



30 Jahre Immissionsökologie am Bayerischen Landesamt für Umwelt





30 Jahre Immissionsökologie am Bayerischen Landesamt für Umwelt

Impressum

30 Jahre Immissionsökologie am Bayerischen Landesamt für Umwelt

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: (08 21) 90 71-0
Fax: (08 21) 90 71-55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Autoren:

Dr. Jutta Köhler und Dr. Ludwig Peichl unter Mitarbeit von Michael Außendorf und Joachim Nittka
Referat 16 Medienübergreifende Umweltbeobachtung
Bayerisches Landesamt für Umwelt

Betreuung der Messnetze:

Heiner Binniker und Dieter Piechaczek

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Druck:

Beck Druck GmbH & Co. KG., Königstr. 66-68, 95028 Hof
Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

Januar 2009

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	5
2	Schwefelbelastung	8
2.1	Hintergrund: Wirkung, Quellen, Maßnahmen	8
2.2	Ergebnisse	8
2.2.1	Zeitliche Entwicklung von 1977 bis 2003	8
2.3	Perspektiven: Neue Zusammenhänge – Grenzen des Monitoring	10
3	Versauerung und Eutrophierung	12
3.1	Hintergrund: Critical Loads für Säure und Stickstoff	12
3.2	Ergebnisse	15
3.2.1	Trends an Depositionsmessstellen von 1986 bis 2005	15
3.2.2	Ammoniak-Immissionen im ländlichen Bereich	17
3.2.3	Teilerfolg bei der Verminderung der Säureeinträge – noch keine Entwarnung bei den eutrophierenden Komponenten	18
3.3	Perspektiven: Quellenspezifische Messnetzausrichtung weiter verfolgen	19
4	Schwermetalle – Eintrag und Wirkung	20
4.1	Hintergrund: Vorkommen, Eigenschaften und Untersuchungsziele	20
4.1.1	Deposition und Anreicherung	20
4.1.2	Untersuchungsspektrum	24
4.2	Ergebnisse	25
4.2.1	Metallanreicherung im Moos - lokale und zeitliche Trends	25
4.2.2	Aktives Monitoring an Dauerbeobachtungsstationen – Metalle in Stadt und Land	28
4.3	Perspektiven: Räumliche Differenzierung der Schwermetall-Anreicherungen und Darstellung zeitlicher Trends	34
5	Organische Schadstoffe	35
5.1	Hintergrund: Eigenschaften organischer Schadstoffe, Grenz- und Richtwerte	35
5.1.1	Geeignete Bioindikatoren zum Wirkungsnachweis organischer Parameter	35
5.2	Ergebnisse	36
5.2.1	Anreicherungen von PCDD/F und PCB	36
5.2.2	PCDD/F-Anreicherung in Fichtennadeln – Beobachtungen über mehrere Jahre	38
5.3	Perspektiven: Belastungen mit organischen Schadstoffen bewerten und neue Gefährdungen erkennen	39

6	Photooxidantien	40
6.1	Hintergrund: Entstehung von bodennahem Ozon	40
6.1.1	Maßnahmen zur Verringerung der Ozonbelastung	40
6.1.2	Wirkungen auf Pflanzen	40
6.2	Ergebnisse	41
6.2.1	Trends an Dauerbeobachtungsstationen von 1995 bis 2007	41
6.2.2	Vergleich von Tabakschädigung mit Ozonkonzentration	42
6.3	Perspektiven: Übertragbarkeit der Tabakergebnisse verbessern	44
7	Synergistische Wirkungen von Luftschadstoffen – landesweite Flechtenkartierung	45
7.1	Hintergrund	45
7.2	Ergebnisse	45
7.2.1	Luftgütekarte für Bayern 1995	45
7.2.2	Anpassen an neue Bedingungen	46
7.3	Perspektiven: Erfassung der Gesamtbelastung unter neuen Bedingungen	46
8	Emittentenbezogenes Monitoring	48
8.1	Hintergrund: Stoffeinträge durch Emissionen aus Verkehr, Industrie und Abfallbehandlung	48
8.1.1	Was ist „zu viel“ und was ist „normal“?	48
8.2	Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH)	49
8.2.1	Definition und Berechnung	49
8.2.2	Warum ein so kompliziertes Verfahren?	50
8.2.3	Was lässt sich damit nachweisen?	51
9	Fazit	56
10	Literatur	57
11	Abbildungen und Tabellen	60
12	Anhang	63

1 Einführung

Schon kurz nach Gründung im Jahr 1972 nahm sich das damalige Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) dem Problem der zu Beginn der 1970er Jahre auftretenden neuartigen Walderkrankungen an. Sie waren Auslöser für Untersuchungen, die sich mit der Wirkung von Luftschadstoffen auf Pflanzen und Ökosysteme befassen [1]. Dabei wurden Methoden der Bioindikation weiterentwickelt, um bayernweit die Anreicherung von Schadstoffen in Pflanzenteilen als erste Stufe einer Wirkung zu dokumentieren. Um das Ausmaß und die zeitliche Entwicklung des als Hauptursache für die Walderkrankungen angesehenen ‚sauren Regens‘ beschreiben zu können, wurden Methoden der Depositionssammlung den Erfordernissen einer großräumigen Dauerbeobachtung angepasst.

Mit dem 1977 eingerichteten Standortfichten-Messnetz, mit zeitweise bis zu 700 Messpunkten, existiert seit 30 Jahren ein Biomonitoring, mit dem in unterschiedlich belasteten Regionen die Verbreitung und Wirkung des Schadgases Schwefeldioxid (SO_2) als Anreicherung von Schwefel in Fichtennadeln dargestellt wird. Fichten waren, als in Bayern fast überall vorhandene Baumart, der geeignete passive, d. h. am Standort gewachsene Bioindikator für erste landesweite Erhebungen. Die Belastung der Luft mit Schwefeldioxid war bekannt. Der Übergang von der Luft auf die Pflanze konnte durch Analyse des Schwefelgehaltes in den Nadeln leicht angesprochen werden [2].

Die Wirkung des SO_2 beschränkt sich jedoch nicht nur auf Nadelbäume und Waldstandorte. Das bei Kontakt mit Wassertröpfchen entstehende Sulfat (SO_4^{2-}) wird mit dem Niederschlag eingetragen und trägt als säurebildende Komponente zur Versauerung von Böden und Gewässern mit Folgen für Vegetation und Grundwasser bei. Zur Bestimmung des jährlichen Eintrags wurde 1980 in Bayern ein Messnetz mit 20 Niederschlagssammlern aufgebaut. Neben Sulfat wurden auch die Säurebildner Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) sowie die Belastungsparameter Chlorid (Cl^-) und Phosphat (PO_4^{3-}) in die Untersuchungen mit einbezogen.

Damit wurde zum einen den Fragen nach Quantität und regionaler Ausdehnung der sauren Niederschläge Rechnung getragen, zum anderen wurde die Basis geschaffen, die wesentlichen Komponenten für die landesweiten Stickstoffeinträge zu ermitteln. Der Stickstoffanteil der Säurebildner Nitrat und Ammonium war als ein ebenso großes Umweltproblem bekannt. Er führt zur Überdüngung von Biotopen, die sich wegen ihrer bodenbedingten Stickstoffarmut häufig durch das Vorkommen seltener Pflanzen auszeichnen, die damit in ihrer Existenz bedroht sind.

Der wirtschaftliche Aufstieg in den 1950er und 1960er Jahren hatte neben dem Anstieg an Schwefeldioxid-Emissionen durch Nutzung fossiler Brennstoffe und an Stickstoffoxiden vor allem durch den rasant anwachsenden Kraftfahrzeugverkehr, auch eine Zunahme von Schwermetallen und persistenten organisch-chemischen Schadstoffen zur Folge. Wie gefährlich Schwermetalle in der Nahrungskette sein können, zeigten die schweren Erkrankungen vieler Menschen durch den Verzehr von cadmium- und quecksilberhaltigem Reis und Fisch 1955-1959 in Japan (Itai-Itai- bzw. Minamata-Krankheit). Auch Blei rückte durch sein gesundheitsschädliches Potential in den Vordergrund der Besorgnis (bereits bei einer Blutbleikonzentration von 50 bis 60 $\mu\text{g}/100$ Milliliter treten z. B. depressive und feindselige Verhaltensweisen sowie Störungen des Allgemeinbefindens auf [3]). Es wurde als Kraftstoffzusatz genutzt und großflächig durch Kraftfahrzeuge emittiert.

Um die Verbreitung von Metallen in Ökosystemen als Ausgangspunkt der Anreicherung in der Nahrungskette beobachten zu können, wurde in den 1980er Jahren das landesweite Moos-Messnetz mit 300 Messstellen eingerichtet. In einem definierten Messraster und in regelmäßigen Zeitabständen erfasste Metallgehalte der an Baumstämmen wachsenden, also epiphytischen Moose können die regionalen Unterschiede und zeitlichen Veränderungen der Einträge luftgetragener Metalle in die Umwelt gut abbilden. Die Ursachen der Schwermetall-Anreicherung reichen von eher diffusen Quellen wie z. B. dem Straßenverkehr bis zu standörtlich oder regional begrenzten Punktquellen wie Emissionen aus Kohlekraftwerken oder industriellen Anlagen.

Um gezielt im Wirkungsbereich möglicher Schadstoffquellen wie Straßen oder industriellen Anlagen Schadstoffeinträge und Anreicherungen in der Umwelt beobachten zu können, sind mobile Sammelmethode und Bioindikatoren notwendig. So wurde die standardisierte Graskultur als Vertreter der Vegetation für diesen Zweck weiterentwickelt und die bereits 1978 erschienene VDI-Richtlinie 3792 Blatt 1 unter Mitwirkung des LfU im Jahr 2003 mit der VDI-Richtlinie 3975 Blatt 2 [4] aktualisiert. Dieses „aktive“ Biomonitoring-Verfahren ist von Mai bis Oktober an beliebigen Standorten und zeitlich definiert einsetzbar. Damit kann die Graskultur kurzfristig Informationen über aktuelle Einflüsse einer Belastungssituation geben und durch die Anreicherung der Schadstoffe in der Biomasse ihre Wirkung dokumentieren. Begleitet wird das aktive Biomonitoring von Depositionsmessungen mit der Bergerhoff-Methode. Mit einfachen standardisierten Sammelbechern [5] werden die Aussagen zur Anreicherung im Bioindikator durch Informationen über den Schadstoffniederschlag pro Quadratmeter Boden ergänzt. In einem Forschungs- und Entwicklungs-Projekt wurden 1992 und 1993 standardisierte Graskulturen zur Aufdeckung kurzzeitiger Belastungssituationen in München eingesetzt und u. a. die Antimonbelastung durch Bremsbeläge an verkehrsnahen Standorten im Innenstadtbereich nachgewiesen [6].

Am 10. Juli 1976 rückte mit der Chemiekatastrophe in Seveso, Italien, die organisch-chemische Stoffgruppe der Dioxine und Furane in unser Bewusstsein. Dabei handelt es sich um Verbindungen, die sich durch ihre Persistenz über sehr lange Zeiträume in der Umwelt anreichern und ausbreiten können und durch ihre gute Fettlöslichkeit leicht Eingang in die Nahrungskette finden. Die Frage „wie viel und wo gibt es diese Schadstoffe in unserer Umwelt?“ konnte damals kaum beantwortet werden, da entsprechende Monitoringprogramme fehlten. Dioxine und Furane waren anfangs in Bezug auf Emittenten wie Müllverbrennungsanlagen (MVA) von Interesse. Daneben gaben Untersuchungen Hinweise auf Hausbrand- und Kleinf Feuerungsanlagen als Dioxin-Emittenten bei nicht bestimmungsgemäßem Gebrauch („private Müllverbrennung“). Grundsätzlich kann diese Stoffgruppe bei allen thermischen Prozessen entstehen, wenn die dafür notwendigen Komponenten (organische und chlorhaltige Materialien) beteiligt sind und die Verbrennungstemperaturen zu niedrig sind. Da Verbrennungsprozesse in der kalten Jahreszeit zunehmen, ist es wichtig, auch Bioindikatoren einzusetzen, deren Wachstums- und Überlebenszeit möglichst lange in den Herbst und Winter hineinreicht. So beteiligte sich das LfU an der Entwicklung des Verfahrens der standardisierten Exposition von Grünkohl, das im Jahr 2000 in der VDI-Richtlinie 3957 Blatt 3 [7] festgelegt wurde. Dieses aktive Biomonitoring-Verfahren kann bis Ende November Daten zur Bioakkumulation von Schadstoffen liefern. Um Schadstoffanreicherungen während des ganzen Winterhalbjahres nachzuweisen, muss auf das passive Verfahren der Fichtennadel-Beprobung zurückgegriffen werden.

Ein weiteres Beispiel für persistente organisch chemische Schadstoffe sind die polychlorierten Biphenyle (PCB). Technische Gemische von PCB wurden seit den 1930er Jahren bis in die 1980er Jahre für eine Vielzahl von technischen Zwecken in offenen und geschlossenen Systemen eingesetzt. Sie fanden Anwendung u.a. als Weichmacher, Isolierflüssigkeiten oder Hydrauliköle oder zur Imprägnierung. Bestimmte PCB haben vergleichbare biologische und toxische Wirkungen wie die Dioxine und Furane. Der erste Wirkungsschritt der PCB, die Anreicherung in Pflanzen als erste Glieder der Nahrungskette, wird mit den Bioindikatoren Fichtennadeln, Graskultur und Grünkohl landesweit und emittentennah erfasst.

Die Anforderungen, die heute an die Immissionsökologie gestellt werden, reichen

- von der Ermittlung der landesweiten „Normalbelastung“ und Referenzwertbildung für Schwermetalle und organische Schadstoffe mit regionaler Differenzierung und Trenderaussage
- über die Erhebung des Gefährdungspotentials beispielhaft ausgewählter schadstoffemittierender Anlagen
- bis zum Aufspüren neuer Schadstoffe (Emerging Pollutants).

Im heutigen Landesamt für Umwelt ist die Immissionsökologie im Referat „Medienübergreifende Umweltbeobachtung“ angesiedelt. Das LfU arbeitet derzeit intensiv daran, das Monitoring verschiedener Umweltkompartimente miteinander zu vernetzen und aufeinander abzustimmen, um gesamtökologische Aussagen zum Zustand unserer Umwelt machen zu können. Diese Ergebnisse sind für die Öffentlichkeit und die Umweltpolitik von besonderem Interesse, da sich die Umweltauswirkungen komplexer Ursachen (z. B. Verkehr, Landwirtschaft) oder bestimmter Stoffgruppen nicht nur bezogen auf ein Umweltmedium beurteilen lassen. Die Immissionsökologie nimmt hierbei eine zentrale Rolle ein, da sie an räumlich wie thematisch vernetzten Messpunkten sowohl die Stoffeinträge als auch die ersten Stufen ökologischer Wirkungen untersucht. Sie versteht sich als wesentlicher Bestandteil einer ökologischen Umweltbeobachtung.

2 Schwefelbelastung

2.1 Hintergrund: Wirkung, Quellen, Maßnahmen

Bei der Verbrennung schwefelhaltiger Energieträger, wie Öl und Kohle, entsteht Schwefeldioxid (SO₂), ein reaktives Gas, das sich über große Strecken ausbreiten kann und direkt über die Spaltöffnungen in Blätter und Nadeln gelangt. Durch die Reaktion mit Wasser in der Atmosphäre wird SO₂ zu Schwefelsäure umgewandelt und liegt dann in der Umwelt als Sulfat vor. Sulfat wird mit dem Niederschlag auf allen Oberflächen deponiert und kann durch seine versauernde Wirkung im Boden mit sukzessiver Auswaschung von Kationen und daraus folgender Nährstoffverarmung Bäume indirekt schädigen. Blattnekrosen, eine verminderte Vitalität und das Absterben der Bäume können die Folge sein. Insbesondere in den 70er und 80er Jahren des letzten Jahrhunderts haben hohe Schwefelemissionen zu einer erheblichen Belastung unserer Waldökosysteme geführt.

Hauptquellen für Schwefelmissionen in Bayern waren Kohlekraftwerke, vor allem in der ehemaligen DDR und in Tschechien, die mit schwefelreicher Braunkohle befeuert wurden; aber auch die Verwendung der schwefelhaltigen Kohle in Kleinf Feuerungsanlagen (Hausbrand) und die bayerischen Kohlekraftwerke im Nordosten des Landes trugen zu einer erheblichen Belastung bei.

Die konsequente Luftreinhaltepolitik der letzten drei Jahrzehnte hat jedoch ihre Wirkung gezeigt. Die Neuerungen des Bundesimmissionsschutzgesetzes seit 1974 zur Entschwefelung der Kraftwerksemissionen (Rauchgasentschwefelung) und die Verwendung schwefelarmer Energieträger (Wechsel von Kohle zu Erdgas), aber auch der Zusammenbruch der Industrie in der ehemaligen DDR und Sanierungsmaßnahmen in den osteuropäischen Staaten ließen den Ausstoß an Schwefeldioxid sinken. Die SO₂-Emissionen wurden in Europa von 1990 bis 2004 um 65 % verringert [8]. Typische Luftbelastungen der 70er Jahre, wie Smog und saurer Regen, gibt es heute bei uns kaum noch. Dennoch bleibt es auf EU-Ebene notwendig, in Vereinbarungen wie z.B. dem Göteborg-Protokoll von 1999 [9], das 2001 in einer EU-Richtlinie [10] beschlossen wurde, die weitere Reduktion von SO₂ und anderen luftbelastenden Schadstoffen zu verfolgen. Steigendes Wirtschaftswachstum und Verzicht auf „beste verfügbare Techniken“ aufgrund wirtschaftlicher Erwägungen könnten den positiven Trend in der Luftreinhaltung abschwächen.

Das LfU betreibt seit 1977 ein bayernweites flächendeckendes Fichtenmessnetz mit derzeit 191 Standorten, an dem regelmäßig die Schwefelgehalte in den Nadeln bestimmt werden. Damit lassen sich das Ausmaß der Schwefelbelastung für Waldökosysteme, die regionale Verteilung und die zeitliche Entwicklung beurteilen.

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Zeitliche Entwicklung von 1977 bis 2003

Lag der Median der Schwefelgehalte in Fichtennadeln im Jahr 1977 noch bei 1365 mg/kg (immer bezogen auf Trockensubstanz), so ist er in den Jahren bis 2003 auf 979 mg/kg zurückgegangen (Abb. 1). 1977 lagen in 84 % der Fichtennadeln die Gehalte über 1200 mg/kg, was als Grenze für eine Belastung der Bäume angesehen werden kann. In 2003 wurden lediglich an 13 % der Standorte Gehalte über 1200 mg/kg erreicht. Die Maximalgehalte sind von 3080 mg/kg in 1977 auf 1610 mg/kg in 2003 zurückgegangen. Die Erfolge der Luftreinhaltepolitik konnten damit eindrucksvoll belegt werden.

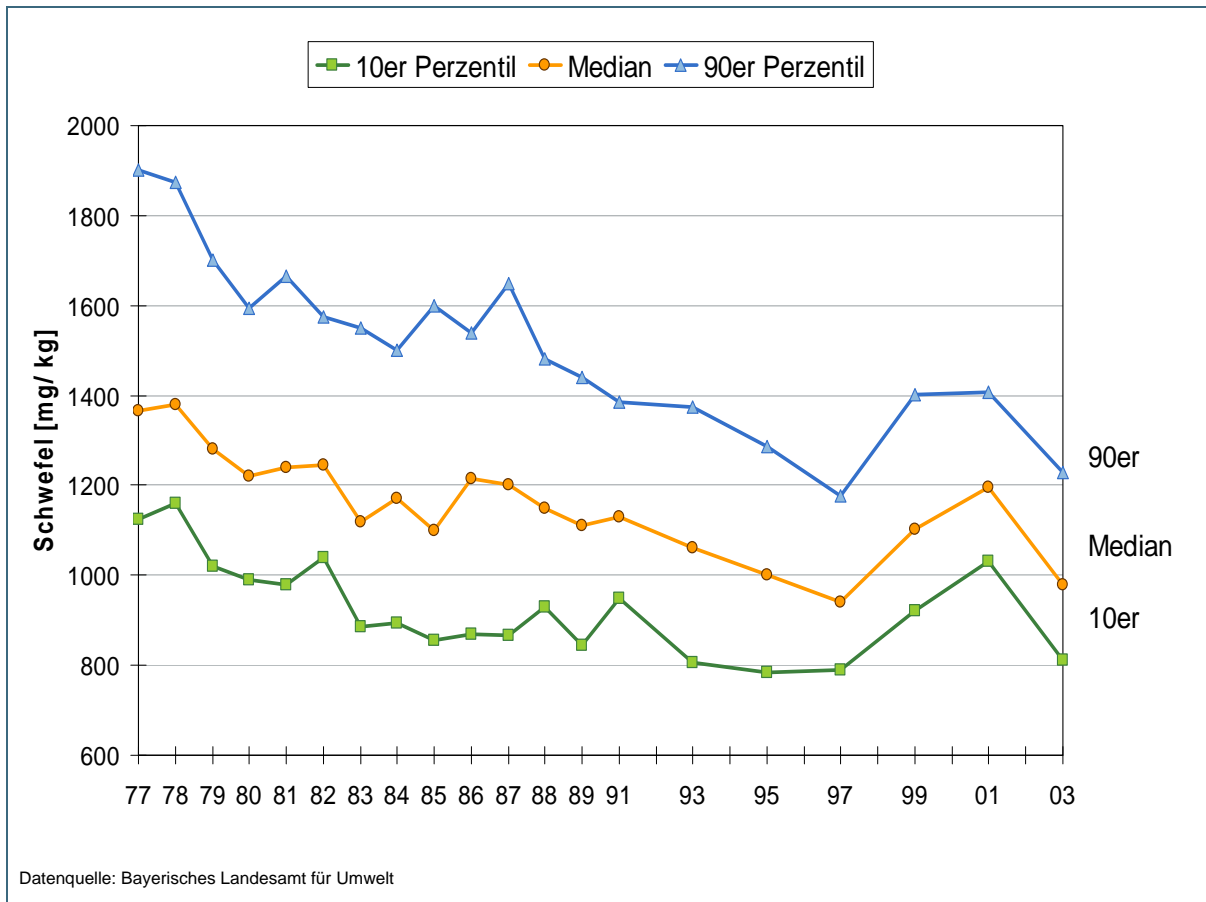


Abb. 1: Schwefelgehalte in Fichtennadeln von 1977 bis 2003; Dargestellt ist der Median, d. h. der Wert über und unter dem die Hälfte der Messwerte liegen sowie das 10. und das 90. Perzentil, unter bzw. über denen jeweils 10 Prozent der Werte liegen.

Die regionale Betrachtung (Abb. 2a - d) zeigt, dass sich vor allem in den nordostbayerischen Belastungsgebieten die Situation zwischen 1985 und 1995 deutlich verbessert hat, was vor allem auf den Zusammenbruch und die Sanierungsmaßnahmen der Industrien in der ehemaligen DDR und in den osteuropäischen Anrainerstaaten zurückzuführen ist. Aber auch in Nordwestbayern konnte ein deutlicher Rückgang der Belastung festgestellt werden, so dass die Karte von 2003 nunmehr eine weitestgehend unbelastete Situation zeigt.

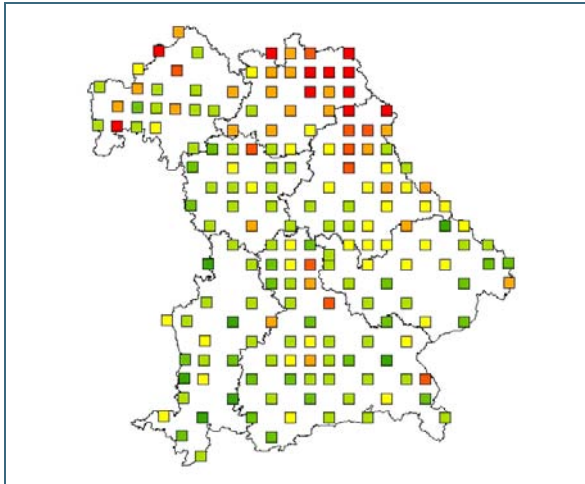


Abb. 2a: 1977

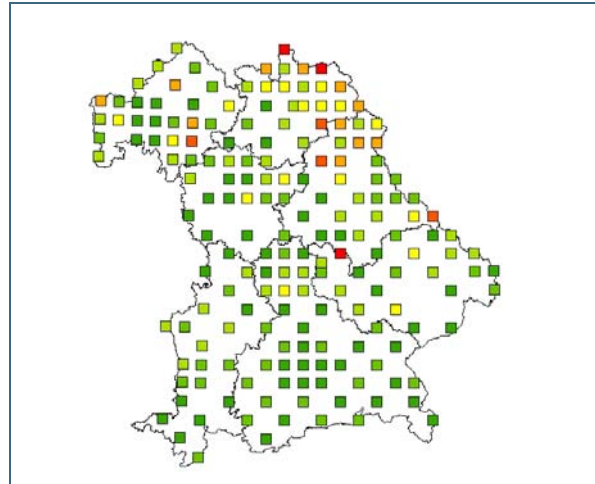


Abb. 2b: 1985

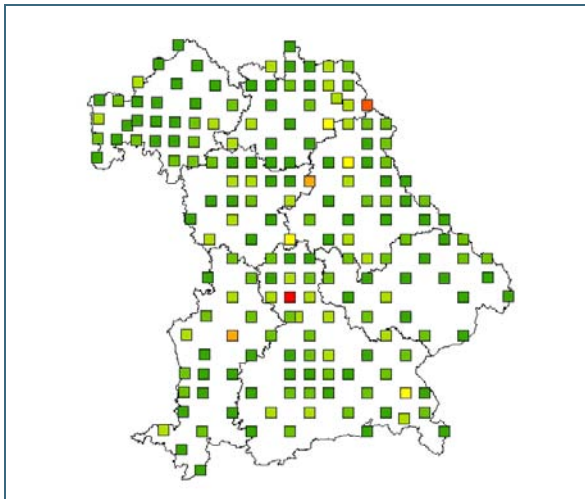


Abb. 2c: 1995

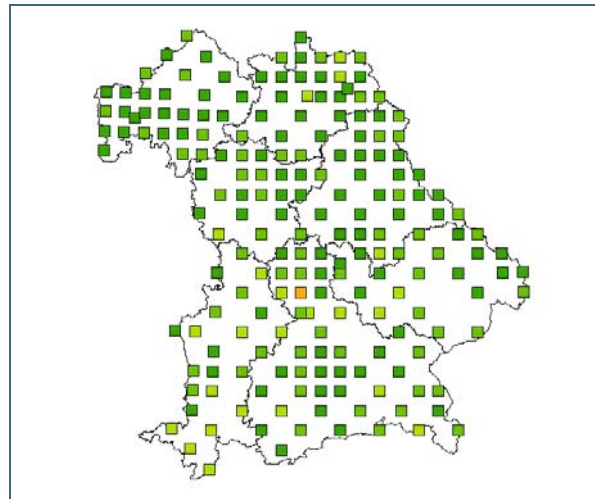


Abb. 2d: 2003

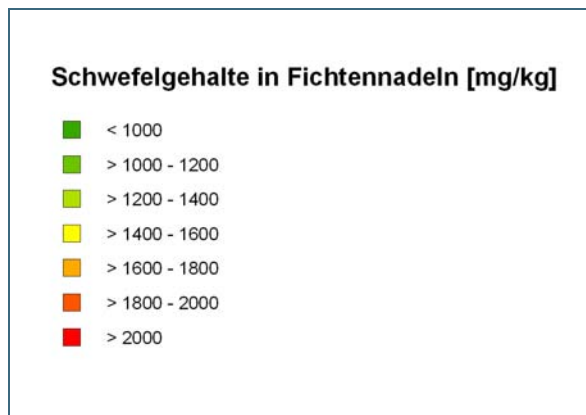


Abb. 2a-d: Schwefelgehalte in Fichtennadeln in den Jahren 1977, 1985, 1995 und 2003.

2.3 Perspektiven: Neue Zusammenhänge – Grenzen des Monitoring

Bis Mitte der 90er Jahre konnten die Schwefelgehalte in Fichtennadeln sehr gut mit der Schwefelbelastung der Luft in Beziehung gesetzt werden. Die stetige Abnahme der Schwefelgehalte in den Nadeln stand in direktem Zusammenhang mit den sinkenden Schwefelimmisionen, die an den Luftmessstationen des LfU gemessen wurden [11]. Seit Mitte der 90er Jahre wurde jedoch trotz weiter sinkender atmosphärischer Belastung kein weiterer Rückgang der Schwefelgehalte in Nadeln

beobachtet. Im Gegenteil wurde in den Jahren 1999 - 2001 eine vorübergehende Zunahme der mittleren Schwefelgehalte von bis zu 28 % gegenüber 1997 festgestellt, ohne dass hierfür ein direkter Zusammenhang mit der atmosphärischen Schwefeldioxidbelastung erkennbar gewesen wäre. Offenbar haben andere Einflussfaktoren hier eine Rolle gespielt. Unterstützt wird diese Annahme durch den Befund von Elling und Pfaffmoser [11], dass ein gemeinsamer Trend von Luft- und Fichtenbelastung bei geringerem Schwefelangebot nicht mehr gegeben ist. Die Schwefelgehalte in den Fichtennadeln sind bei geringen Belastungsgraden offensichtlich immer weniger ein Indiz für die unmittelbare Schwefelbelastung der Atmosphäre. Andere Einflussfaktoren wie z. B. die verfügbaren Schwefelgehalte der Böden, die wiederum durch sich wandelnde Klima- und Witterungsparameter gesteuert werden, haben heute für die Schwefelgehalte der Fichtennadeln eine höhere Bedeutung als der unmittelbare Kontakt mit Schwefeldioxid. Da Schwefelmissionen mittlerweile kein gravierendes Problem mehr für Waldökosysteme darstellen und die Aussagekraft allein der Schwefelgehalte der Nadeln im Hinblick auf die atmosphärische Belastung an Bedeutung verloren hat, wird derzeit erwogen, die regelmäßige Untersuchung des Fichtenmessnetzes auf Schwefel einzustellen.

3 Versauerung und Eutrophierung

3.1 Hintergrund: Critical Loads für Säure und Stickstoff

Erkennbare Schäden an Bäumen, verursacht durch Schwefeldioxid (SO_2), sind gegenwärtig nicht mehr nachweisbar (vgl. Kapitel Schwefelbelastung). Jahrzehntelanger Eintrag von Schadstoffen führt jedoch in Böden zu Reaktionen, die verzögert ablaufen und lang anhaltende Folgewirkungen haben.

Das lösliche Folgeprodukt des Schwefeldioxids, Sulfat (SO_4^{2-}) wird als saurer Regen in die Böden eingetragen und führt langfristig zur ihrer **Versauerung**. Dabei wirkt es indirekt auch auf das gesamte Ökosystem. Durch seine basischen Kationen wie Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium ist der Boden in der Lage, die sauren Einträge zum Teil zu neutralisieren. Dabei werden die Basen zusammen mit den Anionen mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Sie fehlen daraufhin im Boden als Nähr-elemente und die Möglichkeit der Säurepufferung (Pufferkapazität) wird reduziert. Ein weiterer Eintrag von Säure führt dann zur Versauerung des Bodens und zu niedrigen pH-Werten. In noch späteren Stadien der Versauerung werden Säuren und Metalle (z. B. Aluminium) direkt mobilisiert und ins Sickerwasser abgegeben. Die Folgen sind eine veränderte Ionenzusammensetzung des Bodens, schlechte Wachstumsbedingungen für die Pflanzen und negative Einflüsse auf das Grundwasser.

Maßgeblich beteiligt an der **versauernden Wirkung** des Niederschlags sind neben Sulfat auch die beiden Stickstoff-Komponenten Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+). Nitrat hat seinen wesentlichen Ursprung in den gasförmigen Stickstoffoxiden, auch NO_x genannt, die als Abgase hauptsächlich aus dem Straßenverkehr emittiert werden. Weitere Quellen sind Verbrennungsprozesse aus Industriebetrieben und nicht genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen. Ammonium stammt zum Großteil aus der Landwirtschaft (Tierhaltung und Gülleausbringung), wo es als gasförmiges Ammoniak (NH_3) emittiert wird. Ammoniak ist auch in Innenstädten verstärkt zu finden. Hier ist seine Quelle der Kfz-Verkehr, wo es durch die chemische Reduktion der Stickstoffoxide durch die Katalysatoren der Otto-Motoren entsteht.

Die Stickstoffverbindungen im Niederschlag wirken außerdem **eutrophierend**, d. h. sie führen zu einer **Überdüngung der Ökosysteme**. Die meisten natürlichen Ökosysteme unserer Breiten sind Stickstoff-limitiert, in ihrer Stoffumsetzung also an Stickstoffmangel angepasst. Durch das Überangebot an Stickstoff sind die Arten, die mit nur wenig Stickstoff auskommen, durch Verdrängung von Stickstoff-liebenden Arten gefährdet.

Die Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber den versauernden und eutrophierenden Stoffeinträgen des Niederschlags kann in tatsächlichen Belastungsgrenzen benannt werden. Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, dass die ausgleichenden Eigenschaften des Ökosystems negative Wirkungen verhindern können. Ausgleichende Prozesse sind z. B. die Nachlieferung basischer Kationen durch Gesteinsverwitterung, die Speicherung der Stoffe in Biomasse, die Immobilisierung in der Humusschicht oder ein tolerierbarer Austrag mit dem Sickerwasser. Die ökologischen Belastungsgrenzen für Stoffeinträge heißen **Critical Loads** und werden als Stoffmenge pro Fläche und Zeiteinheit angegeben.

Zur Ermittlung der **Critical Loads für den Säureeintrag** werden in einer Massenbilanz die Säure produzierenden mit den Säure verbrauchenden Bodenprozessen verrechnet. Das Ergebnis wird in Säureäquivalenten pro Hektar und Jahr angegeben ($\text{eq/ha} \cdot \text{a}$). Damit wird die Fähigkeit der Böden, saure Einträge zu puffern in der Höhe des Critical Load ausgedrückt. Die dazugehörigen Biotope mit niedrigen Belastungsgrenzen finden wir in Bayern nur noch auf 1,4 % der Gesamtfläche, wie eine im Jahr 2001 in Auftrag gegebene Studie ermittelte [12]. Eine Schädigung dieser wertvollen Standorte muss vermieden werden. Auch Wald, der immerhin etwa ein Drittel der Landesfläche Bayerns ausmacht, wird als säureempfindliches Ökosystem angesehen. Tabelle 1 listet den Prozentanteil der als säure-

empfindlich eingestuften Biotope auf, deren Critical Load geringer als ein Kiloäquivalent pro Hektar und Jahr ist.

Tab. 1: Besonders säureempfindliche Biotope in Bayern nach [12].

Kartierte säureempfindliche Biotoptypen und Wald in Bayern	Prozentsatz der Flächen mit CL < 1 keq/ha · a (bezogen auf die Gesamtfläche des Biototyps/Wald)
Heiden und Moorheiden	56 %
Sümpfe	62 %
Torfmoore	36 %
Natürliches Grünland	66 %
Nadelwald	53 %
Laubwald	61 %
Mischwald	42 %

Für die Berechnung der **Critical Loads für eutrophierenden Stickstoffeintrag** kann bei Waldökosystemen eine einfache Massenbilanz angewendet werden. In ihre Formel geht die Immobilisierungsrate durch Humusbildung und mikrobielle Fixierung, die Netto-Aufnahmerate durch Holzzuwachs, die Denitrifikation und der Stickstoffaustrag ins Sickerwasser ein. Nadel- und Laubbäume sind durch einen Critical Load von 15 bis 20 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr gekennzeichnet. Für die meisten Offenlandökosysteme werden dagegen empirisch gebildete Critical Load-Werte verwendet. Sie basieren auf definierten Veränderungen, wie Abweichungen in der Pflanzenentwicklung, Artzusammensetzung oder Dominanz, die im Ökosystem beobachtet wurden. Typische Critical Load-Werte für besonders stickstoffempfindliche Ökosysteme liegen zwischen 5 und 10 Kilogramm Stickstoffeintrag pro Hektar und Jahr. Die empfindlichsten Biotope können nur weniger als 5 Kilogramm eutrophierenden Stickstoff pro Hektar und Jahr verkraften. Tabelle 2 fasst den Prozentsatz der Flächen zusammen, die mit Critical Load-Werten kleiner fünf bzw. zwischen fünf und zehn Kilogramm pro Hektar und Jahr besonders eutrophierungsgefährdet sind.

Tab. 2: Eutrophierungsgefährdete Biotope in Bayern nach [12].

Kartierte eutrophierungsgefährdete Offenlandbiotoptypen in Bayern	Prozentsatz der Flächen mit CL > 5 und <10 kg/ha · a (bezogen auf die Gesamtfläche des Biototyps)	Prozentsatz der Flächen mit CL < 5 kg/ha · a (bezogen auf die Gesamtfläche des Biototyps)
Heiden und Moorheiden	8 %	5 %
Sümpfe	8 %	< 1 %
Torfmoore	32 %	< 1 %
Natürliches Grünland	-	-

Auf Basis einer internationalen Liste stickstoffempfindlicher Ökosysteme [13] hat Bayern seine nach gesetzlichen Grundlagen kartierten Biotoptypen ebenfalls in einer Liste zusammengestellt und ihren empirisch ermittelten Critical Load-Werten für die Stickstoff-Deposition zugeordnet (Tab. 3, im Anhang).

Durch Vergleich mit den aktuellen Eintragsraten in so genannten Überschreitungsberechnungen können im grobmaschigen Raster eventuelle Gefährdungspotentiale erkannt und erforderliche Maßnahmen getroffen werden. In den vergangenen 30 Jahren haben sich auch die rechtlichen Grundlagen für die Critical Loads für Säure, eutrophierende und einige andere Stoffe entwickelt:

- Grundlage im **Völkerrecht** ist das Genfer Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UN-ECE) [14]. Acht Protokolle zu diesem Übereinkommen zielen darauf, die Emissionsreduktionen bestimmter Stoffe (z. B. Stickoxide, Schwermetalle oder persistente organische Verbindungen) regional differenziert auf die unterschiedliche Empfindlichkeit der Ökosysteme und auf den Schutz der menschlichen Gesundheit abzustimmen. Das Fernziel der neueren Protokolle ist, kritische Belastungsgrenzen nicht mehr zu überschreiten [15]. Das jüngste Protokoll vom 30.11.1999 betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Multikomponenten-Protokoll) [9] führt zum Jahr 2010 europaweit Emissionsobergrenzen ein.
- Die EG ist Mitglied des Genfer Übereinkommens von 1979. Sie setzt im **Europarecht** die völkerrechtlichen Verpflichtungen durch Richtlinien um, die eine einheitliche Geltung der Vorgaben in den Mitgliedstaaten sicherstellen. So wird das Multikomponenten-Protokoll durch die so genannten NEC- und Ozon-Richtlinien umgesetzt [10]. Danach muss Deutschland bis 2010 die Emissionen von SO₂ um 90 %, die von NO_x um 60% und die von NH₃ um 28 % bezogen auf die Ausstoßzahlen des Jahres 1999 reduzieren. Dies entspricht ab 2010 einer jährlichen Höchstmenge von 520 Kilotonnen (kt) SO₂, 1.051 kt NO_x (ausgedrückt als NO₂) und 550 kt NH₃. Die europäischen Standards zum Schutz von Bevölkerung und Ökosystemen fasst die neue Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie der EG zusammen [16], die die Mitgliedstaaten bis zum 11.6.2010 umsetzen müssen.
- **Deutschland** hat das Genfer Übereinkommen von 1979 und die acht Protokolle ratifiziert. Die Anforderungen werden durch das Bundes-Immissionsschutzgesetz und die dazu erlassenen Verordnungen und Verwaltungsvorschriften umgesetzt. So schreibt die 33. BImSchV [17] die von Multikomponenten-Protokoll [9] und der NEC-Richtlinie der EG [10] vorgeschriebenen Emissionshöchstmengen, -inventare und -prognosen für SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ sowie die Immissionswerte für Ozon im deutschen Recht fest. Weitere Immissionswerte, z. B. für Stickstoffoxide, enthält die 22. BImSchV [18].

Für die Zulassung von Anlagen hat die TA Luft von 2002 [19] in Nr. 4 neue Regeln zum Schutz vor erheblichen Nachteilen, insbesondere zum Schutz der Vegetation und von Ökosystemen eingeführt. Diese Einbindung der Critical Loads in Genehmigungsverfahren potentieller Stickstoff- und Säureemittenten weist auf ein Umdenken in der Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen hin. Weniger die Einzelbetrachtung schädlicher Schadstoffkonzentrationen als vielmehr die ökologisch relevanten Belastungsraten der Stoffe mit Berücksichtigung ihrer Langzeit- und Kombinationswirkungen werden zunehmend als Beurteilungskriterium in Prüfverfahren gefordert. In der Praxis werden Critical Loads z. B. in Genehmigungsverfahren von Tierhaltungsanlagen herangezogen, um die stickstoffempfindlichen Biotop ausweisen und bewerten zu können. Somit wird es erstmals möglich, der Wirkung der Stickstoffdeposition, die von einem Emittenten ausgeht eine Belastungsgrenze gegenüber zu stellen und zu beurteilen, ob für das einzelne Biotop diese Grenze über- oder unterschritten wird.

Ganz neu ist die Anwendung des Konzepts der Critical Loads im Naturschutzrecht. Bei der Frage, ob die durch zusätzliche Schadstoffeinträge verursachte Eutrophierung zur erheblichen Beeinträchtigung von Gebieten des Europäischen ökologischen Netzes „Natura 2000“ (so genannte FFH- und europäische Vogelschutzgebiete) in den für ihre Erhaltungszielen maßgeblichen Bestandteilen führen kann (in Bayern Art 13c BayNatSchG [20]), wendet das Bundesverwaltungsgericht [21] die auf dem UN-

ECE Übereinkommen und dessen Protokollen beruhenden Verfahren zur Ermittlung der Critical Loads an. Diese sind auch für die Verträglichkeitsprüfung (Art. 49a Abs. 1 BayNatSchG [20]) die von der FFH-Richtlinie [22] geforderten „besten einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnisse“. Die Erkenntnisse der Immissionsökologie erlangen auf diesem Weg zusätzliche praktische Bedeutung, in vielen Planfeststellungs- und Genehmigungsverfahren.

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Trends an Depositionsmessstellen von 1986 bis 2005

Um das Ausmaß der Stoffeinträge in den verschiedenen Regionen Bayerns bestimmen zu können, wurde 1980 begonnen, das **Depositionsmessnetz** einzurichten. 23 Messstellen wurden im 64 x 64 km-Raster über das Land verteilt. Seit 2007 wird an insgesamt 30 Standorten gemessen, wobei an einigen Standorten besondere Fragestellungen berücksichtigt werden (Abb. 3).

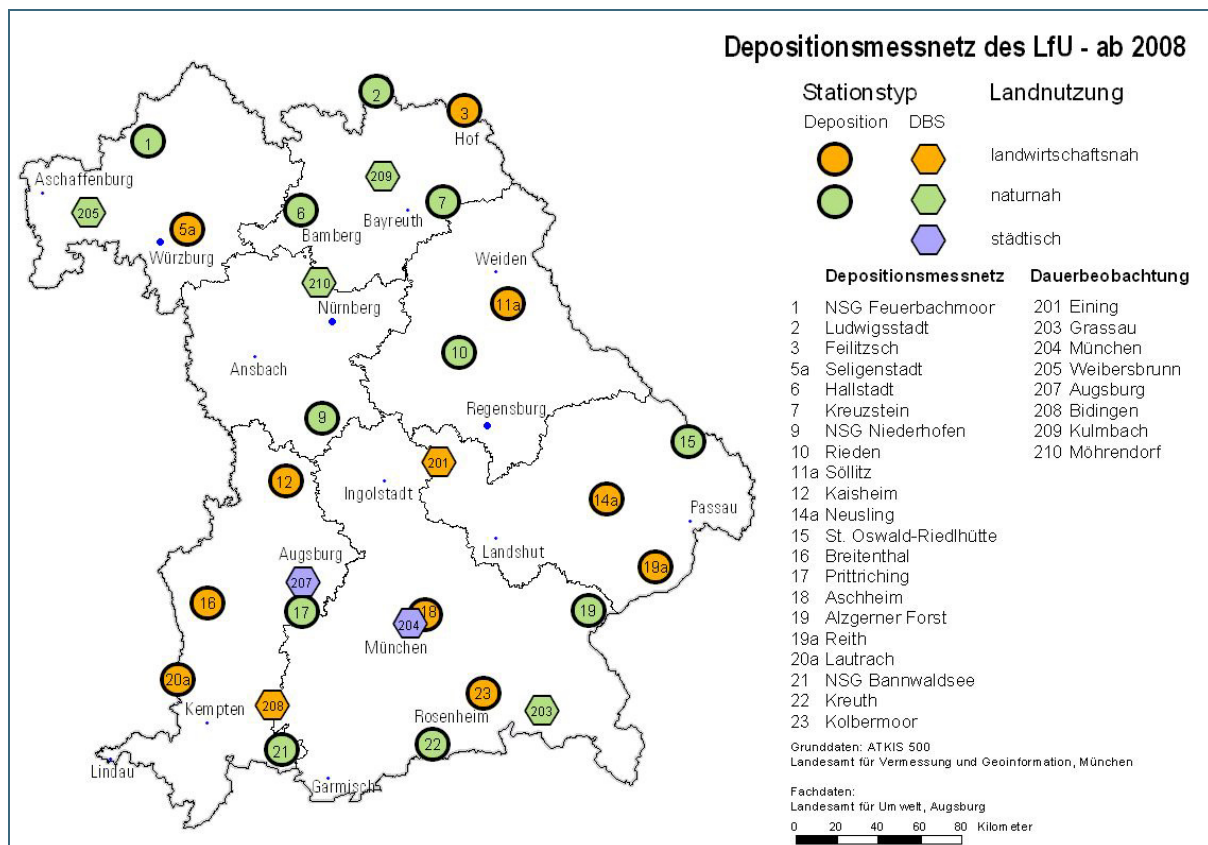


Abb. 3: Depositionsmessstellen in Bayern.

Mit offenen Sammelgefäßen (engl. Bulk, Abb. 4), in die über einen Trichter das Regenwasser und auch der abgesetzte (deponierte) Staub eingespült werden, kann die Menge der Säurekomponenten untersucht werden. Um mögliche Veränderungen der Probe durch chemische Zersetzung oder Bakterien- und Algenwachstum einzudämmen, ist die 14tägige Probenahme erforderlich. Elektrisch betriebene Regensammler mit Kühlfunktion lassen einen längeren Probenahmezeitraum zu (28 Tage), sind aber wegen des erforderlichen Stromanschlusses nicht für jeden Standort geeignet (Abb. 5).



Abb. 4 Bulk-Regensammler.



Abb. 5: Elektrisch gekühlter ‚wet only‘-Sammler.

Wie sich die Schwefel- und Stickstoffeinträge im Niederschlag seit Mitte der 1980er Jahre in Bayern entwickelt haben, zeigen die Abbildungen 6, 7 und 8. Die Sulfat-Schwefeleinträge (Abb. 6) haben sich – mit erheblichen Schwankungen – seit 1985 bis 1993 um ca. 50 % von 15 kg/ha · a auf 7,5 kg/ha · a verringert. Seit 1993 sind die Einträge um weitere 40 % auf ca. 3 kg/ha · a gesunken, so dass der gesamte Zeitraum seit 1985 durch eine Abnahme der Schwefeleinträge um 80 % gekennzeichnet ist. Der Regen enthält heute somit deutlich geringere Säuremengen als vor 20 Jahren. Messungen der pH-Werte, die den Säuregehalt des Niederschlags allein über die H^+ -Konzentration wiedergeben, können über die Zusammensetzung des sauren Regens und seine Wirkung im Ökosystem wenig aussagen.

Die Abnahme der Stickstoffeinträge aus Nitrat betrug im Zeitraum 1985 bis 2006 40 % (Abb. 7), die aus Ammonium im gleichen Zeitraum ca. 42 % (Abb. 8).

Die Trendlinien für die Messreihen seit 1985 (Abb. 6 - 8) sind auf Basis einer nicht-linearen Regression berechnet (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1 %). Der Verlauf der Korrelationskurve für Schwefeleinträge zeigt, dass der Rückgang mit der Zeit schwächer wird. Die Steigung und damit die Abnahme der Einträge mit der Zeit ist bei Nitrat-Stickstoff und vor allem bei Ammonium-Stickstoff geringer als bei Sulfat-Schwefel. Noch immer werden jährlich im Mittel ca. 10 kg/ha Gesamtstickstoff (aus Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) eingetragen. Dabei schwanken die einzelnen Messstellen zwischen 5 und 13 kg Stickstoff/ha und Jahr.

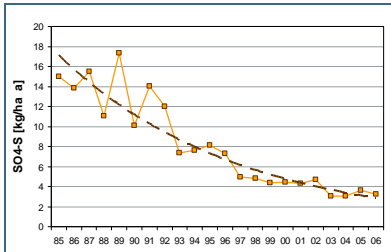


Abb. 6: Sulfatschwefel-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.

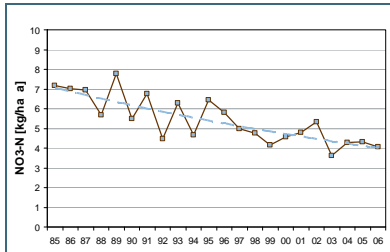


Abb. 7: Nitratstickstoff-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.

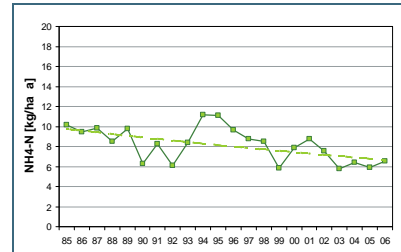


Abb. 8: Ammoniumstickstoff-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.

Wie in Abbildung 9a und b dargestellt, hat die verschieden starke Abnahme der versauernd wirkenden Einträge während der letzten zwanzig Jahre auch eine Umverteilung ihrer relativen Anteile zur Folge. Während 1985 noch fast die Hälfte der Säurewirkung auf den Sulfat-Anteil entfällt, ist es 2005 nur etwa ein Viertel. Dagegen sind der Nitrat- und der Ammonium-Anteil in 2005 höher als 1985 und machen zusammen Dreiviertel der Säurewirkung aus.

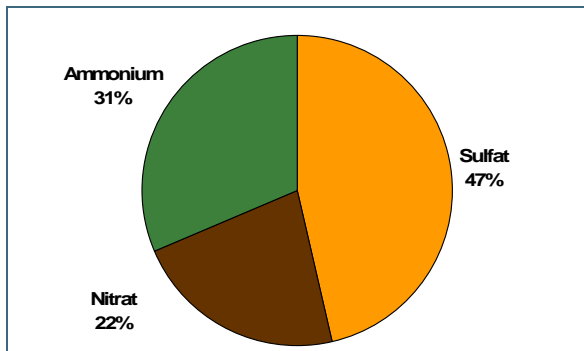


Abb. 9a: Anteil der Säurekomponenten 1985.

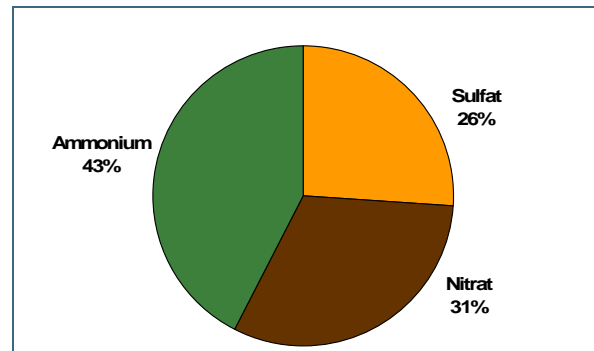


Abb. 9b: Anteil der Säurekomponenten 2005.

Neben den herkömmlichen Darstellungen der Einzelparameter wird in Bayern der jährliche Säure- und Stickstoffeintrag in naturnahe waldfreie Ökosysteme als **Indikator für Versauerung und Eutrophierung** beobachtet. Damit wird eine Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen ermöglicht [23].

3.2.2 Ammoniak-Immissionen im ländlichen Bereich

Gasförmiges Ammoniak (NH_3) aus der Tierhaltung tritt vor allem nahe dem Stall und beim Ausbringen der Gülle auf. Als Bestandteil der trockenen Deposition kann NH_3 nicht vollständig im Bulk-Regensammler aufgefangen werden. Zur Erfassung eignen sich jedoch einfache passive Filtermessverfahren. Damit können die allgemeine Hintergrundbelastung gemessen und standorttypische Vergleiche gemacht werden. An allen Standorten ist ein Jahresgang eindeutig ablesbar. Die höchsten Werte zeigen landwirtschaftliche Standorte mit viel Grünlandfläche in der Umgebung. Dort wird auch der Orientierungswert des LAI für empfindliche Ökosysteme von $10 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ überschritten (= Jahres-Mittelwert zum Schutz der Vegetation) [24]. Der ausschlaggebende Einflussfaktor dabei ist wohl die Gülleausbringung. Abbildung 10 zeigt beispielhaft an drei Standorten (Lautrach, Bidingen, Bannwaldsee) die Ammoniakkonzentration als Mittel von zwei Probenahmejahren in Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen. Der Standort, der sowohl von Tierhaltung als auch von Gülleausbringung belastet wird (Lautrach), weist höhere NH_3 -Konzentrationen auf als der Standort ohne Tierhaltung aber mit Gülleausbringung in der Umgebung (Bidingen). Sogar im Naturschutzgebiet Bannwaldsee, das in Nachbarschaft zu Grünland mit intensiver Bewirtschaftung liegt, kommt es in Phasen der Gülleausbringung (Frühjahr, Frühsommer und Herbst) zu erhöhten NH_3 -Konzentrationen.

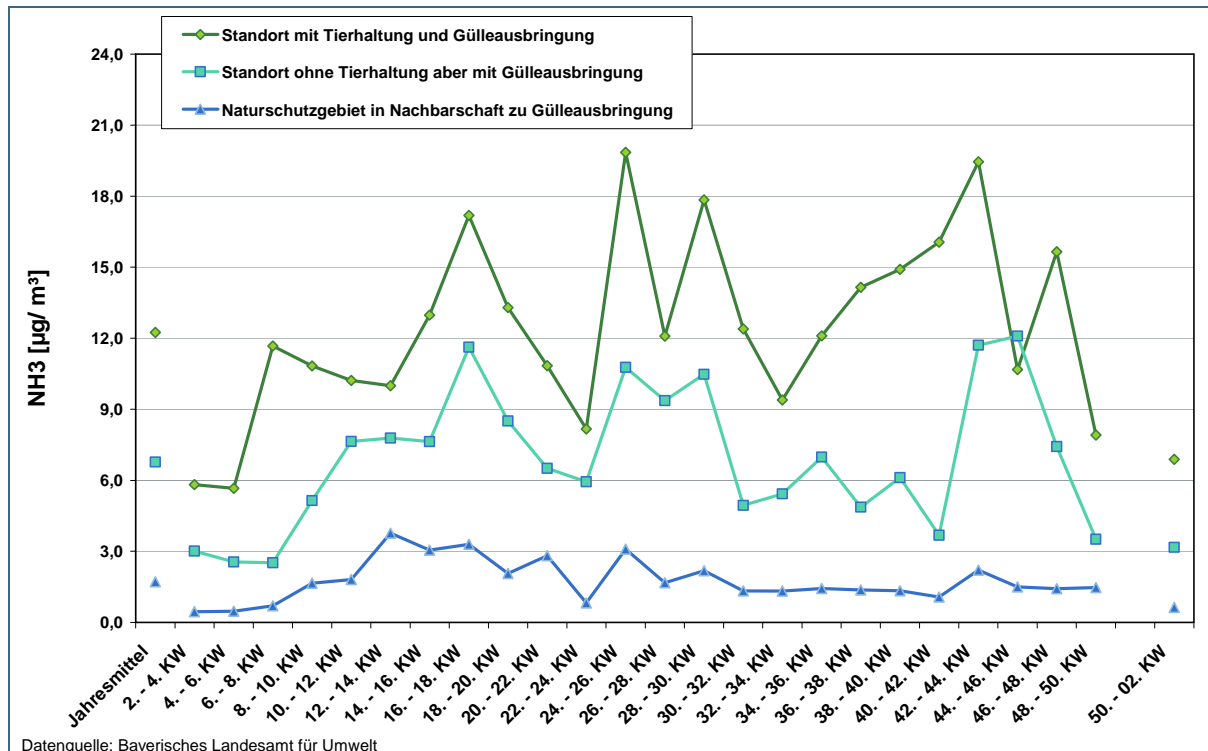


Abb. 10: Messung der Ammoniak-Konzentration mit dem Passivsammler an Standorten mit und ohne Tierhaltung und Gülleausbringung in der Nachbarschaft. Mittelwerte aus den Jahren 2006 und 2007.

3.2.3 Teilerfolg bei der Verminderung der Säureinträge – noch keine Entwarnung bei den eutrophierenden Komponenten

Am Verlauf der Sulfateinträge in Abbildung 6 sind deutlich die Erfolge emissionsmindernder Maßnahmen in der Industrie, wie die Reinigung schwefelhaltiger Abgase und das Abschalten veralteter Kraftwerksbetriebe abzulesen. 1983 trat in den alten Bundesländern und ab 1990 auch in den neuen Bundesländern die Verordnung über Großfeuerungsanlagen mit Einsatz von Schwefel-Filtertechniken in Kraft. Die Entschwefelung der Emissionen hat zu jenen Zeitpunkten den Eintrag von Sulfat im Niederschlag deutlich verringert und trägt auch weiterhin zum sinkenden Trend der Einträge bei. Dagegen bewirkt der Einsatz emissionsarmer Techniken bei den Stickstoffquellen noch keine zufriedenstellende Tendenz (vgl. Abb. 7 und 8). Im Straßenverkehr wird durch weiter steigendes Verkehrsaufkommen die positive Wirkung des Abgas-Katalysators für Stickstoffoxide kompensiert. Die Emission von Ammoniak als Abgasbestandteil wird durch die Katalysatortechnik sogar gefördert. Die Landwirtschaft könnte durch die vermehrte Anwendung bester verfügbarer Techniken wie Ammoniakabscheider, Gülleabdeckung und Schleppschlauch bei der Gülleausbringung die Emissionen stärker eindämmen. Hier wird offenbar, dass die Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von Nitrat und Ammonium nicht genügend greifen, um die Stickstoffeinträge ausreichend zu reduzieren. Aus diesem Grund kann für die Situation der gegenüber Säure und Stickstoff empfindlichsten Biotope noch keine Entwarnung gegeben werden. Ihre Critical Loads werden auch in absehbarer Zukunft überschritten werden. Eine Beobachtung der Säure- und Stickstoffeinträge ist daher weiterhin erforderlich, sowohl als Dokumentation für den Versauerungs- und Eutrophierungsindikator als auch für die Bereitstellung von aktuellen Eintragsdaten aus der Hintergrundbelastung bei der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen oder der Planung von Großprojekten, wie z. B. Neu- und Ausbau von Flughäfen oder Autobahntrassen.

3.3 Perspektiven: Quellenspezifische Messnetzausrichtung weiter verfolgen

- Die zeitliche Entwicklung der Stoffeinträge zur Dokumentation von Eutrophierung und Versauerung der Ökosysteme lässt erkennen, dass eine weitere Beobachtung mit Hilfe der Niederschlagsmessungen erforderlich ist. Dabei hat sich für Standorte mit geringen Ammoniumeinträgen (z. B. naturnahe Standorte) das eingeführte Verfahren mit Bulk-Sammlern bewährt. Im Hinblick auf Standorte mit höheren Ammoniumeinträgen, vor allem in landwirtschaftlicher Umgebung, ist die Umrüstung auf elektrisch gekühlte Bulk-Sammler angebracht, damit chemische und biologische Zersetzungsprozesse während der Probenahmedauer minimiert werden und damit der Erhalt der eingetragenen Stoffe, vor allem von Ammonium gewährleistet wird.
- Die zusätzlichen Messungen mit Passivsammlern sind für die Bestimmung der Ammoniak-Konzentrationen geeignet. An ausgewählten Messstellen wie Naturschutzgebieten und emittentennahen Standorten geben sie die direkte NH_3 -Belastung im Zeitverlauf wieder. Die Verrechnung mit den Stoffeinträgen aus dem Niederschlag ist jedoch schwierig, da mit den einfachen Sammelmethode nicht festgestellt werden kann, wie groß vor Ort der mit dem Passivsammler ermittelte NH_3 -Anteil in der im Bulk-Sammler gefundenen NH_4^+ -Probe ist.

4 Schwermetalle – Eintrag und Wirkung

4.1 Hintergrund: Vorkommen, Eigenschaften und Untersuchungsziele

Am Aufbau der Erdkruste sind viele Metalle beteiligt. Sie sind in die Kristallstruktur der Gesteine eingebunden. Ihre Mengenanteile schwanken dabei sehr stark. Sehr häufigen Metallen, wie z. B. Aluminium und Eisen, stehen sehr seltene Metalle wie z. B. Thallium oder Selen gegenüber. In die Umwelt gelangen diese Elemente durch natürliche, anhaltende Prozesse wie Gesteinsverwitterung und Bodenbildung, aber auch durch episodische Ereignisse wie z. B. Vulkanausbrüche. Letztgenannte sind auch dafür verantwortlich, dass im Zuge der globalen Zirkulation der Luftmassen die Schwermetalle und Spurenstoffe schon seit Urzeiten überall auf der Erde verteilt werden. Seit der Mensch begonnen hat seine Umwelt umzugestalten (Nutzung fossiler Brennstoffe, Metallschmelze, Agrochemikalien), ist neben den natürlichen Quellen auch der anthropogene Eintragspfad von Bedeutung.

Eine Vielzahl der Metalle und sog. Spurenelemente sind essentiell in biologischen Kreisläufen (u. a. für die Enzymaktivität). So sind für den Menschen und für Tiere Elemente wie Mangan, Kobalt, Kupfer, Selen und Zink lebensnotwendig. Andere dagegen sind in biologischen Systemen fremd und können toxisch wirken, z. B. Antimon, Blei, Cadmium, Quecksilber und Thallium. Auch gilt es die von Element zu Element unterschiedliche Dosis-Wirkungsbeziehung zu beachten: in welcher Menge ist ein Element noch verträglich und ab wann wirkt es schon toxisch?

Schwermetalle werden über trockene und nasse Niederschläge auf Wiesen und Äcker, in Wälder und Gewässer eingetragen. Der Boden kann Metalle teilweise binden, jedoch besteht auch hier die Gefahr, dass toxische Metalle die Bodenmikroorganismen beeinträchtigen oder dass durch Auswaschung Metalle ins Grundwasser verfrachtet werden können. Schwermetalle werden in den Ökosystemen nicht abgebaut, sie sind demnach persistent. Neben einer möglichen lokal wirksamen, direkten Schädigung des Ökosystems kommt daher der latent wirkenden, langfristigen und weiträumigen Anreicherung unter Vorsorgeaspekten eine hohe Bedeutung zu. Über die unterschiedlichen Trophiestufen der Nahrungskette hinweg können Tiere und letztendlich auch der Mensch betroffen sein.

Nach den vorangegangenen Erfolgen ordnungspolitischer Maßnahmen zur Reduktion luftgetragener Schadstoffe in emittentennahen Bereichen (z. B. bleifreies Benzin), gilt es aus Vorsorgegründen nun verstärkt auch den Blick auf Schadstoffeinträge in emittenten- bzw. ballungsraumferne Gebiete („Hintergrund“) zu richten. Die fortlaufende Anreicherung persistenter Stoffe insbesondere im Boden ist ein schleichender Prozess toxischer Kontamination der Umwelt und kann langfristig zu negativen Folgen für die Ökosysteme führen.

4.1.1 Deposition und Anreicherung

Der Eintrag eines Stoffes auf eine Oberfläche wird als **Deposition** verstanden. Sie kann mit der einfachen Sammelmethode nach Bergerhoff [5] bestimmt werden. Dabei wird der gesamte Staubbiederschlag im Auffanggefäß erfasst.

Pflanzen haben ihren ersten Kontakt mit Schadstoffen aus der Luft über die oberirdischen Pflanzenteile. Dabei können die Schadstoffe auf der Pflanzenoberfläche mehr oder weniger anhaften oder in die Zellen aufgenommen werden. Beim Biomonitoring wird die Schadstoffmenge in der Biomasse als **Anreicherung** nachgewiesen. Diese Veränderung der Stoffkonzentration wird als Wirkung beschrieben [25].

Zur Wirkungsmessung wird eine Vielzahl unterschiedlicher Bioindikatorpflanzen eingesetzt. In Bayern wird mit Moosen und Graskulturen, stellvertretend für die Vegetation, der Wirkung von Schwermetallen nachgegangen.

Epiphytisches Moosmessnetz Bayern – landesweite Ermittlung der Schwermetalle

Für landesweite Untersuchungsprogramme mit hoher Flächenrepräsentanz eignen sich Bioindikatorpflanzen, die an ihrem natürlichen Wuchsort beprobt werden können. Man spricht in diesem Fall vom „passiven Monitoring“. Das Moos-Monitoring ist hierzu eine anerkannte und praktizierte Methode. Mit Hilfe ausgewählter Moosarten wird die Anreicherung luftgetragener Schwermetalle und Spurenstoffe als Immissionswirkung erfasst [26]. Seinen Ursprung hatte das Moos-Monitoring Anfang der siebziger Jahre in Schweden. Seit 1985 betreiben die skandinavischen Staaten ein gemeinsames Monitoringprogramm. Seit 1990 nehmen auch Deutschland und weitere Staaten an einem europaweiten Programm teil [27].

In Bayern wird seit 1981 das epiphytisch an Bäumen wachsende Moos der Art *Hypnum cupressiforme* beprobt (Abb. 11).

Dieses passive Monitoring liefert einen Beitrag für die raum aufgelöste Beurteilung von immissionsbedingten Schwermetallwirkungen „im Hintergrund“. Es kann damit als Maßstab für eine landesweit anzutreffende Grundbelastung gelten.

Das Untersuchungsgebiet umfasst die gesamte Fläche Bayerns. 298 Beprobungsstandorte orientieren sich an den Schnittpunkten eines 16 x 16 km – Rasters. Das Messnetz wurde 1981 bis 1993 jährlich und wird seit 1993 im 2-Jahres-Turnus jeweils ab Mitte September bis Ende Oktober beprobt, wobei nur die grünen photosynthetisch aktiven Pflanzenteile zur Aufarbeitung herangezogen werden.



Abb. 11: Epiphytisches Baummoos
Hypnum cupressiforme.

Standardisierte Graskulturen - Erfassung der Metallanreicherung an ausgewählten Hintergrundstationen

Neben den flächendeckenden Untersuchungen in größerem Zeitabstand interessieren uns auch Ergebnisse aus kontinuierlichen Messungen, die Veränderungen im Jahresverlauf sichtbar machen. Für bestimmte Fragestellungen ist es außerdem notwendig, zeitnah Ergebnisse von ausgewählten Regionen und Standorten zur Verfügung zu stellen.

Hierzu werden im aktiven Monitoring Bioindikatorpflanzen unter genau definierten Bedingungen am Untersuchungsort ausgebracht. Die standardisierte Graskultur, in VDI 3975 Blatt 2 beschrieben [4], eignet sich unter anderem als Bioindikator für die Anreicherung von Schwermetallen (Abb. 12). Die Grastöpfe werden von Mitte Mai bis Anfang Oktober für je vier Wochen aufgestellt und der Graszuwachs analysiert. So liefert diese Methode kostengünstig Informationen über eine mögliche Beeinträchtigung der Umgebungsvegetation am jeweiligen Standort (als eine Art Screening) als erste Stufe der Nahrungskette. Zur Beurteilung von Messwerten in der Umgebung möglicher Schadstoffquellen sind Referenzwerte notwendig, die in ausreichender Entfernung zu solchen Quellen erhoben werden.



Abb. 12: Standardisierte Graskulturen (*Lolium multiflorum* Sorte Lema).

Dazu sind acht repräsentative Dauerbeobachtungsstationen (DBS) – sechs im ländlichen, zwei im städtischen Bereich - in typischen Regionen Bayerns errichtet worden (Abb. 13). Mit einer Kombination von physikalisch-chemischen Untersuchungsmethoden (Niederschlagssammler) und Biomonitoring wird dort umfassend die immissionsökologische „Hintergrundsituation“ kontinuierlich erfasst.

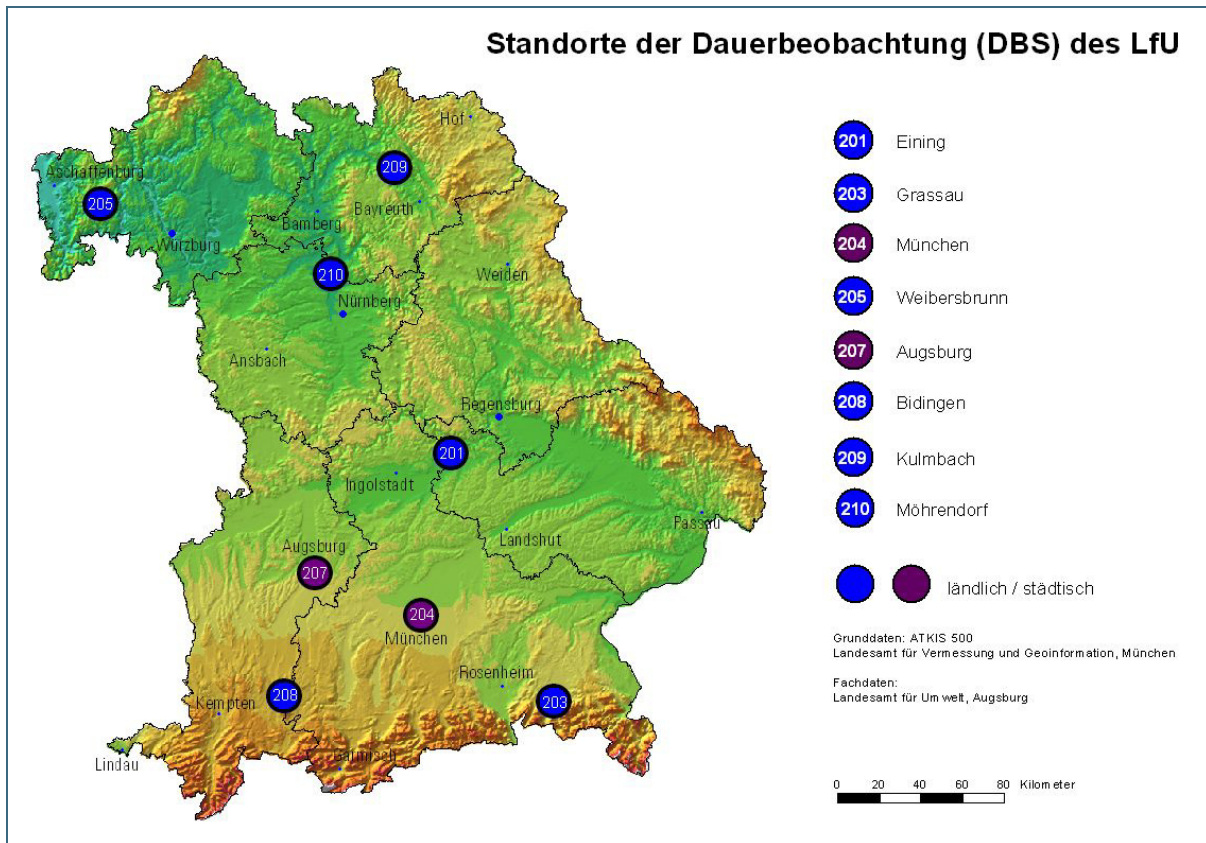


Abb. 13: Lage der immissionsökologischen Dauerbeobachtungsstationen in Bayern.

Bergerhoff-Methode an Dauerbeobachtungsstationen – Erfassung der Metalleinträge als Deposition

Mit der Depositionsmessung nach dem Bergerhoff-Verfahren (Abb. 14) wird die über die Niederschläge eingetragene Gesamt-Staubmenge erfasst und deren Schwermetallgehalt bestimmt [5]. An jeder Dauerbeobachtungsstation werden 13 Serien über das gesamte Jahr im vierwöchigen Wechsel untersucht.



Abb. 14: Depositionssammler nach Bergerhoff

4.1.2 Untersuchungsspektrum

Tabelle 4 fasst alle bisher untersuchten Elemente zusammen, wobei manche erst in jüngster Zeit in die verschiedenen Monitoringprogramme aufgenommen wurden.

Tab. 4: Untersuchte Spurenstoffe und Schwermetalle.

Untersuchungsprogramme	Untersuchte Elemente
Moos, Graskulturen, Bergerhoff	Al, As, Ba, Bi, Cd, Ce, Cr, Co, Cu, Fe, Hg ¹⁾ , La, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, Tl, U, V, Zn
Moos zusätzlich	Be, Cs, Ga, Rb, Sr, Th

¹⁾ nicht in Bergerhoff-Sammlern

Tabelle 5 zeigt einen Überblick der relevanten Quellentypen der vergangenen 30 Jahre. Die gegenwärtige Bedeutung der einzelnen Quellentypen hat sich durch Fortschritte in der Luftreinhaltung bis heute verändert. So sind z. B. Emissionen aus MVA (Müllverbrennungsanlagen) so weit reduziert worden, dass sie in der Regel heute keine umweltrelevanten Immissionen liefern. Auch können bedingt durch veränderte Produktionsprozesse z. B. im Bereich der Zementindustrie einzelne, ehemals relevante Elemente, heute von untergeordneter Bedeutung sein. Ähnliches gilt für die übrigen Produktionszweige.

Tab. 5: Zuordnung der untersuchten Elemente zu relevanten Quellentypen der vergangenen 30 Jahre.

Quellentyp	As	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Mo	Pb	Sb	Sn	V	Ti	Tl	U	Zn
Glas-/ Keramikindustrie	+		+	+					+	+						
Eisen-/ Stahlwerke	+		+	+	+	+	+		+			+	+	+		+
Nichteisenmetall Industrie	+		+	+	+		+		+	+	+			+		+
MVA	+		+			+	+						+			
Erdölraffinerie			+	+	+		+	+				+		+		
Zementindustrie	+		+	+								+		+		
Chloralkaliproduktion			+	+		+			+		+					+
Düngemittel (org./anorg.)	+		+		+	+			+						+	+
Kfz-Verkehr		+	+	+	+		+		+	+	+					+
Fossile Brennstoffe	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+			+
Pestizidchemie					+	+					+					

Neben den bekanntermaßen toxischen Schwermetallen und Spurenstoffen wie Arsen (As), Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg), Blei (Pb) und Antimon (Sb), werden die Proben seit 2001 auch auf seltenere Elemente hin analysiert (Tab. 4). Dazu zählen etwa Erdalkalimetalle aus der Gruppe der Lanthaniden, wie Lanthan (La) und Cer (Ce), deren technische Bedeutung in Legierungshilfsmitteln liegt und die in Katalysatoren Anwendung finden. Eine weitere Gruppe - Molybdän (Mo), Rubidium (Rb), Strontium (Sr) und Cäsium (Cs) - wird u. a. in der Halbleiterindustrie sowie bei der Farb- und Elektronenröhrenherstellung verwendet. Im Zuge der Miniaturisierung im Elektronikbereich und dem Fortschreiten weiterer technischer Entwicklungen kommen seltene Elemente zum Einsatz, über deren Wirkung auf Ökosysteme und den Menschen noch wenig bekannt ist. Einige der untersuchten Elemente werden auf der Produktseite wiederum durch andere Elemente substituiert. Die Elementpalette ist daher den technischen Entwicklungen immer wieder anzupassen.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Metallanreicherung im Moos - lokale und zeitliche Trends

An den Elementen Arsen, Blei und Antimon soll beispielhaft die Entwicklung der Schwermetallanreicherung im Moos dargestellt werden. Das Element Arsen ist ein Indikator für die Nutzung fossiler Energieträger, insbesondere von Kohle. Die beiden Elemente Blei und Antimon verbindet dagegen ein starker Bezug zum Problemfeld Kfz-Verkehr.

Beispiel 1: Räumliche Trends der Arsenanreicherung 1986 bis 2003

Arsen war einst ein Leitparameter für die Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger. Die Emissionen sind seit 1990 stark rückläufig.

Abbildung 15 zeigt die Entwicklung der absoluten Arsenanreicherung am einzelnen Messpunkt auf: blaue und grüne Punkte sind durch eine klare Abnahme im Zeitraum von 1986 bis 2003 charakterisiert. Am deutlichsten zeigt sich diese Abnahme im ehemals stark belasteten Nordosten Bayerns – Standorte mit einer statistisch signifikanten Abnahme ($p < 0,05$) sind zusätzlich umrahmt.

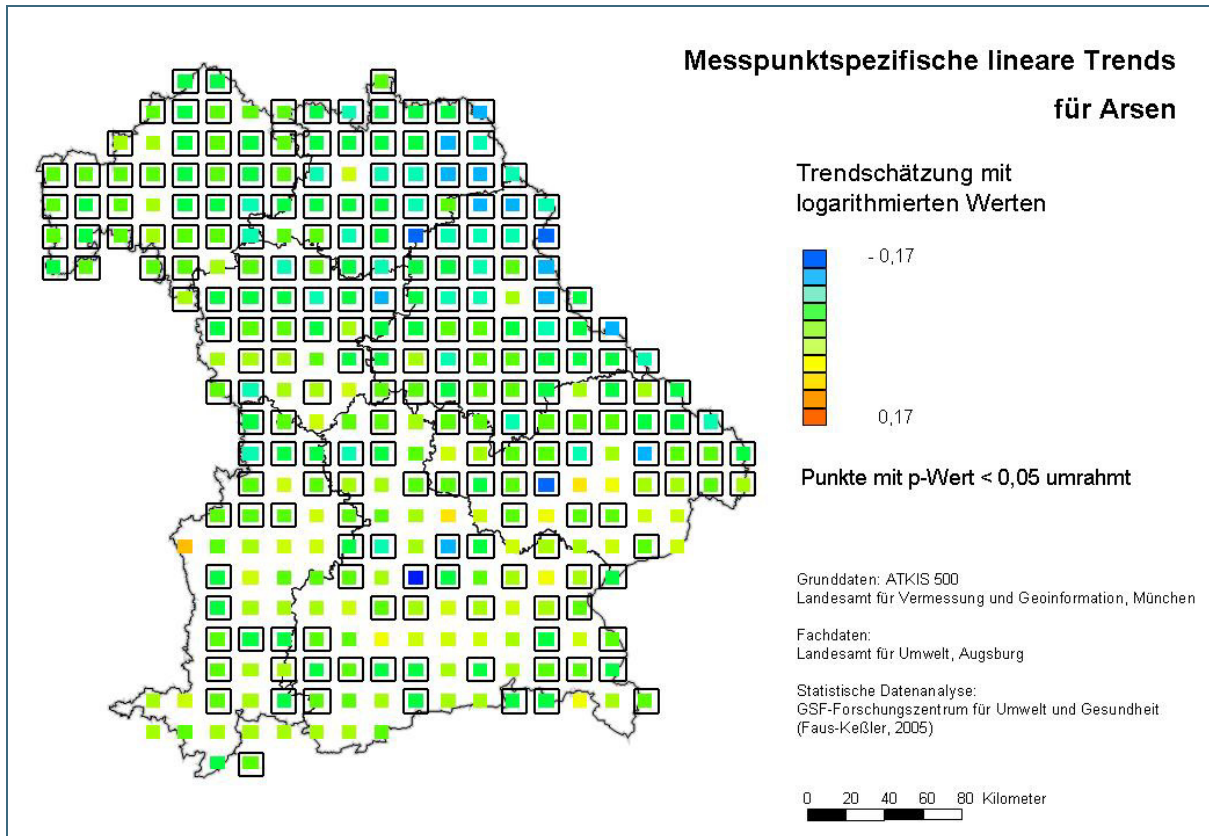


Abb. 15: Messpunktspezifische Trends der Arsenanreicherung im Moos von 1986 bis 2003, aus [28], verändert.

Beispiel 2: Zeitliche Entwicklung der mittleren Bleianreicherung von 1986 bis 2005

Die Bleiemissionen sind aufgrund ordnungspolitischer Maßnahmen (ab 1988 Verbot von bleihaltigem Normalbenzin, ab 1997 auch Superbenzin) stark rückläufig. Dies lässt sich sehr gut am abnehmenden Bleigehalt im Moos nachvollziehen (bayernweiter Mittelwert). Der positive Trend (Abnahme der Immissionswirkung) ist hier signifikant (Abb. 16).

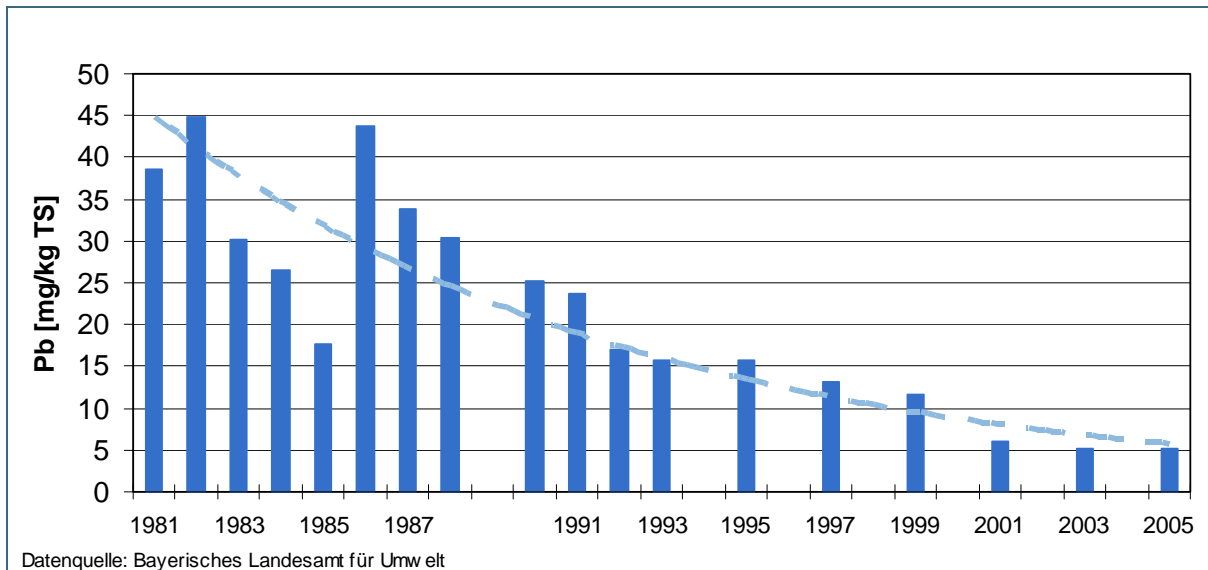


Abb. 16: Bayernweite mittlere Gehalte von Blei in *Hypnum cupressiforme* von 1981 bis 2005. Signifikant abnehmender Trend (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1%)

Moos reichert Blei nach wie vor an, die Hauptquelle sind jedoch nicht mehr bleihaltiger Kraftstoff sondern Emissionen, z. B. aus der metallverarbeitenden Industrie, der Metall-Schmelze, der Abfallbeseitigung (Schredder) und dem Abrieb von Bremsbelägen im Kfz-Verkehr.

Beispiel 3: Räumliche Verteilung der mittleren relativen Antimonbelastung von 1984 – 2005

Die Untersuchungen der Proben aus dem Moosmonitoring zeigen, dass die Immissionswirkungen (absolute Werte der Anreicherung) an einem Standort steigen, fallen oder auch über einen längeren Zeitraum gleich bleiben können (in Abb. 15 für Arsen dargestellt).

Um räumliche Unterschiede unabhängig von der absoluten Höhe der Anreicherung zu einem bestimmten Zeitpunkt zu bestimmen, ist es notwendig die relative Anreicherung eines Messpunktes zu betrachten. Das mittlere Perzentil ist ein Maß für die relative Belastung. Es stellt, hier in Form einer 10 stufigen Skala (0.1, 0.2, ..., 0.9 entsprechend dem 10., 20....90. Perzentil) dar, welcher Anteil (in Prozent) der insgesamt erfassten Messpunkte geringer belastet ist als der jeweils betrachtete Messpunkt. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass ein Messpunkt mit einem mittleren Perzentil von 0,9 zu den relativ am stärksten belasteten Punkten zählt, da 90 % aller gemessenen Werte geringer belastet sind.

Abbildung 17 fasst für den Zeitraum von 1984 bis 2005 die Antimonbelastung pro Messpunkt zusammen.

In der Abbildung wird deutlich, wie stark sich die Regionen im genannten Zeitabschnitt in ihrer relativen Belastung unterscheiden. Regionen mit überdurchschnittlich hoher relativer Belastung finden sich in der Nähe der Ballungsräume (Großraum München, Nürnberg, Augsburg, z. T. auch Aschaffenburg). Aber auch einzelne Abschnitte entlang der Autobahnen fallen durch relativ hohe Belastungen auf. Der zuletzt genannte Zusammenhang ist nicht an allen autobahnnahen Messpunkten erkennbar. Zum einen sind die Messpunkte unterschiedlich weit von den Autobahnen entfernt, zum anderen ist nicht immer eine uneingeschränkte Anströmbarkeit der Moosproben aus der Hauptwindrichtung gewährleistet.

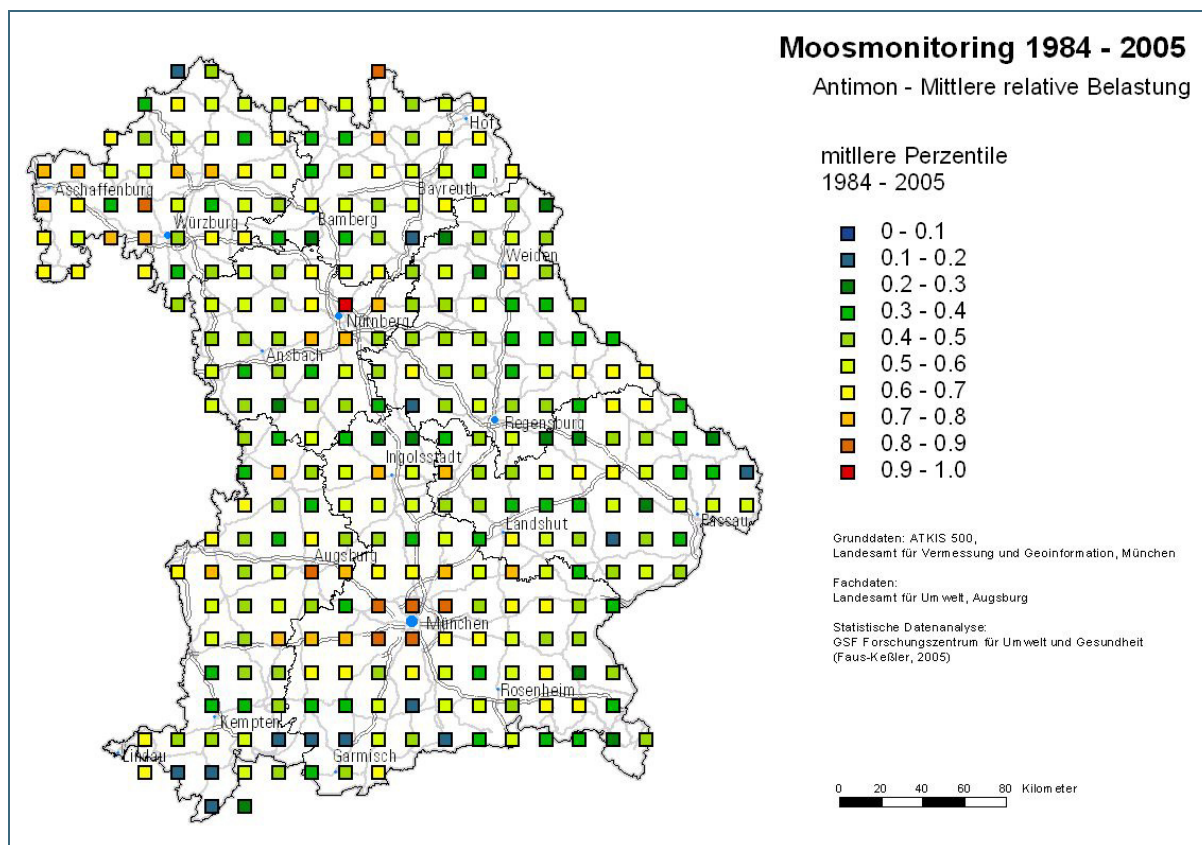


Abb. 17: Räumliche Verteilung der mittleren relativen Antimon Belastung 1984 - 2005, aus [28], verändert.

4.2.2 Aktives Monitoring an Dauerbeobachtungsstationen – Metalle in Stadt und Land

Anhand der Ergebnisse aus dem landesweiten Moosmessnetz wurde deutlich, dass sich regionale Unterschiede mit flächendeckenden Untersuchungsprogrammen sinnvoll darstellen lassen. Die Untersuchungen bieten eine gute räumliche Auflösung und lassen die langjährigen Zeitverläufe treffend nachvollziehen. Sie zeigen jedoch Schwächen, wenn es darum geht, zeitnah möglichst aktuelle Aussagen zur Belastungssituation zu gewinnen. Deshalb werden Gras und Bergerhoff als passende aktive Methoden eingesetzt, um sowohl aktuelle Ergebnisse für kurze Zeitabschnitte von 4 Wochen zu liefern als auch über die Berechnung von jährlichen Schwellenwerten aus Daten der ländlichen Dauerbeobachtungsstationen Referenzwerte zu erhalten.

Schwellenwerte für Schwermetallbelastung – wo beginnt die immissionsbedingte Zusatzbelastung?

Die Schwellenwerte werden aus den Ergebnissen der ländlichen Dauerbeobachtungsstationen berechnet.

Sie sind ein Bewertungsinstrument, um immissionsbedingte Belastungen durch Schadstoffquellen von den ubiquitären Hintergrundwerten abgrenzen zu können. Sie werden z. B. als Referenzwerte für die Anlagenüberwachung herangezogen. Dabei ist der berechnete Schwellenwert zwischen der realen Menge der Hintergrundwerte und den echten Immissionsbelastungen angesiedelt: Hintergrundwert < Schwellenwert < „echte Zusatzbelastung“. Er wird für jedes Metall jährlich neu berechnet und kann laut Definition [29] nur mit dem Jahresmittelwert eines betrachteten Untersuchungspunktes desselben Jahres verglichen werden.

Tabelle 6 zeigt am Beispiel der standardisierten Graskultur die Schwellenwerte für Schwermetallanreicherungen aus den Jahren 2002 bis 2007.

Tab. 6: Schwellenwerte für standardisierte Graskulturen (vierwöchig) 2002 bis 2007 in mg/kg Trockensubstanz, gültig für den Vergleich mit Jahresmittelwerten eines zu bewertenden Beobachtungsstandortes.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Al	60	55	52	46	37	27
As	0,22	0,24	0,17	0,20	0,21	0,17
Ba	-	-	-	9,0	6,4	9,2
Bi	-	0,005	0,005	0,007	0,006	0,007
Ce	-	-	-	0,062	0,060	0,051
Cd	0,065	0,053	0,064	0,054	0,045	0,046
Co	1,23	0,48	0,90	0,57	0,37	0,71
Cr	0,50	0,42	0,36	0,52	0,25	0,25
Cu	6,8	6,7	8,4	6,8	6,2	7,1
Fe	58	78	113	110	83	88
Hg	0,012	0,010	0,009	0,009	0,010	0,009
La	-	-	-	0,039	0,051	0,021
Mn	65	60	105	65	44	40
Mo	0,91	1,00	0,81	1,32	1,06	1,18
Ni	4,8	5,4	6,7	6,6	5,9	8,8
Pb	3,49	0,61	0,83	2,19	2,85	3,24
Sb	0,040	0,067	0,054	0,068	0,050	0,052
Sn	-	0,114	0,100	0,094	0,025	0,052
Ti	2,17	2,81	2,62	2,41	1,83	2,70
Tl	0,011	0,012	0,008	0,009	0,008	0,011
V	0,08	0,11	0,11	0,09	0,05	0,10
Zn	49	37	37	44	32	39

Trends bei der Metalldeposition – Rückgang der Gesamtbelastung

Aus den Schwellenwerten für die Deposition von 14 Metallen, die mit der Bergerhoff-Methode ermittelt werden, wird jährlich ein Summenindex für die Gesamtbelastung errechnet [23]. Wie Abbildung 18 zeigt, nimmt dieser im 10Jahres-Zeitraum von 1997 bis 2006 signifikant ab. Einzelindizes für bestimmte Metalle nehmen dabei ab (grüner Kasten), für andere Metalle bleiben sie gleich (gelber Kasten); kein Einzelindex steigt an (roter Kasten).

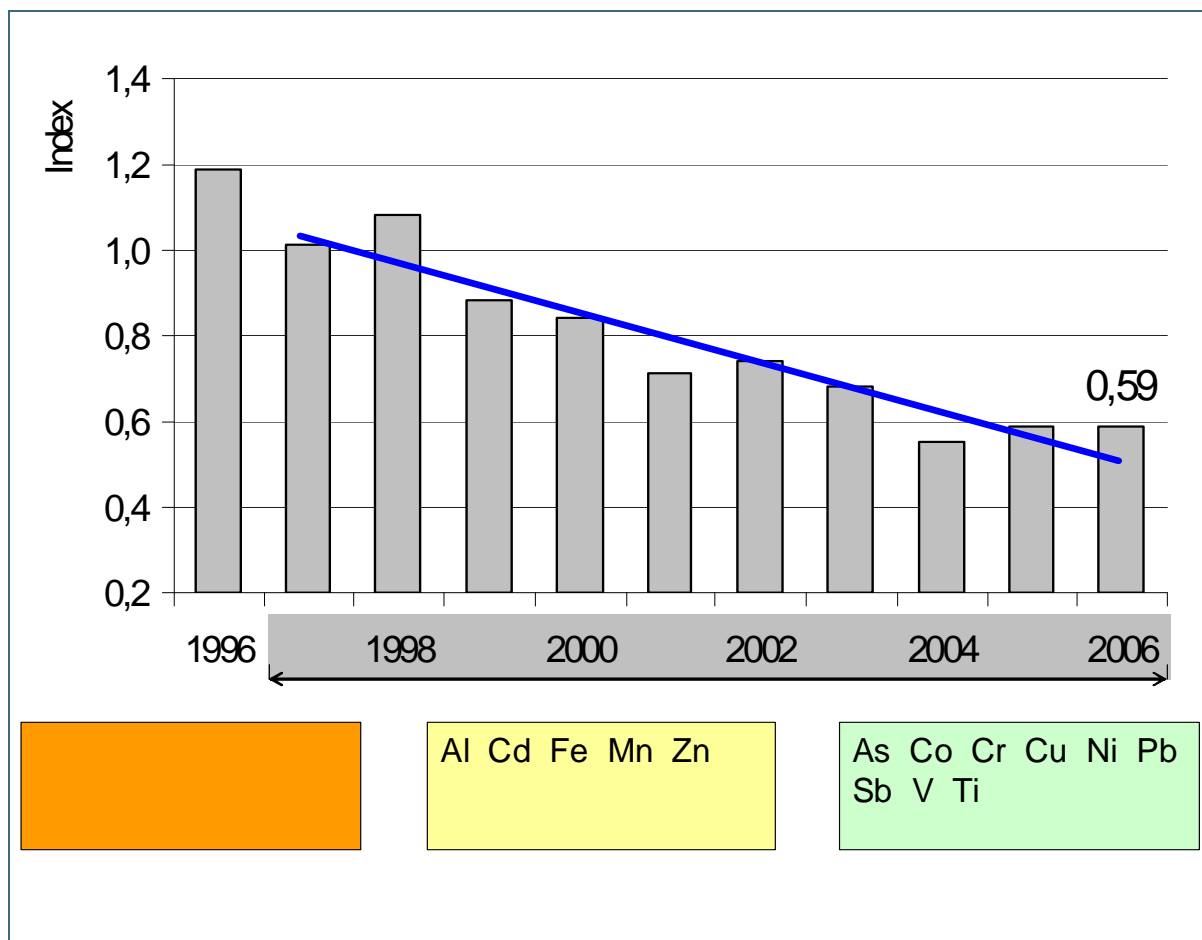


Abb. 18: Schwermetalleintrag als Index. Signifikanter 10-Jahres Trend bei $p < 0,05$.

Aufgrund des in den letzten Jahren ständig erweiterten Untersuchungsspektrums (vgl. Unterkapitel Untersuchungsspektrum) konnten in den vergangenen Jahren auch unerwartete Verschiebungen im Belastungsmuster erkannt werden.

Meist werden diese Veränderungen zuerst an den städtischen Stationen bemerkt, da dort die Einträge ein höheres Niveau erreichen als auf dem Land. Zusätzlich tritt der Einfluss bestimmter Emittenten (hier Kfz-Verkehr) in der Stadt eher zum Vorschein.

Eintrag und Wirkung „neuer“ Metalle in Stadt und Land

Kein Metall ist „neu“. Sie sind alle so alt wie unsere Erde. Aber es gibt Metalle, die bisher bei der Herstellung unserer Konsumgüter keine große Rolle gespielt haben. Ihr Eintrag in die Umwelt und eine möglicherweise daraus resultierende ökologische und toxikologische Relevanz finden wenig Beachtung.

Ein Beispiel dafür ist Antimon, das erst seit Beginn der 1990er Jahre als „neues“ Metall verstärkt in den Blickpunkt des Umweltmonitorings rückte. Am LfU fiel es erstmals anhand von Ergebnissen eines Biomonitoring-Projektes in München als verkehrsspezifisches Element auf [6]. Die Ergebnisse wurden 1994 veröffentlicht, mit dem Untertitel „Kfz-Verkehr als Antimonquelle?“ Daraufhin durchgeführte Untersuchungen an zufällig ausgewählten Pkw-Bremsbelägen zeigten Antimon als Bestandteil. Die Ergebnisse weiterführender Untersuchungen wurden 1998 und 2005 veröffentlicht [30 und 31].

Die Entwicklung der Antimoneinträge und –wirkungen wird seitdem regelmäßig mit der Bergerhoff-Depositionsmessung und der standardisierten Graskultur verfolgt.

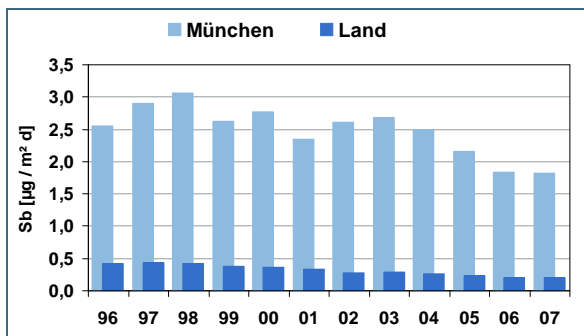


Abb. 19: Jahresmittel der Antimondeposition nach **Bergerhoff** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2007.

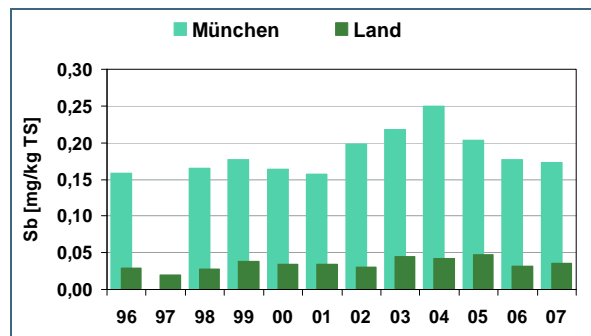


Abb. 20: Jahresmittel der Antimongehalte der **standardisierten Graskultur** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2007.

Die Abbildungen 19 und 20 zeigen die zeitliche Entwicklung der Antimondeposition und –anreicherung (immer bezogen auf Gras-Trockensubstanz „TS“). Die Werte an den ländlichen DBS liegen erheblich unter denen der DBS München, was bei einem Kfz-bürtigen Schadstoff nicht verwundert. Auffällig ist die Trendwende der Antimon-Anreicherung der standardisierten Graskultur, die vom Jahr 2004 markiert wird und dass diese nicht mit dem Depositionsverlauf übereinstimmt. Es werden deshalb die Zeitverläufe von 1996 bis 2004 und von 2004 bis 2007 getrennt voneinander mit den Abbildungen 21, 22 und 23, 24 betrachtet.

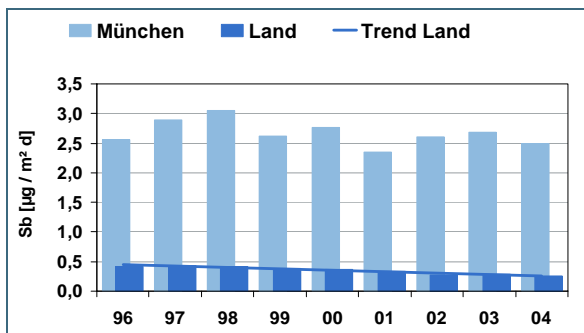


Abb. 21: Jahresmittel der Antimondeposition nach **Bergerhoff** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2004. Signifikant abnehmender Trend an den ländlichen DBS (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1 %).

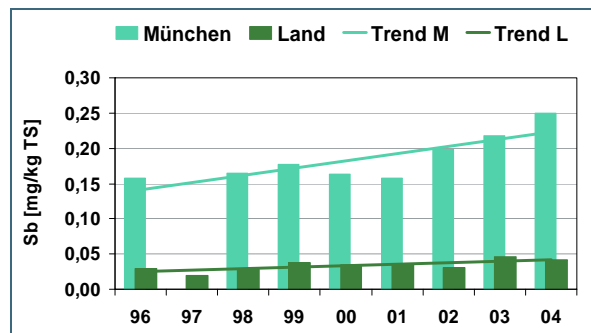


Abb. 22: Jahresmittel der Antimongehalte der **standardisierten Graskultur** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2004. Signifikant zunehmende Trends an den DBS München und Land (Irrtumswahrscheinlichkeit jeweils < 2 %).

Die Antimonwerte von Deposition und Anreicherung zeigen von 1996 bis 2004 keine bzw. gegenläufige Trends (Abb. 21 und 22). Als „signifikant“ werden in der weiteren Betrachtung Trends bezeichnet für die p kleiner 0,1, d.h. die Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 10 % ist. Als Maß für die Höhe der Signifikanz unterhalb dieser Schwelle sind die Irrtumswahrscheinlichkeiten in den Abbildungen angegeben. Die Abnahme der Deposition im ländlichen Bereich liegt im Trend der Depositionsminderung fast aller Metalle, wie sie der Summenindex für die Gesamtbelastung beschreibt (vgl. Abb. 18). An der DBS München dagegen verharren die Antimon-Depositionswerte auf gleichbleibend hohem Niveau (Abb. 21). Die Antimon-Anreicherungen im Bioindikator steigen jedoch sowohl in München wie im ländlichen Raum an. Die Niveauunterschiede entsprechen denen der Deposition.

Da bei der Deposition des Gesamtstaubs in den Bergerhoffbecher die Staubteilchen durch Schwerkraft und Niederschlag eingetragen werden und auch während der gesamten Expositionszeit im Becher bleiben, wird dort überwiegend die gröbere Kornfraktion der Metalle aus der Atmosphäre erfasst. Leichtere Staubteilchen werden durch den Wind weitergetragen. Bei den Wirkungen der Metalldepositionen spielt dagegen das Wuchs- und Anreicherungsverhalten des Bioindikators Gras eine entscheidende Rolle. Das Grasbüschel kämmt auch die Feinstaubpartikel aus der Luft aus, die sich dann in den Oberflächenstrukturen der Grasblätter festsetzen können. Aus diesen unterschiedlichen Sammel-eigenschaften können Rückschlüsse auf die Ursachen der Metallbelastung gezogen werden.

Der Anstieg der Antimongehalte im Gras legt nahe, dass als Ursache Antimonfreisetzungen in Form von sehr feinen Staub- bzw. Aerosolpartikel in Frage kommen. Der Abrieb bzw. das Verdampfen von Antimonverbindungen unter hohem Druck und bei starker Hitze aus den Bremsbelägen von Kraftfahrzeugen kommen dafür in Frage.

Für die Antimonanreicherung im Gras markiert das Jahr 2004 eine Trendwende (Abb. 20). Der Vergleich von Deposition und Anreicherung im Zeitraum 2004 bis 2007 (Abb. 23 und 24) zeigt für die DBS München gleichsinnig abnehmende Trends. An den ländlichen DBS setzt sich der Rückgang der Antimondeposition seit 1996 auch zwischen 2004 und 2007 fort. Der bis 2004 im ländlichen Bereich beobachtete Anstieg der Anreicherung im Gras setzt sich nicht weiter fort.

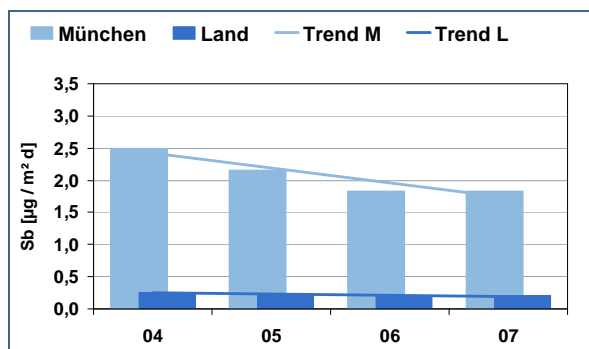


Abb. 23: Jahresmittel der Antimondeposition nach **Bergerhoff** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2004 - 2007. Signifikant abnehmende Trends an den DBS München und Land (Irrtumswahrscheinlichkeit < 10 % bzw. < 5 %).

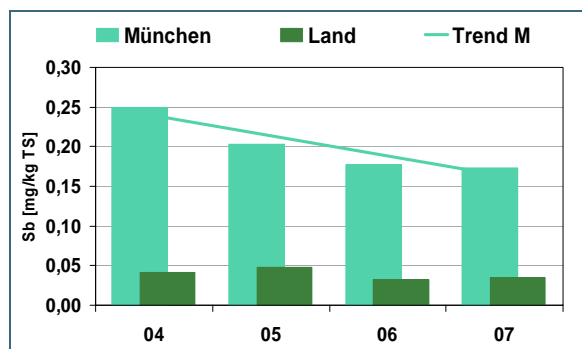


Abb. 24: Jahresmittel der Antimongehalte der **standardisierten Graskultur** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2004. Signifikant abnehmender Trend an der DBS München (Irrtumswahrscheinlichkeit < 10 %).

Die signifikante Abnahme der Antimondeposition, die anders als die der Anreicherung schon ab 2003 beginnt (Abb. 19), kann entsprechend der oben erläuterten Theorie der Zuordnung der Partikelgrößen zur Quelle Kfz-Bremsbeläge nicht unmittelbar auf eine mögliche Reduktion der Antimonanteile in den Belägen zurückgeführt werden. Dafür muss der Rückgang auch anderer Antimonemissionen erwogen werden, so ist Antimon u. a. Bestandteil von Autoreifen, PET-Trinkflaschen und Metalllegierungen für die Halbleitertechnologie. Der signifikante Rückgang der Antimonanreicherung im Gras in München lässt einen Rückgang der Antimonanteile in Bremsbelägen vermuten.

Im Rahmen unserer Untersuchungen zum Thema „Kfz als Antimonquelle“ stießen wir in den letzten Jahren auch auf andere, bisher kaum beachtete Schwermetalle. So fanden wir auch Molybdän (Mo), Zinn (Sn) und Bismut (Bi) in unterschiedlichen Anteilen in Bremsbelägen. Alle Elemente sind auch Bestandteil unterschiedlicher Metalllegierungen.

Die Deposition von Molybdän an der DBS München ist mit ca. $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ etwa halb so hoch wie die des Antimon, an den ländlichen DBS liegt sie mit knapp $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ in der gleichen Größenordnung (Abb. 25). Ein Trend ist von 2002 bis 2007 nicht nachweisbar. Die Molybdän-Absolutgehalte der Gras-

kulturen hingegen sind an der DBS München nur wenig höher als an den ländlichen DBS, weisen aber nur in München einen signifikant ansteigenden Trend auf (Abb. 26).

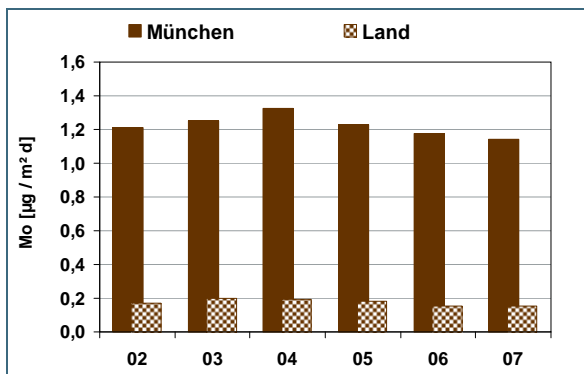


Abb. 25: Jahresmittel der Molybdädeposition nach **Bergerhoff** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2002 - 2007. Keine signifikanten Trends (Irrtumswahrscheinlichkeiten > 10 %).

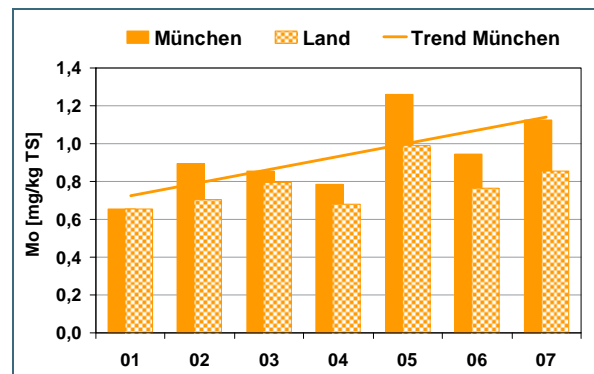


Abb. 26: Jahresmittel der Molybdängehalte der **standardisierten Graskultur** an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2001 - 2007. Signifikant zunehmender Trend an der DBS München (Irrtumswahrscheinlichkeit < 10 %).

Abbildung 27 macht den Unterschied deutlich: Die Differenz zwischen München und Land stieg zwischen 2001 und 2007 signifikant an.

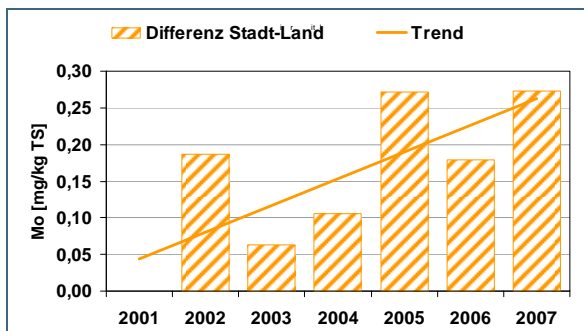


Abb. 27: Differenzen Jahresmittel der Molybdängehalte der **standardisierten Graskultur** zwischen DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2001 - 2007. Differenz 2001 = 0,00. Signifikant zunehmender Trend (Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %).

Seit Zinn (Sn) und Bismut (Bi) 2003 in das Spektrum der zu analysierenden Metalle aufgenommen wurden, konnte an der DBS München bereits ein statistisch signifikanter Anstieg der Deposition und Anreicherung nachgewiesen werden (Abb. 28 und 29), während die Antimondeposition und -anreicherung in diesem Zeitabschnitt signifikant sank.

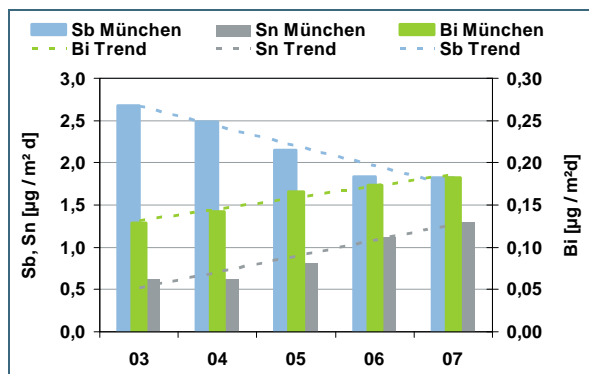


Abb. 28: Jahresmittel der Antimon-, Zinn- und Bismutdeposition nach **Bergerhoff** an der DBS München 2003 - 2007. Alle Trends sind signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 1 %).

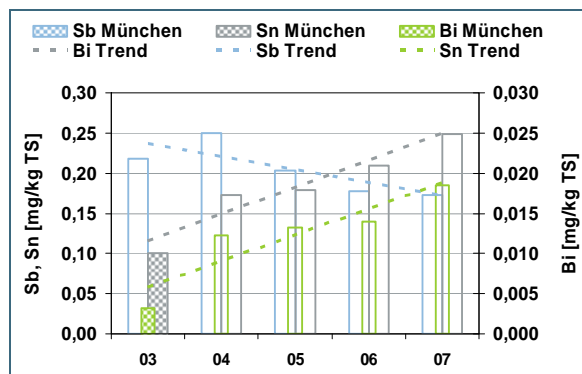


Abb. 29: Jahresmittel der Antimon-, Zinn- und Bismutgehalte der **standardisierten Graskultur** an der DBS München 2003 - 2007. Alle Trends sind signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeiten < 10 %, < 1 % und < 5 %).

4.3 Perspektiven: Räumliche Differenzierung der Schwermetall-Anreicherungen und Darstellung zeitlicher Trends

- Von besonderem Interesse sind lange Messzeitreihen, deren Daten auch eine räumliche Differenzierung von Schadstoffbelastungen ermöglichen. Mit Hilfe des Moos-Monitorings kann die räumliche Variabilität der immissionsbedingten Anreicherung flächendeckend für Bayern dargestellt werden. Regionale Unterschiede in der Anreicherung können auf regional wirksame Emittenten zurückgeführt werden (Beispiel Abnahme der Arsenanreicherung im Nordosten Bayerns). Wegen des immensen personellen und finanziellen Aufwandes für Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse wird das Messnetz in Zukunft nur noch in dreijährigem Abstand untersucht werden. Ein zukünftiger Schwerpunkt wird in der Beobachtung regionaler Veränderungen „neuer“ Schwermetalle liegen.
- Auch zukünftig wird die Untersuchung der Anreicherung im Bioindikator standardisierte Graskultur und der Deposition im Bergerhoff-Becher von Schwermetallen eine wichtige Aufgabe sein. Gerade scheinbar widersprüchliche Aussagen beider Methoden liefern wichtige Aufschlüsse über neue Schadstoffbelastungen, deren Entwicklung und Umweltwirkungen. Die Dauerbeobachtungsstationen sind dafür zum einen wichtige Messstellen für die Beobachtung der ländlichen Region und zum anderen für die Bereitstellung von Referenzmesswerten.
- Ein bedeutendes flächendeckendes Problemfeld wird der Kfz-Verkehr bleiben. Der betriebsbedingte Abrieb unterschiedlicher Komponenten (Bremsbeläge, Kupplungsscheiben, Reifen) und die Emission von Katalysator-Partikeln sind Quellen unterschiedlicher Metalle. Den bisher nur sporadisch und versuchsweise untersuchten Platingruppenelementen (Pt, Rh, Pa) gilt es künftig mehr Aufmerksamkeit zu schenken. Der Nachweis dieser seltenen Metalle in der Umwelt ist allerdings sehr schwierig. Es ist daher notwendig, die Methoden zur Probengewinnung und Analyse weiterzuentwickeln.

5 Organische Schadstoffe

5.1 Hintergrund: Eigenschaften organischer Schadstoffe, Grenz- und Richtwerte

In den vergangenen Jahrzehnten gerieten organisch-chemische Schadstoffe wegen ihrer weltweiten Verbreitung, sogar bis in abgelegene Regionen wie Hochgebirge oder Ant-/Arktis, zunehmend in den Blickpunkt der Öffentlichkeit. Vor allem durch menschliche Tätigkeit entstandene Stoffgruppen wie Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) oder polychlorierte Biphenyle (PCB) sind charakterisiert durch ihre Persistenz, also der Langlebigkeit in der Umwelt, ohne dass sie verändert oder abgebaut würden. Als Folge davon kommt es zur globalen Verbreitung über die Atmosphäre und Akkumulation der giftigen Substanzen in der Nahrungskette.

Nach den Anfangsgliedern Luft, Wasser und Boden kommt es schon in der nächsten Ebene, den Pflanzen, zu ansteigenden Konzentrationen. Dieser Pfad hängt jedoch von vielen Faktoren ab und ist nicht einfach zu ermitteln [32].

Am LfU werden routinemäßig polychlorierte PCDD und PCDF (zusammen: PCDD/F), PCB (6 Indikator-PCB und dioxinähnliche PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) untersucht. Für die krebserregenden PCDD/F ist nach der EU-Richtlinie über unerwünschte Stoffe in Futtermitteln [33] ein Höchstgehalt von 0,75 ng WHO-TEQ/kg zulässig; die Summe aus Dioxinen/Furanen und dioxinähnlichen PCB darf im Futtermittel den Höchstgehalt von 1,25 ng WHO-TEQ/kg nicht überschreiten. Die Auslösewerte, ab denen die Kontaminationsquelle zu ermitteln und für deren Eindämmung oder Beseitigung zu sorgen ist [33], liegen bei 0,5 ng WHO-TEQ/kg für Dioxine/ Furane und bei 0,35 ng WHO-TEQ/kg für dioxinähnliche PCB. Alle Konzentrationsangaben beziehen sich auf einem Feuchtigkeitsgehalt des Futtermittels von 12 %. Für die Indikator-PCB und die PAK gibt es bisher keine Bewertung in Futtermitteln; ersatzweise werden für PAK und ihre Leitsubstanz Benz(a)pyren die Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung zur Bewertung herangezogen.

Auch bei der Erfassung der Hintergrundbelastung mit Bioindikatoren ist die Berücksichtigung vorhandener Grenz- und Richtwerte geboten. Nach VDI 3957 Blatt 2 und 3 [3; 6] sind gezielt weitere Untersuchungen z.B. an Nahrungs- und/oder Futterpflanzen durchzuführen, wenn eine Gefährdung von Schutzgütern vermutet wird.

5.1.1 Geeignete Bioindikatoren zum Wirkungsnachweis organischer Parameter

Wegen ihrer charakteristischen Eigenschaften sollte trotz Einhaltung von Grenz- und Richtwerten eine Umweltbelastung mit organisch-chemischen Schadstoffen vermieden werden. Bioakkumulation, Langzeitwirkung oder mögliche ökotoxische Kombinationswirkungen erfordern ein breites Monitoring-Spektrum. Die Dauerbeobachtung mit Hilfe verschiedener Bioindikatoren gibt hier gezielt Hinweise auf zeitliche und räumliche Entwicklungen in Hintergrundgebieten abseits sich unmittelbar auswirkender Quellen. Die gut eingeführten Bioindikationsmethoden des LfU werden darüber hinaus in vielen Projekten zur Untersuchung der Verbreitung organischer Schadstoffe einbezogen [32 und 34].

Standardisierte Akkumulationsindikatoren werden seit 1995 an sechs Hintergrund- und zwei städtisch gelegenen Dauerbeobachtungsstationen (DBS) eingesetzt (Lage der acht DBS siehe in Abb. 13, Kapitel Schwermetalle). Graskulturen (siehe Abb. 12, Kapitel Schwermetalle) werden nach VDI [4] von Mitte Mai bis Anfang Oktober in fünf aufeinander folgenden Zeitabschnitten aufgestellt. So wird die Hauptvegetationszeit, in der auch der Futtermittelanbau größtenteils stattfindet, gut abgedeckt. Da die Ursachen organischer Schadstoffbelastung vor allem in Verbrennungsprozessen liegen, ist es außerdem wichtig, auch Bioindikatoren einzusetzen, deren Wachstums- und Überlebenszeit möglichst lange

in den Herbst und Winter hineinreicht. Für den Zeitraum von Oktober bis Ende November wird deshalb das Verfahren der standardisierten Exposition von Grünkohl in VDI 3957 Blatt 3 [7] (Abb. 30) empfohlen. Grünkohl ist relativ unempfindlich gegen Frost und nimmt deshalb auch in dieser Zeit der beginnenden Heizperiode Luftschadstoffe auf. Er wird für einen Zeitraum von acht Wochen aufgestellt.



Abb. 30: Aktives Bio-monitoring mit standardisierten Grünkohlkulturen.

Um Schadstoffanreicherungen, die während des ganzen Winterhalbjahres andauern, nachzuweisen, muss auf das passive Verfahren der Fichtennadel-Beprobung zurückgegriffen werden, wofür Bäume aus dem Fichtenmessnetz (vgl. Kap. Schwefelbelastung) ausgewählt werden.

Mit den geeigneten Bioindikations-Methoden kann so einerseits landesweit in festen Messnetzen aber auch flexibel in Bezug zu besonderen Emittenten die Belastung mit organischen Schadstoffen erfasst werden.

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Anreicherungen von PCDD/F und PCB

Die acht Dauerbeobachtungsstationen in Bayern liefern jährlich Ergebnisse zu PCDD/F- und PCB-Anreicherungen in standardisierten Graskulturen (5 vierwöchige Kulturen von Mitte Mai bis Anfang Oktober) und im standardisierten Grünkohl (1 achtwöchige Kultur von Oktober bis November). Abbildung 31a zeigt die Mediane der PCDD/F- und PCB-Gehalte aller an den Dauerbeobachtungsstationen exponierten Graskulturen des jeweiligen Jahres. Nach anfänglicher starker Abnahme bleibt der Median der PCDD/F-Ergebnisse seit 1999 unter 0,20 ng Internationales Toxizitätsäquivalent pro Kilogramm Trockensubstanz (I-TEQ/kg TS). Die PCB-Summen (DIN-PCB entspricht der Summe der sechs Indikator-PCB mal fünf) nahmen seit Beginn der Messungen von 16,5 auf 6,9 ng/kg TS ab. Ein ähnlicher Trend jedoch auf leicht höherem Niveau gilt für den Grünkohl, der wegen seiner Frostbeständigkeit etwas später im Jahr exponiert werden kann (Abb. 31b). Die Mediane der PCDD/F-Ergebnisse fallen hier von 1,30 ng I-TEQ/kg Trockensubstanz (TS) (1995) auf 0,39 ng I-TEQ/kg TS (2005); die PCB-Anreicherung im Grünkohl nahm seit 1995 von 20,7 auf 9,1 ng/kg TS ab.

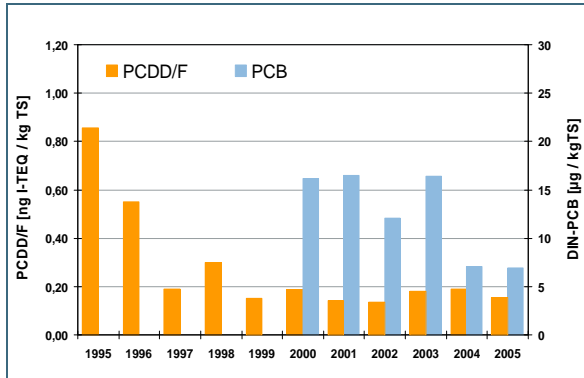


Abb. 31a: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Graskulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Mediane aller Proben eines Jahres.

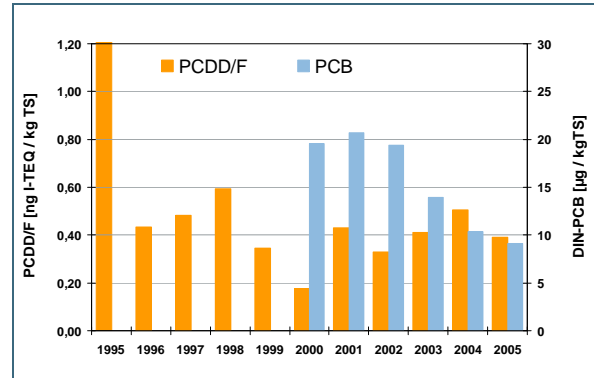


Abb. 31b: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Grünkohlkulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Mediane aller Proben eines Jahres.

Mit den Ergebnissen der Fichtennadel-Untersuchungen kann die Anreicherung von PCDD/F über die Wintermonate gezeigt werden. Im Herbst wird mit den halbjährigen Nadeln der jüngste Nadeljahrgang geerntet; im darauf folgenden April wird an den gleichen Bäumen derselbe Nadeljahrgang beprobt (einjährige Nadeln). Abbildung 32 fasst alle Beprobungen mehrerer Standorte des Messnetzes zusammen (Standort-Anzahl jeweils 12-28).

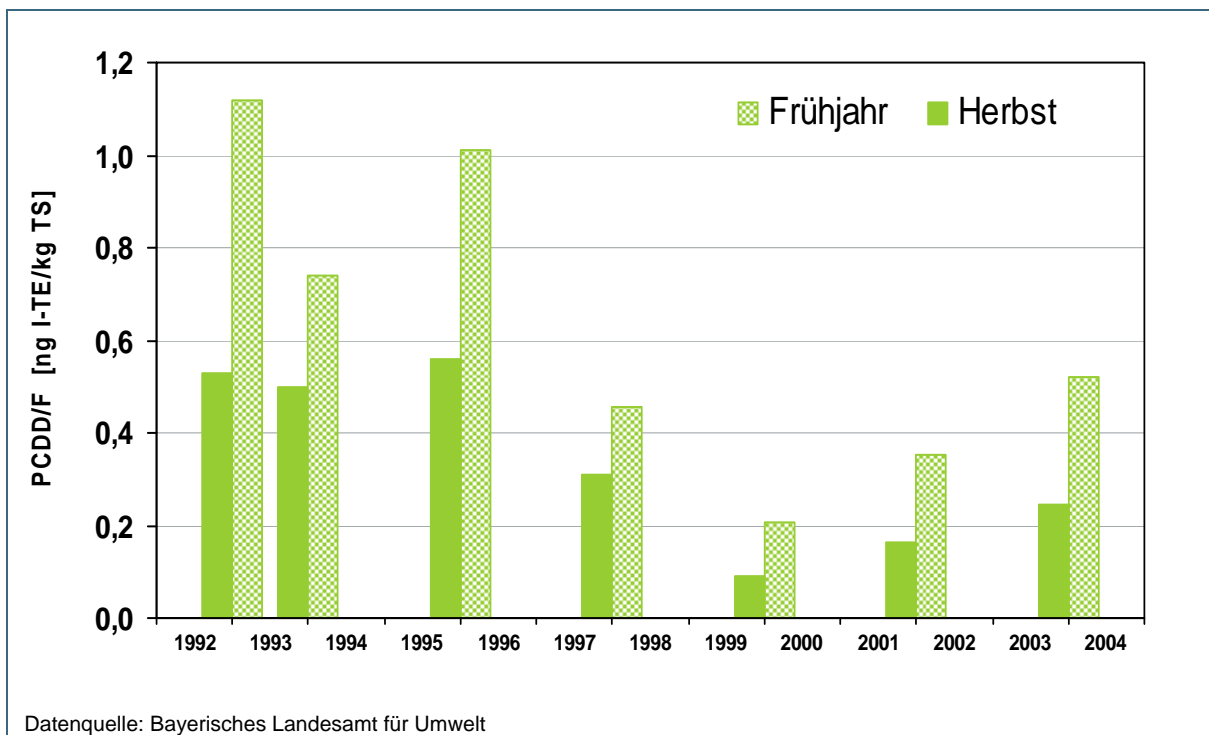


Abb. 32: Mittlerer PCDD/F-Gehalt in Fichtennadeln verschiedener Standorte des bayerischen Messnetzes in der Herbst- und darauf folgender Frühjahrsbeprobung.

Die im Winter 1999/2000 beprobten Fichten weisen eine geringere PCDD/F-Belastung auf als die Fichten in den Jahren davor und danach. Dieses Ergebnis kann zwar nicht auf ganz Bayern übertragen werden, da nicht in jedem Jahr die gleichen Standorte untersucht wurden; eine Untersuchung gleicher Standorte (Fichten an den Dauerbeobachtungsstationen), die wiederholt in mehreren Wintern beprobt wurden, zeigt aber die gleiche Tendenz [35]. Es zeichnet sich ein Anstieg der PCDD/F-

Gehalte der Fichtennadeln nach 1999/2000 ab. Auch die Grünkohlproben vom Herbst 2000 wiesen die geringste PCDD/F-Anreicherung im Zeitverlauf der Untersuchungen auf, danach wurden wieder höhere Werte gemessen (Abb. 31b).

5.2.2 PCDD/F-Anreicherung in Fichtennadeln – Beobachtungen über mehrere Jahre

Aus Ergebnissen früherer Untersuchungen ist bekannt, dass die PCDD/F-Anreicherung vom Herbst zum Frühjahr nicht nur auf die um ein halbes Jahr verlängerte Expositionszeit zurückgeführt werden kann. Liegt eine atmosphärische Stoffbelastung vor, wird sie an der Nadeloberfläche deponiert und auch teilweise wieder abgelöst oder abgewaschen. Bei steigendem Stoffeintrag während der Wintermonate ist festzustellen, dass sowohl die Herbst- als auch die Frühjahrswerte mit jedem zusätzlichen Expositionsjahr um einen gewissen Betrag ansteigen (Abb. 33). Ältere Nadeln haben zu jeder Jahreszeit höhere Gehalte als jüngere Nadeln. Dies deutet an, dass ein Teil der PCDD/F – womöglich durch Anhaften an der Cuticula (Wachsschicht) – erhalten bleibt, während der Großteil der Substanzen wieder von den Nadeln abgewaschen wird. Dabei ist das Verhältnis zwischen Frühjahr- und Herbstwert bei den einjährigen Nadeln geringer (im Mittel bei 1,29) als bei den dreijährigen Nadeln (im Mittel bei 1,50). Möglicherweise wirkt die Anreicherung in der Cuticula damit als gegenläufiger Effekt zur Verdünnung des Stoffeintrages, die mit der Biomassezunahme der älteren Nadeln einhergeht [36]. Um diesen Effekt näher zu beleuchten, soll bei einer der nächsten Probenahmen das 1000-Nadel-Gewicht mehrerer Nadeljahrgänge untersucht werden.

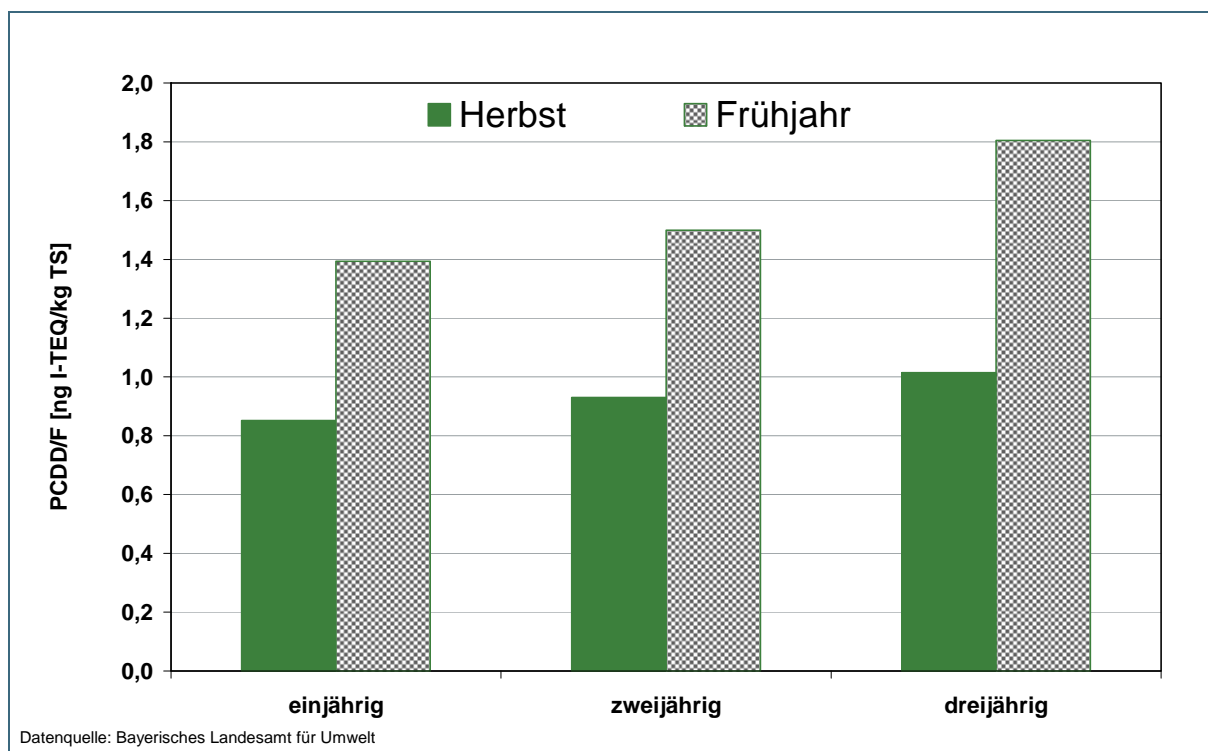


Abb. 33: PCDD/F-Gehalte in Fichtennadeln am Standort Würzburg. Die Probenahme erfolgte im Herbst und im darauf folgenden Frühjahr an einjährigen, zweijährigen und dreijährigen Trieben.

5.3 Perspektiven: Belastungen mit organischen Schadstoffen bewerten und neue Gefährdungen erkennen

- Mit standardisierten Gras- und Grünkohlkulturen an Dauerbeobachtungsstationen sowie Fichtennadeln im großräumigen Messnetz können die Belastungen durch organisch-chemische Schadstoffe im Hintergrund gut beobachtet werden. Es sind damit sowohl die Hauptvegetationszeit als auch die Zeit der erhöhten Immissionen ausreichend abgedeckt. Mit diesen eingespielten Methoden bietet es sich an, das Auftreten neuer Schadstoffe wie dioxinähnliche PCB weiter zu verfolgen, Belastungen zu identifizieren und ggf. daraus Maßnahmen abzuleiten.
- Die Ergebnisse des immissionsökologischen Dioxin- und PCB-Monitorings haben eine bayernweite Bedeutung, da sie Hintergrundwerte als Bewertungsgrundlage für anlagen- und verkehrsbezogene Untersuchungen liefern. So lässt sich einerseits der allgemeine bayernweite Belastungstrend abschätzen, und andererseits beurteilen, ob ein Messpunkt im Umfeld eines Belastungsschwerpunktes tatsächlich Belastungsmerkmale aufweist. Zur Interpretation und Bewertung von Untersuchungen an Belastungsschwerpunkten müssen daher die langjährigen Messreihen als Basis für die Ableitung von Orientierungswerten weitergeführt werden.

6 Photooxidantien

6.1 Hintergrund: Entstehung von bodennahem Ozon

In den untersten Luftschichten der Atmosphäre bilden sich bei intensiver Sonneneinstrahlung Photooxidantien durch komplexe photochemische Reaktionen von Sauerstoff und Vorläufersubstanzen. Ozon macht den Hauptanteil dieser Photooxidantien aus und wird deshalb als deren Leitparameter in der technischen Luftüberwachung gemessen. Vorläufersubstanzen sind Kohlenwasserstoffe und Stickstoffoxide sowohl natürlichen als auch menschlichen Ursprungs. Natürliche Quellen für die Kohlenwasserstoffe Terpene und Isoprene z.B. sind Ausgasungen der Wälder und für die Stickstoffoxide Gewitter. Durch menschliche Tätigkeit entstehen hauptsächlich flüchtige organische Verbindungen (VOC) aus der Herstellung und Verwendung von Lösemitteln und Stickstoffoxide (NO_x) aus dem Kfz-Verkehr.

Da die Bildung von Ozon lichtabhängig ist, ist an sonnigen Sommertagen in der Zeit zwischen ca. 13 und 19 Uhr mit auf den Tag bezogen höchsten Ozonkonzentrationen zu rechnen. Nach Sonnenuntergang kann kein neues Ozon entstehen.

Ozon reagiert auch mit Stickstoffmonoxid (NO) und wird dabei abgebaut. Da NO überwiegend durch den Verkehr emittiert wird, führt dies zu niedrigeren Ozonbelastungen in Innenstädten als am Stadtrand und in den angrenzenden ländlichen Gebieten.

6.1.1 Maßnahmen zur Verringerung der Ozonbelastung

Im Rahmen der internationalen Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität und zur Bekämpfung des Sommersmogs wurden europaweit Zielwerte für die Ozonkonzentration [37] und Grenzwerte für die Vorläufersubstanzen eingeführt [10] und in deutsches Recht umgesetzt [17].

Ausgehend von so genannten Critical Levels, kritische Schadstoffkonzentrationen, die aus Dosis-Wirkungs-Untersuchungen abgeleitet werden, wurde im Rahmen einer UN-ECE-Konvention (s. u. Kap. Versauerung und Eutrophierung) der AOT40 eingerichtet (AOT40: accumulated exposure over a threshold of 40 ppb. 40 ppb entspricht $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dieser Zielwert für Ozon zum Schutz der Vegetation ist die Summe der Differenzen zwischen stündlichen Ozonkonzentrationen und $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Messwerten $> 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, berechnet in der Zeit von Mai bis Juli von 8 – 20 Uhr MEZ, Mittelwert aus fünf Jahren. Er muss – so weit wie möglich – bis 2010 den Wert von $18.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und h unterschreiten.

An den 29 Ozon-messenden Stationen der Lufthygienischen Überwachung Bayern (LÜB) wurde in den vergangenen fünf Jahren an sechs Stationen der AOT40 – Zielwert überschritten.

6.1.2 Wirkungen auf Pflanzen

Zu hohe Konzentrationen an Ozon können Schäden an der Vegetation hervorrufen. Ozon ist chemisch sehr reaktiv und greift die Zellmembranen an. Nachdem es über die Spaltöffnungen in den Organismus aufgenommen wurde und dort mit dem umliegenden Gewebe reagiert hat, lässt es sich durch chemische Analysen nicht mehr nachweisen. Eine Anreicherung von Ozon findet deshalb nicht statt, jedoch lassen sich entstandene Schäden beobachten [38]. Da die Anwesenheit anderer Schadstoffe und bestimmte klimatische Bedingungen die Stärke der Schäden mit beeinflussen, reichen Ozon-Messergebnisse allein zur Schadensvorhersage nicht aus. Quantitative Zusammenhänge zwischen der Ozonkonzentration in der Luft und Pflanzenschäden sind deshalb auch selten zu belegen.

Längere Belastungszeiten mit relativ niedrigen Ozonkonzentrationen führen bei Pflanzen zu chronischen Veränderungen, wie z. B. Zwergwuchs, deformierten Blättern und Vergilbungen, die Zeichen einer verfrühten Alterung darstellen.

Weitere Wirkungen des Ozons sind interne Veränderungen im Stoffwechsel, die bei zusätzlicher Anwesenheit anderer Stressfaktoren, wie z.B. Trockenheit oder Insektenbefall zu Wachstums- und Ertragsminderungen führen.

In vielen Untersuchungen wurde dargelegt, dass eine Reihe von Pflanzenarten mit sichtbaren Schadensymptomen auf Ozonbelastungen reagiert. Dazu zählen nach VDI [38] die landwirtschaftlichen Kulturpflanzen Bohne, Wein, Zwiebel, Kartoffel, Tabak und Zuckerrübe, Wildpflanzen wie Klee, Malve und Sauerampfer, aber auch Laub- und Nadelbäume (Birke, Pappel, Traubenkirsche, Kiefer). Internationale Aktivitäten [39] beschäftigen sich mit den möglichen wirtschaftlichen Schäden durch Ertragsverluste, die durch die Ozonwirkung entstehen. Dabei sollen auch weitere gefährdete Kulturpflanzenarten identifiziert werden. Einflüsse durch Klimaveränderungen müssen bei den Reaktionen von Pflanzen gegenüber Ozonbelastungen ebenfalls berücksichtigt werden.

Als Reaktionsindikator zeigt Tabak die typischen Schadmerkmale der Ozonwirkung wie Vergilbungen „Chlorosen“ und Zerstörungen des Blattgewebes „Nekrosen“ an den Blattoberflächen. Die Tabaksorte *Nicotiana tabacum* BEL W3 gehört zu den gegenüber Ozon empfindlichsten Pflanzen und reagiert auf bereits durchschnittliche Ozongehalte der Luft. Das Ausmaß der geschädigten Oberfläche kann im Verhältnis zur gesamten Blattfläche prozentual geschätzt werden. Derartige akute Wirkungen des Ozons können bei anderen, normal empfindlichen Pflanzen meist nach kurzzeitiger Belastung mit hohen Ozonkonzentrationen auftreten.

Das Biomonitoring mit Tabakpflanzen wird am LfU seit Mitte der 1990er Jahre angewendet. Die mittlerweile nach VDI 3957 Blatt 6 [40] durchgeführte Bonitur (visuelle Abschätzung der geschädigten Blattfläche) der Schadmerkmale liefert zeitlich und räumlich differenzierte Aussagen zur potentiellen Pflanzenbelastung durch Ozon (Abb. 34).



Abb. 34: Durch Ozon geschädigtes Tabakblatt von *Nicotiana tabacum* Sorte Bel W3.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Trends an Dauerbeobachtungsstationen von 1995 bis 2007

An den Dauerbeobachtungsstationen in Bayern (Lage der Stationen vgl. Kap. Schwermetalle) wurde vor 15 Jahren mit der Exposition von Tabakpflanzen der Sorte BEL W3 begonnen. Die dabei gewonnen Erkenntnisse trugen wesentlich mit zur heute gültigen VDI-Richtlinie [40] bei. Aus den Schädigungen an den Tabakblättern wird ein für die Zeit von Mitte Mai bis Anfang Oktober gültiger Jahresmittelwert errechnet. Er gibt an, wie viel Prozent der Blattfläche durchschnittlich während einer 14tägigen Expositionszeit aufgrund von Ozonwirkungen zerstört werden.

Die seit 1995 nach standardisierten Bedingungen ermittelten Schädigungsverläufe zeigen eine abnehmende Tendenz (Abb. 35a bis c). Der Trend in Nordbayern ist mit einer statistischen Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 0,1 % signifikant (Abb. 35a). Der Durchschnittswert im Jahr 1995 lag bei etwa 40 % und im Jahr 2007 knapp über 20 % Blattschädigung. Der abnehmende Trend an den mittelbayerischen Stationen ist ebenfalls stark ausgeprägt, was vor allem durch den auffälligen Rückgang der Schädigung im Jahr 2007 auf 10 % der Blattfläche beeinflusst wird (Abb. 35b). Die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Trend liegt unter 0,2 %. Im Süden zeigt sich der Schädigungsverlauf der vergangenen Jahre sehr uneinheitlich. Die durchschnittliche Blattschädigung von über 40 % im Jahr 2004 war der bislang höchste Wert in Bayern; drei Jahre später, 2007, waren die Tabakblätter im Mittel nur zu 12 % geschädigt (Abb. 35c). Die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Trend ist mit kleiner 10 % entsprechend höher.

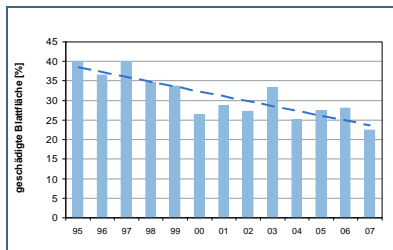


Abb. 35a: Schädigungsverlauf an Tabak. Jahresmittel in Nordbayern von 1995-2007. Trend signifikant abnehmend (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1 %).

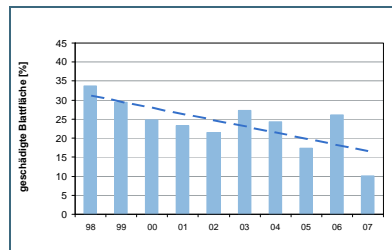


Abb. 35b: Schädigungsverlauf an Tabak. Jahresmittel im mittleren Bayern von 1995-2007. Trend signifikant abnehmend (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,2 %).

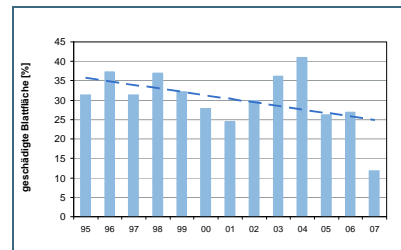


Abb. 35c: Schädigungsverlauf an Tabak. Jahresmittel in Südbayern von 1995-2007. Trend signifikant abnehmend (Irrtumswahrscheinlichkeit < 10 %).

Die Schädigungsverläufe sind in sich schlüssig, wie frühere Auswertungen bereits zeigten [41]. Auch anhand der Jahresverläufe, die für die jeweilige Expositionsperiode zeitnah im Internet veröffentlicht werden [42], sind z. B. plausible Unterschiede zwischen städtischen und ländlichen Stationen erkennbar.

Andererseits zeigen die Langzeitauswertungen der Ozonmessergebnisse an den meisten Messstationen des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) eine steigende Tendenz der Belastung. So stiegen die gleitenden 12-Monatsmittelwerte im Durchschnitt um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr an [43].

Inwieweit sich die Diskrepanz zwischen abnehmendem Trend der Blattschädigungen und steigender Tendenz der Ozonkonzentration mit dem einfachen Vergleich der Ergebnisse erklären lässt, soll im Folgenden kurz dargestellt werden. Dabei werden auch die AOT40-Werte in die Betrachtung mit einbezogen.

6.2.2 Vergleich von Tabakschädigung mit Ozonkonzentration

Parallelen zwischen einzelnen Tabakexpositionen und 10h - Ozonmittelwerten

Ein direkter Vergleich von gemessener Ozonkonzentration mit dadurch hervorgerufenen Blattschäden ist an der Station Augsburg-LfU möglich (Abb. 36). Dort sind die Tabakpflanzen unmittelbar neben einer LÜB-Station aufgestellt. Die Blattschäden an je 14tägig exponiertem Tabak ab der 20. Kalenderwoche (KW) im Jahr 2007 sind den in diesen Zeitabschnitten gemessenen mittleren Ozonkonzentrationen von 10 bis 20 Uhr (10h-Mittelwert) gegenübergestellt. Der Zusammenhang ist signifikant, die Irrtumswahrscheinlichkeit liegt bei < 2 %.

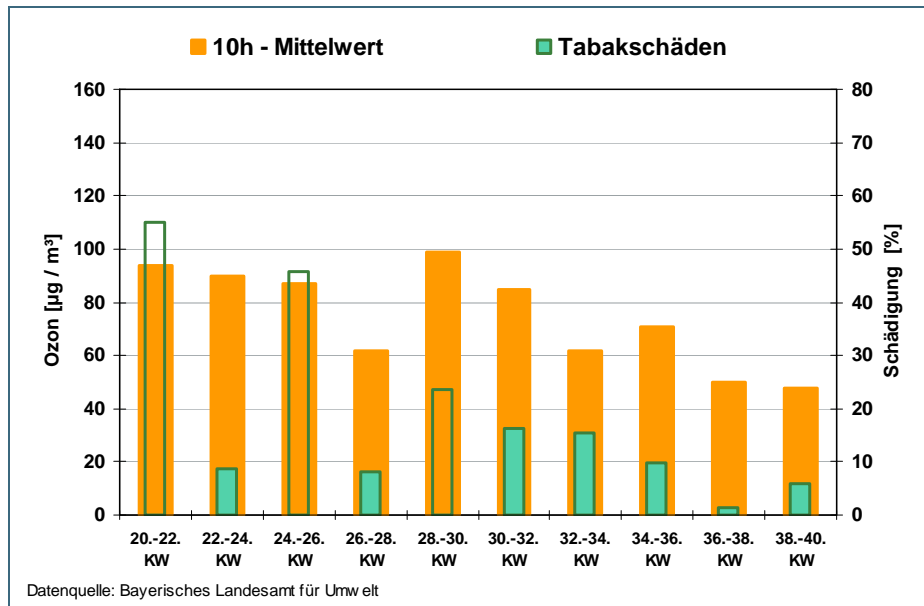


Abb. 36: Vergleich von Tabakschädigung und Ozonkonzentration an der Station Augsburg-LfU jeweils 14tägig von der 20. bis zur 40. Kalenderwoche (KW) 2007.

Ein positiver Zusammenhang zwischen Tabakschädigung und Ozonkonzentration ist an einem Standort und innerhalb eines Sommerhalbjahres nachweisbar. Werden die Blattschäden über ein Sommerhalbjahr gemittelt, wird der Zusammenhang mit den ebenfalls gemittelten Ozonwerten schwächer. Die entsprechende Korrelation der Zeitverläufe der Tabakschäden und der Ozonwerte an der Station Augsburg-LfU von 2002 bis 2007 zeigt keinen signifikanten Zusammenhang mehr (Irrtumswahrscheinlichkeit > 10 %). Die Empfindlichkeit des Tabaks ist von Faktoren wie Luftfeuchte und Temperatur, die Einfluss auf das Eindringen des Ozons durch die Spaltöffnungen der Blätter haben, abhängig. Langfristige Veränderungen dieser Faktoren scheinen die direkte Kausalität zwischen gemittelten Blattschäden und gemittelten Ozonkonzentration zu überdecken.

Langfristiger Zusammenhang von AOT40-Werten und Blattschäden

Um längere Zeitabschnitte zu betrachten, sind Höchstwerte der Ozonkonzentration eher geeignet als die Mittelwerte. Die Beziehung zwischen Ozon und Pflanzenschäden ist in Begasungsversuchen mit definierten Ozonkonzentrationen belegt worden [44]. Die Folgen von summierten Überschreitungen des Stundenmittelwertes von $80 \mu\text{g Ozon}/\text{m}^3$ (= 40 ppb) waren bei unterschiedlichen Pflanzenarten Schädigungen und Biomasseverlust. Diese Ergebnisse führten zur internationalen Einführung des AOT40-Wertes zum Schutz der Vegetation, der das Mittel aus den fünf vergangenen Jahren darstellt.

Für den hier gezogenen Vergleich mit Blattschäden der Jahre 2003 bis 2007 wird in Anlehnung an den AOT40-Wert die Summe der Überschreitungen der Ozonkonzentration von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jedoch für jedes Jahr einzeln berechnet und nicht wie beim AOT40-Zielwert über fünf Jahre gemittelt. Dadurch werden Schwankungen von Jahr zu Jahr nicht herausgemittelt, sondern können dem jeweiligen Tabakwert zugeordnet werden. Es werden die Tabakergebnisse der drei Biomonitoring-Standorte Eining, Augsburg-LfU und München und die Ozonmesswerte der benachbarten Stationen des LÜB herangezogen. In Eining, einer ländlich gelegene Dauerbeobachtungsstation im mittleren Bayern, sind Ozonkonzentrations-Messung und Tabakexposition etwa 500 Meter voneinander entfernt. Am LfU in Augsburg findet die Tabakexposition unmittelbar neben der LÜB-Station statt. Für den Vergleich der DBS am Isarring in München wurde die LÜB-Station in München/ Lothstraße herangezogen.

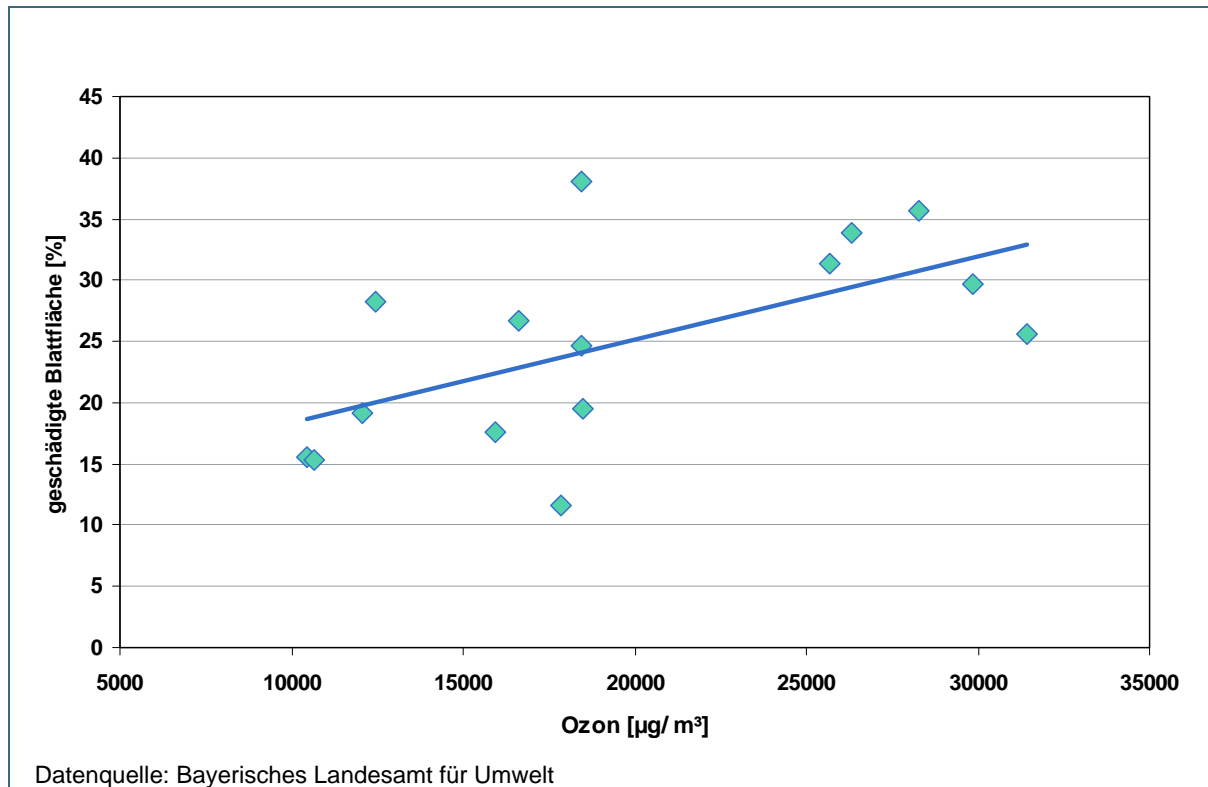


Abb. 37: Tabakschädigungen von Mai bis Juli in Abhängigkeit der Ozonwert-Überschreitungen (nach AOT40) an den Stationen Eining, Augsburg und München für die Jahre 2003 - 2007. Trend signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $< 5\%$).

Die Schädigungen der Tabakpflanzen korrelieren mit den für diesen Zeitraum berechneten Ozonwert-Überschreitungen mit einem Korrelationsfaktor $r = 0,5920$ (Abb. 37). Ein Zusammenhang zwischen den Blattschädigungen und den Ozon-Werten ist damit mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 5% signifikant, obwohl die Schädigungsprozente zum Teil erheblich streuen, vor allem im Bereich von 15.000 bis $20.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Ozonwerte, die aus den Überschreitungen des Stundenmittelwertes von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hervorgehen, können den Zusammenhang zwischen erhöhten Ozonwerten und ihren schädlichen Auswirkungen gut beschreiben. Somit kann der AOT40 als Schutzwert für Pflanzen verstanden werden, um Schäden an der natürlichen Vegetation und dem Nutzenbau von Pflanzen zu verhindern.

6.3 Perspektiven: Übertragbarkeit der Tabakergebnisse verbessern

Zur Beurteilung der schädigenden Wirkung von Photooxidantien auf die Vegetation reicht die alleinige Kenntnis von Höhe und Veränderung der Ozonkonzentration nicht aus. Die Frage, ob bei bestimmten Belastungssituationen schädliche Einflüsse auf Pflanzen zu erwarten sind, lässt sich jedoch auch nicht allein mit Messreihen an speziell Ozon-empfindlichen Züchtungen dokumentieren. Die Messergebnisse an Tabakpflanzen sollten übertragbar sein auf die natürliche Vegetation und land- bzw. forstwirtschaftlich relevante Pflanzenarten. Zu diesem Zweck werden in den nächsten Jahren in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Wald und Forst Versuchsreihen durchgeführt, bei denen Tabakpflanzen nach VDI-Richtlinie zusammen mit einheimischen Pappelstecklingen exponiert werden.

7 Synergistische Wirkungen von Luftschadstoffen – landesweite Flechtenkartierung

7.1 Hintergrund

Bei gleichzeitiger Einwirkung mehrerer Schadstoffe kann es zu synergistischen Wirkungen an Pflanzen kommen. Die technische Immissionsmessung kann zwar Einzelkomponenten der Luftverunreinigung erfassen, aber damit nicht die Wirkungen beschreiben, die sich aus deren Summe ergibt. Flechten reagieren empfindlich gegenüber Luftverunreinigungen unterschiedlicher Art, vor allem auf säurebildende Komponenten und Schwermetalle, so dass es im letzten Jahrhundert in hoch belasteten Stadtzentren aufgrund der Dominanz saurer Immissionen zum Aussterben der Flechten kam. Die Wiederbesiedelung der Innenstädte konnte erst als Folge der bekannten Maßnahmen zur Luftverbesserung geschehen.

7.2 Ergebnisse

7.2.1 Luftgütekarte für Bayern 1995

Im Jahr 1995 wurde zur Bewertung der Luftqualität die erste landesweite Flechtenkartierung in Bayern durchgeführt [45]. Grundlage ist die Ermittlung der Biodiversität bestimmter Gruppen der Flechtenvegetation, unterteilt nach dem pH-Wert der Borke der Trägerbäume. Die Vorgaben der VDI 3799 [46] wurden dabei weiterentwickelt, um einige Baumarten ergänzt und an die Standortverhältnisse in Bayern angepasst. Das Ergebnis, die Luftgütekarte von 1995 (Abb. 38) zeigt einen Überblick über die regionale Verteilung höher und niedriger belasteter Räume in dieser Zeit. Es konnte gezeigt werden, dass die Methode geeignet ist, Bayern hinsichtlich der lufthygienischen Situation zu charakterisieren. Es fällt auf, dass die lufthygienische Situation des nordost-bayerischen Raums auch noch 1996 deutlich schlechter bewertet wird als die Südbayerns, mit einem gleitenden Übergang von Nord nach Süd. Zu dieser Zeit war z. B. die Schwefelbelastung der Nadeln unserer Monitoring-Fichten, die auch als Indikator für die Säureinträge durch Schwefeldioxid gilt, in Nordost-Bayern bereits deutlich zurückgegangen (vgl. Abbildung 2c, Kap. Schwefelbelastung) und das Moosmonitoring bewies einen deutlichen Rückgang der Arseneinträge [47], was als Indikator für den Rückgang der Luftbelastung durch Braunkohleverbrennung zu sehen ist. Ursache dafür kann zum einen eine im bayernweiten Vergleich auch zu dieser Zeit noch höhere Schadstoffbelastung sein, zum anderen die notwendige Regenerationszeit der sehr langsam wachsenden Flechten, die durchaus 5 Jahre beanspruchen kann.

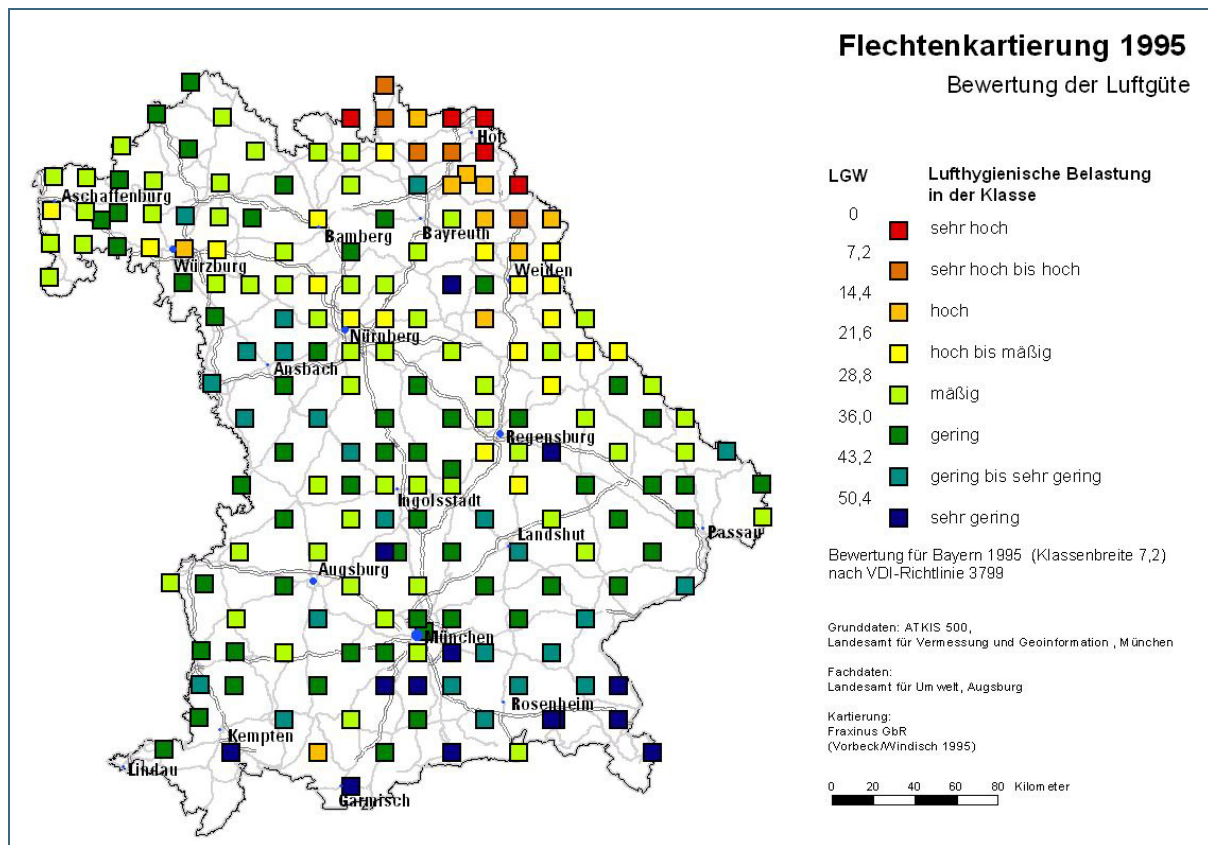


Abb. 38: Luftgütekarte von Bayern, Stand 1995.

7.2.2 Anpassen an neue Bedingungen

In den 1970er Jahren waren es die SO_2 -Belastungen, auf die die Flechten ansprachen und nach deren Wirkungen die säureempfindlichen Flechtenarten zur Bewertung der Luftgüte kartiert wurden. Durch die rückläufige Tendenz der SO_2 -Belastungen bekamen andere Schadstoffe und auch die klimatischen Bedingungen mehr an Gewicht. Ab den 1990er Jahren zeigte sich unerwartet ein vermehrtes Auftreten von Flechten trotz starker Belastungen, vor allem durch den Kfz-Verkehr. Diese Flechten waren jedoch stickstoffliebend und konnten als Eutrophierungsanzeiger nicht in die Auswahl der säureempfindlichen bis neutralen Flechtenarten aufgenommen werden. Ihre Existenz durfte auch nicht zu dem falschen Schluss einer „besseren“ Luftqualität führen. Aufgrund dieses Phänomens musste die VDI-Richtlinie umgearbeitet werden. Dabei wurden die Eutrophierungsanzeiger neu gewichtet. Als Resultat wurde die Flechtenkartierung in der VDI 3957 Blatt 13 von 2004 [48] neu gefasst.

7.3 Perspektiven: Erfassung der Gesamtbelastung unter neuen Bedingungen

Die Flechtenkartierung ist eine integrative Methode, die die biologisch wirksame Gesamtbelastung der Luft mit Hilfe eines sensiblen Indikatorsystems langfristig erfassen kann. Diese integrative Aussage lässt sich mit Luftschadstoffmessungen alleine nicht erlangen, ist aber zur allgemeinen Beurteilung der Umweltsituation und zur Abschätzung der Wirkung umweltpolitischer Maßnahmen wichtig. Zur Durchführung der ersten Flechtenkartierung wurde die Methode nach VDI weiterentwickelt. Bei der ersten Flechtenkartierung wurde vor allem auf saure Immissionen fokussiert. Mittlerweile kann auch die Wirkung eutrophierender Luftschadstoffe bei Anwendung einer neuen VDI-Richtlinie erfasst werden. Auch der Einfluss des Klimawandels auf die Biodiversität der Flechten wird derzeit intensiv disku-

tiert. Die Alpenregion als besonderer Naturraum konnte 1995 wegen ihrer höhen- und klimabedingt andersartigen Flechtenvegetation nicht in unsere Untersuchung mit einbezogen werden. Die Entwicklung eines dafür angepassten Indikatorsystems könnte einen Beitrag zur Abschätzung der Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die Vegetation im besonders sensiblen alpinen Raum liefern.

Es wird angestrebt, eine landesweite Flechtenkartierung mit den aktuellen Methoden zu wiederholen. Dabei sollte versucht werden, auch die Ausgangswerte der früheren Untersuchung nach der aktuellen Methode erneut zu bewerten, um den Vergleich zu 1995 ziehen zu können.

8 Emittentenbezogenes Monitoring

8.1 Hintergrund: Stoffeinträge durch Emissionen aus Verkehr, Industrie und Abfallbehandlung

Wie im Kapitel Schwermetalle (Tab. 5) erläutert, sind die möglichen Quellen für Schwermetalle sehr vielfältig. Mit zunehmend verbesserter Umweltschutztechnik verringern sich Freisetzungen früherer Problemstoffe wie Arsen, Quecksilber oder Cadmium aus Großanlagen, wie Kohlekraftwerke oder Müllverwertung, drastisch. Andererseits kamen und kommen in neuen Technikzweigen wie der Telekommunikation, Computertechnik oder bei Weiterentwicklungen der Automobiltechnik neue Elemente zum Einsatz, wie z. B. Indium, Molybdän, Antimon oder Elemente der Platingruppe. Diesem Wandel unterliegen auch organisch-chemische Stoffe wie Dioxine/Furane oder polychlorierte Biphenyle (PCB) und viele andere. Waren früher Müllverbrennungsanlagen Quellen für erhöhte Dioxin-Einträge, so leistet heute Hausbrand einen nachweisbaren Anteil. PCB werden trotz Anwendungsverbot immer noch in die Umwelt emittiert, z. B. durch Ausdampfen aus alten Baumaterialien oder bei der Verwertung von Altmaterialien in Schredderanlagen.

Will man die Immissionswirkungen bestimmter Schadstoffemittenten in deren unmittelbaren Umgebung untersuchen, so eignen sich dafür primär die Methoden des aktiven Monitorings (d. h. die Aufstellung von Messvorrichtungen am Untersuchungsort). Zur Feststellung von Schwermetalleinträgen ist dies, wie bereits dargestellt, die Staubsammlung nach Bergerhoff und zur Ermittlung der Anreicherung von Schwermetallen und organisch-chemischen Verbindungen sind dies die standardisierten Graskultur und standardisierte Grünkohlkultur.

8.1.1 Was ist „zu viel“ und was ist „normal“?

Zur Bewertung von Ergebnissen, die man mit diesen Methoden erhält, werden zwar von Seiten des Gesetzgebers Grenz- und Richtwerte vorgegeben, jedoch nur für eine sehr kleine Anzahl von Stoffen. So bietet z. B. die Futtermittelverordnung auf EU- und Bundesebene Grenzwerte zur Metall-Anreicherung in Tierfutter lediglich für Arsen, Blei, Quecksilber und Cadmium. Daher ist es unerlässlich, Vergleichswerte für eine möglichst breite Palette von Schwermetallen (vgl. Tab. 4 im Kap. Schwermetalle) zu erheben, aus denen der möglichst aktuelle „Normalgehalt“ ohne unmittelbare Beeinflussung von Schadstoffemittenten abgeschätzt werden kann. Davon abgesehen sind Futtermittelgrenzwerte nur für den Nutztier-Nahrungsmittelpfad im Hinblick auf die Tier- und menschliche Gesundheit begründet. Ökologische Aspekte wie Langzeitanreicherung in natürlichen Nahrungsnetzen, Kombinationswirkungen und die vielfältigen Austragspfade für Schadstoffe aus belasteten Ökosystemen, die die Stoffe wiederum bis zum Menschen transportieren können, werden kaum berücksichtigt.

Für Stoffe, deren „Normalwerte“ regelmäßigen jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen, müssen Vergleichswerte für die entsprechenden Jahreszeiträume ermittelt werden. So liegen z.B. die landesweiten Einträge und Anreicherungen von Dioxinen und Furanen (PCDD/F) in den Sommermonaten nur wenig über den analytisch möglichen Nachweisgrenzen, steigen aber mit zunehmend kälterer Witterung und ansteigender Heizaktivität im Herbst und Winter deutlich an. So kann ein lokaler Schadstoffemittent im Winterhalbjahr seine Umgebung durchaus im Rahmen der üblichen Normalbelastung beaufschlagen, im Sommer bewirkt er jedoch bei gleich bleibendem Dioxinausstoß eine erhebliche Überschreitung der Normalbelastung dieser Jahreszeit.

Eine Möglichkeit der Bestimmung der Normalbelastung ist die Berechnung von **Jahres-Schwellenwerten** für die einzelnen Stoffe, wie sie im Kapitel Schwermetalle, Tabelle 6 beschrieben ist. Dieser Schwellenwert wird für jede Messmethode (Niederschlagsdaten der Bergerhoff-Methode oder Anreicherungen in der standardisierten Graskultur) und jeden gemessenen Stoff (Blei, Cadmium, Antimon etc.) aus allen Einzelmessungen eines Kalenderjahres an derzeit sechs Dauerbeobachtungsstationen

ohne unmittelbaren Emittenteneinfluss berechnet und gilt nur für den Vergleich mit dem Mittelwert des selben Jahres, der z. B. an einem emissionsbeeinflussten Standort erhoben wurde.

Finden Immissionsuntersuchungen in der Umgebung möglicher Schadstoffemittenten statt, wie z. B. Straßenabschnitte mit besonders hohem Verkehrsaufkommen, Industrieanlagen oder Abfallverwertungsanlagen, ist es in der Regel nicht möglich, bis zur Bewertung von Messergebnissen die Analyseergebnisse eines vollständigen Kalenderjahres an den Dauerbeobachtungsstationen und damit den Schwellenwert abzuwarten. Die Interessen des Immissionsschutzes und der Öffentlichkeit verlangen erste Aussagen nach Vorliegen der ersten Analyseergebnisse. Zudem werden in vielen Fällen nur zu bestimmten Zeitabschnitten Untersuchungen durchgeführt und bestimmte Stoffe, wie z. B. Dioxine (s. o), weisen charakteristische Jahrestrends auf. In diesen Fällen ist keine Ermittlung von Jahresmittelwerten möglich bzw. sinnvoll. Deshalb stellt das LfU neben den Schwellenwerten für Jahresmittel seit 2008 **Orientierungswerte für die maximale Hintergrundbelastung (OmH)**, berechnet aus den Ergebnissen mehrerer Jahre, zur Verfügung, mit denen Einzelmesswerte z. B. einer einzelnen vierwöchigen Exposition der standardisierten Graskultur oder des Bergerhoff-Bechers verglichen werden können.

8.2 Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH)

8.2.1 Definition und Berechnung

Grundlage für die Berechnung der OmH sind, wie für die Schwellenwerte der Jahresmittel, die Messwerte der 6 ländlichen Dauerbeobachtungsstationen des LfU (vgl. Kap. Schwermetalle, Abb. 13). Der OmH wird aus den Ergebnissen des letzten 3-jährigen (für Metalle) bzw. 4-jährigen (für organische Schadstoffe) Untersuchungszeitraumes statistisch abgeleitet. Einzelwerte unterhalb des OmH werden als normal hinsichtlich der ländlichen bayerischen Hintergrundbelastung betrachtet. Einzelwerte oberhalb des Orientierungswertes weisen auf eine Belastungssituation hin, deren Ursache und Wirkungsrelevanz abzuklären ist.

Abbildung 39 zeigt die OmH-Berechnung am Beispiel Antimon für den Zeitraum 2005 – 2007. Für die Metellanreicherung liegen von den ländlichen DBS im Idealfall für drei Jahre 90 Einzelwerte vor. Zur Berechnung des OmH werden die Untersuchungsergebnisse nach der Höhe sortiert und in einem Boxplot dargestellt (Abb. 39). Die Box kennzeichnet den „mittleren Bereich“ der Ergebnisse zwischen dem 25. Perzentil und dem 75. Perzentil. Das bedeutet, dass 25 % der gemessenen Werte kleiner und 25 % größer sind als die Unter- bzw. Obergrenze der Box angibt. Der OmH wird festgelegt, indem die 1,5-fache Länge der Box zur oberen Grenze der Box (75. Perzentil) addiert wird. Selbst an den ländlichen DBS können einzelne Werte oberhalb dieser Grenze liegen (Abb. 39, mit einem Kreis bzw. einem Stern gekennzeichnet). Dies kann analytische Ursachen haben oder durch Emissionsereignisse in unmittelbarer Umgebung einer DBS bedingt sein. Die Ursachen dafür werden im Einzelfall hinterfragt.

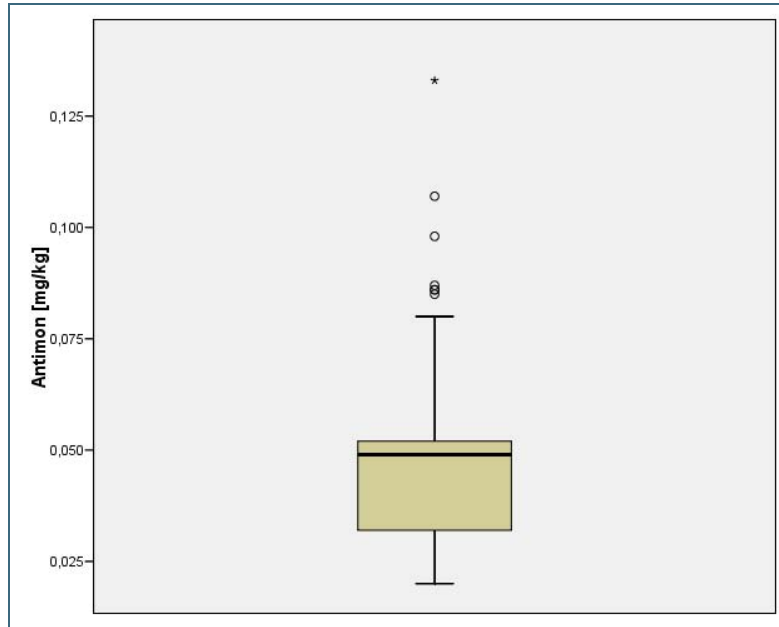


Abb. 39: Boxplot der Antimon-
gehalte in standardisierten
Graskulturen an den ländlichen
Dauerbeobachtungsstationen
der Jahre 2005-2007.

Für Stoffe, deren Freisetzung sich im Verlaufe eines Jahres systematisch verändern und deren Immission deshalb einem Jahrestrend unterliegt, müssen entsprechend mehrere OmH für die sich signifikant unterscheidenden Zeitabschnitte berechnet werden. So werden für die Anreicherung von Dioxinen und Furanen, von polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und von PCB die OmH für die 4 Zeiträume Mitte Mai bis Mitte August (3 aufeinander folgende Graskulturexpositionen), Mitte August bis Mitte September (1 Graskulturexposition), Mitte September bis Mitte Oktober (1 Graskulturexposition) und Mitte Oktober bis Anfang Dezember (1 Grünkohlexposition) berechnet. Während die Anreicherung von PCDD/F und PAK wegen zunehmender Heizaktivität im Jahresverlauf zunimmt, verhält sich die PCB-Anreicherung entgegengesetzt, da PCB mit abnehmenden Temperaturen weniger aus den Quellmaterialien verdampft. Die Grünkohl-OmH müssen separat betrachtet werden, da Grünkohl andere Anreicherungsseigenschaften besitzt als die Graskultur.

In den Tabellen 7 und 8 im Anhang sind die aktuellen Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH) zu Schwermetallen (Tab. 7) und zu organischen Schadstoffen (Tab. 8) zusammengefasst.

8.2.2 Warum ein so kompliziertes Verfahren?

Die Untersuchungsergebnisse schwanken durch die natürliche Variabilität (Windverhältnisse, Niederschläge, Trockenheit, Wüchsigkeit der Bioindikatorpflanzen etc.), aber auch durch Unsicherheiten bei Probenahme und Analytik. Die Höhe dieser Einflüsse im Zeitraum der zu bewertenden Untersuchung ist im Vorhinein nicht bekannt. Um die Schwankungen bei der Festlegung der „Normalbelastung“ möglichst abzufedern, werden die Hintergrundwerte für Metalle aus drei, für organische Schadstoffe aus vier aufeinander folgenden Jahren in die OmH-Berechnung einbezogen. Häufig wird für die Beurteilung von Variabilitäten die 2- oder 3-fache Standardabweichung zum Mittelwert des Datenkollektivs hinzuaddiert. Dies ist jedoch nur bei normalverteilten Daten zulässig. Wenn dagegen einzelne hohe und ansonsten sehr viele niedrige Werte auftreten, was gerade für die unbelastete Umgebung typisch ist, muss die verteilungsfreie Boxplot-Methode verwendet werden, da der Mittelwert mit Standardabweichung durch die einzelnen hohen Werte überproportional beeinflusst würde.

8.2.3 Was lässt sich damit nachweisen?

An zwei Beispielen für Schadstoffemittenten, Kraftfahrzeugverkehr und Reststoffverwertung, soll emittentenbezogenes Biomonitoring und die Anwendung der OmH erläutert werden.

Kraftfahrzeugverkehr

Im Jahr 2007 wurden zusammen mit dem Land Salzburg, Österreich, die Auswirkungen des durch die Einführung der Maut für Lastkraftwagen in Deutschland ausgelösten Ausweichverhaltens des Schwere-Last-Transitverkehrs untersucht. Das Projekt wurde durch die Europäische Union mit Mitteln des Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (INTERREG IIIA) gefördert. Gemessen wurden unter anderem die Schwermetall- und PAK-Anreicherungen in der standardisierten Graskultur neben Autobahnabschnitten München - Salzburg (A8), München - Innsbruck (A93) und neben Bundesstraßenabschnitten Bad-Reichhall (D, B21) – Wörgl (A, B312).

Die Abbildung 40 zeigt die Anreicherung von Arsen (As) und Antimon (Sb) an vier Straßenabschnitten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Straßenrand in 1 m, 10 m und 30 m Entfernung. Das Untersuchungsprogramm sah nur eine viermalige Exposition der Graskultur vor. Die Berechnung eines Jahresmittelwertes, für die alle fünf Expositionsserien nach VDI-Richtlinie notwendig wären, ist nicht möglich. Damit können nur die Ergebnisse der einzelnen Messserien mit dem 3jährigen OmH (2005-2007, in Abb. „OmH 07“) verglichen werden. Arsen ist als nicht Kfz-spezifisches Element nur unmittelbar am Straßenrand durch Staubaufwirbelung von Staub auf der Fahrbahn, der von umliegenden Böden dorthin gelangt, geringfügig erhöht. Alle Messwerte liegen deutlich unter dem OmH, der die Obergrenze für die Hintergrundbelastung beschreibt, die von den natürlichen Arsengehalten der Böden herrührt. Ein ganz anderes Bild zeigen die Ergebnisse der Antimonanreicherung. Antimon gelangt als Abrieb von Bremsbelägen und Reifen der Kfz in die Umwelt und so liegen die Gehalte in der Graskultur 1 m neben den Fahrbahnen erheblich über dem OmH und nehmen nur langsam mit zunehmender Entfernung ab. Auch in 30 m Entfernung sind noch Überschreitungen des OmH erkennbar, vor allem an den Abschnitten der Autobahnen. Die Messstellen waren an Zu- und Abfahrten eingerichtet, an denen die Kfz-Bremsen besonders oft und intensiv zum Einsatz kommen und der Reifenabrieb hoch ist.

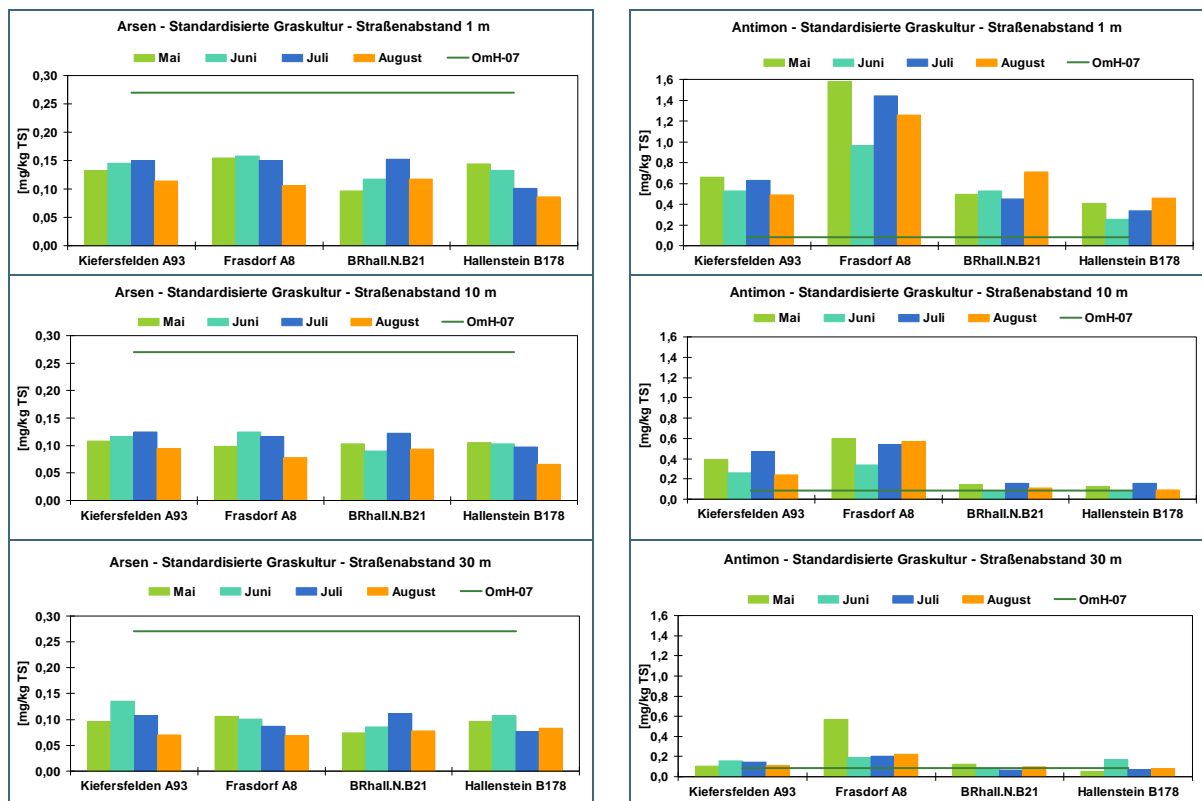


Abb. 40: Arsen- und Antimonanreicherungen in der standardisierten Graskultur neben Autobahnen und Bundesstraßen 2007 im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2005-2007.

Reststoffverwertung

Ein wichtiger Zweig der Reststoffverwertung ist die Zerkleinerung und Trennung von Metallen aus Gebrauchsgegenständen. Hier leisten Schredderanlagen einen wesentlichen Beitrag. Vom Kühlschrank bis zum Auto werden die überwiegend aus Metall bestehenden Gegenstände zerlegt und zerkleinert, damit die wertvollen Rohstoffe wieder in den Produktionskreislauf eingebracht werden können. Dass dabei große Mengen an metallhaltigem Staub freigesetzt werden, liegt auf der Hand. Weniger im Blickpunkt lag bisher die Freisetzung von organisch-chemischen Verbindungen. In einer Untersuchung des LfU [49] auf und im Umfeld von Schredderanlagen in Bayern wurden deshalb neben der Metall- auch die PCDD/F- und PCB- Anreicherungen in der standardisierten Graskultur bestimmt.

Aus dieser Untersuchung werden exemplarisch zwei Anlagen herausgegriffen, die sich sowohl in ihrem emissionsmindernden Vorgehen als auch in ihrem Umfeld unterscheiden. Anlage B ist eine größtenteils eingehauste Anlage mit nassem Austrag der Schredderleichtfraktion, deren Umgebung von Grünland und Wohngebieten geprägt ist. Anlage C hat einen trockenen Austrag der Schredderleichtfraktion, ist ohne Einhausungen und liegt in einem Industriegebiet mit vielfältiger Nutzung, d. h. vielen möglichen Schadstoffquellen in direkter Umgebung. Die vorgestellten Ergebnisse an Anlage C wurden vor einer geplanten Sanierung des Schredders erhoben. Derzeit werden umfangreiche Maßnahmen zur Emissionsminderung am Standort der Anlage C durchgeführt.

Die PCDD/F-Anreicherungen der Graskultur bei Anlage B (Abb. 41) sind allein von den Aktivitäten des Schredders und anderer anlagentypischer Arbeiten geprägt. Der Standort B5 liegt zwar am nächsten zum Schredder, aber entgegen der Hauptwindrichtung, andere Arbeiten finden dort nicht statt. Der höchstbelastete Standort B2 ist zwar weiter vom Schredder entfernt, aber in Hauptwindrichtung zum Schredder und nahe an Anlagenflächen auf denen andere Arbeiten stattfinden. Mit zunehmender Entfernung und Verlagerung aus der Hauptwindrichtung nehmen an B3 und B4 die Belastungen deutlich

ab. An B4 liegen die PCDD/F-Anreicherungen im oder unter den Bereichen der OmH. Dabei sind der Mittelwert aus den Expositionsserien 1–3 mit dem OmH 1–3 zu vergleichen, der aus Mischproben dieser Expositionsintervalle gewonnen wird, zur Bewertung der Ergebnisse der Expositionsserien 4 und 5 wird jeweils der für diesen Zeitraum gültige OmH 4 bzw. OmH 5 herangezogen.

Sehr viel komplexer ist die Immissionsituation an der Schredderanlage C (Abb. 42). Die PCDD/F-Anreicherung in der Graskultur ist an diesem Anlagentyp um ein vielfaches höher als an Anlage B. Sie nimmt, auch mit zunehmender Entfernung zum Industriegebiet insgesamt, von C1 nach C5, C6 und C7 deutlich ab.

Die Standorte C3, C4 und C2a fallen jedoch aus diesem Muster heraus, da sie im Industriegebiet und damit nahe an nicht definierten Quellen liegen.

Die Anreicherungen von PCB verhalten sich ähnlich (Abb. 43 und 44). Deutlich wird jedoch, dass selbst von Anlage B so hohe PCB-Emissionen ausgehen, dass die Werte an Standort B4 in 120m Entfernung außerhalb des Betriebsgeländes immer noch die OmH deutlich übersteigen und in der gleichen Größenordnung liegen, wie die Werte des an Anlage C mit 150m etwa gleich weit vom Schredder entfernten Punktes C5 außerhalb des Betriebsgeländes. Der Messpunkt C1 im äußeren Randbereich des Betriebsgeländes C (C1 – 30m, unmittelbar an der Außenbegrenzung noch innerhalb des Betriebsgeländes) ist mit bis zu 4,3 mg PCB-Summe pro kg Gras-Trockensubstanz am höchsten belastet. Offensichtlich enthalten viele alte, in heutiger Zeit zu Abfall gewordene Produkte erhebliche Mengen an PCB, die beim Aufarbeitungsprozess freigesetzt werden.

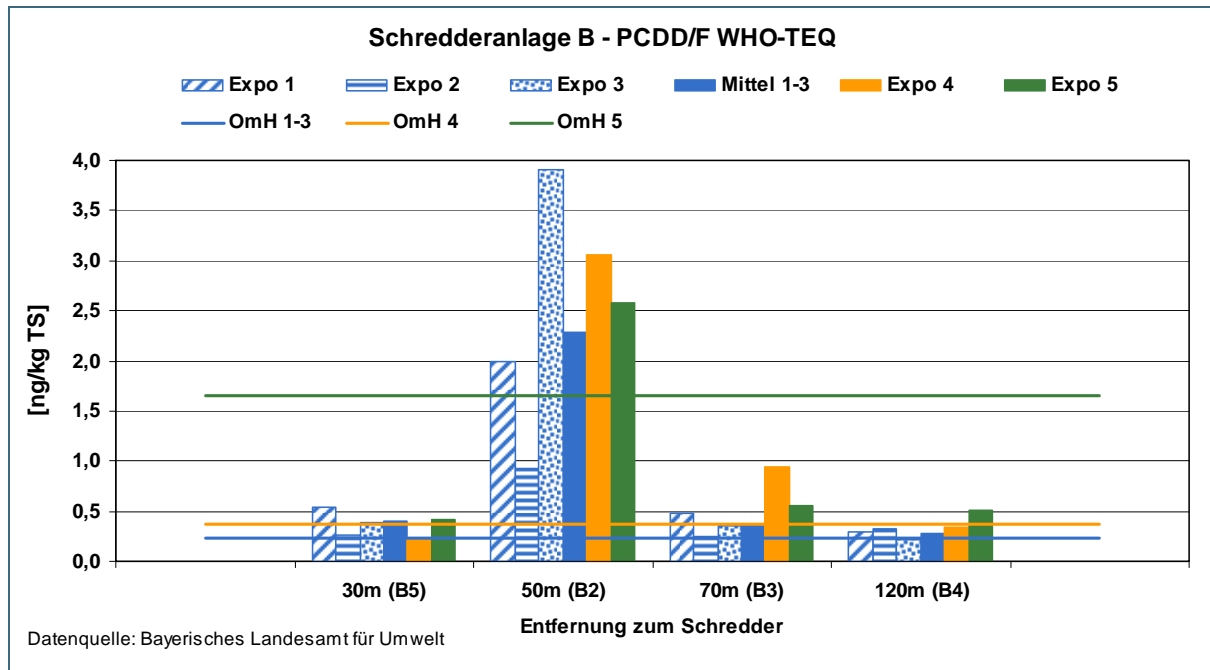


Abb. 41: Dioxin- und Furan-Gehalte (PCDD/F) der standardisierten Graskultur als WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO-TEQ) an Schredderanlage B im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2002-2005. B2 und B5 befinden sich innerhalb des Betriebsgeländes.

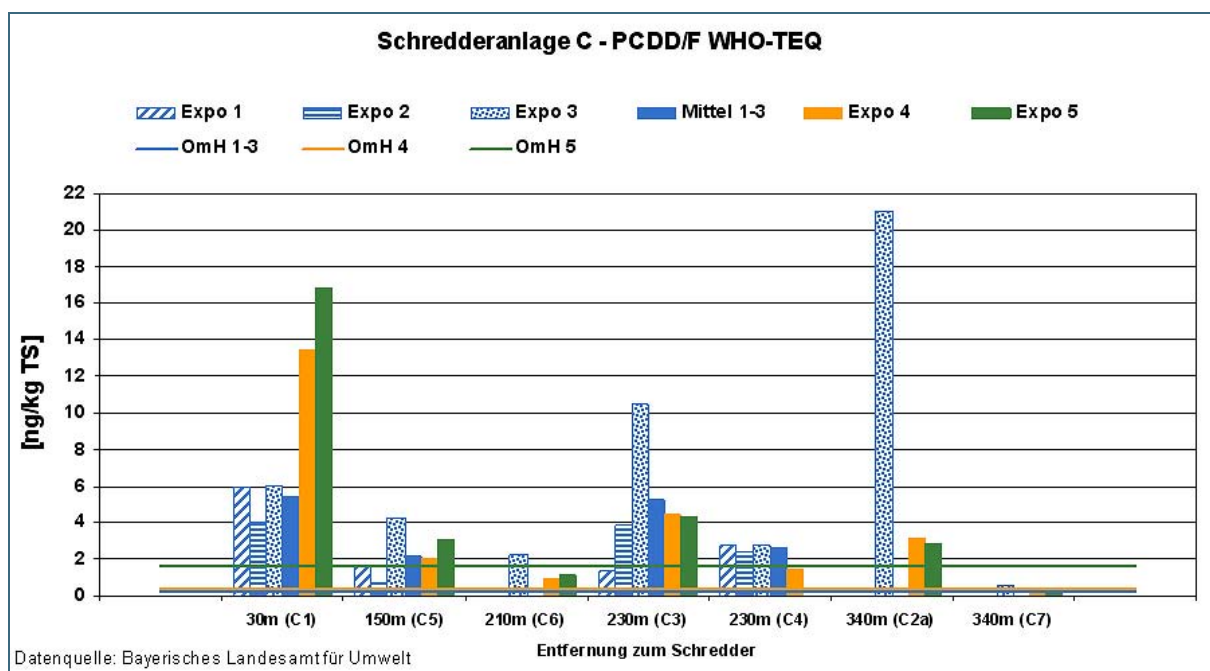


Abb. 42: Dioxin- und Furan-Gehalte (PCDD/F) der standardisierten Graskultur als WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO-TEQ) an Schredderanlage C im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2002-2005. C1 und C3 befinden sich innerhalb des Betriebsgeländes.

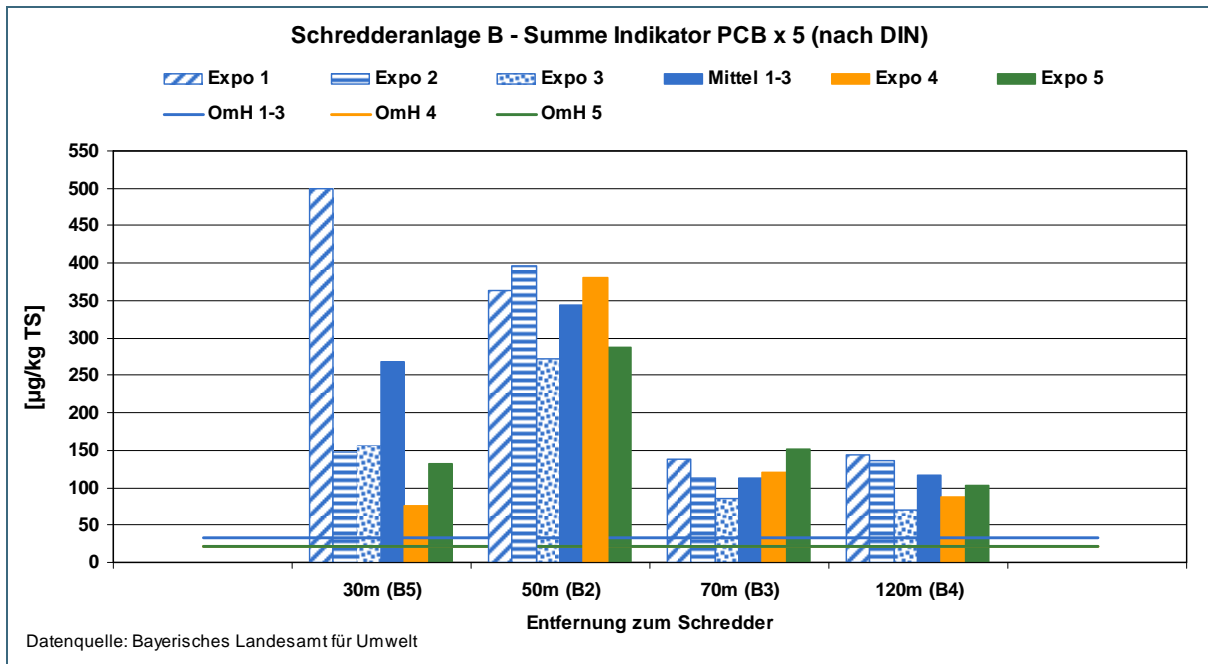


Abb.43: Polychlorierte Biphenyle in der standardisierten Graskultur als Summe der PCB nach DIN an Schredderanlage B im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2002-2005. OmH 4 und OmH 5 fallen grafisch in einer Linie zusammen. B2 und B5 befinden sich innerhalb des Betriebsgeländes.

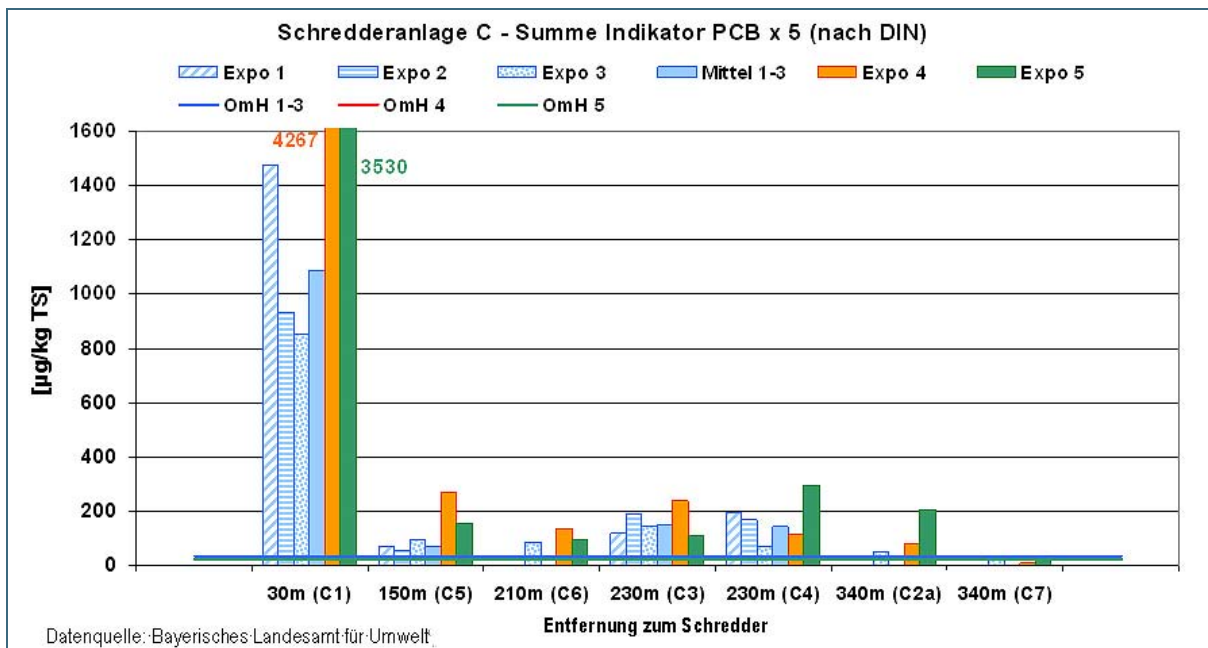


Abb. 44: Polychlorierte Biphenyle in der standardisierten Graskultur als Summe der PCB nach DIN an Schredderanlage C im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2002-2005. OmH 4 und OmH 5 fallen grafisch in einer Linie zusammen. C1 und C3 befinden sich innerhalb des Betriebsgeländes.

9 Fazit

Die Immissionsökologie am LfU wurde in ihrem 30jährigen Bestehen mit den veränderten Umweltbelastungen stets weiterentwickelt. Angesichts der vielfältigen Stoffeinträge aus der Atmosphäre kamen neue Untersuchungsfelder hinzu. Zur Beurteilung festgestellter Immissionen und Wirkungen wurde die Anwendung statistischer Methoden erweitert.

Wo wir uns den Grenzen der Aussagekraft bestehender Monitoringprogramme aufgrund erheblich reduzierter Schadstoffeinträge immer mehr genähert haben – z.B. beim Schwefel-Monitoring mit Fichten – haben wir zunächst die Messnetzdicke verringert und Beobachtungsintervalle ausgedehnt. Letztlich muss auch die Einstellung solcher Programme die logische Konsequenz sein. Die Erfahrungen mit den Untersuchungsmethoden gehen nahtlos in das Monitoring „neuer“ Schadstoffe über, wie z. B. organisch-chemischer Schadstoffe als Folge verstärkter Emissionen im Winterhalbjahr.

Die nur teilweise positive Entwicklung der Säure- und Stickstoffeinträge aus dem Niederschlag konnten wir über die Jahre gut verfolgen. Aufgrund der immer noch hohen Bedeutsamkeit (Thema Critical Loads) müssen diese Stoffeinträge großräumig weiter beobachtet werden. Mit neuen Methoden, wie der NH_3 -Konzentrationsmessung markieren wir die Gefährdung besonders empfindlicher Biotope.

Die rasante technische Entwicklung in den Bereichen der Kraftfahrzeugtechnik, Mikroelektronik und Energieversorgung und die unumgängliche Verwertung unserer sich stofflich verändernden Abfälle macht es notwendig, auf „neue“ Schwermetalle und organische Schadstoffe zu achten. Sie verteilen sich von den Emissionsquellen bis in den ländlichen Hintergrund. Die Aufgabe, dieses Feld sowohl quellspezifisch als auch räumlich zu überwachen, können wir nur durch ständige Weiter- und Neuentwicklung unserer Methoden gewährleisten. Gleichzeitig müssen wir aus unseren Hintergrunddaten die am besten geeigneten Referenzwerte zur Verfügung stellen, um einen angemessenen Vergleich mit belasteten Standorten ziehen zu können. Dazu haben wir unsere Anstrengungen verstärkt auf die Entwicklung und Bereitstellung von Bewertungsgrößen fokussiert.

Unsere Untersuchungen zur Wirkung von Ozon werden durch Vergleichsuntersuchungen an einheimischen Pflanzenarten, wie derzeit Pappelstecklingen, ausgedehnt, um die gewonnenen grundlegenden Kenntnisse in eine breitere Anwendung zu übertragen.

Die veränderten Umweltbedingungen, unter anderem die Klimaveränderungen, haben Einfluss auf die Diversität von Tier- und Pflanzenarten. Dies wird auch für den Bioindikator Flechten derzeit diskutiert. Hier sollten wir unsere Untersuchungsmethoden anpassen, damit wir auch auf diese aktuelle Fragestellung eingehen können.

Unsere Aufgabe ist es, die Umwelt zu beobachten, um einerseits frühzeitig auf veränderte Schadstoffeinträge und deren Wirkungen aufmerksam zu machen und andererseits die Wirksamkeit umweltpolitischer Maßnahmen einzuschätzen. Dabei stehen nicht nur mittel- und langfristige Veränderungen im Vordergrund, sondern auch die Bewertung akuter Einflüsse von Emissionsquellen auf die natürlichen und vom Menschen genutzten Lebensräume. Wir können mit dem als „lebensebene“ Messmethode empfundenen Biomonitoring zur Aufklärung der Bevölkerung beitragen und unbegründete Ängste nehmen. Wo wir jedoch Problembereiche sehen, halten wir daran fest, unsere Monitoringmethoden zur Anwendung zu bringen und auf Basis unserer Ergebnisse und Bewertungen, wenn nötig weitergehende Untersuchungen anzulegen.

10 Literatur

- [1] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (1979): Immissionswirkungen an Pflanzen. Zur Erfassung und Beurteilung von Schadstoffen in Belastungsgebieten. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege, **9**, München.
- [2] PFEIFFER, K., E. RUDOLPH UND H.V. SCHMID (1991): Immissionsökologische Untersuchungen in Bayern von 1977 bis 1988. – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] Schriftenreihe, **115**, München.
- [3] <http://www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBgesundheitsarbeitsplatz/Bleivergiftung.php>, Stand 26.11.08.
- [4] VDI 3975 Blatt 2 (2003): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation); Verfahren der standardisierten Graskultur, Berlin.
- [5] VDI 2119 Blatt 2 (1996): Messung partikelförmiger Niederschläge; Bestimmung des Staubbiederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff, Berlin.
- [6] PEICHL, L., M. WÄBER UND W. REIFENHÄUSER (1994): Schwermetallmonitoring mit der Standardisierten Graskultur im Untersuchungsgebiet München – Kfz-Verkehr als Antimonquelle? UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox., **6**(2): 63-69.
- [7] VDI 3957 Blatt 3 (2000): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation); Verfahren der standardisierten Exposition von Grünkohl, Berlin.
- [8] UMWELTBUNDESAMT – Umweltdaten online: www.env-it.de/umweltdaten, Stand 26.11.08.
- [9] GÖTEBORG-PROTOKOLL (1999): Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm, Stand 26.11.08. Umgesetzt durch Gesetz vom 3.7.2004, BGBl. II S. 884
- [10] RICHTLINIE 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2004, über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe, Abl. EG Nr. L 309 S. 22, geändert durch Richtlinie 2008 /50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.5.2008, ABI. EG Nr. L 152 S. 1; Richtlinie 2002/3/ EG des Europäischen Parlaments und der Rates vom 12.2.2002, ABI. EG Nr. L 67 S. 14.
- [11] ELLING, W. UND K. PFAFFELMOSER (1997): Auswertung der Schwefeldaten des flächendeckenden Bioindikatornetzes Fichte. Studie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, München.
- [12] FIRMA ÖKODATA (2001): Daten und Farbkarten zu Critical Loads von stickstoff- und säureempfindlichen Ökosystemtypen (Ökologische Rezeptoren) auf Freiflächen in Bayern, Strausberg.
- [13] UNECE-Workshop (2002): „Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems“, Internationale Liste stickstoffempfindlicher Ökosysteme, Bern. http://icpmapping.org/cms/zeigeBereich/11/manual_english.html, Stand 26.11.08.
- [14] www.unece.org/env/lrtap/, Stand 11.11.2008, ABI. EG Nr. L 171 v. 27.6.1981, BGBl. 1982 II S. 374.
- [15] KLOEPFER, M.: Umweltrecht, 3. Auflage, München 2004, S. 1216.

- [16] RICHTLINIE 2008 /50/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.5.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, ABl. EG Nr. L 152 S.1.
- [17] VERORDNUNG ZUR VERMINDERUNG VON SOMMERSMOG, VERSAUERUNG UND NÄHRSTOFFEINTRÄGEN – 33. BImSchV vom 13.7.2004, BGBl. I S. 1612.
- [18] VERORDNUNG ÜBER IMMISSIONSWERTE FÜR SCHADSTOFFE IN DER LUFT – 22. BImSchV, in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. Juni 2007, BGBl. I S. 1006.
- [19] ERSTE ALLGEMEINE VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUM BUNDES-IMMISSIONSCHUTZGESETZ (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002, GMBI. S. 511.
- [20] BAYERISCHES NATURSCHUTZGESETZ, in der Fassung der Bekanntmachung vom 23.12.2005, GVBl. 2006 S. 2.
- [21] BVERWG, Urteil v. 12.3. 2008, 9A 3/06, juris Rn. 107ff. = NuR 2008 S. 633ff.
- [22] RICHTLINIE 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Abl. EG Nr. L59 S. 63.
- [23] <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/agenda/indikatoren/index.htm>, Stand 26.11.08.
- [24] LAI-Schriftenreihe (1996): Bewertung von Ammoniak und Ammoniakimmissionen. Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz, ISBN: 978-3-503-03965-4
- [25] VDI 2310 Blatt 1 (1988): Zielsetzung und Bedeutung der Richtlinien Maximale Immissions-Werte, Berlin.
- [26] KNABE, W. (1982): Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: suitable bio-indicators for different immission types. In: Monitoring of air pollutants by plants, methods and problems. L. Steubing und H.J. Jäger, Dr. W. Junk Publishers [Hrsg.], The Hague.
- [27] RÜHLING, A. (1994): Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. – The Nordic Council [Hrsg.] ISBN 92 9120 427 7, Stockholm.
- [28] FAUS-KEßLER, T.(2005): Räumliche Verteilung und Zeittrends von Metallen in Moosen in Bayern. Statistische Analyse der Daten aus dem Moos-Messnetz des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. Abschlussbericht, Augsburg.
- [29] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (2001): Immissionsökologischer Jahresbericht 1998/ 99, Augsburg.
- [30] DIETL, C., T. FAUS-KEßLER, M. WEGENKE UND L. PEICHL (1998): Verkehrsbezogene Immissionen und Immissionswirkungen von Antimon und anderen Metallen. - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] Schriftenreihe, **153**, München.
- [31] WEGENKE, M., J. DIEMER, M. JUNGE UND J. NITTKA (2005): Antimony in the Environment of Bavaria (Germany) und Monitoring of Antimony in the Environment of Bavaria (Germany). 1st International Workshop on Antimony in the Environment, Heidelberg.
- [32] KÖRNER, W., M. KERST, U. WALLER, J. KÖHLER, S. VAN DE GRAAFF UND S. SCHÄDEL (2006): Untersuchung und Bewertung von Proben aus verschiedenen Umweltkompartimenten auf PCDD/PCDF sowie PCB unter Berücksichtigung der neuen WHO-Toxizitätsäquivalenzfaktoren - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] Abschlussbericht zum FuE-Projekt Nr. 7000, Augsburg.
- [33] RICHTLINIE 2006/13/EG der Kommission vom 3. Februar 2006 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über unerwünschte Stoffe in Futtermitteln in Bezug auf Dioxine und dioxinähnliche PCB, ABl. EG Nr. L 32 S. 44.

- [34] KÖRNER, W., S. SCHÄDEL, S. BAHNER, M. KERST, U. WALLER UND J. KÖHLER (2006): Ermittlung der Immissionsbelastung durch polychlorierte Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) sowie dioxinähnlichen PCB in Bayern - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.], Augsburg.
- [35] FAUS-KEßLER, T.(2005): Dioxinmessungen in Standortfichten. Statistische Analyse der Messdaten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. Abschlussbericht, Augsburg.
- [36] DIETRICH, H.-P.(2008): Bayerische Landesanstalt für Wald und Forsten, Freising. Persönliche Mitteilung.
- [37] RICHTLINIE 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft, ABl. EG Nr. L 67 S. 14.
- [38] VDI 2310 Blatt 6 (2002): Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation. Maximale Immissions-Konzentration für Ozon, Berlin.
- [39] ICP VEGETATION (= INTERNATIONAL COOPERATIVE PROGRAMME ON EFFECTS OF AIR POLLUTION ON NATURAL VEGETATION AND CROPS):
<http://www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/vegetation/index.htm>, Stand 26.11.08.
- [40] VDI 3957 Blatt 6 (2003-04): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation); Ermittlung und Beurteilung der phytotoxischen Wirkung von Ozon und anderen Photooxidantien; Verfahren der standardisierten Tabak-Exposition, Berlin.
- [41] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (2001): Biomonitoring von Ozonwirkungen in Bayern mit Tabak BEL W3. Tätigkeitsbericht 2000, Augsburg.
- [42] <http://www.lfu.bayern.de/themenuuebergreifend/daten/index.htm>, Stand 26.11.08.
- [43] <http://www.lfu.bayern.de/luft/daten/doc/ozoninfo.pdf>, Stand 26.11.08.
- [44] UMWELTBUNDESAMT (2005), Hintergrundinformationen: Sommersmog:
http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/sommersmog_2005.pdf, Stand 26.11.08.
- [45] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (1996): Flechten als Bioindikatoren der Luftgüte in Bayern, München.
- [46] VDI 3799 Blatt 1 (1995): Messen von Immissionswirkungen. Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten: Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütwertes (LGW), Berlin.
- [47] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (2001): Bioindikation mit Moosproben in Nordostbayern und Böhmen (im Rahmen der EU-Gemeinschaftsinitiative INTERREG II). Endbericht 1995-1999, Augsburg.
- [48] VDI 3957 Blatt 13 (2004): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Flechten (Bioindikation). Kartierung der Diversität epiphytischer Flechten als Indikator für die Luftgüte, Berlin.
- [49] SCHÄDEL S., J. DIEMER, J. KÖHLER, A. RUPPRICH, K.-J. DREXLER, R. KOSTKA-RICK, W. KÖRNER (2009): Schredderanlagen und Abfalldeponien – relevante Sekundärquellen für dioxin-ähnliche PCB und verwandte persistente Schadstoffe - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT [Hrsg.], Augsburg.

11 Abbildungen und Tabellen

- Abb. 1: Schwefelgehalte in Fichtennadeln von 1977 bis 2003; Dargestellt ist der Median, d.h. der Wert über und unter dem die Hälfte der Messwerte liegen sowie das 10. und das 90. Perzentil, unter bzw. über denen jeweils 10 Prozent der Werte liegen.
- Abb. 2a-d: Schwefelgehalte in Fichtennadeln in den Jahren 1977, 1985, 1995 und 2003.
- Abb. 3: Depositionsmessstellen in Bayern.
- Abb. 4: Bulk-Regensammler.
- Abb. 5: Elektrisch gekühlter „wet only“ – Regensammler.
- Abb. 6: Sulfatschwefel-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.
- Abb. 7: Nitratstickstoff-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.
- Abb. 8: Ammoniumstickstoff-Einträge im Bulk-Regensammler von 1985 bis 2006.
- Abb. 9a und b: Anteil der Säurekomponenten im Niederschlag 1985 und 2005.
- Abb. 10: Messung der Ammoniak-Konzentration mit dem Passivsammler an Standorten mit und ohne Tierhaltung und Gülleausbringung in der Nachbarschaft. Mittelwerte aus den Jahren 2006 und 2007.
- Abb. 11: Epiphytisches Baummoos (*Hypnum cupressiforme*).
- Abb. 12: Standardisierte Graskulturen (*Lolium multiflorum* Sorte Lema).
- Abb. 13: Lage der immissionsökologischen Dauerbeobachtungsstationen in Bayern.
- Abb. 14: Depositionssammler nach Bergerhoff.
- Abb. 15: Messpunktspezifische Trends der Metallanreicherung im Moos von 1986 bis 2003: Arsen.
- Abb. 16: Bayernweite mittlere Gehalte von Blei in *Hypnum cupressiforme* von 1981 bis 2005.
- Abb. 17: Räumliche Verteilung der relativen Antimon Belastung 1984 bis 2005.
- Abb. 18: Schwermetalleintrag als Index.
- Abb. 19: Jahresmittel der Antimondeposition nach Bergerhoff an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2007.
- Abb. 20: Jahresmittel der Antimongehalte der standardisierten Graskultur an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2007.
- Abb. 21: Jahresmittel der Antimondeposition nach Bergerhoff an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2004.
- Abb. 22: Jahresmittel der Antimongehalte der standardisierten Graskultur an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 – 2004.
- Abb. 23: Jahresmittel der Antimondeposition nach Bergerhoff an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2004 - 2007.
- Abb. 24: Jahresmittel der Antimongehalte der standardisierten Graskultur an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 1996 - 2004.

- Abb. 25: Jahresmittel der Molybdändeposition nach Bergerhoff an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2002 - 2007.
- Abb. 26: Jahresmittel der Molybdängehalte der standardisierten Graskultur an der DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2001 - 2007.
- Abb. 27: Differenzen Jahresmittel der Molybdängehalte der standardisierten Graskultur zwischen DBS München und den 6 ländlichen DBS (Mittelwert) 2001 - 2007.
- Abb. 28: Jahresmittel der Antimon-, Zinn- und Bismutdeposition nach Bergerhoff an der DBS München 2003 - 2007.
- Abb. 29: Jahresmittel der Antimon-, Zinn- und Bismutgehalte der standardisierten Graskultur an der DBS München 2003 - 2007.
- Abb. 30: Aktives Biomonitoring mit standardisierten Grünkohlkulturen.
- Abb. 31a: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Graskulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Median aller Proben eines Jahres.
- Abb. 31b: PCDD/F- und PCB-Gehalt in standardisierten Grünkohlkulturen der Dauerbeobachtungsstationen in Bayern. Median aller Proben eines Jahres.
- Abb. 32: Mittlerer PCDD/F-Gehalt in Fichtennadeln verschiedener Standorte des bayerischen Messnetzes in der Herbst- und darauf folgender Frühjahrsbeprobung.
- Abb. 33: PCDD/F-Gehalte in Fichtennadeln am Standort Würzburg. Die Probenahme erfolgte im Herbst und im darauffolgenden Frühjahr an einjährigen, zweijährigen und dreijährigen Trieben.
- Abb. 34: Durch Ozon geschädigtes Tabakblatt von *Nicotiana tabacum* Sorte Bel W3.
- Abb. 35a: Schädigung an Tabak Bel W3 im Jahresmittel in Nordbayern.
- Abb. 35b: Schädigung an Tabak Bel W3 im Jahresmittel im mittleren Bayern.
- Abb. 35c: Schädigung an Tabak Bel W3 im Jahresmittel in Südbayern.
- Abb. 36: Vergleich von Tabakschädigung und Ozonkonzentration an der Station Augsburg-LfU jeweils 14tägig von der 20. bis zur 40. Kalenderwoche (KW) 2007.
- Abb. 37: Tabakschädigungen in Abhängigkeit der AOT40-Überschreitungen an den Stationen Eining, Augsburg und München für die Jahre 2003 – 2007.
- Abb. 38: Luftgütekarte von Bayern, Stand 1995.
- Abb. 39: Boxplot der Antimongehalte in standardisierten Graskulturen an den ländlichen Dauerbeobachtungsstationen der Jahre 2005-2007.
- Abb. 40: Arsen- und Antimonanreicherungen in der standardisierten Graskultur neben Autobahnen und Bundesstraßen 2007 im Vergleich zum Orientierungswert maximaler Hintergrundbelastung 2005-2007.
- Abb. 41: Dioxin- und Furan-Gehalte (PCDD/F) der standardisierten Graskultur als WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO-TEQ) an Schredderanlage B.
- Abb. 42: Dioxin- und Furan-Gehalte (PCDD/F) der standardisierten Graskultur als WHO-Toxizitätsäquivalente (WHO-TEQ) an Schredderanlage C.

Abb. 43: Polychlorierte Biphenyl-Gehalte der standardisierten Graskultur als Summe der PCB nach DIN an Schredderanlage B.

Abb. 44: Polychlorierte Biphenyl-Gehalte der standardisierten Graskultur als Summe der PCB nach DIN an Schredderanlage C.

Tab. 1: Besonders säureempfindliche Biotope in Bayern.

Tab. 2: Eutrophierungsgefährdete Biotope in Bayern.

Tab. 3: Liste stickstoffempfindlicher Biotoptypen in Bayern. (Anhang)

Tab. 4: Untersuchte Spurenstoffe und Schwermetalle.

Tab. 5: Zuordnung der untersuchten Elemente zu relevanten Quellentypen der vergangenen 30 Jahre.

Tab. 6: Schwellenwerte für standardisierte Graskulturen (vierwöchig) 2002 bis 2007 in mg/kg Trockensubstanz.

Tab. 7: Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH) für Schwermetalle in standardisierter Graskultur und Bergerhoff. (Anhang)

Tab. 8: Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH) für organische Schadstoffe (PCDD/F, PAK, PCB) in standardisierter Graskultur und Grünkohl. (Anhang)

12 Anhang

Tab. 3: Stickstoffempfindliche Ökosysteme in Bayern (angelehnt an die Internationale Liste der empirischen Critical Loads der Stickstoffdeposition für natürliche und halb-natürliche Ökosystemgruppen [http://www.oekodata.com/pub/mapping/manual/Stickstoff_background.pdf]).

Critical Load [kg N / ha · a]	Ökosystem	Deutsche Bezeichnung	Biotope in Bayern (nach Bay. Biotopkartierung) n.v. = nicht vorhanden
Heiden, Strauch- und Tundra-Habitats			
5-10	Tundra	Tundra	n.v.
5-15 ^a	Arctic, alpine and subalpine scrub habitats	Arktische, alpine und subalpine Zwergstrauchheiden	Alpine Zwergstrauchheide AZ
10-20 ^a	Northern wet heath - <i>Calluna</i> dominated wet heath	Nasse Heiden mit Besenheide-Dominanz	n.v.
10-25 ^{a,b}	Northern wet heath - <i>Erica tetralix</i> dominated wet heath	Nasse Heiden mit Glockenheide-Dominanz	n.v.
10-20 ^{a,b}	Dry heaths	Trockene Heiden des Tieflands	Zwergstrauch/Ginsterheide GC
Graslandhabitats			
15-25	Subatlantic semi-dry calcareous grassland	Halbtrockenrasen	Magerrasen, basenreich GT Wärmeliebender Saum GW
10-20	Non – mediterranean dry acid and neutral closed grassland	Geschlossene, bodensaure Rasen mit trockenen bis neutralen Feuchtegraden	Borstgrasrasen GO
10-20	Inland dune pioneer grassland	Pionierfluren auf Binnendünen	Sand- und Silikatmagerrasen GL
10-20	Inland dune silicious grassland	Bodensaure Binnendünen mit geschlossenen Rasen	Sand- und Silikatmagerrasen GL Zwergstrauch- und Ginsterheide GC
20-30	Low- and medium altitude hay meadows	Mähwiesen tiefer und mittlerer Lagen	Artenreiches Extensivgrünland GE magerer Altgrasbestand/Grünlandbrache GB
10-20	Mountain hay meadows	Bergmähwiesen	Artenreiches Extensivgrünland GE Alpengoldhaferwiese AI
15-25	Moist and wet oligotrophic grasslands - <i>Molinia caerulea</i> meadows	Pfeifengraswiesen	Pfeifengraswiese GP

Critical Load [kg N / ha · a]	Ökosystem	Deutsche Bezeichnung	Biotope in Bayern (nach Bay. Biotopkartierung) n.v. = nicht vorhanden
10-20	Moist and wet oligotrophic grasslands - Heath (<i>Juncus</i>) meadows and humid (<i>Nardus</i>) swards	Heidewiesen mit <i>Juncus</i> und feuchte Rasendecken mit Borstgras	Borstgrasrasen GO
10-15	Alpine and subalpine grasslands	Alpine und subalpine Rasen	Alpiner Rasen AR Alpenmagerweide AD
5-10	Moss and lichen dominated mountain summits	Moos- und flechtendominierte Berggipfel	Fels mit Bewuchs/ Felsvegetation FH Schneebodenvegetation AT Fels ohne Bewuchs FN Schuttflur, Blockhalde SG
Sumpfhabitat			
		Sumpf	Feucht-/Nassgrünland GN Landröhricht GR Großseggenried außerhalb Verlandung GG Feuchte, nasse Hochstaudenflur GH Initialvegetation kleinbinsenreich SI
5-10	Raised and blanked bogs	Hochmoor und Deckenmoor	Hoch- und Übergangsmoore MO
10-20 15-25 15-25	Poor fens Rich fens Mountain rich fens	Nährstoffärmere und – reichere Flachmoore, Nährstoffreichere Berg-Flachmoore	Flachmoore MF
Süßwasserhabitate			
5-10	Permanent oligotrophic waters - Softwater lakes	oligo- mesotrophe Stillgewässer dystrophe Stillgewässer	Vegetationsarme Stillgewässer SK
10-20	Permanent oligotrophic waters - Dune slack pools		
^a abhängig von P-Limitation ^b abhängig von Bewirtschaftung			

Tab. 7: Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH) für Schwermetalle in standardisierter Graskultur und Bergerhoff. Zur Berechnung diente der Zeitraum 2005 bis 2007.

Orientierungswerte für die maximale Hintergrundbelastung (OmH)				
Schwermetalle				
Datenbasis	Graskultur (mg/kg)		Bergerhoff ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)	
2005-2007	DBS Land <i>75. Perzentil + 1,5-faches Interquartil</i>	DBS München <i>75. Perzentil + 1,5-faches Interquartil</i>	DBS Land <i>75. Perzentil + 1,5-faches Interquartil</i>	DBS München <i>75. Perzentil + 1,5-faches Interquartil</i>
Al	54	71	317	513
As	0,27	0,23	0,35	0,45
Ba	11	18	-	-
Bi	0,010	0,025	0,086	0,36
Ce	0,089	0,074	-	-
Cd	0,080	0,14	0,11	0,14
Co	0,99	2,1	0,27	0,50
Cr	-	0,63	-	4,4
Cu	9,7	16	6,1	28
Fe	134	212	462	1381
Hg	0,012	0,016	-	-
La	0,056	0,050	-	-
Mn	82	128	26	41
Mo	1,6	2,2	0,36	2,1
Ni	10	15	1,6	2,4
Pb	-	-	4,1	7,7
Sb	0,083	0,24	0,45	3,5
Ti	3,5	2,4	8,6	15
Tl	0,012	0,013	0,020	0,018
V	-	0,13	1,3	1,9
Zn	54	63	61	75
Staub			78	175

Tab. 8: Orientierungswerte maximaler Hintergrundbelastung (OmH) für organische Schadstoffe (PCDD/F, PAK, PCB) in standardisierter Graskultur und Grünkohl. Zur Berechnung dienten die Dauerbeobachtungsstationen (DBS) im ländlichen Hintergrund des Zeitraums 2002 bis 2005.

Orientierungswerte für die maximale Hintergrundbelastung (OmH)				
Organische Schadstoffe				
Datenbasis: 2002-2005, DBS ländlicher Hintergrund				
<i>75. Perzentil + 1,5-facher Interquartilsabstand</i>	1.-3. Serie Gras	4. Serie Gras	5. Serie Gras	Grünkohl
PCDD/F WHO TEQ [ng/kg TS]	0,23	0,37	1,2	0,93
EPA-PAK [$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS]	58	65	267	257
DIN PCB · 5 [$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS]	32	21	21	27

