

Einfluss des Klimawandels auf die Luftqualität

Aktueller Stand von Modellrechnungen

EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE LUFTQUALITÄT

Aktueller Stand von Modellrechnungen

Christian Nagl
Wolfgang Spangl
Barbara Scherllin-Pirscher
Michael Hofstätter
Ivonne Anders

REPORT
REP-0659

Wien 2018

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Christian Nagl

Wolfgang Spangl

Barbara Scherlin-Pirscher (ZAMG)

Michael Hofstätter (ZAMG)

Ivonne Anders (ZAMG)

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elsiabeth Riss

Umschlagfoto

© Leonid Nyshko – Fotolia.com

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

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

Impressum

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

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2018

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-477-3

INHALT

1	EINLEITUNG	5
2	EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE LUFTQUALITÄT	6
2.1	Änderung der Ozonbelastung im Zeichen des Klimawandels	6
2.2	Einfluss des Klimawandels auf die Ozonbelastung in Europa	7
2.3	Änderung der Feinstaubbelastung im Zeichen des Klimawandels	11
2.4	Einfluss des Klimawandels auf die Feinstaubbelastung in Europa	12
3	LUFTQUALITÄTSMODELLIERUNG	15
3.1	Modellierung mit WRF-Chem	15
3.2	Meteorologische Anfangs- und Randbedingungen	16
3.3	Chemische Anfangs- und Randbedingungen	16
3.4	Emissionen	17
3.4.1	Anthropogene Emissionen.....	17
3.4.2	Biogene Emissionen	17
3.4.3	Natürliche Emissionen	17
3.5	Sonstige Modellierungen	18
3.5.1	Landnutzungsdaten	18
3.5.2	Verbrennung von Biomasse	18
3.5.3	Vulkanausbrüche	18
3.5.4	Blitzaktivität.....	18
4	GEKOPPELTE KLIMA- UND LUFTGÜTEMODELLIERUNG	19
4.1	Klimamodellierung mit WRF-Chem	19
4.2	Meteorologische Anfangs- und Randbedingungen im Zeichen des Klimawandels	19
4.3	Chemische Anfangs- und Randbedingungen im Zeichen des Klimawandels	20
4.4	Zukünftige Emissionen	20
4.4.1	Zukünftige anthropogene Emissionen	20
4.4.2	Zukünftige biogene Emissionen.....	20
4.4.3	Zukünftige natürliche Emissionen.....	21
4.5	Sonstiges	21
4.5.1	Landnutzungsdaten	21
4.5.2	Verbrennung von Biomasse	21
4.5.3	Blitzaktivität.....	21

5	AUSWIRKUNGEN AUF DIE GESUNDHEIT	22
5.1	Zusammenspiel Luftqualität – Hitzewellen	22
5.2	Auswirkungen auf die Gesundheit durch Änderungen der Ozonbelastung.....	23
6	UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG.....	24
7	LITERATURVERZEICHNIS	27

1 EINLEITUNG

Verschiedene Studien auf globaler bis kontinentaler Skala haben gezeigt, dass der Klimawandel einen deutlichen Einfluss auf die zukünftige Belastung mit Luftschadstoffen, insbesondere durch Feinstaub und Ozon, hat (siehe z. B. LANGNER et al. 2012, HENDRIKS et al. 2016, US EPA 2015).

Die Emissionen von Luftschadstoffen bzw. deren Vorläufersubstanzen, ihre Bildung und Umwandlung in der Atmosphäre, ihre Akkumulation in Bodennähe und ihr weiträumiger Transport werden wesentlich von meteorologischen Bedingungen beeinflusst, die sich in den kommenden Jahrzehnten infolge des anthropogenen Klimawandels verändern werden. Höhere Temperaturen lassen tendenziell höhere Ozon- und Feinstaubkonzentrationen erwarten, bedingt u. a. durch Veränderungen der atmosphärischen Chemie und höhere biogene VOC-Emissionen. Auswirkungen des Klimawandels sind auch auf anthropogene Emissionen – geringerer Heizenergiebedarf, aber erhöhter Kühlbedarf – zu erwarten. Änderungen der mesoskaligen Strömungsverhältnisse können auch Auswirkungen auf den Transport und die regionale Akkumulation von Schadstoffen haben.

Damit verbunden sind auch gesundheitliche Auswirkungen, die negative synergistische Effekte im Zusammenspiel mit Hitzewellen haben können. Für Österreich liegen noch keine Abschätzungen zur Auswirkung des Klimawandels auf die zukünftige Luftqualität – und damit auf die Gesundheit – vor.

Die vorliegende Studie wurde gemeinsam mit der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) durchgeführt. Anhand von Literaturdaten wird erhoben, mit welchem Aufwand Modellrechnungen für Österreich unter Berücksichtigung verschiedener Klimaszenarien durchführbar wären. Anpassungen der Modellsysteme sind v. a. bei den Szenarien für die biogenen und anthropogenen Emissionen und der Landnutzung notwendig. Auch sind Änderungen der meteorologischen Eingangsdaten erforderlich, um Klimaänderungen zu berücksichtigen. Untersucht wird darüber hinaus, ob belastbare Aussagen für Österreich mit den aktuell zur Verfügung stehenden Daten möglich sind.

Diese Studie ist wie folgt gegliedert:

- In Kapitel 2 wird der aktuelle Stand des Wissens zum Einfluss des Klimawandels auf die Luftqualität dargestellt.
- In Kapitel 3 werden die Luftqualitätsmodellierung und die notwendigen Eingangsdaten dargestellt.
- Kapitel 4 beschreibt die Möglichkeiten der gekoppelten Klima- und Luftqualitätsmodellierung.
- Kapitel 5 gibt einen kurzen Überblick zu den Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit, einerseits im Zusammenspiel mit Hitzewellen, andererseits durch Änderungen der Ozonbelastung.
- Kapitel 6 fasst die Diskussion der Unsicherheiten der in den vorangegangenen Kapiteln zitierten Studien zusammen.

Einfluss Feinstaub, Ozon

Veränderungen der Atmosphärenchemie

Gesundheitswirkungen

Modellrechnungen

Gliederung der Studie

2 EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE LUFTQUALITÄT

2.1 Änderung der Ozonbelastung im Zeichen des Klimawandels

beeinflussende Effekte

Die troposphärische Ozonbelastung wird sich durch den Klimawandel in Zukunft verändern. Dafür verantwortlich sind verschiedene Effekte: steigende Temperatur, erhöhter Wasserdampfgehalt der Luft, steigende biogene Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (volatile organic compounds, VOCs) durch höhere Temperaturen, eine Abnahme anthropogener Emissionen von Stickstoffoxiden (NO_x), VOCs und Kohlenstoffmonoxid (CO) sowie die sich ändernde globale Hintergrundkonzentrationen von Ozon (O₃), Kohlenstoffmonoxid und Methan (CH₄). Durch das Zusammenspiel dieser verschiedenen Prozesse ist die genaue Vorhersage der zukünftigen troposphärischen Ozonkonzentration komplex – und hängt im Detail stark von den berücksichtigten modellierten Prozessen sowie von regionalen Gegebenheiten ab.

Einfluss von Temperatur und Luftfeuchte

Wird nur eine Temperaturzunahme berücksichtigt und die damit verbundenen Änderungen anderer meteorologischer Parameter vernachlässigt, ergibt sich eine Zunahme der Ozonkonzentration durch eine höhere chemische kinetische Reaktionsrate (STEINER et al. 2006). In einem wärmeren Klima kommt es jedoch auch zu einer Zunahme der Luftfeuchte, welche den Abbau von troposphärischem Ozon bei geringen NO_x-Konzentrationen forciert (JOHNSON et al. 1999, MURAZAKI & HESS 2006), was zu einer reduzierten troposphärischen Hintergrund-Ozonkonzentration führen kann (LIAO et al. 2006, WU et al. 2008).

Anstieg der Ozon-Vorläufersubstanzen

Ein Anstieg der globalen troposphärischen Ozonkonzentration ist durch die Zunahme der Konzentration von **Stickstoffoxiden** (anthropogenen Ursprungs, durch Blitze erzeugt oder durch land- und forstwirtschaftlich genutzte Böden freigesetzt) sowie von biogenen **NMVOCs** (non-methane volatile organic compounds) zu erwarten. Außerdem werden erhöhte troposphärische **Methankonzentrationen** zu einem Anstieg der globalen Hintergrundkonzentration führen (WEST & FIORE 2005, West et al. 2006, FIORE et al. 2008, YOUNG et al. 2013). Dies ist unter anderem auch deshalb wichtig, da Methan eine sehr lange chemische Verweildauer in der Atmosphäre hat (etwa zehn Jahre).

Zu einer Abnahme der troposphärischen Ozonkonzentration kann es durch eine Reduktion der Vorläuferemissionen kommen, welche der voraussichtlichen Zunahme durch den Klimawandel entgegenwirkt (TAGARIS et al. 2007).

Klimawandel und bodennahe Ozonkonzentration

In dem Buch „Klimawandel in Deutschland“ werden die Auswirkungen des Klimawandels auf die bodennahe Ozonkonzentration sehr übersichtlich zusammengefasst (SCHULTZ et al. 2017). Deren Ergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Zusammenfassung der wichtigsten Auswirkungen des Klimawandels auf die bodennahe Ozonkonzentration (Quelle: SCHULTZ et al. 2017).

Zunahme von ...	Bewirkt ...	Auswirkung auf bodennahes Ozon
Temperatur	schnellere Photochemie, weniger Kondensation	Anstieg bei hohen Stickstoffoxidkonzentrationen oder Abnahme bei niedrigen Stickstoffoxidkonzentrationen
	Anstieg biogener Kohlenwasserstoffemissionen	Anstieg
Feuchte	erhöhten Ozonabbau und vermehrte Produktion von Hydroxylradikalen	Anstieg bei hohen Stickstoffoxidkonzentrationen oder Abnahme bei niedrigen Stickstoffoxidkonzentrationen
Starkniederschlägen	Auswaschen von Ozonvorläufersubstanzen	keine Änderung der Mittelwerte
Dürreperioden	erhöhte Temperatur und reduzierte Luftfeuchtigkeit	Anstieg
	Pflanzenstress und reduzierte Öffnung der Spaltöffnungen	Anstieg
	Zunahme von Waldbränden	Anstieg
	Zunahme von Staubemissionen	keine Angabe
	weniger Auswaschen von Ozonvorläufersubstanzen aufgrund reduzierter Niederschlagshäufigkeit	Anstieg
blockierenden Wetterlagen	häufigere stagnierende Bedingungen und längere Verweildauer von Schadstoffen in der Atmosphäre	Anstieg
	häufigere Hitzewellen	Anstieg

2.2 Einfluss des Klimawandels auf die Ozonbelastung in Europa

Im Folgenden wird ein Überblick ausgewählter Studien gegeben, die den Einfluss des Klimawandels auf die Ozonbelastung in Europa zum Thema haben.

- SZOPA et al. (2006) untersuchten die Änderungen der globalen Ozonkonzentration durch veränderte anthropogene Emissionen und deren Auswirkungen auf die europäische Luftqualität für 2030. Da potenzielle Veränderungen des Klimas in dieser Studie nicht mitberücksichtigt wurden, kann diese Studie als **Referenzszenario** für die ausschließlich anthropogene Änderung der Ozonbelastung herangezogen werden, welchem die Folgen des Klimawandels gegenüber gestellt werden können. Die Ergebnisse dieser Studie lassen vermuten, dass die global gemittelte Ozonkonzentration steigen wird. Über Europa sind die Auswirkungen durch den weiträumigen (großskaligen) Transport von Schadstoffen und reduzierter regionaler photochemischer Produktion von Ozon entscheidend. Die AutorInnen fanden eine Abnahme des mittleren Ozonmischungsverhältnisses von bis zu 3 ppbv in südlichen Regionen Europas und eine Zunahme in Nordwesteuropa von bis zu 4 ppbv.
- Der Einfluss des Klimawandels auf die **bodennahe Ozonkonzentration** im Sommer in **Süddeutschland** wurde von FORKEL & KNOCHÉ (2006) untersucht. Unter der Annahme, dass sich anthropogene Emissionen in Zukunft nicht

Studien zum Einfluss in Europa

ändern werden, zeigte diese Studie, dass es durch die zu erwartende Zunahme der Ozonkonzentration durch den Klimawandel auch zu häufigeren Grenzwertüberschreitungen kommen wird.

- Auswirkungen des Klimawandels auf die **troposphärische Ozonkonzentration** im Sommer **in Europa** untersuchten MELEUX et al. (2007). Die AutorInnen zeigten, dass die täglichen Ozonspitzenwerte sowie die durchschnittliche Ozonkonzentrationen im Sommer unter zukünftigen Klimabedingungen erheblich zunehmen werden. In weiterer Folge führt das auch zu einer höheren Anzahl an Tagen, an denen die Informations- oder Warnschwellenwerte überschritten werden. Die entscheidenden Faktoren dafür sind höhere Temperaturen, geringere Bewölkung und Niederschlag über Europa. Die zukünftige Ozonkonzentration dürfte mit jener im außergewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2003 vergleichbar sein.
- KATRAGKOU et al. (2011) führten **regionale Klima-Luftqualitätssimulationen** über Europa durch und verglichen die Ergebnisse für die Jahre 2041–2050 und 2091–2100 mit jenen von 1991–2000. Die Studie zeigt, dass die Änderungen der sommerlichen Ozonkonzentration durch den Klimawandel bis 2040 geringer als 1 ppbv sein wird, jedoch gegen Ende des Jahrhunderts deutlich zunehmen wird. Die veränderten Klimabedingungen am Ende des Jahrhunderts zeigen sich durch eine Abnahme der Bewölkung, stagnierende Luftzirkulation und anti-zyklonale Wetterlagen über Westeuropa. Diese Faktoren bringen eine Abschwächung der Westwinde über großen Teilen Europas südlich von 50° mit sich. Zusätzlich werden sich die biogenen Emissionen bis Ende des Jahrhunderts verdoppeln. All diese Effekte werden in Südwesteuropa zu einem Anstieg der mittleren Ozonkonzentration um etwa 6,2 ppbv führen.
- **Änderungen der Grenzwertüberschreitungen** wichtiger atmosphärischer Schadstoffe aufgrund des Klimawandels (ohne Berücksichtigung der Änderung anthropogener Emissionen) wurden auch von HUSZAR et al. (2011) untersucht. Mit Hilfe hochaufgelöster Simulationen (10 km) dreier Jahrzehnte (1991–2000, 2041–2050 und 2091–2100) zeigten die AutorInnen, dass durch die höhere Lufttemperatur auch der AOT40¹ Wert (Mai–Juli) **in Mitteleuropa** bis zum Ende des Jahrhunderts um bis zu 30 % ansteigen wird. Die Simulationen zeigen auch einen Anstieg der Überschreitungen des Zielwerts zum Schutz der menschlichen Gesundheit sowie der Informations- bzw. Alarmschwelle.
- COLETTE et al. (2012) untersuchten die **Änderung der Luftqualität in Europa bis 2030** anhand eines Ensembles von sechs regionalen und globalen atmosphärisch-chemischen Transportmodellen. Emissionsprojektionen zeigen eine Abnahme der NO_x-Emissionen bis 2030 um 30–50 % relativ zu heute. Die AutorInnen fanden, dass die Ozonkonzentration im Jahresmittel in Gegenden mit hohen Stickstoffoxidwerten leicht ansteigen, jedoch ansonsten deutlich zurückgehen wird. Des Weiteren wird die Anzahl der Stationen, an denen der maximale Achtstundenmittelwert den Schwellenwert von 120 µg m⁻³ überschreitet, stark zurückgehen.
- Unter Verwendung von vier regionalen chemischen Transportmodellen (CTM) und einem chemischen Klimamodell (CCM), untersuchten LANGNER et al.

¹ AOT40: Summe der Differenz zwischen Ozonkonzentrationen über 40 ppb als nicht-gleitender Einstundenmittelwert und 40 ppb (sofern die Ozonkonzentration über 40 ppb liegt) über den Zeitraum Mai–Juli unter Verwendung eines täglichen Zeitfensters von 08:00 bis 20:00 Uhr

(2012a) die Auswirkungen des Klimawandels auf die **Ozonkonzentration in Europa für die Jahre 2040–2049** im Vergleich zu 2000–2009. Das Ensemblemittel zeigt eine Zunahme der mittleren Ozonkonzentration im Sommer (April–September) sowie des Mittels der Tagesmaxima um etwa 1 ppbv in Teilen Südeuropas. Die Änderung des 95-Perzentils der stündlichen Ozonkonzentration beträgt knapp 2 ppbv in derselben Region. Für Nordeuropa berechneten die AutorInnen im Mittel sowie für das Tagesmaximum eine Abnahme der Ozonkonzentration.

- Unter Verwendung eines regionalen CTM untersuchten LANGNER et al. (2012b) den Einfluss des Klimawandels und der Änderungen der Ozonvorläuferemissionen auf die **Sommerozonkonzentration in Europa von 1990 bis 2100**. Die AutorInnen fanden einen durch den Klimawandel verursachten Anstieg der Ozonkonzentration von April bis September in Südeuropa. Die prognostizierten Emissionsreduktionen der Ozonvorläufersubstanzen werden diesen Effekt jedoch kompensieren, sodass es zu einer Abnahme der Ozonkonzentration kommen wird. Reduzierte Ozonkonzentrationen in Nordeuropa werden sowohl durch den regionalen Klimawandel als auch durch veränderte Emissionen induziert. Die AutorInnen weisen explizit darauf hin, dass es wichtig ist, die starke mehrjährige Klimavariabilität bei der Analyse der zukünftigen Ozonkonzentration zu berücksichtigen.
- COLETTE et al. (2013) quantifizierten die **regionale Luftverschmutzung bis 2050**, basierend auf CMIP5-Klimaszenarien (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5). Diese Studie zeigte, dass die zukünftigen Emissionen von Luftschadstoffen entscheidender für die zukünftige Luftqualität sein werden als der Effekt durch den Klimawandel oder durch den interkontinentalen Transport von Ozon bzw. seinen Vorläufersubstanzen. Der Anstieg der Ozonkonzentration durch den globalen Klimawandel konnte bestätigt werden. Laut AutorInnen ist die Unsicherheit bei der Abschätzung zukünftiger biogener Emissionen durch Unsicherheiten in der Berechnung von Wolken im Klimamodell (die Änderung der Bewölkung bewirkt Änderungen der Lichtintensität und damit der Photosynthese der Pflanzen) besonders wichtig und sollte unbedingt berücksichtigt werden.
- DOHERTY et al. (2013) verwendeten drei gekoppelte Klima-Chemie-Modelle und untersuchten den Einfluss des Klimawandels auf die **Ozonkonzentration nahe der Erdoberfläche** von 2000–2095. Die verschiedenen CCMs wiesen beachtliche Unterschiede bezüglich der räumlichen Verteilung der Ozonkonzentration auf, jedoch zeigten alle CCMs eine positive Korrelation zwischen Ozon- und Temperaturveränderungen in Gegenden mit hohen NO_x-Emissionen.
- HEDEGAARD et al. (2013) verwendeten das dänische Modell DEHN (Danish Eulerian Hemispheric Model), um den Einfluss des Klimawandels sowie der zukünftigen anthropogenen Emissionen auf die **zukünftige Luftverschmutzung** zu quantifizieren. Die AutorInnen fanden, dass für die zukünftige Ozonbelastung der Einfluss der anthropogenen Emissionen generell am wichtigsten ist. Über der Arktis und in Nordwesteuropa wird der Klimawandel die Auswirkungen der projizierten Emissionsreduktionen der Ozonvorläufersubstanzen jedoch dämpfen.
- VAROTSOS et al. (2013) entwickelten ein statistisches Modell, um den Einfluss des Klimawandels auf die **zukünftige Ozonkonzentration in Europa** zu untersuchen. Änderungen der anthropogenen Emissionen blieben in dieser Stu-

die unberücksichtigt. Die AutorInnen fanden, dass die Anzahl der Tage, an denen der maximale Achtstundenmittelwert größer als 60 ppb ist, statistisch signifikant (95 % Signifikanzlevel) zunehmen wird. Die stärkste Zunahme ist in Südosteuropa zu erwarten (5–12 zusätzliche Tage pro Jahr mit hoher Ozonkonzentration zwischen 2021 und 2050; 16–25 zusätzliche Tage zwischen 2071 und 2100). In Nordwesteuropa werden nur 0–2 (2021–2050) bzw. 2–4 (2071–2100) zusätzliche Tage mit hohen Ozonkonzentrationen erwartet. Für Deutschland leitete SCHULTZ et al. (2017) daraus eine Zunahme der Tage mit einer hohen Ozonkonzentration von 8–16 Tagen im Jahr ab. Im Norden Deutschlands wird die Zahl der Überschreitungen nur etwa halb so viel zunehmen wie im Süden. Diese Ergebnisse sind mit jenen von GIORGI & MELEUX (2007) konsistent, die für den Zeitraum 2071–2100 eine Zunahme der sommerlichen Ozonkonzentration um bis zu $20 \mu\text{g m}^{-3}$ im Südwesten Deutschlands und um weniger als $4 \mu\text{g m}^{-3}$ im Norden und Osten Deutschlands erwarten.

- LACRESSONNIÈRE et al. (2014) evaluierten die Auswirkungen von Klima- und Emissionsänderungen auf die **Luftgüte** in Europa in den Jahren 2030 und 2050. Die AutorInnen fanden, dass die durchschnittlichen Ozonwerte im Sommer um etwa $3 \mu\text{g m}^{-3}$ pro Jahrzehnt zunehmen werden. Diese Studie weist darauf hin, dass der verstärkte Austausch zwischen der Stratosphäre und der Troposphäre in Zukunft für den troposphärischen Ozongehalt wichtig ist.
- Mit Hilfe eines hochaufgelösten Luftqualitätsmodells wurde die **bodennahe Ozonkonzentration** in der Mitte des 21. Jahrhunderts in der Stadt **Paris** von MARKAKIS et al. (2014) untersucht. Im Vergleich zu „heute“ (1995–2004) wurde im Fall von „business as usual“ ein signifikanter Anstieg der maximalen Ozonkonzentration (+ 7 ppb) gefunden. Im Falle eines optimistischeren „mitigation“-Szenarios wurde eine Abnahme der Ozonkonzentration (- 3,5 ppb) bis 2050 berechnet.
- COLETTE et al. (2015) untersuchten das „**Ozon-Klima-Handikap**“. Darunter versteht man, dass Strategien, welche zu einer geringeren Ozonbelastung führen sollen, durch Auswirkungen des Klimawandels zunichte gemacht werden können. Die AutorInnen analysierten Daten von 11 verschiedenen Publikationen seit 2007 und untersuchten 25 Modellprojektionen. Sie fanden, dass die Ozonkonzentration im Sommer durch den Klimawandel am Ende des Jahrhunderts (2071–2100) um maximal 5 ppbv, im Mittel jedoch um nur etwa 0,99–1,50 ppbv über europäischen Landflächen höher sein wird als heute.
- SCHNELL et al. (2016) untersuchten die **oberflächennahe Ozonkonzentration** in verschiedenen Regionen der Erde (unter anderem in Europa), indem sie die Luftqualität unter Annahme des heutigen Klimas mit jenem von 2100 verglichen. Diese Studie zeigte, dass sich die saisonale Spitze der Ozonkonzentration zeitlich im Jahr weiter nach vorne verschiebt und die Amplitude des Jahresgangs zunimmt. In bereits belasteten (verschmutzten) Regionen wird der Klimawandel zu höheren Ozonkonzentrationen führen. Geringere Konzentrationen werden jedoch in sauberen Gegenden erwartet. Extreme Luftqualitätsbeeinträchtigungen werden in einem zukünftigen Klima zunehmen.
- WATSON et al. (2016) verwendeten vier verschiedene CTMs und untersuchten die Auswirkungen einer um $2 \text{ }^\circ\text{C}$ höheren **troposphärischen Temperatur** auf die Luftqualität in Europa. Diese Studie zeigte, dass sich die Ozonkonzentration im Sommer in diesem Fall nur geringfügig (zwischen - 0,1 ppb

und + 0,8 ppb) im Vergleich zu heute verändern wird. Eine deutliche Ozonreduktion (bis zu 5 ppb) kann hingegen durch Emissionsreduktionen erreicht werden.

- FORTEMS-CHEINEY et al. (2017) untersuchten die **Luftqualität** in Europa für den Fall, dass der globale Temperaturanstieg nicht auf 2 °C beschränkt bleibt, sondern 3 °C erreichen wird. Für diesen Fall sagen die Forscher einen signifikanten Anstieg der europäischen Ozonkonzentration relativ zum 2 °C-Fall voraus.

2.3 Änderung der Feinstaubbelastung im Zeichen des Klimawandels

Szenarien für die zukünftige Entwicklung der Feinstaubbelastung in Österreich liegen derzeit nicht vor. Erhöhte Belastungen treten zumeist dann auf, wenn kalte Luft stabil geschichtet ist und sich Inversionswetterlagen ausbilden. Dadurch kommt es zu einer Unterbindung der vertikalen Durchmischung der Luft und zu einer kontinuierlichen Feinstaub-Anreicherung der bodennahen Luftschichten für die Dauer der Inversionswetterlage. Die Unsicherheit der Klimaprojektionen bezüglich zukünftiger Inversionswetterlagen in Österreich ist groß. Für den Fall, dass in Zukunft eher milde Winter mit erhöhten Niederschlagsmengen vorherrschen, wird der Klimawandel voraussichtlich zu einer Reduktion der Feinstaubbelastung führen. Die verfügbaren Emissionsszenarien für Partikel und Partikelvorläufersubstanzen lassen ebenfalls eher eine Reduktion der Feinstaubkonzentration erwarten (IIASA 2014).

Untersuchungen der Feinstaubkonzentration im extrem heißen Sommer 2003 zeigten deutlich erhöhte Werte an Stationen des EMEP²-Netzwerks (MUES et al. 2012). Diese Messungen konnten von den Modellen jedoch nicht wiedergegeben werden. Unklar ist, inwieweit die beobachtete hohe Konzentration auf anthropogene oder natürliche Quellen zurückzuführen ist. Möglicherweise wurden unter den vorherrschenden Wetterbedingungen auch weniger Aerosole deponiert oder ausgewaschen. Eine weitere Erklärung läge in der verstärkten Emission biogener Kohlenwasserstoffe aus Pflanzen, deren chemische Abbauprodukte effizient organische Partikel bilden können (EHN et al. 2014, MENDEL et al. 2013).

Wie auch für Ozon werden in der Studie „Klimawandel in Deutschland“ die Auswirkungen des Klimawandels auf die bodennahe Feinstaubkonzentration sehr übersichtlich zusammengefasst (siehe SCHULTZ et al. 2017).

Verringerung der Feinstaubbelastung

hohe Belastung bei hohen Temperaturen?

Klimawandel und Feinstaubkonzentration

² Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe, <http://emep.int/>

Tabelle 2: Zusammenfassung der wichtigsten Auswirkungen des Klimawandels auf die Feinstaubbelastung
(Quelle: SCHULTZ et al. 2017).

Zunahme von ...	Bewirkt ...	Auswirkung auf Feinstaub
Temperatur	schnellere Photochemie, weniger Kondensation	Abnahme wegen reduzierter Partikelbildung
	Anstieg biogener Kohlenwasserstoffemissionen	Anstieg durch vermehrte Bildung sekundärer organischer Aerosole
Feuchte	vermehrte Produktion von Hydroxylradikalen	Abnahme durch beschleunigte Koagulation, verstärkte Sedimentation und vermehrtes Auswaschen
Starkniederschlägen	Auswaschen von Partikel	keine Änderung der Mittelwerte
Dürreperioden	erhöhte Temperatur und reduzierte Feuchte	Anstieg
	Pflanzenstress und reduzierte Öffnung der Spaltöffnungen	keine Angabe
	Zunahme von Waldbränden	Anstieg
	Zunahme von Staubemissionen	Anstieg
	weniger Auswaschen von Partikeln aufgrund reduzierter Niederschlagshäufigkeit	Anstieg
blockierenden Wetterlagen	häufigere stagnierende Bedingungen und längere Verweildauer von Schadstoffen in der Atmosphäre	Anstieg
	häufigere Hitzewellen	Anstieg

2.4 Einfluss des Klimawandels auf die Feinstaubbelastung in Europa

Studien zum Einfluss in Europa

Im Folgenden wird ein Überblick ausgewählter Studien gegeben, die den Einfluss des Klimawandels auf die Feinstaubbelastung in Europa zum Thema haben.

- HUSZAR et al. (2011) untersuchten **Änderungen der PM₁₀-Überschreitungen** des Tagesmittelwerts von 50 µg/m³ unter einem zukünftigen Klimawandel (2041–2050 bzw. 2091–2100 im Vergleich zu 1991–2000). Geringe Änderungen (± 1 Tag pro Jahr) fanden sich in großen Teilen Mitteleuropas, die Anzahl der Überschreitungen nahm in den Beneluxstaaten und in Rumänien ab. Die Änderungen sind zum Teil auf eine unterschiedliche horizontale und vertikale Durchmischung der Grenzschicht zurückzuführen. Der Großteil der SO₂- und PM₁₀-Überschreitungen wurde im Winter und im Herbst beobachtet.
- MUES et al. (2012) untersuchten den Einfluss der **meteorologischen Bedingungen des extrem heißen Sommers 2003** auf die Feinstaubkonzentration in Europa. Diese war zu dieser Zeit um etwa 1–10 µg/m³ höher als im 5-jährigen Mittel. Modellsimulationen mit dem deutschen Modell REM-Calgrid (Regional Eulerian Model–California Grid Model) sowie dem niederländischen Modell LOTOS–EUROS (Long Term Ozone Simulation–European Ozone Simulation) konnten diese erhöhten Feinstaubkonzentrationen jedoch nicht wiedergeben. Als Grund dafür vermuten die AutorInnen, dass die Modelle manche wichtige Komponenten (z. B. Emissionen durch Staub (z. B. Aufwirbelungen von trockenem Bodenmaterial durch Wind), sekundäre organische Aerosole, Feuer) nicht ausreichend genau wiedergeben, wodurch es zu einer Unterschätzung der Feinstaubkonzentration kommt.

- COLETTE et al. (2013) erwarten eine **Abnahme der sekundär gebildeten Partikel** aufgrund reduzierter Emissionen von Vorläufersubstanzen. Der Anteil natürlicher Aerosole am Feinstaub soll dieser Studie nach jedoch deutlich zunehmen. Insgesamt ergibt sich aus ihren Rechnungen eine Abnahme der mittleren PM_{2,5}-Konzentration über Europa um 7–8 µg/m³. Diese Abnahme ist praktisch ausschließlich auf Emissionsminderungen zurückzuführen.
- HEDEGAARD et al. (2013) untersuchten mit Hilfe des dänischen Modells DEHN auch den Einfluss des Klimawandels sowie der zukünftigen anthropogenen Emissionen auf die **zukünftige Feinstaubbelastung**. Die AutorInnen fanden, dass die zukünftige Feinstaubkonzentration in erster Linie von den zukünftigen anthropogenen Emissionen abhängen wird.
- SCHEINHARDT et al. (2013) fanden mit Hilfe statistischer Analysen von Feinstaubmessungen in Dresden sowie von Klimamodell Daten eine leichte **Abnahme urbaner Partikelkonzentrationen** bis 2100 aufgrund der Reduktion von Sulfat- und Rußpartikelemissionen.
- Wie in Kapitel 2.2 bereits erwähnt, untersuchten MARKAKIS et al. (2014) die zukünftige **Luftqualität** der Stadt **Paris** mit Hilfe hochaufgelöster (4 km × 4 km) Simulationen mit dem Modell CHIMERE. Die Evaluierung des Modells mit heutigen Messungen zeigte, dass das Modell die derzeitige Feinstaubkonzentration um bis zu 20 % in der urbanen Region unterschätzt. Als Grund dafür wird eine Überschätzung des Winterniederschlags angenommen. Für die Zukunft zeigte diese Studie eine Abnahme der Feinstaubkonzentration um bis zu 78 % im Fall von "business as usual", im Fall des "mitigation"-Szenarios sogar eine Abnahme von 89 %, verglichen mit heutigen Bedingungen. Durch effektive Reduktionen der Emissionen im Straßentransport sowie im Bereich der Gebäude, sind die Reduktionen über dem urbanen Raum am stärksten ausgeprägt.
- Unter der Verwendung eines Ensembles von vier regionalen Chemie-Transportmodellen untersuchten LACRESSONNIÈRE et al. (2016) den Einfluss der Klimaänderungen auf die Feinstaubkonzentration. Im Mittel fanden die AutorInnen **Änderungen der Feinstaubkonzentration** des Modellensembles von - 0,5 µg/m³ bis + 1,3 µg/m³ über Europa. Diese wurden durch Änderungen der natürlichen und biogenen Emissionen (Wüstensand, Meersalz und biogene VOCs) erklärt. Statistisch signifikante Reduktionen der Feinstaubkonzentration fanden die AutorInnen nur im Südwesten Russlands und der Ukraine, in Südspanien wurde eine statistisch signifikante Zunahme der Feinstaubkonzentration festgestellt. Die AutorInnen weisen explizit darauf hin, dass durch die starke Variabilität des Klimas die Analyse von 10-Jahresperioden nicht ausreichend sein dürfte, um ein statistisch signifikantes Signal zu detektieren.

Folgende – ausgewählte – europaweite Forschungsprojekte haben sich mit dem Einfluss des Klimawandels auf die Luftqualität in Europa befasst:

- FP6 Projekt [CECILIA](#) (Central and Eastern Europe Climate Change Impact and Vulnerability Assessment): Laufzeit: 2006–2009,
- FP7 Projekt [CITYZEN](#) (megaCITY – Zoom for the ENvironment): Laufzeit: 2008–2011,

Forschungsprojekte

- FP7 Projekt [MEGAPOLI](#) (Megacities: Emissions, urban, regional and Global Atmospheric POLLution and climate effects, and Integrated tools for assessment and mitigation): Laufzeit: 2008–2011,
- FP7 Projekt [SUDPLAN](#) (Sustainable Urban Development Planner for Climate Change Adaptation): Laufzeit: 2010–2012,
- FP7 Projekt [TRANSPHORM](#) (Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter): Laufzeit: 2010–2014,
- FP7 Projekt [ACCENT-PLUS](#) (Atmospheric Composition Change: the European Network-Policy Support and Science): Laufzeit: 2010–2014
- FP7 Projekt [PEGASOS](#) Pan-European Gas-AeroSol-climate interaction Study): Laufzeit: 2011–2014,
- FP7 Projekt [MACC-II](#) (Monitoring Atmospheric Composition and Climate Interim Implementation): Laufzeit: 2011–2014,
- FP7 Projekt [ECLAIRE](#) (Effects of Climate Change on Air Pollution Impacts and Response Strategies for European Ecosystems): Laufzeit: 2011–2015,
- FP7 Projekt [ATOPICA](#) (Atopic diseases in changing climate, land use and air quality): Laufzeit: 2011–2015,
- FP7 Projekt [IMPACT2C](#) (Quantifying projected impacts under 2°C warming): Laufzeit: 2011–2015
- FP7 Projekt [ECLIPSE](#) (Evaluating the Climate and Air Quality Impacts of Short-Lived Pollutants): Laufzeit: 2011–2015,
- FP7 Projekt [ACTRIS](#) (Aerosols, Clouds, and Trace gases Research Infrastructure Network): Laufzeit: 2011–2015,
- FP7 Projekt [CLIMBAIR](#) (Coupled model simulations of global climate, terrestrial biosphere and atmospheric composition focused on global and European air quality): Laufzeit: 2012–2014,
- FP7 Projekt [MAQUIS](#) (Mediterranean Air QUality In future climate Scenarios): Laufzeit: 2012–2015,
- H2020 Projekt [MACC-III](#) (Monitoring Atmospheric Composition and Climate - III): Laufzeit: 2014–2015,
- ERC Projekt [A-LIFE](#) (Absorbing aerosol layers in a changing climate: aging, lifetime and dynamics): Laufzeit: 2015–2020,
- H2020 Projekt [ICARUS](#) (Integrated Climate forcing and Air pollution Reduction in Urban Systems): Laufzeit: 2016–2020,
- H2020 Projekt [EMME-CARE](#) (Eastern Mediterranean and Middle East – Climate and Atmosphere Research Centre): Laufzeit: 2017–2018.

3 LUFTQUALITÄTSMODELLIERUNG

An der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) wird das online gekoppelte chemische Transportmodell WRF-Chem (Weather Research and Forecasting model coupled with chemistry, GRELL et al. 2005) für die täglichen Luftqualitätsvorhersagen verwendet (HIRTL et al. 2013). Die Meteorologie wird gleichzeitig mit den Emissionen, der Turbulenz, dem Transport und den Umwandlungsprozessen der chemischen Substanzen simuliert.

**chemisches
Transportmodell**

3.1 Modellierung mit WRF-Chem

Die Modellierung wird an der ZAMG in zwei räumlichen Skalen durchgeführt: Das Hauptgebiet überdeckt Europa sowie Nordafrika und hat eine räumliche Auflösung von 12 km. Das darin eingebettete Gebiet liegt über Österreich und wird mit einer räumlichen Auflösung von 4 km gerechnet. Die beiden Modelldomänen sind in Abbildung 1 dargestellt. Bei den operationellen Läufen werden 48 vertikale Levels verwendet.

räumliche Skalen

Für die täglichen Simulationen werden operationell das Chemiemodul RADM2 (Regional Acid Deposition Model, Version 2, STOCKWELL et al. 1990) und das Aerosolmodell MADE/SORGRAM (Modal Aerosol Dynamics Model for Europe/Secondary Organic Aerosol Model, SCHELL et al. 2001) verwendet.

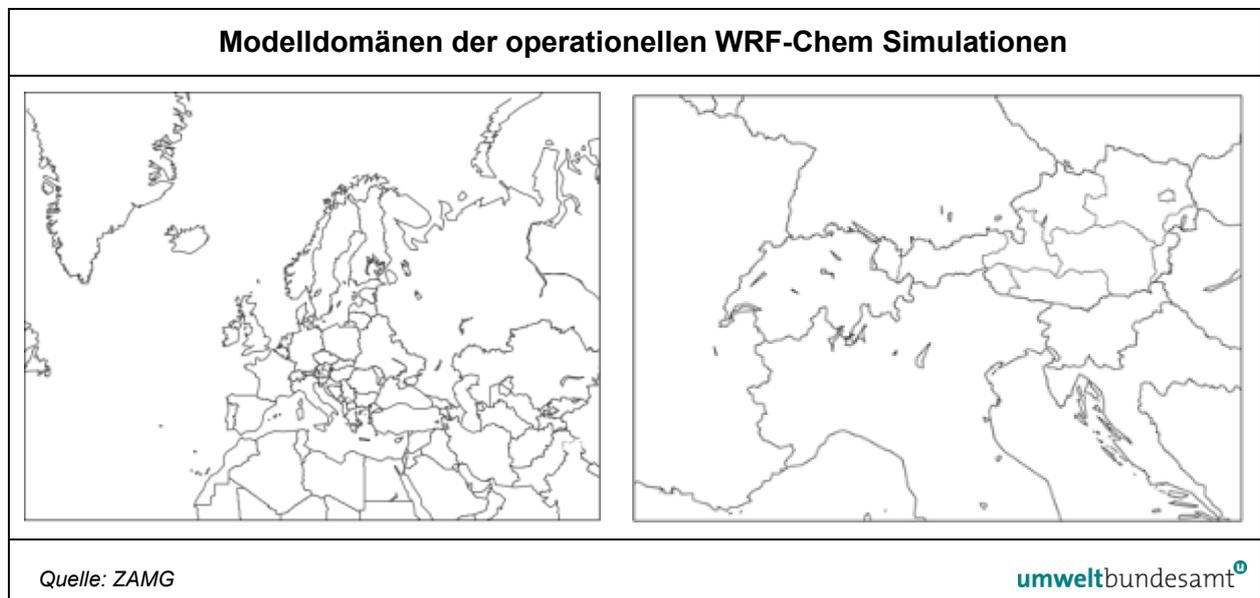


Abbildung 1: Modelldomänen der operationellen WRF-Chem Simulationen: Domäne 1 (links) überdeckt Europa und Nordafrika, in Domäne 2 (rechts) liegen Österreich und die Nachbarstaaten (Quelle: ZAMG).

3.2 Meteorologische Anfangs- und Randbedingungen

Eingangsdaten

Es werden folgende meteorologische Inputdaten benötigt:

- Temperaturfeld (3D Feld in K),
- Windfeld (3D U- und V-Komponente des Windes in m s^{-1}),
- spezifische Feuchte (3D in kg kg^{-1}),
- Luftdruck an der Erdoberfläche (2D Feld in Pa),
- logarithmischer Luftdruck an der Erdoberfläche (2D Feld),
- mittlerer Luftdruck auf Meeresniveau (2D Feld in Pa),
- Geopotenzial an der Erdoberfläche (2D Feld in $\text{m}^2 \text{s}^{-2}$),
- bodennahes Windfeld (2D Feld der U- und V-Komponente des Windes in 10 m Höhe in m s^{-1}),
- bodennahe Temperatur und Taupunkttemperatur (2D, 2 m über Grund in K),
- Meeresoberflächentemperatur (2D Feld in K),
- Skin-Temperatur (2D Feld in K),
- Bodentemperatur in vier Schichten (2D Feld in K, Werte zwischen (i) 0 cm und 7 cm, (ii) 7 cm und 28 cm, (iii) 28 cm und 100 cm und (iv) 100 cm und 255 cm Tiefe),
- Bodenfeuchte in denselben vier oben genannten Schichten (2D Feld, $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$),
- Verteilung von Land und Meer (2D Feld),
- Meereseisbedeckung (2D Feld),
- Wasseräquivalent der Schneedicke (2D Feld in m).

ECMWF-Vorhersage

Bei den operationellen Läufen werden die Vorhersagen des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF) verwendet und als GRIdded Binary(grib)-Files heruntergeladen. Diese Inputdaten haben eine zeitliche Auflösung von drei Stunden. Analysen und/oder Vorhersagen dieser Parameter werden auf einem regelmäßigen $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ Gitter und auf 17 Drucklevels extrahiert. Für das Nachrechnen von historischen Episoden werden die Daten aus dem MARS (Meteorological Archival and Retrieval System) Archiv des ECMWF verwendet. Für diese Simulationen können auch die feiner aufgelösten Eingangsdaten, z. B. $0,125^\circ \times 0,125$ auf 137 Modelllevels, verwendet werden.

3.3 Chemische Anfangs- und Randbedingungen

Ziel der Modellierung

Das Ziel der operationellen Luftqualitätsmodellierung an der ZAMG ist die Luftqualitätsvorhersage in Österreich. Dadurch wird in erster Linie der Modelloutput der Domäne 2 (Österreich und die Nachbarstaaten) für weitere Analysen verwendet. Randbedingungen der eingebetteten (genesteten) Domäne 2 stammen aus der Modellierung der Domäne 1 (Europa und Nordafrika). Für die Modellierung der Domäne 1 können die globalen Schadstoffvorhersagen, welche im Rahmen von CAMS ([Copernicus Atmosphere Monitoring Service](#)) erzeugt werden, herangezogen werden.

Chemische Anfangsbedingungen der Modellierung werden, nach einem ausreichend langem Spin-Up (Einschwingen), aus den Vorsimulationen gewonnen.

3.4 Emissionen

3.4.1 Anthropogene Emissionen

Anthropogene Emissionen werden durch die Verbrennung in der Energieindustrie, durch Hausbrand, industrielle Verbrennung und Produktionsprozesse, Brennstoffförderung und -verteilung, Lösungsmittel- und Produktgebrauch, Straßenverkehr (Auspuff, Abrieb, Aufwirbelung), Abfall- und Abwasseraufbereitung sowie Land- und Forstwirtschaft freigesetzt.

Aktuelle Informationen über anthropogene Emissionen werden von verschiedenen Institutionen zur Verfügung gestellt. Für die tägliche, operationelle Luftqualitätsvorhersage werden an der ZAMG die anthropogenen Emissionen aus verschiedenen Emissionskatastern zusammengestellt. In Österreich werden die Emissionskataster der Landesregierungen verwendet, Daten aus dem restlichen Europa werden aus dem TNO ([Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek](#)) Emissionskataster extrahiert, die Datengrundlage für Emissionen am Rand Europas basiert auf dem EMEP-Emissionskataster, welcher vom Centre on Emission Inventories and Projections ([CEIP](#)) zur Verfügung gestellt wird. Alle diese anthropogenen Emissionsdaten liegen als Jahressummen vor. Für die Modellsimulationen müssen diese Jahreswerte mit zeitlichen Funktionen auf stündliche Werte gebracht werden. Diese zeitlichen Funktionen hängen von der Jahreszeit, dem Wochentag und der Tageszeit ab. Das zeitliche Verhalten ist für jede Emissionsquelle unterschiedlich. Damit müssen die Emissionsdaten aller SNAPs (Selected Nomenclature for Air Pollution) in Abhängigkeit vom Monat, dem Wochentag und von der Tageszeit modelliert werden. Genaue Informationen dazu finden sich in KRÜGER (2013).

Herkunft der Emissionsdaten

Im Allgemeinen können mit diesen Emissionsdaten die großräumigen Schadstoffverteilungen räumlich und zeitlich qualitativ sehr gut reproduziert werden. Diese Informationen können in WRF-Chem in externen Files zur Verfügung gestellt werden.

3.4.2 Biogene Emissionen

Die biogenen Emissionen werden auf Basis der meteorologischen Gegebenheiten und Landnutzungsdaten durch das Modell MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) bestimmt (GUENTHER et al. 2006).

3.4.3 Natürliche Emissionen

Natürliche Emissionen entstehen durch die Emission von Meersalz sowie von Sand oder Staub. Letztere stehen stark mit der Landnutzung und den meteorologischen Bedingungen in Verbindung. So wird beispielsweise bei bestimmten

Meersalz, Saharastaub

Wetterlagen Saharastaub im Norden Afrikas von starken Winden aufgewirbelt und in höhere Luftschichten verfrachtet. Von dort aus kann er mit der entsprechenden großräumigen Luftströmung über weite Strecken verfrachtet werden.

Bei der Modellierung mit WRF-Chem werden natürliche Emissionen von Meeressalz und Sand/Staub berücksichtigt.

3.5 Sonstige Modellierungen

3.5.1 Landnutzungsdaten

Das Landnutzungsmodell der operationellen Luftqualitätssimulationen an der ZAMG basiert auf dem vereinheitlichten Modell von Noah.

3.5.2 Verbrennung von Biomasse

Waldbrände Emissionen von Waldbränden haben einen wichtigen Einfluss auf die Ozonkonzentration der Troposphäre. Bei der operationellen Simulation der Luftqualität in Österreich wird dieser Effekt derzeit nicht berücksichtigt.

3.5.3 Vulkanausbrüche

SO₂ und Vulkanasche An der Universität von Alaska Fairbanks wurde gemeinsam mit Kollegen vom Center for Weather Prediction and Climate Studies in Sao Paulo sowie dem NOAA/Earth System Research Laboratory in Colorado ein Vulkan-Eruptionsmodell (STUEFER et al. 2013) in den WRF-Chem Pre-Prozessor eingebaut. Dieses Modell ermöglicht die Simulation der vertikalen Verteilung der Vulkanasche während des Ausbruchs bzw. die laufende Emission und integriert diese Information in das Ausbreitungsmodell. Das Modell erlaubt es, die Emission von SO₂ und Vulkanasche mit verschiedenen Größeneinteilungen zu simulieren (z. B. 8 bins).

3.5.4 Blitzaktivität

NO_x-Konzentration Blitzaktivität durch konvektive Aktivität (Gewitterbildung) führt zu einer höheren NO_x-Konzentration in der freien Troposphäre. Da NO_x eine wichtige Vorläufersubstanz für Ozon ist, wird auch die Ozonkonzentration mit beeinflusst. In den operationellen Läufen der Luftqualitätsvorhersage an der ZAMG wird dieser Effekt vernachlässigt.

4 GEKOPPELTE KLIMA- UND LUFTGÜTEMODELLIERUNG

4.1 Klimamodellierung mit WRF-Chem

Es gibt bereits einige, jedoch nur wenige, wissenschaftliche Studien, welche das WRF-Chem Modell dazu nutzen, die sich durch den Klimawandel ändernde Luftqualität im Laufe des 21. Jahrhunderts zu untersuchen (PFISTER et al. 2014, ZHANG et al. 2016, 2017). Diese Studien konzentrierten sich auf Änderungen der Ozon- und Feinstaubkonzentration in den USA. Derzeit ist keine Studie bekannt, welche das WRF-Chem Modell für die Untersuchung der europäischen Luftqualität unter geänderten Klimabedingungen anwendet.

Wichtig wird bei der Modellierung sein, einen Kompromiss zwischen der räumlichen Auflösung der Simulation, der Simulationslänge sowie den modellierten chemischen Prozessen zu finden. Auch eine Anpassung der gewählten Simulationsoptionen wird erforderlich sein. PFISTER et al. (2014) weisen explizit darauf hin, dass es notwendig ist, wegen der starken zwischenjährlichen Variabilität von meteorologischen Parametern – und damit verbunden auch der chemischen Schadstoffe – die Modellsimulationen für mehrere Jahre durchzuführen, um eine robuste Statistik der zukünftigen Änderungen zu erhalten.

Studien für die USA

Simulation für mehrere Jahre

4.2 Meteorologische Anfangs- und Randbedingungen im Zeichen des Klimawandels

Um Anfangs- und Randbedingungen der meteorologischen Inputdaten für eine Simulation auf einer klima-relevanten Zeitskala zu ermöglichen, müssen diese Daten auf einer Klimasimulation basieren. Die für WRF-Chem notwendigen meteorologischen Parameter sind in Kapitel 3.2 aufgelistet. Die Inputdaten sollten mindestens eine zeitliche Auflösung von sechs Stunden und eine räumliche Auflösung von $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ bzw. 17 Levels haben.

Ergebnisse existierender Klimasimulationen enthalten nur teilweise die von WRF-Chem benötigten Parameter bzw. liegen nicht in der geforderten zeitlichen Auflösung vor. Aufgrund der hohen Datenmengen und auch wegen der üblichen Anwendungen sind Ergebnisse auf öffentlichen Datenverteilknoten von Simulationen aus CMIP5 (global)³ und CORDEX (Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment, regional/Europa)⁴ mit täglicher Auflösung verfügbar. CORDEX-Daten erfüllen mit $0,11^\circ$ die Vorgaben zur räumlichen Auflösung. Über Kontaktpersonen der individuellen Modelliergruppen ist es gegebenenfalls möglich, die gewünschten Parameter in notwendiger zeitlicher Auflösung direkt zu beziehen. Alternativ betreibt die ZAMG das regionale Klimamodell COSMO-CLM⁵ (Consortium for Small-scale Modeling-Climate Limited-area Model), mit dem die geforderten Parameter in einer horizontalen Auflösung von bis zu 3 km und einer zeitlichen Auflösung von bis zu 15 min für einzelne Episoden gerechnet werden können.

Klimasimulation

Parameter nur z. T. verfügbar

³ <https://www.wcrp-climate.org/wgcm-cmip>

⁴ www.euro-cordex.net

⁵ www.clm-community.eu

Sollten die zur Verfügung gestellten Daten nicht im grib-Format vorhanden sein, muss eine Schnittstelle geschaffen werden, um die Inputdaten für WRF-Chem-Simulationen zugänglich zu machen. Üblicherweise liegen Daten von Klimamodellen jedoch in den Formaten grib oder netCDF vor. Die Toolbox NCO erlaubt außerdem eine schnelle Umwandlung von netCDF in grib.

4.3 Chemische Anfangs- und Randbedingungen im Zeichen des Klimawandels

höhere Methanemissionen und -konzentrationen

Bei langzeitlichen Simulationen der Luftqualität wird es notwendig sein, geänderte chemische Bedingungen zu berücksichtigen. Dazu zählt beispielsweise die sich verändernde Methankonzentration der Troposphäre. Zukünftig höhere Temperaturen werden nicht nur zu einem Auftauen von Permafrostböden führen, sondern sie begünstigen zusätzlich auch Zersetzungsprozesse in Feuchtgebieten. Dadurch sind in Zukunft höhere Methanemissionen und höhere Methankonzentrationen zu erwarten. Da Methan eine wichtige Rolle bei der Ozonproduktion spielt, müssen die sich ändernden Methankonzentrationen berücksichtigt werden.

Transportprozesse

Bei langzeitlichen Simulationen spielen auch Transportprozesse in das simulierte Gebiet eine wichtige Rolle. Es wird wichtig sein, diese chemischen Anfangs- und Randbedingungen entsprechend anzupassen. PFISTER et al. (2014) haben chemische Anfangs- und Randbedingungen von Spurengasen und Aerosolen aus globalen CAM-Chem Simulationen entnommen. Simuliert wurde der Zeitraum von 2000–2100, der Output liegt als Monatsmittel zur Verfügung.

4.4 Zukünftige Emissionen

4.4.1 Zukünftige anthropogene Emissionen

RCP-Szenarien

Um die sich ändernden anthropogenen Emissionen zu beschreiben, wurden verschiedene RCP(Representative Concentration Pathway)-Szenarien entwickelt. Die meisten Studien, welche die zukünftige Luftqualität untersucht haben, basieren auf einem der RCP-Szenarien. PFISTER et al. (2014) haben beispielsweise bei ihren Simulationen als Inputdaten der anthropogenen Emissionen neu gegitterte globale RCP 8.5 Daten verwendet.

4.4.2 Zukünftige biogene Emissionen

Die zukünftigen biogenen Emissionen werden automatisch mit-modelliert. Biogene Emissionen, welche auf dem MEGAN Modell basieren, berücksichtigen bereits meteorologische Bedingungen, wie Temperatur oder Sonnenstrahlung. Es muss nichts mehr angepasst werden.

4.4.3 Zukünftige natürliche Emissionen

Durch veränderte Landnutzung kann es zu einer Änderung der natürlichen (Staub-)Emissionen kommen (siehe Kapitel 4.5.1).

**Landnutzungs-
änderungen**

4.5 Sonstiges

4.5.1 Landnutzungsdaten

Aufgrund der Änderung der klimatologischen Bedingungen ist damit zu rechnen, dass sich auch die Landnutzung in vielen Gebieten verändern wird, z. B. durch unterschiedliche Vegetation. Daher ist mit einer Änderung von biogenen und natürlichen Emissionen zu rechnen. Die meisten Studien haben diesen Effekt bei ihren Simulationen vernachlässigt.

**Änderung der
Vegetation**

4.5.2 Verbrennung von Biomasse

Emissionen von Waldbränden haben einen wichtigen Einfluss auf die Ozonkonzentration der Troposphäre. Daher sollten auch diese Emissionen bei der Simulation mitberücksichtigt werden. PFISTER et al. (2014) verwendeten als Input für ihre Simulationen eine Klimatologie, welche auf Emissionen von 2002–2010 basiert. Aufgrund der Tatsache, dass zukünftige Feueremissionen noch schwer abschätzbar sind, wurden dieselben Emissionen für alle Zukunftsszenarien verwendet.

Waldbrände

4.5.3 Blitzaktivität

In der Zukunft könnte erhöhte Blitzaktivität durch verstärkte konvektive Aktivität (verstärkte Gewitterbildung) zu einer höheren NO_x-Konzentration und damit zu einer höheren Ozonkonzentration führen. PFISTER et al. (2014) haben diesen Effekt vernachlässigt.

5 AUSWIRKUNGEN AUF DIE GESUNDHEIT

5.1 Zusammenspiel Luftqualität – Hitzewellen

Sommer 2003 In zahlreichen Studien wurden mögliche Zusammenhänge und verstärkende Effekte von hoher Ozonbelastung während Hitzewellen untersucht, besonders als Reaktion auf den Sommer 2003.

Ausschlaggebend für die im Vergleich zu den früheren Jahren außerordentlich hohe Ozonbelastung in diesem Jahr war das sehr warme Sommerwetter mit einer fast durchgängigen Hochdruckwetterlage von Mitte Juli bis Ende August, wobei die Temperatur um 3–5°C über dem langjährigen Mittel lag (UMWELTBUNDESAMT 2004).

**große Teile
(Mittel-)Europas
betroffen**

Dieses nahezu stationäre Hochdruckgebiet umfasste große Teile Europas weit über Mitteleuropa hinaus. Damit kamen wesentliche Faktoren zum Tragen, die die außergewöhnlich hohe Ozonbelastung in Österreich verursachten und die bei kleinräumigen, kurzlebigeren Hochdruckgebieten nicht in vergleichbarem Ausmaß wirksam werden:

- Starke photochemische Ozonbildung infolge hoher Temperatur und Globalstrahlung;
- Akkumulation hoher Ozonkonzentrationen über mehrere Wochen über Mitteleuropa;
- durch die große Ausdehnung des Hochdruckgebietes kam Österreich in den Einflussbereich der Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen in jenen Regionen des westlichen Mitteleuropa (Benelux-Länder, westliches Deutschland, Nordostfrankreich), welche die höchsten Emissionsdichten Europas aufweisen;
- hohe Ozonkonzentrationen im Westen Österreichs waren die Folge von Ozontransport aus diesen Regionen im Westen Mitteleuropas.

**Gesundheitswirkung
Hitzewelle und Ozon**

Nachfolgend werden einige ausgewählte Studien angeführt, die sich mit den gesundheitlichen Auswirkungen der Hitzewelle 2003 (sowie 2007) und dem Zusammenspiel mit der hohen Ozonbelastung befassen.⁶

- Das Institut de veille sanitaire (IVS 2004) sowie FILLEUL et al. (2006) und LE TERTRE et al. (2006) stellten fest, dass in französischen Städten das zusätzliche Mortalitätsrisiko von 11 % (in Le Havre) bis 175 % (in Paris) während der Episode vom 03.–17. August 2003 angestiegen ist. Der Anteil der hohen Ozonbelastung variierte in diesem Zeitraum zwischen 2,5 % (in Bordeaux) und 85 % (in Toulouse). Die Schlussfolgerung der AutorInnen ist, dass die Ozonbelastung eine nicht zu vernachlässigende Wirkung auf die Gesundheit während Hitzewellen hat.
- Zu einem ähnlichen Ergebnis für verschiedene Städte kamen DEAR et al. (2010).

⁶ Lt. Eis et al. (2010) haben sich allein bis zum Jahr 2010 mehr als 70 wissenschaftliche Publikationen mit der Hitzewelle 2003 befasst.

- HERTEL et al. (2009) untersuchten den Einfluss der Hitzewelle 2003 auf die Mortalität in Essen. Es wurde ein deutlicher Anstieg der respiratorischen Mortalität festgestellt, von der angenommen werden kann, dass sie mit Luftschadstoffen in Zusammenhang steht. Insgesamt stieg das Mortalitätsrisiko um 28 %.
- Der Einfluss verschiedener Faktoren auf die erhöhte Ozonbelastung in den östlichen mediterranen Ländern im Jahr 2007 wurde von HODNEBROG et al. (2012) untersucht. Es zeigte sich, dass anthropogene Emissionen den größten Einfluss auf die Ozonbelastung haben, hier vor alle Schiffsemissionen. Ebenfalls einen erheblichen Einfluss haben Waldbrände, die größtenteils anthropogen verursacht werden.
- In der Überblicksarbeit „Klimawandel und Gesundheit“ kommt das Robert Koch Institut zu einem etwas differenzierterem Ergebnis (EIS et al. 2010): Es werden neben den oben genannten Studien auch weitere Untersuchungen zitiert. Diese stufen den Einfluss von Luftschadstoffen bei Hitzewellen generell eher gering ein, da es Hinweise darauf gibt, dass verschiedene Störeinflüsse für die Exzessmortalität (erhöhte Sterberate) verantwortlich sein könnten, die aber Luftschadstoffen zugerechnet wurden.

5.2 Auswirkungen auf die Gesundheit durch Änderungen der Ozonbelastung

Weitere Studien befassten sich mit den Auswirkungen von Änderungen der Ozonbelastung durch den Klimawandel allgemein. Auch hier können wiederum nur wenige Studien beispielhaft angeführt werden:

- ORRU et al (2013) untersuchten mittels Modellrechnungen für zwei verschiedene Treibhausgas-Emissionsszenarien den Anstieg der Ozonbelastung in Europa sowie regionale Unterschiede. Deutliche Anstiege der Mortalität und Morbidität werden für Belgien, Frankreich, Spanien und Portugal erwartet. Für den Alpenraum wird dagegen ein leichter Rückgang modelliert.
- Auch die Lancet Commission on Health and Climate Change hat Luftverschmutzung als einen wesentlichen Faktor für die menschliche Gesundheit in einem sich ändernden Klima identifiziert (WATTS et al. 2015).
- Für Australien wurden Modellrechnungen eines Treibhausgas-Emissionsszenarios und dessen Einfluss auf die Mortalität durch Ozon durchgeführt (PHYSICK et al. 2014). Für Sydney wurden etwa 60 zusätzliche Todesfälle in der Dekade 2051–2060 errechnet.

6 UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG

Aussagen zur zukünftigen Luftschadstoffbelastung und deren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit hängen von einer Vielzahl an Faktoren ab. Dies betrifft einerseits die zugrundeliegenden und verfügbaren Daten, andererseits die z. T. auf diesen Daten aufbauenden Modellrechnungen.

Die in Kapitel 2.2 und 2.4 zitierten Studien diskutieren z. T. auch die Unsicherheiten der Ergebnisse:

Diskussion der Unsicherheiten

FORKEL & KNOCHE (2006) streichen den Einfluss hervor, den die Wahl der chemischen Randbedingungen auf die Ergebnisse von chemischen Transportmodellen hat. So wird z. B. die Ozonbelastung in Europa durch Schadstofftransport aus Nordamerika stark beeinflusst.

LIAO et al. (2009) untersuchten den Einfluss der Unsicherheiten des zukünftigen Klimas auf die modellierte Ozon- und Feinstaubbelastung in den USA. Allerdings wird in dieser Studie Unsicherheit eher als die Variabilität des zukünftigen Klimas, abhängig von verschiedenen Emissionsszenarien gesehen.

COLETTE et al. (2012) verwendeten mehrere chemische Transportmodelle, um die Unsicherheiten und Aussagekraft der prognostizierten Änderungen der Luftqualität zu beurteilen. Drei Aspekte wurden dabei untersucht:

- Emissionsprojektionen,
- atmosphärischer Transport und Transformationsprozesse (z. B. Umwandlung von gasförmigen Vorläufersubstanzen in sekundäre Spezies wie Ozon oder sekundäres Aerosol),
- Herunterskalieren der Expositionsbetrachtungen, um politikrelevante Aussagen treffen zu können.

Diesen Unsicherheiten wurde mit der Verwendung eines Ensembles von sechs Modellen, von zwei Treibhausgasemissions-Szenarien und einer statistischen Korrektur des unterschiedlichen Bias der Modelle Rechnung getragen.

In COLETTE et al. (2013) wird auf die Unsicherheiten bei den Isopren-Emissionen hingewiesen. Auch wird empfohlen, Sensitivitätsanalysen für mehrere Jahre durchzuführen.

LANGNER et al. (2012a, b) betonen, dass es bei den Modellvorhersagen der Luftqualität und der Deposition noch erhebliche Wissenslücken über die zugrundeliegenden Prozesse und ungenaue Eingangsdaten gibt. Auch in dieser Studie wird den Unsicherheiten mit der Verwendung eines Modell-Ensembles begegnet. Ebenso wird angemerkt, dass sich die Isopren-Emissionen, die wichtige Eingangsdaten bei der Ozonmodellierung sind, zwischen den verwendeten Modellen um einen Faktor 5 unterscheiden.

Die Arbeiten von KJELLSTRÖM et al. (2011) beruhen ebenfalls auf der Verwendung von Modellensembles; im Unterschied zu den anderen Arbeiten wird auch ein Ensemble von globalen Klimamodellen verwendet. Die AutorInnen sehen relevante Unsicherheiten bei den Unterschieden der globalen Modelle bei großskaligen Zirkulationen.

DOHERTY et al. (2013) führten Sensitivitätsanalysen durch, um z. B. den Einfluss des Isopren-Nitrat-Chemismus zu untersuchen. Die AutorInnen sehen diesbezüglich noch Forschungsbedarf, auch wenn die großräumigen Belastungsmuster durch die Modellrechnungen gut wiedergegeben werden.

VAROTSOS et al. (2013) sehen statistische Modelle als Ergänzung an, um die Unsicherheiten bei der Modellierung der chemischen Mechanismen der Ozonbildung auszugleichen.

LACRESSONNIÈRE et al. (2016) untersuchten die Unsicherheiten ebenfalls mittels eines Modellensembles innerhalb eines Klimaszenarios bzw. dessen zugrundeliegender Emissionen (RCP4.5). Die Evaluierung zeigt, dass simulierten Effekte des Klimawandels auf regionaler Ebene klein sind, es zwischen den Modellen aber deutliche Unterschiede gibt. Für $PM_{2,5}$ wurden aber spezifische Effekte außerhalb des Unsicherheitsbereichs gefunden. Für den Ozonindikator SOMO35 sind die Unterschiede zwischen den Modellen größer, sodass keine klare Aussage getroffen werden konnte.

In einer Überblicksarbeit untersuchten COLETTE et al. (2015) die Ergebnisse von 25 Modellprojektionen. Die AutorInnen schlussfolgern, dass es trotz der Variabilität der Modellergebnisse ein klares Signal dafür gibt, dass von Juni bis August ein Anstieg über weiten Teilen von Kontinentaleuropa von bis zu 5 ppbv am Ende des Jahrhunderts (2071–2100) zu erwarten ist. Allerdings wird auch geschlossen, dass der Einfluss von Emissionsänderungen größer ist als der des Klimawandels. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch WATSON et al. (2016).

Einfluss Emissionsänderung größer als durch Klimawandel

SCHNELL et al. (2016) fanden bei Modellrechnungen für Nordamerika, Amerika und Ostasien ebenfalls deutliche Unterschiede im Verteilungsmuster der Ozonbelastung zwischen den Modellen, aber auch idente Signale in allen Modellen, wie z. B. das frühere Auftreten von Ozonspitzen und einen Anstieg der Amplitude des Jahresgangs.

Bei PM-Modellrechnungen kamen MUES et al. (2013) zu dem Schluss, dass der Minderbefund bei den PM_{10} -Modellrechnungen auf Unsicherheiten bei den Quellen, wie Staub aus Winderosion, sekundäre organische Partikel und Waldbrände, zurückzuführen ist.

Unsicherheiten bei PM

Die oben angeführte Arbeit von COLETTE et al. (2013) zu Ozon behandelt auch Feinstaub. Dazu wird angeführt, dass die Unterschiede bei den Niederschlagsprojektionen verschiedener Klimamodelle eine große Herausforderung bei der Eingrenzung der Unsicherheiten des Einflusses des Klimawandels auf die PM-Belastung darstellt.

Im FP7-Projekt *éclairé*⁷ wurden die Höhe der zukünftigen NH_3 -Emissionen und ein möglicher Anstieg durch höhere Temperaturen als Unsicherheitsfaktoren identifiziert.

⁷ <http://www.eclairé-fp7.eu/>

entscheidende Faktoren	<p>Aus diesen Studien lässt sich ableiten, dass folgende Faktoren entscheidend sind:</p> <ul style="list-style-type: none">● Entwicklung der anthropogenen Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen (insb. CH₄ als Vorläufersubstanz von Ozon; NH₃ für PM). Für diese liegen verschiedene Szenarien auf globaler und europäischer Ebene vor. Auf Ebene der EU-Mitgliedstaaten sind Emissionsszenarien bis 2050 beim IASA verfügbar. Auf nationaler Ebene liegen Szenarien und Projektionen für Treibhausgasemissionen bis 2035 vor (UMWELTBUNDESAMT 2017). In diesem Bericht werden auch die Unsicherheiten und Annahmen der Emissionsberechnungen diskutiert.● Entwicklung der hemisphärischen Hintergrundbelastung bei Ozon.● Höhe und Entwicklung der biogenen Emissionen von Vorläufersubstanzen (sowohl für Ozon als auch PM).● Entwicklung von PM-Emissionen, z. B. aus Winderosion oder durch Waldbrände.● Emissionsdaten für die kleinräumige Modellierung. Diese beruhen auf den Emissionskatastern der Bundesländer, die z. T. erhebliche Unterschiede in der Methodik, den verfügbaren Zeiträumen und den spezifischen Emissionen aufweisen (KRÜGER 2013).
Szenariorechnungen	<p>Um mit diesen Unsicherheiten sinnvoll umzugehen, können bspw. Modellrechnungen mit einem pessimistischen und einem optimistischen Szenario berechnet werden. Damit wird eine Bandbreite an möglichen Ergebnissen der zukünftigen Belastung vorgegeben.</p>
gekoppelte Modelle	<p>Bei der gekoppelten Klima- und Luftqualitätsmodellierung scheinen, insbesondere auf regionaler Ebene, folgende Unsicherheiten entscheidend zu sein (siehe auch Kapitel 4):</p> <ul style="list-style-type: none">● Variabilität (und Verfügbarkeit) der Klimaparameter für kleinräumige Simulationen. Problematisch sind hier v. a. die für die Feinstaubbelastung entscheidenden Bedingungen in den Wintermonaten (flache Inversionswetterlagen) und deren Häufigkeit, die auch bei der Modellierung von aktuellen Episoden mit wesentlichen Unsicherheiten behaftet sind, sowie die Niederschlagsprojektionen von Klimamodellen.● Modellierung der Ozon-, aber auch der Feinstaubbelastung per se.● Chemische Anfangs- und Randbedingungen (siehe dazu Kapitel 4.3).
Modellensembles	<p>Bei den Modellrechnungen wird den Unsicherheiten meist durch die Verwendung eines Modellensembles begegnet, was den Aufwand naturgemäß entsprechend erhöht.</p> <p>Wie in Kapitel 5.1 dargestellt, wird auch der Anteil der Ozonbelastung an der Mortalität während Hitzewellen noch diskutiert, auch wenn unbestritten ist, dass eine hohe Ozonbelastung mit einem Anstieg der Mortalität verbunden ist.</p> <p>Wie sich all diese Unsicherheiten auf die Qualität der Ergebnisse auswirken, kann ohne Detailanalysen der verwendeten Ausgangsdaten und Modelle nicht sinnvoll abgeschätzt werden.</p>

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ADELPHI/PRC/EURAC (2015): Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. Umweltbundesamt. Climate Change 24/2015, Dessau-Roßlau.
- COFALA J.; AMANN, M.; KLIMONT, Z.; KUPIAINEN, K. & HÖGLUND-ISAKSSON, L. (2007): Scenarios of global anthropogenic emissions of air pollutants and methane until 2030, *Atmos. Environ.*, 41, 38: 8486–8499. doi :10.1016/j.atmosenv.2007.07.010.
- COLETTE, A.; GRANIER, C.; HODNEBROG, Ø.; JAKOBS, H.; MAURIZI, A.; NYIRI, A.; RAO, S.; AMANN, M.; BESSAGNET, B.; D'ANGIOLA, A.; GAUSS, M.; HEYES, C.; KLIMONT, Z.; MELEUX, F.; MEMMESHEIMER, M.; MIEVILLE, A.; ROUÏL, L.; RUSSO, F.; SCHUCHT, S.; SIMPSON, D.; STORDAL, F.; TAMPIERI, F & VRAC, M. (2012): Future air quality in Europe: a multi-model assessment of projected exposure to ozone, *Atmos. Chem. Phys.*, 12: 10613–10630, doi:10.5194/acp-12-10613-2012.
- COLETTE A.; BESSAGNET, B.; VAUTARD, R.; SZOPA, S.; RAO, S.; SCHUCHT, S.; KLIMONT, Z.; MENUT, L.; CLAIN, G.; MELEUX, F.; CURCI, G. & ROUÏL, L. (2013): European atmosphere in 2050, a regional air quality and climate perspective under CMIP5 scenarios, *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 7451–7471, doi:10.5194/acp-13-7451-2013.
- COLETTE A.; ANDERSSON, C.; BAKLANOV, A.; BESSAGNET, B.; BRANDT, J.; CHRISTENSEN, J.H.; DOHERTY, R.; ENGARDT, M.; GEELS, C.; GIANNAKOPOULOS, C.; HEDEGAARD, G.B.; KATRAGKOU, E.; LANGNER, J.; LEI, H.; MANDERS, A.; MELAS, D.; MELEUX, F.; ROUÏL, L.; SOFIEV, M.; SOARES, J.; STEVENSON, D.S.; TOMBROU-TZELLA, M.; VAROTSOS, K.V. & YOUNG, P. (2015): Is the ozone climate penalty robust in Europe? *Environ. Res. Lett.*, 10, 8, doi:10.1088/1748-9326/10/8/084015.
- DEAR, K.; RANMUTHUGALA, G.; KJELLSTRÖM, T.; SKINNER, C. & HANIGAN, I. (2010): Effects of Temperature and Ozone on Daily Mortality during the August 2003 Heat Wave in France, *Archives of Environmental & Occupational Health*, 60:4, 205–212. doi:10.3200/AEOH.60.4.205-212.
- DOHERTY, R. M.; WILD, O.; SHINDELL, D.T.; ZENG, G.; MACKENZIE, I.A.; COLLINS, W.J.; FIORE, A.M.; STEVENSON, D.S.; DENTENER, F.J.; SCHULTZ, M.G.; HESS, P.; DERWENT, R.G. & KEATING, T.J. (2013): Impacts of climate change on surface ozone and intercontinental ozone pollution: A multi-model study, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 118: 3744–3763, doi:10.1002/jgrd.50266.
- EHN, M.; THORNTON, J.A.; KLEIST, E.; SIPILA, M.; JUNNINEN, H.; PULLINEN, I.; SPRINGER, M.; RUBACH, F.; TILLMANN, R.; LEE, B.; LOPEZ-HILFIKER, F.; ANDRES, S.; ACIR, I.H.; RISSANEN, M.; SCHOBESBERGER, S.; KANGASLUOMA, J.; KONTKANEN, J.; NIEMINEN, T.; KURTÉN, T.; NIELSEN, L.B.; JØRGENSEN, S.; KJAERGAARD, H.G.; CANAGARATNA, M.; DAL MASO, M.; BERNDT, T.; PETÄJÄ, T.; WAHNER, A.; KERMINEN, V.M.; KULMALA, M.; WORSNOP, D.R.; WILDT, J. & MENTEL, T.F. (2014): A large source of low-volatility secondary organic aerosol. *Nature*, 106: 476–479, doi:10.1038/nature13032.
- Eis, D.; HELM, D.; LAUBMANN, D. & STARK, K. (2010). Klimawandel und Gesundheit – Ein Sachstandsbericht. Hrsg.: Robert Koch-Institut, Berlin.
- FILLEUL, L.; CASSADOU, S.; MEDINA, S.; FABRES, P.; LEFRANC, A.; EILSTEIN, D. & LEDRANS, M. (2006). The Relation Between Temperature, Ozone, and Mortality in Nine French Cities During the Heat Wave of 2003. *Environmental Health Perspectives*, 114(9): 1344–1347. <http://doi.org/10.1289/ehp.8328>

- FIORE, A. M.; WEST, J.J.; HOROWITZ, L.W.; NAIK, V. & SCHWARZKOPF, M.D. (2008):
 Characterizing the tropospheric ozone response to methane emission controls
 and the benefits to climate and air quality. *J. Geophys. Res.*, 113, D08307.
 doi:10.1029/2007JD009162.
- FORKEL, R. & KNOCH, R. (2006): Regional climate change and its impact on photooxidant
 concentrations in southern Germany: Simulations with a coupled regional climate-
 chemistry model. *J. Geophys. Res.*, 111, D12302, doi:10.1029/2005JD006748.
- FORTOMS-CHEINEY, A.; FORET, G.; SIOUR, G.; VAUTARD, R.; SZOPA, S.; DUFOUR, G.;
 COLETTE, A.; LACRESSONNIERE, G. & BEEKMANN, M. (2017): A 3 °C global RCP8.5
 emission trajectory cancels benefits of European emission reductions on air
 quality. *Nature Communications*, 7, 89, doi:10.1038/s41467-017-00075-9.
- GIORGI, F. & MELEUX, F. (2007): Modelling the regional effects of climate change on air
 quality. *Comptes Rendus Geosci.*, 339, 11–12: 721–733.
 doi:10.1016/j.crte.2007.08.006.
- GRELL, G. A.; PECKHAM, S.E.; SCHMITZ, R.; MCKEEN, S.A.; FROST, G.; SKAMAROCK, W.C. &
 EDER, B. (2005): Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmos.*
Environ., 39: 6957–6975, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.027.
- GUENTHER, A.; KARL, T.; HARLEY, P.; WIEDINMYER, C.; PALMER, P.I. & GERON, C. (2006):
 Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of
 Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmos. Chem. Phys.*, 6: 3181–
 3210, doi:10.5194/acp-6-3181-2006.
- HEDEGAARD, G.B.; CHRISTENSEN, J.H. & BRANDT, J. (2013): The relative importance of
 impacts from climate change vs. emissions change on air pollution levels in the
 21st century, *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 3569–3585, doi:10.5194/acp-13-3569-
 2013.
- HENDRIKS, C.; FORSELL, N.; KIESEWETTER, G.; SCHAAP, M. & SCHÖPP, W. (2016): Ozone
 concentrations and damage for realistic future European climate and air quality
 scenarios. *Atmospheric Environment* 144 (2016): 208–219.
- HERTEL, S.; LE TERTRE, A.; KARL-HEINZ JÖCKEL, K.-H. & HOFFMANN, B. (2009):
 Quantification of the heat wave effect on cause-specific mortality in Essen,
 Germany. *Eur J Epidemiol* (2009) 24: 407–414, doi:10.1007/s10654-009-9359-2.
- HIRTL, M.; MANTOVANI, S.; KRÜGER, B.C.; TRIEBNIG, G.; FLANDORFER, C.; BOTTONI, M. &
 CAVICCHI, M. (2013): Improvement of air quality forecasts with satellite and ground
 based particulate matter observations. *Atmos. Environ.*, 84: 20–27.
- HODNEBROG, Ø.; SOLBERG, S.; STORDAL, F.; SVENDBY, T.M.; SIMPSON, D.; GAUSS, M.;
 HILBOLL, A.; PFISTER, G.G.; TURQUETY, S.; RICHTER, A.; BURROWS, J.P. & DENIER VAN
 DER GON, H.A.C. (2012): Impact of forest fires, biogenic emissions and high
 temperatures on the elevated Eastern Mediterranean ozone levels during the hot
 summer of 2007. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 8727–8750, 2012.
<https://doi.org/10.5194/acp-12-8727-2012>
- HUSZAR, P.; JUDA-REZLER, K.; HALENKA, T.; CHERVENKOV, H.; SYRAKOV, D.; KRÜGER, B.C.;
 ZANIS, P.; MELAS, D.; KATRAGKOU, E.; REIZER, M.; TRAPP, W. & BELDA, M. (2011):
 Effects of climate change on ozone and particulate matter over Central and
 Eastern Europe. *Clim. Res.*, 50: 51–68, doi:10.3354/cr01036.

- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis (2014): Amann, M. (Hrg.): The Final Policy Scenarios of the EU Clean Air Policy Package. Service Contract on Monitoring and Assessment of Sectorial Implementation Actions (070307/2011/599257/SER/C3). TSAP Report #11, Version 1.1a. Laxenburg.
- Ivs – Institut de veille sanitaire (2004): Vague de chaleur de l'été 2003 : relations entre températures, pollution atmosphérique et mortalité dans neuf villes françaises. Institut de veille sanitaire, Toulouse.
- JOHNSON, C.E.; COLLINS, W.J.; STEVENSON, D.S. & DERWENT, R.G. (1999): Relative roles of climate and emissions changes on future tropospheric oxidant concentrations. *J. Geophys. Res.*, 104(D15): 18631–18645, doi:10.1029/1999JD900204.
- KATRAGKOU, E.; ZANIS, P.; KIOUSIOUKIS, I.; TEGOULIAS, I.; MELAS, D.; KRÜGER, B.C. & COPPOLA, E. (2011): Future climate change impacts on summer surface ozone from regional climate-air quality simulations over Europe. *J. Geophys. Res.*, 116, D22307, doi:10.1029/2011JD015899.
- KJELLSTRÖM, E.; NIKULIN, G.; HANSSON, U.; STRANDBERG, G. & ULLERSTIG, A. (2011): 21st century changes in the European climate: uncertainties derived from an ensemble of regional climate model simulations. *Tellus* (2011), 63A, 24–40.
- KRÜGER, B. C. (2013): A new program system for the preparation of model emissions. Report from the project “Extension of the air-quality model for Austria with satellite based particulate matter estimates (AQA-PM)”, BOKU.
- LACRESSONNIÈRE, G.; PEUCH, V.-H.; VAUTARD, R.; ARTETA, J.; DEQUE, M.; JOLY, M.; JOSSE, B.; MARÉCAL, V. & SAINT-MARTIN, D. (2014): European air quality in the 2030s and 2050s: impacts of global and regional emission trends and of climate change. *Atmos. Env.*, 92, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.04.033.
- LACRESSONNIÈRE, G.; FORET, G.; BEEKMANN, M.; SIOUR, G.; ENGARDT, M.; GAUSS, M.; WATSON, L.; ANDERSSON, C.; COLETTE, A.; JOSSE, B.; MARÉCAL, V.; NYIRI, A. & VAUTARD, R. (2016): Impacts of regional climate change on air quality projections and associated uncertainties. *Climatic Change* (2016) 136, 2: 309–324, doi:10.1007/s10584-016-1619-z.
- LANGNER, J.; ENGARDT, M.; BAKLANOV, A.; CHRISTENSEN, J.H.; GAUSS, M.; GEELS, C.; HEDEGAARD, G.B.; NUTERMAN, R.; SIMPSON, D.; SOARES, J.; SOFIEV, M.; WIND, P. & ZAKEV, A. (2012a): A multi-model study of impacts of climate change on surface ozone in Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 12: 10423–10440, doi:10.5194/acp-12-10423-2012.
- LANGNER, J.; ENGARDT, M. & ANDERSSON, C. (2012b): European summer surface ozone 1990–2100. *Atmos. Chem. Phys.*, 12: 10097–10105, doi:10.5194/acp-12-10097-2012.
- LE TERTRE, A.; LEFRANC, A.; EILSTEIN, D.; DECLERCQ, C.; MEDINA, S.; BLANCHARD, M.; CHARDON, B.; FABRE, P.; FILLEUL, L.; JUSOT, J. F.; PASCAL, L.; PROUVOST, H.; CASSADOU, S. & LEDRANS, M. (2006): Impact of the 2003 Heatwave on All-Cause Mortality in 9 French Cities. *Epidemiology: January 2006 – Volume 17 – Issue 1 – p 75-79*, doi:10.1097/01.ede.0000187650.36636.1f.
- LIAO, H.; CHEN, W.-T. & SEINFELD, J.H. (2006): Role of climate change in global predictions of future tropospheric ozone and aerosols. *J. Geophys. Res.*, 111, D12304, doi:10.1029/2005JD006852.

- LIAO, K.-J.; TAGARIS, E.; MANOMAIPHIBOON, K.; WANG, C.; WOO, J.-H.; AMAR, P.; HE, S. & RUSSELL, A.G. (2009): Quantification of the impact of climate uncertainty on regional air quality. *Atmos. Chem. Phys.*, 9: 865–878, 2009.
- MARKAKIS, K.; VALARI, M.; COLETTE, A.; SANCHEZ, O.; PERRUSSEL, O.; HONORE, C.; VAUTARD, R.; KLIMONT, Z. & RAO, S. (2014): Air quality in the mid-21st century for the city of Paris under two climate scenarios; from the regional to local scale. *Atmos. Chem. Phys.*, 14: 7323–7340, doi:10.5194/acp-14-7323-2014.
- MELEUX, F.; SOLMON, F. & GIORGI, F. (2007): Increase in summer European ozone amounts due to climate change. *Atmos. Environ.*, 41: 35, 7577–7587. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.05.048.
- MENTEL, T.F.; KLEIST, E.; ANDRES, S.; DAL MASO, M.; HOHAUS, T.; KIENDLER-SCHARR, A.; RUDICH, Y.; SPRINGER, M.; TILLMANN, R.; UERLINGS, R.; WAHNER, A. & WILDT, J. (2013): Secondary aerosol formation from stress-induced biogenic emissions and possible climate feedbacks. *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 8755–8770. doi:10.5194/acp-13-8755-2013.
- MUES, A.; MANDERS, A.; SCHAAP, M.; KERSCHBAUMER, A.; STERN, R. & BUILTJES, P. (2012): Impact of the extreme meteorological conditions during the summer 2003 in Europe on particulate matter concentrations. *Atmos. Environ.*, 55: 377–391. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.03.002.
- MUES, A.; MANDERS, A.; SCHAAP, M.; VAN ULFT, L.H.; VAN MEIJGAARD, E. & BUILTJES, P. (2013): Differences in particulate matter concentrations between urban and rural regions under current and changing climate conditions. *Atmospheric Environment* 80 (2013) 232-247. doi:10.1016/j.atmosenv.2013.07.049.
- MURAZAKI, K. & HESS P. (2006): How does climate change contribute to surface ozone change over the United States? *J. Geophys. Res.*, 111. D05301 doi:10.1029/2005JD005873.
- ORRU, H.; ANDERSSON, C.; EBI, K. L.; LANGNER, K.; ÅSTRÖM, C. & FORSBERG, B. (2013): Impact of climate change on ozone-related mortality and morbidity in Europe. *Eur Respir J* 2013; 41: 285–294, doi:10.1183/09031936.00210411.
- PFISTER, G. G.; WALTERS, S.; LAMARQUE, J.-F.; FAST, J.; BARTH, M.C.; WONG, J.; DONE, J.; HOLLAND, G. & BRUYÈRE, C.L. (2014): Projections of future summertime ozone over the U.S.. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 119: 5559–5582. doi:10.1002/2013JD020932.
- PHYSICK, W.; COPE, M. & LEE, S. (2014): The Impact of Climate Change on Ozone-Related Mortality in Sydney. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2014, 11:Ö 1034–1048, doi:10.3390/ijerph110101034.
- SCHEINHARDT, S.; SPINDLER, G.; LEISE, S.; MÜLLER, K.; LINUMA, Y.; ZIMMERMANN, F.; MATSCHULLAT, J. & HERRMANN, H. (2013): Comprehensive chemical characterisation of size-segregated PM₁₀ in Dresden and estimation of changes due to global warming. *Atmos. Environ.*, 75: 365–373. doi:10.1016/j.atmosenv.2013.04.059.
- SHELL, B.; ACKERMANN, I.J.; HASS, H.; BINKOWSKI, F.S. & EBEL, A. (2001): Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. *J. Geophys. Res.*, 106, D22, 28275–28293, doi:10.1029/2001JD000384.

- SCHNELL, J.L.; PRATHER, M.J.; JOSSE, B.; NAIK, V.; HOROWITZ, L.W.; ZENG, G.; SHINDELL, D.T. & FALUVEGI, G. (2016): Effect of climate change on surface ozone over North America, Europe, and East Asia. *Geophys. Res. Lett.*, 43: 3509–3518. doi:10.1002/2016GL068060.
- SCHULTZ, M.G.; KLEMP, D. & WAHNER, A. (2017): LUFTQUALITÄT. IN: BRASSEUR, G.; JACOB, D. & SCHUCK-ZÖLLER, S. (eds) *Klimawandel in Deutschland*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, pp. 127–136, doi:10.1007/978-3-662-50397-3_13.
- STARTCLIM (2006): *Feinstaub und Klimawandel – gibt es Zusammenhänge in Nordost-Österreich?* Institut für Meteorologie, Universität für Bodenkultur. Medizinische Universität Wien, ZPH, Institut für Umwelthygiene.
- STEINER, A. L.; TONSE, S.; COHEN, R.C.; GOLDSTEIN, A.H. & HARLEY, R.A. (2006): Influence of future climate and emissions on regional air quality in California. *J. Geophys. Res.*, 111. D18303, doi:10.1029/2005JD006935.
- STOCKWELL, W.R.; MIDDLETON, P.; CHANG, J.S. & TANG, X.Y. (1990): The 2nd generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air-quality modelling. *J. Geophys. Res.*, 95: 16343–16367.
- STUEFER, M.; FREITAS, S.R.; GRELL, G.; WEBLEY, P.; PECKHAM, S.; MCKEEN, S.A. & EGAN, S.D. (2013): Inclusion of ash and SO₂ emissions from volcanic eruptions in WRF-Chem: development and some applications. *Geosci. Model Dev.*, 6: 457–468. doi:10.5194/gmd-6-457-2013.
- SZOPA, S.; HAUGLUSTAINE, D.A.; VAUTARD, R. & MENUT, L. (2006): Future global tropospheric ozone changes and impact on European air quality. *Geophys. Res. Lett.*, 33, L14805, doi:10.1029/2006GL025860.
- TAGARIS, E.; MANOMAIPHIBOON, K.; LIAO, K.-J.; LEUNG, L.R.; WOO, J.-H.; HE, S.; AMAR, P. & RUSSELL, A.G. (2007): Impacts of global climate change and emissions on regional ozone and fine particulate matter concentrations over the United States. *J. Geophys. Res.*, 112. D14312, doi:10.1029/2006JD008262.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Spangl, W.; Schneider, J. & Nagl, C. (2004): *Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2003*. Diverse Publikationen, Bd. DP-111. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2017): Anderl, M.; Gössl, M.; Haider, S.; Kampel, E.; Krutzler, T.; Lampert, C.; Pazdernik, K.; Purzner, M.; Poupa, S.; Schieder, W.; Schmid, C.; Stranner, G.; Storch, A.; Wiesenberger, H.; Weiss, P.; Zechmeister, A. & Zethner, G.: *GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Reporting under Regulation (EU) 525/2013*, 15 March 2017. Reports, Bd. REP-0610. Umweltbundesamt, Wien.
- UNECE – United Nations Economic Commission for Europe (2010a): *Hemispheric Transport of Air Pollution 2010. Part A. Ozone and Particulate Matter*. Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution. Air Pollution Studies No.20. Geneva.
- UNECE – United Nations Economic Commission for Europe (2010b): *Hemispheric Transport of Air Pollution 2010. Part D: Answers to Policy Relevant Questions*. Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution. Air Pollution Studies No.20. Geneva.
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2015): *Climate Change in the United States: Benefits of Global Action*. United States Environmental Protection Agency, Office of Atmospheric Programs, EPA 430-R-15-001.

- VAROTSOS, K.V.; TOMBROU, M. & GIANNAKOPOULOS, C. (2013): Statistical estimations of the number of future ozone exceedances due to climate change in Europe, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 118: 6080–6099, doi:10.1002/jgrd.50451.
- WATSON, L.; LACRESSONNIÈRE, G.; GAUSS, M.; ENGARDT, M.; ANDERSSON, C.; JOSSE, B.; MARÉCAL, V.; NYIRI, A.; SOBOLOWSKI, S.; SIOUR, G.; SZOPA, S. & VAUTARD, R. (2016): Impact of emissions and +2 °C climate change upon future ozone and nitrogen dioxide over Europe. *Atmospheric Environment*, 142, 271–285. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.07.051.
- WATTS, N. et al. (2015): Health and climate change: policy responses to protect public health. *The Lancet*, Volume 386, Issue 10006, 1861–1914.
- WEST, J.J. & FIORE, A.M. (2005): Management of Tropospheric Ozone by Reducing Methane Emissions. *Environ. Sci. Technol.*, 39(13): 4685–4691. doi:10.1021/es048629f.
- WEST, J.J.; FIORE, A.M.; HOROWITZ, L.W. & MAUZERALL, D.L. (2006): Global health benefits of mitigating ozone pollution with methane emission controls. *PNAS*, 103(11): 3988–3993, doi:10.1073/pnas.0600201103.
- WILD, O.; FIORE, A.M.; SHINDELL, D.T.; DOHERTY, R.M.; COLLINS, W.J.; DENTENER, F.J.; SCHULTZ, M.G.; GONG, S.; MACKENZIE, I.A.; ZENG, G.; HESS, P.; DUNCAN, B.N.; BERGMANN, D.J.; SZOPA, S.; JONSON, J.E.; KEATING, T.J. & ZUBER, A. (2012): Modelling future changes in surface ozone: a parameterized approach. *Atmos. Chem. Phys.*, 12: 2037–2054.
- WU, S.; MICKLEY, L.J.; JACOB, D.J.; RIND, D. & STREETS, D.G. (2008): Effects of 2000–2050 changes in climate and emissions on global tropospheric ozone and the policy-relevant background surface ozone in the United States. *J. Geophys. Res.*, 113. D18312, doi:10.1029/2007JD009639.
- YOUNG, P.J.; ARCHIBALD, A.T.; BOWMAN, K.W.; LAMARQUE, J.-F.; NAIK, V.; STEVENSON, D.S.; TILMES, S.; VOULGARAKIS, A.; WILD, O.; BERGMANN, D.; CAMERON-SMITH, P.; CIONNI, I.; COLLINS, W.J.; DALSSØREN, S.B.; DOHERTY, R.M.; EYRING, V.; FALUVEGI, G.; HOROWITZ, L.W.; JOSSE, B.; LEE, Y.H.; MACKENZIE, I.A.; NAGASHIMA, T.; PLUMMER, D.A.; RIGHI, M.; RUMBOLD, S.T.; SKEIE, R.B.; SHINDELL, D.T.; STRODE, S.A.; SUDO, K.; SZOPA, S. & ZENG, G. (2013): Pre-industrial to end 21st century projections of tropospheric ozone from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP), *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 2063–2090. doi:10.5194/acp-13-2063-2013.
- ZHANG, Y.; WANG, K.; YAHYA, K.; CAMPBELL, P. & JENA, C. (2016): Impacts Of Projected Changes Of Emissions And Climate On Future U.S. Air Quality. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11, 4: 595–602. doi:10.2495/SDP-V11-N4-595-602.
- ZHANG, Y.; WANG, K. & JENA, C. (2017): Impact of Projected Emission and Climate Changes on Air Quality in the U.S.: from National to State Level. *Procedia Computer Science*, 110: 167–173, doi:10.1016/j.procs.2017.06.074.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

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

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

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Das Umweltbundesamt hat in Zusammenarbeit mit der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) den aktuellen Stand der Forschung über den Einfluss des Klimawandels auf die Luftqualität analysiert und zusammengefasst. Änderungen durch den Klimawandel sind bei den Luftschadstoffen Ozon und Feinstaub zu erwarten. Für Ozon wird mit einem Anstieg der Konzentration in Europa gerechnet. Im Zusammenspiel mit Hitzewellen werden sich negative gesundheitliche Auswirkungen verstärken. Bei Feinstaub fallen die Ergebnisse nicht ganz so eindeutig aus, da die Feinstaubbelastung von vielen Einflussfaktoren abhängt, die sich auch jahreszeitlich unterscheiden. Bezüglich der Anwendung von Modellrechnungen für Österreich, kommen die ExpertInnen zum Schluss, dass diese in internationalen Kooperationen durchgeführt werden sollten.