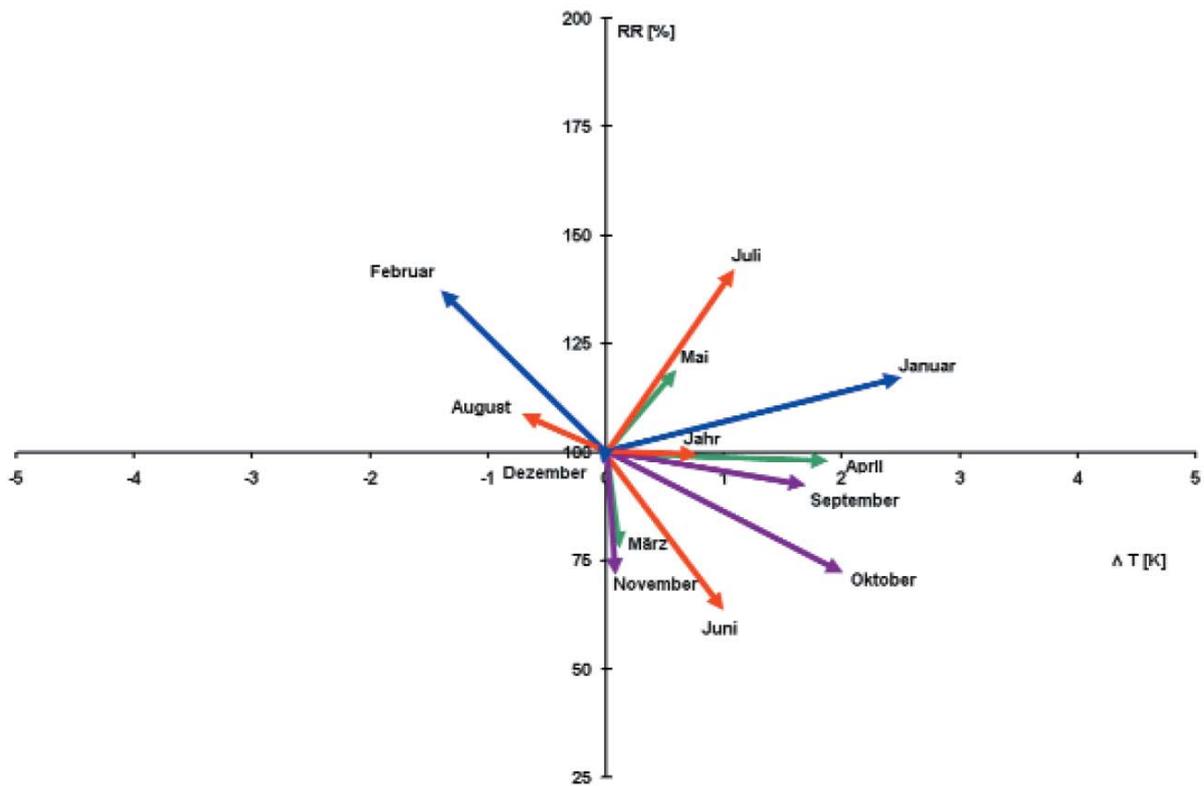


Abbildung 18: Thermopluviogramm für Deutschland 2005 [10]

Die in Abbildung 19 gezeigten Wetterlagen basieren auf einer objektiven Klassifikation aus numerischen Berechnungen mit Wettervorhersagemodellen [12]. Zur besseren Übersicht wurden diese jedoch auf folgende nach Untersuchungen des DWD typischen Austauschverhältnisse und Witterungstypen reduziert [13]:

- Nordwestlage: Sehr gute Bedingungen im Winter und Sommer.
- Ostlage: Eingeschränkte Austauschverhältnisse im Winter sowie gute im Sommer.
- Südlage: Eingeschränkter Austausch im Winter, ausreichend im Sommer.
- Südwestlage: Gute Austauschverhältnisse im Winter und sehr gute im Sommer.
- Hochdruckwetterlage: Schwache Winde und daher stark eingeschränkte Austauschverhältnissen im Winter, ausreichend im Sommer.

Die zeitliche Nähe des ausgewählten Jahres 2005 gewährleistet darüber hinaus ein weitgehend repräsentatives Emissionsniveau sowie eine mit den heutigen Verhältnissen vergleichbaren räumlichen Verteilung der Quellen.

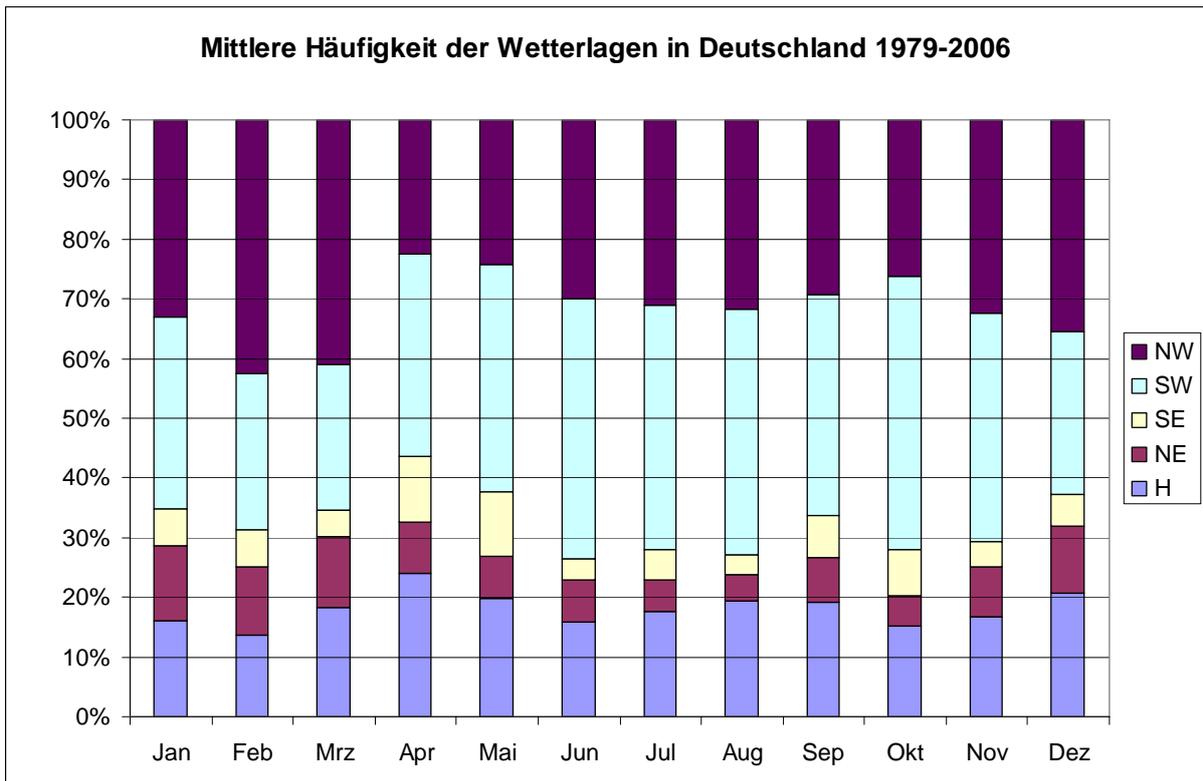
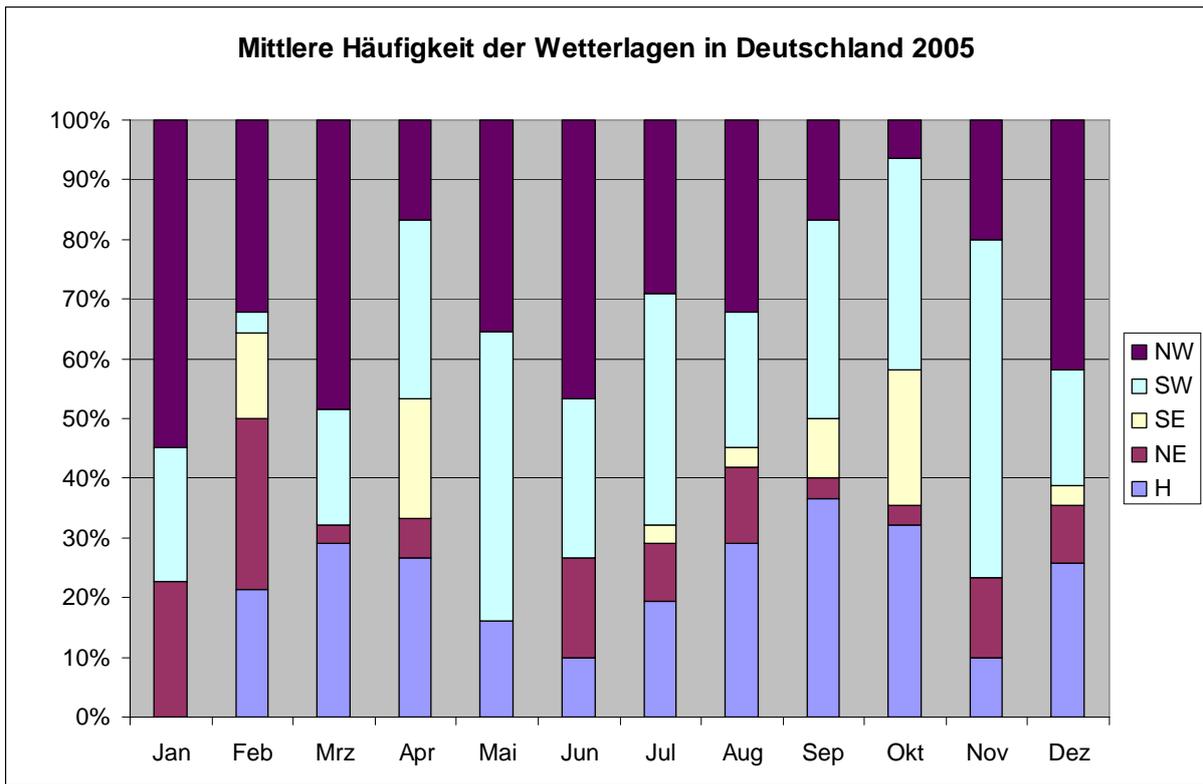


Abbildung 19: Mittlere Häufigkeit der Wetterlagen in Deutschland [11]

#### 4.1.1 Übersicht – Konzentrationsfeld in Deutschland

Die Verteilung der Immissionskonzentrationsfelder des EURAD-Modells zeigt bei den Luftverunreinigungen aus industriellen Prozessen und dem Transportsektor jeweils ähnliche Verteilungsmuster mit Schwerpunkt im Westen bis Südwesten Deutschlands, v.a. im Ruhrgebiet (Abbildung 20-22). Darüber hinaus sind die Gitterzellen mit den wichtigsten deutschen Bal-

lungsräumen höher belastet. Die geltenden Jahresgrenzwerte<sup>1</sup> werden in den meisten Fällen unterschritten, für PM<sub>10</sub> jedoch geringfügig überschritten.

Die Messstellen des Umweltbundesamtes sind als Hintergrundmessstationen konzipiert und liegen daher in allen Fällen in wenig belasteten Gitterzellen. Im größeren Umkreis kann jedoch nicht immer von einem homogenen Konzentrationsfeld ausgegangen werden. So treten westlich bzw. südlich der Station Schauinsland an der deutschen Grenze erhöhte NO<sub>2</sub> und PM<sub>10</sub> Konzentrationen auf. Beeinflusst durch den Schiffsverkehr sind nördlich und östlich der Station Zingst ebenfalls höhere NO<sub>2</sub> sowie höhere SO<sub>2</sub> Konzentrationen im Vergleich zum Messstandort zu beobachten. Bei beiden Stationen handelt es sich jedoch um Gradienten von geringem Ausmaß.

Die Luftverunreinigungs-komponente Ammoniak weist als Indikator für landwirtschaftliche Aktivität ein deutlich abweichendes Verteilungsmuster auf (Abbildung 23). So sind weite Teile Bayerns mit erhöhten NH<sub>3</sub> Immissionen belastet, ebenso der Südwesten Deutschlands. Auch hier liegen die UBA-Messstationen in gering belasteten Gitterzellen mit weitgehend gleichmäßigem Konzentrationsniveau in der Umgebung. Dies gilt für die Messstation Schauinsland jedoch nur eingeschränkt, südlich ist hier ein deutlich positiver Konzentrationsgradient zu beobachten.

---

<sup>1</sup> Da es sich hierbei um berechnete Werte handelt dient der Vergleich mit den Grenzwerten nur als Anhaltspunkt.

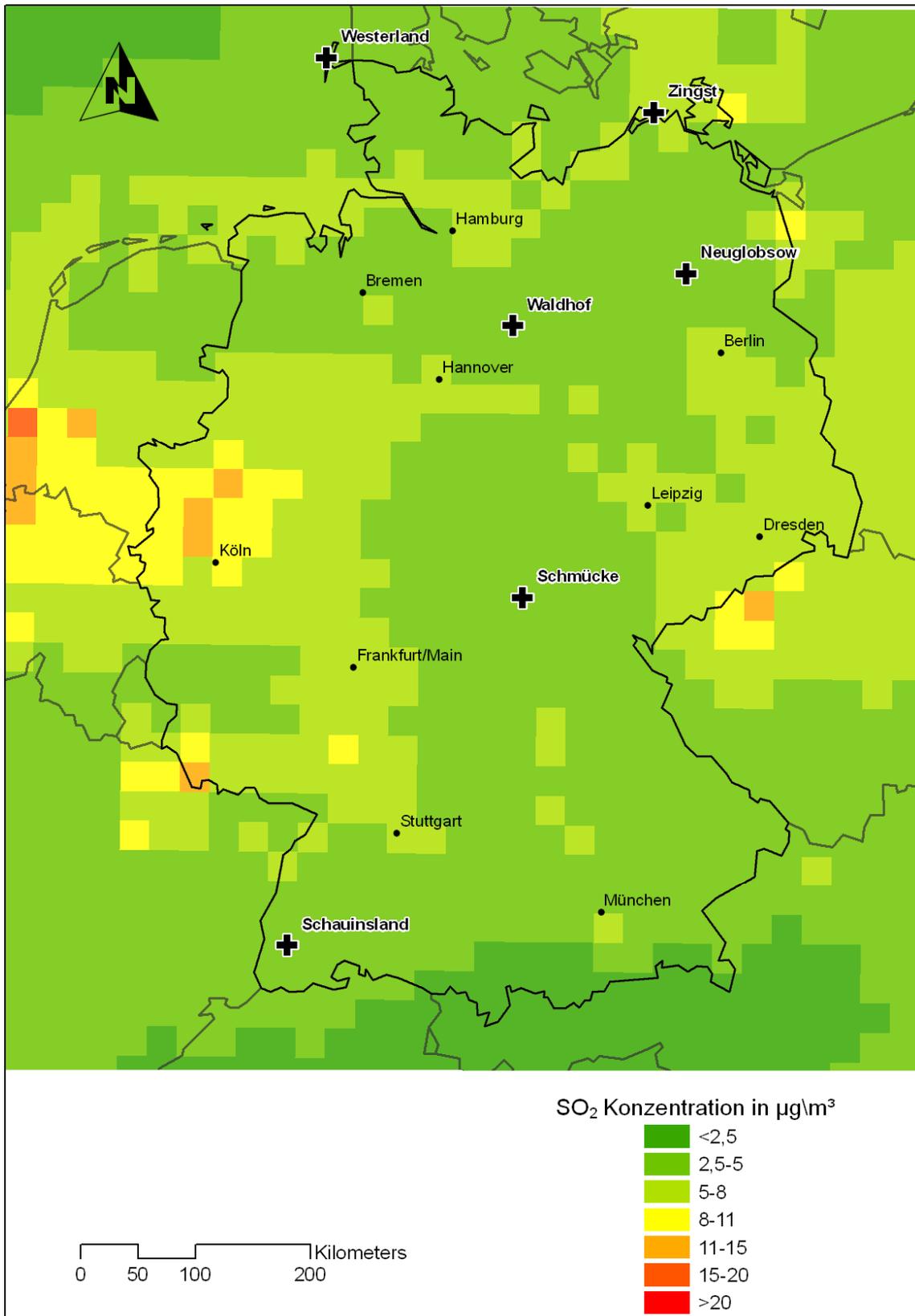


Abbildung 20: Jährliche SO<sub>2</sub> Konzentrationsverteilung in Deutschland 2005, berechnet mit dem CTM EURAD

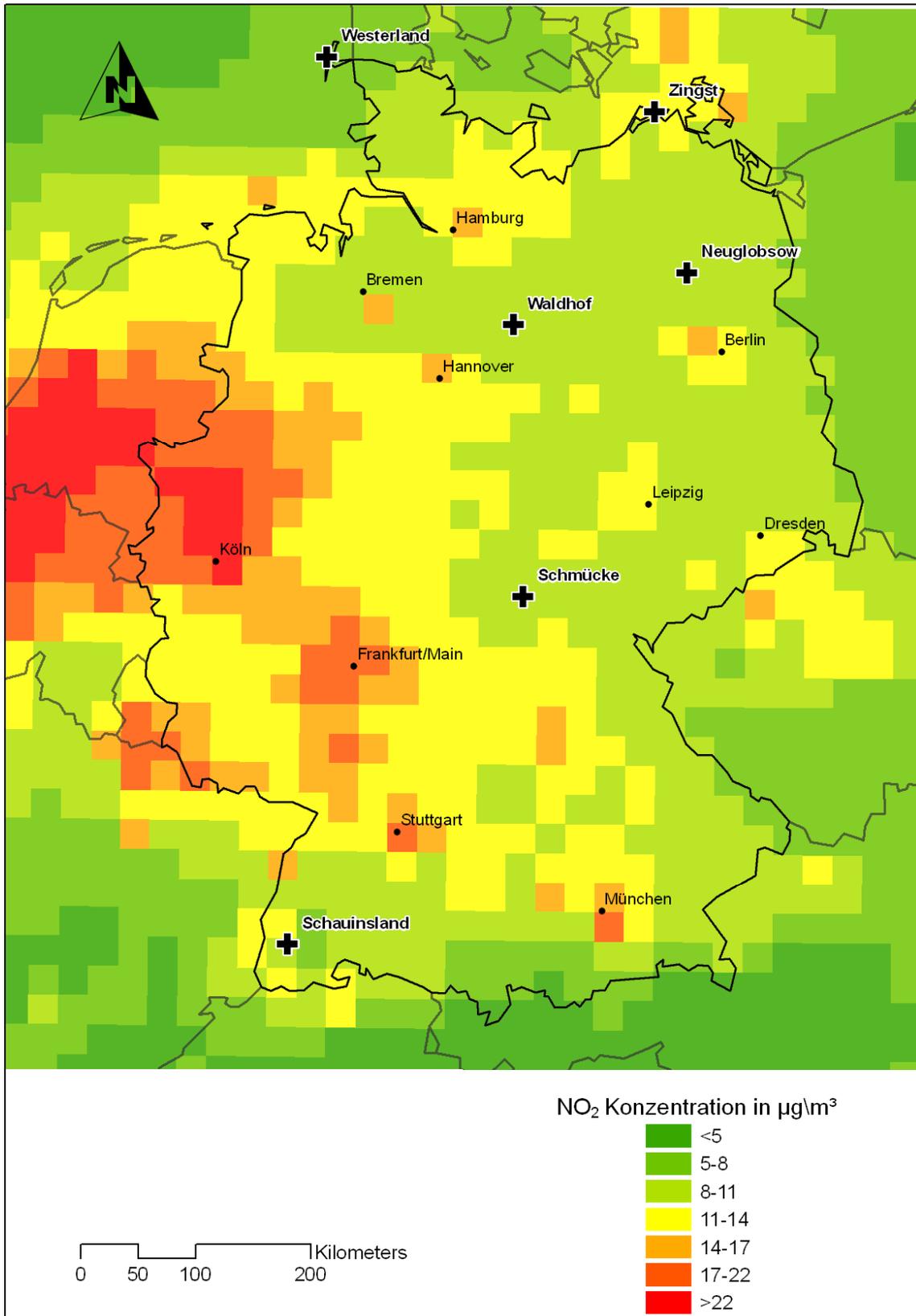


Abbildung 21: Jährliche NO<sub>2</sub> Konzentrationsverteilung in Deutschland 2005, berechnet mit dem CTM EURAD

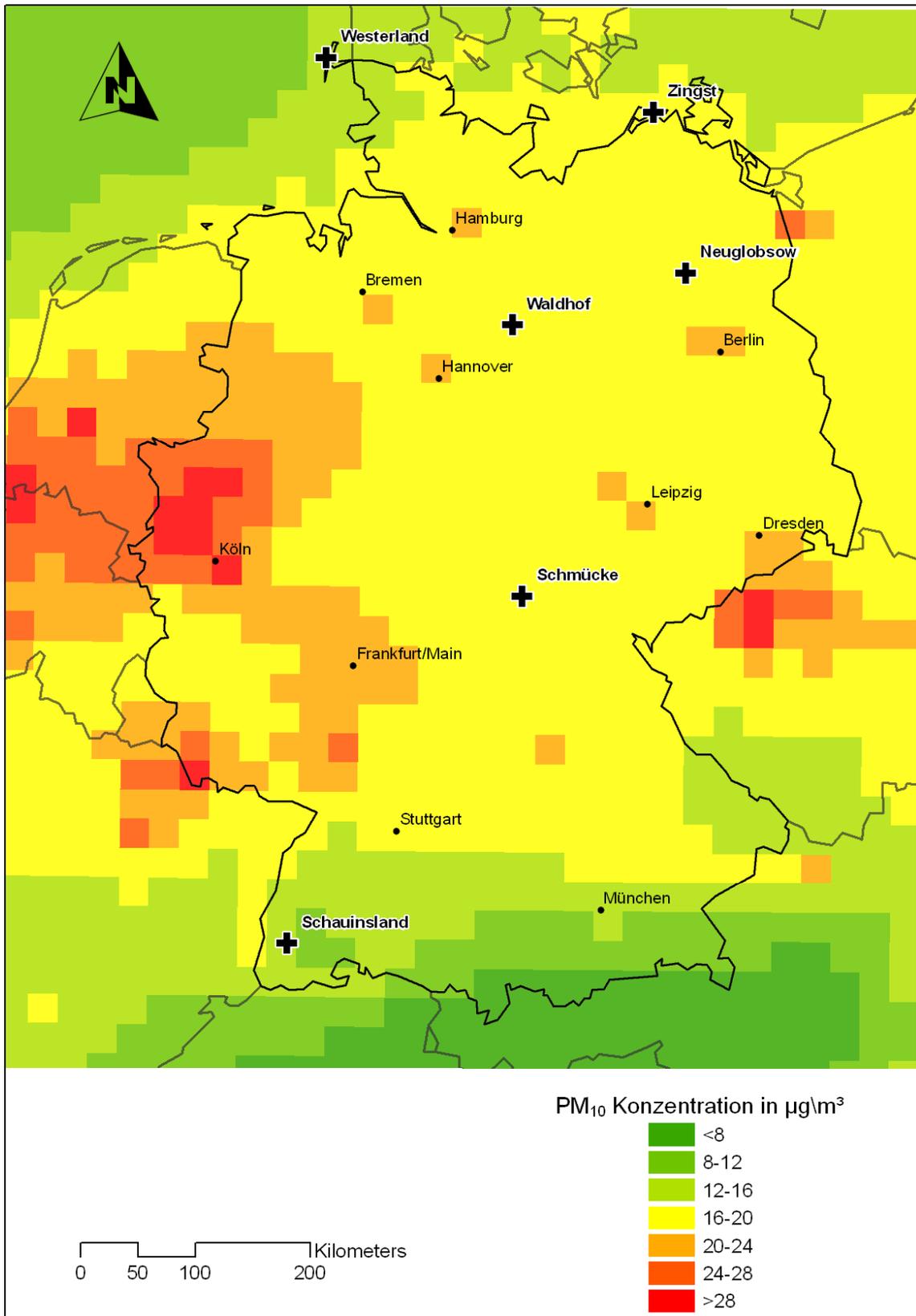


Abbildung 22: Jährliche PM<sub>10</sub> Konzentrationsverteilung in Deutschland 2005, berechnet mit dem CTM EURAD

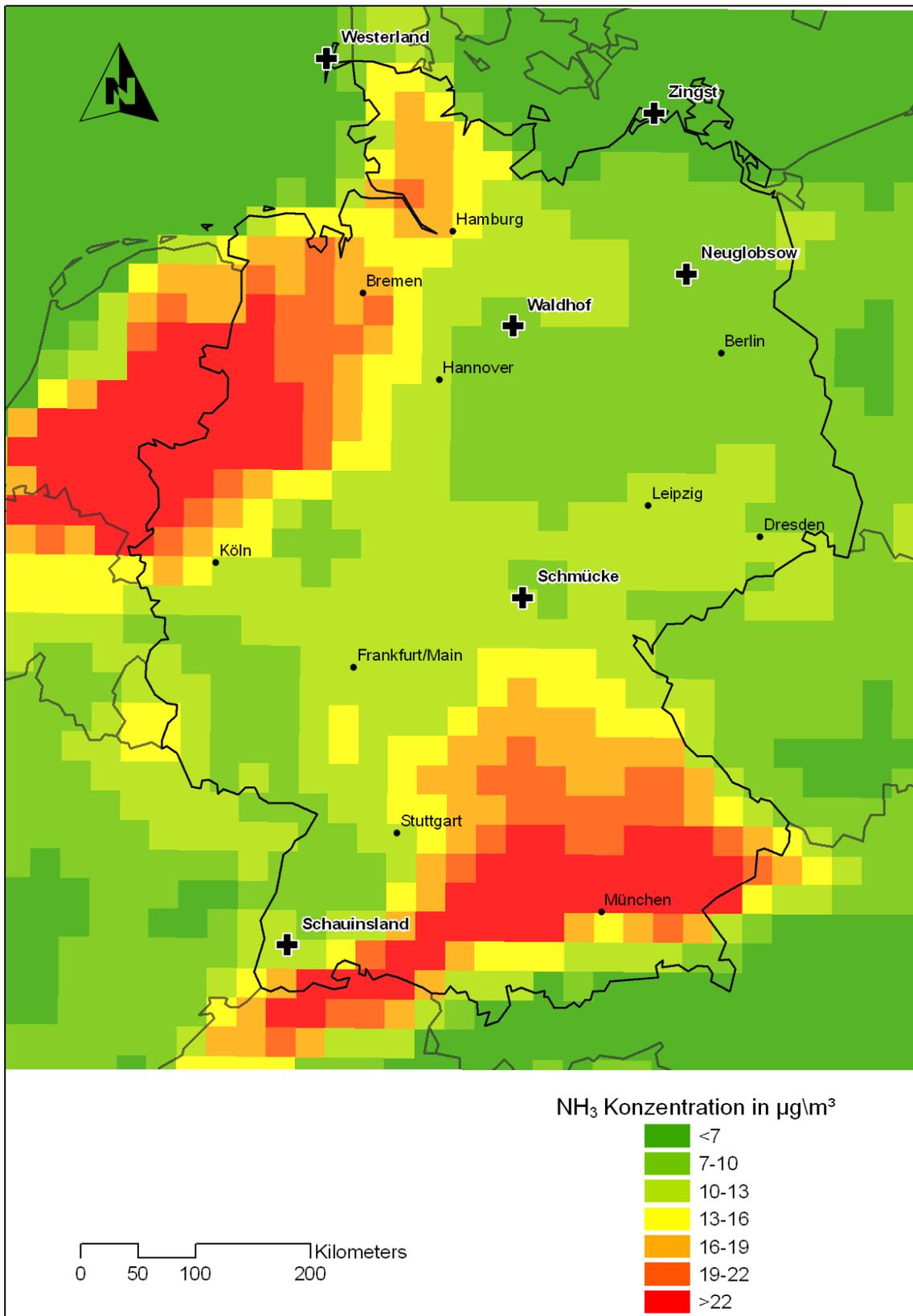


Abbildung 23: Jährliche NH<sub>3</sub> Konzentrationsverteilung in Deutschland 2005, berechnet mit dem CTM EURAD

### 4.1.2 Neuglobsow

Für die Messstelle Neuglobsow ergeben sich auf dem groben EMEP Gitter mittlere Konzentrationsgradienten für  $\text{NH}_3$ ,  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{SO}_2$  (Abbildung 24). Die weiträumig homogene Immissionsverteilung wird von einer signifikanten Konzentrationserhöhung um den Ballungsraum Berlin unterbrochen. Für  $\text{NO}_2$  kann daher ein mittlerer Konzentrationsgradient beobachtet werden. Im feineren EMEP Gitter ist die Streuung jedoch zu vernachlässigen, so dass hier von einer sehr guten räumlichen Repräsentativität ausgegangen werden kann.

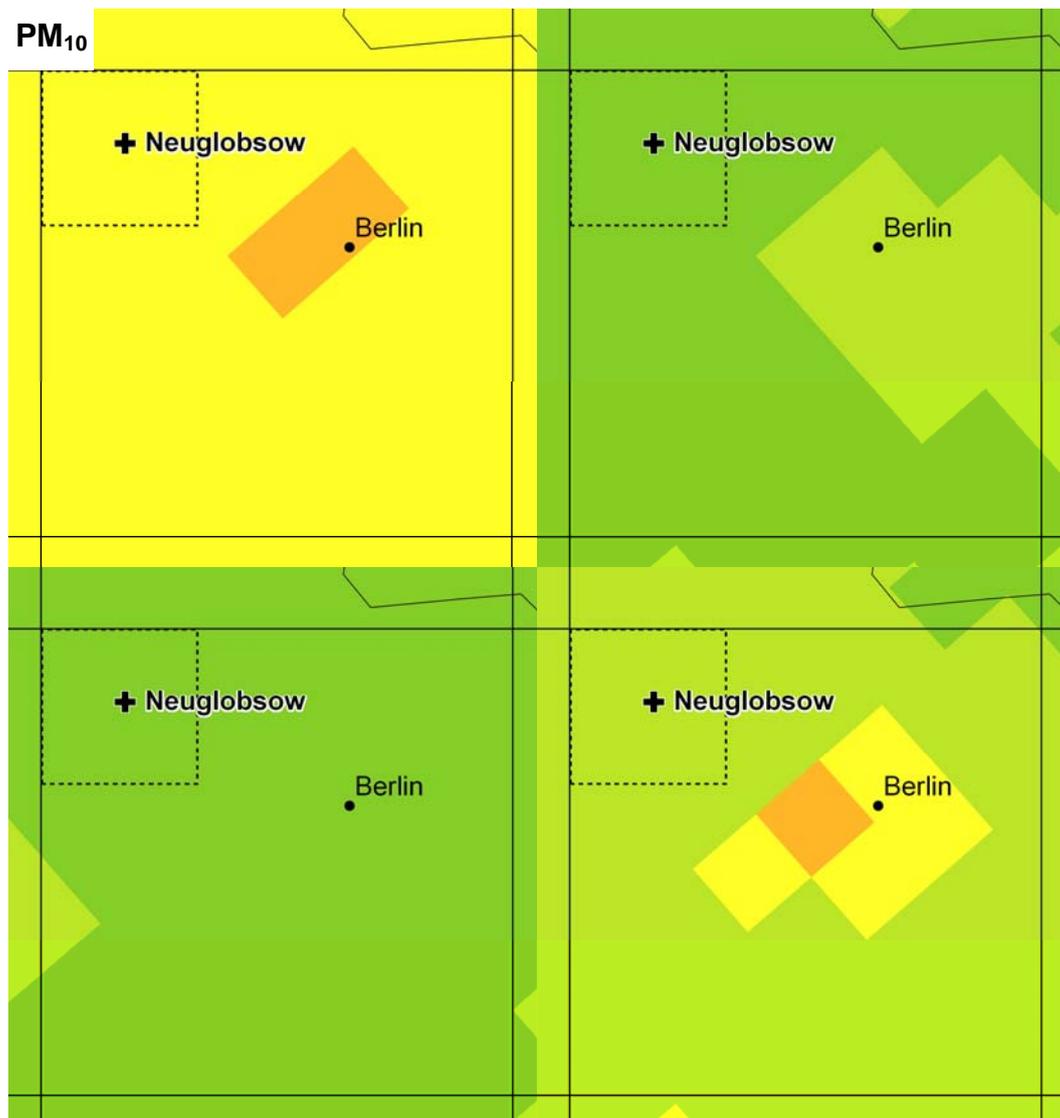


Abbildung 24: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im 150 x 150 km EMEP-Gitter, bzw. im 50 x 50 km EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Neuglobsow (EURAD-Berechnungen). Die Farbskala kann den Abbildungen Abbildung 20/Abbildung 23 entnommen werden.

### 4.1.3 Schauinsland

Mittlere Konzentrationsgradienten im 150 x 150 km EMEP Gitter für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{SO}_2$ , mit einer relativ homogenen Verteilung und daraus resultierend einer guten Repräsentativität im Jahresmittel (Abbildung 25). Das gleiche gilt nur eingeschränkt für  $\text{NO}_2$ .  $\text{NH}_3$  weist dagegen eine sehr heterogene Verteilung auf. Bei Betrachtung des kleineren Gitters kommt man auf ähnliche Ergebnisse mit etwas geringeren Konzentrationsgradienten für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{SO}_2$ .

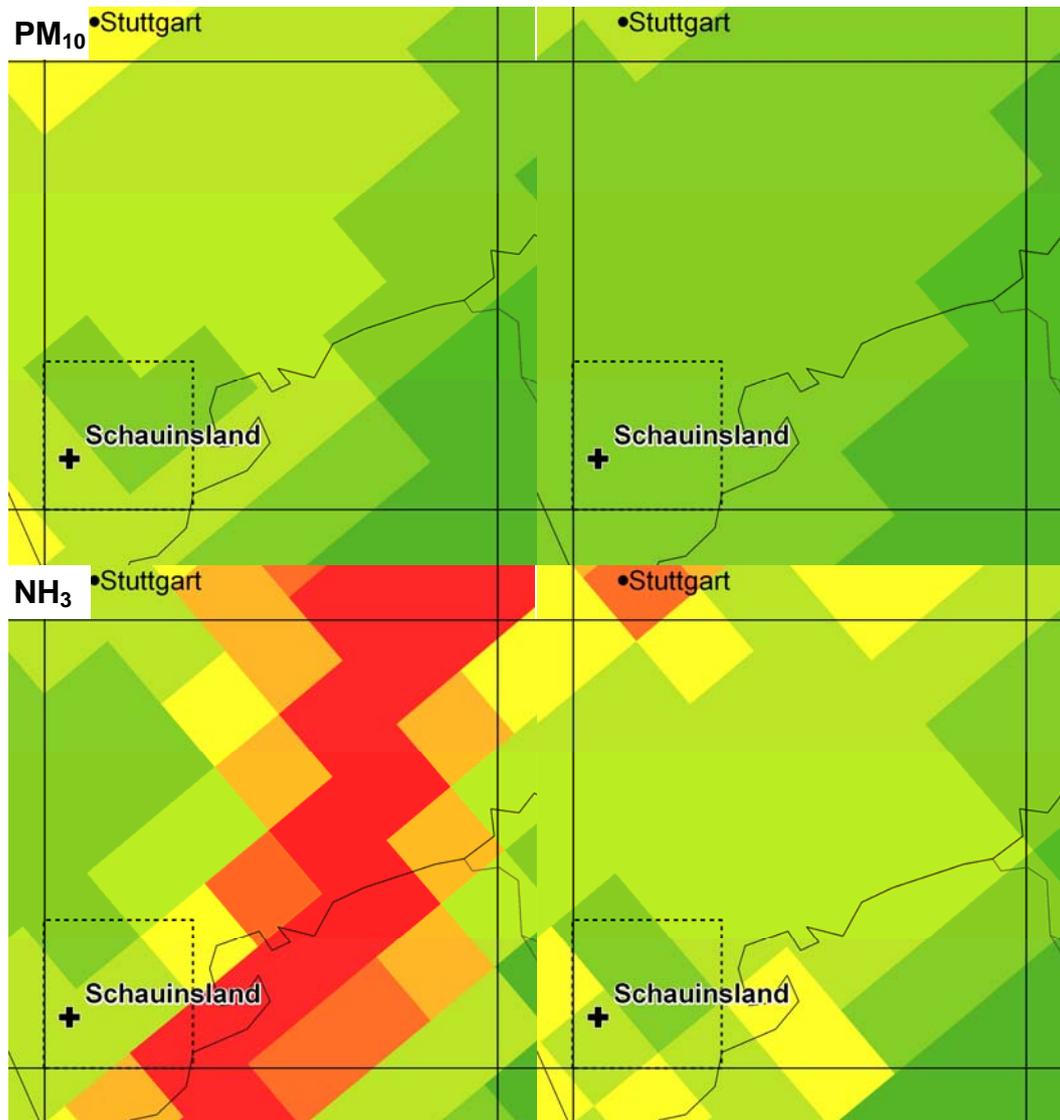


Abbildung 25: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im 150 x 150 km EMEP-Gitter, bzw. im 50 x 50 km EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Schauinsland (EURAD-Berechnungen). Die Farbskala kann den Abbildungen Abbildung 20/Abbildung 23 entnommen werden.

#### 4.1.4 Schmücke

Weitgehend homogene Verteilung mit geringen Konzentrationsgradienten im groben EMEP-Gitter und daher eine gute Repräsentativität (Abbildung 26). Für  $\text{NO}_2$  ist jedoch ein mittlerer Gradient zu beobachten, auch auf dem feineren Gitter existiert hier der größte wenn auch geringe Gradient. Ansonsten sind die jährlichen Unterschiede der betrachteten Luftverunreinigungen beim 50 x 50 km Gitter zu vernachlässigen.

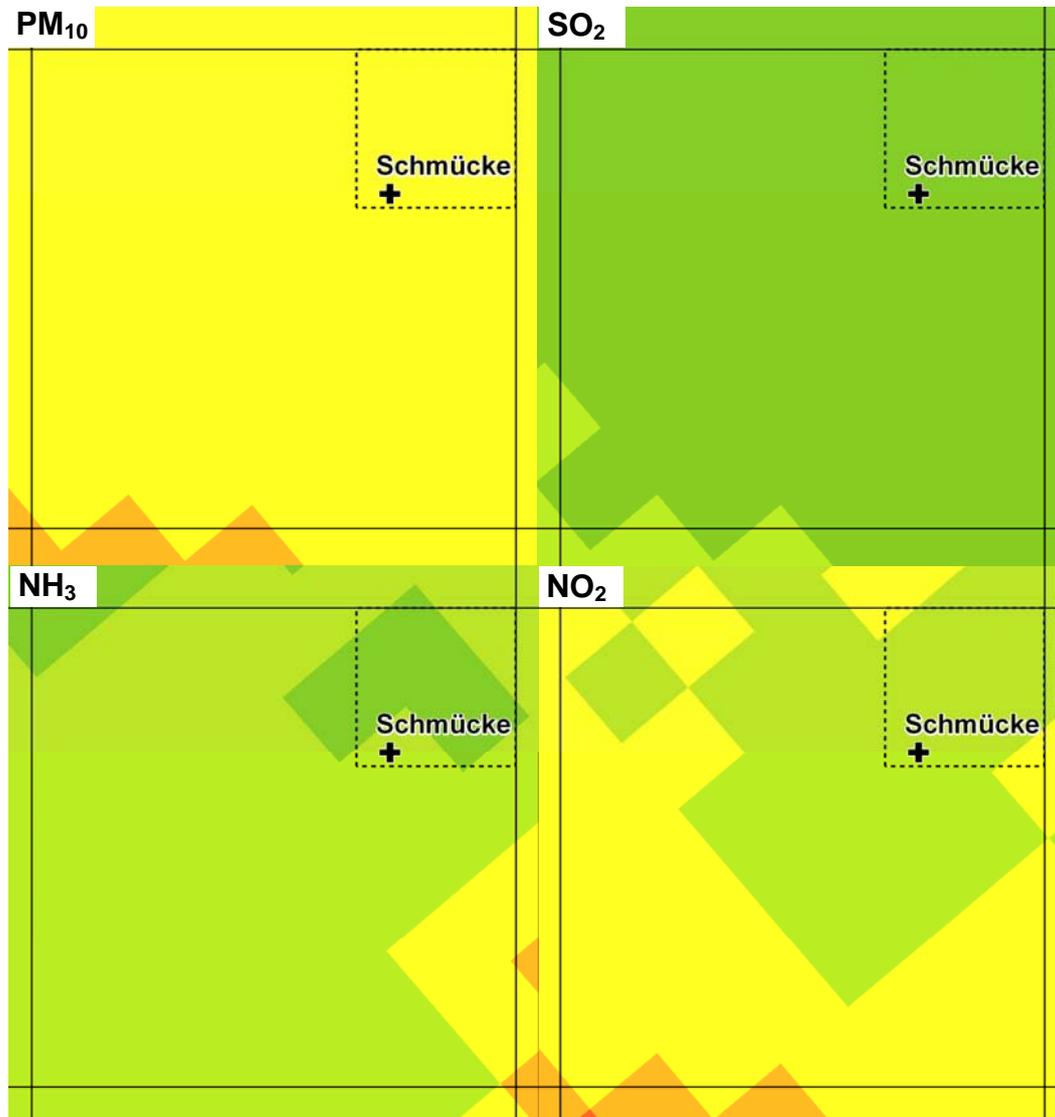


Abbildung 26: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im 150 x 150 km EMEP-Gitter, bzw. im 50 x 50 km EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Schmücke (EURAD-Berechnungen). Die Farbskala kann den Abbildungen Abbildung 20/Abbildung 23 entnommen werden.

#### 4.1.5 Waldhof

An der Station Waldhof sind auf dem groben EMEP-Gitter für die Luftverunreinigungen  $\text{NH}_3$  und  $\text{NO}_2$  mittlere, für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{SO}_2$  geringe Gradienten zu beobachten (Abbildung 27). Im  $50 \times 50 \text{ km}$  Gitter sind die Unterschiede jedoch sehr gering, so dass hier von einer sehr guten Repräsentativität ausgegangen werden kann.

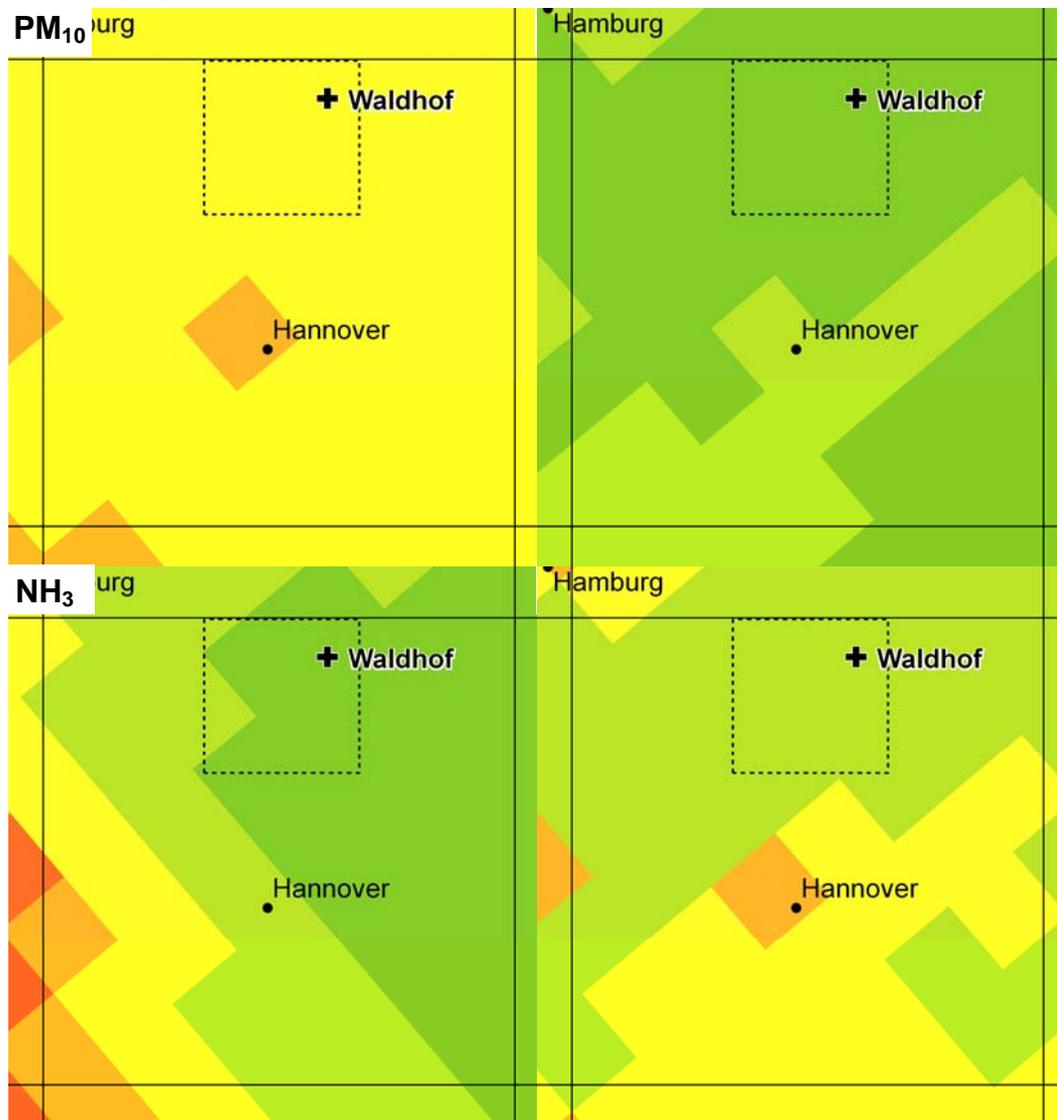


Abbildung 27: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im  $150 \times 150 \text{ km}$  EMEP-Gitter, bzw. im  $50 \times 50 \text{ km}$  EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Waldhof (EURAD-Berechnungen). Die Farbskala kann den Abbildungen Abbildung 20/Abbildung 23 entnommen werden.

#### 4.1.6 Westerland

Da die UBA-Messstation Westerland am Rand des Modellierungsgebietes liegt, ist die betreffende EMEP Gitterzelle nicht gänzlich mit Immissionswerten abgedeckt (Abbildung 28). Trotzdem kann auch hier eine Aussage getroffen werden. Abgesehen von  $\text{NH}_3$  kann von einem geringen Konzentrationsgradienten ausgegangen werden. Dies ist auch für das höher aufgelöste EMEP Gitter der Fall.

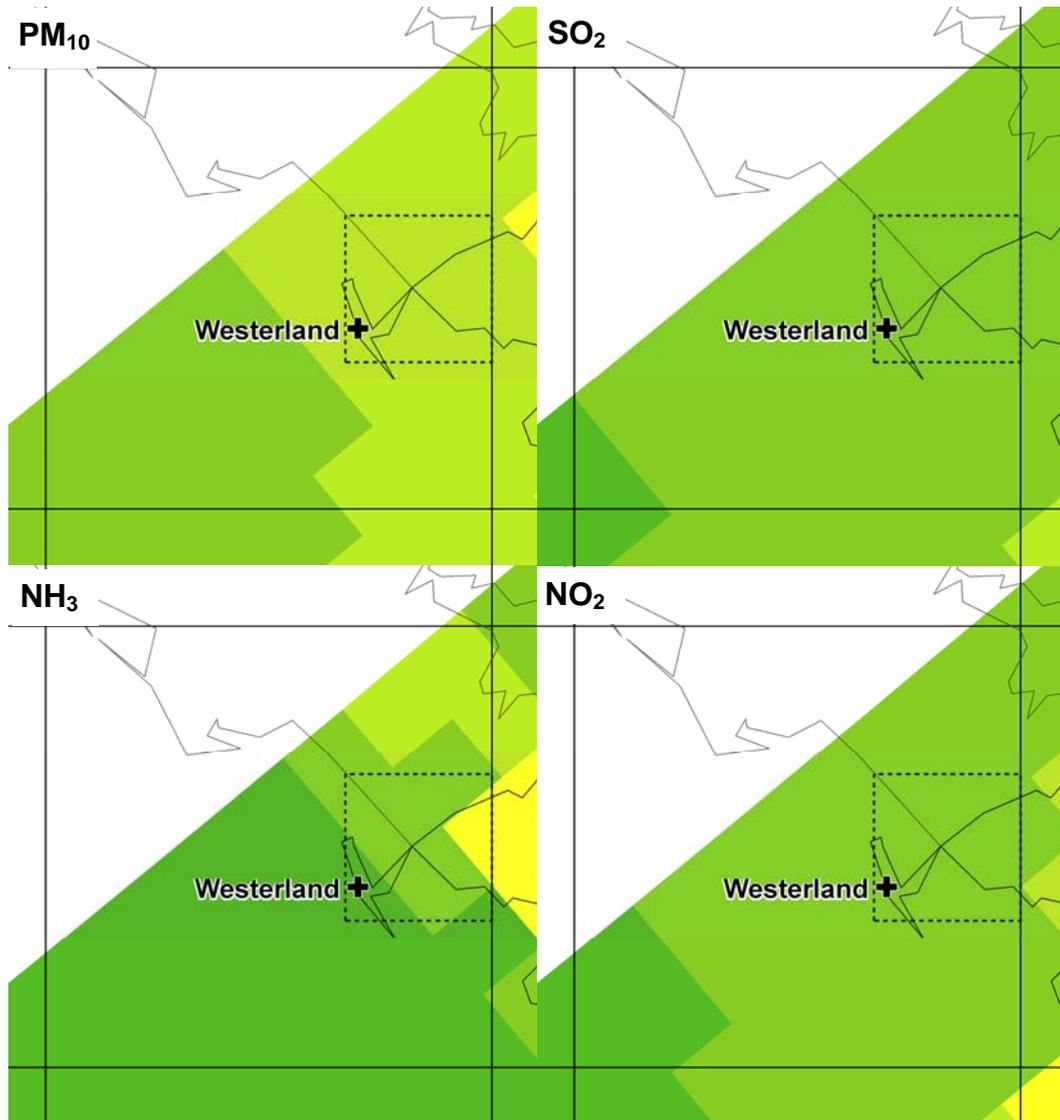


Abbildung 28: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im 150 x 150 km EMEP-Gitter, bzw. im 50 x 50 km EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Westerland (EURAD Berechnungen)

#### 4.1.7 Zingst

An der Station Zingst sind für  $\text{NO}_2$  erhöhte Konzentrationsgradienten und eine heterogene Verteilung zu verzeichnen. Hohe Konzentrationen werden durch den Schiffsverkehr verursacht. Weniger ausgeprägte Schwankungen weisen die Luftverunreinigungen  $\text{NH}_3$ ,  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{SO}_2$  auf. Für das EMEP 50 Gitter ist die Repräsentativität höher einzustufen.

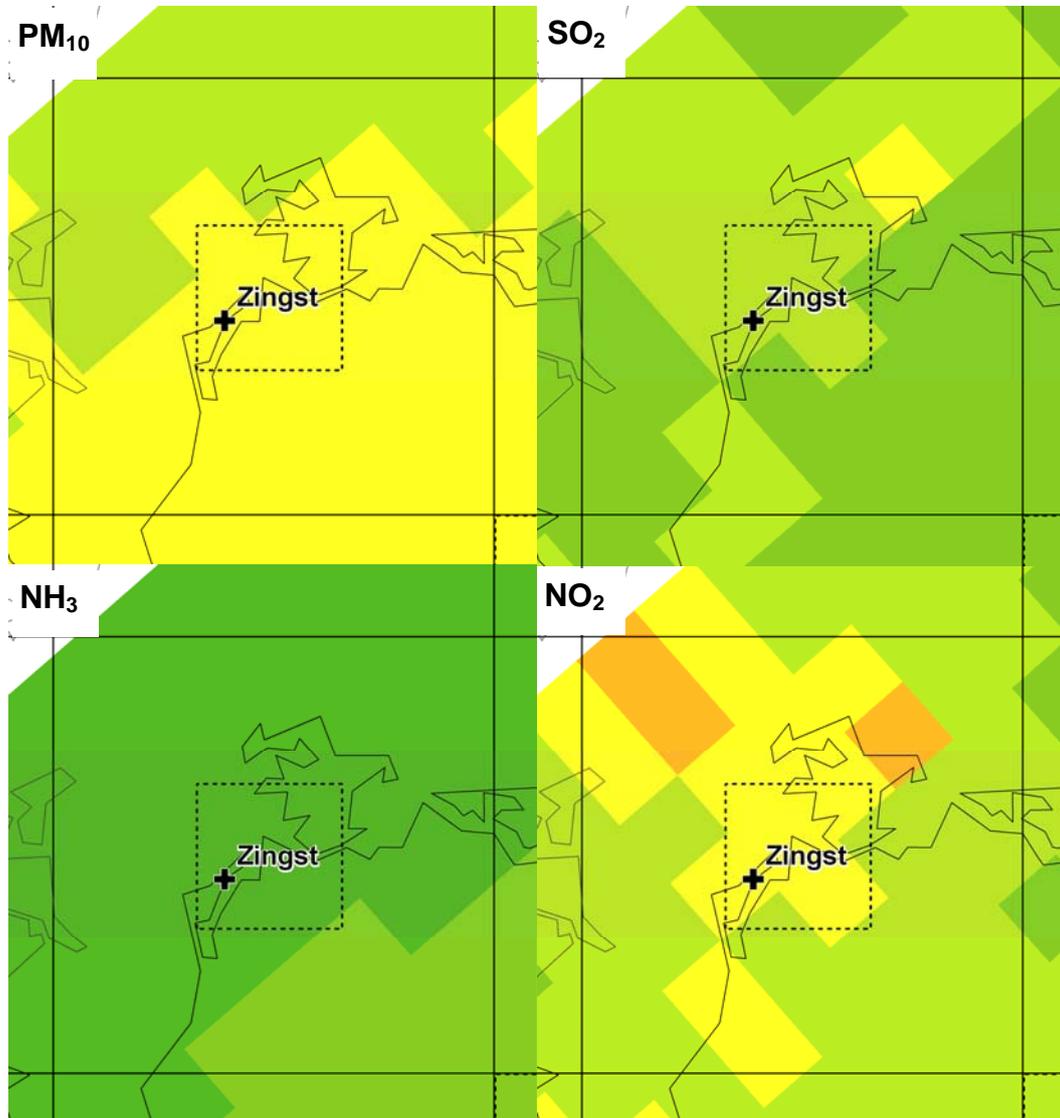


Abbildung 29: Jährliche Konzentrationsverteilung unterschiedlicher Luftverunreinigungen im 150 x 150 km EMEP-Gitter, bzw. im 50 x 50 km EMEP-Gitter (gestrichelt) an der Station Zingst (EURAD Berechnungen)

#### **4.1.8 Statistische Streuung der modellierten Konzentrationen**

Zur Überprüfung der zuvor beschriebenen subjektiven Bewertung der Repräsentativität auf Grundlage von atmosphärischer Ausbreitungsrechnung, wird nun auf die statistische Streuung der berechneten Immissionskonzentrationen innerhalb der Gitterzellen eingegangen. Alle Bewertungen, die auf Modellsimulationen basieren sind mit gewissen Unsicherheiten behaftet, die auf unterschiedliche Faktoren zurückzuführen sind, wie z.B. die zugrunde liegenden Emissionsdaten oder das modellierte Windfeld. Dennoch kann v.a. im Jahresmittel mit dieser Analyse eine Aussage über die räumliche Verteilung der Immissionen innerhalb einer EMEP-Gitterzelle, in der eine UBA-Messstation liegt, getroffen werden. Zur Erfüllung der EMEP Kriterien hinsichtlich der Repräsentativität der Messorte sollte die Streuung der Konzentrationen möglichst gering sein. In Tabelle 4 sind Streuungsmaße für beide EMEP Gitter eingetragen. Die jeweils höchste Standardabweichung einer Komponente ist orange hinterlegt, die niedrigste grün. Trotz der unterschiedlichen Auflösung ähneln sich die Werte beider Gitter. So ist bei beiden Auflösungen um die Station Schauinsland für die meisten Luftverunreinigungen das heterogenste Konzentrationsfeld zu beobachten. Auch um Westerland herrscht für einige Luftverunreinigungs-komponenten, insbesondere bei den Kohlenwasserstoffen, eine heterogene Verteilung. Die Stationen Neuglobsow, Schmücke und Waldhof weisen hingegen geringere Schwankungen auf und liegen in einem weniger belasteten Gebiet. Zingst liegt im Mittelfeld, für  $\text{SO}_2$  und  $\text{HNO}_3$  im feineren Gitter sogar an der Spitze.

Tabelle 4: Statistische Streuung der mit EURAD modellierten Immissionskonzentration in den EMEP Gittern (Standardabweichung prozentual auf den Mittelwert der jeweiligen Luftverunreinigung bezogen)

Messstelle (EMEP Gitter)		Statistik	PM <sub>10</sub> µg/m <sup>3</sup>	SO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup>	NO µg/m <sup>3</sup>	O <sub>3</sub> µg/m <sup>3</sup>	HNO <sub>3</sub> µg/m <sup>3</sup>	NH <sub>3</sub> µg/m <sup>3</sup>	CO µg/m <sup>3</sup>	OH µg/m <sup>3</sup>	ISO ppbv	TOL ppbv	VOC ppbC	PM <sub>2,5</sub> µg/m <sup>3</sup>
Westerland	Emep 150	Mittelwert	12,9	3,1	3,3	2,0	57,0	5,3	2,4	139,5	2,5	0,2	0,3	25,0	12,1
		Standardabw.	14,5%	11,3%	17,0%	21,3%	6,1%	12,9%	94,5%	5,5%	8,7%	88,4%	36,7%	33,3%	15,0%
	Emep 50	Mittelwert	14,1	3,1	3,5	1,9	54,9	4,7	3,7	142,5	2,5	0,3	0,3	29,8	13,3
		Standardabw.	4,1%	5,0%	6,6%	15,7%	3,3%	4,1%	47,5%	2,9%	4,7%	56,6%	22,4%	20,2%	4,8%
Schauinsld.	Emep 150	Mittelwert	12,0	3,3	4,8	4,2	53,1	4,1	8,0	156,8	2,6	0,7	0,6	61,3	12,3
		Standardabw.	23,3%	30,1%	27,2%	44,2%	4,9%	4,9%	36,3%	14,8%	11,0%	26,5%	26,0%	26,1%	23,2%
	Emep 50	Mittelwert	13,0	3,6	5,2	4,1	54,2	4,0	7,5	165,7	2,7	0,9	0,7	68,4	13,4
		Standardabw.	9,8%	14,8%	19,7%	37,9%	4,2%	2,5%	32,9%	11,6%	9,3%	14,3%	16,1%	19,2%	10,1%
Schmücke	Emep 150	Mittelwert	18,6	4,5	6,1	4,7	50,7	4,5	5,8	188,8	2,8	0,6	0,7	74,7	18,1
		Standardabw.	4,5%	8,8%	11,9%	28,5%	2,7%	2,6%	15,2%	7,0%	4,5%	14,9%	7,7%	7,5%	4,4%
	Emep 50	Mittelwert	17,6	4,3	5,4	3,6	51,8	4,5	5,2	177,9	2,8	0,7	0,7	70,7	17,3
		Standardabw.	2,5%	4,5%	6,0%	12,0%	2,7%	2,2%	7,2%	2,7%	2,1%	12,3%	4,6%	5,6%	3,0%
Waldhof	Emep 150	Mittelwert	18,4	4,8	5,7	3,9	53,5	4,5	5,7	182,5	2,7	0,8	0,6	64,5	17,7
		Standardabw.	5,3%	10,6%	12,7%	29,8%	3,7%	2,2%	27,9%	7,6%	5,9%	14,0%	9,2%	10,3%	5,6%
	Emep 50	Mittelwert	17,6	4,5	5,1	3,0	55,1	4,4	4,9	171,5	2,6	0,9	0,6	60,3	16,8
		Standardabw.	1,4%	5,8%	6,4%	14,5%	1,2%	2,0%	8,7%	2,2%	2,2%	3,9%	2,1%	2,6%	1,8%
Zingst	Emep 150	Mittelwert	16,4	5,2	5,6	4,5	49,4	4,6	2,2	152,4	2,4	0,3	0,4	39,7	15,3
		Standardabw.	6,0%	23,7%	18,8%	43,4%	4,4%	10,3%	59,7%	3,3%	3,7%	56,9%	25,2%	26,0%	6,3%
	Emep 50	Mittelwert	16,8	5,8	6,1	5,5	47,8	4,3	2,3	151,9	2,4	0,4	0,5	40,8	15,6
		Standardabw.	3,8%	17,9%	12,6%	31,8%	3,4%	8,5%	42,1%	1,6%	2,4%	35,5%	16,0%	16,7%	4,4%
Neuglobsow	Emep 150	Mittelwert	18,4	4,7	5,0	2,7	52,9	4,4	4,4	169,6	2,6	0,9	0,7	66,4	17,8
		Standardabw.	4,4%	10,5%	13,5%	30,8%	3,7%	1,8%	7,5%	4,7%	5,1%	14,8%	7,9%	10,7%	5,5%
	Emep 50	Mittelwert	17,7	4,1	4,7	2,4	50,9	4,4	4,3	164,2	2,5	0,8	0,6	61,4	16,7
		Standardabw.	3,0%	7,2%	6,5%	14,0%	1,0%	0,5%	6,3%	2,9%	1,9%	11,2%	4,9%	8,6%	3,6%

## 4.2 Vergleich der modellierten mit den gemessenen Zeitreihen

Nach Untersuchung der räumlichen Verteilung der Immissionskonzentrationen im Jahresmittel wird nun im Folgenden auf die zeitliche Repräsentativität der Messungen eingegangen. Hierfür werden die modellierten Werte direkt mit den gemessenen Konzentrationen verglichen, wobei die berechneten Immissionen sich auf den Mittelwert der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle beziehen. Ein Vergleich auf stündlicher Basis erscheint als nicht sinnvoll, da zum einen der Input für EURAD auf generalisierten Emissions-Zeitkurven beruht. Zum anderen ist das betrachtete Gebiet sehr groß, so dass sich allein aufgrund der entstehenden Entfernung zeitliche Verzögerungen ergeben. Dies bestätigt auch der visuelle Vergleich der stündlichen Verläufe am Beispiel Neuglobsow (Abbildung 30). Einige der gemessenen  $\text{NO}_2$  Peaks decken sich sehr gut mit den modellierten, wohingegen andere zeitlich verschoben sind. Der generelle Trend wird gut wiedergegeben. Im Tagesmittel ist daher zu erwarten, dass sich diese kleinräumigen Verschiebungen herausmitteln und sich die beiden Zeitreihen direkt miteinander vergleichen lassen, auch im Hinblick auf statistische Untersuchungsmethoden.

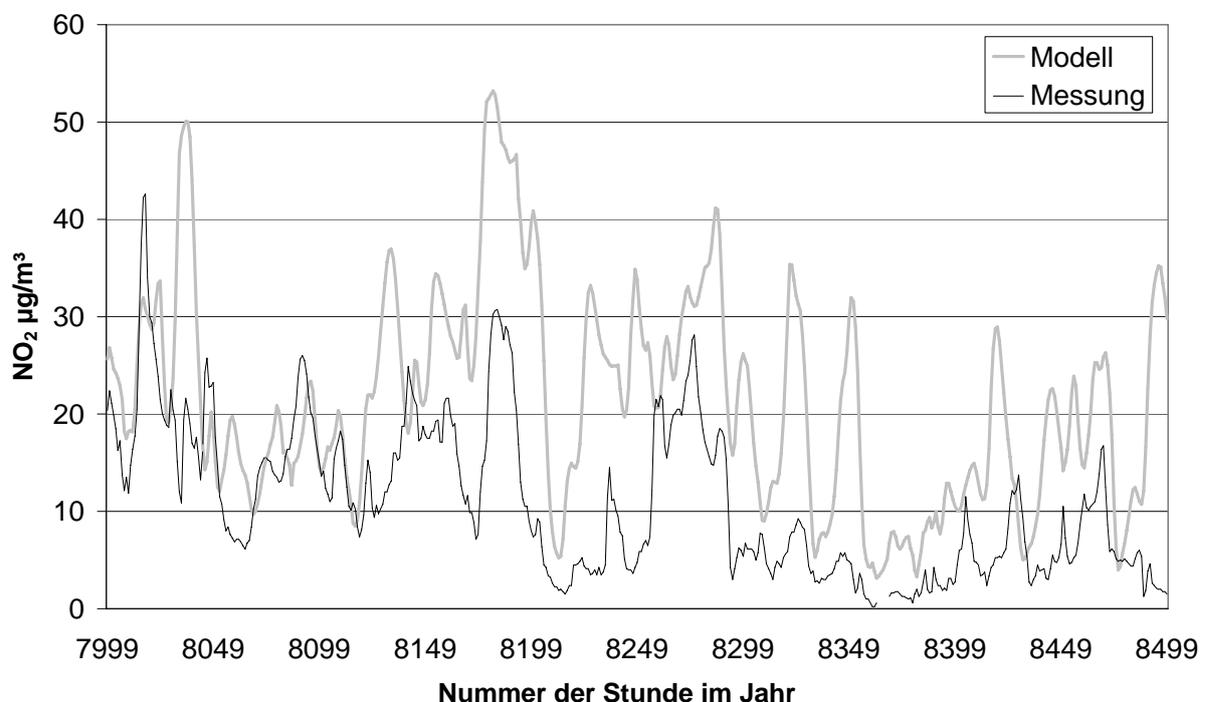


Abbildung 30: Stundenmittelwerte der modellierten und gemessenen  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen an der UBA-Messstation Neuglobsow im Winter 2005 - 30.11.05 (7999) bis 21.12.05 (8499)

Zum Vergleich der Tagesmittelwerte werden im Folgenden die Zeitreihen in Sommer und Winter aufgeteilt. Eine solche Einteilung erscheint aufgrund der unterschiedlichen Austauschverhältnisse und der abweichenden Emissionsverteilung als sinnvoll. Zur Feststellung, ob statistisch ein funktionaler Zusammenhang zwischen den Zeitreihen besteht, sind zudem Streudiagramme der zu vergleichenden Parameter aufgeführt. Mit einer linearen Regression kann dieser Zusammenhang funktional quantifiziert werden, die Güte des Modells drückt sich im Bestimmtheitsmaß aus - 0 für einen nicht vorhandenen linearen Zusammenhang, 1 für einen perfekten. Bei der Interpretation der in Tabelle 5 aufgeführten Gütemaße muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Methode empfindlich auf Ausreißer reagiert und genau genommen verschiedene theoretische Vorbedingungen wie eine Normalverteilung der Daten erfüllt sein müssten.

Tabelle 5: Lineare Regression der Tagesmittelwerte zum Vergleich der Messungen an den UBA-Stationen mit den Konzentrationswerten der entsprechenden EMEP 50 Gitterzelle aus Berechnungen mit EURAD für das Jahr 2005

	Bestimmtheitsmaß			
	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>
Neuglobsow	0,62	0,47	0,25	0,36
Schmücke	0,33	0,42	0,48	0,13
Waldhof	0,59	0,37	0,35	0,26
Westerland	0,52*	0,57	0,33	0,22
Zingst	0,45	0,27	0,31	0,28
Schauinsland	0,14	0,18	0,34	0,03

#### 4.2.1 Neuglobsow

Bei SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> und PM<sub>10</sub> ist ein fast paralleler Verlauf beider Zeitreihen zu beobachten (Abbildung 31, 32 und 34). Die gemessenen Werte bewegen sich dabei stets auf einem niedrigeren Niveau, was auf eine Verdünnung bei der Transmission der Luftverunreinigungen hinweist. Der übereinstimmende Verlauf beider Kurven deutet jedoch darauf hin, dass sie generell von den gleichen Quellen beeinflusst werden. So kann von einer sehr guten zeitlichen Repräsentativität der Station Neuglobsow ausgegangen werden. Bei Ozon (Abbildung 33) hingegen ist ein deutlich abweichender Verlauf zu beobachten, da hier der lokale photochemische Auf- und Abbau der Ozon-Moleküle eine große Rolle spielt.

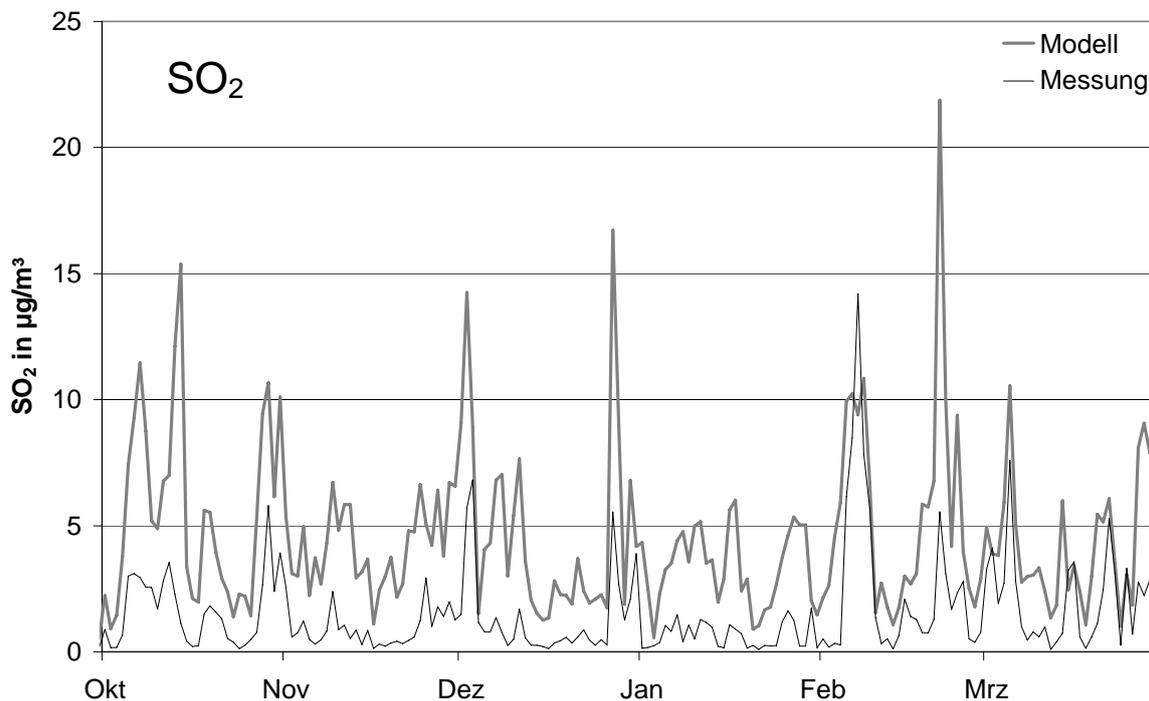


Abbildung 31: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Neuglobsow in den Wintermonaten 2005

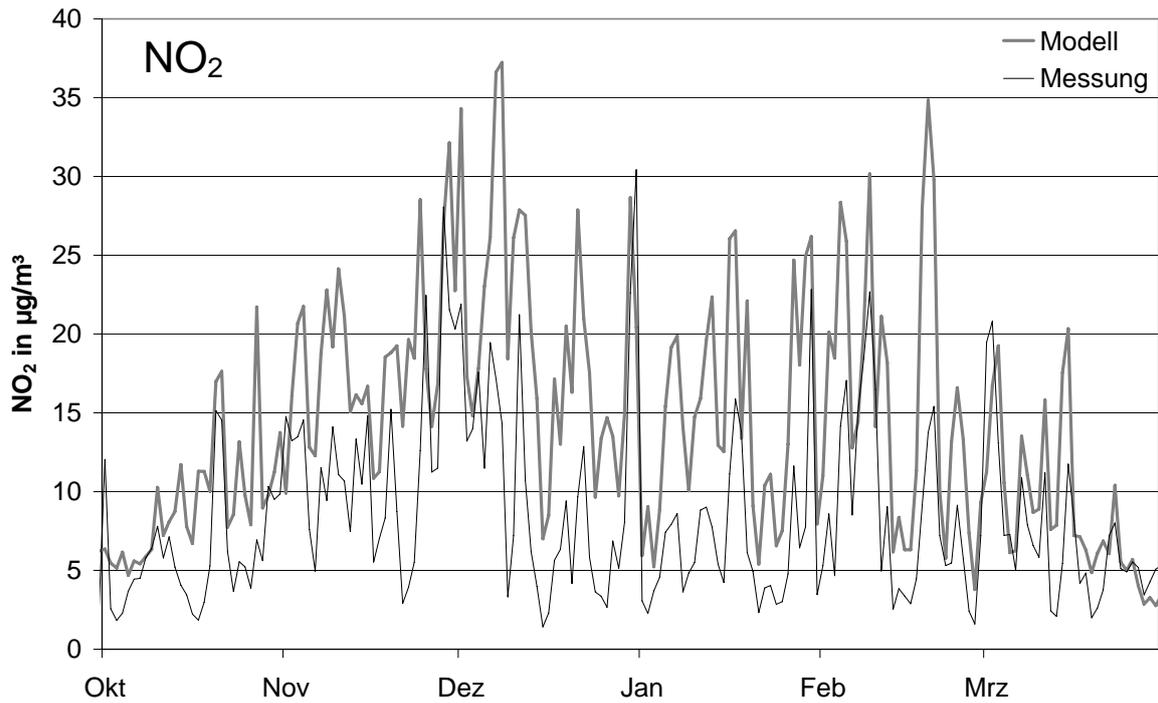


Abbildung 32: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen an der UBA-Messtation Neuglobsow in den Wintermonaten 2005

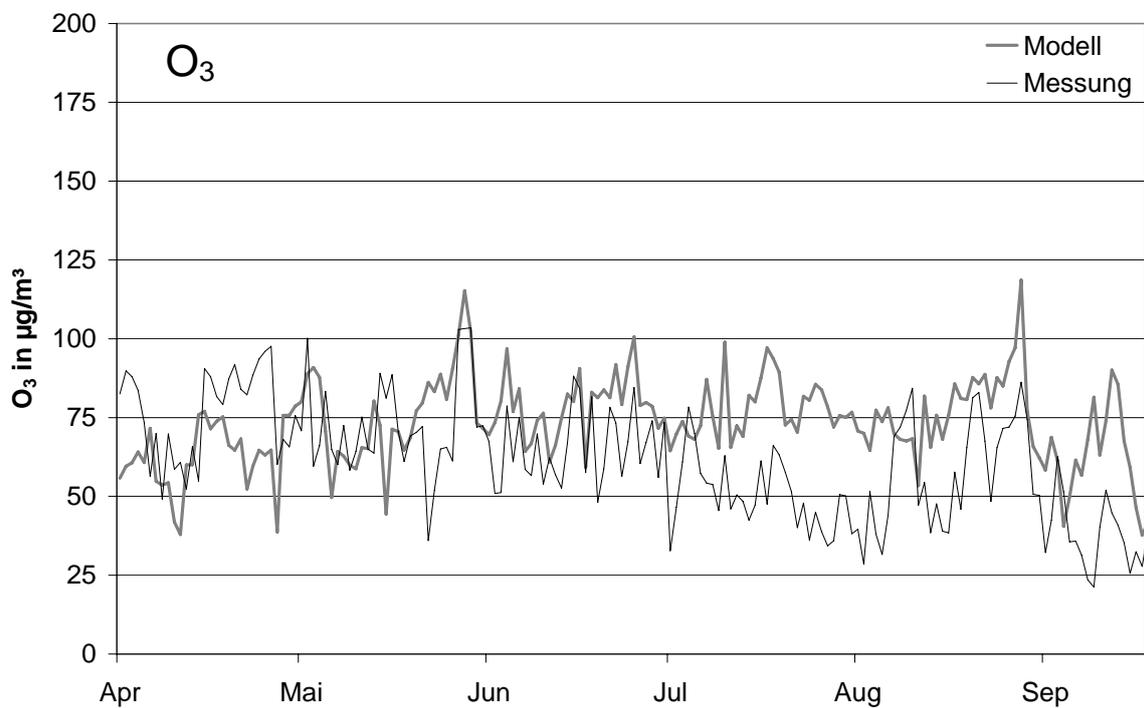


Abbildung 33: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen  $\text{O}_3$ -Konzentrationen an der UBA-Messtation Neuglobsow in den Sommermonaten 2005

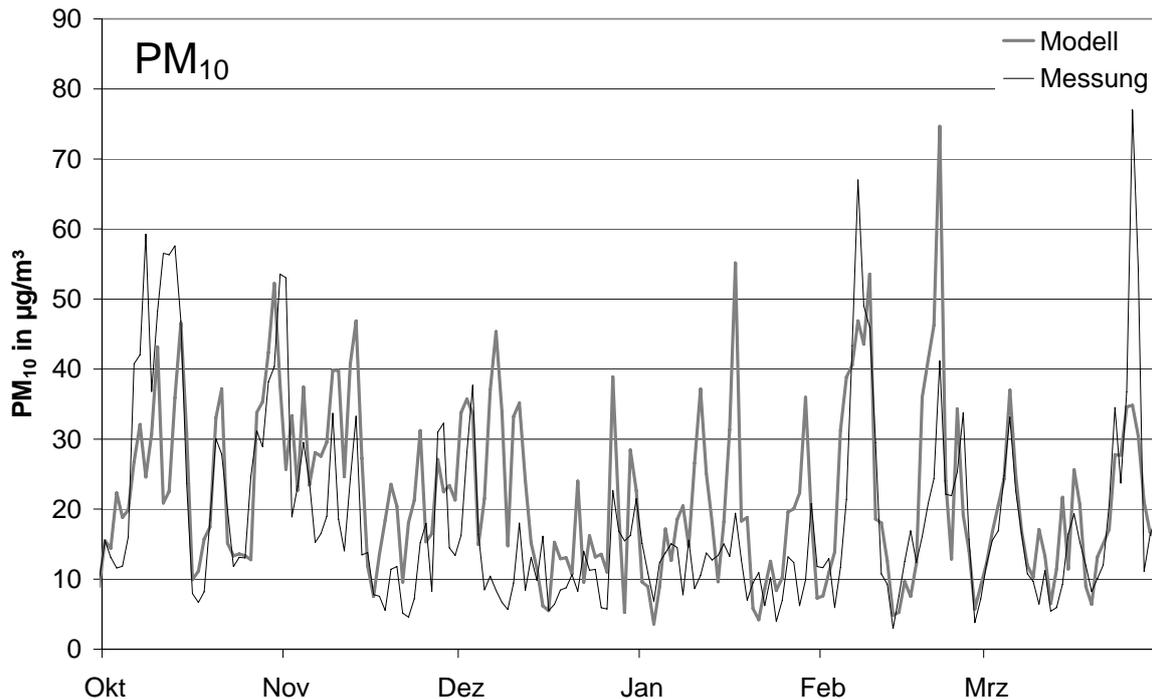


Abbildung 34: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen  $PM_{10}$ -Konzentrationen an der UBA-Messtation Neuglobsow in den Wintermonaten 2005

In Abbildung 35 sind Streudiagramme für die gemessenen und berechneten Luftverunreinigungen  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $O_3$ , und  $NO_2$  dargestellt. Die gestrichelte Linie zeigt die Gerade der theoretischen optimalen Übereinstimmung. Für  $PM_{10}$  und  $O_3$  ist eine gerichtete jedoch diffuse Wolke um die gestrichelte Linie zu beobachten. Dies deutet darauf hin, dass ein Zusammenhang zwischen beiden Variablen besteht, wenn auch ein nicht sehr großer. Die Messungen weisen eine Aufweitung der Punktwolke nach oben hin auf, d.h. die Abweichungen sind bei höheren Immissionskonzentrationen größer. Dieser Sachverhalt ist auch bei den anderen Stationen und Parametern fast immer zu beobachten, was zum einen an der unterschiedlichen Entfernung beeinflussender Quellen liegt zum anderen an den Unsicherheiten des Modells. Die Punkte in den Streudiagrammen für  $SO_2$  und  $NO_2$  liegen enger beieinander und befinden sich weitestgehend unter der Gerade mit der theoretisch optimalen Übereinstimmung. Die gemessenen Werte liegen also fast immer unter den modellierten Konzentrationen zeigen jedoch eine deutliche Abhängigkeit voneinander. Das für die Luftverunreinigungen  $NO_2$  und  $SO_2$  errechnete Bestimmtheitsmaß von 0,62 bzw. 0,47 deutet auf einen signifikanten Zusammenhang zwischen Messung und Modell hin und damit auf eine sehr gute Repräsentativität der Station Neuglobsow (Tabelle 5).

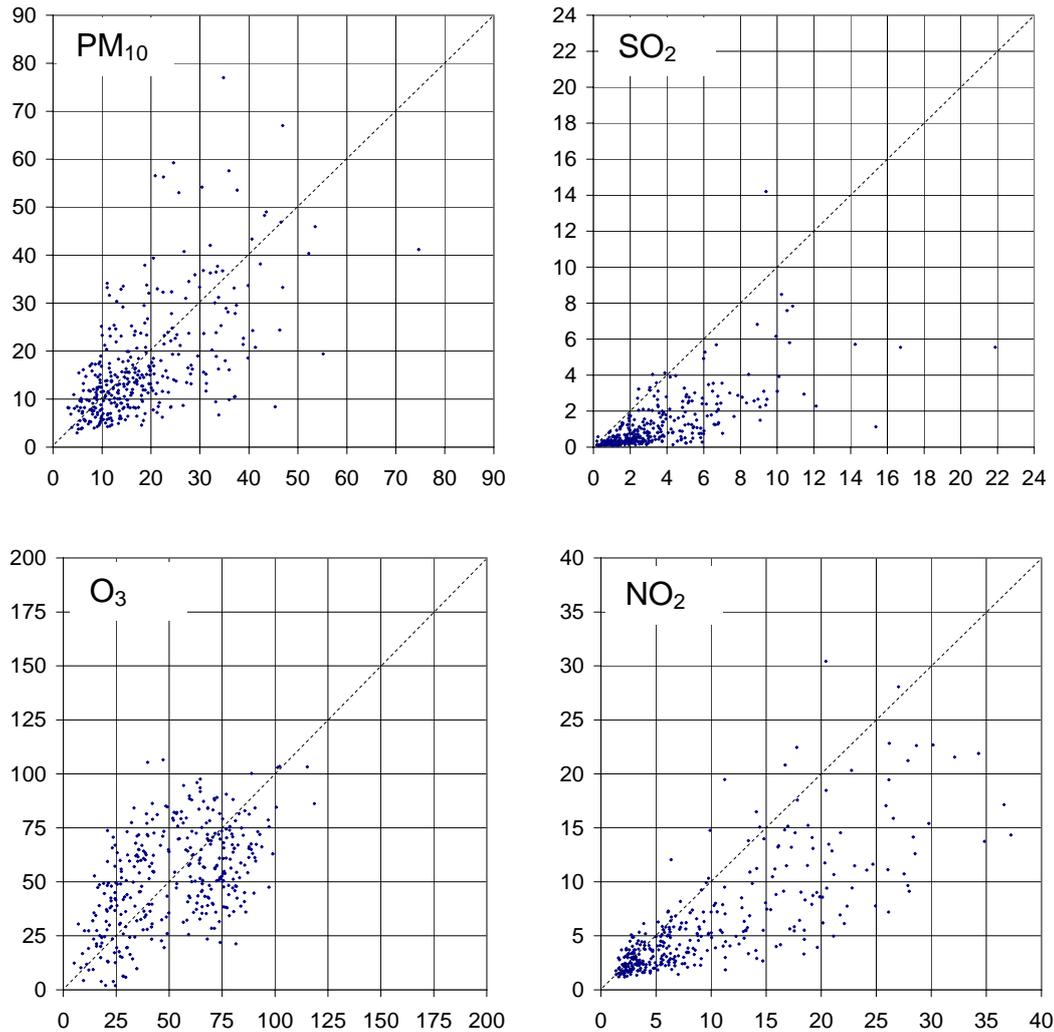


Abbildung 35: Vergleich der EURAD Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle) mit Messungen an der Station Neuglobsow

#### 4.2.2 Schauinsland

Der Vergleich Messung/Modellierung für die Station Schauinsland, beispielhaft dargestellt in Abbildung 36 und 37, ergibt einen schwächeren Zusammenhang als in Neuglobsow. Dies liegt an der bereits zuvor festgestellten Beeinflussung durch lokale Quellen, insbesondere durch die Stadt Freiburg. Auch die Höhenlage der Messstation (1205 m ü.N.N.) kann vom Modell bei einer Auflösung von 25 x 25 km nicht reproduziert werden. Dies führt zu einer modellseitigen Fehleinschätzung des Einflusses von Sperschichten. Viele modellierte Peaks in der EMEP 50 Gitterzelle werden zwar offensichtlich auch in Schauinsland gemessen, doch zeigen sowohl die Streudiagramme (Abbildung 38) als auch die durch die lineare Regression gewonnenen Bestimmtheitsmaße (Tabelle 5) einen eher schwachen Zusammenhang. Durch die genannten modellseitigen Einschränkungen lässt dies jedoch kaum Rückschlüsse auf die zeitliche Repräsentativität der Messungen zu.

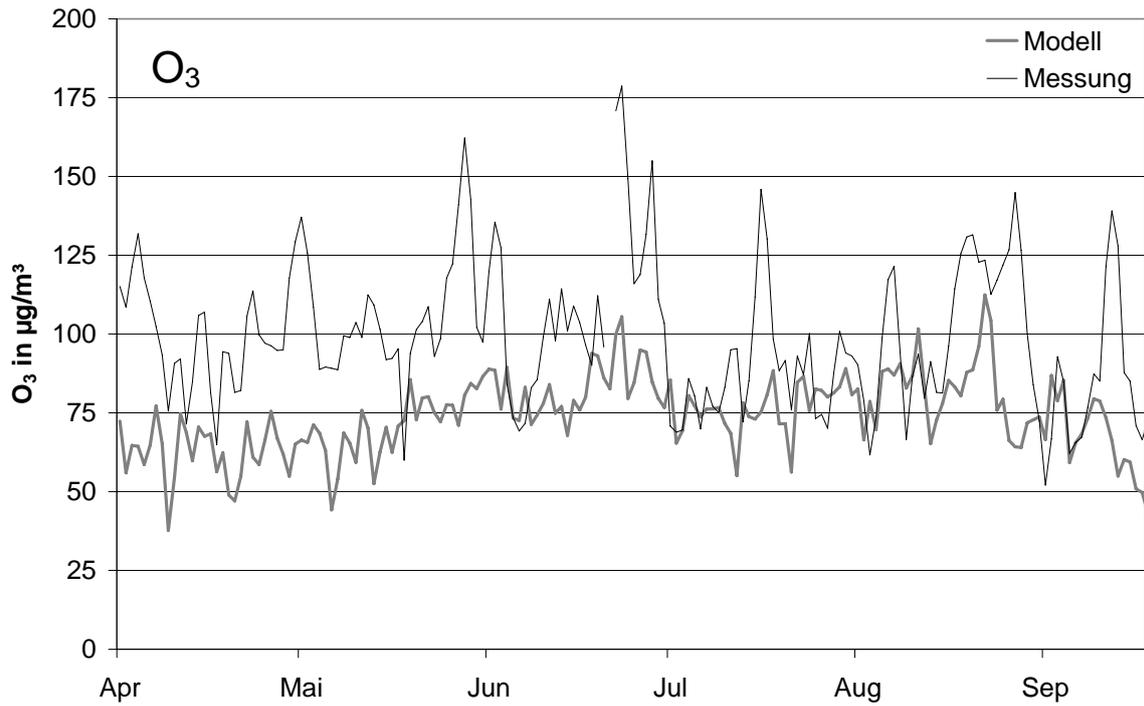


Abbildung 36: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen O<sub>3</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Schauinsland in den Sommermonaten 2005

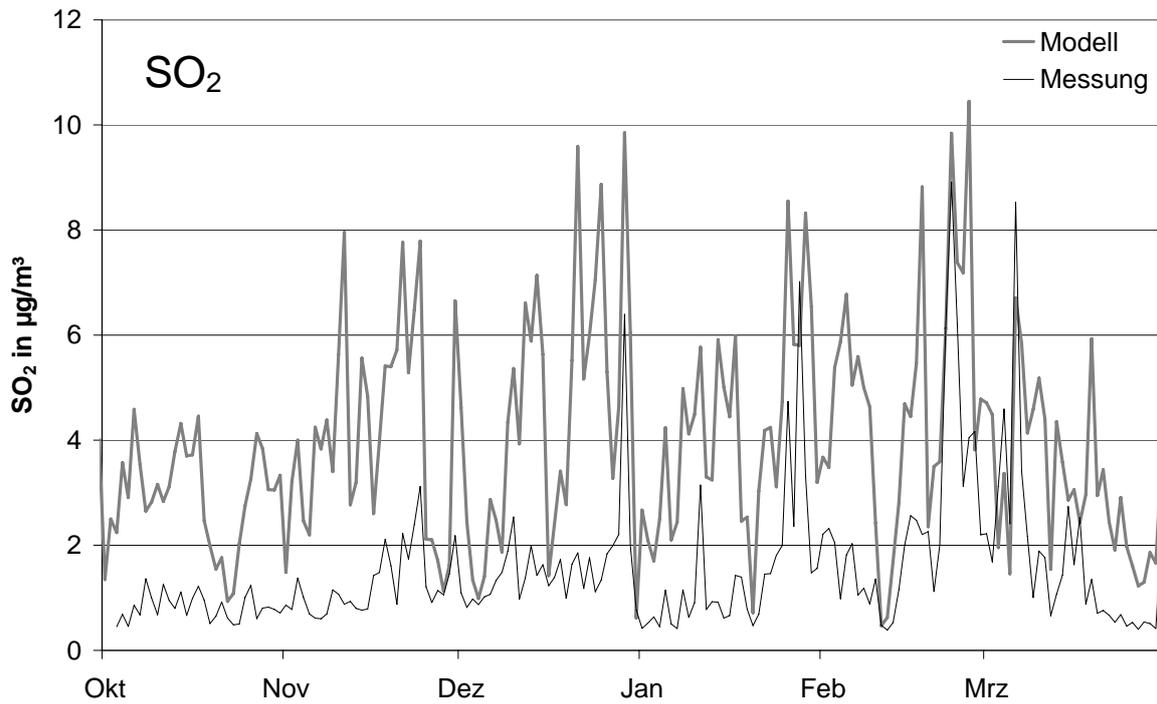


Abbildung 37: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Schauinsland in den Wintermonaten 2005

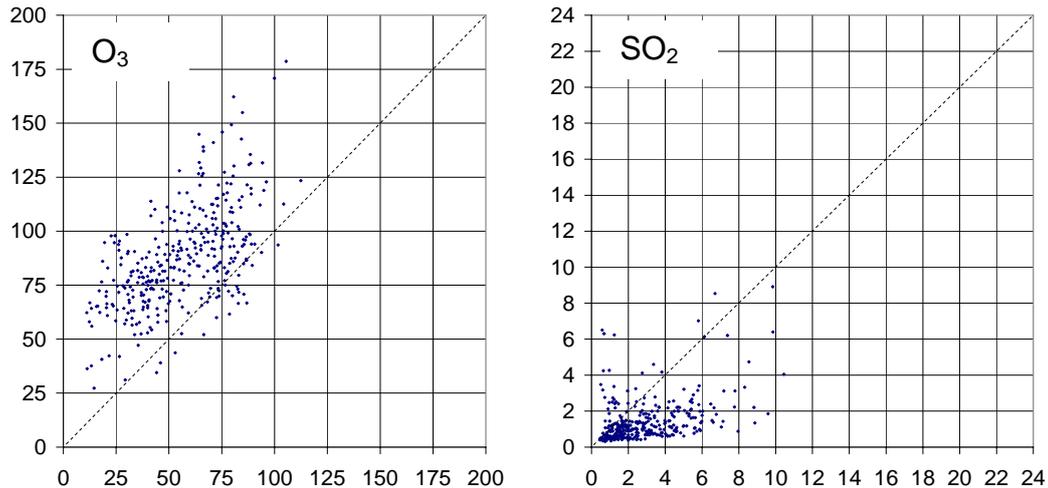


Abbildung 38: Vergleich der EURAD-Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle) mit Messungen an der Station Schauinsland

### 4.2.3 Schmücke

An der Messstation Schmücke übersteigen die gemessenen  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen zumeist die modellierten, was auf einen lokalen oder einen nicht im Modell erfassten Einfluss hindeutet (Abbildung 39). Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,33 kann ein mittlerer Zusammenhang beobachtet werden (siehe Abbildung 41). Ein wichtiger Einfluss ist hierbei jedoch wie auch bei der Station Schauinsland in der modellseitig verfälschten Wiedergabe der Mischungsschicht zu suchen.  $\text{PM}_{10}$  korreliert nur sehr schwach ( $r^2=0,12$ ). Für  $\text{SO}_2$  hingegen besteht eine tendenziell gute zeitliche Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung mit niedrigeren Messwerten (Abbildung 40 und 41) und einem Bestimmtheitsmaß von 0,42. Das aus der Regression berechnete Bestimmtheitsmaß für Ozon ist für alle Stationen am höchsten, so dass hier von einer relativ guten Repräsentativität ausgegangen werden kann (Tabelle 5).

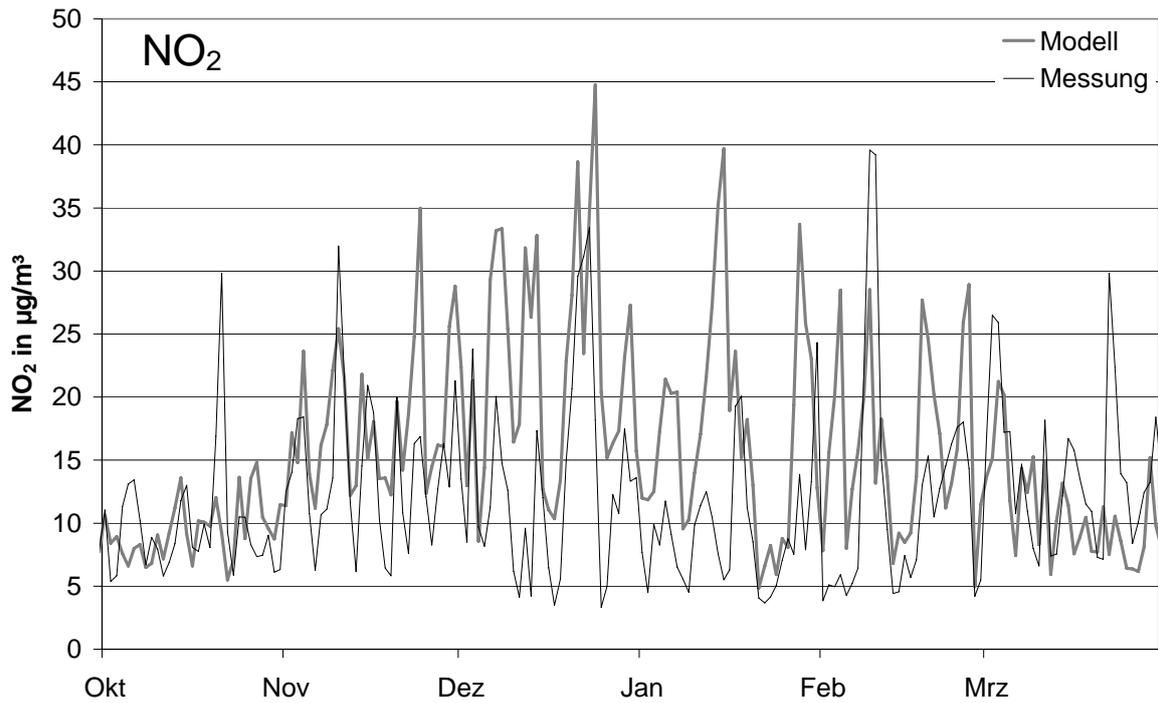


Abbildung 39: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Schmücke in den Wintermonaten 2005

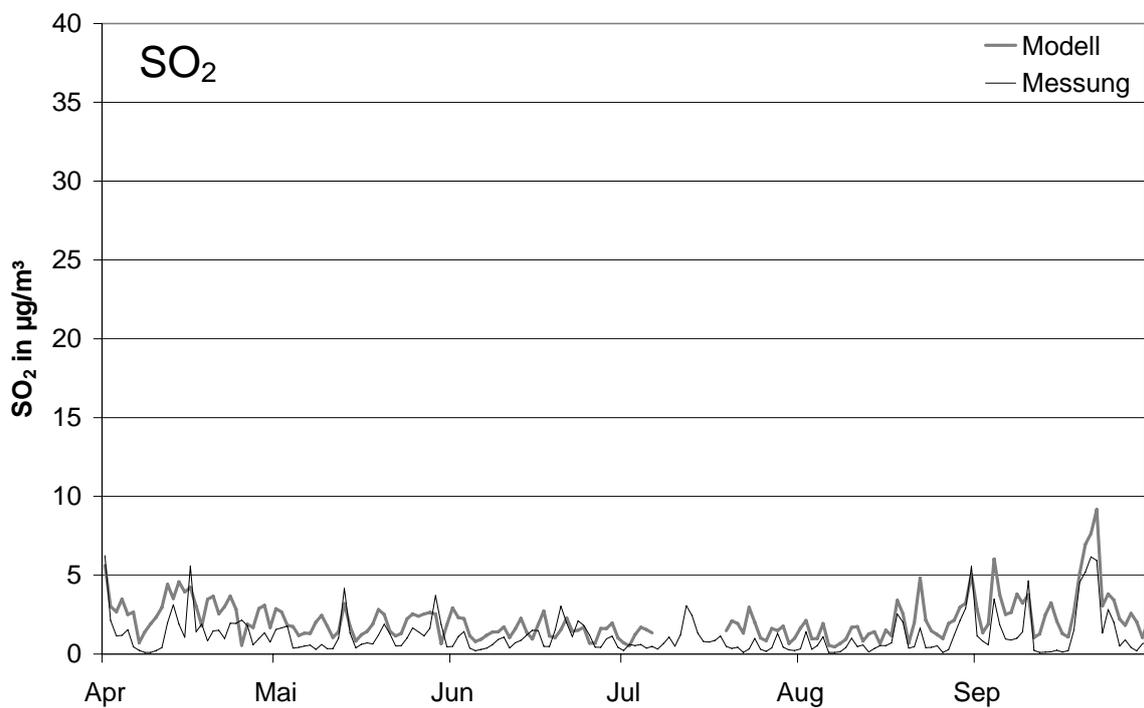


Abbildung 40 Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Schmücke in den Sommermonaten 2005

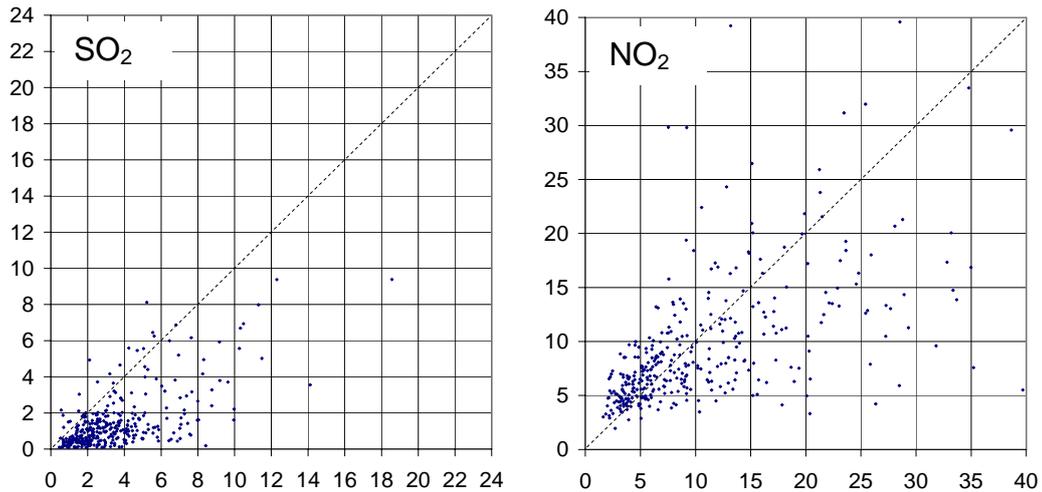


Abbildung 41: Vergleich der EURAD-Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle) mit Messungen an der Station Schmücke

#### 4.2.4 Waldhof

Der Vergleich für die Station Waldhof ergibt im Fall von  $\text{NO}_2$  eine gute Übereinstimmung sowohl des zeitlichen Verlaufs als auch für die Konzentrationshöhe. Zwar werden die vom Modell berechneten höchsten Peaks leicht unterschritten doch liegen die Konzentrationen näher beieinander (Abbildung 42). Gestützt werden diese Beobachtungen von einem guten Bestimmtheitsmaß von 0,59. Ähnliche Beobachtungen können bei  $\text{O}_3$  und  $\text{PM}_{10}$  gemacht werden mit einer jedoch geringeren Korrelation. Für  $\text{SO}_2$  hingegen übersteigen die berechneten Werte jedoch die gemessenen bei einer sonst mittleren Korrelation (Abbildung 43-44, Tabelle 5).

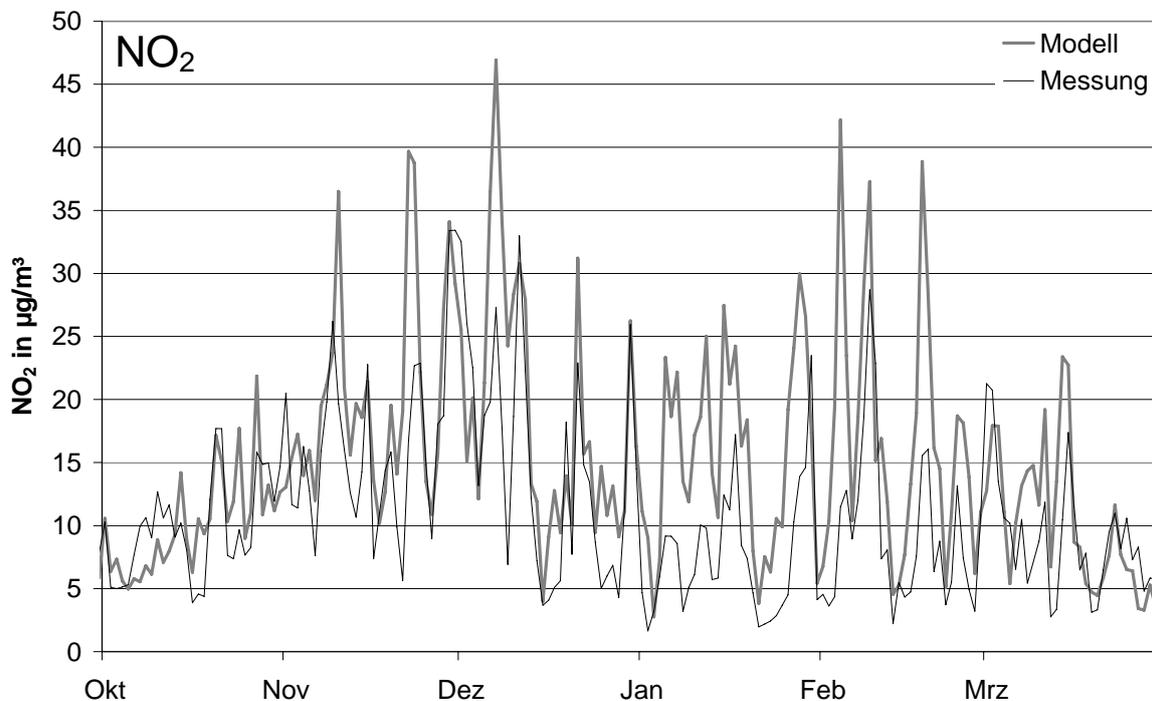


Abbildung 42: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen an der UBA-Messtation Waldhof in den Wintermonaten 2005

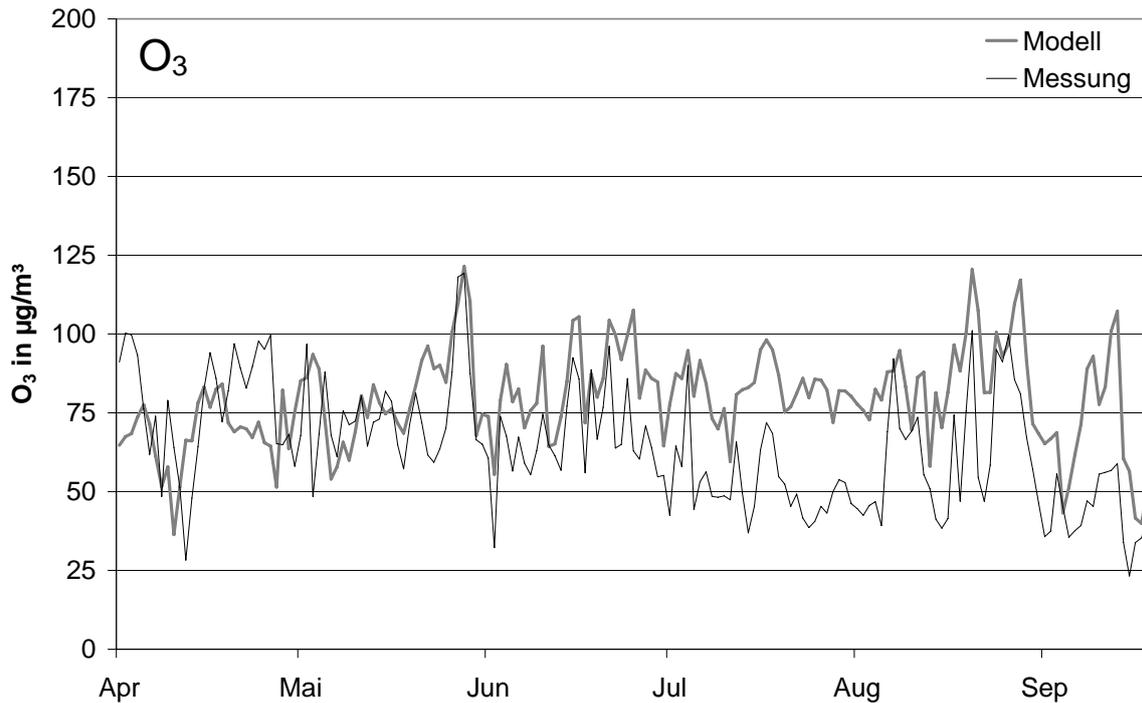


Abbildung 43: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen O<sub>3</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Waldhof in den Sommermonaten 2005

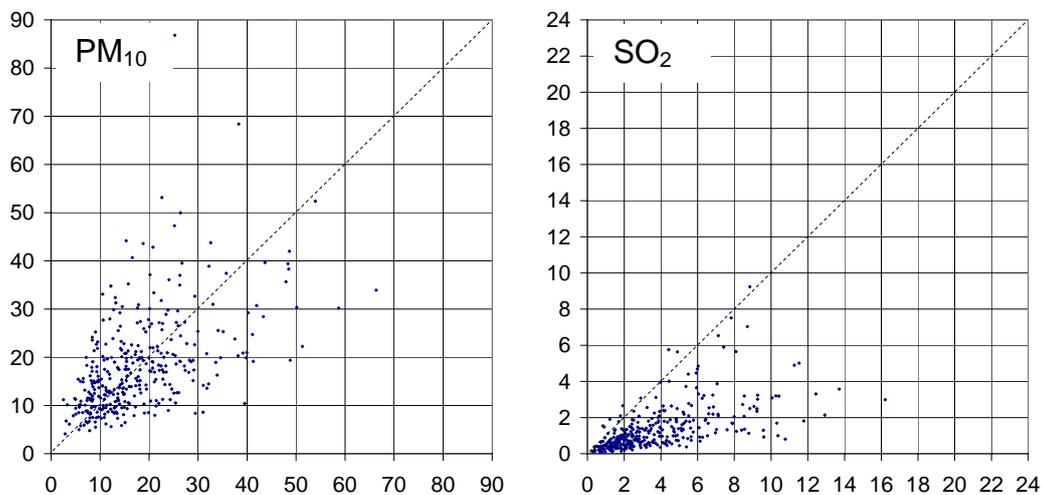


Abbildung 44: Vergleich der EURAD Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle) mit Messungen an der Station Waldhof

#### 4.2.5 Westerland

Beim direkten Vergleich der Konzentrationsverläufe an der Station Westerland (Abbildung 45-47) kann eine weitgehend gute Übereinstimmung für SO<sub>2</sub> festgestellt werden. Bestätigt wird das durch ein im Vergleich zu den anderen Stationen sehr hohem Bestimmtheitsmaß der Regression von 0,57. Dies ist auch für NO<sub>2</sub> der Fall doch muss hier das Fehlen einiger Messwerte berücksichtigt werden. Die gemessenen Werte liegen meist über den modellierten, so dass außerdem von einer Überlagerung durch lokale Quellen ausgegangen werden muss. Zu nennen wäre hier der Einfluss der Stadt Westerland und der nicht weit entfernte Inselverkehr.

Für die Luftverunreinigungen PM<sub>10</sub> und Ozon besteht ein mittlerer Zusammenhang laut statistischer Analyse.

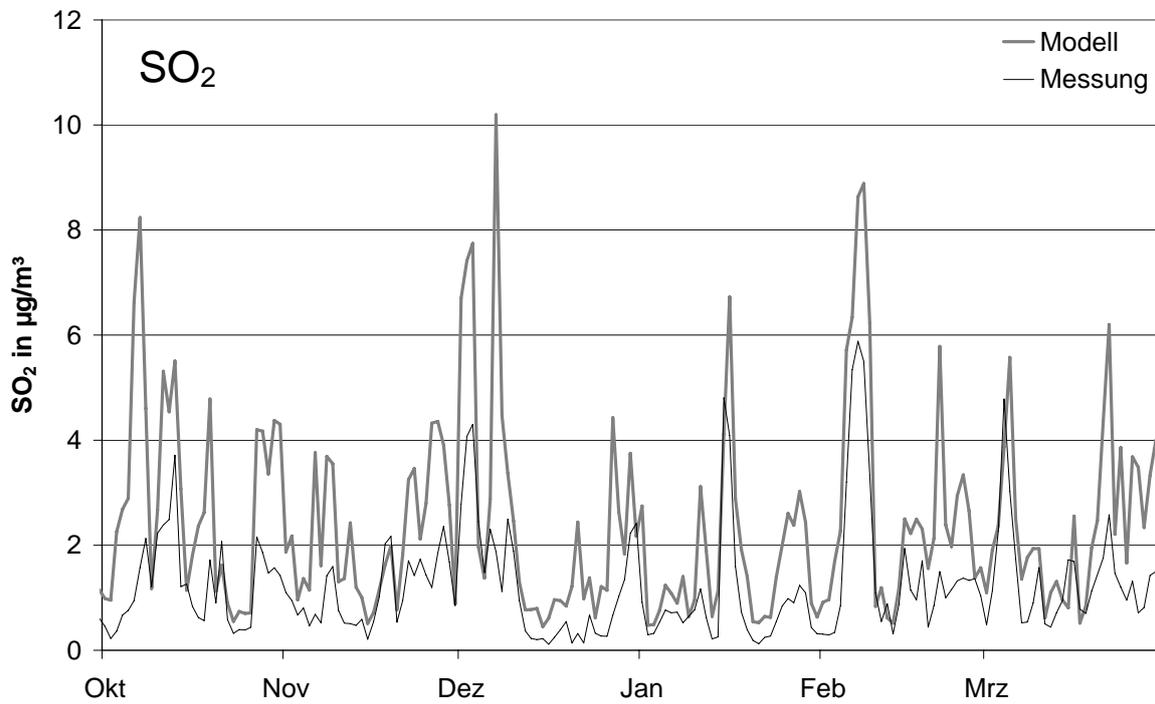


Abbildung 45: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Westerland in den Wintermonaten 2005

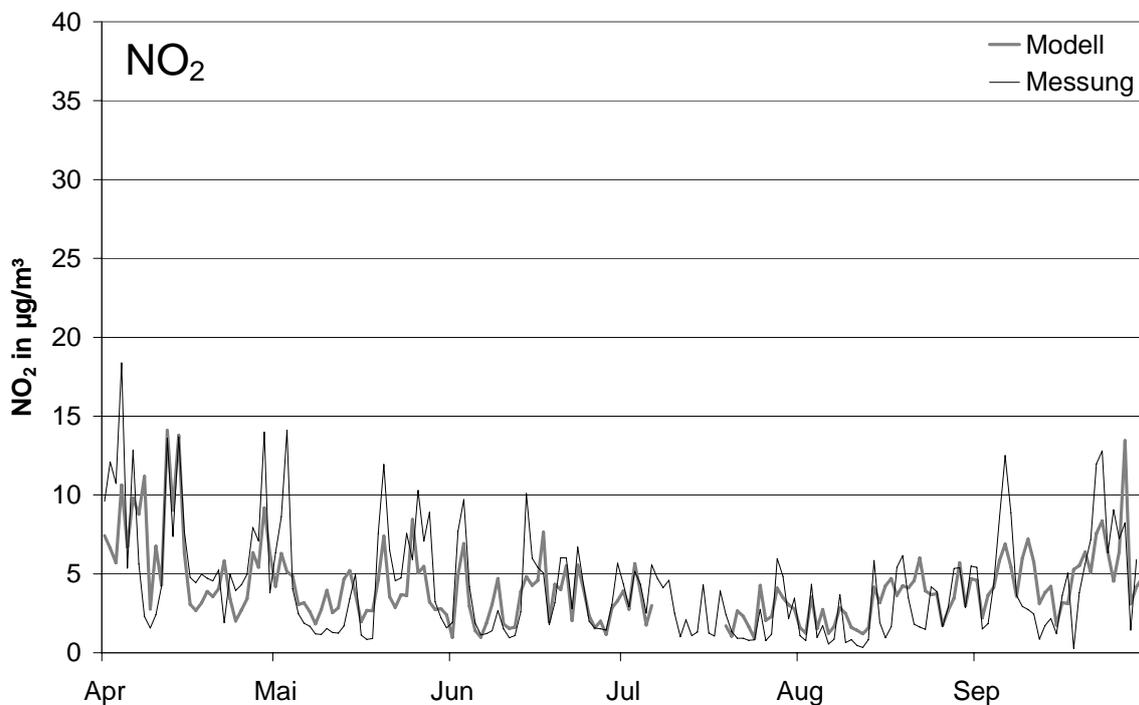


Abbildung 46: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Westerland in den Sommermonaten 2005

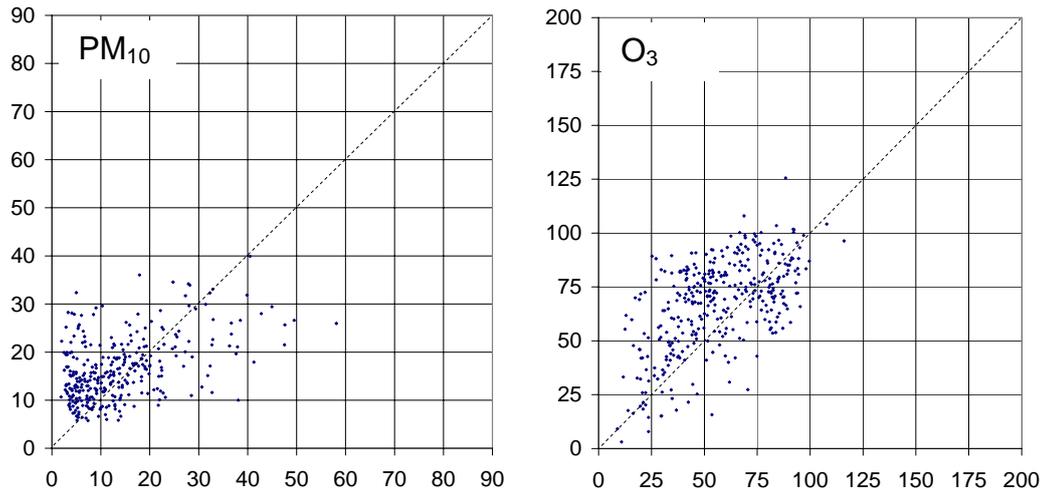


Abbildung 47: Vergleich der EURAD-Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50 Gitterzelle) mit Messungen an der Station Westerland

#### 4.2.6 Zingst

Regressionsrechnungen für die Station Zingst ergeben mit Blick auf Tabelle 5 durchweg mittlere Zusammenhänge mit einem vergleichbaren Konzentrationsniveau, jedoch mit niedrigeren gemessenen  $\text{SO}_2$ -Werten. Der direkte Vergleich ergibt einen mittleren Zusammenhang (Abbildung 48-50). Insgesamt stellt sich die zeitliche Übereinstimmung von Modell und Messung an der Messstation Zingst als eher mäßig dar.

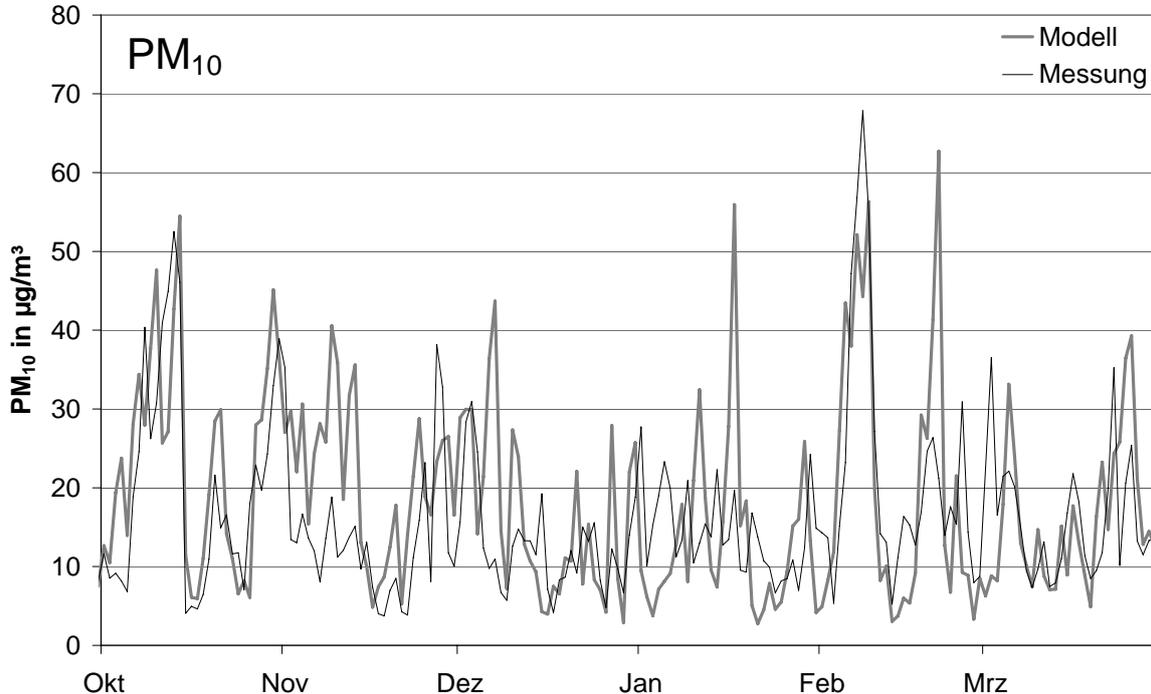


Abbildung 48: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen  $\text{PM}_{10}$  Konzentrationen an der UBA-Messstation Zingst in den Wintermonaten 2005

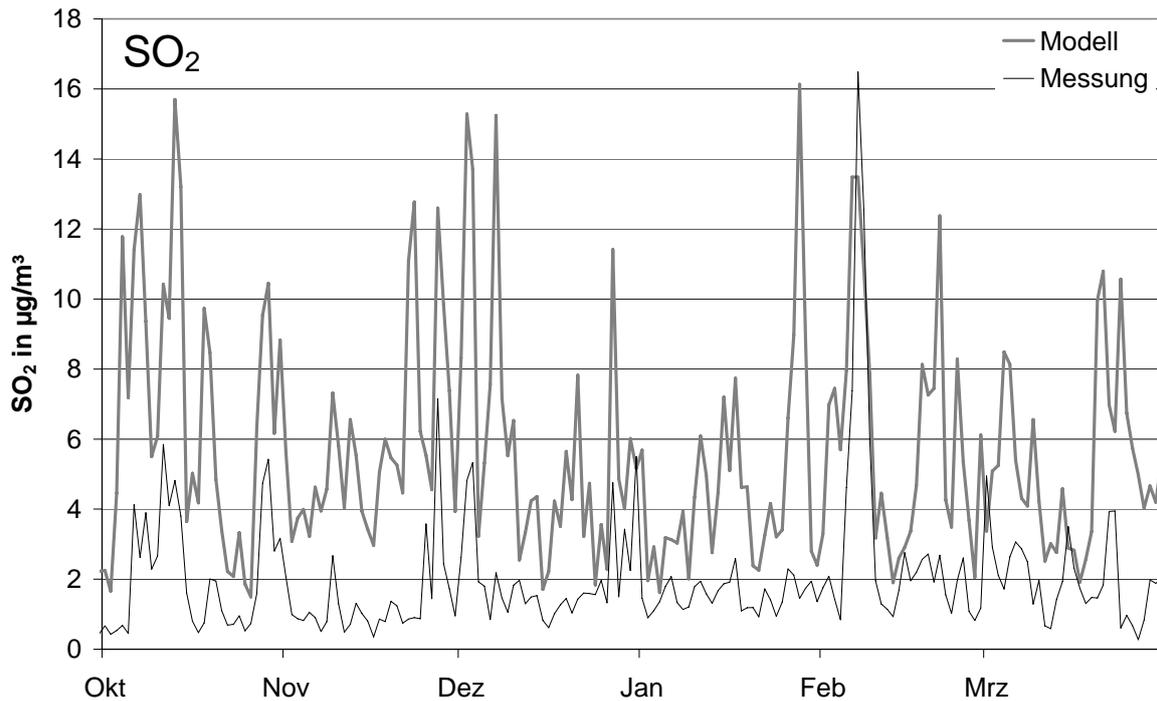


Abbildung 49: Tagesmittelwerte der modellierten und gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der UBA-Messtation Zingst in den Wintermonaten 2005

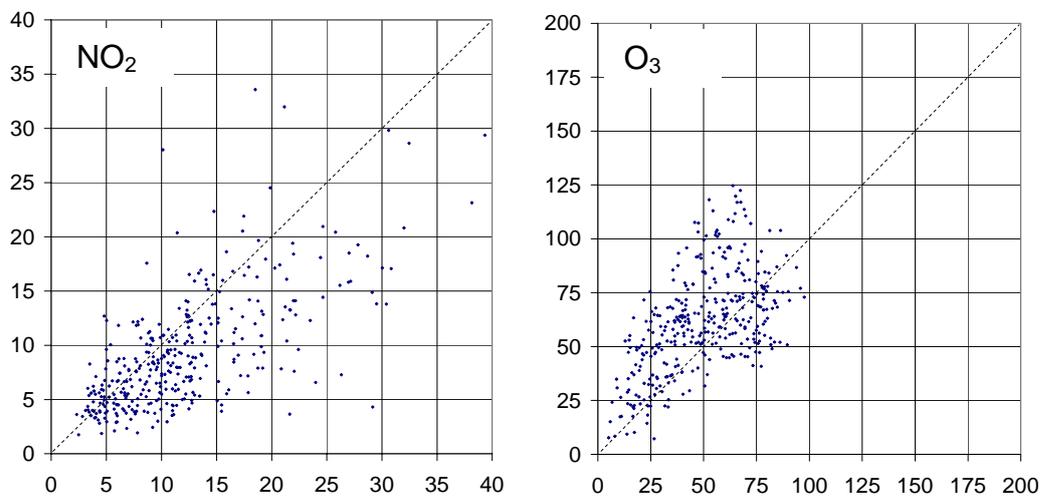


Abbildung 50: Vergleich der EURAD Modellrechnungen (Tagesmittelwerte der betreffenden EMEP 50-Gitterzelle) mit Messungen an der Station Zingst

#### 4.2.7 Vergleich der Konzentrationsmittelwerte

Beim Vergleich der Konzentrationsmittelwerte aus den EURAD Modellrechnungen mit den gemessenen Werten wird deutlich, dass für die Luftverunreinigungen NO und SO<sub>2</sub> die gemessenen Werte um ein Vielfaches unter den modellierten Konzentrationen liegen (Tabelle 5). Im Falle von NO liegt hier wahrscheinlich eine modellseitige Fehleinschätzung der NO-Umwandlung in NO<sub>2</sub> vor. Unterstützt wird diese These von dem Umstand, dass die NO<sub>2</sub>-Werte vom Modell unterschätzt werden – die NO<sub>2</sub>-Unterschätzung entspricht etwa der NO-Überschätzung. So wird der NO-Überschuss in der Gesamtbilanz durch die geringeren NO<sub>2</sub>-

Werte nivelliert. So stimmen Modell und Messung insgesamt beim Vergleich der NO<sub>x</sub>-Werte deutlich besser überein (Tabelle 6). Die positive Abweichung der modellierten NO-Konzentrationen ist bei Schauinsland besonders ausgeprägt, da die Station aufgrund der Höhenlage häufig über der Mischungsschicht liegt.

Die systematische Überschätzung der SO<sub>2</sub>-Konzentrationen durch die Modelle könnte in zu hoch angesetzten Emissionen und einer Fehleinschätzung von Sperschichten liegen.

Bei O<sub>3</sub> und CO liegen die Messungen zumeist leicht über den Modellwerten.

Tabelle 6: Prozentuale Abweichung der mit EURAD berechneten Konzentrationsmittelwerte gegenüber den gemessenen (Modell geteilt durch Messung) – positive Abweichungen: orange, negative Abweichungen grün

Station	EMEP 50							EMEP 150						
	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	PM <sub>10</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	PM <sub>10</sub>
Neuglobsow	512%	-17%	33%	-4%	248%	-20%	5%	591%	-13%	44%	0%	293%	-17%	9%
Schmücke	704%	-41%	11%	-29%	204%		39%	940%	-34%	35%	-30%	216%		47%
Waldhof	355%	-37%	6%	2%	245%		-3%	489%	-30%	28%	-1%	268%		1%
Westerland	214%	-38%	-2%	-19%	188%			229%	-41%	-2%	-16%	192%		
Schauinsland	1056%	62%	206%	-39%	153%	-12%	7%	1068%	51%	199%	-40%	128%	-17%	-2%
Zingst	990%	-34%	46%	-23%	224%		10%	799%	-39%	26%	-20%	192%		7%

### 4.3 Bewertung des Vergleichs der Messergebnisse mit Modellergebnissen

Wie in den vorherigen Kapiteln gezeigt, korreliert der Verlauf der Messungen mäßig bis gut mit den EURAD Modellergebnissen. Für eine Aussage über die räumliche Repräsentativität muss dabei jedoch die Modellhöhe bzw. die Höhenvarianz in der jeweiligen EMEP Gitterzelle sowie deren Kantenlänge betrachtet werden. In den hier betrachteten Modellen werden Gitterzellen mit einer Kantenlänge von 25 km bis 150 km verwendet. Austausch und Umwandlungsprozesse finden in der Realität jedoch auf einer kleineren Skala statt und können daher nicht vom Modell abgebildet werden. Zum Vergleich der Höhenverhältnisse der Datenkollektive wurde die unterste EURAD Modellschicht verwendet. Sie ist geländefolgend und daher direkt vergleichbar mit den tatsächlichen Stationshöhen. Diese Betrachtungen sind insbesondere für die höher gelegenen Stationen Schmücke und Schauinsland relevant, da sie vor allem im Winter über der Mischungsschicht liegen können. Wenn nun gleichzeitig aber das Höhenniveau im Modell unter der Inversion liegt, werden unterschiedliche Luftmassen mit gegebenenfalls erheblichen Konzentrationsunterschieden erfasst. Im Tagesmittel wird dieser Effekt teilweise abgefangen, bei lang anhaltenden Inversionswetterlagen sind die Modellwerte jedoch nicht mehr mit den Messungen vergleichbar.

In Tabelle 7 werden die Höhenlagen der Messstellen mit denjenigen der unterschiedlichen Bezugsgitter verglichen. Dabei wird die Differenz aus Höhe<sub>Modell</sub> minus Höhe<sub>Messstelle</sub> gebildet. Alle negativen Werte sind grünlich eingefärbt. Bei allen Stationen liegt demnach zumeist die mittlere Höhe der Bezugsgitter unter der Höhenlage der Messstation. Für die beiden Bergstationen entsteht so im Mittel ein Höhenunterschied von 500 – 700 m, bei Betrachtung der EURAD Gitterzelle mit dem niedrigsten Höhenwert im EMEP 150 Bezugsgitter sogar eine Differenz von mehr als 800 m. Dieser Sachverhalt mindert im Fall der Stationen Schmücke und Schauinsland die Vergleichbarkeit Messung/Modell und damit auch die zu erwartende Korrelation der beiden Zeitreihen. Ein Grund hierfür ist, dass der Einfluss von Inversionswetterlagen nicht korrekt abgebildet werden kann. Bei allen anderen Stationen sind die Unterschiede sehr gering und vernachlässigbar. Die Güte der Übereinstimmung Messung/Modell ist daher v.a. bei den tief gelegenen Stationen ein zulässiger Indikator bezüglich der Repräsentativität.

Tabelle 7: Vergleich der Höhenlagen Messstelle-Modell ( $\text{Höhe}_{\text{Modell}} - \text{Höhe}_{\text{Messstelle}}$ )

Messstelle Name	Höhe	Höhendifferenz Modell - Messtelle					
		EMEP 150		EMEP 50		EURAD	
		Höhe	Differenz	Höhe	Differenz	Höhe	Differenz
Neuglobsow	62	58	-4	63	1	63	1
Schauinsland	1205	631	-574	616	-589	526	-679
Schmücke	937	346	-591	420	-517	501	-436
Waldhof	74	102	28	61	-13	63	-11
Westerland	10	1	-9	2	-8	0	-10
Zingst	1	9	8	4	3	0	-1

#### 4.4 Auswertung von Rückwärtstrajektorien

Mit Windmessungen kann ermittelt werden, aus welchen Himmelsrichtungen ein Punkt im Raum angeströmt wird. Jedoch ist es nicht möglich, daraus abzuleiten, welchen Weg das betreffende Luftpaket zuvor genommen hat. Im lokalen Umfeld bis zu einer Entfernung von wenigen Kilometern - im Extremfall auch mehrere 100 km - kann jedoch von einer übergeordnet konstanten Windrichtung ausgegangen werden. Aufgrund der dynamischen Eigenschaften unserer Atmosphäre ist es jedoch unmöglich, aus einer Windrose den exakten Weg eines Luftpakets über Zeit und Raum zu bestimmen. Mit Hilfe meteorologischer Modelle ist dies über die Berechnung von Rückwärtstrajektorien möglich. Dabei wird der Weg eines Luftpakets in 10-Minutenschritten bis 72 Stunden in die Vergangenheit verfolgt. Die räumliche Ausdehnung wird hierbei vom Analysegitter bestimmt, das im vorliegenden Fall weite Teile Europas bedeckt. Inwieweit das Luftpaket auf seinem Weg mit Luftverunreinigungen in Berührung kommt sowie die stattfindenden photochemischen/chemischen Umwandlungsprozesse und physikalischen Austauschprozesse bestimmt letztlich die gemessene Konzentration. Bei einer guten Repräsentativität der UBA-Stationen hinsichtlich der zu erfüllenden EMEP-Messaufgaben sollten neben einer guten lokalen Verteilung auch die für Ferntransporte relevanten Bereiche (also mehrere 100 km entfernte Gebiete) von den gemessenen Luftmassen „bereist“ worden sein.

Im Folgenden werden nun von RIU-EURAD berechnete Rückwärtstrajektorien, die für jede Messstation für das Jahr 2005 vorliegen, statistisch ausgewertet. Dabei wird auf das ebenfalls vorliegende Druckniveau jedes Trajektorienpunktes der zehnminütigen Schritte nicht näher eingegangen.

Aufgrund der unterschiedlichen Ausbreitungsverhältnisse in den verschiedenen Jahreszeiten wird die Analyse der Trajektorien in Sommer und Winter aufgeteilt. In Abbildung 51 sind die Rückwärtstrajektorien der Station Waldhof für Winter und Sommer 2005 in jeweils eine Karte eingetragen. Es fällt auf, dass die Trajektorien im Sommer vergleichsweise geordnet und gebündelt erscheinen. Im Winter hingegen sind sie besser verteilt und es lassen sich weniger deutlich vorherrschende Windrichtungen erkennen. Die hohe Anzahl der Trajektorienbahnen in einer Karte erschwert das Erkennen der maßgeblichen Richtungen, weswegen Dichtekarten basierend auf den vorliegenden Trajektorienpunkten aus den zehnminütigen Modellierungsschritten berechnet wurden. Maßgeblich ist nicht jede einzelne Bahn einer Trajektorie, vielmehr interessiert, an welchen Orten sich die an den Stationen ankommenden Luftpakete sich am häufigsten aufhalten. Dies erlaubt eine Aussage über eine mögliche Beladung mit Luftverunreinigungen.

Abbildung 52 zeigt eine solche Dichtekarte der Rückwärtstrajektorien für Sommer und Winter 2005 an der Station Waldhof. Zunächst fällt eine naturgemäß hohe Trajektorien-dichte im direkten Umfeld der Messstation auf, welche einer Windrose aus den Messungen um 0:00 Uhr entsprechen sollte, da dies der Zeitpunkt der Trajektorienankunft an jedem der berechneten Tage ist. In größerer Entfernung zur Messstation fächern die Trajektorien auf und

weisen eine geringere Dichte auf. Dabei fallen jedoch einzelnen Bereiche und Richtungen auf, die häufiger von den betrachteten Luftpaketen besucht werden als andere. So herrscht im Sommer maritime Nordseeluft aus Nordwesten vor, wobei auf dem Weg zur Station der Nordwesten bis Norden Deutschlands betroffen ist. Weitere Schwerpunkte sind blau bis grünblau eingefärbt und im Grenzbereich zu Polen und in der Ostsee als auch in den Niederlanden zu finden. Süddeutschland, Italien, Schweiz, Österreich, Ungarn, Tschechien, weite Teile Frankreichs, Schweden, Norwegen, Finnland sowie Spanien werden wenig bis gar nicht berührt. Insgesamt überqueren die Trajektorien im Sommer am häufigsten Bereiche NW bis SE der Station Waldhof, häufig beginnend im Atlantik und in der Nordsee.

Im Winter wird eine im direkten Vergleich größerflächige Abdeckung erreicht mit einem deutlich höheren Anteil vom Festland. Bestätigt wird dies von Abbildung 53 in der der prozentuale Anteil der Verweildauer über den Meeren und Ländern an der Gesamtverweildauer aller Trajektorien eingetragen ist. Deutlich seltener tritt hier der Einfluss von Nordseeluft mit ca. 7 % gegenüber 25 % im Sommer zu Tage, wohingegen häufiger Luftmassen aus Frankreich (10 %), Schweden (7 %) und Tschechien (3%) auftreten.

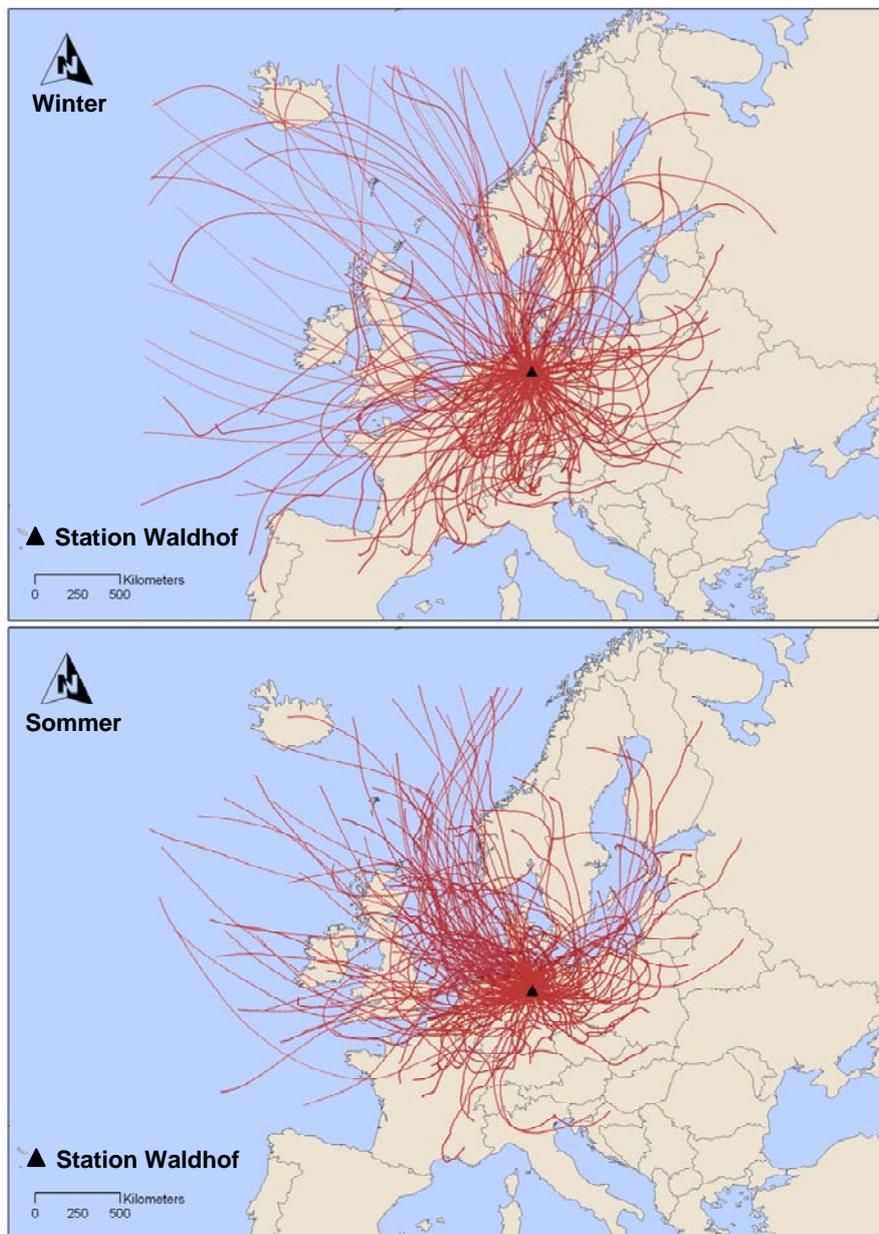


Abbildung 51: Rückwärtstrajektorien für die Station Waldhof aufgeteilt in Sommer / Winter

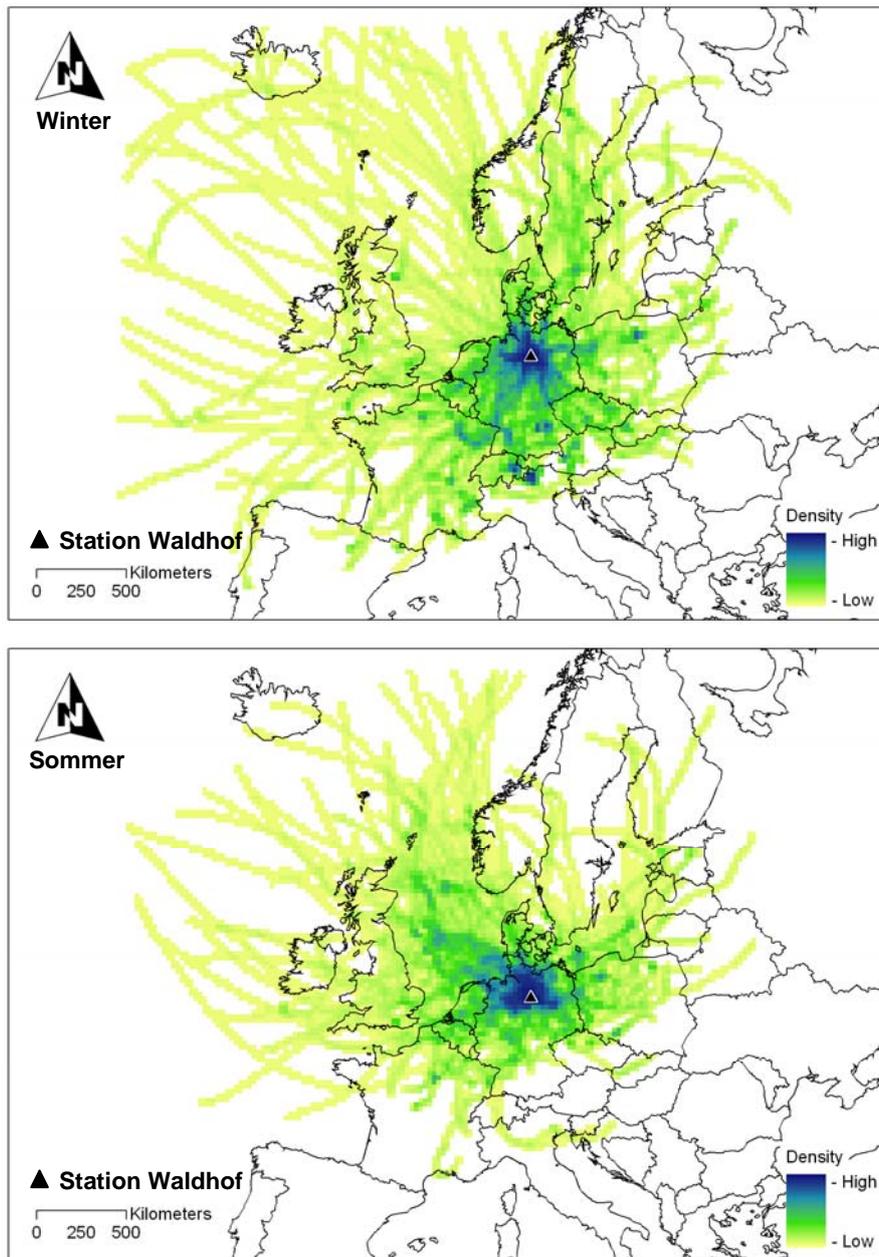


Abbildung 52: Dichtekarten der 72 h-Rückwärtstrajektorien für die Station Waldhof, aufgeteilt in Sommer / Winter

### Waldhof

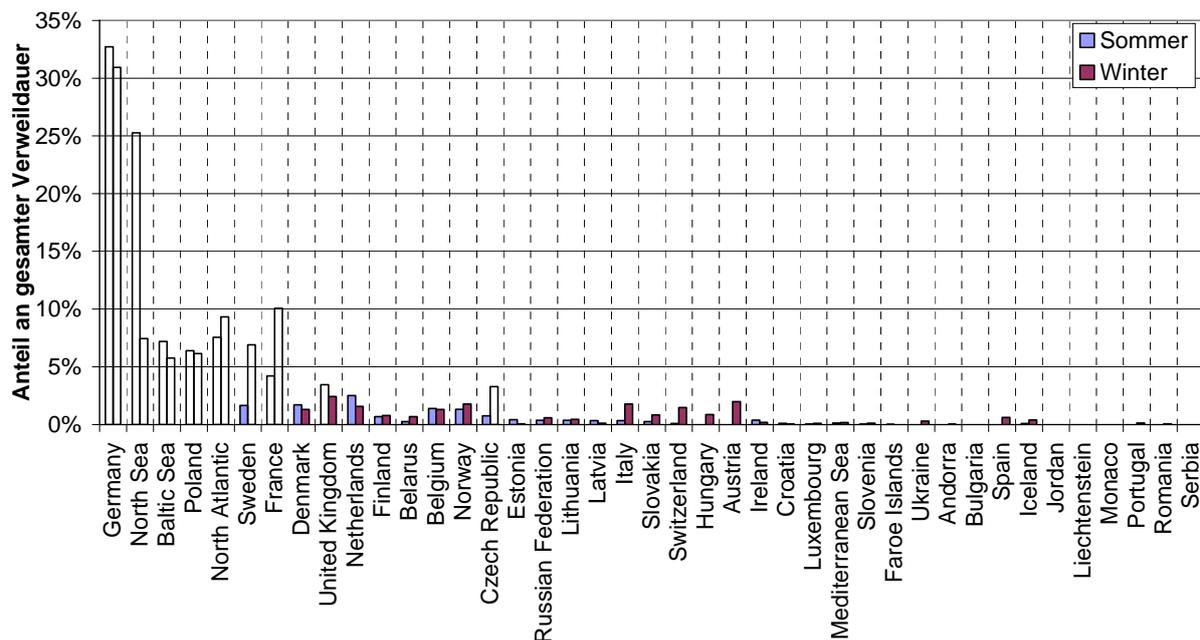


Abbildung 53: Verweildauer der Rückwärtstrajektorien im EURAD-Modellgebiet (Anteil an der saisonalen Gesamtverweildauer) – Station Waldhof

Die unweit entfernte Station **Neuglobsow** weist ähnliche Verteilungsmuster auf mit einem Anteil mariner Luftmassen von 37 % im Sommer und 21 % im Winter (Abbildung 54 und 55). Sonst dominieren im Sommer neben Deutschland, auch bei den Stationen Schmücke und Neuglobsow ganzjährig an erster Stelle stehend, die Nordsee, die Ostsee und Polen. Im Winter nimmt der Einfluss von Luftmassen aus Frankreich, Schweden und Tschechien zu, wobei deutlich weniger maritime Luft angeströmt wird. Mit über 10 % an der gesamten Verweildauer ist hier Polen auch im Winter stark vertreten.

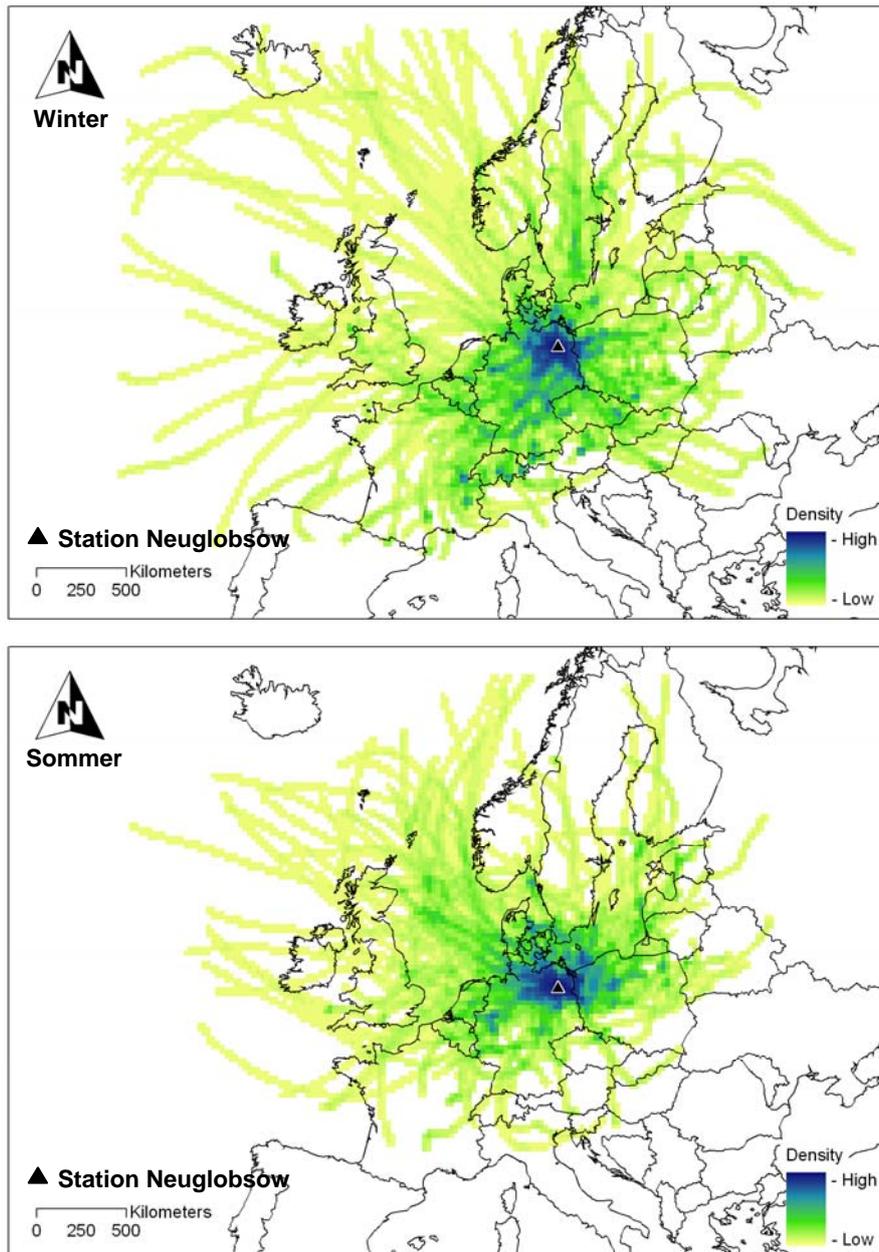


Abbildung 54: Dichtekarten der 72 h-Rückwärtstrajektorien für die Station Neuglobsow, aufgeteilt in Sommer / Winter

## NEUGLOBSOW

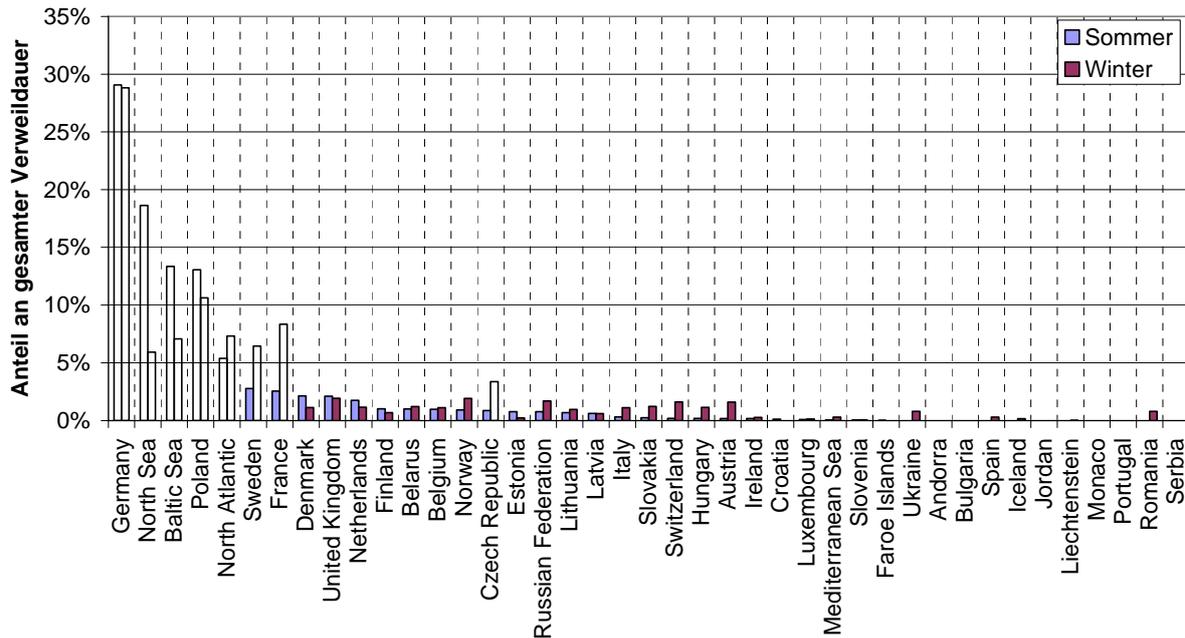


Abbildung 55: Verweildauer der Rückwärtstrajektorien im EURAD-Modellgebiet (Anteil an der saisonalen Gesamtverweildauer) – Station Neuglobsow

Durch die küstenferne Lage der Station **Schauinsland** geht der Einfluss maritimer Luftmassen insbesondere von Nord- und Ostseeluft deutlich zurück (Abbildung 56-57). Das gleiche gilt für Deutschland mit einer anteiligen Verweildauer der Trajektorien von 26 % im Sommer und 17 % im Winter. Da sich die Messstation nahe der westlich gelegenen französischen Grenze befindet wird das Gebiet Frankreichs ganzjährig am häufigsten überquert. Besonders im Winter spielen auch Italien und die Schweiz mit einem Anteil von jeweils mehr als 10 % eine wichtige Rolle. Vorherrschende Verlaufsbahnen sind im Sommer W sowie NE, im Winter S bis W.

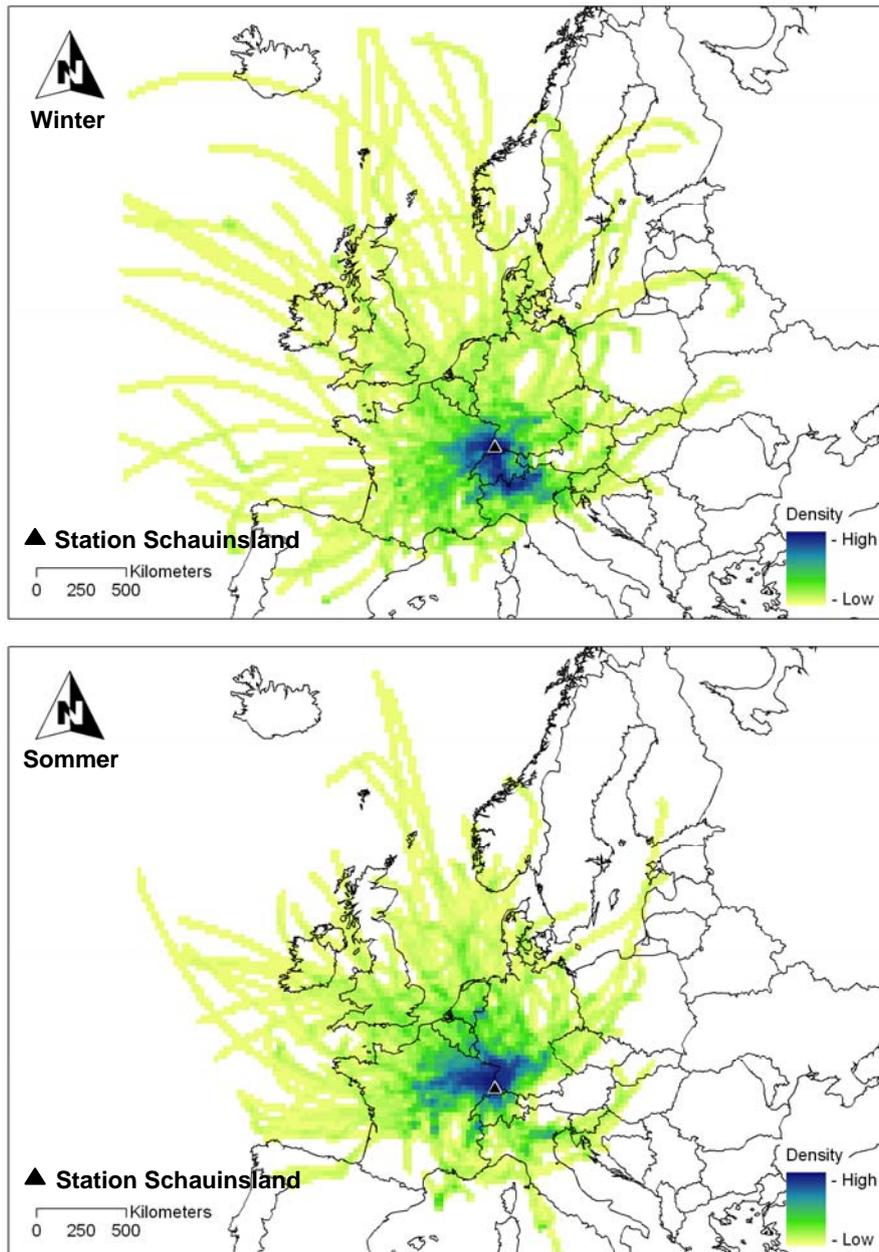


Abbildung 56: Dichtekarten der 72 h-Rückwärtstrajektorien für die Station Schauinsland, aufgeteilt in Sommer / Winter

### Schauinsland

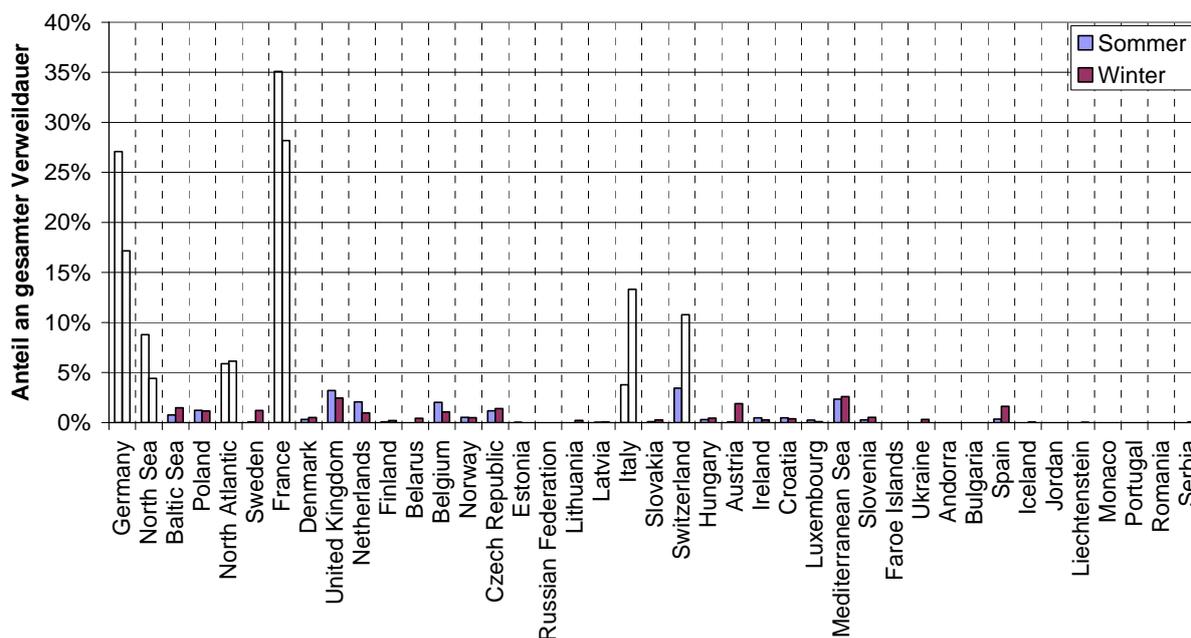


Abbildung 57. Verweildauer der Rückwärtstrajektorien im EURAD-Modellgebiet (Anteil an der saisonalen Gesamtverweildauer) – Station Schauinsland

Die zentral in Deutschland gelegene Station Schmücke wird auch hauptsächlich von deutscher Luft angeströmt (Abbildung 58-59): 46 % ihres Weges legen die Trajektorien im Sommer insgesamt über deutschen Boden zurück, im Winter sind es fast 35 %. Weitere nennenswerte Einflüsse sind maritime sowie französische Luftmassen. Polen, erstmals Österreich, Schweden, Tschechien und Italien liegen im Bereich 3-5 %.

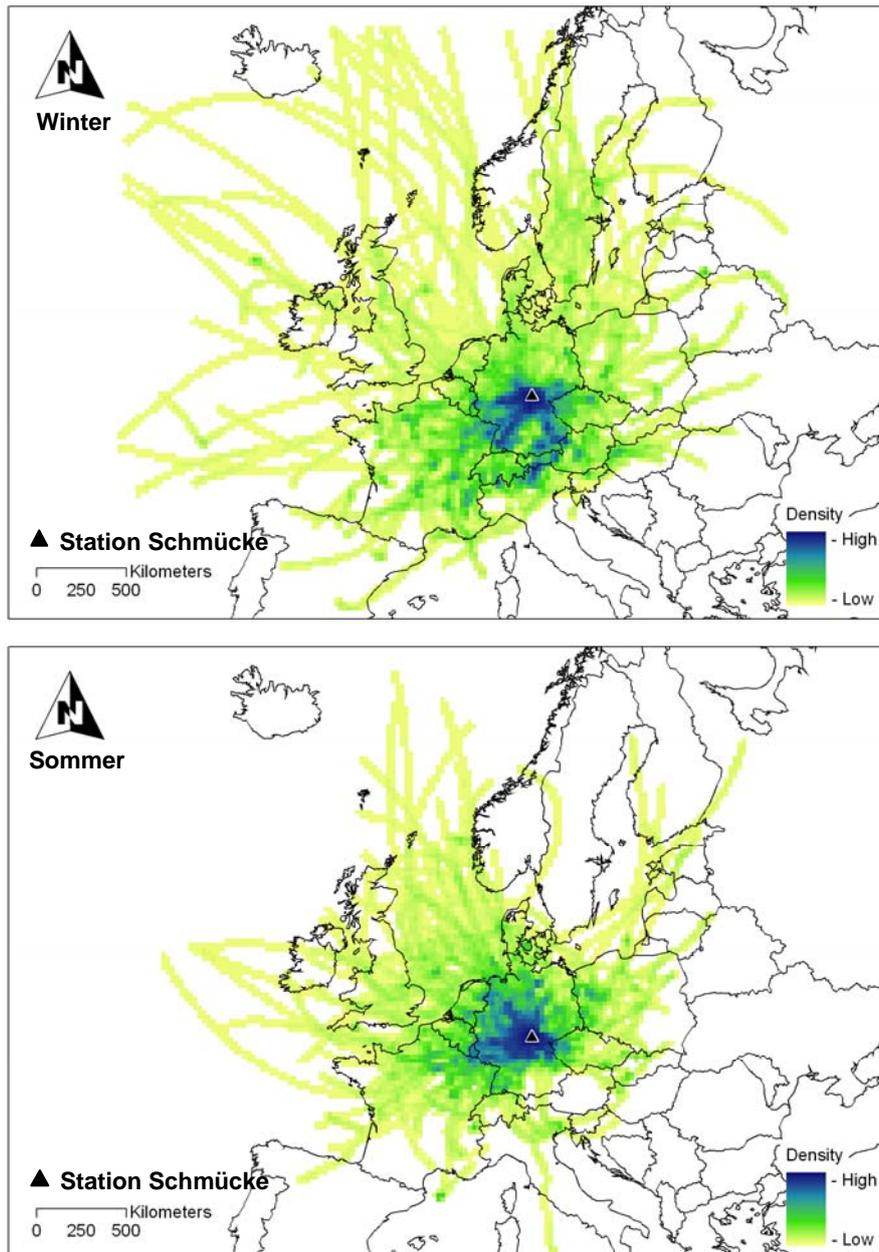


Abbildung 58: Dichtekarten der 72 h-Rückwärtstrajektorien für die Station Schmücke, aufgeteilt in Sommer / Winter

### Schmücke

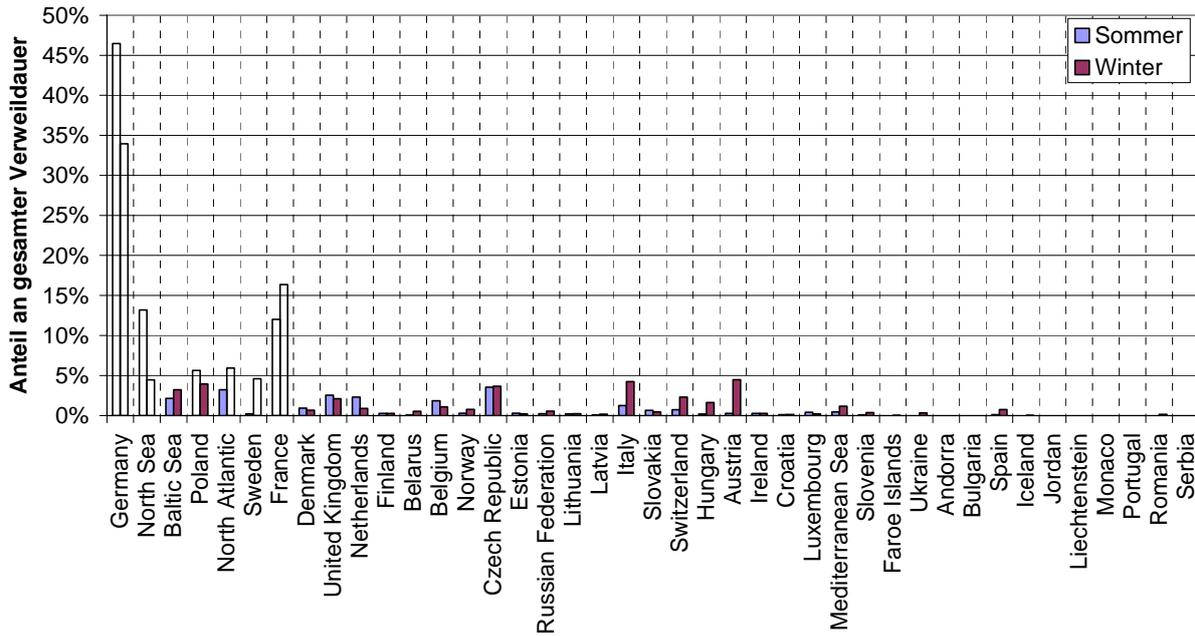


Abbildung 59: Verweildauer der Rückwärtstrajektorien im EURAD-Modellgebiet (Anteil an der saisonalen Gesamtverweildauer) – Station Schmücke

Die an der Nordseeküste gelegene UBA-Station Westerland wird v.a. im Sommer hauptsächlich von Nordseeluft angeströmt (Abbildung 58-59). Im Winter jedoch geht dieser Einfluss von fast 45 % auf 18 % zurück und Luftmassen aus anderen Gebieten gewinnen an Einfluss: Nordatlantik, Deutschland und Schweden. Ferner überqueren die Trajektorien die Ostsee, Frankreich und erstmals Großbritannien recht häufig. Im Sommer beträgt der maritime Einfluss insgesamt fast 70 %, im Winter geht er auf 41 % zurück.

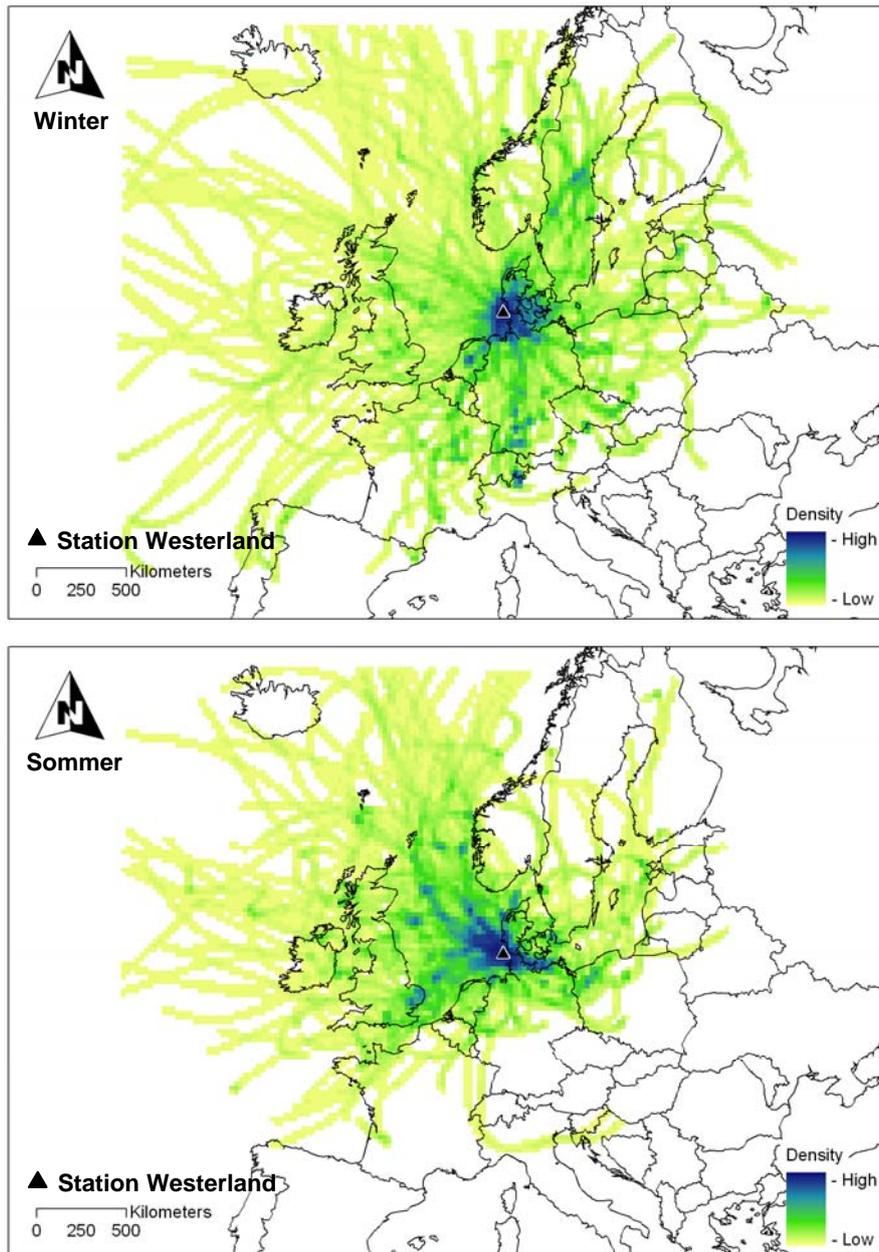


Abbildung 60: Dichtekarten der 72 h-Rückwärtstrajektorien für die Station Westerland, aufgeteilt in Sommer / Winter

## Westerland

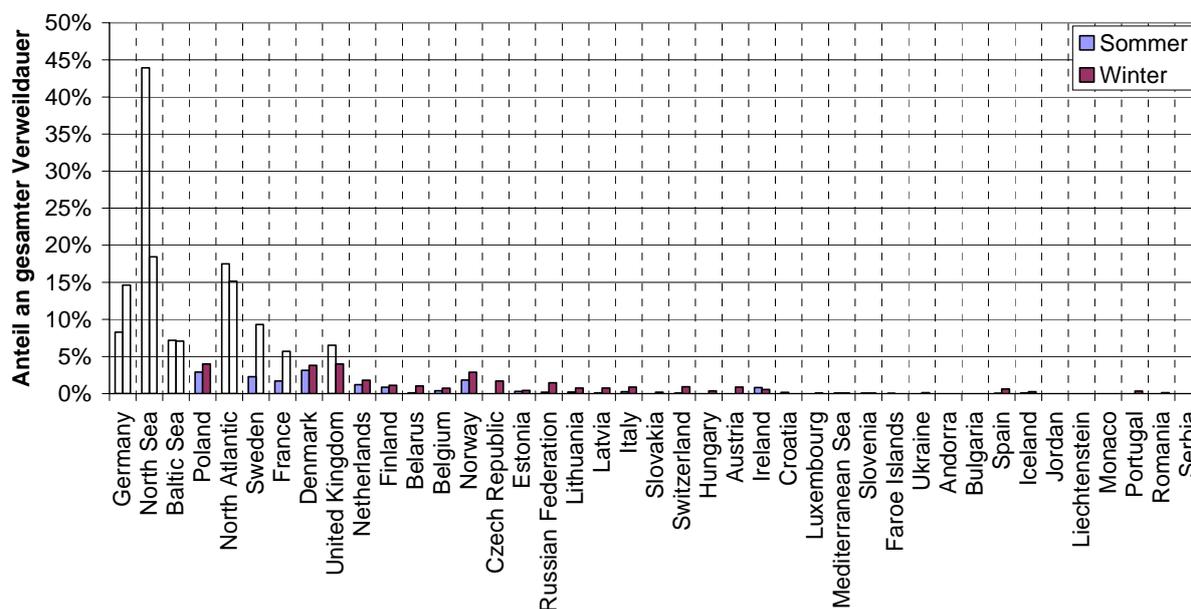


Abbildung 61: Verweildauer der Rückwärtstrajektorien im EURAD-Modellgebiet (Anteil an der saisonalen Gesamtverweildauer) – Station Westerland

### 4.5 Inversionsstatistik für die Stationen Schauinsland und Schmücke

Aus folgenden Gründen ist eine Inversionsstatistik von besonderem Interesse hinsichtlich der Repräsentativität von Messungen im Rahmen des EMEP:

- Ferntransport tritt häufig zwischen der Höhen- und der Bodeninversion auf.
- Die Lage einer Station über oder unterhalb einer Inversionsschicht ist entscheidend, ob eine Messstation von tiefer oder höher liegenden Quellen beeinflusst werden kann.

Zur Ermittlung der Inversionsstatistiken werden die Messergebnisse aus Ballonsondierungen des DWD verwendet. Diese werden zweimal täglich durchgeführt – um 0 Uhr sowie um 12 Uhr. Als Kriterium zur Ermittlung der Mischungsschichthöhe dient die erste Zunahme im vertikalen Temperaturverlauf eines aerologischen Aufstiegs.

Die Analyse der Inversionsstatistik wird an dieser Stelle für die Stationen Schauinsland und Schmücke durchgeführt werden. Alle anderen Stationen befinden sich unter 100 m ü.N.N. und somit fast immer unter der Inversionsschicht.

Da in näherer Umgebung der Station Schauinsland keine Ballonsondierungen durchgeführt werden, wird hier auf Messungen der DWD Station Stuttgart-Schnarrenberg zurückgegriffen. Aufgrund der relativ großen Entfernung der beiden Messstationen sind Abweichungen von den tatsächlichen Inversionshöhen nicht auszuschließen.

Wie in Abbildung 62 zu erkennen, liegt die Station Schauinsland im Jahresverlauf in etwa jeweils zur Hälfte über bzw. unter der ersten Inversionsschicht. So wird insgesamt 343-mal eine Mischungsschichthöhe größer als 1205 m und 370-mal mal kleiner als 1205 m gemessen. 1205 m ist die Höhenlage der UBA-Messstation Schauinsland. V.a. in den Herbstmonaten Oktober und November sowie in geringerem Maße auch im Dezember und Januar überwiegen Inversionshöhen unterhalb der Messstation.

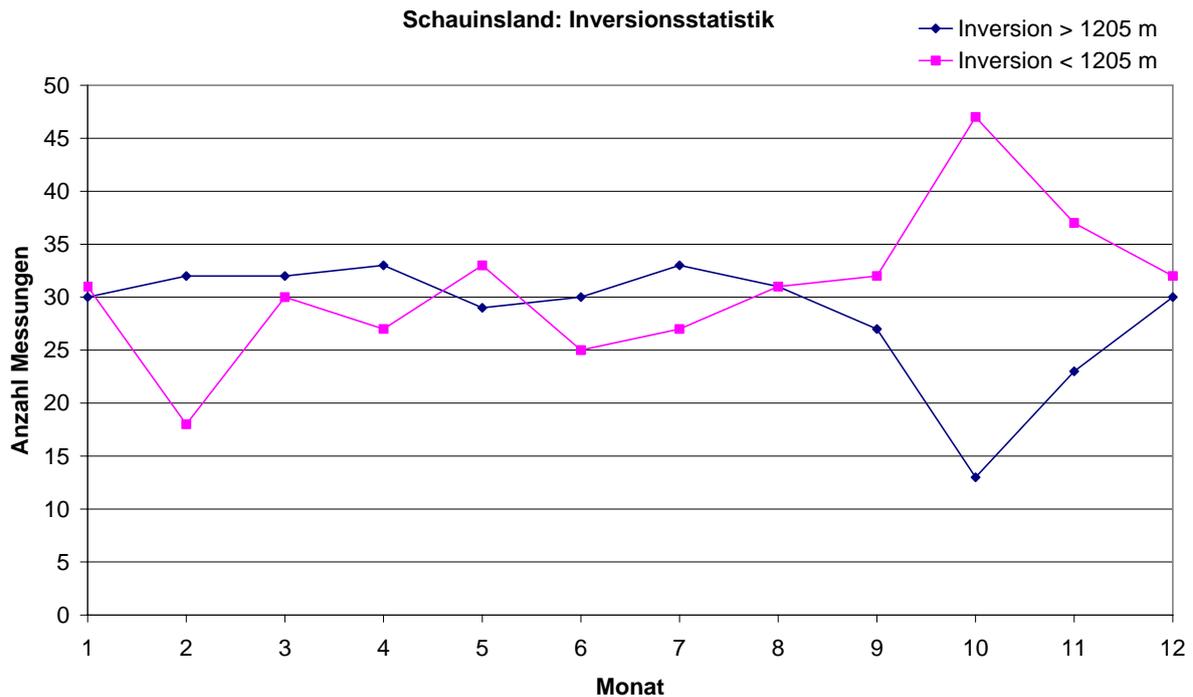


Abbildung 62: Inversionsstatistik für die Station Schauinsland (1205 m ü.N.N.) basierend auf Messungen von der DWD-Station Stuttgart-Schnarrenberg

Die Auswirkung der Mischungschichthöhe auf die gemessenen Konzentrationen zeigt Abbildung 63.  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen größer  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  treten demnach nur bei einer Mischungsschichthöhe bis maximal 2000 m auf, jedoch unabhängig davon, ob die Station über oder unter der Inversion liegt. Aufgrund der gegebenen Unsicherheiten der bestimmten Mischungsschichthöhe könnte es sich dabei sowohl um Ferntransport als auch um lokalen Einfluss z.B. durch die Stadt Freiburg i.Br. handeln.

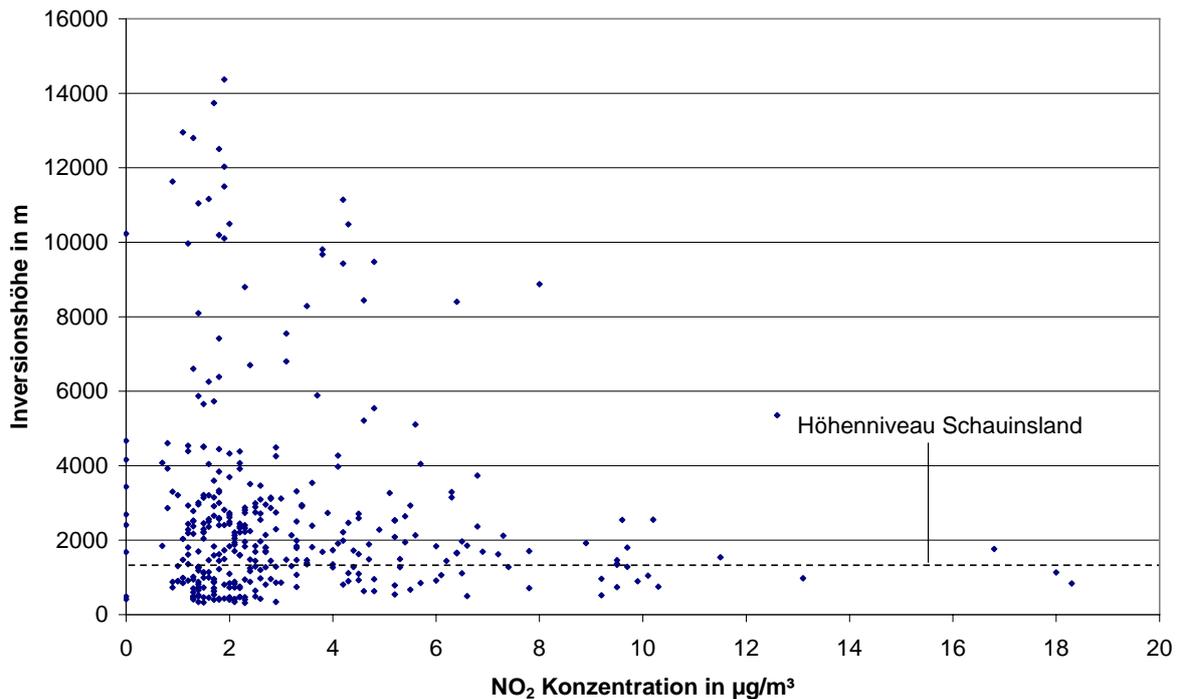


Abbildung 63: NO<sub>2</sub>-Konzentration im Tagesmittel an der Station Schauinsland aufgetragen gegen die Höhe der ersten Inversion wie sie an der DWD-Station Stuttgart gemessen wurde

Die Inversionsstatistik für die Schmücke stammt aus Messungen von der nahe gelegenen DWD Station Meiningen (Entfernung ca. 35 km) und kann daher als besonders repräsentativ angesehen werden. Wie in Abbildung 64 zu erkennen, liegt die UBA-Messstation Schmücke meistens, bei 61 % der durchgeführten Vertikalsondierungen, unter der ersten Inversionschicht und damit innerhalb der Mischungsschicht. Auch hier sind im Herbst die häufigsten Inversionswetterlagen zu beobachten.

Für beide Bergstationen gilt: Wenn die Inversion über der Station liegt, werden auch lokale bis regionale Quellen gemessen. Besonders wenn die Inversion knapp über Station beginnt, ist es u. U. schwierig, einen Ferntransport zu identifizieren. Befindet sich die Station oberhalb der Mischungsschicht, ist sie bei ausreichender Stabilität der Sperrschicht von lokalen Quellen abgeschnitten, Ferntransporte können gut erkannt werden.

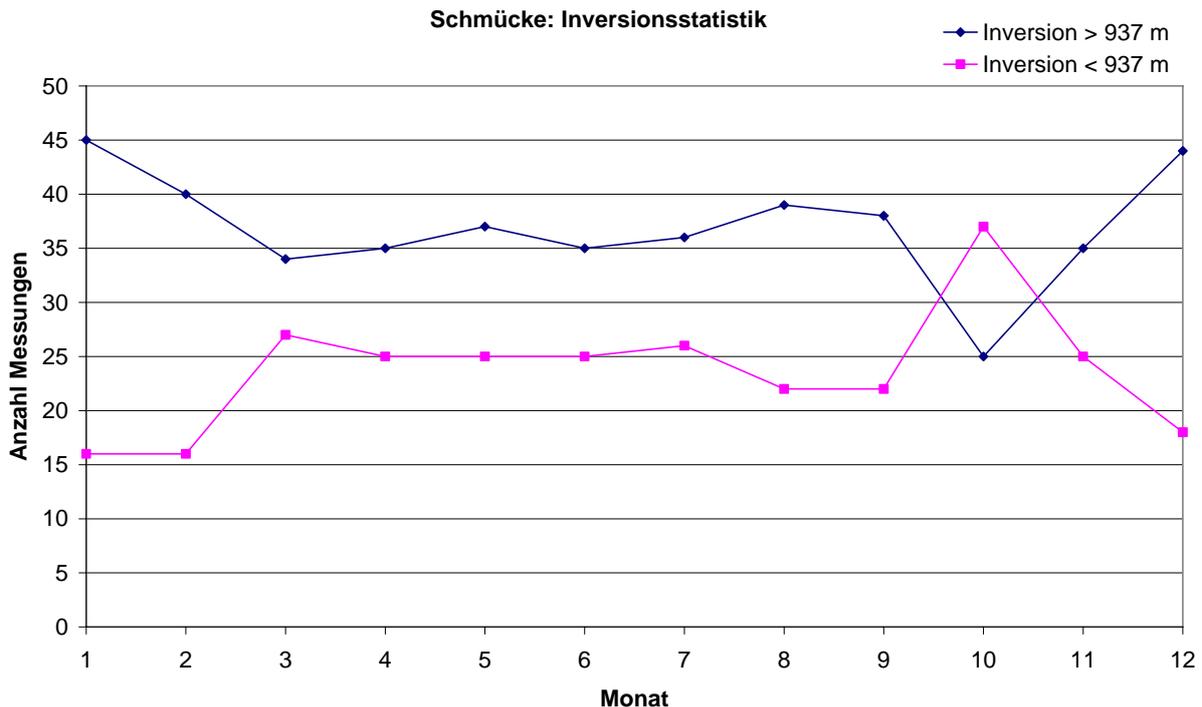


Abbildung 64: Inversionsstatistik für die Station Schmücke (937 m ü.N.N.) basierend auf Messungen von der DWD-Station Meiningen

#### 4.6 Individuelle Betrachtung der Messergebnisse

Die individuelle Betrachtung von Messreihen ist von besonderem Interesse. So kann allein aus der Form der Konzentrationsgänge geschlossen werden, ob es sich um Ferntransporte handelt oder um Emissionsschübe aus der näheren Umgebung. Schadstoffwolken, die über eine größere Entfernung transportiert werden, äußern sich in länger andauernden höheren Werten (über mehrere Stunden), lokale Quellen zeichnen sich eher durch kurze, hohe Konzentrationsspitzen aus.

Des Weiteren müssen auch die einzelnen Parameter verglichen werden, um festzustellen, ob bestimmte Luftverunreinigungen gemeinsam auftreten. Man kann beispielsweise aus gleichzeitig hohen Konzentrationswerten von  $\text{NO}_x$  und  $\text{SO}_2$  auf ein Kraftwerk schließen.

Mittlere Tagesgänge erlauben z.B. eine Aussage, wie sich der Ozonab- und -aufbau gestaltet und ob er eventuell von herangetragenem Abgasfahnen von Autobahnen oder Städten beeinflusst wird.

Mit Schadstoffwindrosen wird außerdem untersucht, ob es bestimmte Windrichtungssektoren gibt, aus denen höher belastete Luftpakete herangetragen werden.

##### 4.6.1 Windrosen und Schadstoffwindrosen

Zur Beurteilung der lokalen, regionalen bis überregionalen Beeinflussung der Messstationen durch Emissionsquellen ist die Betrachtung der Windverhältnisse sehr aufschlussreich. Bei allen Stationen existieren, wie an den betrachteten Schadstoffwindrosen zu erkennen, bestimmte Windrichtungen mit erhöhtem Konzentrationsniveau. Dies lässt auf eine stationäre Emissionsquelle in dieser Richtung schließen, wie z.B. eine größere Stadt oder Kraftwerke. Das gilt insbesondere für Komponenten aus Feuerungen, wie  $\text{NO}_2$  und  $\text{SO}_2$ . Die klimarelevanten Gase  $\text{SF}_6$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  weisen jedoch bei allen Stationen eine sehr gleichmäßige Konzentrationsverteilung aus allen Windrichtungen auf und werden deshalb nur

exemplarisch dargestellt. Einzelne Quellen können hier also nicht bestimmt werden, so dass von einer guten Repräsentativität ausgegangen werden kann. Da bei geringen Windgeschwindigkeiten eine genaue Bestimmung der Windrichtung erschwert ist, werden aus messtechnischen Gründen Windgeschwindigkeiten kleiner als 1 m/s ausgeschlossen.

#### 4.6.1.1 Neuglobsow

An der Station Neuglobsow dominieren v.a. Winde aus Richtung Westen (Abbildung 65). Hier sind auch die höchsten durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten von 3,6 m/s zu beobachten, ein im Vergleich zu den anderen Stationen relativ niedriger Wert.

Die Schadstoffwindrose von  $\text{NO}_2$  zeigt ein Konzentrationsmaximum aus Richtung Süd bis Südsüdost sowie erhöhte Werte aus Südwest und Südost. Berlin liegt in südsüdöstlicher Richtung zur Station Neuglobsow und dürfte daher der Grund für diese Erhöhung zu sein. Überlagert wird dies jedoch sicherlich auch durch den Ferntransport von osteuropäischen Quellen. Noch deutlicher wird dies in der  $\text{SO}_2$ -Schadstoffwindrose: Hier treten in den Sektoren  $60^\circ$ - $150^\circ$  signifikant erhöhte Konzentrationswerte auf.  $\text{SO}_2$ -Immissionen weisen auf Kraftwerksfeuerungen fossiler Brennstoffe hin, hier also auf polnische und tschechische Kraftwerke.

Die Schadstoffwindrose für CO stellt sich relativ homogen dar mit einer leichten Erhöhung aus Südosten. Auch hier liegt eine Beeinflussung durch Berlin und auch Tschechien nahe, die jedoch vom allgemeinen CO-Hintergrund überlagert wird. Bei  $\text{CO}_2$  ist ähnliches zu beobachten.

Die Schadstoffwindrose von  $\text{PM}_{10}$  zeigt ein ausgeprägtes Maximum aus  $90^\circ$ - $150^\circ$  und deutet wie bei  $\text{SO}_2$  auf polnische und tschechische Emissionsquellen hin (Abbildung 34). Auch der Sektor  $150^\circ$ - $180^\circ$  ist leicht erhöht und weist auf einen Einfluss durch Berlin hin.

Trotz der geringen Höhe ü.N.N. und der abgeschirmten Lage in einem Wald bestehen bei Betrachtung an der Station Neuglobsow gute Voraussetzungen zur Erfassung von Ferntransporten.

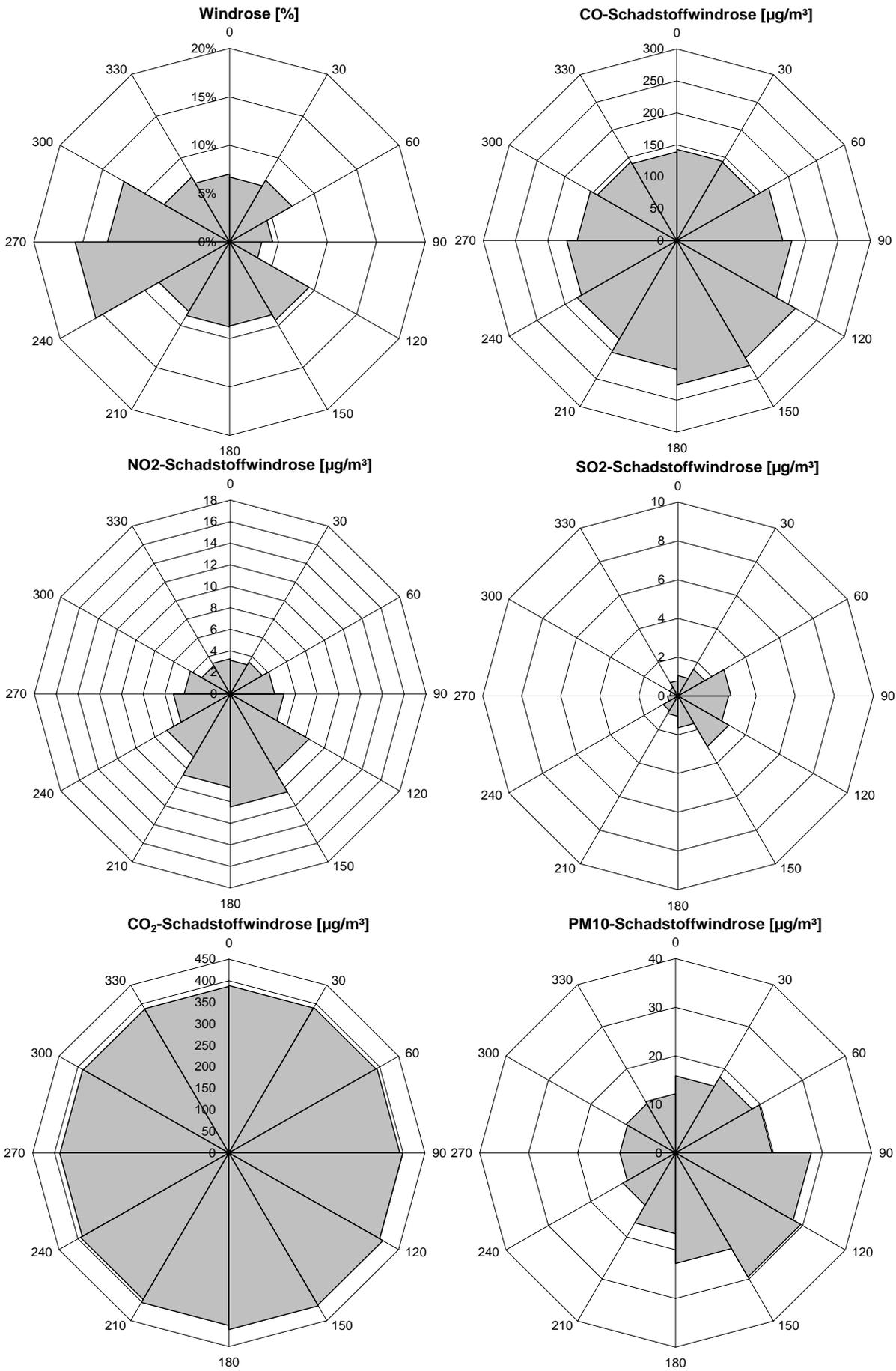


Abbildung 65: Windrosen von der Station Neuglobsow aus dem Jahr 2005

#### 4.6.1.2 Schauinsland

Die Windmessungen an der Station Schauinsland sind nur bedingt repräsentativ, da sie wie in Kapitel 3 beschrieben durch hohe Bäume in Richtung Süd bis Südost abgeschirmt werden. Diese Windrichtung ist auch in den untersuchten Windrosen kaum vorhanden. Ob eine Beeinflussung aus dieser Richtung besteht, kann daher auf diesem Wege nicht festgestellt werden. Es ist jedoch geplant, die Windmessungen in Zukunft auf einem, die betreffenden Bäume überragenden Masten durchzuführen.

Erhöhte  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen sind aus Richtung Freiburg i. Br., also Nordost zu beobachten (Abbildung 66). Dasselbe trifft auch für  $\text{NO}$ ,  $\text{SO}_2$  sowie  $\text{CO}$  zu. Trotz der häufig auftretenden Abkopplung von der Mischungsschicht bildet sich hier also ein deutlich lokaler Einfluss durch die Stadt Freiburg ab, was eine Filterung dieser Windrichtung  $300^\circ$ - $360^\circ$  nahe legt.  $\text{CO}_2$  und  $\text{SF}_6$  zeigen sich auch hier gleichverteilt ohne erkennbare lokale Quellen. Weiterführende Betrachtungen sind jedoch angesichts der angesprochenen Problematik bezüglich der Windmessungen nicht möglich (Abbildung 67).

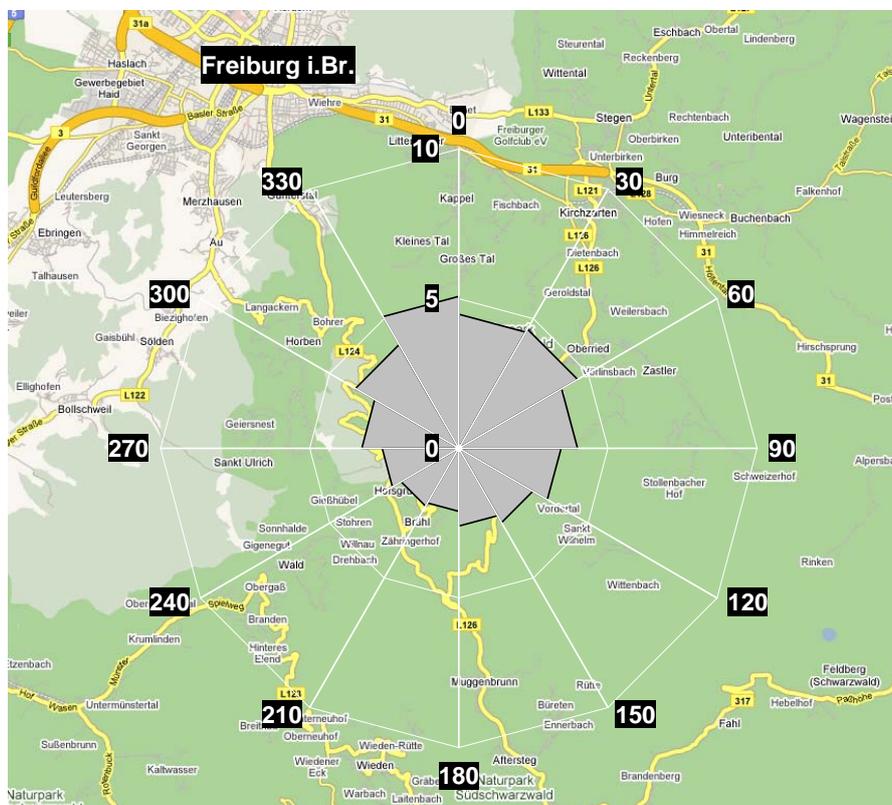


Abbildung 66: Karte vom Umkreis der Messstation Schauinsland mit überlagerter  $\text{NO}_2$ -Schadstoffwindrose (Konzentrationsangabe in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

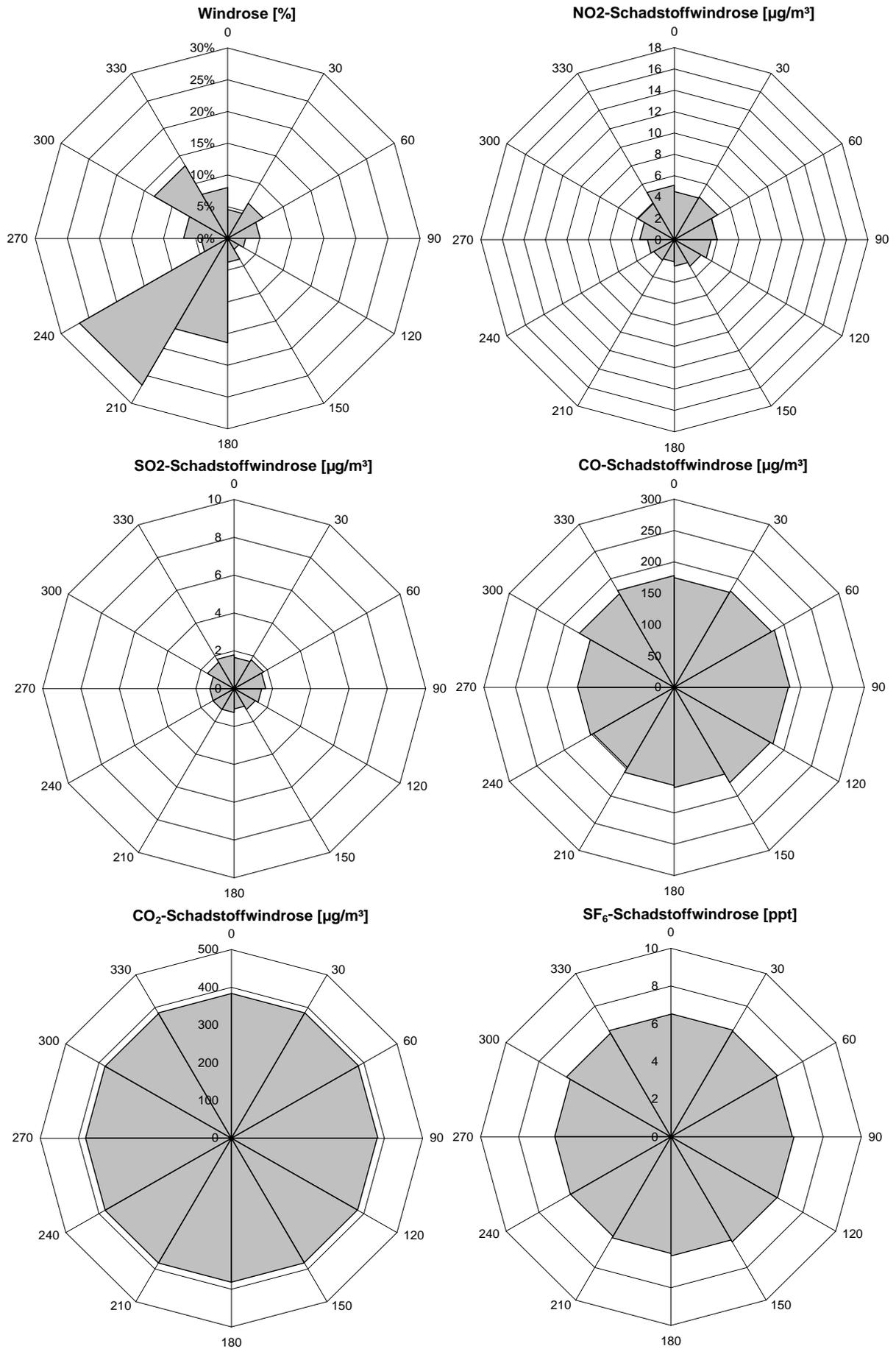
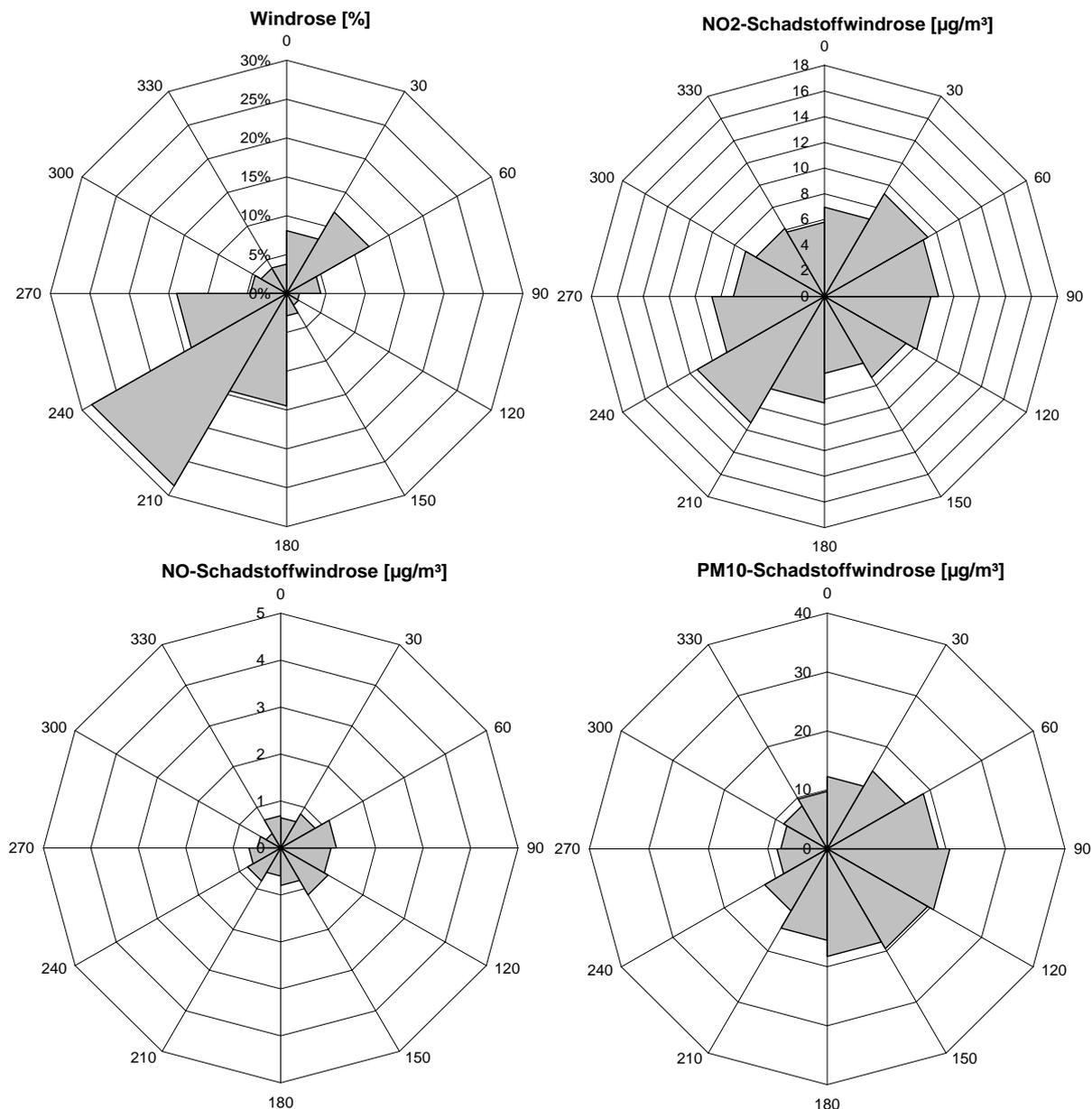


Abbildung 67: Windrosen von der Station Schauinsland aus dem Jahr 2005

### 4.6.1.3 Schmücke

Die Windrose und die Schadstoffwindrosen von der Schmücke sind in Abbildung 68 dargestellt. Es herrschen Winde aus Richtung Südwest vor, auch die durchschnittlich höchsten Windgeschwindigkeiten von über 6 m/s sind hier anzutreffen. Im Mittel werden die höchsten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen bei Südwest-Anströmung gemessen, vermutlich liegt hier eine Beeinflussung durch die nahe gelegene Stadt Suhl mit über 40.000 Einwohner sowie Industrie vor. Auch  $\text{NO}$  ist aus derselben Richtung leicht erhöht. Bei den Schadstoffwindrosen für  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_2$  sind erhöhte Werte aus östlicher Richtung zu verzeichnen, was eindeutig auf tschechische Kraftwerke hinweist. So befindet sich an der Grenze zu Deutschland um Teplice das größte Braunkohlerevier Tschechiens. Ähnliche Verteilungsmuster weist auch die  $\text{PM}_{10}$ -Schadstoffwindrose auf, hier kann ebenfalls von einer Beeinflussung durch tschechische Emittenten sowie aus Richtung Leipzig ausgegangen werden. Dasselbe gilt hier auch für  $\text{NO}$ , das offenbar trotz des langen Transports noch nicht ganz in  $\text{NO}_2$  umgewandelt ist. Eine weitere Beeinflussung scheint außerdem durch die Stadt Leipzig, evtl. auch Dresden vorzuliegen. In Abbildung 69 ist der Tagesverlauf von  $\text{NO}$  und  $\text{SO}_2$  bei einer Anströmung aus  $60^\circ$  dargestellt. Die Konzentrationen beider Luftverunreinigungen nehmen parallel tagüber zu und wieder ab. Der Schluss liegt nahe, dass es sich hierbei um dieselbe Quelle handelt.



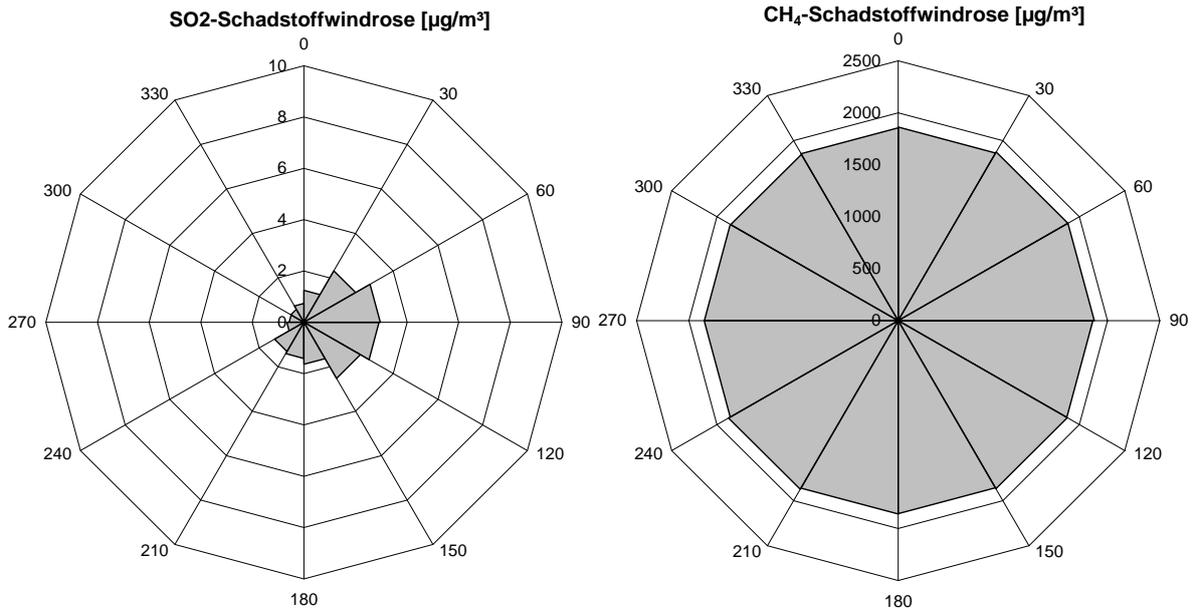


Abbildung 68: Windrosen von der Station Schmücke aus dem Jahr 2005

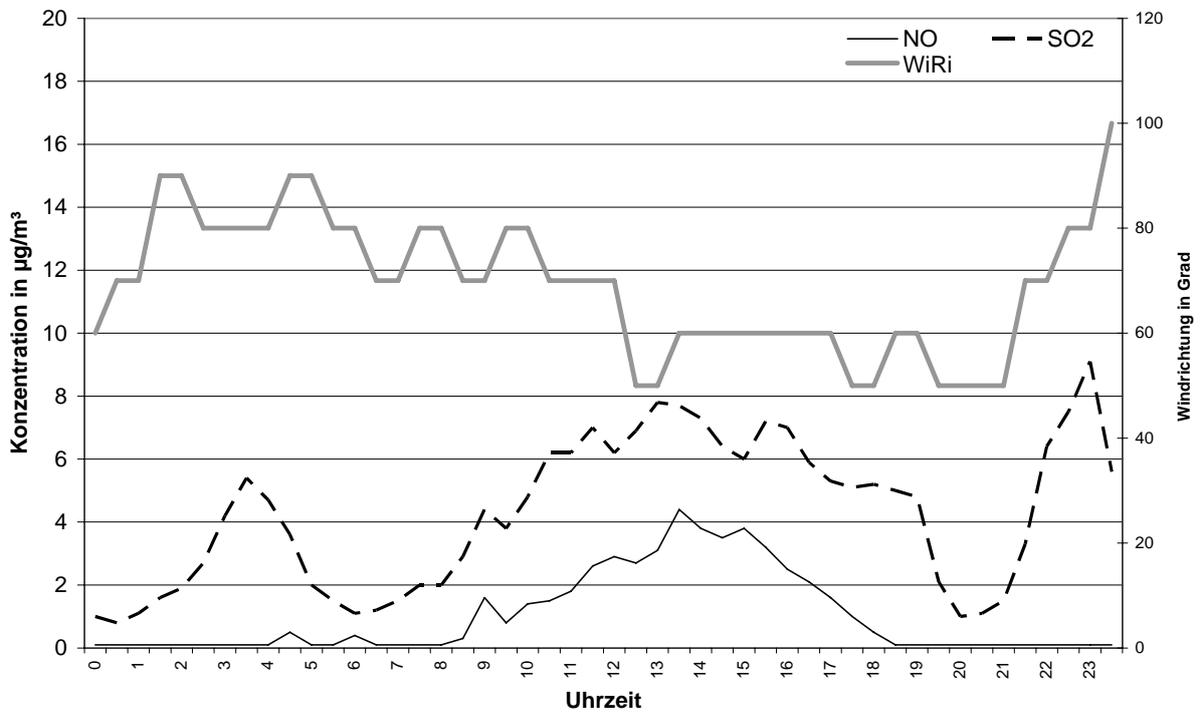


Abbildung 69: Zeitlicher Verlauf der halbstündlichen NO- und SO<sub>2</sub>- Konzentration an der Station Schmücke am 18.10.2005

#### 4.6.1.4 Waldhof

An der UBA-Messstation Waldhof überwiegen Winde aus westlicher Richtung. Auch die höchsten mittleren Windgeschwindigkeiten von 3,1 m/s kommen aus diesem Sektor. Hier treten im Mittel erhöhte NO<sub>2</sub>-Konzentration um 12 µg/m<sup>3</sup> aus nördlicher bis nordnordwestlicher Richtung auf. Der Einfluss der Städte Wolfsburg und Braunschweig zeigt sich deutlich an der Schadstoffwindrose für NO<sub>2</sub>. Eine Filterung der entsprechenden Windrichtung bei 210° bis 270° sollte in Erwägung gezogen werden. PAN, das im Zusammenspiel von NO<sub>2</sub>, VOC und O<sub>3</sub> gebildet wird, tritt vermehrt bei östlicher bis südöstlicher Windrichtung auf, wie auch in den Schadstoffwindrosen von NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub> abgebildet. Die höchsten SO<sub>2</sub>-Konzentrationen werden wiederum bei einer Anströmung aus 90° bis 150° gemessen. Es dürfte also auch hier eine Beeinflussung durch tschechische Kraftwerke vorliegen, so dass von einem Ferntransport gesprochen werden kann. Auch für PM<sub>10</sub> werden hier im Mittel erhöhte Konzentrationen gemessen (Abbildung 70).

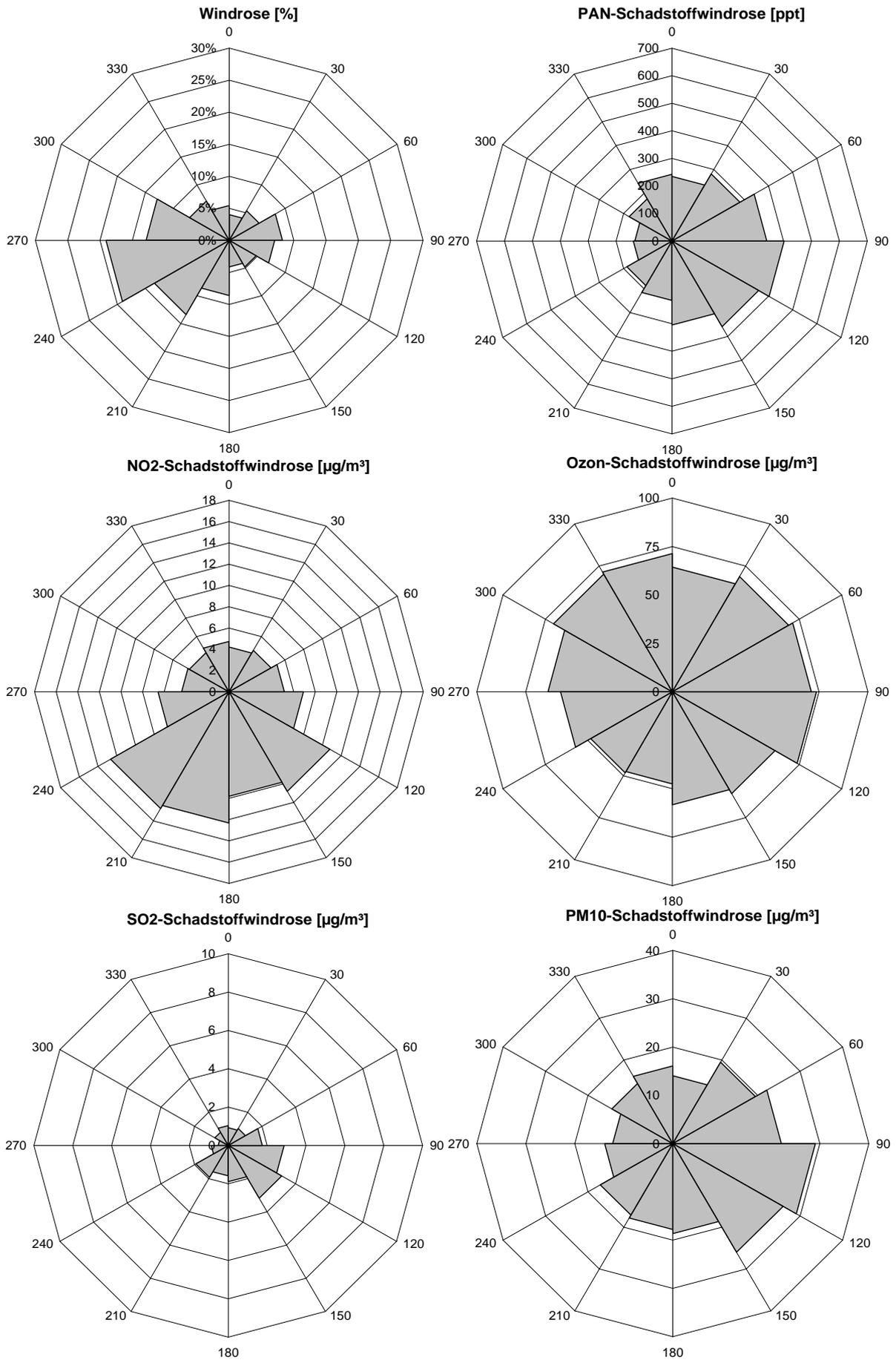


Abbildung 70: Windrosen von der Station Waldhof aus dem Jahr 2005

#### 4.6.1.5 Westerland

Die Messstation Westerland liegt an der Westküste der Insel Sylt und kann daher von Westen frei angeströmt werden. Deshalb herrschen Winde aus  $210^\circ$  bis  $330^\circ$  vor, auch die Windgeschwindigkeiten sind naturgemäß sehr hoch und erreichen im Mittel Werte von bis zu  $8,8 \text{ m/s}$  aus  $300^\circ$  bis  $330^\circ$ . An den Schadstoffwindrosen für  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$  ist ein deutlicher Einfluss lokaler Emittenten zu erkennen aus Richtung Nordnordost bis Südsüdwest (Abbildung 43).  $\text{NO}$ -Emissionen vom Straßenverkehr werden v.a. von  $150^\circ$  bis  $180^\circ$ , dem Zentrum Westerlands, herangetragen. In Abbildung 72 ist die  $\text{O}_3$ -Schadstoffwindrose der Karte von Westerland überlagert. Erhöhte Ozonkonzentrationen treten bei Windrichtungen von  $240^\circ$  bis  $360^\circ$  auf – ein deutlicher Hinweis für anthropogen wenig belastete Meeresluft. Bei Windrichtungen von  $0^\circ$  bis  $240^\circ$  liegt hingegen eine ausgeprägte lokale Belastung vor, was zu einem Ausschluss der betreffenden Sektoren im Sinne von repräsentativen Messungen führen muss. Obwohl die Richtungen  $210^\circ$  bis  $240^\circ$  und  $360^\circ$  bis  $30^\circ$  zum Meer zeigen, wird auch hier offenbar noch  $\text{NO}_2$  von der Insel Sylt mit eingemischt, weshalb auch diese Richtungen gefiltert werden sollten. Der Sektor mit den höchsten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationsmittelwerten deckt sich mit der  $\text{NO}$ -Schadstoffwindrose:  $150^\circ$ - $180^\circ$ , dem Stadtzentrum von Westerland. Bei  $\text{SO}_2$  werden die höchsten Konzentrationen aus südlicher bis südwestlicher Richtung gemessen. Es werden dabei Emissionen vom deutschen und osteuropäischen Festland hertransportiert. Auch Ölfeuerungen und Dieselfahrzeuge in Westerland könnten hier einen Beitrag liefern. Dasselbe kann auch bei  $\text{CO}_2$  beobachtet werden. Die höchsten Ozonkonzentrationen treten hingegen bei Meerwinden auf. Die  $\text{PM}_{10}$ -Schadstoffwindrose, mit  $\text{PM}_{10}$ -Werten vom Messfeld bei Tinum, ist eher schwierig zu beurteilen, da ein großer Anteil der Immissionen Seesalz sein dürfte, dennoch ist eine Erhöhung aus südöstlicher Richtung zu erkennen.

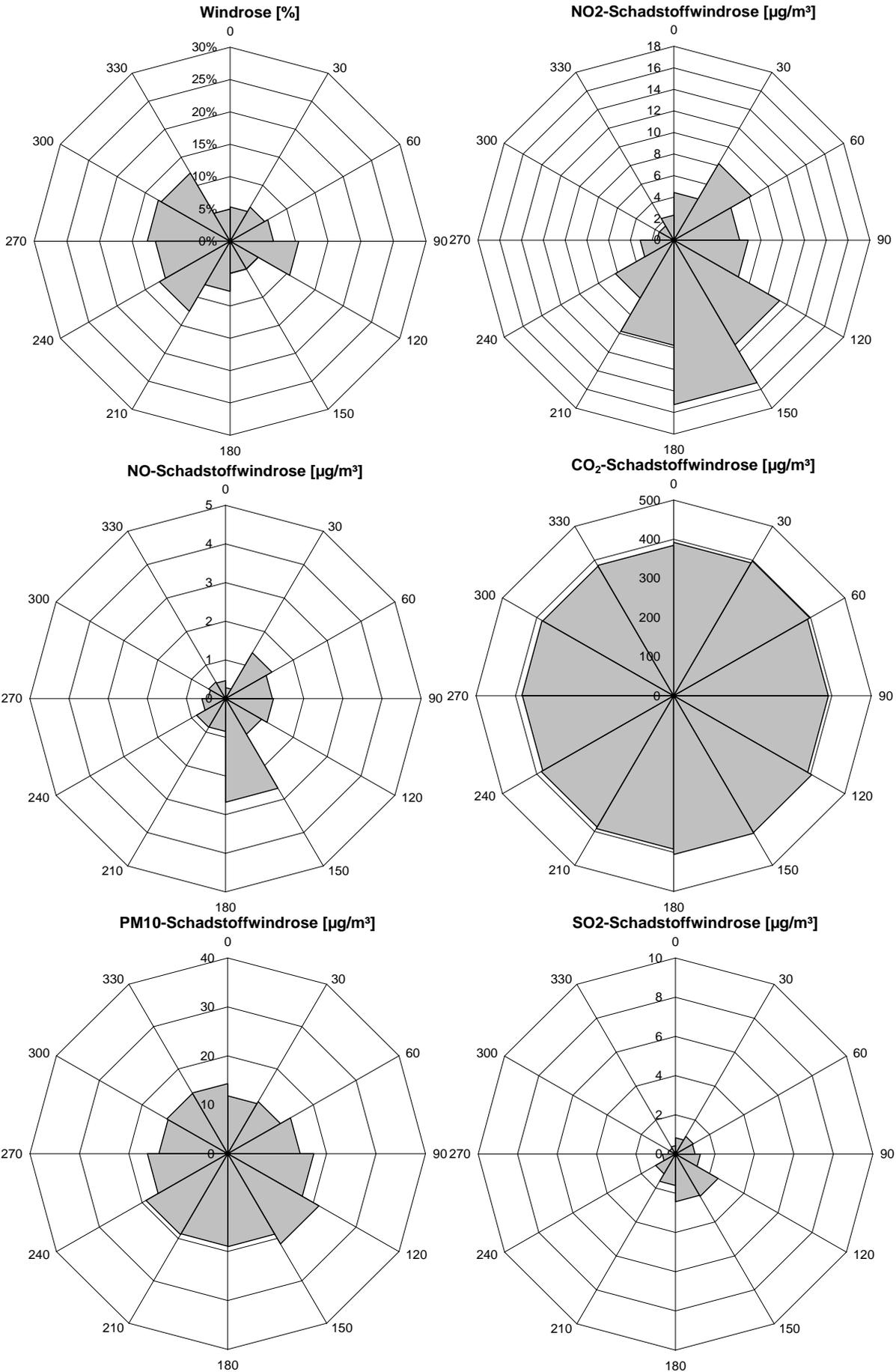


Abbildung 71: Windrosen von der Station Westerland aus dem Jahr 2005

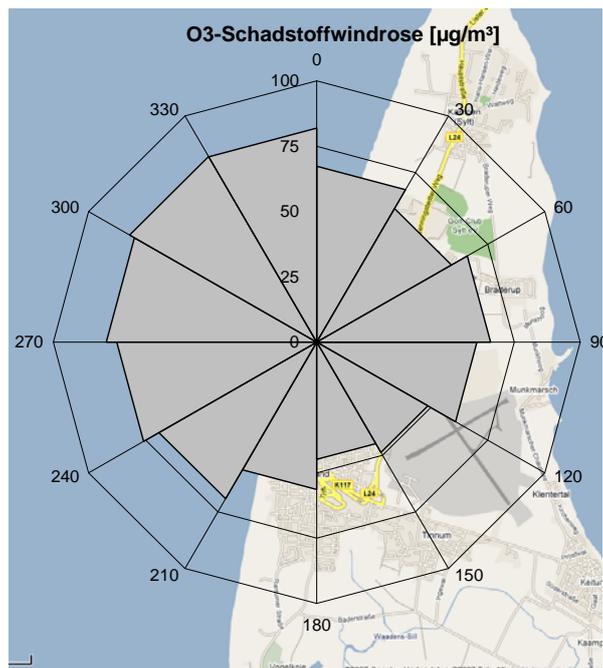


Abbildung 72: Ozon- Schadstoffwindrose von der Station Westerland aus dem Jahr 2005, der topographischen Karte überlagert

#### 4.6.1.6 Zingst

Die Windrosen von Zingst sind in (Abbildung 73) dargestellt. Die häufigste Windrichtung an der Station Zingst ist Westen. Das Land-Seewindsystem ist hier also vom überörtlichen Westwind überlagert, bei geringen Windgeschwindigkeiten ist es jedoch zu beobachten. Die höchsten mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von 14 µg/m<sup>3</sup> werden bei Anströmung aus 210° bis 240° gemessen. In dieser Richtung liegt Rostock, was auf eine Beeinflussung durch diese Stadt und ihren Hafen schließen lässt. SO<sub>2</sub> und PM<sub>10</sub> haben ihr Maximum bei 120° bis 150° und stammen deshalb größtenteils von polnischen Emittenten. Auch die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen sind bei einer Anströmung aus dieser Richtung erhöht, ebenso PAN, das durch Addition von RO<sub>2</sub>-Radikalen an NO<sub>2</sub> entsteht.

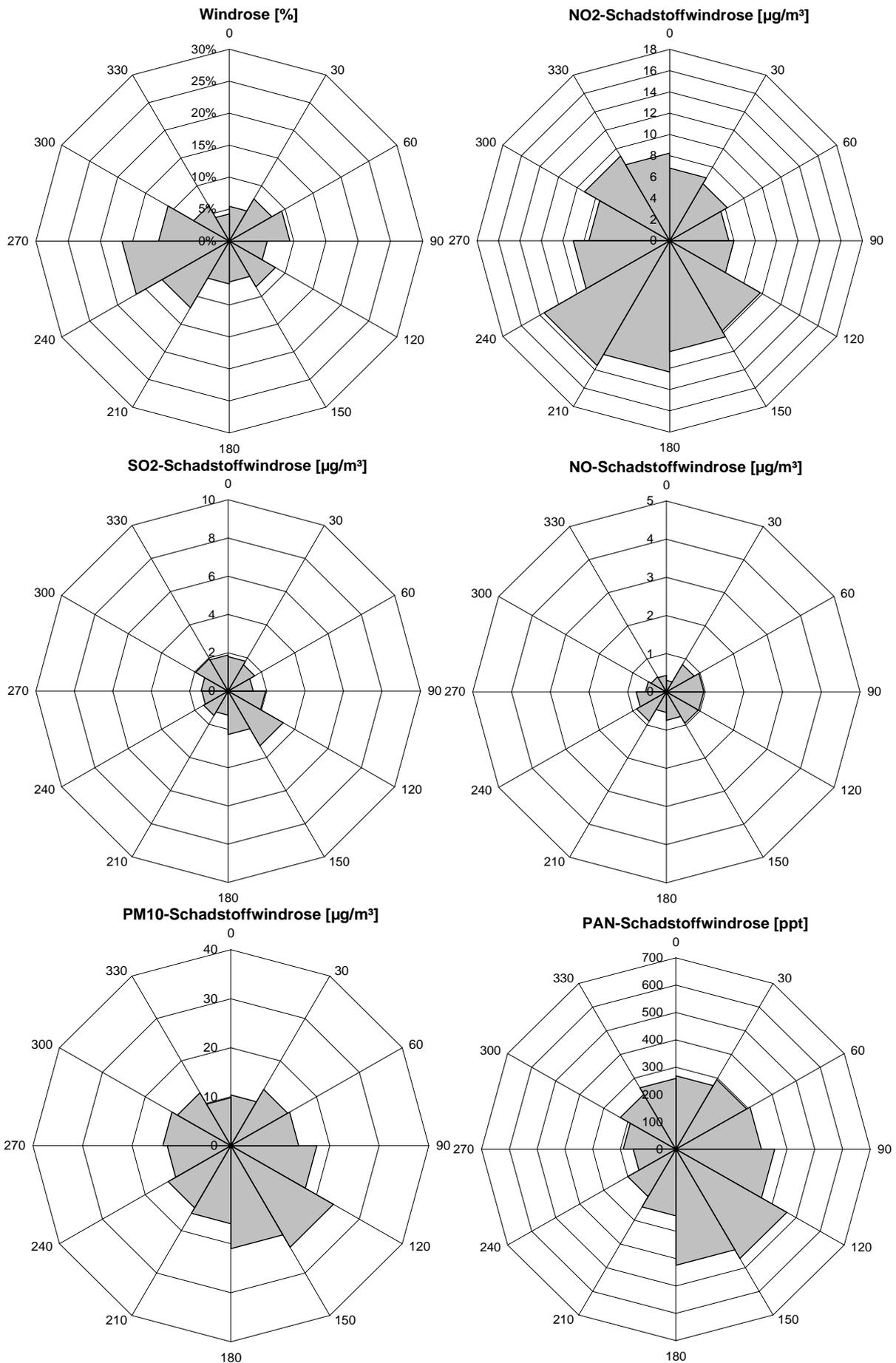


Abbildung 73: Windrosen von der Station Zingst aus dem Jahr 2005

#### 4.6.2 Mittlere Jahresgänge

Für alle UBA-Messstationen wurden basierend auf Tagesmittelwerten Schaubilder der Konzentrationsgänge für das gesamte Jahr 2005 angefertigt (Abbildung 74-79). Die Schaubilder sind so ausgerichtet, dass die Zeitachsen aller Verläufe und die Konzentrationsachsen für jede Komponente miteinander übereinstimmen, was einen direkten Vergleich unterschiedlicher Luftverunreinigungen ermöglicht. So können Einzelereignisse erhöhter Konzentrationen identifiziert und in einem späteren Schritt näher untersucht werden. An dieser Stelle wird jedoch aufgrund des beträchtlichen Umfangs darauf verzichtet, die Diagramme aller Luftverunreinigungen zu zeigen.

Zunächst fallen bei allen Schaubildern mehr oder weniger ausgeprägte Jahresgänge auf, welche auf einen Jahresgang in der anthropogenen Emissionsaktivität einerseits und andererseits auf unterschiedliche meteorologische Bedingungen im Winter und im Sommer deuten. Vor allem die im Winter eingeschränkten Austauschbedingungen schlagen hier zu buche, auch Ferntransporte sind durch das Vorhandensein lang anhaltender Inversionswetterlagen begünstigt. Markante Peaks sind zudem bei den aus Verbrennungsprozessen stammenden Luftverunreinigungen hauptsächlich im Winter zu beobachten. Wie weiter oben beschrieben tritt ein solches Maximum in der ersten Februarhälfte gleichzeitig bei  $\text{SO}_2$  und  $\text{PM}_{10}$  auf und auch bei anderen Luftverunreinigungen wie  $\text{NO}_2$  sowie die Ionen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  als Umwandlungsprodukte von  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_2$ . Auch Quecksilber, das hauptsächlich bei der Verbrennung von Kohle emittiert wird weist erhöhte Konzentrationen auf. Es bewegt sich zwar generell auf niedrigem Konzentrationsniveau von kleiner  $2 \text{ ng/m}^3$ , doch korreliert es ganzjährig gut mit den Maxima von Luftverunreinigung aus Großfeuerungsanlagen v.a.  $\text{PM}_{10}$  (Abbildung 80). In unterschiedlicher Ausprägung ist der Peak im Februar auch an allen anderen Station außer Schauinsland zu beobachten. Es handelt sich hier offenbar um einen Ferntransport auf breiter Front, begünstigt durch eine Inversionswetterlage. Dass die Messstation Schauinsland nicht davon betroffen ist, kann an folgenden Gründen liegen: Der Schauinsland war entweder durch eine Inversionsschicht von dem betreffenden Luftpaket abgeschirmt und/oder durch die Lage im Westen Deutschlands von den aus Osten kommenden Luftmassen nicht erreichbar bzw. fand durch den längeren Aufenthalt in der Atmosphäre eine chemische Umwandlung der Luftverunreinigungen statt. Weiter unten wird dieses Ereignis noch genauer untersucht. Ein ähnlicher Vorgang ist Anfang Oktober zu beobachten, ein Zeitraum, der sich, wie aus den Inversionsstatistiken hervorgeht, durch besonders lang andauernde Inversionswetterlagen auszeichnet.

Wie die Trajektorienanalyse weiter oben gezeigt hat, wird die Messstelle Schauinsland überwiegend von Luftmassen aus Frankreich und Deutschland angeströmt. Außerdem ist sie von allen Stationen am höchsten gelegen. Diese Gegebenheiten führen dazu, dass Schauinsland eine gewisse Sonderstellung einnimmt und andere Luftmassen als die übrigen Stationen „sieht“, so auch einen mehrtägigen  $\text{SO}_2$ -Peak Ende Februar 2005 und einen weiteren Ende Juni 2005. Die Februar-Konzentrationspitze wird auch an der Station Schmücke registriert, ebenfalls eine Bergstation und teilweise von ähnlichen Luftmassen beeinflusst.

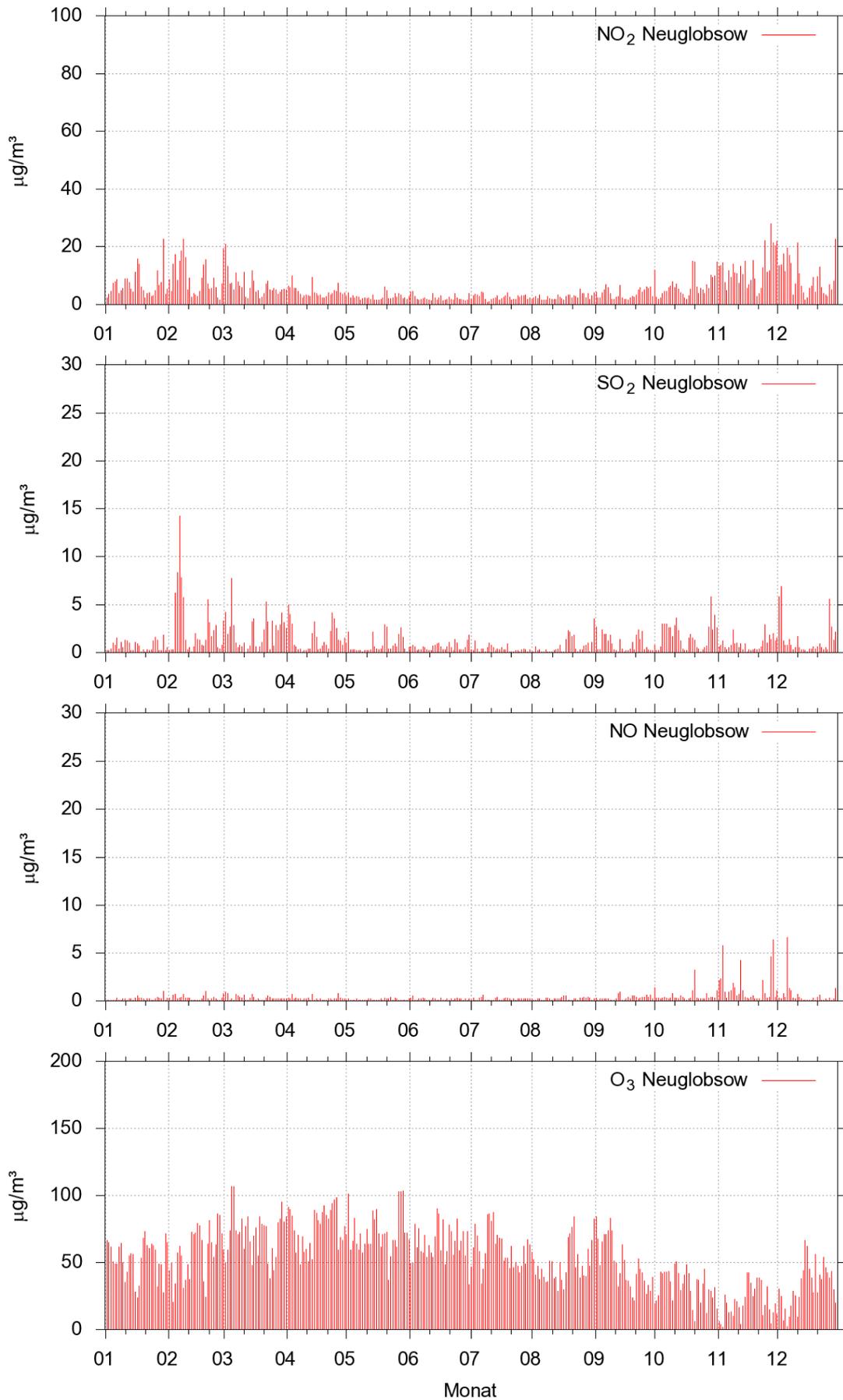


Abbildung 74: Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Neuglobsow

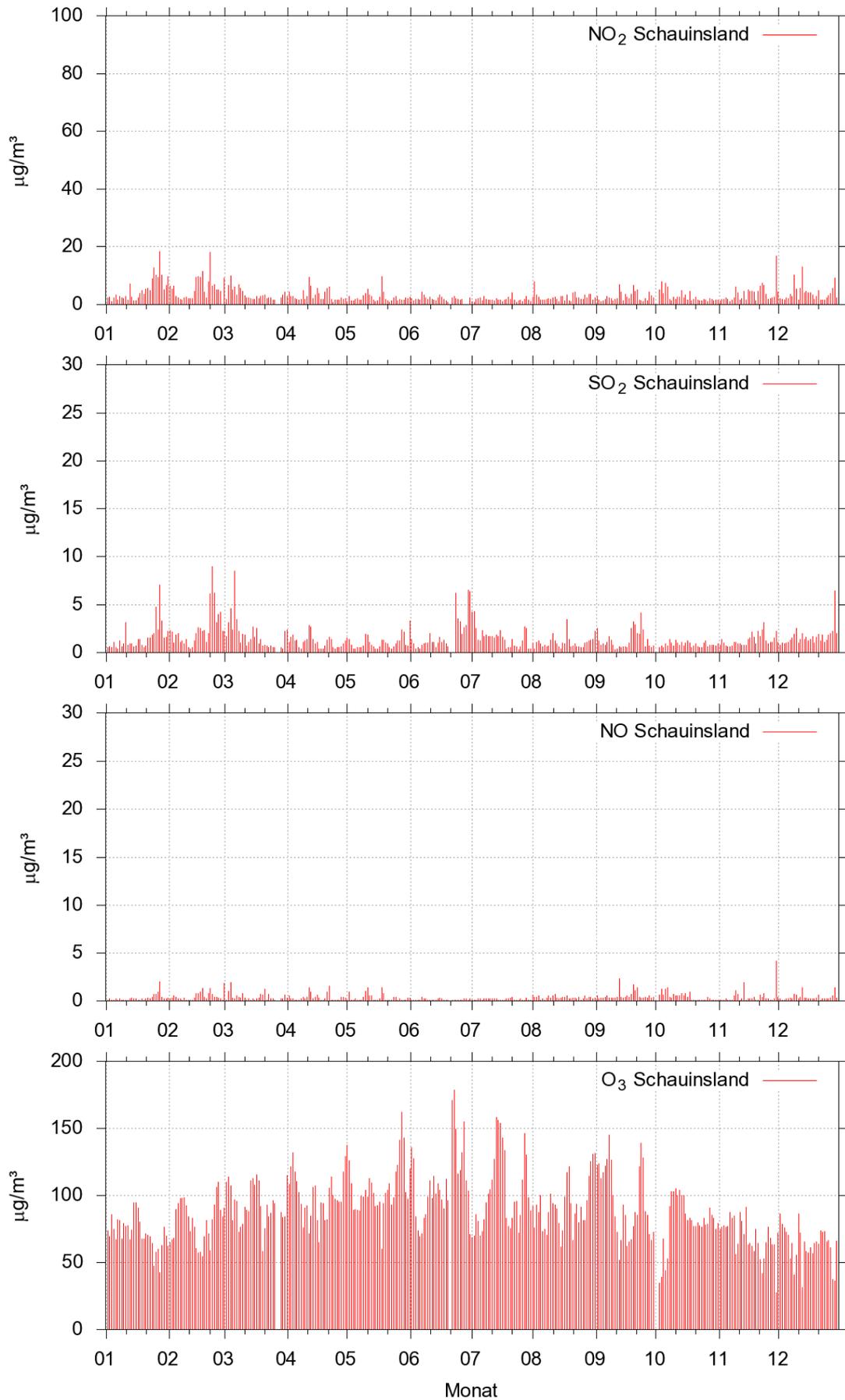


Abbildung 75: Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Schauinsland

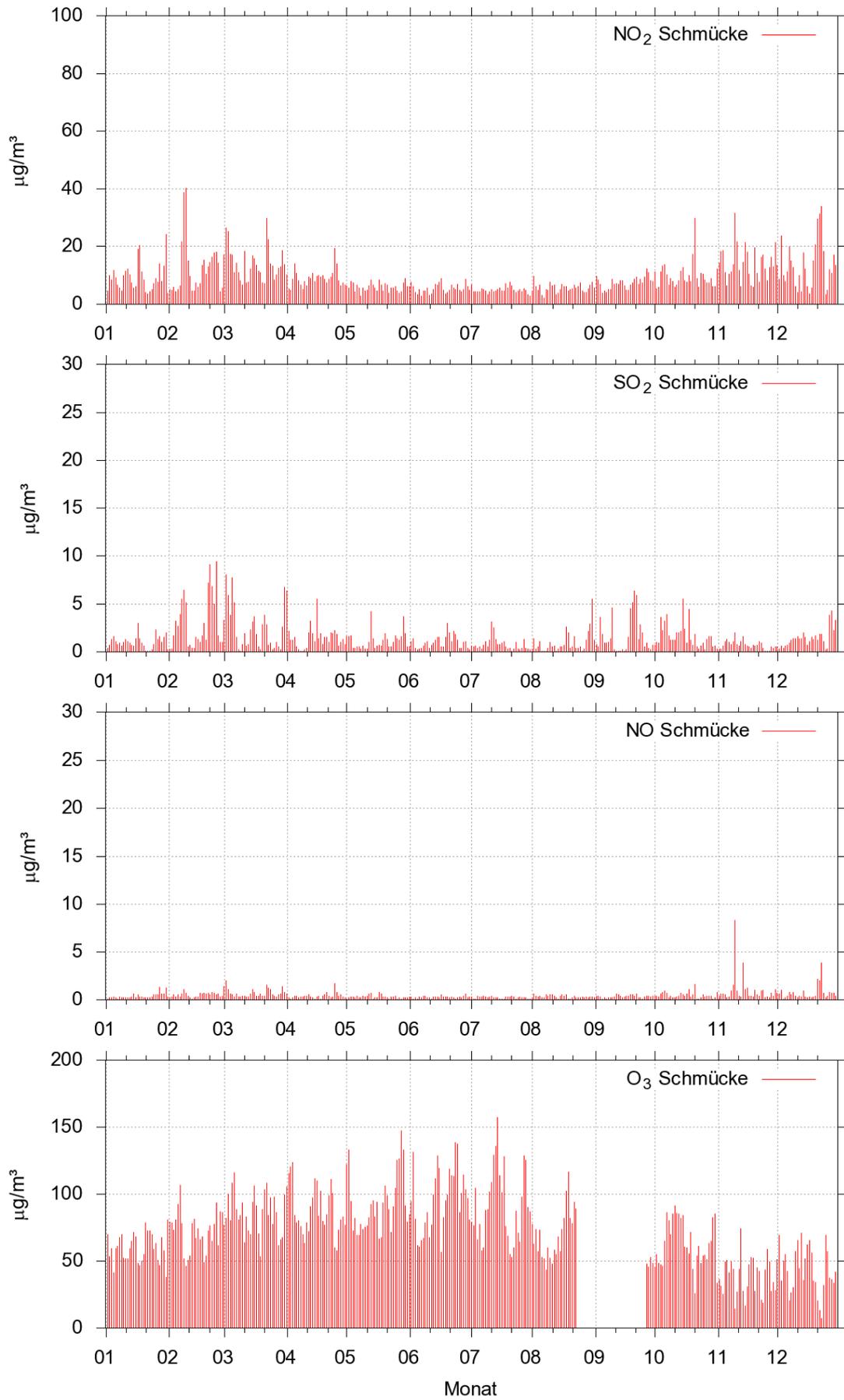


Abbildung 76 Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Schmücke

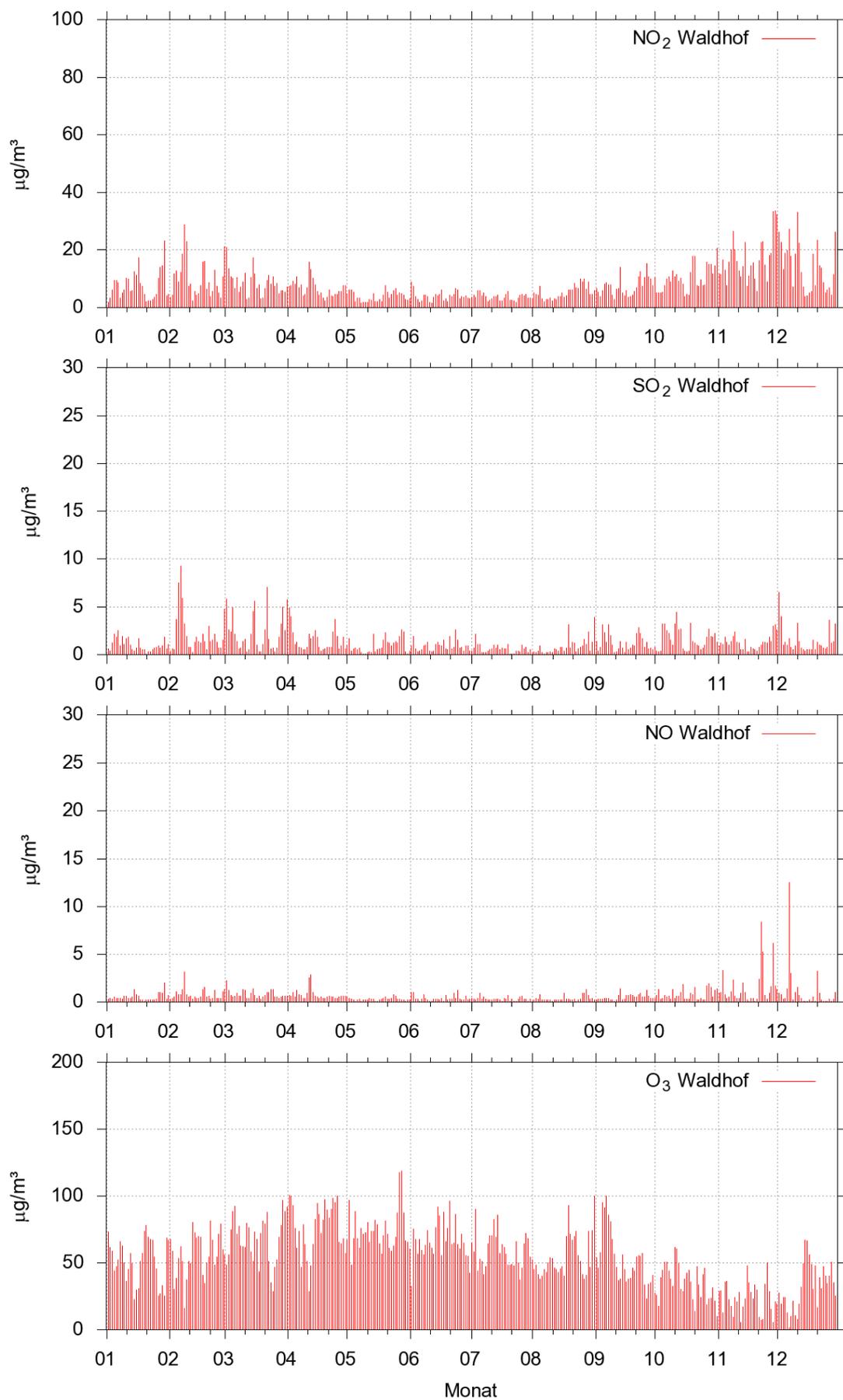


Abbildung 77: Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Waldhof

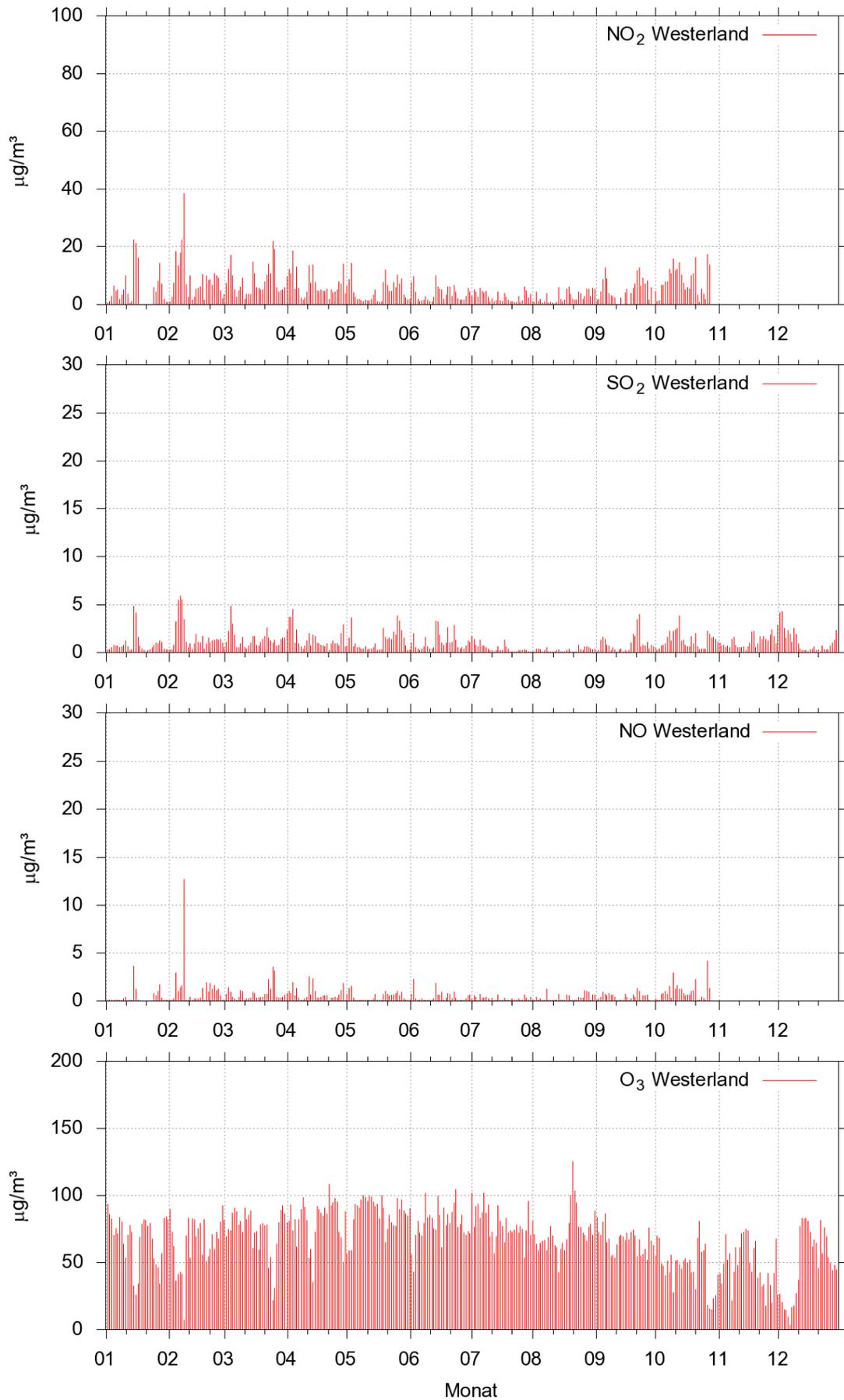


Abbildung 78: Jahresgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Westerland

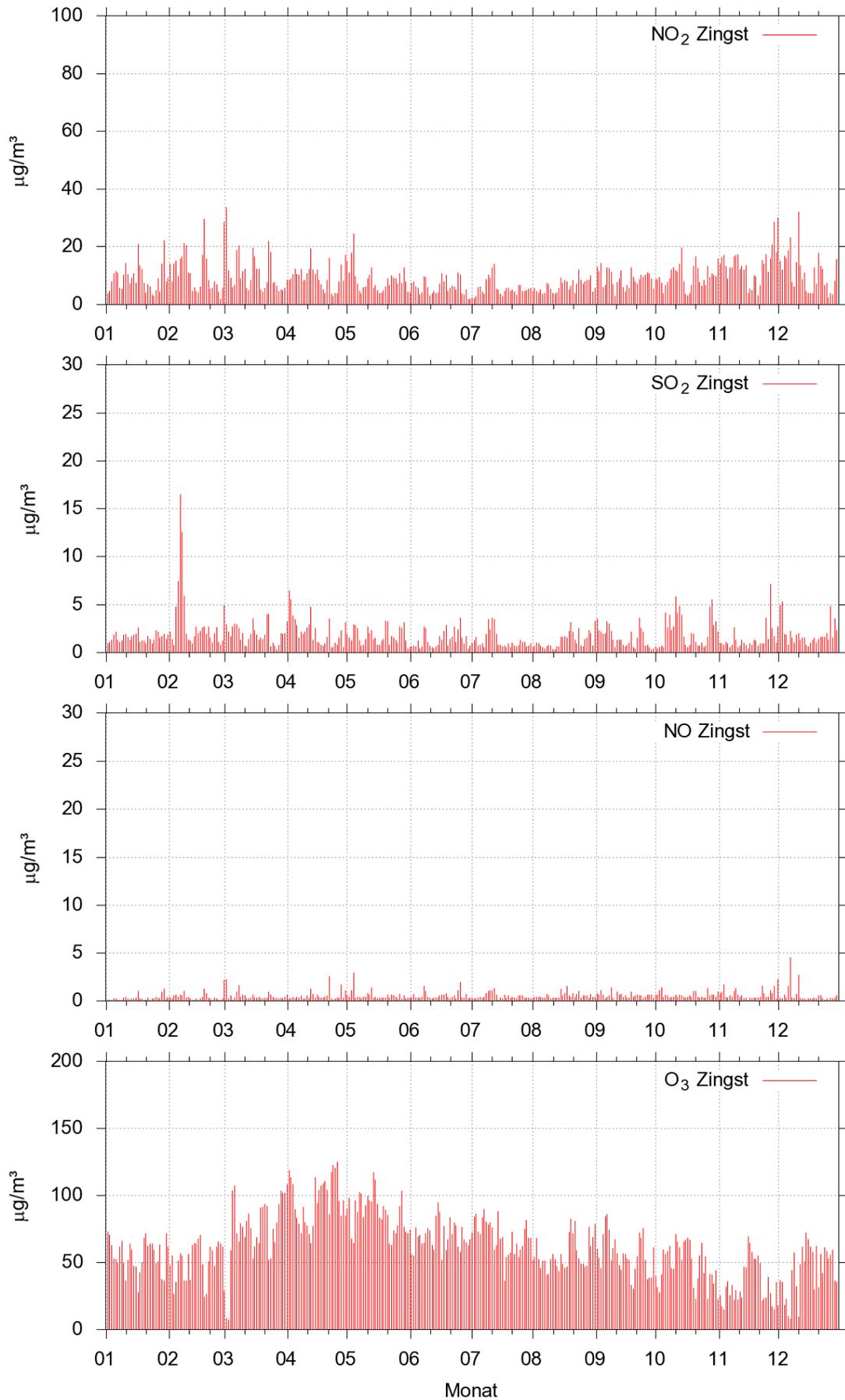


Abbildung 79: Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Station Zingst

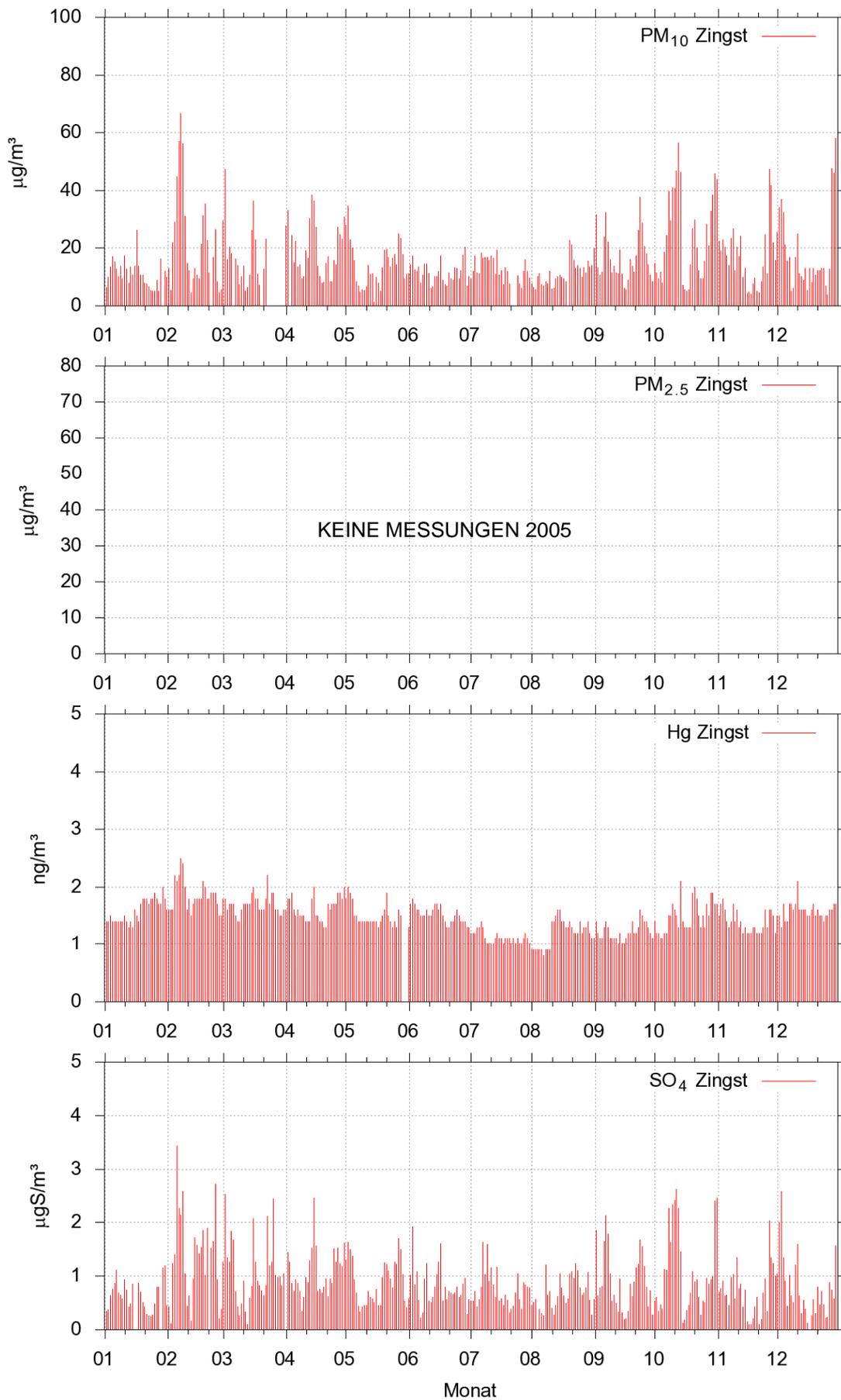


Abbildung 80: Jahrgang der gemessenen Tagesmittelwerte verschiedener Luftverunreinigungen an der Stationen Zingst

### 4.6.3 Mittlere Wochengänge

Quellen mit regelmäßigem Wochenverlauf ihrer Emissionsaktivität erzeugen einen charakteristischen Wochenverlauf der Immissionskonzentrationen an vom betreffenden Emittenten beeinflussten Orten. Dieser ist jedoch nur bei ausreichender Quellstärke und fehlender Überlagerung durch andere Quellen eindeutig zu bestimmen. Konzentrationsverläufe in Quellnähe unterscheiden sich in ihrem zeitlichen Muster nur unwesentlich vom zeitlichen Emissionsverlauf. Insbesondere im Tagesmittel ergeben sich hier kaum Verschiebungen. Handelt es sich jedoch um eine Fernquelle, etwa in einem anderen Land kann die zeitliche Verzögerung beträchtlich sein – bei einer konstanten Windgeschwindigkeit von 5 m/s benötigt ein Luftpaket für eine Strecke von 450 km etwa einen Tag. Emissionen von tschechischen Kraftwerken werden deshalb viel früher an der Messstation Schmücke erfasst als beispielsweise auf dem Schauinsland. Dies hat unterschiedliche Konsequenzen: Die wöchentlichen Verlaufsmuster sind an den Stationen jeweils unterschiedlich ausgeprägt, außerdem erfahren die Luftverunreinigungen je nach Zusammensetzung auch eine atmosphärenchemische Umwandlung. Für die Komponenten des Straßenverkehrs, NO und NO<sub>2</sub>, ist jedoch eine zeitliche Abhängigkeit im Wochenverlauf zu erwarten: Erhöhte Konzentrationen unter der Woche sowie eine Abnahme am Wochenende mit einem Minimum am Sonntag. Dies ist besonders ausgeprägt an den Stationen Schmücke und Waldhof (Abbildung 81 und 82), was für eine Beeinflussung durch den Straßenverkehr im größeren Umkreis spricht. In Neuglobsow fällt dieser Wochengang deutlich schwächer aus, da die Station einerseits „abgeschottet“ in einem Waldgebiet liegt und andererseits die Emissionsaktivität im Umkreis von mehreren Kilometern geringer ist. Bei den anderen Stationen ist dieses zeitliche Muster ebenfalls unterschiedlich deutlich ausgeprägt. Außergewöhnlich ist jedoch an der Station Zingst ein gleich bleibendes Immissionsniveau von Samstag bis Montag. Dies kann unterschiedliche Gründe haben, z.B. dass der lokale Straßenverkehr zum Wochenende nicht abnimmt, die Luftverunreinigungen aus größerer Entfernung hertransportiert werden und/oder eine andere Quelle den beschriebenen Wochengang modifiziert. Als eine solche Quelle kommt hierbei insbesondere der Schiffsverkehr in Betracht, der in den mit EURAD berechneten Immissionskonzentrationsfeldern einen beträchtlichen Beitrag der NO<sub>2</sub>-Belastung für die Station Zingst nahe legt (Abbildung 21). Ein ähnlicher Wochengang ist auch auf der Insel Sylt zu beobachten. Da der Umkreis beider Stationen stark vom Tourismus geprägt ist, dürfte das hohe NO bzw. NO<sub>2</sub>-Niveau am Wochenende jeweils in erster Linie dem lokalen Straßenverkehr entstammen. Bei allen Stationen ist für die Komponenten NO und NO<sub>2</sub> zur Wochenmitte hin eine Erhöhung zu erkennen. Dies kann einerseits durch den Antransport von fernen Quellen und andererseits durch eine Zunahme der Verkehrsstärke erklärt werden. Auch an anderen Hintergrundstationen, wie der Messstelle „Welzheimer Wald“ der LUBW ist ein solcher Wochengang zu beobachten [15].

Der Ozon-Wochengang ist u. a. von der Anwesenheit von Vorläufersubstanzen sowie von dem herrschenden NO-Angebot abhängig. Ist eine Messstation durch den lokalen Straßenverkehr beeinflusst, sind eine O<sub>3</sub>-Abnahme an den Werktagen und eine O<sub>3</sub>-Zunahme am Wochenende, gegenläufig der NO-Konzentration zu erwarten. Ein solcher Verlauf ist an allen Stationen in geringem Maße zu erkennen, was für einen vorhandenen lokalen Einfluss durch den Straßenverkehr spricht. Eine Sonderstellung nimmt Neuglobsow ein mit im Wochenvergleich besonders geringen Ozonkonzentrationen am Sonntag (Abbildung 83).

SO<sub>2</sub> verhält sich ähnlich wie NO<sub>2</sub>, wobei insbesondere an den Bergstationen eine Anreicherung im Wochenverlauf und ein ausgeprägtes Wochenendsminimum zu beobachten ist. Auf dem Schauinsland wird das SO<sub>2</sub>-Wochenmaximum jedoch erst zwei Tage später als bei NO<sub>2</sub> erreicht. Generell sind an allen Stationen keine Hinweise auf maßgeblichen lokalen Einfluss eines SO<sub>2</sub> Emittenten zu erkennen, die Verläufe sind uneinheitlich und ungerichtet (Abbildung 84). Ferner ist die Streuung aller Luftverunreinigungen an jedem Wochentag beträchtlich (Abbildung 85) was zu einer weiteren Nivellierung führt.

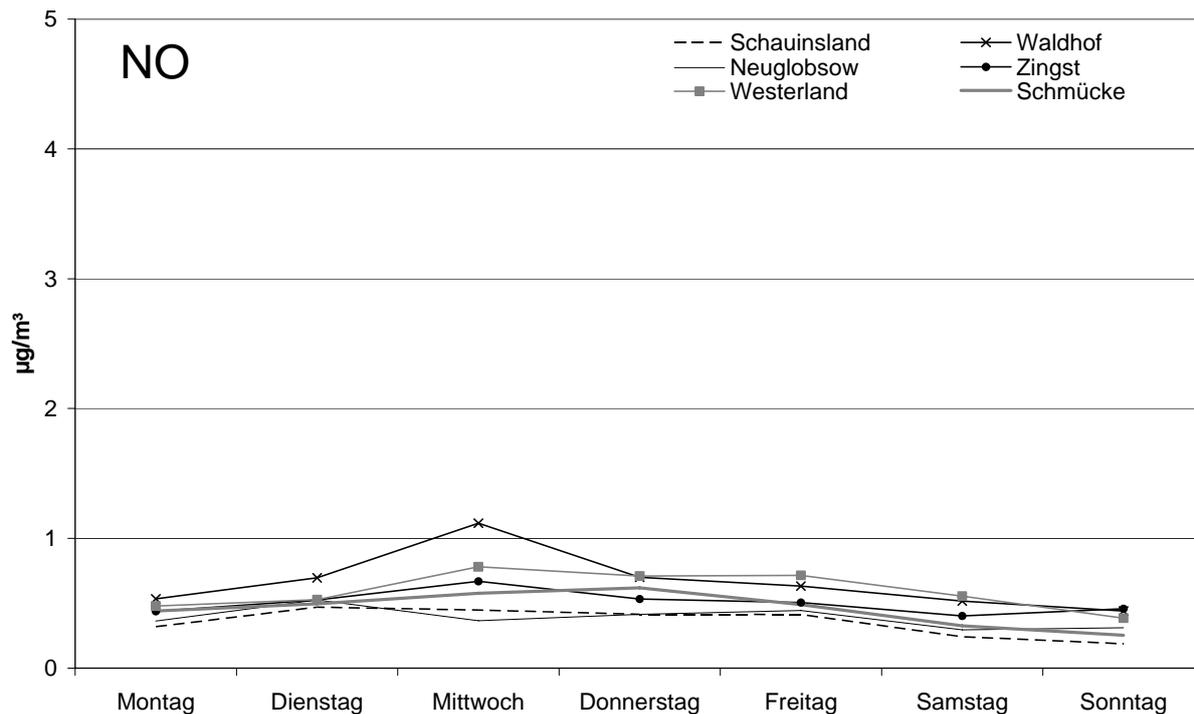


Abbildung 81: Mittlere NO-Wochengänge aus dem Jahr 2005

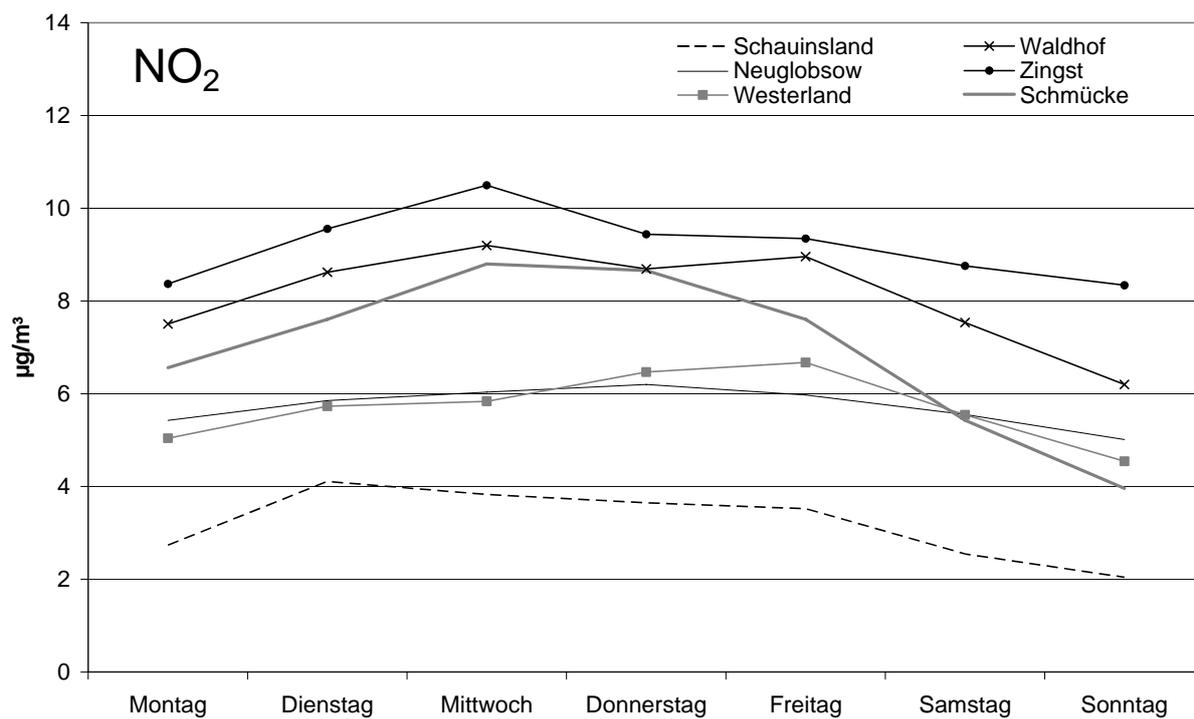


Abbildung 82: Mittlere NO<sub>2</sub>-Wochengänge aus dem Jahr 2005

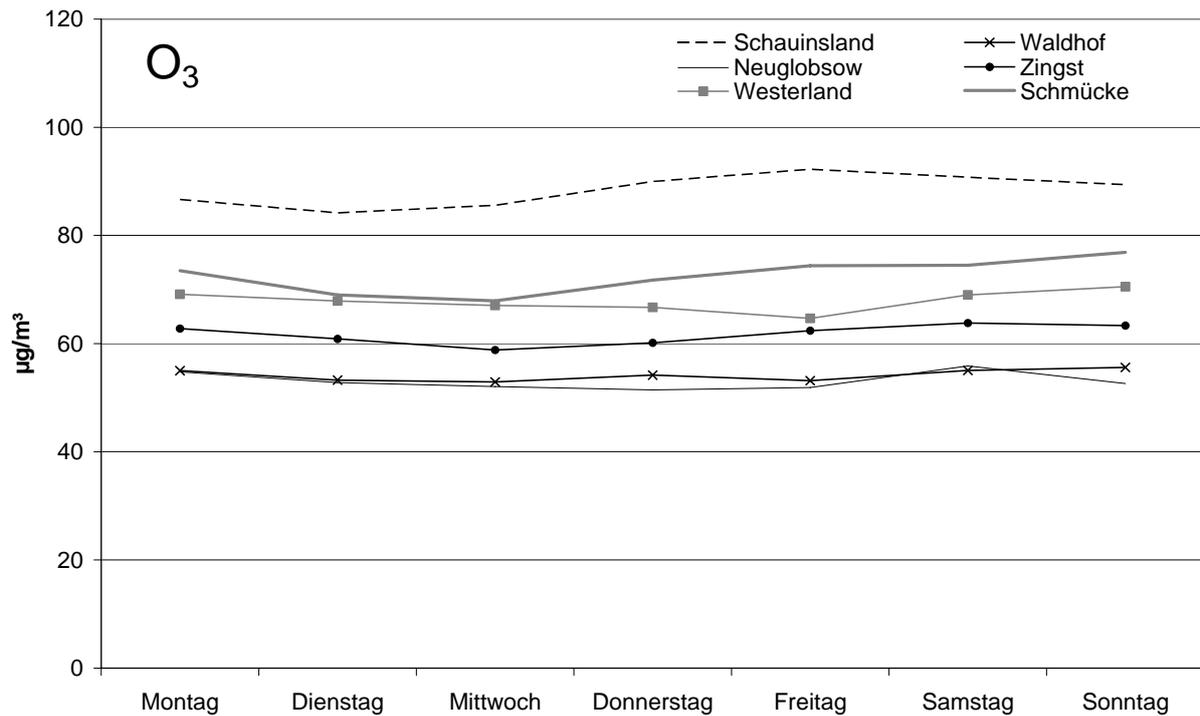


Abbildung 83: Mittlere O<sub>3</sub>-Wochengänge aus dem Jahr 2005

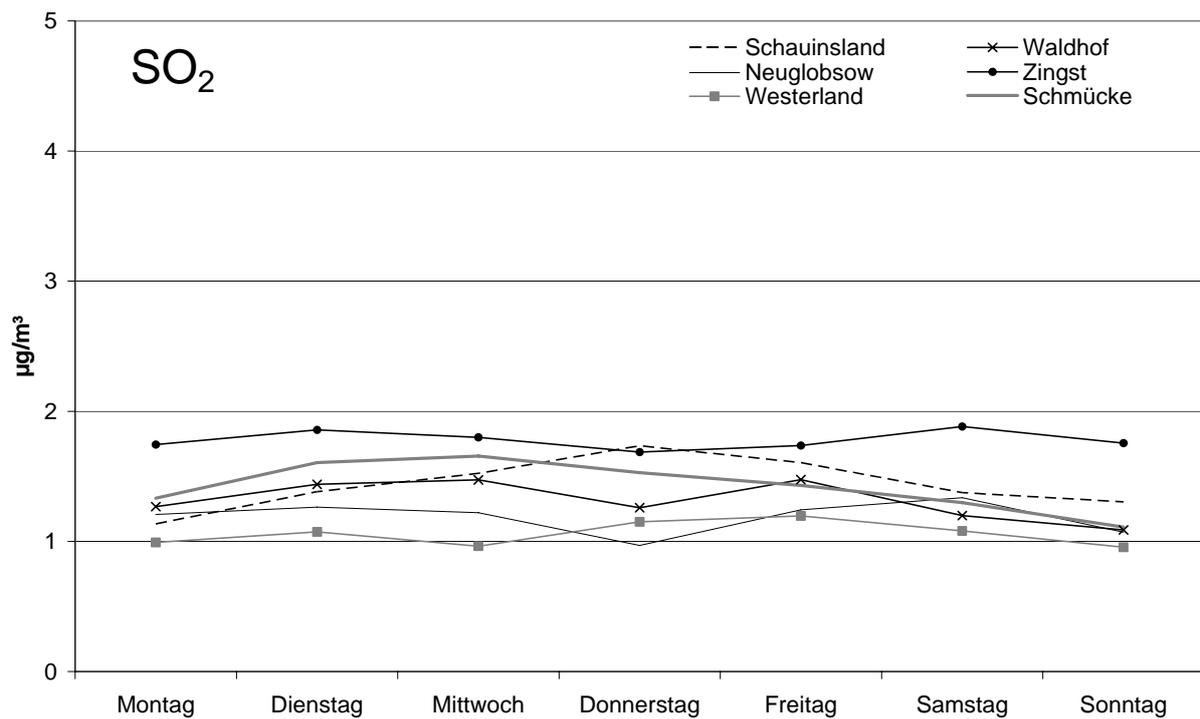


Abbildung 84: Mittlere SO<sub>2</sub>-Wochengänge aus dem Jahr 2005

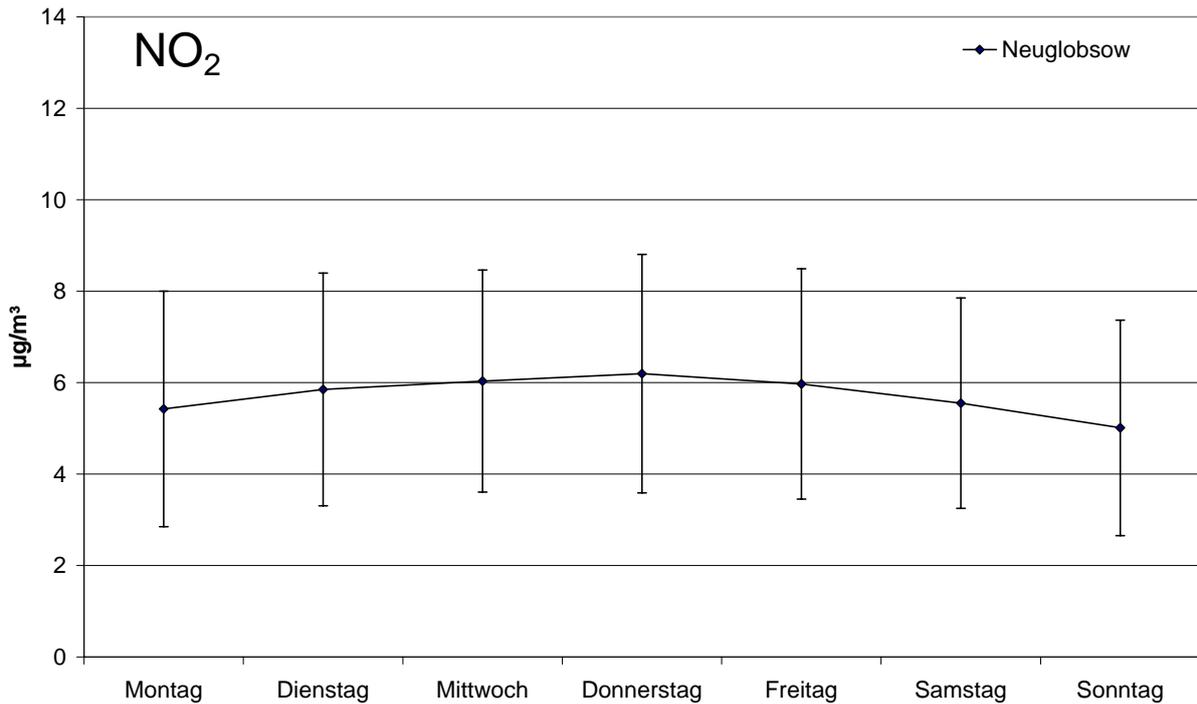


Abbildung 85: Mittlerer NO<sub>2</sub>-Wochengang an der Station Neuglobsow mit Streubalken (Standardabweichung)

#### 4.6.4 Mittlere Tagessgänge

Mittlere Tagessgänge geben Aufschluss über zeitliche Verlaufsmuster von Luftverunreinigungen und erlauben Rückschlüsse über den Einfluss von Quellen mit ausgeprägtem zeitlichem Verlauf. Insbesondere an quellfernen Messorten werden die Tagesverläufe signifikant von der Meteorologie modifiziert oder gar dominiert. So sind die Verhältnisse in der Nacht eher stabil und tagsüber durch den Antrieb der Sonne labil. Ozon wird in der Nacht abgebaut, tagsüber wird es gebildet und aus höheren Luftschichten eingemischt. Zur besseren Vergleichbarkeit erfolgt die Analyse hier aufgeteilt nach den unterschiedlichen Luftverunreinigungen.

#### NO

NO, das hauptsächlich vom Kfz-Verkehr emittiert wird, weist an allen Messstationen einen deutlich ausgeprägten Tagesgang auf, der in erster Linie mit der Zu- und Abnahme des Verkehrsaufkommens verbunden ist (Abbildung 86). Des Weiteren spielen hier auch natürliche Quellen eine Rolle, wie z.B. die Emission von NO aus Böden. Der Konzentrationsverlauf ist weitgehend symmetrisch mit einer schnellen Zunahme am frühen Morgen und einem Maximum gegen 10:00 Uhr sowie einer Abnahme am Nachmittag, bis gegen 19:00 Uhr die niedrigsten Werte erreicht werden. An den Bergstationen ist der beschriebene Verlauf, verbunden mit der Auflösung der Inversion, um 1 bis 2 Stunden verzögert.

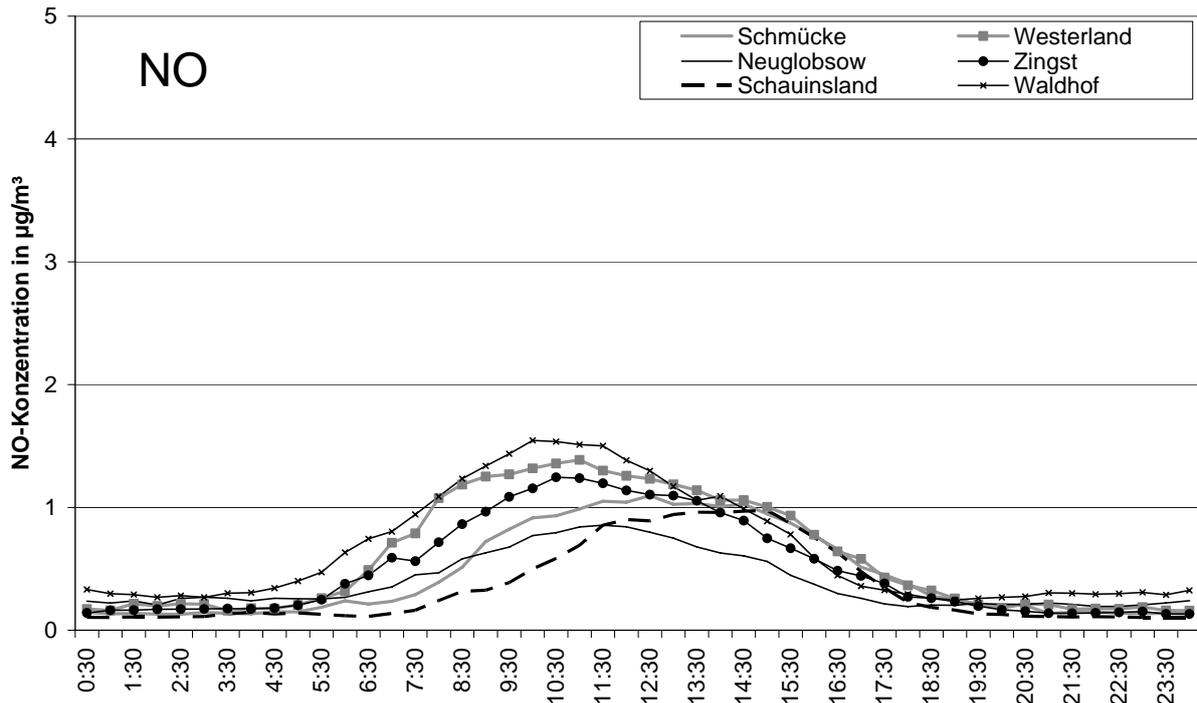


Abbildung 86: Mittlerer Tagesgang der NO-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

## SO<sub>2</sub>

In Abbildung 87 sind die mittleren SO<sub>2</sub>-Tagesgänge von allen Messstationen aufgetragen. Das Immissionsniveau liegt immer unter 2 µg/m<sup>3</sup> und ist damit erwartungsgemäß gering. An den Bergstationen ist ein gleichmäßiger Verlauf um 1,5 µg/m<sup>3</sup> zu beobachten, der auf keine bestimmten Quellen schließen lässt. Auf die anderen Stationen trifft dies nicht zu, denn sie zeigen alle einen ausgeprägten Tagesgang mit geringen nächtlichen Werten, einem Anstieg ab ca. 6:30 Uhr einer etwa zweistündigen Spitze um die Mittagszeit sowie einem anschließenden gleichmäßigen Rückgang bis ca. 20 Uhr. Dieser Tagesgang wird hauptsächlich vom Auf- und Abbau der Inversionsschichten gesteuert. So gehen die Konzentrationen in der Nacht zurück, weil das SO<sub>2</sub> getrennt von einer Sperrschicht in höheren Luftschichten liegt. In Westerland wird der gezeigte Tagesgang durch die reine maritime Luft mit hohen Windgeschwindigkeiten etwas gedämpft.

Wie bereits zuvor beschrieben ist bei den Bergstationen kein markanter Verlauf zu erkennen vielmehr bewegen sich die Immissionen auf einem Niveau mit geringen Schwankungen. Dennoch ist im Konzentrationsgang der Station Schmücke ein Muster zu erkennen: Ab ca. 20 Uhr steigen die SO<sub>2</sub>-Konzentrationen leicht an bis kurz vor Sonnenaufgang, danach nehmen sie wieder ab. Der Grund hierfür könnte in der nächtliche Entstehung der Inversion und ihrem folgenden Abbau bei Tagesanbruch liegen. So verkleinert sich in der Nacht das Luftvolumen der Mischungsschicht bei gleich bleibender oder steigender Menge an SO<sub>2</sub> was zu einer Konzentrationserhöhung führt. Tagsüber herrschen durch den Antrieb der Sonne in der Regel bessere Ausbreitungsbedingungen und die Inversion löst sich auf. Da es sich hier um sehr geringe Konzentrationsunterschiede handelt kann dieses Muster jedoch auch durchaus aus Zufall entstanden sein.

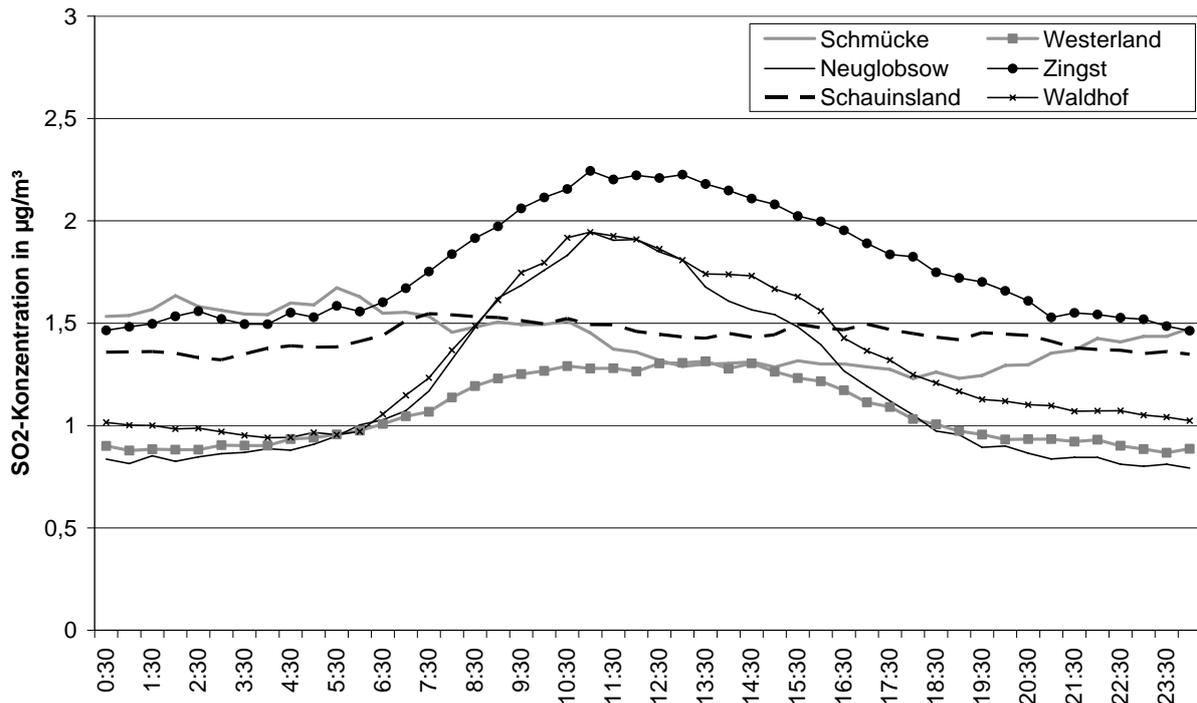


Abbildung 87: Mittlerer Tagesgang der SO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

## NO<sub>2</sub>

An allen Stationen ist ein deutliches Muster der NO<sub>2</sub>-Tagesgänge zu erkennen (Abbildung 88). Typischerweise ist an vom Straßenverkehr beeinflussten Messstellen ein Verlauf mit einer morgendlichen und abendlichen Konzentrationsspitze zu beobachten, zumeist verursacht vom Berufsverkehr. So steigen die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Westerland ab ca. 6:30 Uhr bis 8:30 Uhr kurz an, gehen dann wieder zurück und nehmen dann abends ab ca. 17:00 Uhr bis ca. 22:00 Uhr wieder zu. Der Einfluss des lokalen Straßenverkehrs wird hier deutlich. Auch in Zingst ist ein ähnlicher Verlauf zu beobachten mit jedoch einer weniger ausgeprägten Konzentrationsspitze am Morgen. Neuglobsow und Waldhof hingegen zeigen einen v.a. an der Station Waldhof ausgeprägten Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen am Tag. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich in der Oxidation des von den Böden emittierten NO durch Ozon in der Nacht und dem damit verbundenen nächtlichen NO<sub>2</sub>-Anstieg. Außerdem scheint hier ein ausgeprägter lokaler Einfluss durch den Straßenverkehr nicht vorzuliegen.

An den Bergstationen tritt wie bei SO<sub>2</sub> auch hier ein abweichendes Muster zutage: Ein NO<sub>2</sub>-Maximum von ca. 16:00 bis 18:00 Uhr und eine sanfte aber stetige Abnahme bis ca. 10 Uhr morgens mit anschließendem leichten Anstieg bis zum spätnachmittäglichen bzw. abendlichen Maximum. Mit der Auflösung der Inversion wird tagsüber der Kontakt mit der Mischungsschicht allmählich hergestellt, das vom Straßenverkehr freigesetzte NO kann bei entsprechenden Witterungsverhältnissen zur Messstation transportiert und auf dem Weg dorthin oxidiert werden. Bei der Messstation Schmücke setzt die morgendliche Konzentrationszunahme früher ein mit einem kurzfristigen Peak zwischen 8:00 und 9:00 Uhr jedoch auf geringerem Niveau im Vergleich zum Abend. Dass der morgendliche Peak hier gemessen wird liegt einerseits daran, dass die Abkopplung von der Mischungsschicht seltener auftritt als beim höher gelegenen Schauinsland und andererseits in geringerem Maße am lokalen Verkehr.

Ein weiterer möglicher Einfluss besteht darin, dass die Messungen nachts auch von NO<sub>y</sub> beeinträchtigt werden.

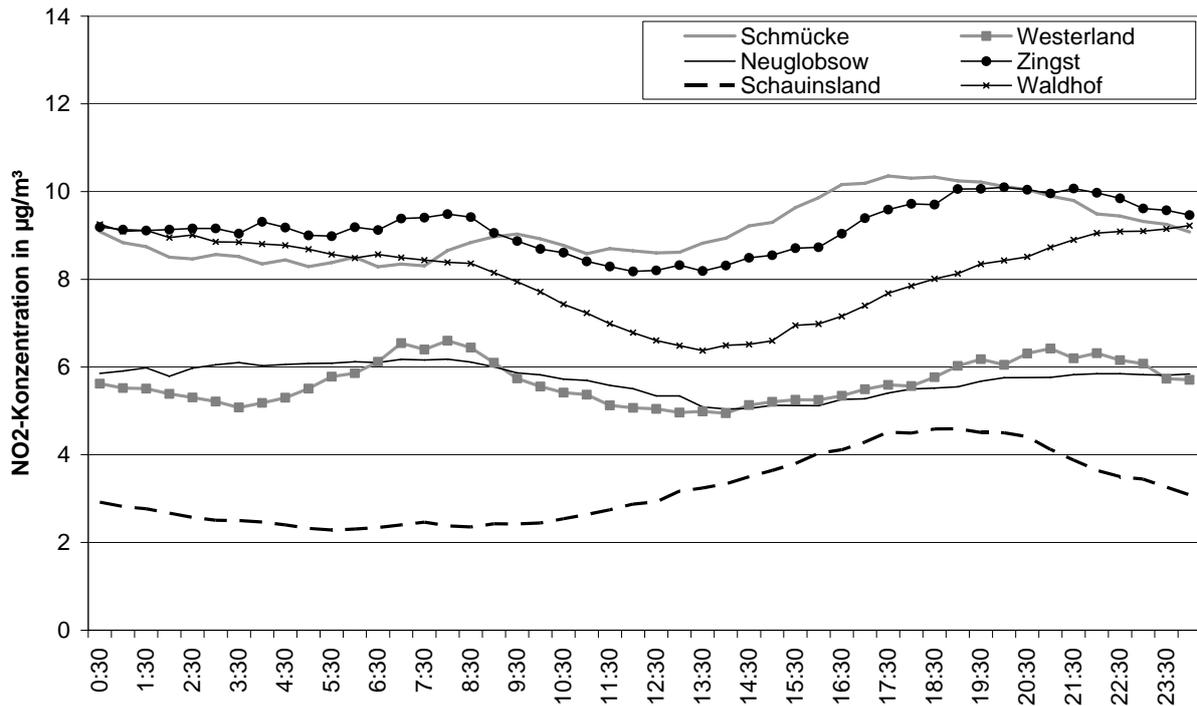


Abbildung 88: Mittlerer Tagesgang der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

### O<sub>3</sub>

Das sekundär gebildete Ozon zeigt an allen Station einen ähnlichen Tagesgang mit variierender Schwankungsbreite. An den Bergstationen Schmücke und Schauinsland werden die höchsten Konzentrationen gemessen, jedoch die geringsten Variationen. Der in Abbildung 83 dargestellte ausgeprägte Tagesgang der Ozonkonzentration an den Stationen Waldhof, Neuglobsow und Zingst wird durch photochemische Reaktion mit Luftverunreinigungen wie Stickstoffoxiden und Kohlenwasserstoffen beeinflusst. In den Nachtstunden wird das überregional vorhandene Ozon durch Reaktion mit Stickstoffoxiden verbraucht, tags bildet sich durch die Sonnenstrahlung aus den Schadstoffen wiederum neues Ozon. Die Spitzenkonzentrationen entstehen leicht verzögert um die Mittagszeit wenn die Strahlungsintensität am höchsten ist.

Die beiden Bergstationen liegen nachts über den Bodeninversionen des Flachlandes und der Täler in der Ozonreservoirschicht. Es findet kein Ozonabbau durch anthropogene Stickstoffoxide statt, das Ozon bleibt auf hohem Niveau erhalten. Diese nächtlichen Ozonkonzentrationen sind demnach ein Indikator für frische vom direkten Einfluss der Stadtluft abgekoppelte Luftmassen (siehe auch [18]).

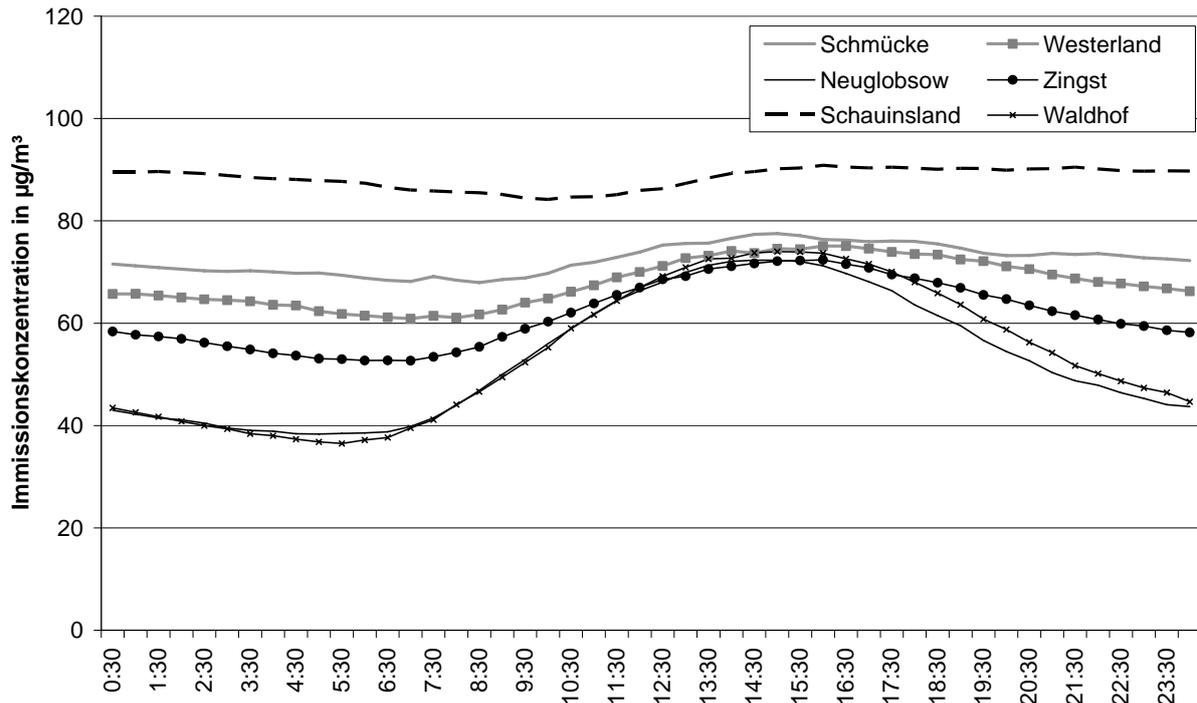


Abbildung 89: Mittlerer Tagesgang der O<sub>3</sub>-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

### PM<sub>10</sub>

Auch die mittleren PM<sub>10</sub>-Tagesgänge an den Messstationen zeigen markante Verlaufsmuster, wie in Abbildung 90 zu erkennen. Einige Tagesgänge beginnen mit einem Peak, der jedoch nicht durch erhöhte Umgebungskonzentrationen verursacht wird, sondern messtechnisch bedingt ist. An der Station Waldhof gehen die Konzentrationen tagsüber aufgrund der verbesserten Durchmischung der Atmosphäre zurück, eine lokale Quelle ist hierbei nicht zu erkennen. Auf dem Schauinsland hingegen steigen die Konzentrationen im Laufe des Tages mit Auflösung der nächtlichen Inversion an, um dann in der Nacht wieder zurückzugehen. Andere Verläufe sind in Zingst, Westerland und Neuglobsow zu beobachten: Ein flacher Anstieg bis zu den frühen Mittagsstunden, gefolgt von einem Rückgang bis zum Abend, danach wieder eine leichte Zunahme in der Nacht. Tagsüber lässt sich der Anstieg durch die erhöhte anthropogene Emissionsaktivität erklären, an den Küstenstation zusätzlich durch den verstärkten Eintrag von Meeressalz. Nachts verringert sich der geometrische Durchmischungsraum der Atmosphäre wenn Inversionen entstehen, was ebenfalls zu höheren Immissionskonzentrationen führt, wenn wie hier keine lokale Quellen den Tagesgang bestimmen.

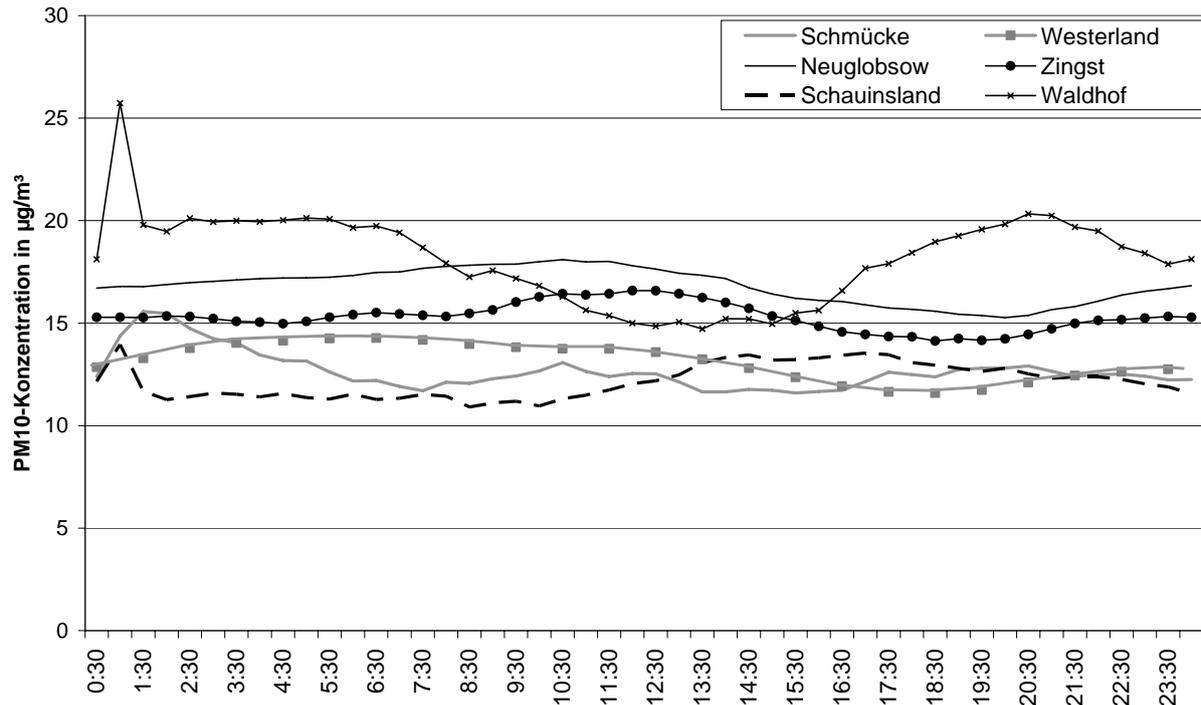


Abbildung 90: Mittlerer Tagesgang der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

## CO<sub>2</sub>

CO<sub>2</sub>-Messungen wurden im Jahr 2005 konsistent nur an den Bergstationen und in Neuglobsow durchgeführt. Das Konzentrationsniveau liegt bei der Station Schmücke und Schauinsland auf einem konstanten Niveau bei knapp 380 ppm (Abbildung 91). In Neuglobsow hingegen ist eine deutliche Zunahme der Konzentrationen in der Nacht zu beobachten. Nachts treten durch die CO<sub>2</sub>-Abgabe der Bäume – die Station liegt mitten im Wald – und durch die Begrenzung des Luftaustauschs durch die nächtliche Bodeninversion im Mittel erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentrationen auf. Die tagsüber stattfindende CO<sub>2</sub>-Aufnahme der Bäume ist nicht so stark, dass sie sich merklich auf die Konzentration der von oben eingemischten Luftmassen auswirken würde. Der Einfluss des umgebenden Waldes ist auch auf der Schmücke ein klein wenig, am Schauinsland fast nicht, festzustellen.

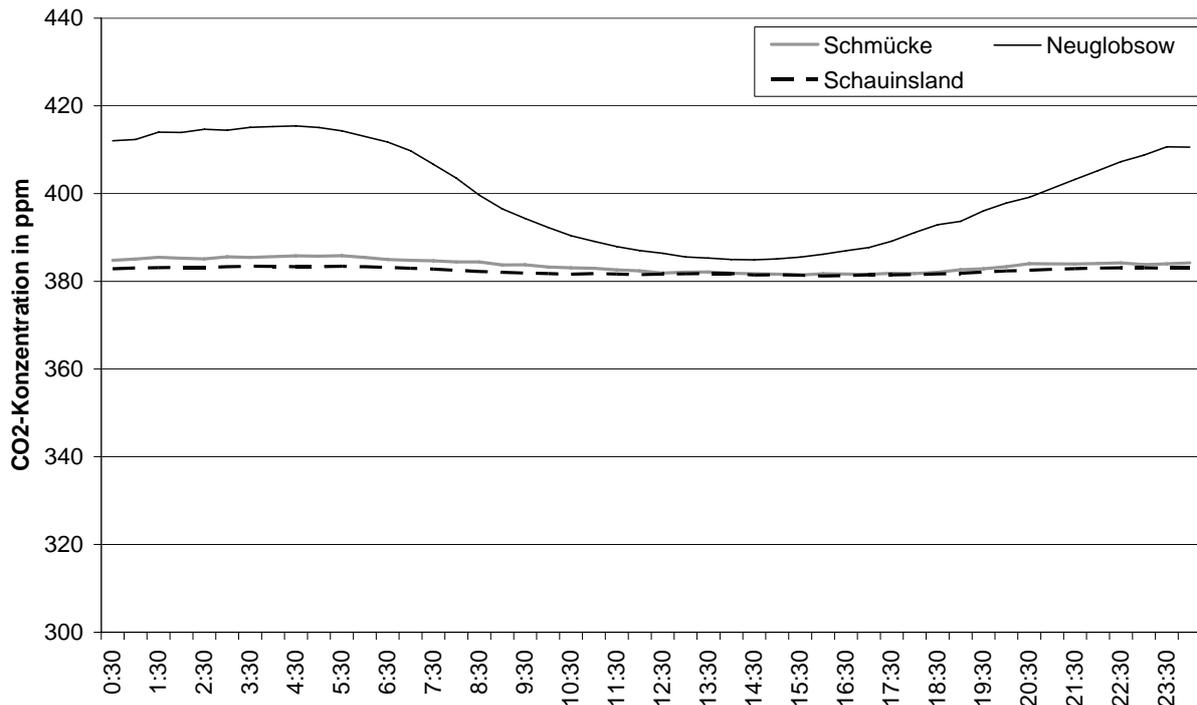


Abbildung 91: Mittlerer Tagesgang der CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Basisjahr 2005)

#### 4.6.5 Episoden mit erhöhten Konzentrationen

Wie weiter oben beschrieben kam es im Jahr 2005 immer wieder zu erhöhten Konzentrations-spitzen, die sich im Winter und in den Übergangsjahreszeiten ereigneten. An dieser Stelle soll nun exemplarisch auf die markante SO<sub>2</sub>-Konzentrationspitze in Zingst Anfang Februar 2005, die auch an allen anderen Stationen in unterschiedlicher Ausprägung zu beobachten war, eingegangen werden. Bei Betrachtung der Halbstundemesswerte in Abbildung 92 fällt auf, dass die hohen Konzentrationen mehrere Tage andauerten, zwar untergliedert durch einzelne Peaks, dennoch ein deutliches Anzeichen für einen Ferntransport auf zeitlich breiter Front. Die in Abbildung 93 aufgetragenen zur gleichen Zeit herrschenden Windrichtungen zeigen stabile 130°-170°, also Süd-Südost, über den gesamten Zeitraum hinweg. Die gemessenen hohen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen stammen also von Feuerungsquellen in Polen oder Tschechien. Bestätigt wird dies weitgehend von den Rückwärtstrajektorien in Abbildung 94: Die Trajektorien reichen jeweils bis zu 3 Tage in die Vergangenheit. So befindet sich das betrachtete Luftpaket wenige Stunden vor Anstieg der SO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Zingst über polnischem Gebiet. Am 7.2. verlagert sich die Trajektorienbahn Richtung Deutschland, doch wurde auch hier zuvor polnische und tschechische Luft eingemischt. Einen Tag später verlagert sich die Trajektorienbahn weiter nach Westen, so dass nunmehr ausschließlich deutsche Luft nach Zingst transportiert wird. Dies widerspricht jedoch den Ergebnissen der SO<sub>2</sub>-Messungen als auch den Windrichtungen in Zingst – nach wie vor werden gleich bleibend hohe SO<sub>2</sub>-Konzentrationen von über 15 µg/m<sup>3</sup> bei einer Windrichtung um 150° gemessen. Da Trajektorien mit Unsicherheiten behaftet sind, könnte auch eine nach Osten abweichende Trajektorienbahn plausibel sein. Das Trajektorienmodell Flextra vom Norwegischen Luftforschungsinstitut NILU liefert ein von der EURAD-Trajektorie abweichendes Ergebnis, das zu dem eben beschriebenen Ferntransport gut passt (Abbildung 94). Die längere Trajektorienbahn des Flextra-Modells entsteht durch eine weiter in die Vergangenheit zurückreichende Verfolgung des Luftpaketes.

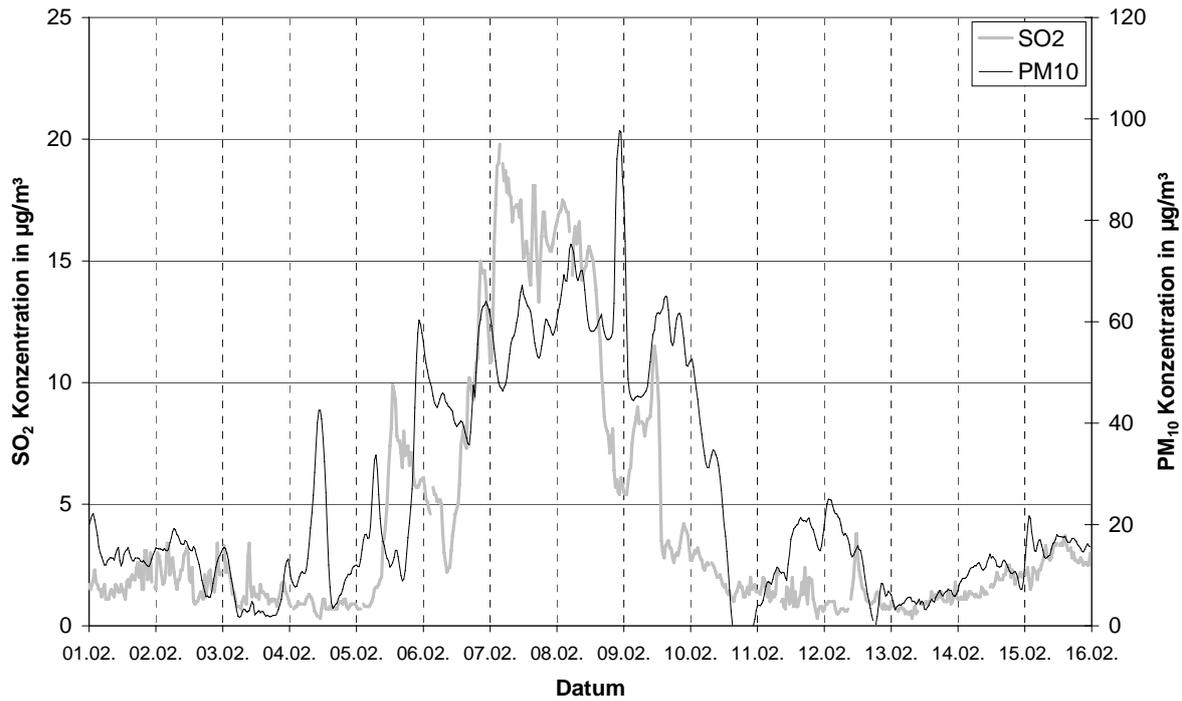


Abbildung 92: Gang der SO<sub>2</sub>- und PM<sub>10</sub>-Halbstundenmittelwerte während einer Episode erhöhter Immissionskonzentrationen im Februar 2005 an der Stationen Zingst

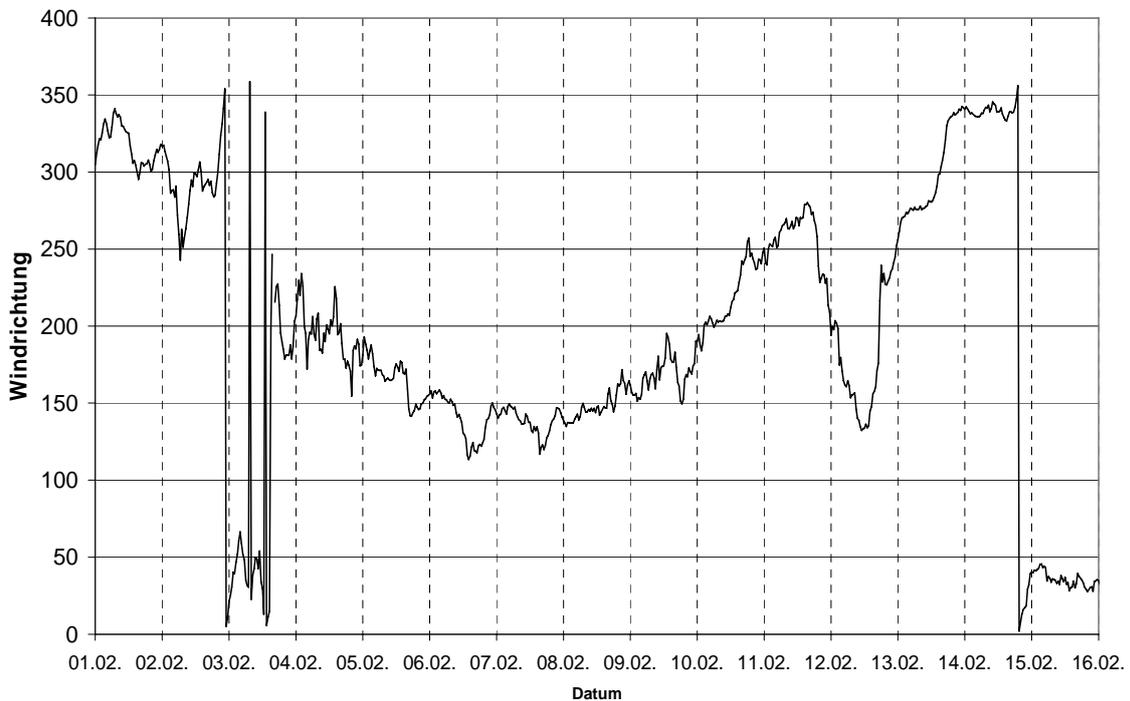


Abbildung 93: Gang der Windrichtung während einer Episode erhöhter Immissionskonzentrationen im Februar 2005 an der Station Zingst

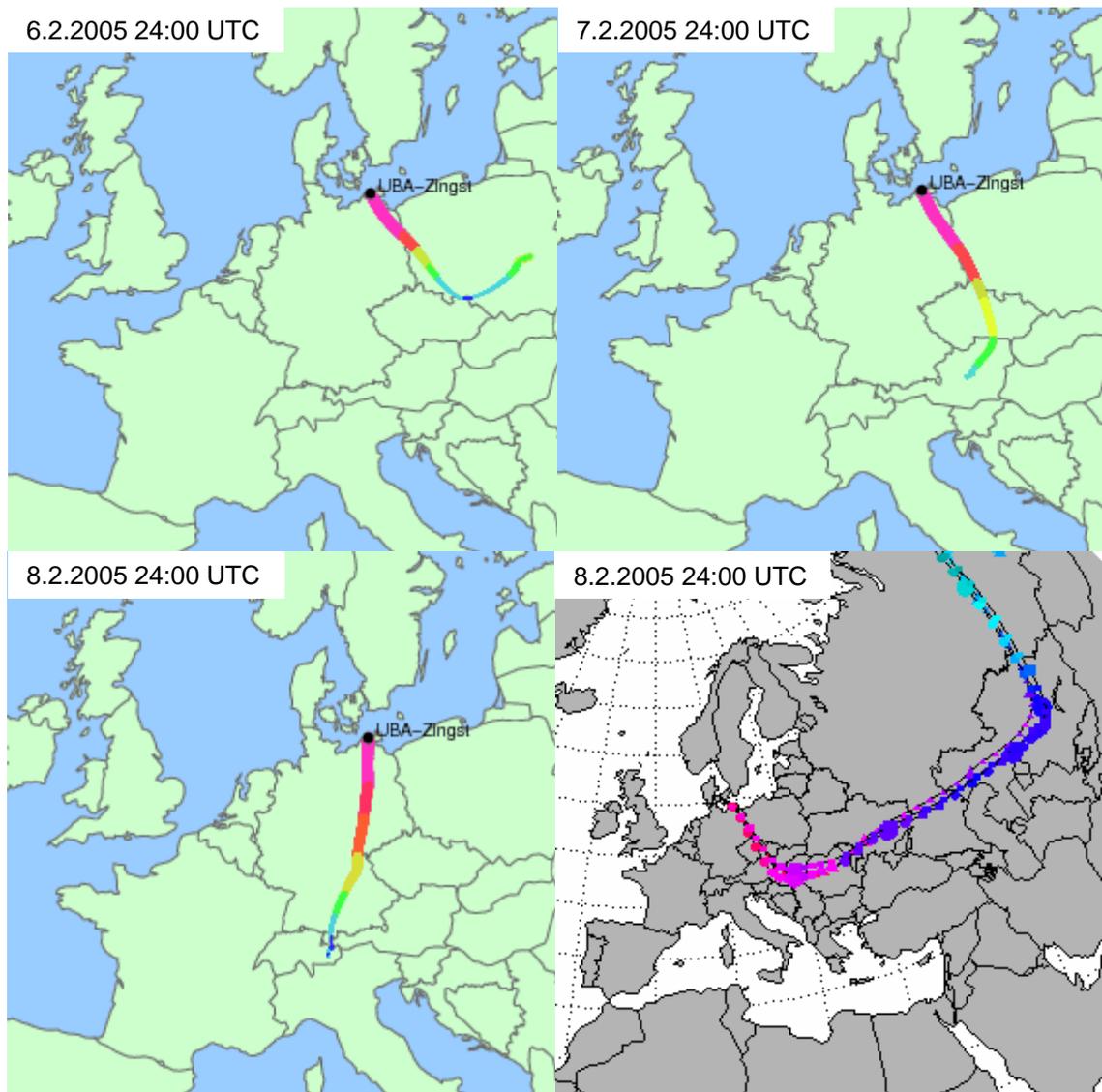


Abbildung 94: Rückwärtstrajektorien für die Messstation Zingst im Ankunftszeitraum vom 6.2.2005-8.2.2005. Abgebildet sind Berechnungen mit dem EURAD Modellsystem sowie zum Vergleich rechts unten eine Berechnung mit dem NILU-Modell Flextra [14].

## 4.7 Statistische Auswertung der Messungen

Im Folgenden soll auf die deskriptive Statistik der Messwerte vom Bezugsjahr 2005 eingegangen werden. In Tabelle 8 sind Mittelwerte und Standardabweichungen der im Jahr 2005 gemessenen Luftverunreinigungen und meteorologische Parameter zusammengefasst. Danach erscheinen die Stationen Schmücke und Zingst mit den höchsten NO<sub>2</sub>-Mittelwerten, woraus auf den ersten Blick auf lokale Quellen geschlossen werden kann.

Bemerkenswert ist das vergleichsweise niedrige Immissionsniveau an der Station Schauinsland. Da es sich hier um eine Bergstation handelt, ist die Ursache hierfür in einer immer wieder auftretenden Abkopplung von der Mischungsschicht durch tiefer gelegene Inversionen zu suchen, so dass die überörtliche Luft gemessen wird.

Die Station Westerland muss gesondert betrachtet werden, da hier eine ausgeprägte Beeinflussung durch lokale Quellen in östlicher und südlicher Richtung besteht. Aus Westen hingegen wird klare Meeresluft angeströmt, was eine hohe Standardabweichung für NO<sub>2</sub> bewirkt. Ohne den lokalen Einfluss ergeben sich weitaus geringere Mittelwerte und Standardabweichungen der Luftverunreinigungen (Windrichtung 240° bis 330°, Tabelle 8). CO und CH<sub>4</sub> werden an lediglich drei Stationen erfasst, CO<sub>2</sub> an vier Orten, wobei die höchsten Konzentrationen an der im Wald gelegenen Station Neuglobsow vorkommen. Da vor allem CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und CO generell räumlich gleichmäßiger verteilt sind als die meisten Luftverunreinigungen und hauptsächlich aus anthropogenen Quellen stammen, sind die Konzentrationen in der Mischungsschicht höher als über der Inversion. Deshalb auch der positive Konzentrationsunterschied gegenüber den Bergstationen Schauinsland und Schmücke. Auffallend ist, dass an der Station Schauinsland die CO<sub>2</sub>-Werte zwischen der IR- und der GC-Messmethode sehr gut übereinstimmen. In Neuglobsow differieren dagegen die Werte etwas (0,6% Abweichung).

Tabelle 8: Mittelwerte und Standardabweichungen der UBA-Messstationen für das Jahr 2005

	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	Ozon	SO <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> IR	CO <sub>2</sub> GC	CH <sub>4</sub>	CO	N <sub>2</sub> O	SF <sub>6</sub>	PAN	PM <sub>10</sub>	Temp	WG	
	µg/m <sup>3</sup>	ppm	ppm	ppb	ppb	ppb	ppt	ppt	µg/m <sup>3</sup>	°C	m/s					
Mittelwert	WE (240°-330°)	0,2	2,0	2,3	79,3	0,5	383,2						14,7	10,5	8,5	
	WE	0,6	5,6	6,5	67,9	1,1	391,8						16,3	10,4	6,7	
	ZI	0,5	9,2	9,9	61,8	1,8						281,1	15,3	10,5	4,5	
	WA	0,7	8,1	9,3	54,2	1,3						215,9	18,2	10,6	2,1	
	SM	0,5	9,2	9,6	72,2	1,4		383,5	1864,6					12,6	9,7	5,0
	SC	0,4	3,2	4,7	88,4	1,4	382,1	382,4	1863,0	161,3	320,9	6,3	474,3	12,1	9,8	3,9
	NG	0,4	5,7	7,1	53,0	1,2	397,5	400,1	1881,4	177,0				16,8	9,2	2,6
Standardabw.	WE (240°-330°)	0,7	2,9	3,6	14,6	0,5	6,3						7,2	4,8	3,5	
	WE	1,5	5,9	7,5	24,3	1,2	12,5						8,5	5,6	3,4	
	ZI	0,9	6,5	7,1	26,4	1,9						196,1	10,2	6,4	2,0	
	WA	1,6	6,9	8,7	30,1	1,6						187,4	12,3	7,3	1,3	
	SM	1,0	6,7	7,2	28,7	1,9		8,6	38,1					10,1	5,8	2,8
	SC	0,8	3,4	4,5	26,0	1,4	7,7	7,9	33,6	39,1	1,1	0,6	543,0	9,4	5,4	2,4
	NG	1,1	5,7	8,6	29,7	1,9	20,4	24,2	54,2	65,1				12,8	8,0	1,4

Die Auswertung des NO/NO<sub>2</sub>-Verhältnisses, deren Ergebnis in Tabelle 9 gezeigt ist, erlaubt eine Aussage über die Beeinflussung der jeweiligen Station durch lokale Quellen. So werden Stationen mit sehr hohem NO/NO<sub>2</sub>-Verhältnis von nahe gelegenen Stickstoffoxid-Quellen, wie Verkehrsstraßen oder Ballungsgebiete, beeinflusst. Das Verhältnis an stark befahrenen Straßen erreicht Werte von über 1. An der Messstelle Stuttgart-Zuffenhausen beispielsweise lag dieser Wert 2005 bei 0,8, an der Station Stuttgart Bad Cannstatt bei 0,5. An den hier untersuchten Messstationen werden derart hohe Werte nicht erreicht, was auf eine generell geringe lokale Belastung durch NO-Quellen hindeutet (Tabelle 9). Allein am Schauinsland und in Westerland wird ein NO/NO<sub>2</sub> Verhältnis von 0,1 überschritten. Diese Stationen scheinen demnach von lokalen Quellen am ehesten beeinflusst, was sich auch mit den anderen Beobachtungen deckt. So wird die Station Schauinsland mutmaßlich von der Stadt Freiburg i.Br.,

die Station Westerland von der Stadt Westerland bei den entsprechenden Windrichtungen angeströmt.

Trotz der vergleichsweise hohen  $\text{NO}_2$ -Mittelwerte an der Station Zingst ist das  $\text{NO}/\text{NO}_2$ -Verhältnis sehr niedrig, was auf ferne  $\text{NO}_2$ -Quellen schließen lässt. Fraglich ist hier jedoch, ob die dargestellten Verhältnisse tatsächlich der Realität entsprechen, da man sich bei NO nahe der Nachweisgrenze befindet. Als gesichert angesehen werden kann jedoch der Umstand, dass an allen Stationen ein sehr geringes Verhältnis zu beobachten ist.

Tabelle 9:  $\text{NO}/\text{NO}_2$  Verhältnisse im Jahresmittel an den Messstationen des Umweltbundesamtes

Messstation	$\text{NO}/\text{NO}_2$ Verhältnis
Schmücke	0,049
Zingst	0,062
Neuglobsow	0,078
Waldhof	0,083
Westerland	0,106
Schauinsland	0,124

#### 4.8 Betrachtung der VOC-Messungen

Flüchtige organische Verbindungen wurden im Jahr 2005 zweimal wöchentlich jeweils montags und donnerstags um 13 Uhr an allen Messstationen mit Ausnahme von Westerland gemessen. Diese Messstrategie erlaubt nur eine oberflächliche Analyse, da es sich hier nur um zeitlich begrenzte Stichproben handelt. Besonders an den Bergstationen Schmücke und Schauinsland ist die Aussagefähigkeit der ausschließlich am Mittag stattfindenden Messungen eingeschränkt, da die Konzentrationen stark von der Mischungsschichthöhe beeinflusst werden.

Zur Beurteilung der Repräsentativität werden an dieser Stelle VOC als Summenparameter, Benzol als Indikator für anthropogene Aktivität (Straßenverkehr) sowie Isopren für biogene Quellen betrachtet (siehe Tabelle 10). Für einen direkten Vergleich der Luftverunreinigungen und der Stationen sind sie zusammen mit  $\text{NO}_2$  und Ozon normalisiert in Abbildung 95 abgebildet. Die normalisierten Werte beziehen sich auf das jeweilige Maximum des gemessenen Mittelwertes eines Schadstoffes, stellen also keine Absolutwerte dar, sondern Verhältnisse. Zunächst fällt ein gleichmäßiges Benzol-Niveau an allen Stationen mit einem etwas geringeren Wert in Schauinsland auf, was an der immer wieder stattfindenden Abkopplung der Messungen von der unteren Mischungsschicht liegt. Ansonsten handelt es sich hier um sehr niedrige Benzol-Konzentrationen, was für eine generell geringe Beeinflussung durch den Straßenverkehr spricht. Dies wird durch die in Tabelle 9 abgebildeten geringen  $\text{NO}/\text{NO}_2$ -Verhältnisse bestätigt. Demgegenüber sind bei  $\text{NO}_2$  größere Schwankungen im Stationsvergleich zu beobachten, welche deshalb nicht allein durch den Straßenverkehr verursacht werden können, sondern z.B. auch durch überregionale Luftmassen.

Isopren, das hauptsächlich von Laubbäumen emittiert wird [20], erreicht die höchste mittlere Konzentration an der in einem ausgedehnten Laubwaldgebiet gelegene Station Neuglobsow. Ähnlich hohe Konzentrationen werden auch an der Station Zingst gemessen. Neben dem vorhandenen Laubbaumbestand dürfte hier auch die Isoprenbildung durch Phytoplankton aus der nahe gelegenen Ostsee einen gewissen Beitrag liefern [16]. Deutlich niedrigere Isoprenkonzentrationen sind bei den von Nadelwäldern umgebenen Stationen Schauinsland Schmücke zu finden. Eine wichtige Rolle spielt hierbei auch die Wechselwirkung mit Ozon, das mit Isopren reagiert. Die Emission von Isopren schützt die Pflanze vor dem schädigenden Ozon [17]. So dürften auch die niedrigen Isoprenkonzentrationen an den Stationen Schauinsland und Schmücke zum Teil durch das vergleichsweise hohe Ozonangebot bedingt sein. Eine jahreszeitliche Auswertung der Messungen zeigt insbesondere in Zingst und Neuglobsow deutlich

erhöhte Konzentrationen im Sommer, worin sich auch der Temperatur- und Lichteinfluss spiegelt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei Isopren eine ausgeprägte lokale Beeinflussung vorliegt und die Messungen daher nicht repräsentativ für ein größeres Gebiet sind.

Tabelle 10: Vergleich der gemessenen mittleren VOC-Konzentrationen (Bezugsjahr 2005) mit den zum Zeitpunkt der VOC-Probennahme herrschenden NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentrationen

	Einheit	Zingst	Neuglobsow	Schauinsland	Schmücke	Waldhof
VOC	ppb	5,5	5,5	4,6	5,3	5,3
Benzol	ppb	0,17	0,17	0,14	0,16	0,16
Isopren	ppb	0,10	0,11	0,06	0,03	0,04
NO <sub>2</sub>	µg/m <sup>3</sup>	7,9	5,5	3,3	9,0	6,3
O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	69,2	70,3	87,0	76,2	72,5

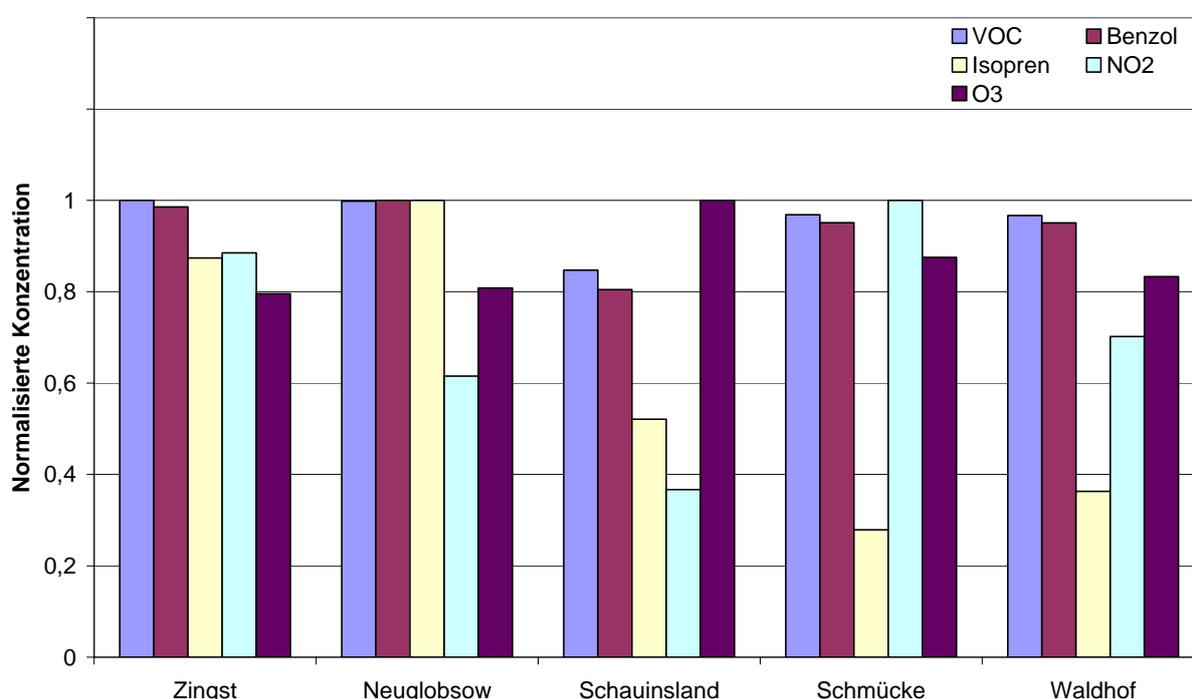


Abbildung 95: Vergleich der normalisierten gemessenen VOC-Konzentrationen (Bezugsjahr 2005)

#### 4.9 Betrachtung der PAN-Messungen

Peroxyacetylnitrat (PAN), das sekundär in Gegenwart von NO<sub>2</sub> durch die photochemische Oxidation von Kohlenwasserstoffen zu Peressigsäureradikalen entsteht, zeigt ein deutliches Maximum an der Station Schauinsland (Tabelle 8). Wie in den Abbildungen 96 und 97 zu erkennen ist, stimmen die zeitlichen Verläufe von PAN und Ozon gut überein. Dies ist plausibel, da die Entstehung beider Luftverunreinigungen aneinander gekoppelt ist. Dennoch treten nicht nur im Sommer erhöhte Konzentrationen auf, sondern auch schon im Februar bei sonnigem Wetter und ausreichender Konzentration an Vorläufersubstanzen. PAN hat bei hohen Temperaturen eine niedrige Lebensdauer - bei 20°C etwa 1,7 Stunden, bei -10°C durchschnittlich 14 Tage. PAN-Abbau und PAN-Bildung finden im Sommer also gleichzeitig verstärkt statt. Das Konzentrationsniveau wird vom VOC- und Stickoxidgehalt in der Abgasfahne der Stadt Freiburg i.Br. beeinflusst. Zur Beurteilung der überregionalen PAN- und Ozon-Verhältnisse sollten die Messdaten bei Anströmung aus Richtung Freiburg i. Br. daher ausgeschlossen werden.

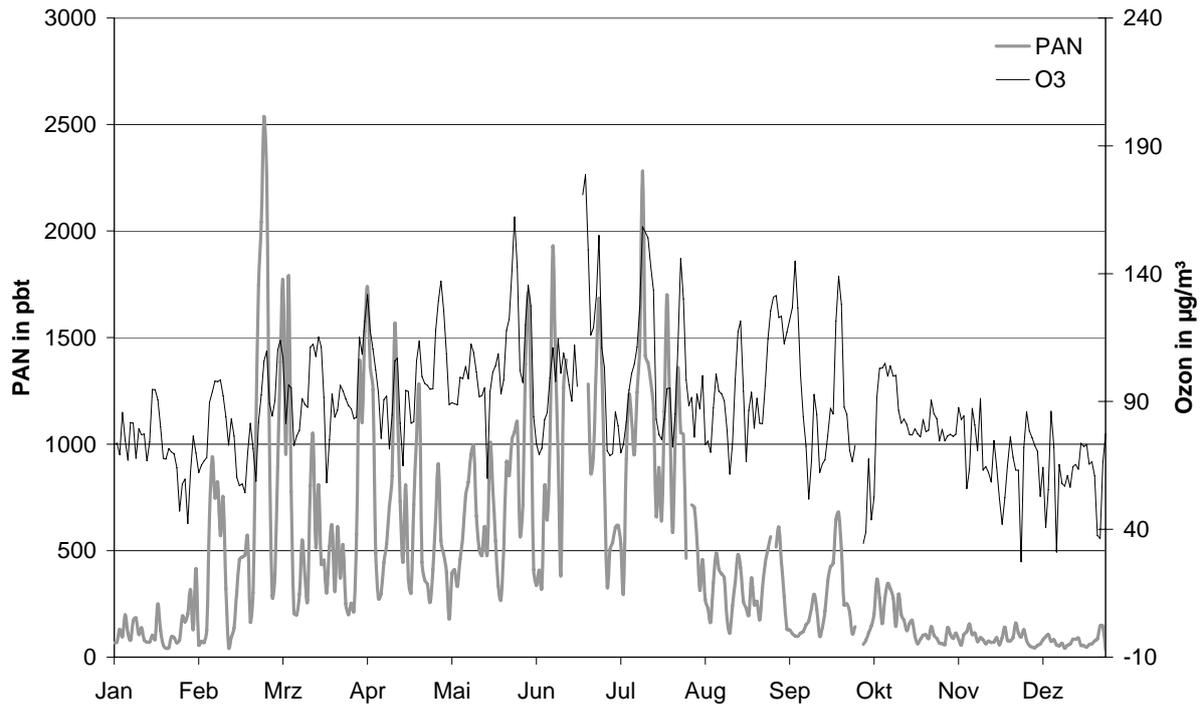


Abbildung 96: PAN- und Ozon-Tagesmittelwerte an der Station Schauinsland (Bezugsjahr 2005)

In Waldhof liegen die gemessenen Konzentrationen von PAN und Ozon generell niedriger und sind mit geringeren Schwankungen behaftet. Im Sommer gehen die Konzentrationen eher zurück, Maxima werden im Frühjahr und im Herbst erreicht. Auch hier wird der höchste PAN-Wert im Februar gemessen (Abbildung 97).

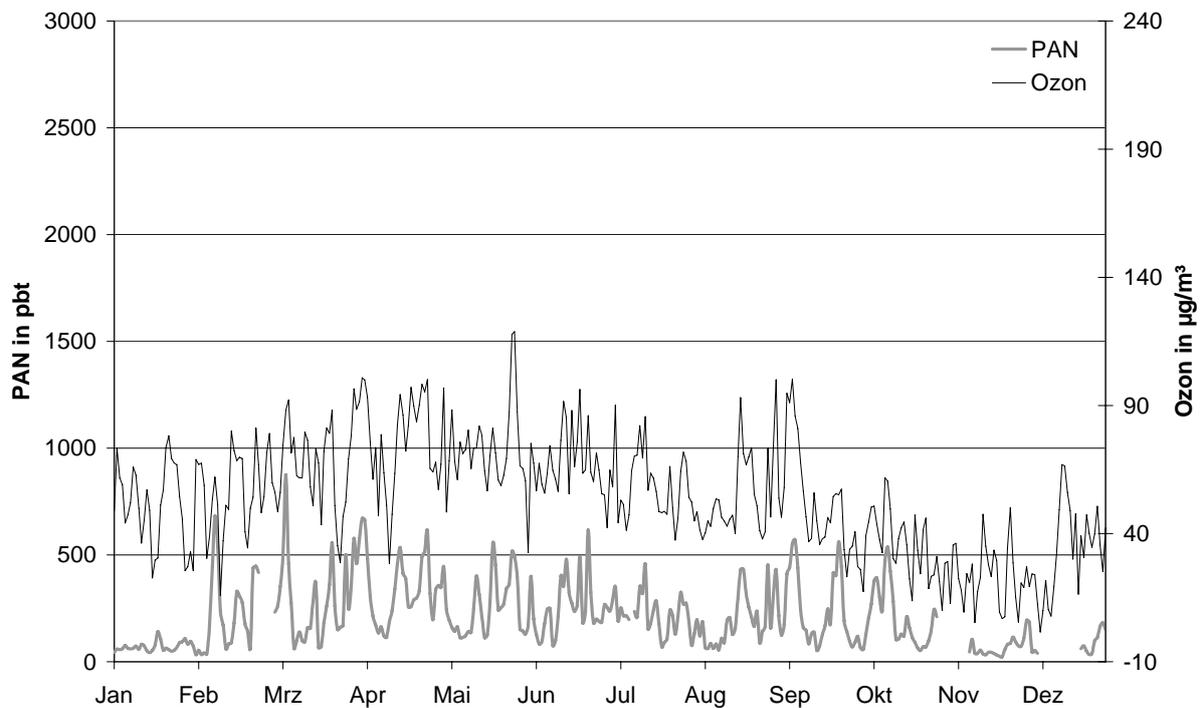


Abbildung 97: PAN- und Ozon-Tagesmittelwerte an der Station Waldhof (Bezugsjahr 2005)

#### 4.10 Beurteilung der Messstations-Standorte anhand des Emissionskatasters

Im „EMEP manual for sampling and chemical analysis“ [1] sind einzuhaltende Abstände zu Emissionsquellen definiert. Demnach sollte die Messstation mindestens 2 km von Emittenten mit einer jährlichen Quellstärke von größer als 100 kg SO<sub>2</sub> bzw. NO<sub>2</sub> entfernt sein. Bei mehr als 1000 kg im Jahr soll die Entfernung mindestens 20 km betragen.

Mit dem IER-Emissionsmodell wurden für das Jahr 2005 NO<sub>x</sub>-Emissionen berechnet [22]. Sie sind in Abbildung 98 dargestellt und zeigen flächendeckend eine Überschreitung der 100 kg-Grenze sowie fast überall der 1000 kg-Grenze mit Ausnahme der hellroten Bereiche. Es ist daher unmöglich, einen Messort in Deutschland zu finden, der für NO<sub>2</sub> dieses Kriterium erfüllt.

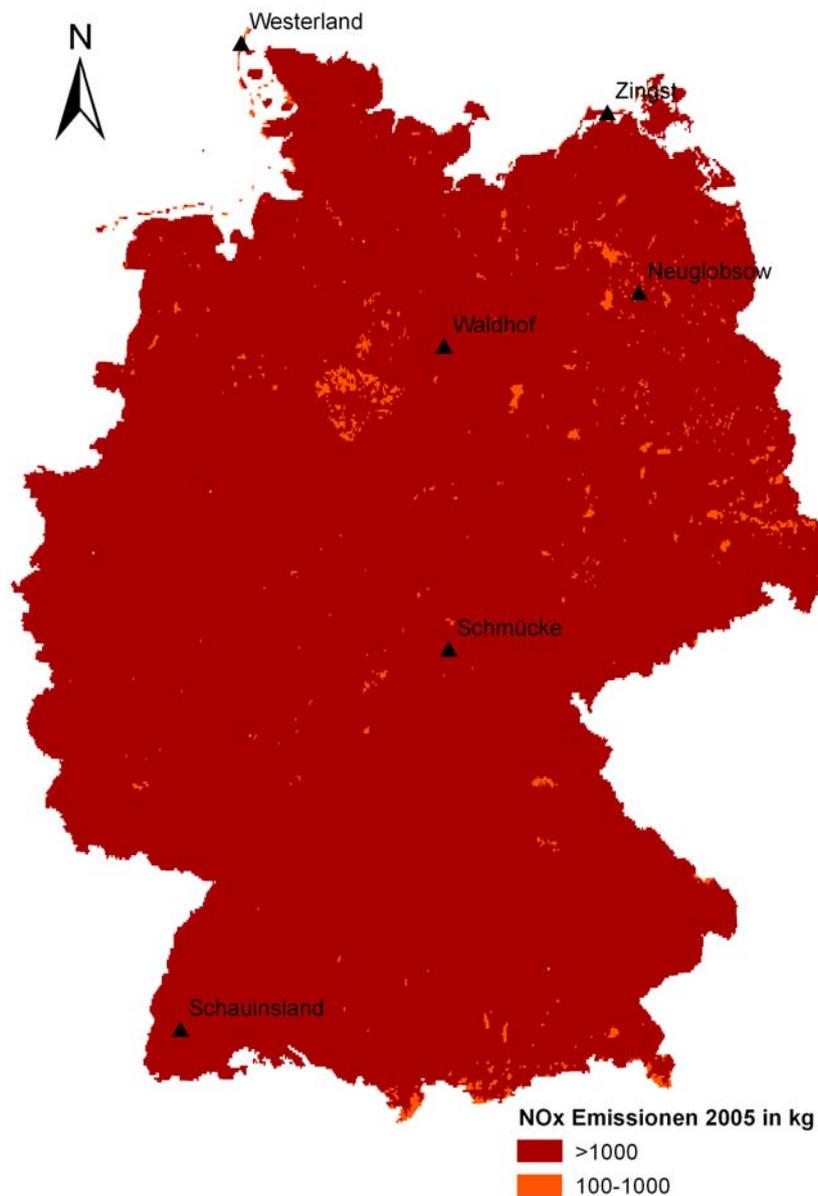


Abbildung 98: Verteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen in Deutschland 2005

Auch SO<sub>2</sub>-Emissionsquellen sind in Deutschland flächendeckend vorhanden, wie Abbildung 99 zeigt. Zwar gibt es auch Gegenden, in denen weniger als 100 kg SO<sub>2</sub> emittiert wird, doch sind diese nicht zusammenhängend. Man erkennt aber, dass Waldhof, Neuglobsow und Westerland in SO<sub>2</sub>-armen Gebieten aufgestellt sind. Dennoch ist es auch hier praktisch

unmöglich die geforderten Abstände einzuhalten. Das Emissionskataster erklärt außerdem sehr gut, dass die Station Schmücke bei Ostwind das aus dem sächsisch/tschechischen Grenzgebiet stammende  $\text{SO}_2$  abbekommt. Aus diesen Quellen kommt wahrscheinlich auch das in Schmücke gemessene  $\text{NO}$ . Aufgrund der gegebenen Umstände erscheinen die skizzierten Anforderungen nach EMEP zur Auswahl von Messstandorten in einem dicht besiedelten Land wie Deutschland als nicht zweckgemäß.

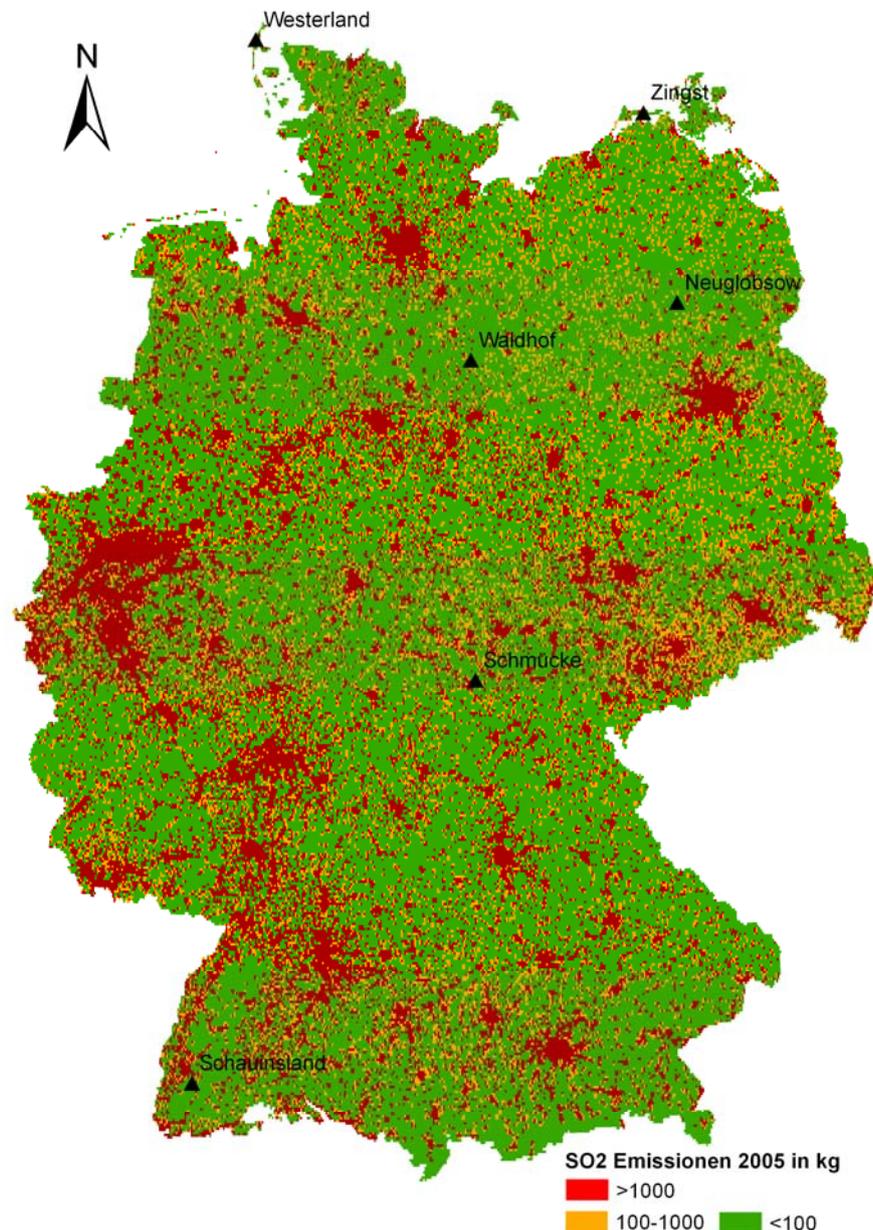


Abbildung 99: Verteilung der  $\text{SO}_2$ -Emissionen in Deutschland 2005

Im EMEP-Manual sind darüber hinaus Entfernungen zu bestimmten Quelltypen definiert. So soll mindestens ein Abstand von 50 km zu großen Emissionsquellen wie Kraftwerken oder größeren Städten und 2 km zu Viehhaltung und Düngung eingehalten werden. Im 100 m-Bereich liegen dagegen Straßen, das Grasens von Nutztieren und Hausfeuerungen. Diese können in dem hier dargestellten Emissionsgitter nicht aufgelöst werden und wurden bei der Ortsbegehung überprüft.

In den folgenden Abbildungen 100 und 101 ist für jede einzelne Messstation das Emissionsfeld mit den Abstandsradien nach EMEP (50 km, 20 km und 2 km) dargestellt. Es fällt auf,

dass der geforderte 50 km-Abstand zu einer Großstadt sowohl bei der Station Schauinsland durch die Nähe zu Freiburg i.Br. und bei der Station Schmücke (Erfurt) nicht eingehalten wird. Dasselbe gilt für die Station Waldhof: In süd-südwestlicher Richtung befinden sich mehrere Städte, die an die Landeshauptstadt Hannover angrenzen. Es ist also nicht verwunderlich, wenn bei Winden aus dieser Richtung erhöhte Immissionskonzentrationen auftreten. Die geringsten  $\text{NO}_x$ -Emissionsmengen sind im Umkreis von Neuglobsow zu beobachten. Doch ist auch hier bei einer Anströmung aus süd-südöstlicher Richtung ein Beeinflussung durch Berlin gegeben. Trotz der geringen Belastung können die geforderten Abstandsradien nicht eingehalten werden. Im Umkreis der Stationen Schmücke und Schauinsland sind die höchsten  $\text{NO}_x$ -Emissionen zu verzeichnen. Auch  $\text{SO}_2$ -Quellen sind hier im Vergleich zu den anderen Messstationen am häufigsten anzutreffen.

Ob sich die Emissionsquellen im Umkreis der Stationen auch tatsächlich in den Messungen als Footprint abbilden, hängt von den Ausbreitungsbedingungen, der Quellhöhe, der Quellstärke, der geographischen Lage der Quelle (z.B. Abschirmung durch Berge) und hauptsächlich von der Häufigkeit der Windrichtung bei entsprechenden Ausbreitungsbedingungen ab. Aufschluss geben darüber auch die Schadstoffwindrosen in Kapitel 4.6.1. So ergibt der Vergleich mit gemessenen jährlichen Immissionsmittelwerten (Tabelle 8) maximale  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen an den Stationen Zingst und Schmücke, die geringsten jedoch an der Station Schauinsland. Die  $\text{NO}_x$ -Messergebnisse auf der Schmücke scheinen demnach die im Umfeld lokalisierten Quellen gut abzubilden, auch der  $\text{SO}_2$ -Immissionsmittelwert wird nur in Zingst übertroffen. Jedoch liegen die gemessenen  $\text{SO}_2$ -Konzentration generell eng beieinander. Auf dem Schauinsland ist die  $\text{NO}_x$ -Belastung hingegen am geringsten obwohl im Umkreis von 20 km insgesamt die meisten Emissionen zu verzeichnen sind. Zu erklären ist dies durch den Einfluss der Inversionsschicht, welche die Station häufig von den genannten Quellen abschirmt.

Die scheinbar geringe Dichte von Emissionsquellen im Umkreis der Station Zingst widerspricht den sehr hohen gemessenen  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen. Das hier betrachtete Kataster bezieht sich jedoch nur auf Deutschland. Bei Betrachtung der europaweiten Schiffsemissionen in Abbildung 102 sind hingegen signifikante  $\text{NO}_x$ - und  $\text{SO}_x$ -Quellen direkt vor der deutschen Ostseeküste zu erkennen. Diese sind für die relativ hohen gemessenen Konzentrationen in Zingst verantwortlich.

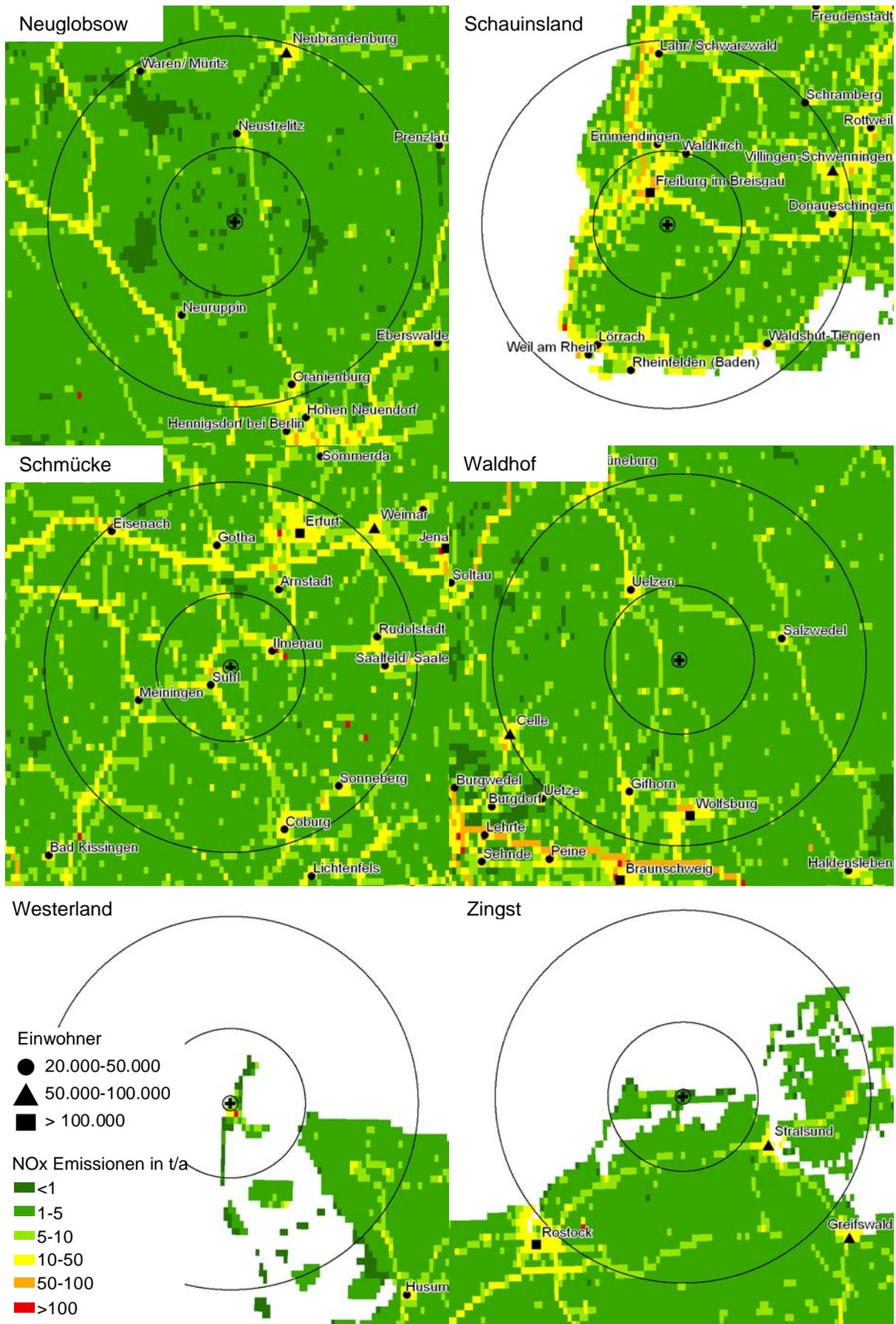


Abbildung 100: NO<sub>x</sub>-Emissionen im Umkreis der Messstationen des UBA mit Radien von 2 km, 20 km und 50 km

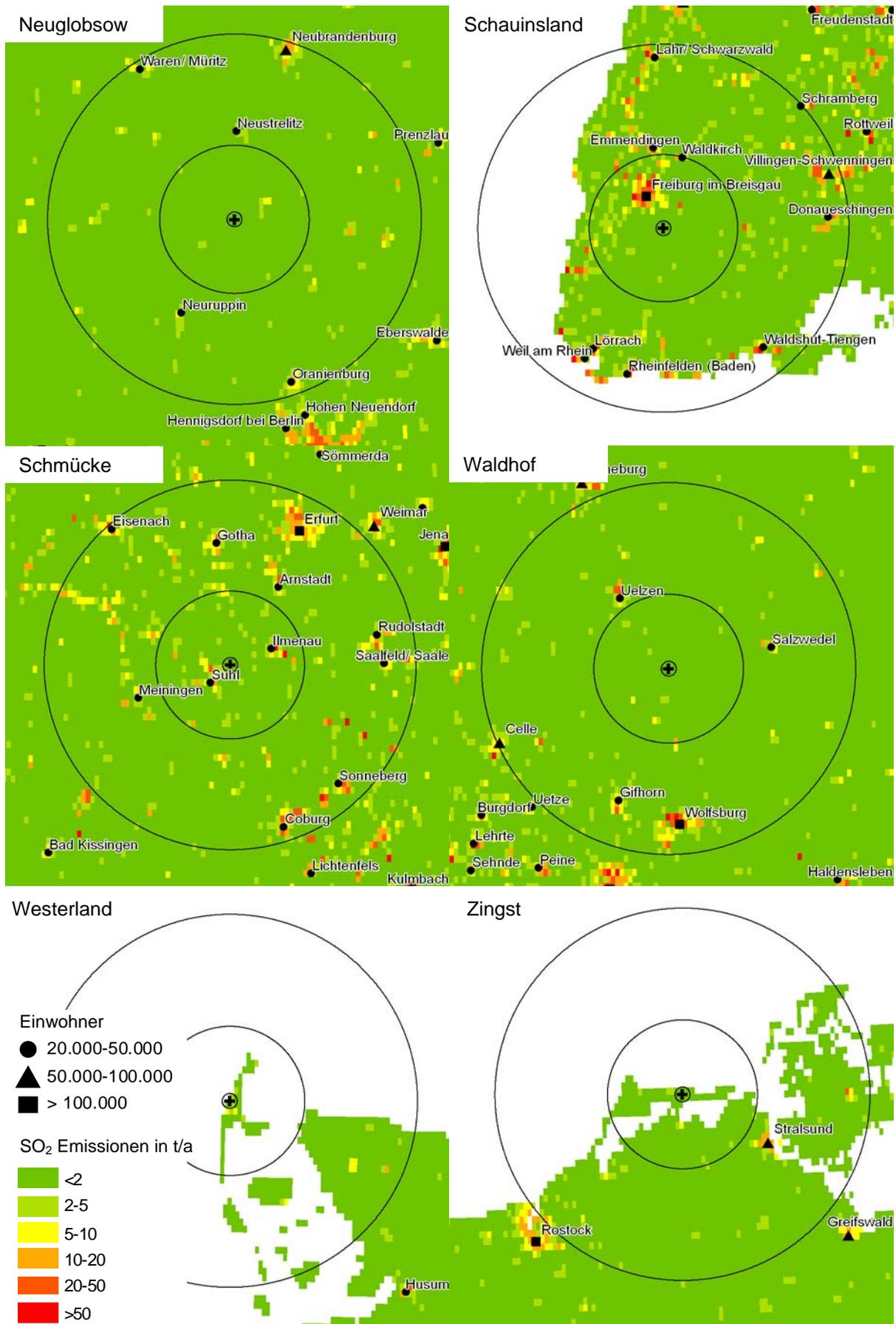


Abbildung 101: SO<sub>2</sub>-Emissionen im Umkreis der Messstationen des UBA mit Radien von 2 km, 20 km und 50 km

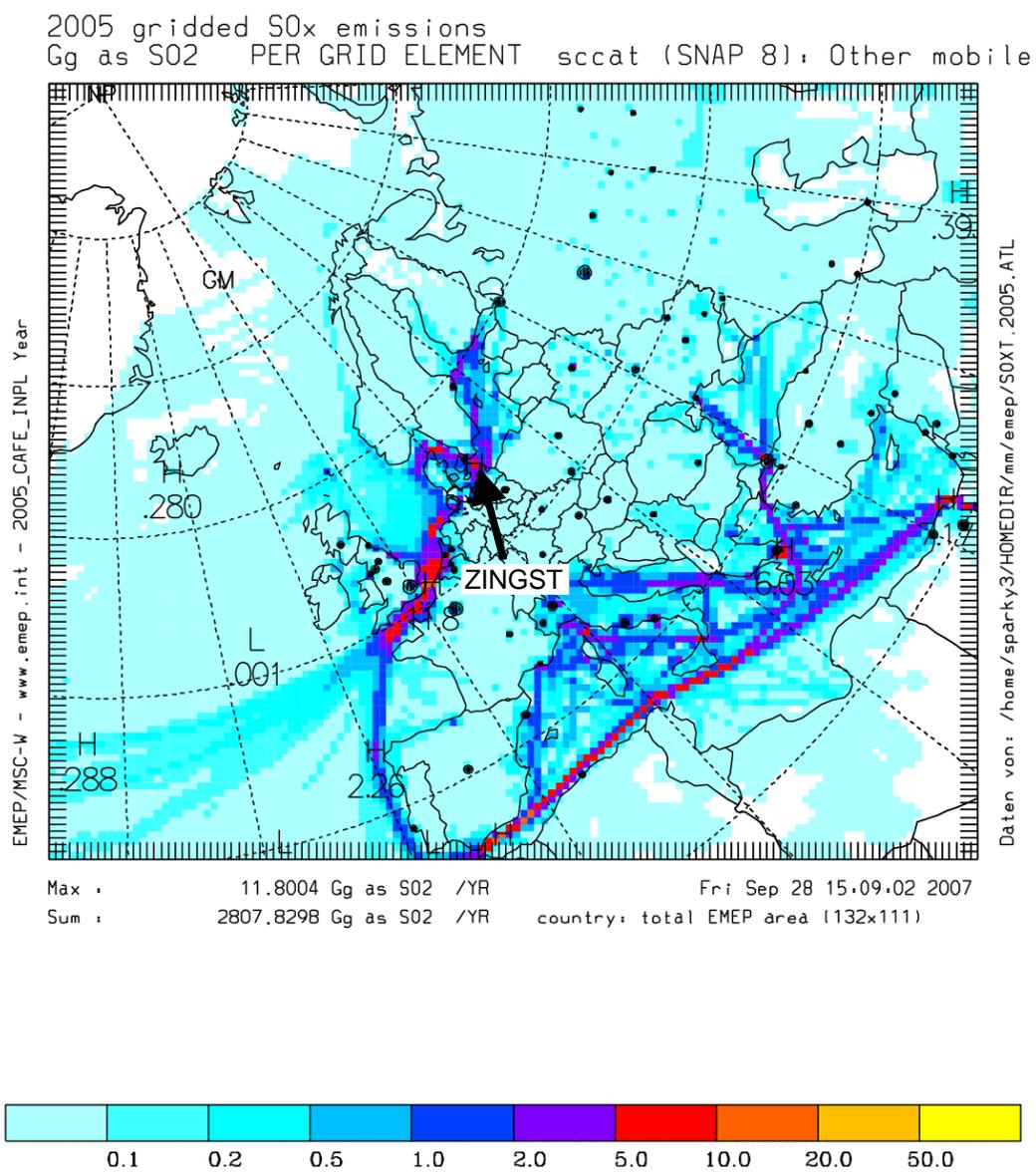


Abbildung 102: SO<sub>x</sub>-Emissionen des Schiffsverkehrs in Europa 2005

## 5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

### 5.1 Zusammenfassende Bewertung der Messstationsstandorte

Eine Bewertung der Repräsentativität der einzelnen Messstationsstandorte kann aufgrund der vielfältigen Anforderungen und Messaufgaben nur differenziert für einzelne Aspekte, wie z.B. die zu messenden Komponenten oder für unterschiedliche Repräsentativitätskriterien erfolgen. Alles in allem kann festgestellt werden, dass die Anforderungen gemäß EMEP größtenteils erfüllt werden. Dennoch sind bei allen UBA-Stationen Abweichungen von den skizzierten Vorgaben zu beobachten. Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte in Deutschland und der damit verbundenen flächendeckenden Anwesenheit anthropogener Emissionsquellen ist es schwierig, einen Messort zu finden, der den EMEP-Anforderungen gänzlich genügt und weitgehend unbeeinflusst von proximalen Emissionsquellen ist. Dies führt zur Notwendigkeit, dass die Messdaten einzelner Stationen nach bestimmten Windrichtungen gefiltert werden sollten.

Alle Messstationen des Umweltbundesamtes sind technisch auf dem neusten Stand, die Messungen werden zuverlässig durchgeführt und übertreffen die internationalen Basis-Anforderungen. Der hohe Standard erlaubt eine Zuordnung mindestens zum EMEP Level 2 und genügt auch zukünftigen Anforderungen. Die räumliche Abdeckung des gesamten Netzes legt eine Ergänzung des Messnetzes durch zwei zusätzliche Standorte im Westen sowie im Südosten Deutschlands nahe. Betreffend die Höhenverteilung des Messnetzes fehlen Stationen im Bereich um 500 m ü.N.N., wichtiger erscheint in diesem Zusammenhang jedoch eine ausreichende räumliche Abdeckung.

Nachfolgend wird auf die in der Zielsetzung des Projekts definierten Fragestellungen im Einzelnen eingegangen:

#### **Ist die Lage der Messstationen geeignet, die internationalen Aufgaben zu erfüllen (Einordnung / Bedeutung für das europaweite Gesamtnetz)?**

Die gegenwärtige Struktur des europaweiten EMEP-Messnetzes zeigt eine generell gute Level 1 Stationsabdeckung mit Lücken in Ost- und Südeuropa. Die Messstationen des Umweltbundesamtes fügen sich gut in das Gesamtnetz ein, weisen jedoch im Vergleich mit angrenzenden Staaten wie Österreich und Belgien eine geringere Stationsdichte auf. Insbesondere der Süden bis Südosten Deutschlands sowie der Westen erscheinen unterrepräsentiert. Betrachtet man die Abdeckung mit Level 2 Stationen, welcher in der aktuellen EMEP Monitoring Strategie als der in Zukunft anzustrebende Standard definiert ist, weist Deutschland eine im internationalen Vergleich sehr gute Stationsdichte auf. Insofern liefert das Messnetz des Umweltbundesamtes einen wichtigen Beitrag für das Gesamtnetz und ist für zukünftige Aufgaben gerüstet mit den oben beschriebenen Einschränkungen. Etwa 2/3 aller EMEP-Messstationen liegen unter einer Höhe von 500 m ü.N.N., nur wenige über 1000 m. In Deutschland fehlt der Höhenbereich um 500 m ü.N.N., mit Schmücke und Schauinsland sind jedoch Bergstationen vorhanden, die sich gut in das Gesamtnetz einfügen.

Für die internationalen Programme OSPAR und HELCOM zum Schutz mariner Räume führt das Umweltbundesamt in ausreichendem Maße Messungen an den Stationen Westerland und Zingst durch. Eine Ergänzung ist in diesem Zusammenhang nicht nötig. Das gleiche gilt für die Aktivitäten im Rahmen von GAW, mit zwei Regionalstationen (Stationen Neuglobsow und Schauinsland) und einer Globalstation (Zugspitze). In diesem Zusammenhang liefert besonders die Messstation Schauinsland mit ihrer langen CO<sub>2</sub>-Messreihe einen international wichtigen Beitrag.

### **Ist die Anzahl der Stationen für die internationalen Aufgaben geeignet (Notwendigkeit von Redundanz)?**

Insgesamt erfüllt das Messnetz des Umweltbundesamtes seine internationalen Verpflichtungen hinsichtlich der Stationszahl mit Einschränkungen. So ist eine Ergänzung des Messnetzes durch jeweils einen Messort im Süden/Südosten sowie im Westen Deutschlands empfehlenswert. Aufgrund des starken Konzentrationsgefälles in der Umgebung einzelner Stationen und der Nähe zu lokalen Quellen, wäre eine gewisse Redundanz angebracht. Dennoch erscheint es von vorrangiger Bedeutung, die bestehenden räumlichen Lücken zu schließen.

### **Gibt es lokale Gegebenheiten an den Stationen, die die regionale Repräsentativität beeinflussen?**

An allen Stationen gibt es lokale Gegebenheiten, die die regionale Repräsentativität beeinflussen, jedoch mit unterschiedlicher Ausprägung. Solche Einflüsse sind z.B. stationäre lokale Emittenten, besonders relevant für Westerland und Schauinsland. Beide Messorte werden von den nahe gelegenen Städten angeströmt. Dasselbe gilt auch in geringerem Maße zeitweilig für die Stationen Schmücke und Waldhof. Die genannten Stationen sind daher nur für bestimmte Windrichtungen überörtlich repräsentativ. Schwächere lokale Quellen, wie wenig befahrene Straßen nahe den Stationen Zingst und Schmücke erzeugen höchstens kurze Konzentrationsspitzen, die jedoch bei einer (halb)stündlichen Mittelung nicht mehr zu erkennen sind. Lokale Beeinflussungen durch Düngung bzw. Tierhaltung sind v.a. in Waldhof und Westerland zu erkennen.

Auch die lokalen topographischen Verhältnisse sowie die Vegetation beeinträchtigen zum Teil die regionale Repräsentativität. Eine freie Anströmung aus allen Richtungen ist nicht immer gewährleistet. Hoher Baumbestand südlich der Station Schauinsland schirmt die Station von dieser Richtung ab, was v.a. für die Windmessungen problematisch ist. Eine ähnliche Situation liegt auch in Neuglobsow vor, die sich an einem See inmitten eines ausgedehnten Waldgebietes befindet. Dies ist jedoch charakteristisch für die Mecklenburger Seenplatte, weshalb hier von einer guten Repräsentativität für diesen Naturraum ausgegangen werden kann. Allerdings sollten bei diesen beiden Messstationen die Windmessungen in Höhen, die über die Baumbestände hinausragen, vorgenommen werden.

An den Küstenstationen Zingst und Westerland herrschen besondere Verhältnisse: Ihre Repräsentativität für den kontinentalen Bereich ist insofern beeinträchtigt, dass maritime Winde an beiden Stationen dominieren (in Zingst etwas weniger). Bei geringen Windgeschwindigkeiten entsteht u. U. ein Land-See-Windsystem. Für die Messprogramme zum Schutz der Nord/Ostsee (OSPAR/HELCOM) ist die Lage an der Küste jedoch zwingend.

An den Bergstationen Schauinsland und Schmücke wird durch Sonneneinstrahlung das Berg-Tal-Windsystem angetrieben so das tagsüber Luft aus dem Tal zu den Stationen transportiert wird – ein lokaler meteorologischer Effekt, der die Repräsentativität der Stationen beeinträchtigt.

### **Inwieweit können die punktförmigen Messungen an den Stationen auf Flächen extrapoliert werden?**

Die Extrapolation punktförmiger Messungen auf die Fläche setzt eine homogene Topographie, eine einheitliche Verteilung von Emissionsquellen sowie weitgehend konstante meteorologische Verhältnisse voraus. Aufgrund der flächendeckenden Anwesenheit anthropogener Emissionsquellen ist es schwierig, ein größeres Gebiet mit geringen Konzentrationsgradienten zu finden. Dasselbe gilt für die Topographie sowie die Meteorologie. In der aktuellen EMEP-Monitoring Strategie ist diese Fläche auf die EMEP-Modellgitter (50x50 km bzw. 150x150 km) bezogen, was einem „Repräsentativitätsradius“ von maximal 35 km bis 106 km für jede Station entspricht. Aufgrund der beschriebenen Verhältnisse in Deutschland können die

punktförmigen Messungen nur mit Einschränkungen auf die Fläche übertragen werden. Zur Bewertung werden an dieser Stelle mit dem EURAD-Modell berechnete Immissionskonzentrationsfelder betrachtet, unter Berücksichtigung von Schadstoffwindrosen. Je nach gemessener Komponente und betrachtetem Radius gestaltet sich die Zulässigkeit einer Extrapolation sehr heterogen:

- SO<sub>2</sub>: Geringe Konzentrationsgradienten im Umkreis bis 100 km und daher gute Repräsentativität an allen Stationen außer Zingst.
- NO<sub>2</sub>: Hauptquelle für NO<sub>2</sub> ist der Straßenverkehr, daher verringert sich hier die Extrapolationsfläche gegenüber SO<sub>2</sub>. Dennoch sind im Umkreis der Stationen Waldhof und Neuglobsow sowie mit Einschränkung Westerland und Schmücke geringe Konzentrationsgradienten im Bereich des 50x50 km EMEP-Gitters gegeben. Das Umfeld der Stationen Schauinsland und Zingst ist jedoch von einem heterogenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationsfeld geprägt, was zu einer verringerten Extrapolationsfläche führt.
- PM<sub>10</sub>: Geringe Konzentrationsgradienten im Umkreis bis 100 km und daher gute Repräsentativität an allen Stationen außer Schauinsland.
- NH<sub>3</sub>: Eingeschränkte Übertragbarkeit der Messungen auf die Fläche an allen Stationen, außer Waldhof und Neuglobsow und in geringerem Maße Schmücke.

Das Konzentrationsniveau von Niederschlagsinhaltsstoffen hängt hauptsächlich von meteorologischen Gegebenheiten ab. Entscheidend ist die Niederschlagsmenge, welche im Umkreis der Stationen Schauinsland und Schmücke eine erhöhte Variabilität vermuten lässt. Die Messungen an den anderen Stationen können jedoch auf ein größeres Gebiet übertragen werden.

Die Höhenlage eines Messplatzes bestimmt, welche Luftmassen überhaupt gemessen werden können. Teilweise findet grenzüberschreitende Ferntransporte über der Inversionsschicht statt, teilweise auch in der Mischungsschicht bei lang anhaltenden Inversionen. So ist die Höhenlage immer ein Faktor, der die Repräsentativität beeinflusst. Die Messstationen nördlich der Schmücke befinden sich mit ihrer geringen Höhe ü.N.N. das ganze Jahr in der Mischungsschicht, werden jedoch bei niedrigen Bodeninversionen von der darüber liegenden Troposphäre abgekoppelt und sind daher unter Umständen nur lokal repräsentativ. Die Bergstationen Schauinsland und Schmücke befinden sich jedoch in unregelmäßiger Weise über bzw. unter der Inversion. In beiden Fällen verringert sich die flächenbezogene Repräsentativität der Messungen.

#### **Für welche Anströmrichtungen/Luftmassen sind die Messstellen repräsentativ?**

Abhängig davon, inwiefern lokale Bedingungen im Mittel die Messungen einer Station beeinflussen sind die Messstationen für bestimmte Windrichtungen überörtlich nicht repräsentativ. Einschränkungen liegen für die folgenden Stationen vor:

- Westerland: Die Messungen sind durch lokale Emittenten der Stadt Westerland beeinflusst (Straßenverkehr, Feuerungen etc.). Es wird der Ausschluss der Windrichtungen 0° bis 240° empfohlen.
- Schauinsland: Beeinflussung durch die Stadt Freiburg i.Br., daher sollte die Richtung 300° bis 360° ausgeschlossen werden.
- Waldhof: Erhöhte Konzentrationen aus Hannover und Braunschweig, daher Filterung des Sektors 180°-240° sinnvoll.

Die Ausfilterung bzw. getrennte Bewertung von Messwerten bei bestimmten Windrichtungen an den genannten Stationen setzt jeweils eine sorgfältige, die lokale Gegebenheiten im Einzelfall berücksichtigende Auswertung der Messdaten voraus. Diese sollte unter Berücksichtigung

der in diesem Bericht erarbeiteten Erkenntnisse kontinuierlich von einer Person vorgenommen werden, bevor die Messdaten z.B. an EMEP weitergegeben werden.

Der Notwendigkeit einer differenzierten Bewertung Rechnung tragend werden an dieser Stelle die im Projekt durchgeführten Untersuchungsergebnisse in Tabelle 11 zusammengeführt.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Untersuchungen

Untersuchung	Neuglobsow	Schauinsland	Schmücke	Waldhof	Westerland	Zingst
<b>Lokale Gegebenheiten</b> (Ergebnisse der Begehung)	<i>Umgebung:</i> Station liegt in Buchenwald an einem See <i>Einschränkungen:</i> Abschirmung durch hohe, dichte Bewaldung - Windmessung ist stark lokal beeinflusst; Lösung: zusätzliche Windmessung an hohem Masten über dem Baumbestand; Überprüfung inwieweit der Baumbestand die Immissionsmessungen beeinflusst empfehlenswert	<i>Umgebung:</i> Lage auf Berg mit Bewaldung und Wiesen <i>Einschränkungen:</i> Gras von Nutztieren, Abschirmung nach S durch Bewaldung, Inversion unter/über der Station, Nähe zur Stadt Freiburg, Berg-Tal-Windsystem. Die Windmessungen sollten an hohem Masten über dem Baumbestand durchgeführt werden.	<i>Umgebung:</i> Station liegt auf Kamm des Thüringer Waldes <i>Einschränkungen:</i> Inversion unter/über der Station, Berg-Tal-Windsystem	<i>Umgebung:</i> Lage in weitstädtigem, flachem Nadelwald <i>Einschränkungen:</i> Hinter Waldrand Äcker in ca. 300 m Entfernung	<i>Umgebung:</i> Station liegt an der Nordseeküste nahe Westerland; Niederschlagsinhaltsstoffe werden bei Tinnum gemessen (5 km Entfernung) <i>Einschränkungen:</i> Wirbelbildung hinter Düne könnte Windmessungen beeinträchtigen; Einfluss der Stadt Westerland; Pferdehaltung bei Tinnum; Land-See-Windsystem bei geringen Windgeschwindigkeiten	<i>Umgebung:</i> Station liegt an der Ostseeküste (Meer ca. 600 m entfernt) sowie Östlich der Gemeinde Zingst <i>Einschränkungen:</i> Land-See-Windsystem bei geringen Windgeschwindigkeiten
<b>Freie Charakterisierung der Repräsentativität</b>	Waldmessstation - Repräsentativ für hohe Buchenwälder und Seengebiete	Repräsentativ für deutsche Mittelgebirge bis 1500 m	Repräsentativ für bewaldete deutsche Mittelgebirge bis 1000 m	Repräsentativ für niedrige Kiefernwälder und Felder	Westexponiert gegenüber der Nordsee - Bestimmung des Westimports von Luftverunreinigung aus Richtung der Nordsee	Nordexponiert gegenüber der Ostsee - Bestimmung des Nordimports von Luftverunreinigung aus Richtung der Ostsee
<b>Lage im Immissionskonzentrationsfeld (EURAD)</b>	Geringe Konzentrationsgradienten, daher Extrapolation auf die Fläche zulässig	Geringe Konzentrationsgradienten für SO <sub>2</sub> und PM <sub>10</sub> - können auf Umgebung extrapoliert werden. Hohe Gradienten für NH <sub>3</sub> sowie mittlere für NO <sub>2</sub> daher eingeschränkt auf Fläche übertragbar – Repräsentativ für Höhenlage, nicht für die Täler	Geringe Konzentrationsgradienten, daher Extrapolation auf die Fläche zulässig	Geringe Konzentrationsgradienten, daher Extrapolation auf die Fläche zulässig	Generell geringe Gradienten, NH <sub>3</sub> jedoch nur bedingt zu extrapolieren	Heterogenes Konzentrationsfeld für NO <sub>2</sub> und SO <sub>2</sub> und daher eingeschränkt übertragbar, sonst gute Repräsentativität

Untersuchung	Neuglobsow	Schauinsland	Schmücke	Waldhof	Westerland	Zingst
<b>Vergleich der modellierten mit den gemessenen Zeitreihen im Tagesmittel</b> (Übereinstimmung Messung-Modell – keine direkte Aussage über Repräsentativität)	Gute Übereinstimmung für SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> und PM <sub>10</sub> bei niedrigeren gemessenen Konzentrationen; keine Übereinstimmung für O <sub>3</sub>	Kein signifikanter Zusammenhang erkennbar	Gute Übereinstimmung für O <sub>3</sub> sowie mittlerer Zusammenhang bei SO <sub>2</sub> bei tendenziell niedrigeren Messwerten, schwache Korrelation für NO <sub>2</sub> und PM <sub>10</sub>	Gemessene und modellierte NO <sub>2</sub> -Konzentration auf gleichem Niveau bei parallelem Gang, ansonsten mittlerer Zusammenhang	Guter Zusammenhang für SO <sub>2</sub> und NO <sub>2</sub> ; mittlere Übereinstimmung für PM <sub>10</sub> und O <sub>3</sub>	Guter Zusammenhang bei NO <sub>2</sub> , sonst mittlere Übereinstimmung
<b>Untersuchung von Schadstoffwindrosen</b>	Gute Repräsentativität für Klimagase; SO <sub>2</sub> -, PM <sub>10</sub> - und NO <sub>2</sub> -Maximum aus östlicher Richtung – Beeinflussung von Berlin, überlagert durch osteuropäische Kraftwerke	Gute Repräsentativität für Klimagase; ausgeprägter lokaler Einfluss durch die Stadt Freiburg (NO <sub>2</sub> , NO, SO <sub>2</sub> sowie CO); Südrichtung kann nicht bewertet werden (s.o.); Filterung der Windrichtung 300° bis 360° empfehlenswert	Gute Repräsentativität für Klimagase; Erhöhte NO <sub>2</sub> -Werte aus Richtung Suhl sowie Beeinflussung durch osteuropäische Quellen (SO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> , NO <sub>2</sub> ); Erhöhte NO-Konzentrationen aus östlicher Richtung	Gute Repräsentativität für Klimagase; erhöhte NO <sub>2</sub> -Konzentrationen aus südwestlicher Richtung (Braunschweig, Wolfsburg, Hannover); Ferntransport von SO <sub>2</sub> und PM <sub>10</sub> , aus östlicher Richtung (osteurop. Kraftwerke)	Gute Repräsentativität für Klimagase; Beeinflussung durch die Stadt Westerland – Ausfilterung der Windrichtung 0° bis 240° empfehlenswert	Gute Repräsentativität für Klimagase; Ferntransport von SO <sub>2</sub> und PM <sub>10</sub> aus Osteuropa; erhöhte NO <sub>2</sub> -Konzentrationen aus Richtung Rostock
<b>Betrachtung der Rückwärtstrajektorien</b>	Ganzjährig überwiegend Luft aus Deutschland; im Sommer auch Nordsee, Ostsee und Polen; im Winter Polen, Frankreich, Ostsee, Nordsee	Ganzjährig überwiegend Luft aus Frankreich und Deutschland; im Winter Schweiz und Italien, sonst Nordsee und Nordatlantik	Ganzjährig überwiegend Luft aus Deutschland, sonst Frankreich und im Sommer Nordsee	Ganzjährig überwiegend Luft aus Deutschland; im Sommer auch Nordsee; im Winter Frankreich, Nordsee und Schweden	Ganzjährig hauptsächlich Luft von Nordsee und Nordatlantik; sonst Deutschland, Ostsee und Schweden	Ganzjährig überwiegend Luft aus Deutschland, sonst Nordsee, Ostsee, Polen und untergeordnet Nordatlantik, Schweden und Frankreich
<b>Inversionsstatistik</b>	-	Im Jahresverlauf in etwa jeweils zur Hälfte über und unter der ersten Inversionsschicht; im Oktober und November Station zumeist über der Inversion	Im Jahresverlauf in ca. 2/3 der Fälle innerhalb der Mischungsschicht; im Oktober Station häufiger über der Inversion	-	-	-
<b>Mittlere Tagesgänge</b>	Lokal unbeeinflusste Tagesgänge für NO <sub>2</sub> , Ozon, PM <sub>10</sub> und CO <sub>2</sub> ; SO <sub>2</sub> und NO mit ausgeprägtem, lokal beeinflussten Tagesgang	Tagesgänge vom Auf- und Abbau der Inversion gesteuert – NO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> und NO erreichen ihr Maximum erst am späten Nachmittag; O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> und CO <sub>2</sub> mit sehr flachem Verlauf	Tagesgänge vom Auf- und Abbau der Inversion gesteuert – NO <sub>2</sub> und NO erreichen Maximum erst am späten Nachmittag; PM <sub>10</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> und CO <sub>2</sub> mit sehr flachem Verlauf	Lokal unbeeinflusste Tagesgänge für NO <sub>2</sub> , Ozon, PM <sub>10</sub> und CO <sub>2</sub> ; SO <sub>2</sub> und NO mit ausgeprägtem, lokal beeinflussten Tagesgang	Lokal unbeeinflusste Tagesgänge für Ozon, PM <sub>10</sub> und CO <sub>2</sub> ; NO <sub>2</sub> mit morgendlichem Peak durch Berufsverkehr; SO <sub>2</sub> und NO mit ausgeprägtem, lokal beeinflussten Tagesgang	Lokal unbeeinflusste Tagesgänge für Ozon, PM <sub>10</sub> und CO <sub>2</sub> ; NO <sub>2</sub> mit morgendlichem Peak durch Berufsverkehr; SO <sub>2</sub> und NO mit ausgeprägtem, lokal beeinflussten Tagesgang

Untersuchung	Neuglobsow	Schauinsland	Schmücke	Waldhof	Westerland	Zingst
<b>NO/NO<sub>2</sub>-Verhältnis</b>	Niedriges Verhältnis: Lokaler Einfluss durch Straßenverkehr nicht festzustellen	Erkennbarer Einfluss durch lokalen Straßenverkehr (Freiburg i.Br.)	Niedriges Verhältnis: Lokaler Einfluss durch Straßenverkehr nicht festzustellen	Niedriges Verhältnis: Lokaler Einfluss durch Straßenverkehr nicht festzustellen	Erkennbarer Einfluss durch lokalen Straßenverkehr	Niedriges Verhältnis - Lokaler Einfluss durch Straßenverkehr nicht festzustellen
<b>Mittlere Wochengänge</b>	Generell flacher Wochengang; Immissionen werktags nur leicht erhöht - geringer lokaler Einfluss	NO <sub>2</sub> -Anreicherung an Werktagen; Rückgang am Sonntag; NO nur leicht erniedrigt am Wochenende; SO <sub>2</sub> uneinheitlich	Generell Anstieg der SO <sub>2</sub> -, NO <sub>2</sub> - und NO-Konzentrationen im Laufe der Woche – lokaler Einfluss sowie Ferntransport erkennbar	Generell Anstieg der SO <sub>2</sub> -, NO <sub>2</sub> - und NO-Konzentrationen im Laufe der Woche – lokaler Einfluss sowie Ferntransport erkennbar	Flacher Wochengang für SO <sub>2</sub> ; NO und NO <sub>2</sub> Werktags und Samstags erhöht; Minimum am Sonntag - Hinweis auf lokalen Einfluss	Gleichförmiger NO und SO <sub>2</sub> -Wochenverlauf – kein Hinweis auf lokale Quelle; Anstieg von NO <sub>2</sub> jedoch im Lauf der Woche
<b>Räumliche Abdeckung (Gesamtnetz)</b>	Deutsche Stationen fügen sich gut in Gesamtnetz, jedoch wäre eine Ergänzung im Westen und Süden/Südosten Deutschlands empfehlenswert.					
<b>Höhenverteilung (Gesamtnetz)</b>	Der Bereich um 500 m ü N.N. ist unterrepräsentiert. Eine entsprechende Ergänzung ist empfehlenswert.					

## 5.2 Idealstruktur des UBA-Messnetzes zur Wahrnehmung internationaler Aufgaben und als Basis zur Beurteilung der Luftqualität in den unterschiedlichen Regionen Deutschlands

Zur Wahrnehmung internationaler Aufgaben, insbesondere vom EMEP, müssen folgende, in Kapitel 2 detailliert beschriebene Bedingungen erfüllt werden:

- Gute räumliche Abdeckung des zu untersuchenden Gebiets (hier Deutschland)
- Keine Beeinflussung durch lokale Quellen
- Keine landwirtschaftliche Aktivitäten in der näheren Umgebung
- Messungen sollen langfristig stattfinden
- Eine weitgehend homogene Niederschlagsverteilung im größeren Umkreis der Station
- Weitgehend homogene Windverhältnisse um die Station
- Stationsdichte: 1 bis 2 Stationen auf 100.000 km<sup>2</sup> für Level 2-Stationen, abhängig von den zu erwartenden Konzentrationsgradienten
- Fläche der Repräsentativität muss größer als die Auflösung der EMEP-Gitter sein
- Es müssen Mindestabstände zu größeren Quellen wie Städten (>50 km) und Kraftwerken (>20 km) eingehalten werden
- Topographie sollte die freie Anströmung nicht behindern und keine lokal begrenzte meteorologische Bedingungen wie das Land-See-Windsystem begünstigen

Für die weiteren zu berücksichtigenden Messprogramme gelten grundsätzlich die gleichen Bedingungen, jedoch müssen für die Überwachung mariner Räume die betreffenden Stationen an der Küste liegen. Insofern widersprechen sich hier die Anforderungen der Messprogramme OSPAR und HELCOM gegenüber EMEP.

Weitere wichtige Faktoren sind die aufwendige Logistik, die hinter der Betreuung kontinuierlicher Messungen steckt sowie die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Stationen und des Messnetzes. So ist etwa ein in der Theorie gut geeigneter Ort unter Umständen schwer zu erreichen und mit Strom zu versorgen.

Zur Beurteilung der Luftqualität in den unterschiedlichen Regionen Deutschlands müssen die Stationen die oben genannten Bedingungen erfüllen sowie sinnvoller Weise geographisch auf die einzelnen Regionen bzw. Naturräume Deutschlands verteilt sein (siehe Abbildung 103). Eine Zuordnung zu den gezeigten Naturräumen erscheint sinnvoll, da sich diese weitgehend topographisch homogen gestalten. Im Sinne einer Bestimmung des Imports und Exports von Luftverunreinigungen, um die es letztlich in der CLRTAP geht, wäre eine Lage der Stationen in Grenznähe angezeigt. Um Ferntransporte in unterschiedlichen Höhen zu betrachten und den Einfluss von Inversionen zu beobachten, ist zudem eine für Deutschland repräsentative Höhenverteilung der Stationen anzustreben. Unter diesen Rahmenbedingungen können Messorte in Deutschland bestimmt werden, die auch den weiteren Bedingungen genügen. So müssten also insgesamt 7 Stationen auf die einzelnen Naturräume Deutschlands in Grenznähe verteilt werden, wobei einerseits die unterschiedlichen Höhenniveaus abgedeckt werden und auch die EMEP-Forderung 1-2 Level 2-Stationen auf 100.000 km<sup>2</sup> erfüllt wird. Insbesondere an der Ostgrenze Deutschlands ist darauf zu achten, dass die auszuwählenden Messorte nicht unmittelbar von lokalen polnischen bzw. tschechischen Quellen beeinflusst werden. Weiterhin ist zur Erfüllung der Messaufgaben im Rahmen von OSPAR und HELCOM an der Nord- und Ostseeküste jeweils noch eine Station zu platzieren. Die Regionalstationen für das GAW-

Programm können sodann frei gewählt werden, jedoch sind dabei natürliche CO<sub>2</sub>-Quellen und Senken möglichst zu vermeiden.

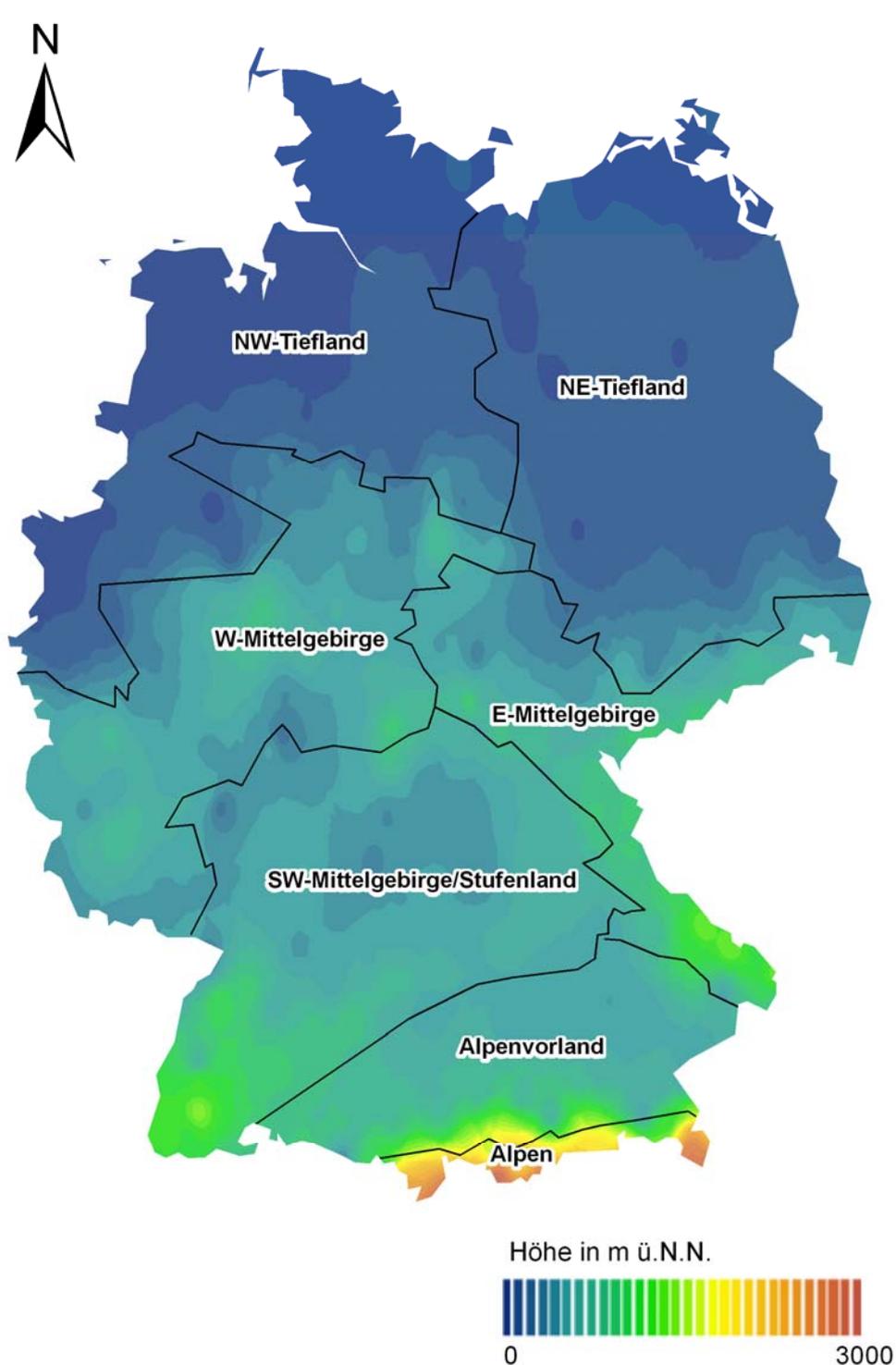


Abbildung 103: Naturräume Deutschlands

Der Entwurf eines idealen Messnetzes erfolgt in zwei Schritten:

1. Ungefähre Lokalisierung der Messorte nach den Kriterien räumliche Abdeckung, Höhenverteilung, Grenznähe sowie ausreichende Entfernung zu Emissionsquellen. Hierfür werden

detailliertes Kartenmaterial (Topographische Karten, sowie hochaufgelöste Emissionskatas-ter) und im Idealfall umfassende regionale Kenntnisse benötigt.

2. In einer Ortsbegehung muss die zuvor ausgewählte ungefähre Lage präzisiert werden, unter Berücksichtigung der lokalen Bedingungen und der damit verbundenen Logistik.

### 5.3 Empfehlungen – Definition des Handlungsbedarfs

Insgesamt ist das Messnetz des Umweltbundesamtes technisch auf dem neusten Stand, die Lage der Stationen ist zur Erfüllung der internationalen Aufgaben und zur Beurteilung der verschiedenen Regionen mit geringfügigen Einschränkungen geeignet. Wie weiter oben dargestellt, fehlt eine Station im Höhenbereich um 500 m, außerdem ist das Gebiet Deutschlands nicht ganz den EMEP-Vorgaben entsprechend abgedeckt. Wie in der Buffer-Karte in Abbildung 2 zu sehen, existieren Lücken im Westen Deutschlands im Bereich Nordrhein-Westfalens und Niedersachsens sowie im Südosten. Bezogen auf die Naturräume entspricht dies dem Westlichen Mittelgebirge sowie Alpenvorland. In Abbildung 104 sind zwei Gebiete markiert, in denen jeweils ein solcher Standort zu suchen wäre. Damit hätte man zwei grenznahe Stationen, der Höhenbereich um 500 m ü.N.N. wäre abgedeckt sowie die existierenden räumlichen Lücken geschlossen. Darüber hinaus zeigt das mit EURAD berechnete Immissionskonzentrationsfeld eine gering belastete Umgebung mit niedrigen Gradienten.

Die Station Waldhof erscheint zwar am östlichen Rand des Nordwestdeutschen Tieflands und müsste theoretisch weiter westlich platziert werden. Sie liegt aber in einem für das nordwestdeutsche Tiefland von Feldern und flachen Kiefernwäldern geprägten ganz typischen Gebiet, so dass dieser Standort für diese Region als repräsentativ angesehen werden kann.

Die Alpen sind mit einer Messstation auf der Zugspitze ebenfalls gut abgedeckt – diese Station ist jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen im Rahmen dieses Projekts.

Weitere Empfehlungen betreffen die Ausfilterung von lokal belasteten Windrichtungen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um:

- Westerland: 0° bis 240°
- Schauinsland: 300° bis 360°
- Waldhof: 180° bis 240°

Der technische Betrieb sowie die Logistik genügen an allen Stationen den einzuhaltenden Vorgaben mit folgenden Einschränkungen:

- Die Temperatur im Messgeräteraum der Station Zingst lag bei der Besichtigung um 25°C – es wird eine Absenkung auf 20°C empfohlen.
- Aufgrund der Abschirmung der Windmessungen auf dem Schauinsland durch die sehr hohen Bäume wären Messungen über der Baumkrone wichtig. Hierfür würde sich ein bereits vorhandener Mast gut eignen. Dasselbe gilt auch für Neuglobsow.
- Es wäre zu untersuchen, inwieweit der Baumbestand in Neuglobsow die Immissionsmessungen beeinträchtigt, etwa durch Vergleichsmessungen mit einer Ansaugung oberhalb der Bäume, wie in [21] beschrieben.

Des Weiteren empfehlen wir eine Überprüfung, ob die Hintergrundmessstationen der Bundesländer ergänzend verwendet werden können. Zu nennen wären hierbei z.B. die Stationen Schwäbische Alb sowie Welzheimer Wald in Baden-Württemberg, Eggegebirge in Nordrhein-Westfalen und Witzenhausen in Hessen.

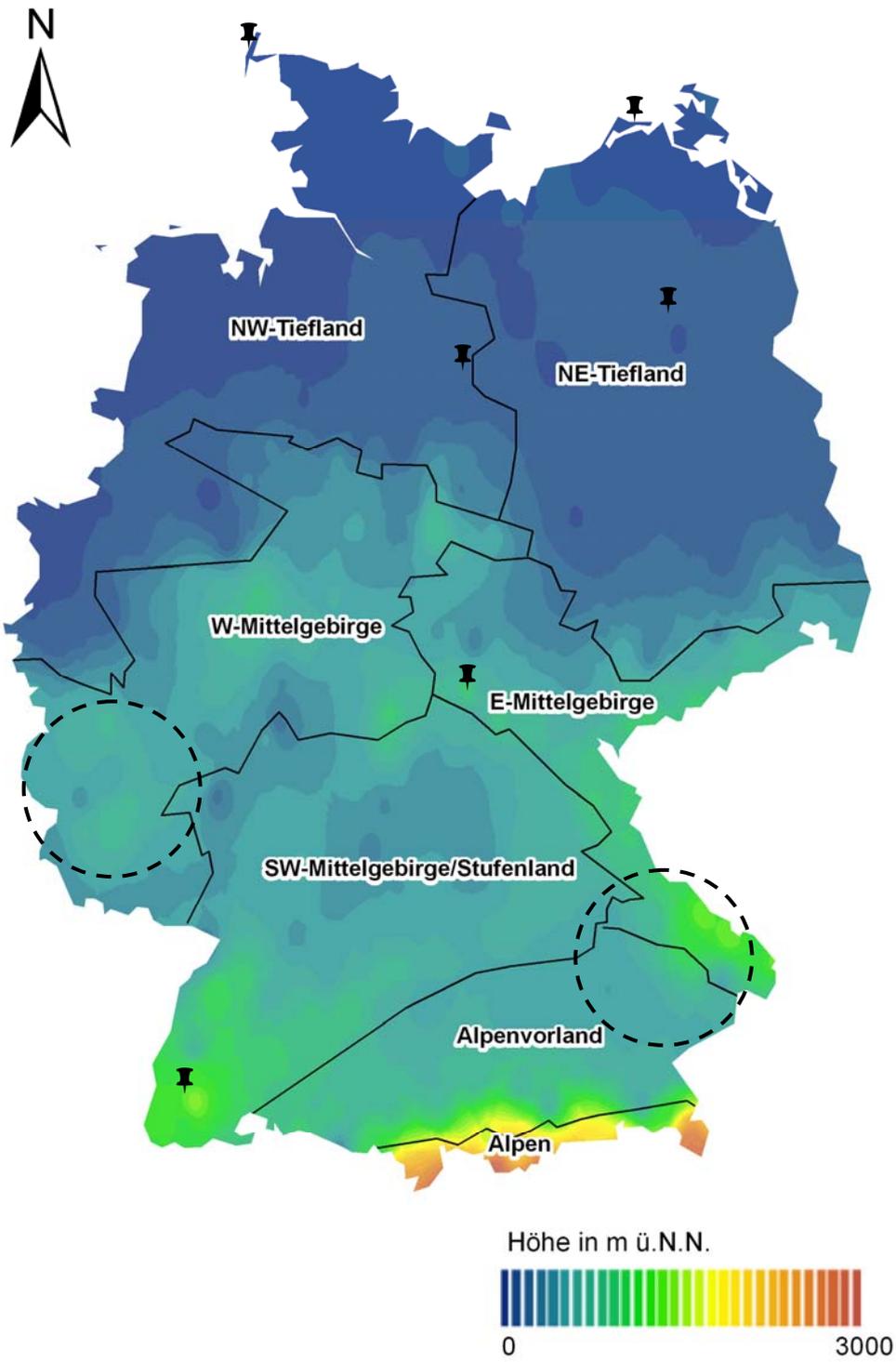


Abbildung 104: Empfohlene Ergänzung zum aktuellen UBA-Messnetz (gestrichelte Kreise)

## 6 Literatur

- [1] EMEP manual for sampling and chemical analysis, NILU: EMEP/CCC-Report 1/95 REFERENCE: O-7726 DATE:MARCH 1996 REVISION: NOVEMBER 2001
- [2] The EMEP monitoring strategy 2004-2009 Background document with justification and specification of the EMEP monitoring programme 2004-2009 Edited by Kjetil Tørseth and Øystein Hov NILU EMEP/CCC-Report 9/2003 REFERENCE: O-7726 DATE: AUGUST 2003
- [3] Barret, K. (2007): Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme: Pollutant deposits and air quality around the North Sea and the North-East Atlantic in 2005. OSPAR commission, Norwegian Institute for Air Research.
- [4] MSC-WEST (2002): Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Lindane to the Baltic Sea in the period 1996 – 2000. EMEP/MSC-W Note 6/2002.
- [5] World Data Centre for Greenhouse Gases (2008): Internet: <http://gaw.kishou.go.jp/wdcgg/>
- [6] Müller-Westermeier, G. und Riecke, W. (2002): Die Witterung in Deutschland – Klimastatusbericht 2001. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [7] Müller-Westermeier, G. und Riecke, W. (2003): Die Witterung in Deutschland – Klimastatusbericht 2002. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [8] Müller-Westermeier, G. und Riecke, W. (2004): Die Witterung in Deutschland – Klimastatusbericht 2003. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [9] Müller-Westermeier, G. und Riecke, W. (2005): Die Witterung in Deutschland – Klimastatusbericht 2004. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [10] Müller-Westermeier, G. und Riecke, W. (2006): Die Witterung in Deutschland – Klimastatusbericht 2005. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [11] Datensatz der Wetterlagen seit 1979: Download von [www.dwd.de](http://www.dwd.de)
- [12] P. Bissolli, E. Dittmann (2006): Objektive Wetterlagenklassen - Klimastatusbericht 2005. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- [13] Broschüre des DWD „Atmosphäre ist mehr als Luft“:  
[www.dwd.de/de/wir/Geschaeftsfelder/Medizin/Leistungen/Brosch\\_Atmosphaere.pdf](http://www.dwd.de/de/wir/Geschaeftsfelder/Medizin/Leistungen/Brosch_Atmosphaere.pdf)
- [14] Flextra - Air mass trajectories: <http://www.nilu.no/trajectories/index.cfm>
- [15] LUBW (2008): Umweltdaten 2003 Online - [http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/umweltdaten2003/kap\\_e/kap\\_e.html](http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/umweltdaten2003/kap_e/kap_e.html)
- [16] Shaw, S. L., Chisholm, S. W., Prinn, R. G. (2001): Isoprene Production by Marine Phytoplankton: American Geophysical Union, Fall Meeting 2001.
- [17] F. Loreto, M. Mannozi, C. Maris, P. Nascetti, F. Ferranti, and S. Pasqualini: Ozone Quenching Properties of Isoprene and Its Antioxidant Role in Leaves. *Plant Physiol.* 2001 July; 126(3): 993–1000.
- [18] Volz-Thomas, A. et al (1999): The Schuainsland Ozone Precursor Experiment SLOPE. Proceedings of EUROTRAC Symposium '98, Volume 1, p. 43-15, Southampton: WIT Press 1999 - ISBN 1-85312-678-0.
- [19] M. Schmidt R. Graul H. Sartorius I. Levin (2003): The Schuainsland CO<sub>2</sub> record: 30 years of continental observations and their implications for the variability of the European CO<sub>2</sub> budget. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, VOL. 108, NO. D19, 4619, doi:10.1029/2002JD003085.
- [20] Andrea Schaub (2007): Untersuchung von Isopren und dessen Oxidationsprodukten in und oberhalb eines Mischwaldbestandes. Dissertation, Universität zu Köln.

[21] Baumbach, G, Baumann, K. und Dröscher, F. (1990): Luftverunreinigungen in Wäldern Baden-Württembergs. Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Untersuchung der Verteilung von Luftverunreinigungen und ihre Eintrages in Waldbestände im Schwarzwald und Schönbuch Untersuchungszeitraum 1984 bis 1988. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkeselwesen Abteilung Reinhaltung der Luft. Bericht Nr. 16 – 1990.

[22] Thiruchittampalam, B. und Köble, R. (2008): Datensatz räumlich hoch aufgelöster anthropogener Emissionen in Deutschland für das Jahr 2005.