

Sekundäres

anorganisches Aerosol

Beiträge zur PM-Belastung in Österreich



SEKUNDÄRES ANORGANISCHES AEROSOL

Beiträge zur PM-Belastung in Österreich

Iris Buxbaum
Christian Nagl
Wolfgang Spangl

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Iris Buxbaum

Christian Nagl

Wolfgang Spangl

Umschlagbild

© Leonid Nyshko – Fotolia.com

Dank an die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik für das zur Verfügung stellen der gerasterten Emissionsdaten für Österreich

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

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

Impressum

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

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <http://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2014

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-405-6

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG.....	7
2 ENTSTEHUNG VON SEKUNDÄREM ANORGANISCHEM AEROSOL.....	8
2.1 Bildung von sekundärem anorganischem Aerosol	8
2.1.1 Bildung von Ammoniumsulfat.....	9
2.1.2 Bildung von Ammoniumnitrat	10
2.2 Temperaturabhängigkeit der Ammoniumnitrat-Konzentration	12
2.3 Bildungsdauer und räumliche Variabilität	14
2.4 Schlussfolgerungen.....	17
3 EMISSIONEN DER VORLÄUFERSUBSTANZEN.....	18
3.1 Emissionen in Österreich.....	18
3.2 Räumliche Verteilung der Emissionen in Österreich	20
3.3 Räumliche Verteilung der Emissionen in Deutschland	23
3.4 Verteilung der Emissionen in Europa	25
4 ANTEILE UND HERKUNFT AN DER PM-BELASTUNG IN ÖSTERREICH.....	29
4.1 Räumliche Verteilung	29
4.1.1 Überblick	29
4.1.2 Regionaler Hintergrund	30
4.1.3 Ostösterreich	30
4.1.4 Kärnten.....	32
4.1.5 Oberösterreich.....	33
4.1.6 Salzburg	35
4.1.7 Steiermark	36
4.1.8 Städtische Beiträge	37
4.1.9 Ferntransport.....	38
4.2 PM-Fraktionen	38
4.3 Trends	38
4.3.1 Oberösterreich.....	38
4.3.2 PM _{2,5} Illmitz.....	40
5 AUSWIRKUNGEN VON EMISSIONSÄNDERUNGEN	42
5.1 Modellrechnungen	42
5.1.1 Deutschland	42
5.1.2 England	47
5.1.3 Frankreich	48
5.1.4 Schweiz	49

5.1.5	Europa.....	51
5.1.6	Österreich.....	52
5.2	Schlussfolgerungen für Österreich.....	57
6	LITERATURVERZEICHNIS.....	58
	ANHANG 1: ÜBERBLICK CHEMISCHE ANALYSEN PM	65

ZUSAMMENFASSUNG

Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat tragen als sekundäres anorganisches Aerosol (SAA) an ländlichen Hintergrundstandorten in Österreich zu 30 bis 45 % zur PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ -Belastung bei; im städtischen Hintergrund liegt dessen Anteil (bei höheren Beiträgen primärer Partikel) in einem Bereich von etwa 20-40 %.

SAA entstehen durch chemische Umwandlung in der Atmosphäre aus den Vorläufern SO_2 , NO_x und NH_3 , die Bildungsprozesse dauern bis zu einige Tage.

Die in Österreich gemessenen SAA-Konzentrationen gehen auf Emissionen der Vorläufer in einem weiten geographischen Bereich zurück, der neben Österreich auch dessen Nachbarstaaten im Umkreis von mehreren 100 km einschließt; daher stammt ein wesentlicher Anteil der SAA aus grenzüberschreitendem Schadstofftransport. Sulfat geht zu einem hohen Anteil auf SO_2 -Quellen im östlichen Mitteleuropa (v.a. Rumänien, Serbien, Ungarn, Polen, Tschechien) zurück. Erhöhte Nitrat-Konzentrationen treten bei windschwachen Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation (d.h. vor allem aus österreichischen Quellen) auf. Dementsprechend weist der außeralpine Norden Österreichs die höchste Sulfat-Belastung auf; mäßig hohe Sulfat-Belastungen treten im Südosten Österreichs auf, die niedrigsten werden inneralpin beobachtet. Die höchsten Nitrat-Belastungen werden in Oberösterreich registriert, geringer ist die Nitrat-Belastung im Nordosten und Südosten Österreichs, die niedrigsten Nitratkonzentrationen treten inneralpin auf.

Die generell höhere SAA-Belastung im außeralpinen Raum geht auf die höheren Emissionen der Großstädte bzw. hohe ländliche Emissionsdichten der Vorläufer und einen höheren Anteil an Ferntransport zurück.

Die SAA-Belastung geht auch in den Städten Österreichs ganz überwiegend auf Quellen im regionalen und überregionalen Umfeld zurück. Die städtischen Beiträge zu SAA liegen bei Sulfat im Jahresmittel in ganz Österreich unter $0,5 \mu g/m^3$. Bei Nitrat lässt sich ein signifikanter städtischer Beitrag lediglich für den Ballungsraum Wien identifizieren, der etwa 25 bis 35 % der in Wien gemessenen Nitrat-Konzentration und ca. 5 % der PM_{10} -Gesamtkonzentration entspricht.

Die an einigen Messstellen in Oberösterreich und in Illmitz vorliegenden längeren Zeitreihen deuten auf eine Abnahme der Sulfat-Konzentration in den letzten zehn Jahren hin. Die Nitrat-Konzentration zeigt keinen Trend.

Modellrechnungen zu Auswirkungen von Emissionsänderungen der Vorläufersubstanzen auf die PM-Konzentration wurden u.a. für verschiedene Gebiete in Deutschland, England, Frankreich, Schweiz sowie Kärnten und die Steiermark durchgeführt.

In den meisten untersuchten Gebieten hat eine Minderung der NH_3 -Emissionen den größten Einfluss auf die Bildung von Sekundäraerosol. Lediglich in einigen landwirtschaftlich geprägten Gebieten mit hohen NH_3 -Emissionsdichten (z.B. Westschweiz, Südoststeiermark) wären NO_x -Emissionsreduktionen effektiver.

Für andere Gebiete in Österreich, aus denen keine Modellrechnungen vorliegen, sind aufgrund der Komplexität der chemischen und physikalischen Vorgänge seriöse Aussagen kaum möglich. Auch weist die räumliche Verteilung

**Verteilung, Herkunft
Sekundäraerosol**

städtischer Beitrag

Trend

**Auswirkungen
Änderung von
Emissionen**

**NH_3 -Reduktionen
meist effektiver**

**Gebiete in
Österreich mit
Minderungspotential**

der NH_3 -Emissionsdichten Unsicherheiten auf. Ein Minderungspotential bei SAA besteht aber jedenfalls in der Südoststeiermark, im Nordosten Österreich und in Oberösterreich.

Da keine regionale Bildung von Ammoniumsulfat zu beobachten ist, wäre eine Minderung der SAA-Konzentration nur bei Reduktion von NH_3 und NO_x zu erwarten. Ob eine NH_3 oder eine NO_x -Reduktion effektiver wäre, kann ohne Modellrechnungen nicht zweifelsfrei beantwortet werden.

1 EINLEITUNG

Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat tragen als sekundäres anorganisches Aerosol (SAA) an ländlichen Hintergrundstandorten in Österreich zu einem Drittel bis über die Hälfte zur PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ -Belastung bei; im städtischen Hintergrund liegt dessen Anteil (bei höheren Beiträgen primärer Partikel) in einem Bereich von etwa 25-40 %. Ein wesentlicher Anteil davon stammt jeweils aus grenzüberschreitendem Schadstofftransport. SAA ist damit für die Einhaltung der Ziele des IG-L bzw. der Luftqualitätsrichtlinie ein entscheidender Faktor und wird wegen seiner grenzüberschreitenden Bedeutung über die Vorläufersubstanzen in der NEC-Richtlinie adressiert.

Beitrag zur PM-Belastung

In dieser Studie wird zunächst die Entstehung, Eigenschaften und die limitierenden Faktoren der Bildung von SAA erläutert (Kapitel 2). Die Emissionen der Vorläufersubstanzen (SO_2 , NO_x , NH_3) in Österreich werden in Kapitel 3 dargestellt. In Kapitel 4 werden bestehende Analysen verschiedener Staubinhaltsstoffe und deren Quellregionen diskutiert.

Aufbau der Studie

Anhand von Literaturrecherchen zu Modellrechnungen wird, darauf aufbauend, dargestellt, wie sich die $PM_{2,5}$ -Belastung bei Änderung der Emissionen von Vorläufersubstanzen entwickeln könnte (Kapitel 5). Dabei wird untersucht, welche Vorläufersubstanzen in bestimmten Regionen in Österreich die limitierenden Faktoren darstellen können.

2 ENTSTEHUNG VON SEKUNDÄREM ANORGANISCHEM AEROSOL

Sekundäres, anorganisches Aerosol (SAA) besteht in Österreich im Wesentlichen aus Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) und Ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Andere anorganische Salze wie z.B. Natrium-, Kalium-, Magnesium- oder Calciumsalze spielen nur eine geringe Rolle¹. Diese Studie beschränkt sich daher auf die Analyse von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat unter dem Sammelbegriff SAA.

2.1 Bildung von sekundärem anorganischem Aerosol

Bildung aus Vorläufersubstanzen

Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat entstehen zum ganz überwiegenden Teil aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen NO_x, SO₂ und NH₃. Die Emissionsquellen dieser Luftschadstoffe werden in Kapitel 3 diskutiert.

Abbildung 1 zeigt schematisch die Bildung von sekundärem Aerosol, bei der im Fall von Ammoniumnitrat auch Ozon eine Rolle spielt.

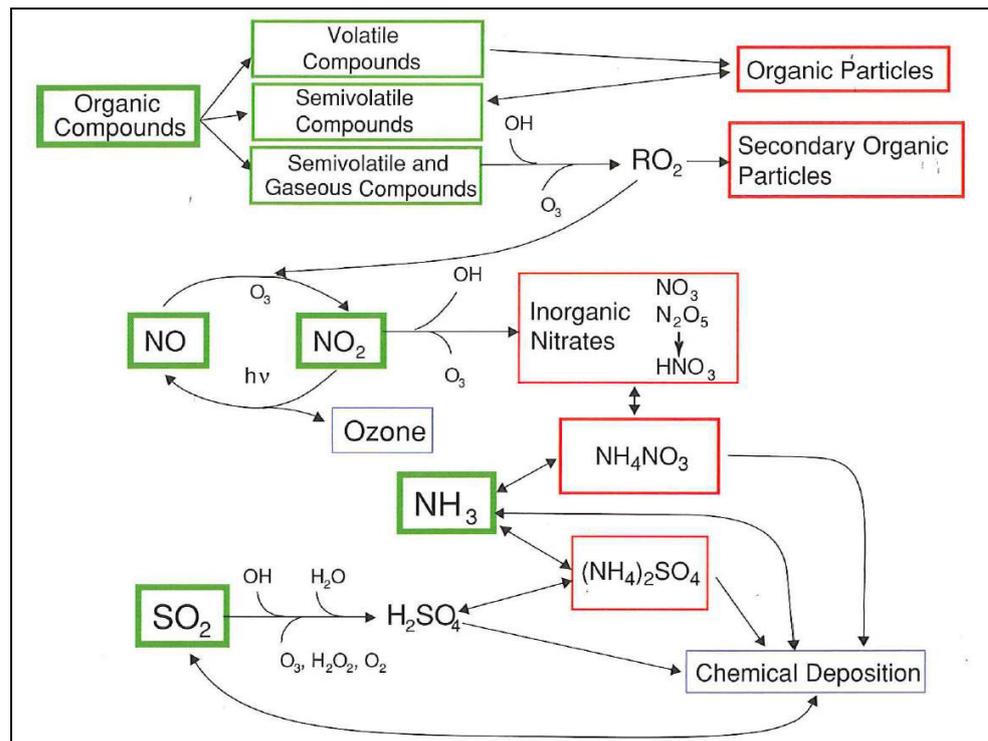


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Bildung von sekundärem Aerosol aus gasförmigen Vorläufersubstanzen (grün: wesentliche Vorläufersubstanzen, rot: Endprodukte. Quelle: McMURRY, SHEPHERD & VICKERY 2004, S 121).

¹ z.B. betrug der Anteil von Ca, K, Mg, und Na an der PM_{2,5}-Konzentration an der Messstelle Wien-Währinger Gürtel AKH im in Summe 1,8 % (ohne Gegenion) während Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat in Summe 42 % beitragen (KRL ÖAW 2004).

2.1.1 Bildung von Ammoniumsulfat

Aus SO_2 bildet sich in der Atmosphäre in Anwesenheit von Wasserdampf rasch Schwefelsäure (H_2SO_4), welche mit Ammoniak (NH_3) in Anwesenheit von Wasser (H_2O) (was aufgrund der starken Hygroskopie von Schwefelsäure immer der Fall ist) zu Ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) reagiert (SEINFELD & PANDIS 1998, S530. Für Details siehe Abbildung 3). Abbildung 2 zeigt wie sich aus $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ H_2SO_4 bei 75 % relativer Luftfeuchtigkeit in Abhängigkeit der Ammoniakkonzentration verschiedene Reaktionsprodukte bilden. Die gebildete Menge an Ammoniumsulfat hängt von der NH_3 -Konzentration ab; über einer bestimmten Konzentration (etwa $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ unter den in Abbildung 2 angeführten Bedingungen) reagiert das System vollständig zu Ammoniumsulfat.

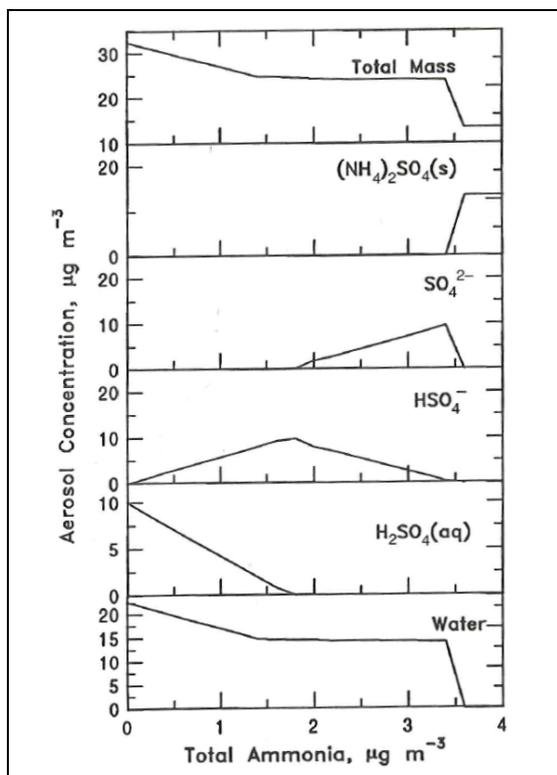


Abbildung 2: Aerosolkonzentration eines Systems aus $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ H_2SO_4 bei 75 % relativer Luftfeuchtigkeit und einer Temperatur von 298 K in Abhängigkeit der NH_3 -Konzentration (Quelle: SEINFELD & PANDIS 1998, S 531).

Abbildung 3 zeigt die Bildung von Sulfataerosol über die Oxidation in der Gasphase und in Wassertröpfchen innerhalb von Wolken. Die Oxidation in der Gasphase dominiert nur bei sommerlichen photochemischer Smog-Episoden, ansonsten ist die Oxidation in der wässrigen Phase von größerer Relevanz (AQEG 2005, S 76).

Oxidation in Gasphase, Wolken

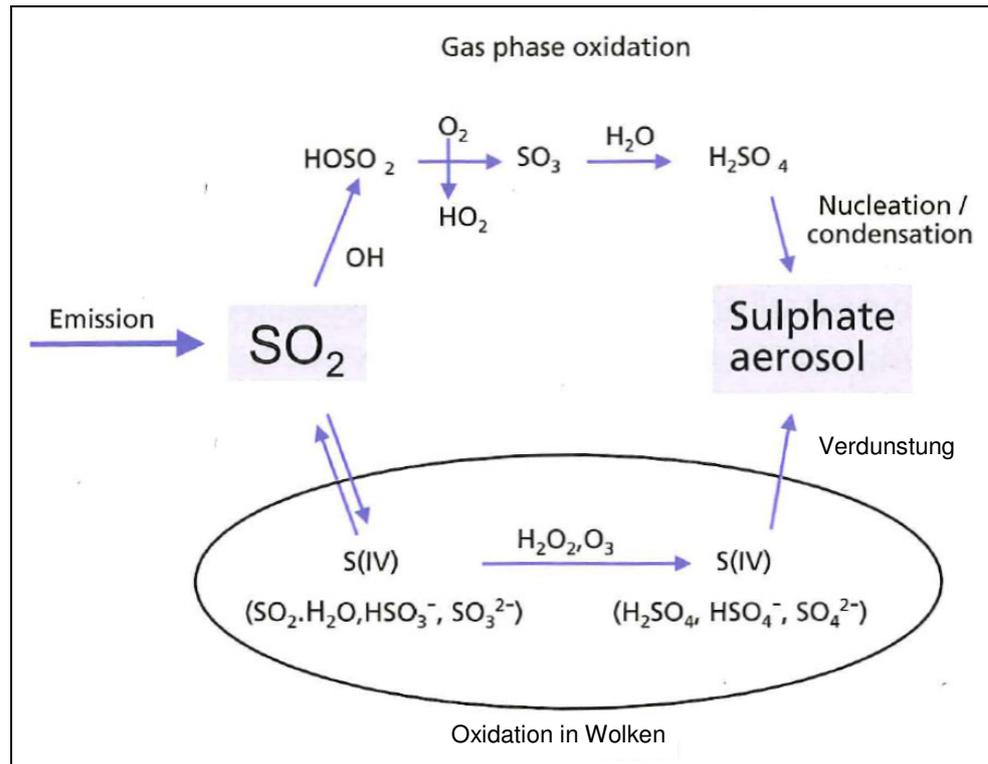


Abbildung 3: Wesentliche Prozesse der Bildung von Sulfat-Aerosol aus Schwefeldioxid in der Atmosphäre (nach AQEG 2005, S 77).

2.1.2 Bildung von Ammoniumnitrat

**Einfluss
Photochemie**

Bei der Bildung des Nitrations spielen auch photochemische Prozesse im Zusammenspiel mit Ozon eine Rolle (SCHAAP 2004, S 1-15; AQEG 2005, S 76; JENKIN 2006, S 49; siehe Abbildung 4):

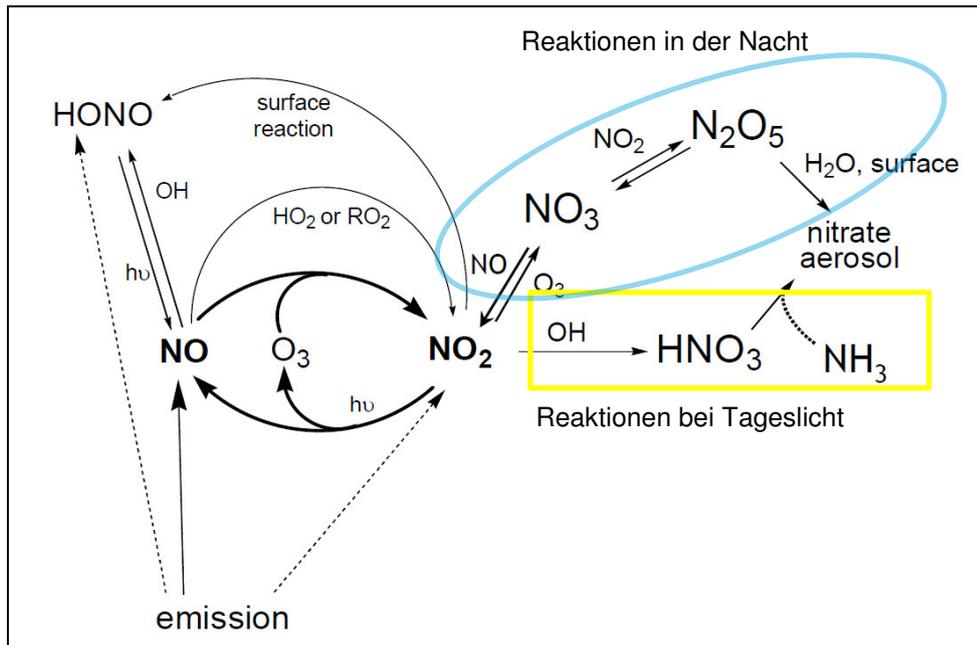


Abbildung 4: Wesentliche Prozesse der Bildung von Nitrat-Aerosol aus Stickstoffdioxid in der Atmosphäre (nach JENKIN 2006, S 50).

Die Oxidation von NO₂ zu anorganischen Nitratverbindungen wird beschleunigt bei Vorhandensein von HO_x-Radikalen und O₃ (JENKIN 2006, S 50). Dieser Prozess ist insbesondere von Bedeutung wenn sich städtische Abgasfahnen in das Umland strömen und die O₃-Konzentration zunimmt. Bei Tageslicht reagiert NO₂ mit OH-Radikalen (Umwandlungsrate ca. 4 % pro Stunde) zu HNO₃; HNO₃ reagiert wiederum mit NH₃ zu Ammoniumnitrat. Die Reaktion von O₃ mit NO₂ zu NO₃ und N₂O₅ läuft durch die rasche Photolyse von NO₃ dagegen nur während der Nacht ab.

Nur bei einem NH₃/H₂SO₄ Molverhältnis über 2 reagiert NH₃ nicht vollständig mit der Schwefelsäure im Aerosol. Es liegt dann auch in der Gasphase vor und steht für eine Reaktion HNO₃ bzw. N₂O₅ zur Verfügung (Abbildung 5).

Einfluss Ozon

Reaktion zuerst mit H₂SO₄

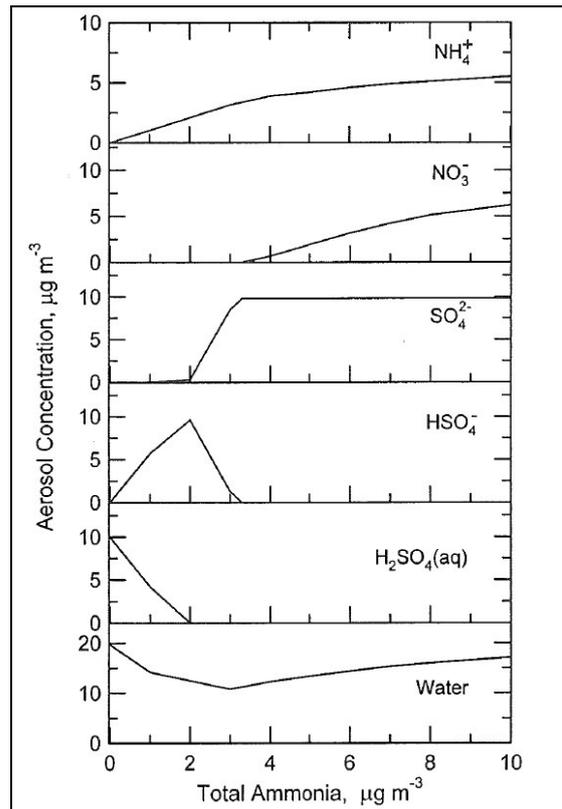


Abbildung 5: Aerosolzusammensetzung als Funktion von Gesamt-Ammonium (NH_3 gasförmig, NH_4^+) in einer Atmosphäre mit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Gesamt-Sulfat und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Gesamt-Nitrat bei einer Temperatur von 298 K und 70 % relativer Luftfeuchtigkeit (Quelle: SEINFELD & PANDIS 1998, S 539).

2.2 Temperaturabhängigkeit der Ammoniumnitrat-Konzentration

Dissoziation von Ammoniumnitrat im Sommer

Im Unterschied zu Ammoniumsulfat, das bei den in der Atmosphäre üblichen Temperaturen stabil ist, dissoziiert Ammoniumnitrat bei Temperaturen, die in Mitteleuropa in der Umgebungsluft auftreten (Abbildung 6).

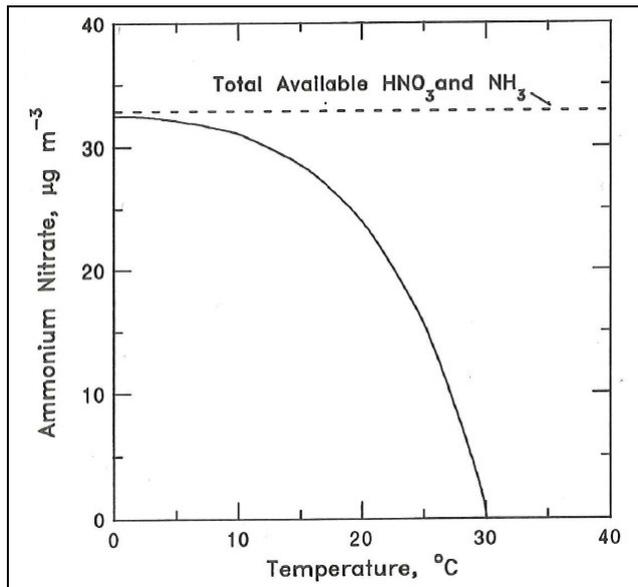


Abbildung 6: Ammoniumnitrat (partikulär) als Funktion der Temperatur in einem System mit $7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NH}_3$ und $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{HNO}_3$ bei 30 % relativer Luftfeuchtigkeit. Die Differenz zwischen der Gesamtmasse (gestrichelte Linie) und Ammoniumnitrat verbleibt in der Gasphase als NH_3 und HNO_3 (Quelle: SEINFELD & PANDIS 1998, S 533).

In den Sommermonaten ist daher die Konzentration von Ammoniumnitrat deutlich geringer (Abbildung 7); sie beträgt bei PM_{10} etwa ein Sechstel der relativen Konzentration im Winterhalbjahr².

Die Analysen von $\text{PM}_{2,5}$ in Illmitz (Tabelle 1) zeigen, dass die Relativanteile der meisten Komponenten jahreszeitlich wenig variieren. Der Anteil von Nitrat ist aufgrund der temperaturabhängigen Dissoziation im Winter wesentlich höher, bei den höheren Kaliumanteilen im Winter spielen Emissionen aus Holzverbrennung eine wesentliche Rolle, bei Chlorid der Einsatz von Streusalz.

Die im Gegenzug höheren Relativanteile u.a. von Sulfat im Sommer ergeben sich aus einem relativ flachen Jahresgang der Sulfatkonzentration und den höheren Nitratanteilen im Winter.

Jahreszeitliche Variation

² Winter: Mittelwert über die Monate Jänner bis März und Oktober bis Dezember; Sommer: Mittelwert über die Monate April bis September.

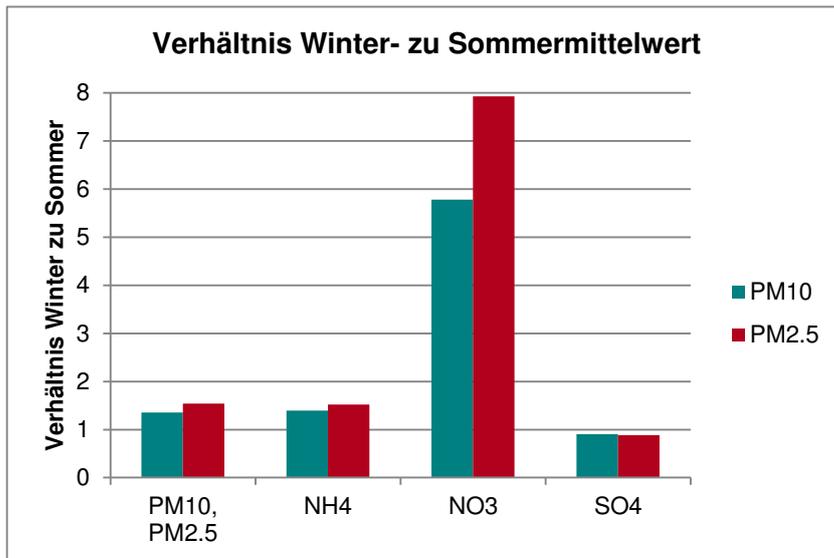


Abbildung 7: Verhältnis der Winter- zu Sommermittelwerten von PM₁₀, PM_{2,5} und dessen sekundäre anorganischen Aerosolbestandteile an der Messstelle Wien Währinger Gürtel – AKH (Quelle: KRL ÖAW 2004).

Tabelle 1: Verhältnis der PM_{2,5}-Konzentration sowie der Relativanteile der PM_{2,5}-Komponenten zwischen Winter und Sommer, PM_{2,5} in Illmitz.

	PM _{2,5}	SO ₄	NO ₃	NH ₄	OM ²⁾	EC	Na	K	Ca	Cl
1999/2000	2,1	0,6	0,7	0,9	1,75	1,3	0,9	2,0	0,5	1,6
2011	2,5	0,7	0,2	1,1	0,9	1,4	0,8	1,8	0,3	1,5
2012	1,9	0,7	0,2	1,3	1,0	1,5	0,9	2,1	0,4	¹⁾
2013	2,0	0,7	0,2	1,0	1,2	0,9	0,4	2,0	0,3	¹⁾

¹⁾ nicht angebar, Konzentration im Sommer meist unter der Nachweisgrenze

²⁾ OM = OC × 1,7

2.3 Bildungsdauer und räumliche Variabilität

Städtische Abgasfahnen

Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich auf städtische Abgasfahnen, da Abgasfahnen von Punktquellen in Österreich kaum mehr eine Rolle spielen.

Bei der Bildung von Ammoniumsulfat aus städtischen SO₂-Quellen über die Reaktion in der Gasphase werden pro Stunde ca. 5 % des vorhandenen SO₂ in Ammoniumsulfat umgewandelt; die Bildung von Ammoniumnitrat aus NO_x läuft ca. dreimal so schnell ab. Da NH₃ zuerst mit H₂SO₄ reagiert, setzt die Ammoniumnitratbildung erst ein, wenn ausreichend NH₃ zur Verfügung steht, um die vorhandene H₂SO₄ zu neutralisieren (Us EPA 2004, S 3-62f).

Abbildung 8 zeigt Modellrechnungen für die Entwicklung von Stickstoffverbindungen bei einer dreistündigen Passage von Luftmassen über ein städtisches Gebiet, in dem NO_x freigesetzt wird. Die zeitliche Entwicklung kann hier nicht im

Detail diskutiert werden; die wesentliche Schlussfolgerung ist, dass die Nitrat-Bildung³ sehr rasch erfolgt und dass der größte Teil des emittierten NO_x nach zwei Tagen in Form von Ammoniumnitrat vorliegt, gefolgt von Peroxyacetylnitrat (PAN). Modellrechnungen für Stuttgart und Umgebung zeigen, dass die Nitratbildung innerhalb eines Tages erfolgt (siehe Kapitel 5.1.1.1, Abbildung 33).

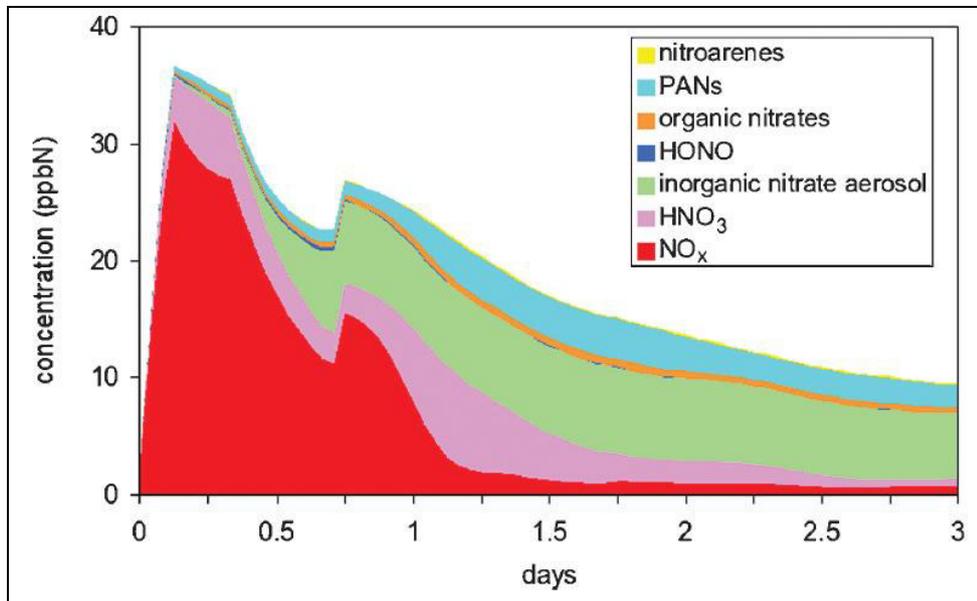


Abbildung 8: Zeitliche Entwicklung verschiedener stickstoffhaltiger Verbindungen beim Passieren einer städtischen Luftmasse (Modellrechnungen. Dauer der Passage: 3 h. Quelle: JENKIN et al. 2006, S 26).

In einer anderen Modellrechnung wurde die Deposition und Umwandlung von Ammoniak simuliert (SUTTON et al. 2011, S 306). Es zeigt sich, dass mehr als 50 % des Ammoniaks trocken deponiert wird. Ebenso sieht man, dass innerhalb einer Transportdistanz von einem Kilometer bereits 20 %, 50 % innerhalb von 50 km deponiert werden. In einem größeren Abstand dominiert die Umwandlung zu Ammonium.

Deposition, Umwandlung von Ammoniak

³ Bei dem Anstieg nach etwa 18 h dürfte es sich um ein Artefakt handeln (pers. Mitteilung M. Jenkin). Die wesentliche Aussage ist lt. Auskunft des Autors die progressive Umwandlung von NO_x in andere oxidierte anorganische und organische Stickstoffverbindungen.

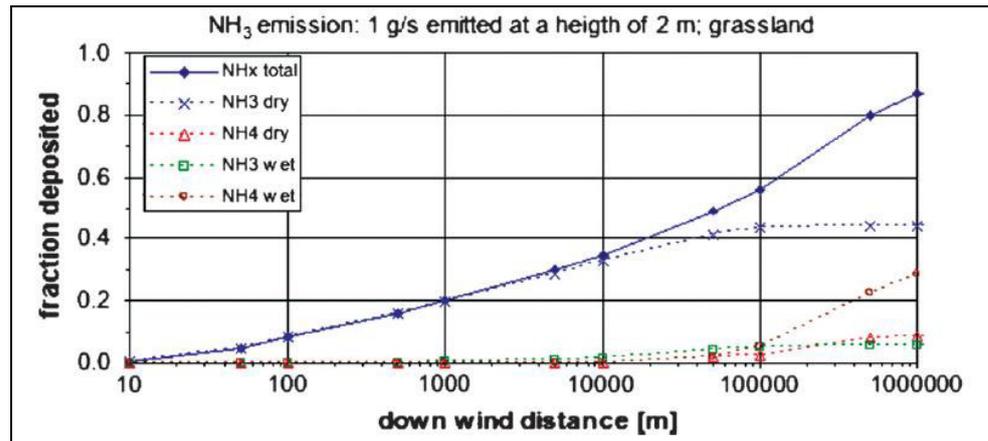


Abbildung 9: Kumulative Deposition von NH_x -Komponenten als Funktion der Entfernung, (Quelle: SUTTON et al. 2011, S 306).

Bildung von SAA in Berlin, Niederlande

Die Bildung von SAA in städtischen Luftmassen und deren Einfluss auf die Luftqualität im Umland wurde für die Berlin untersucht (LAMMEL et al. 2005, S 95). Es zeigt sich, dass die Bildung von SAA im Sommer weniger als 3 h benötigt und dass daher die Konzentrationen von SAA noch in einer Entfernung von 50 km höher waren als in Gebieten, die nicht in der Abgasfahne liegen.

Der städtische Beitrag wurde mittels chemischer Analysen u.a. für die Niederlande im Detail untersucht (PBL 2010, S 43). Dabei wurde auch auf Datensätze aus Deutschland (Nordrhein-Westfalen, IUTA) und Belgien (Chemkar) zurückgegriffen (Abbildung 10).

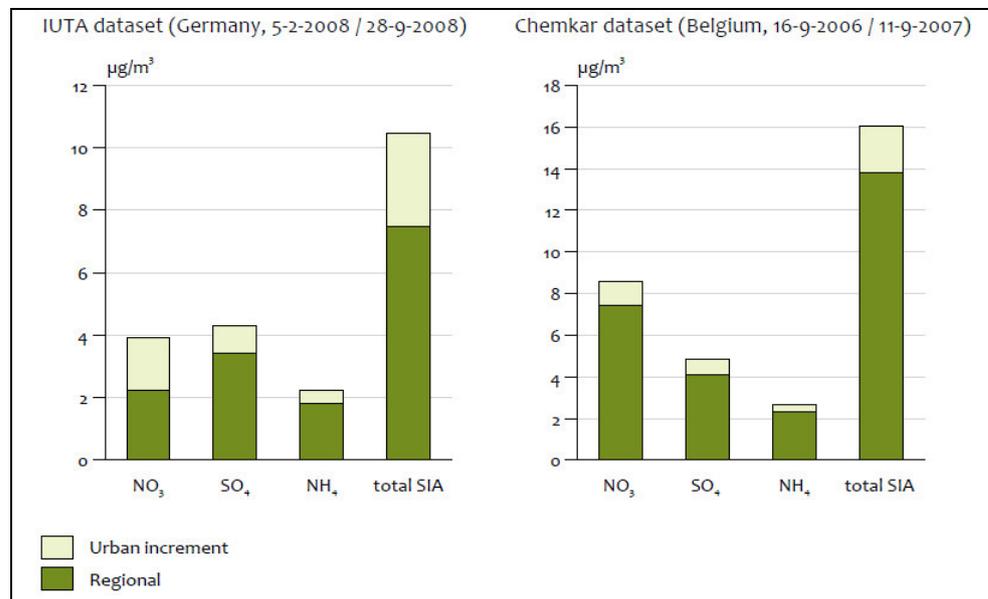


Abbildung 10: Städtisches Inkrement von sekundären anorganischen Aerosolkomponenten (SAA) im PM_{10} (Quelle: PBL 2010, S 43).

In beiden Datensätzen zeigt sich, dass der größte städtische Beitrag von Nitrat stammt; in Nordrhein-Westfalen beträgt dieser knapp $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$; insgesamt erhöht sich die SAA-Konzentration um etwa $2-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Auch in den niederländischen Datensätzen zeigt sich eine Erhöhung im städtischen Hintergrund (Schiedam, unmittelbar westlich von Rotterdam) und verkehrsnah (Rotterdam) gegenüber regionalen Hintergrundstationen bei Nitrat, in geringerem Umfang auch bei Sulfat- und Ammonium (Abbildung 11).

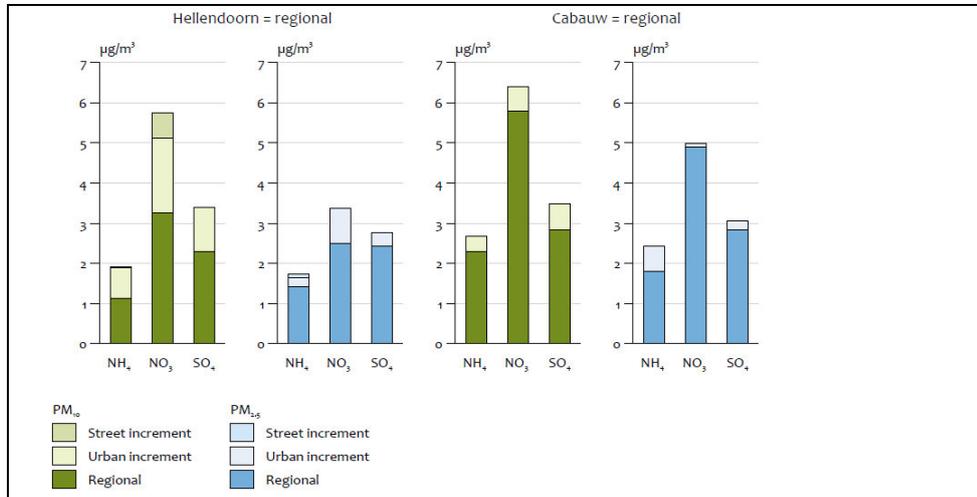


Abbildung 11: Erhöhung der Belastung im städtischen Hintergrund (Schiedam) und verkehrsnah (Rotterdam) gegenüber den regionalen Hintergrundmessstellen Hellendoorn und Cabauw (Hellendoorn liegt im Osten der Niederlande, Cabauw im Südwesten Quelle: PBL 2010, S 44).

2.4 Schlussfolgerungen

Die Bildung von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat aus den Vorläufersubstanzen NH₃, NO_x und SO₂ benötigt einige Stunden und läuft daher auf der regionalen Skala ab. NH₃, – sofern nicht vorab durch Deposition aus der Atmosphäre entfernt – reagiert zuerst mit Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat kann erst gebildet werden, wenn die Bildung von Ammoniumsulfat abgeschlossen ist.

Bei Temperaturen ab etwa 15 °C verschiebt sich das chemische Gleichgewicht zwischen Ammoniumnitrat und den Vorläufersubstanzen verstärkt zu letzteren. Daher ist im Sommer kaum Ammoniumnitrat im PM zu finden.

In den Abluftfahnen von Städten zeigt sich eine erhöhte SAA-Belastung, v.a. höhere Beiträge durch Nitrat aufgrund des Angebots an NO_x (v.a. aus dem Verkehrsbereich) und z.T. auch aus städtischen NH₃-Quellen (Verkehr, Abfall).

Bildung von SAA auf regionaler Skala

Einfluss Temperatur

Abluftfahnen Städte

3 EMISSIONEN DER VORLÄUFERSUBSTANZEN

3.1 Emissionen in Österreich

Im Jahr 2012 betragen die österreichischen Emissionen der Vorläufersubstanzen von SAA – SO₂, NO_x und NH₃ – (ohne Emissionen aus Kraftstoffexport) bei NH₃ etwa 62 kt, bei NO_x 141 kt und bei SO₂ 17 kt (UMWELTBUNDESAMT 2014b, S 27, S 30, S 32).

**NH₃ aus
Landwirtschaft**

Die NH₃-Emissionen stammen zu knapp 94 % aus der Landwirtschaft.

Die NO_x-Emissionen stammen zu 47 % aus dem Verkehr (ohne Kraftstoffexport), zu 24 % aus dem Sektor Industrie, und zu 14 % aus dem Kleinverbrauch.

**SO₂ aus Industrie,
NO_x aus Verkehr**

Die SO₂-Emissionen stammen zu knapp 70 % aus dem Sektor Industrie, zu 18 % aus der Energieversorgung und zu 11 % aus dem Kleinverbrauch (Abbildung 12).

**NH₃-Quellen in
Städten**

Auch wenn auf nationaler Ebene bei den NH₃-Emissionen die Landwirtschaft die ganz dominierende Quelle darstellt, so können in Städten auch andere Quellen wie z.B. die Abfallsammlung, das Kanalsystem und der Verkehr relevante Beiträge liefern (RECHE et al. 2012, S 153 und S 160). Damit verbunden ist auch eine Bildung von sekundären Partikeln im Stadtgebiet (siehe auch Kapitel 2.3).

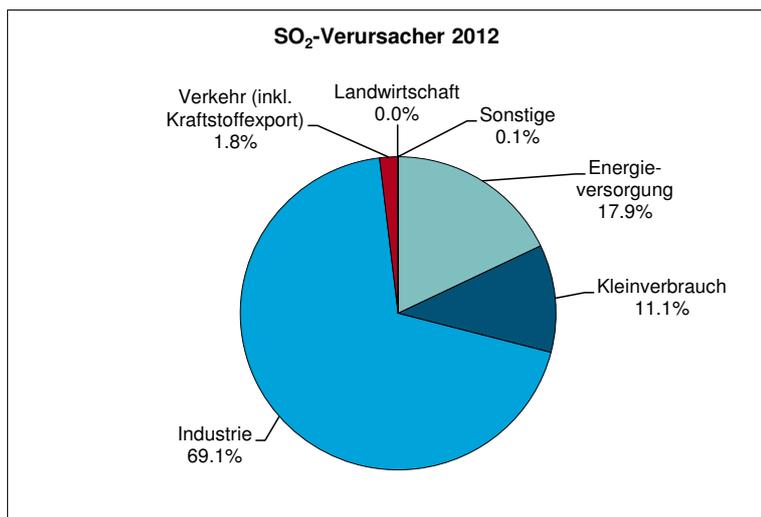
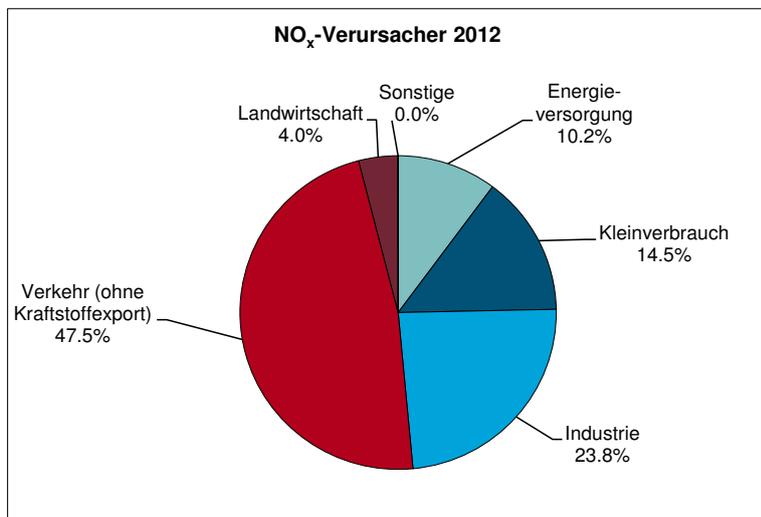
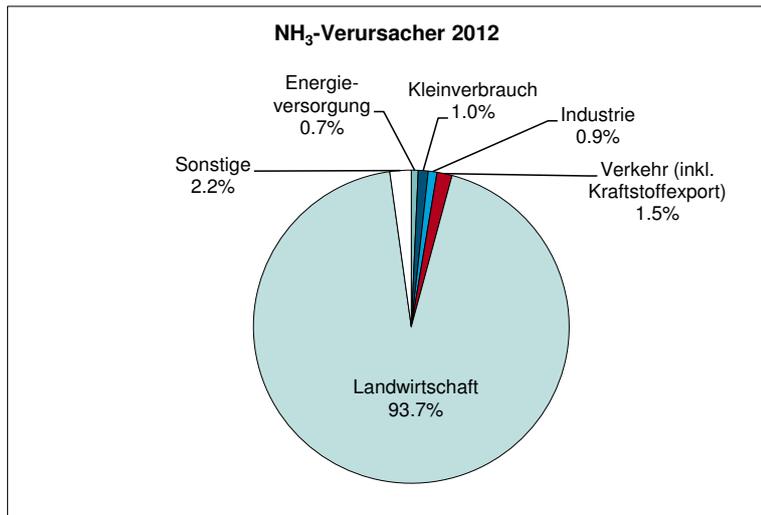


Abbildung 12: Anteile der Verursachersektoren an den NH₃-, NO_x- und SO₂-Emissionen in Österreich (UMWELTBUNDESAMT 2014b, S 27, S 30, S 32).

Trend der Emissionen

Der Emissionstrend der Vorläufersubstanzen ist in Abbildung 13 dargestellt. Die NH₃-Emissionen zeigen einen im Wesentlichen gleichbleibenden Verlauf, die NO_x nehmen nach einer Stagnation in den Jahren 1994 bis 2007 in den letzten Jahren ab, die SO₂-Emissionen zeigen bis 2009 einen mehr oder weniger konstant sinkenden Trend.

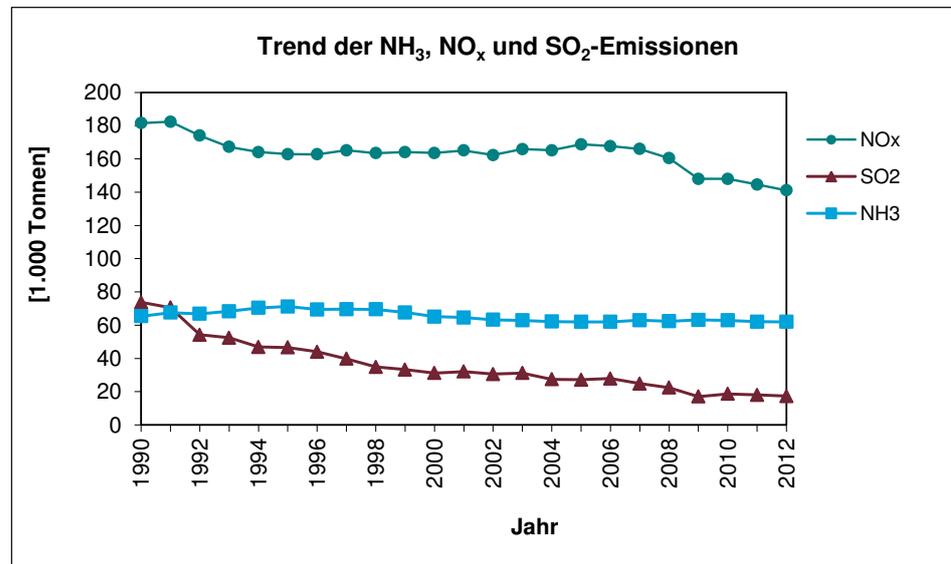


Abbildung 13: Trend der NH₃, NO_x und SO₂ Emissionen in Österreich (ohne Kraftstoffexport).

3.2 Räumliche Verteilung der Emissionen in Österreich

Emissionskataster Bundesländer

Die meisten österreichischen Bundesländer haben räumlich hoch aufgelöste Emissionskataster erarbeitet, allerdings mit teilweise nicht vergleichbarer Methodik (UMWELTBUNDESAMT 2014c, S 21). Für die österreichweite Vorhersage der Luftqualität⁴ verwendet die ZAMG gerasterte Emissionsdaten basierend auf den Emissionskatastern der Bundesländer, siehe Abbildung 15 (BOKU 2012, S 11ff).

Eine methodisch konsistente Aufteilung der Emissionen der Vorläufersubstanzen auf die Bundesländer steht mit der Bundesländer-Luftschadstoffinventur (BLI) zur Verfügung (UMWELTBUNDESAMT 2014c).

Bundesländer-Luftschadstoffinventur

Abbildung 14 zeigt die NH₃-, NO_x- und SO₂-Emissionen der einzelnen Bundesländer und Sektoren gemäß BLI im Jahr 2012. Die höchsten NH₃-Emissionen traten – entsprechend der Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche – in Oberösterreich und Niederösterreich, gefolgt von der Steiermark auf. Die NO_x-Emissionen sind etwa proportional zur Bevölkerung, wobei Tirol (Transitverkehr) und Oberösterreich (Industrie) vergleichsweise hohe Emissionen auftraten. Bei SO₂ dominiert Oberösterreich durch industrielle Quellen, gefolgt von Niederösterreich (Kraftwerke).

⁴ <http://www.zamg.ac.at/cms/de/umwelt/luftqualitaetsvorhersagen>

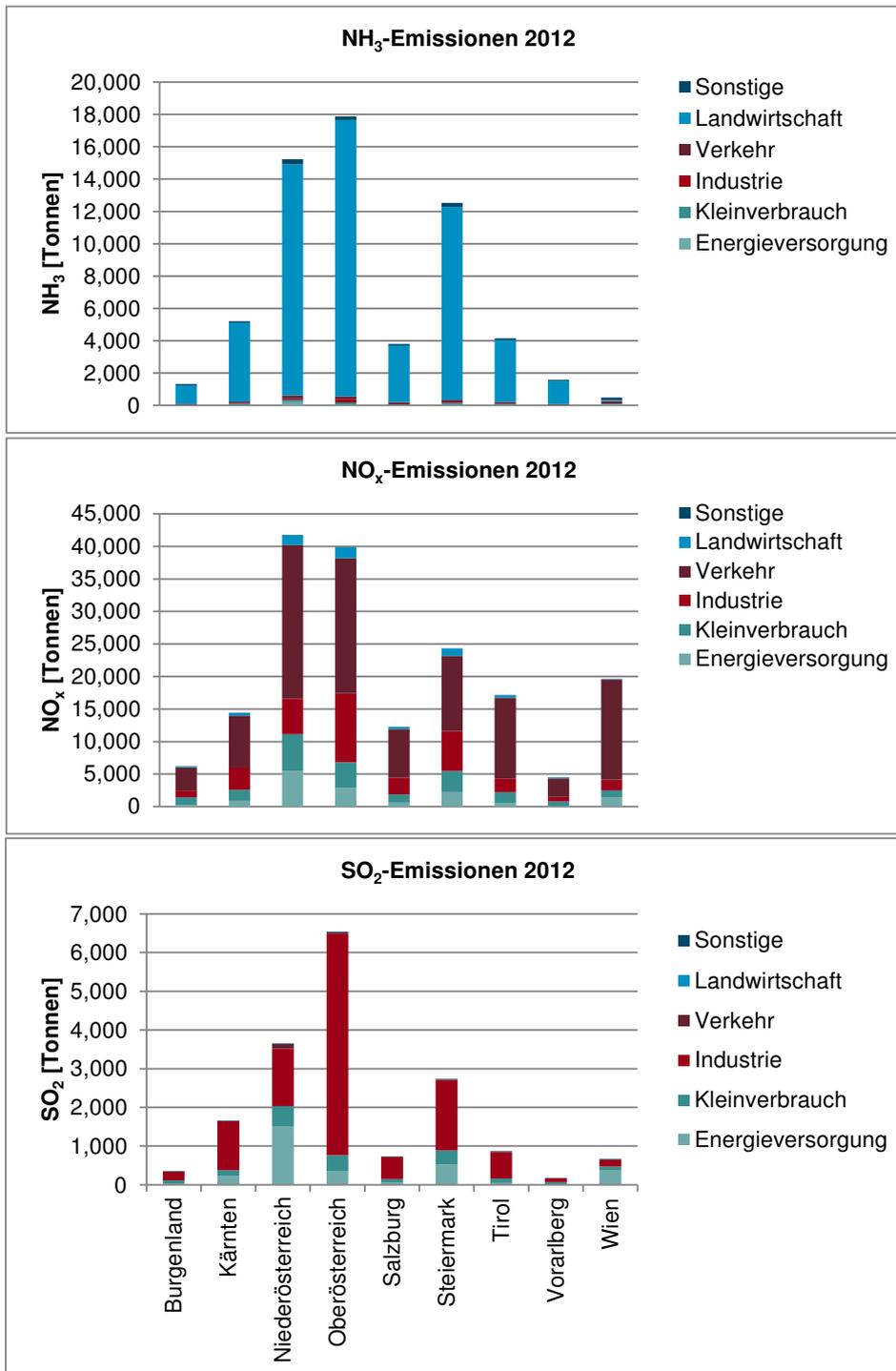


Abbildung 14: NH₃-, NO_x- und SO₂-Emissionen in den Bundesländern in 2012 (Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2014c).

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die gerasterten Emissionsdaten von NH₃, NO_x und SO₂ für Österreich.

Gerasterte Emissionen

Bei NH₃ zeigen sich hohe Emissionsdichten in intensiv landwirtschaftlich genutzten außeralpinen Regionen. Allerdings fallen Inkonsistenzen zwischen den einzelnen Bundesländern sowie zwischen verschiedenen Staaten auf, so weisen Oberösterreich und die Steiermark vergleichsweise höhere Emissions-

dichten als das Burgenland und Niederösterreich auf. Dies korrespondiert mit den – gegenüber der BLI, in der 14,3 kt (aus der Landwirtschaft, 15,2 kt insgesamt) für das Jahr 2012 angeführt werden – deutlich niedrigeren Emissionen von etwa 10 kt im niederösterreichischen Emissionskataster (BOKU 2012, S 24; UMWELTBUNDESAMT 2014c, S 213).

Bei NO_x zeichnen sich die hochrangigen Straßen, die Ballungsräume und einzelne Punktquellen ab; die Daten scheinen über Bundesländergrenzen hinweg vergleichbar zu sein.

Die SO_2 -Emissionen werden von einzelnen Punktquellen (Raffinerie Schwechat, voestalpine Linz, Gratkorn) dominiert.

***Unsicherheiten
räumliche Verteilung***

Durch die Unsicherheiten in der räumlichen Verteilung bei NH_3 sind weiterführende Aussagen zur Bildung von SAA nur eingeschränkt möglich. Hohe Emissionsdichten von NH_3 und NO_x , die eine Bildung von Ammoniumnitrat erwarten lassen, treten in Oberösterreich und der Südoststeiermark auf, z.T. auch in Wien und Umgebung. Dies entspricht auch den Ergebnissen der Inhaltsstoffanalysen, die in Kapitel 4.1 dargestellt sind.

Bildung von Ammoniumsulfat wäre in geringem Ausmaß in den Ballungsräumen Wien und Linz möglich; allerdings scheint dieser Beitrag durch die niedrigere Reaktionsgeschwindigkeit (siehe Kapitel 2.3) und die – verglichen mit NO_x – deutlich niedrigeren Gesamtemissionen – so gering zu sein, dass er in den Analysen nicht sichtbar wird.

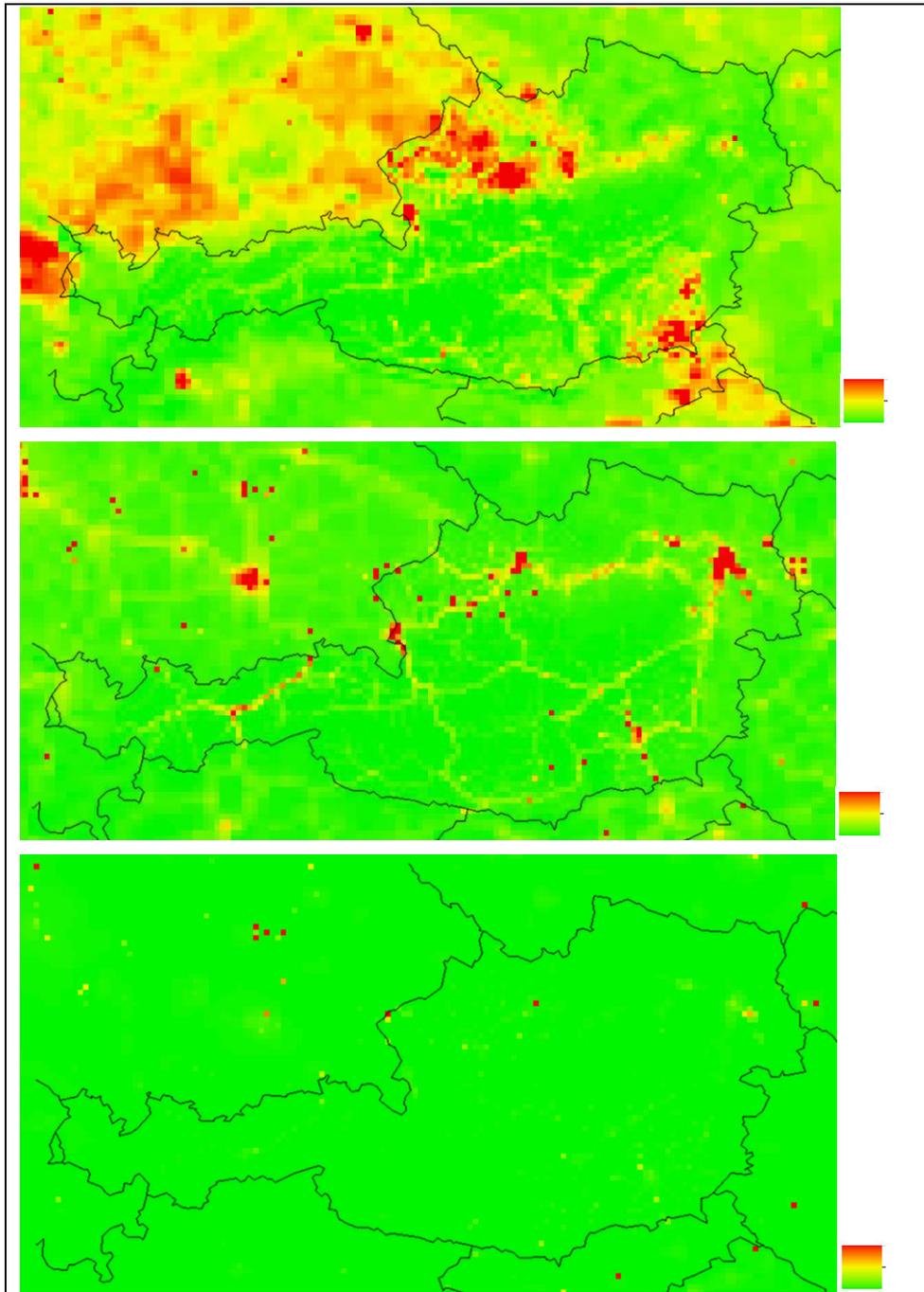


Abbildung 15: Rasterdaten der jährlichen NH_3 - (oben), NO_x - (Mitte) und SO_2 -Emissionen, basierend auf den Emissionskataster der Bundesländer (Skalierung: NH_3 : 0 bis $3,7 \times 10^6$ t/km², NO_x : bis $1,2 \times 10^6$ t/km², SO_2 : bis $1,1 \times 10^8$ t/km². Quelle: Boku 2012, ZAMG).

3.3 Räumliche Verteilung der Emissionen in Deutschland

Da einige der Kapitel 5 dargestellten Modellrechnungen aus Deutschland stammen, wird in den nachfolgenden Abbildungen die räumliche Verteilung der

Emissionen in Deutschland wiedergegeben. Die Abbildungen stehen nur für ein Maßnahmen-Szenario für das Jahr 2020 zur Verfügung (UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2013b, S 76ff). Die räumliche Verteilung dürfte aber im Wesentlichen vergleichbar mit der aktuellen sein.

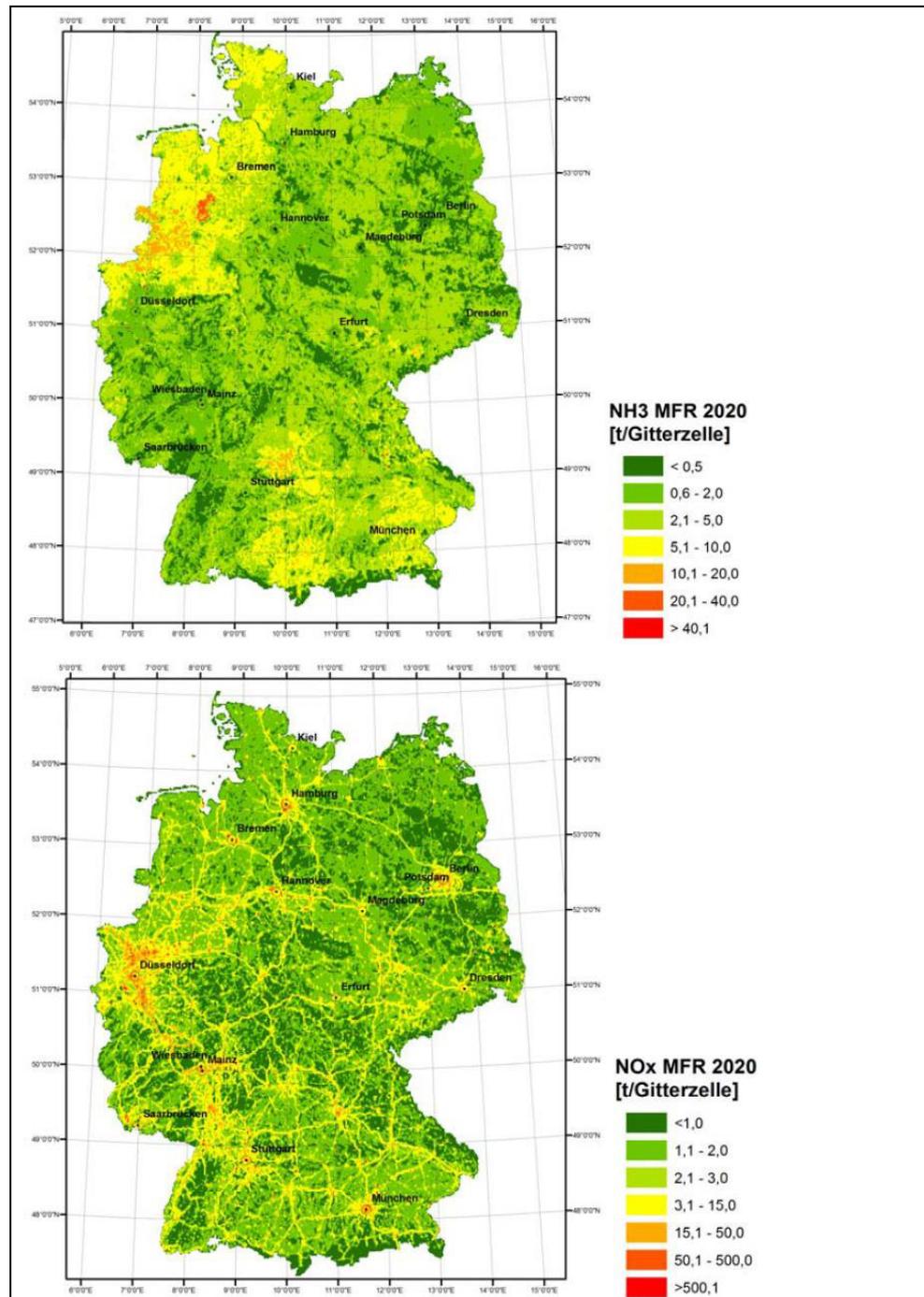


Abbildung 16: Räumliche aufgelöste NH₃- (oben) und NO_x-Emissionen Deutschlands für das „Maximum Feasible Reduction“-Szenario 2020 (Quelle: UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2013b).

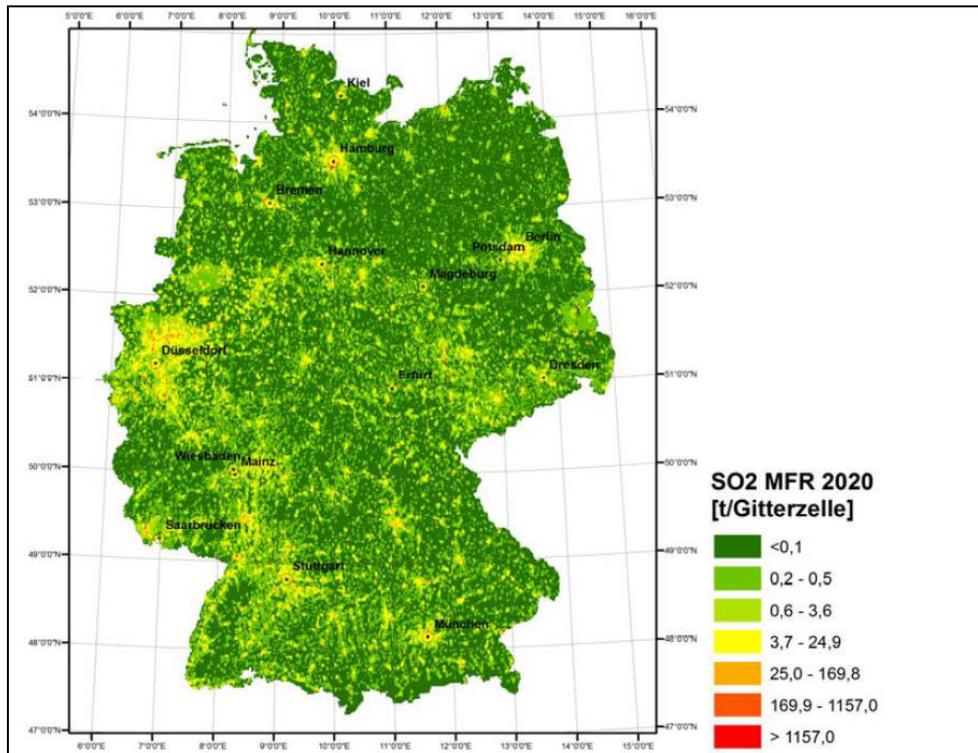


Abbildung 17: Räumliche aufgelöste SO₂-Emissionen Deutschlands für das „Maximum Feasible Reduction“-Szenario 2020 (Quelle: UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2013b).

3.4 Verteilung der Emissionen in Europa

Abbildung 18 zeigt die Verteilung der NH₃-Emissionen in Europa. Hohe Emissionsdichten⁵ zeigen sich in der Po-Ebene, im Schweizer Mittelland, im Nordwesten Deutschlands und in Dänemark, in der Bretagne und der Normandie sowie in Teilen Großbritanniens.

⁵ Die Disaggregation basiert auf offiziell berichteten Emissionsdaten. Daher zeigen sich Sprünge an Landesgrenzen; auch sind v.a. die Emissionen der Ukraine unrealistisch niedrig.

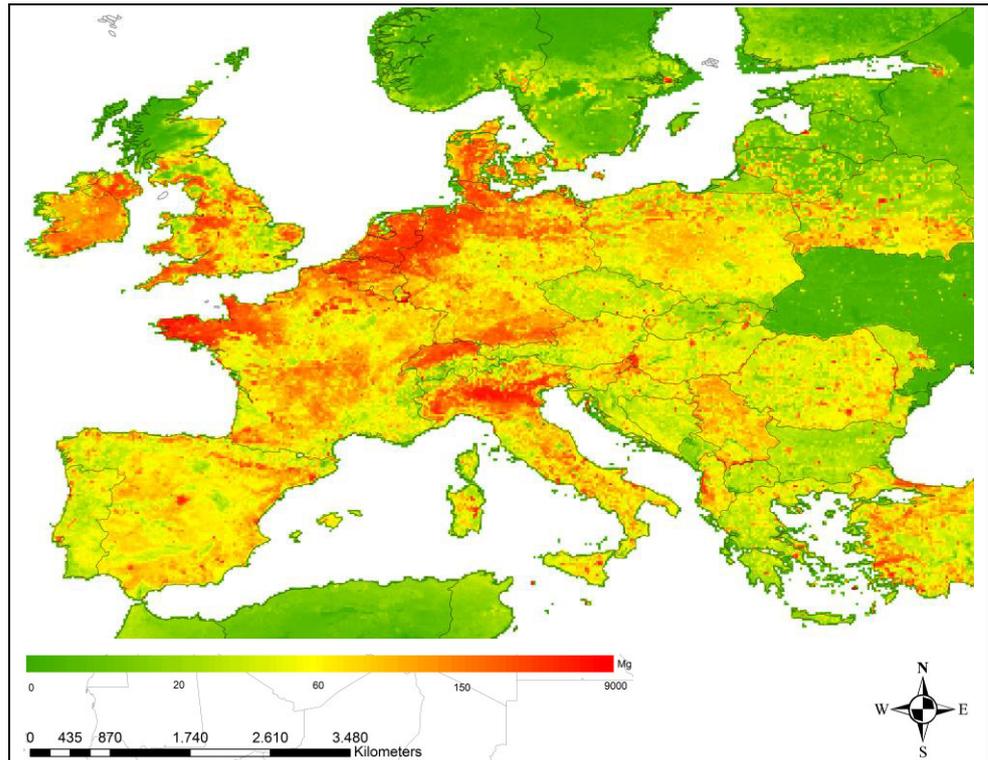


Abbildung 18: NH_3 -Emissionen in Europa (offiziell berichtete Emissionen für 2011, in t je Rasterpunkt, $0,1^\circ$ -Raster. Quelle: CEIP).

Die in Abbildung 19 dargestellten NO_x -Emissionen spiegeln die Europäischen Ballungsräume und Verkehrswege wider. Deutlich sichtbar sind auch die Hauptschiffahrtsrouten.

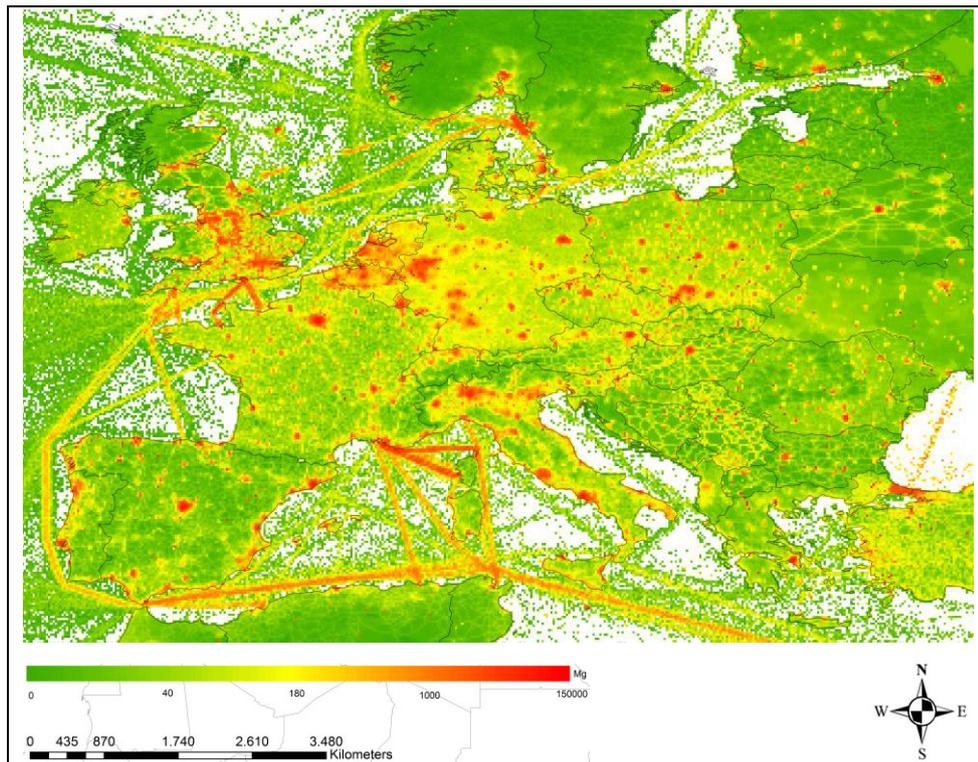


Abbildung 19: NO_x-Emissionen in Europa (offiziell berichtete Emissionen für 2011, in t je Rasterpunkt, 0,1°-Raster. Quelle: CEIP).

Hohe SO₂-Emissionen zeigen verschiedene Industriegebiete in Europa (Ruhrgebiet, Mittelengland, Oberschlesien), Ballungsräume, Punkquellen (Kraftwerke) sowie wie auch bei NO_x die Hauptschiffahrtsrouten (Abbildung 20).

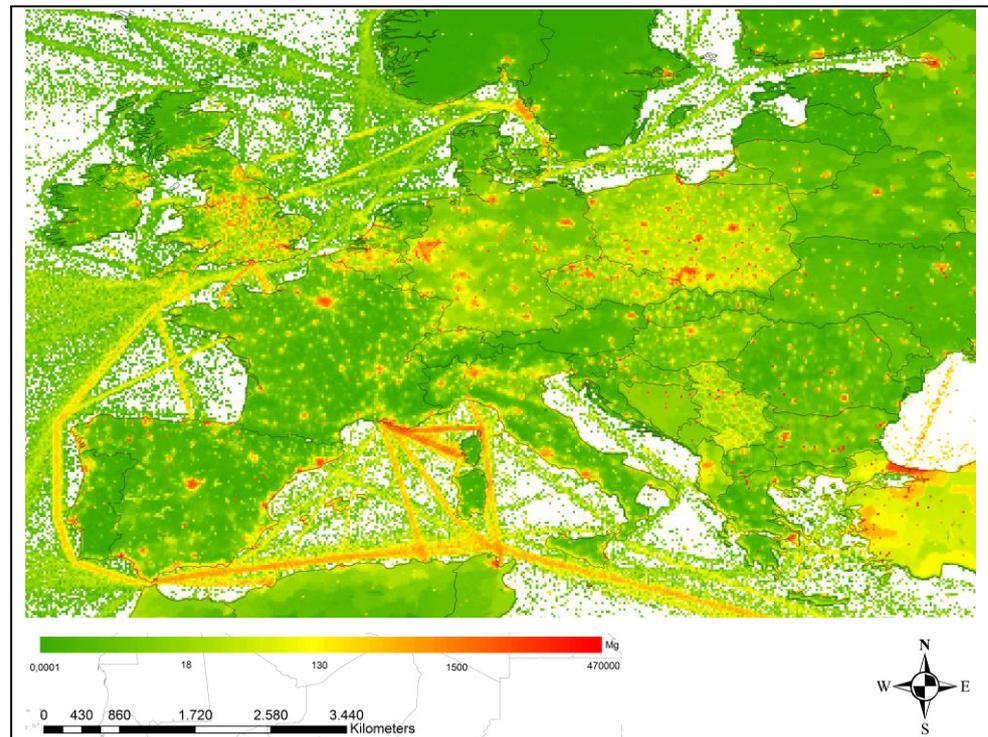


Abbildung 20: SO₂-Emissionen in Europa (offiziell berichtete Emissionen für 2011, in t je Rasterpunkt, 0,1°-Raster. Quelle: CEIP).

4 ANTEILE UND HERKUNFT AN DER PM-BELASTUNG IN ÖSTERREICH

Informationen zu Konzentrationen von SAA wurden in Österreich seit 1999 im Rahmen verschiedener Messkampagnen an insgesamt mehr als 30 Messstellen in sieben Bundesländern erhoben.

Die meisten Kampagnen wurden im Zeitraum 2004 bis 2008 im Rahmen des Projektes AQUELLA sowie 1999 bis 2001 im Projekt AUPHEP durchgeführt (BAUER et al. 2006a, 2006b, 2007a, 2007b, 2008, 2009; KRL ÖAW 2004; UMWELTBUNDESAMT 2002).

Seit 2011 erfolgen an der Hintergrundmessstelle Illmitz routinemäßig Analysen von $PM_{2,5}$ -Inhaltsstoffen⁶ entsprechend der Luftqualitätsrichtlinie (UMWELTBUNDESAMT 2012, 2013, 2014a). Ab 2003 liegen an mehreren Messstellen in Oberösterreich Zeitreihen von PM_{10} - bzw. $PM_{2,5}$ -Inhaltsstoffen (allerdings ohne C-Fraktion) vor (OBERÖSTERREICH 2004 bis 2014).

Die Messkampagnen und die Analyseergebnisse der SAA sind im Anhang 1 zu finden.

Projekte AQUELLA, AUPHEP

Aktuelle Messungen Illmitz

4.1 Räumliche Verteilung

4.1.1 Überblick

Die vorliegenden Analysen decken in Form von jeweils sechs- bis zwölfmonatigen Kampagnen den Zeitraum von 1999 bis 2013 sowie den Großteil Österreichs (von Salzburg ostwärts) und die unterschiedlichen Standorttypen ab. Die Daten sind zeitlich und räumlich aus diesen Gründen allerdings nur schwer vergleichbar; räumliche Unterschiede der Konzentration, Variationen von Jahr zu Jahr aufgrund unterschiedlicher Ausbreitungsbedingungen und langfristige Trends sind nur schwer unterscheidbar.

Heterogene Daten

Die höchsten Sulfat-Konzentrationen wurden in Wien und im Ballungsraum Linz sowie in Hartberg gemessen, die niedrigsten in Salzburg, im Südburgenland und in Oberösterreich außerhalb des BR Linz.

Verteilung Sulfat

Die höchsten Relativanteile von Sulfat (16 bis 18 %) wurden in Kärnten (1999/2000), im ländlichen Hintergrund in Ostösterreich (Illmitz, Stixneusiedl), am Stadtrand Wiens und in Oberösterreich gemessen. Niedrige Sulfatanteile – unter 10 % – wurden in Graz, Klagenfurt und Salzburg gemessen.

Die höchsten Nitrat-Konzentrationen wurden in Wien und im BR Linz gemessen, sehr hoch war die Nitrat-Belastung im Jahr 2010 in ganz Oberösterreich. Die niedrigsten Nitrat-Konzentrationen traten in Kärnten, im regionalen Hintergrund Ostösterreichs (Illmitz), in Graz und Salzburg auf.

Verteilung Nitrat

Die höchsten Relativanteile von Nitrat treten im Ballungsraum Linz sowie im ländlichen Hintergrund auf. Die niedrigsten Nitratanteile wurden in Graz, Linz und Arnoldstein gemessen.

⁶ EC, OC, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Na, K, Ca, Mg, Cl

Betrachtet man die Summe der sekundären anorganischen Aerosole, so weisen ländliche Hintergrundmessstellen und solche am Stadtrand von Linz und Wien die höchsten Relativanteile (über 40 %) auf. Die niedrigsten SAA-Anteile, 20 % oder weniger, weisen Messstellen in Graz, Salzburg und Klagenfurt auf. Der Anteil von Sulfat an den gesamten SAA ist in Kärnten, in Graz und in Illmitz mit über 45 % am höchsten, in Oberösterreich und Salzburg (meist unter 35 %) am geringsten.

4.1.2 Regionaler Hintergrund

Aufgrund der atmosphärischen Bildung der SAA, die mehrere Stunden in Anspruch nimmt und auf einer Skala von mehreren 10 bis 100 km erfolgt, ist die Verteilung der SAA-Konzentration räumlich relativ einheitlich. Für die Beurteilung der Bildungs- und Transportprozesse der SAA ist daher v.a. die regionale Hintergrundbelastung relevant.

Hohe Belastung außeralpin

Generell ist die SAA-Belastung im außeralpinen Raum höher als in alpinen Tälern und Becken. Dies hängt mit insgesamt höheren Emissionen bzw. Emissionsdichten im außeralpinen Raum und einem höheren Anteil an Ferntransport zusammen.

Korrespondierend mit dem dominierenden Anteil von Ferntransport zu Sulfat weist der außeralpine Norden Österreichs die höchsten Sulfat-Konzentrationen auf (Illmitz 2,5 bis 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), mäßig hohe Sulfat-Belastungen treten im Südosten Österreichs auf, die niedrigsten werden in Salzburg und inneralpin beobachtet.

Die höchsten Nitrat-Belastungen werden in Oberösterreich (Enzenkirchen 4,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) registriert, geringer ist die Nitrat-Belastung im Nordosten und Südosten Österreichs (Illmitz 1,9 bis 2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), die niedrigsten Nitratkonzentrationen treten inneralpin auf.

4.1.3 Ostösterreich

1999/2000 liegen in Wien und dessen Umfeld mit Wien Währinger Gürtel, Wien Spittelauer Lände, Illmitz und Streithofen im Tullnerfeld annähernd vergleichbare, zeitgleiche Daten vor; die Daten sind in Anhang 1 angegeben (UMWELTBUNDESAMT 2002; KRL ÖAW 2004).

Illmitz, Streithofen, Wien

Die Analysen zeigen an den Hintergrundmessstellen Illmitz und Streithofen sehr ähnliche Sulfat- und Ammoniumkonzentrationen, in Streithofen mit 4,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aber wesentlich mehr Nitrat als in Illmitz (2,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Der Konzentrationsunterschied zwischen regionalem (Illmitz) und städtischem Hintergrund in Wien beträgt bei Sulfat weniger als 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Nitrat 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Analysen des Jahres 2004 zeigen zwischen Wien Lobau (Stadtrand), Wien Kandlerstraße (städtischer Hintergrund) und Wien Rinnböckstraße/A23 (verkehrsnahe) Unterschiede in der SAA-Konzentration von jeweils 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die überwiegend auf Ammonium und Nitrat zurückgehen (BAUER et al. 2006a).

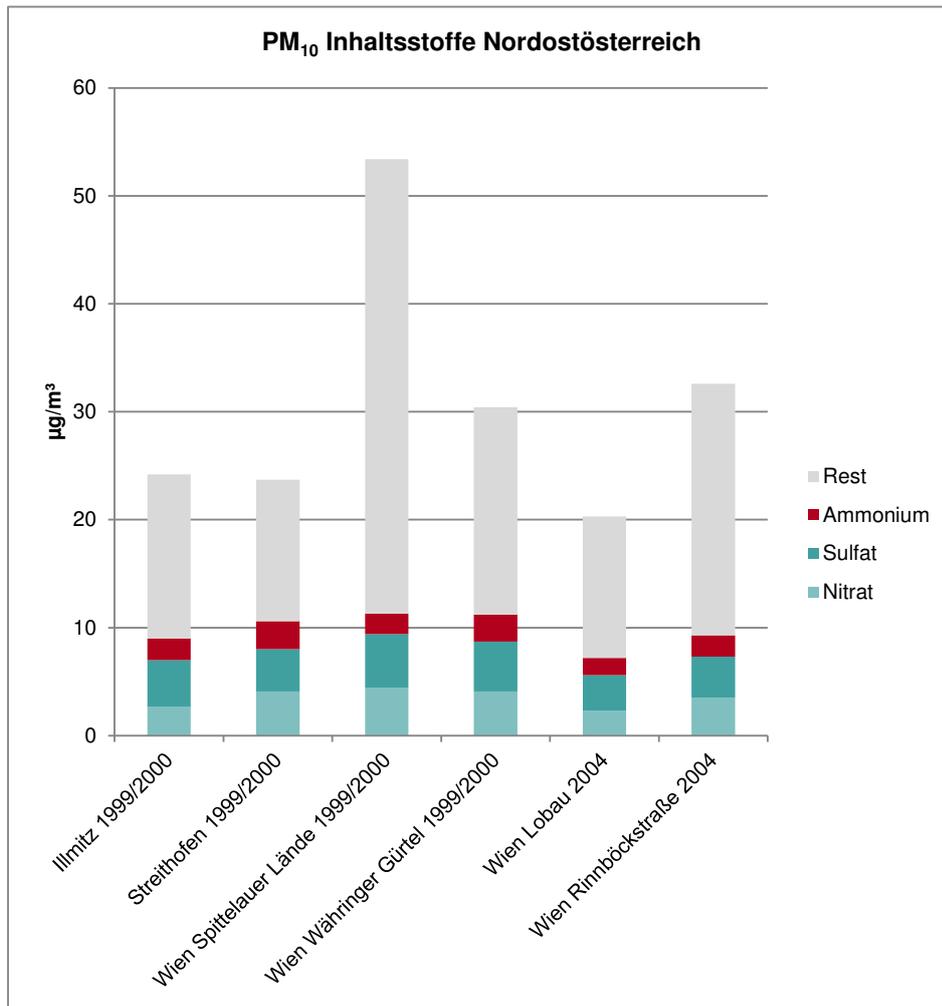


Abbildung 21: PM₁₀-Zusammensetzung in Nordostösterreich (Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2002; KRL ÖAW 2004; BAUER et al. 2006a).

Im Burgenland wurden zwischen April 2007 und April 2008 PM₁₀-Inhaltsstoffe an den beiden Messstellen Heiligenkreuz an der Lafnitz und Kittsee analysiert (BAUER et al. 2009). Bei gleicher PM₁₀-Gesamtkonzentration an beiden Messstellen (je 23 µg/m³) unterscheidet sich die Zusammensetzung des PM₁₀ vor allem beim organischen Material und bei den sekundären anorganischen Aerosolen. OM macht in Kittsee 27 % aus, gegenüber 38 % in Heiligenkreuz (Abbildung 22). Sekundäre anorganische Aerosole machen in Kittsee 34 %, in Heiligenkreuz 28 % aus. Kittsee ist in stärkerem Ausmaß Ferntransport ausgesetzt als Heiligenkreuz, auch SAA-Bildung im regionalen Umfeld (Ballungsräume Wien und Bratislava) spielt hier eine größere Rolle. In Kittsee ist die Nitratkonzentration im österreichweiten Vergleich ungewöhnlich hoch; dafür dürften Emissionen im Raum Bratislava verantwortlich sein.

Burgenland

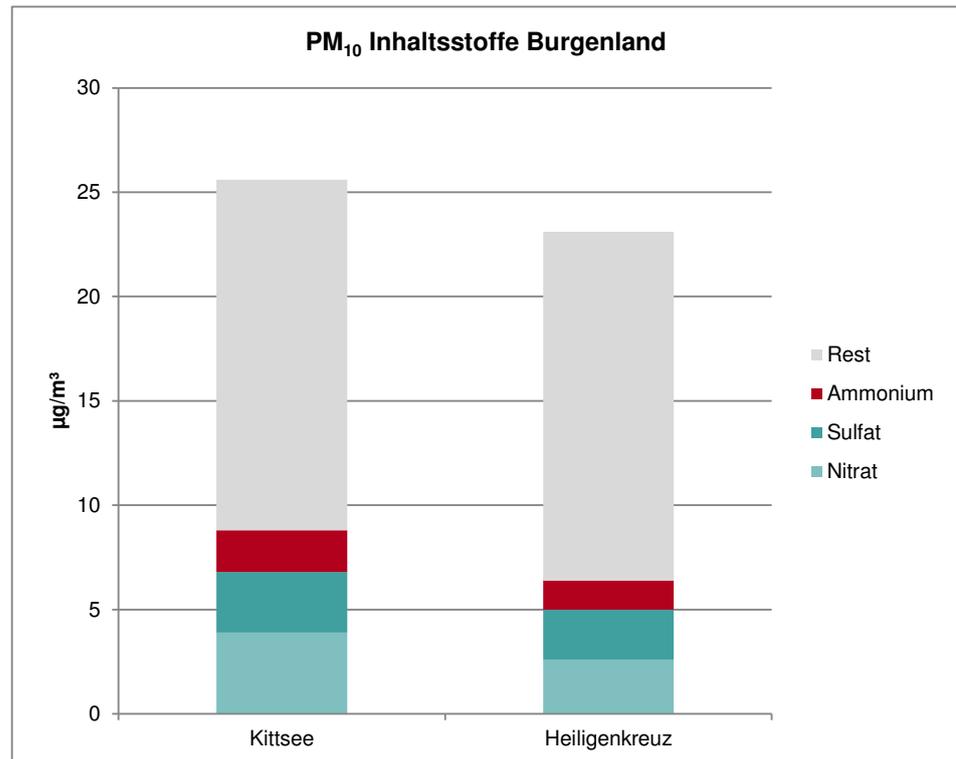


Abbildung 22: Zusammensetzung von PM₁₀ in Kittsee und Heiligenkreuz, zeitgleiche Tage April 2007–April 2008 (Quelle: BAUER et al. 2009).

4.1.4 Kärnten

Zwischen März 1999 und Februar 2000 wurden an zwei Messstellen in Kärnten – am Industriestandort Arnoldstein sowie am Hintergrundstandort Unterloibach bei Bleiburg im Südosten Kärntens – PM₁₀-Analysen durchgeführt (LAVRIC 2001). Diese Messstellen zeichnen sich durch sehr hohe Sulfatkonzentrationen aus, für die sowohl SO₂-Transport aus Slowenien – die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje wiesen damals noch Emissionen in der Größenordnung von ganz Österreich auf – als auch lokale Emissionen in Arnoldstein verantwortlich waren. Aufgrund der großen Entfernung beider Messstellen voneinander und ihrer sehr unterschiedlichen Beeinflussung lassen sich allerdings keine Aussagen über die räumliche Ausdehnung machen.

Bei Nitrat gehören beide Messstellen zu den am niedrigsten belasteten in Österreich, korrespondierend mit den niedrigen Emissionsdichten bei NO_x sowohl in der weiteren Umgebung von Arnoldstein wie Unterloibach.

Klagenfurt

Zwischen Oktober 2004 und Juli 2005 wurden in Klagenfurt PM₁₀-Analysen an den Messstellen Koschatstraße (Hintergrund) und Völkermarkterstraße (verkehrsnahe) durchgeführt (BAUER et al. 2006b). Sie ergaben fast idente Sulfat- und Ammonium-Konzentrationen, an der Völkermarkterstraße eine um 0,8 µg/m³ höhere Nitrat-Konzentration (was bedeutet, dass Nitrat an der Völkermarkterstraße noch andere Gegenionen als Ammonium hatte).

Die Relativanteile von SAA liegen an beiden Messstellen im österreichweiten Vergleich im unteren Bereich.

Von der TU-Graz wurden für das Bezugsjahr 2010 Modellrechnungen mit Hilfe eines chemischen Transportmodells für die Oststeiermark und Kärnten sowie hochaufgelöste Rechnungen für Klagenfurt und Leibnitz durchgeführt (TU-GRAZ 2014a).

**Modellrechnungen
Steiermark, Kärnten**

Die regionalen Beiträge (SIA Trans) zu SAA sind im außeralpinen Raum - südliche Steiermark und östliches Slowenien – mit ca. 15 µg/m³ deutlich höher als in Kärnten, was auf höhere Anteile von Ferntransport zurückzuführen ist, während in Kärnten v.a. die Emissionen innerhalb Kärntens selbst zur SAA-Bildung beitragen. In Klagenfurt fallen relativ hohe lokale Beiträge zu SAA auf.

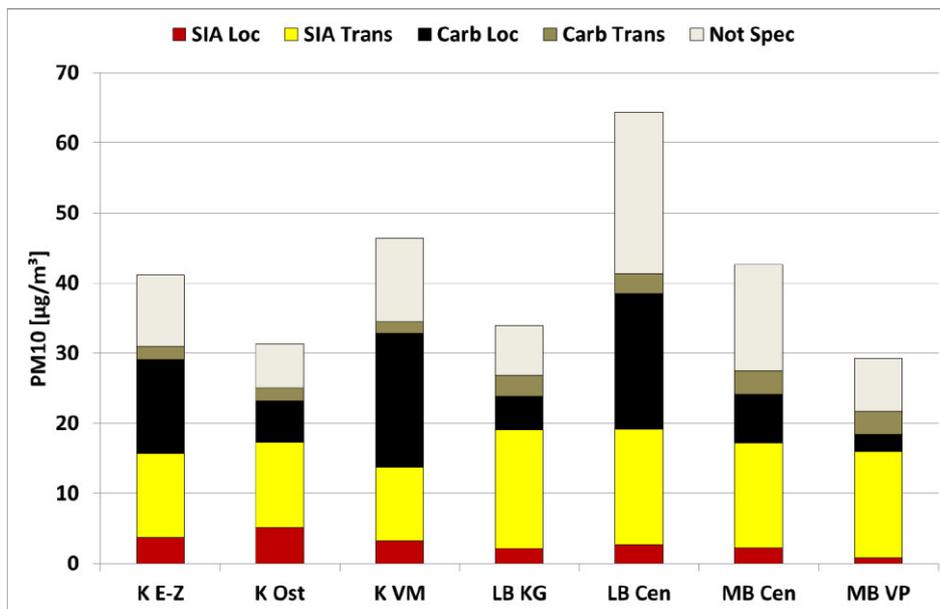


Abbildung 23: Modellierter Beiträge zur PM₁₀-Belastung im Jänner 2010 (K E-Z: Klagenfurt Ebenthal-Zell, K Ost: Klagenfurt Ost, K VM: Klagenfurt Völkermarkterstraße, LB KG: Leibnitz Kogelberg, MB Cen: Maribor Zentrum, MB VP: Maribor Urbanski Plateau. Trans: Beitrag auf regionaler Ebene mittels WRF-Chem-Modell, Loc: Beitrag auf lokaler Ebene mittels mikroskaliger GRAL-Rezeptormodellierung; SOA: sekundäres organisches Aerosol; SIA: sekundäres anorganisches Aerosol; Carb: Kohlenstoff(-verbindungen). Quelle: TU-GRAZ 2014a, S 113).

4.1.5 Oberösterreich

In Oberösterreich liegen Analysen von PM₁₀-Inhaltsstoffen aus verschiedenen Messkampagnen vor (AUPHEP Linz 2000/01 und AQUELLA 2005/06), sowie langfristige Analysen an ausgewählten Messstellen ab 2003, allerdings ohne C-Fraktion (KRL ÖAW 2004; JANKOWSKI et al. 2007; OBERÖSTERREICH 2004 – 2014).

Die Analysen zeigen räumlich ziemlich einheitliche Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen. Die Messstellen im BR Linz weisen zumeist etwas höhere SAA-Konzentrationen als Enns Krastein und Steyr auf. Die Zusatzbeiträge der

**Räumlich
einheitliche
Konzentrationen**

Stadt Linz sowie an den emittentennahen Messstellen liegen jeweils um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und entfallen v.a. auf Nitrat, während die Sulfat-Konzentration räumlich wenig variiert.

Die Relativanteile von SAA liegen an den meisten Messstellen in den meisten Jahren zwischen 30 und 40 %, im Jahr 2010 mit um 45 % deutlich höher. Der Anteil von Sulfat an der SAA-Konzentration liegt zumeist ziemlich konstant zwischen 35 und 40 %.

Zeitlicher Verlauf

Im zeitlichen Verlauf fällt das Jahr 2010 durch hohe PM_{10} -Konzentrationen auf, die, wie die Analysen zeigen, vorwiegend auf stark erhöhte Nitrat-Konzentrationen zurückgehen, wenngleich auch Sulfat erhöht war. Besonders hohe Nitrat-Konzentrationen (um 30 % der PM_{10} -Gesamtkonzentration) wurden im Jänner, Februar und Dezember 2010 registriert, wofür sich v.a. im Dezember die sehr niedrige Temperatur (-3,0 bis -2,5 °C im Monatsmittel) verantwortlich machen lässt. Im Jänner und Februar spielte an den hoch belasteten Tagen sehr häufig Ferntransport aus Polen und Mähren bis nach Oberösterreich eine wesentliche Rolle, der i.d.R. mit erhöhter Sulfat-Belastung in Zusammenhang steht. Die hohe Nitrat-Belastung in Oberösterreich dürfte stark von regionalen Quellen bestimmt worden sein.

2005/06 wurde zusätzlich an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen, etwa 50 km westlich von Linz, die PM_{10} -Zusammensetzung analysiert. Die Sulfat-Konzentration war hier um mehr als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedriger als in Linz, die Nitrat-Konzentration praktisch gleich.

Keine lokale Bildung von SAA

Die Ergebnisse geben keinen eindeutigen Hinweis auf nennenswerte Bildungsprozesse von SAA im Raum Linz. Die großräumige Konzentrationsverteilung deutet – zusammen mit den verfügbaren Informationen über Ferntransport von PM_{10} und SO_2 – darauf hin, dass im Oberösterreichischen Alpenvorland Ferntransport von Osten die Sulfat-Belastung bestimmt, die nach Westen hin abnimmt (UMWELTBUNDESAMT 2009; KAISER & SCHEIFINGER 2003), während für die – im österreichweiten Vergleich hohe – Nitrat-Belastung v.a. regionale Bildung verantwortlich sein dürfte.

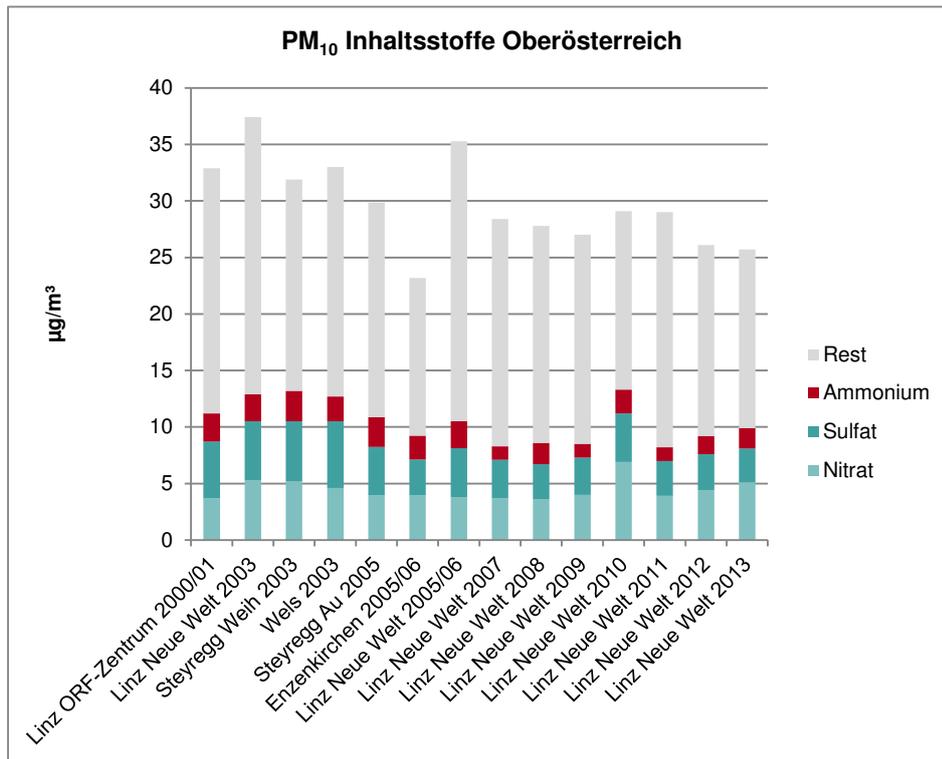


Abbildung 24: PM₁₀-Zusammensetzung in Oberösterreich (Quelle: KRL ÖAW 2004; JANKOWSKI et al. 2007; OBERÖSTERREICH 2004, 2005, 2006).#

4.1.6 Salzburg

PM₁₀-Analysen wurden 2004 an drei Messstellen in Salzburg durchgeführt: Anthering (ländlich, nördlich von Salzburg), Salzburg Lehen (städtischer Hintergrund) und Salzburg Rudolfsplatz (städtisch verkehrsnah) (BAUER ET AL. 2007b).

Die Ergebnisse zeigen an allen drei Messstellen nahezu idente SAA-Konzentrationen. Die Sulfatkonzentration ist am Rudolfsplatz um 0,4 µg/m³ höher als in Anthering, die Nitratkonzentration um 0,1 µg/m³.

Die städtischen und verkehrsbedingten Zusatzbeiträge verteilen sich auf EC, OM und den nicht analysierten (mineralischen) Anteil.

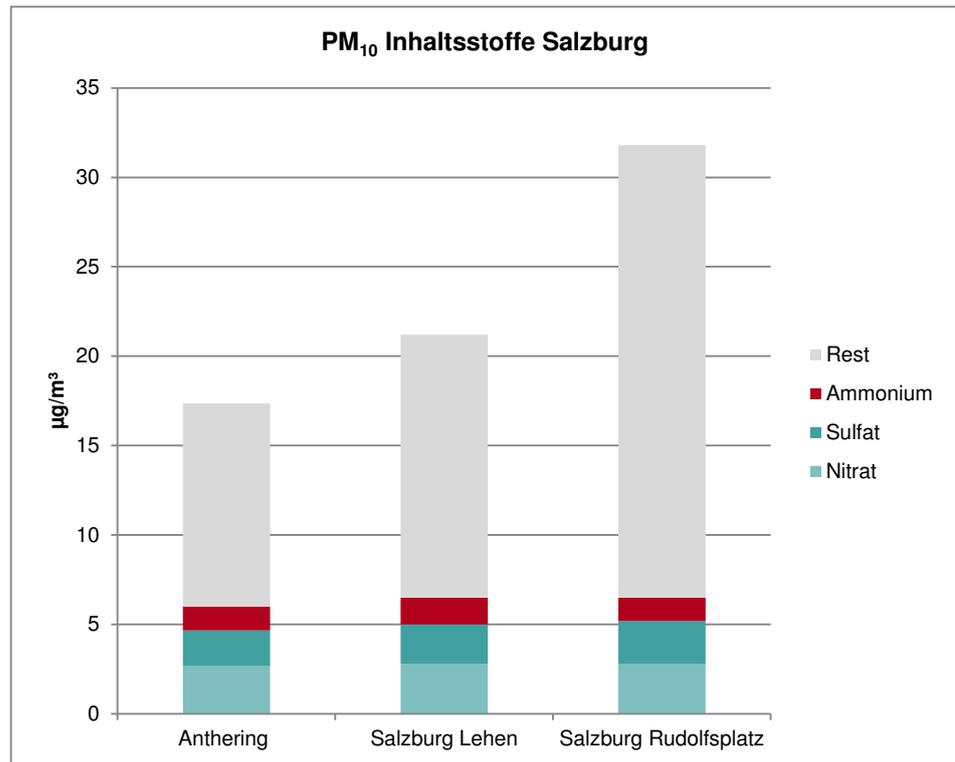


Abbildung 25: Zusammensetzung von PM₁₀ in Salzburg, 2004 (Quelle: BAUER ET AL. 2007b).

4.1.7 Steiermark

In der Steiermark stehen Analysen des AUPHEP-Projekts 2000/01 in Graz Süd sowie von AQUELLA 2004 (Graz, Bockberg) und 2005 (Hartberg) zur Verfügung (BAUER ET AL. 2007a).

Die zeitlich vergleichbaren Analysen von 2004 zeigen räumlich sehr einheitliche Nitratkonzentrationen (2,9 µg/m³ in Bockberg, 3,4 µg/m³ in Graz Don Bosco) und Sulfatkonzentration (Graz 3,7 µg/m³, Bockberg 3,1 µg/m³).

Im Vergleich zu 2004 wurde 2000/01 in Graz eine höhere Sulfat- und eine niedrigere Nitratkonzentration gemessen.

Hartberg wies 2005 absolut gesehen höhere SAA-Konzentrationen auf als Graz 2004; die relativen Verhältnisse der einzelnen SAA-Komponenten sind sehr ähnlich wie 2004 in Graz.

Die städtischen und verkehrsbedingten Zusatzbeiträge verteilen sich auf EC, OM und den nicht analysierten (mineralischen) Anteil (v.a. Aufwirbelung und Abrieb).

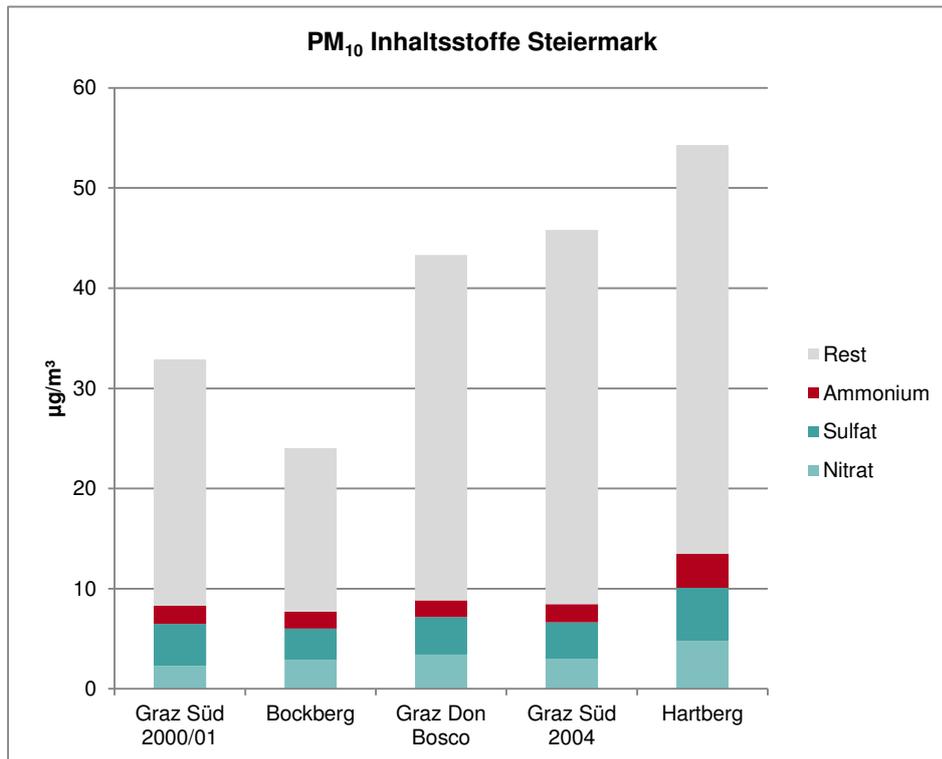


Abbildung 26: Zusammensetzung von PM₁₀ in der Steiermark, 2000/01 und 2004
(Quelle: BAUER ET AL. 2007a).

Die Modellrechnungen für den Bereich Kärnten/Steiermark/Slowenien in Kapitel 4.1.4 (Abbildung 23) zeigen für Leibnitz ähnlich hohe Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen wie im nordöstlichen Slowenien. Die hohe lokale PM₁₀-Belastung in Leibnitz wird durch hohe Anteile an OM und nicht analysierten Komponenten, die durch sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen mit bedingt sind, verursacht.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die – räumlich ziemlich einheitliche – SAA-Konzentration in den außer- und randalpinen Teilen der Steiermark fast ausschließlich auf regionale Bildungsprozesse und Ferntransport zurückgeht, wobei letzterer aber deutlich geringere Anteile beisteuert als im Nordosten Österreichs. Im BR Graz lässt sich keine nennenswerte lokale SAA-Bildung feststellen.

Überblick Steiermark

4.1.8 Städtische Beiträge

Anhand der Differenz zwischen ländlichen und städtischen Hintergrundmessstellen lassen sich die städtischen Beiträge bestimmen.

Die relativ umfangreichen Analysedaten aus Oberösterreich weisen allerdings in mehreren Jahren an Hintergrundstandorten höhere Konzentrationen als an emittentennahen Messstellen aus und legen daher Vorsicht bei der Interpretation der berechneten Konzentrationsdifferenzen nahe.

Die städtischen Beiträge zu Sulfat liegen durchwegs unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Anm.: Der relativ hohe Beitrag für Linz, der sich aus der Differenz gegenüber Enzenkirchen ergibt, dürfte eher mit einem Gradienten der Sulfatbelastung, deren Hintergrund durch Ferntransport von Osten bestimmt wird, verursacht sein.)

Bei Nitrat lassen sich städtische Beiträge über $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lediglich für Wien identifizieren.

4.1.9 Ferntransport

Anhand von Rückwärtstrajektorien wurde für den Zeitraum 1999 bis 2007 die Herkunft der analysierten Hauptkomponenten von PM_{10} an österreichischen Hintergrundmessstellen untersucht (UMWELTBUNDESAMT 2008).

Sulfat aus Osten Überdurchschnittliche Sulfat-Anteile sind in Illmitz mit Ferntransport von Osten (Ungarn, Serbien, Rumänien) verbunden, Ferntransport aus Deutschland mit unterdurchschnittlichen Anteilen.

Nitrat aus Deutschland Erhöhte Nitrat-Anteile sind mit starker regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport aus Deutschland verbunden, unterdurchschnittliche Nitrat-Anteile mit Ferntransport aus dem gesamten östlichen Windrichtungssektor.

4.2 PM-Fractionen

Im Rahmen von AUPHEP wurden an den vier Standorten Wien Währinger Gürtel, Streithofen, Linz ORF-Zentrum und Graz Süd sowohl die Fraktionen PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ analysiert (KRL ÖAW 2004), auch in Oberösterreich stehen in einzelnen Jahren von ausgewählten Messstellen parallele Analysen von PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ zur Verfügung. Diese zeigen, dass EC, Sulfat und Ammonium ganz überwiegend in der $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion vorliegen, OM und Nitrat (außer in Linz) zu etwa drei Vierteln.

4.3 Trends

Trends der Konzentration von SIA lassen sich aufgrund der räumlich wie zeitlich diskontinuierlichen Messkampagnen kaum darstellen. Die einzigen mehrjährigen Messreihen bieten die ab 2003 in Oberösterreich vorliegenden Analysen sowie Illmitz, wo auf Daten von 1999/2000 ab 2011 durchgehende Analysen folgen (OBERÖSTERREICH 2004 – 2014; UMWELTBUNDESAMT 2002, 2012, 2013, 2014a).

4.3.1 Oberösterreich

In Oberösterreich liegen an mehreren Messstellen Analysen von SAA ab 2003 vor, die in Abbildung 27 und Abbildung 28 um die Daten von Linz ORF-Zentrum (2000/01) und Illmitz ergänzt werden (die Messstellen im BR Linz weisen sehr

ähnliche SAA-Konzentrationen auf, daher wird nur die Zeitreihe von Linz Neue Welt dargestellt).

Bei Sulfat zeigt sich tendenziell eine Abnahme; das höchst belastete Jahr, das von den Messreihen erfasst wird, war 2003, auch 2010 war relativ hoch belastet. Die meisten Messstellen zeigen parallele Verläufe, lediglich Enns Krastein fällt durch vergleichsweise niedrige Sulfat-Konzentrationen in den höher belasteten Jahren 2010 und 2013 auf.

Abnahme bei Sulfat

Die Relativanteile von Sulfat am PM₁₀ verändern sich über die Jahre kaum, lediglich 2010 fällt durch erhöhte Sulfat-Anteile auf.

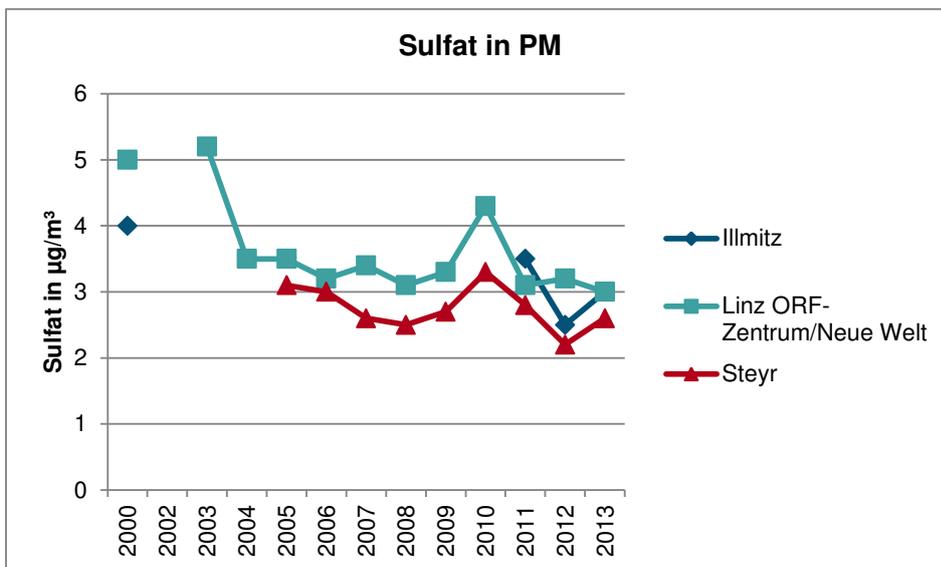


Abbildung 27: Trend der Sulfat-Konzentration im PM₁₀ an ausgewählten Messstellen in Oberösterreich und im PM_{2,5} in Illmitz (Werte für 2000: Illmitz 1999/2000, Linz ORF-Zentrum 2000/2001).

Die Relativanteile von Nitrat am PM₁₀ verändern sich über die Jahre kaum, das Jahr 2010 fällt allerdings mit stark erhöhten Nitrat-Anteilen aus der Reihe; die höchste Nitrat-Belastung wurde innerhalb des Messzeitraums an allen Oberösterreichischen Messstellen im Jahr 2010 registriert. Beispielsweise betrug der Nitrat-Anteil in Linz Neue Welt im Mittel 2003-2013 15 %, im Jahr 2010 24 %.

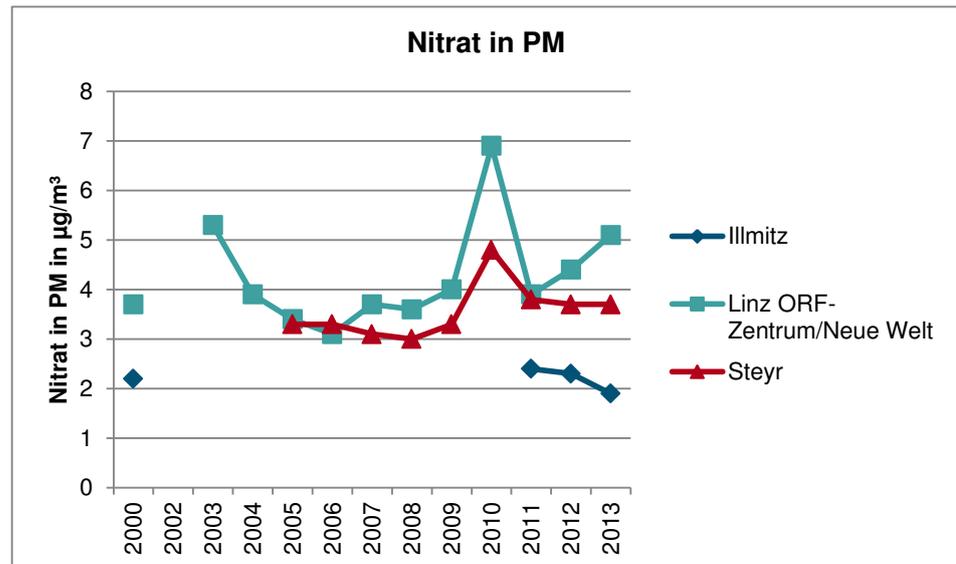


Abbildung 28: Trend der Nitrat-Konzentration im PM_{10} an ausgewählten Messstellen in Oberösterreich und im $PM_{2,5}$ in Illmitz. (Werte für 2000: Illmitz 1999/2000, Linz ORF-Zentrum 2000/2001).

4.3.2 $PM_{2,5}$ Illmitz

Abnahme Sulfat Die Sulfat-Konzentration im $PM_{2,5}$ ging in Illmitz absolut zurück ($4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1999/2000, 2011 bis 2013, $2,5$ bis $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), die Nitrat-Konzentration lag in allen Jahren mit $1,9$ bis $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf ähnlichem Niveau.

Relativ gesehen variiert der Sulfat-Anteil kaum (17–20 %), der Nitrat-Anteil lag 1999/2000 mit 11 % nahe bei den Verhältnissen von 2011 und 2013, im Jahr 2012 mit 16 % deutlich höher.

Das Jahr 2013 fällt durch sehr niedrige Sulfat-Anteile auf, dies korrespondiert mit dem weitgehenden Ausbleiben von Transport aus Ostmitteleuropa in den sehr warmen letzten Monaten des Jahres.

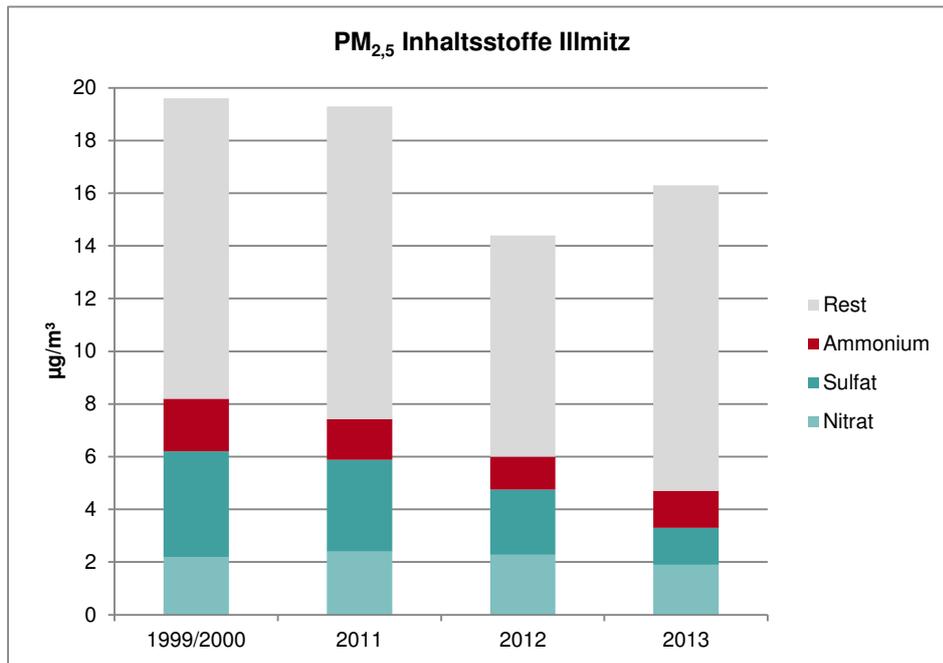


Abbildung 29: $PM_{2,5}$ -Zusammensetzung in Illmitz, 1999/2000, 2011, 2012 und 2013
(Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2002, 2012, 2013, 2014a).

5 AUSWIRKUNGEN VON EMISSIONSÄNDERUNGEN

5.1 Modellrechnungen

5.1.1 Deutschland

Projekt PAREST Im Projekt PAREST⁷ des deutschen Umweltbundesamts wurden als Grundlage für die Bewertung verschiedener Maßnahmenzenarien u.a. der Beitrag verschiedener Quellgruppen und Vorläufersubstanzen zur PM₁₀-Belastung modelliert. Abbildung 30 zeigt das fiktive Emissionsminderungspotential bei Reduktion bestimmter Schadstoffe und Schadstoffgruppen⁸ auf „0“. Angeführt wird der bevölkerungsgewichtete Mittelwert für Ballungsräume und ländliche Gebiete.

Belastung ohne Emissionen Deutschland Ohne anthropogene Emissionen von Schadstoffen in Deutschland, die zur PM₁₀-Belastung beitragen, würde sich in Ballungsräumen die Belastung um knapp 14 µg/m³ reduzieren, in ländlichen Gebieten um 7 µg/m³. Sowohl in städtischen als auch in ländlichen Gebieten liegt bei den Vorläufersubstanzen für SAA das größte Reduktionspotential bei NH₃. Bei Reduktion einzelner Substanzen (im Unterschied zu Substanzgruppen) zeigen sich in städtischen Gebieten die größten Immissionsänderungen bei der Reduktion von primären PM-Emissionen, in ländlichen Gebieten dagegen bei NH₃. Emissionsreduktionen von NO_x und SO₂ bewirken in städtischen Gebieten weniger als 10 % der gesamten theoretischen Änderung, in ländlichen Gebieten 20 % bzw. 12 %.

⁷ Particle Reduction Strategies, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/regelungen-strategien/strategien-bis-2030>

⁸ Durch nicht-lineare Wechselbeziehungen addieren sich die Einzelbeträge der Schadstoffe nicht zu 100 %

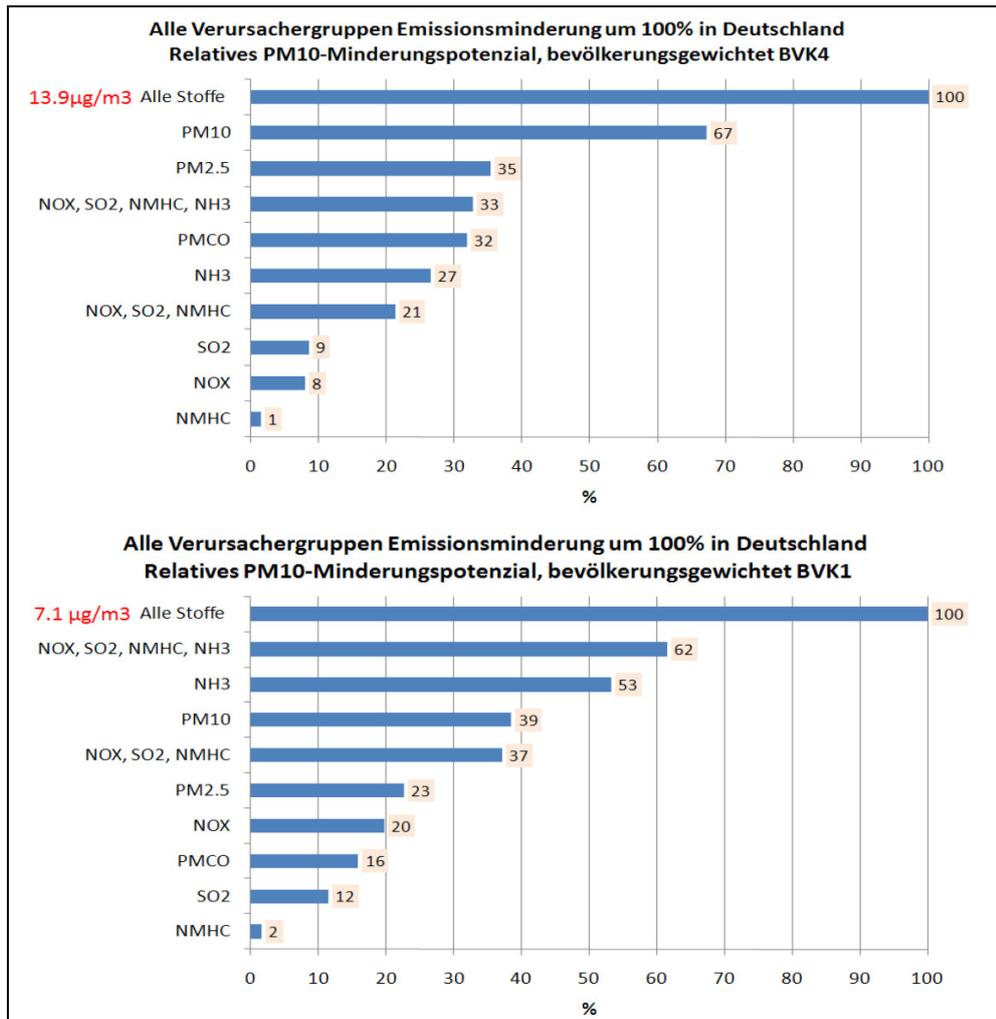


Abbildung 30: Relatives PM₁₀-Minderungspotenzial (%) in Deutschland für Ballungsräume (oben) und ländliche Gebiete (unten) bezogen auf das Potenzial des Szenarios „keine deutschen anthropogenen Emissionen“ pro angegebenen Stoff bzw. angegebener Stoffkombination (PMCO: PM₁₀-PM_{2.5}; NMHC: NMVOC. Quelle: UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2013a, S 14)

In einer weiteren Studie wurden die Auswirkungen von verschiedenen Emissionsszenarien in Deutschland und Europa für den Zeitraum 24.3. bis 28.4.2009 für Gesamtdeutschland modelliert (BANZHAF 2014, S90ff). Die Emissionsszenarien waren:

- Basisszenario
- -40% NH₃
- -20% NO_x, -50 % SO₂
- -40% NH₃, -20% NO_x, -50 % SO₂

Dabei wurden diese Emissionsänderungen (a) nur auf Deutschland selbst angewandt sowie (b) auf ganz Europa inkl. Deutschland. Wie in Abbildung 31 zu sehen ist, wirken sich in Deutschland v.a. Emissionsänderungen von NH₃ auf die SAA-Konzentration aus; bei Änderung der Emissionen in ganz Europa auch

Emissionsszenarien für Episode

Änderungen bei SO₂. Allerdings wurden diese Modellrechnungen nur für einen Frühlingsmonat durchgeführt; die Ergebnisse erlauben daher nur sehr eingeschränkt Rückschlüsse auf die Auswirkungen von Emissionsänderungen über ein Jahr hinweg.

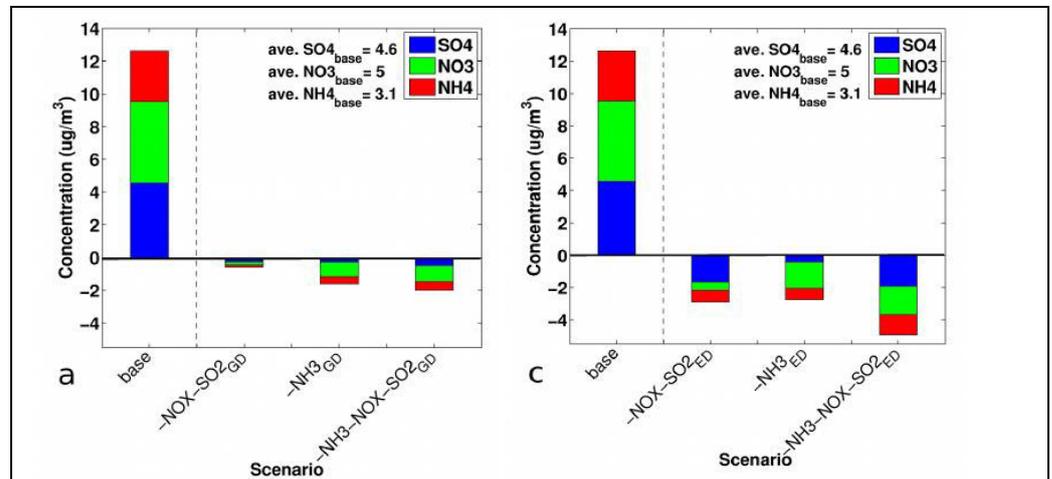


Abbildung 31: Durchschnittliche Konzentration von SAA im Basisszenario und Änderung bei Reduktion der Vorläufersubstanzen in Deutschland (links) und in Europa insgesamt für den Zeitraum 24.3. bis 28.4.2009 (Quelle: BANZHAF 2014, S 93).

Räumliche Verteilung

Abbildung 32 zeigt die räumliche Verteilung der SAA-Konzentration sowie die Änderung bei einer Reduktion der NH₃-Emissionen von 40 % in Deutschland. Die höchsten Konzentrationen treten Nordrhein-Westfalen, Hessen und Thüringen auf; die stärkste Reduktion bei einer NH₃-Emissionsänderung wurde für diese Bundesländer sowie Rheinland-Pfalz berechnet.

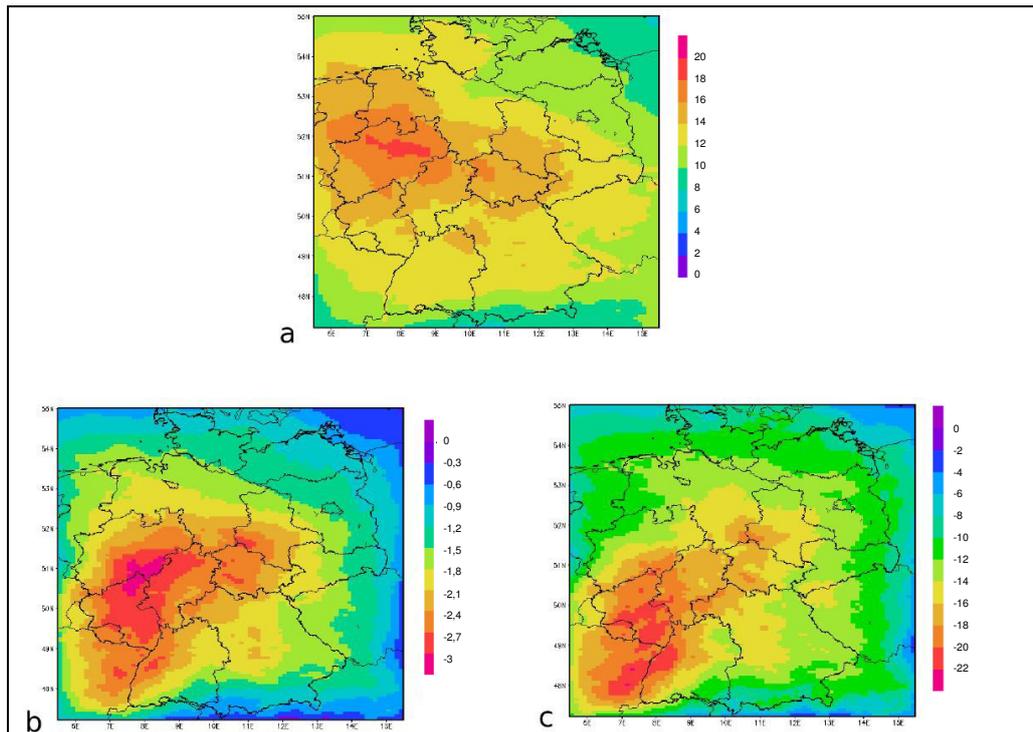


Abbildung 32: Modellierte mittlere Konzentration von SAA in Deutschland zwischen 24.3. und 28.4.2009 (a), absolute (b) und relative Reduktion (c) der SAA-Konzentration bei einer 40 % Reduktion der NH_3 -Emissionen in Deutschland (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. %. Quelle: BANZHAF 2014, S 96).

5.1.1.1 Stuttgart

Für Stuttgart und einen ländlichen Kreis nordöstlich von Stuttgart (Rems-Murr-Kreis) wurde die Auswirkung einer 50 %igen Reduktion der NO_x bzw. NH_3 -Emissionen im jeweiligen Gebiet auf die Ammoniumnitrat-Konzentration modelliert (LUBW 2007, S 50; TROPOS 2006, S 11ff). Dabei wurde ausgehend von einer bestimmten Hintergrundkonzentration die zeitliche Entwicklung der Ammoniumnitrat-Konzentration modelliert, die sich nach „Einschalten“ von Emissionen der Stadt Stuttgart bzw. des Rems-Murr-Kreises ergeben. Daher steigen bei „normalen“ Emissionen die Ammoniumnitrat-Konzentration im Laufe der Zeit an. Bei einer Reduktion derer NH_3 -Emissionen zeigt sich eine deutliche Reduktion der Ammoniumnitrat-Konzentration in Stuttgart gegenüber den „normalen“ Emissionen, jedoch kaum ein Einfluss bei Änderung der NO_x -Emissionen. Im ländlichen Gebiet ist das Verhalten genau umgekehrt. Verantwortlich dafür sind auch die unterschiedlichen Emissionsdichten von NH_3 und NO_x in den beiden Gebieten, wodurch die Ammoniumnitratbildung in Stuttgart NH_3 -, im Rems-Murr-Kreis NO_x -limitiert ist. In Stuttgart ist die NO_x -Emissionsdichte⁹ fast sechsmal höher als im Rems-Murr-Kreis während im ländlichen Gebiet die NH_3 -

Einfluss NO_x , NH_3 -Reduktion

⁹ In Stuttgart beträgt die Emissionsdichte für NH_3 5,6 kg/ha*a (davon 3,2 kg/ha*a aus dem Verkehr, der Rest aus der Landwirtschaft), für NO_x 129 kg/ha*a (LUBW 2007). Im Rems-Murr-Kreis beträgt die NH_3 -Emissionsdichte 14,1 kg/ha*a (zum ganz überwiegenden Teil aus landwirtschaftlichen Quellen), die NO_x -Emissionsdichte beträgt 22 kg/ha*a.

Emissionsdichte 2,5mal so hoch ist. Die Emissionsreduktion zeigt sich mit einer Verzögerung von einem Tag in den Konzentrationen.

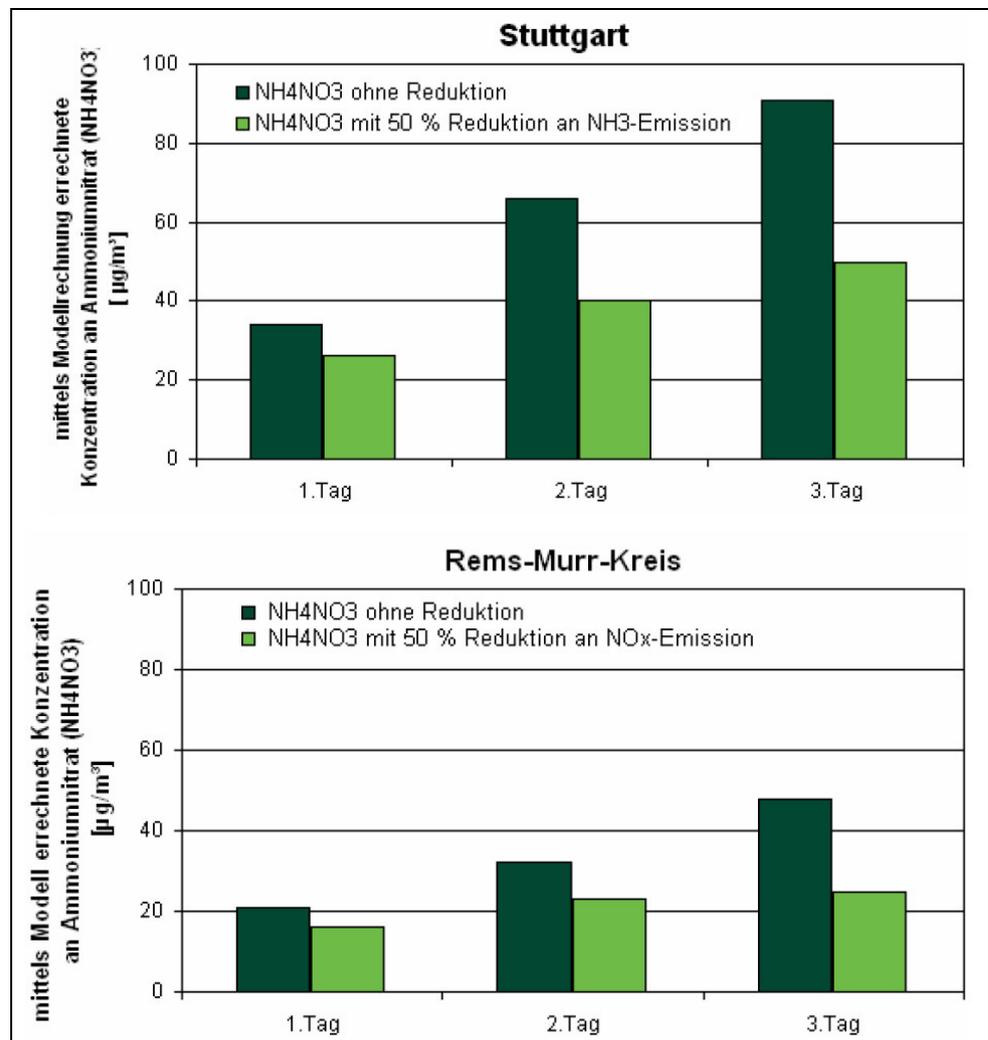


Abbildung 33: Simulation der zeitlichen Entwicklung von Ammoniumnitrat bei einer Reduzierung der Emission von Ammoniak um 50 % im Stadtgebiet Stuttgart (oben) und Stickstoffoxiden um 50 % in einem Landkreis (Quelle: LUBW 2007, S51).

5.1.1.2 Niedersachsen

Einfluss NH₃-Emissionsänderungen

Für das durch hohe Emissionsdichten von Ammoniak geprägte Bundesland Niedersachsen (siehe Abbildung 16) wurden die Auswirkungen von NH₃-Emissionsänderungen modelliert (IFT 2007, S 133). Dazu wurden die NH₃-Emissionen in Niedersachsen in zwei Szenarien halbiert bzw. verdoppelt. Es zeigte sich, dass sich die Ammoniumnitrat-Konzentration nur unwesentlich, die Ammoniumsulfat-Konzentration überhaupt nicht geändert hat. Begründet wird dieses Verhalten mit dem im Überschuss vorhandenen Angebot an Ammoniak und der geringen Verfügbarkeit von SO₂.

5.1.1.3 Berlin

Für Berlin wurden eine Reduktion von SAA um 2 % durch die Einführung der Umweltzone¹⁰ und die damit verbundene Reduktion der Emissionen von Vorläufersubstanzen abgeschätzt (Abbildung 34; LUTZ 2014, S 31). Die NO_x-Emissionen haben sich im Jahr 2012 gegenüber dem Trend ohne Umweltzone um 19 % von knapp 7.000 t auf 5.675 t reduziert.

Einfluss Umweltzone

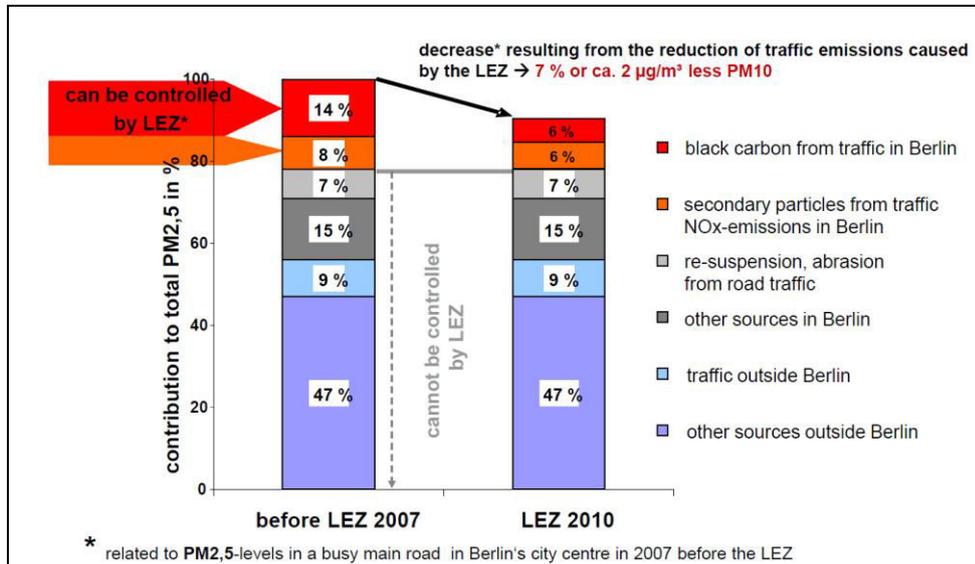


Abbildung 34: Reduktion der PM_{2,5}-Belastung durch Einführung der Umweltzone in Berlin (LEZ: Low Emission Zone (Umweltzone). Quelle: LUTZ 2014, S 31).

5.1.2 England

Für ein ländliches Gebiet im Süden von England¹¹ wurden die Auswirkungen von 30 % igen Emissionsreduktionen in Großbritannien bzw. in Europa der Vorläufersubstanzen bei Belastungsepisoden modelliert (DERWENT et al. 2009, S 693; HARRISON et al. 2013, S 216; ETC/ACM 2013a, S 9). Entsprechend den Modellergebnissen ist Bildung von SAA in diesem Gebiet limitiert durch NH₃, d.h. die größte Reduktion der PM_{2,5}-Belastung kann durch NH₃-Emissionsreduktionen (in ganz Europa) erzielt werden (Tabelle 2). Durch die nicht-linearen Beziehungen zwischen den Vorläufersubstanzen kann es zu einer Erhöhung der Konzentration einzelner Komponenten kommen, auch wenn die Gesamtkonzentration an SAA abnimmt.

Einfluss Emissionsreduktionen UK, EU

¹⁰ Fahrverbot für ältere Kfz im Innenstadtbereich, siehe

<http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/umweltzone/>

¹¹ Harwell, etwa 80 km westlich von Zentrallondon. PM₁₀ Jahresmittelwert 2006 bis 2012: 11-22 µg/m³, Anzahl Überschreitungen: 0 bis 9 (Quelle: AirBase).

Tabelle 2: Änderung der SAA-Konzentration durch Emissionsreduktionen im Zeitraum 19.3.-19.5.2007 (Quelle: HARRISON et al. 2013, S 216).

Emissionsreduktion in Europa	Änderung SAA-Konzentration
-30 % SO ₂	-6 %
-30 % NO _x	-5 %
-30 % NH ₃	-9 %
Emissionsreduktion in Großbritannien	
-30 % SO ₂	-3 %
-30 % NO _x	-3 %
-30 % NH ₃	-6 %
Emissionsreduktion in Europa (ohne Großbritannien)	
-30 % SO ₂	-3 %
-30 % NO _x	-2 %
-30 % NH ₃	-3 %

5.1.3 Frankreich

Nitrat-Episode März 2014

In Frankreich trat im März 2014 eine Episode mit sehr hohen PM₁₀-Belastungen auf, während der der Anteil an Ammoniumnitrat bis zu 50 % betrug (Abbildung 35; BESSAGNET & ROUIL 2014, S13). Verursacht wurde diese Episode durch stabile Ausbreitungsbedingungen bei – für diese Jahreszeit – hohen Temperaturen und starker Sonneneinstrahlung, Ausbringung von Dünger und Ferntransport. Mit Hilfe von Modellrechnungen wurden verschiedene Szenarien simuliert, wie sich Emissionsänderungen in Frankreich auf die PM₁₀-Konzentration während der Belastungsepisode zwischen 7.3. und 17.3.2014 ausgewirkt hätten.

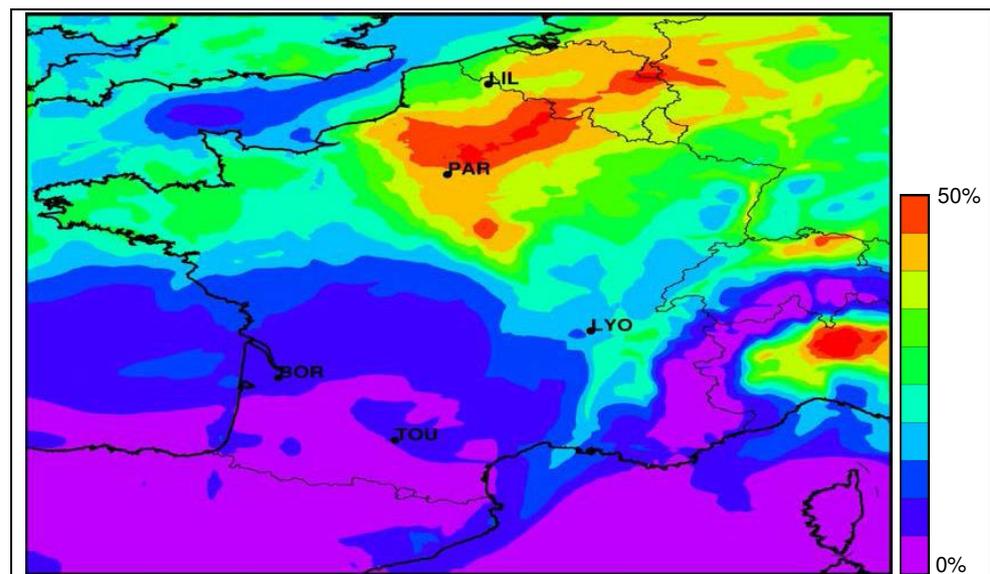


Abbildung 35: Anteil an Ammoniumnitrat an der PM₁₀-Belastung am 14.3.2014 (Quelle: BESSAGNET & ROUIL 2014, S13).

Bei einer 30 %igen Reduktion der französischen NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft (die für den überwiegenden Teil der NH_3 -Emissionen verantwortlich ist), würde sich die Ammoniumnitrat-Konzentration in weiten Teilen Frankreichs um 5-15 % reduzieren (Abbildung 36).

Einfluss NH_3 - Reduktion

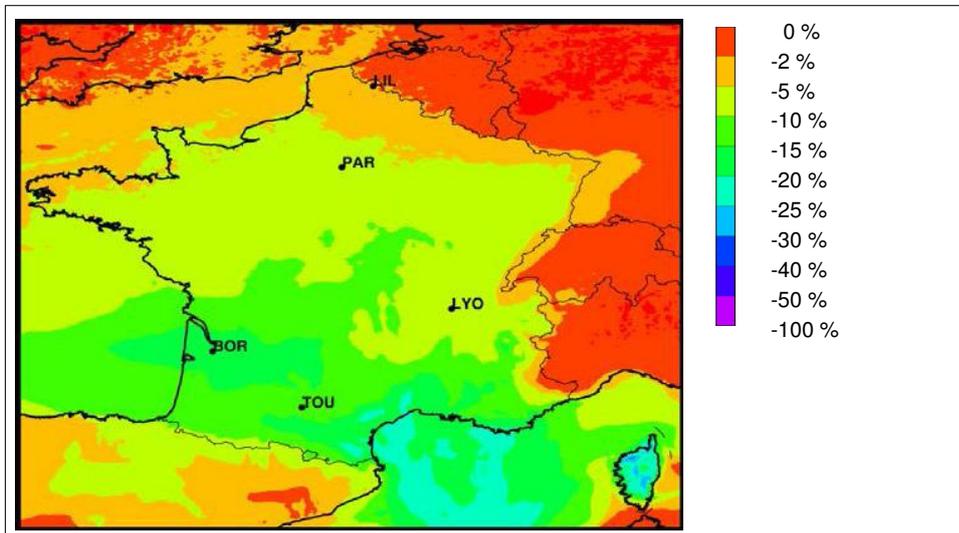


Abbildung 36: Reduktion der Ammoniumnitrat-Konzentration während der Belastungsepisode im März 2014 bei einer Reduktion der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft um 30 % (Quelle: BESSAGNET & ROUIL 2014, S 16).

Eine Reduktion der NO_x -Emissionen aus dem Verkehr um 30 %, der für 56 % der NO_x -Emissionen in Frankreich verantwortlich ist, ergibt eine ähnliches Bild (nicht dargestellt).

5.1.4 Schweiz

Für die Schweiz wurden Modellrechnungen der Aerosolkonzentration für eine Sommer- und zwei Winterperioden mit dem CAMx-Modellsystem durchgeführt (AKSOYOGLU 2011, S 7371). Auch wenn das Modell die Absolutkonzentration unterschätzt, konnten die relativen Beiträge der verschiedenen PM-Komponenten gut reproduziert werden. Die Sensitivität der Bildung von SAA wurde über die Differenz von Modellrechnungen mit Emissionsszenarien mit in Europa um 50 % reduzierten NH_3 bzw. NO_x -Emissionen untersucht. Dabei zeigte sich, dass – im Unterschied zu weiten Teilen Europas – die Bildung von SAA im Schweizer Mittelland stärker durch NO_x als durch NH_3 beeinflusst wird. Nach Abbildung 18 weist dieses Gebiet vergleichsweise hohe NH_3 -Emissionen aus.

Modellrechnungen Sensitivitäten Sommer, Winter

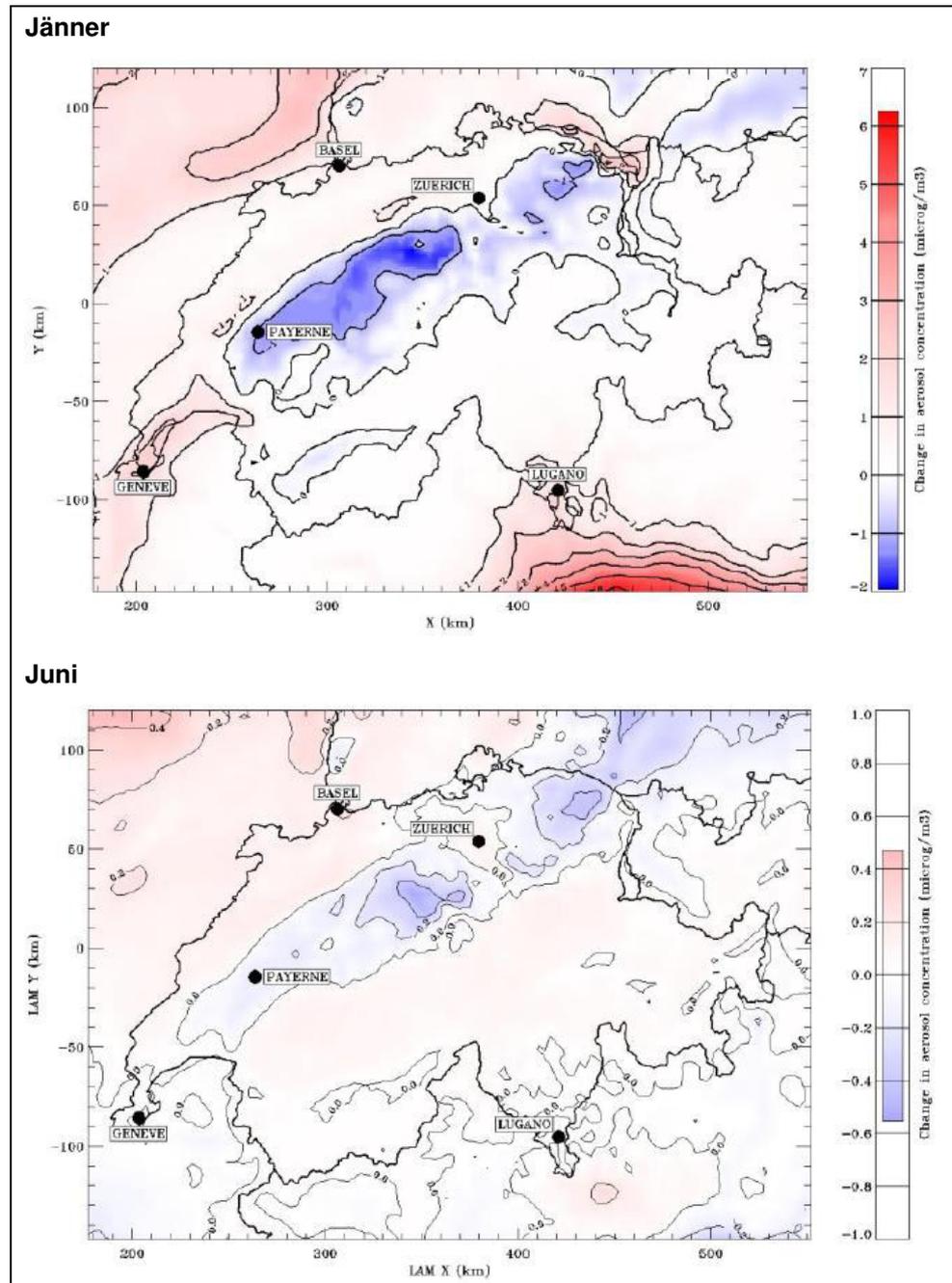


Abbildung 37: Differenz zweier Modellrechnungen bei einer 50 %igen Emissionsreduktion von NO_x bzw. NH_3 in den über einen Monat gemittelten Aerosol-Konzentrationen im Jänner 2006 (oben) und Juni 2006 (unten). Die Bildung von sekundärem anorganischem Aerosol wird in den blauen Gebieten stärker durch die Änderungen der NO_x -Emissionen, in den roten Gebieten stärker durch die Änderungen der NH_3 -Emissionen beeinflusst (Quelle: AKSOYOGLU 2011, S 7371).

5.1.5 Europa

Europaweite Modellrechnungen der Auswirkungen von NH_3 -Emissionsänderungen wurden in einer Studie des ETC/ACM für das Jahr 2009 durchgeführt; in einer Schweizer Studie für Jänner und Juni 2006 für NH_3 und NO_x -Reduktionen (ETC/ACM 2013a, S 30). Bei einer europaweiten 30 %igen Reduktion der NH_3 -Emissionen im Jahr 2020 über die gemäß Göteborg-Protokoll vorgesehenen Änderungen hinaus zeigt sich, dass sich die $\text{PM}_{2,5}$ -Belastung um bis zu 10 % reduziert. Die höchsten Reduktionen werden im Süden Englands, Norden Frankreichs, Benelux, Deutschland, Tschechien und Polen erzielt (Abbildung 38).

Modellrechnungen NH_3 -Änderungen

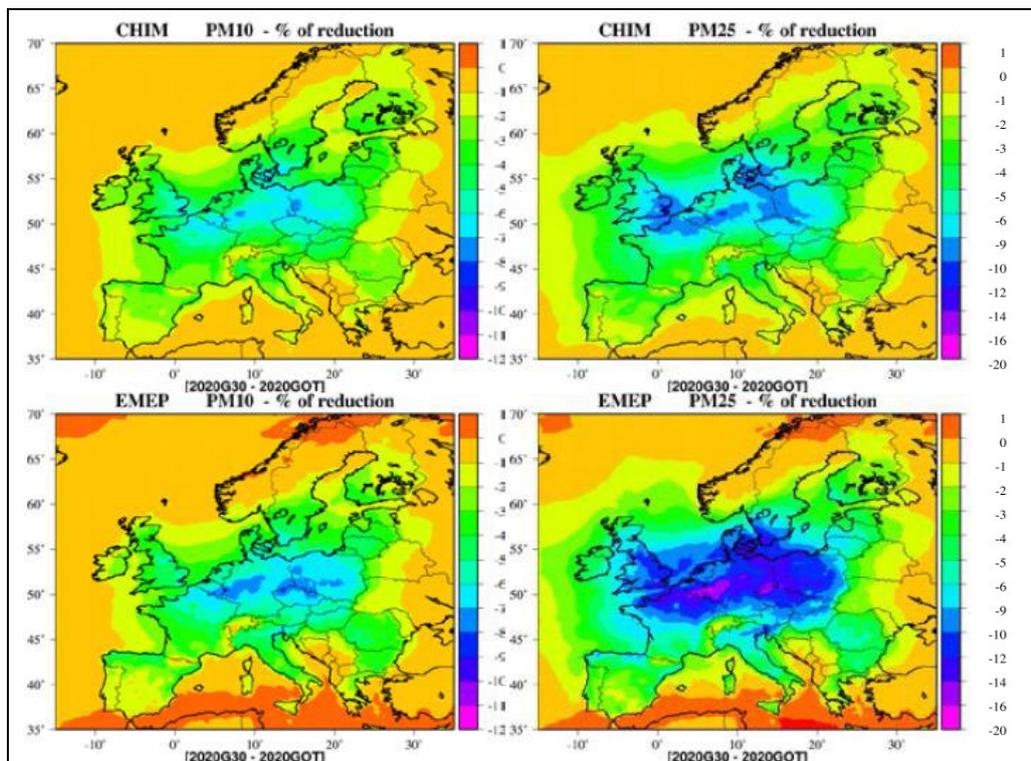


Abbildung 38: Reduktion der PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ -Jahresmittelwerte bei einer 30 %-Reduktion der NH_3 -Emissionen im Jahr 2020 über das Göteborg-Protokoll hinaus (in %. CHIM: CHIMERE-Modell. EMEP: EMEP-Modell. Quelle: ETC/ACM 2013a, S 30).

Die Modellrechnungen der Schweizer Studie zeigen für weite Teile Europas eine größere Sensitivität gegenüber NH_3 -Reduktionen verglichen mit NO_x -Reduktionen im Winter (Abbildung 39). Im Sommer (nicht dargestellt) ist die Änderung geringer; ein deutlicher ausgeprägter NH_3 -Sensitivität zeigt sich in Belgien und Süden Englands, während eine NO_x -Sensitivität in für den Nordwesten Deutschlands berechnet wurde.

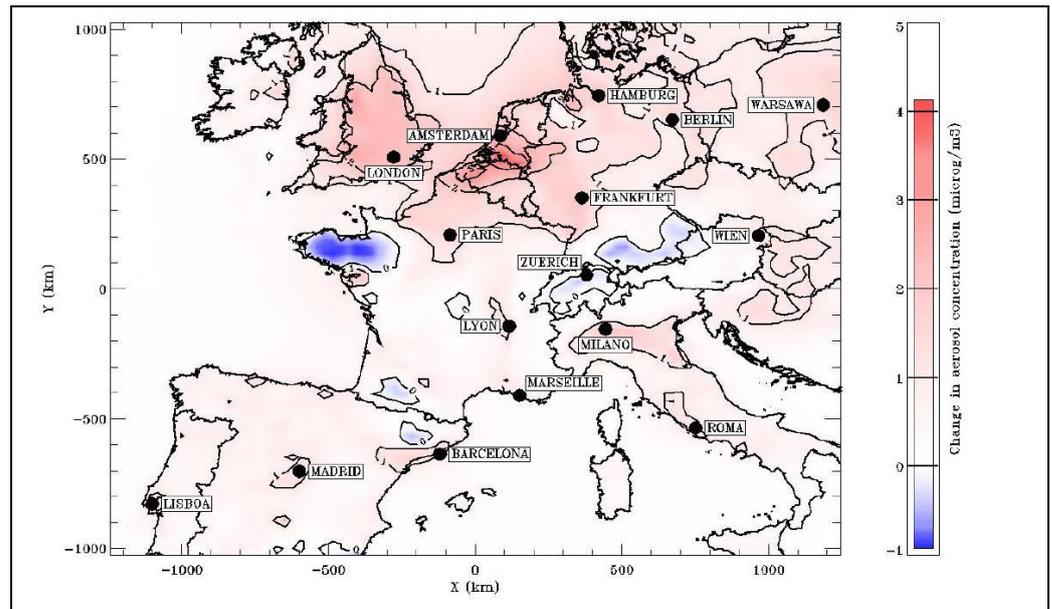


Abbildung 39: Differenz des Monatsmittelwerts der Aerosolkonzentration bei einer 15 %-Reduktion der NO_x bzw. NH_3 -Konzentration im Jänner 2006 in Europa. Die Aerosolkonzentration reagiert sensitiver auf Änderungen der NO_x -Emissionen in den blauen Regionen und sensitiver auf NH_3 -Änderungen in den rot eingefärbten Regionen (Quelle: AKSOYOGLU 2011).

5.1.6 Österreich

Für Österreich liegen aktuell Ergebnisse europaweiter Modellrechnungen sowie regionale Berechnungen für die Steiermark vor.

5.1.6.1 EMEP

NH₃-Reduktion am effektivsten

Mit Hilfe des EMEP-Modells werden für alle Staaten der Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung¹² Quellen-Rezeptor-Beziehungen berechnet. Dabei wird auch berechnet, in welchem Ausmaß sich die über einen Staat gemittelte $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration bei einer 15 %-Reduktion der Emissionen verschiedener Vorläufersubstanzen im jeweiligen Land ändert. Für Österreich zeigt sich, dass im Mittel die größte Reduktion durch Verminderung der NH_3 -Emissionen erzielt wird, gefolgt von primären PM -Emissionen und NO_x (Abbildung 40).

¹² <http://www.unece.org/env/lrtap/>

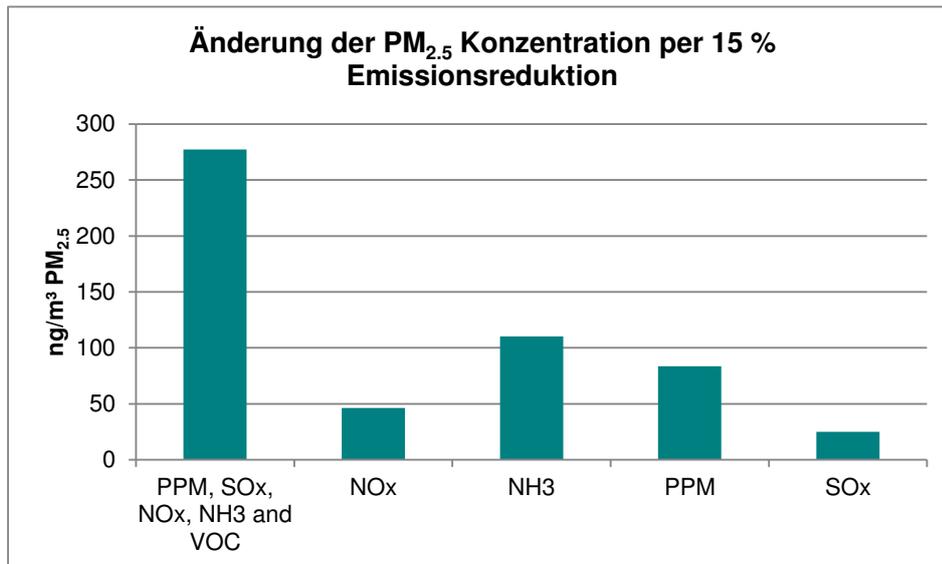


Abbildung 40: Änderung der mittleren PM_{2,5}-Konzentration in Österreich per 15 % Emissionsreduktion von primärem PM_{2,5} (PPM), SO₂, NO_x, NH₃ und VOC in Österreich (in ng/m³. Quelle: EMEP/MSC-W 2013b).

5.1.6.2 PMinter

Höher aufgelöste Modellrechnungen wurden im Rahmen des Projekts PMinter¹³ für die Steiermark und Kärnten durchgeführt (KLAGENFURT 2013; TU-GRAZ 2014a, S 134; UHRNER et al. 2014). Bei einer 35 %-Reduktion der NH₃-Emissionen in der Modelldomäne reduziert sich die mittlere PM₁₀-Konzentration in weiten Gebieten in Kärnten um 2-3 µg/m³, in einzelnen Gebieten bis 4 µg/m³ (Abbildung 41). In stärker von PM₁₀-Ferntransport betroffenen Gebieten der östlichen Steiermark liegt der Effekt unter 1 µg/m³.

Dagegen zeigt sich bei einer 35 %-Reduktion der NO_x-Emissionen des Verkehrs nur eine Reduktion von 0,1 µg/m³ (nicht dargestellt).

**Modellrechnungen
Steiermark, Kärnten**

¹³ <http://pminter.eu/>, Interregionale Wechselwirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Hausbrand und Verkehr mit der Feinstaubbelastung im Grenzgebiet Slowenien-Österreich

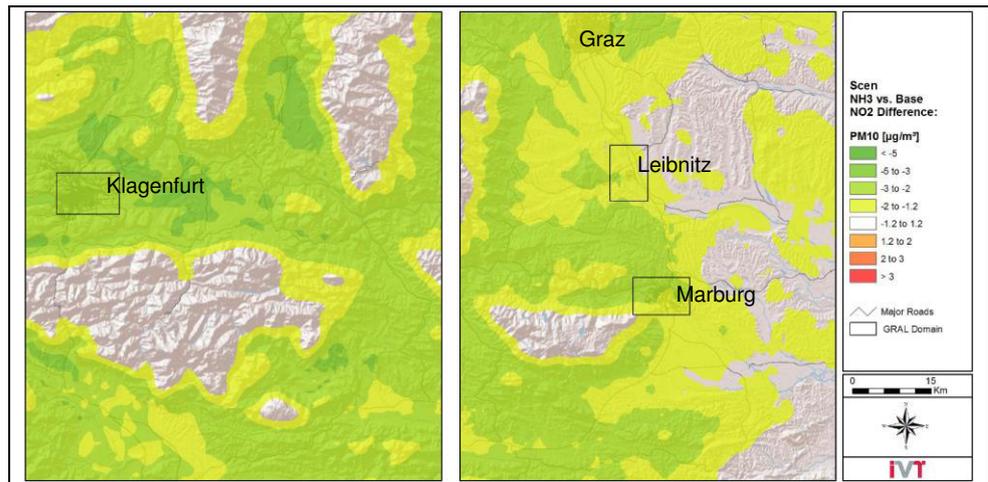


Abbildung 41: Änderung der PM₁₀-Konzentration durch eine 35 %-Reduktion der landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen in Kärnten (links) und der Steiermark (Quelle: TU-GRAZ 2014a).

In einem Nachfolgeprojekt zu PMinter wurde die Sekundäraerosolbildung für die gesamte Steiermark modelliert (TU-GRAZ 2014b, S 19).

Abbildung 42 zeigt als Ausgangspunkt der Modellrechnungen die mittlere PM₁₀-Belastung in der Steiermark von Jänner und Februar 2011. Die höchsten Belastungen treten im Südosten der Steiermark und in Graz auf.

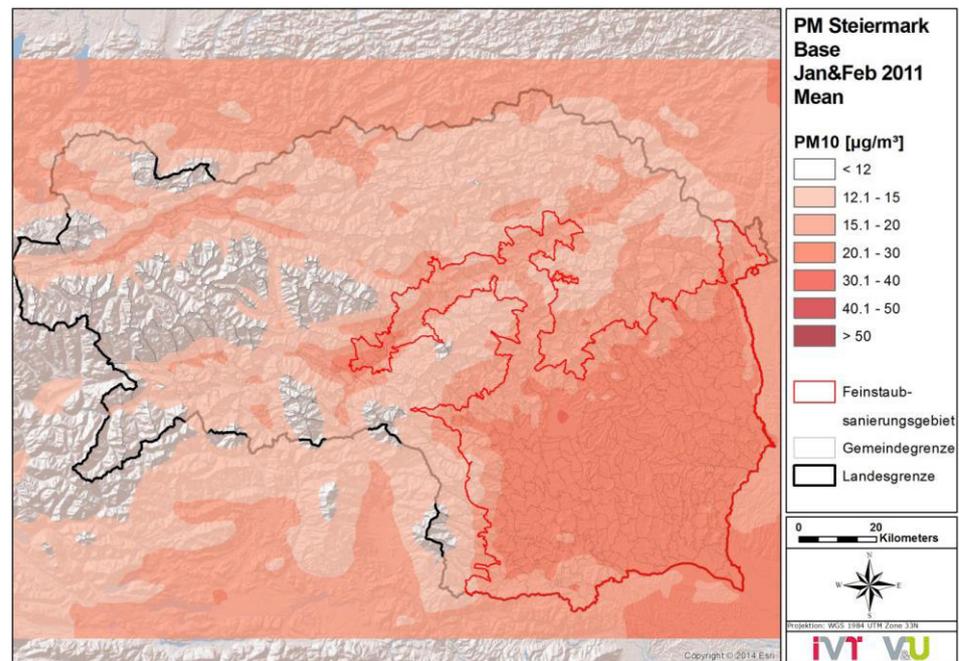


Abbildung 42: Modellierte PM₁₀-Belastung im Mittel über Jänner und Februar 2011 (Quelle: TU-GRAZ 2014b, S 19).

Einfluss NH₃

Bei einer fiktiven kompletten Vermeidung von NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft in der gesamten Steiermark würde sich die Konzentration von SAA –

und damit auch von PM_{10} – um bis zu $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vermindern, am stärksten im Süden der Steiermark und im Raum Knittelfeld-Judenburg (Abbildung 43). Der Großteil des Südostens der Steiermark zeigt Reduktionen zwischen $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

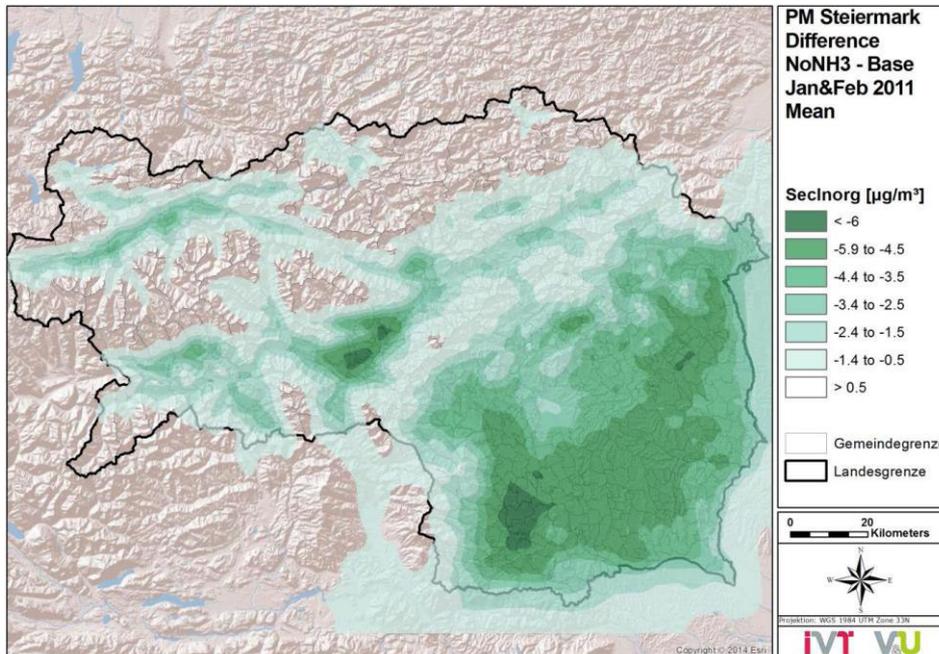


Abbildung 43: Reduktion der Konzentration von SAA bei vollständiger Vermeidung von NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft in den Monaten Jänner und Februar 2011 (Quelle: TU-GRAZ 2014b, S 25).

In einem weiteren Szenario wurden die Auswirkungen einer jeweils 50 % Reduktion der NH_3 - und NO_x -Emissionen in der Steiermark modelliert. Die Konzentration an SAA verringert sich dadurch um bis $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abbildung 44).

Einfluss NH_3 und NO_x -Reduktion

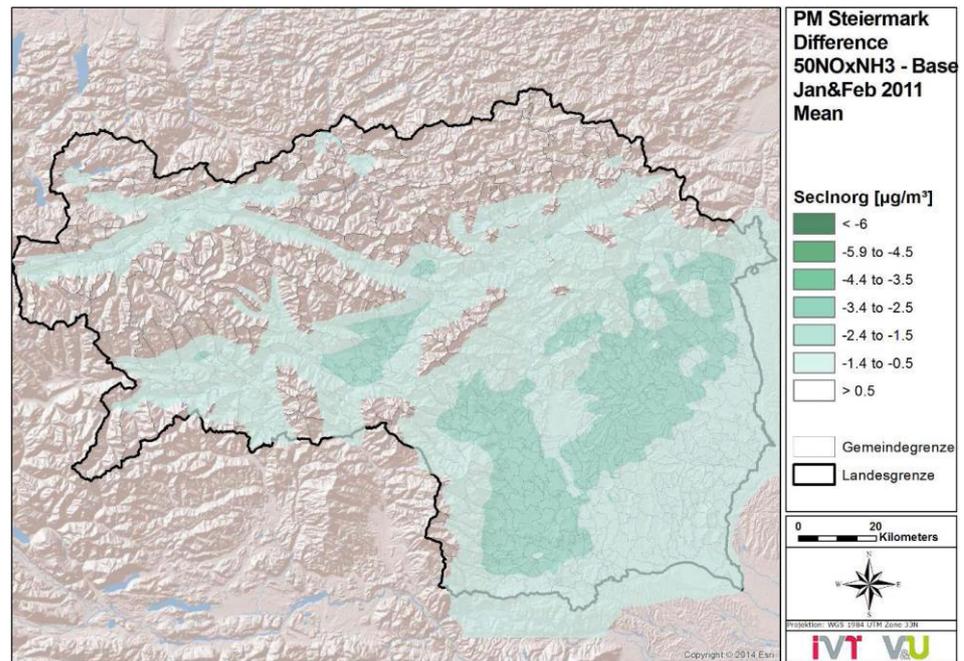


Abbildung 44: Reduktion der Konzentration von SAA bei einer 50 % Reduktion der NH_3 - und NO_x -Emissionen in den Monaten Jänner und Februar 2011 (Quelle: TU-GRAZ 2014b, S 28).

Einen ersten Hinweis auf Gebiete, bei denen Reduktionen von NH_3 oder NO_x -Emissionen zu einer stärkeren Reduktion von SAA führen, gibt das Verhältnis HNO_3 zu NH_3 (Abbildung 45). Bei einem HNO_3 zu NH_3 Verhältnis deutlich über 1 wäre eine NH_3 -Reduktion effektiver, bei einem Verhältnis deutlich unter 1 eine NO_x -Reduktion. Demnach ist eine NH_3 -Reduktion in einem Großteil der Steiermark effektiver, ausgenommen der Südosten, in dem NH_3 im Überschuss vorliegt.

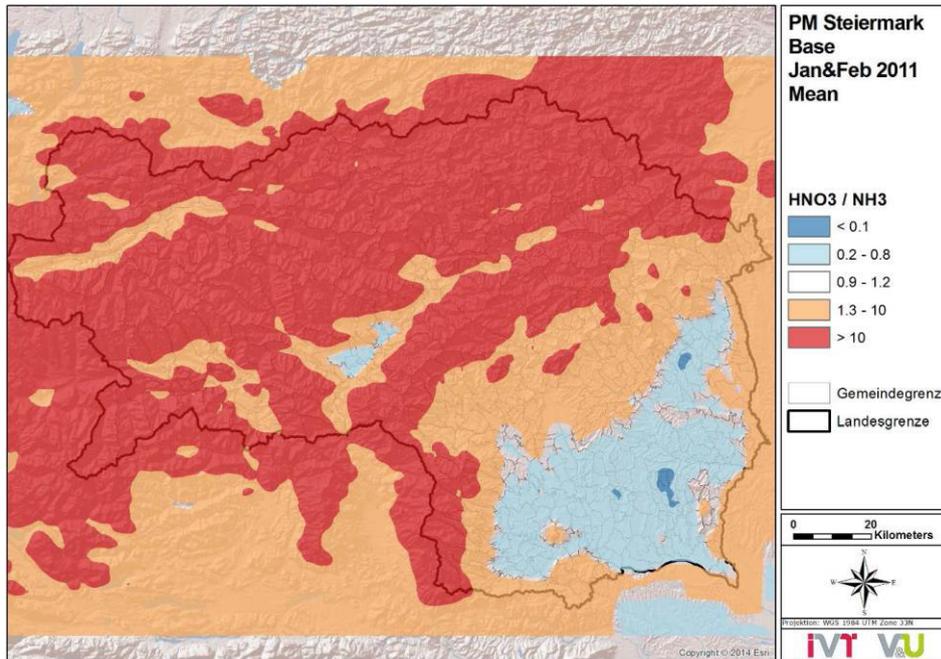


Abbildung 45: Molare HNO_3 zu NH_3 Verhältnis zur Identifikation in erster Näherung der Gebiete, welche eher sensitiv auf NO_x bzw. NH_3 Reduktion reagieren (Quelle: TU-GRAZ 2014b, S 23).

5.2 Schlussfolgerungen für Österreich

In vielen Regionen in Europa wird die Bildung von SAA am deutlichsten durch die Verfügbarkeit von NH_3 beeinflusst, d.h. die stärkste Reduktion der PM-Belastung könnte durch Reduktion der NH_3 -Emissionen auf regionaler Ebene erzielt werden. Die einzigen in Österreich auf regionaler Ebene verfügbaren Modellrechnungen für die Steiermark und Kärnten zeigen ebenfalls ein deutlich höheres Reduktionspotential bei Verminderung der NH_3 -Emissionen. Auch für Österreich im Mittel wird die größte PM-Reduktion durch Verminderung der NH_3 -Emissionen erzielt.

Durch das komplexe Zusammenspiel zwischen Emissionen, Meteorologie, nichtlineare chemische Reaktionen und Ferntransport sind seriöse Aussagen über die Regionen in Österreich, für die keine Modellrechnungen vorliegen, kaum möglich. Auch weist die räumliche Verteilung der NH_3 -Emissionsdichten Unsicherheiten auf. Die vorliegenden chemischen Analysen und Emissionsdaten zeigen aber, dass neben der Südoststeiermark auch im Nordosten Österreich und in Oberösterreich ein Minderungspotential bei SAA besteht.

Da keine regionale Bildung von Ammoniumsulfat zu beobachten ist, wäre eine Minderung nur bei Reduktion von NH_3 und NO_x zu erwarten. Welches Regime vorherrscht, d.h. ob eine NH_3 oder eine NO_x -Reduktion effektiver wäre, kann ohne Modellrechnungen nicht zweifelsfrei beantwortet werden.

NH_3 -Reduktion meist effektiver

Modellrechnungen notwendig

Sulfat überregional

6 LITERATURVERZEICHNIS

- AKSOYOGLU, S., KELLER, J., BARMPADIMOS, I., ODERBOLZ, D., LANZ, V. A., PRÉVÔT, A. S. H., and BALTENSPERGER, U. (2011): Aerosol modelling in Europe with a focus on Switzerland during summer and winter episodes, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 7355-7373, doi:10.5194/acp-11-7355-2011.
- AQEG – Air Quality Expert Group (2005): *Particulate Matter in the United Kingdom*. London.
- BANZHAF, S (2014): *Modelling the fate of secondary inorganic aerosol and its precursors over Europe*. Dissertation Freie Universität Berlin.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, C.; SAGEDER, M.; PUXBAUM H. (2006a): Endbericht für das Projekt "AQUELLA" Wien. Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, MA 22 – 3869/03. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, C.; SAGEDER, M.; PUXBAUM H. (2006b): Endbericht für das Projekt "AQUELLA" Kärnten/Klagenfurt Aerosolquellenanalysen für Kärnten PM10-Filteranalysen nach dem „AQUELLA-Verfahren“, US-Zahl: 436/1699/04. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, H. & PUXBAUM, H. (2007a): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Steiermark. Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, H. & PUXBAUM, H. (2007b): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Salzburg. Aerosolquellenanalyse für Salzburg. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, H. & PUXBAUM, H. (2008): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Niederösterreich. Aerosolquellenanalyse für Niederösterreich, RUA-A-152/077/04. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; KASPER-GIEBL, A.; JANKOWSKI, N.; DATTLER, A.; POURESMAEIL, P.; RAMIREZ-SANTA CRUZ, C.; SCHMIDL, CH.; PENG, G. & PUXBAUM, H. (2009): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Analytik von Feinstaubproben der Stationen Kittsee und Heiligenkreuz. Technische Universität Wien.
- BESSAGNET, B. & ROUIL, L. (2014): Feedback on and analysis of the PM pollution episode in March 2014. Vortrag am 19th EIONET Workshop on Air Quality Assessment and Management Berne, Switzerland, 30 September and 1 October 2014.
- BOKU – Universität für Bodenkultur Wien (2012): Krüger, B.: A new program system for the preparation of model emissions. Report from the project "Extension of the Air Quality model for Austria with satellite based Particulate Matter estimates (AQA-PM)". Wien.

- DEFRA – Department for Environment, Food & Rural Affairs (2002): Ammonia in the UK. London.
- DERWENT, R., WITHAM, C., REDINGTON, A., JENKIN, M., STEDMAN, J., YARDLEY, R., and HAYMAN, G. (2009): Particulate matter at a rural location in southern England during 2006: Model sensitivities to precursor emissions. *Atmos. Environ.*, 43 (2009) 689–696.
- EC JRC - European Commission – Joint Research Centre (2008): Thunis, P.; Cuvelier, C (editors); Roberts, P.; White, L.; Post, L.; Tarrason, L.; Tsyro, S.; Stern, R.; Kerschbaumer, A.; Rouil, L.; Bessagnet, B.; Bergström, R.; Schaap, M.; Boersen, G.; Boersen, P: EURODELTA II – Evaluation of a Sectoral Approach to Integrated Assessment Modelling Including the Mediterranean Sea. EUR 23444 EN. Luxembourg (Luxembourg): OPOCE; 2008. JRC41801.
- EMEP/MSC-W – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe/Meteorological Synthesizing Centre-West (2013a): Transboundary particulate matter in Europe Status report 2013. Joint CCC, MSC-W, CEIP and CIAM Report 2013. EMEP Report 4/2013. NILU, Oslo.
- EMEP/MSC-W – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe/Meteorological Synthesizing Centre-West (2013b): Source-receptor tables for 2011. Supplementary material to EMEP Status Report 1/2013. NILU, Oslo.
- ERISMAN, J.W. M.; SCHAAP, M. (2004): The need for ammonia abatement with respect to secondary PM reductions in Europe. *Environmental Pollution* 129 (2004) 159–163.
- ETC/ACM – European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (2013a): Sensitivity analysis of ammonia emission reductions on exceedances of PM air quality standards. ETC/ACM Technical Paper 2013/12. Bilthoven.
- ETC/ACM – European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (2013b): López-Aparicio, S., Guerreiro, C., Viana, M., Reche, C., Querol, X.: Contribution of agriculture to Air Quality problems in cities and in rural areas in Europe. ETC/ACM Technical Paper 2013/10. Bilthoven.
- ETH ZÜRICH – Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (2010): "Stickstoff 2020" – Möglichkeiten und Einschränkungen zur Vermeidung landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen in der Schweiz. Untersuchung zuhanden des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW). Zürich.
- IFT – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. (2007): Spindler, G.; Brüggemann, E.; Gnauk, T.; Grüner, A.; Renner, E.; Wolke, R. & Herrmann, H.: Einfluss erhöhter NH₃-Konzentrationen auf die Partikelmassebildung PM₁₀ – Vergleich von NH₃-Messverfahren an drei Standorten mit unterschiedlichen Spurengaskonzentrationen in Niedersachsen und Sachsen (AMMONISAX). Leipzig.
- JANKOWSKI, N.; BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURMESMAEL, P.; SCHMIDL, CH. & PUXBAUM, H. (2007): 3. Zwischenbericht für das Projekt „AQUELLA Linz – Oberösterreich“. Aerosolquellenanalyse für Linz – Oberösterreich. Technische Universität Wien.

- JENKIN, M. (2006): The simulated speciation and distribution of oxidized organic nitrogen in the atmospheric boundary layer. In: Understanding and Quantifying the Atmospheric Nitrogen Cycle , ed. R. Cox, D. Fowler, P. Monks and P. Borrell , pp. 130–136, ACCENT, Keele University, UK.
- JENKIN, M., UTEMBE, S. & JOHNSON, D. (2006): Atmospheric Chemical Processing of Nitrogen Species. In: Understanding and Quantifying the Atmospheric Nitrogen Cycle , ed. R. Cox, D. Fowler, P. Monks and P. Borrell , pp. 49–54, ACCENT, Keele University, UK.
- KAISER, A. & SCHEIFINGER, H. (2003): Analyse der Herkunft von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und PM10 an den Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes mittels Trajektorien. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Bericht der ZAMG, Zl.: 3044/20-U und 4500/02-U.
- KLAGENFURT – Landeshauptstadt Klagenfurt, Abteilung Umwelt (2013): PMinter. Layman's report.
- KRL ÖAW – Kommission für Reinhaltung der Luft, Österreichische Akademie der Wissenschaften (2004): AUPHEP - Austrian Project on Health Effects of Particulates. Endbericht. GZ 14 4440/45-I/4/98. Wien.
- LAMMEL, G.; ENGELHARDT, T.; LEIP, A.; NEUSÜB, C.; RÖHRL, A.; WEHNER, B.; WIEDENSOHLER, A. & WIESER P. (2005): Transformation of Aerosol Chemical Properties due to Transport Over a City. Journal of Atmospheric Chemistry, May 2005, Volume 51, Issue 1, pp 95-117.
- LAVRIC, T. (2001): Dissertation – Zusammensetzung und Quellen von Aerosolen (PM10) im Grenzraum Kärnten – Slowenien – Italien, TU-Wien, Mai 2001.
- LFU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2011): Intensivierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen (Feinstaub - PM₁₀, PM_{2,5}, NH₃, N₂O, CH₄, NMVOC, Keime, Pilze, Endotoxine). Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2007): Einflussgrößen auf die zeitliche und räumliche Struktur der Feinstaubkonzentrationen. Karlsruhe.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008): Ammoniak in der Umwelt. Messprogramme und Messergebnisse 2003-2007. Karlsruhe.
- LUTZ, M. (2014): Air quality management in Berlin: tools, challenges and solutions. Vortrag auf dem ECRAN-TAIEX Workshop "Annual Meeting and Regional Training on Air Quality Assessment and Management", Podgorica, 1.10.2014. http://www.ecranetwork.org/Files/Air_Quality_WG_1st_Module_September_2014.zip
- MAKAR, P. A.; MORAN, M. D.; ZHENG, Q.; COUSINEAU, S.; SASSI, M.; DUHAMEL, A.; BESNER, M.; DAVIGNON, D.; CREVIER, L.-P. AND BOUCHET, V. S. (2009): Modelling the impacts of ammonia emissions reductions on North American air quality. Atmos. Chem. Phys., 9, 7183–7212, 2009.
- McMURRY, P. H. (Hg.); SHEPHERD, M. F. (Hg.) & VICKERY, J. S. (Hg.) (2004): Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.

- MEGARITI, A.G., FOUNTOUKIS, C., CHARALAMPIDIS, P. E., PILINIS, C., and PANDIS, S. N. (2012): Response of fine particulate matter concentrations to changes of emissions and temperature in Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 3423–3443.
- OBERÖSTERREICH (2004): Jahresbericht 2003 des OÖ. Luftmessnetzes, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltprüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Fachbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2005): Jahresbericht 2004 des OÖ. Luftmessnetzes, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltprüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Fachbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2006): Jahresbericht 2005 des OÖ. Luftmessnetzes, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltprüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Fachbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2007): Jahresbericht 2006 des OÖ. Luftmessnetzes, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltprüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Fachbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2008): Jahresbericht 2007 des OÖ. Luftmessnetzes, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, Überwachungsbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2009): Jahresbericht 2008 des OÖ. Luftmessnetzes, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, Überwachungsbereich Umweltüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2010): Jahresbericht 2009 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich, Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Inspektionsbereich Luftgüteüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2011): Jahresbericht 2010 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich, Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Inspektionsbereich Luftgüteüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2012): Jahresbericht 2011 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich, Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Inspektionsbereich Luftgüteüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2013): Jahresbericht 2012 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich, Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Inspektionsbereich Luftgüteüberwachung, Linz.
- OBERÖSTERREICH (2014): Jahresbericht 2013 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich, Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich, Inspektionsbereich Luftgüteüberwachung, Linz.
- PAY, M.T., JIMÉNEZ-GUERRERO. P., BALDASANO, J.M. (2012): Assessing sensitivity regimes of secondary inorganic aerosol formation in Europe with the CALIOPE-EU modeling system. *Atmospheric Environment*, 51, 146-164.
- PBL – Planbureau voor de Leefomgeving (2009): Schaap, M., Manders, A.M.M., Hendriks, E.C.J., Crossen, J.M., Segers, A.J.S., Denier van der Gon, H.A.C., Jozwicka, M., Sauter, F., Velders, G., Matthijsen, J., Builtjes, P.J.H.: Regional modelling of particulate matter for the Netherlands. PBL Report 500099008.

- PBL – Planbureau voor de Leefomgeving (2010): Weijers, E.P., Sahan, E., ten Brink, H.M., Schaap, M., Matthijsen, J., Otjes, R.P., van Arkel, F.: Contribution of secondary inorganic aerosols to PM₁₀ and PM_{2.5} in the Netherlands; measurement and modelling results. PBL Report nr. 500099006.
- PUXBAUM, H. (2004): 2. Zwischenbericht 2004 über das Projekt „AQUELLA – Aerosolanalyse für Wien; Methodenentwicklung – Quellprofile – Aerosolmissionsanalyse - Aerosolbilanzmodell“, MA22 – 3869/03. Technische Universität Wien.
- RECHE, C.; VIANA, M.; PANDOLFI, M.; ALASTUEY, A.; MORENO, T.; AMATO, F.; RIPOLL, A.. & QUEROL, X. (2012): Urban NH₃ levels and sources in a Mediterranean environment. *Atmospheric Environment* 57, 153–164.
- RENNER, E. & WOLKE, R. (2010): Modelling the formation and atmospheric transport of secondary inorganic aerosols with special attention to regions with high ammonia emissions. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 1904-1912.
- SCHAAP, M. (2003): On the importance of aerosol nitrate over Europe. Data analysis and modelling. Thesis, Universität von Utrecht, Dezember, 2003, Utrecht, Niederlande.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, New York.
- SUTTON, M. (Hg.) (2011): *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- TROPOS – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (2006): Uhrner, U.: Abschätzung einer möglichen Bildung sekundärer Aerosole in der Straßenschlucht mittels Modellierung. Leipzig.
- TU-GRAZ – Technische Universität Graz (2014a): Uhrner, U.; Lackner, B. C.; Reifeltshammer, R.; Steiner, M.; Forkel, R. & Sturm, P. J.: Inter-Regional Air Quality Assessment. Bridging the Gap between Regional and Kerbside PM Pollution. Results of the PMinter Project. Reports of the Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Graz University of Technology, Vol. 98. Verlag der Technischen Universität Graz.
- TU-GRAZ – Technische Universität Graz (2014b): Lackner, B. C.; Reifeltshammer, R.: Sekundäraerosolbildung in Luftgütesanierungsgebieten. Einfluss von NH₃ aus landwirtschaftlichen und sonstigen Quellen auf PM₁₀ Immissionen in der Steiermark. Untersuchung zur Abgrenzung von Luftgütesanierungsgebieten. Entwurf Bericht Nr. I-17/14/RR V&U I-14/01/630 V1.0 vom 10.10.2014.
- UHRNER, U.; REIFELTSHAMMER, R.; STEINER, M.; LACKNER, B.; STURM, J.P. & FORKEL, R. (2014): PM Air Quality Assessment in PMinter - Bridging the Gaps - a new integral Approach.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Schneider, J. & Lorbeer, G.: Inhaltsstoffe von PM₁₀ und PM_{2.5} an zwei Messstationen. Berichte, Bd. BE-0208. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Nagl, C.; Schneider, J.; Spangl, W.; Fröhlich, M.; Baumann, R.; Lorbeer, G.; Trimbacher, C.; Placer, K.; Ortner, R.; Kurzweil, A.; Lichtblau, G.; Szednyj, I.; Böhmer, S.; Pölz, W.; Wiesenberger, H.; Winter, B. & Zethner, G.: Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM₁₀-Belastung. Bericht im Auftrag des BMLFUW. Berichte, Bd. BE-0277. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2009): Spangl, W.; Kaiser, A.; Nagl, C. & Moosmann, L.:
Herkunftsanalyse von PM₁₀ und seinen Inhaltsstoffen 1999–2007. Ferntransport
nach Österreich und regionale Beiträge. Reports, Bd. REP-0156.
Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2012): Spangl, W.; Nagl, C. & Moosmann, L.: Jahresbericht Hinter-
grundmessnetz Umweltbundesamt 2011. Reports, Bd. REP-0382. Umweltbun-
desamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2013): Spangl, W. & Nagl, C.: Luftgütemessungen und
meteorologische Messungen. Jahresbericht Hintergrundmessnetz
Umweltbundesamt 2012. Reports, Bd. REP-0422. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2014a): Spangl, W. & Nagl, C.: Luftgütemessungen und
meteorologische Messungen. Jahresbericht Hintergrundmessnetz
Umweltbundesamt 2013. Reports, Bd. REP-0470. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2014b): Pazdernik, K.; Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Jobstmann,
H.; Moosmann, L.; Poupa, S.; Schieder, W.; Schmid, C.; Stranner, G.; Tista, M. &
Zechmeister, A.: Emissionstrends 1990–2012. Ein Überblick über die
österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen. Datenstand 2013. Reports,
Bd. REP-0489. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2014c): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Ibesich, N.; Pazdernik, K.;
Poupa, S.; Schieder, W. & Zechmeister, A.: Bundesländer Luftschadstoff-Inventur
1990–2012. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von
EU-Berichtspflichten (Datenstand 2014). Ein Kooperationsprojekt der
Bundesländer mit dem Umweltbundesamt. In Druck. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2014d): Spangl, W.: Luftgütemessstellen in Österreich. Stand März
2014. Reports, Bd. REP-0454. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2013a): Stein, R.: PM₁₀-Ursachenanalyse auf der Basis
hypothetischer Emissionsszenarien. Teilbericht zum F&E-Vorhaben „Strategien
zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“. Texte 60/2013.
Umweltbundesamt, Dessau.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2013b): Thiruchittampalam, B.; Köble, R.; Theloke, J.;
Kugler, U.; Uzbasich, M. & Kampffmeyer, T.: Berechnung von räumlich
hochaufgelösten Emissionen für Deutschland. Teilbericht zum F&E-Vorhaben
„Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“. Texte
51/2013. Umweltbundesamt, Dessau.
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2004): Air Quality Criteria for
Particulate Matter. Volume I of II. EPA/600/P-99/002aF. National Center for
Environmental Assessment. Research Triangle Park, NC.
- VOGT, E.; HELD, A. & KLEMM, O. (2005): Sources and concentrations of gaseous and
particulate reduced nitrogen in the city of Münster (Germany). Atmospheric
Environment 39, 7393-7402.

Rechtsnormen und Leitlinie

Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L; BGBl. I 34/2003): Bundesgesetz, mit dem ein Bundesgesetz über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe erlassen sowie das Ozongesetz und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert werden.

Emissionshöchstmengenrichtlinie (NEC-RL; RL 2001/81/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. ABI. Nr. L 309/22.

Immissionsschutzgesetz-Luft (IG L; BGBl. I 115/1997 i. d. g. F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.

Luftqualitätsrichtlinie (RL 2008/50/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. ABI. Nr. L 152/1.

ANHANG 1: ÜBERBLICK CHEMISCHE ANALYSEN PM

Eine Lagebeschreibung der Messstellen findet man im Bericht „Luftgütemessstellen in Österreich“ (UMWELTBUNDESAMT 2014d).

Tabelle 3: Messstellen und Zeiträume von chemischen Analysen der PM-Hauptkomponenten sowie deren Konzentration, $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
Anthering	2004	PM ₁₀	2,7	2,0	1,3	17,4	35 %	BAUER ET AL. 2007b (AQUELLA)
Arnoldstein	März 1999 – Feb. 2000	PM ₁₀	1,8	4,1	1,8	22,3	35 %	UMWELTBUNDESAMT 2005
Bockberg	2004	PM ₁₀	2,9	3,1	1,7	24,0	32 %	BAUER ET AL. 2007a (AQUELLA)
	2004		4,1	3,5	1,8	29,7	32 %	OBERÖSTERREICH 2005
	2005		3,8	3,9	1,7	28,3	33 %	OBERÖSTERREICH 2006
	2006		3,5	3,0	1,2	24,4	32 %	OBERÖSTERREICH 2007
	2007		3,6	2,8	1,9	23,8	35 %	OBERÖSTERREICH 2008
	2008		4,1	3,1	1,2	25,0	34 %	OBERÖSTERREICH 2009
Enns Kristein	2009	PM ₁₀	4,9	3,2	1,6	21,0	46 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		4,0	3,0	1,3	26,6	31 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		4,6	2,9	1,8	24,5	38 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		4,4	2,5	1,8	25,9	34 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		3,5	3,0	1,2	24,4	32 %	OBERÖSTERREICH 2014

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
Enzenkirchen	April 2005 - Jän. 2006	PM ₁₀	4,0	3,2	2,1	23,2	40 %	JANKOWSKI ET AL. 2007 (AQUELLA)
Graz Don Bosco	2004	PM ₁₀	3,4	3,7	1,7	43,3	20 %	BAUER ET AL. 2007a (AQUELLA)
Graz Süd	Okt. 2000-Sept. 2001	PM ₁₀	2,3	4,2	1,8	32,9	25 %	KRL ÖAW 2004 (AUPHEP)
	2004		3,0	3,7	1,8	45,8	18 %	BAUER ET AL. 2007a (AQUELLA)
Hartberg	April 2007 – April 2008	PM ₁₀	4,8	5,3	3,4	54,3	25 %	BAUER ET AL. 2007a (AQUELLA)
Heiligenkreuz a.d.L.	April 2007 – April 2008	PM ₁₀	2,6	2,4	1,4	23,1	28 %	BAUER ET AL. 2009 (AQUELLA)
Illmitz	Okt. 1999 – Okt. 2000	PM ₁₀	2,7	4,3	2,0	24,2	37 %	UMWELTBUNDESAMT 2002
	Okt. 1999 – Okt. 2000		2,2	4	2	19,6	42 %	
	2011	PM _{2,5}	2,4	3,5	1,5	19,3	38 %	UMWELTBUNDESAMT 2012
	2012		2,3	2,5	1,3	14,4	42 %	UMWELTBUNDESAMT 2013
	2013		1,9	1,4	1,4	16,3	29 %	UMWELTBUNDESAMT 2014a
Kittsee	April 2007 – April 2008	PM ₁₀	3,9	2,9	2,0	25,6	34 %	BAUER ET AL. 2009 (AQUELLA)
Klagenfurt Koschatstr.	Okt. 2004 – Juli 2005 ¹⁾	PM ₁₀	2,8	3,5	1,6	26,9	29 %	BAUER ET AL. 2006b (AQUELLA)
Klagenfurt Völkermarkterstr.	Okt. 2004 – Juli 2005 ¹⁾	PM ₁₀	3,6	3,7	1,6	46,9	19 %	BAUER ET AL. 2006b (AQUELLA)
Linz Neue Welt	2003	PM ₁₀	5,3	5,2	2,4	37,4	34 %	OBERÖSTERREICH 2004
	2004		3,9	3,5	1,6	31,5	29 %	OBERÖSTERREICH 2005

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
	April 2005 - Jän. 2006	PM _{2,5}	3,8	4,3	2,4	35,3	30 %	JANKOWSKI ET AL. 2007 (AQUELLA)
	2005		3,4	3,5	1,5	24	35 %	OBERÖSTERREICH 2006
	2006		3,1	3,2	1,9	24,9	33 %	OBERÖSTERREICH 2007
	2007		3,7	3,4	1,2	28,4	29 %	OBERÖSTERREICH 2008
	2008		3,6	3,1	1,9	27,8	31 %	OBERÖSTERREICH 2009
	2009	PM ₁₀	4,0	3,3	1,2	27,0	31 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		6,9	4,3	2,1	29,1	46 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		3,9	3,1	1,2	29,0	28 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		4,4	3,2	1,6	26,1	35 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		5,1	3,0	1,8	25,7	39 %	OBERÖSTERREICH 2014
Linz ORF-Zentrum	Okt. 2000 - Sept. 2001	PM ₁₀	3,7	5,0	2,5	32,9	34 %	KRL ÖAW 2004 (AUPHEP)
Linz Römerberg	April 2005 - Jän. 2006	PM ₁₀	4,3	4,8	2,8	43,0	28 %	JANKOWSKI ET AL. 2007 (AQUELLA)
	2007		3,7	3,7	1,3	32,6	27 %	OBERÖSTERREICH 2008
	2008		3,6	3,5	2,0	31,5	29 %	OBERÖSTERREICH 2009
	2009		3,9	3,6	1,2	29,0	30 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		5,9	4,0	1,9	30,4	39 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		4,1	3,5	1,8	31,8	30 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		3,9	2,8	1,5	28,1	29 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		4,8	3,5	2,1	29,0	36 %	OBERÖSTERREICH 2014

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
Linz Stadtpark	2009	PM _{2,5}	3,2	3,0	1,1	17,0	43 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		5,7	4,3	1,8	25,1	47 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011	PM ₁₀	4,0	3,5	1,0	25,3	34 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		4,3	2,5	1,5	22,5	37 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		3,8	3,5	1,9	23,0	40 %	OBERÖSTERREICH 2014
Mistelbach	Jän. – Juni 2005	PM ₁₀	3,3	4,0	2,3	26,1	37 %	BAUER ET AL. 2008 (AQUELLA)
Salzburg Lehen	2004	PM ₁₀	2,8	2,2	1,5	21,2	31 %	BAUER ET AL. 2007b (AQUELLA)
Salzburg Rudolfspl.	2004	PM ₁₀	2,8	2,4	1,3	31,8	20 %	BAUER ET AL. 2007b (AQUELLA)
St. Pölten Europa- platz	1. Halbjahr 2005	PM ₁₀	3,7	3,6	2,3	28,3	34 %	BAUER ET AL. 2008 (AQUELLA)
Steyr	2005	PM ₁₀	3,3	3,1	1,5	21,9	36 %	OBERÖSTERREICH 2006
	2006		3,3	3,0	1,7	23,8	34 %	OBERÖSTERREICH 2007
	2007		3,1	2,6	1,0	19,7	34 %	OBERÖSTERREICH 2008
	2008		3,0	2,5	1,6	18,5	38 %	OBERÖSTERREICH 2009
	2009		3,3	2,7	1,1	19,0	37 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		4,8	3,3	1,5	21,8	44 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		3,8	2,8	0,8	21,0	35 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		3,7	2,2	1,5	19,1	39 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		3,7	2,6	1,7	19,6	41 %	OBERÖSTERREICH 2014

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
Steyregg Au	2008	PM ₁₀	3,7	3,1	1,9	23,7	37 %	OBERÖSTERREICH 2009
	2009		3,7	3,4	1,2	24,0	35 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		5,3	4,1	1,8	26,3	43 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		3,8	3,4	0,9	25,0	32 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		4,3	3,4	1,8	21,5	44 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		4,0	3,0	1,9	26,1	34 %	OBERÖSTERREICH 2014
Steyregg Weih	2003	PM ₁₀	5,2	5,3	2,7	31,9	41 %	OBERÖSTERREICH 2004
	2004		4,9	4,1	2	26,3	42 %	OBERÖSTERREICH 2005
	April 2005 - Jän. 2006		4,0	4,3	2,6	29,9	36 %	JANKOWSKI ET AL. 2007 (AQUELLA)
	2007		4,1	3,5	1,4	25,2	36 %	OBERÖSTERREICH 2008
Stixneusiedl	Jän. – Juni 2005	PM ₁₀	3,1	4,2	2,3	26,3	37 %	BAUER ET AL. 2008 (AQUELLA)
Streithofen	Okt. 1999 - Sept. 2000	PM ₁₀	4,1	3,9	2,6	23,7	45 %	KRL ÖAW 2004 (AUPHEP)
Unterloibach (Bleiburg)	März 1999 – Feb. 2000	PM ₁₀	1,7	3,6	2,0	20,3	36 %	UMWELTBUNDESAMT 2005
	2003		4,6	5,9	2,2	33,0	38 %	OBERÖSTERREICH 2004
Wels	2004	PM ₁₀	4,2	3,3	1,7	28,1	33 %	OBERÖSTERREICH 2005
	2005		4,2	3,6	1,8	27,4	35 %	OBERÖSTERREICH 2006
	2006		3,9	3,2	1,9	29,2	31 %	OBERÖSTERREICH 2007
	2007		3,6	2,9	1,2	24,5	31 %	OBERÖSTERREICH 2008
	2008		3,6	2,7	1,9	23,9	34 %	OBERÖSTERREICH 2009

Messstelle	Zeitraum	PM-Fraktion	Nitrat	Sulfat	Ammonium	PM gesamt	SAA Anteil	Referenz
	2009		4,1	3,0	1,1	24,0	34 %	OBERÖSTERREICH 2010
	2010		7,4	4,4	1,9	26,2	52 %	OBERÖSTERREICH 2011
	2011		4,0	2,8	1,2	25,4	31 %	OBERÖSTERREICH 2012
	2012		4,5	2,8	1,9	22,3	41 %	OBERÖSTERREICH 2013
	2013		4,3	2,6	1,8	22,8	38 %	OBERÖSTERREICH 2014
Wien Kendlerstraße	2004	PM ₁₀	3,0	3,3	1,9	27,8	29 %	BAUER ET AL. 2006a (AQUELLA)
Wien Liesing	Nov. 2001 – Okt. 2002	PM ₁₀	5,3	6,2	3,3	49,7	30 %	PUXBAUM 2004
Wien Lobau	2004	PM ₁₀	2,3	3,3	1,6	20,3	35 %	BAUER ET AL. 2006a (AQUELLA)
Wien Rinnböckstraße/A23	2004	PM ₁₀	3,5	3,8	2,0	32,6	29 %	BAUER ET AL. 2006a (AQUELLA)
Wien Schafbergbad	Nov. 2001 – Okt. 2002	PM ₁₀	5,0	6,2	3,5	35,7	41 %	PUXBAUM 2004
Wien Spittelauer Lände	Okt. 1999-Okt. 2000	PM ₁₀	4,4	5,0	1,9	53,4	21 %	UMWELTBUNDESAMT 2002
Wien Währinger Gürtel	Okt. 1999-Sept. 2000	PM ₁₀	4,1	4,6	2,5	30,4	37 %	KRL ÖAW 2004 (AUPHEP)

¹⁾ Mit Unterbrechungen

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

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

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

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at