

## Moos-Monitoring in Österreich

Aufsammlung 2015





# MOOS-MONITORING IN ÖSTERREICH

Aufsammlung 2015

Zechmeister Harald  
Kropik Michaela  
Moser Dietmar  
Denner Monika  
Hohenwallner Daniela  
Hanus-Illnar Andrea  
Scharf Sigrid  
Riss Alarich  
Mirtl Michael

REPORT  
REP-0595

Wien 2016

**Projektleitung**

Michael Mirtl, Umweltbundesamt; Harald Zechmeister, Universität Wien/Technisches Büro für Biologie

**AutorInnen**

Harald Zechmeister, Universität Wien/Technisches Büro für Biologie  
Michaela Kropik, Universität Wien  
Dietmar Moser, Umweltbundesamt  
Monika Denner, Umweltbundesamt  
Daniela Hohenwallner, alpS GmbH, Tirol  
Andrea Hanus-Illnar, Umweltbundesamt  
Sigrid Scharf, Umweltbundesamt  
Alarich Riss, Umweltbundesamt  
Michael Mirtl, Umweltbundesamt

**Aufbereitung und chemische Analysen**

Prüfstelle für Umwelt-, GVO- und Treibstoffanalytik Umweltbundesamt

**Übersetzung**

Harald Zechmeister, Universität Wien/Technisches Büro für Biologie

**Korrektorat**

Maria Deweis

**Satz/Layout**

Elisabeth Riss

**Umschlagfoto**

© Harald Zechmeister (*Pleurozium schreberi*)

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

**Impressum**

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

*Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2016  
Alle Rechte vorbehalten  
ISBN 978-3-99004-409-4

# INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	5
<b>SUMMARY</b> .....	11
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	17
<b>2 METHODIK</b> .....	20
<b>2.1 Probenahme</b> .....	20
2.1.1 Die Probenahmepunkte .....	21
2.1.2 Moosarten .....	22
2.1.3 Zeitpunkt der Aufsammlung .....	23
<b>2.2 Aufarbeitung der gesammelten Proben</b> .....	23
<b>2.3 Aufschluss und Analytik</b> .....	23
2.3.1 Metalle, Halbmetalle und Nichtmetalle (Schwermetalle: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Hg; Leichtmetall: Al) sowie Nichtmetalle S, N) .....	24
2.3.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – 16 EPA-PAHs, Coronen, Reten und 1-N-Pyren .....	25
<b>2.4 Statistik</b> .....	25
<b>2.5 Erstellung der Ergebnisse in Kartenform</b> .....	27
<b>3 ERGEBNISSE</b> .....	28
<b>3.1 Ergebnisse Metalle, Halbmetalle, Schwefel und Stickstoff</b> .....	28
3.1.1 Allgemeines .....	28
3.1.2 Verteilung der Konzentrationsdaten .....	28
3.1.3 Multivariate Auswertung der Daten .....	29
3.1.4 Al (Aluminium) .....	30
3.1.5 As (Arsen) .....	33
3.1.6 Cd (Cadmium) .....	36
3.1.7 Co (Kobalt) .....	39
3.1.8 Cr (Chrom) .....	42
3.1.9 Cu (Kupfer) .....	44
3.1.10 Fe (Eisen) .....	47
3.1.11 Hg (Quecksilber) .....	49
3.1.12 Mo (Molybdän) .....	52
3.1.13 Ni (Nickel) .....	55
3.1.14 Pb (Blei) .....	58
3.1.15 Sb (Antimon) .....	61
3.1.16 V (Vanadium) .....	63
3.1.17 Zn (Zink) .....	66
3.1.18 S (Schwefel) .....	69
3.1.19 N (Stickstoff) .....	71
3.1.20 Zusammenfassung: Veränderungen der Elementkonzentrationen in Österreich (Metalle, Halbmetalle, Schwefel und Stickstoff) .....	74

<b>3.2</b>	<b>Ergebnisse PAHs</b> .....	76
3.2.1	Allgemeines zu den analysierten PAHs .....	76
3.2.2	PAH-Emittenten in Österreich .....	81
3.2.3	Statistische Verteilung der Konzentrationsdaten .....	81
3.2.4	Multivariate Auswertung der PAH-Daten .....	81
3.2.5	Vergleichende Auswertung der PAH-Daten.....	82
3.2.6	Kritische Betrachtung der PAH-Ergebnisse .....	90
<b>3.3</b>	<b>Zusammenhang PAHs und Elemente (Schwermetalle, Aluminium, Schwefel und Stickstoff)</b> .....	91
<b>3.4</b>	<b>Regionen und Standorte mit sehr hohen Schwermetall- bzw. PAH-Konzentrationen</b> .....	92
<b>4</b>	<b>DISKUSSION DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN</b> .....	95
<b>5</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	98
<b>6</b>	<b>ANHANG</b> .....	110

## ZUSAMMENFASSUNG

Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetall- und Stickstoff-Depositionen unter Verwendung von Moosen als Biomonitoren wird seit den frühen 70er-Jahren in vielen Ländern Europas mit großem Erfolg angewandt. Die zugrunde liegende Methode ist inzwischen aufgrund einer sehr großen Anzahl an begleitenden wissenschaftlichen Arbeiten gut abgesichert und kann als die kostengünstigste Art der Bestimmung aktueller atmosphärischer Schwermetall- und Stickstoff-Einträge bezeichnet werden. In den letzten Jahren wurden auch zahlreiche Studien zum Monitoring von PAHs sowie von Dioxinen und Furanen erfolgreich durchgeführt.

**gut abgesicherte  
Methode**

Seit einer Pilotstudie im Jahr 1991 gelangt diese Methode auch in Österreich zum Einsatz. Seit 1995 kam es in 5-jährigen Intervallen zu flächendeckenden Untersuchungen. Die vorliegende Studie wurde im Zuge eines Projektes der „ICP-Vegetation“ durchgeführt – und somit innerhalb jenes UNECE-Programms, das Teil der „Working Group on Effects under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)“ ist. An diesem Programm nahmen an der Aufsammlung 2015/2016 31 europäische Länder sowie 15 weitere Staaten, wie die Türkei, sieben Republiken der ehemaligen UdSSR, aber auch Länder aus Asien (wie Indien, Mongolai, Südkorea) teil. In diesen außereuropäischen Ländern wurden großteils nur einzelne Regionen beprobt.

**Teil des Programms  
der UNECE-ICP-  
Vegetation**

### Methodik

Die Richtlinien zur Aufsammlung basieren auf einem internationalen Protokoll, welches Aufsammlung, Aufbereitung und Analytik regelt. Die Proben repräsentieren ca. die Depositionsmengen der letzten 2½ Jahre.

In Österreich musste für die vorliegende Studie aus Kostengründen eine Reduktion der Probenahmepunkte von 220 auf 75 vorgenommen werden. Die diesbezügliche Auswahl erfolgte für 50 Punkte auf Basis statistischer Auswertungen, um einen Vergleich mit den bisherigen Untersuchungen möglich zu machen. Diese Daten wurden an die ICP-Vegetation weitergegeben. 25 Punkte wurden subjektiv ausgewählt, mit einem Schwerpunkt auf Standorte, die bisher immer wieder auffällig waren. Die Aufsammlung der Proben erfolgte zwischen 20. Juli und 10. September 2015.

**Reduktion der  
Probenahmepunkte**

Als Monitoring-Arten wurden in erster Linie die Moose *Pleurozium schreberi* (26 Proben) sowie zusätzlich *Hylocomium splendens* (19), *Hypnum cupressiforme* (18), *Abietinella abietina* (8) und *Scleropodium purum* (4) verwendet.

**Monitoring-Arten**

Der Aufschluss der Proben erfolgte durch einen mikrowellenunterstützten Druckaufschluss (Säuremischung: Salpetersäure, Wasserstoffperoxid, Flußsäure sowie Borsäurekomplexierung). Anschließend wurden die Gehalte an Aluminium (Al), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Schwefel (S) und Zink (Zn) mittels ICP-OES, die Gehalte an Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Vanadium (V) mittels ICP-MS sowie die Gehalte an Quecksilber (Hg) mittels CV-AAS, an Arsen (As) mittels Fließinjektions-GF-AAS und an Antimon (Sb) mittels GF-AAS bestimmt. Neben den angeführten Elementen wurde Gesamt-Stickstoff (N) mittels Elementaranalyse untersucht. Erstmals wurden auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (alle

**analysierte  
Elemente und  
Verbindungen**

16 EPA-PAHs sowie Coronen, Reten und 1-N-Pyren) analysiert. Hierfür erfolgte nach einer Soxhlet Extraktion (n-Hexan) und Aufarbeitung des Extraktes eine Analyse mittels GC-MS-MS.

**Statistik** An statistischen Verfahren wurden je nach Bedarf und Dateneigenschaften Spearman-Rank-Korrelationskoeffizienten, einfaktorische Varianzanalysen (ANOVA), Multiple Range Tests, eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) und "Multivariate Generalised Linear Mixed Models (GLMM)" durchgeführt.

**Kartendarstellung** Die Ergebnisse werden für die Elemente und die PAHs neben der Tabellenform auch in Kartenform präsentiert. Als Darstellungsformen wurden Punktkarten gewählt, in denen die gemessenen Werte als Absolutwerte wiedergegeben werden. Des Weiteren wurden Karten erstellt, welche die Veränderungen der einzelnen Elemente seit Aufsammlungsbeginn wiedergeben. Ergänzt wird das Spektrum durch Summenkarten der Elemente und der PAHs.

### **Ergebnisse gegliedert nach Elementen (Schwermetalle und Al sowie Nichtmetalle S, N)**

#### **Aluminium Schwerpunktgebiet Osten und Südosten**

**Aluminium (Al):** Al hat einen hohen Anteil im Boden und wird daher gemeinsam mit Cr und Fe als Indikator für sekundäre Verunreinigung durch Bodestaub, der vom Wind verfrachtet wurde, verwendet. Der Osten und Südosten Österreichs wiesen aufgrund der ausgedehnten Acker- und Weinbauflächen, die nur periodisch von Vegetation bedeckt sind, und aufgrund der geringen Niederschläge signifikant erhöhte Al-Werte auf. Die Abnahme von Al seit 2000 war über den gesamten Zeitraum hinweg signifikant, wenngleich die Al-Werte gegenüber 2010 leicht gestiegen sind (Median 690/600 µg/g; 1. Wert: alle Standorte, 2. Wert: nur jene 50 Standorte, die für Vergleichszwecke/ICP herangezogen werden).

#### **Arsen Schwerpunktgebiet Nordosten**

**Arsen (As):** Wie bereits in allen vorangegangenen Studien ersichtlich, waren besonders im Nordosten Österreichs hohe As-Konzentrationen zu finden. Diese unterschieden sich signifikant vom übrigen Österreich. Ursachen für die erhöhten Werte dürften u. a. Bodestaub mit arsenhaltigen Pestiziden (Kupferarsenitacetat), welche jahrelang vor allem im Weinbau eingesetzt wurden, sowie Zementwerke sein. Besonders erhöhte Werte gab es bei Bad Sauerbrunn. Obwohl die Konzentrationen – bezogen auf ganz Österreich – über die Jahre hinweg abnahmen, ist diese Abnahme nicht signifikant (Median 0,11/0,094 µg/g).

#### **Cadmium Schwerpunktgebiet Süden**

**Cadmium (Cd):** Der Süden Österreichs zeigte in dieser Studie signifikant höhere Werte als allen anderen Regionen. Dabei spielen relativ Cd-reiche Pb-Zn-Vererzungen in Südkärnten eine besondere Rolle sowie die Tatsache, dass aufgrund der reduzierten Punkteanzahl in Kärnten einzelne Standorte aus den ehemaligen Bergbaugebieten (wie z. B. Zell-Pfarre) mehr als sonst zum Tragen kamen. Weitere, deutlich höher belastete Gebiete waren, wie auch in früheren Untersuchungen, das Unterinntal, die Region um Bad Sauerbrunn und insbesondere die Integrated-Monitoringfläche Zöbelboden. Hier sind Einträge aus dem Ferntransport als Ursache zu sehen. Die Abnahme der Cd-Konzentrationen seit 1995 ist signifikant. Dem gegenüber stehen unveränderte Höchstwerte an einzelnen Standorten (Median 0,1/0,099 µg/g).

**Kobalt (Co):** Der Osten und Südosten Österreichs zeigten höhere Konzentrationen als die übrigen Regionen. Dies lässt sich im Mittelburgenland sowohl auf geogene Einflüsse als auch auf die Keramik- und Glasindustrie zurückführen. Im Nordosten Österreichs spielen Flugasche aus dem Hausbrand und Ölförderung eine zusätzliche Rolle. Die Abnahme ist seit 1995 signifikant, wenngleich gegenüber dem Jahr 2010 ein leichter Anstieg zu verzeichnen ist (Median 0,31/0,256 µg/g).

**Kobalt**  
**Schwerpunktgebiete**  
**Osten und Südosten**

**Chrom (Cr):** Die Ostregion zeigte erhöhte Werte, was primär auf Bodenstaub (siehe Aluminium) und auf durch Düngemittel bedingtes Cr zurückzuführen ist. Punktuell höhere Konzentrationen fanden sich, wie in den früheren Aufsammlungen, im Raum Leoben, im Bereich der Ölförderanlagen im Weinviertel und in Treibach/Althofen. Cr ist neben As das einzige Metall, welches im Untersuchungszeitraum keine signifikante Abnahme zeigt. Im Gegenteil, der Mittelwert von 2015 ist der zweithöchste seit Beginn der Untersuchungen (Median 1,4/1,0 µg/g).

**Chrom**  
**Schwerpunktgebiet**  
**Osten und punktuell**

**Kupfer (Cu):** Wie bereits in allen früheren Untersuchungen waren auch in dieser Studie im unteren Inntal (bzw. in angrenzenden Taleingängen) auffällig hohe Cu-Konzentrationen zu finden, obwohl die Probenahmepunkte in diesem Raum deutlich reduziert worden waren. Alle Standorte dieses Raumes zeigten Werte, die weit über dem nationalen Durchschnitt liegen (> 7 µg/g). Offensichtlich führten Cu-haltige Pestizide im Weinbau im Nordosten Österreichs zu erhöhten Konzentrationen, ebenso wie Cu, welches, vermutlich aus der Schweinemast stammend, in die Böden eingebracht wurde (Alpenvorland). Die Abnahme der Cu-Konzentrationen ist signifikant, wenngleich das Ergebnis stark von der vergleichsweise geringen Anzahl an Sammelpunkten im Unterinntal geprägt ist (Median 4,2/4,1 µg/g).

**Kupfer**  
**Schwerpunktgebiet**  
**unteres Inntal**

**Eisen (Fe):** Die Fe-Konzentrationen waren im Osten Österreichs erhöht, die Gründe sind ähnlich wie bei Al oder Cr. Vor allem Standorte auf exponierten Trockenrasen inmitten der Agrarlandschaft waren davon betroffen. Der Standort Leoben zeichnete sich durch etwas erhöhte Werte aus. Die Fe-Konzentrationen haben über den Untersuchungszeitraum seit 1995 abgenommen, die Berechnungen sind nur knapp signifikant. Mittelwert und Median haben sich seit 2005 sogar leicht erhöht (Median 390/340 µg/g).

**Eisen**  
**Schwerpunktgebiet**  
**Osten**

**Quecksilber (Hg):** Die Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten unterscheiden sich nicht signifikant. Die Varianz zwischen den einzelnen Standorten ist aber beträchtlich. Lokal betrachtet gab es deutlich erhöhte Werte in den Gebieten um Leoben und im Rheintal. Nach Anstiegen zwischen 1995 und 2005 ist die Abnahme seit damals beträchtlich (und auch statistisch signifikant) (Median 0,037/0,034 µg/g).

**Quecksilber**  
**Schwerpunktgebiete**  
**Leoben und Rheintal**

**Molybdän (Mo):** Wie auch in den Jahren zuvor wurden in Treibach/Althofen Höchstwerte gefunden, die ein Dreißigfaches über dem Mittelwert liegen. Dies ist auch im europäischen Vergleich ein absoluter Spitzenwert. In Reutte haben die Werte abgenommen, sind aber immer noch sehr hoch. Selbiges gilt für den Raum Leoben. Die Werte haben im Durchschnitt seit 1995 signifikant abgenommen, allerdings nicht in Treibach/Althofen (Median 0,25/0,245 µg/g).

**Molybdän**  
**Schwerpunktgebiete**  
**Treibach-Althofen,**  
**Reutte und Leoben**

**Nickel (Ni):** Die Verteilung der Ni-Konzentrationen zeichnete sich generell durch große Variabilität aus. Aus einer breiten, eher unterdurchschnittlichen Matrix ragten, seit vielen Aufsammlungen unverändert, bundesweit einzelne Punkte mit sehr hohen Werten heraus (z. B. Treibach/Althofen, Leoben, Bad

**Nickel**  
**punktuelle**  
**Schwerpunktgebiete**

Sauerbrunn). Die durchschnittliche Abnahme über den Gesamtzeitraum ist statistisch signifikant, 2015 gab es demnach auch die niedrigsten mittleren Werte (Median 1,0/0,9 µg/g).

**Blei**  
**Schwerpunktgebiet**  
**Süden**

**Blei (Pb):** Im Süden Österreichs wurden signifikant höhere Konzentrationen gegenüber dem Rest des Landes nachgewiesen. Dies hat geogene und lokale industrielle Gründe. Weiters waren im Rheintal, im Raum Leoben und bei Bad Sauerbrunn erhöhte Werte zu finden. Die Abnahme der Pb-Konzentrationen ist seit Beginn der Untersuchungen kontinuierlich und so stark wie bei keinem anderen Element (Median 2,2/1,9 µg/g).

**Antimon**  
**Schwerpunktgebiete**  
**Norden, Nordosten**  
**und Alpenvorland**

**Antimon (Sb):** Die Konzentrationen im Norden, Nordosten und dem Alpenvorland waren signifikant höher als jene der anderen Raumeinheiten. Besonders hohe Konzentrationen wiesen die Sammelpunkte im Alpenvorland im weiteren Umfeld der Westautobahn, im Unterinntal und im Rheintal auf. Dies bestätigt die Rolle von Sb als besonders guter Indikator für Einflüsse aus dem Verkehr. Die Abnahme seit 2005 ist signifikant, was aber auch mit einer Reduktion der Punkte, vor allem in der Nähe von verkehrsreichen Regionen (z. B. dem Inntal), in Verbindung stehen könnte (Median 0,094/0,072 µg/g).

**Vanadium**  
**Schwerpunktgebiete**  
**Treibbach/Althofen**  
**und Nordosten**

**Vanadium (V):** Der höchste gemessene V-Wert (fast das 20-Fache des Medians) stammte, wie auch in allen vorherigen Aufsammlungen, aus Treibbach/Althofen. Ansonsten unterschied sich der Nordosten Österreichs signifikant von den anderen Regionen. Verbrennungsprozesse, lokale Erdölförderungen, Zementwerke im Wiener Raum sowie die Raffinerie Bratislava sind mögliche Einflüsse. Die V-Konzentrationen sind über den Beobachtungszeitraum hinweg signifikant gesunken, auch wenn Standorte mit Höchstwerten beinahe unverändert geblieben sind (Median 1,2/1,1 µg/g).

**Zink**  
**Schwerpunktgebiete**  
**landwirtsch. und**  
**industriell geprägt**

**Zink (Zn):** Erhöhte Zn-Konzentrationen fanden sich einerseits vor allem in Gebieten mit intensiver Tierhaltung (Schweinemast), wie in der SO-Steiermark oder im NÖ Alpenvorland, aber auch in der Umgebung von einschlägigen Industriebetrieben, wie im Unterinntal, im Rheintal oder bei Graz. Die Abnahmen der österreichweiten Zn-Konzentrationen seit Untersuchungsbeginn waren gering und nur knapp signifikant (Median 24/23 µg/g).

**Schwefel**  
**Schwerpunktgebiete**  
**industriell und**  
**durch Hausbrand**  
**geprägt**

**Schwefel (S):** Zonen mit hohen S-Durchschnittskonzentrationen waren in vielen Fällen Gebiete mit erhöhter Siedlungsdichte (Hausbrand) bzw. mit verstärktem Industrevorkommen (vor allem der Großraum Wien, der Raum St. Pölten, das Rheintal, das Unterinntal sowie die Umgebung der Erdölförderanlagen). Einträge aus Tschechien sind zu vermuten. Die Abnahmen waren seit Beginn der Untersuchungen signifikant, allerdings stagnieren diese seit 2010, was in einem vermehrten Einsatz nicht fossiler Brennstoffe (z.B. Holz) als Folge von Klimaschutzmaßnahmen begründet sein könnte, sowie evtl. geringe Einträge aus Tschechien vermuten lässt (Median 850/810 µg/g).

**Stickstoff**  
**Schwerpunktgebiet**  
**nördl. Alpenvorland**

**Stickstoff (N):** Die mit Abstand höchsten Konzentrationen lagen alle im nördlichen Alpenvorland und waren primär landwirtschaftlich bedingt (Viehhaltung, Einträge: Ammonium). Außerdem gab es erhöhte Konzentrationen in Ballungsräumen (Emissionen aus dem Verkehr, Einträge: NO<sub>x</sub>). Die Konzentrationen der Aufsammlungen 2005 und 2010 sind in sich sehr ähnlich, jene von 2015 deutlich geringer (Median bei 10.200/9.653 µg/g).

## Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs)

Die Ergebnisse der PAHs zeigten einerseits regional sehr spezifische Profile und andererseits eine große Variabilität in der Verteilung einzelner PAHs an den unterschiedlichen Standorten. Viele hochmolekulare PAHs [Coronen (Cor), Benzo(a)pyren (BaP), Benzo(k)fluoranthen (BkF), Dibenzo(a,h)anthracen (DBA)] wiesen deutlich erhöhte Konzentrationen im Norden und Osten des Landes auf. Niedermolekulare PAHs [(Acenaphten (Ace), Acenaphtylen (Acy), Benzo(a)-anthracen (BaA), Reten (Ret)] sind teilweise relativ gleich verteilt über Österreich oder in Vorarlberg und Tirol erhöht [Naphthalin (Nap), Fluoren (Fln)]. Standorte mit besonders auffällig hohen PAHs sind Treibach/Althofen, Hardegg, Apetlon, Edelsthal und Leoben.

**Variabilität in der Verteilung**

Die Ergebnisse brachten eine gute Differenzierung der Standorte nach Herkunft der PAHs: Pyrogene PAHs dominierten vor allem in den Ballungszentren, petrogene PAHs (solche, die primär aus der Erdölindustrie stammen) fanden sich vor allem in Gegenden abseits lokaler Emittenten und scheinen von weiten Verfrachtungen geprägt zu sein.

**Quellenzuordnung möglich**

Phenanthren beherrschte quantitativ überproportional das Spektrum der analysierten PAHs und dominierte somit auch die Summe der EPA-16-PAHs. Es korrelierte mit kaum einem anderen PAH, während die hochmolekularen PAHs untereinander gut sowie auch teilweise mit den leichtflüchtigen PAHs korrelierten.

**Phenanthren dominiert**

Die Korrelation der Schwermetall- mit den PAH-Daten brachte einen hochsignifikanten Zusammenhang zwischen Reten und Cd – beides Indikatoren für Hausbrand. Außerdem korrelierten die meisten hochmolekularen PAHs mit den Elementen Al, Cr, Fe, was einen Eintrag all dieser Substanzen über Partikel vermuten lässt, die aus dem Bodestaub kommend durch den Wind vertragen werden. Für die Elemente Cu, Hg, Ni, Zn und N konnten keine Korrelationen mit den PAHs festgestellt werden.

**Korrelation mit einzelnen Metalldaten**

Im Vergleich mit früheren Studien in Österreich bzw. internationalen Studien nach derselben Methode waren die Konzentrationen dieser Studie überraschend niedrig. Die Werte der Aufsammlung 2015 lagen selbst in Gebieten mit erwartbar hohen Werten fast immer unter oder im Bereich der „Hintergrundwerte“ vergleichbarer Studien. Dies ist vermutlich auf die extremen Temperaturen (Hitzeperioden; Übergang Gas-/Partikelphase) und auf ungleich verteilte, oft kleinräumige Starkniederschlagsereignisse im Aufsammlungssommer zurückzuführen. Auch andere, temperaturbedingte Zersetzungsprozesse, wie Photodegradation – unter dem Einfluss des im Jahr 2015 ebenfalls erhöhten Ozons – bzw. Reaktionen der PAHs mit NO<sub>x</sub> und anderen Luftschadstoffen scheinen ein Grund zu sein.

**Vergleichbarkeit kaum gegeben – primär klimatische Ursachen**

## Conclusio

Im Allgemeinen ist in Österreich ein Rückgang der Schwermetalldepositionen zu verzeichnen. Bis auf As und Cr zeigen alle Elemente einen signifikanten Rückgang seit 1995. Dies soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass einzelne Elemente seit 2010 zumindest leicht zugenommen haben (Co, Fe, Al).

**Schwermetalle Rückgang auf nationaler Ebene...**

**...aber  
steigende Werte  
an Hotspots**

Bedenklich stimmt aber, dass gerade Standorte mit Höchstwerten in Österreich – und manche dieser Werte sind sogar Höchstwerte in ganz Europa – diese Werte seit vielen Jahren unverändert aufweisen. In Einzelfällen sind diese sogar noch gestiegen. Hier ist allen voran der Industriestandort Treibach/Althofen zu nennen, in abgeschwächter Form gilt dies auch für den Raum Reutte, den Raum Leoben – beides ebenfalls Industriestandorte – und Bad Sauerbrunn (Nordburgenland). Das Unterinntal und das Rheintal gehören als dicht besiedelte Regionen hier ebenfalls dazu. Nicht zuletzt aufgrund dieser Ausreißer, die gegenläufig zu den allgemeinen Trends stark erhöhte und zum Teil steigende Belastungen aufweisen, wäre eine Fortsetzung des Moos-Monitorings von hoher Relevanz, weil es für ganz Österreich Grundlagendaten liefert, auf Basis derer Maßnahmen zum Schutz der AnrainerInnen und ihrer Lebensräume getroffen werden können.

**PAHs**

Die Ergebnisse der PAH-Analytik waren beeinträchtigt durch extrem abweichende und diverse Klimabedingungen vor und während der Aufsammlung (Hitze, Starkregenfälle, Photodegradation durch sehr hohe Ozonwerte). Die PAHs zeigten trotzdem plausibel erklärbare Verteilungsmuster. Die Ermittlung der Quellen der PAHs über Verhältnisberechnungen funktionierte teilweise gut. Die Vergleichbarkeit mit anderen Studien im In- und Ausland über Absolutwerte war aber aufgrund der vergleichsweise sehr niedrigen Werte schwierig. Trotz aller Probleme in diesem Teil der Untersuchung ist ein PAH-Monitoring mittels Moosen auch in künftigen Wiederholungen anzustreben, weil diese toxischen organischen Substanzen eine wertvolle Ergänzung zu den Ergebnissen der Metalle darstellen und in Kombination mit diesen eine bessere Eingrenzung der Quellen ermöglichen. Ihre öko- und humantoxikologische Relevanz wurde bereits in vielen anderen Studien nachgewiesen.

**Moos-Monitoring –  
kostengünstig und  
höchst zuverlässig**

Es soll nicht vergessen werden, dass das Moos-Monitoring im Vergleich zu technischen Messungen ein extrem kostengünstiges Verfahren ist, welches im Falle der Schwermetalle als einziges dichtes, flächendeckendes Monitoringnetz bereits über lange Zeitreihen verfügt. Auch steht es technischen Messungen qualitativ um nichts nach und ist diesen wegen der langen Akkumulationszeiträume und der damit besseren Analysengenauigkeit in vielen Fällen sogar überlegen. Dies gilt im Besonderen auch für das Monitoring von PAHs, weil es für diese bislang kein vergleichbar dichtes Messnetz gibt und die existierenden Messstellen auf BaP beschränkt sind. Auch aus diesem Grund ist eine Verdichtung der Probenahmepunkte auf ein Niveau wie in den früheren Untersuchungen wünschenswert. Dadurch würden Problemregionen ersichtlich werden und die Ergebnisse dieser Untersuchungen könnten somit als Ausgangspunkt für regionale Folgeuntersuchungen (umweltpolitisch, technisch, gesundheitsbezogen) dienen.

## SUMMARY

The use of mosses for monitoring atmospheric metal and nitrogen deposition has been used successfully in many European countries since the early 70ties of the last century. The underlying method has been proven in many studies and is cheap in costs for estimating recent atmospheric depositions of many pollutants, including metals, nitrogen and PAHs.

In Austria this method has been used since a pilot study in the year 1991. Since 1995, it came in 5-year intervals to nation-wide investigations. The present study was conducted as part of a project of the "ICP Vegetation" - and thus within that UNECE program, which is part of the "Working Group on Effects under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)" is. In that programme 31 European countries were participating, as well as 15 other countries such as the Turkey, seven republics of the former Soviet Union, but also countries in Asia (such as India, Mongolai, South Korea). In these non-European countries mostly only individual regions were sampled.

### Methods

The methods were based on an international protocol that regulates sampling, sample preparation and analysis. Samples represent the deposition of the last 2½ years.

For cost reasons in the present study in Austria a reduction of the sampling points from 220 to 75 was made. For 50 sampling sites the relevant selection was made based on statistical procedures in order to make this sampling period comparable to previous studies. Data of these 50 sites were passed on to ICP Vegetation. Additionally, 25 points were subjectively selected, focusing on locations that were striking in previous sampling periods. The collection of samples was carried out from July 20 to September 10, 2015.

For monitoring the moss species *Pleurozium schreberi* was primarily (26 samples) used, additionally used species were *Hylocomium splendens* (19), *Hypnum cupressiforme* (18), *Abietinella abietina* (8) and *Scleropodium purum* (4).

Heavy metals, aluminium, nitrogen and sulfur were investigated. A microwave-assisted total digestion with nitric acid, hydrogen peroxide, hydrofluoric acid followed by boric acid complexation for analysis of elements (except nitrogen) was performed. Digests were analyzed for aluminum (Al), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), zinc (Zn) by means of ICP-OES, cadmium (Cd), cobalt (Co), nickel (Ni), molybdenum (Mo), lead (Pb), vanadium (V), by ICP-MS, mercury (Hg) by CV-AAS, arsenic (As) by FI-GF-AAS and antimony (Sb) by GF-AAS. Total nitrogen was determined by elemental organic analysis.

For the first time all 16 EPA-PAHs as well as coronene, retene and nitro-pyrene were analyzed. For this purpose Soxhlet extraction (n-Hexane) was used, followed by analysis using GC-MS-MS.

On statistical methods "Multivariate Generalized Linear Mixed Models" were calculated, depending on validity and need Spearman rank correlation coefficients, analysis of variance (ANOVA), Multiple Range Test and principal component analysis (PCA) were used too.

### **Reduction of the sampling points**

### **Moss species**

### **Analyzed elements and compounds**

### **Statistics**

**Maps** The results are presented for the metals and PAHs beside tables in map form. As type of representation point maps were selected in which the measured values are given as absolute values. Furthermore, maps were created, which reflect the changes in the various elements since the beginning of the sampling in 1995, for some elements since 2000. This palette is complemented by maps showing the sum of all elements and PAHs.

### Results for elements (heavy metals, Al and non-metals S, N)

**Aluminum (Al):** Al has a high percentage in soils and is therefore found together with Cr and Fe and used as an indicator of secondary contamination by wind blown soil particles. The east and southeast of Austria showed significantly increased Al values, because these areas are characterized by extensive agriculture and viticulture and therefore, soils which are only periodically covered by vegetation. The decrease of Al since 2000 over the whole period was significant, although slightly higher than in the 2010 collection. (Median 690/600 µg/g; 1<sup>st</sup> value: all locations, 2<sup>nd</sup> value: only those 50 sites will be the used for comparison/ICP)

**Arsenic (As):** As in all previous studies, As concentrations were elevated particularly in the northeast of Austria (Region 2). These differed significantly from the rest of Austria. Causes for the increased values should include soil dust with arsenical pesticides, which have been used for years, especially in the vineyards, as well as spread by concrete plants. Particularly elevated levels were found at Bad Sauerbrunn. Although concentrations decreased in Austria over the years, this decrease is not significant. (Median 0.11/0.094 µg/g)

**Cadmium (Cd):** Southern Austria differed in this study significantly from all other regions. The high content of Cd in local ores plays a special role, as well as the fact that due to the reduced number of sites, single individual locations with elevated concentrations within these previous mining areas (such as Zell-Pfarre) were more influential. Further, significantly polluted areas were, as in previous studies, the Inn Valley, the region around Bad Sauerbrunn and interestingly the IM-site Zöbelboden. Since Cd is widespread because of its mobility by long-distance transport, input from this source is important. The decrease of Cd concentrations since 1995 was significant. In contrast steadily unchanged high concentrations can be found at individual locations. (Median 0.1/0.099 µg/g)

**Cobalt (Co):** The east and southeast of Austria showed higher concentrations than the other regions. This can be traced back in Central Burgenland to geogenic influences as well as to the ceramic and glass industries. In NE-Austria flyash from domestic heating and oil production is an additional source. Co was decreasing significantly since 1995, although compared to the year 2010, a slight increase was recorded. (Median 0.31/0.26 µg/g)

**Chromium (Cr):** The eastern region showed elevated levels, which were also due to soil dust (see Al) and from fertilizer chromium inputs. Higher concentrations were found as in the previous collections in the area of Leoben, in the region of oil production facilities in the Weinviertel and in Treibach/Althofen. Cr is beside As the only metal which shows no significant decrease in the overall investigation period. On the contrary, the middle value of 2015 is the second highest since the start of the investigations. (Median 1.4/1.0 µg/g)

**Copper (Cu):** As in all previous studies the Lower Inn Valley (including adjacent valleys) had despite substantial reductions in sampling points in this area, striking high Cu concentrations. All sites of this area showed values that were far above the national average ( $> 7$  g/g). Cu-containing pesticides used in viticulture resulted in NO Austria to increased concentrations, as well as Cu which was introduced from pig fattening into the soils. The decrease of Cu concentrations was significant over all years, although the results of this study were strongly influenced by the relatively small number of collection points in the Lower Inn Valley. (Median 4.2/4.1  $\mu\text{g/g}$ )

**Iron (Fe):** The Fe concentrations were elevated in eastern Austria, the reasons are similar to Al or Cr. Especially locations on exposed dry grasslands in the midst of farmlands were affected. The area around Leoben was also characterized by somewhat higher values and a local origin. The Fe concentrations have been decreasing over the investigation period since 1995, but the calculations show only a low significance. Mean and median had increased even slightly since of 2005. (Median 390/340  $\mu\text{g/g}$ )

**Mercury (Hg):** The concentrations of the individual regions did not differ significantly. However, the variance between locations was considerably. Locally significantly elevated levels were found in the Leoben area and the Rhine Valley. After increases between 1995 and 2005, the decrease since then was considerably (and statistically significant). (Median 0.037/0.034  $\mu\text{g/g}$ )

**Molybdenum (Mo):** As in previous years, in the Treibach/Althofen maximum values that are thirty times higher than the average were found. This is an absolute peak even by European standards. In Reutte (Tirol) values have declined, but were still very high. The same applies to the area around Leoben. The values have significantly decreased on average since 1995, but not so in Treibach/Althofen. (Median 0.25/0.245  $\mu\text{g/g}$ )

**Nickel (Ni):** The distribution of Ni concentrations was characterized generally by large variability. From a broad, rather below average matrix, individual points (e.g. Treibach/Althofen, Leoben, Bad Sauerbrunn) poke out with very high values – an unchanged situation for many collections. The average Ni-concentration decreased over the whole period is statistically significant, in 2015 there were the lowest mean values since the beginning. (Median 1.0/0.9  $\mu\text{g/g}$ )

**Lead (Pb):** The southern Austria was significantly different from rest of the country. This has geogenic and local industrial reasons. Furthermore, in the Rhine Valley, in the Leoben area and in Bad Sauerbrunn values were increased. Pb concentrations continuously decreased since the beginning of the investigation. (Median 2.2/1.9  $\mu\text{g/g}$ )

**Antimony (Sb):** The concentrations in the North, Northeast and in the Alpine foothills were significantly higher than those of the other room units. Particularly high concentrations were found at the sampling points in the Alpine foothills influenced by the “Western Highway”, in the Lower Inn Valley and in the Rhine Valley. This confirms the role of Sb as a particularly good indicator of influences from road traffic. The decline since 2005 was significant, but could be even a result of the reduction of points, especially in regions with high road traffic (for example, the Inn Valley). (Median 0.094/0.072  $\mu\text{g/g}$ )

**Vanadium (V):** The highest measured V value (almost 20 times the Median) came, as in all previous collections, from Treibach/Althofen. Furthermore, the Northeast differed significantly from the other regions. Combustion processes, local oil extraction, cement works in the surrounding area of Vienna and Bratislava refinery were reasons for this. The V concentrations declined significantly over the observation period, although sites with maximum values have remained almost unchanged. (Median 1.2/1.1 µg/g)

**Zinc (Zn):** Elevated Zn concentrations were found on the one hand particularly in areas with intensive livestock production (pig) as in the SO Styria or northeast foothills but also around relevant industries as in the Lower Inn Valley, the Rhine Valley or around Graz. The decrease of the Austrian Zn concentrations since study start were low, and little significant. (Median 24/23 g/g)

**Sulfur (S):** Zones with high average concentrations were often areas with high population density (domestic fuel) or manifold industrial areas (especially the greater Vienna area, St. Pölten area, Rhine Valley, Lower Inn Valley) and around the oil-producing pits. Long range transport from the Czech Republic can be presumed. Declines were significant, however, these were stagnant since 2010 which could be due to an increased use of non-fossil fuels for reasons of reduction of greenhouse gases. (Median 850/810 g/g)

**Nitrogen (N):** By far the highest concentrations were all in the Alpine foothills and could be derived primarily from agricultural (livestock) sources (input by ammonium). In addition, there were increased concentrations in urban regions (emissions from transport - entries by NO<sub>x</sub>). The concentrations of the collections made in 2005 and 2010 were very similar in themselves, those of 2015 considerably lower. (Median of 10,200/9653 µg/g)

## Results PAHs

The results of the PAH-analysis showed one hand, regional differences, and on the other hand a large variability in the distribution of the individual PAHs at the different locations. Many high molecular weight PAHs [Coronene (Cor), Benzo(a)pyrene (BaP), Benzo(k)fluoranthene (BkF), Dibenzo(a,h)anthracene (DBA)] had significantly elevated levels in the north and in the east of the country. Low molecular weight PAHs [(Acenaphthene (Ace), Acenaphthylene (Acy), Benzo(a)anthracene (BaA), Retene (Ret)] were partly evenly distributed over Austria or were increased in Vorarlberg and The Tyrol [Naphtaleine (Nap), Fluorene (Fln)]. Locations with particularly striking high PAH concentrations were Treibach/Althofen, Hardegg, Apetlon, Edelsthal and Leoben.

The results brought a good differentiation of the sites regarding the origin of PAHs: Pyrogenic PAHs dominated especially in the metropolitan areas, petrogenetic PAHs were found mainly in areas away from local sources and were characterised by long range transport.

### ***Phenanthrene dominated***

Phenanthrene dominated quantitatively disproportionately the range of analyzed PAHs and thus also dominated the sum of EPA 16 PAHs. It correlated with no other PAH, while the high molecular weight PAHs well with each other, and partly with the volatile, correlated.

The correlation of the heavy metal data with those of PAHs brought a highly significant association between retene and Cd, both indicators of domestic heating. In addition, most high molecular weight PAHs correlated with the elements Al, Cr, Fe, suggesting an entry of all these substances on particles that were coming out of the ground dust and transported by the wind. For the elements Cu, Hg, Ni, Zn and N no correlations with the PAHs were detected.

The comparability with previous studies in Austria and international studies by the same method was very difficult. The values of the collection in 2015 were even in areas with high expected values almost always under average or in the field of "background levels" of comparable studies. We attribute this to the extreme temperatures (which lead to incalculable conversion in the gas/particle phase) and unevenly distributed, often small-scale heavy precipitation events in the collection summer, as well as to other, temperature-induced depletion processes such as photodegradation like those under the influence of ozone, which was also increased in summer 2015.

***difficult comparability with previous studies***

## Conclusions

In general a decline of metal depositions could be observed in Austria. Except for As and Cr all the elements showed a significant decrease since 1995. However, this should not cover, that certain elements have increased at least slightly since 2010 (Co, Fe, Al).

***general decline of concentrations***

Concern is however, that in some locations, with far above average highs in Austria, and some of these values are maximum values even in Europe, for many years these values exhibit unchanged and in some cases they were even increased. Here especially the location Treibach/Althofen has to be mentioned, this also goes for the area around Reutte, area around Leoben and Bad Sauerbrunn in a weakened form. The Lower Inn Valley and the Rhine Valley can be included here also, both are densely-settled areas. Due to these incoherencies to the general trend, a continuation of the moss-monitoring would be of high relevance because it delivers the underlying data evidence to apply appropriate measures to protect the residents and their habitats.

***increasing values at several hotspots***

The results of the PAH analysis were affected by extremely deviating and diverse climatic conditions before and during the collection (heat, heavy rainfall, photodegradation by very high levels of ozone). Nevertheless, the PAHs showed plausibly explainable distribution pattern. The determination of the sources of PAHs on ratio calculations brought good results in many cases too. The comparability with other Austrian studies or international studies was difficult due to the comparatively very low values, which were a result of processes given above. Despite all the problems in this part of the investigation PAH monitoring by mosses would be desirable in future repetitions because these toxic organic substances are a valuable addition to the metals and their human- and ecotoxicological relevance in many other studies was demonstrated.

***PAHs***

It should not be forgotten that the moss monitoring is a comparable inexpensive method compared to technical measurements. It is the only dense, nationwide monitoring network that has a long time series of data in the case of heavy metals. In terms of results moss monitoring is comparable to technical measurements and is sometimes even superior because of the long accumulation time-space and therefore better analytical accuracy. This applies in particular also for

***Moss monitoring – what else?***

PAHs, where there is currently no comparable, dense measuring network and the existing measuring sites are limited on BaP. Also for this reason, a consolidation of sampling sites would be desirable to levels as there were in the previous studies. This would facilitate the identification of problem regions and the results of these studies can therefore serve as a starting point for regional follow-up studies (in terms of environmental policy, technical or health related).

# 1 EINLEITUNG

Die vorliegende Studie basiert auf einer nationalen Initiative im Rahmen der „UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops)“. An der Aufsammlung 2015/2016 nahmen 31 europäische Länder sowie 15 weitere Staaten wie die Türkei, sieben Republiken der ehemaligen UdSSR, aber auch Länder aus Asien (wie Indien, Mongolai, Südkorea) teil. In den außereuropäischen Ländern wurden großteils nur einzelne Regionen beprobt.

**internationale Kooperation**

Die angewandte Methode wurde in Österreich im Zuge einer Pilotstudie zur Überprüfung der Validität dieses Verfahrens in Alpenländern 1991 getestet (UMWELTBUNDESAMT 1994). Seit 1995 wurden in 5-jährigem Rhythmus an ca. 220 Punkten die Schwermetall-Konzentrationen in Moosen untersucht (UMWELTBUNDESAMT 2009a, b; UMWELTBUNDESAMT 1997; ZECHMEISTER et al. 1995a, b).

**nationale Vorstudie und Beprobung im 5-jährigen Zyklus**

Im Jahr 2015 musste aus Kostengründen eine Reduktion der Sammelpunkte durchgeführt werden. 75 Standorte wurden besammelt, davon wurden 50 Standorte mit statistischen Verfahren ausgewählt, um sie mit den bisherigen 220 Standorten vergleichbar zu machen. Nur die Daten dieser 50 Standorte wurden an die Koordinationsstelle des ICP-Vegetation-Projektes weitergeleitet. Die restlichen 25 Punkte waren Standorte mit besonderem toxikologischem Interesse, überwiegend Orte/Regionen mit bislang erhöhten Werten. Das Moos-Monitoring stellt somit auch weiterhin das umfassendste Programm zur Untersuchung der atmosphärischen Schwermetalldepositionen in Österreich dar.

**2015 Reduktion der Standorte**

Ziele der internationalen Studie sind (HARMENS et al. 2015a, b):

**Ziele der Studie**

- Das Erkennen von zeitlichen und räumlichen Trends der Schwermetall- und N-Belastungen sowie jene ausgewählter PAHs in Europa;
- die Identifizierung von lokalen Quellen und der räumlichen Ausdehnung der davon betroffenen Gebiete;
- ein Erkenntnisgewinn über Verfrachtungen durch den Ferntransport;
- die Analyse zeitlicher Trends zur weiteren Steigerung der Effizienz politischer Maßnahmen.

Die zugrunde liegende „Moosmethode“ ist inzwischen aufgrund einer großen Anzahl an begleitenden wissenschaftlichen Arbeiten gut abgesichert (z. B. BURTON 1990, FRAHM 1998, ONIANWA 2001, ZECHMEISTER et al. 2003, ABOAL et al. 2010, BOQUETE 2015, FERNANDEZ et al. 2015) und kann als die beste Bio-monitoring-Methode zur Bestimmung aktueller atmosphärischer Schwermetalleinträge bezeichnet werden. Auch für die Erfassung von N-Depositionen liegt eine Reihe von Studien vor, welche die Übernahme ins ICP-Programm begründeten (z. B. ZECHMEISTER et al. 2008, HARMENS et al. 2014). Selbiges gilt für das Monitoring von PAHs mittels Moosen (ZECHMEISTER et al. 2006b, FOAN et al. 2014, CONCHA-GRANA et al. 2015).

**Methodik bestens geeignet für SM, N und PAHs**

Erstmals wurden im Rahmen des ICP-Moos-Monitorings auch an 25 ausgewählten Punkten PAHs analysiert, was gleichfalls einen großen Schritt im Bereich Umweltmonitoring in Österreich bedeutet. 2010 ist dies bereits in sechs anderen europäischen Ländern geschehen (FOAN et al. 2014).

**erstmals auch PAHs analysiert**

Die Möglichkeit, die Deposition von PAHs mittels Moosen zu studieren, wurde schon seit längerem getestet. THOMAS (1984, 1986) konnte erstmals eine linea-

re Beziehung zwischen der PAH-Akkumulation in Moosen und der PAH-Konzentration im Regen und im atmosphärischen Feinstaub nachweisen. FOAN et al. (2015) zeigten ebensolche Zusammenhänge zwischen technischen Depositionsmessungen und den Konzentrationen im Moos. Die PAH-Konzentration im Moos ermöglicht damit Rückschlüsse auf die atmosphärische Konzentration und auf Depositionsraten.

Zahlreiche Studien konnten durch passives Monitoring mit Moosen erfolgreich räumliche Muster rund um Schadstoffquellen ermitteln (THOMAS 1986, DOLEGOWSKA & MIGASZEWSKI 2011) sowie den Ferntransport von PAHs in entlegene Gebiete (Polarregionen, Hochgebirge) nachweisen (RAVINDRA et al. 2008, HARMENS et al. 2013a). Moose lassen auch eine Abschätzung zeitlicher Trends der PAH-Emissionen zu (z. B. HOLOUBEK et al. 2007, FOAN et al. 2010). Für Österreich konnten KROMMER et al. (2007) Moose erfolgreich als Bioindikatoren zur Ermittlung der Schadstoffbelastung des Biosphärenparks Wienerwald einsetzen. Neben Schwermetallen, Aluminium, Schwefel und Stickstoff wurden in dieser Studie erstmals für Österreich auch PAHs via Moos-Monitoring erhoben. ZECHMEISTER et al. (2006b) nutzten aktives Monitoring von PAHs mittels Moosen zur Bestimmung der Schadstoffbelastung in einem Tunnelexperiment. Auch international gibt es eine Reihe von Studien im Bereich des aktiven Biomonitorings, in denen Moose für die Ermittlung der PAH-Belastung herangezogen werden konnten (vgl. dazu ARES et al. 2012, VINGIANI et al. 2015, IODICE et al. 2016).

**Moose sind aus folgenden Gründen exzellente Biomonitore der genannten Schadstoffe:**

**öko-physiologische Grundlagen**

Die Nährstoff- und Wasserversorgung erfolgt bei den verwendeten Monitoring-Arten ausschließlich über atmosphärische Einträge (nasse, trockene und okkulte Depositionen; BROWN & BATES 1990). Durch eine weitgehend fehlende Cuticula werden die Ionen ungehindert von den in den Zellwänden vorhandenen Austauschkapazitäten (Polyuronsäuremoleküle u. a.) aufgenommen. Die Aufnahme erfolgt passiv und ist somit unabhängig von stoffwechselabhängigen Prozessen (BROWN 1984). Die Aufnahmereaktion ist ein einfacher Substitutionsprozess, dabei werden polyvalente Ionen (wie Schwermetalle) selbst bei einem hohen Anteil an konkurrierenden, physiologisch relevanten Ionen weitgehend ungehindert aufgenommen. Hohe Temperaturen und pH-Werte < 4 beeinflussen aber die Aufnahmereaktionen (GJENGEDAHN & STEINNES 1990). Die Aufnahmeraten für die einzelnen Schwermetalle schwanken zum Teil stark. Die Aufnahmekapazitäten bei den unterschiedlichen Monitoring-Arten sind nach den bisherigen Erfahrungen aber durchaus vergleichbar. Die Auswaschung trocken deponierter Partikel beträgt nach TAYLOR & WHITERSPOON (1972) deutlich weniger als 20 %. Der an der Oberfläche deponierte Stickstoff wird kaum verstoffwechselt, was eine direkte Analyse des Eintrages zulässt (ZECHMEISTER et al. 2006b).

**Aufnahme von Schwermetallen**

**Aufnahme von POPs**

Besonders gut aufgenommen werden auch partikelgebundene POPs, wobei es noch wenige Daten zum Einfluss der Partikelgröße auf den Aufnahmeprozess gibt (HARMENS et al. 2013a). Primär gasförmig vorkommende, niedermolekulare POPs sind in der Deposition unterrepräsentiert (FOAN et al. 2015). Generell werden die Aufnahmemechanismen sowohl von Umweltbedingungen (Lufttemperatur) als auch von den chemischen und physikalischen Eigenschaften der

PAHs (Molekulargewicht, Wasserlöslichkeit, Lipophilität, Gasdruck) bestimmt (HARMENS et al. 2013a). Zu berücksichtigen sind jedoch auch Anreicherungs-faktoren, die sich durch die physiologischen Parameter der jeweiligen Moosart ergeben (FOAN et al. 2015). Was die Persistenz und die Auswaschung von PAHs von der Moosoberfläche betrifft, ist der Wissensstand noch relativ gering. Für Kiefernadeln ist bekannt, dass PAHs bei höheren Temperaturen zum Teil wieder in die Gasphase übergehen, vor allem niedermolekulare. Auch finden Degradationsprozesse durch die Mikroflora und durch das Sonnenlicht statt (HARMENS et al. 2013a, RAVINDRA et al. 2008). Die Akkumulation korreliert außerdem mit dem Hydrationszustand des Moores: Feuchtes *Hylocomium splendens* weist beispielsweise 3- bis 5-mal so hohe PAH-Konzentrationen auf wie ausgetrocknetes (WU et al. 2014).

Aufgrund ihrer Wuchsform und ihrer dichten Beblätterung kommt es in allen Fällen zu einer effizienten Filterung der Luft. Die Wuchsform (Filze im Sinne von MÄGDEFRAU 1982) gewährleistet, dass die untersuchten Teile der Pflanzen nicht mit Bodenteilchen in Kontakt kommen und somit sekundär kontaminiert werden.

Die Abgrenzung der jährlichen Zuwächse ist bei den eingesetzten Monitoring-Arten möglich (UMWELTBUNDESAMT 1994; ZECHMEISTER 1995a, 1998), womit eine zeitliche Zuordnung der analysierten Konzentrationen gewährleistet wird. Dadurch wird es erst möglich, dass mittels einer einzigen Aufsammlung die Depositionen der letzten Jahre exakt erfasst und quantifiziert werden können. Bei Fichtennadeln wären ebenso die einzelnen Jahreseinträge gut zu verfolgen, da aber der Eintragsweg nicht vollständig geklärt ist, ist die Moosmethode wohl den meisten anderen Biomonitoring-Methoden überlegen. Darüber hinaus ermöglicht die zeitliche Zuordnung auch das Verfolgen von mittel- und längerfristigen Veränderungen der Schwermetalldepositionen an exakt denselben Orten und Regionen (z. B. BERG & STEINNES 1997, RÜHLING & STEINNES 1998, HERPIN et al. 2001, ZECHMEISTER et al. 2005a, HARMENS et al. 2015a, b).

Zusätzlich ist eine äußerst korrekte Quantifizierung der deponierten Schadstoffe möglich, weil durch die langzeitige Anreicherung die Konzentrationen in den untersuchten Arten höher sind und somit Messfehler eine geringere Rolle spielen als dies oft bei der Analyse technisch gesammelter Einträge (z. B. mittels Berghoff-Gefäßen) mit geringen Konzentrationen der Fall ist. Daneben gelten auch für die „Moosmethode“ die allgemeinen Vorteile von Biomonitoring-Methoden – wie die Unabhängigkeit von Energieversorgung oder der Umstand, dass kein technischer Aufwand in der Errichtung und Betreuung von Messstationen notwendig ist. Diese Gründe münden allesamt in einen deutlich geringeren finanziellen Aufwand der Biomonitoring-Methoden gegenüber technischen Überwachungsmethoden (z. B. MARKERT et al. 2003).

### **Wuchsformen**

### **zeitliche Zuordnung der Depositionen**

### **weitere Vorteile von Bioindikations- Methoden**

## 2 METHODIK

### 2.1 Probenahme

Die Probenahme erfolgte entsprechend dem internationalen Manual, welches für die Aufsammlung 2015 unter Einbeziehung von Wissenschaftern und Wissenschaftlerinnen der Teilnehmerländer entwickelt wurde (HARMENS et al. 2015a, b).

Jeder Sammelpunkt hatte demnach folgende Bedingungen zu erfüllen:

#### **internationale Vorgaben**

- Die Aufsammlung sollte in für die einzelnen Regionen typischen Ökosystemen erfolgen. Waldökosysteme (Lichtungen, Waldränder) wurden dabei bevorzugt.
- Die Entfernung zum nächsten Baum oder Strauch war so groß wie möglich zu halten (5 m Mindestabstand von der Bodenprojektion der äußersten Äste). Der Entnahmepunkt musste in jedem Fall außerhalb des regelmäßigen, direkten oder indirekten Abfluss- oder Tropfbereiches diverser Gehölze liegen. Die Abschirmung durch Zwergsträucher oder andere höhere Pflanzen (z. B. Hochstauden, Gräser) wurde vermieden.
- Der Mindestabstand von Hauptstraßen (Autobahnen, Hauptdurchzugsstraßen) und größeren Siedlungen betrug 300 m.
- Der Mindestabstand von kleineren Straßen und frei stehenden Häusern betrug 100 m.
- Der Mindestabstand von Forstwegen (geschottert, verfestigt) betrug ca. 5 m.
- Die Flächengröße eines Sammelpunktes umfasste ca. 50 x 50 m.
- Die Sammelmenge betrug pro Sammelpunkt nach Möglichkeit ca. 2 l der jeweiligen Moosart für die Schwermetallanalysen inkl. Aluminium, Stickstoff und Schwefel und ca. 5 l an Standorten mit PAH-Analytik. Eine Probe bestand aus 5–10 "subsamples" innerhalb der vorgegebenen Fläche; die Moose wurden in Papier- bzw. PVC-Säckchen verpackt; die gesammelten Moosproben wurden am Standort von größeren Schmutz- und Streupartikeln gesäubert; außerdem wurden die zu verstauenden Moosteilproben 'top on top' eingelegt, um eine Kontamination der zu analysierenden Teile mit eventuell anhaftender Erde zu vermeiden.

#### **nationale Ergänzungen der Richtlinien**

Zusätzlich wurden folgende nationale Richtlinien zur Flächenauswahl herangezogen:

- Alle Aufsammlungspunkte lagen unterhalb der Baumgrenze.
- In Österreich wurde ein Mindestabstand von Hochspannungsleitungen und -masten (300 m) eingehalten.
- Bevorzugt wurde die Aufsammlung an Lichtungen bzw. kleinen Schlagflächen innerhalb von Wäldern durchgeführt, im pannonischen Teil auf primären und sekundären Trockenrasen.

### 2.1.1 Die Probenahmepunkte

Aus finanziellen Gründen musste für die Aufsammlung 2015 eine Reduktion der Sammelpunkte in Österreich vorgenommen werden. Es wurden daher nur an 75 Standorten Proben entnommen (siehe Karte 1 im Anhang 4), wovon die Daten von 50 Standorten an die ICP-Vegetation weitergeleitet wurden.

**75 Standorte in Österreich**

Da in den bisherigen Aufsammlungen 220 Punkte beprobt wurden, musste vor der Aufsammlung 2015 eine Auswahl getroffen werden. Diese erfolgte anhand statistischer Verfahren, welche die Konzentrationen an den bisherigen Sammelpunkten als Basis beinhalteten.

Für die ICP-Sites wurde ein repräsentatives Sample wie folgt gezogen:

**Methodik der Flächenreduktion**

- Es wurden der Mittelwert und die Standardabweichung der summierten Schwermetallbelastung aus den Ergebnissen der letzten einschlägigen Studie (Aufsammlung 2010) berechnet.
- Anschließend wurden sehr oft (5.000 x) zufällig 50 Probeflächen gezogen.
- Daraus wurde jenes Zufalls-Sample, dessen Mittelwert und Standardabweichung eine minimale Abweichung zur Grundgesamtheit hatte, berechnet und als Stichprobe für die Aufsammlung 2015 festgelegt.

Unabhängig davon wurden noch 50 Probenpunkte mit der bisher insgesamt höchsten Belastung (als „TOP 50“) für zusätzliche Auswertungen selektiert. Davon wurden im Jahr 2015 25 Standorte beprobt, welche nicht bereits im ICP-Sample enthalten waren. Diese zusätzlichen Standorte waren wichtig, weil die vergangenen Jahre einen Trend zur allgemeinen Reduktion der Konzentrationen zeigten, aber einzelne Regionen/Standorte weiterhin durch deutlich erhöhte Werte auffielen.

**25 Punkte an „Hotspots“**

Die ausgewählten Sammelpunkte und deren exakte Koordinaten waren weitgehend identisch mit jenen der Aufsammlung von 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1997), 2000 (UMWELTBUNDESAMT 2009a) und 2005 (UMWELTBUNDESAMT 2009b). Sie inkludierten auch 9 Probenahmepunkte der Pilotstudie 1991/92 (UMWELTBUNDESAMT 1994), welche aber aufgrund ihrer zu geringen Anzahl für die Zeitreihen nicht berücksichtigt wurden.

**identische Standorte mit früheren Aufsammlungen**

Gegenüber der statistisch abgesicherten Aufsammlung mussten bei der Geländebegehung drei Punkte verlegt werden. Diese Verlegungen waren notwendig, weil

**Verlegung weniger Punkte**

- an einem Standort nicht mehr den internationalen Aufsammlungsbedingungen entsprechend gesammelt werden konnte (69-1 statt 68-1);
- entsprechende Moose nicht mehr in ausreichendem Maße vorhanden waren (11-1 statt 23-1);
- Aufräumarbeiten nach einem Unwetter, welche in die Aufsammlungskampagne fielen, einen Standort schwer beeinträchtigten (171-1 statt 147-1).
- Die Ersatzpunkte folgten gleichfalls dem Regelwerk der statistischen Auswahl.

Ein Punkt (61-1) musste relativ weiträumig verlegt werden (4,5 km). Die Standortparameter (Exposition, Seehöhe, Vegetation etc.) entsprachen aber dem bisherigen Sammelpunkt.

**Probenahmedichte deutlich reduziert** In Österreich wurde somit eine Proben-dichte von ca. 0,6 Standorten pro 1.000 km<sup>2</sup> erzielt. Das entspricht dem Faktor 4 unter der in Europa üblichen Dichte bzw. auch unter der Dichte der bisherigen Aufsammlungen. Die Verteilung der Sammelpunkte auf die einzelnen Regionen (nach der geografischen Gliederung von NOVAK 1990) sind in Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1: Übersicht über die naturräumlichen Einheiten Österreichs (entsprechend der Raumgliederung von NOVAK 1990) und Anzahl der darin vorkommenden Sammelpunkte.

Name der naturräumlichen Einheit	Bezeichnung der Region/ Raumeinheit im Text	Nummer der Region/ Raumeinheit	Anzahl Standort ICP	Anzahl Standorte gesamt
Nördliches Granit- und Gneishochland	Kristallines Mittelgebirge	1	5	7
Pannonische Flach- und Hügelländer	Nordosten/Pannonischer Raum	2	4	12
Südöstliches Alpenvorland	Südöstliches Alpenvorland	3	4	4
Nördliches Alpenvorland	Nördliches Alpenvorland	4	6	9
Nördliche Kalkalpen	Nördliche Flysch- und Kalkalpen	5	10	14
Zentralalpen	Kristalline Zentralalpen	6	19	25
Südalpen und Klagenfurter Becken	Südalpen inkl. Klagenfurter Becken	7	2	4

### 2.1.2 Moosarten

**verwendete Moosarten** In der Aufsammlung wurden nur Moosarten verwendet, welche den internationalen Richtlinien entsprechen. Es wurden an den einzelnen Standorten nach Möglichkeit dieselben Arten wie in der Aufsammlung 2010 verwendet. An 12 Standorten musste die Moosart gewechselt werden (15 % aller Standorte). Entsprechend dem europäischen Gesamtrahmen war *Pleurozium schreberi* die am häufigsten gesammelte Art. Das in Skandinavien primär besammelte Moos *Hylocomium splendens* kam am zweithäufigsten vor. *Hypnum cupressiforme* var. *typicum* wurde ausschließlich auf Strünken in Lichtungen gesammelt, die aufrecht wachsende var. *lacunosum* in Trockenrasen. Im pannonischen Osten wurde überwiegend die Indikatorart *Abietinella abietina* eingesetzt. *Scleropodium purum* ist eine typische Art an Waldrändern der tieferen Lagen. Die Anzahl der gesammelten Proben pro Art und ihr prozentueller Anteil an der Gesamtmenge aller Standorte sind in Tabelle 2 ersichtlich.

Moosart	Anzahl Standorte gesamt	%	Anzahl Standorte ICP	%
<i>Pleurozium schreberi</i>	26	34,7	19	38
<i>Hylocomium splendens</i>	19	25,3	17	34
<i>Scleropodium purum</i>	4	5,3	3	6
<i>Hypnum cupressiforme</i>	18	24,0	10	20
<i>Abietinella abietina</i>	8	10,7	1	2

Tabelle 2:  
Anzahl und Anteil an  
den Gesamtstandorten  
der gesammelten  
Moosarten.

### 2.1.3 Zeitpunkt der Aufsammlung

Die Aufsammlung erfolgte zwischen 20. Juli und 10. September 2015. Die Vergleichbarkeit der Daten mit früheren Aufsammlungen bzw. mit den Daten anderer, am Untersuchungsprogramm teilnehmender, Länder war somit gewährleistet.

## 2.2 Aufarbeitung der gesammelten Proben

Nach Lufttrocknung der Proben wurden diese von sichtbaren Erd- und Detrituspartikeln befreit. Anschließend wurden die einzelnen Moosstämmchen auf die grünen bzw. gelbgrünen Teile eingekürzt. Dies entspricht im Durchschnitt dem Akkumulationszeitraum von 2,5 Jahren. Diese Arbeiten basierten vorwiegend auf den Erfahrungen der Vorarbeiten von ZECHMEISTER (1995a,b; 1998, UMWELTBUNDESAMT 1994, 1997, 2009a,b) und auf der langjährigen Erfahrung der MitarbeiterInnen am Projekt.

Die Mindestmenge der aufgearbeiteten Proben betrug für Proben mit reiner Schmetall-/N-Analytik durchschnittlich 7 g Trockengewicht, für jene mit PAH-Analytik zusätzlich etwa 10 g Trockengewicht.

## 2.3 Aufschluss und Analytik

Die im Folgenden beschriebenen Arbeiten erfolgten in der Prüfstelle des Umweltbundesamtes Wien.

Die lufttrockenen Proben wurden unter flüssigem Stickstoff in einer Porzellschale vermahlen. Danach erfolgte eine Nachrocknung bei 40 °C im Trockenschrank, um etwaiges Kondenswasser auszutreiben.

### **Probenvorbereitung**

### 2.3.1 Metalle, Halbmetalle und Nichtmetalle (Schwermetalle: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Hg; Leichtmetall: Al) sowie Nichtmetalle (S, N)

#### 2.3.1.1 (Säure-)Aufschluss

Aliquote von 0,5 g (+/- 0,001 g) der vermahlenden Moosproben wurden in Teflon-Aufschlussgefäße eingewogen. Nach der Zugabe von jeweils 5 ml Salpetersäure (subboiled, 68 %), 3 ml Wasserstoffperoxid (p. a. 30 %) und 0,4 ml Flusssäure (suprapur, 40 %) erfolgte ein mikrowellenunterstützter Druckaufschluss (Multiwave 3000). Nach dem Abkühlen wurden 2,5 ml Borsäurelösung (suprapur, 4 %, kaltgesättigt) zu jeder Aufschlusslösung pipettiert und es wurde in einem weiteren Schritt die Komplexbildung im Mikrowellengerät durchgeführt. Danach wurden die Aufschlusslösungen in 50 ml Kunststoffgefäße übergeführt und mittels Reinstwasser (> 18,2 MOhmcm) auf ein Volumen von 30 ml aufgefüllt.

#### 2.3.1.2 Analytik

##### **Elementanalytik (Metalle, Halbmetalle und S)**

Für alle Analysenmethoden wurden säurematrixangepasste (Salpetersäure) Kalibrationslösungen verwendet, die aus handelsüblichen Standardlösungen (rückverfolgbar zu NIST) hergestellt wurden.

Die Bestimmung von Al, Cr, Cu, Fe, S und Zn erfolgte mittels induktiv gekoppelter Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) gemäß ÖNORM EN ISO 11885. Die Bestimmung von Cd, Co, Mo, Ni, Pb, und V wurde mittels induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie gemäß ÖNORM EN ISO 17294-2 durchgeführt. Als interne Standardlösungen für ICP-MS wurden Indium, Rhodium, Rhenium und Germanium verwendet.

Die Bestimmung von Hg erfolgte nach Reduktion mit Borhydrid mittels Kalt-dampf-Atomabsorptionsspektrometrie (CV-AAS) gemäß ÖNR CEN/TS 16175-1.

Für die Bestimmung von As wurden die Aufschlusslösungen mit Kaliumjodid-Ascorbinsäurelösung in salzsaurer Lösung vorreduziert und danach mittels FI-GF-AAS-Kopplungstechnik (FI-FU) mit einem iridiumbeschichteten Graphitrohr analysiert (ÖNORM EN ISO 11969).

Die Bestimmung von Sb wurde mittels Graphitrohrföfen-Atomabsorptionsspektrometrie (GF-AAS) gemäß CEN/TS 16172 durchgeführt.

Als qualitätssichernde Maßnahmen wurden sowohl von den Moos-Referenzmaterialien „Moss M2“ und „Moss M3“ als auch von den Moosproben unabhängige Mehrfachaufschlüsse durchgeführt und analysiert.

##### **N-Analyse**

Der Gehalt an Gesamt-N wurde mittels Elementaranalyse gemäß ÖNORM EN 15407 ermittelt.

Zur Absicherung erfolgten unabhängige Analysen von einem Standardmaterial (Orchard Leaves, Leco) und Doppelbestimmungen von Moosproben.

## 2.3.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – 16 EPA-PAHs, Coronen, Reten und 1-N-Pyren

### 2.3.2.1 Analytik

Folgende PAHs wurden analysiert: Naphthalin (Nap), Acenaphtylen (Acy), Acenaphten (Ace), Fluoren (Fln), Phenanthren (Phe), Anthracen (Ant), Fluoranthen (Flt), Pyren (Pyr), Benzo[a]antracen (BaA), Chrysen (Chr), Benzo[b]fluoranthen (BbF), Benzo[k]fluoranthen (BkF), Benzo[a]pyren (BaP), Dibenzo[a,h]anthracen (DbA), Indeno[1,2,3-cd]pyren (IPy), Benzo(ghi)perlen (BPe), Coronen (Cor), 1-Nitropyren (NPyr), Reten (Ret) (Strukturformeln siehe Abbildung 52).

Aliquote von 5 g der vermahlenden Moosproben wurden in Glasfaser-Soxhlet-Hülsen eingewogen. Nach der Zugabe von C13-markierten Surrogat-Standards und n-Hexan erfolgte eine Soxhlet Extraktion für 8 Stunden. Die Extrakte wurden eingeengt und durch Adsorptionssäulenchromatographie (Silicagel mit einem Wasser-Massenanteil von 10 %) gereinigt. Der erhaltene Extrakt wurde mittels Gaschromatographie mit massenspektrometrischer Detektion (GC-MS-MS) in Anlehnung an ÖNORM EN 15527 bestimmt. Die Quantifizierung wurde mittels GC-MS-MS unter Zugabe von Injektionsstandards (16 EPA-PAH deuteriert) und Wiederfindungs-Korrektur über die zugesetzten C13-markierten Surrogat-Standards durchgeführt. Die PAHs Coronen, Reten und 1-Nitropyren wurden mit der C13 Wiederfindung von Dibenzo(a,h)anthracen hochgerechnet.

Um Blindwerte zu minimieren, wurde für die Analyse von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) besonderes Augenmerk auf die Vorbereitung der verwendeten Glasgeräte bzw. Materialien durch Vorreinigen gelegt.

## 2.4 Statistik

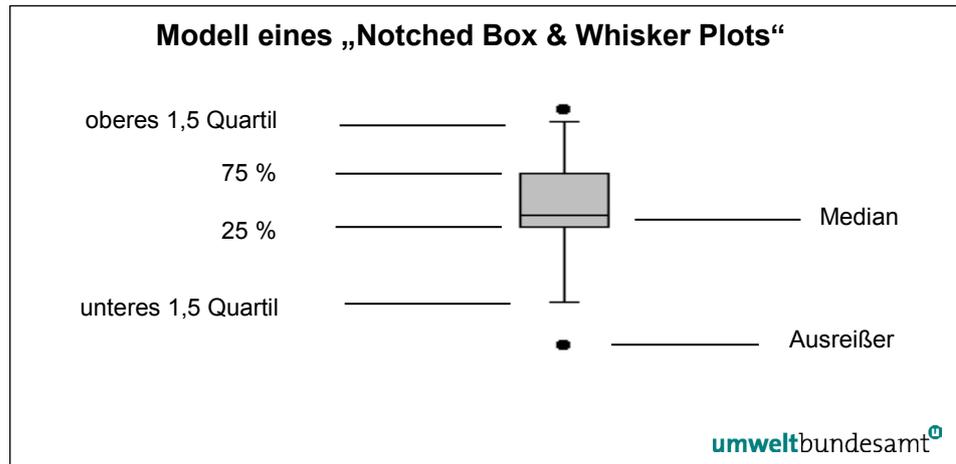
Für die statistischen Berechnungen bzw. die grafischen Darstellungen wurden die gemessenen Konzentrationen unabhängig von der Moosart verwendet. Für den Fall, dass Werte unter der validierten Bestimmungs- oder Nachweisgrenze lagen, wurden für die Berechnungen trotzdem die gemessenen Werte eingesetzt. Dies war nur bei manchen PAHs und bei einer Probe für Stickstoff notwendig, alle weiteren Elemente (Schwermetalle, Aluminium, Schwefel) lagen über der Bestimmungsgrenze.

In der **beschreibenden Statistik** wurden die gängigen Verfahren (Mittelwerte, Mediane, Minimum, Maximum und Standardabweichung) sowie die Darstellung der Ergebnisse mittels "Box & Whisker Plots" gewählt.

**explorative  
Datenanalyse**

Abbildung 1 zeigt ein Modell für die Darstellungsform eines "Box & Whisker Plots". Durch diese Diagramme wird die Lage, Streuung und Schiefe einer Messwertreihe dargestellt. Während die "boxes" den Hälftespielraum eingrenzen, geben die "whiskers" Auskunft über die Variabilität. Extrem abweichende Werte sind als einzelne Sterne markiert. Der Abstand des ersten und dritten Quartils vom Median gibt Auskunft über die Verteilung (Schiefe) der Daten.

Abbildung 1:  
Modell eines „Notched  
Box & Whisker Plots“.



**Cochran's C-Test** Zur Überprüfung, ob die einzelnen Gruppen aus Grundgesamtheiten mit gleicher Varianz stammen, wurde ein **Cochran's C-Test** verwendet. Er basiert auf dem Verhältnis der größten Gruppenvarianz zur Summe aller Gruppenvarianzen. Für genügend große Stichproben gibt ein nicht signifikanter P-Wert an, dass nicht angenommen werden kann, dass sich die Varianzen unterscheiden.

**Normalisierung** Für die Normalisierung und Summenberechnung wurde für jedes Element aus allen Jahren der höchste Wert als Maximalwert gezogen, dann wurden alle anderen Werte durch diesen dividiert und daraus wurde dann über die Jahre die Summe gezogen.

N und Sb wurden aus der Zeitreihen-Analyse ausgeschlossen, weil für diese Elemente keine Daten aus 2000 und 1995 vorhanden waren. Für Al wurde die Normalisierung nur für den Zeitraum 2000–2015 durchgeführt. Für alle anderen Elemente war der Normalisierungszeitraum 1995–2015.

Somit wurde die Normalisierung für As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mo, Ni, Pb, V, Zn und S für den Zeitraum 1995–2015 und für Al von 2000–2015 durchgeführt.

**Korrelationen** Der **Spearman's Rangkorrelationskoeffizient** ist ein Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient für ordinale bzw. nicht normal verteilte Daten und wurde zur Ermittlung gegenseitiger Beziehungen verwendet (z. B. Korrelationen zwischen den einzelnen Elementen). Nachdem in fast allen Fällen nicht normal verteilte Daten vorlagen, wurde dieser Test dem Pearson Korrelationstest vorgezogen.

**Testverfahren** Mittels der **einfaktoriellen Varianzanalyse (One-Way-ANOVA)** wurden die Regionen miteinander verglichen, und zwar durch den Vergleich der Varianz zwischen den Gruppen mit der Varianz innerhalb der Gruppen. Weil sich die totale Varianz aus den zwei genannten Komponenten zusammensetzt, spricht man von Varianzanalyse. Die einfaktorielle ANOVA ist die Verallgemeinerung des t-Tests im Falle von mehr als zwei Gruppen. Mittels **Multiple-Range-Test** wurden das Größenausmaß und die Signifikanz der Unterschiede getestet.

**PCA (principle component analysis)** Die **Hauptkomponentenanalyse** ermöglicht es, aus einer großen Anzahl von Variablen durch Reduktion der Datendimensionalität lineare Zusammenhänge zu finden, welche einen großen Teil der Variabilität des Datenmaterials erklären. Die einzelnen Komponenten werden entlang von Achsen aufgetragen. Die Gewichtung dieser Achsen (Eigenvalue) wird in Prozent angegeben. Die Nähe zweier Punkte im Streudiagramm zeigt demnach Gemeinsamkeiten in Bezug auf die den Achsen entsprechenden Faktoren auf.

Für die Untersuchung des Zeittrends innerhalb der ICP-Sites wurden sogenannte **Markov chain Monte Carlo Sampler for Multivariate Generalised Linear Mixed Models** verwendet (Funktion MCMCglmm; R 3.2.2; HADFIELD 2010). Dies sind Regressionsmodelle aus der Familie der Generalisierten Linearen Mixed Models, wobei die Koeffizienten, die Quantilen und die P-Werte nicht-parametrisch über sog. RE-Sampling ermittelt werden. Dies sind statistische Modelle, die sowohl sog. Fixed Effects als auch Random Effects enthalten, also gemischte Effekte. Diese Modelle werden insbesondere dann verwendet, wenn wiederholte Messungen an den gleichen statistischen Einheiten durchgeführt werden. Als abhängige Variablen wurden die Messwerte der Elemente verwendet, wobei für jedes Element ein eigenes Modell berechnet wurde. Um eine Normalverteilung zu erreichen, wurden die Messwerte wurzeltransformiert und anschließend standardisiert und zentriert, damit die Modellergebnisse zwischen den Elementen vergleichbar sind. Das Jahr der Untersuchung geht als Fixed Factor (i.e. erklärende Variable) in die Modelle ein. Da es sich um wiederholte Messungen an immer gleichen Standorten handelt, wurde die Standorts-ID als Random Factor definiert.

### **Zeitreihenanalyse**

Für die Normalisierung und Summenberechnung wurde für jedes Element aus allen Jahren der höchste Wert als Maximalwert gezogen und dann wurden alle anderen Werte durch diesen dividiert. Daraus wurde dann über die Jahre die Summe gezogen. Dies wurde aber nur für die Jahre 2000, 2005, 2010 und 2015 gemacht, da für Al 1995 nicht vorhanden ist. Ebenso wurden Sb und N nicht verwendet, da diese keine 2000er-Daten haben.

### **Summenkarten**

Als Signifikanzniveau für alle Signifikanztests wurde – soweit nicht anders angegeben –  $p < 0,05$  festgelegt.

### **Signifikanzniveau**

## **2.5 Erstellung der Ergebnisse in Kartenform**

Die grafische Darstellung der Konzentrationsdaten in Kartenform erfolgte in Übereinstimmung mit Angaben in der Literatur (WOLTERBEEK et al. 1995, THÖNI et al. 1996, HALLERAKER et al. 1998, REIMANN et al. 2001, SCHRÖDER & PESCH 2004) ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen Arten. Die Aufnahmekapazitäten der in Österreich verwendeten Monitoring-Arten wurden in der vorliegenden Arbeit grundsätzlich als gleich bzw. vergleichbar angenommen.

### **keine Unterscheidung der Arten**

Als Darstellungsformen wurden einerseits Punktkarten für die Ergebnisse des Jahres 2015, andererseits Balkendiagramme für die Zeitreihen gewählt. In den Punktkarten wurden die Konzentrationen entsprechend den Analysewerten absolut aufgetragen, d. h. die Punktgröße entspricht dem Messwert. Die Zeitreihen sind an den einzelnen Aufsammlungspunkten durch Balkendiagramme dargestellt. Da sich manche Punkte durch extrem hohe Werte auszeichneten, wurden diese aus Gründen der Lesbarkeit der Gesamtkarten außerhalb der Fläche dargestellt (siehe z. B. Karte Karte 46). Für jedes Element und jedes untersuchte PAH wurde eine Karte erstellt. Außerdem gibt es noch Summenkarten (normalisierte Aufsummierung aller Elemente; Karte 54)

### **Punktkarten und Zeitreihenkarten**

Beide Darstellungsformen der Untersuchungsergebnisse wurden mit Hilfe geografischer Informationssysteme erstellt. Zur Anwendung kam dabei das Produkt ArcGIS der Firma ESRI in der Version 8.2, wobei in ArcMap mit dem Geostatistical Analyst gearbeitet wurde.

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Ergebnisse Metalle, Halbmetalle, Schwefel und Stickstoff

#### 3.1.1 Allgemeines

In Anhang 2 sind die Ergebnisse der Metall- und Elementanalytik aller 75 gesammelten Standorte in Tabellenform aufgelistet. Dabei sind jene Standorte, welche an die ICP-Vegetation übermittelt wurden, besonders gekennzeichnet.

Des Weiteren finden sich im Anhang 4 die Karten mit den geografisch zugeordneten Werten zu jedem einzelnen Element. Als Anhang 5 gibt es auch erstmals Karten, in denen die Veränderungen jedes einzelnen Elements an jedem Standort auf einen Blick ersichtlich sind.

Im Folgenden sind die Ergebnisse für die Metalle sowie für N und S nach Elementen und innerhalb dieser nach Themenschwerpunkten (z. B. Raumeinheiten, Zeitreihen) gegliedert. Die grafischen Gegenüberstellungen der Regionen erfolgten primär anhand des Gesamtdatenmaterials, weil bei den ICP-Punkten manche Regionen zu wenige Standorte aufweisen (siehe Tabelle 1). Der statistische Vergleich der Zeitreihen beruht aber aus Gründen der Vergleichbarkeit auf den durch statistische Auswahl gewonnenen ICP-Punkten (siehe auch Kapitel 2.1.1).

Die Angaben zu natürlichem Vorkommen, Verwendung, Hauptemissionsquellen und die Auswirkungen auf die Umwelt sind nur kurz gehalten. Für eine eingehende Behandlung dieser Themen wird auf die weiterführende Literatur verwiesen. Falls nicht weiter angegeben, beruhen die Angaben in den Kapiteln 'Allgemeines' auf folgender Literatur: CHRISTEN (1973), LEHNINGER (1977), ADRIANO (1986), PACYNA & OTTAR (1989), MERIAN (1991), MARKERT (1992), VERNET (1991), VERRY & VERMETTE (1992) und STREIT (1994).

Die angegebenen Konzentrationen sind die Gesamtkonzentrationen im Moos, angegeben in  $\mu\text{g pro g}$  (=  $\mu\text{g/g}$ ) Trockengewicht (TG) Moos. Diese Gesamtkonzentration beinhaltet einerseits Moos-spezifische Konzentrationen, die aber mit Ausnahme von N, S und Zn sehr gering sind, andererseits eben jene Menge an Stoffen, welche über die Atmosphäre am Moose deponiert und dort festgehalten wurde.

#### 3.1.2 Verteilung der Konzentrationsdaten

Die Verteilung der Konzentrationsdaten entsprach bei weitgehend allen Elementen (Schwermetalle, Aluminium, Stickstoff, Schwefel) einer links-schiefen Verteilung. Diese Form der Verteilung von Konzentrationsdaten anthropogener Schadstoffe in biologischen Materialien ist bekannt (z. B. KOSTKA-RICK et al. 2001). Normal verteilt waren hingegen die Daten der Elemente Hg, Zn, N und S. Für die statistischen Berechnungen wurden die Daten normalisiert.

### 3.1.3 Multivariate Auswertung der Daten

Die Daten der einzelnen Standorte und Elemente wurden mittels Hauptkomponentenanalyse (Principle Component Analysis – PCA; siehe Abbildung 2 und Abbildung 3) analysiert.

Bei Verwendung aller Standorte als Datengrundlage erklären die ersten drei Variablen 69,1 % der gesamten Variabilität, wobei auf Komponente eins 39,5 %, Komponente zwei 19,5 % und auf Komponente drei 10,1 % entfallen.

Die Komponente eins wird vor allem von primär geogen bedingten Elementen (Al, As, Co, V, Cr, Fe) geprägt. Diese Elemente haben einen hohen Anteil im Boden. Treten diese Metalle gemeinsam in besonders hohem Maße auf, kann abseits von metallverarbeitenden Betrieben von einer sekundären Bodenkontamination durch z. B. vom Wind transportierte Teilchen, welche dadurch auf die Moose gelangen, ausgegangen werden. In der Eisen(verarbeitenden)-Industrie werden diese Elemente aber auch anthropogen freigesetzt. Die Kontamination, egal ob durch Bodenkontamination oder durch Industrieemissionen, ist in jedem Fall für die Nahrungskette relevant, auch wenn die zeitliche Zuordenbarkeit nicht gegeben ist.

**primär geogene  
Quellen**

Komponente zwei wird vorwiegend durch Elemente geprägt, die fast ausschließlich anthropogen freigesetzt werden (z. B. SUTHERLAND et al. 2000, TAKEDA et al. 2000, ZECHMEISTER et al. 2010, NORDLØKKEN et al. 2015). Die Gruppe mit Cu, Zn und Sb wird vorwiegend durch den Verkehr emittiert (z. B. HARRISON et al. 2003, ZECHMEISTER et al. 2005b). Gut in diese Gruppe passen die Elemente N und S, im Falle von N mit ebenfalls einem hohen Anteil aus dem Verkehr. Die meisten dieser Elemente werden vorwiegend über Verbrennungsprozesse freigesetzt und gelangen als kleinste Teilchen in die Atmosphäre. An Aerosole gebunden, werden sie auch über weite Strecken verfrachtet und häufig über Niederschläge deponiert.

**anthropogene  
Quellen**

Blei wurde bis vor wenigen Jahren fast ausschließlich anthropogen freigesetzt (verbleites Benzin als Hauptquelle). Mit Ausnahme ganz weniger Standorte stammt Pb heute vermutlich überwiegend aus dem Bodestaub. Daher erklärt sich seine Übergangstellung zwischen Komponente eins und zwei.

**Sonderstellung Pb**

Die Sonderstellung von Mo könnte mit seinem primären Vorkommen als Molybdat-Anion in Verbindung stehen. Der Aufnahmemechanismus von Anionen durch Moose ist weitgehend ungeklärt. Beide Elemente sind u. a. auch Zeiger für Verbrennungsprozesse.

**Sonderstellung Mo  
und Cd**

Die in Abbildung 2 dargestellte PCA wird stark von den Standorten 186-1 (Treibach/Althofen) und 84-1 (Schattwald/Reutte) geprägt. An beiden Standorten sind seit Jahrzehnten die Werte von Mo und V extrem erhöht und gehören zu den höchsten bekannten Konzentrationen in Europa. In der Umgebung der beiden Sammelpunkte gibt es einschlägig bekannte Emittenten. Durch Weglassen dieser beiden Standorte verändert sich die Stellung von V deutlich – das Element wird stark in die geogenen Elemente eingeordnet. Die Stellung von Mo verändert sich Richtung Cd (siehe Abbildung 3). Durch Abbildung 3 wird die übliche Gemeinsamkeit in den Freisetzungsmustern besser unterstrichen.

**Ausreißer verändern  
PCA stark**

Abbildung 2:  
Plot der ersten beiden  
Komponenten der PCA  
(Principle Component  
Analysis) für alle Metalle  
sowie für N und S;  
Datengrundlage sind  
alle Standorte.

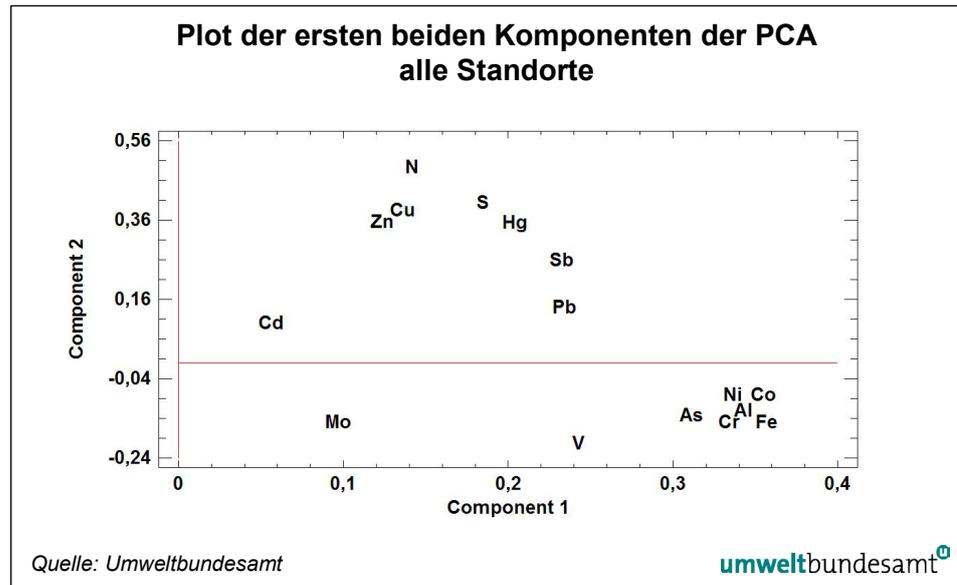
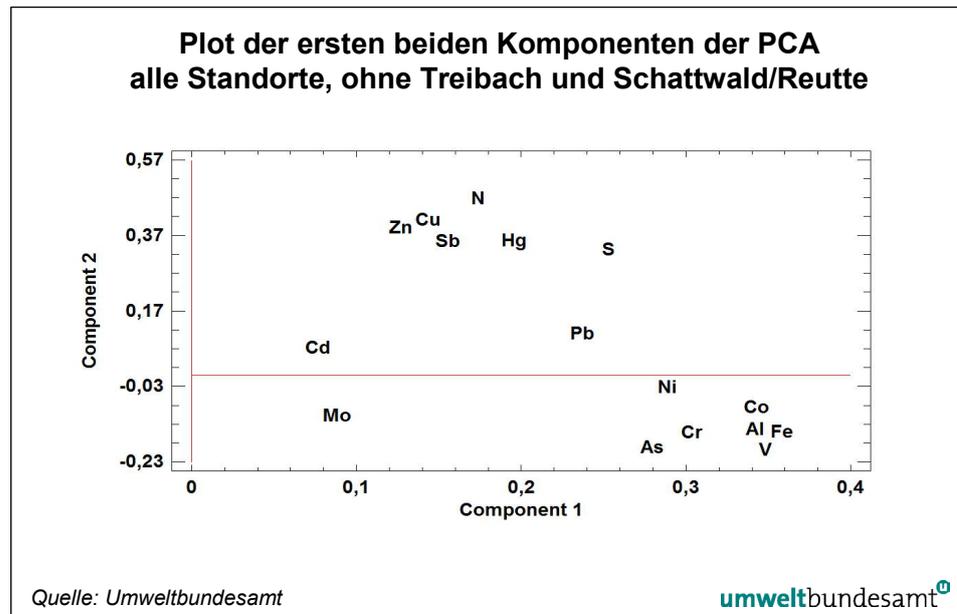


Abbildung 3:  
Plot der ersten beiden  
Komponenten der PCA  
(Principle Component  
Analysis) für alle Metalle  
sowie für N und S;  
Datengrundlage sind  
alle Standorte ohne die  
beiden extremen  
Ausreißer 186-1  
(Treibach) und 84-1  
(Schattwald/Reutte).



### 3.1.4 Al (Aluminium)

#### 3.1.4.1 Allgemeines

Aluminium (OZ<sup>1</sup> 13; AM<sup>2</sup> 26,98) gilt nicht als essenzielles Element.

#### **Toxizität von Al**

Freie Al-Ionen sind für Pflanzen nicht essenziell, aber oft toxisch. Die Löslichkeit von Al steigt unter einem pH-Wert von 5,5 stark an und ist z. B. in Mooren ein limitierender toxischer Faktor. Bei manchen Pflanzen (z. B. Farnen) scheint Al aber auf das Wachstum fördernd zu wirken. Al<sup>+3</sup> ist in sauren ungepufferten Gewässern toxisch für Fische. Die akute Toxizität für den Menschen ist gering,

<sup>1</sup> Ordnungszahl

<sup>2</sup> relative Atommasse

Schäden entstehen vor allem durch chronische Belastungen, z. B. durch das Einatmen von Al-Staub (Aluminose). Al wird beim Menschen in den Haaren und in der Lunge angereichert.

Aluminium ist das wichtigste Leichtmetall, es wird durch Schmelzflusselektrolyse aus Bauxit gewonnen. Neben Emissionen bei der Herstellung von Al erfolgt eine Beeinflussung der Umwelt durch andere industrielle Prozesse (Verpackungen, Schleifmittel, Glas, Porzellan, Ziegel oder Chemikalien) und Haushaltsabfälle.

Der durchschnittliche Al-Gehalt der Erdkruste beträgt ca. 8 %, in ähnlichen Größenordnungen kommt Al auch im Boden vor. Das Metall ist in Form von Al-Silikat als dritthäufigstes Element am Aufbau der Erdkruste beteiligt. In dieser Untersuchung wird Al daher vor allem als Zeiger für sekundäre Bodenkontamination verwendet. Dies steht im Einklang mit Ergebnissen aus der Literatur (z. B. RAMADAN et al. 2000, TAKEDA et al. 2000, FERNANDEZ et al. 2015).

### Verwendung von Al

### natürliche Vorkommen von Al

#### 3.1.4.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Al-Konzentrationen lag bei 874  $\mu\text{g/g}$ , der Median bei 690  $\mu\text{g/g}$ , der geringste Wert betrug 200  $\mu\text{g/g}$ , der höchste Wert lag bei 4.200  $\mu\text{g/g}$  (Stranzendorf/Hollabrunn) (siehe auch Abbildung 4).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Al-Konzentrationen lag bei 750  $\mu\text{g/g}$ , der Median bei 600  $\mu\text{g/g}$ , der geringste Wert betrug 200  $\mu\text{g/g}$ , der höchste Wert lag bei 3.700  $\mu\text{g/g}$  (Schattwald).

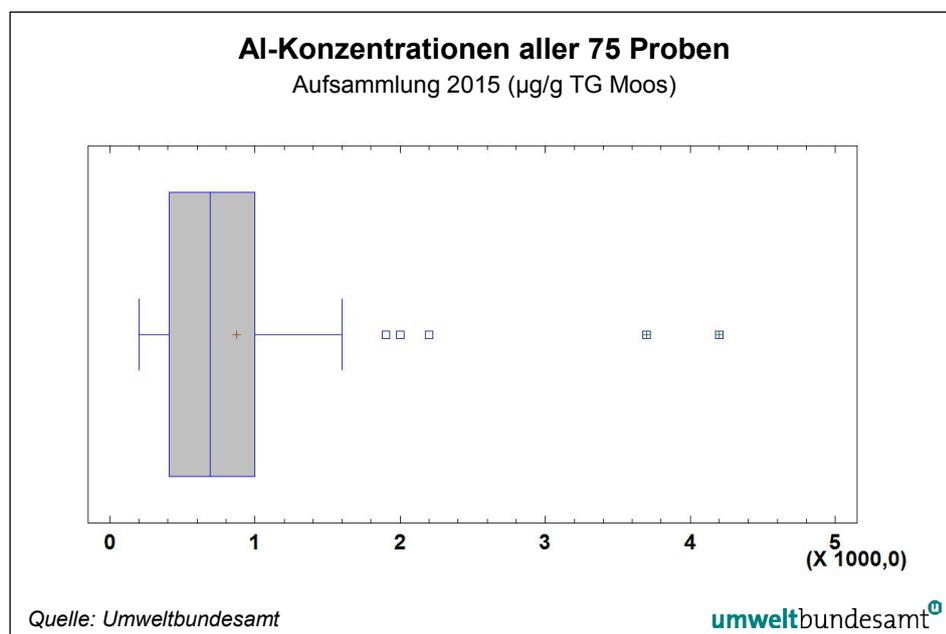


Abbildung 4:  
Boxplot der  
Al-Konzentrationen in  
allen 75 Proben (in  $\mu\text{g/g}$   
TG Moos).

#### 3.1.4.3 Raumeinheiten

Die Raumeinheit 2 (pannonischer Raum) unterschied sich signifikant von allen anderen Regionen (siehe Abbildung 5). Dieses Ergebnis ist vergleichbar mit allen bisherigen Aufsammlungen.

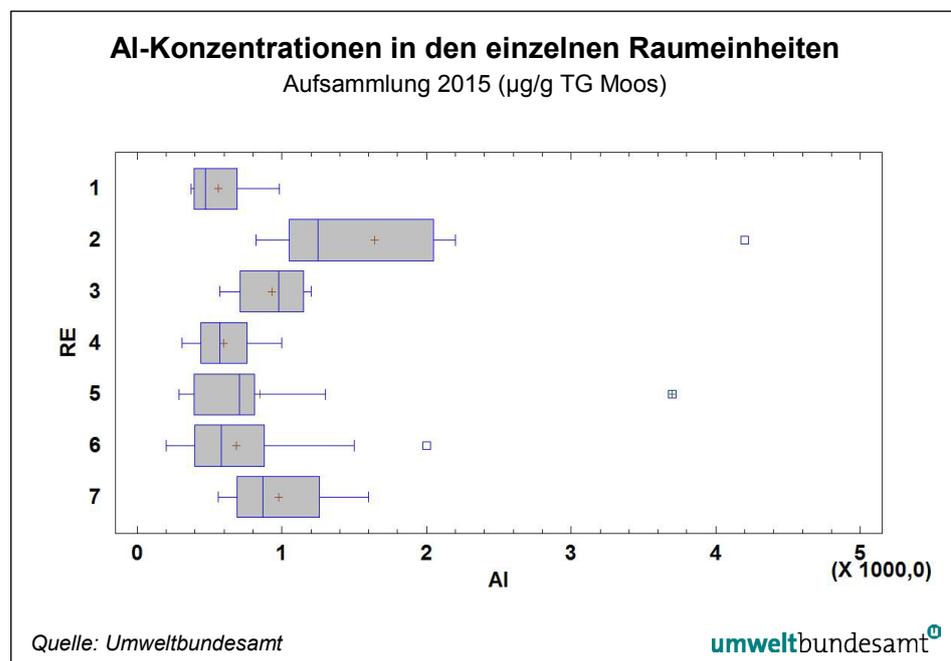
### erhöhte Werte im Osten Österreichs

**Al als Bodenzeiger**

Wie bereits in Kapitel 3.1.3 angeführt, ist Al einer der Bodenzeiger. Die erhöhten Al-Werte in Raumeinheit 2 sind primär auch auf Bodenstaub zurückzuführen. Die Landschaften des Ostens werden von intensiv genutzter Acker- und Weinbau-Landwirtschaft dominiert. Weite, offene Flächen prägen große Teile des Landschaftsbildes. Bedingt durch die Bewirtschaftungsmethoden (rascher Umbruch nach der Ernte, extrem tiefes Pflügen) liegen große Flächen im Jahreslauf immer wieder ohne Vegetationsbedeckung frei. In Zusammenhang mit geringen Niederschlägen und regelmäßigem, starkem Wind werden große Mengen an Bodenmaterial verblasen. Die aufgewirbelten Staub- und Bodenteilchen werden auch auf den Moosen deponiert. Mit den Bodenteilchen werden auch Schwermetalle transportiert, deren ursprüngliche Ausbringung (z. B. über Pestizide, Düngemittel) Jahre zurückliegen kann. Doch auch die aus diesen alten Ablagerungen deponierten Teilchen sind rezent in Stoffwechsel und Nahrungsketten zu berücksichtigen. Dieses grundsätzliche Problem muss bei allen erhöhten Werten der Raumeinheit 2 in Betracht gezogen werden (siehe z. B. As, Cr, Fe). Dennoch dürfen die regionalen Quellen bei erhöhten Werten nicht außer Acht gelassen werden.

Eine ähnliche Situation könnte bei Punkt 84-1 (Schattwald/Reutte; Region 5) vorliegen, dem Standort mit den zweithöchsten Al-Konzentrationen. Allerdings gibt es hier auch in einer Entfernung von unter 15 km einen bedeutenden metallverarbeitenden Betrieb und ebensolche im angrenzenden Deutschland. Der Standort zeigte auch bereits 2010 die höchsten Werte.

Abbildung 5:  
„Box & Whisker Plots“  
der Al-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



**3.1.4.4 Zeitreihe Al (2000–2015)**

Die Aufsammlung 2000 unterschied sich signifikant von den Aufsammlungen 2005, 2010 und 2015. Die Konzentrationen sind im Mittel von 1.083 µg/g im Jahr 2000 auf 750 µg/g im Jahr 2015 gesunken (siehe Abbildung 6).

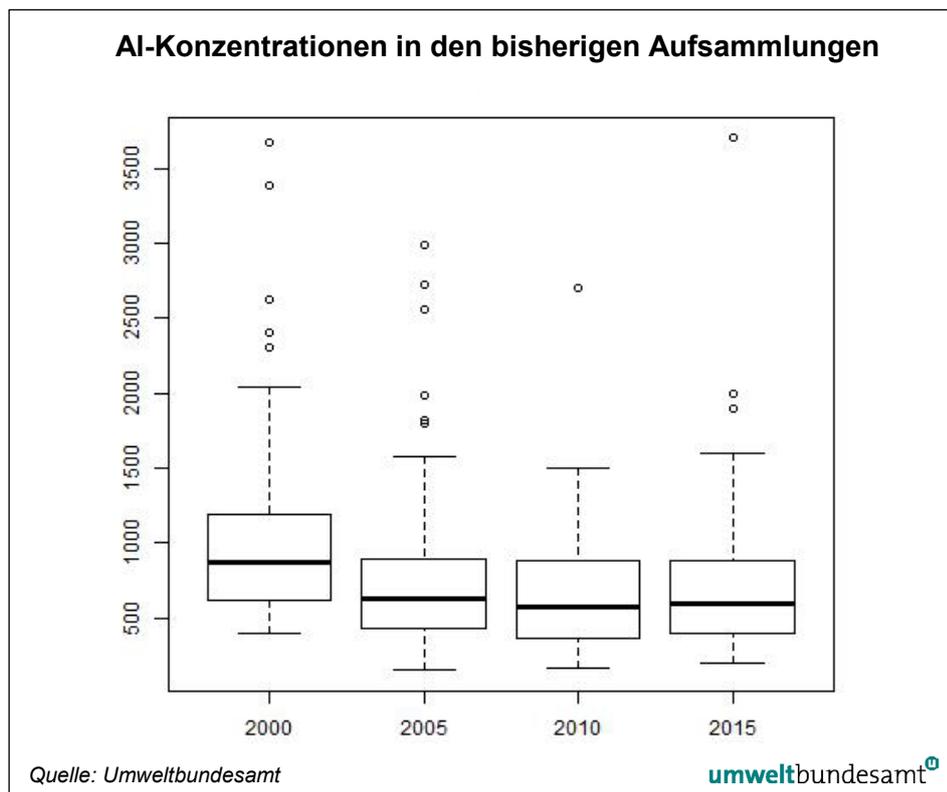


Abbildung 6:  
„Box & Whisker Plots“  
der Al-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.5 As (Arsen)

#### 3.1.5.1 Allgemeines

Arsen (OZ 33; AM 74,9) ist ein Halbmetall und wird demnach nicht zu den eigentlichen Schwermetallen gerechnet. As ist für Pflanzen nicht essenziell. Beim Menschen wird es meist rasch über die Nieren ausgeschieden. As gilt bei Säugetieren in höheren Konzentrationen jedoch als karzinogen. Seine Toxizität ist aber stark von der As-Spezies und seinen Verbindungen (organisch/anorganisch) abhängig. Am toxischsten sind Arsenit ( $\text{As}^{3+}$ ) und Arsenat ( $\text{As}^{5+}$ ).

Arsen steht an 52. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt gediegen als Scherbenkobalt vor; das wichtigste Arsenerz ist Arsenkies ( $\text{FeAsS}$ ). Stein- und vor allem Braunkohle enthalten Konzentrationen bis zu  $1.500 \mu\text{g/g}$ . Böden enthalten durchschnittlich  $20 \mu\text{g/g}$  (ÖNORM L 1075).

Die weltweite As-Emission beruht einerseits auf natürlichen vulkanischen Aktivitäten, andererseits vor allem auf anthropogen verursachten Verbrennungsprozessen (Flugasche von Kohlekraftwerken), auf der Erzverarbeitung, auf der industriellen Verarbeitung von As-Verbindungen und der direkten Verwendung von Arsen in der Landwirtschaft. Letztere ist weltweit gesehen für ca. 50 % des Gesamtverbrauchs von As verantwortlich (ADRIANO 1986). As wird vor allem in Form des Kupferarsenitacetat als Pestizid mit unterschiedlicher Wirkung eingesetzt (Herbizid, Insektizid, Fungizid, Rodentizid etc.). Des Weiteren findet es außerhalb Europas auch als Holzschutz- oder Desinfektionsmittel weite Verwendung. In Österreich darf Arsen-behandeltes Holz nur in Ausnahmefällen verwendet werden (Chemikalien-Verbotsverordnung 2003; [BGBl. II Nr. 477/2003](#) i.d.g.F.).

#### **Toxizität von As**

#### **natürliche Vorkommen von As**

#### **Verwendung von As**

**Österreich:  
Hauptemittenten  
sind Holz- und  
Kohlefeuerungen**

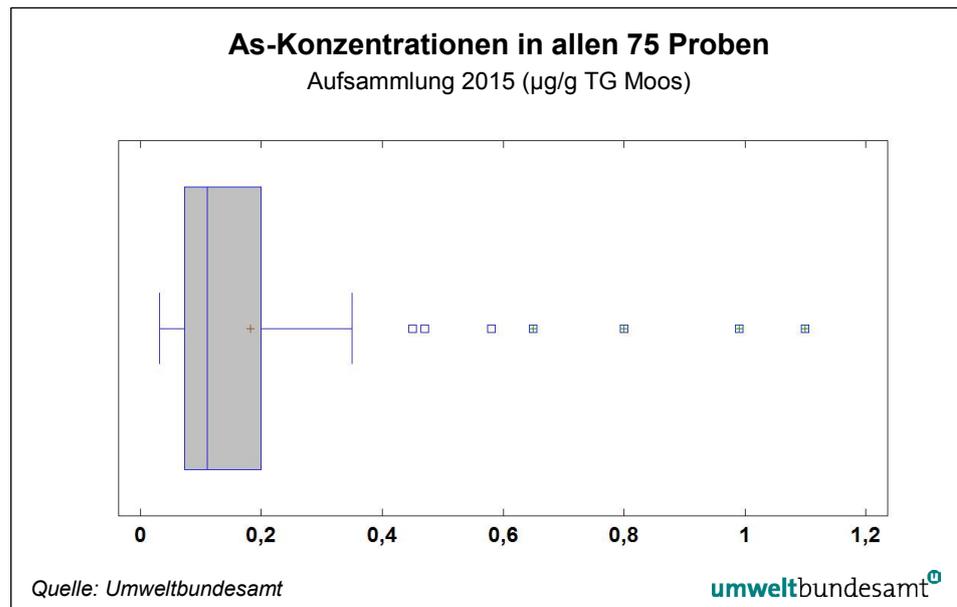
In Österreich wird As primär durch Holzheizungen und Kohlefeuerungen freigesetzt. Diese beiden Verbrennungsprozesse machen 50 % bzw. 25 % der Gesamtemission aus. In geringem Umfang scheinen Verhüttungsprozesse sowie die metallurgische Industrie an der Freisetzung ebenfalls beteiligt. Der Einsatz von As-Verbindungen als Pestizid, der z. B. im Weinbau eine große Rolle gespielt hat, ist heute verboten. As ist auch Bestandteil der Emissionen aus der Zementindustrie. Im Allgemeinen ist es in ehemaligen Bergbaugebieten erhöht (UMWELTBUNDESAMT 1995a, HACKL & MAUSCHITZ 2001, UMWELTBUNDESAMT 2016).

**3.1.5.2 Österreich gesamt**

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller As-Konzentrationen lag bei 0,18 µg/g, der Median bei 0,11 µg/g, der geringste Wert betrug 0,032 µg/g, der höchste Wert lag bei 1,1 µg/g (Mattersburg), siehe auch Abbildung 7.

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller As-Konzentrationen lag bei 0,16 µg/g, der Median bei 0,094 µg/g, der geringste Wert betrug 0,032 µg/g, der höchste Wert lag bei 1,1 µg/g (Mattersburg).

Abbildung 7:  
Boxplot der  
As-Konzentrationen in  
allen 75 Proben  
(in µg/g TG Moos).



**3.1.5.3 Raumeinheiten**

**erhöhte  
Konzentrationen im  
Nordosten**

Wie bereits in den Studien von 1995 und 2000 gezeigt, wies besonders der Nordosten Österreichs (Region 2) hohe As-Konzentrationen auf (siehe Abbildung 8). Diese Raumeinheit unterschied sich wie bisher statistisch signifikant von allen anderen Regionen, die sich ihrerseits im statistischen Sinne nicht von einander unterschieden (Multiple Range-Test).

**Ursachen der  
erhöhten As-Werte**

Die erhöhten Werte der Ostregion haben mehrere Ursachen: Maßgeblichen Einfluss haben die Emissionen (Kohlefeuerung) des Wiener Ballungsraumes. Andererseits sind auch verstreute lokale Emissionsquellen nicht außer Acht zu lassen. Zementwerke sind eine weitere wichtige Quelle im Gebiet. Arsenhaltige

Pestizide aus dem Weinbau und aus anderen landwirtschaftlichen Flächen sind heute zwar verboten, dürften aber aufgrund ihrer Persistenz in den Böden und aufgrund ihrer Verfrachtung über den Bodestaub im pannonischen Raum nach wie vor eine Rolle spielen (siehe auch AI).

Da die unmittelbaren östlichen Nachbarländer an den letzten beiden Aufsammlungen im Projekt nicht beteiligt waren (HARMENS et al. 2013b), lässt sich der Einfluss des Ferntransports aus den slowakischen und polnischen Industrieregionen sowie der in Bratislava ansässige Raffinerie nicht mehr nachvollziehen, dürfte aber auch weiterhin als Quelle gelten.

Am Punkt 76-2 (Bad Sauerbrunn, Region 2) zeigten sich seit 2000 die höchsten Konzentrationen. Hier gibt es zwar auch natürliche CuAs-Vererzungen (WEBER 1997), anthropogene Einflüsse sind in diesem industrialisierten Raum (Wr. Neustadt) aber sehr wahrscheinlich (siehe Kapitel 3.4).

**Ferntransport aus dem Osten**

**hoch belastete Industriegebiete**

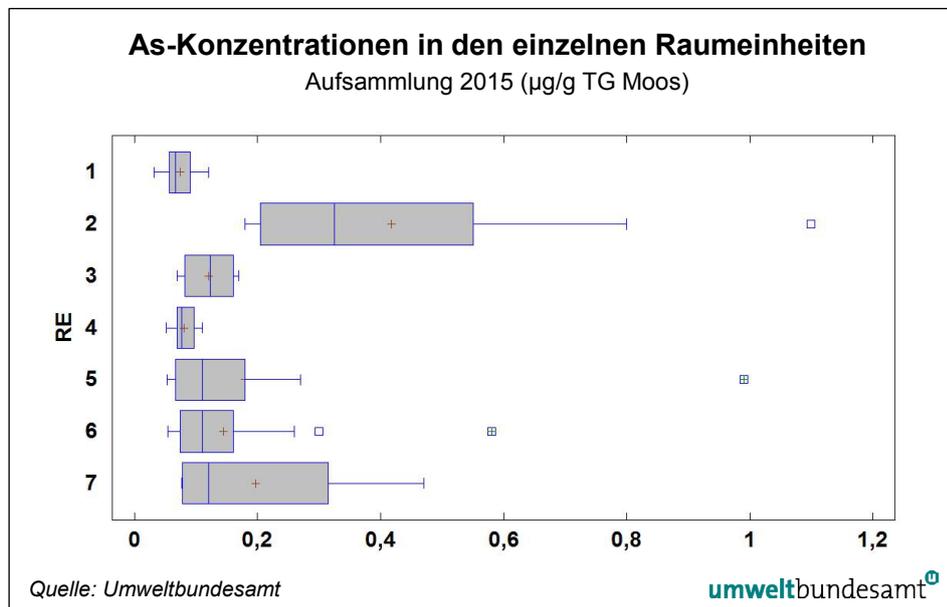
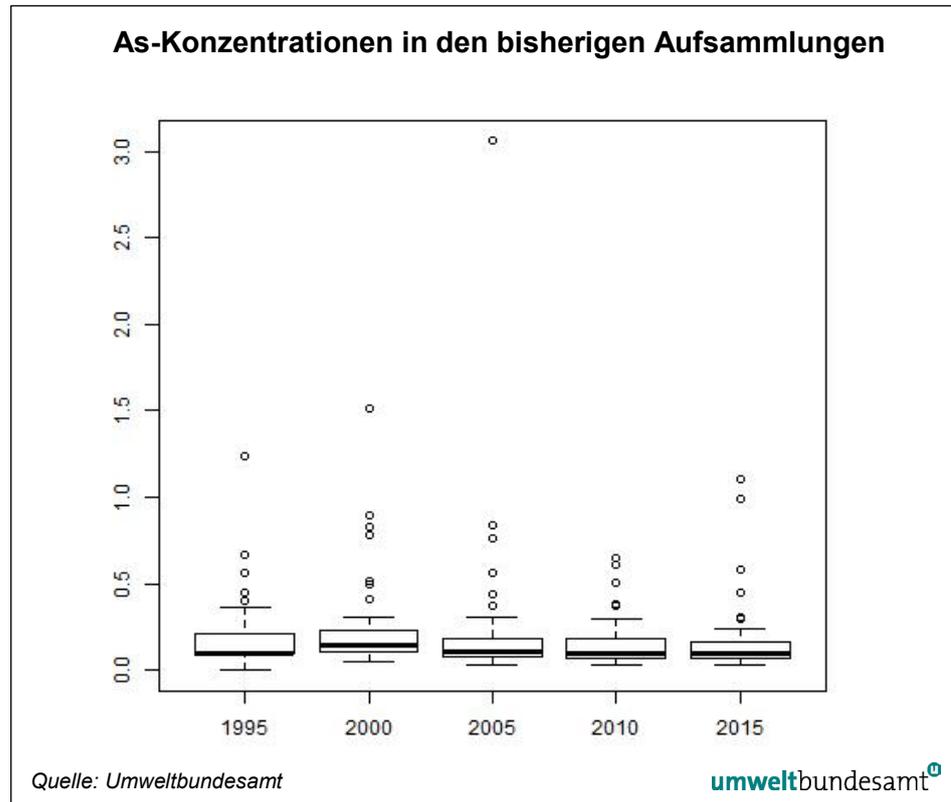


Abbildung 8:  
„Box & Whisker Plots“  
der As-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.5.4 Zeitreihe As (1995–2015)

Statistisch gesehen gibt es trotz stetig abnehmender Durchschnittskonzentrationen keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren. Dieser Fall tritt sonst nur noch bei Cr auf (siehe Abbildung 9, Tabelle 3).

Abbildung 9:  
„Box & Whisker Plots“  
der As-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.6 Cd (Cadmium)

#### 3.1.6.1 Allgemeines

##### Toxizität von Cd

Cadmium (OZ 48; AM 112,4) ist ein für fast alle Lebewesen toxisches, nicht essenzielles Schwermetall. Die Hauptaufnahmewege bei Menschen sind einerseits die Nahrung, andererseits die Inhalation (Staub, Rauchen usw.). Bei Säugtieren lagert sich Cd vor allem in Nieren und Leber ab. Cd und seine Verbindungen sind als „eindeutig krebserregend“ klassifiziert. Cd gehört zu den drei Metallen, welche nach dem Aarhus-Protokoll im Rahmen der LRTAP-Konvention der UNECE berichtet werden müssen (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

##### natürliche Vorkommen von Cd

Cadmium steht an 64. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt zumeist mit Zinkmineralien vergesellschaftet vor (z. B. Zinkblende, ZnS), aus welchen es auch gewonnen wird. In karbonatfreien Böden ist Cd sehr viel mobiler, die Gehalte sind dementsprechend niedriger als in von Karbonat beeinflussten Böden. Remobilisierung und Vertragung durch den Wind sind daher in Kalkgebieten wahrscheinlicher.

##### Verwendung von Cd

Cadmium ist das Element mit dem weltweit zweithöchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor (5,4) (nach VERRY & VERMETTE 1992). Verwendung findet Cd vor allem in der Autoindustrie (z. B. Rostschutz, Legierungen), der Batterieherstellung (Ni-Cd), bei der Plastikerzeugung (Polyvinyl), in der Photoindustrie und in der Landwirtschaft (Fungizide und Düngemittel). Durch Verbrennungsprozesse freigesetztes Cd lagert sich an Aerosolpartikel ( $< 2 \mu\text{m}$ ) an, welche eine relativ lange Verweildauer in der Atmosphäre haben (bis zu 10 Tage) und in dieser Zeit über weite Strecken verfrachtet werden können (BARRIE & SCHEMENAUER 1989, UMWELTBUNDESAMT 2015a).

In Österreich wird Cd vorwiegend bei der Verbrennung von festen (fossilen) Brennstoffen freigesetzt. Weitere wichtige Faktoren sind die thermische Müllbehandlung, die Erzeugung und Wiederverwertung von (lackierten) Metallen und die Zementindustrie. In Österreich sind die Hauptemittenten die Industrie (39 %), der Hausbrand (26,5 %) und die Energieversorgung (26 %) (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Der Anteil des Verkehrs wird unterschiedlich geschätzt.

### **Emissionsquellen in Österreich**

#### **3.1.6.2 Österreich gesamt**

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Cd-Konzentrationen liegt bei 0,13 µg/g, der Median bei 0,1 µg/g, der geringste Wert betrug 0,028 µg/g, der höchste Wert liegt bei 0,65 µg/g (Zell-Pfarre) (siehe Abbildung 10).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Cd-Konzentrationen liegt bei 0,128 µg/g, der Median bei 0,099 µg/g, der geringste Wert betrug 0,028 µg/g, der höchste Wert liegt bei 0,65 µg/g (Zell-Pfarre).

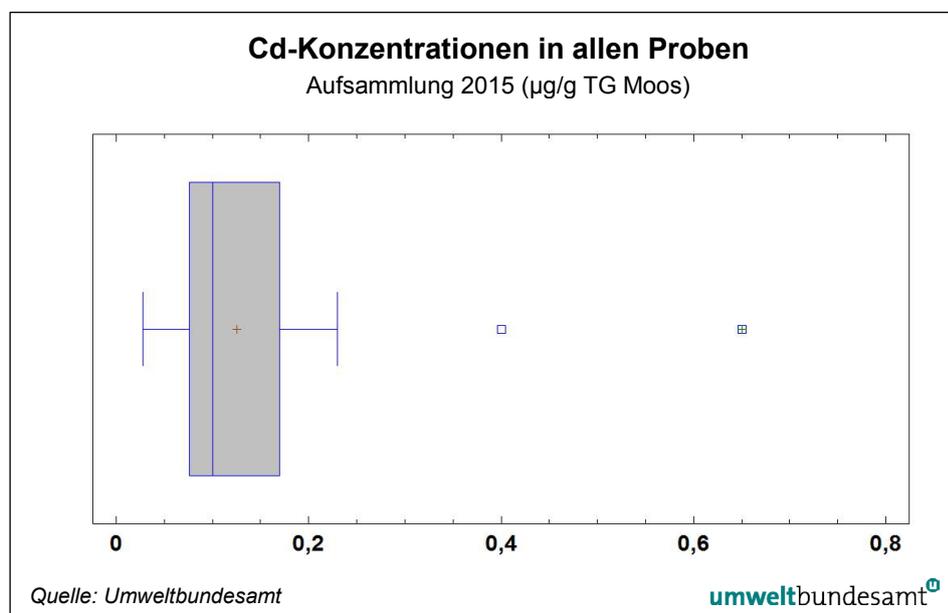


Abbildung 10:  
Boxplot der Cd-Konzentrationen in allen 75 Proben (µg/g TG Moos).

#### **3.1.6.3 Raumeinheiten**

Region 7 (Südl. Kalkalpen und zugehörige Beckenlandschaften) zeigte signifikant höhere Werte als alle anderen Regionen (siehe Abbildung 11). Dies hat mehrere Ursachen. Einerseits dürfte der Hausbrand regional eine größere Rolle spielen, andererseits gibt es lokale Emittenten (Batteriewerke). Außerdem liegen hier die bedeutendsten Pb-Zn-Vorkommen in Österreich, die aber relativ Cd-reich sind (CERNY & SCHROLL 1995). Region 3 (Südosten) war ebenfalls deutlich erhöht. In beiden Regionen muss berücksichtigt werden, dass hier nur wenige Punkte vorliegen und ein einzelner Punkt (z. B. 212-1, Zell Pfarre) das Ergebnis stark beeinflusst.

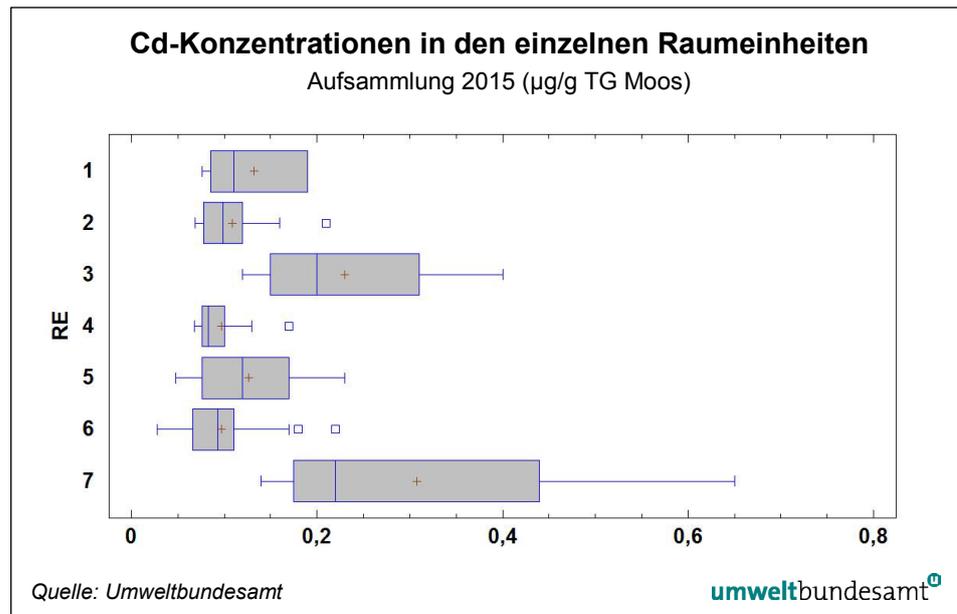
### **Werte in Regionen 7 und 3 erhöht**

Die bereits in bisherigen Aufsammlungen auffälligen Punkte im Unterinntal zeigten auch diesmal vergleichsweise hohe Konzentrationen (z. B. 0,21 µg/g; Zell am Ziller). Der bereits bei As auffällige Punkt 76-2 (Bad Sauerbrunn) wies auch

### **auffällige Einzelstandorte**

bei Cd im pannonischen Raum die mit Abstand höchsten Konzentrationen auf. Eine gemeinsame allfällige Quelle dieser Metalle kann angenommen werden (siehe Kapitel 3.4). Interessant ist der dritthöchste Wert aller Sammelpunkte am IM-Standort Zöbelboden. Da dort unmittelbare Quellen ausgeschlossen werden können, dürfte der Eintrag einerseits aus dem Ferntransport stammen, andererseits aus regionalen Quellen der metallverarbeitenden Industrie (von Linz bis in die Eisenwurzen).

Abbildung 11:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cd-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.6.4 Zeitreihe Cd (1995–2015)

Es gibt einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen 2015 und den Jahren 1995/2000/2005. Die mittleren Konzentrationen haben seit 1995 kontinuierlich abgenommen (0,221  $\mu\text{g/g}$ ; 0,179  $\mu\text{g/g}$ ; 0,176  $\mu\text{g/g}$ ; 0,145  $\mu\text{g/g}$ ; 0,128  $\mu\text{g/g}$  TG Moos). Die Höchstwerte waren aber konstant, an zumeist denselben Standorten.

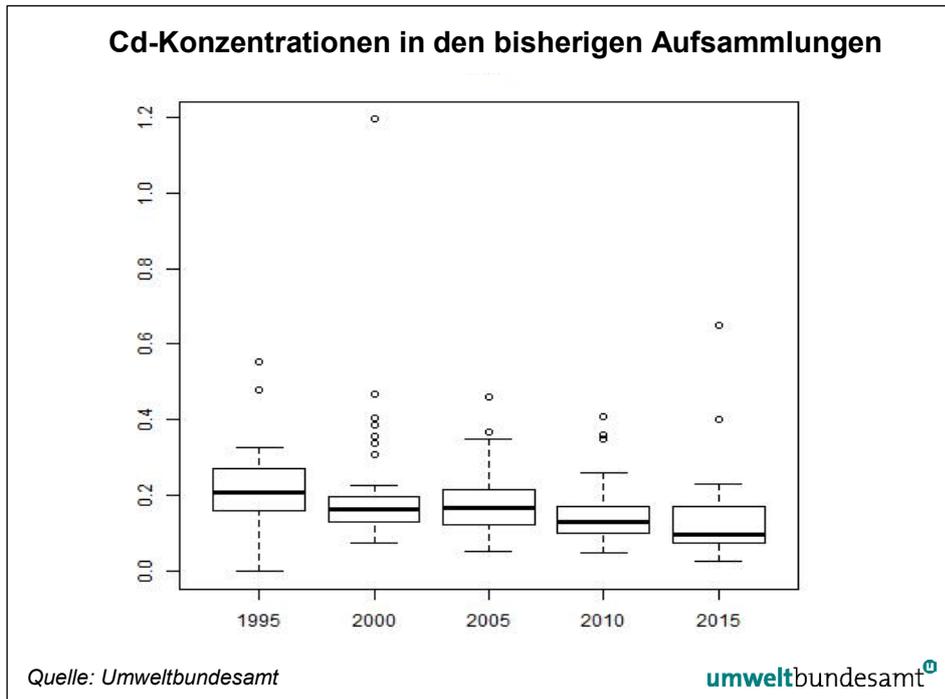


Abbildung 12:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cd-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.7 Co (Kobalt)

#### 3.1.7.1 Allgemeines

Kobalt (OZ 27, AM 58,9) ist ein, zumindest für tierische Lebewesen, essenzielles Schwermetall (u. a. als Teil des Vitamin B12-Komplexes). In hohen Konzentrationen wird Co jedoch eine karzinogene Wirkung nachgesagt. Bei Ratten und Mäusen wurden negative Effekte auf die Reproduktion nachgewiesen (UMWELTPROBENBANK 2016). Die Hauptresorption erfolgt beim Menschen im Dünndarm. Da Co für die N<sub>2</sub>-Fixierung symbiontischer Bakterien notwendig ist, kann es durchaus auch für manche Höhere Pflanzen als essenziell angesehen werden.

Die Erdkruste zeigt einen durchschnittlichen Co-Gehalt von 20 ppm, Böden enthalten durchschnittlich 50 µg/g. Das Metall zeigt eine hohe Bindungsaffinität zu Ni- und Cu-haltigen Mineralien. Industriell wird Co primär aus Kupfererzen gewonnen. Böden zeigen eine schwache, aber kontinuierliche Zunahme des Co-Gehaltes mit der Tiefe. Böden über Basalten und Ultrabasiten weisen besonders hohe Konzentrationen an Co auf (mehr als das Hundertfache von solchen über Kalkgestein und mehr als das Dreißigfache von solchen über Graniten).

Kobalt findet vor allem in der Edelmetall- und Stahlerzeugung (für harte Legierungen) Verwendung. Des Weiteren wird es zur Pigmentherstellung benötigt (besonders für blaue und grüne Glasuren) sowie in der chemischen Industrie (Trocknungsmittel, Katalysator), in der Elektroindustrie (Batterien) und in der Medizin und Landwirtschaft als Spurenelement (UMWELTPROBENBANK 2016). Eine zusätzliche Ursache für Co-Staubniederschläge könnten Flugaschen von Kohlekraftwerken sein (STREIT 1994).

#### **Toxizität von Co**

#### **natürliche Vorkommen von Co**

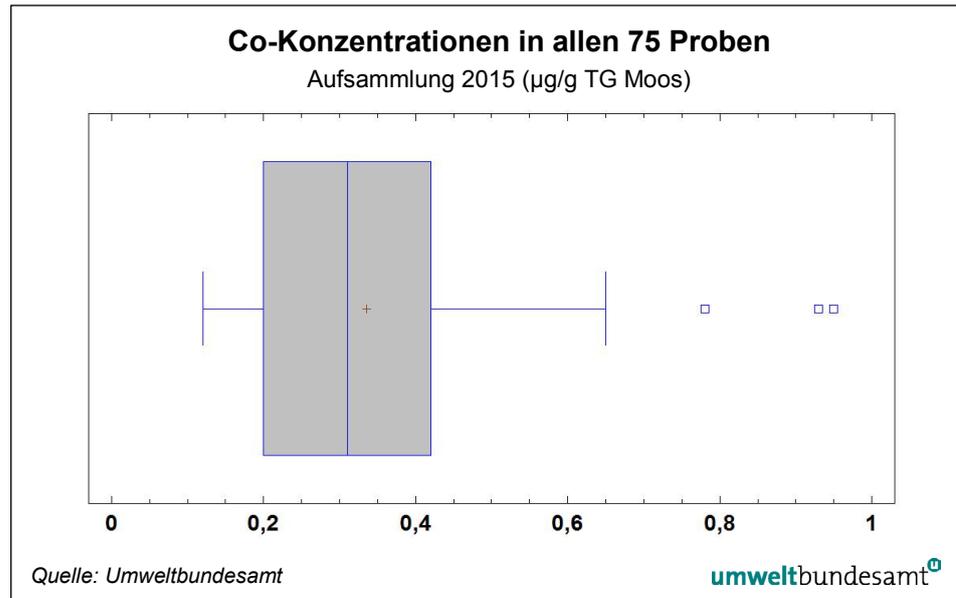
#### **Verwendung von Co**

### 3.1.7.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Co-Konzentrationen lag bei 0,34 µg/g, der Median bei 0,31 µg/g, der geringste Wert betrug 0,12 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,95 µg/g (Stranzendorf/Hollabrunn) (siehe Abbildung 13).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Co-Konzentrationen lag bei 0,304 µg/g, der Median bei 0,256 µg/g, der geringste Wert betrug 0,12 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,93 µg/g (Schattwald).

Abbildung 13:  
Boxplot der  
Co-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



### 3.1.7.3 Raumeinheiten

#### Werte in den Regionen 2 und 3 erhöht

Die Regionen 2 und 3 lagen signifikant höher als alle anderen Regionen (siehe Abbildung 14). Dies entspricht dem Bild früherer Aufsammlungen. Da Co mit zu den primär geogen bedingten Elementen zählt (siehe Kapitel 3.1.3), dürfte z. B. in den vulkanischen Gesteinen jüngerer Datums im Süd- und Mittelburgenland eine Ursache für erhöhte Konzentrationen im Moos zu sehen sein. Allerdings spielt in diesen Regionen auch die keramische Industrie eine gewisse Rolle, im Nordosten ist Flugasche aus der Kohleverbrennung in Betracht zu ziehen.

Die erhöhten Werte im politischen Bezirk SO-Steiermark sind seit vielen Jahren konstant, allfällige anthropogene Quellen sollten hier nicht ausgeschlossen werden. Bekannte Ursachen für eindeutige Quellen an den Punkten mit den höchsten Werten 40-1 (Stranzendorf/Hollabrunn) und Schattwald/Reutte (84-1) gibt es allerdings keine. In Schattwald kommt theoretisch ein nahe gelegener Produzent von ausgewählten Legierungen in Frage. Auffällig war Co, wie schon Cd und As, wiederum in Bad Sauerbrunn (76-2) mit dem zweithöchsten Wert im pannonischen Raum. Erhöht in der Raumeinheit 2 war auch 42-1 (Matzen) und Umgebung; Landwirtschaft und/oder die Ölförderung könnten eine Ursache dafür sein.

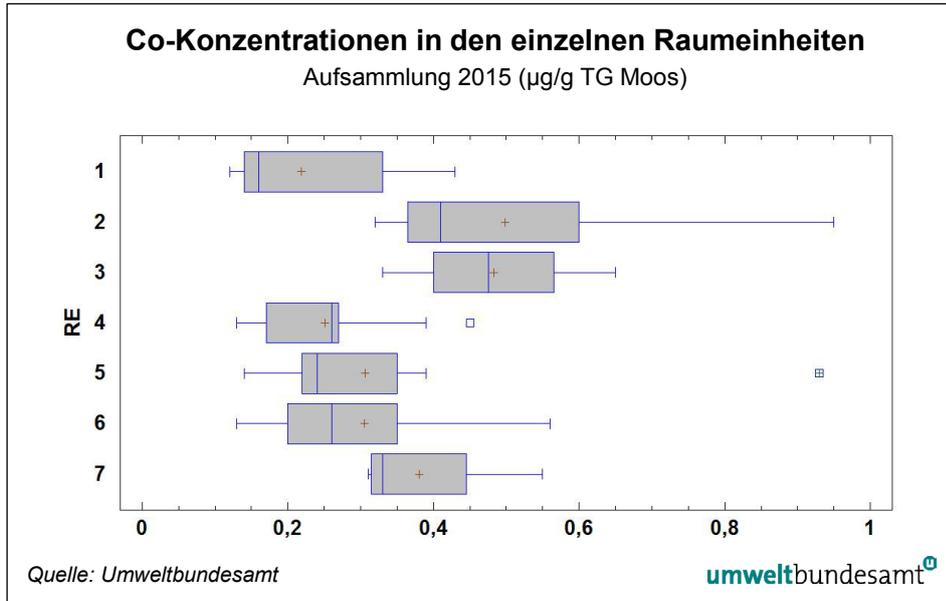


Abbildung 14:  
„Box & Whisker Plots“  
der Co-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.7.4 Zeitreihe Co (1995–2015)

Es gab eine signifikante Abnahme über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg (siehe Abbildung 15, Tabelle 3). 2015 war aber gegenüber 2010 ein minimaler Anstieg zu beobachten (Mittelwert von 0,27 auf 0,30 µg/g TG). Das Jahr 1995 ist mit Vorsicht zu betrachten, da sich hier ein Großteil der Werte unter der Bestimmungsgrenze befand.

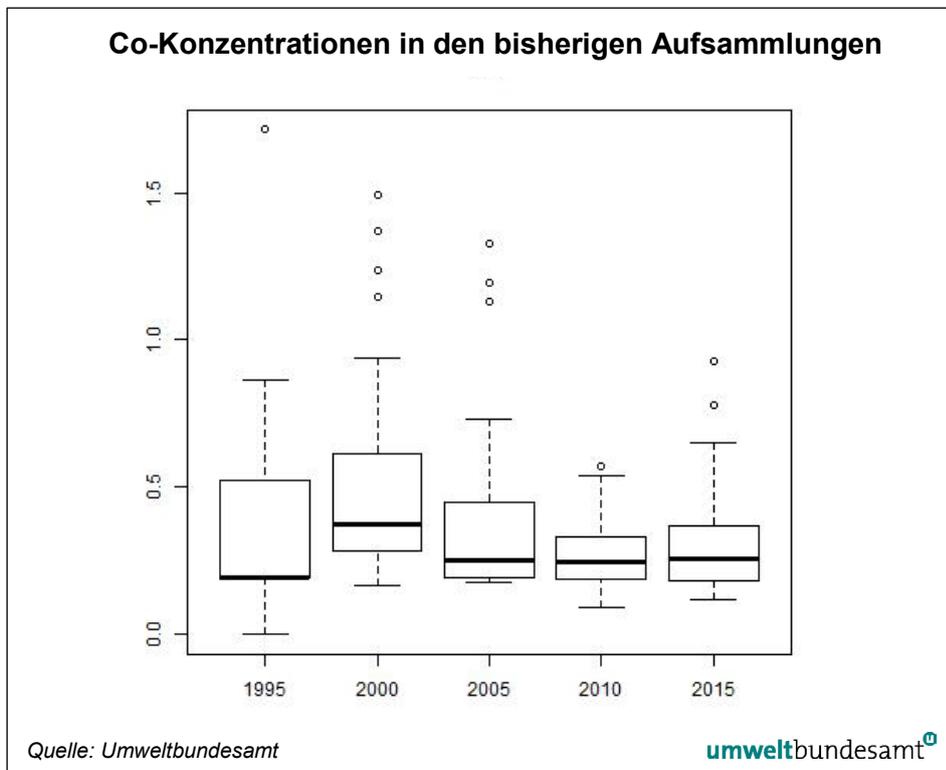


Abbildung 15:  
„Box & Whisker Plots“  
der Co-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.8 Cr (Chrom)

#### 3.1.8.1 Allgemeines

**Toxizität von Cr** Chrom (OZ 24; AM 51,9) ist für Tiere, aber nicht für Pflanzen essenziell. Es spielt bei Tieren im Kohlenhydratstoffwechsel eine wichtige Rolle. Die Toxizität dieses Metalls hängt von seiner Oxidationsstufe ab, wobei Cr(VI) am weitaus stärksten toxisch wirkt (> 1.000-fache Toxizität von Cr(III)). Cr (VI) wird fast ausschließlich anthropogen freigesetzt (KOCH 1995).

**natürliche Vorkommen von Cr** Chrom ist ein weit verbreitetes Element und steht an 21. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste (durchschnittlich 100 µg/g). In der Natur kommt es überwiegend als Chromit ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) und Rotbleierz ( $\text{PbCrO}_4$ ) vor. In Böden steht der Cr-Gehalt in einem engen Verhältnis zum Untergrund, die Mobilität von Cr steigt mit zunehmendem pH-Wert (ADRIANO 1986). Der Richtwert laut ÖNORM L 1075 beträgt 100 µg/g für österreichische Böden.

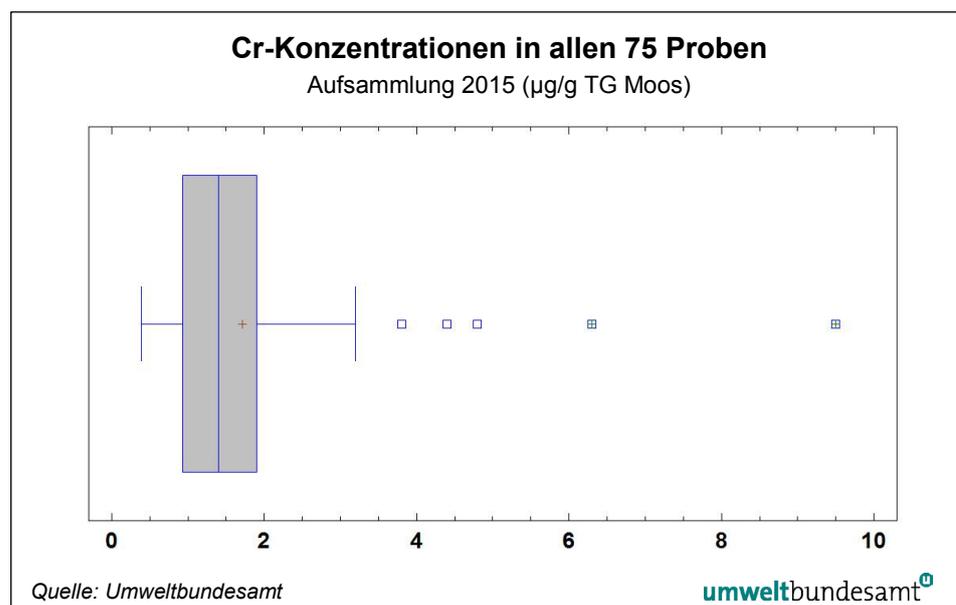
**Verwendung von Cr** Chrom findet vor allem in der Metallindustrie als Legierungsbestandteil und Korrosionsschutz Verwendung. Die Metallindustrie ist auch weltweit der größte anthropogene Cr-Emittent. Größere Mengen an Cr werden auch durch Kohleverbrennung freigesetzt. Weitere Anwendungsbereiche sind beispielsweise Katalysatoren, Pigmente, Oxidationsmittel, Beizen und Holzschutzmittel, die Papier- und Druckindustrie sowie die Petrochemie. In die Umwelt gelangt Cr hauptsächlich durch anthropogene Aktivitäten (UMWELTPROBENBANK 2016).

#### 3.1.8.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Cr-Konzentrationen lag bei 1,71 µg/g, der Median bei 1,4 µg/g, der geringste Wert betrug 0,39 µg/g, der höchste Wert lag bei 9,5 µg/g (Schattwald/Reutte) (siehe Abbildung 16).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Cr-Konzentrationen lag bei 1,49 µg/g, der Median bei 1,0 µg/g, der geringste Wert betrug 0,39 µg/g, der höchste Wert lag bei 9,5 µg/g (Schattwald).

Abbildung 16:  
Boxplot der  
Cr-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



### 3.1.8.3 Raumeinheiten

Die Raumeinheit 2 unterschied sich signifikant (siehe Abbildung 17) von allen anderen Raumeinheiten. In dieser Raumeinheit, welche als Wein- und Ackerbaugesamt durch periodisch großflächig vegetationsfreie Flächen gekennzeichnet ist, spielt der Eintrag über Bodestaub eine größere Rolle (siehe auch A1). Auf diesem Weg kann auch über Düngemittel eingebrachtes Cr remobilisiert werden.

Neben den offensichtlich durch Bodenteilchen kontaminierten Punkten 40-1 (Stranzendorf) und 84-1 war der Punkt 132-1 nächst Trofaich bei Leoben auffällig. Hier ist mit großer Wahrscheinlichkeit von einem anthropogenen Eintrag aus der nahe liegenden Eisen- und Stahlindustrie auszugehen. Der Sammelpunkt nächst Loretto (77-1) ist entweder von Bodestaub beeinflusst oder durch die nahe gelegene Motocrossstrecke. 22-1 (Braunsdorf/Hollabrunn) könnte von der Erdölfördernden Industrie oder wieder von Bodenteilchen beeinflusst worden sein. Die übrigen Punkte waren ziemlich homogen und zeigten vergleichsweise wenig Varianz.

**Werte in Region 2  
signifikant erhöht**

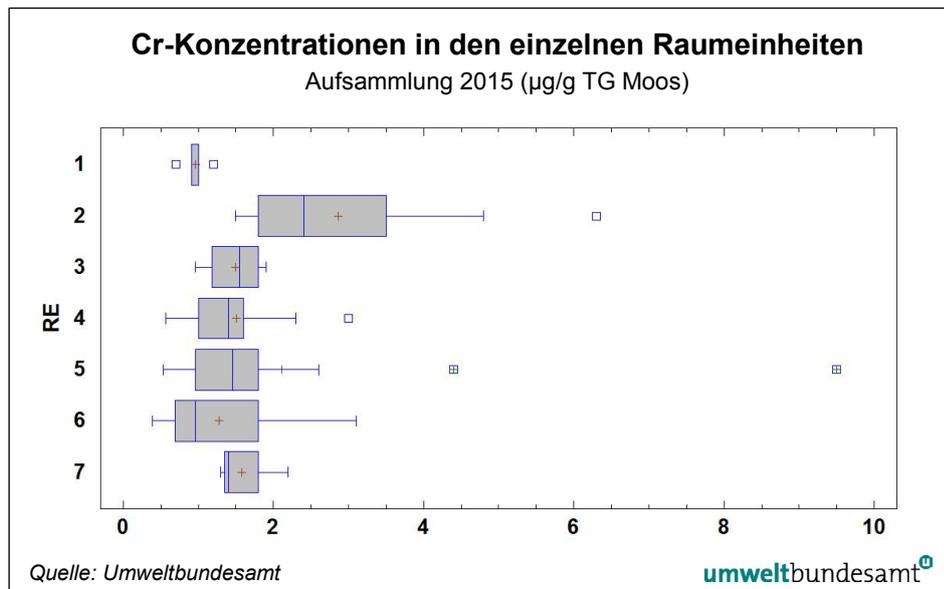
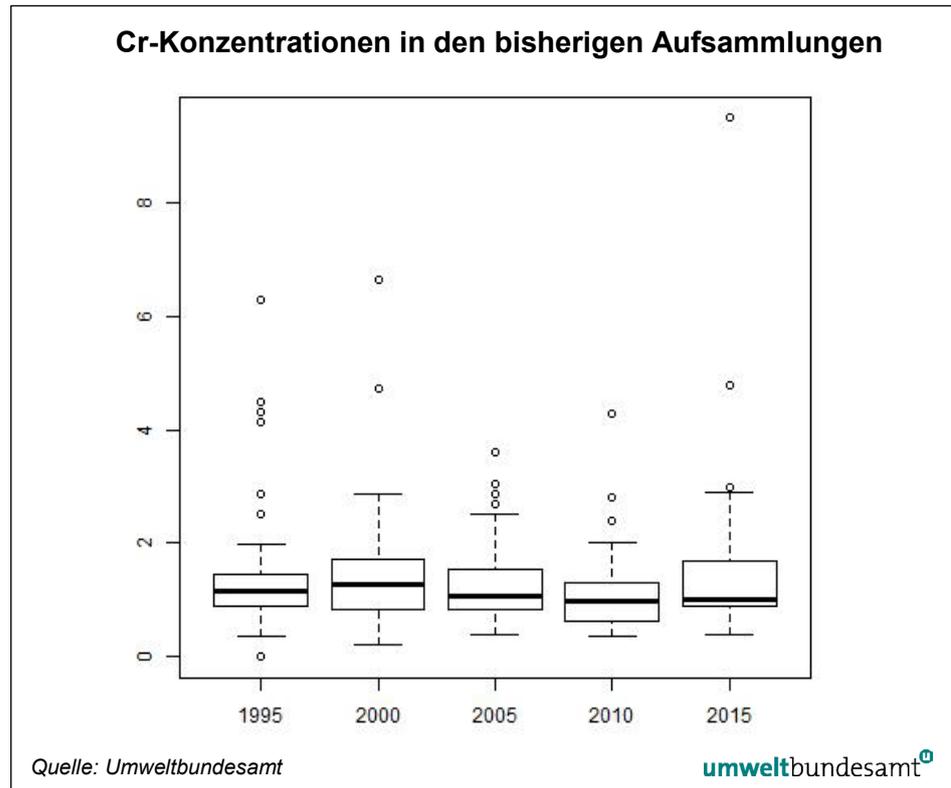


Abbildung 17:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cr-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.8.4 Zeitreihe Cr (1995–2015)

Chrom und Arsen waren die einzigen Elemente, die über den Beobachtungszeitraum hinweg keine signifikante Abnahme aufwiesen (siehe Abbildung 18 und Tabelle 3). Das Jahr 2015 zeigte beim Mittelwert den zweithöchsten Wert seit 1995, bei den Medianen aber den geringsten Wert. Dies ist auf die Ausreißer in den einzelnen Jahren zurückzuführen, die 2015 am höchsten waren.

Abbildung 18:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cr-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.9 Cu (Kupfer)

#### 3.1.9.1 Allgemeines

##### **Toxizität von Cu**

Kupfer (OZ 29; AM 36,6) ist ein sowohl für Pflanzen als auch für Tiere essenzielles Element. Es kommt u. a. als prosthetische Gruppe diverser Enzyme vor und spielt im C- und N-Metabolismus eine wichtige Rolle. Pflanzen haben für dieses Metall eine relativ geringe Toleranzbreite: Unter 4 ppm treten Mangelercheinungen auf, über 20 ppm wirkt Cu bereits in den meisten Fällen toxisch.

##### **natürliche Vorkommen von Cu**

Kupfer gehört neben Gold und Silber zu den am längsten bekannten Metallen, nicht zuletzt deshalb, weil es in der Natur auch elementar vorkommt. Cu rangiert an 26. Stelle in der Elementhäufigkeit der Erdkruste und tritt in Lagerstätten auf. Die wichtigsten Cu-Erze sind vor allem Sulfide (wie Kupferkies (CuFeS<sub>2</sub>) und Kupferglanz (CuS)) und Oxide wie Cuprit (Cu<sub>2</sub>O).

##### **Verwendung von Cu**

Kupfer wird vor allem bei der Cu-Erzeugung und von anderen Metallindustrien freigesetzt. Ein Hauptanwender (50 %) ist die Elektroindustrie (Kabelherstellung). Aber auch als Legierungsbestandteil (z. B. Rohre) sowie in Düngemitteln und Pestiziden wird Cu eingesetzt. Letztere finden vor allem im Weinbau und in der Hopfenzucht breite Verwendung. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden können bis zu 50 % des Kupferanteils aus der Bewirtschaftung stammen (SALZBURGER BODENZUSTANDSINVENTUR 1993. Cu (und Zn) werden Fertigfuttermischungen für Schweine und Hühner zugesetzt. Sie wirken wachstumssteigernd und beugen Darmerkrankungen vor. Die Schwermetalle werden mit Kot und Harn ausgeschieden und gelangen mit der Gülle auf die landwirtschaftlichen Böden (UMWELTBUNDESAMT 2007).

### 3.1.9.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Cu-Konzentrationen lag bei 4,81 µg/g, der Median bei 4,2 µg/g, der geringste Wert betrug 0,39 µg/g, der höchste Wert lag bei 13,0 µg/g (Bruck Ziller/Schwaz) (siehe Abbildung 19).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Cu-Konzentrationen lag bei 4,59 µg/g, der Median bei 4,1 µg/g, der geringste Wert betrug 2,8 µg/g, der höchste Wert lag bei 8,5 µg/g.

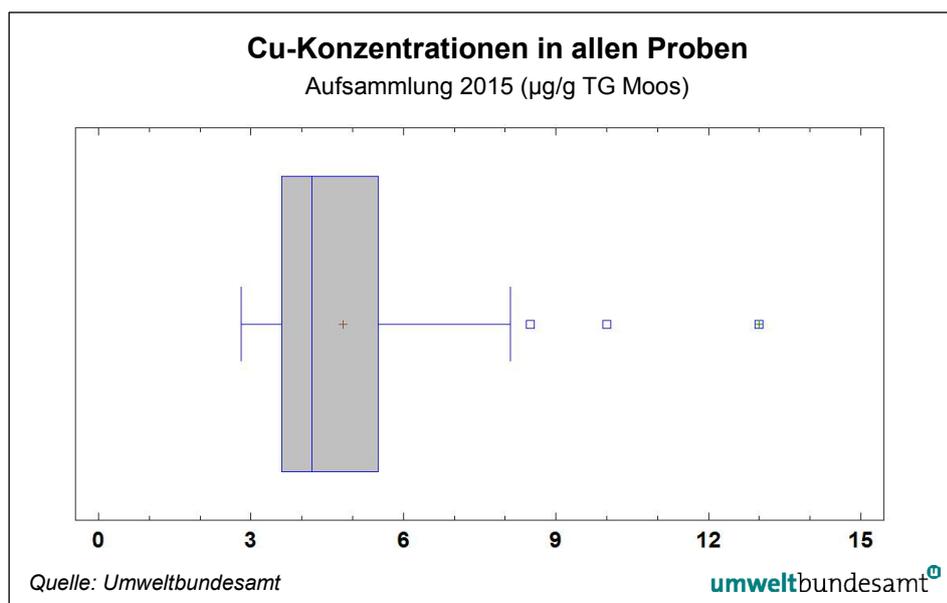


Abbildung 19:  
Boxplot der  
Cu-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.

### 3.1.9.3 Raumeinheiten

Die einzelnen Raumeinheiten unterschieden sich nicht signifikant voneinander (siehe Abbildung 20).

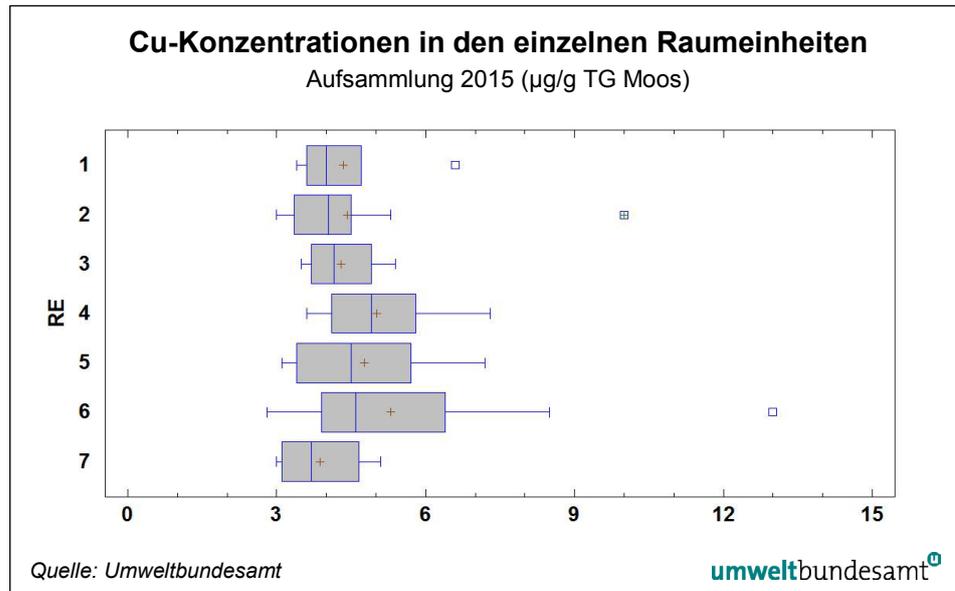
Wie bereits in allen früheren Untersuchungen war auch in dieser Studie das Inntal (Region 5) besonders auffällig. Alle Standorte des Unterinntals und angrenzender Täler zeigten Werte, die deutlich über dem nationalen Durchschnitt liegen (> 7 µg/g; siehe Karte 7). Die Gründe sind vielfältig: In diesem Raum liegt eine Reihe alter Abbaustätten (PbZn-Vererzungen, Kupfer- und Silberbergbau etc.). Auf langer historischer Tradition basierend ist auch heute noch eine metallverarbeitende Industrie aktiv, wie z. B. die Sekundär-Kupferhütte Brixlegg. Eine weitere Ursache für die im Inntal vorgefundene Situation bildet das erhöhte Verkehrsaufkommen. Zusätzlich verschärfen die im Inntal häufigen Inversionswetterlagen die Immissionssituation.

Die Anwendung von Cu-haltigen Pestiziden spiegelt sich in erhöhten Werten in manchen Weinbaugegenden (z. B. im Weinviertel, Punkt 42-1). Punkt 56-1 (Phyra/St. Pölten) ist ein gutes Beispiel für das Einbringen von Cu durch den Wirtschaftsdünger aus der Schweine- und Geflügelmast.

**erhöhte Werte im  
Inntal**

**Weinbau und  
Viehzucht**

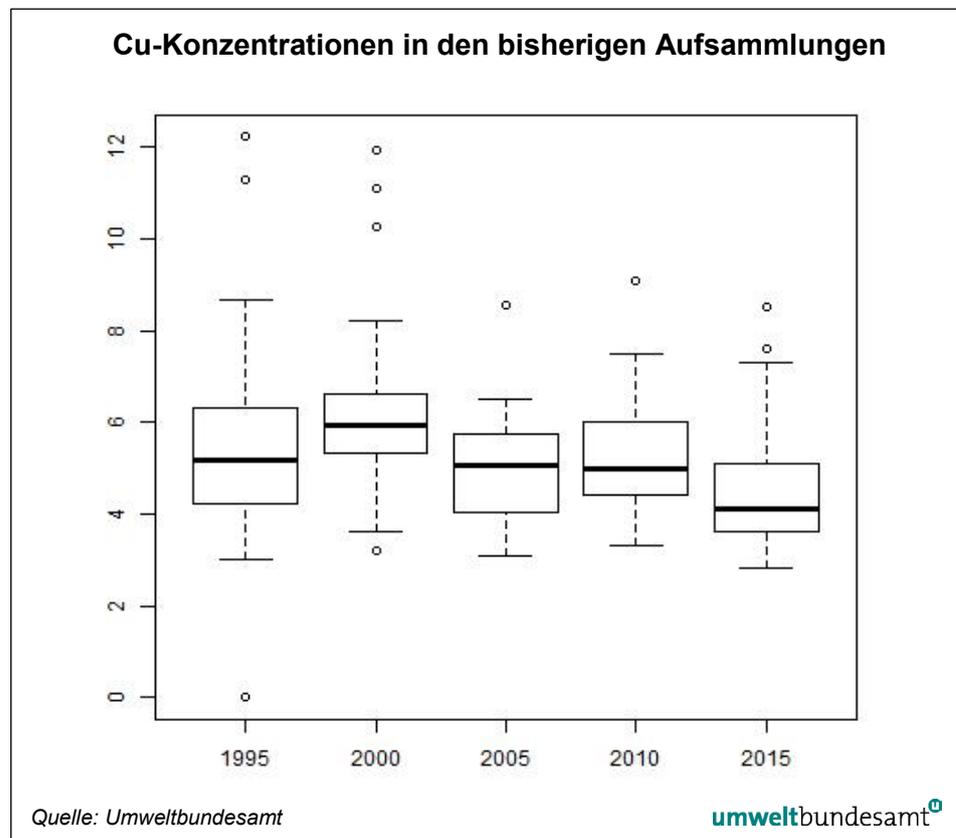
Abbildung 20:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cu-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.9.4 Zeitreihe Cu (1995–2015)

Die Abnahme der Cu-Konzentrationen war signifikant (siehe Tabelle 3), die Werte des Jahres 2015 waren die mit Abstand niedrigsten im Beobachtungszeitraum (siehe Abbildung 21). Dies könnte auch mit der deutlich geringeren Anzahl an Standorten im Unterinntal zusammenhängen, welche alle bislang immer sehr hohe Werte zeigten.

Abbildung 21:  
„Box & Whisker Plots“  
der Cu-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.10 Fe (Eisen)

#### 3.1.10.1 Allgemeines

Eisen (OZ 26; AM 55,9) ist ein essenzielles Element für alle Lebewesen und ein funktioneller Bestandteil zahlreicher lebenswichtiger Bausteine (z. B. Cytochrome). Normalerweise enthalten Pflanzen 20–300 mg Fe/g Trockenmasse. Die Toxizität von Fe für Pflanzen und Tiere ist niedrig und auch das Bioakkumulationspotenzial ist aufgrund der strengen Regulationsmechanismen der Organismen gering (UMWELTPROBENBANK 2016). Nur bestimmte Fe-Verbindungen wie  $\text{FeCl}_2$  oder Fe-Chelate können gesundheitsschädigend sein.

Eisen ist eines der häufigsten Elemente der Erdkruste (Nr. 4 der Häufigkeitsliste). Die eisenreichsten Erze (> 20 % Fe) sind Rot-, Braun- und Magneteisenstein sowie Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ). Aufgrund des relativ hohen Fe-Gehaltes in Böden (durchschnittlich 5 %) kann dieses Metall auch als guter Indikator für Verunreinigung durch Boden herangezogen werden.

Eisen wird in erster Linie als Roheisen und in den verschiedensten Legierungen eingesetzt. In selteneren Fällen findet es als Pigment bzw. als Fällmittel in Kläranlagen Verwendung.

Anthropogene Hauptemissionen stammen aus der Metallindustrie sowie aus der Verbrennung von Kohle (Heizungen, Kraftwerke). Eisen wird aber auch durch die chemische und pharmazeutische Industrie freigesetzt (UMWELTPROBENBANK 2016).

#### 3.1.10.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Fe-Konzentrationen lag bei 503  $\mu\text{g/g}$ , der Median bei 390  $\mu\text{g/g}$ , der geringste Wert betrug 120  $\mu\text{g/g}$ , der höchste Wert lag bei 3.400  $\mu\text{g/g}$  (Schattwald) (siehe Abbildung 22).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Fe-Konzentrationen lag bei 435  $\mu\text{g/g}$ , der Median bei 340  $\mu\text{g/g}$ , der geringste Wert betrug 120  $\mu\text{g/g}$ , der höchste Wert lag bei 3.400  $\mu\text{g/g}$  (Schattwald).

#### **Toxizität von Fe**

#### **natürliche Vorkommen von Fe**

#### **Verwendung von Fe**

#### **Hauptemittenten on Österreich**

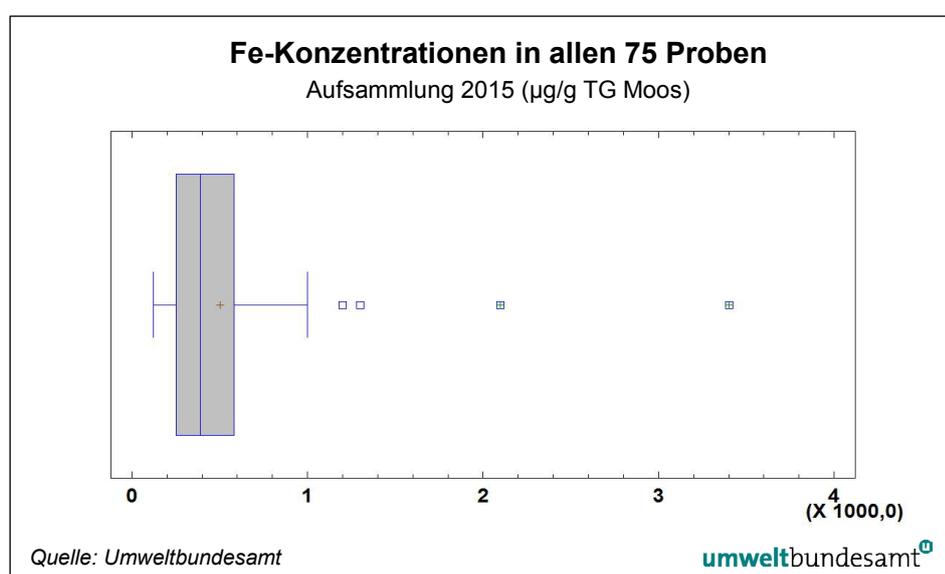


Abbildung 22:  
Boxplot der  
Fe-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.

### 3.1.10.3 Raumeinheiten

#### **erhöhte Werte im Nordosten**

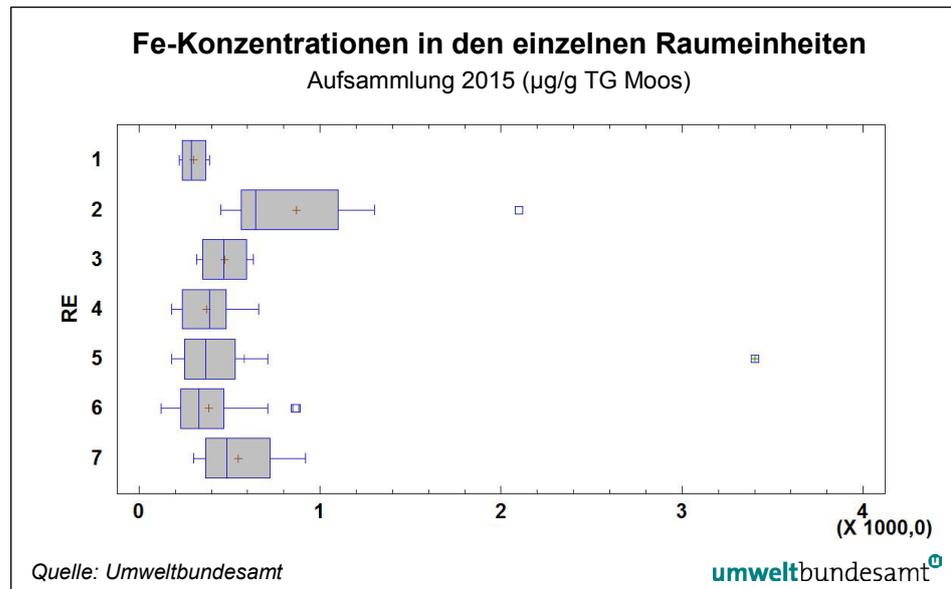
Auffallend erhöht waren die Fe-Konzentrationen in der Raumeinheit 2, dem Nordosten Österreichs. Der Unterschied zu allen anderen Regionen war aber nicht signifikant (siehe Abbildung 23).

Die Gründe für die erhöhten Fe-Werte in Raumeinheit 2 sind dieselben wie bei Al, As, Cr: Eintrag über Bodestaub durch periodisch großflächig vegetationsfreie Flächen, der Ferntransport aus dem Osten und Norden und Emissionen aus dem Großraum Wien. Eine Trennung der einzelnen Faktoren ist schwierig.

Neben den auch bei allen anderen Bodenzeigern auffälligen Standorten 84-1 und 40-1 sind es besonders Punkte aus windexponierten Trockenrasen inmitten von landwirtschaftlich genutzten Gebieten, die auffällig waren (42-1 Matzen, 22-1 Braunsdorf).

Die Punkte in der obersteirischen Industrieregion um Donawitz/Leoben sind leicht erhöht, alle anderen Fe-produzierenden oder -verarbeitenden Betriebe fielen in dieser Aufsammlung nicht auf.

Abbildung 23:  
„Box & Whisker Plots“  
der Fe-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g TG Moos}$ ) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.10.4 Zeitreihe Fe (1995–2015)

Die Abnahme der Fe-Konzentrationen im Beobachtungszeitraum war signifikant, zeigte aber einen vergleichsweise niedrigen Signifikanzwert. Mittelwert und Median haben seit 2005 leicht zugenommen, Standorte mit Höchstwerten waren über die letzten Jahre konstant (z. B. 84-1 Schattwald/Reutte).

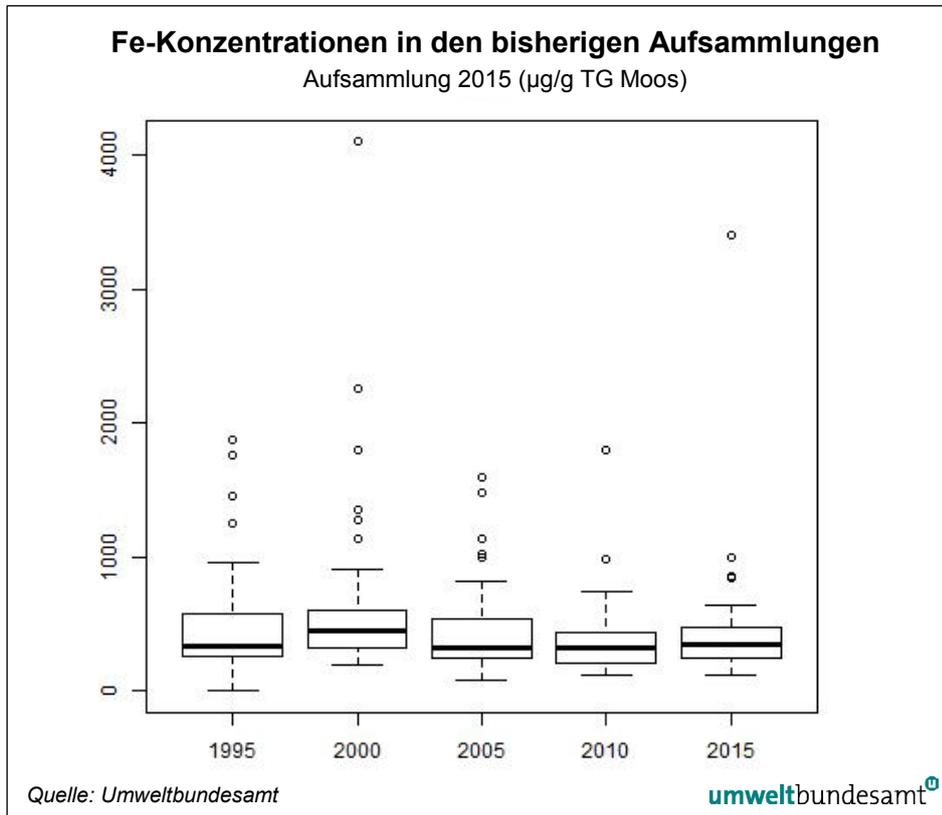


Abbildung 24:  
„Box & Whisker Plots“  
der Fe-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.11 Hg (Quecksilber)

#### 3.1.11.1 Allgemeines

Quecksilber (OZ 80; AM 200,6) hat sowohl für Tiere als auch für den Menschen eine relativ hohe Toxizität. Diese beruht auf der Reaktion von Hg mit essenziellen Schwefel-Wasserstoff-Gruppen von Proteinen und Nukleinsäuren. Die für Organismen bedenklichsten Hg-Verbindungen sind neben elementarem Quecksilber Hg-Salze und organische Hg-Verbindungen. Die Resorption von metallischem Hg über den Darm ist gering, der wesentliche Aufnahmepfad ist organisches Hg mit der Nahrung. Hg gehört zu den drei Metallen, welche nach dem Aarhus-Protokoll im Rahmen der LRTAP-Konvention der UNECE berichtet werden müssen (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

Quecksilber steht an 64. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es ist das einzige Metall, welches bei Atmosphärendruck erst unter  $-39\text{ °C}$  fest wird. Die häufigste natürliche, im Bergbau genutzte Hg-Verbindung ist Zinnober (HgS). In sauren Böden ist Hg hochmobil, in stark basischen weniger. Durch Mikroorganismen kann es einerseits zu einer Umwandlung von organischen Hg-Verbindungen zu anorganischen Verbindungen kommen, andererseits aber auch zu einer Reduktion zu volatilem Hg und dadurch zu einer Freisetzung in größerem Ausmaß.

Verwendung findet Hg in der Elektro- und Elektronikindustrie (Schalter, Batterien), bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse, in der Autoindustrie, in der Mess- und Pyrotechnik, in der chemischen und pharmazeutischen Industrie oder in der Zahnmedizin (als Amalgam). Bedenklich war die Verwendung als Fungizid und als Saatbeizmittel, wodurch regional große Mengen an Hg in Böden und in das

#### **Toxizität von Hg**

#### **natürliche Vorkommen von Hg**

#### **Verwendung von Hg**

Grundwasser gelangten. Die Hg-Freisetzung ist nicht zuletzt aufgrund des Verbotes der Saatgutbeizung mit Hg sowie aufgrund steigender Recyclierung rückläufig. CHIARADIA & CUPELIN (2000) sehen einen Zusammenhang von Hg und Verkehr.

**Emissionsquellen in Österreich**

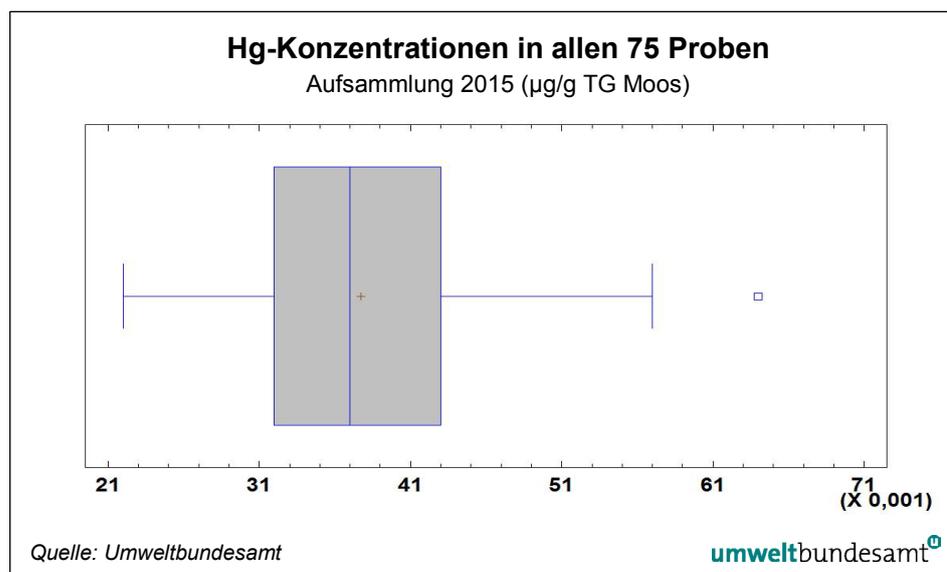
Der Großteil der österreichischen Hg-Emissionen entsteht bei der Verbrennung von Koks, Kohle, Raffinerie-Rückständen, Brennholz sowie bei der industriellen Produktion. Mehr als die Hälfte der Hg-Emissionen werden in Österreich von der Industrie verursacht (61,5 %). Die Sektoren Energieversorgung (19 %) und Kleinverbrauch (17,4 %) produzieren ebenfalls bedeutende Mengen an Hg (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

**3.1.11.2 Österreich gesamt**

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Hg-Konzentrationen lag bei 0,04 µg/g, der Median bei 0,037 µg/g, der geringste Wert betrug 0,022 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,064 µg/g (Bruck am Ziller) (siehe Abbildung 25).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Hg-Konzentrationen lag bei 0,036 µg/g, der Median bei 0,034 µg/g, der geringste Wert betrug 0,022 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,057 µg/g (Linden/Perg).

Abbildung 25:  
Boxplot der Hg-Konzentrationen in allen 75 Proben.



**3.1.11.3 Raumeinheiten**

Die Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten unterschieden sich nicht signifikant (siehe Abbildung 26). Die Variationsbreite zwischen den einzelnen Standorten war aber groß.

**höchste Werte im Unterinntal**

Die höchsten Werte fanden sich – wie auch in vergangenen Jahren – im Unterinntal. Der Höchstwert war, wie auch bei vorangegangenen Untersuchungen, ein Punkt nahe der sekundären Kupferhütte Brixlegg (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2004, UMWELTBUNDESAMT 2009a, b).

Wie bereits in früheren Aufsammlungen war auch diesmal der Punkt bei Trofaiach (132-1) mit naheliegender Quelle aus der Eisenproduktion deutlich erhöht. Standorte wie 35-1 (Linden/Perg) oder 51-1 (Ernsthofen/Amstetten) mit gleichfalls hohen Konzentrationen haben vermutlich lokale Quellen (Hausbrand). Inwieweit Ferntransport aus dem Raum Linz eine Rolle spielt, kann nicht beurteilt werden. Die erhöhten Werte im Rheintal (z. B. 111-1, Dornbirn) haben vermutlich vielfältige Ursachen (Hausbrand, Industrie, Verkehr etc.).

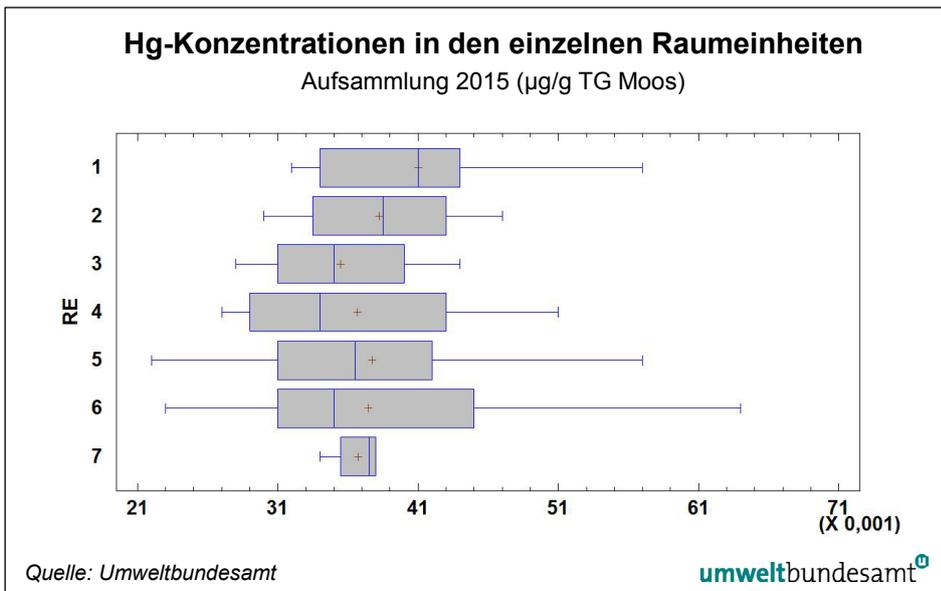
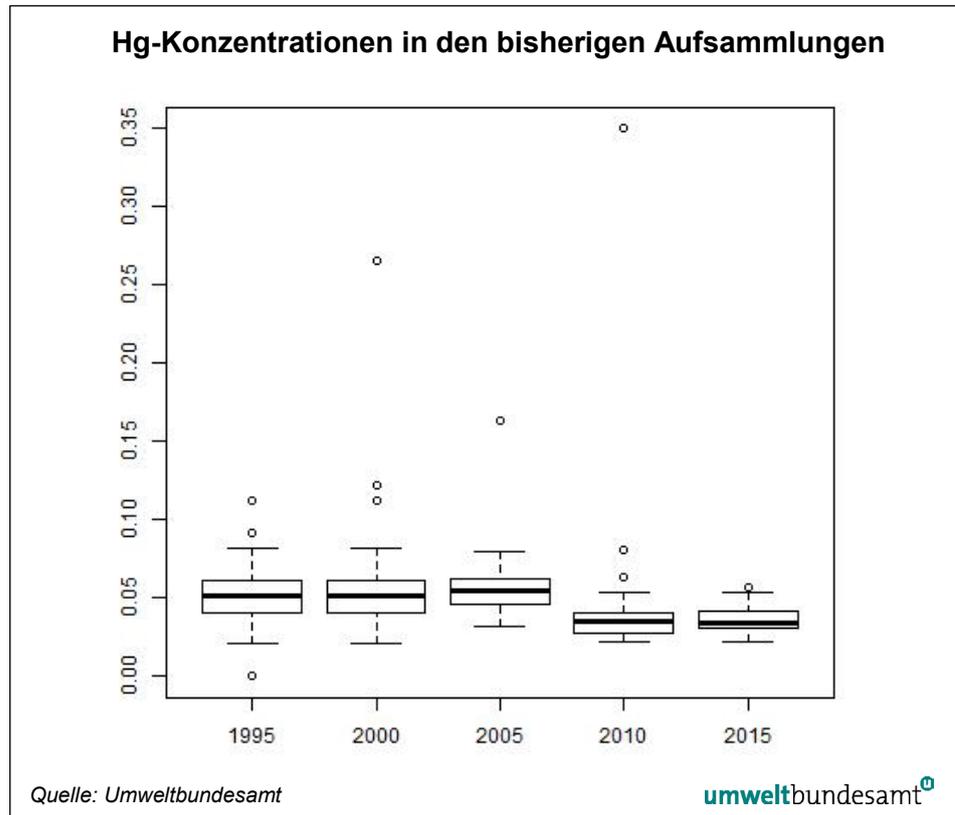


Abbildung 26:  
„Box & Whisker Plots“  
der Hg-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.11.4 Zeitreihe Hg (1995–2015)

Die Abnahme von Hg über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg war signifikant (siehe Tabelle 3). Nach Anstiegen in den Jahren 2000 und 2005 war der Abwärtstrend seit damals kontinuierlich (siehe Abbildung 27). Die Reduktionen scheinen vor allem auf emissionsmindernde Maßnahmen seitens der Industrie zurückzuführen sein (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

Abbildung 27:  
„Box & Whisker Plots“  
der Hg-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.12 Mo (Molybdän)

#### 3.1.12.1 Allgemeines

##### **Toxizität von Mo**

Molybdän (OZ 42; AM 95,9) ist als Bestandteil der Aldehydoxidase ein essentielles Element für fast alle Organismenarten. Es ist vor allem für den Phosphat-Metabolismus und die N-Fixierung von Bedeutung. Toxisch ist Mo nur in höheren Konzentrationen für Tier und Mensch. Die Gefahr einer Mo-Vergiftung ist vor allem für Wiederkäuer besonders groß.

##### **natürliche Vorkommen von Mo**

Molybdän steht an 53. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. In sauren Gesteinen sind die Konzentrationen höher als in basischen, in Kohle und Erdöl können sie bisweilen stark ansteigen. Böden haben einen durchschnittlichen Anteil von  $2,5 \mu\text{g/g}$  Mo (ÖNORM L 1075). Die industriell am meisten genutzten Mo-Mineralien sind Molybdenit ( $\text{MoS}_2$ ) und Ferrimolybdit [ $\text{Fe}_2(\text{MoO}_4)_3$ ]. Mo wird meist als Nebenprodukt bei der Kupferverhüttung gewonnen.

##### **Verwendung von Mo**

Die Hauptverwendung von Mo liegt in der Erzeugung von Stahl (u. a. für spezielle Legierungen), als Korrosionsschutz, für Katalysatoren und in der Pigmentherstellung. Mo gelangt vor allem durch die Verarbeitung spezieller Legierungen, durch die Metallherstellung, aber auch über phosphathaltige Düngemittel und Waschmittel in die Natur.

### 3.1.12.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Mo-Konzentrationen lag bei 0,39 µg/g, der Median bei 0,25 µg/g, der geringste Wert betrug 0,12 µg/g, der höchste Wert lag bei 7,0 µg/g (Treibbach/Althofen) (siehe Abbildung 28).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Mo-Konzentrationen lag bei 0,296 µg/g, der Median bei 0,245 µg/g, der geringste Wert betrug 0,12 µg/g, der höchste Wert lag bei 1,2 µg/g (Schattwald/Reutte).

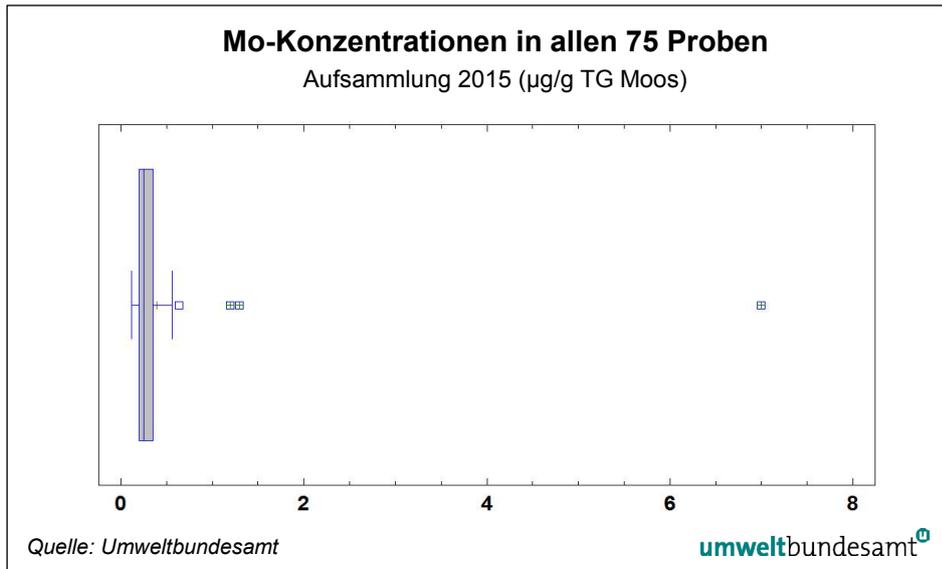


Abbildung 28:  
Boxplot der  
Mo-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.

### 3.1.12.3 Raumeinheiten

Auf Raumeinheiten bezogen war die Verteilung der Depositionen relativ konstant. Es gab keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Regionen, wenn man alle Punkte berücksichtigt (siehe Abbildung 29). Lässt man den fast dreißigfach über dem Mittelwert liegenden Höchstwert bei Treibach weg, war die Region 5 signifikant unterschiedlich. Dies beruht aber ebenfalls vorwiegend auf zwei Punkten, die emittentennahe liegen (Reutte, Schattwald).

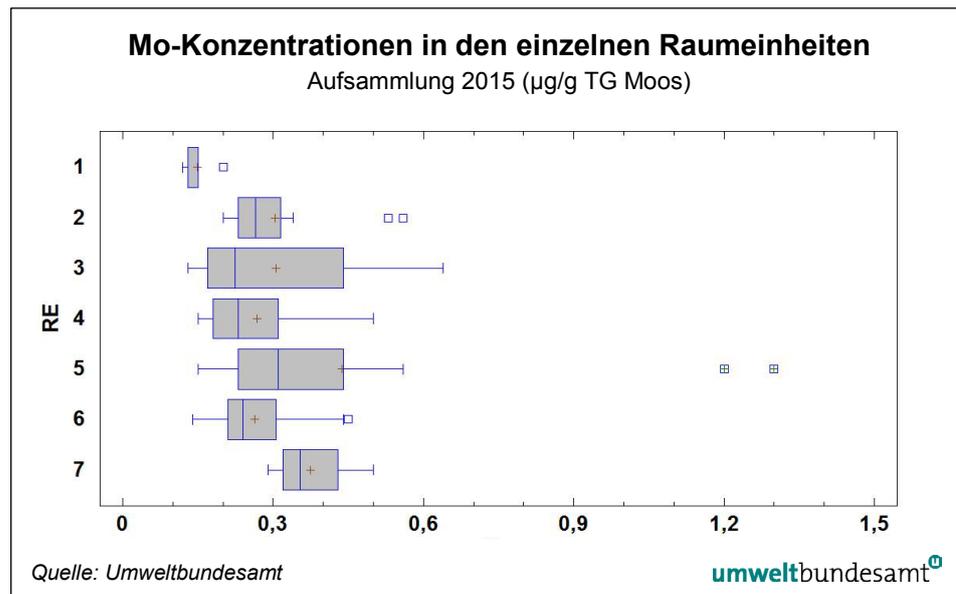
Der Höchstwert (7,0 µg/g) stammte vom Standort Treibach/Althofen (Punkt 186-1, siehe Karte 10). Die dort gefundene Mo-Konzentration betrug mehr als das 30-Fache des österreichischen Mittelwertes und bedeutet eine weitere Steigerung gegenüber früheren Aufsammlungen. Bereits in allen vorangegangenen Untersuchungen zeigte dieser Standort die mit Abstand höchsten Mo-Konzentrationen in ganz Österreich. Auch bezogen auf ganz Europa gehört dieser Punkt zu den Standorten mit dem höchsten Eintrag. Der Sammelpunkt liegt nordwestlich der Treibacher Chemischen Werke, einem Schwermetalle verarbeitenden Industriebetrieb, welcher als wahrscheinlichste Emissionsquelle gilt (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2004, UMWELTBUNDESAMT 2009a, b). Aufgrund der Methodik dieser Untersuchung muss weiterhin von aktuellen Emissionen ausgegangen werden.

**Mo-Höchstwerte in  
Treibach-Althofen  
und im ...**

**... Raum Leoben ...** Der zweithöchste Wert wurde in dieser Untersuchung in Trofaiach (132-1) gefunden. Hier ist die nahe gelegene Eisen- und Stahlproduktion als Quelle zu vermuten. Auch dieser Punkt war in früheren Untersuchungen in Bezug auf Mo auffällig.

**... bzw in Reutte** Die beiden dem Planseewerk in Reutte nächstgelegenen (Hintergrund-)Standorte wiesen in dieser Untersuchung gleichfalls hohe Mo-Konzentrationen auf, die aber geringer als in früheren Untersuchungen waren. Die Mo-Emissionen des Werkes sind seit langem bekannt (siehe auch UMWELTBUNDESAMT 2004, 2009a, b, ZECHMEISTER et al. 2004).

Abbildung 29:  
„Box & Whisker Plots“  
der Mo-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten – ohne  
den Standort 186-1  
(Treibach;  $7 \mu\text{g/g}$ ).



### 3.1.12.4 Zeitreihe Mo (1995–2015)

Die Mo-Konzentrationen haben über den gesamten Zeitraum hinweg betrachtet signifikant abgenommen (siehe Tabelle 3), wenngleich die Konzentrationen seit 2005 leicht, aber konstant wieder angestiegen sind. Der Standort mit dem Höchstwert war seit 2000 derselbe, es war dies Treibach/Althofen (186-1).

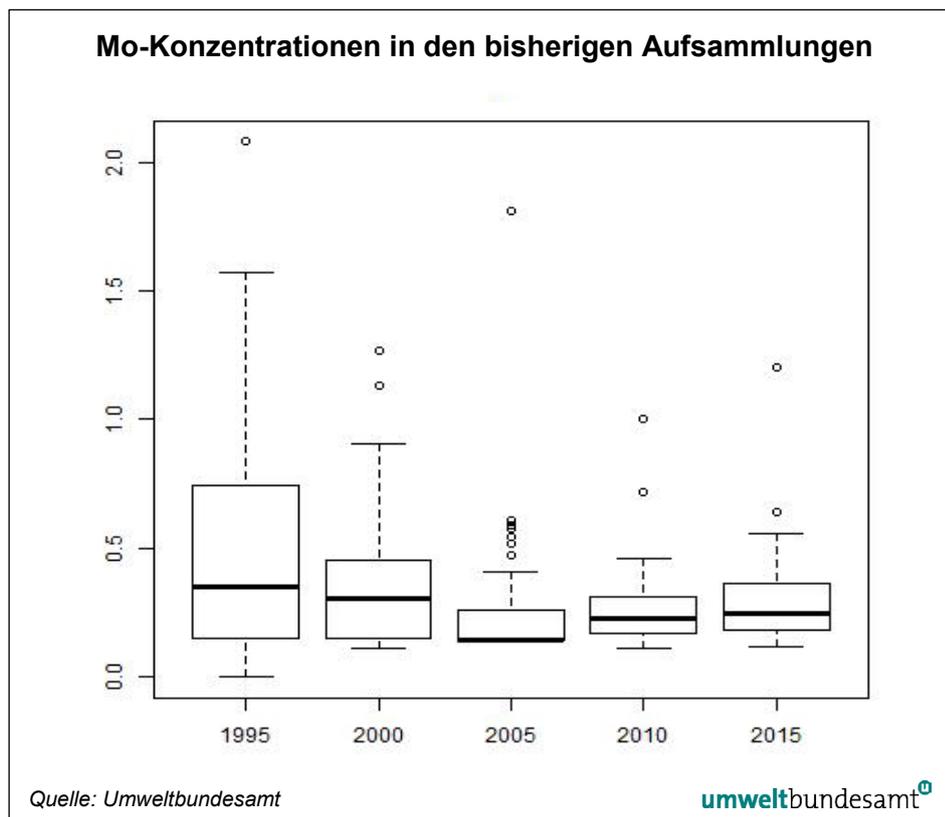


Abbildung 30  
„Box & Whisker Plots“  
der Mo-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.13 Ni (Nickel)

#### 3.1.13.1 Allgemeines

Nickel (OZ 28; AM 58,7) ist für tierische Lebewesen essenziell, nicht aber für die meisten Pflanzen. Es spielt als Aktivator bei der Eisenresorption eine Rolle. Ni-Staub und einige Ni-Verbindungen wie Nickelacetat ( $\text{Ni}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ ) oder Nickelsubdisulfid ( $\text{Ni}_3\text{S}_2$ ) zeigen karzinogene Wirkung. Wasserorganismen sind empfindlicher als solche in terrestrischen Ökosystemen. Einige Ni-Verbindungen sind auch bekannte Kontakt-Allergene. Ihre Verwendung unterliegt in Österreich einer strengen Limitierung (Chemikalien-Verbotsverordnung 2003; [BGBl. II Nr. 477/2003](#) i.d.g.F.).

Nickel steht an der 23. Stelle der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Ni ist ein bestimmender Bestandteil von über hundert Mineralien; das wohl wichtigste Nickelerz ist Pentlandit ( $[\text{NiFe}]_9\text{S}_8$ ). Besonders hohe Ni-Werte finden sich in Serpentin.

Nickel wird vor allem in vielen korrosions- und hitzebeständigen Legierungen verwendet (z. B. Münzen, Turbinen), außerdem in der Galvanik und der Elektroindustrie (Batterien, Tonbänder).

Die wichtigsten anthropogenen Emissionsquellen sind einerseits Bergbau, Verhüttung und Metallverarbeitung, andererseits die Verbrennung fossiler Brennstoffe (Öle, Diesel, Kohle).

#### **Toxizität von Ni**

#### **natürliche Vorkommen von Ni**

#### **Verwendung von Ni**

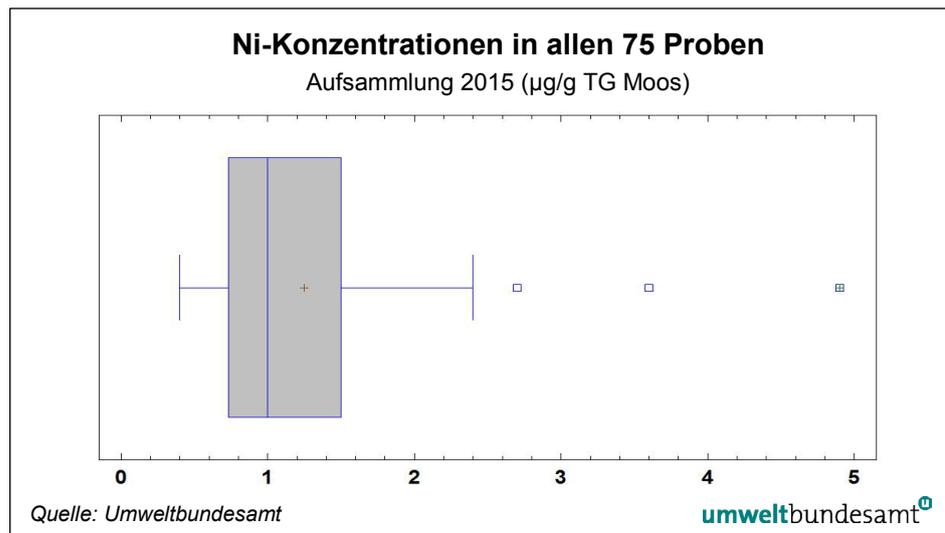
#### **Hauptemittenten von Ni**

### 3.1.13.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Ni-Konzentrationen lag bei 1,25 µg/g, der Median bei 1 µg/g, der geringste Wert betrug 0,4 µg/g, der höchste Wert lag bei 4,9 µg/g (Schattwald/Reutte) (siehe Abbildung 31).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Ni-Konzentrationen lag bei 1,5 µg/g, der Median bei 0,9 µg/g, der geringste Wert betrug 0,4 µg/g, der höchste Wert lag bei 4,9 µg/g (Schattwald/Reutte).

Abbildung 31:  
Boxplot der  
Ni-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



### 3.1.13.3 Raumeinheiten

Die Raumeinheit 3 (Südöstliches Alpenvorland) unterschied sich statistisch signifikant nur von Region 1. Alle anderen Regionen waren relativ homogen, auch wenn die Schwankungen teilweise sehr groß waren (siehe Abbildung 32). Region 3 war aber nur durch wenige Punkte vertreten, diese Ergebnisse sind daher mit Vorbehalt zu betrachten.

Standorte, die bereits in den früheren Aufsammlungen hohe Konzentrationen aufwiesen, waren auch 2015 durchwegs wieder hoch belastet.

**Höchstwerte an  
Standorten wie in  
früheren  
Untersuchungen**

Der Punkt mit den höchsten Werten lag nahe Schattwald/Reutte (84-1), er war eventuell mit Bodenaufschwebstoffen kontaminiert (siehe auch Al, Cr, Co) was trotzdem auf erhöhte Ni-Werte im Bodenaufschwebstoff zurückzuführen sein dürfte. Interessanterweise war der Punkt in einzelnen Aufsammlungen immer wieder stark erhöht (zuletzt 2005). Ein anthropogener Eintrag aus der Metallindustrie ist nicht auszuschließen. Der Raum Füssen könnte am Eintrag beteiligt sein.

Der zweithöchste Wert (3,6 µg/g TG) lag in Treibach/Althofen (186-1), die Konzentrationen waren etwas niedriger als in vergangenen Aufsammlungen. Als Verursacher müssen (wie auch bei Mo und V) die Treibacher Chemischen Werke in Betracht gezogen werden.

Vergleichsweise sehr hohe Konzentrationen waren bei Bad Sauerbrunn (76-2) zu finden. Wie auch bei Co und As ist hier von einer lokalen Belastungsquelle auszugehen. In Region 2 fiel wie in bisherigen Aufsammlungen der Punkt bei Stranzendorf (40-1) durch hohe Konzentrationen auf. Eine lokale Ursache kann angenommen werden, ist aber nicht bekannt.

Der Raum Leoben, repräsentiert durch den Sammelpunkt Trofaiach (132-1), war ebenfalls wieder erhöht. Von einer Beeinflussung durch Emissionen aus dem nahe gelegenen Stahlwerk kann ausgegangen werden.

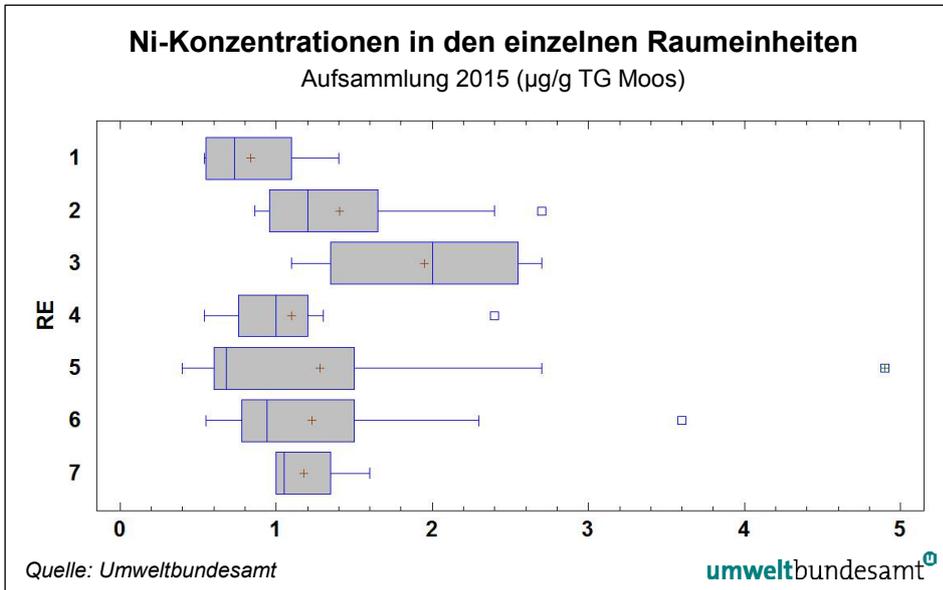


Abbildung 32:  
„Box & Whisker Plots“  
der Ni-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.13.4 Zeitreihe Ni (1995-2015)

Die Ni-Konzentrationen haben über den gesamten Zeitraum hinweg betrachtet signifikant abgenommen (siehe Tabelle 3). Die Werte der letzten Aufsammlung (2015) waren demnach auch die niedrigsten (siehe Abbildung 33)

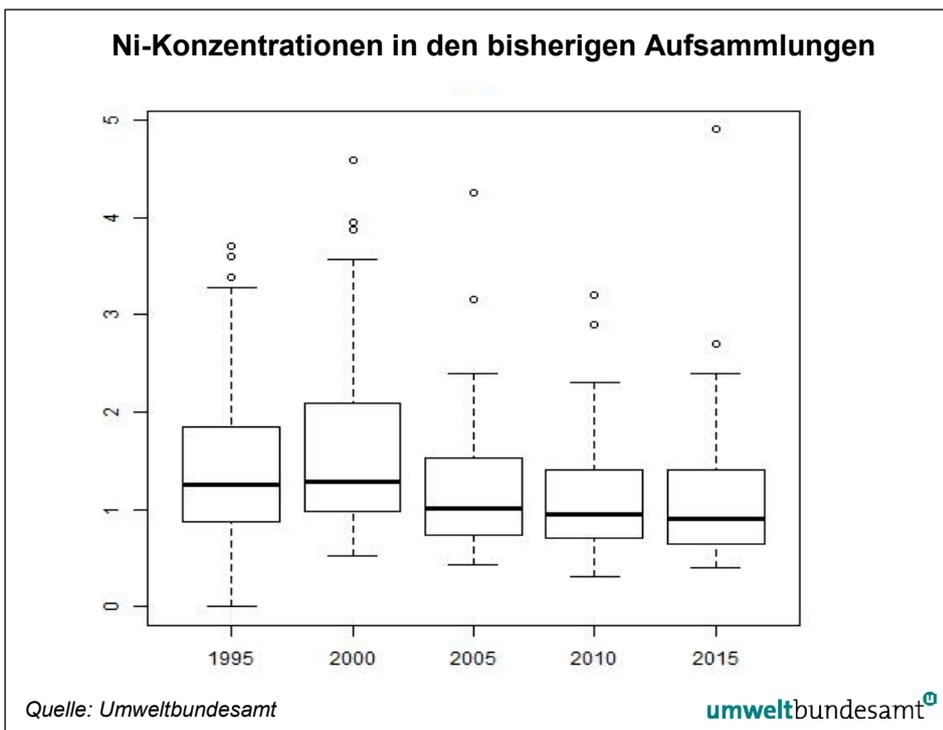


Abbildung 33:  
„Box & Whisker Plots“  
der Ni-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.14 Pb (Blei)

#### 3.1.14.1 Allgemeines

##### **Toxizität von Pb**

Blei (OZ 82; AM 207,2) ist kein essenzielles Element für Organismen und sowohl für Pflanzen als auch für Tiere giftig. Seine toxische Wirkung beruht einerseits auf der Reaktion der Pb-Ionen mit den freien Schwefelwasserstoff-Gruppen von Proteinen (nicht-kompetitive Hemmung), andererseits auf der Inhibition diverser Enzyme aufgrund der chemischen Ähnlichkeit von Pb mit essenziellen Metall-Ionen (z. B. Calcium). Dementsprechend wird es primär im Knochensystem abgelagert. Hohe Pb-Konzentrationen finden sich, wie bei anderen Schwermetallen auch, in Leber und Niere. Akute Pb-Vergiftungen sind selten, es überwiegen Schäden (Blutbildung, Nervensystem) durch chronische Belastung. Eine Kanzerogenität von Pb ist nicht nachgewiesen. Phytotoxische Erscheinungen treten nur bei sehr hohen Konzentrationen auf. Pb gehört zu den drei Metallen, welche nach dem Aarhus-Protokoll im Rahmen der LRTAP-Konvention der UNECE berichtet werden müssen (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

##### **natürliche Vorkommen von Pb**

Blei ist von den stärker toxischen Schwermetallen das in der Erdkruste am häufigsten vertretene Element (Nr. 36 in der Häufigkeitsliste der Erdkrustenelemente). Obwohl es mehr als 200 bleihaltige Mineralien gibt, sind nur wenige wirtschaftlich nutzbar. Den höchsten Pb-Gehalt (87 %) hat Bleiglanz (PbS). Das Schwermetall kommt oft mit anderen Mineralien in gemeinsamen Lagerstätten vor (vor allem mit Zn, Cu, Fe).

##### **Verwendung von Pb**

Blei wird seit historischen Zeiten verwendet und ist das Schwermetall mit dem höchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor. Die menschliche Freisetzung ist 28-mal höher als die natürliche und selbst nach Abzug des verbleiten Benzins bleibt noch ein Anreicherungsfaktor von 7 (VERRY & VERMETTE 1992).

Weltweit gesehen stammt der Hauptteil aller Pb-Emissionen nach wie vor aus der Verbrennung von verbleitem Benzin (ca. 90 %). Die organischen Pb-Verbindungen Bleitetraethyl und Bleitetramethyl werden dem Kraftstoff als Antiklopfmittel für Benzinmotoren beigelegt. Die durch Verbrennungsprozesse freigesetzten Aerosole (Teilchengrößen < 1 µm) haben eine lange Verweildauer in der Atmosphäre und unterliegen besonders weiten Verfrachtungen, die bis an die Pole reichen können (ZECHMEISTER et al. 2010).

Der größte Anwendungsbereich für Pb ist in Europa die Elektrotechnik (Auto-batterien). Es spielt aber auch im Maschinenbau, im Bauwesen, als Munition, in der Pyrotechnik und in anderen Bereichen der chemischen Industrie eine große Rolle. Auch im Schiffbau und im Strahlenschutz wird es eingesetzt (UMWELT-PROBENBANK 2016).

Zusätzliche Verwendung findet Pb auch bei der Bearbeitung oder Herstellung Pb-haltiger Materialien, weiters wird das Element auch noch bei der Verhüttung von Kupfer- und Zinkerzen und bei der Stahlproduktion freigesetzt. Die dabei emittierten Partikel (< 2,5 µm) lagern sich überwiegend in unmittelbarer Umgebung der Emittenten ab.

##### **Emissionsquellen in Österreich**

Die österreichischen Pb-Emissionen stammen hauptsächlich aus der Eisen- und Stahlindustrie, aus dem Hausbrand sowie aus den gewerblichen und industriellen Verbrennungsanlagen. Weitere bedeutende Quellen von Pb-Emissionen sind die sekundäre Cu- und Pb-Erzeugung, die Verbrennung von Raffinerie-Rückständen und die Glaserzeugung. Die Pb-Emissionen sind in Öster-

reich im Zeitraum 1985 bis 2010 aufgrund der Einführung des bleifreien Benzins um 90 % gesunken. Ein Großteil der Pb-Emissionen wird in Österreich von der Industrie emittiert. Weitere Emittenten sind die Sektoren Energieversorgung und Kleinverbrauch (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

### 3.1.14.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Pb-Konzentrationen lag bei 2,25 µg/g, der Median bei 2,20 µg/g, der geringste Wert betrug 0,4 µg/g, der höchste Wert lag bei 7,6 µg/g (Wertschach/Nötsch) (siehe Abbildung 34).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Pb-Konzentrationen lag bei 1,94 µg/g, der Median bei 1,90 µg/g, der geringste Wert betrug 0,74 µg/g, der höchste Wert lag bei 5,3 µg/g (Bad Sauerbrunn).

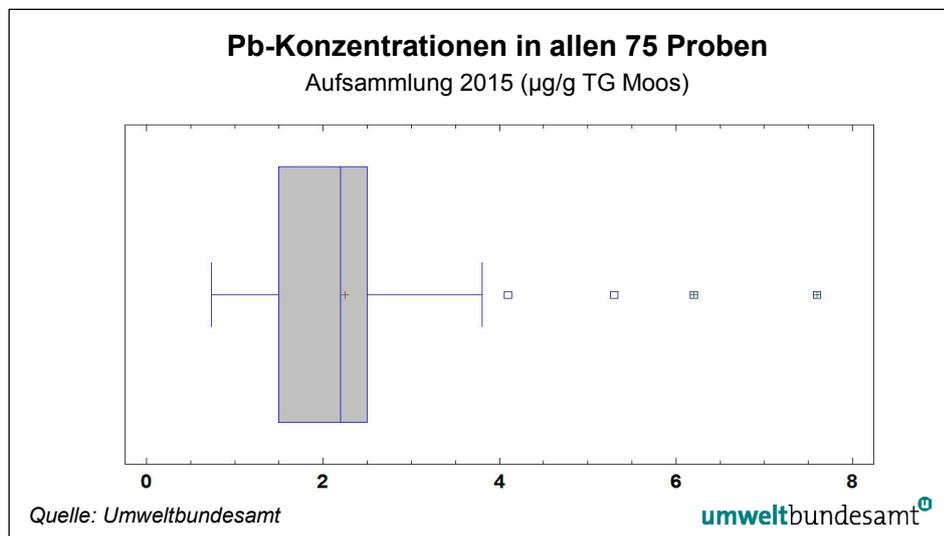


Abbildung 34:  
Boxplot der  
Pb-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.

### 3.1.14.3 Raumeinheiten

Es gab beträchtliche Unterschiede zwischen den einzelnen Raumeinheiten. Die Region 7 unterschied sich signifikant von allen anderen Raumeinheiten (siehe Abbildung 35).

Alle Standorte der Region 7 lagen deutlich über dem Mittelwert, auch der Höchstwert von 7,6 µg/g wurde hier gefunden. Dies ist primär auf geogene Ursachen (Pb-Vererzungen in den Karawanken) und den historischen Abbau von Pb zurückzuführen. Offene Böden tragen immer noch zu aktuellen Einträgen bei. Das ehemalige Werksgelände der Bärenbatterien wurde 2013 saniert, Einträge könnten aber noch in den Moosen zu finden sein.

Die sehr hohen Konzentrationswerte bei Bad Sauerbrunn (Punkt 76-2; 5,3 µg/g) korrelierten mit sehr hohen As-, Co- und Ni-Werten, ein anthropogener Verursacher ist zu vermuten.

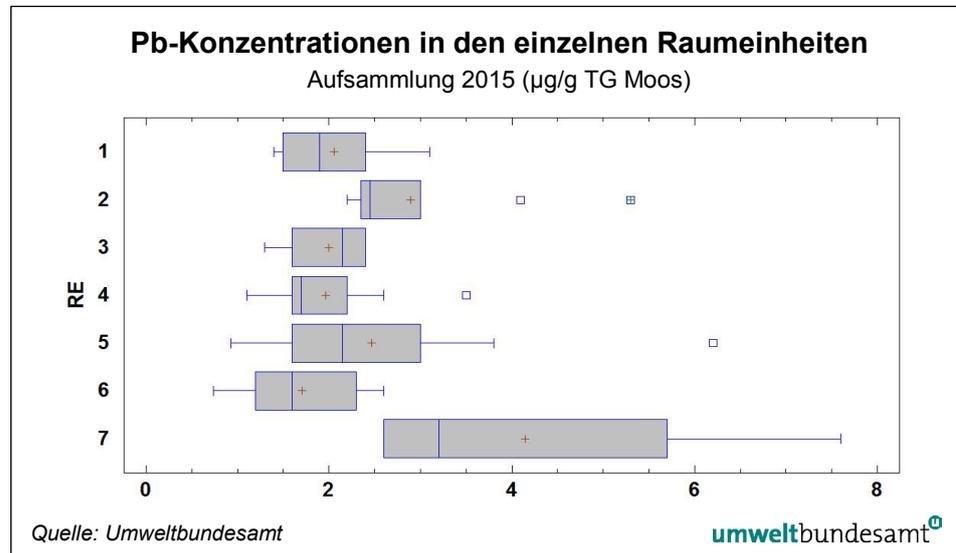
Erhöhte Werte im Rheintal (Region 5; z. B. 111-1 Dornbirn; 6,2 µg/g) sind auf die hohe Siedlungs- und Industriedichte zurückzuführen. Das Rheintal war in Bezug auf Pb bislang immer etwas auffällig.

Die Eisen- und Stahlproduktion im Raum Leoben beeinflusst die hohen Konzentrationen in Trofaiach (132-1).

**deutlich höhere  
Werte in Region 7**

Das Innntal, welches in vergangenen Untersuchungen immer durch hohe Pb-Konzentrationen gekennzeichnet war, war in der Aufsammlung 2015 erstmals nicht auffällig. Die Konzentrationen an allen Standorten lagen im Bereich des Mittelwertes.

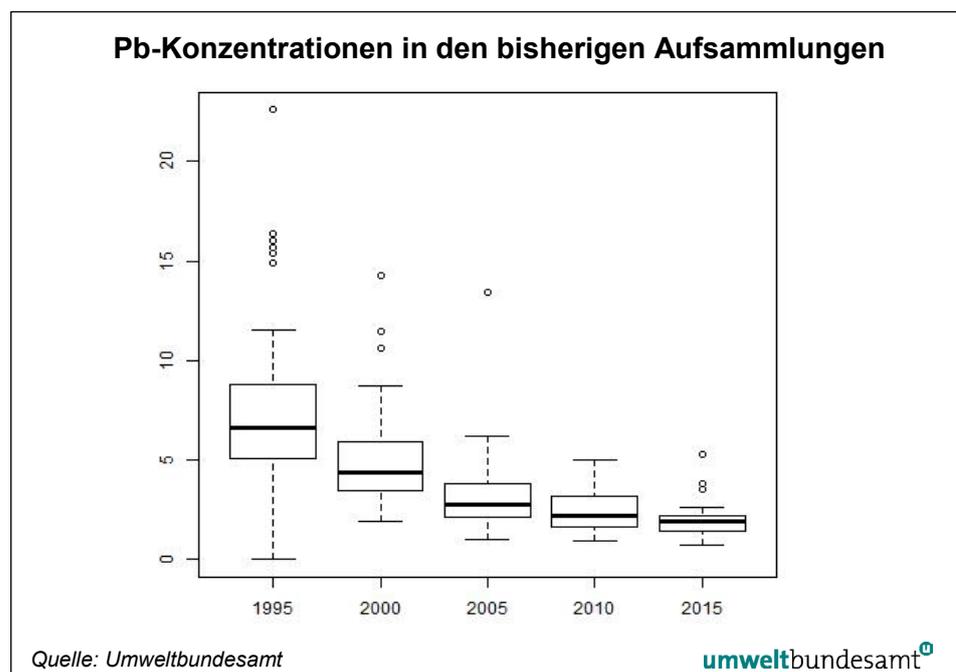
Abbildung 35:  
„Box & Whisker Plots“  
der Pb-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.14.4 Zeitreihe Pb (1995–2015)

Die Pb-Konzentrationen haben seit Beginn der Aufsammlungen in Österreich kontinuierlich und bedeutend abgenommen (siehe Abbildung 36 und Tabelle 3). Sie sind von einem Mittelwert von  $9,99 \mu\text{g/g}$  TG Moos im Jahr 1991 (nicht dargestellt) kontinuierlich auf  $1,9 \mu\text{g/g}$  TG Moos im Jahr 2015 gesunken. Die Ursache für den steilen Gradienten nach unten waren die schrittweise Einführung des bleifreien Benzins seit dem Jahr 1985 und das endgültige Verbot 1993.

Abbildung 36:  
„Box & Whisker Plots“  
der Pb-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen



### 3.1.15 Sb (Antimon)

#### 3.1.15.1 Allgemeines

Antimon (OZ 51; AM 121,7) ist kein essenzielles Element für alle Organismen. Die meisten Sb-Verbindungen sind schwer löslich. Sb wird vor allem über die Nahrung aufgenommen. Es werden ca. 15 % vom Körper resorbiert. Die höchsten Konzentrationen im Menschen befinden sich in der Schilddrüse und den Nebennieren. Die Halbwertszeit im menschlichen Körper beträgt zwischen 38 und 100 Tagen. Sb wird vor allem mit dem Urin ausgeschieden.

#### **Toxizität von Sb**

Die Toxizität hängt von der Verbindung und der Menge ab, 3-wertiges Sb ist ca. zehnmal so toxisch wie 5-wertiges. Geringe Sb-Konzentrationen wirken wachstumsfördernd, während höhere Sb-Konzentrationen sogar die Toxizität von Pb oder As übertreffen. Erhöhte Sb-Konzentrationen führen zu Wachstumshemmung bei Säuglingen und Reproduktionsstörungen bei Frauen. Oxidverbindungen gelten als karzinogen.

Antimon kommt in höheren Konzentrationen vor allem in Basalten und in manchen Graniten vor. Die meisten Sb-Verbindungen im Boden sind schwer löslich und daher kaum mobil.

#### **natürliche Vorkommen von Sb**

Antimon ist Bestandteil von Legierungen und Farben und wird in der Halbleitertechnik eingesetzt. Es wird aber auch beim Vulkanisieren verwendet und findet auch Anwendung als Flammschutzmittel, Feuerwerkszusatzstoff oder Weißpigment. Sb ist ein bedeutender Bestandteil in Bremsbelägen und gilt daher als einer der wichtigsten Indikatoren für Depositionen aus dem Straßenverkehr (ZECHMEISTER et al. 2005b, 2006b).

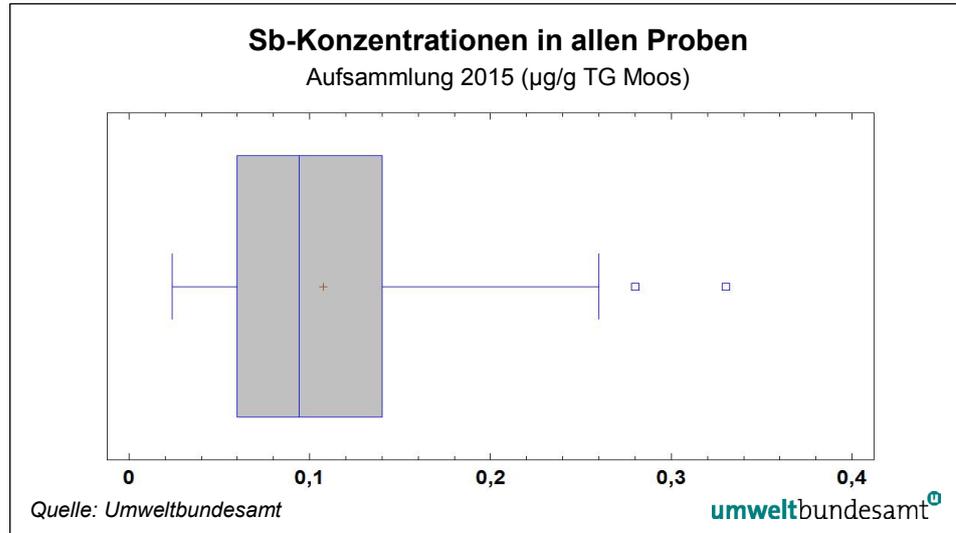
#### **Verwendung von Sb**

#### 3.1.15.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Sb-Konzentrationen lag bei 0,11 µg/g, der Median bei 0,094 µg/g, der geringste Wert betrug 0,024 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,33 µg/g (Saxen/Perg) (siehe Abbildung 37).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Sb-Konzentrationen lag bei 0,093 µg/g, der Median bei 0,072 µg/g, der geringste Wert betrug 0,024 µg/g, der höchste Wert lag bei 0,26 µg/g (Bad Sauerbrunn).

Abbildung 37:  
Boxplot der  
Sb-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



### 3.1.15.3 Raumeinheiten

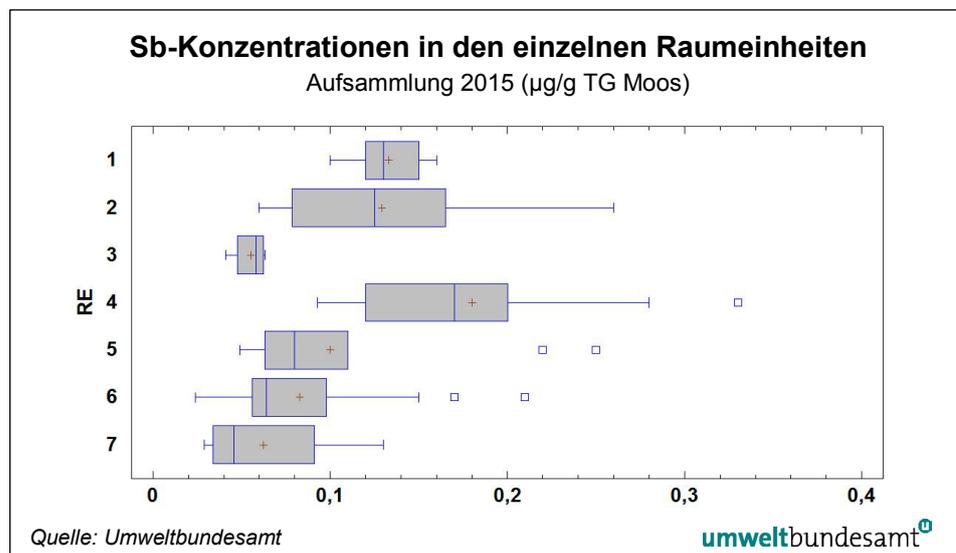
**höhere Werte in den  
Regionen 1, 2 und 4**

Die Konzentrationen der Regionen 1, 2 und 4 waren signifikant höher als jene der anderen Raumeinheiten (siehe Abbildung 38).

**Hauptemittent ist  
der Verkehr**

Besonders hohe Konzentrationen wiesen die Sammelpunkte im Alpenvorland im weiteren Umfeld der Westautobahn (alle Punkte in Region 4), das Unterinntal und das Rheintal auf. Kritisch muss auch der Punkt bei Bad Sauerbrunn (76-2; mit Abstand höchster Wert in Region 2) betrachtet werden. Die Ursache für die hohen Konzentrationen liegt vermutlich im starken Verkehrsaufkommen in diesen Regionen. Ein direkter Einfluss einzelner Hauptverkehrswege auf die Proben muss weitgehend ausgeschlossen werden, da die Entfernung zu den Sammelpunkten immer größer als 300 m war und die unmittelbare Einflussgrenze der stark befahrenen Straßen bei ca. 250 m lag (siehe ZECHMEISTER et al. 2005b). Dennoch sind andere Quellen als jene des Verkehrs bei Sb weitgehend zu vernachlässigen. Die hohen Konzentrationen in der weiteren Umgebung der Hauptverkehrswege zeigen vielmehr die weitreichenden, diffusen Depositionen der Emissionen aus dem Verkehr auf.

Abbildung 38:  
„Box & Whisker Plots“  
der Sb-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.15.4 Zeitreihe Sb (2005–2015)

Die Sb-Konzentrationen haben über den gesamten Zeitraum hinweg betrachtet signifikant abgenommen (siehe Tabelle 3). Die Werte der letzten Aufsammlung (2015) waren die niedrigsten Konzentrationen in den bisherigen Aufsammlungen (siehe Abbildung 39). Eine Ursache könnte die Reduktion straßennaher Sammelpunkte in der letzten Aufsammlung sein, auch der Wegfall von Punkten in metallverarbeitenden Industrieregionen (Inntal, Obersteiermark) spielt wohl eine Rolle, auf eine Reduktion des Verkehrsaufkommen kann aus den Daten aber nicht geschlossen werden.

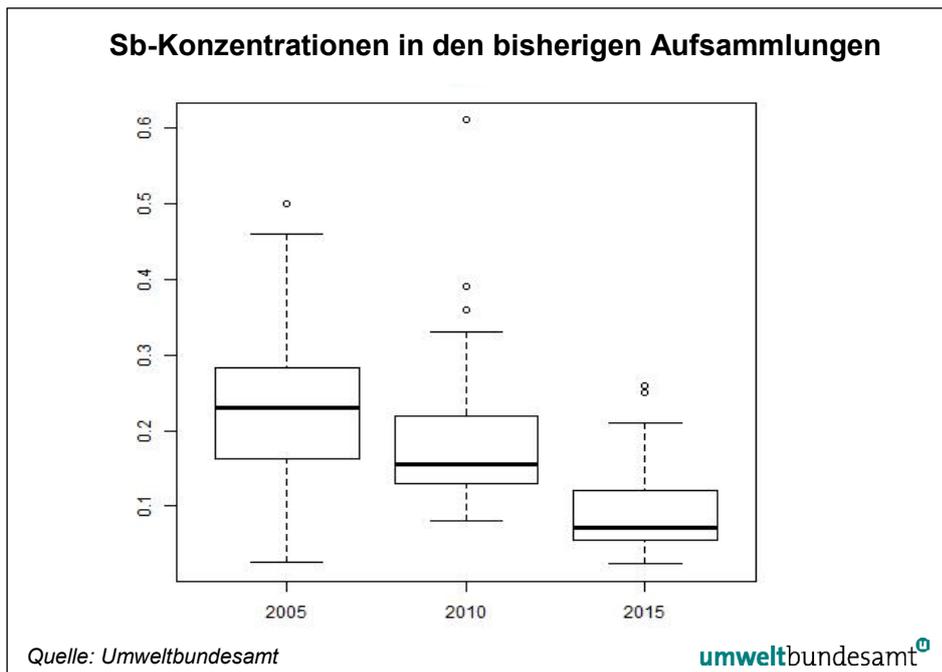


Abbildung 39:  
„Box & Whisker Plots“  
der Sb-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.16 V (Vanadium)

#### 3.1.16.1 Allgemeines

Vanadium (OZ 23; AM 50,9) ist nur für bestimmte Organismen essenziell. In größeren Konzentrationen kommt es z. B. in den Vanadozyten im Blut von Seescheiden (Ascidien) vor. Es wird auch für die N<sub>2</sub>-Fixierung durch Bakterien benötigt und ist essenziell für Hühner und Ratten, möglicherweise auch für den Menschen. Die genaue Funktion von V ist unklar, vermutlich spielt es aber im Energiehaushalt eine Rolle. In größeren Konzentrationen ist V aber sowohl für Tiere hochtoxisch als auch karzinogen und es kann akkumulieren. Der natürliche Gehalt in Pflanzen liegt zwischen 0,5 und 4 ppm.

Vanadium steht an 20. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt in zahlreichen Erzen vor, in größeren Mengen aber im Vanadinit {Pb<sub>5</sub>[Cl(VO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>]}, bzw. in Titan-Eisenerzen. Je nach Herkunftsland können größere Mengen V auch in Erdöl und Kohle enthalten sein (bis zu 1.400 µg/g; HERPIN et al. 1994). Der Richtwert für V in Böden ist wie bei Cr 100 µg/g (ÖNORM L 1075).

#### **Toxizität von V**

#### **natürliche Vorkommen von V**

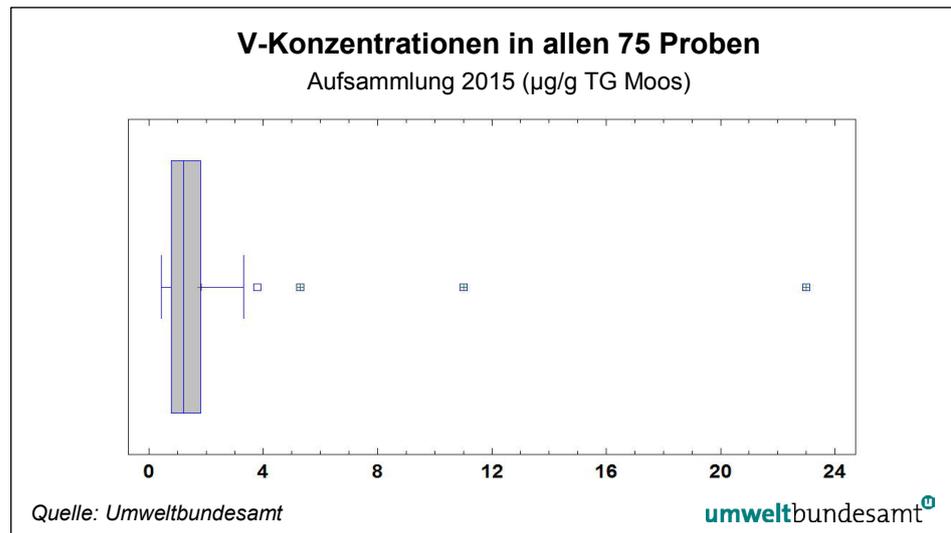
**Verwendung von V** Über 80 % des gewonnenen V werden als Zusatz zu Eisen- oder Stahllegierungen verwendet, vor allem für den Einsatzbereich von Geräten mit besonderer Belastung (Hochgeschwindigkeitsfahrzeuge, besonders widerstandsfähige Werkzeuge, Rostschutz). Vanadium wird auch als Katalysator in der chemischen Industrie eingesetzt (Kunststoffherzeugung). Häufigste Emissionsquellen sind die Metallproduktion, Flugaschen aus Öl- und Kohleverbrennung sowie Zementwerke und Ölraffinerien.

### 3.1.16.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller V-Konzentrationen lag bei 1,83 µg/g, der Median bei 1,2 µg/g, der geringste Wert betrug 0,42 µg/g, der höchste Wert lag bei 23 µg/g (Treibbach/Althofen) (siehe Abbildung 40).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller V-Konzentrationen lag bei 1,42 µg/g, der Median bei 1,1 µg/g, der geringste Wert betrug 0,42 µg/g, der höchste Wert lag bei 11 µg/g (Schattwald/Reutte).

Abbildung 40:  
Boxplot der  
V-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



### 3.1.16.3 Raumeinheiten

**höhere Werte in Region 2** Raumeinheit 2 hatte signifikant höhere Werte als alle anderen Regionen. Ansonsten gab es keine im statistischen Sinne signifikanten Unterschiede (siehe Abbildung 41).

Vanadium zeigte eine hohe Korrelation mit der Verbreitung von Cr. Die V-Werte waren allgemein recht konstant um den Mittelwert. Waren Werte erhöht, dann lagen diese oft deutlich über dem Mittelwert.

**Höchstwert in Treibach/Althofen** Der höchste gemessene V-Wert (23 µg/g, fast das 20-Fache des Medians!) stammte, wie auch in allen vorherigen Aufsammlungen, aus Treibach/Althofen (186-1). In den Treibacher Chemischen Werken ist nicht nur eine Vanadin-Anlage in Betrieb, sondern es wird auch eine Vielzahl anderer schwermetallhaltiger Legierungen hergestellt bzw. verarbeitet (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2004, UMWELTBUNDESAMT 2009a, b). Die Werte waren gegenüber der letzten Aufsammlung wiederum erhöht (siehe Karte 14). Die Werte stellen auch europaweit einen Spitzenwert dar.

In Region 2, dominiert vom Wiener Raum, waren es vor allem lokale Verbrennungsprozesse, die lokale Erdölförderung und -industrie, Zementwerke im N-Burgenland und ggf. die Raffinerie Bratislava, welche wahrscheinlich für die hohen Werte verantwortlich sind.

Mit 11 µg/g zeigte auch der Standort Reutte-Schattwald einen extrem erhöhten Wert. Wie auch bei anderen Elementen ist die Quelle an diesem Standort der Metallindustrie zuzuordnen.

Die erhöhten Konzentrationen in Region 2 waren im Norden Wiens konzentriert und vermutlich auf die Emissionen aus Verbrennungsprozessen in diesem Raum und auf die Verfrachtung der Emissionen zurückzuführen. Selbiges gilt vermutlich auch für den Punkt nächst Bad Sauerbrunn (76-2). Die Ölförderanlagen im östlichen Weinviertel beeinflussen vermutlich auch andere Punkte in ihrer Umgebung. In der gesamten nordöstlichen Raumeinheit 2 sind vermutlich auch der Ferntransport aus den tschechischen und polnischen Industriegebieten und mäßige Verunreinigung mit Bodenteilchen wirksam.

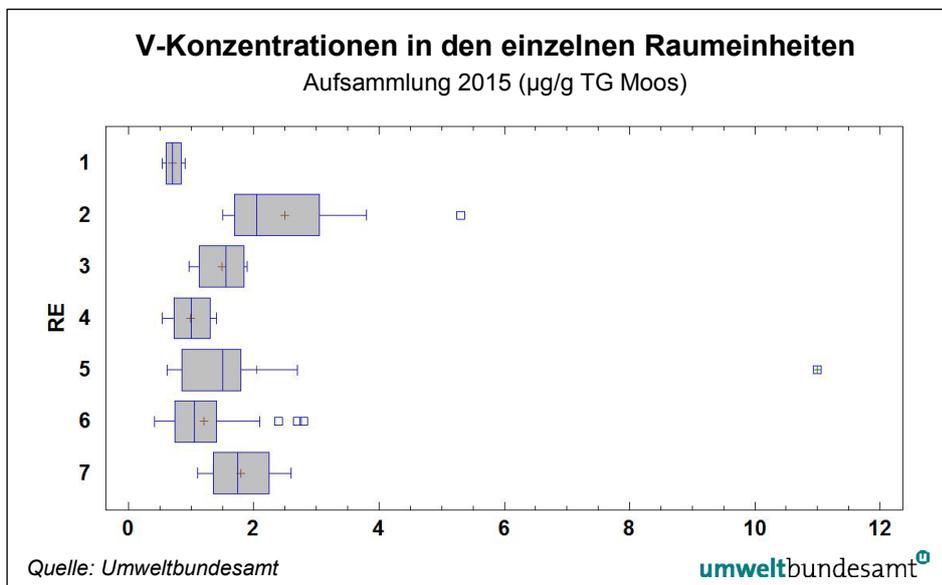
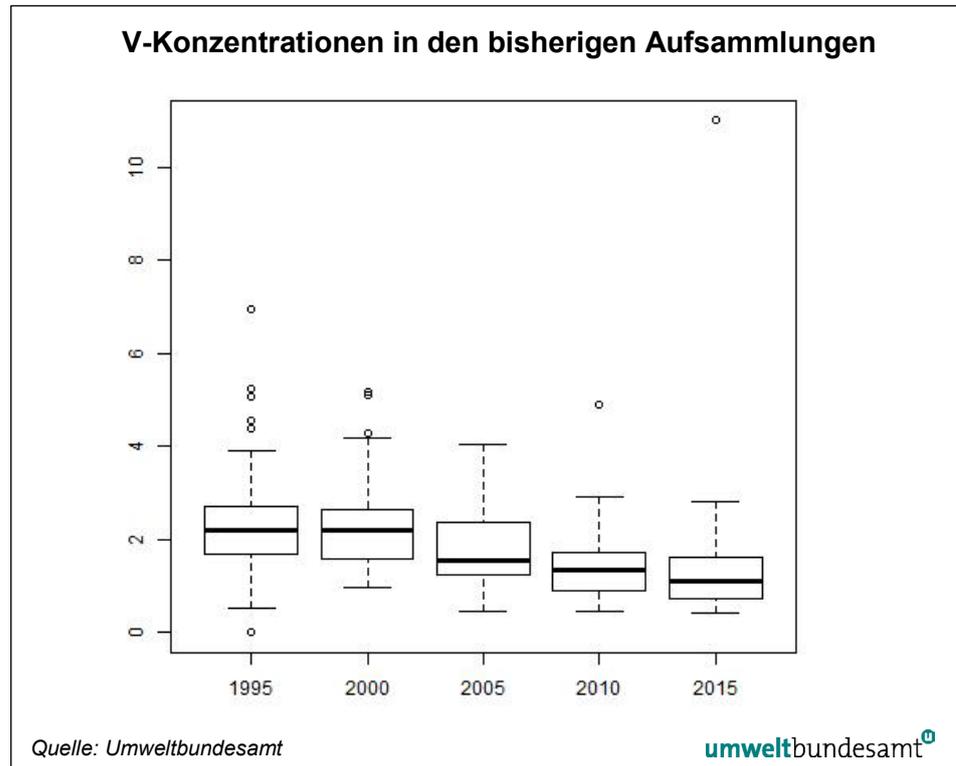


Abbildung 41:  
„Box & Whisker Plots“  
der V-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten – ohne  
den Standort 186-1  
(Treibach; 23 µg/g).

#### 3.1.16.4 Zeitreihe V (1995–2015)

Die V-Konzentrationen haben, wie bei sonst kaum bei einem Metall, über den gesamten Zeitraum hinweg signifikant abgenommen (siehe Tabelle 3, Abbildung 42). Die Sammelpunkte mit den höchsten Werten waren aber konstant dieselben (z. B. Treibach/Althofen, 186-1). Die Konzentrationen an diesem Punkt sind sogar gestiegen.

Abbildung 42:  
„Box & Whisker Plots“  
der V-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.17 Zn (Zink)

#### 3.1.17.1 Allgemeines

##### Toxizität von Zn

Zink (OZ 30; AM 65,4) ist als Bestandteil vieler Enzyme ein für Pflanzen und Tiere essenzielles Element. Es ist nur in sehr hohen Konzentrationen toxisch und reichert sich im menschlichen Körper nicht an. Akute Zn-Vergiftungen äußern sich bei Pflanzen im Vergilben der jungen Blätter und im Absterben des Vegetationspunktes, bei Tieren in Infertilität und Hautveränderungen. Zn-Mangelscheinungen treten häufiger auf als Überdosen und sind dementsprechend bedenklicher. Moose dürften einen relativ hohen Eigengehalt an Zn haben (ca. 20  $\mu\text{g/g}$ ), welcher unabhängig von den Emissionen ist und bei Depositionsberechnungen zum Abzug zu bringen ist.

##### natürliche Vorkommen von Zn

Zink steht an 24. Stelle in der Häufigkeitsliste der Erdkruste. Es kommt in sehr vielen Mineralien vor, zumeist vergesellschaftet mit Eisen oder Magnesium, wie in Pyroxenen  $[(\text{Mg,Fe})_2\text{Si}_2\text{O}_6]$  oder Amphibolen  $[\text{Ca}_2(\text{Mg,Fe})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2]$ . Industriell wird Zn unter anderem aus Zinkblende ( $\text{ZnS}$ ) oder Zinkspat ( $\text{ZnCO}_3$ ) gewonnen.

##### Verwendung von Zn

Zink wird in erster Linie als Rostschutz von Eisen- und Stahlprodukten verwendet. Sowohl anorganische als auch organische Zn-Verbindungen finden eine äußerst breite Anwendung. Zinkoxid ( $\text{ZnO}$ ) wird z. B. in Salben, Düngemitteln, Pigmenten oder Autoreifen verwendet. Einige dieser Verbindungen sind toxisch (z. B. Zinkvitriol) oder karzinogen (Zinkchromat). Hauptemittenten von Zn sind Zn-verarbeitende Industrien, die Buntmetallindustrie, aber auch Kohlekraftwerke und die Verbrennung von Kraftstoffen durch Fahrzeuge. Zn wird vermutlich auch durch Reifenabrieb von Kfz freigesetzt. Es wird Fertigfuttermischungen für Schweine und Hühner zugesetzt, steigert das Wachstum und beugt Erkrankun-

gen vor. Zn wird mit Kot und Harn ausgeschieden und gelangt mit dem Wirtschaftsdünger auf die landwirtschaftlichen Böden (UMWELTBUNDESAMT 2007). Es besitzt nach Pb und Cd den dritthöchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor (Faktor 3).

### 3.1.17.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller Zn-Konzentrationen lag bei 24,8 µg/g, der Median bei 24 µg/g, der geringste Wert betrug 14 µg/g, der höchste Wert lag bei 43 µg/g (St. Radegund bei Graz) (siehe Abbildung 43).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller Zn-Konzentrationen lag bei 24,1 µg/g, der Median bei 23 µg/g, der geringste Wert betrug 14 µg/g, der höchste Wert lag bei 43 µg/g (St. Radegund bei Graz).

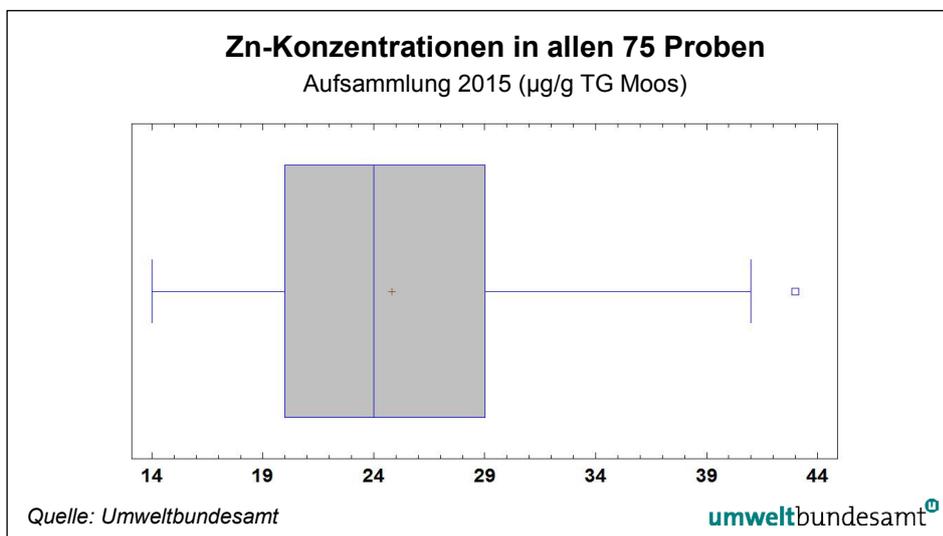


Abbildung 43:  
Boxplot der Zn-Konzentrationen in allen 75 Proben.

### 3.1.17.3 Raumeinheiten

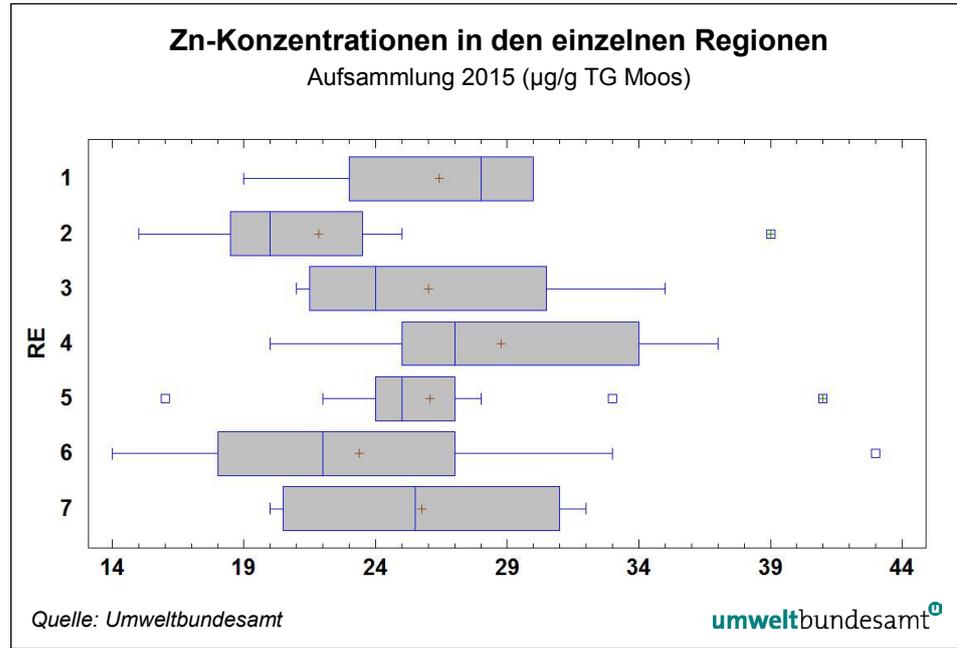
Die Verteilung von Zn in den einzelnen Raumeinheiten war relativ einheitlich (siehe Abbildung 44). Es gab keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Raumeinheiten.

Der Höchstwert fand sich bei St. Radegund/Graz (Punkt 164-1). Er liegt nächst den Punkten mit den höchsten Konzentrationen bei den letzten Aufsammlungen. Die Ursache könnte in der intensiven Viehhaltung der Umgebung liegen. Auch nahe Emittenten, wie jene der Metall oder Zellstoff verarbeitenden Industrie (z. B. Andritz) kommen in Frage. Intensive Viehhaltung dürfte auch für die hohen Konzentrationen an den Punkten bei Radkersburg (208-1) sowie bei den Punkten im NÖ Alpenvorland eine Rolle spielen (51-1, 56-1).

In der Region 2 waren, wie bei anderen Metallen auch, am Sammelpunkt Bad Sauerbrunn die höchsten Werte zu finden (siehe auch Kapitel 3.1.20). Weitere bei Zn auffällige Regionen waren das Rheintal und wie auch in früheren Studien das Unterinntal.

### Höchstwerte bei Leibnitz

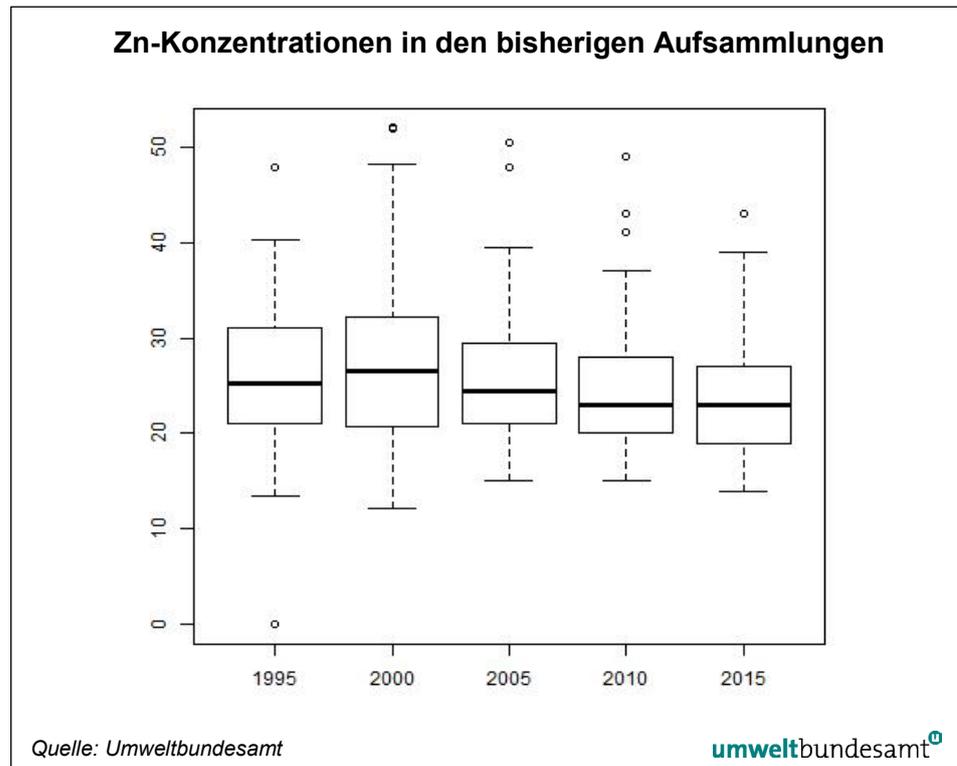
Abbildung 44:  
„Box & Whisker Plots“  
der Zn-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
einzelnen Regionen.



### 3.1.17.4 Zeitreihe Zn (1995–2015)

Die Veränderungen über den gesamten Zeitraum hinweg waren gering und unterschieden sich nur knapp signifikant (siehe Tabelle 3). Die durchschnittlichen Konzentrationen haben allerdings kontinuierlich abgenommen. Sammelpunkte mit unverändert hohen Konzentrationen tauchen allerdings in allen Aufsammlungen auf. Dies zeigt auch bei Zn die Konstanz einiger „Problemregionen“.

Abbildung 45:  
„Box & Whisker Plots“  
der Zn-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.18 S (Schwefel)

#### 3.1.18.1 Allgemeines

Schwefel ist kein Schwermetall, es wird aber in dieser Studie als zusätzlicher Indikator für anthropogenen Schadstoffeinfluss untersucht. Schwefel (OZ 16; AM 32,1) ist ein essenzielles Element für alle Lebewesen und als Bestandteil der Aminosäuren Cystin, Cystein und Methionin in den meisten Proteinen enthalten. Es ist ein Makronährelement und kommt als solches in größeren Mengen in jedem Organismus vor. Die Schädwirkungen des S bzw. einzelner S-Verbindungen (SO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> usw.) sind u. a. auf die osmotische Wirkung und Radikalbildung zurückzuführen. Bei Pflanzen kommt es z. B. durch zuviel S zur Störung physiologischer Prozesse, zu Nekrosenbildung und zum Absterben der Blätter, bei Menschen vor allem zur Schädigung der Atemwege und der Lunge. Moose haben einen durchschnittlichen Grundgehalt von 700 ppm S, welcher bei einer allfälligen Depositionsberechnung zum Abzug gebracht werden müsste.

Schwefel steht an 16. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es wird zum Teil elementar gewonnen, größere Mengen befinden sich u. a. in Pyrit (FeS<sub>2</sub>), aber auch in Erdöl oder Kohle.

Schwefel wird als Grundstoff in der chemischen Industrie eingesetzt. Der Hauptteil wird für die Schwefelsäureproduktion verwendet, aber auch z. B. zum Vulkanisieren sowie zur Erzeugung von Düngemitteln, Pharmazeutika, Pestiziden und Pigmenten. Der größte Teil anthropogen freigesetzten S stammt aus der Verbrennung fossiler Energieträger und wird überwiegend als Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) emittiert. Die Hauptverursacher der SO<sub>2</sub>-Emissionen sind daher Feuerungsanlagen im Bereich der Industrie, des Kleinverbrauchs und der Energieversorgung. In Österreich hat die Industrie mit 73 % den Hauptanteil an den SO<sub>2</sub>-Emissionen. Die S-Emissionen sind in den letzten dreißig Jahren stark rückläufig (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

#### **Toxizität von S**

#### **natürliche Vorkommen von S**

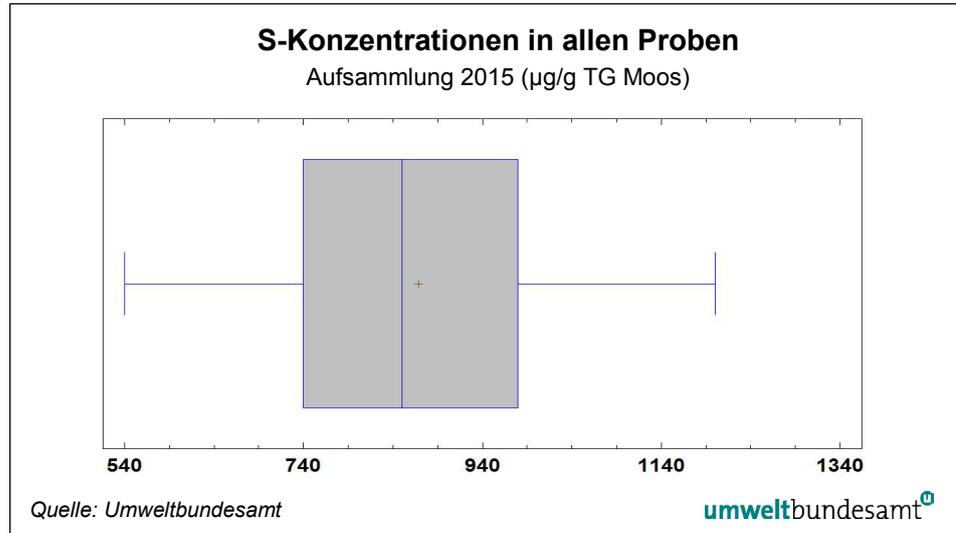
#### **Verwendung von S**

#### 3.1.18.2 Österreich gesamt

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller S-Konzentrationen lag bei 869 µg/g, der Median bei 850 µg/g, der geringste Wert betrug 540 µg/g, der höchste Wert lag bei 1.200 µg/g (Drasenhofen, Matzen/Gänserndorf) (siehe Abbildung 46).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller S-Konzentrationen lag bei 829 µg/g, der Median bei 810 µg/g, der geringste Wert betrug 540 µg/g, der höchste Wert lag bei 1.100 µg/g (mehrere Standorte).

Abbildung 46:  
Boxplot der  
S-Konzentrationen in  
allen 75 Proben.



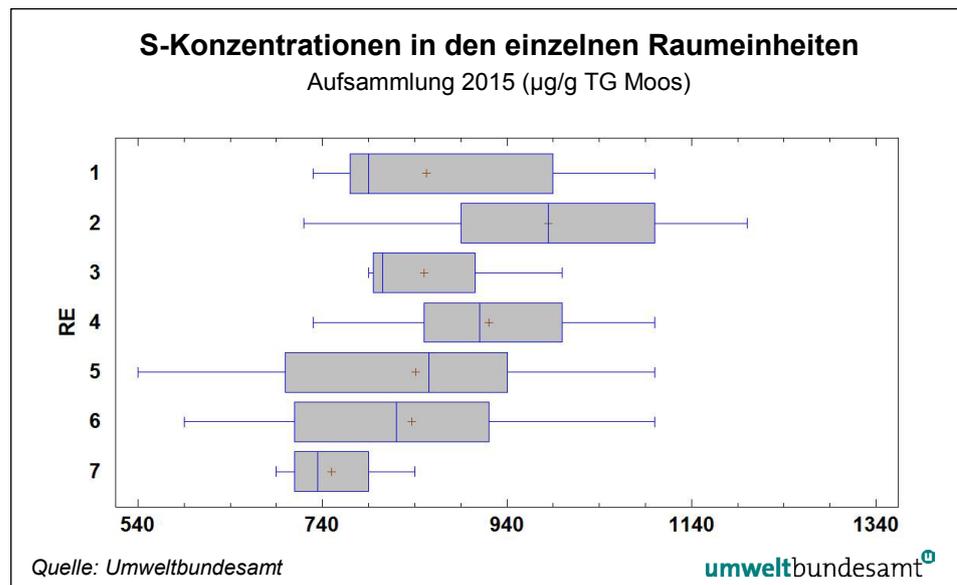
### 3.1.18.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

**außer Region 2  
homogene Werte**

Die Region 2 unterschied sich signifikant von den Regionen 5, 6 und 7, alle anderen Regionen waren relativ homogen in ihrer Verteilung der Konzentrationen (siehe Abbildung 47). Im Gegensatz zu den Schwermetallen gab es auch in keiner Region sogenannte Ausreißer, was bedeutet, dass es keinen prominenten Einzel-Emittenten in der Umgebung eines Sammelpunktes gab.

Zonen mit hohen Durchschnittskonzentrationen waren in vielen Fällen Gebiete mit erhöhter Siedlungsdichte (Hausbrand) bzw. mit verstärktem Industrierivorkommen (vor allem der Großraum Wien, Raum St. Pölten, Rheintal, Unterinntal). Dazu kommen in der weiteren Umgebung Wiens die Erdgas- und Ölförderanlagen im Nördlichen Weinviertel (z. B. Matzen, 42-1) sowie Punkte im nördlichen Wein- und Waldviertel. Bei letzteren (z. B. Drasenhofen) kann auch von grenzüberschreitenden Schadstoff-Einträgen aus Tschechien ausgegangen werden.

Abbildung 47:  
„Box & Whisker Plots“  
der S-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.



### 3.1.18.4 Zeitreihe S (1995–2015)

Die Abnahme der S-Konzentrationen war über den gesamten Zeitraum hinweg konstant (siehe Tabelle 3) und setzt damit einen jahrzehntelangen Trend fort. Allerdings stagnierten seit 2010 die Abnahmen (siehe Abbildung 48), was in einem vermehrten Einsatz nicht fossiler Brennstoffe aus Klimaschutzgründen (Reduktion von Treibhausgasen) begründet sein könnte.

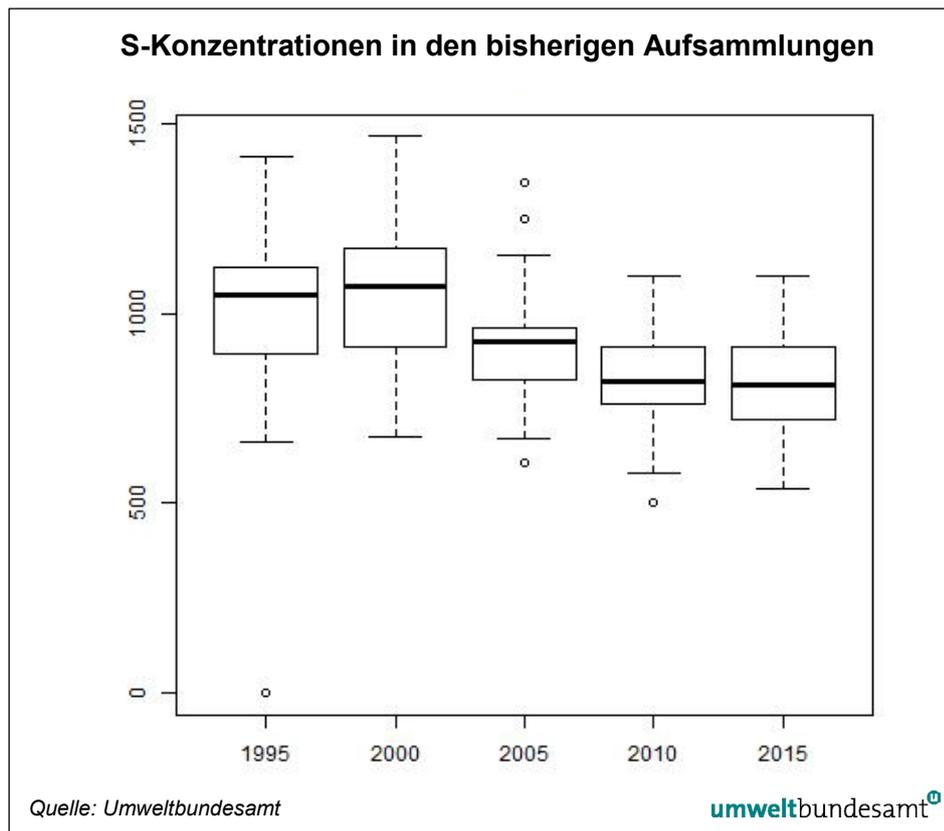


Abbildung 48:  
„Box & Whisker Plots“  
der S-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.

### 3.1.19 N (Stickstoff)

#### 3.1.19.1 Allgemeines

Stickstoff (OZ 7; AM 14) ist ein Hauptnährelement und als Komponente aller Proteine, Enzyme und Nukleinsäuren ein wichtiger Bestandteil aller Lebewesen. N ist für Pflanzen ein Hauptnährelement und gelangt durch mikrobielle Aktivität, z. B. durch die Zersetzung organischen Materials bzw. durch Luftstickstofffixierung, in den Boden. Die wichtigsten Quellen für durch den Menschen verursachte atmosphärische N-Depositionen sind einerseits die Stickstoffoxide ( $\text{NO}_x$ ) und andererseits Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

In den letzten Jahren konnte weltweit eine starke Zunahme dieser N-Depositionen festgestellt werden. Diese wurden u. a. als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der Biodiversität angesprochen. Dabei spielen einerseits die versauernde Wirkung von N-Depositionen und andererseits der Eutrophierungseffekt eine Rolle. Für die Versauerung sind neben S-Verbindungen auch die N-Verbindungen  $\text{NH}_3$  und  $\text{NO}_x$  verantwortlich. Die Zunahme der atmosphä-

**Versauerung und  
Eutrophierung  
durch N**

**Bedeutung und  
Toxizität**

rischen Düngung hat in vielen Gebieten bereits zur deutlichen Gefährdung von ursprünglich nährstoffarmen Habitattypen geführt (z. B. Hochmoore oder Trockenrasen). Aber auch andere Systeme sind durch Eutrophierung gefährdet (BOBBINK et al. 1998, STEVENS et al. 2004, ZECHMEISTER et al. 2008).

**65 % aller Ökosysteme durch Eutrophierung gefährdet**

In Österreich sind ca. 65 % aller Ökosysteme durch die Überschreitung der „critical loads“ gefährdet (UMWELTBUNDESAMT 2001). Die atmosphärischen N-Depositionen durch trockenen Eintrag und Niederschläge betragen in Österreich derzeit zwischen 4 und 40 kg/ha/a.

**Emissionsquellen in Österreich**

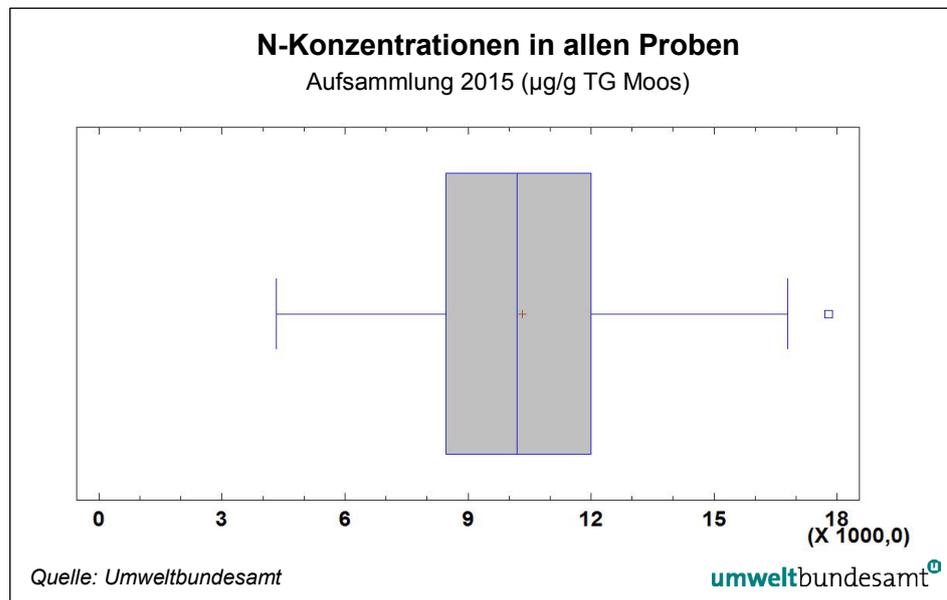
Während ein Großteil der Stickstoffoxide aus dem Verkehr kommt (55 %; UMWELTBUNDESAMT 2015a), stammen die Ammonium-Einträge primär aus der Tierhaltung in der Landwirtschaft (ANEJA et al. 2001, ZECHMEISTER et al. 2008). Die NO<sub>x</sub>-Emissionen sind aufgrund verbesserter Fahrzeugtechnologien in Österreich leicht rückläufig (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

**3.1.19.2 Österreich gesamt**

**Alle Standorte:** Der Mittelwert aller N-Konzentrationen lag bei 10.317 µg/g, der Median bei 10.200 µg/g, der geringste Wert betrug 4.320 µg/g, der höchste Wert lag bei 17.800 µg/g (Phyra/St. Pölten) (siehe Abbildung 49).

**ICP-Standorte:** Der Mittelwert aller N-Konzentrationen lag bei 9.797 µg/g, der Median bei 9.653 µg/g, der geringste Wert betrug 4.320 µg/g, der höchste Wert lag bei 17.800 µg/g (Phyra/St. Pölten).

Abbildung 49:  
Boxplot der N-Konzentrationen in allen 75 Proben.



**3.1.19.3 Raumeinheiten**

Es gab keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Regionen (siehe Abbildung 50).

**höchste Werte im nördlichen Alpenvorland**

Die mit Abstand höchsten Konzentrationen lagen alle im nördlichen Alpenvorland (Phyra 56-1, Amstetten 51-1, Braunau-Tarsdorf 45-1, Kaumberg 57-1) und sind wohl primär landwirtschaftlich (Viehhaltung) bedingt.

Die Regionen unterschieden sich vermutlich auch bezüglich der primären Quelle der N-Einträge: Landwirtschaft versus Verkehr. Während im Rheintal, im Innental und im Nordosten Österreichs wohl Stickstoffoxide die Werte bestimmten, war es in den Voralpen, im Alpenvorland und in der südöstlichen Steiermark primär Ammonium und somit die Landwirtschaft. Eine Klärung der Einträge könnten aber nur Untersuchungen mittels  $\delta N^{15}$  bringen (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2008).

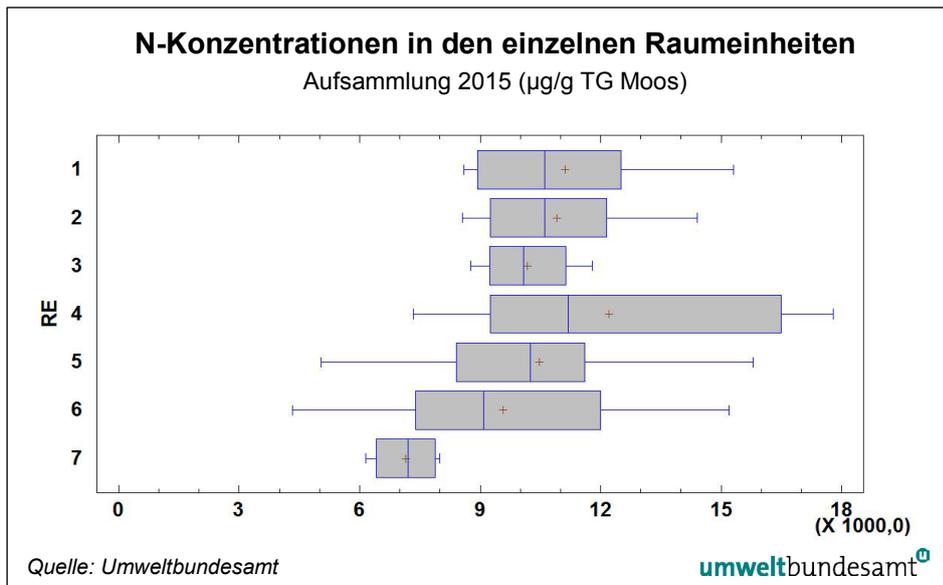
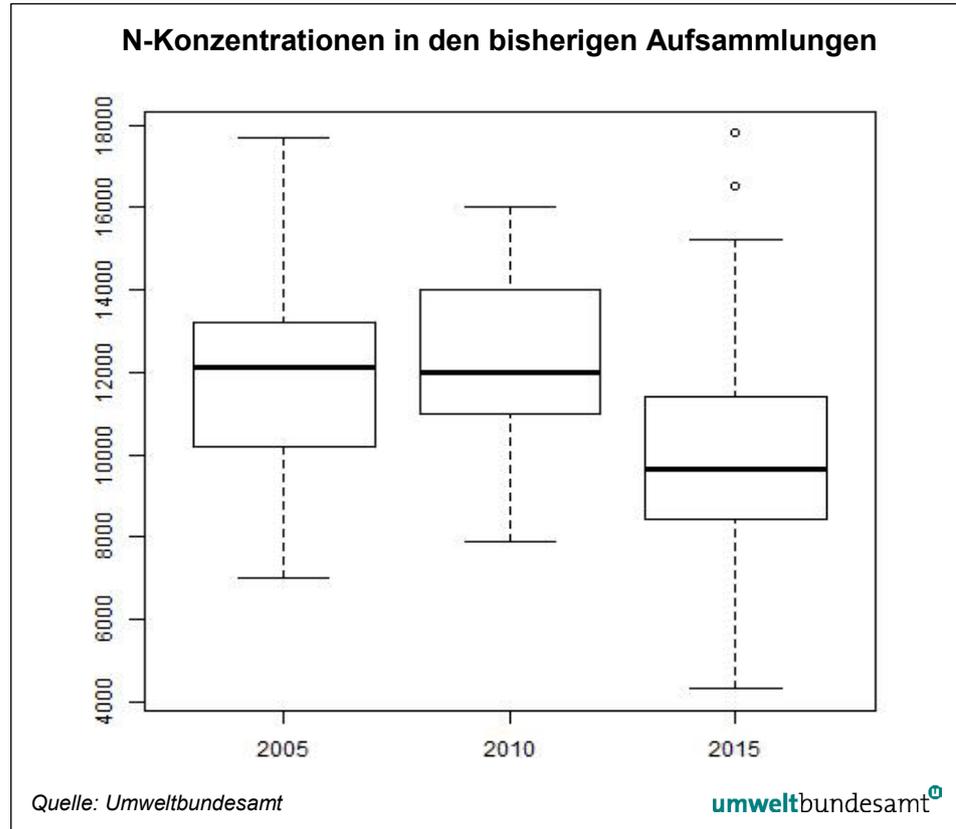


Abbildung 50:  
„Box & Whisker Plots“  
der N-Konzentrationen  
(µg/g TG Moos) in den  
einzelnen  
Raumeinheiten.

### 3.1.19.4 Zeitreihe N (2005–2015)

Stickstoff in Moosen wird erst seit 2005 in Österreich erfasst. Die Konzentrationen der Aufsammlungen 2005 und 2010 waren sehr ähnlich, jene von 2015 deutlich geringer (siehe Abbildung 51). Die Höchstwerte waren aber in allen Jahren vergleichbar. Die signifikante Abnahme (siehe Tabelle 3) könnte auf regionale Verschiebungen und die Reduzierung der Probenahmepunkte zurückzuführen sein. Dass die allgemeine Abnahme auf Maßnahmen im Verkehrsbereich zurückzuführen sein könnte, muss aber eher bezweifelt werden.

Abbildung 51:  
„Box & Whisker Plots“  
der N-Konzentrationen  
( $\mu\text{g/g}$  TG Moos) in den  
bisherigen  
Aufsammlungen.



### 3.1.20 Zusammenfassung: Veränderungen der Elementkonzentrationen in Österreich (Metalle, Halbmetalle, Schwefel und Stickstoff)

Die Ergebnisse der Veränderungen zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren sind in Tabelle 3 dargestellt. In Anhang 5 findet sich neben Veränderungskarten für jedes einzelne Metall auch eine Karte (Karte 54) der Summe aller Elemente und ihrer Veränderungen seit dem Jahr 2000.

**außer As und C auf nationaler Ebene signifikante Abnahme**

Bis auf As und Cr gab es bei allen untersuchten Elementen signifikante Abnahmen. Diese waren mit Ausnahme von Fe und Zn hoch signifikant ( $p < 0,001$ ). Auch die Summe der Konzentrationen aller Elemente war im Untersuchungszeitraum signifikant gesunken ( $p < 0,001$ ).

**aber hohe Werte an „Hotspots“**

Dennoch muss beachtet werden, dass die Konzentrationen an einzelnen Standorten über den Zeitraum hinweg unverändert hoch waren bzw. dass sie teilweise sogar gestiegen sind. Dies betrifft vor allem die Standorte Treibach/Althofen (186-1), Schattwald/Reutte (84-1), Stranzendorf/Hollabrunn (40-1), Matzen (42-1) und Trofaiach (132-1). Bei all diesen Sammelpunkten gibt es bekannte Einzel-Emittenten in der Nähe und die Problematik der hohen gefundenen Konzentrationen wurde bereits in allen vergangenen Berichten angemerkt. Aufgrund der Mechanismen, die der Moosmethode zugrunde liegen (siehe Kapitel 2), muss angenommen werden, dass die Einträge jeweils aktuell sind (Akkumulationszeitraum ca. 2013–2015).

Die weitgehend durchgehend hohen Konzentrationen einiger Standorte, z. B. Bad Sauerbrunn (76-2; Raum Wiener Neustadt), Dornbirn (111-1; Rheintal),

Bruck/Ziller bei Schwaz (120-2; Unterinntal), spiegeln die Einträge einer gesamten Industrie-/Siedlungsregion wider. Aufgrund der reduzierten Probepunkte wurden die erhöhten Werte einer ganzen Region nur von einem Punkt abgebildet. Auch diese Standorte/Gebiete zeichneten sich über all die bislang untersuchten Jahre hinweg durch hohe Belastungen aus.

Element	Intercept	Beta (u95/o95)	P-Wert	
Al	87,96	- 0,044 (- 0,06/- 0,026)	0,001	***
As	24,00	- 0,012 (- 0,026/0,001)	0,072	ns
Cd	94,29	- 0,047 (- 0,058/- 0,035)	0,001	***
Co	47,01	- 0,023 (- 0,037/- 0,01)	0,001	***
Cr	16,73	- 0,008 (- 0,021/0,005)	0,228	ns
Cu	55,04	- 0,027 (- 0,042/- 0,011)	0,001	***
Fe	34,07	- 0,017 (- 0,03/- 0,003)	0,020	*
Hg	93,41	- 0,047 (- 0,063/- 0,031)	0,001	***
Mo	58,53	- 0,029 (- 0,042/- 0,014)	0,001	***
Ni	57,98	- 0,029 (- 0,042/- 0,016)	0,001	***
Pb	187,00	- 0,093 (- 0,102/- 0,083)	0,001	***
Sb	297,12	- 0,148 (- 0,175/- 0,125)	0,001	***
Va	111,04	- 0,055 (- 0,067/- 0,043)	0,001	***
Zn	29,36	- 0,015 (- 0,029/- 0,002)	0,032	*
S	103,58	- 0,052 (- 0,067/- 0,038)	0,001	***
N	167,90	- 0,084 (- 0,112/- 0,056)	0,001	***
<b>Σ aller Elemente</b>			<b>0,001</b>	<b>***</b>

Tabelle 3:  
Ergebnisse von GLMMs,  
welche die Ergebnisse  
der Zeitreihen  
darstellen..

*Element: Metalle, Halbmetalle und Nichtmetalle; Intercept: Konstante des jeweiligen Modells; Beta: Steigung; u95: unteres 95%iges Konfidenzintervall; o95: oberes 95%iges Konfidenzintervall ; P-Wert: Irrtumswahrscheinlichkeit (IW), die Sterne bezeichnen das Signifikanzniveau der Irrtumswahrscheinlichkeit (IW): \* IW < 5 %, \*\*\* IW < 0,1 %, ns IW > 5 % (weitere Details siehe Kapitel 2).*

*Anmerkung: Die Ergebnisse stellen die Kennwerte einer Regressionsgleichung dar; d. h. die Linearkombination von  $y = \text{Intercept} + \text{Beta} \cdot x$ . Wobei y der Messwert des Schwermetalls und x das Jahr der Erhebung darstellt. Ein negatives Beta bedeutet eine negative Steigung der Regression und somit eine Abnahme der Messwerte mit Zunahme der Jahreszahl.*

## 3.2 Ergebnisse PAHs

### 3.2.1 Allgemeines zu den analysierten PAHs

#### 3.2.1.1 Chemische und physikalische Eigenschaften von PAHs

Zur Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAHs) zählen Moleküle aus zwei oder mehr kondensierten aromatischen Ringen, die aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen aufgebaut sind (vgl. RAVINDRA et al. 2008). In Abbildung 52 sind jene PAHs dargestellt, welche in dieser Studie untersucht wurden. Sie entstehen bei der unvollständigen Verbrennung kohlenstoffhaltiger Brennstoffe durch Pyrolyse bzw. Pyrosynthese (NEFF et al. 2005).

**Bioakkumulation** PAHs sind schwer abbaubar und stark lipophil, wobei diese Eigenschaft mit der Anzahl der Ringe zunimmt (KEYTE et al. 2013). Sie neigen zur Bioakkumulation (vgl. KIM et al. 2013) und können über weite Strecken verfrachtet werden. Ihre schädigende Wirkung ist daher auch für entlegene, emittentenferne Regionen von Bedeutung (HARMENS et al. 2013a).

**Winter/Sommer-Gradient** Generell ist die atmosphärische PAH-Konzentration im Winter höher als im Sommer (KIM et al. 2013). Die Ursachen sind einerseits erhöhte Emissionen während der Heizsaison, andererseits eine geringere Photodegradation der PAHs bei niedrigen Temperaturen und die intensive Auswaschung der Atmosphäre durch feuchte Deposition (FOAN et al. 2015).

Ihre physikalischen und toxischen Eigenschaften (KIM et al. 2013), aber auch ihre Lebenszeit in der Atmosphäre und ihre Mobilität in der Umwelt variieren stark mit dem Molekulargewicht und mit der Struktur (KEYTE et al. 2013). Eine übliche Gliederung unterscheidet daher niedermolekulare PAHs mit weniger als 4 Ringen und hochmolekulare PAHs mit 4 oder mehr Ringen (KIM et al. 2013).

**Gas-/Partikel-partitionierung**

Hochmolekulare PAHs liegen in der Luft eher in der Partikelphase vor, niedermolekulare überwiegend in der Gasphase – ein dafür exemplarisches Ergebnis einer Studie von POSSANZINI et al. 2004 ist in Tabelle 4 dargestellt – eine Kondensation in die Partikelphase ist jedoch möglich (KIM et al. 2013). Vor allem PAHs mit drei bis vier Ringen gelten als halbflüchtig und pendeln in Abhängigkeit von ihrem Dampfdruck und von der Temperatur zwischen Gas- und Partikelphase: Mit steigender Temperatur – und demnach im Sommer – liegen mehr PAHs in der Gasphase vor. Im Winter ist die Verflüchtigung der PAHs geringer, weshalb die Partikelphase dominiert (KEYTE et al. 2013). Weitere Einflussfaktoren auf den Übergang zwischen Gas- und Partikelphase sind die Luftfeuchtigkeit und die Art vorhandener Partikel (KIM et al. 2013). Die Mehrheit der PAHs ist mit Partikeln  $< 2 \mu\text{m}$  assoziiert (KISS et al. 1998). In urbanen Proben sind niedermolekulare PAHs jedoch zu etwa gleichen Teilen mit feinen ( $< 2 \mu\text{m}$ ) und groben Luftpartikeln ( $> 2 \mu\text{m}$ ) assoziiert, wobei höhermolekulare PAHs eher zur feinen Partikelgruppe tendieren. In ruralen Proben hingegen sind sowohl nieder- als auch höhermolekulare PAHs mit beiden Partikelgrößen verbunden (HARMENS et al. 2013a).

Naphthalin (Nap)	2 %
Fluoren (Fln)	5 %
Acenaphten (Ace)	4 %
Acenaphtylen (Acy)	11 %
Phenanthren (Phe)	9 %
Anthracen (Ant)	8 %
Fluoroanthen (Flt)	16 %
Pyren (Pyr)	55 %
Benzo[a]antracen (BaA)	78 %
Chrysen (Chr)	89 %
Benzo[b]fluoranthen (BbF)	91 %
Benzo[a]pyren (BaP)	89 %
Benzo[e]pyren (BeP)	85 %
Perylen (Per)	100 %
Benzo(ghi)perlen (BPe)	83 %
Indeno[1,2,3-cd]pyren (IPy)	100 %
Coronen (Cor)	100 %

*Tabelle 4:  
Beispiel einer Gas-  
/Partikelpartitionierung  
(als Prozentsatz des  
Anteils der  
Partikelphase an der  
Gesamtmenge des  
jeweiligen PAHs)  
(verändert nach  
POSSANZINI et al. 2004).*

Grundsätzlich können PAHs sowohl in der Gas- als auch in der Partikelphase chemische Reaktionen eingehen. Niedermolekulare PAHs reagieren eher in der Gasphase, für PAHs ab 4 Ringen sind beide Phasen zu berücksichtigen. Sofern sie bei einer Deposition auf den Boden nicht entsprechend gebunden werden, ist eine erneute Verflüchtigung in die Gasphase möglich. Als mögliche Reaktionssubstrate in Frage kommen kohlenstoffhaltige Aerosole (Graphit, Diesel-Abgase, Kerosin-Russ, Ethylen-Russ) und mineralische Partikel (Siliziumoxid, Magnesiumoxid) (KEYTE et al. 2013).

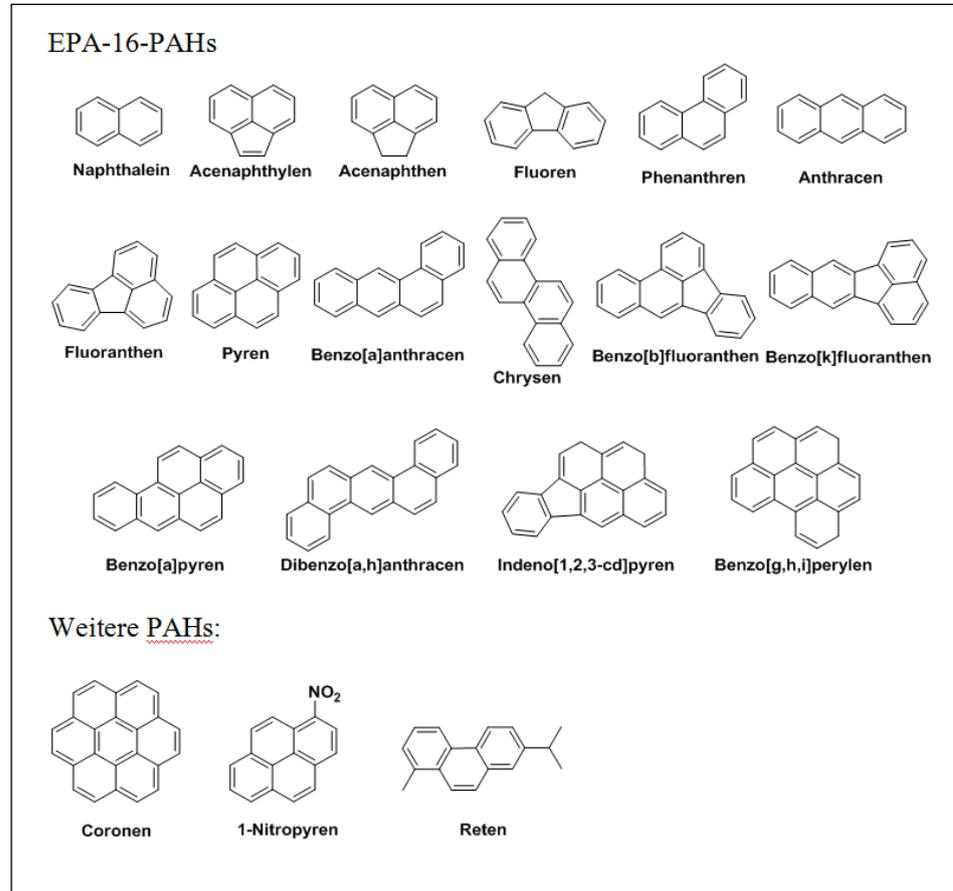
Durch chemische Reaktionen können PAHs umgewandelt werden, wodurch ihre Konzentration abnimmt. Es gilt jedoch zu bedenken, dass dadurch Transformationsprodukte akkumulieren können, die zum Teil noch toxischer und persistenter sind als ihre Ausgangsstoffe. Durch chemische Oxidation (Sauerstoffradikale, Peroxide, Peroxylradikale, Hydroxylradikale), photochemische Prozesse, indem PAHs Sonnenlicht absorbieren und mit molekularem Sauerstoff reagieren, durch biologische Transformation von PAHs (Bakterien, Pilze) oder bereits direkt bei unvollständigen Verbrennungen entstehen beispielsweise oxidierte PAHs (LUNDSTEDT et al. 2007). Ihre Konzentration kann vor allem während der Heizperiode im Winter 3- bis 4-mal höher sein als im Sommer. Das Verhältnis der oxidierten PAHs zu ihren „Eltern-PAHs“ kann jedoch im Sommer aufgrund photochemischer Prozesse 20-mal höher sein als im Winter (WALGRAEVE et al. 2010). Für die Entstehung von nitrifizierten PAHs spielt vor allem NO<sub>3</sub> in der Nacht eine wichtige Rolle (KEYTE et al. 2013). Sowohl nitrifizierte als auch oxidierte PAHs liegen aufgrund ihres höheren Molekulargewichts und ihres niedrigeren Dampfdrucks eher in der Partikelphase vor (KEYTE et al. 2013). Ihre Carbonyl-, Alkyl- oder Hydroxylgruppen machen sie stark polar und damit besser in Oberflächen und Grundwasser löslich als ihre Eltern-PAHs (LUNDSTEDT et al. 2007, WALGRAEVE et al. 2010). Dies könnte auch den polaren Aufnahmekapazitäten der Moosoberfläche entgegenkommen und ihre Aufnahme begünstigen. Unsubstituierte PAHs können aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften (KEYTE et

#### **Oxidations- und Abbauprozesse**

#### **Oxy- und Nitro-PAHs**

al. 2013) im Boden, in Sedimenten oder öligen Substanzen abgelagert werden (SVERDRUP et al. 2002). Auf diesem Weg gelangen sie sowohl in terrestrische (RAVINDRA et al 2008) als auch in marine Ökosysteme (AUGUSTO et al. 2013) und in weiterer Folge in die Nahrungskette (KIM et al. 2013).

Abbildung 52:  
Strukturformeln der  
PAHs, die in dieser  
Studie untersucht  
wurden.



### 3.2.1.2 Toxikologie

#### **Anreicherung in der Nahrungskette**

Die schwere Abbaubarkeit von PAHs und ihre lipophilen Eigenschaften führen zu einer Anreicherung in der Nahrungskette (KIM et al. 2013). Sie werden im Fettgewebe eingebaut und können dort Konzentrationen erreichen, die die Hintergrundbelastung um das 70.000-Fache übersteigen. Der Mensch ist am Ende der Nahrungskette den höchsten Konzentrationen ausgesetzt (HARMENS et al. 2013a). Weitere Aufnahmewege sind das Einatmen (z. B. Zigarettenrauch, offene Feuerplätze, PAH-Dämpfe), das Trinken von belastetem Wasser oder Hautkontakt (KIM et al. 2013).

Besonders exponiert sind RaucherInnen, ArbeiterInnen, die Abgase von Maschinen einatmen, StraßenverkäuferInnen, KraftfahrerInnen, MinenarbeiterInnen, MetallarbeiterInnen, Beschäftigte in der Erdölaufbereitung sowie in der Gas- und Kohleindustrie und an Koks-Öfen (KIM et al. 2013).

PAHs dürften ganz wesentlich zur karzinogenen Wirkung verschmutzter Luft beitragen (KEYTE et al. 2013). Auch wenn nur ungenügend Wirkdaten zu den schädigenden Eigenschaften der PAHs auf den Menschen vorliegen, so belegt eine Reihe von Studien ihren schädigenden Einfluss auf die menschliche Gesundheit. Generell dürfte ein Mix aus PAHs schädlicher sein als einzelne PAHs (NEFF et al. 2005; KIM et al. 2013). Üblicherweise kommen PAHs in komplexen Mischungen von hundert bis hin zu tausenden Komponenten vor, abhängig von der Quelle und von den natürlichen Degradationsprozessen, denen sie ab dem Zeitpunkt der Emission unterliegen (NEFF et al. 2005, KEYTE et al. 2013). Für die Abschätzung der Umweltbelastung durch PAHs werden zumeist die 16 von der U.S. Environmental Protection Agency (EPA) vorgeschlagenen „Priority PAHs“ herangezogen, die üblicherweise in messbaren Konzentrationen vorhanden sind (siehe Abbildung 52), auch wenn sie nur einen Teil des karzinogenen Potenzials aller vorliegenden PAHs abbilden dürften (ANDERSSON & ACHTEN 2015). Eines der bestuntersuchten PAHs ist BaP, das als Marker für die Karzinogenität der Luft eingesetzt wird (EEA 2015a). Höhermolekulare PAHs mit mehr als 7 Ringen sind noch unzureichend erforscht (ACHTEN & ANDERSSON 2015). Generell geht man davon aus, dass die akute Toxizität von PAHs mit höherem Molekulargewicht zwar sinkt, dass die karzinogene Wirkung jedoch steigt. Zu den karzinogensten PAHs zählen demnach Benzo(a)pyren und Dibenzo(a,h)anthracen (KIM et al. 2013). Die leichteren PAHs werden grundsätzlich als weniger toxisch eingestuft, können aber mit anderen Schadstoffen (z. B. Stickstoffoxide, Sauerstoffradikale, Peroxylradikale, Hydroxylradikale) reagieren, was ihr toxisches Potenzial deutlich erhöht (KIM et al. 2013). Kaum berücksichtigt wurden bisher nitrifizierte und oxidierte PAHs, die als stark mutagen und karzinogen gelten (WALGRAEVE et al. 2010, KEYTE et al. 2013) und oft in nahezu vergleichbaren Konzentrationen wie ihre Eltern-PAHs vorliegen (LUNDSTEDT et al. 2007). Oxidierte PAHs erhöhen beispielsweise den oxidativen Stress in Körperzellen durch die Bildung oxidiertes Makromoleküle (Fette, Lipide, DNA) (LUNDSTEDT et al. 2007).

Von Bedeutung für die menschliche Gesundheit ist außerdem die Größe der Trägerpartikel, da sie Eindringtiefe und Verweildauer im menschlichen Atemtrakt bestimmt. Besonders PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> scheinen in diesem Zusammenhang relevant zu sein (UMWELTBUNDESAMT 2006).

Akute oder kurzfristige Gesundheitsauswirkungen von PAHs auf den Menschen hängen von der Intensität (z. B. Zeitdauer) und der Art des Kontakts (Inhalation, Hautkontakt, Verdauung), aber auch vom Gesundheitszustand und vom Lebensalter ab. Auftreten können eine Beeinträchtigung der Lungenfunktion, Asthma, thrombotische Effekte bei Menschen mit koronaren Herzkrankheiten (KIM et al. 2013), Augenirritationen, Übelkeit, Erbrechen, Durchfall sowie Irritationen, Entzündungen und allergische Reaktionen der Haut (UNWIN et al. 2006).

Längerfristige Belastungen durch PAHs erhöhen das Risiko von Zellschädigungen durch Genmutationen (KUO et al. 2003) und begünstigen damit die Entstehung von Tumoren und Krebs (BACH et al. 2003), speziell von Haut- (BOFFETTA et al. 1997) und Lungenkrebs (ARMSTRONG et al. 2004). Ebenso scheint ein Zusammenhang mit dem Auftreten von Grauem Star, Nieren- und Leberschäden zu bestehen (ATSDR 1995). Auch Beeinträchtigungen des zentralen und peripheren Nervensystems durch PAHs wurden beobachtet (HARMENS et al. 2013a). PAHs können außerdem mit Hormonen interagieren (endokrine Disruptoren) und schädigende Effekte auf das Immunsystem und die Reproduktion

**Kanzerogenität von..**

**...EPA-16 PAHs**

**...sowie Oxy- und Nitro-PAHs**

**akute Gesundheitsfolgen**

**längerfristige Gesundheitsfolgen**

haben (KIM et al. 2013). Eine hohe pränatale PAH-Belastung wird mit einer erhöhten Frühgeburtsrate, einem geringeren Geburtsgewicht (PERERA et al. 2005), einem steigenden Risiko für Neuralrohrdefekte des Fetus (REN et al. 2011), verzögerter Entwicklung und Asthma in der Kindheit in Zusammenhang gebracht (EDWARDS et al. 2010).

### 3.2.1.3 Quellen von PAHs und PAH-Emissionen in Europa

#### ***anthropogene versus natürliche Quellen***

PAHs sind Beiprodukte aller Verbrennungen, vor allem unvollständiger (KEYTE et al. 2013). Sie werden durch anthropogene Quellen wie Hausbrand (Holz und Kohle), Kraftwerke (fossile Brennstoffe, Biomasse), Verbrennungsprozesse in der Landwirtschaft, im Verkehr und in der Industrie (Aluminium-, Eisen-, Stahl- & Koksproduktion, Petrochemie, Zementherstellung), Holzkonservierung, Herstellung von Asphalt und Autoreifen emittiert und gelangen in weiterer Folge in Luft, Boden und Wasser. Manche PAHs (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) werden auch für die Herstellung von Färbemitteln, Plastik und Pestiziden genutzt (RAVINDRA et al. 2008). Die PAH-Emissionen aus natürlichen Quellen (Waldbrände, Vulkanausbrüche) liegen weit unter den anthropogen verursachten (KIM et al. 2013, HARMENS et al. 2013a).

#### ***pyrogene und petrogene PAHs***

Aus der Zusammensetzung der PAH-Matrix lassen sich Rückschlüsse auf die Emissionsquelle ziehen (siehe auch Kapitel 3.2.5.2). So sind „petrogene PAHs“ (fossile Brennstoffe) überwiegend niedermolekular, während „pyrogene PAHs“, die bei der Verbrennung organischer Substanzen entstehen, in der Regel von einer komplexen Mischung höhermolekularer PAHs (4–6 Ringe) dominiert werden. Sie sind oft mit Rußpartikeln aus der Verbrennung verbunden und damit zwar relativ persistent, jedoch weniger mobil und bioverfügbar als die „petrogenen PAHs“ (NEFF et al. 2005).

Während global vor allem die Verbrennung von Biotreibstoffen (Stroh, Holz, Tierdung) und Brände (Wälder, Savannen) als Quellen maßgeblich sind (KIM et al. 2013), hat in Europa der Hausbrand („commercial, institutional, households“, Daten von 2013) mit 63 % den höchsten Anteil an den Emissionen (EEA 2015b). In urbanen Regionen stammen die PAH-Emissionen vorwiegend aus dem Verkehr (v. a. Dieselabgase) (RAVINDRA et al. 2008).

#### ***historische Relikte***

Zu bedenken gilt auch, dass ein großer Teil der Boden-PAHs in Europa bereits historisch deponiert wurde. Chemische Reaktionen mit organischen Substanzen, black carbon und Fluvinsäuren im Boden machen die PAHs immobil und damit noch persistenter (KEYTE et al. 2013).

#### ***allgemeiner Rückgang von PAHs in der EU ...***

Innerhalb der EU haben die PAH-Emissionen zwischen 1990 und 2013 um 62 % abgenommen. Die größten Reduktionen konnten in ortsfesten Verbrennungsanlagen sowie in der verarbeitenden Industrie und Bauwirtschaft erzielt werden. Maßgeblich dafür verantwortlich sind der verminderte Einsatz von Kohle, verbesserte technische Maßnahmen und strengere Regelungen für die Metallverarbeitung, aber auch für den Verkehr (EEA 2015b).

#### ***... aber steigende Tendenzen in einzelnen Ländern***

Einzelne Länder (Dänemark, Finnland, Island, Italien, Malta) melden jedoch für denselben Zeitraum einen Anstieg der PAH-Emissionen – Dänemark und Island um über 50 %, verursacht durch die Förderung erneuerbarer Energien, die eine erhöhte Nutzung von Holz in dänischen Haushalten zur Folge hatte. Die höchsten PAH-Emissionen in den EEA-33-Ländern wurden in Deutschland und Spa-

nien verzeichnet. Sie liegen beinahe das Fünffache über dem Länderdurchschnitt. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch, dass nicht alle Mitgliedstaaten Daten zur Verfügung gestellt haben, darunter auch Österreich (EEA 2016).

Im Gegensatz zur allgemein rückläufigen Tendenz bei den PAH-Emissionen in Europa sind die Benzo(a)pyren-Emissionen jedoch zwischen 2004 und 2013 in den EU-28 um 10 % (18 Tonnen/Jahr) angestiegen, verursacht vor allem durch eine Zunahme des Hausbrands (Holz, Kohle). 25–28 % der städtischen Bevölkerung waren demnach zwischen 2001 und 2013 BaP-Konzentrationen über dem EU-Zielwert von 1 ng/m<sup>3</sup> jährlich ausgesetzt. Überschreitungen dieses Zielwertes wurden vor allem in Zentral- und Osteuropa beobachtet (Österreich, Bulgarien, Kroatien, Tschechien, Ungarn, Italien, Litauen, Polen, Slowenien) (EEA 2015a).

***Benzo(a)pyren  
europaweit im  
Ansteigen***

### 3.2.2 PAH-Emittenten in Österreich

Für Österreich kann zwischen 1990 und 2013 eine Reduktion der PAH-Emissionen um 56 % verzeichnet werden. Maßgeblich dafür verantwortlich sind das Verbot der offenen Strohverbrennung auf Feldern, das Ende der 1980er-Jahre verabschiedet wurde, und die Einstellung der Primär-Aluminiumproduktion (UMWELTBUNDESAMT 2015a).

***Reduktion der PAH-  
Emissionen in  
Österreich***

Aktuell sind die Hauptemittenten in Österreich der Kleinverbrauch mit knapp 70 % der gesamten PAH-Emissionen und auf Platz zwei der Verkehr mit ca. 23 % (UMWELTBUNDESAMT 2015a). Besonders Einzelöfen in Privathaushalten zur Verfeuerung fester Brennstoffe haben einen überdurchschnittlich hohen Anteil an der Emission von PAHs und an anderen Luftschadstoffen und sind wesentlich für die Luftgüte verantwortlich (UMWELTBUNDESAMT 2013).

***Hauptemittenten:  
Kleinverbraucher  
und Verkehr***

Trotz des bundesweiten Rückganges der PAH-Emissionen können lokale Konzentrationen, wie beispielsweise im Raum Linz, durch ortsansässige Industrie (z. B. Kokereien) und durch ein erhöhtes Verkehrsaufkommen um ein Vielfaches über den Konzentrationen emittentenferner Standorte liegen (UMWELTBUNDESAMT 2009c).

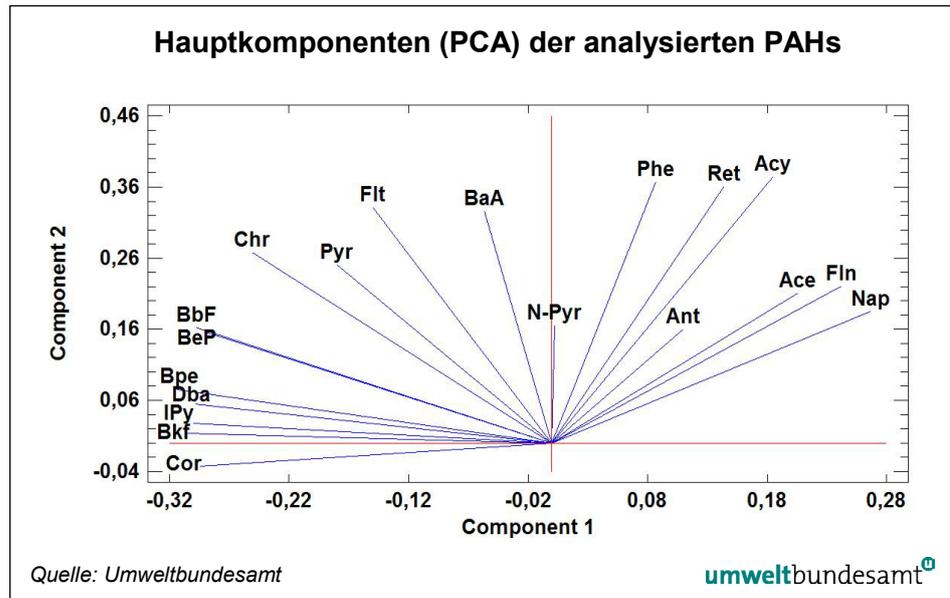
### 3.2.3 Statistische Verteilung der Konzentrationsdaten

In Anhang 3 finden sich die Werte jener 25 Standorte, an denen PAHs analysiert wurden, sowie im Anhang 4 die Karten (Karte 18–Karte 37) mit der Darstellung der untersuchten PAHs. Mit Ausnahme von Fl<sub>n</sub>, Phe und BaA zeigen alle PAHs Normalverteilung.

### 3.2.4 Multivariate Auswertung der PAH-Daten

Die multivariate Auswertung der PAHs mittels Hauptkomponentenanalyse (Principle Component Analysis – PCA) ist in Abbildung 53 dargestellt.

Abbildung 53:  
Hauptkomponentenanalyse (PCA) der analysierten PAHs.



**Beschreibung der PCA**

Bei Verwendung aller Standorte als Datengrundlage erklären die ersten drei Variablen 76,2 % der gesamten Variabilität, wobei auf Komponente eins 49,8 %, auf Komponente zwei 17,8 % und auf Komponente drei 8,6 % entfallen.

Komponente eins spiegelt primär das Molekulargewicht der analysierten PAHs wider. Der Bogen spannt sich auf zwischen dem leichtesten PAH mit zwei Ringen (Nap) auf der rechten Seite und dem schwersten PAH der Studie (Cor) mit sieben Ringen auf der linken Seite. Bezogen auf die einzelnen Standorte bedeutet dies, dass am Standort 171-1 (Landeck/Pfunds) die niedermolekularen PAHs im Vergleich zu den hochmolekularen dominieren, am Standort 61-1 (Edelsthal bei Bruck/Leitha) ist es genau umgekehrt. AKYÜZ & CABUK (2010) erklären diese Verteilung mit der Gas-/Partikelpartitionierung. Danach wären die PAHs der rechten Seite im Streudiagramm mit der Gasphase und die PAHs der linken Seite mit der Partikelphase in Zusammenhang zu bringen.

Komponente zwei gibt die allgemeine Belastung wieder. Diese spannt sich auf zwischen dem Standort 186-1 (Treibach/Althofen) – höchste Belastung – und 154-1 (Schlossalm/Bad Gastein) – niedrigste Belastung.

**3.2.5 Vergleichende Auswertung der PAH-Daten**

**3.2.5.1 Allgemeines**

In Anhang 3 finden sich die Werte jener 25 Standorte, an denen PAHs analysiert wurden. In den Karten (Karte 18–Karte 37) des Anhang 4 sind diese Werte auch nach ihrer geografischen Lage dargestellt. In Karte 34 (Anhang 4) findet sich auch eine Summenkarte der einzelnen PAHs, in der nicht die Konzentrationen addiert wurden (wie bei den EPA-16) sondern die Ränge der einzelnen Standorte für jedes PAH. Damit wird die Gesamtbelastung eines Standortes mit PAHs deutlicher zum Ausdruck gebracht als über die EPA-16.

In Tabelle 5 sind die Korrelationsfaktoren zwischen den einzelnen PAHs dargestellt. Die hochmolekularen PAHs mit fünf bis sechs Ringen korrelierten untereinander besonders stark, aber darüber hinaus mit fast allen anderen auch, ebenso mit den besonders leichtflüchtigen von Nap bis Fln. Kaum korreliert mit anderen PAHs war Phe, das aber absolut den höchsten Anteil an der Summe der PAHs stellte. Keine signifikanten Korrelationen mit anderen PAHs zeigten Ant und BaA, auch nicht mit Phen.

**Korrelationen  
zwischen den PAHs**

Tabelle 5: Matrix der Korrelationsfaktoren (Spearman Rank Korrelation) zwischen den einzelnen PAHs.

	Nap	Ace	Acy	Fln	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	IPy	DbA	Bpe	Ret	N-Pyr	16 EPA	Cor
Nap		0,0202	0,0004	0,0007	0,0972	0,0853	0,1689	0,0456	0,3482	0,0305	0,0012	0,0001	0,0001	0,0002	0,0003	0,0002	0,005	0,5839	0,9504	0,0003
Ace	0,0202		0,0071	0	0,0566	0,9408	0,4069	0,1127	0,9911	0,1775	0,035	0,0519	0,0295	0,0147	0,0189	0,2606	0,901	0,6936	0,3531	0,0071
Acy	0,0004	0,0071		0,0004	0,0477	0,0206	0,6385	0,2389	0,1309	0,8775	0,1	0,0181	0,1331	0,0272	0,0149	0,0016	0,1451	0,7176	0,8592	0,0133
Fln	0,0007	0	0,0004		0,2209	0,1116	0,1162	0,0318	0,4257	0,0669	0,0097	0,0024	0,0079	0,0025	0,0003	0,0398	0,0001	0,8592	0,001	0,001
Phe	0,0972	0,0566	0,0477	0,0004		0,8442	0,0227	0,1732	0,6984	0,7767	0,4943	0,7795	0,6147	0,4881	0,8904	0,5722	0,1237	0,2412	0	0,2243
Ant	0,0853	0,9408	0,0206	0,0004	0,0477		0,8888	0,9238	0,1584	0,5561	0,3212	0,0666	0,2894	0,2641	0,0306	0,1004	0,1827	0,5905	0,9501	0,1455
Flt	0,1689	0,4069	0,0206	0,0004	0,0477	0,0206		0	0,4064	0,0089	0,0121	0,0109	0,0185	0,0109	0,0065	0,0106	0,4088	0,5165	0	0,0691
Pyr	0,0456	0,1127	0,2389	0,0318	0,1732	0,9238	0		0,3409	0,0052	0,0032	0,004	0,0065	0,0033	0,0034	0,0027	0,8287	0,7044	0,0003	0,0173
BaA	0,3482	0,9911	0,1309	0,4257	0,6984	0,1584	0,4064	0,3409		0,0083	0,0127	0,2896	0,0213	0,1698	0,4332	0,1014	0,0515	0,7527	0,4196	0,3387
Chr	0,0305	0,1775	0,8775	0,0669	0,7767	0,5561	0,0089	0,0052	0,0083		0	0,0001	0	0,0001	0,0002	0,0001	0,4938	0,5768	0,0004	0,0173
BbF	0,0012	0,035	0,0127	0,0032	0,0127	0,0032	0	0,0032	0,0127	0		0	0	0	0	0	0,66	0,8768	0,0863	0
BkF	0,0001	0,0519	0,0181	0,0001	0,0001	0,0109	0,0001	0,004	0,2896	0,0001	0	0	0	0	0	0	0,1233	0,6801	0,076	0
BeP	0,001	0,0295	0,1331	0,0079	0,6147	0,2894	0,0185	0,0065	0,0213	0	0	0	0	0	0	0	0,7525	0,8277	0,0854	0
IPy	0,0002	0,0147	0,0272	0,0025	0,4881	0,2641	0,0109	0,0033	0,1698	0,0001	0	0	0	0	0	0	0,1985	0,6839	0,1124	0
DbA	0,0003	0,0118	0,0149	0,0003	0,8904	0,0306	0,0065	0,0034	0,4332	0,0002	0	0	0	0	0	0	0,2149	0,9386	0,0467	0
Bpe	0,0002	0,0189	0,0232	0,0021	0,5722	0,1004	0,0106	0,0027	0,1014	0,0001	0	0	0	0	0	0	0,2266	0,7887	0,089	0
Ret	0,005	0,2606	0,0016	0,0398	0,1237	0,1827	0,4088	0,8287	0,0515	0,4938	0,66	0,1233	0,7525	0,1985	0,2149	0,2266	0,1401	0,153	0,2056	0,2056
N-Pyr	0,5839	0,901	0,1451	0,7176	0,2412	0,5905	0,5165	0,7044	0,7527	0,5768	0,8768	0,6801	0,8277	0,6839	0,9386	0,7887	0,1401	0,3586	0,3586	0,2954
16 EPA	0,9504	0,6936	0,3531	0,8592	0	0,9501	0	0,0003	0,4196	0,0219	0,0883	0,076	0,0854	0,1124	0,0467	0,089	0,153	0,3586	0,3586	0,4487
Cor	0,0003	0,0071	0,0133	0,001	0,2243	0,1455	0,0691	0,0173	0,3387	0,0004	0	0	0	0	0	0	0,2056	0,2954	0,4487	0,4487

**Hintergrundstandorte der Vorauswahl**

Aufgrund früherer Erfahrungen mit den Schwermetallen und der Kenntnis der lokalen Situation wurden bei der Auswahl fünf Standorte mit zu erwartender niedriger Belastung festgelegt (17-1, 45-2, 69-1, 154-1, 171-1). Diese sollten als Referenz dienen. Die anderen wurden aufgrund eben dieser Erfahrungen und der Literatur (z. B. UMWELTBUNDESAMT 2004) im Vorfeld als höher belastete Standorte betrachtet. Diese Vorauswahl konnte im Fall der „Hintergrundstandorte“ nur bei 154-2 (Schloßalm/Gastein) und bei 69-1 (Zöbelboden) bestätigt werden (siehe Karte 1 – Summenkarte).

**regionale Verteilung der PAHs**

Die Summenkarte der PAHs (Karte 34) zeigt die Gesamtbelastung der einzelnen Standorte ohne Rücksicht auf die absolute Höhe eines einzelnen Moleküls. Dabei zeigte sich, dass die Standorte Hardegg (9-1), Apetlon/Seewinkel (109-1), Viechtenstein (13-1), Treibach/Althofen (186-1), Voitsberg (163-1) und Matzen (42-2) die in Summe am höchsten belasteten Standorte waren. Für die letzten drei scheinen Industrie und Ölförderung verantwortlich zu sein, die Gründe für die hohen Werte an den ersten drei Standorten sind aber unklar. Grenz-überschreitender Ferntransport ist aber mangels lokaler Quellen anzunehmen. Als PAH-Hintergrundstandort kann in dieser Untersuchung nur die Schloßalm/Bad Gastein (154-1) angesprochen werden.

Die Verteilung der einzelnen PAHs an den Standorten zeigte in manchen Fällen vergleichbare Muster. So waren hochmolekulare PAHs überwiegend im Osten und Norden des Landes erhöht (z. B. Cor, BaP, BkF, DBA). Niedermolekulare PAHs fanden sich entweder gleichmäßig verteilt (z. B. Ace, Acy, BaA) oder vermehrt im Westen (z. B. Nap, Flt). Insgesamt scheint der (Nord)osten Österreichs stärker mit PAHs belastet zu sein als das übrige Österreich (mit Ausnahme von Treibach/Althofen). Gründe dafür könnten die Vielzahl lokaler Quellen sein, vor allem der Hausbrand. Aber auch die Erdölindustrie, der Ferntransport aus den nördlich und östlich angrenzenden Ländern und die Deposition von Bodenpartikeln über den Wind spielen sicherlich eine nicht zu unterschätzende Rolle.

**Standorte mit sehr hohen Werten**

Betrachtet man die Standorte im Detail, zeigt sich aber ein vielfältiges Verteilungsmuster der einzelnen PAHs an den verschiedenen Standorten. Nur einzelne Punkte waren bei mehreren PAHs auffällig: Treibach/Althofen (186-1) wies bei einer Vielzahl an PAHs (Phe, Ace, Acy, Flt und Ret) die höchsten Werte auf. Phe war hier fast doppelt so hoch wie bei den meisten anderen Messpunkten. Dies kann auf die Industrieanlagen in der näheren Umgebung zurückzuführen sein. Der Standort Hardegg (9-1) war bei vielen, vor allem hochmolekularen PAHs erhöht (BaP, Flt, BbF, BkF, BPe, DBA, Cor). Da auch der nächstliegende Punkt im Weinviertel (Braunsdorf, 22-1) erhöht war und dort keine lokalen Quellen ausgemacht werden konnten, muss von einem grenzübergreifenden Einfluss aus dem Raum Znaim ausgegangen werden. Auch der Punkt Edelsthal (22-1) zeigte Höchstwerte bei den hochmolekularen PAHs BPe und Cor sowie stark erhöhte Werte bei anderen schweren PAHs. Derselbe Punkt wies aber auch bei Ant und BaA den höchsten Wert in Österreich auf. Hier sind als Einflussfaktoren der starke lokale/internationale Verkehr, der Flughafen und der Raum Bratislava zu sehen. Beim Rangsummenzweiten, Apetlon/Seewinkel (109-1), scheint ebenfalls ein Mix aus lokalen und grenzübergreifenden Einflüssen zu wirken. Der Raum Leoben hatte bei Nap den absoluten Spitzenwert, lag aber auch bei anderen PAHs (Phe, Ace, Flt) an zweiter oder dritter Stelle. Der Verkehr und die Stahlindustrie könnten die entsprechenden Quellen sein. Pyr und Ret hatten im Raum St. Pölten Spitzenwerte, die Quelle(n) ist/sind neben dem Hausbrand unbekannt.

Aufgrund dieser oft gravierenden Differenzen weist der statistische Vergleich zwischen den einzelnen Standorten auch signifikante Unterschiede auf (Friedman-Test,  $p = 0,000$ ). Dies hängt primär damit zusammen, dass jeder Standort sein typisches Muster hat (siehe auch Abbildung 54 und Abbildung 55). Einen ganz eigenen Mix an PAHs hat z. B. der Punkt im Seewinkel (9-1). Stark korrelierende Muster finden sich bei den Standorten an der Grenze zu Mähren (Tschechien; 9-1, 13-1), was auf eine gemeinsame Quelle rückschließen lässt. Eine gemeinsame Quelle (Linz?) könnte auch für die beiden Eisenwurzenstandorte Zöbelboden (69-1) und St. Leonhard am Walde (71-1) zutreffen. Sehr eigene und somit von einem Großteil der anderen Standorte gänzlich abweichende Muster ( $p = 0,000$ ) haben die Hintergrundstandorte Gasteinertal (154-1) und Landeck-Pfunds (171-1). Selbiges gilt für die beiden Punkte im Unteren Inntal Pfonds (148-1) und Bruck/Ziller (120-2) sowie für das Rheintal (82-1), Tarsdorf/Braunau (45-2) und Hinzenbach/Eferding (31-1).

**statistischer Vergleich**

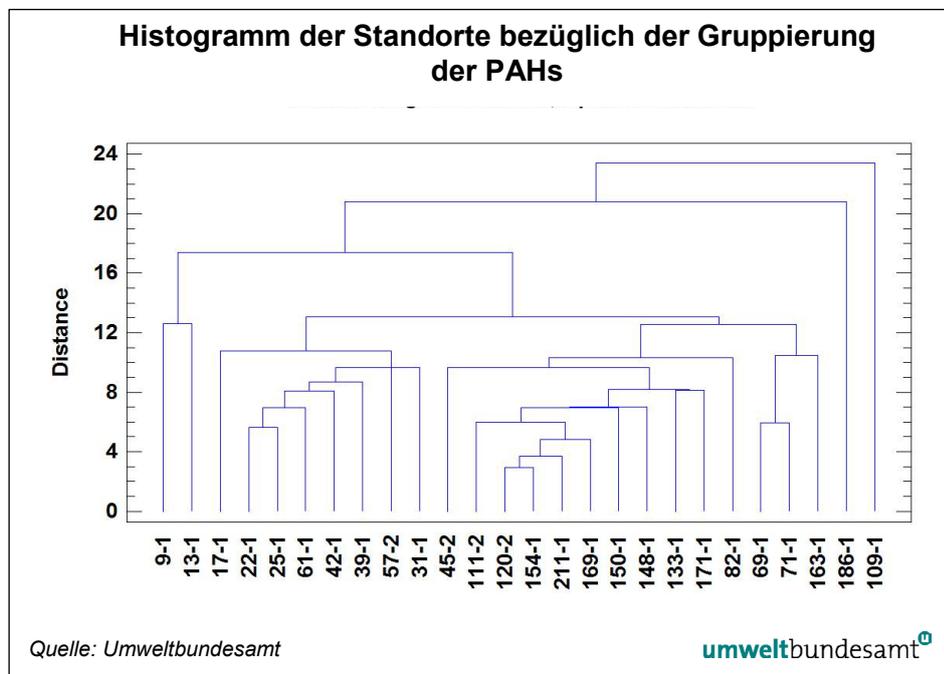
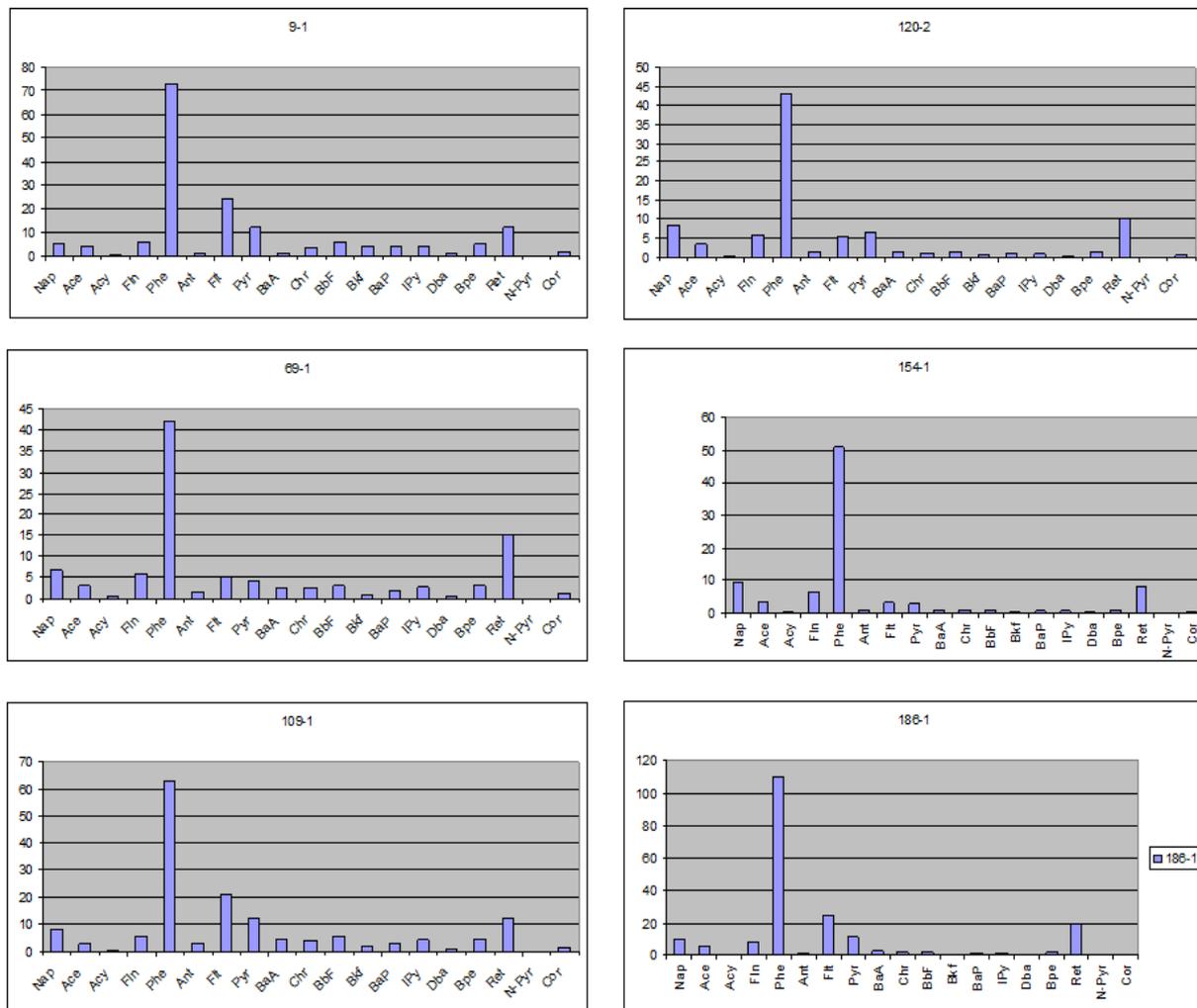


Abbildung 54: Histogramm (Nearest Neighbourhood, squared Euclidian) der Standorte bezüglich ihrer Gruppierung der PAHs.

Die Summe der EPA-16, die in der Literatur oft als Maß für die Gesamtbelastung angenommen wird, muss mit Vorsicht betrachtet werden, da in Österreich dieser Wert in der vorliegenden Untersuchung primär von Phe bestimmt war (siehe auch Kapitel 3.2.6).

### Beispiele für PAH-Muster an ausgewählten Standorten



Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt<sup>®</sup>

Abbildung 55: Beispiele für PAH-Muster an ausgewählten Standorten.

#### 3.2.5.2 Bestimmung der Quellen der PAHs

##### Marker für Quellen

Mehrere Autoren geben bestimmte PAHs oder Gruppen von PAHs als Marker für bestimmte Quellen an (z. B. KHALILI et al. 1995, RAVINDRA et al. 2008). So sind Phe und Cor gute Indikatoren für den Verkehr im Allgemeinen (petrogene PAHs), wobei Diesel-Fahrzeuge eher niedermolekulare PAHs emittieren und Benzinfahrzeuge vermehrt hochmolekulare. Hohe Konzentrationen von Pyr, Flt und Phe stehen für Hausbrand (pyrogene PAHs). Das sind aber nur sehr ungenaue Zuordnungen und wie im Fall von Phe nicht eindeutig.

##### Verhältnissfaktoren

Eine deutlich bessere Zuordnung ergibt sich aus dem Verhältnis einzelner PAHs zueinander. Eine Vielzahl an Arbeiten gibt an, dass aus dem Verhältnis einzelner PAHs zueinander eine Bestimmung der Quellen der PAHs möglich ist (z. B. STENBERG et al. 1979, RAVINDRA et al. 2008, AKYÜZ & ÇABUK 2010,

OLIVEIRA et al. 2011, DOLEGOWSKA & MIGASZEWSKI 2011, TOBISZEWSKI & NAMIESNIK 2012, FOAN et al. 2015). Trotz aller Vorsicht bei der Interpretation dieser Quotienten liefern sie in den meisten Arbeiten schlüssige Ergebnisse.

STENBERG et al. (1979) geben ohne konkrete Relationszahlen an, dass für den Fall, dass Cor im Verhältnis zu BaP niedrig ist, primär von Öl-, Holz- oder Kohlefeuerung als Quelle ausgegangen werden kann, im umgekehrten Fall von Einträgen, die primär aus dem Verkehr stammen. Dieses Verhältnis inkl. der Zuordnung zu den einzelnen Standorten ist in Tabelle 6 ersichtlich.

Diese relativ unkomplizierte Zuordnung würde für den überwiegenden Teil der in dieser Studie untersuchten Standorte den Haupteinflussfaktor Hausbrand bzw. Industrie bedeuten. Umgelegt auf die untersuchten Sammelpunkte bedeutet dies, dass fast alle Standorte in der nahen als auch in der weiteren Umgebung von Ballungszentren vom Hausbrand bzw. von Industriemissionen bestimmt waren, was gut mit anderen Untersuchungen für Österreich (UMWELTBUNDESAMT 2015a) und auch für Europa (EEA 2015b) übereinstimmt, die ebenso den Hausbrand als Hauptverursacher für PAHs verantwortlich sehen. Nur einige Sammelpunkte (jene im Alpenvorland und teilweise im Norden und Osten) waren offensichtlich vom Verkehr beeinflusst. Dies deckt sich gut mit der Verteilung von Sb, einem hervorragendem Verkehrsindikator (siehe Kapitel 3.1.15).

Diese zum Teil schlüssigen Ergebnisse stehen aber den Ergebnissen anderer Quotienten größtenteils konträr gegenüber (siehe anschließender Text und Tabelle 7).

### **Verhältnis Coronen zu Benz(a)pyren**

### **Hauptquellen Hausbrand & Industrie**

Standort	Cor	BaP	Verhältnis
9-1	1,8	4,0	0,45
13-1	2,0	3,2	0,63
17-1	2,0	1,6	1,25
22-1	3,3	2,4	1,38
25-1	2,6	2,7	0,96
31-1	2,1	1,6	1,31
39-1	2,1	1,8	1,17
42-1	1,8	2,7	0,67
45-2	0,92	1,2	0,77
57-2	2,5	1,9	1,32
61-1	3,4	3,4	1,00
69-1	1,3	2,0	0,65
71-1	2,4	2,2	1,09
82-1	0,94	1,5	0,63
109-1	1,7	3,3	0,52
111-2	0,66	0,90	0,73
120-2	0,64	0,84	0,76
133-1	0,37	0,88	0,42
148-1	0,22	0,75	0,29
150-1	0,76	1,2	0,63
154-1	0,24	0,69	0,35
163-1	1,3	1,8	0,72
169-1	0,70	1,2	0,58
171-1	0,25	0,86	0,29
186-1	0,60	1,2	0,50
211-1	0,41	1,0	0,41

*Tabelle 6:  
Absolutwerte (in ng/g TG) und Verhältnis von Cor zu BaP an den einzelnen Standorten; ein Verhältnis < 1 spricht für einen Eintrag aus Öl-, Kohle oder Holzfeuerung (pyrogene Quellen), ein Verhältnis > 1 für Einträge aus dem Verkehr (petrogene Quellen). (Quelle: Umweltbundesamt)*

**andere Quotienten**

DE LA TORRE-ROCHE et al. (2009) nennen das Verhältnis von Flt/Flt+Pyr als stabilen Indikator für die Quellenzuordnung. Werte < 0,5 stehen für Immissionen aus der Treibstoffverbrennung und ein Quotient > 0,5 steht für pyrogene Quellen. In unserer Studie liegen überwiegend Werte > 0,5 vor. Im eigenen Datenmaterial musste daher die Grenze bei 0,6 angesetzt werden, um sinnvolle Ergebnisse zu erhalten (siehe Tabelle 7). KAVOURAS & STEPHANOU (2002) beschreiben für den Quotient derselben PAHs einen Faktor > 0,5 als Indiz für das Vorliegen primär sehr kleiner Partikel (PM<sub>2,5-10</sub>). YUNKER et al. (2002) empfehlen den Vergleich von mehreren Quotienten, sie stellen aber den Quotienten der schweren PAHs IPy/IPy+BPe in den Vordergrund. Bei Werten > 0,5 dominieren Holz- und Kohleverbrennung, darunter die von Benzin oder Diesel.

FOAN et al. (2015) geben als besten Quotienten BaA/BaA+Chr an, und legen 0,35 als differenzierenden Wert fest, wobei petrogene Emissionen über 0,35 und Emissionen aus dem Verkehr unter 0,35 liegen.

Tabelle 7 stellt die einzelnen Faktoren für die eigenen Daten gegenüber. Es zeigten sich vielfach Übereinstimmungen bzgl. der Herkunft der PAHs, aber nicht bei allen Standorten. Die auf dieser Tabelle basierende Korrelationsanalyse (Spearman Rank) zeigt auf, dass der einzige signifikante Zusammenhang zwischen den Quotienten bei BaA/BaA+Chr und IPy/IPy+BPe liegt (p < 0,02).

Tabelle 7: Vergleich unterschiedlicher Quotienten zur Berechnung der Quellen von PAHs an den einzelnen Standorten. Grün unterlegte Quotienten lassen als primäre Quelle den Verkehr vermuten.

Sto.	Flt	Pyr	Flt/Flt+Pyr	BaA	Chr	BaA/BaA+Chr	IPy	BPe	IPy/IPy+BPe	BeP	BPe	BeP/BPe
9-1	24	12	0,67	1,5	3,7	0,29	4,0	5,0	0,44	4,0	5,0	0,80
13-1	19	9,6	0,66	1,1	3,4	0,24	5,8	4,0	0,59	3,2	4,0	0,80
17-1	17	8,7	0,66	0,72	1,3	0,36	2,7	3,7	0,42	1,6	3,7	0,43
22-1	17	11	0,61	1,3	2,6	0,33	6,3	4,7	0,57	2,4	4,7	0,51
25-1	9,2	6,7	0,58	1,3	2,5	0,34	6,4	4,6	0,58	2,7	4,6	0,59
31-1	15	7,5	0,67	0,79	3,0	0,21	3,8	3,1	0,55	1,6	3,1	0,52
39-1	22	12	0,65	1,3	1,7	0,43	4,4	3,7	0,54	1,8	3,7	0,49
42-1	18	11	0,62	2,1	3,1	0,40	5,0	4,2	0,54	2,7	4,2	0,64
45-2	13	6,4	0,67	0,66	1,7	0,28	2,1	2,0	0,51	1,2	2,0	0,60
57-2	22	18	0,55	1,3	2,8	0,32	3,5	3,6	0,49	1,9	3,6	0,53
61-1	9,1	7,0	0,57	1,7	2,8	0,38	5,4	5,3	0,50	3,4	5,3	0,64
69-1	5,2	4,2	0,55	2,4	2,5	0,49	2,8	2,9	0,49	2,0	2,9	0,69
71-1	7,5	5,5	0,58	3,3	3,1	0,52	3,2	3,6	0,47	2,2	3,6	0,61
82-1	19	9,2	0,67	2,0	1,9	0,51	3,3	2,5	0,57	1,5	2,5	0,60
109-1	21	12	0,64	4,2	3,9	0,52	4,3	4,2	0,51	3,3	4,2	0,79
111-2	8,8	5,0	0,64	1,2	1,2	0,50	1,0	1,4	0,42	0,90	1,4	0,64
120-2	5,4	6,4	0,46	1,3	1,2	0,52	1	1,3	0,42	0,84	1,3	0,65
133-1	10	6,0	0,63	1,4	1,6	0,47	1,1	1,1	0,50	0,88	1,1	0,80
148-1	15	8,0	0,65	0,86	0,89	0,49	0,8	0,81	0,50	0,75	0,81	0,93
150-1	15	7,2	0,68	1,4	1,3	0,52	1,6	2,0	0,44	1,2	2,0	0,60
154-1	3,3	2,8	0,54	0,84	1,0	0,46	0,8	0,95	0,45	0,69	0,95	0,73
163-1	15	8,2	0,65	3,0	2,9	0,51	2,5	2,9	0,46	1,8	2,9	0,62
169-1	5,1	4,9	0,51	1,5	1,5	0,50	1,4	1,9	0,42	1,2	1,9	0,63
171-1	9,0	6,1	0,60	1,1	1,1	0,50	0,6	1,0	0,39	0,86	1,0	0,86
186-1	24	11	0,69	2,3	2,1	0,52	1,4	2,0	0,41	1,2	2,0	0,60
211-1	4,3	3,8	0,53	1,2	1,1	0,52	1,1	1,4	0,44	1,0	1,4	0,71

In allen Quotienten stimmen die Standorte 69-1 (Zöbelboden), 71-1 (St. Leonhard/Forst), 120-2 (Bruck am Ziller), 169-1 (Gargellen), 171-1 (Pfund) und 211-1 (Bärental) überein und geben somit petrogene Quellen als Haupteinflussfaktor an. Bis auf Bruck/Ziller (= Unterinntal) sind dies Standorte ohne lokale Einflussquellen, an denen offensichtlich die Immissionen aus dem Verkehr die bestimmende Quelle waren. Diese Standorte stehen bis auf 71-1 in Übereinstimmung mit den in Tabelle 6) genannten Quotienten nach STENBERG et al. (1979), was die Aussage über die primäre Herkunft aus petrogenen Quellen für diese Standorte untermauert. Zieht man die Ergebnisse von KAVOURAS & STEPHANOPOULOS (2002) in Betracht, dann stammten diese Einträge primär aus sehr kleinen Partikeln.

Kohleverbrennung spielte laut den genannten Quotienten vor allem an den Standorten 22-1 (Braunsdorf), 31-1 (Hintzendorf), 39-1 (Sieghartskirchen) und in 45-2 (Tarsdorf/Braunau) die bestimmende Rolle. Die Aussage, dass an diesen Standorten primär pyrogene Quellen Einfluss nehmen, steht aber den Ergebnissen, die in Tabelle 6 dargestellt sind, fast völlig konträr gegenüber.

### 3.2.5.3 Vergleich der PAH-Daten mit nationalen und internationalen Studien

Die PAH-Konzentrationen dieser Studie lagen durchschnittlich im Bereich der Werte von Hintergrundstandorten von früheren österreichischen Studien (z. B. ZECHMEISTER et al. 2006a, b, KROMMER et al. 2007). Dies ist erstaunlich, weil für die vorliegende Untersuchung überwiegend Sammelpunkte mit zu erwartend hohen Werten gewählt wurden.

*im internat.  
Vergleich niedrige  
Werte*

Die in dieser Aufsammlung in Österreich gemessenen Werte sind vor allem im Vergleich mit den PAH-Werten in Moosen aus Studien anderer Länder sehr niedrig. Fl<sub>n</sub>, Fl<sub>t</sub> und Pyr liegen im internationalen Vergleich um den Faktor 2 bis 3 unter den Werten anderer. Bei Chr liegt der Faktor sogar bei 20–40 unter den sonst in Europa üblichen Werten (z. B. HOLOUBEK et al. 2007, DOLEGOWSKA & MIGASZEWSKI 2011, HARMENS et al. 2013a, FOAN et al. 2015). Auch in den österreichischen Vergleichsstudien war die Chr-Konzentration in den Moosproben viermal so hoch. Chr fällt in diesen Studien auch für die Summe der EPA-16-PAHs deutlich ins Gewicht, da sie einen relativ hohen Anteil an der Gesamtmenge der PAHs in der Luft haben.

Die schweren PAHs waren mit Ausnahme von DBA auch in anderen Studien an der Gesamtmenge nur gering vertreten, trotzdem lagen auch hier die österreichischen Werte deutlich unter den sonst üblichen Werten (z. B. bei BPe Faktor 5–10).

Phe war hingegen als einziges PAH in den Moosproben dieser Aufsammlung überproportional repräsentiert und lag auch im internationalen Durchschnitt hoch (vgl. HARMENS et al. 2013a). Phe korrelierte schwach mit Acy und Fl<sub>t</sub>, bestimmte aber in dieser Studie fast vollständig die Summe der EPA-16-PAHs (siehe Anhang 3 und Abbildung 55).

*überproportional  
hohe Werte bei Phe*

Die Summe der EPA-16 lag trotz der hohen Phe-Werte meist unter den Vergleichswerten anderer Länder bzw. vergleichbarer früherer Studien in Österreich (z. B. KROMMER et al. 2007). Im Vergleich lagen selbst Punkte in der Umgebung größerer Emittenten oder in Ballungsräumen (z. B. 120-2, Unterinntal) nicht über denen, welche für Europa als Hintergrundwerte angegeben werden (FOAN et al. 2015).

### 3.2.6 Kritische Betrachtung der PAH-Ergebnisse

#### **Vergleich schwierig**

Trotz sehr guter Erfahrungen mit PAH-Untersuchungen auf Basis des Moos-Monitorings in vorangegangenen Studien in Österreich und anderen Teilen Europas blieben bei der Auswertung der Ergebnisse der Aufsammlung 2015 Fragen offen. Die Daten der PAHs an den einzelnen Standorten sind großteils in sich schlüssig und lassen sogar in manchen Bereichen über Verhältnisberechnungen Rückschlüsse auf Quellen zu. Im Vergleich der einzelnen Standorte untereinander und im Vergleich mit früheren einschlägigen nationalen und internationalen Studien sind die Ergebnisse aber mit Vorsicht zu betrachten. Da weder in der Methodik der Aufsammlung noch in der Analytik gegenüber früheren Studien etwas geändert wurde, wird im Folgenden eine Ursachenanalyse versucht.

#### **Wetterkapriolen**

Das Frühjahr und der Sommer 2015 waren bis zur Aufsammlung Mitte Juli von sehr hohen Temperaturen und extrem geringen Niederschlägen geprägt. Ziemlich genau zu Sammelbeginn kippte die Wettersituation mit einem markanten Nord-Süd-Unterschied in Österreich. Während der Norden weiterhin den wärmsten und trockensten Sommer seit Aufzeichnungsbeginn erlebte, betrug die Niederschläge im Süden (und Teilen des Westens) Österreichs im Juli um 100 % mehr als im Mittel, vor allem in Form von Starkniederschlagsereignissen. Im August setzte sich die Trockenheit im Norden fort, im Süden gab es ausgeglichene Niederschläge, die Temperaturen erreichten aber überall Höchstwerte. Ähnliches gilt für die letzten Sammeltage im September (ZAMG 2016). Diese inhomogene Wetterlage scheint die Verteilung leichter und schwerer PAHs in der nassen bzw. trockenen Deposition stark mitbestimmt zu haben. Die Hitze hat zweifelsfrei zu erhöhter Mobilisierung der leichtflüchtigen (niedermolekularen PAHs) geführt (siehe auch KEYTE et al. 2013). Außerdem nehmen trockene Moose deutlich weniger PAHs auf als feuchte Moose (WU et al. 2014). Die Deposition der hochmolekularen, primär partikelgebundenen PAHs war wiederum von fehlenden, gleichförmigen Niederschlägen geprägt bzw. von offensichtlicher Auswaschung bei extremen Starkregenfällen im Süden. Dass dabei auch mathematisch kein diesbezüglich schlüssiges Muster stabiler und semivolatiler PAHs nachvollziehbar ist, hängt wahrscheinlich stark mit den kleinräumig sehr unterschiedlichen Witterungsbedingungen im Sommer 2015 zusammen. Die Deposition/Konzentration von Schwermetallen ist aufgrund anderer Bindungsmechanismen davon weniger bis kaum betroffen (z. B. ZECHMEISTER et al. 2003).

#### **Photodegradation von PAHs**

Zusätzlich führen RAVINDRA et al. (2008) an, dass Photodegradation ein maßgeblicher Faktor bei der Zersetzung von PAHs ist. Im Juli und vor allem August 2015 wurden außergewöhnlich hohe Ozonkonzentrationen gemessen, im August sogar die höchsten Werte seit 13 Jahren (UMWELTBUNDESAMT 2015b, c). Photodegradation durch Ozon hatte deshalb sicherlich Einfluss und könnte mit ein Grund für die niedrigen Werte bei den PAHs sein. Auch NO<sub>x</sub> ist eine potenzielle Quelle für die Degradation von PAHs (KEYTE et al. 2013). Dies führt zur Entstehung von Nitro-PAHs, welche im Sommer bis zu 20-fach höhere Konzentrationen als ihre Eltern-PAHs erreichen können. Beide Formen der PAH-Degradation gelten im Übrigen auch für technische Messungen (RAVINDRA et al. 2008, KEYTE et al. 2013).

#### **hohe Werte von Phenanthren unklar**

Unklar bleibt, warum Phe überproportional stark in den Proben vertreten ist. Die bessere Bindung von Phe an die nasse Deposition (RAVINDRA et al. 2008, Keyte et al. 2013) kann keine Rolle gespielt haben, da auch Proben des Nordens von Österreich zum Teil ungewöhnlich hohe Konzentrationen aufweisen (z. B. der

Hintergrundstandort 17-1). Kritisch gesehen muss auch der Wert der Summe der EPA-16-PAHs werden, da dieser in der vorliegenden Untersuchung besonders stark von Phe geprägt ist.

Kiss et al. (1998) konnten bei technischen Messungen für Phe bei 20–25 °C eine nahezu uniforme Verteilung von Phe auf verschiedenste Partikelgrößenklassen zwischen 0,036 und 16 µm beobachten. Das Wissen um die Partikelgröße, die von Moosen bevorzugt aufgenommen wird, ist zwar noch sehr gering (HARMENS et al. 2013a), doch könnte eine bei den Temperaturen der Aufsammlung zu erwartende ähnliche uniforme Verteilung von Phe auf alle Partikelgrößenklassen möglicherweise auch die Wahrscheinlichkeit einer Aufnahme im Moos erhöhen. Auch gilt zu bedenken, dass Partikel < 1 µm, sofern es nicht regnet, bis zu 10 Tage in der Atmosphäre verweilen und dabei tausende Kilometer von der Emissionsquelle weg transportiert werden können (Kiss et al. 1998). Es scheint daher nicht außerordentlich verwunderlich, dass speziell Phe als sehr häufiges PAH, sowohl aus dem Verkehr als auch generell aus Verbrennungsprozessen (RAVINDRA et al. 2008), für ganz Österreich, auch fernab direkter Emittenten, hohe Werte zeigt.

### 3.3 Zusammenhang PAHs und Elemente (Schwermetalle, Aluminium, Schwefel und Stickstoff)

In Tabelle 8 sind die Korrelationen zwischen den Schwermetallen (inkl. Al, N, S) und den analysierten PAHs dargestellt. Für die Elemente Cu, Hg, Ni, Zn und N konnten keine Korrelationen mit den PAHs festgestellt werden. Signifikante Korrelationen gibt es zwischen den PAHs und den Elementen Al, Cr und Fe, was auf einen sekundären Eintrag durch Bodenpartikel deuten könnte. Dies wird auch dadurch untermauert, dass die signifikanten Korrelationen vor allem hochmolekulare PAHs betreffen. Höhermolekulare PAHs unterliegen weniger einer Verfrachtung, sie werden eher lokal im Boden deponiert, wo sie relativ persistent sind und sich im Laufe der Jahre anreichern. Interessant ist auch, dass kein Schwermetall mit der Summe der 16 EPA-PAHs korreliert. Dies unterstreicht die Heterogenität der Herkunft der 16 EPA-PAHs bzw. die in Kapitel 3.2.6 besprochenen Inhomogenitäten der Wetterlage.

Bemerkenswert, aber nicht wirklich erstaunlich, ist der Zusammenhang zwischen Cd und Reten ( $p = 0,014$ ). Ret wird in der neueren Literatur (z. B. KEYTE et al. 2013, KEYTE et al. 2016) als sehr guter Indikator für Holzverbrennung angegeben. Für Cd ist Holzverbrennung ebenfalls einer der Hauptemissionswege. Dies lässt eine gemeinsame Quelle – die Kleinverbraucher – vermuten und untermauert somit den Indikatorwert von Ret für Holzverbrennung (siehe auch BIXIAN et al. 2001, HARRISON et al. 2016 in prep.). Cd ist das einzige Schwermetall, das mit Ret korreliert.

Tabelle 8: Korrelationsfaktoren (Spearman Rank Korrelation) zwischen den untersuchten PAHs und den Schwermetallen.

	Nap	Ace	Acy	Fln	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BeP	IPy	DbA	Bpe	Ret	N-Pyr	16 EPA	Cor
Al	0,206	0,443	0,302	0,325	0,709	0,479	0,107	0,036	0,032	0,004	0,002	0,009	0,004	0,010	0,058	0,004	0,701	0,394	0,170	0,023
As	0,399	0,888	0,407	0,954	0,147	0,435	0,475	0,228	0,035	0,062	0,016	0,082	0,033	0,090	0,284	0,035	0,561	0,469	0,857	0,214
Cd	0,850	0,248	0,360	0,887	0,214	0,365	0,885	0,752	0,067	0,163	0,274	0,874	0,218	0,654	0,788	0,551	0,014	0,167	0,540	0,590
Co	0,406	0,850	0,898	0,796	0,511	0,655	0,464	0,237	0,024	0,018	0,019	0,070	0,040	0,076	0,352	0,062	0,941	0,739	0,536	0,237
Cr	0,754	0,702	0,511	0,535	0,902	0,436	0,128	0,075	0,041	0,019	0,018	0,047	0,045	0,043	0,194	0,035	0,930	0,413	0,144	0,096
Cu	0,373	0,517	0,654	0,296	0,817	0,660	0,882	0,613	0,891	0,160	0,180	0,130	0,136	0,246	0,159	0,213	0,787	0,404	0,754	0,194
Fe	0,315	0,794	0,540	0,581	0,879	0,536	0,104	0,046	0,031	0,005	0,004	0,014	0,010	0,020	0,100	0,009	0,654	0,492	0,153	0,055
Mo	0,225	0,180	0,062	0,048	0,726	0,042	0,445	0,565	0,002	0,310	0,339	0,788	0,576	0,440	0,525	0,701	0,459	0,792	0,299	0,951
Ni	0,239	0,346	0,157	0,080	0,778	0,420	0,421	0,373	0,024	0,207	0,475	0,998	0,664	0,692	0,576	0,881	0,164	0,866	0,370	0,859
Pb	0,218	0,601	0,889	0,912	0,422	0,399	0,201	0,121	0,064	0,037	0,008	0,040	0,010	0,017	0,137	0,012	0,707	0,197	0,478	0,099
S	0,073	0,686	0,032	0,280	0,452	0,334	0,232	0,061	0,162	0,146	0,041	0,060	0,066	0,058	0,106	0,047	0,263	0,975	0,823	0,073
V	0,779	0,729	0,684	0,872	0,590	0,586	0,302	0,170	0,016	0,022	0,017	0,081	0,038	0,064	0,306	0,040	0,963	0,325	0,371	0,114
Sb	0,061	0,384	0,267	0,199	0,456	0,014	0,009	0,004	0,595	0,020	0,015	0,006	0,022	0,007	0,005	0,005	0,398	0,575	0,032	0,011
Zn	0,588	0,949	0,612	0,745	0,531	0,883	0,243	0,268	0,483	0,851	0,860	0,990	0,930	0,842	0,497	0,828	0,068	0,942	0,432	0,371
Hg	0,253	0,964	0,787	0,838	0,787	0,377	0,327	0,151	0,977	0,282	0,346	0,219	0,434	0,223	0,520	0,302	0,716	0,253	0,465	0,273
N	0,320	0,399	0,257	0,343	0,877	0,608	0,185	0,067	0,712	0,399	0,383	0,511	0,340	0,464	0,298	0,374	0,968	0,144	0,627	0,415

### 3.4 Regionen und Standorte mit sehr hohen Schwermetall- bzw. PAH-Konzentrationen

Wie bereits im letzten Kapitel angesprochen, waren trotz einer allgemeinen Tendenz in Richtung Abnahme der Schwermetallbelastung die Konzentrationen an einzelnen Probenahmepunkten besonders hoch, und wiesen teilweise sogar steigende Konzentrationen einzelner Elemente auf. Es waren dies vor allem folgende Standorte/Regionen:

#### **Treibbach/Althofen**

**Treibbach/Althofen** (186-1; Region 6): An diesem Standort sind bei den Elementen Mo, Ni, V und Cr seit Beginn der Untersuchungen mittels Moosen 1995 durchgehend sehr hohe Werte erreicht worden. Die Werte von Mo und V sind seit der letzten Aufsammlung gestiegen, jene von Ni gleich geblieben und nur die von Cr sind gesunken. Vor allem die V-Konzentrationen gehören europaweit zu den höchsten gemessenen Werten. Auch bei Mo lag der Wert 30-mal über dem österreichischen Median. Da mit der angewandten Methode primär Depositionen der letzten 2,5 Jahre erfasst werden, ist von durchgehenden Einträgen auszugehen.

Bei den PAHs war die Summe der EPA-16-PAHs in Treibbach ebenfalls am höchsten. Die PAHs lagen vor allem bei den niedermolekularen PAHs deutlich über dem Mittelwert. Die mit Abstand höchsten Werte wurden bei Phenanthren und Reten gefunden (siehe Kapitel 3.2.5.1). Der Sammelpunkt liegt auf einer freien Anhöhe ca. 2,5 km Luftlinie von dem im Ort Treibbach ansässigen Chemiekonzern entfernt. Eine Kontamination aus dieser Quelle ist anzunehmen (siehe u. a. UMWELTBUNDESAMT 2004). Der Punkt fiel nicht in die zufällige Auswahl der 50 Punkte, deren Ergebnisse an die ICP weitergeleitet wurden.

**Musau bei Reutte** (85-1, Region 5): An diesem Standort finden sich seit Jahrzehnten bei Mo immer extrem hohe Konzentrationen, obwohl der dafür verantwortliche, bekannte Emittent (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2004) ca. acht Kilometer Luftlinie entfernt in Reutte liegt. Trotz zahlreicher Interventionen seitens unterschiedlicher Akteure waren die Konzentrationen 2015 die zweithöchsten der bislang gemessenen, nur 2005 waren die Werte höher. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen an die ICP.

### **Ausserfern**

**Schattwald bei Reutte** (84-1; Region 5): Seit mehreren Aufsammlungen werden auch an diesem Standort immer wieder erhöhte Schwermetall-Konzentrationen gemessen. Dieser Sammelpunkt liegt in guter Anströmung auf einem Süd-exponierten Hang. Der Standort zeigt seit Jahren bei vielen Metallen erhöhte Werte und wurde deshalb auch als „TOP 50“-Standort ausgewählt. Die Konzentrationen von Co, Cr, Ni und V sind seit 2000 kontinuierlich gestiegen. Die Zuordnung der Einträge zu einer klar definierten Quelle bleibt aber fraglich. Die hohen Werte bei Al, Cr, Fe ließen die Vermutung einer Verschmutzung mit Bodestaub zu, was allerdings über Jahrzehnte hinweg als fragwürdig gelten kann. Die gleichfalls sehr hohen Konzentrationen von Co (Höchstwert in Österreich), Ni und V (beide Male zweithöchste Werte in Österreich) legen aber den Einfluss einer Metallindustrie nahe. Mo ist aber nicht deutlich erhöht, womit ein Verursacher in Reutte ausscheidet. Es könnte von Einträgen aus dem nahe gelegenen Raum Füssen (Maschinenbau, Erdgasverteiler) ausgegangen werden. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen an die ICP.

**Bad Sauerbrunn** (76-2, Region 2): Dieser Sammelpunkt befand sich bei zahlreichen Schwermetallen im absoluten Spitzenfeld der hohen Konzentrationen (Al, As, Cd, Co, Ni, Pb, Sb). Die Konzentrationen sind bei allen genannten Metallen gegenüber der Aufsammlung 2010 zwar in unterschiedlichem Ausmaß, jedoch ausnahmslos gestiegen. Der Punkt liegt auf einer Anhöhe über der Ortschaft und ist dadurch frei für Anströmungen aus allen Himmelsrichtungen. In weiterer Umgebung des Sammelpunktes (u. a. Wr. Neustadt, Neudörfel, Südl. Wiener Becken) befinden sich mehrere, zum Teil auch bedeutende chemische, metallverarbeitende und andere Großbetriebe. Der Punkt spiegelt somit wohl nicht so sehr die lokale Emissionssituation, sondern die eines größeren Raumes wider. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen an die ICP.

### **Bad Sauerbrunn**

**Trofaiach** (132-1, Region 5): Dieser Standort war (wie auch in früheren Untersuchungen) bei den Metallen Cr, Hg, Mo, Ni und Pb deutlich erhöht. Von einer Kontamination durch das südlich gelegene Stahlwerk kann ausgegangen werden. Mit Ausnahme von Mo haben die Werte gegenüber früheren Aufsammlungen abgenommen. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen nicht an die ICP.

### **Region Leoben/Donawitz**

**Leoben** (133-1, Region 6): Dieser Sammelpunkt lag bei allen Metallwerten unter jenen von Trofaiach, zeigt aber immer noch das typische Muster der Metallindustrie. Die Metallwerte haben auch hier gegenüber früheren Aufsammlungen abgenommen. An diesem Punkt wurden auch PAHs analysiert. Die Summe der EPA-16-PAHs gehört zu den höchsten in Österreich, vor allem Phenanthren und Anthracen sind sehr hoch. Die Schwermetall-Werte des Standortes gingen nicht an die ICP.

- Voitsberg** **Voitsberg** (163-1, Region 6): Dieser Standort wies bei keinem Metall Spitzenwerte auf, befindet sich aber zumindest bei Co, Cr, Cu, Ni, V und N seit Jahren konstant im obersten Bereich. Co, Cr, Cu und Ni sind kontinuierlich gestiegen. Wie die Kombination der Elemente, aber auch die Exposition des Sammelpunktes (W) zeigt, ist dies primär auf die im ca. 3,8 km Luftlinie entfernten Industriestandort Voitsberg angesiedelten Metallbetriebe und auf das ansässige glaserzeugende Werk zurückzuführen. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen auch nicht an die ICP.
- Stranzendorf bei Hollabrunn** **Stranzendorf bei Hollabrunn** (40-1, Region 2): Dieser Sammelpunkt liegt auf einem kleinen, exponierten Trockenrasen in einer weitläufigen, offenen Agrarlandschaft. Bei den Metallen Al, Co, Cr, Ni und V lagen absolute Höchstwerte vor, As und Pb waren erhöht. Die Konzentrationen schwanken seit 1995 auf hohem Niveau. Das Muster lässt bis auf Al und Cr auf keine übermäßige Verunreinigung mit Bodenteilchen schließen. Es muss von landwirtschaftlichen Einträgen bzw. dem Ferntransport aus dem Norden und Osten ausgegangen werden. Konkrete lokale Quellen sind nicht bekannt. PAHs wurden am Standort nicht analysiert, die Schwermetall-Werte des Standortes gingen nicht an die ICP.
- Matzen** **Matzen** (42-1, Region 2): Dieser Standort ragt bei keinem Element wirklich sehr stark hervor, befindet sich aber bei vielen im Spitzenfeld. Er liegt, wie andere in der Region auch, in einem exponierten Trockenrasen inmitten der Agrarlandschaft. Es gilt aber auch zu bedenken, dass sich in unmittelbarer Umgebung des Sammelpunktes einige Ölförderpumpen befinden, die vermutlich ebenfalls seit vielen Jahren einen Einfluss auf die Konzentrationen haben. Bemerkenswert sind die gleichfalls deutlich erhöhten PAH-Werte dieses Punktes. Die Daten dieses Punktes gingen nicht an die ICP.
- Rheintal** **Dornbirn** (111-1, Region 5): Dieser Standort steht repräsentativ für das gesamte Rheintal. Wenngleich nur die Metalle Hg und Pb deutlich erhöht waren, so zeigte der Gesamtquerschnitt das typisch erhöhte Profil einer dicht besiedelten Region mit entsprechend überdurchschnittlich hohen Werten. Die PAH-Werte lagen in Summe im oberen Drittel. Verglichen mit den anderen österreichischen Standorten waren Nap (Verkehr!) und Ret (Hausbrand!) besonders hoch, beides untermauert die Immissions-Situation in einem dicht besiedelten Gebiet. Die Schwermetall-Werte dieses Standortes gingen nicht an die ICP.
- Unteres Inntal** **Bruck/Ziller bei Schwaz** (120-2, Region 6): Das (Unter)inntal war bei allen vorangegangenen Aufsammlungen ein Gebiet mit auffallend hohen Werten. Aufgrund der zufälligen Auswahl war das Unterinntal in dieser Untersuchung nur mit zwei Punkten vertreten und daher etwas unterrepräsentiert. Die „Problemregion“ Unterinntal konnte daher durch diese Untersuchung nicht eingehend behandelt werden. Aufgrund der Daten aus den beiden vorliegenden Sammelpunkten waren aber nach wie vor die Werte beim Problemstoff Cu gegenüber anderen Regionen auffällig erhöht. Bei Bruck/Ziller waren die Cu-Werte gegenüber den vorigen Aufsammlungen erhöht. Die PAHs waren die niedrigsten im Lande. Die Schwermetall-Werte dieses Standortes gingen nicht an die ICP.

## 4 DISKUSSION DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Schwermetall-Konzentrationen haben im Untersuchungszeitraum 1995 bis 2015 im Allgemeinen zumeist signifikant abgenommen (Kapitel 3.1.20). Dies entspricht einem nationalen und internationalen Trend (UMWELTBUNDESAMT 2015a, 2009b, HARMENS et al. 2013b, 2015a, b). Trotzdem gibt es einige Standorte/Regionen, in denen die Konzentrationen einzelner Elemente gleichgeblieben oder sogar gestiegen sind. Zumeist gibt es in diesen Fällen klare Verursacher (siehe Kapitel 3.4). Viele dieser aktuell emittierten Substanzen sind aus Gesundheitsgründen problematisch (siehe Beschreibung der einzelnen Metalle in Kapitel 3.1). Umso wichtiger ist es, dass ein kontinuierliches Monitoring in Österreich auch weiterhin stattfindet, um auf Basis dieser Untersuchungen gemeinsam mit den Landes- und Bundesbehörden Lösungen zum Wohle der Menschen und ihrer Umwelt zu finden.

***kontinuierliches  
Monitoring wichtig***

Das technische Messnetz des Umweltbundesamtes umfasst sieben Stationen in Hintergrundgebieten. Informationen zu Schwermetalldepositionen gibt es nur an der Station Illmitz (Cd, Hg, Pb), davon liegt ungefähr die Hälfte aller Hg-Werte unter der Nachweisgrenze. Der im Moos-Monitoring erfasste lange Akkumulationszeitraum liefert Konzentrationen in analytisch gut erfassbaren Bereichen, auch bei Elementen, die in technischen Messungen oft unter der Nachweisgrenze liegen. Durch das Moosprojekt stehen damit kontinuierliche Daten, auch zu analytisch kritischen Elementen, zur Verfügung.

Außerdem liefert das Moos-Monitoring begleitende Daten, welche in Erfüllung nationaler und internationaler Verpflichtungen stehen. Zur Erfüllung des Aarhus-Protokolls werden im Rahmen von OLI die Schwermetalle Cd, Hg und Pb erfasst und an die UNECE CLRTAP weitergeleitet. Bislang gibt es in Österreich aber keine Berichterstattung zu den Metallen As, Cr, Cu, Ni und Zn, welche im Aarhus-Protokoll ebenfalls genannt sind. Alle diese Metalle werden im Moos-Monitoring erfasst und könnten hier entsprechende komplementäre Informationen liefern.

***Nationale  
Bedeutung***

Das Moos-Monitoring ist Teil des CLRTAP-Programms. Innerhalb dieses Programms liefert die Working Group on Effects (WGE) Modelle, basierend auf Monitoringprogrammen zum Zustand der Umwelt und der menschlichen Gesundheit. Das Moos-Monitoringprogramm ist Teil eines Programms der ICP-Vegetation, welche ihrerseits Daten an die WGE liefert.

***Einbindung in  
essenzielle  
internationale  
Programme***

Dabei liefert das Moos-Monitoring auch Daten an CEIP (Centre on Emission Inventories and Projection), um die Modellierungen im Rahmen des EMEP zu verbessern. Normalerweise werden die von EMEP berechneten Emissionsdaten (nach dem Modell von ILYIN & TRAVNIKOV 2005) gegen Daten aus dem Messnetz kalibriert (z. B. FAGERLI et al. 2012, TRAVNIKOV et al. 2012). Diese Modellierungen werden aber auch erfolgreich mit den Daten aus dem Moosnetz verrechnet (siehe ILYIN et al. 2014). Dabei kommt es auch zu detaillierten Anpassungen entsprechend den Daten aus dem Moos-Monitoring der jeweiligen Länder – was hieße, dass bei einem Wegfall des Moos-Monitorings in Österreich entsprechende Daten zur Berechnung der angepassten Modelle für Österreich fehlen würden. Dasselbe gilt für die Anpassungen der Berechnungen zu den N-Depositionen und für die Berechnungen der „critical loads“.

**Anzahl der  
Sammelpunkte  
wieder erhöhen**

Die Reduktion der Sammelpunkte von 220 auf 50 (bzw. 75) war aus statistischer Sicht auf nationaler Ebene kein Problem. Allgemeine Trends vergangener Jahre sind gleich geblieben. Allerdings sind auf regionaler Ebene durch die Reduktion Lücken entstanden, die eine manchmal wünschenswerte, detaillierte Auswertung nicht mehr möglich machen (siehe u. a. Inntal, Kapitel 3.2). Eine Darstellung der Ergebnisse mittels interpolierter Karten, wie sie in früheren Untersuchungen gemacht wurde, brachte aufgrund der geringen Anzahl an Punkten keine vertrauenswürdigen Ergebnisse und musste deshalb unterbleiben. Künftige Untersuchungen sollten nicht zuletzt deshalb wieder eine Erhöhung der Anzahl der Probenahmepunkte auf die von der ICP vorgeschlagene Dichte (1,5 Proben/1.000 km<sup>2</sup>) anstreben.

**PAH-Analytik  
weiterführen**

Die Ergebnisse der PAH-Untersuchungen waren beeinflusst von den hohen Temperaturen und von sehr diversen Niederschlagsverteilungen in Österreich. Photodegradation und ein nicht abzuklärendes Wechselspiel zwischen Gas- und Partikelphase der PAHs haben vor allem den Vergleich mit früheren nationalen und internationalen Studien unmöglich gemacht. Trotzdem zeigen sich beim Vergleich der Standorte untereinander schlüssige Muster und eruierbare Quellen. Deshalb sollten auch in künftigen Moos-Monitoring-Untersuchungen PAHs analysiert werden. PAHs werden in zahlreichen anderen Ländern im Rahmen des Projektes der ICP-Vegetation untersucht und sind auch als Empfehlung ins internationale Moosprotokoll der ICP mit eingegangen. Künftige Aufsammlungen und Auswertungen sollen dem auch verstärkt Rechnung tragen.

**Einbeziehung von  
Oxy- und Nitro-  
PAHs**

Die Palette der zu untersuchenden PAHs sollte auch Oxy- und weitere Nitro-PAHs mit einschließen. Auch wenn diese PAHs noch ein junges Feld der Forschung darstellen, so zeigen jüngste Ergebnisse, dass gerade diese Gruppe an PAHs möglicherweise toxikologisch bedenklicher ist als ihre Ausgangs-PAHs (siehe Kapitel 3.2.1.2) und dass sie zum Teil in vergleichbaren Konzentrationen wie ihre Eltern-PAHs vorliegen (siehe Kapitel 3.2.1.1). Aufgrund ihres höheren Dampfdrucks tendieren sie eher zur Partikelphase und gelangen durch ihre stark polaren Eigenschaften vor allem über das Wasser in die Nahrungskette. Es wäre zu erwarten, dass die polaren Aufnahmekapazitäten der Moosoberfläche der Messung dieser Stoffgruppe besonders entgegenkommen.

**PAH-Analytik  
anpassen**

Nicht zuletzt deshalb sollte die Methodik der PAH-Analytik an CONCHA-GRANA et al. (2015) angepasst werden. Diese, speziell für Moose im FP7-Projekt „mossclone“ (mossclone 2015) entwickelte Methode, hätte zwei bedeutende Vorteile: niedrige Bestimmungsgrenzen sowie eine deutlich geringere Menge an notwendigem Probenmaterial. Dies würde die Aufsammlung auch an Standorten ermöglichen, an denen bislang nicht genügend Material gefunden werden konnte. Da dies häufig Standorte mit voraussehbar hohen Einträgen waren, wäre diese Adaption wünschenswert.

Bei der Quellenzuordnung wird für künftige Untersuchungen das einfache Verhältnis von Cor zu BaP (nach STENBERG et al. 1979) empfohlen. Es hat in der vorliegenden Untersuchung die schlüssigsten Ergebnisse geliefert.

**Moos-Monitoring als  
wichtiges  
Instrument der  
Umweltkontrolle**

Grundsätzlich ist das Moos-Monitoring eine vergleichsweise sehr kostengünstige Methode des Umweltmonitorings. Es liefert eine Vielzahl an Informationen zur räumlichen und zeitlichen Verteilung von Luftschadstoffen. Durch die Einbeziehung von Schwermetallen und PAHs werden Informationen zu Schadstoffen geliefert, die in Qualität und Quantität von keinem anderen Programm in Öster-

reich geboten werden können. Neben der Fortführung des Programms an sich sollte erreicht werden, dass dieses Programm auch in die Umweltgesetzgebung Eingang findet, da die Moosmethode technischen Messungen qualitativ um nichts nachsteht und in vielerlei Hinsicht sogar maßgebliche Vorteile hat, da sie zahlreiche zusätzliche Informationen liefert und das technische Grundmessnetz somit optimal ergänzt und erweitert.

## 5 LITERATURVERZEICHNIS

- ABOAL, J.R.; FERNÁNDEZ, J.A.; BOQUETE, M.T. & CARBALLEIRA, A. (2010): Is it possible to estimate atmospheric deposition of heavy metals by analysis of terrestrial mosses? *Science of the Total Environment* 408: 6291–6297.
- ACHTEN, C. & ANDERSSON, J.T. (2015): Overview of Polycyclic Aromatic Compounds (PAC). *Polycyclic Aromatic Compounds* 35: 177–186.
- ADRIANO, D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer. N.Y.
- AKYÜZ, M. & CABUK, H. (2010): Gas–particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *Science of the Total Environment* 408: 5550–5558.
- ANDERSSON, J.T. & ACHTEN, C. (2015): Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds* 35: 330-354.
- ANEJA, V.P.; ROELLE, P.A.; MURRAY, G.C.; SOUTHERLAND, J.; ERISMAN, J.W.; FOWLER, D.; ASMAN, W.A.H. & PATNI, N. (2001): Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment* 35: 1903–1911.
- ARES, A.; ABOAL, J.R.; FERNÁNDEZ, J.A., REAL, C. & CARBALLEIRA, A. (2009): Use of the terrestrial moss *Pseudoscleropodium purum* to detect sources of small scale contamination by PAHs. *Atmospheric Environment* 43: 5501–5509
- ARES, A.; ABOAL, J.R.; CARBALLEIRA, A.; GIORDANO, S.; ADAMO, P. & FERNANDEZ, J.A. (2012): Moss bag biomonitoring: a methodological review. *Science of the Total Environment* 432: 143–158
- ARMSTRONG, B.G., HUTCHINSON, E. & FLETCHER, T. (2004): Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis. *Environ Health Perspectives* 112: 970–978.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances, Disease Registry (1995): Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. US Department of Health and Human Services. US Government Printing Office: 639–298
- AUGUSTO, S.; MÁGUAS, C. & BRANQUINHO, C. (2013): Guidelines for biomonitoring persistent organic pollutants (POPs), using lichens and aquatic mosses. A review. *Environmental Pollution* 180: 330–338.
- BACH, P.B.; KELLEY, M.J.; TATE, R.C. & McCRORY, D.C. (2003): Screening for lung cancer: a review of the current literature. *Chest* 123: 72–82.
- BARRIE, L. A. & SCHEMENAUER, R. S. (1989): Wet deposition of heavy metals. In: Pacyna, J.M. & Ottar, B. 1989 (eds.): Control and fate of atmospheric trace metals. Kluwer Academic Press. Dordrecht. pp. 203–231.
- BATES, J. & FARMER, A. (1992): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford.
- BÄRLOCHER, F. (1999): Biostatistik. Thieme Verlag. Stuttgart.
- BERG, T. & STEINNES, E. (1997): Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Science of the Total Environment* 208: 197–206.

- BERG, T.; RÖSET, O. & STEINNES, E. (1995): Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment* 29: 353–360.
- BIXIAN, M.; JIAMO, F.; GAN, Z.; ZHENG, L.; YUSHUN, M.; GUOYING, S. & XINGMIN, W. (2001): Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl river and estuary, China: spatial and temporal distribution and sources. *Applied Geochemistry* 16: 1429–1445.
- BOBBINK, R.; HORNING, M. & ROELOFS, J. G. M. (1998): The effects of air-born nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717–738.
- BOFFETTA, P.; JOURENKOVA, N. & GUSTAVSSON, P. (1997): Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes Control* 8: 444–72.
- BOQUETE, M.T. (2015): A critical evaluation of the use of the moss technique to monitor air pollution. Doctoral Thesis. University of Santiago de Compostela.
- BROWN, D. H. (1984): Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: Dyer, A. F. & Duckett, J. G. (eds.): *The experimental biology of bryophytes*. Academic Press. London. pp. 55–62.
- BROWN, D. H. & BATES, J. W. (1990): Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical J. of the Linnean Society* 104: 129–147.
- BURTON, M. A. S. (1990): Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial areas. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 267–280.
- ČEBURNIS, D. & VALIULIS, D. (1999): Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *The Science of the Total Environment* 226: 247–253.
- CERNY, I. & SCHROLL, E. (1995): Heimische Vorräte an Spezialmetallen (Ga, In, Tl, Ge, Se, Te und Cd) in Blei-Zink- und anderen Erzen. *Archiv für Lagerstättenforschung der Geologischen Bundesanstalt* 18: 5–33.
- CHIARADIA, M. & CUPELIN, F. (2000): Gas-to-particle conversion of mercury, arsenic and selenium through reactions with traffic-related compounds (Geneva). Indications from lead isotopes. *Atmospheric Environment*, 34: 327–332.
- CHRISTEN, H.R. (1973): *Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie*. Sauerländer. Salle.
- CONCHA-GRANA, E.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; DE NICOLA, F.; ABOAL, J.; REY-ASENSIO, A.I.; GIORDANO, S.; RESKI, R.; LÓPEZ-MAHÍA, P. & PRADA-RODRÍGUEZ, D. (2015): Matrix solid phase dispersion method for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in moss. *Journal of Chromatography A* 1406: 19–26.
- DE LA TORRE-ROCHEA, R.J.; LEE, W.J. & CAMPOS-DÍAZ, S.I. (2009): Soil-borne polycyclic aromatic hydrocarbons in El Paso, Texas: Analysis of a potential problem in the United States/Mexico border region. *Journal of Hazardous Materials* 163: 946–958.
- DOLEGOWSKA, S. & MIGASZEWSKI, Z.M. (2011): PAH concentrations in the moss species *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. and *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. from the Kielce area (south-central Poland). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 1636–1644.

- EDWARDS, S.C.; JEDRYCHOWSKI, W.; BUTSCHER, M.; CAMANN, D.; AGNIESZKA KIELTYKA, A. & MROZ, E. (2010): Prenatal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and children's intelligence at 5 years of age in a prospective cohort study in Poland. *Environ Health Perspectives* 118:1326–31.
- EEA – European Environment Agency (2015a): Air quality in Europe – 2015 report. No 5/2015. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EEA – European Environment Agency (2015b): European Union emission inventory report 1990–2013 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Technical report No 8/2015. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2015.
- EEA – European Environment Agency (2016): Indicator assessment. Data and maps. Persistent organic pollutant emissions. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-persistent-organic-pollutant-pop-emissions-1/assessment-5>. (25.05.2015)
- FAGERLI, H.; GAUSS, M.; STEENSEN, B.M.; BENEDICTOW, A.C. & HJELLBREKKE, A.G. (2012): EMEP/MS-CW model performance for acidifying and eutrophying components and photo-oxidants in 2010. Supplementary material to EMEP Status Report 1/2012. [http://emep.int/publ/reports/2012/sup\\_status\\_report\\_1\\_2012.pdf](http://emep.int/publ/reports/2012/sup_status_report_1_2012.pdf).
- FERNANDEZ, J.A.; BOQUETE, M.T.; CARBALLEIRA, A. & ABOAL, J.R. (2015): A critical review of protocols for moss biomonitoring of atmospheric deposition: Sampling and sample preparation. *Science of the Total Environment* 517: 132–150.
- FOAN, L.; SABLAYROLLES, C.; ELUSTONDO, D.; LASHERAS, E.; GONZÁLEZ, L.; EDERRA, A.; SIMON, V. & SANTAMARÍA, J.M. (2010): Reconstructing historical trends of polycyclic aromatic hydrocarbon deposition in a remote area of Spain using herbarium moss material. *Atmospheric Environment* 44: 3207–3214.
- FOAN, L.; LEBLOND, S.; THÖNI, L.; RAYNAUD, D.; SANTAMARÍA, J.M.; SEBILO, M. & SIMON, V. (2014): Spatial distribution of PAH concentrations and stable isotope signatures ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) in mosses from three European areas e Characterization by multivariate analysis. *Environmental Pollution* 184: 113–122.
- FOAN, L.; DOMERCQ, M.; BERMEJO, R.; SANTAMARÍA, J.M. & SIMON, V. (2015): Mosses as an integrating tool for monitoring PAH atmospheric deposition: Comparison with total deposition and evaluation of bioconcentration factors. A year-long case-study. *Chemosphere* 119: 452-458.
- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. Quelle u. Mayer, Wiesbaden.
- GJENGEDAHN, E. & STEINNES, E. (1990): Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 77–87.
- HACKL, A. & MAUSCHITZ, G. (2001): Emissionen aus Anlagen der Österreichischen Zementindustrie III. Jahresreihe 1997–1999. Bericht. Weitra/Wien.
- HADFIELD, J.D. (2010): MCMC Methods for Multi-Response Generalized Linear Mixed Models: The MCMCglmm R Package. *Journal of Statistical Software* 33: 1–22.
- HALLERAKER, J.H.; REIMANN, C.; DECARITAT, P.; FINNE, T.E.; KASHULINA, G.; NISKAAVAARA, H. & BOGATYREV, I. (1998): Reliability of moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: Interspecies and field duplicate variability. *The Science of the Total Environment* 218: 123–139.

- HARMENS, H.; FOAN, L.; SIMON, V. & MILLS, G. (2013a): Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review. *Environmental Pollution* 173: 245–254.
- HARMENS, H.; NORRIS, D.; MILLS, G. and the participants of the moss survey (2013b): Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long term temporal trends in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre. Bangor. UK 63 pp.
- HARMENS, H.; SCHNYDER, E.; THÖNI, L.; COOPER, D.M.; MILLS, G.; LEBLOND, S.; MOHR, K.; POIKOLAINEN, J.; SANTAMARIA, J.; SKUDNIK, M.; ZECHMEISTER, H.G.; LINDROOS, A.J. & HANUS-ILLNAR, A. (2014): Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and bulk atmospheric nitrogen deposition in selected European countries. *Environmental Pollution* 195: 50–59.
- HARMENS, H. et al. (2015a): Monitoring of atmospheric deposition of heavy metals, nitrogen and POP's in Europe using bryophytes. *Monitoring Manual. Survey 2015. UNECE ICP Vegetation. Bangor/Dubna.*
- HARMENS H.; NORRIS, D.A.; SHARPS, K.; MILLS, G.; ABOAL, J.R.; ALBER, R.; ALEKSIAYENAK, Y.; BLUM, O.; CUCU-MAN, S.M.; DAM, M.; DE TEMMERMAN, L.; ENE, A.; FERNANDEZ, J.A.; MARTINEZ-ABAIGAR, J.; FRONTASEVYA, M.; GODZIK, B.; JERAN, Z.; LAZO, P.; LEBLOND, S.; LIIV, S.; MAGNUSSON, S.H.; MAŇKOVSKÁ, B.; PIHL KARLSSON, G.; PIISPANEN, J.; POIKOLAINEN, J.; SANTAMARIA, J.; SKUDNIK, M.; SPIRIC, Z.; STAFILOV, T.; STEINNES, E.; STIHI, C.; SUCHARA, I.; THÖNI, L.; TODORAN, R.; YURUKOVA, L. & ZECHMEISTER, H.G. (2015b): Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environmental Pollution* 200: 93–104.
- HARRISON, R.M.; TILLING, R.; CALLEN ROMERO, M.S.; HARRAD, S. & JARVIS, K. (2003): A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmospheric Environment* 37: 2391–2402.
- HEEB, N.; HAAG, R.; SCHMID, P.; SEILER, C.; WICHSER, A.; ZENNEGG, M.; HONEGGER, P.; ZEYER, K.; EMMENEGGER, L.; ZIMMERLI, Y.; CZERWINSKI, J. & MAYER, A. (2015): Benefit-Risk Assessment of Diesel Particle Filters (DPFs): An Analytical and a Toxicological Challenge. *Chimia*, 69: 151.
- HERPIN, U.; MARKERT, B.; SIEWERS, U. & LIETH, H. (1994): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanaysen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. *Ökologie, Forschungsbericht* 108 02 087.
- HERPIN, U.; SIEWERS, U.; KREIMES, K. & MARKERT, B. (2001): Biomonitoring – evaluation and assessment of heavy metal concentrations from two German moss monitoring surveys. In: Burga, C. A. & Kratochwil, A. (eds.): *Biomonitoring: Generals and applied aspects on regional and global scales.* Kluwer, Dordrecht. pp. 73–95.
- HOLOUBEK, I.; KLÁNOVÁ, J.; JARKOVSKÝ, J. & KOHOUTEK, J. (2007): Trends in background levels of persistent organic pollutants at Kosetice observatory, Czech Republic - part II. Aquatic air and terrestrial environments 1996-2005. *Journal of Environmental Monitoring* 9: 564–571.
- ILYIN, I. & TRAVNIKOV, O. (2005): Modelling of heavy metal airborne pollution in Europe: evaluation of the model performance. EMEP/MSC-E Status Report 8/2005. Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow, Russian Federation. <http://www.msceast.org>

- ILYIN, I.; ROZOVSKAYA, O.; TRAVNIKOV, O. & VARYGINA, M. (2014): Heavy Metals: Trans-boundary Pollution of the Environment. EMEP Statusreport 2/2014.
- IODICE, P.; ADAMO, P.; CAPOZZI, F.; DI PALMA, A.; SENATORE, A.; SPAGNUOLO, V. & GIORDANO, S. (2016): Air pollution monitoring using emission inventories combined with the moss bag approach. *Science of the Total Environment* 541: 1410–1419.
- KAVOURAS, I.G. & STEPHANOU, E.G. (2002): Gas/Particle Partitioning and Size Distribution of Primary and Secondary Carbonaceous Aerosols in Public Buildings. *Indoor Air* 12: 17–32.
- Keyte, I.J., Albinet, A., Harrison, R.M. (2016): On-road traffic emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxy- and nitro- derivative compounds measured in road tunnel environments. *Science of the Total Environment* 566–567: 1131–1142.
- KEYTE, I.J.; HARRISON, R.M. & LAMMEL, G. (2013): Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons – a review. *Chemical Society Reviews* 42: 9333–9391.
- KHALILI, N.R.; SCHEFF, P.A. & HOLSEN, T.M. (1995): PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment* 29: 533–542.
- KIM, K.J.; JAHAN, S.A.; KABIR, E. & BROWN, R.J.C. (2013): A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environmental International* 60: 71–80.
- KISS, G.; VARGA-PUCHONY, Z.; ROHRBACHER, G.B. & HLAVAY, J.Z. (1998): Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons on atmospheric aerosol particles of different sizes. *Atmospheric Research* 46: 253–261.
- KOCH, R. (1995): *Umweltchemikalien*. VCH:Weinheim.
- KOSTKA-RICK, R.; LEFFLER, U.S.; MARKERT, B.; HERPIN, U.; LUSCHE, M. & LEHRKE, J. (2001): Biomonitoring zur wirkungsbezogenen Ermittlung der Schadstoffbelastung in terrestrischen Ökosystemen. *Zeitschrift für Umweltchemie-Ökotoxikologie* 12: 5–12.
- KROMMER, V.; ZECHMEISTER, H.G.; RODER, I. & HANUS-ILLNAR, A. (2007): Monitoring atmospheric pollutants in the Biosphere Reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. *Chemosphere* 67: 1956–1966.
- KUO, C.Y.; HSU, Y.W. & LEE, H.S. (2003): Study of human exposure to particulate PAHs using personal air samplers. *Arch Environ Contam Toxicol* 44: 454–459.
- LEHNINGER, A. L. (1977): *Biochemie*. Verlag Chemie. Weinheim.
- LUNDSTEDT, S.; WHITE, P.A.; LEMIEUX, C.L.; LYNES, K.D.; LAMBERT, I.B.; ÖBERG, L.; HAGLUND, P. & TYSKLIND, M. (2007): Sources, Fate, and Toxic Hazards of Oxygenated Polycyclic (PAHs) at PAH-contaminated Sites. *Ambio* 36: 475–485.
- MÄGDEFRAU, K. (1982): Life-forms of bryophytes. In: Smith, A. J. E., (ed.): *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London. pp. 45–58.

- 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.
- MARKERT, B.; BREURE, T. & ZECHMEISTER, H. G. (2003): Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring the environment. In: Breure, A.M.; Markert, B. & Zechmeister, H.G. (eds.): *Bioindicators/Biomonitoring (principles, assessment, concepts)*. Elsevier. Amsterdam.
- MERIAN, E. (ed.) (1991): *Metals and their compounds in the environment*. VCH. Weinheim.
- NEFF, J.M.; STOUT, S.A. & GUNSTERT, D.G. (2005): Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments. Identifying Sources and Ecological Hazard. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1: 22–33.
- NORDLØKKEN, M.; BERG, T.; FLATEN T.P. & STEINNES, E. (2015): Essential and non-essential elements in natural vegetation in southern Norway: Contribution from different sources. *Science of the Total Environment* 502: 391–399.
- NOVAK, H. (1990): Vereinfachte Landschaftsgliederung Österreichs". 1. Entwurf. Interner Bericht, UBA-IB-228. Umweltbundesamt, Wien. S. 32.
- OLIVEIRA, C.; MARTINS, N.; TAVARES, J.; PIO, C.; CERQUEIRA, M.; MATOS, M.; SILVA, H.; OLIVEIRA, C. & CAMOES, F. (2011): Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal. *Chemosphere* 83: 1588–1596.
- ONIANWA, P.C. (2001): Monitoring atmospheric metal pollution: A review of the use of mosses as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 13–50.
- PACZYNA, J. M. & OTTAR, B. (eds.) (1989): *Control and fate of atmospheric trace metals*. Kluwer Academic Press. Dordrecht.
- PERERA, F.; TANG, D.; WHYATT, R.; LEDERMAN, S.A. & JEDRYCHOWSKI, W. (2005): DNA damage from polycyclic aromatic hydrocarbons measured by benzo[a]pyrene-DNA adducts in mothers and newborns from Northern Manhattan, the World Trade Center Area, Poland, and China. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 14: 709–714.
- POSSANZINI, M.; DI PALO, V.; GIGLIUCCI, P.; TOMASI SCIANO, M.C.; CECINATO, A. (2004): Determination of phase-distributed PAH in Rome ambient air by denuder/GC-MS method. *Atmos. Environ.* 38: 1727–34.
- RAMADAN, Z.; SONG, X. H. & HOPKE, P. K. (2000): Identification of sources of Phoenix aerosol by positive matrix factorization. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50: 1308–1320.
- RAVINDRA, K.; SOKHI, R. & VAN GRIEKEN, R. (2008): Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42: 2895–2921.
- REIMANN, C.; NISKAARA, H.; KASHULINA, G.; FILZMOSER, P.; BOYD, R.; VOLDEN, T.; TOMILINA, O. & BOGATYREV, I. (2001): Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution. *Environmental Pollution* 113: 41–57.

- REN, A.; QIU, X.; JIN, L.; MA, J.; LI, Z. & ZHANG, L. (2011): Association of selected persistent organic pollutants in the placenta with the risk of neural tube defects. *Proc Natl Acad Sci USA* 108(31): 12770–12775.
- REYNOLDS, B.; MILLS, G. & PUGH, B. (2000): Monitoring of atmospheric heavy-metal deposition in Europe using bryophytes. *Experimental Protocol. 2000/2001 Survey*. Bangor.
- ROSS, H. B. (1990): On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air, Soil Pollution* 50: 63–76.
- RÜHLING, Å. & STEINNES, E. (eds.) (1998): Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. Nord 1998: 15. Nordic Council of Ministry, Copenhagen.
- SALZBURGER BODENZUSTANDSINVENTUR (1993): Amt der Salzburger Landesregierung. Salzburg.
- SCHRÖDER, W. & PESCH, R. (2004): Spatial and temporal trends of metal accumulation in mosses. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49: 23–38.
- SOLGA, A.; BURKHARDT, J.; ZECHMEISTER, H.G. & FRAHM, J.-P. (2005): Nitrogen content, <sup>15</sup>N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 134: 465–473
- STEINNES, E. (1985): Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC Report 3/85: 161–170.
- STENBERG, U.; ALSBERG, T.; BLOMBERG, L. & WANNMAN, T. (1979): Gas chromatographic separation of high-molecular polynuclear aromatic hydrocarbons in samples from different sources, using temperature stable glass capillary columns. In: Jones, P.W. & Leber, P. (Eds.), *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, 3rd International Symposium*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 313–326.
- STEVENS, C. J.; DICE, N. B.; MOUNTFORD, J. O. & GOWING, D. L. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876–1879.
- STREIT, B. (1994): *Lexikon Ökotoxikologie*. VCH. Weinheim.
- SUCHAROVÁ, J. & SUCHARA, I. (1998): Biomonitoring of the atmospheric deposition of metals and sulphur compounds using moss analysis in the Czech Republic. Results of the international biomonitoring programme 1995. Research Institute of ornamental gardening Pruhonice. Report. Pruhonice.
- SUTHERLAND, R. A.; TOLOSA, C. A.; TACK, F. M. G. & VERLOO, M. G. (2000): Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 38: 428–438.
- SVERDRUP, L.E.; NIELSEN, T. & KROGH, P.H. (2002): Soil exotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity and water solubility. *Environmental Science and Technology* 36: 2429–2435.
- TAKEDA, K.; MARUMOTO, K.; MINAMIKAWA, T.; SAKUGAWA, H. & FUJIWARA, K. (2000): Three-year determination of trace metals and the lead isotope ratio in rain and snow depositions collected in Higashi-Hiroshima, Japan. *Atmospheric Environment*, 34: 4525–4535.

- TAYLOR, F.G. & WHITERSPOON, J. P. (1972): Retention of simulated fallout particles by lichens and mosses. *Health Physics* 23: 867–869.
- THOMAS, W. (1984): Statistical models for the accumulation of PAH, chlorinated hydrocarbons and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water, Air and Soil Pollution* 22: 351–371.
- THOMAS, W. (1986): Representativity of mosses as biomonitor organisms for the accumulation of environmental chemicals in plants and soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11: 339–346.
- THÖNI, L. (1996): Vergleich von Elementkonzentrationen in drei Biomonitoringmoosen untereinander und mit Depositionsfrachten im Bulksammler nach Bergerhoff. Bericht. BUWAL. Zürich.
- THÖNI, L.; SCHNYDER, N. & KRIEG, F. (1996): Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354: 703–708.
- TOBISZEWSKI, M. & NAMIESNIK, J. (2012): PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution* 162: 110–119.
- TRAVNIKOV, O.; ILYIN, I.; ROZOVSKAYA, O.; VARYGINA, M.; AAS, W.; UGGERUD, H.T.; MARECKOVA, K. & WANKMUELLER, R. (2012): Long-term changes of heavy metal transboundary pollution of the environment (1990–2010). EMEP Status Report 2/2012.
- UMWELTBUNDESAMT (1990): Nowak, H.: Vereinfachte Landschaftsgliederung in Österreich. Interner Bericht, Bd. IB-228. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1994): Zechmeister, H.G.: Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Moosen in Österreich. Monographien, Bd. M-042. Umweltbundesamt, Wien. S. 1–168.
- UMWELTBUNDESAMT (1995a): Reiter, B. & Stroh, R.: Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie. Monographien, Bd. M-072. Umweltbundesamt, Wien. S. 1–146.
- UMWELTBUNDESAMT (1995b): Winiwarter, W. & Schneider, M.: Abschätzung der Schwermetallemissionen in Österreich. Report, Bd. R-108. Umweltbundesamt, Wien. S. 95–108.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Zechmeister, H.G.: Schwermetalldeposition in Österreich erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Monographien, Bd. M-094. Umweltbundesamt, Wien. S. 1–145.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Umweltsituation in Österreich. 6. Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Scharf, S. & Hohenblum, P.: PAH in der Luft. Messungen in Graz und Linz 2001. Datenbericht. Berichte, Bd. BE-219. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Schindler, I.; Kutschera, U. & Wiesenberger, H.: Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten. Monographien, Bd. M-0168. Umweltbundesamt, Wien. S. 1–168.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Hohenblum, P.; Gammer, K.; Scharf, S. & Schneider, J.: PAH in der Luft. Messergebnisse des Hintergrundstandortes Pillersdorf/Niederösterreich. Reports, Bd. R-0010. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2007): Zethner, G.; Sattelberger, R. & Hanus-Illnar, A.: Kupfer und Zink im Wirtschaftsdünger von Schweine- und Geflügelmastbetrieben. Reports, Bd. REP-0073. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009a): Zechmeister, H.G.; Hohenwallner, D.; Hanus-Illnar, A.; Roder, I. & Riss, A.: Schwermetalldepositionen in Österreich – erfasst durch Biomonitoring mit Moosen. (Aufsammlung 2000). Reports, Bd. REP-0200. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009b): Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Hanus-Illnar, A., Roder, I., Riss, A.: Schwermetalldepositionen in Österreich – erfasst durch Biomonitoring mit Moosen. (Aufsammlung 2005). Reports, Bd. REP-0201. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009c): Offenthaler, I.; Reisenberger, J.; Schröder, P.; Trimbacher, C.; Wimmer, J. & Weiss, P.: Biodindikation durch Blatt- und Nadelanalysen von Bäumen im Raum Linz. Reports, Bd. REP-0110. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2013): Schieder, W.; Storch, A.; Fischer, D.; Thielen, P.; Zechmeister, A.; Poupa, St. & Wampl, St.: Luftschadstoffausstoß von Festbrennstoff-Einzelöfen. Untersuchung des Einflusses von Festbrennstoff-Einzelöfen auf den Ausstoß von Luftschadstoffen. Reports, Bd. REP-0448. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2015a): Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Mandl, N.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupa, St.; Purzner, M.; Schieder, W.; Stranner, G.; Tista, M. & Zechmeister, A.: Emissionstrends 1990–2013. Reports, Bd. REP-0543. Umweltbundesamt, Wien. S.1-119.
- UMWELTBUNDESAMT (2015b): Spangl, W.: Luftgütemessnetz Umweltbundesamt. Monatsbericht Juli 2015. Reports, Bd. REP-0514. Umweltbundesamt, Wien. S.1-33.
- UMWELTBUNDESAMT (2015c): Spangl, W.: Luftgütemessnetz Umweltbundesamt. Monatsbericht August 2015. Reports, Bd. REP-0515. Umweltbundesamt, Wien. S.1-34.
- UMWELTBUNDESAMT (2016):  
Schadstoffanalytik. [http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/schadstoff/schadstoffe\\_einleitung/](http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/schadstoff/schadstoffe_einleitung/) (30.03.2016)
- UMWELTPROBENBANK DES BUNDES (2016):  
Metalle. <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/10039> (30.03.2016)
- UNECE ICP VEGETATION (2003): Heavy metals in European mosses: 2000/2001 Survey. Centre for Ecology and Hydrology. Bangor.
- UNWIN, J.; COCKER, J.; SCOBIE, E. & CHAMBERS, H. (2006): An assessment of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK. Ann Occup Hyg 50: 395–403.
- VERNET, J.P. (1991): Heavy metals in the environment. Elsevier. Amsterdam.
- VERRY, E.S. & VERMETTE, S.J. (eds.) (1992): The deposition and fate of trace metals in our environment. USDA-Forest service. MN.

- VINGIANI, S.; DE NICOLA, F.; PURVIS, W. O.; CONCHA-GRAÑA, E.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; LÓPEZ-MAHÍA, P.; GIORDANO, S. & ADAMO, P. (2015): Active Biomonitoring of Heavy Metals and PAHs with Mosses and Lichens: a Case Study in the Cities of Naples and London. *Water Air Soil Pollution* 226: 1–12.
- WALGRAEVE, C.; DEMEESTERE, K.; DEWULF, J.; ZIMMERMANN, R. & VAN LANGENHOVE, H. (2010): Oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particulate matter: Molecular characterization and occurrence. *Atmospheric Environment* 44: 1831–1846.
- WAPPELHORST, O.; KORHAMMER, S.; LEFFLER, U. S. & MARKERT, B. (2000): Ein Moosbiomonitoring zur Ermittlung atmosphärischer Elementeträge in der Euroregion Neiße (D, PL, CZ). *Zeitschrift Umweltchemie Ökotoxikologie* 12: 191–200.
- WEBER, L. (Hg.) (1997): Handbuch der Lagerstätten der Erze, Industriemineralien und Energierohstoffe Österreichs. *Archiv für Lagerstättenforschung* 19: 1–607 und Beilage.
- WOLTERBEEK, H.T.; KUIK, P.; VERBURG, T.G.; HERPIN, U.; MARKERT, B. & THÖNI, L. (1995): Moss interspecies comparison in trace element concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment* 35: 263–286.
- WU, Q.; WANG, X. & ZHOU, Q. (2014): Biomonitoring persistent organic pollutants in the atmosphere with mosses: Performance and application. *Environment International* 66: 28–37.
- YUNKER, M.B.; MACDONALD, R.W.; VINGARZAN, R.; MITCHELL, R.H.; GOYETTE, D. & SYLVESTRE, S. (2002): PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33: 489–515.
- ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2016): Monatsrückblick. <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/monatsrueckblick/> (24.05.2016)
- ZECHMEISTER, H. G. (1995a): Growth rates of five pleurocarpous moss species under various climatic conditions. *Journal of Bryology* 18: 455–468.
- ZECHMEISTER, H. G. (1995b): Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. *Environmental Pollution* 89: 73–80.
- ZECHMEISTER, H. G. (1998): Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 52: 441–451.
- ZECHMEISTER, H.G.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A. & HANUS-ILLNAR, A. (2002): Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. according to sampling time, within site variability and increase in biomass. *Science of the Total Environment* 301: 55–65.
- ZECHMEISTER, H. G.; GRODZINSKA, K. & SZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003): Bryophytes. In: Markert, B. A.; Breure, A. M. & Zechmeister, H. G. (eds.): *Bioindicators/Biomonitoring (principles, assessment, concepts)*. Elsevier. Amsterdam.
- ZECHMEISTER, H.G.; RISS, A. & HANUS-ILLNAR, A. (2004): Biomonitoring of atmospheric heavy metal depositions by mosses in the vicinity of local emission sources. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49: 461–477.

- ZECHMEISTER, H.G.; RISS, A.; HOHENWALLNER, D.; HANUS-ILLNAR, A. & RÖDER, I. (2005a): Variations in trace metal depositions in Austria between the years 1991 and 2000. *Polish Botanical Studies* 19: 27–34.
- ZECHMEISTER, H.G.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A. & HANUS-ILLNAR, A. (2005b): Estimation of element deposition deriving from road traffic sources by mosses. *Environmental Pollution* 138: 238–249
- ZECHMEISTER, H.G.; HAGENDORFER, H.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A. & HANUS-ILLNAR, A. (2006a): Analysis of Platinum group elements in mosses as indicators of road traffic emissions in Austria. *Atmospheric Environment* 40: 7720–7732.
- ZECHMEISTER, H.G.; DÜLLINGER, S.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A.; HANUS-ILLNAR, A. & SCHARF, S. (2006b): Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Environmental Science and Pollution Research* 13: 398–405.
- ZECHMEISTER, H.G.; HOHENWALLNER, D.; SMIDT, S.; RÖDER, I.; MARINGER, S.; RICHTER, A. & WANER, W. (2008):  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  signatures in moss tissue - reliable indicators for N deposition patterns and source allocation on a nation wide scale? *Environmental Science and Technology* 42: 8661–8667.
- ZECHMEISTER, H.G.; DÜLLINGER, S.; KOELLENSPERGER, G.; ERTL, S.; LETTNER, C. & REITER, K. (2010): Do metal concentrations in moss from the Zackenberg area, Northeast Greenland, provide a baseline for monitoring? *Environmental Science and Pollution Research* 18: 91–98.

#### Rechtsnormen und Leitlinien

- Chemikalien-Verbotsverordnung 2003 (Chem-VerbotsV 2003; [BGBl. II Nr. 477/2003](#) i.d.g.F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über weitere Verbote und Beschränkungen bestimmter gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren.
- ÖNORM EN ISO 11885: 2009. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007).
- ÖNORM EN ISO 11969: 1997 01 01. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Arsen - Atomabsorptionsspektrometrie (Hydridverfahren) (ISO 11969:1996).
- ÖNORM EN ISO 17294-2: 2005 02 01. Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen (ISO 17294-2:2003).
- ÖNORM EN 15407: 2011 05 01. Feste Sekundärbrennstoffe - Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Stickstoff (N).
- ÖNORM EN 15527: 2008 09 01. Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Abfall mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC/MS).
- ÖNORM L 1075: 2004 07 01. Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden.

- ONR CEN/TS 16172: 2013 03 15. Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Bestimmung von Elementen mittels Graphitrohrofen-Atomabsorptionsspektrometrie (GF-AAS) (CEN/TS 16172:2013).
- ONR CEN/TS 16175-1: 2013 03 15. Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung von Quecksilber – Teil 1: Kaltdampf-Atomabsorptionsspektrometrie (CV-AAS) (CEN/TS 16175-1:2013).

## 6 ANHANG

### Anhang 1: Liste aller Sammelpunkte

*Nr.* = Nummer des Sammelpunktes;

*PAH* = An diesem Standort wurden auch PAHs analysiert

*ICP* = Statistisch im Vorfeld ausgewählte Standorte, deren Daten an die ICP-Vegetation weitergeleitet wurden; nur diese Daten wurden auch für die Zeitreihen verwendet.

*ÖK* = Österreichkarte 1:50.000 (Österr. Bundesamt f. Eich- und Vermessungswesen);

*Bdl.* = Bundesland;

*RE* = Region nach UMWELTBUNDESAMT (1990);

*Pol.* = Politischer Bezirk und Gemeinde

*SH* = Seehöhe in m

*Standort* = physiognomische Zuordnung des Standortes; *TR* = Trockenrasen

*Art* = Gesammelte Moosart; *Aa* = *Abietinella abietina*, *Hcl*=*Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Hct*=*Hypnum cupressiforme* var. *typicum*, *Hs* = *Hylocomium splendens*, *Ps* = *Pleurozium schreberi*, *Sp* = *Scleropodium purum*

Tabelle 9: Liste aller Sammelpunkte (Quelle: Umweltbundesamt)

Nr	PAH	ICP	Bdl.	RE	Pol.	SH	Standort	Art
5-1		ja	N	1	Gmünd – Alt–Nagelberg	510	Lichtung Nadelwald	Ps
7-1		ja	N	1	Waidhofen/Thaya – Göpfritzschatz	572	Lichtung Nadelwald	Ps
9-1	PAH	nein	N	2	Hollabrunn – Hardegg	430	Silikat-TR	Aa
11-1		nein	N	2	Mistelbach – Drasenhofen	332	Kalk-TR	Aa
13-1	PAH	nein	O	1	Schärding – Viechtenstein	739	Lichtung Mischbestand	Hct
17-1	PAH	ja	O	1	Freistadt – Sandl	930	Lichtung Nadelwald	Ps
18-2		ja	O	1	Freistadt – Kienau	929	Moor	Ps
21-1		nein	N	1	Krems – Langenlois	492	Lichtung Mischbestand	Ps
22-1	PAH	nein	N	2	Hollabrunn – Braunsdorf	318	Kalk-TR	Aa
25-1	PAH	nein	N	2	Gänserndorf – Neusiedl/Zaya	309	Löß-TR	Aa
31-1	PAH	nein	O	4	Eferding – Hinzenbach	390	Lichtung Nadelwald	Hct
35-1		ja	O	1	Perg – Linden	880	Lichtung Nadelwald	Ps
39-1	PAH	ja	N	4	Tulln – Sieghartskirchen	259	Kalk-TR	Sp
40-1		nein	N	2	Hollabrunn – Stranzendorf	247	Kalk-TR	Aa
42-1	PAH	nein	N	2	Gänserndorf – Raggendorf	178	Kalk-TR	Aa
45-1		ja	O	4	Braunau – Überackern	200	Lichtung Mischbestand	Hs
45-2	PAH	ja	O	4	Braunau – Tarsdorf	460	Lichtung Fichten-Föhrenforst	Ps
47-2		ja	O	4	Vöcklabruck – Fornach	690	Lichtung Mischbestand	Ps
51-1		nein	N	4	Amstetten – Ernsthofen	360	Lichtung Nadelwald	Hct
52-1		nein	O	4	Perg – Saxen	300	Grasland	Ps
56-1		ja	N	4	St.Pölten – Phyra	400	Lichtung Laubwald	Sp
57-2	PAH	nein	N	5	Lilienfeld – Kaumberg	524	Lichtung Mischbestand	Sp
61-1	PAH	nein	N	2	Bruck/Leitha – Edelsthal	198	Kalk-TR	Hct
69-1	PAH	ja	O	5	Steyr–Land – Reichraming	895	Lichtung Mischbestand	Hct
71-1	PAH	ja	N	5	Amstetten – St. Leonhard am Walde	625	Lichtung Laubwald	Ps
74-1		ja	N	5	Wr.Neustadt – Rohr im Gebirge	865	Lichtung Mischbestand	Hct

Nr	PAH	ICP	Bdl.	RE	Pol.	SH	Standort	Art
76-2		ja	B	2	Mattersburg – Bad Sauerbrunn	371	Lichtung Mischbestand	Hct
77-1		ja	B	2	Eisenstadt-U – Loretto	228	Kalk-TR	Aa
79-1		nein	B	2	Neusiedl – Nickelsdorf	160	Kalk-TR	Hcl
82-1	PAH	ja	V	4	Bregenz – Langen bei Bregenz	640	Heidefläche	Ps
84-1		ja	T	5	Reutte – Schattwald	1.245	Lichtung Nadelwald	Hs
85-1		ja	T	5	Reutte – Musau	830	Hochmoor	Ps
88-1		ja	T	5	Schwaz – Achenkirch	890	Lichtung Mischbestand	Hs
95-1		ja	S	6	Hallein – Rußbach	900	Lichtung Mischbestand	Hs
97-1		ja	St	5	Lienz – Bad Mitterndorf	1.100	Lichtung Mischbestand	Hct
106-1		ja	N	2	Neunkirchen – Scheiblingkirchen	520	Lichtung Föhrenwald	Hcl
109-1	PAH	ja	B	2	Neusiedl – Apetlon	124	Sand-TR	Hcl
111-1		nein	V	5	Dornbirn – Dornbirn	825	Lichtung Mischbestand	Hypnum cupressiforme
111-2	PAH	nein	V	5	Feldkirch – Laterns	1.510	Lichtung Nadelwald	Ps
113-1		ja	V	5	Bregenz – Mittelberg	1.120	Lichtung Nadelwald	Ps
115-2		ja	T	5	Imst – Imst	1.015	Lichtung Nadelwald	Hs
116-1		ja	T	5	Reutte – Biberwier	1.067	Lichtung Nadelwald	Hs
118-2		ja	T	6	Innsbruck (Land) – Baumkirchen	850	Lichtung Nadelwald	Hs
120-2	PAH	nein	T	6	Schwaz – Bruck am Ziller	815	Lichtung Nadelwald	Hs
121-1		ja	T	6	Kitzbühel – Brixen im Thale	1.292	Lichtung Nadelwald	Hs
124-1		ja	S	6	Zell am See – Dienten a. Hochkönig	1.208	Lichtung Nadelwald	Ps
126-2		ja	S	6	St. Johann im Pongau – Untertauern	939	Lichtung Nadelwald	Hs
128-1		ja	St	6	Lienz – St. Nikolai im Sölkta	1.040	Weide	Ps
132-1		nein	St	5	Leoben – Trofaiach	791	Lichtung Nadelwald	Hct
133-1	PAH	nein	St	6	Leoben – Niklasdorf	793	Lichtung Nadelwald	Aa
135-1		ja	St	6	Hartberg – Saifen-Boden	590	Grasland	Ps
148-1	PAH	ja	T	6	Innsbruck (Land) – Pfons	1.260	Lichtung Nadelwald	Hs
150-1	PAH	nein	T	6	Schwaz – Hippach	1.245	Lichtung Nadelwald	Hs

Nr	PAH	ICP	Bdl.	RE	Pol.	SH	Standort	Art
154-1	PAH	ja	S	6	St. Johann im Pongau – Bad Hofgastein	1.390	Lichtung Nadelwald	Hs
157-1		ja	S	6	St. Margarethen – Saumoos	1.039	Lichtung Nadelwald	Ps
160-2		ja	St	6	Murau – Mühlen	980	Lichtung Nadelwald	Hs
163-1	PAH	nein	St	6	Voitsberg – Voitsberg	504	Lichtung Buchen-Föhrenwald	Ps
164-1		ja	St	6	Graz–Umgebung – St. Radegund bei Graz	800	Lichtung Nadelwald	Sp
165-1		ja	St	3	Weiz – St. Ruprecht a. d. Raab	461	Lichtung Mischbestand	Hct
167-1		ja	B	3	Güssing – Rauenwarth/Olbendorf	330	Lichtung Mischbestand	Ps
169-1	PAH	ja	V	6	Bludenz – St.Gallenkirch	1.260	Lichtung Nadelwald	Ps
169-2		nein	V	6	Bludenz – Gaschurn	1.510	Heidefläche	Ps
171-1	PAH	ja	T	6	Landeck – Pfunds	1.155	Lichtung Nadelwald	Hs
173-1		ja	T	6	Imst – Sölden	1.884	Lichtung Nadelwald	Ps
179-1		ja	T	6	Lienz – Schlaiten	1.208	Lichtung Nadelwald	Hs
180-2		ja	T	6	Lienz – Nikolsdorf	1.200	Lichtung Nadelwald	Hs
186-1	PAH	nein	K	6	St.Veit – Treibach/Althofen	660	Lichtung Nadelwald	Ps
187-1		ja	K	6	Wolfsberg – Wolfsberg	749	Lichtung Nadelwald	Hs
188-1		ja	K	6	Wolfsberg – Theißenegg	1.150	Lichtung Nadelwald	Ps
191-1		ja	St	3	Feldbach – Kirchberg a. d. Raab	378	Lichtung Mischbestand	Hct
200-2		nein	K	7	Villach Land – Wertschach/Nötsch	1.090	Lichtung Mischbestand	Ps
204-2		nein	K	7	Völkermarkt – Globasnitz	671	Lichtung Nadelwald	Hct
208-1		ja	St	3	Radkersburg – Weinberg a. Saßbach	265	Lichtung Nadelwald	Hct
211-1	PAH	ja	K	7	Klagenfurt–Land – Feistritz/Rosental	958	Lichtung	Hs
212-1		ja	K	7	Klagenfurt–Land – Zell–Pfarre	1.005	Lichtung Nadelwald	Hct

**Anhang 2**  
**Tabelle der Konzentrationen aller Elemente (Schwermetalle,  
Aluminium, Schwefel und Stickstoff)**

*Nr. = Nummer des Sammelpunktes;*

*Laborn. = Interne Nummer des UBA-Labors*

*ICP = Statistisch im Vorfeld ausgewählte Standorte, deren Daten an die ICP-Vegetation weitergeleitet wurden; nur diese Daten wurden auch für die Zeitreihen verwendet.*

*PAH = An diesem Standort wurden auch PAHs analysiert*

*BG = Bestimmungsgrenze*

*NG = Nachweisgrenze*

Tabelle 10: Tabelle der Konzentrationen aller Elemente (Schwermetalle, Aluminium, Schwefel und Stickstoff). (Quelle: Umweltbundesamt)

Nr.	Labornr.	ICP	PAHs	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	S	V	Sb	Zn	Hg	Gesamtstickstoff (Elementaranalyse)
Einheit				mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>BG</b>				<b>12</b>	<b>0,03</b>	<b>0,014</b>	<b>0,06</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>4</b>	<b>0,03</b>	<b>0,4</b>	<b>0,17</b>	<b>17</b>	<b>0,3</b>	<b>0,02</b>	<b>0,7</b>	<b>0,004</b>	-
<b>NG</b>				<b>4</b>	<b>0,015</b>	<b>0,005</b>	<b>0,02</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>0,01</b>	<b>0,2</b>	<b>0,06</b>	<b>6</b>	<b>0,1</b>	<b>0,007</b>	<b>0,2</b>	<b>0,001</b>	-
5-1	1509 06029	ja		980	0,085	0,092	0,19	1,0	3,6	370	0,13	0,69	1,5	770	0,70	0,12	23	0,041	10.600
7-1	1509 06030	ja		400	0,057	0,19	0,16	1,0	3,4	220	0,12	0,73	1,4	770	0,54	0,10	19	0,032	8.590
9-1	1509 06031	nein	ja	1.200	0,34	0,11	0,40	1,5	4,0	640	0,22	0,93	4,1	1.100	1,5	0,12	25	0,035	13.800
11-1	1509 06032	nein		1.100	0,22	0,11	0,36	2,2	4,5	580	0,29	1,0	2,9	1.200	1,7	0,16	20	0,047	13.000
13-1	1509 06033	nein	ja	610	0,09	0,19	0,33	1,0	4,0	340	0,20	1,4	3,1	820	0,84	0,16	28	0,044	11.800
17-1	1509 06034	ja	ja	370	0,032	0,085	0,12	0,91	4,0	240	0,15	0,54	1,9	730	0,61	0,14	29	0,034	10.100
18-2	1509 06035	ja		390	0,064	0,076	0,14	0,70	4,1	250	0,14	0,55	1,9	790	0,60	0,13	26	0,037	8.940
21-1	1509 06036	nein		690	0,12	0,18	0,43	1,2	6,6	390	0,15	1,1	2,4	1.100	0,90	0,15	30	0,042	15.300
22-1	1509 06037	nein	ja	2.200	0,35	0,076	0,56	3,8	5,3	1.300	0,27	1,7	3,0	1.000	3,3	0,17	25	0,040	11.200
25-1	1509 06038	nein	ja	990	0,20	0,080	0,40	1,7	4,1	510	0,24	0,92	2,4	1.100	1,7	0,098	20	0,043	10.400
31-1	1509 06039	nein	ja	650	0,077	0,089	0,27	1,4	3,6	500	0,23	0,72	1,7	730	1,2	0,10	20	0,041	8.565
35-1	1509 06040	ja		470	0,067	0,11	0,16	0,93	4,7	290	0,15	0,86	2,2	990	0,74	0,13	30	0,057	12.500
39-1	1509 06041	ja	ja	830	0,099	0,068	0,27	1,6	3,7	450	0,50	0,86	1,6	850	1,4	0,093	27	0,034	7.340
40-1	1509 06042	nein		4.200	0,65	0,071	0,95	6,3	4,5	2.100	0,20	2,4	3,0	980	5,3	0,16	19	0,045	11.300
42-1	1509 06043	nein	ja	2.200	0,80	0,069	0,64	3,2	10	1.200	0,26	1,6	2,3	1.200	3,8	0,17	20	0,043	14.400
45-1	1509 06044	ja		460	0,076	0,073	0,18	1,0	5,8	240	0,18	1,1	1,5	1.100	0,73	0,19	25	0,044	16.500
45-2	1509 06045	ja	ja	330	0,053	0,076	0,14	0,57	4,1	180	0,15	0,54	1,1	860	0,54	0,12	26	0,027	10.400
47-2	1509 06046	ja		310	0,052	0,081	0,13	1,4	4,9	190	0,15	0,76	1,7	760	0,56	0,17	22	0,032	11.200
51-1	1509 06047	nein		570	0,097	0,17	0,39	1,4	5,9	390	0,26	1,3	3,5	1.100	1,0	0,28	36	0,051	16.800
52-1	1509 06048	nein		1.000	0,085	0,083	0,26	2,3	4,2	660	0,31	1,2	1,8	970	1,3	0,33	32	0,029	9.250
56-1	1509 06049	ja		760	0,11	0,13	0,45	3,0	7,3	480	0,23	2,4	2,2	1.000	1,3	0,20	37	0,043	17.800
57-2	1509 06050	nein	ja	1.300	0,19	0,20	0,39	2,6	5,2	590	0,18	1,6	2,1	1.000	2,0	0,11	41	0,039	15.800
61-1	1509 06051	nein	ja	1.200	0,20	0,10	0,32	1,6	3,3	610	0,21	0,98	2,4	960	1,7	0,13	22	0,031	10.800
69-1	1509 06052	ja	ja	400	0,081	0,23	0,24	0,96	3,2	250	0,23	0,65	2,2	690	0,86	0,061	24	0,029	8.450
71-1	1509 06053	ja	ja	730	0,12	0,19	0,30	1,4	3,9	390	0,27	1,4	2,0	860	1,7	0,083	28	0,029	9.605
74-1	1509 06054	ja		370	0,055	0,17	0,23	1,0	3,4	250	0,31	0,62	2,0	900	1,0	0,063	25	0,042	11.400

Nr.	Labornr.	ICP	PAHs	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	S	V	Sb	Zn	Hg	Gesamtstickstoff (Elementaranalyse)
Einheit				mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>BG</b>				<b>12</b>	<b>0,03</b>	<b>0,014</b>	<b>0,06</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>4</b>	<b>0,03</b>	<b>0,4</b>	<b>0,17</b>	<b>17</b>	<b>0,3</b>	<b>0,02</b>	<b>0,7</b>	<b>0,004</b>	-
<b>NG</b>				<b>4</b>	<b>0,015</b>	<b>0,005</b>	<b>0,02</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>0,01</b>	<b>0,2</b>	<b>0,06</b>	<b>6</b>	<b>0,1</b>	<b>0,007</b>	<b>0,2</b>	<b>0,001</b>	-
76-2	1509 06055	ja		1.900	1,1	0,21	0,78	2,6	4,1	1.000	0,27	2,7	5,3	790	2,8	0,26	39	0,041	10.200
77-1	1509 06056	ja		820	0,18	0,098	0,37	4,8	3,0	450	0,53	0,86	2,2	990	1,5	0,060	15	0,033	8.660
79-1	1509 06057	nein		1.300	0,21	0,13	0,35	1,9	3,4	650	0,26	1,2	2,5	940	2,0	0,083	21	0,034	9.770
82-1	1509 06058	ja	ja	440	0,069	0,10	0,17	0,87	5,7	270	0,41	1,0	2,6	910	0,93	0,14	34	0,029	12.000
84-1	1509 06059	ja		3.700	0,99	0,12	0,93	9,5	7,2	3.400	0,31	4,9	3,5	850	11	0,25	25	0,047	10.200
85-1	1509 06060	ja		420	0,072	0,12	0,24	0,82	4,5	270	1,2	0,60	1,6	940	0,92	0,071	26	0,033	11.300
88-1	1509 06061	ja		680	0,15	0,088	0,22	1,8	7,1	360	0,44	0,64	2,2	980	1,5	0,11	22	0,035	11.600
95-1	1509 06062	ja		1.200	0,30	0,15	0,32	1,8	5,1	640	0,24	1,3	2,2	810	2,4	0,10	19	0,036	9.090
97-1	1509 06063	ja		780	0,18	0,17	0,35	1,5	3,2	440	0,24	1,5	3,8	700	1,5	0,087	27	0,041	8.250
106-1	1509 06064	ja		1.000	0,45	0,094	0,43	1,9	3,1	550	0,56	1,4	2,2	720	2,1	0,074	18	0,037	8.550
109-1	1509 06065	ja	ja	1.600	0,31	0,16	0,42	2,9	3,8	840	0,34	1,2	2,4	840	2,5	0,067	18	0,030	8.720
111-1	1509 06066	nein		810	0,12	0,11	0,34	1,8	7,0	530	0,56	1,2	6,2	1.100	1,8	0,22	33	0,053	15.700
111-2	1509 06067	nein	ja	870	0,10	0,070	0,22	1,6	5,7	380	0,18	0,71	2,2	910	1,5	0,069	25	0,038	12.200
113-1	1509 06068	ja		290	0,053	0,055	0,14	0,53	4,5	180	0,15	0,49	1,3	700	0,62	0,052	23	0,031	8.410
115-2	1509 06069	ja		330	0,067	0,048	0,15	1,1	3,9	190	0,38	0,40	0,93	540	0,70	0,049	16	0,022	5.040
116-1	1509 06070	ja		390	0,055	0,076	0,16	0,60	4,8	210	0,37	0,52	1,5	790	0,76	0,077	26	0,032	10.300
118-2	1509 06071	ja		580	0,14	0,17	0,26	0,88	8,5	330	0,25	0,92	2,3	920	1,0	0,21	26	0,046	12.000
120-2	1509 06072	nein	ja	320	0,077	0,22	0,22	0,61	13	180	0,19	0,80	2,5	930	0,55	0,14	33	0,064	13.200
121-1	1509 06073	ja		630	0,21	0,079	0,23	0,90	7,0	400	0,22	1,2	2,0	1.100	1,2	0,17	19	0,054	13.600
124-1	1509 06074	ja		690	0,15	0,12	0,26	0,93	2,8	360	0,17	0,78	1,4	590	1,2	0,088	17	0,027	4.650
126-2	1509 06075	ja		200	0,054	0,052	0,13	0,39	4,0	120	0,21	0,57	0,91	720	0,42	0,046	22	0,031	8.960
128-1	1509 06076	ja		410	0,063	0,089	0,20	0,65	3,6	180	0,14	0,76	1,1	640	0,71	0,057	15	0,024	5.440
132-1	1509 06077	nein		780	0,27	0,12	0,38	4,4	3,1	710	1,3	2,7	3,0	810	2,7	0,094	24	0,057	8.360
133-1	1509 06078	nein	ja	380	0,064	0,070	0,24	2,5	3,0	410	0,33	1,7	1,5	820	0,79	0,041	22	0,033	4.800
135-1	1509 06079	ja		2.000	0,24	0,11	0,56	2,6	5,5	860	0,26	1,6	2,5	1.100	2,7	0,097	33	0,044	13.400
148-1	1509 06080	ja	ja	240	0,062	0,10	0,18	0,48	7,6	160	0,17	0,94	1,4	950	0,47	0,056	21	0,032	15.200
150-1	1509 06081	nein	ja	350	0,13	0,095	0,19	0,60	8,1	210	0,24	0,93	2,5	880	0,62	0,094	29	0,035	13.700
154-1	1509 06082	ja	ja	880	0,58	0,052	0,44	2,3	4,1	560	0,23	2,0	1,6	700	2,1	0,061	17	0,025	6.770

Nr.	Labornr.	ICP	PAHs	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	S	V	Sb	Zn	Hg	Gesamtstickstoff (Elementaranalyse)
Einheit				mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>BG</b>				<b>12</b>	<b>0,03</b>	<b>0,014</b>	<b>0,06</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>4</b>	<b>0,03</b>	<b>0,4</b>	<b>0,17</b>	<b>17</b>	<b>0,3</b>	<b>0,02</b>	<b>0,7</b>	<b>0,004</b>	-
<b>NG</b>				<b>4</b>	<b>0,015</b>	<b>0,005</b>	<b>0,02</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>0,01</b>	<b>0,2</b>	<b>0,06</b>	<b>6</b>	<b>0,1</b>	<b>0,007</b>	<b>0,2</b>	<b>0,001</b>	-
157-1	1509 06083	ja		400	0,074	0,056	0,19	0,74	3,2	230	0,20	0,59	1,2	690	0,86	0,055	18	0,023	< 4.500 (4.320)
160-2	1509 06084	ja		400	0,082	0,064	0,18	0,97	3,6	240	0,44	0,71	1,0	680	1,1	0,041	16	0,034	7.400
163-1	1509 06085	nein	ja	1.500	0,16	0,093	0,56	3,0	7,1	870	0,40	2,3	2,3	1.100	2,8	0,13	27	0,045	12.900
164-1	1509 06086	ja		740	0,095	0,18	0,49	1,8	6,4	400	0,37	1,5	2,6	1.100	1,3	0,064	43	0,049	11.900
165-1	1509 06087	ja		1.100	0,17	0,22	0,47	1,7	3,9	560	0,64	2,4	2,4	790	1,8	0,054	22	0,034	9.700
167-1	1509 06088	ja		850	0,095	0,12	0,48	1,4	4,4	380	0,13	1,6	1,3	810	1,3	0,063	21	0,028	8.760
169-1	1509 06089	ja	ja	610	0,12	0,097	0,52	0,98	5,0	350	0,27	1,6	1,9	910	1,1	0,073	30	0,039	11.800
169-2	1509 06090	nein		460	0,073	0,080	0,28	0,69	3,9	270	0,22	1,5	1,9	710	0,84	0,082	31	0,045	9.010
171-1	1509 06091	ja	ja	520	0,093	0,037	0,21	0,74	3,9	270	0,22	0,55	0,90	710	0,78	0,056	16	0,032	8.535
173-1	1509 06092	ja		390	0,064	0,028	0,19	0,51	3,5	220	0,21	0,56	0,74	610	0,64	0,024	14	0,026	6.120
179-1	1509 06093	ja		590	0,17	0,077	0,25	0,96	5,9	320	0,34	0,86	1,5	890	1,1	0,058	20	0,041	10.100
180-2	1509 06094	ja		900	0,15	0,11	0,35	1,3	4,6	470	0,45	0,88	0,97	780	1,7	0,024	22	0,031	8.460
186-1	1509 06095	nein	ja	1.200	0,26	0,13	0,56	3,1	4,3	710	7,0	3,6	2,3	800	23	0,15	27	0,039	7.950
187-1	1509 06096	ja		580	0,082	0,066	0,29	0,98	3,9	320	0,27	1,1	1,3	890	0,98	0,057	23	0,032	9.480
188-1	1509 06097	ja		930	0,11	0,093	0,32	1,5	4,8	500	0,28	1,4	2,1	880	1,5	0,098	24	0,050	10.600
191-1	1509 06098	ja		1.200	0,15	0,40	0,65	1,9	5,4	630	0,24	2,7	2,4	1.000	1,9	0,062	26	0,044	11.800
200-2	1509 06099	nein		1.600	0,47	0,14	0,55	2,2	4,2	920	0,29	1,6	7,6	690	2,6	0,13	30	0,038	6.160
204-2	1509 06100	nein		560	0,076	0,23	0,32	1,4	3,2	300	0,50	1,1	2,6	740	1,1	0,029	20	0,034	7.760
208-1	1509 06101	ja		570	0,069	0,18	0,33	0,96	3,5	320	0,21	1,1	1,9	800	0,97	0,041	35	0,036	10.450
211-1	1509 06102	ja	ja	920	0,16	0,21	0,34	1,4	5,1	530	0,35	1,0	2,6	840	1,9	0,052	21	0,037	8.000
212-1	1509 06103	ja		820	0,080	0,65	0,31	1,3	3,0	440	0,36	1,0	3,8	730	1,6	0,039	32	0,038	6.650

### **Anhang 3**

#### **Tabelle der Konzentrationen der PAHs**

*Nr. = Nummer des Sammelpunktes;*

*Laborn. = Interne Nummer des UBA-Labors*

*ICP = Statistisch im Vorfeld ausgewählte Standorte, deren Daten an die ICP-Vegetation weitergeleitet wurden; nur diese Daten wurden auch für die Zeitreihen verwendet.*

*PAH = An diesem Standort wurden auch PAHs analysiert*

*BG = Bestimmungsgrenze*

*NG = Nachweisgrenze*

*n.n. = Wert unter der Nachweisgrenze; die in Klammer stehenden Werte sind die gemessenen Analyseergebnisse ohne Anspruch auf Richtigkeit*

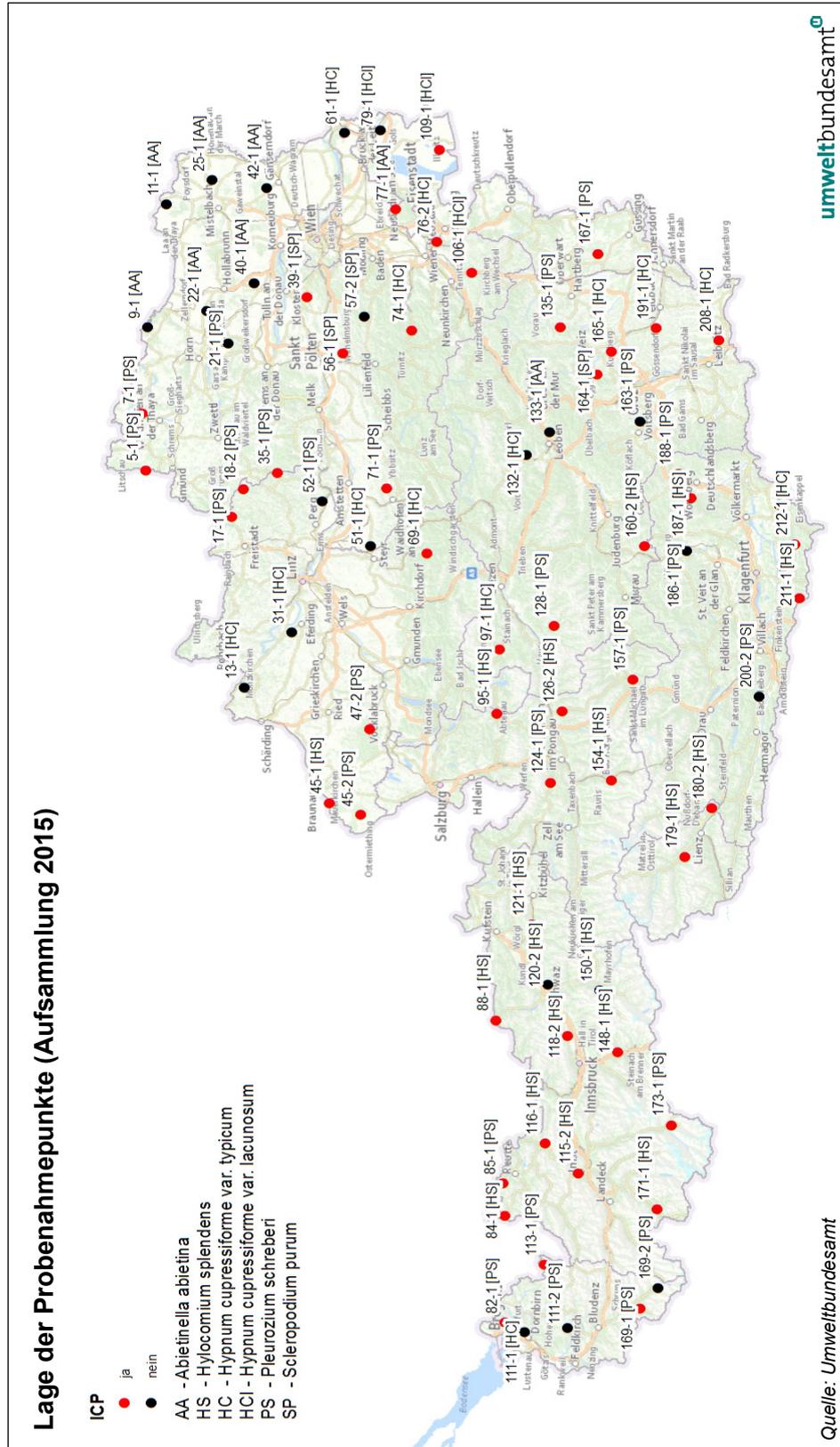
Tabelle 11: Konzentrationen der PAHs. (Quelle: Umweltbundesamt)

Proben_ID	Labornr.	ICP	TOP 50	PAHs	Moosart	Naphthalin	Acenaphthen	Acenaphthylen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Dibenzo(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylen	Summe 16 EPA PAH	Coronen	Retene	1-Nitropyren
Einheit						µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
BG						2	0,2	0,2	0,6	4	0,2	2	2	0,2	0,2	0,5	0,5	0,5	1	0,25	0,5	-	0,5	20	2
NG						1	0,1	0,1	0,3	2	0,1	1	1	0,1	0,1	0,25	0,25	0,25	0,5	0,13	0,25	-	0,25	10	1
9-1	1509 06031	nein	TOP 50	ja	Abietinella abietina	5,4	3,8	0,31	5,9	73	0,74	24	12	1,5	3,7	5,7	4,1	4,0	4,0	1,2	5,0	150	1,8	< 20 (12)	n.n. (0.14)
13-1	1509 06033	nein	TOP 50	ja	Hypnum cupressiforme var. typicum	5,8	3,1	0,50	5,8	77	1,4	19	9,6	1,1	3,4	4,1	2,9	3,2	5,8	0,82	4,0	150	2	< 20 (15)	n.n. (0.15)
17-1	1509 06034	ja		ja	Pleurozium schreberi	6,5	2,6	0,24	5,2	80	0,67	17	8,7	0,72	1,3	2,3	1,8	1,6	2,7	0,84	3,7	140	2	n.n. (5.6)	n.n. (0.052)
22-1	1509 06037	nein	TOP 50	ja	Abietinella abietina	4,7	3,6	0,20	5,9	52	1,3	17	11	1,3	2,6	4,3	3,3	2,4	6,3	0,57	4,7	120	3,3	n.n. (4.8)	n.n. (0.0030)
25-1	1509 06038	nein	TOP 50	ja	Abietinella abietina	4,7	3,3	< 0,20 (0.19)	5,4	55	0,89	9,2	6,7	1,3	2,5	4,3	3,4	2,7	6,4	0,75	4,6	110	2,6	n.n. (2.1)	n.n. (0.039)
31-1	1509 06039	nein	TOP 50	ja	Hypnum cupressiforme var. typicum	5,8	3,3	0,41	5,4	63	1,6	15	7,5	0,79	3,0	2,9	2,6	1,6	3,8	0,64	3,1	120	2,1	n.n. (2.5)	n.n. (0.067)
39-1	1509 06041	ja	TOP 50	ja	Scleropodium purum	5,6	2,7	0,22	5,1	58	1,7	22	12	1,3	1,7	3,3	2,6	1,8	4,4	0,78	3,7	130	2,1	n.n. (5.7)	n.n. (0.017)
42-1	1509 06043	nein	TOP 50	ja	Abietinella abietina	6,1	3,0	0,22	5,6	65	1,4	18	11	2,1	3,1	4,2	3,2	2,7	5,0	0,85	4,2	140	1,8	n.n. (0.40)	n.n. (0.074)
45-2	1509 06045	ja		ja	Pleurozium schreberi	6,3	4,0	0,28	5,7	71	0,64	13	6,4	0,66	1,7	1,4	1,2	1,2	2,1	0,73	2,0	120	0,92	n.n. (5.4)	n.n. (0.0010)
57-2	1509 06050	nein	TOP 50	ja	Scleropodium purum	6,7	2,3	0,25	5,3	58	1,7	22	18	1,3	2,8	3,3	1,7	1,9	3,5	0,74	3,6	130	2,5	< 20 (15)	n.n. (0.026)
61-1	1509 06051	nein	TOP 50	ja	Hypnum cupressiforme	4,8	2,3	0,28	4,4	47	1,4	9,1	7,0	1,7	2,8	4,6	3,3	3,4	5,4	0,91	5,3	100	3,4	n.n. (1.3)	n.n. (0.0010)
69-1	1509 06052	ja		ja	Hypnum cupressiforme var. typicum	6,9	3,0	0,40	5,8	42	1,5	5,2	4,2	2,4	2,5	3,1	1,1	2,0	2,8	0,53	2,9	87	1,3	< 20 (15)	n.n. (0.056)
71-1	1509 06053	ja	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	8,4	3,5	0,43	6,6	57	1,6	7,5	5,5	3,3	3,1	3,7	1,4	2,2	3,2	0,63	3,6	110	2,4	< 20 (15)	n.n. (0.053)
82-1	1509 06058	ja	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	9,6	3,4	0,47	7,2	78	2,7	19	9,2	2,0	1,9	2,4	0,87	1,5	3,3	0,41	2,5	150	0,94	< 20 (12)	n.n. (0.040)
109-1	1509 06065	ja	TOP 50	ja	Hypnum cupressiforme var. lacunosum	8,2	2,6	0,41	5,3	63	3,3	21	12	4,2	3,9	5,3	2,00	3,3	4,3	0,72	4,2	140	1,7	< 20 (12)	n.n. (0.098)
111-2	1509 06067	nein	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	10	3,5	0,33	5,8	75	1,1	8,8	5,0	1,2	1,2	1,3	< 0,50 (0.47)	0,90	1,0	0,28	1,4	120	0,66	< 20 (13)	n.n. (0.062)

Pro-ben_ID	Labornr.	ICP	TOP 50	PAHs	Moosart	Naphthalin	Acenaphthen	Acenaphthylen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Dibenzo(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylen	Summe 16 EPA PAH	Coronen	Retene	1-Nitropyren
Einheit						µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
BG						2	0,2	0,2	0,6	4	0,2	2	2	0,2	0,2	0,5	0,5	0,5	1	0,25	0,5	-	0,5	20	2
NG						1	0,1	0,1	0,3	2	0,1	1	1	0,1	0,1	0,25	0,25	0,25	0,5	0,13	0,25	-	0,25	10	1
120-2	1509 06072	nein	TOP 50	ja	Hylocomium splendens	8,4	3,3	0,33	6,0	43	1,4	5,4	6,4	1,3	1,2	1,3	< 0,50 (0,45)	0,84	< 1,0 (0,95)	< 0,25 (0,22)	1,3	81	0,64	< 20 (10)	n.n. (0,052)
133-1	1509 06078	nein	TOP 50	ja	Abietinella abietina	11	4,7	0,55	7,9	80	2,0	10	6,0	1,4	1,6	1,3	0,50	0,88	1,1	< 0,25 (0,23)	1,1	130	< 0,50 (0,37)	< 20 (14)	n.n. (0,083)
148-1	1509 06080	ja	TOP 50	ja	Hylocomium splendens	6,7	3,3	0,30	5,8	59	2,6	15	8,0	0,86	0,89	0,79	< 0,50 (0,31)	0,75	< 1,0 (0,82)	< 0,25 (0,19)	0,81	110	n.n. (0,22)	< 20 (11)	n.n. (0,17)
150-1	1509 06081	nein	TOP 50	ja	Hylocomium splendens	8,6	3,7	0,52	6,6	55	1,7	15	7,2	1,4	1,3	1,6	0,58	1,2	1,6	0,31	2,0	110	0,76	< 20 (11)	n.n. (0,15)
154-1	1509 06082	ja		ja	Hylocomium splendens	9,6	3,4	0,37	6,5	51	1,1	3,3	2,8	0,84	1,0	0,88	< 0,50 (0,33)	0,69	< 1,0 (0,77)	< 0,25 (0,21)	0,95	83	n.n. (0,24)	n.n. (8,3)	n.n. (0,035)
163-1	1509 06085	nein	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	8,7	3,7	0,69	6,4	71	1,4	15	8,2	3,0	2,9	3,0	1,1	1,8	2,5	0,48	2,9	130	1,3	< 20 (14)	n.n. (0,13)
169-1	1509 06089	ja	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	8,2	3,8	0,44	7,3	64	3,0	5,1	4,9	1,5	1,5	1,8	0,64	1,2	1,4	0,29	1,9	110	0,7	n.n. (9,4)	n.n. (0,050)
171-1	1509 06091	ja		ja	Hylocomium splendens	9,3	4,4	0,63	9,8	77	3,2	9,0	6,1	1,1	1,1	1,0	< 0,50 (0,35)	0,86	< 1,0 (0,63)	< 0,25 (0,17)	1,0	130	< 0,50 (0,25)	< 20 (11)	n.n. (0,017)
186-1	1509 06095	nein	TOP 50	ja	Pleurozium schreberi	9,8	5,3	0,85	8,8	110	1,4	24	11	2,3	2,1	1,9	0,64	1,2	1,4	0,30	2,0	190	0,6	< 20 (19)	n.n. (0,033)
211-1	1509 06102	ja		ja	Hylocomium splendens	7,2	3,6	0,38	7,4	57	1,8	4,3	3,8	1,2	1,1	1,3	< 0,50 (0,49)	1,0	< 0,25 (0,21)	< 0,25 (0,21)	1,4	94	< 0,50 (0,41)	n.n. (8,7)	n.n. (0,096)

KARTEN

Verzeichnis der Karten

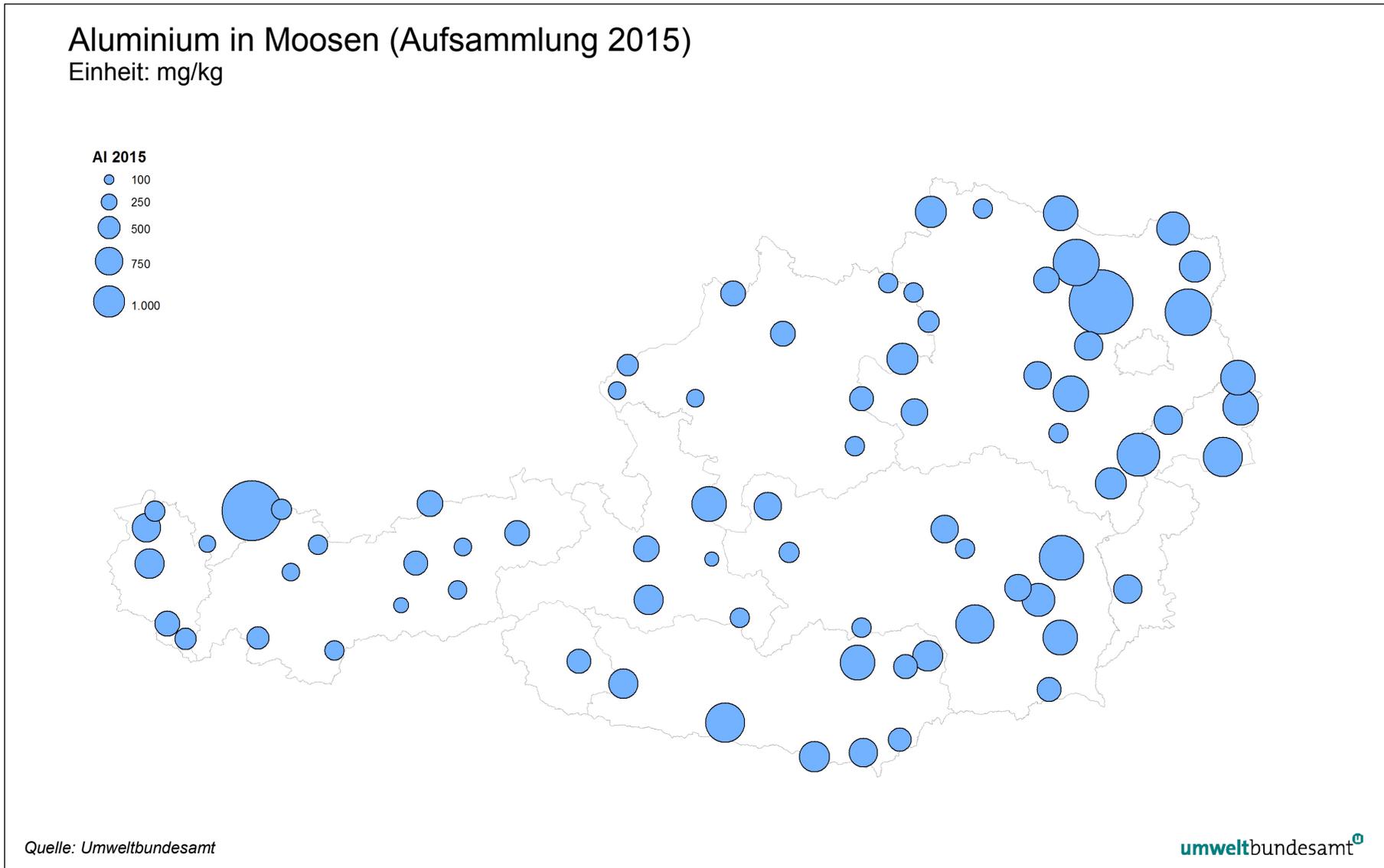


Karte 1:  
Lage der  
Probenahmepunkte

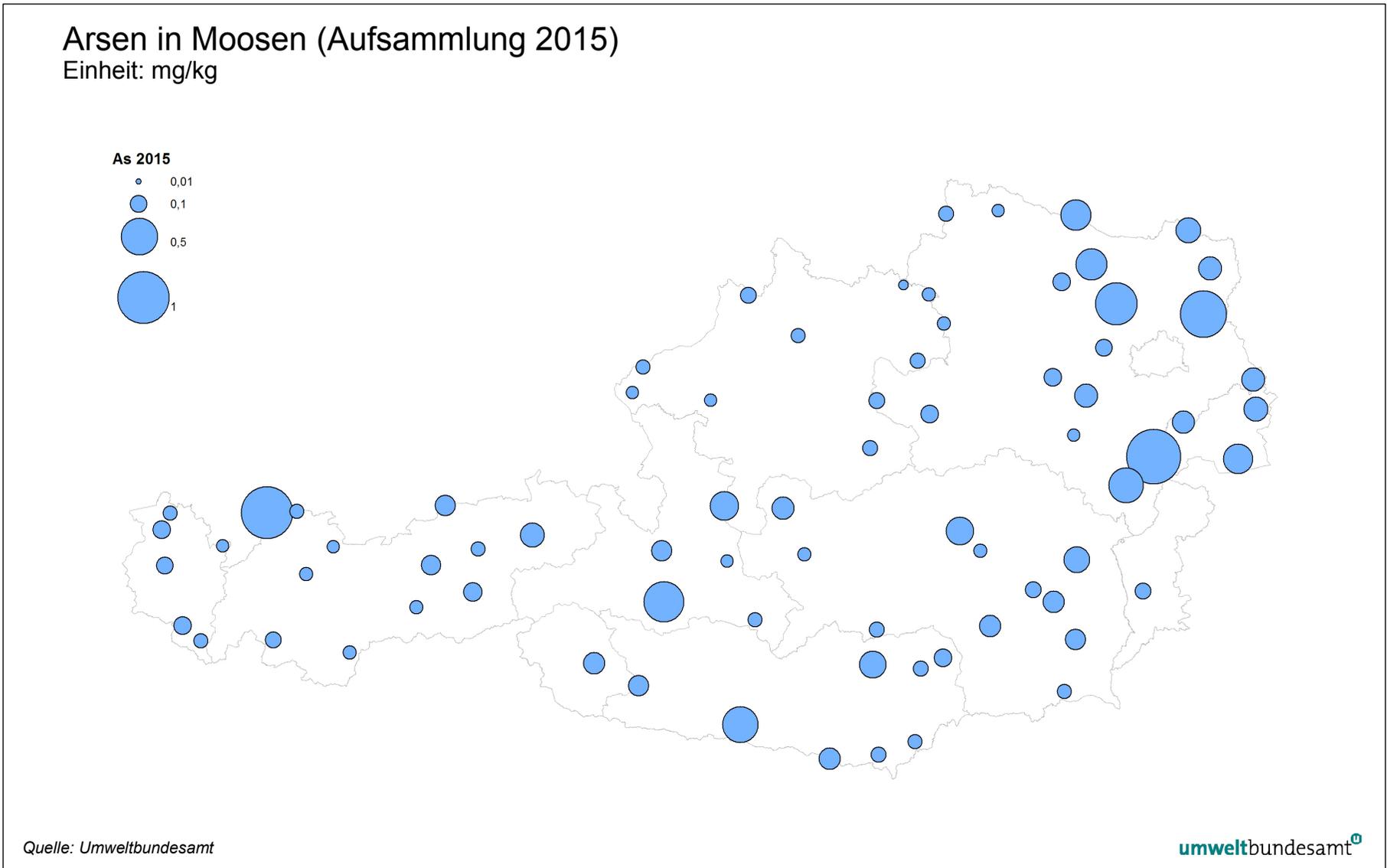
## **Anhang 4**

Karten mit der graphischen Darstellung der Konzentrationen der Aufsammlung 2015 für jeweils jedes untersuchte Schwermetall, Aluminium sowie Schwefel und Stickstoff sowie PAH an den einzelnen Sammelpunkten incl. einer Summenkarte für alle PAHs.

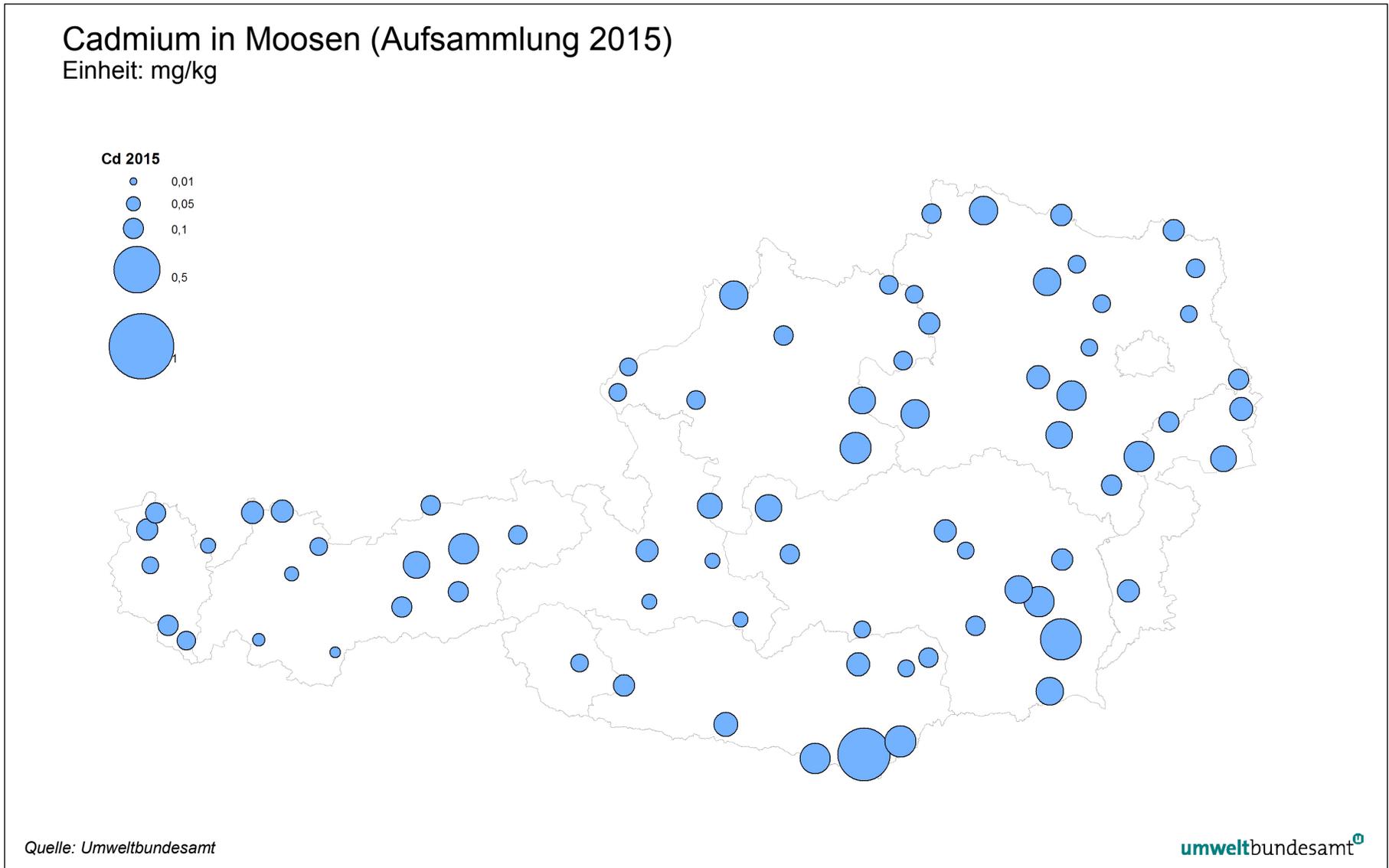
Karte 2: Aluminium in Moosen (Aufsammlung 2015).



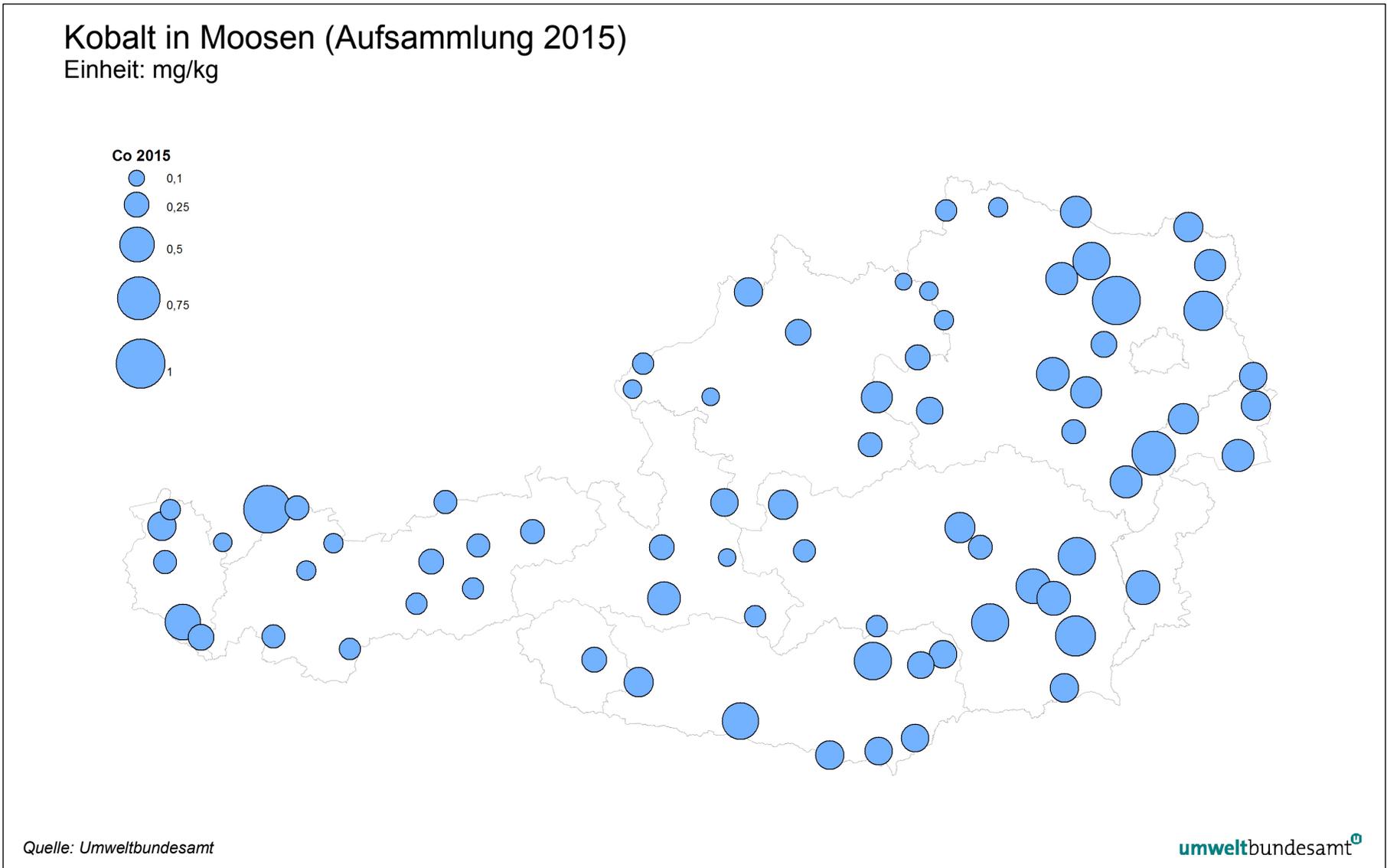
Karte 3: Arsen in Moosen (Aufsammlung 2015).



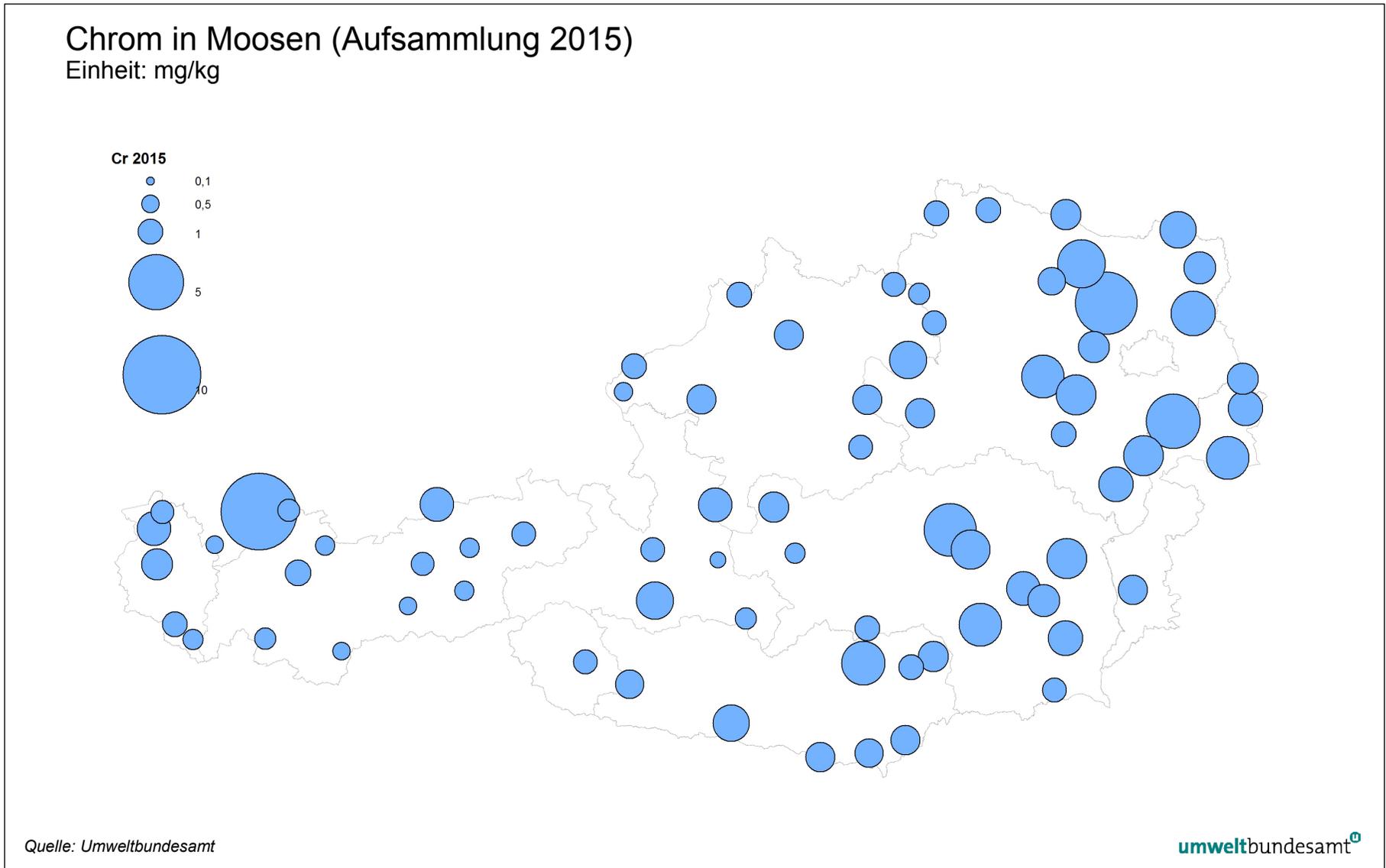
Karte 4: Cadmium in Moosen (Aufsammlung 2015).



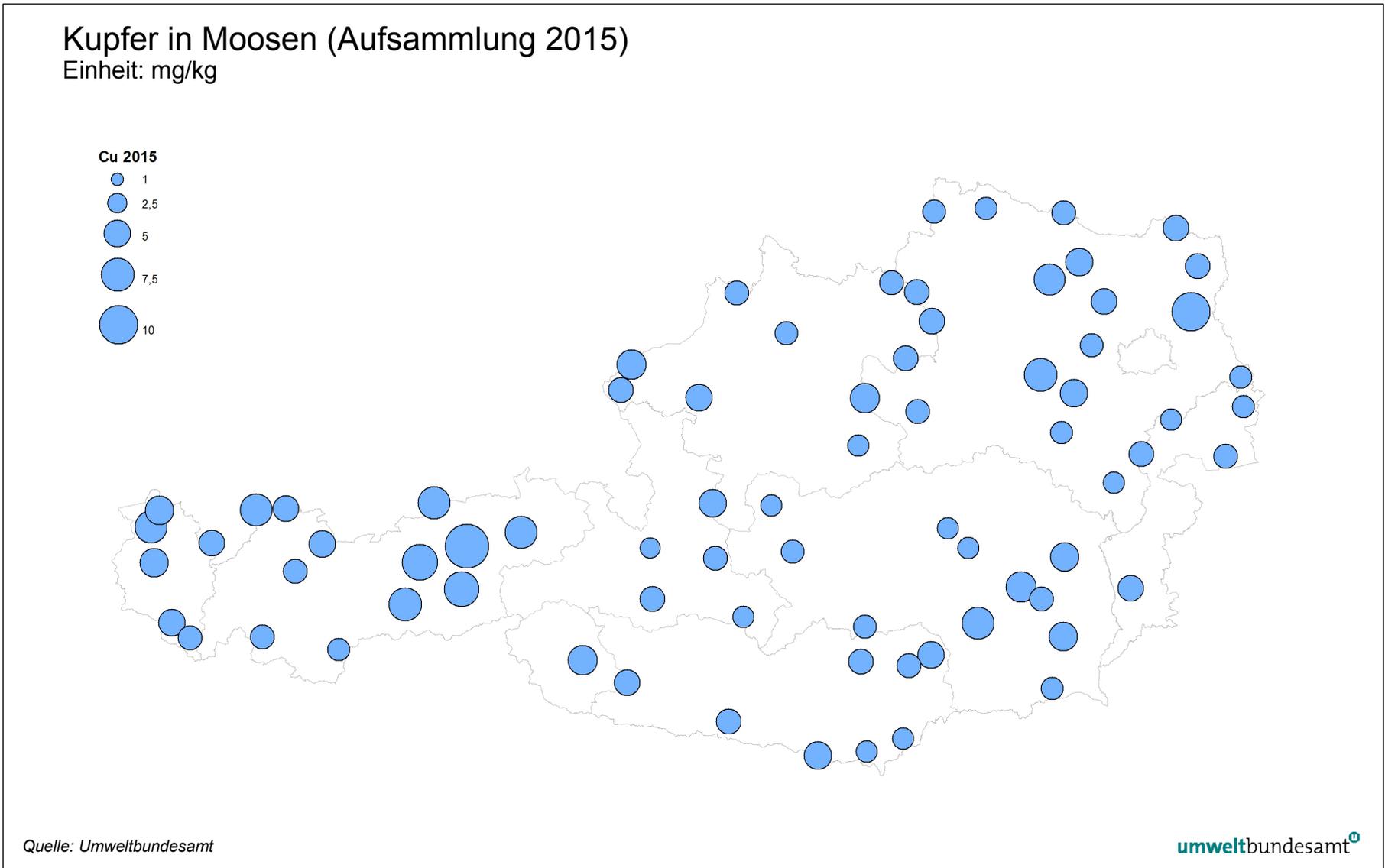
Karte 5: Kobalt in Moosen (Aufsammlung 2015).



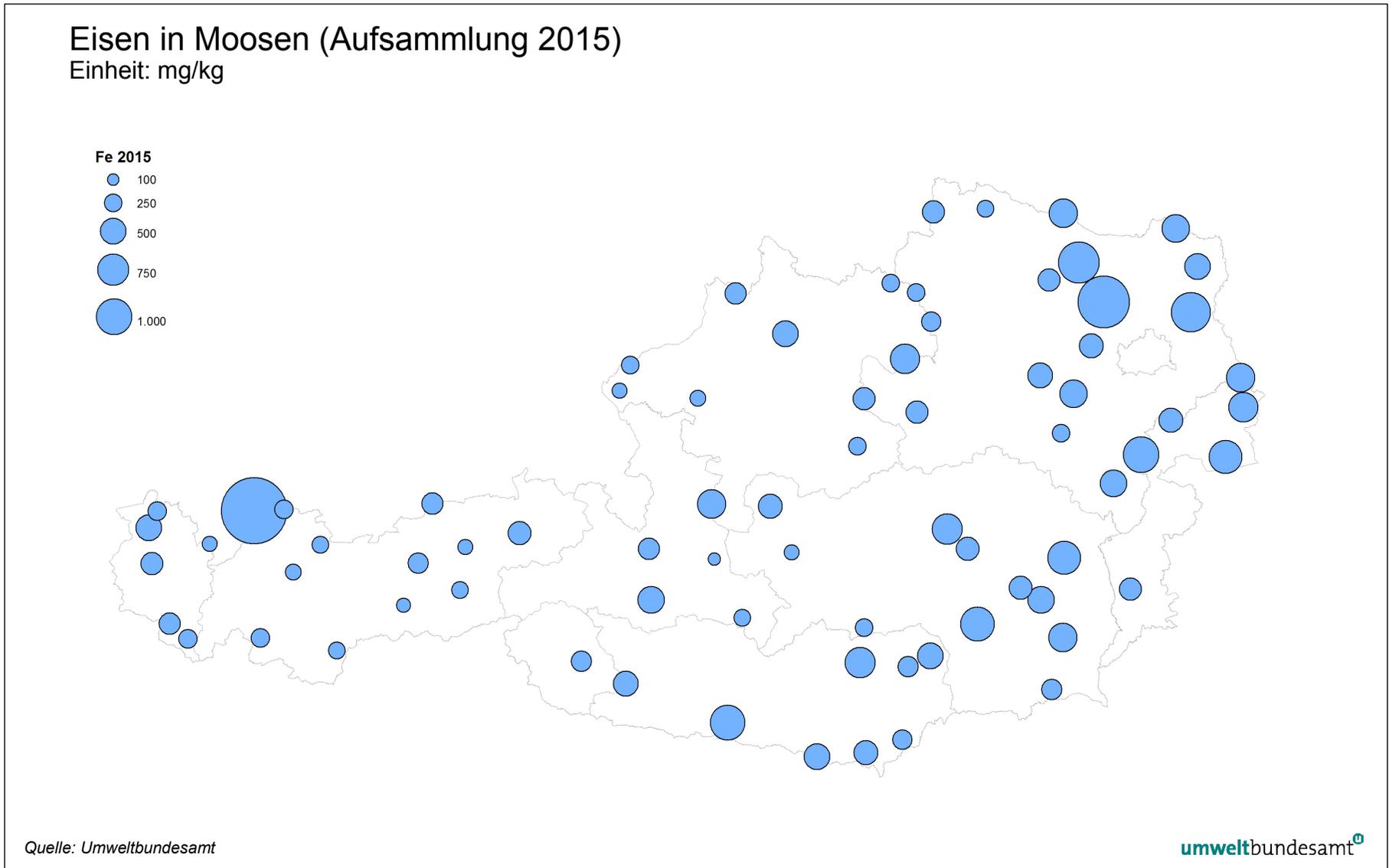
Karte 6: Chrom in Moosen (Aufsammlung 2015).



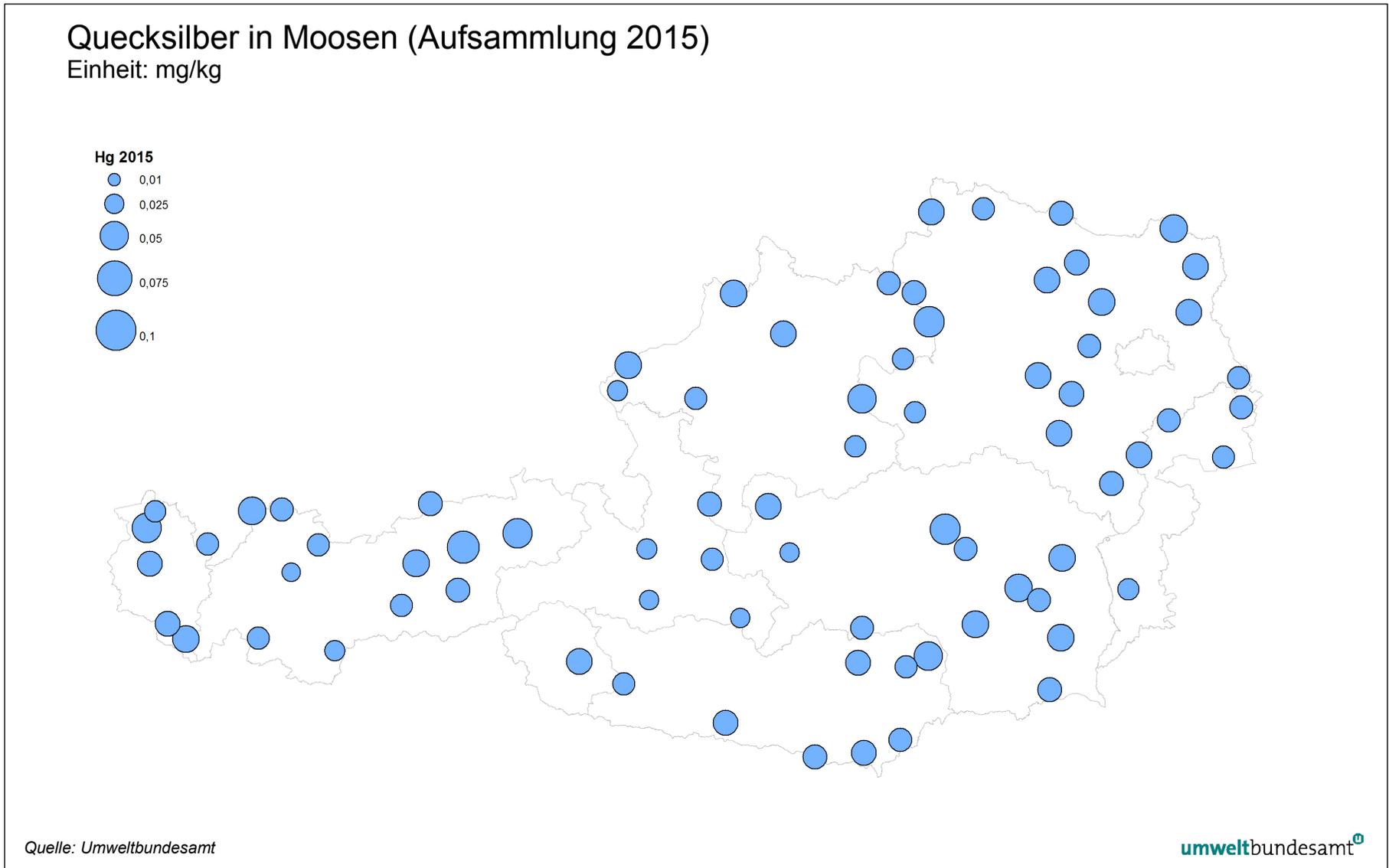
Karte 7: Kupfer in Moosen (Aufsammlung 2015).



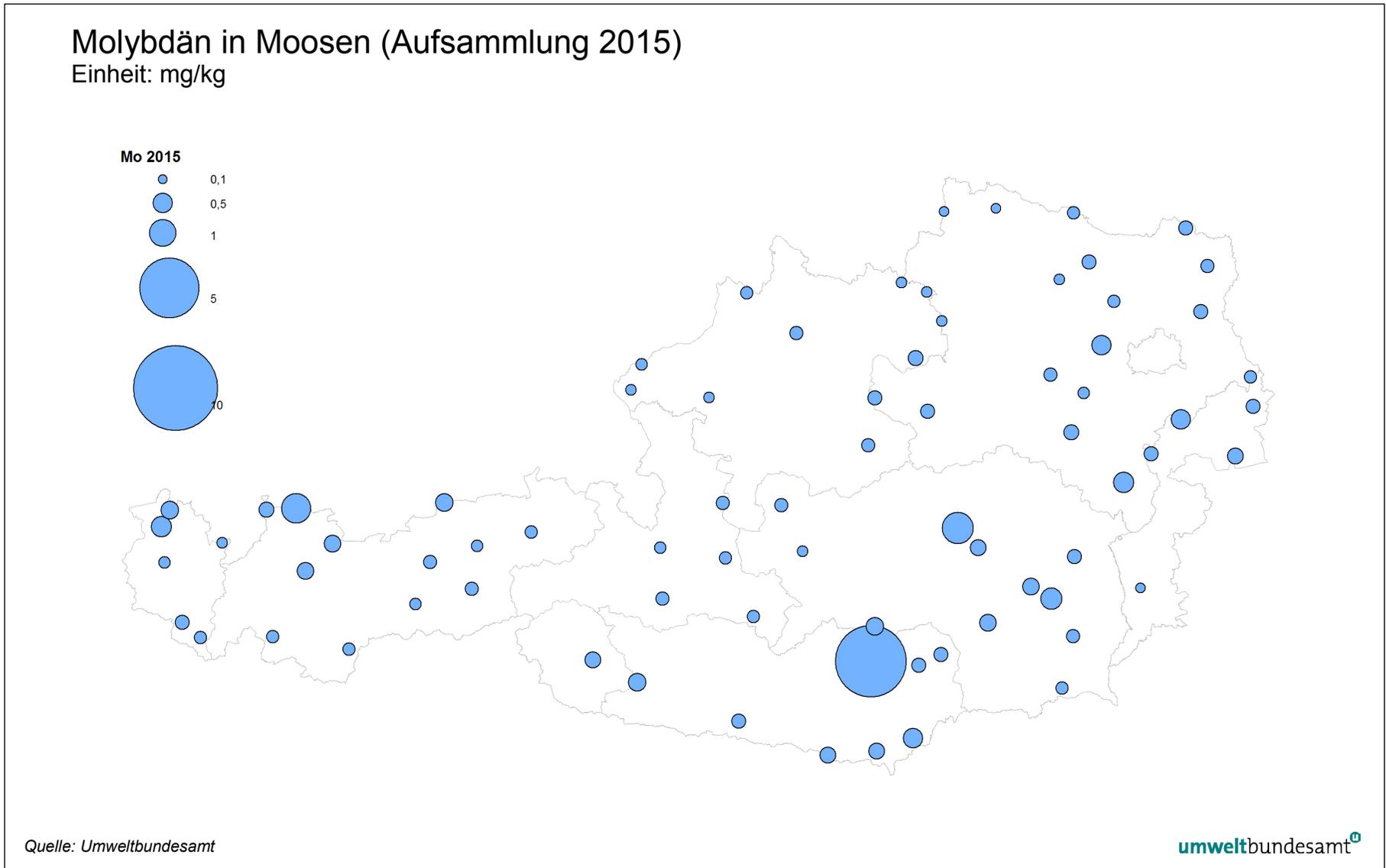
Karte 8: Eisen in Moosen (Aufsammlung 2015).



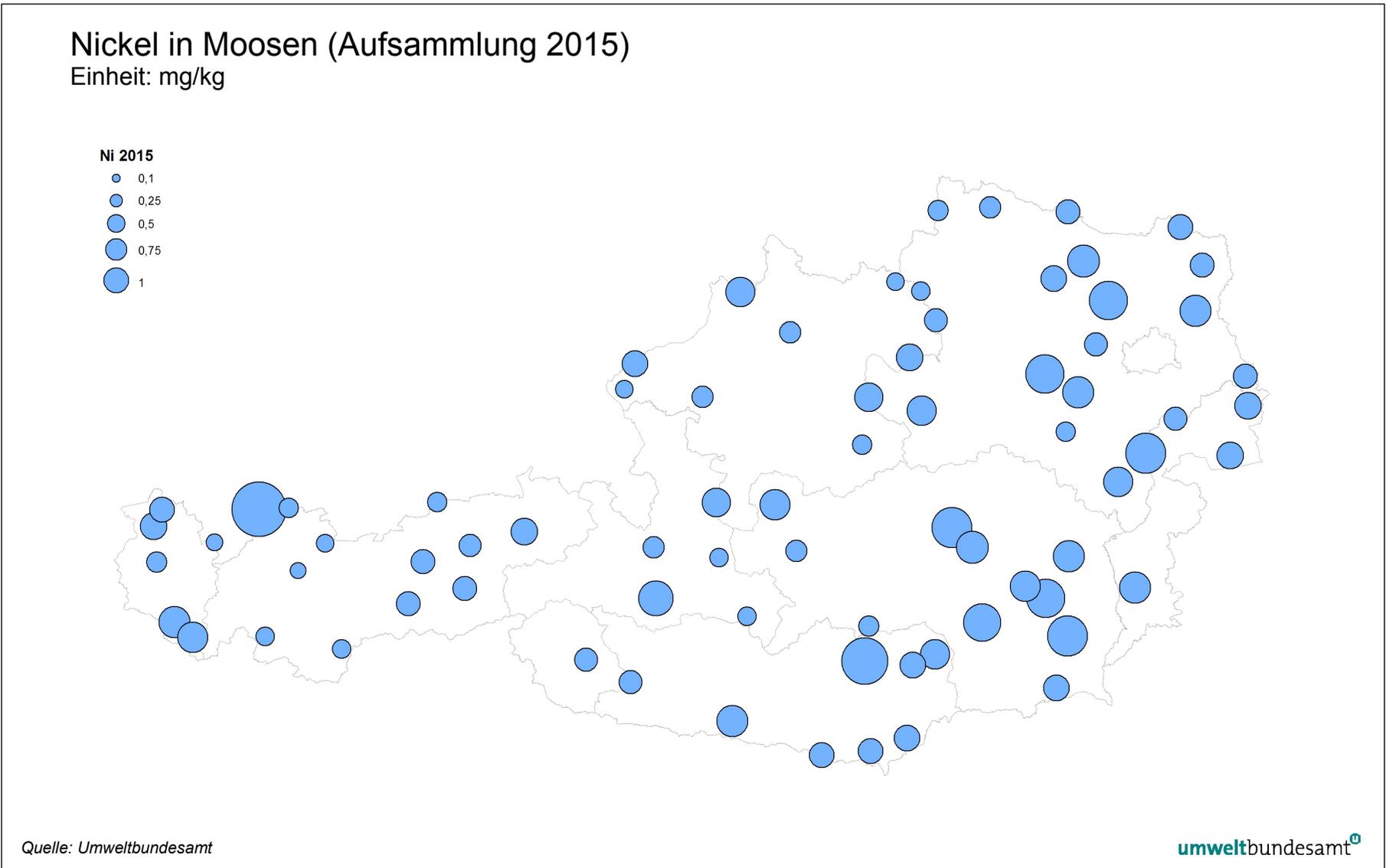
Karte 9: Quecksilber in Moosen (Aufsammlung 2015).



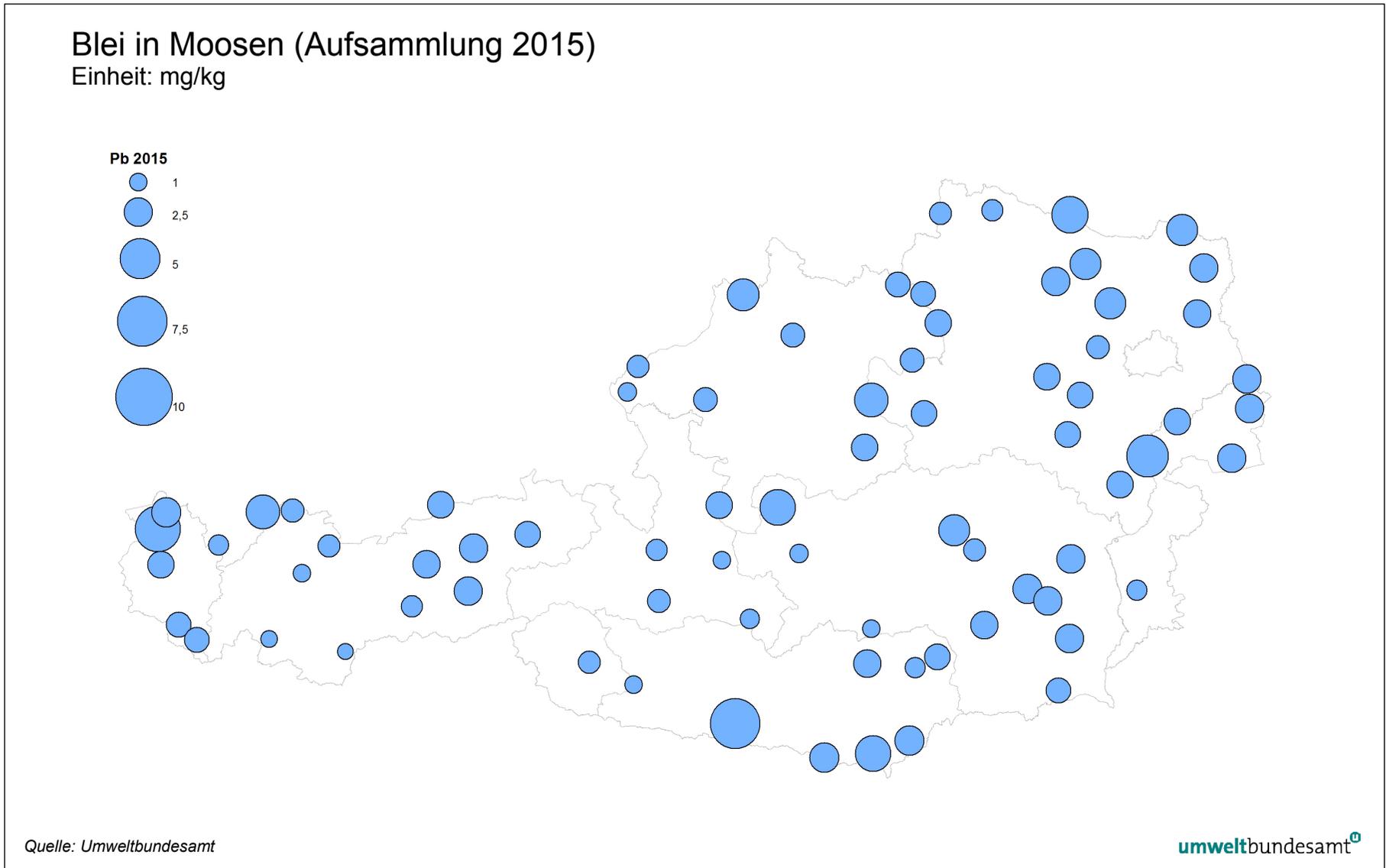
Karte 10: Molybdän in Moosen (Aufsammlung 2015).



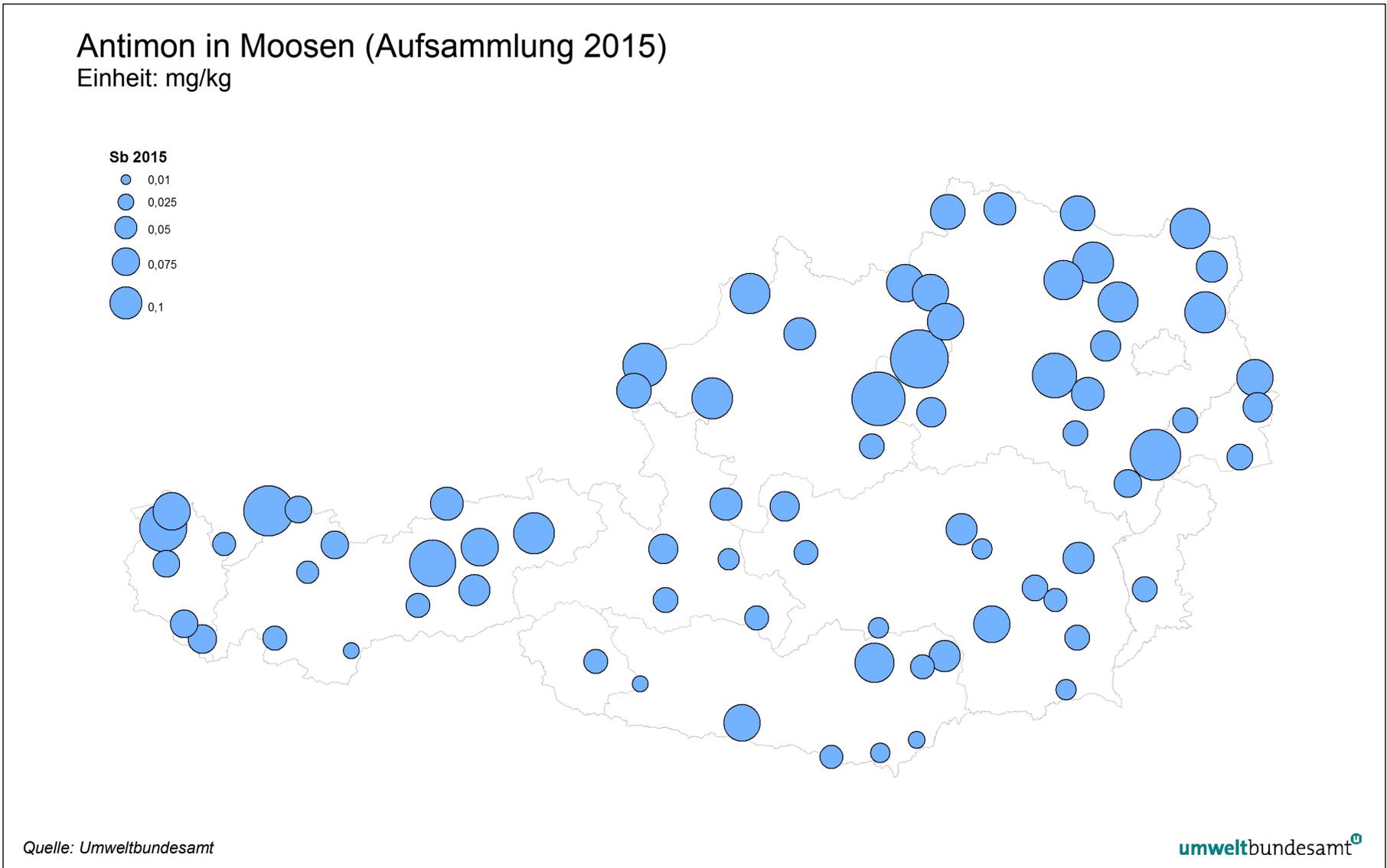
Karte 11: Nickel in Moosen (Aufsammlung 2015).



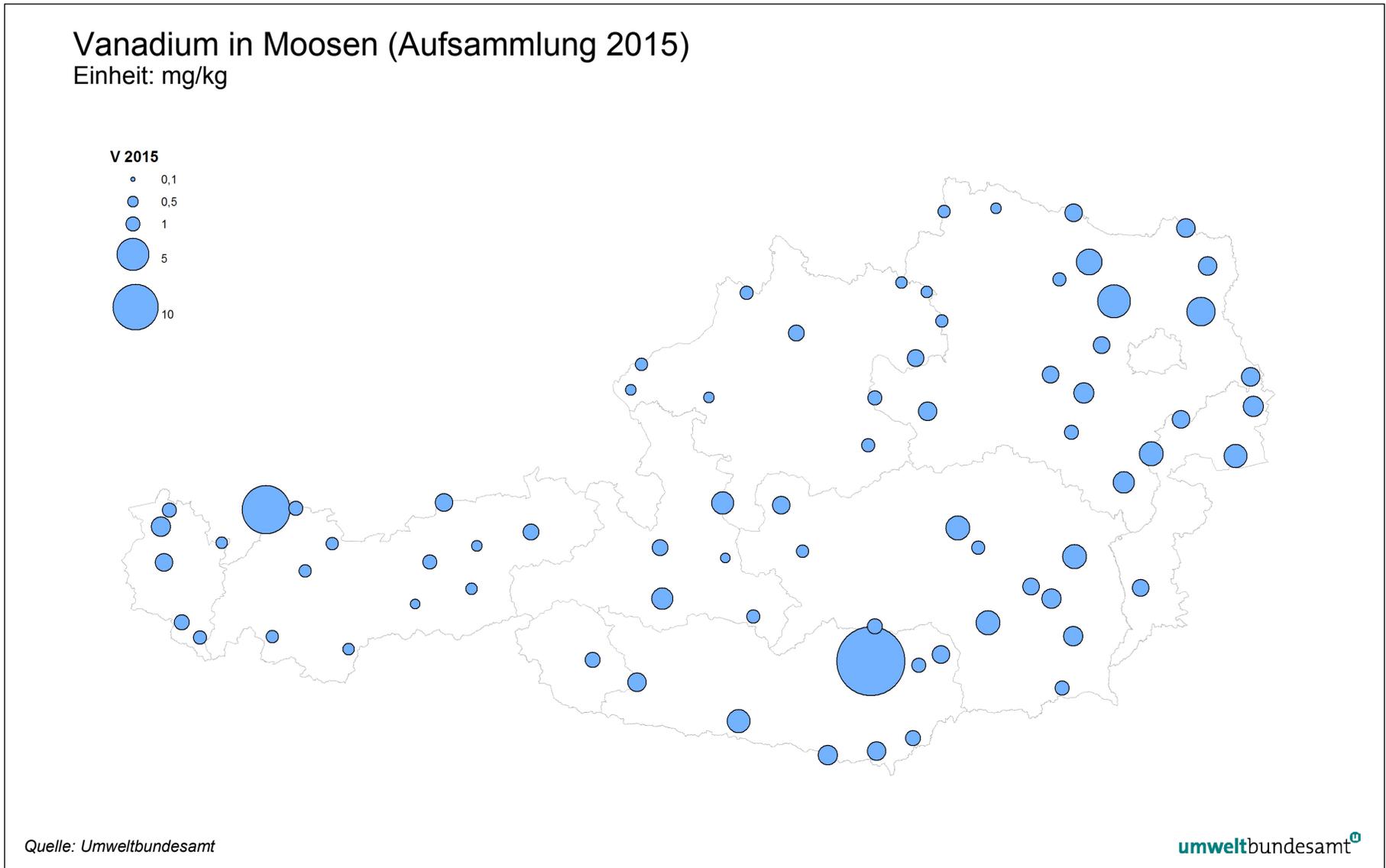
Karte 12: Blei in Moosen (Aufsammlung 2015).



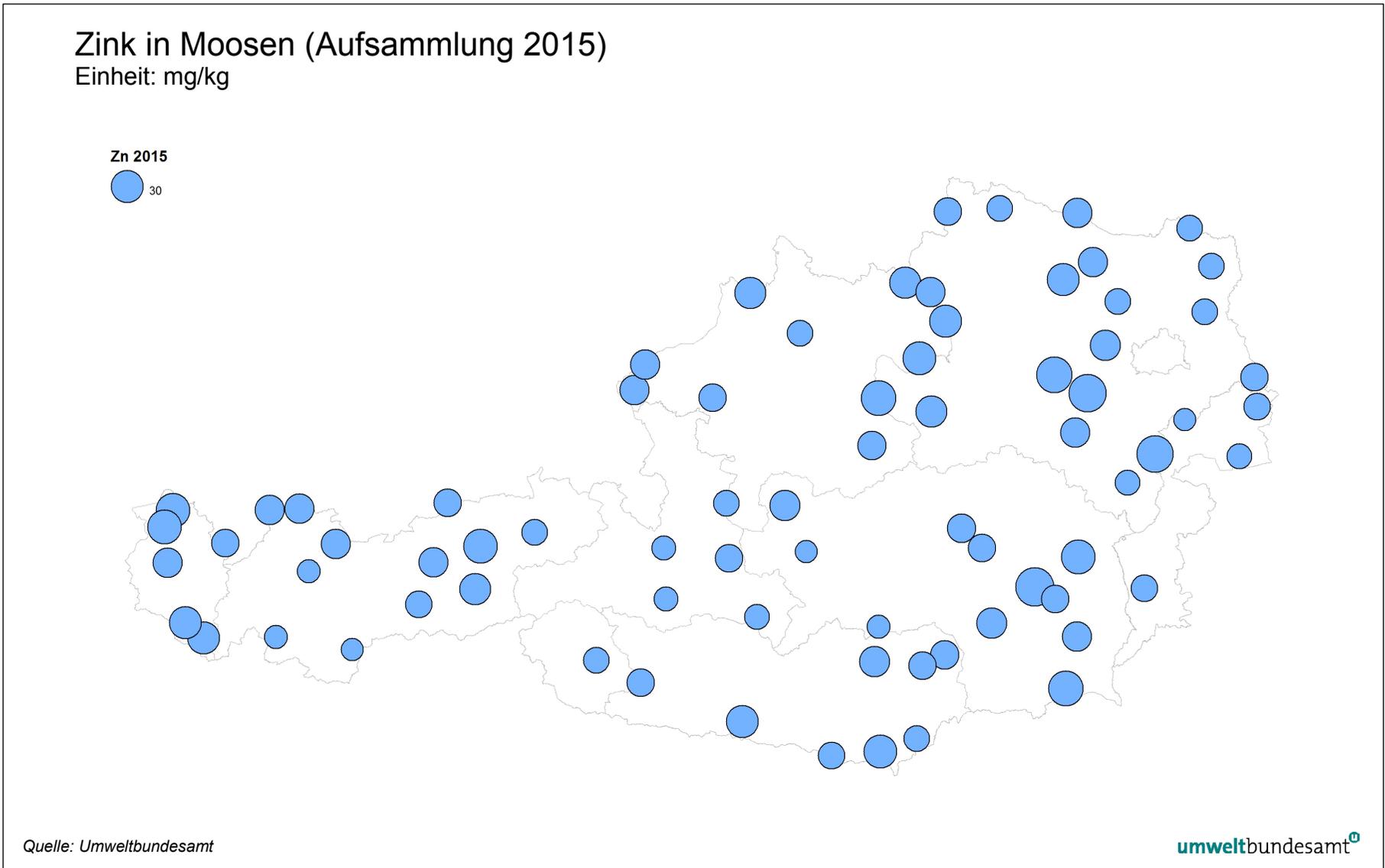
Karte 13: Antimon in Moosen (Aufsammlung 2015).



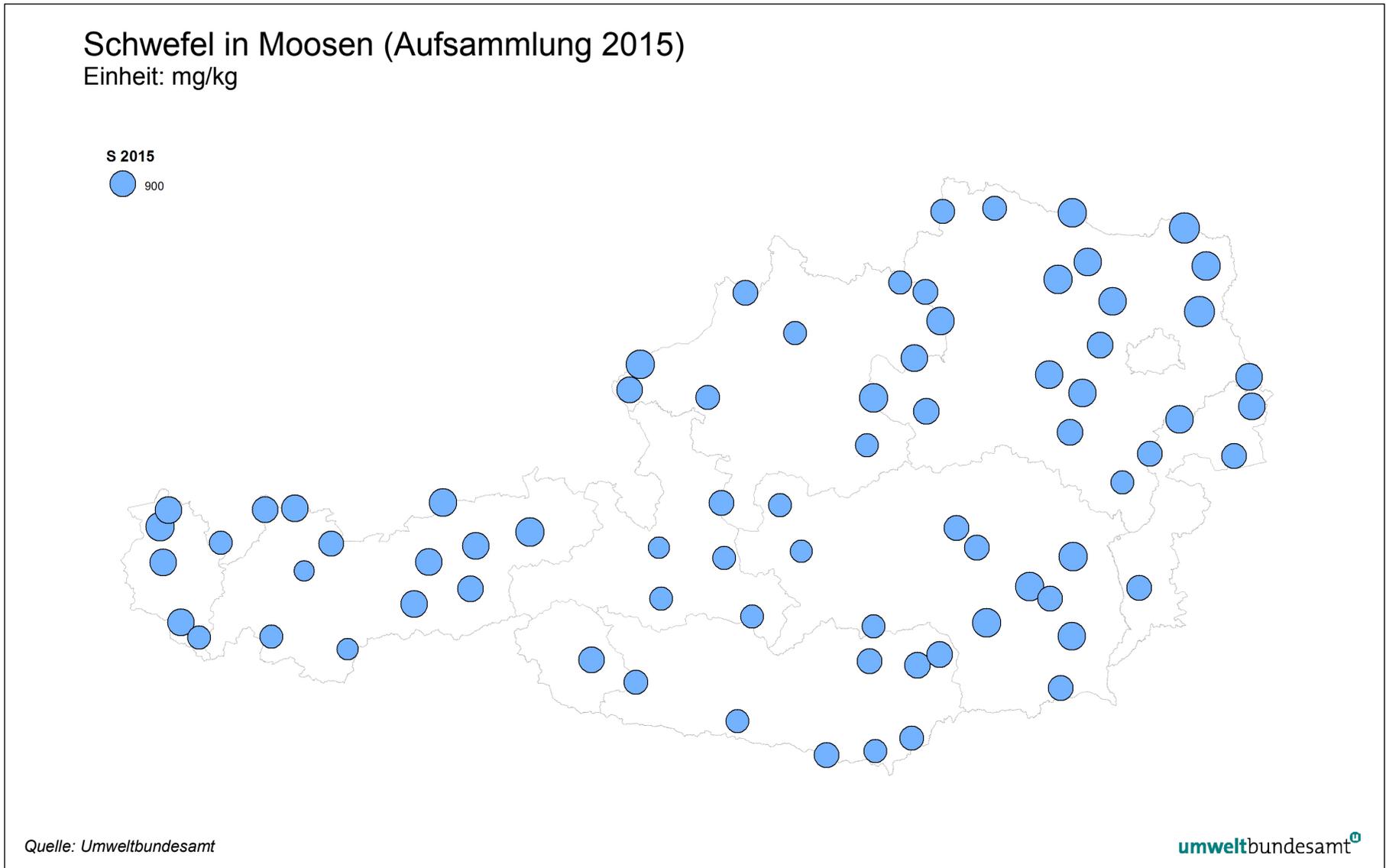
Karte 14: Vanadium in Moosen (Aufsammlung 2015).



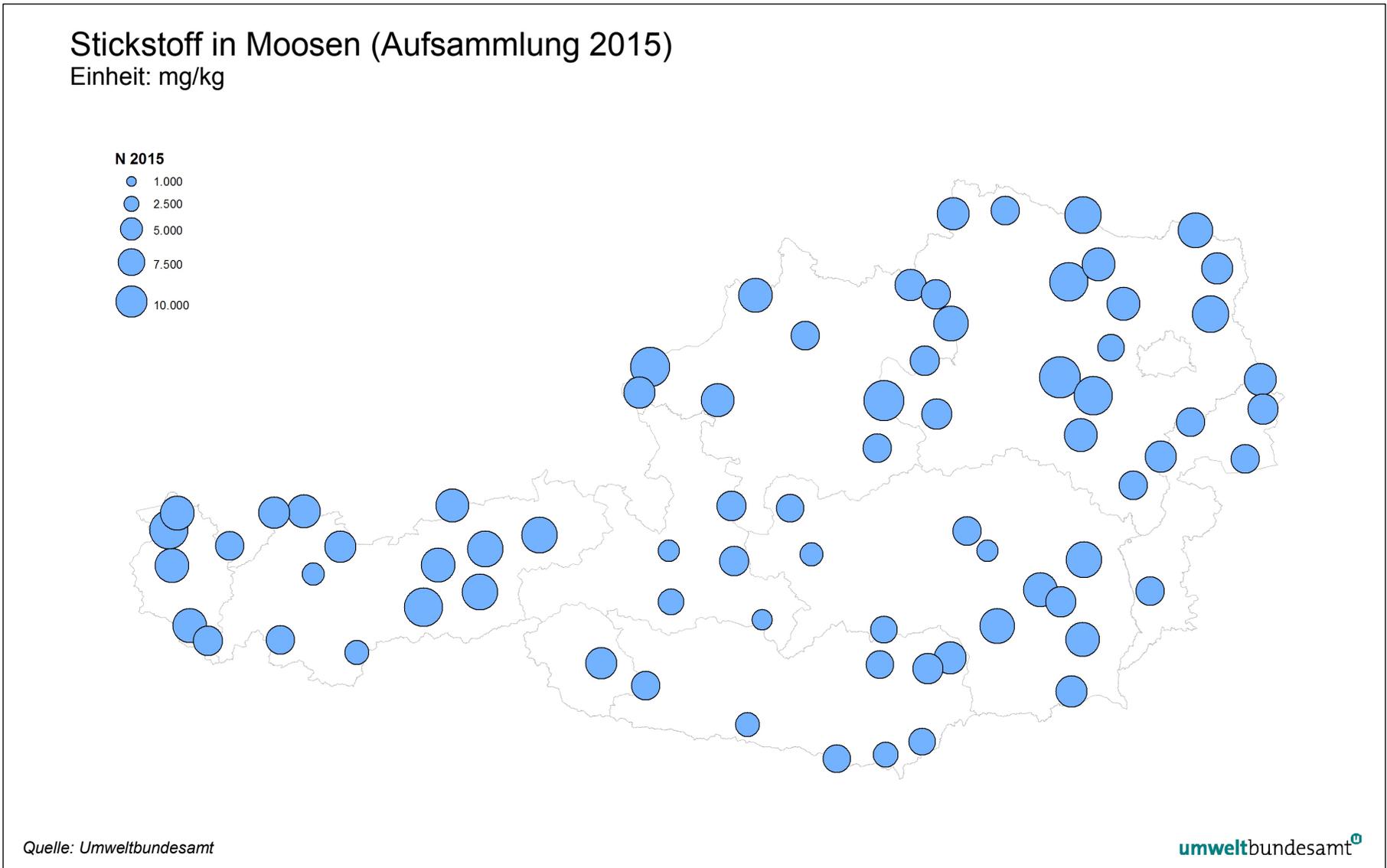
Karte 15: Zink in Moosen (Aufsammlung 2015).



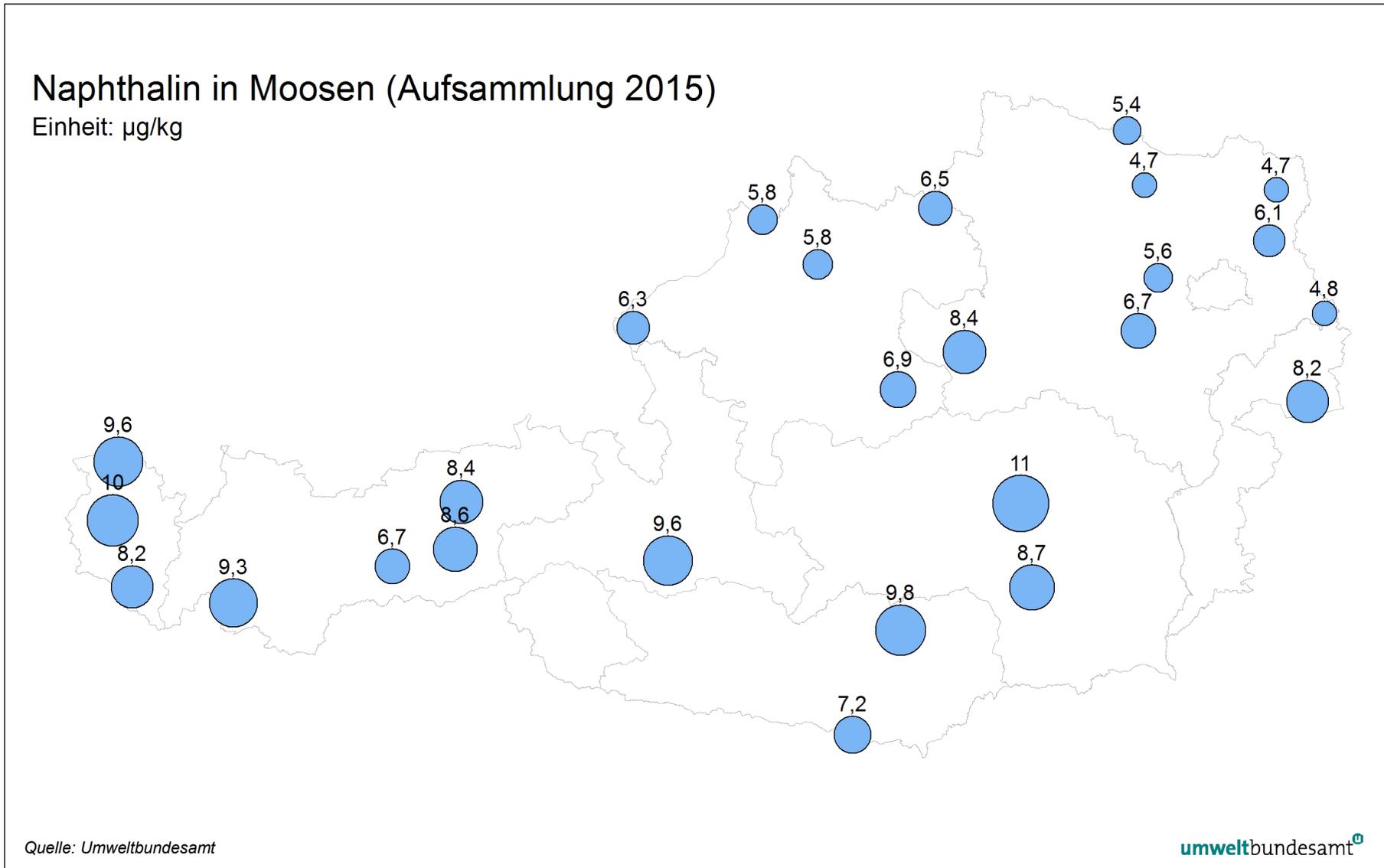
Karte 16: Schwefel in Moosen (Aufsammlung 2015).



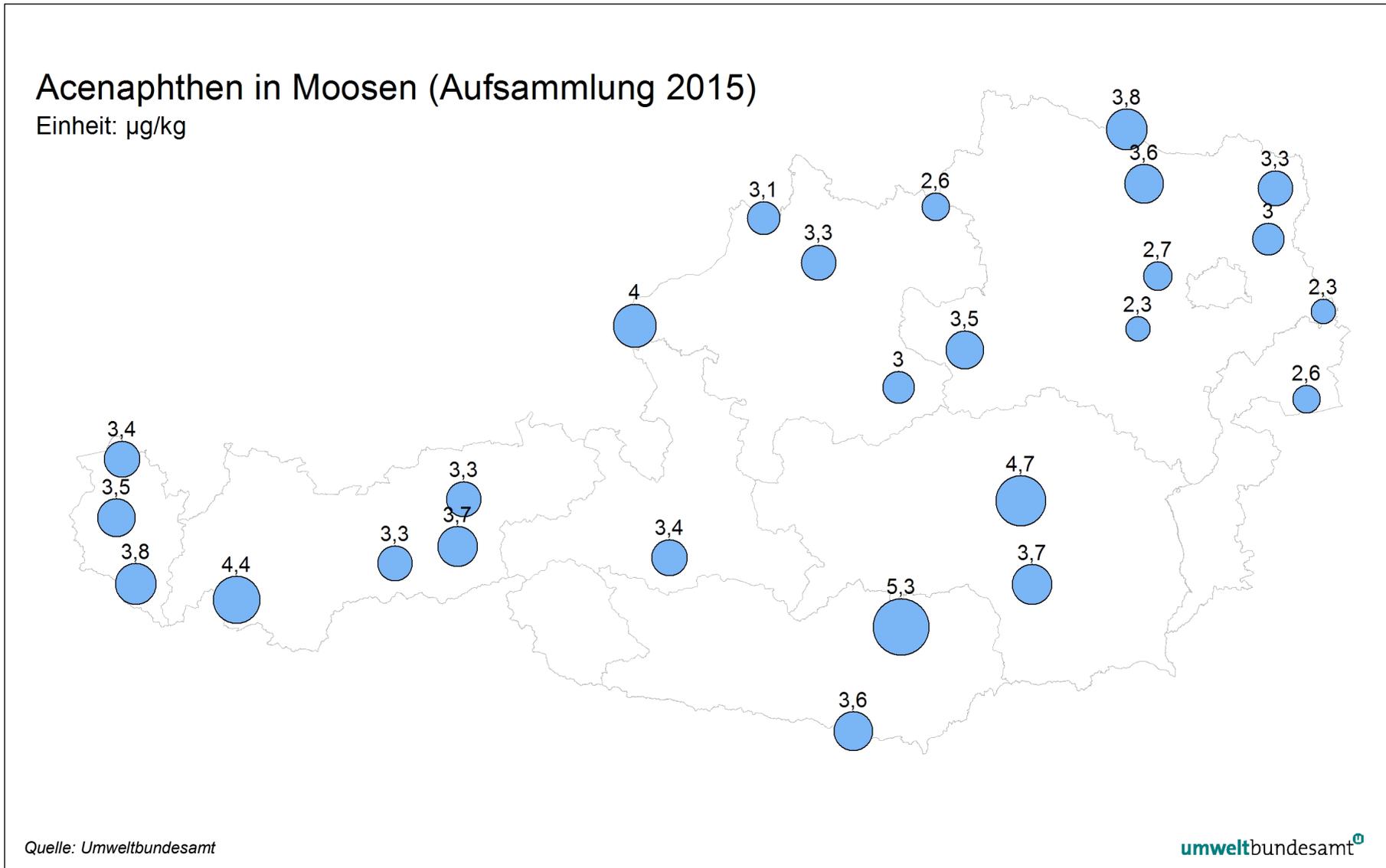
Karte 17: Stickstoff in Moosen (Aufsammlung 2015).



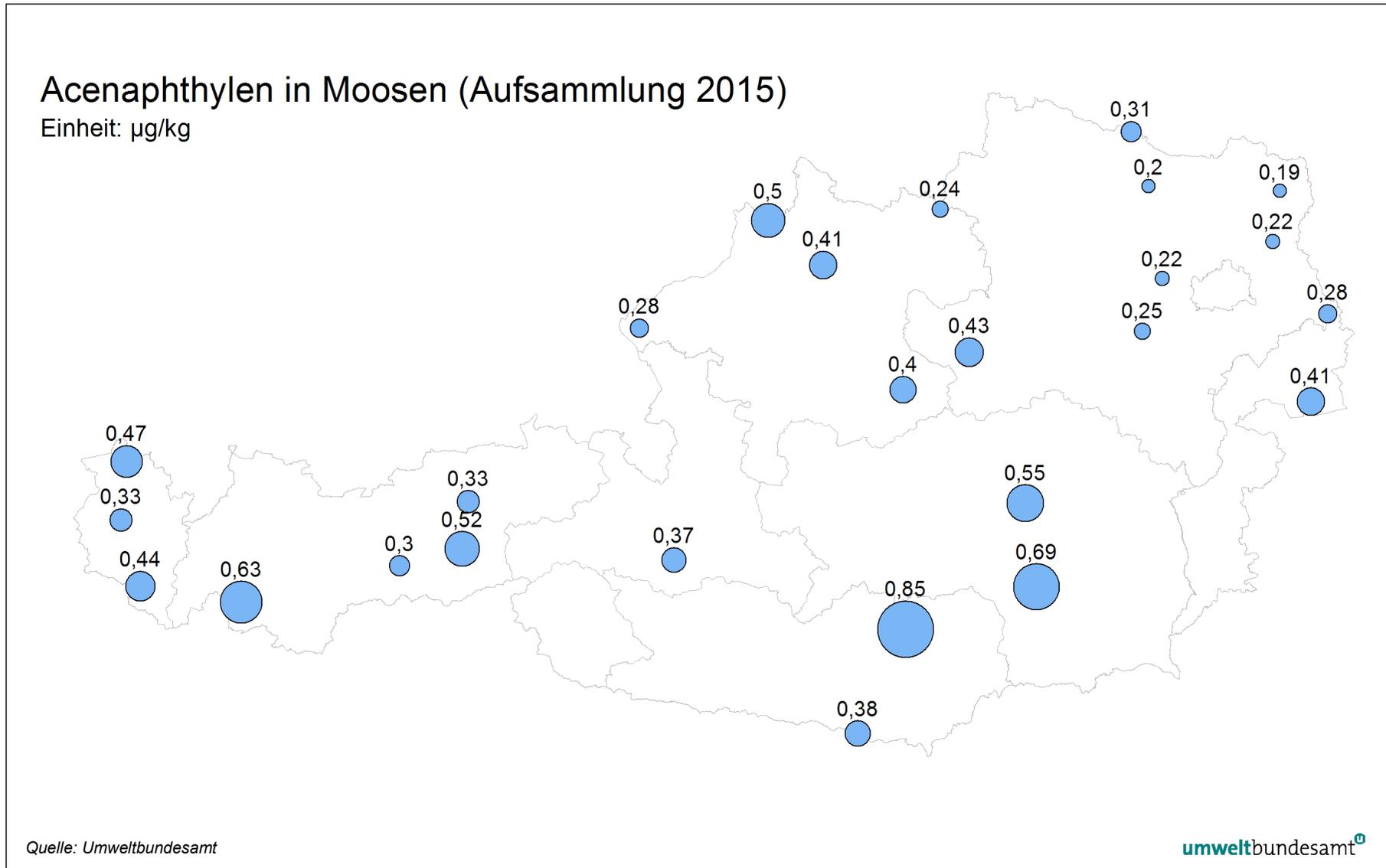
Karte 18: Naphtalin in Moosen (Aufsammlung 2015).



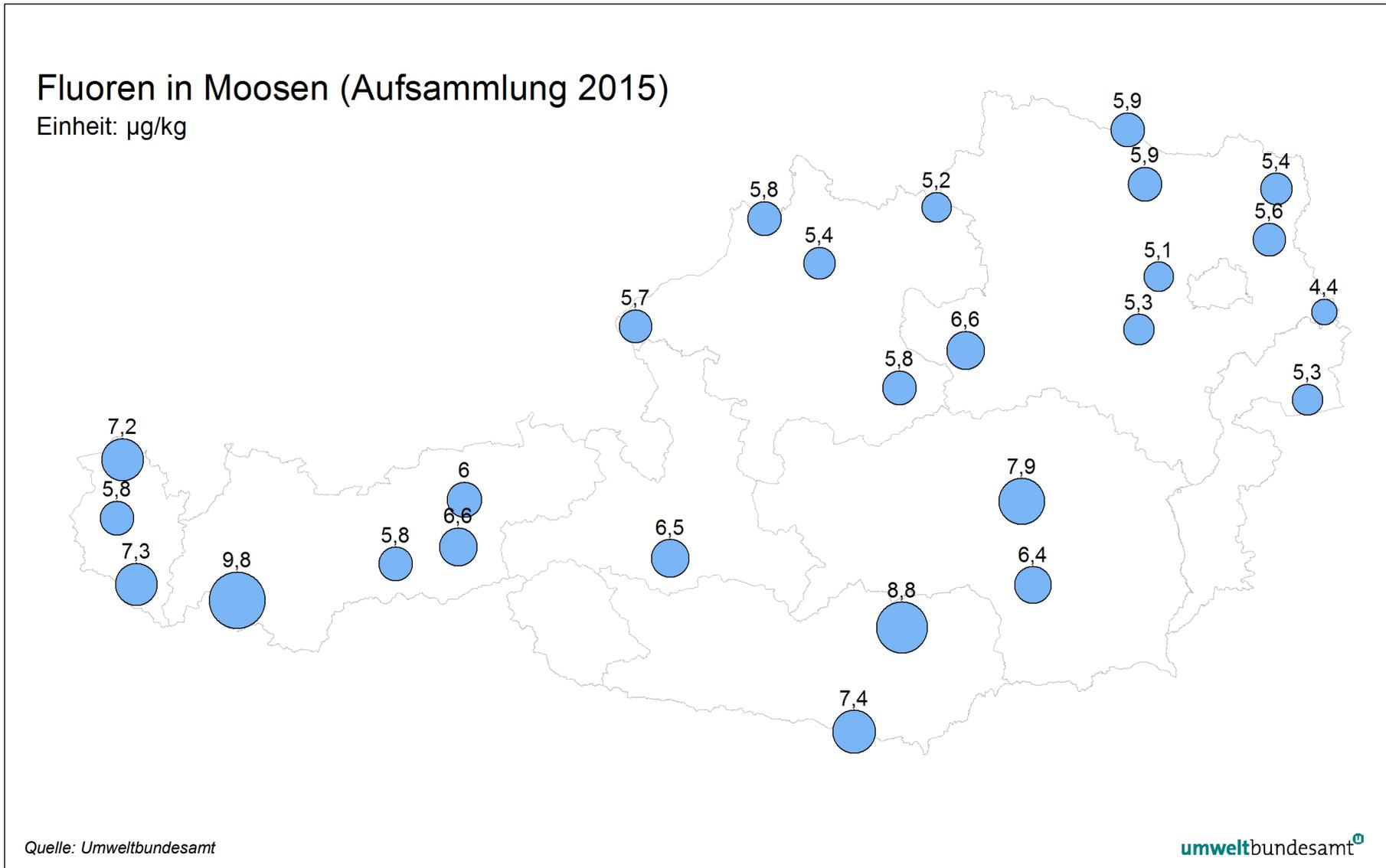
Karte 19: Acenaphthen in Moosen (Aufsammlung 2015).



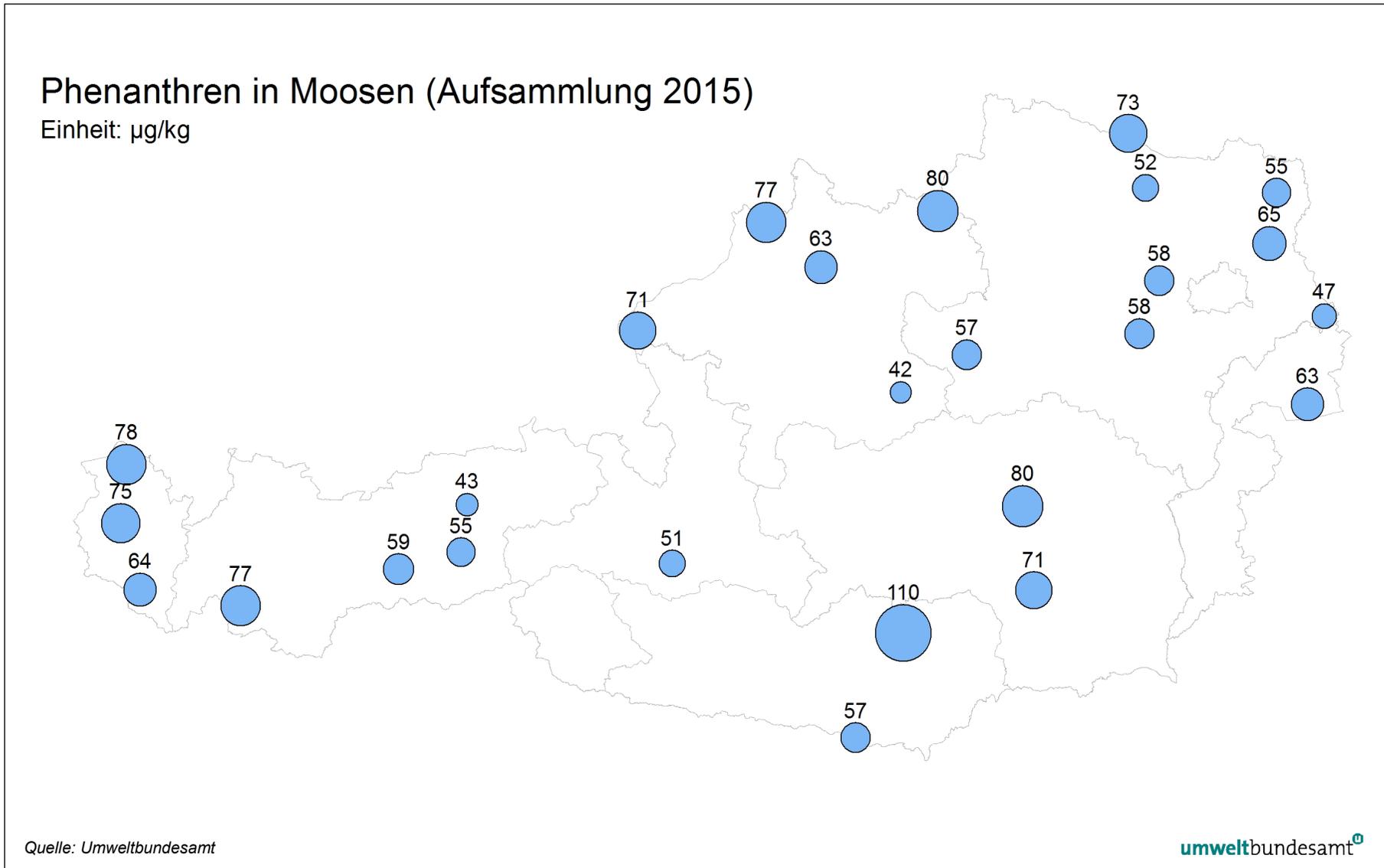
Karte 20: Acenaphthylen in Moosen (Aufsammlung 2015).



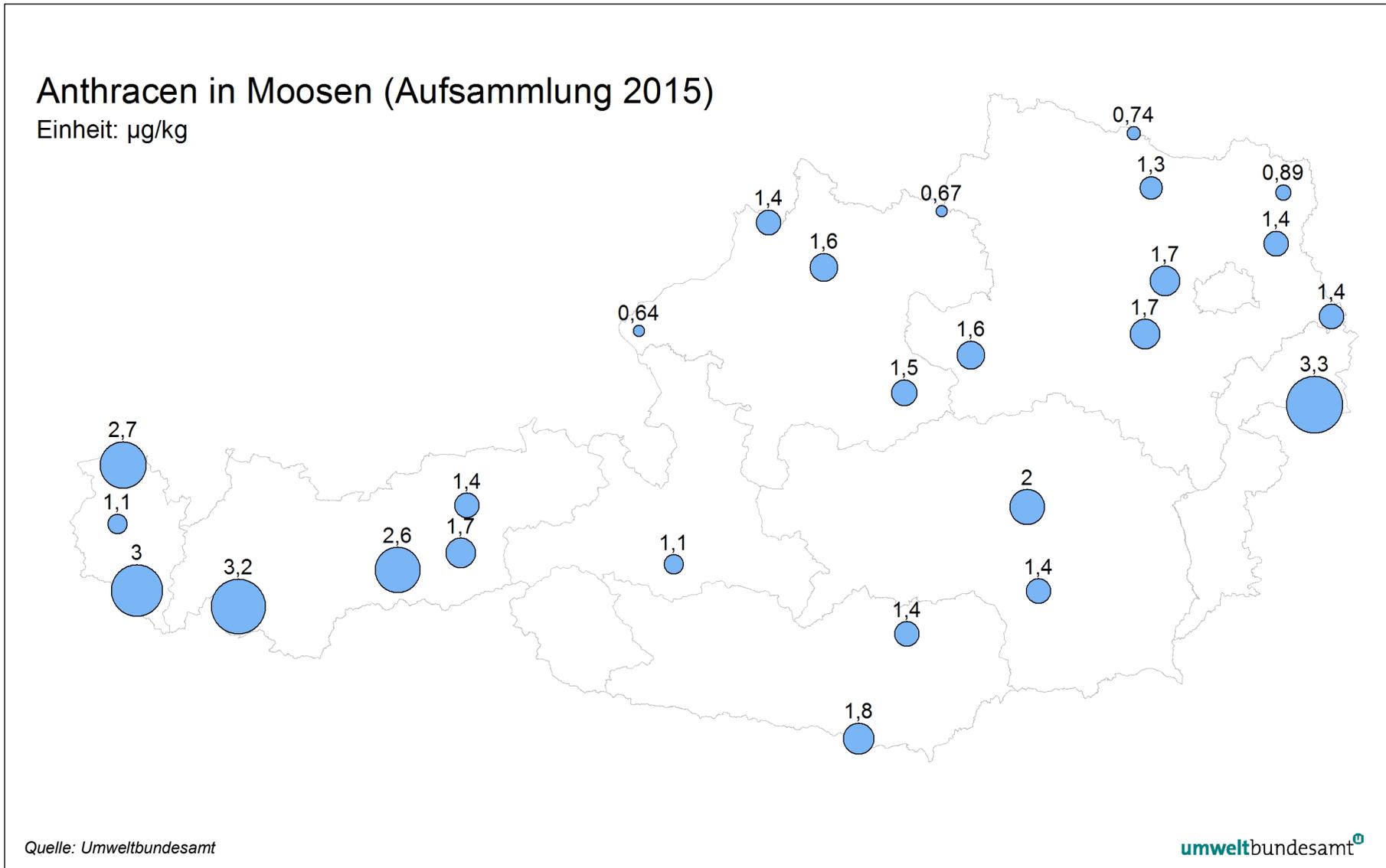
Karte 21: Fluoren in Moosen (Aufsammlung 2015).



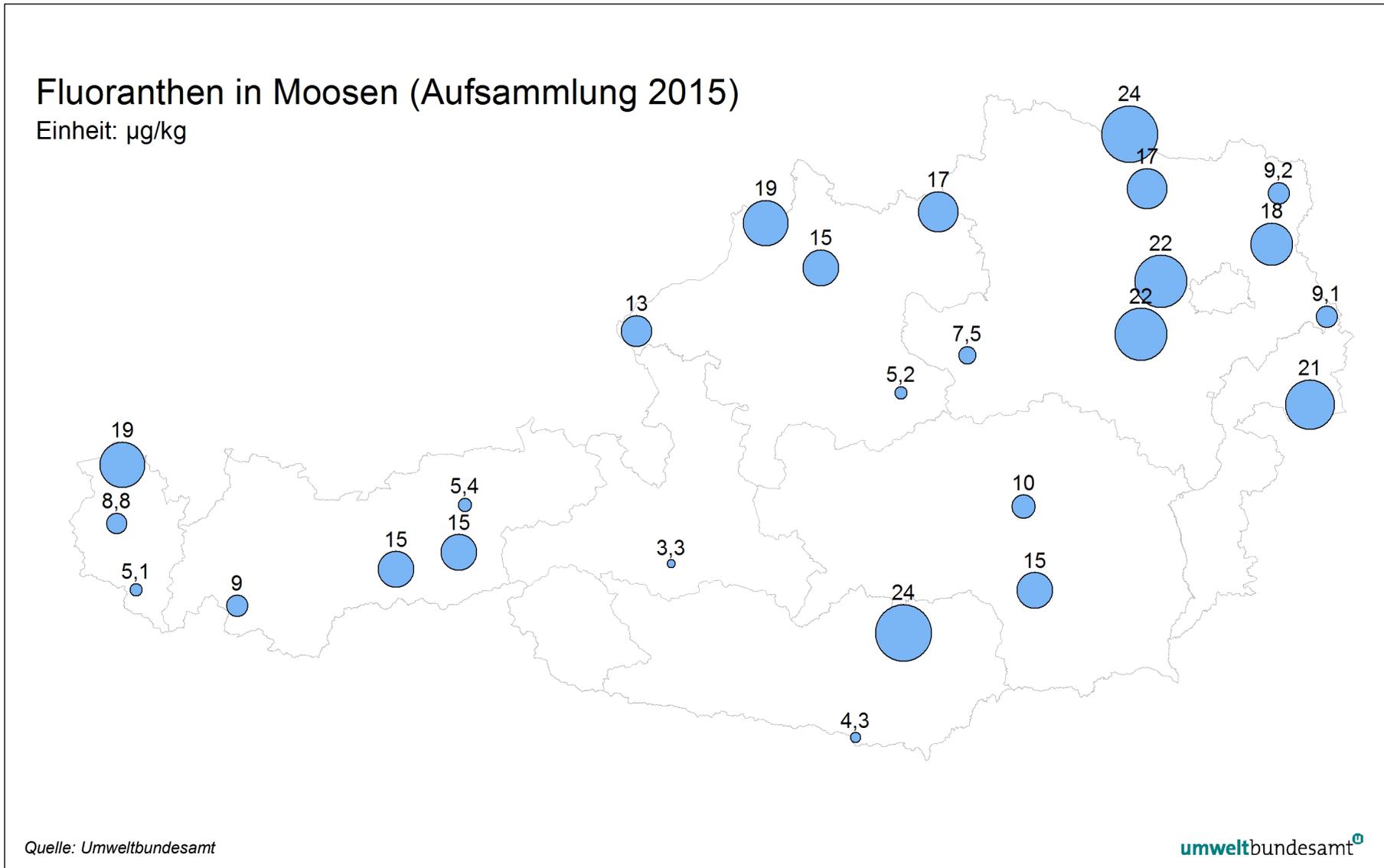
Karte 22: Phenanthren in Moosen (Aufsammlung 2015).



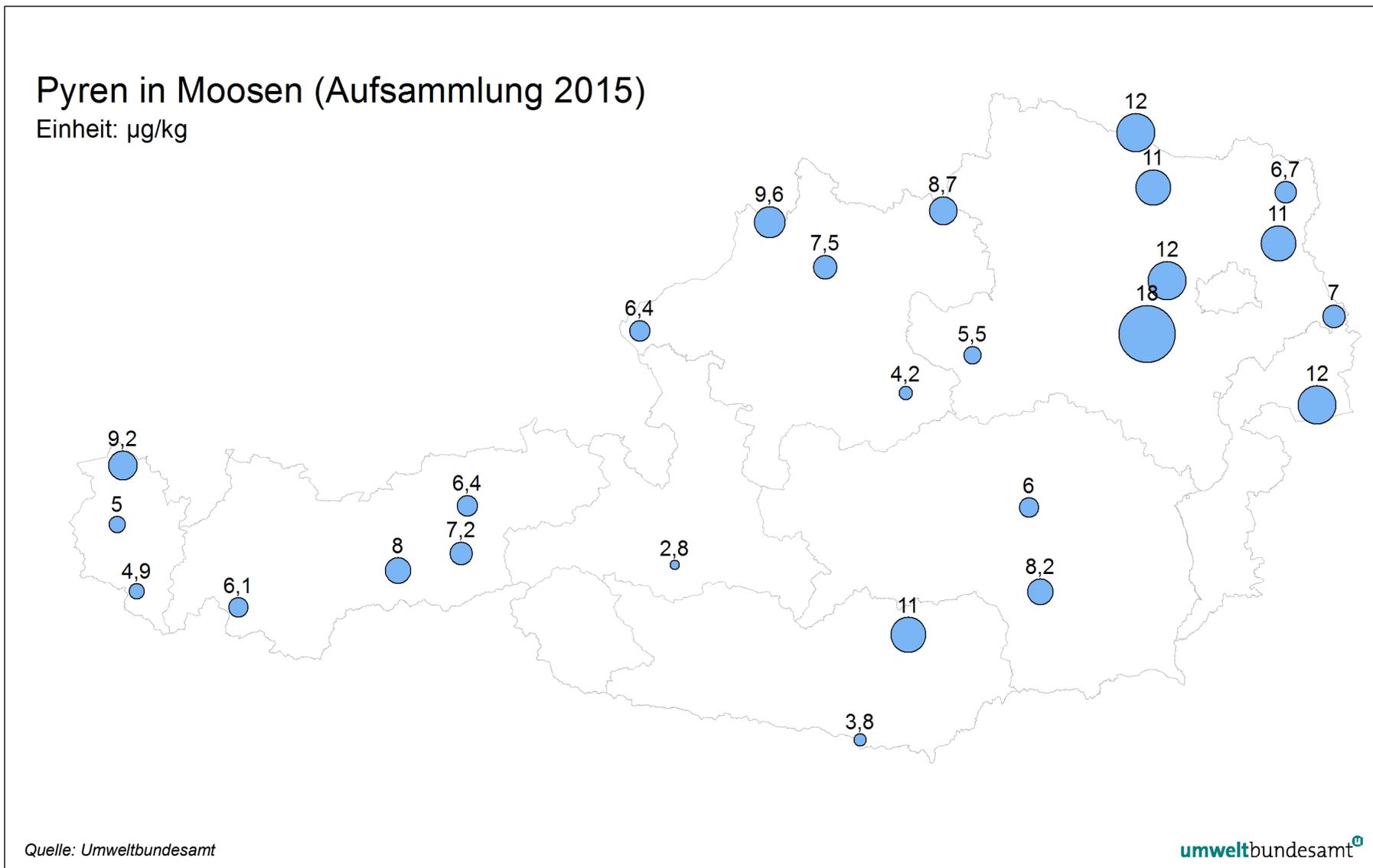
Karte 23: Anthraen in Moosen (Aufsammlung 2015).



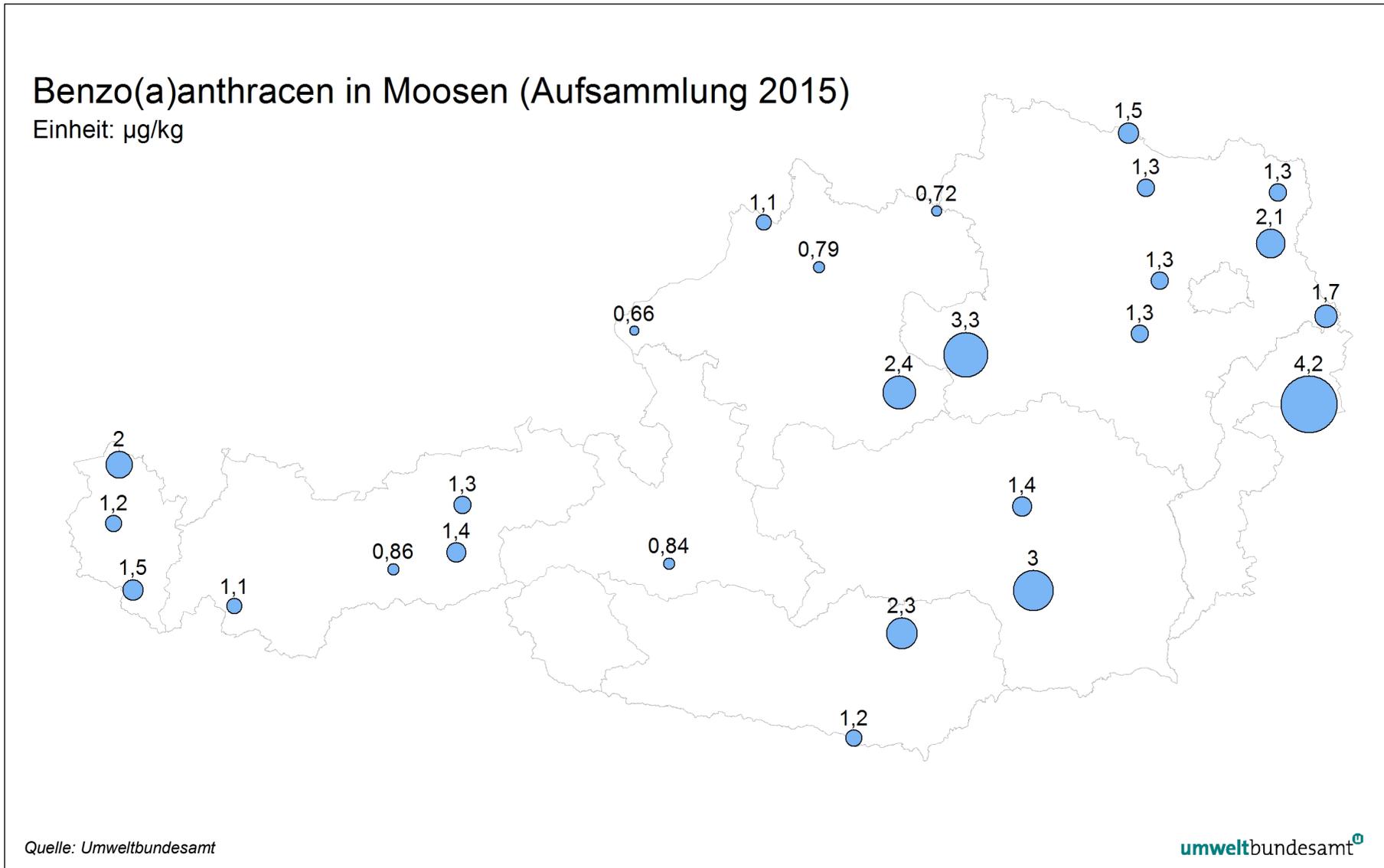
Karte 24: Fluoranthen in Moosen (Aufsammlung 2015).



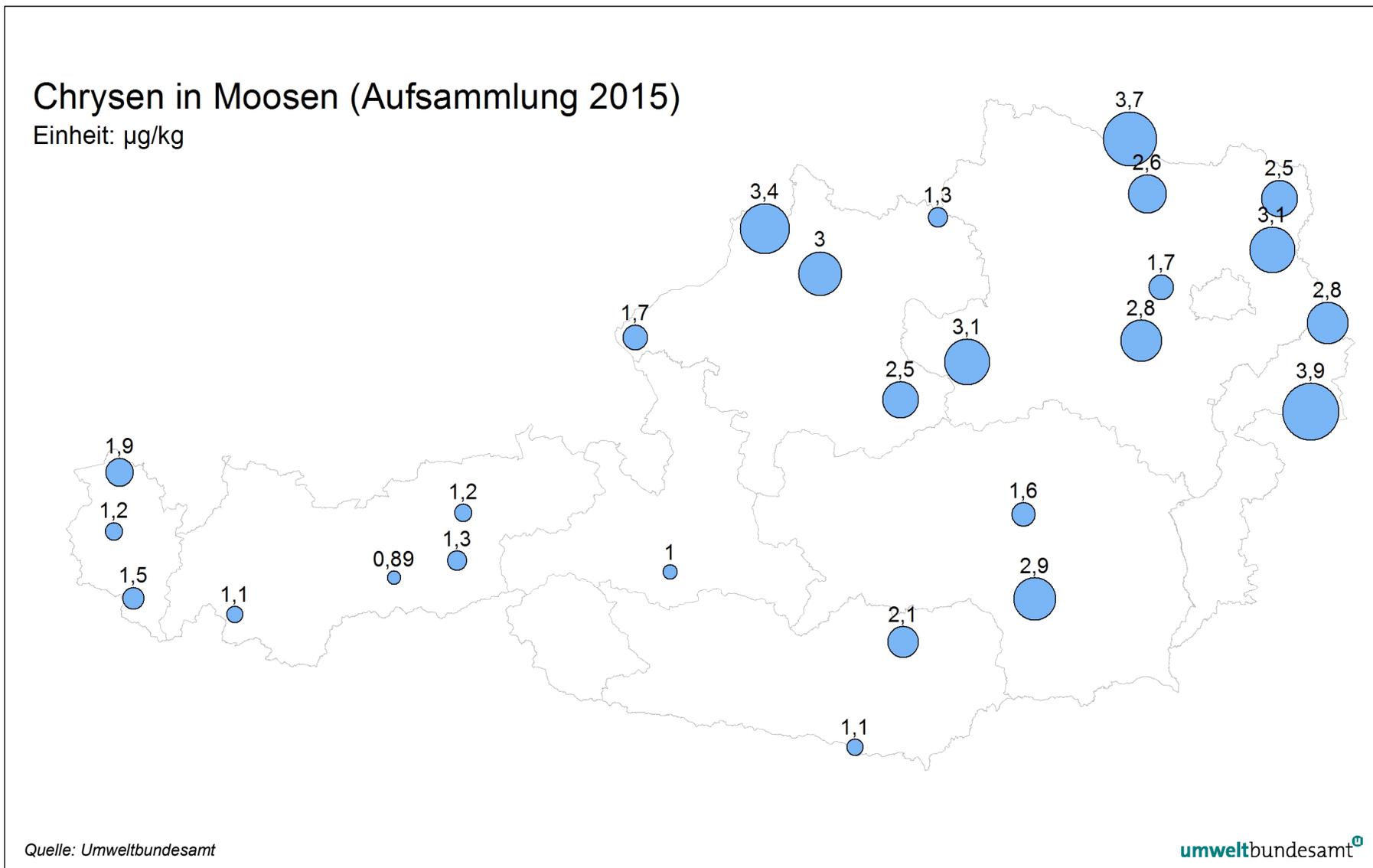
Karte 25: Pyren in Moosen (Aufsammlung 2015).



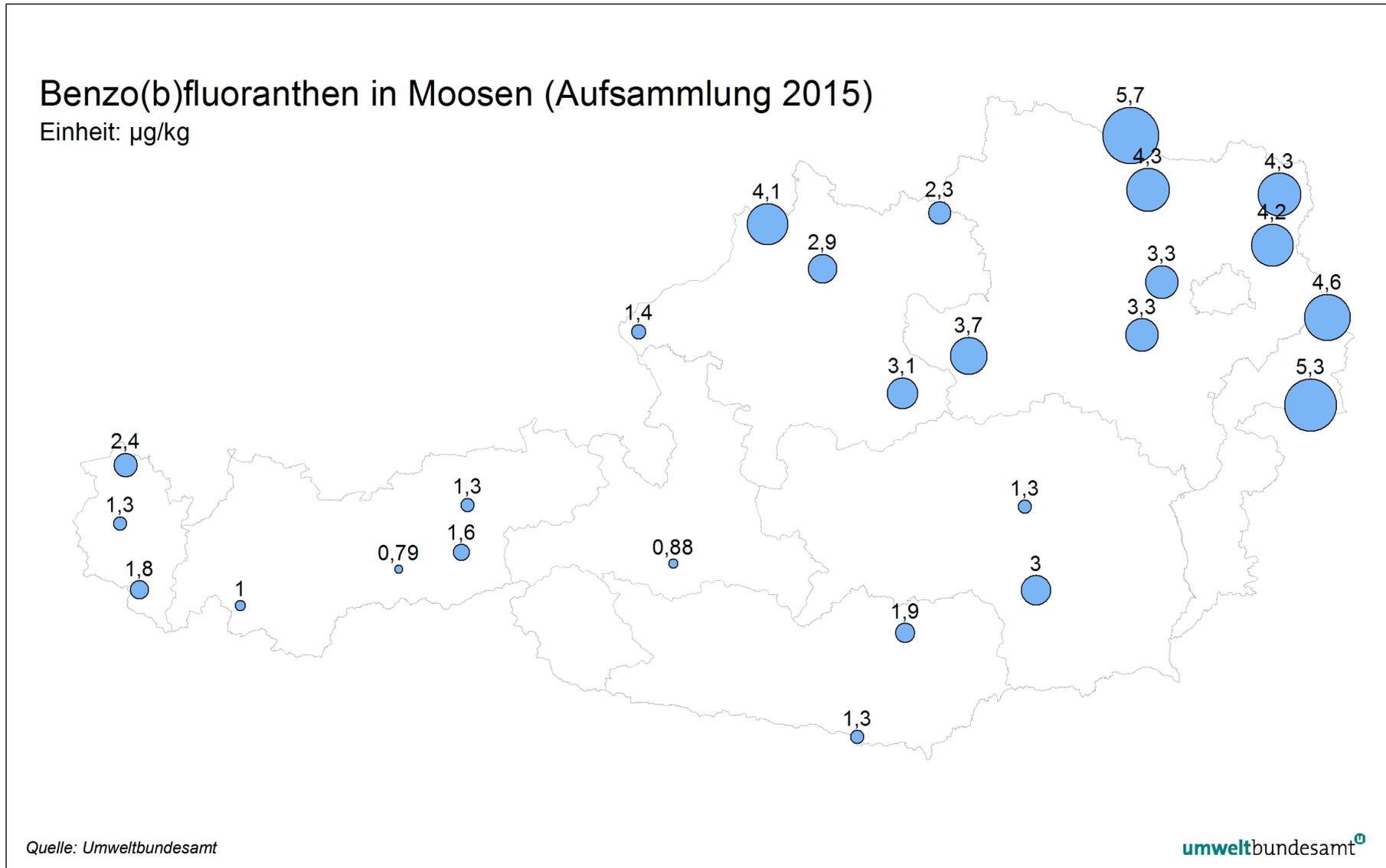
Karte 26: Benzo(a)anthracen in Moosen (Aufsammlung 2015).



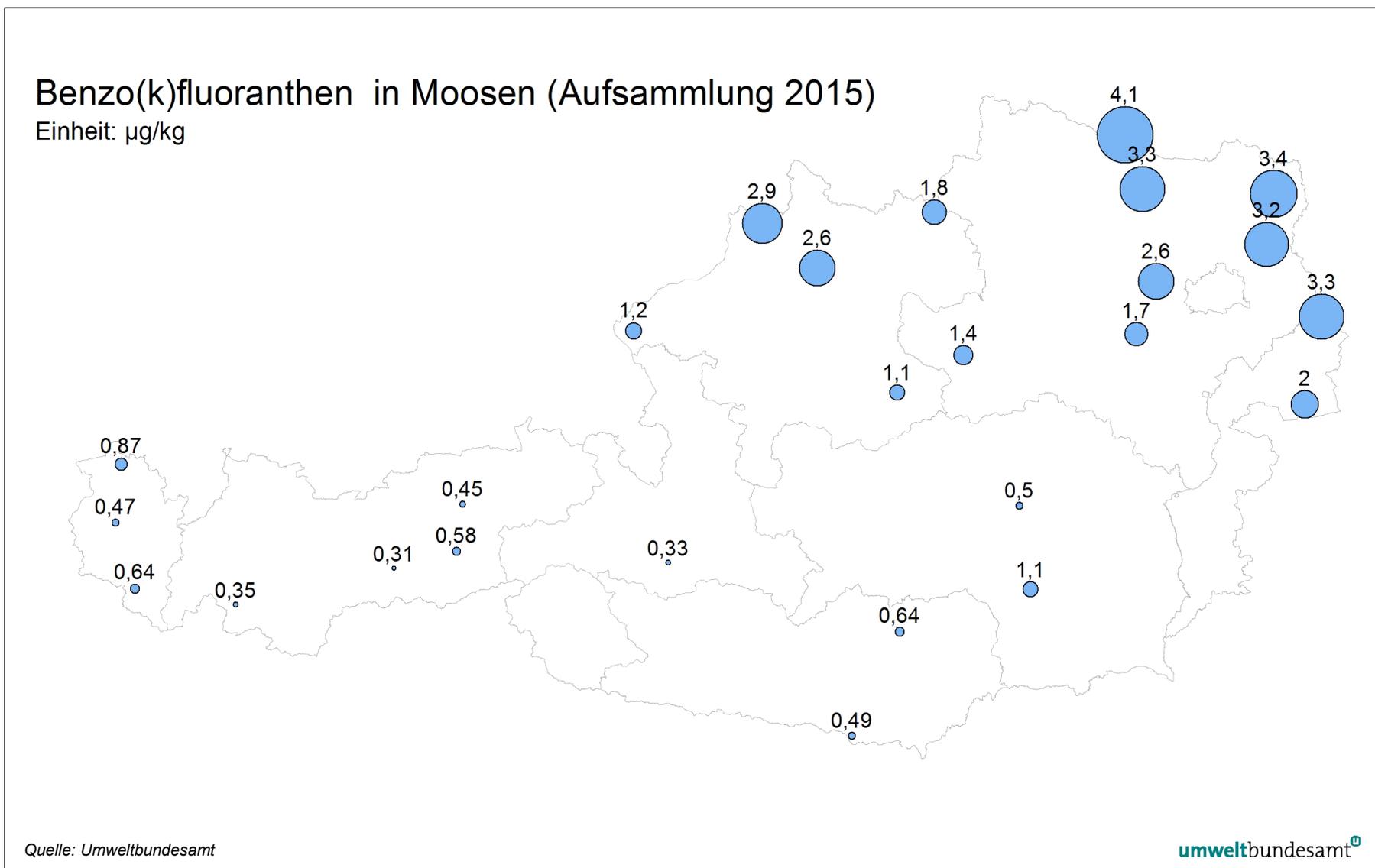
Karte 27: Chrysen in Moosen (Aufsammlung 2015).



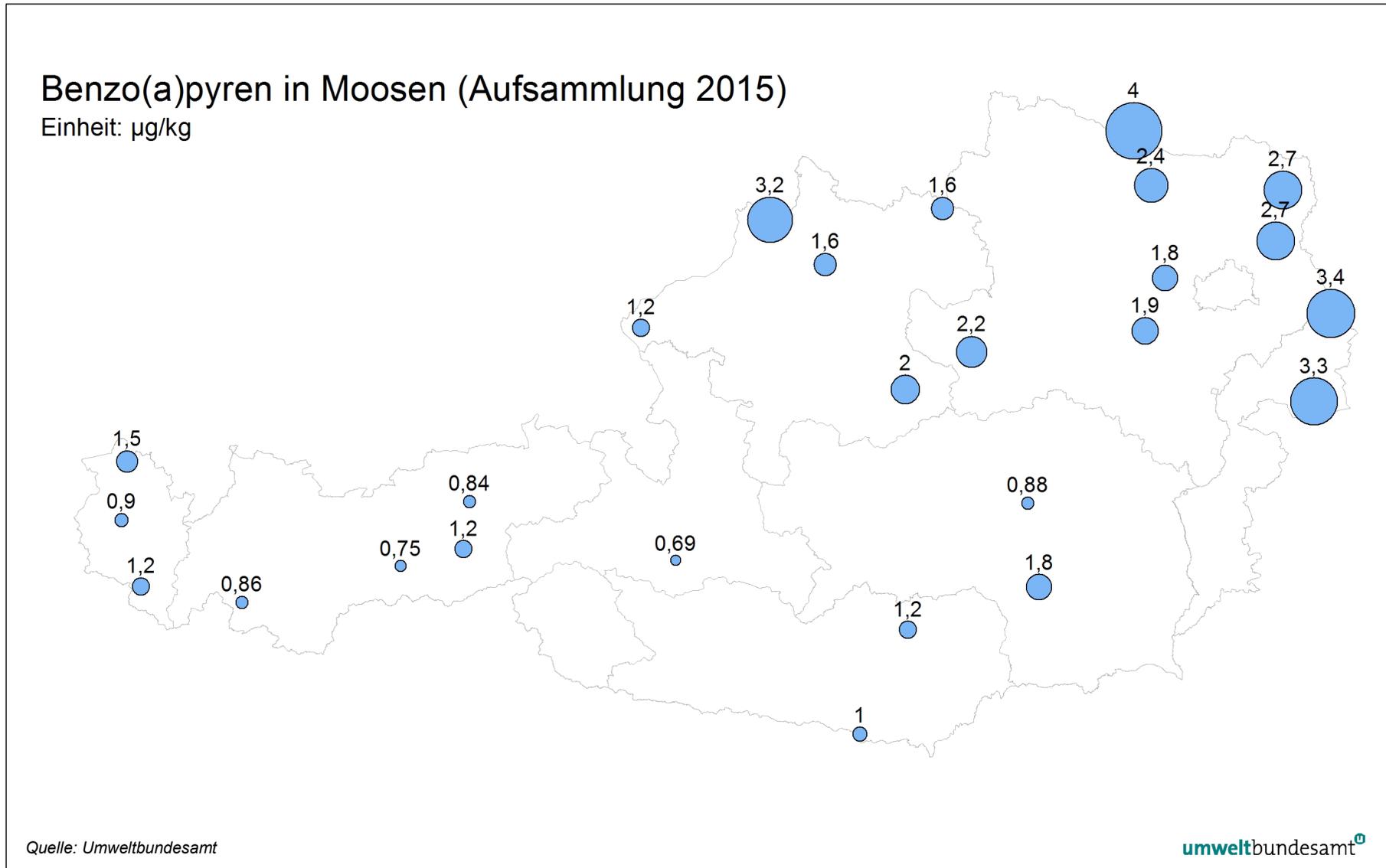
Karte 28: Benzo(b)fluoranthen in Moosen (Aufsammlung 2015).



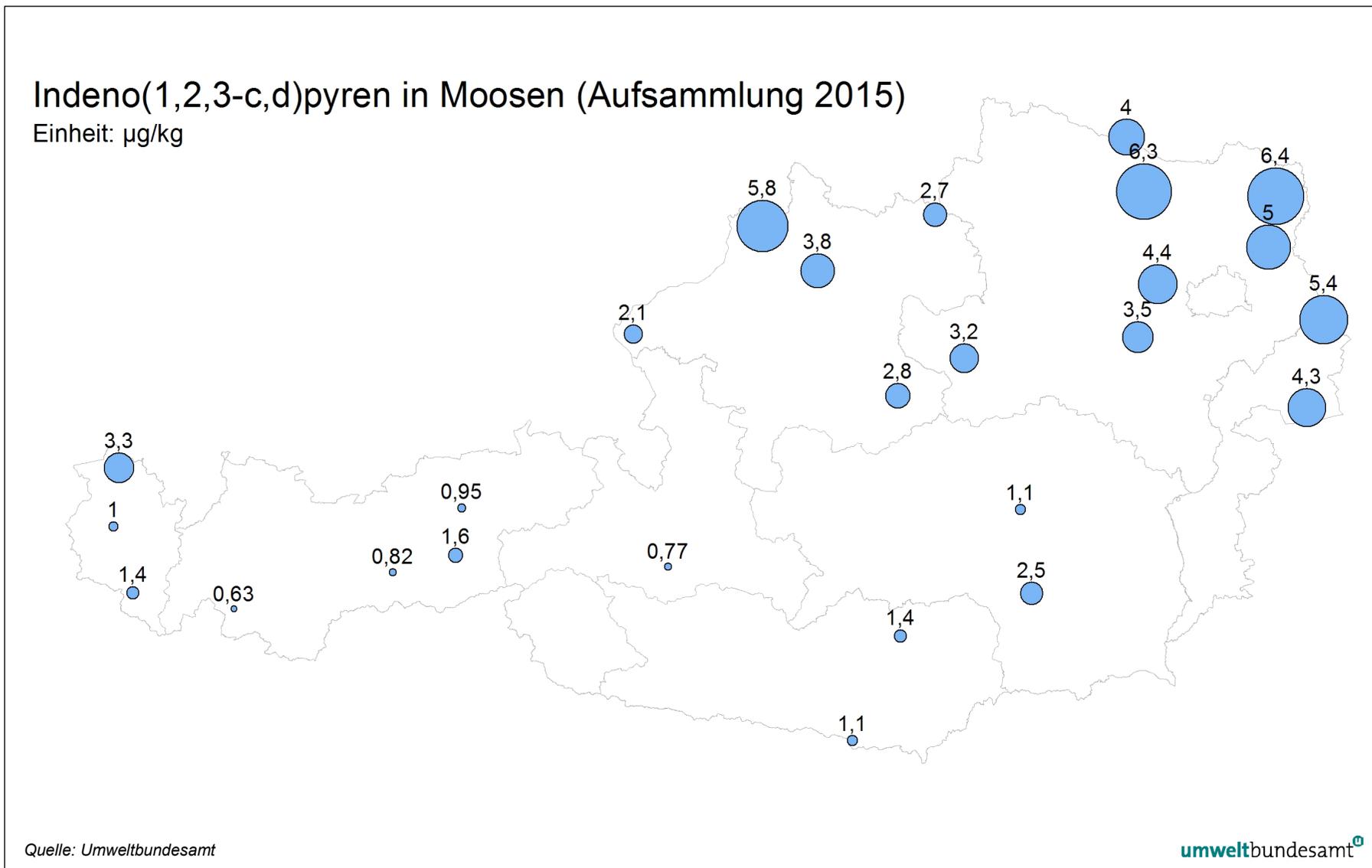
Karte 29: Benzo(k)fluoranthen in Moosen (Aufsammlung 2015).



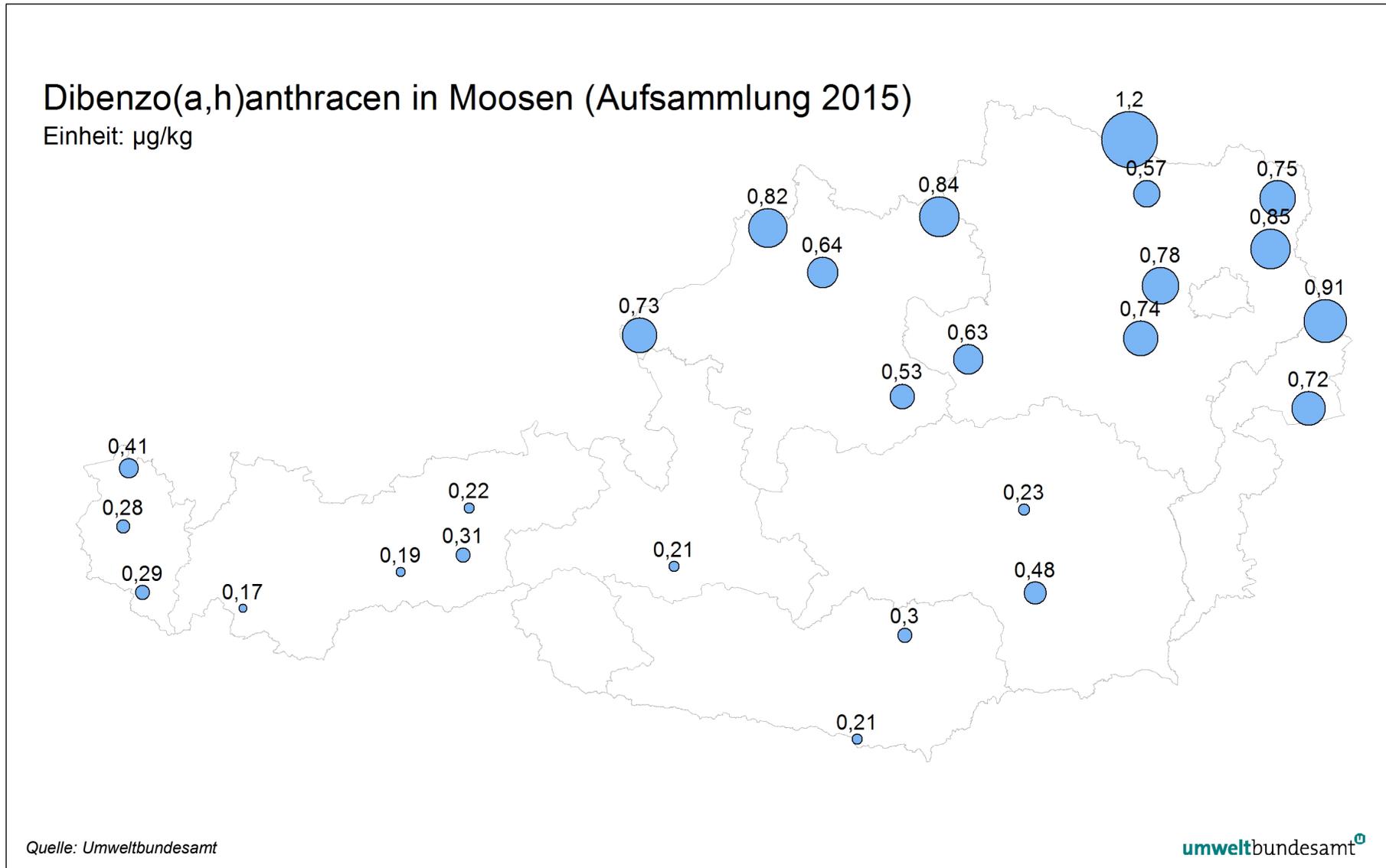
Karte 30: Benzo(a)pyren in Moosen (Aufsammlung 2015).



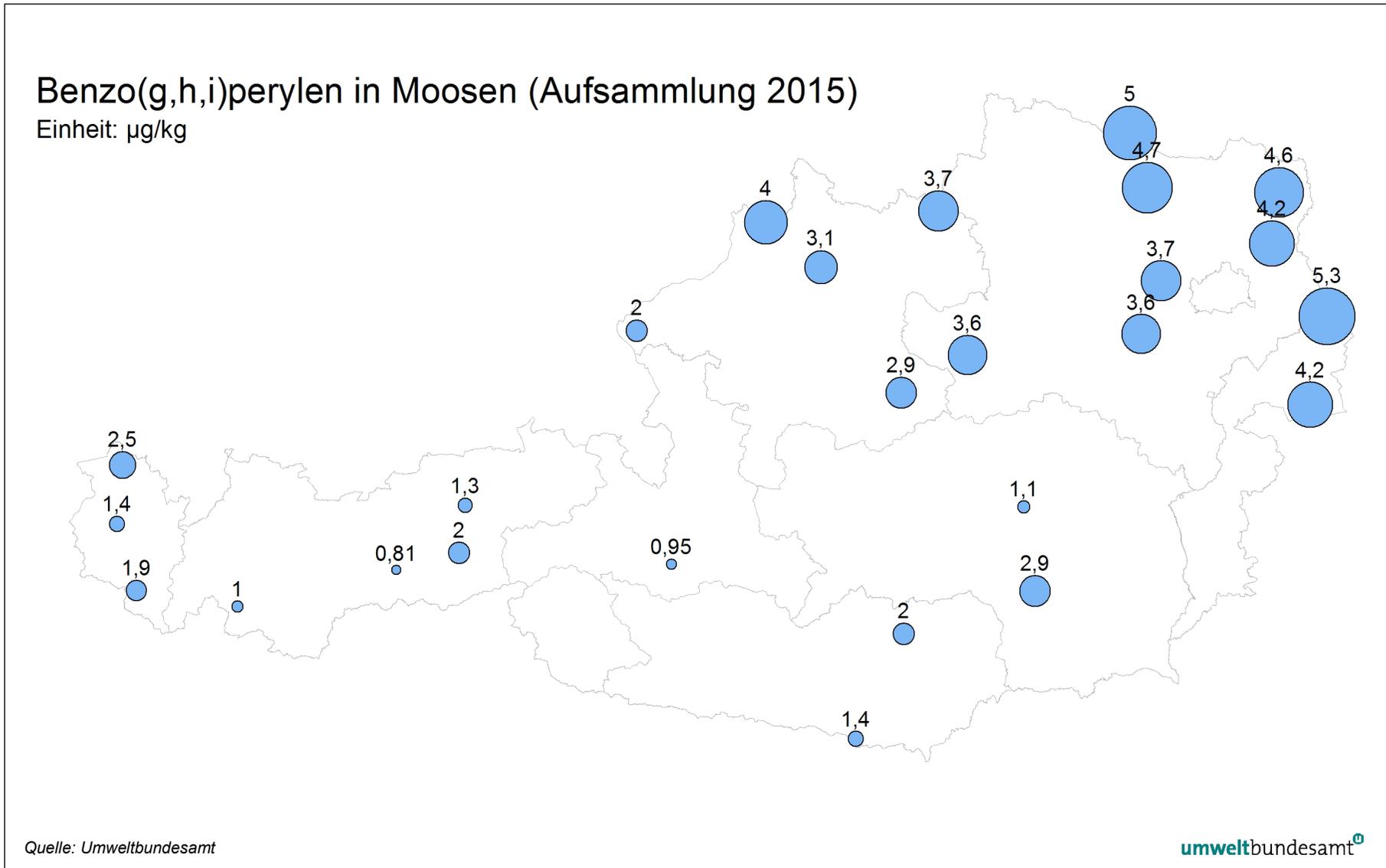
Karte 31: Indeno(1,2,3-c,d)pyren in Moosen (Aufsammlung 2015).



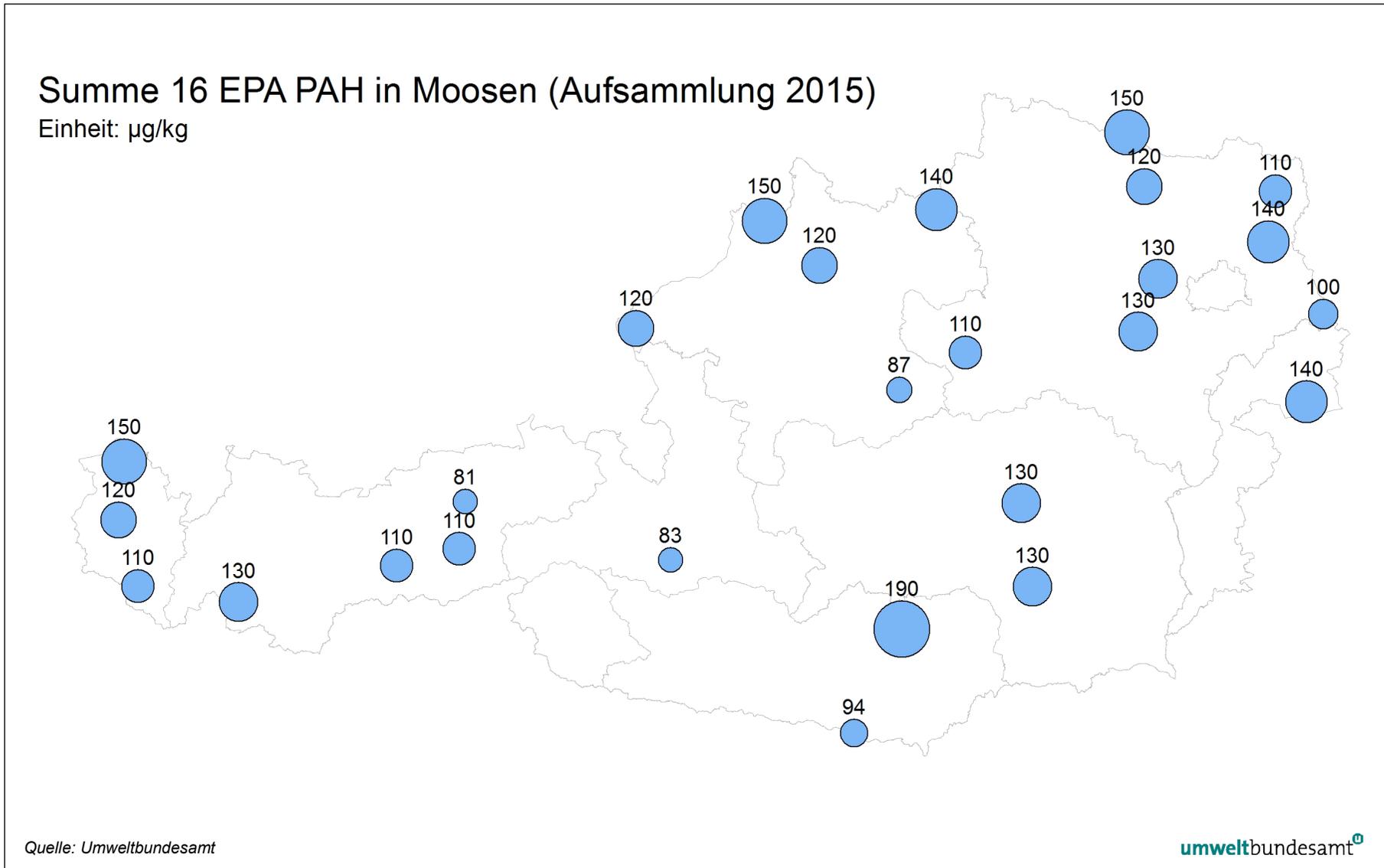
Karte 32: Dibenzo(a,h)anthracen in Moosen (Aufsammlung 2015).



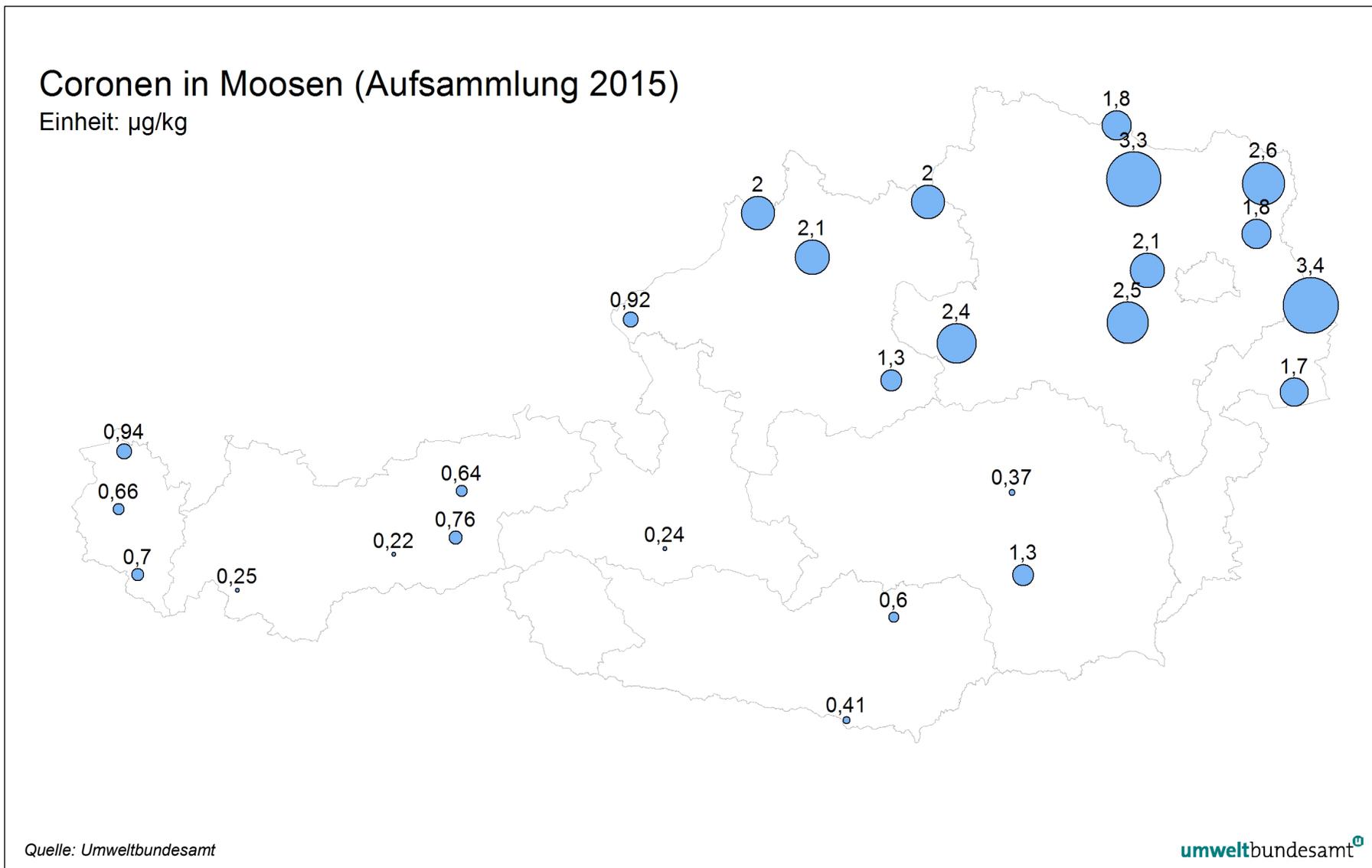
Karte 33: Benzo(g,h,i)perylen in Moosen (Aufsammlung 2015).



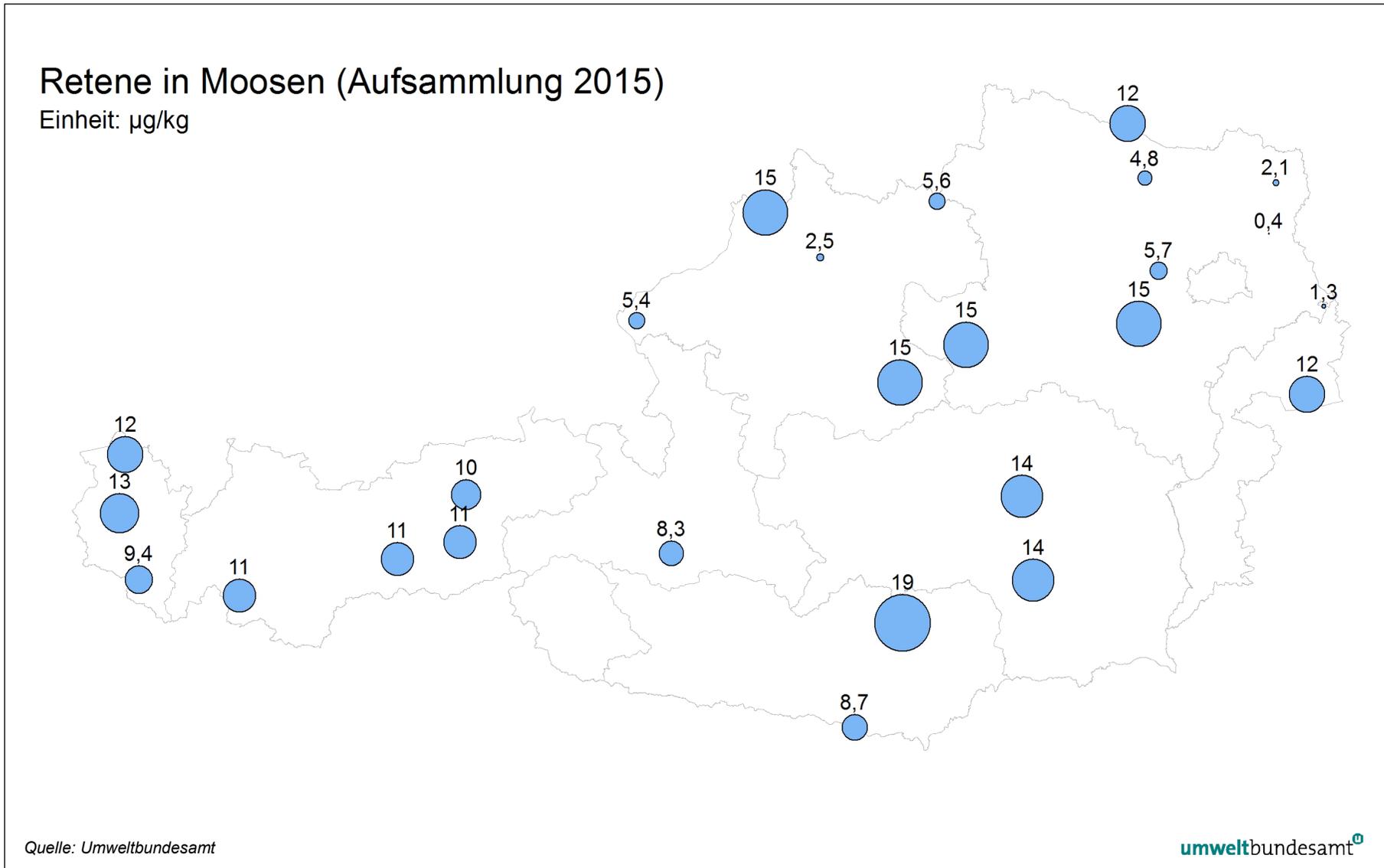
Karte 34: Summe 16 EPA PAH in Moosen (Aufsammlung 2015).



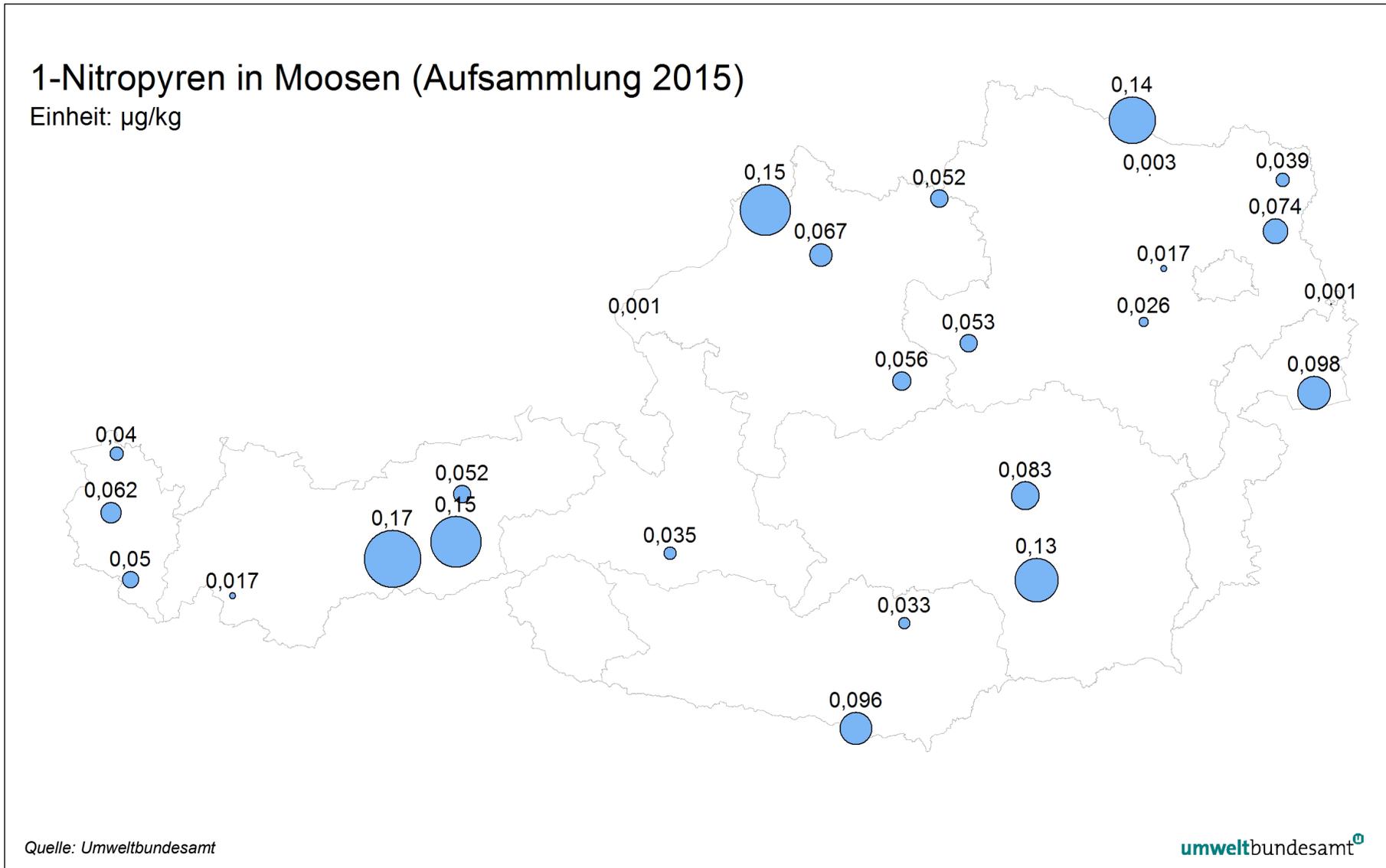
Karte 35: Coronen in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 36: Retene in Moosen (Aufsammlung 2015).



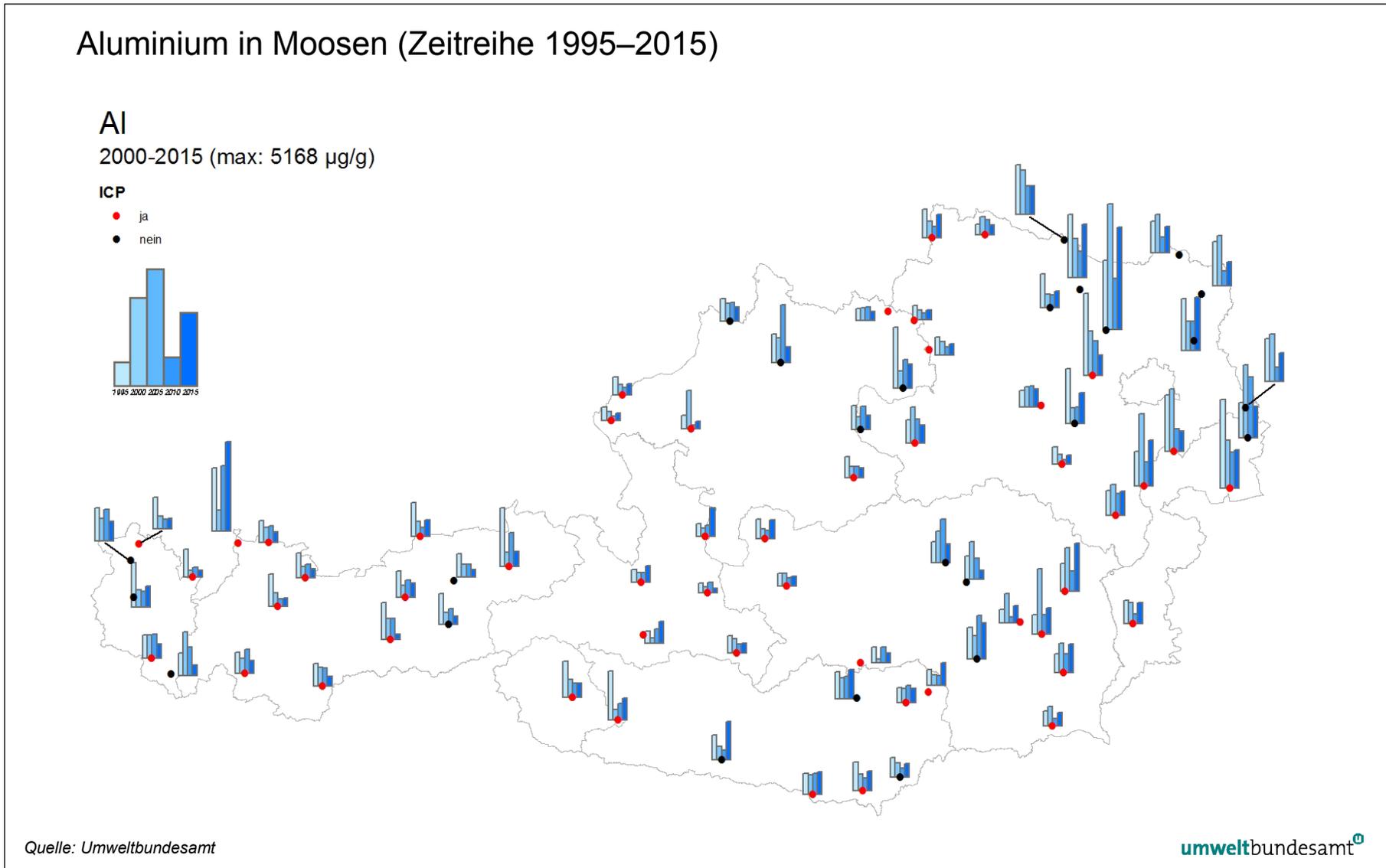
Karte 37: Retene in Moosen (Aufsammlung 2015).



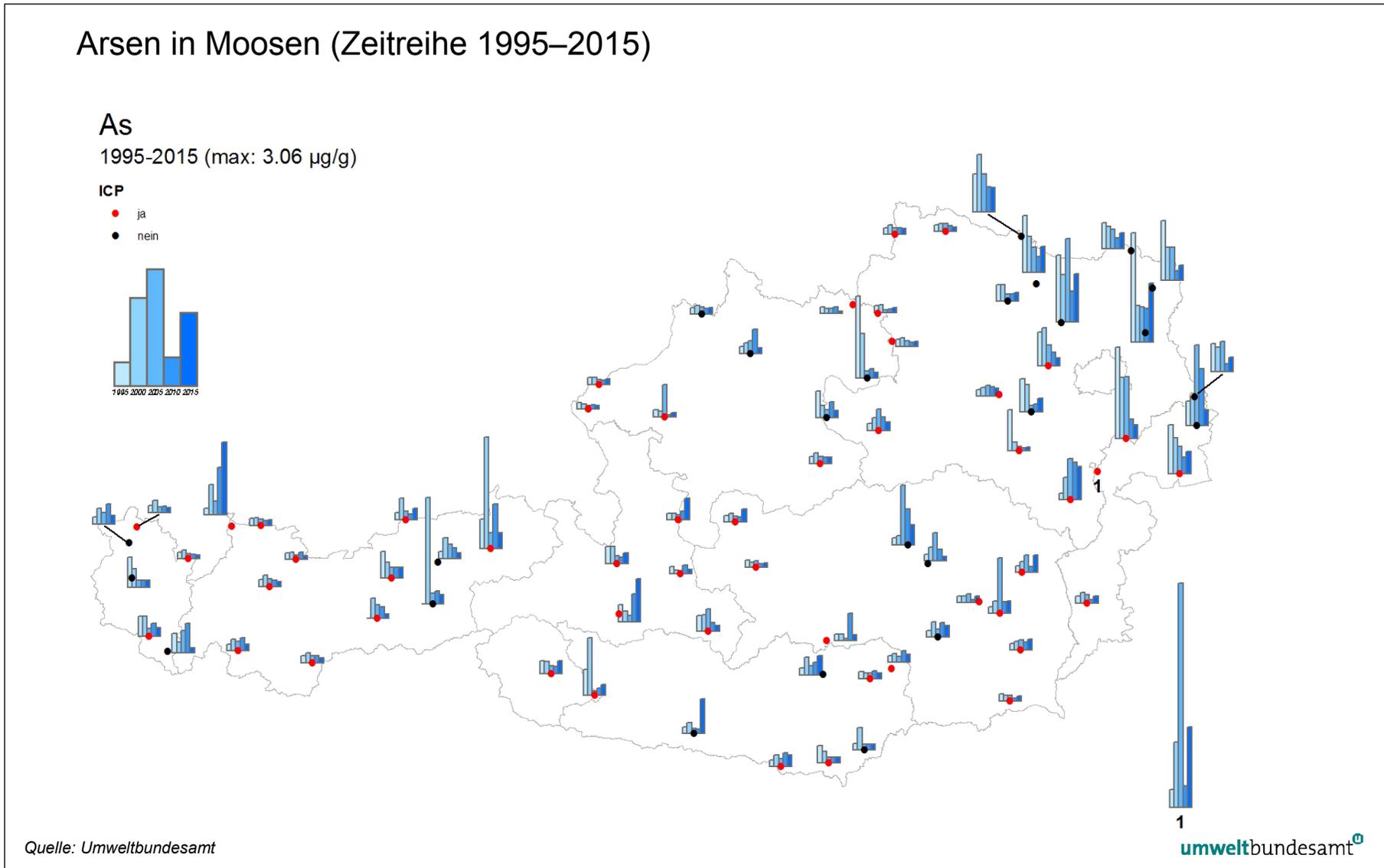
## Anhang 5

**Anhang 5: Karten mit der graphischen Darstellung der Konzentrationen an den einzelnen Sammelpunkten bei den Aufsammlungen 2000, 2005, 2010 und 2015 (Schwermetalle, Al, S, N) incl. einer Summenkarte aller Schwermetalle inkl. Al, S, N und ihre Veränderungen im oben genannten Zeitraum.**

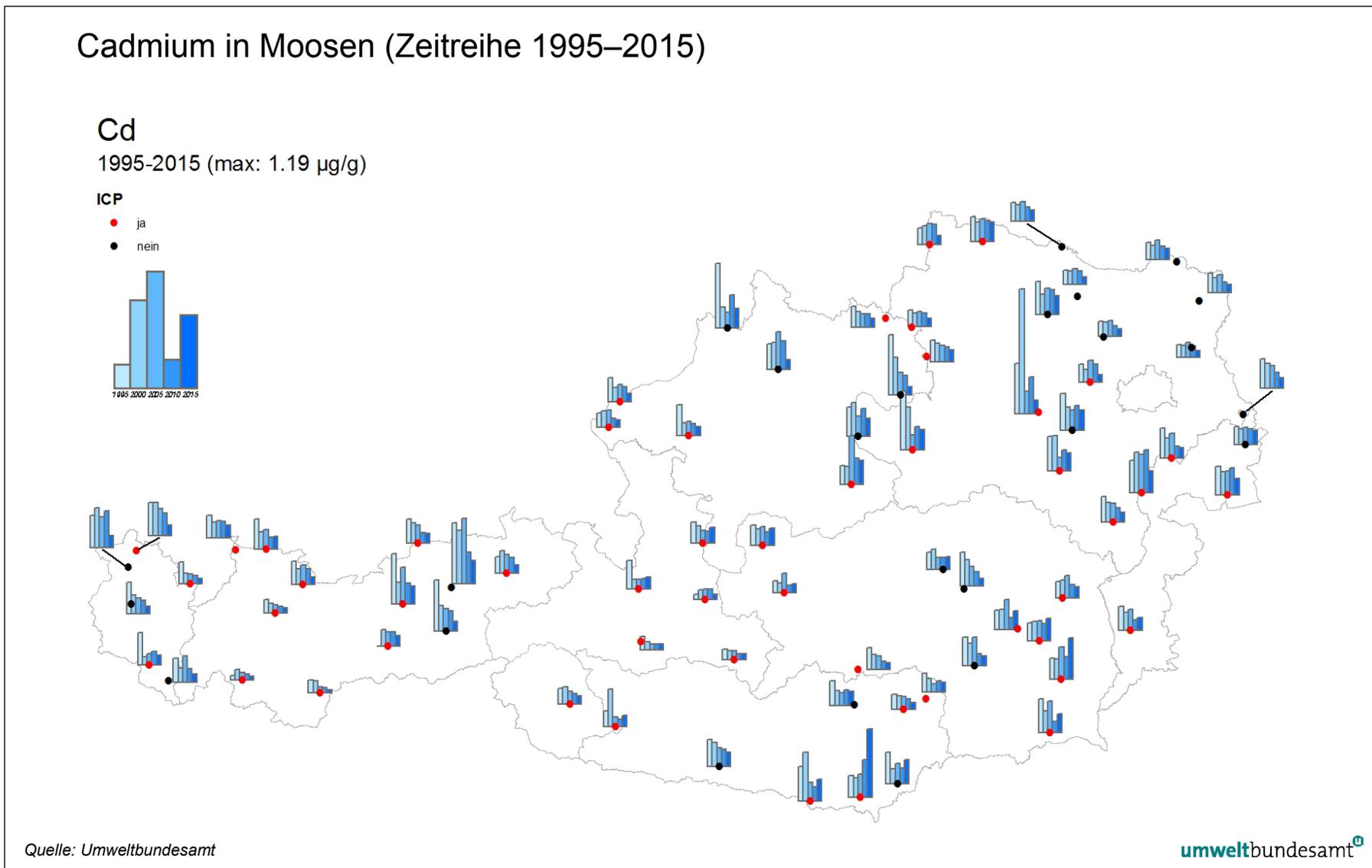
Karte 38: Aluminium in Moosen (Aufsammlung 2015).



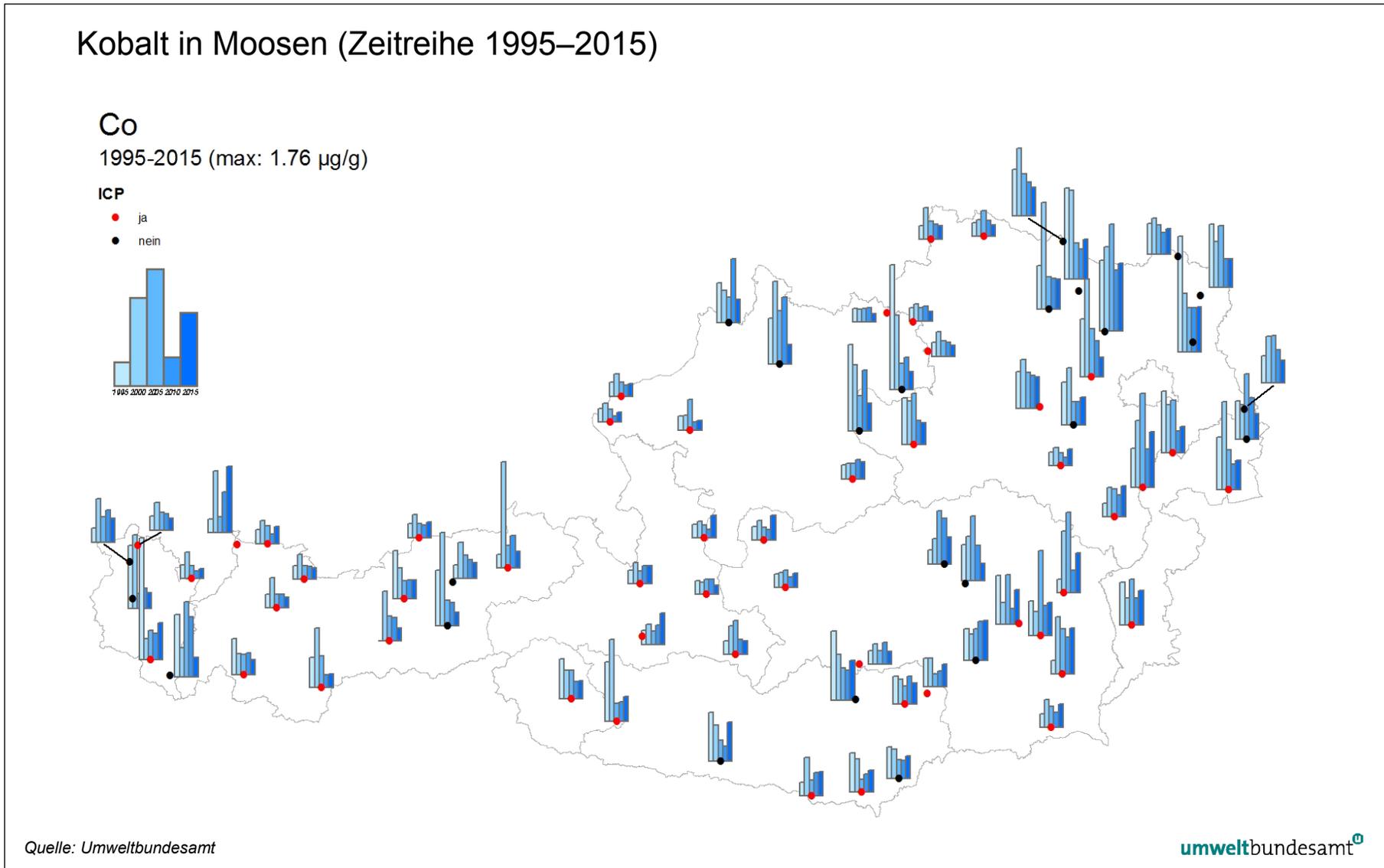
Karte 39: Arsen in Moosen (Aufsammlung 2015).



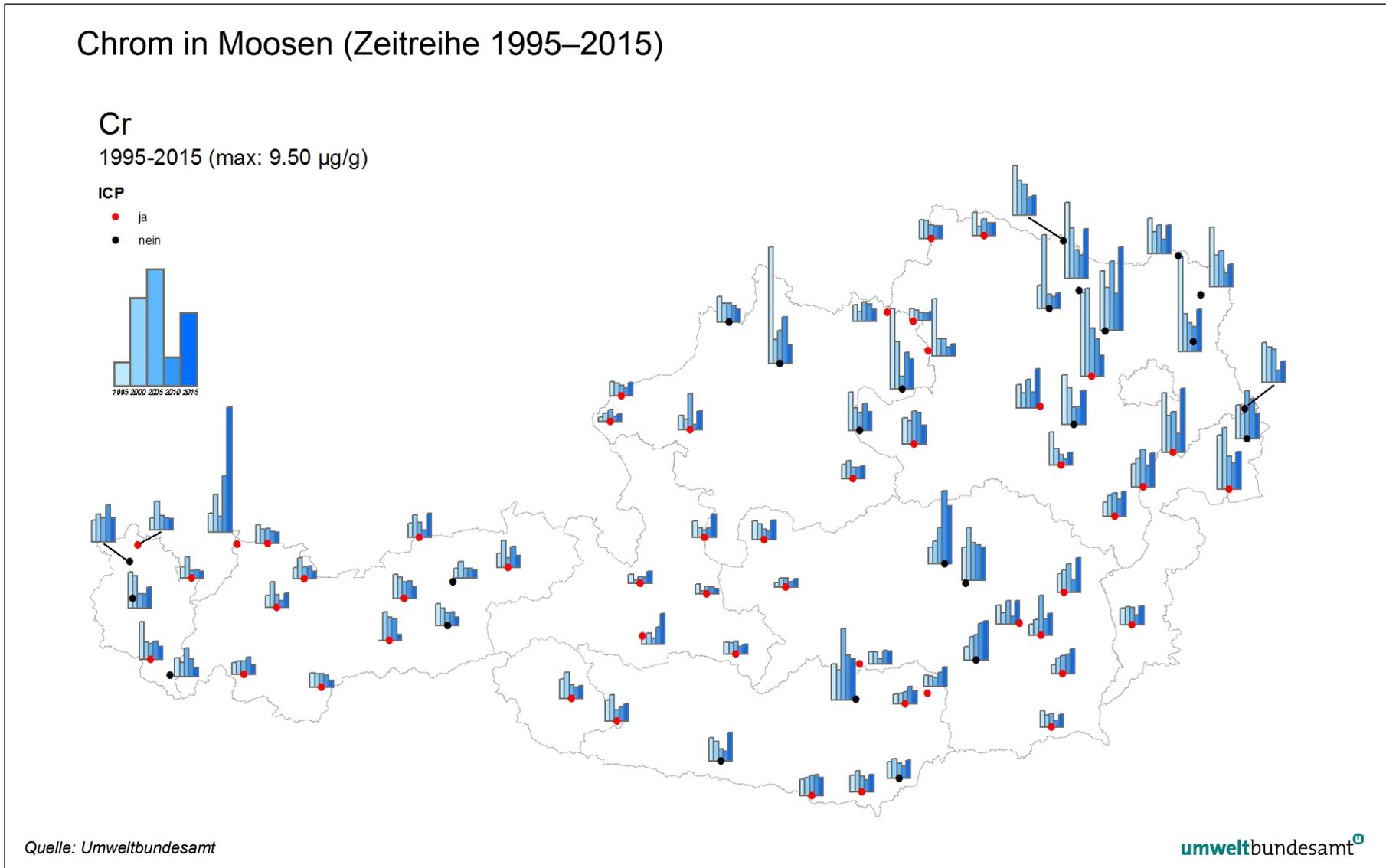
Karte 40: Cadmium in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 41: Kobalt in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 42: Chrom in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 43: Kupfer in Moosen (Aufsammlung 2015).

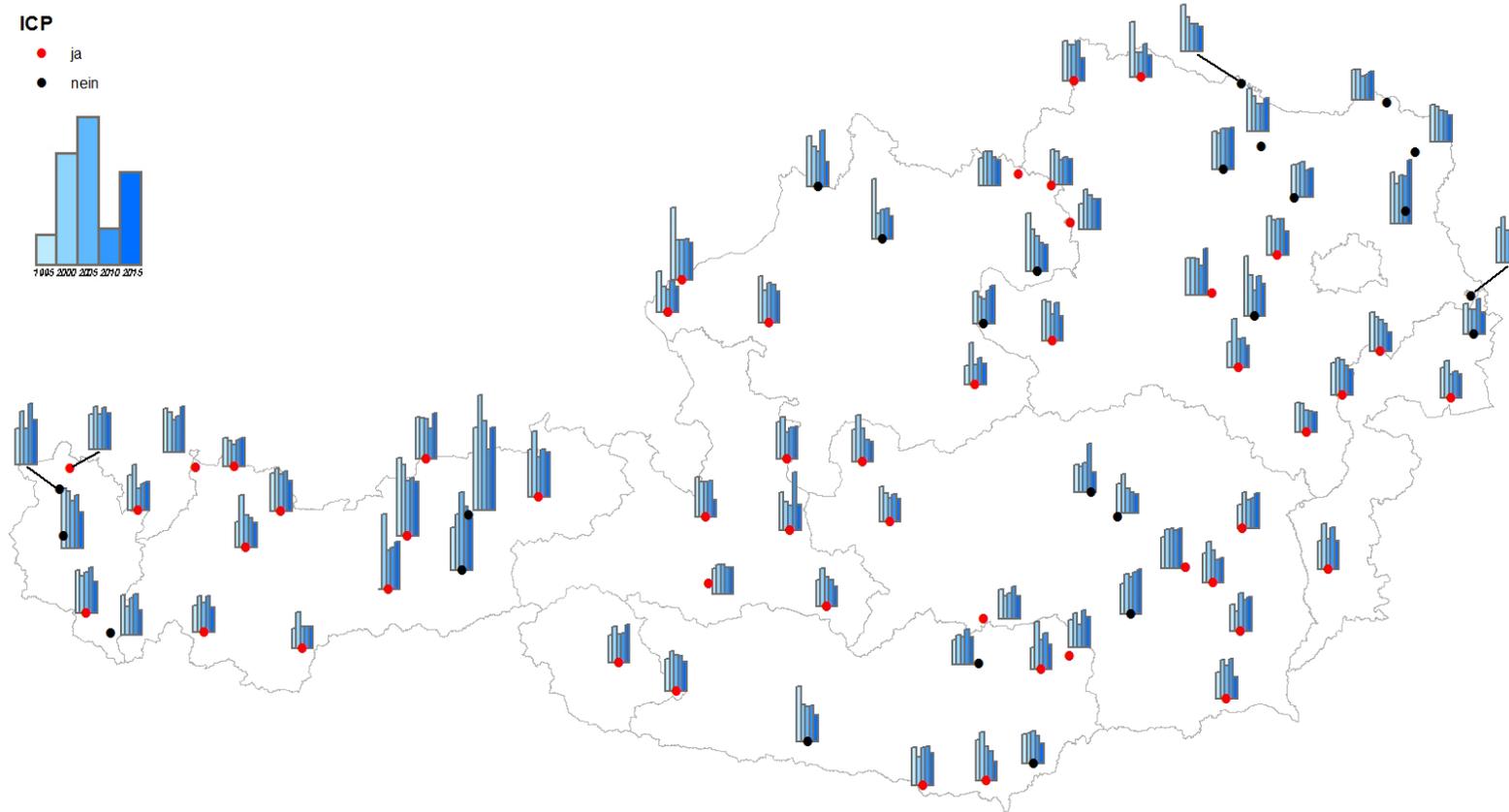
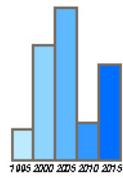
### Kupfer in Moosen (Zeitreihe 1995–2015)

Cu

1995-2015 (max: 18.05 µg/g)

ICP

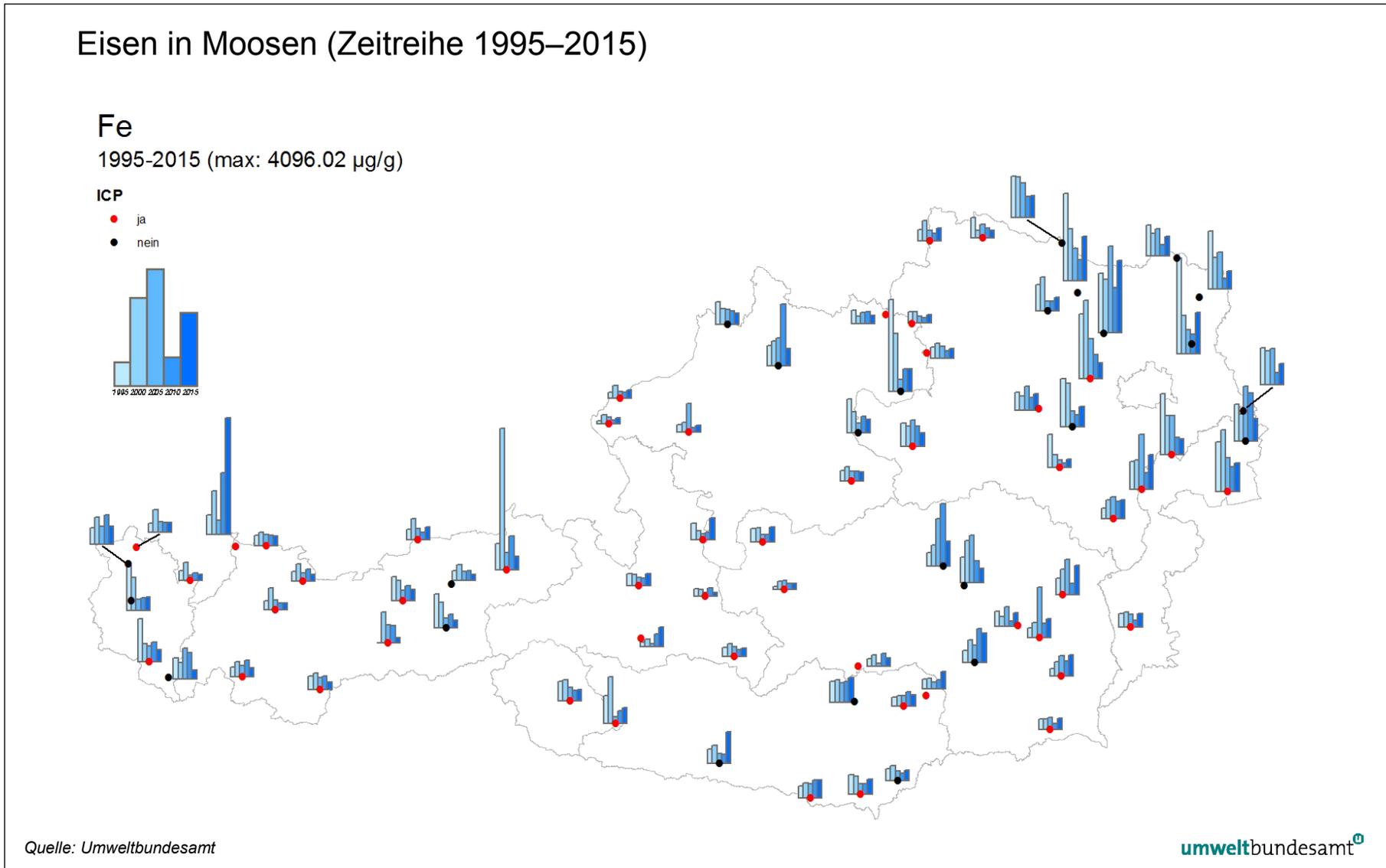
- ja
- nein



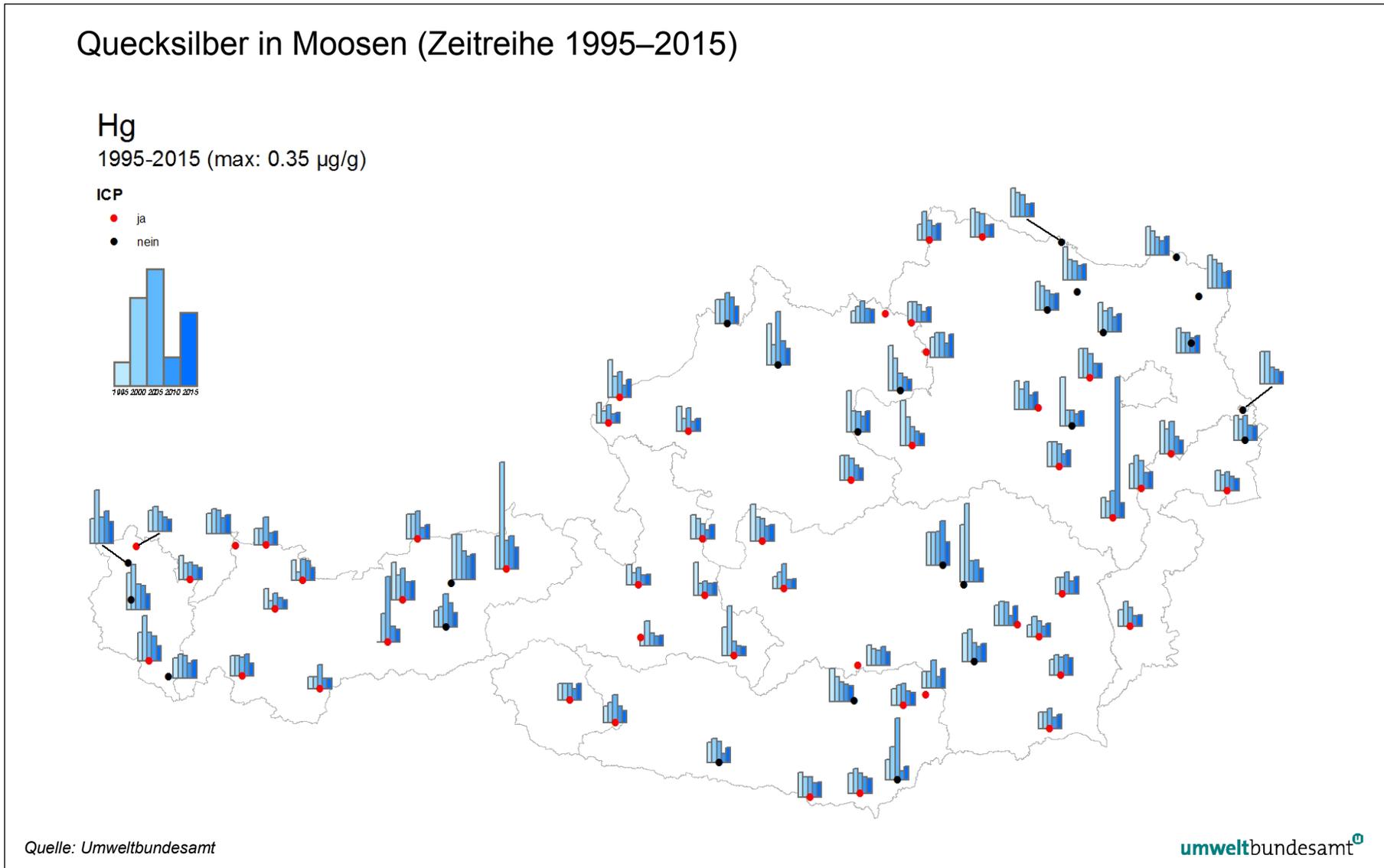
Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt

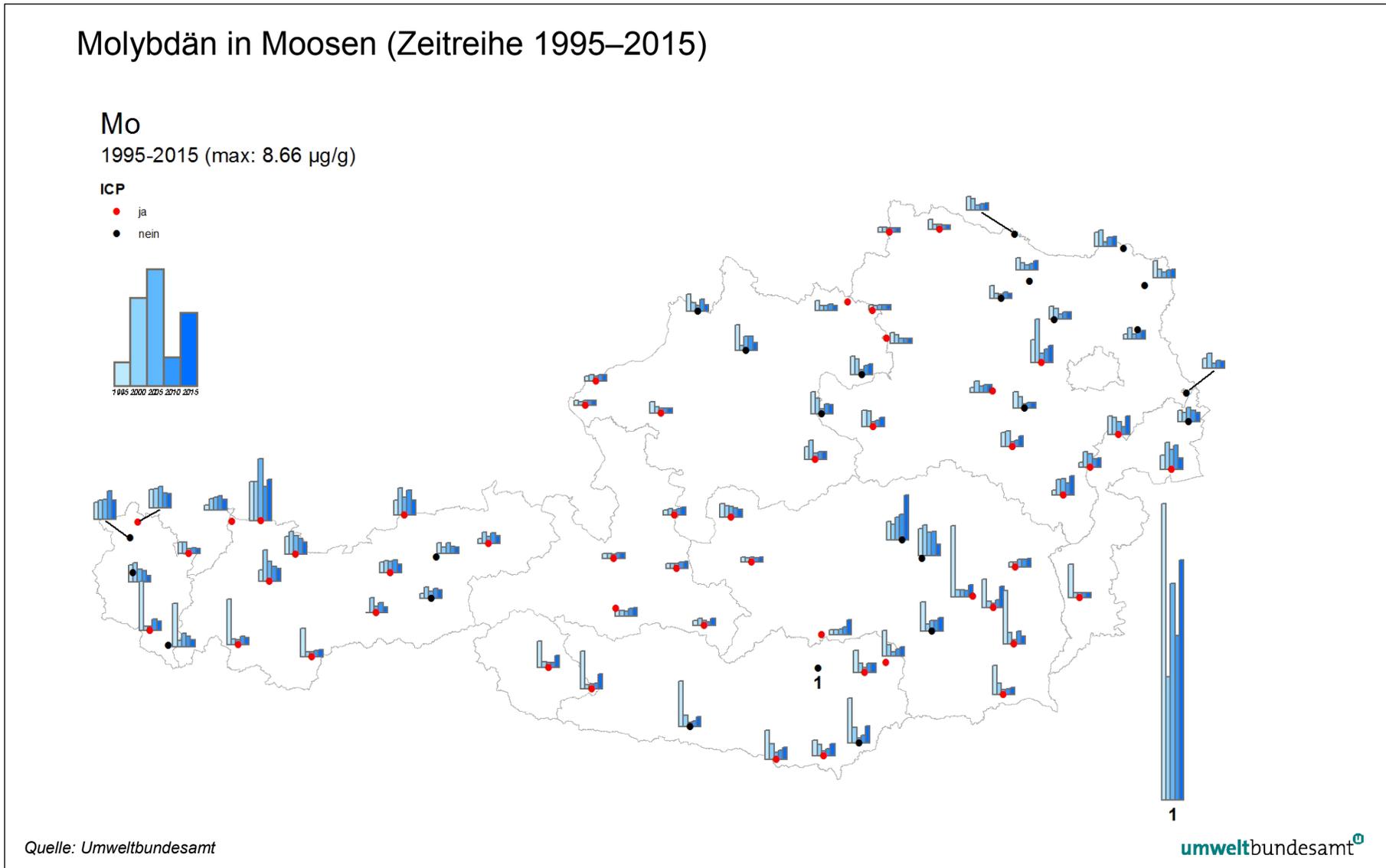
Karte 44: Eisen in Moosen (Aufsammlung 2015).



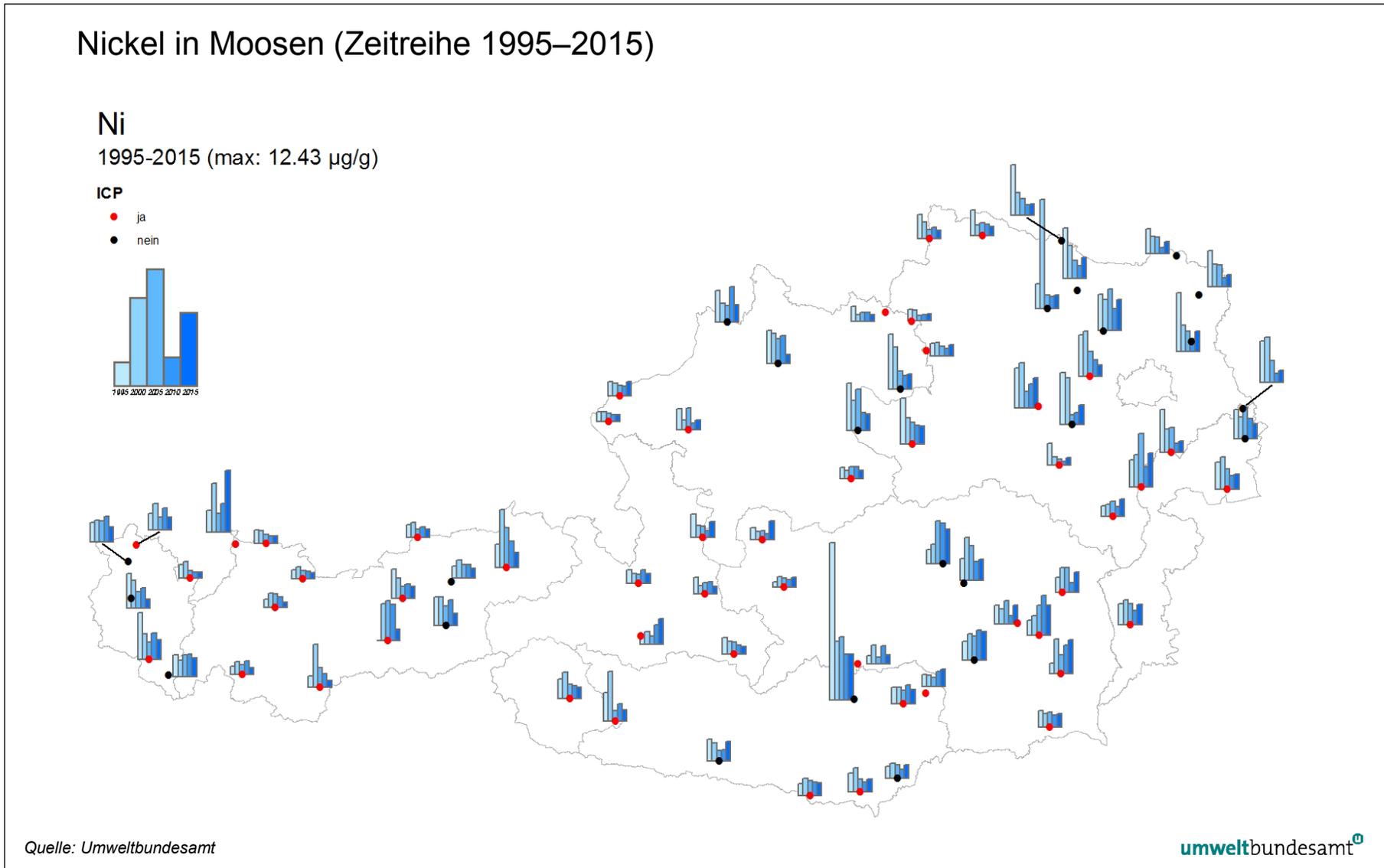
Karte 45: Quecksilber in Moosen (Aufsammlung 2015).



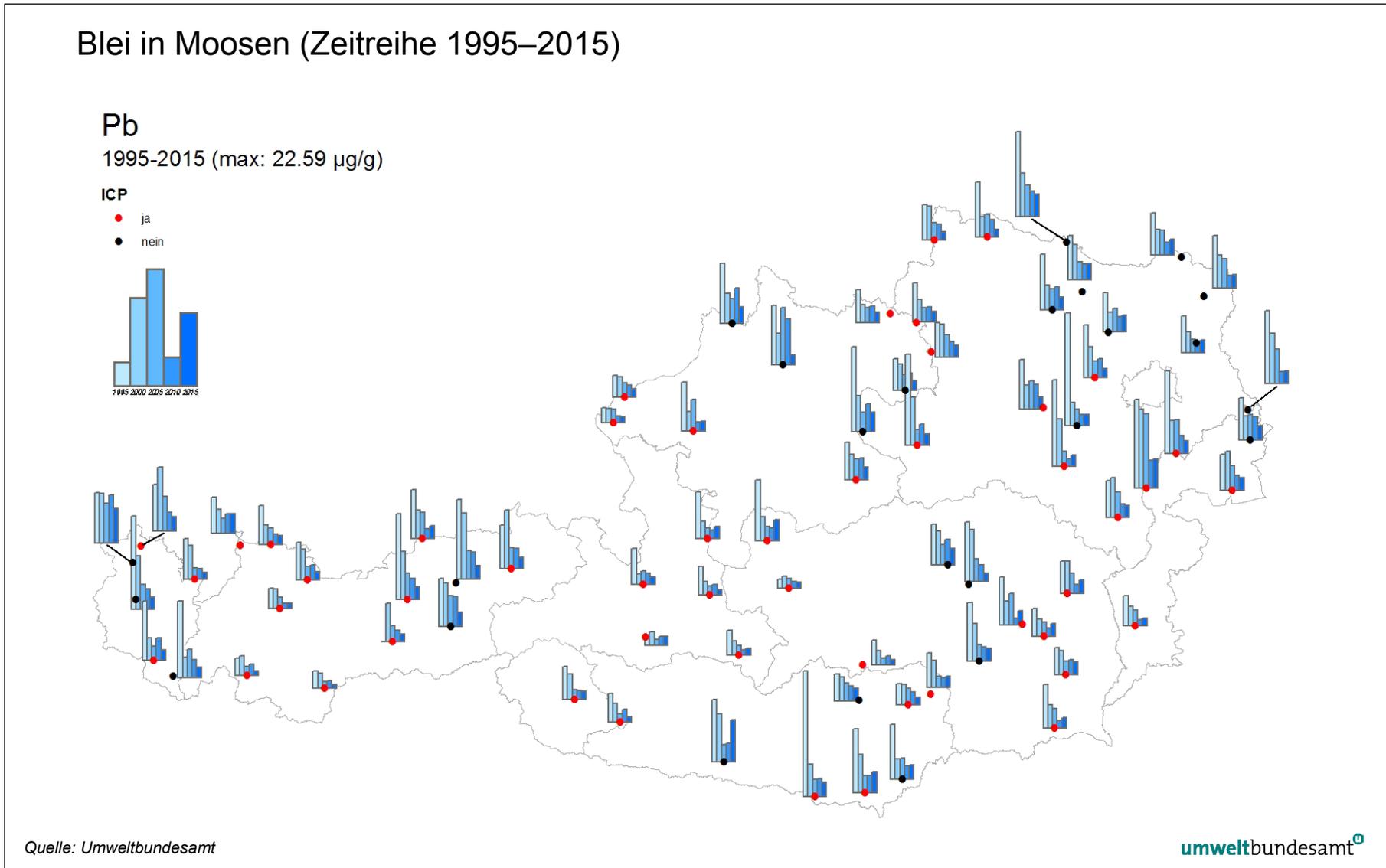
Karte 46: Molybdän in Moosen (Aufsammlung 2015).



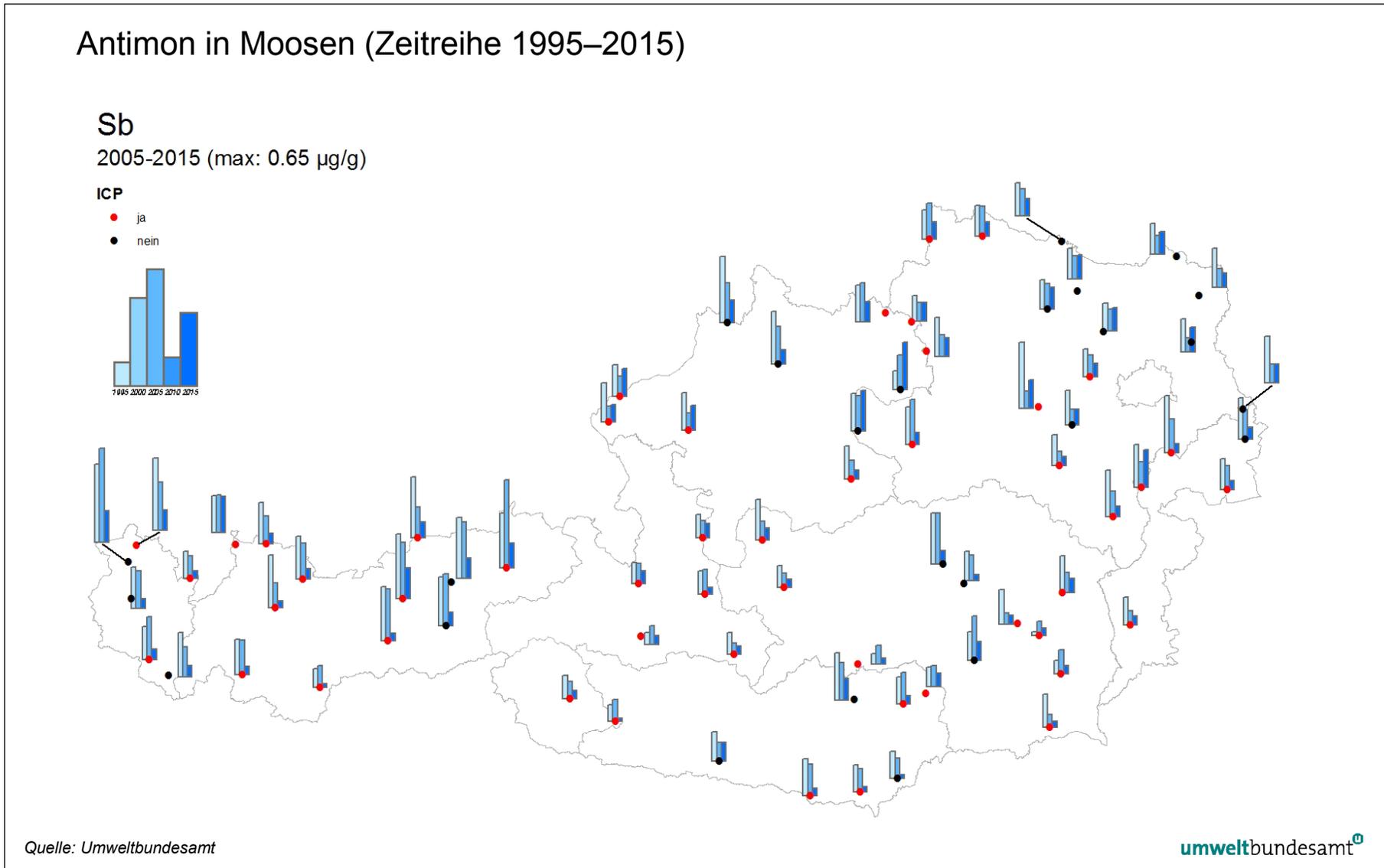
Karte 47: Nickel in Moosen (Aufsammlung 2015).



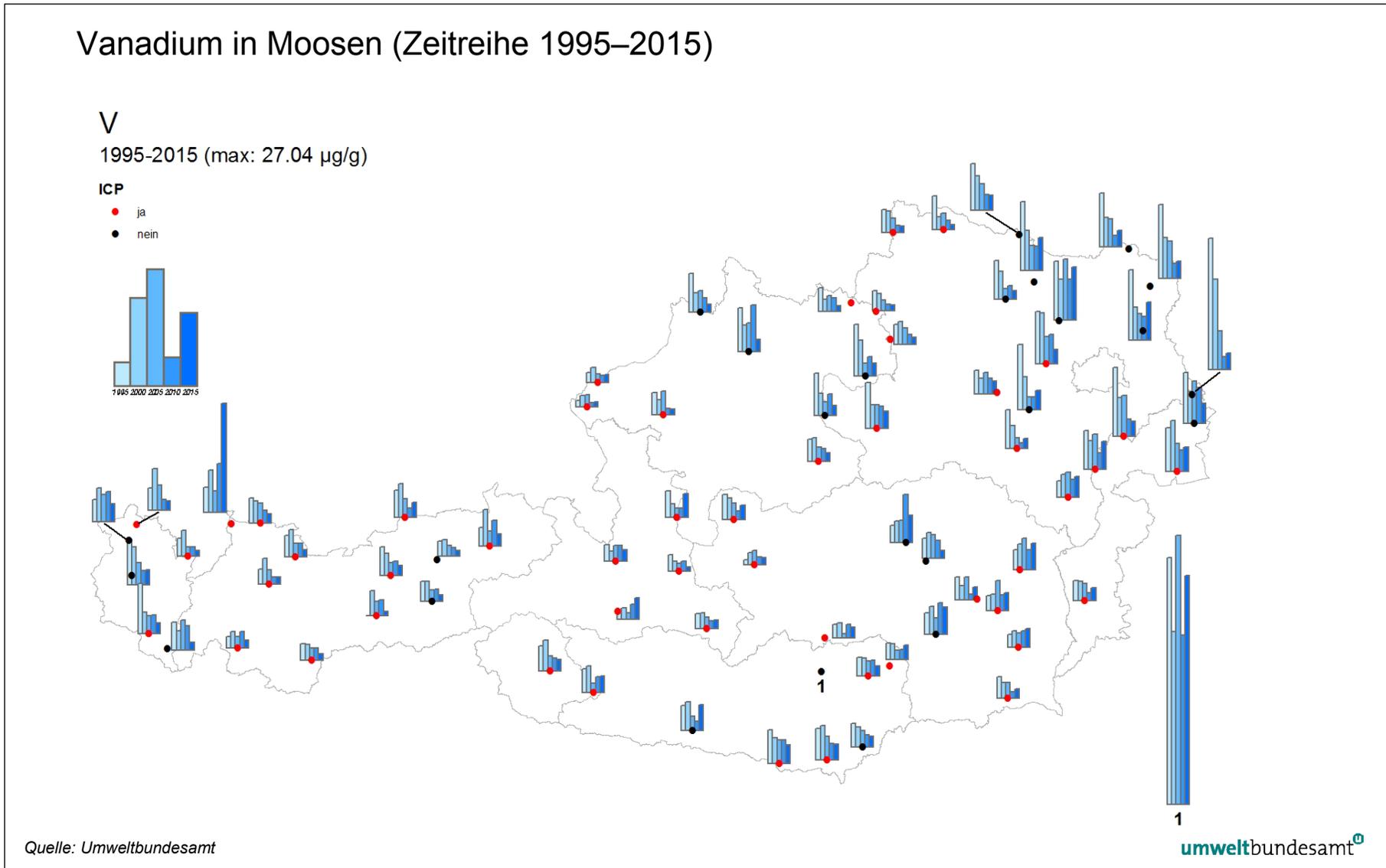
Karte 48: Blei in Moosen (Aufsammlung 2015).



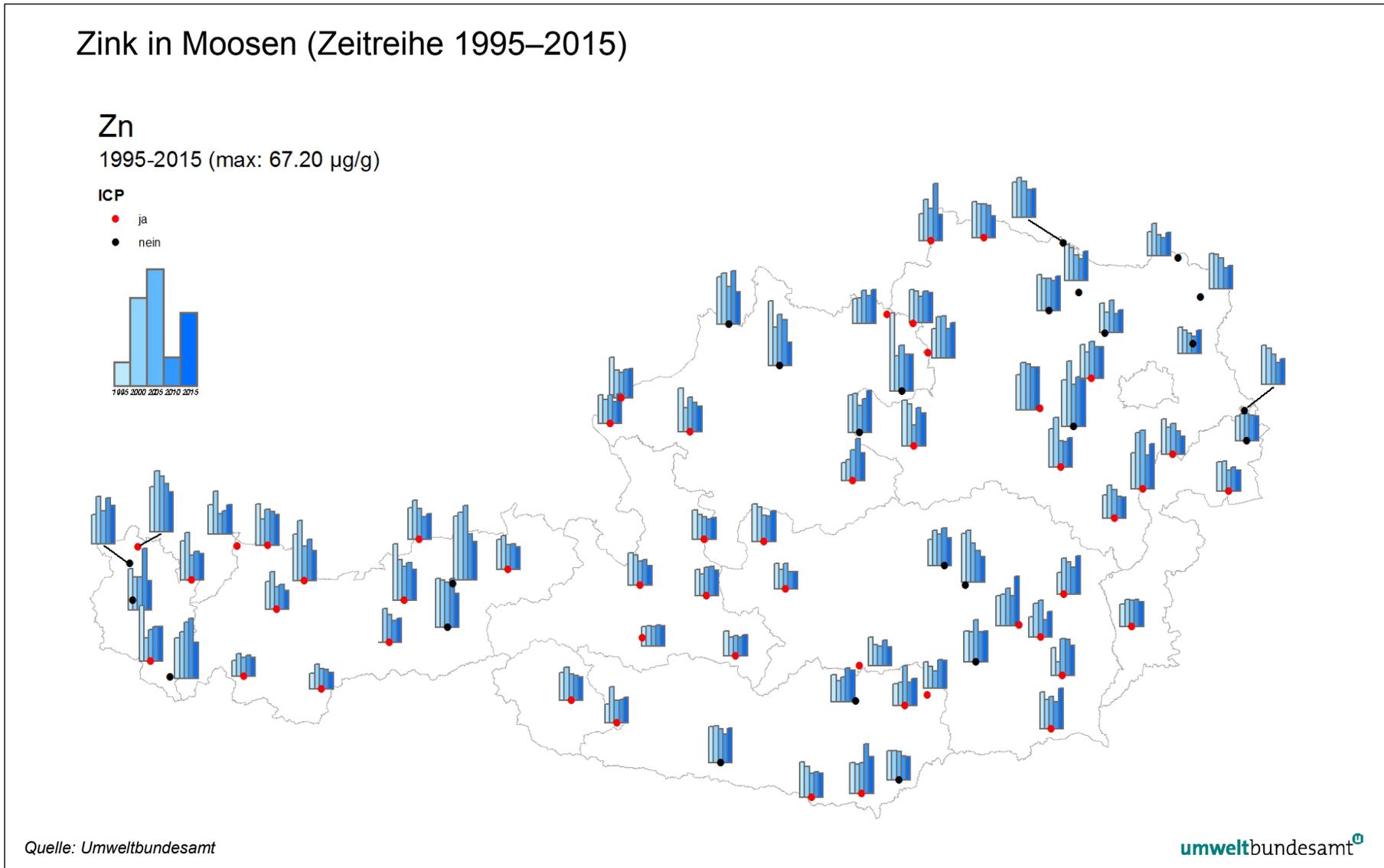
Karte 49: Antimon in Moosen (Aufsammlung 2015).



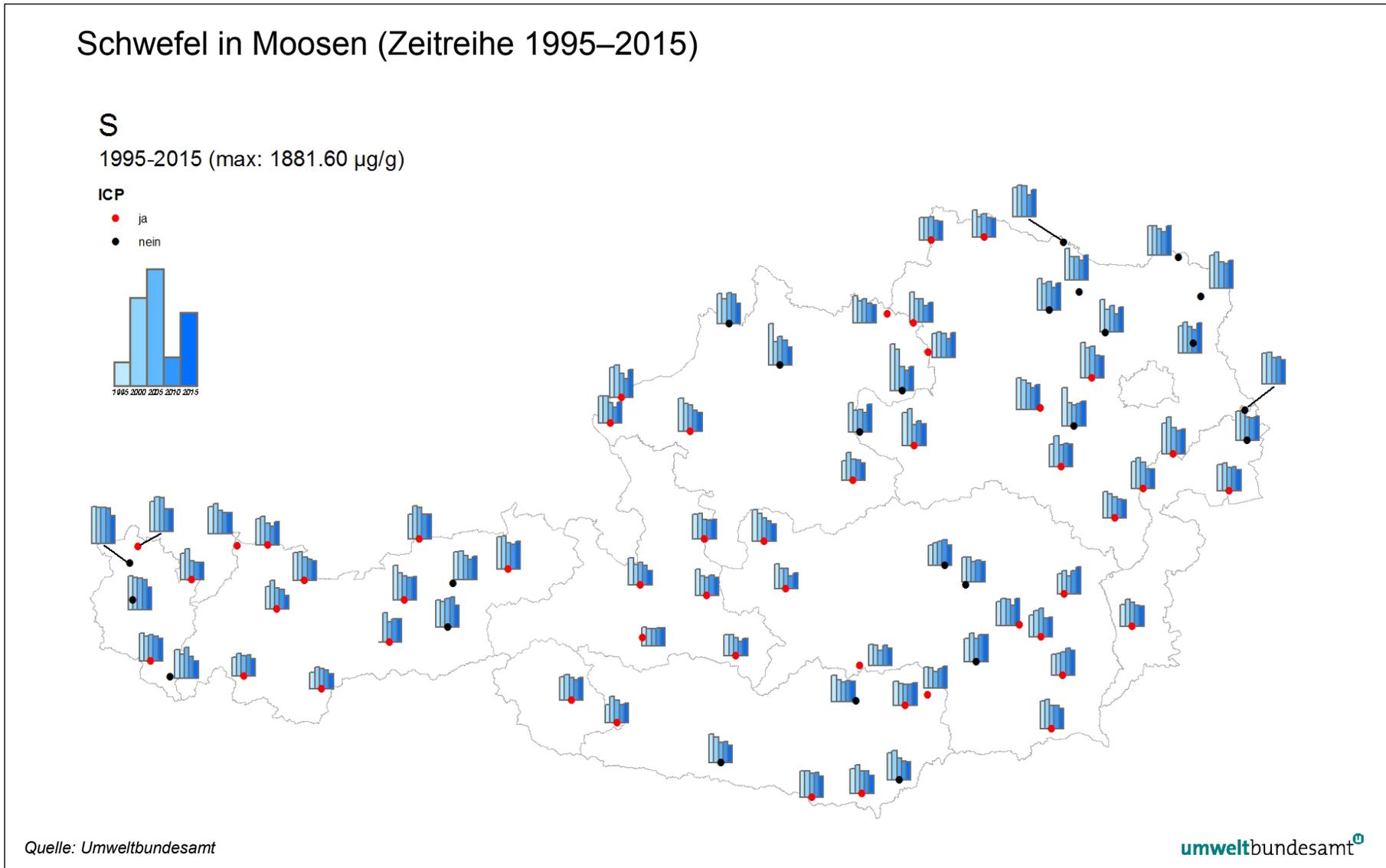
Karte 50: Vanadium in Moosen (Aufsammlung 2015).



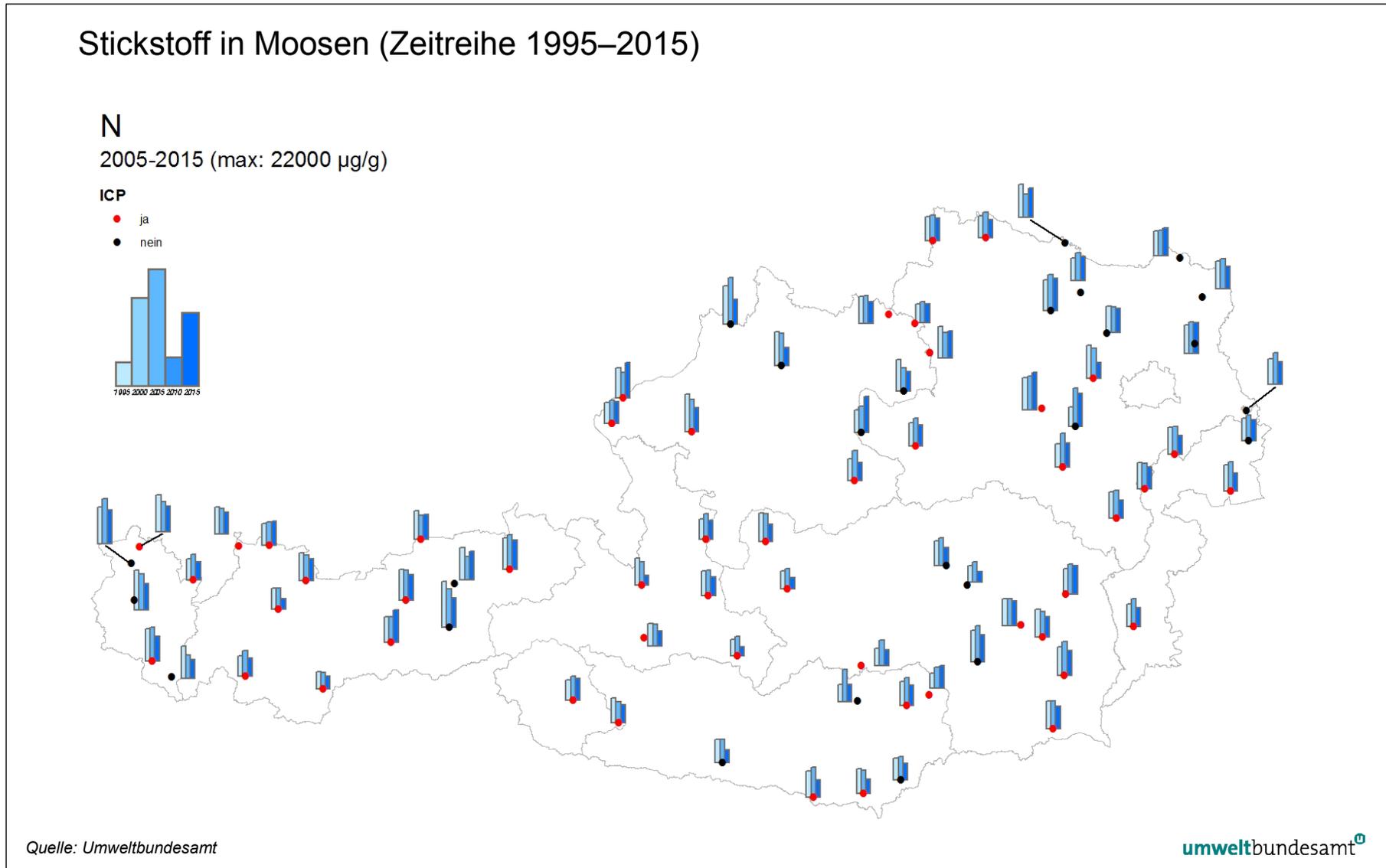
Karte 51: Zink in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 52: Schwefel in Moosen (Aufsammlung 2015).



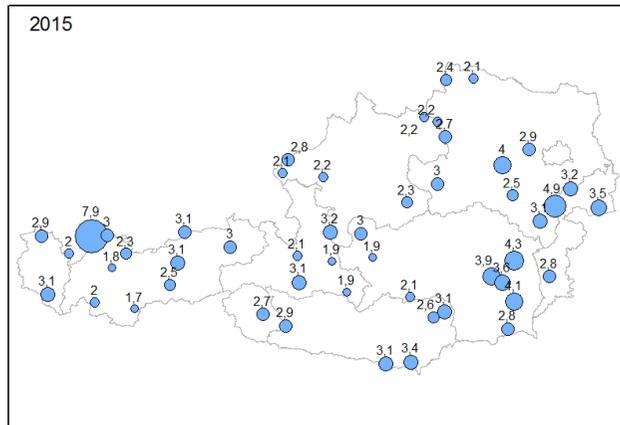
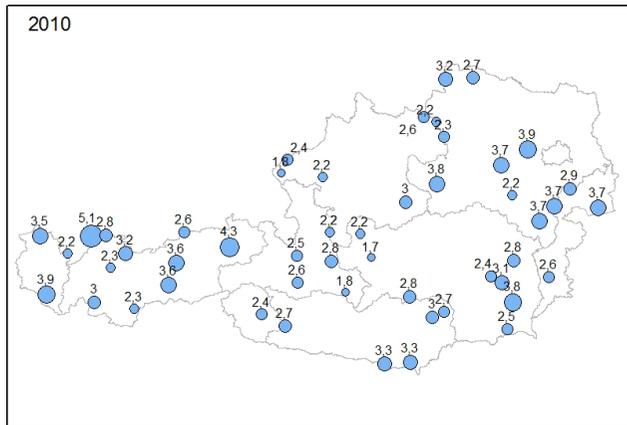
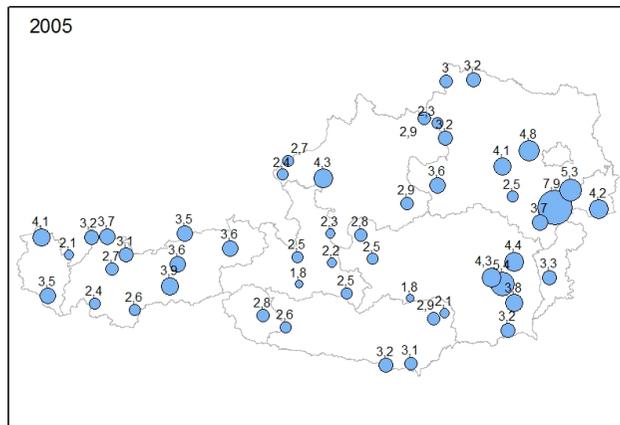
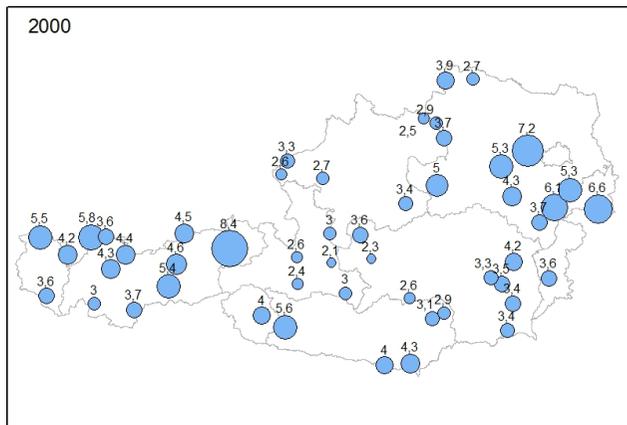
Karte 53: Stickstoff in Moosen (Aufsammlung 2015).



Karte 54: Veränderungen der Elemente (Schwermetalle, Al, und S) von 2000–2015.

## Veränderungen der Elemente (Schwermetalle, Al, und S) von 2000–2015

Normalisierte Summe der Elemente Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mo, Ni, Pb, V, Zn und S



Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt



Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

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

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

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Der aktuelle Report behandelt die Erfassung der atmosphärischen Schwermetall- und anderer Depositionen in Österreich unter Verwendung von Moosen als Biomonitoren. Die Moose wurden auf 13 toxikologisch relevante Metalle sowie Aluminium, Schwefel und Stickstoff an 75 Standorten untersucht. Weiters wurden an 25 Standorten die Depositionen der 16 EPA-PAHs sowie von Coronen, Reten und 1-N-Pyren analysiert.

Die Deposition von Metallen ist seit 1995 weitgehend zurückgegangen. In einzelnen Regionen sind die Einträge gleich geblieben oder gestiegen. Die PAH-Depositionsmuster zeigen erhöhte Werte an einzelnen Punkten sowie generell im Nordosten Österreichs. Der Report ist ein Beitrag für das Monitoring im Rahmen der Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution der UN ECE.