

Genug getan für Mensch und Umwelt?

Wirkungsforschung unter der
Genfer Luftreinhaltekonvention



JAHR DER
LUFT 2013

Umwelt
Bundesamt

Inhalt

4 Kapitel 1 | Einführung

8 Kapitel 2 | Wie hat sich der Schadstoffausstoß in die Atmosphäre verringert und was bedeutet das für die Luftqualität und Stoffeinträge in Ökosysteme?

14 Kapitel 3 | Endlich durchatmen? Auswirkungen der Luftqualität auf die Gesundheit

19 Kapitel 4 | Schadstofffilter Wald? Was bewirkt die Emissionsminderung in Wäldern?

24 Kapitel 5 | Lebendige Bäche und Seen. Wie wirken sich geringere Schadstoffeinträge auf Gewässer aus?

30 Kapitel 6 | Ökosysteme unter der Lupe – was zeigt uns die intensive, medienübergreifende Dauerbeobachtung in Wassereinzugsgebieten?

36 Kapitel 7 | Sind die Ökosysteme landesweit und langfristig vor Versauerung und Eutrophierung geschützt?

42 Kapitel 8 | Gibt es weniger Ozonschäden an Kultur- und Wildpflanzen?

48 Kapitel 9 | Bessere Luft für Bausubstanz und kulturelles Erbe?

53 Kapitel 10 | Das novellierte Göteborg-Protokoll: Was wird erreicht? Was bleibt zu tun?

56 Kapitel 11 | Schlussfolgerungen

58 Abkürzungen und Maßeinheiten

61 Impressum und Bildnachweis

01

4-7



Einführung

Luft ist unmittelbar lebensnotwendig. Sie sollte daher möglichst wenige Verunreinigungen enthalten, zumal Schadstoffe in der Atmosphäre über weite Strecken transportiert und somit fernab ihrer Entstehung wirken können. Für erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Atmosphäre sind ganz überwiegend Aktivitäten des Menschen verantwortlich.

Die Reinhaltung der Luft ist deshalb ein wichtiges gesellschaftliches Bestreben. Lange Zeit wurden aber vor allem lokale und regionale Probleme in den Blick genommen (z.B. „Der blaue Himmel über der Ruhr“). Doch spätestens die Versauerung der Gewässer und der damit verbundene starke Rückgang der Fischbestände in Skandinavien zeigte: Luftsadstoffe kennen keine Grenzen und können auch an weit entfernten Orten zu negativen Wirkungen führen. Als Reaktion darauf wurde 1979 das „Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung“ (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)¹ abgeschlossen, dem damals Staaten auf beiden Seiten des „Eisernen Vorhangs“ beitraten.

Zwei wesentliche Prinzipien der internationalen Zusammenarbeit in dieser Genfer Luftreinhaltkonvention sind es,
➤ den Ausstoß von Schadstoffen in den einzelnen Signatarstaaten zu begrenzen sowie
➤ Forschung und Politik institutionell zu vereinigen. Dazu gehört es u.a. die Wirkungen der Luftverunreinigungen auf Menschen, Ökosysteme und Materialien zu erfassen und Maßnahmen so zu ergreifen, dass eine möglichst große Verminderung der Schadwirkungen erzielt werden kann.

Die Arbeit der CLRTAP beruht auf drei „Säulen“, nämlich (1.) der Arbeitsgruppe Wirkungen, die Auswirkungen der

Luftverunreinigung beobachtet und untersucht, (2.) dem EMEP-Programm², welches für Messung und flächendeckende Modellierung von Schadstoffkonzentrationen und -ein-trägen verantwortlich ist und (3.) einer Arbeitsgruppe, die internationale Vereinbarungen vorbereitet und Strategien für die Weiterentwicklung der Konvention erarbeitet. Diese drei übergeordneten Gruppen arbeiten eng zusammen und berichten ihre Ergebnisse an das Steuerungsorgan (Executive Body), das die politischen Entscheidungen trifft. Ein „Implementation Committee“ überwacht die Einhaltung der getroffenen Vereinbarungen durch die beteiligten Staaten.

Seit etwa 1980 befassten sich auch die EG bzw. die EU mit der Luftreinhaltung. Die Verpflichtungen aus der CLRTAP werden mit den erlassenen Rechtsakten umgesetzt und ergänzt. Wissenschaftliche Ergebnisse, die in der CLRTAP erarbeitet wurden, sind oft auch die Grundlage für die Gestaltung europäischer Rechtsvorschriften zur Luftreinhaltung.

Das Göteborg-Protokoll zur Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon der CLRTAP von 1999 hat die Minderung einer Reihe von Luftsadstoffen zum Ziel: Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffoxide (NO_x), Ammoniak (NH_3) und flüchtige organische Verbindungen (NMVOC)³. Es wird deshalb auch als Multikomponentenprotokoll bezeichnet. Überhöhte Einträge von SO_2 , NO_x und NH_3 in Ökosysteme sind für die Versauerung von Böden und Gewässern verantwortlich. Die Eutrophierung⁴ wird allein durch die Stickstoffverbindungen verursacht. Stickstoffdioxid (NO_2) und NMVOC sind wichtige Vorläuferstoffe für die Bildung des bodennahen Ozons.

Neben zahlreichen technischen Regelungen und Berichtspflichten wurden im Göteborg-Protokoll pro Staat konkrete

1) Im Jahr 1979 unterzeichneten 29 europäische Länder, die USA und Kanada unter der Schirmherrschaft der UN Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) das Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen, <http://www.unece.org/envlrtap/welcome.html>. Inzwischen gehören dem Abkommen 50 Länder sowie die EU als Parteien an.

2) EMEP: European Monitoring and Evaluation Programme: Cooperative Programme for the Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

3) NMVOC: Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan

4) Eutrophierung: Übermäßige Nährstoffanreicherung, insbesondere Stickstoffübersättigung, die das Nährstoffgleichgewicht stört

Emissionshöchstmengen (NECs)⁵ dieser Schadstoffe vereinbart, die bis zum Jahr 2010 erreicht werden sollten. Das erklärte Ziel und Grundlage der Verhandlungen war es, damit den Umweltzustand gegenüber dem Basisjahr 1990 deutlich zu verbessern.

Nach mehrjährigen Verhandlungen wurde im Mai 2012 das Göteborg-Protokoll novelliert. Unter anderem vereinbarten die Parteien prozentuale Emissionsminderungsver-

pflichtungen für den Zeitraum von 2005 bis 2020 für die Schadstoffe SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC und erstmals auch für Feinstaub (PM_{2,5})⁶.

Insgesamt hat die CLRTAP acht Protokolle verabschiedet, darunter das Protokoll zur langfristigen Finanzierung des EMEP-Programms (1984) sowie Protokolle zu Schwermetallen (1998, im Jahr 2012 novelliert) und persistenten organischen Schadstoffen (1998, im Jahr 2009 novelliert).

I. Internationale Kooperativprogramme (ICP) und Arbeitsgruppen

Übersicht Über Internationale Kooperativprogramme (Icp) Und Die Gemeinsame Arbeitsgruppe Gesundheit Der Arbeitsgruppe Wirkungen Der Genfer Luftreinhaltekonvention

Informationen zu allen Arbeitsgruppen der WGE sind unter <http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html> zu finden.

- ↗ Vorsitz
- ◉ Nationale Programmzentren und Koordinierungsstellen



Task Force on Health

Gemeinsame Arbeitsgruppe der WHO und der CLRTAP zu Gesundheitswirkungen von Luftverunreinigungen

- ↗ WHO-Regionalbüro Europa, Zentrum für Umwelt und Gesundheit, Büro Bonn (Deutschland)
- ◉ Umweltbundesamt



ICP Forests

Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder

- ↗ Vorsitz und Programmzentrum: Thünen-Institut für Weltforstwirtschaft, Hamburg (Deutschland)
- ◉ BMELV mit wissenschaftlicher Unterstützung durch das Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde



ICP Waters

Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Gewässer

- ↗ Vorsitz und Programmzentrum: NIVA, Norwegian Institute for Water Research, Oslo (Norwegen)
- ◉ Umweltbundesamt

5) NEC: National Emission Ceiling

6) PM_{2,5}; Particulate Matter, Feinstaub mit einem aerodynamischer Durchmesser weniger als 2,5 Mikrometer

Die vorliegende Broschüre stellt die nationalen Arbeitsgruppen zur Umweltbeobachtung und -forschung vor, die der Arbeitsgruppe Wirkungen (WGE) der CLRTAP zuarbeiten (siehe Box 1). Die dort erarbeiteten Ergebnisse zeigen, welche Verbesserungen des Umweltzustands seit 1990 u.a. durch die Umsetzung des Göteborg-Protokolls erreicht wurden und wo – bezogen auf die Luftreinhaltung – weiterhin Handlungsbedarf besteht.

Die meisten dieser nationalen Arbeitsgruppen liefern ihre Ergebnisse an die Programmzentren der Internationalen Kooperativprogramme (ICPs)⁷, die die nationalen Beiträge für Europa und Nordamerika zusammenführen. Die gemeinsame Arbeitsgruppe der CLRTAP und der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zu Gesundheitswirkungen durch Luftverunreinigungen (Task Force on Health) sorgt darüber hinaus für die regelmäßige Aktualisierung des Wissensstandes durch Studien und Expertengespräche.



ICP Integrated Monitoring

Integrierte Umweltbeobachtung der Wirkungen von Luftverunreinigungen

- ↗ Vorsitz: Schweden, Programmzentrum: Finnish Environment Institute, Helsinki (Finnland)
- Umweltbundesamt



ICP Modelling & Mapping

Modellierung und Kartierung von Critical Loads und Levels sowie von Wirkungen, Risiken und Trends von Luftverunreinigungen

- ↗ Vorsitz: Frankreich, Programmzentrum: CCE, Coordination Centre for Effects, Bilthoven (Niederlande)
- ÖKO-DATA, Strausberg



ICP Vegetation

Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die natürliche Vegetation und landwirtschaftliche Kulturpflanzen

- ↗ Vorsitz und Programmzentrum: CEH, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor (Großbritannien)
- Thünen Institut für Biodiversität, Braunschweig



ICP Materials

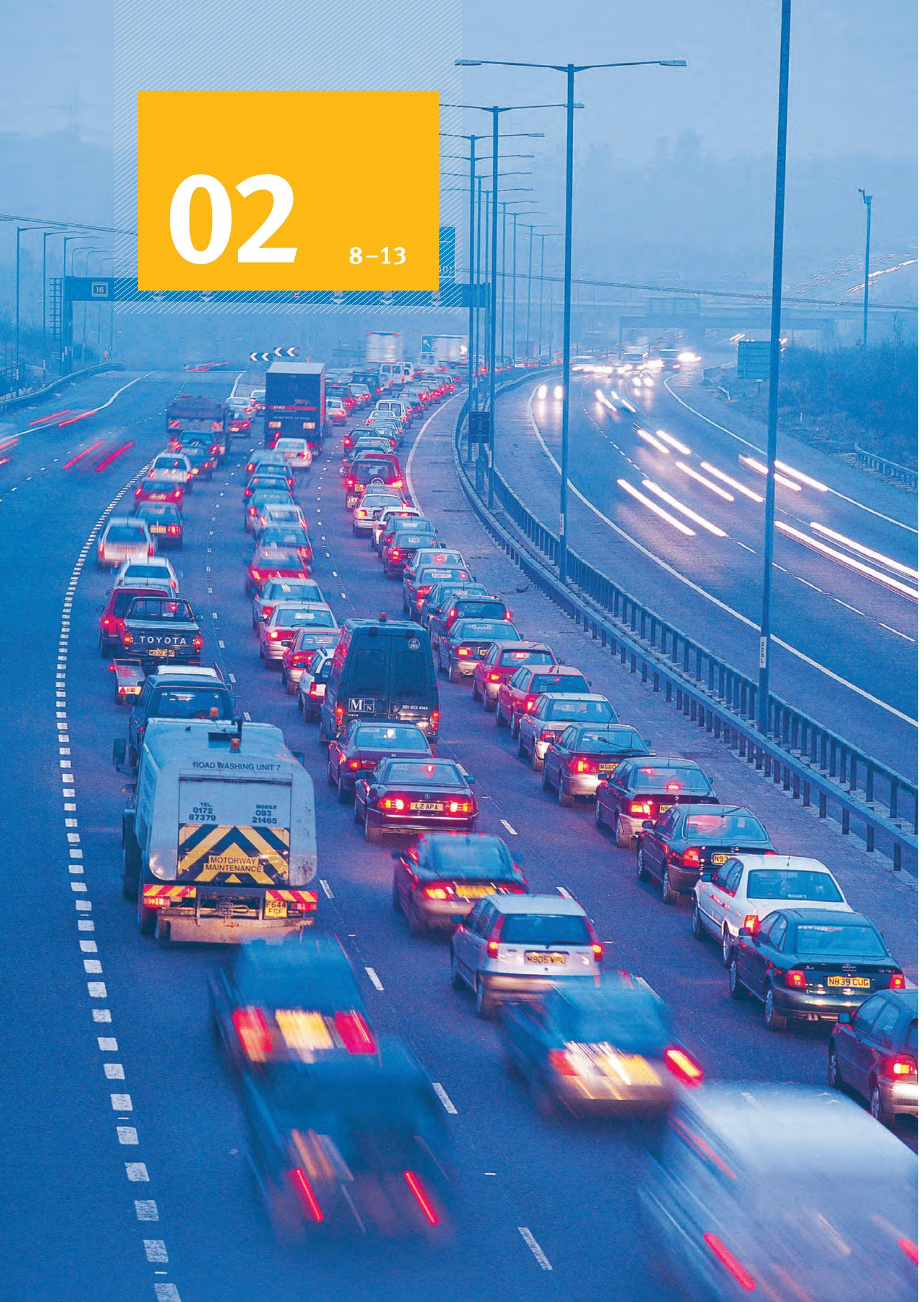
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Materialien und Kulturdenkmäler

- ↗ Gemeinsamer Vorsitz sowie Programmzentren: Swerea KIMAB AB, Institut für Korrosions- und Materialforschung, Kista (Schweden) und ENEA, National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development, Rom (Italien)
- Umweltbundesamt

7) ICP: International Cooperative Programme

02

8-13



Wie hat sich der Schadstoffausstoß in die Atmosphäre verringert und was bedeutet das für die Luftqualität und Stoffeinträge in Ökosysteme?

Im Göteborg-Protokoll und der NEC-Richtlinie⁸ der EU wurden Emissionshöchstmengen international mit dem Ziel vereinbart, die nachteiligen Wirkungen von Luftverunreinigungen zu mindern.

Die NEC-Richtlinie nennt die angestrebten Umweltzwischenziele explizit, so sollten bis 2010 im Vergleich zu 1990 z. B.

- die Flächen, auf denen die kritischen Eintragsraten für Versauerung überschritten sind, um mindestens 50 % reduziert werden. Es wurde angenommen dass dadurch gleichzeitig 30 % mehr Flächen vor Eutrophierung geschützt werden.
- die Belastungen der menschlichen Gesundheit durch bodennahes Ozon (Überschreitung eines für die Gesundheit kritischen Wertes) überall um zwei Drittel gesenkt werden.

Die Verbesserung des Umweltzustands ist also ein wesentliches Ziel der Luftreinhaltepolitik. Die folgenden Kapitel zeigen auf, wie sich die Wirkungen von Luftverunreinigungen in Deutschland in den vergangenen 20 Jahren verändert haben, welche Ziele der Luftreinhaltung erreicht wurden und wo noch Handlungsbedarf besteht. Zunächst soll die Veränderung der Schadstoffemissionen und damit einhergehend der Schadstoffkonzentrationen in der Luft und der Schadstoffeinträge in Ökosysteme in den Blick genommen werden. Gelingt es diese zu verringern, sind wichtige Voraussetzungen für einen besseren Zustand der Umwelt geschaffen.

1. Kernbotschaft: Deutliche Emissionsminderungen bei Schwefeldioxid, aber kaum Fortschritte bei Ammoniak.

Die Emissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie von Vorläuferstoffen des bodennahen Ozons aus Quellen in Deutschland in die Atmosphäre verringerten sich von 1990 bis 2010 deutlich (Abbildung 1). Der Großteil des SO₂ wurde und wird aus Kraftwerken und Industrieanlagen emittiert. Insbesondere durch die Einführung der Rauchgasentschwefelung aber auch durch die Veränderung der wirtschaftlichen Struktur (Modernisierung, Verlagerung) nach 1989 wurden diese Emissionen in Deutschland seit 1990 um mehr als 90 % vermindert.

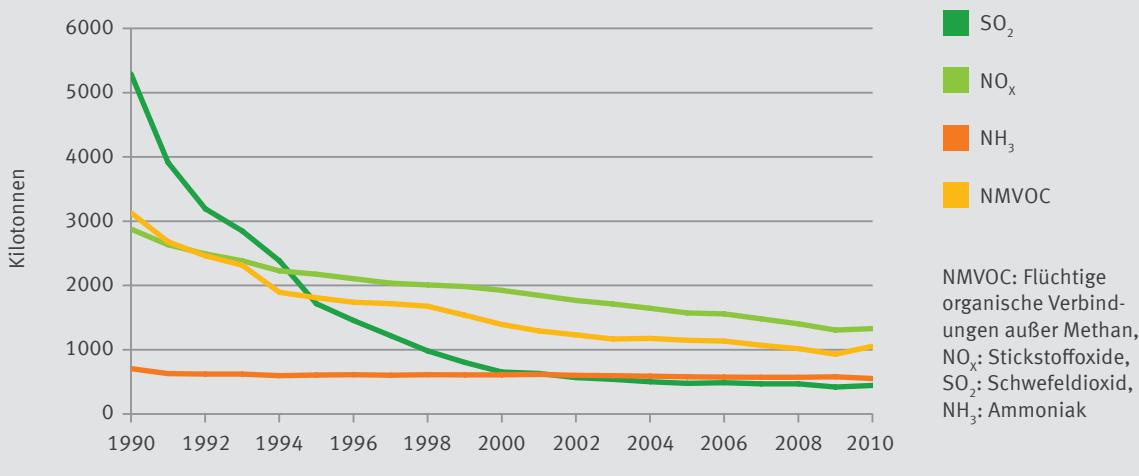
Auch NO_x stammen zum Teil aus der Industrie, die bedeutendste Quelle dafür ist allerdings der Verkehrssektor. Hier führten vor allem die Fortschreibung der Euro-Abgasstandards für Kraftfahrzeuge, aber auch die Verschärfung von Emissionsgrenzwerten für Großfeuerungs- und Industrieanlagen zur Emissionsminderung.

NMVOC-Emissionen entstehen vor allem bei der Anwendung lösemittelhaltiger Produkte. Durch die Begrenzung des Lösemittelverbrauchs bei bestimmten Anlagen (z.B. Druckereien, Herstellung von Kleb- und Beschichtungsstoffen) und des Lösemittelgehalts in verschiedenen Produkten (z.B. in Farben und Lacken) konnten die NMVOC-Emissionen in den vergangenen 20 Jahren gemindert werden.

8) Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie), NEC = National Emission Ceilings

ABBILDUNG 1

Abnahme der Emissionen der im Göteborg-Protokoll und der EU-Richtlinie über nationale Emissionshöchstgrenzen (2001/81/EG) geregelten Stoffe in Deutschland im Zeitraum 1990 bis 2010 in Kilotonnen (entspricht tausend Tonnen).



Quelle: Zentrales System Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamtes⁹

NH₃ stammt überwiegend aus landwirtschaftlichen Quellen. Diese Emissionen haben in den vergangenen Jahren deutlich weniger abgenommen. Inzwischen ist NH₃ für verschiedene schädliche Umweltwirkungen (Versauerung, Eutrophierung) der wichtigste verursachende Schadstoff. Er ist zugleich ein bedeutender Vorläuferstoff der Feinstaubbildung.

Trotz der teilweise deutlichen Rückgänge konnte Deutschland 2010 die im Göteborg-Protokoll bzw. der EU NEC-Richtlinie festgelegten Emissionshöchstmengen nur für SO₂ sicher einhalten (Übererfüllung: 106 bzw. 76 Kilotonnen). Die Emissionsobergrenze für NH₃ wurde knapp (um 2 Kilotonnen) überschritten. Die NMVOC-Emissionen lagen 46 Kilotonnen und die NOx-Emissionen 144 bzw. 174 Kilotonnen über der festgelegten Emissionshöchstmenge (Tabelle 1).

Verschiedene Gründe haben zur Nicht-Einhaltung der Emissionshöchstmenge beigetragen. So sind beispielsweise die realen NO_x-Emissionen von Fahrzeugen mit den neuen Abgasstandards Euro 3-5 für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge und Euro III-V für schwere Nutzfahrzeuge deutlich höher als die Emissionen bei Messungen auf dem Prüfstand, die der Normensetzung zu Grunde lagen. Zudem haben sich einige Annahmen, die bei der Festlegung der Emissionshöchstmenge Ende der 90er Jahre getroffen wurden,

nicht bewahrheitet, z.B. prognostizierte man für das Jahr 2010 einen zu geringen Dieselanteil an der Fahrzeugflotte und zu niedrige Fahrleistungen. Auch die verzögerte Fortschreibung von EU-Abgasstandards für mobile Geräte und Maschinen führte zu höheren NO_x-Emissionen als ursprünglich angenommen. Ein weiterer Grund sind hohe NO_x-Emissionen aus der Verbrennung von Biomasse, eine Quelle, die bei der Festlegung der Emissionshöchstmengen noch nicht so relevant war wie heute. All das führte dazu, dass die Möglichkeiten überschätzt wurden, die gesetzten Ziele sicher einzuhalten.

Probleme bei der Einhaltung der nationalen Emissionshöchstmenge für NH₃ sind vor allem auf die schleppende Umsetzung von Maßnahmen in der Landwirtschaft zurückzuführen.

Trotz Erfolgen bei der Emissionsminderung von NMVOC konnte das Ziel der NEC-Richtlinie und des Göteborg-Protokolls auch für diese Stoffe nicht erreicht werden. Um hier weitere Fortschritte zu erzielen wäre eine Verschärfung von EU-Regelungen zur Begrenzung des Lösemittelverbrauchs notwendig, die dann in deutsches Recht umgesetzt werden müssten.

9) <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen>, Stand Juli 2013

Die im revidierten Göteborg-Protokoll festgelegten Emissionsminderungsverpflichtungen, die ab 2020 gelten, werden im Kapitel 10 vorgestellt.

Wie sich Emissionen auf die Schadstoffkonzentrationen und die Deposition auswirken, hängt von vielen Faktoren ab. Physikalische und chemische Prozesse in der Atmosphäre

bestimmen sowohl die Bildung sekundärer Luftschaadstoffe, als auch die regionale Schadstoffverteilung in einzelnen Jahren. Diese Prozesse sind stark witterungsabhängig. Das zeigt sich in dargestellten Trends von Belastungen und Wirkungen zum Beispiel durch Abweichungen von der allgemeinen Entwicklung im Jahr 2003, das durch extreme Hitze und Trockenheit während des Sommers gekennzeichnet war.

TABELLE 1

Einhaltung der Nationalen Emissionshöchstmengen 2010 in Deutschland (in Kilotonnen pro Jahr)

	SO ₂	NO _x	NH ₃	NMVOC
Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie	520	1.051	550	995
Emissionen 2010	444	1.225 ¹	552	1.041 ²
Unterschreitung/Überschreitung	-76	+174	+2	+46
	-14,6 %	+16,6 %	+0,4 %	+4,6 %
Emissionshöchstmengen des Göteborg-Protokolls	550	1.081	550	995
Emissionen 2010	444	1.225 ¹	552	1.041 ²
Unterschreitung/Überschreitung	-106	+144	+2	+46
	-19,3 %	+13,3 %	+0,4 %	+4,6 %

1) Ohne NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft. Diese Emissionen wurden auch bei der Berechnung der Nationalen Emissionshöchstmenge (NEC) für das Jahr 2010 nicht berücksichtigt.
 2) Ohne NMVOC-Emissionen aus der Nahrungsmittelindustrie. Diese Emissionen wurden auch bei der Berechnung der NEC für das Jahr 2010 nicht berücksichtigt.

Quelle: Zentrales System Emissionen (ZSE) des Umweltbundesamtes, Stand Juli 2013



2. Kernbotschaft: Die Belastung der Luft mit Schadstoffen nimmt seit 1990 deutlich ab.

Die Überwachung der Luftbelastung in Deutschland ist vorwiegend Aufgabe der Bundesländer. Sie geschieht in allen Mitgliedstaaten der Europäischen Union auf einheitlicher, gesetzlicher Grundlage, nämlich den EU-Luftqualitätsrichtlinien (2008/50/EG und 2004/107/EG); insgesamt gibt es in Deutschland etwa 650 Luftpunktmessstationen. Die Stationen werden entsprechend der Belastungssituation in die Kategorien ländlich, urban, urbaner Hintergrund,

verkehrsnah oder industrienah eingestuft, so dass auch Rückschlüsse auf wichtige Verursacher gezogen werden können. Das Umweltbundesamt betreibt davon 7 Stationen, die allesamt fernab von Schadstoffquellen liegen und u.a. dazu dienen, die Hintergrundbelastung (grenzüberschreitender Ferntransport) zu erfassen. Diese Stationen sind in das internationale Monitoring-Programm der Genfer Luftreinhaltekonvention (EMEP) und andere internationale Messprogramme (z.B. GAW)¹⁰ eingebunden.

2. Emission, Immission, Deposition

Hier ausschließlich bezogen auf Luftschadstoffe:

- **Emission:** Freisetzung von Schadstoffen aus einer Quelle in die Atmosphäre. Quellen können punktförmig sein (zum Beispiel Schloten), linienförmig (zum Beispiel Verkehrsadern) oder diffus (zum Beispiel landwirtschaftliche Nutzflächen).
- **Immission:** Auf Schutzgüter (Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter) einwirkende Luftverunreinigungen. Immissionen werden häufig als Konzentrationen von Schadstoffen in der Atmosphäre angegeben.
- **Deposition:** Stoffeintrag bzw. -ablagerung aus der Atmosphäre. Die Deposition wird meist als Masse des Stoffes pro Flächen- und Zeiteinheit (z.B. kg Stickstoff pro Hektar und Jahr: kg N ha⁻¹ a⁻¹) angegeben.

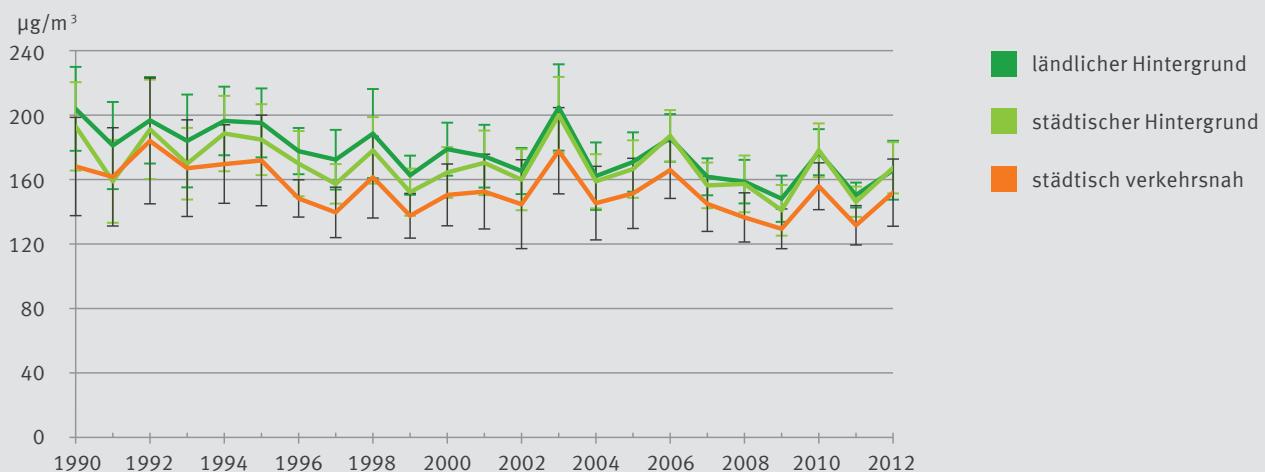
Heute gibt es in Deutschland keine Überschreitungen der europaweit geltenden Grenzwerte für SO₂, Kohlenmonoxid, Benzol und Blei mehr. Die Ozonspitzenkonzentrationen nahmen wegen der Emissionsminderung bei den Vorläufersubstanzen des Ozons – NO_x und NMVOC – erheblich ab. Dies führte dazu, dass es den in den 90er Jahren bekannt gewordenen Sommersmog nicht mehr gibt. Der zeitliche Verlauf der höchsten gemessenen Achtstundenmittelwerte über

die Jahre hinweg von 1990 bis 2012 (Abbildung 2) belegt die deutliche Abnahme der sehr hohen Ozonkonzentrationen. Dennoch werden die Zielwerte zum Schutz der Gesundheit (120 µg/m³) noch häufig überschritten. Probleme bestehen weiterhin bei der Einhaltung der in der Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG) festgelegten Grenzwerte für Feinstaub (PM₁₀) und Stickstoffdioxid (NO₂).

10) GAW: Global Atmosphere Watch: <http://www.umweltbundesamt.de/luft/umweltbeobachtung/gaw/>

ABBILDUNG 2

Trend der höchsten gemessenen Achtstundenmittel der Ozon-Konzentrationen nach Belastungskategorien mit Standardabweichungen (Balken)



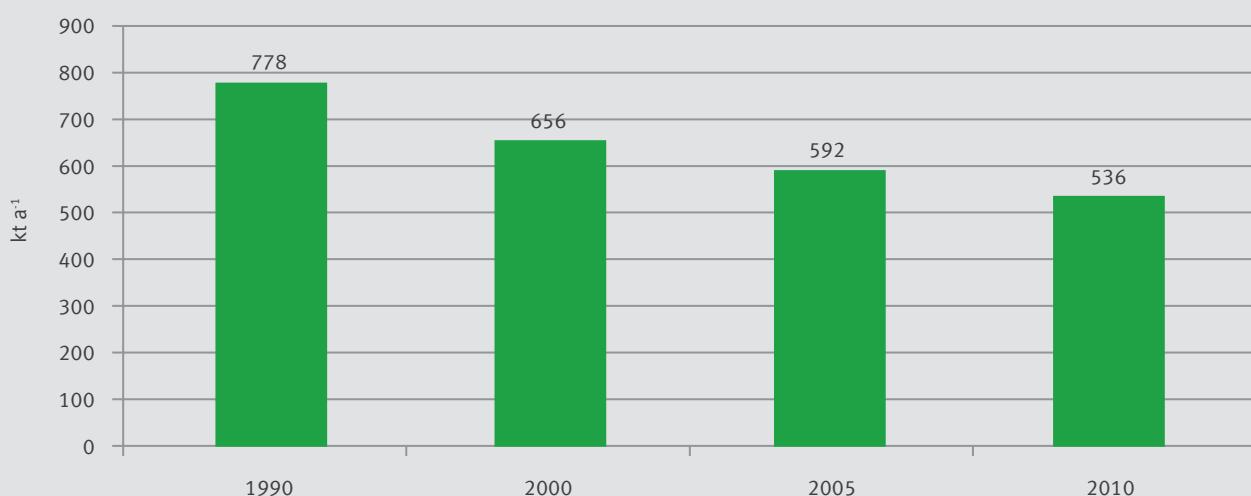
Quelle: Umweltbundesamt 2013, anhand der Daten der Länder und des Umweltbundesamtes

Auch die Stoffeinträge in Ökosysteme sind seit 1990 deutlich gesunken. Neben dem dramatischen Rückgang der Deposition von Sulfat (SO_4) sind auch niedrigere Stickstoffeinträge zu verzeichnen, die vor allem auf abnehmende NO_x -Emissionen zurückzuführen sind. Die in Abbildung 3 angegebenen Gesamtdepositionen entsprechen im Mittel über die gesamte

Fläche Deutschlands einer Deposition von $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (1990) bzw. $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2010). In Abhängigkeit von der räumlichen Verteilung der Luftschaadstoffe und der unterschiedlich großen Filterwirkung der Ökosysteme können die Einträge am konkreten Ort deutlich höher oder auch niedriger gewesen sein.

ABBILDUNG 3

Rückgang des Eintrags von Stickstoff (in Kilotonnen) in das Territorium Deutschlands



Quelle: EMEP, 2012¹¹

11) Fagerli H, Gauss M, Benedictow A, Jonson J E, Simpson D, Nyríí Á, Schulz M, Steensen B M, Tsyro S, Valdebenito Á, Wind P, Shamsudheen SV, Aas W, Hjellbrekke A-G, Mareckova K, Wankmüller R, Solberg S, Svendby T, Vieno M, Thunis P, Cuvelier K, Koffi B, Bergström R (2012): Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2010. EMEP-Report 1/2012. http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html

03

14-18



Endlich durchatmen? Auswirkungen der Luftqualität auf die Gesundheit

Zur Bewertung der Gesundheitsgefahren durch Schadstoffe in der Außenluft hat die CLRTAP mit dem europäischen Büro der Weltgesundheitsorganisation (WHO) in Bonn eine gemeinsame Arbeitsgruppe, die Task Force on Health¹², eingerichtet. Als Beurteilungsmaßstab dienen dabei die aktuellen, von der WHO abgeleiteten Luftgüteleitwerte (WHO Air Quality Guidelines), die eine hohe Luftqualität ohne wesentliche Auswirkung auf die menschliche Gesundheit kennzeichnen¹³. Diese Werte entsprechen nicht in allen Fällen den bereits national und europaweit gültigen Grenzwerten und Qualitätszielen, die oftmals Zwischenziele darstellen. Auch ist zu beachten, dass sich die CLRTAP vor allem mit der großräumigen Luftbelastung befasst. Das nationale bzw. europäische Luftqualitätsrecht legt dagegen einen größeren Schwerpunkt auf die lokale Belastung (z.B. im direkten Umfeld einer Straße). Beide Aspekte ergänzen sich, da auch eine lokale Spitzenbelastung immer auf eine Hintergrundbelastung aufsetzt. Im Folgenden werden einige Ergebnisse aus der Arbeit der Task Force on Health dargestellt.

1. Kernbotschaft: Ausgeprägte Ozonepisoden mit hohen Gesundheitsrisiken treten nicht mehr auf, dennoch keine Entwarnung

Erhöhte bodennahe Ozonkonzentrationen in der Luft belasten insbesondere die Atemwege und das Herz-Kreislaufsystem. Eine Verminderung der Belastung trägt dazu bei, Krankheitsfälle oder gar vorzeitige Sterbefälle zu verhindern. Zudem kann sich diese sowohl positiv auf die Reduzierung von Arbeitsausfällen, Krankenhausaufenthalten und Gesundheitskosten auswirken, als auch mit einer Verbesserung der Lebensqualität der Betroffenen einher gehen. Ozon wird nicht direkt emittiert, sondern aus Vorläuferstoffen in Kombination mit intensiver Sonneneinstrahlung in der

Atmosphäre gebildet. Das Göteborg-Protokoll reguliert daher die Emission dieser Vorläuferstoffe.

Durch die eingeleiteten Luftreinhaltemaßnahmen treten die für die akute Wirkung auf die menschliche Gesundheit besonders problematischen Episoden mit sehr hohen Ozonkonzentrationen seit Mitte der 1990er Jahre kaum mehr auf; die Informations- bzw. Alarmschwellen (Stundenmittelwert von 180 bzw. 240 $\mu\text{g m}^{-3}$) werden nur noch sehr selten überschritten.

Eine Herausforderung stellen allerdings nach wie vor die mittleren Ozon-Konzentrationen dar, die zu chronischen Wirkungen führen können. Der gesetzlich festgelegte Ozon-Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit (d.h. der 8-Stunden-Ozonmittelwert von 120 $\mu\text{g m}^{-3}$ darf nicht öfter als an 25 Kalendertagen überschritten werden) wird gegenwärtig noch an rund 10 % der Luftmessstationen in Deutschland überschritten. Mittlerweile gibt es allerdings deutliche Anzeichen dafür, dass chronische Wirkungen (bei Langzeitexposition) auch schon unterhalb des EU-Zielwertes von 120 $\mu\text{g m}^{-3}$ auftreten können.

Die Task Force on Health entwickelte als Bewertungsmaßstab für die chronische Belastung den Kennwert SOMO 35. Zur Berechnung des SOMO 35 werden Ozonkonzentrationen oberhalb von 35 ppb¹⁴, das entspricht 70 $\mu\text{g m}^{-3}$, über ein Kalenderjahr aufsummiert. Oberhalb dieser Konzentration treten zunehmend Krankheitssymptome auf¹⁵. Die Überschreitung des Kennwertes SOMO 35 in Abbildung 4 zeigt an, wo die Ozonkonzentrationen in Europa in welchem Maße die Gesundheit gefährden. Die deutlich von Nord nach Süd zunehmenden Gesundheitsrisiken sind auch auf zunehmende Ozonbildung bei sonnenscheinreichem, warmem Wetter zurückzuführen.

12) Joint WHO-CLRTAP Task Force on the Health Aspects of Air Pollution

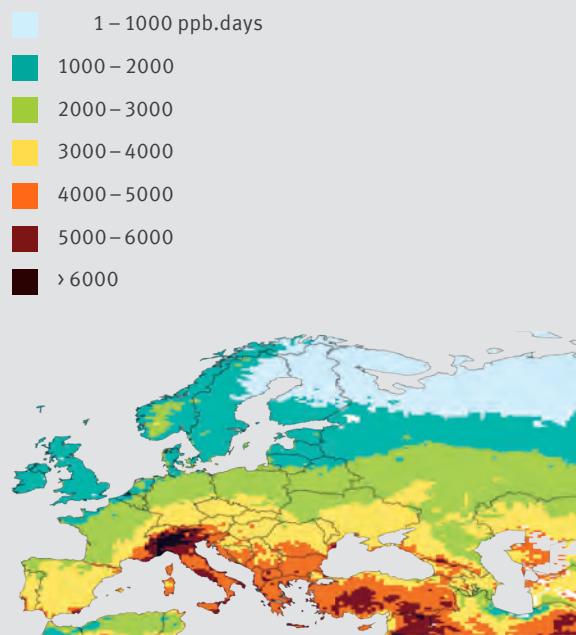
13) Die noch unveröffentlichten Ergebnisse des Projektes des WHO Regional Office for Europe "Evidence on Health Aspects of Air Pollution to Review EU Policies, REVHAAP" sind nicht berücksichtigt.

14) ppb: parts per billion, die Umrechnung in $\mu\text{g m}^{-3}$ erfolgt unter Berücksichtigung der molaren Masse und der Teilchenzahl pro Kubikmeter.

15) Amann M, Derwent D, Forsberg B, Hänninen O, Hurley F, Krzyzanowski M, De Leeuw F, Liu S, Mandin C, Schneider J, Schwarze P Simpson D (2008): Health Risks of Ozone from Long-range Transboundary Air Pollution, WHO/Europe

ABBILDUNG 4

Durchschnittswerte des SOMO 35 im Jahr 2010 in Europa



Quelle: IIASA¹⁶

2. Kernbotschaft: Weiterhin Probleme mit Feinstaub

Feinstaub kann direkt in die Luft gelangen (z.B. Ruß, Bodenpartikel) oder in der Atmosphäre gebildet werden (z.B. aus organischen Substanzen, NH_3 oder SO_2). Je nach Korngröße der Staubteilchen wird der Feinstaub in so genannte Fraktionen unterteilt: Unter PM_{10} versteht man alle Staubteilchen, deren aerodynamischer Durchmesser kleiner als 10 Mikrometer ist (das sind 10 Millionstel Meter). Eine Teilmenge der PM_{10} -Fraktion sind die feineren Teilchen, deren aerodynamischer Durchmesser weniger als 2,5 Mikrometer beträgt ($\text{PM}_{2,5}$). Anders als bei verschiedenen anderen Luftschadstoffen, zum Beispiel SO_2 oder NO_2 , lässt sich für Feinstaubkonzentrationen in der Luft kein Wert angeben, unterhalb dessen keine gesundheitsschädigende Wirkung zu erwarten ist. Nicht nur kurzzeitig erhöhte Konzentrationen führen zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen, sondern auch langanhaltende Phasen mit geringeren Konzentrationen können gesundheitsschädigend sein. Die Feinstaubbelastung sollte also so gering wie möglich sein. In Abbildung 5 wird ersichtlich, dass die Jahresmittelwerte der PM_{10} -

Konzentration in Deutschland in allen Belastungsregimes rückläufig sind. Der Verlauf ist aber durch starke zwischenjährliche Schwankungen geprägt, vor allem verursacht durch die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse. Die Verminderung im Zeitraum 1995 bis 2000 ist wesentlich auf Reduzierungen der SO_2 -Emissionen und der direkten Emission von PM_{10} -Partikeln zurückzuführen. Für PM_{10} sind derzeit gesetzlich ein Tagesgrenzwert von $50 \mu\text{g m}^{-3}$, der an höchstens 35 Tagen im Jahr überschritten werden darf, und ein Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g m}^{-3}$ festgelegt. Besonders die Einhaltung der maximalen Überschreitungstage des sogenannten Kurzzeit-Grenzwertes stellt in vielen Städten noch eine große Herausforderung dar. Trotz der erzielten Minderungen bleibt die Feinstaubbelastung ein bedeutendes Problem in Deutschland und in ganz Europa. Eine Schätzung der EU besagt, dass im Zeitraum 2008 bis 2010 gut 20 % der Bevölkerung in den 27 EU-Mitgliedstaaten einer Feinstaubbelastung ausgesetzt waren, die über dem EU- PM_{10} -Kurzzeit-Grenzwert liegt. Legt man die strengeren WHO-Empfehlungen zu Grunde, so gilt, dass gut 80 % der EU-Bevölkerung einer Feinstaubbelastung ausgesetzt waren, die über dem WHO-Langzeitluftgüteleitwert für PM_{10} von $20 \mu\text{g m}^{-3}$ (als Jahresmittelwert) liegt. Die WHO-Luftgüteleitwerte geben eine Schwelle an, oberhalb der es begründete Hinweise auf spezifische negative gesundheitliche Wirkungen durch Feinstaub gibt.

Um die Exposition der Bevölkerung gegenüber $\text{PM}_{2,5}$ zu verringern setzt die EU prozentuale Reduktionsziele bis zum Jahr 2020 in Abhängigkeit von der Höhe der durchschnittlichen Belastung in den Jahren 2008 – 2010 (gleitender Jahresmittelwert der $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration in $\mu\text{g m}^{-3}$ für drei Kalenderjahre). Für Deutschland ergibt sich daraus eine notwendige Reduktion von 15 %¹⁷ bis zum Jahr 2020 gegenüber dem Referenzjahr 2010. Die Ziel- und Grenzwerte der EU beziehen sich auf Messungen im städtischen Hintergrund. Bis 2015 muss überall in Europa der Grenzwert von $25 \mu\text{g m}^{-3}$, bis 2020 von $20 \mu\text{g m}^{-3}$ eingehalten werden.

Die Task Force on Health bewertet die gesundheitlichen Risiken durch Feinstaub durch eine Schätzung der Krankheits- und vorzeitigen Sterbefälle (Abbildung 6). Grundlagen dafür sind eine Modellierung der mittleren jährlichen $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen über Europa und eine statistisch abgesicherte Exposition-Wirkungs-Funktion. Für Deutschland berechnete die WHO (2008) eine mittlere Verkürzung der Lebenserwartung um 10,2 Monate im Jahr 2000 und eine Verringerung auf 7,5 Monate im Jahr 2010 aufgrund der

16) IIASA: International Institute for Applied System Analysis: <http://www.iiasa.ac.at>

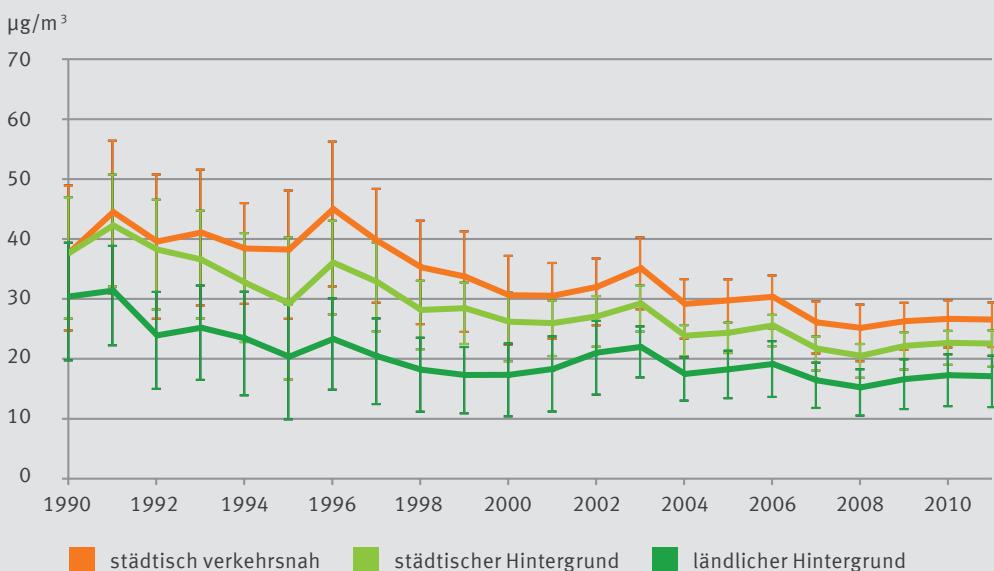
17) § 15 der Neununddreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BlmSchV)

Umsetzung und Einhaltung von Luftreinhaltemaßnahmen nach bestehenden gesetzlichen Regelungen in ganz Europa. Krankheitsfälle, die rechnerisch auf Feinstaub zurückzuführen sind, führen bei den Betroffenen zu verminderter Lebensqualität und zu hohen Gesundheitskosten für die

Gesellschaft. Mit den bisher festgelegten Maßnahmen ist auch zukünftig ein ausreichender Schutz der menschlichen Gesundheit vor den Wirkungen des Feinstaub nicht zu erwarten, wie Prognosen für das Jahr 2020 belegen (WHO 2006).

ABBILDUNG 5

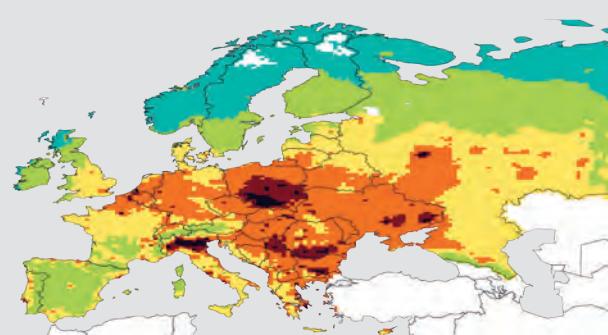
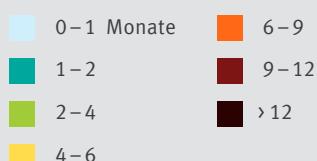
Entwicklung der PM_{10} -Jahresmittelwerte im Mittel über die Stationsklassen „ländlicher Hintergrund“, „städtischer Hintergrund“ und „städtisch verkehrsnah“ im Zeitraum 1990 bis 2011 (Stationen, die mindestens 9 Jahre gemessen haben).



Quelle: Umweltbundesamt, eigene Zusammenstellung anhand der Daten der Länder und des Umweltbundesamtes

ABBILDUNG 6

Verlust an Lebenserwartung in Europa durch anthropogenen Feinstaub ($PM_{2,5}$).



Quelle: IIASA

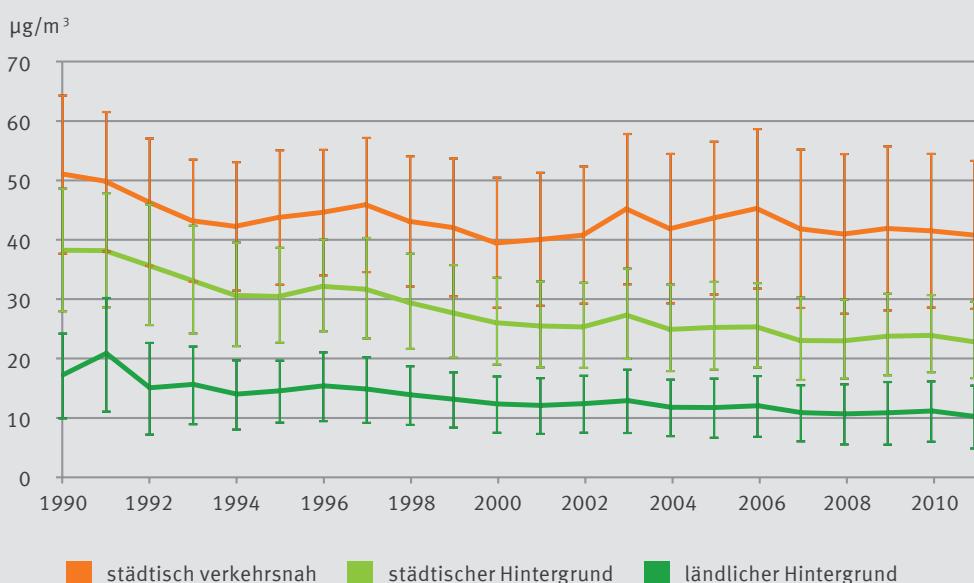
3. Kernbotschaft: Stickstoffdioxid – gesundheitliche Belastung in verkehrsreichen Gebieten

NO_2 ist ein starkes Oxidationsmittel. Es kann zu einer Beeinträchtigung der Schleimhäute im Atemtrakt und der Augen führen. Nimmt die NO_2 -Belastung der Außenluft zu, leiden besonders Menschen mit vorgeschädigten Atemwegen darunter. Daneben wirkt NO_2 als Vorläufersubstanz für die Bildung von Feinstaub und Ozon. Die Folge: Bei hohen NO_2 -Konzentrationen ist eine Zunahme der Atemwegserkrankungen, Herz-Kreislauf-Erkrankungen und der Sterblichkeit zu beobachten. Gesundheitsrelevante Belastungen mit NO_2 treten vor allem in verkehrsreichen Gebieten von Städten auf (Abbildung 7).

Die EU-Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG) schreibt als Kurzzeitgrenzwert vor, dass stündliche Mittelwerte der NO_2 -Konzentration von $200 \mu\text{g m}^{-3}$ nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden dürfen. Derartig häufige Überschreitungen dieses Kurzzeitgrenzwerts treten in Deutschland selten auf. Für den langfristigen Jahresmittelwert gilt seit 2010 der Grenzwert von $40 \mu\text{g m}^{-3}$. Obwohl bis zum Jahr 2000 generell ein leichter Rückgang der NO_2 -Jahresmittelkonzentrationen an den städtischen und verkehrsnahen Stationen zu beobachten war, wird dieser Grenzwert bis heute an vielen verkehrsnahen Messstationen noch nicht eingehalten.

ABBILDUNG 7

Entwicklung der NO_2 -Jahresmittelwerte im Mittel über die Stationsklassen „ländlicher Hintergrund“, „städtischer Hintergrund“ und „städtisch verkehrsnahe“ im Zeitraum 1990 bis 2011 (Stationen, die mindestens 9 Jahre gemessen haben).



Quelle: Umweltbundesamt, eigene Zusammenstellung anhand der Daten der Länder und des Umweltbundesamtes

Schadstofffilter Wald? Was bewirkt die Emissionsminderung in Wäldern?

In den 1980er Jahren begann in Deutschland der systematische Aufbau der forstlichen Umweltbeobachtung. In einem Netz von Beobachtungspunkten untersuchen seitdem die Bundesländer den Waldzustand. Die Daten werden am Thünen-Institut für Waldökosysteme zusammengeführt und bundesweit ausgewertet. Wie die auf der Website des BMELV veröffentlichten Ergebnisse der jährlichen Waldzustandserhebung belegen, weist nach wie vor rund ein Viertel der Waldbäume deutliche Kronenverlichtungen auf.

Kronenverlichtungen sind ein unspezifisches Symptom, das nicht eindeutig einer einzelnen Ursache zugeordnet werden kann. Um die Wirkung von Umweltfaktoren, darunter von Schadstoffeinträgen, auf den Waldzustand, auf Pflanzen insgesamt und auf Bodenprozesse zu erkennen, wurde seit 1994 das intensive Untersuchungsprogramm (Level II) aufgebaut. 2010 wurden auf 73 ausgewählten Waldflächen Daten zur atmosphärischen Deposition und

weitere auf das Ökosystem Wald ausgerichtete Parameter erhoben. Daten aus der forstlichen Umweltbeobachtung in Deutschland werden in die europäische Datenbank des ICP Forests eingespeist.

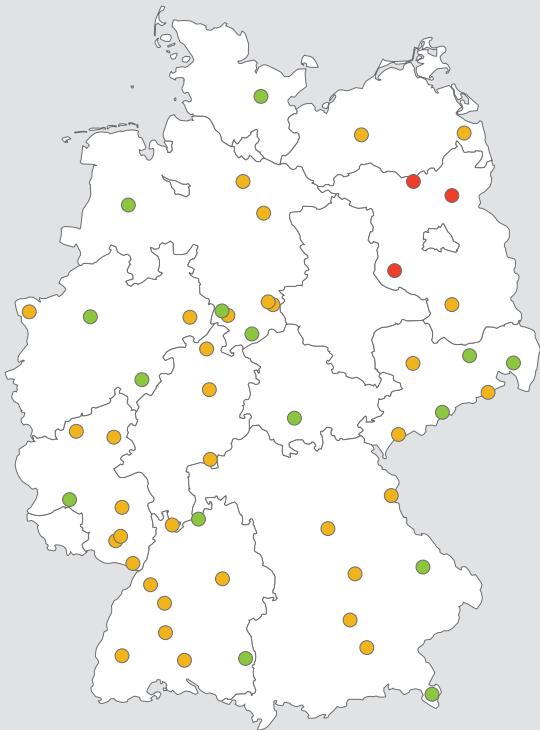
1. Kernbotschaft: Schwefel- und Stickstoffeinträge gehen zurück – aber nicht in allen Waldbeständen

Die Karten in Abbildung 8 zeigen Trends der Deposition auf Waldflächen, für die von 1996 bis 2010 lückenlos Daten vorliegen. Die untersuchten Stoffe zeigen eine unterschiedliche Entwicklung. Während die Deposition von Schwefel auf nahezu allen Flächen statistisch nachweisbar (signifikant) zurückging, ergeben sich für die Stickstoffverbindungen weniger deutliche Entwicklungen. Hier können neben rückläufigen auch zunehmende Trends festgestellt werden. Bei Nitrat-Stickstoff liegt die Anzahl der Flächen mit abnehmendem Trend höher als bei Ammonium-Stickstoff; bei beiden Stickstoffformen überwiegt die Anzahl der Flächen ohne signifikanten Trend.

ABBILDUNG 8

Trends der atmosphärischen Einträge von Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Sulfatschwefel ($\text{SO}_4\text{-S}$) auf Level II-Waldflächen im Zeitraum 1996–2010 (Signifikanzniveau 5 %).

- zunehmend
- kein Trend
- abnehmend

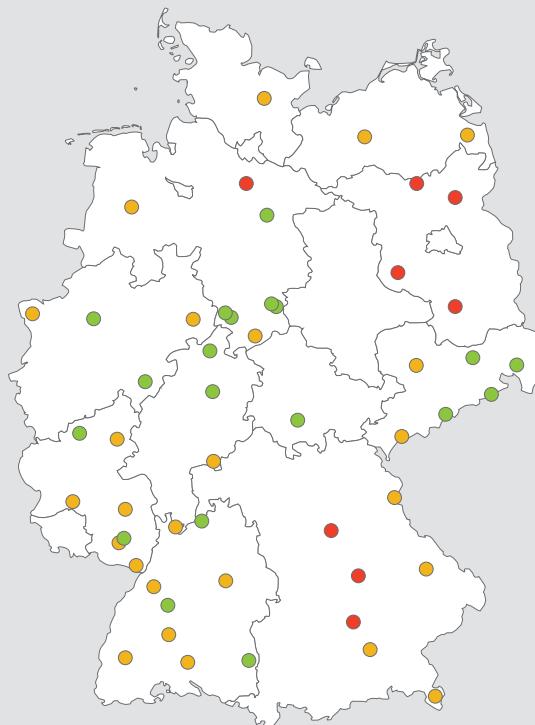
Trend $\text{NH}_4\text{-N}$ 

Quelle: Thünen-Institut für Waldökosysteme anhand von Daten der forstlichen Umweltbeobachtung der Länder

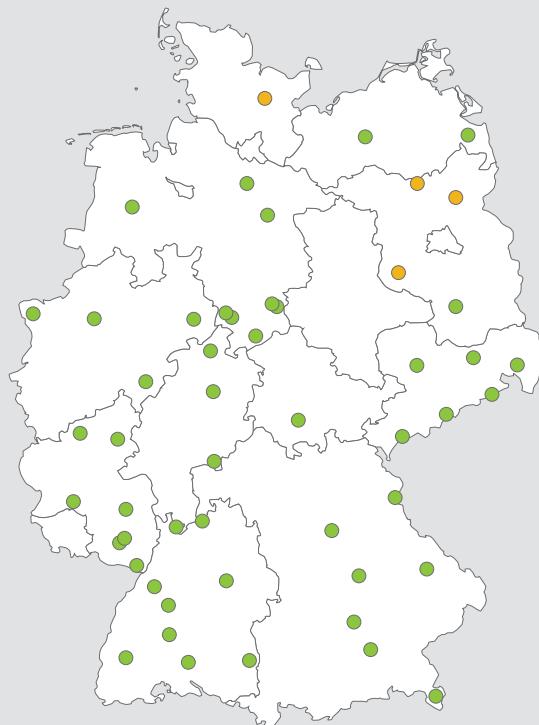
Wie der Trend an einzelnen Standorten verläuft, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die Art der Schadstoffquellen und die Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen, aber auch generelle wirtschaftliche Entwicklungen spielen eine Rolle. Das wird auch bei der Betrachtung der Depositionsentwicklung an den ausgewählten Standorten in Abbildung 9 deutlich. Die Depositionsmessungen in den Fichtenbeständen Olbernhau (Erzgebirge, Sachsen), Solling

(Mittelgebirge, Niedersachsen), St. Märgen (Schwarzwald, Baden-Württemberg), spiegeln den generellen rückläufigen Trend der SO_x - und NO_x -Emissionen im Zeitraum 1990 bis 2010 wider. In den alten Bundesländern erfolgte die stärkste Reduzierung für SO_2 bereits vor den 1990er Jahren. Im Erzgebirge waren die Bestände bis in die 1990er Jahre den SO_2 -Emissionen der Tschechischen Republik ausgesetzt. Diese wurden in den Folgejahren deutlich

Trend NO₃-N



Trend SO₄-S



reduziert. Aktuell verringern sich die Schwefeleinträge nur noch geringfügig. Auf der Fläche im Schwarzwald ist der Trend bei Nitratstickstoff nicht rückläufig, so dass dort aktuell im Vergleich der drei Standorte die höchsten Raten vorliegen. Wahrscheinlich leisten die verkehrsbedingten Emissionen des Oberrheingrabens hierzu einen entscheidenden Beitrag. Auch beim Ammoniumstickstoff weisen die Standorte unterschiedliche Entwicklungen auf.

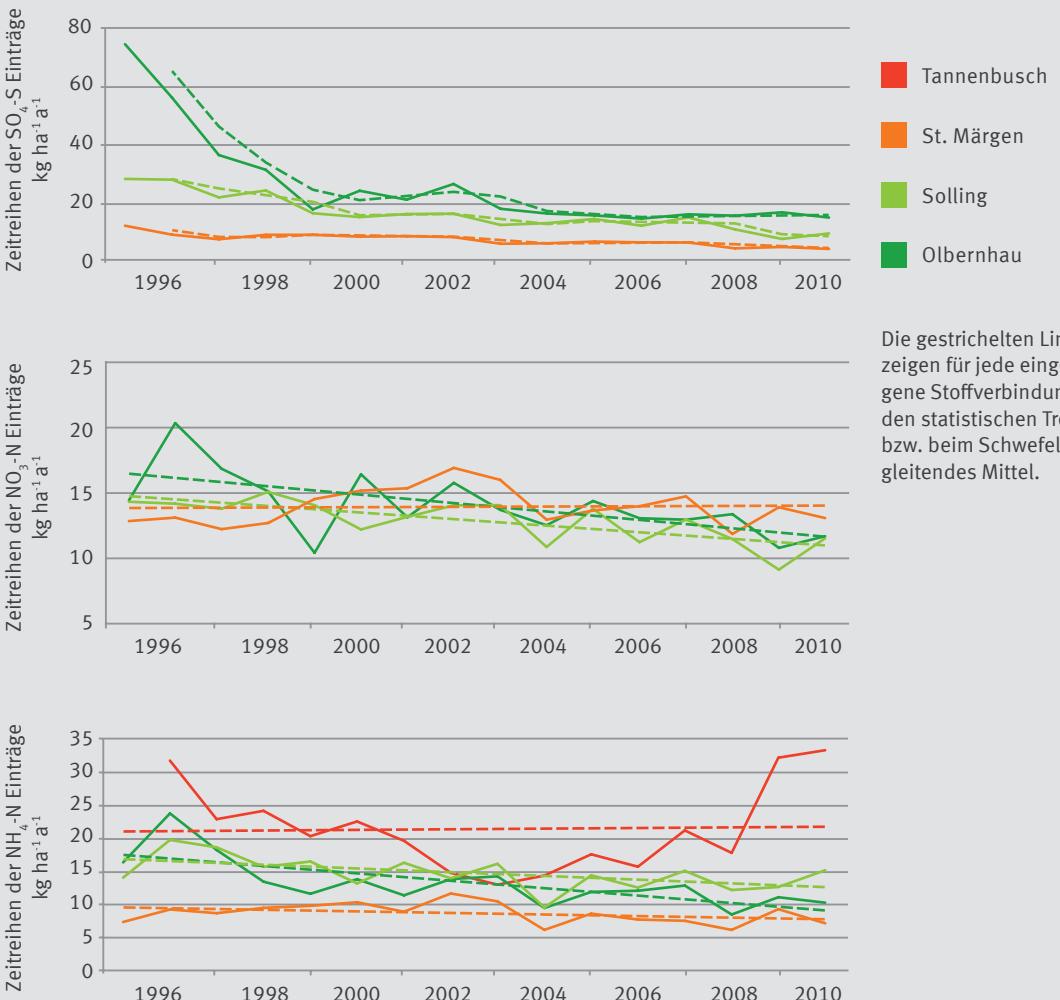
Während in den Fichtenbeständen die Deposition abnahm, stieg sie in dem zusätzlich aufgenommenen Eichenbestand am emissionsnahen Standort Tannenbusch an der niederländischen Grenze in den letzten Jahren sogar wieder an. Der besonders stark abnehmende Trend auf der Fläche Olbernhau weist auf den Abbau der Tierbestände in den neuen Bundesländern nach der Wiedervereinigung hin.

Die eingetragenen Schwefel- und Stickstoffverbindungen wirken im Waldboden versauernd. Die Nettosäureeinträge verringerten sich besonders dort, wo die Einträge von Sulfat und Nitrat zurückgegangen sind. Besonders ausgeprägt ist dies bei Fichtenbeständen mit ihrer bekanntermaßen hohen Filterwirkung für Luftschaadstoffe.

Die Stickstoffverbindungen wirken nicht nur versauernd, sondern auch düngend. Sowohl Versauerung als auch einseitig erhöhte Stickstoffeinträge führen zu Nährstoffungleichgewichten, das heißt Unterversorgung der Pflanzen mit Kalzium, Magnesium und anderen basischen Kationen sowie Phosphor im Verhältnis zum Stickstoff.

ABBILDUNG 9

Zeitreihen der Einträge von Sulfatschwefel (SO_4^2- -S), Nitratstickstoff (NO_3^- -N) und Ammoniumstickstoff (NH_4^+ -N) in ausgewählte Waldbestände des Level-II-Untersuchungsprogramms.



Quelle: Thünen-Institut für Waldökosysteme anhand von Daten der forstlichen Umweltbeobachtung der Länder

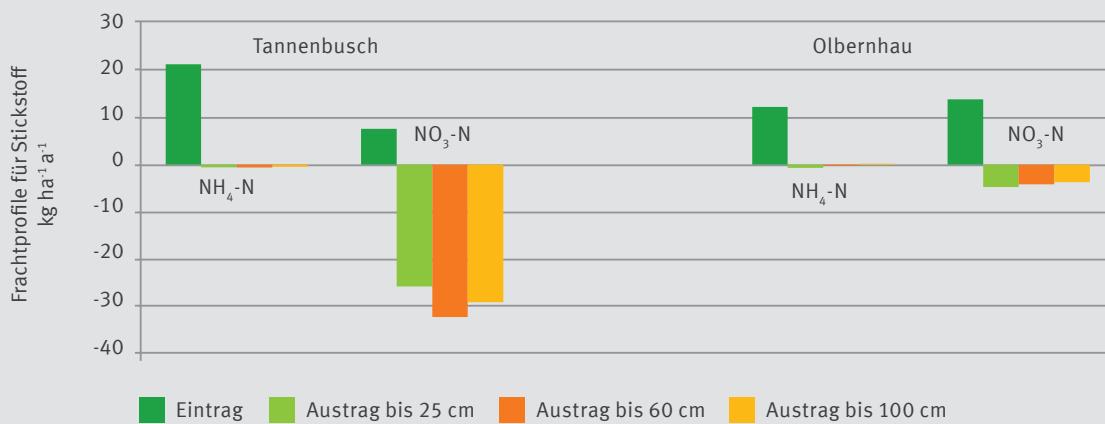
2. Kernbotschaft: Schadstoffeinträge beeinträchtigen wichtige Waldfunktionen

Wälder dienen nicht nur der Produktion von Holz oder der Erholung des Menschen. Sie haben darüber hinaus viele wichtige Funktionen im Naturhaushalt und sind Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten. Diese vielfältigen Funktionen können nur gesunde, unbelastete Wälder auf Dauer optimal erfüllen.

In Waldökosystemen sind vielfältige Beziehungen der Lebewesen untereinander, zwischen Lebensgemeinschaften und unbelebter Umwelt (z. B. Klima, Boden) sowie menschliche Einflüsse (z.B. Bewirtschaftung, Stoffeinträge) wirksam. Waldböden können Schadstoffeinträge häufig über eine bestimmte Zeit puffern, so dass Wirkungen nicht oder nur zeitverzögert sichtbar werden. Aus diesen Gründen ist im Einzelfall der Zusammenhang von Luftschaadstoffeinträgen

ABBILDUNG 10

Frachtpföfe für Stickstoffverbindungen an zwei von unterschiedlichen Emissionen beeinflussten Waldbeständen (1998–2010).



Quelle: Thünen-Institut für Waldökosysteme anhand von Daten der forstlichen Umweltbeobachtung der Länder

und Schadwirkungen oft nicht direkt nachweisbar, zumal es in aller Regel zu Überlagerungen der Einflussfaktoren kommt. Die langjährige Umweltbeobachtung und Ökosystemforschung fand aber regelmäßig wiederkehrende Reaktionsmuster von Waldökosystemen auf stoffliche Belastungen. Es besteht kein Zweifel, dass diese bei Überschreitung bestimmter Schwellenwerte die Anfälligkeit der Wälder gegenüber Stressfaktoren erhöhen. Gut belegt sind z. B. Zusammenhänge zwischen Nährstoffungleichgewichten in Pflanzen und ihrer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Frost, Dürre, Insektenfraß und manchen Pflanzenkrankheiten, z. B. Pilzinfektionen. Einige ausgewählte Beispiele sollen verdeutlichen, dass Waldfunktionen durch Schadstoffeinträge beeinträchtigt werden:

Pufferfunktion für Schadstoffe: In unbelasteten Wäldern begrenzt die geringe Verfügbarkeit von Stickstoff häufig das Baumwachstum. In diesem Fall wird pflanzenverfügbarer Stickstoff fast vollständig durch die Vegetation aufgenommen. Bei erhöhten Stickstoffeinträgen wird zunächst das Wachstum gefördert und dadurch mehr Stickstoff in der Biomasse eingelagert. Außerdem kann auf den meisten Waldstandorten Stickstoff im Humus gespeichert werden. So verhindert der Wald den Eintrag von Nitrat ins Grundwasser. Der vor allem durch Ammoniumnitrat belastete Eichenbestand in Tannenbusch (NRW) ist ein Beispiel dafür (Abb. 10), wie lang anhaltende überhöhte Stickstoffeinträge die Pufferfunktion des Waldbodens überlasten.

Das eingetragene Ammonium wird nahezu vollständig in Nitrat umgewandelt (nitritifiziert). Das Nitrat wird fast komplett ausgewaschen, weil die Speicherfähigkeit des

Ökosystems für Stickstoff bereits erschöpft ist. Bei dem vor allem durch SO_x - und NO_x -Einträge geprägten Standort Olbernhau wird das Ammonium ebenfalls vollständig nitritifiziert, der Nitratstickstoff wird aber weitgehend im Boden und im Pflanzenbestand gespeichert. Wird dieser Speicher weiter bis zur Sättigung aufgefüllt, könnten auch an diesem Standort erhöhte Nitratfrachten das Grundwasser erreichen.

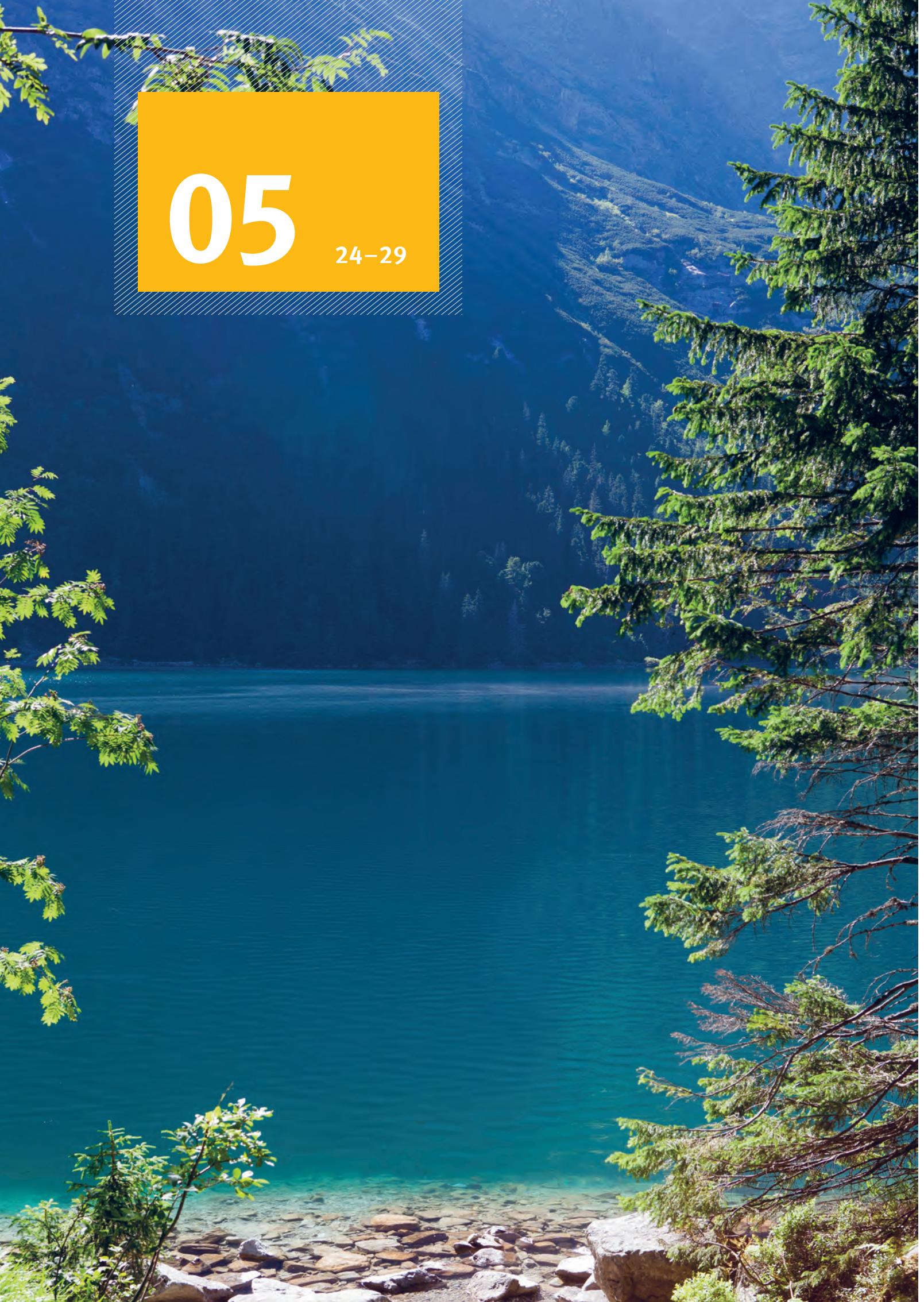
Produktionsfunktion: Bei beiden dargestellten Standorten führt die Säurebildung zur Freisetzung von für Pflanzenwurzeln toxischen Aluminiumionen. Ausschlaggebend für die Einschätzung des daraus entstehenden Risikos ist das Verhältnis der Aluminiumionen zu den begleitenden basischen Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium) in der Bodenlösung. Dieses Verhältnis zeigt auf keiner der beiden Waldflächen einen für die jeweilige Baumart kritischen Wert.

Zusätzlich zu den bisher beschriebenen versauernden und eutrophierenden Stoffeinträgen wirken auch zu hohe Konzentrationen troposphärischen Ozons auf die Wälder. Es gibt deutliche Anzeichen dafür, dass dadurch ihre Produktions- und Kohlenstoffspeicherfunktion beeinträchtigt wird (ICP Vegetation, 2012, mehr Informationen über Ozonwirkungen auf Pflanzen siehe Kapitel 8).

Lebensraumfunktion: Untersuchungen des ICP Forests (2006 bzw. 2012) belegen, dass sich die Boden- und Flechtenvegetation bei hoher Stickstoffdeposition verändert, wobei stickstoffliebende Arten zunehmen. Sie verdrängen die unter diesen Bedingungen konkurrenzschwächeren Arten, die in ihrem Vorkommen inzwischen zunehmend bedroht sind.

05

24-29



Lebendige Bäche und Seen. Wie wirken sich geringere Schadstoffeinträge auf Gewässer aus?

Seit 1986 werden in Deutschland die Wirkungen der Luftverunreinigung auf Gewässer systematisch untersucht und Ergebnisse in die Datenbanken des ICP Waters eingespeist. Unter den anthropogen bedingten Emissionen sind es v.a. die säurebildenden Luftschaadstoffe (SO_2 , NO_x und NH_3), die gravierende Auswirkungen auf die Oberflächengewässer haben und zu Versauerungserscheinungen führen. Von Beginn an war das Untersuchungsprogramm vor allem auf diese Versauerungswirkungen in geologisch säuresensiblen Gebieten ausgerichtet, da nur schwach gepufferte, kalkarme Gewässer gegenüber Versauerungen gefährdet sind. In sieben Untersuchungsgebieten mit insgesamt 27 Messstellen, die überwiegend an Oberläufen von Fließgewässern mit bewaldeten Einzugsgebieten liegen, werden bis heute sowohl chemische als auch biologische Parameter erhoben. Gemessen werden u.a. der pH-Wert als Maß für den Säuregehalt des Wassers, die Konzentration an säurebildenden Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumionen sowie eine Reihe von biologischen Werten zur Charakterisierung der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften.

1. Kernbotschaft: Die Gewässer erholen sich unterschiedlich schnell von der Versauerung

Der Trend zur Versauerung konnte in den meisten der beobachteten Gewässer gestoppt und zum Teil umgekehrt werden (Abbildung 12). Allerdings reagieren die Gewässer sehr unterschiedlich auf die Minderung der Säuredeposition und die Trends einzelner Versauerungsparameter sind nicht immer einheitlich (Tabelle 2). Die Ursachen dafür sind vielfältig. Zum Beispiel hängen die physikalisch-chemischen Parameter des Wassers in starkem Maße vom Stofftransport aus dem Einzugsgebiet ab. Böden können Stoffeinträge aus der Atmosphäre mitunter lange Zeit ansammeln. Sie geben die Stoffe erst nach Sättigung ihrer Speicherkapazität an die

Gewässer ab. Dadurch verlangsamt sich die chemische und biologische Erholung der Gewässer. Verschiedene Organismenarten, die in den versauerten Bächen und Seen nicht mehr überleben konnten, sind teilweise in die Gewässer zurückgekehrt. Im Folgenden werden die Trends ausgewählter chemischer und biologischer Versauerungsindikatoren an den Messstellen beschrieben.

Sulfat

In den untersuchten Bächen war im Zeitraum von 1990 bis 2010 ein deutlicher Rückgang der Sulfatkonzrationen zu beobachten. An knapp 82 % der Messstellen war eine signifikante Verbesserung festzustellen, an gut 18 % war kein statistisch gesicherter (signifikanter) Trend zu beobachten. Etwa zwei Drittel dieser Abnahme der Sulfatkonzrationen erfolgte im Zeitraum vor 2000.

Nitrat

Im Gegensatz zu Sulfat zeigten die Nitratkonzrationen keinen einheitlichen Rückgang an den Messstellen. Nur an gut 52 % der Gewässer war eine signifikante Verringerung der Nitratkonzration festzustellen, bei knapp 30 % war kein eindeutiger Trend erkennbar und bei gut 19 % erhöhte sich die Konzentration an Nitrat im Beobachtungszeitraum sogar. Aufgrund des Rückgangs der Sulfatkonzrationen hat somit die Bedeutung von Nitrat als Versauerungsursache in den Gewässern zugenommen.

pH-Wert

An 59 % der Messstellen war eine signifikante Zunahme der pH-Werte und damit eine Verbesserung der Versauerungssituation festzustellen. An einem relativ hohen Prozentsatz von knapp 41 % der Messstellen war beim pH-Wert jedoch kein eindeutiger Trend einer Verbesserung zu beobachten.

ABBILDUNG 11

Fotos säureempfindlicher Makrozoobenthos-organismen.



Larve der Eintagsfliege *Ephemera danica*



Larve der Steinfliege *Perla*



Larve der Köcherfliege *Rhyacophila*

Kleinklebewesen des Gewässergrundes

Die Arten der Lebensgemeinschaft der Gewässer reagieren unterschiedlich auf Stoffeinträge. Die Artenzusammensetzung in einem Gewässer kann deshalb, mit den unten angeführten Einschränkungen, als Indikator für die chemische Gewässerqualität herangezogen werden. Zum Schutz der biologischen Vielfalt ist es wichtig, auch den empfindlichen Arten wieder bessere Überlebensmöglichkeiten zu schaffen.

Seit langem wird die an der Gewässersohle lebende Gemeinschaft der wirbellosen Tiere (Makrozoobenthos) zur Bestimmung des Versauerungsstatus von Gewässern herangezogen. An Dreiviertel der Messstellen zeigte sich eine deutliche Verbesserung. Versauerungsliebende und -tolerante Tiere nahmen langfristig ab und wurden teilweise durch versauerungsempfindliche Arten (einige Beispiele in Abbildung 11) ersetzt. Doch seit dem Jahr 2005 ist in vielen Bächen eine Stagnation bzw. sogar eine leichte Verschlechterung in den Bewertungsergebnissen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften festzustellen. Dies kann teilweise mit den sich kaum noch veränderten Säureeinträgen erklärt werden bzw. durch den weiteren Eintrag säurebildender Stoffe, die sich in den Böden der Einzugsgebiete angesammelt haben.

Nicht überall folgt auf die Verbesserung der Gewässerchemie auch eine Verbesserung des biologischen Versauerungszustands. Eine Rückkehr säuresensibler Arten kann nur dort erfolgen, wo neben einem besseren chemischen Versauerungszustand auch die Möglichkeit der Einwanderung besteht. Diese kann aus unbelasteten benachbarten Gewässern oder Gewässerabschnitten erfolgen, in denen diese sensiblen Arten noch in ausreichender Anzahl vorkommen. Fehlen solche Wiederbesiedlungsquellen in einem Einzugsgebiet oder ist die Einwanderung auf Grund von Barrieren, wie Wehre oder Aufstauungen, erschwert, ist auch bei einer Verbesserung des chemischen Versauerungszustands nicht mit einer schnellen Reaktion der Biologie zu rechnen.

Das Beispiel der Großen Ohe im Bayerischen Wald veranschaulicht, wie Gewässer auf verminderte Luftschadstoffeinträge, aber auch andere Umweltveränderungen reagieren (Box 3).

TABELLE 2

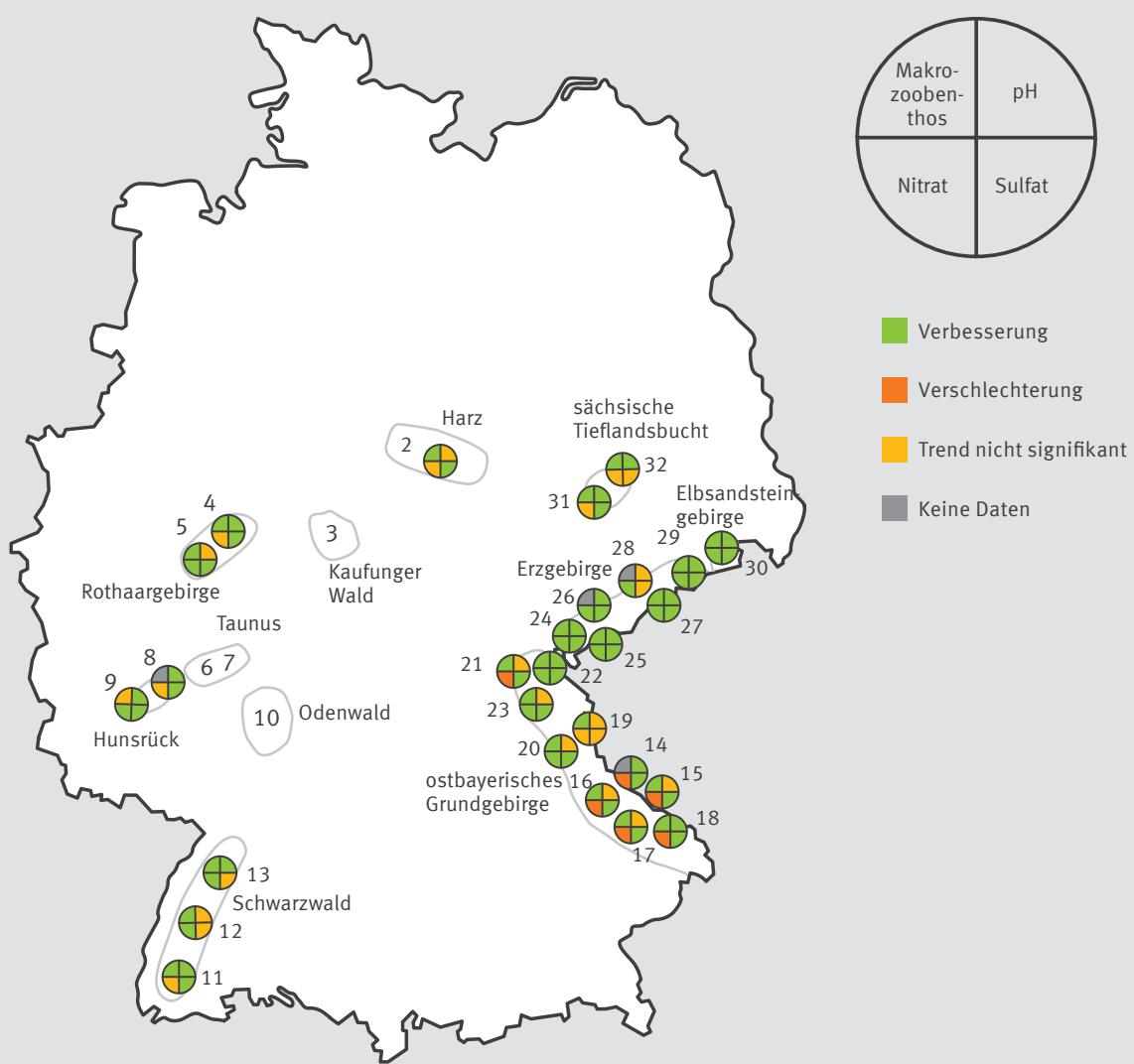
Veränderung der Versauerungssituation an den Gewässermessstellen im Beobachtungszeitraum 1990 – 2010 (Prozent-Anteil der Messstellen, N=27)

Parameter	signifikant besser	signifikant schlechter	unklar bzw. unverändert
pH	59,3	0,0	40,7
SO ₄	81,5	0,0	18,5
NO ₃	51,9	18,5	29,6
Makrozoobenthos	75,0	0,0	25,0

Quelle: Schaumburg et al., 2008 (verändert und ergänzt)

ABBILDUNG 12

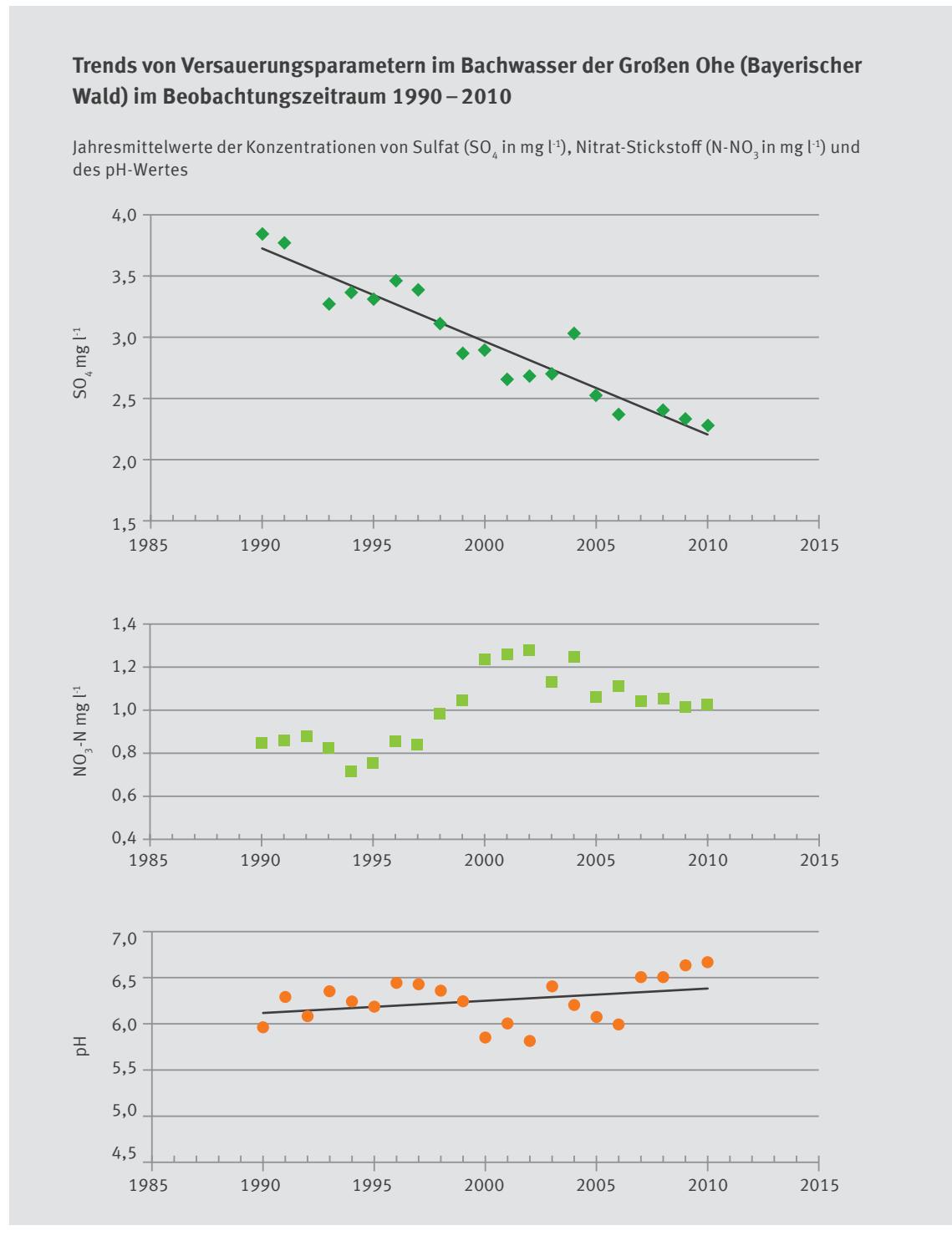
Trendentwicklung ausgewählter Parameter in versauerungsgefährdeten Regionen Deutschlands, Messstellen 3, 6, 7, 10 sind seit 2004 nicht mehr im Monitoringprogramm



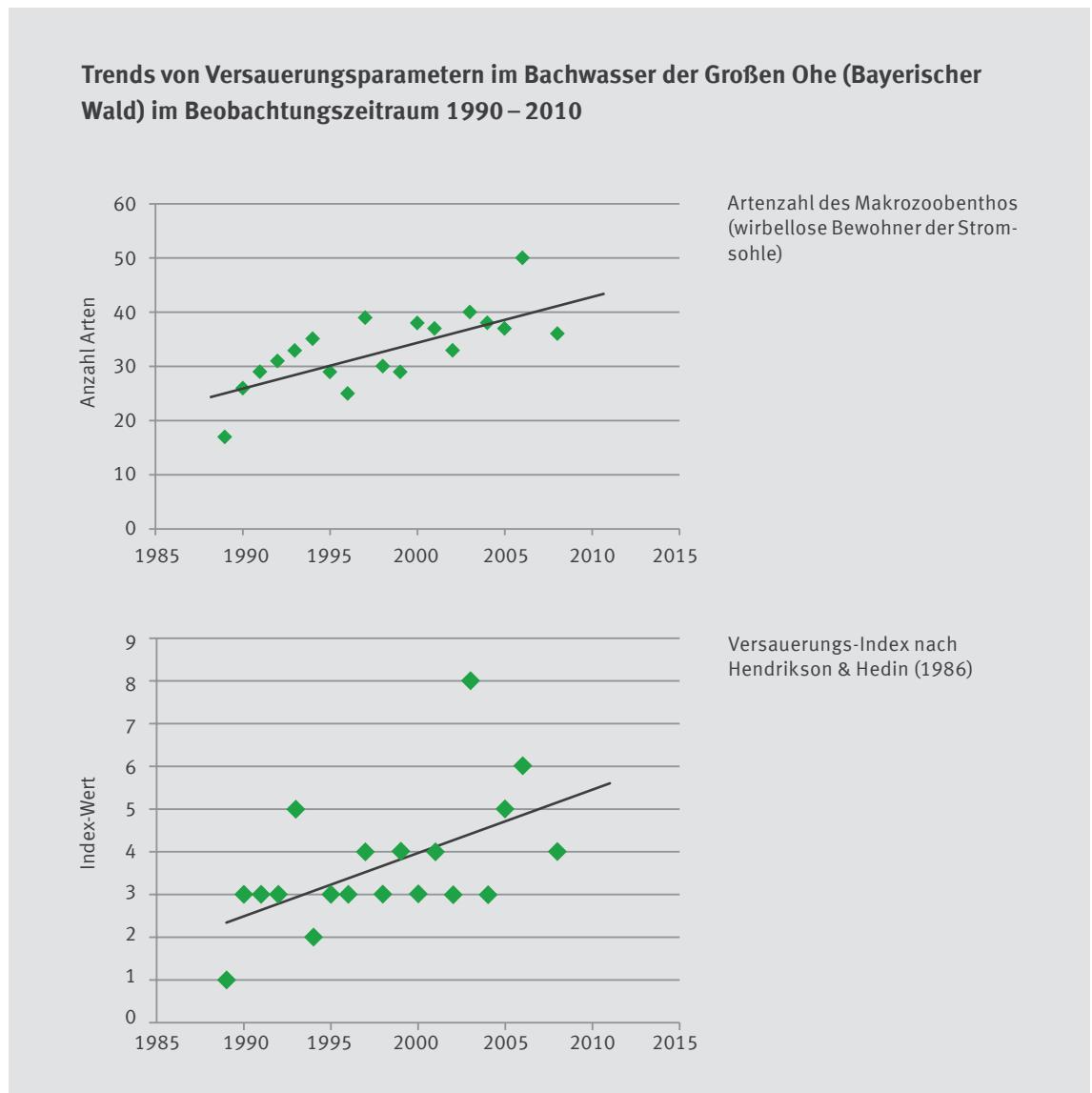
Quelle: Schaumburg et al., 2008 (verändert und ergänzt)

3. Hoffnung für die Große Ohe?

Der Erfolg bei der Verminderung der Emissionen von säurebildenden Luftschaadstoffen zeigt sich besonders deutlich in der statistisch gesicherten Abnahme der Sulfatkonzentration im Bachwasser der Großen Ohe. Der größte Rückgang erfolgte dabei zwischen 1990 und 2000. Seit 2000 liegen die Sulfatkonzentrationen im Jahresmittel meist deutlich unter 3 mg l^{-1} und sind damit für die Versauerung von untergeordneter Bedeutung. Beim Nitratstickstoff ist kein eindeutiger Abnahmetrend zu erkennen. Allerdings ist die Umkehr des zunächst abnehmenden Trends der Konzentrationen vor allem auf das Absterben und die Zersetzung der Fichtenbestände nach massivem Borkenkäferbefall und das damit verbundene Absterben der Bäume ab 1996



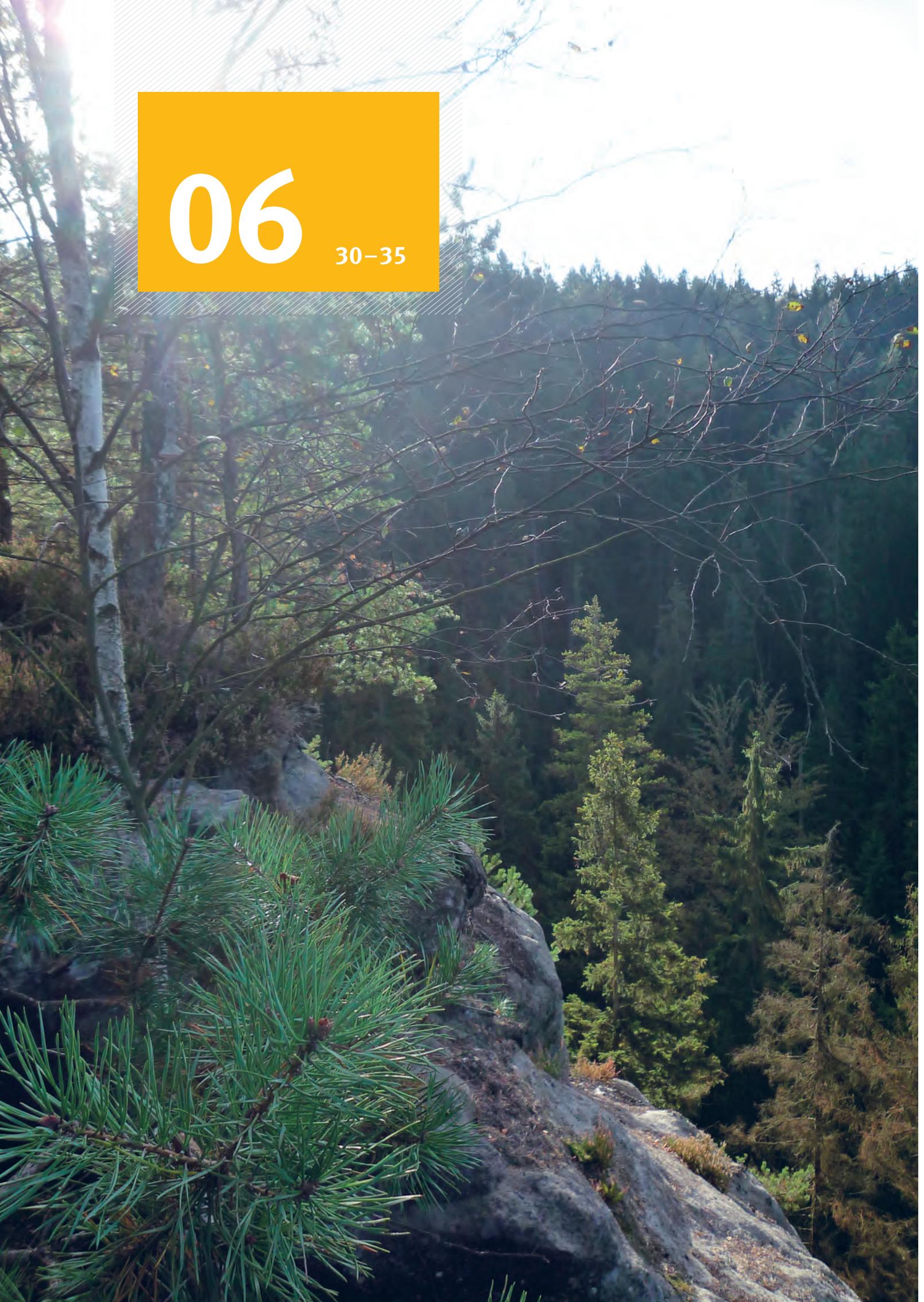
zurückzuführen (siehe auch nachfolgendes Kapitel, der Forellenbach gehört zum Einzugsgebiet der Großen Ohe). Spitzenwerte traten vor allem zwischen 1999 und 2002 auf, so dass Sulfat durch Nitrat als Hauptkomponente der Gewässerversauerung abgelöst wurde. Seit 2004 sind die Nitratstickstoffkonzentrationen aber wieder rückläufig. Der pH-Wert stieg in der Zeit zwischen 1990 bis 2010 an und zeigt damit eine statistisch abgesicherte Verbesserung an. Im Detail spiegelt er die zeitliche Entwicklung der beiden Hauptsäurebildner Sulfat und Nitrat wieder (Anstieg bis 1996, danach Absinken, erneute Erholung seit 2007).



Im betrachteten Zeitraum stieg die Artenzahl des Makrozoobenthos kontinuierlich an. Dies bedeutet, dass die versauerungsbedingte Verarmung der Lebensgemeinschaft durch Neuansiedlung von Arten kompensiert wurde. Der Säureindex nach Hendrikson & Medin (1986) bewertet das Verhältnis von säureempfindlichen zu säureunempfindlichen Arten und Artgruppen. Je niedriger der Indexwert, desto stärker sind die Versauerungsercheinungen in der Lebensgemeinschaft. Unter einem Indexwert von 6 ist die Versauerung des Gewässers deutlich. In der Großen Ohe sind bisher säureempfindliche Arten nur teilweise zurückgekehrt. Die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos wird immer noch durch säuretolerante Arten dominiert.

06

30-35



Ökosysteme unter der Lupe – was zeigt uns die intensive, medien-übergreifende Dauerbeobachtung in Wassereinzugsgebieten?

Erst wenn Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre, Pflanzen, Böden und Gewässern ausreichend verstanden sind, können aus Daten der Umweltbeobachtung die richtigen Schlüsse gezogen werden. Daher analysiert das Kooperativprogramm Integrated Monitoring in einem medienübergreifenden Ansatz den gegenwärtigen Zustand von Ökosystemen sowie die Zustandsänderungen infolge veränderter Umweltbedingungen und -belastungen. Für dieses wie auch andere Monitoringprogramme gilt: Nur durch die langfristige Beobachtung von Veränderungen im Ökosystem und der Messung physikalisch-chemischer Umweltfaktoren am gleichen Ort wird es möglich, die Wirkungen der Luftverunreinigungen von natürlichen Schwankungen zu unterscheiden und so die Zusammenhänge zwischen Stoffeinträgen, Klimaänderungen und biologischen Prozessen in einem integrativen Ursache-Wirkungs-Ansatz zu erforschen. Das Integrated Monitoring beschränkt sich auf wenige, intensiv beobachtete Standorte und weist enge Verbindungen zu den meisten anderen Kooperativprogrammen auf.

Untersuchungsgegenstand des Programms sind Wassereinzugsgebiete, die nur durch den Ferntransport von Luftverunreinigungen beeinflusst sind (Reinluftgebiete). In Deutschland sind das die bewaldeten Untersuchungsgebiete Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald (Bayern, seit 1990; 787 bis 1290 m ü. NN; v. a. Fichte und Buche), und Stechlinsee mit der UBA-Luftmessstelle Neuglobsow (Brandenburg, seit 1998; 69 m ü. NN; v. a. Kiefer und Buche). An den Standorten werden u. a. die Versauerung und Eutrophierung, Ozonwirkungen auf Waldbäume, Stoffbilanzen für Schwermetalle und Wirkungen von Klimaänderungen untersucht. Die gewonnenen Erkenntnisse erlauben es u. a. Wirkungszusammenhänge besser zu verstehen, zusätzliche Einflussfaktoren zu identifizieren (z.B. verändertes Klima)

und Simulationsmodelle zu verbessern (z.B. Eintragsmodellierung und Ozonfluss). Im Folgenden werden einige Beispiele dargestellt.

1. Kernbotschaft: Weniger Säure – bessere Lebensbedingungen für Bäume, Fische und andere Lebewesen – am Beispiel des Forellenbachs

Die Einträge von Schwefel in Form von Sulfat (SO_4^{2-}) in die Baumbestände des Forellenbachgebiets folgten dem massiven Rückgang der versauernd wirkenden SO_2 -Emissionen (Abbildung 13a). Auch die Zusammensetzung des Schwefeleintrags hat sich stark gewandelt. Waren zu Beginn der 1990er Jahre die Einträge von Gasen und Partikeln noch von großer Bedeutung, so wird nun fast der gesamte Schwefel über den Niederschlag eingetragen; auch dies eine Konsequenz der veränderten atmosphärischen Zusammensetzung durch die erfolgreiche Emissionsminderung.

Im Forellenbachgebiet, wie in anderen Regionen mit ähnlicher naturräumlicher Ausstattung, reagierten die Böden sehr schnell mit rückläufigen SO_4^{2-} -Konzentrationen und mit ansteigenden pH-Werten (von pH 4,5 auf pH 5) im Bodenwasser auf die Verringerung der Schwefeleinträge (Abbildung 13b). Dies führte unmittelbar zum Rückgang schädlich wirkender Aluminiumionen im Bodenwasser und insgesamt zu für die Baumgesundheit günstigeren Bedingungen im Boden.

Etwa seit Mitte der 1990er Jahre wird über den Forellenbach mehr Sulfatschwefel ($\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$) aus dem Einzugsgebiet transportiert als durch die atmosphärische Deposition hinein gelangt (Abbildung 13a). Doch auch die Austräge sind geringer geworden. Sie stammen zu mehr als 50 % aus den gespeicherten Vorräten v. a. im Grundwasserumsatzraum, die in den Jahrzehnten zuvor aufgebaut worden waren. Die

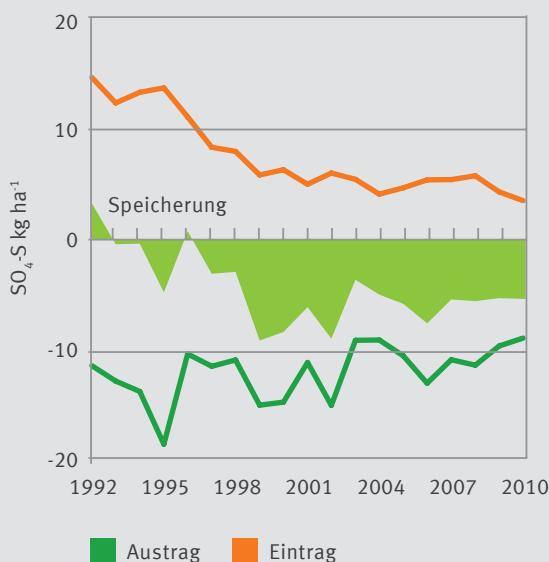
Bedeutung des durchwurzelten Bodens als Schwefelspeicher ist inzwischen gering. Versauerungsperioden, die bei Hochwasser auch heute noch auftreten, resultieren nun vor allem aus der Freisetzung organischer Säuren aus dem Boden.

Nach Verbesserung der Wasserchemie des Forellenbaches erhöhte sich die Biomasse des Makrozoobenthos (siehe Kapitel 5). Insbesondere die säureempfindlichen, in den

vorangegangenen Jahrzehnten selten anzutreffenden Bachflohkrebsen sind zurückgekehrt. Sie bilden die wesentliche Futtergrundlage für Bachforellen (*Salmo trutta fario L.*) und Koppen (*Cottus gobio L.*). Beide Fischarten profitieren auch unmittelbar in ihrem Reproduktionserfolg von der geringeren Säure- und Aluminiumbelastung bei vorübergehenden Versauerungssereignissen.

ABBILDUNG 13 A

Schwefelbilanzen für das Einzugsgebiet des Forellenbachs



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

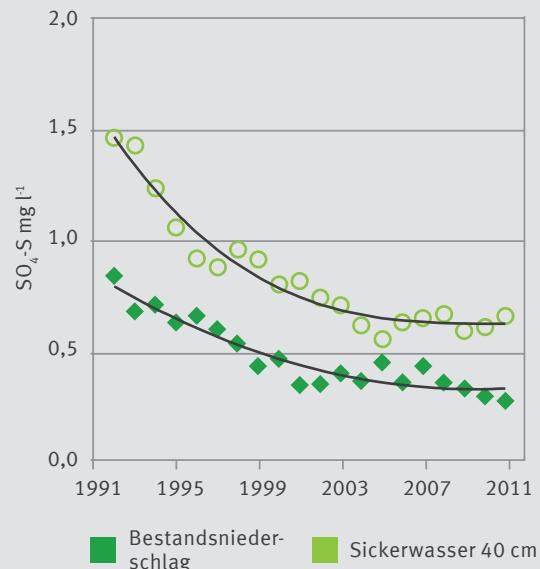
2. Kernbotschaft: Die Speicherfähigkeit von Wäldern für Stickstoff ist begrenzt und störungsanfällig – am Beispiel des Forellenbach

Die Erfolge bei der Emissionsminderung von NO_x und NH_3 waren deutlich kleiner als beim SO_2 (siehe Kapitel 2). Dementsprechend sanken auch die jährlichen Stickstoffeinträge (N) in Form von Ammonium und Nitrat in das Forellenbachgebiet weniger stark als die Schwefeleinträge: sie gingen zwischen 1992 und 2010 von rund $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf etwa $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurück (Abbildung 14a). Die Höhe der Einträge variiert in Abhängigkeit von der Höhe über N.N. (u. a. durch Niederschlag und Exposition) sowie der Art des Bestandes. Auch innerhalb einer Messfläche sind die Unterschiede aufgrund der naturräumlichen Heterogenität erheblich. Diese Beobachtungen liefern wertvolle Erkenntnisse für die weitere Verbesserung der (landesweiten) Eintragsmodellierung (vergleiche Kapitel 7).

Die Stickstoffbilanz im Buchenbestand lässt erkennen,

ABBILDUNG 13 B

Zeitreihen der Sulfatschwefelkonzentrationen im Bestandesniederschlag und im Bodenwasser unter Buche



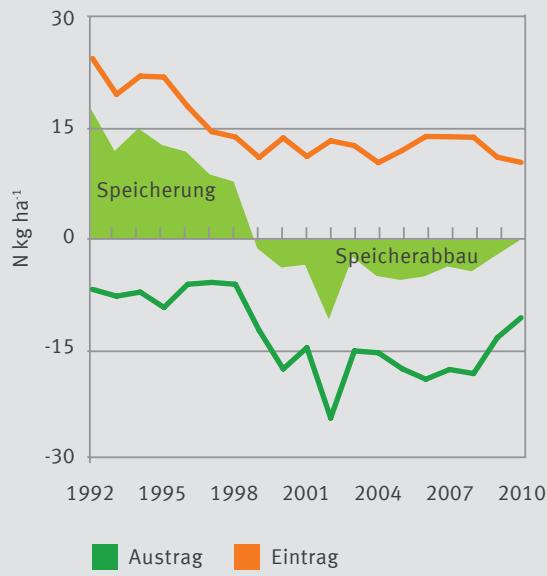
Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

dass durchschnittlich mehr als 90 % des eingetragenen Stickstoffs durch Einbau in Bestandes- und Bodenbiomasse im Ökosystem gespeichert werden (Abbildung 14b). Biologische Indikatoren hierfür sind die nachweislich steigenden Stickstoffgehalte in den Blättern (Abbildung 15a) und, begünstigt durch die Entsäuerung des Bodens, die ebenfalls steigenden Kalium (K)- und Magnesium (Mg)-Gehalte, welche das Holzwachstum des Bestands tendenziell forcieren (Abbildung 15b). Dies dürfte dazu beitragen, dass die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und nachfolgend im Grundwasser weiterhin sehr niedrig sind.

Unklar ist, wie lange dieses enorme Rückhaltevermögen intakt bleibt; zum einen, weil die Stickstoffvorräte im Boden aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten und historisch geringen Nutzungsintensität bereits sehr hoch sind, zum anderen, weil die natürliche Nachlieferung aus diesen Vorräten bereits ausreicht, den jährlichen Bedarf für die Holzproduktion zu decken.

ABBILDUNG 14 A

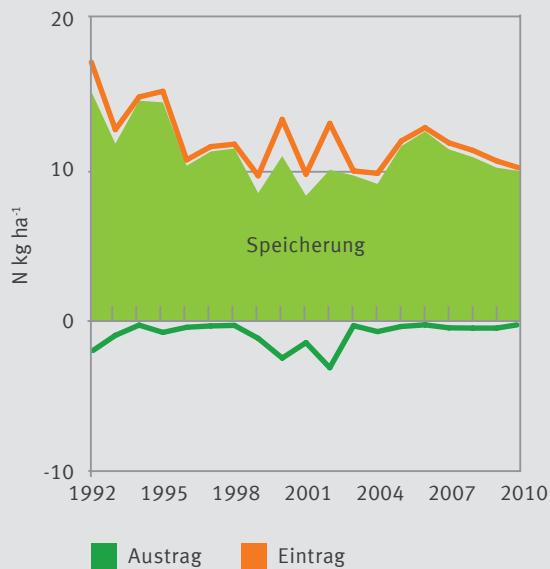
Stickstoffbilanzen für das Einzugsgebiet des Forellenbachs insgesamt



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

ABBILDUNG 14 B

Stickstoffbilanzen für einen Buchenaltbestand im Einzugsgebiet des Forellenbachs



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

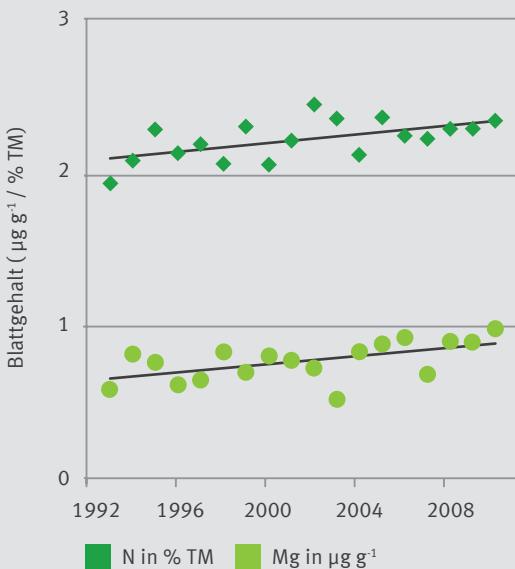
Die Nettospeicherraten im Ökosystem nahmen zwischen 1990 und 1998 den rückläufigen Gesamtdepositionsraten folgend ab (Abbildung 14a), während der Austrag durch die lange Verweilzeit des Grundwassers, das mit mehr als 50 % zum jährlichen Abfluss beiträgt, nur eine schwach rückläufige Tendenz aufwies. Im Buchenwald ist die Speicherfunktion intakt geblieben (Abbildung 14b). Dagegen führte das flächenhafte Absterben von Fichtenbeständen nach starkem Borkenkäferbefall ab 1996 für einige Jahre zu starken Stickstoffausträgen. Ähnliche Ökosystemreaktionen sind auch in vergleichbaren Lebensräumen zu

erwarten, wobei die Ursache der Störung (auch Sturm, Feuer oder Holzernte) eine untergeordnete Rolle spielt. Der Nährstoffbereitstellung durch Biomasse zersetzende Bodenmikroorganismen steht dann über mehrere Jahre hinweg nur ein geringer Nährstoffentzug durch die erst langsam aufkommende krautige Vegetation und den jungen Baumbestand gegenüber. Es ist deshalb wichtig, Stickstoffakkumulationen in Ökosystemen über das natürliche Maß hinaus zu verhindern und N-Einträge unterhalb der kritischen Belastungsgrenzen zu halten.



ABBILDUNG 15 A

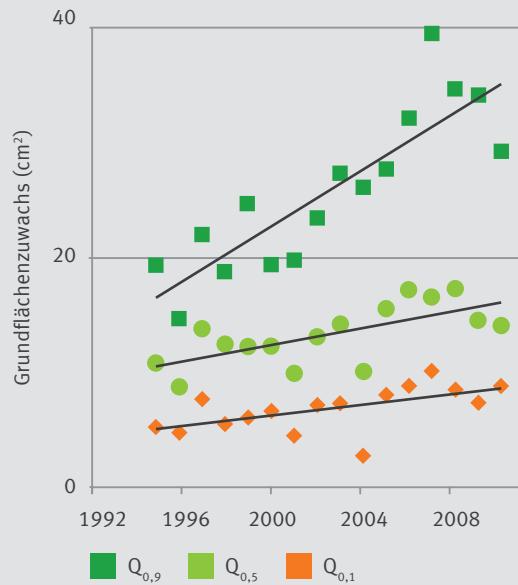
Trends der Stickstoff (N)- und Magnesium (Mg)-Gehalte ($p<0,05$ bzw. $0,01$) in Buchenblättern des Bestands B1 (jeweils $N = 8$ Bäumen) am Forellenbach



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

ABBILDUNG 15 B

Trends des Grundflächenzuwachses (25 Bäumen) in diesem Bestand, differenziert nach Quantilen ($p<0,01$)



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

3. Kernbotschaft: Durch den Klimawandel können für Waldökosysteme zusätzliche Gefährdungen entstehen (am Beispiel des Stechlinsees)

Das Programm des Integrated Monitoring beinhaltet neben Beobachtungen des Stoffhaushalts und der Biologie auch Untersuchungen des Wasserhaushalts. So liegen am Stechlinsee Mess- und Simulationsdaten zum Wasserhaushalt über einen Zeitraum von über 50 Jahren vor. Daher ist das Gebiet sehr gut geeignet, um Veränderungen des Wasserhaushalts und daraus möglicherweise erwachsende Gefahren aufzuzeigen. Die Messungen im Gebiet zeigen, dass die Jahresmitteltemperaturen in den letzten 50 Jahren um ca. $1,6^{\circ}\text{C}$ angestiegen sind (Abb. 16), während sich die Jahresniederschläge im gleichen Zeitraum um ca. 4 % und in der Vegetationszeit sogar um 7 % reduziert haben. Ebenso hat die Versickerung in der Vergangenheit deutlich abgenommen (Abb. 17). Diese Veränderungen haben deutliche Konsequenzen für den See und den in seinem Einzugsgebiet stockenden Baumbestand. Auch für die Aufnahme von Ozon durch die Bäume und den Kohlenstoffhaushalt sind die Temperatur und der Wassergehalt des Bodens die entscheidenden Regulatoren.¹⁸ Die gewonnenen Erkenntnisse wurden und werden u. a. dazu verwendet um computergestützte Stoff- und Wasserhaushalts-

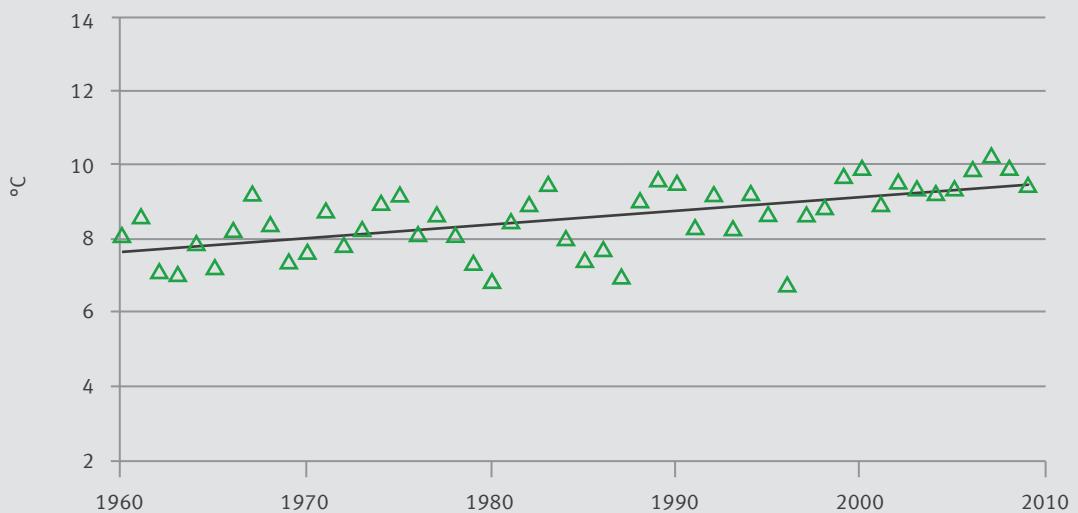
modelle sowie die Wirkungsbewertung weiter zu verbessern. In Zukunft könnte die Grundwasserspende durch geringere Niederschläge so stark reduziert werden, dass die Wasserversorgung des Sees nicht mehr im ausreichenden Maße sichergestellt werden kann. Für den Baumbestand werden höhere Temperaturen und geringere Sommerniederschläge vermehrt zu Wasserstress führen. Dies gilt besonders für die im Einzugsgebiet dominierende Buche, deren Vorkommen in dieser als potenzielles Buchenwaldareal ausgewiesenen Region langfristig gefährdet wäre.

Die Ergebnisse des Integrated Monitoring bestätigen den Rückgang der Schadstoffeinträge in den vergangenen 20 Jahren und dokumentieren die dadurch eingetretene Entlastung der Ökosysteme. Sie weisen aber auch auf bestehende Probleme v. a. durch den Eintrag reduzierter Stickstoffverbindungen und die Belastung mit Ozon hin. Durch die Zusammenführung mannigfacher Messungen und Beobachtungen an einem Standort wird es auch möglich z.B. die Frage zu untersuchen, wie sich ein verändertes Klima auf die Ökosysteme und ihren Stoffhaushalt auswirkt; damit wird auch der zunehmend gemeinsamen Betrachtung von Klimaschutz und Luftreinhaltung in der CLRTAP Rechnung getragen.

18) Schulte-Bispinger H, Beese F (2012): Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow, Abschlussbericht, Förderkennzeichen 351 01 040/04, Büsgen-Institut, Abteilung Ökopedologie der gemäßigten Zonen, Im Auftrag des Umweltbundesamtes

ABBILDUNG 16

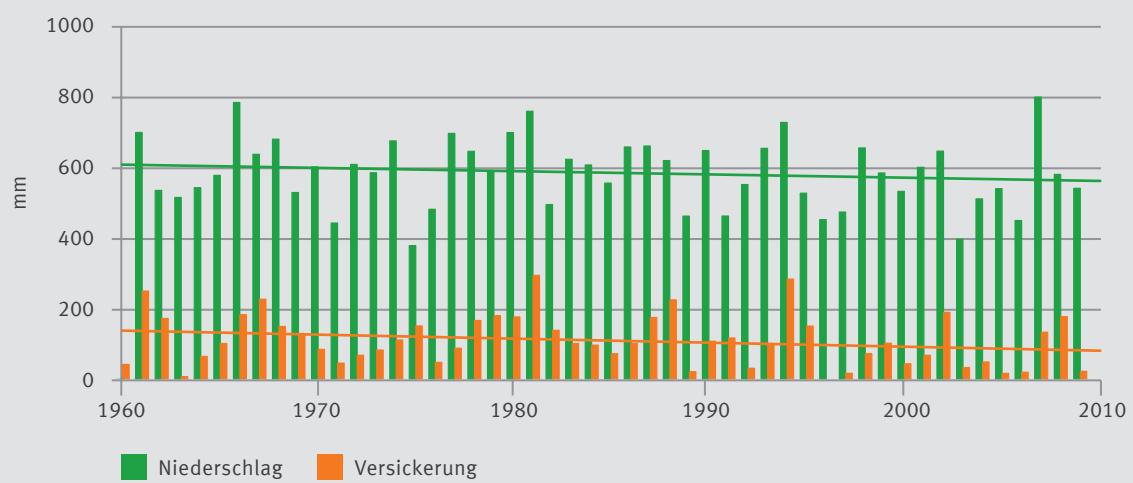
**Verlauf der Jahresmitteltemperaturen am Untersuchungsstandort Stechlinsee,
1960 – 2009**



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

ABBILDUNG 17

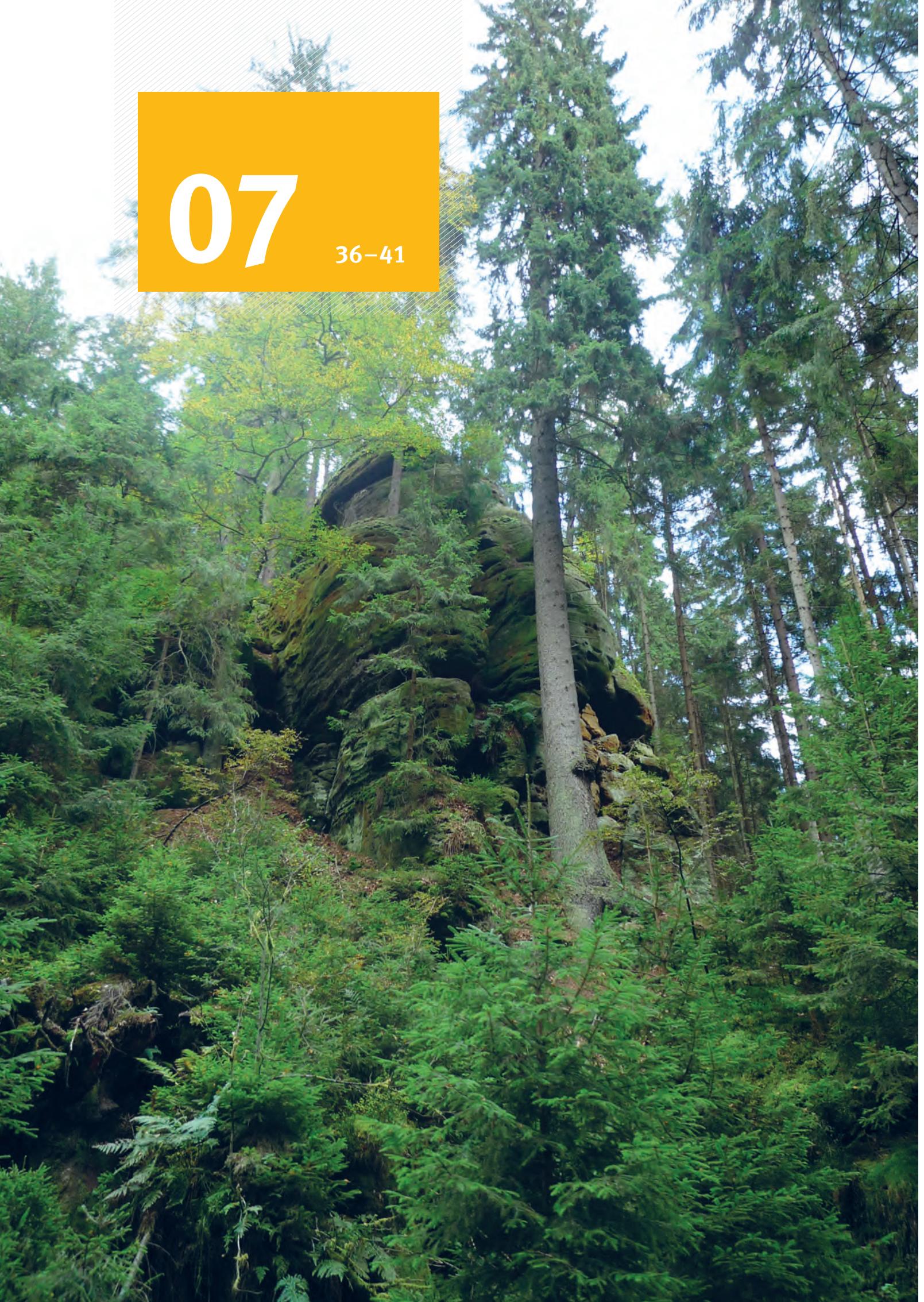
**Verlauf der Jahresniederschläge und der Versickerungsraten am Untersuchungsstandort
Stechlinsee, 1960 – 2009**



Quelle: Nationales Programmzentrum des ICP Integrated Monitoring

07

36–41



Sind die Ökosysteme landesweit und langfristig vor Versauerung und Eutrophierung geschützt?

Für die Beurteilung der Umweltsituation in Deutschland insgesamt bedarf es neben repräsentativen Daten aus Monitoringnetzwerken, der Durchführung von Experimenten und der Intensivbeobachtung auch einer flächendeckenden Betrachtung. Da es nicht möglich ist, flächendeckend Messungen und Beobachtungen durchzuführen, wird dazu auf Modelle zurückgegriffen. Die Modelle bilden, basierend auf langjährigen Beobachtungen, wichtige Prozesse in Ökosystemen ab und erlauben so flächendeckende Aussagen zur Belastbarkeit der Ökosysteme und zur Überschreitung dieser Belastungsgrenzen durch die aktuellen Schadstoffeinträge. Diese Informationen sind eine wichtige Grundlagen für die Politikberatung.

Die Einträge von Stickstoff und Schwefel fallen vor allem dort ins Gewicht, wo der Mensch den Stoffhaushalt nicht ohnehin regelmäßig durch Düngung beeinflusst. Wälder, extensiv bewirtschaftetes Grasland, Heiden, Moore und andere höchstens extensiv bewirtschaftete Biotope sind gegenüber versauernden und eutrophierenden Stoffeinträgen aus der Atmosphäre besonders empfindlich. Sie bedecken etwa 30 % der Fläche Deutschlands. Wälder haben den weitaus größten Anteil, aber auch zahlreiche naturschutzrechtlich streng geschützte Lebensraumtypen des Offenlandes fallen darunter. Sie alle sind Rückzugsgebiete für viele seltene und bedrohte Pflanzenarten und von ihnen abhängige tierische Lebensgemeinschaften.

1. Kernbotschaft: Das Critical Loads-Konzept hat sich als Instrument der Risikobewertung bewährt

Versauernd wirken sowohl die atmosphärischen Einträge von Schwefel- als auch von Stickstoffverbindungen. Für die Eutrophierung sind nur Stickstoffverbindungen verantwortlich. Es hängt von der Kombination von Bodeneigenschaften, der Art der Vegetation und klimatischen Faktoren ab, wie viel Stoffeinträge die Ökosysteme schadlos verkraften können. Ein Maß für die Empfindlichkeit von Ökosystemen sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen für Stoffeinträge, die sogenannten Critical Loads (Box 4), die einen Schadstoffeintrag angeben, unterhalb dessen negative Wirkungen auch langfristig ausgeschlossen sind. Sie werden für Deutschland für alle empfindlichen natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme berechnet und in Karten dargestellt. Diese gehen auch in die durch das ICP Modelling & Mapping erstellte europaweite Kartierung der Critical Loads ein. Die Datensätze sind eine wichtige Grundlage für die Gestaltung der europäischen Luftreinhaltepolitik. In Deutschland werden Critical Loads auch für die lokale Bewertung von Stoffeinträgen im Zusammenhang mit dem Neubau oder der Erweiterung von Kraftwerken, landwirtschaftlichen Anlagen oder der Verkehrsinfrastruktur zunehmend als Beurteilungsmaßstab genutzt.

4. Critical Loads

Die Definition von Critical Loads lautet: „Quantitative Schätzung der Exposition gegenüber einem oder mehreren Schadstoffen, unterhalb der nach Stand des Wissens signifikante Schadwirkungen auf definierte empfindliche Umweltbestandteile nicht vorkommen“ (UBA 2004, übersetzt). Empfindliche Umweltbestandteile, (Schutzgüter, auch „Rezeptoren“) können ganze Ökosysteme sein oder Teile davon, zum Beispiel das Grundwasser oder einzelne Tier- bzw. Pflanzenarten. Es gibt drei verschiedene Ansätze zur Ableitung der Critical Loads, die parallel verwendet werden:

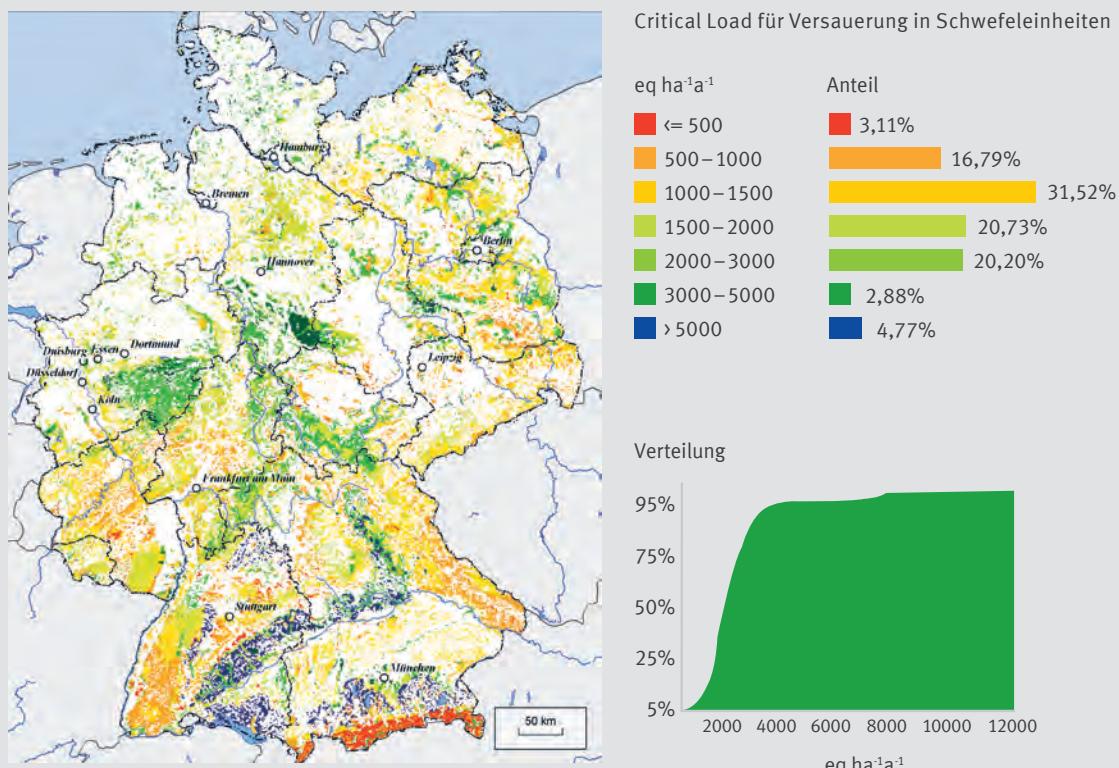
- Empirische Critical Loads (Anwendung vor allem für Stickstoff),
- nach einer einfachen Massenbilanz berechnete Critical Loads,
- mit dynamischen Modellen ermittelte Critical Loads.

Die europaweit abgestimmten Methoden zur Berechnung der Critical Loads sind in einem Handbuch (UBA 2004, aktuellste Version unter www.icpmapping.org - Manual) zusammengefasst. Der wissenschaftliche Fortschritt führt dazu, dass Critical Loads in regelmäßigen Abständen neu berechnet oder erhoben werden.

ABBILDUNG 18

CL_{max} (S): Belastungsgrenze für Versauerung in Schwefeleinheiten

Die entsprechende Grenze für die versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen liegt etwas höher (hier nicht gezeigt). Die Werte sind in Äquivalenteinheiten angegeben. 1000 Äquivalente entsprechen etwa 16 kg Schwefel (als Sulfat) oder 14 kg Stickstoff.



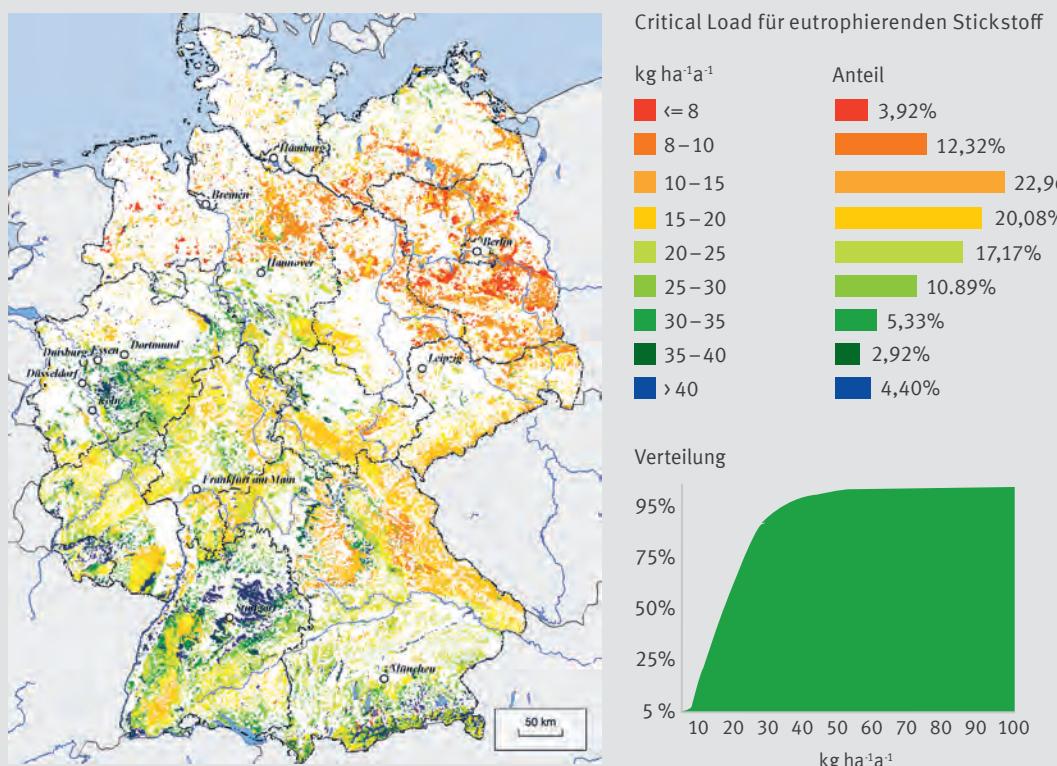
Quelle: UBA Dessau, DWD Offenbach, BGR Hannover, TNO Utrecht, ÖKO-DATA Strausberg, Stand 02/2013

Die Critical-Load-Berechnung für die nationale Bewertung erfolgt anhand der einfachen Massenbilanz in einem Rastersystem von $1 \times 1 \text{ km}^2$ basierend auf der CORINE 2006¹⁹ Landbedeckungskarte in Kombination mit der nutzungsspezifischen Bodenübersichtskarte für Deutschland (BÜK 1000N)²⁰ und Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes. Es werden Critical Loads für Eutrophierung und Versauerung berechnet. In den Abbildungen 18 und 19 sind Critical Loads-Karten für Versauerung und Eutrophierung dargestellt.²¹

Werden die Critical Loads eingehalten bzw. unterschritten, so besteht im Hinblick auf den Stoffhaushalt auch langfristig kein Risiko für das betrachtete Ökosystem. Die Einhaltung der Critical Loads ist deshalb ein Gebot der Umweltvorsorge. Die aktuellen Karten der Critical Loads-Überschreitung in Deutschland sind in den Daten zur Umwelt in der Rubrik „Belastungen der Lebensräume und ihre Wirkungen“ veröffentlicht.²²

ABBILDUNG 19

CL_{nut}(N): Belastungsgrenze für die eutrophierende Wirkung von Stickstoffverbindungen



Quelle: UBA Dessau, DWD Offenbach, BGR Hannover, TNO Utrecht, ÖKO-DATA Strausberg, Stand 02/2013

19) CORINE 2006: Europaweite Kartierung der Landnutzung, siehe <http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/flaechensparen-boeden-landschaften-erhalten/corine-land-cover-clc>

20) BÜK 1000N, Version 2.3, siehe <http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000N/BUEK1000N.html>

21) Scheuschner T, Nagel H-D, Schlutow A (2012): Entwicklung der Critical Loads-Überschreitung für Säure und Stickstoff in Deutschland – Beitrag des ICP Modelling und Mapping zu einer Broschüre über Erfolge der Lufitreinhaltepolitik im Zeitraum 1990–2010. UBA-Forschungsbericht 22511.

22) <http://www.umweltbundesamt.de/daten/belastung-von-boeden-land-oekosystemen/ueberschreitung-belastungsgrenzen-fuer>

2. Kernbotschaft: Die Versauerungsgefahr ist reduziert, aber noch lange nicht gebannt

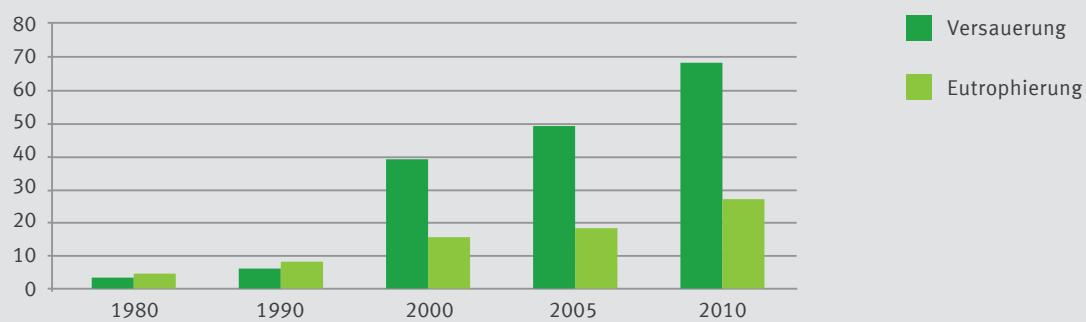
Anhand der von EMEP²³ berechneten Entwicklung der Deposition versauernder Luftschadstoffe in Deutschland (siehe dazu auch Kapitel 2) zeigt sich, dass im Zeitraum bis 2010 insbesondere dank der verringerten Schwefelemissionen das Risiko der Versauerung in empfindlichen Gebieten deutlich verringert wurde (Abbildung 20). Inzwischen sind in Deutschland fast 70 % der betrachteten Flächen keinem Versauerungsrisiko mehr ausgesetzt, was als großer Erfolg zu werten ist. Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007²⁴), mit der die internationale Konvention zum Schutz der Biodiversität (CBD) für Deutschland umgesetzt wird, setzt jedoch für das Jahr 2020 das Ziel, alle empfindlichen Ökosysteme vor Versauerung zu schützen. Um dieses Ziel zu erreichen sind noch weitere Maßnahmen zur Luftreinhaltung nötig, insbesondere der Beitrag von Stickstoffeinträgen zur Versauerung muss weiter gesenkt werden.

3. Kernbotschaft: Atmosphärische Stickstoffeinträge sind nach wie vor zu hoch, um Ökosystemfunktionen und die biologische Vielfalt zu schützen

Deutlich geringere Fortschritte sind bei der Verminderung der Eutrophierungswirkung durch Stickstoffbelastungen zu verzeichnen. Die Entwicklung der Deposition reaktiven Stickstoffs über die letzten Jahrzehnte (nach EMEP) führte insgesamt zu einer weniger deutlichen Zunahme der unbelasteten Standorte (siehe Abbildung 20). Die Critical Loads wurden auch 2010 noch auf fast dreiviertel der Ökosystemfläche in Deutschland überschritten. Die nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007) verlangt auch bei der Eutrophierung, dass bis 2020 alle Ökosysteme vor weiteren Risiken zu bewahren sind. Nach gegenwärtigem Stand ist dieses Ziel nur mit erheblichen zusätzlichen Anstrengungen bei der Minderung von Emissionen reaktiven Stickstoffs erreichbar.

ABBILDUNG 20

Zunahme der Flächenanteile [in %] mit Einhaltung der Critical Loads für Versauerung bzw. Eutrophierung in Deutschland im Zeitraum 1980 bis 2010



Quelle: Posch M, Slootweg J, Hettelingh JP (eds.) (2012)²⁵

23) European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), siehe <http://www.emep.int>

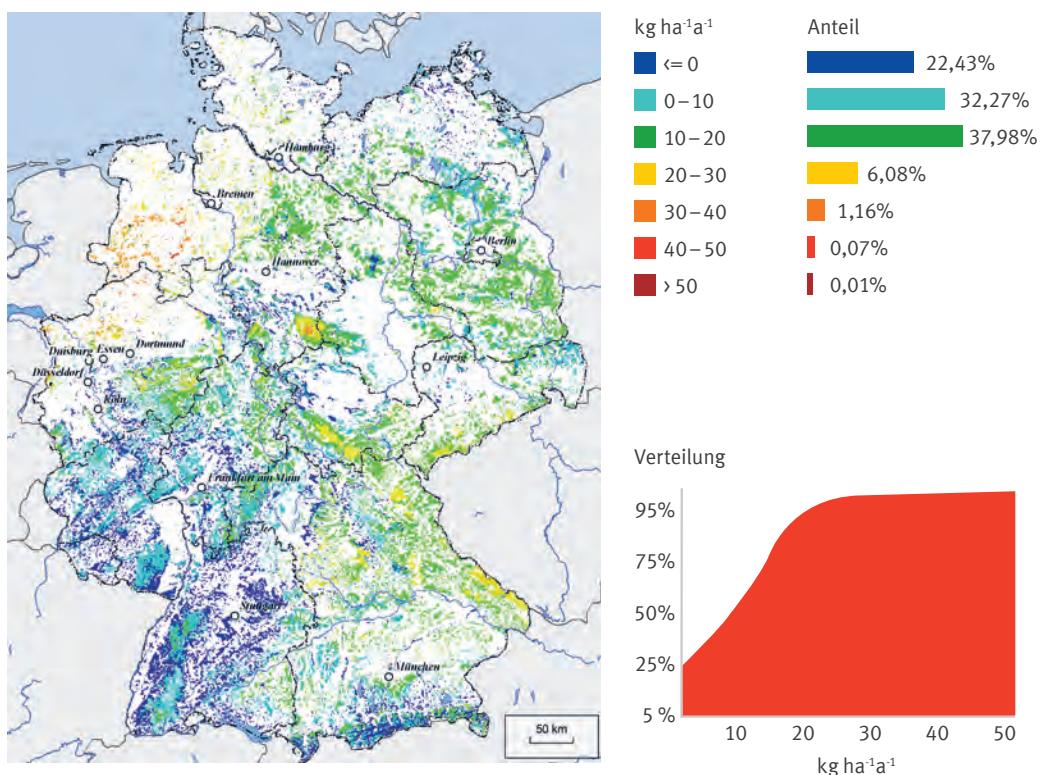
24) BMU (2007). Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. <http://www.bmu.de/themen/natur-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/nationale-strategie/>

25) Posch M, Slootweg J, Hettelingh JP (eds.) (2012): Modelling and Mapping of Atmospherically-induced Ecosystem Impacts in Europe, CCE Status Report 2012, Coordination Centre for Effects, Bilthoven, Niederlande

5. Depositionsmodelle

Schadstoffeinträge (Depositionen) lassen sich für verschiedene Skalen modellieren. Das EMEP Programm berechnet einen grob aufgelösten Datensatz für ganz Europa. Das Umweltbundesamt lässt die Deposition zur Berechnung nationaler Indikatoren (zum Beispiel Critical Load Überschreitungen in der Biodiversitätsstrategie) feiner aufgelöst nur für Deutschland berechnen. Zur Berechnung der Einträge aus der Luft gab es im Laufe des dargestellten Zeitraums methodische Änderungen, um neue Erkenntnisse oder Datengrundlagen zu berücksichtigen. Bei der nationalen Modellierung der atmosphärischen Einträge konnten solche methodischen Weiterentwicklungen bisher nicht durch Rückrechnungen auf die gesamte Zeitreihe übertragen werden, so dass kein methodisch konsistenter Datensatz 1990 – 2010 zur Verfügung steht. Im EMEP Programm werden neue Erkenntnisse regelmäßig auch auf den vorangegangenen Zeitraum angewendet. Abbildung 3 (in Kapitel 2) und Abbildung 20 (dieses Kapitel) basieren auf der vom EMEP-Programm mit einheitlicher Methodik berechneten Depositionsentwicklung 1990 – 2010. Die Karte der Critical Loads Überschreitungen in dieser Box hingegen basiert auf der nationalen, feiner aufgelösten Berechnung der Deposition. Die in Abbildung 20 und in dieser Box dargestellten Flächenanteile ohne Critical Loads-Überschreitung sind daher nur eingeschränkt vergleichbar.

Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung in empfindlichen Ökosystemen²⁶



Quelle: UBA Dessau, DWD Offenbach, BGR Hannover, TNO Utrecht, ÖKO-DATA Strausberg, Stand 07/2013

26) Buitjes P, Hendriks E, Koenen M, Schaap M, Banzhaf S, Kerschbaumer A, Gauger T, Nagel HD, Scheuschner T, Schlutow A (2011): Erfassung, Bewertung und Prognose von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. FKZ 3707 64 200. UBA-Texte 38/11. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4137.html>

08

42-47



Gibt es weniger Ozonschäden an Kultur- und Wildpflanzen?

Seit dem Ende der 1980er Jahre besteht ein internationales Netzwerk (International Co-operative Programme) zur Untersuchung und Bewertung des Einflusses von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Schwerpunkt der Aktivitäten dieses „ICP Vegetation“ ist die Untersuchung von Kulturpflanzen aus Landwirtschaft und Gartenbau sowie von Pflanzen der natürlichen und halbnatürlichen, vorwiegend krautigen Vegetation. Die Bewertung der Wirkungen des bodennahen Ozons als der Komponente mit dem höchsten direkt phytotoxischen Potential stand von Beginn an im Mittelpunkt des Interesses. Das ICP Vegetation ist kein strukturiertes, systematisch aufgebautes Netzwerk von Umweltmonitoringstationen, sondern erarbeitet seine Ergebnisse durch Forschungsaktivitäten (z.B. Experimente, Beobachtungen) einzelner Arbeitsgruppen in den beteiligten Ländern, die sich mit Wirkungsfragen von Luftverunreinigungen befassen. Die flächenscharfe Darstellung von Ozon-Exposition-Wirkungsbeziehungen in einzelnen Ländern ist daher in der Regel nicht möglich. Aus der Summe der Länderresultate werden Ozon-Belastungskarten vielmehr auf größere Skalen (insbesondere Europa) interpoliert. Auch Trenddarstellungen der Ozon-Belastung sind aus diesem Grund noch schwierig.

1. Kernbotschaft: Hohe Spitzenkonzentrationen von Ozon treten seltener auf, dafür steigen die durchschnittlichen Hintergrundkonzentrationen an.

Erhöhte Ozonkonzentrationen in der bodennahen Atmosphäre entstehen vorwiegend aus anthropogenen NO_x und Kohlenwasserstoffen unter dem Einfluss von Sonnenlicht. In weiten Teilen Westeuropas ist in den letzten beiden Jahrzehnten eine Tendenz zu erkennen, dass die vor dieser Zeit aufgetretenen, kurzfristig hohen Ozonkonzentrationen („Sommersmog-Episoden“) praktisch nicht mehr auftreten (Abbildung 2, Kapitel 2). Dies ist auf gesetzgeberische Maßnahmen zur Absenkung der Ozonvorläufersubstanzen (NO_x ; Kohlenwasserstoffe) zurückzuführen. Untersuchungen für Westeuropa belegen jedoch einen leicht steigenden Trend der Hintergrundbelastung²⁷, die vermutlich auf Langstreckentransport der Vorläuferstoffe aus anderen Regionen der nördlichen Hemisphäre zurückzuführen ist. Auch in Deutschland ist zwischen 1990 und 2011 ein leichter Anstieg der Jahresmittelwerte der Ozonkonzentrationen zu verzeichnen. Im letzten Jahrzehnt ist ein solcher Trend für Deutschland statistisch nicht mehr sicher zu belegen (UBA 2012), vorhandene Schwankungen resultieren vorwiegend aus Witterungsunterschieden.²⁸

27) Sitch S, Cox PM, Collins WI, Huntingford C (2007): Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448, 791-794.
Hollaway MJ, Arnold SR, Challinor AJ, Emberson LD (2011): Intercontinental trans-boundary contributions to ozone-induced crop yield losses in the Northern Hemisphere. *Biogeosciences Discuss.* 8, 8645-8691. Parrish DD, Law KS, Staehelin J, Derwent R, Cooper OR, Tanimoto H, Volz-Thomas A, Gilge S, Scheel HE, Steinbacher M, Chan E (2012): Long-term changes in lower tropospheric baseline ozone concentrations at northern mid-latitudes. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 11485-11504.
28) <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4421.pdf>

2. Kernbotschaft: Ozon ist ein wichtiger pflanzenschädigender Luftschadstoff

Bodennahes Ozon dringt vorwiegend über die Spaltöffnungen in das pflanzliche Gewebe ein und beeinträchtigt aufgrund seiner hohen Oxidationskapazität bzw. seiner zellschädigenden Aggressivität wichtige Lebensprozesse der Pflanzen. Bei Kulturpflanzen können daraus Ertragsminderungen und Qualitätsverluste auftreten²⁹. Auch sichtbare Schäden wie Verfärbungen und Absterben von Blattteilen beeinträchtigen die Verwertbarkeit bzw. Qualität. Bei den Wildkräutern, d.h. Pflanzen der natürlichen und halbnatürlichen Vegetation gibt es empfindliche Arten, die

mit Wachstumsminderungen und Beeinträchtigungen der Reproduktion reagieren (Abbildungen 21 und 22). Entscheidend für die Ozonwirkung auf Pflanzen und die Ausprägung von Blattschäden ist der Ozonfluss über die Spaltöffnungen in die Pflanze, d.h. die tatsächliche aufgenommene Menge des Gases. Aufgrund genetischer und umweltbedingter Einflüsse ist die Ozon-Empfindlichkeit von Pflanzenarten und -sorten sehr unterschiedlich (Abbildung 23). Eine Minderung der Ozonbelastung ist daher für die Landwirtschaft und den Gartenbau (sowie die Forstwirtschaft) von Vorteil, sie stärkt die Konkurrenzkraft ozonempfindlicher Wildpflanzen und trägt damit auch zum Schutz der biologischen Vielfalt bei.

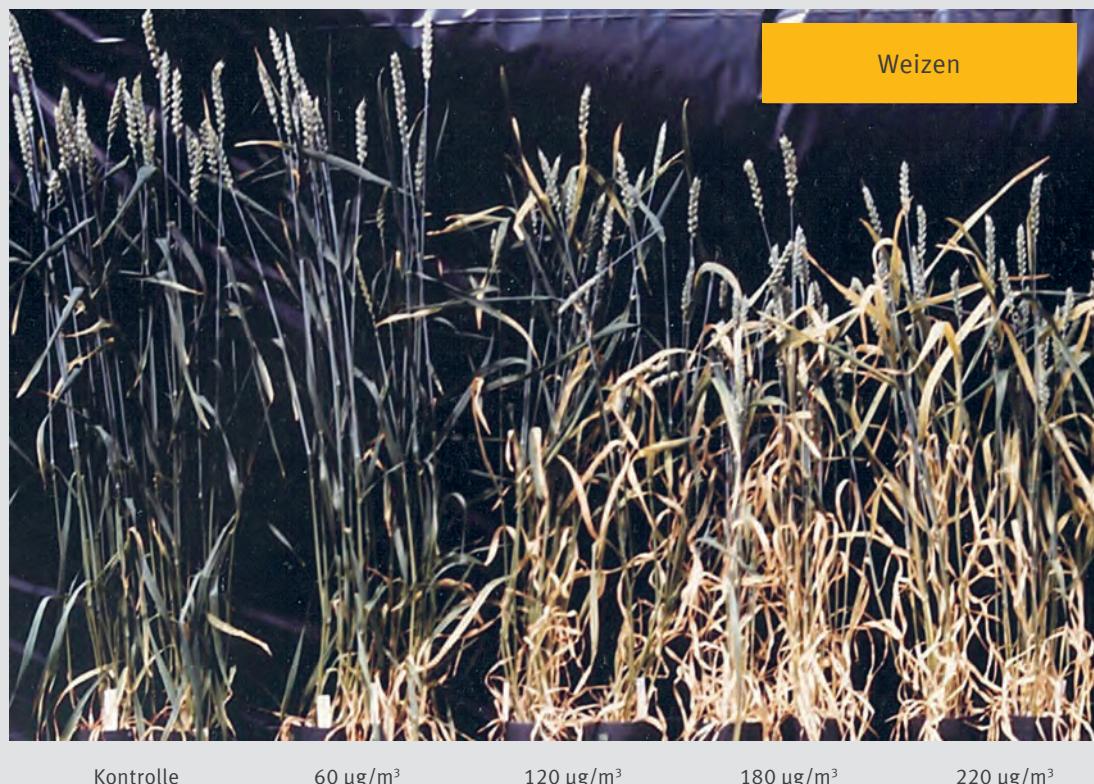
ABBILDUNG 21
Sichtbare Ozonschäden an Kultur- und Wildpflanzen



29) Weigel H-J, Bender J (2012): Bodennahes Ozon – ein Problem für Kulturpflanzen und Ernährungssicherheit? *Gesunde Pflanzen* 64: 79-87.

ABBILDUNG 22

Wachstumsstörung und beschleunigte Blattalterung durch steigende Ozonkonzentrationen bei Weizen



Kontrolle

60 µg/m³
Ozon

120 µg/m³
Ozon

180 µg/m³
Ozon

220 µg/m³
Ozon

3. Kernbotschaft: Belastungsschwellenwerte für Ozon werden auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse fortlaufend weiterentwickelt

Das ICP Vegetation nutzt Belastungsschwellenwerte (Critical Levels), um die Wirkung des Ozons auf bestimmte Pflanzen zu bewerten. Ihre Ableitung basiert auf langjähriger Forschung zu Transportprozessen des Ozons in die Pflanzen und deren physiologische Reaktionen sowie auf Experimenten, in denen Pflanzen unterschiedlich hohen Ozonbelastungen ausgesetzt werden. Zurzeit werden „konzentrationsbasierte Critical Levels“, die sich auf die Ozon-Konzentration in der Umgebungsluft beziehen und sogenannte „flussbasierte Critical Levels“, die die aufgenommene Ozon-Menge berechnen bzw. modellieren, unterschieden. Für die Ableitung beider Schwellenwerte muss der Einfluss der jeweiligen Witterung berücksichtigt werden.

Seit den 1980er Jahren werden für die Bewertung der Ozonwirkungen auf die Vegetation vor allem konzentrationsba-

sierte Critical Levels genutzt. Wurden zunächst nur über verschiedene Zeitabschnitte gemittelte Ozon-Konzentrationswerte verwandt (z.B. 7-h oder 24-h Tagesmittel), werden heute akkumulierte Ozon-Konzentrationen berechnet. Zur Berechnung des sogenannten AOT40-Wertes (Accumulated Exposure Over a Threshold of 40 ppb) werden alle Überschreitungen eines Stundenmittels von 40 ppb (40 ppb entsprechen 80 µg m⁻³) aufsummiert. Diese Summe (angegeben in ppb h) sollte zum Beispiel für landwirtschaftliche Nutzpflanzen den Critical Level von 3000 ppb h (für Wald von 5000 ppb h) nicht überschreiten.

AOT40-Werte werden in Deutschland an den Stationen der Luftpumessnetze des Umweltbundesamtes und der Länder bestimmt. Abbildung 23 zeigt einen Vergleich mit dem langfristigen Zielwert zum Schutz der Vegetation nach EU-Richtlinie 2008/50/EG, der auf der Basis des AOT40-Wertes als Critical Level für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (3000 ppb h = 6000 µg m⁻³ h) entwickelt wurde. Die Tatsache, dass

ABBILDUNG 23

Ozon AOT40-Mittelwerte (Schutz der Vegetation) für Einzeljahre, gemittelt über alle ländlichen Hintergrundstationen



Quelle: Umweltbundesamt 2011, Auswertung anhand der Daten der Messnetze der Länder und des Umweltbundesamtes.

selbst das Mittel über alle AOT40-Werte, die an ländlichen Hintergrundstationen gemessen wurden, in allen Jahren deutlich über dem Zielwert liegt, zeigt klar, dass das Ziel der nationalen Biodiversitätsstrategie bis 2020 die Critical Levels einzuhalten noch lange nicht erreicht ist. Die Schwankungen von Jahr zu Jahr sind vor allem witterungsbedingt, ein Trend zur Verbesserung ist nicht abzulesen.

Flussbasierte Critical Levels bilden die physiologischen Wirkungen des Ozons wesentlich besser ab. Die Anwendung dieser weiterentwickelten Bewertungsmethodik ist jedoch auch anspruchsvoller. Dabei wird der modellierte Ozonfluss durch die Spaltöffnungen in die Pflanze über bestimmte Zeiträume aufsummiert, sobald er einen Schwellenwert Y übersteigt (die sogenannte Phytotoxische Ozon-Dosis, POD).

4. Kernbotschaft: Ozonbelastungen können zu ökonomischen Einbußen führen

Ausgehend von der Erkenntnis, dass viele wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen ausgesprochen empfindlich auf Ozonbelastungen reagieren (Abbildung 24), dass mit anhaltend hohen bzw. weiter steigenden Ozonkonzentrationen in landwirtschaftlich relevanten Regionen der Erde zu rechnen ist und dass die globale Ernährungssicherung die Vermeidung und Reduktion von Stresssituationen für Kulturpflanzen erfordert, sind in jüngster Zeit verschiedene globale und regionale Modellabschätzungen zu ozonbedingten Ertragsverlusten und der damit verbundenen ökonomischen Schäden durchgeführt worden. Diese Abschätzungen ergaben auch für den europäischen Raum wirtschaftliche Verluste von beachtlicher Größenordnung (Abbildung 25). Sie zeigen, dass neben dem Klimawandel auch die direkte stoffliche Belastung aus der Atmosphäre durch Ozon weiterhin eine relevante Bedrohung für die Agrarproduktion sein wird.

ABBILDUNG 24

Relative Ozonempfindlichkeit von Kulturpflanzenarten ausgedrückt als relativer Ertrag bei 60 ppb Ozon gegenüber einem relativen Ertrag bei 30 ppb Ozon (Literaturoauswertung).

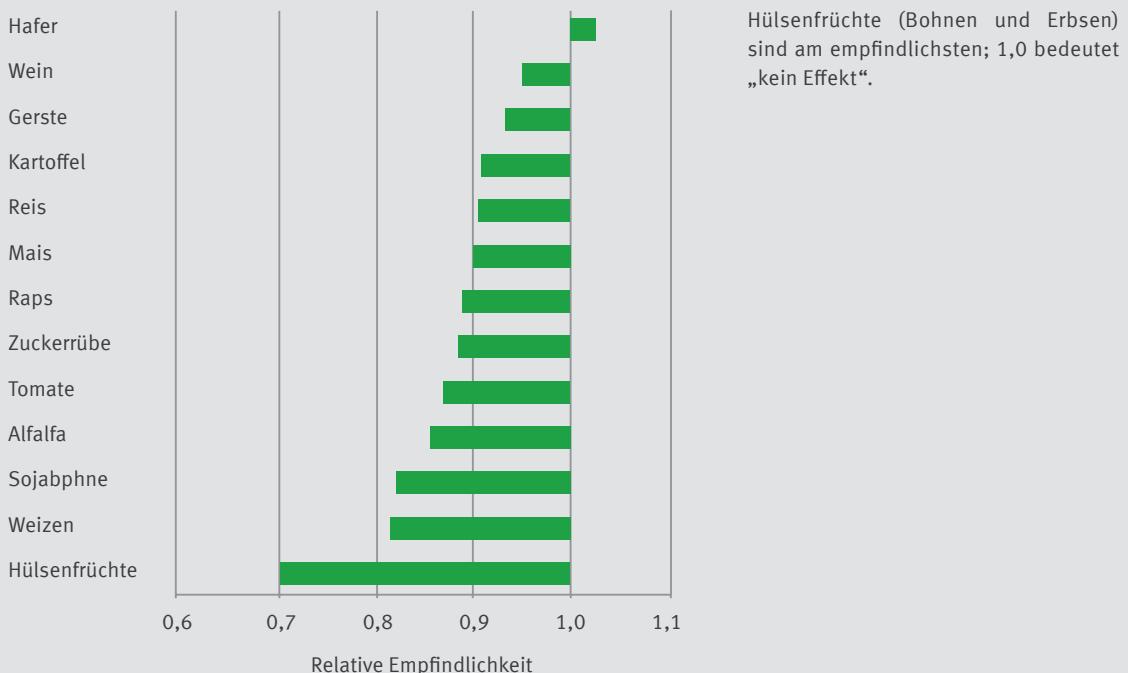
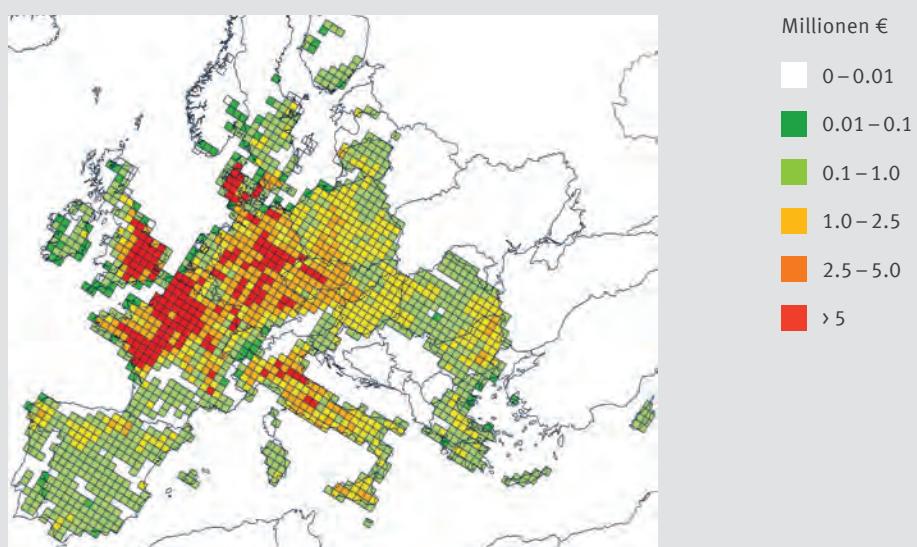


ABBILDUNG 25

Ozonbedingte potentielle Ertragsverluste von Weizen in Europa im Jahr 2000



Quelle: ICP Vegetation, mit freundlicher Genehmigung von DEFRA³⁰

30) DEFRA: Department for Environment, Food & Rural Affairs, United Kingdom, Lizenz unter:
<http://www.nationalarchives.gov.uk/doc/open-government-licence/version/1/open-government-licence.htm>

09

48-52



Bessere Luft für Bausubstanz und kulturelles Erbe?

Luftverunreinigungen können Materialoberflächen angreifen. Säurebildende Stoffe beschleunigen die Verwitterung von Baustoffen wie Metalle und Natursteine. Dies reduziert die Lebensdauer technischer Anlagen und bedroht unser gebautes kulturelles Erbe. Staubablagerungen beeinträchtigen die Lichtdurchlässigkeit von Glas. Dies wirkt sich nicht allein auf Fensterflächen, sondern auch auf die Leistung von Solarkollektoren aus. Staub führt daneben an Fassaden oder Skulpturen zu unschönen Verschmutzungen, in denen sich andere Schadstoffe verstärkt ansammeln können. Jährlich entstehen durch Luftschadstoffe hohe zusätzliche Kosten für notwendige Schutz-, Reinigungs- oder Restaurierungsmaßnahmen an Bauwerken und Denkmalsubstanz.

Die Wirkungen atmosphärischer Schadstoffe auf verschiedene Materialien werden durch das ICP Materials europaweit untersucht. Dabei werden Materialproben (derzeit verschiedene Arten von Stahl sowie weitere Baumetalle, Natursteine und Glas) an verschiedenen Standorten in den beteiligten Ländern ausgesetzt. Durch die unterschiedlich hohen Luftschadstoffbelastungen sowie verschiedenartige Klimabedingungen ergibt sich ein umfassendes Untersuchungsnetzwerk, das die komplexen Einflüsse gut abdeckt. Deutschland beteiligt sich an zwei Standorten mit relativ hoher Belastung an dem Programm: Bottrop (industrienah) und Berlin (verkehrsnah). Weil diese Standorte nicht die mittlere Situation in Deutschland widerspiegeln können, sind nachfolgend Ergebnisse des ICP Materials insgesamt mit Rückschlüssen für Deutschland dargestellt.

Neben den Materialbeeinträchtigungen (Rückwitterungsrate bei Steinen, korrosionsbedingter Materialabtrag bei Metallen, sowie Verschmutzung bei Glas) werden an den Standorten alle relevanten Umweltparameter (Luftschadstoffe und Klimadaten) erfasst. Die Korrelation dieser Messdaten lieferte statistisch abgesicherte Dosis-Wirkungsfunktionen. Mit diesen kann berechnet werden, wie stark sich die Materialzersetzung oder -verschmutzung durch Luftschadstoffe in belasteten Regionen gegenüber nahezu unbelasteten erhöht. Basierend auf den Messwerten für die mittlere Materialzersetzung in Reinluftgebieten (weitgehend ohne anthropogen erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Luft) werden Schwellenwerte für eine noch tolerierbare Belastung festgelegt, mit denen die Raten der Materialzersetzung in anderen Gebieten verglichen wird³¹. Auf der Basis solcher Modellrechnungen werden schließlich Risikokarten für Regionen oder Städte angefertigt.

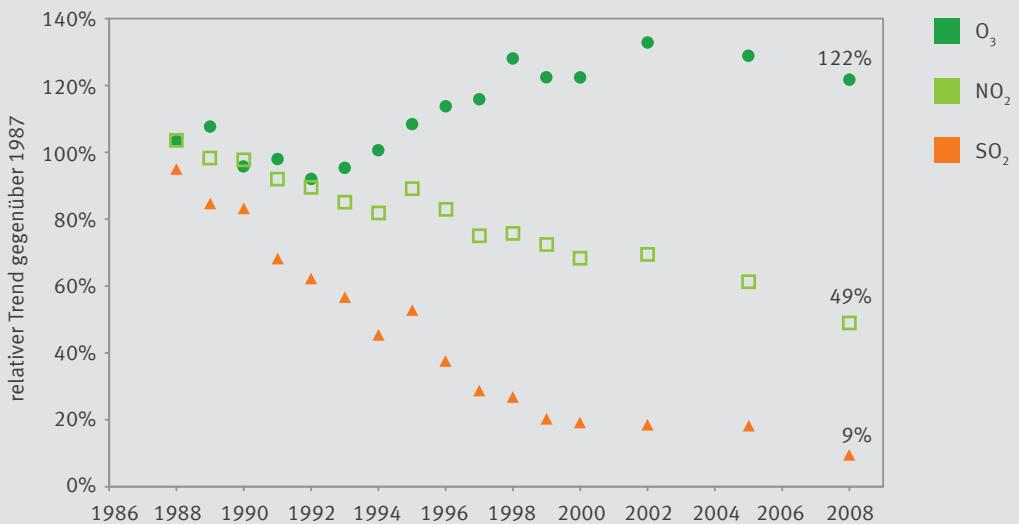
1. Kernbotschaft: Abnehmende Konzentrationen von Säurebildnern führen zu geringeren Materialschäden, diese bleiben aber im nicht akzeptablen Bereich

In Abbildung 26 ist die durchschnittliche Veränderung der Konzentrationen von NO₂, SO₂ und Ozon an den Standorten des ICP Materials im Zeitraum 1987 bis 2009 dargestellt. Während NO₂ und SO₂ im gesamten Zeitraum deutlich rückläufig waren, wurde beim Ozon (als starkem Oxidationsmittel, das insbesondere viele Kunststoffe angreift) bis zum Jahr 2000 sogar ein Anstieg beobachtet.

³¹) Methodenhandbuch des ICP Modelling and Mapping, UBA (2004), aktuellste Version unter www.icpmapping.org – Manual, Kapitel 4

ABBILDUNG 26

Mittlere Trends für SO_2 , NO_2 und O_3 an Expositionsstandorten des ICP Materials in europäischen Ländern im Vergleich zum Jahr 1987 in Prozent



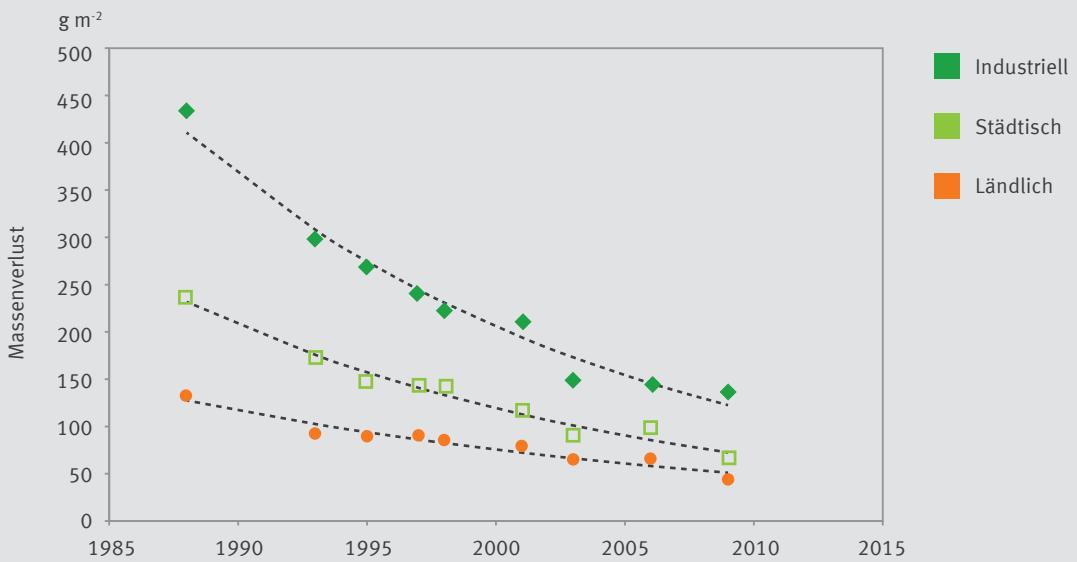
Quelle: ICP Materials

Als Konsequenz des Rückgangs von SO_2 und NO_2 verringerten sich im gleichen Zeitraum auch die Korrosionsraten bei Baustahl deutlich (Abbildung 27), wobei die Abnahme bei industrienahen Standorten erwartungsgemäß besonders groß war, gefolgt von verkehrsnahen Standorten. Hier wirken

die Filtermaßnahmen bei Industriebetrieben und Fahrzeugen besonders stark. Auch in ländlichen Gebieten Europas verringerte sich die durchschnittliche Rückwitterungsrate um mehr als die Hälfte.

ABBILDUNG 27

Abnahme der Korrosion von Baustahl für Industrie-, städtische, und ländliche Expositionsstandorte des ICP Materials im Zeitraum 1985 bis 2009



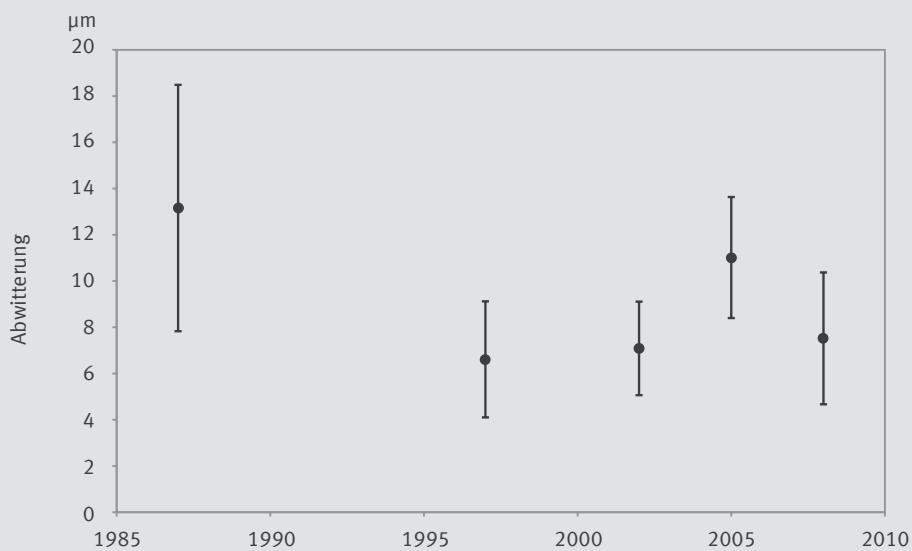
Quelle: ICP Materials

Desgleichen ist bei Kalkstein (Abbildung 28) und Zink (Abbildung 29) ein abnehmender Trend der Verwitterungs- bzw. Korrosionsrate erkennbar. Allerdings treten zwischen den einzelnen Ein-Jahres-Untersuchungen größere Schwankungen auf, die wahrscheinlich witterungsbedingt sind. Seit Mitte der 1990er Jahre ist kein abnehmender Trend mehr zu erkennen. Beide Materialien werden stärker als der

Baustahl durch natürliche Einflüsse des Klimas beeinträchtigt, so dass bei zurückgehender Luftverunreinigung die Schwankung der Klimaparameter die Verwitterungs- bzw. Korrosionsraten wesentlich bestimmt. Insgesamt kommt es auch heute noch zu nicht akzeptabel hohen Korrosions- und Verwitterungsraten von Materialien.

ABBILDUNG 28

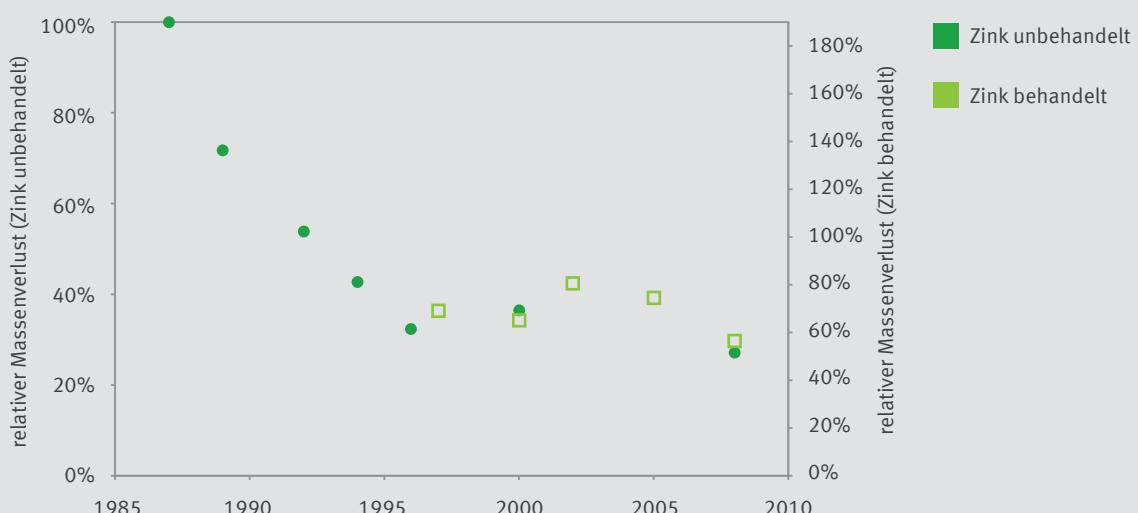
Mittelwerte und Standardabweichungen der Abwitterung von Kalkstein an ICP Materials Expositionsstandorten (Einjahresexpositionen)



Quelle: ICP Materials

ABBILDUNG 29

Mittlere relative Zinkverwitterung an ICP Materials Expositionsstandorten



Bei beiden Zeitreihen, sowohl für unbehandeltes als auch für oberflächenbehandeltes Zink, wurden die Werte zunächst zum Ergebnis aus der Expositionsperiode 1987–1988 ins Verhältnis gesetzt und danach gemittelt.

Quelle: ICP Materials

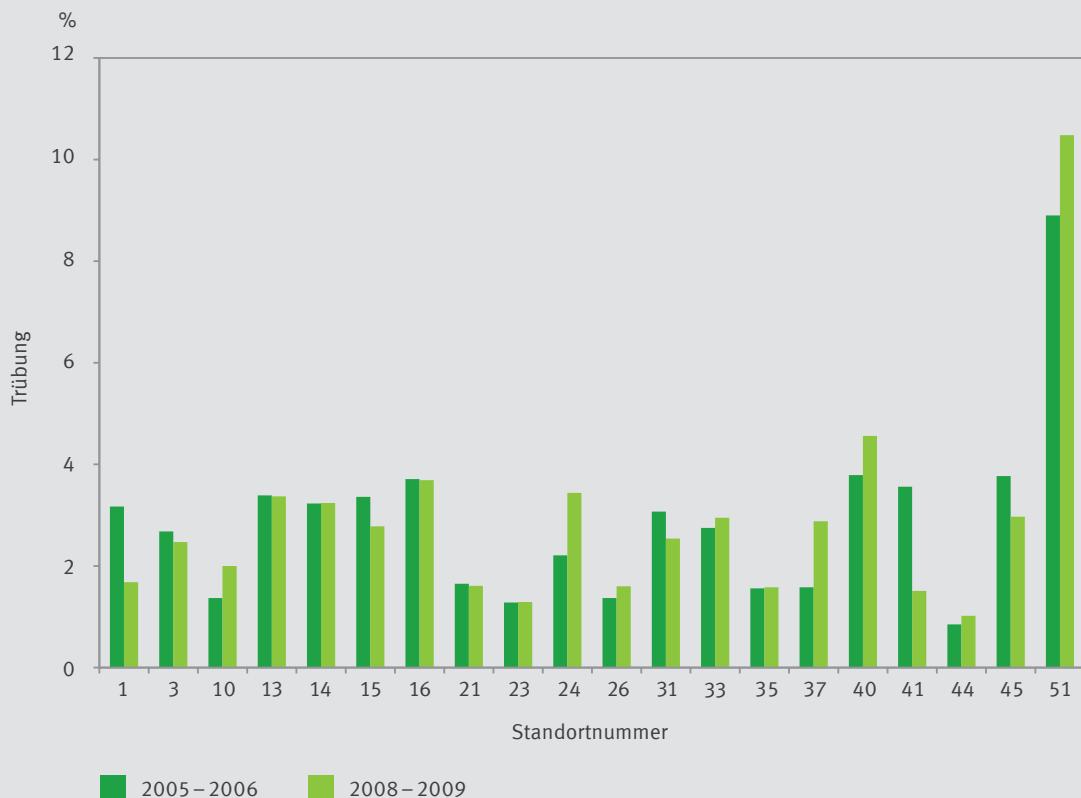
2. Kernbotschaft: Verschmutzungen durch Staub weiterhin auf zu hohem Niveau.

Verschmutzungswirkungen (englischer Fachbegriff: Soiling) werden erst seit 2005 systematisch im ICP Materials untersucht. Dafür wurden Glasproben jeweils für ein oder mehrere Jahre (2005 bis 2006 und 2008 bis 2009) an Standorten mit unterschiedlich hohen atmosphärischen Staubablagerungen exponiert. In diesen beiden Expositionszeiträumen wurden an den Proben eines Standortes jeweils ähnlich hohe Verschmutzungsichten beobachtet. Eine Trendaussage hinsichtlich eines Rückgangs oder Zunahme ist noch nicht möglich (Abbildung 30). Allerdings zeigen die

Daten, dass die Belastung an den verschiedenen Standorten auch sehr unterschiedlich ist. Die Effekte an den deutschen Standorten (No. 10 = Bottrop, No. 41 = Berlin) sind hier eher durchschnittlich, verglichen zum Beispiel mit der Situation in Athen (No. 51). Für genauere Aussagen reichen diese Daten aber noch nicht aus, hier müssen mindestens die Auswertungen über einen laufenden Vierjahreszeitraum abgewartet werden. Derzeit befasst sich die Forschung auch mit der Ableitung von Dosis-Wirkungsbeziehungen und Belastungsgrenzwerten für Rußpartikel (black carbon) als speziellem Bestandteil des Feinstaubs.³²

ABBILDUNG 30

Verschmutzung von neuzeitlichem Glas an den europäischen Expositionsstandorten des ICP Material, gemessen als Verlust an Lichtdurchlässigkeit



Quelle: ICP Materials

32) Gordon A, Tidblad J, Lombardo T (2012): The effect of black carbon on soiling of materials, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Effects on Materials, including Historic and Cultural Monuments, Report No 71, Swerea KIMAB AB, Stockholm, Sweden

Das novellierte Göteborg-Protokoll: Was wird erreicht? Was bleibt zu tun?

Wie die vorangegangenen Kapitel zeigen, hat sich der Umweltzustand dank der erfolgreichen Luftreinhaltung über die letzten 20 Jahre deutlich verbessert. Dazu trug auch die Festlegung verbindlicher maximaler Emissionshöchstmen gen im 1999 vereinbarten Göteborg-Protokoll der Genfer Luftreinhaltekongvention bei, die seit dem Jahr 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen. Es war allerdings schon damals klar, dass mit der Umsetzung des Protokolls negative Wirkungen auf Menschen, Ökosysteme und Materialien nicht gänzlich unterbunden, sondern nur reduziert werden können.

Um das langfristige Ziel einer Luftqualität ohne nennenswerte schädliche Auswirkungen zu erreichen sind weitere Aktionen nötig. Einen ersten Schritt in diese Richtung stellte die im Mai 2012 abgeschlossene Überarbeitung des Göteborg-Protokolls dar. Eine wichtige wissenschaftliche

Grundlage für die politischen Verhandlungen bildeten Untersuchungen darüber, welche Verbesserungen des Umweltzustandes bei einer bestimmten Emissionsminderung zu erwarten sind. Zu diesen Studien haben die Arbeiten der hier vorgestellten Programme wesentlich beigetragen. Die nun vereinbarten Verminderungen der Schadstoffemissionen bis 2020 (siehe Tabelle 3 für Deutschland) werden demnach zur weiteren Entlastung von Mensch und Umwelt führen. So wird zum Beispiel für Deutschland erwartet, dass sich die Verringerung der Lebenserwartung durch die Feinstaubbelastung bis 2020 halbieren und die vor Versauerung geschützte Ökosystemfläche mehr als verdoppeln wird (jeweils bezogen auf die Situation im Jahr 2000)³³. Ein bedeutender Teil dieser Verbesserungen wurde allerdings bereits durch Minderungsmaßnahmen vor 2010 erreicht.

33) Guidance document VII on health and environmental improvements, Executive Body, 30th meeting, 30 April-4 May 2012, Informal document prepared by the Working Group on Effects

TABELLE 3

Schadstoff	Emissionen 2005 [Kilotonnen]	Minderungsverpflichtung des Göteborg-Protokolls 2005 – 2020
SO ₂	477	21 %
NO _x (ohne Landwirtschaft)	1.461	39 %
NMVOC	1.146	13 %
NH ₃	579	5 %
PM _{2,5}	125	26 %

Im überarbeiteten Göteborg-Protokoll von 2012 für Deutschland vereinbarte Emissionsminderungsverpflichtungen, die im Jahr 2020 zu erreichen sind. Anders als im Göteborg-Protokoll von 1999 werden diese Emissionsmengen nicht mehr als absolute Werte, sondern als relative Emissionsminderungen im Vergleich zu den Emissionen des Jahres 2005 angegeben. Die hier angegebenen Emissionsdaten entsprechen der offiziellen Berichterstattung Deutschlands im Jahr 2013.

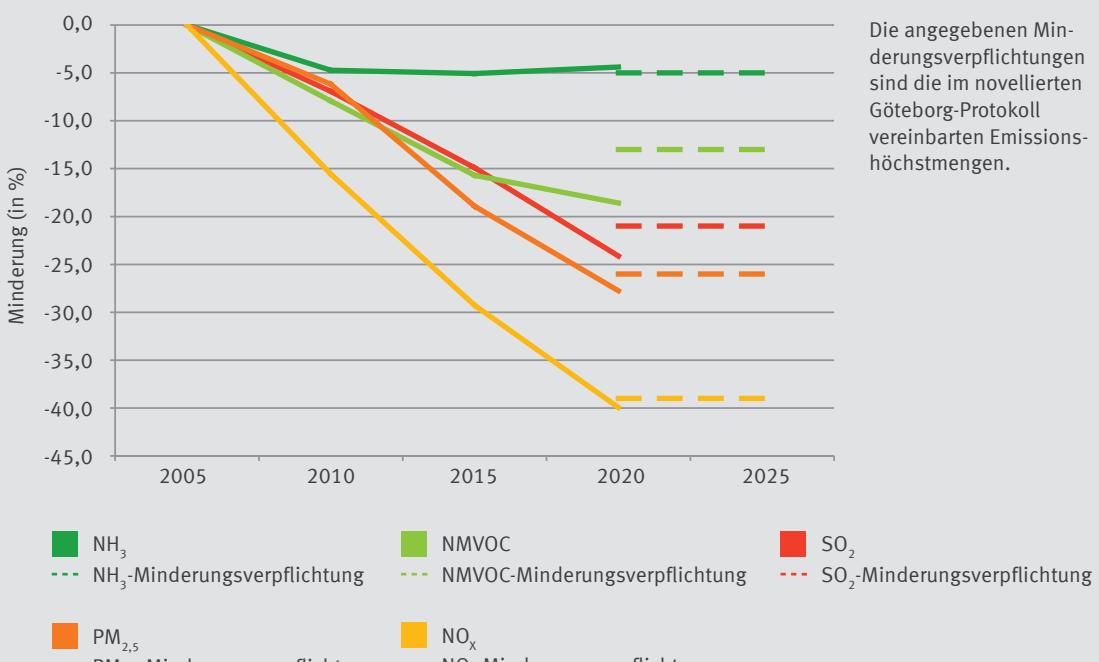
Quelle: CLRTAP, 2012³⁴ ZSE des Umweltbundesamt⁹

Entsprechend neuer, noch vorläufiger Emissionsprognosen des UBA³⁵ ist durch die Umsetzung bereits beschlossener Maßnahmen, z.B. die Einführung der Schadstoffnormen Euro 6/VI für Pkw, leichte und schwere Nutzfahrzeuge und schärfere Grenzwerte für große Feuerungs- und Industrie-

anlagen, für alle Schadstoffe eine Einhaltung der Emissionsminderungsverpflichtungen Deutschlands möglich, außer für NH₃ (siehe Abbildung 31). Für diesen Schadstoff sind weitere Maßnahmen erforderlich und auch verfügbar, allerdings erfolgte ihre Umsetzung bisher noch zu zögerlich.

ABBILDUNG 31

Voraussichtliche Entwicklung der Luftschadstoffemissionen von 2005 bis 2020 in Deutschland



34) Amendment of the text of and annexes II to IX to the 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground level Ozone and the addition of new annexes X and XI; http://www.unece.org/env/lrtap/executivebody/eb_decision.html

35) Die Prognosen wurden im laufenden UFOPLAN-Vorhaben „Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien“ (Jörß W et al., Stand Juni 2013) als vorläufige Ergebnisse berechnet.

Das übergeordnete Ziel einer Luftqualität ohne negative Auswirkungen wird mit den bisher bestehenden gesetzlichen Regelungen bis 2020 nicht erreicht. Auch dann wird die durchschnittliche Lebenszeiterwartung in Deutschland allein durch die Feinstaubbelastung um etwa ein halbes Jahr verkürzt, auf rund der Hälfte der Ökosystemfläche besteht noch das Risiko für Schäden durch Eutrophierung und auf etwa einem Fünftel durch Versauerung. Auf erheblichen Flächenanteilen werden Pflanzen noch durch bodennahes Ozon und Materialien durch eine Mischung unterschiedlicher Luftschatzstoffe beeinträchtigt, um nur einige der verbleibenden Probleme zu nennen³⁶. Weitere Emissionsminderungen sind also erforderlich.

Kosteneffiziente technische Maßnahmen für die Minderung von NMVOC-Emissionen stehen z.B. im Bereich Lösemittelanwendungen zur Verfügung. Die Landwirtschaft kann kostengünstig und relativ kurzfristig die NH₃-Emissionen um rechnerisch rund 12 Kilotonnen pro Jahr senken, wenn die Landwirte zukünftig auch Geflügelmist nach Ausbringung auf unbestelltes Ackerland unverzüglich einarbeiten³⁷. Maßnahmen, die aufgrund von erforderlichen Übergangsfristen erst mittelfristig greifen können, eröffnen weitere Einsparmöglichkeiten und sollten verstärkt angewendet werden (z. B. bis zu 45 Kilotonnen NH₃ pro Jahr durch emissionsarme Ausbringungsverfahren für flüssige Wirtschaftsdünger auf bewachsenen Flächen). Darüber hinaus können vor allem Veränderungen im Verhalten (Mobilität, Konsum) zur Verminderung von Emissionen beitragen. Ob und wann das langfristige Ziel erreicht wird, ist letztlich eine Frage des politischen und gesellschaftlichen Willens.

Das überarbeitete Protokoll geht auch neu erkannte Herausforderungen an und legt z.B. erstmals Emissionshöchstmengen für die feine Fraktion des Feinstaub (PM_{2,5}) fest, die auch Rußpartikel („black carbon“) umfasst. Diese Fraktion wirkt nicht nur gesundheitsschädigend, sondern beeinflusst auch das Klimasystem. Auch bodennahes Ozon ist sowohl ein bedeutender Luftschatzstoff (siehe Kapitel 4 und 8) als auch ein wichtiges Treibhausgas. Beide (Rußpartikel und Ozon) gehören zur Gruppe der sogenannten kurzlebigen klimarelevanten Luftschatzstoffe: Gelingt es, deren Konzentration in der Atmosphäre zu senken, so verbessert dies die Luftqualität und wirkt gleichzeitig der Klimaerwärmung entgegen. Wegen dieser Synergien und wegen der kombi-

nierten Wirkungen von Luftschatzstoffen und Klimaveränderungen auf Schutzgüter ist es sinnvoll, Klimaschutz und Luftreinhaltung stets gemeinsam zu betrachten (siehe auch Kapitel 6).

Das Beispiel Ozon zeigt daneben, dass der globale Transport von Luftschatzstoffen eine immer größere Rolle spielt (ähnliches gilt z.B. auch für Quecksilber und persistente organische Schadstoffe): In den Wintermonaten ist der Beitrag des interkontinentalen Schadstofftransports zur Ozonhintergrundbelastung mittlerweile ähnlich hoch oder sogar höher als der durch Schadstoffemissionen in Deutschland und Europa³⁸. Deshalb gewinnt die Zusammenarbeit der CLRTAP mit anderen Initiativen, Programmen und Organisationen auf der Nordhalbkugel und weltweit an Bedeutung.

Für eine flächendeckend hohe Luftqualität sind international vereinbarte Minderungen der Emissionen allein noch nicht ausreichend. Denn trotz gesamthaft abnehmender Emissionen können an bestimmten Orten – z.B. durch die unmittelbare Nähe zu Schadstoffquellen – hohe Schadstoffkonzentrationen bzw. -einträge auftreten, die die menschliche Gesundheit oder Ökosysteme beeinträchtigen. Folglich ergänzt das Luftreinhalterecht der EU die nationalen Emissionsminderungsverpflichtungen um verbindliche Luftqualitätsnormen, also Schadstoffkonzentrationen, die in jedem Fall eingehalten werden müssen. Vor allem in Ballungsgebieten und besonders in der Nähe von Straßen stellt die Einhaltung der Luftqualitätsnormen eine Herausforderung dar, die nur durch abgestimmte Maßnahmen auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene erfolgreich gemeistert werden kann.

Der große Einfluss der Luftqualität auf die Gewässer wurde in den Kapiteln 5 und 6 aufgezeigt. Die Versauerung in Bachoberläufen ist aufgrund der erzielten Emissionsreduktionen vielerorts im Rückgang begriffen, auch wenn sich eine umfassende Erholung der Lebensgemeinschaften noch nicht überall eingestellt hat. Zusätzlicher Handlungsbedarf besteht z.B. beim luftgetragenen Eintrag von Stickstoff in die Meere, der dort zur Überdüngung beiträgt sowie bei der Verminderung der Quecksilberbelastung, zu der auch der atmosphärische Eintrag beiträgt.

36) Guidance document VII on health and environmental improvements, Executive Body, 30th meeting, 30 April-4 May 2012, Informal document prepared by the Working Group on Effects

37) Entsprechende Vorschriften gelten bisher für Wirtschaftsdünger aus der Rinder- und Schweinehaltung. Im Rahmen der anstehenden Novellierung der Düngerverordnung (DÜV) ist die Ausdehnung auf Geflügelmist vorgesehen.

38) TFHTAP (2010): Hemispheric transport of air pollution 2010, Part D: Answers to policy relevant science questions, Air Pollution Studies No. 20, Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution, Convention on Long-range Transboundary, United Nations, New York and Geneva



11

56–57

Schlussfolgerungen

Das gemeinsame Ziel der Genfer Luftreinhaltekonvention und der Thematischen Strategie der Europäischen Kommission zur Luftreinhaltung besteht darin, schädliche Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt auf lange Sicht vollständig zu vermeiden. Emissionsminderungsstrategien sind dann besonders erfolgversprechend, wenn mit vertretbarem Aufwand möglichst umfangreiche Verbesserungen beim Umweltzustand zu erreichen sind. Eine kluge Umweltpolitik kann sich nur auf der Grundlage einer umfassenden Beobachtung des Zustands der Schutzwerte und eines breiten Verständnisses der Wirkungsbeziehungen und der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Belastungen entwickeln. Dazu bedarf es neben der engen Zusammenarbeit mit der Forschung auch der Durchführung von Monitoringprogrammen, der Entwicklung von Modellen zur Belastungsprognose, Wirkungs- und Maßnahmenbewertung. Durch langfristig angelegte Umweltbeobachtungsprogramme werden Datengrundlagen für die Einschätzung des Umweltzustandes geschaffen, Modellannahmen durch gemessene Werte abgesichert und die Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen anhand abgestimmter Wirkungsindikatoren überprüft.

Die WGE mit ihren sieben Programmen zur Umweltbeobachtung, Modellierung und Wirkungsforschung hat seit ihrer Gründung einen unverzichtbaren Beitrag für die Arbeit der CLRTAP geleistet. Die deutschen Arbeitsgruppen haben diesen Prozess durch ihre aktive Mitwirkung unterstützt. Ihre Arbeit ist auch weiterhin unverzichtbar, um die noch verbliebenen durch Luftschadstoffe verursachten Wirkungen zu untersuchen, wobei durch den Klimawandel hervorgerufene Veränderungen zu berücksichtigen sind. Wirkungen von Stickstoffverbindungen und anderen Luftschadstoffen auf die Vielfalt der Pflanzen- und Tierarten und bestimmte Ökosystemfunktionen sind komplex und bei weitem noch nicht vollständig verstanden. Das gilt auch für Interaktionen von Stickstoff und Kohlenstoff in Ökosystemen, die oft verzögerte Reaktion von Ökosystemen auf Schadstoffeinwirkungen, aber auch auf ihre Minderung. Weitere Datenerhebungen und die Klärung von Wirkungszusammenhängen sind deshalb notwendig und erfordern die langfristige Weiterführung der Programme.

Abkürzungen

A

AOT40: Accumulated Exposure Over a Threshold of 40 ppb

NH₃: Ammoniak

NH₄-N: Ammoniumstickstoff

NMVOC: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan

NO₃-N: Nitrat-Stickstoff

NO₂: Stickstoffdioxid

NO_x: Stickstoffoxide

NPV Bayerischer Wald: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald

B

BlmSchV: Bundes-Immissionsschutzverordnung

BfELV: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

C

CBD: UN Convention on Biological Diversity (Übereinkommen über die biologische Vielfalt)

O₃: Ozon

CL: Critical Load (ökologischer Belastungsgrenzwert)

CLRTAP: Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Vereinbarung über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Luftschadstofftransport, kurz: Genfer Lufttreinhaltekonvention)

P

pH-Wert: Negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration als Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung

PM: Particulate matter (Feinstaub)

E

EMEP-Programm: The European Monitoring and Evaluation Programme: Cooperative Programme for the Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

S

EU/EG: Europäische Union/Europäische Gemeinschaft

SO₂: Schwefeldioxid

SO₄: Sulfat

SO₄-S: Sulfatschwefel

SOMO 35: Summe der Überschreitungen des Achtstunden-Mittelwertes von 35 ppb (70 µg m⁻³) in einem Kalenderjahr

G

GAW: Global Atmosphere Watch

U

I

UBA: Umweltbundesamt

UNECE: United Nations Economic Commission for Europe

ICP: International Cooperative Programme (Internationales Kooperativprogramm)

W

IIASA: International Institute for Applied System Analysis, Laxenburg, Österreich

WGE: Arbeitsgruppe Wirkungen der CLRTAP

WHO: World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)

N

n: Anzahl (Untersuchungen)

Z

NEC: National Emission Ceilings (Nationale Emissionshöchstmengen)

ZSE: Zentrales System Emissionen

Ausgewählte Maßeinheiten

mg l⁻¹: Milligramm pro Liter

g m⁻²: Gramm pro Quadratmeter

µg m⁻²: Mikrogramm pro Quadratmeter

kg ha⁻¹ a⁻¹: Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr

eq ha⁻¹ a⁻¹: Säureäquivalente pro Hektar und Jahr

ppb: parts per billion, die Umrechnung in $\mu\text{g m}^{-2}$ erfolgt unter Berücksichtigung der molaren Masse und der Teilchenzahl pro Kubikmeter

ppb h: ppb mal Stunden

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de
www.fuer-mensch-und-umwelt.de

Textbeiträge von:

S. Strich (BMELV), U. Fischer (Thünen Institut für Waldökosysteme, Eberswalde) für das ICP Forests;

A. Hoffmann (UBA) für das ICP Waters;

S. Brüggerhoff (Deutsches Bergbau-Museum Bochum)
S. Simon (Staatliche Museen zu Berlin) für das ICP Materials;

J. Bender, H.J. Weigel (Thünen Institut für Biodiversität, Braunschweig) für das ICP Vegetation;

B. Beudert (NPV Bayerischer Wald), H. Schulte-Bispinger (Universität Göttingen), H. Dieffenbach-Fries (UBA) für das ICP Integrated Monitoring;

H.-D. Nagel, T. Scheuschner (ÖKO-DATA Strausberg), M. Geupel (UBA) für das ICP Modelling & Mapping;

H.-G. Mücke (UBA) für die Task Force on Health;

Redaktion:

G. Schütze (UBA)

Gestaltung:

publicgarden, Berlin
www.publicgarden.de

Stand: Dezember 2013

Bildnachweis

Titelseite © panthermedia, Jürgen Wackenhet

Seite 4 © Thinkstock

Seite 6 © fotolia, anyaberkut

Seite 6 © U. Fischer

Seite 6 © fotolia, Jürgen Mayer

Seite 7 © B. Beudert

Seite 7 © Öko-Data

Seite 7 © J. Bender

Seite 7 © fotolia, Paul Wander

Seite 8 © Thinkstock, Digital Vision

Seite 11 © Shotshop, Bernd Leitner

Seite 14 © Shutterstock, homydesign

Seite 19 © Thinkstock

Seite 24 © Thinkstock

Seite 26 © Hecker (Eintagsfliege, Steinfliege)

Seite 26 © Graf/Schmidt-Kloiber (Köcherfliege)

Seite 30 © Markus Geupel

Seite 33 © Thinkstock

Seite 36 © Markus Geupel

Seite 42 © Thinkstock

Seite 44 © J. Bender, E. Bergmann, Thünen-Institut Braunschweig

Seite 45 © H.J. Weigel, Thünen-Institut Braunschweig

Seite 48 © Thinkstock

Seite 53 © fotolia, rangizzz

Seite 56 © Thomas Scheuschner

