

# Luftqualität

*Martin G. Schultz, Dieter Klemp, Andreas Wahner*

- 13.1 **Physikalische und chemische Grundlagen – 128**
- 13.2 **Entwicklung der Luftverschmutzung  
in Deutschland seit 1990 – 129**
- 13.3 **Zukünftige Entwicklung der Luftqualität – 131**
- 13.4 **Kurz gesagt – 135**
  - Literatur – 135

Die Verschmutzung der Luft durch Beimengung gesundheits-schädlicher Substanzen in der Gas- oder Partikelphase wurde lange Zeit als ausschließlich lokales Problem betrachtet. Die ersten Maßnahmen zur Luftreinhaltung in Deutschland waren demzufolge auf die Identifikation und Beseitigung einzelner Emissionsquellen gerichtet (Uekötter 2003). Bis in die 1960er-Jahre wurde Luftverschmutzung im Wesentlichen als unmittelbar erfassbare Belastung durch Rauchgas wahrgenommen (ebd.); erst danach rückten andere Spurenbestandteile wie das im sogenannten Sommersmog enthaltene Ozon in den Vordergrund. Während eine akute Gesundheitsgefährdung aufgrund verschmutzter Außenluft in Deutschland heute höchstens in Ausnahmefällen auftritt, bleibt das Thema Luftqualität dennoch weiterhin relevant, weil zumindest einige Studien auf die Langzeitwirkung selbst geringfügiger Schadstoffkonzentrationen hinweisen (WHO 2008; Beelen et al. 2013) und es den Städten und Regionen in Deutschland oftmals nicht gelingt, die neuesten europäischen Zielwerte zur Feinstaub-, Stickoxid- oder Langzeit-Ozonbelastung einzuhalten. Hinzu kommt ein langsamer Anstieg der großräumigen Hintergrundbelastung einiger Spurengase wie z. B. des Ozons (HTAP 2010).

Gerade in Deutschland ist neben die lokale Extremwertbekämpfung die Notwendigkeit einer großflächigen Reduktion der Grundbelastung getreten. Dieses bedarf einer Ausweitung des Verständnisses luftchemischer Prozesse, da die Schadstoffkonzentrationen in diesem Bereich nicht mehr nur durch die Stärke der Emissionsquellen und die primäre Abbaurate bestimmt werden, sondern eine Vielzahl von chemischen und physikalischen Umwandlungsprozessen eine Rolle spielt. Weil diese Umwandlungsprozesse und auch die Emissionen von klimatischen Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Temperatur und Niederschlag abhängen, ist zu erwarten, dass die projizierten Klimaänderungen für Deutschland auch die Luftschadstoffkonzentrationen beeinflussen werden. Gemäß dem Fünften Sachstandsbericht des Weltklimarates (IPCC 2013) wird die zukünftige Luftqualität zwar hauptsächlich von den Änderungen der Emissionsstärken beeinflusst, allerdings könnten Temperaturerhöhungen in verschmutzten Gebieten zu einer Zunahme der Schadstoffbelastung führen. Die Erforschung dieser Problematik steht jedoch noch am Anfang, sodass eine quantitative Abschätzung dieser Änderungen vor allem regional derzeit nicht möglich ist. Dieses Kapitel soll einen Überblick über die Zusammenhänge vermitteln und zumindest qualitativ auf mögliche künftige Entwicklungen hinweisen.

### 13.1 Physikalische und chemische Grundlagen

Luftverschmutzung wird hier ausschließlich als Belastung der Luft durch Feinstaub, Ozon ( $O_3$ ), Stickstoffdioxid ( $NO_2$ ) und andere Ozonvorläufersubstanzen wie Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid aufgefasst. Die geltende EU-Richtlinie 2008/50 EC und ihre nationale Umsetzung in der 39. Bundesimmissionschutzverordnung zählt daneben auch Schwefeldioxid und Blei auf, die in der Praxis jedoch kaum noch relevant sind. Es gibt weitere Richtlinien (z. B. 2004/107 EC), die sich mit Grenzwerten für Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel sowie polyzyklischen

aromatischen Kohlenwasserstoffen auseinandersetzen. Eine Diskussion dieser Substanzen würde den Rahmen dieses Kapitels sprengen.

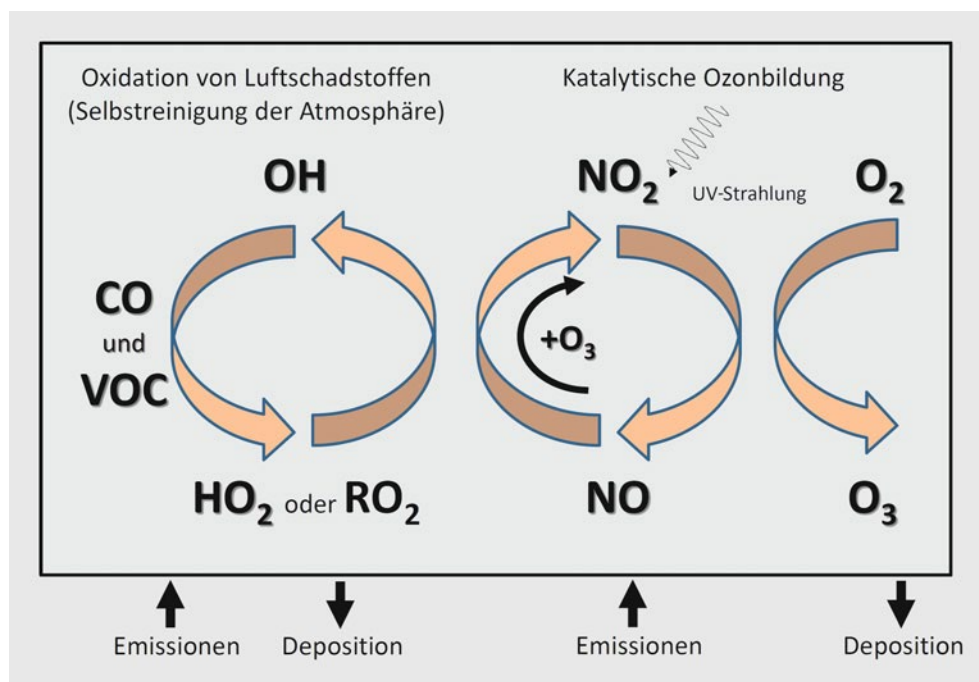
Feinstäube – oder allgemeiner partikelförmige Luftbestandteile (engl. „particulate matter“, PM) – bestehen gewöhnlich aus Mineralien, elementarem oder organischem Kohlenstoff (Ruß, kondensierte Kohlenwasserstoffe, biologische Partikel), Sulfat, Nitrat und Ammonium. In küstennahen Regionen können Natrium und Chlor in Form von Seesalz hinzukommen. Die in der Luft enthaltenen Partikel weisen Größen zwischen wenigen Nanometern und einigen Mikrometern auf und sind oft von einer Schicht flüssigen Wassers umgeben. Sie spielen eine bedeutende Rolle für die Bildung von Wolken und Niederschlag und reflektieren oder absorbieren sowohl sichtbare als auch infrarote Strahlung, wodurch sie das Klima beeinflussen. Die Partikel werden entweder direkt emittiert, z. B. durch Verbrennung, Staubaufwirbelung oder Reifenabrieb, oder sie bilden sich in der Atmosphäre durch die Nukleation von Gasen mit niedrigen Dampfdrücken. Existierende Partikel können sich zusammenballen (Koagulation), kleinere Partikel können sich auf größeren ansammeln (Akkumulation), oder sie wachsen durch Kondensation weiterer gasförmiger Bestandteile und durch die Aufnahme von Wasser. Die meisten Partikel werden durch Niederschlag aus der Atmosphäre entfernt, sie können jedoch auch in trockener Luft absinken (Sedimentation) und am Boden deponiert werden.

Für die Luftreinhaltung unterscheidet man die luftgebundenen Partikel nach Größenklassen. Feinstaubbestandteile mit Durchmessern von weniger als 10 Mikrometern werden als  $PM_{10}$  (*particulate matter*) bezeichnet, während die Bestandteile mit Durchmessern kleiner 2,5 Mikrometern als  $PM_{2,5}$  gekennzeichnet werden. Da kleinere Partikel tiefer in den menschlichen Organismus eindringen können, üben sie eine stärkere Wirkung auf den menschlichen Organismus aus.

Die Belastung der Luft mit Partikeln kann vor allem in den Wintermonaten problematisch werden. Dann bilden sich aufgrund der niedrigeren Temperaturen häufiger stabile Inversionswetterlagen aus, sodass der Austausch der schadstoffbelasteten bodennahen Grenzschicht mit den darüber liegenden Luftschichten behindert wird und die Partikel sich über mehrere Tage hinweg ansammeln können. Dies wird stark durch die Gestalt der Landoberfläche beeinflusst. Generell weisen Städte in Kessellagen (z. B. Stuttgart) die höchsten Feinstaubkonzentrationen im Winter auf (Luftbilanz Stuttgart 2011).

Im Gegensatz zur Feinstaubbelastung ist die Belastung der bodennahen Luft durch Ozon vorwiegend im Sommer akut. Ozon wird nicht direkt emittiert, sondern bildet sich in der Atmosphäre unter Lichteinwirkung aus den Vorläufersubstanzen  $NO_x$  (also Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid), Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen (Ehhalt und Wahner 2003; Seinfeld und Pandis 1998; Warneck 2000). Es gibt zwei wesentliche Schlüsselprozesse bei der Ozonentstehung: Erstens werden Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffe durch Radikale oxidiert, wodurch diese Schadstoffe letztlich aus der Atmosphäre entfernt werden. Zweitens wird Stickstoffmonoxid katalytisch in Stickstoffdioxid umgewandelt und zurück – erst das ermöglicht eine Zunahme der Ozonkonzentration (■ Abb. 13.1). Die meisten Stickoxide stammen aus der Verbrennung fossiler Kraftstoffe bei

■ **Abb. 13.1** Schematische Darstellung der chemischen Prozesse, die zur Bildung von troposphärischem Ozon führen. CO Kohlenmonoxid, NMKW Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe, OH Hydroxylradikal, HO<sub>2</sub> Hydroperoxyradikal, RO<sub>2</sub> organische Peroxyradikale, NO<sub>2</sub> Stickstoffdioxid, NO Stickstoffmonoxid, O<sub>3</sub> Ozon



hohen Temperaturen, vor allem im Straßenverkehr. Kohlenmonoxid wird ebenfalls zu einem großen Teil in Motoren gebildet, allerdings spielt für die Kohlenmonoxidemissionen auch die Verbrennung pflanzlicher Materialien eine bedeutende Rolle, vor allem in Entwicklungsländern. Kohlenwasserstoffe haben viele verschiedene Quellen. Für die Ozonchemie sind neben den anthropogenen Emissionen auch natürliche Emissionen aus Pflanzen relevant, insbesondere weil die von Pflanzen freigesetzten Kohlenwasserstoffe besonders schnell oxidiert werden und daher in besonderem Maß Ozon bilden können. Wie viel Ozon gebildet wird, hängt neben der Menge an verfügbaren Vorläufersubstanzen auch von deren Zusammensetzung, von der Sonneneinstrahlung (UV-Licht) und von der Temperatur ab. Episoden mit besonders hohen Ozonkonzentrationen (Sommersmog) treten vor allem bei mehrtägigen stabilen Hochdruckwetterlagen auf.

Ozon wirkt in höheren Konzentrationen als Reizgas und kann vor allem bei Asthmatikern Atemprobleme verursachen und zu einer erhöhten Sterblichkeit führen (z. B. Filleul et al. 2006). Neuere Studien deuten darauf hin, dass auch niedrigere Ozonkonzentrationen den menschlichen Organismus langfristig schädigen können (EEA 2012). Neben den gesundheitlichen Auswirkungen wurden auch Schädigungen von Pflanzen nachgewiesen, was insbesondere zu reduzierten Ernteerträgen oder einer verminderten Qualität von Agrarprodukten führen kann (Lesser et al. 1990). Hierfür ist die Ozonbelastung der Pflanzen während der Wachstumsphase ausschlaggebend, und daher finden sich in der oben erwähnten EU-Richtlinie zur Luftreinhaltung (2008/50 EC) zwei unterschiedliche Grenzwerte für Ozon: Zum Schutz der Gesundheit darf ein Acht-Stunden-Mittelwert von 120 µg/m<sup>3</sup> an höchstens 25 Kalendertagen pro Jahr überschritten werden, während zur Vermeidung von Vegetationsschäden die maximale Ozondosis bezogen auf die Vegetationsperiode auf 18.000 µg/m<sup>3</sup> h festgelegt wird.

Stickoxide und einige Kohlenwasserstoffe wirken ebenfalls gesundheitsschädigend. Vor allem Stickstoffdioxid kann die

Lungenfunktion beeinträchtigen (Kraft et al. 2005). Für die folgenden Diskussionen von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang der katalytische Kreislauf der Stickoxide. Da Stickstoffmonoxid schnell mit Ozon reagiert und dabei Stickstoffdioxid bildet und weil aus der Spaltung von Stickstoffdioxid im UV-Licht wiederum Ozon entsteht, sind diese Schadstoffe eng miteinander gekoppelt, und die Reduktion des einen kann zur Erhöhung der Konzentration des anderen führen. Bei einer wissenschaftlich fundierten Analyse des Ozon- und NO<sub>2</sub>-Problems sollte daher immer die Summe der beiden Bestandteile ( $O_x = O_3 + NO_2$ ) betrachtet werden (Guicherit 1988; Klemp et al. 2012).

## 13.2 Entwicklung der Luftverschmutzung in Deutschland seit 1990

Die folgenden Bewertungen beziehen sich größtenteils auf den Zeitraum 1990–2011, da 1990 bei den meisten statistischen Betrachtungen als Referenzjahr herangezogen wird. Für eine weitreichendere historische Betrachtung wird auf das Werk von Uekötter (2003) verwiesen.

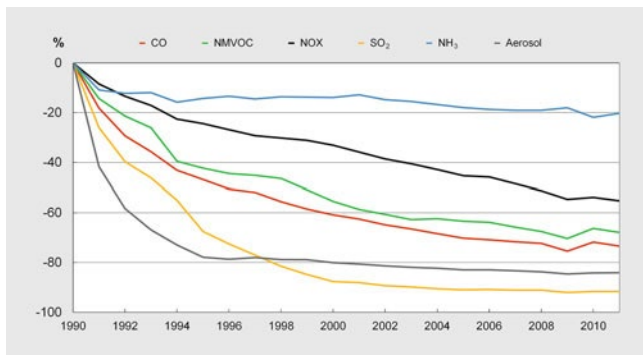
Wie ■ Abb. 13.2 verdeutlicht, nahmen die Emissionen der meisten Luftschadstoffe in Deutschland seit 1990 kontinuierlich ab. Dabei ist der Rückgang zunächst vor allem auf die Reduktion der Emissionen aus stationären Quellen zurückzuführen, während seit dem Jahr 2000 die verschärften Abgasnormen im Straßenverkehr ihre Wirkung zeigen (Klemp et al. 2012). Insbesondere bei den Partikelemissionen gab es seit 2000 keinen weiteren Rückgang, was sich auch in den Konzentrationsverläufen widerspiegelt (■ Abb. 13.3). Die Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen Stickoxide, Kohlenmonoxid (CO) und Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMKW) haben seit 1990 um mindestens 50 % abgenommen.

Das deutsche Umweltbundesamt veröffentlichte auf seiner Webseite (Umweltbundesamt 2013) den folgenden Kommentar zur Entwicklung der Luftqualität in Deutschland:

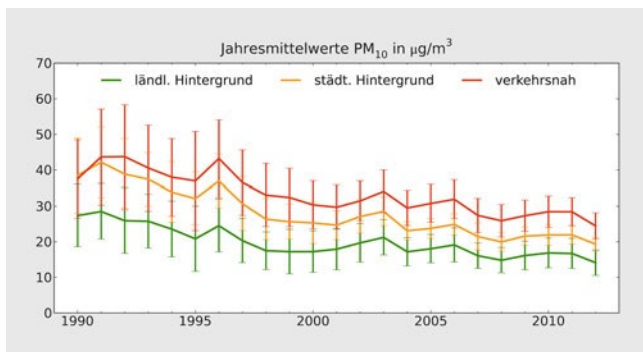
- » „Die Schadstoffbelastung der Luft nahm seit Beginn der 1990er-Jahre deutlich ab. Seit Anfang dieses Jahrzehnts gibt es trotz kontinuierlich verminderter Emissionen keinen eindeutig abnehmenden Trend der Belastung durch Feinstaub, Stickstoffdioxid und Ozon in Deutschland mehr (...)“.

Unterstützt wird diese Aussage durch die Auswertungen diverser Spurenstofftrends (z. B. ■ Abb. 13.3). Zu erkennen ist, dass die Feinstaubreduktion seit 1990 flächendeckend erfolgte und alle Arten von Messstationen umfasst. Dabei ist auffällig, dass die Daten der verkehrsnahen Stationen erst seit Mitte der 1990er-Jahre einen Rückgang zeigen, während die Konzentrationen in anderen städtischen und in ländlichen Gebieten bereits seit Anfang der 1990er-Jahre abnehmen (Spindler et al. 2013). Eine umfassende Analyse der Entwicklung der Feinstaubbelastung findet sich in Dämmgen et al. (2012).

Während im Allgemeinen keine gesundheitsschädigenden CO- und NMKW-Konzentrationen in der Außenluft gemessen werden, kommt es bei den NO<sub>2</sub>-Werten immer wieder zu Überschreitungen der Grenzwerte, und dies trotz der verminderten



■ Abb. 13.2 Rückgang der Emissionen verschiedener Luftschadstoffe in Deutschland zwischen 1990 und 2011. Die Emissionsmengen sind auf die Werte von 1990 normiert, d. h. dass 1990 für alle Substanzen mit 100% angegeben wird. CO Kohlenmonoxid, NMKW Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe, NO<sub>x</sub> Stickoxide (NO und NO<sub>2</sub>), SO<sub>2</sub> Schwefeldioxid, NH<sub>3</sub> Ammoniak. (Datenquelle: Umweltbundesamt)

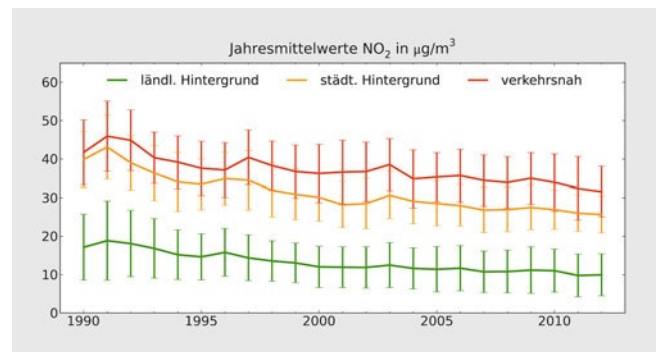


■ Abb. 13.3 Zeitliche Entwicklung der PM<sub>10</sub>-Feinstaubkonzentrationen an deutschen Messstationen im Zeitraum 1990–2012. (Datenquelle: Umweltbundesamt)

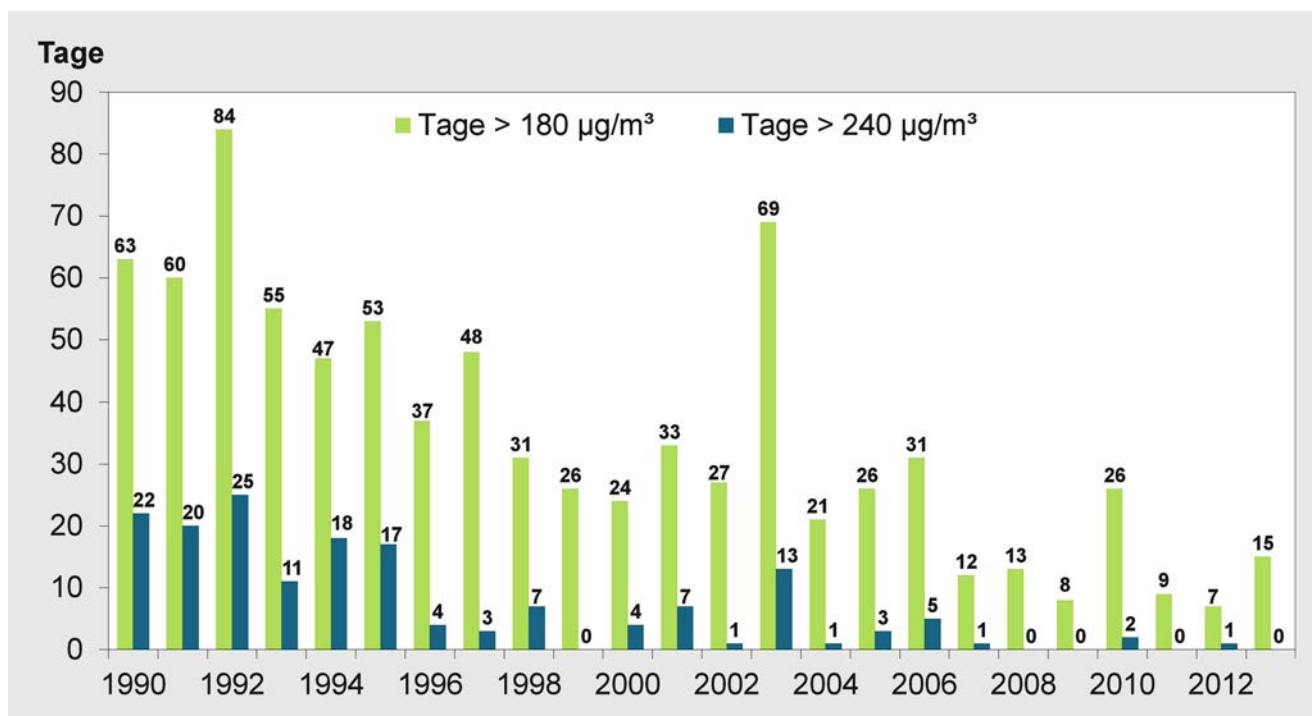
Gesamtemissionen von Stickoxiden. An praktisch allen Messstationen gibt es seit 1990 einen sehr viel geringeren Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentration im Jahresmittel (■ Abb. 13.4), als es die Entwicklung der Emissionen (■ Abb. 13.2) vermuten ließe. Hierfür gibt es laut der Analyse von Klemp et al. (2012) zwei wesentliche Ursachen: Zum einen wird die städtische NO<sub>2</sub>-Konzentration tagsüber bei den gegenwärtigen Stickoxidniveaus immer noch durch die Konzentration von sogenanntem Hintergrundozon, also der aus der Umgebung herantransportierten Ozonkonzentration, begrenzt und eben nicht durch die Stickoxidemissionen selbst. Zum anderen gibt es vor allem bei Dieselfahrzeugen in jüngerer Zeit vermehrt direkte Emissionen von NO<sub>2</sub>, während früher die allermeisten Emissionen als NO in die Luft gelangten. Die jüngsten Entwicklungen legen nahe, dass auch die Falschangaben der Autohersteller über den Ausstoß von Dieselfahrzeugen nicht unwesentlich dazu beigetragen haben, dass der erwartete Emissionsrückgang nicht eingetreten ist.

Diese Änderungen der Ozonvorläuferemissionen und -konzentrationen bewirken verschiedene Änderungen der Ozonkonzentrationen in Deutschland (Volz-Thomas et al. 2003). Während die Spitzenkonzentrationen und die Zahl der Tage mit Überschreitung der gesetzlichen Werte zum Gesundheitsschutz abnehmen (■ Abb. 13.5), ist die durchschnittliche Ozonkonzentration im Jahresmittel über die Jahre sogar leicht angestiegen (■ Abb. 13.6). Vor allem im städtischen Raum lässt sich dies durch die Abnahme der NO-Emissionen erklären, da NO schnell mit Ozon reagiert (dabei wird NO<sub>2</sub> gebildet) und die Ozonkonzentration in der Nähe starker NO-Quellen somit sehr niedrig wird. Dieses Phänomen der Ozontitration tritt vor allem im Winter auf, weil dann eine stabile Schichtung für weniger Durchmischung der Luft sorgt und zudem die Rückumwandlung von NO<sub>2</sub> zu NO durch ultraviolettes Licht (Fotolyse) verlangsamt abläuft.

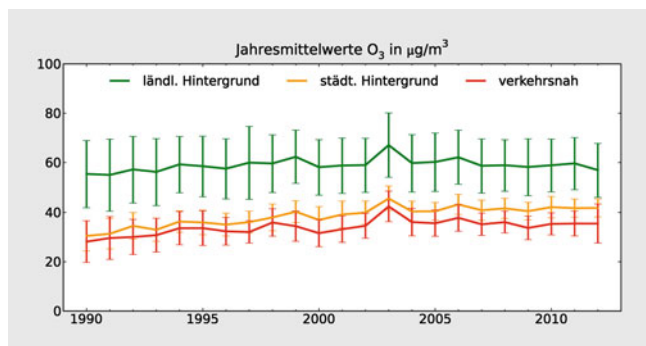
Der beobachtete Anstieg der Konzentration von Hintergrundozon hängt jedoch nicht nur mit lokalen Änderungen zusammen, sondern wird durch eine Zunahme des Ferntransports von Luftverschmutzung aus dem übrigen Europa sowie Nordamerika und Asien überlagert (HTAP 2010). Hinzu kommen Langzeiteränderungen, die durch die Zunahme der Methankonzentration hervorgerufen werden: Methan wirkt ebenso wie Kohlenmonoxid oder andere Kohlenwasserstoffe als „Brennstoff“ der Ozonchemie. Es ist derzeit allerdings noch kaum möglich, belastbare quantitative Aussagen darüber zu erhalten, welcher Anteil der Änderung



■ Abb. 13.4 Zeitliche Entwicklung der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an Stationen des deutschen Luftmessnetzes im Zeitraum 1990–2012. (Datenquelle: Umweltbundesamt)



■ **Abb. 13.5** Anzahl der Tage mit Überschreitungen der maximalen stündlich gemittelten Ozonkonzentration von 180 und 240 µg/m<sup>3</sup> an deutschen Stationen. (Datenquelle: Umweltbundesamt)



■ **Abb. 13.6** Zeitliche Entwicklung der Ozonkonzentrationen an deutschen Messstationen zwischen 1990 und 2012. (Datenquelle: Umweltbundesamt)

auf welche Ursache zurückzuführen ist. Auch beginnende Klimaänderungen mögen bereits eine Rolle spielen, wie der deutlich höhere Jahresmittelwert der Ozonkonzentration des Jahres 2003 suggeriert, als es im Sommer zu einer ausgeprägten Hitzewelle über Europa kam. So zeigt ■ **Abb. 13.5**, dass die Zahl der Tage mit Ozonkonzentrationen von mehr als 180 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2003 in etwa so groß war wie im Durchschnitt der 1990er-Jahre.

### 13.3 Zukünftige Entwicklung der Luftqualität

Die zu erwartenden Klimaänderungen werden die zukünftige Entwicklung der Luftqualität in Deutschland vermehrt beeinflussen, da die Luftschadstoffkonzentrationen nicht nur von Emissionen, sondern auch von einer Vielzahl miteinander gekoppelter physikalischer und chemischer Prozesse abhängen, deren relative Bedeu-

tung u. a. von der Temperatur, der Häufigkeit bestimmter Wetterlagen oder der Bewölkung bestimmt wird. Da zu erwarten ist, dass die vom Menschen verursachten Emissionen von Luftschadstoffen in Deutschland in den kommenden Jahren weiter zurückgehen, werden natürliche Prozesse und klimatische Einflüsse immer wichtiger werden. Zudem gewinnen Emissions- und Konzentrationsänderungen in den Nachbarländern und selbst weltweit immer mehr an Bedeutung, da bei geringen lokalen Emissionen die sogenannten Hintergrundwerte das allgemeine Schadstoffniveau bestimmen. Bislang gibt es keine Studie, die sich unter Berücksichtigung aller dieser Zusammenhänge speziell mit der zukünftigen Entwicklung in Deutschland befasst. Die folgenden Ausführungen beruhen daher weitestgehend auf Analysen für Europa als Ganzes. Die angegebenen Zahlenwerte für Deutschland sind oft aus Abbildungen entnommen. Die verschiedenen im Text zitierten Modellstudien basieren auf unterschiedlichen Klima- und Emissionszenarien, und die verwendeten Modelle weisen zudem deutliche Unterschiede in den berechneten Konzentrationsverteilungen bei gleichen Anfangs- und Randbedingungen auf (z. B. Solazzo et al. 2012a, 2012b). Belastbare quantitative Aussagen für Deutschland oder für einzelne deutsche Regionen sind daher kaum möglich.

Die Zusammenhänge zwischen Klimaänderung und bodennahen Ozon- sowie Feinstaubkonzentrationen sind in ■ **Tab. 13.1** zusammengefasst. Wie in ► **Kap. 6** und **7** diskutiert wird, gehen derzeitige Projektionen künftiger Temperatur- und Niederschlagsänderungen davon aus, dass es in Deutschland in den kommenden Jahrzehnten nicht zu einer starken Änderung der mittleren Temperaturen kommen wird, sondern dass die prägnantesten Auswirkungen aufgrund der Zunahme von Extremwetterereignissen zu erwarten sind (s. a. Teil II). Mit Bezug auf die Faktoren, welche die Luftqualität beeinflussen, ist hier vor allem die prognostizierte

■ **Tab. 13.1** Zusammenfassung der wichtigsten Auswirkungen des Klimawandels auf die Luftqualität. Auswirkungen auf bodennahes Ozon nach Royal Society (2008); Auswirkungen auf Feinstaub nach eigenen Recherchen

Zunahme von ...	bewirkt ...	Auswirkung auf bodennahes Ozon	Auswirkung auf Feinstaub
Temperatur	Schnellere Fotochemie, weniger Kondensation	Anstieg bei hohen Stickoxidwerten oder Abnahme bei niedrigen Stickoxidwerten	Abnahme wegen reduzierter Partikelbildung
	Anstieg biogener Kohlenwasserstoffemissionen	Anstieg	Anstieg durch vermehrte Bildung sekundärer organischer Aerosole
Feuchte	Erhöhter Ozonverlust und vermehrte Produktion von Hydroxylradikalen	Anstieg bei hohen Stickoxidwerten oder Abnahme bei niedrigen Stickoxidwerten	Abnahme durch beschleunigte Koagulation, verstärkte Sedimentation und vermehrtes Auswaschen
Starkniederschlägen	Auswaschen von Ozonvorläufersubstanzen und Partikeln	Keine Änderung der Mittelwerte	Keine Änderung der Mittelwerte
Dürreperioden	Erhöhte Temperatur und reduzierte Feuchte	Anstieg	Anstieg
	Pflanzenstress und reduzierte Öffnung der Spaltöffnungen	Anstieg	Keine Angabe
	Zunahme von Waldbränden	Anstieg	Anstieg
	Zunahme von Staubemissionen	Keine Angabe	Anstieg
	Weniger Auswaschen von Ozonvorläufersubstanzen und Partikeln aufgrund reduzierter Niederschlagshäufigkeit	Anstieg	Anstieg
Blockierenden Wetterlagen	Häufigere stagnierende Bedingungen und längere Verweildauer von Schadstoffen in der Atmosphäre	Anstieg	Anstieg
	Häufigere Hitzewellen	Anstieg	Anstieg

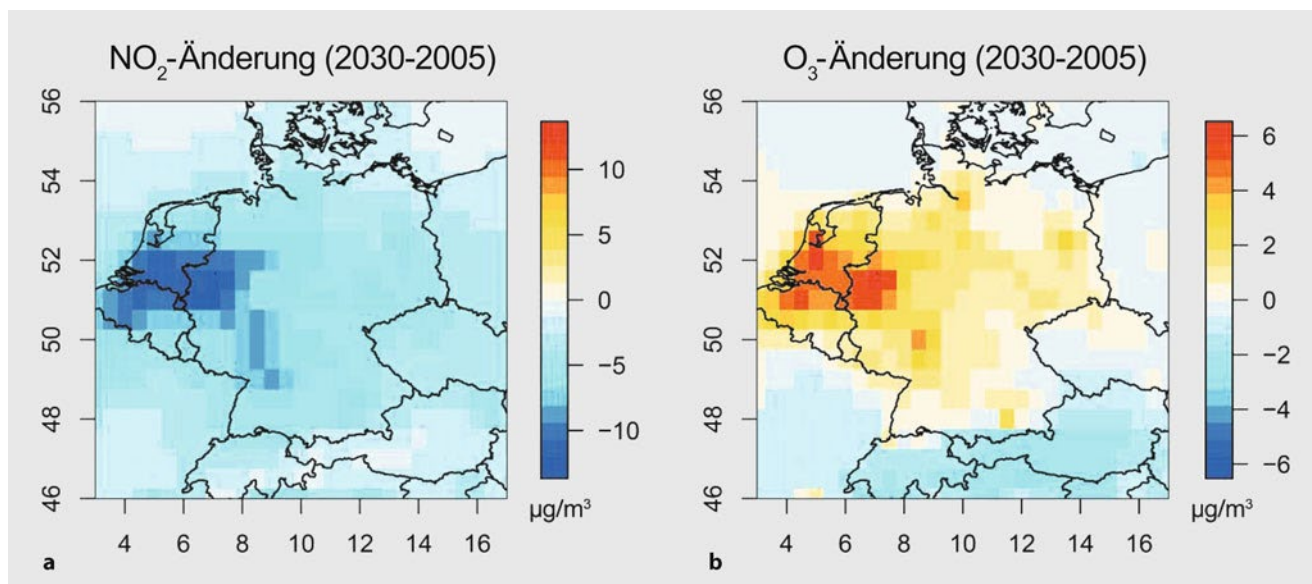
Zunahme extrem heißer Tage mit einhergehender Trockenheit zu nennen, da diese Bedingungen zu einer erhöhten fotochemischen Produktion sekundärer Luftschadstoffe führen. Längere Trockenperioden können dafür sorgen, dass Schadstoffe länger in der Luft verweilen, während umgekehrt die Zunahme von Starkniederschlägen für ein effizienteres Auswaschen löslicher Spurengase und Aerosole sorgen würde. Generell wirken die erwarteten Klimänderungen eher in Richtung einer Zunahme der Schadstoffbelastung, sodass sie das Erreichen von Reduktionszielen erschweren werden (Giorgi und Meleux 2007).

Speziell für den süddeutschen Raum untersuchten Forkel und Knoche (2006) die Auswirkungen des Klimawandels auf die bodennahen Ozonkonzentrationen im Sommer. Ausgehend von einer durchschnittlichen Erwärmung um fast 2 °C zwischen den 1990er- und 2030er-Jahren finden sie eine Zunahme der Tageshöchstkonzentrationen um 4–12 µg/m<sup>3</sup>, was zu häufigeren Ozonegrenzwertüberschreitungen führen würde. Der tägliche Acht-Stunden-Mittelwert von 120 µg/m<sup>3</sup> darf an höchstens 25 Tagen im Jahr überschritten werden (EU-Richtlinie 2008/50 EC). Durch die Erwärmung würde die Zahl der Tage mit Ozonkonzentrationen über dem Grenzwert um 5–12 Tage zunehmen. Dabei wurde angenommen, dass anthropogene Emissionen unverändert bleiben, während die Emissionen biogener Kohlenwasserstoffe aufgrund der Temperaturerhöhung zunehmen. Neben den in ■ Tab. 13.1 aufgeführten Wechselwirkungen trägt die in

diesem Modell prognostizierte Abnahme der Wolkenbedeckung zu einer Erhöhung der UV-Strahlung und damit zu einer vermehrten fotochemischen Aktivität bei.

Varotsos et al. (2013) führten eine ähnliche Untersuchung für Mitteleuropa durch, wobei sie die Ergebnisse dreier Modelle vergleichen, die jeweils auch eigene Temperaturprojektionen für den Zeitraum um 2050 verwenden. Die Modelle differieren deutlich und berechnen für die Region um Deutschland eine Zunahme der Ozon-Grenzwertüberschreitungen von 8–16 Tagen im Jahr, wobei die obere Grenze insofern zweifelhaft ist, als die von diesem Modell berechnete Temperaturerhöhung (90%-Wert) mit 4 °C etwas hoch erscheint. Im Norden Deutschlands wird nach dieser Studie die Zahl der Überschreitungen nur etwa halb so viel zunehmen wie im Süden. Dies ist konsistent mit den Ergebnissen von Giorgi und Meleux (2007), die für den Zeitraum 2071–2100 eine Zunahme der sommerlichen Ozonkonzentrationen um bis zu 20 µg/m<sup>3</sup> im Südwesten Deutschlands und um weniger als 4 µg/m<sup>3</sup> im Norden und Osten Deutschlands erwarten. Im Südwesten spielen dabei vor allem die durch die erhöhten Sommertemperaturen zunehmenden Emissionen von Isopren eine Rolle. Die Studie von Varotsos et al. (2013) findet eine deutliche Korrelation zwischen Temperatur und Ozonkonzentration für die untersuchten ländlichen Messstationen in Deutschland.

Andersson und Engardt (2010) untersuchten die Auswirkungen von Änderungen der Isoprenemissionen und der Ozon-



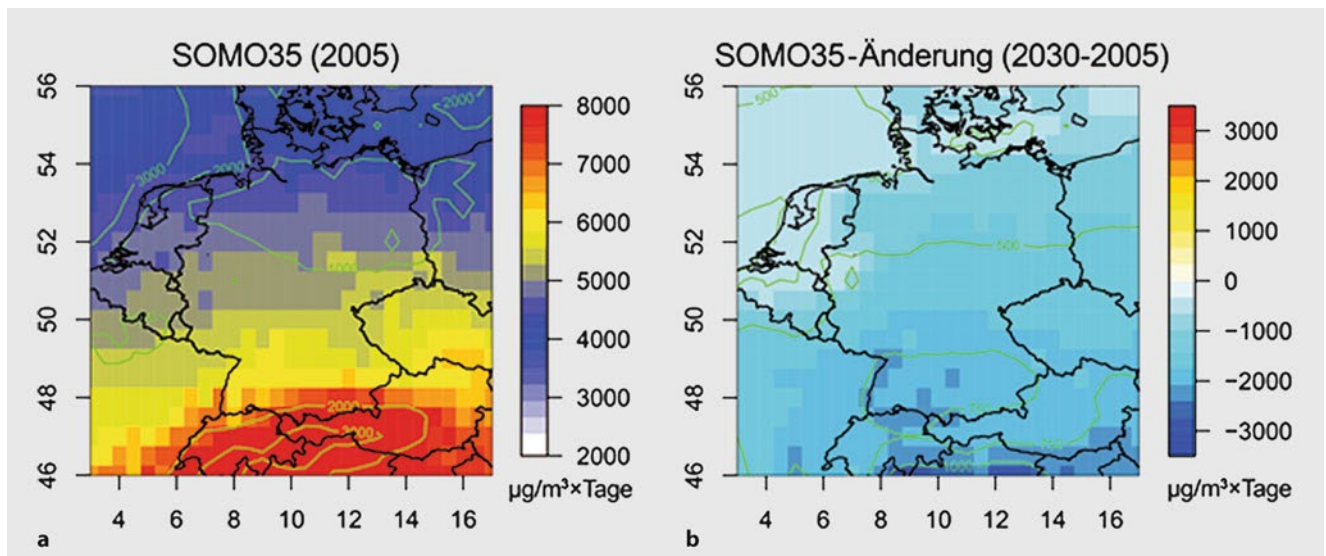
■ **Abb. 13.7** Simulierte Änderungen der mittleren jährlichen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (a) und Ozonkonzentrationen (b) über Deutschland für den Zeitraum 2005–2030. Dargestellt ist ein Ensemble-Medianwert aus fünf regionalen Chemietransportmodellen. (Colette, persönliche Mitteilung, nach Colette et al. 2012, Szenario „High CLE“)

trockendeposition, also der Zerstörung von Ozon an Materialoberflächen wie z. B. an Pflanzenblättern, auf die zukünftigen Ozonkonzentrationen in Europa. Sie stellten fest, dass Änderungen der Deposition eine größere Rolle spielen können als die pflanzlichen Emissionen. Bei gleichbleibenden anthropogenen Emissionen finden sie eine Zunahme der mittleren Ozonbelastung im Süden und Westen Europas, während im Norden niedrigere Ozonkonzentrationen zu erwarten sind. Colette et al. (2013) heben die Unsicherheit bei der Abschätzung künftiger biogener Emissionen hervor, die vor allem auf Unsicherheiten in der Berechnung von Wolken im Klimamodell zurückzuführen ist. Änderungen der Bewölkung bewirken auch Veränderungen der für die Fotosynthese in Pflanzen zur Verfügung stehenden Lichtintensität. Dadurch variiert auch die Menge an Kohlenwasserstoffen, die von Pflanzen emittiert werden.

Colette et al. (2013) sind ebenso wie die Autoren anderer Studien der Ansicht, dass die durch den Klimawandel bewirkten Effekte in der Regel deutlich kleiner sind als die Änderungen der atmosphärischen Zusammensetzung aufgrund von Emissionsminderungen, die durch weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität zu erwarten sind. Die verfügbaren Projektionen über zukünftige Schadstoffemissionen in Europa stimmen darin überein, dass diese weiter zurückgehen werden, obwohl erste Zweifel aufkommen, ob sich die ambitionierten Reduktionsziele in die Praxis umsetzen lassen (Klemp et al. 2012; Langner et al. 2012). Basierend auf Emissionsszenarien des *Global Energy Assessment* (GEA) (Riahi et al. 2012) haben Colette et al. (2012) die Auswirkungen zukünftiger Emissionen auf die bodennahen Ozonkonzentrationen in Europa anhand eines Ensembles von fünf verschiedenen Chemietransportmodellen simuliert. Stickoxid- und Kohlenwasserstoffemissionen würden demnach bis 2030 um etwa 50 % abnehmen, wenn alle bereits beschlossenen Maßnahmen umgesetzt würden. Im Durchschnitt zeigen die Modelle über Deutschland dann eine Abnahme der

NO<sub>2</sub>-Konzentrationen um ca. 3–10 µg/m<sup>3</sup>, wobei die stärkste Reduktion im Westen (Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz) erwartet wird (■ Abb. 13.7). Im Jahresdurchschnitt würden die bodennahen Ozonkonzentrationen um etwa 2–7 µg/m<sup>3</sup> zunehmen, was vor allem auf die geringere Titration (die Reaktion von Ozon mit Stickstoffmonoxid) im Winter zurückgeführt werden kann. Die sommerlichen Ozonkonzentrationen würden hingegen reduziert, sodass die gesundheitswirksame Dosis abnehmen sollte. Diese wird ausgedrückt durch die SOMO35-Diagnostik, die definiert ist als die Jahressumme der täglichen maximalen Acht-Stunden-Mittelwerte der Ozonkonzentration oberhalb von 35 ppb; das entspricht 70 µg/m<sup>3</sup> (WHO 2008; ■ Abb. 13.8). Gemäß Colette et al. (2012) würde der Anteil der Stationen in Europa, an denen der Ozongrenzwert von 120 µg/m<sup>3</sup> an mehr als 25 Tagen im Jahr überschritten wird, mit diesen Reduktionen von 43 % im Jahr 2005 auf 2–8 % sinken.

Neben den Einflüssen der veränderten Meteorologie und der reduzierten Emissionen in Deutschland müssen bei der Betrachtung der künftigen Ozonbelastung auch die Änderungen des regionalen und globalen Hintergrunds berücksichtigt werden. So haben Szopa et al. (2006) verschiedene Szenarien berechnet, in denen die Emissionen von Ozonvorläufersubstanzen in verschiedenen Weltregionen variiert wurden. Daraus ergibt sich, dass die angestrebte Reduktion der Ozonkonzentrationen in Europa von der Zunahme der Hintergrundkonzentration fast vollständig zunichte gemacht wird. Die lokalen Emissionsminderungen bewirken allerdings eine Abnahme der sommerlichen Spitzenkonzentrationen. Ein nicht zu unterschätzender Parameter beim Anstieg der Ozon-Hintergrundkonzentration ist die Zunahme der Methankonzentration in der Atmosphäre (Fiore et al. 2008). Wegen der Langlebigkeit von Methan – die chemische Verweildauer von Methan in der Atmosphäre beträgt etwa 10 Jahre – sind hier globale Anstrengungen vonnöten, um die Emissionen und damit die Konzentrationen zurückzuschrauben.



■ **Abb. 13.8** Mittlere simulierte Ozonbelastung in der Metrik SOMO35 über Deutschland für den Zeitraum 2000–2010 (a) und Änderung der Ozonbelastung bis zum Jahr 2030 (b). (Nach Colette et al. 2012, Szenario „High CLE“)

Die höchsten und damit schädlichsten Ozonkonzentrationen treten während Hitzewellen auf. Die extreme Zunahme der Ozonkonzentrationen unter Hitzebedingungen ist vor allem auf die dann stagnierende Luftzirkulation zurückzuführen, die einen Aufbau der Spitzenwerte über mehrere Tage zulässt (z. B. Jacob und Winner 2009; Katragkou et al. 2011). Hinzu kommen erhöhte Emissionen biogener Kohlenwasserstoffe und eine reduzierte Trockendeposition von Ozon aufgrund der bei Dürre geschlossenen Spaltöffnungen der Pflanzen. Die zu erwartende Zunahme biogener Emissionen variiert stark zwischen verschiedenen Modellrechnungen, und dies hat einen erheblichen Einfluss auf die projizierten zukünftigen Ozonkonzentrationen (Langner et al. 2012). Wie sich die zukünftige Klimaentwicklung im Einzelnen auf die Emissionen von Pflanzen auswirken wird, ist noch unklar. Verschiedene Pflanzen können je nach Stressbelastung durch Hitze, Trockenheit oder Insektenbefall unterschiedliche Stoffe freisetzen, die dann auf verschiedene Weise die Ozonproduktion und die Bildung sekundärer organischer Partikel beeinflussen (Mentel et al. 2013). Langfristig ist hier zusätzlich zu berücksichtigen, dass es in Deutschland zu einer Veränderung des Waldbestands kommen wird, da vor allem die Fichte bei einer durchschnittlichen Erwärmung um 2–3 °C an vielen Standorten nicht mehr kultiviert werden kann (► Kap. 19; Kölling et al. 2009).

Fischer und Schär (2010) erwarten bis zum Ende des 21. Jahrhunderts eine Zunahme von tropischen Tagen (Temperatur >35 °C) und Nächten (Temperatur >20 °C) um 2–6 Tage pro Jahr. Die extreme Hitzeperiode des Sommers 2003 kann hier als Modellfall betrachtet werden. In diesem Jahr wurden an den deutschen Messstationen an insgesamt 69 Tagen Ozonkonzentrationen jenseits des EU-Warnwertes von 180 µg/m<sup>3</sup> gemessen, und an 13 Tagen überstiegen die Konzentrationen sogar den Wert von 240 µg/m<sup>3</sup> (■ Abb. 13.5), was der Situation Anfang der 1990er-Jahre sehr nahekommt. Die zwischenzeitlich erreichte Reduktion der Spitzenkonzentrationen wurde also durch wenige Wochen mit besonders hohen Temperaturen konterkariert.

Eine Zunahme der Häufigkeit von stagnierenden Hochdruckwetterlagen könnte gemäß Giorgi und Meleux (2007) zu einem Anstieg von Isoprenemissionen und Ozonkonzentrationen führen, aber auch zu einer Zunahme der Stickoxidkonzentration in Ballungsräumen, da bei diesen Wetterbedingungen der Abtransport der Luftschadstoffe reduziert ist. Ähnliche Auswirkungen sind für die Feinstaubkonzentrationen zu erwarten.

Während die Ozonbelastung vor allem in den Sommermonaten relevant ist, treten Überschreitungen der Konzentrationsgrenzwerte für Partikel vornehmlich im Winter auf, wenn die kalte Luft stabil geschichtet ist. Da die verfügbaren Klimaprojektionen für Deutschland eher mildere Winter mit erhöhten Niederschlagsmengen erwarten lassen, sollte der Klimawandel zu einer Reduktion der Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen bei der Feinstaubkonzentration führen. Die verfügbaren Emissionsszenarien für Partikel und Partikelvorläufersubstanzen lassen ebenfalls eher eine weitere Reduktion erwarten (Cofala et al. 2007). Insgesamt gibt es hierzu jedoch bislang kaum quantitative Abschätzungen, und auch die Unsicherheiten bei der Modellierung von Partikelkonzentrationen sind nach wie vor sehr groß. Scheinhardt et al. (2013) erwarten – basierend auf einer statistischen Analyse von Messdaten aus Dresden – eine leichte Abnahme urbaner Partikelkonzentrationen aufgrund klimatischer Änderungen. Mues et al. (2012) finden für den extrem heißen Sommer 2003 eine Zunahme der gemessenen Partikelkonzentrationen, die von den Modellen jedoch nicht wiedergegeben wird. Es ist nicht klar, inwieweit diese Zunahme auf anthropogene oder natürliche Quellen wie Staub zurückzuführen ist oder ob unter solchen Wetterbedingungen weniger Aerosole deponiert oder ausgewaschen werden. Eine andere Erklärungsmöglichkeit besteht in der verstärkten Emission biogener Kohlenwasserstoffe aus Pflanzen, deren chemische Abbauprodukte effizient organische Partikel bilden können (Ehn et al. 2014; Mentel et al. 2013). Colette et al. (2013) erwarten eine Abnahme der sekundär gebildeten Partikel aufgrund der reduzierten Emissionen von Vorläufersubstanzen. Der Anteil natürlicher Aerosole am Feinstaub soll



nach dieser Studie jedoch deutlich zunehmen. Insgesamt ergibt sich aus ihren Rechnungen eine Abnahme der mittleren  $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration über Europa um  $7\text{--}8\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  – und diese Abnahme ist praktisch ausschließlich auf Emissionsminderungen zurückzuführen.

### 13.4 Kurz gesagt

Aufgrund gezielter Maßnahmen zur Reduktion von Stickoxid-, Kohlenwasserstoff- und Feinstaubemissionen seit den 1990er-Jahren hat sich die Luftqualität in Deutschland in den vergangenen Jahrzehnten grundlegend verbessert. Die zu erwartenden Klimaänderungen würden bei gleichbleibenden Emissionen im Allgemeinen eine Zunahme der bodennahen Ozon- und Feinstaubkonzentrationen bewirken, sodass in Zukunft vermehrte Anstrengungen bei der Vermeidung von Emissionen erforderlich werden, um weitere Reduktionen zu erzielen. Während die Feinstaubbelastung überwiegend durch lokale Quellen hervorgerufen wird, gilt es beim Ozon, auch die Änderungen der Hintergrundkonzentration aufgrund von Ferntransport zu berücksichtigen. Ozon-Spitzenkonzentrationen sollten aufgrund lokaler Emissionsminderungen abnehmen. Dies wird allerdings durch die zukünftig wärmeren Sommer und vor allem bei einer Zunahme von extremen Hitzeperioden zumindest teilweise kompensiert. Um eine quantitative und regional aufgelöste Analyse vornehmen zu können, die auch urbane Ballungsräume umfasst und zu konkreten Politikempfehlungen führen könnte, bedarf es aufgrund der bestehenden Unsicherheiten und der komplexen Zusammenhänge weiterer Forschung.

### Literatur

- Amt für Umweltschutz (2011) Luftbilanz Stuttgart 2010/2011. [http://www.stadtklima-stuttgart.de/stadtklima\\_filestorage/download/luft/Luftbilanz-Stgt-2010-2011.pdf](http://www.stadtklima-stuttgart.de/stadtklima_filestorage/download/luft/Luftbilanz-Stgt-2010-2011.pdf). Zugegriffen: 22. Aug. 2016
- Andersson C, Engardt M (2010) European ozone in a future climate: Importance of changes in dry deposition and isoprene emissions. *J Geophys Res* 115(D2). doi:10.1029/2008JD011690
- Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, Andersen ZJ, Weinmayr G, Hoffmann B, Wolf K, Samoli E, Fischer P, Nieuwenhuijsen M, Vineis P, Xun WW, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Oudin A, Forsberg B, Modig L, Havulinna AS, Lanki T, Turunen A, Oftedal B, Nystad W, Nafstad P, De Faire U, Pedersen NL, Östenson CG, Fratiglioni L, Penell J, Korek M, Pershagen G, Eriksen KT, Overvad K, Ellermann T, Eeftens M, Peeters PH, Meliefste K, Wang M, Bueno-de-Mesquita B, Sugiri D, Krämer U, Heinrich J, de Hoogh K, Key T, Peters A, Hampel R, Concin H, Nagel G, Ineichen A, Schaffner E, Probst-Hensch N, Künzli N, Schindler C, Schikowski T, Adam M, Phuleria H, Vilier A, Clavel-Chapelon F, Declercq C, Grióni S, Krogh V, Tsai MY, Ricceri F, Sacerdote C, Galassi C, Migliore E, Ranzi A, Cesaroni G, Badaloni C, Forastiere F, Tamayo I, Amiano P, Dorronsoro M, Katsoulis M, Trichopoulos A, Brunekreef B, Hoek G (2013) Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet online publication*. doi:10.1016/S0140-6736(13)62158-3
- 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
- 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, Rouil 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
- Colette A, Bessagnet B, Vautard R, Szopa S, Rao S, Schucht S, Klimont Z, Menut L, Clain G, Meleux F, Curci G, Rouil L (2013) European atmosphere in 2050, a regional air quality and climate perspective under CMIP5 scenarios. *Atmos Chem Phys* 13:7451–7471
- Dämmgen U, Matschullat J, Zimmermann F, Strogies M, Grünhage L, Scheler B, Conrad J (2012) Emission reduction effects on bulk deposition in Germany – results from long-term measurements. 1. General introduction. *Gefahrstoffe – Reinhalt Luft* 72(1/2):49–54
- EEA (2012) Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012 – An indicator-based report (EEA Technical report No 12/2012). European Environment Agency, Copenhagen (<http://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012>). Zugegriffen: 22. Aug. 2016
- Ehhalt DH, Wahner A (2003) Oxidizing capacity. In: Holton JR, Curry JA, Pyle JA (Hrsg) *Encyclopedia of atmospheric sciences*, Bd. 6. Academic Press, Amsterdam, S 2415–2424
- Ehn M, Thornton JA, Kleist E, Sipila M, Junninen H, Pullinen I, Springer M, Rubach F, Tillmann R, Lee B, Lopez-Hilfiker F, Andres S, Acir IH, Rissanen M, Schobesberger S, Kangasluoma J, Kontkanen J, Nieminen T, Kurtén T, Nielsen LB, Jørgensen S, Kjaergaard HG, Canagaratna M, Dal Maso M, Berndt T, Petäjä T, Wahner A, Kerminen VM, Kulmala M, Worsnop DR, Wildt J, Mentel TF (2014) A large source of low-volatility secondary organic aerosol. *Nature* 106:476. doi:10.1038/nature13032
- EU Directive 2004/107 EC: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2005:023:0003:0016:EN:PDF>. Zugegriffen: 22. Aug. 2016
- EU Directive 2008/50 EC: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0050:EN:NOT>. Zugegriffen: 22. Aug. 2016
- Filleul L, Cassadou S, Médina S, Fabres P, Lefranc A, Eilstein D, Le Tertre A, Pascal L, Chardon B, Blanchard M, Declercq C, Jusot JF, Prouvost H, Ledrans M (2006) The relation between temperature, ozone, and mortality in nine French cities during the heat wave of 2003. *Environ Health Perspect* 114(9):1344–1347. doi:10.1289/ehp.8328
- Fiore A, West JJ, Horowitz LW, Naik V, Schwarzkopf MD (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
- Fischer EM, Schaer C (2010) Consistent geographical patterns of changes in high-impact European heatwaves. *Nat Geosci* 3(6):398–403
- Forkel R, Knoche 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
- Giorgi F, Meleux F (2007) Modelling the regional effects of climate change on air quality. *C R Geosci* 339:721–733
- Guicherit R (1988) Ozone on an urban and a regional scale with special reference to the situation in the Netherlands. In: Isaksen I (Hrsg) *Tropospheric ozone – regional and global interactions*. NATO ASC Series C, Bd. 227. D Reidel, Dordrecht, Niederlande, S 49–62
- HTAP (2010) Dentener F, Keating T, Akimoto H (Hrsg) *Hemispheric transport of air pollution, Part A: Ozone and particulate matter*, Economic Commission for Europe, Air Pollution Studies No 17, Genf, 2010
- IPCC (2013) Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate change 2013 – The physical science basis*. Cambridge University Press, New York, USA
- Jacob DJ, Winner DA (2009) Effect of climate change on air quality. *Atmos Environ* 43(1):51–63. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.051
- Katragkou E, Zanis P, Kioutsioukis I, Tegoulas I, Melas D, Krüger BC, 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
- Klemp D, Mihelcic D, Mittermaier B (2012) Messung und Bewertung von Verkehrsemissionen. *Schriften des FZJ, Reihe Energie und Umwelt*, Bd. 21., S 1866–1793
- Kölling C, Knoke T, Schall P, Ammer C (2009) Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80:42–54 ([http://www.waldundklima.de/klima/klima\\_docs/forstarchiv\\_2009\\_fichte\\_01.pdf](http://www.waldundklima.de/klima/klima_docs/forstarchiv_2009_fichte_01.pdf)). Zugegriffen: 22. Aug. 2016

- Kraft M, Eikmann T, Kappos A, Künzli N, Rapp R, Schneider K, Seitz H, Voss JU, Wichmann HE (2005) The German view: Effects of nitrogen dioxide on human health – derivation of health-related short-term and long-term values. *Int J Hyg Environ Health* 208:305–318
- Langner J, Engardt M, Baklanov A, Christensen JH, Gauss M, Geels C, Hedegaard GB, Nuterman R, Simpson D, Soares J, Sofiev M, Wind P, Zakey A (2012) A multi-model study of impacts of climate change on surface ozone in Europe. *Atmos Chem Phys* 12:10423–10440
- Lesser VM, Rawlings JO, Spruill SE, Somerville MC (1990) Ozone effects on agricultural crops: statistical methodologies and estimated dose-response relationships. *Crop Science* 30:148–155
- Mentel TF, 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, Bultjes P (2012) Impact of the extreme meteorological conditions during the summer 2003 in Europe on particulate matter concentrations. *Atmos Environ* 55:377–391
- Riahi K, Dentener F, Gielen D, Grubler A, Jewell J, Klimont Z, Krey V, McCollum D, Pachauri S, Rao S, van Ruijven B, van Vuuren DP, Wilson C (2012) Energy pathways for sustainable development. In: Nakicenovic N, IASA (Hrsg) *Global energy assessment: Toward a sustainable future*. Laxenburg, Austria and Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA
- Royal Society (2008) Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Fowler D (Chair) (Science policy report no 15/08). The Royal Society, London. [https://royalsociety.org/~media/Royal\\_Society\\_Content/policy/publications/2008/7925.pdf](https://royalsociety.org/~media/Royal_Society_Content/policy/publications/2008/7925.pdf). Zugegriffen: 22. Aug. 2016
- 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
- Seinfeld JH, Pandis SN (1998) *Atmospheric chemistry and physics*. Wiley, New York
- Solazzo E, Bianconi R, Vautard R, Appel KW, Moran MD, Hogrefe C, Bessagnet B, Brandt J, Christensen JH, Chemel C, Coll I, Denier van der Gon H, Ferreira J, Forkel R, Francis XV, Grell G, Grossi P, Hansen AB, Jeričević A, Kraljević L, Miranda AI, Nopmongkol U, Pirovano G, Prank M, Riccio A, Sartelet KN, Schaap M, Silver JD, Sokhi RS, Vira J, Werhahn J, Wolke R, Yarwood G, Zhang J, Rao ST, Galmarini S (2012a) Model evaluation and ensemble modelling of surface-level ozone in Europe and North America in the context of AQMEII. *Atmos Environ* 53:60–74
- Solazzo E, Bianconi R, Pirovano G, Matthias V, Vautard R, Moran MD, Appel KW, Bessagnet B, Brandt J, Christensen JH, Chemel C, Coll I, Ferreira J, Forkel R, Francis XV, Grell G, Grossi P, Hansen AB, Miranda AI, Nopmongkol U, Prank M, Sartelet KN, Schaap M, Silver JD, Sokhi RS, Vira J, Werhahn J, Wolke R, Yarwood G, Zhang J, Rao ST, Galmarini S (2012b) Operational model evaluation for particulate matter in Europe and North America in the context of AQMEII. *Atmos Environ* 53:75–92
- Spindler G, Grüner A, Müller K, Schlimper S, Herrmann H (2013) Long-term size-segregated particle (PM10, PM2.5, PM1) characterization study at Melpitz–influence of air mass inflow, weather conditions and season. *J Atmos Chem* 70:165–195
- Szopa S, Hauglustaine DA, 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
- Uekötter F (2003) *Von der Rauchplage zur ökologischen Revolution. Eine Geschichte der Luftverschmutzung in Deutschland und den USA 1880–1970*. Veröffentlichungen des Instituts für soziale Bewegungen, Schriftenreihe A: Darstellungen Bd. 26. Klartext, Essen
- Umweltbundesamt (2013) *Entwicklung der Luftqualität in Deutschland*. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/daten-karten/entwicklung-der-luftqualitaet>. Zugegriffen: 29. Nov. 2013
- Varotsos KV, Tombrou M, Giannakopoulos C (2013) Statistical estimations of the number of future ozone exceedances due to climate change in Europe. *J Geophys Res* 118:6080–6099. doi:10.1002/jgrd.50451
- Volz-Thomas A, Beekman M, Derwent R, Law K, Lindskog A, Prevot A, Roemer M, Schultz M, Schurath U, Solberg S, Stohl A (2003) *Tropospheric ozone and its control*. Eurotrac synthesis and integration report, Bd. 1. Margraf, Weikersheim
- Warneck P (2000) *Chemistry of the natural atmosphere*. Academic Press, San Diego
- WHO (2008) *Health risks of ozone from longrange transboundary air pollution*. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen. [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78647/E91843.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78647/E91843.pdf). Zugegriffen: 22. Aug. 2016

**Open Access** Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Etwasige Abbildungen oder sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende oder der Quellreferenz nichts anderes ergibt. Sofern solches Drittmaterial nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht, ist eine Vervielfältigung, Bearbeitung oder öffentliche Wiedergabe nur mit vorheriger Zustimmung des betreffenden Rechteinhabers oder auf der Grundlage einschlägiger gesetzlicher Erlaubnisvorschriften zulässig.