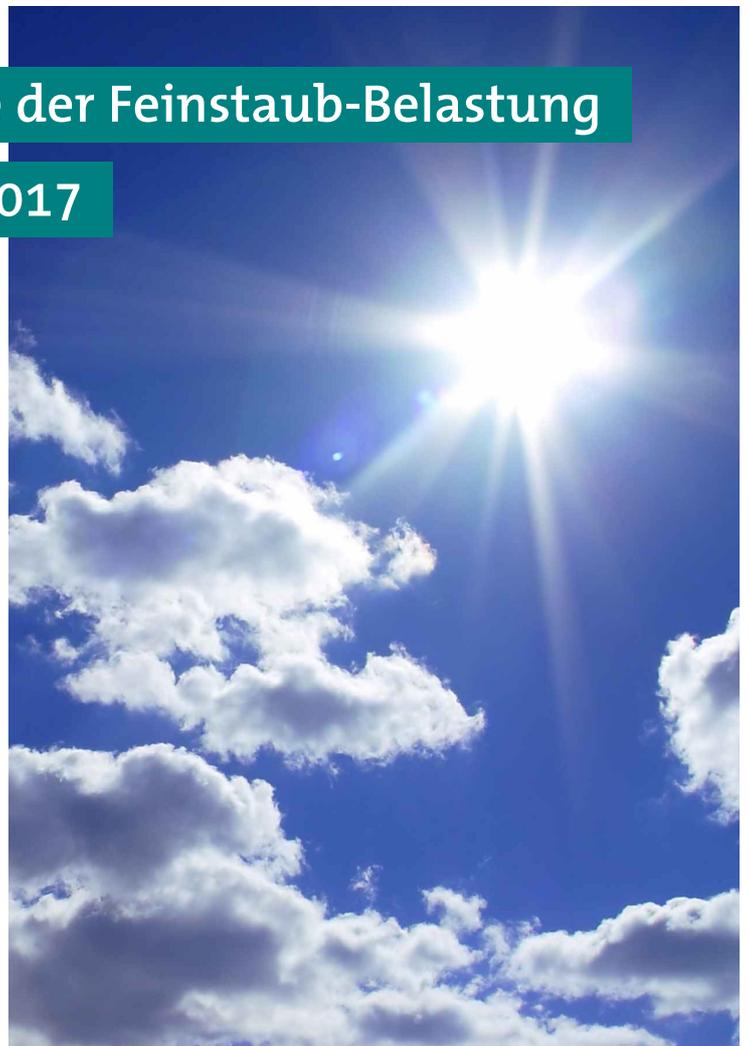


Analyse der Feinstaub-Belastung

2009–2017



ANALYSE DER FEINSTAUB-BELASTUNG 2009–2017

Im Auftrag der Plattform Saubere Luft

Iris Buxbaum
Christian Nagl
Wolfgang Spangl
Wolfgang Schieder
Michael Anderl
Simone Haider
Katja Pazdernik

REPORT
REP-0646

Wien 2018

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Iris Buxbaum
Christian Nagl
Wolfgang Spangl
Wolfgang Schieder
Michael Anderl
Simone Haider
Katja Pazdernik

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elisabeth Riss

Umschlagfoto

© Leonid Nyshko – Fotolia.com

Diese Publikation wurde im Auftrag der Plattform Saubere Luft 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, 2018

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-464-3

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG	7
1.1 Einflussfaktoren der PM ₁₀ -Belastung	8
1.2 Aufbau der Studie	8
2 ANALYSE DER EMISSIONEN	10
2.1 Emissionen von Feinstaub (PM ₁₀ und PM _{2,5})	10
2.1.1 Emissionen von PM ₁₀	11
2.1.2 Emissionen von PM _{2,5}	13
2.2 Entwicklung und Einflussfaktoren auf regionaler Ebene	14
2.2.1 Datenbasis und Methodik	14
2.2.2 Entwicklung der Emissionen auf regionaler Ebene	14
2.3 Einfluss tiefer Temperaturen auf die Emissionen der Raumwärmebereitstellung 2016/2017	16
2.4 Entwicklung der Emissionen und Einflussfaktoren in für die Feinstaub-Belastung relevanten Ländern in Europa	17
2.4.1 PM _{2,5} , SO ₂ , NH ₃ und NO _x in Herkunftsregionen	17
2.4.2 Gewichtete Emissionen von Vorläufern von Sekundärpartikeln	18
3 FEINSTAUB-BELASTUNG UND ANALYSE VON INHALTSSTOFFEN	21
3.1 Datengrundlagen	21
3.2 Die PM ₁₀ -Belastung im Jänner und Februar 2017	24
3.2.1 Meteorologie	24
3.2.2 Verlauf der PM ₁₀ -Tagesmittelwerte	25
3.3 Trend der PM ₁₀ - und PM _{2,5} -Belastung	27
3.3.1 PM ₁₀ -Jahresmittelwerte	27
3.3.2 PM _{2,5} -Jahresmittelwerte	31
3.3.3 Wintermittelwerte 2009/2010 bis 2016/2017	32
3.3.4 Regionale, städtische und lokale Beiträge	32
3.3.5 Europa	35
3.4 Trend der Feinstaub-Inhaltsstoffe	38
3.4.1 Österreich	38
3.4.2 EMEP-Region	42
3.5 Resümee Feinstaub-Belastung und deren Trend	44
4 METEOROLOGISCHE EINFLUSSFAKTOREN UND DEREN TREND	45
4.1 Meteorologische Einflussfaktoren	45
4.1.1 Allgemeines	45
4.1.2 Jahreszeitliche Unterschiede	46
4.1.3 Temperatur	47

4.1.4	Windgeschwindigkeit	48
4.1.5	Ausbreitungsklassen (AKL)	49
4.1.6	Luftmassenherkunft	51
4.2	Trendanalyse meteorologischer Einflussfaktoren	54
4.2.1	Temperatur	54
4.2.2	Windgeschwindigkeit	56
4.2.3	Ausbreitungsklassen (AKL)	56
4.2.4	Luftmassenherkunft	56
4.3	Trendanalyse abhängig von der Luftmassenherkunft	57
4.3.1	PM ₁₀ -Konzentration	57
4.3.2	Temperatur und Windgeschwindigkeit	62
4.4	Analyse der Einflussfaktoren auf europäischer Ebene	62
4.5	Resümee meteorologische Einflussfaktoren	63
5	EINFLUSS DIVERSER MAßNAHMEN	64
5.1	Maßnahmen der Bundesländer im Raumwärmebereich	64
5.2	Maßnahmen der Luftreinhalteprogramme	67
5.2.1	Burgenland	68
5.2.2	Kärnten	68
5.2.3	Niederösterreich	69
5.2.4	Oberösterreich	69
5.2.5	Salzburg	69
5.2.6	Steiermark	69
5.2.7	Tirol	70
5.2.8	Wien	70
6	ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN	71
6.1	Emissionen bis 2020 und 2030 in den Herkunftsländern	71
6.2	Prognosen für zukünftige Feinstaub-Belastung in Österreich	72
6.3	Einfluss der Klimaschutz-Vereinbarung	74
7	RESÜMEE	75
8	LITERATURVERZEICHNIS	79
ANHANG A: HERKUNFTSANALYSE		85
	Methodenbeschreibung Rückwärtstrajektorien	85
	Räumliche Herkunftszuordnung auf der regionalen und überregionalen Skala	85

ZUSAMMENFASSUNG

Bei Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) hat die Belastung in Österreich an den meisten Messstellen nach 2011 deutlich abgenommen, allerdings traten im Jänner und Februar 2017 in einigen Regionen Österreichs vergleichsweise hohe Belastungen auf.¹ Die vorliegende Studie analysiert die Einflussfaktoren dieser Entwicklung.

Folgende Faktoren bestimmen im Allgemeinen die Feinstaub-Belastung:

- Emissionen von Feinstaub auf lokaler und regionaler Ebene sowie in Nachbarländern,
- Emissionen von PM-Vorläufersubstanzen (Schwefeldioxid, SO₂; Stickstoffoxide, NO_x und Ammoniak, NH₃),
- Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe (d. h. die Meteorologie),
- Transport belasteter Luft nach Österreich.

Einflussfaktoren auf PM-Belastung

Die PM₁₀-Emissionen (ohne Kraftstoffexport) nahmen in Österreich von 2000 bis 2014 um 19 % auf rund 31.000 Tonnen ab, bei PM_{2,5} um 28 % auf rund 16.200 Tonnen. Im Sektor Verkehr kam es durch Verbesserungen der Antriebs- und Abgasnachbehandlungstechnologien zu den größten Reduktionen von PM₁₀ (– 37 %).

PM-Emissionen

Den größten Anteil an den gesamtösterreichischen PM₁₀-Emissionen hat das Bundesland Niederösterreich mit 26 %, gefolgt von Oberösterreich (22 %) und der Steiermark (17 %). Ein gleiches Bild ergibt sich auch für PM_{2,5}.

Auch in den für Feinstaub-Ferntransport nach Österreich relevanten Ländern haben die PM_{2,5}-Emissionen von 2000 bis 2015 um 19 %, die NO_x-Emissionen um 31 % und die SO₂-Emissionen um 58 % abgenommen. Die NH₃-Emissionen nahmen um 2 % zu.

Emissionen in Herkunftsländern

Die PM₁₀-Belastung zeigt in Österreich sowohl bei den Jahresmittelwerten an den am höchsten belasteten Messstellen als auch bei den regional gemittelten Jahresmittelwerten generell einen abnehmenden Trend, dem starke Variationen von Jahr zu Jahr überlagert sind. Im Mittel nahm die Belastung in den Jahren 2014–2016 gegenüber 2003–2005 um 34 % ab.

Die PM-Konzentration zeigt an fast allen Messstellen einen Jahrgang mit erhöhten Konzentrationen im Winter. Die Auswertung der Trends von Winter- und Sommerhalbjahresmittelwerten zeigt, dass sich die Sommermittelwerte zwischen 2010 und 2016 kaum veränderten und der in diesem Zeitraum beobachtete Trend ganz überwiegend die Wintermittelwerte betrifft. Auch hat der Beitrag von grenzüberschreitendem PM₁₀-Transport in Nordostösterreich stark abgenommen.

PM-Konzentrationen

Ein Vergleich der Entwicklung der PM₁₀- mit der PM_{2,5}-Belastung zeigt, dass der Rückgang vor allem durch PM_{2,5} bestimmt war; die „Grobfraktion“ (d. h. PM₁₀–PM_{2,5}) sich jedoch kaum verändert hat.

¹ siehe Jahresberichte der Luftgütemessungen in Österreich sowie die Überschreitungsstatistik (<http://www.umweltbundesamt.at/jahresberichte/>, <http://www.umweltbundesamt.at/ueberschreitungen/>)

PM-Inhaltsstoffe Mehrjährige Analysen von PM-Inhaltsstoffen liegen aus Illmitz (Burgenland), Oberösterreich und Salzburg vor. In Illmitz zeigt sich eine geringfügige Reduktion der Konzentration von sekundären anorganischen Partikeln und von elementarem Kohlenstoff (EC) in PM_{2,5}. In Oberösterreich, wo PM₁₀-Ionenanalysen vorliegen, weist nur Sulfat einen statistisch signifikanten Rückgang auf. Dagegen zeigen die EC-Analysen in PM₁₀ und PM_{2,5} in Salzburg eine sehr deutliche Reduktion, die den Gutteil des Rückgangs der PM-Jahresmittelwerte erklärt. Die Verringerung ist v. a. auf die Einführung von Dieselpartikelfiltern zurückzuführen.

Informationen über die Wirkung von Maßnahmen auf die Emissionen von PM oder die PM₁₀-Belastung liegen nur vereinzelt vor; Aussagen zu dem Einfluss von anderen Einzelmaßnahmen können nicht getroffen werden.

Episode(n) Winter 2016/2017 Die vergleichsweise hohe Belastung im Winter 2016/2017 steht mit niedrigen Temperaturen sowie mit dem häufigen Auftreten von Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und mit Ferntransport von Osten (v. a. Ungarn, Serbien) in Zusammenhang. Gerade bei diesen Wetterlagen lag die Konzentration deutlich über dem Durchschnitt der letzten Jahre.

Resümee Die Studie kommt zu dem Schluss, dass kein Faktor alleine (wie z. B. Meteorologie, Emissionen, Ferntransport) hauptverantwortlich für den Rückgang der Belastung ist. Ein wesentlicher Faktor für die Höhe bzw. Variabilität der PM₁₀-Belastung im Winter ist aber die Luftmassenherkunft. Eine niedrige PM₁₀-Belastung ist im außeralpinen Raum klar mit Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas verbunden. Bei Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport von Osten zeigt sich ein klarer Anstieg mit sinkenden Temperaturen; Ferntransport von Nordosten und von Süden weist nur eine geringe Abhängigkeit von der Temperatur auf.

Ausblick Für die Zukunft kann erwartet werden, dass die PM-Abgasemissionen des Verkehrs und des Offroad-Verkehrs weiter zurückgehen werden, was sich v. a. bei PM_{2,5} und EC auswirkt. Allerdings zeigen die Nicht-Abgasemissionen des Verkehrs, die v. a. die Grobfraktion betreffen, einen kontinuierlichen Anstieg, der an die Verkehrsleistung gekoppelt ist. Bei PM₁₀ sind diese Emissionen seit 2009 höher als die Abgasemissionen des Verkehrs, bei PM_{2,5} dürfte das nach 2016 der Fall sein. Auch bei Biomasse-Heizungen werden durch Verbesserung der Verbrennungstechnologie, Kesseltausch und den vermehrten Einsatz von Holz-Pellets die PM-Emissionen deutlich sinken. Ebenso sind die Emissionen von Feinstaub und den Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel in den Herkunftsregionen für Ferntransport rückläufig und dürften auch weiterhin abnehmen.

Empfehlungen Zum Verständnis der Gründe für die Entwicklung der Feinstaubbelastung haben sich Inhaltsstoffanalysen als wichtiges Instrument herausgestellt. Daher lässt sich die Empfehlung ableiten, dass die Analysen von PM-Inhaltsstoffen in Illmitz, Oberösterreich und Salzburg unbedingt fortgeführt werden sollten. Punktuell durchgeführte Analysen in anderen Bundesländern sollten in regelmäßigen Intervallen fortgeführt werden.

Zur Abbildung der Wirkung von Maßnahmen v. a. im Kleinverbrauch und bei diffusen Emissionen wäre eine Verbesserung der Datenlage notwendig.

1 EINLEITUNG

Staub ist ein komplexes, heterogenes Gemisch aus festen bzw. flüssigen Teilchen, die sich hinsichtlich ihrer Größe, Form, Farbe, chemischen Zusammensetzung, physikalischen Eigenschaften und ihrer Herkunft bzw. Entstehung unterscheiden.

Üblicherweise wird die Staubbelastung anhand der Masse verschiedener Größenfraktionen beschrieben (ÖNORM EN 12341:2014).

- **PM₁₀**: Schwebstaub in der Luft, der einen gröÙenselektiven Lufteinlass passiert, der bei einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
- **PM_{2,5}**: Schwebstaub in der Luft, der einen gröÙenselektiven Lufteinlass passiert, der bei einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
- **PM_{10-2,5}**: Differenz zwischen PM₁₀ und PM_{2,5}. Im Englischen als „coarse particles“ (grobe Partikel) bezeichnet.

**Definition nach
Größe der Partikel**

Im deutschen Sprachgebrauch hat sich die Bezeichnung „Feinstaub“ für PM₁₀ eingebürgert. Dies ist aber kein festgelegter Begriff; mitunter wird PM_{2,5} auch als „Feinstaub“ bezeichnet. In dieser Studie umfasst der Begriff Feinstaub PM₁₀ und PM_{2,5}.

Grundsätzlich kann zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre abgegeben, letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen. Relevante Vorläufersubstanzen für sekundäre anorganische Partikel sind Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide, aus denen Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat entstehen. Hauptverursacher der Emissionen sind die Industrie, der Kleinverbrauch, der Verkehr und die Landwirtschaft.

**primäre und
sekundäre Partikel**

Bei PM₁₀ und PM_{2,5} hat die Belastung in Österreich an den meisten Messstellen nach 2011 deutlich abgenommen, allerdings traten im Jänner und Februar 2017 in einigen Regionen in Österreich mehrere Episoden mit deutlich erhöhter Belastung und zahlreichen Überschreitungen des Grenzwertes für den Tagesmittelwert von PM₁₀ auf.² Aufgabe der Studie ist es, die Einflussfaktoren auf diese Entwicklung zu analysieren. Dazu werden in den folgenden Kapiteln mögliche Einflussfaktoren generell diskutiert.

Von besonderem Interesse ist dabei die Frage, ob die Reduktion vorwiegend durch eine günstigere Meteorologie bedingt war, oder ob nationale und/oder internationale Emissionsreduktionen von Feinstaub und Vorläufersubstanzen dafür hauptverantwortlich waren. Bei der Analyse der Episoden im Jänner und Februar 2017 sind die Fragen von Interesse, ob die erhöhte Belastung durch Quellen im Inland bedingt war oder durch Ferntransport. Auch war die Frage zu klären, wie außergewöhnlich die meteorologischen Bedingungen während dieser Episoden waren, damit abgeschätzt werden kann, wie häufig solche zu erwarten sind.

**mögliche
Einflussfaktoren**

² siehe Jahresberichte der Luftgütemessungen in Österreich sowie die Überschreitungsstatistik (<http://www.umweltbundesamt.at/jahresberichte/>, <http://www.umweltbundesamt.at/ueberschreitungen/>)

1.1 Einflussfaktoren der Feinstaub-Belastung

Die $PM_{2,5}$ - und PM_{10} -Belastung nimmt in Österreich langfristig tendenziell ab, der Verlauf folgt allerdings nicht unmittelbar dem Rückgang der primären Feinstaub-Emissionen.

relevante Einflussfaktoren

Folgende Faktoren bestimmen im Allgemeinen die Feinstaub-Belastung:

- Primäre PM-Emissionen (lokal, regional, Nachbarländer),
- Emissionen von PM-Vorläufersubstanzen und Bildung sekundärer Partikel in Österreich und in Herkunftsregionen von sekundären Partikeln,
- Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe,
- Transport belasteter Luft – und damit sowohl primärer wie sekundärer Partikel – über unterschiedliche Distanzen nach Österreich.

Ferntransport

PM_{10} und v. a. der Feinanteil ($PM_{2,5}$) können aufgrund der atmosphärischen Lebensdauer von mehreren Tagen über Distanzen von mehreren 100 km verfrachtet werden. Daher wird die Feinstaub-Belastung an einem bestimmten Ort einerseits von den Emissionen und andererseits von der Bildung sekundärer Partikel in einem u. U. sehr weiten Umkreis bestimmt. Welche Herkunftsregionen in welchem Ausmaß zur Feinstaub-Belastung durch primäre wie sekundäre Partikel beitragen, hängt von der jeweiligen topografischen Situation und den meteorologischen Bedingungen ab.

Zusammenspiel verschiedener Einflussfaktoren

Der räumlich teilweise recht unterschiedliche Verlauf der PM-Jahresmittelwerte in Österreich spiegelt somit das Zusammenwirken der Entwicklung der PM-Emissionen in unterschiedlichen Gebieten, der Ausbreitungsbedingungen und des Ausmaßes von Ferntransport aus bestimmten Regionen wider. Neben der Entwicklung der PM-Emissionen und der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel spielen die von Jahr zu Jahr variierenden meteorologischen Verhältnisse eine wesentliche Rolle (und dies nicht nur in Österreich). Diese beeinflussen einerseits die Ausbreitungsbedingungen und den Ferntransport, andererseits aber auch den Raumwärmebedarf und damit die Emissionen aus dem Sektor Raumwärme.

1.2 Aufbau der Studie

Die Studie ist wie folgt aufgebaut:

In Kapitel 2 werden die Entwicklung der Emissionen und die wesentlichen Gründe dafür analysiert. Ebenso wird untersucht, welchen Einfluss die tiefen Temperaturen im Jänner 2017 auf die Emissionen von Feinstaub im Raumwärmebereich gehabt haben.

In Kapitel 3 werden der Trend der PM-Belastung, der Inhaltsstoffe von Feinstaub sowie die PM_{10} -Belastung im Jänner und Februar 2017 diskutiert.

Kapitel 4 analysiert verschiedene meteorologische Einflussfaktoren und deren Trend.

Im Kapitel 5 werden der Einfluss von Maßnahmen im Raumwärmebereich auf die Entwicklung der PM-Emissionen analysiert sowie der Einfluss von Maßnahmen generell dargestellt und erläutert.

Kapitel 6 diskutiert mögliche zukünftige Entwicklungen der Belastung.

Ein Resümee aufbauend auf Kapitel 2 bis 6 wird in Kapitel 7 gezogen.

2 ANALYSE DER EMISSIONEN

In diesem Kapitel werden die Emissionstrends für PM₁₀ und PM_{2,5} (siehe Kapitel 2.1), in den einzelnen Bundesländern (siehe Kapitel 2.2) sowie in ausgewählten Ländern in Europa (siehe Kapitel 2.4), die für Ferntransport nach Österreich von Relevanz sind, untersucht. Dargestellt werden auch die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Emissionen.

Zu beachten ist, dass die primären PM-Emissionen gemäß einer (nationalen) Emissionsinventur nur einen Teil der PM-Immissionsbelastung erklären können, da sekundär gebildete Partikel und natürliche Quellen ebenfalls dazu beitragen. Die Emissionen der Vorläufersubstanzen finden sich z. T. in der Inventur; natürliche Quellen werden nicht berücksichtigt.³

Daten aus OLI

Gemäß Umweltkontrollgesetz § 6 (2) Z.15 wird vom Umweltbundesamt jährlich die Österreichische Luftschadstoff-Inventur (OLI) erstellt. Diese umfasst sowohl Treibhausgase (gemäß Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen – UNFCCC⁴) als auch sämtliche Luftschadstoffe, die gemäß UNECE⁵-Übereinkommen über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP⁶) sowie diverser Protokolle zu berichten sind.

Die nachfolgend angeführten Zahlen basieren auf den Daten der Emissionsinventur für 2014 (OLI 2015, Datenstand: 15. März 2016 – Luftschadstoffe; 14. April 2016 – Treibhausgase). Diese Zahlen umfassen die Emissionsmengen ohne Kraftstoffexport. Die im September 2017 veröffentlichten Emissionsdaten⁷ (inkl. 2015) konnten nicht berücksichtigt werden, da die Analyse der wesentlichen Einflussfaktoren auf die Trends bereits davor erstellt wurde und eine Aktualisierung dieser Analyse im Rahmen dieser Studie nicht möglich ist.

2.1 Emissionen von Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5})

die wichtigsten Verursacher für PM

Der Großteil der österreichischen Feinstaub-Emissionen wird von den Sektoren⁸ Industrie, Kleinverbrauch, Verkehr und Landwirtschaft verursacht. In der Industrie sowie im Kleinverbrauch entsteht Feinstaub bei Verbrennungsprozessen (Öfen, Heizungen), wobei im Sektor Kleinverbrauch die Emissionen v. a. von manuell bedienten Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe produziert werden. In der Industrie tragen auch die mineralverarbeitende Industrie und der Bergbau (z. B. durch Schüttgutumschlag) zur Staubbelastung bei. Im Verkehrs-

³ nicht berücksichtigt sind Emissionen organischer Vorläufersubstanzen aus natürlichen Quellen; auch ist die Bildung von sekundären organischen Partikel aus (anthropogenen) VOC-Emissionen nur z. T. geklärt.

⁴ United Nations Framework Convention on Climate Change

⁵ United Nations Economic Commission for Europe

⁶ Convention on Long Range Transboundary Air Pollution

⁷ siehe <http://www.umweltbundesamt.at/emiberichte/>

⁸ Die sektorale Gliederung des vorliegenden Berichts wurde gegenüber jener des Berichts „Emissionstrends 1990–2014“ weiterentwickelt. Dadurch weichen die sektoralen Emissionen besonders bei der Landwirtschaft und im Kleinverbrauch (Raumwärme) ab (UMWELTBUNDESAMT 2016g). Datenbasis beider Berichte ist die Österreichische Luftschadstoffinventur (OLI) für 2014.

sektor gelangt einerseits Feinstaub aus Motoren – vorrangig aus Dieselmotoren – in die Luft, andererseits entsteht Staub aber auch durch Brems- und Reifenabrieb und durch Aufwirbelung auf der Straße. In der Landwirtschaft wird Staub durch die Bearbeitung landwirtschaftlicher Flächen und bei der Tierhaltung freigesetzt. Die Abluft aus Ställen kann zwar als Beeinträchtigung für die lokale Luftsituation gesehen werden, für die regionale Feinstaubbelastung ist sie jedoch als Emissionsquelle von geringer Bedeutung. Bei der offenen Verbrennung am Feld, die in Österreich allerdings nur mit behördlicher Genehmigung erlaubt ist, wird ebenfalls Feinstaub freigesetzt.

Die folgenden Kapitel enthalten Trendbeschreibungen sowie Darstellungen der Verursachersektoren für PM_{10} und $PM_{2,5}$.

2.1.1 Emissionen von PM_{10}

Die PM_{10} -Emissionen (ohne Kraftstoffexport) nahmen von 2000 bis 2014 um 19 % auf rund 31.000 Tonnen ab; den größten Anteil daran hatte der Rückgang bei den Kfz-Emissionen (siehe unten). Der merkliche Rückgang des PM_{10} -Ausstoßes von 2008 auf 2009 zeigt im Wesentlichen den Ausbruch der Wirtschaftskrise im Jahr 2009. Im darauffolgenden Jahr nahmen die Emissionen aufgrund leicht steigender wirtschaftlicher Aktivitäten wieder zu. Ab 2010 verliefen die Emissionen auf konstantem Niveau, die deutliche Emissionsabnahme von 2013 und 2014 war witterungsbedingt und auf den Sektor Kleinverbrauch zurückzuführen.

**kontinuierliche
Abnahme seit 2000**

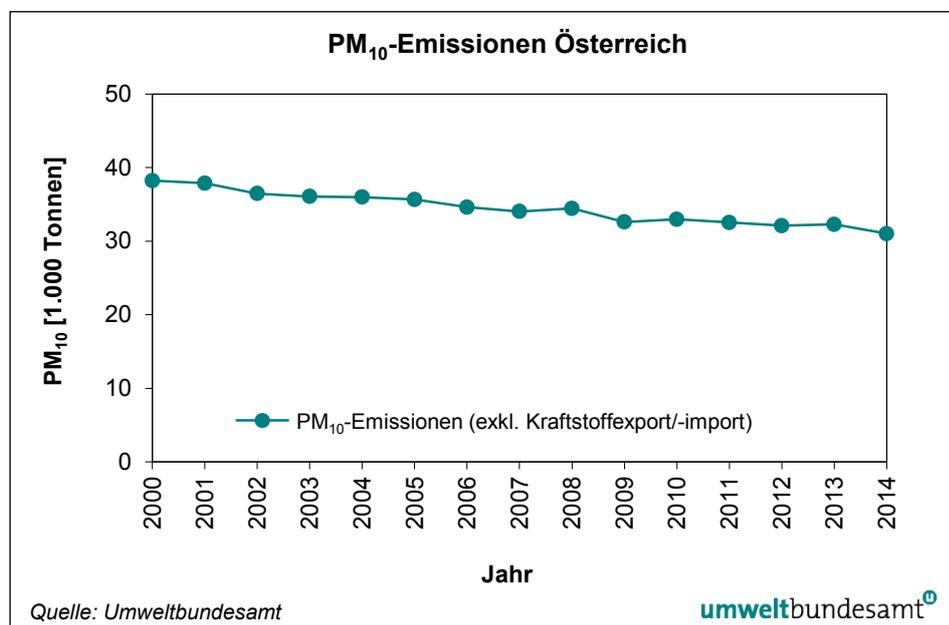


Abbildung 1:
 PM_{10} -Emissionen
Österreichs gesamt
2000–2014 (ohne
Kraftstoffexport).

Verursacher

Wie aus Abbildung 2 hervorgeht, war der Sektor Industrieproduktion mit rund 36 % Hauptverursacher der österreichischen PM_{10} -Emissionen im Jahr 2014. Aus der Landwirtschaft entstammten rund 21 % der PM_{10} -Emissionen und aus dem Sektor Kleinverbrauch rund 19 %. Der Verkehr, der in Ballungsräumen

meist Hauptverursacher der Immissionsbelastung ist, war für rund 18 % verantwortlich. Die Sektoren Energieversorgung und Sonstige waren mit 4,4 % und 2,0 % nur geringfügig an der Gesamtemission von PM₁₀ beteiligt.

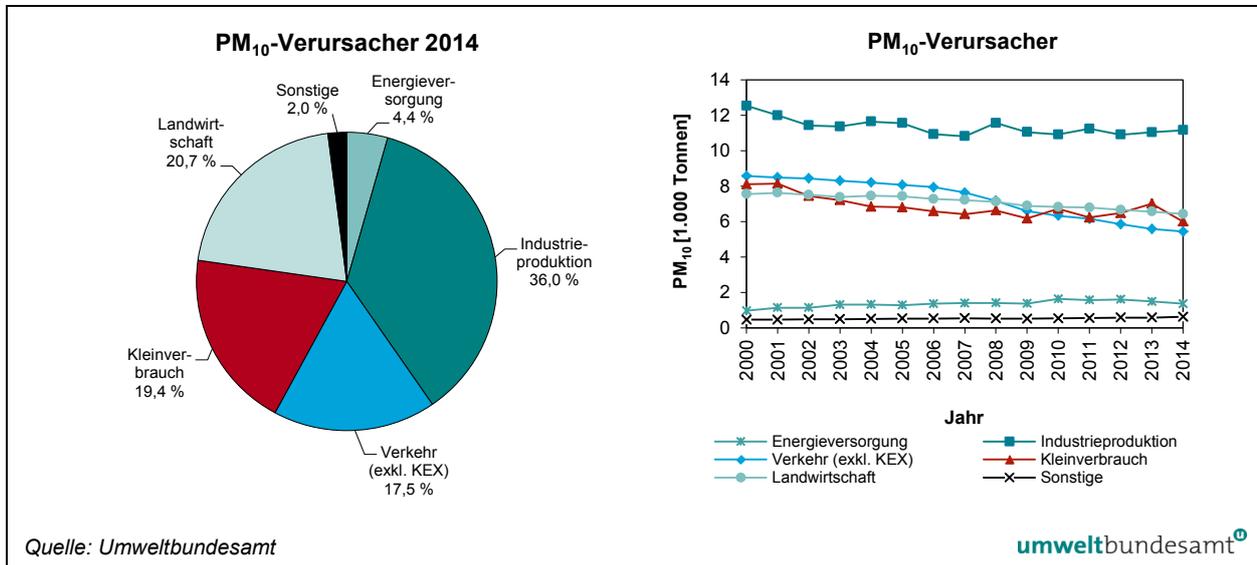


Abbildung 2: PM₁₀-Verursacher 2014 und Entwicklung von 2000–2014 (ohne Kraftstoffexport, KEX).

größte Abnahme im Verkehrssektor

Von 2000 bis 2014 kam es im Sektor Verkehr zu den größten Reduktionen von PM₁₀ (– 37 %). Diese Reduktion ist auf Verbesserungen der Antriebs- und Abgasnachbehandlungstechnologien (wie z. B. Partikelfilter) zurückzuführen. Einen maßgeblichen Einfluss hatte auch die Novellierung der NOVA-Regelung im Zuge des Ökologisierungsgesetzes 2007.

Im selben Zeitraum verringerten sich die PM₁₀-Emissionen im Sektor Kleinverbrauch um 26 %. Die verstärkte Anbindung an das öffentliche Erdgas- und Fernwärmenetz, der Ersatz alter Heizungsanlagen durch neue Technologien und der Wechsel zu emissionsärmeren Brennstoffen sind die Gründe für diese Entwicklung. Die Industrieproduktion konnte ihre Emissionen um 11 % reduzieren, insbesondere durch die Installation von Entstaubungsanlagen in der Eisen- und Stahlerzeugung. Durch effizienteren Maschineneinsatz und rückläufige Wirtschaftsflächen verzeichnete der Sektor Landwirtschaft einen Rückgang um 15 %. Im Gegensatz dazu kam es in den Sektoren Energieversorgung und Sonstige zu Emissionszunahmen, wobei zu beachten ist, dass diese beiden Sektoren vergleichsweise geringe Feinstaub-Emissionsmengen verursachen.

Entwicklung seit 2010 annähernd konstant

In den letzten Jahren verlaufen die Emissionen stagnierend bis leicht rückläufig. Auch für diese Entwicklung sind die weiter kontinuierlich rückläufigen Emissionen des Straßenverkehrs verantwortlich. Beim Kleinverbrauch gibt es witterungsbedingte Schwankungen (siehe auch Abbildung 2). In der Landwirtschaft verlaufen die PM₁₀-Emissionen abnehmend. In der Industrieproduktion ist das Emissionsniveau relativ stabil, eine leichte Zunahme ist jedoch seit 2010 zu erkennen.

2.1.2 Emissionen von PM_{2,5}

Die PM_{2,5}-Emissionen (ohne Kraftstoffexport) nahmen von 2000 bis 2014 um 28 % auf rund 16.200 Tonnen ab; auch hier wiederum v. a. durch den Rückgang bei den Kfz-Emissionen (siehe unten). Die milde Heizperiode 2014 hatte einen geringen Einsatz von für PM-Emissionen relevanter Biomasse in stationären Quellen zur Folge (siehe auch PM₁₀).

Abnahme von PM_{2,5} bei Verkehr und Kleinverbrauch

Verursacher

Wie aus Abbildung 3 hervorgeht, war der Sektor Kleinverbrauch mit rund 34 % Hauptverursacher der österreichischen PM_{2,5}-Emissionen, gefolgt von der Industrieproduktion mit rund 24 %. Aus dem Verkehr stammten im Jahr 2014 rund 18 % und aus der Landwirtschaft 15 %. Die Sektoren Energieversorgung und Sonstige waren mit 6,5 % und 3,1 % zu geringeren Anteilen an der Emission von PM_{2,5} beteiligt.

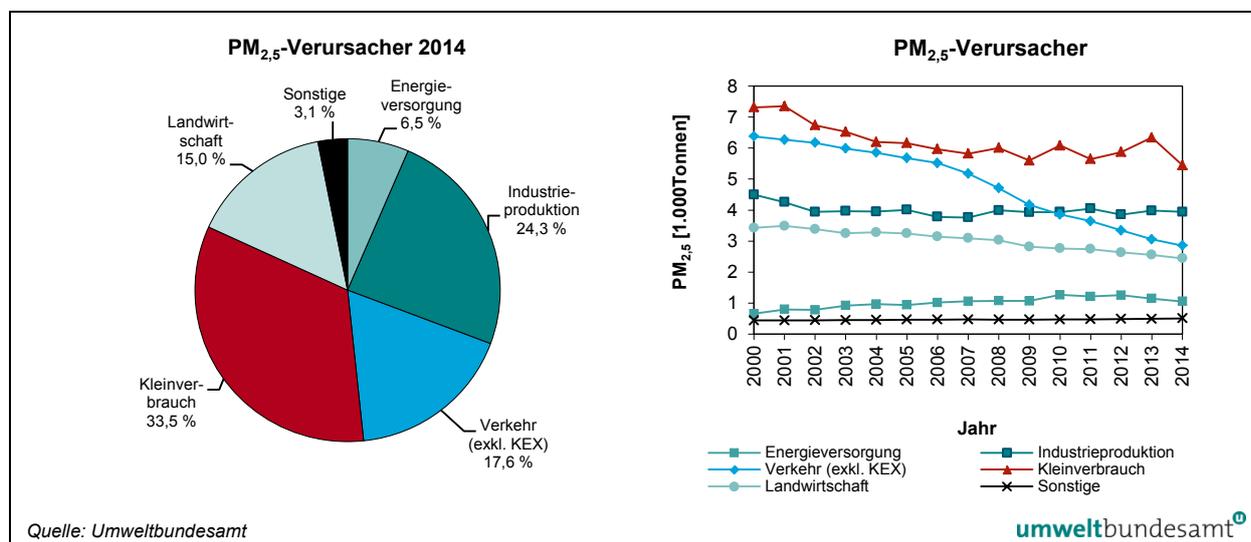


Abbildung 3: PM_{2,5}-Verursacher 2014 und Entwicklung von 2000–2014 (ohne Kraftstoffexport, KEX).

Wie bei den PM₁₀-Emissionen (siehe auch Kapitel 2.1.1) ist die größten Emissionsreduktion auf den Sektor Verkehr zurückzuführen (- 55 % im Vergleich zu 2000).

deutliche Reduktionen im Sektor Verkehr

Im Sektor Landwirtschaft kam es zu einer Abnahme um 29 % und im Kleinverbrauch um 26 %. Die Industrieproduktion konnte ihre Emissionen um 12 % verringern. Da die PM_{2,5}-Emissionen an jene von PM₁₀ gekoppelt, sind die Gründe für diese Entwicklungen im Wesentlichen die gleichen wie für PM₁₀ in Kapitel 2.1.1 beschrieben.

In den Sektoren Energieversorgung und Sonstige kam es zu Emissionszunahmen, wobei in diesen Sektoren insgesamt nur geringe Feinstaub-Emissionsmengen entstehen

2.2 Entwicklung und Einflussfaktoren auf regionaler Ebene

2.2.1 Datenbasis und Methodik

Bundesländer- Luftschadstoff- Inventur

In der „Bundesländer Luftschadstoff-Inventur“ (BLI) erfolgt die Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Ebene der Bundesländer. Diese wird jährlich im Rahmen einer Kooperation zwischen den Bundesländern und dem Umweltbundesamt erstellt.

Die dabei angewandte Methodik orientiert sich an den Standardregeln der internationalen Emissionsberichterstattung, wie z. B. dem Kyoto- oder dem Göteborg-Protokoll. Die Bundesländer-Emissionsdaten wurden konform zu den offiziellen Statistiken Österreichs erstellt (z. B. Bundesländer-Energiebilanz, Allgemeine Viehzählung, Außenhandelsbilanz u. a.) und weisen somit eine hohe Vergleichbarkeit auf. Für weiterführende Informationen siehe den Bericht zur BLI (UMWELTBUNDESAMT 2016b).

2.2.2 Entwicklung der Emissionen auf regionaler Ebene

PM₁₀-Emissionen nach Bundesländern

Den größten Anteil an den gesamtösterreichischen PM₁₀-Emissionen hat das Bundesland Niederösterreich mit 26 %, gefolgt von Oberösterreich (22 %) und der Steiermark (17 %). Wien (5 %), Burgenland (4 %) und Vorarlberg (3 %) weisen die geringsten Anteile an der nationalen Emissionsmenge auf. Ein gleiches Bild ergibt sich auch für PM_{2,5}.

2.2.2.1 Emissionstrend der Bundesländer für PM₁₀

abnehmender Trend in allen Bundes- ländern seit 2000

Für alle Bundesländer wurden seit dem Jahr 2000 abnehmende PM₁₀-Emissionen ermittelt. Gründe dafür sind rückläufige Emissionen der Sektoren Verkehr, Kleinverbrauch und Landwirtschaft (siehe auch Kapitel 2.1.1).

Prozentuell haben die Emissionen am stärksten in Oberösterreich mit 28 % abgenommen, gefolgt von der Steiermark mit 26 % und Wien mit 23 %. In allen anderen Bundesländern liegt der Rückgang unter dem gesamtösterreichischen Schnitt von 19 %. Salzburg ist das Bundesland mit der geringsten Emissionsabnahme seit 2000 (- 7 %).

Oberösterreich, Steiermark

In Oberösterreich und der Steiermark ist diese Entwicklung vor allem auf die rückläufigen Emissionen des Sektors Industrieproduktion zurückzuführen. Neben der Eisen- und Stahlindustrie ist in Oberösterreich auch bei der Chemischen Industrie und der Papierindustrie ein sinkender Emissionstrend feststellbar. Bei den steirischen PM₁₀-Emissionen dieses Sektors kam es vor allem in der Eisen- und Stahlerzeugung zu einer beachtlichen Emissionsreduktion durch Minderungsmaßnahmen wie Gießhallenentstaubung und Abgasreinigung.

In manchen Bundesländern verzeichnet der Sektor Industrieproduktion geringfügige Zuwächse, wobei z. B. die erhöhte Bautätigkeit als Emissionsquelle zu nennen ist.

Salzburg

Die im Vergleich zu den anderen Bundesländern geringe Emissionsreduktion von Salzburg ist durch die zunehmenden Emissionen des Sektors Industrieproduktion (+ 36 %), vorwiegend in stationären Verbrennungsanlagen, und den verstärkten Biomasseeinsatz (insbesondere von Holzabfällen) im Sektor Energieversorgung zu erklären.

Die PM₁₀-Emissionen aus dem Verkehrssektor konnten in allen Bundesländern deutlich reduziert werden.

Emissionstrend der letzten Jahre für PM₁₀

Betrachtet man die letzten Jahre (2010 bis 2014), so kam es im Burgenland mit – 13 % und in Wien mit – 9 % zu den größten Abnahmen. Im Burgenland waren die stärksten Reduktionen im produzierenden Bereich (Sektor Industrieproduktion⁹) und im Sektor Kleinverbrauch zu verzeichnen. Der abnehmende Trend im Verkehrssektor ist für Wien trendbestimmend.

***PM₁₀-Emissionen
seit 2010***

In der Steiermark und in Tirol gab es in diesem Zeitraum die geringsten Veränderungen (jeweils – 3 %). In diesen Bundesländern wurden die Abnahmen aus Verkehr, Kleinverbrauch und Landwirtschaft mit zunehmenden industriellen Emissionen – im Wesentlichen aus verstärkten Tätigkeiten in der Mineralrohstoffindustrie (Bergbau) und dem produzierenden Bereich – kompensiert.

Emissionstrend für PM₁₀ im Sektor Kleinverbrauch

Im **Kleinverbrauch** konnte seit dem Jahr 2000 eine merkliche Reduktion der Emissionen für alle Bundesländer verzeichnet werden. Die verstärkte Anbindung an das öffentliche Erdgas- und Fernwärmenetz, der Ersatz alter Heizungsanlagen durch neue Technologien und der Wechsel zu emissionsärmeren Brennstoffen sind die Gründe für diese Emissionsreduktion.

***deutliche Reduktion
im Kleinverbrauch in
allen Bundesländern***

Die Bundesländer mit den im Verhältnis stärksten PM₁₀-Abnahmen im Sektor Kleinverbrauch sind das Burgenland, Niederösterreich und Salzburg mit jeweils 33 %. Dies ist zum einen auf den rückläufigen Einsatz von Kohle und Kohleprodukten und zum anderen auf den Rückgang von traditionellen Holzeinzelöfen zurückzuführen. Bedeutenden Einfluss auf die Entwicklungen der PM₁₀-Emissionen haben auch die technologische Weiterentwicklung der Verbrennungstechnik und der gesteigerte Einsatz von fester Biomasse für Heizzwecke (relativer Anteil der Heizungsanlagen). Emissionsmindernd wirkt der aufgrund thermisch-energetischer Sanierung geringere durchschnittliche Heizwärmebedarf.

Auch verglichen mit dem Jahr 2010 nahmen die PM₁₀-Emissionen des Sektors Kleinverbrauch in allen Bundesländern ab, mit Ausnahme von Wien (+ 6 %). Das Emissionsniveau unterliegt in diesem Sektor jedoch auch gewissen witterungsbedingten Schwankungen. So führte der sehr milde Winter 2014 zu einer signifikanten Reduktion der Emissionen in allen Bundesländern im Vergleich zum Vorjahr 2013. Grund für die leichte Emissionszunahme in Wien ist der etwas erhöhte Holzeinsatz bei Zentralheizungen.

In der Steiermark und in Oberösterreich ist die Emissionsabnahme im Zeitraum 2010–2014 wesentlich geringer ausgefallen (– 1 % bzw. – 3 %) als in den übrigen Bundesländern (zwischen – 11 % und – 22 %). In diesen beiden Fällen stieg der Einsatz von Holzabfällen und Holz seit 2000 wieder etwas an, wodurch die Reduktionen kompensiert wurden.

⁹ bedingt durch den Rückgang des Einsatzes von Holzabfällen im Maschinenbau

2.2.2.2 Emissionstrend der Bundesländer für PM_{2,5}

abnehmender Trend in allen Bundes- ländern seit 2000

Auch bei den PM_{2,5}-Emissionen sind seit dem Jahr 2000 die Emissionen in allen Bundesländern rückläufig. Diese Entwicklung lässt sich im Wesentlichen auf reduzierte Emissionen aus den Sektoren Straßenverkehr und Kleinverbrauch zurückführen (siehe auch Kapitel 2.1.2).

Die stärksten prozentuellen Rückgänge seit dem Jahr 2000 gab es in Wien (– 37 %), gefolgt von Oberösterreich (– 36 %) und der Steiermark (– 33 %). Auch Vorarlberg liegt mit einer Reduktion von 29 % noch über dem österreichischen Schnitt von – 28 %. Für Salzburg wurde die geringste Emissionsabnahme ermittelt (– 16 %).

Wien und die Steiermark verzeichneten die stärksten Emissionsreduktionen im Sektor Verkehr. In Oberösterreich nahmen auch die Emissionen aus der Industrieproduktion deutlich ab. In Salzburg werden die rückläufigen Verkehrsemissionen durch die steigenden Emissionen im Sektor Industrieproduktion kompensiert.

Emissionstrend der letzten Jahre für PM_{2,5}

PM_{2,5}-Emissionen seit 2010

In den Jahren seit 2010 nahmen die PM_{2,5}-Emissionen im Burgenland (– 20 %), in Niederösterreich (– 14 %) und in Wien (– 14 %) am stärksten ab. Im Burgenland ist diese Entwicklung auf den produzierenden Bereich (Industrieproduktion) und den Kleinverbrauch zurückzuführen. In Niederösterreich sind die Sektoren Kleinverbrauch (durch verringerten Holzeinsatz zur Raumwärmegewinnung) und Verkehr (durch Partikelfiltersysteme und geringeren Dieserverbrauch) maßgeblich für diese Entwicklung verantwortlich (siehe zum Kleinverbrauch im Detail Kapitel 2.2.2.1 für PM₁₀; die Aussagen sind im Wesentlichen auch für PM_{2,5} zutreffend). In Wien war der Sektor Verkehr für den größten Teil der Emissionsabnahme verantwortlich.

Für Tirol und die Steiermark waren die geringsten Emissionsrückgänge zu verzeichnen (siehe Analyse zu PM₁₀).

2.3 Einfluss tiefer Temperaturen auf die Emissionen der Raumwärmebereitstellung 2016/2017

Die Emissionen der Raumwärmebereitstellung zeigen witterungsbedingt in den Monaten Dezember 2016 bis Februar 2017 gegenüber dem langjährigen Temperaturdurchschnitt¹⁰ der entsprechenden Wintermonate in den Bundesländern Abweichungen von – 11,4 % bis + 31,3 % (siehe Tabelle 1). Dieser Effekt berücksichtigt die Veränderung des brennstoffbezogenen Heizenergiebedarfs in Abhängigkeit von der Außentemperatur in den Sektoren Dienstleistungen, Privathaushalte und Landwirtschaft. Dieser Anstieg betrifft alle Schadstoffe.

¹⁰ Der langjährige Temperaturdurchschnitt entspricht dem Mittelwert der Heizgradtage HGT_{20/12} in den Jahren 1980 bis 2017 für die jeweiligen Monate Dezember, Jänner und Februar (STATISTIK AUSTRIA 2017a).

Region	Dezember 2016	Jänner 2017	Februar 2017	Winter 2016/2017
Burgenland	+ 6,7 %	+ 27,6 %	– 1,1 %	+ 11,3 %
Kärnten	+ 5,3 %	+ 23,1 %	– 6,4 %	+ 7,5 %
Niederösterreich	+ 5,1 %	+ 25,2 %	– 3,6 %	+ 9,0 %
Oberösterreich	+ 3,1 %	+ 24,9 %	– 7,8 %	+ 6,8 %
Salzburg	+ 1,2 %	+ 23,2 %	– 7,7 %	+ 5,7 %
Steiermark	+ 1,5 %	+ 21,5 %	– 5,8 %	+ 5,9 %
Tirol	– 0,4 %	+ 19,9 %	– 11,4 %	+ 2,8 %
Vorarlberg	+ 10,1 %	+ 31,3 %	– 6,5 %	+ 11,7 %
Wien	+ 7,0 %	+ 28,5 %	– 3,3 %	+ 10,9 %
Österreich	+ 3,7 %	+ 24,2 %	– 6,0 %	+ 7,5 %

*Tabelle 1:
Witterungsbedingte
Abweichungen vom
langjährigen Tempera-
turdurchschnitt der
Raumwärme-
Emissionen in den
Wintermonaten
2016/2017 (Quelle:
STATISTIK AUSTRIA
2017a).*

2.4 Entwicklung der Emissionen und Einflussfaktoren in für die Feinstaub-Belastung relevanten Ländern in Europa

2.4.1 PM_{2,5}, SO₂, NH₃ und NO_x in Herkunftsregionen

Analysiert wird die Entwicklung der Emissionen von PM_{2,5}, SO₂, NH₃ und NO_x in jenen Staaten, die sich als wichtigste Herkunftsregionen von grenzüberschreitendem Ferntransport von PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastungen nach Österreich bei Situationen mit erhöhten Konzentrationen identifizieren lassen (UMWELTBUNDESAMT 2009, EMEP MSC-W 2015).

Vom Jahr 2000 bis 2015 haben die PM_{2,5}-Emissionen um 19 %, die NO_x-Emissionen um 31 % und die SO₂-Emissionen um 58 % abgenommen, während die NH₃-Emissionen um 2 % zugenommen haben. Von 2011 bis 2015 betragen diese Prozentsätze – 4 %, – 12 %, – 23 % bzw. + 4 %.

Bei PM_{2,5} zeigte sich von 2014 auf 2015 ein leichter Anstieg, bedingt durch deutlich höhere Emissionen in Ungarn und Serbien. Die Analyse der Ursachen übersteigt den Rahmen dieses Projektes.

Die Analysen von Rückwärtstrajektorien in Situationen erhöhter Feinstaub-Belastung 2003–2011 zeigen v. a. zwei „Haupttrouten“ für den Transport hoch belasteter Luftmassen nach Nordostösterreich: einerseits über Südpolen und Mähren (über Gebiete sehr hoher Emissionen in Oberschlesien und Ostrava), andererseits über Südrumänien, Nordserbien und Südungarn. Darüber hinaus lässt sich häufig Transport aus Ungarn, der Slowakei, den übrigen Teilen Tschechiens und Polen identifizieren, im Südosten Österreichs zudem aus Kroatien und Slowenien, seltener aus Nordbosnien. Anhand von Rückwärtstrajektorien ließ sich kein Transport belasteter Luftmassen aus den südlichen Gebieten Südosteuropas (Bulgarien, südliches Serbien, Makedonien, Kosovo, Montenegro), in denen mehrere sehr große PM₁₀- und SO₂-Emittenten situiert sind, identifizieren. Der Grund dafür ist, dass belastete Luftmassen bei stabilen Hochdruckwetterlagen die Gebirge in dieser Region nicht überqueren können.

Entwicklung der Emissionen in Herkunftsländern

Rückwärts-trajektorien

Herkunftsregionen erhöhter Belastung

Die bis 2011 vorliegenden Rückwärtstrajektorien zeigen in allen Jahren weitgehend dieselben Herkunftsregionen erhöhter Belastung in Ostmitteleuropa. Gegenüber den Jahren vor 2010 lässt sich kaum noch Transport aus (Ost-) Deutschland feststellen. Sie deuten nicht darauf hin, dass in den letzten Jahren Großquellen in Südosteuropa die Belastung in Österreich beeinflussen, die sich in den Jahren davor nicht identifizieren ließen.

Anzumerken ist, dass die Auswertung der Rückwärtstrajektorien Tage mit um oder über 50 µg/m³ abdeckt, während die von EMEP durchgeführten Modellrechnungen die PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung als Jahresmittelwert darstellen.

Die in Abbildung 4 erfassten Staaten decken jene Gebiete ab, die anhand der Rückwärtstrajektorien als Herkunftsgebiete von Feinstaub-Ferntransport identifiziert worden sind.

2.4.2 Gewichtete Emissionen von Vorläufern von Sekundärpartikeln

Neben den primären Feinstaub-Emissionen tragen auch sekundär gebildete Partikel zur PM₁₀- und PM_{2,5}-Belastung bei. Eine detaillierte Abschätzung, welcher Schadstoff in welchem Land welchen Einfluss auf die PM-Belastung gehabt hat, kann nur mit Hilfe eines chemischen Transportmodells durchgeführt werden.

Entsprechende Berechnungen liegen in Österreich nur vereinzelt vor. Im Jahr 2014 wurde der Kenntnisstand in einer Studie zur Bildung von sekundärem Aerosol in Österreich zusammengefasst (UMWELTBUNDESAMT 2014).

Einfluss auf PM-Belastung

Eine grobe Abschätzung, welche Schadstoffreduktion vermutlich den größten Einfluss auf die regionale PM-Belastung hat, kann mit Hilfe von empirischen Ansätzen erfolgen.

Gewichtungsfaktoren

Für die Revision der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (NEC-RL) wurde vom IIASA ein Mechanismus vorgeschlagen, mit dem geringere PM_{2,5}-Emissionsreduktionen als vorgesehen durch stärkere Reduktionen bei (einem) anderen Schadstoff(en) ausgeglichen werden können (IIASA 2014). Tabelle 2 zeigt die Gewichtungsfaktoren¹¹.

Tabelle 2:
Gewichtungsfaktoren für nationale Emissionen verschiedener Luftschadstoffe (Quelle: IIASA 2014).

Schadstoff	Gewichtungsfaktor k_x
PM _{2,5}	1,0
SO ₂	0,298
NO _x	0,067
NH ₃	0,194
NMVOC	0,009

¹¹ Entsprechend dieser Gewichtungsfaktoren hat die Reduktion von 3,3 t SO₂ die gleiche Auswirkung auf die PM_{2,5}-Belastung wie die Reduktion von 1 t PM_{2,5}. Bei NO_x wären knapp 15 t notwendig, bei NH₃ 5,1 t.

Bei den Vorläufersubstanzen sind demnach auf europäischer Ebene besonders jene von SO₂, gefolgt von NH₃, von Relevanz. In der IIASA-Studie wird angeführt, dass diese Faktoren mit wenigen Ausnahmen (z. B. Zypern, Malta) recht einheitlich sind, sie können daher in erster Näherung auch für Österreich verwendet werden.

Ähnliche Faktoren wurden auch für Kalifornien für NO_x und SO₂ gefunden (SJVUAPCD 2015). Demnach entspricht 1 t primäre PM_{2,5}-Emissionsreduktion 9 t NO_x-Reduktion bzw. 4 t SO₂-Reduktion. Der entsprechende Plan für PM_{2,5} sieht neben Reduktionszielen für primäres PM_{2,5} auch Ziele für NO_x und SO₂ vor, da die PM_{2,5}-Immissionsgrenzwerte nur eingehalten werden können, wenn auch die Konzentration sekundärer Partikel¹² abnimmt.

Diese Gewichtungsfaktoren aus Tabelle 2 werden herangezogen, um die Änderungen der Emissionen der Vorläufersubstanzen (NH₃, NMVOC, NO_x, SO₂) inkl. PM_{2,5} mit denen von primären PM_{2,5}-Emissionen zu vergleichen. Betrachtet werden die Zeiträume 2000–2015 sowie 2011–2015. In beiden Zeiträumen haben die primären PM_{2,5}-Emissionen deutlich abgenommen, die gewichteten Emissionen der Vorläufersubstanzen allerdings mit – 38 % bzw. – 12 % deutlich stärker (siehe Abbildung 4). Dominiert werden die Änderungen bei den Vorläufersubstanzen von SO₂; hier wiederum von Polen und Rumänien (im Zeitraum 2011 bis 2014 auch von Serbien). In Deutschland und Österreich sind dagegen die Änderungen bei den primären PM_{2,5}-Emissionen vergleichbar mit denen der Vorläufersubstanzen.

SO₂ und NH₃ sind besonders relevant

Vergleich der Entwicklung der Vorläufersubstanzen mit primären PM_{2,5}-Emissionen

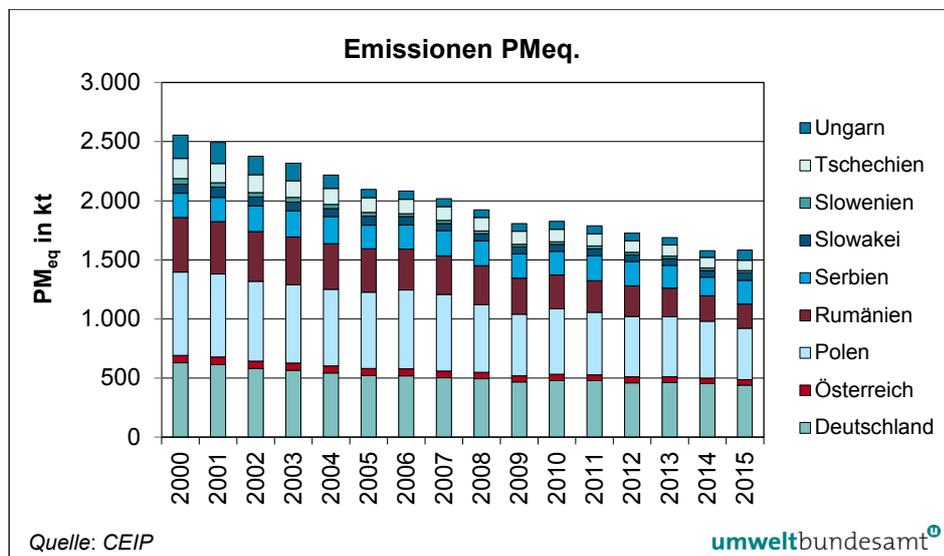


Abbildung 4: Summe der Emissionen der gewichteten Vorläufersubstanzen von PM und PM_{2,5} nach Herkunftsländern.

In Abbildung 5 ist neben der Summe der gewichteten Vorläufersubstanzen und PM_{2,5} die mittlere PM₁₀-Belastung im regionalen Hintergrund in Deutschland und Österreich seit dem Jahr 2005 dargestellt (siehe Kapitel 3.3 für Details). Gegenüber der mittleren PM₁₀-Belastung in Deutschland zeigt sich eine vergleichsweise gute Korrelation mit jener der gewichteten Emissionen der Vorläufersubstanzen inkl. PM_{2,5} (Korrelationskoeffizient von 0,81 in Deutschland, 0,72 in Österreich).

¹² Im Unterschied zu weiten Teilen Europas wird im San Joaquin Tal die Ammoniumnitrat-Bildung nicht durch NH₃ sondern durch NO_x limitiert (UMWELTBUNDESAMT 2014, SJVUAPCD 2015).

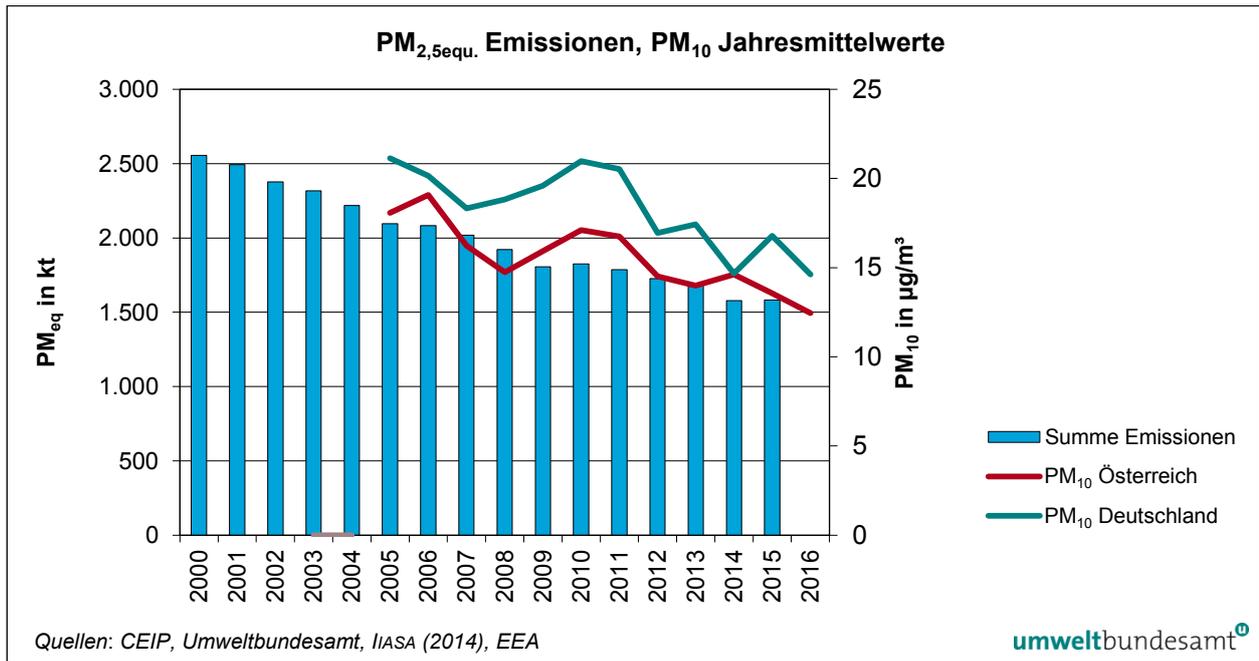


Abbildung 5: Summe der Emissionen der gewichteten Vorläufersubstanzen von PM und PM_{2,5} sowie mittlere PM₁₀-Belastung im regionalen Hintergrund in Deutschland und Österreich.

3 FEINSTAUB-BELASTUNG UND ANALYSE VON INHALTSSTOFFEN

Nachfolgend wird die PM₁₀-Belastung in den Monaten Jänner und Februar 2017 analysiert, die in einigen Regionen in Österreich deutlich erhöht war (siehe Kapitel 3.2). Dem vorangestellt ist eine Darstellung der Datengrundlagen.

In Kapitel 3.3 und in Kapitel 3.4 werden die Trends der Jahresmittelwerte von PM₁₀ und PM_{2,5} sowie der Inhaltsstoffe analysiert. Bei PM₁₀ können Trendbetrachtungen ab 2003, bei PM_{2,5} eingeschränkt ab 2005 durchgeführt werden. Grenzwertüberschreitungen traten nach 2006 zwar nur beim Kriterium für den Tagesmittelwert von PM₁₀, nicht jedoch bei den Jahresmittelwerten auf, die Auswertungen beschränken sich aber auf Jahresmittelwerte als den statistisch robusteren Parameter. Auch besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Anzahl an Überschreitungen des Grenzwertes für den Tagesmittelwert und dem Jahresmittelwert (UMWELTBUNDESAMT 2015b).

Aufbau des Kapitels

3.1 Datengrundlagen

Die PM₁₀-Belastung lässt sich in Hinblick auf die räumliche Verteilung der Emissionen unterschiedlichen räumlichen Skalen zuordnen:

räumliche Verteilung der Emissionen

- Regionale Hintergrundbelastung, die auf Emissionen sowie auf die Bildung sekundärer Partikel im Umkreis von einigen 10 km bis einigen 100 km zurückgeht,
- Beiträge der Emissionen des gesamten Stadtgebietes zur städtischen Hintergrundbelastung sowie
- Beiträge räumlich begrenzter lokaler Emissionen (aus Straßenverkehr oder Industrie).

Die o. g. Anteile lassen sich an geeigneten Messstellen erfassen, deren sorgfältige Auswahl wesentlich ist: ländliche Hintergrundmessstellen, städtische Hintergrundmessstellen sowie Messstellen an städtischen Belastungsschwerpunkten.

Auswahl der Messstellen

Eine regionale Hintergrundbelastung lässt sich nur im außeralpinen Raum identifizieren, wo Luftmassentransport über mehrere 10–100 km möglich ist.

regionale Hintergrundbelastung

In inneralpinen Tälern und Becken lässt sich ein regionaler Hintergrund nur auf einer wesentlich kleineren Skala identifizieren; die Abgrenzung von Beiträgen durch Luftmassentransport über die umgebenden Berge hinweg ist kaum möglich.

Für die Großstädte bzw. die Ballungsräume Wien, Linz und Graz lässt sich die regionale Hintergrundbelastung anhand der in Tabelle 3 angegebenen regionalen Hintergrundmessstellen bestimmen.

Für Salzburg werden die Messdaten von Enzenkirchen herangezogen, in Hinblick auf die große räumliche Entfernung ist die Messstelle jedoch nicht optimal (allerdings stehen weder in Österreich noch in Bayern geeignetere Messstellen zur Verfügung).

Für die in dieser Studie betrachteten inneralpinen Städte Innsbruck und Klagenfurt stehen keine Messstellen zur Verfügung, die für die Beurteilung der Hintergrundbelastung im Inntal bzw. im Klagenfurter Becken geeignet wären.

Für die Beschreibung der PM₁₀-Belastungssituation sowie die räumliche Herkunftszuordnung von PM₁₀ für die Winter (Dezember–Jänner) der Jahre 2009/2010 bis 2016/2017 werden v. a. die in Tabelle 3 angeführten Messstellen verwendet.

Aussagen über die PM₁₀-Belastung in Innsbruck und Klagenfurt beziehen sich auf die jeweiligen städtischen Hintergrundmessstellen Klagenfurt Koschatstraße/Sterneckstraße (Standortwechsel 07.12. 2010) sowie Innsbruck Zentrum.

Tabelle 3: PM₁₀-Messstellen für die Beschreibung der Belastungssituation (Trend- und Herkunftsanalyse) (Quelle: Umweltbundesamt).

	regionale Hintergrundmessstellen	städtische Hintergrundmessstellen	städtische Belastungsschwerpunkte
Wien	Illmitz, Pillersdorf*	Mittelwert von Wien AKH, Belgradplatz, Floridsdorf, Gaudenzdorf, Kaiserebersdorf, Kandlerstraße, Laaerberg und Stadlau	Taborstraße
Graz	Klöch, Graz Lustbüchel Bockberg**	Mittelwert von Graz Mitte und West***	Graz Don Bosco
Linz	Enzenkirchen, Haidershofen, Pillersdorf*	Linz Stadtpark	Linz Römerberg
Salzburg	Enzenkirchen	Salzburg Lehener Park	Salzburg Rudolfsplatz
Klagenfurt		Klagenfurt Koschatstraße/Sterneckstraße	Klagenfurt Völkermarkterstraße
Innsbruck		Innsbruck Zentrum	Innsbruck Reichenau
Vorarlberg		Bludenz Herrengasse	Feldkirch Bärenkreuzung

* windrichtungsabhängiger Mittelwert

** Mittelwert

***Infolge der Verlegung der Messstelle Graz Mitte von der Landhausgasse zum Platz der Freiwilligen Schützen im Winter 2009/2010 (mit einer Lücke der Messreihe von 11.12.2009 bis 17.02.2010) wird die städtische Hintergrundbelastung in Graz als Mittelwert der Messwerte von Graz Mitte (alter bzw. neuer Standort) und Graz West angegeben.

regionale Hintergrundkonzentration

Die regionale Hintergrundkonzentration wird für Wien und Linz in Abhängigkeit von der vorherrschenden Windrichtung bestimmt: Bei Wind aus Ost bis Süd während mehr als drei Viertel des Tages wird für **Wien** der Wert von Illmitz herangezogen, bei Wind aus Nord bis West während mehr als drei Viertel des Tages jener von Pillersdorf; andernfalls wird das arithmetische Mittel der Konzentration von Illmitz und Pillersdorf gebildet.¹³

¹³ bei Wetterlagen, bei denen Illmitz oder Pillersdorf nicht für die Vorbelastung von Wien repräsentativ sind, oder bei Ausfall der Messung in Illmitz oder Pillersdorf werden an deren Stelle die Messwerte von Stixneusiedl bzw. Mistelbach herangezogen (ca. 2,5 % der Tage).

Für **Linz** wird in analoger Weise bei Ostwind die in Haidershofen – für Zeiträume, in denen diese Daten nicht (mehr) zur Verfügung stehen, in Pillersdorf – gemessene Konzentration, bei Westwind die in Enzenkirchen gemessene Konzentration als regionale Hintergrundkonzentration identifiziert.¹⁴

Als regionale Hintergrundbelastung für **Salzburg** werden die Messwerte von Enzenkirchen herangezogen.

Die regionale Hintergrundkonzentration für den **Raum Graz** wird als Mittelwert der an den Messstellen Bockberg, Graz Lustbühel und Klöch gemessenen PM₁₀-Belastung bestimmt.

Der 1. Jänner wird aus den statistischen Auswertungen ausgeklammert, da die zumeist sehr hohe PM₁₀-Belastung dieses Tages in Wien auf sehr spezifische lokale Emissionen durch Silvesterfeuerwerke zurückgeht und nur einen geringen Zusammenhang mit meteorologischen Einflussfaktoren aufweist.

**Neujahr
ausgeklammert**

Temperatur und Windrichtung der in Tabelle 4 angeführten Messstellen werden für die Beurteilung des Einflusses meteorologischer Parameter auf die PM₁₀-Belastung herangezogen.

Meteorologie

	Temperatur	Wind
Wien	Dresdnerstraße, Gaudenzdorf, Kaiserebersdorf	AKH-Dach
Graz	Graz Süd	Graz Süd
Linz	Linz Neue Welt	Linz Neue Welt
Salzburg	Salzburg Freisaal	Salzburg Freisaal
Klagenfurt	Klagenfurt Kreuzbergl	Klagenfurt Kreuzbergl
Innsbruck	Innsbruck Flughafen	Innsbruck Flughafen

*Tabelle 4:
Meteorologische
Messstellen (Quelle:
Umweltbundesamt).*

Außerdem liegen folgende meteorologische Informationen für die Winter 2009/2010 bis 2016/2017 vor:

- 96-stündige Rückwärtstrajektorien für Wien, Graz, Linz und Salzburg,
- Ausbreitungsklasse nach Pasquill, Gifford und Turner für Graz, Linz und Innsbruck.

Für den Winter 2016/2017 liegen folgende Daten vor:

- Mischungshöhen (Ceilometer) für Wien,
- Ausbreitungsklassen für Wien und Salzburg.

Eine detaillierte Beschreibung der Methodik sowohl der Rückwärtstrajektorien als auch der Ceilometer-Messungen findet sich in Anhang A.

¹⁴ Bei Ausfall der Messdaten von Enzenkirchen werden die Messwerte von Braunau herangezogen, bei Ausfall von Haidershofen und Pillersdorf die Messwerte von Steyr.

3.2 Die PM₁₀-Belastung im Jänner und Februar 2017

3.2.1 Meteorologie

Jänner 2017 Der Jänner 2017 war in ganz Österreich ungewöhnlich kalt (siehe Abbildung 6); die Monatsmitteltemperatur lag in den Niederungen im Großteil Österreichs um 3–4 °C unter dem langjährigen Mittel (Klimaperiode 1981–2010). Im außeralpinen Flach- und Hügelland war dies der kälteste Jänner seit 2006. Bemerkenswert sind die Minimumtemperaturen um –18 °C im außeralpinen Bereich.

Die Niederschlagsmengen lagen im Großteil Österreichs deutlich unter, die Sonnenscheindauer über dem langjährigen Durchschnitt.

Der Witterungsverlauf war von zwei Kälteperioden gekennzeichnet (siehe Abbildung 7). Die niedrigen Temperaturen zwischen 06.01. und 12.01. gehen auf das Einfließen sehr kalter Luftmassen direkt von Norden zurück. Vom 17.01. bis 01.02. bestimmte eine Hochdruckwetterlage mit geringer Luftbewegung die Wetterlage, sodass die kalte Luft lange über Mitteleuropa verblieb.

Februar 2017 Der Februar 2017 war von sehr unterschiedlichen Wetterlagen gekennzeichnet. Die erste Hälfte des Monats war im Flach- und Hügelland Ostösterreichs relativ kühl, gegen Ende des Monats war das Wetter hingegen sehr warm. Im Mittel über ganz Österreich lag die Monatsmitteltemperatur um 2,9 °C über dem langjährigen Mittel, im Osten Österreichs betrug die Abweichung nur ca. +1 °C; dies spiegelt das Vordringen kontinentaler Kaltluft in Bodennähe und einer Inversion darüber in der ersten Monathälfte wider, d. h. eine Wetterlage, die mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verbunden war.

Die Niederschläge waren sehr ungleich verteilt; die Niederschlagsmengen am und nördlich des Alpenhauptkamms lagen unter dem langjährigen Mittel.

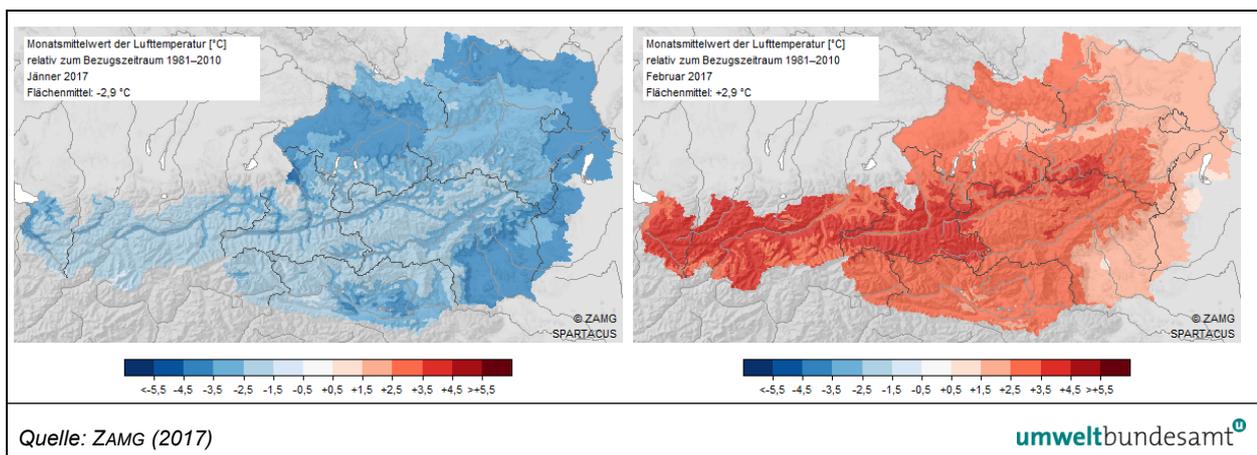


Abbildung 6: Monatsmittelwert der Lufttemperatur im Jänner (links) und Februar (rechts) 2017 relativ zum langjährigen Mittel (1981–2010).

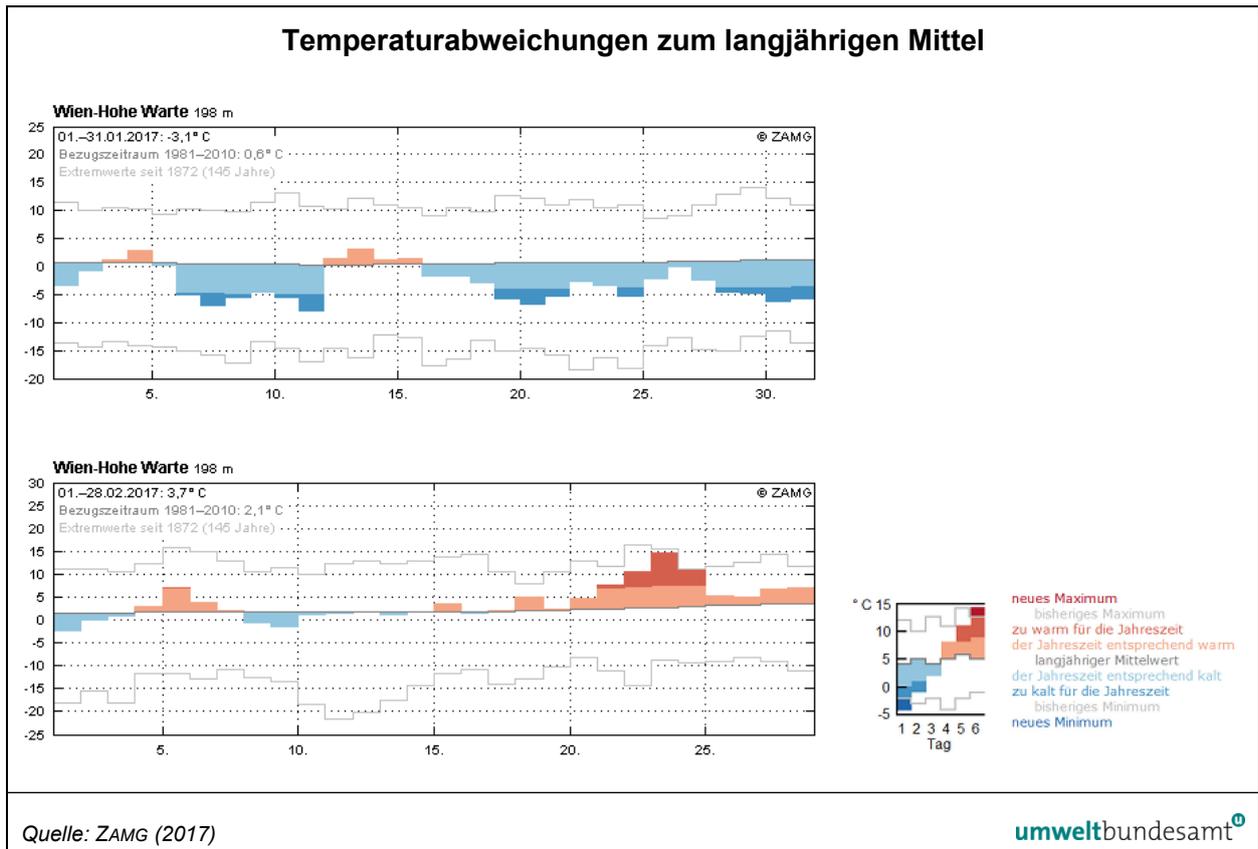


Abbildung 7: Temperaturabweichungen zum langjährigen Mittel (1981–2010) für die Monate Jänner (oben) und Februar (unten) in Wien Hohe Warte.

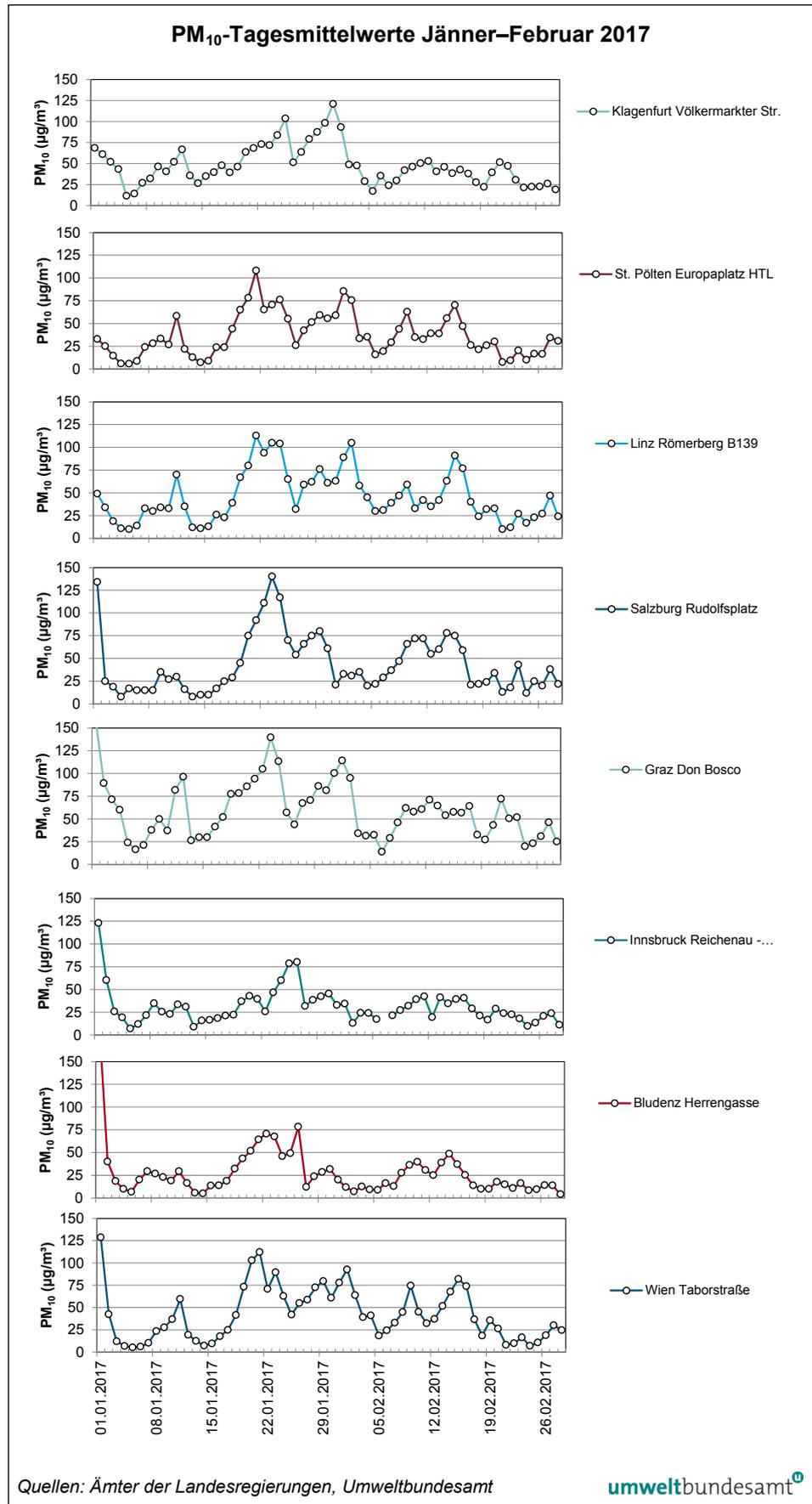
3.2.2 Verlauf der PM₁₀-Tagesmittelwerte

Die nachfolgende Abbildung 8 zeigt den Verlauf der PM₁₀-Tagesmittelwerte in den Monaten Jänner und Februar 2017; Tabelle 5 die maximale Anzahl an Überschreitungen des Grenzwertes für den Tagesmittelwert (50 µg/m³) für diesen Zeitraum. Angegeben ist jeweils die am höchsten belastete Messstelle in jedem Bundesland.

Auffallend sind die deutlich niedrigeren Werte in Tirol und Vorarlberg, verglichen mit dem Osten Österreichs; in diesen Bundesländern traten Überschreitungen nur während einer Episode um den 24. Jänner herum auf. In Westösterreich wurden nur fünf bzw. sechs Überschreitungstage registriert, in allen anderen Bundesländern um die 20 Tage.

niedrige PM₁₀-Belastung in Westösterreich

Abbildung 8:
Maximale PM₁₀-
Tagesmittelwerte in
Städten, Jänner und
Februar 2017.



	Anzahl Überschreitungen
Eisenstadt	20
Klagenfurt Völkermarkterstraße	20
St. Pölten Europaplatz HTL	17
Linz Römerberg B139	20
Salzburg Rudolfsplatz	20
Graz Don Bosco	34
Innsbruck Reichenau – Andechsstraße	5
Bludenz Herrengasse	6
Wien Taborstraße	21

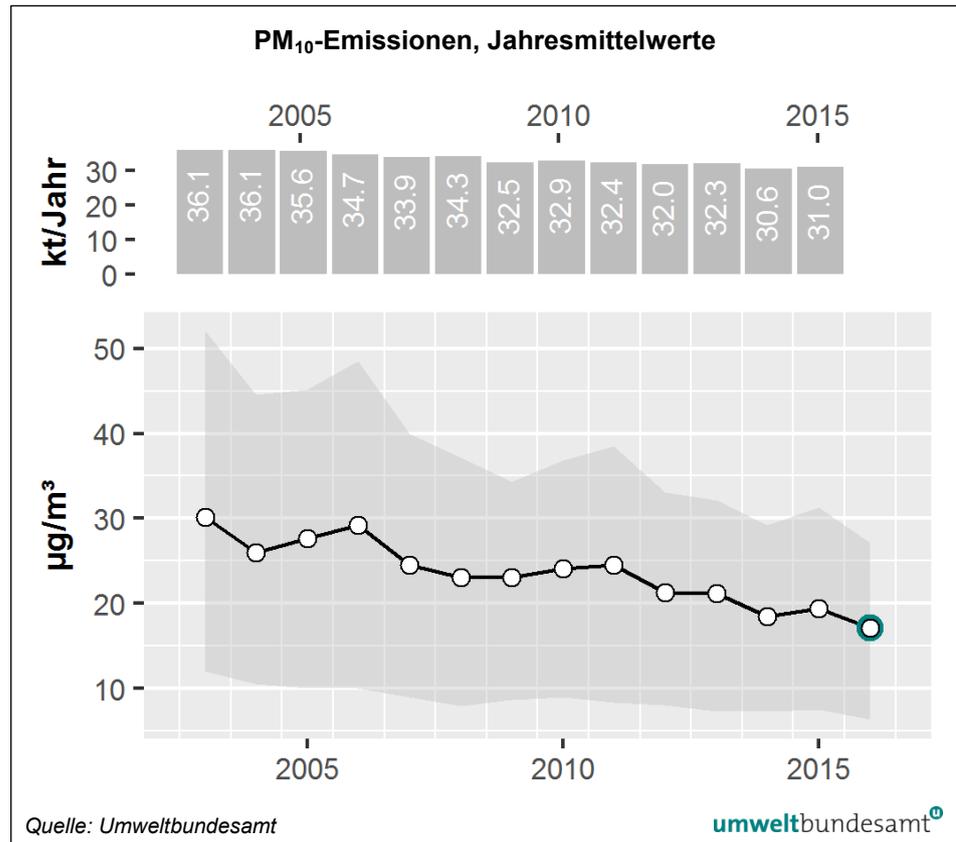
*Tabelle 5:
Messstelle mit der
höchsten Anzahl an
Überschreitungen des
Grenzwertes für den
PM₁₀-Tagesmittelwert
(50 µg/m³) je
Bundesland, Jänner und
Februar 2017 (Quelle:
Umweltbundesamt).*

3.3 Trend der PM₁₀- und PM_{2,5}-Belastung

3.3.1 PM₁₀-Jahresmittelwerte

Zur Übersicht über den Gesamttrend in Österreich zeigt Abbildung 9 das Maximum, den Mittelwert und das Minimum der Jahresmittelwerte jener 60 PM₁₀-Messstellen, welche durchgehend seit 2003 in Betrieb sind, zusammen mit der Entwicklung der österreichischen PM₁₀-Emissionen (bis 2015 verfügbar, UMWELTBUNDESAMT 2017a, c).

Abbildung 9:
Maximum, Mittelwert
und Minimum der
Jahresmittelwerte (in
 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) von PM_{10} an 60
durchgehend
betriebebenen PM_{10} -
Messstellen in
Österreich, 2003–2016,
sowie der
österreichischen
 PM_{10} -Emissionen
(in kt/Jahr) bis 2015.



**abnehmender Trend
der PM_{10} -Belastung**

Die PM_{10} -Belastung zeigt in Österreich sowohl bei den maximalen Jahresmittelwerten als auch bei den gemittelten Jahresmittelwerten generell einen abnehmenden Trend, dem starke Variationen von Jahr zu Jahr überlagert sind.

Der Mittelwert über alle 60 PM_{10} -Messstellen nahm im Vergleich der Dreijahresmittelwerte¹⁵ 2014–2016 gegenüber 2003–2005 um 34 % ab. Besonders starke Abnahmen zeigen die inneralpinen verkehrsnahen Messstellen (– 41 %) und die inneralpinen städtischen Hintergrundmessstellen (– 39 %), die schwächsten Rückgänge zeigen die – niedrig belasteten – alpinen ländlichen Hintergrundmessstellen (– 28 %) sowie die außeralpinen städtischen Hintergrundmessstellen (– 30 %) (siehe Abbildung 10).

¹⁵ Dreijahresmittelwerte helfen den Einfluss der unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen einzelner Jahre zu dämpfen.

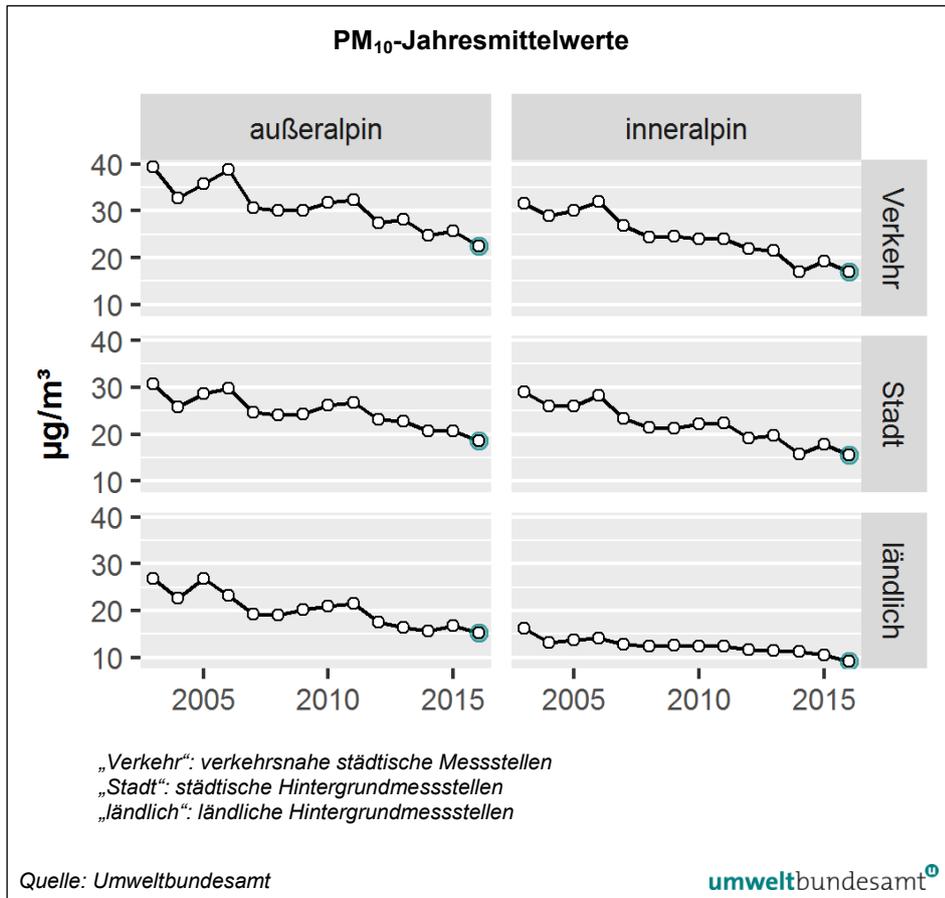


Abbildung 10: Mittelwerte der Jahresmittelwerte von PM₁₀ an unterschiedlichen Standorttypen, 2003–2016.

Der zeitliche Verlauf der PM₁₀-Belastung wird durch das Zusammenwirken der Entwicklung der PM₁₀-Emissionen und der Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel (v. a. SO₂, NO_x, NH₃) in Österreich sowie in dessen östlichen und nördlichen Nachbarländern bestimmt. Letztere sind die für Österreich relevanten Quellgebiete des grenzüberschreitenden Schadstofftransports. Neben den Emissionen sind die meteorologischen Verhältnisse für die Belastung maßgeblich.

Die PM₁₀-Emissionen Österreichs gingen zwischen 2003 und 2015 um 17 % zurück (UMWELTBUNDESAMT 2017b), die über Österreich gemittelte PM₁₀-Belastung (60 Messstellen) nahm in diesem Zeitraum wesentlich stärker ab (– 36 %).

Die Entwicklung der PM₁₀-Emissionen weist deutliche regionale Unterschiede auf. Während sie in Kärnten (– 5 %) und Tirol (– 8 %) nur geringe Veränderungen aufweisen, wurden in Wien (– 28 %) und in Oberösterreich (– 22 %) die stärksten Rückgänge verzeichnet.

Hoch belastete Jahre (2003, 2005 und 2006, auf geringerem Niveau 2010 und 2011) waren von ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Winter gekennzeichnet; v. a. im Nordosten Österreichs spielte Schadstofftransport aus Ostmitteleuropa eine bedeutende Rolle. Demgegenüber waren die Winter der letzten vier Jahre bis 2016 relativ mild und von wechselhaftem Wetter mit häufigen Westwetterlagen und günstigen Ausbreitungsbedingungen gekennzeichnet.

Ländliche (außer- und inneralpine) Hintergrundmessstellen zeigen eine relativ einheitliche Abnahme der PM₁₀-Belastung (im Mittel – 36 % von 2003/2005 bis 2014/2016), die den großskaligen Einfluss der Emissionen in Mitteleuropa und

grenzüberschreitender Transport, Ausbreitungsbedingungen

Hintergrundmessstellen

der meteorologischen Bedingungen (inkl. des Ausmaßes von Ferntransport aus Ostmitteleuropa nach Österreich) widerspiegelt. Diese Faktoren führen offenbar zu einer wesentlich stärkeren Abnahme der regionalen PM₁₀-Hintergrundbelastung als die Veränderung der österreichischen PM₁₀-Emissionen allein bewirken würde.

Im außeralpinen Raum nahmen sowohl die städtische Hintergrundkonzentration (die geringste Abnahme verzeichnet Wien mit – 25 %) als auch die verkehrsnaher PM₁₀-Belastung (im Mittel – 30 % bzw. – 32 %) etwas weniger ab als in ländlichen Hintergrundregionen.

Inneralpine verkehrsnaher sowie städtische Hintergrundmessstellen zeigen eine relativ einheitliche und deutliche Abnahme der PM₁₀-Belastung (– 39 % bzw. – 41 %). Diese Entwicklung dürfte von den meteorologischen Bedingungen sowie vom starken Rückgang der Verkehrsemissionen (– 44 %) bestimmt worden sein.¹⁶

Weitergehende Interpretationen der Ursachen für den überproportional starken Rückgang der städtischen Hintergrundbelastung im inneralpinen Raum sind ohne tiefergehende Analyse nicht möglich. Möglicherweise spiegelt diese Diskrepanz Unzulänglichkeiten bei der Quantifizierung der Emissionen wider. Im Winter sind vor allem die Emissionen aus kleinen Feuerungsanlagen im Raumwärmesektor relevant; die in den Emissionsinventuren verwendeten Emissionsfaktoren spiegeln jeweils den aktuellen Stand des Wissens wider und sind mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet. Vergleiche von Modellergebnissen mit Daten aus Emissionsmessungen weisen auf eine Unterschätzung der Emissionen hin.

Deutlich abgenommen hat der Unterschied zwischen der maximalen und der mittleren PM₁₀-Belastung in den Städten und Ballungsräumen in Österreich seit 2003. So hat sich z. B. diese Differenz in Wien und Graz von etwa 15 µg/m³ auf 5 µg/m³ reduziert, siehe dazu im Detail auch Kapitel 3.3.4.

**regional
unterschiedliche
Trends**

Nach Regionen (und in Teilen Österreichs nach Standorttypen) aufgeschlüsselte Trendauswertungen (siehe Abbildung 10) zeigen regionale Unterschiede. Im Nordosten und im Süden Österreichs wies das Jahr 2011 die höchste PM₁₀-Belastung seit 2006 auf, im Westen ging sie ab 2010 markant zurück. Die geringste Abnahme verzeichnete Linz.¹⁷

Im Süden und Westen wies das Jahr 2014 die niedrigste bisher gemessene PM₁₀-Belastung auf, im Nordosten Österreichs das Jahr 2015.

¹⁶ In welchem Ausmaß darüber hinaus unterschiedliche Messstrategien und -methoden, aber auch Maßnahmen in den einzelnen Bundesländern die Entwicklung der Belastung beeinflussen, lässt sich nicht feststellen.

¹⁷ Mittelwert für Linz 24er Turm, Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Traun

3.3.2 PM_{2,5}-Jahresmittelwerte

Das PM_{2,5}-Messnetz wurde erst in den letzten zehn Jahren aufgebaut und erlaubt daher keine für Österreich repräsentativen Trendaussagen.

rückläufiger PM_{2,5}-Trend

Einen Überblick über die gesamtösterreichische Entwicklung der PM_{2,5}-Belastung gibt Abbildung 11, die für den Zeitraum 2005 bis 2016 die maximale PM_{2,5}-, die mittlere PM_{2,5}- und die mittlere PM₁₀-Konzentration an zwölf seit 2009 bestehenden Messstellen zeigt (d. h. bis 2008 wird nur über einen Teil dieser Messstellen gemittelt). Der Verlauf ist bei PM_{2,5} und PM₁₀ nahezu parallel, d. h. die Konzentration der „groben Fraktion“ (Teilchengröße zwischen PM_{2,5} und PM₁₀) verändert sich praktisch nicht.

Aufgrund dieser Daten kann der Schluss gezogen werden, dass der rückläufige Trend der PM₁₀-Belastung auf die Reduktion der PM_{2,5}-Belastung zurückgeführt werden kann.

Die Konzentration beider Fraktionen, d. h. von PM_{2,5} und der groben Fraktion, nimmt stärker ab als die österreichischen PM_{2,5}-Emissionen.

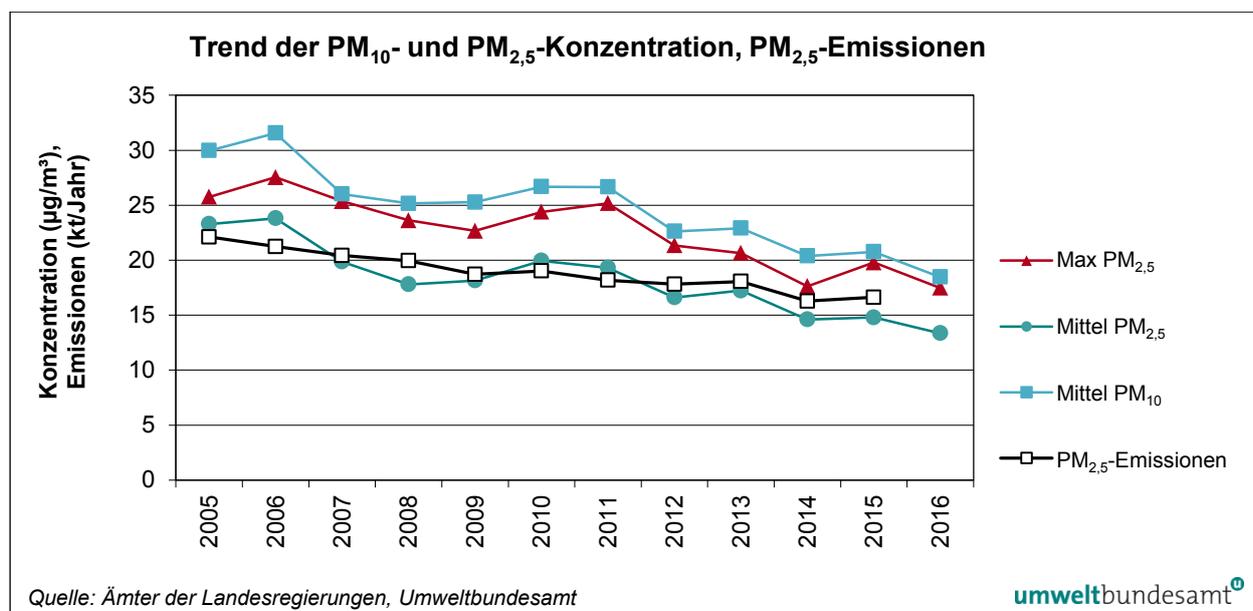


Abbildung 11: Maximale und mittlere Konzentration von PM_{2,5} sowie mittlere PM₁₀-Konzentration an zwölf seit 2009 betriebenen Messstellen, 2005–2016, sowie österreichische PM_{2,5}-Emissionen bis 2015.

Nachdem die PM_{2,5}- und die PM₁₀-Belastung einen parallelen – unregelmäßig abnehmenden – Trend zeigen, während die PM₁₀-PM_{2,5}-Fraktion sich praktisch nicht verändert, nehmen die mittleren PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisse langfristig leicht ab.

Eine Analyse für London kommt zu ähnlichen Ergebnissen; der gleichbleibende bis ansteigende Trend bei der PM₁₀-PM_{2,5}-Fraktion wird dort auf den Einfluss der Nicht-Abgasemissionen des Verkehrs und v. a. auf gestiegene Verkehrsleistungen bei Lkw zurückgeführt (FONT FONT & FULLER 2016).

PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ Die parallele Messung von PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ in Illmitz (der einzigen PM₁-Messstelle in Österreich) zeigt, dass die langfristige Veränderung der PM_{2,5}- und PM₁₀-Belastung von der Veränderung der PM₁-Konzentration bestimmt wird, während die PM-Fraktion größer als PM₁ praktisch konstant bleibt.

Wie weit dieser Sachverhalt auf ganz Österreich verallgemeinerbar ist, lässt sich mangels weiterer PM₁-Messungen nicht aussagen.

3.3.3 Wintermittelwerte 2009/2010 bis 2016/2017

Tabelle 6 vergleicht die PM₁₀-Mittelwerte über die Winterzeiträume (Dezember bis Februar) 2009/2010 bis 2016/2017 an den städtischen Hintergrundmessstellen (gemäß Tabelle 3) in Wien AKH, Graz, Linz Stadtpark, Salzburg Lehener Park, Innsbruck Zentrum und Klagenfurt Koschatstraße/Sterneckstraße sowie an der ländlichen Hintergrundmessstelle Illmitz.

In Graz und Salzburg wurde 2016/2017 der höchste Wintermittelwert des Zeitraums ab 2009/2010 registriert.

Der Winter 2016/2017 wies in Klagenfurt die zweithöchste, im Norden Österreichs – in Wien, Linz und Illmitz – die dritthöchste, in Innsbruck die vierthöchste PM₁₀-Belastung innerhalb des untersuchten Zeitraums auf.

Tabelle 6: PM₁₀-Mittelwerte Dez.–Feb. 2009/2010 bis 2016/2017 an den Messstellen Wien AKH, Illmitz, Graz, Linz Stadtpark, Salzburg Lehener Park, Innsbruck Zentrum und Klagenfurt Koschatstraße/Sterneckstraße (Quellen: Umweltbundesamt, Ämter der Landesregierungen).

PM ₁₀ -Mittelwerte Dezember–Februar (in µg/m ³)							
	Wien	Illmitz	Graz	Linz	Salzburg	Innsbruck	Klagenfurt
2009/2010	41	37	47	38	28	34	34
2010/2011	41	38	47	41	30	36	40
2011/2012	25	24	37	24	22	33	34
2012/2013	32	30	37	33	26	29	32
2013/2014	28	24	34	31	19	22	23
2014/2015	23	22	30	24	17	23	25
2015/2016	22	21	36	26	16	26	31
2016/2017	33	34	48	33	30	29	36

3.3.4 Regionale, städtische und lokale Beiträge

regionale Hintergrundbelastung in Österreich

Die regionale PM₁₀-Hintergrundkonzentration für Nordostösterreich (Wien), Südostösterreich (Graz), den Raum Linz und den Raum Salzburg wird gemäß Kapitel 3.1 bestimmt.

Die Wintermittelwerte von 2009/2010 bis 2016/2017 sind in Abbildung 12 dargestellt.

Im Norden Österreichs wies der Winter 2016/2017 die dritt- oder vierthöchste Belastung (sehr ähnlich jener 2012/2013) auf, im Südosten hingegen die zweithöchste nach 2009/2010.

Der Verlauf weicht im Südosten in den letzten Jahren deutlich von jenem im Norden ab. Ein wesentlicher Faktor für die niedrige regionale Hintergrundbelastung im Norden in den Wintern 2013/2014 bis 2015/2016 war das sehr häufige Auftreten von West- oder Nordwetterlagen (siehe Kapitel 4.1.6), die mit niedriger PM₁₀-Vorbelastung verbunden sind; im Südosten Österreichs kommt der Einfluss dieser ozeanischen bzw. subpolaren Luftmassen weniger zum Tragen. Die hohe regionale Hintergrundbelastung im Südosten 2016/2017 steht u. a. mit starkem Ferntransport von Osten (Ungarn, Serbien) in Zusammenhang.

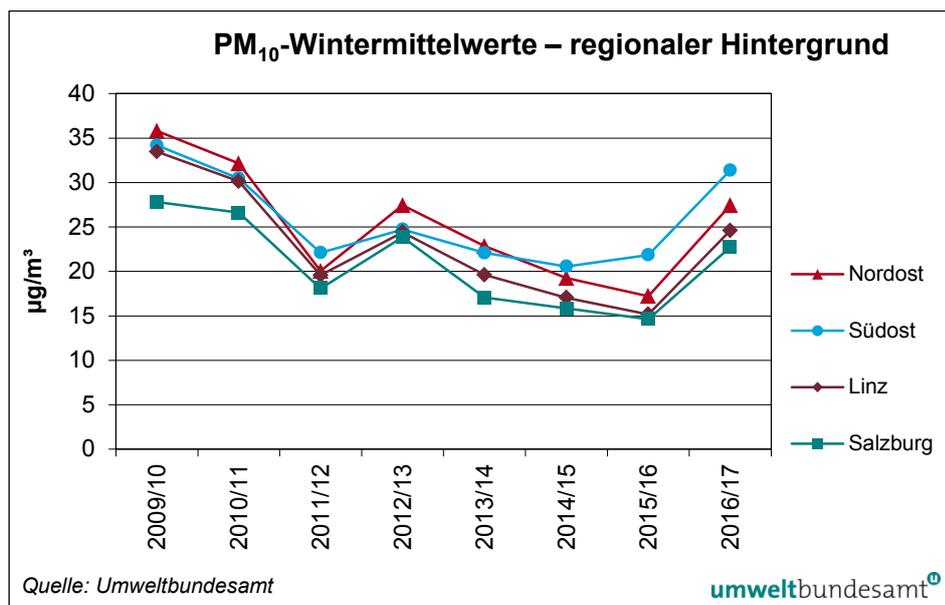


Abbildung 12:
Wintermittelwerte der regionalen Hintergrundkonzentration.

Der städtische Beitrag zur städtischen PM₁₀-Hintergrundbelastung wird als Differenz der städtischen Hintergrundbelastung gegenüber der regionalen Hintergrundbelastung gebildet (siehe Kapitel 3.1). An jenen Tagen, an denen diese Differenz negativ ist, wird der Wert 0 angenommen.

städtische Beiträge zur Hintergrundbelastung

Für Wien wird in Abbildung 13 nur die Messstelle AKH, welche die einzige durchgehende gravimetrische Messreihe besitzt, zur Beurteilung der städtischen Hintergrundbelastung herangezogen; der Wechsel zwischen gravimetrischer und kontinuierlicher Methode an den übrigen städtischen Hintergrundmessstellen gibt leicht abweichende Ergebnisse.

Der städtische Beitrag variiert in Wien in fast allen Wintern zwischen 4 µg/m³ und 6 µg/m³, lediglich im Winter 2010/2011 ist er mit 9 µg/m³ höher.

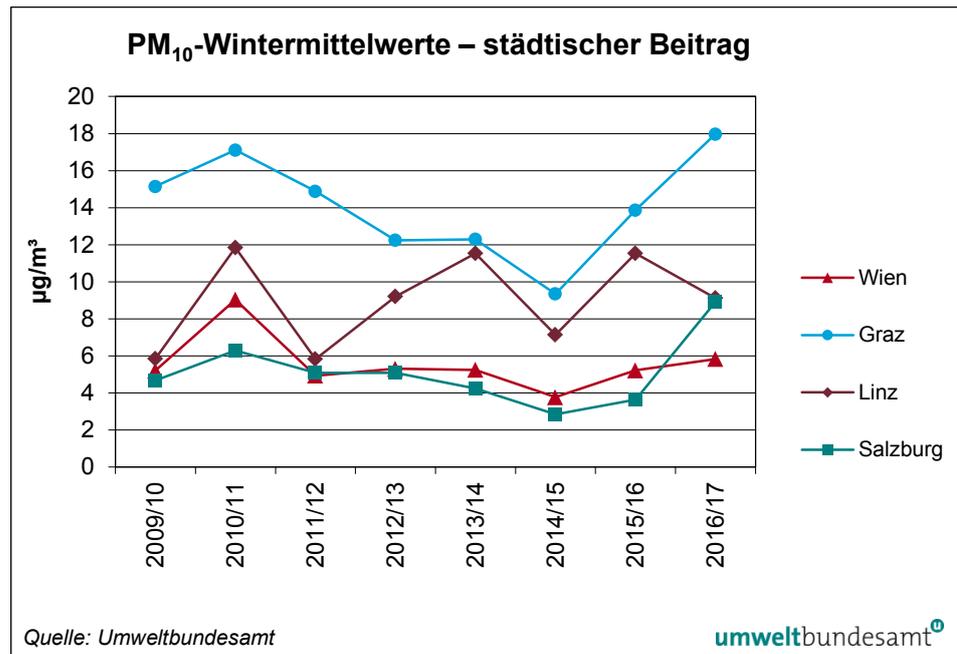
Der städtische Beitrag¹⁸ von Linz variiert unregelmäßig zwischen 6 µg/m³ und 12 µg/m³.

¹⁸ Linz weist deutlich höhere städtische Beiträge auf als Wien. Linz Stadtpark (sowie Neue Welt und Römerberg) weisen an zahlreichen hoch belasteten Tagen um 20–50 µg/m³ höhere Konzentrationen auf als ländliche und kleinstädtische Messstellen in OÖ, v. a. bei Westwind. Dies könnte an der „Halbbeckanlage“ von Linz liegen. Traun hat bei hoch belasteten Episoden meist niedrigere Werte als Linz Stadtpark.

Der städtische Beitrag liegt in Graz zwischen 9,3 µg/m³ und 18,0 µg/m³ (Maximalwert 2016/2017), wobei diese starke Variabilität keinen klaren Zusammenhang mit meteorologischen Parametern erkennen lässt. Der hohe städtische Beitrag 2016/2017 (über 30 µg/m³ an 13 Tagen) entzieht sich einer Interpretation.

In Salzburg liegt der städtische Beitrag bis 2015/2017 zwischen 2,8 µg/m³ und 6,3 µg/m³, deutlich aus der Reihe fällt 2016/2017 mit 8,9 µg/m³.

Abbildung 13:
Städtischer Beitrag zur
städtischen
Hintergrundbelastung.



**lokale Beiträge in
Wien, Graz, Linz und
Salzburg**

Die lokalen Beiträge der jeweiligen „städtischen Belastungsschwerpunkte“ – Wien Taborstraße, Graz Don Bosco, Linz Römerberg und Salzburg Rudolfsplatz – als Differenz zum städtischen Hintergrund in den jeweiligen Städten sind in Abbildung 14 dargestellt.

Nachdem die lokalen Emissionen im Bereich der als Belastungsschwerpunkte ausgewiesenen Messstellen nicht genau bekannt sind und diese Messstellen auch nicht notwendigerweise die höchste Belastung in den jeweiligen Städten widerspiegeln, sind ihre lokalen Beiträge zwischen den einzelnen Städten nicht notwendigerweise vergleichbar.

Der lokale Beitrag an der Taborstraße in Wien nahm zwischen 2009/2010 und 2016/2017 unregelmäßig leicht ab, am Römerberg in Linz unregelmäßig leicht zu.

Die hohe PM₁₀-Belastung der Messstelle Salzburg Rudolfsplatz 2009/2010 wurde durch lokale Bauarbeiten verursacht, daher ist der lokale Beitrag für diesen Zeitraum nicht aussagekräftig. Die Wintermittelwerte der folgenden Jahre zeigen keinen klaren Trend.

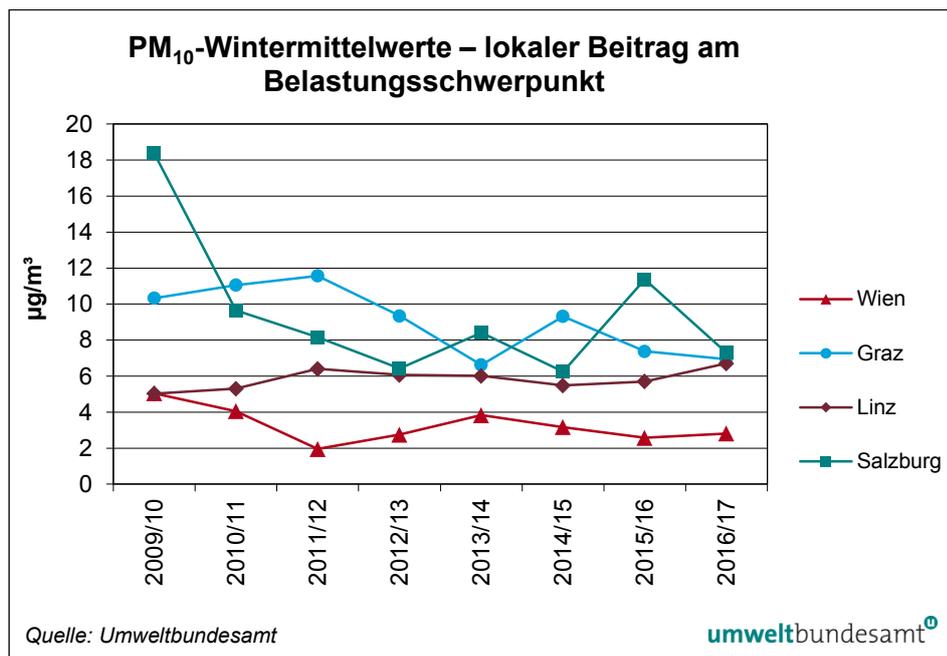


Abbildung 14:
Lokaler Beitrag zur Belastung am städtischen Belastungsschwerpunkt.

3.3.5 Europa

Aus europäischen Ländern liegen PM₁₀-Werte bis zum Jahr 2016 vor.¹⁹ Für den Zweck dieser Studie wurden PM₁₀-Jahresmittelwerte von regionalen Hintergrundstationen der Jahre 2005–2016 jener Länder untersucht, die für Ferntransport nach Österreich relevant sind (siehe auch Kapitel 2.4.1) (UMWELTBUNDESAMT 2008, EMEP MSC-W 2015):

- Deutschland,
- Polen,
- Rumänien,
- Serbien,
- Slowakei,
- Slowenien,
- Tschechien,
- Ungarn.

Lediglich aus Deutschland, Polen und Tschechien liegen Daten einer repräsentativen Anzahl von Messstellen vor; auf diese Länder beschränkt sich daher die Auswertung (siehe Abbildung 15).

Die PM₁₀-Hintergrundbelastung zeigt in Österreich und **Deutschland** einen quantitativ sehr ähnlichen, tendenziell abnehmenden Verlauf.

Die PM₁₀-Hintergrundbelastung lag in **Tschechien** bis 2014 auf einem höheren Konzentrationsniveau.

In **Polen** zeigt sich tendenziell an Anstieg der Belastung.

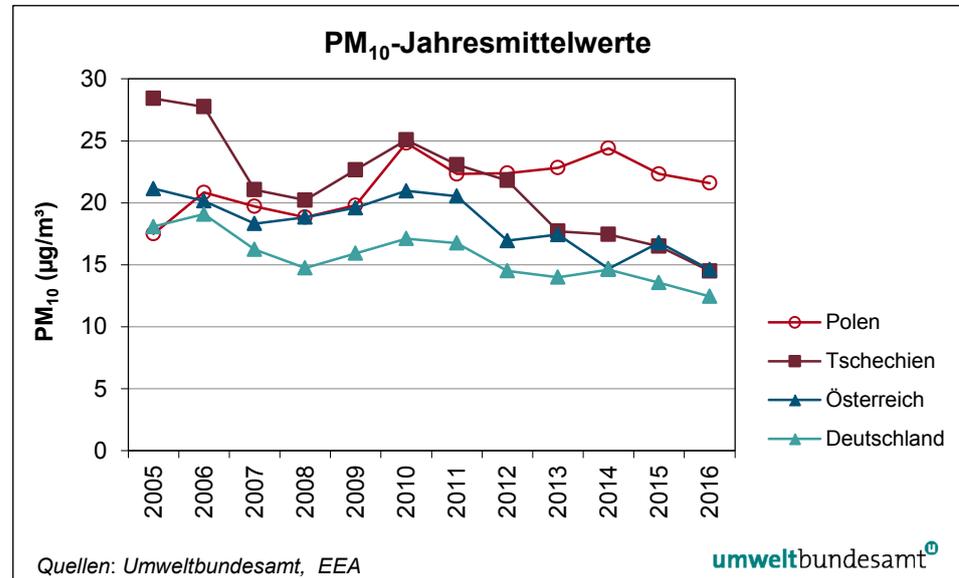
regionaler Hintergrund in Herkunftsländern bis 2016

¹⁹ <http://aide.apps.eea.europa.eu>, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-8>

Rückgang der PM₁₀-Belastung seit 2005

In Deutschland und Österreich zeigt sich ein Rückgang²⁰ der mittleren PM₁₀-Belastung seit 2005 um jährlich durchschnittlich knapp 0,5 µg/m³. Noch etwas deutlicher ist der Rückgang in Bayern²¹ mit jährlich durchschnittlich 0,6 µg/m³. Auch Tschechien weist einen deutlichen Rückgang von 1,1 µg/m³ auf.

Abbildung 15:
PM₁₀-Jahresmittelwert
im regionalen
Hintergrund in
Österreich, Deutschland,
Polen und Tschechien.



Ähnliche Ergebnisse zeigen über ganz Europa gemittelte Werte (siehe Abbildung 16; siehe auch ETC/ACM 2015). Für den Zeitraum 2005–2016 zeigt sich ein Rückgang bei der PM₁₀-Belastung von etwa 30 % an ländlichen Hintergrund- und städtischen Verkehrsmessstellen, an städtischen Hintergrundmessstellen von 18 %. Es zeigt sich aber auch der in Österreich beobachtete Anstieg in den Jahren 2008 bis 2011. Auffallend ist auch, dass sich ab 2010 die Werte an Verkehrsmessstellen und im städtischen Hintergrund kaum noch unterscheiden.

²⁰ in Österreich, Deutschland und Tschechien bei 99 % Signifikanzniveau

²¹ Mittelwert über zwei Stationen, Signifikanzniveau 99,9 %

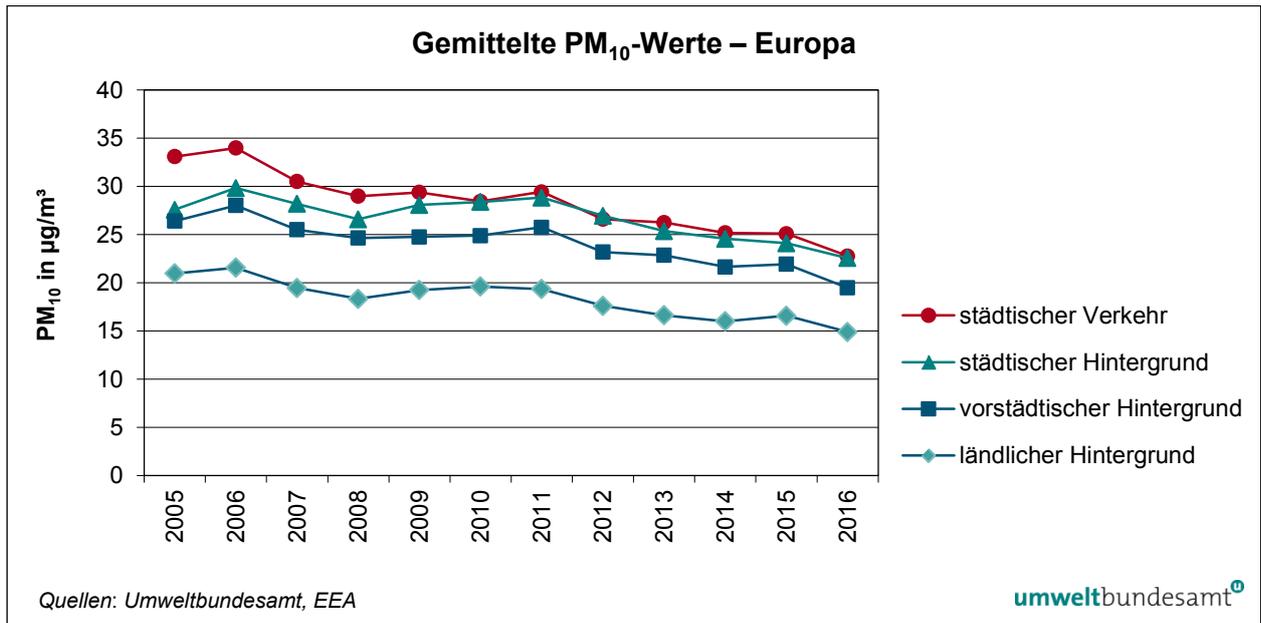


Abbildung 16: Gemittelte PM₁₀-Jahresmittelwerte für Stationen in Europa, von denen ausreichend Daten vorliegen.

Diese Rückgänge sind relativ gleichmäßig über Europa verteilt (siehe Abbildung 17).

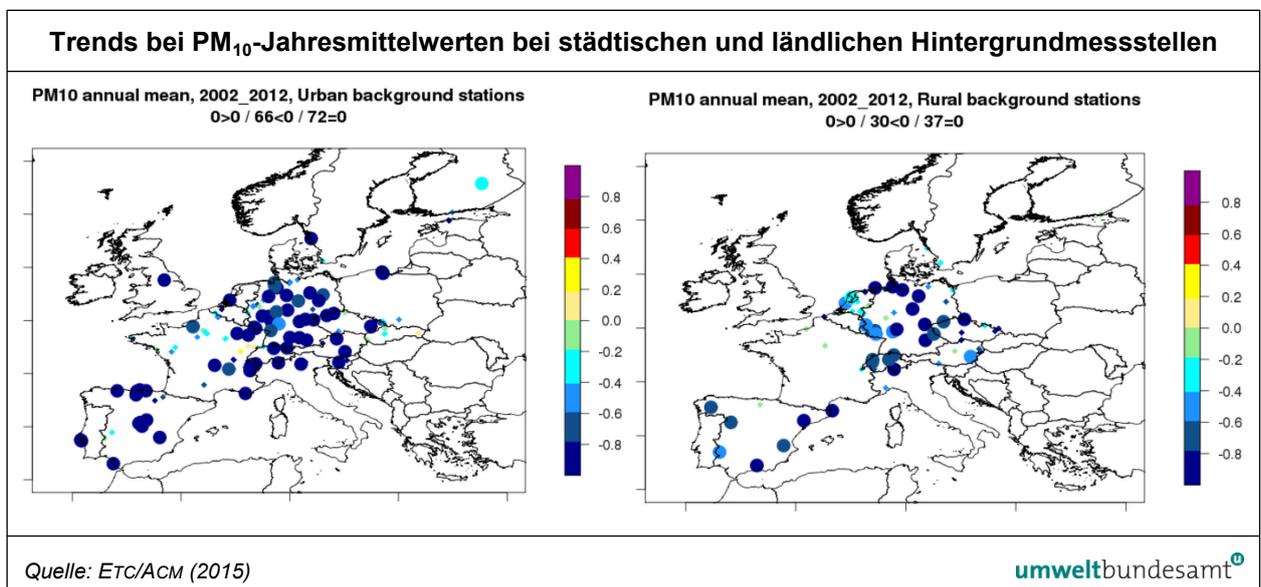


Abbildung 17: Trends bei PM₁₀-Jahresmittelwerten (in µg/m³ pro Jahr) bei städtischen (links) und ländlichen Hintergrundmessstellen (rechts) im Zeitraum 2002–2012. Kleine Symbole stellen Stationen dar, bei denen die Trends nicht signifikant sind.

Nummern in Überschrift: Anzahl Messstellen mit signifikant positiven Trends (> 0), signifikant negativen Trends (< 0) und nicht signifikanten Trends (= 0) (p-Wert < 0,05).

3.4 Trend der Feinstaub-Inhaltsstoffe

3.4.1 Österreich

3.4.1.1 Regionaler Hintergrund Nordostösterreich

Analysen der PM_{2,5}-Zusammensetzung liegen für Illmitz vor (UMWELTBUNDESAMT 2017d). Die PM_{2,5}-Zusammensetzung der einzelnen Jahre ist in Abbildung 18 zusammengestellt.²²

sekundäre anorganische Aerosole

Die Anteile der einzelnen Komponenten zeigen keinen Trend, sondern unregelmäßige Variationen von Jahr zu Jahr in einem engen Bereich. Die Konzentration von sekundären anorganischen Aerosolen²³ hat von 1999/2000 von 8,1 µg/m³ auf etwa 5 µg/m³ im Jahr 2016 abgenommen. 2011 betrug die Konzentration 7,4 µg/m³, bedingt v. a. durch eine höhere Sulfatkonzentration als in den Jahren danach. Zwischen 2012 und 2015 liegt die Konzentration von sekundären anorganischen Aerosolen auf konstantem Niveau von etwa 6 µg/m³.

Der Anteil sekundärer anorganischer Aerosole (v.a. Ammoniumnitrat und -sulfat inkl. adsorbiertes Wasser) variiert zwischen 42 % und 48 %. Der Anteil von Sulfat variiert zwischen 15 % und 20 %, der Anteil von Nitrat zwischen 11 % und 16 %.

EC/OC- Konzentration

Die Konzentrationen von elementarem Kohlenstoff (elemental carbon, EC) und organischem Kohlenstoff (organic carbon, OC) wurden in den Jahren 1999/2000 sowie seit 2011 mit jeweils unterschiedlichen Verfahren bestimmt. Die Werte sind daher nur bedingt vergleichbar²⁴. Seit 2011 variiert der Anteil des organischen Materials (OM) am PM_{2,5} ohne klaren Trend zwischen 43 % und 49 %, der EC-Anteil zwischen 3 % und 5 %.

²² Anmerkung: Die in Abbildung 18 angegebene PM_{2,5}-Gesamtkonzentration entspricht nicht den in Kapitel 3.3 angegebenen PM_{2,5}-Jahresmittelwerten, da die Probenahme für die Analyse der PM_{2,5}-Inhaltsstoffe jeden dritten Tag abdeckt.

²³ Zurückgegangen sind die Sulfat- und Ammonium-Konzentrationen; die Nitratkonzentration ist in etwa gleichgeblieben.

²⁴ Die im Jahr 1999/2000 verwendete Methode nach VDI 2465 Bl. 1 zeigt höhere EC-Werte im Vergleich zu thermooptischen Methoden (OSTLUFT 2010).

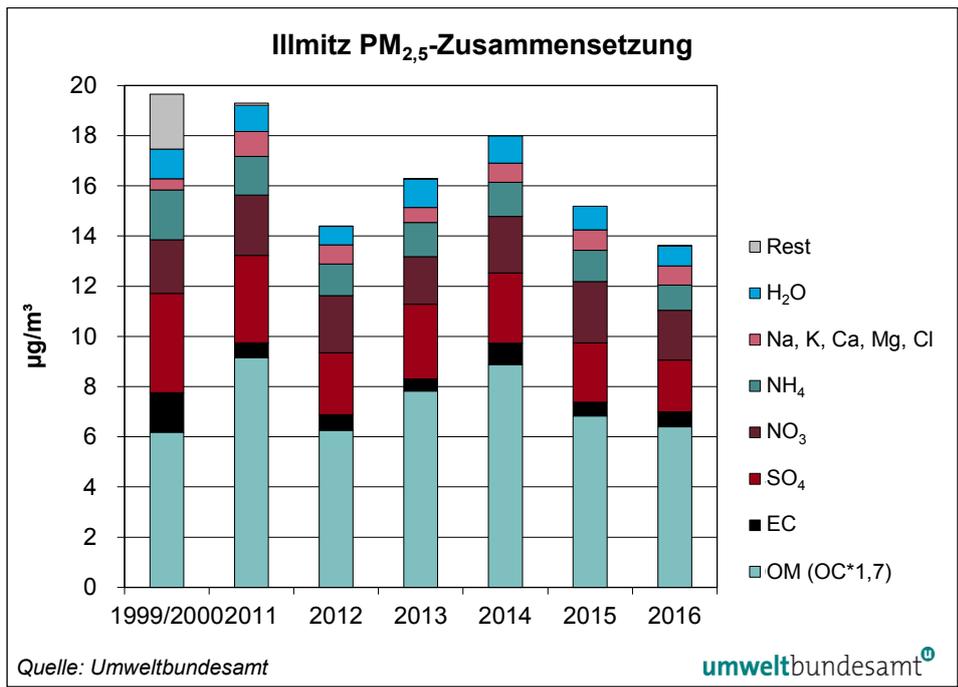


Abbildung 18:
Konzentrationen der
PM_{2,5}-Inhaltsstoffe in
Illmitz, 1999/2000 sowie
2011–2015.

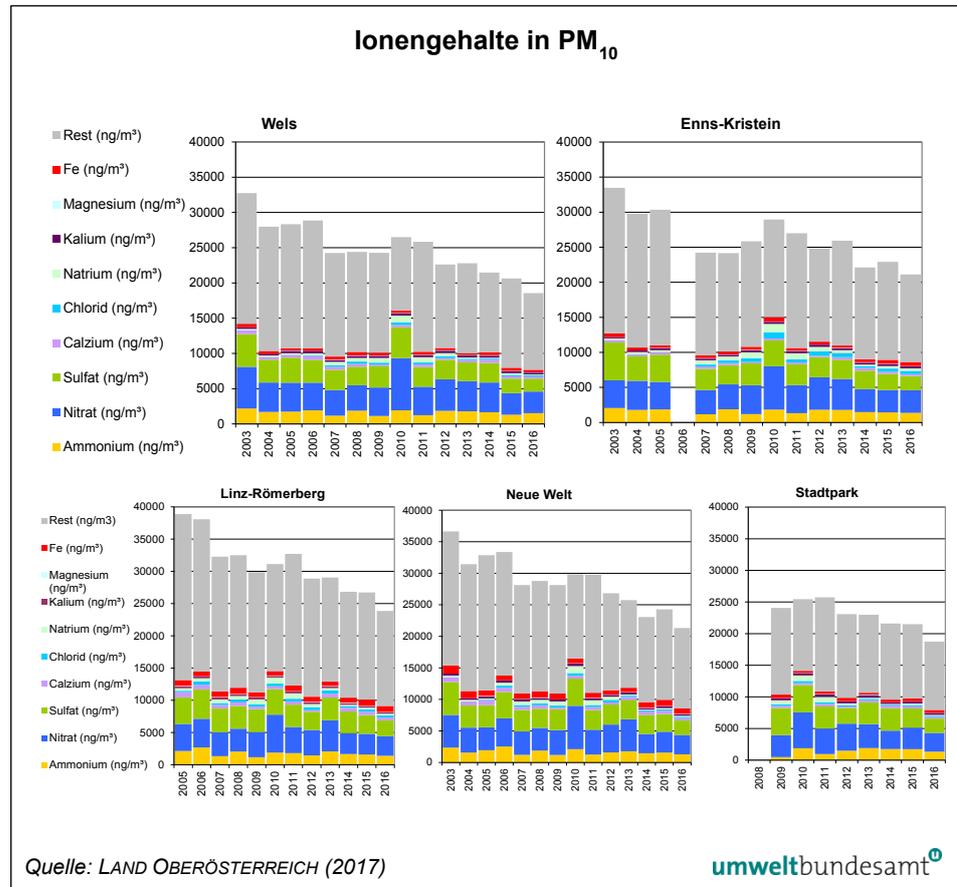
Das letzte auffallend hoch belastete Jahr 2011 zeigt keine deutlich von den folgenden Jahren abweichende PM_{2,5}-Zusammensetzung.

3.4.1.2 Oberösterreich

Vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung werden seit dem Jahr 2003 Analysen der Ionengehalte in PM₁₀ an fünf Messstellen durchgeführt, davon an zweien seit 2008 bzw. 2009 auch in PM_{2,5} (LAND OBERÖSTERREICH 2017). Abbildung 19 zeigt die entsprechenden Werte für PM₁₀.

Ionengehalte in PM₁₀

Abbildung 19:
Ionengehalte in PM₁₀ an
verschiedenen
Messstellen in
Oberösterreich.



Der Anteil an anorganischen Ionen beträgt in den meisten Jahren an allen Messstellen ca. 10 µg/m³. Das bislang am niedrigsten belastete Jahr war 2016.

hohe Ammonium-nitrat-Werte

Auffallend sind erhöhte Konzentrationen anorganischer Ionen in den – insgesamt höher belasteten – Jahren 2003 und v. a. 2010; die höheren Konzentrationen entfallen überwiegend auf Ammoniumnitrat, in geringerem Ausmaß auf Sulfat. In Linz, nicht aber in Wels, zeichnet sich auch 2006 durch erhöhte Ammoniumnitrat-Konzentrationen aus. Besonders hohe Nitrat-Konzentrationen (um 30 % der PM₁₀-Gesamtkonzentration) wurden im Jänner, Februar und Dezember 2010 registriert, wofür im Dezember u. a. die sehr niedrige Temperatur (–3,0 °C bis –2,5 °C im Monatsmittel) verantwortlich sein dürfte. Im Jänner und Februar spielte an den hoch belasteten Tagen 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.

Rückgang bei Sulfat

Eine statistische Analyse der Trends der Feinstaub-Komponenten zeigt, dass der Rückgang an den meisten Messstellen nur bei Sulfat sowie dem „Rest“²⁵ (PM₁₀-Gesamtkonzentration minus analysierte Komponenten) und PM₁₀ selbst signifikant²⁶ ist. Bei Sulfat beträgt der Rückgang etwa 0,1 µg/m³ pro Jahr, bei den sekundären anorganischen Aerosolen insgesamt etwa 0,2–0,4 µg/m³ und bei PM₁₀ etwa 0,7–1,0 µg/m³ pro Jahr.

²⁵ kohlenstoffhaltige sowie mineralische Fraktion

²⁶ Mann-Kendall Test sowie Schätzung der Steigung nach Sen (FMI 2002)

Der Rückgang der PM₁₀-Belastung an diesen Messstationen kann daher nur zu einem geringen Teil durch den Rückgang bei sekundären anorganischen Aerosolen erklärt werden.

Bei einem Vergleich des 1. Quartals 2016 mit jenem des Jahres 2017 fallen bei den Inhaltsstoffen keine besonderen Unterschiede bei den relativen Anteilen auf; lediglich das Gesamtniveau ist deutlich höher.

Vergleich 2016–2017

3.4.1.3 Salzburg

Vom Amt der Salzburger Landesregierung wird seit dem Jahr 2000 die Konzentration von elementarem Kohlenstoff (EC) in PM₁₀ analysiert (LAND SALZBURG 2017).²⁷

Die Messungen zeigen v. a. seit dem Jahr 2006 einen sehr deutlichen Rückgang der Konzentration an EC. Lag diese zu Beginn der Messungen an der höchstbelasteten Messstelle Salzburg Rudolfsplatz noch bei etwa 10 µg/m³, so hat diese bis zum Jahr 2015 auf unter 4 µg/m³ abgenommen. Auch in Hallein B159 und Zederhaus A10 haben sich die Konzentrationen mehr als halbiert.

deutlicher Rückgang bei EC

Der Rückgang ist bei allen drei Stationen mit längeren Messreihen hoch signifikant und beträgt am Rudolfsplatz 0,5 µg/m³ pro Jahr, in Hallein 0,4 µg/m³ pro Jahr und in Zederhaus 0,2 µg/m³ pro Jahr.

Der Hauptgrund für den Rückgang dürfte die Einführung des Dieselpartikelfilters, beginnend mit Jahr 2000, sein. Neben Dieselruß tragen auch Emissionen aus der Raumwärmeerzeugung (feste und flüssige Brennstoffe) zur Konzentration von EC bei. Diese dürften aber in einem geringeren Ausmaß abgenommen haben.

Die Betrachtung der Differenz der PM-Konzentration und der EC-Konzentration zeigt, dass der Gutteil des Rückgangs der PM-Jahresmittelwerte durch den Verlauf der EC-Konzentration erklärt werden kann (siehe Abbildung 21).

²⁷ Die Analyse von EC wurde in allen Jahren nach VDI 2465 Bl. 2 durchgeführt.

Abbildung 20:
Entwicklung der
Konzentration von
elementarem
Kohlenstoff (EC) in
 PM_{10} und $PM_{2,5}$
(Lehener Park, Hallein
2016) an Messstellen in
Salzburg.

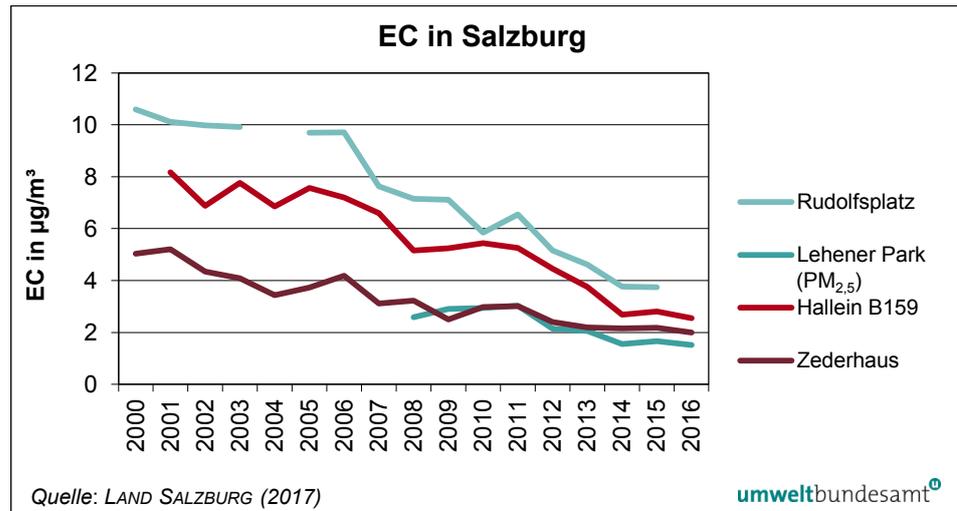
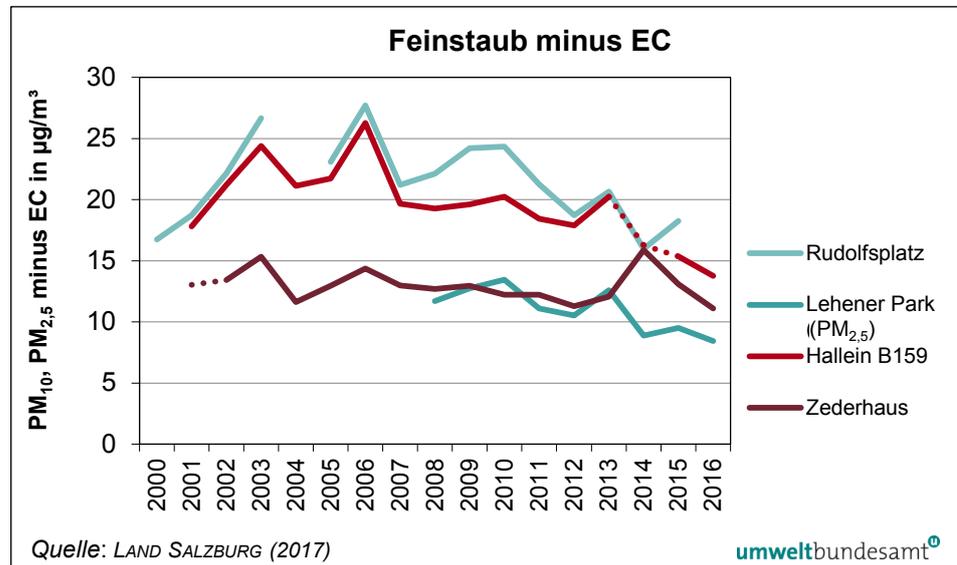


Abbildung 21:
Entwicklung der
Differenz von PM_{10} bzw.
 $PM_{2,5}$ minus EC an
Messstellen in Salzburg
(strichlierte Linie:
Jahresmittelwerte mit
kontinuierlichem
Verfahren).



Vergleich mit Abgasemissionen

Die österreichweiten Abgasemissionen des Verkehrs- und des Offroad-Verkehrs (und damit von Dieselruß bzw. EC) haben seit dem Jahr 2000 in einem vergleichbaren Ausmaß wie die EC-Belastung am Rudolfsplatz abgenommen.

3.4.2 EMEP-Region

partikuläre Verbindungen

Die umfassendste Beschreibung von Trends einiger Inhaltsstoffe wurde im Rahmen des EMEP-Programms erstellt (EMEP 2016). Innerhalb dieses Programms werden seit 1990 an regionalen Hintergrundmessstellen mit einer speziellen Methode²⁸ u. a. partikuläres Sulfat, die Summe aus HNO_3 und partikuläres Nitrat (oxidierte Stickstoffverbindungen) sowie reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_3 und NH_4^+) gemessen (siehe Abbildung 22). Relevant sind hier v. a. die partikulären Verbindungen.

²⁸ sogenannte Filterpacks. Die Konzentrationen sind nicht direkt mit denen von chemischen Analysen von PM-Filtern vergleichbar.

Bei diesen zeigt sich besonders bei Sulfat ein deutlicher Rückgang, welches zwischen 2002 und 2012 um 39 % abgenommen hat. Bei HNO₃ und partikulärem Nitrat betrug die Abnahme in diesem Zeitraum lediglich 7 %, bei reduzierten Stickstoffverbindungen 14 %.

Diese vergleichsweise geringe Abnahme bei Stickstoffverbindungen wird auch damit erklärt, dass durch die deutliche Reduktion an SO₂-Emissionen mehr Ammonium für die Bildung von Ammoniumnitrat zur Verfügung steht.

Rückgang v. a. bei Sulfat

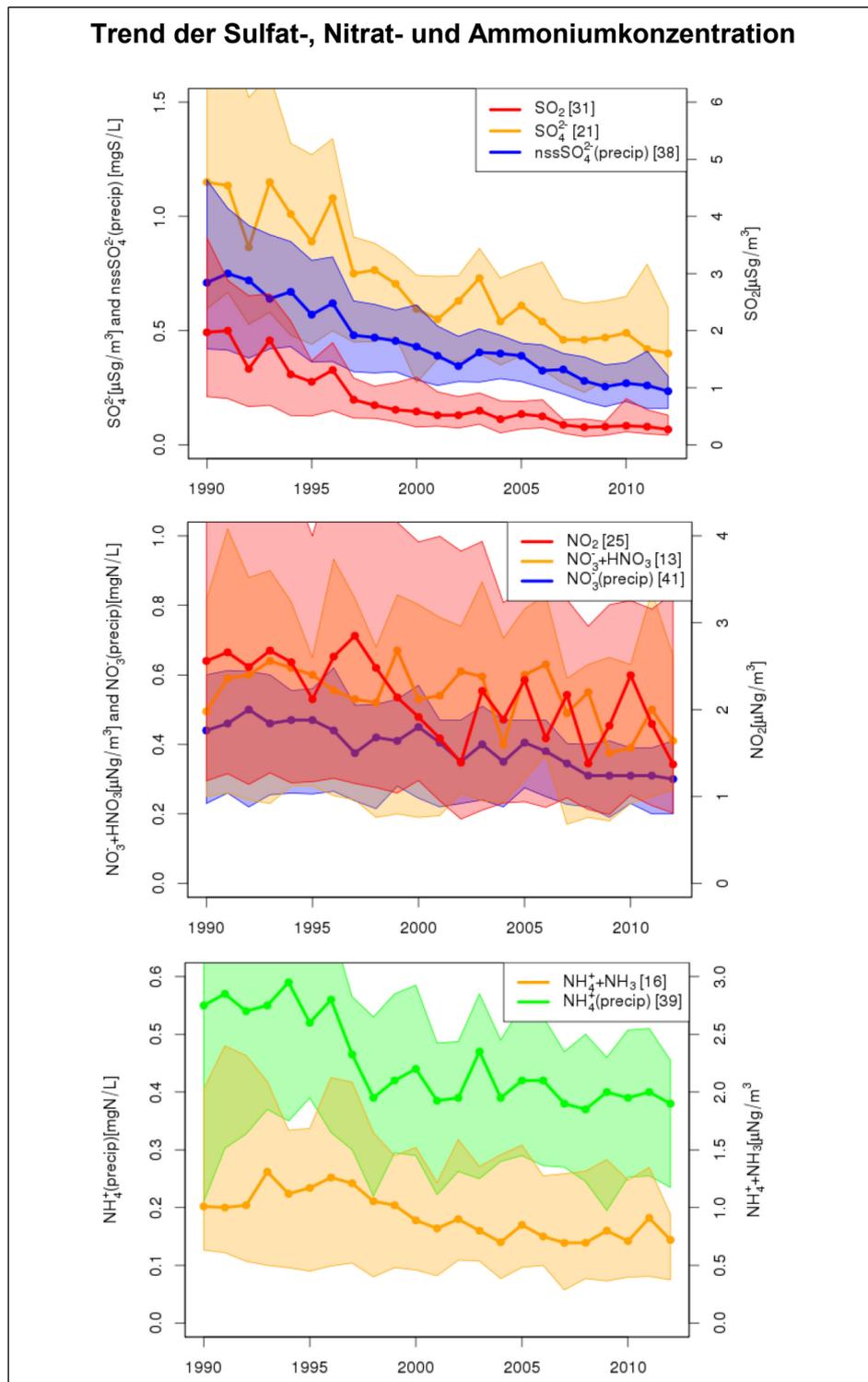


Abbildung 22: Median, 25- und 75-Perzentil von SO₂, partikulärem Sulfat (SO₄²⁻), Sulfat im Niederschlag (nssSO₄²⁻, ohne Meersalz) (oben); NO₂, partikuläres Nitrat und Salpetersäure (NO₃⁻+HNO₃) und Nitrat im Niederschlag (NO₃⁻precip) (Mitte); partikuläres Ammonium und Ammoniak (NH₃+NH₄⁺) und Ammonium im Niederschlag (NH₄⁺precip) an EMEP-Messstellen (Quelle: EMEP 2016).

3.5 Resümee Feinstaub-Belastung und deren Trend

Die PM₁₀-Belastung zeigt in Österreich seit 2010 einen unregelmäßig abnehmenden Trend, dem deutliche Variationen von Jahr zu Jahr überlagert sind. Das zeitliche Verhalten der PM₁₀-Jahresmittelwerte wird überwiegend von der Belastung im Winter bestimmt; die Sommermittelwerte verändern sich kaum.

Auf die hoch belasteten Winter 2009/2010 und 2010/2011 folgte eine Abnahme der Belastung und im Winter 2016/2017 ein neuerlicher Anstieg.

4 METEOROLOGISCHE EINFLUSSFAKTOREN UND DEREN TREND

4.1 Meteorologische Einflussfaktoren

4.1.1 Allgemeines

Die meteorologischen Verhältnisse beeinflussen die Feinstaub-Belastung auf verschiedene Weise:

- Die Ausbreitungsbedingungen – d. h. das Ausmaß vertikaler Durchmischung – entscheiden generell über die Konzentration in Bodennähe.
- Feinstaub hat eine atmosphärische Lebensdauer von bis zu mehreren Tagen. Daher ist für die Belastung durch primäre und sekundäre Partikel entscheidend, ob die Luftmassen davor Gebiete mit hohen Emissionen von primären Partikeln und Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel überquert haben.
- In Hinblick auf die atmosphärische Lebensdauer von Feinstaub ist zudem relevant, welche Ausbreitungsbedingungen während mehrerer Tage vorherrschen.
- Indirekt beeinflusst die Meteorologie auch die Emissionen von Schadstoffen; einerseits z. B. im Raumwärmebereich und von Kraftwerken, z. T. auch bei Kfz, andererseits aus natürlichen Quellen stammend (z. B. VOC-Emissionen der Vegetation).

meteorologische Einflüsse

Ungünstige Ausbreitungsbedingungen, wie stabile Temperaturschichtung und niedrige Windgeschwindigkeit, sorgen für erhöhte Konzentrationen am Boden. Nachts und im Winter herrschen tendenziell ungünstigere Bedingungen für die Ausbreitung der genannten Schadstoffe als tagsüber bzw. im Sommer, da generell stärkere Sonneneinstrahlung zu einer stärkeren Durchmischung der bodennahen Atmosphäre und damit zu einer rascheren Schadstoffverdünnung führt. Dementsprechend werden nachts bzw. im Winter tendenziell höhere Konzentrationen beobachtet als tagsüber bzw. im Sommer.

ungünstige Ausbreitungsbedingungen

Die Ausbreitungsbedingungen hängen auch stark von den Wetterlagen ab. Hochdruckwetterlagen sind im Winter i.d.R. mit niedrigen Windgeschwindigkeiten, tiefen Temperaturen und ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verbunden. Dies gilt auch für Wetterlagen mit Luftmassentransport aus dem Ostsektor, bei denen kalte kontinentale Luftmassen Österreich erreichen. Dagegen ist Luftmassentransport aus dem Westsektor im Winter meist mit wärmeren Luftmassen ozeanischen Ursprungs, höheren Windgeschwindigkeiten, stärkerer vertikaler Durchmischung und oft mit Niederschlägen verbunden und sorgt damit für geringere Schadstoffkonzentrationen in Bodennähe.

Wetterlage

Die Häufigkeit unterschiedlicher Wetterlagen ist daher ein wesentlicher Einflussfaktor für die Schadstoffkonzentration, v. a. von Feinstaub, deren Jahresgang und deren Variation von Jahr zu Jahr.

Beim Aufbau erhöhter Konzentrationen partikulärer Schadstoffe spielen die atmosphärische Bildung sekundärer Aerosole sowie die vergleichsweise hohe atmosphärische Verweildauer von mehreren Tagen eine wesentliche Rolle.

Bildung sekundärer Aerosole

Fernverfrachtung Partikuläre Schadstoffe können – ebenso wie SO₂ als wichtige Vorläufersubstanz sekundärer Aerosole – über mehrere 100 Kilometer transportiert werden. Die an einem bestimmten Ort gemessene Immissionskonzentration ist daher nicht nur von den lokalen Ausbreitungsbedingungen abhängig, sondern auch von u.U. weiträumigem Transport und von den meteorologischen Verhältnissen während des Transport- bzw. Bildungsprozesses. Ihre Anreicherung in der bodennahen Luftschicht hängt wesentlich von der Zeitdauer des Vorherrschens ungünstiger Ausbreitungsbedingungen ab. Die Häufigkeit unterschiedlicher Wetterlagen beeinflusst die PM-Konzentration, deren Jahresgang und deren Variation von Jahr zu Jahr daher noch stärker als die Konzentration kurzlebiger Schadstoffe.

Hochdruckwetter im Winter Hochdruckwetterlagen mit Transport kontinentaler Kaltluft sind im Winter nicht nur mit besonders ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verbunden; zudem überstreichen kontinentale Luftmassen, die Österreich erreichen, häufig Gebiete in Ostmittel- und Osteuropa mit hohen PM- und SO₂-Emissionen, die zum Ferntransport von Luftschadstoffen beitragen. Ozeanische Luftmassen sind nicht nur mit günstigen Ausbreitungsbedingungen und höheren Windgeschwindigkeiten verbunden; sie nehmen daher, auch wenn sie Regionen mit hohen Emissionen in West- und Mitteleuropa überqueren, vergleichsweise wenig Schadstoffe auf, wodurch Westwetterlagen auch mit geringeren Beiträgen von Ferntransport verbunden sind.

4.1.2 Jahreszeitliche Unterschiede

Die PM-Konzentration zeigt an fast allen Messstellen einen Jahresgang mit erhöhten Konzentrationen im Winter (Ausnahme sind höher gelegene Messstellen, an denen der stärkere Vertikalaustausch im Sommer zu höheren PM-Belastungen führt).

Trendvergleich Winter- und Sommerhalbjahr Die Auswertung der Trends von Winter- und Sommerhalbjahresmittelwerten (siehe Tabelle 7) zeigt, dass sich die Sommermittelwerte zwischen 2010 und 2017 nur geringfügig verändern und der in diesem Zeitraum beobachtete (abnehmende) Trend ganz überwiegend die Wintermittelwerte betrifft.²⁹ Die Differenz zwischen Sommer- und Wintermittelwerten nimmt damit tendenziell ab.

²⁹ Dies zeigt sich auch bei verkehrsnahen Messstellen.

Tabelle 7: Winter- und Sommermittelwerte der PM₁₀-Konzentration an ausgewählten Messstellen (W: Winterhalbjahr, S: Sommerhalbjahr. Quellen: Ämter der Landesregierungen, Umweltbundesamt).

	Illmitz		Wien AKH		Graz Süd		Klagenfurt ¹⁾		Salzburg Lehen		Innsbruck Zentrum	
	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S
	µg/m³											
2010	32	15	37	19	47	20	30	15	26	16	27	17
2011	33	16	36	18	46	20	36	17	27	16	30	16
2012	25	15	28	18	38	19	26	15	22	13	27	15
2013	25	16	28	19	34	19	27	19	24	17	25	15
2014	26	15	27	16	32	16	20	13	17	12	18	13
2015	24	16	25	17	37	18	27	14	19	13	24	14
2016	20	14	21	16	31	17	23	13	17	12	20	12
2017 ²⁾	25	12	26	13	40	19	26	12	22	12	20	12

¹⁾ bis 2010 Koschatstraße, ab 2011 Sterneckstraße

²⁾ vorläufige Daten; Wintermittelwert 2017 bis inkl. November

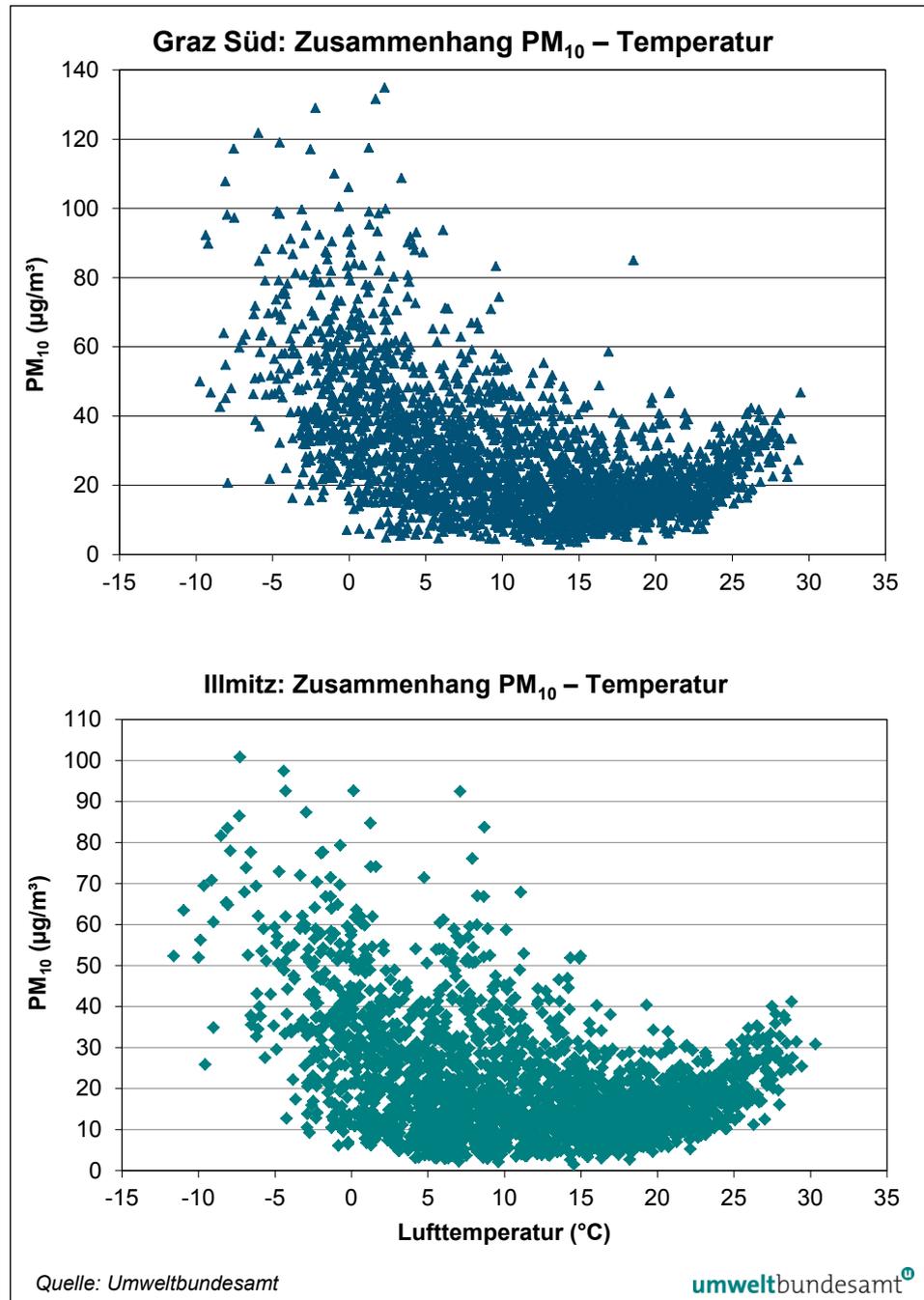
4.1.3 Temperatur

Temperatur und PM₁₀ (jeweils Tagesmittelwerte) zeigen in Graz Süd und in Illmitz (siehe Abbildung 23) nur eine schwache (Anti-)Korrelation, erhöhte PM₁₀-Konzentrationen treten tendenziell bei niedriger Temperatur auf. Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ werden nur bei Temperaturen unter 15 °C, gehäuft unter 5 °C registriert.³⁰

³⁰ Höhere PM-Belastung bei hohen Temperaturen steht fallweise mit Luftmassentransport aus dem Sektor Süd bis Südost (Ungarn, Slowenien, Kroatien, Serbien) in Verbindung, d. h. mit „herkömmlichem“ Ferntransport (z. B. korrespondierend mit der ungewöhnlich hohen Sulfat-Konzentration im warmen August 2015).

Allerdings liegen für Sommermonate keine umfassenden Herkunftsanalysen vor.

Abbildung 23:
Relation zwischen
Tagesmittelwerten der
Lufttemperatur und
PM₁₀ in Illmitz und Graz
Süd, 2010–2016.



4.1.4 Windgeschwindigkeit

Ein ebenfalls klar identifizierbarer Einflussparameter auf die PM₁₀-Konzentration ist die Windgeschwindigkeit. Erhöhte PM₁₀-Konzentrationen fallen mit niedrigen Windgeschwindigkeiten zusammen, die Beziehung (Antikorrelation) ist deutlicher als bei der Temperatur.

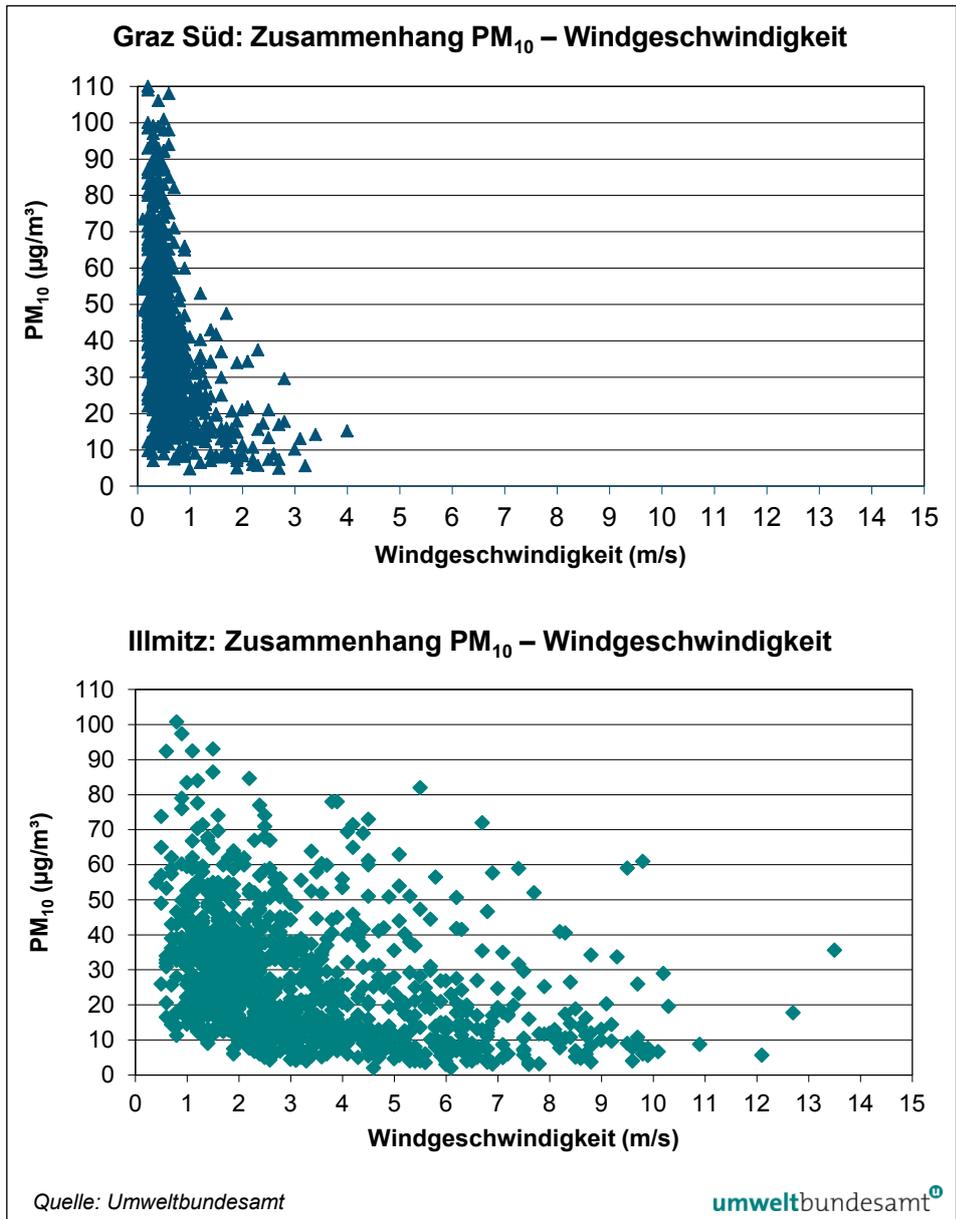


Abbildung 24:
 Beziehung zwischen
 Tagesmittelwerten der
 Windgeschwindigkeit
 und PM₁₀,
 Wintermonate 2010 bis
 2016 in Graz Süd und
 Illmitz.

4.1.5 Ausbreitungsklassen (AKL)

Als Maßzahl für die lokalen Ausbreitungsbedingungen kann die Ausbreitungsklasse nach Pasquill, Gifford und Turner herangezogen werden (PASQUILL 1974).

Der Zahlenwert der Ausbreitungsklasse kann zwischen 2 für sehr gute und 7 für sehr schlechte vertikale Durchmischung liegen.³¹

Zeitreihen der Ausbreitungsklasse liegen für Linz, Graz und Innsbruck vor. Aus diesen lassen sich Mittelwerte für Wintermonate bzw. für verschiedene Wetterlagen berechnen (siehe Kapitel 4.3).

³¹ Ausbreitungsklasse 1 kommt in Europa nicht vor (nur in Wüstengebieten).

Auf der Zeitskala von Tagesmittelwerten zeigt PM₁₀ in Linz und Innsbruck eine sehr schwache Korrelation mit dem Tagesmittelwert der Ausbreitungsklasse (siehe Abbildung 25). Hohe PM₁₀-Konzentrationen treten eher bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen auf; allerdings weisen auch Tage mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen sehr niedrige PM₁₀-Konzentrationen auf.

In Graz ergibt sich überhaupt kein Zusammenhang zwischen AKL und PM₁₀-Konzentration.

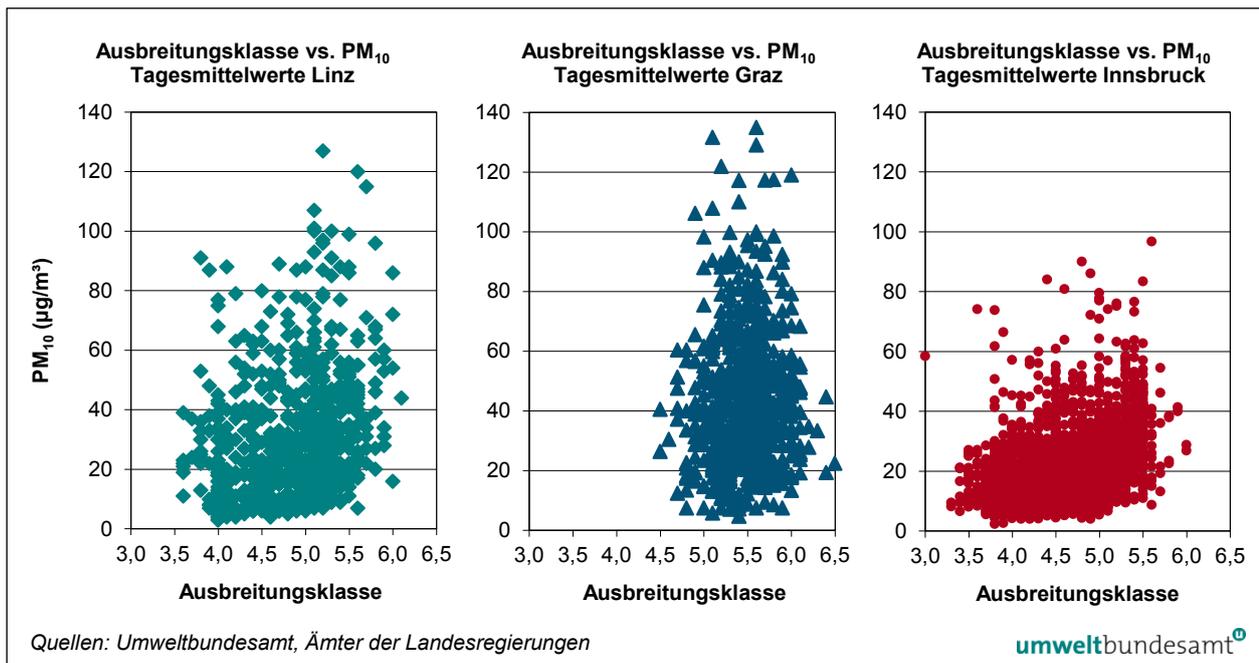


Abbildung 25: Zusammenhang von Ausbreitungsklasse und PM₁₀-Konzentration (Tagesmittelwerte) in Linz, Graz und Innsbruck, Winter 2009/10 bis 2016/17.

Tabelle 8 stellt die Wintermittelwerte der PM₁₀-Konzentration der innerstädtischen Hintergrundmessstellen Graz Süd, Linz Stadtpark und Innsbruck Zentrum den für die jeweiligen Städte berechneten Wintermittelwerten der Ausbreitungsklasse gegenüber.

Tabelle 8:
Mittelwerte Dezember – Februar der PM₁₀-Konzentration und der Ausbreitungsklasse (AKL) in Graz, Linz und Innsbruck, Winter 2009/2010 bis 2016/2017 (Quellen: Umweltbundesamt, Ämter der Landesregierungen).

	Graz Süd		Linz Stadtpark		Innsbruck Zentrum	
	PM ₁₀ (µg/m ³)	AKL	PM ₁₀ (µg/m ³)	AKL	PM ₁₀ (µg/m ³)	AKL
2009/2010	56	5,5	38	5,0	34	4,8
2010/2011	55	5,6	41	4,9	36	4,8
2011/2012	44	5,5	24	4,9	33	5,0
2012/2013	40	5,5	33	5,1	30	4,9
2013/2014	37	5,6	31	4,8	21	4,8
2014/2015	36	5,3	24	5,0	23	4,9
2015/2016	41	5,4	26	4,5	25	5,1
2016/2017	51	5,3	33	4,8	28	5,0

Graz weist, wenig überraschend, im Mittel (5,5) etwas ungünstigere Ausbreitungsbedingungen auf als Linz und Innsbruck (je 4,9).

Die Mittelwerte der AKL variieren geringfügig von Jahr zu Jahr. Die Gegenüberstellung zeigt keinen Zusammenhang zwischen Ausbreitungsklasse und PM₁₀-Konzentration einzelner Jahre.

4.1.6 Luftmassenherkunft

In Hinblick auf die atmosphärische Lebensdauer von PM₁₀ von mehreren Tagen kann die PM₁₀-Belastung auf Quellen (bzw. Bildung sekundärer Partikel) im Umkreis von mehreren 100 km zurückgehen.

Die Untersuchung des großräumigen Luftmassentransports (auf einer Skala von über 100 km) ist daher ein wesentlicher Teil der Ursachenanalyse. Dabei sind folgende Faktoren von Bedeutung:

- Die Herkunft der Luftmassen auf der kontinentalen Skala – Atlantik, Nordpolarmeer, Osteuropa – ist ein wesentlicher Faktor für andere relevante meteorologische Parameter wie Windgeschwindigkeit, Temperatur oder Ausbreitungsbedingungen.
- Die Vorbelastung wird davon bestimmt, ob Luftmassen Gebiete mit hohen Emissionen von Feinstaub oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel überqueren.

Großräumiger Luftmassentransport wird in dieser Studie für die Städte Wien, Graz, Linz und Salzburg anhand der Auswertung von 96-stündigen Rückwärtstrajektorien untersucht (Methodenbeschreibung siehe Anhang A). Die Trajektorien beschreiben den Weg, den die den Zielpunkt erreichenden Luftmassen zurückgelegt haben. Jeder einzelne Tag wird anhand der Trajektorien klassifiziert. Für die inneralpinen Städte Innsbruck und Klagenfurt sowie das Vorarlberger Rheintal ist diese Methode aus folgenden Gründen ungeeignet:

1. Großräumiger Luftmassentransport spielt in inneralpinen Tälern und Becken bei windschwachen und austauscharmen Wetterlagen keine oder nur eine geringe Rolle; die Schadstoffbelastung wird in diesen Situationen fast ausschließlich von Emissionen innerhalb des Beckens oder Tales bestimmt.
2. Das meteorologische Modell zur Berechnung der Rückwärtstrajektorien berücksichtigt die Topografie nur in einer sehr groben Auflösung, welche die Geländeform glättet; selbst große Täler wie das Inntal werden nicht adäquat aufgelöst. Berechnete Trajektorien, die hohe Gebirge überqueren, sind zumeist nicht für die sehr flache bodennahe Luftschicht, in der die Schadstoffbelastung gemessen wird, repräsentativ.

Letzteres Problem betrifft häufig auch Trajektorien, die Graz von Nordwesten bzw. Salzburg von Süden erreichen.

Die folgenden Auswertungen für die außeralpinen Städte basieren auf einer groben Klassifikation der Luftmassenherkunft nach:

- Regional (Umkreis ca. 100 km um den Zielpunkt),
- Ferntransport von Nordosten (v. a. Tschechien und Polen),
- Ferntransport von Osten (v. a. Ungarn und Serbien),

**großräumiger
Luftmassentransport**

**Rückwärtstrajektorien
für Wien, Graz,
Linz und Salzburg**

**Herkunfts-
klassifikation**

- Ferntransport von Süden (v. a. Slowenien, Kroatien),
- Luftmassentransport vom westlichen und nördlichen Rand Europas (Atlantik, Nordpolarmeer, Skandinavien).

**regionale
Hintergrund-
konzentration**

Der großräumige Luftmassentransport bestimmt die regionale PM₁₀-Hintergrundkonzentration. Daher werden in den folgenden Auswertungen die PM₁₀-Konzentrationen für den regionalen Hintergrund im Nordosten Österreichs (windrichtungsabhängig aus den Messwerten von Illmitz und Pillersdorf gebildet), im Südosten Österreichs (Klöch) sowie für Oberösterreich (windrichtungsabhängig aus den Messwerten von Enzenkirchen und Haidershofen bzw. Pillersdorf gebildet) zusammen mit den Temperatur- und Windgeschwindigkeitsdaten von Wien, Graz, Linz und Salzburg angegeben.

Die regionale Hintergrundkonzentration für **Wien** liegt – im Mittel über die Winter von 2009/2010 bis 2016/2017 – bei regionaler Luftmassenherkunft, Ferntransport von Nordosten sowie von Osten auf einem hohen Konzentrationsniveau von 40–45 µg/m³, bei Südströmung bei 24 µg/m³, bei West- bzw. Nordströmung bei 14 µg/m³.

In **Graz** sind Tage mit (vergleichsweise seltenem) Ferntransport von Nordosten mit den höchsten Hintergrundkonzentrationen verbunden (41 µg/m³), gefolgt von regionaler Luftmassenherkunft und Ferntransport von Osten (38 µg/m³).

In **Linz** und **Salzburg** weisen Situationen mit regionaler Luftmassenherkunft und mit Ferntransport von Nordosten ähnlich hohe Hintergrundkonzentrationen auf, bei Ferntransport von Osten deutlich geringere.

regionaler Vergleich

Im regionalen Vergleich sind Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas in allen vier Regionen mit sehr ähnlichen Hintergrundkonzentrationen um 15 µg/m³ verbunden; dies sind die Luftmassen mit den mit Abstand niedrigsten Hintergrundkonzentrationen.

Auch Ferntransport von Nordosten ist in allen Städten mit ähnlich hohen Hintergrundkonzentrationen (39–42 µg/m³) verbunden.

Die Hintergrundkonzentration bei Ferntransport von Osten ist im Osten Österreichs (Wien, Graz) mit 38 bzw. 40 µg/m³ deutlich höher als in Linz (34 µg/m³) und Salzburg (28 µg/m³).

Ferntransport von Süden ist vergleichsweise selten. Die Hintergrundkonzentration ist in Wien und Graz höher als in Linz und Salzburg. In Wien handelt es sich dabei meist um bodennahen Ferntransport mit Quellregionen in Südostösterreich, Slowenien und Kroatien, in Linz und Salzburg überwiegend um Föhn-situationen mit niedriger Hintergrundbelastung.

Räumlich relativ einheitlich sind die Hintergrundkonzentrationen im Fall regionaler Luftmassenherkunft, sie liegen zwischen 39 µg/m³ in Salzburg und Graz³² und 45 µg/m³ in Wien und Linz.

³² Die regionale Hintergrundkonzentration in Graz und in Südostösterreich wird an höher gelegenen Messstellen (Klöch, Bockberg, Lustbühel) gemessen und ist daher niedriger als in den anderen Regionen.

Abbildung 26 zeigt die kumulative PM₁₀-Konzentration (Summe der Tagesmittelwerte der Wintermonate Dezember–Februar) für den regionalen Hintergrund Nordostösterreichs, aufgeschlüsselt nach der Luftmassenherkunft.

kumulative PM-Belastung

Die Beiträge von Luftmassen aus dem westlichen und nördlichen Rand Europas variieren zwischen den einzelnen Wintern nur wenig (zwischen 612 und 892 µg/m³*Tag). Ihre relativen Anteile sind in niedrig belasteten Wintern – in denen Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas überdurchschnittlich häufig sind – am höchsten (maximal 58 % 2015/2016), in hoch belasteten Wintern am niedrigsten (19 % 2009/2010).

Die Beiträge von regionaler Schadstoffakkumulation und von Ferntransport aus den Nachbarstaaten Österreichs variieren von Winter zu Winter stark. In einzelnen Wintern treten regionale Schadstoffakkumulation sowie Ferntransport von Nordosten und von Süden (fast) gar nicht auf; der Beitrag von Ferntransport aus dem Osten schwankt weniger und liegt bei minimal 16 % (2012/2013).

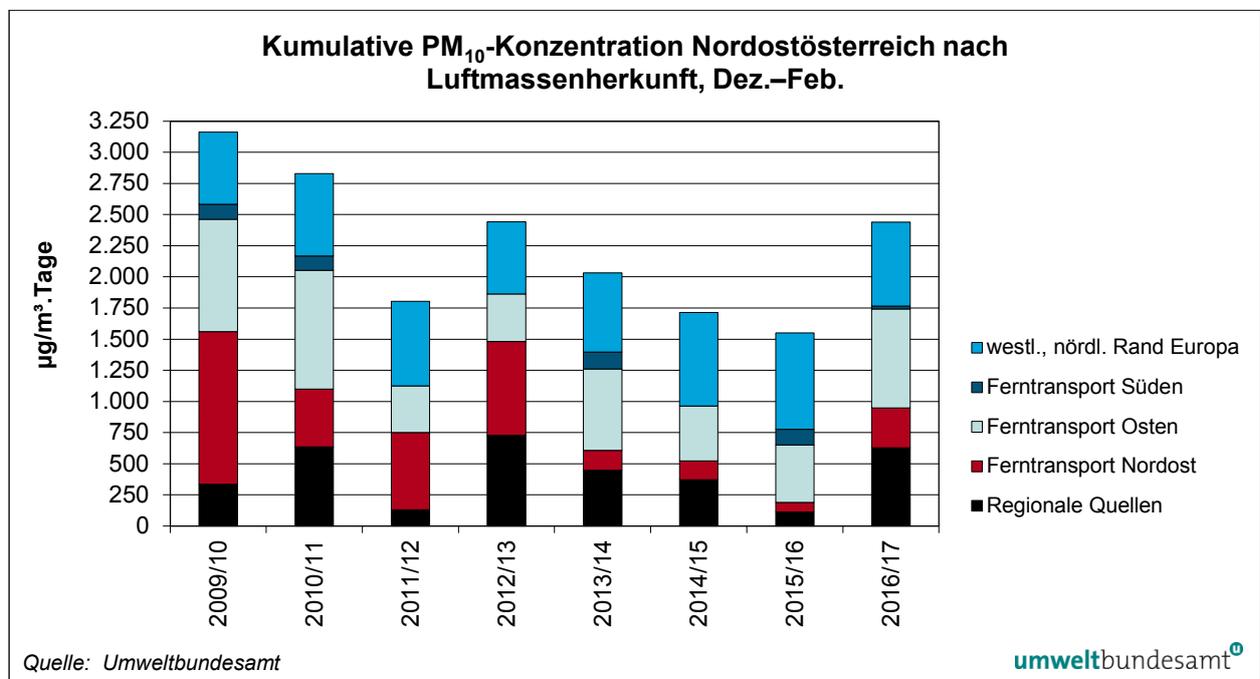


Abbildung 26: Kumulative PM₁₀-Konzentration, regionaler Hintergrund Nordostösterreich, Winter 2009/2010–2016/2017, aufgeschlüsselt nach Luftmassenherkunft.

Im Südosten Österreichs (siehe Abbildung 27) tragen Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas in niedrig belasteten Jahren stärker zur kumulativen PM₁₀-Hintergrundbelastung bei, was unmittelbar mit der größeren Häufigkeit des Auftretens dieser Luftmassen zusammenhängt.

Die am höchsten belasteten Winter 2009/2010 und 2016/2017 zeichnen sich durch die niedrigsten Beiträge vom westlichen und nördlichen Rand Europas sowie durch die höchsten Beiträge regionaler Schadstoffakkumulation aus.

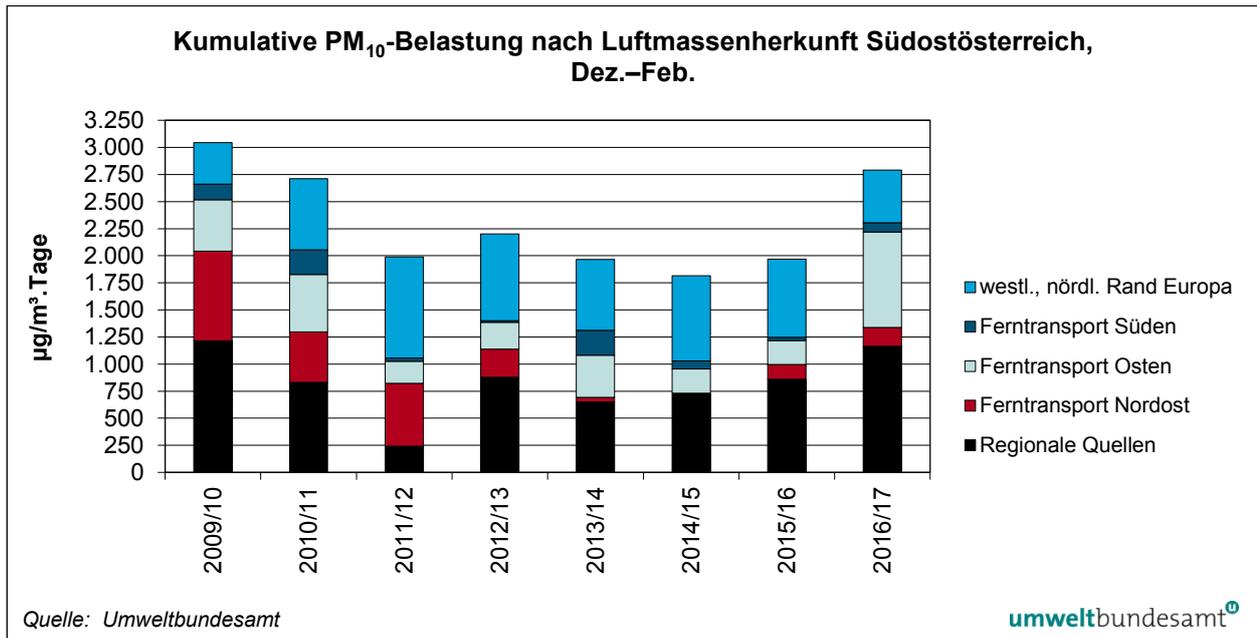


Abbildung 27: Kumulative PM₁₀-Konzentration, regionaler Hintergrund Südostösterreich, Winter 2009/2010–2016/2017, ausgeschlüsselt nach Luftmassenherkunft.

Für Linz ergibt sich ein ähnliches Bild wie für Wien, allerdings sind die Beiträge von Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und mit Ferntransport von Osten v. a. in den niedrig belasteten Wintern geringer als für Wien.

In Salzburg spielt Ferntransport von Osten eine noch geringere Rolle.

Im Mittel über alle Winter 2009/2010 bis 2016/2017 nimmt der Anteil des kontinentalen Hintergrundes (Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas) von Westen nach Osten ab (Salzburg 54 %, Linz 47 %, Wien 35 %); in Graz ist er mit 32 % am niedrigsten.

4.2 Trendanalyse meteorologischer Einflussfaktoren

4.2.1 Temperatur

Die Wintermittelwerte der Temperatur und der PM₁₀-Konzentration zeigen in Nordostösterreich und in Graz eine schwache Antikorrelation. In Linz zeigt die stark variable PM₁₀-Konzentration der Jahre 2010–2012 keine Abhängigkeit von der Temperatur.

Die Wintermonate 2011 waren in Wien, Graz und Linz wärmer als 2010, die PM₁₀-Konzentration war aber ähnlich hoch. Die vergleichsweise sehr warmen Wintermonate 2014 entsprechen nicht einer entsprechend niedrigen PM₁₀-Belastung.

In Innsbruck zeigen die Jahre 2010 sowie 2012–2015 eine sehr klare Korrelation zwischen Wintermitteltemperatur und mittlerer PM₁₀-Konzentration; Das Jahr 2011 fällt aus der Reihe.

Wie schon Abbildung 23 zeigt, sind niedrige Temperaturen tendenziell mit höherer PM₁₀-Konzentration verbunden. Tabelle 9 stellt die Wintermittelwerte der PM₁₀-, PM_{2,5}- und PM₁-Konzentration in Illmitz und Wien AKH den Mittelwerten bei Temperaturen (TMW) unter 5 °C (dies entspricht etwa dem Median der Temperatur, d. h. der Zeitraum mit Temperaturen unter 5 °C umfasst etwa die Hälfte des Winters) für die Jahre 2010 bis 2016 gegenüber.

Die PM₁₀-Konzentration ist in Illmitz im Zeitraum mit niedriger Temperatur in allen Jahren höher als im Wintermittel, allerdings nimmt der Unterschied kontinuierlich von rd. 6 µg/m³ 2010 auf 0,3 µg/m³ 2015 ab, um dann 2016 wieder auf rd. 4 µg/m³ zu steigen.

PM_{2,5} und PM₁ zeigen in **Illmitz** ein vergleichbares Verhalten wie PM₁₀. Bei der Fraktion PM₁₀-PM_{2,5} zeigt der Unterschied zwischen kalten Tagen und dem Wintermittelwert keine zeitliche Veränderung, bei der Fraktion PM_{2,5}-PM₁ nimmt dieser Unterschied 2010–2015 von 2,0 auf 0,3 µg/m³ ab und steigt 2016 auf 1,9 µg/m³.

In **Wien AKH** ist der Unterschied zwischen kalten Tagen und dem Wintermittel hingegen gering und variiert zeitlich irregulär.

Tabelle 9: Wintermittelwerte der PM₁₀-Konzentration sowie mittlere PM₁₀-, PM_{2,5}- und PM₁-Konzentration an Tagen mit weniger als 5 °C im Mittel in Illmitz und Wien AKH (Quellen: Umweltbundesamt, Ämter der Landesregierungen).

	PM ₁₀ (µg/m ³)				PM _{2,5} (µg/m ³)				PM ₁ (µg/m ³)	
	Illmitz		Wien AKH		Illmitz		Wien AKH		Illmitz	
	Winter	T < 5 °C	Winter	T < 5 °C	Winter	T < 5 °C	Winter	T < 5 °C	Winter	T < 5 °C
2010	32	38	37	42	28	34	29	35	20	23
2011	33	36	36	37	27	30	28	29	18	21
2012	25	29	28	31	19	24	22	28	14	18
2013	25	30	28	32	20	25	23	27	14	18
2014	26	28	27	30	20	22	21	25	13	16
2015	24	24	25	26	19	20	19	21	12	12
2016	20	24	21	25	17	19	16	21		

In **Graz Süd** liegt die PM₁₀-Konzentration an Wintertagen mit weniger als 5 °C um 5–6 µg/m³ über dem Wintermittelwert.

In **Linz Neue Welt** liegt die PM₁₀-Konzentration an Wintertagen mit weniger als 5 °C in den Jahren 2010–2013 um ca. 4 µg/m³ über dem Wintermittelwert. Die Jahre 2014 und 2015 zeigen keinen Unterschied zwischen kalten Tagen und dem Wintermittelwert.

In **Innsbruck Zentrum** liegt die PM₁₀-Konzentration an Wintertagen mit weniger als 5 °C im in den meisten Jahren 4–5 µg/m³ über dem Wintermittelwert. Im Jahr 2014 betrug diese Differenz dagegen 1 µg/m³.

Temperaturen unter 5 °C sowie besonders tiefe Temperaturen (mit tendenziell erhöhten PM₁₀-Konzentrationen) sind in kalten Wintern wie 2010, 2011 und 2016 häufiger, daher sind in diesen Jahren die Konzentrationsunterschiede zwischen den Wintermittelwerten und den Mittelwerten über Tage < 5 °C höher.

4.2.2 Windgeschwindigkeit

Im Mittel über die Wintermonate der einzelnen Jahre 2010–2016 zeigt die Windgeschwindigkeit in Nordostösterreich einen unregelmäßigen, nicht klar mit der mittleren PM₁₀-Belastung korrelierenden Verlauf. In Graz nahm die Windgeschwindigkeit leicht zu, in Linz leicht ab.

Die Wintermittelwerte der PM₁₀-Konzentration und der Windgeschwindigkeit zeigen in Nordostösterreich und in Graz eine schwache Antikorrelation, für Linz hingegen eine positive Korrelation.

4.2.3 Ausbreitungsklassen (AKL)

In **Linz** zeigen die Wintermittelwerte (Dez. bis Feb.) der Ausbreitungsklassen keinen klaren Zusammenhang mit der PM₁₀-Belastung. Die Wintermittelwerte variieren zwischen AKL 4,5 und 5,1 und zeigen somit im Mittel leicht ungünstige Ausbreitungsbedingungen. Der am niedrigsten belastete Winter 2015/2016 wies mit einer mittleren AKL von 4,5 die günstigsten Ausbreitungsbedingungen auf, der hoch belastete Winter 2016/2017 mit 4,8 aber nur geringfügig ungünstigere.

In **Graz** variieren die Wintermittelwerte der AKL zwischen 5,3 (2014/2015 und 2016/2017) und 5,6 (2010/2011 und 2013/2014) und weisen ebenfalls keinen Zusammenhang mit dem PM₁₀-Wintermittelwert auf.

In **Innsbruck** liegen die Wintermittelwerte der AKL zwischen 4,8 und 5,1. Die höher belasteten Winter 2009/2010 und 2010/2011 wiesen sogar die „günstigsten“ Ausbreitungsbedingungen (4,8) auf, die am niedrigsten belasteten Winter 2015 und 2017 die „ungünstigsten“.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass

- die Wintermittelwerte der Ausbreitungsklasse keine klare zeitliche Veränderung und
- keinen Zusammenhang mit der PM₁₀-Konzentration aufweisen.

4.2.4 Luftmassenherkunft

Die Untersuchung des großräumigen Luftmassentransports basiert auf der Auswertung von 96-stündigen Rückwärtstrajektorien für die Zielpunkte Wien, Graz, Linz und Salzburg. Verglichen werden die Monate Dezember bis Februar der Jahre 2009/2010 bis 2016/2017 (im Folgenden „Winter“ genannt).

Im Winter 2016/2017 waren, verglichen mit den Jahren seit 2010, Tage ohne nennenswerte Luftmassenverlagerung (regionale Quellen in einem Umkreis von etwa 100 km um Wien, d. h. regionale Schadstoffakkumulation) besonders häufig. Vergleichsweise selten waren dagegen Luftmassen aus dem Westen, Norden und Süden Europas.

**2009/2010 und
2010/2011 am
höchsten belastet**

Die innerhalb des Vergleichszeitraums am höchsten belasteten Winter 2009/2010 und 2010/2011 zeichneten sich durch seltene Luftmassenadvektion von Westen und Norden, andererseits durch hohe – aber unterschiedliche – Häufigkeiten von Ferntransport aus Nordosten (Tschechien, Polen) und Osten (Slowakei, Ungarn, Serbien, Rumänien) aus.

Die innerhalb des Vergleichszeitraums am niedrigsten belasteten Winter 2014/2015 und 2015/2016 wiesen relativ häufig West- und Nordströmung auf, sehr selten waren regionale Schadstoffakkumulation sowie Ferntransport aus Tschechien und Polen.

2016 am niedrigsten belastet

Der – ebenfalls niedrig, aber höher als 2014/2015 und 2015/2016, belastete – Winter 2011/2012 fällt durch das sehr seltene Auftreten von Ferntransport von Osten sowie von regionaler Schadstoffakkumulation auf, während Westströmung sowie Ferntransport aus Tschechien und Polen sehr häufig waren.

Sonderfall 2012

Die Häufigkeitsverteilung der Luftmassenherkunft für **Graz** weist einen analogen Zusammenhang mit der PM₁₀-Belastung auf wie in Wien.

Graz ist tendenziell häufiger von regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport von Süden, dafür seltener von Ferntransport von Osten und Nordosten sowie von West- und Nordströmung vom Rand Europas betroffen.

In **Oberösterreich** war der hoch belastete Winter 2016/2017 weniger häufig von regionaler Schadstoffakkumulation betroffen als Nordostösterreich, aber viel häufiger von Ferntransport von Osten, der für Oberösterreich allerdings auch Wien und Niederösterreich als Quellregion einschließt. Die vergleichsweise hohe PM₁₀-Belastung, die in Oberösterreich 2016/2017 registriert wurde, geht somit nicht nur auf einen überdurchschnittlich hohen Beitrag aus Ungarn und Serbien, sondern auch aus Nordostösterreich, zurück.

Häufiger als in Nordostösterreich traten Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation in Oberösterreich in den hoch belasteten Wintern 2009/2010 und 2010/2011 auf, aber auch im ähnlich hoch wie 2016/2017 belasteten Winter 2012/2013.

Überdurchschnittlich häufig war West- und Nordströmung nicht nur in den niedrig belasteten Wintern 2014/2015 und 2015/2016, sondern auch im mäßig belasteten Winter 2011/2012.

In **Salzburg** wiesen die hoch belasteten Winter 2009/2010, 2011/2012, 2012/2013 und 2016/2017 überdurchschnittlich häufig Wetterlagen mit Ferntransport von Nordosten oder Osten sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation auf.

Im Vergleich zu Linz waren 2016/2017 mehr Tage von regionaler Schadstoffakkumulation betroffen; dabei handelte es sich um Situationen, in denen in Linz östliche Strömung mit (Fern-)Transport aus Nordostösterreich, Ungarn und Serbien herrschte, von der Salzburg aber weniger betroffen war, sodass regionale Quellen überwogen.

4.3 Trendanalyse abhängig von der Luftmassenherkunft

4.3.1 PM₁₀-Konzentration

Die Abhängigkeit der regionalen PM₁₀-Hintergrundkonzentration von der Luftmassenherkunft wird untersucht, indem für jeden Winter der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration über die Tage mit entsprechender Luftmassenherkunft gebildet wird.

Dabei ist zu beachten, dass die Mittelwerte über Tage unterschiedlicher Luftmassenherkunft u. U. sehr unterschiedlich große Datensätze umfassen, da z. B. Luftmassentransport vom westlichen und nördlichen Rand Europas wesentlich häufiger ist als solcher von Süden.

Nordostösterreich Die regionale Hintergrundkonzentration wies in Nordostösterreich bis 2015/2016 eine ungleichmäßige Abnahme auf und stieg 2016/2017 erneut an. Wie Abbildung 28 zeigt, folgt die gemittelte Konzentration bei regionaler Schadstoffakkumulation bei Ferntransport von Nordosten (Tschechien, Polen) sowie von Osten (Slowakei, Ungarn, Rumänien, Serbien) grob dem Verhalten der gesamten Wintermittelwerte der PM₁₀-Konzentration.

Bei Luftmassenherkunft vom westlichen und nördlichen Rand Europas nimmt die PM₁₀-Konzentration hingegen nahezu gleichmäßig ab.

Der Winter 2011/2012 fällt durch besonders niedrige Konzentrationen bei Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas (die in diesem Winter sehr häufig waren) sowie bei regionaler Schadstoffakkumulation (die in diesem Winter sehr selten war) auf.

Südostösterreich Die regionale Hintergrundkonzentration Südöstereichs verändert sich langfristig weniger stark als jene Nordostösterreichs. Die Wintermittelwerte folgen weitgehend der mittleren Konzentration bei Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation (siehe Abbildung 29).

Die hohe Hintergrundkonzentration im Winter 2016/2017 geht u. a. auf die ungewöhnlich hohen Konzentrationen bei Ferntransport von Osten (17 % der Tage) zurück.

Oberösterreich Die regionale Hintergrundkonzentration in Oberösterreich weist einen ähnlichen Verlauf wie jene in Nordostösterreich auf (nicht dargestellt). Die hohe Konzentration im Winter 2016/2017 geht auf hohe Konzentrationen sowohl bei regionaler Schadstoffakkumulation als auch bei Ferntransport von Osten zurück.

Der niedrige Wintermittelwert 2011/2012 geht auf die niedrige Konzentration bei – sehr häufiger – Advektion vom westlichen und nördlichen Rand Europas zurück.

Salzburg Die erhöhte regionale Hintergrundkonzentration für Salzburg im Winter 2016/2017 geht auf hohe Konzentrationen bei regionaler Schadstoffakkumulation und das überdurchschnittlich häufige Auftreten derartiger Wetterlagen zurück (siehe Abbildung 30).

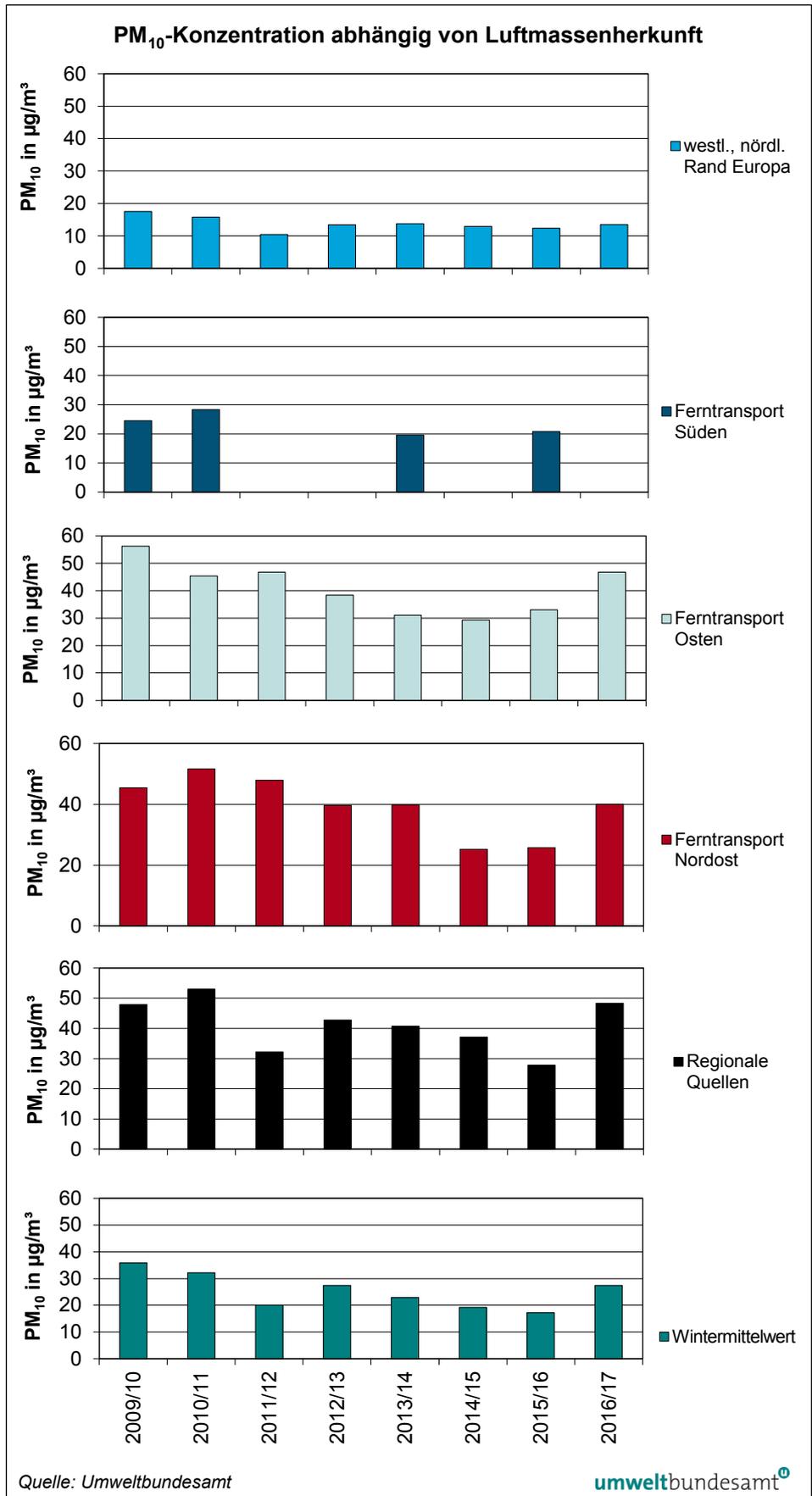
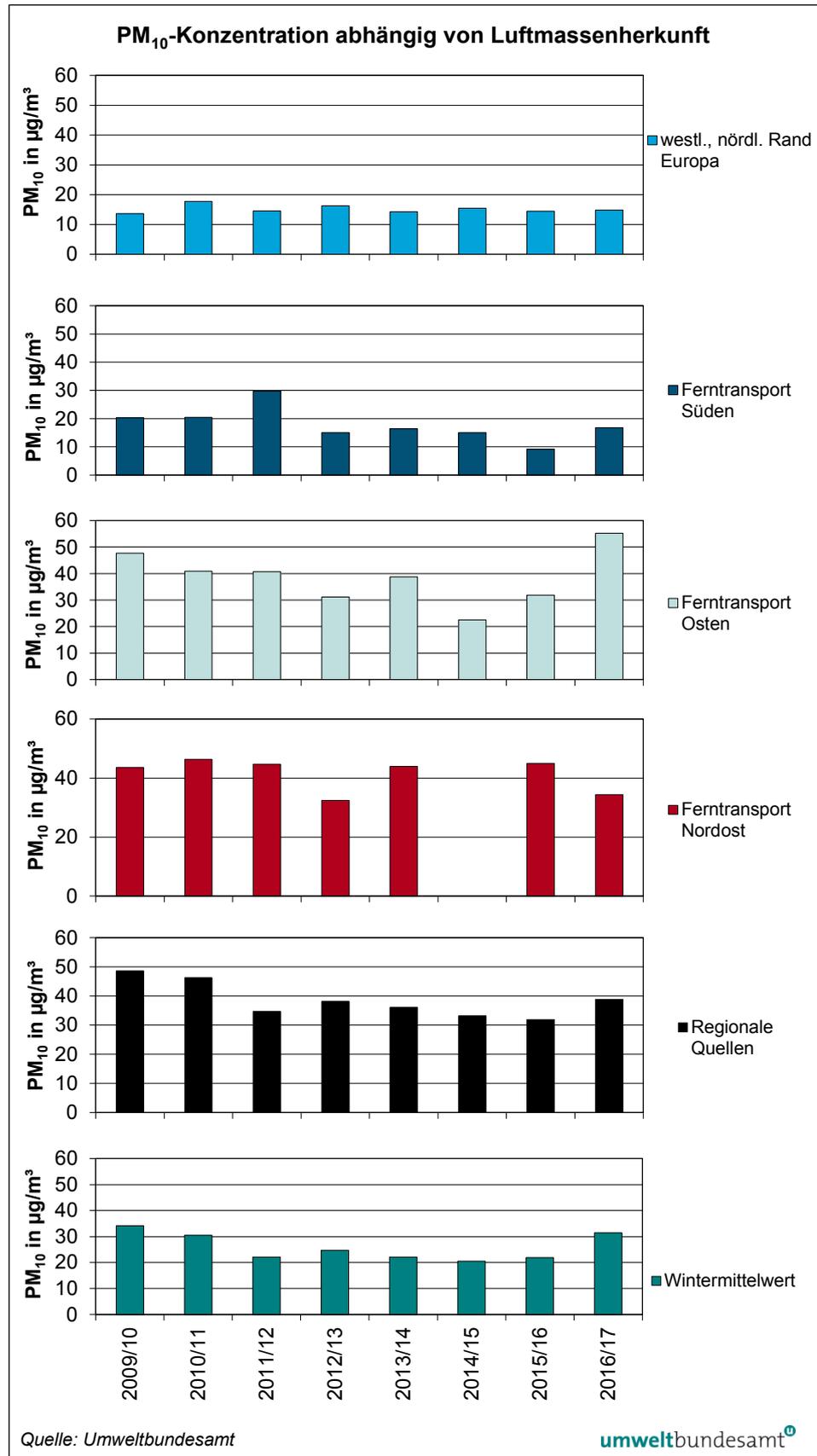


Abbildung 28:
Mittlere PM₁₀-Konzentration im regionalen Hintergrund in Nordostösterreich in Abhängigkeit von der Luftmassenherkunft, Winter 2009/2010 bis 2016/2017.

Abbildung 29:
Mittlere PM₁₀-
Konzentration im
regionalen Hintergrund
in Südostösterreich in
Abhängigkeit von der
Luftmassenherkunft,
Winter 2009/2010 bis
2016/2017.



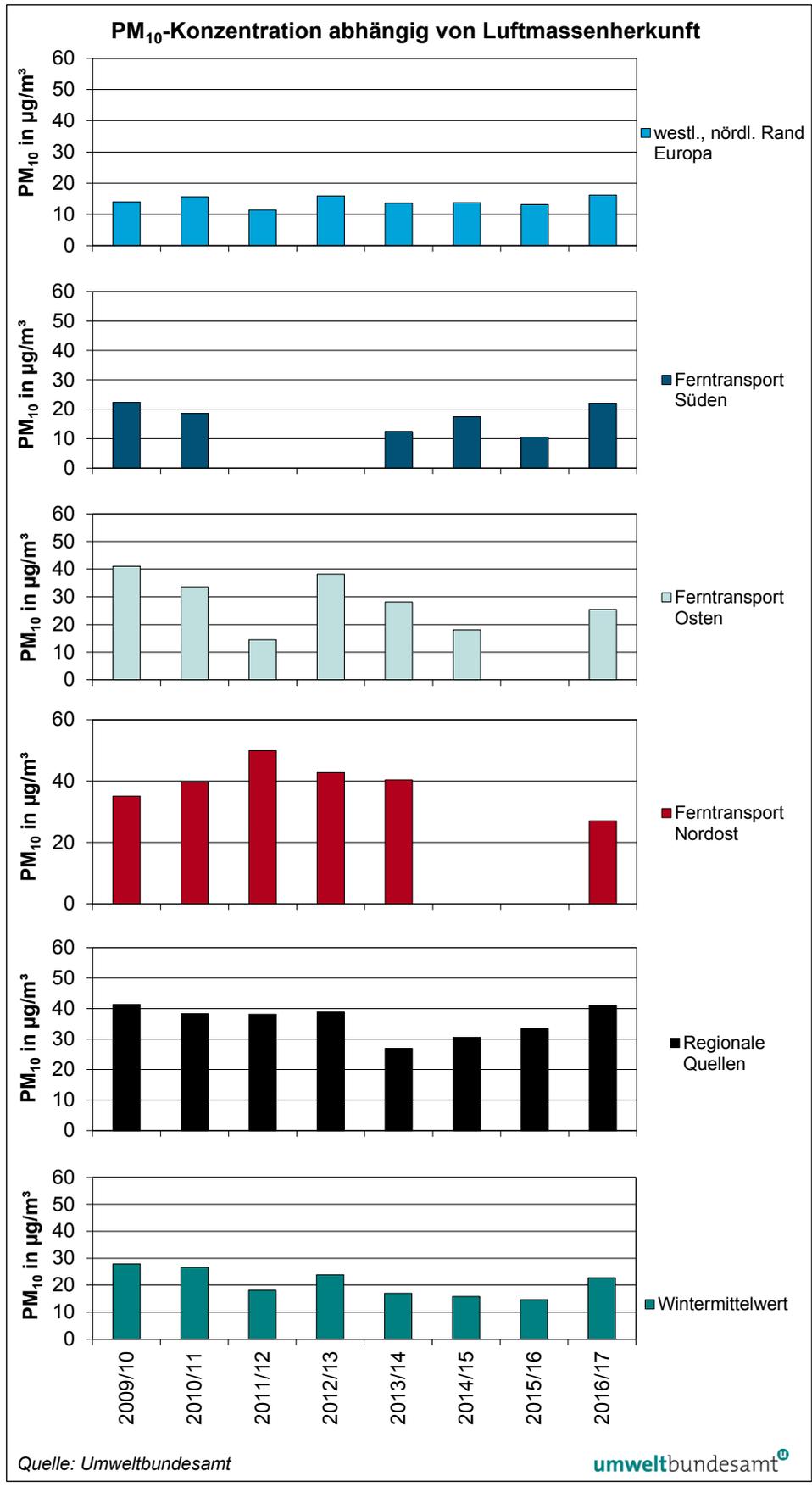


Abbildung 30:
Mittlere PM₁₀-Konzentration im regionalen Hintergrund für Salzburg in Abhängigkeit von der Luftmassenherkunft, Winter 2009/2010 bis 2016/2017.

4.3.2 Temperatur und Windgeschwindigkeit

Nordostösterreich In Nordostösterreich zeigt die mittlere PM₁₀-Konzentration bei regionaler Schadstoffakkumulation und bei Ferntransport von Osten ein klar gegenläufiges Verhalten zur Temperatur. Bei Ferntransport von Nordosten ist diese Relation weniger ausgeprägt, bei Luftmassentransport vom westlichen oder nördlichen Rand Europas gar nicht.

Die Windgeschwindigkeit variiert von Winter zu Winter nur wenig. Sie ist bei Ferntransport von Osten deutlich zur mittleren PM₁₀-Konzentration antikorreliert, bei regionaler Schadstoffakkumulation und bei Ferntransport von Nordosten nur leicht.

Graz In Graz weist die PM₁₀-Konzentration (Mittel Dez.–Feb.) bei Ferntransport von Osten, bei Ferntransport von Nordosten und bei regionaler Schadstoffakkumulation eine sehr klare Antikorrelation zur Temperatur auf. Bei Ferntransport von Süden sowie vom westlichen und nördlichen Rand Europas ist hingegen kein Zusammenhang mit der Temperatur feststellbar.

Die Windgeschwindigkeit zeigt in Graz keinen Zusammenhang mit der PM₁₀-Konzentration; allerdings variiert die Windgeschwindigkeit im Wintermittel bei allen Wetterlagen unregelmäßig in einem sehr engen Bereich zwischen 0,4 µg/m³ und 0,8 µg/m³.

Oberösterreich In Oberösterreich zeigt die PM₁₀-Hintergrundkonzentration bei regionaler Schadstoffakkumulation und bei Ferntransport von Osten eine klare Antikorrelation zur Temperatur, nicht hingegen bei anderen Wetterlagen. Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse weisen keinen Zusammenhang mit der PM₁₀-Konzentration auf.

Salzburg In Salzburg sind die PM₁₀-Hintergrundkonzentration und die Temperatur bei regionaler Schadstoffakkumulation deutlich antikorreliert, wobei v. a. die Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation 2016/2017 durch sehr niedrige Temperaturen auffallen. Die Windgeschwindigkeit zeigt keinen klaren Zusammenhang mit der PM₁₀-Belastung, ebenso wenig wie die Temperatur bei den anderen Wetterlagen.

4.4 Analyse der Einflussfaktoren auf europäischer Ebene

europaweite Abschätzung Faktoren In einem Bericht des European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation aus dem Jahr 2017 wird mittels Modellrechnungen der Einfluss der Meteorologie, der Emissionen und der Randbedingungen auf die PM₁₀- und Ozonbelastung für neun verschiedene Regionen in Europa bestimmt. Österreich liegt in den drei Regionen Norditalien (NI), Mitteleuropa (ME) und Osteuropa (EA).

In all diesen drei Regionen waren im Zeitraum 2000–2010 die Änderungen der Emissionen hauptverantwortlich für den deutlichen Rückgang der mittleren PM₁₀-Belastung von etwa 0,3 µg/m³ pro Jahr.

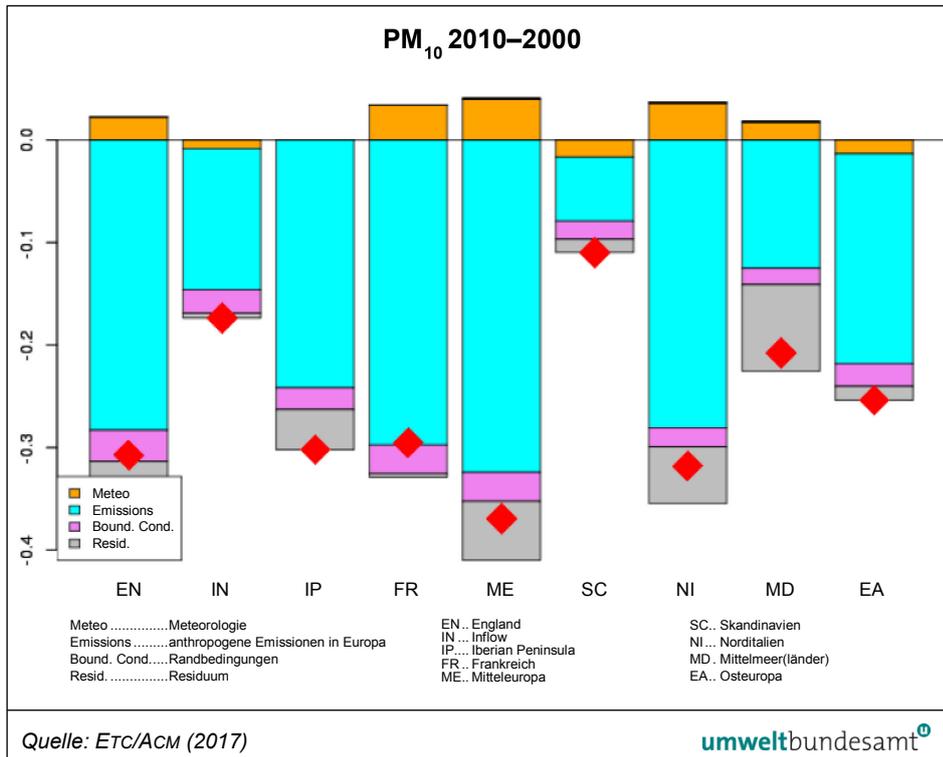


Abbildung 31: Schlüsselfaktoren für die Trendentwicklung der PM₁₀-Belastung in verschiedenen Regionen in Europa. Die roten Rauten zeigen den Nettotrend an (in µg/m³/a). Österreich liegt in den drei Regionen Norditalien (NI), Mitteleuropa (ME) und Osteuropa (EA).

4.5 Resümee meteorologische Einflussfaktoren

Die Variation der regionalen PM₁₀-Hintergrundbelastung für die vier außeralpinen Großstädte in den Wintern seit 2009/2010 zeigt deutliche Zusammenhänge mit der Temperatur und der Luftmassenherkunft.

Eine niedrige PM₁₀-Belastung steht mit häufigem Auftreten von Wetterlagen mit Luftmassentransport vom westlichen oder nördlichen Rand Europas in Verbindung.

Die Wintermittelwerte der PM₁₀-Belastung sowie, noch deutlicher, die mittlere PM₁₀-Belastung bei Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation sowie mit Ferntransport von Osten sind deutlich mit der mittleren Temperatur antikorreliert, bei Ferntransport von Nordosten nur mäßig bzw. teilweise antikorreliert. Die westlichen Bundesländer sind von Ferntransport aus dem Osten naturgemäß weniger betroffen; auch spielt Ferntransport generell in alpinen Becken und Tälern nur eine untergeordnete Rolle.

Die Windgeschwindigkeit zeigt nur eine geringe Antikorrelation zur PM₁₀-Belastung.

Die Ausbreitungsklasse nach Pasquill, Gifford und Turner zeigt keinen Zusammenhang mit der PM₁₀-Belastung, weder im Mittel für den gesamten Winter noch aufgeschlüsselt nach der Luftmassenherkunft.

Temperatur und Luftmassenherkunft

Windgeschwindigkeit

Ausbreitungsklasse

5 EINFLUSS DIVERSER MAßNAHMEN

Die Analyse der Emissionen und deren Trend haben gezeigt, dass die Feinstaub-Belastung stark von der Entwicklung der Emissionen im Verkehrs- und Raumwärmebereich beeinflusst wird. Nachfolgend werden zunächst Maßnahmen in den Bundesländern im Raumwärmebereich sowie hinsichtlich der Entwicklung der verschiedenen Energieträger untersucht.

In Kapitel 5.2 werden die Maßnahmen der Luftreinhalteprogramme analysiert und – soweit verfügbar – deren Wirkung dargestellt.

5.1 Maßnahmen der Bundesländer im Raumwärmebereich

Reduktion PM-Emissionen

Die Maßnahmen der Bundesländer im Raumwärmebereich reduzieren die PM_{10} -Emissionen einerseits durch die Förderung von energieeffizientem Neubau, thermischer Sanierung sowie des Einsatzes effizienter Heizungssysteme sowie andererseits durch die Förderung emissionsarmer Heizsysteme:

- Moderne Biomasse-Heizungen sind durch Verbrennungstechnik und Automatisierung tendenziell häufiger in der Lage, Betriebszustände zu vermeiden, welche besonders hohe Emissionen durch unvollständige Verbrennung zur Folge haben. Der Einbau von Feinstaubabscheidern kann zusätzlich zur Verminderung der Emissionen und damit zur Verbesserung der Luftqualität beitragen. Insgesamt tragen Biomasse-Heizungen den überwiegenden Anteil zu den PM_{10} -Emissionen im Gebäudesektor bei.
- Durch Förderung von Wärmepumpen werden PM_{10} -Emissionen zunehmend in den Sektor Energieaufbringung (Umwandlungseinsatz für Stromaufbringung) verlagert.
- Emissionsarme Erdgas-Brennwertsysteme und – in Ausnahmefällen geförderte Öl-Brennwert-Kessel für Heizöl Extra Leicht – haben geringe spezifische PM_{10} -Emissionen.
- Durch Förderung von Fernwärme werden PM_{10} -Emissionen zunehmend in den Sektor Energieaufbringung (Umwandlungseinsatz für Fernwärmeaufbringung) verlagert.

Die Wohnbau- und Energieförderung der Bundesländer zeigt im Durchschnitt aller Förderzusagen der Jahre 2005–2016 für Heizsysteme im Neubau, bei umfassender energetischer Sanierung und Kesseltausch als Einzelmaßnahme, bezogen auf die geförderte Brutto-Grundfläche, regional unterschiedliche Schwerpunkte (siehe Tabelle 10).

Region	biogene Brennstoffe	Wärmepumpe	Erdgas-Brennwert	Öl-Brennwert	Fernwärme und Sonstige
Burgenland	31 %	35 %	18 %	0,4 %	15,4 %
Kärnten	33 %	16 %	1,2 %	1,2 %	48 %
Niederösterreich	47 %	26 %	9,1 %	1,0 %	16 %
Oberösterreich	39 %	15 %	14 %	3,3 %	29 %
Salzburg	35 %	9,0 %	6,2 %	1,0 %	49 %
Steiermark	43 %	13 %	11 %	0,9 %	32 %
Tirol	28 %	6,7 %	21 %	4,9 %	39 %
Vorarlberg	23 %	24 %	27 %	8,0 %	18 %
Wien	2,3 %	6,7 %	16 %	0,0 %	75 %
Österreich	34 %	16 %	13 %	2,2 %	35 %

*Tabelle 10:
Flächenanteile der
geförderten
Heizsysteme in den
Jahren 2005–2016
gemäß Berichterstattung
nach Art. 15a B-VG auf
Basis der
Förderzusagen, in %
Brutto-Grundfläche
(Quelle: BMFLUW 2016).*

Über die durchschnittliche Wohnnutzfläche im Gebäudebestand der Jahre 2005–2016 wurden die von der Wohnbau- und Energieförderung der Bundesländer betroffenen Wohneinheiten nach Art der geförderten Heizsysteme abgeschätzt. Die Wohnbau- und Energieförderung der Bundesländer hat im Zeitraum 2005–2016 auf Basis der Förderzusagen Heizsysteme in rund 615.100 Wohneinheiten betroffen. Davon waren in Bezug auf die PM₁₀-Emissionen rund 322.300 Wohneinheiten emissionsfrei am Standort (Wärmepumpe, Fernwärme), rund 93.200 Wohneinheiten emissionsarm (Erdgas-/Öl-Brennwert) sowie rund 199.600 emissionsreduziert durch Einsatz moderner Verbrennungstechnologien (biogene Brennstoffe). Die CO₂-neutralen Energieträger (biogene Brennstoffe, Strom und Fernwärme aus Erneuerbaren) unterstützen zusätzlich die Einsparung von Treibhausgasemissionen.

betreffene Wohneinheiten

In den Jahren 2015/2016 waren gegenüber dem Vergleichszeitraum 2005/2006 im Sektor Haushalte gemäß Mikrozensus in Hauptwohnsitz-Wohnungen österreichweit deutlich mehr Wärmepumpen und Solarthermie-Anlagen als überwiegender Energieträger für das primäre Heizsystem im Einsatz. Im Vergleichszeitraum ist der Einsatz von Erdgas nur geringfügig gestiegen, jener von biogenen Brennstoffen und Strom nur geringfügig gesunken. Deutlich weniger Hauptwohnsitz-Wohnungen wurden überwiegend mit den Energieträgern Kohle und Öl primär beheizt (siehe Tabelle 11).

Zunahmen Wärmepumpen, Solarthermie

*Tabelle 11:
Hauptwohnsitz-
Wohnungen nach
überwiegend im
primären Heizsystem
eingesetzten
Energieträgern in den
Jahren 2015/2016 und
Veränderung gegenüber
2005/2006, in Anzahl
Hauptwohnsitz-
Wohnungen (gerundet)
(Quelle: STATISTIK
AUSTRIA 2017c).*

Region	biogene Brenn- stoffe	Kohle	Öl	Strom	Erdgas	Solar, Wärme- pumpe	Fern- wärme
Burgenland	38.200 – 3,4 %	400 – 40 %	17.600 – 31 %	11.300 + 15 %	31.900 + 17 %	16.200 + 345 %	5.300 + 41 %
Kärnten	61.500 + 2,2 %	500 – 89 %	61.500 – 29 %	17.700 – 23 %	8.700 – 6,3 %	28.400 + 90 %	69.600 + 108 %
Nieder- österreich	178.400 – 1,8 %	2.200 – 81 %	92.100 – 30 %	31.700 + 12 %	233.600 + 4,6 %	74.700 + 198 %	91.300 + 104 %
Ober- österreich	108.700 – 15 %	2.300 – 51 %	104.600 – 30 %	20.500 – 8,7 %	104.700 – 2,1 %	77.100 + 162 %	197.500 + 61 %
Salzburg	46.700 – 2,7 %	300 – 82 %	46.500 – 38 %	26.100 + 19 %	23.000 + 8,7 %	21.400 + 178 %	69.800 + 73 %
Steiermark	112.100 – 2,8 %	0 – 100 %	121.800 – 31 %	28.500 – 28 %	45.400 + 15 %	54.300 + 304 %	168.900 + 72 %
Tirol	74.100 + 2,1 %	1.700 – 26 %	97.800 – 25 %	28.700 + 44 %	29.600 + 58 %	32.500 + 181 %	49.200 + 112 %
Vorarlberg	34.000 + 7,3 %	0 – 100 %	40.800 – 33 %	12.500 + 55 %	23.900 + 2,7 %	31.300 + 193 %	17.900 + 142 %
Wien	11.900 – 5,5 %	0 – 100 %	30.700 – 35 %	37.400 – 31 %	409.300 – 1,1 %	8.600 + 264 %	391.700 + 42 %
Österreich	665.700 – 3,5 %	7.400 – 82 %	613.500 – 31 %	214.500 – 5,6 %	910.000 + 3,0 %	344.500 + 190 %	1.061.300 + 63 %

Die Energieträgerverteilung für den Einsatz im primären Heizsystem der Hauptwohnsitz-Wohnungen zeigt deutliche regionale Unterschiede, welche sich u. a. aus Maßnahmen der Länder sowie aus vom Fördersystem unabhängigen Investitionsentscheidungen der Haushalte ableiten (siehe Tabelle 12).

Tirol, Vorarlberg

In Tirol und Vorarlberg – den beiden Bundesländern, bei denen die Belastung im Winter 2017 vergleichsweise niedrig war – fällt auf, dass in Tirol der Anstieg des Anteils von Strom, Erdgas und Fernwärme, in Vorarlberg bei Fernwärme, deutlich über dem Österreichschnitt liegen (siehe Tabelle 11). Es zeigt sich zwar auch ein Anstieg des Anteils von Wohneinheiten mit biogenen Brennstoffen, hier könnte es aber auch durch den Ersatz von alten Heizungsanlagen zu einer Emissionsreduktion gekommen sein. Diese Faktoren dürften mitverantwortlich für die niedrige PM₁₀-Belastung in diesen beiden Ländern in den letzten Jahren sein. Auch war in diesen Bundesländern nach 2006 die PM₁₀-Belastung generell recht niedrig und lag meist deutlich unter 30 µg/m³ im Mittel, daher sinkt die Wahrscheinlichkeit für Überschreitungen des Grenzwertes für den Tagesmittelwert von PM₁₀.

Region	biogene Brennstoffe	Kohle	Öl	Strom	Erdgas	Solar, Wärmepumpe	Fernwärme
Burgenland	32 %	0,3 %	15 %	9,4 %	26 %	13 %	4,4 %
Kärnten	25 %	0,2 %	25 %	7,1 %	3,5 %	12 %	28 %
Niederösterreich	25 %	0,3 %	13 %	4,5 %	33 %	11 %	13 %
Oberösterreich	18 %	0,4 %	17 %	3,3 %	17 %	13 %	32 %
Salzburg	20 %	0,1 %	20 %	11 %	9,8 %	9,1 %	30 %
Steiermark	21 %	0,0 %	23 %	5,4 %	8,6 %	10 %	32 %
Tirol	24 %	0,5 %	31 %	9,2 %	9,5 %	10 %	16 %
Vorarlberg	21 %	0,0 %	25 %	7,8 %	15 %	19 %	11 %
Wien	1,3 %	0,0 %	3,5 %	4,2 %	46 %	1,0 %	44 %
Österreich	17 %	0,2 %	16 %	5,6 %	24 %	9,0 %	28 %

Tabelle 12:
Anteil der Hauptwohnsitz-Wohnungen nach überwiegend im primären Heizsystem eingesetzten Energieträgern in den Jahren 2015/2016, in % Hauptwohnsitz-Wohnungen (Quelle: STATISTIK AUSTRIA 2017c).

5.2 Maßnahmen der Luftreinhalteprogramme

Die Wirkung von Maßnahmen zur Luftreinhaltung ist nur eingeschränkt in den Luftreinhalteprogrammen und deren Evaluierungen verfügbar, da die Wirkung oft nicht oder nur mit großem Aufwand quantifizierbar ist (UMWELTBUNDESAMT 2011, 2012, 2016e). Erschwerend bei der Beurteilung von Feinstaub ist, dass zur PM-Belastung verschiedene Emittenten primärer Partikel, aber auch sekundäre Partikel, Ferntransport und natürliche Quellen beitragen. Einzelne Maßnahmen bewirken daher kaum eine nachweisbare Reduktion der Belastung.

Wirkung kaum quantifizierbar

Folgende Evaluierungen von Luftreinhalteprogrammen nach 2010 liegen für PM₁₀ vor:

Tabelle 13: Evaluierungen von Programmen nach § 9a Abs. 6 IG-L für PM₁₀ nach 2010 (Quelle: Umweltbundesamt).

Bundesland	Evaluierung
Kärnten	Im Programm des Jahres 2013 werden die Evaluierungen der Maßnahmen-VO und der Maßnahmen der Stadt Klagenfurt angeführt (LAND KÄRNTEN 2013) Für Klagenfurt: Maßnahmenpaket zur Reduktion von Feinstaub (PM ₁₀) und Stickstoffdioxid (NO ₂). Stand vom 03.03.2017. 10. Workshop am 05.10.2016 (STADT KLAGENFURT 2017)
Oberösterreich	Evaluierungsbericht PM ₁₀ . Evaluierungsbericht nach § 9a Abs. 6. IG-L 2012–2014 für den Schadstoff PM ₁₀ für den oberösterreichischen Zentralraum, insbesondere die Städte Linz und Wels (LAND OBERÖSTERREICH 2015)
Salzburg	Evaluierung des Programms nach § 9a IG-L – 2008 (LAND SALZBURG 2012)
Steiermark	Luftreinhalteprogramm Steiermark 2011. Umsetzung der Maßnahmen. Jahresbericht 2012 (LAND STEIERMARK 2012) Luftreinhalteprogramm Steiermark 2014. Monitoringbericht Oktober 2015–März 2016 (LAND STEIERMARK 2016)
Tirol	Evaluierung des § 9a-Programms Tirol (UMWELTBUNDESAMT 2011)
Wien	ULI.konkret – Evaluierung der Maßnahmen der Urbanen Luft Initiative 2005 und 2008 (ROSINAK & PARTNER 2011), Evaluierung Luftreinhalteprogramme Wien 2014 (UMWELTBUNDESAMT 2015c)

5.2.1 Burgenland

**Wirkung nicht
quantifiziert**

Im Feinstaubprogramm 2016 finden sich keine quantifizierten Wirkungen von Maßnahmen (LAND BURGENLAND 2016). Auch für die seit 2008 gültige Maßnahmen-Verordnung liegt keine Wirkungsabschätzung vor. Bei vollständiger Umsetzung der Maßnahmen kann von einer gewissen Reduktion der Emissionen gegenüber einem BAU³³-Szenario ausgegangen werden; der Einfluss der Maßnahmen kann aber nicht quantifiziert werden. Auch ist zu berücksichtigen, dass der lokale und regionale Beitrag der burgenländischen Emissionen in vielen Gebieten des Burgenlandes gering ist.

5.2.2 Kärnten

Im Programm des Jahres 2013 und im Maßnahmenpaket für Klagenfurt (Stand 2017) werden folgende Maßnahmen quantifiziert (LAND KÄRNTEN 2013, STADT KLAGENFURT 2017):

**quantifizierte
Maßnahmen**

- Verkehrsberuhigung im Bereich der Innenstadt seit 2009 (VO LGBl. 64/2009): Reduktion der PM₁₀-Belastung in den Wintermonaten um 2–3 µg/m³.
- Optimierung der Straßenreinigung und des Winterdienstes (mehrere Einzelmaßnahmen, Umsetzung 2003–2017): Verminderungspotenzial etwa > 3,8 µg/m³.
- Anwendung der Schweizer Baustellen-RL³⁴ (mehrere Einzelmaßnahmen, Umsetzung 2003–2017): Verminderungspotenzial < 0,9 µg/m³, allerdings nicht alle Maßnahmen umgesetzt.
- Hausbrand-Substitution durch Fernwärme und Gas: Verminderungspotenzial: 5,6 µg/m³, allerdings nicht alle Maßnahmen umgesetzt (Umsetzung 2003–2018).
- Durchzugsverkehr durch die Innenstadt reduzieren: Verminderungspotenzial: 2,5 µg/m³, allerdings nicht alle Maßnahmen umgesetzt (Umsetzung 2006–2017).
- Attraktivierung des ÖPNV und des Radwegenetzes sowie Verkehrslenkung: Verminderungspotenzial: 0,5 µg/m³ pro 1.000 JDTV, allerdings nicht alle Maßnahmen umgesetzt (Umsetzung 2004–2018).
- Verbesserte Abgasstandards für Pkw, Lkw und Busse: Verminderungspotenzial: 3 µg/m³, allerdings nicht alle Maßnahmen umgesetzt (Umsetzung 2005–2016).
- EU-Projekt LIFE-Umwelt KAPA GS: Reduktion: 9,7 µg/m³ (Umsetzung 2004–2007).
- EU-Projekt LIFE-Umwelt SPAS: Reduktion: 3 µg/m³ (Umsetzung 2006–2009).
- EU-Projekt LIFE+ CMA+: Reduktion: 4 µg/m³ (Umsetzung 2009–2011).
- INTERREG – A/Slo Projekt PMInter: Reduktion: 3 µg/m³ (Umsetzung 2009–2011).

³³ Business as usual

³⁴ Siehe BAFU 2016

Auch wenn die Maßnahmenpotenziale nicht voll ausgeschöpft worden sind – und diese nicht alle addierbar sind – so dürften die Maßnahmen einen gewissen Anteil an der Reduktion der Feinstaub-Belastung haben. Ein Teil des Rückgangs ist auch auf die allgemeine Entwicklung der Abgasemissionen zurückzuführen, die lt. der AQUELLA-Studie 2004/2005 etwa 5–10 % ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zur Belastung beigetragen haben (TU-WIEN 2006). Dieser Beitrag sollte sich bis 2014 etwa halbiert haben.

5.2.3 Niederösterreich

Im Programm des Jahres 2013 wurde für die Gesamtwirkung der Maßnahmen auf die Reduktion der PM_{10} -Emissionen gemäß BLI verwiesen (LAND NIEDERÖSTERREICH 2013; BLI: siehe Kapitel 2.2). Welchen Anteil die Maßnahmen des Landes und die allgemeine Entwicklung jeweils an der Reduktion der PM_{10} -Belastung haben, kann nicht gesagt werden.

**Wirkung nicht
quantifiziert**

5.2.4 Oberösterreich

Wie im Programm angeführt, ist eine Quantifizierung der Wirkung – mit Ausnahme der PM-Emissionsminderung bei der voestalpine von mehr als 1.000 t/a – derzeit noch nicht möglich (LAND OBERÖSTERREICH 2015). Lt. den Umweltberichten³⁵ der voestalpine haben sich die Staubemissionen seit 2009 kaum verändert; sie betragen am Standort Linz etwa 230–240 t pro Jahr. Für den Rückgang der Belastung in den letzten Jahren können daher lediglich die anderen Maßnahmen v. a. im Bereich Raumwärme und die allgemeine Entwicklung beigetragen haben.

**Quantifizierung nur
bei voestalpine**

5.2.5 Salzburg

In der Evaluierung des Jahres 2012 wurde die Wirkung auf die Emissionen bei einzelnen Maßnahmen bis inkl. 2011 angeführt (LAND SALZBURG 2012). In der Fortschreibung des Programms 2013 werden keine Wirkungen auf die PM-Emissionen angeführt (LAND SALZBURG 2014). Welchen Anteil die Maßnahmen des Landes und die allgemeine Entwicklung jeweils an der Reduktion der PM_{10} - und EC-Belastung haben, kann nicht gesagt werden.

**Wirkung nicht
quantifiziert**

5.2.6 Steiermark

Der Monitoringbericht des Jahres 2016 beschreibt für alle Maßnahmen des Luftreinhalteprogramms 2014 u. a. den Umsetzungsbeginn, den aktuellen Stand und aktuelle Ergebnisse (LAND STEIERMARK 2014, 2016). Die Wirkung auf die Emissionen ist nur bei einzelnen Maßnahmen angeführt. Welchen Anteil die Maßnahmen des Landes und die allgemeine Entwicklung jeweils an der Reduktion der PM_{10} -Belastung haben, kann nicht gesagt werden.

**Wirkung nicht
quantifiziert**

³⁵ <http://www.voestalpine.com/group/de/konzern/umwelt/umweltberichte.html>

Zu einer deutlichen Reduktion an einzelnen Tagen hat jedenfalls die Beschränkung von Brauchtumsfeuern ab 2007 geführt.

5.2.7 Tirol

Wirkung tlw. quantifiziert Bei der Evaluierung des Jahres 2011 lag der Schwerpunkt auf der Wirkung der Maßnahmen auf die NO₂-Belastung (UMWELTBUNDESAMT 2011, 2016f). Die Maßnahmen auf der A 12 und A 13 haben jedenfalls zu einer deutlichen Verjüngung der Schwerverkehrsflotte hin zu EURO VI beigetragen. Da EURO VI Lkw sehr niedrige PM-Emissionen³⁶ aufweisen, kann auch von einer Reduktion der Feinstaub-Emissionen ausgegangen werden.

5.2.8 Wien

Wirkung tlw. quantifiziert In der Evaluierung der Luftreinhalteprogramme im Jahr 2014 konnte die Wirkung einzelner Maßnahmen abgeschätzt werden; Maßnahmen zur Reduktion diffuser Staubemissionen, wie etwa die Optimierung des Winterdienstes, waren aus methodischen Gründen nicht quantifizierbar. Bei der Gesamtwirkung der Maßnahmen wurde bei Feinstaub auf die Entwicklung bei der BLI bis 2012 zurückgegriffen (siehe dazu Kapitel 2.2; UMWELTBUNDESAMT 2015c).

³⁶ siehe HBEFA 3.3

6 ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN

In diesem Kapitel werden Prognosen für die Entwicklung der Emissionen von Feinstaub und dessen Vorläufersubstanzen in Österreich und in den Herkunftsländern von PM-Fertransport diskutiert. Basis dafür sind v. a. die Grundlagendaten für die Revision der NEC-RL des IASA; dargestellt wird der Zeitraum bis 2030. Für die österreichischen Emissionen werden zwei verschiedene Szenarien betrachtet. Anhand der (prognostizierten) Emissionen Österreichs bzw. aus den Herkunftsländern von PM-Fertransport wird die zukünftige PM_{2,5}-Belastung an den AEI-Messstellen abgeschätzt. Qualitativ abgeschätzt wird der Einfluss auf die nationalen Emissionen als Folge der Klimaschutz-Vereinbarung bei der UN-Klimakonferenz in Paris 2015.

Emissionsprognosen national und international

6.1 Emissionen bis 2020 und 2030 in den Herkunftsländern

Bei genauer Einhaltung der Emissionsobergrenzen der revidierten NEC-Richtlinie sollten die gewichteten Emissionen der Vorläufersubstanzen in den relevanten Herkunftsländern (gegenüber 2014) bis 2020 um 12 % abnehmen, bis 2030 um 35 % (siehe Abbildung 32).

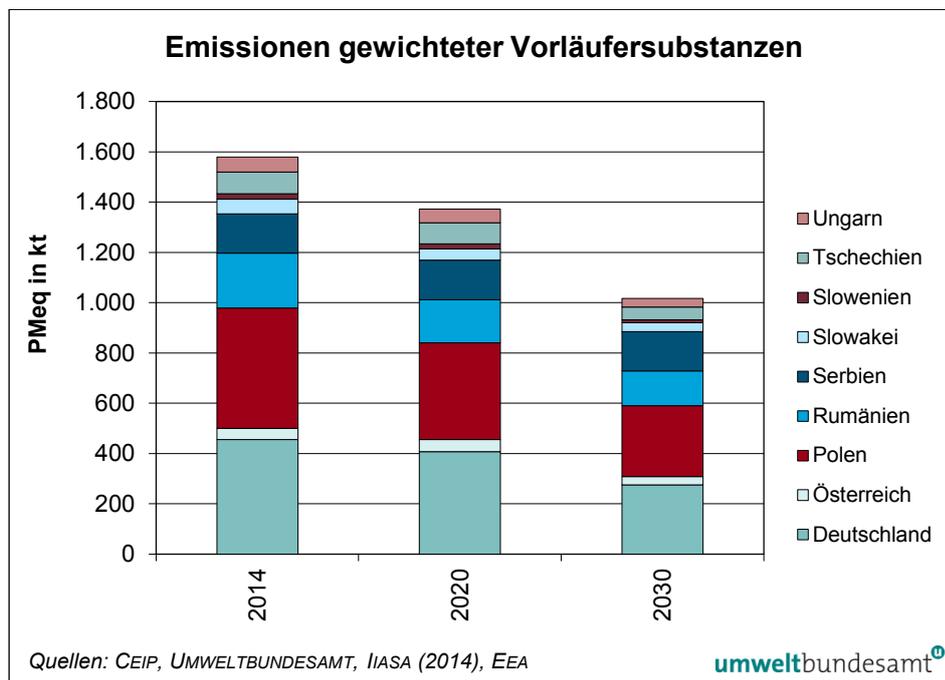


Abbildung 32: Summe der Emissionen der gewichteten Vorläufersubstanzen von PM₁₀ und PM_{2,5} für die Jahre 2014, 2020 und 2030. Für Serbien wurden mangels Daten konstante Emissionen angenommen.

Relevant sind hier vor allem Emissionsänderungen in Deutschland, Polen und Rumänien.

Für Deutschland wurden in der Studie „Luftqualität 2020/2030“ fünf Szenarien betrachtet, basierend auf und konsistent mit Energie- und Treibhausgasemissionsszenarien (UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2013, 2014). Für diese Szenarien

Szenarien für Deutschland

wurde die Luftschadstoffbelastung als Mittel über Deutschland, gewichtet nach Bevölkerungsklassen und für die AEI-Messstellen berechnet. In diesen Szenarien wird jeweils die Änderung in den Jahren 2020, 2025 und 2030 gegenüber 2005 betrachtet. Zu berücksichtigen ist auch, dass die Modellrechnungen bereits für 2005 eine niedrigere $PM_{2,5}$ -Belastung ausweisen als die 2010–2012 gemessene. Das verwendete Modell unterschätzt daher die gemessene Belastung. Die Abschätzung setzt daher auch voraus, dass sich die relative Änderung analog bei den gemessenen Werten abbildet. Diese Szenarien ergeben Änderungen der $PM_{2,5}$ -Belastung³⁷ von – 16 % bis – 19 % zwischen 2010 und 2020 sowie von – 19 % bis – 23 % bis 2030.

In einer weiteren Analyse wurde untersucht, welchen Einfluss der Klimawandel auf die zukünftige Luftschadstoffbelastung haben könnte. Dazu wurden die Berechnungen mit Meteorologiedaten des Jahres 2003 durchgeführt. Für $PM_{2,5}$ ergeben sich unter dieser Annahme für das Jahr 2030 (nur dieses Jahr wird angeführt) um 4–5 % höhere $PM_{2,5}$ -Werte an den AEI-Messstellen (UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2014, S 254).

6.2 Prognosen für zukünftige Feinstaub-Belastung in Österreich

Emissionsszenarien für 2020 und 2030

Österreichische Szenarien für Emissionen von Luftschadstoffen, die für die Diskussion des Vorschlags einer Revision der NEC-RL entwickelt wurden, ergeben die in Tabelle 14 angeführten Emissionen in den Jahren 2015 und 2020 (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Die gesamtösterreichischen $PM_{2,5}$ -Emissionen nehmen gemäß diesen Szenarien von 2010 bis 2015 um 13 % ab, bis 2020 um 22–23 % und bis 2030 um 32–36 % (siehe Tabelle 14).³⁸ Die gewichteten Emissionen der Vorläufersubstanzen von Sekundärpartikeln (siehe Kapitel 2.4.2) sollten bis 2020 um 13–16 % abnehmen und bis 2030 um 21–26 %. Da keine räumliche Disaggregation zur Verfügung steht, wird dieser Rückgang österreichweit einheitlich angenommen.

Bei $PM_{2,5}$ und NO_x werden die Emissionsreduktionen bis 2030 dominiert durch die Sektoren Verkehr sowie Kleinverbrauch, bei SO_2 und NMVOC durch den Kleinverbrauch. Die NH_3 -Emissionen bleiben in etwa gleich (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

Bei den Feinstaub-Emissionen aus dem Verkehrsbereich ist zu berücksichtigen, dass die Rückgänge die Abgasemissionen betreffen. Die Nicht-Abgasemissionen und die Wiederaufwirbelung werden zum überwiegenden Teil durch die Aktivität, d. h. das Verkehrsaufkommen, bestimmt. Bei diesen Emissionen wird daher mit einer langsamen Steigerung gerechnet.

³⁷ Für die Berechnung der hier angeführten Prozentsätze gegenüber 2010 wurde eine lineare Reduktion der Belastung zwischen 2005 und 2020 angenommen.

³⁸ Die $PM_{2,5}$ -Verkehrsemissionen inkl. Straßenabrieb nehmen im WAM-Szenario von 2010 auf 2015 um 35 % ab, bis 2020 um 48 % und bis 2030 um 57 %; die Offroad-Emission um 46 %, 64 % bzw. 77 %.

Im Kleinverbrauch wird durch Umstieg auf emissionsarme Verbrennungstechnik bei Biomasse-Heizungen (Kesseltausch, automatische Feuerungen für Holz-Pellets) trotz gleichbleibendem bzw. bei leicht sinkendem Biomasse-Einsatz ein Rückgang der Feinstaub-Emissionen aus stationären Quellen (Heizungen) um 58–64 % und insgesamt um 55–59 % – jeweils im Jahr 2030 gegenüber 2010 – erwartet. Feinstaub-Emissionen aus mobilen Quellen (mobile Geräte der Land- und Forstwirtschaft und der Haushalte) werden technologiebedingt stark rückläufig eingestuft. Diffuse Feinstaub-Emissionen (Feldbearbeitung in der Landwirtschaft, Brauchtumsfeuer, Holzkohle) hingegen sind ab 2015 leicht zunehmend, wodurch der relative Anteil am Kleinverbrauch von 19 % im Jahr 2010 auf rund 30 % im Jahr 2030 ansteigt.

Tabelle 14: Entwicklung der österreichischen NO_x -, NMVOC-, SO_2 -, NH_3 -, $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen und der Summe der gewichteten PM_{eq} -Emissionen von Vorläufersubstanzen und $\text{PM}_{2,5}$ für die Szenarien 2015, 2020 und 2030 („with existing measures“ WEM; „with additional measures“ WAM. Berechnet auf Basis „fuel used“. Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2015a).

	2010	2015	2020	2020	2030	2030
			WEM	WAM	WEM	WAM
kt/a						
NO_x	148,1	129,4 – 13 %	105,3 – 29 %	98,8 – 33 %	83,1 – 44 %	74,7 – 50 %
NMVOC	129,3	123,9 – 4 %	115,2 – 11 %	114,1 – 12 %	98,5 – 24 %	97,2 – 25 %
SO_2	18,7	17,0 – 9 %	16,6 – 11 %	16,3 – 13 %	16,9 – 9 %	16,3 – 13 %
NH_3	67,3	68,1 + 1 %	73,3 + 9 %	70,3 + 4 %	73,3 + 9 %	67,9 + 1 %
$\text{PM}_{2,5}$	18,9	16,4 – 13 %	14,8 – 22 %	14,5 – 23 %	12,9 – 32 %	12,1 – 36 %
PM_{eq}	48,6	44,5 – 8 %	42,1 – 13 %	40,6 – 16 %	38,6 – 21 %	36,0 – 26 %

Gemäß IIASA Modellrechnungen lässt sich ein Rückgang der $\text{PM}_{2,5}$ -Hintergrundbelastung von 20 % zwischen 2010 und 2020 in den großräumig repräsentativen außeralpinen Gebieten erwarten (IIASA 2015a, b).

Mit diesen abgeschätzten relativen Veränderungen der $\text{PM}_{2,5}$ -Hintergrundkonzentration und der abgeschätzten Abnahme der österreichischen $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen ergeben sich die in Tabelle 15 angeführten $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen an den fünf AEI-Messstellen sowie ein AEI von $14,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2018–2020.

AEI für 2018–2020

Tabelle 15: $PM_{2,5}$ -Konzentration (Dreijahresmittelwerte) an den AEI-Messstellen, gemessen 2009–2011 und abgeschätzt für 2018–2020 (Quelle: Umweltbundesamt).

AEI-Messstelle	AEI 2009–2011	Beitrag Ausland (aktuell)	Beitrag Ausland (Abnahme 18 %)*	Beitrag Inland (aktuell)	Beitrag Inland (Abnahme 20 %)	AEI 2018–2020
$\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Linz Stadtpark Noßbergerstr.	18,7	7,5	6,1	11,2	9,0	15,1
Salzburg Lehen	15,4	5,4	4,4	10,0	8,0	12,4
Graz Nord	18,7	10,3	8,4	8,4	6,7	15,1
Innsbruck Zentrum	16,3	0	0,0	16,3	13,0	13,0
Wien Währinger Gürtel, AKH	19,9	9,9	8,1	9,9	7,9	16,1
AEI	17,8					14,4

* Für die Veränderung der $PM_{2,5}$ -Konzentration 2018–2020 werden 90 % der mittels GAINS³⁹ bzw. österreichischen Projektionen (siehe Tabelle 14) angeführten Veränderung für das Ausland bzw. Österreich angenommen.

6.3 Einfluss der Klimaschutz-Vereinbarung

Grünbuch zu integrierter Energie- und Klimastrategie

Einen Überblick zu dem aktuellen Stand der Klima- und Energiepolitik in Österreich bietet das Grünbuch für eine integrierte Energie- und Klimastrategie (BMWFW & BMLÖ 2016). Relevant für die zukünftige Feinstaub-Belastung sind v. a. Entwicklungen im Bereich Kleinverbrauch (Raumwärme) und Verkehr sowie beim Einsatz von Biomasse generell.

Bei **Biomasse für die Stromproduktion** wird bei einigen Szenarien von einem Anstieg des Verbrauchs, bei anderen von einem Rückgang ausgegangen; der Anteil ist in beiden Fällen aber gering.

Der **Raumwärmebedarf für Gebäude** reduziert sich in allen Szenarien, wenn auch in deutlich unterschiedlichem Ausmaß. Bei Biomasse im Kleinverbrauch wird bei vielen Szenarien von einem leichten bis starken Rückgang, bei anderen von einem gleichbleibenden bis leicht steigenden Einsatz ausgegangen – abhängig u. a. von der Gebäudeeffizienz; die Bedeutung für die PM-Emissionen ist groß.

Bei der **Fernwärmeproduktion** zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien, v. a. beim Niveau bis 2030. Ab 2030 zeigen alle Szenarien einen Rückgang der Fernwärmeproduktion. Angenommen wird ein Anstieg von erneuerbaren Energieträgern an der Fernwärmeproduktion.

Im **Verkehrsbereich** könnte sich durch das internationale Klimaschutzabkommen von Paris (verstärkt durch die aktuelle Diskussion um Diesel-Pkw) eine zusätzliche Dynamik beim Umstieg auf e-Mobilität ergeben.

In Summe kann daher tendenziell davon ausgegangen werden, dass durch verstärkte Klimaschutzaktivitäten auch die PM-Emissionen abnehmen werden; allerdings ist beim Einsatz von Biomasse besonders im Gebäudebereich, aber auch bei Kraftwerken und Fernwärmanlagen auf hohe Standards bei Emissionsgrenzwerten zu achten.

³⁹ Greenhouse Gas – Air pollution and Interactions and Synergies model (<http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/GAINS.html>)

7 RESÜMEE

Aus den dargestellten Analysen von verschiedenen Einflussfaktoren auf die Feinstaub-Belastung in Österreich in den letzten Jahren kann folgendes Resümee gezogen werden:

- Der langfristige Trend der PM₁₀-Jahresmittelwerte – mit starken Variationen von Jahr zu Jahr – der letzten Jahre spiegelt sich fast ausschließlich in den Winterhalbjahresmittelwerten wider; die Sommermittelwerte verändern sich nur geringfügig.
- Kein Faktor, wie z. B. Meteorologie, Emissionen, Ferntransport, ist alleine hauptverantwortlich für den Verlauf der Belastung. Die PM₁₀-Jahresmittelwerte nehmen in Österreich langfristig stärker ab als die österreichischen PM₁₀-Emissionen.⁴⁰
- Ein wesentlicher Faktor für die Höhe bzw. Variabilität der PM₁₀-Belastung im Winter ist die Luftmassenherkunft. Eine niedrige PM₁₀-Belastung ist im außeralpinen Raum klar mit Luftmassen vom westlichen und nördlichen Rand Europas verbunden.
- Die PM₁₀-Belastung zeigt bei Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport von Osten einen klaren Anstieg mit sinkenden Temperaturen; bei Ferntransport von Nordosten und von Süden nur eine geringe Abhängigkeit von der Temperatur.
- Die PM₁₀-Belastung zeigt nur eine geringe Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und keinen Zusammenhang mit der Ausbreitungsklasse.⁴¹
- Die vergleichsweise hohe Belastung im Winter 2016/2017 steht mit niedrigen Temperaturen sowie mit dem häufigen Auftreten von Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und mit Ferntransport von Osten (v. a. Ungarn, Serbien) in Zusammenhang. Gerade bei diesen Wetterlagen lag die Konzentration deutlich über dem Durchschnitt der letzten Jahre.
- Der Beitrag städtischer Emissionen zur städtischen Hintergrundbelastung (Wintermittelwert) zeigt in den vier außeralpinen Großstädten keine langfristige Veränderung. Auffällig sind die hohen städtischen Beiträge 2016/2017 in Graz (v. a. bei Ferntransport von Osten) und in Salzburg (v. a. bei regionaler Schadstoffakkumulation).
- Der lokale Beitrag (Wintermittelwert) an den verkehrsnahen Belastungsschwerpunkten zeigt uneinheitliche Veränderungen. Er ging in Wien Taborstraße von 2009/2010 bis 2011/2012 zurück und variiert seitdem kaum; in Linz Römerberg stieg er von 2009/2010 bis 2011/2012 an und variiert seitdem kaum. Graz Don Bosco weist einen langfristigen unregelmäßigen Rückgang auf, Salzburg Rudolfsplatz keine klare langfristige Veränderung.
- Aussagen über Entwicklungen und deren Ursachen auf lokaler Ebene sind mit den vorhandenen Daten im Rahmen dieser Studie nicht möglich, auch deswegen, da die Datenlage heterogen und lückenhaft ist. Auch können viele Maßnahmen, die auf diffuse Emissionen abzielen (z. B. Winterdienst, Baustellenabwicklung, Auflagen in Genehmigungsverfahren), einen erheblichen Anteil an der PM₁₀-Reduktion haben, diese sind aber kaum quantifizierbar.

Zusammenspiel versch. Faktoren

⁴⁰ Daten bis 2015

⁴¹ nach Pasquill, Gifford, Turner

Rückgang bei Emissionen

- Sowohl die PM-Emissionen als auch die Emissionen der Vorläufersubstanzen zeigen – mit Ausnahme von NH_3 – sowohl in Österreich als auch in den relevanten Herkunftsländern von Ferntransport einen kontinuierlichen Rückgang.
- Im Kleinverbrauch sind PM-Emissionen aus Biomasse-Heizungen sowie eingesetzte Verbrennungstechnologie und Brennstoffe relevant. Diffuse und mobile Quellen tragen rund 1/3 zur PM-Emission im Kleinverbrauch bei.
- Die Reduktionen der PM_{10} -Emissionen (exklusive Tanktourismus) bewegten sich in den letzten Jahren (2010–2014) in sechs Bundesländern im Bereich von 5–9 %. Im Burgenland konnten innerhalb dieses Zeitraums 13 % der PM_{10} -Emissionen reduziert werden. In Tirol und in der Steiermark gab es auf Basis der Daten aus der Emissionsinventur den geringsten Rückgang mit 3 % bzw. 2 % von 2010–2014. In Niederösterreich und Kärnten wurden die höchsten Reduktionen im Sektor Kleinverbrauch erzielt. Im Burgenland weist die Industrieproduktion den höchsten Rückgang an PM_{10} auf. Bei allen übrigen Bundesländern lagen die stärksten Rückgänge im Sektor Verkehr.

Rückgang EC durch Partikelfilter

- Von den durchgehend verfügbaren Analysedaten zeigt sich ein sehr ausgeprägter Rückgang bei den Konzentrationen von elementarem Kohlenstoff (EC), v. a. an verkehrsbeeinflussten Standorten. In Salzburg – dem einzigen Bundesland, aus dem diese Daten vorliegen – kann ein Gutteil des Rückgangs der PM_{10} -Belastung mit dem Rückgang bei EC erklärt werden. Dieser Rückgang ist v. a. auf die Einführung von Dieselpartikelfiltern zurückzuführen.
- Bei den sekundären anorganischen Partikeln, die einen bedeutenden Anteil an der PM-Belastung haben (in Nordostösterreich bis 50 %), zeigt sich bei Ammoniumsulfat ein deutlicher Rückgang. Bei Ammoniumnitrat ist der Rückgang nicht signifikant. Dies kann auch darauf zurückzuführen sein, dass durch den Rückgang der SO_2 -Emissionen mehr NH_3 für die Bildung von Ammoniumnitrat zur Verfügung steht (und NH_3 oft der limitierende Faktor ist).
- Bei Hochdruck-, Süd- und Ostwetterlagen, die in der Vergangenheit mit überdurchschnittlich hohen Konzentrationen verbunden waren, zeigt sich in den letzten Jahren ein starker Rückgang. Die Gründe dafür sind allerdings nicht identifizierbar.

Ausblick

Anhand der Entwicklungen der Vergangenheit und verschiedener Szenarien für die zukünftige Entwicklung der Emissionen von Feinstaub und der Vorläufersubstanzen kann folgender Ausblick formuliert werden:

weiterer Rückgang Emissionen

- Die PM-Abgasemissionen des Verkehrs und des Offroad-Verkehrs sind weiter rückläufig. Allerdings zeigen die Nicht-Abgasemissionen einen kontinuierlichen Anstieg, der an die Verkehrsleistung gekoppelt ist. Bei PM_{10} sind diese seit 2009 höher als die Abgasemissionen des Verkehrs, bei $\text{PM}_{2,5}$ dürfte das nach 2016 der Fall sein.
- Im Kleinverbrauch werden PM-Emissionen aus Biomasse-Heizungen durch Verbesserung der Verbrennungstechnologie, Kesseltausch und vermehrten Einsatz von Holz-Pellets deutlich sinken. Die relative Bedeutung diffuser Quellen wird als steigend eingestuft; die Unsicherheit der Emissionsberechnung ist hierbei jedoch groß. Mobile Quellen emittieren künftig technologiebedingt weniger Feinstaub.

- Die Emissionen von Feinstaub und der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel sind in den Herkunftsregionen rückläufig und dürften auch weiterhin abnehmen. Bei den gewichteten Emissionen von PM inkl. Vorläufersubstanzen ist von 2014–2020 ein Rückgang um 12 % zu erwarten.
- Beim Inhaltsstoff Ammoniumsulfat ist zukünftig eine weitere Abnahme zu erwarten, da auch die SO₂-Emissionen in den Herkunftsländern abnehmen.
- Keine Aussage kann zur Entwicklung von Ammoniumnitrat in Feinstaub getroffen werden, da dieses einerseits auf komplexe Weise mit der Bildung von Ammoniumsulfat zusammenhängt, andererseits mit dem Angebot von NH₃, in einigen Gebieten u. U. auch mit NO_x.
- Gemäß IASA-Modellrechnungen lässt sich ein Rückgang der PM_{2,5}-Hintergrundbelastung von 20 % zwischen 2010 und 2020 in den großräumig repräsentativen außeralpinen Gebieten Österreichs erwarten (IASA 2015a, b).
- Mit diesen abgeschätzten relativen Veränderungen der PM_{2,5}-Hintergrundkonzentration und der abgeschätzten Abnahme der österreichischen PM_{2,5}-Emissionen ist zu erwarten, dass die PM_{2,5}-Belastung in den Jahren 2018–2020 – unter der Voraussetzung, dass diese Jahre eine „normale“ Meteorologie aufweisen – mit hoher Wahrscheinlichkeit unter dem AEI-Zielwert von 15,1 µg/m³ liegen wird.

**Entwicklung
Ammoniumnitrat
unklar**

Empfehlungen

Aus den Recherchen und Analysen dieser Studie lassen sich folgende Empfehlungen ableiten:

- Das komplexe Zusammenspiel verschiedener meteorologischer Faktoren bedarf relativ aufwändiger und anspruchsvoller statistischer Auswerteverfahren („detrending“), die routinemäßig nicht verfügbar sind.
- Die langen Datenreihen zu PM-Inhaltsstoffen in Oberösterreich und Salzburg sowie in Illmitz sind wertvolle Instrumente und sollten unbedingt fortgeführt werden. Ebenso tragen die PM₁-Messungen zum Verständnis bei; hilfreich wäre, wenn diese fortgeführt sowie auf weitere Messstellen und Inhaltsstoffanalysen ausgeweitet werden.
- Punktuell vorliegende Analysen in anderen Bundesländern sollten mit den gleichen Methoden wie die ursprünglichen Analysen in regelmäßigen Intervallen wiederholt werden.

Es sollte überprüft werden, ob sich der Zusammenhang zwischen Anzahl der Überschreitungen bei den Tagesmittelwerten von PM₁₀ mit dem Jahresmittelwert geändert hat, da Modellrechnungen oder Emissionswirkungen sich üblicherweise auf den Jahresmittelwert beziehen, Überschreitungen aber ausschließlich beim Kriterium für den Tagesmittelwert auftreten.

- Der Energieeinsatz im Kleinverbrauch unterliegt v. a. bei Dienstleistungen einer hohen Unsicherheit (Residualektor). Verbesserungen werden durch künftige Nutzung der Panelerhebung und getrennte Ausweisung der statistischen Unsicherheit in der Energiebilanz erwartet. Eine aktive Mitarbeit an der Verbesserung der Energiebilanz durch Zusammenführung von Informationen zu Bundes-, Landes- und Gemeindegebäuden (Energiebuchhaltung) und Datenmodellen (Parameter für Hochrechnung) wäre wünschenswert.

**Fortsetzung Analyse
Inhaltsstoffe**

**Verbesserung
Emissionsdaten**

- Die Untersuchung der Wirksamkeit von PM-Abscheidetechnologien für Kleinfeuerungen im Realbetrieb wäre zweckmäßig, um diese Option als Maßnahme und für die Szenarioentwicklung plausibel abbilden zu können.
- Die Unsicherheiten bei der Emissionsberechnung diffuser Quellen im Kleinverbrauch sind groß, Aufgrund der relativ großen Bedeutung der PM-Emissionen ist eine Verbesserung der Methodik anzustreben.
- Die Berechnung diffuser Feinstaub-Emissionen wie z. B. aus Feldbearbeitung in der Landwirtschaft, bei Bautätigkeiten oder Schüttgutumschlag in der Mineralrohstoffindustrie ist derzeit noch mit hohen Unsicherheiten behaftet. Spezifische Studien (basierend auf Messungen) wären insbesondere für die Abbildung von Emissionsminderungsmaßnahmen notwendig.
- Gemäß den internationalen Regeln zur Emissionsberichterstattung von Ammoniak sind genaue Kenntnisse über die landwirtschaftliche Praxis in Österreich erforderlich. Derzeit werden im Rahmen eines Projektes von LFZ Raumberg-Gumpenstein, Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Umweltbundesamt neue spezifische Daten im Rahmen eines Forschungsprojekts erhoben. Es wurde keine vergrößerte Stichprobe für die Auswertung auf Bundesländer-Ebene beauftragt. Eine Analyse und ggf. Auswertung auf Bundesland-Ebene wäre jedoch wünschenswert.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- BAFU – Bundesamt für Umwelt (2016): Luftreinhaltung auf Baustellen. Richtlinie über betriebliche und technische Massnahmen zur Begrenzung der Luftschadstoff-Emissionen von Baustellen (Baurichtlinie Luft). Ergänzte Ausgabe, Februar 2016. Erstausgabe 2009. Umwelt-Vollzug Nr. 0901. BAFU, Bern.
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/luft/uv-umwelt-vollzug/luftreinhaltung_aufbaustellenergaenzteausgabe.pdf.download.pdf/luftreinhaltung_aufbaustellenergaenzteausgabe.pdf
- BARMPADIMOS, I. (2012): Trends and variability of airborne particulate matter in Switzerland and in Europe. Dissertation submitted to ETH Zurich. Diss. ETH No. 20075.
- BARMPADIMOS, I.; KELLER, J.; ODERBOLZ, D.; HUEGLIN, C. & PRÉVÔT, A. S. H. (2012): One decade of parallel fine (PM_{2.5}) and coarse (PM₁₀–PM_{2.5}) particulate matter measurements in Europe: trends and variability. Atmos. Chem. Phys. 12: 3189–3203.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2016): Wohnbauförderung und Kyoto-Finanzierung 2015. Zusammenfassender Bericht des Bundes und der Länder über die Wirkung von Maßnahmen zur Treibhausgas-Emissionsreduktion im Rahmen der Vereinbarung über Maßnahmen im Gebäudesektor (BGBl. II Nr. 251/2009). Wien.
https://www.bmlfuw.gv.at/umwelt/klimaschutz/klimapolitik_national/Wohnbau.html
- BMWF – Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft & BMLÖ – Bundesministerium für ein Lebenswertes Österreich (2016): Grünbuch für eine integrierte Energie- und Klimastrategie. Wien.
- ECMWF – European Centre for Medium-Range Weather Forecast (1995): User Guide to ECMWF Products 2.1. Meteorological Bulletin M3.2, ECMWF, Reading, UK.
- EMEP – Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (2016): Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012. CCC-Report 1/2016. NILU, Kjeller.
- EMEP/CEIP – Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe/Centre on Emission Inventories and Projections (2017): Gap-filled and gridded emissions based on data reported under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP).
<http://www.ceip.at>
- EMEP/MSC-W – Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe/Meteorological Synthesizing Centre-West (2015): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM in 2010. Austria. MSC-W Data Note 1/2015. Oslo.
- ETC/ACM – European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (2015): Air Quality Trends in AIRBASE in the context of the LRTAP Convention. ETC/ACM Technical Paper 2015/4. Bilthoven.
- ETC/ACM – European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (2017): Long term air quality trends in Europe. Contribution of meteorological variability, natural factors and emissions. ETC/ACM Technical Paper 2016/7. Bilthoven.

- FMI – Finnish Meteorological Institute (2002): MAKESENS 1.0. Mann-Kendall Test and Sen's Slope Estimates for the Trend of Annual Data. Version 1.0 Freeware.
- FONT, A., & FULLER, G. W. (2016). Did policies to abate atmospheric emissions from traffic have a positive effect in London? Environmental Pollution. 10.1016/j.envpol.2016.07.026.
- GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P. C. (2005): Katalog der Großwetterlagen Europas (1881–1998). Nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky. 6. Auflage. PIK Report No. 100. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V., Potsdam.
- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis (2014): Amann, M. (Hrg.): A Flexibility Mechanism for Complying with National Emission Ceilings for Air Pollutants. TSAP Report #15 Version 1.0. Laxenburg.
- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis (2015a): Amann, M. (Hrg.): Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 – A comparison with COM data 2013. Part A: Results for EU-28. TSAP Report #16A Version 1.1. Laxenburg.
- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis (2015b): Amann, M. (Hrg.): Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 – A comparison with COM data 2013. Part B: Results for Member States. TSAP Report #16A Version 1.1. Laxenburg.
- 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.
- LAND BURGENLAND (2016): Feinstaubprogramm Burgenland 2016 gemäß § 9a Immissionsschutzgesetz – Luft. Amt der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.
- LAND KÄRNTEN (2013): Gemeinsames Maßnahmenprogramm für PM₁₀ und NO₂ gemäß § 9a IG-L für Klagenfurt am Wörthersee. Ausgabe November 2013. Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt.
- LAND NIEDERÖSTERREICH (2013): NÖ Feinstaubprogramm. Amt der NÖ. Landesregierung, St. Pölten.
- LAND OBERÖSTERREICH (2015): Evaluierungsbericht PM10. Evaluierungsbericht nach § 9a Abs. 6. IG-L 2012–2014 für den Schadstoff PM10 für den oberösterreichischen Zentralraum, insbesondere die Städte Linz und Wels. Amt der OÖ. Landesregierung, Linz.
- LAND OBERÖSTERREICH – Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich (2017): Jahresbericht 2016 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich. Inspektionsbericht. Linz.
- LAND SALZBURG (2012): Evaluierung des Programms nach § 9a IG-L – 2008. Salzburg.
- LAND SALZBURG (2014): Fortschreibung des Luftreinhalteprogramms nach § 9a IG-L – 2013. Salzburg.
- LAND SALZBURG (2017): Luftgüte. Jahresbericht 2016. Salzburg.
- LAND STEIERMARK (2012): Luftreinhalteprogramm Steiermark 2011. Umsetzung der Maßnahmen. Jahresbericht 2012. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.

- LAND STEIERMARK (2014): Luftreinhalteprogramm Steiermark. Maßnahmenkatalog, Stand: September 2014. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- LAND STEIERMARK (2016): Luftreinhalteprogramm Steiermark 2014. Monitoringbericht Oktober 2015 – März 2016. Datenstand 31. März 2016. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- OSTLUFT – die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein (2010): OSTLUFT-Russmessungen bis 2009. Technischer Bericht zu Russ-Immissionsmessungen und Umrechnungsverfahren auf EC gemäss EUSAAR2-Protokoll ($EC_{TOT(EUSAAR2)}$). OSTLUFT, Zürich.
- PASQUILL, F. (1974): Atmospheric Dispersion Parameters in Gaussian Plume Modeling, Part II. Possible Requirements for Change in the Turner Workbook Values, U.S. EPA, EPA-600/4-76-030b.
- ROSINAK & PARTNER (2011): ULI.konkret – Evaluierung der Maßnahmen der Urbanen Luft Initiative 2005 und 2008. Materialienband Anhänge 1 und 2. Endbericht 24. Januar 2011. GZ 10585. Wien.
- SJVUAPCD - San Joaquin Valley Unified Air Pollution Control District (2015): 2015 Plan for the 1997 PM_{2.5} Standard. Fresno, California.
- STADT KLAGENFURT (2017): Maßnahmenpaket zur Reduktion von Feinstaub (PM₁₀) und Stickstoffdioxid (NO₂). Stand vom 03.03.2017. Klagenfurt.
- STATISTIK AUSTRIA (2017a): Absolutwerte der Heizgradsummen auf aktuellem Stand und Abweichungen gegenüber dem langjährigen Durchschnitt. Kostenpflichtiger Abonnementdienst der Statistik Austria.
- STATISTIK AUSTRIA (2017b): Mikrozensus; Hauptwohnsitzwohnungen (HWS) ab 2004.
- STATISTIK AUSTRIA (2017c): Sonderauswertung des Mikrozensus 2016 (MZ 2016). Statistik Austria im Auftrag des BMLFUW. Wien.
- STOHL, A. (1996): Trajectory statistics – a new method to establish source-receptor relationships of air pollutants and its application to the transport of particulate sulfate in Europe. Atmos. Environ. 30. pp. 579–587.
- STOHL, A. (1998): Computation, accuracy and applications of trajectories – a review and bibliography. Atmos. Environ. 32. pp 947–966.
- STOHL, A. (1999): The FLEXTRA Trajectory Model Version 3.0. User Guide. Uni München, Lehrstuhl für Bioklimatologie und Immissionsforschung.
- TU-GRAZ – Technische Universität Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik (2017): Einfluss der Umgebungstemperatur für das Szenario WEM (Jahr 2017) aus Monitoring Mechanism 2017 – Verkehr. Bericht Nr. I-20/17/Schwings EM I-2017/05-679. Graz.
- TU-WIEN – Technische Universität Wien (2006): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Kärnten/Klagenfurt. Aerosolquellenanalysen für Kärnten. PM₁₀-Filteranalysen nach dem „AQUELLA-Verfahren“. US-Zahl: 436/1699/04. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): 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 (2010): Ibesich, N.; Nagl, C.; Storch, A. & Zechmeister, A.:
Evaluierung des niederösterreichischen PM₁₀-Maßnahmenpakets. Interner
Bericht. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Ibesich, N.; Kurzweil, A.; Nagl, C.; Storch, A. & Zechmeister,
A.: Wirkung bestehender und zukünftiger IG-L Maßnahmen. Im Auftrag der
Plattform „Saubere Luft“. Sonstige Berichte, Bd. S-0260. Umweltbundesamt,
Wien. Unveröffentlicht.
- UMWELTBUNDESAMT (2012): Emerstorfer, N.; Ibesich, N.; Krutzler, T.; Kurzweil, A.; Nagl,
C.; Storch, A.; Zechmeister, A. & Zethner, G.: Luftreinhalte-Programme der
Bundesländer. Evaluierung und Abschätzung der Wirkung. Sonstige Berichte, Bd.
S-0268. Umweltbundesamt, Wien. Unveröffentlicht.
- UMWELTBUNDESAMT (2014): Buxbaum, I.; Nagl, C. & Spangl, W.: Sekundäres
Anorganisches Aerosol. Beiträge zur PM-Belastung in Österreich. Reports, Bd.
REP-0591. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015a): Anderl, M.; Haider, S.; Krutzler, T.; Lampert, C.; Pazdernik,
K.; Poupa, S.; Purzner, M.; Stranner, G.; Wieser, M. & Zechmeister, A.: Austria's
National Air Emission Projections 2015 for 2015, 2020 and 2030. Pollutants: NO_x,
SO₂, NMVOC, NH₃ and PM_{2.5}. Scenarios: With Existing Measures (WEM) & With
Additional Measures (WAM). Reports, Bd. REP-0556. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015b): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der
Luftgütemessungen in Österreich 2014. Reports, Bd. REP-0520.
Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015c): Anderl, M.; Ibesich, N.; Krutzler, T.; Kurzweil, A.; Nagl, C.,
Schieder, W. & Storch, A.: Evaluierung Luftreinhalteprogramme Wien. Im Auftrag
der MA 22. Sonstige Berichte, Bd. S-0303. Umweltbundesamt, Wien.
Unveröffentlicht.
- UMWELTBUNDESAMT (2016a): Haider, S.; Anderl, M.; Lampert, C.; Moosmann, L.;
Pazdernik, K.; Pinterits, M.; Poupa, S.; Purzner, M.; Schmidt, G.; Schodl, B.;
Stranner, G.; Titz, M.; Wieser, M. & Zechmeister, A.: Austria's Informative
Inventory Report 2016. Submission under the UNECE Convention on Long-range
Transboundary Air Pollution. Reports, Bd. REP-0566 Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2016b): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Ibesich, N.; Lampert, C.;
Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Purzner, M.; Schieder, W.; Thielen, P.;
Titz, M. & Zechmeister, A.: Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990–2014.
Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-
Berichtspflichten (Datenstand 2016). Reports, Bd. REP-0592. Umweltbundesamt,
Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2016c): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der
Luftgütemessungen in Österreich 2015. Reports, Bd. REP-0562.
Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2016d): Spangl, W.: Luftgütemessungen und meteorologische
Messungen. Jahresbericht Hintergrundmessnetz Umweltbundesamt 2015.
Reports, Bd. REP-0563. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2016e): Nagl, C. & Buxbaum, I.: Evaluierung und Überarbeitung
Programme nach § 9a IG-L. Fachgrundlagen für Leitlinien. Umweltbundesamt,
Wien. Unveröffentlicht.

- UMWELTBUNDESAMT (2016f): Buxbaum, I.; Ibesich, N.; Nagl, C.; Spangl, W. & Storch, A.: NO₂-Programm nach § 9a IG-L für das Bundesland Tirol. Überarbeitung 2016. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2016g): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Purzner, M.; Schieder, W.; Stranner, G. & Zechmeister, A.: Emissionstrends 1990–2014. Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich. (Datenstand 2016). Reports, Bd. REP-0574. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2017a): Anderl, M.; Brendle, C.; Burgstaller, J.; Haider, S.; Köther, T.; Lampert, C.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Perl, D.; Pinterits, M.; Poupa, S.; Purzner, M.; Schmidt, G.; Schodl, B.; Stranner, G.; Titz, M.; Wankmüller, R. & Zechmeister, A.: Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2017. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and Directive (EU) 2016/2284 on the reduction for national emissions of certain atmospheric pollutants. Reports, Bd. REP-0609, Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2017b): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Ibesich, N.; Lampert, C.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Purzner, M.; Schieder, W.; Thielen, P.; Titz, M. & Zechmeister, A.: Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990–2014. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2016). Reports, Bd. REP-0592. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2017c): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2016. Reports, Bd. REP-0605. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2017d): Spangl, W.: Luftgütemessungen und meteorologische Messungen. Jahresbericht Hintergrundmessnetz Umweltbundesamt 2016. Reports, Bd. REP-0606. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2013): Politikszenerarien für den Klimaschutz VI. Treibhausgas-Emissionsszenarien bis zum Jahr 2030. Climate Change 04/2013. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Texte 35/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2017): PM10-Immissionssituation in Wien in den Monaten Jänner und Februar 2017. Zahl: 2017/UM/000357. ZAMG, Wien.

Rechtsnormen und Leitlinien

- 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. ABl. Nr. L 309/22.

- IG-L – Abgasklassen-Kennzeichnungsverordnung (AbgKlassV; BGBl. II 120/2012): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen über die Durchführung der besonderen Kennzeichnung von Fahrzeugen betreffend die Zuordnung zu den Abgasklassen festgelegt werden.
- IG-L Off-RoadV (BGBl. II 76/2013): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Verwendung und den Betrieb von mobilen technischen Einrichtungen, Maschinen und Geräten in IG-L-Sanierungsgebieten.
- 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.
- Messkonzept-Verordnung zum IG L (MKV; BGBl. II 358/1998 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über das Messkonzept zum Immissionsschutzgesetz-Luft.
- Ökologisierungsgesetz 2007 (ÖkoG 2007; BGBl. Nr. 46/2008): Bundesgesetz mit dem das Normverbrauchsabgabengesetz und das Mineralölsteuergesetz 1995 geändert werden.
- ÖNORM EN 12341:2014: Außenluft – Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM10- oder PM2,5-Massenkonzentration des Schwebstaubes. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG zwischen dem Bund und den Ländern über Maßnahmen im Gebäudesektor zum Zweck der Reduktion des Ausstoßes an Treibhausgasen (BGBl. II Nr. 251/2009; Letzte Änderung: BGBl. II Nr. 213/2017)
- VO LGBl. Nr. 64/2009: Verordnung des Landeshauptmannes von Kärnten vom 10. November 2009, Zahl: 15-LL-104/2007 (029/2009), mit der zur Verringerung der Immission des Luftschadstoffes NO₂ nach dem Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) Maßnahmen für die Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee angeordnet werden (NO₂ – Maßnahmenverordnung Klagenfurt).

ANHANG A: HERKUNFTSANALYSE

Methodenbeschreibung Rückwärtstrajektorien

Eine Trajektorie ist der Weg, den die Luft (genau genommen: ein infinitesimal kleiner Luftpartikel) in einem gegebenen Zeitraum zurücklegt. Zeitliche und räumliche Änderungen der Windverhältnisse müssen bei der Ermittlung von Trajektorien berücksichtigt werden (KAISER & SCHEIFINGER 2003).

Definition Trajektorie

Die Trajektorien wurden mit dem Modell FLEXTRA berechnet (STOHL 1996, 1998, 1999). Dem Modell wurden die Windfelder des Europäischen Zentrums für Mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF 1995) zugrunde gelegt. Die horizontale Auflösung der Windfelder beträgt $0,2^\circ \times 0,2^\circ$ (dem entsprechen auf der geografischen Breite von Österreich rund 15 km in Ost-West-Richtung und rund 22 km in Nord-Süd-Richtung). Das ECMWF-Modell hat 137 Höhenschichten bis zum oberen Modellrand (0 hPa) bzw. 24 Schichten bis 850 hPa (rund 1.500 m). Die Windfelder liegen alle drei Stunden vor, für die Zwischentermine wurden die Windfelder interpoliert.

Die Trajektorien wurden jeweils für 12 Uhr MEZ in einer Höhe von 100 m über jener Höhe, die der jeweiligen Station (Zielpunkt) im Modell entspricht, berechnet und 96 h rückwärts verfolgt („Rückwärtstrajektorien“). Man erhält so den Weg, den die Luft innerhalb eines Zeitraums von vier Tagen zurückgelegt hat, bevor sie an der Messstelle ankommt. Die Trajektorien sind dreidimensional, d. h. die Vertikalkomponente des Windes ist berücksichtigt.

Räumliche Herkunftszuordnung auf der regionalen und überregionalen Skala

Die Klassifizierung der Trajektorien für jeweils einen Tag erfolgt unter dem Gesichtspunkt, welche Gebiete mit hohen Emissionen von PM_{10} oder Vorläufer-substanzen sekundärer Partikel überquert werden (siehe Abbildung 35), wobei die Höhe über Boden, die Verlagerungsgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit) sowie die Verweildauer im Nahbereich des Zielpunktes berücksichtigt werden. Diese grundsätzlich qualitative Methode erlaubt durch Auszählung der Trajektorien, die bestimmte Gebiete mit hohen Emissionen überqueren, eine halbquantitative Zuordnung der gemessenen PM_{10} -Belastung zu diesen Gebieten.

Unterschieden werden generell drei Situationen:

- Situationen, in denen sich die Luftmassen innerhalb mehrerer Tage vor dem Erreichen des Zielpunktes in einem Umfeld von etwa 100 km rund um den Zielpunkt (siehe Abbildung 33 links) bewegen, werden als „**regionale Schadstoffakkumulation**“ klassifiziert.
- Als „**Ferntransport**“ werden Situationen klassifiziert, in denen Luftmassen Regionen mit hohen PM_{10} -Emissionen oder hohen Emissionen von Vorläufer-substanzen sekundärer Aerosole in einem Umfeld von mehreren 100 km um Österreich (siehe Abbildung 33 rechts, Abbildung 34 links) überqueren;
- Situationen, in denen die viertägigen Trajektorien Längen von deutlich über 1.000 km aufweisen, keine längere Verweildauer über Gebieten mit hohen Emissionen zeigen und/oder sich die Luftmassen durchwegs in größeren

Höhen bewegen, werden Herkunftsgebieten am Rand oder außerhalb Europas (West, Nord, Nordost, Süd) ohne weitere Differenzierung der Herkunft zugeordnet (siehe Abbildung 34 rechts).

Situationen mit Ferntransport

Situationen mit Ferntransport lassen sich relativ klar folgenden Gebieten zuordnen:

- Ferntransport aus Tschechien und Polen – wobei Situationen mit Transport über die Industrieregionen Oberschlesien und Ostrava mit besonders hohen PM₁₀-Belastungen in Nordostösterreich verbunden sind,
- Ferntransport aus Ungarn,
- Ferntransport aus Nordserbien und Südrumänien über Süd- und Westungarn oder Slawonien.

Seltener sind Situationen mit Ferntransport von Süden aus Kroatien und Slowenien, aus der Slowakei sowie aus Deutschland (v. a. aus Bayern und Sachsen).

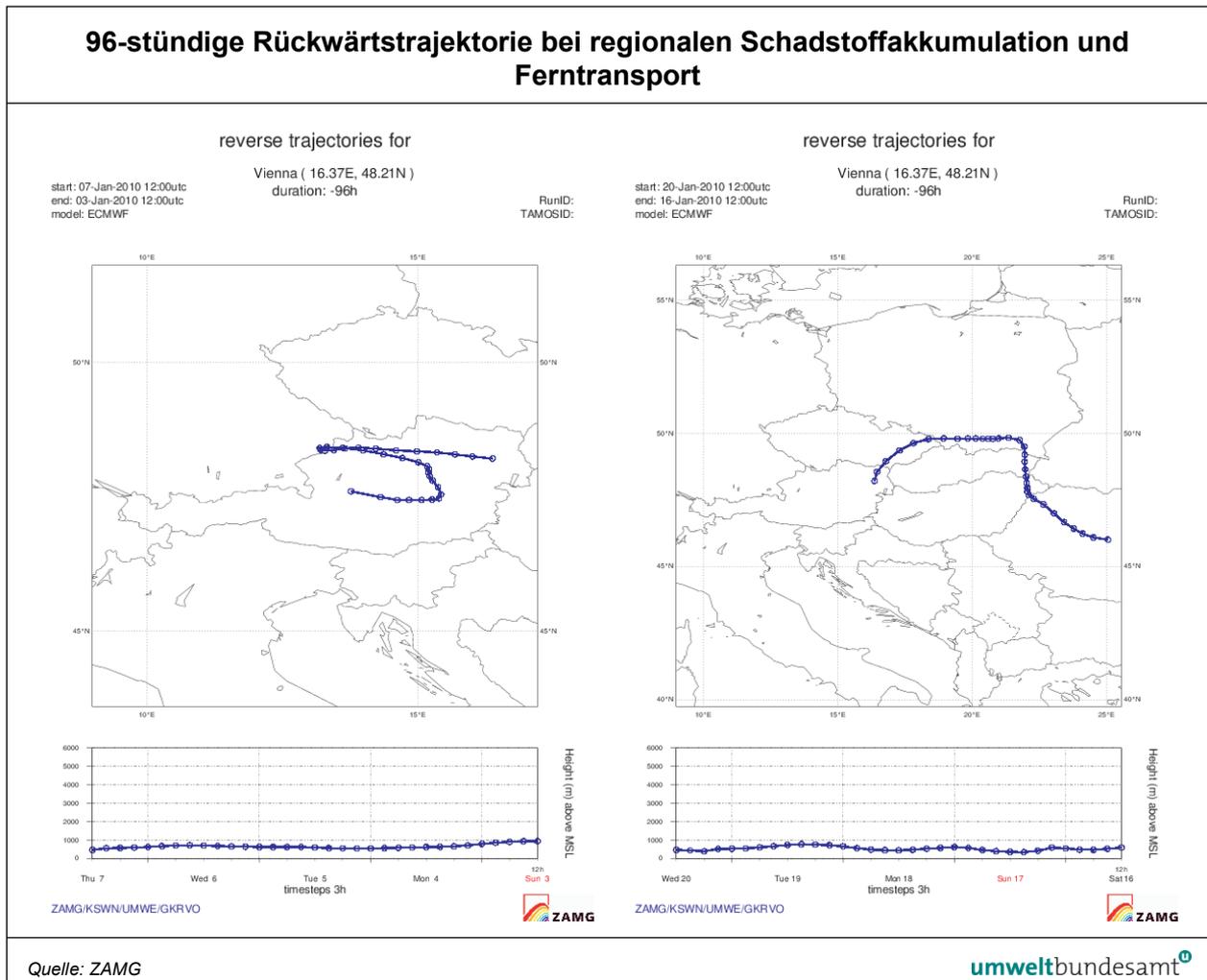


Abbildung 33: Beispiel für eine 96-stündige Rückwärtstrajektorie bei regionaler Schadstoffakkumulation (07.01.2010, links) und bei Ferntransport aus Mähren und Südpolen (20.01.2010, rechts).

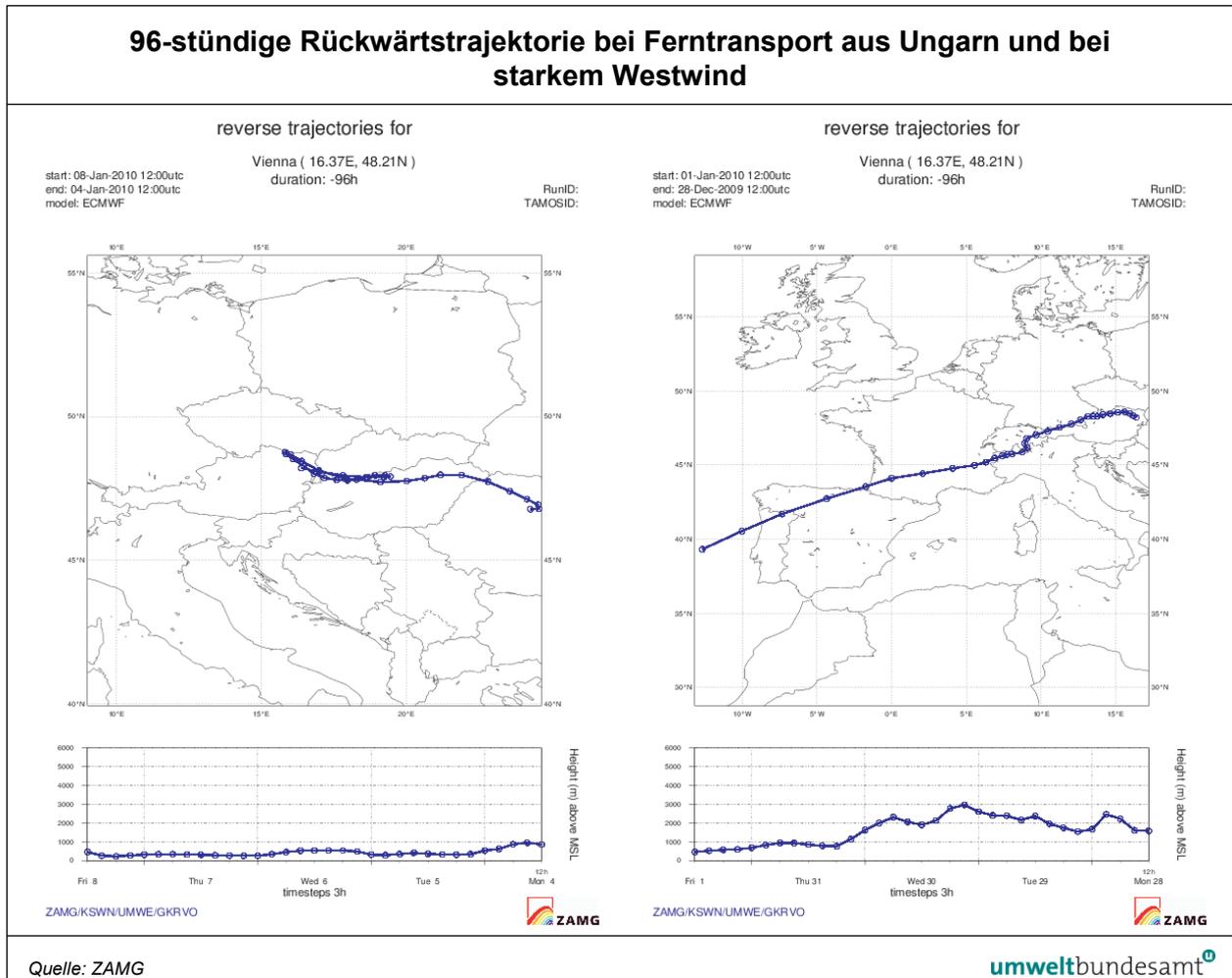


Abbildung 34: Beispiel für eine 96-stündige Rückwärtstrajektorie bei Ferntransport aus Ungarn und anschließender regionaler Schadstoffakkumulation (8.01.2010, links) und bei starkem Westwind (01.01.2010, rechts).

Situationen, in denen Trajektorien Ferntransport aus einer der o. g. Regionen oder Westströmung anzeigen, aber dann ein oder zwei Tage vor Erreichen Wiens länger in dessen Nähe verweilen, werden als regionale Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport klassifiziert (z. B. Abbildung 34).

Tage, an denen die viertägigen Rückwärtstrajektorien außerhalb Europas beginnen, werden keiner der o. g. Ferntransportsituationen zugeordnet, sondern nach großen Herkunftsregionen klassifiziert:

Bei Luftmassentransport vom Rand Europas werden folgende Situationen unterschieden:

Luftmassentransport vom Rand Europas

- West (Luftmassenherkunft vom Atlantik),
- Nord (Nordpolarmeer, Skandinavien oder Finnland),
- Nordost (Russland⁴²),

⁴² Anmerkung: Diese Ferntransportsituationen wurden in früheren Auswertungen der Herkunftsregion „Tschechien und Polen“ zugeordnet (da sie in fast allen Fällen diese Länder überqueren), was allerdings nicht zutreffend ist, da sich die Luftmassen nur kurze Zeit über Tschechien und Polen aufhalten und aufgrund der meist hohen Windgeschwindigkeit die PM-Konzentration geringer ist als bei Ferntransport aus Tschechien und Polen.

- Süd (Süditalien, Mittelmeer, Afrika⁴³).

Bei diesen Wetterlagen überlagern sich Beiträge der außereuropäischen Hintergrundkonzentration mit solchen aus den überquerten Ländern. Auf einen Versuch, diese Beiträge zu unterscheiden wird – auch in Hinblick auf die i.d.R. niedrige Belastung – verzichtet.

In jenen Fällen, in denen die Rückwärtstrajektorien Gebirge überqueren und den Zielpunkt in größerer Höhe von mehreren 100 m über Grund erreichen – dies ist v. a. in Graz häufig bei Wind aus dem gesamten Sektor West bis Nord sowie in Linz und Salzburg bei Südwind der Fall – müssen neben den Trajektorien selbst weitere Daten herangezogen werden, um zu beurteilen, ob die Trajektorie tatsächlich die Zugbahn der den Zielpunkt erreichenden Luft beschreibt, oder ob der Zielpunkt in einer von der großräumigen Luftbewegung unbeeinflussten Luftmasse liegt. In letzterem Fall werden die jeweiligen Tage als Situationen, ungeachtet der Rückwärtstrajektorien, mit „regionaler Schadstoffakkumulation“ klassifiziert. Als Zusatzinformationen werden hierfür die Temperatur- und Windverhältnisse am Zielpunkt sowie die gemessene PM₁₀-Belastung und, soweit verfügbar, die vertikale Verteilung der PM₁₀-Belastung herangezogen.

Die „quantitative“ Zuordnung der in Österreich gemessenen Hintergrundbelastung bei Transportsituationen, in denen Emissionen aus mehreren verschiedenen Herkunftsregionen beitragen können, berücksichtigt die Emissionen im weiteren Umfeld Wiens (siehe Abbildung 35).⁴⁴

⁴³ Die sehr seltenen Fälle von Saharastaub-Ferntransport werden anhand entsprechender Zusatzinformationen identifiziert. Sie werden in den statistischen Auswertungen in die Herkunftsregion „Süd“ einbezogen und fallen aufgrund ihrer sehr geringen Häufigkeit nicht ins Gewicht.

⁴⁴ Anmerkung: Die auf nationaler Basis offiziell übermittelten Emissionsdaten zeigen Inkonsistenzen; so dürften die Emissionen der Ukraine flächendeckend deutlich zu niedrig sein, jene Bosniens-Herzegowinas etwas zu niedrig, jene des Kosovo, aber auch Serbiens zu hoch.

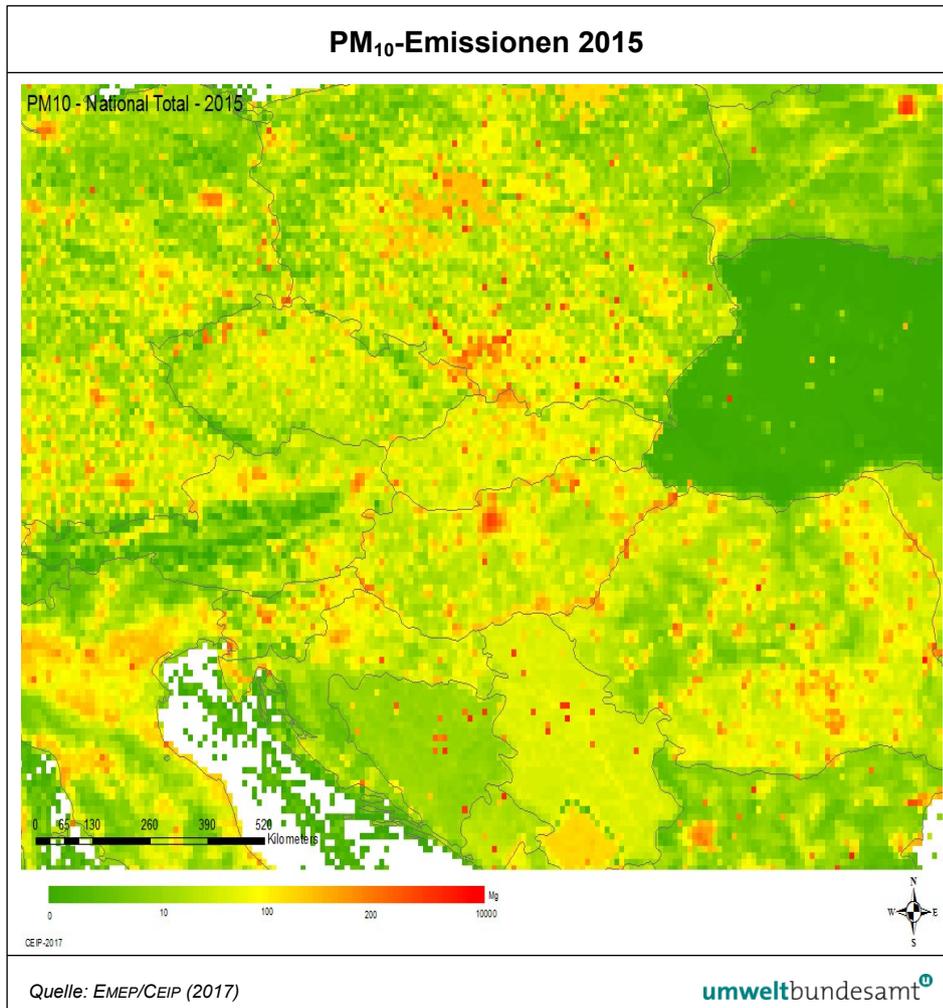


Abbildung 35:
PM₁₀-Emissionen.

In Hinblick auf fehlende Information über die Aufnahme von Schadstoffen über bestimmten Gebieten und deren Verdünnung sowie über die Bildung von sekundären Aerosolen handelt es sich dabei um Abschätzungen.

Gebiete mit sehr hohen PM₁₀-Emissionen im Umfeld von einigen 100 km um Wien sind

- die Industrieregionen Oberschlesien/Kraków (Polen) und Ostrava (Nordostmähren in Tschechien),
- Budapest,
- Punktquellen in Nordserbien,
- Städte und Punktquellen in der Walachei (Rumänien).

Alle genannten Quellregionen können bei den o. g. Situationen mit Ferntransport zur PM₁₀-Belastung in Österreich beitragen.

Zur übersichtlicheren Darstellung werden die Herkunftsregionen zu folgenden Gruppen zusammengefasst:

- Regionale Herkunft,
- Nordost (Ferntransport aus Tschechien, Polen und Russland, inkl. Ferntransport zusammen mit regionaler Herkunft),

**Gebiete sehr hoher
PM₁₀-Emissionen**

- Ost (Ferntransport aus Ungarn, der Slowakei, Rumänien und Serbien, inkl. Ferntransport zusammen mit regionaler Herkunft),
- Süd (Ferntransport aus Slowenien und Kroatien, inkl. Ferntransport zusammen mit regionaler Herkunft, sowie vom südlichen Rand Europas),
- West (Ferntransport aus Deutschland sowie vom westlichen und vom nördlichen Rand Europas).

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

Das Umweltbundesamt hat in der „Analyse Feinstaub-Belastung 2009–2017“ im Auftrag der Plattform Saubere Luft (ExpertInnenforum der Bundesländer, des BMNT und des Umweltbundesamtes) untersucht, wie sich die Feinstaub-Belastung in Österreich entwickelt hat und welche Faktoren dafür entscheidend waren.

Generell hat die Feinstaub-Belastung in Österreich seit 2011 deutlich abgenommen, zu Jahresbeginn 2017 allerdings traten in einigen Regionen vergleichsweise hohe Belastungen auf. Ursache waren die niedrigen Temperaturen sowie Wetterlagen mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport aus Osteuropa. Der allgemeine sinkende Trend wird bestimmt durch den Rückgang der Feinstaub-Emissionen in Österreich und in den Nachbarländern, aber auch durch Wetterbedingungen, die sich positiv auswirken. Es wird damit gerechnet, dass die Emissionen auch zukünftig weiter abnehmen.