



35 Jahre Moosmonitoring von Metallen in Bayern

Zeitliche und räumliche Analysen



luft



35 Jahre Moosmonitoring von Metallen in Bayern

Zeitliche und räumliche Analysen

Impressum

35 Jahre Moosmonitoring von Metallen in Bayern – Zeitliche und räumliche Analysen

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung/Text/Konzept:

LfU, Referat 16, Margit Krapp, Ludwig Peichl

Redaktion:

LfU, Referat 16

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Druck:

Kessler Druck + Medien GmbH & Co. KG
Michael-Schäffer-Straße 1
86399 Bobingen

Gedruckt auf Papier aus 100% Altpapier

April 2017, 1. Auflage: 100 Exemplare

Stand:

August 2016

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars gebeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	10
Abbildungsverzeichnis	12
Tabellenverzeichnis	20
1 Abstract	21
2 Einleitung	21
3 Material und Methoden	23
3.1 Moosart	23
3.2 Probenahme und Präparation	23
3.3 Analytik	24
3.3.1 1981 – 1999 durch externes Labor	24
3.3.2 2001 – 2013 durch BayLfU	25
3.3.3 Analyse von Rückstellproben und unabhängigen Parallelproben	25
3.4 Messnetz	26
3.4.1 Probenahmeraster	26
3.4.2 Durch Hochwässer beeinflusste Standorte	28
3.5 Auswertung und Darstellung	29
3.5.1 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert bis 2010	29
3.5.2 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	29
3.5.3 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	31
3.5.4 Zeitreihen im reduzierten Messnetz 2001 bis 2013	32
4 Ergebnisse und Diskussion für die Elemente	33
4.1 Aluminium	33
4.1.1 Verwendung und Emissionsquellen	33
4.1.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	33
4.1.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	34
4.1.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	35
4.1.5 Fazit	36
4.2 Antimon	36
4.2.1 Verwendung und Emissionsquellen	36
4.2.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	36

4.2.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	37
4.2.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	38
4.2.5	Fazit	39
4.3	Arsen	39
4.3.1	Verwendung und Emissionsquellen	39
4.3.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	40
4.3.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	41
4.3.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	42
4.3.5	Fazit	42
4.4	Barium	43
4.4.1	Verwendung und Emissionsquellen	43
4.4.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	43
4.4.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	43
4.4.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	44
4.4.5	Fazit	45
4.5	Bismut	45
4.5.1	Verwendung und Emissionsquellen	45
4.5.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	45
4.5.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	45
4.5.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	46
4.5.5	Fazit	47
4.6	Blei	47
4.6.1	Verwendung und Emissionsquellen	47
4.6.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	47
4.6.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	48
4.6.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	49
4.6.5	Fazit	50
4.7	Cadmium	50
4.7.1	Verwendung und Emissionsquellen	50
4.7.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	51
4.7.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	51

4.7.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	53
4.7.5	Fazit	53
4.8	Cäsium	54
4.8.1	Verwendung und Emissionsquellen	54
4.8.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	54
4.8.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	54
4.8.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	55
4.8.5	Fazit	56
4.9	Cer	56
4.9.1	Verwendung und Emissionsquellen	56
4.9.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	56
4.9.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	57
4.9.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	57
4.9.5	Fazit	58
4.10	Chrom	58
4.10.1	Verwendung und Emissionsquellen	58
4.10.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	58
4.10.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	59
4.10.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	60
4.10.5	Fazit	61
4.11	Eisen	61
4.11.1	Verwendung und Emissionsquellen	61
4.11.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	61
4.11.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	62
4.11.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	63
4.11.5	Fazit	64
4.12	Kobalt	64
4.12.1	Verwendung und Emissionsquellen	64
4.12.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	64
4.12.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	65
4.12.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	65

4.12.5	Fazit	66
4.13	Kupfer	66
4.13.1	Emissionsquellen	66
4.13.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	66
4.13.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	67
4.13.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	68
4.13.5	Fazit	69
4.14	Lanthan	69
4.14.1	Verwendung und Emissionsquellen	69
4.14.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	69
4.14.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	70
4.14.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	71
4.14.5	Fazit	72
4.15	Mangan	72
4.15.1	Emissionsquellen	72
4.15.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	72
4.15.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	73
4.15.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	73
4.15.5	Fazit	74
4.16	Molybdän	74
4.16.1	Verwendung und Emissionsquellen	74
4.16.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	74
4.16.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	75
4.16.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	76
4.16.5	Fazit	76
4.17	Nickel	77
4.17.1	Emissionsquellen	77
4.17.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	77
4.17.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	78
4.17.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	79
4.17.5	Fazit	80

4.18	Quecksilber	80
4.18.1	Verwendung und Emissionsquellen	80
4.18.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	81
4.18.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	81
4.18.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	83
4.18.5	Fazit	83
4.19	Rubidium	83
4.19.1	Verwendung und Emissionsquellen	83
4.19.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	83
4.19.3	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	84
4.19.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	85
4.19.5	Fazit	85
4.20	Strontium	85
4.20.1	Verwendung und Emissionsquellen	85
4.20.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	85
4.20.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	86
4.20.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	87
4.20.5	Fazit	87
4.21	Thallium	87
4.21.1	Verwendung und Emissionsquellen	87
4.21.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	87
4.21.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	88
4.21.4	Fazit	89
4.22	Thorium	89
4.22.1	Verwendung und Emissionsquellen	89
4.22.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	89
4.22.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	90
4.22.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	90
4.22.5	Fazit	91
4.23	Titan	91
4.23.1	Verwendung und Emissionsquellen	91

4.23.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	91
4.23.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	92
4.23.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	93
4.23.5	Fazit	93
4.24	Vanadium	94
4.24.1	Emissionsquellen	94
4.24.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	94
4.24.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	94
4.24.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	96
4.24.5	Fazit	96
4.25	Zink	96
4.25.1	Emissionsquellen	96
4.25.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	97
4.25.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	97
4.25.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	99
4.25.5	Fazit	99
4.26	Zinn	99
4.26.1	Verwendung und Emissionsquellen	99
4.26.2	Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert	100
4.26.3	Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade	100
4.26.4	Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort	101
4.26.5	Fazit	102
4.27	Zusammenfassung statistischer Kennwerte der Trendberechnung	102
4.28	Gegenüberstellung vergleichbarer Moosmonitoring-Programme	103
5	Reduzierung des Messnetzes in 2013	103
5.1	Messnetz ab 2013	104
5.2	Trendanalyse 2001 – 2013	104
5.3	Fazit	106
6	Zusammenfassung und Ausblick	106
6.1	Zeitliche Trends	106
6.2	Ursachen großräumiger Verteilungsmuster und charakteristischer Standorte	107

6.3	Ausblick	108
7	Literatur	109
	Anhang	113
A.	Zeitreihen des reduzierten Messnetzes 2001 – 2013	113
B.	Tabellen statistischer Parameter	118
C.	Karten der Metallgehalte je Standort und Jahr	125

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
Al	Aluminium
As	Arsen
Ba	Barium
BayLfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt; bis 2005 Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
BayStMLU	Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Be	Beryllium
Bi	Bismut
Cd	Cadmium
Ce	Cer
Co	Kobalt
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
CRM	Certified Reference Material
CVAAS	Atomabsorptionsspektrometrie mit Kaltdampftechnik
DIN EN ISO	Vom Deutschen Institut für Normung übernommene Europäische Norm unter Federführung der Internationalen Organisation für Normung
EPA	United States Environmental Protection Agency
Fe	Eisen
Ga	Gallium
GFAAS	Atomabsorptionsspektrometrie mit elektrothermischer Aufheizung
GSF	GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, seit 2008 Helmholtz-Zentrum München
HAAS	Hydrid-Atomabsorptionsspektrometrie
Hg	Quecksilber
HGA	Heated graphite atomization -GraphitrohrtechnikHd
ICP Vegetation	International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
ICP / OES	Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
La	Lanthan
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
Nb	Niob
Ni	Nickel
Pb	Blei
PE	Polyethylen

Abkürzung	Bedeutung
Rb	Rubidium
Sb	Antimon
Se	Selen
Sn	Zinn
Sr	Strontium
Th	Thorium
Ti	Titan
Tl	Thallium
UN ECE	United Nations Economic Commission for Europe
U	Uran
V	Vanadium
Y	Yttrium
Zn	Zink

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Beprobung der Moospolster ab 2010	24
Abb. 2:	Beprobungsbereich am Baumstamm	24
Abb. 3:	Anzahl beprobter Standorte von 1978 – 2013	26
Abb. 4:	Standorte des bayerischen Moos-Messnetzes (grün: in der Auswertung berücksichtigt; blau: wegen Hochwassereinflusses nicht ausgewertet)	27
Abb. 5:	Beispiel für Schwankungen des Wasserstandes bei extremen Hochwässern am Pegel Arzberg/Röslau (www.hnd.bayern.de).	28
Abb. 6:	Darstellung der Mittelwerte je Standort für Arsen für die 1980er, 1990er und 2000er Jahre.	30
Abb. 7:	Beispiel eines Boxplots (hier für Arsen) zur Darstellung der Elementgehalte je Regierungsbezirk und Dekade	30
Abb. 8:	Beispiel für die Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort mittels Steigung der linearen Regressionsgeraden (hier: Arsen 1982 – 2010). Negative Steigungen beschreiben abnehmende Trends. Die Art der Umrandung gibt das Signifikanzniveau an. Signifikanzniveaus von größer als $\alpha = 0,05$ gelten als nicht signifikant; hier erfolgt keine farbliche Darstellung der Steigung.	31
Abb. 9:	Beispiel für die Zeitreihen der Mittelwerte im reduzierten Messnetz: Mittelwerte der Molybdängehalte sowie Standardabweichung an Hintergrund- und Verkehrsstandorten. Bei $\alpha \leq 0,05$ erfolgt die Darstellung der Trendlinien.	32
Abb. 10:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Aluminiumgehalte im Moos 1982 – 2010	33
Abb. 11:	Räumliche Verteilung von Aluminium – Mittelwerte 1982 – 1990	34
Abb. 12:	Räumliche Verteilung von Aluminium – Mittelwerte 1993 – 1999	34
Abb. 13:	Räumliche Verteilung von Aluminium - Mittelwerte 2001 – 2010	35
Abb. 14:	Boxplot zur Darstellung von Aluminium je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer Niederbayern 1980er: 15499 mg/kg, 1990er: 14972 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	35
Abb. 15:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Aluminiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	36
Abb. 16:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Antimongehalte im Moos 1982 – 1984, 1995 – 2010.	37
Abb. 17:	Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 1982 – 1984	38
Abb. 18:	Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 1995 – 1999	38
Abb. 19:	Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 2001 – 2010	38
Abb. 20:	Boxplot zur Darstellung von Antimon je Dekade und Regierungsbezirk	38
Abb. 21:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Antimongehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	39
Abb. 22:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Arsengehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 0,62 mg/kg, 1983: 0,57 mg/kg, 1984: 0,74 mg/kg), sowie nationale Arsen-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).	40
Abb. 23:	Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 1982 – 1990	41

Abb. 24:	Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 1991 – 1999	41
Abb. 25:	Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 2001 – 2010	41
Abb. 26:	Boxplot zur Darstellung von Arsen je Dekade und Regierungsbezirk	41
Abb. 27:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Arsengehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	42
Abb. 28:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Arsengehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	42
Abb. 29:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bariumgehalte im Moos 2003 – 2010	43
Abb. 30:	Räumliche Verteilung von Barium – Mittelwerte 2003 - 2010	44
Abb. 31:	Boxplot zur Darstellung von Barium je Regierungsbezirk	44
Abb. 32:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bariumgehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau	44
Abb. 33:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bismutgehalte im Moos 2003 – 2010	45
Abb. 34:	Räumliche Verteilung von Bismut – Mittelwerte 2003 – 2010	46
Abb. 35:	Boxplot zur Darstellung von Bismut je Regierungsbezirk	46
Abb. 36:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bismutgehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau	46
Abb. 37:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bleigehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 25 mg/kg, 1986: 30 mg/kg, 1987: 34 mg/kg), sowie Blei-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012)	48
Abb. 38:	Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwert 1982 – 1990	49
Abb. 39:	Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwert 1991 – 1999	49
Abb. 40:	Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwerte 2001 – 2010	49
Abb. 41:	Boxplot zur Darstellung von Blei je Dekade und Regierungsbezirk	49
Abb. 42:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bleigehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	50
Abb. 43:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bleigehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	50
Abb. 44:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cadmiumgehalte im Moos 1982 – 2010, sowie Cadmium-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012)	51
Abb. 45:	Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 1982 – 1990	52
Abb. 46:	Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 1991 – 1999	52
Abb. 47:	Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 2001 – 2010	52
Abb. 48:	Boxplot zur Darstellung von Cadmium je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer Mittelfranken 1980er: 3,4 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	52
Abb. 49:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cadmiumgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	53
Abb. 50:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cadmiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	53
Abb. 51:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cäsiumgehalte im Moos 2001 – 2010	54

Abb. 52:	Räumliche Verteilung von Cäsium – Mittelwerte 2001 – 2010	55
Abb. 53:	Boxplot zur Darstellung von Cäsium je Regierungsbezirk	55
Abb. 54:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cäsiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	55
Abb. 55:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cergehalte im Moos 2001 – 2010	56
Abb. 56:	Räumliche Verteilung von Cer - Mittelwerte 2001 – 2010	57
Abb. 57:	Boxplot zur Darstellung von Cer je Regierungsbezirk	57
Abb. 58:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	57
Abb. 59:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Chromgehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 3,5 mg/kg; 1983: 5,8 mg/kg, sowie Chrom-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).	59
Abb. 60:	Räumliche Verteilung von Chrom – Mittelwert 1982–1990	59
Abb. 61:	Räumliche Verteilung von Chrom – Mittelwert 1991–1999	59
Abb. 62:	Räumliche Verteilung von Chrom - Mittelwerte 2001 – 2010	60
Abb. 63:	Boxplot zur Darstellung von Chrom je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer Oberpfalz 1980er: 150 mg/kg, 69 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	60
Abb. 64:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Chromgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	61
Abb. 65:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Chromgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	61
Abb. 66:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Eisengehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabw. 1986: 1.327 mg/kg).	62
Abb. 67:	Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 1982 – 1990	62
Abb. 68:	Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 1991 – 1999	62
Abb. 69:	Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 2001 – 2010	63
Abb. 70:	Boxplot zur Darstellung von Eisen je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer 1980er Oberfranken: 15.223 mg/kg, Oberbayern 14.132 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	63
Abb. 71:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Eisengehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	63
Abb. 72:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Kobaltgehalte im Moos 2001 – 2010	64
Abb. 73:	Räumliche Verteilung von Kobalt – Mittelwerte 2001 – 2010	65
Abb. 74:	Boxplot zur Darstellung von Kobalt je Regierungsbezirk	65
Abb. 75:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kobaltgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	66
Abb. 76:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Kupfergehalte im Moos 1982 – 2010, sowie Kupfer-Emissionen (Umweltbundesamt 2012).	67
Abb. 77:	Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwert 1982–1990	68
Abb. 78:	Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwert 1991–1999	68

Abb. 79:	Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwerte 2001 – 2010	68
Abb. 80:	Boxplot zur Darstellung von Kupfer je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer 1990er Oberfranken: 193 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	68
Abb. 81:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kupfergehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	69
Abb. 82:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kupfergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	69
Abb. 83:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Lanthangehalte im Moos 2001 – 2010	70
Abb. 84:	Räumliche Verteilung von Lanthan – Mittelwerte 2001 – 2010	70
Abb. 85:	Boxplot zur Darstellung von Lanthan je Regierungsbezirk	70
Abb. 86:	Streudiagramm von Cer und Lanthan 2001 – 2010	71
Abb. 87:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Lanthangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	71
Abb. 88:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Mangangehalte im Moos 1982 – 2010	72
Abb. 89:	Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwert 1982–1990	73
Abb. 90:	Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwert 1991–1999	73
Abb. 91:	Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwerte 2001 – 2010	73
Abb. 92:	Boxplot zur Darstellung von Mangan je Dekade und Regierungsbezirk	73
Abb. 93:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Mangangehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	74
Abb. 94:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Mangangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	74
Abb. 95:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Molybdängehalte im Moos 2001 – 2010	75
Abb. 96:	Räumliche Verteilung von Molybdän – Mittelwerte 2001 – 2010	76
Abb. 97:	Boxplot zur Darstellung von Molybdän je Regierungsbezirk	76
Abb. 98:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Molybdängehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	76
Abb. 99:	Mediane und arithmetische Mittelwerte der Nickelgehalte im Moos 1982 – 2010 (ohne 1986, 1987, 1995, 1997; Standardabweichung 1991: 7,7 mg/kg), Nickel-Emissionen nach UMWELTBUNDESAMT (2012)	78
Abb. 100:	Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwert 1982–1990 (ohne 1986 & 1987)	79
Abb. 101:	Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwert 1991–1999 (ohne 1995 & 1997)	79
Abb. 102:	Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwerte 2001 – 2010	79
Abb. 103:	Boxplot zur Darstellung von Nickel je Dekade und Regierungsbezirk (ohne 1986, 1987, 1995, 1997; extremer Ausreißer 1990er Niederbayern: 56 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	79
Abb. 104:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Nickelgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau (ohne 1986 & 1987)	80
Abb. 105:	Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Nickelgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	80

Abb. 106: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Quecksilbergehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 0,11 mg/kg), sowie Kupfer-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).	81
Abb. 107: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwert 1982 – 1990	82
Abb. 108: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwert 1991 – 1999	82
Abb. 109: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwerte 2001 – 2010	82
Abb. 110: Boxplot zur Darstellung von Quecksilber je Dekade und Regierungsbezirk	82
Abb. 111: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Quecksilbergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	83
Abb. 112: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Rubidiumgehalte im Moos 2001 – 2010	84
Abb. 113: Räumliche Verteilung von Rubidium – Mittelwerte 2001 – 2010	84
Abb. 114: Boxplot zur Darstellung von Rubidium je Regierungsbezirk	84
Abb. 115: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Rubidiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	85
Abb. 116: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Strontiumgehalte im Moos 1982 sowie 2001 – 2010	86
Abb. 117: Räumliche Verteilung von Strontium – Mittelwerte 2001 – 2010	86
Abb. 118: Boxplot zur Darstellung von Strontium je Regierungsbezirk	86
Abb. 119: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Strontiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	87
Abb. 120: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Thalliumgehalte im Moos 2001 – 2007; 2010 können keine Mittelwerte angegeben werden, da über 90 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen von 0,02 mg/kg lagen.	88
Abb. 121: Räumliche Verteilung von Thallium – Mittelwerte 2001 – 2007	88
Abb. 122: Boxplot zur Darstellung von Thallium je Regierungsbezirk (ohne 2010; extremer Ausreißer Unterfranken: 0,26 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	88
Abb. 123: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Thoriumgehalte im Moos 2001 – 2010; 2003 konnten keine Mittelwerte angegeben werden, da 50 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze lagen.	89
Abb. 124: Räumliche Verteilung von Thorium – Mittelwerte 2001 – 2010	90
Abb. 125: Boxplot zur Darstellung von Thorium je Regierungsbezirk (ohne 2003)	90
Abb. 126: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Thoriumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	90
Abb. 127: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Titangehalte im Moos 1982 – 2010	91
Abb. 128: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwert 1982 – 1990	92
Abb. 129: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwert 1991 – 1999	92
Abb. 130: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwerte 2001 – 2010	92
Abb. 131: Boxplot zur Darstellung von Titan je Dekade und Regierungsbezirk	92
Abb. 132: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Titangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	93

Abb. 133: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Vanadiumgehalte im Moos 1984 – 2010.	94
Abb. 134: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwert 1984 – 1990	95
Abb. 135: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwert 1991 – 1999	95
Abb. 136: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwerte 2001 – 2010	95
Abb. 137: Boxplot zur Darstellung von Vanadium je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer 1980er Oberpfalz: 73 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)	95
Abb. 138: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Vanadiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	96
Abb. 139: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Zinkgehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 50 mg/kg), Zink-Emissionen lt. UMWELTBUNDESAMT (2012)	97
Abb. 140: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwert 1982 – 1990	98
Abb. 141: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwert 1991 – 1999	98
Abb. 142: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwerte 2001 – 2010	98
Abb. 143: Boxplot zur Darstellung von Zink je Dekade und Regierungsbezirk	98
Abb. 144: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinkgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau	99
Abb. 145: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinkgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau	99
Abb. 146: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Zinngehalte im Moos 2003 – 2010	100
Abb. 147: Räumliche Verteilung von Zinn – Mittelwerte 2003 – 2010	101
Abb. 148: Boxplot zur Darstellung von Zinn je Regierungsbezirk	101
Abb. 149: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinngehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau	101
Abb. 150: Entwicklung ausgewählter Elemente in [%] in Europa (HARMENS et al. 2010), in Deutschland (PESCH et al. 2007) und in Bayern (PESCH et al. 2007 gegenüber BayLfU) im Zeitraum 1990 – 2005. Nicht signifikante Ergebnisse sind nicht dargestellt.	103
Abb. 151: Reduziertes Moos-Messnetz 2013 und Standortcharakterisierung	104
Abb. 152: Mittelwert der Lanthangehalte an Hintergrundstandorten und in der Nähe einer Raffinerie	105
Abb. 153: Mittelwert der Cadmiumgehalte an Hintergrundstandorten und in der Nähe eines Glaswerks	105
Abb. 154: Aluminiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	113
Abb. 155: Antimongehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	113
Abb. 156: Arsengehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	113
Abb. 157: Bariumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	113
Abb. 158: Bismutgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114
Abb. 159: Bleigehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114
Abb. 160: Cadmiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114

Abb. 161: Cäsiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114
Abb. 162: Cergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114
Abb. 163: Chromgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	114
Abb. 164: Eisengehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 165: Kobaltgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 166: Kupfergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 167: Lanthangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 168: Mangangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 169: Molybdängehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	115
Abb. 170: Nickelgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 171: Quecksilbergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 172: Rubidiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 173: Strontiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 174: Thalliumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 175: Titangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	116
Abb. 176: Thoriumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	117
Abb. 177: Vanadiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	117
Abb. 178: Zinkgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	117
Abb. 179: Zinngehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten	117
Abb. 180: Aluminiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	125
Abb. 181: Antimongehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 1984, 1995 – 2013	126
Abb. 182: Arsengehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	127
Abb. 183: Bariumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013	128
Abb. 184: Bismutgehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013	128
Abb. 185: Bleigehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	129
Abb. 186: Cadmiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	130
Abb. 187: Cäsiumgehalte im Moos je Jahr 2001 – 2010	131
Abb. 188: Cergehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	131
Abb. 189: Chromgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	132
Abb. 190: Eisengehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	133
Abb. 191: Kobaltgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	134
Abb. 192: Kupfergehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	135
Abb. 193: Lanthangehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	136
Abb. 194: Mangangehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	137
Abb. 195: Molybdängehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	138
Abb. 196: Nickelgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	139
Abb. 197: Quecksilbergehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	140

Abb. 198: Rubidiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	141
Abb. 199: Strontiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	141
Abb. 200: Thalliumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	142
Abb. 201: Thoriumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013	142
Abb. 202: Titangehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	143
Abb. 203: Vanadiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	144
Abb. 204: Zinkgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013	145
Abb. 205: Zinngehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013	146

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Messzeitraum der Elemente	22
Tab. 2:	Kennwerte der Trendberechnung (Bestimmtheitsmaß R^2 , Signifikanzniveau α , Veränderung in [%])	102
Tab. 3:	Abnahme der Elementgehalte in Prozent [%] bei signifikanten Trends im Zeitraum 2001 – 2013 an den Hintergrund- und Verkehrsstandorten (Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %; n.s. = nicht signifikant, k.A. = keine Angabe). Vergleich der Wertenniveaus der Hintergrund- (HG) und Verkehrsstandorte (V).	105
Tab. 4:	Statistische Parameter je Metall für die Mittelwertstandorte (Kapitel 3.5.1) sowie für alle ausgewerteten Standorte (Kapitel 3.4) in [mg/kg]; n: Anzahl, n < BG: Anzahl Standorte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze), MW: Mittelwert, Stabw: Standardabweichung; Med: Median, Min: Minimum, Max: Maximum.	118
Tab. 5:	Statistische Parameter je Metall für die Standorte des reduzierten Messnetzes klassifiziert nach Standortcharakterisierung (Kapitel 5) in [mg/kg]; n: Anzahl, MW: Mittelwert, Stabw: Standardabweichung.	123

1 Abstract

In Bayern wird landesweit seit rund 35 Jahren das epiphytisch an Baumstämmen wachsende Moos *Hypnum cupressiforme* als Bioindikator für die Wirkung von Metallen auf Ökosysteme in Form der Anreicherung beobachtet. Bis 2010 wurden in einem Zyklus von ein bis drei Jahren bis zu 298 Standorte eines regelmäßigen 16-km-Rasters über Bayern beprobt. 2013 wurde das Raster neu konzipiert und auf 49 Standorte reduziert. Für alle langfristig beobachteten Metalle ist eine signifikante Abnahme der Metallgehalte in Moosen festzustellen. Die stärksten Abnahmen (Median) von 1982 bis 2010 sind für Blei (96 %), Arsen und Nickel (80 – 90 %) zu verzeichnen, gefolgt von Chrom, Cadmium, Mangan, Zink (60 – 80 %) und Kupfer mit der geringsten Abnahme (40 %). Bei einigen Metallen wirkte sich eine methodische Umstellung von 1999 auf 2010 so stark aus, dass nur eine getrennte Betrachtung der Zeiträume vor und nach der Umstellung sinnvoll war. Ab 2001 wurde das Monitoringprogramm um zahlreiche Elemente erweitert. Im Zeitraum 2001 bis 2010 nehmen die Mediane für 18 Metalle signifikant ab. Für sechs Metalle ist kein signifikanter Trend feststellbar. Neben den Trendanalysen wurden für die untersuchten Dekaden der 1980er, 1990er und 2000er Jahre Karten der Standortmittelwerte erstellt. Verbreitet hohe Mittelwerte der Metalle Aluminium, Arsen, Chrom, Eisen, Titan sowie Vanadium sind in den 1980er und, in geringerem Maße, in den 1990er Jahren in Nordostbayern nachzuweisen. In den 2000er Jahren gleichen sich die Gehalte bayernweit weitgehend an. Die nur in der letzten Dekade 2001 – 2010 beobachteten Elemente Barium, Bismut, Cäsium, Lanthan, Rubidium und Strontium zeigen unterschiedliche, relativ stabile Verteilungsmuster, für die geogene Quellen oder regionale Industrieschwerpunkte als Verursacher vermutet werden. Verkehrsbeeinflusste Standorte sind durch überdurchschnittliche Gehalte an Antimon, Kupfer, Molybdän und Zinn geprägt.

2 Einleitung

Das Monitoring der Wirkung von atmosphärischen Metallen auf Ökosysteme in Form ihrer Anreicherung in Moosen hat seinen Ursprung Ende der 1960er Jahre in Skandinavien (RÜHLING & TYLER, 1968). Moose eignen sich als Bioakkumulatoren der atmosphärischen Elementeträge, da sie wegen ihres dichten Wachstums über eine sehr große Oberfläche verfügen und keine Wurzeln zur Stoffaufnahme aus dem Untergrund haben. Wegen ihrer Klimatoleranz sind sie weit verbreitet. Zudem sind sie ganzjährig stoffwechselaktiv. Aufgrund der fehlenden Kutikula können sie die Stoffaufnahme nicht kontrollieren. Sie lagern Schwermetalle ein und deaktivieren sie als nicht diffundierbare Komplexe (FRAHM, 1998). Moose können Metalle über mehrere Jahre hinweg anreichern und sind in weiten Konzentrationsbereichen schwermetallresistent. Ihre Vitalität wird in der Regel auch durch hohe Metallaufnahmen nicht nachweisbar beeinträchtigt. Regressionsansätze (z. B. BERG & STEINNES 1997) und Modelle zeigen, dass räumliche und zeitliche Trends für bestimmte Schwermetalle wie Blei auch gut mit Depositionsraten korrelieren. Für manche Metalle wie z. B. Quecksilber lassen sich dagegen kaum Übereinstimmungen feststellen (GUSEV et al. 2009).

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz begann bereits 1978 in Zusammenarbeit mit der Universität Bayreuth (THOMAS 1981), ein bayernweites Moos-Messnetz mit dem epiphytisch an Baumstämmen wachsenden Laubmoos *Hypnum cupressiforme* zu entwickeln. Ab 1982 erfolgte die Beprobung eines regelmäßigen 16-km-Rasters (Abb. 4) anfangs jährlich, ab 1991 im 2-Jahres-Rhythmus und seit 2007 im 3-Jahres-Abstand. Allerdings wurde aus Kostengründen nicht in jeder Kampagne das vollständige Messnetz mit 298 Standorten untersucht. Die Ergebnisse sind in einer Reihe von Veröffentlichungen dokumentiert (z. B. BAYLFU 2003 / 2001-1 / 2001-2, BAYSTMLU 1993, FAUS-KEßLER et al. 2005).

Das Moos-Monitoring zielt darauf ab, die räumliche Verteilung sowie die zeitlichen Trends der im Moos akkumulierten Elemente quantitativ zu erfassen und darzustellen. 1978 wurde mit der Untersu-

chung der Moosproben auf Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel und Zink begonnen. Bis 2013 erweiterte sich das Elementspektrum um Aluminium, Antimon, Arsen, Barium, Bismut, Beryllium, Cäsium, Cer, Kobalt, Lanthan, Molybdän, Quecksilber, Rubidium, Selen, Strontium, Thallium, Titan, Thorium, Vanadium und Zinn. In einzelnen Jahren wurden auch Gallium, Uran, Yttrium und Niob analysiert (Tab. 1).

Tab. 1: Messzeitraum der Elemente

	1978	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1992	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2010	2013
Cd	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cr	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cu	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mn	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ni	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pb	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Zn	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hg		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ti		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
V		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Al			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
As			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sb			x	x	x									x	x	x	x	x	x	x	x	x
Be																	x	x	x	x	x	
Ce																	x	x	x	x	x	x
Co																	x	x	x	x	x	x
Cs																	x	x	x	x	x	x
La																	x	x	x	x	x	x
Mo																	x	x	x	x	x	x
Rb																	x	x	x	x	x	x
Se			x	x													x	x	x	x	x	
Sr																	x	x	x	x	x	x
Th																	x	x	x	x	x	x
Tl																	x	x	x	x	x	x
Ba																		x	x	x	x	x
Bi																		x	x	x	x	x
Sn																		x	x	x	x	x
Ga																		x	x			
Nb																						x
U																				x	x	
Y																	x					

Obwohl über den Beobachtungszeitraum von rund 35 Jahren eine Reihe von Methodenanpassungen unabdingbar war, die Einschränkungen bei der direkten Vergleichbarkeit der Ergebnisse nach sich ziehen, bietet das bayerische Moos-Monitoring doch eine der längsten durchgängigen Zeitreihen für die Interpretation der Auswirkungen der atmosphärischen Metalldeposition auf Biota in Form von Anreicherungen.

In zahlreichen europäischen Staaten wurde von 1990 bis 2005 in fünfjährigem Abstand ein harmonisiertes Moos-Monitoring (HARMENS et al. 2009) durchgeführt, das dem UN ECE¹-Übereinkommen über den weiträumigen grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen² entspringt. Als

¹ United Nations Economic Commission for Europe

² CLRTAP Convention on Long-range Transboundary Air Pollution

Teil des UN ECE-Kooperativprogramms ICP Vegetation³ (Working Group on Effects) wurden auch in Deutschland in den Jahren 1990 (HERPIN et al. 1995), 1995/1996 (SIEWERS & HERPIN 1998, SIEWERS et al. 2000), 2000/2001 (SCHRÖDER et al. 2002 u.a.) und 2005/2006 (PESCH et al. 2007) Moos-Monitoring-Kampagnen durchgeführt. Für die Moos-Kampagnen dieses europäischen Projektes („Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe – estimations based on moss analysis“) wurden im Gegensatz zum bayerischen Moos-Monitoring am Boden wachsende Moose beprobt. Daher wurde in Bayern für das bundesweit koordinierte Moos-Monitoring ein paralleles Messnetz mit bodenbürtigen Moosen aufgebaut (Kapitel 3.1).

3 Material und Methoden

3.1 Moosart

In Bayern wird das epiphytisch wachsende, also am Stamm anhaftende Moos der hier weit verbreiteten Laubmoos-Art *Hypnum cupressiforme* (Zypressenschlafmoos) beprobt. Vorteile des epiphytischen Moooses gegenüber den am Boden wachsenden Arten sind eine geringere Kontamination durch Bodestaub sowie eine stärkere Beaufschlagung durch luftgetragene Immissionen. Ein großer Einfluss des Stammablaufs auf das epiphytisch wachsende *Hypnum cupressiforme* konnte dagegen nicht nachgewiesen werden (BAYStMLU 1993).

Im europäischen Moos-Monitoring (Kapitel 2) wurden verschiedene am Boden wachsende Moosarten beprobt, weswegen eine direkte Vergleichbarkeit der bayerischen und europäischen Ergebnisse nicht möglich ist. Da die Untersuchungen durch BAYStMLU (1993) zeigen, dass eine vollständige Umstellung des bayerischen Moos-Monitorings auf den europäischen Standard zu erheblichen Informationsverlusten geführt hätte, wurden für die bundesweit koordinierten Kampagnen in Bayern Bodenmoose zusätzlich zu den epiphytischen Moosen gesammelt. HOLY et al. (2009) zeigen für das europäische Moos-Monitoring, dass zwar die atmosphärische Deposition Hauptfaktor für die Höhe der Metallgehalte in Moosen ist, aber neben Kronentrauf, Niederschlag und Staubaufwehungen auch die Moosart einen erheblichen Einfluss darauf hat. Untersuchungen am BayLfU und von PESCH et al. (2007) bestätigen, dass *Hypnum cupressiforme* gegenüber anderen Moosarten wie z. B. *Pleurozium schreberi* die meisten Elemente stärker anreichert (Ausnahmen z. B. Antimon, Chrom, Eisen, Zink).

3.2 Probenahme und Präparation

Beprobt werden die Moose jeweils zwischen September und Oktober eines Jahres. Die Moospolster von mindestens drei Bäumen je Standort werden rund um den Stamm unter Vermeidung von Kontaminationen durch Rindenpartikel oder Kleintiere mit Hilfe von Keramikmessern vom Stamm abgelöst und in PE-Beutel verpackt zur Aufbereitung transportiert. Seit 2010 werden nur die grünen Moostriebe mit Keramikscheren direkt in PE-Gefäße geschnitten (Abb. 1) um die Kontamination durch Rindenpartikel noch geringer zu halten. Um Einflüsse der Aufwehung von Bodestäuben oder von Überschwemmungsereignissen zu minimieren werden die Moospolster, wenn möglich, zwischen einem und zwei Metern über Grund beprobt (Abb. 2).

³ International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops



Abb. 1: Beprobung der Moospolster ab 2010



Abb. 2: Beprobungsbereich am Baumstamm

Zu jedem Standort wird ein detailliertes Probenahmeprotokoll mit Informationen zu Standort, beprobten Bäumen und Moosprobe angefertigt. Sowohl die beprobten Bäume als auch der Standort werden fotografisch dokumentiert.

Die Moosproben werden bei 6 °C oder, bei längeren Lagerzeiten, bei -18 °C zwischengelagert. Die grünen Triebe des zwei- bis dreijährigen Zuwachses werden nach Entfernung gegebenenfalls anhaftenden Fremdmaterials (z. B. Rindenpartikel) mit Keramikscheren oder -pinzetten vom Moospolster bzw. den längeren Trieben abgetrennt. Die Einzelproben je Standort werden zu einer Mischprobe vereinigt, in Gläsern gesammelt und bei 40 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Die Beprobung der Moose erfolgte im Laufe der Jahre durch verschiedene Probenehmer. Probenpräparation und Analytik wurden bis 1999 durch einen externen Auftragnehmer durchgeführt. Bei Maßnahmen der Qualitätssicherung wurde 1999 festgestellt, dass die Qualitätsstandards beim Zupfen der Moospolster nicht immer in vorgeschriebener Weise eingehalten waren (z. B. Verwendung älterer Triebteile für die Analytik, ungenügende Reinigung der Proben von Rindenpartikeln). Daher wurden 2001 Probenvorbereitung und Analytik ans BayLfU verlagert, was für die meisten Elemente zu einem deutlichen Absinken der ermittelten Gehalte führte. Am auffälligsten ist dieser „Knick“ in der Zeitreihe von Titan (Abb. 127), aber auch Nickel (Abb. 99), Quecksilber (Abb. 106) oder Vanadium (Abb. 133) zeigen ab 2001 erheblich niedrigere Mittelwerte und Standardabweichungen. Nur bei Zink zeigen sich entgegen dem generellen Trend nach dem Methodenwechsel höhere Gehalte (Abb. 139).

3.3 Analytik

3.3.1 1981 – 1999 durch externes Labor

Von 1981 bis 1999 wurde die Analytik von einem externen Labor (vgl. Kapitel 3.2) durchgeführt. Die getrockneten Proben wurden in Mikroschwingmühlen (Retsch bzw. Spex Ind.) in Teflonbechern zu einem feinen Pulver gemahlen. In allen Fällen wurde eine Druckveraschung (Seif Apparatur) verwendet (Aufschlusstemperatur 170 °C bei etwa 12 bar Druck). Dazu wurden etwa 100 mg trockenes Probenmaterial in Quarzampullen eingewogen, mit 1 ml Salpetersäure versetzt und ca. 6 – 10 Stunden den Aufschlussbedingungen ausgesetzt. Nach dem Abkühlen wurden die klaren Probenlösungen mit supraurem Wasser auf 10 ml aufgefüllt.

Für die Bestimmung von Aluminium, Antimon, Chrom und Titan wurde nach dem Aufschluss ca. 100 µl Flusssäure zugesetzt, um die Metalle zu komplexieren und in Lösung zu halten. Aluminium, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel, Titan, Vanadium und Zink wurden mit einem kombinierten simultan/sequentiellen ICP/OES-Gerät (JY70P, Jobin Yvon, France) untersucht. Die Kalibrierung erfolgte mit matrixangepassten wässrigen Kalibrierlösungen im Bereich von 0 – 2500 µg/l. Bei der Messung wurde die Funktion des Gerätes nach jeder 10. Analysenprobe mit einem Kontrollstandard überprüft. Die Nachweisgrenze des Verfahrens lag zwischen 1 und 10 µg/l.

Die Bestimmung der Elemente Antimon, Blei, Cadmium, Quecksilber und Platin erfolgte ab 1993 mit ICP-MS (ELAN 5000, Perkin-Elmer Sciex, Canada). Als interner Standard wurde Rhodium (für Antimon und Cadmium) und Iridium (für Blei, Platin und Quecksilber) verwendet. Kalibriert wurde mit wässrigen Kalibrierkurven im Bereich von 0 – 10 µg/l. Auch hier wurde nach jeder 10. Analysenprobe ein Kontrollstandard vermessen. Die Nachweisgrenze dieses Verfahrens lag bei ca. 10 ng/l. Vor 1993 wurden die Elemente Blei und Cadmium mit GFAAS (Mod. 3030 mit HGA, Perkin Elmer) bestimmt. Die Nachweisgrenze lag bei ca. 0,1 µg/l. Quecksilber wurde mit der CVAAS (Mod. 3030 mit MHS 20, Perkin-Elmer) bestimmt. Die Nachweisgrenze lag bei ca. 0,5 µg/l.

Arsen wurde mit Hilfe der HAAS (Mod. 3030 mit MHS 20, Perkin Elmer) bestimmt. Die Nachweisgrenze betrug ca. 1 µg/l.

3.3.2 2001 – 2013 durch BayLfU

Seit 2001 werden Probenvorbereitung und Analytik am BayLfU durchgeführt. Die Moosproben werden nach der Trocknung zerkleinert und homogenisiert. Hierzu wird das Probenmaterial in einer mit Achat-Mahlgefäßen ausgestatteten Planetenmühle analysenfein gemahlen.

Die Quecksilbergehalte werden mit Hilfe eines Direktanalysators (AMA 254, Fa. LECO) gemäß EPA-Methode 7473 untersucht. Hierbei werden ca. 100 mg Probenmaterial in Nickelschiffchen eingewogen und im Direktanalysator im Sauerstoffstrom verbrannt. Das in der Probe enthaltene Quecksilber wird durch Amalgamierung an einer Goldfalle von den Verbrennungsgasen abgetrennt und anschließend atomabsorptionsspektrometrisch bestimmt. Die Kalibration des Analysengeräts wird arbeitstäglich durch mehrfache Analyse eines zertifizierten Referenzmaterials (CRM NIST 1573a) überprüft.

Zur Bestimmung der übrigen Elemente erfolgt ein Mikrowellendruckaufschluss des Probenmaterials mit Salpetersäure. Nach Verdünnung der Aufschlusslösung und Zugabe von Rhodium und Lutetium als interne Standards werden die Elementgehalte mittels Massenspektrometrie (ICP-MS) gemäß DIN EN ISO 17294 bestimmt. Das verwendete ICP-MS (7500 cx, Fa. Agilent) ist mit einer heliumbetriebenen Kollisionszelle zur Minimierung polyatomarer Interferenzen ausgestattet. Die Kalibration erfolgt arbeitstäglich mit Hilfe von Multielementlösungen und wird mit Hilfe von Kontrollstandards überprüft.

3.3.3 Analyse von Rückstellproben und unabhängigen Parallelproben

2010 wurden zur Qualitätssicherung Rückstellproben von je zwei Standorten aus den Jahren 2001, 2003, 2005 und 2007, sowie Rückstellproben von je neun Standorten aus den Jahren 1997 und 1999 analysiert. Für die Wiederholungsanalysen wurden die bei -18 °C gelagerten Moospolster aufgetaut und erneut für die Analyse aufbereitet.

Die festgestellten Abweichungen zwischen Erst- und Wiederholungsanalyse unterscheiden sich elementspezifisch und von Jahr zu Jahr. Die elementspezifischen mittleren Abweichungen aller Proben eines Jahres reichen von < 10 % (z. B. Kupfer 2003, 2005, 2007) bis über 100 % (Cer 2005; Lanthan 2005, 2007). Für das Jahr 1997 zeigen sich insgesamt die größten Abweichungen zwischen Erst- und Wiederholungsanalyse (Mittelwert der Abweichung über alle Elemente: rund 50 %). Die geringsten Abweichungen sind mit rund 20 % in den Jahren 2001 und 2003 festzustellen.

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass für die teils großen Abweichungen zwischen Erstanalysen und Analysen der Rückstellproben in erster Linie die Qualität des Moospolsters nach dem ersten Zupfen ausschlaggebend ist. Die nachträglich gezupften Proben eines bereits aufbereiteten Moospolsters waren nicht mehr mit der ersten Probe vergleichbar, da beim ersten Abzupfen der Triebe vornehmlich der grüne jüngere Zuwachs entfernt wurde. Dadurch war die Qualität der Rückstellproben wesentlich schlechter. Die Wiederholungsanalyse erzielte oft die höheren Elementgehalte. Zu vermuten ist, dass bei der wiederholten Aufbereitung ältere, mehrjährige Moostriebe gezupft wurden, die länger exponiert waren. Zudem war die Probe während der Lagerung länger in Kontakt mit Kontaminationen im Moospolster. Neben dem Ausgangsmaterial differierten zum Teil auch Probenpräparation, Aufschluss und Analytik bei den verglichenen Proben. Der Einfluss der verschiedenen Faktoren auf die Wertedifferenzen ist nicht quantifizierbar.

Im Jahr 2013 wurden an 9 Standorten je zwei unabhängige Moosproben genommen, aufbereitet und analysiert. Die mittlere Abweichung zwischen den Parallelproben an den neun Standorten beträgt über alle Elemente rund 15 %. Dies zeigt, dass die Streuung zwischen unabhängig genommenen und sofort aufbereiteten Proben eines Standortes für die meisten Elemente gering ist. Nur bei Chrom, Thorium, Titan und Zinn liegt sie knapp über 25 %, bei Arsen bei 50 %.

3.4 Messnetz

3.4.1 Probenahmeraster

Als Messnetz wurde ursprünglich ein regelmäßiges 16 km-Raster mit 298 Standorten angelegt (Abb. 4), um aus den über Bayern gleichverteilten Standorten Schlüsse über die räumliche Verteilung der Metallgehalte ziehen zu können. 1978 wurde mit dem Aufbau des Rasters begonnen. Im Jahr 1982 war es voll ausgebaut. In den 1980er Jahren wurde teilweise nur rund die Hälfte der Standorte beprobt und Anfang der 1990er Jahre im Süden Bayerns nur jeder zweite Standort berücksichtigt. 2013 wurde das Messnetz auf insgesamt 49 Standorte reduziert (Kapitel 5).

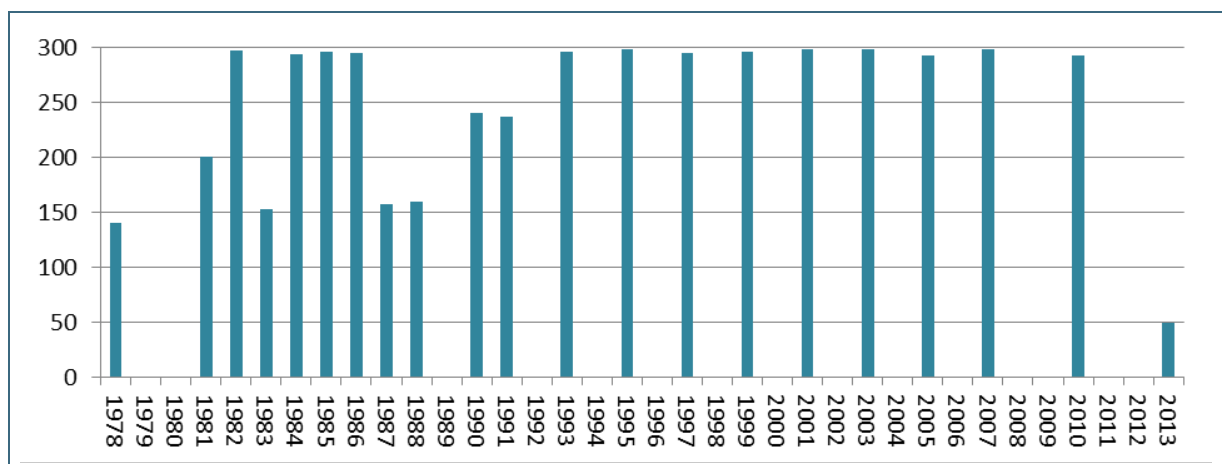


Abb. 3: Anzahl beprobter Standorte von 1978 – 2013

Das Messnetz ist nach einem „Schachbrett“-System mit einer Buchstaben-Zahlen-Kombination von A06 bis W12 durchnummeriert. Die Benennung der Rasterpunkte orientiert sich an den Schnittpunkten im Gauss-Krüger-System. Hierdurch kommt es in manchen Reihen bzw. Spalten des Messnetzes vereinzelt zu einem Versatz der Rasterpunkte (Abb. 4: beispielsweise liegt L09 rechts neben K07). Diejenigen Standorte, die auch zu den Messnetzen der Dauerbeobachtungsstationen oder Depositionsmessstellen des BayLfU gehören, erhalten zusätzlich das Namenskürzel der Station (z. B. Q10_AUG).

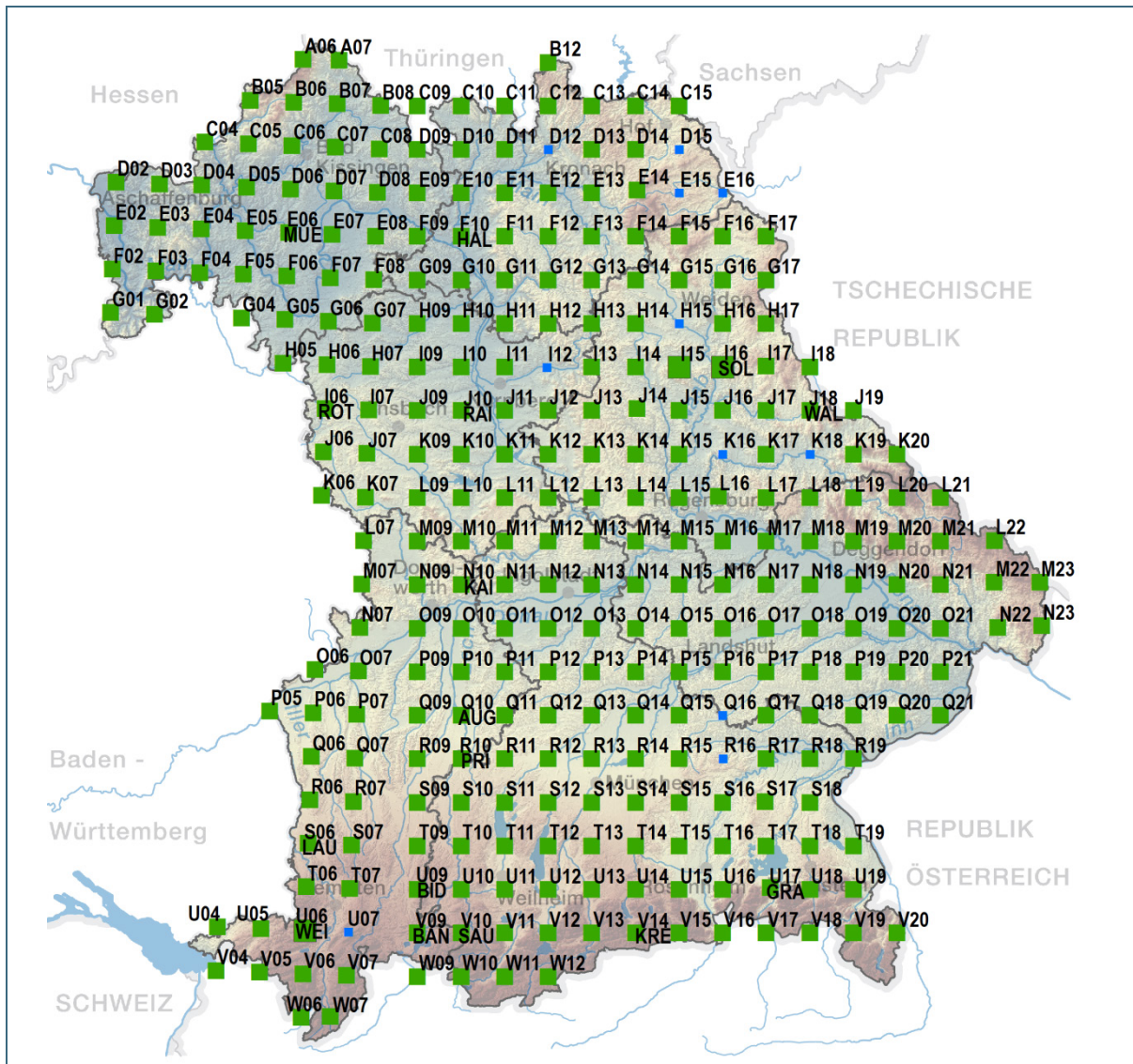


Abb. 4: Standorte des bayerischen Moos-Messnetzes (grün: in der Auswertung berücksichtigt; blau: wegen Hochwassereinflusses nicht ausgewertet)

Der tatsächliche Probenahme-Standort („Messpunkt“) liegt im Umkreis von 2 km um den theoretischen Rasterpunkt und weist idealerweise mehrere aus der Hauptwindrichtung frei anströmbare Laubbäume mit Moosbewuchs auf. Die Messpunkte befinden sich zum großen Teil in einem Bereich der Hintergrundbelastung, also in Gebieten, die keiner lokalen Emissionsquelle ausgesetzt sind. Ein Teil der Messpunkte liegt jedoch in der Nähe von Emittenten, deren Emissionen die Metallgehalte der dort genommenen Moosproben zusätzlich beeinflussen.

Im Laufe des Beobachtungszeitraums von rund 35 Jahren mussten aus einer Reihe von Gründen (z. B. Bäume nicht mehr auffindbar, Moos nicht ausreichend auffindbar, Standort nicht mehr anfahrbar, Landnutzungsänderung) manche Messpunkte verlegt werden. Nicht immer war es möglich, einen nahe gelegenen Ersatzstandort zu finden, der nahezu identische Standortcharakteristika und Immissionsseigenschaften aufwies. Daher ist nicht auszuschließen, dass an manchen Standorten eine notwendige Verlegung für manche Parameter eine Veränderung des Wertenniveaus nach sich zog.

3.4.2 Durch Hochwässer beeinflusste Standorte

Bei der Auswertung der Ergebnisse wurden an einzelnen Standorten extrem hohe Gehalte, vor allem für Aluminium, Eisen und Titan, aber auch für Cadmium oder Quecksilber festgestellt. Die Proben dieser Standorte stammten von Bäumen im Böschungsbereich von Bach- und Flussläufen. Es ist zu vermuten, dass die Moose trotz der vorgeschriebenen Probenahmehöhe der Moose am Baum von mindestens einem Meter (Kapitel 3.2) bei Hochwasserereignissen überflutet wurden. Recherchen zeigten, dass der Wasserstand der betroffenen Gerinne bei extremen Hochwässern oft weit höher als einen Meter über den durchschnittlichen Wasserstand ansteigt (Abb. 5).

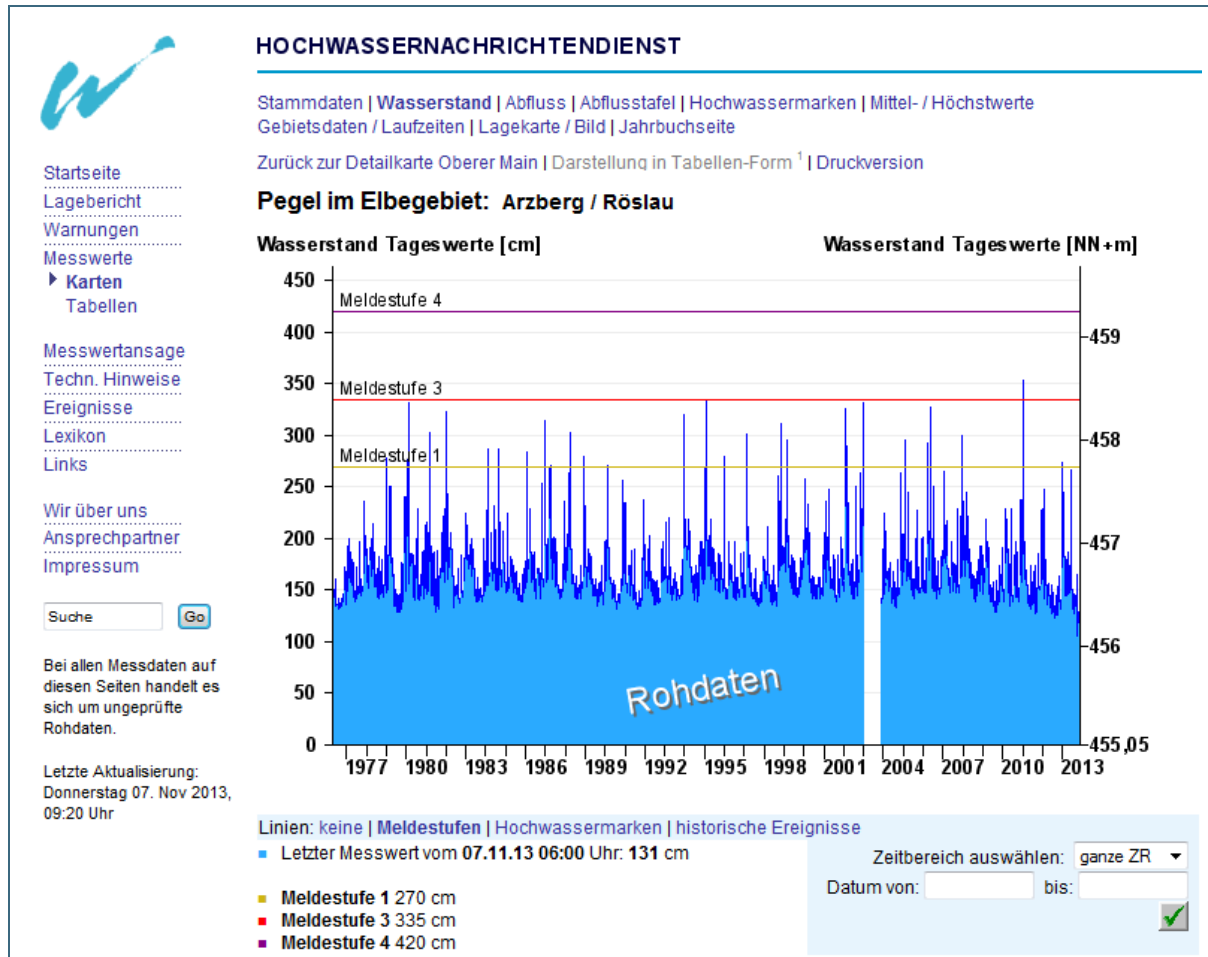


Abb. 5: Beispiel für Schwankungen des Wasserstandes bei extremen Hochwässern am Pegel Arzberg/Röslau (www.hnd.bayern.de).

Zeichen extremer Überschwemmungsereignisse waren zum Beprobungszeitpunkt wegen des zeitlichen Abstands eines Hochwasserereignisses bis zur Probenahme von bis zu drei Jahren meist nicht mehr am Baum zu erkennen. Nach Prüfung der Probenahmeprotokolle sowie Recherchen zu Hochwasserjahren und -höhen wurden Standorte identifiziert, bei denen ein Überflutungseinfluss in mehreren Jahren als gesichert anzunehmen ist. Diese Standorte wurden für alle weiteren Auswertungen eliminiert. Im Weiteren werden deshalb statt 298 nur noch 287 Standorte betrachtet (Abb. 4). Für einzelne weitere Standorte ist nicht auszuschließen, dass in einem Einzeljahr die Elementgehalte durch Hochwasserereignisse beeinflusst waren.

3.5 Auswertung und Darstellung

3.5.1 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert bis 2010

Langjährige Zeitreihen werden für den Zeitraum 1982 bis 2010 dargestellt, da ab 2013 das Messnetz erheblich reduziert und neu konzeptioniert wurde (Kapitel 3.5.4, Kapitel 5). Anders als bei den Darstellungen der Mittelwerte je Standort (Kapitel 3.5.2), wurden für die Zeitreihen nur Standorte ausgewählt, für die die Ergebnisse von maximal zwei Beobachtungsjahren fehlen. Damit verblieben 154 von insgesamt 298 Standorten für die Berechnung.

Da das Messnetz emissionsferne wie auch emissionsbeeinflusste Standorte beinhaltet, wurden Ausreißer identifiziert, wenn sie sowohl bei Darstellung von Boxplots je Standort über alle Jahre als auch bei Boxplots je Jahr über alle Standorte als extreme Ausreißer markiert waren und als unverhältnismäßig hohe Einzelwerte eingestuft wurden. Wenn zudem die Überprüfung der Probenahmeprotokolle und Standorteigenschaften keinen Hinweis auf plausible Extremwerte ergab, wurden die Ausreißer expertengestützt aus dem Datensatz eliminiert. Für Werte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze wird die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt.

Abgebildet sind jeweils der **arithmetische Mittelwert mit Standardabweichung** sowie der **Median**. An die Zeitreihen der Mediane wurden lineare und exponentielle Trendfunktionen angepasst und wichtige Kennwerte berechnet. Das **Bestimmtheitsmaß R^2** zeigt, wie gut die Regressionsgerade den Zusammenhang zwischen abhängiger (Mittelwert der Elementgehalte) und unabhängiger Variable (Zeit) darstellt. Das Bestimmtheitsmaß liegt zwischen 0 und 1 und ist umso näher an 1, je näher die Datenpunkte an der Regressionsgeraden liegen. Mit dem **Signifikanzniveau α** wird beschrieben, ob ein gefundener Zusammenhang zufällig oder kausal verursacht ist. Je niedriger das Signifikanzniveau umso geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der gefundene Zusammenhang nur zufällig zustande kommt (bei $\alpha \leq 0,001$: Wahrscheinlichkeit für einen zufälligen Zusammenhang unter 0,1 %). Signifikanzniveaus über 0,05 werden als nicht signifikant bewertet. Bei Signifikanz wird die Trendfunktion mit dem höheren Bestimmtheitsmaß in der Zeitreihe dargestellt. Eine Zusammenfassung von Kennwerten der Trendberechnung findet sich unter Kapitel 4.27.

Auch wenn durch den Methodenwechsel 1999 / 2001 (Kapitel 3.2) die Abnahmen für die Metalle in der Zeitreihe 1982 – 2010 ggf. überbewertet werden, bleiben fallende Trends meist auch über die Methodenumstellung hinaus erhalten. So ist beispielsweise bei den anthropogen emittierten Metallen Blei (Abb. 37) oder Vanadium (Abb. 133) nach dem Methodenwechsel eine Absenkung des Wertenniveaus erkennbar. Es ist aber ein weiterhin eindeutig fallender Trend in den Folgejahren zu beobachten.

Im Text wird vornehmlich der Median diskutiert, da Mittelwert und Standardabweichung stärker auf Extremwerte immissionsbeeinflusster Standorte reagieren.

3.5.2 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Mittelwerte je Standort werden für die langfristig beobachteten Elemente (Tab. 1) jeweils für die Dekaden der 1980er, 1990er und 2000er Jahre gebildet und separat dargestellt (Beispiel Abb. 6). Anders als bei den Zeitreihen der Mittelwerte (Kapitel 3.5.1) sind für alle 287 berücksichtigten Standorte alle qualitätsgeprüften Daten mitberücksichtigt (Anhang B). Im Anhang C finden sich die Karten für alle Einzeljahre.

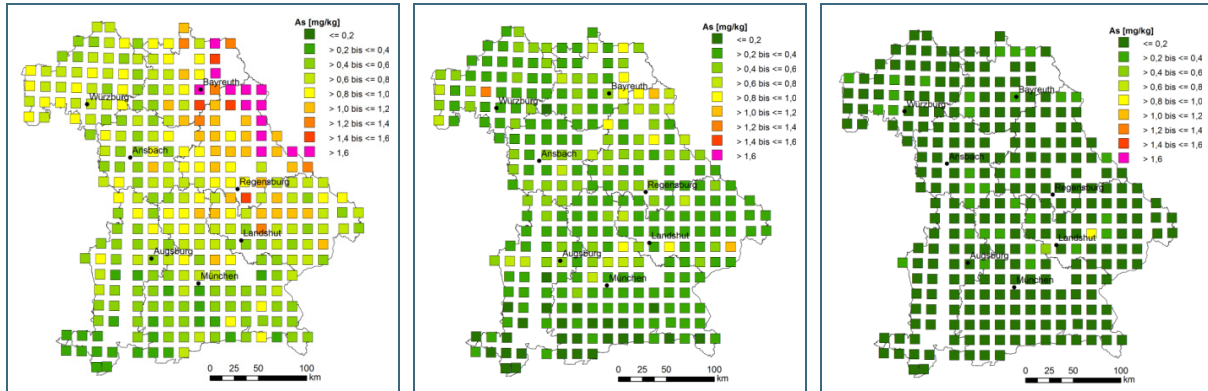


Abb. 6: Darstellung der Mittelwerte je Standort für Arsen für die 1980er, 1990er und 2000er Jahre.

Die räumliche Verteilung der Mittelwerte in den drei Dekaden ist zudem in einem Boxplot zusammengefasst (Beispiel: Abb. 7), in dem neben verschiedenen statistischen Lagemaßen auch die Extremwerte abgebildet sind. Die Box entspricht dem Bereich, in dem die mittleren 50 % der Daten liegen. Die Lage der Box wird als Interquartilsabstand (IQR) bezeichnet. Sie ist umso größer je größer die Streuung der Daten ist. Die Box wird durch das 25. und das 75. Perzentil begrenzt. Perzentile zerlegen eine aufsteigend sortierte Werteverteilung in 100 gleich große Teile. Beim 75. Perzentil sind 75 % aller Messwerte kleiner und 25 % größer als der angegebene Wert. Die schwarze Linie innerhalb der Box kennzeichnet den Median (= 50. Perzentil). Die sogenannten Antennen (Linien ober- und unterhalb der Box) zeigen den weiteren Wertebereich der Verteilung an. Ausreißer werden nicht von den Antennen erfasst sondern sind durch Kreise ("milde Ausreißer": zwischen $1,5 \cdot \text{IQR}$ und $3 \cdot \text{IQR}$) bzw. Sterne ("extreme Ausreißer": größer als $3 \cdot \text{IQR}$) markiert.

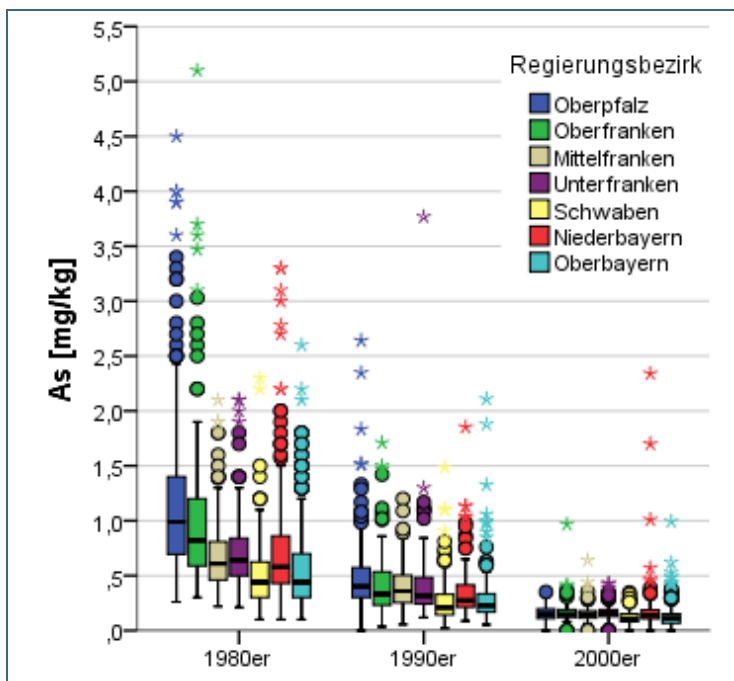


Abb. 7: Beispiel eines Boxplots (hier für Arsen) zur Darstellung der Elementgehalte je Regierungsbezirk und Dekade

Der in Abb. 7 beispielhaft für Arsen dargestellte Boxplot zeigt die Datenverteilung aggregiert für Regierungsbezirk und Dekade. Für die 1980er Jahre sind große Unterschiede im Wertespektrum der Regierungsbezirke festzustellen: In der Oberpfalz mit den höchsten Arsengehalten liegt der mittlere Wertebereich (25. bis 75. Perzentil) der 1980er Jahre bei 0,7 – 1,4 mg/kg, der Median (50. Perzentil) bei 1,0 mg/kg. Als Ausreißer sind Arsengehalte von 2,5 – 4,5 mg/kg markiert. Das niedrigste Wertespektrum der 1980er Jahre wurde in Schwaben gemessen, mit einem mittleren Wertebereich von 0,3 –

0,6 mg/kg, einem Median von 0,4 mg/kg und Ausreißern von 1,2 – 2,3 mg/kg. In den 2000er Jahren gleicht sich das Wertespektrum in allen Regierungsbezirken auf einen mittleren Wertebereich von unter 0,2 mg/kg an. Einzelne Extremwerte über 0,9 mg/kg finden sich nur noch in Niederbayern, Oberbayern und Oberfranken. Für die ab 2001 bzw. 2003 neu untersuchten Elemente (Tab. 1) werden nur die Mittelwerte der 2000er Jahre dargestellt.

3.5.3 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für jedes Metall wurden für jeden Standort Trends über den gesamten Beobachtungszeitraum ermittelt. Für die langfristig beobachteten Elemente (Tab. 1) erfolgt neben der Darstellung von Trendparametern für den Gesamtzeitraum noch die Darstellung von Trendparametern der Dekade 2001 – 2010. Da exponentielle Trends für die langjährigen Zeitreihen der Mittelwerte (Kapitel 3.5.1) bessere Bestimmtheitsmaße lieferten als die linearen, wurde die Trendberechnung auf Basis der logarithmierten Messwerte durchgeführt.

Über den jeweiligen Zeitraum wurden für jeden Standort lineare Regressionsgeraden an die logarithmierten Messwerte angepasst und die Steigungen der Geraden sowie Signifikanzniveaus und Bestimmtheitsmaße ermittelt. In den Karten ist für jeden Standort die Steigung der Regressionsgeraden für den betrachteten Zeitraum dargestellt (Beispiel: Abb. 8). Negative Steigungen beschreiben abnehmende, positive Steigungen zunehmende Trends. Signifikante positive Trends sind selten und meist auf sehr niedrigem Niveau. Klare positive Trends werden im jeweiligen Kapitel diskutiert.

Die Höhe des Signifikanzniveaus α (Kapitel 3.5.1) ist in der Karte durch die Art des Rahmens am Standort dokumentiert. Standorte mit einem Signifikanzniveau von $\alpha \leq 0,001$ sind fett umrandet mit einem Punkt in der Mitte. Die Wahrscheinlichkeit, dass der hier gefundene Zusammenhang nur zufällig ist liegt unter 0,1 %. Sie werden als „hoch signifikant“ bezeichnet. Signifikanzniveaus von $\alpha \leq 0,01$ („sehr signifikant“) sind fett umrandet, Signifikanzniveaus von $\alpha \leq 0,05$ („signifikant“) dünn umrandet. Alle Niveaus von $\alpha > 0,05$ gelten als nicht signifikant. Für diese Standorte ist keine Steigung farblich dargestellt.

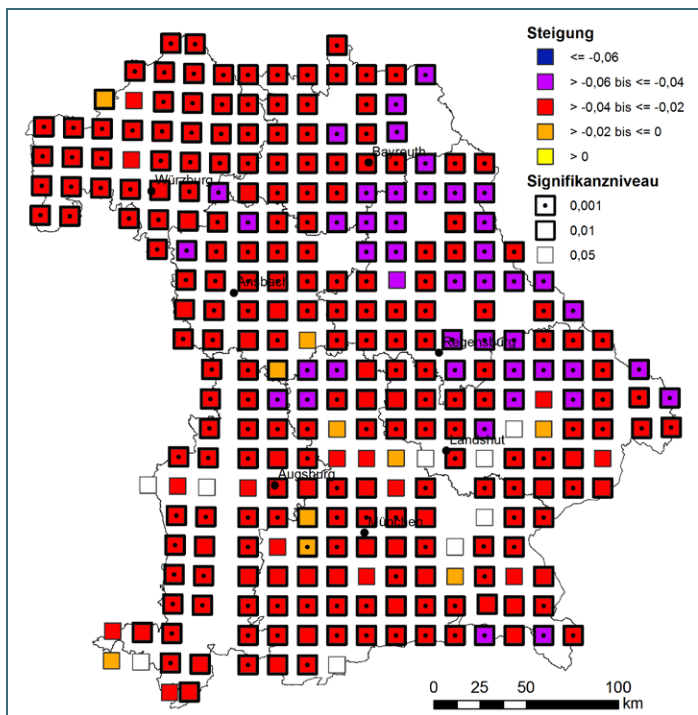


Abb. 8:
Beispiel für die Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort mittels Steigung der linearen Regressionsgeraden (hier: Arsen 1982 – 2010). Negative Steigungen beschreiben abnehmende Trends. Die Art der Umrandung gibt das Signifikanzniveau an. Signifikanzniveaus von größer als $\alpha = 0,05$ gelten als nicht signifikant; hier erfolgt keine farbliche Darstellung der Steigung.

3.5.4 Zeitreihen im reduzierten Messnetz 2001 bis 2013

2013 wurde das Messnetz auf 49 Standorte reduziert, die Standorte in Hinblick auf ihren Immissions-einfluss charakterisiert (Kapitel 5.1). Für das ab 2013 gültige Messnetz werden in Kapitel 5 bzw. Anhang A Zeitreihen der Mittelwerte von 2001 – 2013 inklusive Standardabweichung für die Hintergrund- und Verkehrsstandorte betrachtet (Beispiel: Abb. 9). Trendlinien werden nur bei Signifikanzniveaus von $\alpha \leq 0,05$ dargestellt.

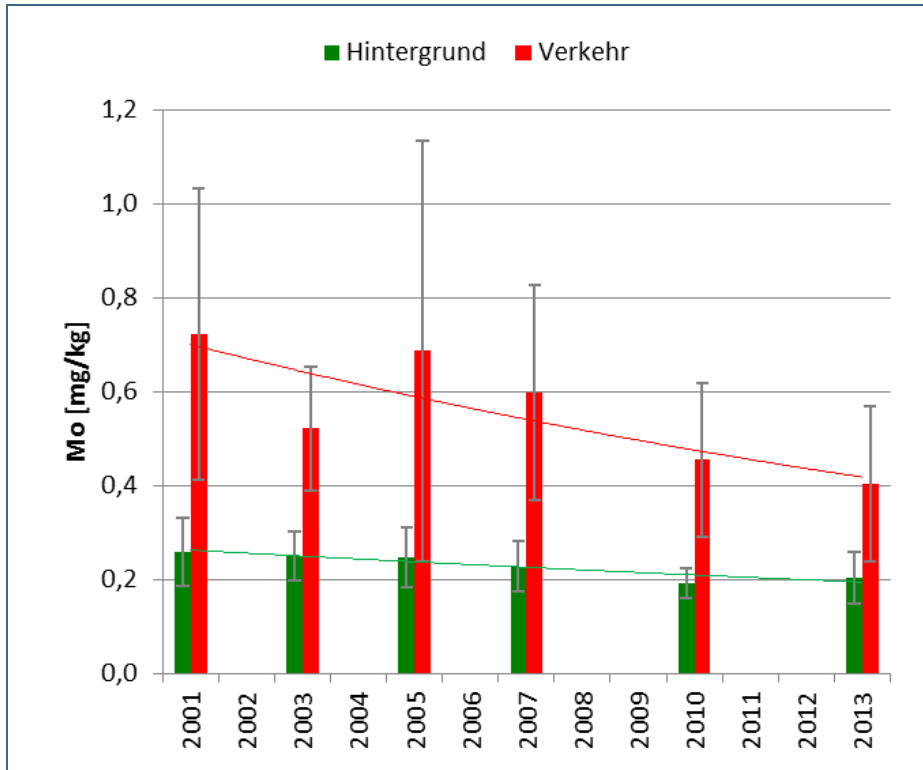


Abb. 9: Beispiel für die Zeitreihen der Mittelwerte im reduzierten Messnetz: Mittelwerte der Molybdängehalte sowie Standardabweichung an Hintergrund- und Verkehrsstandorten. Bei $\alpha \leq 0,05$ erfolgt die Darstellung der Trendlinien.

4 Ergebnisse und Diskussion für die Elemente

In den Kapiteln 4.1 bis 4.26 werden die Ergebnisse für alle beobachteten Elemente dargestellt und diskutiert. Die Grafiken der räumlichen Verteilung der hier diskutierten Elemente können aufgrund mangelnder Erfahrungswerte keinen Hinweis auf umweltrelevante Grenzwerte geben.

Unter Kapitel 4.27 sind wichtige statistische Kennwerte zusammengefasst und unter Kapitel 4.28 werden den Ergebnissen des bayerischen Moos-Monitorings die Resultate vergleichbarer Programme gegenübergestellt.

Da für Beryllium und Selen der größte Teil der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze liegt (Beryllium: 0,05 mg/kg; Selen: 0,3 – 0,5 mg/kg) erfolgt für diese beiden Elemente keine Darstellung der Ergebnisse.

4.1 Aluminium

4.1.1 Verwendung und Emissionsquellen

Aluminium ist nach Sauerstoff und Silizium das dritthäufigste Element der Erdkruste und kommt meist gebunden in Ton, Gneis und Granit vor. Für die industrielle Aluminiumproduktion ist neben Bauxit, in dem Aluminium als Aluminiumhydroxid vorliegt, vor allem das Recycling von Aluminiumschrott von Bedeutung, da hier der Energieeinsatz wesentlich geringer ist. Aluminium findet sich in zahlreichen Anwendungen, z. B. als Verpackungsmaterial oder beim Fahrzeugbau.

4.1.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Aluminiumgehalte im Moos (Abb. 10) sinken von 680 mg/kg im Jahr 1982 auf 200 mg/kg im Jahr 2010. Im gesondert betrachteten Zeitraum von 1982 bis zur Methodenumstellung 1999 / 2001 (Kapitel 3.2, 3.3) liegt jedoch keine signifikante Abnahme vor.

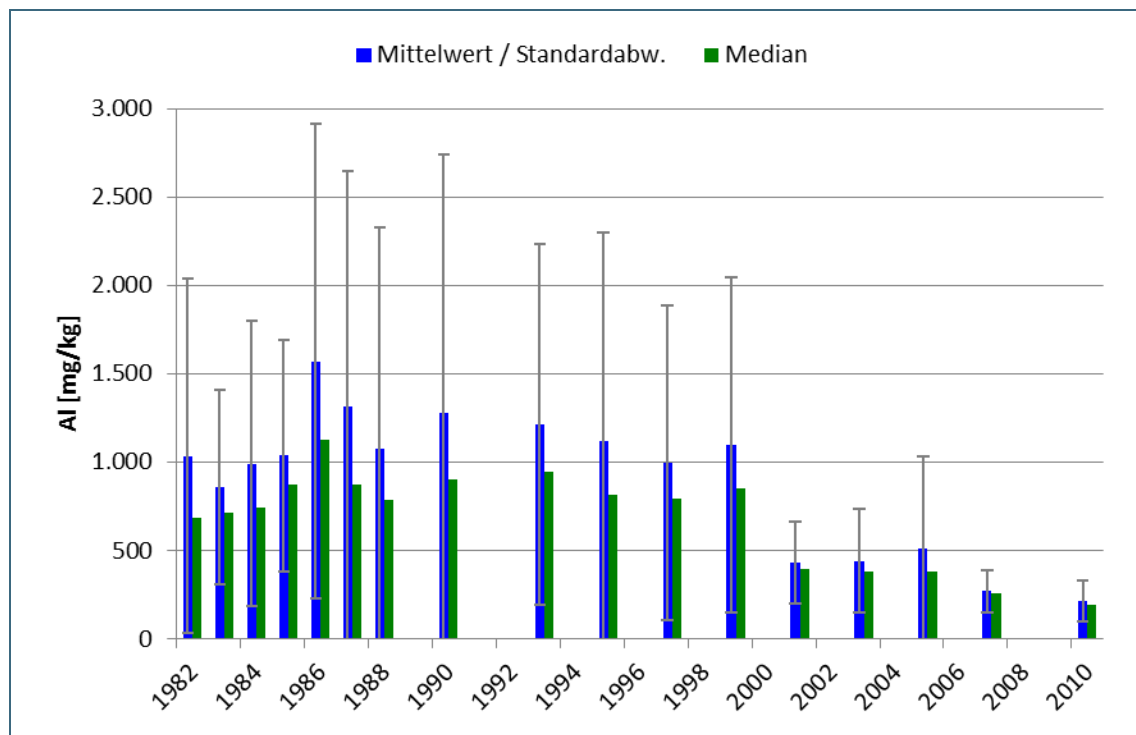


Abb. 10: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Aluminiumgehalte im Moos 1982 – 2010

Mit der Methodenumstellung sank das Wertenniveau von 850 auf 400 mg/kg. Eine Abnahme der Differenzen zwischen Median und Mittelwert sowie erheblich geringere Standardabweichungen waren die Folge. Dies lässt auf eine Kontamination der Moosproben durch Bodenstäube bis 1999 schließen. Ein Trend für den gesamten Beobachtungszeitraum wird daher nicht angegeben. Im Zeitraum 2001 – 2010 sinken die Aluminiumgehalte um 51 % (Tab. 2).

Die Daten des Jahres 1991 wurden wegen einer offensichtlichen nicht erklärbaren Irregularität nicht berücksichtigt.

4.1.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die räumliche Verteilung der Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 11) zeigt ein Nordost-Südwest-Gefälle, wobei bayernweit einzelne Standorte mit hohen Werten auftraten. Allerdings waren in den einzelnen Jahren einer Dekade nicht immer die gleichen Standorte von hohen Werten betroffen (Anhang C). Die Daten der 1990er Jahre (Abb. 12) zeigen keinen eindeutigen räumlichen Trend. Es gibt generell weniger Standorte mit Mittelwerten über 1.600 mg/kg. In den 2000er Jahren sinkt das Wertenniveau fast flächendeckend auf Mittelwerte unter 800 mg/kg (Abb. 13). Die Standorte mit den niedrigsten Werten liegen in Südbayern. Einzelne höhere Mittelwerte waren vermutlich durch Hochwasserereignisse bedingt (Kapitel 3.4.2).

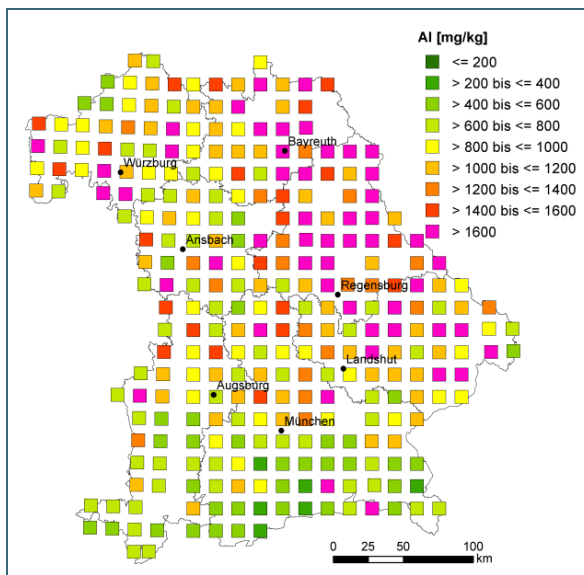


Abb. 11: Räumliche Verteilung von Aluminium – Mittelwerte 1982 – 1990

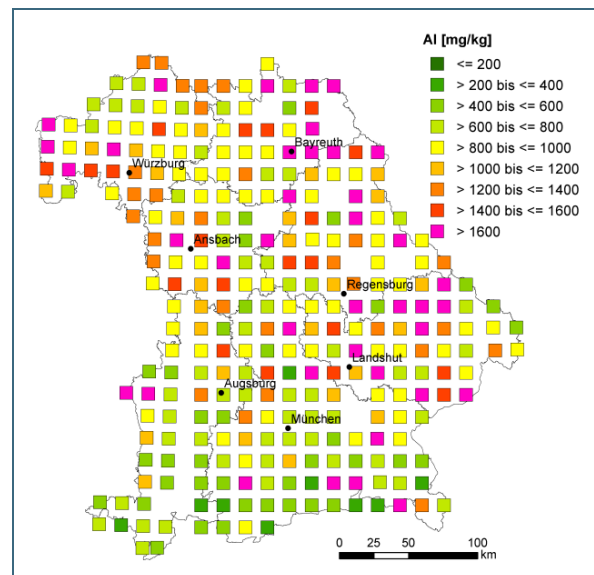


Abb. 12: Räumliche Verteilung von Aluminium – Mittelwerte 1993 – 1999

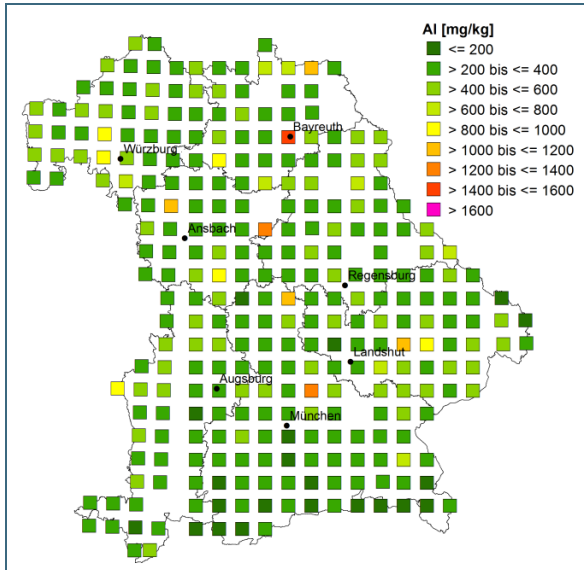


Abb. 13: Räumliche Verteilung von Aluminium - Mittelwerte 2001 – 2010

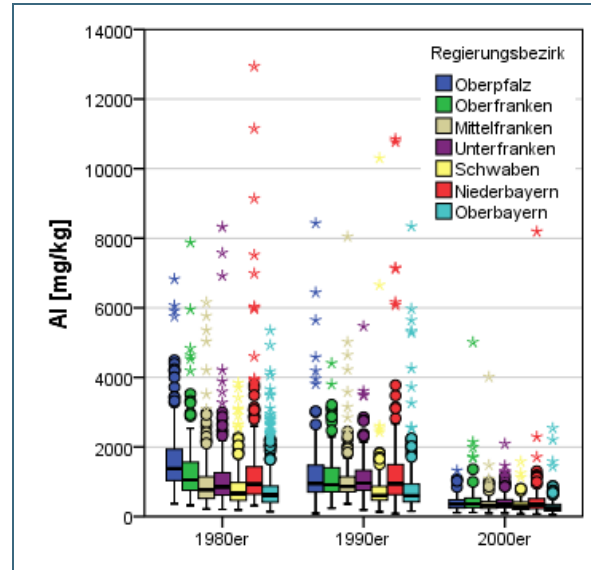


Abb. 14: Boxplot zur Darstellung von Aluminium je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer Niederbayern 1980er: 15499 mg/kg, 1990er: 14972 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

Der Boxplot (Abb. 14) fasst die Informationen zusammen und zeigt für die Oberpfalz in den 1980er Jahren den höchsten mittleren Wertebereich von 1.000 – 1.900 mg/kg Aluminium. Die höchsten Extremwerte wurden jedoch in Niederbayern festgestellt. Das niedrigste Wertenniveau fand sich in Oberbayern. In den 1990er Jahren gleicht sich das Wertespektrum der Regierungsbezirke weitgehend an. In den 2000er Jahren sinken die mittleren Wertebereiche generell auf unter 600 mg/kg ab. Ausreißer über 1.600 mg/kg wurden nur noch vereinzelt ermittelt.

4.1.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Wegen des methodisch bedingten Werteabfalls 1999 / 2001 hätte eine Berechnung des Gesamttrends die tatsächliche Werteentwicklung überschätzt, deshalb wurde die Trendberechnung nur für den Zeitraum ab 2001 durchgeführt.

Es sind für rund ein Fünftel der Standorte signifikant fallende Trends festzustellen (Abb. 15). Dabei sanken die Aluminiumgehalte um 200 mg/kg bis 1000 mg/kg auf Gehalte meist deutlich unter 250 mg/kg. Der einzige Standort mit signifikant steigendem Trend ist F10_HAL (Hallstadt), an dem die Gehalte von 360 mg/kg auf 850 mg/kg anstiegen. Beim betroffenen Standort ist ein Hochwassereinfluss möglich. Er befindet sich allerdings auch im Einflussbereich von Siedlung und Verkehr.

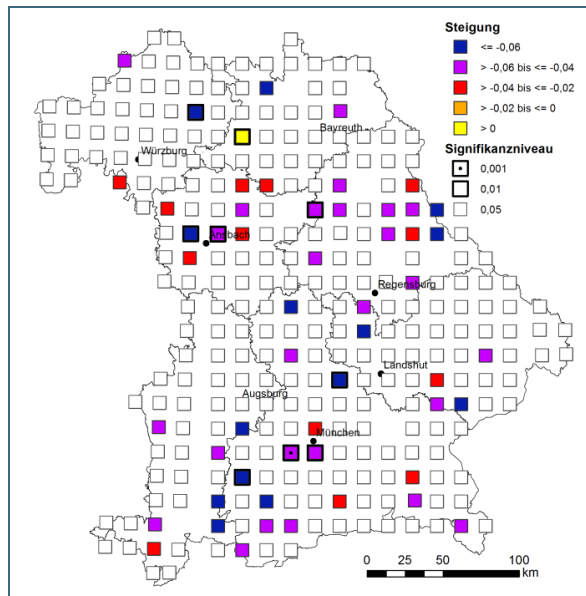


Abb. 15: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Aluminiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.1.5 Fazit

Bis zum Methodenwechsel 1999 / 2001 zeigt sich in den Zeitreihen der Mediane kein signifikanter Trend. Mit der methodischen Änderung im Jahr 2001 fielen die Mediane um mehr als 50 %. Ab 2001 ergab sich ein signifikant sinkender Trend für die Mediane (Kapitel 4.1.2). Die räumliche Verteilung (Kapitel 4.1.3) zeigt eine höhere Belastung der nordostbayerischen Regierungsbezirke Oberpfalz, Oberfranken und Niederbayern in den 1980er Jahren, die sich ab den 1990er Jahren auflöste. Die südbayerischen Bezirke Schwaben und Oberbayern zeichnen sich in allen Dekaden durch die niedrigsten Wertespektren aus. Die zeitlichen Trends der Einzelstandorte wurden nur für die letzte Dekade berechnet (Kapitel 4.1.4) und sanken bei rund einem Fünftel der Standorte signifikant ab.

4.2 Antimon

4.2.1 Verwendung und Emissionsquellen

SIEWERS et al. (1998) beschrieben als mögliche Quellen für Antimonemissionen Gold-, Blei- und Kupferschmelzen, die Kohleverbrennung sowie Bereiche der Glas- und Keramikindustrie. Die heute mengenmäßig dominierende Verwendung von Antimon ist der Einsatz in Flammenschutzadditiven für Kunststoffe, Gummi, Textilien u.a. (ANGERER et al. 2009). PEICHL et al. (1996) beobachteten bereits in den frühen 1990er Jahren auffällige Antimonanreicherungen in standardisierten Graskulturen an verkehrsnahen Standorten und vermuteten den Abrieb von Bremsbelägen und Reifen als mögliche Quelle für Antimon. Mittlerweile gibt es zahlreiche Veröffentlichungen zur Emission von Antimon durch den Bremsabrieb des Kfz-Verkehrs. Einen Überblick geben THORPE & HARRISON (2008).

4.2.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

In den Jahren 1982 bis 1984 wurde Antimon im Moos analysiert, mit Medianen zwischen 0,24 mg/kg und 0,33 mg/kg. Anschließend wurde die Analytik für Antimon einige Jahre ausgesetzt und erst 1995 wieder aufgenommen, mit einem Median von 0,31 mg/kg. Bis 2010 sinken die Antimonmediane im Moos auf 0,13 mg/kg. Für den Zeitraum 2001 – 2010 ergibt sich ein signifikanter fallender Trend (Tab. 2). Die Mittelwerte mit hohen Standardabweichungen liegen bis zu 30 % über dem Median, was auf Standorte mit sehr hohen Antimongehalten hinweist.

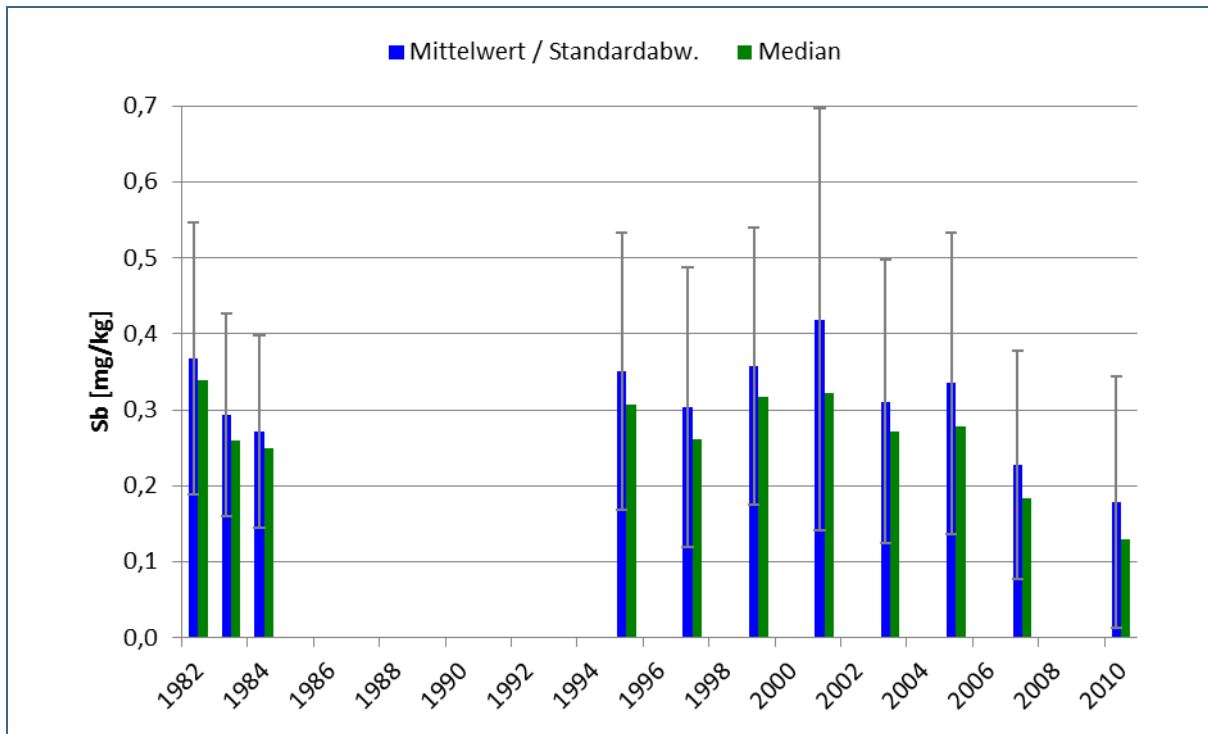


Abb. 16: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Antimongehalte im Moos 1982 – 1984, 1995 – 2010.

4.2.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 17) basiert nur auf den Jahren 1982 bis 1984. In diesem Zeitraum weisen die Standorte in der Südhälfte Bayerns mit Ausnahme des Großraums München generell niedrige Antimongehalte mit meist unter 0,2 mg/kg auf. In der Nordhälfte sind überwiegend Mittelwerte über 0,3 mg/kg festzustellen. Den auffälligsten Mittelwert über 0,8 mg/kg zeigte der Standort J11 / Nürnberg-Worzeldorf in der Nähe des Autobahnkreuzes Nürnberg-Süd. In den 1990er Jahren (Abb. 18) kehrt sich die großräumige Verteilung nahezu um, wie auch im Boxplot dargestellt (Abb. 20). Nach der klaren Differenzierung der 1980er Jahre mit hohen Wertebereichen in der Oberpfalz, in Ober-, Mittel- und Unterfranken und niedrigen Bereichen in Schwaben, Nieder- und Oberbayern finden sich die höchsten Wertebereiche der 1990er Jahre in den südlichen Bezirken Oberbayern und Schwaben, die niedrigsten in der Oberpfalz. Ein Hotspot mit hohen Antimongehalten befand sich im Großraum München. In den 2000er Jahren gleicht sich das Wertenniveau fast flächendeckend an (Abb. 19), allerdings sind mehr Ausreißer auszuweisen als in den vorherigen Dekaden (Abb. 20). Die Standorte, die in mehreren Jahren überdurchschnittliche Antimongehalte aufwiesen waren durchgängig verkehrsbeeinflusste Standorte (z. B. Q11 / Adelzhausen – Autobahn A8, I11/ Nürnberg-Erlenstegener Forst – Autobahnkreuz Nürnberg-Nord, R12 / Olching, R13 / Oberschleißheim, R14 / Pliening, S13 / Perlacher Forst – Großraum München).

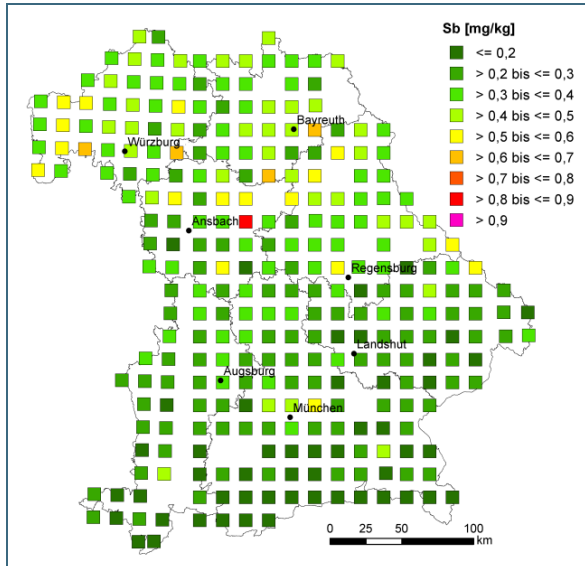


Abb. 17: Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 1982 – 1984

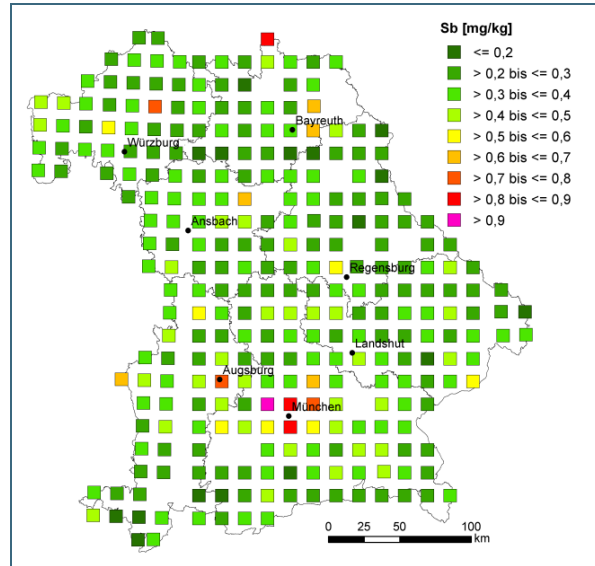


Abb. 18: Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 1995 – 1999

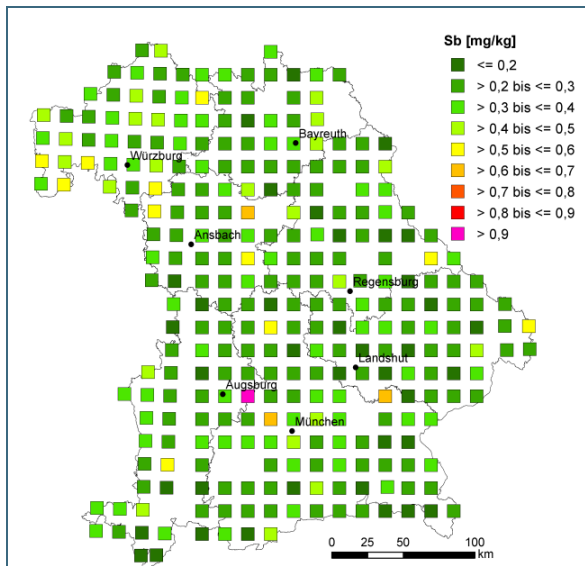


Abb. 19: Räumliche Verteilung von Antimon – Mittelwerte 2001 – 2010

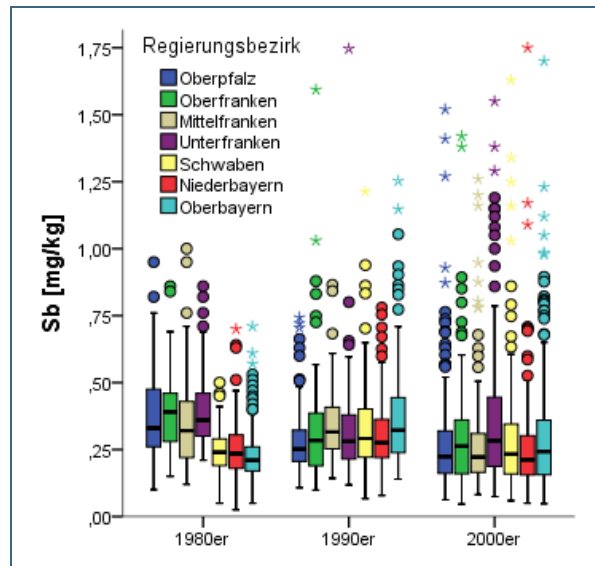


Abb. 20: Boxplot zur Darstellung von Antimon je Dekade und Regierungsbezirk

4.2.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Antimon wird nur der Zeitraum 2001 – 2010 betrachtet (Kapitel 4.2.2). An 25 % der Standorte sind signifikante Trends zu beobachten (Abb. 21); davon nur an zwei Standorten ansteigende Trends auf moderate Gehalte zwischen 0,35 und 0,45 mg/kg.

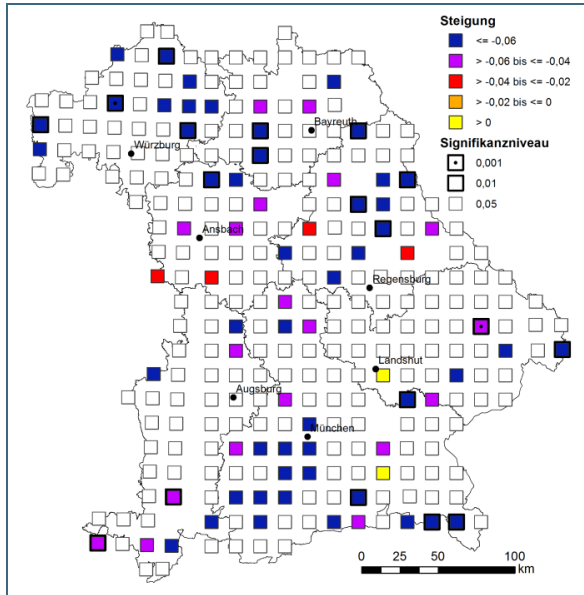


Abb. 21:
Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Antimongehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.2.5 Fazit

Die Zeitreihe der Mediane (Kapitel 4.2.2) zeigt nach indifferenter Entwicklung in den 1990er Jahren ab 2001 stetig sinkende Werte. Die Karten der räumlichen Verteilung veranschaulichen einen interessanten Wechsel der Verteilungsmuster im Beobachtungszeitraum (Kapitel 4.2.3). Während Anfang der 1980er Jahre Nordbayern ein Verbreitungsschwerpunkt höherer Antimongehalte war, kehrte sich das Muster in den 1990er Jahren nahezu um. Dies war vermutlich durch einen Wechsel der dominanten Emissionsquellen aus dem industriellen Bereich und der Kohleverbrennung hin zum Verkehr bedingt. In den 2000er Jahren ist kein großräumiges Verteilungsmuster mehr sichtbar. Knapp 25 % der Standorte sind im Zeitraum 2001 – 2010 durch signifikant sinkende Trends charakterisiert (Kapitel 4.2.4).

Eine der wichtigsten Quellen für Antimon ist derzeit der Verkehr (Kapitel 4.2.1). Dies zeigten auch Untersuchungen der Antimondeposition und von Graskulturen an bayerischen Dauerbeobachtungsstationen bis 2013 (KRAPP & PEICHL 2015). Allerdings gingen sowohl die Deposition als auch die Gehalte in Graskulturen an verkehrsbeeinflussten Standorten bis Ende der 2000er Jahre erheblich zurück und stagnierten bis 2013. Dies scheint mit dem Ersatz von Antimon in Bremsbelägen durch andere Elemente begründet. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt auch die Untersuchung verkehrsbeeinflusster Standorte des Moos-Messnetzes bis 2013 (Kapitel 5).

4.3 Arsen

4.3.1 Verwendung und Emissionsquellen

Neben natürlichen Quellen wie vulkanischen Aktivitäten wird Arsen vor allem durch Verbrennungsprozesse, durch die Erzverarbeitung und den Einsatz in der Landwirtschaft als Pestizid emittiert. SIEWERS & HERPIN (1998) dokumentierten Gehalte von Arsen in Brennstoffen: mittlere Gehalte in Steinkohle von 18 $\mu\text{g/g}$, Braunkohle bis zu 1500 $\mu\text{g/g}$ As. Die Durchschnittsgehalte von Erdöl betragen 0,26 mg/l , von Benzin 0,0015 mg/l .

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) beobachtete bei den Arsen-Emissionen von 1990 bis 1995 eine Abnahme um rund 90 % (Abb. 22). Danach gingen die Emissionen kaum mehr zurück. Hauptemittent war die Energiewirtschaft, die den größten Anteil an der Emissionsminderung bis 1995 hatte. Ab 1995 waren die Emissionen der Energieerzeuger mit im Mittel 4,7 t pro Jahr relativ stabil. Sie waren 2010

noch für 70 % der Arsenemissionen verantwortlich. Nach flüchtigen Emissionen von Festbrennstoffen (13 %) rangierte auf Rang 3 der Arsenemittenten der Straßenverkehr mit rund 7 %, dessen Emissionen von 1990 bis 2010 um rund 30 % zunahmen. Den Verkehr als Emittenten für Arsen bestätigten auch ZECHMEISTER et al. (2005) in einer Untersuchung von Moosen entlang von Transekten an stark befahrenen Straßen Österreichs.

4.3.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Arsengehalte sinken von Anfang der 1980er Jahre bis Anfang der 2000er um über 80 % und stagnieren seitdem auf niedrigem Niveau von deutlich unter 0,2 mg/kg (Abb. 19). Auch die Standardabweichungen und Abstände der Mittelwerte zu den Medianen nehmen ab, was darauf hindeutet, dass weniger Extremwerte auftraten. Während über den Gesamtzeitraum ein hochsignifikanter fallender Trend festzustellen ist, ist für die letzte Dekade kein signifikanter Trend mehr erkennbar (Tab. 2).

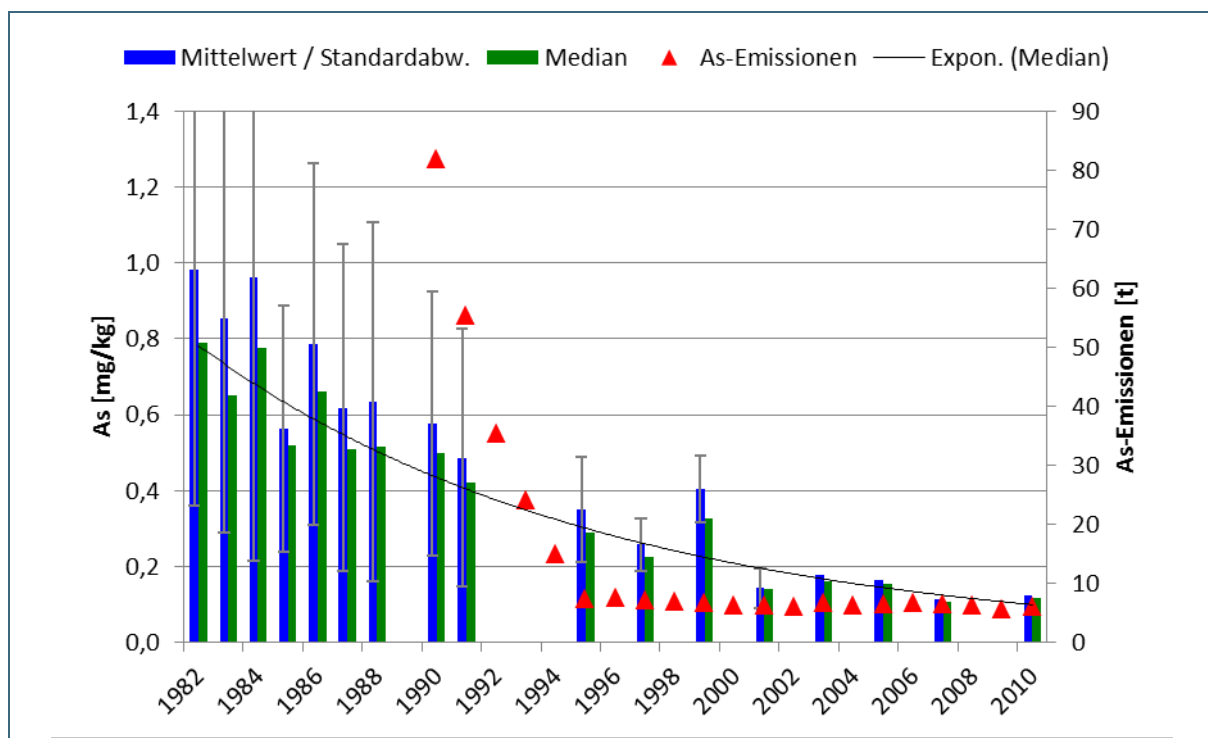


Abb. 22: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Arsengehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 0,62 mg/kg, 1983: 0,57 mg/kg, 1984: 0,74 mg/kg), sowie nationale Arsen-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).

Gegenüber den vom UMWELTBUNDESAMT (2012) dargestellten Arsen-Emissionen (Kapitel 4.3.1) mit einem extremen Rückgang von 1990 bis 1995 zeigt sich im Moos-Median im gleichen Zeitraum ein langsamerer Rückgang der Arsengehalte. Differenziert man aber zwischen den Belastungsräumen in Nordostbayern und den minder belasteten Regionen Südbayerns lässt sich die Auswirkung der extremen Emissionsminderung vor allem in Nordostbayern besser nachvollziehen (vgl. Kapitel 4.3.3). Wie die Arsen-Emissionen bereits seit 1995, stagnieren die Arsengehalte im Moos seit der Jahrtausendwende.

1993 lagen über 90 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze, daher werden hierfür keine Mittelwerte angegeben.

4.3.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die räumliche Darstellung der arithmetischen Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 23) belegt höhere Gehalte über 1,4 mg/kg im Nordosten Bayerns sowie niedrige Arsengehalte vor allem in Südwestbayern. Die Karte der Mittelwerte der 1990er Jahre (Abb. 24) zeigt wegen der stärkeren Abnahme in Nordostbayern ein generell niedrigeres Niveau von meist unter 0,6 mg/kg. Nur vereinzelt lagen die Mittelwerte noch über 1,0 mg/kg. Die Mittelwerte der 1980er Jahre nahmen gegenüber den 1990er Jahren an den südbayerischen Standorten von rund 0,5 mg/kg um rund 0,2 mg/kg ab, während die Gehalte an den nordostbayerischen Standorten erheblich stärker von 1,4 mg/kg um rund 0,8 mg/kg sanken. Die Mittelwerte der 2000er Jahre (Abb. 25) liegen flächendeckend auf einem sehr niedrigen Niveau von meist unter 0,2 mg/kg. Nur der Standort O18 / Landau a. d. Isar zeigte ein höheres Wertenniveau.

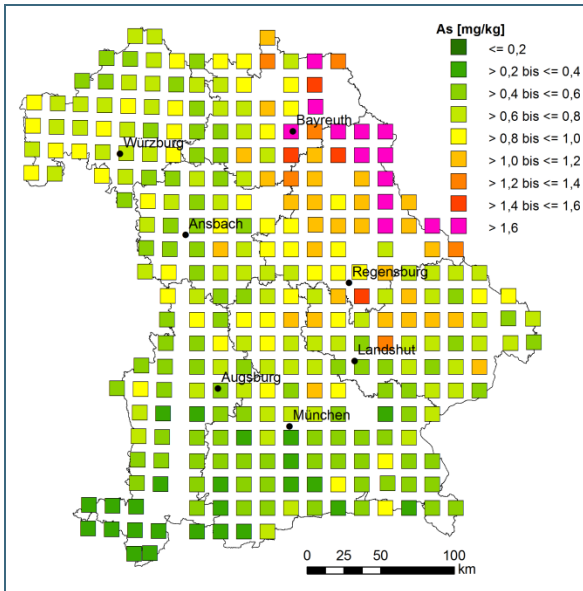


Abb. 23: Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 1982 – 1990

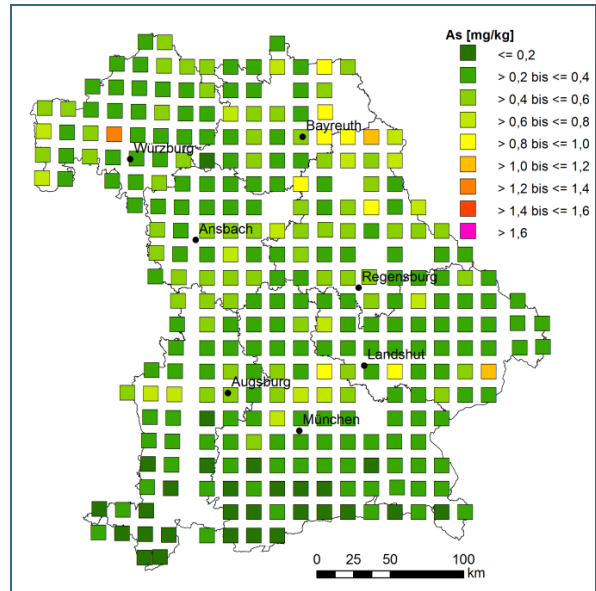


Abb. 24: Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 1991 – 1999

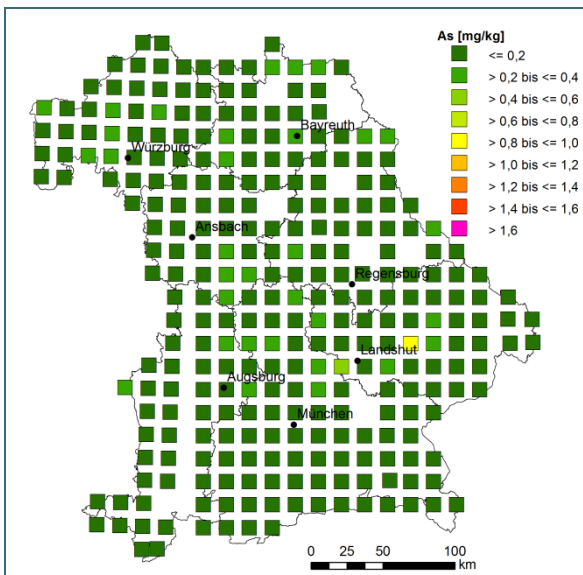


Abb. 25: Räumliche Verteilung von Arsen - Mittelwerte 2001 – 2010

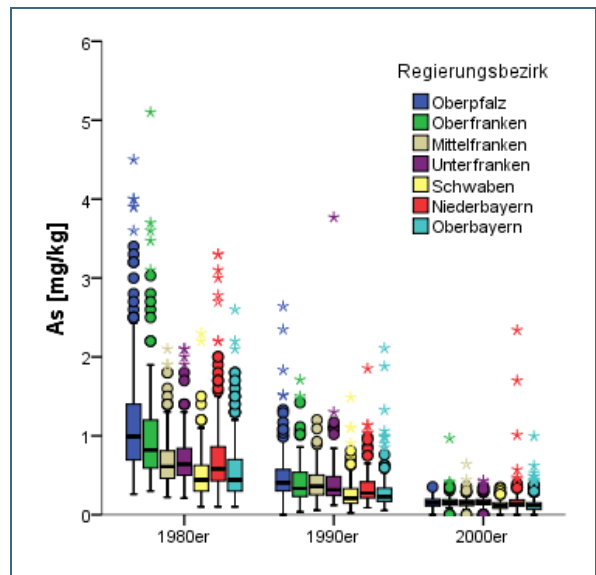


Abb. 26: Boxplot zur Darstellung von Arsen je Dekade und Regierungsbezirk

Der zusammenfassende Boxplot (Abb. 26) stellt das erheblich höhere Wertenniveau der 1980er Jahre in der Oberpfalz und Oberfranken gegenüber den südlicheren Regierungsbezirken dar, das sich in den 1990er Jahren deutlich vermindert. Bis in die 2000er Jahre finden sich kaum mehr Unterschiede zwischen den Regierungsbezirken. Ausreißer über 1 mg/kg waren nur noch vereinzelt in Niederbayern zu finden.

4.3.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für den Beobachtungszeitraum 1982 – 2010 liegen für nahezu alle Standorte signifikant fallende Trends der logarithmierten Arsengehalte vor. An 90 % der Standorte sind die Trends hoch bzw. sehr signifikant (Abb. 27). Die am stärksten fallenden Trends finden sich vorwiegend in Nordostbayern, wo es in den 1980er Jahren auch die höchsten Arsenbelastungen gab. Doch auch in allen anderen Regionen Bayerns sind hoch signifikante Abnahmen zu finden.

Für die Dekade 2001 – 2010 sind nur noch für 21 Standorte signifikante Trends festzustellen (Abb. 28). Davon weisen drei Standorte steigende Trends auf, allerdings nur auf Wertenniveaus von maximal 0,3 mg/kg.

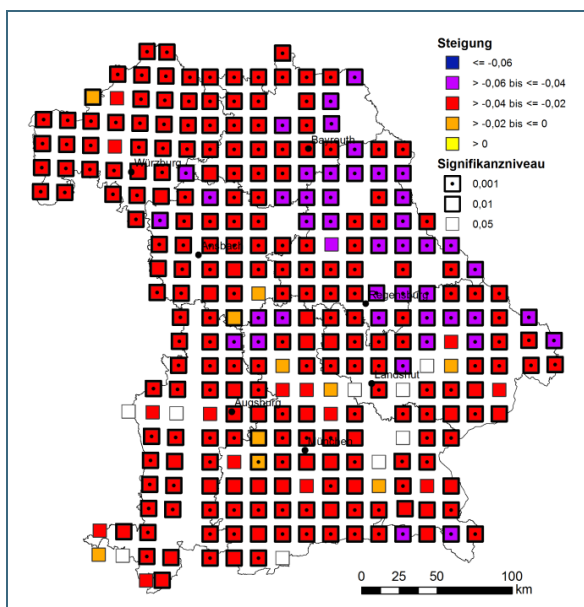


Abb. 27: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Arsengehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

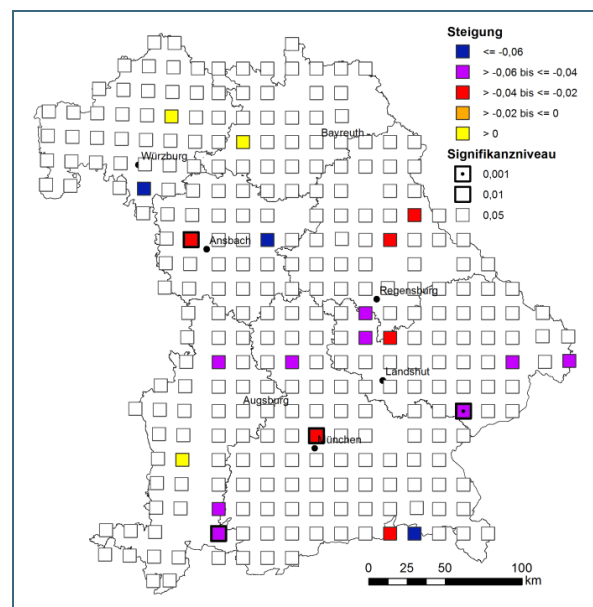


Abb. 28: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Arsengehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.3.5 Fazit

In Folge der industriellen Veränderungen und Luftreinhaltemaßnahmen nach der deutschen Wiedervereinigung und der Auflösung des Ostblocks kam es bei Arsen im Verlauf der 1990er Jahre zu einer erheblichen Reduktion der Emissionen (Kapitel 4.3.2). Das vorher bestehende ausgeprägte Wertegefälle von Nordost- nach Südbayern löste sich bis in die 2000er Jahre vollkommen auf, die Arsengehalte im Moos sanken nahezu bayernweit auf Mittelwerte unter 0,2 mg/kg. In der Dekade 2001 bis 2010 ist nur noch für wenige Standorte ein weiterer signifikanter Rückgang der Arsengehalte im Moos festzustellen. Die Werte scheinen sich auf niedrigem Niveau zu stabilisieren. Dies bestätigen auch Untersuchungen der Deposition und des Biomonitorings an den Dauerbeobachtungsstationen des BayLfU. Auch hier ist seit Anfang der 2000er Jahre keine signifikante Reduktion von Arsen zu beobachten.

4.4 Barium

4.4.1 Verwendung und Emissionsquellen

Barium ist mit 0,65 ‰ am Aufbau der Erdkruste beteiligt und kommt in vielen Mineralien wie Schwer-
spat (Bariumsulfat) vor (SIEWERS et al. 2000). Verwendet wird Baryt z. B. als Zusatz für Bohrspülungen
zur Erhöhung der Dichte, als Farbpigment in Papieren, als Kontrastmittel bei Röntgenuntersuchungen,
als Zusatz zu Beton zur Verringerung der Strahlendurchlässigkeit oder bei Kunststoffen zur Minderung
der Schalldurchlässigkeit. Bariumsalze dienen als Farbgeber in Feuerwerksartikeln. Extreme Barium-
einträge in der Staubdeposition wurden um den Jahreswechsel 2011 / 2012 vom BayLfU beobachtet
und auf Feuerwerkskörper zurückgeführt. Elementares Barium wurde in Vakuumröhren von Ferns-
ehern und wird in Sonnenkollektoren eingesetzt (<https://de.wikipedia.org/wiki/Barium>, 24.02.2016).

4.4.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Barium wird im Moos seit 2003 gemessen. Die Mediane sinken von rund 31 mg/kg um 25 % auf
24 mg/kg im Jahr 2010 (Abb. 29, Tab. 2). Die arithmetischen Mittelwerte mit hohen Standardabweichungen
liegen 25 – 50 % höher als die Mediane.

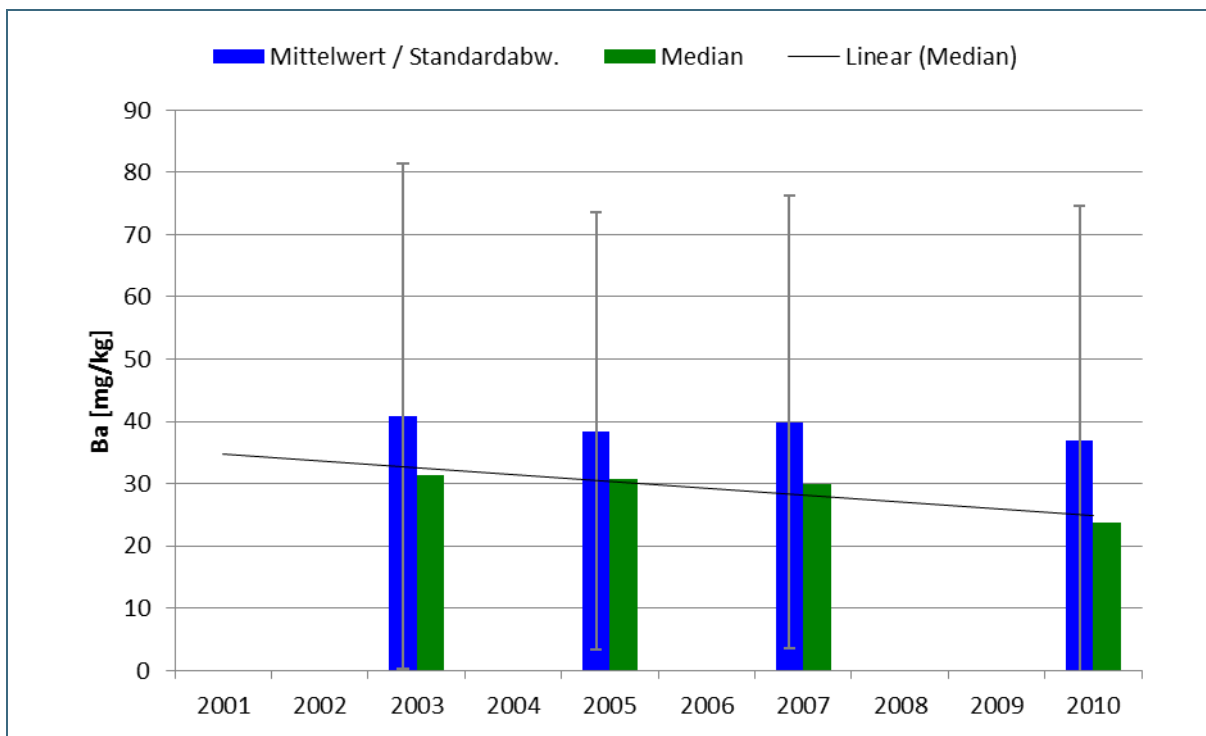


Abb. 29: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bariumgehalte im Moos 2003 – 2010

4.4.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Mittelwerte für Barium zeigt im Zeitraum 2003 – 2010 höhere Gehalte im südlichen Bay-
erischen Wald, in Spessart und Rhön, wo Barytvorkommen gefördert wurden, sowie östlich von Bay-
reuth. In der Südhälfte Bayerns treten hingegen nur vereinzelt höhere Werte auf (Abb. 30). Dement-
sprechend weist der Boxplot (Abb. 31) für Niederbayern und Unterfranken die breitesten Boxen und
höchsten Einzelwerte aus.

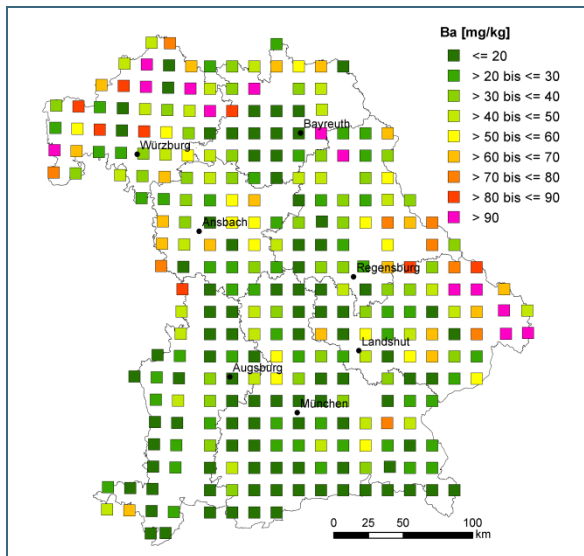


Abb. 30: Räumliche Verteilung von Barium – Mittelwerte 2003 - 2010

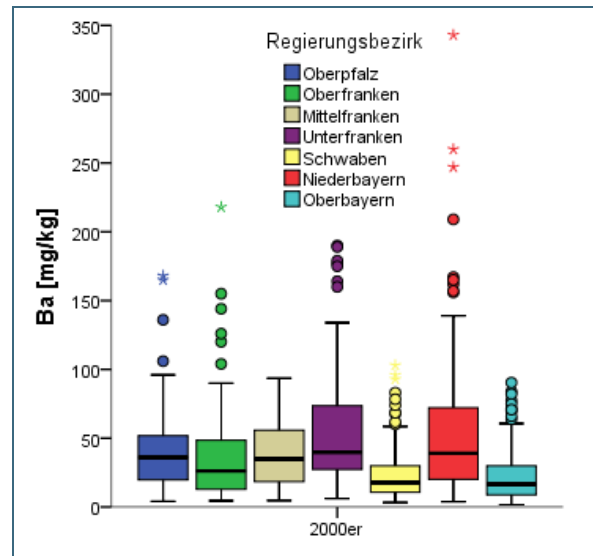


Abb. 31: Boxplot zur Darstellung von Barium je Regierungsbezirk

Mit Abstand die höchsten Gehalte (Mittelwert 264 mg/kg) fanden sich am nahe der österreichischen Grenze gelegenen Standort N23 / Wegscheid. Mit 343 mg/kg im Jahr 2003 überstieg der Barium-Gehalt im Moos den bei SIEWERS et al. (2000) bestimmten Maximalwert im deutschen Moos-Monitoring 1995/96 von 306 mg/kg (in der Nähe eines Abbaus von Bariumsulfat). SUCHAROVA et al. (2008) führten höhere Bariumwerte neben geogenen Staubaufwehungen auf Auswehungen aus Mülldeponien und Abraumhalden zurück. Am Standort E09 / Ebern mit den zweithöchsten Mittelwerten lagen die untersuchten Bäume in der Nähe (ca. 1 km) eines Solarparks, dessen Bau und Betrieb möglicherweise Einfluss auf die Bariumgehalte im Moos hatte (Kapitel 4.4.1).

4.4.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Barium gibt es an 17 Standorten signifikante Trends (Abb. 32). An sechs Standorten sind steigende Trends zu erkennen, davon bei drei Standorten auf ein Wertenniveau von über 80 mg/kg (E04 / Neustadt a. Main, F08 / Geiselwind, L17 / Rettenbach). Zwei dieser Standorte liegen in der Nähe eines Gesteinsabbaus.

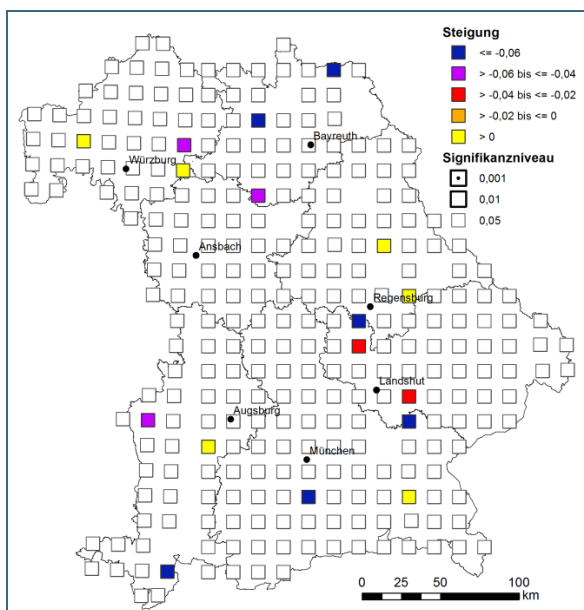


Abb. 32: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bariumgehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.4.5 Fazit

Während die Mediane im Zeitraum 2003 – 2010 sinken, zeigen die arithmetischen Mittelwerte keinen Trend und haben hohe Standardabweichungen (Kapitel 4.4.2). Dies ist auf Standorte mit hohen Bariumgehalten zurückzuführen, die vor allem geogen bedingt sein dürften (Kapitel 4.4.3). Nur für wenige Einzelstandorte liegen signifikante Trends vor (Kapitel 4.4.4).

4.5 Bismut

4.5.1 Verwendung und Emissionsquellen

Bismut wird als Bestandteil niedrigschmelzender Legierungen eingesetzt, sowie in technischen Anwendungen, wie z. B. als Permanentmagnet oder als Phasenwechselmaterial in DVD-RAM. Daneben findet es beispielsweise in Kosmetika, in Lacken und Farben oder in der Medizin als Bismutsalz bei Magendarmkrankungen Verwendung. Die Untersuchung der Staubdeposition und von Bremsbelägen am BayLfU lässt vermuten, dass Bismut auch in Bremsbelägen eingesetzt und beim Bremsvorgang freigesetzt wird (BAYLFU, 2015).

4.5.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Bismutgehalte werden seit 2003 analysiert. Die Mediane sinken kontinuierlich von 0,030 mg/kg auf 0,024 mg/kg und nahmen damit um 20 % ab (Tab. 2). Die arithmetischen Mittelwerte folgen diesem abnehmenden Trend nicht. Sie lagen 2005 und 2007 rund 50 % über den Medianen und wiesen sehr hohe Standardabweichungen auf.

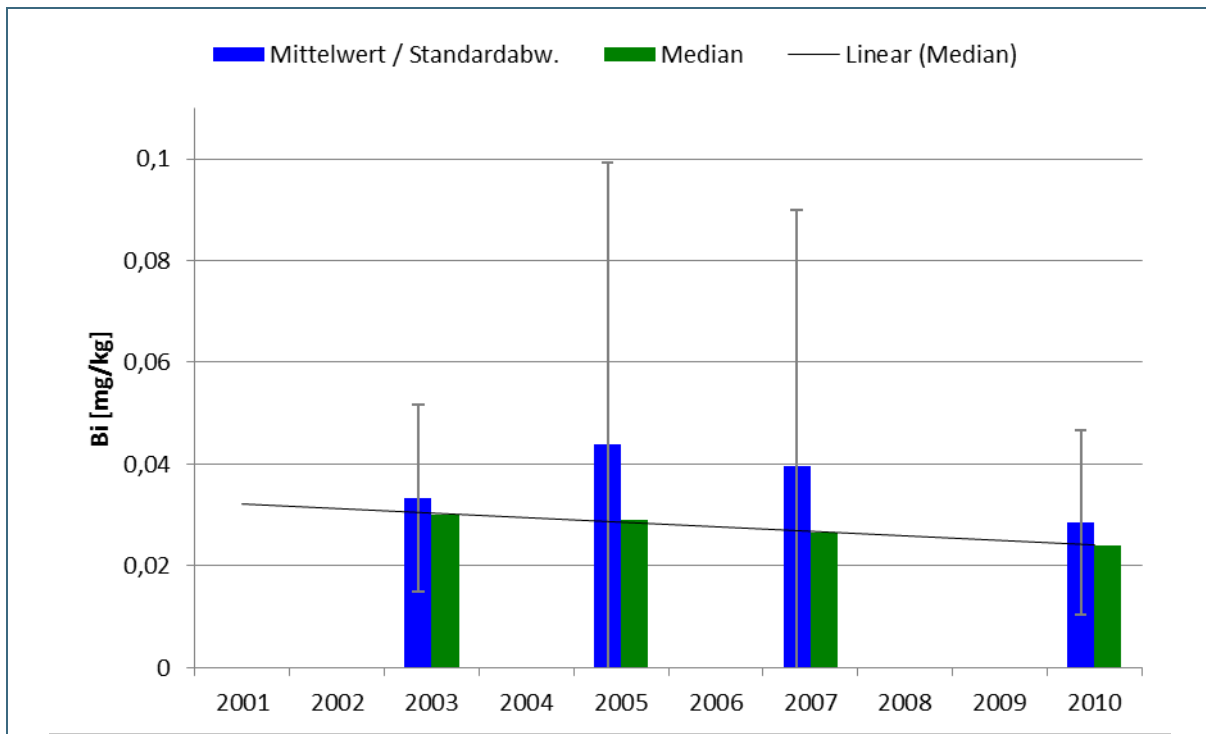


Abb. 33: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bismutgehalte im Moos 2003 – 2010

4.5.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Mittelwerte des Zeitraums 2003 – 2010 (Abb. 34) zeigen außer niedrigen Gehalten im Süden und Südwesten Bayerns kein eindeutiges großräumiges Verbreitungsmuster. Auch aus dem Boxplot ergeben sich bis auf das Fehlen von extremen Ausreißern in Schwaben und eine etwas breitere Box für

Niederbayern kaum Hinweise auf regionale Unterschiede (Abb. 35). Allerdings liegen die Standorte, die in allen vier Beobachtungsjahren Gehalte über 0,07 mg/kg aufwiesen in Südostbayern (N18 / Oberschneidig, N19 / Plattling, R18 / Markt Tüßling, S18 / Kirchweidach). Am Standort N19 / Plattling mit Gehalten weit über 0,1 mg/kg in allen Beobachtungsjahren hatte die in unmittelbarer Nähe vorbeilaufende Hochspannungsleitung möglicherweise Einfluss auf die extremen Bismutgehalte.

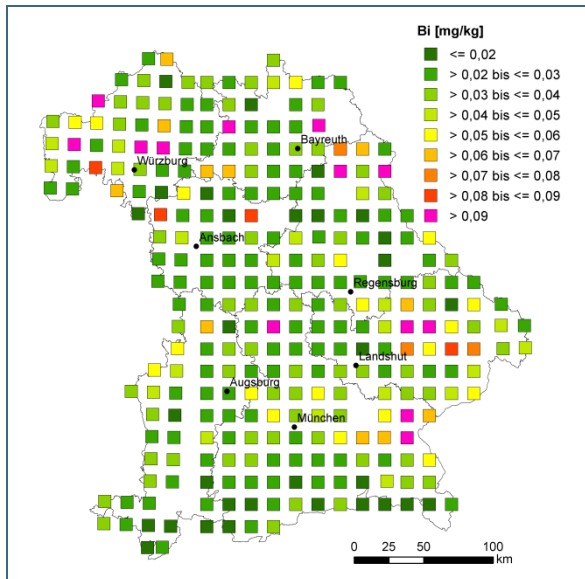


Abb. 34: Räumliche Verteilung von Bismut – Mittelwerte 2003 – 2010

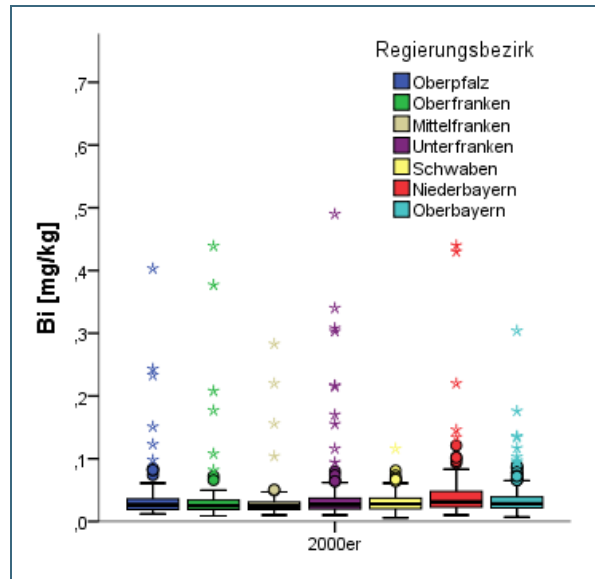


Abb. 35: Boxplot zur Darstellung von Bismut je Regierungsbezirk

4.5.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Bismut gibt es an 16 Standorten signifikante Trends (Abb. 36). Im östlichen Ober- und Niederbayern sind die am stärksten sinkenden Trends sichtbar. An sechs Standorten sind steigende Trends zu erkennen, allerdings erfolgt der Anstieg auf moderate Gehalte von unter 0,05 mg/kg.

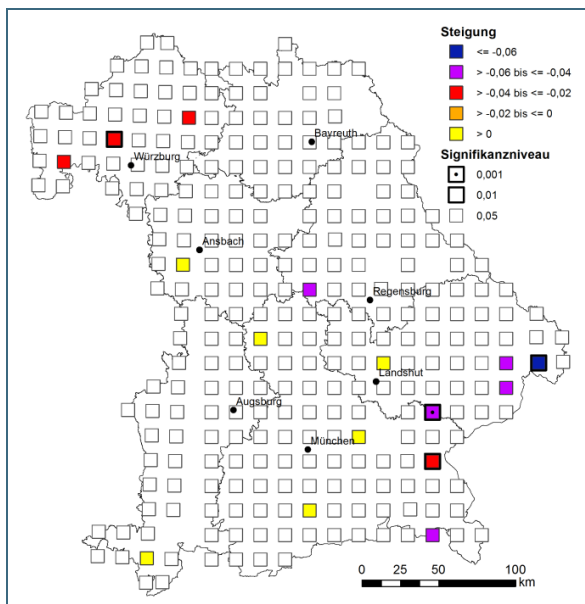


Abb. 36: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bismutgehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.5.5 Fazit

Während die Mediane der Bismutgehalte im Moos kontinuierlich sinken, fanden sich in den Jahren 2005 und 2007 höhere arithmetische Mittelwerte und Standardabweichungen als im Vor- und Folgejahr (Kapitel 4.5.2), was auf eine höhere Anzahl von Standorten mit hohen Bismutgehalten hinweist. Die Auswertung der räumlichen Verbreitung (Kapitel 4.5.3) zeigt keine deutlichen großräumigen Verteilungsmuster für Bismut. Es gab aber neben über Bayern verteilten Standorten mit einmalig höheren Bismutgehalten einige Standorte mit wiederholt hohen Gehalten über 0,08 mg/kg im östlichen Nieder- und Oberbayern. Die Trendbetrachtung (Kapitel 4.5.4) zeigt nur wenige Standorte mit signifikanten Trends an. Gut ein Drittel der Standorte weist steigende Trends auf moderate Gehalte auf.

4.6 Blei

4.6.1 Verwendung und Emissionsquellen

SIEWERS & HERPIN (1998) gaben eine Übersicht über Quellen für Bleiemissionen. EWERS & SCHLIPKÖTER führten 1991 über 90 % der atmosphärischen Blei-Emissionen auf den Straßenverkehr zurück. PETSCHOW et al. vermuteten 1990 höhere Bleiemissionen in den neuen Bundesländern wegen höherer Bleigehalte des dort eingesetzten Treibstoffs. Durch gesetzliche Beschränkungen des Zusatzes von Bleitetraethyl zum Benzin als Antiklopfmittel konnten die Bleiemissionen durch den Verkehr stark gemindert werden. Im Benzinbleigesetz wurde 1971 der Zusatz von Blei in Ottokraftstoffen in der BRD einschränkt, 1978 folgte eine europäische Regelung. 1988 wurde verbleites Normalbenzin in Deutschland vollständig verboten, seit 2001 sind verbleite Kraftstoffe EU-weit verboten.

Weitere Quellen für Bleiemissionen sind die Verbrennung stark schwefelhaltiger Kohlen (ZIEMACKI et al. 1989), die Eisen- und Stahlindustrie, die Verhüttung von Blei-, Kupfer- und Zinkerzen sowie die Verwehung kontaminierten Bodenmaterials (NRIAGU & PACYNA 1988).

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) dokumentiert von 1990 bis Mitte der 1990er Jahre den Straßenverkehr als Hauptemittenten für Blei, dessen Emissionen von 1700 t im Jahr 1990 auf unter 90 t im Jahr 1997 sanken und bis 2010 stabil auf diesem Niveau verharren (Abb. 37). Von 1995 bis 2007 löste die Metallproduktion den Verkehr als Hauptemittenten ab. Ab 2008 gingen in Folge der Wirtschafts- und Finanzkrise die industriellen Emissionen allerdings erheblich zurück und der Straßenverkehr war wieder führender Emittent für Blei.

4.6.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Abnahme der Bleimediane im Moos seit 1982 um 96 % von 41 mg/kg auf 1,9 mg/kg im Jahr 2010 ist hochsignifikant (Tab. 2). Sie spiegelt die Wirksamkeit der gesetzlichen Maßnahmen zur Reduktion der Bleiemissionen wider. Der Abstand der arithmetischen Mittelwerte zu den Medianen und hohe Standardabweichungen weisen bis Anfang der 1990er Jahre auf Einzelstandorte mit erheblich über dem Durchschnitt liegenden Bleigehalten hin. Der Abfall der Mediane von 1999 auf 2001 um fast 50 % deutet darauf hin, dass die Abnahme wegen der methodischen Änderung (Kapitel 3.2) etwas überschätzt worden sein könnte.

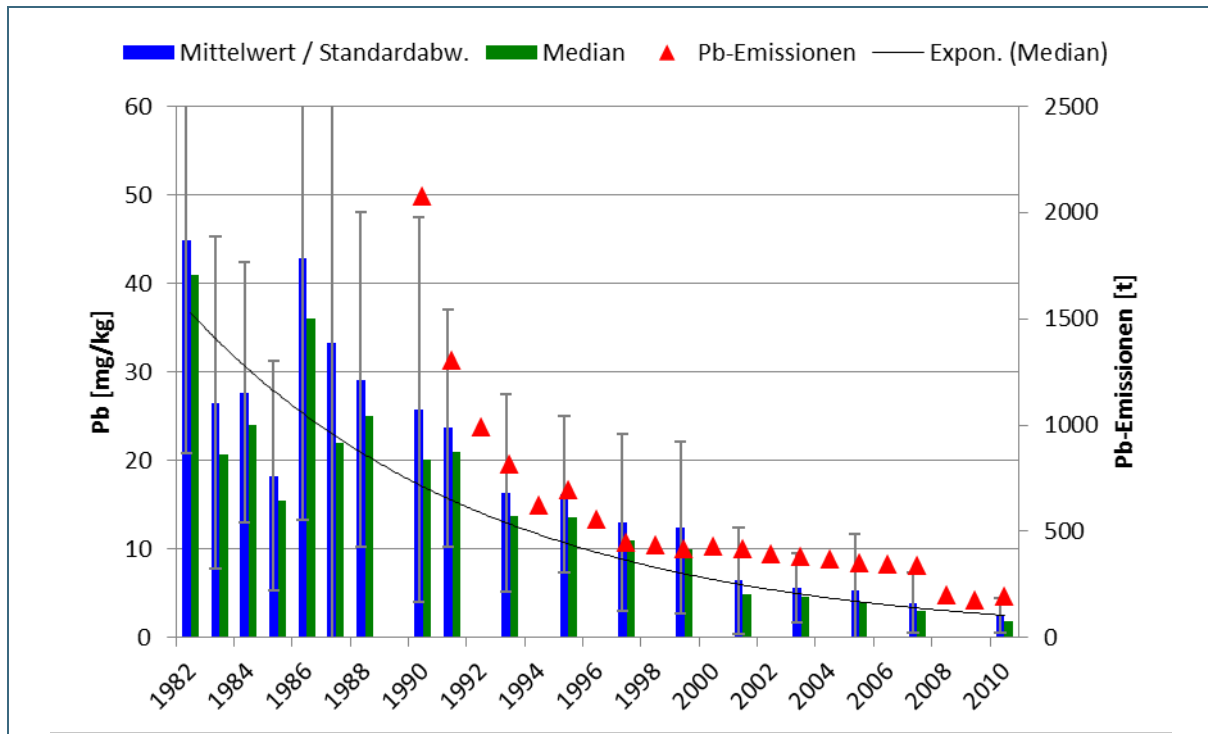


Abb. 37: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Bleigehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 25 mg/kg, 1986: 30 mg/kg, 1987: 34 mg/kg), sowie Blei-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012)

4.6.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die räumliche Verteilung der Bleimittelwerte der 1980er Jahre zeigt zahlreiche Standorte mit Mittelwerten über 40 mg/kg (Abb. 38). Großräumige Verbreitungsschwerpunkte sind mit Unterstützung des Boxplots (Abb. 41) für die Oberpfalz und Unterfranken zu identifizieren und liegen dort überwiegend in den Mittelgebirgsregionen, in denen die Produktionszweige wie die Glasindustrie einen Schwerpunkt hatten. Alle anderen Regierungsbezirke zeigen nahezu identische Werteverteilungen. In den 1990er (Abb. 39) und 2000er (Abb. 40) Jahren geht das Wertenniveau erheblich zurück. Klare räumliche Differenzierungen zeichnen sich nicht mehr ab.

Dennoch gibt es auch in den 1990er und 2000er Jahren einzelne Standorte im Messnetz, die mehrfach überdurchschnittliche Werte aufweisen. Die Umweltbelastung durch Blei ist vor allem an straßen-nahen Standorten (z. B. E03 / Weibersbrunn – Autobahn A3, Q11 / Adelzhausen – Autobahn A8, U19 / Anger – Autobahn A8) erhöht. Daneben gibt es aber bis in die 2000er Jahre auch durch Verkehr unbelastete Standorte mit überdurchschnittlichen Bleigehalten, die wahrscheinlich durch lokale Aufwehungen hoher, geogen bedingter Bleigehalte im Boden verursacht wurden. An den betroffenen Standorten (M21 / Spiegelau und N23 / Wegscheid) liegen die Hintergrundwerte in Böden (Ausgangsgesteinseinheit: Gneis, Migmatit, untergeordnet Glimmerschiefer, z. T. mit Löss und Lösslehm; BAYLFU 2011) zum Teil bei Gehalten von mehr als 100 mg/kg TS und somit sogar über dem Vorsorgewert (40 – 100 mg/kg TM).

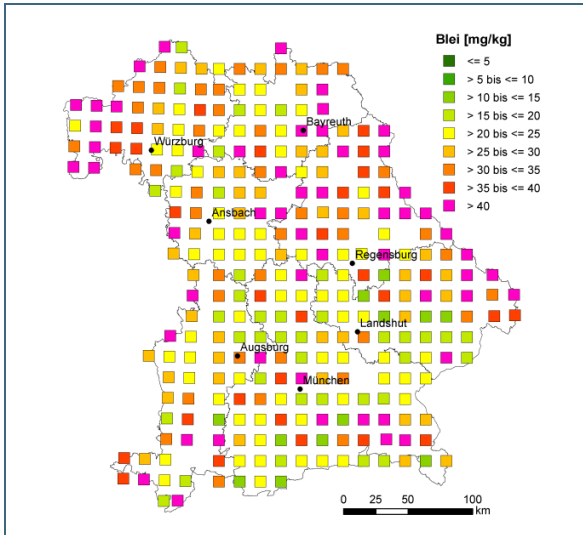


Abb. 38: Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwert 1982 – 1990

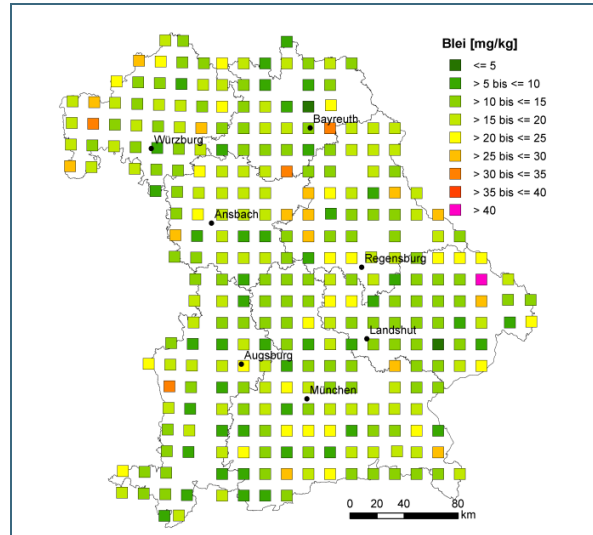


Abb. 39: Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwert 1991 – 1999

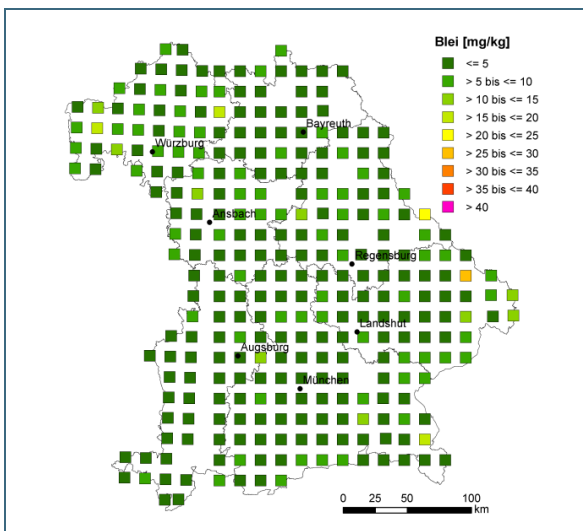


Abb. 40: Räumliche Verteilung von Blei – Mittelwerte 2001 – 2010

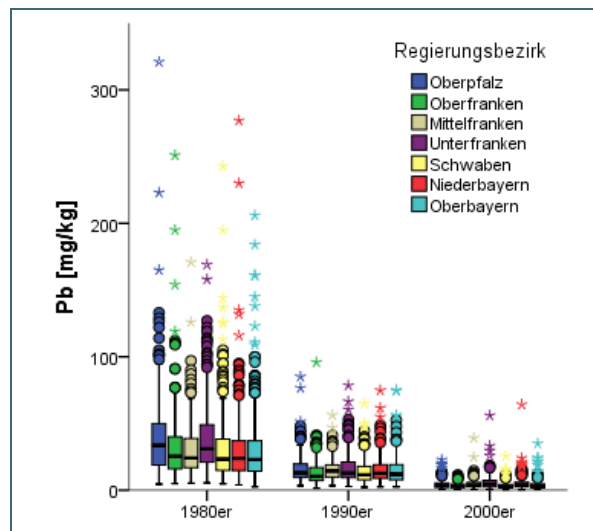


Abb. 41: Boxplot zur Darstellung von Blei je Dekade und Regierungsbezirk

4.6.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Im Zeitraum 1982 – 2010 findet man an nahezu allen Standorten hochsignifikante fallende Trends für die Bleigehalte im Moos. Für die Trends ist keine eindeutige räumliche Differenzierung in Bayern zu beobachten (Abb. 42). An den beiden in Kapitel 4.6.3 beschriebenen Standorten M21 / Spiegelau und N23 / Wegscheid sind Steigungen und Signifikanzen geringer als an den meisten anderen Standorten, da vermutlich durch lokale Aufwehungen von Verwitterungsmaterial mit hohen geogenen Bleigehalten auch in den 2000er Jahren im Moos noch Bleigehalte über 60 mg/kg ermittelt werden.

Für den Zeitraum 2001 – 2010 sind noch an 28 % der Standorte signifikante Trends erkennbar (Abb. 43). Nur ein Standort wies einen ansteigenden Trend auf, allerdings auf sehr niedrigem Wertenniveau von unter 5 mg/kg.

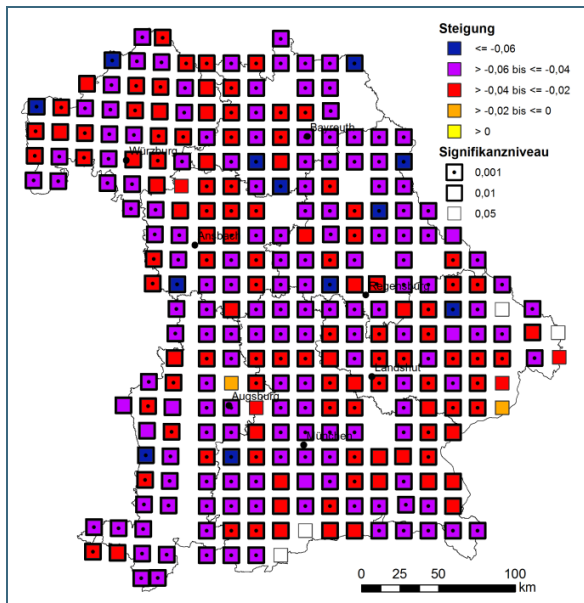


Abb. 42: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bleigehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

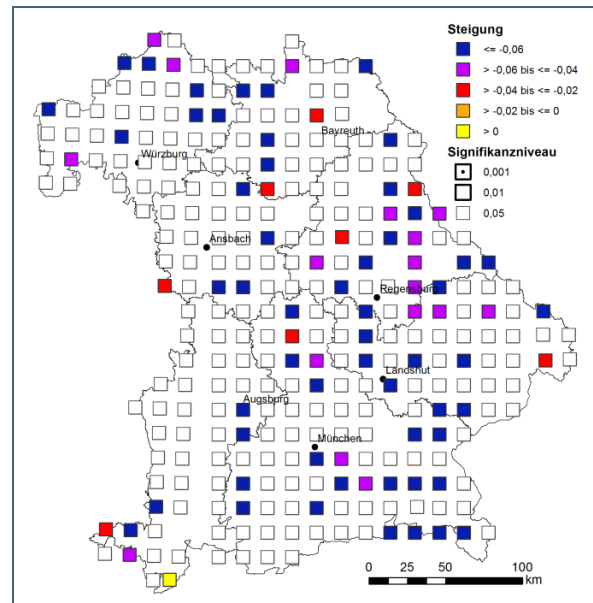


Abb. 43: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Bleigehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.6.5 Fazit

Von allen langjährig beobachteten Metallen ist Blei das Element mit dem stärksten Rückgang im Zeitraum 1982 – 2010 um 96 % (Kapitel 4.6.2). Auch in der letzten Dekade 2001 – 2010 ist die Reduktion größer als bei allen anderen untersuchten Elementen. Die Darstellung der Mittelwerte je Standort zeigt in den 1980er Jahren noch Verbreitungsschwerpunkte in den Mittelgebirgsregionen Unterfrankens und der Oberpfalz. In den späteren Dekaden sind keine klaren Verbreitungsmuster mehr erkennbar (Kapitel 4.6.3). Die Trendanalysen (Kapitel 4.6.4) zeigen keine räumlichen Schwerpunkte. Die Abnahmen über den Zeitraum 1982 – 2010 sind an nahezu allen Standorten hochsignifikant. Für den Zeitraum 2001 – 2010 sind noch an knapp 30 % der Standorte signifikante Abnahmen der Bleigehalte im Moos zu beschreiben.

Auch die Untersuchung des Staubbiederschlags im Rahmen der bayerischen Dauerbeobachtung (BAYLFU, 2015) zeigt für den Zeitraum 2001 – 2010 eine Abnahme in vergleichbarer Größenordnung. Allerdings fand hier in den letzten Jahren bis 2014 keine weitere Reduktion der Bleideposition statt. Die Depositionsraten stagnieren bzw. schwanken auf niedrigem Niveau. Die Ergebnisse aus dem europäischen und bundesweiten Moos-Monitoring liegen in der gleichen Größenordnung wie in Bayern (Kapitel 3.5.1).

4.7 Cadmium

4.7.1 Verwendung und Emissionsquellen

SIEWERS & HERPIN (1998) dokumentierten als Quellen für Cadmiumemissionen die Buntmetallproduktion und -verarbeitung von Zink-, Kupfer und Bleierzen, die Verbrennung fossiler Brennstoffe und Müll sowie die Stahlerzeugung (NRIAGU & PACYNA 1988, STOEPLER 1991, ZIEMACKI et al. 1989). Außerdem wird es zum Färben von Glas. Cadmium ist Bestandteil von Rohphosphaten und Naturkalken und gelangt als Mineraldünger, Kalk oder Klärschlamm auf landwirtschaftliche Nutzflächen.

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) wies für das Jahr 1990 Cadmium-Emissionen von rund 17 t jährlich aus, die sich bis 2010 mit rund 5 t auf ca. 30 % des Ursprungsniveaus reduzierten (Abb. 44). Von 1990 – 1994 war ein Rückgang um 50 % zu beobachten, der vor allem auf den Rückgang der Cadmiumemissionen aus der Energiewirtschaft zurückzuführen war. Von 1995 bis 2004 war die Metallproduktion mit bis zu 7 t jährlich für den größten Teil der Cadmiumemissionen verantwortlich. Ab 2005 waren wieder die Energieerzeuger mit stabilen 4 t jährlich Hauptemittenten für Cadmium.

4.7.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Über den Zeitraum 1982 – 2010 nehmen die Mediane der Cadmiumgehalte im Moos von 0,39 mg/kg auf 0,14 mg/kg und damit um rund 60 % ab (Abb. 44, Tab. 2). Allerdings ist innerhalb der 1980er und 1990er Dekaden keine klare Entwicklung der Mediane erkennbar. In den 1980er Jahren lagen sie meist zwischen 0,4 und 0,5 mg/kg. In den 1990er Jahren sank das Niveau auf rund 0,3 mg/kg. Erst seit 1997 gehen die Mediane stetig zurück und verhalten sich damit ähnlich, wie die vom Umweltbundesamt dokumentierten Cadmiumemissionen (Kapitel 4.7.1). Die Standardabweichungen bleiben im gesamten Beobachtungszeitraum mit im Mittel 0,25 mg/kg gleichmäßig hoch, was auf einige Standorte mit erheblich über dem Mittel liegenden Werten in allen Beobachtungsjahren hindeutet.

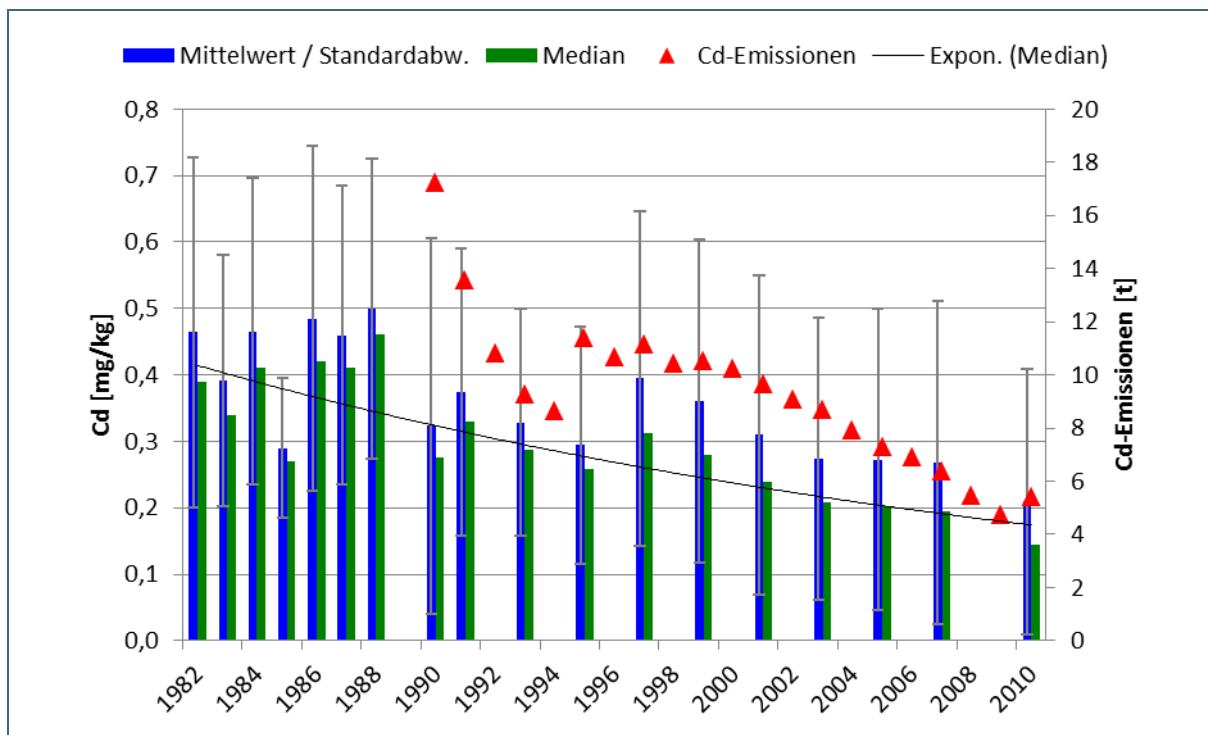


Abb. 44: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cadmiumgehalte im Moos 1982 – 2010, sowie Cadmium-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012)

4.7.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Cadmiumgehalte der drei untersuchten Dekaden zeigen keine klaren Verbreitungsschwerpunkte. In den 1980er Jahren (Abb. 45) fanden sich niedrigere Mittelwerte bis 0,4 mg/kg in der Mitte und im Nordwesten Bayerns. Etwas höhere Mittelwerte waren vor allem im Süden und Nordosten Bayerns lokalisiert. In den 1990er Jahren (Abb. 46) sank das Niveau für Cadmium generell ab. Mittelwerte über 0,7 mg/kg waren vereinzelt noch im äußersten Norden und Osten Bayerns sowie im Großraum München zu finden. In den 2000er Jahren (Abb. 47) ist an den meisten Standorten ein weiteres Absinken der Mittelwerte auf ein Wertenniveau von unter 0,3 mg/kg zu beobachten. Dennoch gibt es weiterhin Standorte mit Mittelwerten über 0,7 mg/kg. Die meisten davon befinden sich in Nordostbayern.

Der Boxplot (Abb. 48) zeigt für die 1980er und 1990er Jahre nur geringfügige Unterschiede zwischen den Wertebereichen aller Regierungsbezirke. In den 2000er Jahren sinken die Wertebereiche der meisten Regierungsbezirke deutlich ab. Nur in der Oberpfalz und Oberfranken sind breitere Wertespanssen erkennbar. Die höchsten Extremwerte finden sich allerdings in allen Dekaden in Oberbayern. Extremwerte bis 2,0 mg/kg traten in allen Dekaden auf.

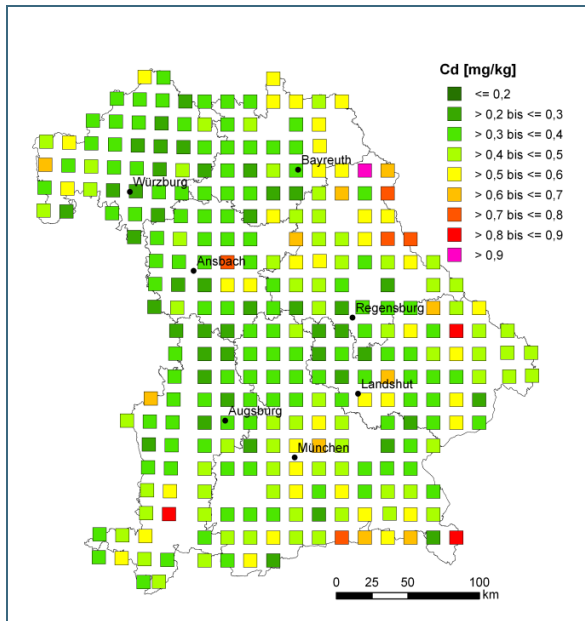


Abb. 45: Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 1982 – 1990

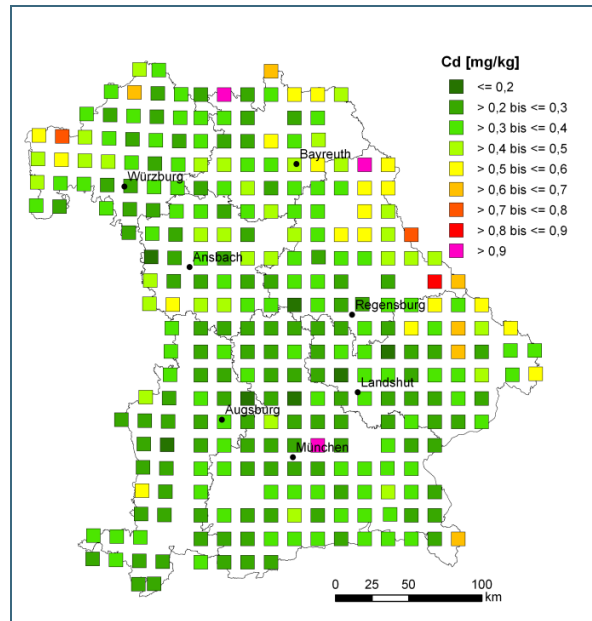


Abb. 46: Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 1991 – 1999

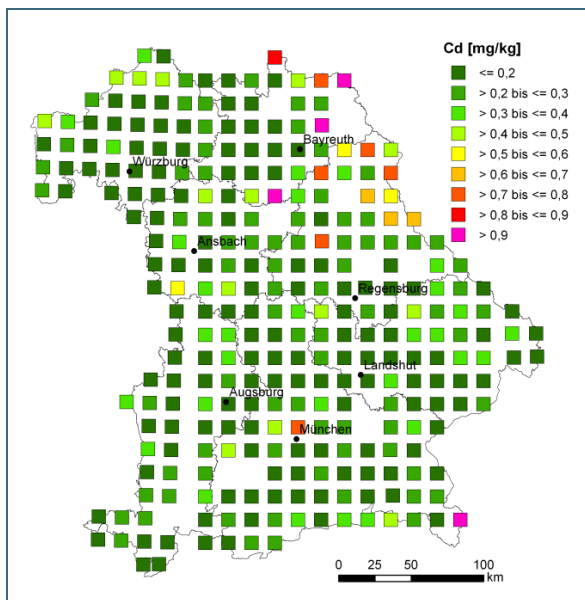


Abb. 47: Räumliche Verteilung von Cadmium – Mittelwert 2001 – 2010

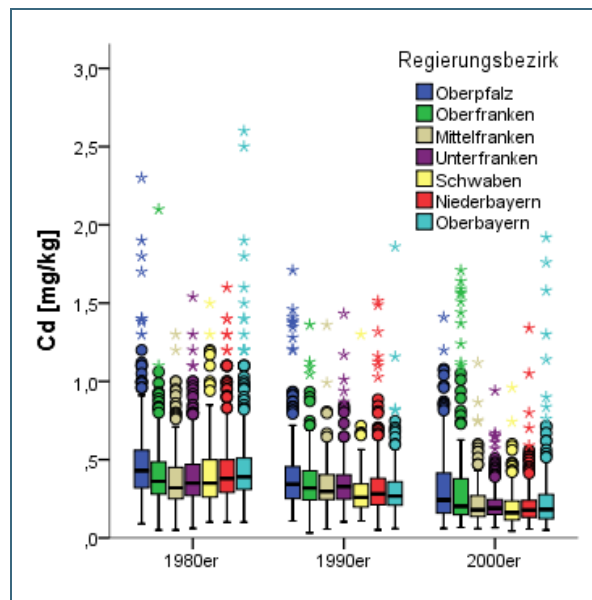


Abb. 48: Boxplot zur Darstellung von Cadmium je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer Mittelfranken 1980er: 3,4 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

Höhere Cadmiumgehalte über 0,7 mg/kg traten an vielen Standorten nur in einzelnen Jahren auf, mit sehr hohen Schwankungsbreiten über die Jahre hinweg (Anhang C). Ab Mitte der 1990er Jahre kristallisierten sich einige Standorte heraus, die regelmäßig von höheren Cadmiumgehalten betroffen

sind. Die entsprechenden Standorte befinden sich meist in der Nähe von Industriebetrieben oder sind stärker durch Verkehr belastet (z. B. C14 / Berg: Gesteinsabbau, C15 / Trogen – Autobahn; E14 / Gefrees – Verkehr; F16 / Mitterteich – Glaswerk (Abb. 153), H12 / Hiltoltstein – Verkehr; V20 / Berchtesgaden – Mautstelle). Auch eine mit epiphytischen Moosen durchgeführte Studie des US Forest Service (DONOVAN et al. 2016) stellte erheblich erhöhte Cadmiumgehalte in der Nähe glasproduzierender Betriebe fest. Verantwortlich dafür war die Verwendung cadmiumhaltiger Farben, die daraufhin eingestellt wurde.

4.7.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für den Beobachtungszeitraum 1982 – 2010 sind an rund 60 % der Standorte signifikante, meist fallende Cadmium-Trends zu verzeichnen (Abb. 49). 20 % sind hoch bzw. 22 % sehr signifikant. Diese Standorte finden sich verteilt über Bayern mit Ausnahme des äußersten Nordostens, wo auch in der letzten Beobachtungsdekade noch höhere Cadmiumgehalte im Moos festzustellen sind. An vier Standorten sind steigende Trends auszuweisen, davon zeigen die verkehrsbeeinflussten Standorte C15 / Trogen und E14 / Gefrees nach unauffälligen Gehalten in den 1980er und 1990er Jahren ab 2003 einen Anstieg auf Cadmiumgehalte deutlich über 1 mg/kg.

Im Zeitraum 2001 – 2010 haben nur noch rund 15 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 50). Nur die abnehmenden Trends zeigen hohe Signifikanzniveaus. Drei Standorte sind durch steigende Trends charakterisiert: den stärksten Anstieg verzeichnet Standort B07 / Wollbach, an dem die Cadmiumgehalte von unter 0,2 mg/kg auf knapp 0,7 mg/kg anstiegen.

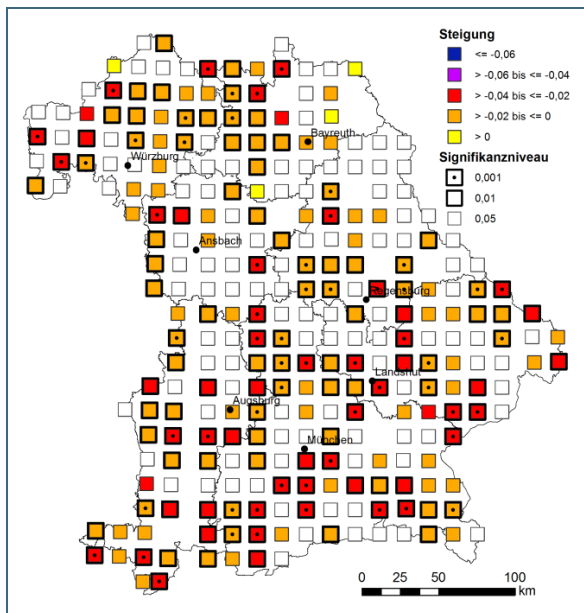


Abb. 49: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cadmiumgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

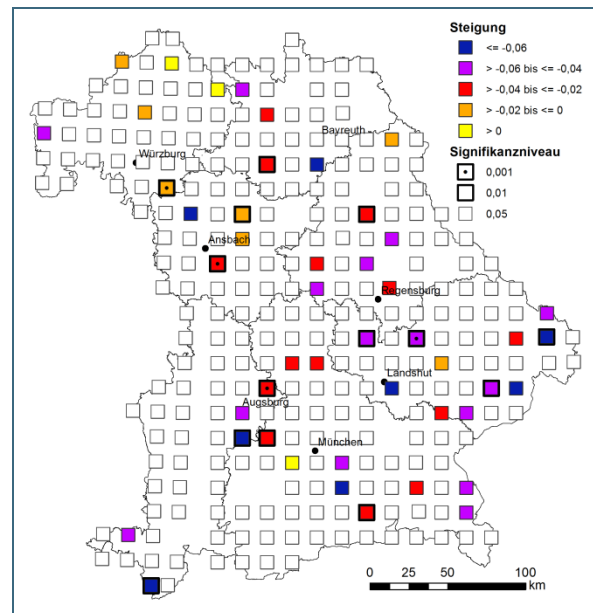


Abb. 50: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cadmiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.7.5 Fazit

Nach unregelmäßigen Schwankungen vor allem in den 1980er Jahren sinken die Cadmiummittelwerte seit 1997 kontinuierlich ab. Die hohen Standardabweichungen deuten in allen Beobachtungsjahren auf einzelne Standorte mit überdurchschnittlichen Werten hin (Kapitel 4.7.2). Die Auswertung der räumlichen Verteilung kann für die 1980er und 1990er Jahre keine klaren Verbreitungsschwerpunkte ausweisen, einzelne Standorte mit höheren Cadmiumgehalten fanden sich verteilt über Bayern. Erst in den 2000er Jahren liegt ein Schwerpunkt deutlich höherer Cadmiumgehalte in den nordöstlichen Re-

gierungsbezirken (Kapitel 4.7.3). Die Quellen für Cadmium lassen sich oft nicht eindeutig lokalisieren, da vor allem in den 1980er und 1990er Jahren an vielen Standorten hohe Schwankungen auftraten. Die regelmäßig von hohen Cadmiumgehalten betroffenen Standorte lassen auf den Verkehr und lokale Industriebetriebe als Emittenten schließen. Die Trendkarten für den Gesamtzeitraum zeigen im Gegensatz zu Elementen wie Arsen, Blei oder Vanadium weniger Standorte mit signifikant abnehmenden Trends sowie geringere Abnahmen (Kapitel 4.7.4).

4.8 Cäsium

4.8.1 Verwendung und Emissionsquellen

Cäsium ist ein seltenes Element der Erdkruste. Es tritt vergesellschaftet mit Kalium vor allem in Alkalifeldspäten, in Glimmern, in Salzlagerstätten und Pollucit führenden Gesteinen auf. Durch Verwitterung freigesetztes Cäsium wird durch Bodenmaterial stark adsorbiert (BayLfU 2005). Es findet technisch begrenzt Verwendung z. B. in Glühkathoden, Generatoren oder Vakuumröhren. In der Natur ist es seltenes Begleitelement in Kalium- oder Alkalimetallsalzen.

4.8.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Cäsium wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von ihrem Höchststand im Jahr 2003 mit 0,080 mg/kg um rund 40 % (Tab. 2) auf 0,044 mg/kg im Jahr 2010 (Abb. 51). Die arithmetischen Mittelwerte mit hohen Standardabweichungen liegen bis knapp 60 % über den Medianen, was auf Standorte mit Werten erheblich über dem Durchschnitt hinweist.

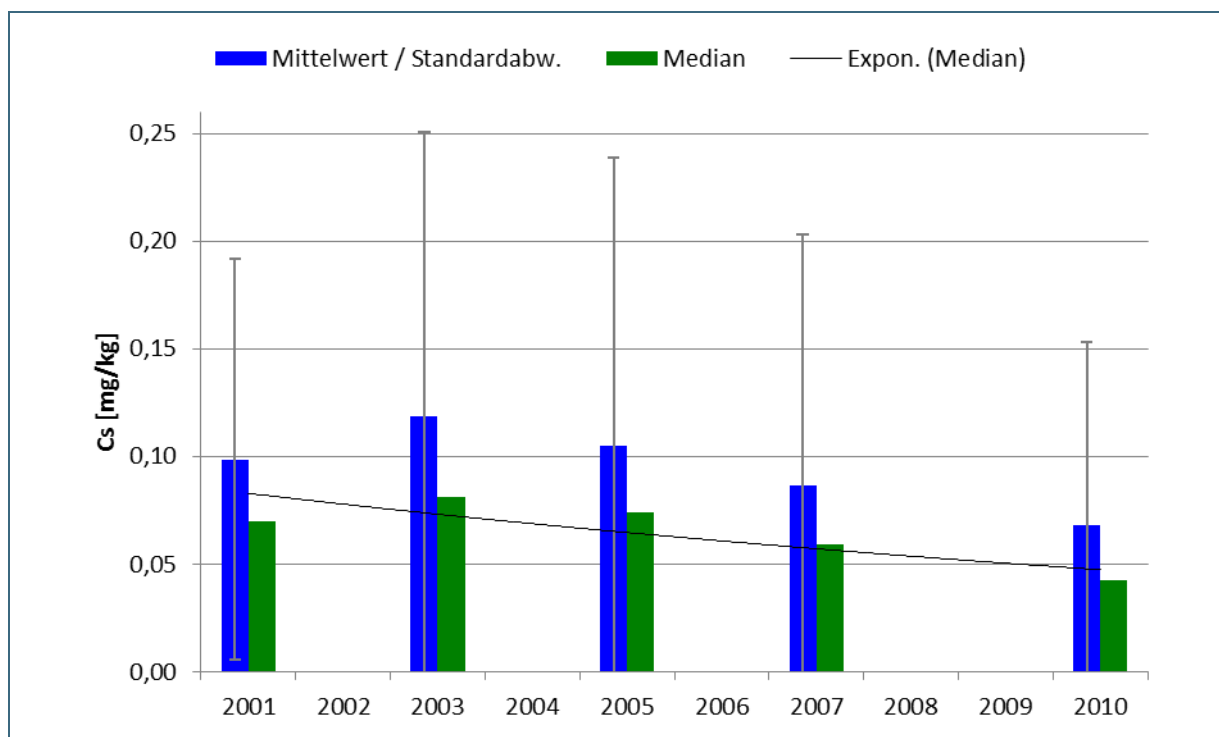


Abb. 51: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cäsiumgehalte im Moos 2001 – 2010

4.8.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Cäsium-Mittelwerte zeigt bis auf wenige Standorte bayernweit ein recht einheitliches Niveau unter 0,4 mg/kg. Gehalte über 0,5 mg/kg in fast allen Beobachtungsjahren wurden an Standorten im Fichtelgebirge (F15 / Pullenreuth, F16 / Mitterteich) und im Bayerischen Wald (L22 / Mauth, M23 /

Pleckensteiner Wald) sowie an K12 / Freystadt gemessen (Abb. 52). Auch der Boxplot (Abb. 53) zeigt die breitesten Boxen und die höchsten Einzelwerte in der Oberpfalz und Niederbayern an, wohingegen die niedrigsten Gehalte in Unterfranken und Schwaben auftreten. SIEWERS et al. (2000) fanden die höchsten Cäsium-Gehalte in Deutschland im sächsischen Erzgebirge. Die Befunde von SUCHAROVA et al. (2008) bestätigen höhere geogen bedingte Cäsiumgehalte in tschechischen Grenzregionen zu Bayern.

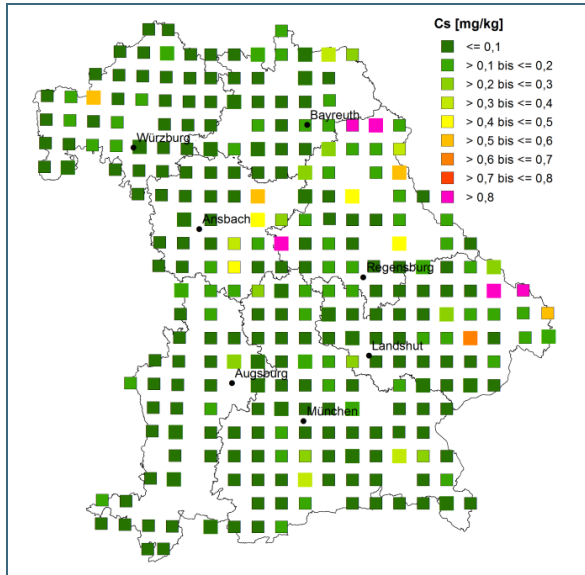


Abb. 52: Räumliche Verteilung von Cäsium – Mittelwerte 2001 – 2010

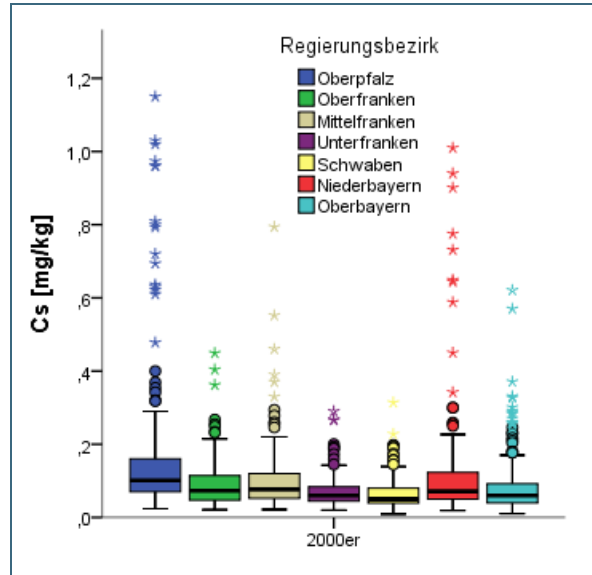


Abb. 53: Boxplot zur Darstellung von Cäsium je Regierungsbezirk

4.8.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Die Trendberechnung zeigte für rund 15 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 54). Die betroffenen Standorte sind über Bayern verteilt und wiesen in alle Jahren Gehalte unter 0,2 mg/kg auf. An zwei Standorten wurden steigende Trends festgestellt. Am Standort M22 / Waldkirchen mit zunehmendem Trend stiegen die Werte nur auf einen moderaten Gehalt von 0,26 mg/kg.

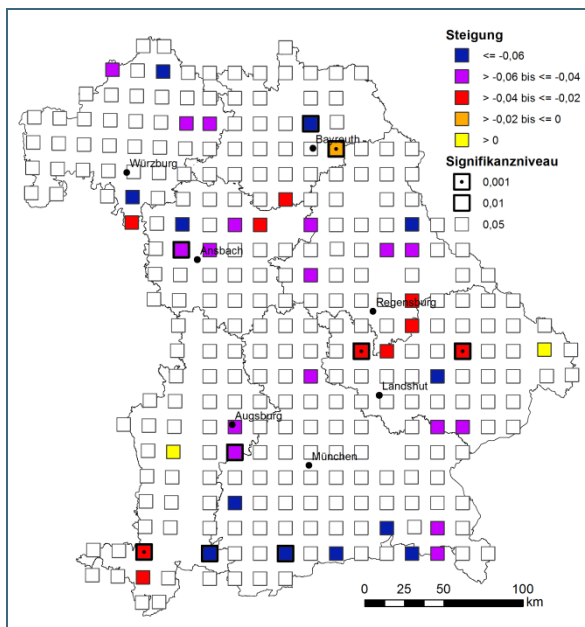


Abb. 54: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cäsiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.8.5 Fazit

Der höchste Cäsium-Median wurde 2003 ermittelt. Bis 2010 sinken die Mediane um rund 40 %. (Kapitel 4.8.2). Die Standorte mit vermutlich geogen bedingten höheren Werten über 0,5 mg/kg befinden sich im Fichtelgebirge und Bayerischen Wald sowie bei Freystadt im Vorland der Frankenalb (Kapitel 4.8.3). Die Trendberechnung liefert für rund 14 % der Standorte fallende Trends, aber keine großräumigen Verteilungsmuster. An zwei Standorten finden sich steigende Trends, allerdings auf niedrigem Wertenniveau (Kapitel 4.8.4).

4.9 Cer

4.9.1 Verwendung und Emissionsquellen

Cer gehört zu den Lanthanoiden und damit zu den Metallen der seltenen Erden. Es kommt in der Natur in Mineralien vergesellschaftet mit anderen Lanthanoiden vor und ist das häufigste Element dieser Gruppe in der Erdkruste. Cer wird meist als Mischmetall zusammen mit den vergesellschafteten Seltenerd-Mineralien verwendet als Zusatz für Aluminium- und Eisenbasislegierungen, für Zündsteine und Funkenregen. Reine Cer-Verbindungen werden z. B. in Katalysatoren, in Spezialgläsern oder zur Regeneration von Rußpartikelfiltern im Kraftstoff gelöst verwendet (<https://de.wikipedia.org/wiki/Cer>, 21.9.15). Der Haupteintrag in die Atmosphäre erfolgt aus geogenen Quellen (REIMANN & CARITAT 1998).

4.9.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Cer wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,60 mg/kg im Jahr 2001 mit einem Maximum von 0,71 mg/kg im Jahr 2003 auf 0,30 mg/kg im Jahr 2010. Die Abnahme ab 2003 beträgt rund 50 % (Tab. 2).

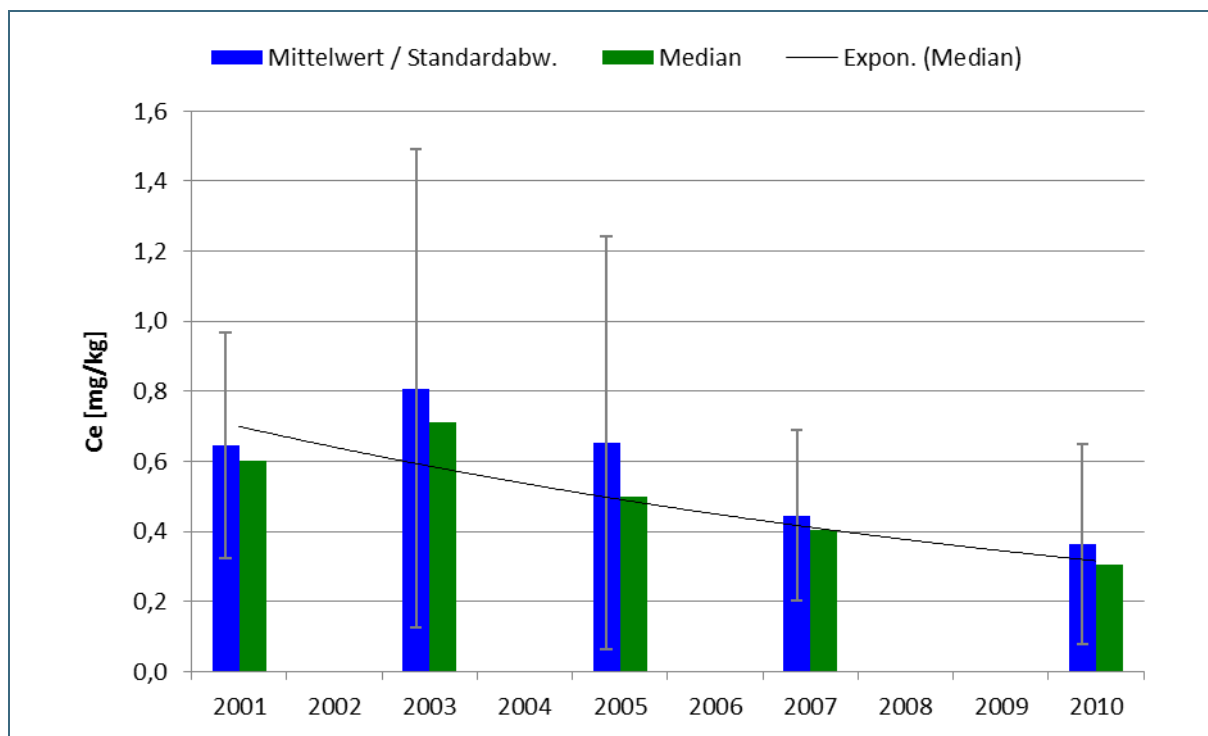


Abb. 55: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Cergehalte im Moos 2001 – 2010

4.9.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die meisten Mittelwerte der Jahre 2001 – 2010 über 1,0 mg/kg Cer befinden sich in Niederbayern, ansonsten vereinzelt über Bayern verteilt (Abb. 56). Nur in Südbayern wurden generell geringere Werte gemessen, wie auch der Boxplot mit den niedrigsten Boxen in Schwaben und Oberbayern zeigt (Abb. 57). Hohe Werte an Standorten in der Nähe von Abbaugebieten (C14 / Berg, E05 / Karlstadt, O18 / Landau a. d. Isar) deuten auf eine geogene Herkunft von Cer hin.

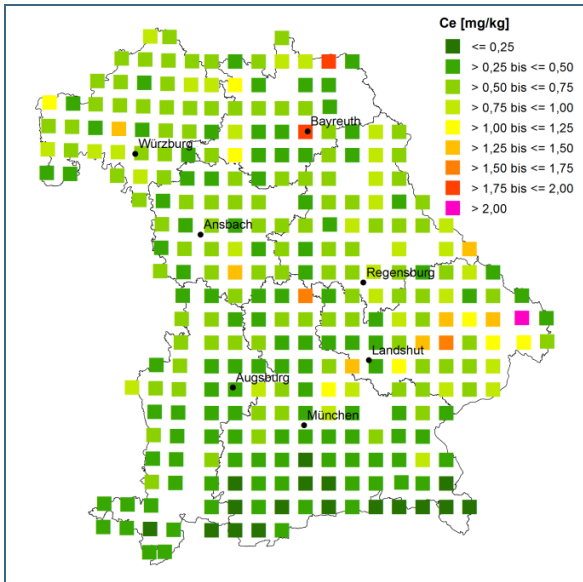


Abb. 56: Räumliche Verteilung von Cer - Mittelwerte 2001 – 2010

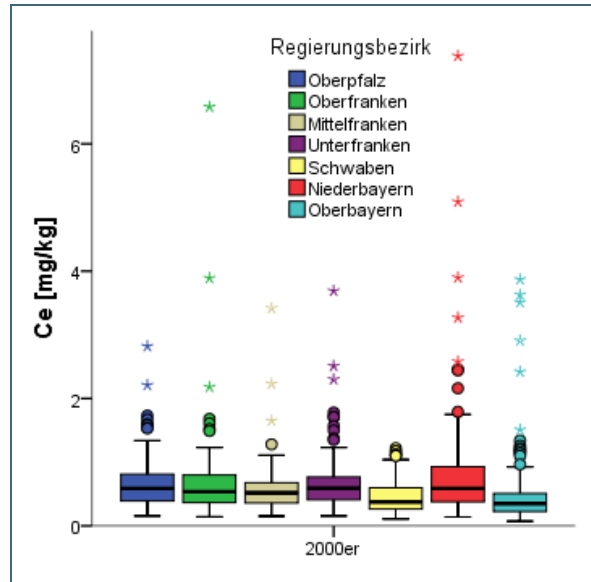


Abb. 57: Boxplot zur Darstellung von Cer je Regierungsbezirk

4.9.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Die Trendbetrachtung zeigt über Bayern verteilt signifikant fallende Trends an rund 15 % der Standorte (Abb. 58). Allerdings finden sich vor allem im Süden Bayerns signifikant fallende Trends auf sehr niedrigem Wertenniveau. Steigende Trends sind nicht nachgewiesen.

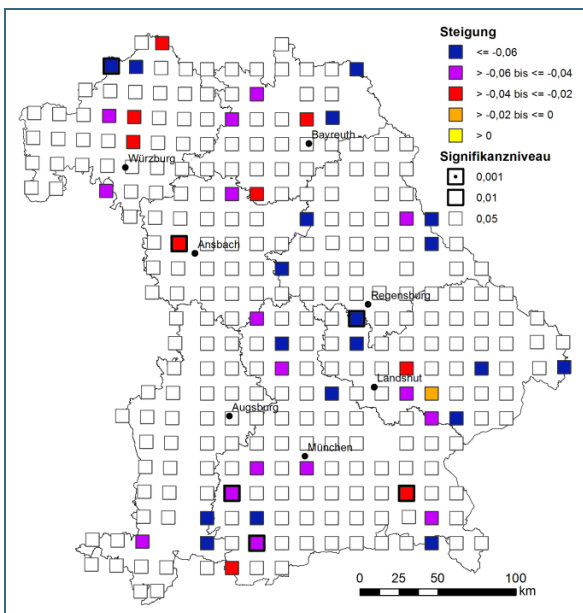


Abb. 58: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Cergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.9.5 Fazit

Die Cer-Mediane im Moos sinken über den Zeitraum 2001 – 2010 um rund 50 % auf 0,30 mg/kg (Kapitel 4.9.2). Die räumliche Verteilung der Mittelwerte zeigt die niedrigsten Cergehalte in Südbayern, vermehrt überdurchschnittliche Gehalte in Niederbayern, ansonsten aber keine klaren räumlichen Verteilungsmuster (Kapitel 4.9.3). Die Trendbetrachtung weist an rund 15 % der Standorte sinkende Trends aus.

4.10 Chrom

4.10.1 Verwendung und Emissionsquellen

Chrom wird hauptsächlich zur Herstellung korrosions- und hitzebeständiger Legierungen eingesetzt. Die Verwendung von Chrom(VI)-Verbindungen ist wegen ihrer human- und umwelthygienischen Risiken reguliert, daher ist der Einsatz von Chrom in einigen Anwendungen (z. B. Ledergerbung, Chromatpigmente) rückläufig (ANGERER et al. 2009). Allerdings erwarten ANGERER et al. (2009) für Zukunftstechnologien wie Superlegierungen und insbesondere Keramik-Metall-Verbünde (Cermets) einen erheblichen Anstieg des Chrombedarfs. Dementsprechend dokumentierte die BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2013) einen erheblichen Anstieg der globalen Chromförderung bis 2010.

Laut UMWELTBUNDESAMT (2012) sanken die Chrom-Emissionen von 1990 (188 t) um 70 % auf knapp 55 t im Jahr 2010 (Abb. 59). Dabei blieben die Gesamtemissionen von 1993 bis 2007 mit rund 125 t stabil, verzeichneten allerdings 2008 einen steilen Abfall um fast 60 %. 1990 bestimmten Emissionen aus Verbrennungsprozessen (vor allem Energieerzeuger, Verkehr) und die Metallindustrie noch zu gleichen Teilen die Gesamtemissionen. Anfang der neunziger Jahre konnten vor allem die Energieerzeuger ihre Chromemissionen stark reduzieren während die Emissionen der Metallindustrie bis 2007 stabil blieben und 2008 einbrachen. Die Emissionen aus dem Straßenverkehr stiegen bis 1999 an und trugen im Jahr 2010 mit rund 40 % zu den Gesamtemissionen bei.

4.10.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Von 1982 mit 2,7 mg/kg Chrom bis 1990 war meist eine Abnahme der Mediane zu verzeichnen. Im Jahr 1991 gab es jedoch einen steilen Anstieg von über 60 % auf rund 3,4 mg/kg Chrom. Seit 1991 sinken die Chromgehalte im Moos kontinuierlich, bis auf 0,6 mg/kg im Jahr 2010 (Abb. 59). Der Median verringert sich im Gesamtzeitraum 1982 – 2010 um 77 %. Im Zeitraum 2001 – 2010 reduziert sich der Median um 48 % (Tab. 2). Zwischen dem Verlauf der Chromemissionen (Kapitel 4.10.1, Abb. 59) und den Chrommittelwerten im Moos ist kein direkter Zusammenhang erkennbar.

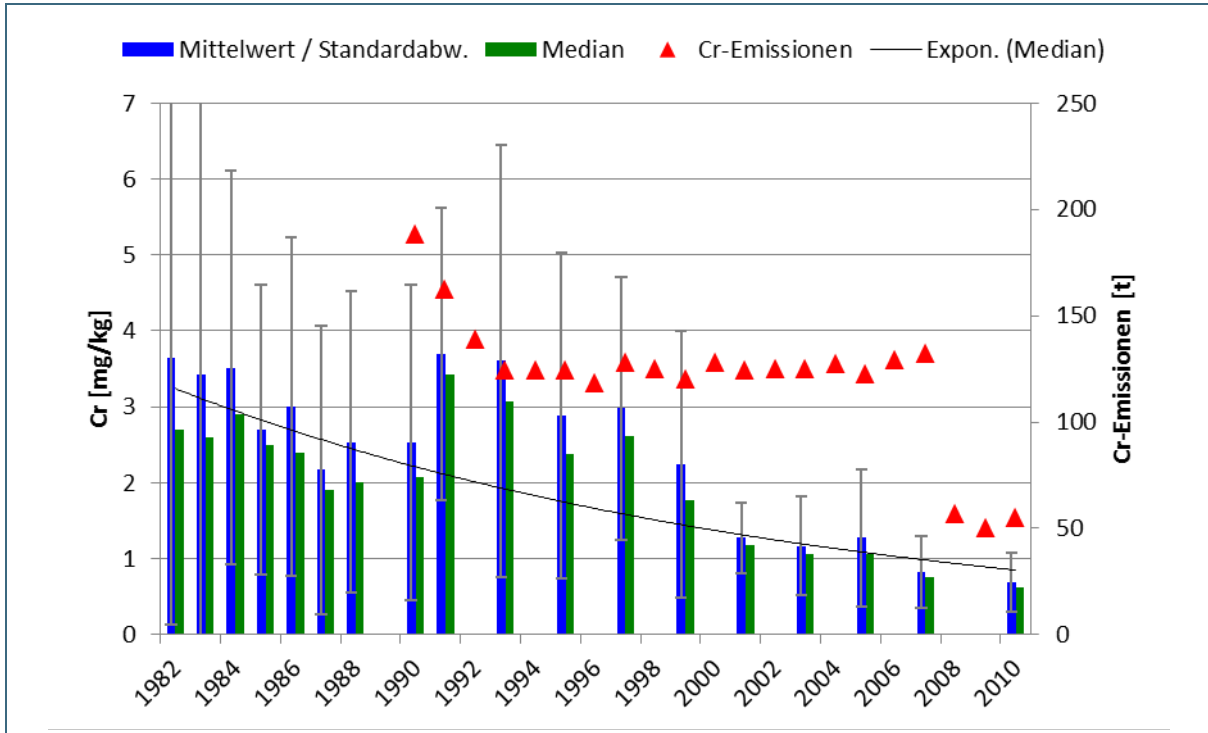


Abb. 59: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Chromgehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 3,5 mg/kg; 1983: 5,8 mg/kg, sowie Chrom-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).

4.10.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die räumliche Verteilung der Chrom-Mittelwerte der drei betrachteten Dekaden zeigt für die 1980er und 1990er Jahre ein Nord(ost)-Süd-Gefälle mit höheren Chromgehalten in Nordostbayern (Abb. 60, Abb. 61). Während sowohl die räumliche Verteilung der Mittelwerte als auch ihre Wertebereiche für die 1980er und 1990er Jahre sehr ähnlich waren, liegen die Mittelwerte der 2000er Jahre (Abb. 62) auf erheblich niedrigerem Niveau (Abb. 63). Räumliche Verbreitungsschwerpunkte sind nicht mehr auszumachen.

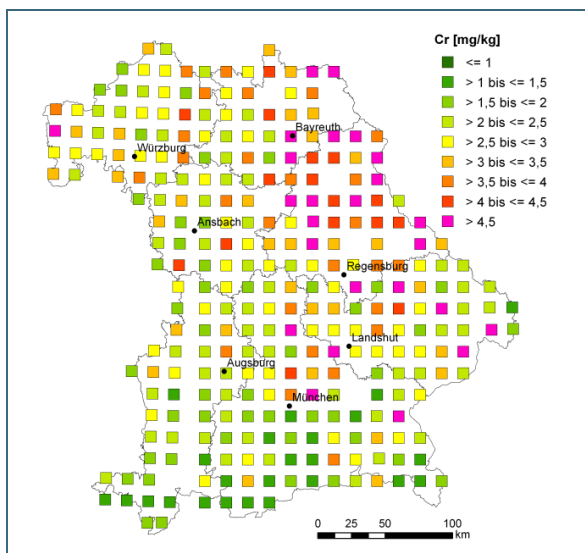


Abb. 60: Räumliche Verteilung von Chrom – Mittelwert 1982–1990

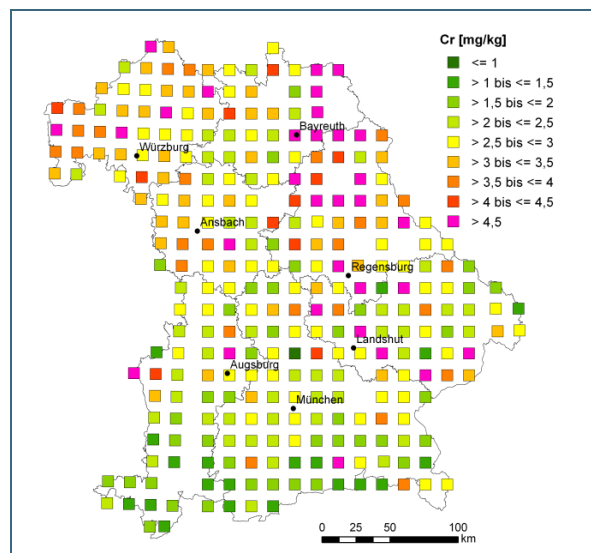


Abb. 61: Räumliche Verteilung von Chrom – Mittelwert 1991–1999

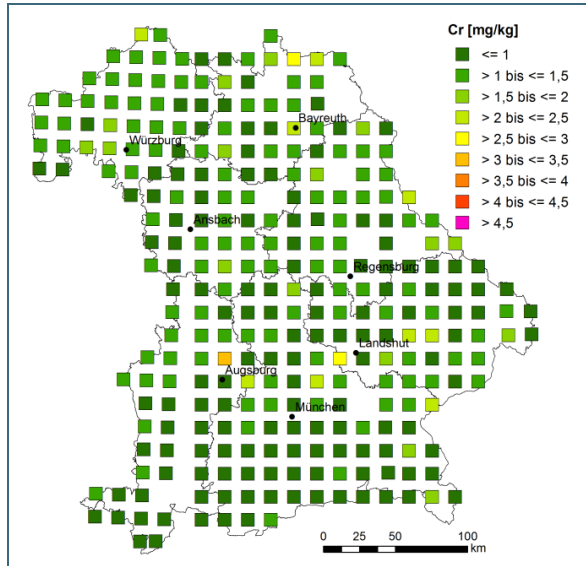


Abb. 62: Räumliche Verteilung von Chrom - Mittelwerte 2001 – 2010

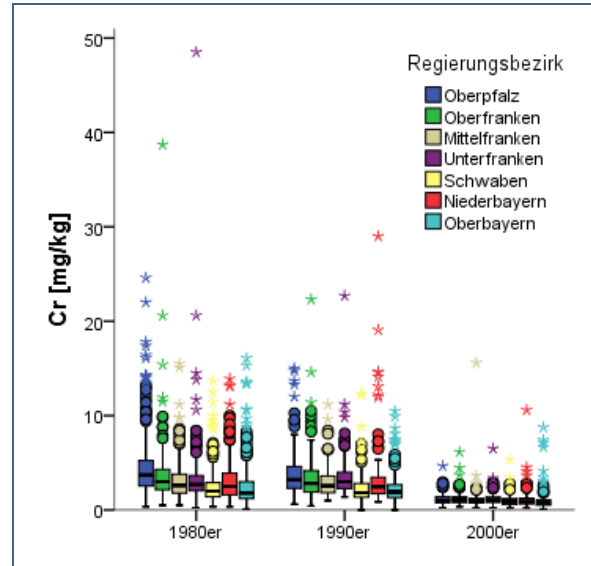


Abb. 63: Boxplot zur Darstellung von Chrom je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer Oberpfalz 1980er: 150 mg/kg, 69 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

Bei detaillierter Betrachtung der Standorte ist festzustellen, dass zu den Extremstandorten mit dauerhaft hohen Werten vor allem industriell beeinflusste Standorte zählen, aber auch Standorte im Einflussbereich des Abbaus chromhaltiger Gesteine. So gehörten die Chromgehalte des nahe eines Diabas-Steinbruchs gelegenen Standortes C14 / Berg im gesamten Beobachtungszeitraum zu den jeweils höchsten Werten eines Beobachtungsjahres. Der Standort I14 / Sulzbach-Rosenberg in der Nähe der ehemaligen Maxhütte war der am stärksten durch die Metallindustrie geprägte Standort. Er war bis zur Stilllegung der Maxhütte im Jahr 2002 meist der am höchsten mit Chrom belastete Standort des gesamten Messnetzes. Bis zu 150 mg/kg Chrom wurden hier gemessen. Bis 2010 gingen allerdings auch hier die Chromgehalte auf ein durchschnittliches Niveau von 0,7 mg/kg zurück. Weitere durch lokale Metallbetriebe beeinflusste Standorte sind z. B. P10 / Rehling (Stahlwerk) oder E05 / Karlstadt (Hartchrombäder, Eisenschmelzen). Auch der Standort M18 / Bogen mit auffälligen Chromgehalten in den 1980er und 1990er Jahren befindet sich im weiteren Umfeld metallverarbeitender Betriebe. Hier kommt als mögliche Quelle für Chrom auch ein in unmittelbarer Nähe (250 m Distanz) gelegener Schießplatz in Betracht. Während die Schrote vorwiegend Blei und untergeordnet Antimon und Arsen (UMWELTBUNDESAMT SALZBURG 1995) enthalten, bestehen Wurfscheiben aus Gesteinsmehlen und Bitumen und z. T. schwermetallreichen Farbanstrichen. Untersuchungen von AMANN & KRAMER (1987) ermittelten in gelben Farbüberzügen von Wurfscheiben Gehalte von bis zu 640 mg Chrom pro kg Wurfscheibe.

4.10.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Über den Zeitraum 1982 – 2010 sind an knapp 75 % der Standorte signifikant abnehmende Trends zu beobachten, 28 % sind hoch bzw. 21 % sehr signifikant (Abb. 64). Die meisten signifikanten Trends finden sich in den östlichen Regierungsbezirken Oberpfalz, Oberfranken und Niederbayern. Den stärksten abnehmenden Trend verzeichnet der Standort I14 / Sulzbach-Rosenberg (in Abb. 64 blau markiert) in Nähe der ehemaligen Maxhütte (Kapitel 4.10.3).

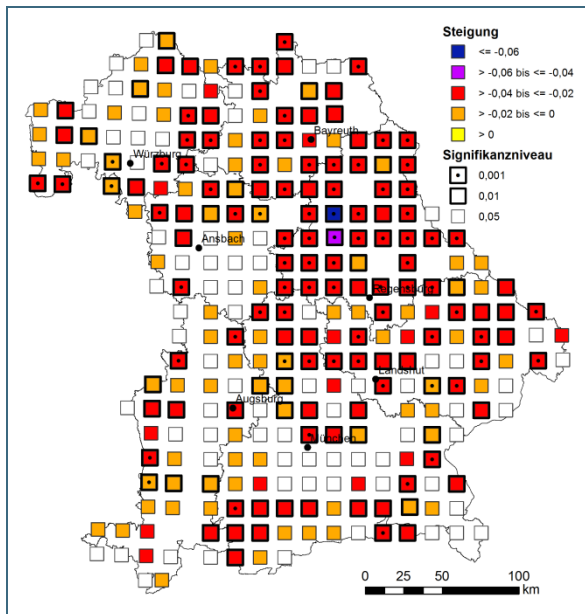


Abb. 64: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Chromgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

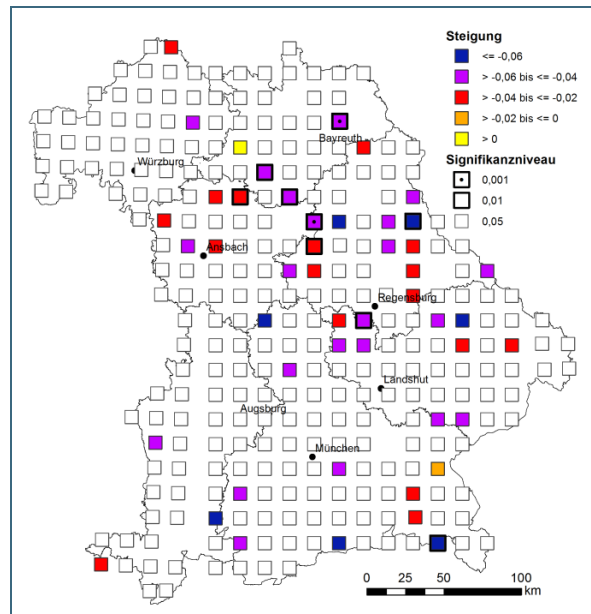


Abb. 65: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Chromgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

Die Betrachtung der Dekade 2001 – 2010 zeigt für rund 17 % der Standorte signifikante Trends. Nur für den Standort F10_HAL ist ein steigender Trend nachzuweisen, allerdings auf einem niedrigen Wertenniveau von unter 1,5 mg/kg Chrom.

4.10.5 Fazit

Die Zeitreihen der Mittelwerte zeigen seit 1990 kontinuierliche fallende Werte (Kapitel 4.10.2). Während zwischen den 1980er und 1990er Jahren kaum Unterschiede im Wertenniveau und ein Verbreitungsschwerpunkt in Nordostbayern festzustellen war, nivellierten sich die Chromgehalte bis in die 2000er Jahre in ganz Bayern (Kapitel 4.10.3). Die am stärksten mit Chrom belasteten Standorte liegen im Einflussbereich von metallverarbeitenden Betrieben oder des Abbaus chromhaltiger Gesteine. Die Trendkarten zeigen für den Zeitraum 1982 – 2010 an fast 75 % der Standorte mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Nordostbayern sinkende Trends, im Zeitraum 2001 – 2010 nur noch an rund 17 % (Kapitel 4.10.4).

4.11 Eisen

4.11.1 Verwendung und Emissionsquellen

Eisen ist eines der häufigsten Elemente der Erdkruste. In Böden kommen durchschnittlich 0,2 – 55 % Eisen vor (BOWEN 1979). Neben Eisen aus geogenen Quellen finden sich erhöhte Eisengehalte im Umfeld metallverarbeitender Industrien und der Nutzung von Braunkohle (SIEWERS & HERPIN 1998).

4.11.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Bis 1993 schwanken die Mediane der Eisengehalte im Moos ohne eindeutige Tendenz. Ab 1993 nehmen sie nahezu kontinuierlich ab (Abb. 66). Die höchsten Mediane wurden 1986 und 1993 mit 1.000 mg/kg festgestellt. Sie sinken bis 2010 auf 200 mg/kg und damit über den Zeitraum 1982 – 2010 um 75 %. Auch für den Zeitraum 2001 – 2010 ergibt sich eine signifikante Abnahme (Tab. 2). Wie bei einigen anderen Metallen deutet allerdings auch bei Eisen der Werteabfall und die Verringerung der Standardabweichungen von 1999 auf 2001 darauf hin, dass die methodische Änderung (Kapitel 3.2) zum Absinken der Mittelwerte beigetragen hat.

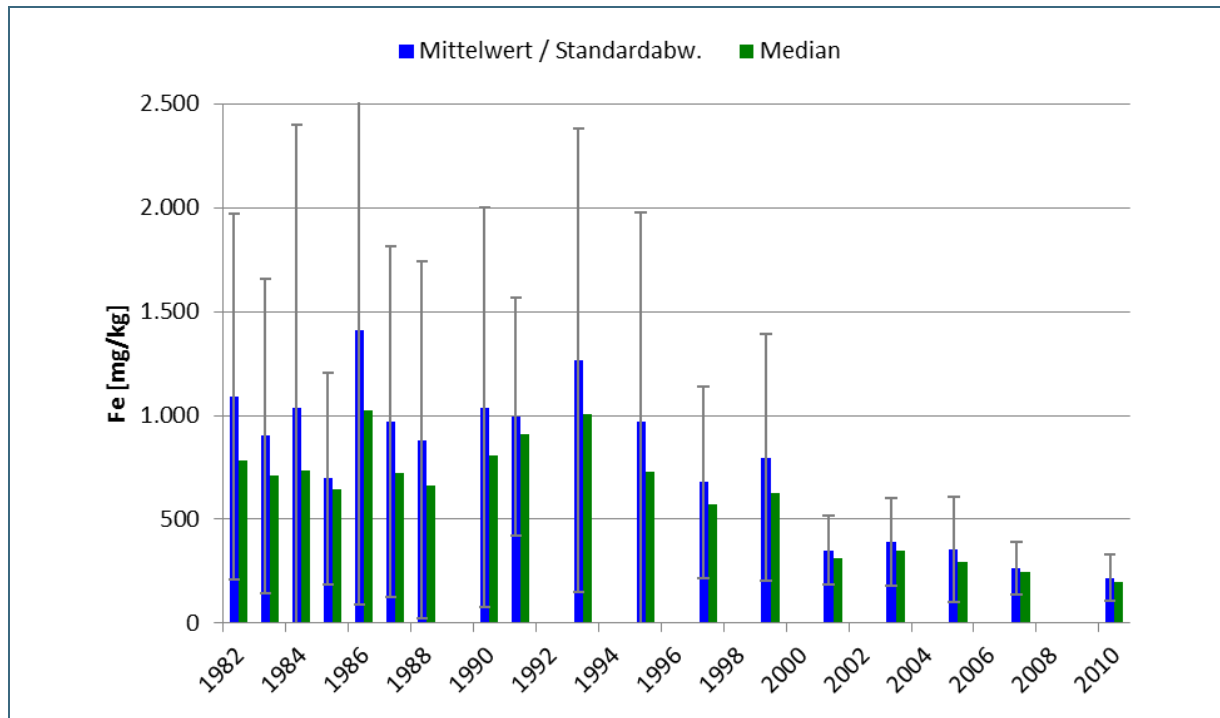


Abb. 66: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Eisengehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabw. 1986: 1.327 mg/kg).

4.11.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Mittelwerte der Eisengehalte zeigen vor allem in den 1980er Jahren (Abb. 67) ein Nordost-Südwest-Gefälle. Die höchsten Mittelwerte mit zum Teil weit über 2.000 mg/kg wurden im äußersten Nordosten Bayerns festgestellt, sowie an einigen industriegeprägten Standorten überwiegend in Niederbayern. In Südbayern herrschten fast durchgängig Mittelwerte unter 750 mg/kg vor. In den 1990er Jahren war in den nordostbayerischen Regierungsbezirken ein leichter Rückgang der Eisengehalte festzustellen (Abb. 68, Abb. 70). Bis in die 2000er Jahre sinkt das Niveau der Mittelwerte fast flächendeckend unter 500 mg/kg, in Südbayern sogar unter 250 mg/kg (Abb. 69).

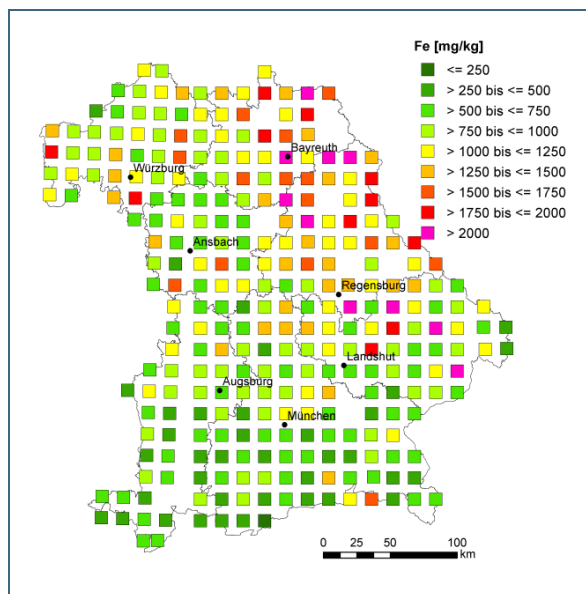


Abb. 67: Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 1982 – 1990

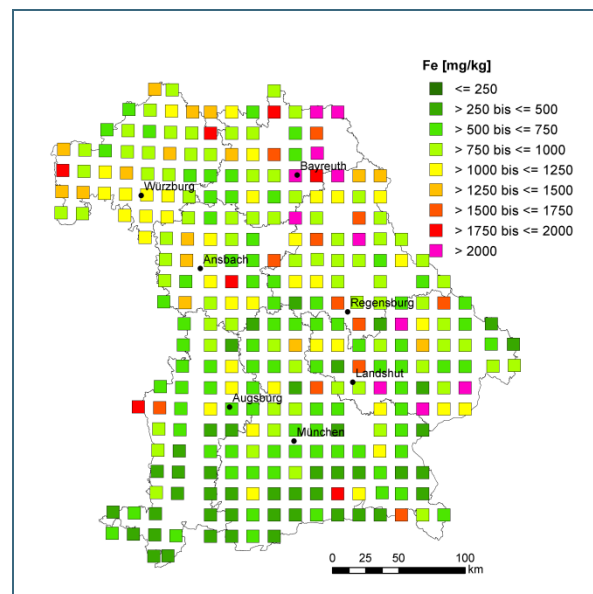


Abb. 68: Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 1991 – 1999

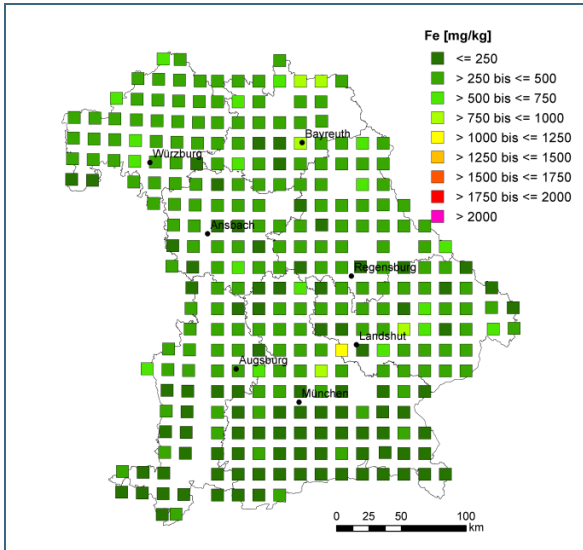


Abb. 69: Räumliche Verteilung von Eisen – Mittelwert 2001 – 2010

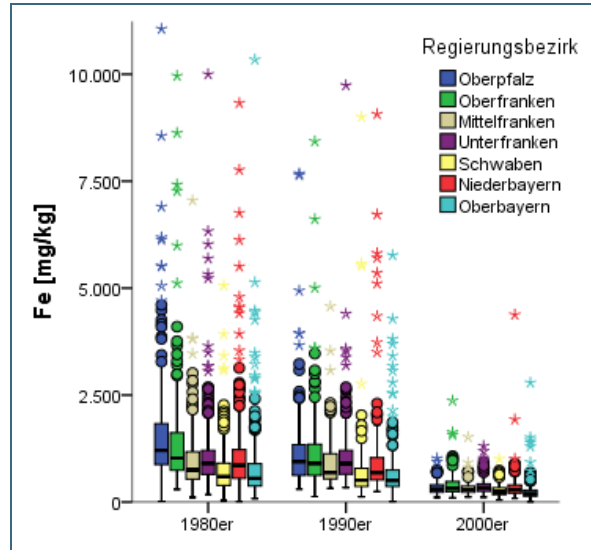


Abb. 70: Boxplot zur Darstellung von Eisen je Dekade und Regierungsbezirk (extreme Ausreißer 1980er Oberfranken: 15.223 mg/kg, Oberbayern 14.132 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

Zu den im Mittel am stärksten mit Eisen beaufschlagten Punkten gehören der nahe eines Diabassteinbruchs gelegene Standort C14 / Berg sowie industriell beeinflusste Standorte (H13 / Veldensteiner Forst – Papierfabrik, I14 / Sulzbach-Rosenberg – ehemalige Maxhütte, M18 / Bogen – metallverarbeitende Industrie). Wegen der hohen Eisengehalte in Böden können im Einzelfall auch Boden aufwehungen die Eisengehalte im Moos beeinflusst haben.

4.11.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Wegen des methodischen Bruchs 1999 / 2001 wurde kein Trend für den Gesamtzeitraum 1982 – 2010 bestimmt (Kapitel 3.2). In der letzten Dekade 2001 – 2010 zeigen 10 % der Standorte signifikante Trends. Nur am Standort F10_HAL liegt ein steigender Trend vor, mit einem Anstieg auf moderate Eisengehalte von rund 680 mg/kg.

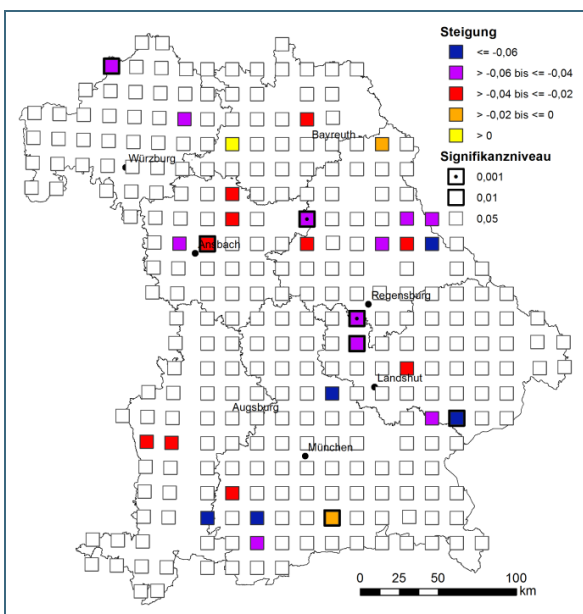


Abb. 71: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Eisengehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.11.5 Fazit

Die langjährige Zeitreihe weist unter Berücksichtigung eines Methodenwechsels über weite Zeiträume auf keine eindeutige Wertentwicklung hin (Kapitel 4.11.2). Die räumliche Verteilung (Kapitel 4.11.3) zeigt in den 1980er und 1990er Jahren höhere Gehalte in den nord- und vor allem nordostbayerischen Regionen. In den 2000er Jahren sinken die Eisengehalte im Moos flächendeckend ab. Die Trendbetrachtung (Kapitel 4.11.4) belegt für die Dekade 2001 – 2010 nur für 10 % der Standorte signifikante Trends.

4.12 Kobalt

4.12.1 Verwendung und Emissionsquellen

Kobalt kommt in der Erdkruste als Begleiter von Nickel-, Kupfer, Silber- und Eisenerzen vor und findet sich als Spurenelement in den meisten Böden. Kobalt ist ein seltenes Element und von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung in Hoch- und Spitzentechnologien. Zu den dominierenden Verwendungen gehören Lithium-Ionen-Hochleistungsstromspeicher, vor allem in der Luftfahrtindustrie eingesetzte Superlegierungen, Katalysatoren und Hochleistungs-Schneidwerkzeuge. Wegen hoher Nachfrage und hoher Rohstoffpreise wird Kobalt aus kobalthaltigem Metallschrott und Katalysatoren recycelt (ANGERER et. al 2009).

4.12.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Kobalt wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,18 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,11 mg/kg im Jahr 2010. Die Abnahme um 39 % ist statistisch signifikant (Tab. 2). Die höchsten Mediane wurden in den Jahren 2003 und 2005 festgestellt. Die arithmetischen Mittelwerte liegen 10 – 30 % über den Medianen.

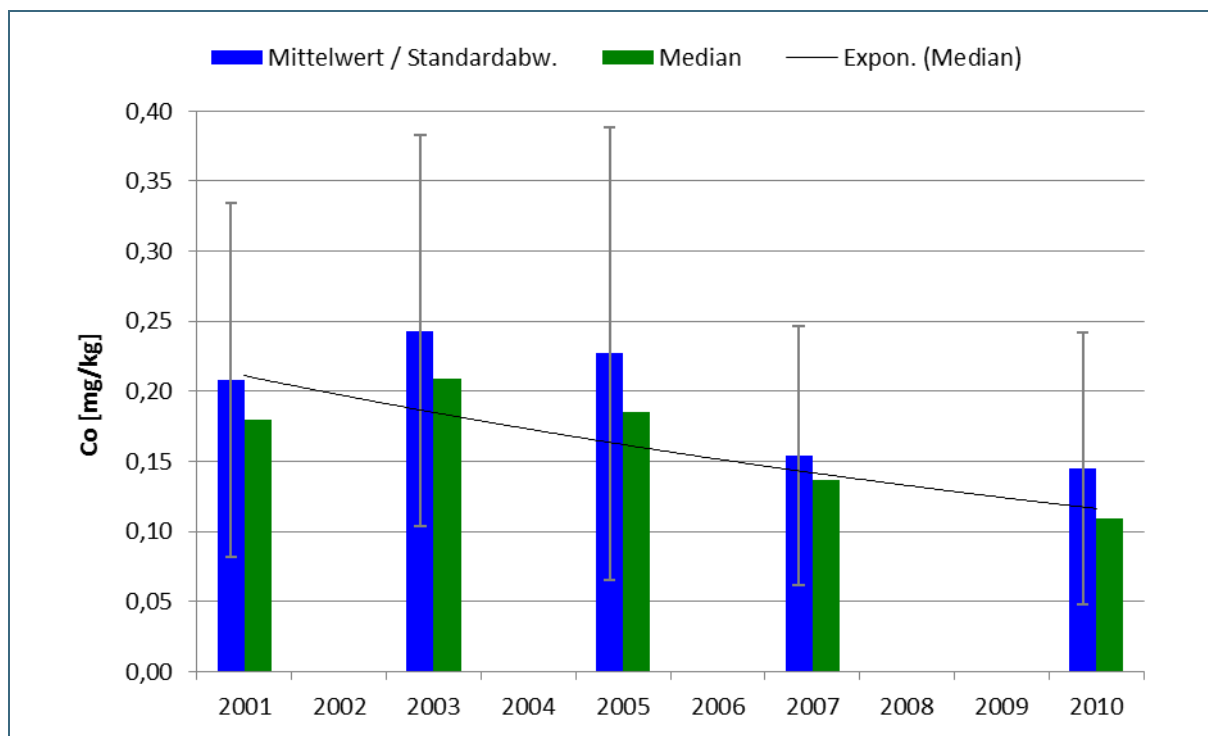


Abb. 72: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Kobaltgehalte im Moos 2001 – 2010

4.12.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Mittelwerte der Dekade 2001 – 2010 (Abb. 73) zeigt ein leichtes Nordost- / Südgefälle mit den höchsten Kobalt-Gehalten im Nordosten (C13 / Nordhalben, C14 / Berg, H16 / Bechtsrieth, I17 / Oberviechtach) und den geringsten im Süden Bayerns. Davon weist nur der Standort C14 / Berg in fast allen Jahren überdurchschnittlich hohe Kobaltgehalte über 0,40 mg/kg auf. Im Süden waren nur im Jahr 2005 an wenigen Standorten Gehalte über 0,35 mg/kg festzustellen (Anhang C).

Der Boxplot je Regierungsbezirk (Abb. 74) verdeutlicht, dass in den Regierungsbezirken Oberfranken, Oberpfalz und Niederbayern ein höheres Wertenniveau für Kobalt vorliegt. Für Oberbayern wird der niedrigste mittlere Wertebereich ausgewiesen. Allerdings wurden auch hier vereinzelt Gehalte über 0,4 mg/kg gemessen, hauptsächlich an den nördlichen Standorten Oberbayerns.

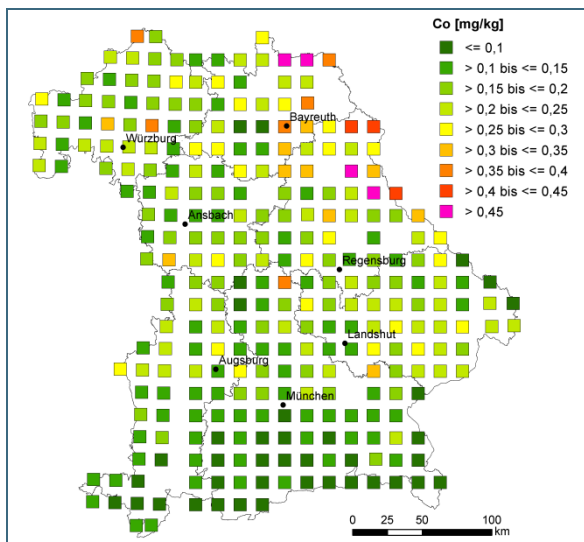


Abb. 73: Räumliche Verteilung von Kobalt – Mittelwerte 2001 – 2010

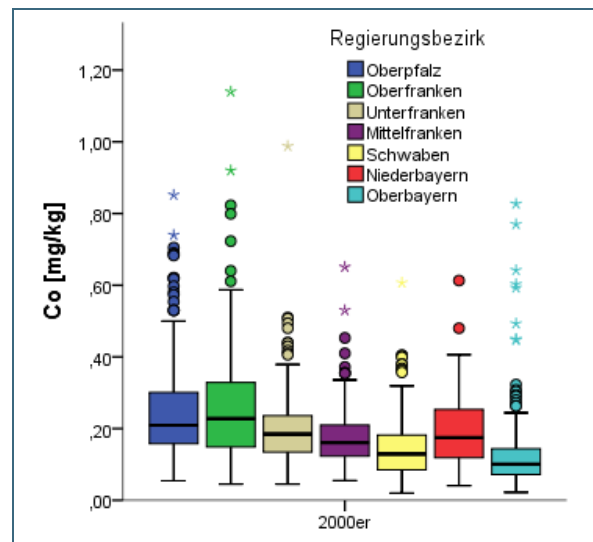


Abb. 74: Boxplot zur Darstellung von Kobalt je Regierungsbezirk

4.12.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Kobalt lassen sich an rund 20 % der Standorte signifikante Trends beobachten (Abb. 75). Nur an 2 Standorten werden steigende Trends ausgewiesen. Am Standort G13 / Pegnitz steigen die Kobaltgehalte auf überdurchschnittliche 0,45 mg/kg, am Standort Q14 / Freising im Einflussbereich des Münchner Flughafens auf 0,32 mg/kg. Ansonsten überwiegen fallende Trends. Die stärkste Abnahme ist am Standort H16 / Bechtsrieth von über 0,8 mg/kg im Jahr 2003 auf unter 0,3 mg/kg zu verzeichnen.

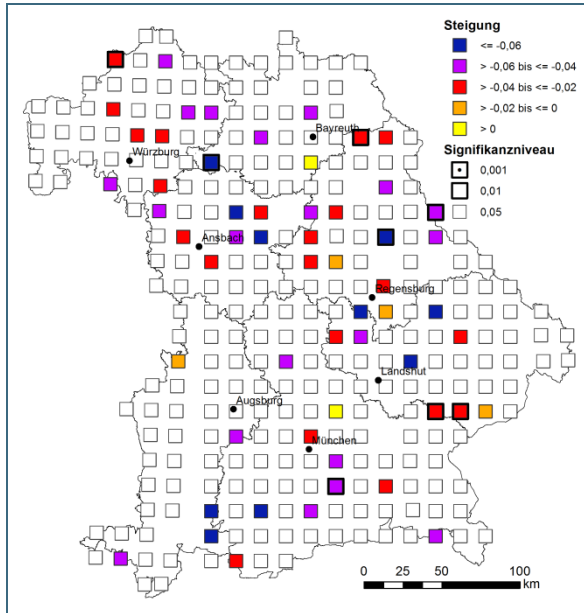


Abb. 75:
Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kobaltgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.12.5 Fazit

Die Zeitreihe der Mediane zeigt ein Absinken der Kobaltgehalte von 2001 – 2010 um rund 40 % auf 0,11 mg/kg (Kapitel 4.12.2). Die meisten Standorte mit höheren Mittelwerten über 0,45 mg/kg liegen in Nordostbayern, während in Südbayern flächendeckend niedrige Gehalte festzustellen sind (Kapitel 4.12.3). An knapp 20 % der Standorte sind im Zeitraum 2001 – 2010 fallende Trends auszumachen. Nur an zwei Standorten lassen sich steigende Trends nachweisen.

4.13 Kupfer

4.13.1 Emissionsquellen

ANGERER et al. (2009) beschrieben den erwarteten Kupferbedarf: Aufgrund seiner ausgezeichneten Materialeigenschaften (Verformbarkeit, Leitfähigkeit) wird Kupfer für die unterschiedlichsten Anwendungen eingesetzt. Zu den Wesentlichsten zählen Gebäude, Transport, elektrische und elektronische Produkte sowie Maschinen. Aufgrund seiner elektrischen Leitfähigkeit ist Kupfer in vielen Einsatzbereichen kaum ersetzbar und für Zukunftstechnologien wie industrielle Elektromotoren oder Fahrzeuge mit alternativen Antrieben wird ein hohes Wachstum des Kupferbedarfs erwartet (Bedarf 2006: 1,4 Mio. t; geschätzter Bedarf 2030: 3,7 Mio. t). Deutschland zählt mit zu den größten Raffinadekupferproduzenten (2012: 717.000 t (STATISTA 2014)). Allerdings wird in Deutschland seit 1990 kein Kupfer mehr bergmännisch gewonnen (DEUTSCHE ROHSTOFFAGENTUR 2013). Neben dem Import von Kupferkonzentrat wird in Deutschland über 60 % aus sekundären Vorstoffen (vor allem Kabel) gewonnen.

Für die Kupfer-Emissionen verzeichnete das UMWELTBUNDESAMT (2012) eine Zunahme von 1990 bis 2010 von 1.693 t auf 2.082 t (Abb. 76) und damit um 23 % höhere Emissionen. Hauptemittent mit rund 98 % war hierbei der Straßenverkehr.

4.13.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Kupfergehalte an den bayerischen Moos-Standorten zeigen bis 1994 keine klare Entwicklung. Ab Mitte der 1990er Jahre nehmen sie ab auf 5,6 mg/kg im Jahr 2010 (Tab. 2). Damit verringern sie sich im Gesamtzeitraum um 40 %. Allerdings gibt es für die beiden Zeitabschnitte

1982 – 1999 sowie 2001 – 2010 keine signifikanten Trends. Auch der erhebliche Rückgang der Standardabweichungen ab 2001 deutet auf einen Einfluss der Verlagerung von Aufbereitung und Analytik an das LfU (Kapitel 3.2) auf die Kupfergehalte hin. Den Anstieg der vom Umweltbundesamt (Kapitel 4.13.1) dokumentierten Kupferemissionen zeichnen die Gehalte im Moos nicht nach (Abb. 76).

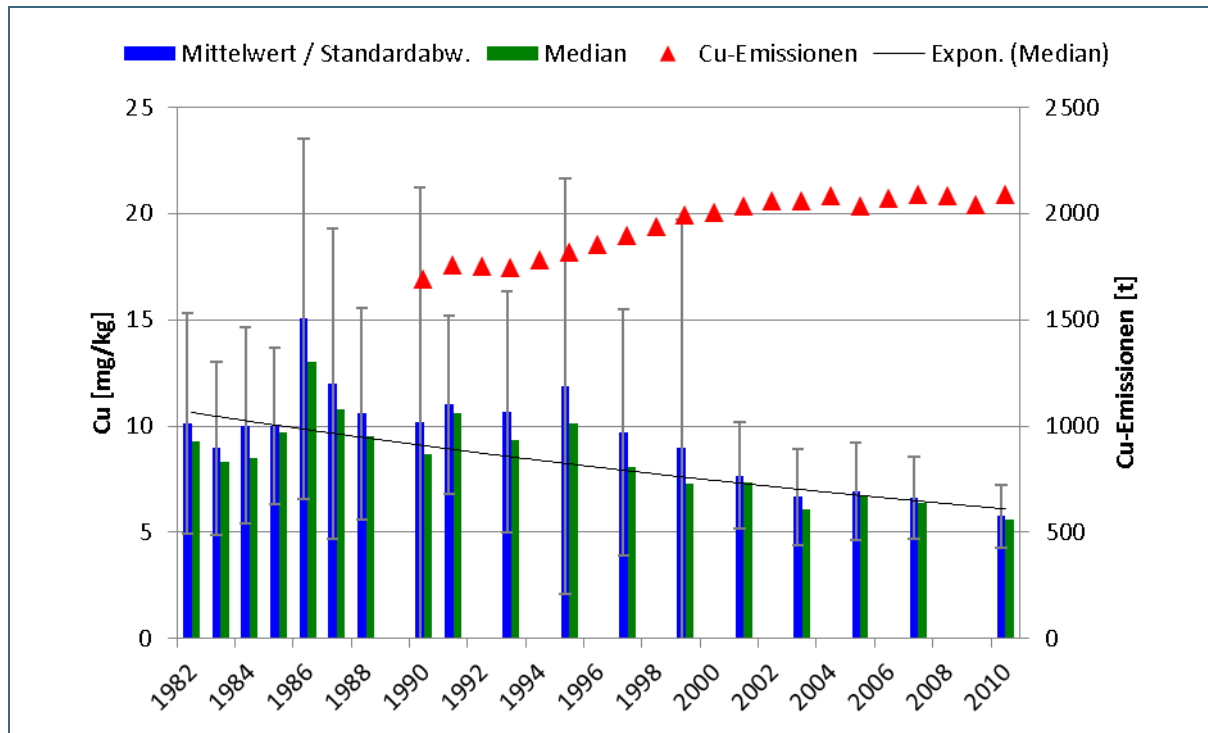


Abb. 76: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Kupfergehalte im Moos 1982 – 2010, sowie Kupfer-Emissionen (Umweltbundesamt 2012).

4.13.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Klare großräumige Verteilungsmuster sind für Kupfer in den drei beobachteten Dekaden nicht zu erkennen (Abb. 77, Abb. 78, Abb. 79). Der Boxplot (Abb. 80) visualisiert anschaulicher das leichte Nordost-Süd-Gefälle in den 1980er Jahren sowie das nahezu identische Wertenniveau in allen Regierungsbezirken in den 1990er und 2000er Jahren. Die Verringerung der Gehalte von den 1990er auf die 2000er Jahre wurde möglicherweise überschätzt (Kapitel 4.13.2).

Allerdings gibt es einzelne Standorte mit auffällig erhöhten Kupfergehalten. Die Standorte mit den höchsten Mittelwerten sind durch Verkehr (z. B. I11 / Nürnberg-Erlenstegener Forst - Autobahnkreuz), Industrie (H13 / Veldensteiner Forst – Verkehr/Industrie, N14 / Neustadt a. d. Donau – Raffinerie/Verkehr) und vor allem in den 1980er und 1990er Jahren durch landwirtschaftliche Sonderkulturen (O13 / Geisenfeld, O14 / Mainburg - Hopfenanbau) beeinflusst.

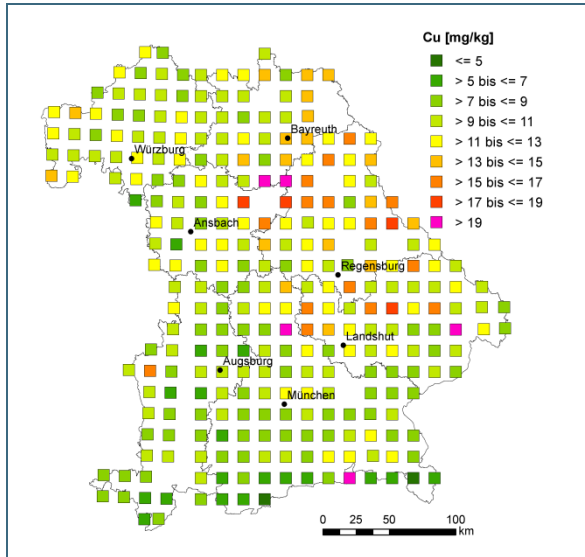


Abb. 77: Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwert 1982–1990

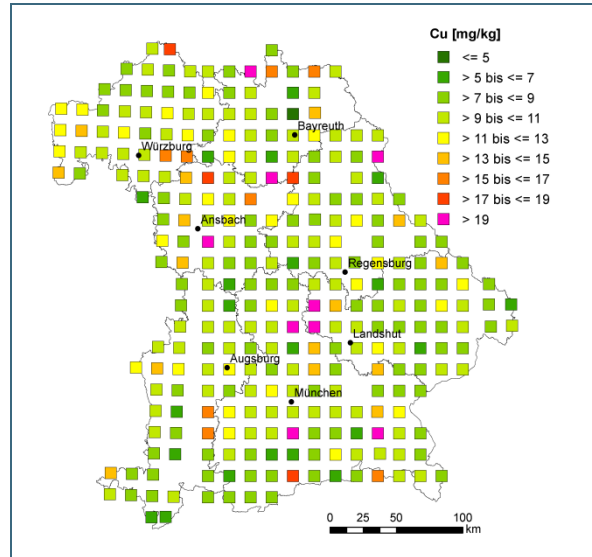


Abb. 78: Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwert 1991–1999

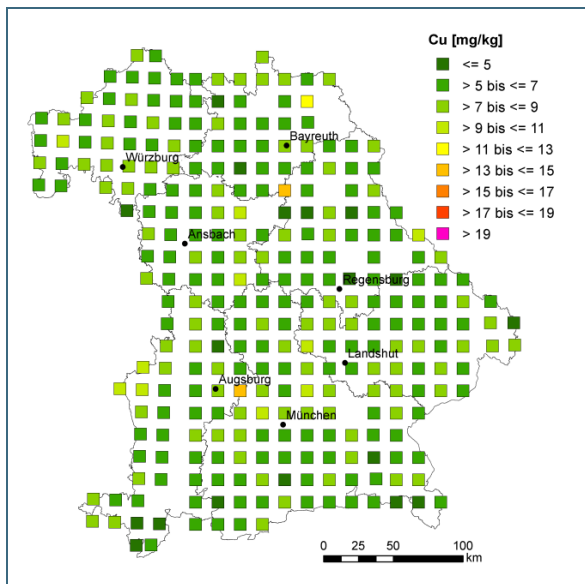


Abb. 79: Räumliche Verteilung von Kupfer – Mittelwerte 2001 – 2010

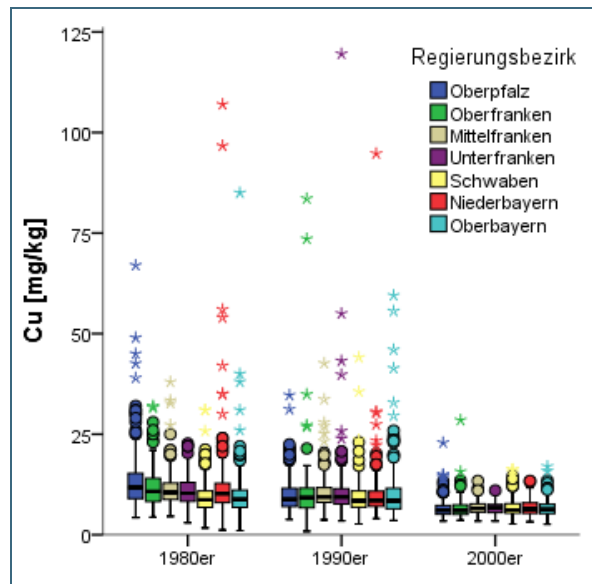


Abb. 80: Boxplot zur Darstellung von Kupfer je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer 1990er Oberfranken: 193 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

4.13.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für den Zeitraum 1982 – 2010 sind an rund einem Drittel der Standorte signifikant abnehmende Trends zu beobachten (Abb. 81). Diese Standorte liegen größtenteils in der Nordhälfte Bayerns. Der einzige Standort mit steigendem Trend in diesem Zeitraum ist Q11 / Adelzhausen in unmittelbarer Nähe der Autobahn. In der Dekade 2001 – 2010 findet man nur noch an knapp 10 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 82). Davon zeigen nur zwei Standorte steigende Trends auf moderate Gehalte unter 10 mg/kg.

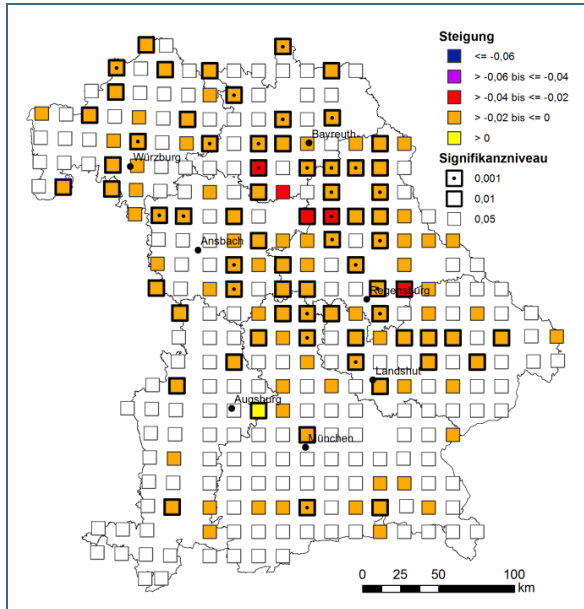


Abb. 81: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kupfergehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

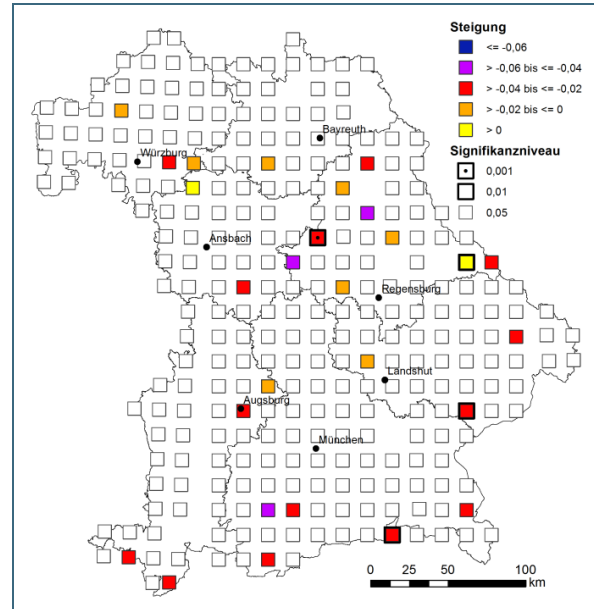


Abb. 82: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Kupfergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.13.5 Fazit

Die Kupfergehalte im Moos folgen nicht dem vom UMWELTBUNDESAMT (2012) beschriebenen Anstieg der hauptsächlich verkehrsbeeinflussten Emissionen (Abb. 76) sondern weisen über lange Zeiträume keine eindeutige Wertentwicklung auf (Kapitel 4.13.2). Großräumige Verteilungsmuster sind in den drei untersuchten Dekaden nicht zu erkennen. Allerdings zeigen einzelne Standorte im Einflussbereich von Verkehr und Industrie, sowie von landwirtschaftlichen Sonderkulturen in den 1980er und 1990er Jahren deutlich erhöhte Kupfergehalte im Moos (Kapitel 4.13.3). Sowohl im Zeitraum 1982 – 2010 als auch in der letzten Dekade 2001 – 2010 sind für relativ wenige Standorte signifikante Trends zu beobachten (Kapitel 4.13.4).

4.14 Lanthan

4.14.1 Verwendung und Emissionsquellen

Lanthan zählt zu den Metallen der seltenen Erden und kommt vergesellschaftet mit anderen Lanthanoiden (vgl. Cer, Kapitel 4.9) in verschiedenen Mineralen vor. Es wird z. B. in der Metallurgie verwendet, als Legierungszusatz, Katalysatorzusatz in Raffinerien zur Erdölverarbeitung oder bei der Herstellung hochwertiger Gläser (<https://de.wikipedia.org/wiki/Lanthan>, 23.9.2015). Der Haupteintrag in die Atmosphäre erfolgt vermutlich aus geogenen Quellen (REIMANN & CARITAT 1998).

4.14.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Lanthan wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,34 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,20 mg/kg im Jahr 2010. Die Abnahme um 42 % ist statistisch signifikant (Tab. 2). Der höchste Median mit 0,37 mg/kg wurde 2003 festgestellt.

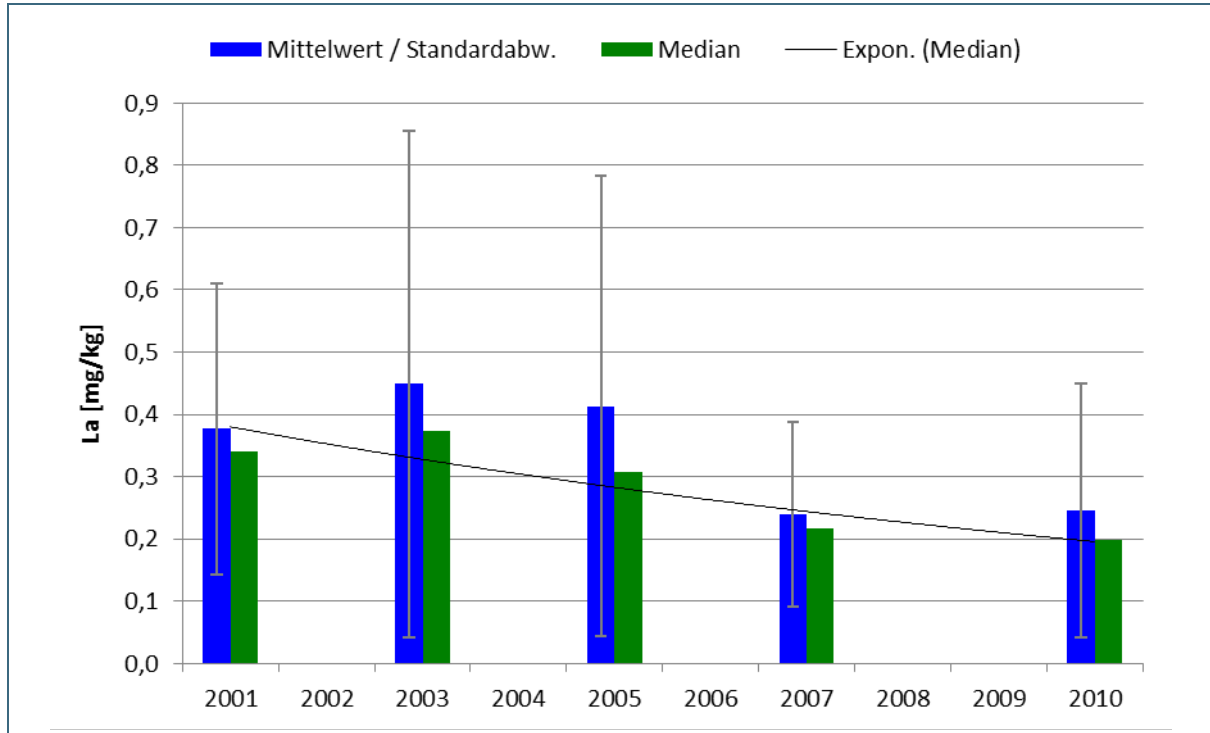


Abb. 83: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Lanthangehalte im Moos 2001 – 2010

4.14.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Mittelwerte (Abb. 84) weist auffällige Lanthan-Mittelwerte im Donautal um Ingolstadt sowie im östlichen Niederbayern aus. Die höchsten Mittelwerte über 1,5 mg/kg wurden im Donautal an den Standorten N13 / Großmehring und N14 / Neustadt a. d. Donau gemessen, die im Einflussbereich von Raffinerien liegen. Andere Standorte mit höheren Lanthan-Werten finden sich in der Nähe von Abbaugruben (C14 /Berg, O18 / Landau a. d. Isar). In Südbayern gibt es generell niedrigere Lanthangehalte. Der Boxplot (Abb. 85) veranschaulicht einen höheren Wertebereich in Niederbayern, sowie die höchsten Einzelwerte in Ober- und Niederbayern.

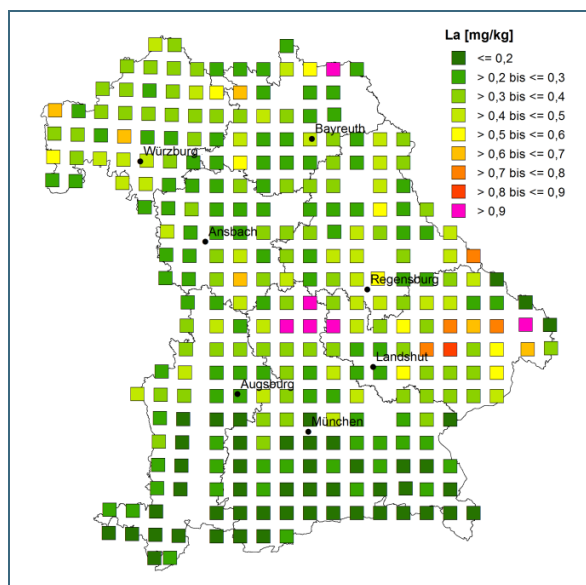


Abb. 84: Räumliche Verteilung von Lanthan – Mittelwerte 2001 – 2010

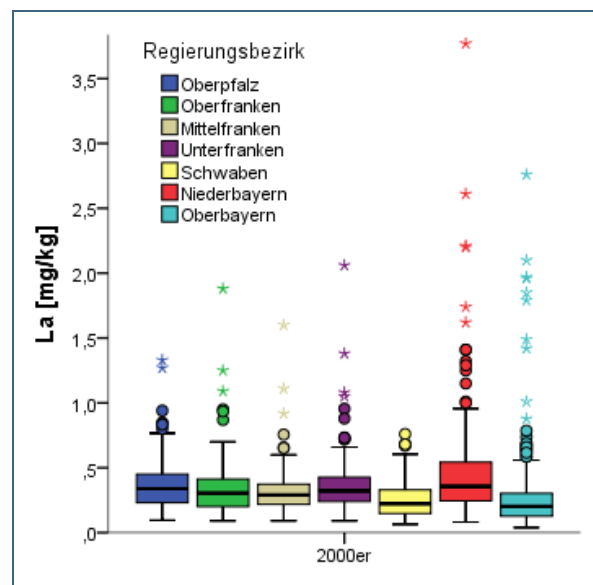


Abb. 85: Boxplot zur Darstellung von Lanthan je Regierungsbezirk

SIEWERS ET AL. (2000) beschreiben auffällige Ähnlichkeiten von Cer und Lanthan, die auch im bayerischen Monitoring zu finden sind (Abb. 86). Meist ist ein Verhältnis Lanthan : Cer von 0,5 – 0,7 zu beobachten. Die Moos-Standorte mit höheren Verhältnissen Lanthan : Cer sind in fast allen Jahren die gleichen (M11 – M14, N11 – N14, O11 – O15). Dies deutet auf einen großräumigen Einflussfaktor hin, der das Verhältnis zugunsten von Lanthan verschiebt. An den raffinerienahen Standorten N13 / Großmehring und N14 / Neustadt a. d. Donau werden mit Lanthan : Cer-Verhältnissen bis über 4,2 die mit Abstand höchsten Verhältnisse berechnet.

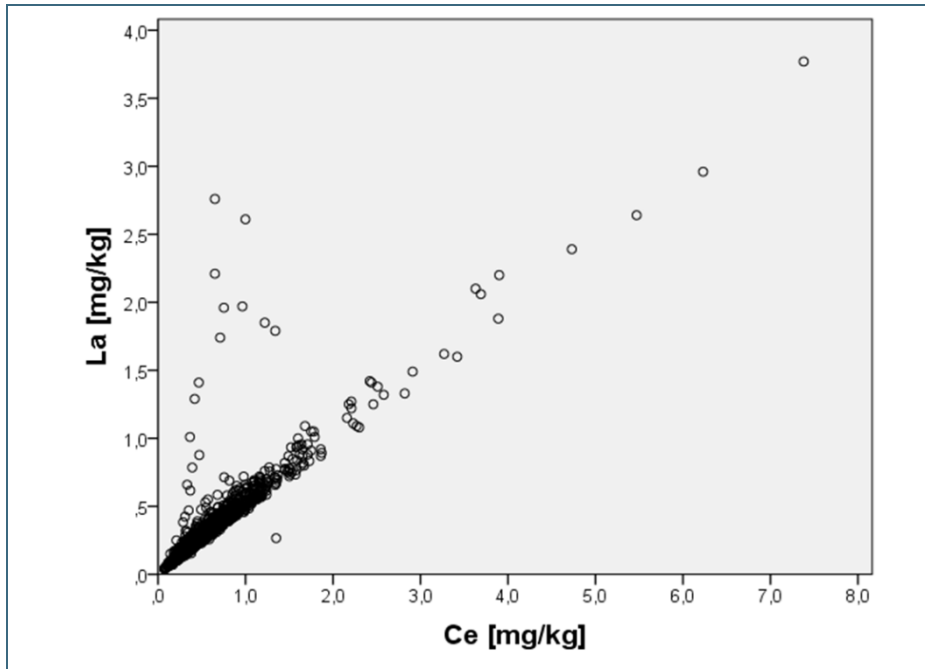


Abb. 86:
Streudiagramm von
Cer und Lanthan
2001 – 2010

4.14.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Lanthan gibt es an rund 15 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 87). Großräumige Verteilungsmuster sind nicht erkennbar. Zu den Standorten mit den stärksten Abnahmen gehört auch N13 / Großmehring, an dem die Lanthangehalte von 2,8 mg/kg auf 0,7 mg/kg zurückgehen (Kapitel 4.14.3). Ein Standort mit steigendem Trend weist lediglich einen Anstieg auf niedrigem Wertenniveau auf.

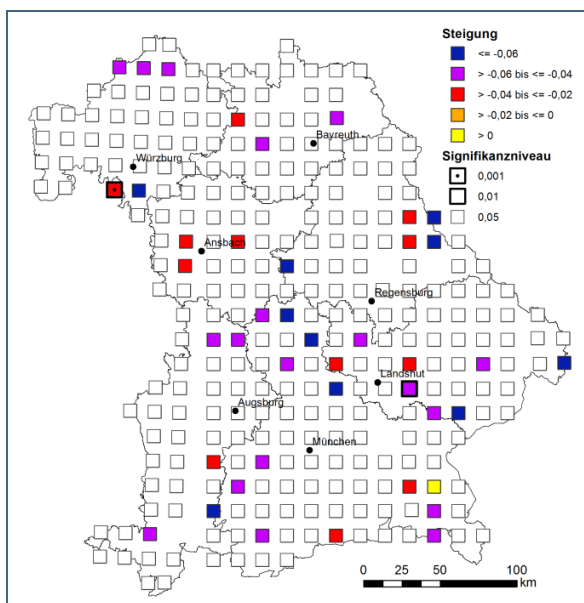


Abb. 87:
Steigungen der linearen
Regressionsgeraden über die logarithmierten Lanthangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.14.5 Fazit

Die Mediane von Lanthan sinken im Zeitraum 2001 – 2010 um rund 40 % auf 0,2 mg/kg (Kapitel 4.14.2). Die räumliche Verteilung zeigt die niedrigsten Gehalte in Südbayern und zwei Verbreitungsschwerpunkte um Ingolstadt sowie im östlichen Niederbayern. Die Ähnlichkeit der Verteilungen von Cer und Lanthan lässt darauf schließen, dass die im Moos gemessenen Lanthangehalte meist geogener Herkunft sind. Im Schwerpunktgebiet „östliches Niederbayern“ ist abgesehen von höheren Gehalten keine Auffälligkeit im Verhältnis von Lanthan : Cer zu beobachten. Dagegen zeigen sich im Schwerpunktgebiet um Ingolstadt weit höhere Verhältnisse Lanthan : Cer, was auf einen zusätzlichen Eintragsfaktor für Lanthan hindeutet (Kapitel 4.14.3). Für rund 15 % der Standorte wurden fast ausschließlich sinkende Trends berechnet (Kapitel 4.14.4).

4.15 Mangan

4.15.1 Emissionsquellen

Mangan ist mit einem Anteil von rund 0,95 % ein häufiges Element der Erdkruste und wird durch Staubverwehungen aus dem Boden freigesetzt. Das aus Manganerzen für industrielle Zwecke gewonnene Schwermetall wird vornehmlich in der Metallindustrie eingesetzt; darüber hinaus z. B. in Messgeräten, als Leuchtstoff oder in Batterien.

4.15.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Mangangehalte steigen nach einem höheren Wert im Jahr 1982 von rund 125 mg/kg im Jahr 1983 bis Mitte der neunziger Jahre auf 185 mg/kg. Ab 2001 liegen die Mediane auf niedrigerem Niveau unter 100 mg/kg. Der Abstand zwischen Median und Mittelwert, sowie die Standardabweichungen bleiben konstant. Für den Gesamtzeitraum 1982 – 2010 ergibt sich eine signifikante Abnahme (Tab. 2).

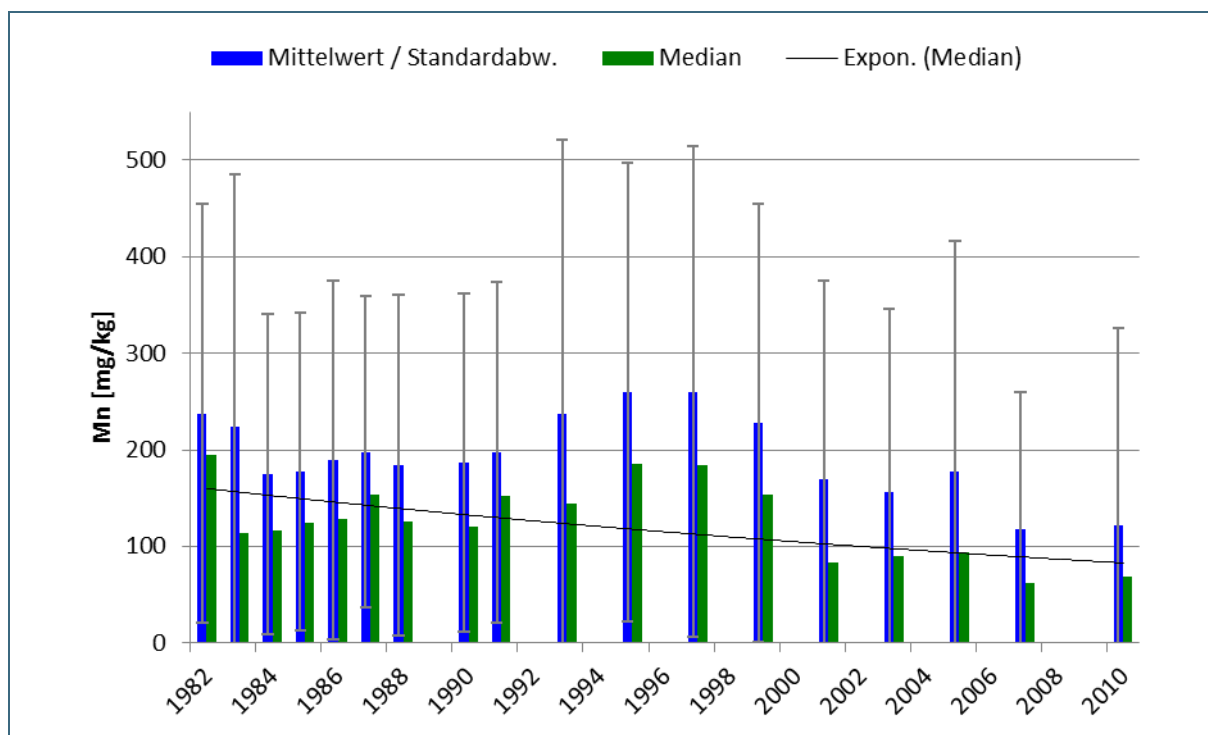


Abb. 88: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Mangangehalte im Moos 1982 – 2010

4.15.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Mangangehalte im Moos sind in allen drei beobachteten Dekaden in Südbayern geringer als in den nördlicher gelegenen Regionen (Abb. 89, Abb. 90, Abb. 91). Klare Verbreitungsschwerpunkte sind im Boxplot (Abb. 92) nicht ersichtlich. Unter- und Mittelfranken zeigten in den 1980er und 1990er Jahren tendenziell die höchsten Wertebereiche. Zu den Standorten, die auch in der Dekade 2001 – 2010 noch überdurchschnittliche Werte aufweisen zählen J10_RAI / Roßtal (Landwirtschaft, Deponie, Verkehr), E03 / Weibersbrunn (Autobahn A3), E04 / Neustadt a. Main (Landwirtschaft), J15 / Ebermannsdorf (Landwirtschaft) sowie N18 / Oberschneidig (Landwirtschaft, Verkehr).

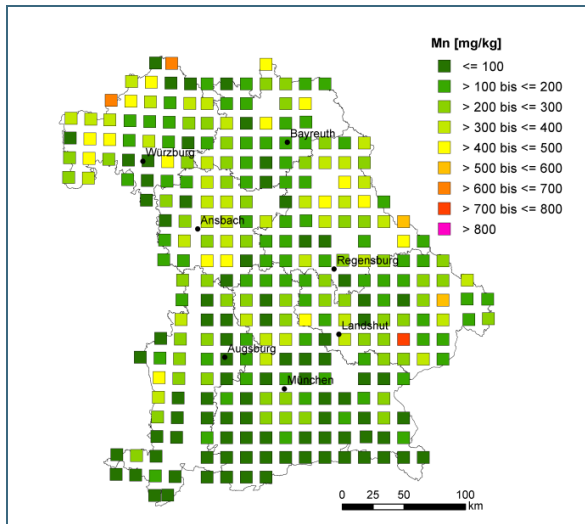


Abb. 89: Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwert 1982–1990

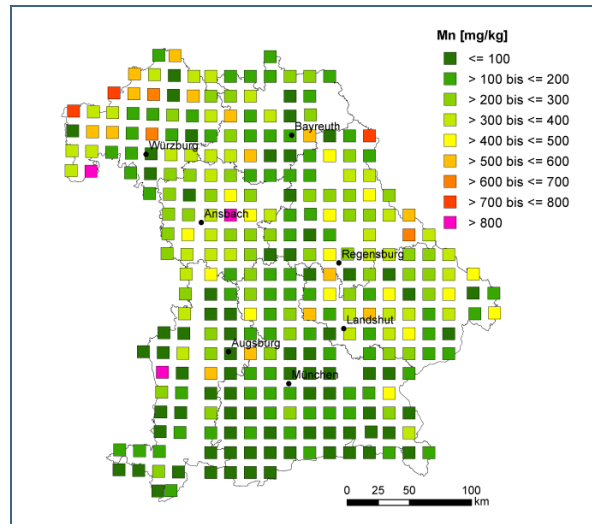


Abb. 90: Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwert 1991–1999

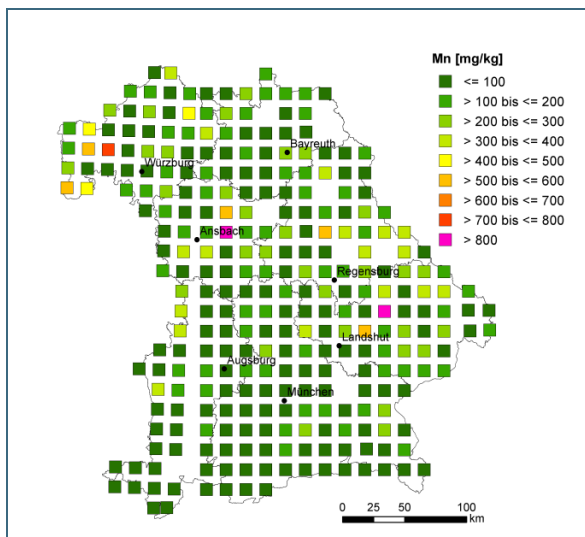


Abb. 91: Räumliche Verteilung von Mangan – Mittelwerte 2001 – 2010

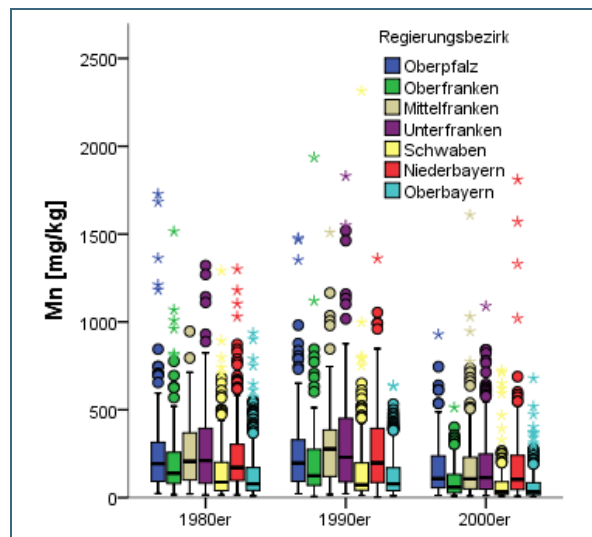


Abb. 92: Boxplot zur Darstellung von Mangan je Dekade und Regierungsbezirk

4.15.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Im Zeitraum 1982 – 2010 sind an knapp 40 % der Standorte signifikante Trends nachzuweisen. An zehn Standorten werden steigende Trends ausgewiesen (z. B. J10_RAI, E04, N18, vgl. Kapitel 4.15.3). Für die letzte Dekade 2001 – 2010 können nur noch an 10 % der Standorte signifikante Trendkurven angepasst werden. Zu den Standorten mit fallenden Trends gehört auch der nahe eines

Automobilwerks gelegene Standort O17 / Loiching, der 1995 bis 2007 Gehalte von 500 mg/kg bis über 1000 mg/kg aufwies. 2010 sank der Mangangehalt am Standort O17 erheblich auf 100 mg/kg. An den Standorten mit steigenden Trends stiegen die Mangangehalte auf moderate Werte unter 400 mg/kg.

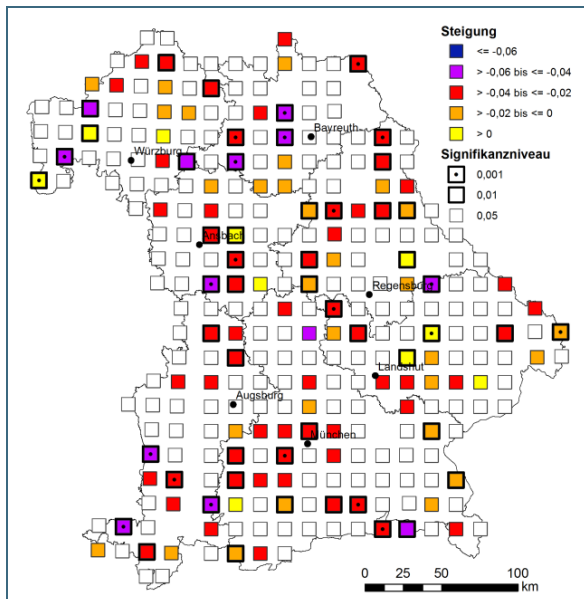


Abb. 93: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Mangangehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

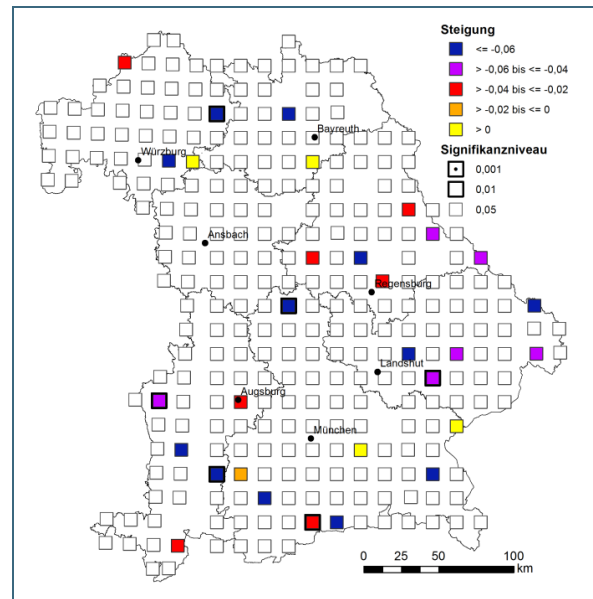


Abb. 94: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Mangangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.15.5 Fazit

Die Manganmediane im Moos steigen bis Mitte der 1990er Jahre auf rund 180 mg/kg, sinken dann und liegen in den 2000er Jahren meist deutlich unter 100 mg/kg (Kapitel 4.15.2). In Unter- und Mittelfranken sind in den 1980er und 1990er Jahren höhere Gehalte zu beobachten, die Ergebnisse gleichen sich allerdings in den 2000er Jahren zunehmend an (Kapitel 4.15.3). Die niedrigsten Gehalte finden sich in den drei untersuchten Dekaden in den südlichen Regierungsbezirken Oberbayern und Schwaben. Die Trendbetrachtung (Kapitel 4.15.4) liefert für den Zeitraum 1982 – 2010 für knapp 40 % der Standorte signifikante Trends, wobei zehn Standorte steigende Trends aufweisen. Im Zeitraum 2001 – 2010 sind nur noch an 10 % der Standorte signifikante Trends zu verzeichnen.

4.16 Molybdän

4.16.1 Verwendung und Emissionsquellen

Molybdän wird aus Erzen und als Nebenprodukt der Kupferherstellung gewonnen und bei der Gewinnung freigesetzt oder auch beim Einsatz von Stahlwerksschlacken als Baustoff. Verwendung findet es in Metalllegierungen zur Steigerung der Festigkeit, Korrosions- und Hitzebeständigkeit. Andere Einsatzbereiche für Molybdän sind beispielsweise Schmiermittel, elektrische Bauteile oder Imprägniermittel (<https://de.wikipedia.org/wiki/Molybd%C3%A4n>, 12.10.2015).

4.16.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Molybdän wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,26 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,22 mg/kg im Jahr 2010 (Abb. 95). Die Abnahme um 15 % ist statistisch signifikant. Die arithmetischen Mittelwerte liegen 8 – 15 % über den Medianen.

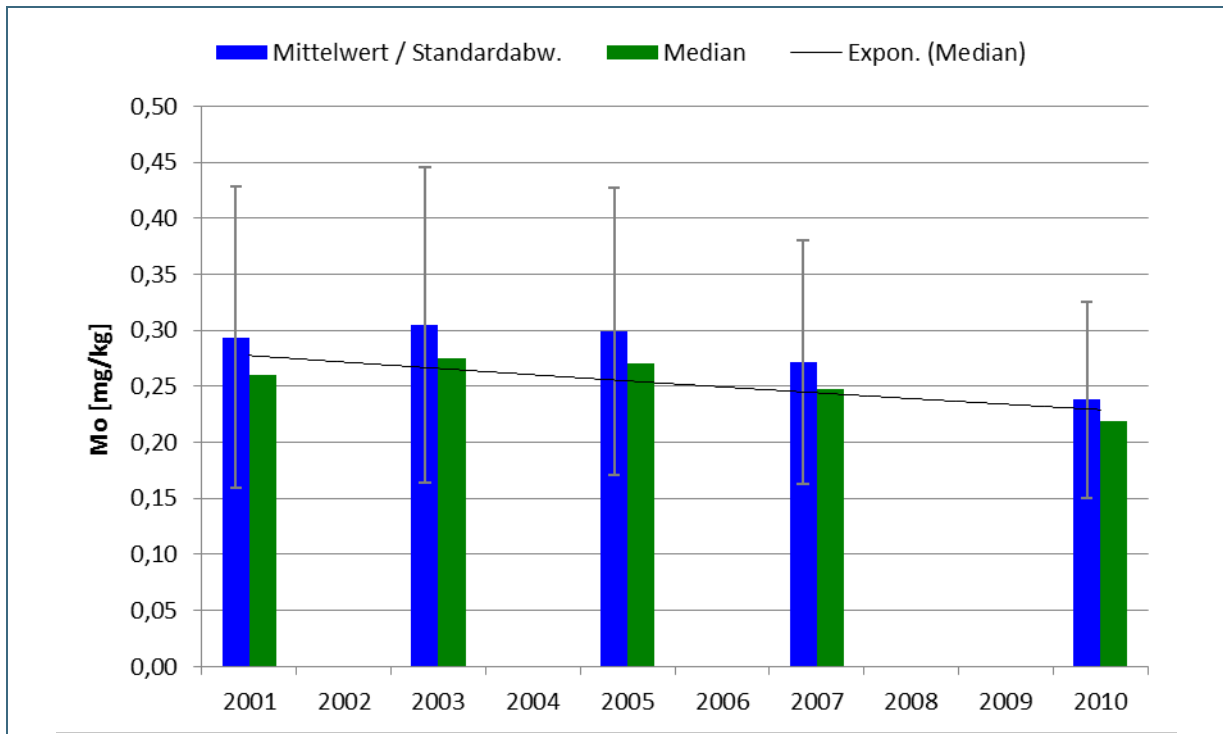


Abb. 95: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Molybdängehalte im Moos 2001 – 2010

4.16.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Im Gegensatz zu den räumlichen Verteilungen der meisten anderen Metalle gibt es im nordostbayerischen Raum etwas niedrigere Molybdän-Mittelwerte als in Unterfranken, Schwaben und Oberbayern (Abb. 96). Die meisten Extremwerte weist der Boxplot für Oberbayern aus (Abb. 97). Gehalte von zum Teil weit über 0,5 mg/kg wurden an verkehrsnahen Standorten (Q11 / Adelzhausen, I11 Nürnberg-Erlenstegener Forst, R12 / Olching, 207_AUG / Augsburg) festgestellt. Extreme Gehalte in den Einzeljahren (bis zu 1,5 mg/kg) wurden zudem an den Standorten W09 / Schwangau und W10 / Garmisch-Partenkirchen gemessen. Hier spielen möglicherweise die Molybdän-Emissionen eines in Reutte / Österreich ansässigen Herstellers für Hochleistungswerkstoffe eine Rolle. Das UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH (2009) dokumentierte in unmittelbarer Nähe des Werks im Jahr 2007 den höchsten in Europa im Rahmen eines Moos-Monitoring gemessenen Molybdängehalt von 550 mg/kg. Der Median für Österreich wurde hingegen mit 0,24 mg/kg angegeben und war damit genauso hoch wie in Bayern. Mit Entfernung vom Werk nahmen die Molybdängehalte laut UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH ab, waren allerdings bedingt durch die Hauptwindrichtung nördlich des Werks höher als im Süden. Dabei wurde von 1996 bis 2007 an nahezu allen österreichischen Standorten im Projektgebiet Reutte ein erheblicher Anstieg festgestellt. Der bayerische Standort W09 / Schwangau liegt Luftlinie nur 5,5 km vom Werk entfernt, der Standort W10 / Garmisch-Partenkirchen rund 15 km. Die Molybdängehalte waren dort in der ersten Hälfte der 2000er Jahre am höchsten und gehen bis 2010 auf Werte unter 0,5 mg/kg zurück.

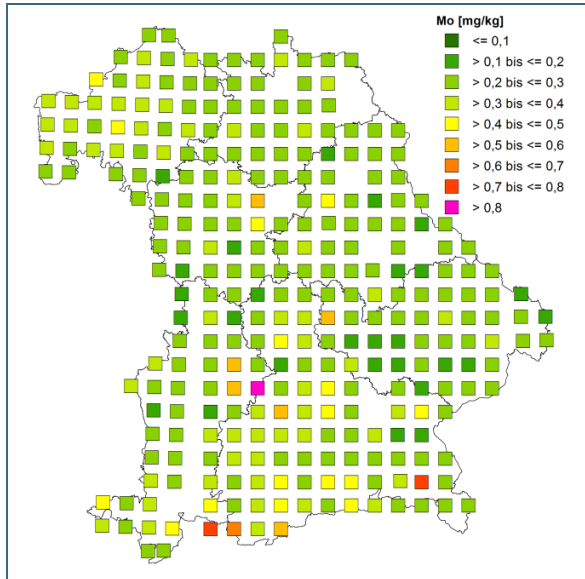


Abb. 96: Räumliche Verteilung von Molybdän – Mittelwerte 2001 – 2010

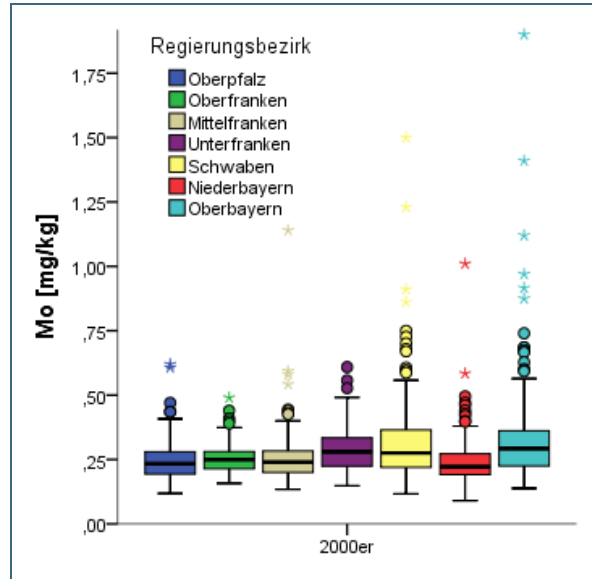


Abb. 97: Boxplot zur Darstellung von Molybdän je Regierungsbezirk

4.16.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Molybdän gibt es an knapp 10 % der Standorte signifikante, mit einer Ausnahme fallende, Trends (Abb. 98). An fast allen Standorten bewegte sich die Wertentwicklung auf moderatem Niveau. Am stärksten sanken die Gehalte am Standort U15 / Bad Feilnbach von fast 0,6 mg/kg auf unter 0,3 mg/kg.

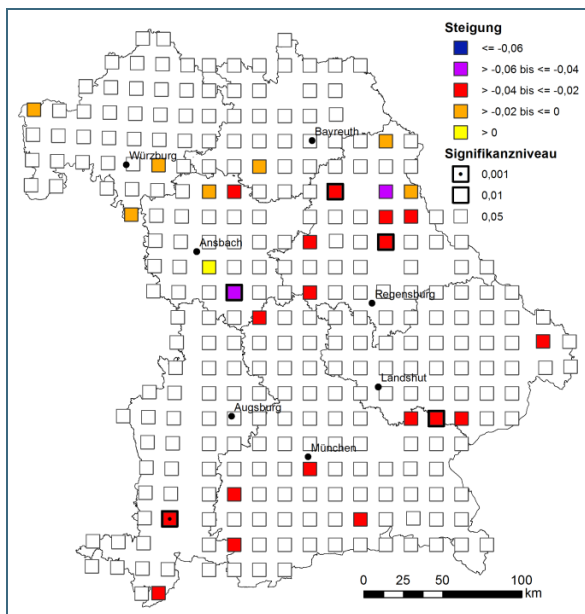


Abb. 98: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Molybdängehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.16.5 Fazit

Im Beobachtungszeitraum 2001 – 2010 ist für die Mediane der Molybdängehalte im Moos ein leicht fallender Trend zu beobachten (Kapitel 4.16.2). Die Gehalte sind in Schwaben, Oberbayern und Unterfranken etwas höher als in den nordostbayerischen Regierungsbezirken (Kapitel 4.16.3). Die höchsten Gehalte finden sich meist an verkehrsbeeinflussten Standorten. An zwei Standorten mit sehr hohen Molybdängehalten bis 1,5 mg/kg ist als Verursacher ein nahe gelegener, bereits vom

UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH (2009) dokumentierter Hersteller von Hochleistungswerkstoffen zu vermuten. Die Trendbetrachtung ergibt für knapp 10 % der Standorte fast ausschließlich sinkende Trends (Kapitel 4.16.4).

4.17 Nickel

4.17.1 Emissionsquellen

Zu den wichtigsten Emissionsquellen für Nickel gehören fossile Brennstoffe. Auch Staubausschwehungen aus Böden mit hohen Nickelgehalten, z. B. aus Serpentiniten (BAYLFU, 2011) können Ursache für erhöhte Nickelgehalte sein. SIEWERS & HERPIN (1998) führten daneben noch die Metallveredelung, den Verkehr (vor allem Diesel) sowie die Müllverbrennung als Emissionsprozesse an.

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) berichtete für den Zeitraum 1990 – 2010 von einer Abnahme der Nickel-Emissionen um 61 % von 270 t auf 105 t. Dabei war eine stetige Abnahme bis zum Jahr 2000 zu beobachten. Bis 2006 folgte ein leichter Anstieg der Nickel-Emissionen auf rund 140 t. Anschließend sanken die Nickel-Emissionen wieder bis 2010 (Abb. 99). Die Zeitreihe der Gesamtemissionen folgte dabei den Emissionen der Energieerzeuger, die 75 – 85 % der Nickel-Emissionen verantworteten.

4.17.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Für Nickel zeigen die Karten der räumlichen Verteilung der Einzeljahre (Anhang C) in den Jahren 1986, 1995 und 1997 Anomalien in bestimmten Regionen (1986 in Niederbayern, 1995 und 1997 im ostbayerischen Grenzgebirgsraum). In BAYLFU (2001-1, 2001-2) wurden die außerordentlichen Verteilungen der Jahre 1986 und 1997 bereits dokumentiert. Ein eindeutiger Grund für die Anomalien war nicht erkennbar. Die Jahre mit Anomalien wurden daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt. 1987 lagen über 50 % der Werte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze, daher werden auch für dieses Jahr keine Mittelwerte angegeben.

Die Mediane der Nickelgehalte verringern sich um über 80 % von rund 5 mg/kg im Jahr 1982 auf 0,8 mg/kg im Jahr 2010. Die Schwankungen zwischen den Jahren waren z. T. relativ hoch. 1991 lag der Mittelwert vergleichsweise weit über dem Median, auch die Standardabweichung war überdurchschnittlich hoch. Im Zeitraum 2001 – 2010 ergibt sich keine signifikante Entwicklung mehr (Tab. 2).

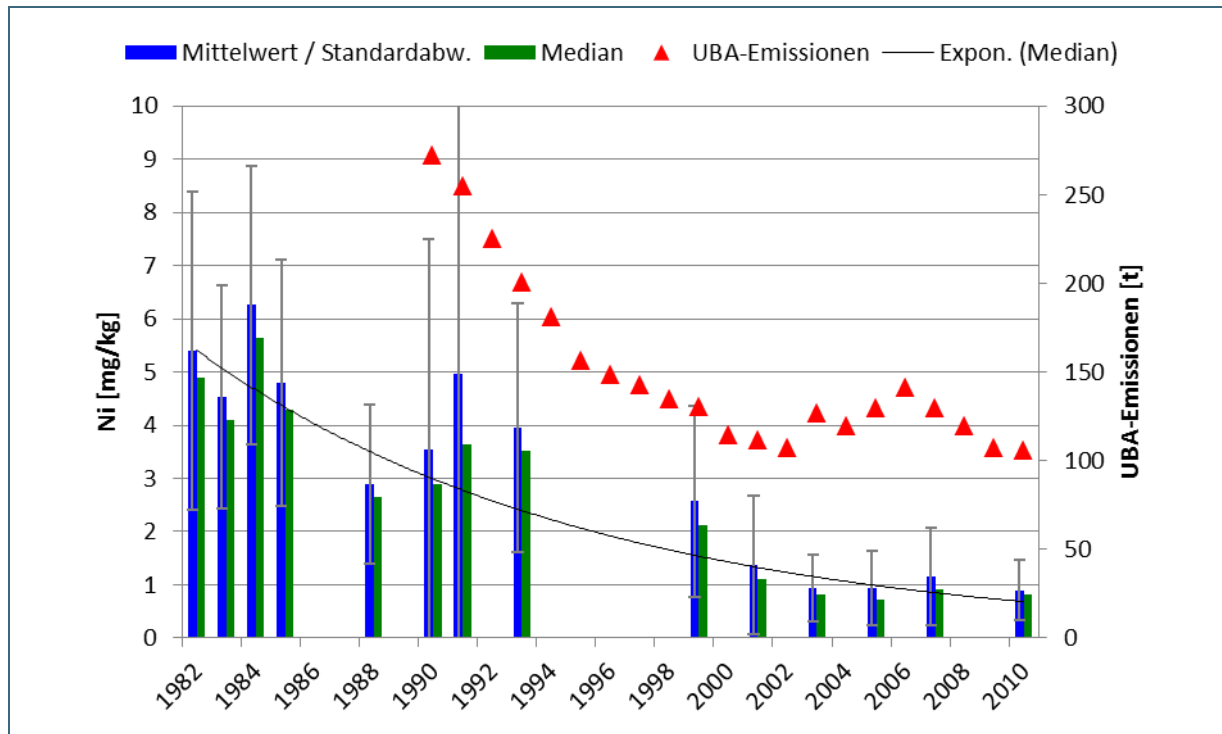


Abb. 99: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Nickelgehalte im Moos 1982 – 2010 (ohne 1986, 1987, 1995, 1997; Standardabweichung 1991: 7,7 mg/kg), Nickel-Emissionen nach UMWELTBUNDESAMT (2012)

Die Auswertungen deuten zwar darauf hin, dass die Verlagerung von Probenaufbereitung und Analytik 1999 / 2001 zu einem Absinken der Nickelgehalte beigetragen haben könnte (Kapitel 3.2). Die Mediane der Nickelgehalte im Moos korrelieren allerdings gut mit den vom Umweltbundesamt ausgewiesenen Emissionen (Signifikanzniveau 0,001; Korrelationskoeffizient 0,83).

4.17.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die arithmetischen Mittelwerte der 1980er Jahre (ohne 1986 und 1987, vgl. Kapitel 4.17.2) deuten großräumige Verbreitungsschwerpunkte im Norden und Nordosten Bayerns an (Abb. 100), was durch die etwas höhere Wertebereiche für die nord- und nordostbayerischen Regierungsbezirke unterstützt wird (Abb. 103). In der Karte der 1990er Jahre (ohne 1995 und 1997, vgl. Kapitel 4.17.2) ist dieses Wertegefälle etwas ausgeprägter, da vor allem in der Südhälfte Bayerns geringere Nickelgehalte festgestellt wurden (Abb. 101). Die Karte der 2000er Jahre zeigt fast bayernweit Nickelgehalte unter 3 mg/kg (Abb. 102). Nur am Standort I18 / Stadlern fanden sich noch in mehreren Jahren erhöhte Werte.

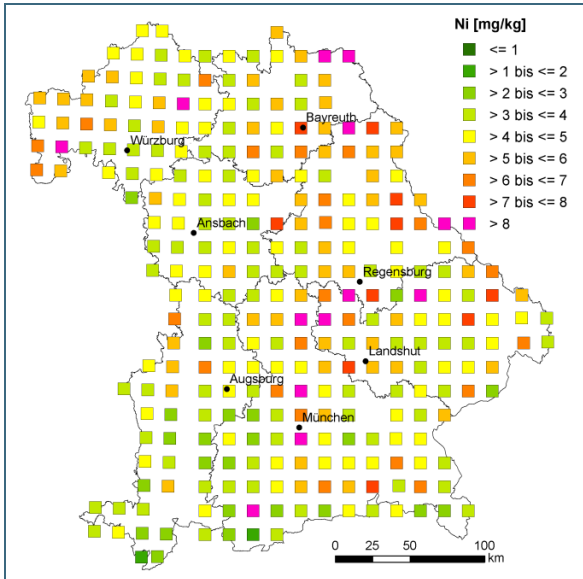


Abb. 100: Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwert 1982–1990 (ohne 1986 & 1987)

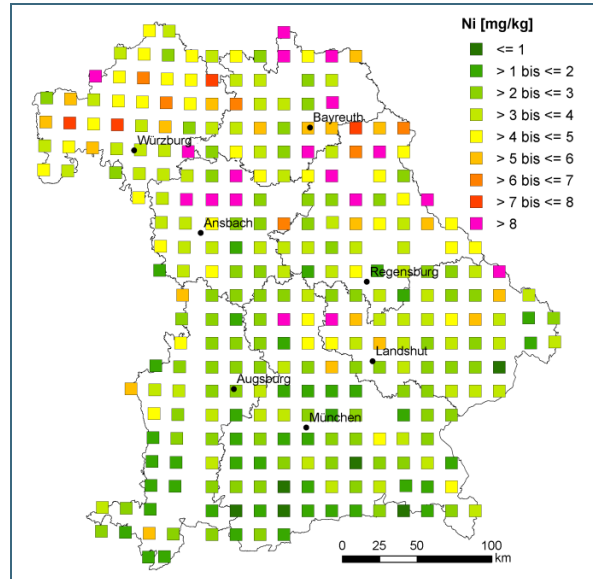


Abb. 101: Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwert 1991–1999 (ohne 1995 & 1997)

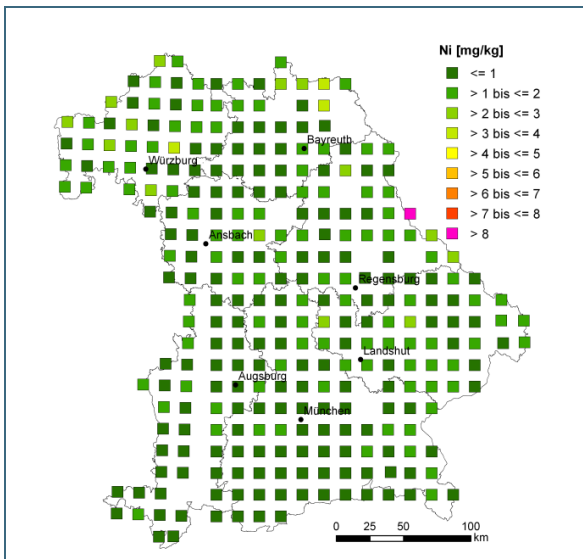


Abb. 102: Räumliche Verteilung von Nickel – Mittelwerte 2001 – 2010

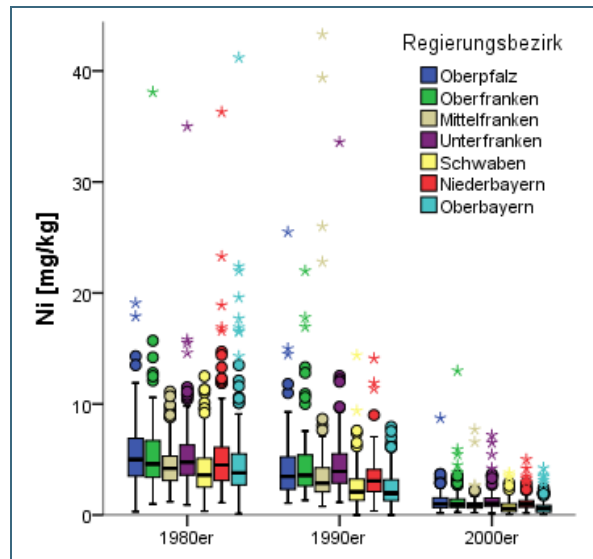


Abb. 103: Boxplot zur Darstellung von Nickel je Dekade und Regierungsbezirk (ohne 1986, 1987, 1995, 1997; extremer Ausreißer 1990er Niederbayern: 56 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

Es gibt keine Standorte die während des gesamten Beobachtungszeitraums wegen hoher Nickelgehalte auffallen. Zu den Standorten, die in den ersten beiden Dekaden des Beobachtungszeitraums häufiger auffällig hohe Nickelgehalte von über 10 mg/kg aufwiesen und die auch in der letzten Dekade noch die höchsten Mittelwerte haben, zählen N14 / Neustadt a. d. Donau in der Nähe einer Raffinerie und C14 / Berg in der Nähe eines Diabas-Steinbruchs.

4.17.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Im Zeitraum 1982 – 2010 (ohne fehlende Jahre, Kapitel 4.17.2) sind für Nickel an 90 % der Standorte signifikant fallende Trends zu beobachten, fast 40 % sind hochsignifikant (Abb. 104). Für die Dekade 2001 – 2010 wurden nur noch an 7 % der Standorte signifikante Trends ermittelt (Abb. 105). Zu den

wenigen Standorten mit abnehmenden Trends gehört z. B. N14 / Neustadt a. d. Donau (Kapitel 4.17.3), der in den 1980er und 1990er Jahren zu den Standorten mit den höchsten Gehalten zählte und an dem die Gehalte von 1995 bis 2010 stetig von rund 17 mg/kg auf 1,5 mg/kg sanken. Am Standort K19 / Grafenwiesen stieg der Nickelgehalt bis 2010 auf 3,3 mg/kg und gehörte damit zu den höchsten Gehalten dieses Jahres.

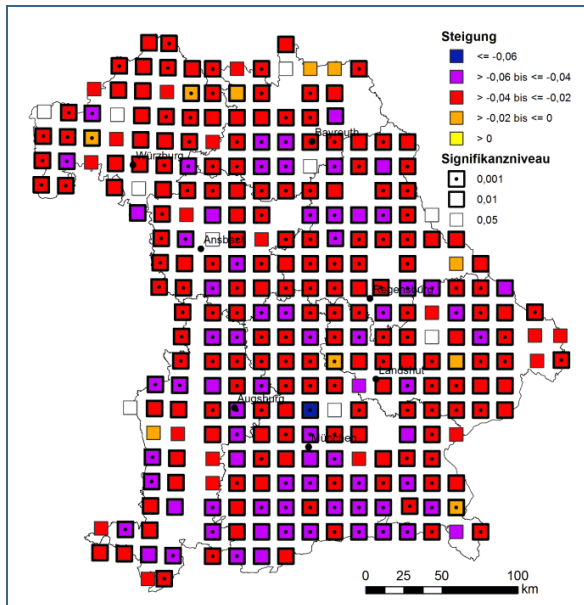


Abb. 104: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Nickelgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau (ohne 1986 & 1987)

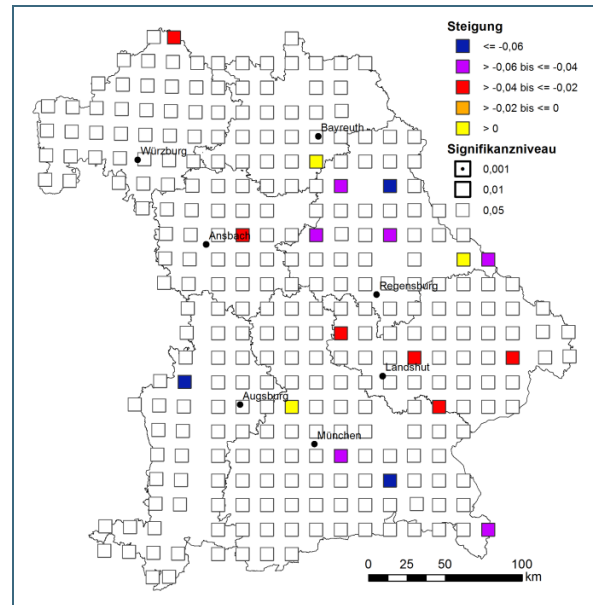


Abb. 105: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Nickelgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.17.5 Fazit

Die langjährigen Zeitreihen der Mittelwerte weisen einige Lücken auf (Kapitel 4.17.2). Im Zeitraum 1982 – 2010 nehmen die Mediane um rund 80 % ab. Auch wenn die vom Umweltbundesamt ab 1990 dokumentierten Emissionen gut mit den Gehalten im Moos korrelieren, könnte die Abnahme durch den Methodenwechsel 1999 / 2001 überschätzt sein. In Nord- und Nordostbayern wurden in den 1980er und 1990er Jahren etwas höhere Nickelgehalte festgestellt als in Südbayern. Höhere Nickelgehalte wurden vor allem in den 1980er und 1990er Jahren an wechselnden Standorten beobachtet. Nur wenige Standorte, z. B. im Einflussbereich von Raffinerien, zeigen dauerhaft erhöhte Nickelgehalte (Kapitel 4.17.3), was vermutlich durch die Verarbeitung fossiler Energieträger bedingt ist. Ab der Jahrtausendwende lagen die Nickelgehalte an den meisten Standorten auf einem Niveau von unter 3 mg/kg. Die Trendbetrachtung liefert für den Zeitraum 1982 – 2010 für 90 % der Standorte sinkende Trends. Im Zeitraum 2001 – 2010 gibt es kaum mehr signifikante Trends (Kapitel 4.17.4).

4.18 Quecksilber

4.18.1 Verwendung und Emissionsquellen

Für Quecksilber gibt es zahlreiche Anwendungen, wie z. B. die Goldgewinnung, die Chlor-Alkali-Elektrolyse, den Einsatz als Desinfektions- und Beizmittel oder in Quecksilberdampf Lampen. Wegen seiner Giftigkeit wurde Quecksilber allerdings in vielen Anwendungen ersetzt.

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) beobachtete für Quecksilber einen deutlichen Abfall der Emissionen von 29 t im Jahr 1990 um 52 % auf 14 t im Jahr 1994 (Abb. 106). Anschließend blieb das Niveau der

Gesamtemissionen für mehrere Jahre konstant und nahm dann bis 2010 auf 9,4 t ab. Verantwortlich für die erhebliche Abnahme Anfang der 1990er Jahre war vor allem die Reduktion der Emissionen bei den Energieerzeugern, die durch die Kohleverbrennung bis zu 70 % der Emissionen verantworteten. Von 1995 – 2001 trug die Metallverhüttung mit bis zu 40 % erheblich zu den Quecksilberemissionen bei; ihr Anteil sankt bis 2010 auf rund 10 %.

Auf globaler Ebene führte im Jahr 2010 nach UNEP (2013) die Goldgewinnung zu den höchsten Quecksilber-Emissionen (37 %). Es folgten die Kohleverbrennung (24 %), Emissionen aus Nichteisen-Metallhütten (10 %) und die Zementproduktion (9 %).

Quecksilber zeigt eine hohe Flüchtigkeit und eine lange Verweilzeit gasförmigen Quecksilbers in der Atmosphäre von über einem Jahr ((SCHRÖDER & MUNTHE, 1998). Der Einfluss überregionaler Ferntransporte macht je nach Region zwischen 10 und 30 % der jährlichen Deposition aus (UNEP 2013).

4.18.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Quecksilbergehalte an den bayerischen Moos-Standorten nehmen seit Mitte der 1980er Jahre von rund 0,15 mg/kg auf 0,06 mg/kg im Jahr 2010 ab. Die Abnahme ist für den Zeitraum 1982 – 2010 signifikant, allerdings wurde 1993 die Analysenmethode umgestellt (Kapitel 3.3.1) und ab 2001 wurden wegen der Verlagerung der Aufbereitung und Analytik ans BayLfU (Kapitel 3.2) generell niedrigere Gehalte gemessen. Eine Trendkurve wird daher nicht angegeben. In der Dekade 2001 – 2010 ist eine signifikante Abnahme festzustellen (Tab. 2).

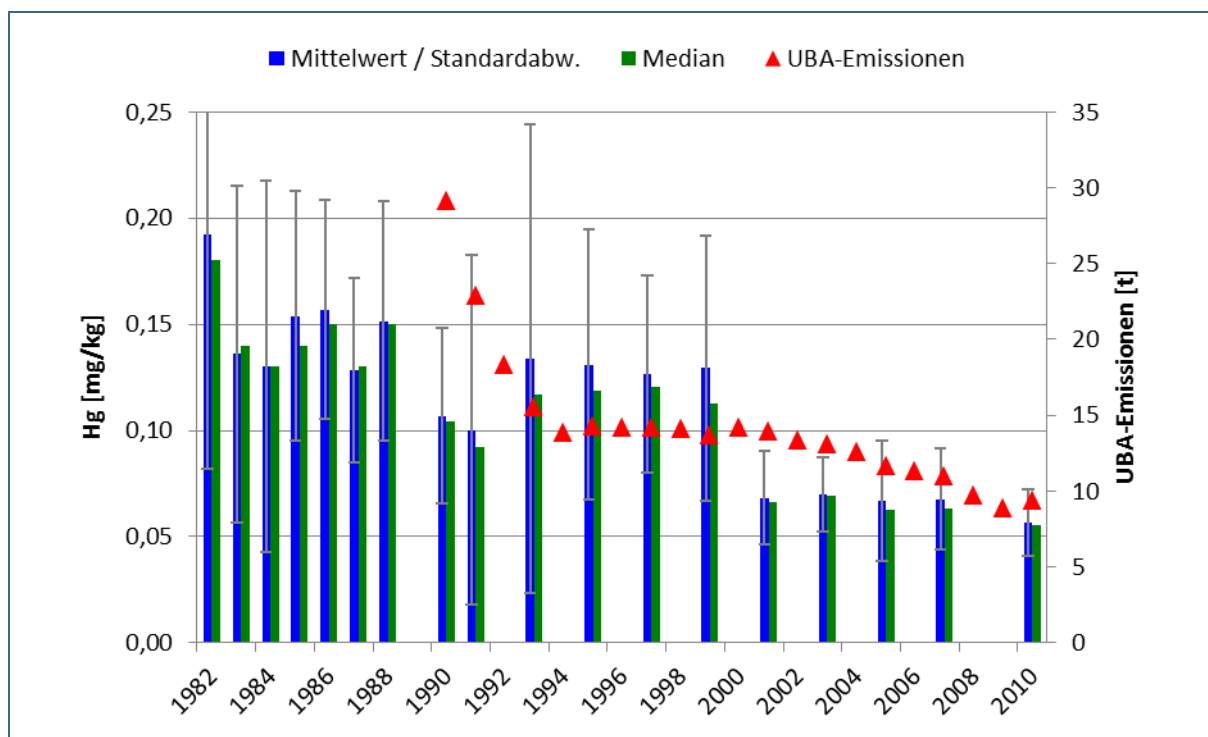


Abb. 106: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Quecksilbergehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 0,11 mg/kg), sowie Kupfer-Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2012).

4.18.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

In der Karte der Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 107) und im Boxplot (Abb. 110) ist für die 1980er Jahre in Nordbayern ein geringfügig höheres Wertenniveau als im Süden zu erkennen. Etwas ausgeprägtere Unterschiede mit einem Verbreitungsschwerpunkt westlich von Regensburg sind in den 1990er Jahren sichtbar (Abb. 108). Die Einzelkarten der 1990er Jahre weisen zwar ausgeprägte Zonen höherer Quecksilbergehalte auf, diese änderten sich aber von Jahr zu Jahr (Anhang C). Auffällig

sind in einzelnen Jahren (z. B. 1993 und 1999) deutlich erkennbare West-Ost-Strukturen, die möglicherweise mit günstigen Depositionsbedingungen in Hauptwindrichtung korrelieren. Mit die höchsten Werte in den 1980er und 1990er Jahren sind in den bayerischen Hopfenanbaugebieten (O13 / Geisenfeld, O14 / Mainburg) festzustellen. Früher wurde Quecksilber zum Beizen der Holzstangen der Hopfengärten verwendet.

In den 2000er Jahren liegt das Wertenniveau erheblich niedriger (Methodenumstellung, vgl. Kapitel 4.18.2), nahezu alle Standorte weisen Gehalte von unter 0,12 mg/kg auf. Verbreitungsschwerpunkte sind nicht mehr erkennbar (Abb. 109).

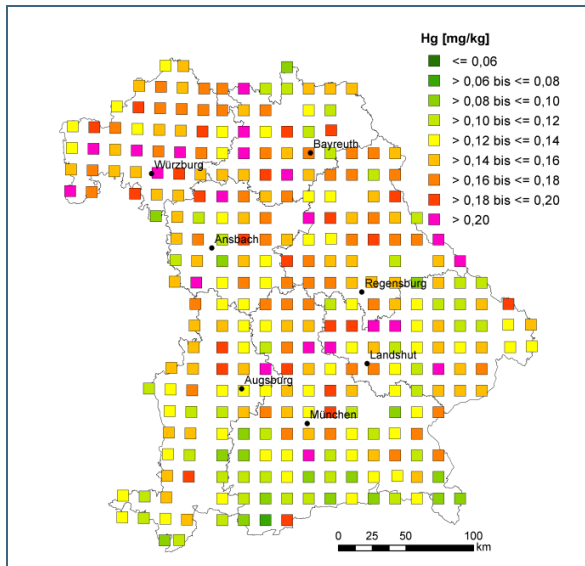


Abb. 107: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwert 1982 – 1990

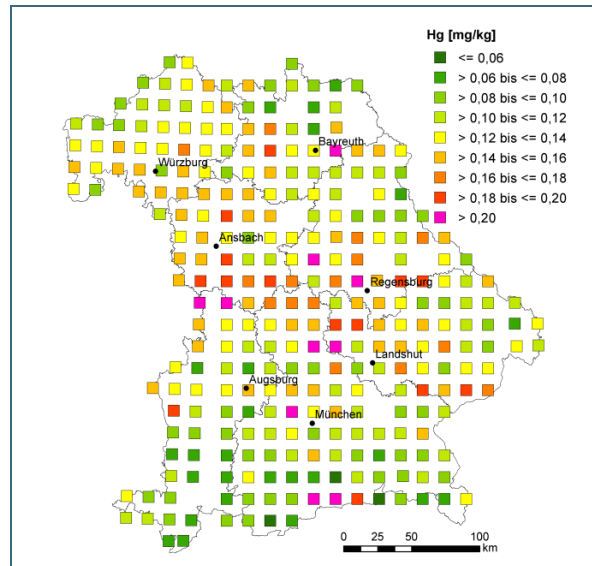


Abb. 108: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwert 1991 – 1999

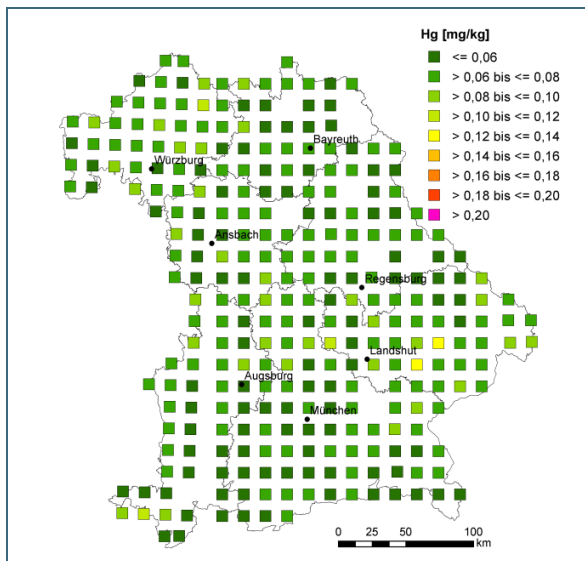


Abb. 109: Räumliche Verteilung von Quecksilber – Mittelwerte 2001 – 2010

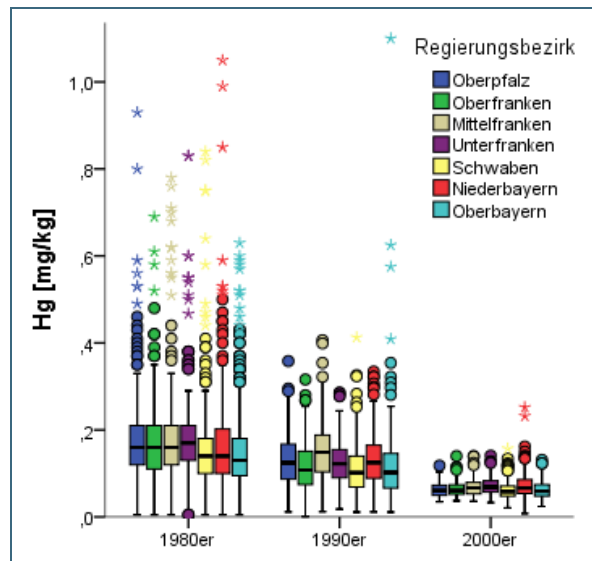


Abb. 110: Boxplot zur Darstellung von Quecksilber je Dekade und Regierungsbezirk

4.18.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Wegen des methodischen Bruchs 1999 / 2001 wurde kein Trend für den Gesamtzeitraum 1982 – 2010 bestimmt (Kapitel 4.18.2). Für 2001 – 2010 gibt es nur mehr an 6 % der Standorte signifikante Trends. An den Standorten mit steigenden Trends stiegen die Gehalte auf moderate Werte bis zu 0,11 mg/kg.

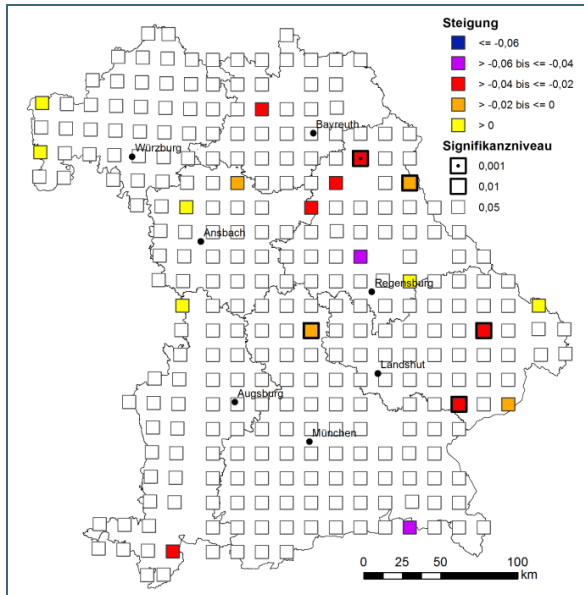


Abb. 111:
Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Quecksilbergehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.18.5 Fazit

Die Zeitreihe der Quecksilbermediane im Moos zeigt unter Berücksichtigung eines Methodenwechsels für die Zeiträume 1982 – 1999 sowie 2001 – 2010 leicht abnehmende Gehalte (Kapitel 4.18.2). Es sind kaum stabile großräumige Verbreitungsmuster auszumachen. Erkennbare West-Ost-Strukturen korrelieren möglicherweise mit günstigen Depositionsbedingungen in Hauptwindrichtung. In den 1980er und 1990er Jahren ließ sich der Einfluss der Nutzung von Quecksilber in der Landwirtschaft zum Beizen von Holzstangen im Moos nachweisen (Kapitel 4.18.3). Die Trendbetrachtung weist für den Zeitraum 2001 – 2010 nur an wenigen Standorten signifikante, mehrfach auch steigende Trends aus (Kapitel 4.18.4).

4.19 Rubidium

4.19.1 Verwendung und Emissionsquellen

Für Rubidium gibt es nur wenige Anwendungen. Es wird z. B. für Kathodenbeschichtungen, in Vakuumröhren oder Lasern eingesetzt (<https://de.wikipedia.org/wiki/Rubidium>, 20.10.2015). In die Umwelt gelangt Rubidium durch die Verwitterung rubidiumhaltiger Gesteine wie Pegmatite, die in Bayern vor allem in den nordostbayerischen Grenzgebirgen vorkommen.

4.19.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Rubidium wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 7,3 mg/kg im Jahr 2001 auf 6,0 mg/kg im Jahr 2010. Die Abnahme um 18 % ist statistisch signifikant. Die arithmetischen Mittelwerte mit hohen Standardabweichungen liegen rund 50 % über den Medianen.

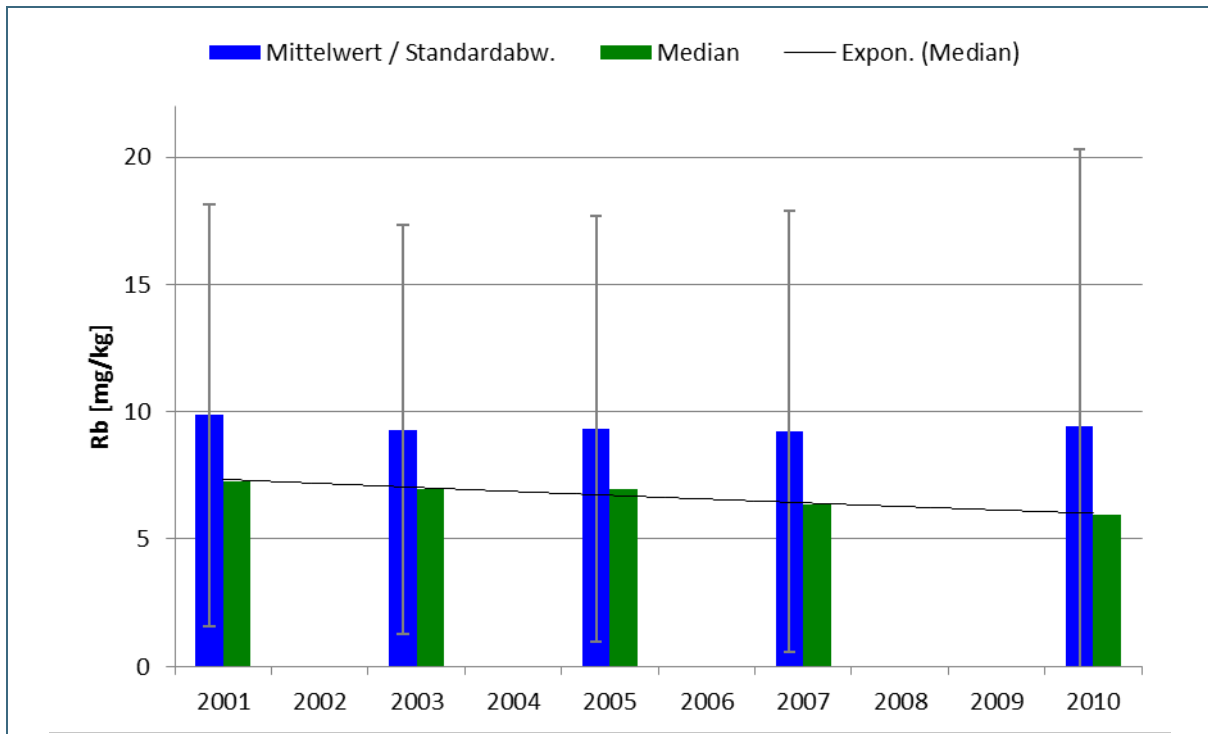


Abb. 112: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Rubidiumgehalte im Moos 2001 – 2010

4.19.3 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Die höchsten Mittelwerte finden sich in den nordostbayerischen Mittelgebirgsregionen, wo bis zu 175 mg/kg gemessen wurden (Abb. 113, Abb. 114). Zu den betroffenen Standorten zählten L22 / Mauth und M23 / Pleckensteiner Wald, die vermutlich geogen bedingt hohe Rubidiumgehalte aufweisen (BAYLFU Geologische Karte von Bayern 1:500 000: Granite und Gneise mit Feldspateinsprenglingen; vgl. Kapitel 4.19.1). Stabil hohe Rubidiumwerte meist über 40 mg/kg wurden auch an R09 / nahe Schwabmünchen ermittelt. Die geringsten Mittelwerte für Rubidium mit meist unter 10 mg/kg wurden in Unterfranken festgestellt.

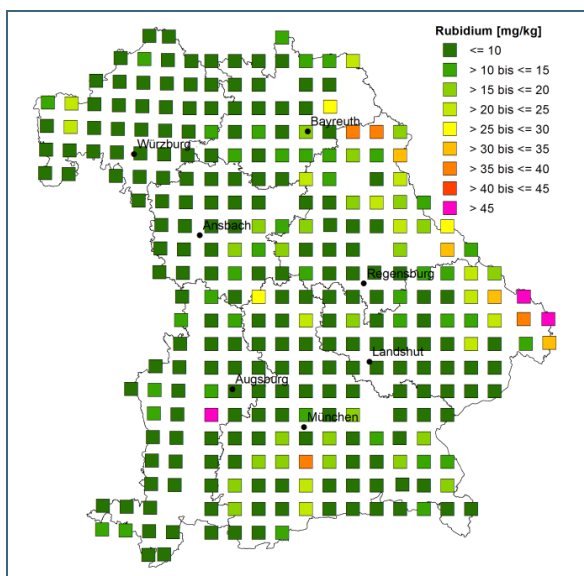


Abb. 113: Räumliche Verteilung von Rubidium – Mittelwerte 2001 – 2010

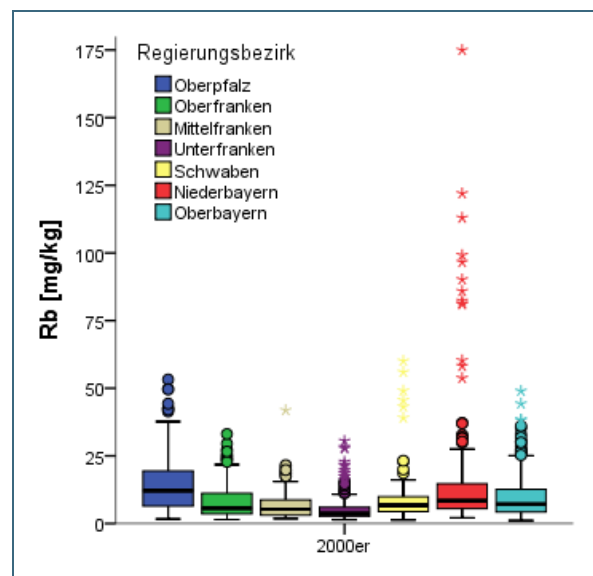


Abb. 114: Boxplot zur Darstellung von Rubidium je Regierungsbezirk

4.19.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Signifikante Trends für den Zeitraum 2001 – 2010 gibt es an 10 % der Standorte. Davon finden sich an 2 % der Standorte steigende, an 8 % fallende Trends auf meist niedrigem Wertenniveau unter 15 mg/kg. Der stärkste Anstieg auf über 30 mg/kg wurde am Standort J18_WAL / Waldmünchen festgestellt.

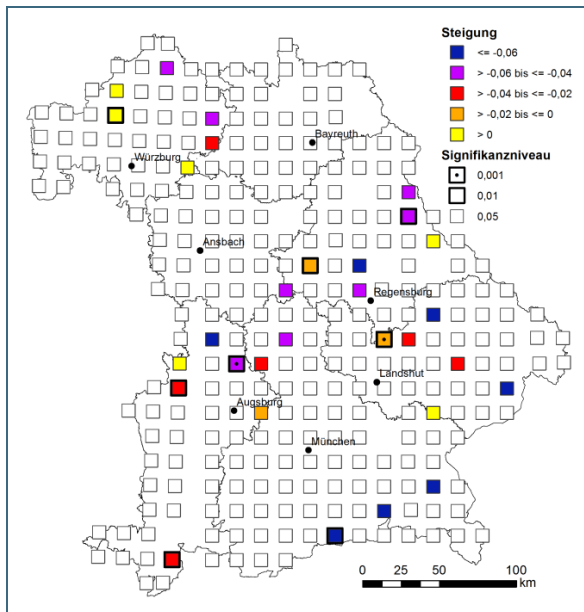


Abb. 115: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Rubidiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.19.5 Fazit

Die Rubidiummediane nehmen im Zeitraum 2001 – 2010 um rund 18 % ab (Kapitel 4.19.2). Die höchsten, vermutlich geogen bedingten Mittelwerte wurden an den Standorten im nordostbayerischen Grenzgebirgsraum ermittelt (Kapitel 4.19.3). Signifikante Trends finden sich nur an rund 10 % Standorte (Kapitel Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.).

4.20 Strontium

4.20.1 Verwendung und Emissionsquellen

Strontium wird nur in geringen Mengen vor allem für Kathodenstrahlröhren, Pyrotechnik, Dauermagnete und in der Aluminiumverhüttung verwendet (<https://de.wikipedia.org/wiki/Strontium>, 27.10.2015).

4.20.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Strontium wird seit 2001 analysiert. Die Mediane liegen zwischen 13 mg/kg und 15 mg/kg. Es ist kein signifikanter Trend feststellbar (Tab. 2). Die arithmetischen Mittelwerte sind 20 bis 40 % höher als die Mediane.

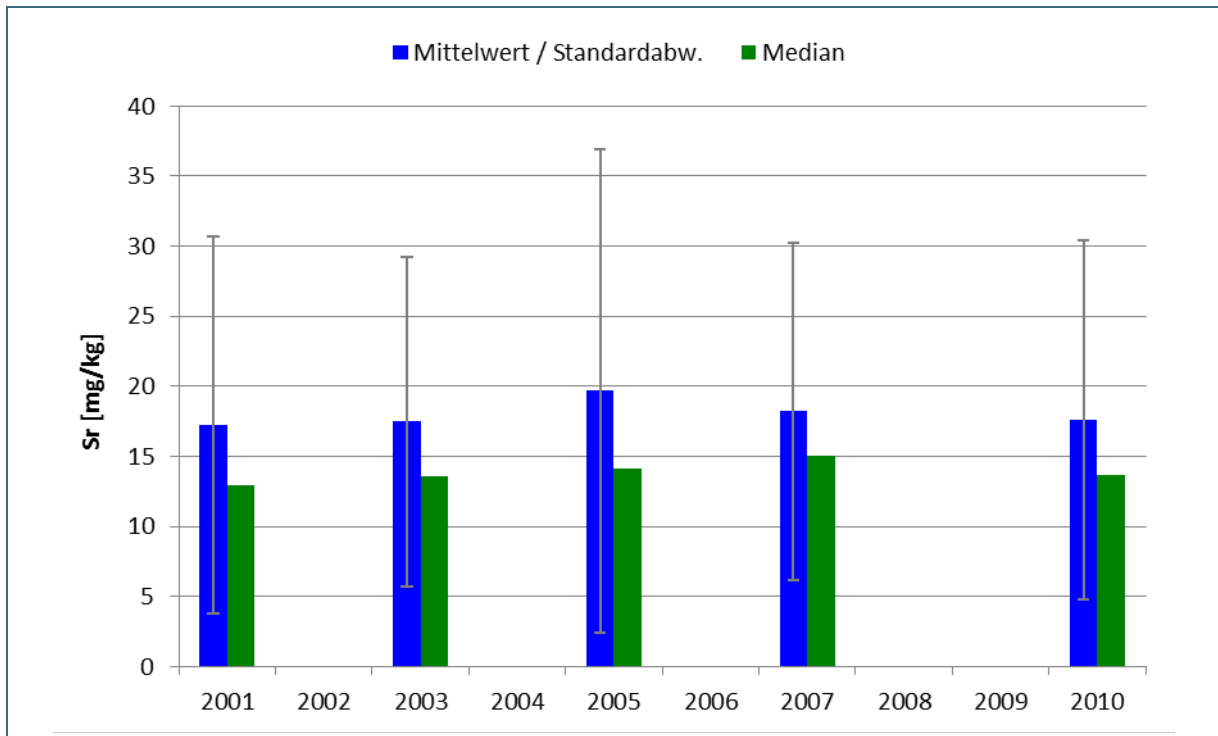


Abb. 116: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Strontiumgehalte im Moos 1982 sowie 2001 – 2010

4.20.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Verteilung der Mittelwerte zeigt die höchsten Gehalte in Unterfranken (Abb. 118) sowie an den ost- und südlichen Landesgrenzen und die niedrigsten Gehalte im Zentrum Bayerns (Abb. 117). Allerdings werden an den Standorten mit erhöhten Strontiumgehalten oft nicht in allen Beobachtungsjahren hohe Werte festgestellt. Gehalte über 100 mg/kg wurden mehrfach an D04 / Ruppertshüttener Forst, D09 / Ermershausen sowie L21 / Lindberg gemessen.

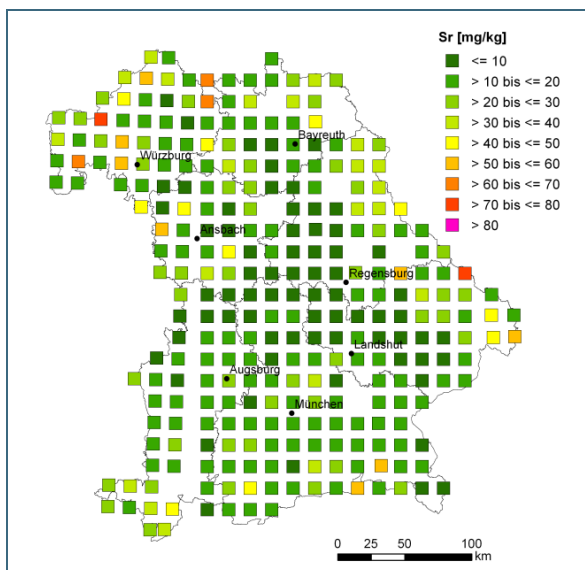


Abb. 117: Räumliche Verteilung von Strontium – Mittelwerte 2001 – 2010

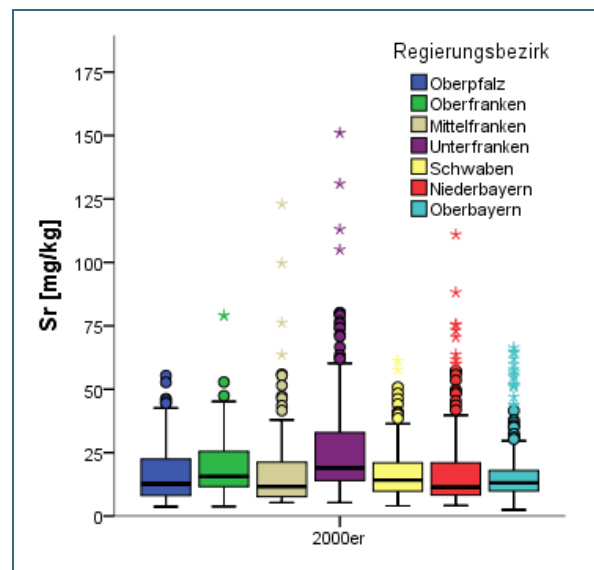


Abb. 118: Boxplot zur Darstellung von Strontium je Regierungsbezirk

4.20.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Strontium gibt es an rund 9 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 119). Darunter sind mehr steigende als fallende Trends, allerdings meist auf Gehalte unterhalb 35 mg/kg. Die stärksten Zunahmen wurden an D09 / Ermershausen auf rund 170 mg/kg und an L18 / Stallwang auf rund 70 mg/kg festgestellt.

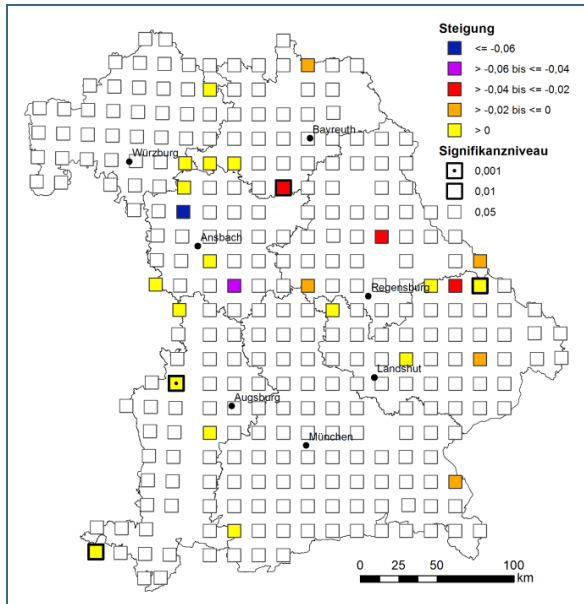


Abb. 119: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Strontiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.20.5 Fazit

Für den Zeitraum 2001 – 2010 ist kein signifikanter Trend der Strontiummediane feststellbar. Die Mediane liegen zwischen 13 und 15 mg/kg (Kapitel 4.20.2). Die höchsten Mittelwerte der Einzelstandorte fanden sich in Unterfranken sowie vereinzelt an der bayerischen Süd- und Ostgrenze (Kapitel 4.20.3). Korrelationen zu anderen Elementen sind nicht nachweisbar. Anders als bei den meisten anderen Elementen wurden mehr steigende als fallende Trends berechnet (Kapitel 4.20.4).

4.21 Thallium

4.21.1 Verwendung und Emissionsquellen

Thallium ist als Begleitelement in kaliumhaltigen Tonen und Graniten enthalten. Es wird bei der Verhüttung von Kupfer, Blei oder Zink gewonnen. Thallium findet Verwendung bei der Herstellung niedrigschmelzender oder infrarotdurchlässiger Gläser, beim elektrolytischen Verzinken von Stahlblech oder bei der Herstellung von Fotozellen. Früher wurde Thallium als Rattengift oder als Leuchtstoff in Seenotraketen verwendet. Wegen seiner starken Giftigkeit wurden solche Einsatzbereiche aber mittlerweile in vielen Ländern verboten (<https://de.wikipedia.org/wiki/Thallium>, 11.11.15).

4.21.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Thallium wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,013 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,008 mg/kg im Jahr 2007. Im Jahr 2010 stieg die Bestimmungsgrenze von 0,005 auf 0,020 mg/kg mit der Folge, dass über 90 % der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Eine Trendbetrachtung wird daher nicht durchgeführt. Die Mittelwerte mit hohen Standardabweichungen liegen um knapp 40 % über den Medianen, was auf einzelne Standorte mit hohen Thalliumgehalten hindeutet.

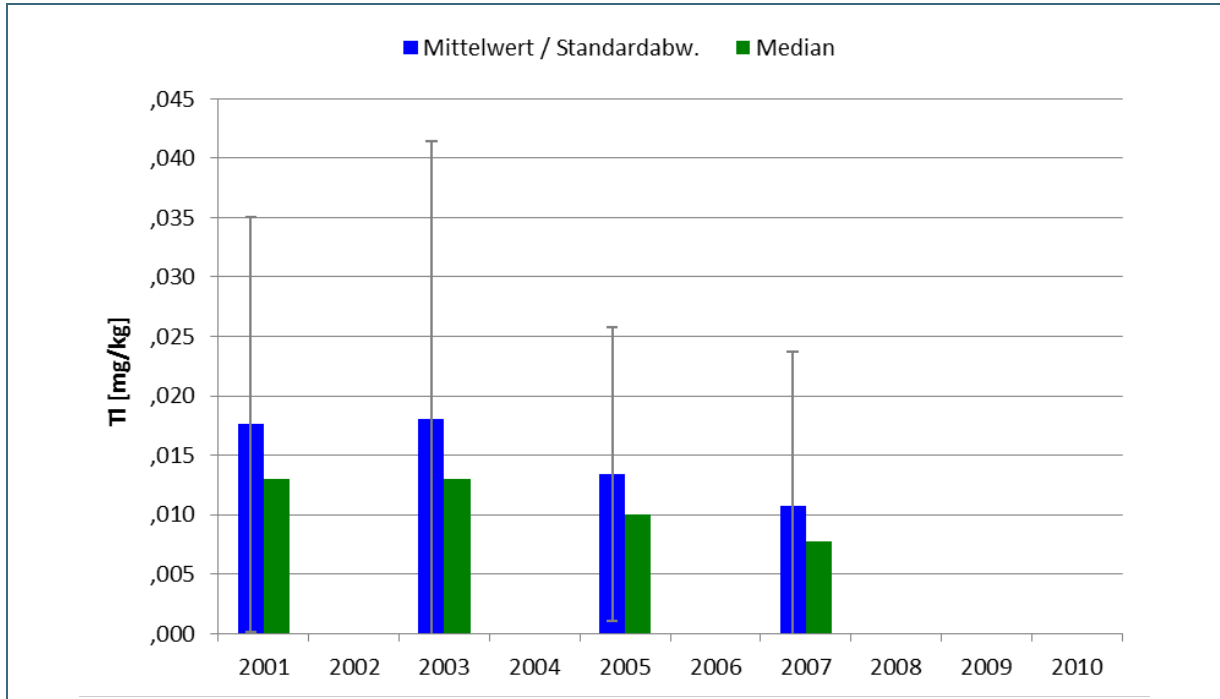


Abb. 120: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Thalliumgehalte im Moos 2001 – 2007; 2010 können keine Mittelwerte angegeben werden, da über 90 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen von 0,02 mg/kg lagen.

4.21.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

In weiten Teilen Bayerns sind im Zeitraum 2001 – 2007 Mittelwerte unter 0,030 mg/kg zu finden (Abb. 121). Nur vereinzelt sind Standorte mit höheren Mittelwerten zu beobachten. In der Oberpfalz finden sich die höchsten Gehalte sowie der breiteste Wertebereich, in Schwaben die geringsten Gehalte im Moos (Abb. 121, Abb. 122). Zu den Standorten, die in mehreren Jahren höhere Thalliumgehalte über 0,08 mg/kg aufweisen gehören C04 / Herrnwald und K12 / Freystadt, die beide auf tonhaltigen Ausgangsgesteinen liegen (Kapitel 4.21.1).

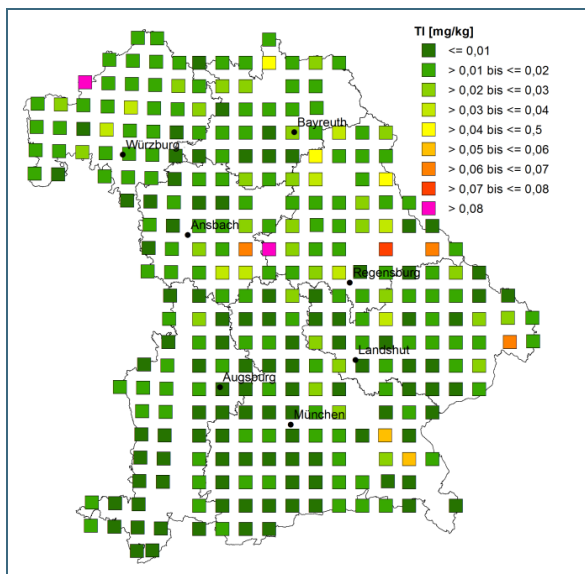


Abb. 121: Räumliche Verteilung von Thallium – Mittelwerte 2001 – 2007

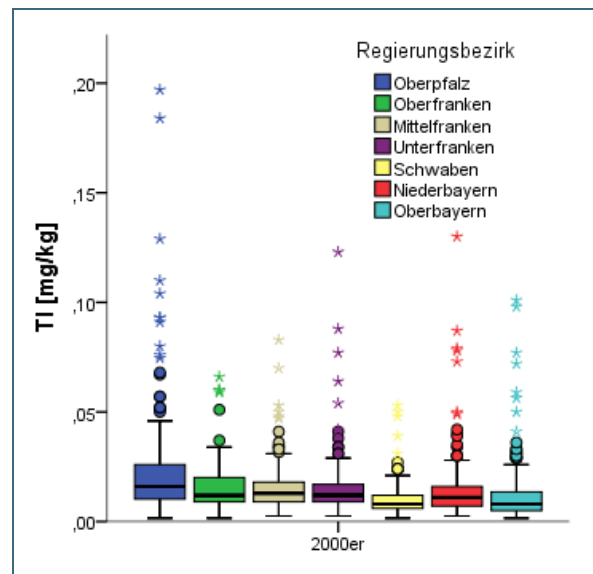


Abb. 122: Boxplot zur Darstellung von Thallium je Regierungsbezirk (ohne 2010; extremer Ausreißer Unterfranken: 0,26 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

4.21.4 Fazit

Die Thallium-Mediane im Moos sinken von 0,013 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,008 mg/kg im Jahr 2007. 2010 liegen über 90 % der Werte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (Kapitel 4.21.2). Weite Teile Bayerns zeigen Mittelwerte unter 0,02 mg/kg. Die meisten Standorte mit höheren Gehalten werden in Oberfranken ausgewiesen (Kapitel 4.21.3). Standorte mit Gehalten über 0,08 mg/kg liegen auf tonhaltigen Ausgangsgesteinen (Kapitel 4.21.1). Wegen der fehlenden Werte im Jahr 2010 wurde keine Trendbetrachtung durchgeführt.

4.22 Thorium

4.22.1 Verwendung und Emissionsquellen

In die Umwelt gelangt Thorium als Bestandteil von Phosphatdüngern, beim Uranabbau und durch Verwitterung thoriumhaltiger Minerale wie Monazit oder Thorit (SIEWERS et al., 2000). Außerdem wird es bei der Kohleverfeuerung freigesetzt. Seit Jahren wird an der Verwendung von Thorium als Brutmaterial in Kernkraftreaktoren geforscht. Außerdem wird es in Elektronenröhren eingesetzt. Anwendungen von Thorium in Glühstrümpfen von Gaslampen, in der Herstellung von Spezialgläsern oder beim Schweißen wurden wegen der Radioaktivität von Thorium durch andere Materialien ersetzt (<https://de.wikipedia.org/wiki/Thorium>, 11.11.15).

4.22.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Thorium wird seit 2001 analysiert. Die Mediane sinken von 0,078 mg/kg im Jahr 2001 auf 0,034 mg/kg im Jahr 2010. Die Abnahme um 55 % ist statistisch signifikant (Tab. 2). Die Mittelwerte mit oft hohen Standardabweichungen liegen um bis zu 40 % über den Medianen. 2003 waren fast 60 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg. Daher wurden die Werte dieses Jahres bei der Zeitreihe nicht berücksichtigt.

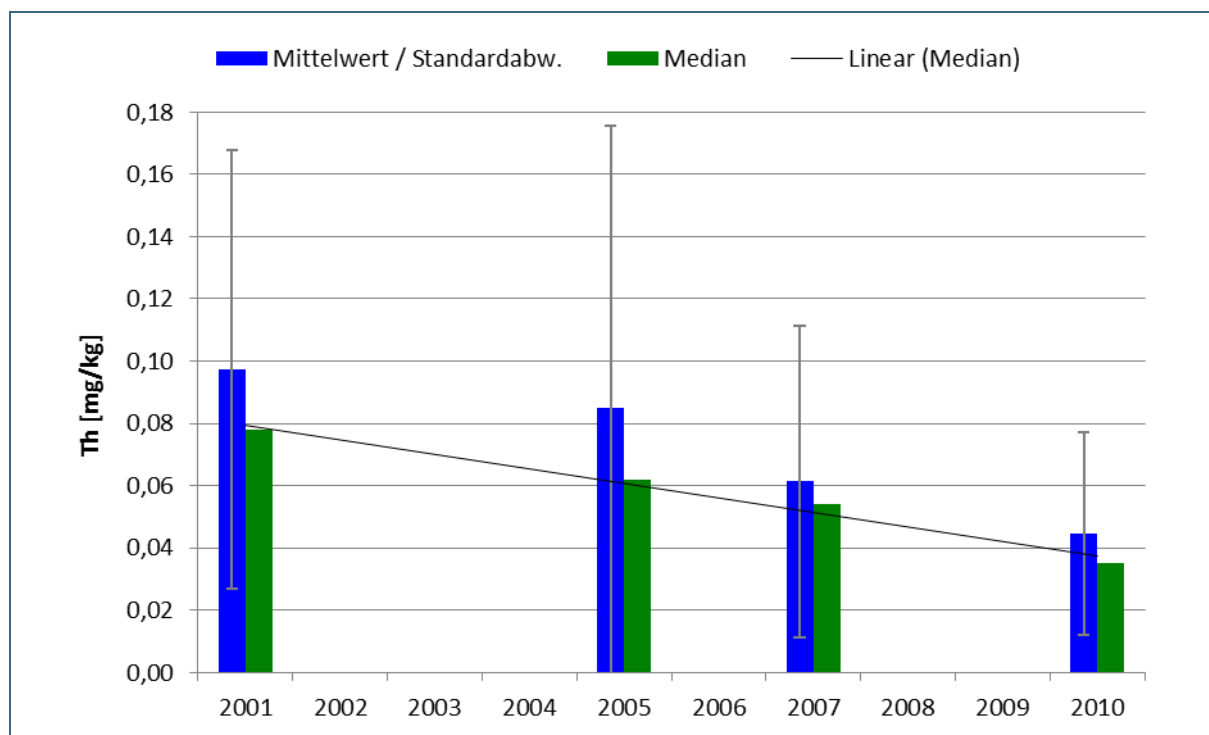


Abb. 123: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Thoriumgehalte im Moos 2001 – 2010; 2003 konnten keine Mittelwerte angegeben werden, da 50 % der Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze lagen.

4.22.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

In weiten Teilen Bayerns liegen die Thorium-Mittelwerte unter 0,15 mg/kg (Abb. 124). Mittelwerte über 0,25 mg/kg finden sich nur vereinzelt, die meisten davon in Niederbayern (Abb. 125). Der einzige Standort, an dem mehrfach Gehalte über 0,4 mg/kg gemessen wurden, ist N21 / Thurmansbang in der Nähe eines Granitabbaus. Die geringsten Mittelwerte werden in Südbayern ausgewiesen.

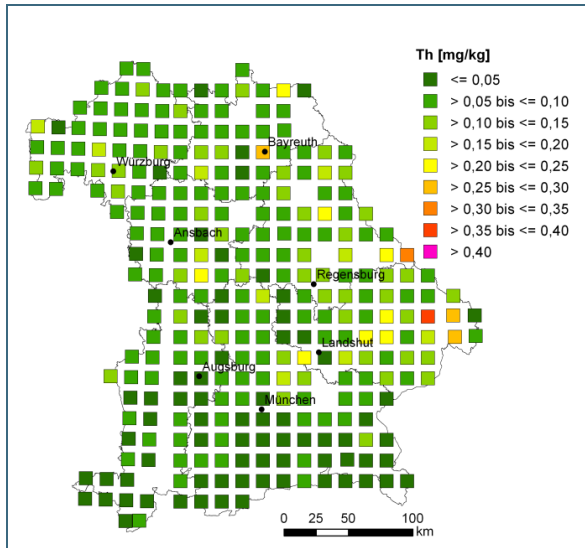


Abb. 124: Räumliche Verteilung von Thorium – Mittelwerte 2001 – 2010

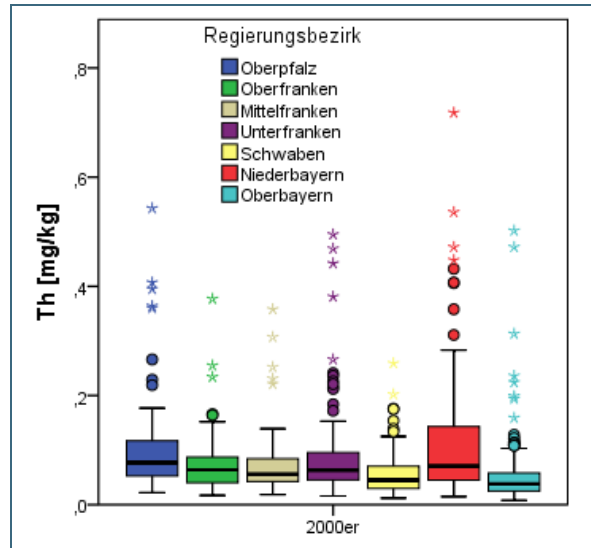


Abb. 125: Boxplot zur Darstellung von Thorium je Regierungsbezirk (ohne 2003)

4.22.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Thorium gibt es an rund 11 % der Standorte signifikante, meist fallende Trends. An den betroffenen Standorten sinken die Werte von Niveaus meist unter 0,15 mg/kg auf unter 0,05 mg/kg. Der einzige Standort mit ansteigendem Trend ist N21 / Thurmansbang, der auch den höchsten Mittelwert aller Standorte aufwies (Kapitel 4.22.2).

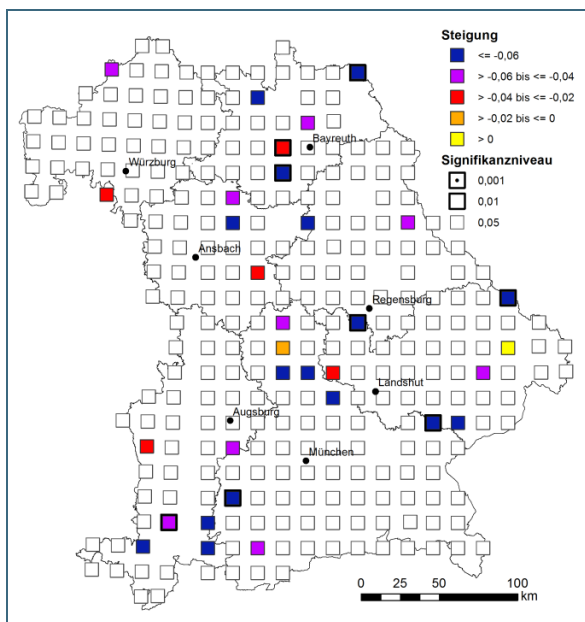


Abb. 126: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Thoriumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.22.5 Fazit

Die Mediane der Thoriumgehalte im Moos sinken im Messzeitraum 2001 – 2010 um rund 55 % auf 0,034 mg/kg (Kapitel 4.22.2). Die räumliche Verteilung der Mittelwerte zeigt Einzelstandorte mit höheren Mittelwerten vermehrt in Niederbayern. Die geringsten Mittelwerte werden in Südbayern ausgewiesen (Kapitel 4.22.3). An rund 11 % der Standorte sind signifikante Trends festzustellen. Davon zeigt nur ein Standort einen steigenden Trend auf ein hohes Wertenniveau über 0,5 mg/kg (Kapitel 4.22.4).

4.23 Titan

4.23.1 Verwendung und Emissionsquellen

Titan ist eines der häufigsten Elemente der Erdkruste, daher ist eine der wichtigsten Emissionsquellen die Auswehung von Bodenstaub. In der Immissionsökologie wird dem Element eine Leitfunktion für bodenbürtige Kontaminationen zugeschrieben (BAYLFU 1991). Daneben sind Titan-Emissionen vor allem auf die Verarbeitung titan- und eisenreicher Erze, auf die Kohle- und Müllverbrennung zurückzuführen (STREIT 1991). Titan wird wegen seiner herausragenden Festigkeit und Korrosionsbeständigkeit sowie seiner geringen Dichte in der Luft- und Raumfahrt eingesetzt, in der Metallurgie, im chemischen Apparatebau, der Petrochemie sowie zahlreichen weiteren Verwendungen. Da Titan ungiftig ist und eine ausgezeichnete Bioverträglichkeit aufweist wird es auch in der Medizintechnik angewendet (ANGERER et. al 2009).

4.23.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Titangehalte im Moos nehmen im Zeitraum 1982 – 2010 von 56 mg/kg auf 7 mg/kg ab (Abb. 127). Der abnehmende Trend ist zwar signifikant (Tab. 2), allerdings zeigt die differenzierte Betrachtung der methodisch einheitlichen Zeiträume 1982 – 1999 sowie 2001 – 2010 keine signifikanten Trends. Der Abfall der Mittelwerte von 1999 auf 2001 um 70 % ist vermutlich auf die methodische Umstellung zurückzuführen (Kapitel 3.2). Daher ist anzunehmen, dass die berechnete Abnahme der Titanmediane im Gesamtzeitraum eine tatsächliche Minderung überschätzt.

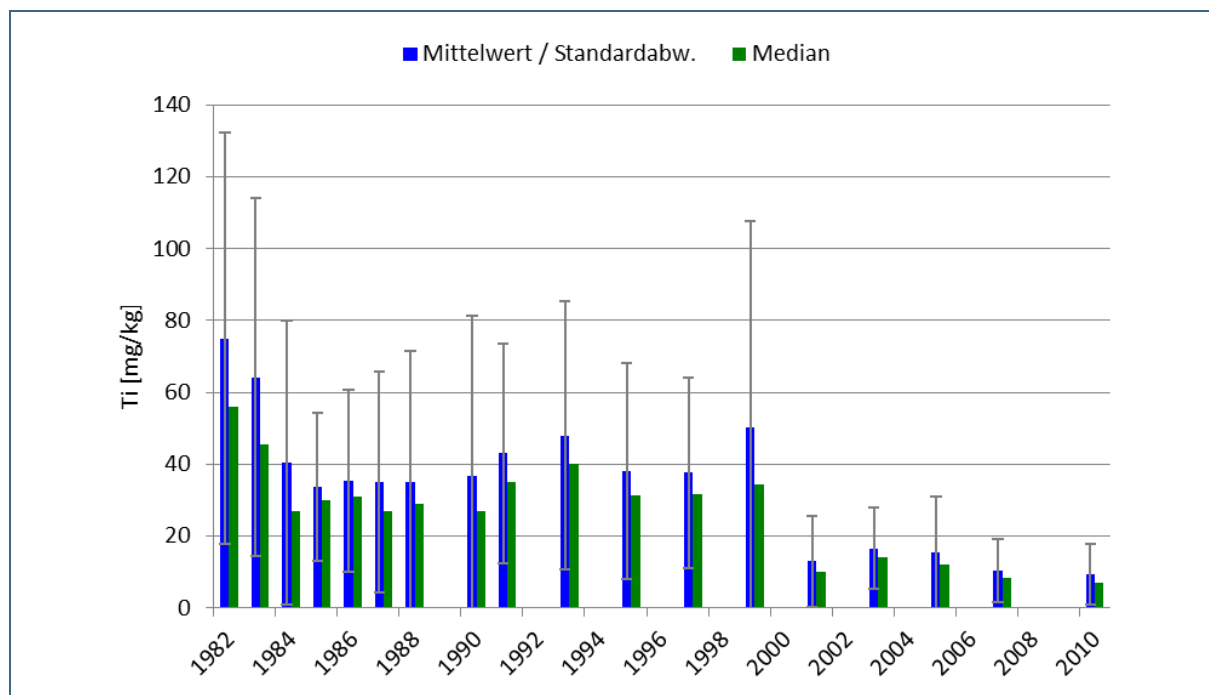


Abb. 127: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Titangehalte im Moos 1982 – 2010

4.23.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Verteilung der Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 128) zeigt eine klare Differenzierung von hohen Titangehalten in Nordostbayern und stetig fallenden Gehalten nach Südbayern. Auch für die 1990er Jahre ist diese Differenzierung nahezu unverändert festzustellen (Abb. 129). Die Karte der 2000er Jahre weist ebenfalls ein Nordost-Süd-Gefälle auf, allerdings auf sehr niedrigem Wertenniveau (Abb. 130, Kapitel 4.23.2). Auch der Boxplot (Abb. 131) veranschaulicht diese Entwicklung mit hohen Wertebereichen in der Oberpfalz, Oberfranken und Niederbayern in den 1980er und 1990er Jahren sowie sehr viel niedrigeren Wertebereichen in Mittelfranken, Schwaben und Oberbayern und den erheblich geringeren Gehalten in den 2000er Jahren.

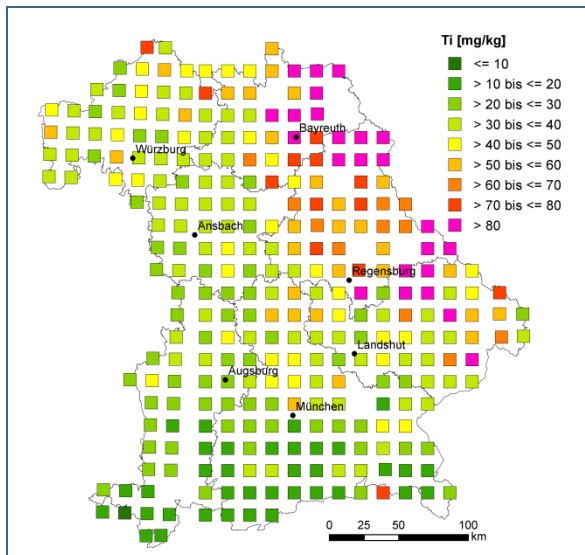


Abb. 128: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwert 1982 – 1990

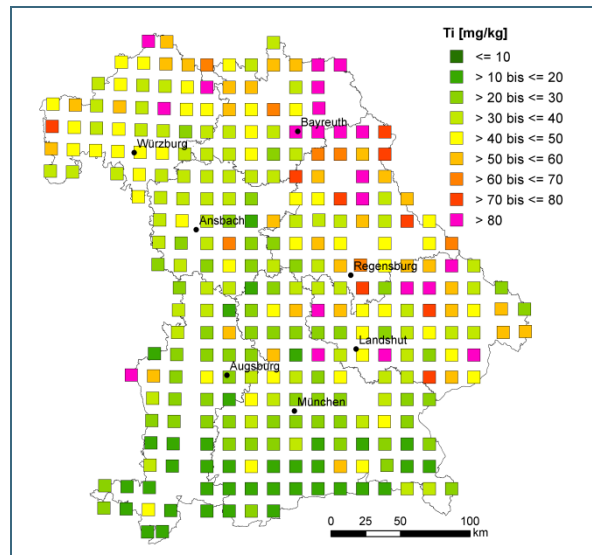


Abb. 129: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwert 1991 – 1999

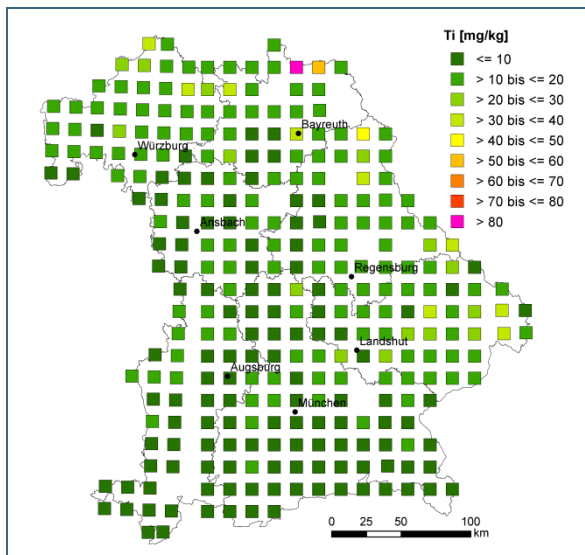


Abb. 130: Räumliche Verteilung von Titan – Mittelwerte 2001 – 2010

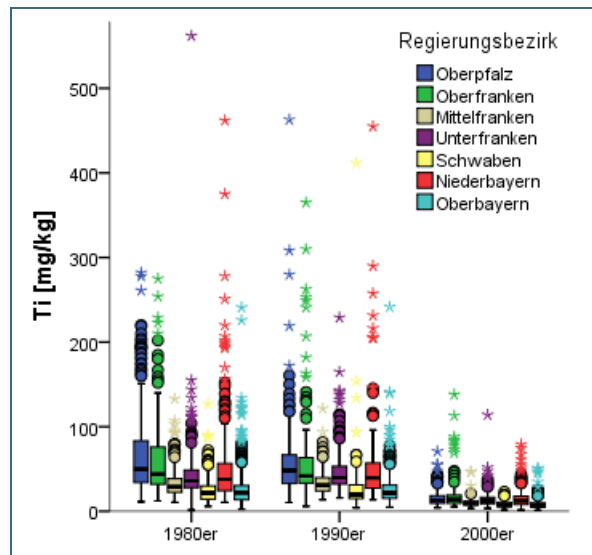


Abb. 131: Boxplot zur Darstellung von Titan je Dekade und Regierungsbezirk

Das selbst in jüngster Zeit noch erkennbare Nordost-Süd-Wertegefälle für Titan könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Titangehalte geogen beeinflusst sind und in den geologischen Einheiten des nordostbayerischen Grundgebirgsraums mehr Titan enthalten ist und freigesetzt wurde, als im nordwestbayerischen Schichtstufenland, auf der Alb oder im Voralpenraum.

Auch die Kohleverbrennung im Grenzgebiet zum ehemaligen Ostblock könnte zu den hohen Gehalten in Nordostbayern beigetragen haben, allerdings ist für Titan im bayerischen Messnetz nicht das erhebliche Absinken des Wertenniveaus in den 1990er Jahren festzustellen, wie beispielsweise für Arsen (Kapitel 4.3.3). Dagegen liefert das deutschlandweite Moos-Monitoring (PESCH et al. 2007) durchaus Hinweise, dass Energieerzeugung und Industrieproduktion in der ehemaligen DDR und den Ostblockstaaten in den nördlich an Bayern angrenzenden Bundesländern einen erheblichen Anteil an den Titan-Emissionen hatten. Die Mediane der Titangehalte in den Moosen Sachsens gingen von 1990 auf 1995 von knapp 120 mg/kg um 70 % zurück, in Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Thüringen gingen die Mediane von rund 50 – 60 mg/kg auf unter 30 mg/kg zurück.

Die Betrachtung der Standorte mit den höchsten Gehalten deutet darauf hin, dass zudem vor allem Aufwehungen aus offenen Flächen einen größeren Beitrag liefern, da die betroffenen Standorte meist in Nähe von Abbauflächen liegen (z. B. C14 / Berg – Steinbruch, F15 / Pullenreuth – Kalksteinbruch).

4.23.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Wegen des methodischen Bruchs 1999 / 2001 wird kein Trend für den Gesamtzeitraum 1982 – 2010 bestimmt (Kapitel 4.23.2). Ab 2001 gibt es noch für knapp 10 % der Standorte signifikante, meist fallende Trends (Abb. 132). Zwei Standorte weisen steigende Trends auf, allerdings stiegen nur am Hintergrund-Standort D10 / Weitramsdorf die Gehalte auf ein überdurchschnittliches Niveau von knapp 80 mg/kg.

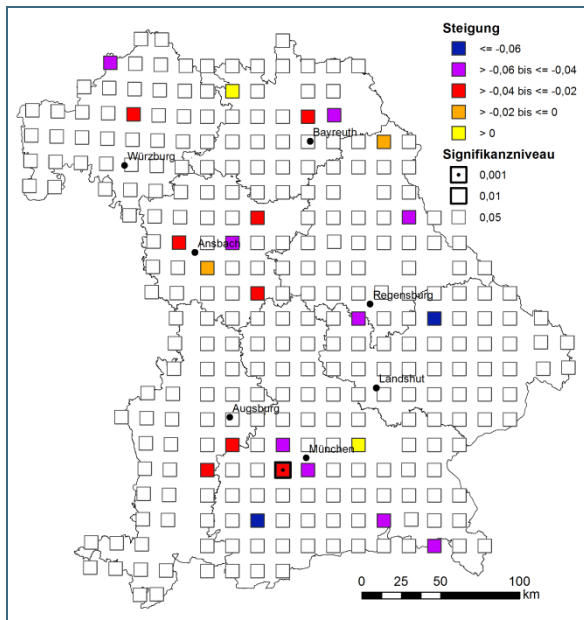


Abb. 132:
Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Titangehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.23.5 Fazit

Die Zeitreihe der Mittelwerte zeigt ein Absinken der Gehalte im Moos Anfang der 1980er Jahre. Bis Ende der 1990er Jahre kann allerdings keine weitere Reduktion beobachtet werden. Wegen eines Methodenwechsels wurde der Zeitraum 2001 – 2010 unabhängig betrachtet. Auch hier ist keine Abnahme der Mediane festzustellen (Kapitel 4.23.2). Die Betrachtung der räumlichen Verteilung zeigt in allen Dekaden einen Verbreitungsschwerpunkt höherer Titangehalte in Nordostbayern während die niedrigsten Gehalte in Südbayern gemessen werden (Kapitel 4.23.3). Die Verteilung der Titangehalte wird vornehmlich auf geogene Gegebenheiten zurückgeführt. Signifikante, meist sinkende Trends im Zeitraum 2001 – 2010 können nur an wenigen Standorten beobachtet werden (Kapitel 4.23.4).

4.24 Vanadium

4.24.1 Emissionsquellen

Der Vanadiumgehalt von Kohle und Erdöl beträgt bis zu 0,1 %. Zu den Hauptemittenten für Vanadium gehören daher Ölraffinerien sowie die Verbrennung fossiler Energieträger (NRIAGU & PACYNA 1988). Da Vanadium zudem in der Stahlindustrie eingesetzt wird, gehört auch die Metallverhüttung zu den wichtigsten Emissionsquellen. Außerdem tragen Zementwerke sowie der Verkehr zu den Emissionen bei (SIEWERS & HERPIN 1998).

4.24.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Die Mediane der Vanadiumgehalte im Moos (Abb. 133) schwanken bis Anfang der 1990er Jahre zwischen 3 und 6 mg/kg. Für 1982 und 1983 werden keine Mittelwerte angegeben, da über 50 % der Einzelwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 5 mg/kg liegen. Bis Ende der 1990er Jahre sinken die Mediane für Vanadium stetig ab bis auf rund 2 mg/kg. Nach dem analytischen Bruch 1999 / 2001 setzte sich die Abnahme auf 0,5 mg/kg bis 2010 fort (Tab. 2). Die Differenzen zwischen Median und Mittelwert werden wesentlich enger und die Standardabweichungen nehmen erheblich ab. Eine Trendfunktion wird nicht angegeben.

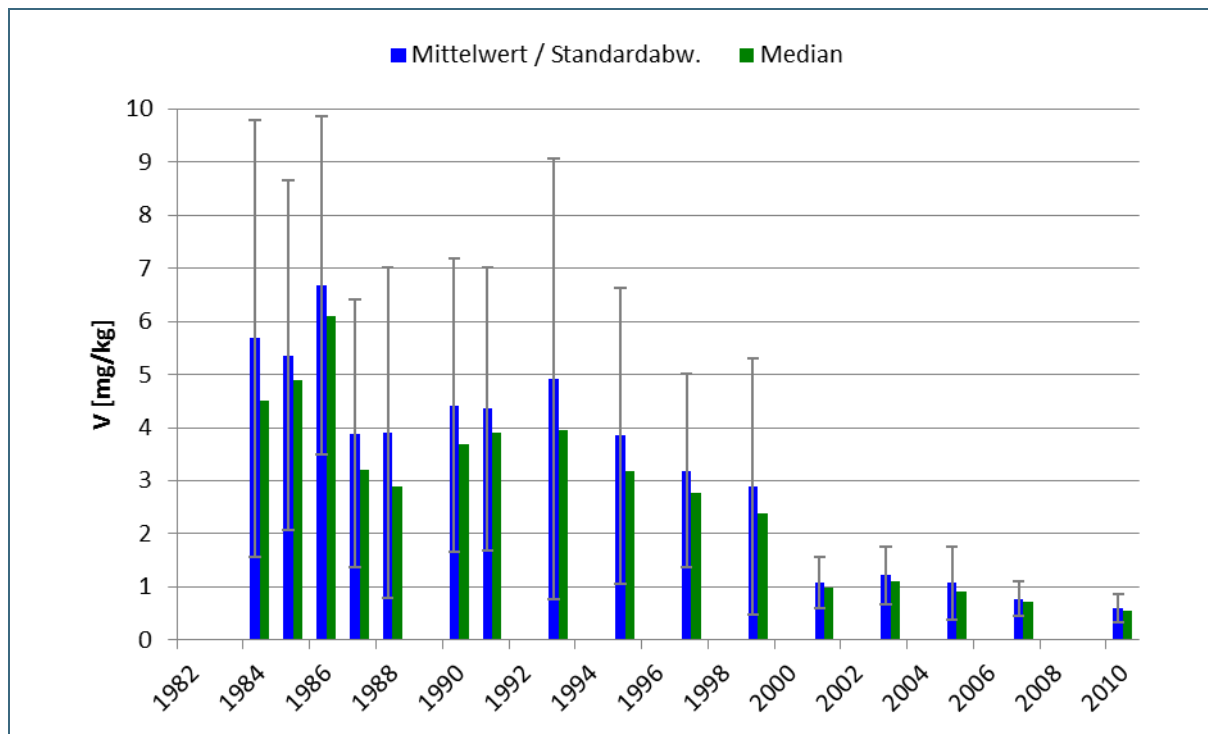


Abb. 133: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Vanadiumgehalte im Moos 1984 – 2010.

4.24.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die Karte der Mittelwerte der 1980er Jahre (Abb. 134) weist die höchsten Gehalte vom Donautal ab Ingolstadt über die gesamte Oberpfalz bis ins äußerste Nordostbayern aus, sowie im Raum Nürnberg, um Aschaffenburg und in Südbayern um Miesbach (ehem. Bergbau). Die Betrachtung der einzelnen Jahre (Anhang C) zeigt, dass die Belastungsräume relativ stabil waren. In den 1990er Jahren sinken die Vanadiumgehalte im Moos generell ab (Abb. 135). Belastungsschwerpunkte in Nordostbayern sowie in der Nähe von Raffinerien (N13 / Großmehring, N14 / Neustadt a. d. Donau, N15 / Rohr) oder metallverarbeitenden Industrien (E05 / Karlstadt) bleiben erhalten. Auch der bei einem Diabassteinbruch gelegene Standort C14 / Berg zeigt im Gesamtzeitraum auffällig erhöhte Vanadiumgehalte. Ab

2001 gehen die Gehalte wegen des Methodenwechsels (Kapitel 4.24.2) flächendeckend deutlich zurück (Abb. 136). Es sind keine klaren Verbreitungsschwerpunkte mehr festzustellen. Das erhebliche Absinken des Wertenniveaus und die Unterschiede im Wertebereich zwischen der Oberpfalz und den südlichen Regierungsbezirken in den 1980er und 1990er Jahren macht auch der Boxplot deutlich (Abb. 137).

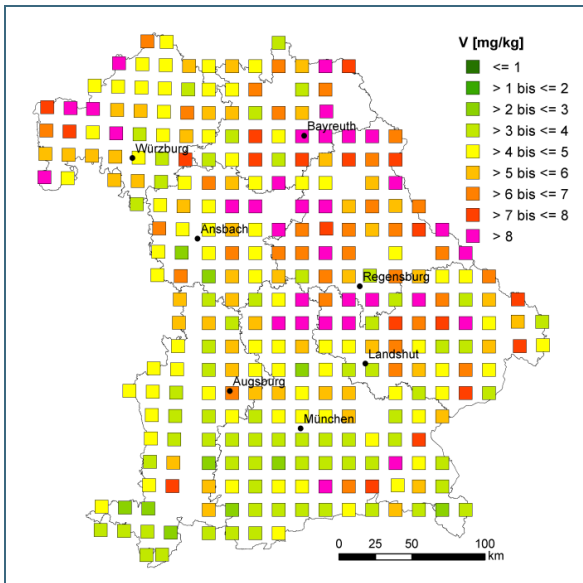


Abb. 134: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwert 1984 – 1990

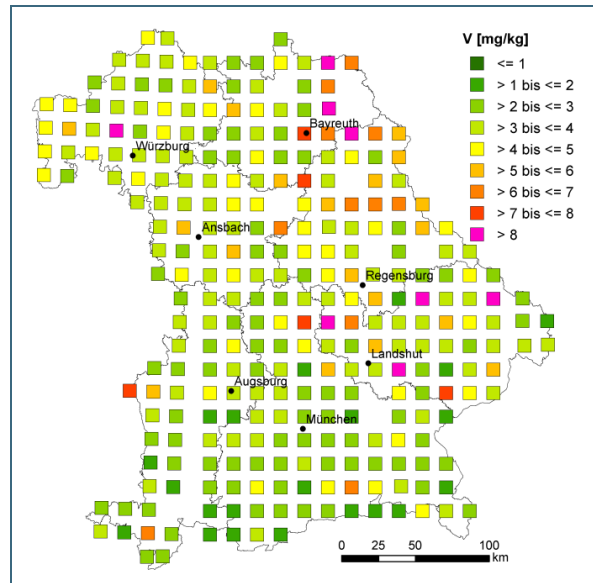


Abb. 135: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwert 1991 – 1999

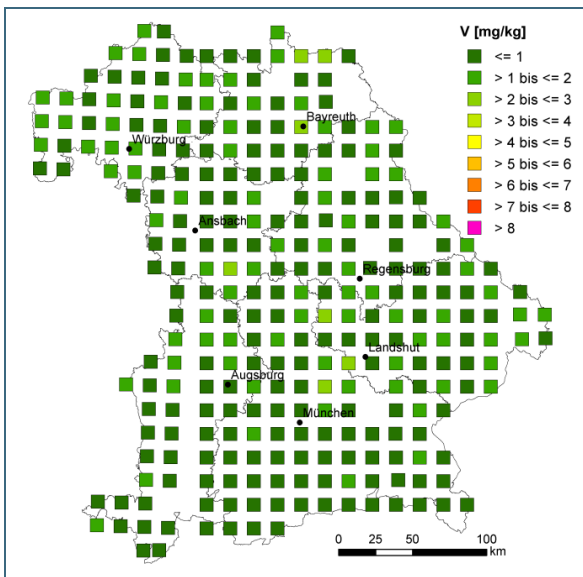


Abb. 136: Räumliche Verteilung von Vanadium – Mittelwerte 2001 – 2010

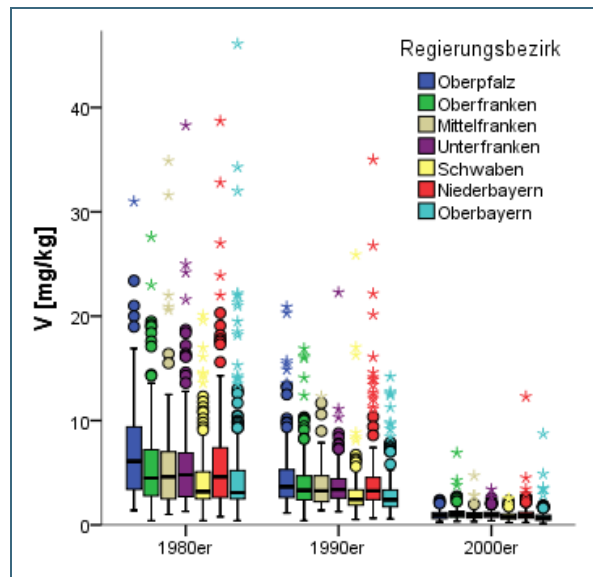


Abb. 137: Boxplot zur Darstellung von Vanadium je Dekade und Regierungsbezirk (extremer Ausreißer 1980er Oberpfalz: 73 mg/kg nicht im Boxplot dargestellt)

4.24.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Wegen des methodischen Bruchs 1999 / 2001 werden keine Trends für den Gesamtzeitraum 1982 – 2010 dargestellt (Kapitel 4.24.2). Von 2001 bis 2010 werden an über 20 % der Standorte signifikant abnehmende Trends errechnet (Abb. 136). Nur an einem Standort mit niedrigem Wertenniveau unter 2,0 mg/kg ist ein steigender Trend auszuweisen.

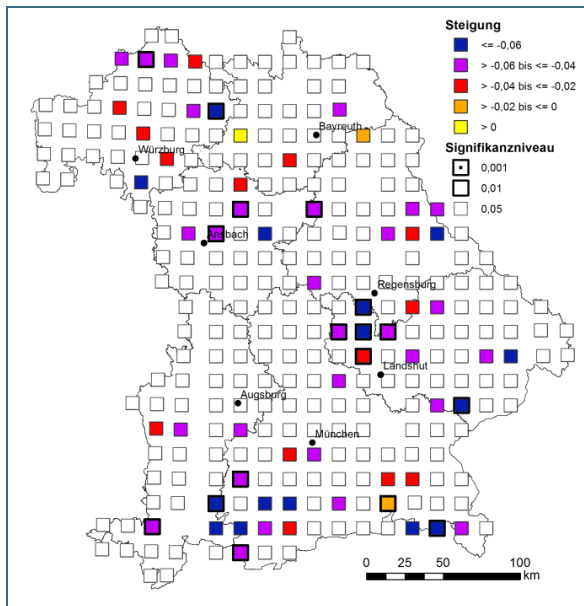


Abb. 138: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Vanadiumgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.24.5 Fazit

Die Zeitreihe der Mittelwerte zeigt nach Schwankungen bis Anfang der 1990er Jahre eine Abnahme bis 1999, die sich nach dem methodischen Bruch bis 2010 fortsetzt (Kapitel 4.24.2). Die räumliche Verteilung ergibt vor allem in den 1980er Jahren ein Nordost-Süd-Gefälle, das sich bis in die 2000er Jahre auflöst. Standorte mit höheren Gehalten waren in den 1980er und 1990er Jahren meist ortstabil und durch die Verarbeitung fossiler Energieträger und Metalle beeinflusst. In den 2000er Jahren liegt das Wertenniveau allerdings auch an diesen Standorten meist unter 3 mg/kg (Kapitel 4.24.3). Im Zeitraum 2001 – 2010 ist noch an rund 20 % der Standorte eine signifikante Abnahme nachweisbar.

4.25 Zink

4.25.1 Emissionsquellen

In SIEWERS & HERPIN (1998) sind als Hauptemissionsquellen die Produktion und Veredelung von Zink, Buntmetallindustrien und Kohlekraftwerke dokumentiert. Die Anwendungen für Zink nehmen auch in Deutschland weiterhin zu. Das derzeit vor allem für Messinglegierungen und als Korrosionsschutz verwendete Zink wird auch zur Steigerung der Energiespeicherkapazität in Batterien eingesetzt. Am Einsatz von Zink in der Solar- oder LED-Technik und bei Gussteilen wird gerade geforscht. Das in Deutschland verwendete Zink wird dabei in der BRD selbst produziert. Die Hälfte wird durch Recycling gewonnen. Weltweit, vor allem in den Schwellenländern wird mit einem deutlichen Zuwachs des Zinkverbrauchs gerechnet (BROCKMANN 2012).

Das UMWELTBUNDESAMT (2012) beobachtete im Zeitraum 1990 – 2010 für die Zinkemissionen eine Zunahme von 1600 t auf 1850 t und damit einen Anstieg um 15 % (Abb. 139). Hauptemittent für Zink war dabei der Straßenverkehr mit rund 95 %.

4.25.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Beim Median für Zink zeigen sich sowohl für den gesamten Beobachtungszeitraum als auch für die letzte Dekade signifikant fallende Trends (Tab. 2). Die Mediane sinken von rund 50 mg/kg im Jahr 1982 auf 20 mg/kg im Jahr 2010. Die arithmetischen Mittelwerte liegen rund 5 – 25 % über den Medianen. Entgegen dem methodisch bedingten deutlichen Werteabfall von 1999 auf 2001 (vgl. Kapitel 3.2) für einige untersuchte Elemente (z. B. Quecksilber, Titan) ist für Zink in diesem Zeitraum ein erheblicher Anstieg der Mittelwerte zu verzeichnen. Ab 2001 sinken die Zinkgehalte im Moos wieder kontinuierlich und folgten damit nicht dem vom Umweltbundesamt dokumentierten Anstieg der Zinkemissionen (Kapitel 4.25.1).

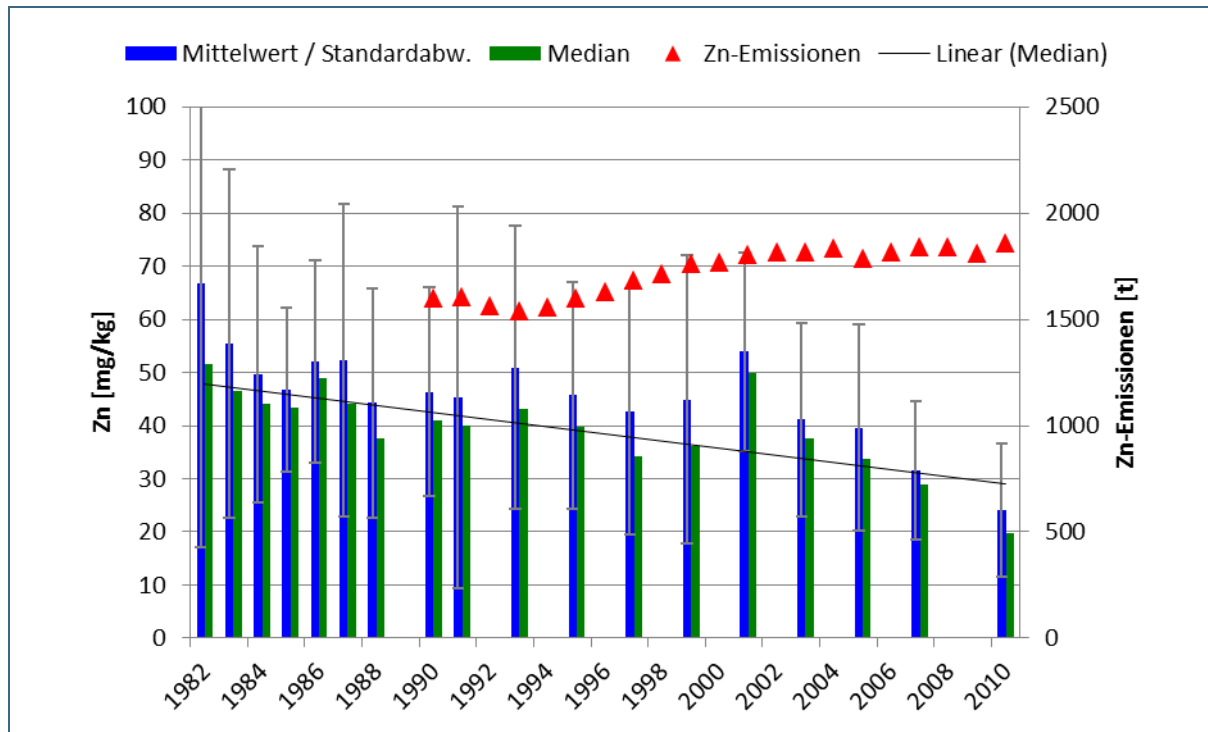


Abb. 139: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Zinkgehalte im Moos 1982 – 2010 (Standardabweichung 1982: 50 mg/kg), Zink-Emissionen lt. UMWELTBUNDESAMT (2012)

4.25.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Gebiete mit hohen Zinkgehalten sind in den 1980er Jahren in Nordostbayern verbreitet (Abb. 140). Anders als bei den meisten anderen Elementen (z. B. Arsen, Titan) werden die niedrigsten Gehalte nicht in Südbayern sondern in Unterfranken gefunden. Die höchsten Mittelwerte wurden bis Mitte der 1980er Jahre am Standort I14 / Sulzbach-Rosenberg in Nähe des Stahlwerks Maxhütte gemessen. An vielen anderen Standorten traten hohe Zinkgehalte nur in einzelnen Jahren auf. In den 1990er (Abb. 141) und 2000er Jahren (Abb. 142) sank das Wertenniveau langsam ab und glich sich zwischen den Regierungsbezirken zunehmend an (Abb. 143). Ausreißer über 140 mg/kg werden in der letzten Beobachtungsdekade nicht mehr gemessen. In den Karten der Einzeljahre (Anhang C) fällt das Jahr 2001 mit höheren Zinkgehalten auf (vgl. Kapitel 4.25.2).

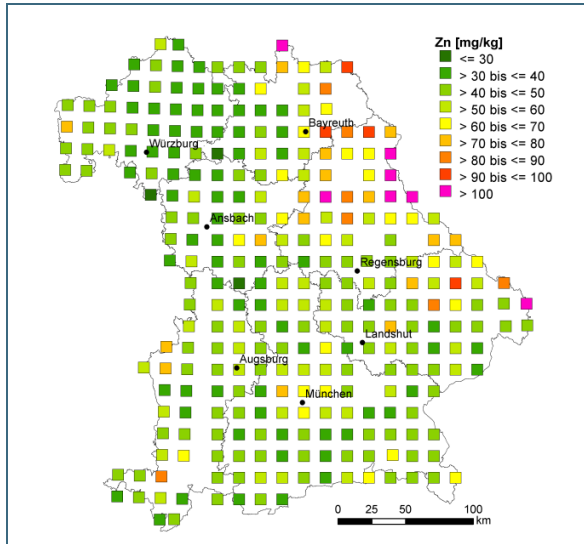


Abb. 140: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwert 1982 – 1990

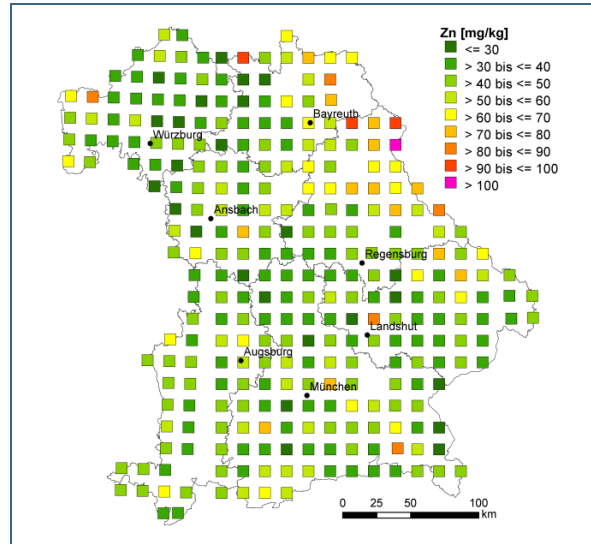


Abb. 141: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwert 1991 – 1999

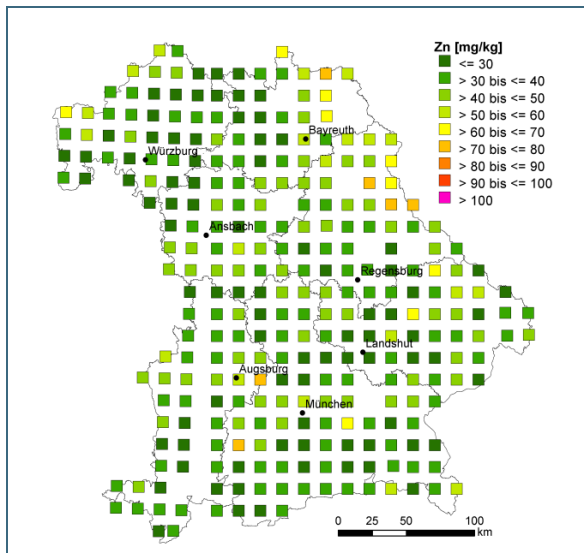


Abb. 142: Räumliche Verteilung von Zink – Mittelwerte 2001 – 2010

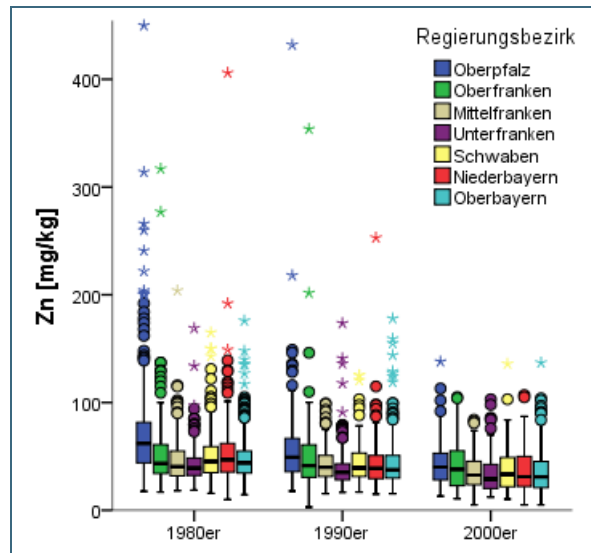


Abb. 143: Boxplot zur Darstellung von Zink je Dekade und Regierungsbezirk

Eine Ursache für die Zinkeinträge in Nordostbayern ist vermutlich die lokale Verwendung von Holzbrennstoffen, deren Zinkemissionen vom UMWELTBUNDESAMT 2008 dokumentiert wurden. Den Einfluss des Verkehrs auf Zinkgehalte im Moos (vgl. Kapitel 4.25.1) bestätigen hohe Zinkgehalte an verkehrsnah gelegenen Standorten wie Q11 / Adelshausen oder R12 / Olching, R13 / Oberschleißheim und R14 / Pliening im Großraum München. Allerdings sind hohe Zinkgehalte nicht an allen straßennahen Standorten zu finden und meist auch nicht in allen Beobachtungsjahren, was durch lokale und zeitliche Unterschiede der Wind- und Niederschlagsverhältnisse bedingt sein kann. Außerdem ist kein mit den vom Umweltbundesamt dokumentierten Verkehrsemissionen (Abb. 139) korrelierender Trend festzustellen.

In der Nähe metallverarbeitender Industrien gelegene Standorte wiesen in der Vergangenheit überdurchschnittliche Gehalte auf (z. B. I14 / Sulzbach-Rosenberg – Nähe Maxhütte, P10 / Rehling – Nähe Stahlwerk), die aber in den 2000er Jahren auf unauffällige Werte zurückgehen.

4.25.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Im Zeitraum 1982 – 2010 finden sich an 43 % der Standorte signifikant fallende Trends, allerdings bis oft mit relativ niedrigen Signifikanzniveaus und geringen Steigungen (Abb. 144). Der am stärksten fallende Trend ist für I14 / Sulzbach-Rosenberg (Kapitel 4.25.3) nachgewiesen. Nur am Standort B05 / Moten wurde ein steigender Trend auf niedrigem Wertenniveau meist unter 50 mg/kg errechnet. Für die Dekade 2001 – 2010 wurden 30 % der Standorte mit fallenden Trends identifiziert (Abb. 145), räumliche Verbreitungsschwerpunkte sind darunter nicht auszumachen.

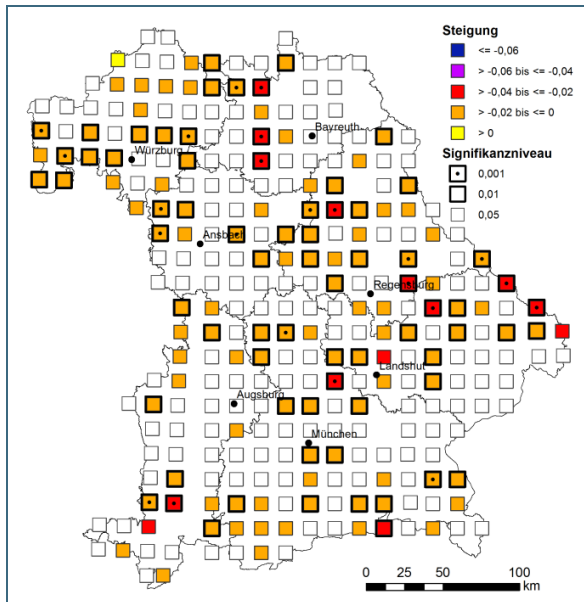


Abb. 144: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinkgehalte 1982 – 2010, sowie Signifikanzniveau

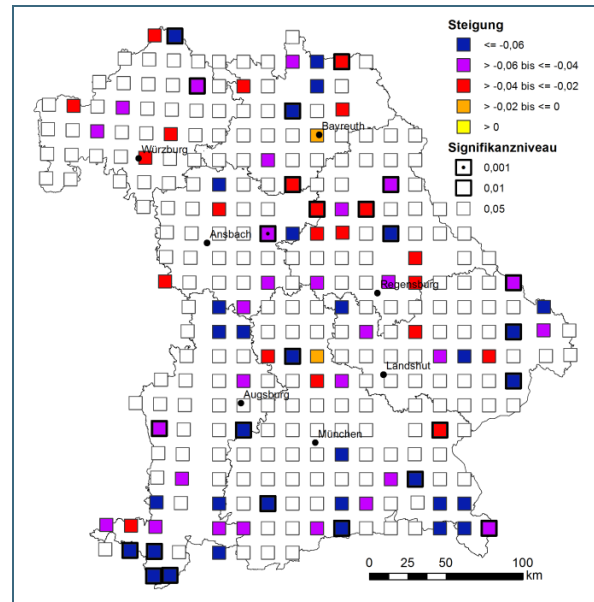


Abb. 145: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinkgehalte 2001 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.25.5 Fazit

Die Zinkmediane sinken im Beobachtungszeitraum 1982 – 2010 von 50 mg/kg auf 20 mg/kg und damit um rund 60 % (Kapitel 4.25.2). Die höchsten Gehalte sind vor allem für die 1980er und 1990er Jahre in der Oberpfalz zu verzeichnen, die geringsten für Unterfranken. Über die drei Dekaden gleichen sich die Gehalte in den einzelnen Regierungsbezirken immer weiter an. Maßgebliche Emittenten sind vermutlich der Verkehr und die lokale Verwendung von Holzbrennstoffen (Kapitel 4.25.3). Die Trendbetrachtung liefert für den 30-Jahres-Zeitraum an rund 40 % der Standorte sinkenden Trends und auch für die Dekade 2001 – 2010 kann noch an 30 % der Standorte eine signifikante Minderung beobachtet werden (Kapitel 4.25.4).

4.26 Zinn

4.26.1 Verwendung und Emissionsquellen

Wegen seiner Eigenschaften als leicht schmelzendes weiches Metall wird Zinn schon lange in zahlreichen Anwendungen eingesetzt. Heute wird es mengenmäßig überwiegend als Weichlot (Lötzinn) verwendet. Durch das 2006 von der Europäischen Union beschlossene Verbot bleihaltiger Lote für elektrische und elektronische Geräte hat der Einsatz bleifreier Lote mit Zinnanteilen über 95 % erheblich zugenommen. Weitere dominante Einsatzbereiche sind die Herstellung von Weißblech für Konservendosen und für Chemikalien wie z. B. PVC-Stabilisatoren, Pigmente, Katalysatoren oder Biozide. Daneben gibt es noch zahlreiche weitere Anwendungsbereiche für Zinn, so dass von einem weiteren

Anstieg der Zinnproduktion und -verwendung ausgegangen wird. Gewonnen wird Zinn primär aus zinnhaltigen Erzen. Wegen der hohen Nachfrage nimmt aber auch die Zinnproduktion aus Recycling zu (ANGERER et al. 2009).

4.26.2 Zeitreihen von Median und arithmetischem Mittelwert

Zinn wird seit 2003 analysiert. Die Mediane variieren zwischen 0,20 und 0,23 mg/kg. Ein signifikanter Trend ist nicht feststellbar. 2003 liegen knapp 50 % der Zinngehalte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,20 mg/kg, die in den Folgejahren absank. Die Mittelwerte sind meist 10 – 15 % höher als die Mediane.

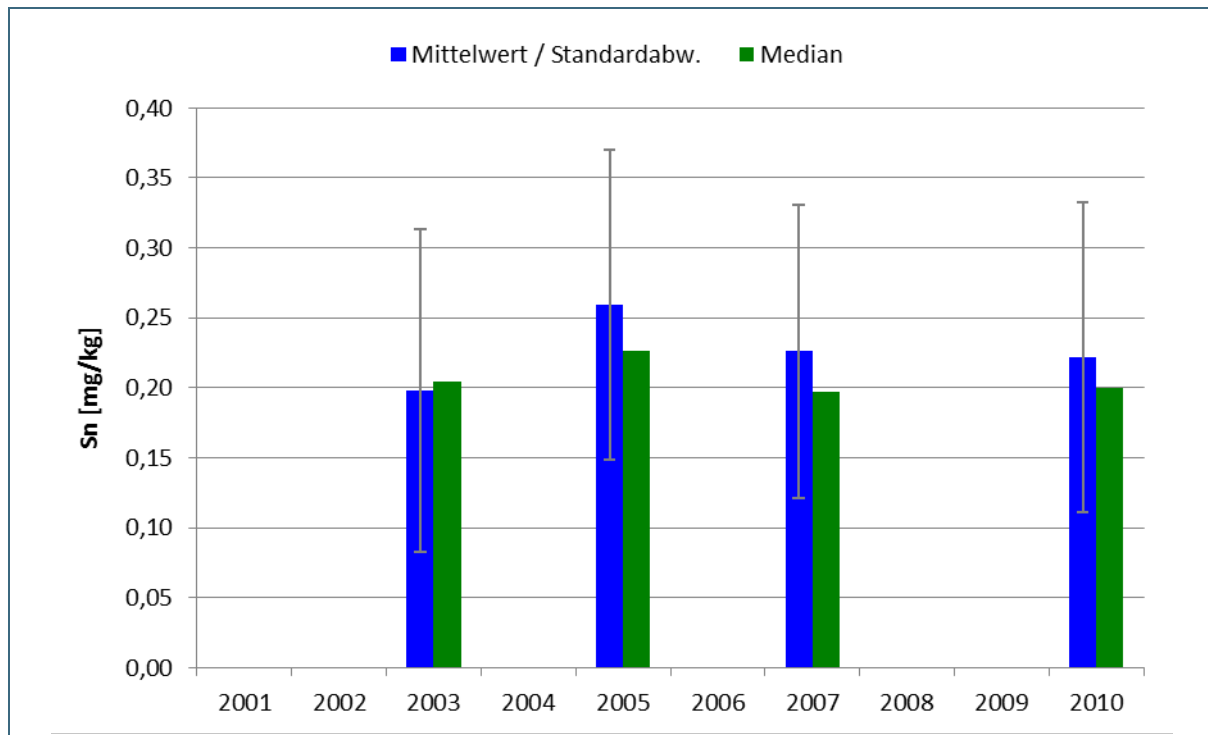


Abb. 146: Mediane und arithmetische Mittelwerte der Zinngehalte im Moos 2003 – 2010

4.26.3 Darstellung der Mittelwerte je Standort und Dekade

Die räumliche Verteilung der Mittelwerte je Standort zeigt keine eindeutigen Verteilungsmuster (Abb. 147). Der Boxplot dokumentiert ähnliche Mediane in allen Regierungsbezirken und weist die breitesten mittleren Wertebereiche für Unterfranken aus, die geringsten für die Oberpfalz und für Niederbayern (Abb. 148). Hohe Zinnmittelwerte über 0,5 mg/kg werden vor allem an verkehrsbeeinflussten Standorten festgestellt (I11 / Nürnberg-Erlenstegener Forst, J11 Nürnberg-Worzeldorf, Q11 / Adelzhausen, R12 / Olching, Q14 Freising), aber auch am Standort H13 / Veldensteiner Forst in direkter Nachbarschaft einer Papierfabrik. Untersuchungen des BayLfU (http://www.lfu.bayern.de/umweltqualitaet/umweltbeobachtung/schadstoffe_luft/schwermetalle/ergebnisse/index.htm, 29.09.2015) zeigten, dass an verkehrsbeeinflussten Standorten auch in standardisierten Graskulturen erheblich höhere Gehalte an Zinn gemessen wurden als an ländlichen Hintergrundstandorten. Da die Verwendung von Zinn in Bremsbelägen von Kraftfahrzeugen von 2003 bis 2013 erheblich zugenommen hat (KRAPP & PEICHL 2015) werden die erhöhten Zinngehalte vor allem auf den Abrieb von Bremsbelägen zurückgeführt.

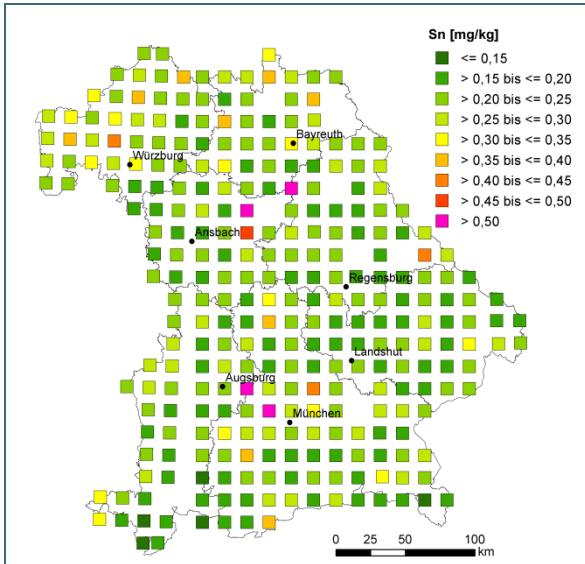


Abb. 147: Räumliche Verteilung von Zinn – Mittelwerte 2003 – 2010

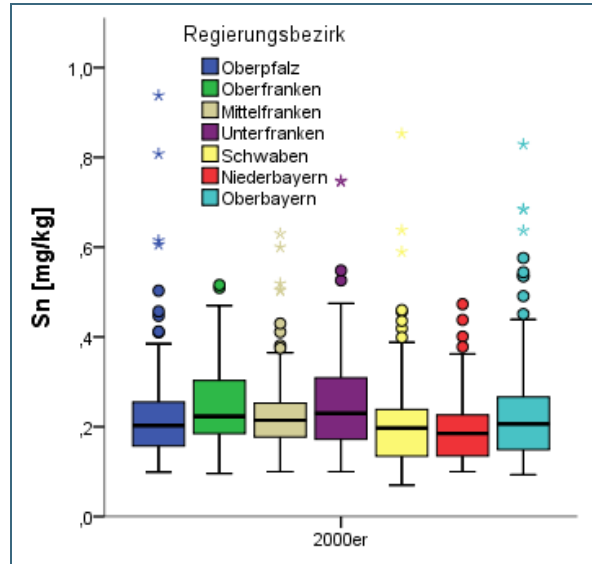


Abb. 148: Boxplot zur Darstellung von Zinn je Regierungsbezirk

4.26.4 Darstellung der Entwicklung der Metallgehalte je Standort

Für Zinn gibt es im Zeitraum 2003 – 2010 nur an 2 % der Standorte signifikante Trends (Abb. 149). An vier Standorten wurden sinkende Trends berechnet. Die stärksten Abnahme von über 0,35 auf 0,15 mg/kg wird an O11 / Ehekirchen ausgewiesen. Für drei Standorte sind signifikant steigende Trends berechnet. Am straßennahen Standort L15 / Pielenhofen steigen die Gehalte auf rund 0,39 mg/kg und am Standort J19 / Furth im Wald auf 0,46 mg/kg im Jahr 2007 (2010 konnte hier keine Probe entnommen werden). J19 liegt relativ abgelegen unmittelbar an der Grenze zu Tschechien. Möglicherweise wird der Standort durch eine nahe gelegene Industrieanlage in Tschechien beeinflusst.

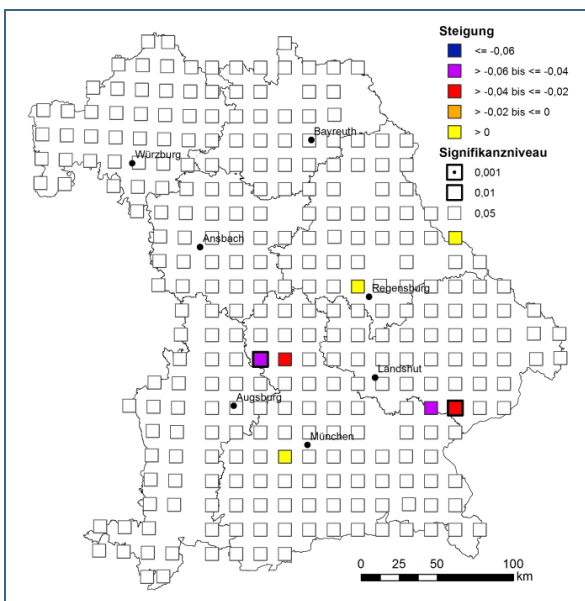


Abb. 149: Steigungen der linearen Regressionsgeraden über die logarithmierten Zinngehalte 2003 – 2010, sowie Signifikanzniveau

4.26.5 Fazit

Die Zeitreihe der Mittelwerte für Zinn zeigt für den Zeitraum 2003 – 2010 keinen signifikanten Trend (Kapitel 4.26.2). Die Betrachtung der räumlichen Verteilung der Mittelwerte ergibt keine großräumigen Verteilungsmuster. Die über Bayern verteilt liegenden Standorte mit erheblich erhöhten Zinnmittelwerten weisen einen eindeutigen Verkehrseinfluss auf, der vor allem auf den Abrieb von Bremsbelägen zurückgeführt wird (Kapitel 4.26.3). Die standortbezogene Trendanalyse (Kapitel 4.26.4) liefert nur an 2 % der Standorte sowohl fallende als auch steigende signifikante Trends.

4.27 Zusammenfassung statistischer Kennwerte der Trendberechnung

Bei der Auswertung der langjährigen Zeitreihen der Mittelwerte (3.5.1) liefert die exponentielle Trendfunktion für alle langfristig beobachteten Elemente das bessere Bestimmtheitsmaß R^2 . Bei den ab 2001 hinzugekommenen Elementen ergibt die lineare Trendfunktion für Barium und Thorium ein besseres Bestimmtheitsmaß. Alle Elemente zeigen bei Signifikanz fallende Trends (Tab. 2).

Tab. 2: Kennwerte der Trendberechnung (Bestimmtheitsmaß R^2 , Signifikanzniveau α , Veränderung in [%])

Element	Zeitraum 1982 – 2010			Zeitraum 1982 – 1999			Zeitraum 2001 – 2010		
	R^2	α	Veränd. [%]	R^2	α	Veränd. [%]	R^2	α	Veränd. [%]
Aluminium		k.A.			n.s.		0,86	0,05	-51
Antimon*					k.A.		0,93	0,01	-60
Arsen	0,94	0,001	-85	0,86	0,001	-59		n.s.	
Barium**							0,84	0,05	-25
Bismut**							0,98	0,01	-20
Blei	0,90	0,001	-96***	0,66	0,001	-76	0,96	0,01	-62
Cadmium	0,76	0,001	-63	0,33	0,05	-28	0,91	0,01	-40
Cäsium							0,85	0,05	-39
Cer							0,86	0,05	-49
Chrom	0,71	0,001	-77		n.s.		0,92	0,01	-48
Eisen	0,71	0,001	-75***		n.s.		0,85	0,05	-37
Kobalt							0,77	0,05	-39
Kupfer	0,63	0,001	-39		n.s.			n.s.	
Lanthan							0,84	0,05	-42
Mangan	0,39	0,01	-65		n.s.			n.s.	
Molybdän							0,66	0,05	-16
Nickel	0,83	0,001	-83	0,62	0,05	-56		n.s.	
Quecksilber	0,83	0,001	-69***	0,44	0,01	-37	0,78	0,05	-16
Rubidium							0,94	0,01	-18
Strontium								n.s.	
Thallium								n.s.	
Thorium							0,98	0,01	-55
Titan	0,70	0,001	-88***		n.s.			n.s.	
Vanadium	0,87 ^{ab} ₁₉₈₄	0,001	-88***	0,53	0,01	-47	0,86	0,05	-45
Zink	0,58	0,001	-62	0,66	0,001	-18	0,98	0,001	-60
Zinn**								n.s.	

n.s. – nicht signifikant; k.A. – keine Angabe

* keine Messung von Antimon 1986 – 1992

**Messung ab 2003

***wegen methodischer Umstellung 1999 / 2001 wurde Abnahme vermutlich überschätzt.

4.28 Gegenüberstellung vergleichbarer Moosmonitoring-Programme

Als Referenzen für die Zeitreihen der Mediane im Moos werden den Resultaten aus dem bayerischen Monitoring Ergebnisse von HARMENS et al. (2010) für Europa, sowie von PESCH et al. (2007) für Deutschland und Bayern aus dem vom Umweltbundesamt koordinierten Monitoring gegenüber gestellt (Abb. 150). Dafür wurde im europäischen und bundesdeutschen Moosmonitoring die Anreicherung in verschiedenen bodenbürtigen Moosen ausgewertet, wohingegen im Monitoring des BayLfU ausschließlich das epiphytisch wachsende *Hypnum cupressiforme* zum Einsatz kam (Kapitel 3.1).

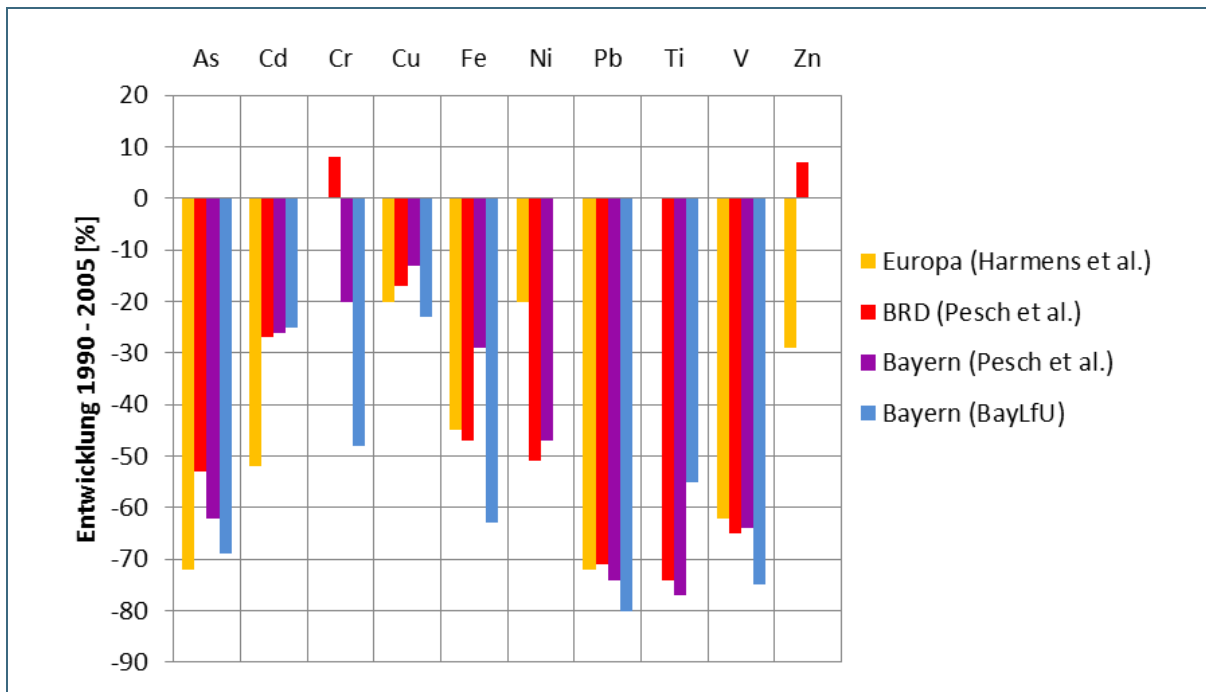


Abb. 150: Entwicklung ausgewählter Elemente in [%] in Europa (HARMENS et al. 2010), in Deutschland (PESCH et al. 2007) und in Bayern (PESCH et al. 2007 gegenüber BayLfU) im Zeitraum 1990 – 2005. Nicht signifikante Ergebnisse sind nicht dargestellt.

Während für die meisten betrachteten Elemente die Entwicklung in den Referenzzeiträumen in allen Regionen in der gleichen Größenordnung liegt, sind nur vereinzelt größere Abweichungen festzustellen. Diese Unterschiede sind durch die unterschiedlichen Betrachtungsregionen oder methodisch bedingt. So wiesen PESCH et al. (2007) z. B. bei Chrom auf die unterschiedlich starke Anreicherung in verschiedenen Moosarten hin. Die 2005 im bundesweiten Moosmonitoring gesammelte Hauptmoosart *Scleropodium purum* wies deutlich höhere Chromwerte auf als *Pleurozium schreberi* und auch die im bayerischen Monitoring gesammelte Art *Hypnum cupressiforme*. Andererseits hatte BAYSTMLU bereits 1993 dokumentiert, dass das epiphytisch wachsende Moos *Hypnum cupressiforme* wegen der besseren Anströmbarkeit bessere Sammeleigenschaften als die bodenbürtigen Moose besitzt. Diese These wurde auch durch aktuellere Berechnungen des BayLfU für das Jahr 2005 bestätigt.

5 Reduzierung des Messnetzes in 2013

Die Probenahme gestaltete sich in den letzten Beprobungsjahren aufgrund der zunehmend wahrnehmbaren Auswirkungen der Klimaverschiebung zu höheren Temperaturen und vermehrter Trockenheit immer schwieriger. An einigen Standorten konnte trotz intensiver Suche nach alternativen Probenahmestellen kein oder nur zu wenig qualitativ ausreichendes *Hypnum cupressiforme* gesammelt werden. Da zudem die Metallanreicherungen in der dritten Beobachtungsdekade 2001 bis 2010

landesweit ein sehr niedriges, stabiles Niveau erreicht hatten, wurde 2013 der Standortumfang des bestehenden rasterbasierten Moos-Messnetzes erheblich verringert.

5.1 Messnetz ab 2013

2013 wurde das Moos-Messnetz auf 49 Standorte reduziert, die flächendeckend über Bayern verteilt sind, stets ausreichend Moos guter Qualität erzielten und die in Hinblick auf die Eintragungssituation in immissionsbeeinflusste und Hintergrund-Standorte eingeordnet werden (Abb. 151). Allerdings lässt sich der Eintrag nicht an allen industriell beeinflussten Standorten auf eine einzelne Quelle zurückführen. Die betroffenen Standorte weisen vielmehr ein besonders Muster erhöhter Metallgehalte auf, so dass sie weiter beobachtet werden.

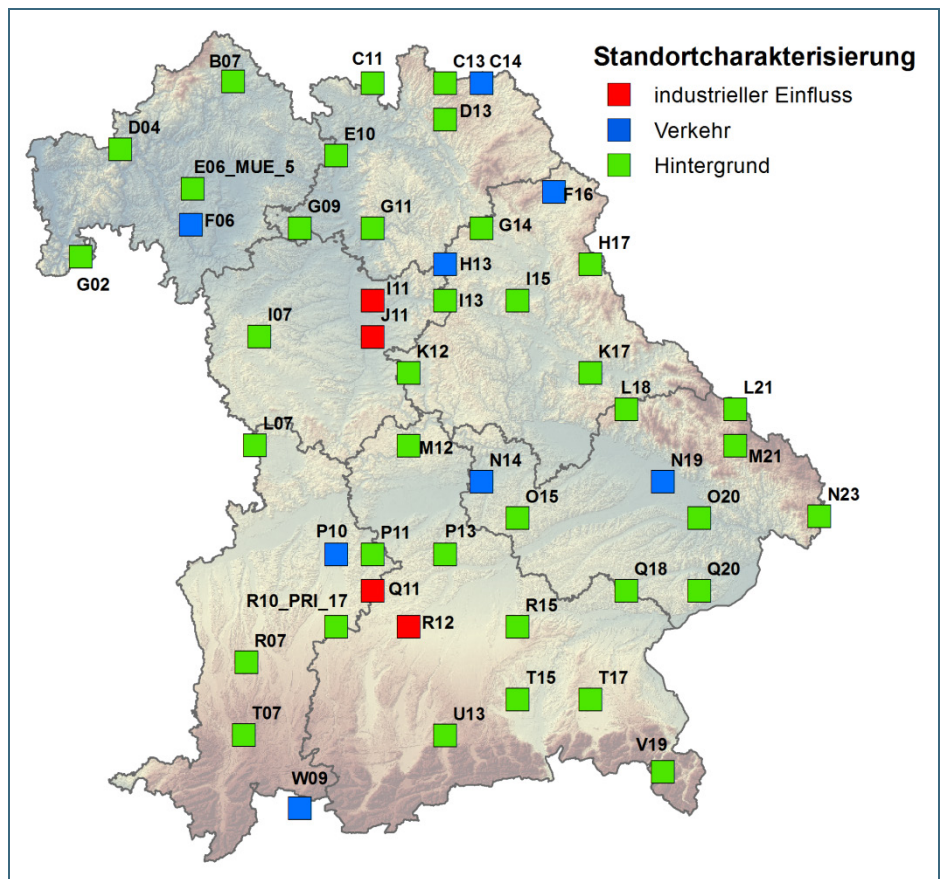


Abb. 151:
Reduziertes Moos-Messnetz 2013 und Standortcharakterisierung

5.2 Trendanalyse 2001 – 2013

Die Ergebnisse der Standorte des reduzierten Messnetzes werden zusammen mit den Resultaten ab 2001 dargestellt, um die Zeitreihe ab dem Methodenwechsel in Probenbehandlung und Analytik (vgl. Kapitel 3.2) fortzusetzen (Anhang A).

Für die Gruppe der verkehrsbeeinflussten Standorte lassen sich eine Reihe charakteristisch erhöhter Metalle nachweisen. Die Standorte im Einflussbereich von Industriebetrieben zeigen zwar für einige Elemente überdurchschnittlich hohe Gehalte, diese verhalten sich jedoch je nach Industriesparte so unterschiedlich, dass sie sich nicht zu einer einheitlichen Gruppe zusammenfassen lassen. So finden sich an einer Raffinerie beispielsweise charakteristisch erhöhte Gehalte an Lanthan (Abb. 152) während in der Nähe eines Glaswerks Cadmium (Abb. 153) betroffen ist. Die Ergebnisse werden unter Kapitel 4 diskutiert.

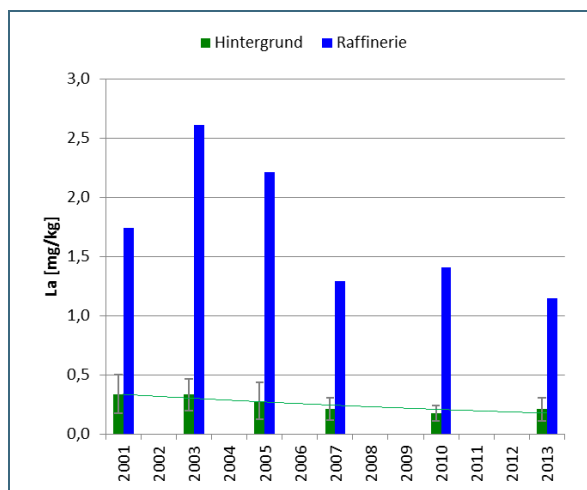


Abb. 152: Mittelwert der Lanthangehalte an Hintergrundstandorten und in der Nähe einer Raffinerie

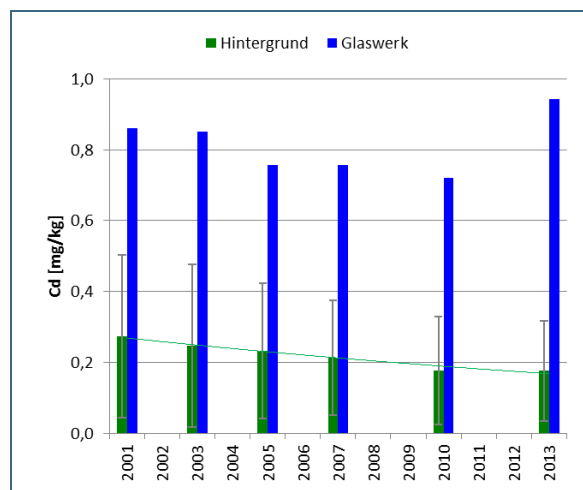


Abb. 153: Mittelwert der Cadmiumgehalte an Hintergrundstandorten und in der Nähe eines Glaswerks

	Hintergrund (HG)	Verkehr (V)	Werteniveau
Al	-40	-65	V ≈ HG
As	n.s.	n.s.	V > HG
Ba*	n.s.	n.s.	indifferent
Bi*	n.s.	n.s.	V > HG
Cd	-36	-46	V ≈ HG
Ce	-36	-71	V ≈ HG
Co	-42	-63	V ≈ HG
Cr	-54	-55	V > HG
Cs	-27	-20	V ≈ HG
Cu	-20	n.s.	V > HG
Fe	-26	-51	V > HG
Hg	n.s.	n.s.	V ≈ HG
La	-38	-69	V ≈ HG
Mn	n.s.	-60	indifferent
Mo	-22	-44	V >> HG
Ni	n.s.	-49	V ≈ HG
Pb	-57	-73	V > HG
Rb	n.s.	n.s.	HG > V
Sb	-66	-67	V >> HG
Sn	n.s.	n.s.	V >> HG
Sr	n.s.	n.s.	HG > V
Th	-46	-73	V ≈ HG
Ti	-33	-67	V ≈ HG
Tl**	k.A.	k.A.	V ≈ HG
V	-35	-66	V > HG
Zn	-62	-66	V > HG

Tab. 3:

Abnahme der Elementgehalte in Prozent [%] bei signifikanten Trends im Zeitraum 2001 – 2013 an den Hintergrund- und Verkehrsstandorten (Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %; n.s. = nicht signifikant, k.A. = keine Angabe). Vergleich der Werteniveaus der Hintergrund- (HG) und Verkehrsstandorte (V).

*2003 – 2013

**2010 und 2013 > 80 % unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze

In Tab. 3 ist dargestellt, für welche Elemente die Trendberechnung im Zeitraum 2001 – 2013 (Anhang A), differenziert nach den Standortgruppen „Hintergrund“ und „Verkehr“, einen signifikant sinkenden Trend ergibt, sowie die Abnahme in Prozent. Signifikant steigende Trends gibt es nicht. Außerdem zeigt sich, dass an den verkehrsbeeinflussten Standorten einige Elemente erhöht sind, besonders Antimon, Molybdän und Zinn. An den Hintergrundstandorten werden hingegen höhere Gehalte für Rubidium und Strontium gemessen, was vermutlich geogen und damit durch die Standortwahl bedingt ist.

An den Hintergrundstandorten werden für einige Metalle wie z. B. Arsen, Kupfer oder Zinn entgegen den langjährigen Trends im Jahr 2013 erstmalig wieder etwas höhere Werte gemessen. Dies kann darauf hindeuten, dass ein Hintergrundniveau erreicht ist, um das die Werte schwanken oder dass durch die starke wirtschaftliche Entwicklung der letzten Jahre wieder mehr Metalle emittiert werden. An den verkehrsbeeinflussten Standorten sind unterschiedliche Zeitverläufe zu beobachten: während bei Zinn (Anhang A, Abb. 179) nach einem Anstieg bis 2007 im Jahr 2013 wieder erheblich niedrigere Gehalte gemessen werden, finden sich für Bariumgehalte ab 2010 höhere Gehalte (Anhang A, Abb. 157). Bei anderen Elementen wie Antimon oder Blei (Anhang A) nivellieren sich die Gehalte der Verkehrs- und Hintergrundstandorte zum Ende des Beobachtungszeitraums auf niedrigem Niveau. Ähnliche Verläufe bei typischen verkehrsbürtigen Elementen wurden auch bei Depositionsmessungen sowie bei der Untersuchung von Graskulturen durch das BayLfU (KRAPP & PEICHL, 2015) beobachtet und mit der wechselnden Verwendung dieser Metalle in Bremsbelägen in Verbindung gebracht.

5.3 Fazit

2013 wurde das Messnetz auf 49 Standorte reduziert und in Hintergrundstandorte, verkehrs- und industriebeeinflusste Standorte eingeteilt. Die Ergebnisse zeigen für den Zeitraum 2001 – 2013, dass die Verkehrsstandorte eine Reihe charakteristisch erhöhter Elemente wie Antimon, Molybdän und Zinn aufweisen. Wegen der unterschiedlichen Emissionsspektren an den industriell beeinflussten Standorten können diese nicht zu einer einheitlichen Gruppe zusammengefasst werden. Jeder der Messpunkte weist ein anderes Muster erhöhter Metallgehalte auf.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die bis zu 298 Standorte des bayerischen Moos-Messnetzes haben über die letzten Jahrzehnte detaillierte Erkenntnisse über Verteilungsmuster und Entwicklungen der beobachteten Elemente geliefert. Die Ergebnisse räumlicher und zeitlicher Trends zeigen trotz unterschiedlicher Moosarten, anderen Standortbedingungen und Abweichungen in der Probenaufbereitung zum Teil gleiche Tendenzen wie die Daten der bundesdeutschen und europäischen Moos-Monitoring Programme.

6.1 Zeitliche Trends

Die generelle Minderung der Metallgehalte im Moos ist für viele Metalle den besseren technischen Standards, insbesondere Filtertechniken bei den Emittenten, der Ablösung von Kohle durch Gas als Primärenergieträger, sowie der Verbannung verbleiten Benzins geschuldet.

Die Mediane aller langfristig beobachteten Metalle zeigen sinkende Tendenzen für den Zeitraum 1982 – 2010. Die stärksten Abnahmen sind für Blei (-96 %), Arsen (-85 %) und Nickel (-83 %) zu beobachten, bei denen sich im Moos die Reduktion der vom UMWELTBUNDESAMT (2012) dokumentierten Emissionen am deutlichsten widerspiegelt. Es folgten Chrom, Cadmium, Mangan, und Zink (-60 % – -80 %), sowie Kupfer mit der geringsten Abnahme (-40 %). Bei Aluminium, Eisen, Quecksilber, Titan

und Vanadium wirkte sich die Umstellung der Probenaufbereitung und Analytik von 1999 auf 2001 so stark aus, dass nur eine getrennte Betrachtung der Einzelzeiträume 1982 – 1999 und 2001 – 2010 bzw. 2013 sinnvoll ist. Hier finden sich im Zeitraum 1982 – 1999 für Vanadium (-47 %) und Quecksilber (-37 %) sinkende Trends. Für Aluminium, Eisen und Titan konnten keine signifikanten Trends bestimmt werden.

Auch innerhalb der jüngsten Dekade 2001 – 2010 nehmen einige langjährig beobachtete Elemente noch erheblich ab: Blei und Zink um über 60 %, Aluminium, Cadmium, Chrom, Eisen, Vanadium um 40 – 50 %. Quecksilber zeigt nur noch eine geringe Abnahme um 16 %. Arsen, Kupfer und Mangan weisen keine signifikanten Trends mehr auf, was darauf hindeutet, dass hier die Elementgehalte um ein relativ stabiles Hintergrundniveau oszillieren. Auch die meisten der erst ab 2001 beobachteten Metalle sind bis 2010 durch sinkende Trends charakterisiert. Am stärksten ist dies bei Antimon mit 60 % und Thorium mit 55 % der Fall. Cäsium, Cer, Kobalt und Lanthan zeigen Abnahmen um 40 – 50 %. Geringere Abnahmen um 15 – 25 % gibt es bei Barium, Bismut, Molybdän und Rubidium, wohingegen für Strontium, Thallium und Zinn keine signifikanten Trends bestimmt werden können.

Die Ergebnisse des 2013 reduzierten Messnetzes für den Zeitraum 2001 – 2013 decken sich grundsätzlich mit den Erkenntnissen aus dem Gesamt-Messnetz. Die Differenzierung in Hintergrund- und immissionsbeeinflusste Standorte macht deutlich, dass abhängig vom Standortcharakter sowohl die Wertenniveaus als auch die Entwicklungen über den Beobachtungszeitraum erheblich voneinander abweichen können. So sind an den Hintergrundstandorten für Antimon, Blei, Chrom und Zink die höchsten Abnahmen um 50 bis 70 % zu verzeichnen. An den verkehrsnahen Standorten nehmen bei der Hälfte der untersuchten Elemente die Gehalte um über 50 % ab.

6.2 Ursachen großräumiger Verteilungsmuster und charakteristischer Standorte

Vorherrschende großräumige Verteilungsmuster, mit höheren Mittelwerten in Nordostbayern und geringeren in Südbayern, hatten ihre Ursache vor allem im überregionalen Eintrag aus Osteuropa und dem Ostdeutschland der Vorwendezeit. Sie sind bei Aluminium, Arsen, Chrom, Eisen, (Kupfer), Titan und Vanadium charakteristisch für die 1980er und frühen 1990er Jahre. Diese Muster lösten sich bis in die 2000er Jahre größtenteils auf. Bestätigt werden die großräumigen Verteilungsmuster von Arsen, Chrom und Kupfer auch durch die Grafiken der zeitlich-räumlichen Trends im Zeitraum 1982 – 2010, die im nordostbayerischen Raum stärker abnehmen als in Südbayern. Differenziertere Muster und Entwicklungen sind für Mittelwerte von Antimon, Blei, Cadmium, Kupfer, Mangan, Nickel, Quecksilber und Zink zu erkennen. Die langjährigen Trends bei Blei, Cadmium, Mangan, Nickel und Zink zeigen allerdings keine räumlichen Differenzierungen. Für Aluminium, Eisen, Quecksilber, Titan und Vanadium wurden wegen der deutlichen Effekte durch die Umstellung der Probenaufbereitung und Analytik von 1999 auf 2001 keine durchgehende Trendberechnungen durchgeführt.

Metalle wie Barium, Cäsium, Cer, Kobalt, Lanthan, Rubidium, Strontium oder Zink zeigen im jeweiligen Beobachtungszeitraum relativ stabile Verteilungsmuster, für die geogene Quellen oder regionale Industrieschwerpunkte als Verursacher vermutet werden.

Bei zahlreichen Elementen können einzelne Standorte identifiziert werden, die in den meisten Beobachtungsjahren überdurchschnittliche Gehalte aufweisen, was auf den Einfluss lokaler Emittenten schließen lässt. Diese Standorte sind zum Teil in verkehrs- oder industriell beeinflusste Standorte differenzierbar. An den verkehrsbeeinflussten Standorten sind vor allem Antimon, Molybdän und Zinn gegenüber den anderen Standorten erheblich erhöht. Zahlreiche weitere Elemente wie Arsen, Bismut, Blei, Eisen, Kupfer, Vanadium und Zink liegen über dem Durchschnitt. An den industriell beeinflussten Standorten ergibt sich wegen der unterschiedlichen Emissionsmuster verschiedener Industriesparten

kein einheitliches Bild. Allerdings liegen an den einzelnen Standorten charakteristische Metalle weit über dem Hintergrundniveau, wie z. B. Cadmium bei einem Glashersteller oder Lanthan im Umfeld einer Raffinerie.

6.3 Ausblick

Das bayerische Moos-Monitoring wird mit dem auf 49 Standorte reduzierten Messnetz weiterhin im dreijährigen Turnus beprobt werden, um die künftige Entwicklung der Wirkung von Metallen zu beobachten. Für zahlreiche Metalle konnten seit der Jahrtausendwende noch erhebliche Abnahmen dokumentiert werden. Für einige Elemente zeigt sich jedoch eine Stagnation mit leicht steigender Tendenz in den letzten Jahren. Die Fortschreibung wird Hinweise auf die Folgen genereller technologischer und wirtschaftlicher Entwicklungen geben können, sowie emittentenbezogene Folgen durch technischen Fortschritt z. B. bei der Verkehrsentwicklung aufzeigen. Die weitere Ausdehnung von Gewerbegebieten in die Fläche und die steigende Tendenz zum landwirtschaftlichen Anbau von Pflanzen zur Energiegewinnung mit zunehmender Bodenerosion sollten als mögliche Quelle erhöhter Staub- und damit Metallbelastung Ziel weiterer Beobachtung sein.

7 Literatur

- Amann, W. & Kramer, W. (1987): Schwermetallbelastungen von Wasser, Boden und Bewuchs durch Wurftaubenschießanlagen. I. Wassergefährdung durch Wurftaubenschießanlagen. Ber. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 78: 31-32.
- Angerer, G., Erdmann, L., Marscheider-Weidemann, F., Scharp, M., Lüllmann, A., Handke, V. & Marwede, M. (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. In: Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI-Schriftenreihe „Innovationspotenziale“, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.
- Bayerisches Geologisches Landesamt (1996): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1 : 500 000.- 4. Auflage, [Hrsg.:] Bayerisches Geologisches Landesamt: 329 S., 67 Abb., 21 Tab., 8 Beil.; München.
- Bayerisches Geologisches Landesamt (1996): Geologische Karte von Bayern 1 : 500 000.- 4. Auflage, [Hrsg.:] Bayerisches Geologisches Landesamt; München.
http://www.lfu.bayern.de/umweltdaten/geodatendienste/index_detail.htm?id=7481af86-055e-3343-968e-557a320d4165&profil=WMS, 1.10.2015.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU) (2015): Hintergrundwerte der atmosphärischen Deposition – Jahresmittel 1999 – 2014.
http://www.lfu.bayern.de/umweltqualitaet/umweltbeobachtung/schadstoffe_luft/schwermetalle/niederschlagssammler/doc/staubniederschlag_jahresmittel.pdf, 15.12.2015.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU) [Hrsg.] (2011): Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns. Vollzugshilfe für den vorsorgenden Bodenschutz mit Bodenausgangsgesteinskarten von Bayern 1:500 000, 58 S., Augsburg.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU) [Hrsg.] (2005): Geochemischer Atlas natürlicher Haupt-, Neben- und Spurenelemente der Gesteine Bayerns. Fachberichte 24, München.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BayLfU) [Hrsg.] (2003): Immissionsökologischer Jahresbericht 2000–2001. Augsburg.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BayLfU) [Hrsg.] (2001-1): Immissionsökologischer Jahresbericht 1998–1999. Augsburg.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BayLfU) (2001-2): Bioindikation mit Moosproben in Nordostbayern und Böhmen (im Rahmen der EU-Gemeinschaftsinitiative INTERREG II). Endbericht 1995-1999. Augsburg.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BayLfU) (1991): Immissionsökologische Untersuchungen in Bayern von 1977 bis 1988. Schriftenreihe Heft 115. München.
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BayStMLU) [Hrsg.] (1993): Moose als Bioindikatoren für Schwermetalle. Umwelt & Entwicklung – Bayern. Materialienband 90.
- Berg, T., Steinnes, E. (1997): Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute values. Environmental Pollution 98, 61-71.
- Bowen, H. (1979): Environmental chemistry of the element. Academic Press, London / New York / Toronto / Sydney / San Francisco.
- Brockmann, B. (2012): Alleskönner mit Potenzial. Süddeutsche Zeitung 257, V2/1, München.
- Brosius, F. (1998): SPSS 8 Professionelle Statistik unter Windows, mitp-Verlag, Bonn.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2013): Chrom/Chromit, Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Hannover.
- Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2013): Rohstoffbewertung – Kupfer, Kurzbericht. Berlin.

- Donovan, Geoffrey H.; Jovan, Sarah E.; Gatzliolis, Demetrios; Burstyn, Igor; Michael, Yvonne L.; Amacher, Michael C.; Monleon, Vicente J. 2016. Using an epiphytic moss to identify previously unknown sources of atmospheric cadmium pollution. *Science of The Total Environment*. 559: 84-93.
- Ewers, U. & Schlipkötter, H.-W. (1991): Lead. In: Merian, E. (Hrsg.): *Metals and their compounds in the environment – occurrence, analysis and biological relevance*. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, 971 – 1014.
- Faus-Keßler, Th. (2005): *Räumliche Verteilung und Zeittrends von Metallen in Moosen in Bayern – Statistische Analyse der Daten aus dem Moos-Messnetz des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz*. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit.
- Faus-Keßler, Th., Dietl, C., Tritscher, J., Peichl, L. (2001): Correlation patterns of metals in the epiphytic moss *Hypnum cupressiforme* in Bavaria. *Atmospheric Environment* 35: 427-439.
- Forster, E.-M., Behling, G., Steinhausen, S., Marinos, A., Matthies, M. (1991): *Moosmessnetz Bayern – Auswertung der räumlichen und zeitlichen Verbreitung ausgewählter Metalle (As, Cd, Cr, Hg, Pb) in Bayern*. GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit München. Neuherberg.
- Frahm, J.-P. (1998): *Moose als Bioindikatoren*. 187 S., Quelle & Meyer.
- Fujiwara, F., Rebagliati, R. J., Marrero, J., Gomez, D., Smichowski, P. (2011): Antimony as a traffic-related element in size-fractionated road dust samples collected in Buenos Aires. *Microchemical Journal* 97, 62-67.
- Gusev, A., Ilyin, I., Rozovskaya, O., Shatalov, V., Sokovych, V., Travnikov, O. (2009): *Modelling of heavy metals and persistent organic pollutants: New developments*. EMEP/MSC-E Technical Report 1/2009. Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow, Russian Federation. <http://www.msceast.org>.
- Harmens, H., Norris, D.A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Coskun, M., Dam, M., De Temmerman, L., Fernandez, J.A., Frolova, M., Frontasyeva, M., Gonzalez-Miqueo, L., Grodzinska, K., Jeran, Z., Korzekwa, S., Krmar, M., Kvietskus, K., Leblond, S., Liiv, S., Magnusson, S.H., Mankovska, B., Pesch, R., Rühling, A., Santamaria, J.M., Schröder, W., Spric, Z., Suchara, I., Thöni, L., Urumov, V., Yurukova, L., Zechmeister, H.G. (2010): Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environ. Poll.* 158, 3144-3156.
- Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Jones, L., Norris, D., Cooper, D., the participants of ICP Vegetation (2009): *Air pollution and vegetation*. ICP Vegetation annual report 2008/2009. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>.
- Herpin, U., Lieth, H., Markert, B. (1995): *Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen*. UBA-Texte 31/95. Berlin.
- Holy, M., Pesch, R., Schröder, W., Harmens, H., Ilyin, I., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Coşkun, M., Dam, M., De Temmerman, L., Fedorets, N., Figueira, R., Frolova, M., Frontasyeva, M., Goltsova, N., Miqueo, L., Grodzinska, K., Jeran, Z., Korzekwa, S., Krmar, M., Kubin, E., Kvietskus, K., Larsen, M., Leblond, S., Liiv, S., Magnusson, S., Mankovska, B., Mocanu, R., Piispanen, J., Rühling, A., Santamaria, J., Steinnes, E., Suchare, I., Thöni, L., Turcsanyi, G., Urumov, V., Wolterbeek, B., Yurukova, L., Zechmeister, H. (2009): First thorough identification of factors associated with Cd, Hg, and Pb concentrations in Mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000 and 2005. *J. Atmos. Chem.* 63, 109-124.
- Intraplan consult (2010): *Verkehrsprognose 2025 als Grundlage für den Gesamtverkehrsplan Bayern*, https://www.stmi.bayern.de/assets/stmi/vum/handlungsfelder/iie_verkehrsprognose_2025.pdf.
- Krapp, M., Peichl, L. (2015): Antimony deposition and accumulation in biomonitors plants at a traffic affected site compared to rural sites in Bavaria / Germany. In: *antimony 2015: 3rd International Workshop on Antimony in the Environment*, 6-9 October, 2015 Leipzig (Germany), S. 68, Helmholtz Centre for Environmental Research, UFZ, Leipzig.

- Markert, B. (1992): Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. *Vegetatio* 103, 1-30.
- Martin, W. (2004): Bericht über Untersuchungen auf Arsengehalte in Böden des Dachauer, Freisinger und Erdinger Mooses in der zweiten Jahreshälfte 2003. LfU-Bericht (unveröffentlicht).
- Martin, W. (2003): Bericht über Untersuchungen auf Arsengehalte in Böden des Dachauer, Freisinger und Erdinger Mooses. LfU-Bericht (unveröffentlicht).
- MSC-E, CCC, CEIP (2012): Long-term Changes of Heavy Metal Transboundary Pollution of the Environment (1990-2010). EMEP Status Report 2/2012.
- Nriagu, J.O. & Pacyna, J.M. (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.
- Pesch, R., Schröder, W., Genßler, L., Goeritz, A., Holy, M., Kleppin, L., Matter, Y. (2007): Moos-Monitoring 2005/2006 – Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. Vechta (Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen 205 64 200, Abschlussbericht, im Auftrag des Umweltbundesamtes), 102 S.
- Petschow, U., Meyerhoff, J. & Thomasberger, C. (1990): Umweltreport DDR; Studie des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung. S. Fischer Verlag GmbH, Frankfurt a. Main.
- Reimann, C. & Caritat, P. de (1998): Chemical elements in the environment. 398 S., Berlin.
- Rösler, H. J., & Lange, H. (1975): Geochemische Tabellen. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- Rühling, A. & Tyler, G. (1968): An ecological approach to the lead problem. *Botaniska Notiser* 122, 248-342.
- Schröder, W., Anhelm, P., Bau, H., Bröcker, F., Matter, Y., Mitze, R., Mohr, K., Peichl, L., Peiter, A., Peronne, T., Pesch, R., Roostai, Z., Schmidt, G., Siewers, U. (2002): Untersuchung von Schadstoffeinträgen anhand von Bioindikatoren. Aus- und Bewertung der Ergebnisse aus dem Moos-Monitoring 1990, 1995 und 2000. Berlin (Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FuE-Vorhaben 200 64 218, Abschlussbericht Band 1 – 3 + Synthesebericht, im Auftrag des Umweltbundesamtes), 221 S.
- Schröder, W.H., Munthe, J. (1998): Atmospheric mercury – an overview. *Atmospheric Environment* 32, 809-822.
- Siewers, U., Herpin, U., Straßburg, S. (2000): Schwermetalleinträge in Deutschland Moos-Monitoring 1995/1996 – Teil 2. *Geologisches Jahrbuch. Sonderhefte. Reihe D, Heft SD 3*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Siewers, U., Herpin, U. (1998): Moos-Monitoring 1995/96. Zeitabhängige und flächenhafte Untersuchungen von Schwermetalleinträgen in Deutschland. UBA-Forschungsbericht 108 02 087/01. Hannover.
- Statista (2014): Produktion von raffiniertem Kupfer in Deutschland in den Jahren 1992 bis 2012. <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/239360/umfrage/produktion-von-kupfer-in-deutschland>, 22.10.2014.
- Stoeppler, B. (1991): Cadmium. In: Merian, E. (Hrsg.): Metals and their compounds in the environment – occurrence, analysis and biological relevance. VCH Verlagsgesellschaft mbh, Weinheim New York, Basel, Cambridge, 803-851.
- Streit, B. (1991): Lexikon Ökotoxikologie. VCH Verlagsgesellschaft mbh, Weinheim, New York.
- Sucharová, J., Suchara, I., Holá, M. (2008): Contents of 37 Elements in Moss and their temporal and spatial trends in the Czech Republic during the last 15 years. Pruhonice, Tschechien.

- Sundermann, F.W., Oskarsson, A. (1991): Nickel. In: Merian, E. (Hrsg.): Metals and their compounds in the environment – occurrence, analysis and biological relevance. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, 1101–1126.
- Thomas, W. (1981): Entwicklung eines Immissionsmeßsystems für PCA, Chlorkohlenwasserstoffe und Spurenmetalle mittels epiphytischer Moose – angewandt auf den Raum Bayern. Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, Band 3.
- Thorpe, A. & Harrison, RM (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Sci Total Environ*, 400(1-3):270-282.
- Umweltbundesamt (2014): Trends bei den Feinstaubemissionen.
<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/massnahmen-zur-emissionsminderung-von/emissionsminderung-bei-kleinfeuerungsanlagen>. 9.3.2015.
- Umweltbundesamt (2012): <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>, Schwermetalle: Emissionsentwicklung 1990 – 2011 für Schwermetalle, 11.2.2014.
- Umweltbundesamt (2010):
http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/dokumente/infoblatt_blei.pdf, 19.2.2014.
- Umweltbundesamt (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. UBA-Texte 44/2008.
- Umweltbundesamt [Hrsg.] (2009): Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten. Reute/Breitenwang. Report Rep-0223, Wien.
- Umweltbundesamt (1995): Wurftaubenschiessen: Auswirkungen auf die Umwelt. Berichte UBA-BE-050, Salzburg.
- UNEP (2013): Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- VDI-Richtlinie 3957 Blatt 2 (2003): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation) – Verfahren der standardisierten Graskultur. Beuth-Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 4320 Blatt 2 (2012): Messung atmosphärischer Depositionen – Bestimmung des Staubniederschlags nach der Bergerhoff-Methode. Beuth-Verlag, Berlin.
- Wäber, M., Dietl, C. Köhler, J. & Peichl, P. (1998): Bioakkumulation und Deposition von Antimon, Blei und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoff-Immissionen, *Umweltwissenschaft und Schadstoff-Forschung* Vol. 10, Iss. 5, S. 276-280.
- Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Riss, A. & Hanus-Illyar, A. (2005): Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environ. Pollut.* 138(2): 238-249.
- Ziemacki, G., Viviano, G. & Merli, f. (1989): Heavy metals: Sources and environmental presence. In: Caroli, S. Iyengar, G.V., Muntau, H. (Hrsg.): Bioelements: Health aspects, *Ann. Ist. Super. Sanita*, Vol 25, Nr. 3, 531-536.

Anhang

A. Zeitreihen des reduzierten Messnetzes 2001 – 2013

Grafiken der Zeitreihen des reduzierten Messnetzes 2001 bis 2013 (Kapitel 5).

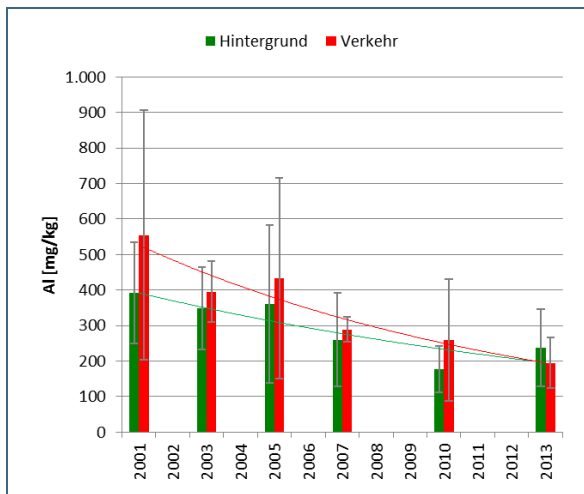


Abb. 154: Aluminiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

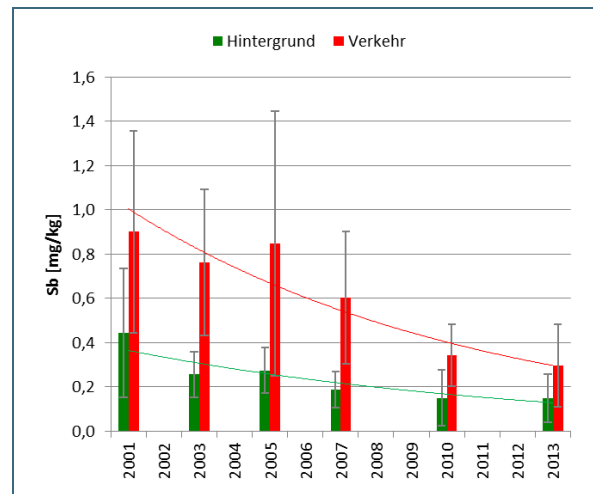


Abb. 155: Antimonergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

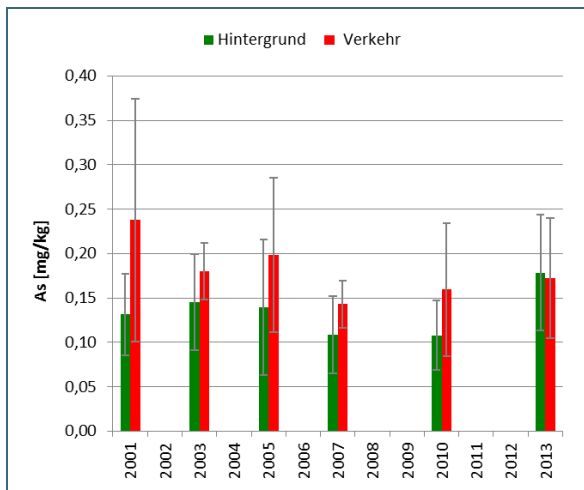


Abb. 156: Arsengehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

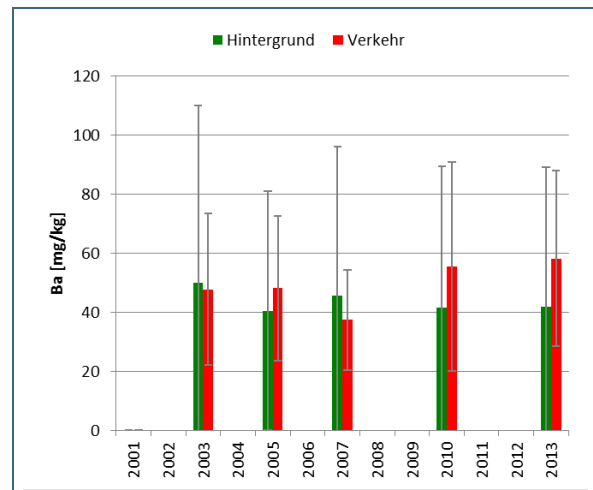


Abb. 157: Bariumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

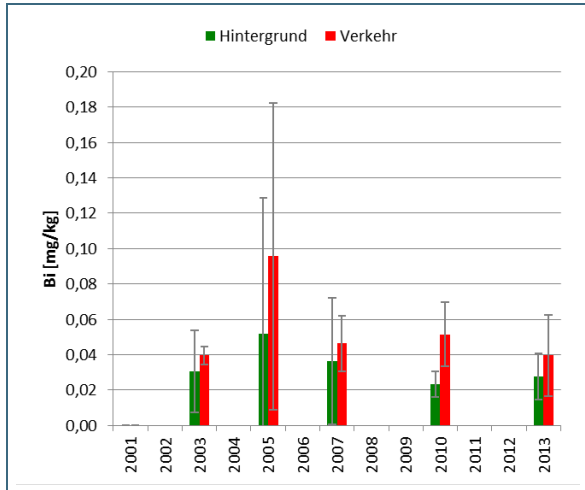


Abb. 158: Bismutgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

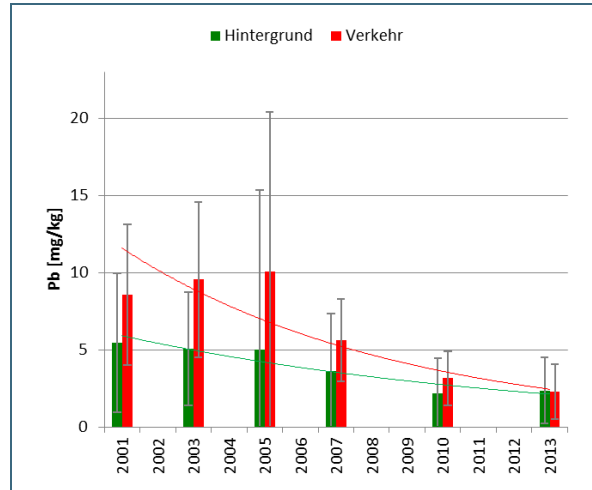


Abb. 159: Bleigehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

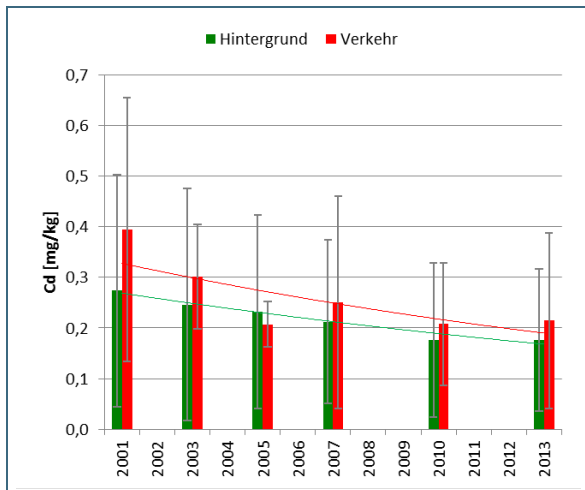


Abb. 160: Cadmiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

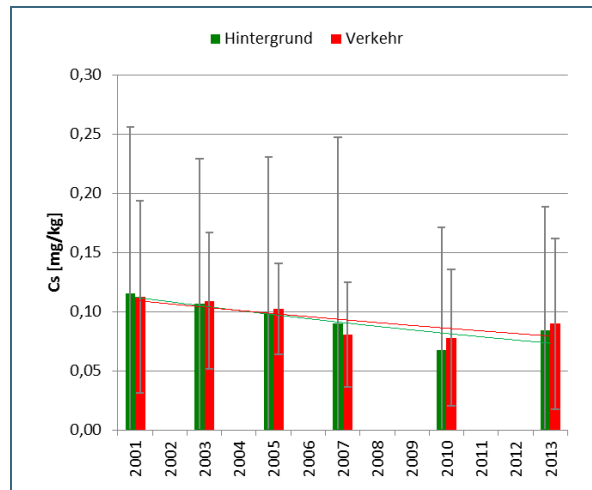


Abb. 161: Cäsiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

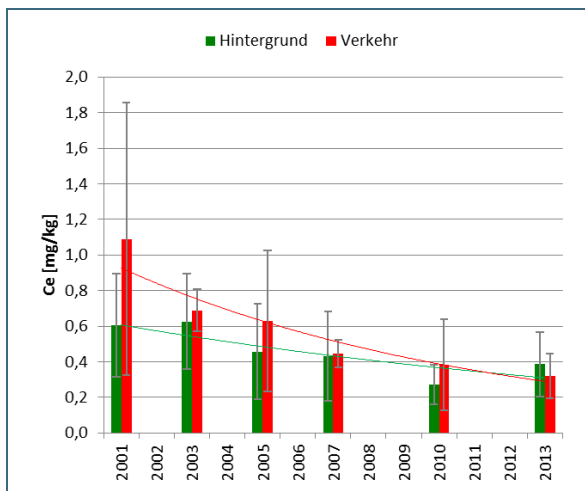


Abb. 162: Cergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

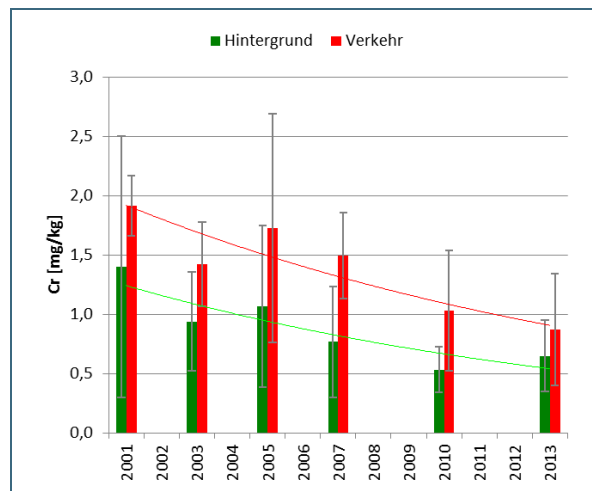


Abb. 163: Chromgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

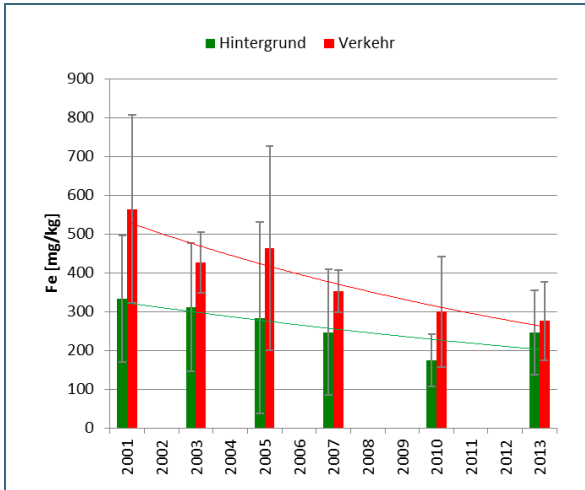


Abb. 164: Eisengehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

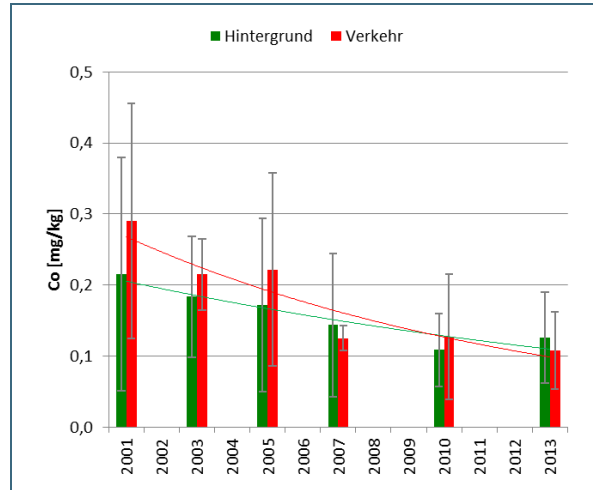


Abb. 165: Kobaltgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

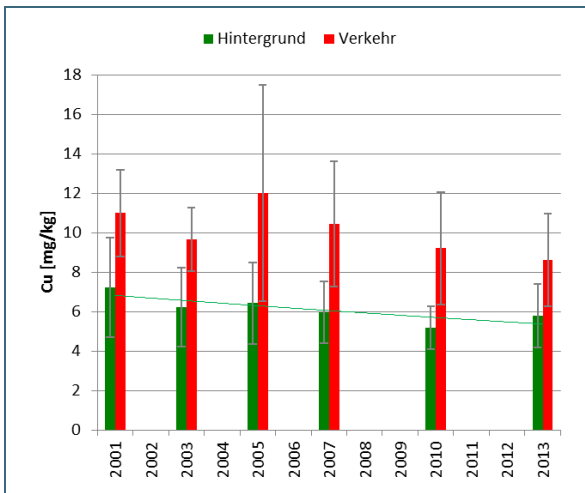


Abb. 166: Kupfergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

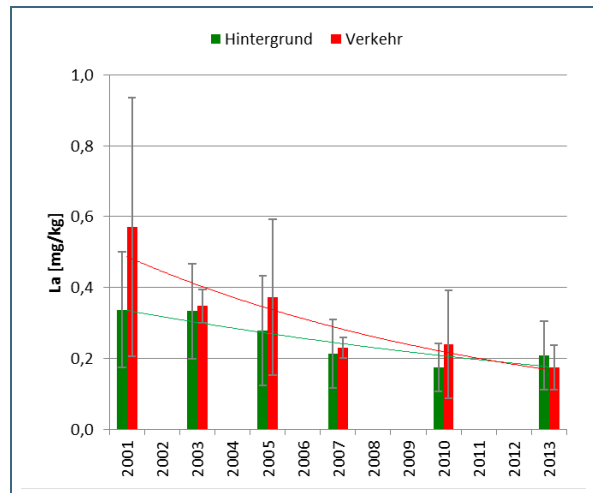


Abb. 167: Lanthangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

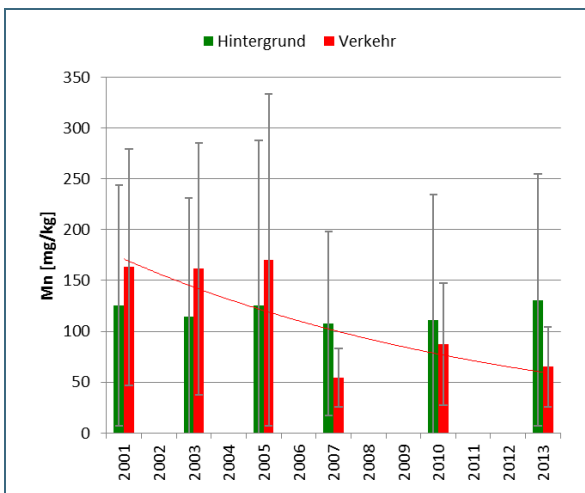


Abb. 168: Mangangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

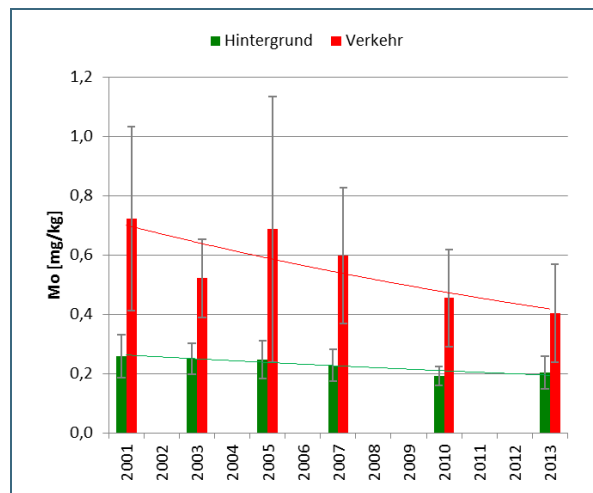


Abb. 169: Molybdängehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

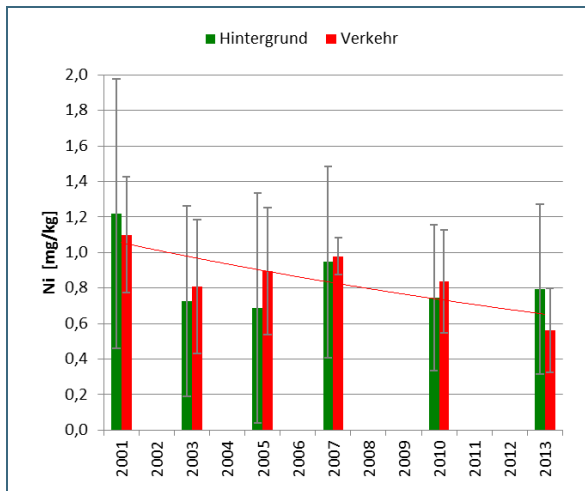


Abb. 170: Nickelgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

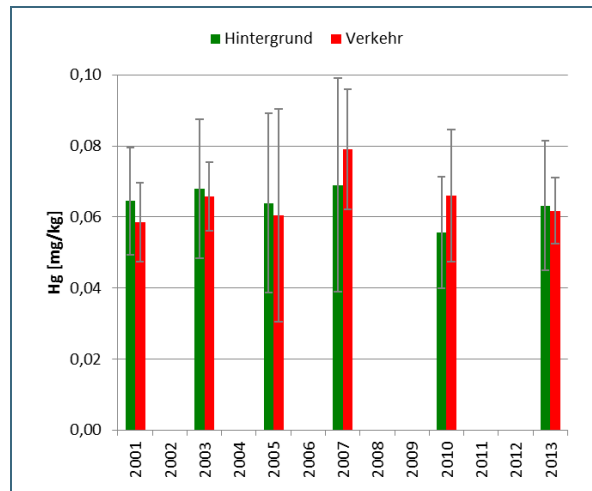


Abb. 171: Quecksilbergehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

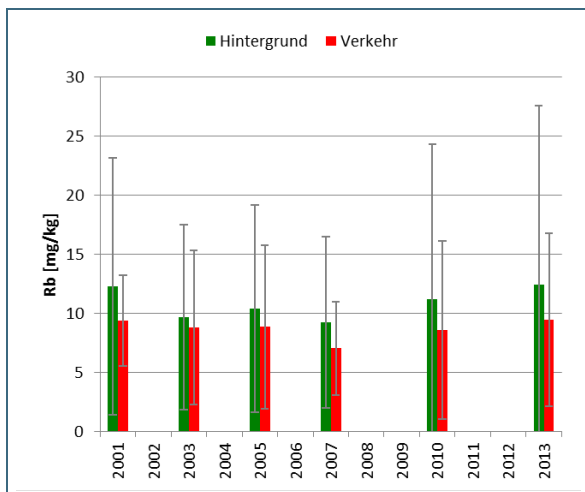


Abb. 172: Rubidiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

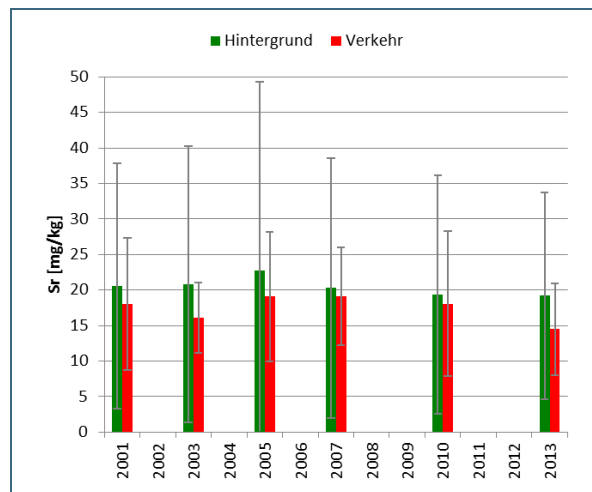


Abb. 173: Strontiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

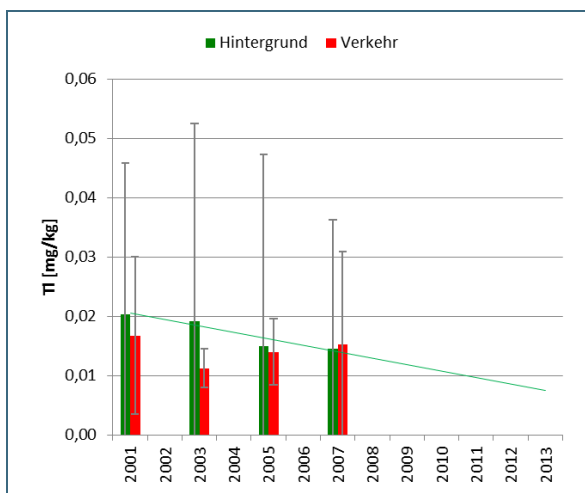


Abb. 174: Thalliumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

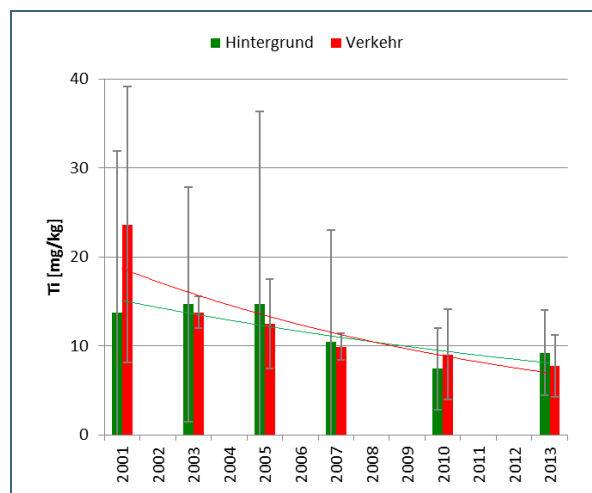


Abb. 175: Titangehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

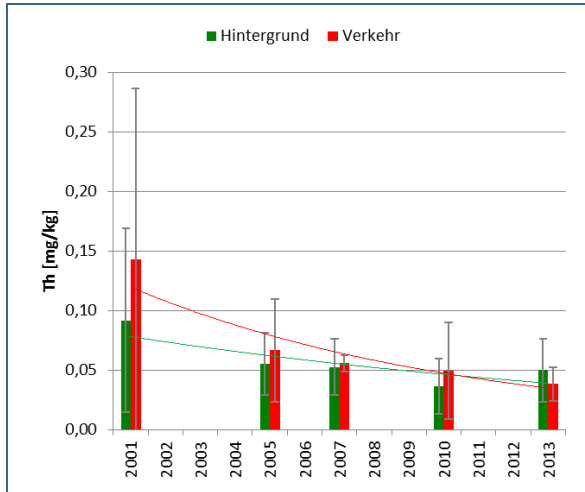


Abb. 176: Thoriumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

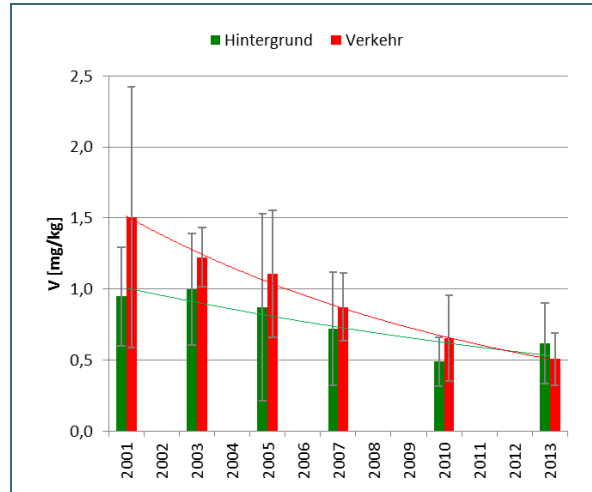


Abb. 177: Vanadiumgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

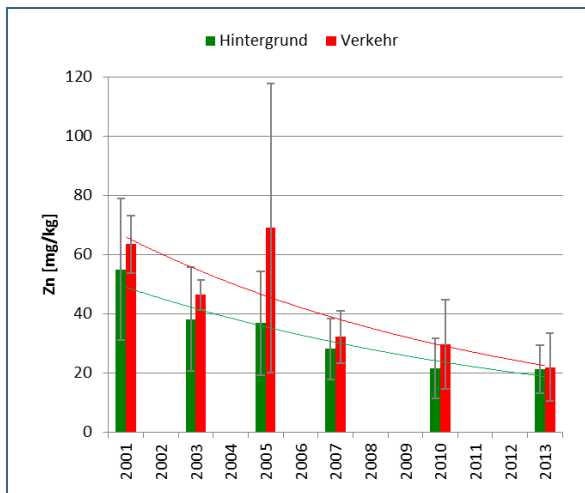


Abb. 178: Zinkgehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

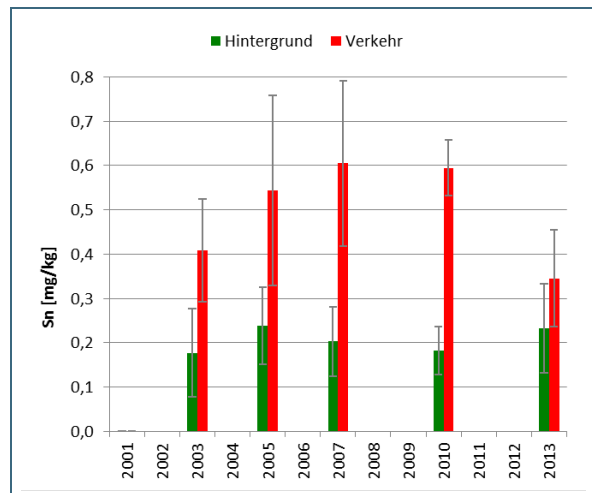


Abb. 179: Zinngehalte an Hintergrund- und Verkehrsstandorten

B. Tabellen statistischer Parameter

Tab. 4: Statistische Parameter je Metall für die Mittelwertstandorte (Kapitel 3.5.1) sowie für alle ausgewerteten Standorte (Kapitel 3.4) in [mg/kg]; n: Anzahl, n < BG: Anzahl Standorte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze), MW: Mittelwert, Stabw: Standardabweichung; Med: Median, Min: Minimum, Max: Maximum.

		1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2010			
Aluminium	Mittelwert- Standorte	n	152	143	150	153	151	150	152	145		149	153	150	153	153	151	151	153	152		
		MW	984	858	992	1038	1572	1264	1079	1234		1215	1122	944	1102	433	418	483	272	217		
		Stabw	767	550	806	653	1345	1169	1254	1339		1019	1178	579	948	229	189	368	119	116		
		Med	683	715	743	874	1131	876	786	902		950	816	791	852	394	382	379	257	194		
	Alle Standorte	n	285	146	282	285	282	150	152	222		282	287	281	285	287	285	277	287	281		
		n < BG																				
		MW	942	858	972	1053	1561	1264	1079	1276		1145	1133	1021	1109	430	421	481	286	224		
		Stabw	808	547	814	664	1447	1169	1254	1304		1000	1391	860	1163	220	226	410	154	126		
		Min	142	213	188	229	146	144	141	257		195	138	86	153	103	128	62	66	53		
		Max	5913	2996	6013	6036	15499	9141	11153	12939		7123	14972	10849	10767	2090	2290	4010	1460	997		
		Med	658	711	720	880	1135	876	786	920		837	787	804	821	379	383	358	256	195		
		P95	2355	2166	2302	1942	3885	3082	2944	2751		2847	2502	2243	3092	804	706	1202	598	487		
		Antimon	Mittelwert- Standorte	n	153	143	150									151	151	153	151	149	152	152
				MW	0,37	0,29	0,27										0,35	0,30	0,36	0,42	0,31	0,34
Stabw	0,18			0,13	0,13										0,18	0,18	0,18	0,28	0,19	0,20	0,15	
Med	0,34			0,26	0,25										0,31	0,26	0,32	0,32	0,27	0,28	0,18	
Alle Standorte	n		286	146	282										285	282	285	283	287	276	286	
	n < BG		6		4														3			
	MW		0,35	0,29	0,27										0,34	0,30	0,34	0,43	0,31	0,34	0,22	
	Stabw		0,17	0,13	0,12										0,18	0,17	0,16	0,28	0,18	0,21	0,15	
	Min		0,03	0,12	0,05										0,08	0,10	0,07	0,13	0,05	0,10	0,06	
	Max		1,00	0,86	0,95										1,25	1,59	1,75	1,75	1,52	1,63	1,17	
	Med		0,33	0,26	0,24										0,31	0,26	0,31	0,33	0,26	0,29	0,18	
	P95		0,69	0,56	0,48										0,68	0,62	0,60	0,89	0,59	0,75	0,47	
	Arsen		Mittelwert- Standorte	n	153	143	150	153	151	151	152	151	150			153	151	153	153	153	152	153
				MW	0,98	0,86	0,96	0,56	0,79	0,62	0,63	0,58	0,49				0,35	0,26	0,41	0,14	0,18	0,17
Stabw		0,62		0,57	0,74	0,32	0,48	0,43	0,47	0,35	0,34				0,28	0,14	0,27	0,07	0,08	0,09		
Med		0,79		0,65	0,78	0,52	0,66	0,51	0,52	0,50	0,42				0,29	0,23	0,33	0,14	0,16	0,16		
Alle Standorte		n	286	146	282	285	283	151	152	229	228	285	287	283	285	287	287	287	281	287	281	
		n < BG				22	5	12	11	1	26	262	1				56	22	9		4	
		MW	0,97	0,85	0,91	0,54	0,76	0,62	0,63	0,62	0,51				0,35	0,26	0,40	0,14	0,18	0,18		
		Stabw	0,67	0,56	0,68	0,31	0,45	0,43	0,47	0,42	0,34				0,26	0,17	0,32	0,07	0,15	0,15		
		Min	0,17	0,15	0,17	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	0,04				0,00	0,07	0,05	0,05	0,03	0,04		
		Max	4,50	3,60	5,10	2,10	2,80	2,70	3,40	3,47	2,64				2,35	1,85	3,77	0,44	2,34	1,70		
		Med	0,75	0,65	0,74	0,51	0,67	0,51	0,52	0,53	0,43				0,29	0,22	0,33	0,14	0,16	0,16		
		P95	2,20	1,90	1,90	1,10	1,50	1,30	1,45	1,32	1,17				0,74	0,50	0,92	0,27	0,30	0,34		
		Barium	Mittelwert- Standorte	n																153	152	153
				MW																	41	38
Stabw																			41	35	36	
Med																			31	31	30	
Alle Standorte	n																		287	281	287	
	n < BG																					
	MW																		38	38	37	
	Stabw																		35	33	32	
	Min																		3,3	2,0	2,2	
	Max																		343	218	247	
	Med																		30	30	28	
	P95																		88	96	96	
	Bismut		Mittelwert- Standorte	n																153	152	153
				MW																0,033	0,044	0,040
Stabw																		0,018	0,055	0,050		
Med																		0,030	0,029	0,027		
Alle Standorte		n																	286	281	287	
		n < BG																	44			
		MW																	0,033	0,048	0,044	
		Stabw																	0,020	0,076	0,088	
		Min																	0,010	0,007	0,006	
		Max																	0,146	0,869	1,220	
		Med																	0,030	0,029	0,027	
		P95																	0,059	0,151	0,088	

		1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2010
Kobalt	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med													153 0,21 0,13 0,18	153 0,24 0,14 0,21	152 0,23 0,16 0,19	153 0,15 0,09 0,14	152 0,14 0,10 0,11
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95													287 0,20 0,12 0,02 0,92 0,18 0,42	287 0,22 0,13 0,03 1,14 0,19 0,47	278 0,21 0,14 0,03 0,99 0,17 0,45	287 0,15 0,09 0,03 0,61 0,14 0,32	281 0,14 0,09 0,02 0,60 0,11 0,31
Kupfer	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med	153 10,1 5,2 9,3	143 9,0 4,1 8,3	150 10,0 4,6 8,5	153 10,0 3,7 9,7	151 15,1 8,5 13,0	151 12,0 7,3 10,8	152 10,6 5,0 9,6	152 10,2 11,0 8,7	150 11,0 4,2 10,6	150 10,7 5,7 9,4	153 11,9 9,8 10,1	151 9,7 5,8 8,0	153 9,0 2,5 7,3	153 7,7 2,3 6,1	152 6,7 2,3 6,7	153 6,9 2,3 6,4	152 5,8 1,5 5,6
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95	286 9,5 4,5 1,2 42,6 9,1 16,2	146 8,9 4,0 0,5 30,1 8,3 15,6	282 9,7 4,1 1,7 45,0 8,5 16,5	285 9,7 3,2 3,1 31,0 9,3 14,7	283 14,4 7,7 4,2 67,0 12,7 27,8	151 12,0 5,0 3,3 85,0 10,8 20,0	152 10,6 9,1 4,0 40,0 9,6 18,3	230 9,9 9,1 3,3 107,0 8,7 15,3	228 11,0 4,3 0,9 34,9 10,4 18,8	284 10,9 7,0 3,7 59,5 9,2 23,0	287 11,3 7,8 3,4 94,8 10,1 19,1	282 9,5 5,3 4,0 43,2 8,3 17,4	286 9,1 13,9 2,7 193,2 7,1 14,2	287 7,7 2,3 3,5 28,5 7,4 11,2	287 6,4 2,0 2,7 22,9 6,0 9,7	281 7,0 2,1 3,0 17,0 6,7 10,5	287 6,5 1,9 3,2 15,4 6,3 9,8
Lanthan	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med													153 0,38 0,23 0,34	153 0,45 0,41 0,37	152 0,41 0,37 0,31	152 0,24 0,15 0,22	152 0,25 0,20 0,20
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95													287 0,38 0,26 0,07 2,76 0,33 0,72	287 0,42 0,35 0,10 3,77 0,36 0,76	277 0,39 0,32 0,04 2,21 0,31 0,95	286 0,24 0,15 0,04 1,29 0,21 0,49	281 0,24 0,18 0,04 1,41 0,20 0,55
Mangan	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med	153 238 217 195	143 224 261 114	150 175 166 117	153 177 164 125	151 190 186 129	151 198 161 154	152 185 176 126	152 187 175 121	150 197 176 153	151 238 284 144	153 260 237 185	151 261 254 185	153 170 206 83	153 156 191 91	152 178 238 95	153 148 112 62	152 122 205 69
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95	286 228 213 14 1515 164 572	146 225 259 15 1683 116 737	282 173 161 13 937 120 486	285 176 164 12 1104 119 484	283 206 230 16 1728 128 580	151 198 161 10 818 154 507	152 185 176 13 828 126 523	230 183 169 15 828 121 530	228 211 183 3 1353 157 510	285 234 306 12 1469 132 728	285 248 244 16 1509 160 767	283 238 235 10 1509 156 729	286 207 211 15 1030 122 638	287 148 178 8 1330 77 466	287 134 166 9 1610 74 536	281 152 200 8 713 75 349	287 110 167 6 1810 61 320
Molybdän	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med													153 0,29 0,13 0,26	153 0,30 0,14 0,28	152 0,13 0,13 0,27	153 0,27 0,11 0,25	152 0 0 0
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95													287 0,30 0,17 0,14 1,90 0,26 0,54	287 0,30 0,13 0,14 1,50 0,27 0,48	281 0,30 0,12 0,14 1,23 0,28 0,51	287 0,27 0,10 0,12 0,91 0,25 0,46	280 0,24 0,10 0,09 0,86 0,22 0,43
Nickel	Mittelwert- Standorte	n MW Stabw Med	153 5,41 2,99 4,90	143 4,54 2,10 4,10	150 6,26 2,62 5,65	153 4,80 2,32 4,30			152 2,89 1,50 2,65	152 3,54 3,95 2,90	147 4,96 7,71 3,63	151 3,95 2,34 3,53			153 2,57 1,80 2,13	153 1,38 1,30 1,11	153 0,93 0,63 0,82	152 0,94 0,70 0,73	153 0,90 0,57 0,82
	Alle Standorte	n n < BG MW Stabw Min Max Med P95	286 1 5,16 0,50 17,70 4,60 9,98	146 1 4,53 1,60 11,90 4,10 8,93	282 1 6,19 1,60 22,00 5,60 11,20	285 1 4,62 1,15 22,40 4,20 7,98			152 2,89 1,50 2,65	229 3,72 4,09 3,00	222 4,96 5,45 3,90	284 3,97 3,87 0,28			286 2,58 1,84 2,13	287 1,28 1,16 1,01	287 0,87 0,65 0,77	281 0,93 0,82 0,70	285 1,12 0,92 0,90

		1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2010	
Quecksilber	Mittelwert- Standorte	n	152	143	150	153	151	152	152	150	150	153	151	152	153	151	152	153	136	
		MW	0,192	0,136	0,130	0,154	0,157	0,128	0,152	0,107	0,100	0,134	0,131	0,127	0,129	0,068	0,070	0,067	0,068	0,057
		Stabw	0,111	0,079	0,087	0,059	0,051	0,043	0,056	0,041	0,082	0,110	0,064	0,047	0,062	0,022	0,017	0,028	0,024	0,016
	Alle Standorte	Med	0,180	0,140	0,130	0,140	0,150	0,130	0,150	0,104	0,092	0,117	0,119	0,121	0,113	0,066	0,069	0,063	0,063	0,056
		n	285	146	282	285	283	151	152	230	228	281	287	283	285	287	285	280	287	249
		n < BG	7	18	6				5	4	58	14	1							
		MW	0,187	0,136	0,131	0,158	0,157	0,128	0,152	0,113	0,110	0,128	0,126	0,127	0,129	0,065	0,069	0,066	0,068	0,058
		Stabw	0,101	0,079	0,083	0,063	0,052	0,043	0,056	0,052	0,082	0,096	0,061	0,050	0,065	0,020	0,018	0,026	0,025	0,017
		Min	0,005	0,005	0,010	0,040	0,050	0,030	0,010	0,012	0,011	0,019	0,001	0,013	0,028	0,008	0,024	0,025	0,024	0,025
		Max	0,990	0,320	0,620	0,590	0,390	0,280	0,420	0,467	0,322	1,100	0,354	0,297	0,413	0,232	0,138	0,252	0,162	0,119
		Med	0,180	0,140	0,130	0,140	0,150	0,130	0,150	0,111	0,106	0,112	0,117	0,122	0,113	0,061	0,067	0,062	0,065	0,055
		P95	0,328	0,260	0,260	0,268	0,240	0,205	0,230	0,199	0,254	0,246	0,243	0,225	0,261	0,095	0,098	0,113	0,119	0,089
Rubidium	Mittelwert- Standorte	n														153	153	152	153	
		MW														9,9	9,3	9,2	9,2	
		Stabw														8,3	8,0	8,3	8,7	
	Alle Standorte	Med														7,3	7,0	7,0	6,4	6,0
		n														287	287	281	287	281
		n < BG																		
		MW														11,2	9,7	10,6	9,6	9,4
		Stabw														12,1	10,7	14,2	10,2	10,8
		Min														1,8	1,5	1,2	1,5	1,1
		Max														122,0	113,0	175,0	82,3	99,2
		Med														7,6	6,8	7,2	6,4	6,4
		P95														32,6	25,8	28,0	26,3	26,6
Strontium	Mittelwert- Standorte	n														153	153	152	153	
		MW														17	17	20	18	
		Stabw														13	12	17	12	
	Alle Standorte	Med														13	14	14	15	14
		n														287	287	281	287	281
		n < BG																		
		MW														18	18	21	19	19
		Stabw														14	13	20	15	16
		Min														3	3	4	3	2
		Max														100	113	151	105	172
		Med														15	14	14	14	14
		P95														43	46	62	47	46
Thallium	Mittelwert- Standorte	n														151	151	152	153	
		MW														0,018	0,018	0,013	0,011	
		Stabw														0,017	0,023	0,012	0,013	
	Alle Standorte	Med														0,013	0,013	0,010	0,008	
		n														285	285	281	287	287
		n < BG															5	8	86	268
		MW														0,018	0,018	0,014	0,011	
		Stabw														0,018	0,023	0,017	0,012	
		Min														0,003	0,003	0,002	0,003	
		Max														0,130	0,259	0,197	0,104	
		Med														0,013	0,013	0,010	0,008	
		P95														0,051	0,048	0,041	0,027	
Thorium	Mittelwert- Standorte	n														153		152	153	
		MW														0,097		0,085	0,061	
		Stabw														0,070		0,090	0,050	
	Alle Standorte	Med														0,078		0,062	0,054	0,035
		n														287	286	278	287	280
		n < BG															169			
		MW														0,101		0,084	0,065	0,048
		Stabw														0,077		0,085	0,055	0,045
		Min														0,014		0,009	0,010	0,008
		Max														0,469		0,718	0,543	0,536
		Med														0,078		0,060	0,052	0,036
		P95														0,255		0,234	0,138	0,119
Titan	Mittelwert- Standorte	n	153	143	150	153	151	151	152	150	151	153	151	153	153	153	153	152	153	
		MW	75	64	40	34	36	35	35	37	43	48	38	38	50	13	17	15	10	
		Stabw	57	50	39	21	25	31	36	44	30	37	30	27	58	13	11	16	9	
	Alle Standorte	Med	56	46	27	30	31	27	29	27	35	40	31	32	34	10	14	12	9	7
		n	285	146	282	285	283	151	152	230	228	285	287	283	285	287	287	281	287	281
		n < BG																		
		MW	69	64	38	33	35	35	35	38	46	45	37	39	49	12	16	15	10	
		Stabw	52	49	36	21	24	31	36	41	37	36	31	33	59	11	11	14	8	
		Min	12	10	6	7	8	4	5	2	6	9	4	6	5	2	3	2	2	
		Max	282	278	251	148	229	261	375	462	365	290	280	310	463	113	88	138	82	
		Med	50	45	27	29	30	27	29	28	37	38	30	31	34	10	14	12	8	
		P95	188	172	109	68	73	77	80	86	114	96	88	93	146	28	33	38	20	

Tabellen statistischer Parameter

		1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1990	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2010		
Vanadium	Mittelwert- Standorte	n			150	153	151	151	152	150	151	153	151	153	153	153	152	153	152		
		MW			5,68	5,36	6,68	3,88	3,89	4,42	4,35	4,92	3,85	3,19	2,89	1,08	1,22	1,07	0,77	0,60	
		Stabw			4,11	3,28	3,18	2,52	3,11	2,77	2,67	4,15	2,79	1,81	2,41	0,48	0,54	0,68	0,33	0,26	
		Med			4,50	4,90	6,10	3,20	2,90	3,69	3,91	3,96	3,17	2,78	2,39	0,99	1,11	0,92	0,72	0,54	
	Alle Standorte	n	286	146	282	285	283	151	152	230	228	285	287	283	286	287	287	281	287	281	
		n < BG	178	114	1	9		5				6									
		MW			5,50	5,12	6,51	3,88	3,89	4,60	4,52	4,53	3,65	3,20	2,89	1,05	1,19	1,12	0,78	0,61	
		Stabw			4,05	3,17	2,90	2,52	3,11	3,21	2,82	3,63	2,68	1,84	2,53	0,45	0,53	1,08	0,35	0,29	
		Min			0,50	0,50	1,70	0,40	0,40	1,36	0,41	0,57	0,90	0,52	0,69	0,24	0,39	0,18	0,23	0,14	
		Max			27,00	25,00	22,00	22,00	19,50	27,60	20,30	35,00	22,16	15,71	26,78	3,44	4,72	12,30	2,63	2,28	
		Med			4,40	4,50	5,90	3,20	2,90	3,72	4,00	3,61	2,99	2,83	2,30	0,98	1,08	0,91	0,70	0,55	
		P95			12,79	10,96	12,12	7,60	9,64	9,96	9,72	10,26	8,05	5,78	5,59	1,88	1,89	2,32	1,36	1,09	
		P95																			
Zink	Mittelwert- Standorte	n	152	143	150	153	151	151	152	150	151	153	151	153	153	153	152	153	152		
		MW	67	55	50	47	52	52	44	46	45	51	46	43	45	54	41	40	32	24	
		Stabw	50	33	24	15	19	29	22	20	36	27	21	23	27	19	18	19	13	13	
		Med	52	47	44	44	49	44	38	41	40	43	40	34	36	50	38	34	29	20	
	Alle Standorte	n	285	146	282	285	283	151	152	230	227	285	287	283	285	287	287	281	287	280	
		n < BG																		4	
		MW	62	55	47	46	53	52	44	45	46	50	46	43	43	54	39	38	30	24	
		Stabw	43	32	22	15	29	29	22	21	33	26	21	28	25	19	18	18	13	13	
		Min	23	21	16	16	18	17	15	15	3	17	15	15	15	20	14	14	12	5	
		Max	317	266	174	99	406	222	133	140	432	218	159	354	202	138	101	136	80	82	
		Med	49	47	43	43	48	44	38	39	41	43	39	35	36	51	35	33	27	20	
		P95	127	118	89	76	91	100	87	80	74	95	83	88	84	94	76	74	55	51	
Zinn	Mittelwert- Standorte	n															153	152	153	152	
		MW																0,20	0,26	0,23	0,22
		Stabw																0,12	0,11	0,11	0,11
		Med																0,20	0,23	0,20	0,20
	Alle Standorte	n																287	281	287	280
		n < BG																			
		MW																0,19	0,26	0,22	0,22
		Stabw																0,11	0,10	0,10	0,10
		Min																0,10	0,11	0,07	0,09
		Max																0,94	0,83	0,85	0,81
		Med																0,20	0,23	0,20	0,20
		P95																0,37	0,44	0,41	0,39
		P95																			

Tab. 5: Statistische Parameter je Metall für die Standorte des reduzierten Messnetzes klassifiziert nach Standortcharakterisierung (Kapitel 5) in [mg/kg]; n: Anzahl, MW: Mittelwert, Stabw: Standardabweichung.

			2001	2003	2005	2007	2010	2013									
Aluminium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Antimon	Hintergr.	n	36	37	35	36	36	36
		MW	392	349	361	260	176	237			MW	0,45	0,26	0,28	0,19	0,15	0,15
		Stabw	143	116	222	131	65	109			Stabw	0,29	0,10	0,10	0,08	0,13	0,11
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	555	395	434	289	259	195			MW	0,90	0,76	0,85	0,60	0,34	0,30
		Stabw	351	86	282	34	172	71			Stabw	0,46	0,33	0,60	0,30	0,14	0,19
Arsen	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Barium	Hintergr.	n	n.b.	37	36	37	36	37
		MW	0,13	0,15	0,14	0,11	0,11	0,18			MW		50	40	46	42	42
		Stabw	0,05	0,05	0,08	0,04	0,04	0,07			Stabw		60	40	50	48	47
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	n.b.	4	4	4	4	4
		MW	0,24	0,18	0,20	0,14	0,16	0,17			MW	48	48	37	55	58	
		Stabw	0,14	0,03	0,09	0,03	0,07	0,07			Stabw	26	25	17	35	30	
Bismut	Hintergr.	n	n.b.	37	36	37	36	37	Blei	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	36
		MW		0,031	0,052	0,036	0,024	0,028			MW	5,5	5,1	5,0	3,6	2,2	2,4
		Stabw		0,023	0,077	0,036	0,007	0,013			Stabw	4,5	3,6	10,4	3,8	2,3	2,1
Verkehr	Hintergr.	n	n.b.	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW		0,040	0,096	0,046	0,052	0,040			MW	8,6	9,5	10,1	5,6	3,2	2,3
		Stabw		0,005	0,087	0,016	0,018	0,023			Stabw	4,6	5,1	10,4	2,7	1,8	1,8
Cadmium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Cäsium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	0,27	0,25	0,23	0,21	0,18	0,18			MW	0,115	0,107	0,098	0,090	0,067	0,084
		Stabw	0,23	0,23	0,19	0,16	0,15	0,14			Stabw	0,141	0,122	0,132	0,157	0,104	0,105
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	0,40	0,30	0,21	0,25	0,21	0,21			MW	0,113	0,109	0,103	0,081	0,078	0,090
		Stabw	0,26	0,10	0,04	0,21	0,12	0,17			Stabw	0,081	0,058	0,038	0,044	0,058	0,072
Cer	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Chrom	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	0,60	0,63	0,46	0,43	0,27	0,39			MW	1,40	0,94	1,06	0,77	0,53	0,65
		Stabw	0,29	0,27	0,27	0,25	0,11	0,18			Stabw	1,10	0,42	0,68	0,47	0,19	0,30
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	1,09	0,69	0,63	0,44	0,38	0,32			MW	5,34	1,43	1,73	1,50	1,03	0,87
		Stabw	0,76	0,12	0,39	0,08	0,26	0,13			Stabw	6,84	0,35	0,96	0,36	0,51	0,47
Eisen	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Kobalt	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	333	311	284	247	175	247			MW	1,40	0,94	1,06	0,77	0,53	0,65
		Stabw	163	165	246	162	67	109			Stabw	1,10	0,42	0,68	0,47	0,19	0,30
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	564	427	464	354	300	276			MW	0,29	0,21	0,22	0,13	0,13	0,11
		Stabw	242	79	262	54	143	100			Stabw	0,17	0,05	0,14	0,02	0,09	0,05
Kupfer	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Lanthan	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	7,2	6,2	6,4	6,0	5,2	5,8			MW	0,34	0,33	0,28	0,21	0,18	0,21
		Stabw	2,5	2,0	2,1	1,6	1,1	1,6			Stabw	0,16	0,13	0,15	0,10	0,07	0,10
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	11,0	9,7	12,0	10,4	9,2	8,6			MW	0,57	0,35	0,37	0,23	0,24	0,17
		Stabw	2,2	1,6	5,5	3,2	2,9	2,4			Stabw	0,36	0,05	0,22	0,03	0,15	0,06
Mangan	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Molybdän	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	125	115	126	108	111	131			MW	0,26	0,25	0,25	0,23	0,19	0,20
		Stabw	118	116	162	91	124	124			Stabw	0,07	0,05	0,06	0,05	0,03	0,05
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	163	161	170	54	87	65			MW	0,72	0,52	0,69	0,60	0,45	0,40
		Stabw	116	123	163	29	60	40			Stabw	0,31	0,13	0,45	0,23	0,16	0,17
Nickel	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Quecksilber	Hintergr.	n	37	37	36	37	34	37
		MW	1,22	0,73	0,69	0,95	0,75	0,79			MW	0,065	0,068	0,064	0,069	0,056	0,063
		Stabw	0,76	0,54	0,65	0,54	0,41	0,48			Stabw	0,015	0,020	0,025	0,030	0,016	0,018
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	3	4
		MW	2,75	0,81	0,90	0,98	0,84	0,56			MW	0,059	0,066	0,060	0,079	0,066	0,062
		Stabw	3,32	0,37	0,36	0,10	0,29	0,24			Stabw	0,011	0,010	0,030	0,017	0,019	0,009
Rubidium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Strontium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37
		MW	12,3	9,6	10,4	9,2	11,1	12,4			MW	20,541	20,811	22,750	20,264	19,356	19,208
		Stabw	10,8	7,8	8,8	7,3	13,1	15,2			Stabw	17,287	19,499	26,604	18,246	16,733	14,569
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4	Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4	4	4
		MW	9,4	8,8	8,8	7,0	8,6	9,4			MW	18,025	16,100	19,085	19,100	18,063	14,503
		Stabw	3,9	6,5	6,9	4,0	7,5	7,3			Stabw	9,292	4,906	9,105	6,864	10,199	6,461
Thallium	Hintergr.	n	36	36	36	37	>50%	>50%	Thorium	Hintergr.	n	37	>50%	36	37	36	37
		MW	0,020	0,019	0,015	0,014	<BG	<BG			MW	0,092	<BG	0,055	0,053	0,036	0,050
		Stabw	0,026	0,033	0,032	0,022					Stabw	0,077		0,026	0,024	0,023	0,027
Verkehr	Hintergr.	n	4	4	4	4			Verkehr	Hintergr.	n	4		4	4	4	4
		MW	0,017	0,011	0,014	0,015					MW	0,143		0,067	0,056	0,050	0,039
		Stabw	0,013	0,003	0,006	0,016					Stabw	0,144		0,043	0,007	0,041	0,014

			2001	2003	2005	2007	2010	2013										
Titan	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Vanadium	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	
		MW	13,7	14,7	14,7	10,5	7,4	9,2			MW	0,95	1,00	0,87	0,72	0,49	0,62	
		Stabw	18,2	13,2	21,7	12,6	4,6	4,8			Stabw	0,35	0,39	0,66	0,40	0,17	0,28	
	Verkehr	n	4	4	4	4	4	4		Verkehr	n	4	4	4	4	4	4	4
		MW	23,6	13,8	12,5	9,9	9,0	7,8			MW	1,51	1,22	1,11	0,87	0,65	0,51	
		Stabw	15,5	1,8	5,0	1,5	5,1	3,5			Stabw	0,92	0,21	0,45	0,24	0,30	0,18	
Zink	Hintergr.	n	37	37	36	37	36	37	Zinn	Hintergr.	n	n.b.	37	36	37	36	37	
		MW	55	38	37	28	21	21			MW		0,18	0,24	0,20	0,18	0,23	
		Stabw	24	18	18	10	10	8			Stabw		0,10	0,09	0,08	0,05	0,10	
	Verkehr	n	4	4	4	4	4	4		Verkehr	n	n.b.	4	4	4	4	3	
		MW	64	46	69	32	30	22			MW		0,41	0,54	0,60	0,59	0,35	
		Stabw	10	5	49	9	15	11			Stabw		0,12	0,21	0,19	0,06	0,11	

C. Karten der Metallgehalte je Standort und Jahr

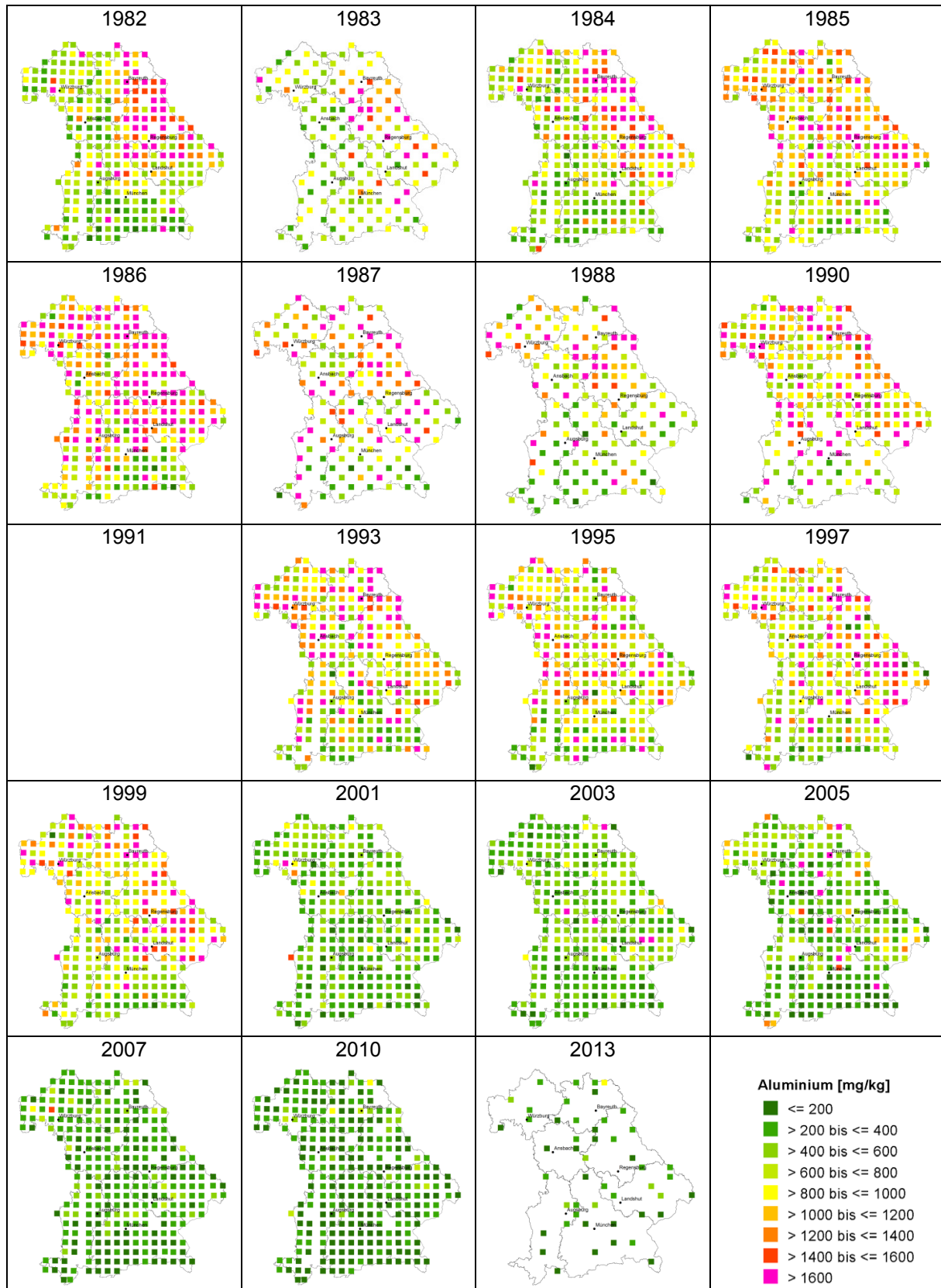


Abb. 180: Aluminiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

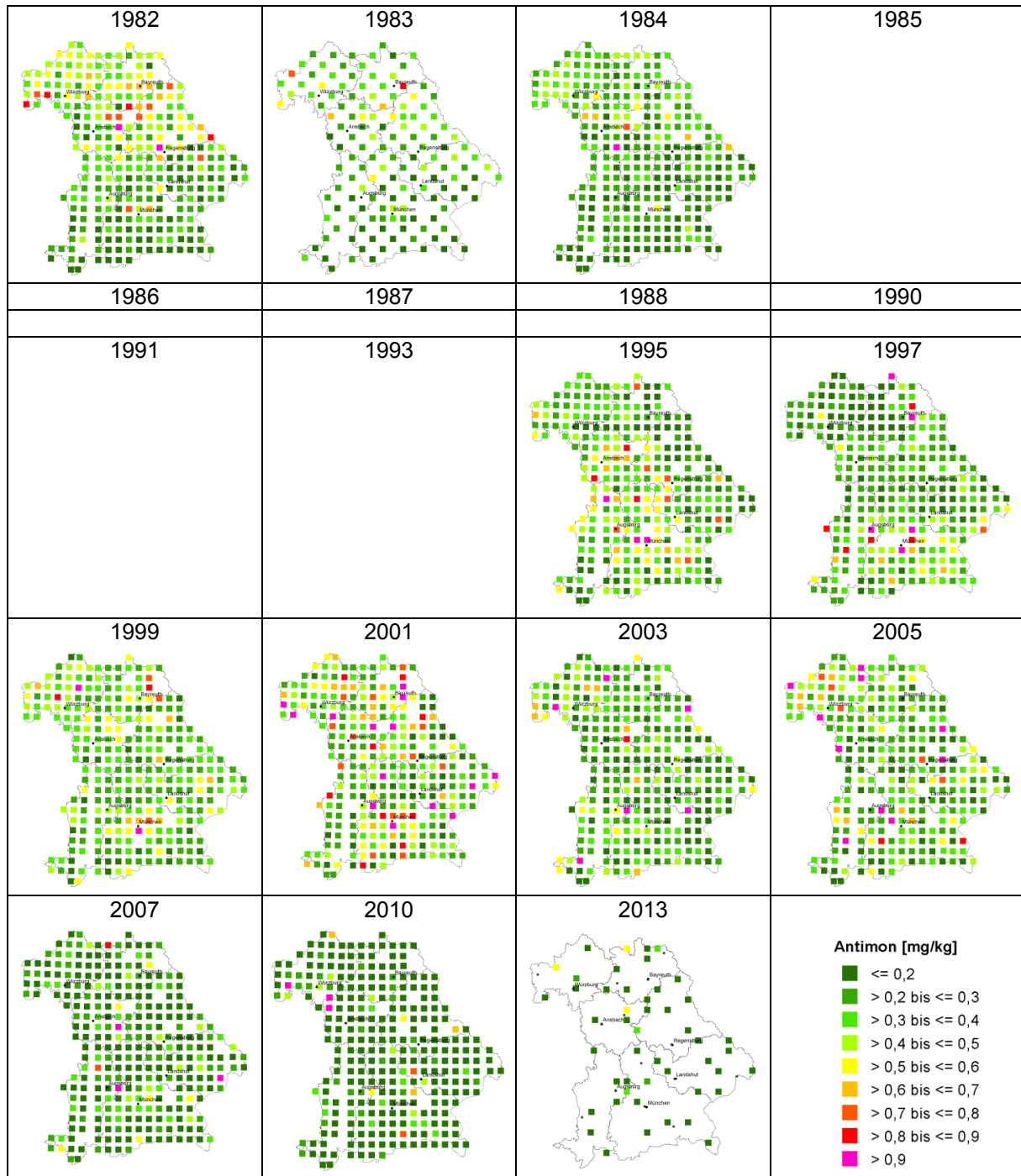


Abb. 181: Antimonergehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 1984, 1995 – 2013

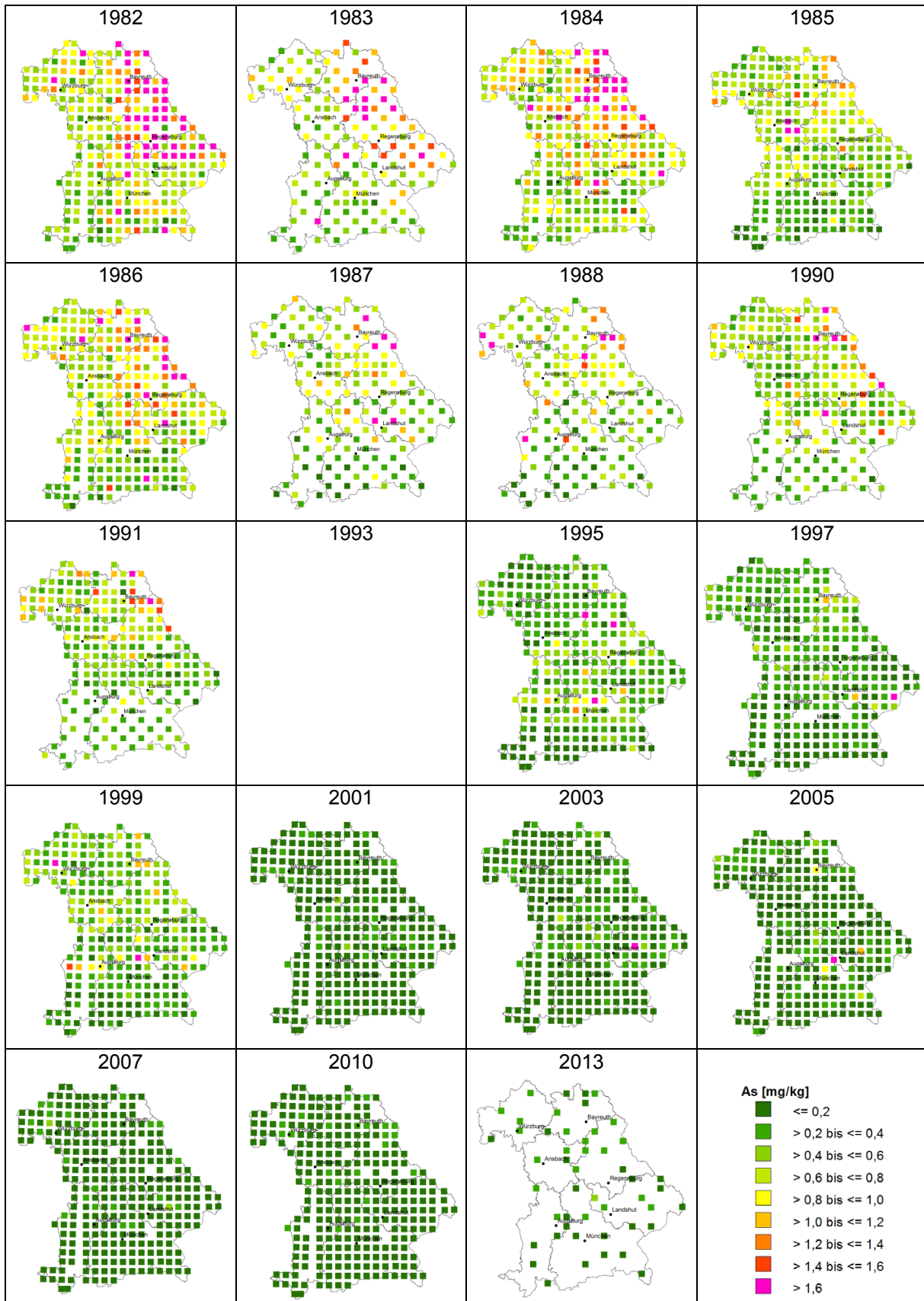


Abb. 182: Arsengehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

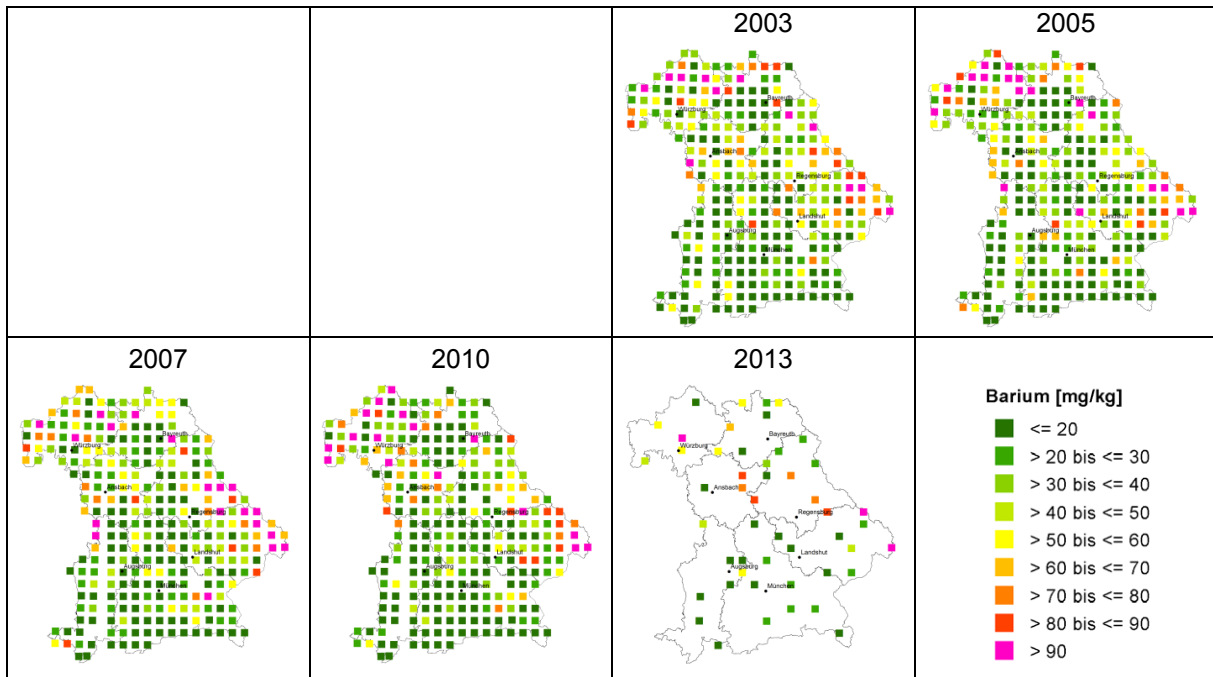


Abb. 183: Bariumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013

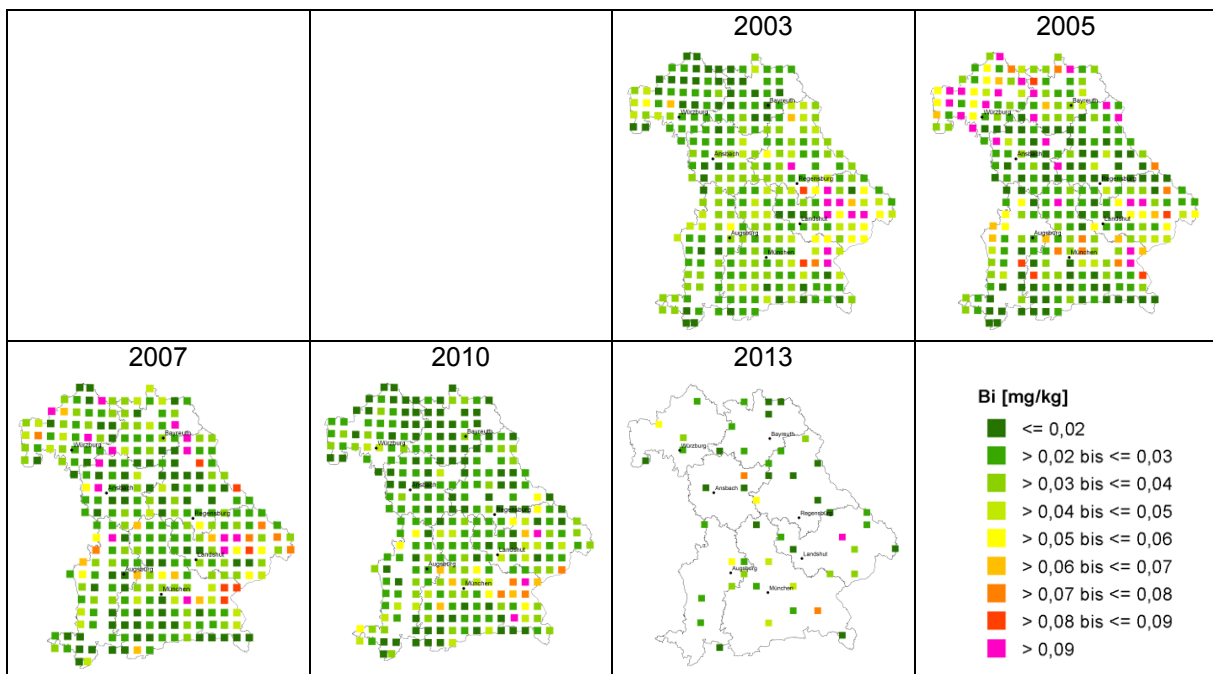


Abb. 184: Bismutgehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013

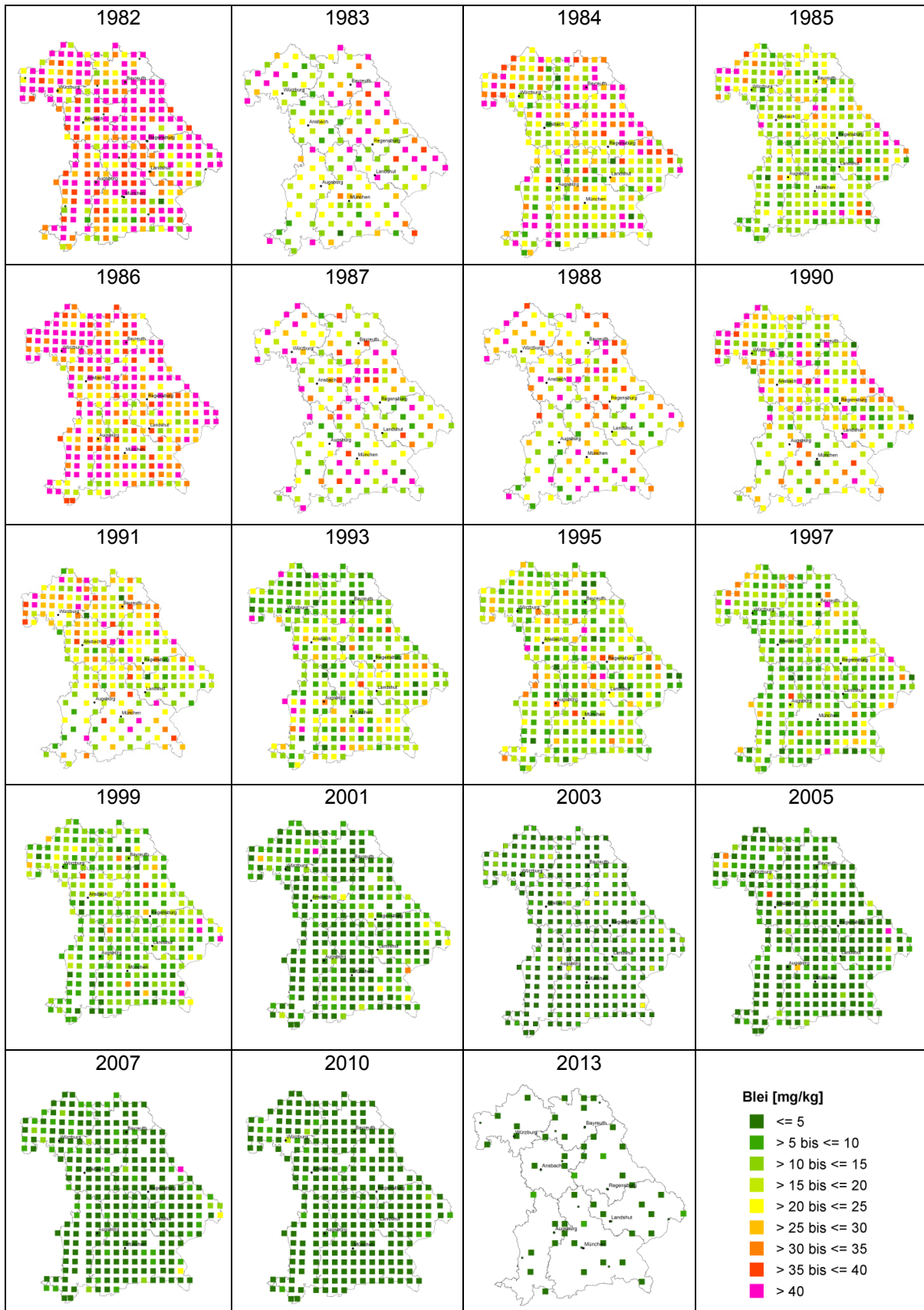


Abb. 185: Bleigehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

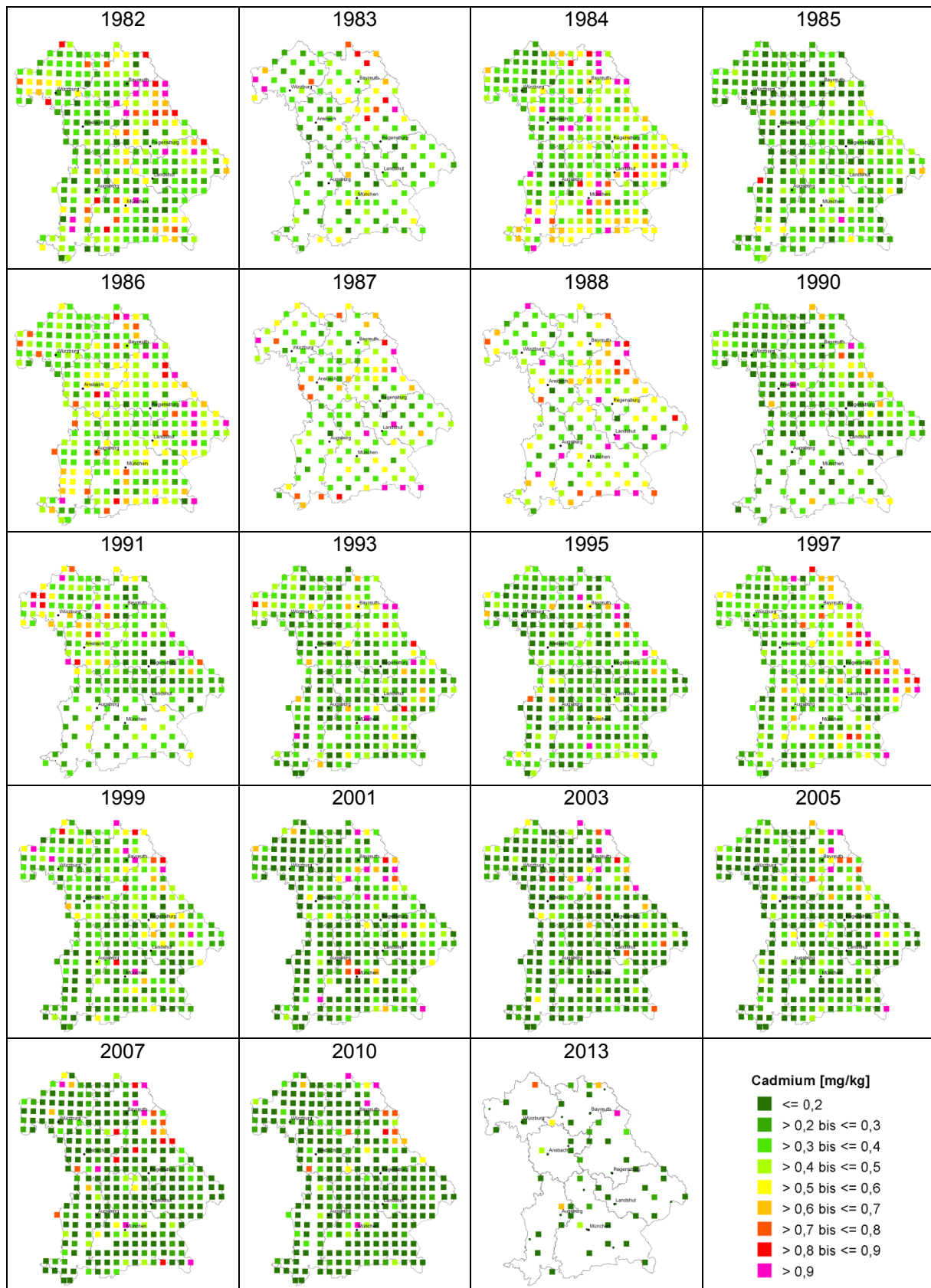


Abb. 186: Cadmiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

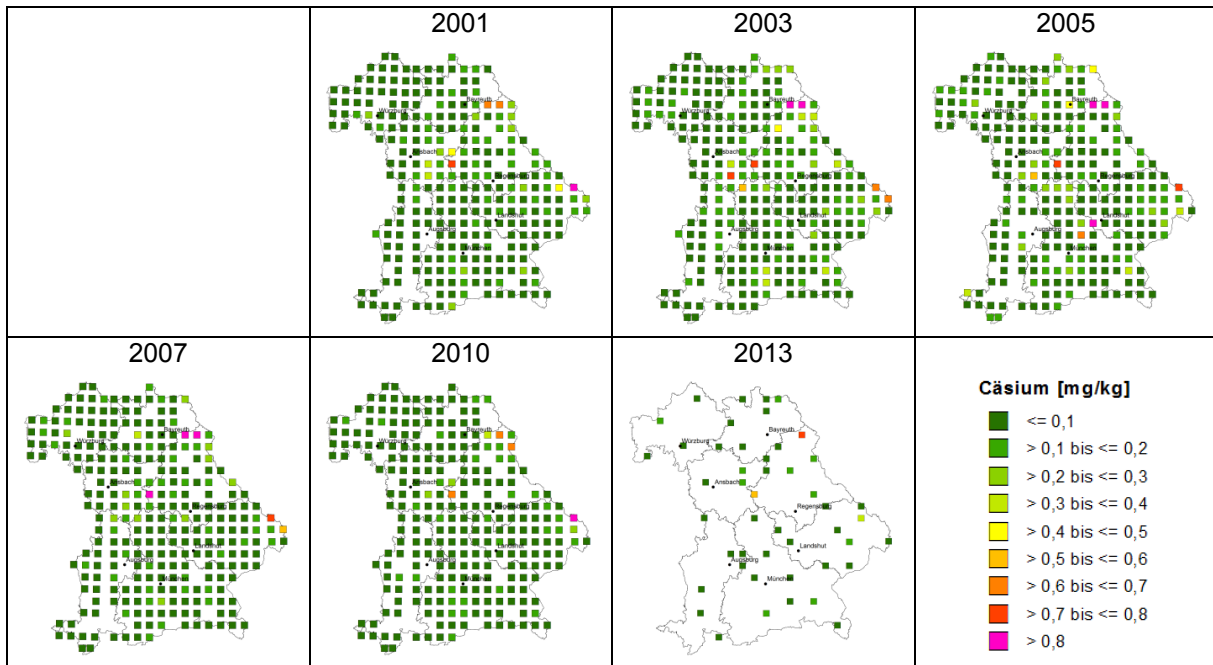


Abb. 187: Cäsiumgehalte im Moos je Jahr 2001 – 2010

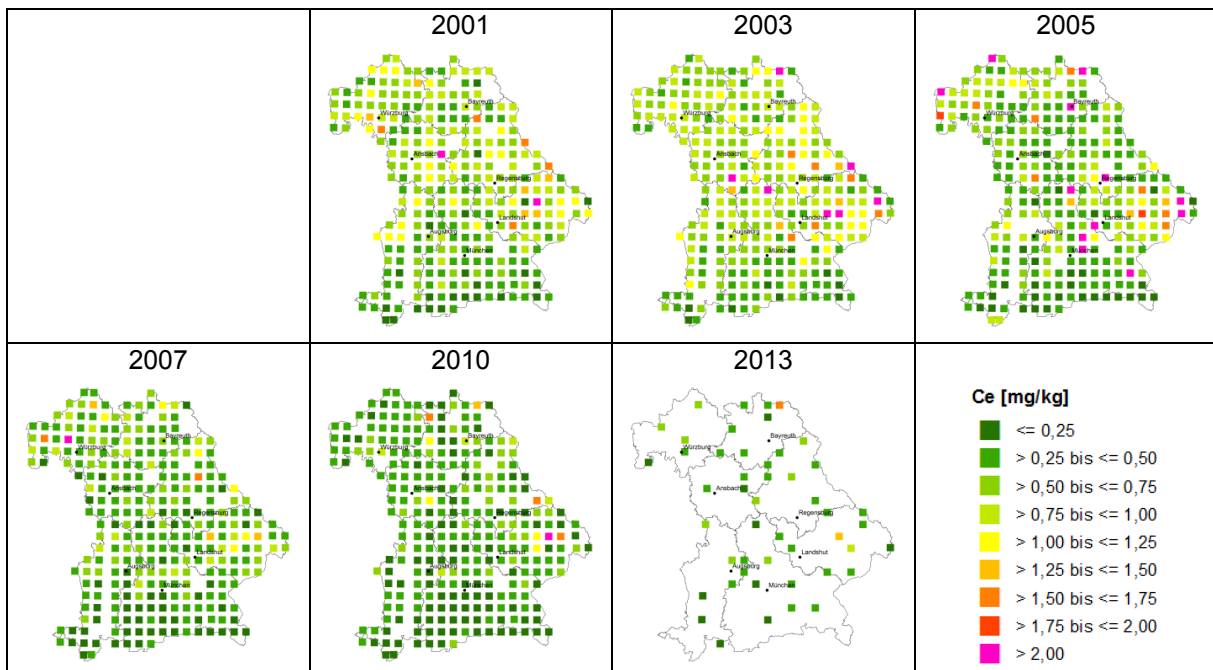


Abb. 188: Cergehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

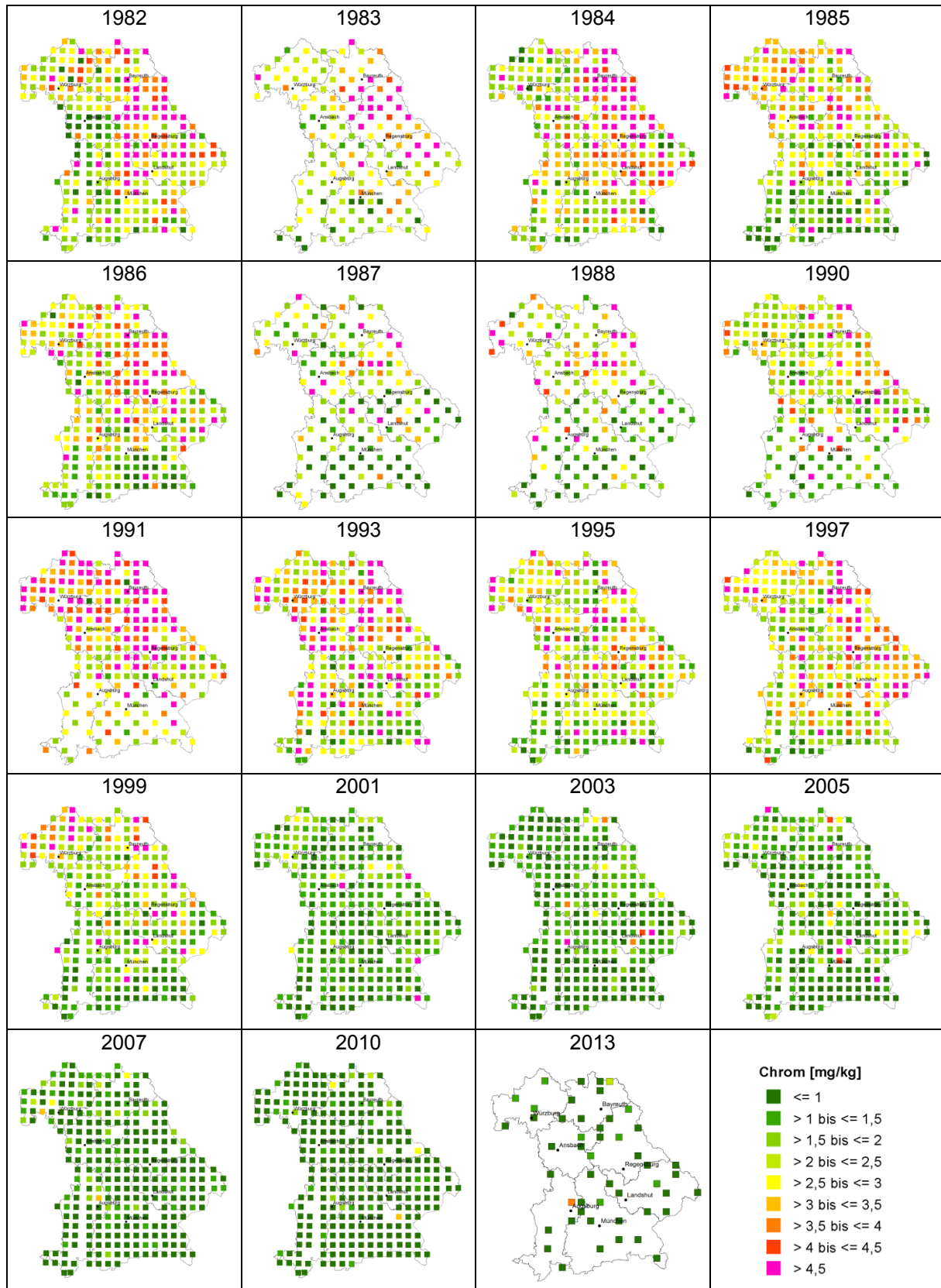


Abb. 189: Chromgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

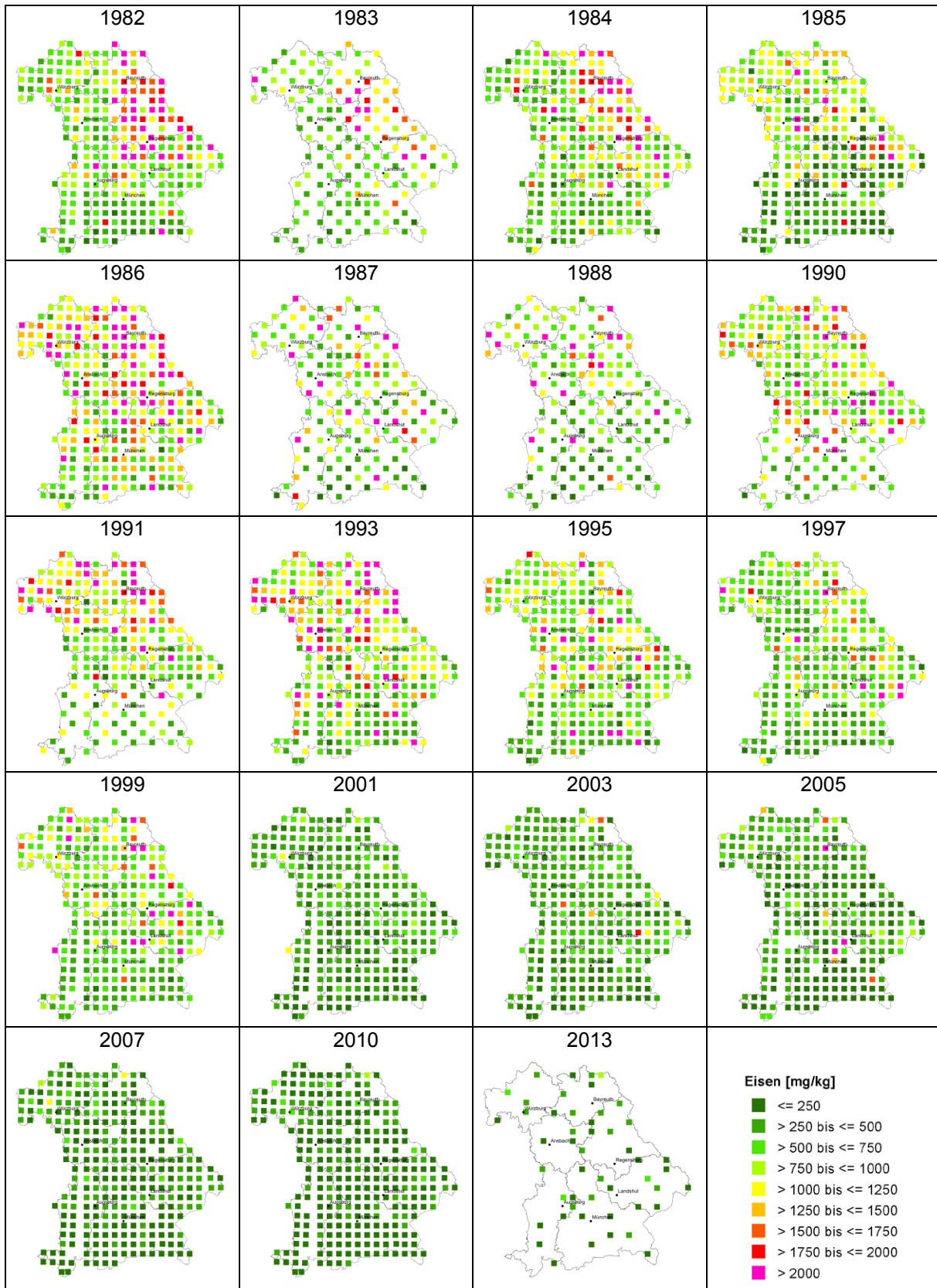


Abb. 190: Eisengehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

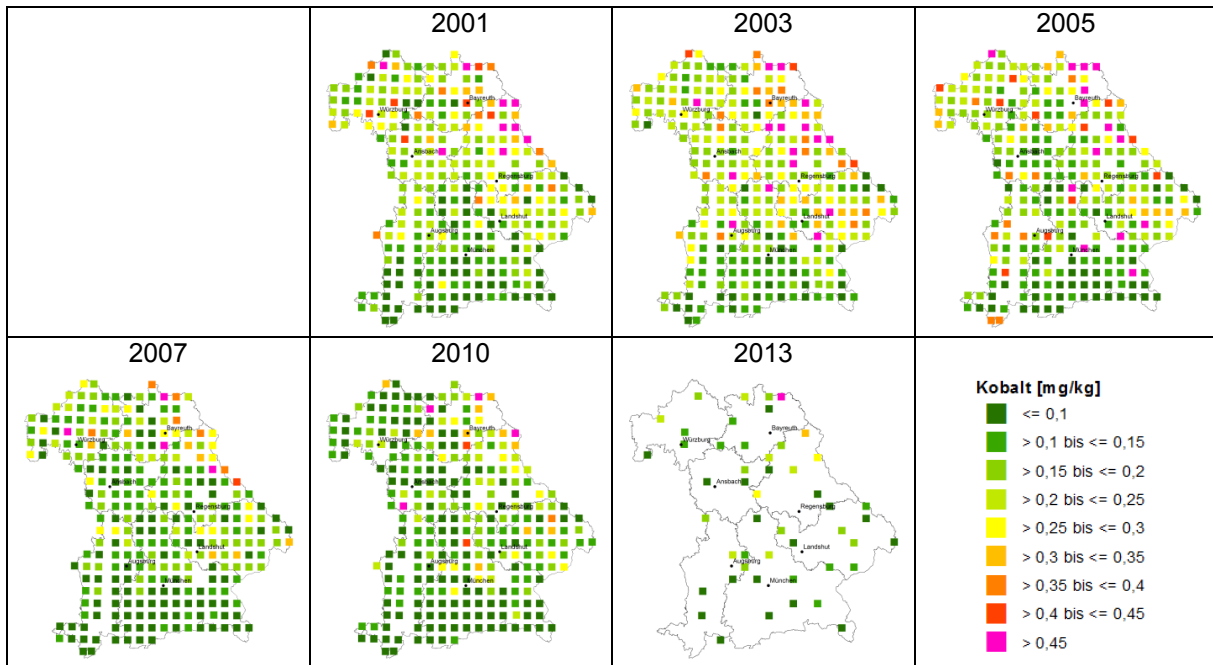


Abb. 191: Kobaltgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

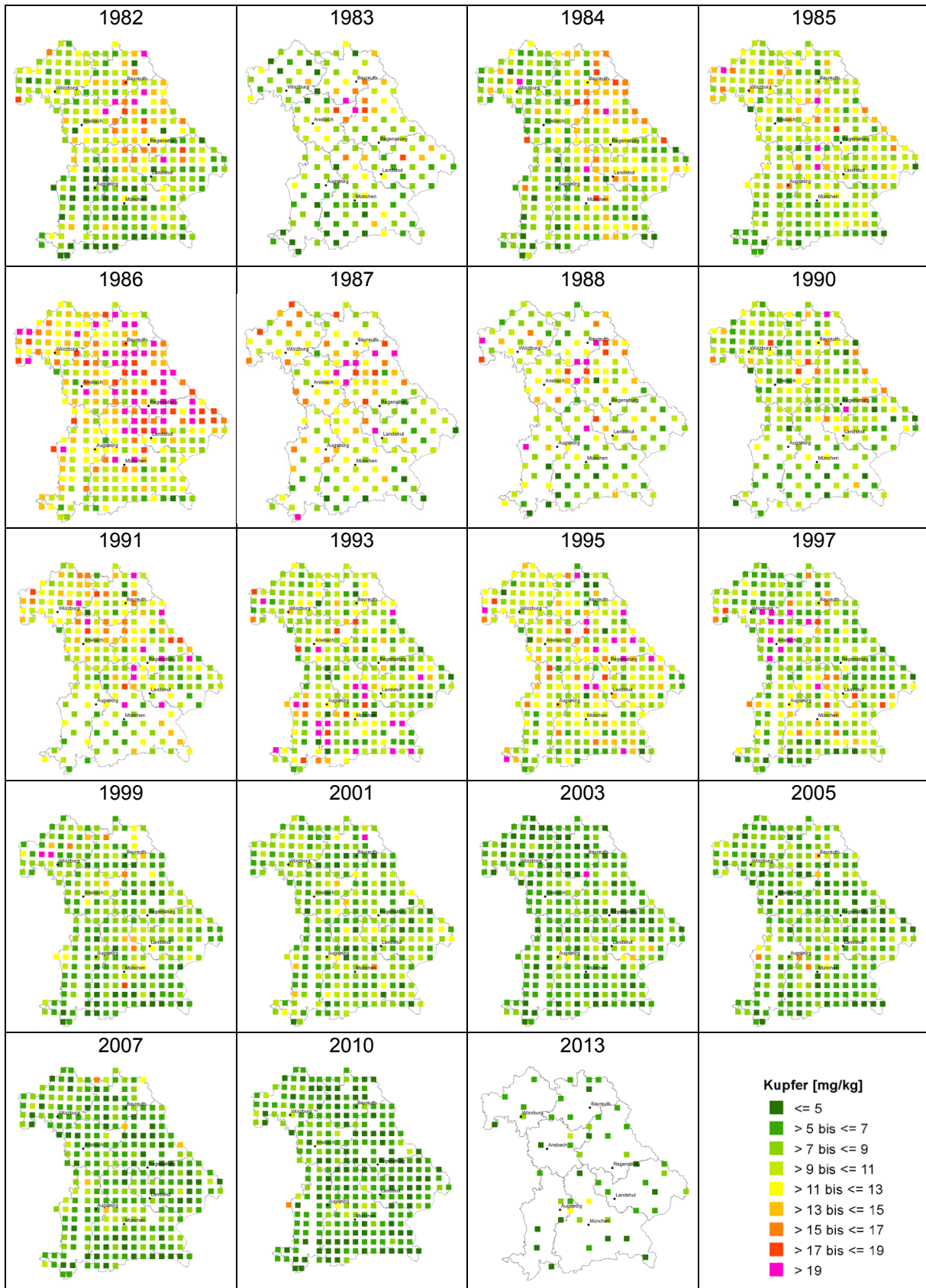


Abb. 192: Kupfergehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

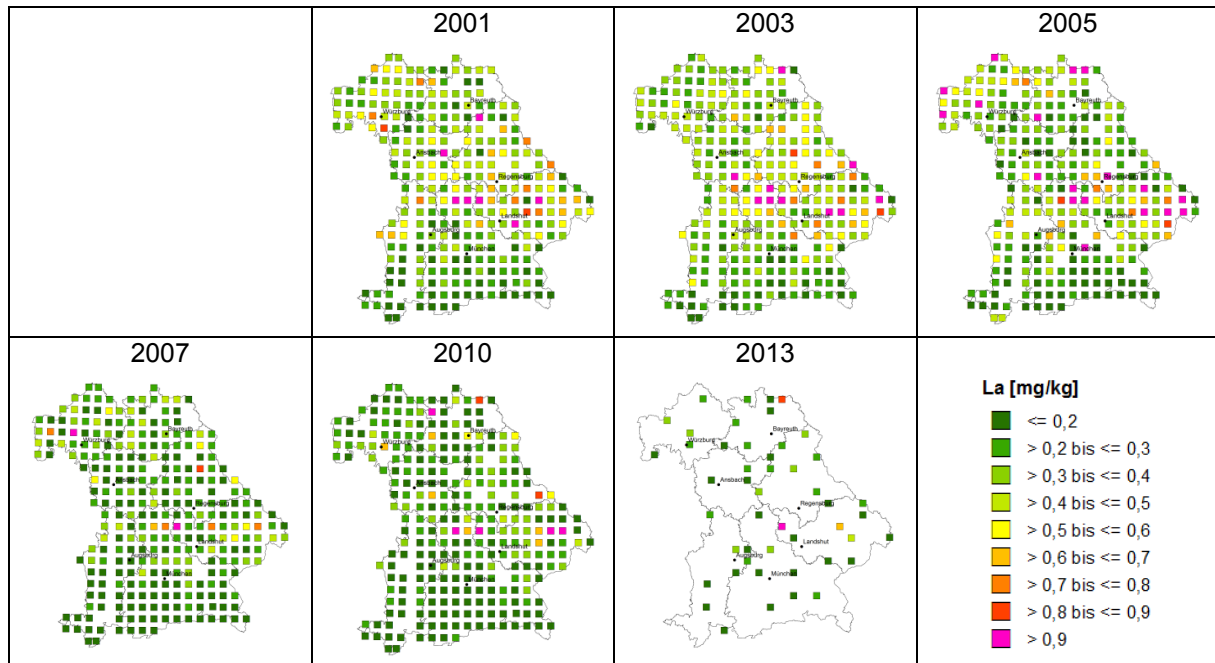


Abb. 193: Lanthangehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

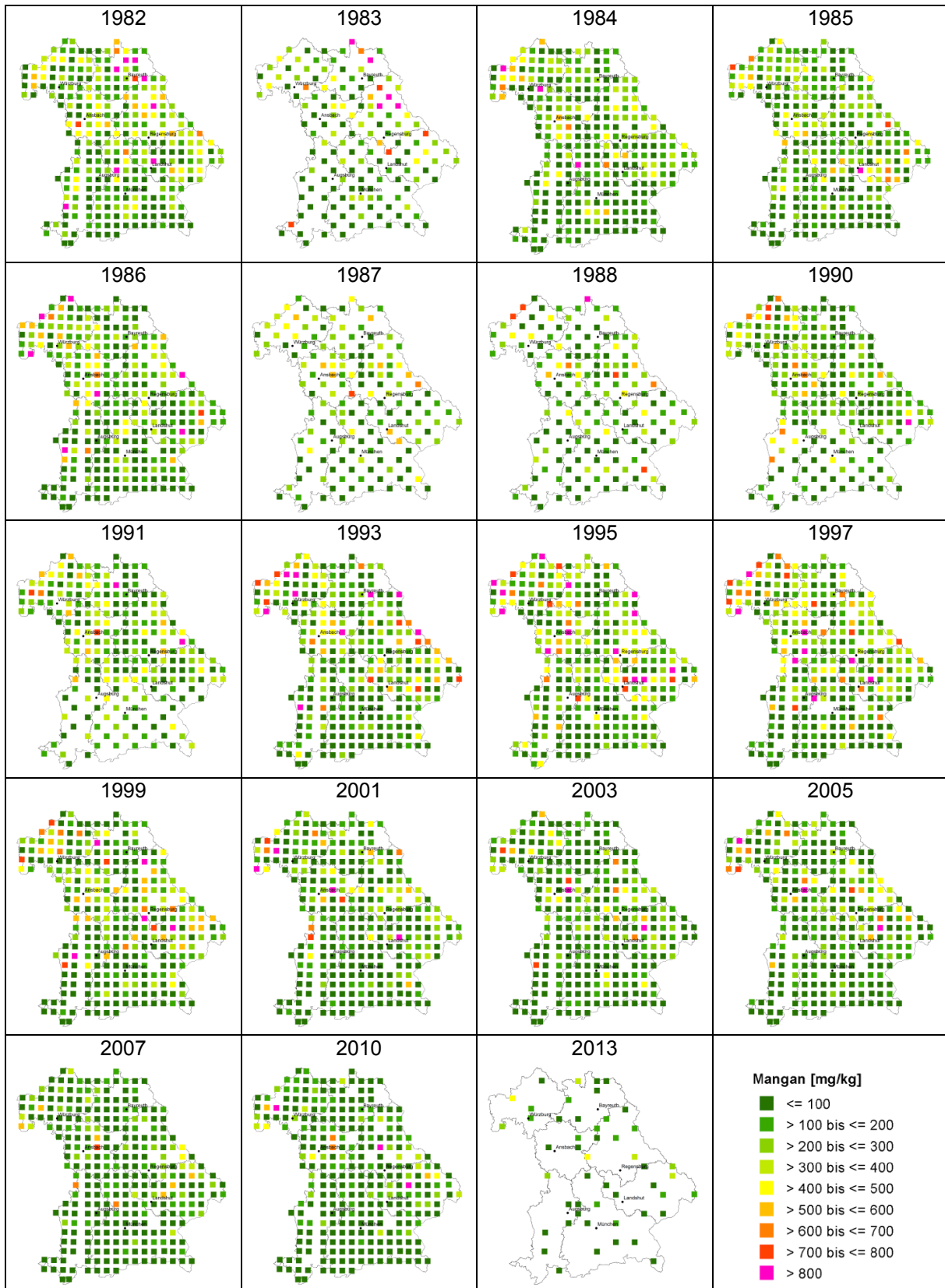


Abb. 194: Mangangehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

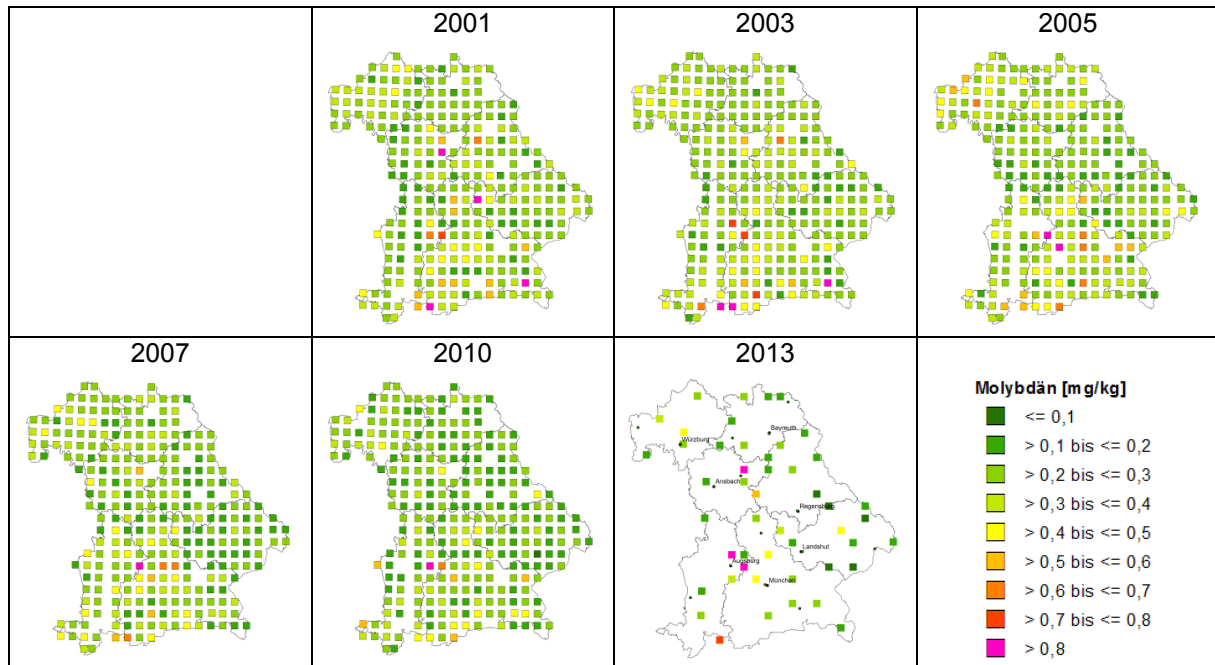


Abb. 195: Molybdängehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

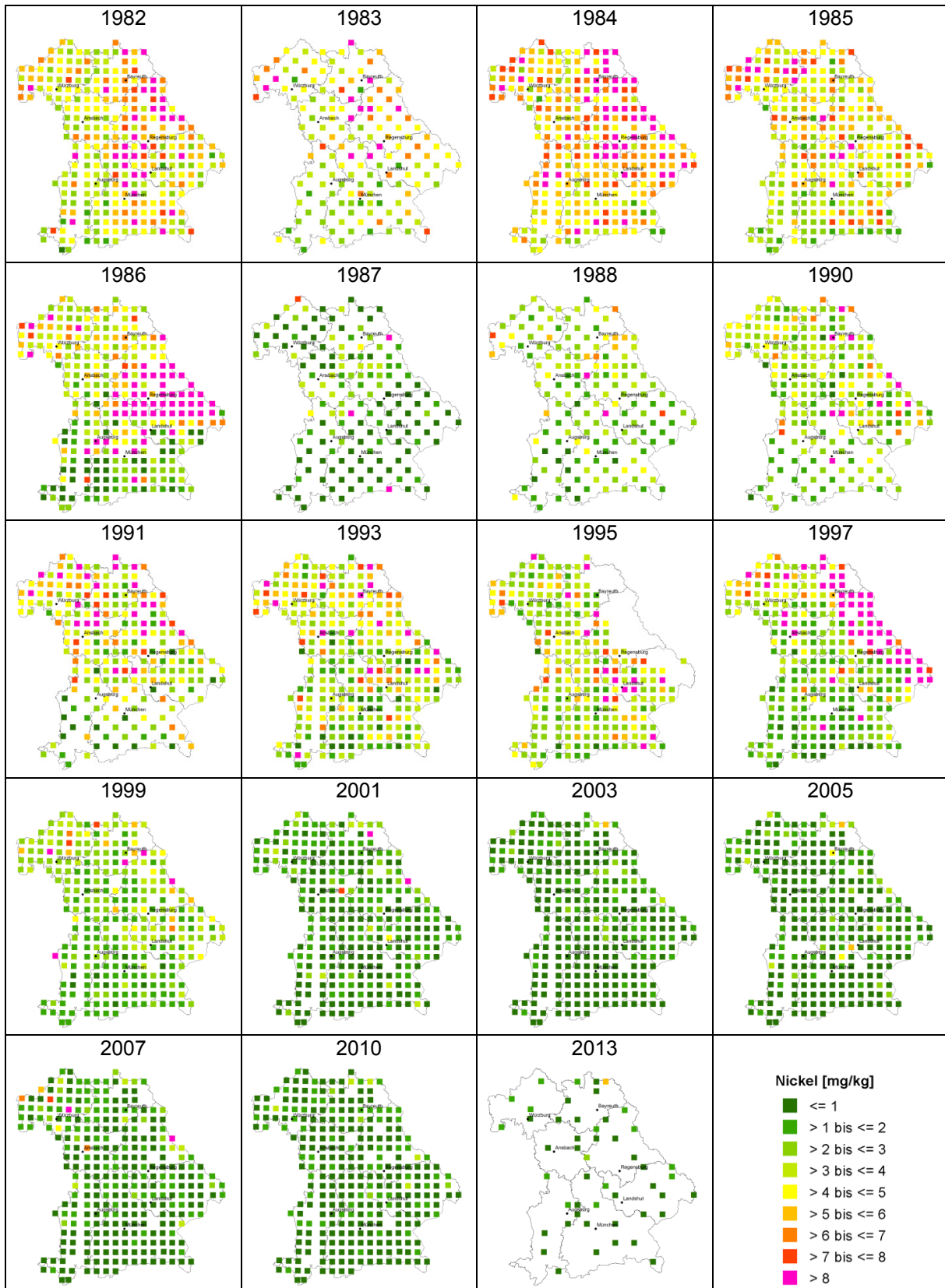


Abb. 196: Nickelgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

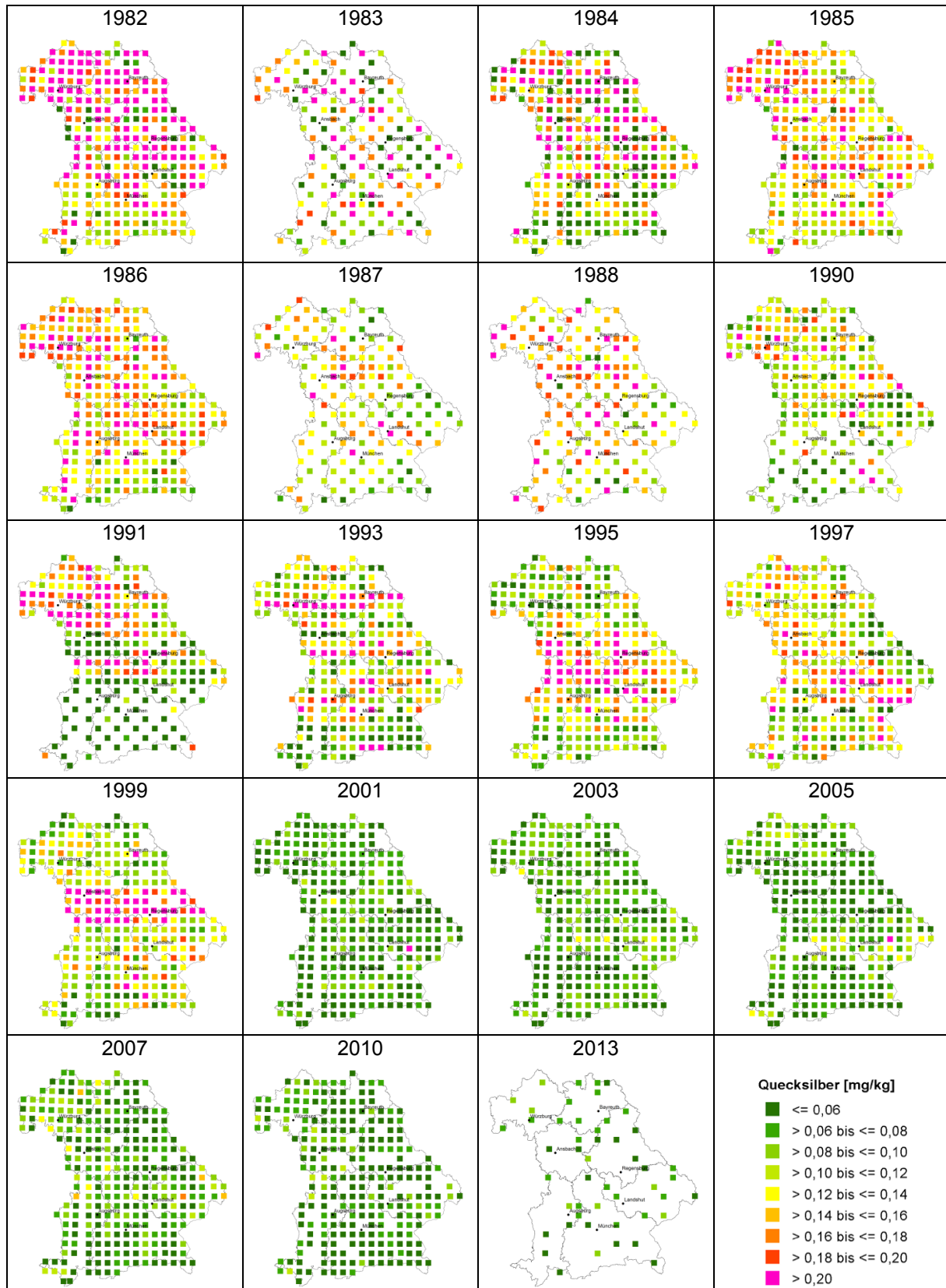


Abb. 197: Quecksilbergehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

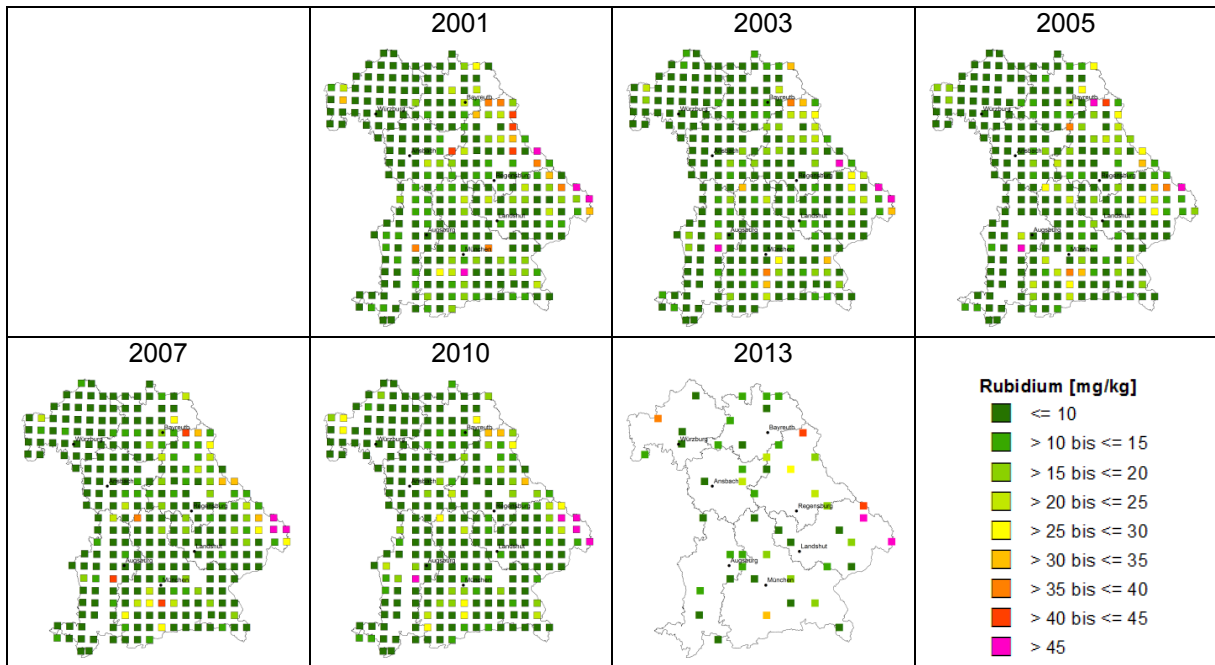


Abb. 198: Rubidiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

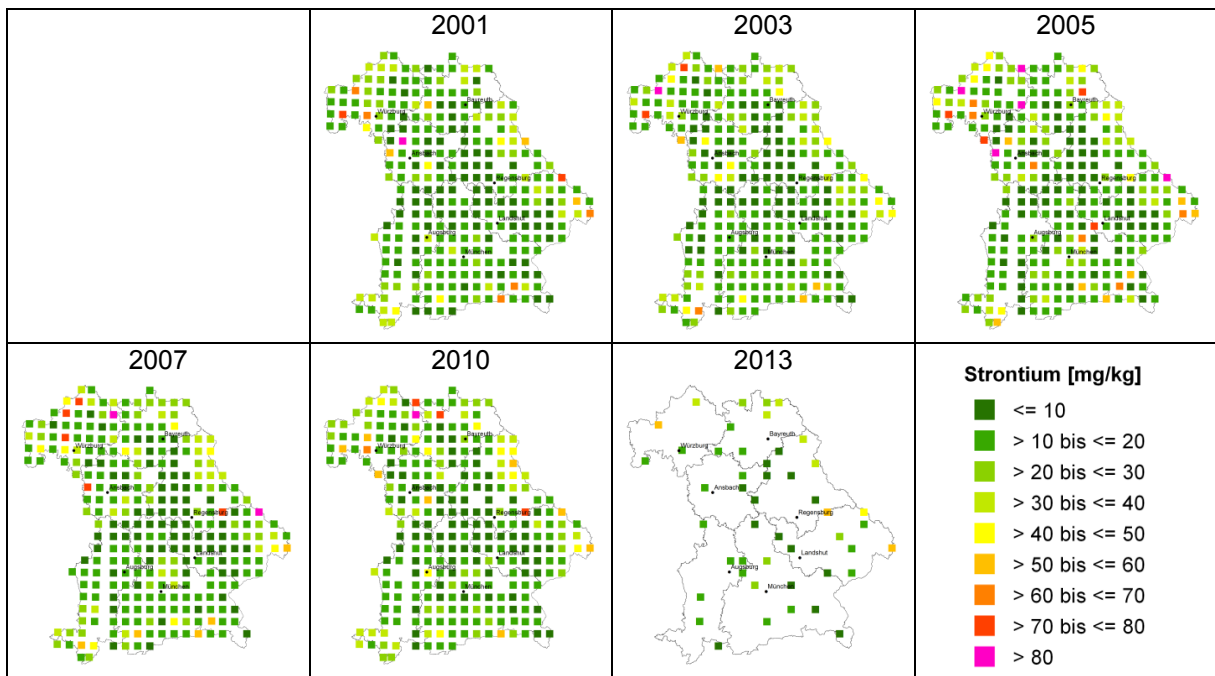


Abb. 199: Strontiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

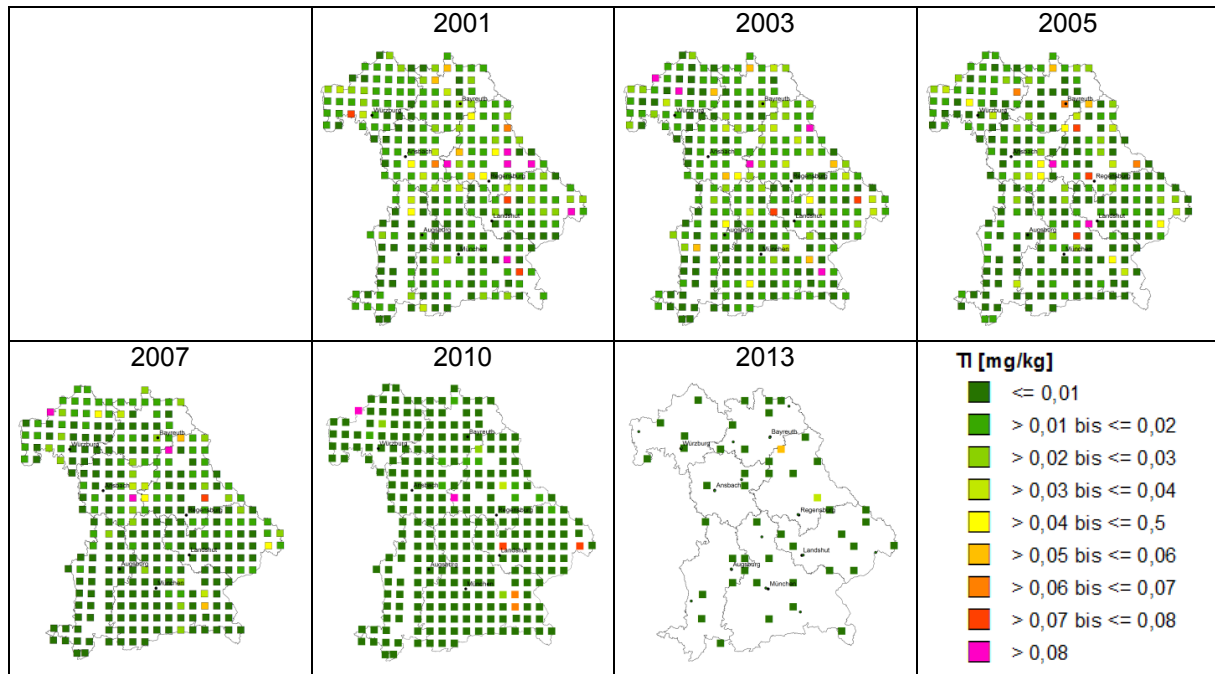


Abb. 200: Thalliumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

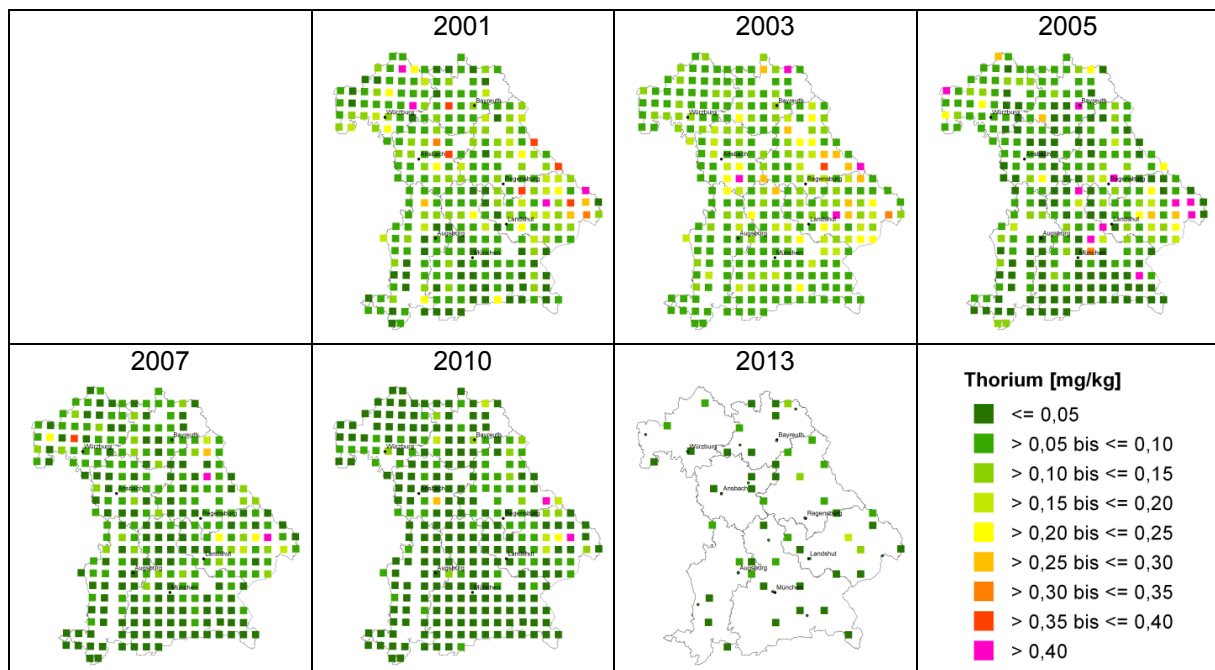


Abb. 201: Thoriumgehalte im Moos je Standort und Jahr 2001 – 2013

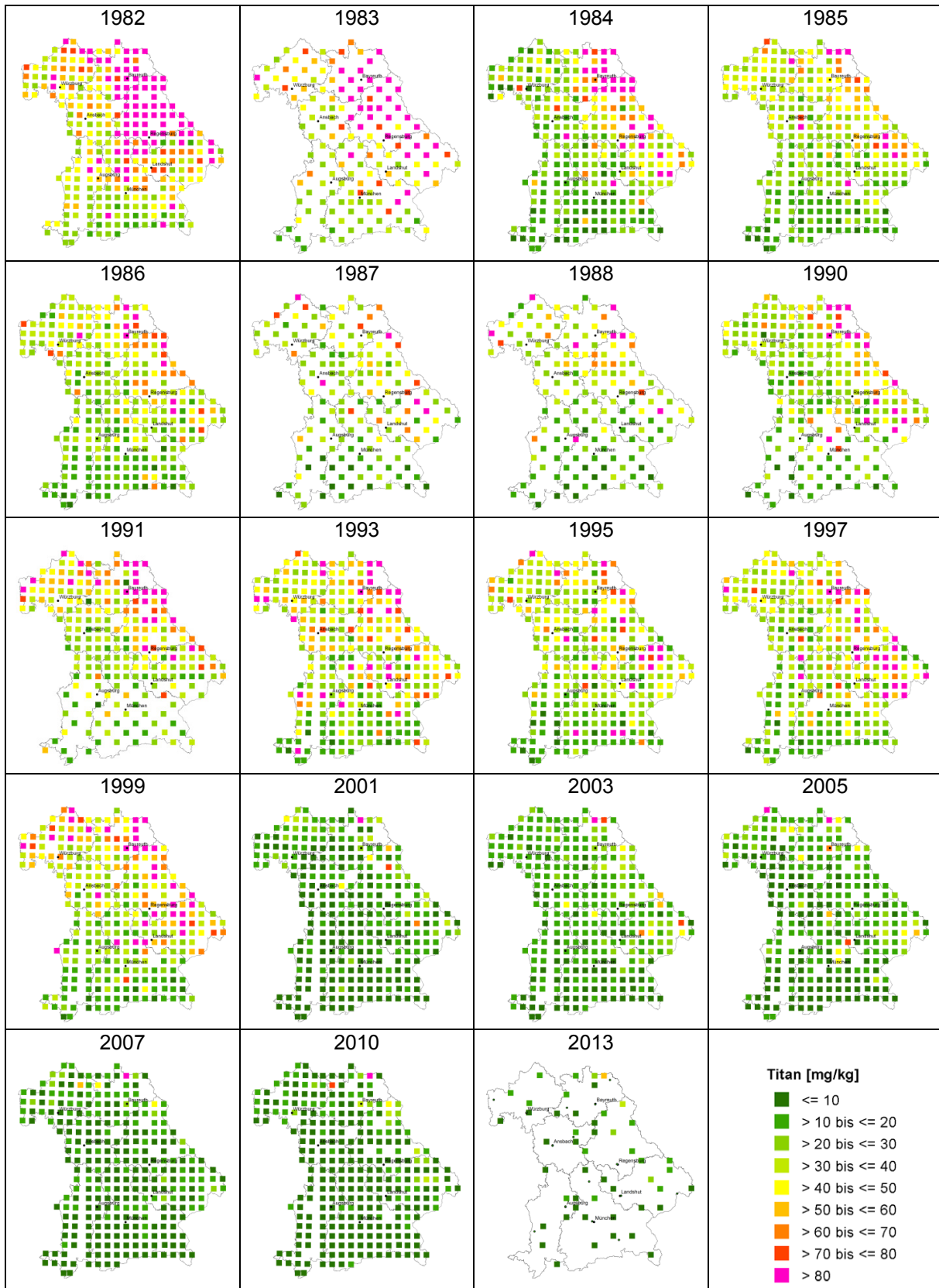


Abb. 202: Titangehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

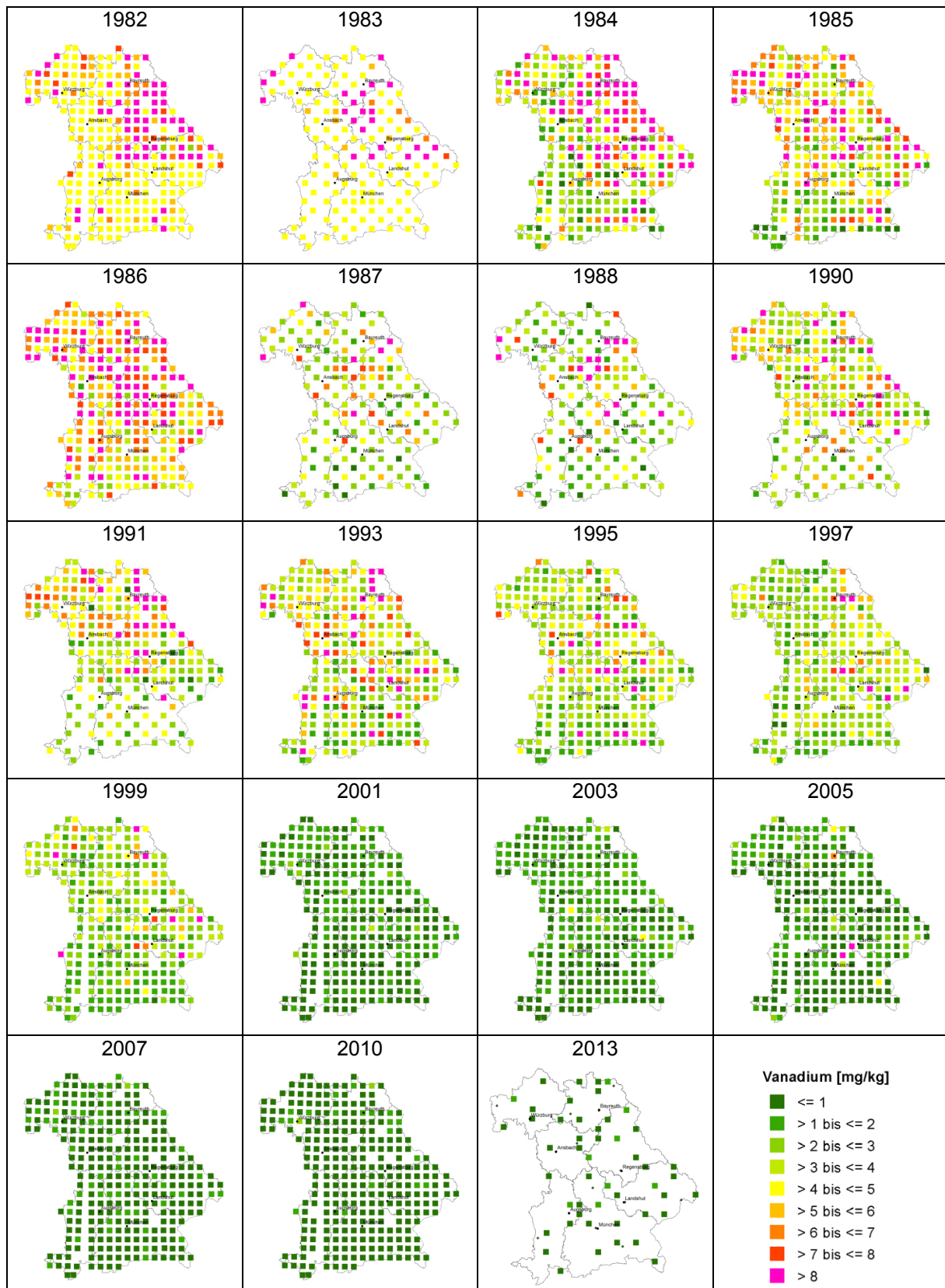


Abb. 203: Vanadiumgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

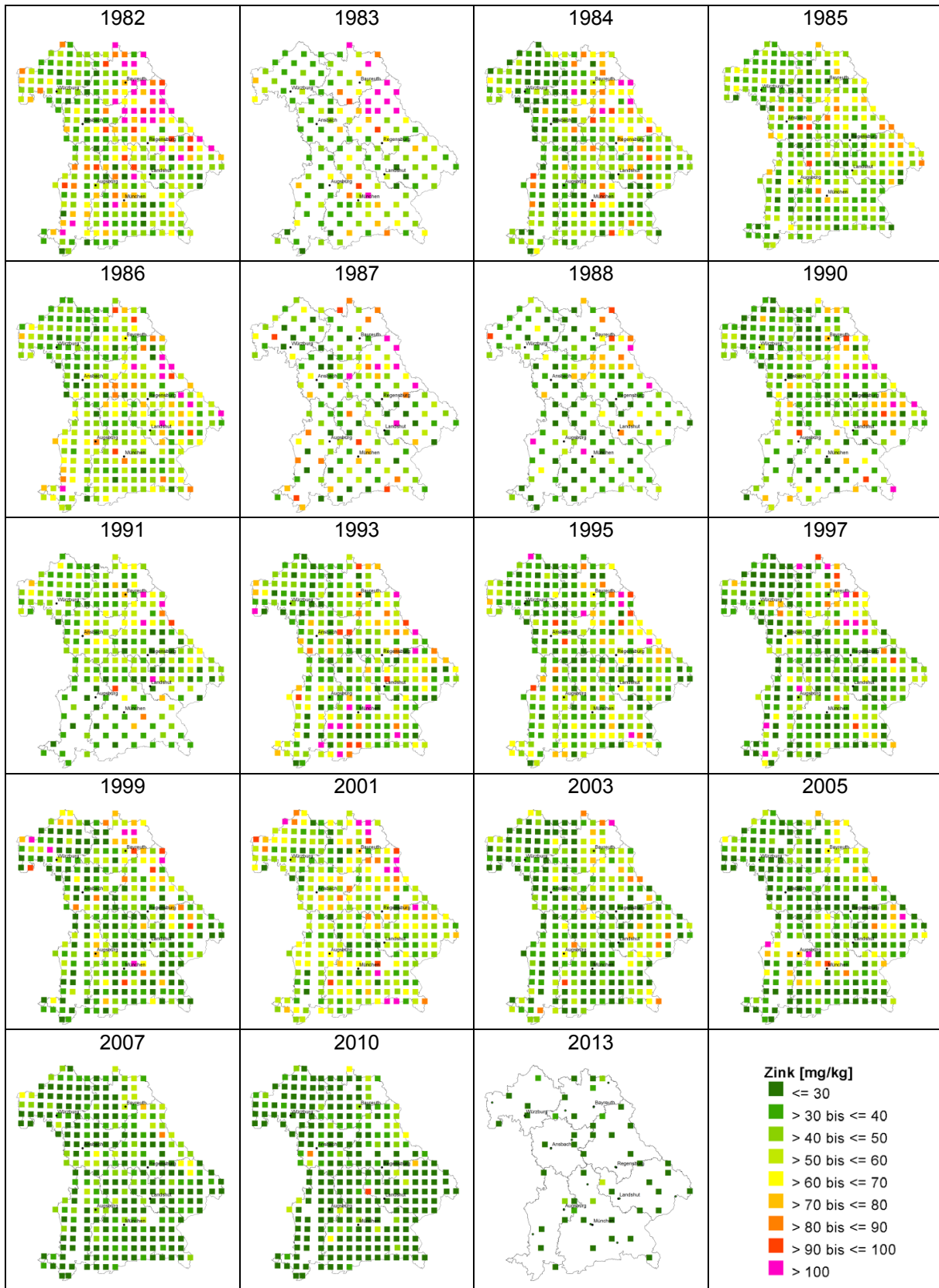


Abb. 204: Zinkgehalte im Moos je Standort und Jahr 1982 – 2013

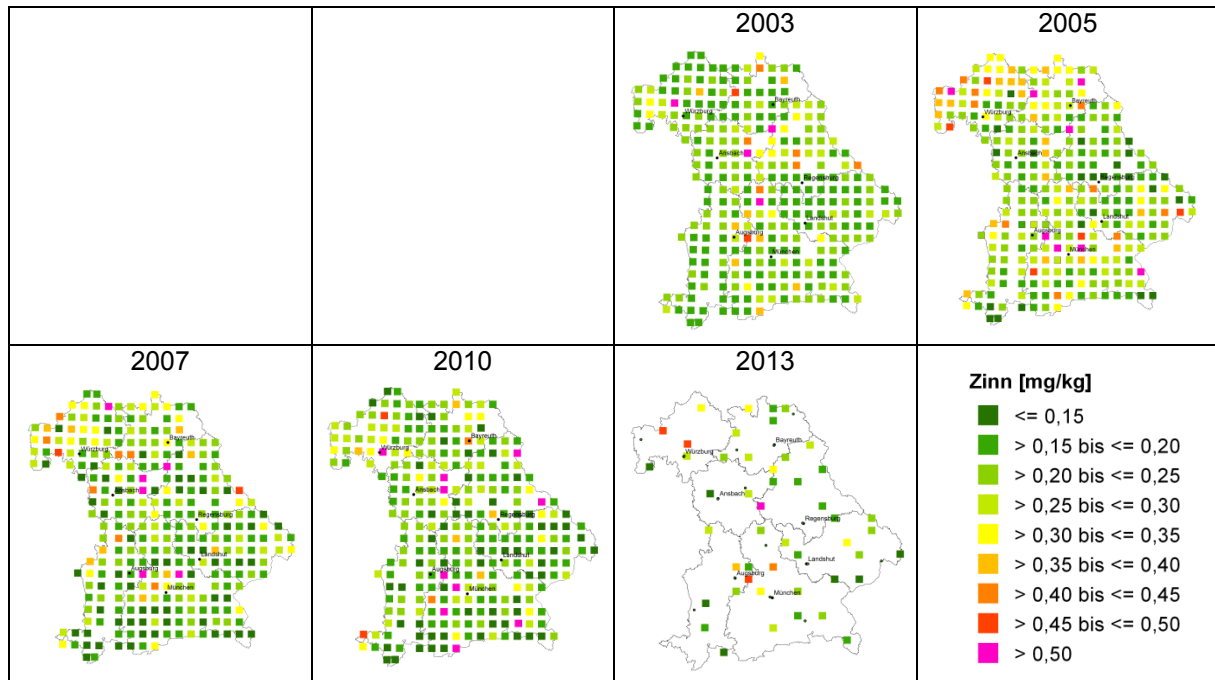


Abb. 205: Zinngehalte im Moos je Standort und Jahr 2003 – 2013

