

Gesundheitsauswirkungen der
PM_{2,5}-Exposition – Steiermark



GESUNDHEITSAUSWIRKUNGEN DER PM_{2,5}-EXPOSITION – STEIERMARK

Wolfgang Spangl
Jürgen Schneider
Lorenz Moosmann
Christian Ansorge
Christine Gassner

Projektleitung

Wolfgang Spangl

AutorInnen

Wolfgang Spangl
Jürgen Schneider
Lorenz Moosmann
Christian Ansorge
Christine Gassner

Übersetzung

Vorname, Nachname, Institution (falls nicht Umweltbundesamt)

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Ute Kutschera

Umschlagbild

© Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Diese Publikation wurde im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung erstellt.

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

Impressum

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

Eigenvervielfältigung

Gedruckt auf CO₂-neutralem 100 % Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2010
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004-084-3

INHALT

	ZUSAMMENFASSUNG	5
1	EINLEITUNG	11
1.1	Luftschadstoffe haben einen wesentlichen Einfluss auf die Gesundheit	11
1.2	Warum werden Abschätzungen der Gesundheitsauswirkungen durchgeführt?	11
1.3	Methodische Grundzüge des Health Impact Assessments	12
1.4	Gliederung des Berichts	13
2	GESUNDHEITSEFFEKTE VON FEINSTAUB	15
2.1	Untersuchungsmethoden	15
2.2	Ergebnisse	16
2.3	Auswahl der Endpunkte	18
2.4	Konzentrations-Wirkungs-Kurven Verwendung von Kohortenstudien	20
2.5	Auswahl der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung	21
2.6	Lineare Konzentrations-Wirkungs-Kurve	22
2.7	Anwendungsbereich der Konzentrations-Wirkungskurve	22
3	ABSCHÄTZUNG DER GESUNDHEITSAUSWIRKUNGEN – GRUNDLAGEN	24
3.1	Beispiele für die Durchführung von Health Impact Assessments	24
3.1.1	Weltgesundheitsorganisation	24
3.1.2	Europäische Union	25
3.1.3	Regionalisierung der Gesundheitsauswirkungen durch Feinstaub in Österreich	27
3.2	Das Softwaretool AirQ der Weltgesundheitsorganisation	28
3.2.1	Sterbetafel-Formeln	29
3.2.2	Bestimmung der jährlichen Werte	30
3.2.3	Relative Risiken.....	30
3.2.4	Datengrundlage.....	31
4	ABSCHÄTZUNG DER PM2,5-EXPOSITION IN DER STEIERMARK	32
4.1	Konzept zur Abschätzung der flächenhaften PM2,5-Belastung	32
4.2	Repräsentative Flächen der PM10-Messstellen	33
4.2.1	Ländlicher Hintergrund.....	34
4.2.2	Städtische Hintergrundmessstellen	35
4.3	Räumliche Interpolation	39
4.4	Ergänzung fehlender Jahre	40

4.5	Flächenhafte Darstellung der PM10-Jahresmittelwerte	42
4.6	Abschätzung der PM2,5-Belastung	44
4.6.1	PM2,5/PM10-Verhältnisse in Österreich	44
4.6.2	Zuordnung der PM2,5-Daten zu verschiedenen Gebieten in der Steiermark	46
4.7	Verteilung der Bevölkerung	47
5	ERGEBNISSE	48
6	DISKUSSION	51
6.1	Vergleichbare internationale Studien	51
6.2	Vergleich mit Daten des Umweltbundesamt	51
6.2.1	Methode	51
6.2.2	Ergebnisse	52
6.3	Unsicherheiten	53
6.3.1	PM10- bzw. PM2,5-Konzentration	53
6.3.2	Unsicherheiten bezüglich der Konzentrations-Wirkungs- Beziehungen	55
6.4	Empfehlungen	57
6.4.1	PM10- und PM2,5-Messung	57
6.4.2	Repräsentativität	58
7	LITERATURVERZEICHNIS	59
8	ANHANG: KRITERIEN FÜR DIE ABSCHÄTZUNG DER REPRÄSENTATIVITÄT VON LUFTGÜTEMESSTELLEN	66
8.1	Konzentrationskriterien	66
8.2	Ausbreitungsbedingungen – topographische Einheiten	67
8.2.1	Klimatisch-topographische Einheiten	67
8.2.2	Lokale topographische Einheiten	69
8.2.3	Straßengeometrie	69
8.3	Maximaler Abstand	71
8.4	Klassifikation nach den Emissionen	71
8.4.1	Allgemeines	71
8.4.2	Klassifikation anhand der Straßenverkehrsemissionen	72
8.4.3	Klassifizierung der Hausbrandemissionen	73
8.4.4	Klassifikation anhand von Industrieemissionen	74
8.4.5	Klassifizierung als Kriterium für die Repräsentativität	74
8.4.6	Datengrundlage	75
8.5	Räumliche Skalen der Repräsentativität	75

ZUSAMMENFASSUNG

Ausgangssituation

Zahlreiche Studien haben in den letzten Jahren einen Zusammenhang zwischen der Belastung durch Feinstaub und gesundheitlichen Auswirkungen gezeigt. Diese Auswirkungen reichen von (vorübergehenden) Beeinträchtigungen der Lungenfunktion bis zu zuordenbaren Todesfällen, vor allem aufgrund von Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Nach einer aktuellen Einschätzung der Weltgesundheitsorganisation (WHO) gehört die Außenluftbelastung zu jenen Umwelteinflüssen, die die größten gesundheitlichen Auswirkungen in westlichen Industrieländern verursachen.

Im Zuge der Weiterentwicklung der Europäischen Luftreinhaltepolitik wurden die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die Gesundheit der Bevölkerung in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union ermittelt. Diese Arbeiten wurden im Rahmen des Clean Air for Europe-Programms (CAFE) durchgeführt. Für Österreich wurde dabei eine Verminderung der mittleren Lebenserwartung von etwa acht Monaten abgeschätzt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005); in (UMWELTBUNDESAMT 2005) wurde sie mit analogen Methoden regionalisiert berechnet. Ziel der vorliegenden Studie war es, diese Ergebnisse anhand aktueller Daten über die Exposition zu überprüfen.

Methode

Für die Ermittlung der Gesundheitseffekte wurde nach der etablierten Methode des „Health Impact Assessments“ (u. a. WHO 2000, 2001, 2002a, 2003, 2006) vorgegangen. Dabei wird eine geeignete Konzentrations-Wirkungs-Beziehung ausgewählt, danach muss die Exposition der Zielbevölkerung ermittelt werden. Daraus kann dann das zusätzliche Risiko bei einer erhöhten Belastung in Vergleich zu einem Referenzwert ermittelt werden.

Abschätzung der Exposition

Die Abschätzung der Exposition der Bevölkerung durch die PM_{2,5}-Belastung erfolgt anhand des Jahresmittelwertes. Nachdem in der Steiermark an zwei Messstellen – und in ganz Österreich nur an ca. 15 Messstellen – PM_{2,5}-Messdaten vorliegen, erfolgt die Darstellung der flächenhaften Verteilung des PM_{2,5}-Jahresmittelwertes z. T. auf Basis der PM₁₀-Konzentration.

Die PM_{2,5}-Konzentration wird mittels eines Umrechnungsfaktors aus PM₁₀ berechnet, der ausgehend von vorliegenden Parallelmessungen von PM_{2,5} und PM₁₀ abgeleitet wurde.

Zur flächenhaften Darstellung der PM₁₀-Konzentration wird die Steiermark in Gebiete aufgeteilt, denen jeweils repräsentative PM₁₀-Messstellen zugeordnet werden.

Zur Abschätzung der PM2,5-Exposition wurde das Mittel der Jahre 2005 bis 2008 herangezogen; die Jahre 2005 und 2006 wiesen eine überdurchschnittliche, 2007 und 2008 eine unterdurchschnittliche PM10 bzw. PM2,5-Belastung auf, so dass mit dem Mittelwert dieser Jahre durchschnittliche Verhältnisse abgebildet werden.

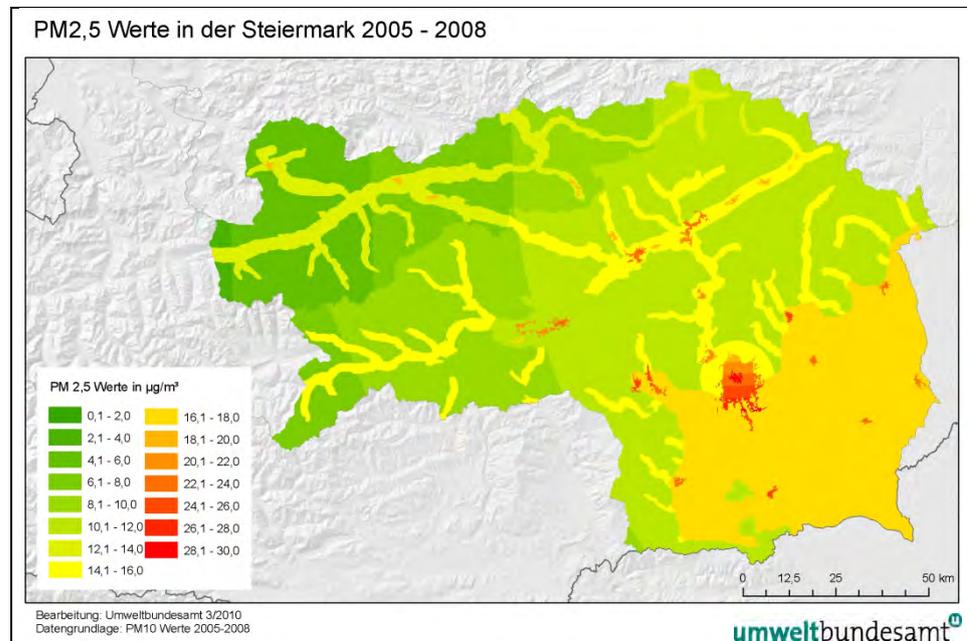


Abbildung: Abschätzung der PM2,5-Konzentration in der Steiermark (Mittelwert 2005 bis 2008).

Konzentrations-Wirkungs-Beziehung

Die Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für die vorliegende Studie wurde aus der weltweit größten und aussagekräftigsten Kohortenstudie – der American Cancer Society Studie (ACS) (POPE et al. 2002) übernommen. Innerhalb von Kohortenstudien können die Effekte der chronischen Einwirkung von Luftschadstoffen untersucht werden; diese überwiegen oft die akuten Effekte. Die Verwendung von Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen aus der ACS-Studie steht im Einklang mit entsprechenden Arbeiten innerhalb des CAFE-Programms (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005) sowie der Weltgesundheitsorganisation im Rahmen der Studie „Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors“ (COHEN et al. 2004) sowie den aktuellen Air Quality Guidelines (WHO 2006). Diese Konzentrations-Wirkungs-Beziehung beschreibt die Erhöhung des Mortalitätsrisikos bei einem Anstieg der Schadstoffexposition. Die Erhöhung des relativen Risikos, das mit einer Zunahme der chronischen PM2,5-Exposition von 10 µg/m³ im Zusammenhang steht, beträgt für die Gesamtmortalität 1,06 (Konfidenzintervall: 1,02–1,10). Diese Zunahme des Mortalitätsrisikos wurde auf österreichische Sterbetafeln angewandt.

Ausgewiesen werden die Ergebnisse als Reduktion der Lebenserwartung. Das Ergebnis gibt also an, um wie viele Monate sich die durchschnittliche Lebenserwartung in mit Feinstaub belasteten Gebieten im Vergleich zu Gebieten mit unbelasteter Luft vermindert, wenn eine dauerhafte Exposition besteht.

Referenzniveau

Aus den derzeit vorliegenden Forschungsergebnissen über die Wirkung von Feinstaub auf die Gesundheit lässt sich kein Konzentrationsniveau angeben, unter dem Feinstaub keine Auswirkungen auf die Gesundheit hat. Nichtsdestotrotz wurden in dieser Studie zusätzliche Effekte erst ab einer Referenzkonzentration berechnet. Dies bedeutet nicht, dass keine Effekte unter dieser Konzentration auftreten; sie werden lediglich nicht quantifiziert. Als Referenzniveau der PM_{2,5}-Konzentration werden 7 µg/m³ angesetzt, dies entspricht einem PM₁₀-Wert von 9 µg/m³ und der Hintergrundkonzentration im Gebirge nördlich des Alpenhauptkamms im westlichen Teil der Obersteiermark, wo das niedrigste Konzentrationsniveau beobachtet wird. Ein weiteres Argument für die Festsetzung dieses Referenzniveaus ist die Tatsache, dass diese Konzentration etwa jener entspricht, die in der oben erwähnten ACS-Studie in den am wenigsten belasteten Gebieten ermittelt wurde. Dadurch ist es auch nicht notwendig, dass die Konzentrations-Wirkungs-Beziehung außerhalb des Bereiches angewendet wird, der in der Quellstudie genau untersucht wurde. Die aktuellen Air Quality Guidelines der WHO geben einen Wert von 10 µg/m³ PM_{2,5} als Jahresmittelwert an.

Reduktion der Lebenserwartung

Durch Ermittlung des zusätzlichen Risikos – welches sich aus der PM_{2,5}-Exposition über dem Referenzniveau ergibt – konnte die Verminderung der Lebenserwartung ermittelt werden. Die Ergebnisse wurden in Monaten berechnet und sind in der folgenden Abbildung dargestellt.

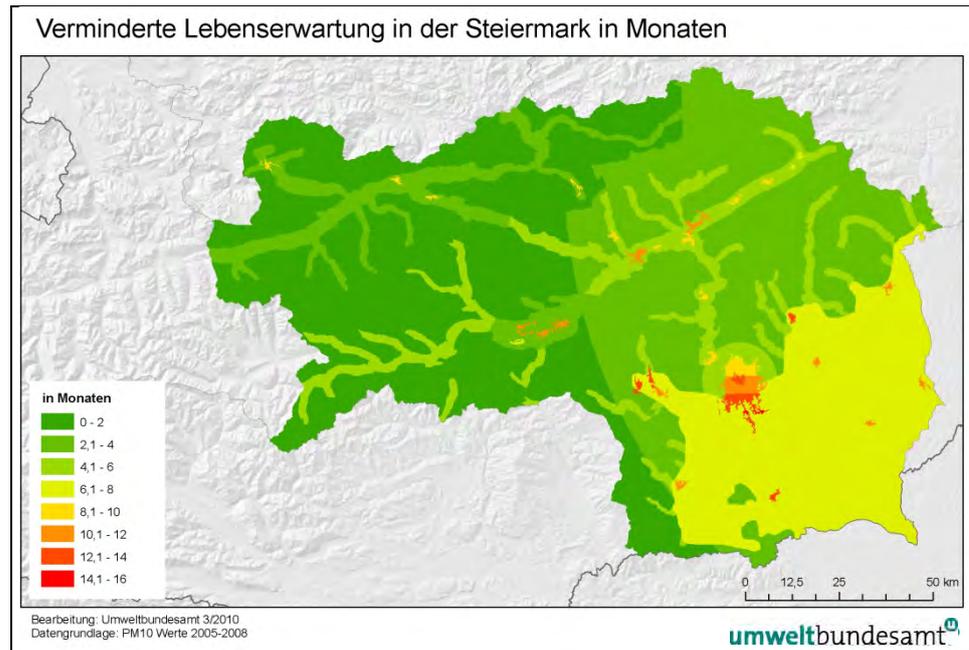


Abbildung: Abgeschätzte Reduktion der Lebenserwartung in Monaten aufgrund der Belastung der Außenluft durch Feinstaub in der Steiermark im Vergleich zu einem Referenzniveau von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Durch die Festlegung eines Referenzniveaus liegt die Verminderung der Lebenserwartung zwischen null Monaten (in Gebieten, in denen die Belastung nicht über dem Referenzniveau liegt) und über 14 Monaten (im zentralen und im südlichen Teil des Ballungsraumes Graz). Ohne die Annahme eines Referenzniveaus wäre die Verminderung um rund 5 Monate höher.

Der bevölkerungsgewichtete Mittelwert der Reduktion der Lebenserwartung beträgt für die gesamte Steiermark rund 7 Monate, für die Stadt Graz liegt der Wert bei etwa 11 Monaten. In der Stadt Graz variiert dieser Wert aufgrund des Nord-Süd- und des Höhengradienten stark zwischen ca. 6 und 14 Monaten. In den Kleinstädten der Steiermark beträgt die Reduktion der Lebenserwartung zwischen 6 und 12 Monaten; für die Städte Leoben und Kapfenberg wird sie mit 11 Monaten abgeschätzt. Im ländlichen außeralpinen Bereich liegt die verringerte Lebenserwartung bei ca. 7 Monaten, in den Tälern bei 3 bis 5 Monaten.

Diese berechneten Werte lassen sich jedoch nicht notwendigerweise direkt beobachten, da

- a) eine Reihe anderer – regional unterschiedlich wirksamer – Faktoren die Lebenserwartung beeinflusst und
- b) die Exposition sich im Laufe der Zeit verändert hat und ändern wird und die Werte streng genommen nur dann gelten, wenn die Exposition über mehrere Jahrzehnte konstant den jetzigen Wert behält.

Obschon diese Berechnungen – wie bei jeder Quantifizierung eines Risikos aufgrund von Umwelteinflüssen – mit Unsicherheiten behaftet sind, legen die Ergebnisse einen sehr erheblichen Einfluss der Feinstaubbelastung auf die Gesundheit der steirischen Bevölkerung nahe.

Die für die Steiermark in der vorliegenden Untersuchung abgeschätzten Werte liegen unter jenen, die 2005 abgeschätzt wurden (UMWELTBUNDESAMT 2005). Die Abnahme ergibt sich insbesondere aufgrund der geringeren Exposition der Bevölkerung. In der Berechnung der Auswirkungen auf die Lebenserwartung wurde davon ausgegangen, dass sich diese Verbesserung unmittelbar manifestiert. Allerdings kann die Frage, wie schnell sich Verminderungen in der Exposition tatsächlich auf Effekte in der Lebenserwartung auswirken können, auf Basis der vorliegenden wissenschaftlichen Studien nicht abschließend beantwortet werden. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass insbesondere die unmittelbar aktuellsten Jahre für die Gesundheitseffekte von Bedeutung sind. Insofern ist tatsächlich von einer signifikanten Verminderung der Effekte durch Feinstaub auf die steirische Bevölkerung auszugehen.

Klar ist somit, dass eine Reduktion der Feinstaubbelastung nicht nur im Hinblick auf die Einhaltung der rechtlich verbindlichen Grenzwerte in Österreich, sondern auch im Sinne eines auf Prävention ausgerichteten Gesundheitsschutzes wesentlich ist. Dies sollte eine zusätzliche Motivation darstellen, vor allem in für die Exposition relevanten Gebieten – d. h. vor allem in Städten – weitere Feinstaub reduzierende Maßnahmen umzusetzen.

1 EINLEITUNG

1.1 Luftschadstoffe haben einen wesentlichen Einfluss auf die Gesundheit

Hunderte Untersuchungen aus Europa und aus anderen Kontinenten haben schädliche Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit nachgewiesen (aktuelle Zusammenstellungen in WHO 2006, EPA 2004). Zu den Auswirkungen zählen zahlreiche Krankheiten, vor allem der Atemwege und des Herz-Kreislauf-Systems. Es kann zu einer Reduktion der Lebenserwartung von einem Jahr und mehr in Städten mit hoher Luftverschmutzung kommen. Auch die Sterblichkeit von Kleinkindern ist in hoch belasteten Gebieten erhöht. Um diese Auswirkungen wirksam zu bekämpfen, wurden bereits zahlreiche Maßnahmen zur Verminderung des Ausstoßes von Luftschadstoffen beschlossen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005). Zusätzliche Maßnahmen, die zum Schutz der Gesundheit notwendig sind, sind mit einem erheblichen Kostenaufwand verbunden. Daraus ergibt sich ein erhöhter Bedarf an verlässlicher und genauer Information über die Wirkung von Luftschadstoffen auf die Gesundheit, inklusive einer Quantifizierung der Effekte.

Das gegenständliche Projekt setzt sich zum Ziel, die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die menschliche Gesundheit und hier insbesondere auf die Mortalität abzuschätzen. Von dieser Arbeit werden bedeutende umweltpolitische Impulse bei der Bekämpfung der Immissionsbelastung erwartet. Für diese Quantifizierung der Gesundheitsauswirkungen wird in diesem Bericht der englische Fachterminus „Health Impact Assessment“ (HIA) verwendet.

1.2 Warum werden Abschätzungen der Gesundheitsauswirkungen durchgeführt?

Es ist unbestritten, dass diverse Umwelteinflüsse die menschliche Gesundheit beeinflussen und damit die Lebensqualität beeinträchtigen können. Im Rahmen eines Health Impact Assessments können die gesundheitlichen Konsequenzen der aktuellen Schadstoffbelastung sowie von etwaigen Emissionsreduktionsmaßnahmen (bzw. dem Ausbleiben von Maßnahmen) abgeschätzt werden. Diese Informationen sind für den politischen Prozess der Weiterentwicklung von Umweltgesetzgebung in vielen Ländern von wesentlicher Bedeutung. Es gibt auch einige Beispiele, wo die Kosten von zusätzlichen Maßnahmen direkt mit dem Nutzen verglichen wurden (AEA TECHNOLOGY 1999a, 2001, EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005). Dieser Ansatz folgt in weiten Teilen dem Konzept der Risiko-Ermittlung und dem Risiko-Management („risk assessment and risk management“).

Wesentlich dabei ist, dass dieser Ansatz auf den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen basiert und diese Erkenntnisse derart aufbereitet, dass sie in den politischen Entscheidungsprozessen genutzt werden können.

Von der Weltgesundheitsorganisation wird die Anwendung des Instruments des Health Impact Assessments generell zur Erhebung der Auswirkungen von Umwelteinflüssen auf die Gesundheit empfohlen (<http://www.who.int/hia/en/>). Die Weltgesundheitsorganisation stellt weiter fest, dass das HIA auf vier wesentlichen Prinzipien beruht:

1. Demokratisches Prinzip: Ein HIA sollte es der Bevölkerung ermöglichen, an Entscheidungsprozessen über (politische) Programme, die ihre Lebensqualität unmittelbar beeinflussen, teilzunehmen.
2. Gleichheitsprinzip: Mit Hilfe des HIA wird der Einfluss von Umwelteinwirkungen auf die gesamte Bevölkerung beurteilt. Wenn möglich, können auch Auswirkungen auf einzelne Bevölkerungsteile (z. B. bestimmte Altersgruppen) ermittelt werden.
3. Nachhaltige Entwicklung: Sowohl kurzfristige als auch langfristige Einflüsse werden berücksichtigt.
4. Verwendung von wissenschaftlichen Ergebnissen nach ethischen Maßstäben: Die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse sollten identifiziert und verwendet werden.

1.3 Methodische Grundzüge des Health Impact Assessments

Im Folgenden werden die Grundzüge eines Health Impact Assessments dargestellt. Diese (oder eine sehr eng daran angelehnte Methode) wurde bei fast allen einschlägigen Studien angewendet (OSTRO 2004).

Die einzelnen Schritte sind in Abbildung 1 dargestellt und werden im Folgenden im Detail beschrieben.

In einem ersten Schritt muss die Exposition der Bevölkerung gegenüber Feinstaub abgeschätzt werden. Dies ist normalerweise ein extrem aufwändiges Unterfangen, da die räumliche/zeitliche Konzentrationsverteilung von PM, welche großen Schwankungen unterliegen kann, modelliert werden muss.

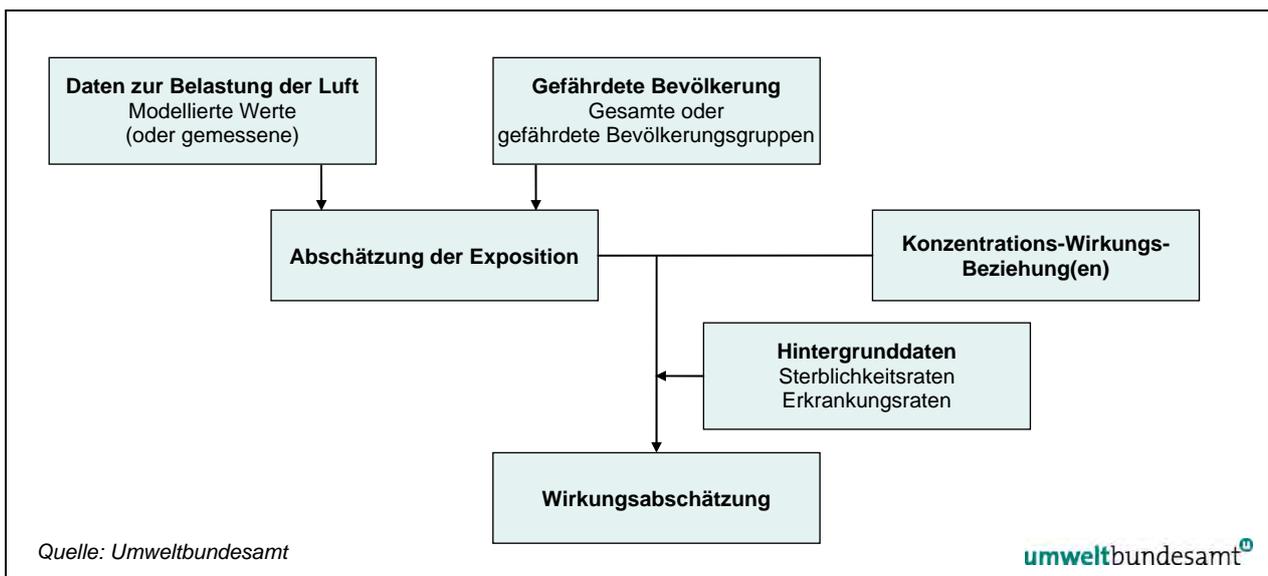


Abbildung 1: Schematische Vorgangsweise bei der Abschätzung von Umweltauswirkungen auf die Gesundheit.

In der vorliegenden Studie wird die Auswirkung der chronischen Belastung durch Schwebstaub auf die Gesundheit abgeschätzt. Bei diesem Verfahren ist es ausreichend, die PM-Exposition als Jahresmittelwert abzuschätzen, wodurch mögliche Ungenauigkeiten durch die zeitliche Variabilität der PM-Konzentration nicht zum Tragen kommen.

Zudem ist bei der hier verwendeten Methodik die städtische Hintergrundkonzentration die Eingangsgröße für die Berechnung der Effekte. Diese ist generell einfacher zu ermitteln als die räumlich stark variierende Konzentrationsverteilung über ein Stadtgebiet. Nichtsdestotrotz stellt die Ermittlung der relevanten PM-Konzentrationen eine erhebliche Herausforderung dar, da in vielen Gebieten keine geeigneten Messwerte vorliegen bzw. die vorliegenden Daten aus methodischen Gründen mit Unsicherheiten behaftet sind.

Die Exposition wird durch Verschneidung der Bevölkerungsdaten mit dem räumlich disaggregierten Konzentrationsfeld der regionalen bzw. städtischen Hintergrundbelastung ermittelt.

Als relevante Ausgangsgröße wird im Einklang mit Empfehlungen diverser internationaler Expertengremien wie der UN ECE Task Force on Health (TFH 2004), der WHO (WHO 2006, 2006a), von AIRNET (AIRNET 2004) und der Europäischen Kommission (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005) die mittlere Reduktion der Lebenserwartung sowie der Verlust an Lebensjahren pro Jahr berechnet. Dieser Parameter wurde auch in den entsprechenden Berechnungen der IASA für das Clean Air for Europe (CAFE)-Programm verwendet (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005).

Die Auswahl der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen erfolgt ebenfalls in enger Anlehnung an die Methode, die im CAFE-Programm verwendet wurde. Da diese Vorgangsweise

- a) auf eine Empfehlung einer WHO-Expertengruppe zurückgeht und
 - b) einem externen Review unterzogen wurde,
- erscheint diese Vorgangsweise zielführend.

Für die Berechnung der Auswirkungen wird ein Softwarepaket, welches von der Weltgesundheitsorganisation entwickelt wurde, herangezogen (WHO 2004b). Dieses erlaubt die Eingabe individueller Parameter wie Schadstoffbelastung, nationale Sterbestatistiken (soweit vorhanden) etc. Dadurch ist sichergestellt, dass die Ergebnisse auf transparente und vergleichbare Weise erhalten werden.

1.4 Gliederung des Berichts

Entsprechend den einzelnen Schritten des Health Impact Assessments gliedert sich der vorliegende Bericht in folgende Teile:

Kapitel 2 und 3 sind der bedeutenden Frage gewidmet, welche Konzentrations-Wirkungs-Beziehung zur Abschätzung der Effekte heranzuziehen sind. In Kapitel 3 sind Anwendungsbeispiele angeführt, gefolgt von einer Beschreibung der eingesetzten Software. Im folgenden Abschnitt wird zuerst die flächenhafte PM-Konzentration abgeschätzt. Diese Abschätzung beruht in weiten Teilen auf den Daten des österreichischen Immissionsmessnetzes. Diese Daten werden mit

Angaben über die Verteilung der Wohnbevölkerung verschnitten, wodurch die potenzielle Exposition der Bevölkerung abgeschätzt werden kann. In Kapitel 5 erfolgt eine Zusammenfassung der gesundheitlichen Auswirkungen der Feinstaubexposition, in Kapitel 6 eine kritische Diskussion der Ergebnisse. Dabei werden vor allem Ergebnisse von rezenten Bewertungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO 2003, 2004, 2006a) und der US EPA (EPA 2004) zitiert.

2 GESUNDHEITSEFFEKTE VON FEINSTAUB

2.1 Untersuchungsmethoden

Die Bewertung der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit stellt eine komplexe Herausforderung dar, da eine Unzahl von unterschiedlichen Studien aus verschiedenen Disziplinen berücksichtigt werden muss, einschließlich Studien zur persönlichen Exposition, epidemiologische Studien, toxikologische Studien inklusive Tierversuche, kontrollierte Expositionsexperimente und In-vitro-Studien. Jeder dieser Ansätze hat seine eigenen Stärken und Schwächen.

In **epidemiologischen Studien** wird die Korrelation verschiedener medizinischer Parameter, wie etwa die Häufung von Krankenhauseinweisungen oder Todesfällen mit Umgebungseinflussgrößen, wie etwa der Schadstoffexposition bzw. der Schadstoffkonzentration untersucht. Derartige Studien sind deshalb von hoher Aussagekraft, da

- die Exposition der Bevölkerung unter „realen“ Bedingungen stattfindet;
- sehr große Kollektive erfasst werden können, inklusive jener Personen, die besonders empfindlich auf Luftschadstoffe reagieren. Hierzu zählen – abhängig vom Luftschadstoff – Kinder, ältere Personen sowie durch bereits bestehende Krankheiten geschwächte Individuen;
- eine Extrapolation über Speziesgrenzen hinweg (d. h. etwa von Ratten auf Menschen) sowie zu niedrigeren Expositionskonzentrationen nicht notwendig ist.

Auch können die in epidemiologischen Untersuchungen gefundenen Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung und den Auswirkungen unter bestimmten Bedingungen zur Quantifizierung der Gesundheitsauswirkungen herangezogen werden (WHO 2001).

In den letzten Jahren sind die analytisch-statistischen Methoden zur Durchführung dieser Studien wesentlich verbessert worden und erlauben auch eine Detektion von kleinen Änderungen des Risikos von durch Luftschadstoffe verursachten Gesundheitsauswirkungen, etwa einer Zunahme der Mortalität. Allerdings ist die Exposition einzelner Individuen gegenüber der vermuteten Einflussgröße im Detail meist nicht bekannt, und zudem ist zu berücksichtigen, dass die Personen einer ganzen Reihe verschiedener Umwelteinflüsse ausgesetzt sind. Je nach Studiendesign sind diese Faktoren genau zu kontrollieren. Zudem können epidemiologische Studien statistische Zusammenhänge aufzeigen, sind aber für sich alleine genommen i. A. kein ausreichender Beleg für einen kausalen Zusammenhang der untersuchten Umwelteinflüsse und der beobachteten Gesundheitseffekte.

Epidemiologische Studien haben in den letzten Jahren deutliche Hinweise auf Effekte von Schwebestaub auf das Herz-Kreislauf-System ergeben. Dabei konnte der Zusammenhang zwischen einer Reihe von relevanten physiologischen Größen und der Schwebestaubbelastung gezeigt werden, wie z. B. eine verringerte Herzfrequenzvariabilität, Erhöhung der Plasmaviskosität, Erhöhung des Spiegels C-reaktiven Proteins, Dysfunktion des Endothels und der Auslösung von Herzinfarkten.

Im Gegensatz dazu dienen **toxikologische Untersuchungen** dazu, die biologische Plausibilität der Schadstoffauswirkungen (oft einzelner Komponenten) zu untermauern oder abzuschwächen. Daneben geben sie auch wertvolle Hinweise zur Identifikation der konkreten Wirkungspfade und Wirkungsmechanismen.

Kontrollierte Expositionsstudien gestatten eine genaue Überwachung der Exposition und der Auswirkungen. Allerdings sind die Studien dadurch limitiert, dass aus offensichtlichen Gründen nur milde, reversible Effekte verursacht werden, und dass meist gesunde oder nicht übermäßig kranke Personen herangezogen werden (und nicht jene, bei denen die schwersten Effekte zu erwarten sind). Relativ neu sind Studien mit konzentriertem Schwebestaub aus der Umgebungsluft (CAP – concentrated ambient particles).

Tierversuche haben den Vorteil, dass eine genaue Überwachung der Exposition möglich ist. Zudem können höhere Konzentrationen als bei kontrollierten Expositionsstudien angewandt werden. Problematisch hingegen ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf den Menschen und die Extrapolation zu niedrigeren Konzentrationen (da die Studien aus methodischen Gründen üblicherweise bei Konzentrationen durchgeführt werden, die weit über jenen liegen, die heutzutage in der Außenluft in Europa gemessen werden). Zudem spiegeln diese Versuche oft nicht die in einer Bevölkerung vorhandenen unterschiedlichen Empfindlichkeiten wider, da Versuchstiere oft genetisch ident sind, die gleiche Ernährung haben und unter gleichartigen Bedingungen gehalten werden.

2.2 Ergebnisse

Ein von der WHO zwischen 2001 und 2004 durchgeführter Review über „Gesundheitsaspekte der Außenluftqualität in Europa“ behandelte in erster Linie die Schadstoffe Schwebestaub (Particulate matter, PM), Ozon und Stickstoffdioxid (WHO 2003, 2004). An diesem Review haben über 70 weltweit führende ForscherInnen aus Medizin, Epidemiologie und Toxikologie teilgenommen. Alle Ergebnisse wurden einem sehr breit angelegten Review unterzogen, zudem wurde darauf geachtet, dass die ReviewerInnen verschiedene wissenschaftliche Richtungen repräsentieren. Auch wurde Interessenvertretern (Industrie, EU-Mitgliedstaaten) die Möglichkeit gegeben, ReviewerInnen zu nominieren, die dann in den Review-Prozess involviert wurden. So konnte sichergestellt werden, dass die Ergebnisse die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse widerspiegeln und eine unabhängige, nicht von Interessenvertretern beeinflusste Darstellung der Fakten beinhalten. Diese Vorgangsweise ist schematisch in Abbildung 2 dargestellt.

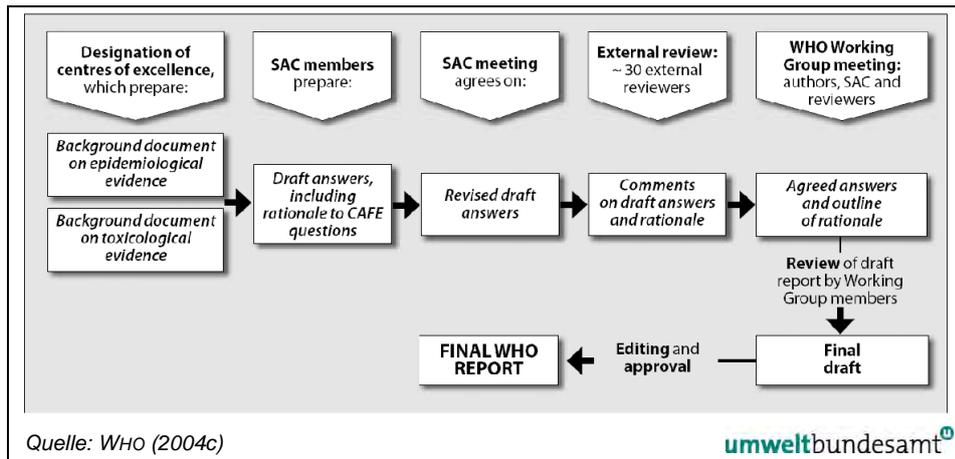


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Prozesses zur Erstellung der Berichte im Rahmen des WHO-Projekts „Systematischer Review von Gesundheitsaspekten von Luftverunreinigungen“.

Diese Ergebnisse waren eine wichtige Basis für die Revision der Air Guidelines der WHO, die 2006 veröffentlicht wurden (WHO 2006a).

Einige der wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

- Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebstaub mit z. T. schwerwiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren angenommen.
- PM_{2,5} ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch die PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen.
- Obwohl Feinstaub (PM_{2,5}) einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als die grobe Fraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}), gibt es Hinweise, dass auch diese in Beziehung mit bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.
- Bislang konnte keine Schwellenkonzentration abgeleitet werden, unter der keine Gefahr für die Gesundheit besteht.
- Bei den Auswirkungen auf die Mortalität handelt es sich nicht (nur) um vorgezogene Sterblichkeit („Harvesting“). Beim Harvesting wird durch einen Umwelteinfluss der Zeitpunkt des Todes lediglich um wenige Stunden oder Tage vorgezogen. Bei chronischer Belastung durch Feinstaub ist davon auszugehen, dass die Feinstaubexposition zu einer signifikanten Verkürzung der Lebenserwartung führt.
- Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.
- Diverse Studien legen nahe, dass besonders folgende PM-Inhaltsstoffe toxiologisch wirksam sind:
 - bestimmte Metalle,
 - organische Verbindungen (wie etwa PAKs),
 - ultrafeine Partikel (< 100 nm) und
 - Endotoxine.
- Besonders kritische Quellen sind Abgas-Emissionen des Straßenverkehrs sowie Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

Zu ganz analogen Ergebnissen ist eine namhafte Gruppe europäischer ForscherInnen (inkl. solchen, die von Industrie und NGOs bezahlt werden) gekommen, die im Rahmen des von der Europäischen Kommission finanzierten AIRNET-Projekts entsprechende Auswertungen gemacht hat (<http://airnet.iras.uu.nl/>).

In den Vereinigten Staaten von Amerika wurden die Gesundheitsauswirkungen von Feinstaub im Zuge der Erstellung von Grenzwerten für Feinstaub in einem so genannten „Criteria Document“ von der US Umweltbehörde bewertet. Die Ergebnisse sind im Wesentlichen deckungsgleich mit jenen des WHO-Reviews (EPA 2004).

In den letzten Jahren wurden zudem einige bedeutende zusätzliche Studien zu dem Thema veröffentlicht, die den Zusammenhang zwischen Mortalität und Feinstaubbelastung weiter untermauern.

KREWSKI et al. (2009) führten eine erweiterte Follow-up-Analyse (bis 18 Jahre) und räumliche Analysen der Daten der American Cancer Society „Cancer Prevention Study II“ durch (ca. 1,2 Millionen TeilnehmerInnen). Ziel war die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der langfristigen Exposition gegenüber Feinstaub und der Mortalität in großen Städten der USA. Einen spezifischen Schwerpunkt bildete die Analyse des Einflusses von umweltbezogenen Kovarianten (z. B. Bildungsniveau, Höhe des Einkommens) auf die Mortalität durch Luftverschmutzung.

POPE et al. (2009) führten eine direkte Bewertung der Änderungen der Lebenserwartung mit differenziellen Änderungen der Luftverschmutzung durch Feinstaub durch, die in 211 Gebieten der Vereinigten Staaten während der 1980er- und 1990er-Jahre aufgetreten waren. Ein Rückgang von 10 µg/m³ in der Konzentration der Feinstaubbelastung war mit einem geschätzten Anstieg der Lebenserwartung von 0,61 ± 0,20 Jahre (P = 0,004) verbunden. Die Verminderung der Luftverschmutzung war für 15 % des allgemeinen Anstiegs der Lebenserwartung in den Untersuchungsgebieten verantwortlich.

SCHWARTZ et al. (2008) untersuchten in einer verlängerten Follow-up-Untersuchung der „Harvard Sechs Städte-Studie“ den Zusammenhang zwischen Feinstaubexposition und Sterberate. Die Daten zeigten

- eine lineare Konzentrations-Wirkungs-Kurve, dass
- eine Wirkungsschwelle nicht identifiziert werden konnte und dass
- Auswirkungen von Änderungen in der Exposition auf die Mortalität nach kurzer Zeit (zwei Jahre) nachgewiesen werden kann.

2.3 Auswahl der Endpunkte

Die Exposition gegenüber Feinstaub steht mit einem breiten Spektrum an verschiedenen akuten und chronischen Auswirkungen in Zusammenhang. Diese reichen von vorübergehenden Beeinträchtigungen der Lungenfunktion bis zu zuordenbaren Todesfällen (WHO 2003, EPA 2004, ATS 2000). Alle diese Effekte sind im Prinzip relevant. Aus folgenden Gründen fokussiert sich die Auswertung jedoch auf die Sterblichkeit:

1. *Konsistenz des Zusammenhangs zwischen Schadstoffexposition und Effekt*
Inzwischen liegt eine große Reihe von Zeitreihenstudien aus Europa und anderen Ländern vor, die einen (statistischen) Zusammenhang zwischen der Mortalität (Gesamtmortalität und Ursachen-spezifisch) und der Belastung gegenüber Feinstaub zeigt. So genannte Meta-Analysen dieser Studien zeigen konsistent eine statistisch signifikante Erhöhung des Risikos (WHO 2003; HEI 2003). Aus Sicht der WHO ist davon auszugehen, dass die beobachteten Zusammenhänge kausal sind. Diese Zeitreihenstudien werden durch einige Kohortenstudien ergänzt, die ebenfalls einen Zusammenhang zwischen Mortalität und der (langfristigen) Exposition gegenüber Feinstaub zeigen.
2. *Konsistente Definition des Endpunkts*
Mortalität ist ein eindeutig definierter Begriff. Andere Effekte, wie etwa Asthma oder Bronchitis, sind weit weniger gut und einheitlich festgelegt und variieren etwa auch in ihrer Schwere.
3. *Vorliegen von Informationen über das Auftreten der Effekte*
Alters-spezifische Sterberaten liegen für Österreich in hoher Qualität vor. Dies gilt nicht notwendigerweise für andere Endpunkte, wie etwa die Anzahl von Asthma-Attacken.
4. *Bedeutung der Mortalität in Bezug auf die Gesamtauswirkungen*
Feinstaub hat eine Reihe von Gesundheitsauswirkungen. Allerdings gibt es Studien, die zeigen, dass die Auswirkungen auf die Sterblichkeit die höchste Bedeutung in Bezug auf die Disability Adjusted Life Years (DALYs, behinderungsgewichtete Lebensjahre; COHEN et al. 2004) sowie die ökonomischen Auswirkungen haben (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005, KÜNZLI et al. 2000).

Die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die Sterblichkeit lassen sich im Prinzip mit mehreren Indikatoren quantifizieren. Die am weitesten verbreiteten sind die Berechnung der Anzahl von zusätzlichen Todesfällen oder von „verlorenen Lebensjahren“ („years of life lost“) sowie der Reduktion der Lebenserwartung.

Die zuordenbaren **Todesfälle**¹ lassen sich im Prinzip einfach aus der relativen Erhöhung des Sterberisikos und der (altersspezifischen) Sterbewahrscheinlichkeit berechnen. Diese Methode wurde etwa in der Arbeit von KÜNZLI et al. (2000) verwendet. Einige Autoren merken jedoch an, dass die Unsicherheiten dieses Ansatzes noch nicht völlig geklärt sind, wie etwa der Einfluss einer sich ändernden Bevölkerungszusammensetzung (AIRNET 2004). Vor allem bei der Untersuchung über längere Zeiträume kommt es zu Unsicherheiten, da die erhöhte Sterblichkeit akkumuliert und zu einer Änderung der Struktur der „Überlebenden“ führt. Unklar ist bei der bloßen Nennung der Todesfälle auch, wie sich diese Änderungen der Anzahl der Todesfälle auf die Lebenserwartung auswirkt. Dabei kann es zu falschen Schlussfolgerungen kommen, wenn Vergleiche mit den Sterbefällen aufgrund anderer Einwirkungen durchgeführt werden. Damit ist jedoch nicht gesagt, dass die Größe *zuordenbare Todesfälle* ein „falscher“ Indikator ist. Es sind bei bestimmten Anwendungen lediglich die Unsicherheiten etwas größer.

Alternativ kann die **Änderung der Lebenserwartung** mit Hilfe von Sterbetafeln berechnet werden. Als Ergebnis können entweder die Reduktion der Lebenserwartung ausgewiesen werden oder verlorene Lebensjahre. Die Bedeutung dieser Größe ist in einer breiten Öffentlichkeit u. U. weniger klar ersichtlich, wird aber in dieser Studie – da robuster – nichtsdestotrotz verwendet.

¹ Der in der Literatur manchmal verwendete Terminus „zusätzliche Todesfälle“ ist u. U. missverständlich, da über lange Zeiträume die Todeswahrscheinlichkeit natürlich 1 ist.

2.4 Konzentrations-Wirkungs-Kurven Verwendung von Kohortenstudien

Epidemiologische Studien liefern als Ergebnis oft Konzentrations-Wirkungs-Kurven, die direkt zur Abschätzung von Effekten verwendet werden können. Allerdings ist auch darauf hinzuweisen, dass im Rahmen einer Gefahrenermittlung („hazard identification“) vorliegende Informationen dahingehend zu prüfen sind, ob die in epidemiologischen Studien ermittelten Assoziationen ursächliche Zusammenhänge darstellen. Hierfür werden auch toxikologische Studien analysiert und bewertet. Eine aktuelle derartige Bewertung wurde für Feinstaub von der Weltgesundheitsorganisation im Rahmen des oben zitierten Projekts „Systematischer Review von Gesundheitsaspekten von Luftverunreinigung“ durchgeführt (WHO 2003, 2004, 2004a, b 2006, 2006a).

Epidemiologische Evidenz über Konzentrations-Wirkungs-Kurven lässt sich direkt im Rahmen von Health Impact Assessments auf größere Bevölkerungsgruppen übertragen, da diese Ergebnisse von direkten Untersuchungen unter realen Bedingungen stammen (SAMET & JAAKKOLA 1999). Allerdings sind bei einer derartigen Übertragung mehrere Faktoren zu berücksichtigen (WHO 2000) – wie etwa Unterschiede in der Bevölkerungsstruktur, dem Schadstoffmix etc. – zwischen der Situation, in der die Konzentrations-Wirkungs-Kurven erhoben wurden („evidentary population“) und der Situation, für die diese Beziehungen angewandt werden („target population“).

Der Zusammenhang zwischen Luftbelastung und Gesundheitsauswirkungen lässt sich mit verschiedenen Studiendesigns untersuchen. Für die Ableitung von Konzentrations-Wirkungs-Kurven sind vor allem die folgenden beiden Designs typisch:

- **Zeitreihenstudien:** Hier wird der Zusammenhang zwischen *zeitlichen* Änderungen der Schadstoffkonzentration (oft als Tagesmittelwerte) und bestimmten gesundheitlichen Effekten (etwa Spitalseinweisungen oder Todesfälle) am gleichen oder den darauf folgenden Tagen untersucht. Inzwischen liegen derartige Untersuchungen von unzähligen Städten aus mehreren Kontinenten vor (inkl. Europa, Asien, Nord- und Südamerika sowie Australien).
- **Kohortenstudien:** In diesen Studien wird eine mehr oder weniger große Anzahl an Individuen (eine Kohorte) über einen längeren Zeitraum beobachtet und die Mortalität mit verschiedenen Faktoren korreliert.

Mit beiden Arten von Studien lassen sich Konzentrations-Wirkungs-Kurven ableiten, die aber unterschiedliche Bedeutung haben. Eine WHO-Arbeitsgruppe über Health Impact Assessments (WHO 2001) hat dies bestätigt und klargestellt, dass mit Hilfe von **Zeitreihenstudien** nur jene Fälle detektiert werden können, die durch rezente Exposition verursacht wurden; im Normalfall werden Individuen mit entsprechend hoher Anfälligkeit (z. B. aufgrund von bestehenden Krankheiten) betroffen sein. Allerdings können Effekte aufgrund von lange andauernder Exposition nicht detektiert werden. Folglich kann mit Hilfe von Zeitreihenstudien nie das ganze Ausmaß der Effekte quantifiziert werden, ebenso nicht die Verkürzung der Lebenszeit (KÜNZLI et al. 2001). Aus diesem Grund wird bei der Verwendung von Konzentrations-Wirkungs-Kurven aus Zeitreihenstudien in der Regel die Anzahl der zuordenbaren Todesfälle unterschätzt. Folglich hat die genannte WHO-Arbeitsgruppe festgestellt, dass die Abschätzung der Auswirkungen der Feinstaubexposition auf Basis von Konzentrations-Wirkungs-Kurven

aus Kohortenstudien eine umfassendere Darstellung erlaubt. Hier werden nicht nur die akuten Effekte erfasst, sondern auch jene, die auf chronische Einwirkung zurückgehen (WHO 2001).

Kohortenstudien basieren auf der Analyse von Effekten, die mit räumlichen Unterschieden der Exposition gegenüber Luftschadstoffen korrelieren. Dabei wird eine große Anzahl von Individuen über einen längeren Zeitraum beobachtet und etwa ihre Lebenserwartung mit der Exposition gegenüber Luftschadstoffen verglichen. Wesentlich dabei ist eine sorgfältige Kontrolle anderer Einflussfaktoren, die die Sterblichkeit beeinflussen. Dazu gehören neben Alter, Geschlecht, Rasse, sozio-ökonomischen Faktoren, BMI (Body mass index), bestehenden Krankheiten und Rauchgewohnheiten auch Umweltfaktoren wie etwa Exposition am Arbeitsplatz.

In ihrer Gesamtheit zeigen nordamerikanische und europäische Kohortenstudien einen signifikanten Zusammenhang zwischen der chronischen Exposition gegenüber Luftschadstoffen und einer Verkürzung der Lebenserwartung bei Erwachsenen (DOCKERY et al. 1993; POPE et al. 1995, 2002, 2004, 2009; KREWSKI et al. 2000, 2009; McDONNELL et al. 2000; HOEK et al. 2002; SCHWARTZ et al. 2008).

2.5 Auswahl der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung

Die „American Cancer Society“ (ACS)-Studie (POPE et al. 2002) ist die bei Weitem größte und umfassendste Kohortenstudie, innerhalb derer der Zusammenhang zwischen der Exposition gegenüber Feinstaub und der Sterblichkeit untersucht wurde (WHO 2003). Diese Studie basiert auf der ACS Cancer Prevention II-Studie, einer laufenden Untersuchung mit etwa 1,2 Millionen amerikanischen Teilnehmerinnen und Teilnehmern aus allen 50 US Bundesstaaten. Die TeilnehmerInnen wurden 1982 ausgewählt (damals alle 30 Jahre oder älter) und ihre Sterbedaten wurden bis 1998 erhoben. Daten über eine Reihe von Risikofaktoren, die mit Krebserkrankungen sowie chronischen Krankheiten in Zusammenhang stehen, wurden registriert. In der Studie von POPE et al. (2002) wurden die Daten von etwa 0,5 Millionen Mitgliedern dieser Kohorte erfasst.

In einer ersten Auswertung wurden Fälle bis 1990 analysiert (POPE et al. 1995). Diese Ergebnisse wurden einem weit reichenden Review unterzogen und im Wesentlichen bestätigt (KREWSKI et al. 2000). In einer weiteren Auswertung wurde der Zeitraum bis 1998 analysiert. Die Daten wurden mit einem „Cox proportional hazards regression“-Modell untersucht.

Die Luftbelastung ist in den Vereinigten Staaten zwischen 1982 und 1998 generell gesunken. Die Konzentration von Feinstaub und anderen Schadstoffen wurde für eine frühe Periode (1979–1983) und eine Periode am Ende (1999–2000) analysiert. In separaten Analysen wurden die beiden Perioden untersucht sowie der Durchschnitt der beiden Perioden. Die entsprechenden relativen Risiken sind in Tabelle 1 dargestellt. In Übereinstimmung mit einer WHO-Arbeitsgruppe, die Empfehlungen für die Durchführung der Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Feinstaub im Rahmen des CAFE-Prozesses erarbeitet hat (TFH 2004), wird in der vorliegenden Studie der Faktor herangezogen, der dem Mittel der beiden Expositionsperioden entspricht.

Tabelle 1: Relatives Risiko, das mit einer Zunahme der chronischen PM_{2,5}-Exposition von 10 µg/m³ in Zusammenhang steht (Quelle: POPE et al. 2002).

	Relatives Risiko (95 % Konfidenzintervall)		
	1979–1983	1999–2000	Mittel
Gesamtmortalität	1,04 (1,01–1,08)	1,06 (1,02–1,10)	1,06 (1,02–1,11)

2.6 Lineare Konzentrations-Wirkungs-Kurve

Entsprechend der Empfehlung der UN ECE Task Force on Health (TFH 2004; WHO 2006a) und der Vorgangsweise, wie sie im WHO-Projekt „Global Burden of Disease“ (COHEN et al. 2004) angewandt wurde, wurde eine lineare Konzentrations-Wirkungs-Beziehung angenommen. Alternativ wäre noch eine log-lineare Funktion anwendbar, diese würde im vorliegenden Fall höhere Effekte ergeben.

2.7 Anwendungsbereich der Konzentrations-Wirkungskurve

Die Studie von POPE et al. (2002) inkludiert Städte mit einem Konzentrationsniveau zwischen ungefähr 5 und 30 µg/m³ PM_{2,5} als Jahresmittelwert. Dies bedeutet, dass die Berechnung von Auswirkungen unter bzw. über diesem Bereich mit höheren Unsicherheiten behaftet ist. Allerdings zeigen alle in der vorliegenden Auswertung inkludierten Orte Jahresmittelwerte unter 30 µg/m³, somit ist keine Extrapolation der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung notwendig.

Wesentlich ist auch die Festlegung der unteren Grenze, ab der das zusätzliche Risiko quantifiziert wird. Obschon es prinzipiell möglich ist, als untere Grenze null µg/m³ anzusetzen, wird in dieser Arbeit ein anderer Ansatz gewählt. Aus Messungen an emittentfernen Standorten ist bekannt, dass es eine großräumige, z. T. auf natürliche Emissionen zurückzuführende Hintergrundbelastung bei Schwebestaub gibt. Diese Belastung lässt sich durch zusätzliche Maßnahmen nicht vermeiden, auch bestehen Unsicherheiten in Bezug auf die Gesundheitsauswirkungen von natürlichen Feinstaubbestandteilen.

Folglich werden nur Auswirkungen quantifiziert, die über einer Referenzbelastung von 8 µg/m³ liegen. Dies bedeutet nicht, dass unter dieser Konzentration keine Wirkungen auftreten, d. h. dies ist *keine* Wirkungsschwelle; die Auswirkungen werden lediglich nicht quantifiziert.

Das Prinzip der Anwendung von Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen ist in Abbildung 3 dargestellt. Je Berechnung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen wurden für diverse Effekte aus epidemiologischen Studien abgeleitet, indem die Steigerung der Exposition von E₀ (Referenzlevel) um 10 µg/m³ auf (E₀ + 10) der Zunahme der Anzahl der Fälle von P₀ bis (P₀ + 10) gegenübergestellt wurde. Aus der realen gemessenen oder modellierten Exposition E können die zugeordneten Fälle P abgelesen werden.

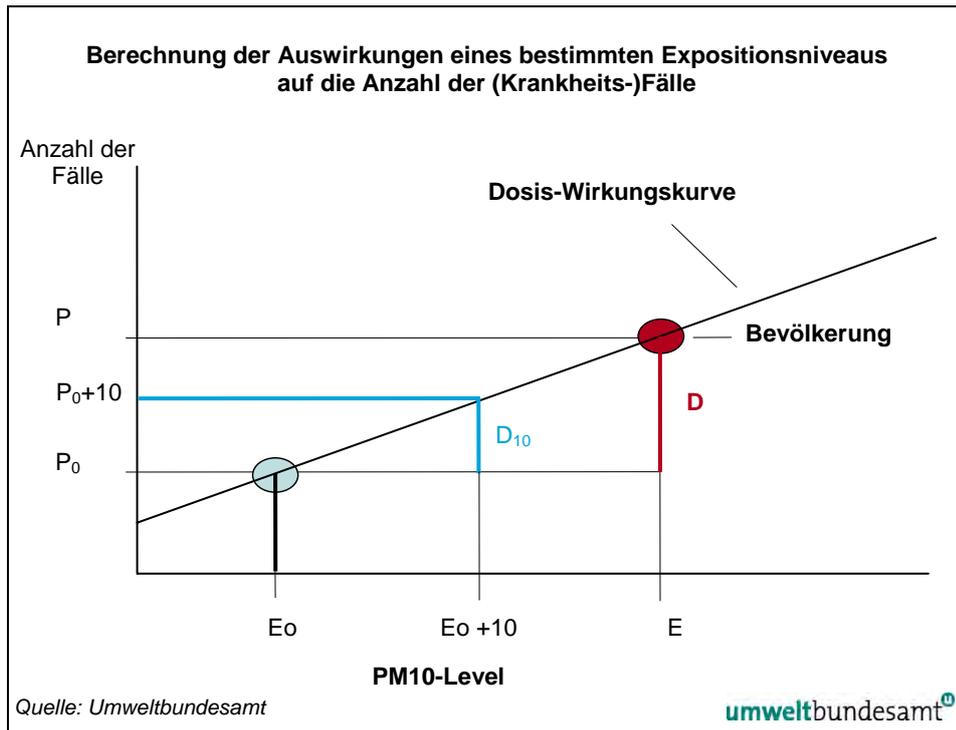


Abbildung 3: Berechnung der Auswirkungen eines bestimmten Expositionsniveaus auf die Anzahl der (Krankheits-)Fälle.

3 ABSCHÄTZUNG DER GESUNDHEITSAUSWIRKUNGEN – GRUNDLAGEN

3.1 Beispiele für die Durchführung von Health Impact Assessments

Die Durchführung von Studien zur Abschätzung der Auswirkung von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit und deren Verwendung in Entscheidungsprozessen hat inzwischen in vielen Ländern eine erfolgreiche Tradition und hohe umweltpolitische Bedeutung.

3.1.1 Weltgesundheitsorganisation

Von der Weltgesundheitsorganisation wurden nicht nur bahnbrechende methodische Arbeiten zum HIA gemacht, sondern auch in konkreten Projekten Berechnungen der gesundheitlichen Relevanz einzelner Einflussfaktoren durchgeführt.

Zu den im Bereich Außenluft wesentlichen Studien zählen die Arbeiten von COHEN et al. (2004), eine Monographie über Outdoor Air Pollution im Rahmen der Reihe „Environmental Burden of Disease“ (OSTRO 2004) sowie eine Grundlagenarbeit über die Quantifizierung der Gesundheitseffekte von Luftverunreinigungen (WHO 2001).

Von der Weltgesundheitsorganisation wurden Berechnungen des Einflusses von verschiedenen Umwelteinflüssen auf die menschliche Gesundheit durchgeführt (EZZATI et al. 2002, WHO 2002). Diese Auswertungen haben auch eine detaillierte Abschätzung der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit inkludiert. Wichtigste Endpunkte waren die Sterblichkeit aufgrund von Lungenkrebs sowie aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen (COHEN et al. 2004).

Nach diesen – für den Bereich Außenluft eher als sehr vorsichtig zu bezeichnenden – Berechnungen sterben weltweit etwa 800.000 Personen vorzeitig an den Folgen der Außenluftbelastung. Allerdings wurden hier nur Personen inkludiert, die in Städten mit über 100.000 Einwohnerinnen und Einwohnern leben. Auch wurde keine Erhöhung des Risikos für Gebiete mit einer Belastung ab $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (als JMW) Feinstaub angenommen (COHEN et al. 2004). Im Vergleich dazu gehen auf das Rauchen knapp 5 Millionen Todesfälle pro Jahr zurück. Bemerkenswert an diesen Auswertungen ist auch, dass von den untersuchten Umwelteinflüssen die Außenluftbelastung die größten Auswirkungen in den entwickelten Ländern hat (EZZATI et al. 2002).

In Abbildung 4 sind einige Ergebnisse graphisch dargestellt. Die Abbildung zeigt die abgeschätzte Mortalität einzelner Risikofaktoren. Die Risiken überschneiden sich zum Teil. Dadurch sind die einzelnen Summen nicht immer additiv und die Gesamtsumme ist i. A. niedriger als die Summe der Einzelrisiken.

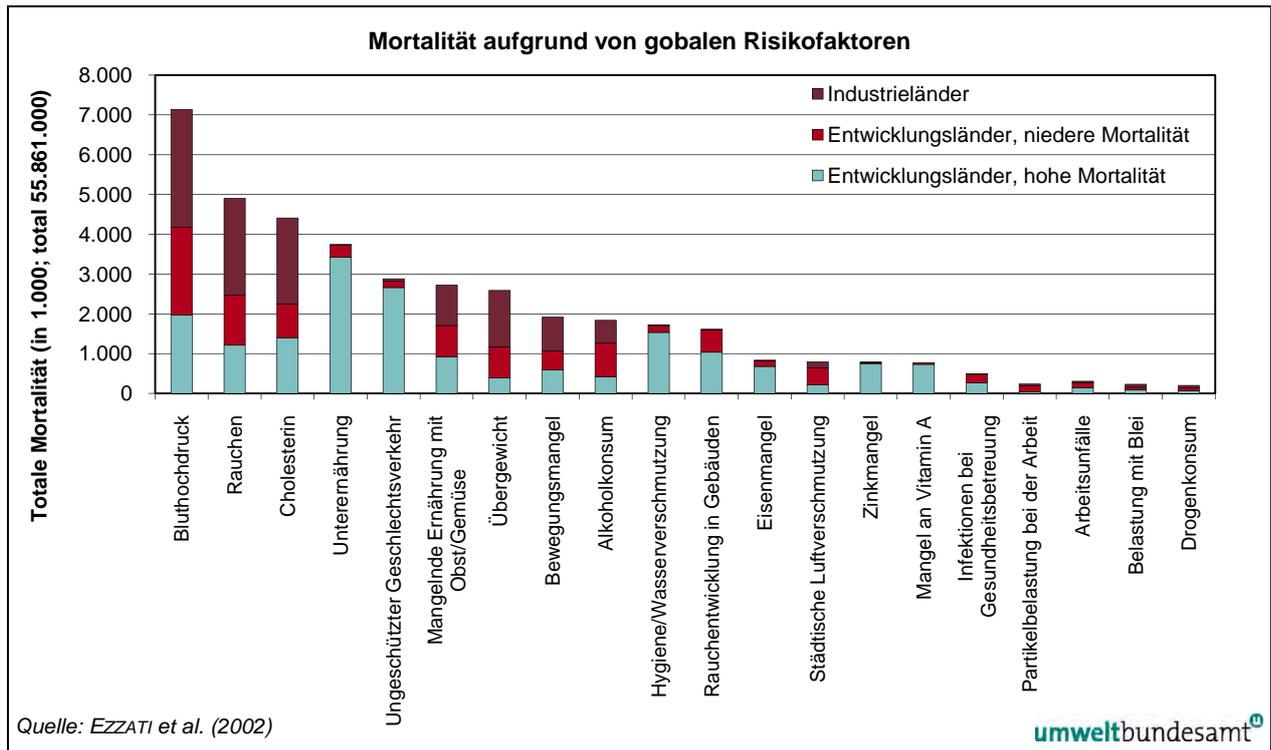


Abbildung 4: Mortalität aufgrund von globalen Risikofaktoren.

3.1.2 Europäische Union

In der Europäischen Union hat die Verwendung von Health Impact Assessment eine länger zurückreichende Tradition. Schon in der Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über Leitlinien der EU über Umweltindikatoren und ein „grünes“ Rechnungssystem (Die Integration von Umwelt- und Wirtschaftsinformationssystemen (KOM(94)670, endg. 21.12.94)) wird die Verbesserung der Methodik und die Verbreiterung der Anwendung der monetären Bewertung von Umweltauswirkungen als spezifisches Ziel angegeben. Das Konzept der Internalisierung externer Kosten und Nutzen wurde auch im Weißbuch der Kommission über Wachstum, Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung hervorgehoben (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1995). Klar ist, dass externe Kosten nur dann internalisiert werden können, wenn sie bekannt sind.

Von der Europäischen Kommission wurden und werden parallel zur Ausarbeitung von Vorschlägen für neue Rechtsakte regelmäßig ökonomische Bewertungen der Auswirkungen dieser Richtlinien durchgeführt. Innerhalb dieser Bewertungen wurden nicht nur die Kosten der Maßnahmen zur Erreichung der Ziele abgeschätzt, sondern auch dem (gesundheitlichen) Nutzen gegenübergestellt, der mit anerkannten Methoden quantifiziert wurde. Diese Vorgangsweise wurde bei folgenden Richtlinien angewandt:

- Bei allen vier Luftqualitätstochterrichtlinien:
 - für die 1. Luftqualitätstochterrichtlinie (IVM, NILU & IIASA 1997);
 - für die 2. Luftqualitätstochterrichtlinie (AEA TECHNOLOGY 1999);
 - für die 3. Luftqualitätstochterrichtlinie (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1998a);
 - für die 4. Luftqualitätstochterrichtlinie (u. a. AEA TECHNOLOGY 2001).

- Bei der Ausarbeitung des Vorschlags für die Emissionshöchstmengenrichtlinie (NEC-RL) wurden die Auswirkungen der vorgesehenen Emissionsreduktionen bewertet. Obwohl die Richtlinie nicht explizit auf eine Reduktion der Feinstaubbelastung abzielt, sind die Nutzen durch Verminderungen der (sekundären Anteile) der Feinstaubbelastung beachtlich.
- Im Zuge des Programms „Eine Saubere Luft für Europa“ (Clean Air for Europe, CAFE): Als Abschluss umfangreicher technisch-wissenschaftlicher Arbeiten wurde die Thematische Strategie Luftverunreinigungen im September 2005 veröffentlicht. Darin wird festgehalten, dass, obwohl erhebliche Verbesserungen erzielt wurden, die Luftverschmutzung nach wie vor ernsthafte Auswirkungen hat. Vor diesem Hintergrund wurde im sechsten Umweltaktionsprogramm (6. UAP; Beschluss Nr. 1600/2002/EG) die Ausarbeitung einer thematischen Strategie zur Luftreinhaltung gefordert, mit dem Ziel der „Erreichung einer Luftqualität, die keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat und keine entsprechenden Gefahren verursacht“. Im Anschluss an ihre Mitteilung zum Programm „Saubere Luft für Europa“ (CAFE) prüfte die Kommission, ob die geltenden Rechtsvorschriften ausreichen, um die Ziele des 6. UAP bis 2020 zu erreichen. Diese Analyse berücksichtigte künftige Emissionen und Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt und stützte sich auf die besten vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse und Daten aus dem Gesundheitsbereich. Sie zeigte, dass auch bei wirksamer Anwendung der geltenden Rechtsvorschriften erhebliche negative Auswirkungen fortbestehen werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005).
- Als Grundlage der gesundheitlichen Bewertung wurde von der Weltgesundheitsorganisation ein systematisches Review von Gesundheitsaspekten der Luftbelastung durchgeführt (WHO 2003). Eine weitere ExpertInnengruppe hat Empfehlungen ausgearbeitet, wie die Auswirkungen der Exposition gegenüber Feinstaub zu quantifizieren sind.

Auf Basis dieser Empfehlungen wurden von einem Konsulenten die Auswirkungen der Außenluftbelastung für die Jahre 2000 und 2020 (für ein Business as usual-Szenario sowie diverse weitergehende Emissionsreduktions-szenarien) berechnet und auch monetär bewertet (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005 und Zitate darin). Die Ergebnisse dieser Berechnungen wurden in einem „Impact Assessment“ zur Thematischen Strategie Luftverunreinigungen zusammengefasst (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005). Zu betonen ist, dass auch diese Arbeiten einem externen Review unterzogen wurden. Dabei wurde festgestellt, dass die angewandte Methodik dem Stand der Technik derartiger Studien entspricht. Die wichtigsten Ergebnisse dieser Berechnungen für Österreich und die Europäische Union sind in Tabelle 2 dargestellt. In den Berechnungen wurden auch Verschiebungen in der Bevölkerungsstruktur berücksichtigt, wodurch bei Kindern tendenziell größere Abnahmen zu erwarten sind als bei Erwachsenen und insbesondere bei den über 65-Jährigen.

Tabelle 2: Gesundheitsauswirkungen durch Ozon und Feinstaub in Österreich 2000 und 2020 (Quelle: EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005).

Schadstoff	Gesundheitseffekte	Einheit	2000	2020	Differenz 2000–2020
Ozon	akute Sterblichkeit	zuordenbare Todesfälle	440	370	70
	Spitalseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen (über 65-Jährige)	Fälle	280	380	– 100
	Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität (15–64 Jahre)	Tage	1.100.000	800.000	300.000
	Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Kinder zwischen 5 und 14 Jahren)	Tage	500.000	200.000	300.000
	Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Erwachsene, über 20 Jahre)	Tage	190.000	160.000	30.000
	Husten und Symptome der kleinen und kleinsten Atemwege (Kinder)	Tage	2.300.000	900.000	1.400.000
Feinstaub	Sterblichkeit aufgrund von chronischer Exposition	Verlust an Lebensjahren	59.000	43.000	16.000
	Sterblichkeit aufgrund von chronischer Exposition	zuordenbare Todesfälle	5.500	4.600	900
	Sterblichkeit von Kleinkindern (0 bis 1 Jahr)	Fälle	8	5	3
	chronische Bronchitis (über 27 Jahre)	Fälle	2.800	2.300	500
	Spitalseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen (alle Altersgruppen)	Fälle	1.000	700	300
	Spitalseinweisungen aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen (alle Altersgruppen)	Fälle	600	500	100
	Tage mit eingeschränkter Aktivität (15–64 Jahre)	Tage	5.700.000	4.100.000	1.600.000
	Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Kinder)	Tage	76.000	26.000	50.000
	Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Erwachsene)	Tage	460.000	390.000	70.000
	Symptome der kleinen und kleinsten Atemwege (Kinder)	Tage	3.100.000	1.100.000	2.000.000
	Symptome der kleinen und kleinsten Atemwege bei Erwachsenen (15 Jahre und älter) mit chronischen Krankheiten	Tage	4.700.000	2.800.000	1.900.000

3.1.3 Regionalisierung der Gesundheitsauswirkungen durch Feinstaub in Österreich

Um die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die österreichische Bevölkerung abschätzen zu können, wurde ein regionalisiertes Health Impact Assessment für Österreich durchgeführt (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Die Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für die österreichischen Berechnungen wurde aus der weltweit größten und aussagekräftigsten Kohortenstudie – der American Cancer Society Studie (ACS) – übernommen. Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, um wie viele Monate sich die durchschnittliche Lebenserwartung in mit Feinstaub belasteten Gebieten im Vergleich zu Gebieten mit unbelasteter Luft vermindert, wenn eine dauerhafte Exposition besteht.

Die Abschätzung der Belastungssituation der Bevölkerung durch PM_{2,5} erfolgt anhand des Jahresmittelwertes. Die PM_{2,5}-Konzentration wird mittels eines Umrechnungsfaktors aus PM₁₀ berechnet, der aus den vorliegenden Parallelmessungen von PM_{2,5} und PM₁₀ abgeleitet wurde. Für die vorliegenden Berechnungen wurde das PM_{2,5}-Jahresmittel von 2003 und 2004 herangezogen. Der Mittelwert dieser beiden Jahre, in denen die Feinstaubbelastung überdurchschnittlich hoch (2003) bzw. unterdurchschnittlich (2004) war, bildet durchschnittliche Verhältnisse ab.

Durch Verschneidung mit Bevölkerungsdaten konnte die bevölkerungsgewichtete mittlere Reduktion der Lebenserwartung ermittelt werden. Diese liegt für die gesamtösterreichische Bevölkerung bei etwa neun Monaten. Die höchste Reduktion der Lebenserwartung wurde für Graz mit ca. 17 Monaten ermittelt (UMWELTBUNDESAMT 2005).

3.2 Das Softwaretool AirQ der Weltgesundheitsorganisation

Für die Berechnung der Gesundheitsauswirkungen wurde in der vorliegenden Studie das von der Weltgesundheitsorganisation entwickelte Softwaretool AirQ herangezogen. Dieses ermöglicht eine einfache Berechnung nach standardisierten Vorgaben, die unter anderem im Rahmen des APHEIS-Projekts verwendet wurden.

Die nachfolgenden Beschreibungen wurden im Wesentlichen der WHO (2004b) entnommen.

Das Programm AirQ bestimmt Gesundheitsauswirkungen, die auf Änderungen in der Langzeitexposition zurückgeführt werden können. Die Bewertung stützt sich auf Erkenntnisse aus epidemiologischen Kohorten-Studien, die eine Zunahme des Mortalitätsrisikos in Gebieten mit überdurchschnittlicher Luftbelastung zeigten. Die zugrunde liegende Annahme ist, dass relative Risikoschätzwerte und die Expositions-Wirkungs-Beziehung, die aus epidemiologischen Studien bestimmt wurde, auf eine Zielpopulation angewendet werden können.

Mit Hilfe der Altersstruktur der Bevölkerung und altersspezifischer Mortalitätsdaten werden die Anzahl Überlebender und die Anzahl Todesfälle in jeder Alterskategorie in zukünftigen Jahren berechnet. Aus der Differenz zwischen den „Überlebens“-Funktionen einer Population, die einer erhöhten Belastung ausgesetzt ist und einer Population ohne erhöhtes Risiko können mehrere Auswirkungsparameter berechnet werden (Reduktion der Lebenserwartung in einem bestimmten Alter, Verlust erwarteter Lebensjahre aufgrund von Todesfällen in einem Jahr, verlorene Lebensjahre in einem Jahr oder im gesamten anschließenden Zeitraum).

Die durch die Belastung hervorgerufene Änderung des Überlebens der Population wird entweder für alle Todesursachen oder für spezifische Todesursachen bestimmt (Herz/Kreislauf, Lungenkrebs).

In einer erweiterten Version des Programms kann das Belastungsniveau (d. h. Risiko) modifiziert werden, indem die Zeit, zukünftige Geburtenraten und die Gewichtung verlorener Lebensjahre für bestimmte Alter oder für bestimmte Zeiträume geändert werden. Die derzeitige Version verwendet die Risikoeffizienten für PM_{2,5} aus der Kohortenstudie der American Cancer Society (POPE et al. 2002).

Langzeiteffekte der Luftverschmutzung können bewertet werden, indem verlorene Lebensjahre („Years of Life Lost, YoLL“) für eine Population berechnet werden, die über einen spezifischen Zeitraum einer bestimmten Belastung ausgesetzt ist. Für die folgenden Langzeitkonzentrationen partikelförmiger Luftschadstoffe können Berechnungen durchgeführt werden: PM_{2,5}, PM₁₀, BS („Black smoke“, bei diesem Verfahren wird die Schwärzung eines Filters bestimmt) und TSP (Total Suspended Particulates; Gesamtschwebestaub). Da die oben zitierte Studie (POPE et al. 2002) Koeffizienten für PM_{2,5} abgeleitet hat, wird dieser Indikator verwendet. Die Folgen, für die YoLL prinzipiell berechnet werden können, sind: gesamte Mortalität, Herz-Kreislauf-Mortalität und Lungenkrebs-Mortalität. Für die vorliegende Studie wurde die gesamte Mortalität aufgrund der PM_{2,5}-Belastung bestimmt.

3.2.1 Sterbetafel-Formeln

Die Formeln für die Sterbetafeln basieren auf WHO (2001) und ROTHMAN & GREENLAND (1998). Die mittlere Population eines Jahres und die Anzahl Todesfälle für ein spezifisches Jahr und spezifische Altersgruppen werden aus empirischen Daten entnommen.

Definitionen:

m..... mittlere Population eines Jahres

d..... Anzahl Todesfälle

e..... Ausgangspopulation

h..... Gefährdungsrate

s..... Überlebenswahrscheinlichkeit.

e, h und s werden aus empirischen Werten für m und d berechnet.

Für eine einzelne Kohorte (ohne Zu-/Abwanderung), von Jahr i zu Jahr i + 1:

- (1) $e_i = m_i + 0,5 \cdot d_i$
(die Hälfte der Personen stirbt in der ersten Hälfte des Jahres)
- (2) Gefährdungsrate: $h = d/m$
- (3) Zu Beginn von Jahr i leben e_i Personen, während dieses Jahres sterben d_i Personen, deshalb ist die Wahrscheinlichkeit, Jahr i zu überleben, gleich $s_i = 1 - d_i/e_i$, oder aus Gleichung (1):
- (4) $s_i = (2 - h_i)/(2 + h_i)$
- (5) $e_{i+1} = s_i \cdot e_i$
- (6) $m_i =$ Lebensjahre im Jahr i

(Hinweis: Geschlossene, stationäre Populationen folgen Gleichung (5) nicht nur für Kohorten von Jahr zu Jahr, sondern auch für Altersgruppen. Im Allgemeinen ist dies nicht der Fall).

Gefährdungsraten werden nach Gleichung (2) aus empirischen Daten berechnet. Damit können Überlebenswahrscheinlichkeiten bestimmt und anschließend die Entwicklung der Ausgangspopulation und der mittleren Jahrespopulation (= „Years of Life“) berechnet werden.

3.2.2 Bestimmung der jährlichen Werte

Wenn sich Altersgruppen über mehr als ein Jahr erstrecken, müssen die jährlichen Werte bestimmt werden. Die hier verwendeten österreichischen Mortalitätsdaten lagen für 5-Jahres-Intervalle vor. Das Vorgehen wird hier am Beispiel eines Datensatzes mit 3-Jahres-Intervallen gezeigt. Die mittleren Periodenwerte M bzw. D sind jeweils die Summen aus drei mittleren Jahreswerten (die unbekannt sind):

$$(i) \quad M = m_1 + m_2 + m_3 \quad \text{und} \quad D = d_1 + d_2 + d_3$$

(ii) $H = D/M = (d_1 + d_2 + d_3)/(m_1 + m_2 + m_3)$ ist die gewichtete jährliche Gefährdungsrate über das Dreijahresintervall, und $S = (2 - H)/(2 + H)$ ist die gewichtete jährliche Überlebensrate, nicht die Wahrscheinlichkeit, 3 Jahre zu überleben. (Um dies zu zeigen, betrachten wir den Spezialfall, dass alle drei jährlichen Gefährdungsraten gleich sind, d. h. $h_i = h$ und $d_i = h \cdot m_i$, was in $H = h$ resultiert).

3.2.3 Relative Risiken

Relative Risiken (RR) werden normalerweise als „Zunahme des Risikos pro Zunahme der Belastung“ ausgedrückt, d. h. $RR > 1,0$ und

$$(7) \quad h_{\text{höhere Belastung}} = RR \cdot h_{\text{Referenzbelastung}}$$

Im Programm wird dies umgekehrt betrachtet:

$$(7A) \quad RR_{\text{Referenzbelastung}} = (RR - 1) \cdot h_{\text{höhere Belastung}}$$

RR ist eine Funktion der Differenz der Belastung:

$$(8) \quad RR(x) = \exp(b \cdot (x - x_{\text{Referenz}}))$$

wobei b empirisch ermittelt wird (gültig in einem Expositionsbereich $[x_{\text{unten}}, x_{\text{oben}}]$, der jeweils angegeben werden muss).

Grundsätzlich kann Gleichung (8) auch in Fällen angewendet werden, in denen die Exposition x geringer als x_{Referenz} ist. Dies stellt eine Abnahme der Belastung dar ($RR < 1,0$) und führt zu erhöhten Werten bei der Lebenserwartung. Es wird auch davon ausgegangen, dass das Hauptinteresse in der Bestimmung einer Zunahme der Lebenserwartung bei abnehmender Belastung liegt. Um Unklarheiten mit dem Vorzeichen zu vermeiden, wird Gleichung (7) wie folgt umgeformt:

$$(7.B) \quad h_{\text{Jahresmittel}} = \exp(b \cdot (x_{\text{Jahresmittel}} - x_{\text{Referenz}})) \cdot h_{\text{Referenz}}$$

$h_{\text{Jahresmittel}}$ vorgegeben, bestimmt aus der empirischen Altersverteilung

$x_{\text{Jahresmittel}}$ aus Konzentrationsmessungen.

x_{Referenz} Referenzbelastung,

h_{Referenz} wird berechnet, d. h.

$$(7.C) \quad h_{\text{Referenz}} = h_{\text{Jahresmittel}} / \exp(b \cdot (x_{\text{Jahresmittel}} - x_{\text{Referenz}}))$$

Für weitere Erläuterungen wird auf die Beschreibung der Software verwiesen (WHO 2004b).

3.2.4 Datengrundlage

Für die Berechnung wurde die Altersstruktur der österreichischen Bevölkerung berücksichtigt. Dazu wurde die Anzahl der Einwohner im Jahresdurchschnitt 2004, eingeteilt in Kohorten von je einem Jahr, verwendet (STATISTIK AUSTRIA 2005). Außerdem wurde die Anzahl der Todesfälle im Jahr 2004, eingeteilt in Kohorten von je 5 Jahren, herangezogen (STATISTIK AUSTRIA 2005a).

Für die Berechnung der Lebenserwartung (siehe u. a. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2001) mittels AirQ wurde aus den genannten Daten die Überlebenswahrscheinlichkeit für jede Alterskohorte bestimmt (d. h. den Anteil der Personen eines bestimmten Alters, der im folgenden Jahr noch lebt). Diese Überlebenswahrscheinlichkeit kann sich durch verschiedene Belastungen verändern, unter anderem durch die Feinstaubbelastung.

Um den Einfluss der Feinstaubbelastung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit zu bestimmen, wurde das so genannte „relative Risiko“ herangezogen. Dies ist das zusätzliche Risiko für einen Todesfall, das durch eine erhöhte Belastung entsteht. Es wurden die Risikoeffizienten nach POPE et al. (2002) verwendet, die aus mehreren groß angelegten Studien bestimmt wurden.

Für die österreichische Bevölkerung wurde die Überlebenswahrscheinlichkeit und in der Folge die Lebenserwartung aus den Bevölkerungsdaten berechnet. Anschließend wurde die Lebenserwartung unter Annahme eines erhöhten Risikos aufgrund einer erhöhten Feinstaubbelastung bestimmt.

Die aktuellen Daten ergeben eine statistische Reduktion der mittleren Lebenserwartung von 0,057 Jahren bzw. 0,684 Monaten pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5}.

4 ABSCHÄTZUNG DER PM_{2,5}-EXPOSITION IN DER STEIERMARK

4.1 Konzept zur Abschätzung der flächenhaften PM_{2,5}-Belastung

Die Abschätzung der flächenhaften PM_{2,5}-Belastung in Österreich erfolgt in zwei Schritten:

1. Flächenhafte „Modellierung“ der PM₁₀-Belastung als Jahresmittelwert, basierend auf den Messungen, die von den Ämtern der Landesregierungen sowie dem Umweltbundesamt im Rahmen des Vollzugs des Immissionschutzgesetz Luft durchgeführt werden.
2. Abschätzung der PM_{2,5}-Belastung anhand von standorttypischen PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnissen.

Der „Umweg“ über PM₁₀ wird gewählt, da in Österreich wesentlich mehr Messstellen für PM₁₀ als für PM_{2,5} existieren. Das verfügbare PM₁₀-Messnetz mit über 120 Messstellen in Österreich erlaubt bereits relativ gesicherte Aussagen über die flächenhafte PM₁₀-Belastung, wohingegen nur ca. 15 PM_{2,5}-Messstellen vorhanden sind.

Das PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnis zeigt im Jahresmittel in Österreich ein standorttypisches Muster und ist an den einzelnen Messstellen über die Jahre hinweg ziemlich konstant (UMWELTBUNDESAMT 2009, 2009b).

Da nur die Auswirkungen der chronischen Belastung ermittelt werden, ist die Abschätzung der Jahresmittelwerte ausreichend. Einzelne Episoden müssen nicht gesondert betrachtet werden.

Auch ist es im Zuge dieser Studie ausreichend, die Hintergrundbelastung zur Abschätzung der Exposition zu verwenden; verkehrs- und industrienaher Belastungsschwerpunkte werden nicht berücksichtigt. Dies steht im Einklang mit der Vorgangsweise, die in den epidemiologischen Studien angewandt wird, aus denen sich die Konzentrations-Wirkungs-Kurven ableiten lassen. Derartige Studien verwenden normalerweise die Daten von Messstationen in städtischen Wohngebieten, um die Exposition der Bevölkerung abzuschätzen (WHO 2001). Um also mit diesen Studien konsistent zu sein, werden die PM-Daten auf den städtischen bzw. ländlichen Hintergrund bezogen.

Als Referenzjahre werden die Jahre 2005 bis 2008 gewählt. Innerhalb des Zeitraums wies im Großteil Österreichs 2006 die höchste und 2008 die niedrigste PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung auf, so dass mit diesem Zeitraum repräsentative Verhältnisse abgedeckt werden (UMWELTBUNDESAMT 2009).

4.2 Repräsentative Flächen der PM10-Messstellen

Die Übertragung der an den einzelnen Messstellen erfassten PM10-Jahresmittelwerte auf die Fläche erfolgt anhand des Konzeptes der repräsentativen Flächen der Luftgütemessstellen, das im Anhang (siehe Kapitel 8) dargestellt wird.

Entsprechend den in Kapitel 8 angeführten Kriterien wird das Land Steiermark in einem ersten Schritt in drei topographisch-klimatisch unterschiedliche Regionen gegliedert:

- Das südostösterreichische Alpenvorland,
- die Alpen südlich des Alpenhauptkamms,
- die Alpen nördlich des Alpenhauptkamms.

Innerhalb der alpinen Gebiete ist eine Unterteilung in Täler und Berggebiete notwendig, wobei die Detailanalyse der ländlichen PM10-Belastung in den Südalpen eine weitere Differenzierung nahelegt.

Den städtischen Gebieten wird entsprechend der Bevölkerung – bezogen auf die Gemeinde – eine bestimmte städtische Hintergrundbelastung zugeordnet. Die sehr gute Abdeckung der Steiermark mit PM10-Messstellen, die zumindest in jeder Stadt mit mehr als 10.000 Einwohnerinnen und Einwohnern vorhanden sind, erlaubt eine relativ präzise Zuordnung.

Tabelle 3 stellt alle steiermärkischen PM10-Messstellen zusammen (siehe auch Abbildung 6), welche für die vorliegende Studie verwendet werden, und gibt an, ob die Messstellen als ländlicher Hintergrund (LH) oder städtischer Hintergrund (SH), verkehrsnah (V) oder industrienah (I) klassifiziert werden (Lagebeschreibung der Messstellen siehe UMWELTBUNDESAMT 2009d).

Tabelle 3: Lageklassifizierung der PM10-Messstellen in der Steiermark (Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2009d).

Messstelle	Länge	Breite	Lage
Bruck a.d.M. Flurgasse	15,2533	47,4094	SH
Bruck a.d.M. Oberndorferstraße	15,2586	47,4115	SH
Deutschlandsberg Rathausgasse	15,2128	46,8139	SH
Fürstenfeld	16,0789	47,0472	SH
Gratwein	15,3256	47,1333	I
Graz Don Bosco	15,4177	47,0555	V
Graz Mitte	15,4386	47,0698	SH
Graz Nord	15,4143	47,0955	SH
Graz Ost	15,4661	47,0594	V
Graz Platte	15,4705	47,1130	LH
Graz Süd Tiergartenweg	15,4345	47,0431	SH
Graz West	15,4043	47,0698	SH
Hartberg	15,9750	47,2786	SH
Judenburg	14,6775	47,1794	SH
Judendorf Süd	15,3553	47,1194	I
Kapfenberg	15,2903	47,4456	SH
Klöch	15,9567	46,7528	LH

Messstelle	Länge	Breite	Lage
Knittelfeld	14,8303	47,2183	SH
Köflach	15,0792	47,0617	SH
Leibnitz	15,5406	46,7783	SH
Leoben Donawitz	15,0745	47,3759	I
Leoben Göss	15,1042	47,3601	SH
Leoben Zentrum	15,0900	47,3825	SH
Liezen	14,2481	47,5667	SH
Masenberg	15,8822	47,3481	LH
Mürzzuschlag Rosseggerpark	15,6731	47,6047	SH
Niklasdorf	15,1469	47,3969	SH
Peggau	15,3470	47,2058	I
Pöls Ost	14,6017	47,2189	LH
Straßengel	15,3411	47,1114	I
Voitsberg Mühlgasse	15,1500	47,0450	SH
Weiz	15,6167	47,2167	SH
Zeltweg	14,7533	47,1925	SH

4.2.1 Ländlicher Hintergrund

Der ländliche Hintergrund im Südostösterreichischen Alpenvorland wird anhand der Messstelle Klösch bei Bad Radkersburg beurteilt.

Als ländliche Hintergrundmessstellen in den Tälern der Südalpen stehen Obervellach (Kärnten, Mölltal) (JMW in den Jahren 2007 und 2008: 16 µg/m³) und Pöls Ost (JMW in den Jahren 2006 bis 2008: 16, 14 und 13 µg/m³) zur Verfügung, welche untereinander die Konzentrationskriterien gemäß Kapitel 8.1 erfüllen.

Als repräsentative Fläche von Pöls Ost werden das Aichfeld und seine Seitentäler angenommen. Obervellach wird als repräsentativ für die Täler in den Südalpen angesehen².

Die Abgrenzung zwischen ländlichem und städtischem Hintergrund erfolgt pragmatisch ab einer Einwohnerzahl von ca. 5.000 pro Gemeinde (dazugerechnet wird auch die Bezirksstadt Feldbach). In der Steiermark stehen in mehreren Gemeinden zwischen 5.000 und 10.000 Einwohnerinnen und Einwohnern – Fürstenfeld, Hartberg, Weiz, Leibnitz, Deutschlandsberg, Zeltweg, Liezen – PM10-Messstellen zur Verfügung, deren PM10-Belastung klar außerhalb des repräsentativen Konzentrationsbereiches (nach Kapitel 8.1) der ländlichen Hintergrundmessstellen liegt. Etwas unklar ist die Beurteilung der Messstelle Niklasdorf (ca. 3.000 EinwohnerInnen), deren höhere PM10-Belastung wahrscheinlich durch eine großräumig höhere PM10-Hintergrundbelastung im Bereich Leoben – Bruck an der Mur bedingt sein dürfte.

In den Berggebieten der Südalpen befinden sich die PM10-Messstellen Vorhegg, Graz Platte und Masenberg.

² eine gründliche Untersuchung der Repräsentativität der Messstelle Pöls Ost überschreitet den Umfang der gegenständlichen Studie.

Die in Graz Platte gemessene PM10-Belastung wird wesentlich von Transport aus dem BR Graz mitbestimmt, so dass die „repräsentative Fläche“ von Graz Platte auf einen Umkreis von 10 km Radius um das Stadtzentrum von Graz begrenzt wird. Die PM10-Belastung in Masenberg ist repräsentativ für die Berggebiete außerhalb dieses Umkreises.

In den Tälern der Nordalpen in der Steiermark, aber auch in den angrenzenden Bundesländern befinden sich keine auf Dauer betriebenen ländlichen PM10-Messstellen. Zwischen März 2007 und September 2009 bestand in Lunz am See (NÖ) eine Forschungsmessstelle (gemeinsam vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung und der TU Wien betrieben), an der PM10-Daten über diesen Zeitraum vorliegen. Diese Messstelle dürfte den ländlichen Hintergrund in nordalpinen Tälern gut repräsentieren.³

In den Berggebieten der Nordalpen befinden sich die PM10-Messstellen Forst- hof und Zöbelboden, die grundsätzlich als repräsentativ für die Berggebiete in der nördlichen Steiermark angesehen werden.

Die Abgrenzung der Täler erfolgt im Geographischen Informationssystem anhand der Flussläufe. Entlang der Mur, der Mürz unterhalb von Mürzzuschlag, der Enns, der Lieser und der Palten wird das Tal beidseitig mit einem Abstand von 1 km abgegrenzt, entlang aller anderen Flüsse mit einem Abstand von 500 m. Innerhalb dieses Bereiches wird der Dauersiedlungsraum (d. h. Wald und Ödland werden ausgeschlossen) als „Tal“ ausgewiesen. Diese Vorgehensweise liefert zwar nicht überall „realistische“ Ergebnisse, allerdings erwies es sich als noch weniger praktikabel, Täler im GIS anhand quantitativer Kriterien über relative Höhen abzubilden.

Damit ergeben sich die in Abbildung 5 dargestellten unterschiedlichen repräsentativen Flächen.

4.2.2 Städtische Hintergrundmessstellen

Im Ballungsraum Graz stehen als emittentenferne Messstellen Graz Mitte, Nord, Süd und West zur Verfügung.

Eine detaillierte Abschätzung der repräsentativen Flächen der vier genannten Grazer Messstellen würde den Rahmen der vorliegenden Studie sprengen. In einem pragmatischen Ansatz wird angenommen, dass die Messstelle Graz Mitte, in deren Umkreis wesentlich höhere Hausbrandemissionen lokalisiert sind als im Nahbereich der anderen Messstellen, für die CORINE Landcover 1.1.1-Flächen („durchgehend städtisch geprägtes Gebiet“) in Graz repräsentativ ist, die anderen Messstellen für die CORINE Landcover 1.1.2-Flächen („nicht durchgehend städtisch geprägtes Gebiet“) des Ballungsraumes Graz. Nachdem in der Stadt Graz die EEA-Bevölkerungskarte Einwohner auch auf anderen Flächen als CLC 1.1.x lokalisiert (was von der CLC-Gebietsdefinition her eigentlich nicht plausibel ist), werden in der Stadt Graz, soweit sie dem außeralpinen Bereich zugeordnet wird, alle Flächen, die nicht CLC 1.1.1 sind, der repräsentativen Fläche von Graz Nord, West und Süd zugeordnet.

³ Die Messstelle Ried im Zillertal (seit August 2008) liegt zu weit im Westen, um für die nördliche Steiermark repräsentativ zu sein.

Die Konzentrationsverteilung in diesem Gebiet wird als Nord-Süd-Gradient, basierend auf den Messwerten der Messstellen Graz Nord, West und Süd, abgebildet.

Im Südostösterreichischen Alpenvorland stehen PM₁₀-Messstellen in Hartberg, Weiz, Voitsberg, Köflach, Deutschlandsberg, Leibnitz und Fürstenfeld zur Verfügung. Damit werden nahezu alle Städte mit über 5.000 Einwohnerinnen und Einwohnern – ausgenommen Gleisdorf, Feldbach, Wagner und Kalsdorf – abgedeckt. In Hinblick auf die topographische Lage wird angenommen, dass Fürstenfeld repräsentativ für Gleisdorf und Feldbach ist, die im breiten Raabtal liegen, Leibnitz repräsentativ für Wagner und Kalsdorf, die im flachen Leibnitzer bzw. Grazer Becken liegen.

In den Städten der Südalpen stehen PM₁₀-Messstellen in Judenburg, Zeltweg, Knittelfeld, Leoben, Niklasdorf, Bruck an der Mur, Kapfenberg und Mürzzuschlag zur Verfügung.

Nicht erfasst werden unter den Gemeinden über 5.000 Einwohnern Fohnsdorf, Trofaiach, Krieglach, Kindberg, Frohnleiten, Gratkorn und Judendorf-Straßengel. In einem pragmatischen Ansatz wird angenommen, dass Bruck an der Mur repräsentativ für die Kleinstädte des mittleren Murtals (Frohnleiten, Gratkorn, Judendorf-Straßengel) ist, Niklasdorf für Trofaiach und die Kleinstädte des mittleren Mürztals (Krieglach, Kindberg), Zeltweg für Fohnsdorf.

In den Tälern der Nordalpen befindet sich nur in Liezen eine PM₁₀-Messstelle. In den angrenzenden Bundesländern gibt es keine PM₁₀-Messstellen, die für die nördliche Steiermark repräsentativ sind. Daher werden die PM₁₀-Werte von Liezen als repräsentativ für Liezen, Bad Aussee, Rottenmann und Eisenerz angesehen.

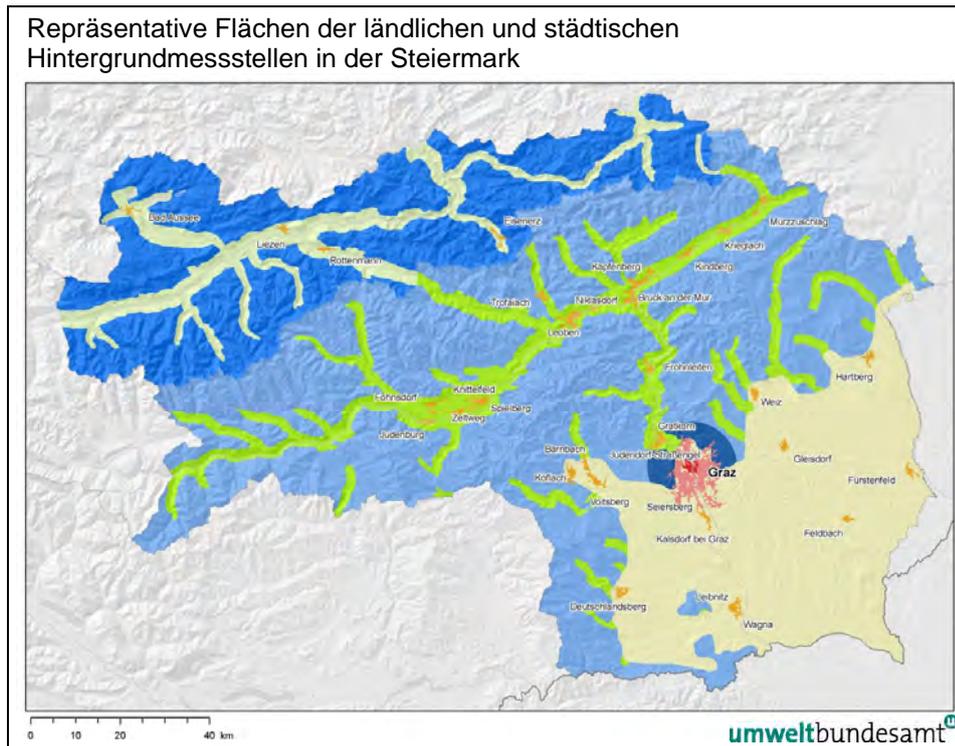


Abbildung 5: Repräsentative Flächen der ländlichen und städtischen Hintergrundmessstellen in der Steiermark. Dunkelblau: Berggebiete nördlich des Alpenhauptkamms; hellblau: Berggebiete südlich des Alpenhauptkamms, blauviolett: Berggebiete im Einflussbereich des Ballungsraums Graz; hellgrün: Täler nördlich des Alpenhauptkamms; dunkelgrün: Täler südlich des Alpenhauptkamms, gelbgrün: Alpenvorland; orange: CLC 1.1-Gebiete in Gemeinden mit 5.000 bis 50.000 Ew.; hellrot: CLC 1.1.2-Gebiete im BR Graz; dunkelrot: CLC 1.1.1-Gebiete in der Stadt Graz.

Tabelle 4 gibt die o. g. Teilgebiete der Steiermark sowie die PM₁₀-Messstellen an, die für die einzelnen Teilgebiete repräsentativ sind.

Tabelle 4: PM₁₀-Messstellen und ihre „repräsentativen“ Flächen sowie deren Bevölkerung.

Gebiet	Teilgebiet	Repräsentative Messstelle	EinwohnerInnen
N-Alpen	Berg	Forsthof, Zöbelboden	11.000
	Liezen, Rottenmann, Bad Aussee, Eisenerz	Liezen	23.000
	Tal, Gemeinden unter 5.000 Ew.	Lunz	58.000
S-Alpen	Aichfeld, Gemeinden unter 5.000 Ew.	Pöls Ost	18.000
	Berg (außerhalb 10 km Umkreis um Graz Mitte)	Vorhegg bei Kötschach-Mauthen, Masenberg	84.000
	Berg – 10 km Umkreis um Graz Mitte	Graz Platte	13.000
	Täler, Gemeinden unter 5.000 Ew.	Obervellach Schulzentrum	173.000
	Bruck an der Mur, Frohnleiten, Gratkorn, Judendorf-Straßengel	Bruck an der Mur - Oberndorferstraße/Flurg.	32.000

Gebiet	Teilgebiet	Repräsentative Messstelle	EinwohnerInnen
	Judenburg	Judenburg	9.000
	Kapfenberg	Kapfenberg	22.000
	Knittelfeld	Knittelfeld Parkstraße	12.000
	Leoben	Leoben Zentrum	25.000
	Mürzzuschlag	Mürzzuschlag Roseggerpark	9.000
	Niklasdorf, Trofaiach, Krieglach, Kindberg	Niklasdorf	21.000
	Zeltweg, Fohnsdorf, Spielberg	Zeltweg	21.000
BR Graz	zentrales Stadtgebiet (CLC 1.1.1)	Graz Mitte	55.000
	peripheres Stadtgebiet	Graz Nord, Süd, West	227.000
SO- Alpen- vorland	Gemeinden unter 5.000 Ew.	Klöch bei Bad Radkersburg	309.000
	Deutschlandsberg	Deutschlandsberg Rat- hausgasse	8.000
	Fürstenfeld, Gleisdorf, Feldbach	Fürstenfeld	16.000
	Hartberg	Hartberg	7.000
	Köflach, Bärnbach	Köflach	15.000
	Leibnitz, Kalsdorf, Wagna	Leibnitz	18.000
	Voitsberg	Voitsberg Mühlgasse	10.000
	Weiz	Weiz	9.000

* *Das periphere Stadtgebiet umfasst die CLC 1.1.2-Flächen im Ballungsraum Graz. Nachdem die EEA-Bevölkerungskarte in Graz aber EinwohnerInnen auch auf Flächen, die nicht CLC 1.1.x sind lokalisiert, werden in der Stadt Graz im nicht-alpinen Gebiet auch alle anderen CLC-Flächen außer CLC 1.1.1 dem peripheren Stadtgebiet zugeordnet.*

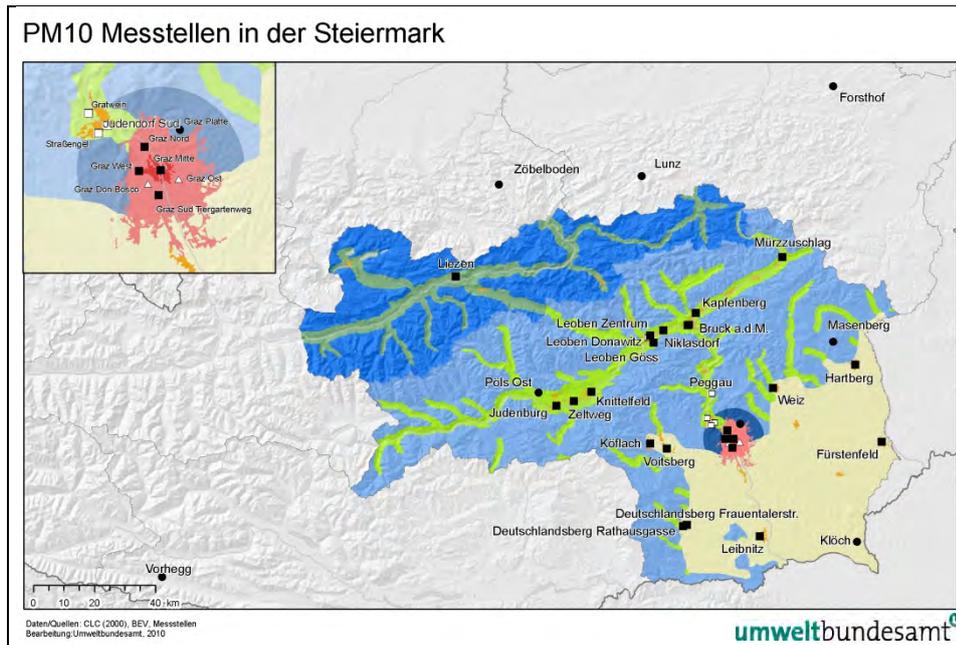


Abbildung 6: PM₁₀-Messstellen in der Steiermark sowie ländliche Hintergrundmessstellen in der Umgebung der Steiermark. Schwarze Quadrate: Städtische Hintergrundmessstellen; schwarze Kreise: Ländliche Hintergrundmessstellen; weiße Quadrate: industriennahe Messstellen; weiße Dreiecke: verkehrsnahen Messstellen.

4.3 Räumliche Interpolation

In jenen Teilgebieten, in denen mehrere Messstellen zur Verfügung stehen – d. h. in den Berggebieten der Südalpen sowie der Nordalpen und im Ballungsraum Graz – werden die PM₁₀-Jahresmittelwerte der Messstellen linear interpoliert.

In den Nordalpen wird ein linearer West-Ost-Gradient durch die Messstellen Zöbelboden und Forsthof abgebildet; in den Südalpen wird die Konzentration zwischen den Messstellen Vorhegg und Masenberg linear interpoliert (ausgenommen 10 km Umkreis um Graz als repräsentative Fläche von Graz Platte).

Im Ballungsraum Graz außerhalb der CLC 1.1.1-Fläche wird ein linearer Nord-Süd-Gradient durch die Messstellen Graz Nord, West und Süd abgebildet.

Allen anderen Teilgebieten wird der PM₁₀-Wert der jeweiligen Messstelle flächenhaft konstant zugeordnet.

4.4 Ergänzung fehlender Jahre

Von den 30 verwendeten PM₁₀-Messstellen weisen nur 16 in allen vier Jahren (2005 bis 2008) gültige PM₁₀-Jahresmittelwerte auf, so dass es – insbesondere für 2005, an einigen Messstellen auch für 2006 – erforderlich ist, fehlende Jahresmittelwerte zu ergänzen.

Dafür werden die Veränderungen zwischen einzelnen Jahren, die an ähnlich gelegenen Messstellen beobachtet wurden, herangezogen. Für Klöch wird Illmitz als Vergleichsmessstelle verwendet, für Graz West Graz Nord und Süd, für Graz Platte Masenberg, für Fürstenfeld Hartberg, für Leibnitz Deutschlandsberg, für die Messstellen der Obersteiermark Knittelfeld, Leoben Göss und Niklasdorf. In Bruck an der Mur erfolgte 2007 der Wechsel vom Standort Oberndorferstraße zur Flurgasse, so dass der JMW 2007 ergänzt werden muss.

Die JMW 2005 und 2006 in Obervellach werden anhand der Differenz gegenüber Tamsweg ergänzt, in Lunz anhand von Liezen.

Tabelle 5 gibt die gemessenen PM₁₀-Jahresmittelwerte sowie – in kursiver Schrift – die ergänzten Jahresmittelwerte an.

Tabelle 5: PM10-Jahresmittelwerte 2005 bis 2008 in der Steiermark (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Messstelle	2005	2006	2007	2008
Bruck an der Mur – Oberndorferstraße/Flurgasse	28	29	24	24
Deutschlandsberg Rathausgasse	30	29	26	21
Forstthof am Schöpfl	17	19	17	15
Fürstenfeld	32	31	26	24
Graz Mitte	43	45	36	34
Graz Nord	33	35	30	27
Graz Platte	19	19	19	18
Graz Süd Tiergartenweg	39	40	36	33
Graz West	34	35	30	29
Hartberg	34	31	28	27
Judenburg	22	24	20	20
Kapfenberg	31	33	28	27
Klösch bei Bad Radkersburg	26	25	20	19
Knittelfeld Parkstraße	30	31	27	25
Köflach	32	35	30	30
Leibnitz	36	35	30	29
Leoben Zentrum	31	33	28	27
Liezen	25	27	23	22
Masenberg	15	16	16	14
Lunz	17	19	15	14
Mürzzuschlag Roseggerpark	22	25	19	18
Niklasdorf	25	26	23	24
Obervellach Schulzentrum	20	20	16	16
Pöls Ost – Unterer Zechner	16	16	14	13
Rennweg A10	16	16	12	11
Voitsberg Mühlgasse	32	34	29	28
Vorhegg bei Kötschach-Mauthen	10	10	9	8
Weiz	36	37	29	26
Zeltweg	30	31	26	24
Zöbelboden	11	10	10	9

kursiv: ergänzte Jahre

4.5 Flächenhafte Darstellung der PM10-Jahresmittelwerte

Die Ergebnisse der Modellierung der flächenhaften PM10-Belastung in der Steiermark sind für die Jahre 2005 bis 2008 in Abbildung 7 bis Abbildung 10 dargestellt.

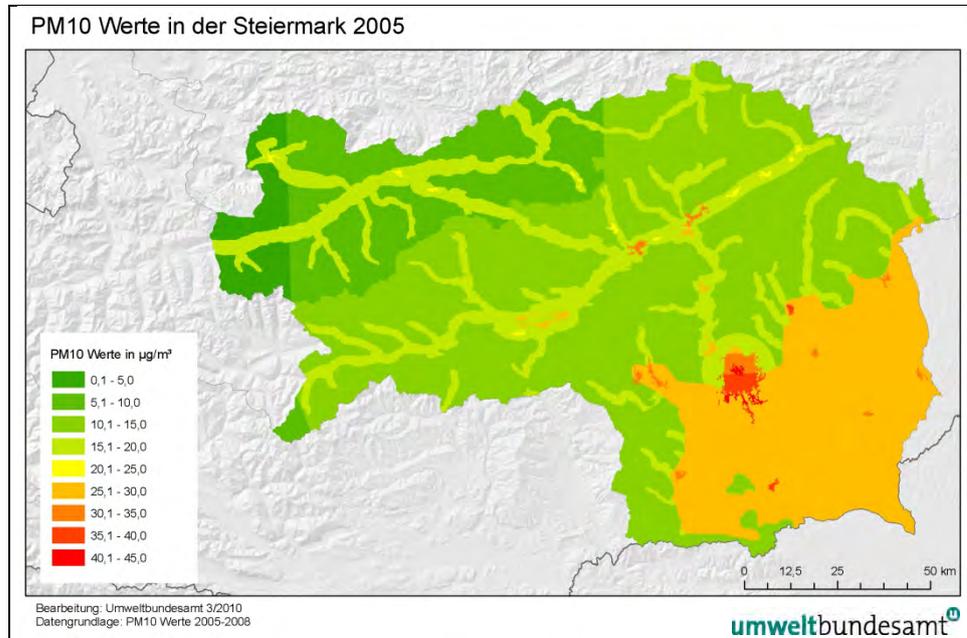


Abbildung 7: Flächenhafte PM10-Belastung in der Steiermark, 2005.

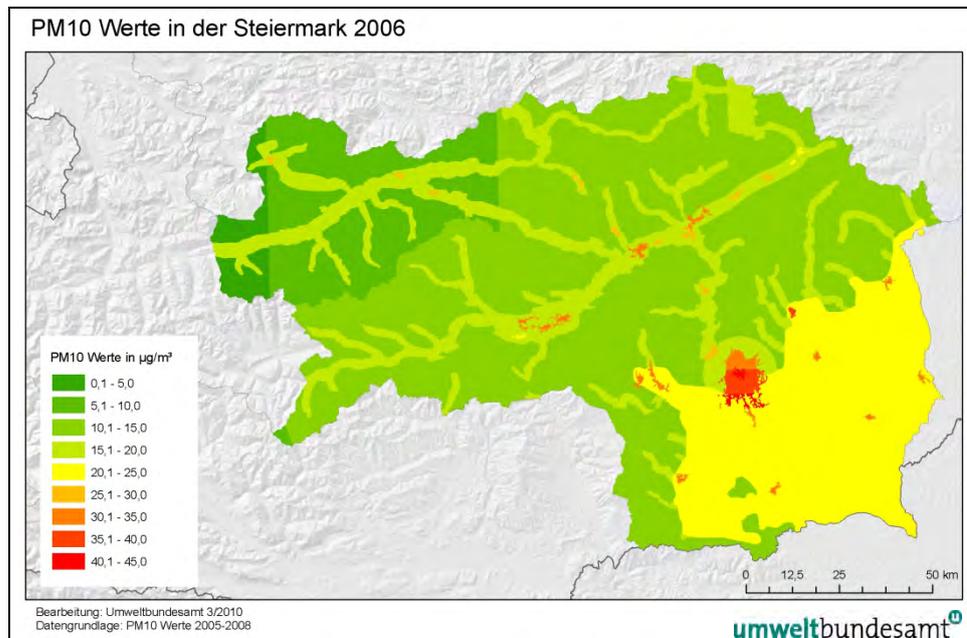


Abbildung 8: Flächenhafte PM10-Belastung in der Steiermark, 2006.

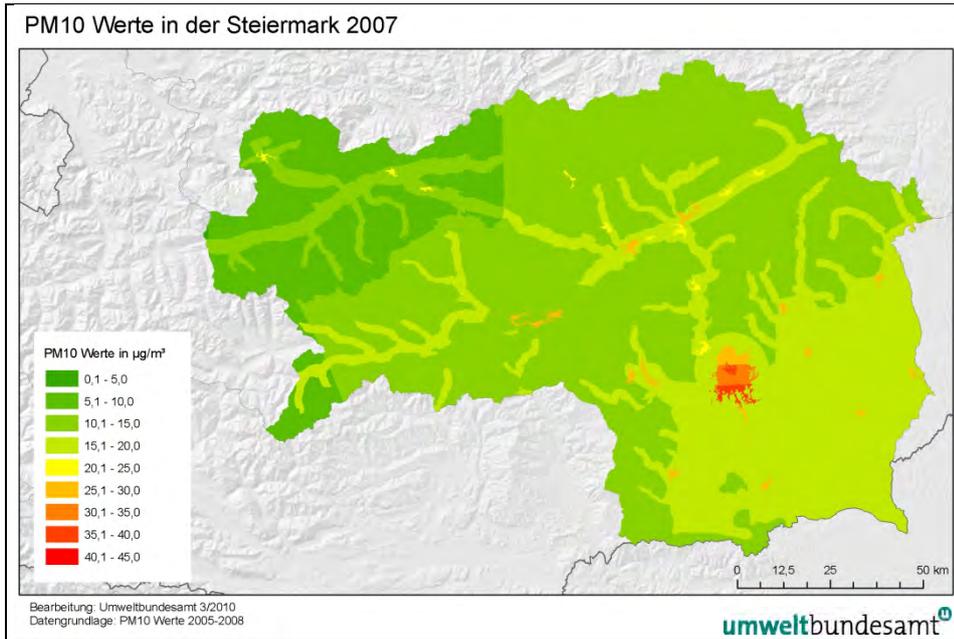


Abbildung 9: Flächenhafte PM₁₀-Belastung in der Steiermark, 2007.

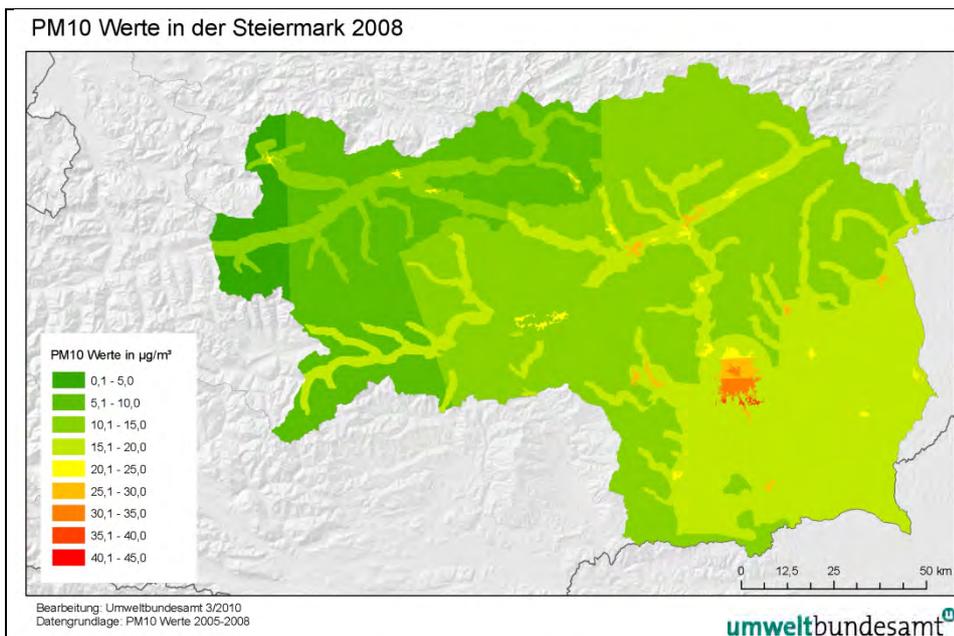


Abbildung 10: Flächenhafte PM₁₀-Belastung in der Steiermark, 2008.

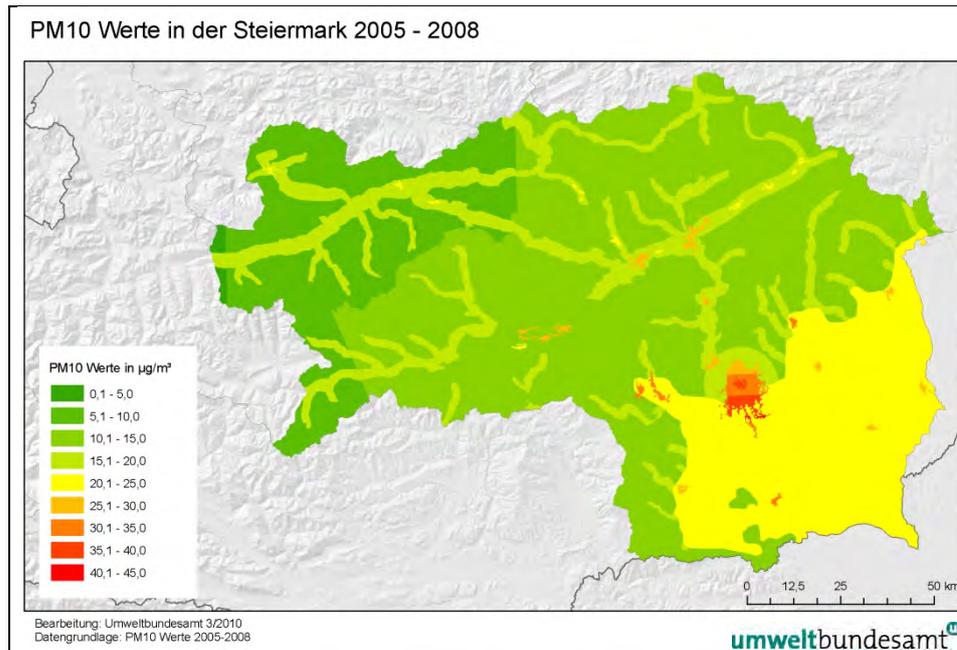


Abbildung 11: Flächenhafte PM₁₀-Belastung in der Steiermark, Mittelwert 2005–2008.

4.6 Abschätzung der PM_{2,5}-Belastung

4.6.1 PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisse in Österreich

Tabelle 6 zeigt die im Zeitraum von 1999–2009 (2009 vorläufige Werte) an Hintergrundmessstellen in Österreich verfügbaren PM_{2,5}- und PM₁₀-Messreihen sowie die mittleren PM_{2,5}/PM₁₀-Anteile.

Sie verdeutlicht, dass die mittleren PM_{2,5}-Anteile an PM₁₀ an allen Messstellen relativ wenig schwanken. In Illmitz variierte der PM_{2,5}-Anteil in einem engen Bereich zwischen 77 und 80 %, in Linz Neue Welt zwischen 65 und 72 %, in Innsbruck Zentrum zwischen 72 und 73 % und in Wien Währinger Gürtel zwischen 69 und 76 %. Auch im regionalen Vergleich ist der PM_{2,5}-Anteil an PM₁₀ relativ einheitlich, wobei verkehrsnahen Messstellen tendenziell niedrigere PM_{2,5}-Anteile (d. h. etwas höhere Anteile der gröberen Fraktion) an PM₁₀ aufweisen als ländliche Hintergrundstandorte. Der niedrigste PM_{2,5}-Anteil wurde mit 64 % an der Messstelle Linz ORF-Zentrum registriert (möglicherweise geht der hohe Anteil der groben Fraktion auf industrielle Emissionen zurück), 66 % an der Station Klagenfurt Völkermarkterstraße, 68–71 % in Graz Süd, Wien Erdberg und Wien Taborstraße.

Die PM_{2,5}-Belastung insgesamt zeigt einen sehr ähnlichen Verlauf wie die PM₁₀-Konzentration. Das Jahr 2008 wies im langjährigen Vergleich eine vergleichsweise sehr niedrige PM_{2,5}-Belastung auf; an nahezu allen Messstellen, von denen Daten vorliegen, war 2008 das am geringsten belastete Jahr, nachdem bereits 2007 deutlich geringere PM_{2,5}-Konzentrationen als in den meisten Jahren zuvor festzustellen waren.

Die meisten städtischen Hintergrundmessstellen zeigen PM_{2,5}-Anteile zwischen 70 % und 75 %. An der Hintergrundmessstelle Illmitz liegt der PM_{2,5}-Anteil an PM₁₀ relativ konstant zwischen 77 und 80 %, am Zöbelboden etwas höher.

Tabelle 6: PM10- und PM2,5-Konzentrationen sowie PM2,5/PM10-Anteile in Österreich, 1999–2009. Die Mittelwerte beziehen sich bei jenen Messstellen und Jahren, in denen die PM2,5-Messung nicht das ganze Jahr umfasst, auf den Zeitraum, für den PM2,5-Daten vorliegen.

Messstelle	Zeitraum	PM10 (in µg/m ³)	PM2,5 (in µg/m ³)	PM2,5/PM10
Graz Nord	2009	23	17	0,72
Graz Süd	Okt. 2000–Sept. 2001*	33	22	0,68
	2007	36	25	0,70
	2008	29	24	0,71
	2009	31	23	0,72
Ilmitz	Okt. 1999–Okt. 2000	26	20	0,77
	2002	30	23	0,79
	2003	31	25	0,77
	2004	25	19	0,78
	2005	27	22	0,80
	2006	26	21	0,78
	2007	21	16	0,77
	2008	21	16	0,80
	2009	22	17	0,77
Innsbruck Zentrum	2005	29	21	0,73
	2006	32	24	0,73
	2007	25	18	0,72
	2008	22	16	0,72
	2009	23	16	0,72
Klagenfurt Koschatstr.	2007	23	18	0,79
	2008	20	16	0,80
	2009	20	15	0,69
Linz Neue Welt	2005	32	24	0,72
	2006	34	25	0,65
	2007	28	20	0,72
	2008	28	19	0,68
Salzburg Lehen	2008	20	14	0,67
	2009	20	15	0,76
Wien Währinger Gürtel	Juni 1999–Mai 2000	30	22	0,69
	2005	30	24	0,76
	2006	31	23	0,73
	2007	24	18	0,73
	2008	24	17	0,73
	2009	26	19	0,71
Zöbelboden	2004 (ab 14.2.)	11	9	0,78
	2005	11	9	0,85

* Messstelle 2003 kleinräumig verlegt von der Herrgottwiesgasse zum Tiergartenweg.

4.6.2 Zuordnung der PM2,5-Daten zu verschiedenen Gebieten in der Steiermark

Um die – nach der in Kapitel 4.2 dargestellten Vorgangsweise – flächendeckend vorliegenden PM10-Jahresmittelwerte in PM2,5-Jahresmittelwerte umzurechnen, ist es notwendig, den einzelnen in Tabelle 4 angeführten Teilgebieten der Steiermark PM2,5/PM10-Verhältnisse zuzuordnen.

Die einzigen PM2,5-Messungen in der Steiermark liegen in Graz vor.

Das PM2,5/PM10-Verhältnis ist im Mittel in Graz Süd mit 0,71 und mit 0,72 in Graz Nord relativ niedrig. Für den Ballungsraum Graz wird ein mittlerer PM2,5/PM10-Anteil von 0,71 angenommen.

Für die ländlichen Gebiete, sowohl im Südöstlichen Alpenvorland als auch in den alpinen Tälern, wird das PM2,5/PM10-Verhältnis von Illmitz – im Mittel 0,78 – verwendet.

Für die Berggebiete, sowohl in den Nord- wie in den Südalpen, wird das PM2,5/PM10-Verhältnis vom Zöbelboden – im Mittel 0,82 – verwendet.

Für alle Kleinstädte in der Steiermark wird das PM2,5/PM10-Verhältnis von Illmitz – im Mittel 0,78 – verwendet. Dieser Wert liegt relativ nahe beim mittleren PM2,5/PM10-Verhältnis für Wels (0,74) und Klagenfurt Koschatstraße (0,76), diese Städte sind allerdings mit 55.000 bzw. 90.000 Einwohnerinnen und Einwohnern deutlich größer als die größte Kleinstadt (Leoben, 25.000 Ew.) der Steiermark.

Abbildung 12 zeigt die derart errechneten, flächenhaft dargestellten Jahresmittelwerte der PM2,5-Konzentration der Jahre 2005 bis 2008.

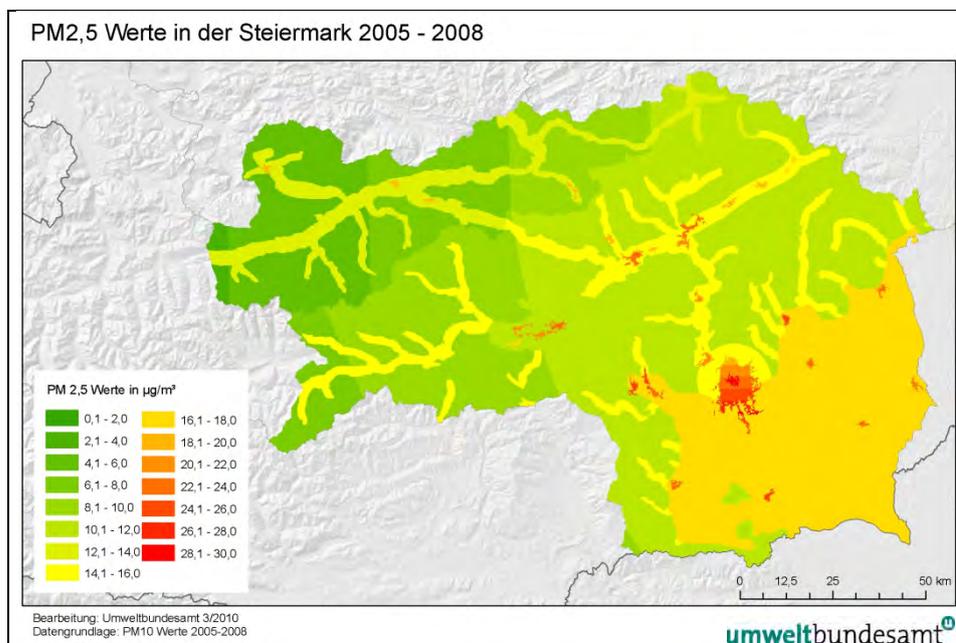


Abbildung 12: Jahresmittelwert der PM2,5-Konzentration in der Steiermark, Mittelwert 2005–2008.

4.7 Verteilung der Bevölkerung

Für die Abschätzung der Exposition der Bevölkerung durch PM2,5 werden die Bevölkerungsdaten verwendet, die von der EEA und dem JRC auf Basis der Großzählung 2001⁴ (Im Folgenden „EEA-Bevölkerungskarte“ genannt) kartographisch aufbereitet wurden (GALLEGO & PEEDELL 2001). Die Bevölkerung wird innerhalb jeder Gemeinde den CORINE Landcover-Flächen 1.1.1 und 1.1.2 zugeordnet.

⁴ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-corine-land-cover-2000-2>

5 ERGEBNISSE

Durch Anwendung des zusätzlichen Risikos auf die österreichischen Sterbetafeln (siehe Kapitel 3.2.1) und die in Kapitel 4.6 dargestellte PM2,5-Belastung kann die räumlich differenzierte Verminderung der Lebenserwartung, welche sich aus der Feinstaubbelastung ergibt, für die Steiermark berechnet werden. Diese wird mit der Verteilung der Wohnbevölkerung gemäß der EEA-Bevölkerungskarte verschnitten, um die Verminderung der Lebenserwartung räumlich differenziert zu berechnen.

Als Referenzniveau wird die niedrigste im Untersuchungsgebiet auftretende PM2,5-Belastung herangezogen. Diese entspricht $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für den westlichen Rand der Steiermark. Die PM2,5-Belastung wird als Mittel der Jahre 2005 bis 2008 angegeben.

Durch die Festlegung eines Referenzniveaus von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt die Verminderung der Lebenserwartung zwischen null Monaten (in westlichen alpinen Gebieten, in denen die Belastung nicht über dem Referenzniveau liegt) und 14,5 Monaten (im zentralen und im südlichen Bereich des Ballungsraumes Graz). Ohne die Annahme eines Referenzniveaus wäre die Verminderung generell um ca. 4,8 Monate höher.

Die regional differenzierte Verminderung der Lebenserwartung ist in Abbildung 13 dargestellt.

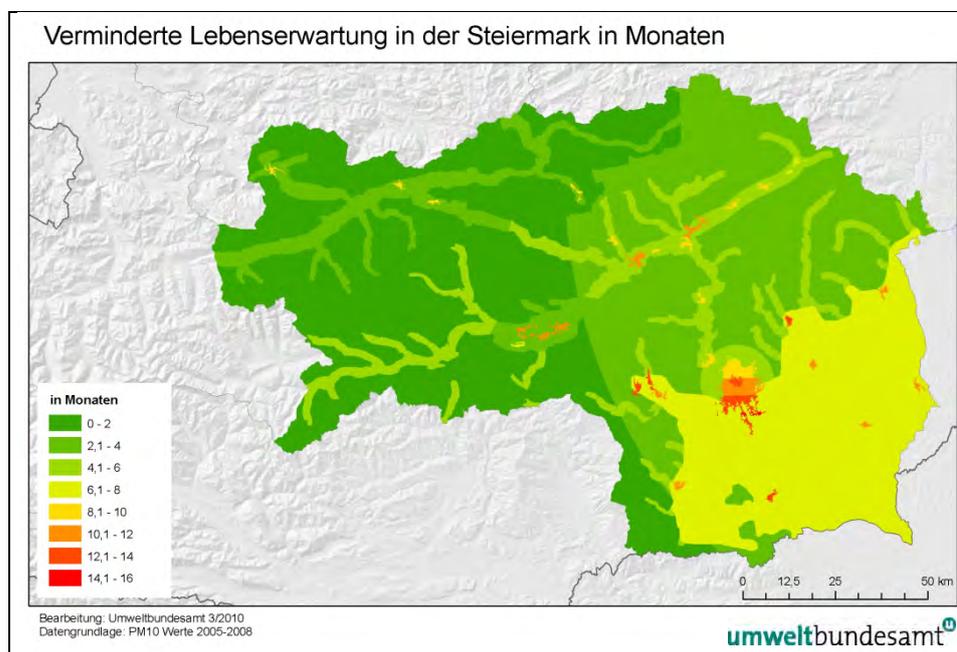


Abbildung 13: Berechnete Reduktion der Lebenserwartung aufgrund der Belastung der Außenluft durch Feinstaub in der Steiermark im Vergleich zu einem Referenzniveau von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aufgrund der PM2,5-Belastung im Mittel der Jahre 2005 bis 2008.

Durch Verschneidung mit den Bevölkerungsdaten kann eine bevölkerungsgewichtete Reduktion der Lebenserwartung ermittelt werden. Diese beträgt für die Steiermark rund 7,3 Monate.

Für ausgewählte größere Städte werden die in Tabelle 7 angeführten Werte ermittelt.

Tabelle 7: Berechnete Reduktion der Lebenserwartung aufgrund der Belastung der Außenluft durch Feinstaub in einigen steiermärkischen Städten im Vergleich zu einem Referenzniveau von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. aufgrund der PM2,5-Belastung im Mittel der Jahre 2005 bis 2008.

Gebiet	Reduktion der Lebenserwartung (Monate)
Graz*	11,2
Leoben	11,1
Kapfenberg	11,1
Bruck an der Mur	9,2
Knittelfeld	10,3
Köflach	12,1
Judenburg	6,7

* bevölkerungsgewichteter Mittelwert.

In Abbildung 14 wird die Verteilung der Bevölkerung dargestellt, die von einer Reduktion der Lebenserwartung (infolge von PM2,5-Konzentrationen über $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in dem auf der x-Achse angegebenen Ausmaß betroffen ist.

Der relativ größte Teil (31 %) der steiermärkischen Bevölkerung ist von einer (geschätzten) Verminderung der Lebenserwartung zwischen sechs und acht Monaten betroffen; das entsprechende Gebiet umfasst vor allem den ländlichen außeralpinen Teil der Steiermark.

24 % der Steirer sind von einer Verminderung der Lebenserwartung zwischen zehn und zwölf Monaten betroffen; das entsprechende Gebiet umfasst einen Teil des Ballungsraumes Graz, einen Teil der Kleinstädte im außeralpinen Teil der Steiermark und im Aichfeld sowie Leoben und Kapfenberg.

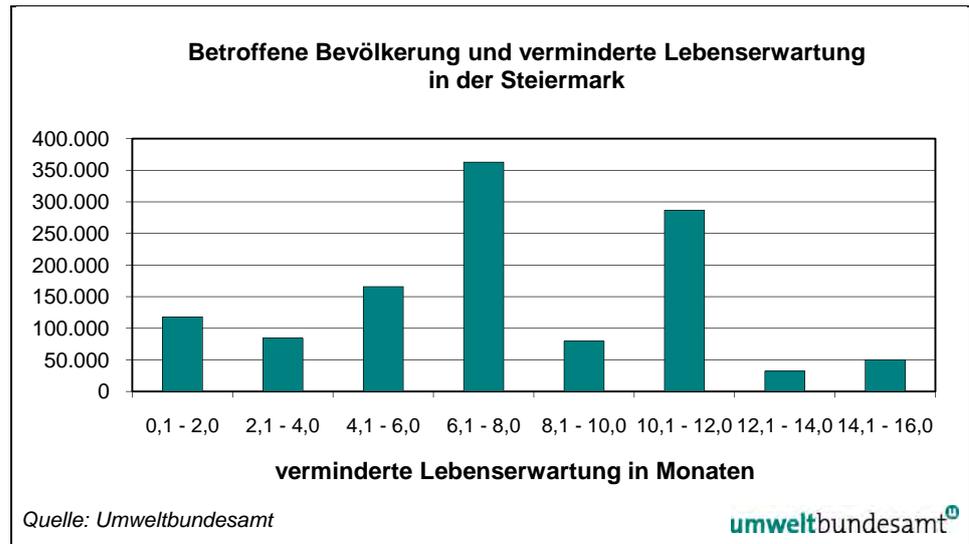


Abbildung 14: Verteilung der Bevölkerung der Steiermark in Relation zur Verminderung der Lebenserwartung aufgrund der PM2,5-Belastung im Mittel 2005–2008.

6 DISKUSSION

6.1 Vergleichbare internationale Studien

Die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass es in großen Gebieten der Steiermark aufgrund der Belastung durch Feinstaub zu einer erheblichen Verminderung der Lebenserwartung der Bevölkerung kommt, die bis zu 14,5 Monate betragen kann. Die stärksten Effekte werden dabei für den Ballungsraum Graz mit durchschnittlich etwa 11 Monaten berechnet, da hier österreichweit die höchsten PM-Konzentrationen gemessen werden. Die durchschnittliche, bevölkerungsgewichtete Verminderung der Lebenserwartung für den gesamten Untersuchungsraum beträgt 7,3 Monate.

Dieser Wert liegt etwas unter dem Wert, der im Rahmen des Clean Air for Europe-Programms der Europäischen Union für Österreich für das Jahr 2000 ermittelt wurde (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005). Allerdings gelten die Zahlen der vorliegenden Studie für eine Belastung, die dem Durchschnitt der Jahre 2005 bis 2008 entspricht. Auch wurde die Exposition im Rahmen dieser Studie gänzlich anders – nämlich auf Basis der PM-Messungen, die in Österreich an vielen Stationen routinemäßig durchgeführt werden – ermittelt als im CAFE-Programm.

Interessant ist darüber hinaus der Vergleich mit den Ergebnissen, die 2005 für ganz Österreich ermittelt wurden.

6.2 Vergleich mit Daten des Umweltbundesamt

6.2.1 Methode

In der Studie „Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen der Exposition gegenüber Schwebestaub in Österreich“ (UMWELTBUNDESAMT 2005) wurde die Exposition der Bevölkerung gegenüber PM_{2,5} grundsätzlich mit der gleichen Methodik abgeschätzt wie in der vorliegenden Untersuchung:

- Die PM_{2,5}-Konzentration wurde anhand eines repräsentativen PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses aus der PM₁₀-Konzentration abgeleitet;
- die flächenhafte PM₁₀-Konzentration wurde mit dem Konzept der repräsentativen Flächen anhand einzelner PM₁₀-Messstellen bestimmt.

Im Vergleich zur früheren Studie stehen mittlerweile deutlich mehr PM₁₀-Messstellen und etwas mehr PM_{2,5}-Messstellen zur Verfügung. Wie in Kapitel 6.3 diskutiert, decken die PM₁₀-Messstellen aber noch immer nicht alle Gebiete der Steiermark repräsentativ ab und insbesondere bei PM_{2,5} bzw. beim PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnis bestehen noch immer sehr große Informationsdefizite.

Für die Ableitung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung wurden die gleichen epidemiologischen Grundlagen verwendet wie in UMWELTBUNDESAMT (2005), für die Altersverteilung der Bevölkerung und die statistische Lebenserwartung wurden aktuellere Zahlen (STATISTIK AUSTRIA 2005, 2005a) herangezogen.

Als Grundlage für die räumliche Verteilung der Bevölkerung wurde in der vorliegenden Studie die EEA-Bevölkerungskarte (Methodik nach GALLEGO & PEEDELL 2001) herangezogen, welche sich auf die Großzählung 2001 stützt. Diese Karte ordnet die Bevölkerung den CORINE Landcover 1.1.x-Flächen innerhalb jeder Gemeinde zu.

Damit wurde ein völlig anderer Ansatz als in UMWELTBUNDESAMT (2005) verfolgt, wo die Bevölkerung – auf Basis der Großzählung 1991 – in einem Raster mit einer räumlichen Auflösung von 2,5 km abgebildet wurde.

In der vorliegenden Studie sind die PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Werte sowie die Bevölkerung von vorneherein den gleichen geographischen Einheiten zugeordnet. Die Schwierigkeiten der räumlichen Zuordnung der Bevölkerung und der Konzentration auf einem Raster in UMWELTBUNDESAMT (2005) und die damit zusammenhängenden Probleme der Behandlung von Rasterfeldern, in denen unterschiedliche PM_{2,5}-Konzentrationen auftreten, konnten in der vorliegenden Studie weitgehend vermieden werden. Unschärfen treten nach wie vor bei Gemeinden auf, in denen das besiedelte Gebiete (d. h. die CLC 1.1.x-Flächen) sich auf unterschiedliche topographisch-klimatische Gebiete (siehe Abbildung 5) verteilen.

6.2.2 Ergebnisse

In UMWELTBUNDESAMT (2005) wurde die Stadt Graz als österreichweiter Belastungsschwerpunkt mit einer Reduktion der Lebenserwartung von – flächenhaft einheitlich – 17 Monaten ausgewiesen (siehe Abbildung 15). In der aktuellen Studie liegt die Verminderung der Lebenserwartung im zentralen und im südlichen Teil des Ballungsraumes Graz bei 14,5 Monaten, im Mittel (bevölkerungsgewichtet) über den BR Graz bei 11,2 Monaten.

Die Unterschiede liegen einerseits in der Berücksichtigung der niedriger belasteten Jahre 2007 und 2008 begründet, zum anderen in der räumlichen Differenzierung der PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung innerhalb des Ballungsraumes Graz.

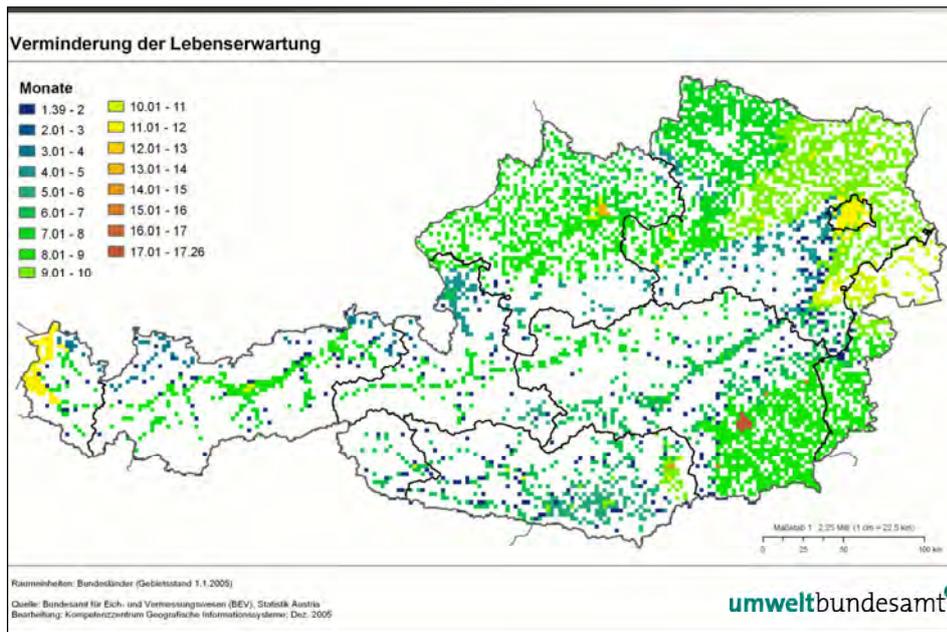


Abbildung 15: Reduktion der Lebenserwartung, bestimmt anhand der PM_{2,5}-Belastung der Jahre 2003 und 2004 (in Monaten). Quelle: nach UMWELTBUNDESAMT (2005).

Tabelle 8: Gegenüberstellung der berechneten Werte der Reduktion der Lebenserwartung nach UMWELTBUNDESAMT (2005) und in der vorliegenden Untersuchung.

	UMWELTBUNDESAMT (2005)	aktuelle Untersuchung
Graz	17 Monate*	11 Monate**
Kleinstädte, Murtal	8 bis 10 Monate	7 bis 11 Monate
Kleinstädte außeralpin	9 bis 16 Monate	11 bis 13 Monate
außeralpin, ländlich	9 Monate	7 Monate
alpine Täler, ländlich	7 bis 9 Monate	3 bis 5 Monate

* Stadtgebiet von Graz, flächenhaft einheitlich

** bevölkerungsgewichtetes Mittel des Ballungsraumes Graz

6.3 Unsicherheiten

6.3.1 PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Konzentration

Die Bestimmung der Auswirkungen der PM_{2,5}-Belastung auf die Gesundheit der Bevölkerung erfordert Daten über die PM_{2,5}-Belastung, die möglichst repräsentativ für die gesamte Bevölkerung sein sollen.

In der vorliegenden Studie wurde – wie bereits in UMWELTBUNDESAMT (2005) – die flächenhafte PM_{2,5}-Belastung aus der PM₁₀-Belastung hochgerechnet.

Daten über die PM₁₀-Belastung liegen mittlerweile an über 110 Messstellen in Österreich vor, das PM₁₀-Messnetz in der Steiermark ist relativ dicht und deckt sowohl den Ballungsraum Graz als auch die meisten Kleinstädte repräsentativ ab.

Eine wesentliche noch bestehende Informationslücke betrifft die PM₁₀-Belastung im ländlichen Raum in den nordalpinen Tälern. Für diese Gebiete steht in ganz Österreich keine repräsentative Messstelle zur Verfügung, sondern es gibt lediglich temporäre Messungen in Lunz am See (NÖ) und Ried im Zillertal (T).

Relativ unsicher ist die PM₁₀-Konzentrationsverteilung am Stadtrand von Graz, wo das Grazer Becken ins Bergland übergeht. Das vorhandene Messnetz bietet keine ausreichende Information, um Aussagen über die Belastung in den Tälern am nördlichen und östlichen Stadtrand von Graz sowie über die Hang- und Hügelgebiete am Stadtrand zu machen und zu beurteilen, welche der bestehenden Messstellen für diese Gebiete repräsentativ ist. Die geplante Verlegung der PM₁₀-Messstelle von Graz Platte zum Lustbühel wird diese Informationslücke deutlich verkleinern.

Unklarheiten bestehen auch noch betreffend die Repräsentativität der ländlichen Hintergrundmessstelle Klöch und der kleinstädtischen Messstellen im Südöstlichen Alpenvorland. In der vorliegenden Studie wurde angenommen, dass die PM₁₀-Messung in den Kleinstädten für die jeweils nahegelegenen Städte ab ca. 5.000 EinwohnerInnen repräsentativ ist, die Messwerte von Klöch für die übrige Fläche des Alpenvorlands. In Hinblick auf die in UMWELTBUNDESAMT 2007 formulierten Kriterien schließen die repräsentativen Flächen von Klöch und den städtischen Messstellen aneinander an (die „Überlappung“ ist sehr gering). Für die Beurteilung der Exposition ist jedoch eine präzisere Kenntnis der PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung wünschenswert. Da Klöch in einer exponierten Lage in ca. 400 m Seehöhe situiert ist, weisen vermutlich Täler und Becken eine höhere, noch höher gelegene Lagen eine niedrigere PM₁₀-Belastung auf.

Im Vergleich zu UMWELTBUNDESAMT (2005) hat sich die Datenlage bezüglich PM_{2,5} zwar mittlerweile verbessert. Dennoch stehen nach wie vor österreichweit keine repräsentativen PM_{2,5}-Messdaten für verschiedene Standort- bzw. Gebietstypen zur Verfügung:

- Die Kleinstädte in den Alpentälern (sowohl südlich als auch nördlich des Alpenhauptkamms);
- die Kleinstädte im Südöstlichen Alpenvorland;
- der ländliche Raum im Südöstlichen Alpenvorland;
- der ländliche Raum in den Alpentälern (sowohl südlich als auch nördlich des Alpenhauptkamms).

Zwar sind nach den vorliegenden Messergebnissen die räumlichen Unterschiede im PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnis relativ gering, so dass z. B. die Übertragung des in Illmitz bzw. auf dem Zöbelboden gemessenen PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses auf das Südöstliche Alpenvorland bzw. die Berggebiete in den Südalpen wahrscheinlich zu geringen Fehlern führt. Wesentlich unsicherer ist die Übertragung von in weit entfernten Gebieten gemessenen PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnissen auf die Kleinstädte der Steiermark.

Die Zuordnung von Gemeinden ab ca. 5.000 Einwohnerinnen und Einwohnern zu den städtischen Messstellen und der übrigen Gemeinden zum ländlichen Hintergrund führt sehr wahrscheinlich zu einer Unterschätzung der Belastung in „größeren Dörfern“. Für die Abschätzung der Belastung in diesen Siedlungsgebieten stehen allerdings keine PM₁₀-Messdaten zur Verfügung.

Ein wesentlicher „Unsicherheitsfaktor“ bei der Bestimmung der Exposition der Bevölkerung ist die Abgrenzung der repräsentativen Gebiete der PM₁₀-Messstellen zwischen den Berggebieten einerseits und den Tälern bzw. dem außer-alpinen Bereich andererseits. Die PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung weisen natürlich einen kontinuierlichen höhenabhängigen Gradienten auf. Die in der vorliegenden Studie verwendete Gebietsabgrenzung führt zu „stufenförmigen“ Konzentrationsunstetigkeiten am Übergang zwischen Alpen und Alpenvorland sowie zwischen „Tal“ und „Berg“.

Tendenziell kommt es dadurch wahrscheinlich zu einer Überschätzung der PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Belastung in höher gelegenen Teilen des Alpenvorlandes sowie zu einer Unterschätzung der Belastung in den Alpen nahe dem Alpenostrand und in den kleineren Tälern und den höher gelegenen hügeligen Gebieten v. a. in der Südweststeiermark, im Grazer Bergland und im Joglland. Der „Fehler“, der dadurch bei der Bestimmung der Exposition verursacht wird, dürfte jedoch eher gering sein, da diese höher gelegenen Gebiete eine relativ geringe Bevölkerungsdichte aufweisen. Am kritischsten ist in dieser Hinsicht wegen der größeren Bevölkerungsdichte der höher gelegene Stadtrand von Graz.

Innerhalb der Stadt Graz wurden zwei unterschiedliche Ansätze zur räumlichen Zuordnung der PM₁₀-Belastung gewählt. Graz Mitte wird als repräsentativ für das zentrale Stadtgebiet, definiert als die CORINE Landcover 1.1.1-Fläche, angenommen. Die anderen Hintergrundmessstellen, Graz Nord, West und Mitte, zeigen einen von Norden nach Süden ansteigenden Gradienten, so dass anhand der PM₁₀-Werte dieser Messstellen ein linearer Nord-Süd-Gradient über den Ballungsraum Graz (ausgenommen die CLC 1.1.1-Fläche) ermittelt wurde.

Dieses Vorgehen führt wahrscheinlich zu einer Überschätzung der Belastung im Süden von Graz (einschließlich der kleinen Gemeinden im Ballungsraum Graz) sowie in den peripheren, etwas höher gelegenen Gebieten am östlichen Stadtrand.

6.3.2 Unsicherheiten bezüglich der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen

Dass die Feinstaubbelastung das Mortalitätsrisiko erhöhen kann, ist unter wissenschaftlichen ExpertInnen weitgehend unstrittig. Die Quantifizierung von Gesundheitsauswirkungen von Umwelteinflüssen unterliegt allerdings generell gewissen Unsicherheiten. In der vorliegenden Studie wurde deshalb nach der anerkannten Methode des Health Impact Assessments vorgegangen. Dabei werden mit Hilfe einer Konzentrations-Wirkungs-Beziehung (die im Normalfall aus einer epidemiologischen Studie stammt) und einer Expositionsabschätzung Effekte berechnet. Sowohl die Auswahl der Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen als auch die Ermittlung der Exposition sind dabei kritische Faktoren.

Bei der Auswahl von Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen besteht üblicherweise die Schwierigkeit, dass diese in einer Population (die untersuchte Population) erhoben wurde und dann auf eine andere Population (die Zielpopulation) übertragen wird. Diese Zielpopulation unterscheidet sich oft in etlichen Merkmalen von der ursprünglich untersuchten Population. Im vorliegenden Fall stammt die Konzentrations-Wirkungs-Beziehung aus Nordamerika. Für die Anwendbarkeit von nordamerikanischen Koeffizienten spricht unter anderem die Tatsache, dass die Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen aus Zeitreihenstudien aus Nordamerika und Europa in einem ähnlichen Bereich liegen (WHO 2004a, 2006, 2006a; HEI 2003). Die Weltgesundheitsorganisation weist in ihren aktuellen Air Quality Guidelines sogar explizit darauf hin, dass die entsprechenden Werte global angewandt werden können (WHO 2006a). Der in dieser Studie verwendete relative Risikofaktor wird auch in den Guidelines selber angeführt (WHO 2006a).

Obschon die in dieser Studie ermittelten Zahlen sehr hoch erscheinen, sind einige zugrunde liegende Annahmen für die Berechnungen aus wissenschaftlicher Sicht als konservativ zu bezeichnen. Es gibt in der Literatur auch deutlich steilere Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen, bei deren Anwendung sich signifikant größere Effekte errechnen würden (DOCKERY et al. 1993, JERRETT et al. 2005). Diese Arbeiten zeichnen sich gegenüber der ACS-Studie dadurch aus, dass die Exposition wesentlich genauer ermittelt wurde. Dadurch sind Effekte durch eine ungenaue Klassifizierung der Exposition – die tendenziell zu kleineren relativen Risiken führen – vermindert.

Neuere Studien, die zum Zeitpunkt Studie UMWELTBUNDESAMT (2005) noch nicht vorlagen (SCHWARTZ et al. 2008; POPE et al. 2009; KREWSKI et al. 2009), bestätigen im Wesentlichen die Ergebnisse in früheren Jahren. Zudem geben sie klare Hinweise darauf, dass bei einer Verminderung der Feinstaubbelastung mit einer Reduktion der Gesundheitsauswirkungen zu rechnen ist. Insofern ist davon auszugehen, dass die inzwischen gesunkene Feinstaubbelastung tatsächlich zu einer Verminderung des Gesundheitsrisikos durch Feinstaub in dem betrachteten Gebiet geführt hat.

Auch ist hervorzuheben, dass in dieser Studie lediglich die Auswirkungen auf die Sterblichkeit berechnet wurden. Nicht berücksichtigt sind Krankheitsfälle, die in Bezug auf die Häufigkeit der Fälle die Todesfälle bei weitem überwiegen. Die Häufigkeitsverteilung der Effekte ist schematisch in Abbildung 16 dargestellt.

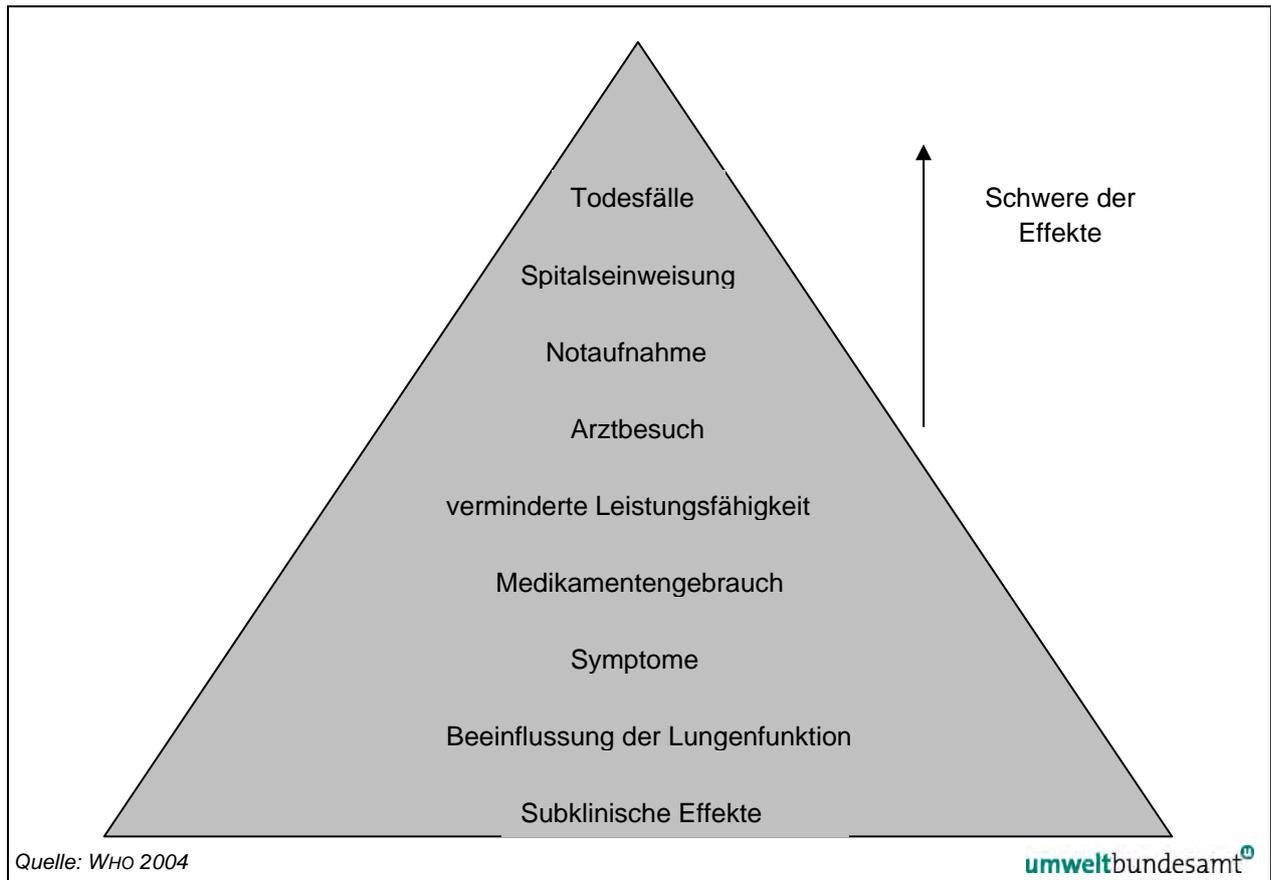


Abbildung 16: Schematische Darstellung der Häufigkeit von Effekten, die in einer Population durch Luftschadstoffe verursacht werden.

Nicht inkludiert in der vorliegenden Studie sind die Effekte von Feinstaub auf die Mortalität bei Säuglingen und Kleinkindern. Dass Feinstaub die Sterblichkeit von Kindern erhöhen kann, ist inzwischen unstrittig (WHO 2004, 2006).

6.4 Empfehlungen

6.4.1 PM₁₀- und PM_{2,5}-Messung

Anhand der Diskussion der PM₁₀- und PM_{2,5}-Messdaten, welche für die Abschätzung der Exposition der Bevölkerung in der Steiermark herangezogen werden können (siehe Kapitel 4.2 und 6.3.1) lassen sich Empfehlungen zur Ergänzung des Messnetzes für PM₁₀ und PM_{2,5} ableiten.

In den **Tälern** nördlich des Alpenhauptkamms fehlen PM₁₀-Messungen, die für den ländlichen Raum repräsentativ sind, gänzlich (abgesehen von Messkampagnen in Lunz am See und Ried im Zillertal). Die bestehenden Messstellen in nordalpinen Tälern (Liezen, Bad Ischl, Hallein sowie alle Messstellen in Tirol) haben eindeutig städtischen Charakter (bzw. sind in Tirol überwiegend deutlich verkehrsbeeinflusst).

Um die in Kapitel 6.3.1 angesprochenen **Informationsdefizite** bezüglich PM_{2,5} bzw. des PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses zu schließen, werden PM_{2,5}-Messungen an einzelnen PM₁₀-Messstellen

- in den Kleinstädten der Steiermark im Südöstlichen Alpenvorland,
- in den Kleinstädten der Steiermark in den südalpinen Tälern,
- im ländlichen Hintergrund des Alpenvorlandes (d. h. in Klöch)

empfohlen.

Nachdem sich – den bisherigen Messergebnissen zufolge – die Jahresmittelwerte des PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses über die Jahre hinweg nur in einem sehr engen Rahmen verändern – sofern die Messmethode unverändert bleibt – sollten PM_{2,5}/PM₁₀-Parallelmessungen über ein Jahr ausreichen, um für längere Zeiträume repräsentative PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisse zu gewinnen.

Im **Alpenvorland** werden zur Untersuchung der Repräsentativität von Klöch, der Vertikalverteilung der PM₁₀-Konzentration und des Beitrags etwas erhöhter Emissionsdichten in den Becken und Tälern (temporäre) Messungen in unterschiedlicher Höhenlage empfohlen:

- PM₁₀-Messung im dörflichen Bereich in Becken oder Tälern im Alpenvorland (z. B. Leibnitzer Feld, unteres Murtal, Raabtal – das Grazer Becken erscheint wegen des Einflusses des BR Graz weniger geeignet).
- PM₁₀-Messung in exponierten Lagen über 600 m, z. B. Sausal oder Kulm bei Weiz.

6.4.2 Repräsentativität

Hinsichtlich der Repräsentativität der PM₁₀-Messstellen (siehe Anhang sowie UMWELTBUNDESAMT 2007), die eine der Grundlagen der flächenhaften Darstellung der PM₁₀- bzw. der PM_{2,5}-Belastung in der vorliegenden Studie bildet, konnten nur vorläufige Annahmen herangezogen werden.

Insbesondere innerhalb des Ballungsraumes Graz wären gründlichere Untersuchungen der Repräsentativität der Messstellen erforderlich, um eine realitätsnähere flächenhafte Zuordnung der gemessenen PM₁₀-Belastung zu ermöglichen. Die in der vorliegenden Studie angewandte Zuordnung zu bestimmten CORINE Landcover-Flächen bzw. die sehr einfache Darstellung eines Nord-Süd-Gradienten stellen eine erste Näherung dar. Für eine präzisere Bestimmung der Repräsentativität der Messstellen wäre eine Analyse der Emissionsdaten – die im Rahmen des Steiermärkischen Emissionskatasters sehr detailliert vorliegen – sowie der topographischen Situation und der meteorologischen Bedingungen erforderlich.

Darüber hinaus bestehen noch erhebliche Unsicherheiten bezüglich der Repräsentativität der verschiedenen PM₁₀-Messstellen vor allem bei

- der Abgrenzung zwischen ländlichem und städtischem Hintergrund,
- der räumlichen Zuordnung der in den Kleinstädten gemessenen Konzentrationen zu bestimmten Gebieten bzw. Gemeinden,
- der Höhenabhängigkeit der PM₁₀-Belastung.

Untersuchungen zur Repräsentativität der Messstellen in Kärnten wurden im Rahmen einer Studie zur Messnetzoptimierung des Landes Kärnten (UMWELTBUNDESAMT 2010) durchgeführt.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- AEA TECHNOLOGY (1998): Cost-Benefit Analysis of Proposals Under the UNECE Multi-Pollutant Multi-Effect Protocol, Report to UK Department of Environment, Transport and Regions, London and to UNECE Task Force on Economic Aspects of Abatement Strategies, Geneva.
- AEA TECHNOLOGY (1998a): Economic Evaluation of the Control of Acidification and Ground Level Ozone, (provisional), Report to DGXI of the European Commission, Brussels.
- AEA TECHNOLOGY (1999): Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene. AEAT-5010. Report to European Commission DG Environment.
- AEA TECHNOLOGY (1999a): Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Hague, Netherlands, Publication No. 133.
- AEA TECHNOLOGY (2001): Economic Evaluation of Air Quality Targets for PAHs. AEAT/ENV/R0593. Report to European Commission DG Environment.
- AIRNET (2004): Air Pollution and the Risks to Human health – Health Impact Assessment. AIRNET. http://airnet.iras.uu.nl/products/pdf/airnet_wg4_hia_report.pdf.
- ATS – American Thoracic Society (2000): What Constitutes an Adverse Health Effect of Air Pollution? American journal of respiratory and critical care medicine, 161: 665–673.
- BRUNEKREEF, B. (1999): Air pollution kills babies. ... [editorial]. Epidemiology, 10: 661–662.
- COHEN, A. J.; ANDERSON, H. R.; OSTRO, B.; PANDEY, K. D.; KRZYZANOWSKI, M.; KÜNZLI, N.; GUTSCHMIDT, K.; POPE, C. A.; ROMIEU, I.; SAMET, J. M. & SMITH, K. (2004): Mortality impacts of urban air pollution. In: Ezzati M., Lopez A. D., Rodgers A., Murray C. J. L., eds. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. Geneva, World Health Organization, Vol. 2.
- COMEAP (Committee on the medical effects of air pollutants) (2001): Statement on long term effects of particles on mortality.
- DOCKERY, D.W.; POPE, A.C.; XU, X.; SPENGLER, J.D.; WARE, J.H.; FAY, M.E.; FERRIS, B.G. & SPEIZER, F.E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. N.Engl.J.Med. 329: 1753-9.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (1997): Regulatory Impact Analysis for Ozone and Particulate Ambient Air Quality Standards. Washington, DC.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (2004): Air Quality Criteria for Particulate Matter (4th external review draft). <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/partmatt.cfm?ActType=default>
- EPA – United States Environmental Protection Agency (2004a): Final Regulatory Analysis: Control of Emissions from Nonroad Diesel Engines. EPA 420-R-04-007. Office of Transportation and Air Quality. Washington DC.

- EPA – United States Environmental Protection Agency (2005): Review of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Policy Assessment of Scientific and Technical Information OAQPS Staff Paper.
http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/data/pmstaffpaper_20050630.pdf.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (2005a): Additional Risk Assessment Figures for Particulate Matter (PM) Staff Paper.
http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/data/add_risk_assessment_figs_4_12_05.pdf.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1998): Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants.
<http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/air/cost-effectiveness.pdf>.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1995): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament – Leitlinien über Umweltindikatoren und „grünes“ Rechnungssystem - Die Integration von Umwelt- und Wirtschaftsinformationssystemen KOM/94/670ENDG.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1998a). Economic Evaluation of Air Quality Targets for Tropospheric Ozone.
<http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/air/tropozone-a.pdf>.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2001):/1/EUR/01/5026342, Annex 2: "Life-table methods for predicting and quantifying long-term impacts on mortality".
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2005): Impact Assessment of the Thematic Strategy and the CAFE Directive (SEC(2005) 133).
http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/pdf/ia_report_en050921_final.pdf.
- EZZATI, M.; LOPEZ, A.D.; RODGERS, A.; VANDER HOORN, S.; MURRAY, C.J. & COMPARATIVE RISK ASSESSMENT COLLABORATING GROUP (2002): Selected major risk factors and global and regional burden of disease. *Lancet*, 360: 1347–1360.
- GALLEGO, J. & PEEDELL, S. (2001): Population Density Grid (100m), version 3, based on 2001 data. Produced in 2005 by JRC. Using CORINE Land Cover to map population density. Towards Agri-environmental indicators, Topic report 6/2001 European Environment Agency, Copenhagen. pp. 92–103.
- HEI – Health Effects Institute (2003): Revised Analysis of Time-series Studies on Air Pollution and Health. Health Effects Institute, Boston, MA. May.
<http://healtheffects.org/Pubs/TimeSeries.pdf>.
- HOEK, G. ET AL. (2002): Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P. & van den Brand, P.A.: The association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in a Dutch cohort study. *Lancet*, 360: 1203–1209.
- IVM (INSTITUT FÜR VERWALTUNGS-MANAGEMENT) –, NILU (NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING) – & IIASA (INTERNATIONAL INSTITUTE FOR APPLIED SYSTEMS ANALYSIS (1997): Economic Evaluation of Air Quality for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide, Fine and Suspended Particulate Matter and Lead, Report to DGXI, European Commission, Brussels.
- JANICKE, L. ET AL. (2004): Development of the Odour Dispersion Model AUSTAL2000G in Germany. Environmental Odour Management. VDI-Berichte 1850.

- JERRETT, M.; BURNETT, R.T.; MA, R.; POPE, C.A. 3rd; KREWSKI, D.; NEWBOLD, K.B.; THURSTON, G.; SHI, Y.; FINKELSTEIN, N.; CALLE, E.E. & THUN, M.J. (2005): Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*, 16(6): 727–736.
- KREWSKI D. et al. (2000): Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute Special Report, July 2000.
- KREWSKI, D. et al. (2009). Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. *Res Rep Health Eff Inst*. 2009; (140): 5–114.
- KRZYŻANOWSKI, M.; COHEN, A. & ANDERSON, R. (2002): Quantification of health effects of exposure to air pollution. *J Occup Environ Med*, 59: 791–793.
- KÜNZLI, N.; KAISER, R.; MEDINA, S.; STUDNICKA, M.; CHANEL, O.; FILLIGER, P.; HERRY, M.; JORAK, F. jr.; PUYBONNIEUX-TEXIER, V.; QUENEL, P.; SCHNEIDER, J.; SEETHALER, R.; VERGNAUD, J-C. & SOMMER, H. (2000): Public health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, 356: 795–801.
- KÜNZLI, N.; MEDINA, S.; KAISER, R.; QUENEL, P.; HORAK, F. jr. & STUDNICKA, M. (2001): Assessment of deaths attributable to air pollution: should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am J Epidemiol*, 153: 1050–1055.
- LIPFERT, F.W. et al. (2000): The Washington University-EPRI veterans' cohort mortality study: preliminary results. *Inhalation toxicology*, 12: 41–73.
- MCDONNELL, W.F. et al. (2000): Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM₁₀ concentrations in nonsmokers. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology*, 10: 427–436.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES (2002): Estimating the Public Health Benefits of Proposed Air Pollution Regulations.
- OSTRO, B. (2004): Outdoor Air Pollution: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. World Health Organization, Environmental Burden of Disease Series, No. 5. Geneva.
- POPE, C.A. 3rd; THUN, M.J.; NAMBOODIRI, M.M.; DOCKERY, D.W.; EVANS, J.S.; SPEIZER, F.E. & HEATH, C.W. jr. (1995): Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med*, 151: 669–674.
- POPE, C.A. 3rd; BURNETT, T.R.; THUN, M.J.; CALLE, E.E.; KREWSKI, D.; KAZUHIKO, I. & THURSTON, G.D. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 287: 1132–1141.
- POPE, C.A. 3rd; BURNETT, R.T.; THURSTON, G.D.; THUN, M.J.; CALLE, E.E.; KREWSKI, D. & GODLESKI, J.J. (2004): Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*. 2004 Jan. 6. 109(1): 71–77.
- POPE, C.A. 3rd; EZZATI, M. & DOCKERY, D.W. (2009). Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med*. 2009, 360: 376–86.
- ROMIEU, I.; SAMET, J.M.; SMITH, K.R. & BRUCE, N. (2002): Outdoor air pollution and acute respiratory infections among children in developing countries. *J Occup Environ Med*, 44: 640–649.
- ROTHMAN, K. & GREENLAND, S. (1998): *Modern Epidemiology*. Philadelphia: Lippincott-Raven Publishers, Philadelphia PA.

- SAMET, J. & JAAKKOLA, J.J.K. (1999): The epidemiologic approach to investigating outdoor air pollution. In: Holgate, S.T. et al, ed. Air pollution and health. London, Academic Press.
- SCHWARTZ, J.; COULL, B.; LADEN, F. & RYAN, L. (2008). The effect of dose and timing of dose on the association between airborne particles and survival. Environmental Health Perspectives. 2008; 116: 64–69.
- SCIENCE ADVISORY BOARD (2004): Advisory on Plans for Health Effects Analysis in the Analytical Plan for EPA's Second Prospective Analysis – Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990–2000. Advisory by the Health Effects Subcommittee of the Advisory Council for Clean Air Compliance Analysis. EPA SAB Council ADV-04-002. March. http://www.epa.gov/science1/pdf/council_adv_04002.pdf.
- SRAM, R. (1999): Impact of air pollution on reproductive health. Environ Health Perspect, 107: A542–543.
- STATISTIK AUSTRIA (2005): Altersstruktur der Bevölkerung im Jahresdurchschnitt 2004. http://www.statistik.at/fachbereich_03/bevoelkerung_tab2.shtml
http://www.statistik.at/web_de/statistiken/bevoelkerung/bevoelkerungsstruktur/bevoelkerung_nach_alter_geschlecht/index.html.
- STATISTIK AUSTRIA (2005a): Todesfälle nach Altersgruppen im Jahr 2004. http://www.statistik.at/isis/current/jar/isis_qui_plugin_not_registered.shtml,
http://www.statistik.at/web_de/statistiken/gesundheit/todesursachen/todesursachen_im_ueberblick/index.html.
- STMK LANDESREGIERUNG – Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2008): Die Feinstaubproblematik der schlecht durchlüfteten Tal- und Beckenlagen südlich des Alpenhauptkamms, Beispiel Großraum Graz. Bericht Nr. LU-09-08. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz. <http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/11006049/19222537/>.
- TFH - UN ECE Task Force on Health (2004): 7th meeting: modelling and assessment of health impacts of particulate matter and ozone from LRTAP. http://www.unece.org/env/documents/2004/eb/wg1/eb_air_wg1_2004.11.e.pdf.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Schneider, J.; Spangl, W.; Placer, K. & Moosmann, J.: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen der Exposition gegenüber Schwebstaub in Österreich. Reports, Bd. REP-0020. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Spangl, W.; Nagl, C. & Schneider, J.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2005. Reports, Bd. REP-0065. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006a): Schneider, J., Nagl, C., Spangl, W., Fröhlich, M., Baumann, R., Lorbeer, G., Trimbacher, C., Ortner, R., Kurzweil, A., Lichtblau, G., Szednyj, I., Böhmer, S., Pölz, W., Wiesenberger, H., Winter, B., Zethner, G. & Fohringer, J.: Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW. Berichte, Bd. BE-277. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Spangl, W.; Schneider, J.; Moosmann, L. & Nagl, C.: Representativeness and classification of air quality monitoring stations – final report. Service contract to the European Commission – DG Environment Contract No. 07.0402/2005/419392/MAR/C1. Reports, Bd. REP-0121. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2007a): Spangl, W.; Nagl, C. & Moosmann, L.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2006. Reports, Bd. REP-0104. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Spangl, W.; Nagl, C. & Moosmann, L.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2007. Reports, Bd. REP-0153. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2008. Reports, Bd. REP-0232. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009a): Spangl, W.; Nagl, C. & Moosmann, L.: PM₁₀ Statuserhebung Villach 2006. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009b): Spangl, W. & Nagl, C.: Luftgütemessungen und meteorologische Messungen. Jahresbericht Umweltbundesamt 2008. Report REP-0231. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009c): Spangl, W.; Nagl, C.; Moosmann, L.; Ansorge, C. & Katzensteiner, H.: Repräsentativität und Klassifikation von Luftgütemessstellen in Österreich, NO₂, NO_x, PM₁₀, SO₂, Ozon. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Umweltbundesamt, Wien (im Druck).
- UMWELTBUNDESAMT (2009d): Spangl, W.: Luftgütemessstellen in Österreich. Stand Jänner 2009. Reports, Bd. REP-0222. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Spangl, W.; Ansorge, C.; Gassner, C. & Nagl, C.: Evaluierung des Immissions- und Meteorologie-Messnetzes des Landes Kärnten. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. Umweltbundesamt, Wien (im Druck).
- WHO – World Health Organization (1987): Air quality guidelines for Europe. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 1987 (WHO Regional Publications, European Series, No. 23).
- WHO – World Health Organization (2000): Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2000 (WHO Regional Publications, European Series, No. 91). http://www.euro.who.int/air/Activities/20020620_1.
- WHO – World Health Organization (2000a): Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2000 (document EUR/00/5020369). <http://www.euro.who.int/document/e68940.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2001): Quantification of the health effects of exposure to air pollution. Report of a WHO Working Group. European Centre for Environmental and Health, Bilthoven, Netherlands, 20–22 November 2000. (EUR/01/5026342). <http://www.euro.who.int/document/e74256.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2002): World Health Report 2002: reducing risk, promoting healthy life. Geneva, World Health Organization. <http://www.who.int/whr>.

- WHO – World Health Organization (2002a): Health impact assessment of air pollution in the eight major Italian Cities. WHO European Centre for Environment and Health, Rome Operational Division, WHO Regional 15 Office for Europe (EURO/02/5040650).
- WHO – World Health Organization (2003): Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2003 (document EUR/03/5042688). <http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2004): Health aspects of air pollution – answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (document EUR/04/5046026). <http://www.euro.who.int/document/E82790.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2004a): Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃). Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (document EUR/04/5042688). <http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2004b): Air quality health impact assessment software AirQ2.2. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004. http://www.euro.who.int/eprise/main/WHO/Progs/AIQ/activities/20050223_5.
- WHO – World Health Organization (2004c): Health Aspects of Air Pollution. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004. <http://www.euro.who.int/document/E83080.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2006) Health Risks of Particulate Matter from Long-Range Transboundary Air Pollution. WHO Regional Office for Europe, 2006. <http://www.euro.who.int/document/E88189.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2006a): Air Quality Guidelines. Global Update 2005. WHO Regional Office for Europe, 2006. <http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>.
- WOODRUFF, T.J.; GRILLO, J. & SCHOENDORF, K.C. (1997): The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ Health Perspect*, 105: 608–612.

Rechtsnormen und Leitlinien

- Beschluss Nr. 1600/2002/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. ABl. Nr. L 242.
- 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.
- Entscheidung 97/101/EG des Rates vom 27. Januar 1997 zur Schaffung eines Austausch von Informationen und Daten aus den Netzen und Einzelstationen zur Messung der Luftverschmutzung in den Mitgliedstaaten. ABl. Nr. L 35.

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

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

1. Tochterrichtlinie (RL 1999/30/EG): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. ABl. Nr. L 163/41.
2. Tochterrichtlinie (RL 2000/69/EG): Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. ABl. Nr. L 313/12.
3. Tochterrichtlinie (RL 2002/3/EG, Ozonrichtlinie): Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. ABl. Nr. L 67/14.
4. Tochterrichtlinie (RL 2004/107/EG): Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. ABl. Nr. L 23/3.

Anmerkung: Bitte beachten Sie, dass die Internetadressen von Dokumenten häufig verändert werden. In diesem Fall empfehlen wir, die angegebene Adresse auf die Hauptadresse zu reduzieren und von dort aus das Dokument zu suchen. Die nicht mehr funktionierende, lange Internetadresse kann Ihnen dabei als Orientierungshilfe dienen.

8 ANHANG: KRITERIEN FÜR DIE ABSCHÄTZUNG DER REPRÄSENTATIVITÄT VON LUFTGÜTEMESSTELLEN

Die Beurteilung der Repräsentativität einer Luftgütemessstelle ist durch die Erfordernisse der europäischen Luftqualitätsgesetzgebung motiviert, die eine flächendeckende Beurteilung der Luftqualität erfordern. Da Messstellen nur punktuelle Informationen liefern, stellt die Abschätzung ihrer repräsentativen Fläche eine Methode dar, die an einer Messstelle erfasste Information auf die Fläche zu übertragen.

Die Studie „Representativeness and classification of air quality monitoring stations“ (UMWELTBUNDESAMT 2007) schlägt eine komplexe Definition von „Repräsentativität“ vor, die sich auf

1. die „Ähnlichkeit“ der gemessenen Konzentration (siehe Tabelle 9),
 2. gleichartige Ausbreitungsbedingungen auf verschiedenen räumlichen Skalen und
 3. gleichartige Klassifizierung der Emissionen
- stützt.

8.1 Konzentrationskriterien

Für die Beurteilung der Ähnlichkeit der gemessenen Konzentration werden statistische Parameter herangezogen, die auch für die in der EU-Gesetzgebung festgelegten Grenz- bzw. Zielwerte verwendet werden. Dies sind einerseits der Jahresmittelwert, andererseits Perzentile (siehe Tabelle 9).

Im Rahmen der oben genannten Studie (UMWELTBUNDESAMT 2007) wurden die entwickelten Definitionen und Methoden in einigen Gebieten Europas – schwerpunktmäßig für Österreich, da hier Daten am leichtesten zugänglich waren, darüber hinaus für die Niederlande und England – angewandt. Dabei wurden auch verschiedene Verfahren verglichen, um flächenhafte Informationen über Konzentrationen und Emissionen anhand so genannter Surrogat-Daten – etwa Corine Landcover-Daten, Bevölkerungsverteilung, TeleAtlas-Straßenkarten – abzuschätzen.

Tabelle 9: Konzentrationskriterien für die Repräsentativität von NO₂, PM₁₀ und Ozon. Die in der Tabelle dargestellten Werte wurden in UMWELTBUNDESAMT (2007) hergeleitet.

NO ₂	JMW	± 5 µg/m ³
PM ₁₀	JMW	± 5 µg/m ³
	90,4-Perzentil der TMW eines Jahres	± 8 µg/m ³
Ozon	93,2-Perzentil der maximalen täglichen MW8 eines Jahres	± 9 µg/m ³

8.2 Ausbreitungsbedingungen – topographische Einheiten

Zu den Kriterien für Repräsentativität gehören „gleichartige Ausbreitungsbedingungen“. Gerade in Österreich mit seiner großen Vielfalt an topographischen und klimatischen Verhältnissen ist die Unterscheidung von Gebieten mit unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen wesentlich, da diese – bei gleichen Emissionen – sehr unterschiedliche Immissionskonzentrationen bedingen können.

Bei den Ausbreitungsbedingungen werden sowohl die klimatischen als auch die topographischen Verhältnisse berücksichtigt. Es werden drei räumliche Skalen behandelt:

- Die regionale Skala, auf der klimatisch-topographische Großeinheiten abgegrenzt werden;
- die lokale Skala, auf der topographische Gegebenheiten wie Tallage, Becken, Hang oder exponierte Lage unterschieden werden;
- für verkehrsnahen Messstellen wird zusätzlich unterschieden, ob sich diese in einer Straßenschlucht, in locker verbautem oder in unverbautem Gelände befinden.

8.2.1 Klimatisch-topographische Einheiten

Die Abgrenzung von klimatisch-topographischen Einheiten auf der regionalen Skala stützt sich auf eine qualitative Beurteilung verschiedener Faktoren, welche die Verdünnung lokal emittierter Schadstoffe sowie deren weiträumigen Transport beeinflussen:

- Strukturiertheit des Geländes (relative Höhenunterschiede),
- Exponiertheit gegenüber ozeanischen Luftmassen,
- Exponiertheit gegenüber Schadstofftransport.

Darüber hinaus werden bereits die Erkenntnisse der Auswertung der Schadstoffkonzentrationen in Hinblick auf die Kriterien für die Repräsentativität berücksichtigt, welche u. a. im Salzburger Becken, im Rheintal, im Klagenfurter Becken und im Lavanttal andere Beziehungen zwischen Konzentration und Emissionen aufzeigen als in den anderen Teilen der Nord- oder Südalpen.

Darauf aufbauend werden die in Abbildung 17 dargestellten Einheiten abgegrenzt:

- Pannonische Ebene
- Weinviertel
- Tullnerfeld
- Nördliches Alpenvorland (Niederösterreich, Oberösterreich)
- Südöstliches Alpenvorland (Burgenland, Steiermark)
- Böhmisches Masse
- Alpen nördlich des Alpenhauptkamms
- Salzburger Becken
- Vorarlberger Rheintal
- Alpen südlich des Alpenhauptkamms
- Klagenfurter Becken
- Lavanttal

Im Übergangsbereich zwischen diesen klimatisch-topographischen Einheiten liegen einige Überlappungsgebiete:

- Die Festlegung des Alpenhauptkamms ist am Ostrand der Alpen nicht eindeutig, wahlweise lässt sich der Alpenhauptkamm über den Wechsel oder den Schneeberg ziehen. Das Gebiet zwischen diesen Gebirgen – Bucklige Welt, Ödenburger Gebirge, Rosaliengebirge – kann daher sowohl den Alpen nördlich wie südlich des Alpenhauptkamms zugeordnet werden. Höher gelegene Gebiete innerhalb der Pannonischen Ebene – das Leithagebirge und die Hundsheimer Berge – werden in Hinblick auf PM₁₀ (starker Vertikalgradient) ebenfalls dieser Überlappungszone am Alpenostrand zugeordnet (etwa ab 300 m).
- Höher gelegene Gebiete im Übergangsbereich zwischen dem nördlichen Alpenvorland und der Böhmischer Masse – im Bereich des Dunkelsteinerwaldes und der Strengberge, der Bereich des Mühlviertels östlich von Linz und der Sauwald – können beiden Gebieten zugeordnet werden.
- Hausruck und Kobernaußer Wald, die höher gelegenen Gebiete im Flachgau (über ca. 500 m Seehöhe) sowie das höher gelegene Gebiet zwischen Attersee und Hausruck können sowohl dem Alpenvorland als auch den Alpen zugeordnet werden.
- Im Übergangsbereich zwischen dem Südöstlichen Alpenvorland und den Alpen werden einige Becken- und Talgebiete – die sich durch besonders ungünstige Ausbreitungsbedingungen auszeichnen – gesondert abgegrenzt; diese umfassen das Grazer Becken, das Voitsberger Becken sowie die Gegend um Weiz und um Hartberg.

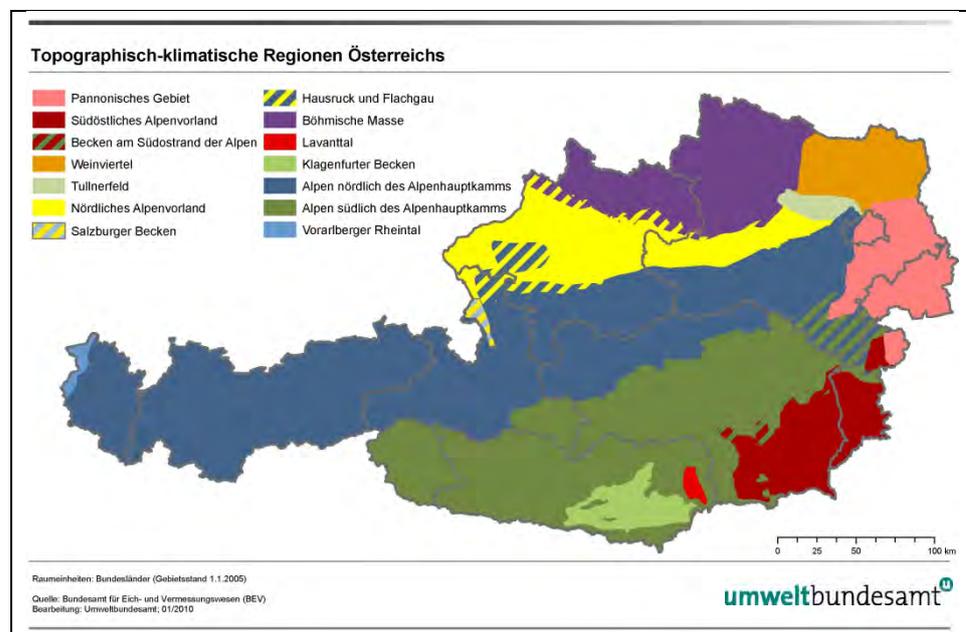


Abbildung 17: Topographisch-klimatische Regionen in Österreich.

8.2.2 Lokale topographische Einheiten

Lokale topographische Einheiten werden anhand von Luftmessdaten abgegrenzt.

Während in den flachen bis hügeligen außeralpinen Regionen Österreichs die Konzentration räumlich einheitlich ist, ist in den Alpen eine Differenzierung zwischen Tal- bzw. Beckenboden einerseits, Hanglagen und exponierten Lagen andererseits erforderlich.

Als Kriterien werden im alpinen Raum sowie in der Böhmisches Masse vorgeschlagen:

- Täler,
- Becken,
- Hanglagen und exponierte Lagen.

Die weitere Trennung zwischen Tälern und Becken erscheint notwendig, da

- in Becken eine größere Fläche bzw. ein größeres Luftvolumen zur Verdünnung von lokal emittierten Luftschadstoffen, aber auch zur Bildung sekundärer Partikel zur Verfügung steht;
- in der Regel Täler höhere Windgeschwindigkeiten (im Rahmen einer Talwindzirkulation) aufweisen als Becken.

Bei **Ozon** werden die Kategorien

- ebenes Gelände,
- exponierte Lage

vorgeschlagen, welche die Exponiertheit auf einer räumlichen Skala von wenigen Kilometern beschreiben.

Zusätzlich wird ein Kriterium für die relative Höhe vorgeschlagen: Eine Ozonmessstelle soll maximal für einen Höhenbereich von ± 500 m repräsentativ sein.

Für die Abgrenzung von **Tälern** mittels geographischem Informationssystem wird in dieser Studie folgende Vorgangsweise gewählt: als „Tal“ wird die Umgebung der größeren Gewässer mit einem Umkreis von 500 m, bei größeren Flüssen von 1.000 m, eingeschränkt auf den Dauersiedlungsraum, betrachtet. Große Seen werden in jedem Fall als Tal klassifiziert.

8.2.3 Straßengeometrie

8.2.3.1 Kriterien

Die Straßengeometrie (Verbauung bzw. Exponiertheit) spielt bei der Schadstoffausbreitung von Emissionen auf Straßen eine wesentliche Rolle. Sie stellt daher einen Parameter zur Beurteilung der repräsentativen Fläche von verkehrsnahen Messstellen dar. In UMWELTBUNDESAMT (2007) wurde anhand einfacher Modellrechnungen der Einfluss von unterschiedlichen Bebauungsformen entlang einer Straße auf die neben der Straße auftretende Immissionsbelastung untersucht. Grundsätzlich gelten für einen geschlossenen Waldbestand die gleichen Kriterien wie für Gebäude.

Anhand dieser Modellergebnisse wird eine Klassifikation der Bebauungsstruktur für verkehrsnahen Messstellen in vier Typen vorgeschlagen.

Bei anderen Messstellentypen wird nur zwischen verbautem Gelände und unverbautem Gelände unterschieden.

Tabelle 10: Klassifizierung der Bebauungsstruktur zur Beurteilung der Repräsentativität von verkehrsnahen Messstellen.

Straßenschlucht	Beidseitige durchgehende Verbauung, deren Höhe mindestens die Hälfte der Breite der Straße ausmacht, in einem Abstand von maximal 10 m vom Fahrbahnrand, auf einer Länge von mindestens 100 m
lockere Verbauung	<ul style="list-style-type: none"> ● Beidseitige durchgehende Verbauung, deren Höhe mindestens die Hälfte der Breite der Straße ausmacht, auf einer Länge von weniger als 100 m. ● Beidseitige durchgehende Verbauung, deren Höhe weniger als die Hälfte der Breite der Straße ausmacht. ● Beidseitige durchgehende Verbauung in einer Entfernung von mehr als 10 m vom Fahrbahnrand. ● Einseitige durchgehende Verbauung. ● Nicht durchgehende Verbauung – unabhängig von der Höhe – in einem Abstand bis zu 10 m vom Straßenrand.
keine Verbauung	Straßen in ebenem Gelände, die weder die Kriterien für Straßenschlucht noch für lockere Verbauung erfüllen
exponiertes Gelände	Hang- oder Kuppenlage, Damm, Brücke

8.2.3.2 Datenquellen

Als optimale Datengrundlage für die Beurteilung der Straßengeometrie können hoch aufgelöste Karten herangezogen werden.

Für Wien liegen grundsätzlich in der „Mehrzweckkarte“ entsprechende Informationen vor. Allerdings sind die Angaben zur Geometrie der einzelnen Gebäude nicht mit vertretbarem Aufwand zu Informationen für Straßenzüge aggregierbar.

Als Surrogat-Information bieten sich Corine Landcover-Daten an:

- für „Straßenschlucht“ CLC-Gebiet 1.1.1 (Städtisch geprägte Flächen – durchgängig städtische Prägung);
- für „lockere Verbauung“ CLC-Gebiet 1.1.2 (Städtisch geprägte Flächen – nicht durchgängig städtische Prägung);
- Als „keine Verbauung“ können jedenfalls die CLC-Gebiete 2 (Landwirtschaft) – ohne 2.4 (Heterogene landwirtschaftliche Flächen) – 3.2 (Kraut-/Strauchvegetation), 3.3 (Offene Flächen ohne oder mit geringer Vegetation) und 4 (Feuchtflächen) eingestuft werden.

Bei den CLC-Gebieten 1.2 (Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen) und 1.3 (Abbauflächen, Deponien, Baustellen) wäre eine konkrete Prüfung der Bauungs- bzw. Bewuchsstruktur erforderlich.

Wald (CLC-Gebiete 3.1) kann je nach Struktur als äquivalent für „Straßenschlucht“ oder „lockere Verbauung“ eingestuft werden.

8.3 Maximaler Abstand

In UMWELTBUNDESAMT (2007) wird die repräsentative Fläche auf einen Umkreis von maximal 100 km beschränkt. Dieser Radius entspricht grob der Transportdistanz von Luftmassen über eine Zeitspanne von ca. einem halben Tag, in der der Abbau von NO₂, die Bildung von Ammoniumnitrat und von Ozon erfolgen.

8.4 Klassifikation nach den Emissionen

8.4.1 Allgemeines

Die Klassifikation von Luftgütemessstellen anhand verschiedener externer Größen stellt ein wesentliches Element der Interpretation von Luftmessdaten dar, insbesondere wenn es um den Vergleich oder die Aufbereitung großer Datenkollektive, die ein größeres Gebiet abdecken, geht.

Häufig verwendete Größen, an denen sich Klassifikationen orientieren, sind

- Emissionen verschiedener Quellgruppen,
- die Bevölkerung im Umkreis der Messstelle,
- Ausbreitungsbedingungen.

Diese Größen, welche die gemessene Konzentration beeinflussen, sind in weiterer Folge auch Grundlage der Beurteilung der Repräsentativität von Messstellen.

Eine grobe Klassifikation von Messstellen anhand von Emissionen stellt z. B. die Grundlage der Messstellenbeschreibung in den der Europäische Kommission zu übermittelnden Luftgüteberichten dar, etwa „traffic – industrial – background“, wobei „background“ in der Regel die Abwesenheit bedeutender Emissionen aus Verkehr und Industrie beschreibt, sowie „urban – suburban – rural“.

In der Studie des UMWELTBUNDESAMT (2007) wurde ein Klassifikationsschema entwickelt, das sich für die Schadstoffe NO₂ bzw. NO_x und PM₁₀ bzw. PM_{2,5} auf die Beurteilung der Emissionen der Sektoren

- Straßenverkehr,
- Hausbrand,
- Industrie und Gewerbe, inkl. Abfallverbrennung, Kraftwerke, Flughäfen und Schiffe

stützt. Diskutiert, aber nicht weiter validiert wurde die regionale PM₁₀-Hintergrundbelastung als Klassifikationsparameter.

Für den Einfluss der Emissionen aus Straßenverkehr und Hausbrand wurde folgende Methodik gewählt:

- Festlegen eines Parameters, der den Einfluss der jeweiligen Emissionen auf die gemessene Belastung quantifiziert,
- Festlegen der Anzahl der Klassen,
- Festlegen der Klassengrenzen.

Aufgrund sehr unterschiedlicher Emittentenkonfigurationen bei industriellen Quellen wird bei diesem Sektor vorgeschlagen, die Klassenzuordnung direkt auf Basis von ExpertInnenschätzungen oder Modellierungen durchzuführen.

Für Ozon wurden als Klassifikationsparameter

- das regionale Ozonbildungspotenzial,
- die Exponiertheit (relevant v. a. für nächtlichen Ozonabbau),
- lokale NO-Emissionen

vorgeschlagen.

8.4.2 Klassifikation anhand der Straßenverkehrsemissionen

8.4.2.1 Klassifikationskriterien

Der Einfluss des Straßenverkehrs auf die (gemessene) Konzentration variiert räumlich sehr stark, da Straßenverkehrsemissionen auf das hochrangige Straßennetz konzentriert sind. Abseits von Straßen sind die Emissionen null, was der räumlichen Verteilung der Straßenverkehrsemissionen jedenfalls die Struktur des Straßennetzes aufprägt.

Zur Bewertung der Straßenverkehrsemissionen wird, gestützt auf einfache Modellrechnungen mit LASAT (UMWELTBUNDESAMT 2007, JANICKE et al. 2004), folgende Methode vorgeschlagen:

Klassifikationsparameter für eine Straße = Emission auf der Straße pro Längen- und Zeiteinheit dividiert durch die Quadratwurzel des (minimalen) Abstandes zwischen Straße und Messstelle (Einheit: $\text{g}/(\text{m}^{3/2} \cdot \text{Tag})$).

Klassifikationsparameter für eine Messstelle = Summe der Klassifikationsparameter aller Straßen mit relevanten Emissionen in der Umgebung der Messstelle (bis 1,2 km Entfernung).

Der erste Schritt der Klassifizierung ist somit die Identifizierung von Straßen in der Umgebung der Messstelle mit relevanten Emissionen. In einem zweiten Schritt sind die Emissionen dieser Straßen zu erheben.

Die Verkehrsemissionen werden für NO_x und PM₁₀ erhoben, für SO₂ spielen sie keine Rolle.

Einbezogen werden Straßen bis zu einer Distanz von 1,2 km. Dies ist dadurch begründet, dass

- die Ergebnisse der Ausbreitungsmodellierung gerade in größerer Entfernung relativ unsicher sind, da sie stark vereinfachte Bedingungen voraussetzen (ebenes Gelände, keine Verbauung, räumlich einheitliche Ausbreitungsbedingungen);
- die NO₂-Konzentrationen an Messstellen in derartigen Entfernungen von Autobahnen sich nicht markant von Hintergrundmessstellen unterscheiden.

Bei Straßen, die von der Messstelle durch kompakte Verbauung getrennt und weniger als 500 m von dieser entfernt sind, wird ein „Abschirmungsfaktor“ von 50 % berücksichtigt. Bei größeren Entfernungen kann davon ausgegangen werden, dass die nahe gelegenen Gebäude die Schadstoffausbreitung nur noch geringfügig beeinflussen.

8.4.2.2 Klassengrenzen

In UMWELTBUNDESAMT (2009b) wird ein Klassifikationsschema mit drei Klassen vorgeschlagen, das sich an Kriterien für die Abgrenzung repräsentativer Flächen orientiert. Die Klassengrenze zwischen „niedrig“ und „mittel“ entspricht jenem Wert des Klassifikationsparameters, bei dem sich – im Durchschnitt über Österreich – die regionale (d. h. ländliche) Hintergrundkonzentration von den infolge höherer Emissionen belasteten Gebieten unterscheidet, und zwar um jenen Betrag, der den in Kapitel 8.1 dargestellten Konzentrationskriterien entspricht.

Als Klassengrenze zwischen „mittel“ und „hoch“ wird – um eine einigermaßen gleichmäßige Verteilung der Messstellen auf die drei Klassen zu erzielen – der vierfache Wert der unteren Klassengrenze vorgeschlagen.

Für NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs ergeben sich damit – in Hinblick auf die in UMWELTBUNDESAMT (2009b) dokumentierten Auswertungen der NO₂-Belastung – Klassengrenzen von 2 und 8 g/(m^{3/2}.Tag).

Für PM₁₀-Emissionen des Straßenverkehrs ergeben sich damit – in Hinblick auf die in UMWELTBUNDESAMT (2009b) dokumentierten Auswertungen der NO₂-Belastung – Klassengrenzen von 0,2 und 0,8 g/(m^{3/2}.Tag).

8.4.3 Klassifizierung der Hausbrandemissionen

Als Klassifikationsparameter für die Hausbrandemissionen wird die Gesamtmenge der Hausbrandemissionen im Umkreis von 1 km Radius um die Messstelle vorgeschlagen (Einheit: t/Jahr).

Die in Kapitel 8.4.2.1 vorgeschlagene, an den Konzentrationskriterien für die Repräsentativität orientierte Vorgangsweise zur Ableitung von Klassengrenzen eignet sich für die Hausbrandemissionen von NO_x nicht, weil die Hausbrandemissionen von NO_x insgesamt relativ wenig (ca. 25 %) zu den gesamten NO_x-Emissionen beitragen und damit die räumliche NO₂-Konzentrationsverteilung in Relation zu den gesamten Verkehrsemissionen nur wenig beeinflussen.

Stattdessen werden, um eine gleichmäßige Verteilung der Messstellen auf die Klassen „mittel“ und „hoch“ zu ermöglichen, in UMWELTBUNDESAMT (2009b) Klassengrenzen von 10 und 20 t/Jahr (Umkreis 1 km) vorgeschlagen.

Bei den PM₁₀-Hausbrandemissionen wird, aufbauend auf die in UMWELTBUNDESAMT (2009b) dargestellte Auswertung der österreichischen PM₁₀-Daten, eine Grenze von 2 t/Jahr (Umkreis 1 km) zwischen den Klassen „niedrig“ und „mittel“ vorgeschlagen.

Um eine gleichmäßige Verteilung der Messstellen auf die Klassen „mittel“ und „hoch“ zu ermöglichen, wird – anders als bei den Verkehrsemissionen – das Doppelte (und nicht das Vierfache) dieses Wertes als Grenze der Klassen „mittel“ und „hoch“ angesetzt, da der maximale Wert des Klassifikationsparameters nur wenig über 8 t/Jahr liegt.

Tabelle 11: Klassengrenzen für Hausbrandemissionen von NO_x, PM₁₀ und SO₂ (t/Jahr).

	niedrig/mittel	mittel/hoch
NO _x	10	20
PM ₁₀	2	4
SO ₂	4	8

8.4.4 Klassifikation anhand von Industrieemissionen

Die Emissionen der Industrie lassen sich, wie bereits in UMWELTBUNDESAMT (2007) ausgeführt, nicht anhand eines einfachen Parameters klassifizieren, da industrielle Emittenten sehr unterschiedliche Emissionshöhen und Emissionsmuster aufweisen können – von diffusen Emissionen aus Schüttgutumschlag bis zu Emissionen aus einem hohen Schlot. Die Emissionsmenge selbst ist damit als Klassifikationsparameter ungeeignet.

Der Beitrag industrieller Emissionen wird daher anhand von Modellrechnungen bzw. ExpertInnenschätzungen direkt klassifiziert, wobei der absolute Beitrag der Emissionen zur gemessenen Konzentration beurteilt wird.

Im Fall von Modellrechnungen orientieren sich die Klassengrenzen an den Grenzwerten der Luftqualitätsrichtlinie der EU. In der vorliegenden Studie wird die Klassifizierung anhand einer ExpertInnenschätzung vorgenommen.

Aufgrund des insgesamt eher geringen Einflusses industrieller Emissionen auf die in Österreich gemessene Schadstoffbelastung werden bei NO_x und SO₂ jeweils zwei Klassen abgegrenzt (niedrig und mittel), bei PM₁₀ drei Klassen (niedrig, mittel und hoch).

8.4.5 Klassifizierung als Kriterium für die Repräsentativität

Bei der Auswertung der Konzentrationskriterien (siehe Kapitel 8.1) in UMWELTBUNDESAMT (2009b) zeigt sich, dass das bzw. die Konzentrationskriterien in der Regel strengere Bedingungen darstellen als eine Klassifizierung in – wie unten vorgeschlagen – drei Klassen. So umfasst z. B. der NO₂-JMW in Österreich einen Konzentrationsbereich von nahezu null bis ca. 75 µg/m³, was – wenn keine zusätzlichen Kriterien zum Tragen kommen – eine Aufteilung in (mindestens) acht repräsentative Flächen nach dem Konzentrationskriterium (JMW ±5 µg/m³, d. h. ein Konzentrationsbereich von 10 µg/m³) bedeutet.

Die Berücksichtigung der Emissionen bei der Abgrenzung repräsentativer Flächen ist dennoch notwendig, um den (dominierenden) Einfluss unterschiedlicher Emittenten zu unterscheiden, v. a. jenen des Straßenverkehrs und des Hausbrandes; industrielle Emissionen sind i. d. R. eindeutiger identifizierbar.

Als Kriterium für die Repräsentativität wird allerdings keine Klassifizierung mit fixen Klassengrenzen vorgeschlagen, da Klassengrenzen „willkürliche“ Werte sind, welche durchaus ähnliche Standorte – deren Klassifikationsparameter knapp unter bzw. über der Klassengrenze liegen – unterschiedlichen Klassen zuordnen. Dies ist bei der Abgrenzung repräsentativer Flächen nicht sinnvoll, so dass „variable“ Klassengrenzen vorgeschlagen werden:

Eine Messstelle ist für jenes Gebiet repräsentativ, dessen Klassifikationsparameter (für Straßenverkehrs- bzw. Hausbrandemissionen) um jenen Wertebereich vom Klassifikationsparameter der jeweiligen Messstelle abweicht, welcher der Obergrenze der „niedrigen“ Klasse gemäß Kapitel 8.4.2.1 (für Straßenverkehr) und 8.4.3 (für Hausbrand) entspricht.

Damit ergeben sich die folgenden Klassengrenzen.

Tabelle 12: Wertebereiche der Emissionen von NO_x, PM₁₀ und SO₂ aus Straßenverkehr und Hausbrand als Kriterium für die Abgrenzung repräsentativer Flächen.

	NO_x	PM₁₀	SO₂
Straßenverkehr	2 g/(m ^{3/2} .Tag)	0,2 g/(m ^{3/2} .Tag)	
Hausbrand (1 km Radius)	10 t/Jahr	2 t/Jahr	4 t/Jahr

Emissionen werden auch verwendet, um die Konzentration dort zu parametrisieren, wo keine Informationen aus Modellrechnungen vorliegen.

8.4.6 Datengrundlage

Für die Klassifizierung des Einflusses der Straßenverkehrsemissionen und der Hausbrandemissionen auf die Steiermärkischen Luftgütemessstellen werden die Daten des Steiermärkischen Emissionskatasters verwendet.

Eine Detailanalyse der Repräsentativität von verkehrs- und industrienahen Messstellen ist im Rahmen dieser Studie nicht notwendig, da für die Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von PM_{2,5} nur städtische und ländliche Hintergrundmessstellen herangezogen werden.

8.5 Räumliche Skalen der Repräsentativität

Die repräsentative Fläche von Luftgütemessstellen bezieht sich auf jeweils charakteristische räumliche Skalen, die von der räumlichen Verteilung der Schadstoffquellen, denen die Messstelle ausgesetzt ist, abhängen.

Diese Skalen liegen auch den grundlegenden Klassifikationen von Messstellen auf europäischer Ebene zugrunde (siehe z. B. Luftqualitätsrichtlinie, Entscheidung 97/101/EG):

- traffic, industrial,
- urban/suburban background,
- rural background.

Industriell beeinflusste Messstellen sind i. d. R. für einen Umkreis der jeweiligen Quelle repräsentativ, wobei dieser von Stärke und Quellhöhe, aber auch von den Hauptwindrichtungen und den Ausbreitungsbedingungen abhängt.

Verkehrsbeeinflusste Messstellen sind für Gebietsstreifen von wenigen 100 m Breite in einer bestimmten Distanz von Straßen mit bestimmten Emissionen repräsentativ, wobei sich diese Streifen u. U. über Längen von einigen 100 km erstrecken können.

Städtische Hintergrundmessstellen sind für große Flächen von mehreren 10 bis 100 km² abseits starker Linien- und Punktquellen repräsentativ, u. U. in mehreren Städten mit vergleichbaren Emissionsdichten. Ihr Belastungsniveau wird von den großflächigen Emissionen der gesamten Stadt bestimmt.

Ländliche Hintergrundmessstellen sind für emittentenferne Gebiete außerhalb von Städten repräsentativ, in der Regel für Gebiete von einigen 1.000 bis 10.000 km². Ein wesentliches Kriterium für regionale Hintergrundmessstellen sind einheitliche Ausbreitungsbedingungen auf einer Skala von über 100 km, so dass von einer regionalen Skala nur im außeralpinen Raum und auf Bergen gesprochen werden kann. In alpinen Tälern und Becken beschränken sich die repräsentativen Flächen ländlicher Messstellen auf – u. U. nicht zusammenhängende – niedrig gelegene Gebiete und werden als „subregionaler Hintergrund“ bezeichnet.

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 die Verminderung der Lebenserwartung durch die Feinstaub-Belastung mit PM_{2,5} in der Steiermark untersucht. Die Analysen bauen auf Expositions-Wirkungs-Beziehungen auf, die u. a. von der WHO abgeleitet wurden.

Für die Jahre 2005 bis 2008 wurde die PM_{2,5}-Belastung anhand der PM₁₀-Belastung in der Steiermark abgeschätzt. Die Ergebnisse zeigen, dass in Graz mit einer Verminderung der Lebenserwartung um durchschnittlich elf Monate zu rechnen ist. Die durchschnittliche Reduktion der Lebenserwartung durch die Feinstaubbelastung wird für die Steiermark mit sieben Monaten abgeschätzt. Im Vergleich zu Abschätzungen aus dem Jahr 2005 zeigt sich eine deutliche Verbesserung. Ursachen dafür sind die niedrige Schadstoff-Belastung der letzten Jahre und eine präzisere räumliche Zuordnung im Berechnungsmodell.