

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz

Moos-Monitoring 1990–2020



Autorin
Zaida Ehrenmann

Rapperswil, April 2024

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Abt. Luftreinhaltung und Chemikalien, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG

Autorin

Zaida Ehrenmann (-Kosonen)
FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG
Alte Jonastrasse 83
CH – 8640 Rapperswil
E-Mail: fub@fub-ag.ch, www.fub-ag.ch

Begleitung BAFU

Reto Meier

Verdankung

Sammlung: N. Schnyder, N. Müller, S. Stix, L. Thöni, N. Müller (FUB AG)

Aufbereitung: B. Meier, Ch. Hunziker, S. Metz, M. Meier, S. Stix (FUB AG)

Analytik Metalle: M. Strok (Institut «Jožef Stefan», Slowenien)

Analytik Stickstoff: M. Skudnik (Slovenian Forestry Institute, Slowenien)

Analytik PAK und PCB: R. Comte (NIUTECH AG, Schweiz)

Analytik übrige POP: A.-K. Dreyer (ANECO, Deutschland)

Meteorologische und modellierte Daten: B. Rhim (Meteotest)

Niederschlagsdaten Stickstoff: A. Thimonier (WSL), S. Braun (IAP), NABEL, FUB AG

Initialisierung der Untersuchung der übrigen POP: A. Buser, BAFU

Europäische Koordination, Moss Survey: M. Frontasyeva, H. Harmens, F. Hayens und ganze ICP Vegetation Gruppe für Moosmonitoring

Titelbild

Diverse Standorte der 2020 Erhebung.
© Fotos: N. Schnyder, N. Müller und S. Stix

Zitierung

Z. Ehrenmann, 2024: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz, Moos-Monitoring 1990–2020, FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG, Rapperswil. S. 146

Hinweis: Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Abstracts	4
2	Zusammenfassung	6
2.1	Metalle.....	7
2.2	Stickstoff.....	15
2.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	17
2.4	Polychlorierte Biphenyle (PCB).....	18
2.5	Weitere persistente organische Schadstoffe (POP).....	19
2.6	Fazit	21
3	Einleitung	22
3.1	Anlass	22
4	Grundlagen	24
4.1	Moose als Biomonitoren der atmosphärischen Deposition	24
4.2	Die gemessenen Elemente	26
4.3	Persistente organische Schadstoffe (POP).....	29
4.3.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	29
4.3.2	Polychlorierte Biphenyle (PCB).....	30
4.3.3	Weitere persistente organische Schadstoffe (POP).....	31
5	Resultate	32
5.1	Darstellung der Resultate.....	32
5.1.1	Metalle.....	32
5.1.2	Stickstoff.....	33
5.1.3	POP.....	33
5.2	Metalle.....	34
5.2.1	Ag – Silber.....	34
5.2.2	Al – Aluminium	36
5.2.3	As – Arsen.....	38
5.2.4	Ba – Barium	41
5.2.5	Bi – Bismut	43
5.2.6	Cd – Cadmium	45
5.2.7	Co – Cobalt	49
5.2.8	Cr – Chrom.....	51
5.2.9	Cs – Cäsium.....	53
5.2.10	Cu – Kupfer	55
5.2.11	Fe – Eisen	58
5.2.12	Hg – Quecksilber.....	60
5.2.13	Mo – Molybdän.....	63
5.2.14	Ni – Nickel	65
5.2.15	Pb – Blei	68
5.2.16	Sb – Antimon	72
5.2.17	Se – Selen.....	74
5.2.18	Sr – Strontium	76
5.2.19	Tl – Thallium.....	78
5.2.20	U – Uran.....	80
5.2.21	V – Vanadium.....	82
5.2.22	Zn – Zink	84
5.3	N – Stickstoff.....	87
5.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.....	92
5.5	Polychlorierte Biphenyle.....	97
5.6	Weitere persistente organische Schadstoffe (POP).....	99
5.6.1	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F).....	100
5.6.2	Hexabromcyclododecan (HBCDD)	101

5.6.3	Polybromierte Biphenyle (PBB).....	102
5.6.4	Polybromierte Diphenylether (PBDE).....	103
5.6.5	Alternative Flammschutzmittel	104
5.6.6	Pestizide.....	105
5.6.7	Chlorparaffine.....	106
6	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	107
7	Methoden.....	108
7.1	Sammelstellen.....	108
7.1.1	Eigenschaften der Sammelstellen.....	108
7.1.2	Sammelorte.....	109
7.2	Verwendete Moosarten.....	111
7.3	Sammlung der Moose.....	113
7.4	Aufbereitung, Aufschluss und Analytik.....	114
7.4.1	Elementvergleich mit Al.....	116
7.5	Qualitätskontrolle	118
7.5.1	Nachweisgrenze (LOD).....	118
7.5.2	Richtigkeit, Referenzmaterial	118
7.5.3	Rückstellproben	121
7.5.4	Reproduzierbarkeit.....	122
7.5.5	Qualitätssicherung der Analyse von POP	124
8	Verzeichnisse.....	125
8.1	Abkürzungen.....	125
8.2	Literatur.....	128
9	Anhang	134
9.1	Anhang 1 – Strukturformeln ausgewählter POP	134
9.2	Anhang 2 – Einzelwerte der gemessenen POP	136
9.3	Anhang 2 – Beispiel eines Feldblattes.....	142
9.4	Anhang 3 – Standortdaten	144

1 Abstracts

DE

Der vorliegende Bericht zeigt die räumliche Verteilung sowie die zeitliche Entwicklung von Schadstoffen, welche mittels Moosen als Biomonitoren in der Schweiz gemessen werden. Die Untersuchung wird im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung seit 1990 alle 5 Jahre durchgeführt. In der Schweiz hat die Belastung durch As, Ag, Cd, Hg, Mo, Sb, V und Pb (Abnahmen zwischen 57% und 93 %) sowie durch Co, Fe, Ni, Tl und Zn (Abnahmen zwischen 34% und 40%) in den letzten 30 Jahren stark abgenommen. Generell werden in der Südschweiz meist höhere und in den Zentralalpen die niedrigsten Belastungen gefunden. Die Stickstoffkonzentrationen in Moosen haben sich seit 1995 kaum verändert. Die Gehalte von organischen Verbindungen wie PAK und PCB zeigen gegenüber den früheren Erhebungen meist tiefere Konzentrationen. Weiter wurden 2020 auch persistente organische Schadstoffe, wie Flammschutzmittel und Pestizide in den Moosen untersucht. Die gemessenen Konzentrationen variieren stark zwischen den einzelnen Stoffen und Standorten und lagen teilweise unterhalb der Nachweisgrenze; direkte Schlüsse über mögliche Gefährdungen von Mensch und Umwelt lassen sich daraus nicht ableiten.

FR

Le présent rapport montre la répartition géographique et les changements temporels de polluants en Suisse, en utilisant les mousses comme biomoniteurs. Ce rapport est le fruit d'une enquête réalisée tous les cinq ans depuis 1990, dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. En Suisse, la pollution aux éléments As, Ag, Cd, Hg, Mo, Sb, V et Pb a baissé de 57 à 93% ces 30 dernières années, et celle au Co, Fe, Ni, Tl et Zn de 34% à 40 %. En général, les valeurs les plus faibles sont observées dans les Alpes centrales et les plus fortes en Suisse méridionale. Les concentrations d'azote dans les mousses restent pratiquement inchangées depuis 1995. Les polluants organiques tels que les HAP et les PCB présentent des concentrations plus faibles par rapport aux échantillonnages précédents. En outre, d'autres polluants organiques persistants tels que les retardateurs de flamme et les pesticides ont été analysés en 2020. Les concentrations mesurées varient fortement entre les substances et sites d'échantillonnage, parfois elles se situent en dessous du seuil de détection. Il n'est pas possible d'en tirer des conclusions directes sur les risques éventuels pour l'homme et l'environnement.

IT

Il presente rapporto mostra la distribuzione spaziale e lo sviluppo temporale in Svizzera di sostanze inquinanti nei muschi, usati come biomonitori. Lo studio è effettuato dal 1990 a cadenza quinquennale nel quadro della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza. In Svizzera l'inquinamento da As, Ag, Cd, Hg, Mo, Sb, V e Pb è diminuito tra il 57% e il 93% negli ultimi 30 anni, mentre quello da Co, Fe, Ni, Tl e Zn tra il 34 e il 40 %). In generale, i valori più alti sono stati rilevati nella Svizzera meridionale e quelli più bassi nelle Alpi centrali. Le concentrazioni di azoto nei muschi sono rimaste praticamente invariate dal 1995. Gli inquinanti organici come gli IPA e i PCB mostrano concentrazioni inferiori rispetto ai campionamenti precedenti. Inoltre, nel 2020 sono stati analizzati altri inquinanti organici persistenti, come i ritardanti di fiamma e i pesticidi. Le concentrazioni misurate variano fortemente tra le sostanze e i siti di campionamento e talvolta sono inferiori al limite di rilevamento; non è possibile trarre conclusioni dirette sui possibili rischi per l'uomo e l'ambiente.

EN

This report describes the spatial distribution and temporal changes in pollutant concentration measured in Swiss mosses as biomonitors. This moss monitoring survey has been carried out every five years since 1990 within the scope of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. In Switzerland, pollution caused by As, Ag, Cd, Hg, Mo, Sb, V and Pb (reductions between 57% und 93 %) and by Co, Fe, Ni, Tl and Zn (reductions between 34% und 40%) has strongly decreased over the past 30 years. Higher pollution levels are generally found in southern Switzerland and the lowest levels occur in the central Alps. Concentrations of nitrogen in mosses, however, have barely changed since 1995. Organic pollutants such as PAH and PCB mostly showed lower concentrations compared to previous surveys. Furthermore, in 2020 other persistent organic pollutants such as flame retardants and pesticides were investigated. The measured concentrations strongly vary between the different substances and sampling sites and some were below the detection limit; direct conclusions about possible hazards to humans and the environment cannot be drawn.

2 Zusammenfassung

Unter der Leitung des International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation, <https://icpvegetation.ceh.ac.uk>) – einem Arbeitsprogramm im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (LRTAP-Konvention) – wird seit 1990 die Umweltbelastung durch Schwermetalle in Europa anhand chemischer Analysen von natürlich vorkommenden Moosen untersucht. Als Schweizer Beitrag zu diesem «European Moss Survey» wurde in der Schweiz im Jahr 2020 – wie schon 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 – die Belastung durch verschiedene Metalle, Halbmetalle und seit 2005 auch von Stickstoff mit Hilfe von Moosen (*Hypnum cupressiforme* oder *Pleurozium schreberi*) als biologische Akkumulatoren atmosphärischer Deposition gemessen. 2010, 2015 und 2020 wurde in einigen Ländern, inklusive der Schweiz, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und 2015 sowie 2020 polychlorierte Biphenyle (PCB) in Moosen bestimmt. 2020 wurden in der Schweiz und in Deutschland auch weitere persistente organische Schadstoffe (POP) in die Analysen inkludiert. An der Erhebung 2020 beteiligten sich neben der Schweiz 28 weitere Länder aus Europa und West-Asien sowie Kanada an den Untersuchungen.

Moose eignen sich für diese Untersuchung sehr gut, weil sie Wasser und alle Nährstoffe sowie Schadstoffe nicht über die Wurzeln, sondern direkt aus der Luft aufnehmen. Die Probenahme der Moose erfolgte im Abstand von mindestens 300 m zu Strassen und Siedlungen, da die emittentenferne Belastung und nicht lokale Spitzenwerte erfasst werden sollen. In den Bergen wurden die Sammelstellen ca. 400 bis 600 m über Talboden gewählt, jedoch immer unterhalb der Waldgrenze. Die Proben wurden an offenen Stellen im Wald (Verjüngungsflächen), in Mooren oder Alpweiden entnommen. Pro Standort wurden je 5 Teilproben gesammelt.

Nach Aufbereitung der Moosproben (Entfernen von Nadeln und anderen Verunreinigungen, Auswahl des Zuwachses der letzten drei Jahre) wurden die folgenden Analysen durchgeführt: Metalle nach dem Aufschluss im Mikrowellenofen mit Hilfe von ICP-MS, Quecksilber mittels DMA-80-Analysators, Stickstoff mit Vario Pyro cube Elemental Analyser, PAK und PCB mit HPLC/FLD und die weitere POP und POP-ähnliche Stoffe gemäss Tabelle 41 im Kapitel 7.4. Für die Qualitätskontrolle wurden Blindwerte, Referenzmaterial, Doppel- sowie Rückstellproben analysiert.

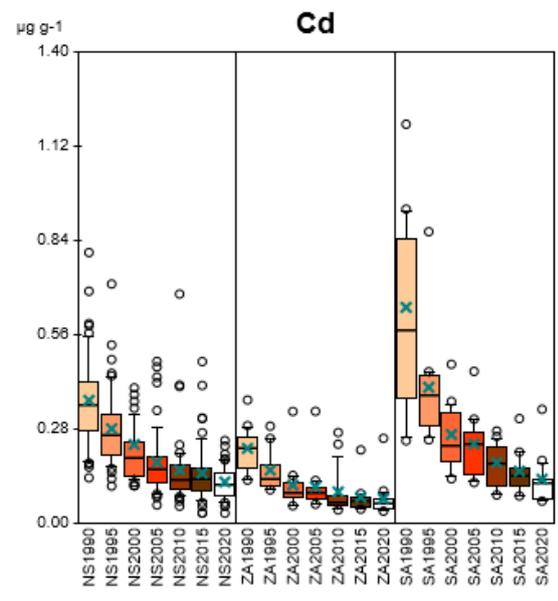
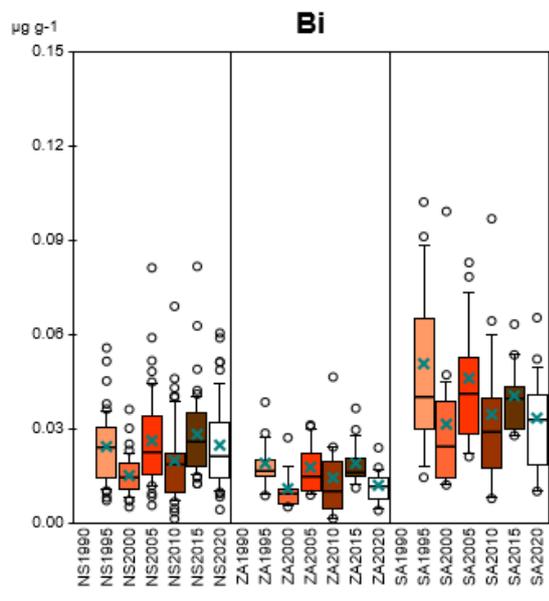
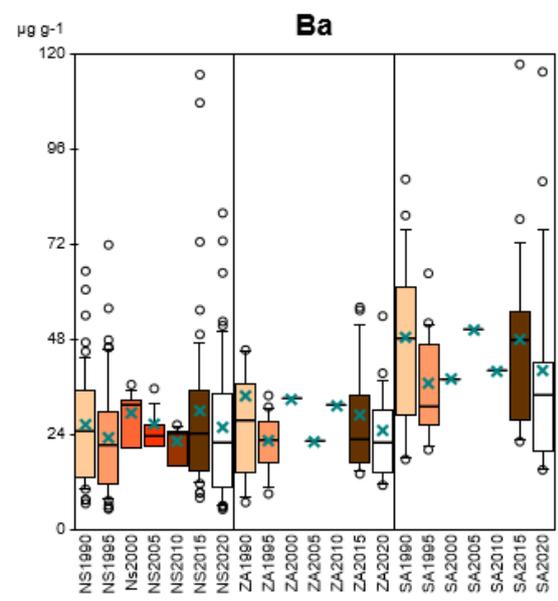
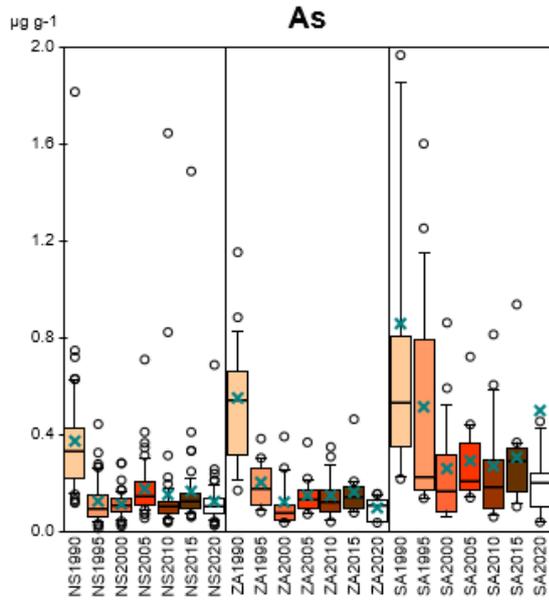
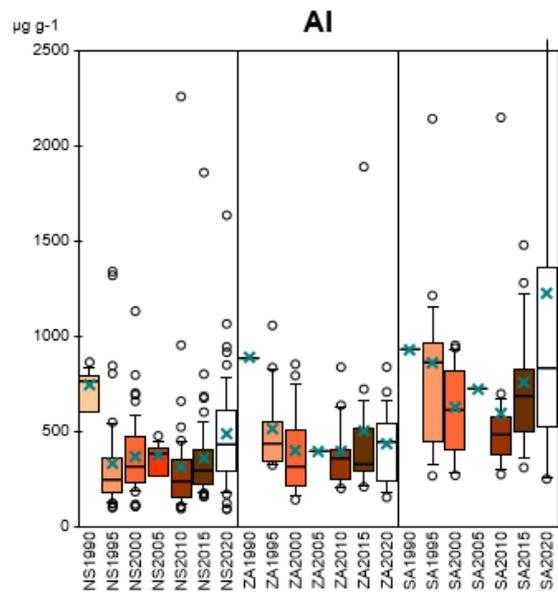
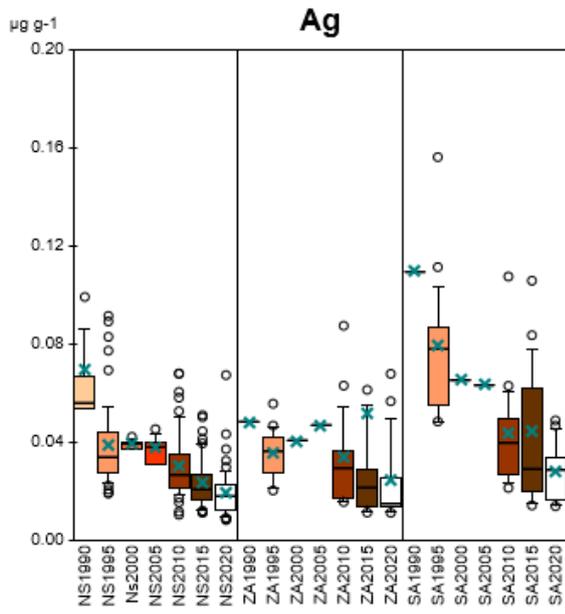
2.1 Metalle

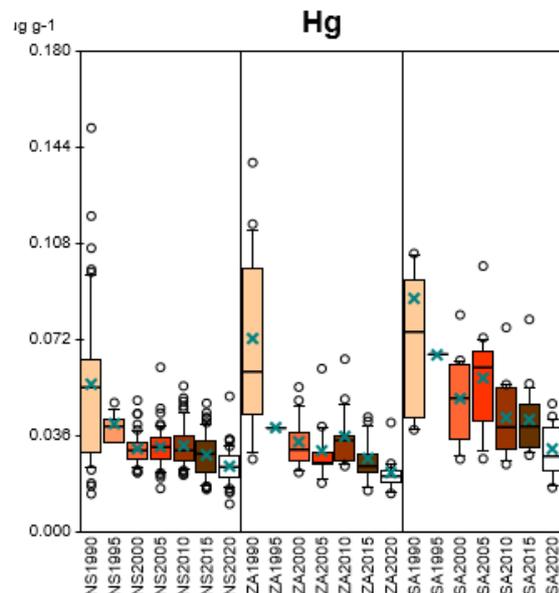
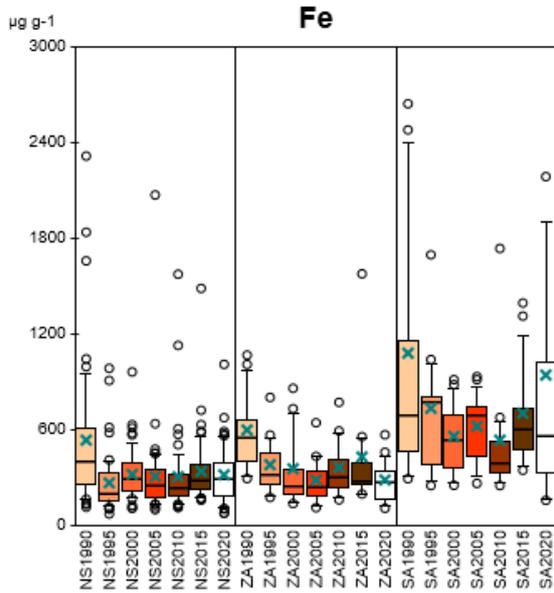
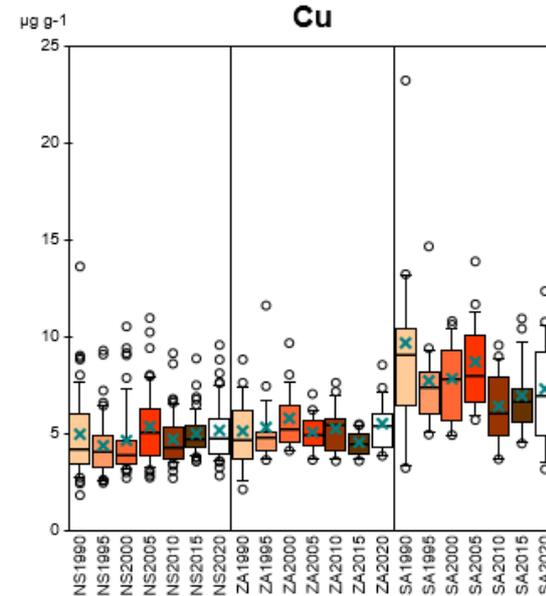
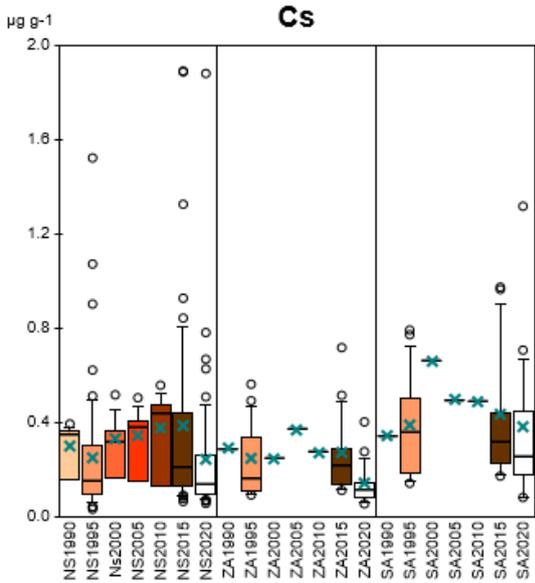
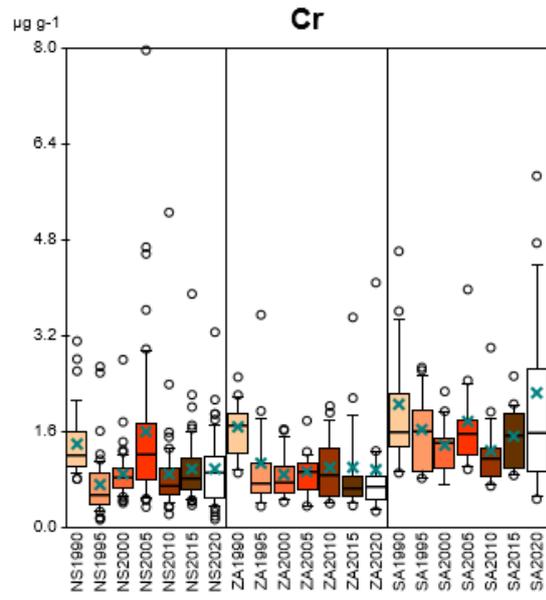
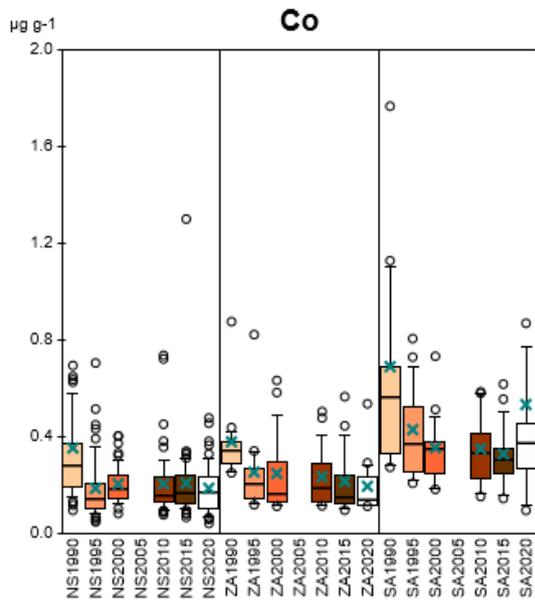
In den Moosproben wurden die Elemente Silber (Ag), Aluminium (Al), Arsen (As), Bismut (Bi), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb), Antimon (Sb), Selen (Se), Vanadium (V) und Zink (Zn) gemessen. Zusätzlich wurden Barium (Ba), Cäsium (Cs), Strontium (Sr), Thallium (Tl) und Uran (U) in regionalen Mischproben von 1990 bis 2015 bestimmt (Einteilung in Naturräume gemäss Abbildung 1). Der Vergleich von As, Cd, Pb und Zn im Moos mit durch das Nationale Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) gemessenen Depositionsfrachten zeigt eine gute Übereinstimmung. Der Vergleich der zeitlichen Veränderung von Cd, Hg und Pb in Moosen mit Zahlen des Schweizerischen Emissionsinventars zeigt parallele Abnahmen.

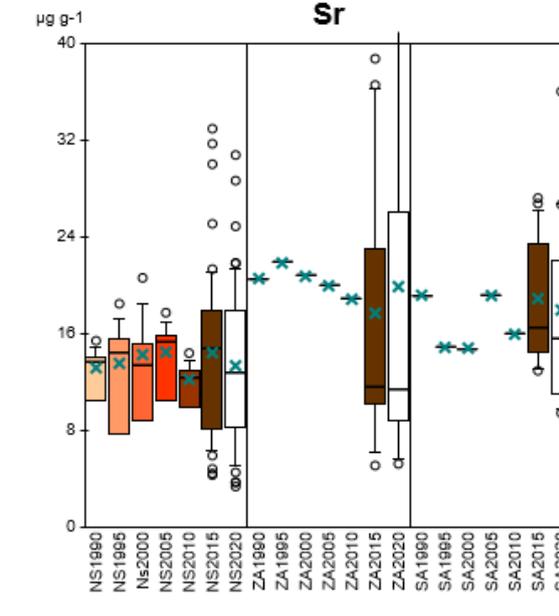
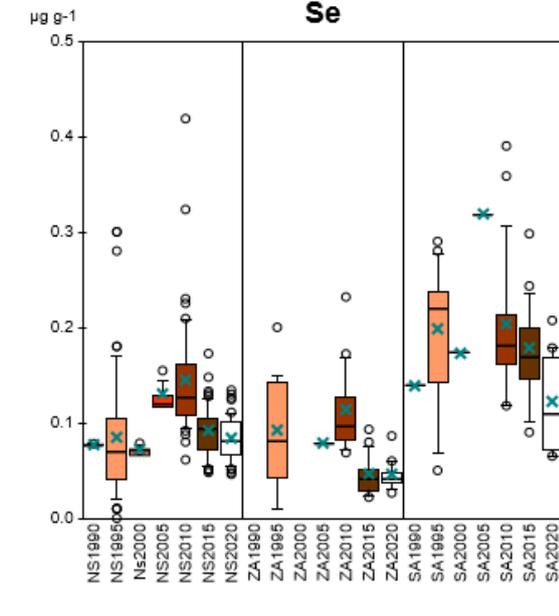
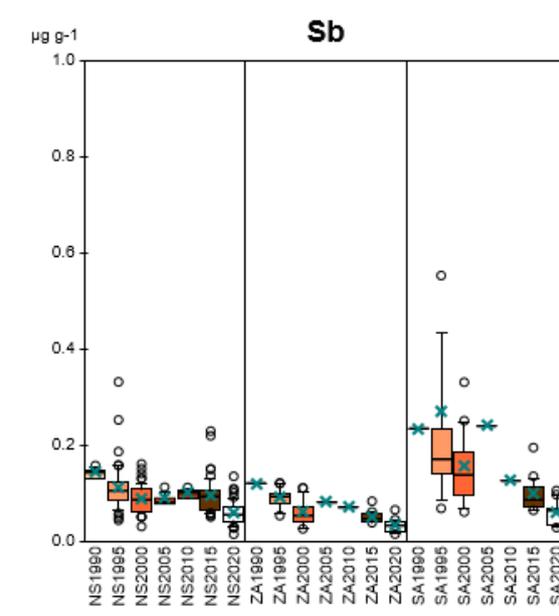
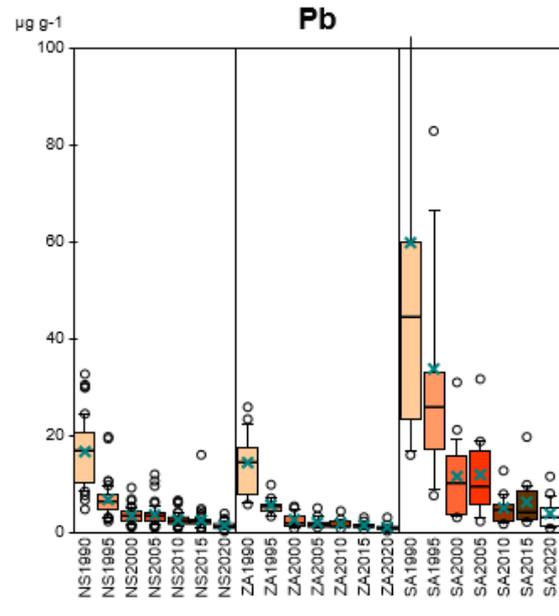
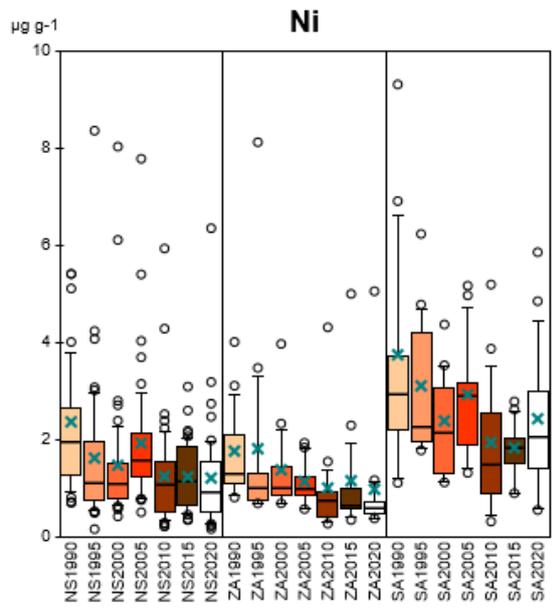
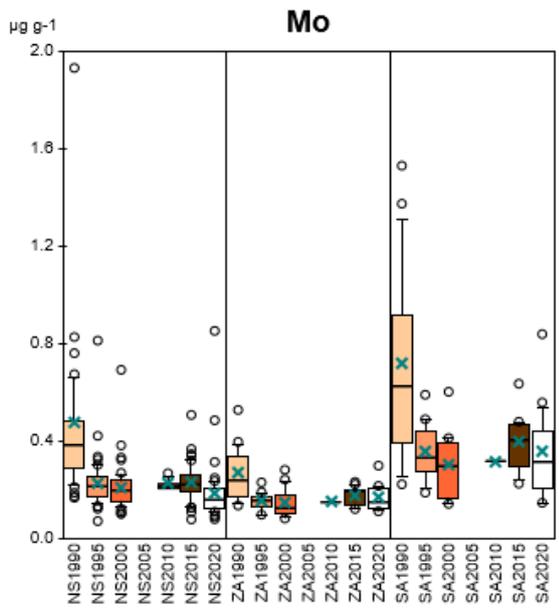
Die Standorte wurden nach Möglichkeit gleichmässig über die Schweiz verteilt und um die Gegebenheiten der verschiedenen Naturräume der Schweiz bei den Resultaten berücksichtigen zu können, den Naturräumen gemäss Abbildung 1 zugeordnet. Wie schon bei den letzten sechs Erhebungen fiel auch 2020 bei fast allen untersuchten Elementen auf, dass die mittlere Belastung in den Südalpen am höchsten ist (Abbildung 2). Dazu trugen neben lokalen Emissionen die hohen Niederschläge, die Topografie sowie der Ferntransport aus dem Ballungsraum Mailand und Po-Ebene bei. Zwischen den Regionen Jura, Mittelland und Nordalpen waren die Unterschiede meist klein, weshalb sie in diesem Kapitel zusammengefasst und als Region Nordschweiz dargestellt werden. Trotz der geringeren Urbanisierung der Nordalpen und des Juras ähneln die Messwerte stark denen im Mittelland. Dies dürfte in erster Linie mit den höheren Niederschlägen der Nordalpen und des Juras zusammenhängen, welche einen ähnlich hohen Einfluss auf die Schwermetallkonzentrationen haben wie die Urbanisierung des Mittellands. Die Zentralalpen wiesen bei den meisten Elementen die niedrigste mittlere Belastung auf. Diese Region ist aufgrund der abgeschirmten Lage (beiderseits hohe Berge) weniger vom Ferntransport betroffen und zudem wenig besiedelt.



Abbildung 1 Einteilung der Schweiz in die verschiedenen Naturräume zur Darstellung der Resultate.







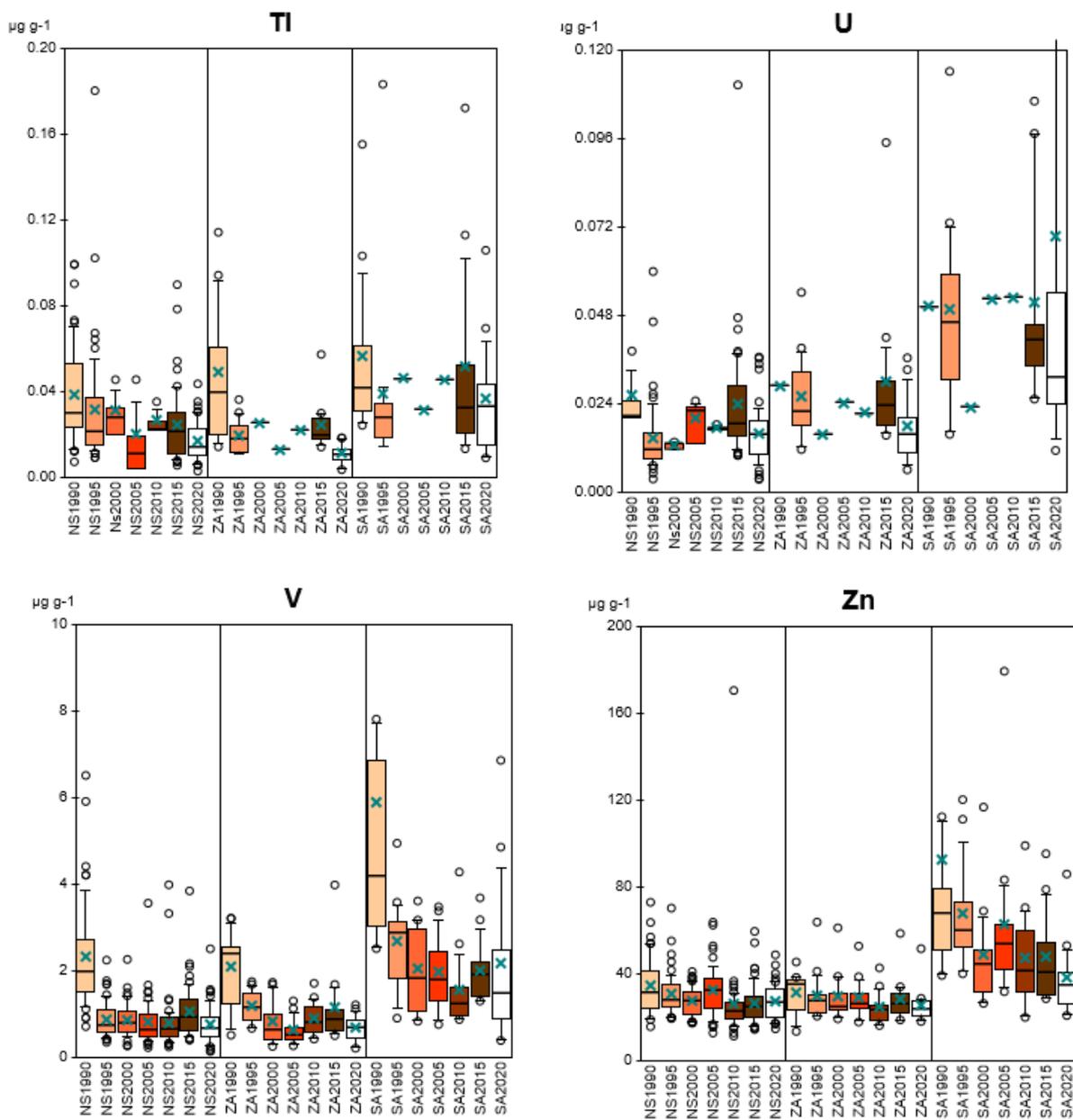


Abbildung 2 Darstellung der Konzentrationen ausgewählter Metalle über die sieben Erhebungen von 1990 bis 2020. Datensätze aus Mischproben werden ohne Balken und nur mit schwarzem Strich und grünem X dargestellt. Die Daten wurden auf drei Naturräume der Schweiz aufgeschlüsselt: NS: Nordschweiz (Zusammenfassung der Naturräume Jura, Mittelland, Nordalpen), ZA: Zentralalpen, SA: Südalen.

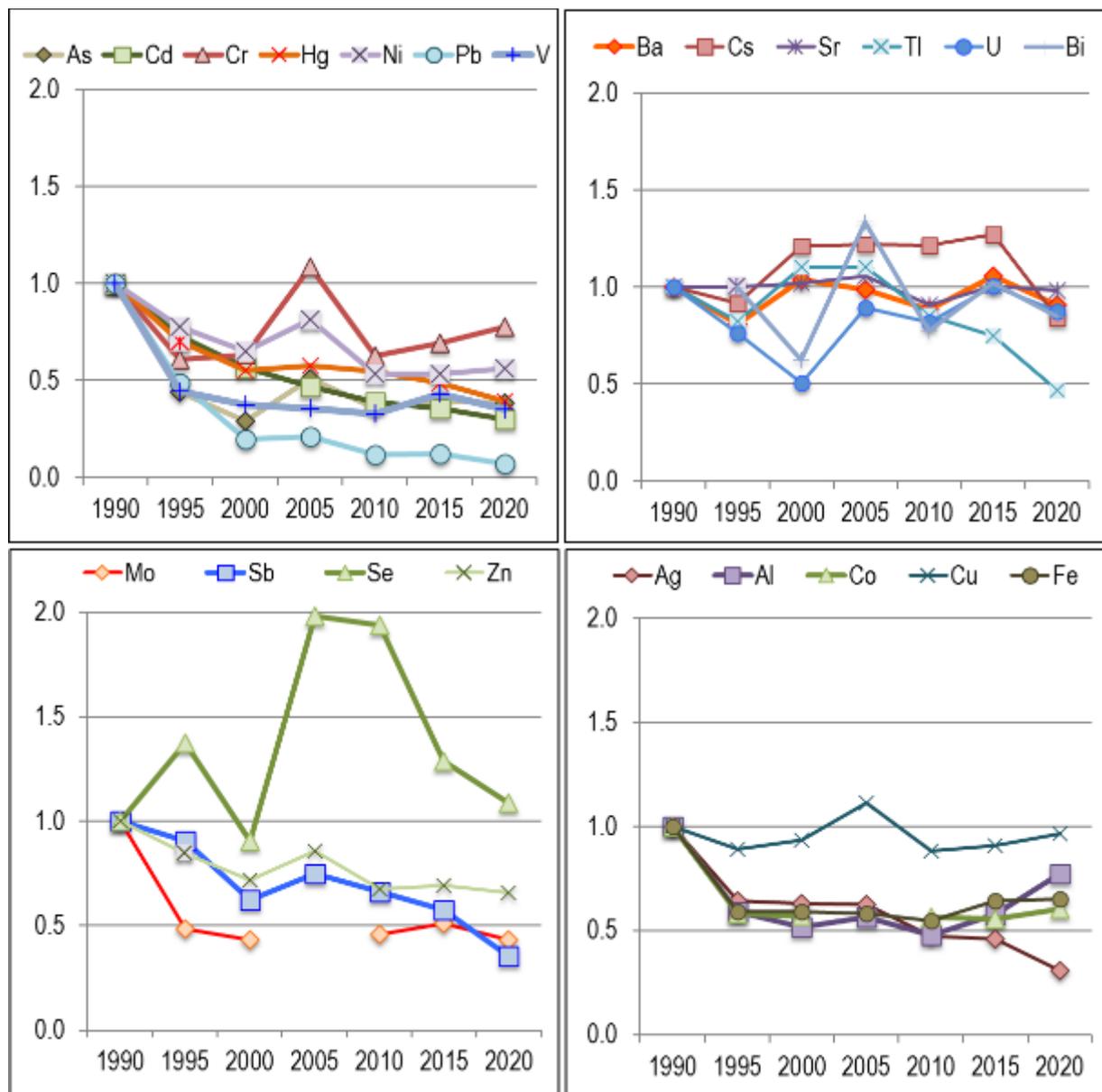


Abbildung 3 Verlauf ausgewählter Metallkonzentrationen von 1990 bis 2020 normiert auf die Konzentrationen von 1990.

In der Zeit von 1985 bis heute wurden viele Industrieanlagen im In- und Ausland stillgelegt oder saniert. Zudem ist die Verbrennung von Erdölprodukten in den letzten 20 Jahren sauberer geworden. Diese Bemühungen zur Reduktion der Emissionen spiegeln sich bis auf wenige Ausnahmen gut in den Konzentrationen im Moos wider. Abbildung 3 zeigt die zeitliche Veränderung der normierten Mittelwerte der gemessenen Metalle.

As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb und V haben seit 1990 abgenommen, wobei sich die Konzentrationen bei vier der Elemente mehr als halbiert haben (-62%, -70%, -22%, -61%, -44%, -93%, resp. -65%). Die stärkste und kontinuierlichste Abnahme ist bei Pb zu verzeichnen (Abbildung 3 links oben).

Ba, Cs, Tl, U und Bi haben gegenüber 1990 ebenfalls abgenommen (-9%, -16%, -55%, -13% und -15%). Sr zeigt eine unveränderte Entwicklung seit 1990 (-2%) (Abbildung 3 rechts oben).

Mo, Sb und Zn haben seit 1990 abgenommen (-57%, -65%, -34%), wobei die Veränderungen bei Mo und Zn seit 2000 klein sind. Se zeigte 2005 eine deutliche Zunahme und nimmt seitdem wieder ab, wobei die Veränderung 2020 gegenüber 1990 +9% beträgt (Abbildung 3 links unten).

Ag, Al, Co, Fe, haben seit 1990 abgenommen (–69%, –23%, –40%, –35%) wobei die Abnahmen nur Ag eine kontinuierliche Abnahme zeigt. Cu zeigt eine unwesentliche Veränderung seit 1990 (–9%) (Abbildung 3 rechts unten).

Für Cd, Hg und Pb wurden in den letzten Jahrzehnten spezifische emissionsmindernde Massnahmen ergriffen, wie die Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen (v.a. Cd) und Krematorien (Hg) sowie die Einführung von bleifreiem Benzin. Die dadurch erzielten Emissionsminderungen widerspiegeln sich gut in den gemessenen Konzentrationen im Moos (Abbildung 4). Nur bei Hg scheinen diese Emissionsminderungen in den Moosdaten etwas verzögert einzutreten. Dies kann durch die Verflüchtigung von im Boden vorhandenem Quecksilber oder durch weiträumige Verfrachtung begründet sein.

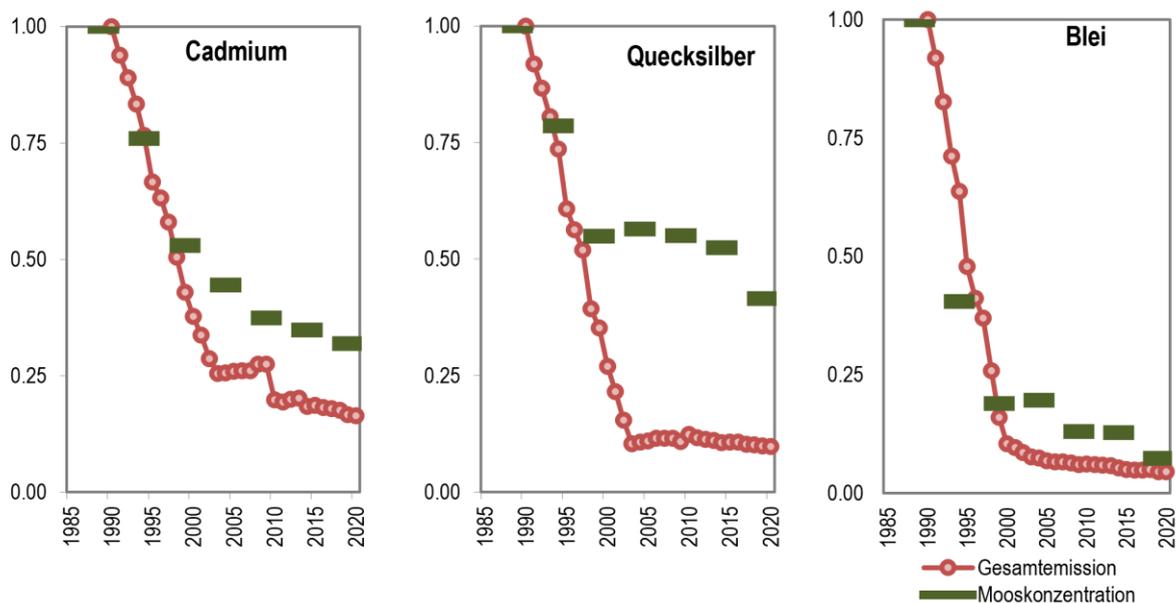
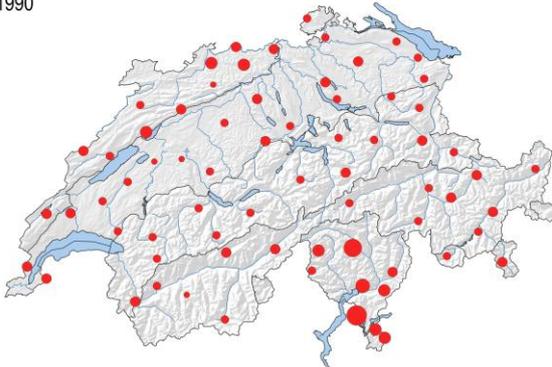


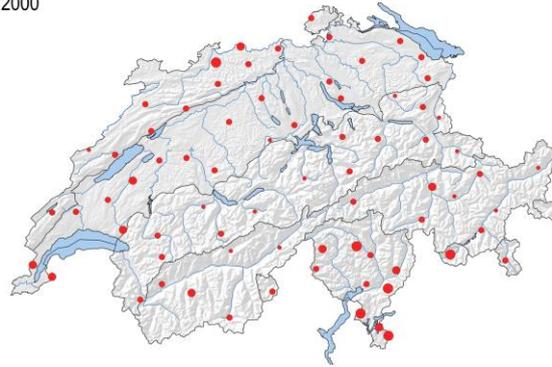
Abbildung 4 Vergleich der Mooskonzentrationen mit den Emissionen der Schweiz 1990 bis 2020 normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Quelle Emissionen: Emissionsinventar BAFU.

Um einen Überblick über die Gesamtbelastung durch toxische Schwermetalle in den schweizer Moosen zu zeigen, wurden die Elemente As, Cd, Cr, Ni, Pb und V auf einer Karte kumuliert dargestellt (Abbildung 5). Diese werden vor allem anthropogen emittiert, sind in geringen Mengen toxisch und wurden in allen sieben Erhebungen gemessen. Die Werte wurden auf ihr geometrisches Mittel über den kompletten Datensatz der sieben Erhebungen normiert, pro Standort aufsummiert und proportional als Punktfläche dargestellt. Die Karten zeigen die klar höheren Konzentrationen in der Südschweiz, aber vor allem die schweizweite Abnahme über die letzten 30 Jahre (Abbildung 6). Diese Resultate lassen die Schlussfolgerung zu, dass sich die anthropogene Belastung zwischen 1990 und 2020 verringert hat. Dies wird auch durch die Zunahme der Korrelation dieser Elemente mit Aluminium bestätigt, welches in der Schweiz vorwiegend aus geogenen und nur untergeordnet aus anthropogenen Quellen stammt. Einzelne hohe Werte, v.a. in den Südalpen, sind somit wahrscheinlich auf Staubkontamination zurückzuführen.

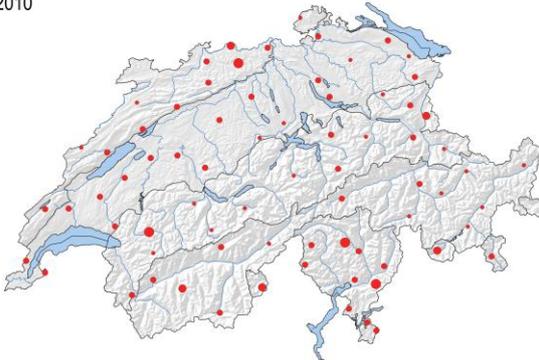
Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
1990



Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2000



Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2010



Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2020

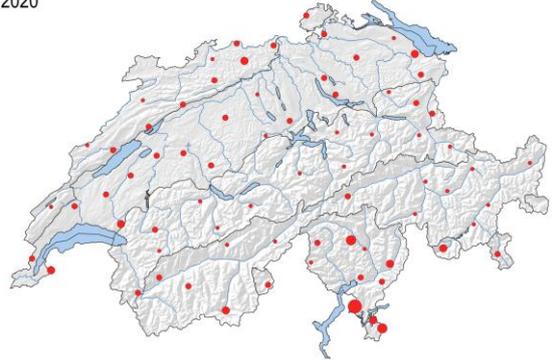


Abbildung 5 Gesamtbelastung der Schweiz durch toxische Schwermetalle. Kartendarstellung der Gesamtbelastung über die vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Werte der toxischen Elemente As, Cd, Cr, Ni, Pb und V wurden normiert und aufsummiert. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Belastungsintensität.

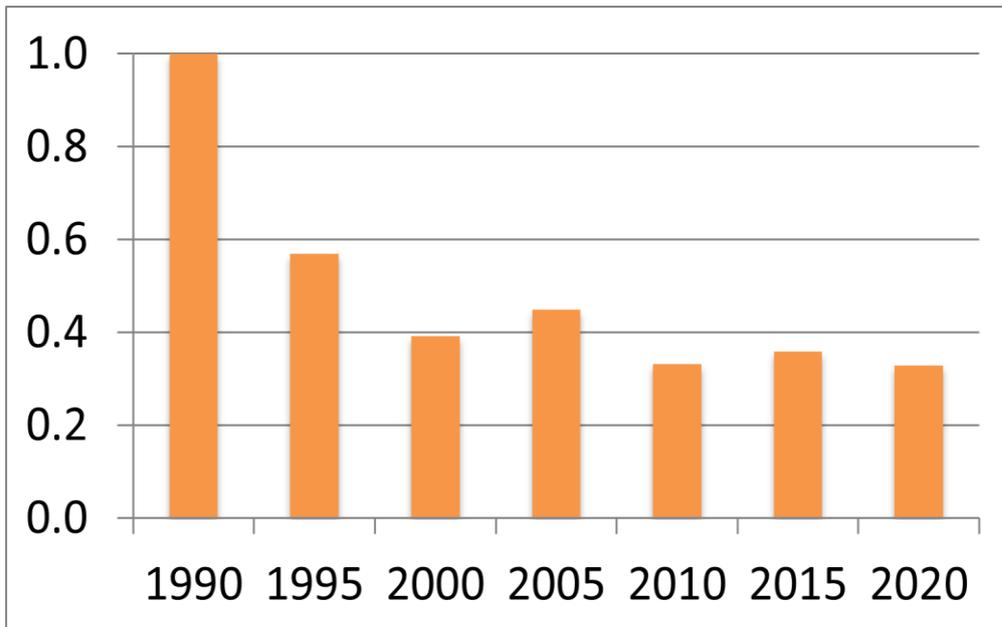


Abbildung 6 Gesamtbelastung der Schweiz mit den wichtigsten Schwermetallen als Säulendiagramme. Konzentrationen der Elemente As, Cd, Cr, Ni, Pb und V wurden für die sieben Erhebungen normiert und aufsummiert. Zur Darstellung wurde die Summe von 1990 auf 1 normiert und die folgenden Erhebungen proportional dazu ausgewiesen.

2.2 Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen in Moosen haben sich seit 1995 wenig verändert, tendenziell haben sie eher zugenommen (Abbildung 7, links). In die Analyse miteinbezogen sind nur die Standorte (n=10), die bei allen Erhebungen beprobt wurden.

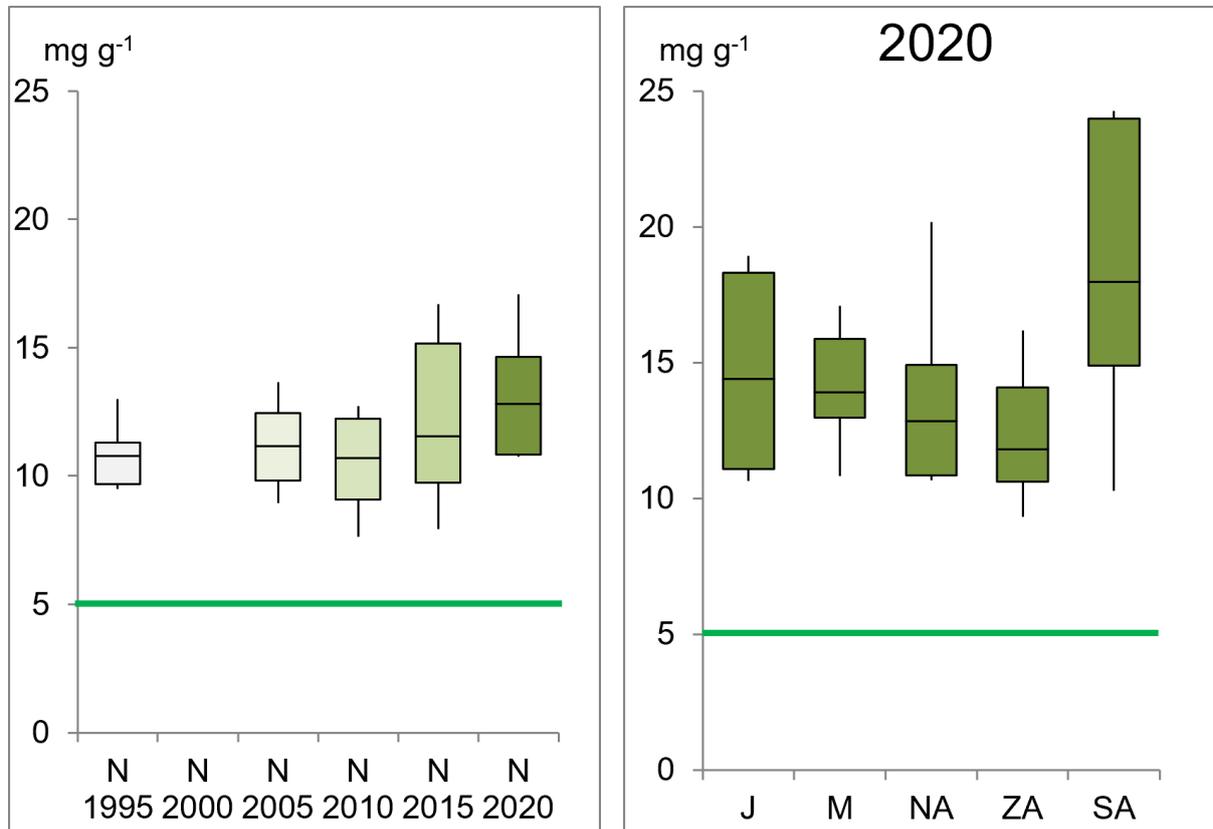


Abbildung 7 links: Vergleich der fünf Erhebungen 1995 bis 2020. Die grüne Linie markiert den natürlichen Stickstoffgehalt im Moos (5 mg g⁻¹ Stickstoff). Rechts: Stickstoffkonzentrationen in den fünf Naturräumen 2020, dargestellt als Boxplot auf-geteilt auf die Naturräume Jura (J, n=7), Mittelland (M, n=17), Nordalpen (NA, n=15), Zentralalpen (ZA, n=10) und Südalpen (SA, n=6).

Auch beim Stickstoff zeigt sich 2020 eine ähnliche regionale Verteilung wie bei den Schwermetallen: in der Südschweiz werden im Mittel die höchsten und in den Zentralalpen die niedrigsten Konzentrationen gemessen (Abbildung 7, rechts).

In der Schweiz wird seit Jahren im Rahmen verschiedener Messprogrammen die N-Deposition durch Niederschlag bestimmt. Da in der Nähe diverser dieser Messstandorte auch Moose zur Stickstoffbestimmung gesammelt wurden konnten die Messdaten für Stickstoff aus der Bulkdeposition bzw. die Stickstoffkonzentration im Moos direkt verglichen werden. Bei der N-Deposition wurden Mittelwerte der Jahre 2003–2005, 2008–2010, 2013–2015 bzw. 2018–2020 berücksichtigt, da diese der Aufnahmeperiode der gesammelten dreijährigen Moosspösschen entsprechen.

Dieser Vergleich zeigt einen klaren Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition und N-Konzentration in allen Erhebungen (Abbildung 8). Werden alle Erhebungen zusammen betrachtet ist der Zusammenhang allerdings weniger deutlich, als wenn die einzelnen Jahre betrachtet werden.

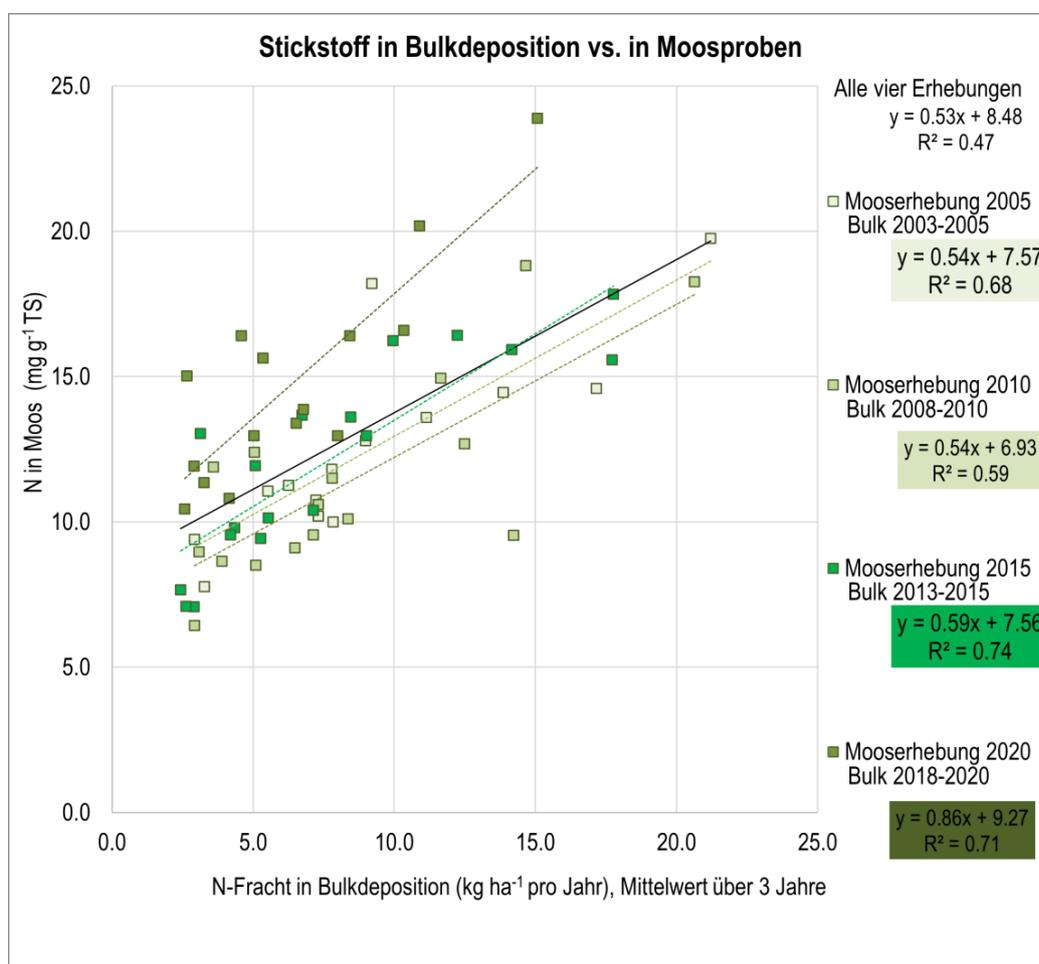


Abbildung 8 N-Konzentration in Moos vs. Bulk-N-Deposition. Vergleich der N-Konzentration in Moos mit der Niederschlags-(Bulk)-Stickstoffdeposition in der Nähe der Moossammelstelle für vier Erhebungen. Messwerte der Bulk-Deposition entsprechen dem Mittelwert der drei Jahre, welche auch in den Moosspösschen berücksichtigt sind (Erhebungsjahr und die zwei vorangegangenen Jahre). Betrachtet werden nur die Standorte, die an mehreren Jahren beprobt wurden. 2005 wurde ein Standort (Visp) ausgeschlossen, da die Moosprobe kontaminiert war. Stickstoff im Niederschlag ermittelt durch WSL, IAP, FUB, NABEL (u.a. Seitter et. al 2021).

2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

In Moosproben von 22 Standorten in der ganzen Schweiz wurden 14 verschiedene PAK analysiert. In Abbildung 9 wird die Summe der 14 Stoffe in einer Karte dargestellt. Dazu wurden die in den Moosproben gefundenen Konzentrationen der 14 untersuchten PAK aufsummiert. Es zeigt sich eine Tendenz, dass an inneralpinen Standorten tiefere und im Jura und Mittelland höhere Konzentrationen gemessen werden. Werden die PAK-Konzentrationen mit den Werten der 2010- und 2015-Untersuchung verglichen, zeigt sich, dass die PAK-Belastung über die ganze Schweiz gesehen abgenommen hat (Abbildung 10). Im Gegensatz zu 2015 ist zu vermerken, dass die Anteile der einzelnen PAK an den einzelnen Standorten 2020 nicht mehr so stark variieren.

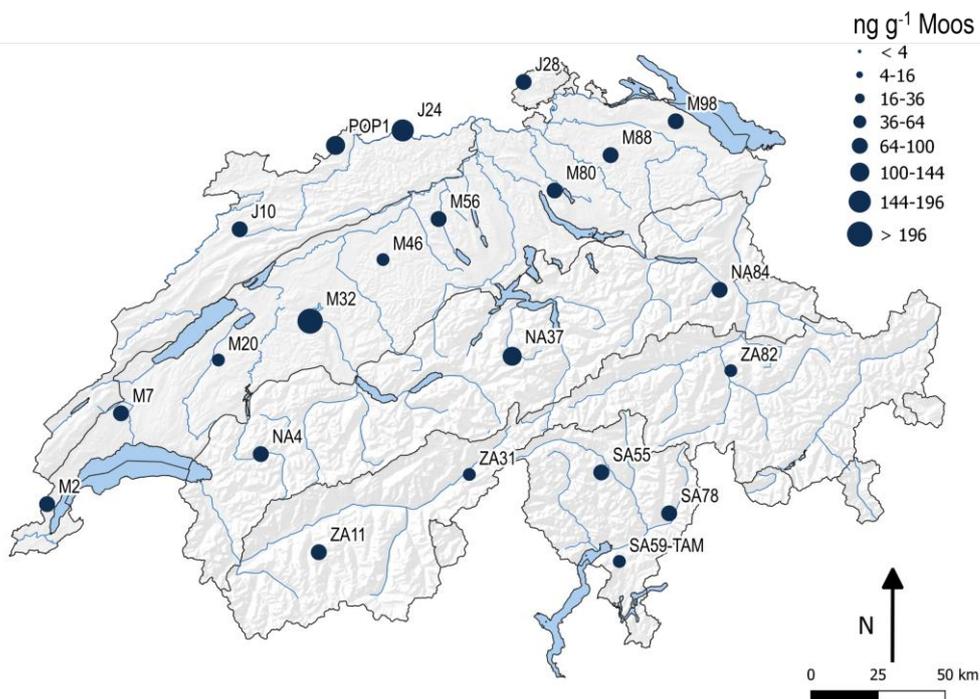


Abbildung 9 Darstellung der Summe von 14 PAK in den 2020 gesammelten Moosproben. Die Werte sind in ng g⁻¹ TS Moos angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

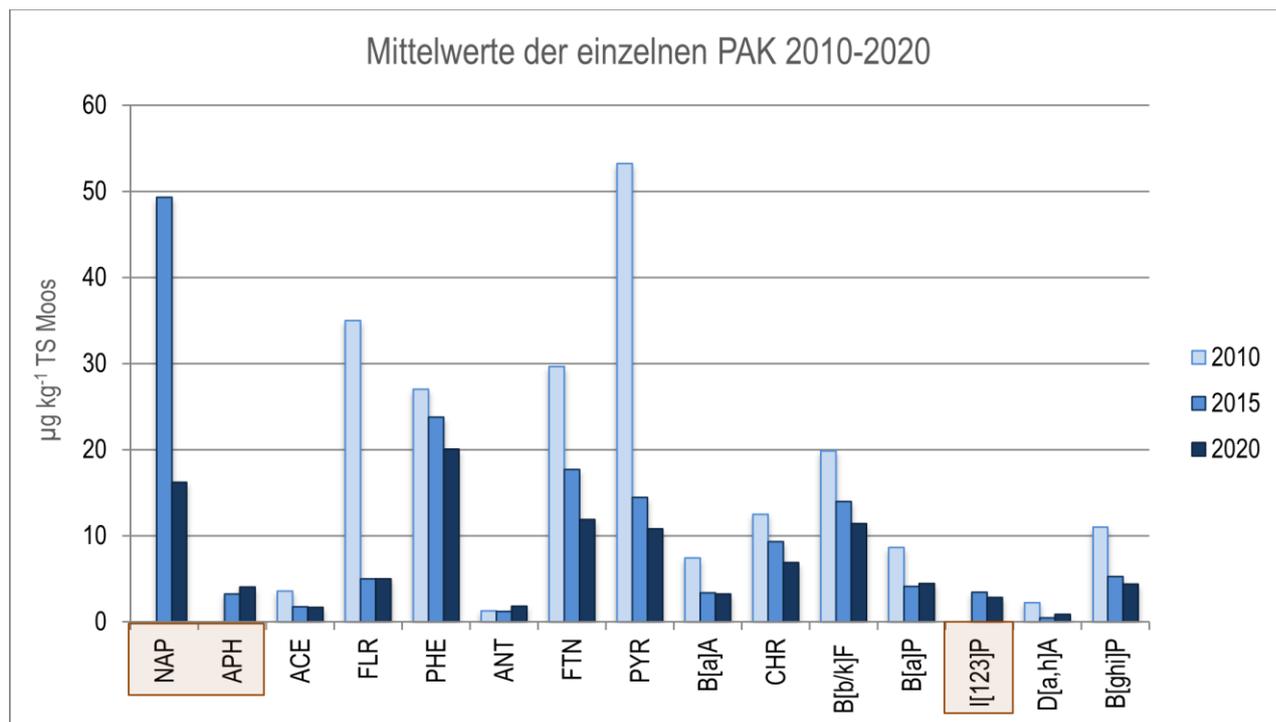


Abbildung 10 Vergleich der PAK-Konzentrationen 2010, 2015 und 2020 (Mittelwerte). Die orange hinterlegten Stoffe wurden 2010 nicht bestimmt.

2.4 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

PCB wurden an den gleichen 22 Standorten wie PAK ermittelt. Die Konzentrationen aller gemessenen PCB waren nahe an der Nachweisgrenze und knapp die Hälfte der Messdatenpunkte lag darunter (76 Datenpaare aus 154 möglichen). Es konnte kein eindeutiger Unterschied zwischen den Regionen festgestellt werden, da alle Regionen Standorte mit höheren und tieferen Konzentrationen aufwiesen. Die Messresultate sind in der Tabelle 1 zusammengefasst. Aufgrund der Tatsache, dass viele der Proben, wie schon 2015 unterhalb der Bestimmungs- oder sogar der Nachweisgrenze lagen, wird auf einen Vergleich mit den Daten von 2015 verzichtet.

Tabelle 1 Konzentrationen von sieben PCB-Verbindungen in Moosen 2020. Es wurden 22 Standorte beprobt und ausgewertet. Konzentrationen sind in ng g⁻¹ TS angegeben

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Anzahl mit den einzelnen PCB belasteten Standorten	2	18	12	11	2	19	14
Max	0.090	0.100	0.340	0.520	0.560	0.610	0.440
90er Perzentile	0.088	0.072	0.267	0.320	0.556	0.252	0.247
Median	0.080	0.040	0.100	0.100	0.540	0.090	0.080
10er Perzentile	0.072	0.030	0.090	0.070	0.524	0.068	0.040
Min	0.070	0.030	0.090	0.060	0.520	0.060	0.030
Mittelwert	0.080	0.047	0.138	0.184	0.540	0.151	0.111

2.5 Weitere persistente organische Schadstoffe (POP)

Weitere POP und POP ähnliche Stoffe¹ sollten nach Möglichkeit an den gleichen 22 Orten wie PAK und PCB ermittelt werden. Da die Methoden jedoch sehr viel Material benötigen und kostenintensiv sind, konnten nicht alle Proben auf alle gewünschten POP untersucht werden. Grundsätzlich ist zu beachten, dass viele der untersuchten POP unter der Bestimmungs- bzw. der Nachweisgrenze lagen.

Es wurden diverse Gruppen von POP und POP-ähnlichen Stoffen untersucht, deren Resultate nachfolgend kurz und im Kapitel 5.6 im Detail erläutert werden. Eine Übersicht über die Konzentrationen der nachgewiesenen chlorierten und bromierten Stoffe aus verschiedenen Gruppen ist in der Abbildung 11 dargestellt. Es zeigt sich, dass auch bereits – teilweise schon lange – verbotene Stoffe in den Moosen nachgewiesen werden können, und dass die Konzentrationen nicht merklich kleiner sind, als von den übrigen Stoffen. Diese Resultate zeigen, dass die untersuchten Stoffe sehr langlebig sind und ein Transport über weitere Strecken sehr wahrscheinlich ist.

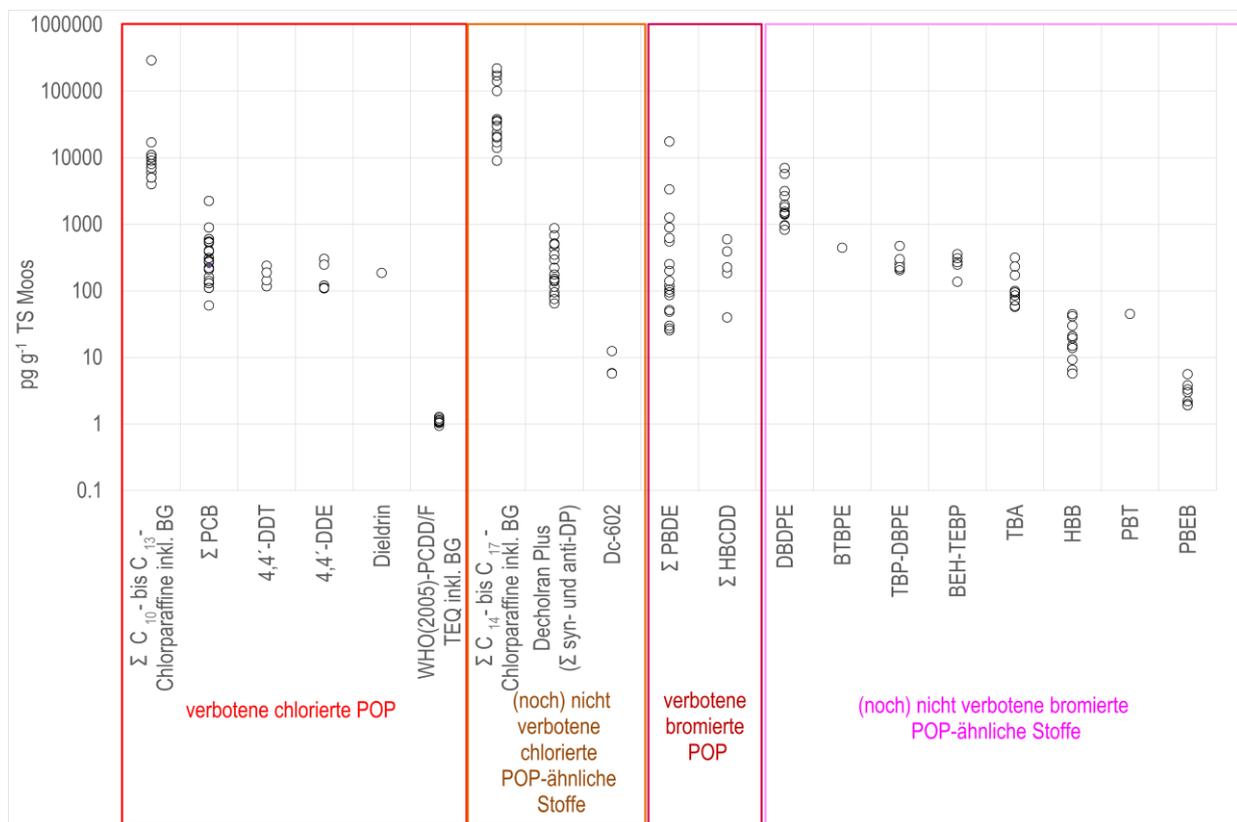


Abbildung 11 Zusammenfassung der nachgewiesenen chlorierten und bromierten POP bzw. POP-ähnlichen Stoffe. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen.

¹ Hier wird der Ausdruck POP und POP-ähnliche Stoffe verwendet, da eigentlich nur die unter dem Stockholmer Übereinkommen bzw. der LRTAP-Konvention geregelte Stoffe als POP zu bezeichnen sind. Der Einfachheit halber werden die eigentlichen POP sowie die POP-ähnlichen Stoffe unter dem Ausdruck POP zusammengefasst.

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

17 verschiedene PCDD/F als Einzelstoffe sowie deren Summe gemäss WHO (2005) wurden in 16 Proben untersucht. Als Einzelstoffe konnten drei PCDD/F in den Proben nachgewiesen werden. 5 Proben wiesen keine Belastung durch PCDD/F auf. Diese Standorte befanden sich in den Nord-, den Zentral- und den Südalpen.

Flammschutzmittel

Insgesamt wurden 19 alternative Flammschutzmittel (aFSM) in 20 Proben untersucht. 11 verschiedene aFSM wurden in den Proben nachgewiesen, wobei alle Proben aFSM enthielten. Das aFSM Dechloran Plus (syn-DP und anti-DP) wurde in allen untersuchten Proben nachgewiesen.

Das Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCDD) wurde in fünf Proben untersucht und in allen untersuchten Proben wurde mindestens ein Isomer nachgewiesen.

Sieben verschiedene polybromierte Biphenyle (PBB) wurden in fünf Proben untersucht, aber in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

23 Kongenere der Flammschutzmittel aus der Familie der polybromierten Diphenylether (PBDE) wurden in 20 Proben untersucht. In allen Proben wurden 1–11 Kongenere nachgewiesen, wobei TetraBDE (BDE-47) als einziges in allen Proben vorhanden war.

Zusammenfassend zeigen die Resultate, dass sich die gefundenen Konzentrationen zwischen den Flammschutzmitteln stark unterscheiden. Die Konzentrationsbereiche, der einzelnen Flammschutzmittelgruppen variieren ebenfalls. Die Flammschutzmittel der Familie PBDE werden in den höchsten Konzentrationen nachgewiesen.

Pestizide

27 verschiedene Pestizide wurden in 18 Proben untersucht. Es konnten nur die Pestizide 4,4'-DDT, 4,4'-DDE und Dieldrin nachgewiesen werden.

Chlorparaffine

Die Summen der Kettenlängen C₁₀–C₁₃ bzw. C₁₄–C₁₇ wurden mit zwei Methoden in unterschiedlicher Probenanzahl untersucht. Mit dem Orbitrap-Massenspektrometer wurden die beiden Summen in allen 18 untersuchten Proben nachgewiesen.

2.6 Fazit

Der vorliegende Bericht zeigt die räumliche Verteilung und die langjährige zeitliche Entwicklung der Belastung von Moosen in der Schweiz durch ausgewählte Metalle und Stickstoff sowie die Belastung durch organische Schadstoffe.

Die Belastung durch die Metalle Ag, As, Cd, Hg, Mo, Pb, Sb, Tl und V (Abnahmen zwischen 55 und 93 %) sowie durch Co, Fe, Ni und Zn (Abnahmen zwischen 34 und 44 %) hat in den letzten 30 Jahren stark abgenommen. Die Messungen zeigen, dass die emissionsmindernden Massnahmen erfolgreich sind. Die Konzentrationen von Al, Ba, Bi, Cr, Cs und U hat sich ebenfalls reduziert (Abnahmen zwischen 9 bis 23%). Was die räumliche Verteilung anbelangt, werden unabhängig vom Element, bei allen Erhebungen in der Südschweiz meist die höchsten, in den Zentralalpen oft die niedrigsten Werte gemessen.

Die Analyse von Stickstoff (N) im Moos ermöglicht eine Aussage über die N-Belastung der Ökosysteme, wobei sich die N-Konzentrationen seit 1995 kaum verändert haben, bzw. eine eher steigende Tendenz zeigt. Auch bei N ist die Belastung in den Südalpen am höchsten, in den Nord- und Zentralalpen niedriger.

Die PAK-Konzentrationen 2020 im Moos haben gegenüber 2010 und 2015 meist abgenommen. Diese Abnahmen konnten auch in PM10-Messungen gefunden werden (Fischer und Hüglin 2021). Die Konzentrationen der PCB lagen, wie schon 2015, oftmals unter der Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze. Mit den vorliegenden Datensätzen können deshalb keine Aussagen zum zeitlichen Verlauf gemacht werden. Die erstmalige Untersuchung weiterer POP und POP-ähnlicher Stoffe zeigt, dass verschiedene Flammschutzmittel und Pestizide auch an Hintergrundstandorten in den Moosen teilweise nachweisbar sind. In vielen Proben lagen die untersuchten Konzentrationen der POP und der POP-ähnlichen Stoffe aber unter der Nachweisgrenze.

Mit dieser Untersuchung wurden folgende Ziele erreicht:

- Die Belastung durch die atmosphärische Deposition verschiedener Elemente und Verbindungen konnte mit Hilfe der Moosanalysen abgeschätzt werden.
- Die Veränderungen gegenüber den früheren Erhebungen dienen als Erfolgskontrolle von Massnahmen zur Emissionsminderung.
- Die Untersuchung stellt auch mögliche Vergleichs- und/oder Referenzdaten für das nationale Bodenbeobachtungsprogramm (NABO) und für weitere Untersuchungen bereit.

3 Einleitung

3.1 Anlass

Erhöhte atmosphärische Einträge von Schadstoffen in Ökosysteme, Böden und Gewässer haben oft eine erhöhte Aufnahme dieser Stoffe in Organismen zur Folge. Dies kann einerseits einen negativen Einfluss auf die Gesundheit der Ökosysteme haben und andererseits durch eine Anreicherung von persistenten Schadstoffen über die Nahrungskette Probleme bei Tieren und Menschen verursachen.

Internationale Anstrengungen zur Reduktion von Schadstoffbelastungen aus der Luft führten 1979 zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (LRTAP Konvention), welches 1983 von der Schweiz ratifiziert worden ist. Basierend auf dem Umweltschutzgesetz (USG) und der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) sind zur Reduktion von Schadstoffemissionen in der Schweiz seit den 1980er Jahren Emissionsbegrenzungen vorgeschrieben. Neben den Immissionsgrenzwerten für klassische Luftschadstoffe spezifiziert die LRV auch Grenzwerte für Immissionen von Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn). Die Deposition dieser Schwermetalle wird punktuell gemessen, z.B. an Stationen des NABEL-Messnetzes. Da auch eine langsame Akkumulation in der Biosphäre mit der Zeit Probleme verursachen kann, ist es sinnvoll, die Immissionen langfristig und in einem dichteren Netz sowie in emittentenfernen Gebieten zu überwachen.

In Skandinavien wird die Überwachung der Schwermetallbelastung aus der Luft mit Hilfe von Moosanalysen seit 1968/69 durchgeführt (Rühling & Tyler 1973, Gydesen et al. 1983, Steinnes 1985, Rühling et al. 1987, Rühling et al. 1996). Seit 1990 beteiligen sich mehr als 20 Länder am „European Moss Survey“, das im Rahmen des International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation, <https://icpvegetation.ceh.ac.uk>) – ein Arbeitsprogramm unter der LRTAP Konvention – durchgeführt wird, um die emittentenferne Belastung durch verschiedene Metalle zu evaluieren (Rühling 1994, Rühling & Steinnes 1998, Buse et al. 2003, Harmens & Norris 2008b, Harmens et al. 2010, Harmens et al. 2013, Frontasyeva 2020). Der Schweizer Beitrag an diesen Survey wurde seit 1990 alle fünf Jahre im Auftrag des BUWAL bzw. BAFU durch die Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) durchgeführt (Schmid-Grob et al. 1993, Thöni 1998, Thöni & Seitzler 2004, Thöni et al. 2008a, Thöni et al. 2011, Thöni et al. 2013, Thöni et al. 2018). So auch der Survey 2020. Dank der finanziellen Unterstützung des Joint Institute for Nuclear Research in Dubna, Russland, haben sich 2020 verschiedene osteuropäische Länder an den Untersuchungen beteiligt.

Wie schon in den letzten drei Erhebungen 2005, 2010 und 2015 (Harmens et al. 2011, Harmens et al. 2013, Frontasyeva et al. 2020) wurde 2020 in der Schweiz auch der Stickstoffgehalt in Moosproben gemessen, um die Belastung durch Stickstoffeinträge aus der Luft zu beurteilen. Persistente organische Schadstoffe (POP), die meist durch Verbrennungsprozesse freigesetzt werden, wurden 2020 erneut gemessen. Neben polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) wurde in dieser Untersuchung auch die Belastung durch weitere POP und POP-ähnliche Stoffe², wie z.B. Flammschutzmittel oder Pestizide, untersucht. Die Minimierung der POP-Emissionen ist wichtig, da diese z.T. sehr giftig sind (karzinogen, mutagen, immuntoxisch), sich nur sehr langsam abbauen, weit verbreitet und in der Nahrungskette angereichert werden. POP sind im Stockholmer

² Hier wird der Ausdruck POP und POP-ähnliche Stoffe verwendet, da eigentlich nur die unter dem Stockholmer Übereinkommen bzw. der LRTAP-Konvention geregelte Stoffe als POP zu bezeichnen sind. Der Einfachheit halber werden die eigentlichen POP sowie die POP-ähnlichen Stoffe teilweise unter dem Ausdruck POP zusammengefasst.

Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe sowie im Aarhus Protokoll der LRTAP-Konvention geregelt.

In der vorliegenden Arbeit werden die Resultate der Studie 2020 mit Einbezug der früheren Daten dargestellt.

Ziele

- Quantitative Erhebung der Konzentration ausgewählter Metalle in Moosen zur Abschätzung der Belastung aus der Luft an 73 repräsentativen quellenfernen Standorten.
- Analyse der zeitlichen Entwicklung der Belastung seit 1990 als Erfolgskontrolle von realisierten Emissionsminderungsmaßnahmen.
- Analyse des Stickstoffgehalts, um Rückschlüsse auf die Stickstoffdeposition an 55 ausgewählten Standorten zu ziehen.
- Analyse von PAK und PCB an 22 Standorten zur Abschätzung der Hintergrundbelastung.
- Analyse von weiteren POP und POP-ähnlichen Stoffen wie z.B. Flammschutzmitteln und Pestiziden an ausgewählten Standorten zur Abschätzung der Hintergrundbelastung.
- Bereitstellen von Referenzdaten für weitere Untersuchungen.

4 Grundlagen

4.1 Moose als Biomonitoren der atmosphärischen Deposition

Seit Ende der sechziger Jahre wurden Moose in zahlreichen Studien in verschiedenen Ländern weltweit erfolgreich zur Überwachung von Schwermetallimmissionen eingesetzt. Da Moose keine Wurzeln und meist keine effektive Kutikula (Wachsschicht, die vor Wasserverlust schützt) haben, nehmen sie Wasser und Nährstoffe, aber auch Schadstoffe über die ganze Oberfläche auf. Moose, die fern vom (Mineral-) Boden wachsen z.B. in Hochmooren oder auf Baumstrünken, sind dadurch praktisch nur von atmosphärischen Einträgen beeinflusst.

Die Blättchen der meisten Moosarten sind einzellschichtig, was zu einer grossen Oberfläche im Verhältnis zur Masse führt (Abbildung 12, links). Diese Eigenschaften führen dazu, dass Moose bei vielen Elementen deutlich höhere Konzentrationen aufweisen als Gefässpflanzen. Letztere nehmen die Nährstoffe fast ausschliesslich über die Wurzeln auf und können dabei selektiv einzelne Ionenarten bevorzugen oder herausfiltern. Der Gehalt an verschiedenen Elementen in der Substanz der Gefässpflanzen kann daher erheblich von demjenigen in der Atmosphäre oder im Boden abweichen. Die Blätter der Gefässpflanzen sind zudem immer mehrzellschichtig (Abbildung 12, rechts).



Abbildung 12 links: Querschnitt durch ein Moosblatt (*Pleurozium schreberi*). Rechts: Querschnitt durch einen Teil eines Blattes einer höheren Pflanze (*Astragalus* sp.).

Gegenüber wesentlich aufwändigeren technischen Depositionsmessungen haben die Moose den Vorteil, kostengünstig, retrospektiv und nicht anfällig auf Vandalismus zu sein. Hingegen haben sie den Nachteil, dass die Konzentrationen keine direkten Rückschlüsse auf Depositionsfrachten erlauben. Empirische Vergleiche von Konzentrationen in Moosen mit Depositionsfrachten, welche mit technischen Geräten ermittelt wurden, ermöglichen jedoch eine Schätzung der Frachten (Ross 1990, Berg et al. 1995, Thöni 1996, Zechmeister 1997, Rühling & Steinnes 1998, Siewers et al. 2000). Im Bericht von Thöni (1996) wurde zusammengefasst folgendes festgestellt: Für 9 von 10 der für die europäische Studie vorgeschlagenen Elemente (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V und Zn) und für 15 weitere (Ag, Al, Ce, Co, Ga, Ge, La, Li, Mo, Nb, Th, Ti, U, W, Y) der insgesamt 49 gemessenen Elemente ist eine Beziehung zwischen der Fracht nach Bergerhoff (VDI 4320;2, VDI 2267) und den Konzentrationen im Moos gefunden worden. Dies erlaubt eine Schätzung der Deposition dieser Elemente aus den Konzentrationen im Moos. Für Pb und Cd wurde auch europaweit eine hohe Korrelation zwischen den Konzentrationen im Moos und den modellierten Depositionsdaten (EMEP) gefunden (Schröder et al. 2010a, Holy et al. 2009). Diese Korrelation war jedoch nicht für alle Elemente im europäischen Raum gleich gut. Ein Beispiel ist Quecksilber, welches im Gegensatz zur gut übereinstimmenden zeitlichen Entwicklung in

der Schweiz, europaweit keine Korrelation zwischen den Hg-Konzentrationen im Moos und den modellierten Depositionsdaten (EMEP) zeigte (Schröder et al. 2010a, Holy et al. 2009).

Bei der Erhebung 2005 wurden die Stickstoffkonzentrationen im Moos mit der Niederschlagsfracht verglichen (Thöni et al. 2008b). Beim direkten Vergleich von Proben desselben Standorts wurde eine starke lineare Korrelation gefunden (höchste Fracht $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Bei Vergleichen in Skandinavien konnte ebenfalls eine gute lineare Übereinstimmung festgestellt werden, obwohl der Stickstoff im Niederschlag nicht genau am gleichen Ort bestimmt wurde, wie das Moos gesammelt worden war (höchste Fracht $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Wird die Mooskonzentrationen mit modellierten EMEP-Werten ($50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ Raster) verglichen, gibt es Hinweise, dass schon ab $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ eine Sättigung in Moosen entsteht (Harmens et al. 2011, Schröder et al. 2010b). In der Erhebung 2010 wurden weitere Untersuchungen mit ähnlichen Resultaten in Bezug auf N-Sättigung in der Schweiz und anderen Ländern Europas durchgeführt (Harmens et al. 2014). 2014 wurde in der Schweiz der Gesamtstickstoffeintrag (Niederschlag, Gase und Aerosole) an 38 Orten bestimmt (Seitler et al. 2016). An 24 dieser Orte konnten auch Moose gesammelt werden, was einen direkten Vergleich der Resultate ermöglichte. Diese Vergleiche wurden mit den gesammelten Moosen 2020 und den 2019 erhobenen Stickstoffdaten (Seitler et al. 2021) wiederholt.

Da sich Moose auch als Biomonitore für organische Schadstoffe eignen, wurden 2010, 2015 und 2020 an ausgewählten Orten auch PAK bestimmt und 2015 und 2020 wurden die Moosproben zusätzlich auf PCB untersucht. PAK sowie PCB gehören zu den persistenten organischen Schadstoffen, auch POP genannt (aus dem Englischen *Persistent Organic Pollutant*). Die POP sind organische Verbindungen, die stabil sind und nur langsam abgebaut werden (Ueberschär, 2006). Wegen ihrer semi-volatilen Eigenschaft werden diese Schadstoffe zudem weit transportiert und können bis in die Polargebiete nachgewiesen werden (Vecchiato et al. 2015). Viele POP werden als kanzerogen eingestuft und die Verwendung vieler POP ist mittlerweile weltweit verboten. Vor diesem Hintergrund wurden Proben an ausgewählten Standorten auf weitere POP und POP-ähnliche Stoffe analysiert (siehe Kapitel 5.6).

4.2 Die gemessenen Elemente

Bei der Erhebung 2020 wurden die Metalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn), welche schon seit 1990 gemessen werden, bestimmt. Zusätzlich wurden Silber (Ag), Aluminium (Al), Barium (Ba), Bismut (Bi), Cäsium (Cs), Cobalt (Co), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Antimon (Sb), Selen (Se), Strontium (Sr), Thallium (Tl) und Uran (U), welche z.T. in früheren Erhebungen berücksichtigt wurden, gemessen. Um Aussagen über Elemente machen zu können, welche nicht oder nur bei gewissen Erhebungen gemessen worden sind, wurden 2015 Mischproben aus archiviertem Probematerial auf ebendiese Elemente hin untersucht (Thöni et al. 2018).

Generelle Informationen zu den untersuchten Elementen wurden, soweit Informationen vorhanden waren, in Tabelle 2 zusammengestellt. Die Angaben über den Gehalt in der Erdkruste schwanken z.T. von Quelle zu Quelle. In diesem Bericht werden diejenigen von Rösler und Lange (1975) verwendet. Die Tabelle 3 fasst die Wirkung der untersuchten Elemente auf die Flora und Fauna zusammen.

Tabelle 2 Übersicht über die Eigenschaften der untersuchten Elemente

Element (Chem. Symbol)	Dichte ¹ [g cm ⁻³]	Ge- halt Erd- krus- te ¹ [g t ⁻¹]	Quellen, Hauptemittenten ^{1,2}	Jahres- produk- tion Welt 2020 ³ [t]	Emissionen CH ⁴ [t]	Grenzwert LRV ⁵ SN=Staub- niederschlag
Silber (Ag)	10.5	0.075	Bleiraffination, Fotoindustrie, elektrotechnische und elektronische Komponenten, Legierungen	23'000		
Aluminium (Al)	2.70	82'300	Tonerde, Industriemetall, Verpackungen	65.1 Mio.		
Arsen (As)	5.75	1.8	Erzabbau/Verhüttung, Glasherstellung, Halbleiterindustrie, Braunkohle	60'000		
Barium (Ba)	3.62	425	Gettermetall, Ziegelsteinproduktion, Blanc fix, Feuerwerk	6'840 (als Baryt)		
Bismut (Bi)	9.79	0.0085	Bleiraffination, Glasherstellung, Katalysatoren, Therapeutikum, Verhüttung	19'100		
Cadmium (Cd)	8.69	0.15	Zinkverhüttung, Legierungen, Korrosionsschutz, Farbpigmente, Ni-Cd-Akkumulatoren, KVA, Phosphatdünger, Klärschlamm, fossile Brennstoffe, metallverarbeitende Industrie	24'000	0.59	PM10: 1.5 ng m ⁻³ im Jahresmittel SN: 2 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
Cobalt (Co)	8.86	25	Nickel-, Kupfer und Bleiverhüttung, Permanentmagneten, Keramik und Farbindustrie	142'000		
Chrom (Cr)	7.15	102	Edelstahl, Chromsalze, Katalysatoren, Ton-/Videokassetten, Flaschenglas, Metallindustrie, KVA, Zementwerke	37 Mio.		
Cäsium (Cs)	1.873	3	Katalysatoren, Gettermetall	Keine Information		
Kupfer (Cu)	8.96	60	Elektrische Leiter, Legierungen, Bauindustrie, Kupfer-Industrie, KVA, Verbrennung von Kohle/Erdöl, Pflanzenschutz	45.9 Mio.		
Eisen (Fe)	7.87	56'300	Stahlwerke, Bauxitverarbeitung, Farbpigmente, Magnete, Fällungsmittel in ARA, Korrosion/Rost	1'520 Mio.		
Quecksilber (Hg)	13.53	0.085	Amalgame, Batterien, Pflanzenschutzmittel, Vulkanische Aktivität, Krematorien, KVA	2'490	0.64	
Molybdän (Mo)	10.2	1.2	Nebenprodukt Kupfergewinnung, Katalysator, Stahlindustrie, Festschmierstoff	298'000		
Nickel (Ni)	8.90	84	Legierungen (Münzen, Stahl, Akkumulatoren), metallverarbeitende Industrie	2.51 Mio.		
Blei (Pb)	11.34	14	Batterien, Munition, Erdbebenschutz von Gebäuden, Legierungen, Benzin, Insektizid, Korrosionsschutz-Pigment, chemische Reaktionsgefäße, bleiverarbeitende Industrie	42.8 Mio.	14	PM10: 500 ng m ⁻³ im Jahresmittel SN: 100 µg m ⁻² Tag ⁻¹
Antimon (Sb)	6.68	0.2	Legierungen, Geschosse, Glas- und Keramikindustrie	111'000		
Selen (Se)	4.39	0.05	Halbleiterindustrie, metallverarbeitende Industrie, Glasherstellung, Kohleverbrennung	2'170		
Strontium (Sr)	2.64	370	Magnetische und elektronische Bauteile	333'000		
Thallium (Tl)	11.8	0.85	Katalysator, Zementindustrie	< 10		SN: 2 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
Uran (U)	19.1	2.7	Atomindustrie	59'331 ⁶		
Vanadium (V)	6.00	120	Legierungen, Katalysatoren	150'000		

Zink (Zn)	7.14	70	Korrosionsschutz, Legierungen (Messing), Batterien, Vulkanisieren, Farbpigmente, Katalysatoren, Wundheilung, Leuchtstoffe, Schmiermittel, Fungizide, metallverarbeitende Industrie, Verbrennung fossiler Brennstoffe	12 Mio.		SN: 400 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
Stickstoff (N)		19	Verbrennungsprozesse, Landwirtschaft, Industrie und Haushalte	130'000 Als NH ₃	53'000 Als NH ₃	NO ₂ : 30 µg m ⁻³ (Jahresmittelwert) Bewertung Übermässiger Einträge mittels Critical Loads

Quellen: ¹Haynes 2011, ²Trueb 1996, ³Minerals Yearbook 2022, ⁴FOEN 2022, ⁵Luftfeinhalte-Verordnung, SR 814.318.142.1
⁶www.world-nuclear.org

Tabelle 3 Übersicht über die Wirkung der untersuchten Elemente (ohne POP) auf Flora und Fauna (inkl. Menschen)

Symbol	Wirkung auf Flora und Fauna (inkl. Mensch)
Ag	Irreversible Hautverfärbung (Argyrie), einige Verbindungen ätzend toxisch für Mikroorganismen
Al	Pflanzenschädigung in sauren Böden
As	Kanzerogen, teratogen, mutagen
Ba	Wasserlösliche Verbindungen sind toxisch
Bi	Evtl. neurotoxisch in hohen Dosen
Cd	Toxizität durch Ähnlichkeit zu Zn. Pflanzenwachstum gehemmt Gelenk- und Knochenschmerzen, Lungenödem, Nierenversagen, Bluthochdruck Knochenmarkschädigung, kanzerogen
Ce	Einige Verbindungen reizend für Schleimhäute
Co	Essentielles Element, hohe Dosen: ev. kanzerogen
Cr	Cr(III): Essentielles Element im Glucose-Stoffwechsel; Cr(VI): kanzerogen; Chromate und Dichromate: Hautschädigung, Perforation der Nasenseidewand (Berufskrankheit), Bronchialkrebs
Cs	
Cu	Essentielles Element, Chlorosen und Wurzelveränderungen bei Überschuss, für Wiederkäuer toxisch. Übelkeit, Krämpfe bis Tod bei Einnahme von Grammengen
Fe	Essentieller Nährstoff, Blutbildner, geringe Toxizität, Problem eher Eisenmangel
Hg	v.a. Methylenquecksilber stark phyto- und humantoxisch, Nervenerkrankungen
Mo	Essentielles Element, kaum toxisch
Ni	Phytotoxisch, Nickel-Allergien, kanzerogen
Pb	Chlorosen und Wachstumsschäden bei Pflanzen, Gewichtsverlust, Anämien. Akut: Erbrechen, Darmkoliken, Nierenversagen, Tod
Sb	Toxisch durch Hemmung des ATP ¹
Se	Essentielles Spurenelement, grössere Mengen stark toxisch Bei hohen pH auch Pflanzen schädigend
Sr	Strontium ist kaum toxisch ausser radioaktivem fallout von 1990
Tl	Toxizität durch Ähnlichkeit mit Kalium
U	Radioaktivität, chemisch gefährlich ¹ sind wasserlösliche Verbindungen
V	Phytotoxisch, Chlorosen. Atemwegserkrankungen, Leber- und Nierenschäden, mutagen
Zn	Essentielles Element, Mangelercheinungen
Zr	Kaum toxisch
N	Makronährstoff, einige Verbindungen giftig kann bei übermässigen Einträgen zu Eutrophierung, Bodenversauerung sowie Nitrat- und Nährstoffauswaschung führen.

Quellen: Bergmann 1993, Haynes 2011, Trueb 1996, Pacyna & Pacyna 2001, Vohr 2011

4.3 Persistente organische Schadstoffe (POP)

Die persistenten organischen Schadstoffe sind organische Verbindungen, welche in der Umwelt nur sehr langsam oder kaum abgebaut bzw. umgewandelt werden. Die meisten POP kommen sowohl in der Gasphase wie auch partikelgebunden vor. Durch diese Eigenschaften können sie über weite Strecken transportiert werden und sich in der Umwelt sowie in Organismen anreichern. Viele POP werden als gesundheitsschädlich eingestuft und es wird international versucht, die Herstellung und den Einsatz der POP zu limitieren oder sogar zu verbieten.

4.3.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK sind natürliche Bestandteile von Kohle und Erdöl. Sie werden durch Verbrennungsprozesse freigesetzt und man findet sie in Weichmacherölen auf Mineralölbasis. Nur wenige PAK werden gezielt hergestellt und finden als Einzelverbindungen Anwendung in der Industrie. Die PAK-Emissionen in der Schweiz werden auf rund 2500 kg pro Jahr geschätzt (FOEN 2022). Tabelle 4 fasst ausgewählte Grenz- bzw. Richtwerte für PAK in Trink- und Grundwasser sowie Produkten zusammen. Von den 17 durch ICP-Vegetation zur Messung empfohlenen PAK wurde Benzo[*j*]fluoranthen nicht gemessen, Benzo[*b*]fluoranthen und Benzo[*k*]fluoranthen konnten nicht getrennt analysiert werden und Naphthalin konnte infolge einer Kontamination nicht in die weiteren Betrachtungen miteinbezogen werden. Die in dieser Untersuchung berücksichtigten PAK sind in der Tabelle 5 aufgelistet.

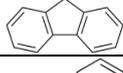
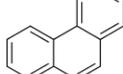
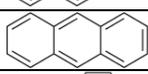
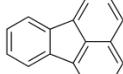
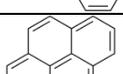
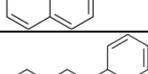
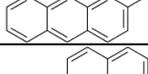
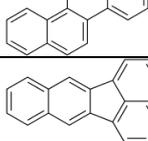
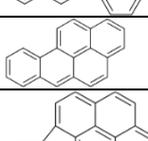
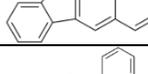
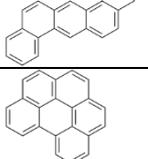
Tabelle 4 Ausgewählte Grenz- bzw. Richtwerte für PAK in Trink- und Grundwasser sowie Produkten (gemäss ChemRRV, GschV, LRV, TBDV, VSS)

Grundwasser vorgesehen für Trinkwassernutzung	0.1 µg l ⁻¹ (je Einzelstoff)
Trinkwasser	0.01 µg l ⁻¹ Benzo[<i>a</i>]pyren 0.1 µg l ⁻¹ Summe Benzo[<i>b</i>]fluoranthen, Benzo[<i>k</i>]fluoranthen, Benzo[<i>ghi</i>]perylen, Indeno[1,2,3- <i>cd</i>]pyren
Spielzeug	0,5 mg kg ⁻¹ (Summe ausgewählter PAK ^a)
Kunststoffe für gemeinen Gebrauch	1 mg kg ⁻¹ (je ausgewähltem PAK ^a)
Weichmacheröle	1 mg kg ⁻¹ Benzo[<i>a</i>]pyren bzw. 10 mg kg ⁻¹ (Summe ausgewählter PAK ^a)
Brennstoffe	1 mg kg ⁻¹
Diesel	8 % (m/m)

^a PAK nach Anhang 2.9, Ziffer 2, Absatz 1, Buchstabe d, ChemRRV:

Benzo[*a*]pyren, Benzo[*e*]pyren, Benzo[*a*]anthracen, Chrysen, Benzo[*b*]fluoranthen, Benzo[*j*]fluoranthen, Benzo[*k*]fluoranthen, Dibenzo[*a,h*]anthracen

Tabelle 5 Auflistung der PAK, welche 2020 gemessen wurden. Inkl. Strukturformeln und Einstufung nach IARC (BAG, 2016)

PAK-Bezeichnung	Strukturformel	Krebserregend bei Menschen, nach IARC 2016 (Internationale Agentur für Krebsforschung)
Acenaphtylen		-
Acenaphthen		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Fluoren		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Phenanthren		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Anthracen		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Fluoranthren		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Pyren		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Benzo[a]anthracen		Möglicherweise karzinogen
Chrysen		Möglicherweise karzinogen
Benzo[b]k]fluoranthren		Möglicherweise karzinogen
Benzo[a]pyren		Karzinogen für Menschen
Indeno[1,2,3-cd]pyren		Möglicherweise karzinogen
Dibenzo[a,h]anthracen		Wahrscheinlich karzinogen
Benzo[ghi]perylen		Nicht eingestuft (mögliche, aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)

4.3.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Verwendung von PCB in offenen Anwendungen wurde bereits 1972 untersagt und seit 1986 besteht in der Schweiz ein generelles Verbot für PCB und die Verwendung von Gegenständen, die PCB enthalten³. Trotzdem findet man PCB nach wie vor in der Umwelt, da diese Stoffe bei Verbrennungsprozessen freigesetzt werden können und in alten Materialien nach wie vor vorkommen (u.a. in Fugendichtungsmitteln, Kondensatoren, Lacken, Kunststoffen und Klebstoffen). Die PCB-Emissionen in der Schweiz werden auf rund 400 kg pro Jahr geschätzt (FOEN 2022). Für Innenräume hat das Bundesamt

³ <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/fachinformationen/chemikalien--bestimmungen-und-verfahren/pcb.html>

für Gesundheit folgende Richtwerte definiert (gesamt PCB, Jahresmittel): $2 \mu\text{g m}^{-3}$ für Räume, in denen man sich 24h aufhält bzw. $6 \mu\text{g m}^{-3}$ Räume, in denen man sich 8h aufhält. Allerdings gelangen PCB heute in erster Linie über die Nahrung in den menschlichen Körper. Die Tagesdosis liegt gemäss WHO bei 24–60 μg für ein Körpergewicht von 60 kg (BAG, 2000). Folgende PCB-Kongenere wurden bei der vorliegenden Untersuchung analysiert: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-180

4.3.3 Weitere persistente organische Schadstoffe (POP)

Nebst den PAK und PCB, welche bereits in vergangenen Erhebungen untersucht wurden, wurden 2020 auch weitere POP und POP-ähnliche Stoffe wie zum Beispiel Flammschutzmittel und Pestizide in den Moosen analysiert. Die untersuchten Stoffe, inkl. Kurzbeschreibung sind in der Tabelle 6 und weitere Details im Anhang 1 – Strukturformeln ausgewählter POP zu finden.

Tabelle 6 Übersicht der 2020 erstmals untersuchten POP und POP-ähnlicher Stoffe in der Schweiz. In der ersten Spalte ist neben der POP-Gruppenbezeichnung auch die Anzahl (n) untersuchter Einzelstoffe pro Gruppe angegeben

POP – Gruppe	Anwendungen / Verwendung	Giftigkeit / Verbote
Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) n=17	Keine direkte Anwendung, entstehen bei diversen thermischen Prozessen (Metall- und Mineralindustrie, chemische Industrie, Abfall- und Abwasserbewirtschaftung, Energiesektor)	Sind seit Inkrafttreten des Stockholmer Übereinkommens dort enthalten
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	Flammschutzmittel (Gebäudedämmung und Elektrogeräte)	2013 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen
Polybromierte Biphenyle (PBB), n=7	Flammschutzmittel und Weichmacher in Kunststoffen und als Ersatzstoff für PCB	Hexabrombiphenyl wurde 2009 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen Maximalgehalt von 0.1% pro Wertstoffgewicht in Elektrogeräten (Anhang 2.18 ChemRRV)
Polybromierte Diphenylether (PBDE), n= 23	Flammschutzmittel (Kunststoffe und Textilien)	Tetra- bis HeptaBDE wurden 2009 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen, DecaBDE folgte 2017 Maximalgehalt von 0.1% pro Wertstoffgewicht in Elektrogeräten (Anhang 2.18 ChemRRV)
Alternative Flammschutzmittel n=19	Diverse Anwendungsbereiche als Flammschutzmittel	Dechloran Plus™ (syn- und anti-DP) wurden 2023 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen ⁴
Pestizide, n=27	Diverse Pflanzenschutzmittel (Insektizide und Fungizide)	Viele der untersuchten Pestizide sind gemäss Stockholmer Übereinkommen heute verboten
Chlorparaffine	Weichmacher (Kunststoffe und Beschichtungen), Bindemittel (Lacke), Additive (Metallverarbeitung), Flammschutzmittel (Kunststoffe, Gummi, Textilien)	Kurzkettige Chlorparaffine wurden 2017 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen, mittelkettige folgen voraussichtlich 2025

⁴ <https://enb.iisd.org/basel-rotterdam-stockholm-conventions-brs-cops-2023-daily-report-5may2023>

5 Resultate

5.1 Darstellung der Resultate

5.1.1 Metalle

Für alle analysierten Elemente werden Punktkarten und Boxplots mit den Werten der Erhebungen von 1990 bis 2020 gezeigt (sofern erhoben). Eckdaten für die ganze Schweiz für alle Erhebungen werden tabellarisch aufgeführt. Die Konzentrationen in den Moosen beziehen sich immer auf die Trockensubstanz. Die Resultate werden, wenn vorhanden, mit Depositionsdaten, Emissionen und mit Daten aus anderen europäischen Ländern verglichen und mit Liniendiagrammen dargestellt.

Punktkarten

Die Belastungen werden als Kreise, deren Fläche proportional zur Konzentration in den Moosen ist, in einer Schweizer-Karte dargestellt (Programm: QGIS, Version 3.4.13 Madeira). Es ist zu beachten, dass Einzelwerte immer auch Ausreisser sein könnten, darum muss das Gesamtbild einer Region betrachtet werden. Die Grösse der Kreise sagt nichts über die Gefährdung durch die Belastung aus.

Gesamtbelastung durch toxische Metalle

Für die Berechnung der Gesamtbelastung durch toxische Schwermetalle wurden Daten der Metalle As, Cd, Cr, Ni, Pb und V berücksichtigt, da diese a) in allen sieben Erhebungen gemessen wurden b) nicht oder nur in kleinsten Mengen essenziell für Lebewesen sind, c) für den Menschen giftig sind (z.T. schon in kleinen Mengen) und d) verlässliche Daten von jeder Erhebung vorhanden sind.

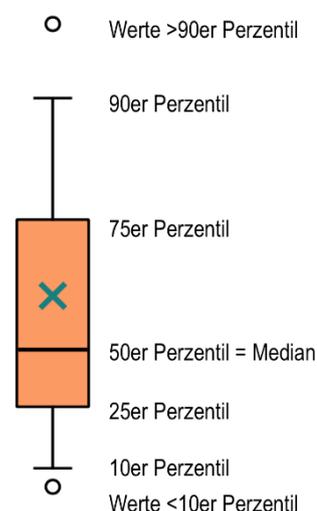
Pro Element wurde das geometrische Mittel (x -te Wurzel aus dem Produkt aller x Werte, x = Anzahl der Werte) aus den Werten aller sieben Erhebungen berechnet. Das geometrische Mittel jedes Elementes wurde auf 1 gesetzt, und die Elementkonzentrationen proportional dazu umgerechnet. Diese genormten Werte der sechs Elemente wurden anschliessend aufsummiert. Die so berechnete Gesamtbelastung pro Standort und Jahr ist in der Zusammenfassung auf Karten dargestellt. Die Punktfläche ist proportional zur errechneten Belastungsintensität.

Eckdaten, zeitliche Veränderung

Für alle sieben Erhebungen und alle Elemente / Stoffe wurden, falls vorhanden, folgende gesamtschweizerischen Eckdaten tabelliert: Anzahl Werte, Maximum, 90er, 50er (Median), 10er Perzentil, Minimum und Mittelwert. In einer weiteren Tabelle wurden die prozentualen zeitlichen Veränderungen der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben aufgelistet und die Signifikanz anhand der logarithmierten Daten mittels eines Zweistichproben-t-Tests unter Annahme unterschiedlicher Varianzen überprüft.

Boxplots

In Boxplots sind die 10er, 25er, 50er (Median), 75er und 90er Perzentile dargestellt. Werte oberhalb des 90er Perzentils respektive unterhalb des 10er Perzentils sind als Einzelpunkte gezeichnet. Zusätzlich zu diesen Perzentilen sind die Mittelwerte mit einem Kreuz markiert. Messresultate



der Mischproben sind ebenfalls als Kreuz markiert (da die Standorte nicht einzeln gemessen wurden, kann kein Boxplot gezeigt werden). Boxplot-Abbildungen wurden mit FileMaker Pro 19.6; xmChart 5.0.3 erstellt.

Die Naturräume Jura, Mittelland, Nordalpen, Zentralalpen und Südalpen werden einzeln dargestellt, jeweils mit den Werten der sieben Erhebungen. Für die Darstellung in der Zusammenfassung wurde Jura, Mittelland und Nordalpen zur Nordschweiz zusammengefasst. Für die Metalle wurde die Standortanzahl in der Schweiz bereits 2015 gegenüber früheren Untersuchungen auf 73 reduziert (Thöni et al. 2018). Für diesen Bericht wurden nur die 73 Standorte berücksichtigt, welche auch 2015 gemessen wurden. Für alle weiteren Grafiken und t-Tests wurde Microsoft Excel verwendet.

Vergleich mit Emissionen und Depositionen

Die Konzentrationen von Cd, Pb und Hg im Moos wurden mit den Emissionen gemäss dem Schweizer Emissionsinventar (FOEN 2022) verglichen; die diesbezüglichen Emissionszahlen wurden dem Statistischen Lexikon der Schweiz des BFS entnommen. Ebenfalls wurden die Mooskonzentrationen von As, Cd, Cu, Ni, Pb und Zn mit Depositionsmessungen (Bergerhoff-Methode) der NABEL-Stationen Magadino, Payerne und Rigi-Seebodenalp verglichen (BAFU, 2021, bzw. NABEL Datenbank⁵). Dafür wurden die Medianwerte der Mooskonzentrationen (mit 25 und 75 Perzentil) den Jahresmittelwerten der NABEL-Stationen gegenübergestellt.

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Im Gegensatz zu den vergangenen Messberichten werden in diesem Bericht die schweizerischen Daten nicht mit den Resultaten aus anderen Ländern in Europa verglichen. Dies weil entweder die Sammlungen und/oder die Analysen z.T. wegen der Covid-Pandemie verzögert stattgefunden haben und die Daten noch nicht für eine Publikation zur Verfügung stehen oder weil keine (vergleichbaren) Sammlungen stattgefunden haben. Auf Vergleiche mit den wenigen verfügbaren Datensätzen wird verzichtet, da diese keine aussagekräftigen Rückschlüsse zulassen. Die detaillierten Resultate der internationalen Untersuchungen werden vom ICP Vegetation unter <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/thematic> publiziert und stehen ab dann der Öffentlichkeit zur Verfügung.

5.1.2 Stickstoff

Resultate der Stickstoffkonzentrationen in Moosen werden ebenfalls in Punktkarten gezeigt. Boxplots wurden verwendet, um Daten verschiedener Erhebungen und Regionen zu vergleichen. Zusätzlich wurden die Daten 2015 und 2020 mit Stickstoff in der Niederschlagsdeposition sowie den Gesamtstickstoffeinträgen verglichen.

5.1.3 POP

Im Falle der POP wurden die summierten PAK-Belastungen wie auch deren Verteilung in der Schweiz und an den einzelnen Standorten betrachtet. PCB und übrige POP werden aufgrund der vielen Werte unterhalb der Nachweisgrenze nur tabellarisch und in einem kleineren Umfang betrachtet.

⁵ https://www.arias.ch/ibonline/ib_online.php

5.2 Metalle

5.2.1 Ag – Silber

Silber (Ag) ist für Tier und Mensch kaum toxisch. Es wurde schon in der Antike wie auch heute als Bakterizid eingesetzt (z.B. Trinkwasserkonservierung, Sportbekleidung). Emittiert wird Ag überwiegend anthropogen, es wird vor allem bei Bleiraffination, der Elektronikindustrie, früher bei der Fotoindustrie sowie in Form von Nanopartikel (zunehmend) eingesetzt.

Die Messdaten zeigen eine Abnahme der Ag-Konzentration im Moos von knapp 70% zwischen 1990 und 2020 (Abbildung 13, Abbildung 14, Tabelle 7). Dieser Rückgang kann möglicherweise auf allgemein bessere Emissionskontrollen und im Speziellen auf den starken Rückgang der analogen Fotografie zurückgeführt werden.

Nur kleine Unterschiede sind in der Nordschweiz und den Zentralalpen zu finden, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei praktisch allen gemessenen Elementen die höchsten Werte. Vermutlich ist dies eine Folge der hohen Niederschlagsmengen und der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

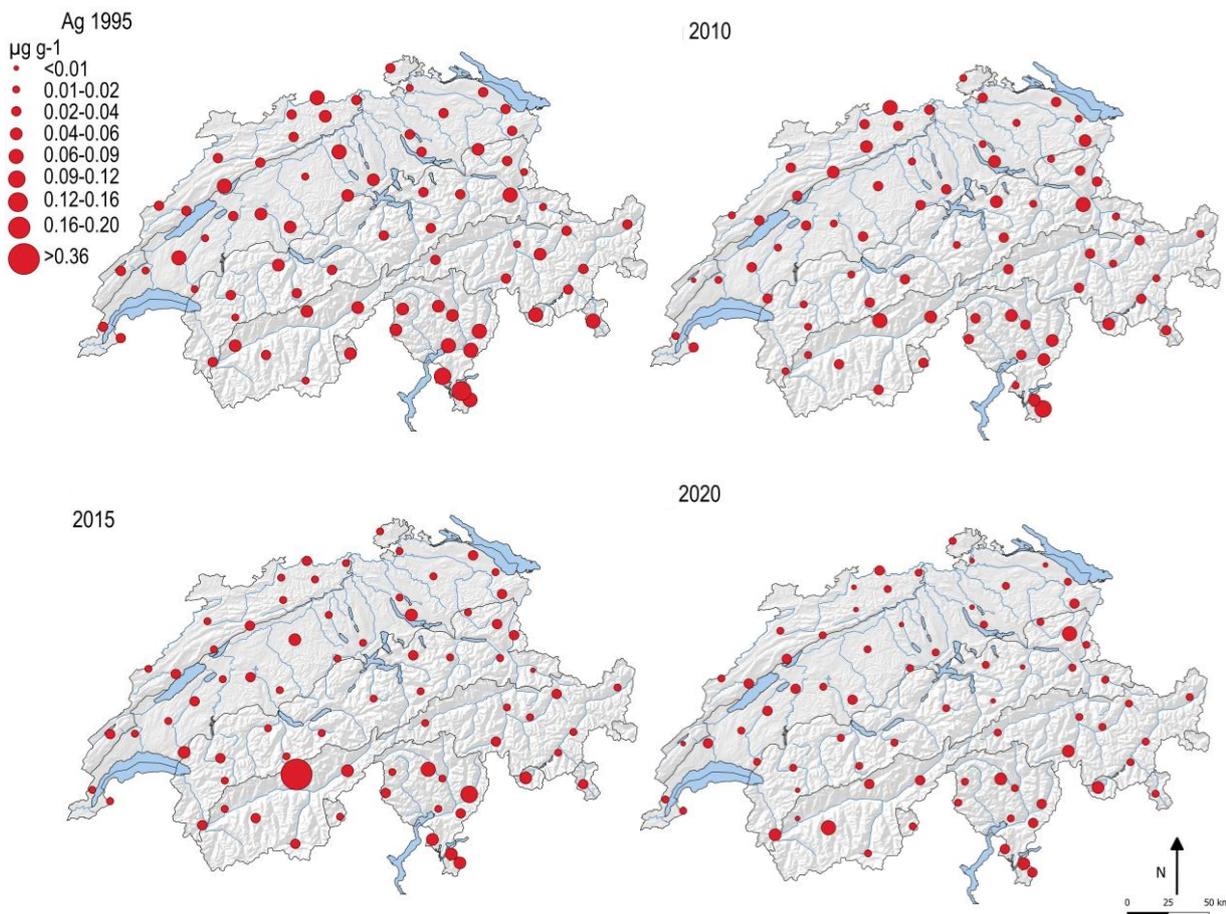


Abbildung 13 Räumliche und zeitliche Verteilung der Ag-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Ag-Konzentration der vier Erhebungen 1995, 2010, 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

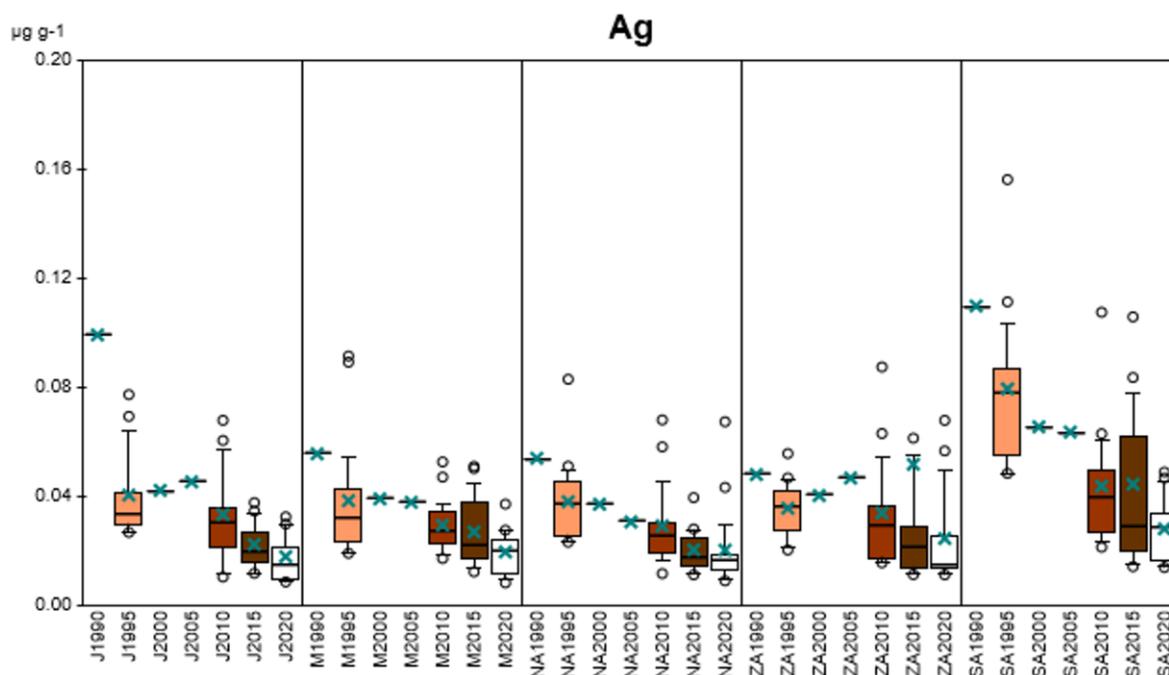


Abbildung 14 Darstellung der gemessenen Ag-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen: J = Jura, M = Mittelland, NA = Nordalpen, ZA = Zentralalpen, SA = Südalpen. Von 1990, 2005 und 2010 gibt es nur Mischprobenresultate. Ein hoher Wert 2015 ($0.38 \mu\text{g g}^{-1}$) im Wallis ist ausserhalb der dargestellten Skala.

Tabelle 7 Ag-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Resultate der Mischproben sind kursiv dargestellt. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max		0.156			0.107	0.381	0.068
90er Perzentil		0.082			0.058	0.051	0.036
50er Perz. = Median		0.037			0.027	0.021	0.018
10er Perzentil		0.023			0.018	0.012	0.010
Min		0.019			0.010	0.011	0.008
Mittelwert	<i>0.070</i>	0.045	<i>0.044</i>	<i>0.043</i>	0.033	0.032	0.022
Veränderung gegenüber vorhergehender Erhebung		-36%	-2%	-1%	-24%	-2%	-33%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart					0.0001	0.86	0.04
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-69%
							P-Wert <0.0001

5.2.2 Al – Aluminium

Für Mensch und Tier gelten Aluminium (Al) und seine Verbindungen unter normalen Konzentrationsverhältnissen als weitgehend ungiftig. In sauren Böden steigen die Al^{3+} -Gehalte in der Bodenlösung stark an, was für Pflanzen toxisch ist. Hierbei sind atmosphärische Al-Einträge allerdings nicht von Bedeutung, da Aluminium natürlicherweise im Boden vorkommt. Al-Emissionen stammen überwiegend aus natürlichen Quellen sowie der Al-Gewinnung.

Die Messdaten zeigen zwischen 1990 und 2020 keinen Trend der Al-Konzentration. (Abbildung 15, Abbildung 16 und Tabelle 8). Unterschiede zwischen den einzelnen Erhebungen sind v.a. in den Naturräumen Jura, Mittelland und Südalpen zu finden. Die Südschweiz zeigt bei allen Erhebungen die höchsten Werte.

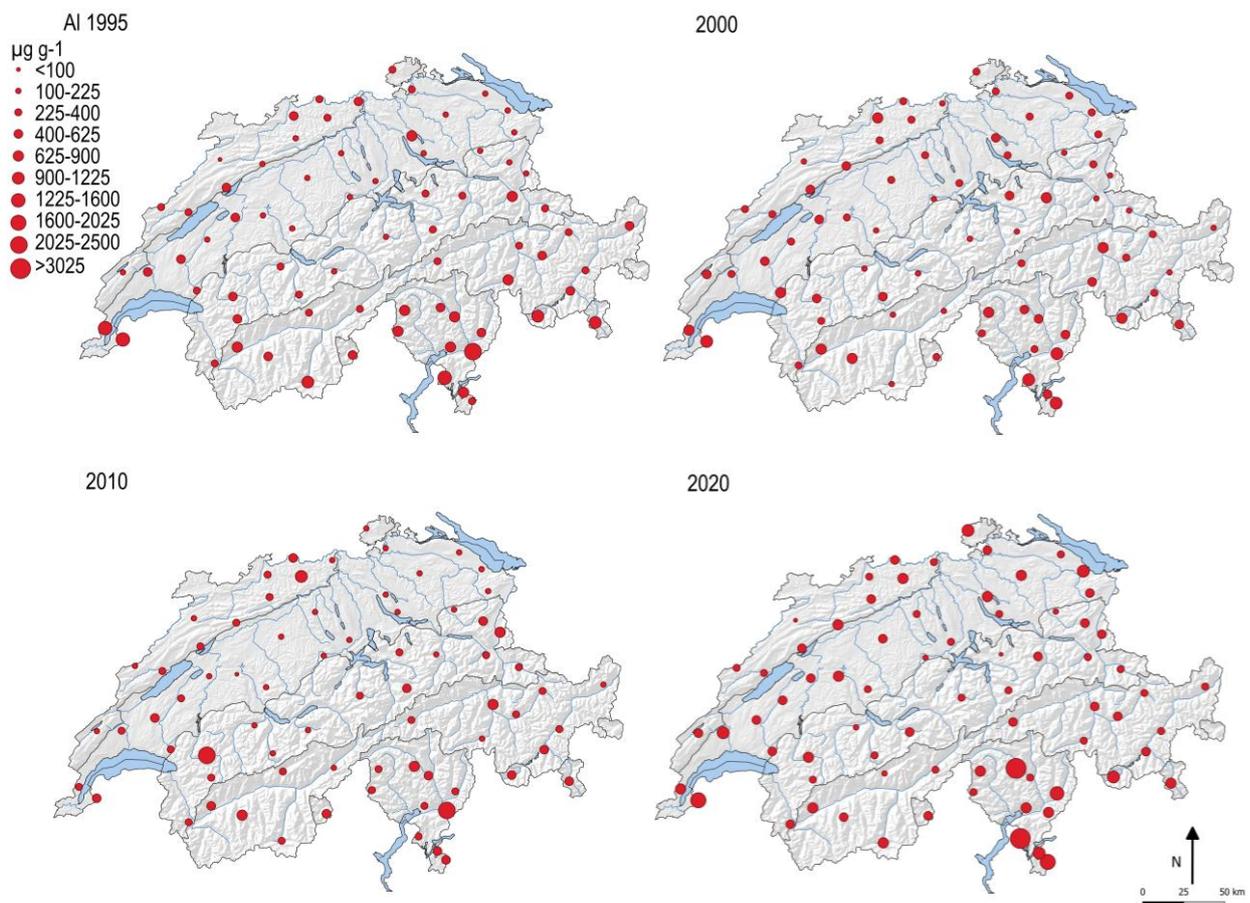


Abbildung 15 Räumliche und zeitliche Verteilung der Al-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Al-Konzentration der vier Erhebungen von 1995, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

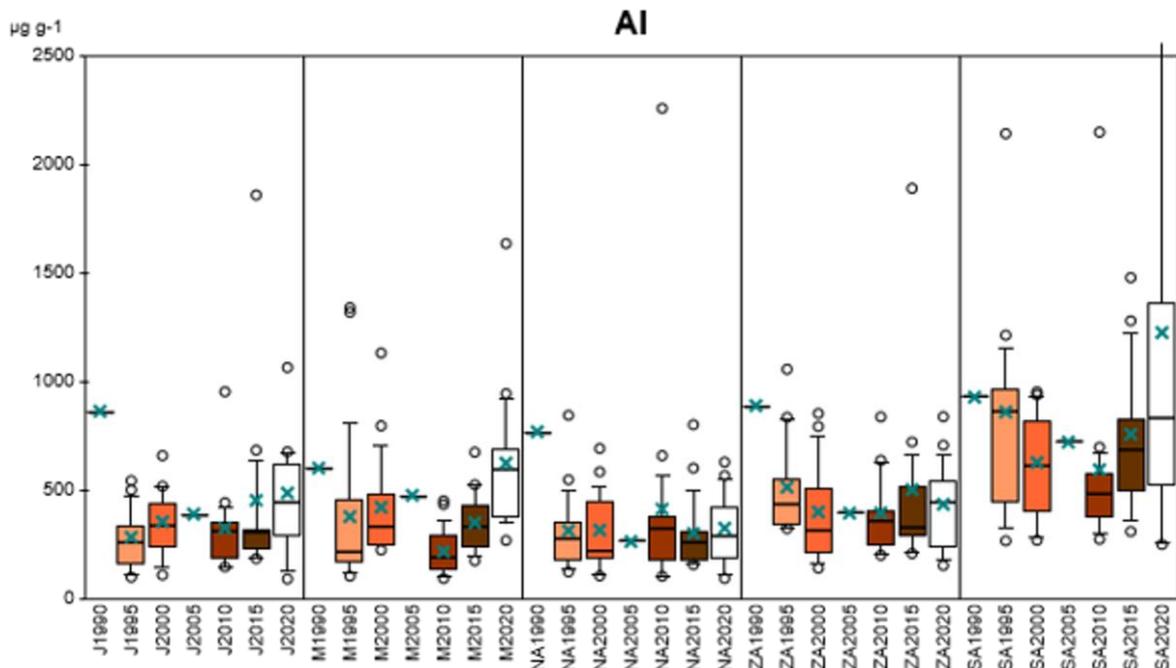


Abbildung 16 Al-Konzentrationen: Trends in Naturräumen Darstellung der gemessenen Al-Konzentrationen in den Moosproben der fünf Erhebungen 1995, 2000, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Von 1990 und 2005 gibt es nur Mischprobenresultate.

Tabelle 8 Al-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Resultate der Mischproben sind kursiv dargestellt. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max		2139	1129		2256	1887	3291
90er Perzentil		890	772		623	783	1023
50er Perz. = Median		343	343		302	318	477
10er Perzentil		157	199		134	198	234
Min		97	103		91	154	89
Mittelwert	785	465	407	442	375	454	607
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-41%	-13%	9%	-15%	21%	34%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart			0.10		0.43	0.12	0.01
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-23%

5.2.3 As – Arsen

Arsen (As) ist für Tier und Mensch toxisch. Früher wurde es als Biozid eingesetzt. Emissionen entstehen bei der Verhüttung von verschiedenen Metallen und der Verwendung fossiler Brennstoffe.

Die Messdaten zeigen von 1990 bis 1995 eine deutliche und hochsignifikante Abnahme von ca. 60 % der Konzentrationen (Abbildung 17, Abbildung 18, Tabelle 9). Dieser Rückgang kann möglicherweise auf das Verbot von Bioziden und Malpigmenten mit Arsen sowie auf den politischen und wirtschaftlichen Wandel im ehemaligen Ostblock zurückgeführt werden. Nach 1995 stagnieren die Arsenkonzentrationen auf tiefem Level.

Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Der Grund für den hohen Wert am Standort SA58 ist nicht bekannt.

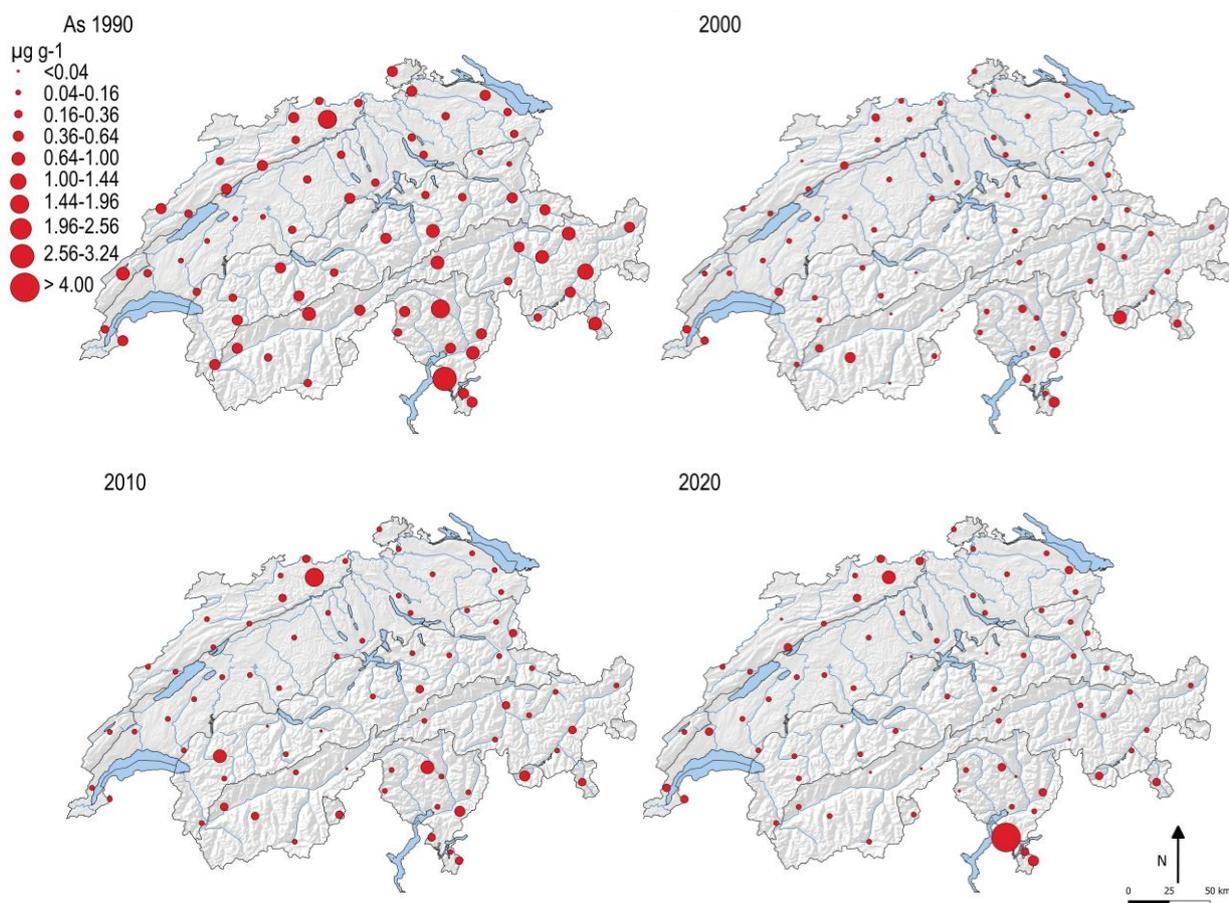


Abbildung 17 Räumliche und zeitliche Verteilung der As-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Arsenkonzentration der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

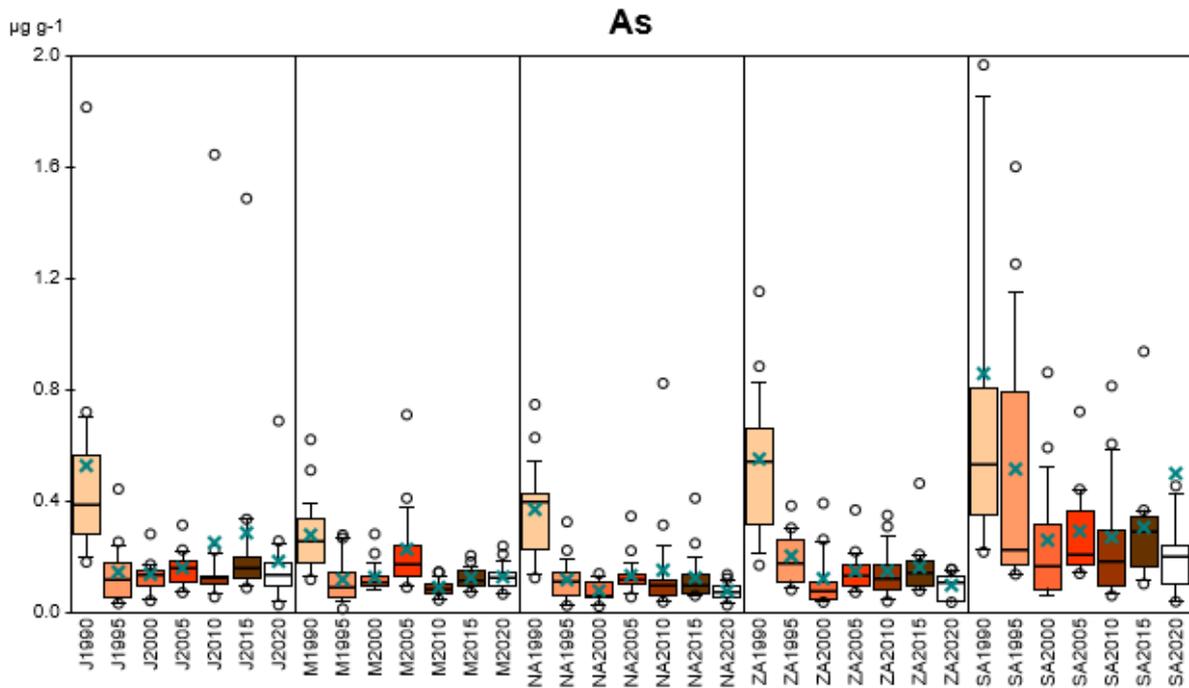


Abbildung 18 As-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Tabelle 9 As-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max	2.876	1.599	0.860	4.140	1.643	1.485	4.298
90er Perzentil	0.751	0.319	0.268	0.366	0.306	0.334	0.221
50er Perz. = Median	0.376	0.135	0.110	0.163	0.109	0.143	0.109
10er Perzentil	0.178	0.042	0.050	0.091	0.056	0.076	0.040
Min	0.116	0.011	0.020	0.053	0.036	0.058	0.024
Mittelwert	0.482	0.211	0.140	0.247	0.171	0.189	0.185
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-56%	-33%	76%	-31%	10%	-2%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	0.01	0.06	0.22	0.57	0.95
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-62%
							P-Wert <0.0001

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 19 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Depositionsdaten sind jedoch erst seit 2001 erhältlich. Wie bei der Mooskonzentration ist auch die Deposition in der Südschweiz am höchsten, Nordalpen und Mittelland unterscheiden sich bei beiden Methoden wenig.

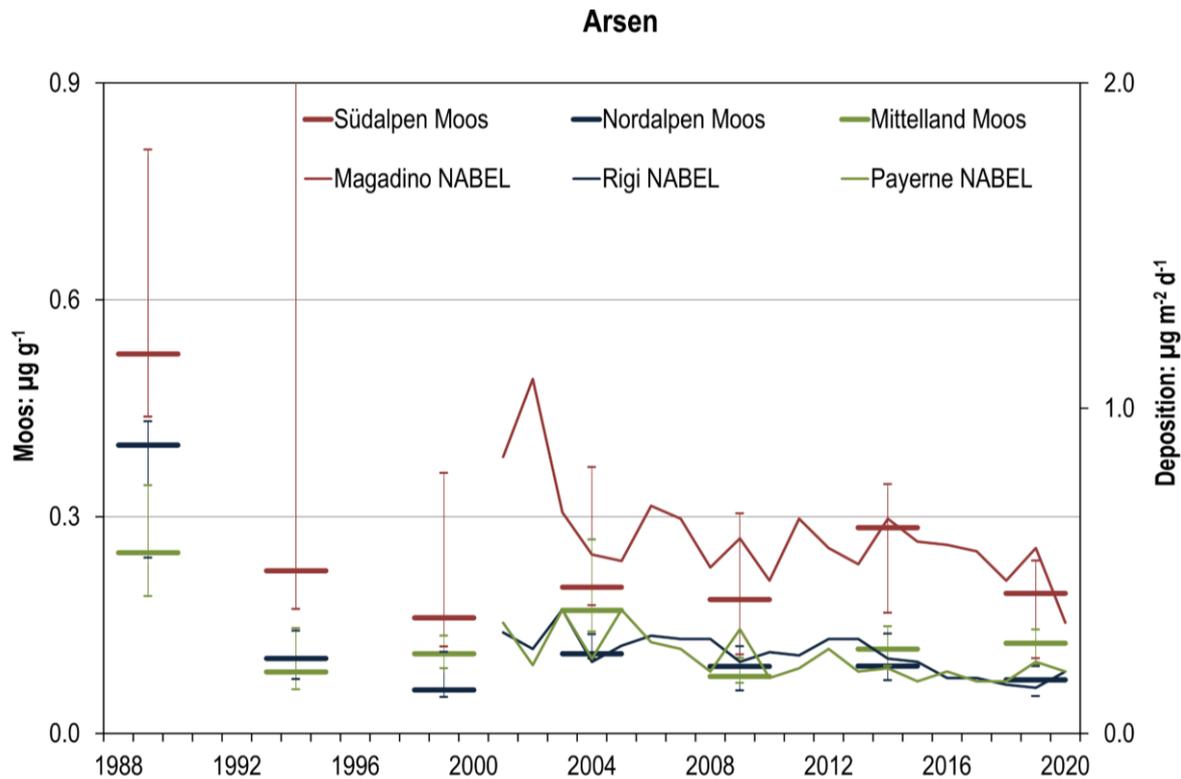


Abbildung 19 As-Konzentrationen in Moos verglichen mit As-Deposition. Die As-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der vergangenen sieben Erhebungen (1990–2020) werden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlich NABEL-Stationen verglichen. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL

5.2.4 Ba – Barium

Wegen der hohen Reaktivität kommt Barium (Ba) in der Natur nicht elementar vor, sondern nur in Verbindungen. Alle wasserlöslichen Verbindungen von Barium gelten als toxisch, fussend auf der physikalischen und chemischen Ähnlichkeit zu Calcium. Das selbst in Salzsäure unlösliche Bariumsulfat ist nicht toxisch. Ba gilt nicht als essenziell für Tier und Mensch, für Pflanzen teilweise schon. Ba kommt natürlicherweise und unabhängig von Immissionen in höheren Pflanzen wie auch in Moosen vor (Scharer und Schropp, 1937; Chiarenzelli et al. 2001). Ba wird in verschiedenen Legierungen verwendet und zum Beispiel bei der Produktion von Ziegelsteinen beigesetzt, um das allenfalls im Ton enthaltene Sulfat zu binden (Trueb 1996). Bariumsulfat wird auch als Kontrastmittel bei Darmuntersuchungen eingesetzt. Eine Emissionsquelle in der Schweiz sind die Feuerwerke, bei welchen die grüne Farbe aus Bariumnitrat oder -chlorat gebildet wird.

Die Messdaten zeigen, dass es über die 30 Jahre keine signifikanten Änderungen in der Konzentration im Moos gegeben hat (Abbildung 20, Abbildung 21, Tabelle 10). Das Mittelland und die Südschweiz zeigen 2020 ähnliche Werte. Grundsätzlich werden aber, wie bei fast allen gemessenen Elementen, die höchsten Werte in der Südschweiz gemessen.

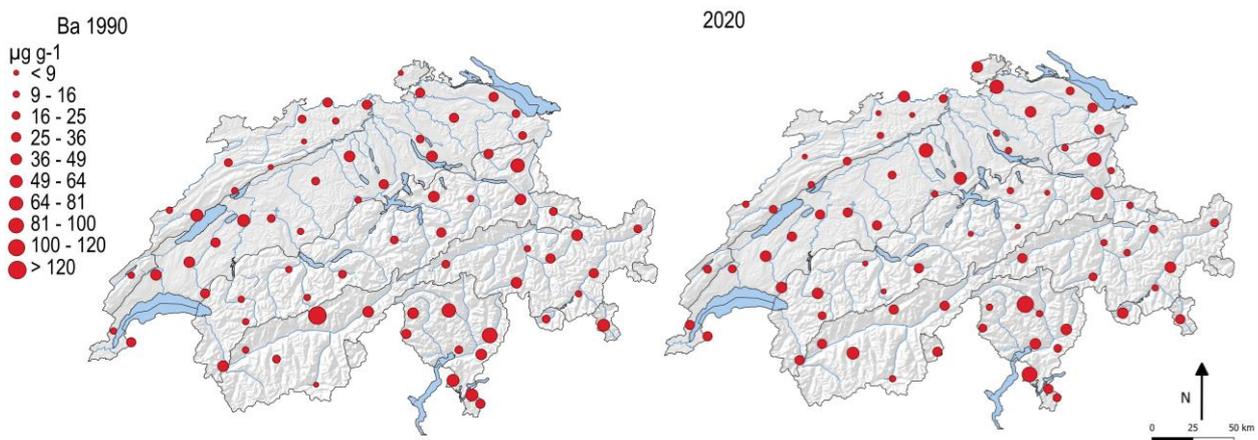


Abbildung 20 Räumliche und zeitliche Verteilung der Ba-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Bariumkonzentration über die zwei Erhebungen 1990 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

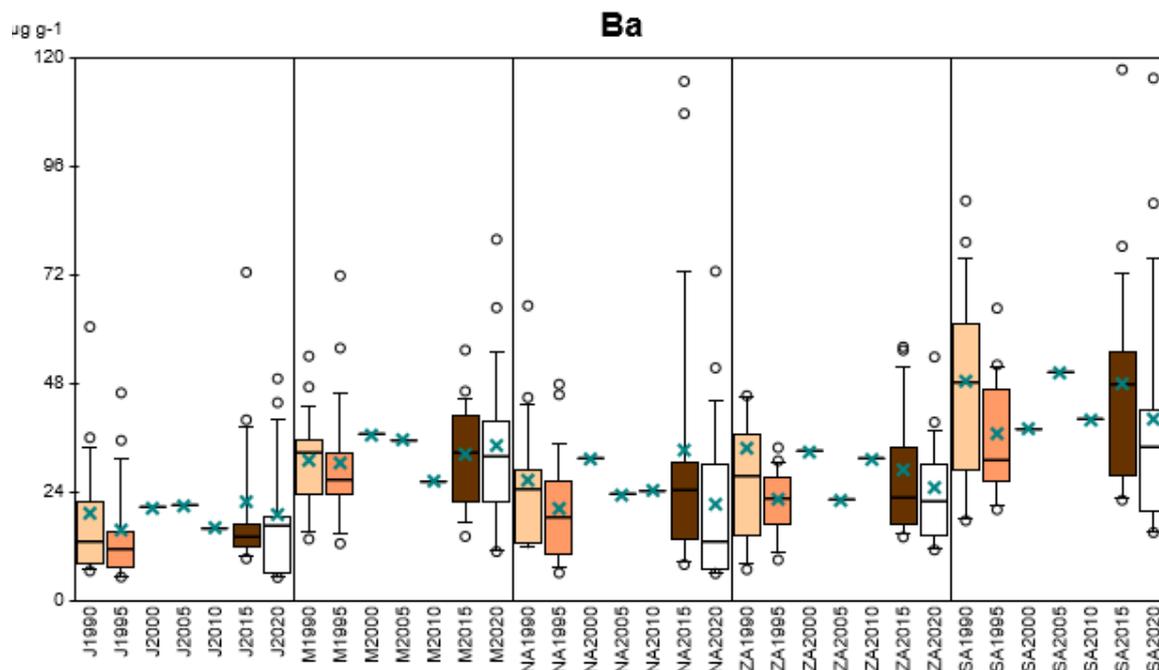


Abbildung 21 Darstellung der gemessenen Ba-Konzentrationen in den Moosproben über die sieben Erhebungen von 1990, 1995, 2015 und 2020. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen und als Mittelwerte dargestellt. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 10 Ba-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Resultate der Mischproben sind kursiv dargestellt. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	72	73	73	73	73	73
Max	129.95	71.70				117.2	115.3
90er Perzentil	60.45	45.89				55.80	50.85
50er Perz. = Median	27.15	23.40				28.74	24.18
10er Perzentil	10.64	9.44				12.58	7.56
Min	6.44	5.10				7.86	4.99
Mittelwert	31.07	25.15	32.2	30.6	27.4	32.88	28.17
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-19%	28%	-5%	-10%	20%	-14%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		0.02				0.002	0.01
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-9%
							P-Wert 0.35

5.2.5 Bi – Bismut

Für Tier und Mensch gilt Bismut (Bi) als nicht toxisch. Es wird in der Industrie nur wenig verwendet, es gelangt vor allem bei der Verhüttung von anderen Metallen in die Umwelt. 1990 wurde Bismut in der Schweiz nicht analysiert.

Die Messdaten zeigen keinen eindeutigen Trend. (Abbildung 22, Abbildung 23, Tabelle 11). Möglicherweise sind auch analytische Unsicherheiten für die Schwankungen verantwortlich. Für Bi war kein Vergleich mit den Referenzmoosen möglich, da Bi bei der Herstellung des Referenzmoosmaterials nicht bestimmt wurde und somit kein Referenzwert für diese Referenzsubstanz existiert.

Seit 1990 schwanken die Konzentrationen in allen Naturräumen von Erhebung zu Erhebung, wobei in den Zentralalpen die niedrigsten und in den Südalpen die höchsten Werte gemessen wurden.

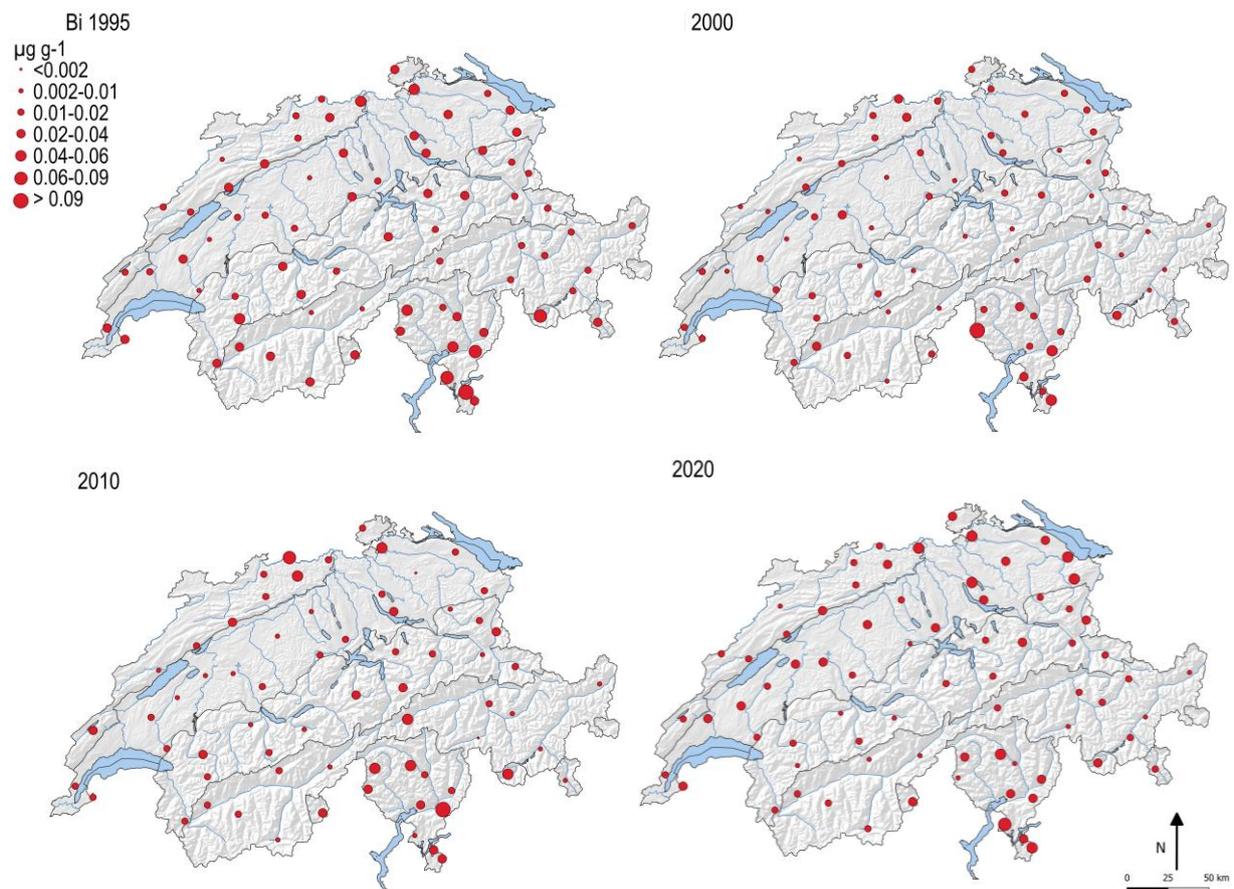


Abbildung 22 Räumliche und zeitliche Verteilung der Bi-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Bi-Konzentration über die vier Erhebungen 1995, 2000, 2010 und 2020. 1990 wurde Bi nicht gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

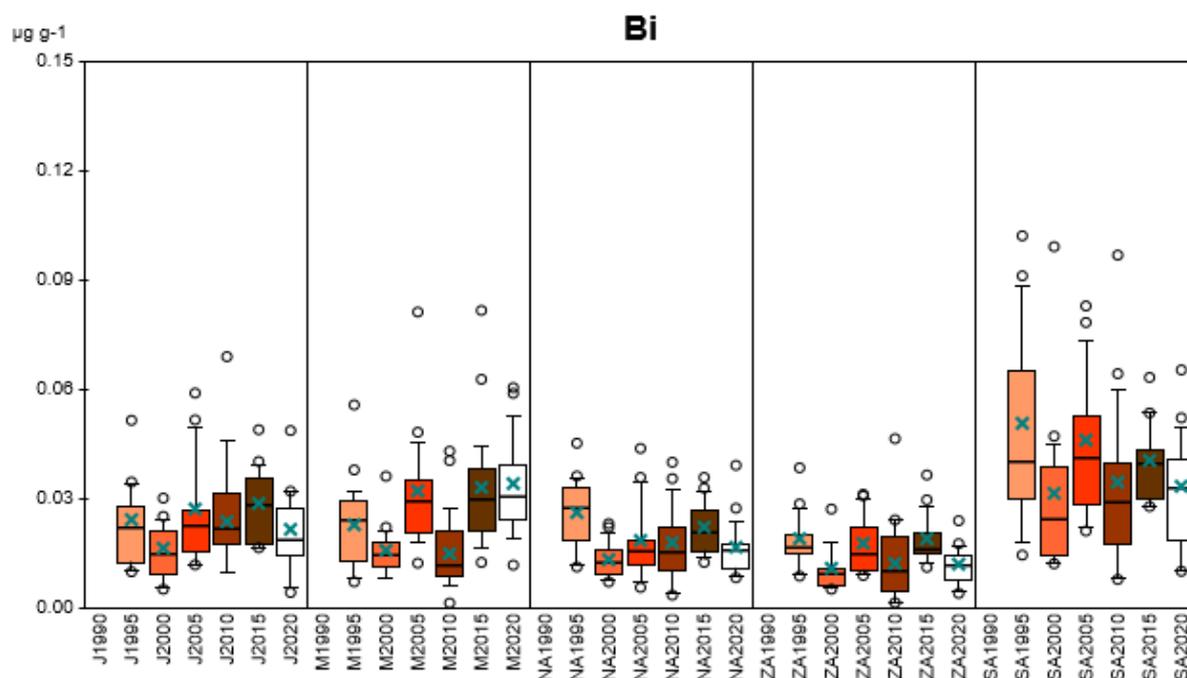


Abbildung 23 Darstellung der gemessenen Bi-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen von 1995 bis 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 11 Bi-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	0	73	73	73	67	73	73
Max		0.102	0.099	0.549	0.097	0.082	0.065
90er Perzentil		0.048	0.029	0.054	0.043	0.042	0.044
50er Perz. = Median		0.025	0.014	0.027	0.018	0.027	0.020
10er Perzentil		0.012	0.007	0.012	0.006	0.015	0.009
Min		0.007	0.005	0.005	0.001	0.011	0.004
Mittelwert		0.028	0.017	0.037	0.022	0.029	0.024
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung			-38%	114%	-42%	32%	-17%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart			<0.0001	0.010	0.042	0.001	0.001
Veränderung 2020 gegenüber 1995							-15%

5.2.6 Cd – Cadmium

Cadmium (Cd) ist für Pflanzen, Tiere und Menschen toxisch. Es kommt überwiegend aus anthropogenen Quellen wie z.B. der Metallindustrie oder aus Kehrlichtverbrennungsanlagen. Der Ausstoss hat in den letzten Jahrzehnten dank der Sanierung von Anlagen stark abgenommen.

Die Messdaten zeigen von 1990 bis 2010 eine kontinuierliche signifikante Abnahme von 70 %. Nach einer nicht signifikanten Abnahme zwischen 2010 und 2015 ist die Abnahme zwischen 2015 und 2020 wieder signifikant (Abbildung 24, Abbildung 25, Tabelle 12). Dieser Rückgang kann vor allem auf Sanierungen von Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) und Anlagen der Metallindustrie zurückgeführt werden. Die Werte im Jura und im Mittelland sind ähnlich, niedrigere Werte wurden in den Nordalpen und vor allem in den Zentralalpen gemessen. Die Südschweiz zeigt meist die höchsten Werte. Neben den hohen Niederschlägen wird in der Südschweiz auch die Nähe zur hoch industrialisierten Poebene eine Rolle spielen.

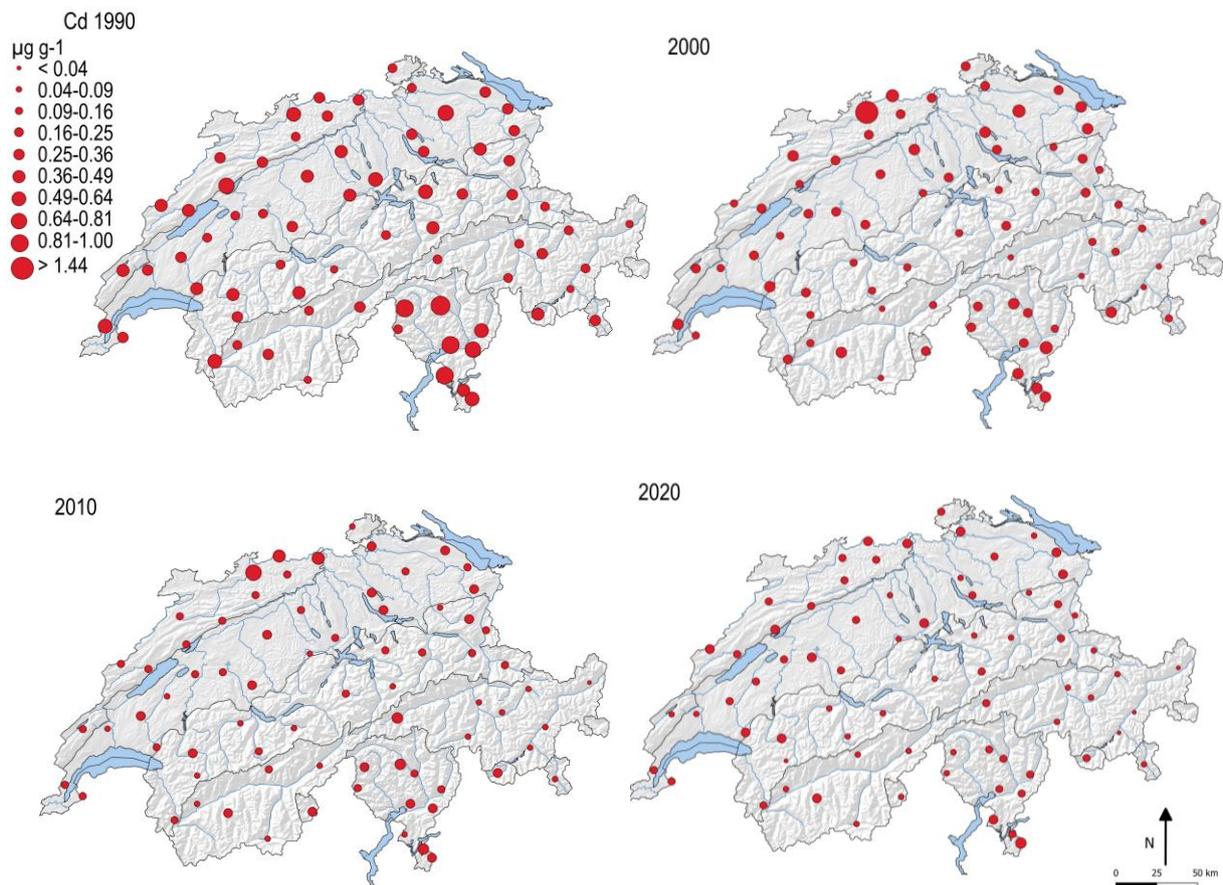


Abbildung 24 Räumliche und zeitliche Verteilung der Cd-Konzentrationen in Moosen. Darstellung der gemessenen Cd-Konzentration der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

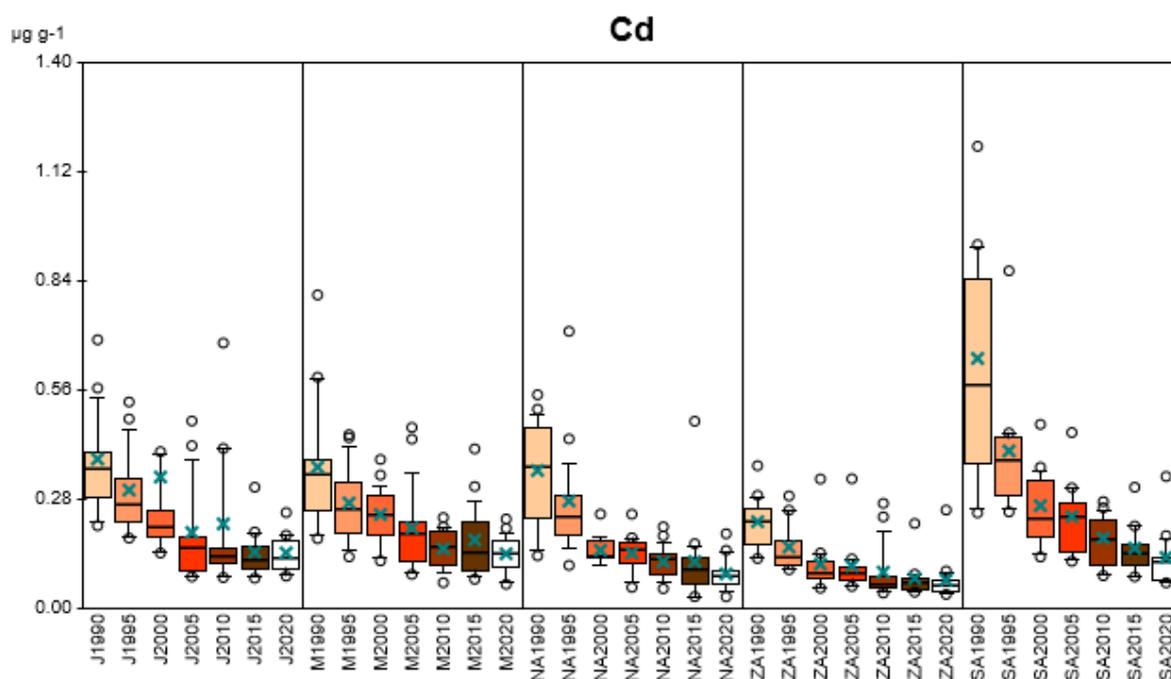


Abbildung 25 Darstellung der gemessenen Cd-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen von 1990 bis 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 12 Cd-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73	
Max	1.183	0.864	1.530	0.479	0.679	0.478	0.336	
90er Perzentil	0.601	0.438	0.330	0.306	0.232	0.234	0.185	
50er Perz. = Median	0.340	0.258	0.180	0.151	0.127	0.118	0.108	
10er Perzentil	0.185	0.128	0.102	0.086	0.062	0.060	0.050	
Min	0.126	0.097	0.050	0.052	0.037	0.028	0.028	
Mittelwert	0.381	0.279	0.216	0.179	0.148	0.135	0.114	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-27%	-23%	-17%	-17%	-9%	-16%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		0.00	0.00	0.04	0.01	0.24	0.02	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-70%	P-Wert <0.0001

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 26 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Die Mooskonzentrationen nahmen seit Anfang der 1990er Jahre ab, die Immissionsmessungen zeigen keinen so eindeutigen Trend und eine hohe jährliche Variabilität. Die deutlich höheren Konzentrationen in Magadino gegenüber Rigi und Payerne spiegeln sich bei den Mooskonzentrationen nur am Anfang der Messreihe.

Bei den Vergleichen ist jedoch zu beachten, dass die NABEL-Stationen zum Teil im Landwirtschaftsland in der Ebene liegen, die Moossammelorte sich aber an den Hängen der Täler befinden, an Orten praktisch ohne landwirtschaftliche Nutzung.

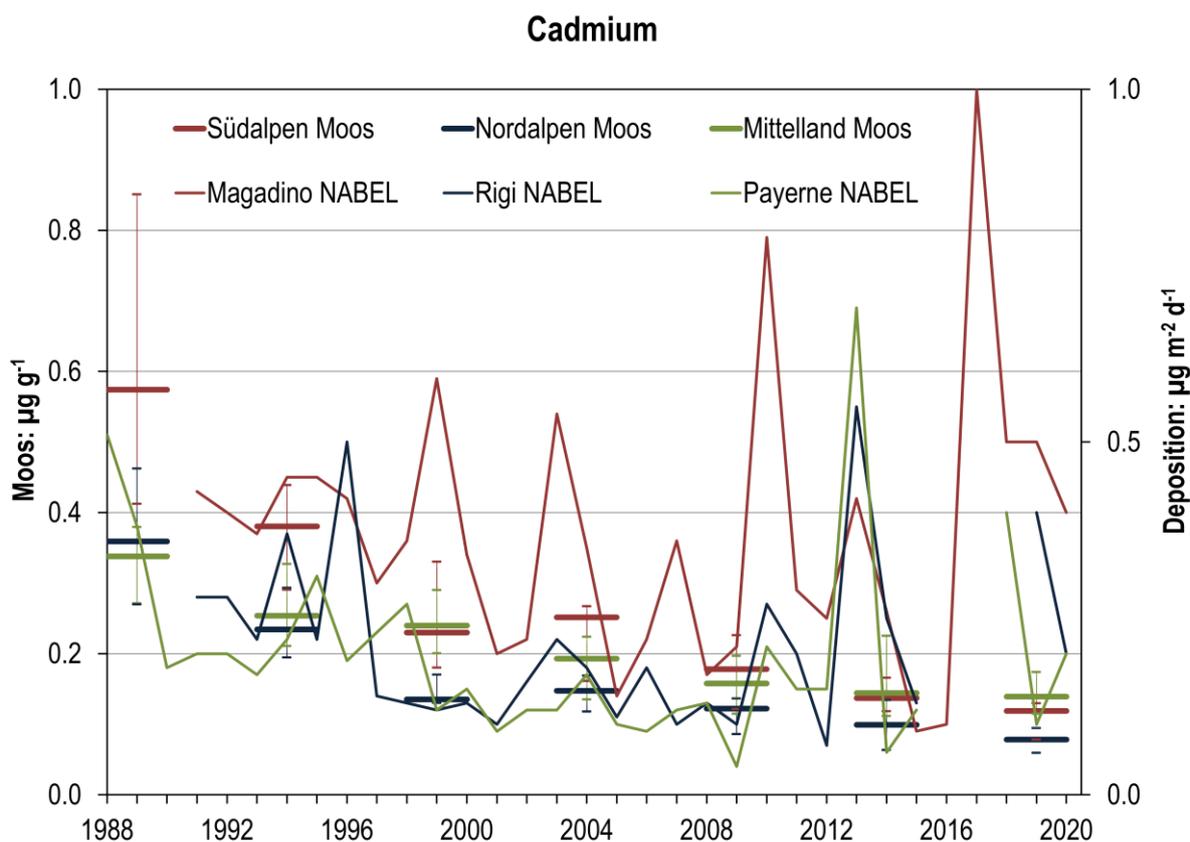


Abbildung 26 Cd-Konzentrationen in Moos verglichen mit Cd-Deposition. Die Cd-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der vergangenen sieben Erhebungen (1990–2020) werden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL

Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Wie Abbildung 27 zeigt, spiegelt sich die Abnahme der modellierten Emissionen in den Cadmiumkonzentrationen in den Moosproben (dargestellt ist der Median). Die Abnahme kann vor allem auf die Sanierung der KVA's zurückgeführt werden. Die Emissionen haben zwischen 1990 und 2020 um 83 %, die Konzentrationen in den Moosen um 70 % abgenommen. Cadmium im Boden von früheren Emissionen kann durch Bodenbearbeitung und Wind wieder in die Luft geraten und anderorts neu abgelagert werden, da Schwermetalle im Boden nicht abgebaut, sondern nur verlagert oder verdünnt werden (BAFU, 2015).

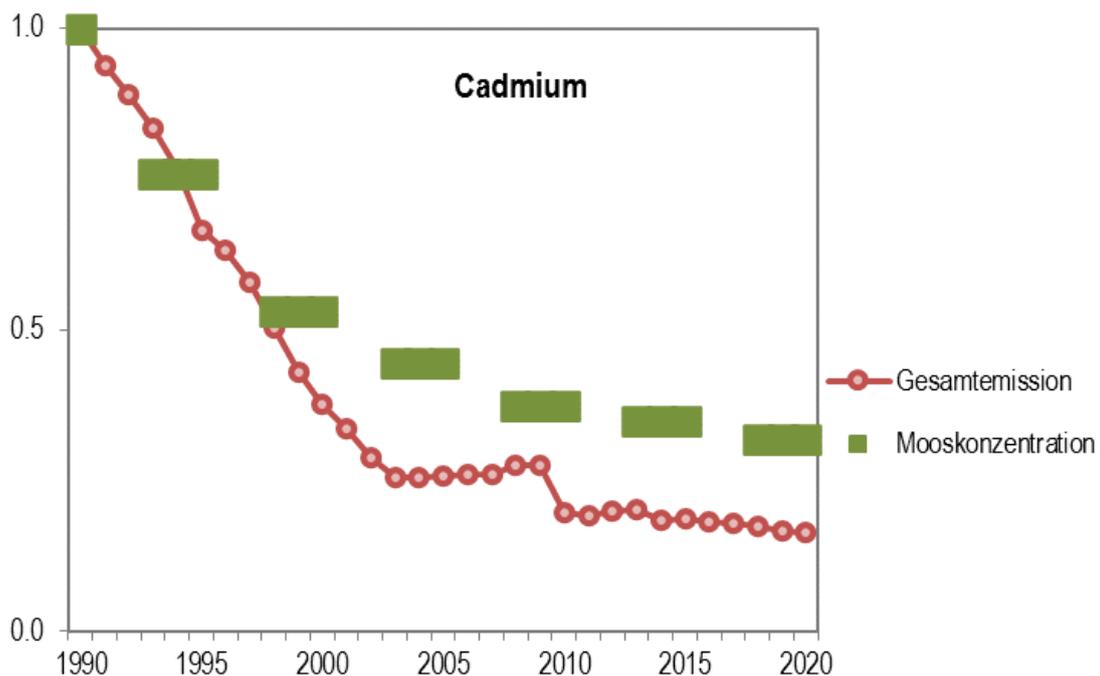


Abbildung 27 Darstellung der gemessenen Cd-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Quelle: Statistisches Lexikon 2022 (BFS)

5.2.7 Co – Cobalt

Cobalt (Co) ist essenziell für Pflanzen, Tier und Mensch und erst in grösseren Mengen toxisch. Co wird vor allem in Legierungen, für Permanentmagnete und in der Keramikindustrie verwendet. Seit den Sanierungen der Metallindustrie stammen die Emissionen überwiegend aus natürlichen Quellen.

Die Messdaten zeigen von 1990 bis 1995 eine signifikante Abnahme von rund 40 %. (Abbildung 28, Abbildung 29, Tabelle 13). Zwischen 1995 und 2020 sind die Änderungen nur gering. Die Werte in der Nordschweiz und den Zentralalpen sind ähnlich, die Südschweiz zeigt meist, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte.

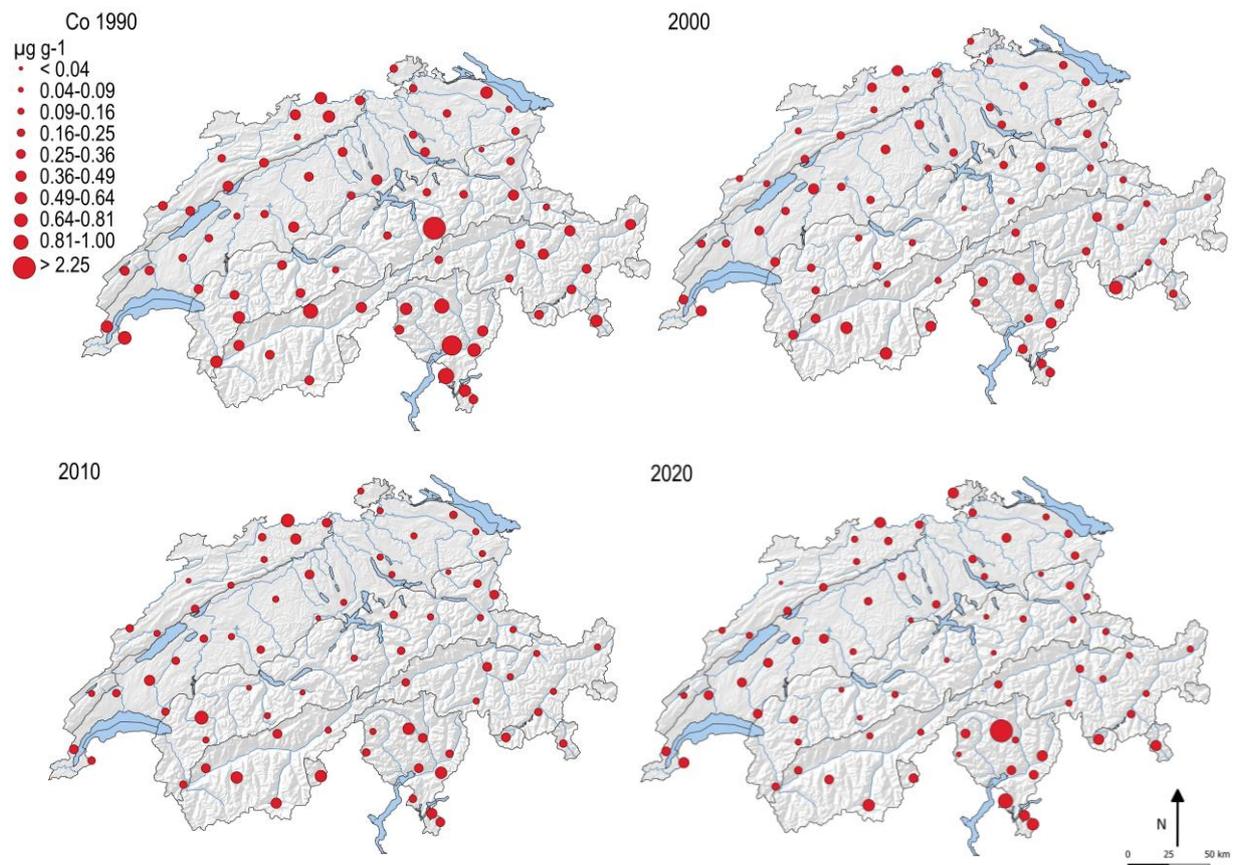


Abbildung 28 Räumliche und zeitliche Verteilung der Co-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Co-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

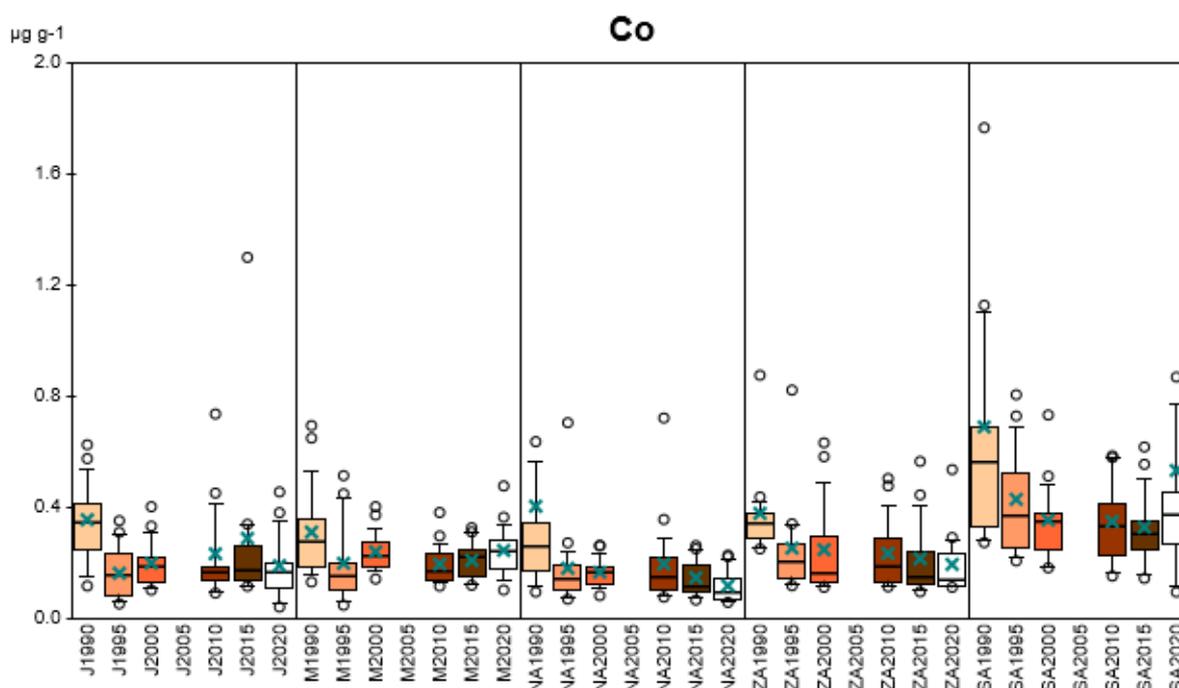


Abbildung 29 Darstellung der gemessenen Co-Konzentrationen in den Moosproben der sechs Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2010, 2015 und 2020. 2005 wurde Co nicht gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 13 Co-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	72	73	0	73	73	73
Max	2.28	0.82	0.73		0.73	1.30	2.46
90er Perzentil	0.65	0.45	0.39		0.46	0.34	0.39
50er Perz.= Median	0.33	0.18	0.19		0.17	0.19	0.18
10er Perzentil	0.17	0.08	0.12		0.12	0.10	0.09
Min	0.09	0.05	0.08		0.07	0.06	0.04
Mittelwert	0.41	0.24	0.24		0.23	0.23	0.25
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung	0%	-42%	-2%		0%	-2%	9%
P P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		0.00	0.86		0.88	0.76	0.50
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-40%
							P-Wert 0.001

5.2.8 Cr – Chrom

Chrom (Cr) ist ein essentielles Element, wirkt jedoch in der Cr(VI)-Form toxisch. Es wird vor allem in Legierungen (z.B. Edelstahl) und Farbpigmenten verwendet. Die natürlichen Emissionen überwiegen die anthropogenen.

Cr ist ein schwieriges Element für die Analytik. Aus diesem Grund müssen die Resultate mit Vorsicht interpretiert werden. Die Konzentrationen zeigen keinen klaren zeitlichen Trend (Abbildung 30, Abbildung 31, Tabelle 14). Die Südschweiz zeigt auch bei Cr oft die höchsten Werte an und die Veränderungen zwischen den einzelnen Erhebungen ist gering.

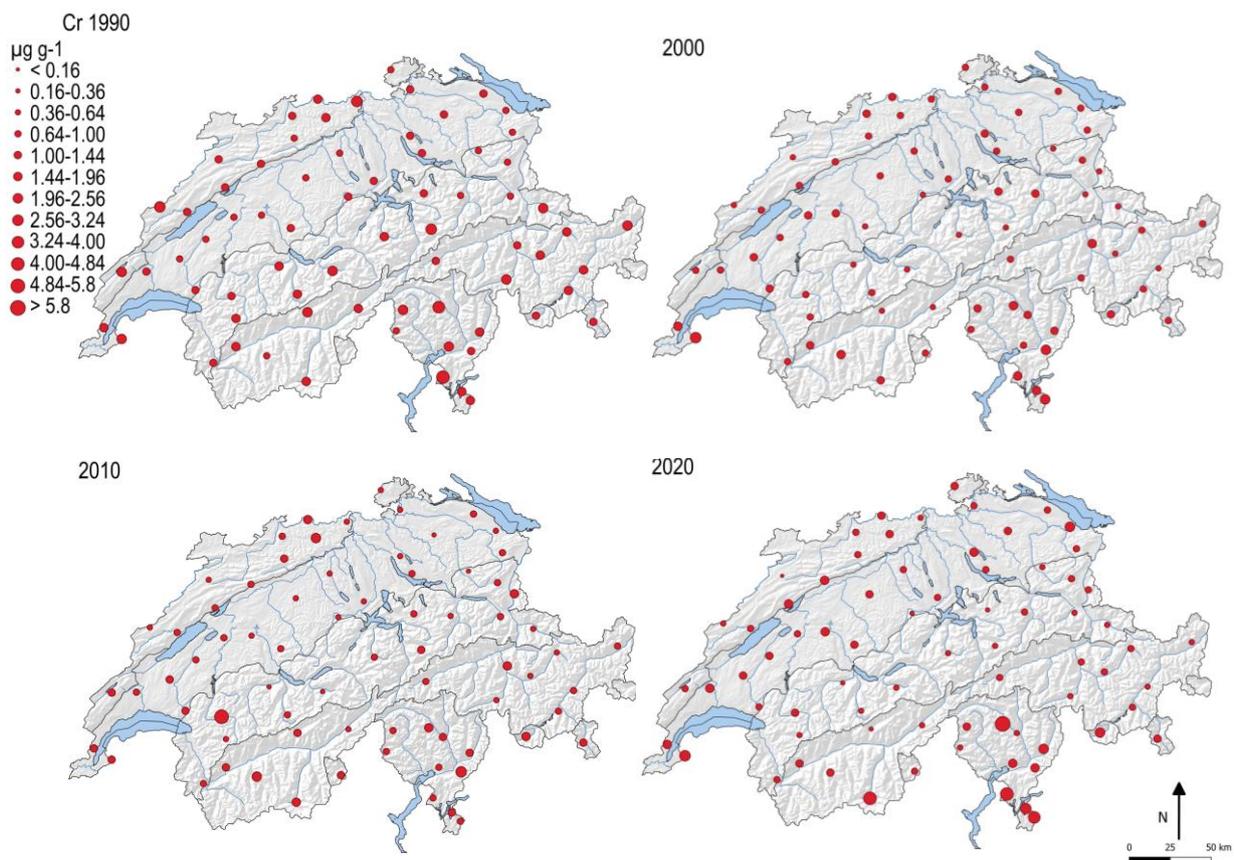


Abbildung 30 Räumliche und zeitliche Verteilung der Cr-Konzentration in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Cr-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2010 und 2020. Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

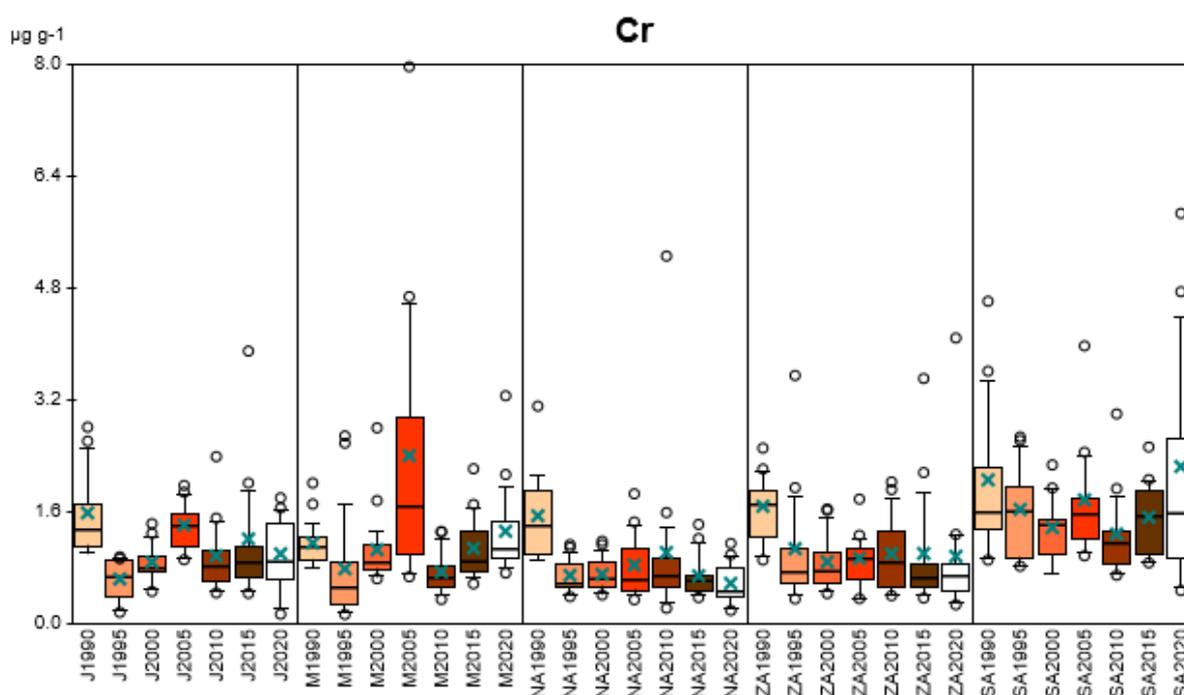


Abbildung 31 Darstellung der gemessenen Cr-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 14 Cr-Konzentration in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73	
Max	4.60	3.54	2.79	14.50	5.25	3.89	5.86	
90er Perzentil	2.21	1.93	1.58	2.85	1.52	1.97	2.12	
50er Perz. = Median	1.40	0.74	0.86	1.19	0.80	0.85	0.91	
10er Perzentil	0.90	0.33	0.53	0.53	0.44	0.48	0.39	
Min	0.80	0.12	0.40	0.33	0.21	0.36	0.13	
Mittelwert	1.55	0.94	0.97	1.68	0.97	1.07	1.20	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-39%	4%	72%	-42%	10%	13%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	0.63	0.001	0.004	0.32	0.19	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-22%	P-Wert 0.01

5.2.9 Cs – Cäsium

Cäsium (Cs) ist ein seltenes, sehr reaktives Element und kommt nicht elementar, sondern nur in Form von Verbindungen vor. Cs ist zwar nicht toxisch, doch das radioaktive Isotop ^{137}Cs stand im Rahmen der 1986-Katastrophe von Tschernobyl breit in der Öffentlichkeit, da es in grösseren Mengen in die Umwelt gelangte. Cs findet in der Industrie kaum Anwendung und wird hauptsächlich in der Forschung verwendet. Cs ist das Frequenz bestimmende Element in den Atomuhren.

Die Messdaten zeigen zwischen 1990 und 1995 keine Änderung, 2000 wurde eine Zunahme verzeichnet, danach blieben die Werte bis 2015 gleich und sanken 2020 wieder (Abbildung 32, Abbildung 33, Tabelle 15). Im Gegensatz zu den meisten anderen gemessenen Elementen sind die Werte im Mittelland deutlich niedriger als in den anderen Regionen.

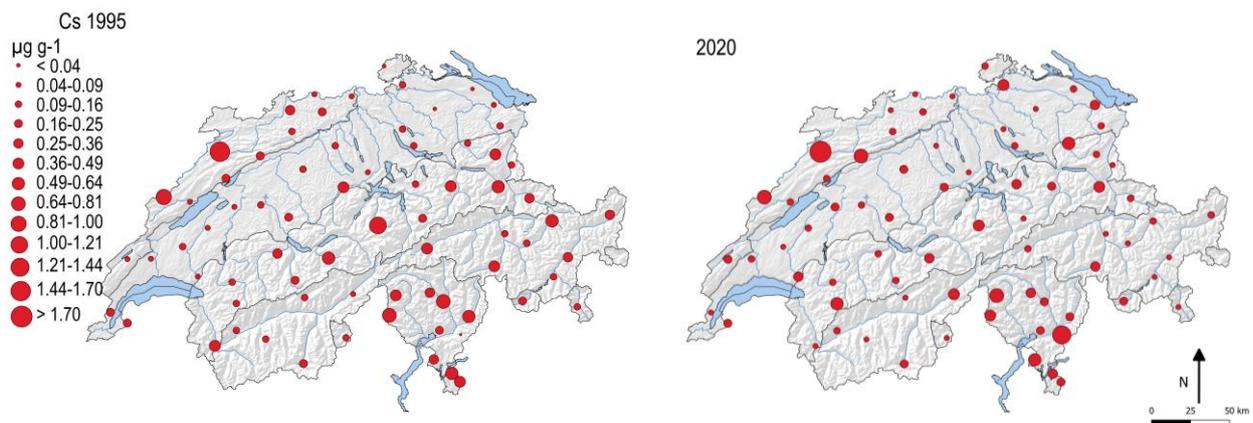


Abbildung 32 Räumliche und zeitliche Verteilung der Cs-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Cs-Konzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2020. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

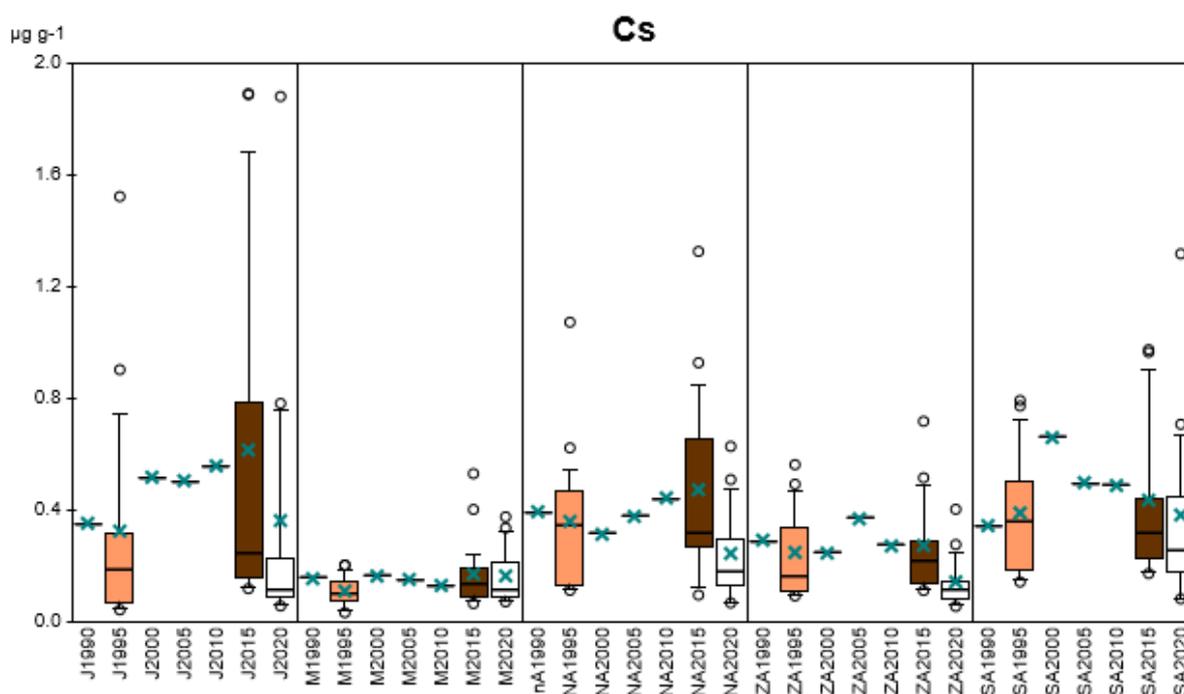


Abbildung 33 Darstellung der gemessenen Cs-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2015. Bei den anderen Erhebungen wurde Cäsium nur in Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 15 Cs-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	72	73	73	73	73	73
Max		1.520				1.889	1.878
90er Perzentil		0.558				0.788	0.501
50er Perz. = Median		0.165				0.229	0.141
10er Perzentil		0.070				0.109	0.075
Min		0.030				0.063	0.052
Mittelwert	0.293	0.268	0.355	0.357	0.356	0.373	0.246
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-8%	32%	1%	0%	5%	-34%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart						0.02	0.003
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-16%

5.2.10 Cu – Kupfer

Kupfer (Cu) ist ein essenzielles Element, das jedoch auf Algen und Pilze bereits in relativ geringen Mengen toxisch wirkt. Es wird vor allem in Legierungen, elektrischen Leitern und Verkleidungen verwendet.

Die Cu-Konzentration hat sich über die sieben Erhebungen wenig verändert und die Veränderungen sind in nur zwei Fällen statistisch signifikant (Abbildung 34, Abbildung 35, Tabelle 16). Dies entspricht den Erwartungen, da keine Einschränkung der Nutzung in der Schweiz stattfand. Die höchsten Konzentrationen wurden in der Südschweiz gemessen.

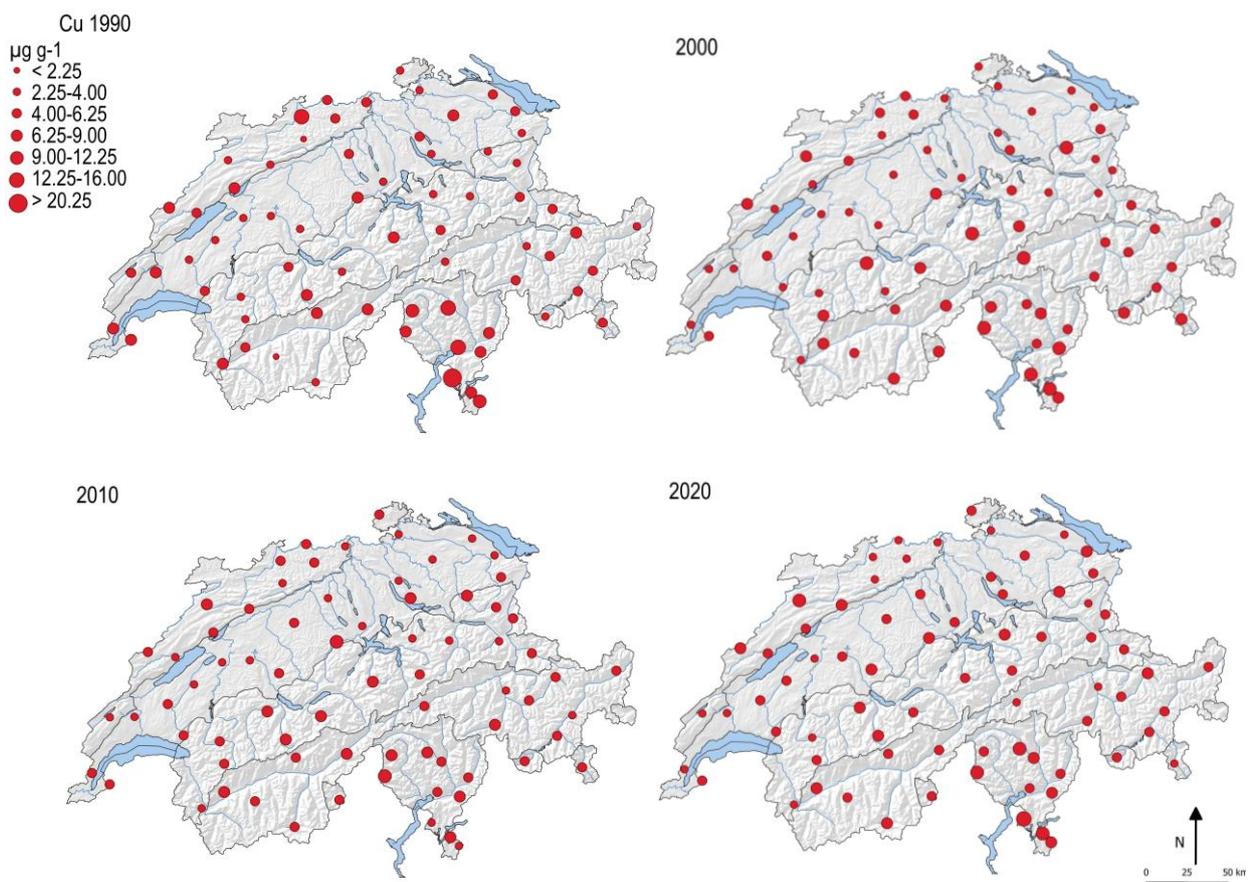


Abbildung 34 Räumliche und zeitliche Verteilung der Cu-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Cu-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

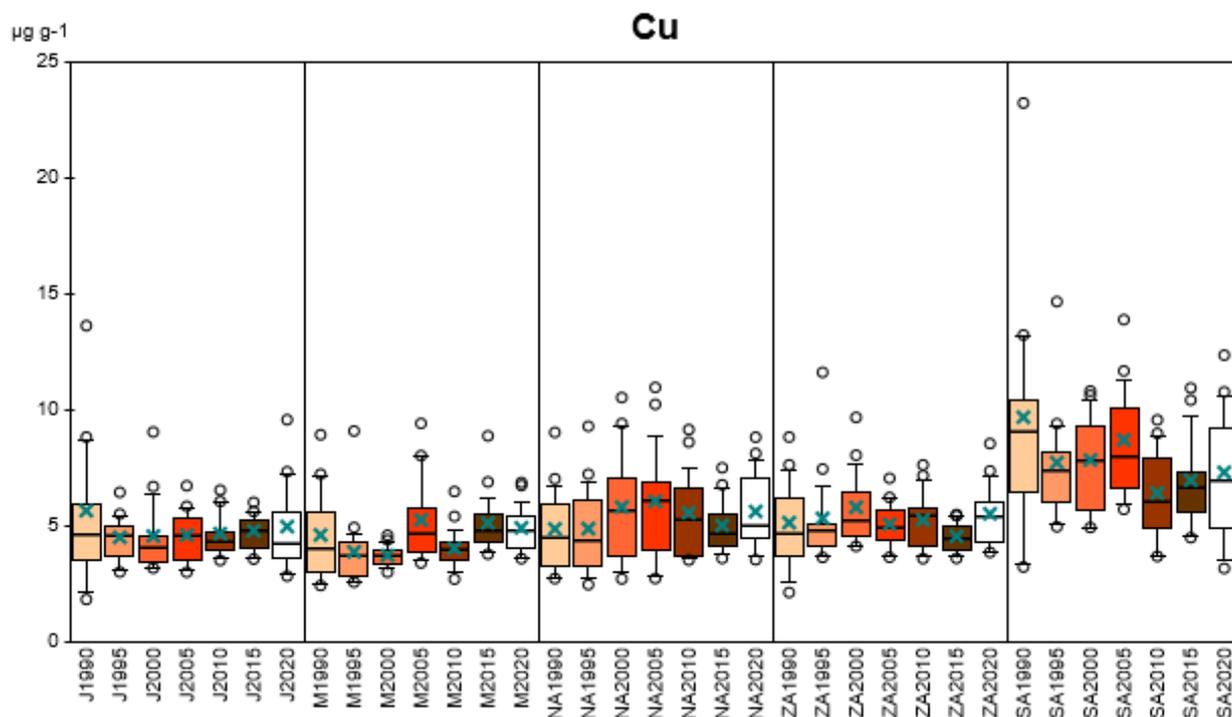


Abbildung 35 Darstellung der gemessenen Cu-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 16 Cu-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	69	73	73	73	73	73	73
Max	23.20	14.6	10.8	28.9	9.54	10.9	12.3
90er Perzentil	9.00	7.8	9.1	10.1	7.18	6.86	8.38
50er Perz.= Median	4.60	4.64	4.55	5.75	4.60	4.84	5.11
10er Perzentil	3.04	3.00	3.30	3.62	3.52	3.87	3.60
Min	1.80	2.44	2.69	2.70	2.67	3.54	2.81
Mittelwert	5.76	5.13	5.40	6.41	5.09	5.25	5.57
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-11%	5%	19%	-21%	3%	6%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart		0.09	0.26	0.02	0.003	0.38	0.11
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-3%
							P-Wert 0.61

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 36 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Die Mooskonzentrationen wie auch die Immissionsmessungen zeigen über die Jahre vergleichbare und relativ konstante Verläufe und eine z.T. hohe jährliche Variabilität. Wie bei der Deposition, werden in den Moosen auch in den Südalpen deutlich höhere Konzentrationen gemessen als in den Nordalpen und im Mittelland. Bei beiden Methoden zeigt sich lediglich in Magadino/Südalpen ein abnehmender Trend.

Bei den Vergleichen ist jedoch zu beachten, dass die Messwerte einzelner NABEL-Stationen lokale Messungen sind, die Daten der Moosmethode hingegen setzen sich aus dem Mittelwert aller Standorte in den jeweiligen Naturräumen zusammen.

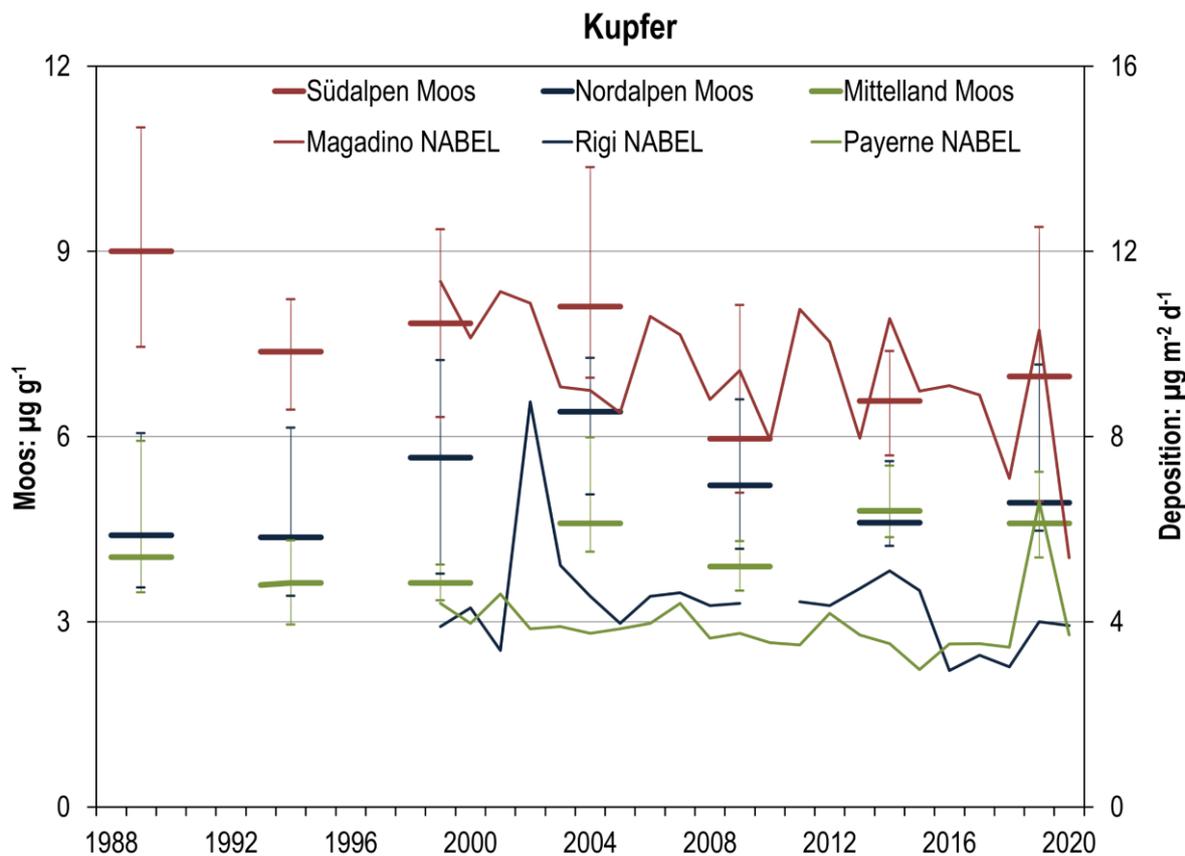


Abbildung 36 Cu-Konzentrationen in Moos verglichen mit Cu-Deposition. Die Cu-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der vergangenen sieben Erhebungen (1990–2020) werden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen): Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL

5.2.11 Fe – Eisen

Eisen (Fe) ist ein essenzielles Element und nicht toxisch. Fe findet vor allem in Form von Stahl Verwendung. Es gibt praktisch keinen vom Menschen gefertigten Gegenstand, der nicht Eisen enthält oder bei dessen Fabrikation nicht Geräte aus Stahl zum Einsatz kommen. Die natürlichen Emissionen überwiegen, mit wenigen Ausnahmen, die anthropogenen.

Die Fe-Konzentrationen nahmen zwischen 1990 und 1995 signifikant um rund 40 % ab, später aber gab es keine grossen Veränderungen mehr und alle Veränderungen zwischen den nachfolgenden Erhebungen sind auch nicht statistisch signifikant (Abbildung 37, Abbildung 38, Tabelle 17). Es wurde keine Einschränkung der Nutzung von Eisen in der Schweiz verfügt, jedoch sind die eisenverarbeitenden Betriebe seit den 1990er Jahren zurückgegangen. Bei allen Erhebungen waren die Konzentrationen in der Südschweiz am höchsten.

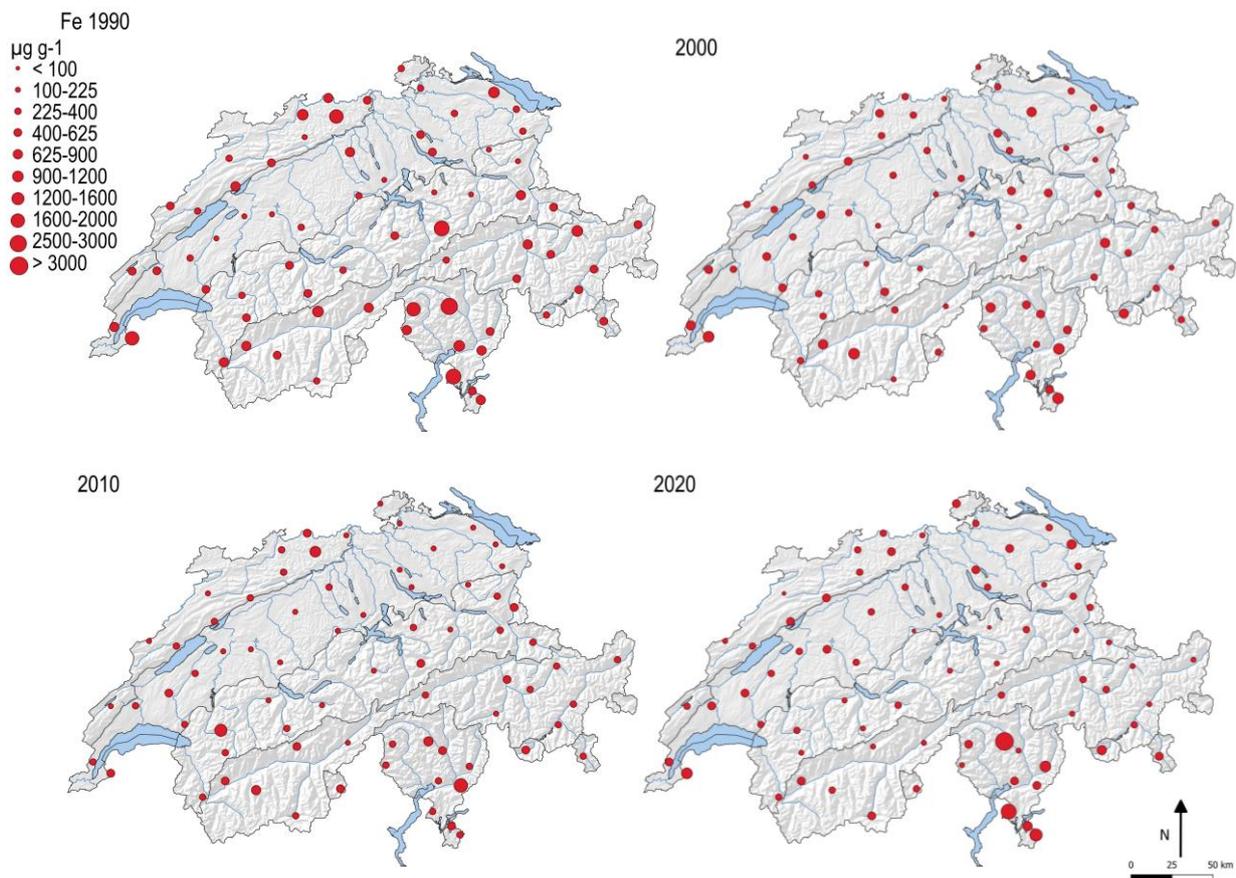


Abbildung 37 Räumliche und zeitliche Verteilung der Fe-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Fe-Konzentrationen in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

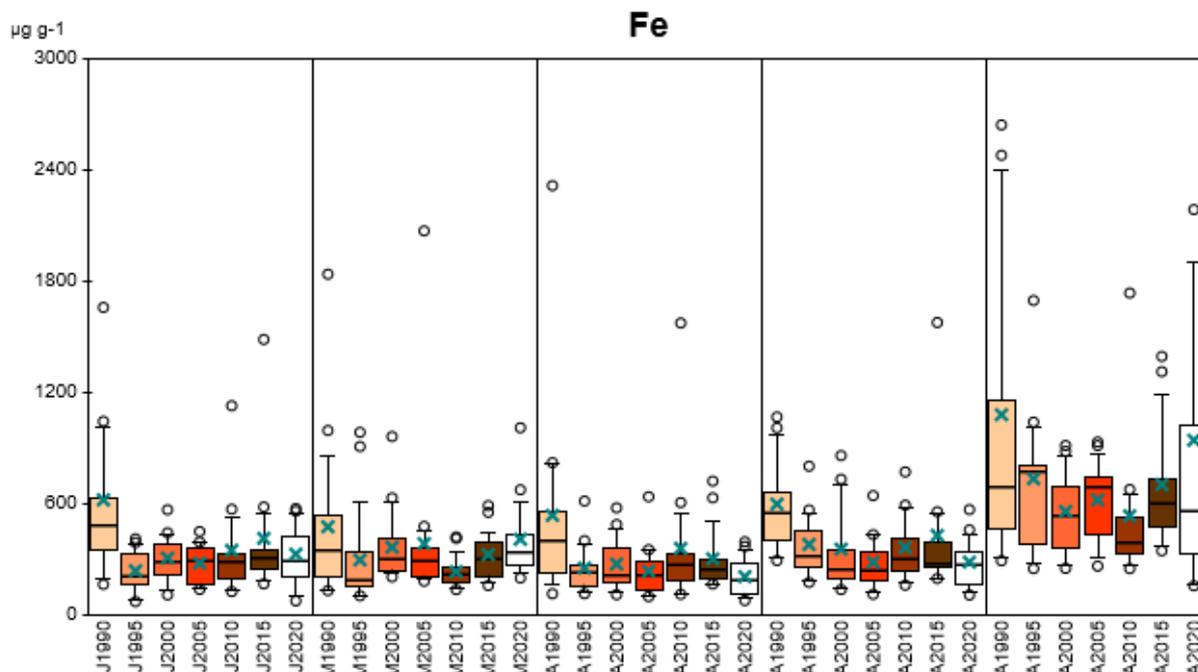


Abbildung 38 Darstellung der gemessenen Eisenkonzentrationen in den Moos-proben der sieben Erhebungen von 1990 bis 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 17 Fe-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	69	73	73	73	73	73	73	
Max	2639	1692	1135	2068	1732	1573	3592	
90er Perzentil	1045	797	641	684	584	691	654	
50er Perz.=Median	479	295	308	309	281	314	315	
10er Perzentil	215	144	191	145	155	188	148	
Min	111	68	104	95	108	155	72	
Mittelwert	647	381	384	378	353	417	422	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-41%	1%	-2%	-6%	18%	1%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	0.94	0.83	0.53	0.11	0.90	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-35%	P-Wert 0.0002

5.2.12 Hg – Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist ein sehr toxisches Element. Es wurde in den Industriestaaten vor allem in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts stark emittiert (KVA ohne Rauchgasreinigung, lokal auch Krematorien). Die natürlichen Emissionen (Vulkane) überwiegen zwar weltweit die anthropogenen, lokal ist der anthropogene Einfluss dennoch deutlich sichtbar. Die Hg-Konzentrationen im Moos haben sich zwischen 1990 und 2000 signifikant um rund 45 % verringert, zwischen 2000 und 2010 waren keine signifikanten Änderungen zu verzeichnen, seit 2010 wurde wiederum eine kleine signifikante Abnahme ermittelt (Abbildung 39, Abbildung 40, Tabelle 18). Die starke Reduktion in den 1990er Jahren kann vermutlich auf die Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen und Krematorien zurückgeführt werden. Auch bei Hg sind die Werte in der Südschweiz höher als in der Nordschweiz und in den Zentralalpen.

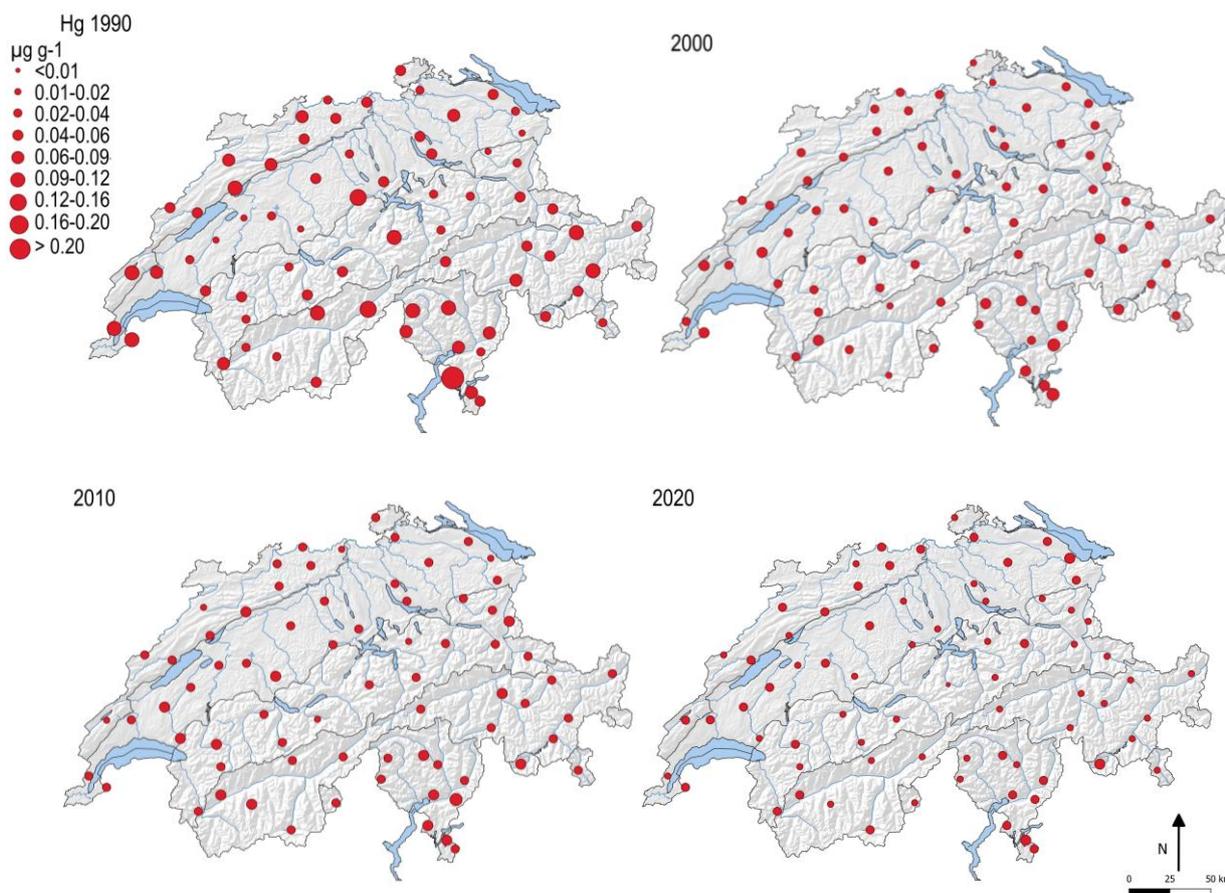


Abbildung 39 Räumliche und zeitliche Verteilung der Hg-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Hg-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

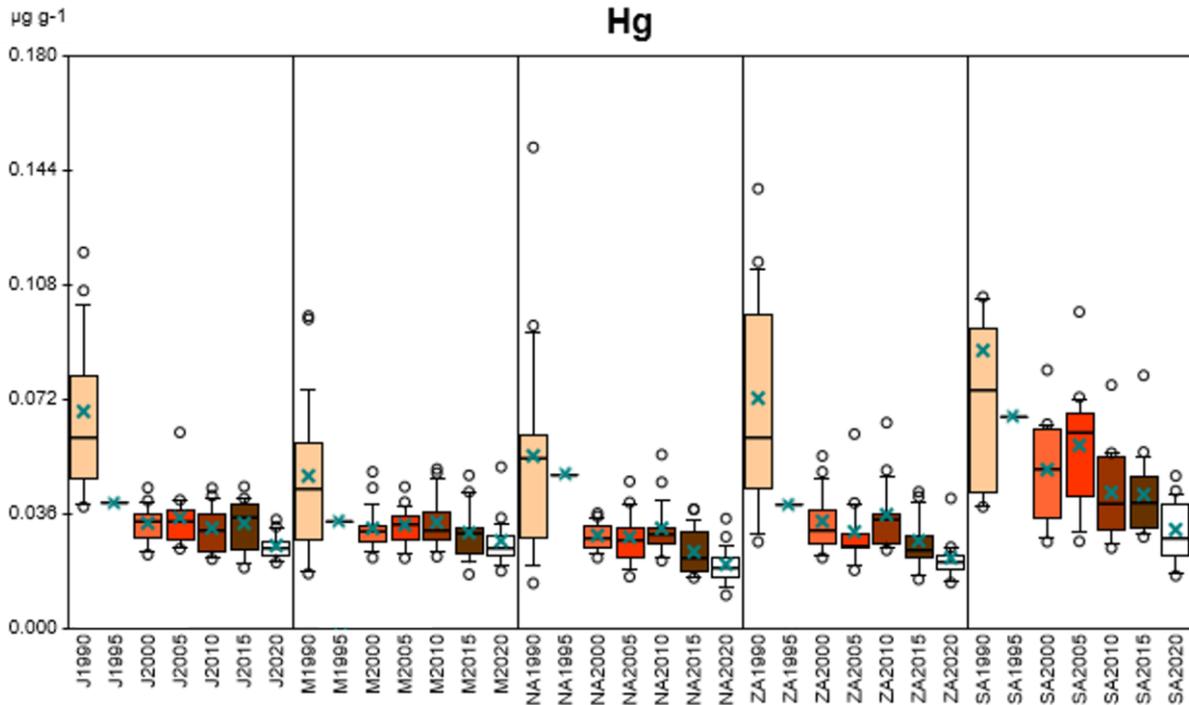


Abbildung 40 Darstellung der gemessenen Hg-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen von 1990, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. 1995 wurde Hg nur in einer Mischprobe gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 18 Hg-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich das Resultat der Mischproben von 1995 (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73	
Max	0.266		0.081	0.099	0.076	0.079	0.051	
90er Perzentil	0.104		0.050	0.061	0.050	0.043	0.034	
50er Perz.=Median	0.057		0.031	0.032	0.031	0.030	0.023	
10er Perzentil	0.028		0.025	0.024	0.025	0.019	0.017	
Min	0.014		0.022	0.016	0.021	0.015	0.010	
Mittelwert	0.063	<i>0.044</i>	0.035	0.036	0.035	0.031	0.025	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-30%	-21%	4%	-5%	-11%	-19%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart			<0.0001	0.24	0.18	0.002	<0.0001	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-61%	P-Wert <0.0001

Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Die Hg-Emissionen sind gemäss modellierten Werten 1985 und 2005 vor allem dank der Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen und Krematorien stark und kontinuierlich zurückgegangen. Dieser Rückgang wurde zwischen 1990 und 2000 auch in den gemessenen Konzentrationen in den Moosproben festgestellt, anschliessend blieb der Median der Mooskonzentrationen ungefähr gleich (Abbildung 41). Die Emissionen nahmen zwischen 1990 und 2015 um 90 % ab, bei den Konzentrationen in Moosen ist der Rückgang 48 %. Schwermetalle können im Boden nicht abgebaut, nur verlagert oder verdünnt werden (BAFU, 2015). Hg ist relativ flüchtig und kann dadurch wieder in die Luft geraten und anderorts neu abgelagert werden.

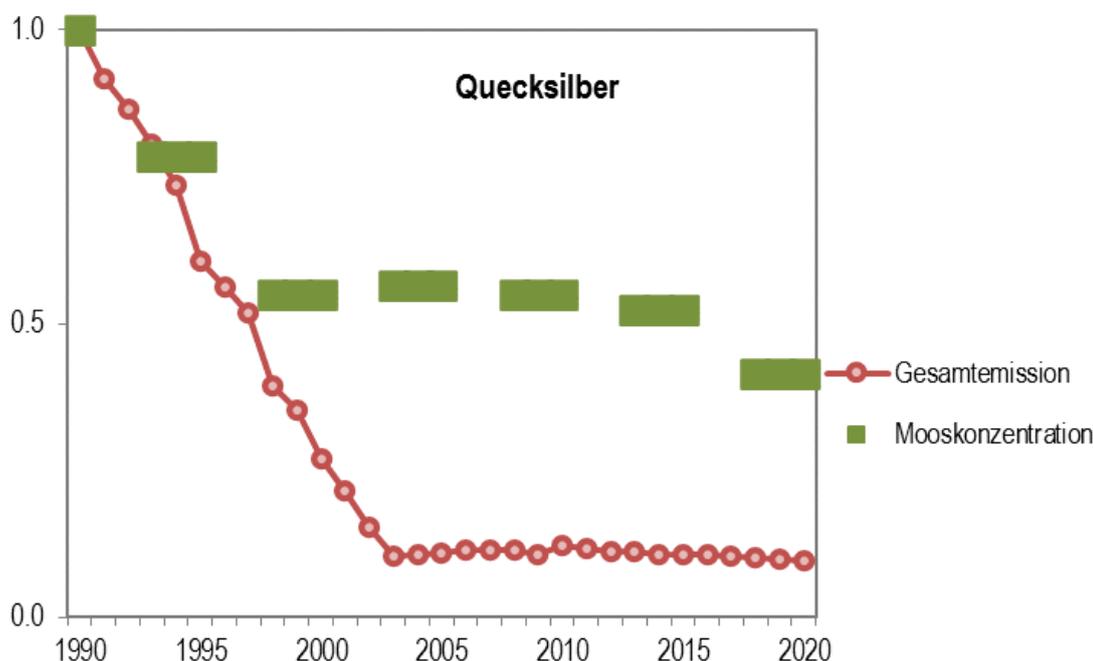


Abbildung 41 Darstellung der gemessenen Hg-Konzentrationen im Moos und der Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Der Wert für 1995 wurde aus Mischprobe ermittelt. Quelle: BFS - Statistisches Lexikon der Schweiz 2022.

5.2.13 Mo – Molybdän

Molybdän (Mo) ist Bestandteil zahlreicher Enzyme und im Gegensatz zu vielen anderen Schwermetallen kaum, bzw. erst in hohen Dosen toxisch. Lediglich Bestandteil in Staub und als wasserlösliche Molybdate ist eine leichte Toxizität bei Inhalation oder oraler Einnahme bekannt. Es wird vor allem als Legierungselement eingesetzt, sowie für Katalysatoren und in der organisch-chemischen Industrie. Wegen seiner hohen Temperaturbeständigkeit und Härte findet Molybdän bei der Herstellung von säurebeständigen Edelstählen, Nickelwerkstoffen und Teilen für extreme Anwendungen (z. B. Luft- und Raumfahrt oder Metallurgietechnik) Verwendung.

Die Messdaten zeigen eine starke signifikante Abnahme zwischen 1990 und 1995. Bei den folgenden Erhebungen gab es nur kleine, aber signifikante Änderungen (Abbildung 42, Abbildung 43, Tabelle 19). Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte.

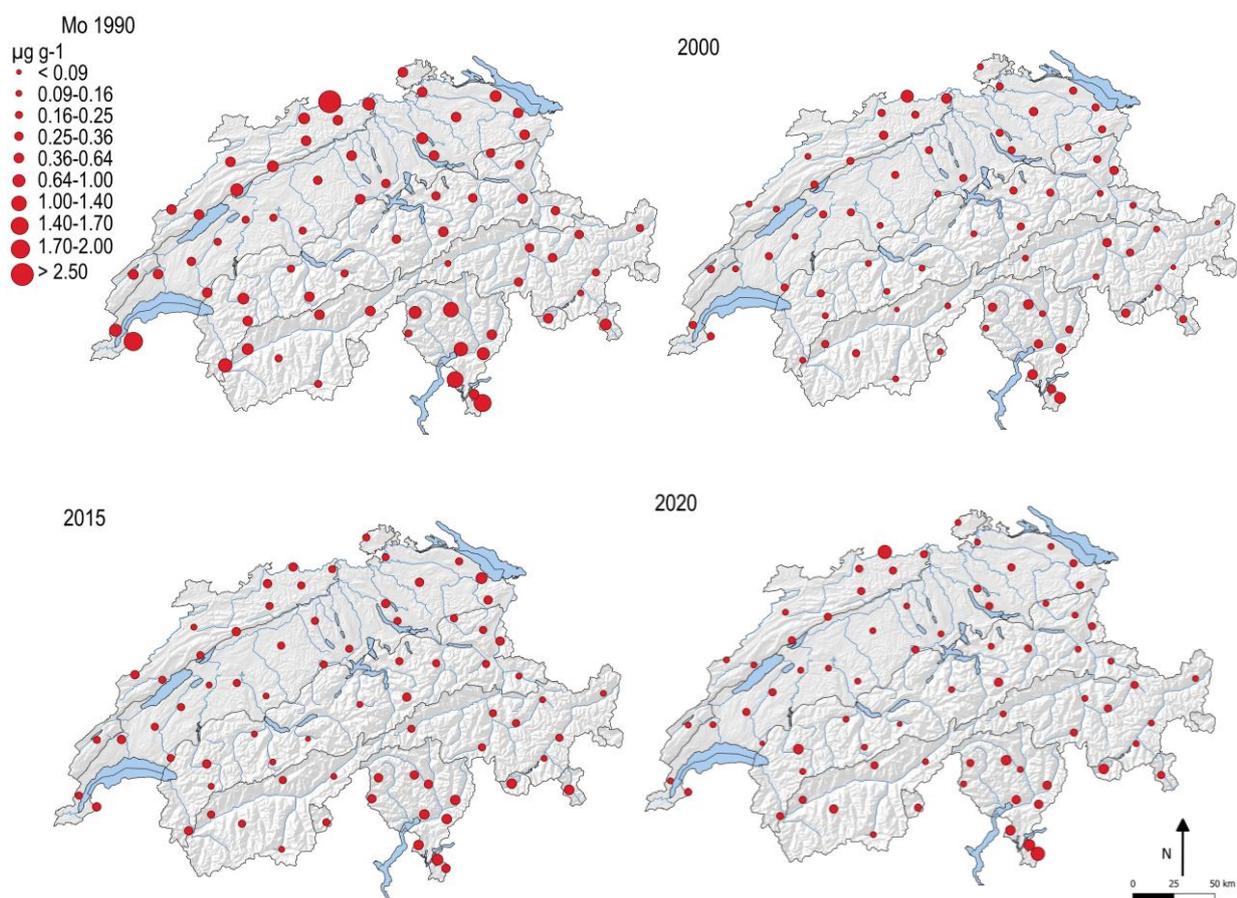


Abbildung 42 Räumliche und zeitliche Verteilung der Mo-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Molybdänkonzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

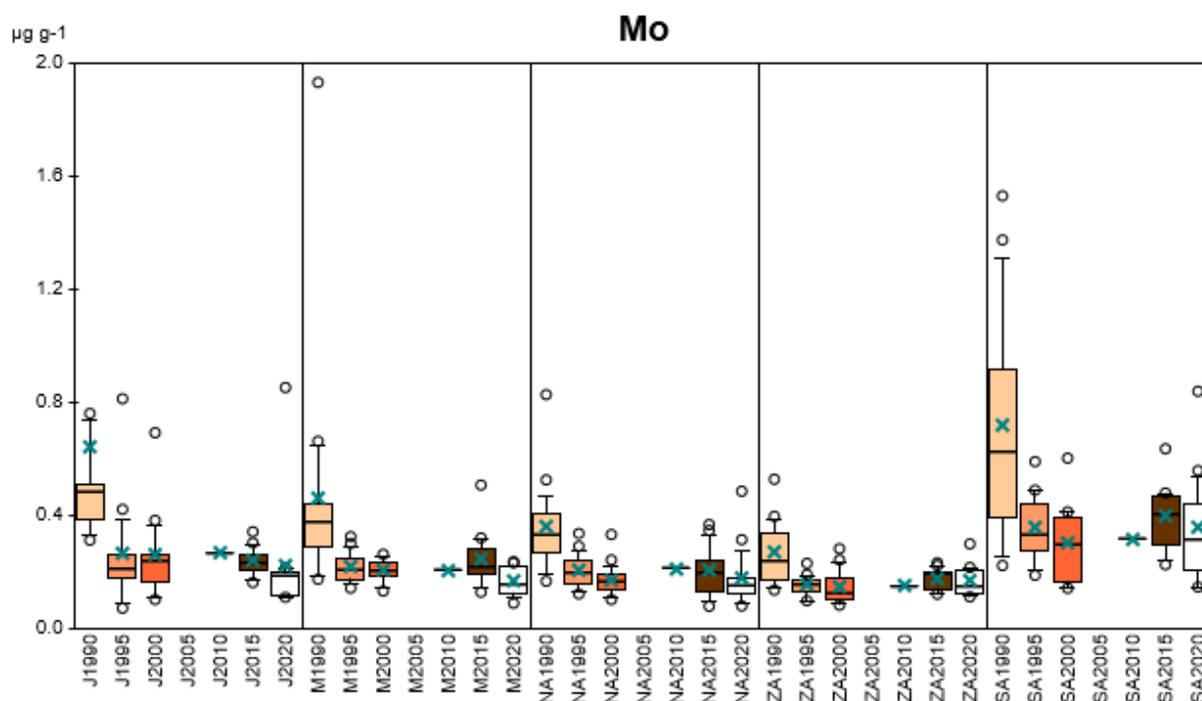


Abbildung 43 Darstellung der gemessenen Molybdänkonzentrationen in den Moosproben in den Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2015 und 2020 als Boxplot und als Mittelwert, 2010 nur als Mittelwert, da nur Mischproben gemessen wurden. 2005 konnte Mo nicht gemessen werden. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 19 Mo-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	0	73	73	73	
Max	2.68	0.81	0.69			0.63	0.85	
90er Perzentil	0.76	0.35	0.33			0.40	0.33	
50er Perz. = Median	0.39	0.21	0.19			0.22	0.17	
10er Perzentil	0.19	0.13	0.11			0.13	0.11	
Min	0.16	0.07	0.08			0.08	0.08	
Mittelwert	0.49	0.24	0.21		0.22	0.25	0.21	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-51%	-11%	0%	0%	11%	-15%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	0.01			0.004	0.01	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-57%	P-Wert <0.0001

5.2.14 Ni – Nickel

Nickel (Ni) ist in ganz geringen Mengen essenziell, wirkt in höheren Konzentrationen aber toxisch und ist als Kontaktallergen bekannt. Nickel wird vor allem als Legierungsbestandteil bei Stahl eingesetzt (Chrom-Nickel-Stahl).

Die Messdaten zeigen von 1990 bis 2015 eine signifikante Abnahme von gegen 50 % der Konzentrationen (Abbildung 44, Abbildung 45, Tabelle 20). Zwischen 2000 und 2005 war eine signifikante Zunahme, zwischen 2005 und 2010 eine signifikante Abnahme in der gleichen Grössenordnung zu verzeichnen. Zwischen 2010 und 2020 gab es kaum Änderungen. Nickel verhielt sich somit ähnlich wie Chrom und Arsen. Die Südschweiz wies wiederum meist die höchsten Mediane auf. Vermutlich ist dies einerseits eine Folge der hohen Niederschlagsmengen, andererseits der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

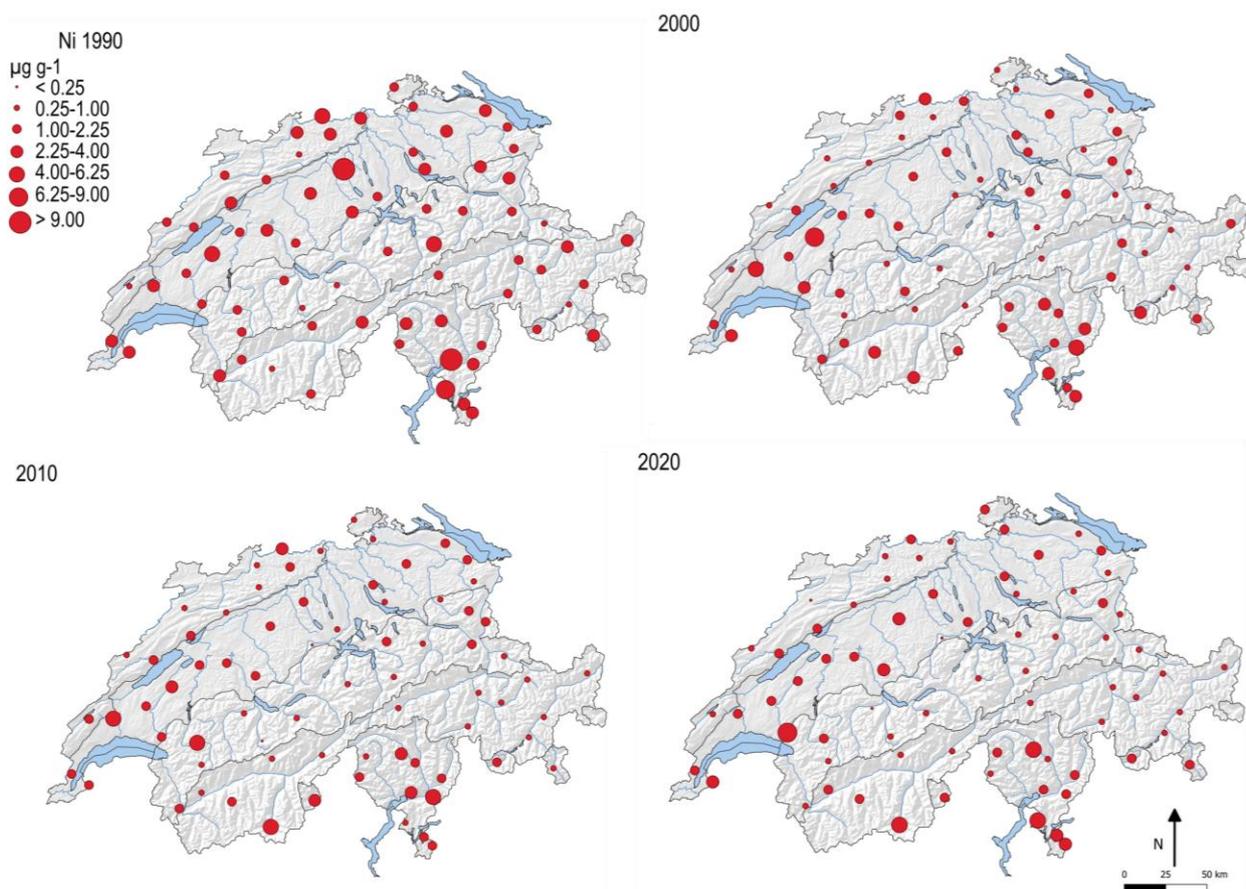


Abbildung 44 Räumliche und zeitliche Verteilung der Ni-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Ni-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2010 und 2020. Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

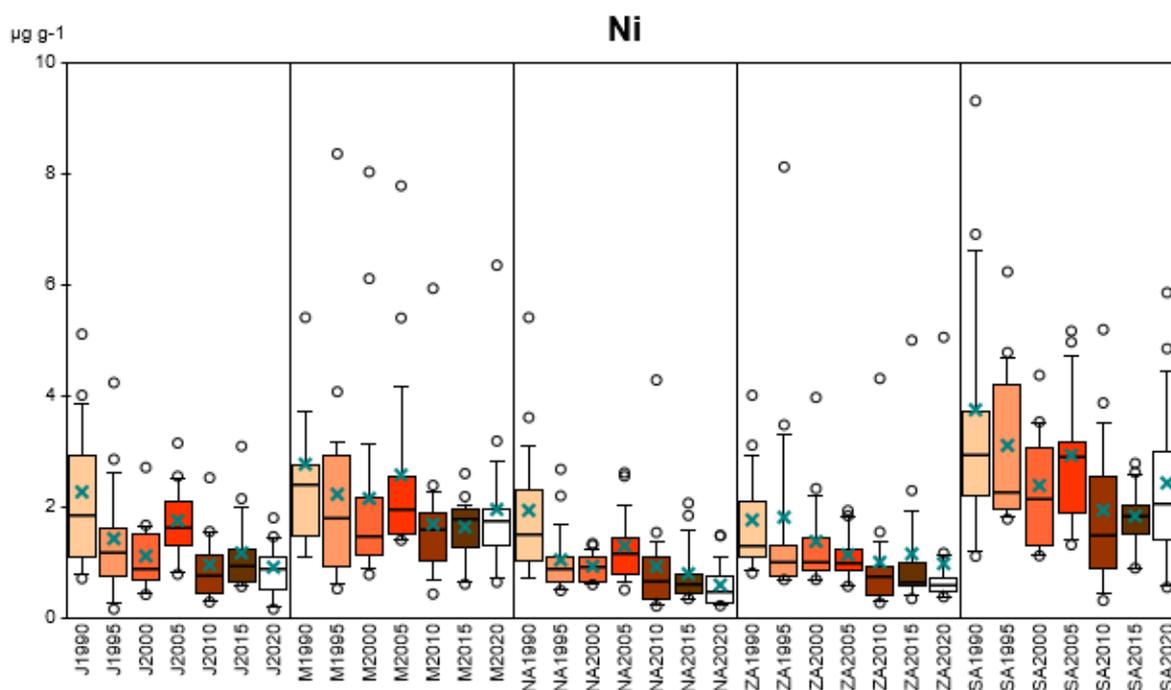


Abbildung 45 Darstellung der gemessenen Nickelkonzentrationen in den Moos-proben der sieben Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 20 Ni-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73	
Max	11.10	8.35	8.02	7.77	5.92	4.99	6.34	
90er Perzentil	4.00	3.99	2.77	3.59	2.49	2.17	2.68	
50er Perz.=Median	2.15	1.31	1.18	1.70	1.03	1.12	0.99	
10er Perzentil	1.09	0.66	0.68	0.84	0.35	0.55	0.33	
Min	0.70	0.15	0.41	0.50	0.20	0.33	0.15	
Mittelwert	2.47	1.92	1.61	2.01	1.32	1.32	1.39	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-23%	-16%	25%	-35%	0%	5%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart		0.04	0.07	0.01	<0.0001	0.99	0.51	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-44%	P-Wert <0.0001

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 46 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Die Mooskonzentrationen wie auch die Immissionsmessungen zeigen über die Jahre ähnliche Tendenzen, wobei die zwei Methoden nicht immer in guter Übereinstimmung sind. Zum Beispiel werden bei der Deposition in den Südalpen deutlich höhere Werte als in den Nordalpen und im Mittelland gemessen, was bei den Mooskonzentrationen nicht widerspiegelt wird.

Bei den Vergleichen ist jedoch zu beachten, dass die Messwerte einzelnen NABEL-Stationen lokale Messungen sind, die Daten der Moosmethode hingegen setzen sich aus dem Mittelwert aller Standorte in den jeweiligen Naturräumen zusammen.

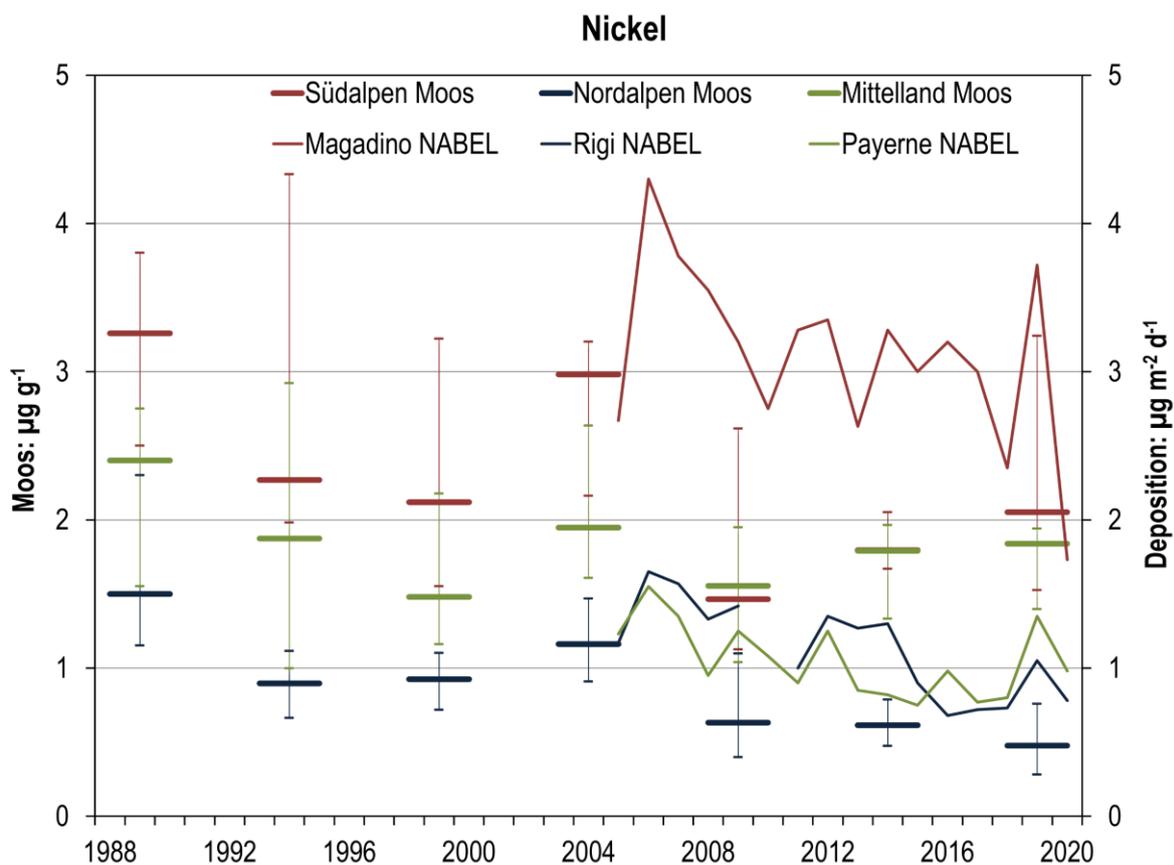


Abbildung 46 Ni-Konzentrationen in Moos verglichen mit Ni-Deposition. Die Ni-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen (seit 2005 vorhanden): Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL.

5.2.15 Pb – Blei

Blei (Pb) ist ein stark toxisches Element. Trotzdem findet es in vielen Bereichen Anwendung: u. a. in Batterien, Munition, Korrosionsschutz und Legierungen. Starke und flächendeckende Emissionen bewirkte verbleites Benzin, welches jedoch seit Ende der 1980er Jahre zunehmend weniger wurde und seit 2000 EU- und schweizweit verboten ist. Die anthropogenen Pb-Emissionen überwiegen die natürlichen stark.

Bei Pb konnte von allen gemessenen Elementen die stärkste Veränderung festgestellt werden. Zwischen 1990 und 2020 nahm die Konzentration im Moos um 93 % ab (Abbildung 47, Abbildung 48, Tabelle 21). Die starke Verringerung ist hauptsächlich auf die Einführung und schnelle Verbreitung des bleifreien Benzins zurückzuführen. Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Die Nähe zur hoch industrialisierten Poebene spielt sicherlich eine Rolle.

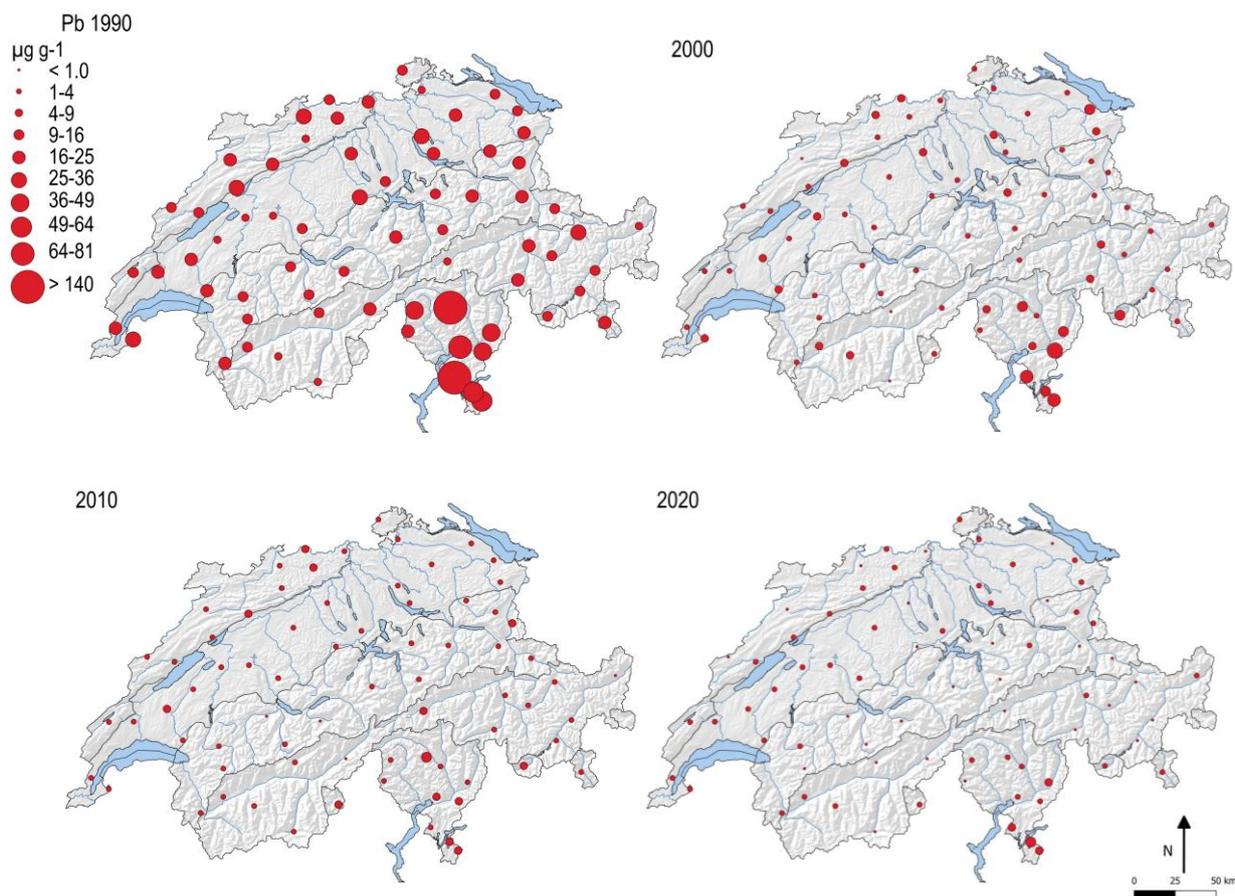


Abbildung 47 Räumliche und zeitliche Verteilung der Pb-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Pb-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

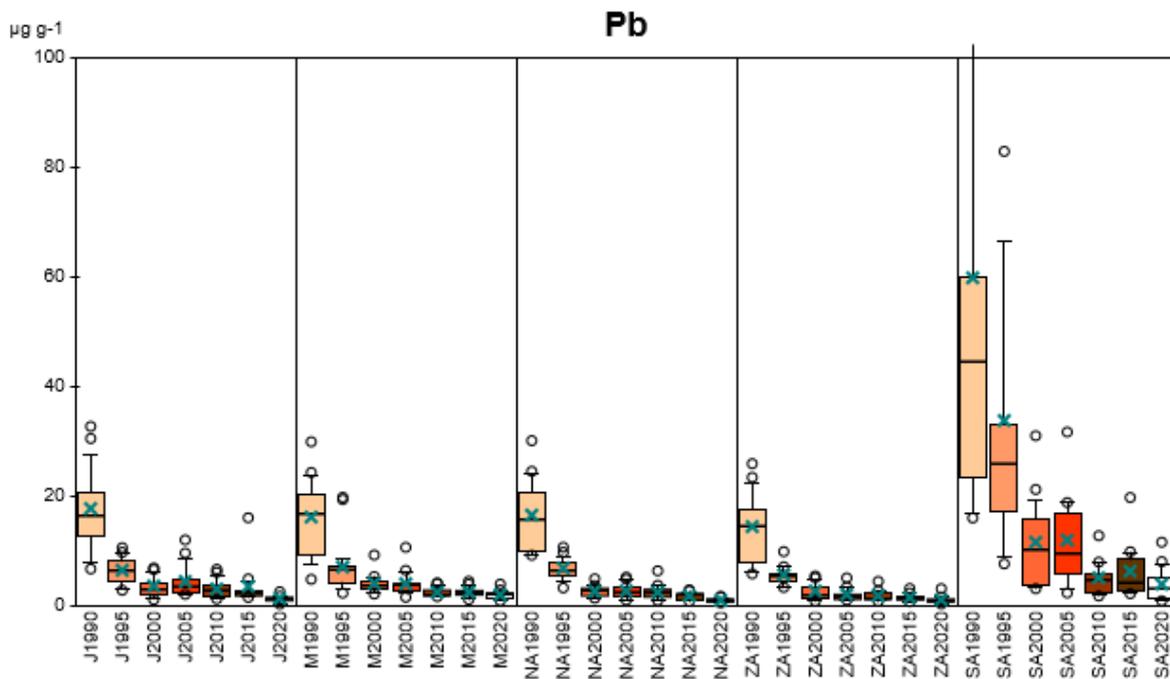


Abbildung 48 Darstellung der gemessenen Pb-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen von 1990 bis 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 21 Pb-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	69	73	73	73	73	73	73	
Max	158.6	104.0	30.9	31.6	12.7	19.6	11.5	
90er Perzentil	37.36	23.25	8.66	10.96	5.51	4.35	2.98	
50er Perz.=Median	16.70	6.75	3.16	3.26	2.17	2.13	1.23	
10er Perzentil	8.48	3.34	1.57	1.43	1.16	0.93	0.55	
Min	5.70	2.19	0.73	0.92	0.71	0.61	0.19	
Mittelwert	23.48	11.46	4.59	5.01	2.82	2.90	1.72	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-51%	-60%	9%	-44%	3%	-41%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	<0.0001	0.40	0.0001	0.78	<0.0001	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-93%	P-Wert <0.0001

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 49 werden die Konzentrationen im Moos mit den Depositions-Jahresmittelwerten an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigt auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte an als in den Nordalpen und im Mittelland. Beide Messverfahren zeigen die starke Abnahme seit Ende der 1980er klar.

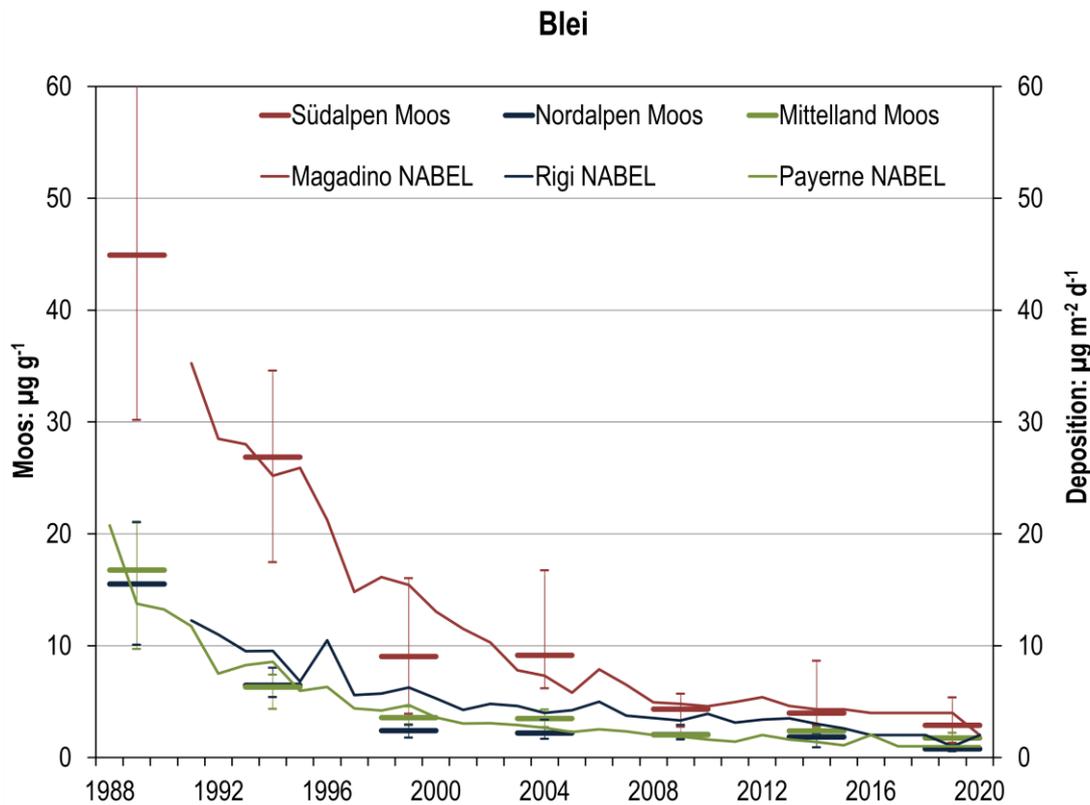


Abbildung 49 Pb-Konzentrationen in Moos verglichen mit Pb-Deposition. Die Pb-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL.

Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Die Bleiemissionen gingen in den letzten 35 Jahren in der Schweiz und dem restlichen Europa stark zurück, was sich in den gemessenen Pb-Konzentrationen im Moos gut spiegelt (Abbildung 50). Die Abnahme der Emissionen in der Schweiz zwischen 1990 und 2020 beträgt 96 %, die Abnahme der Pb-Konzentrationen in Moosen 93 %. Die Abnahme kann insbesondere auf emissionsmindernde Massnahmen im Verkehr wie die Einführung des Katalysators und des bleifreien Benzins in den 90er Jahren zurückgeführt werden. Aber auch Industrie, Gewerbe, Haushalte und KVAs emittieren heute deutlich weniger Pb als noch im letzten Jahrhundert. Die nach wie vor gefundenen Pb-Konzentrationen im Moos sind auch eine Folge des Bleis, welches in der Zeit des Blei-Benzins in hohen Mengen in den Boden eingetragen wurde. Schwermetalle werden im Boden nicht abgebaut, sondern nur verlagert oder verdünnt (BAFU, 2015). Durch Bodenbearbeitung und Wind kann dieses Blei wieder in die Luft geraten und anderorts wieder abgelagert werden.

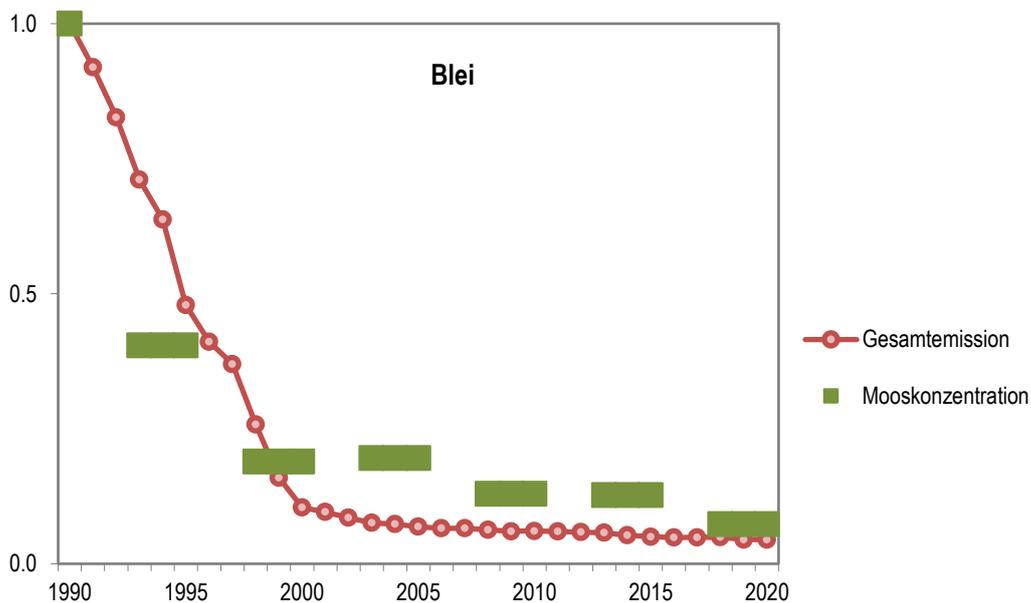


Abbildung 50 Darstellung der gemessenen Pb-Konzentrationen im Moos und der Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Quelle: BFS – Statistisches Lexikon der Schweiz 2022.

5.2.16 Sb – Antimon

Antimon-Verbindungen sind sehr giftig und verhalten sich toxikologisch ähnlich wie Arsen und Bismut. Als Legierungsbestandteil verleiht es eine besondere Härte. Es wird z.B. Bleimunition beigefügt. Antimon (Sb) gehört zwar zu den seltenen Elementen, ist aber durch seinen Einsatz als Flammschutzmittel, Pigment und Asbestersatz in Bremsbelägen in der Umwelt weit verbreitet. Sb ist toxisch, wobei die Toxizität von der Oxidationsstufe und der Verbindungsform abhängt.

Die Messdaten zeigen eine Abnahme der Sb-Konzentrationen im Moos seit 1990 (Abbildung 51, Abbildung 52, Tabelle 22). Nur kleine Unterschiede waren zwischen den Naturräumen Nordschweiz und Zentralalpen zu finden, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte, vermutlich eine Folge der hohen Niederschlagsmengen und der Nähe zu der Poebene.

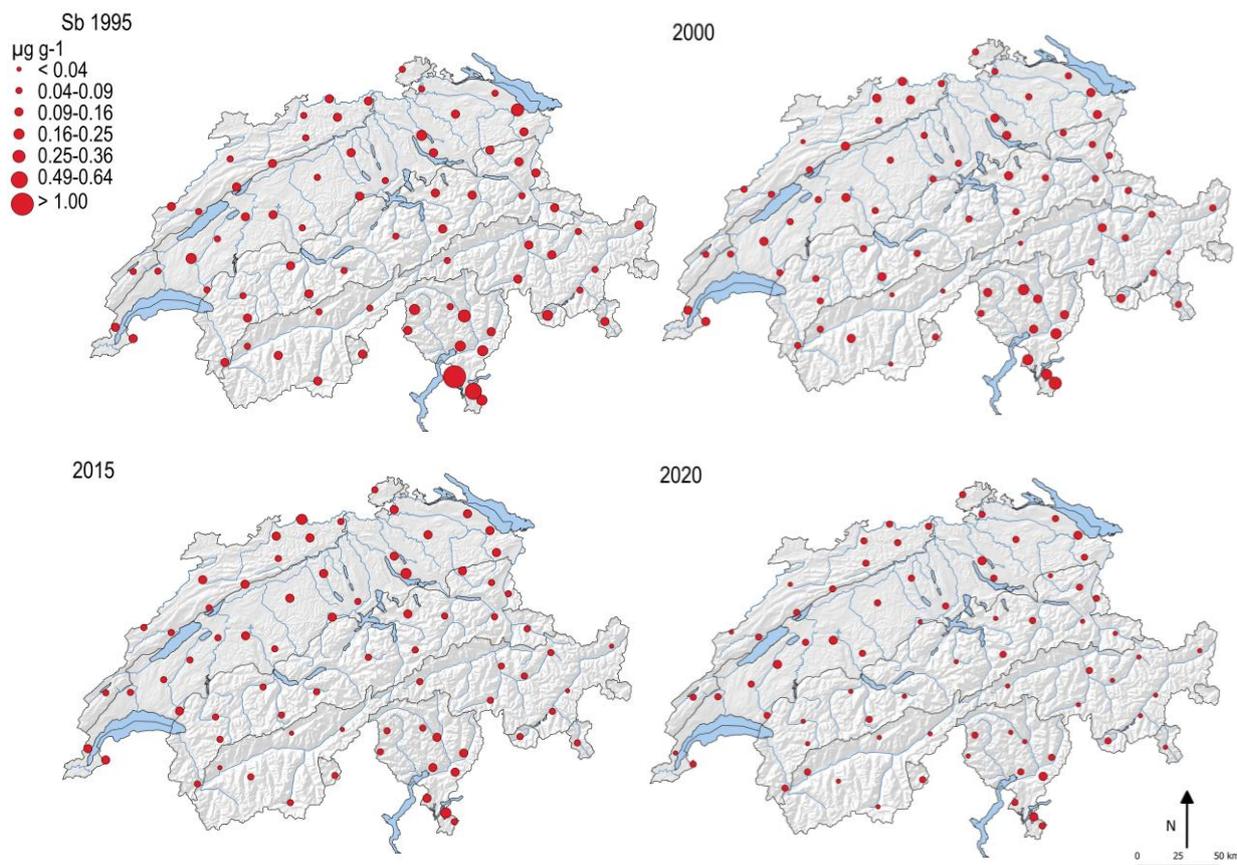


Abbildung 51 Räumliche und zeitliche Verteilung der Sb-Konzentrationen in der Schweiz, Darstellung der gemessenen Sb-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1995, 2000, 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

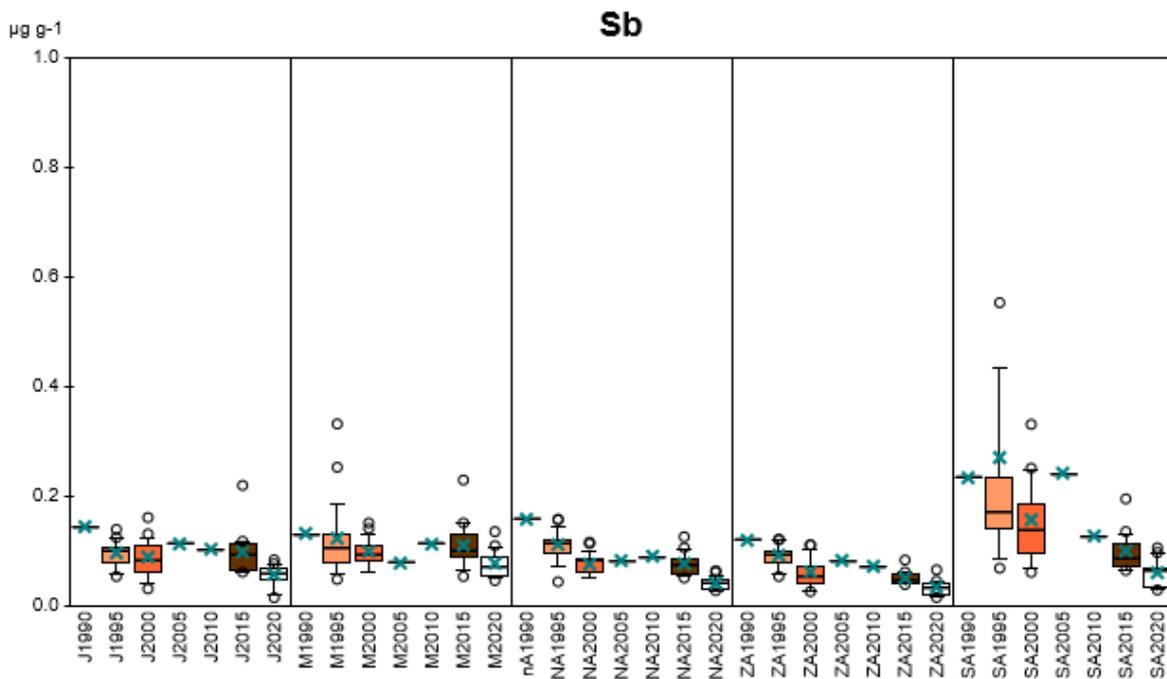


Abbildung 52 Darstellung der gemessenen Sb-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen von 1995, 2000, 2015 und 2020. Von den Erhebungen von 1990, 2005 und 2010 wurden nur regionale Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 22 Sb-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitliche Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max		1.180	0.330			0.228	0.134
90er Perzentil		0.208	0.140			0.128	0.089
50er Perz. = Median		0.109	0.080			0.083	0.050
10er Perzentil		0.068	0.050			0.049	0.028
Min		0.043	0.025			0.038	0.014
Mittelwert	<i>0.152</i>	0.138	0.095	<i>0.114</i>	<i>0.101</i>	0.088	0.054
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-9%	-31%	20%	-12%	-13%	-38%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart			0.003			0.21	<0.0001
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-65%

5.2.17 Se – Selen

Selen (Se) ist ein essenzielles Spurenelement, jedoch in grösseren Mengen stark toxisch und bei hohem pH auch pflanzenschädigend. Emissionen stammen vor allem aus der Halbleiterindustrie, der metallverarbeitenden Industrie und der Glasherstellung.

Selen kommt im Moos nur in kleiner Konzentration vor und zum Teil unter der Nachweisgrenze, darum schwanken die Werte relativ stark. Die Konzentrationen waren von 1990 bis 2000 eher niedrig, stiegen dann an, um 2015 wieder zu sinken. Wiederum zeigen die Südalpen höhere Werte (Abbildung 53, Abbildung 54, Tabelle 23).

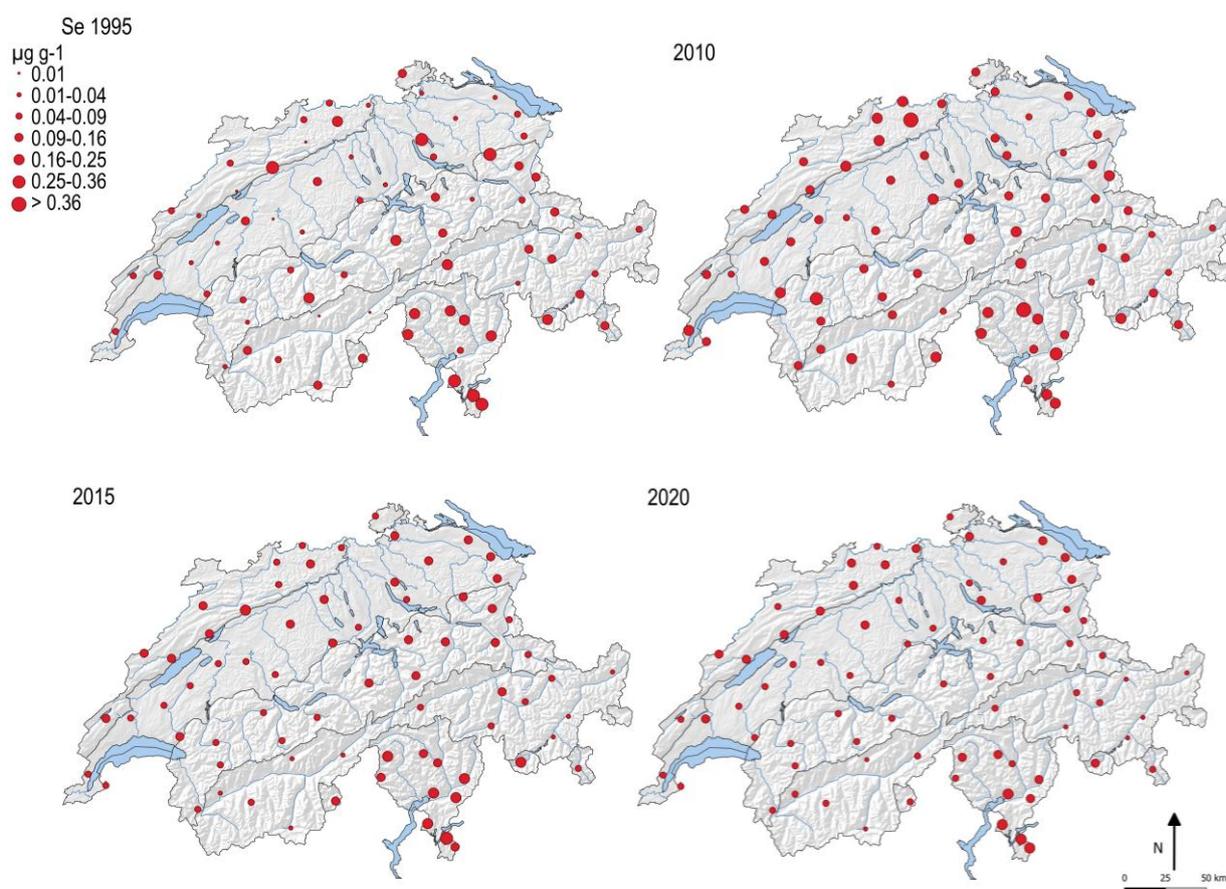


Abbildung 53 Räumliche Verteilung der Se-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Se-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1995, 2010, 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

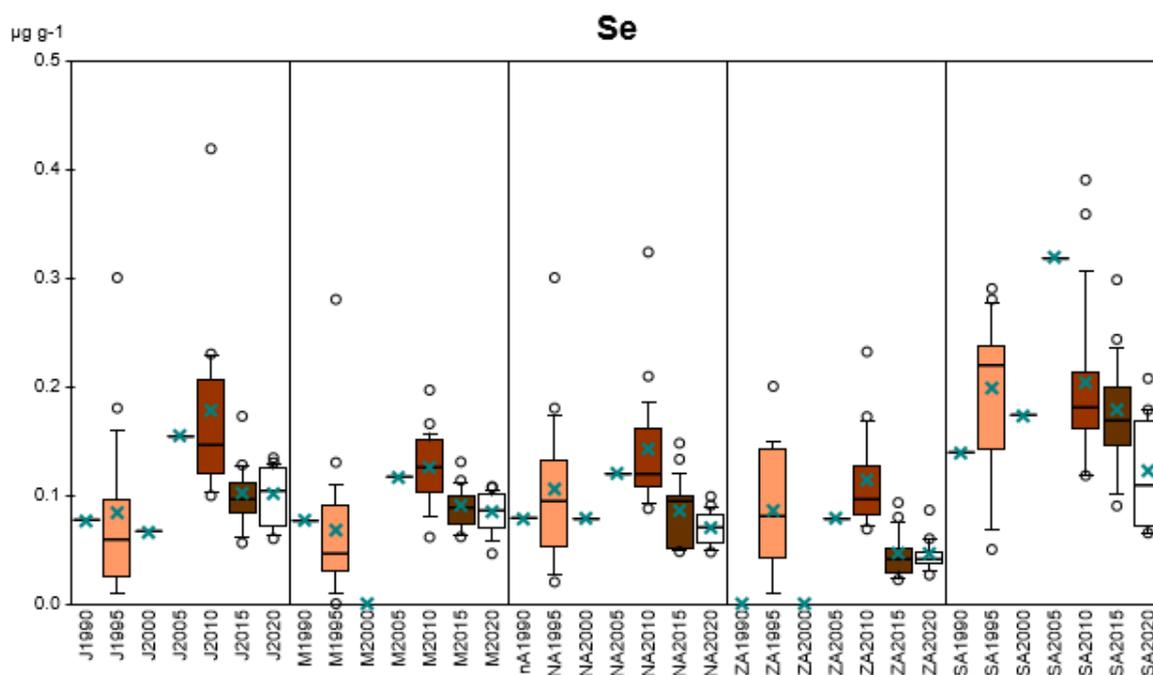


Abbildung 54 der gemessenen Se-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen von 1995, 2010, 2015 und 2020, von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Messresultate der Mischproben M2000, ZA1990 und ZA2000 lagen unter der Bestimmungsgrenze von $0.05 \mu\text{g g}^{-1}$. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 23 Se-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	71	73	73	73	73	73
Max		0.300			0.419	0.298	0.207
90er Perzentil		0.230			0.223	0.167	0.126
50er Perz. = Median		0.080			0.127	0.093	0.079
10er Perzentil		0.020			0.088	0.045	0.044
Min		0.010			0.061	0.022	0.026
Mittelwert	<i>0.077</i>	0.107	<i>0.070</i>	0.153	0.150	0.099	0.084
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		39%	35%	119%	-2%	-34%	-16%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart					0.0002	<0.0001	0.0001
Veränderung 2020 gegenüber 1990							9%

5.2.18 Sr – Strontium

Strontium (Sr) kommt in geringen Mengen im menschlichen Körper vor, da er mit der Nahrung aufgenommen und in Knochen abgelagert wird (wie Ca). Sr hat jedoch keine bekannte biologische Bedeutung und ist auch nicht essenziell. Das Element kommt nicht gediegen, sondern stets in verschiedenen Verbindungen vor. Grössere Mengen ^{90}Sr können bei nuklearen Katastrophen in die Umwelt gelangen. Toxische Effekte des Sr sind beim Menschen nicht bekannt. Sr wird nur in geringen Mengen produziert und verwendet. Der grösste Teil des produzierten Strontiumcarbonats wird für Kathodenstrahlröhren, Dauermagnete sowie die Pyrotechnik und als Getter-Material in Elektronenröhren verwendet.

Die Sr-Konzentrationen veränderten sich im Mittel über die ganze Schweiz wie auch in innerhalb der einzelnen Naturräume zwischen 2015 und 2020 bzw. seit 1990 nicht (Abbildung 55, Abbildung 56, Tabelle 24). Der Jura wies deutlich niedrigere Werte auf als die anderen Naturräume.

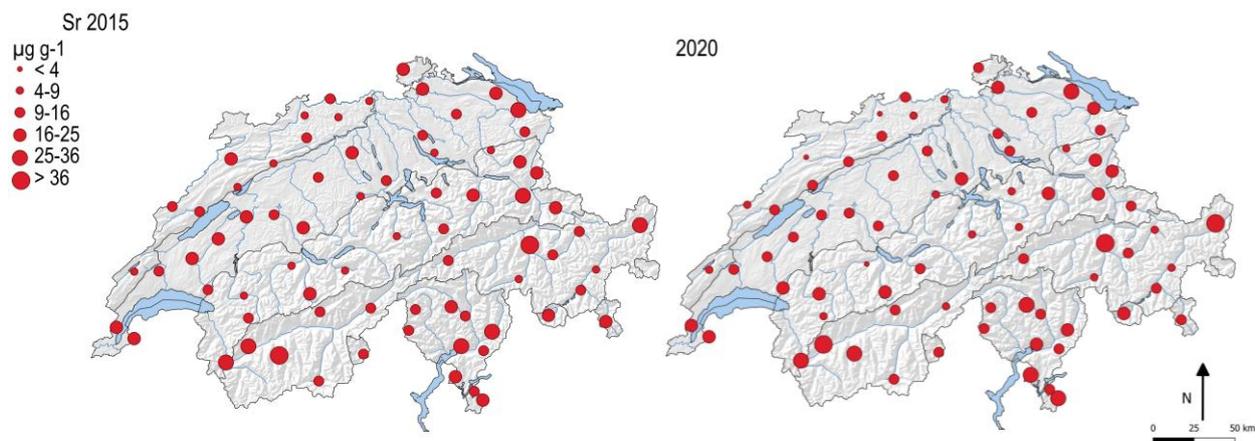


Abbildung 55 Räumliche Verteilung der Sr-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Sr-Konzentration in den Moosproben der Erhebung 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

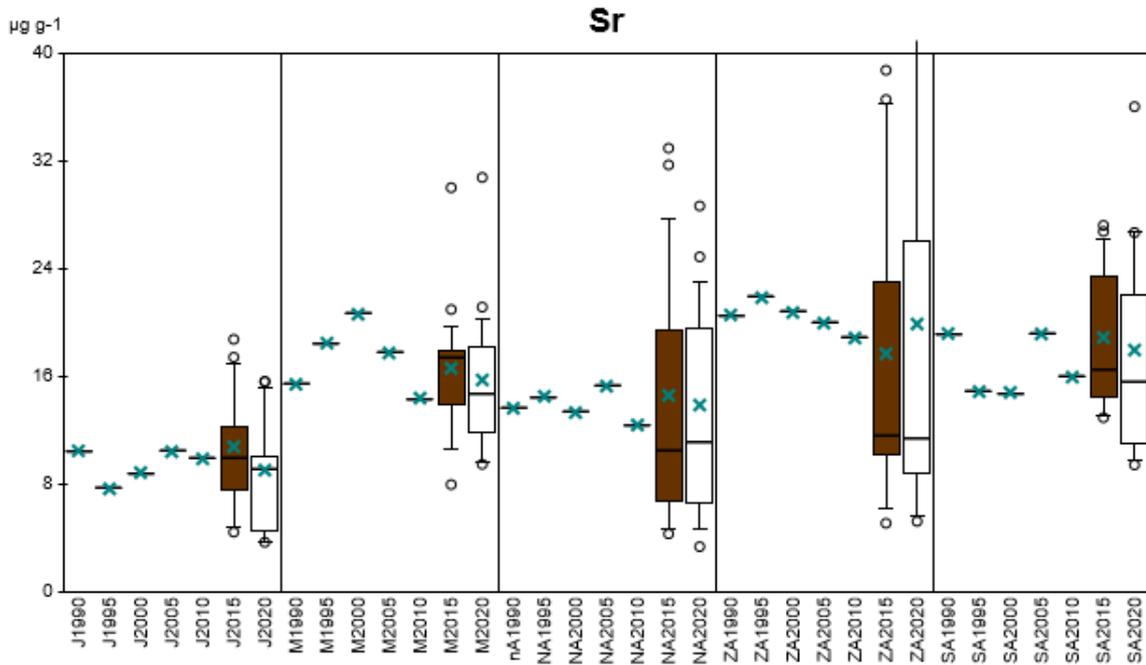


Abbildung 56 Darstellung der gemessenen Sr-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen von 2015 und 2020 als Boxplot. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen und somit werden Mittelwerte dargestellt. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 24 Sr-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten. Inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max						38.7	48.7
90er Perzentil						26.4	26.6
50er Perz. = Median						15.3	12.7
10er Perzentil						7.29	6.40
Min						4.26	3.31
Mittelwert	15.7	15.7	16.0	16.6	14.2	15.76	15.41
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		0%	2%	4%	-14%	11%	-2%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart							0.60
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-2%

5.2.19 TI – Thallium

Thallium (TI), sowie seine Verbindungen, sind hochgiftig und werden über den Magen-Darm-Trakt und die Lunge gut vom Körper aufgenommen. TI findet in der Industrie eine breite Verwendung. Es wird für die Herstellung spezieller Gläser (niedrigschmelzend, infrarotdurchlässig, mit hohem Brechungsindex usw.), verschiedener Legierungen, Fotozellen und Hochtemperatursupraleiter verwendet.

TI kommt im Moos nur in kleinen Konzentrationen vor und war zum Teil unter der Nachweisgrenze, darum schwanken die Werte relativ stark. Die Messdaten zeigen eine Abnahme zwischen 1990 und 1995, anschliessend sind die Änderungen jedoch klein mit Ausnahme von den Werten von 2005, welche niedriger sind (Abbildung 57, Abbildung 58, Tabelle 25). Leicht höhere Werte wurden im Jura und in der Südschweiz gemessen.

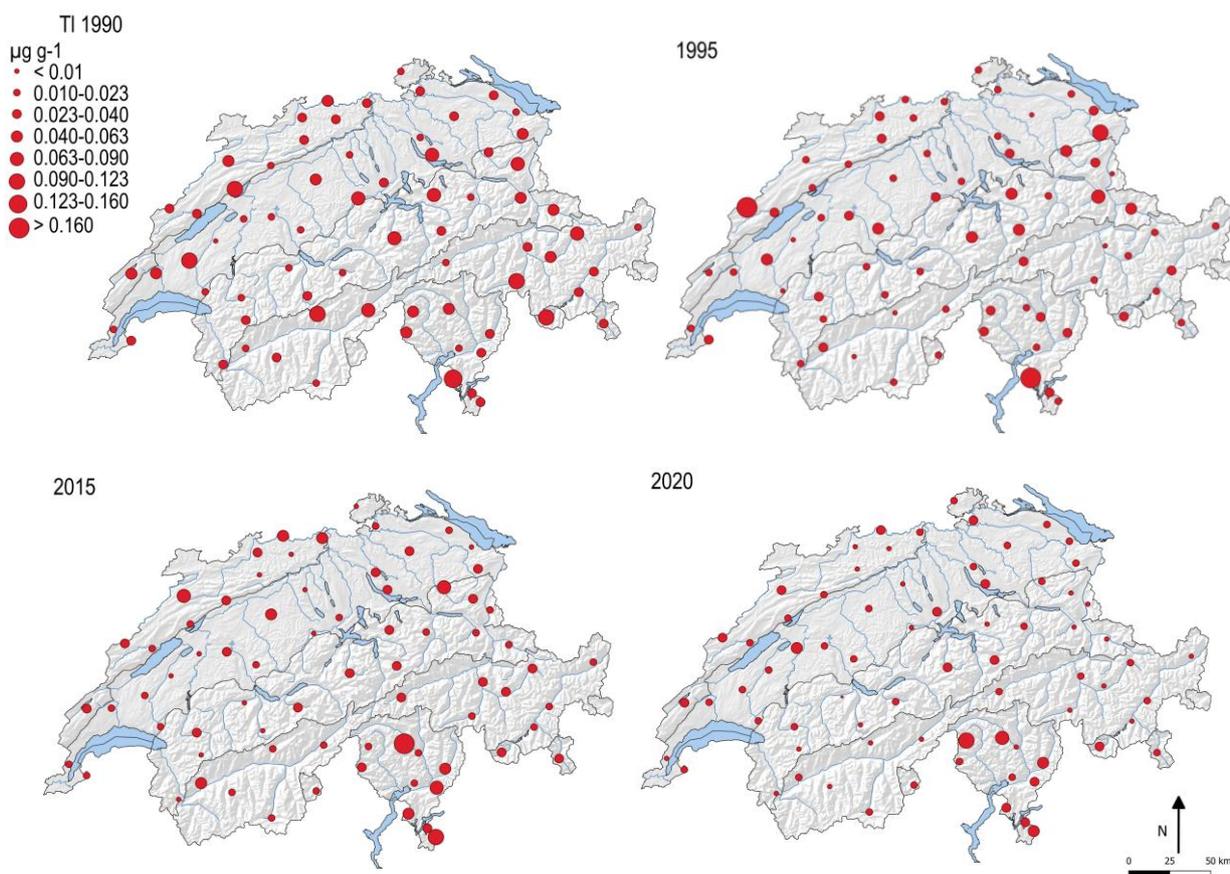


Abbildung 57 Räumliche und zeitliche Verteilung der TI-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen TI-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 1990, 1995, 2015 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

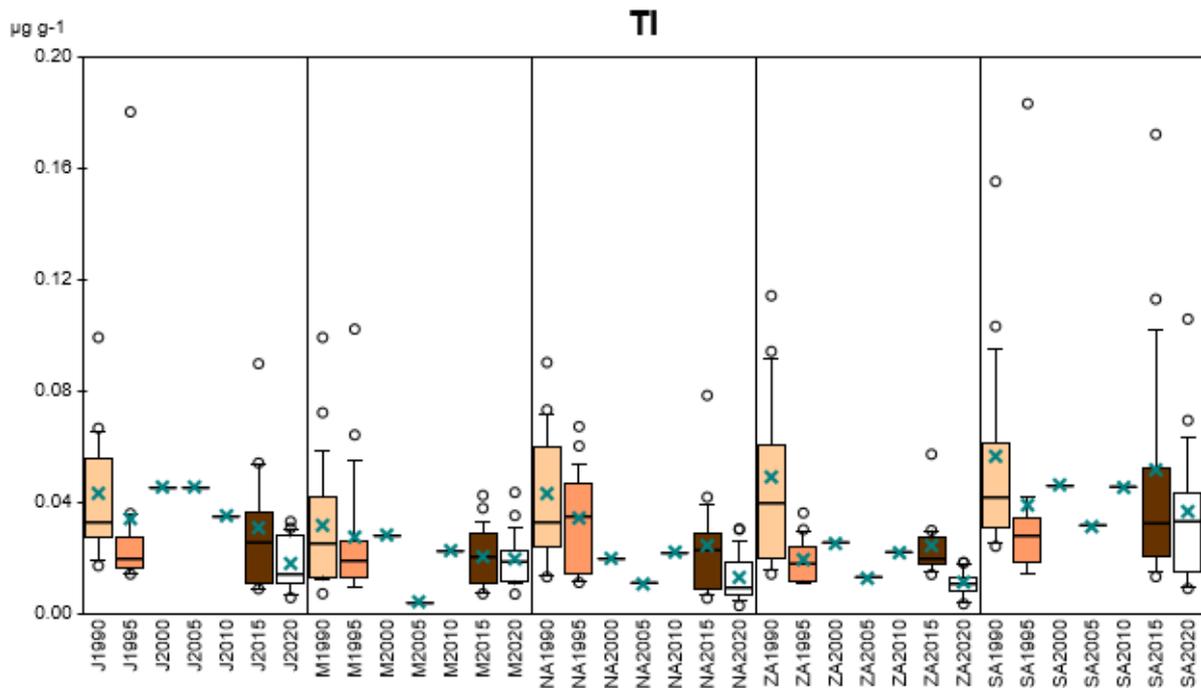


Abbildung 58 Darstellung der gemessenen TI-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen von 1990, 1995, 2015 und 2020. Von den Erhebungen von 2000, 2005 und 2010 wurden nur regionale Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 25 TI-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	72	73	73	73	73	73	
Max	0.155	0.183				0.172	0.106	
90er Perzentil	0.088	0.051				0.053	0.035	
50er Perz. = Median	0.033	0.020				0.022	0.015	
10er Perzentil	0.014	0.012				0.009	0.007	
Min	0.007	0.009				0.005	0.003	
Mittelwert	0.043	0.030	<i>0.032</i>	<i>0.019</i>	<i>0.028</i>	0.029	0.019	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-29%	5%	-41%	53%	3%	-34%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		0.01				0.70	0.0003	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-55%	P-Wert <0.0001

5.2.20 U – Uran

Uran (U) kommt in der Natur nicht gediegen vor, sondern ausschliesslich in sauerstoffhaltigen Mineralien. Rund 99% kommt als Isotop ^{238}U , weniger als 1% als ^{235}U vor. Alle Uranisotope sind radioaktiv, wobei ^{235}U zur Kernspaltung in der Energiegewinnung verwendet wird und das abgereicherte U als Abschirmmaterial Anwendung findet. Neben der Radioaktivität, die zu Erbgutveränderungen und nachfolgenden Krebserkrankungen führen kann, ist U, wie die meisten Schwermetalle, chemisch giftig wobei vor allem die wasserlöslichen Uranverbindungen vorwiegend die Nieren schädigen.

Uran kommt im Moos nur in kleiner Konzentration vor, darum schwanken die Werte stark. Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen zwischen 1990 und 2020 keine bedeutenden Veränderungen, wobei die Messung der Proben von 2000 eher niedrigere Werte ergab (Abbildung 59, Abbildung 60, Tabelle 26). Auch bei diesem Element werden in der Südschweiz höhere Werte gemessen.

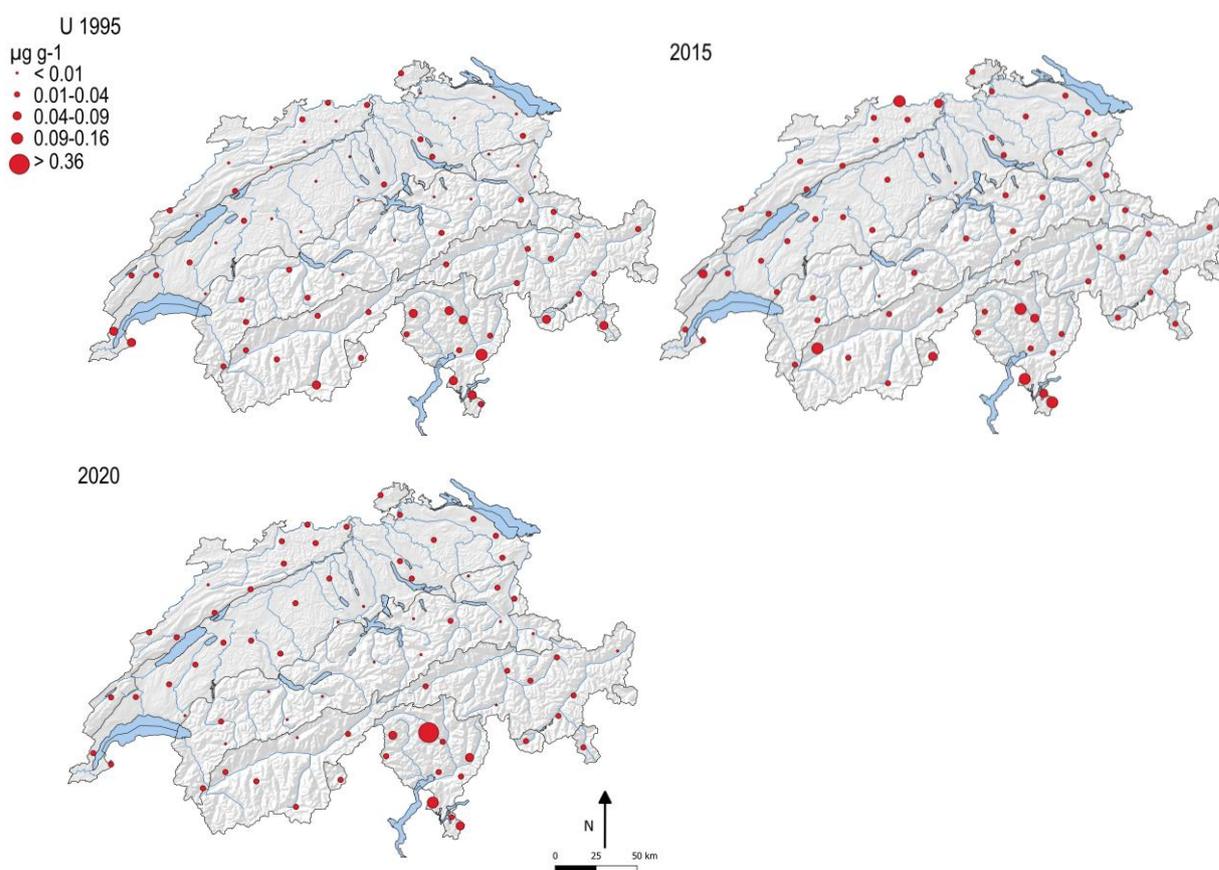


Abbildung 59 Räumliche und zeitliche Verteilung der U-Konzentrationen in der Schweiz Darstellung der gemessenen Uran-konzentration in den Moosproben der drei Erhebungen von 1995, 2015 und 2020. Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

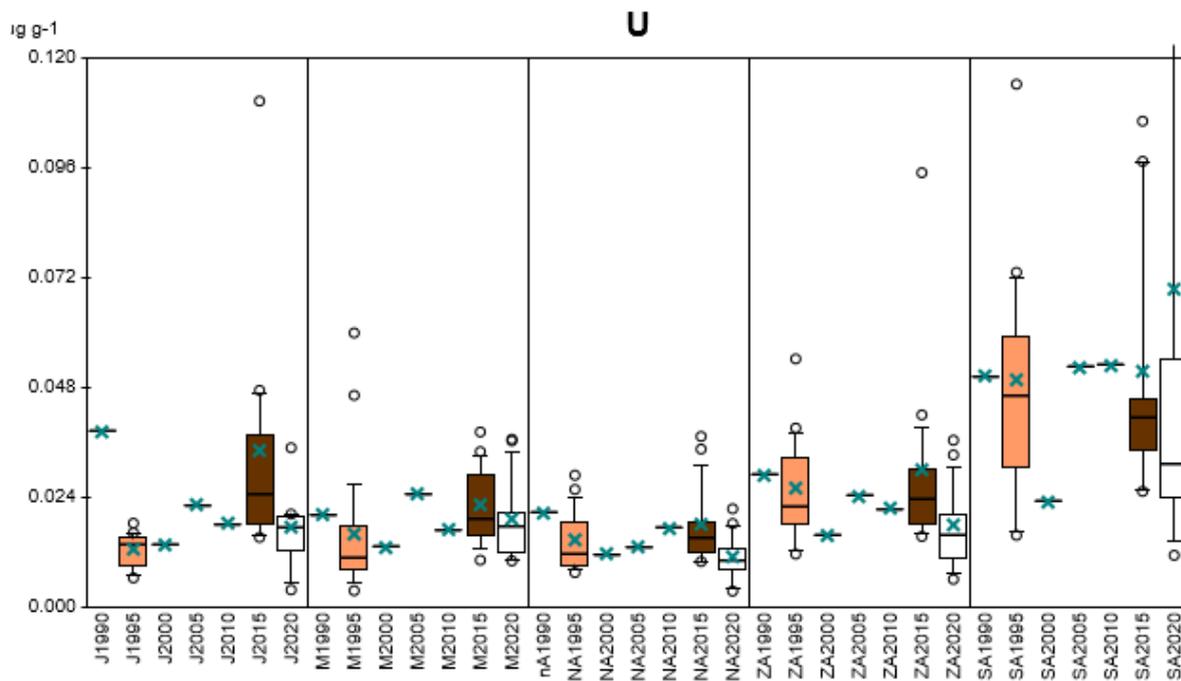


Abbildung 60 Darstellung der gemessenen U-Konzentrationen als Boxplots in den Moosproben der Erhebungen von 1995, 2015 und 2020. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen und als Mittelwerte dargestellt. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 26 U-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben (kursiv). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73
Max		0.114				0.110	0.371
90er Perzentil		0.048				0.045	0.036
50er Perz. = Median		0.016				0.023	0.017
10er Perzentil		0.008				0.014	0.009
Min		0.003				0.010	0.003
Mittelwert	<i>0.030</i>	0.023	<i>0.015</i>	<i>0.026</i>	<i>0.024</i>	0.030	0.026
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-24%	-34%	78%	-8%	23%	-13%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart						0.01	0.36
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-13%

5.2.21 V – Vanadium

Vanadium (V) ist vermutlich in ganz kleinen Mengen essentiell, wirkt aber bei hoher Belastung toxisch. Es wird hauptsächlich für Legierungen verwendet. Die anthropogenen Emissionen überwiegen die natürlichen vor allem auch wegen der Verbrennung fossiler Brennstoffe, welche Vanadium enthalten.

Die Konzentration von V nahm von 1990 bis 1995 um 56% (statistisch signifikant) und bis 2010 weiter im kleineren Ausmass ab (nicht immer statistisch signifikant). Zwischen 2010 und 2015 stieg die Konzentration wieder leicht an um 2020 wieder abzunehmen (Abbildung 61, Abbildung 62, Tabelle 27). Der starke Rückgang gegenüber 1990 kann auf bessere Filtertechniken bei Emittenten, auf den Rückgang der Kohleverbrennung sowie auf die Schliessung von Industrieanlagen zurückgeführt werden. Wie bei fast allen Elementen sticht die Südschweiz mit den höchsten Medianen in jeder Erhebung heraus (Nähe zur hochindustrialisierten Poebene).

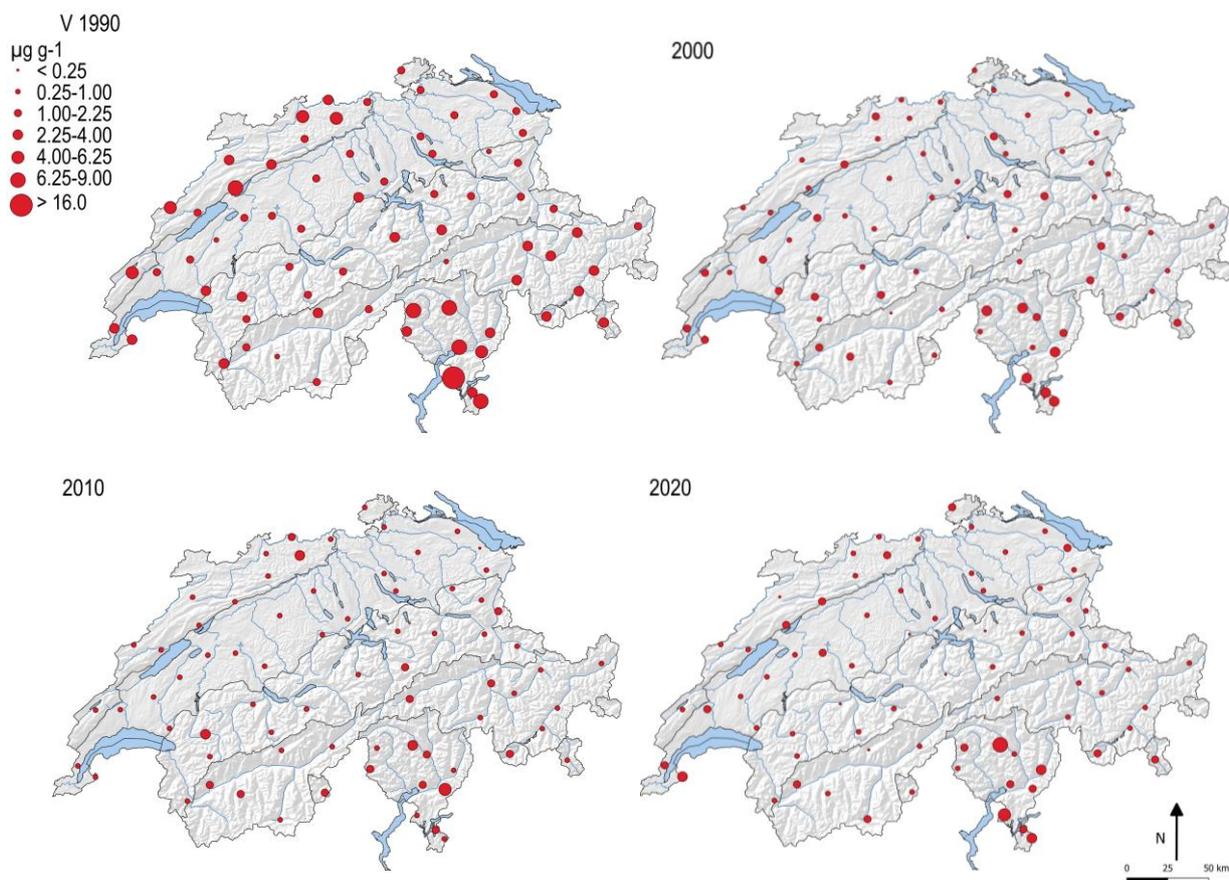


Abbildung 61 Räumliche und zeitliche Verteilung der V-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen V-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

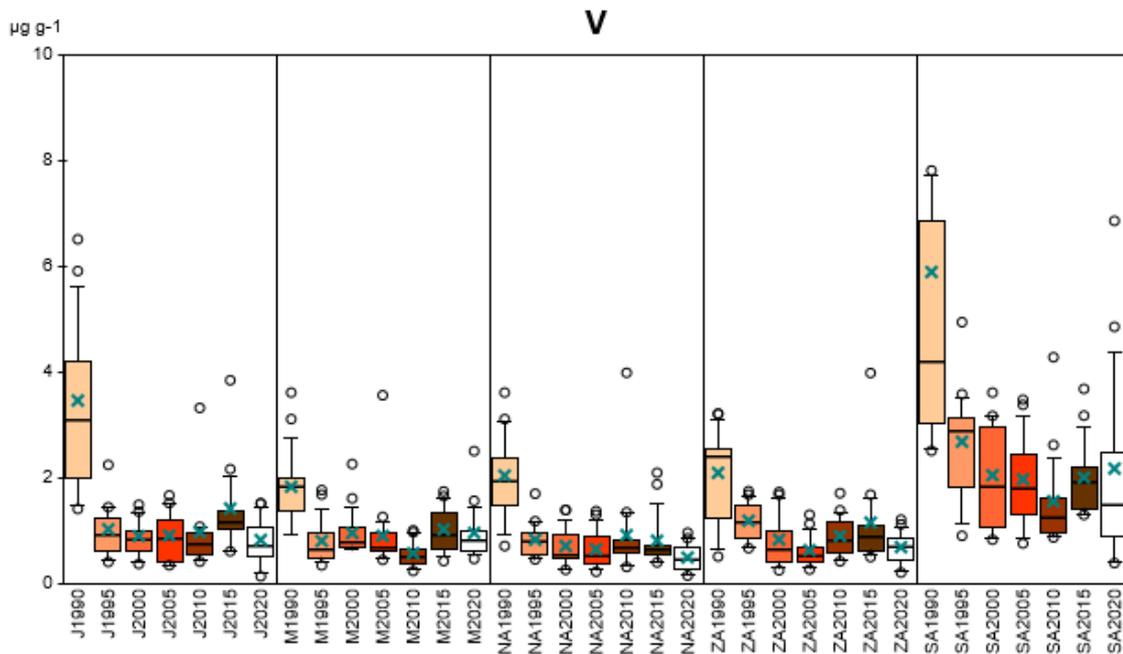


Abbildung 62 Darstellung der gemessenen V-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 27 V-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	
Anzahl Proben	70	73	73	73	73	73	73	
Max	17.10	4.93	3.68	3.55	4.27	3.97	6.85	
90er Perzentil	4.55	2.56	1.78	1.87	1.43	2.06	1.54	
50er Perz. = Median	2.21	0.93	0.82	0.75	0.76	1.05	0.76	
10er Perzentil	1.29	0.48	0.45	0.37	0.38	0.56	0.34	
Min	0.50	0.33	0.24	0.21	0.23	0.39	0.13	
Mittelwert	2.85	1.26	1.06	1.02	0.94	1.23	1.00	
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-56%	-16%	-4%	-8%	31%	-19%	
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart		<0.0001	0.03	0.51	0.41	0.01	0.02	
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-65%	P-Wert <0.0001

5.2.22 Zn – Zink

Zink (Zn) ist ein sehr wichtiges, essenzielles Element und nicht toxisch. Es wird in vielen Produkten verwendet, hauptsächlich als Korrosionsschutz. Die anthropogenen Emissionen überwiegen die natürlichen stark.

In der Schweiz nahm die Zinkkonzentration in den Moosen zwischen 1990 und 2000 signifikant ab, stieg 2005 wieder an, um danach wieder abzunehmen. Im Mittel reduzierte sich die Zinkkonzentration 1990 bis 2020 um 34% (Abbildung 63, Abbildung 64, Tabelle 28). In der Südschweiz, wo die Messwerte in jeder Erhebung am höchsten waren, betrug die Abnahme zwischen 1990 und 2020 im Mittel sogar 44%. Hier spielt wohl die Schliessung der Schwermetallverarbeitenden Industrie in der Leventina eine Rolle. Auch bei Zink werden die höchsten Werte in der Südschweiz gemessen, was wahrscheinlich auf die Nähe zur hochindustrialisierten Poebene zurückzuführen ist.

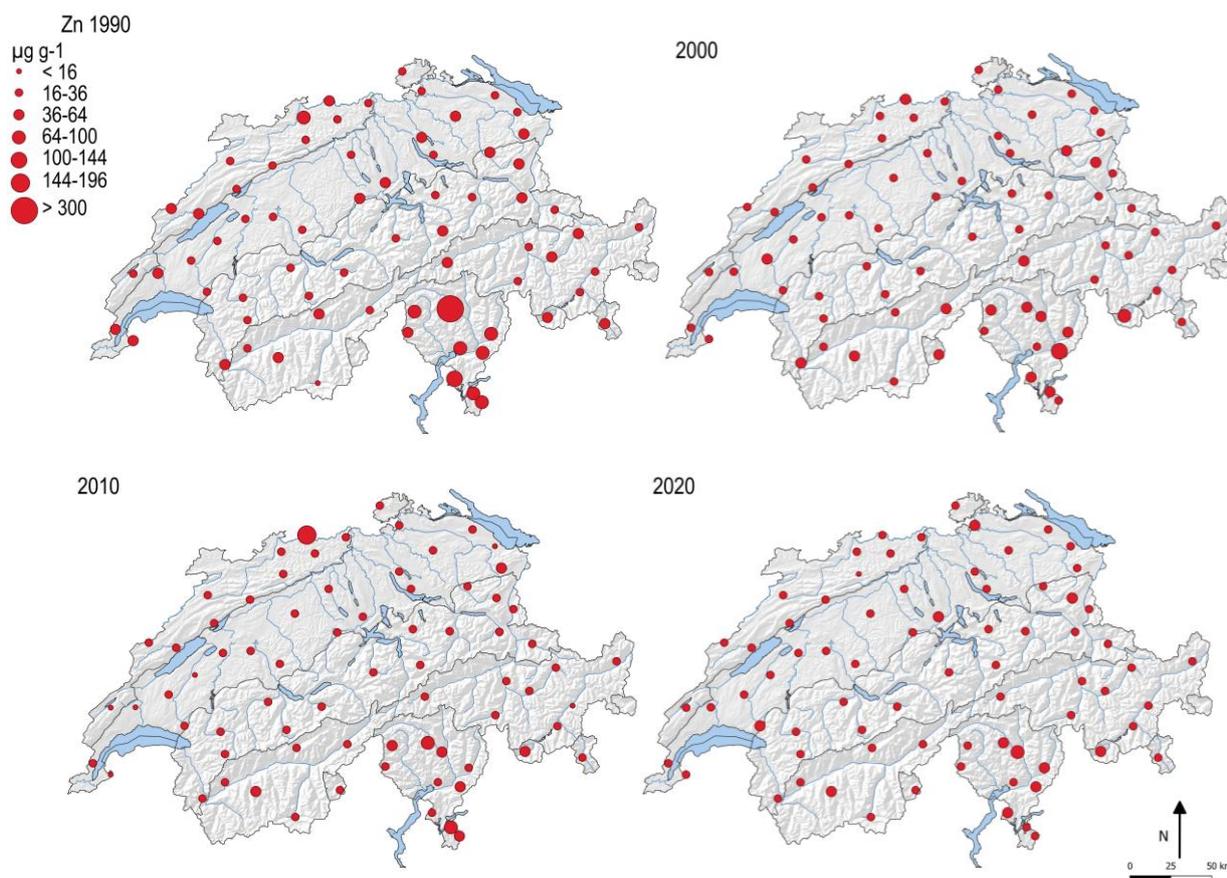


Abbildung 63 Räumliche und zeitliche Verteilung der Zn-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der gemessenen Zn-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1990, 2000, 2010 und 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos).

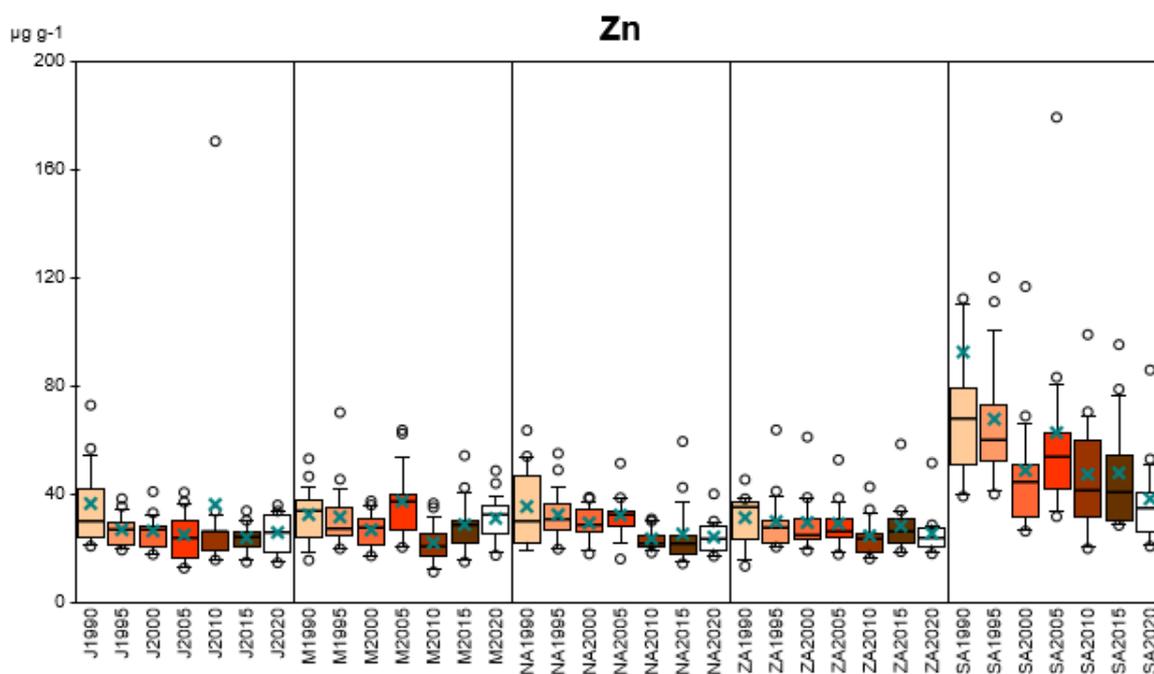


Abbildung 64 Darstellung der gemessenen Zn-Konzentrationen in den Moosproben der sieben Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

Tabelle 28 Zn-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderungen. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Messjahr	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	69	73	73	73	73	73	73
Max	341	120	117	179	170	95	86
90er Perzentil	68	61	44	55	42	47	40
50er Perz. = Median	36	30	28	33	23	27	27
10er Perzentil	21	21	19	21	17	18	18
Min	13	19	17	12	11	14	14
Mittelwert	44	37	32	38	29	30	29
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung		-16%	-15%	19%	-22%	3%	-5%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, <i>t</i> -Test zweiseitig, gepaart		0.10	0.003	0.01	0.01	0.72	0.22
Veränderung 2020 gegenüber 1990							-34%
							P-Wert 0.001

Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 65 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigte auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte als in den Nordalpen und im Mittelland. Mit beiden Messverfahren ist eine deutliche Abnahme seit Ende der 1980er Jahre festzustellen, vor allem in den Südalpen, tendenziell auch in den Nordalpen und im Mittelland.

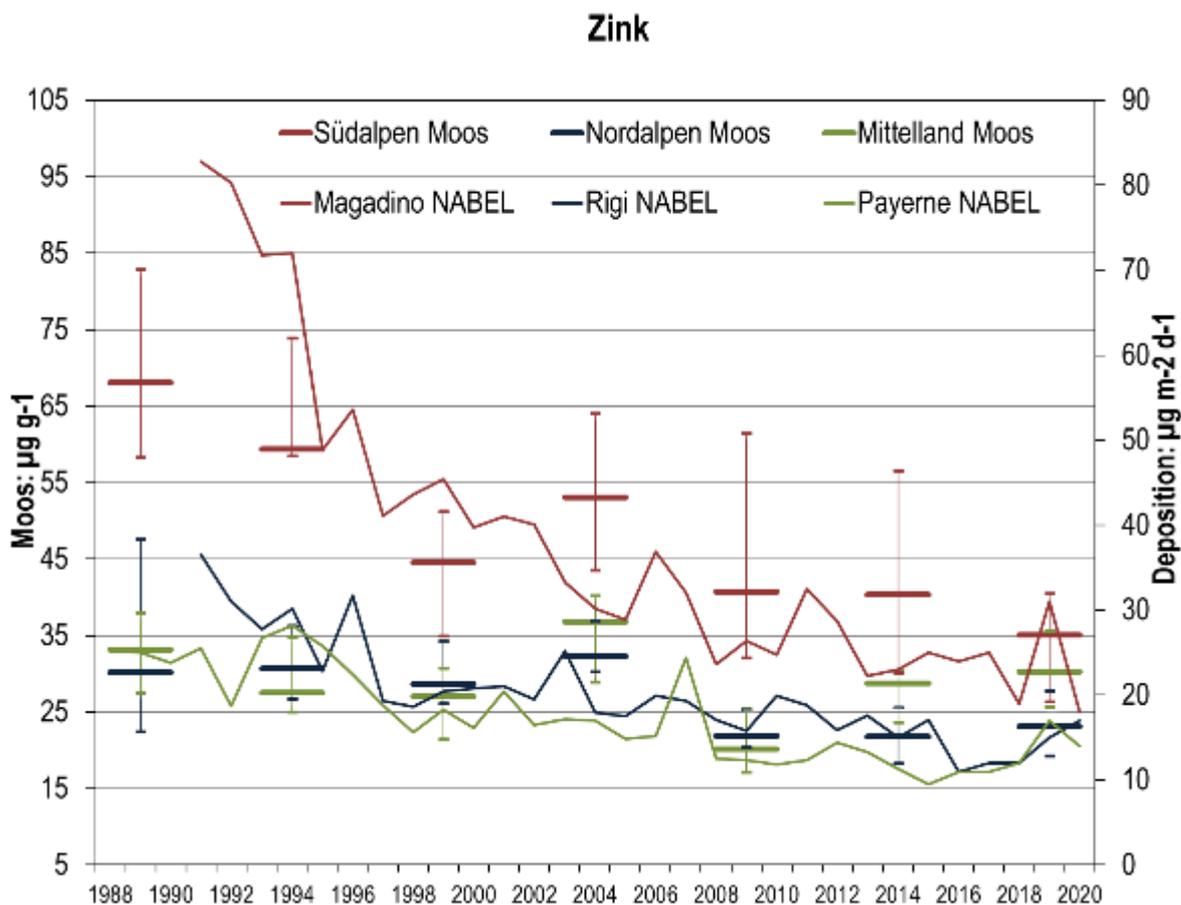


Abbildung 65 Zn-Konzentrationen in Moos verglichen mit Zn-Deposition. Die Zn-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen seit 1988 verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU / NABEL

5.3 N – Stickstoff

Die hohen Stickstoffemissionen sind ein Problem für die Umwelt. In nährstoffarmen Ökosystemen wie Mooren, Heiden, extensiven Wiesen und Wäldern können übermässige Stickstoffeinträge die Biodiversität verringern und die Bodeneigenschaften bleibend verändern und somit das gesamte Ökosystem gefährden (Bobbink & Hetteling 2011 und Bobbink et al 2022).

In einer Pilotstudie in Skandinavien wurde gezeigt, dass Moose als Biomonitoren für die atmosphärische Stickstoffdeposition genutzt werden können (Harmens et al. 2005). Auch Mohr (2007) stellte fest, dass die Anreicherung von N im Pflanzengewebe bei bodenbewohnenden Moosen und Flechten besonders deutlich und eng mit N-Depositionen korreliert. An Hintergrundstandorten mit tiefer Stickstoffdeposition ($<2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden Moos-Stickstoffgehalte von 5 mg g^{-1} gemessen (Harmens et al. 2014), was als natürlichen Stickstoffgehalt bezeichnet werden kann, darüber liegende Werte weisen auf eine erhöhte Stickstoffbelastung hin.

Als Teil des ICP Vegetation Programms wurde in den Jahren 2005, 2010, 2015 und 2020 auch der Stickstoffgehalt in Moosen bestimmt und ausgewertet (Harmens et al. 2008a, Harmens et al. 2013, Frontasyeva et al. 2020). In der Schweiz wurde dies für 1995 retrospektiv an 16 Standorten, 2005 an 30 Standorten, 2010 an 65 Standorten und 2015 sowie 2020 an 55 Standorten durchgeführt.

Von 1995 bis 2020 veränderte sich die N-Konzentration in den Moosen in der Schweiz nicht signifikant, wobei 2020 tendenziell höhere Werte zu verzeichnen waren (Abbildung 66, Abbildung 67, Abbildung 68, Tabelle 29).

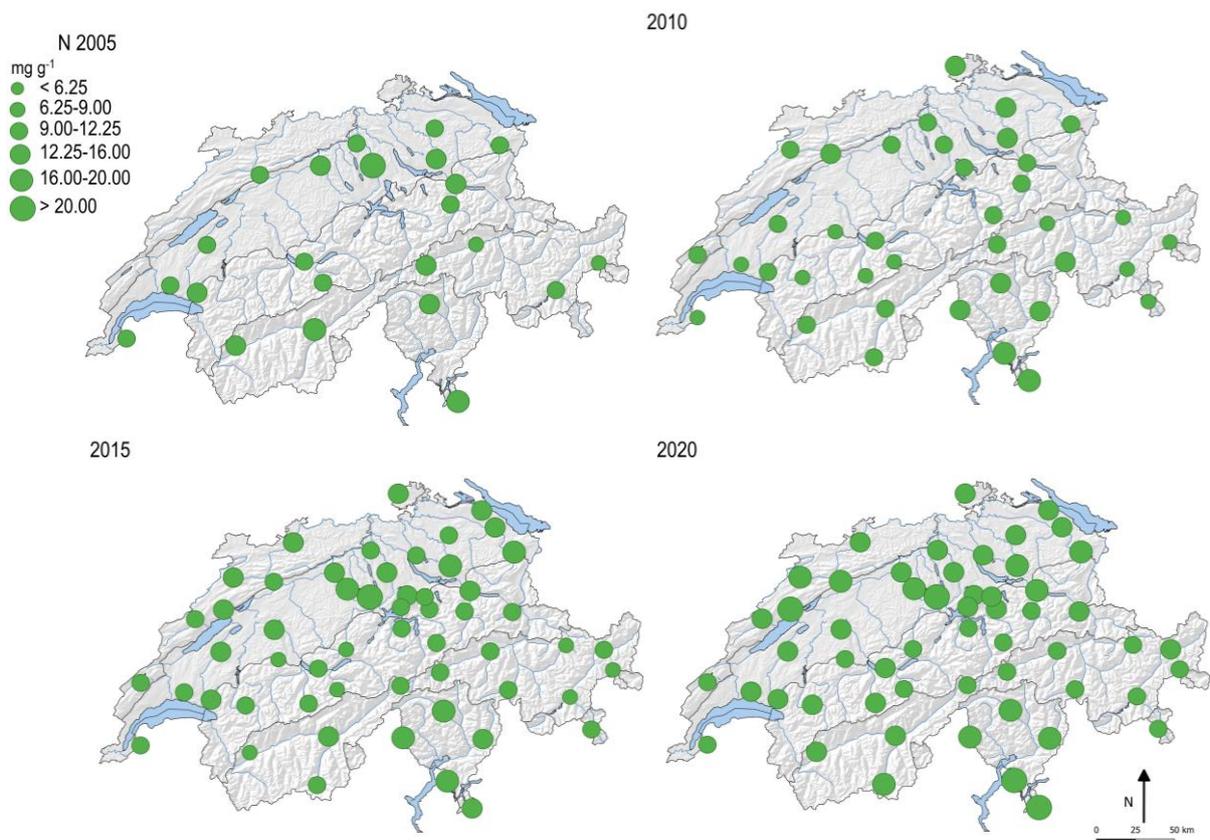


Abbildung 66 Räumliche und zeitliche Verteilung der N-Konzentrationen in der Schweiz. Karten der gemessenen N-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen von 2005, 2010, 2015 und 2020. Zur besseren Vergleichbarkeit werden nur die Standorte dargestellt, welche bei allen vier Erhebungen berücksichtigt wurden. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

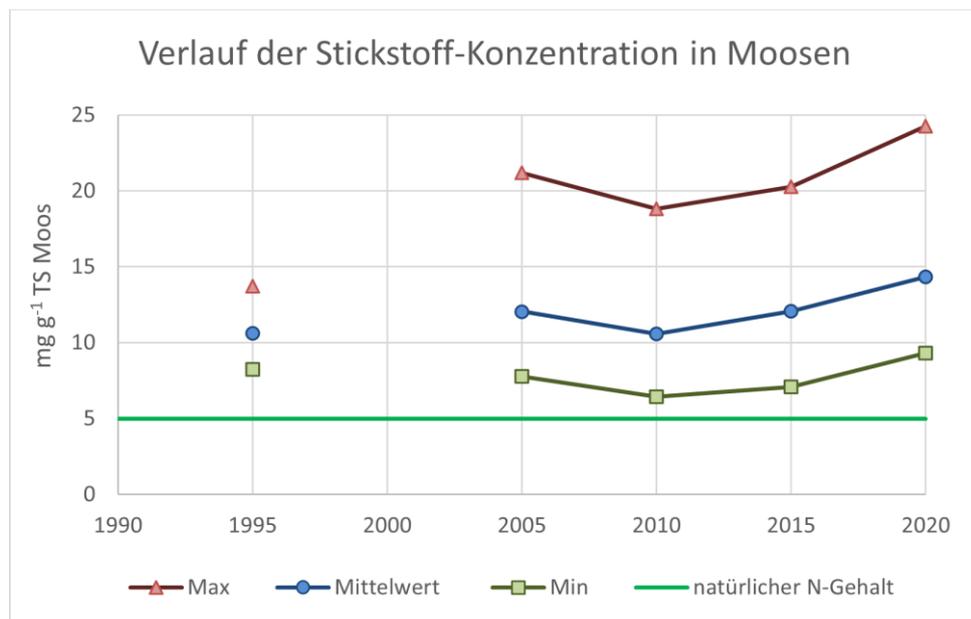


Abbildung 67 Mittelwerte der N-Konzentration in den Moosproben der fünf Erhebungen 1995, 2005, 2010, 2015 und 2020. Es wurden nur die 10 Standorte berücksichtigt, die bei allen fünf Erhebungen gemessen wurden.

Tabelle 29 N-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten inkl. zeitlicher Veränderung. Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in mg N g⁻¹ TS angegeben.

Messjahr	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Anzahl Proben	16	0	30	65	55	55
Max	13.7		21.2	18.8	20.3	24.3
90er Perzentil	12.3		14.9	14.1	16.3	18.8
50er Perz. = Median	10.4		11.2	10.0	11.5	13.4
10er Perzentil	9.6		9.4	7.6	8.3	10.8
Min	8.3		7.8	6.4	7.1	9.3
Mittelwert	10.6		12.0	10.6	12.1	14.3
Veränderung gegenüber Vorhergehender Erhebung			13%	-12%	14%	19%
P-Wert: Vergleich zu vorhergehender Erhebung, t-Test zweiseitig, gepaart			0.2838	0.0014	0.0089	<0.0001
Veränderung 2020 gegenüber 1995					35%	P-Wert 0.006

In Abbildung 68 werden die Werte der verschiedenen Naturräume als Boxplots dargestellt. Es gab nur für die Erhebungen 2010, 2015 und 2020 genügend Werte für eine Boxplot-Darstellung. In der Südschweiz waren die Konzentrationen im Moos deutlich höher als in der übrigen Schweiz. Relativ hohe Werte wurden auch im Jura und im Mittelland gefunden, in den Nord- und Zentralalpen zeigten sich die niedrigsten Stickstoffkonzentrationen im Moos.

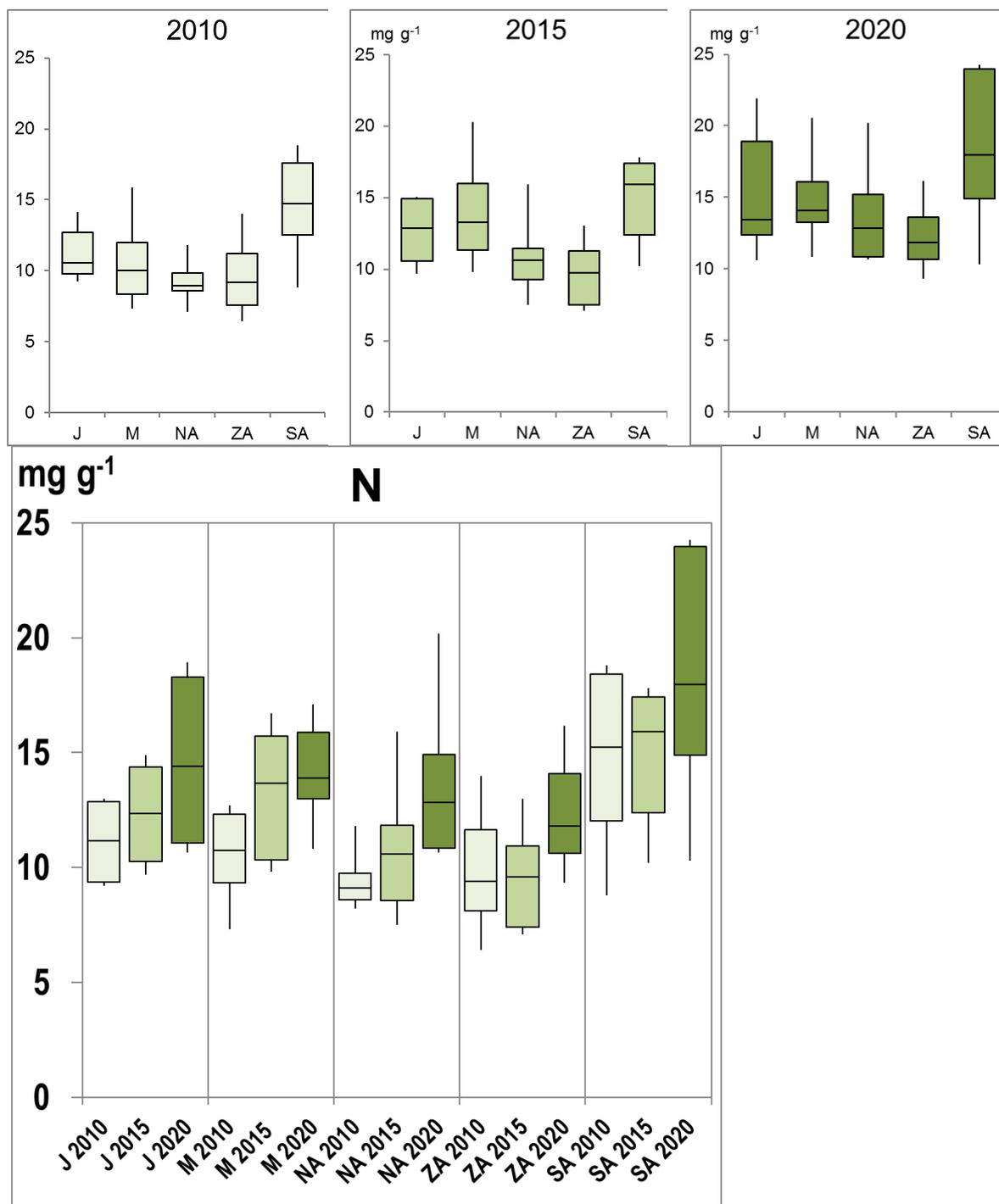


Abbildung 68 Vergleich der N-Konzentrationen der Erhebungen 2010, 2015 und 2020 als Boxplots. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Die Striche sind bis zum Maximal- resp. Minimalwert gezogen. Oben: Darstellung aller Standorte 2010 ($n=65$), aller Standorte 2015 ($n=55$) und aller Standorte 2020 ($n=55$). Unten: Darstellung der Standorte, die in allen Erhebungen beprobt wurden ($n=38$).

Vergleich des N-Gehalts im Moos mit N-Deposition durch Niederschlag

An 15 (Erhebung 2005), 17 (Erhebungen 2010 und 2015) bzw. 14 (Erhebung 2020) Standorten in der Schweiz an denen in verschiedenen Messprogrammen die N-Deposition durch Niederschlag seit Jahren bestimmt wird, wurden in der Nähe auch Moose zur Stickstoffbestimmung gesammelt (Standorte: LWF-Flächen – WSL: Thimonier et al. 2005; Dauerbeobachtungsflächen – IAP: Flückiger und Braun 2004; ALPFOR (www.alpfor.ch); FUB: Seitler et al. 2016). Bei der N-Deposition wurden Mittelwerte der Jahre 2003–2005, 2008–2010, 2013–2015 bzw. 2018–2020 berücksichtigt, da diese der Wachstumsperiode der gesammelten dreijährigen Moosprösschen entsprechen.

Es ist ein klarer Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition (erfasst mit Bulk Niederschlagsmessungen, VDI 4320, Blatt 3, 2017) und N-Konzentration in allen Erhebungen zu beobachten (Abbildung 69). Die R² Werte liegen zwischen 0.59 (Erhebung 2010) und 0.74 (Erhebung 2015). Die Steigung der Regressionsgerade wie auch der x-Achsenabschnitt waren bei allen Erhebungen ähnlich, ausser 2020. Hier ist v.a. auch der natürliche Stickstoffgehalt von ca. 5 mg g⁻¹ zu berücksichtigen. Die Erhebung 2020 zeigt eine deutlich steilere Steigung und einen y-Achsenabschnitt, welcher deutlich höher ist als der der anderen Erhebungen. Werden alle Erhebungen zusammen betrachtet ist der Zusammenhang weniger deutlich, als wenn die einzelnen Jahre betrachtet werden.

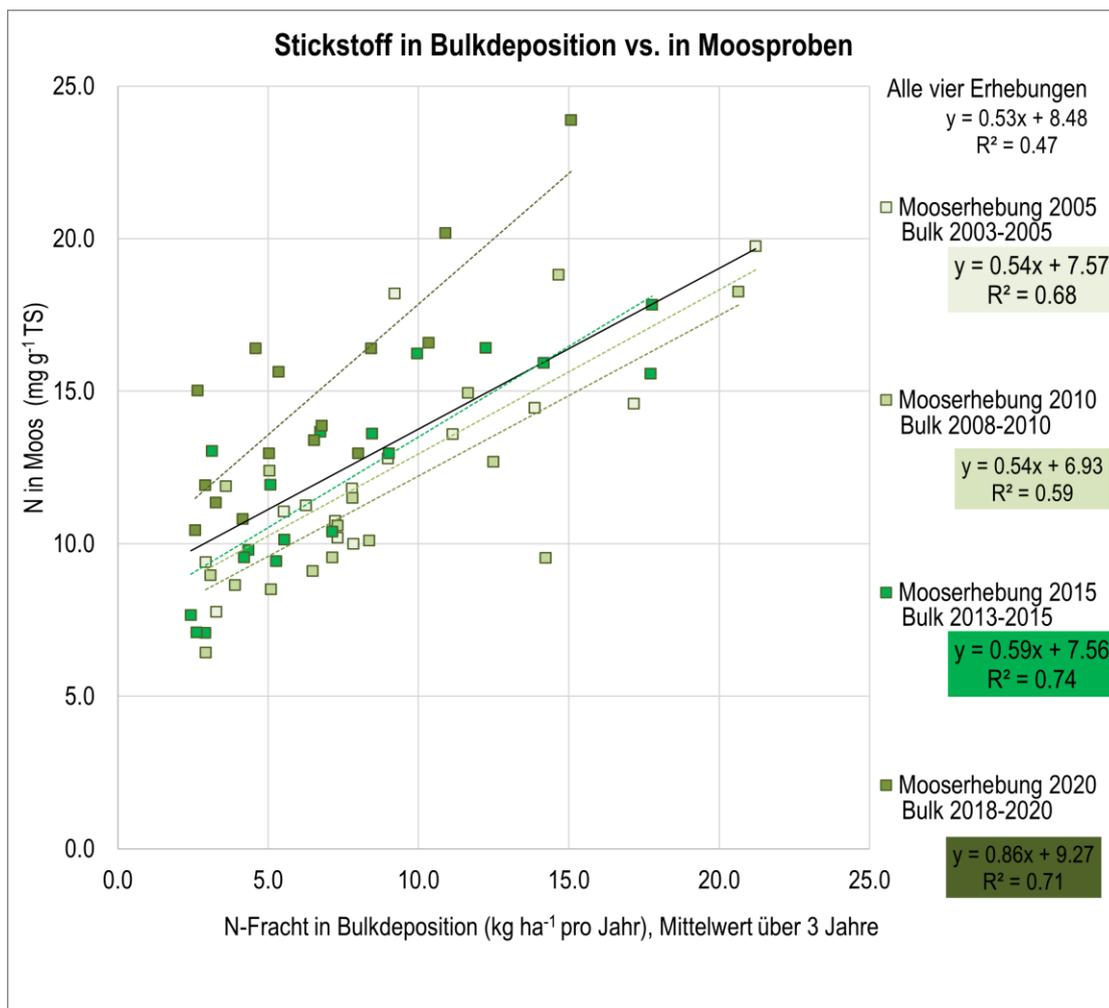


Abbildung 69 Vergleich der N-Konzentration in Moos mit der Niederschlags-(Bulk)-Stickstoffdeposition in der Nähe der Moossammelstellen für vier Erhebungen. Messwerte der Bulk-Deposition entsprechen dem Mittelwert der drei Jahre, die in den Moosproben abgebildet sind (Erhebungsjahr und die zwei vorangegangenen Jahre). Betrachtet werden nur die Standorte, die an mehreren Jahren beprobt wurden. 2005 wurde ein Standort (Visp) ausgeschlossen, da die Moosprobe kontaminiert war. Quelle: Stickstoff im Niederschlag ermittelt durch WSL, IAP, FUB, NABEL, Seitler et al. 2021 und persönliche Mitteilung).

Einbezug anderer N-Komponenten

Im Bericht der letzten Erhebung (Thöni et al. 2018) und in der Publikation Kosonen et al. 2018 wurden neben Stickstoff im Niederschlag auch die Deposition von gasförmigen und partikulären N-Komponenten (u.a. Ammoniak und Stickoxide) mit den Stickstoff-Konzentrationen in Moosen verglichen. Dieser Vergleich wurde mit den vorliegenden Daten von 2020 wiederholt.

Wie bereits 2014, wurde 2019 in der Schweiz im Auftrag des BAFU und verschiedener Kantone erneut die Stickstoffdeposition an 48 Orten mit Hilfe von technischen Messungen bestimmt. Dabei wurden die Gravitationsdeposition sowie Gase und Aerosole gemessen, um mit mittleren Depositionsgeschwindigkeiten den N-Eintrag zu berechnen. Insgesamt wurden folgende sieben Komponenten berücksichtigt: Ammonium und Nitrat im Niederschlag, die Gase Ammoniak, Stickstoffdioxid und Salpetersäure sowie Ammonium und Nitrat in Aerosolen (Seitler et al. 2021). In der Nähe von 30 (2015) bzw. 26 (2020) Standorten konnten Moosproben gesammelt und somit mit den im Vorjahr ermittelten Depositionen verglichen werden. Abbildung 70 zeigt den Vergleich der N-Konzentrationen in Moos (Erhebungen 2015 bzw. 2020) im Vergleich mit der Stickstoff-Fracht aus den 7 Komponenten für die beiden Erhebungen 2014 bzw. 2020.

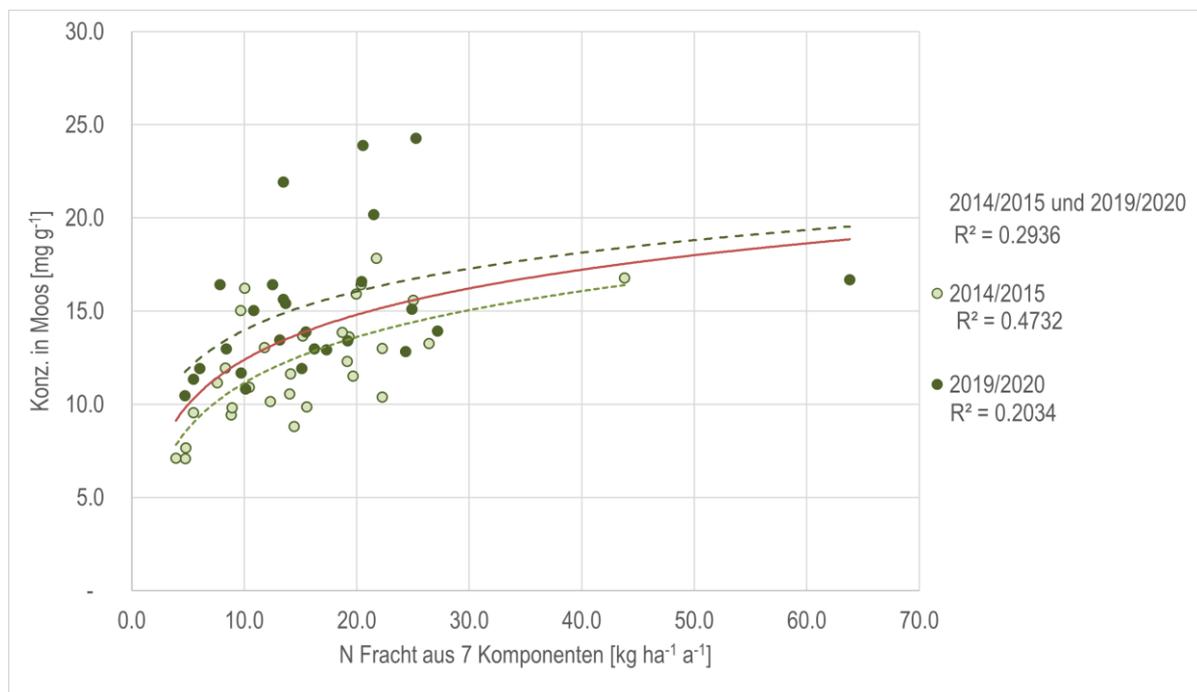


Abbildung 70 N-Konzentration in Moos (Mittelwert 2018-2020) vs. N-Fracht (ermittelt 2019) durch die 7 Komponenten NH_4^+ und NO_3^- in Gravitationsdeposition, NH_3 und NO_2 als Gase sowie HNO_3 , NH_4^+ und NO_3^- als Aerosole.

Diese Auswertungen zeigen, dass sich die gemessene Stickstoffdeposition bzw. die berechnete Stickstofffracht nicht für jede Erhebung im gleichen Ausmass in den Moosproben widerspiegelt. Allerdings ist zu beachten, dass die Moosproben einen längeren zeitlichen Rahmen (3 Jahre) abbilden als die Depositionsmessungen (1 Jahr). Da der Zusammenhang zwischen dem Stickstoffgehalt in den Moosproben und der Bulkdeposition deutlich besser ist, könnte dies ein Hinweis darauf sein, dass die Moose den Stickstoff mehrheitlich aus der Deposition (nass und trocken) aufnehmen, statt aus Gasen und Aerosolen. Diese scheinen für die Einlagerung in die Moose entweder weniger relevant zu sein, oder die Einlagerung dieser Komponenten ist stärker von anderen Faktoren abhängig (z.B. Luftfeuchtigkeit oder auch eine bereits allfällige Sättigung des Moosgewebes).

5.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, kurz PAK, sind organische Stoffe, die vor allem bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material entstehen. Die Überwachung und die Minimierung der PAK-Emissionen ist wichtig, da diese z.T. sehr giftig sind (karzinogen, mutagen, immuntoxisch) und zu verschiedenen gesundheitlichen Problemen führen können (u.a. auch Hautausschläge und Herzkreislaufbeschwerden). Zudem werden PAK nur sehr langsam abgebaut, können weit in der Luft wie auch im Wasser transportiert werden und werden in der Nahrungskette angereichert. PAK werden im POP-Protokoll der LRTAP-Konvention geregelt (Aarhus, 1998). PAK werden heute bereits im Boden, im Wasser und auch in der Luft gemessen und überwacht.

Im Rahmen der Moosuntersuchungen 2020 wurden 14 PAK an 22 Orten in der ganzen Schweiz analysiert (Abbildung 71, Tabelle 30). Einzelne Standorte im Mittelland und im Jura zeigten erhöhte Werte. An inneralpinen Standorten wurden tendenziell tiefere Konzentrationen gemessen.

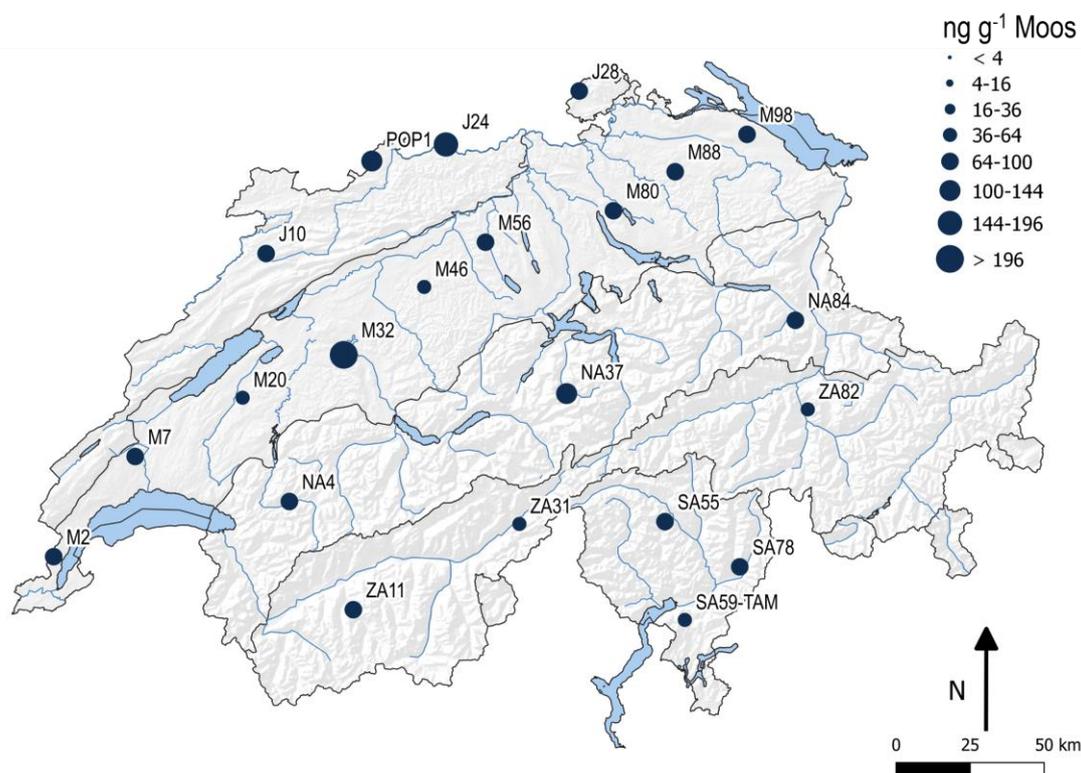


Abbildung 71 Aufsummierte PAK-Konzentrationen in der Schweiz. Darstellung der Aufsummierten 14 PAK-Komponenten in den Moosproben 2020. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

Wenn die PAK einzeln betrachtet werden, wird deutlich, dass die Konzentrationen der Einzelstoffe zwischen den Standorten stark variierten. Während gewisse PAK sehr gleichmässig über die gesamte Schweiz verteilt waren (z.B. Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren), wiesen andere eine ungleichmässige Verteilung auf. Um diese unterschiedlichen Anteile der PAK an den einzelnen Standorten besser zu verdeutlichen, sind in der Abbildung 72 alle Standorte mit den betrachteten PAK als gestapelte Säulen abgebildet. Die höchsten Konzentrationen wurden vorwiegend in dicht besiedelten Gebieten gemessen. Somit können einzelne Standorte auch von nahegelegenen Quellen beeinflusst sein.

Tabelle 30 PAK-Total: Eckdaten. Maximum, Median, Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos, aufgeteilt in die einzelnen Naturräume sowie der ganzen Schweiz. Orange hinterlegt ist jeweils der höchste Messwert pro PAK und grün der tiefste gemessene Wert pro PAK. Die Werte sind in $\mu\text{g kg}^{-1}$ TS angegeben.

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS		Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz[a]anthracen	Chrysen	Benzo[b,k]fluoranthren	Benzo[a]pyren	Indeno[1,2,3-cd]pyren	Dibenz[a,h]anthracen	Benzo[ghi]perylen	Summe PAK
ganze Schweiz	in Anzahl Proben gefunden	22	22	21	22	22	19	22	22	21	22	22	22	22	9	22	22
	Mittelwert	17.6	4.3	1.5	4.6	18.3	1.7	8.9	9.2	2.4	5.2	8.0	3.3	2.0	0.7	3.3	90.0
	Minimum	8.7	2.2	0.9	2.8	11.4	1.2	3.6	5.5	1.1	1.8	2.6	1.4	0.6	0.4	1.6	58.9
	Median	18.0	4.3	1.6	4.6	16.9	1.7	7.3	7.5	1.7	4.3	6.2	2.3	1.5	0.5	2.6	79.5
	Maximum	25.9	6.3	2.0	7.2	35.2	2.3	28.1	20.5	8.3	14.5	29.0	12.1	6.4	1.3	9.4	202.3
Jura	Mittelwert	18.8	4.5	1.8	6.0	22.5	2.0	12.3	12.5	2.8	7.8	11.5	4.4	2.9	0.9	4.9	115.1
	Minimum	16.7	4.0	1.8	5.3	16.8	1.7	5.6	7.5	1.1	3.7	4.5	1.9	0.8	0.6	2.1	80.1
	Median	18.8	4.3	1.8	5.8	20.3	2.0	11.6	12.8	2.4	7.2	10.0	3.6	2.4	0.9	4.0	113.2
	Maximum	21.0	5.5	1.9	7.2	32.5	2.2	20.2	17.0	5.4	13.0	21.4	8.4	6.2	1.2	9.4	153.9
Mittelland	Mittelwert	15.6	4.0	1.6	4.7	18.4	1.8	10.6	9.4	3.0	5.9	10.0	4.0	2.4	0.8	3.6	94.6
	Minimum	9.5	2.6	1.2	2.8	11.4	1.3	5.8	5.5	1.3	2.5	3.7	1.4	0.8	0.5	2.0	58.9
	Median	15.3	4.1	1.6	4.7	16.9	1.8	8.5	8.3	2.5	4.6	7.2	3.0	1.9	0.6	3.0	83.5
	Maximum	22.2	5.2	2.0	6.7	35.2	2.3	28.1	20.5	8.3	14.5	29.0	12.1	6.4	1.3	8.6	202.3
Nordalpen	Mittelwert	20.6	5.0	1.4	4.6	18.2	1.5	6.8	8.9	2.0	3.8	5.8	2.5	1.7	0.5	3.0	86.0
	Minimum	17.9	4.0	1.0	3.2	15.0	1.3	4.9	6.3	1.4	2.6	4.1	1.9	1.1	0.4	1.9	70.0
	Median	18.1	4.7	1.5	5.1	16.0	1.4	6.8	6.6	1.4	3.1	4.9	2.1	1.3	0.5	2.4	72.4
	Maximum	25.9	6.3	1.6	5.5	23.7	1.7	8.7	13.8	3.1	5.7	8.5	3.4	2.6	0.5	4.7	115.7
Zentralalpen	Mittelwert	16.2	3.8	1.2	3.4	14.2	1.5	5.4	6.4	1.6	2.7	4.0	1.9	1.1	0.4	1.9	65.0
	Minimum	8.7	2.2	1.1	2.8	13.8	1.2	3.6	5.9	1.4	1.8	2.6	1.5	0.6	0.4	1.6	59.0
	Median	19.4	3.9	1.2	3.0	14.4	1.6	5.1	6.6	1.5	2.7	3.9	2.0	1.2	0.4	2.0	64.0
	Maximum	20.6	5.2	1.2	4.3	14.5	1.8	7.6	6.8	1.8	3.5	5.6	2.1	1.5	0.4	2.1	72.1
Südalpen	Mittelwert	20.2	4.4	1.1	3.4	16.5	1.5	4.8	6.8	1.7	3.4	3.7	1.9	1.0	0.4	2.2	72.1
	Minimum	18.8	3.9	0.9	2.9	12.9	1.2	3.6	5.8	1.6	2.2	2.9	1.6	0.7	0.4	1.7	61.3
	Median	19.0	4.3	1.1	3.2	17.2	1.5	4.7	6.5	1.7	3.3	3.5	1.8	0.9	0.4	1.9	70.0
	Maximum	22.8	5.0	1.4	4.1	19.4	1.7	6.1	8.0	1.8	4.7	4.6	2.2	1.4	0.4	2.9	85.0

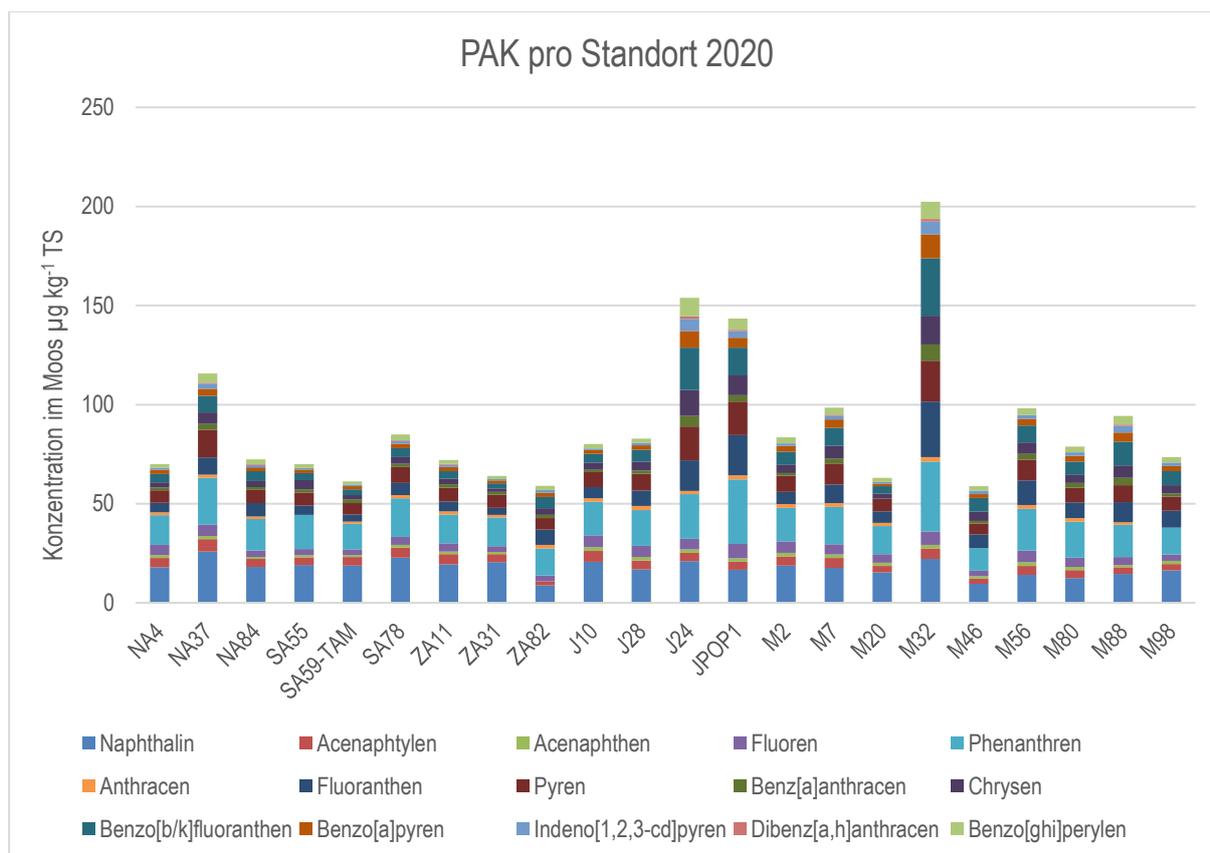


Abbildung 72 PAK-Verteilung der einzelnen Komponenten pro Standort. Dargestellt sind die Konzentrationen der verschiedenen in der Schweiz gemessenen PAK 2020

Vergleich zwischen den Erhebungen

Werden die PAK-Konzentrationen in der Schweiz von 2010 bis 2020 verglichen, sieht man eine Reduktion in der PAK-Belastung wobei zu beachten ist, dass nicht alle Standorte bereits 2010 beprobt wurden (Abbildung 73). Die Reduktion war jedoch nicht systematisch und starke Abnahmen waren vorwiegend an stärker belasteten Gebieten zu beobachten, wobei an einzelnen Standorten 2020 etwas höhere Werte als 2015 gemessen wurden. Grundsätzlich wurde 2020 eine gleichmässiger PAK-Belastung verzeichnet als im Jahr 2010. Bis auf eine Ausnahme (M32) haben die mittleren PAK-Konzentrationen der einzelnen PAK abgenommen, wobei nicht im gleichen Ausmass (Bsp. Fluoren -86%, Pyren -80%, Chrysen -45%) und auch nicht alle statistisch signifikant (5 signifikant, 6 nicht signifikant). Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Standort M32 von einer unbekanntenen nahegelegenen PAK-Quelle beeinflusst wurde (z.B. Feuerung). Lediglich bei Anthracen wurde eine Zunahme seit 2010 festgestellt (+47%), wobei diese Zunahme nicht statistisch signifikant ist (Tabelle 31). Der Vergleich der Erhebungen 2015 und 2020 zeigt ein ähnliches Bild, wobei nur 5 der 14 untersuchten PAK keine signifikante Veränderung aufweisen (Tabelle 32). Eine Abnahme der PAK-Konzentrationen von 2010 bis 2020 wurde in der Schweiz ebenfalls im Feinstaub (PM₁₀) beobachtet (Fischer und Hüglin 2021).

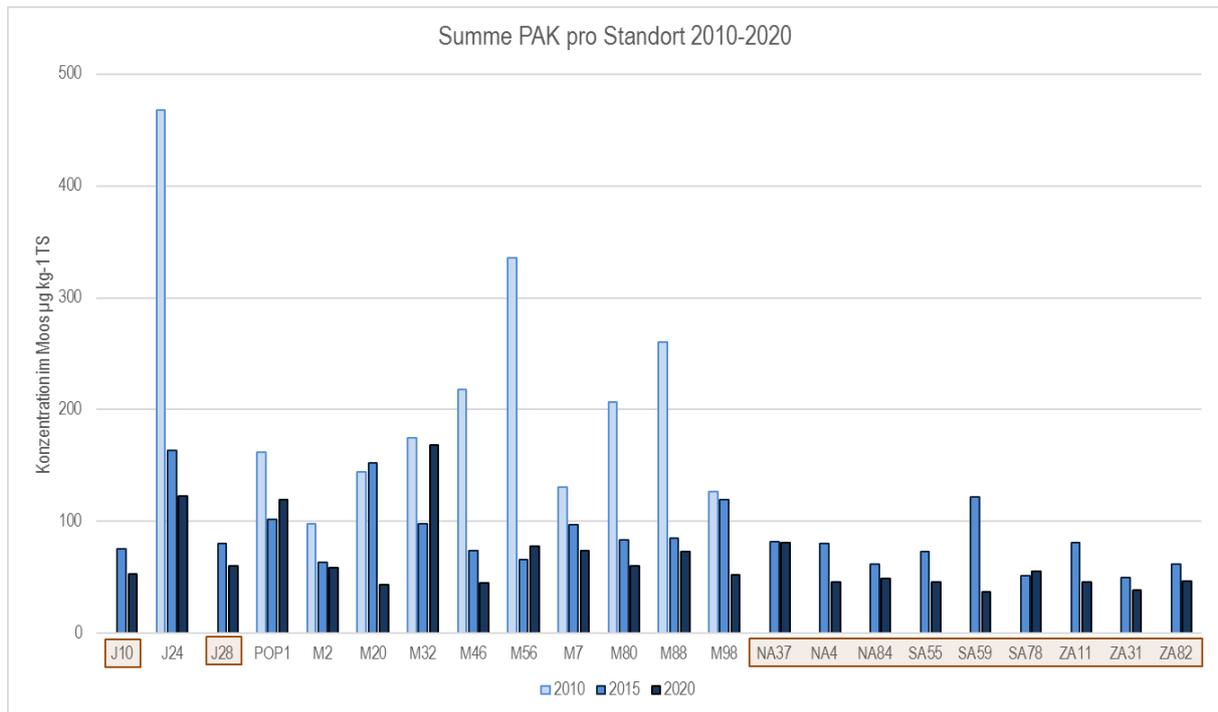


Abbildung 73 Summe der einzelnen PAK 2010, 2015 und 2020. Betrachtet werden nur die PAK (n=12), welche an allen 3 Erhebungen beprobt wurden. Die orange hinterlegten Standorte wurden 2010 nicht auf PAK untersucht.

Tabelle 31 Vergleich der PAK-Mittelwerte und der Standardabweichung zwischen den Erhebungen 2010, 2015 und 2020. Es werden nur PAK betrachtet, welche während allen drei Erhebungen untersucht wurden. PAK, µg kg⁻¹ TS Moos.

	Mittelwert 2010	SD 2010	Mittelwert 2015	SD 2015	Mittelwert 2020	SD 2020	Mittlere Abnahme 2010/2020	P-Wert
Acenaphthen	3.6	1.26	1.7	0.20	1.7	0.20	54%	0.002 <0.000
Fluoren	35.0	5.64	5.0	0.60	5.0	1.06	86%	1
Phenanthren	27.0	5.96	23.8	3.24	20.1	5.67	26%	0.05
Anthracen	1.3	0.55	1.2	0.28	1.8	0.23	-47%	0.09
Fluoranthen	29.7	13.1	17.7	8.43	11.9	5.20	60%	0.006
Pyren	53.2	1	14.4	5.44	10.8	4.01	80%	0.005
Benzo[a]anthracen	7.4	6.25	3.4	1.33	3.3	1.52	56%	0.19
Chrysen	12.5	5.75	9.3	2.46	6.9	3.05	45%	0.04
Benzo[b/k]fluoranthen	19.8	4	14.0	4.03	11.4	5.61	43%	0.22
Benzo[a]pyren	8.7	5.41	4.1	1.67	4.5	2.21	48%	0.15
Dibenzo[a,h]anthracen	2.2	1.48	0.4	0.18	0.8	0.33	62%	0.15
Benzo[ghi]perylen	11.0	7.17	5.3	1.36	4.4	1.94	60%	0.09

Tabelle 32 Vergleich der PAK-Mittelwerte und der Standardabweichung zwischen den Erhebungen 2015 und 2020. Es werden Standorte ($n=22$) und PAK betrachtet, welche bei beiden Erhebungen untersucht wurden. PAK, $\mu\text{g kg}^{-1}$ TS Moos.

	Mittelwert 2015 $\mu\text{g kg}^{-1}$	SD 2015	Mittelwert 2020 $\mu\text{g kg}^{-1}$	SD 2020	Mittlere Abnahme 2015/2020	P-Wert
Naphthalin	51.1	8.8	17.60	3.09	66%	<0.0001
Acenaphthylen	3.6	0.7	4.25	0.73	-19%	0.011
Acenaphthen	1.7	0.2	1.51	0.28	13%	0.018
Fluoren	5.2	0.9	4.58	1.13	12%	0.123
Phenanthren	23.6	3.8	18.29	4.11	22%	0.007
Anthracen	1.4	0.4	1.71	0.25	-18%	0.142
Fluoranthren	13.5	6.2	8.87	3.84	34%	0.032
Pyren	12.0	3.9	9.15	3.15	24%	0.058
Benzo[a]anthracen	2.8	1.1	2.43	1.15	13%	0.389
Chrysen	7.6	2.7	5.15	2.32	33%	0.002
Benzo[b/k]fluoranthren	11.4	4.7	8.01	4.24	30%	0.030
Benzo[a]pyren	3.2	1.4	3.27	1.64	-1%	0.952
Indeno[1,2,3-cd]pyren	2.8	1.2	2.01	1.09	28%	0.046
Dibenzo[a,h]anthracen	0.4	0.3	0.66	0.26	-70%	0.009
Benzo[ghi]perylen	4.6	1.5	3.34	1.49	27%	0.018

5.5 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle, abgekürzt PCB, sind organische Stoffe, die früher u.a. in Kondensatoren und Transformatoren sowie als Weichmacher in Lacken und Fugendichtungsmassen verwendet wurden. Seit 1972 ist die Verwendung von PCB in allen offenen Anwendungen verboten und 1986 trat ein generelles Verbot in Kraft. Trotzdem findet man PCB aufgrund ihrer hohen Stabilität nach wie vor in der Umwelt und teilweise haben sie sich auch in der Nahrungskette angereichert. Die akute Toxizität der PCB ist gering, im Vordergrund steht vielmehr die chronische Toxizität, welche schon durch geringe Mengen problematisch werden kann. Zudem stehen PCB im Verdacht, krebserregend zu sein.

Die gemessenen PCB-Konzentrationen im Moos waren im ähnlichen Rahmen wie sie auch in anderen Schweizer Studien gezeigt wurden (PCB in Boden, Bogdal et al. 2017).

Eine Auftrennung der PCB in die einzelnen Komponenten pro Standort zeigte keine systematische Verteilung zwischen den einzelnen Regionen und keine Abhängigkeit mit der Höhe des Standortes. Vielmehr waren die Verhältnisse der einzelnen PCB von Standort zu Standort unterschiedlich (Tabelle 33). Somit kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Standorte direkt von nahegelegenen Quellen beeinflusst wurden, welche aus den Standortdaten nicht ersichtlich und/oder bei der Sammlung nicht aufgefallen sind. Auf einen Vergleich mit den Daten von 2015 wurde verzichtet, da viele der Resultate, wie schon 2015, unter der Bestimmungsgrenze liegen. Somit wäre ein Vergleich ggf. irreführend.

Tabelle 33 7 PCB an den 22 Standorten. Dargestellt sind die Konzentrationen der verschiedenen in der Schweiz gemessenen PCB 2020 pro Standort. Die Summe der gemessenen PCB pro Standort ist in der letzten Spalte aufgeführt, wobei die Messwerte basierend auf ihrer relativen Höhe innerhalb der des Datensatzes von grün (tief) bis rot (hoch) kategorisiert sind. Die Standortdaten sind im Anhang 3.

Region	Standort Nr.	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	Summe PCB $\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng kg^{-1} TS
		$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS							
J	10	<0.07	0.04	0.09	0.09	<0.21	0.09	<0.03	0.31
J	28	<0.07	0.03	0.10	0.11	<0.21	0.19	0.10	0.53
J	24	<0.07	0.04	<0.09	<0.06	<0.21	0.07	<0.03	0.11
J	POP1	0.09	0.10	0.28	0.31	0.52	0.50	0.44	2.24
M	2	<0.07	<0.03	<0.09	0.06	<0.21	0.08	<0.03	0.14
M	7	<0.07	0.03	<0.09	<0.06	<0.21	0.06	0.04	0.13
M	20	<0.07	0.06	0.09	0.52	<0.21	0.12	0.10	0.89
M	32	<0.07	0.10	0.34	0.32	0.56	0.61	0.31	2.24
M	46	<0.07	0.06	<0.09	<0.06	<0.21	0.15	0.07	0.28
M	56	<0.07	0.03	<0.09	0.07	<0.21	0.07	0.05	0.22
M	80	<0.07	0.05	0.09	0.07	<0.21	0.14	0.04	0.39
M	88	<0.07	<0.03	<0.09	<0.06	<0.21	0.17	0.10	0.27
M	98	<0.07	0.03	0.11	0.08	<0.21	0.08	0.10	0.40
NA	4	<0.07	0.04	<0.09	<0.06	<0.21	0.08	0.04	0.16
NA	37	<0.07	<0.03	<0.09	<0.06	<0.21	<0.05	<0.03	0.00
NA	84	<0.07	0.03	0.10	0.29	<0.21	0.08	0.05	0.55
ZA	11	<0.07	0.03	0.10	<0.06	<0.21	0.08	<0.03	0.21
ZA	31	<0.07	0.05	0.10	<0.06	<0.21	0.06	<0.03	0.21
ZA	82	<0.07	0.03	<0.09	<0.06	<0.21	<0.05	0.03	0.06
SA	55	<0.07	<0.03	<0.09	<0.06	<0.21	<0.05	<0.03	0.00
SA	59-TAM	<0.07	0.05	0.10	<0.06	<0.21	0.09	<0.03	0.24
SA	78	0.07	0.04	0.15	0.10	<0.21	0.15	0.09	0.60
Anzahl Werte		2	18	12	11	2	19	14	22
Max		0.09	0.10	0.34	0.52	0.56	0.61	0.44	2.24
90er Perzentile		0.09	0.07	0.27	0.32	0.56	0.25	0.25	0.86
Median		0.08	0.04	0.10	0.10	0.54	0.09	0.08	0.26
10er Perzentile		0.07	0.03	0.090	0.07	0.52	0.07	0.04	0.07
Min		0.07	0.03	0.09	0.06	0.52	0.06	0.03	0.00
Mittelwert		0.08	0.05	0.14	0.18	0.54	0.15	0.11	0.46

5.6 Weitere persistente organische Schadstoffe (POP)

2020 wurden neben den bisherigen PAK und PCB auch weitere persistente organische Schadstoffe (POP) untersucht. Diese sind von Interesse, da sie sehr persistent sind, sich in der Umwelt anreichern und über weite Strecken transportiert werden können. Zudem können sie sich in die Nahrungskette akkumulieren und sind toxisch. Da die Analytik vieler POP und POP-ähnlicher Stoffe grosse Mengen an Probenmaterial benötigt, wurden im ersten Schritt Proben von 5 Standorten analysiert, um zu entscheiden, welche Stoffe priorisiert behandelt und an möglichst vielen Standorten untersucht werden sollen. Nachfolgend werden die 7 untersuchten Stoffgruppen behandelt, welche schlussendlich an 5 bis 22 Standorten untersucht wurden.

Eine Zusammenstellung der nachgewiesenen chlorierten und bromierten Stoffe aus verschiedenen Gruppen zeigt, dass auch bereits – teilweise schon lange – verbotene Stoffe in den Moosen nachgewiesen werden können (Abbildung 74). Weiter ist zu beobachten, dass die Konzentrationen nicht merklich kleiner sind, als von den übrigen, (noch) nicht verbotenen Stoffen. Diese Resultate unterstützen die bisherigen Erkenntnisse, dass die POP und POP-ähnlichen Stoffe sehr langlebig sind und ein Transport über weitere Strecken sehr wahrscheinlich ist.

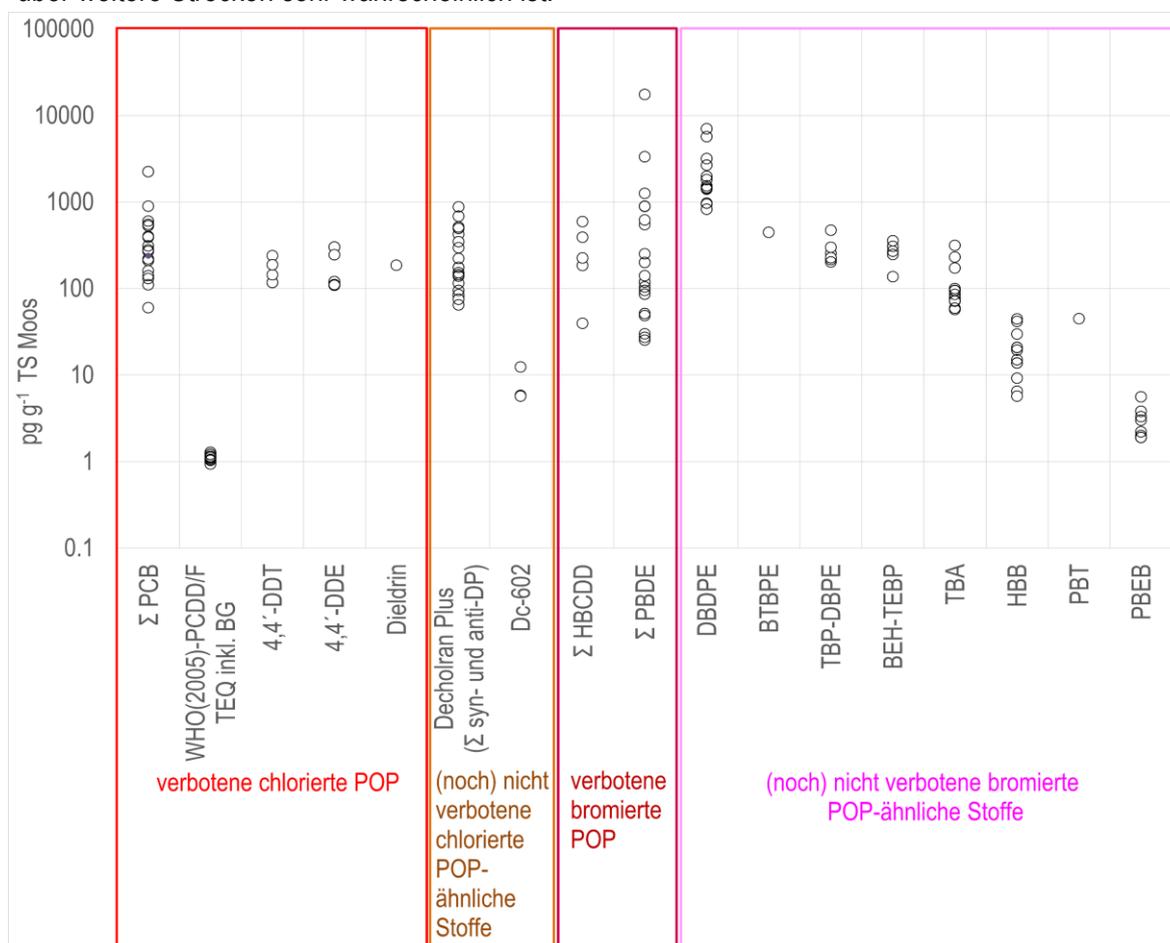


Abbildung 74 Zusammenfassung ausgewählter POP bzw. POP-ähnlicher Stoffe. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen POP Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in pg g⁻¹ TS Moos angegeben.

Da es sich bei den untersuchten POP und POP-ähnlichen Stoffen um verschiedene Chemikaliengruppen handelt, sind die Masseinheiten besonders wichtig, wenn einzelne Gruppen miteinander verglichen werden. In den einzelnen Unterkapiteln werden die für diese Stoffgruppen gängigen Masseinheiten verwendet, da sich die Konzentrationen zwischen den Gruppen stark unterscheiden. Im Kapitel 9.1 Anhang 1 sind ausgewählte Strukturformeln verschiedener POP dargestellt und im Kapitel 9.2 Anhang 2 sind die einzelnen Messwerte der nachgewiesenen POP und POP-ähnlichen Stoffe tabellarisch aufgelistet.

5.6.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

Diese Stoffe sind hochgiftige Verbindungen, die als Nebenprodukte von Verbrennungsprozessen entstehen können. Diese Verbrennungsprozesse finden beispielsweise in der Müllverbrennung (in der Schweiz heute nicht mehr so relevant wie früher), in der chemischen Industrie, der Metallurgie oder der Papierherstellung statt. 16 Proben wurden auf 17 verschiedene PCDD/F sowie auf die Summe von PCDD/F gemäss WHO(2005) untersucht (Tabelle 34). Als Einzelstoffe konnten drei PCDD/F in den Proben nachgewiesen werden (Abbildung 75). 5 Proben wiesen keine Belastung durch PCDD/F auf und bei 11 Standorten wurde ein oder zwei unterschiedliche PCDD/F nachgewiesen, wobei 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD in den meisten Proben nachgewiesen wurde (Tabelle 47 im Kapitel 9.2 Anhang 2). Bei Mitbezug der Bestimmungsgrenze für die Summe der PCDD/F wurden Rückstände in allen 16 Proben nachgewiesen (Abbildung 75). Die Unterschiede zwischen den Standorten sind nicht sehr gross (je nach Einzelstoff max. Faktor 2.5).

Tabelle 34 Zusammenfassung aller untersuchten PCDD/F

n PCDD/F untersucht	17			
n Proben untersucht	16			
in n Proben gefunden	11			
n gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	3	OctaCDD	1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD
n unter der Bestimmungsgrenze	14	2,3,7,8-TetraCDD	OctaCDF	1,2,3,7,8,9-HexaCDF
		1,2,3,7,8-PentaCDD	2,3,7,8-TetraCDF	2,3,4,6,7,8-HexaCDF
		1,2,3,4,7,8-HexaCDD	1,2,3,7,8-PentaCDF	1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF
		1,2,3,6,7,8-HexaCDD	2,3,4,7,8-PentaCDF	
		1,2,3,7,8,9-HexaCDD	1,2,3,4,7,8-HexaCDF	

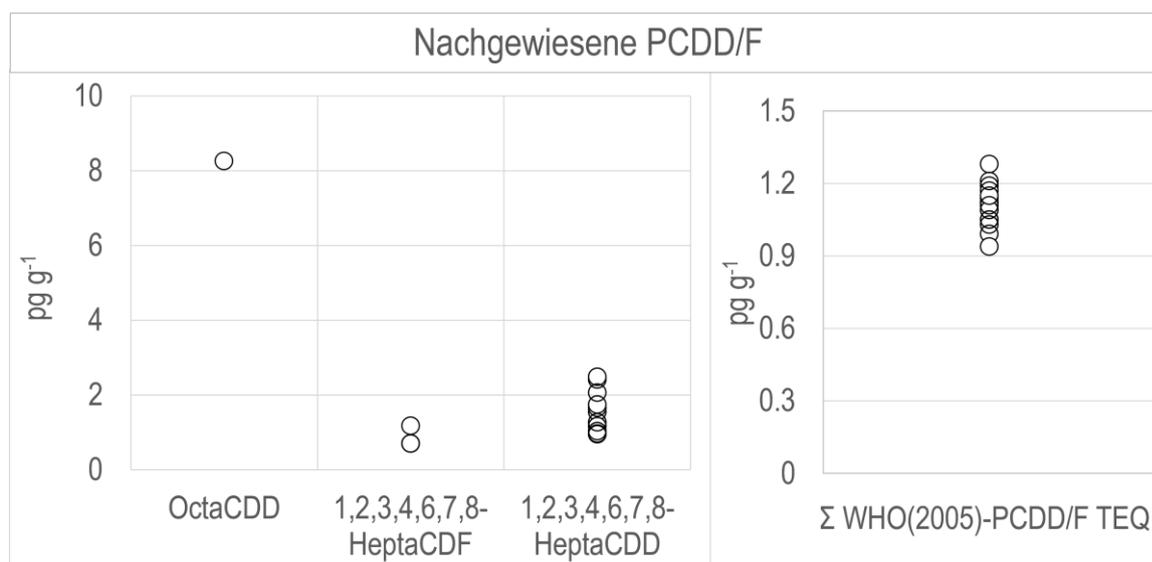


Abbildung 75 Zusammenstellung der nachgewiesenen einzelnen PCDD/F sowie die Summe gemäss WHO(2005) inkl. Bestimmungsgrenze. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in pg g^{-1} TS Moos angegeben.

5.6.2 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Fünf Proben wurden auf drei Stereoisomere (alpha, beta und gamma) des Flammschutzmittels Hexabromcyclododecan (HBCDD⁶) und deren Summe untersucht (Tabelle 35). Alle Proben wiesen Spuren von HBCDD auf, wobei nur das alpha-Isomer in allen fünf Proben nachgewiesen werden konnte (Abbildung 76 unten sowie Tabelle 50 im Kapitel 9.2 Anhang 2). Die Konzentrationen von HBCDD (als Summe) in den Proben variierte stark von Standort zu Standort und die höchsten Konzentrationen aller Stereoisomere wurden in stark industrialisierten Gebieten im Jura gemessen.

Tabelle 35 Zusammenfassung der untersuchten HBCDD.

n Stereoisomere HBCDD untersucht	3			
n Proben untersucht	5			
in n Proben gefunden	5			
n gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	3	<i>alpha</i> -HBCD	<i>beta</i> -HBCD	<i>gamma</i> -HBCD
n unter der Bestimmungsgrenze	0			

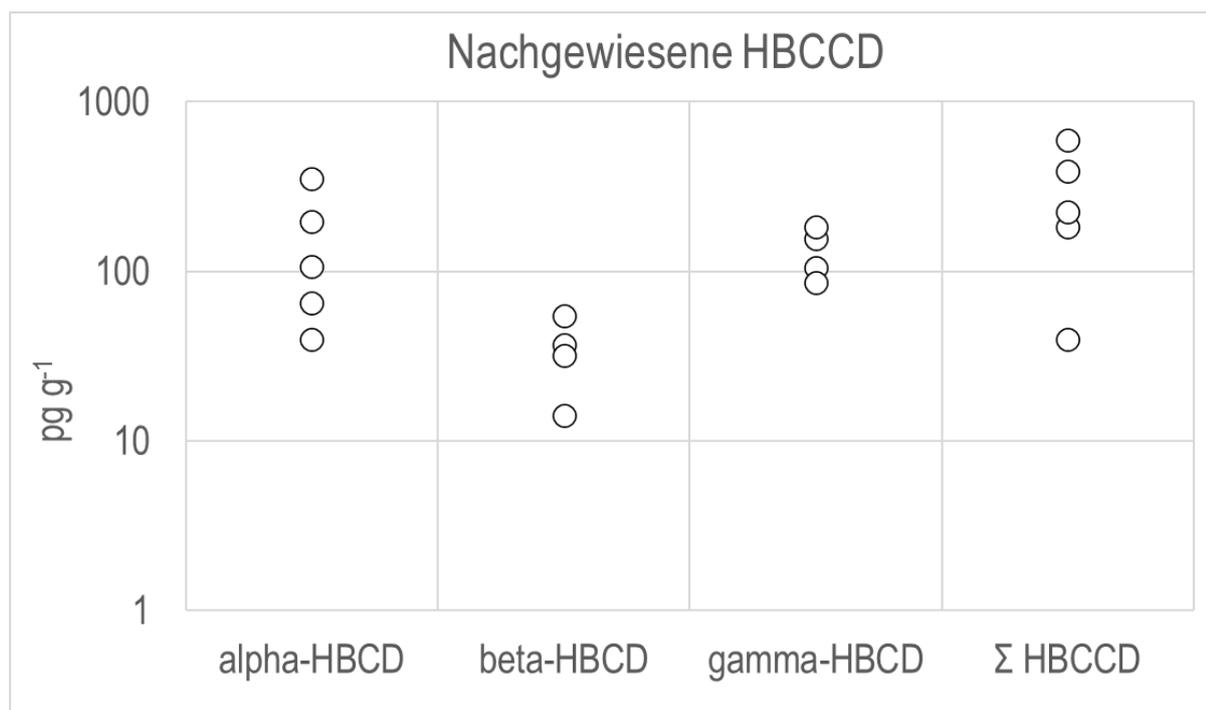


Abbildung 76 Zusammenstellung der nachgewiesenen einzelnen HBCCD sowie deren Summe. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in pg g⁻¹ TS Moos angegeben.

⁶ Abkürzung HBCDD gemäss ChemRRV (siehe auch Kapitel 8.2). Im Stockholmer Übereinkommen wird die Abkürzung HBCD verwendet.

5.6.3 Polybromierte Biphenyle (PBB)

Die PBB sind eine Gruppe organischer Verbindungen, die früher als Flammschutzmittel genutzt wurden. Fünf Proben wurden auf sieben verschiedene polybromierte Biphenyle (PBB) untersucht (Tabelle 36). An keinen der untersuchten Proben konnten PBB nachgewiesen werden (Standorte: J 28, POP 1, M 80, NA 4, ZA 82).

Tabelle 36 Zusammenfassung aller untersuchten polybromierten Biphenyle.

n PBB untersucht	7				
n Proben untersucht	5				
in n Proben gefunden	0				
n gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	0				
n unter der Bestimmungsgrenze	7	2,2',5,5'-TetraBB (PBB-52)	2,2',4,4',5,5'- HexaBB (PBB-153)	2,2',3,3',4,4',5,5'- OctaBB (PBB-194)	DecaBB (PBB-209)
		2,2',4,5,5'-PentaBB (PBB-101)	2,2',3,4,4',5,5'- HeptaBB (PBB-180)	2,2',3,3',4,4',5,5',6- NonaBB (PBB-206)	

5.6.4 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

20 Proben wurden auf 23 Kongenere der Flammschutzmittel-Familie polybromierte Diphenylether (PBDE) untersucht (Tabelle 37). 16 PBDE-Kongenere konnten nachgewiesen werden (Abbildung 77), wobei in allen Proben 1–11 unterschiedliche Kongenere gefunden wurden. TetraBDE (BDE-47) war als einziges PBDE-Kongenere in allen Proben vorhanden (Tabelle 51 und

Tabelle 52 im Kapitel 9.2 Anhang 2). Bei drei Standorten lag die Konzentration aller Kongenere in der Summe über 1 ng g⁻¹ TS, in einem Fall (M 20) deutlich (17.5 ng g⁻¹). An den übrigen 17 Standorten wurden in der Summe Konzentrationen zwischen 0.03 und 0.9 ng g⁻¹ TS gefunden.

Tabelle 37 Zusammenfassung aller untersuchten Polybromierten Diphenylether.

n PBDE untersucht	23			
n Proben untersucht	20			
in n Proben gefunden	20			
n PBDE gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	16	TriBDE (BDE-17)	PentaBDE (BDE-100)	HeptaBDE (BDE-183)
		TetraBDE (BDE-47)	PentaBDE (BDE-119)	HeptaBDE (BDE-191)
		TetraBDE (BDE-49)	HexaBDE (BDE-138)	NonaBDE (BDE-206)
		TetraBDE (BDE-66)	HexaBDE (BDE-153)	NonaBDE (BDE-207)
		PentaBDE (BDE-85)	HexaBDE (BDE-154)	DecaBDE (BDE-209)
		PentaBDE (BDE-99)		
		n unter der Bestimmungsgrenze	7	TetraBDE (BDE-71)
		TetraBDE (BDE-77)	OctaBDE (BDE-196)	
		HexaBDE (BDE-156)	OctaBDE (BDE-197)	

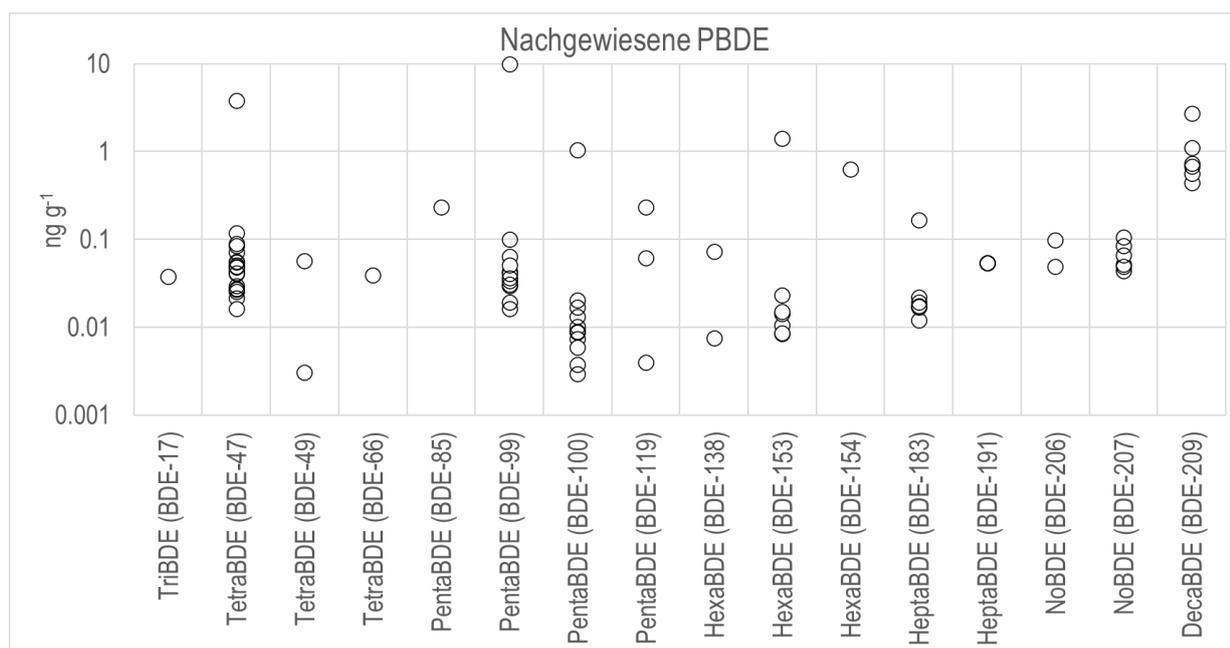


Abbildung 77 Zusammenstellung der nachgewiesenen PBDE. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in ng g⁻¹ TS Moos angegeben.

5.6.5 Alternative Flammschutzmittel

Flammschutzmittel werden eingesetzt, um die Entzündung von Kunststoffen (z.B. in Elektrogeräten und Dämmmaterialien) oder Textilien hinauszuzögern. Da etliche früher oft verwendete Flammschutzmittel heute verboten sind, werden alternative Flammschutzmittel eingesetzt. Jedoch gibt es auch unter diesen, solche, die persistent sind und können sich in der Umwelt bzw. über die Nahrungskette anreichern können. Da eine Gefahrenbewertung teilweise noch fehlt, gilt es aus Vorsorge ihre Ausbreitung zu beobachten. 20 Proben wurden auf 19 verschiedene alternative Flammschutzmittel (aFSM) untersucht (Tabelle 38). Als Einzelstoffe konnten 11 verschiedene aFSM in den Proben nachgewiesen werden (Abbildung 78). Alle Proben wiesen Spuren von 2 bis 10 verschiedenen aFSM auf, wobei die Stoffe syn-DP und anti-DP in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden konnten (Tabelle 48 und Tabelle 49 im Kapitel 9.2 Anhang 2). Das Verhältnis von syn-DP zu anti-DP beträgt je nach Standort zwischen 1:2 und 1:8 (im aktuell noch kommerziell erhältlichen Dechloran Plus beträgt das Verhältnis ca. 1:3). Wo Decabromdiphenylethan (DBDPE) über der Bestimmungsgrenze lag, machte seine Konzentration jeweils den grössten Teil der Summe der aFSM aus. Die Konzentrationen in den Proben variierten stark von Standort zu Standort und die höchsten aufsummierten Konzentrationen wurden im Jura und in den Südalpen gemessen.

Tabelle 38 Zusammenfassung aller untersuchten alternativen Flammschutzmittel. Die einzelnen Flammschutzmittel sind im Kapitel 8.1 und ausgewählte im Anhang 1 aufgeführt.

n Flammschutzmittel untersucht	19								
n Proben untersucht	20								
in n Proben gefunden	20								
n gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	11	TBA	PBEB	PBT	HBB	Dec-602	BEH-TEBP	syn-DP	TBP-DBPE
		BTBPE	DBDPE					anti-DP	
n unter der Bestimmungsgrenze	8	TBP-AE	BATE	DPMA	EH-TBB	Dec-603	Dec-604	Cl ₁₁ -AntiDP	Cl ₁₀ -AntiDP

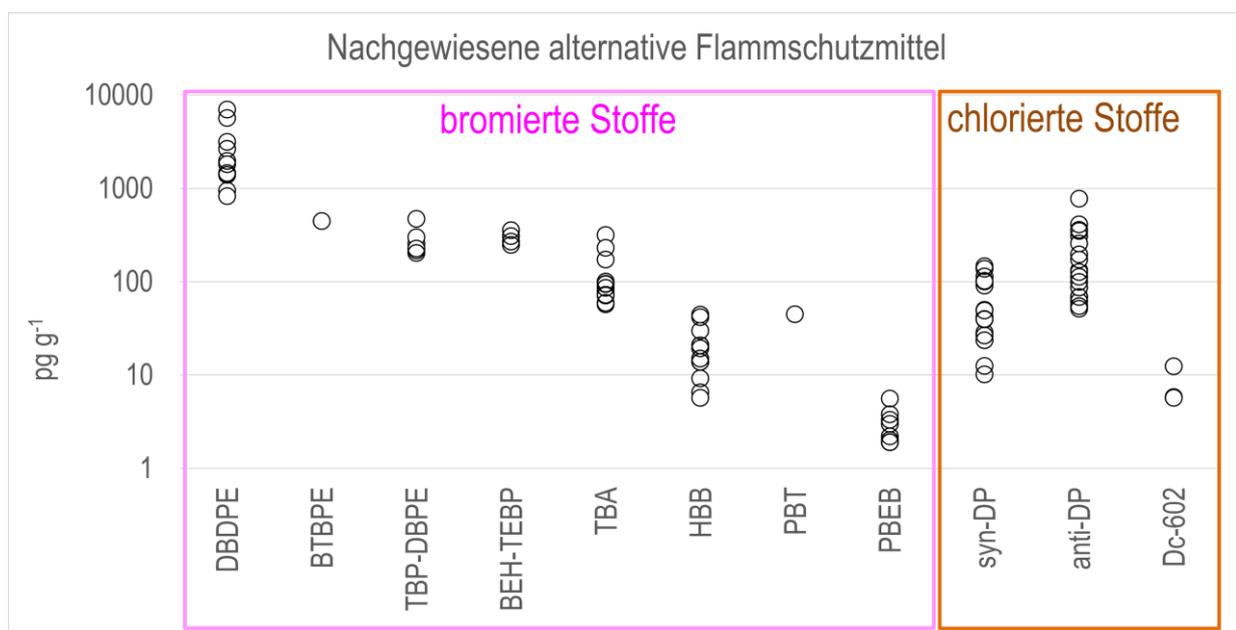


Abbildung 78 Zusammenstellung der nachgewiesenen alternativen Flammschutzmittel unterteilt in bromierte und chlorierte Stoffe. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in pg g⁻¹ TS Moos angegeben.

5.6.6 Pestizide

18 Proben wurden auf 27 verschiedene Pestizide untersucht (Tabelle 39). 24 der untersuchten Pestizide konnten nicht nachgewiesen werden. In sieben Proben wurden 1 oder 2 verschiedene Pestizide nachgewiesen (Abbildung 79 unten sowie Tabelle 53 und Tabelle 54 im Kapitel 9.2 Anhang 2). Unter den nachgewiesenen Pestiziden waren neben DDE und Dieldrin auch das seit 1972 in der Schweiz verbotene und unter dem Stockholmer Übereinkommen stark eingeschränkte Insektizid DDT. Die Konzentrationen an gefundenen Pestiziden variiert jedoch wenig zwischen den einzelnen Standorten (max. Faktor 3).

Tabelle 39 Zusammenfassung aller untersuchten Pestizide.

n Pestizide untersucht	27				
n Proben untersucht	18				
in n Proben gefunden	7				
n Pestizide gefunden (über der Bestimmungsgrenze)	3	4,4'-DDT	4,4'-DDE	Dieldrin	
n unter der Bestimmungsgrenze	24	Pentachlorbenzol	2,4'-DDT	Toxaphen Parlar 26	Oxichlordan
		Hexachlorbenzol	2,4'-DDE	Toxaphen Parlar 50	<i>trans</i> -Nonachlor
		<i>alpha</i> -HCH	2,4'-DDD	Toxaphen Parlar 62	Heptachlor
		<i>beta</i> -HCH	4,4'-DDD	Mirex	<i>cis</i> -Heptachlorepoxyd
		<i>gamma</i> -HCH	Aldrin	<i>alpha</i> -Chlordan	<i>trans</i> -Heptachlorepoxyd
		<i>delta</i> -HCH	Endrin	<i>gamma</i> -Chlordan	Octachlorstyrol

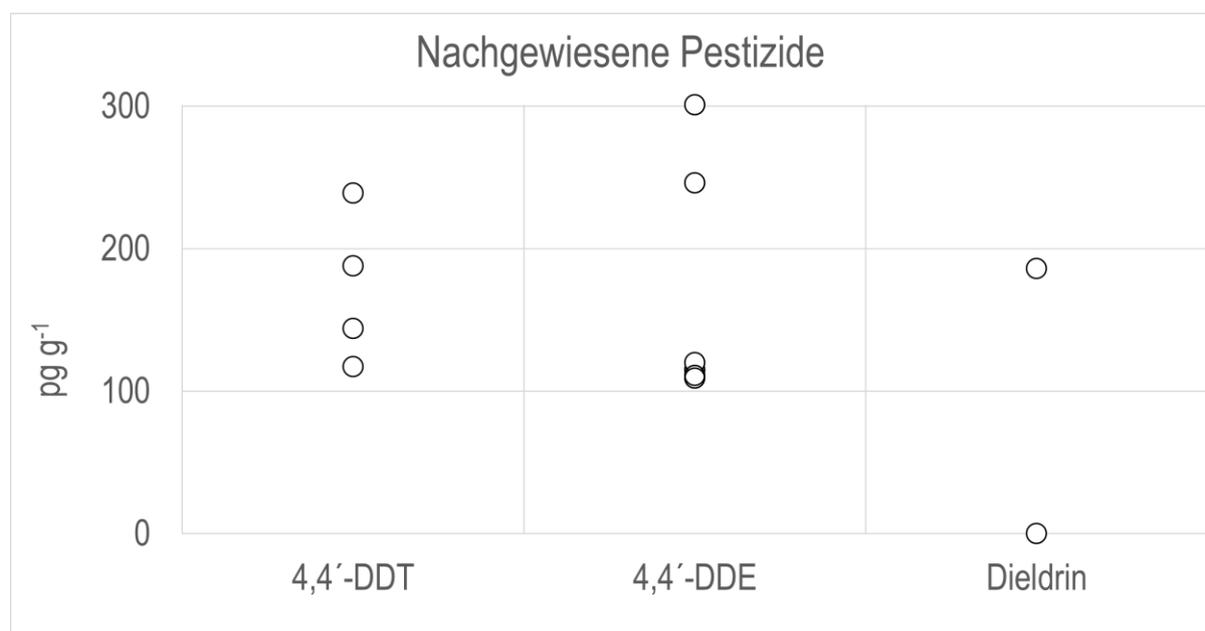


Abbildung 79 Zusammenstellung der nachgewiesenen Pestizide. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die einzelnen Stoffe über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Konzentration ist in pg g^{-1} TS Moos angegeben.

5.6.7 Chlorparaffine

Chlorparaffine sind eine Gruppe von chlorierten Kohlenwasserstoffen, die als Flammschutzmittel, Weichmacher und Schmiermittel verwendet werden können. Während die kurzkettigen Chlorparaffine (C10–C13) 2017 ins Stockholmer Übereinkommen aufgenommen wurden, befinden sich die mittelkettigen Chlorparaffine (C14–C17) gegenwärtig im Aufnahmeprozess. Die Proben wurden mit zwei verschiedenen Methoden auf Chlorparaffine untersucht: 5 Proben mittels GC-NCI-MS und 18 Proben mit einem Orbitrap-Massenspektrometer. Pro Methode wurden die Summen der Einzelstoffe C10–C13 bzw. C14–C17 betrachtet und die Resultate mit und ohne Bestimmungsgrenze ausgewiesen (Tabelle 55, Tabelle 56 und Tabelle 57 im Anhang 2 Kapitel 9.2). Die kurzkettigen Chlorparaffine wurden in Konzentrationen von 2.6–290 ng g⁻¹ TS gefunden, die mittelkettigen in solchen von 8.3–220 ng g⁻¹ TS (Abbildung 80, jeweils exklusive der Bestimmungsgrenze).

Tabelle 40 Zusammenfassung der untersuchten Chlorparaffine.

	GC-NCI-MS	Orbitrap
n Chlorparaffine untersucht	Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin inkl. und exkl. BG Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin exkl. BG	
n Proben untersucht	5	18
in n Proben gefunden	Σ C ₁₀ bis C ₁₃ exkl. BG: 2 Σ C ₁₀ bis C ₁₃ inkl. BG: 5 Σ C ₁₄ bis C ₁₇ exkl. BG: 2 Σ C ₁₄ bis C ₁₇ inkl. BG: 5	Σ C ₁₀ bis C ₁₃ exkl. BG: 16 Σ C ₁₀ bis C ₁₃ inkl. BG: 18 Σ C ₁₄ bis C ₁₇ exkl. BG: 15 Σ C ₁₄ bis C ₁₇ inkl. BG: 18

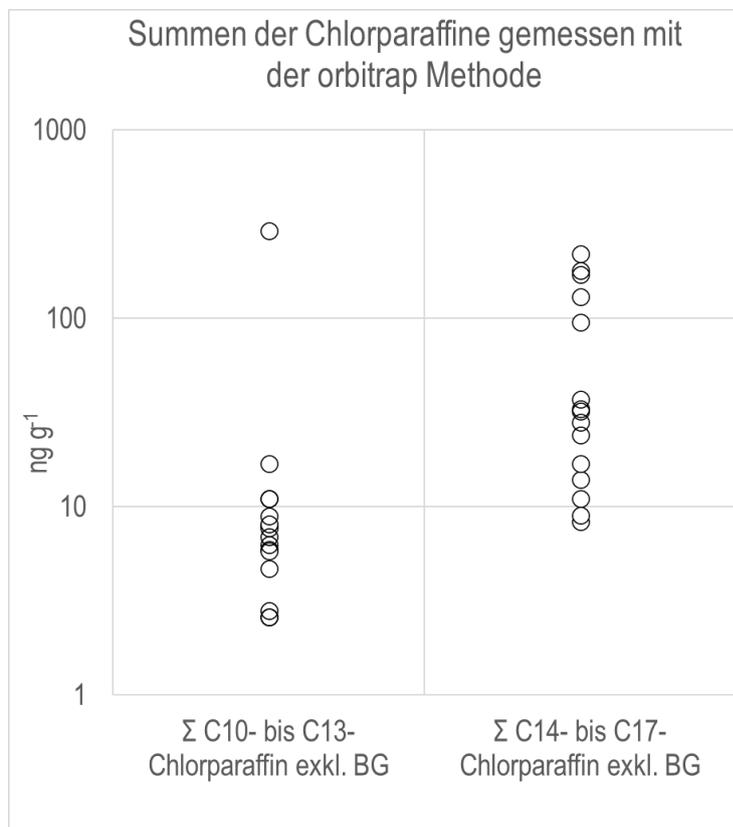


Abbildung 80 Zusammenstellung der gemessenen Summen der kurz bzw. langkettigen Chlorparaffine ohne Einbezug der Bestimmungsgrenze. Dargestellt werden nur Standorte, an denen die Chlorparaffine mit der Orbitrap-Methode nachgewiesen werden konnten. Die Konzentration ist in ng g⁻¹ TS Moos angegeben

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die vorliegende Analyse von Moosen zur Ermittlung der Belastung von Ökosystemen durch Luftschadstoffe zeigt, dass die Belastung von Ag, As, Cd, Hg, V und vor allem Pb seit 1990 stark und signifikant abgenommen hat. Bei Co, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl und Zn wurden 2020 ebenfalls deutlich tiefere Konzentrationen gemessen als in früheren Erhebungen. Diese Resultate zeigen, dass die emissionsmindernden Massnahmen (wie z.B. Einführung bleifreies Benzin, Einbau von Filtern bei der KVA) erfolgreich waren. Al und Cr zeigen 2020 tiefere Werte als noch 1990 aber die Messungen deuten auf einen leichten Anstieg seit 2010. Die Konzentrationen der Elemente Ba, Bi, Cu, Sr und U veränderten sich kaum und bei den Elementen Cs und Se zeichnet sich nach einem zeitweiligen regionalen Anstieg wieder eine Reduktion ab.

Neben den Schwermetallen wurde auch der Stickstoffgehalt bestimmt, denn die Analyse von Stickstoff im Moos ermöglicht eine Aussage über die N-Belastung der Ökosysteme. Es zeigt sich, dass sich die Stickstoffkonzentrationen in Moosen über die Jahre nicht verändert haben oder sogar angestiegen sind. Dies ist ein Hinweis darauf, dass dieser Nährstoff als Folge der atmosphärischen Einträge im Überfluss vorhanden ist und eine weitere Reduktion der Emissionen angestrebt werden muss, um die Ökosysteme zu schützen. Hierfür sind weitere nationale und internationale Massnahmen sowie eine enge Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft nötig.

2020 wurden auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB) sowie weitere persistente organische Schadstoffe (POP) gemessen. Die Resultate zeigen, dass die PAK-Konzentrationen in Moosen seit 2010 meist abgenommen haben, wobei die Verteilung der einzelnen Stoffe und deren Konzentrationsabnahme schweizweit variieren. Die Konzentrationen der PCB sind häufig unter der Nachweisgrenze. Bei den weiteren POP wurden diverse Flammschutzmittel wie auch Pestizide nachgewiesen. Dieser Nachweis lässt allerdings keine Aussage über eine mögliche Gesundheitsgefährdung zu. Da die Erhebung zum ersten Mal stattfand, kann auch keine Aussage zur zeitlichen Entwicklung gemacht werden. Bei PAK, PCB und anderen POP sind weitere Messungen notwendig, um zeitliche Verläufe zu erstellen und um gefestigte Aussagen zur Entwicklung dieser organischen Verbindungen zu machen.

Mit dem Moos-Biomonitoring konnte nicht nur die Abnahme in der Deposition von Schadstoffen, sondern auch die Verteilung der Belastung in der Schweiz gezeigt werden. Bei allen Erhebungen (seit 1990) sowie bei den meisten gemessenen Metallen und Stickstoff wurden in der Südschweiz die höchsten, in den Zentralalpen oft die niedrigsten Konzentrationen gemessen. Bei den organischen Verbindungen wurden jeweils die höchsten Werte meist im Jura, Mittelland und den Nordalpen gemessen, wobei die Verteilung nicht so eindeutig ist wie bei den Metallen. Somit zeigt sich, dass die verschiedenen geografischen Regionen der Schweiz unterschiedlich belastet sind.

Zusammenfassend zeigen diese Untersuchungen erneut, dass mit der Moos-Monitoring-Methode sowohl regionale Unterschiede als auch zeitliche Entwicklungen der Deposition von diversen luftgetragenen Schadstoffen beobachtet werden können. Das Moos-Monitoring ist ein geeignetes und kostengünstiges Mittel für Erfolgskontrollen von Massnahmen im Umweltschutz.

Abschliessend ist zu vermerken, dass diese vereinheitlichten Untersuchungen, die in verschiedenen Ländern in und ausserhalb von Europa durchgeführt werden, einen wichtigen Beitrag zur systematischen Erfassung und Beobachtung der Luftbelastung durch Schadstoffe liefern. Es ist somit erstrebenswert, diese Untersuchungen auch in Zukunft regelmässig durchzuführen und die Resultate im nationalen und internationalen Kontext zu betrachten.

7 Methoden

Die Methode zur Sammlung und Präparierung der Moosproben ist europaweit so weit wie möglich normiert. Das Vorgehen ist im «Monitoring Manual» (Frontasyeva und Harmens 2019) beschrieben.

7.1 Sammelstellen

7.1.1 Eigenschaften der Sammelstellen

Aus statistischen Gründen wäre es wünschenswert, die Sammelstellen in ein regelmässiges Netz zu legen. In der Schweiz ist dies jedoch aus verschiedenen Gründen nicht möglich, da als Sammelorte in der Schweiz nur Hochmoore, Weiden und offene Stellen in Wäldern (Verjüngungsflächen) in Frage kommen (Beispiele Abbildung 81). Standorte zur Sammlung von Moosproben müssen folgende Bedingungen erfüllen:

- offene Stellen, Moose nicht von der Kronentraufe beeinflusst (d.h. mindestens 3 m von Baumkronen entfernt), Sammlung z.B. auf Strünken
- kein direkter Einfluss von lokalen Emittenten (emittentenferne Standorte)
- mindestens 300 m von Hauptstrassen und Siedlungen entfernt
- mindestens 100 m von kleinen Strassen und Einzelhäusern entfernt
- in den Berggebieten 500 ± 100 m über Talboden, aber unterhalb der Waldgrenze
- keine Dünger- und Biozid-Ausbringung



Abbildung 81 Beispiele von Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte. Oben links: J23 – Mülliswil-Ramiswil Rotisegg (Kt. SO); oben rechts: M77 – Rheinau Watt (Kt. ZH); unten links: ROHO – Røthenturm Allmigforen (Kt. SZ), unten rechts: KLE – Beckenried Klewenstock (Kt. NW).

7.1.2 Sammelorte

Grundsätzlich wurde versucht, die Sammelorte gleichmässig in der Schweiz zu verteilen und alle fünf Naturräume genügend zu berücksichtigen. Abbildung 82 zeigt die Aufteilung der Schweiz in naturräumliche Regionen nach Gutersohn (1973), wobei aus klimatischen Gründen das Prättigau zu den Nordalpen und das Urserental zu den Zentralalpen gezählt wurden. Genauere Angaben zu den einzelnen Standorten sind im Anhang 3 – Standortdaten zu finden.



Abbildung 82 Aufteilung der Schweiz in Naturräume J = Jura, M = Mittelland, NA = Nordalpen, ZA = Zentralalpen, SA = Südalpen. J, M und NA werden als Nordschweiz zusammengefasst.

Die Messung der Metallkonzentrationen in Moosen wurde 1990 mit 235 Standorten gestartet. 1995 wurde auf 201 Stellen reduziert, für die Untersuchungen in den Jahren 2000, 2005 und 2010 wurden 142 Standorte berücksichtigt. Aus Kostengründen wurde für die Untersuchung 2015 eine weitere Reduktion auf 73 Standorte durchgeführt (Thöni et al. 2018). Diese 73 Standorte wurden auch 2020 beprobt (Abbildung 83).

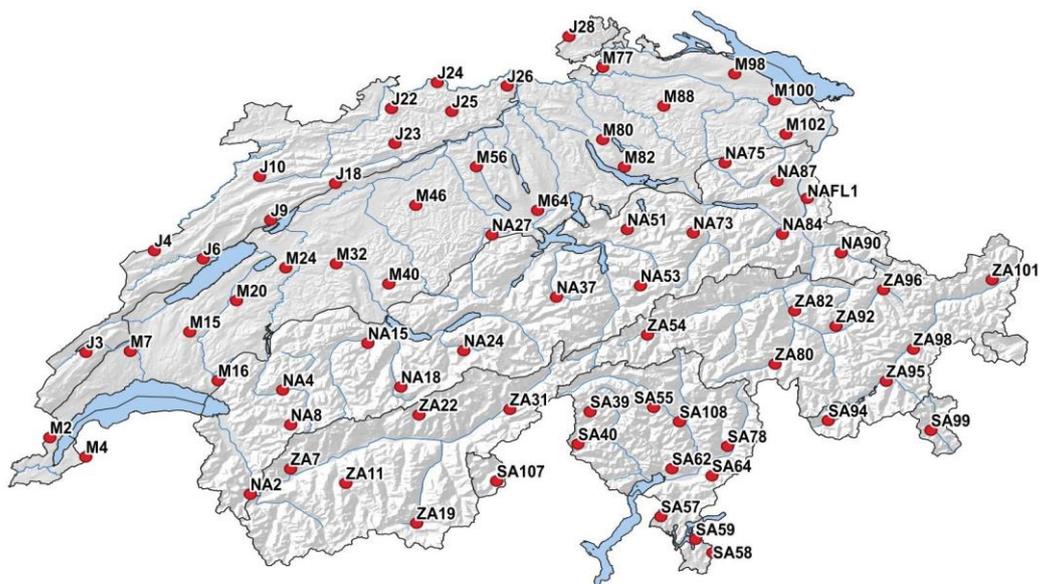


Abbildung 83 Lage der 73 Sammelstellen zur Bestimmung der Metallkonzentrationen.

Für die Bestimmung der Stickstoff-Gehalte in Moosen wurden Proben von 55 Standorten einbezogen. 26 dieser 55 Standorte entsprechen den Standorten für die Metalluntersuchung. Die übrigen Standorte wurden nur auf Stickstoff beprobt, da diese sich in der Nähe von Messstellen befinden, bei welchen mit technischen Messgeräten die Stickstoffdepositionen ermittelt wird (Thimonier et al. 2005, Flückiger & Braun 2004, Seitler et al. 2021, NABEL) (Abbildung 84).

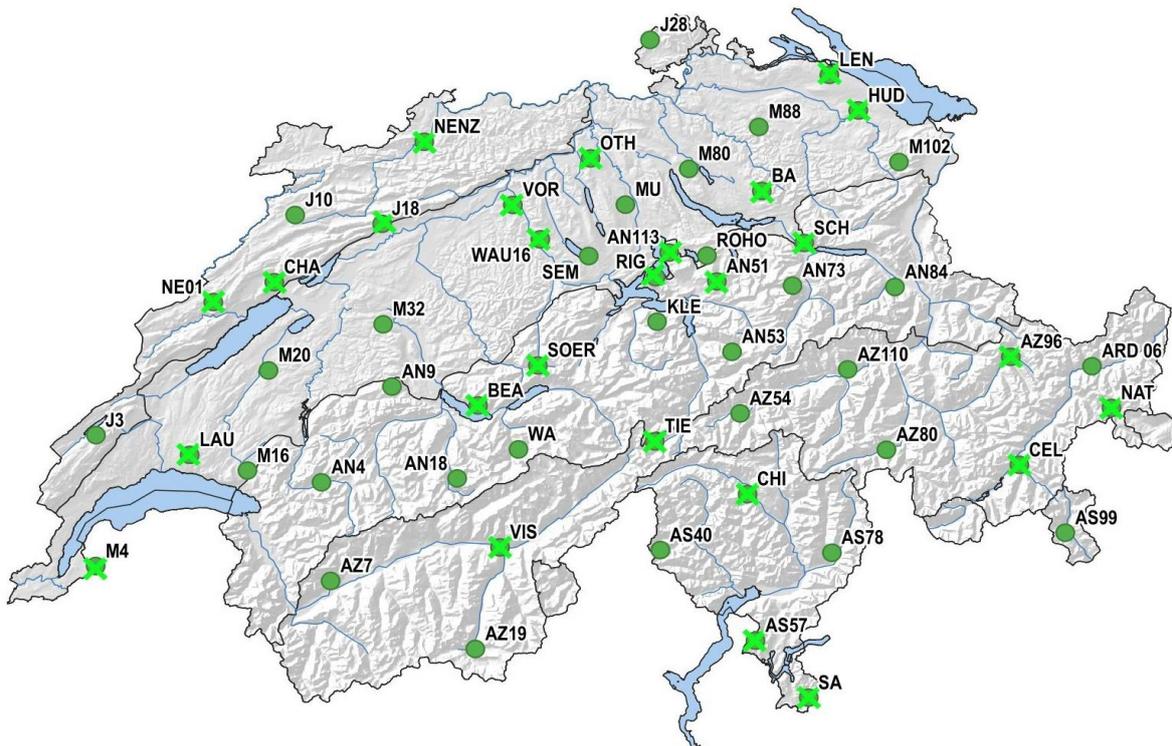


Abbildung 84 Lage der 55 Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte. Die grünen Punkte zeigen die Stickstoffstandorte. Die grünen X markieren die Moos-Sammelstellen in deren Nähe der Gesamtstickstoffeintrag bestimmt wurde.

Für die Untersuchung der POP-Belastung (inkl. PAK und PCB) wurden neben einem zusätzlichen Standort in der Region Basel 21 Standorte einbezogen, an denen auch Metallkonzentrationen gemessen wurden (Abbildung 85). Es konnten nicht alle Standorte für alle POP bzw. POP-ähnlichen Stoffe berücksichtigt werden.

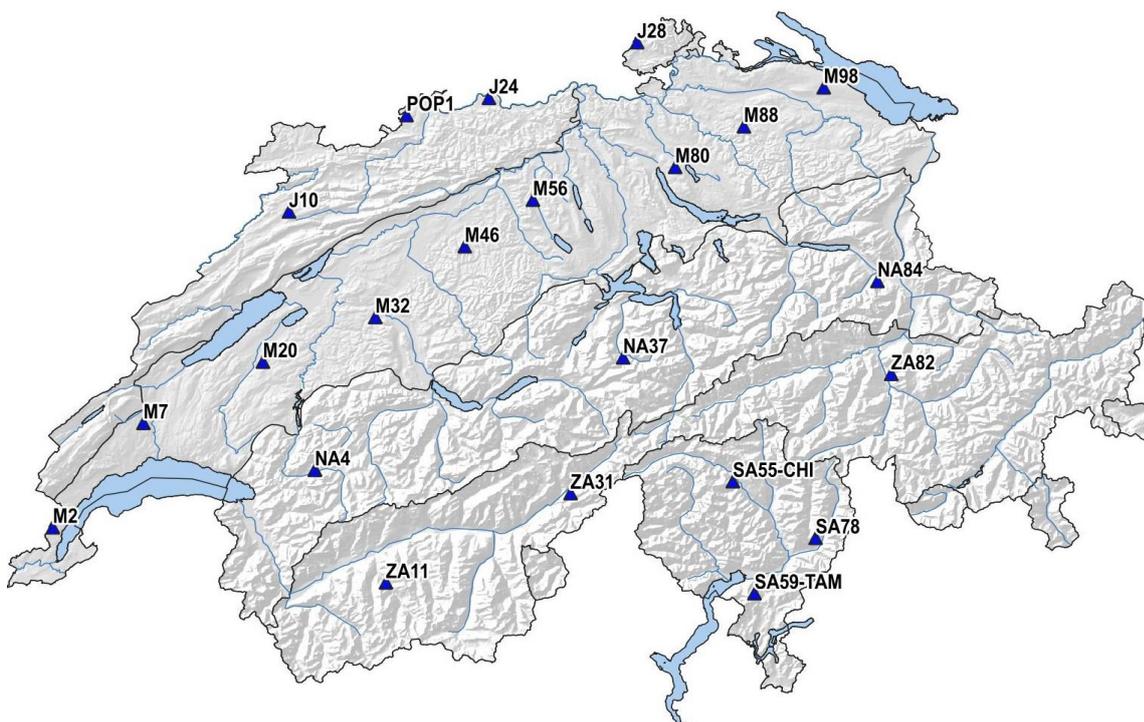


Abbildung 85 Lage der 22 Sammelstellen für die PAK-, PCB- und POP-Analysen

7.2 Verwendete Moosarten

Für das Biomonitoring von atmosphärisch eingetragenen Elementen müssen geeignete Moosarten im Untersuchungsgebiet verbreitet sein und häufig an Stellen vorkommen, die den Standortkriterien (Kapitel 6.1.1) entsprechen. Wichtig ist auch, dass sie im Feld leicht zu erkennen sind. Als Hauptart wird europaweit *Pleurozium schreberi* (Ps) (Abbildung 86 oben) empfohlen. Dieses Moos ist vor allem im Schweizer Mittelland selten, darum wurde dort auf die Ersatzart *Hypnum cupressiforme* (Hc) (Abbildung 86 unten) zurückgegriffen. 1990 wurde anstelle von Ps *Hylocomium splendens* (Hs) verwendet. Nach den vorliegenden Resultaten aus einer Studie in der Schweiz (Thöni 1996) und aus anderen Ländern (Herpin et al. 1994, Siewers & Herpin 1998, Zechmeister 1994, Ross 1990) darf davon ausgegangen werden, dass die zwei Moosarten Ps und Hc die meisten untersuchten Elemente in ähnlichem Mass aufnehmen und die Resultate ohne Umrechnung kombiniert werden können (Thöni et al. 2008b). Auch die Konzentrationen in Hs, welches 1990 anstelle von Ps eingesetzt wurde, stimmten gut mit denjenigen der beiden anderen Arten überein (Thöni 1996).

Alle drei Arten sind pleurokarp, d.h. ihre Stämmchen sind niederliegend/kriechend und die Sporenkapseln sitzen an kleinen Seitenästchen. Sie sind in der nördlichen Hemisphäre häufig und weit verbreitet.



Abbildung 86 In den Erhebungen verwendete Moosarten. Oben *Pleurozium schreberi* (Ps), seit 1995 und unten *Hypnum cupressiforme* (Hc), seit 1990

***Pleurozium schreberi* (Brid) Mitt. (Ps)**

Ps ist dank seines roten Stämmchens im Feld gut zu erkennen. Es wächst bevorzugt in lockeren Polstern auf saurem Untergrund, d.h. es kommt im Mittelland und in den Kalkalpen praktisch nur in Hochmooren vor, ausserhalb der Kalkgebiete ist es in Heiden, Mooren und Nadelwäldern weit verbreitet, auch in relativ trockenen Gebieten. Ein Problem für die Sammlung ist die Vergesellschaftung mit Heidelbeeren und anderen Zwergsträuchern, welche die Moospolster überdecken können.

***Hypnum cupressiforme* Hedw. s.l. (Hc)**

Hc ist weit verbreitet und das häufigste Moos in der Schweiz (www.nism.uzh.ch). Es ist dank den einseitwendigen, sichelförmigen Blättchen und seinem zöpfchenartigen Erscheinungsbild ein im Feld gut kenntliches Moos. Es ist sowohl im Mittelland wie auch in den Alpen zu finden. Es wächst in dichten Polstern auf Totholz und lebenden Stämmen (epiphytisch), aber auch am Boden, an Felsen und Mauern. Es ist hauptsächlich in Wäldern zu finden, in höheren Lagen auch in offenen Biotopen.

***Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. (Hs)**

Hs bildet gelbgrüne bis olivgrüne glänzende Rasen. Dank den stockwerkartig übereinanderstehenden Jahrestrieben ist es im Feld sehr leicht zu bestimmen. Es wächst häufig an lichtreichen bis mässig schattigen, kalkarmen bis schwach sauren Stellen auf Waldböden, in Bergwiesen, Mooren und Heiden bis in die Hochregionen in den Alpen. Im Mittelland und in den Kalkalpen kommt es praktisch nur in Hochmooren vor.

7.3 Sammlung der Moose

Fünf unabhängige, etwa handgrosse Moospolster von Hc bzw. entsprechende Mengen von Ps resp. Hs (1990) wurden mit Polyethylen-Handschuhen aufgesammelt und je einzeln in Polyethylen-Beutel gefüllt. Proben für die Bestimmung von POP wurden in Glasgefässen gesammelt, welche zuvor mit Methanol, Aceton, Hexan und Reinstwasser gespült worden waren. Nach der Sammlung wurden die Proben in mit Kühlelementen bestückten Kühlboxen transportiert. Nach dem Transport ins Labor wurden alle Proben tiefgekühlt und bis zur Aufarbeitung bei ca. $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert.

Die Moosproben der 2020-Untersuchung wurden in der Zeit vom 18. August bis 25. Oktober 2020 durch zwei Bryologen und einer Bryologin, meistens in Begleitung von Feldassistenten, in der ganzen Schweiz gesammelt. Wenn immer möglich, wurde die gleiche Art gesammelt, wie schon in der Vorhergehender Erhebung. Vor allem in den Bergen wurde Ps gesammelt (Abbildung 87). Während der Sammlung wurde vor Ort ein Feldblatt von Hand ausgefüllt und im Labor in eine Datenbank (FileMaker) erfasst (Anhang 2 – Beispiel eines Feldblattes).

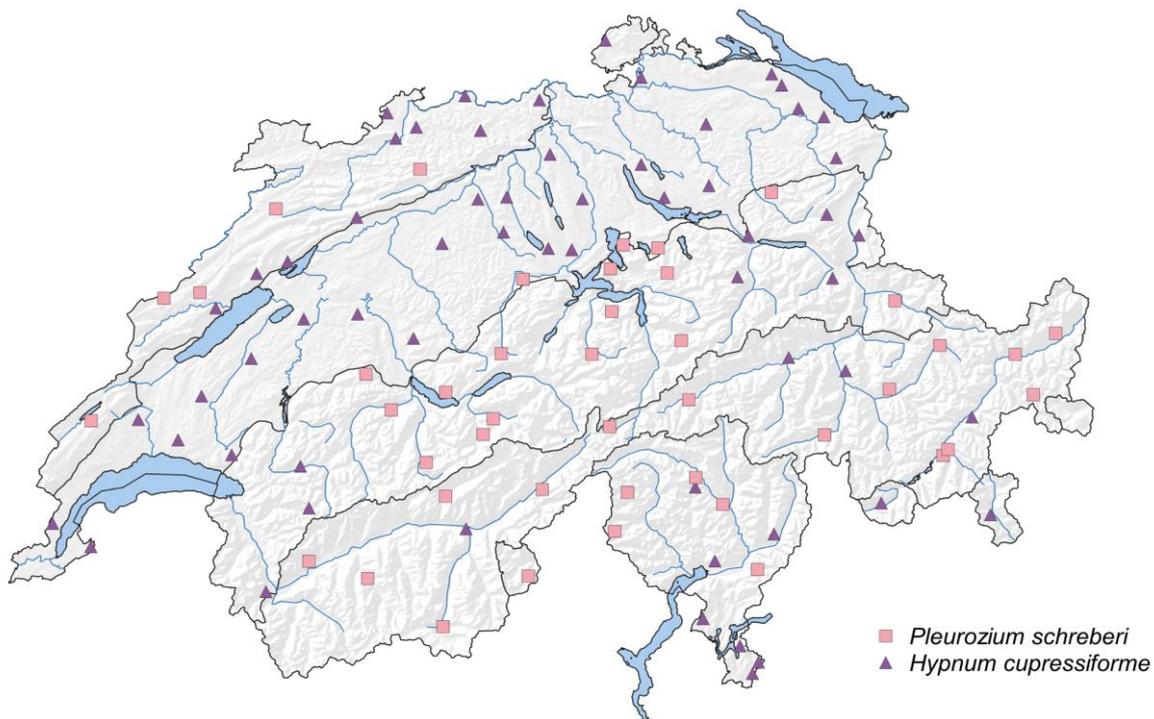


Abbildung 87 Moosarten an den Sammelstellen. Die Verteilung der Moosarten Ps und Hc auf die Sammelstellen im Jahr 2020.

7.4 Aufbereitung, Aufschluss und Analytik

Alle Instrumente und Gefässe für die Aufbereitung der Moose zur Bestimmung der Metallgehalte wurden gründlich mit 0.1 mol l^{-1} resp. $1 \text{ mol l}^{-1} \text{ HNO}_3$ p.a. und Milli-Q®-Wasser gereinigt. Diejenigen für die N-Bestimmung wurden nur mit Milli-Q®-Wasser (ohne Säure) gereinigt. Die Moosproben wurden ausschliesslich mit Polyethylen-Handschuhen und Pinzetten berührt. Die Proben zur Bestimmung der POP wurden kurz vor der Aufarbeitung aufgetaut und rasch aufgearbeitet. Alle POP-Proben (inkl. PAK und PCB) wurden mit Edelstahlpinzetten oder Edelstahlscheren auf Glas oder Metall Unterlagen aufbereitet. Die Gefässe wurden von den Analyselaboratorien zur Verfügung gestellt.

Die Proben wurden von allen «Verunreinigungen» (Tannennadeln, Holzresten usw.) gesäubert (Abbildung 88, Abbildung 89). Für die Weiterverarbeitung zur Analyse von Metallen, Stickstoff, PAK und PCB wurde der Zuwachs der letzten drei Jahre berücksichtigt. Somit wurden die Werte von 2020 aus Moossprösschen ermittelt, die von 2017 bis 2020 gewachsen sind (entsprechend der vergangenen Erhebungen). Das Moossprösschen zeigt im trockenen Zustand an den Jahresgrenzen Knicke (Abbildung 90), die auch beim feuchten Moos durch Biegung des Sprösschens sichtbar werden. Bei den Jahresgrenzen lassen sich die Sprösschen leicht auseinanderreissen (Zechmeister 1994). Für die Analysen der übrigen POP wurde der gesamte grüne Teil eines Sprösschens berücksichtigt, da für diese Analysen sehr viel Material benötigt wurde (ca. 10-mal mehr als für die übrigen Analysen). Der grüne Teil entspricht nicht zwingend einem Wachstum von drei Jahren.



Abbildung 88 Moosprobe vor der Aufbereitung. Die fünf Teilproben der Moosprobe des Standorts M7 bereit für die Aufarbeitung.



Abbildung 89 Aufbereitung der Moose. Mit Pinzetten wurde der 3-jährige Teil des Moossprösschens weggezupft. In einem gereinigten Kunststoff-Döschen wurden alle gezupften Sprösschen eines Standortes gesammelt (ausser POP-Proben, welche in Glasgefässe gezupft wurden).



Abbildung 90 Moossprösschen – Jahreszuwachs. Bild eines trockenen Moossprösschens von Ps mit den typischen Knicken bei den Jahresgrenzen und eingezeichneten Jahreszuwächse. Verwendet werden nur die neuesten drei Jahre (grün markiert).

Die aufbereiteten Proben zur Bestimmung der Metall- und Stickstoffgehalte wurden während mindestens 48 Stunden bei 40°C im Umluftofen getrocknet. Für die Metallanalyse wurden Proben ans Jozef Stefan Institute, Ljubljana, Slowenien verschickt, wo sie in Teflon-Gefäßen homogenisiert wurden. Für die Metalle (ausser Hg) wurden die Proben mit Mikrowellenaufschlussgerät (Milestone) mit Salpetersäure aufgeschlossen und mit ICP-MS (Agilent 7500 Ce) analysiert. Die Hg-Konzentration wurde in den homogenisierten Proben mit einem Direct Mercury Analyser DMA-80 bestimmt. Dieses System integriert alle Schritte vom Aufschluss bis zur Analyse. Die Stickstoffgehalte wurden am Slovenian Forestry Institute in Ljubljana mit dem Vario Pyro cube Elemental Analyser (Elementar, Hanau Germany) analysiert.

Für die Analyse der POP, PAK und PCB-Konzentrationen wurden die aufbereiteten Proben bei 30°C im Umluftofen getrocknet und anschliessend den externen Laboratorien übergeben. Die PAK- und PCB-Proben wurden durch NIUTEC in Winterthur analysiert. Da wurden die Proben nochmals bei 30°C getrocknet und in einer Schwingmühle gemahlen und homogenisiert. Danach erfolgte eine Nachtrocknung im Exsikkator über Silikagel und eine erneute Feinmahlung mit der Schwingmühle. Nach einer Schüttelextraktion mit Aceton:Hexan (1:1) wurden die Proben mit Triple Quadrupole Gas Chromatography Tandem Mass Spectrometry (TQ GC-MS/MS) analysiert, Methode EPA 8270.

Die Analysen der übrigen POP-Konzentrationen wurden durch die Firma ANECO in Hamburg durchgeführt. Die Analysemethoden variierten je nach Stoffgruppe. Die einzelnen Methoden sind in der Tabelle 41 aufgeführt und Details können dem Bericht Schröder et al. 2024 entnommen werden.

Zur zusätzlichen Bestimmung einiger Elemente, die nur in einzelnen Erhebungen gemessen wurden, wurden pro Naturraum und Erhebungen Mischproben aus Archivmaterial hergestellt (Thöni et al. 2018).

Tabelle 41 Verwendete Analysemethoden zur Bestimmung der POP-Konzentrationen in den Moosproben 2020.

POP-Stoffgruppe	Verwendete Analysemethode
PCDD/F	HRGC-HRMS; Soxhlet-Extraktion, Säulenchromatographische Aufreinigung mit Silica & Alox
Alternative Flammenschutzmittel	GC-API-MS/MS; ASE-Extraktion, Multi-Säulen-Aufreinigung mit Biobeads und Florisil Neugebauer et al. 2018
HBCDD	LC-MS/MS; Extraktion, Säulenchromatographische Aufreinigung mit Silica & Alox
PBB	GC-MS; Extraktion, Multi-Säulen-Aufreinigung mit Biobeads und Florisil Neugebauer et al. 2018
PBDE	GC-MS; Extraktion, Multi-Säulen-Aufreinigung mit Biobeads und Florisil Neugebauer et al. 2018
Pestizide	GC-MS/MS; Soxhlet-Extraktion; Säulenchromatographische Aufreinigung
Chlorparaffine GC-NCI-MS	GC-NCI-MS; Soxhlet-Extraktion, H ₂ SO ₄ , Säulenchromatographische Aufreinigung (Alox)
Chlorparaffine orbitrap	GC-OrbitrapMS; Quantifizierung über technische Gemische; Soxhlet-Extraktion, H ₂ SO ₄ , Säulenchromatographische Aufreinigung (Alox)

7.4.1 Elementvergleich mit Al

Um einen Hinweis darauf zu erhalten, ob Elemente anthropogenen oder natürlichen Ursprungs sind, kann ein Vergleich mit der Konzentration von Aluminium (Al) hinzugezogen werden. Da Aluminium kaum aus anthropogenen Quellen stammt, kann keine, oder eine schlechte Korrelation ($R^2 < 0.5$) mit dem Aluminium-Wert als Indiz für einen anthropogenen Ursprung gewertet werden. Dies ist 2020 der Fall für Ag, As, Ba, Bi, Cd, Cs, Cu, Hg, Mo, Pb, Sb, Se, Sr, Tl und Zn, (Tabelle 51). Hierbei ist zu beachten, dass eine schlechte Korrelation mit Al nichts über das Ausmass der Belastung aussagt. Co, Cr, Fe, Ni, U und V zeigen eine hohe Korrelation ($R^2 > 0.5$) und gelten als geogene Elemente. Die Konzentration im Moss ist bei letzteren Elementen wenig oder kaum durch anthropogene Emissionen beeinflusst, sondern vor allem durch geogenen Staub in der Luft. Bei Elementen, die für Moose essenziell sind, ist die Trennung nicht ganz eindeutig. Allerdings scheint es keinen Einfluss auf die Korrelation zu haben, ob ein Element für die Moose essenziell ist oder nicht (Tabelle 51).

Der zeitliche Vergleich mit Al zwischen 1995, 2015 und 2020 ergibt bei einigen Elementen einen Hinweis auf die Veränderung der Zusammensetzung der Quellen: Der anthropogene Anteil bei Ni, Pb und V war 1995 noch deutlich grösser als 2020 und auch bei den Elementen Ba, Cd, Hg, Mo, Pb, Se, und Tl nahm der geogene Anteil 2020 zu. Bei Ag, As, Sb und Zn scheint der anthropogene Anteil 2020 grösser zu sein als 1995. Bei Bi, Cu, und Cs blieb das Verhältnis zu Al etwa gleich. Co, Cr, U und Fe sind bei allen drei Erhebungen hauptsächlich geogen.

Tabelle 42 Vergleich der Elemente mit AI in den Jahren 1995, 2015 und 2020

	R ² -1995 AI	R ² -2015 AI	R ² -2020 AI	Anthropogener Einfluss seit 1995	Biologische Wichtigkeit (Barker und Pilbeam 2006)
Ag	0.2	0.01	0.09	zunehmend	nicht essenziell
Al				-	nicht essenziell
As	0.51	0.69	0.42	zunehmend	nicht essenziell
Ba	0.08	0.04	0.34	abnehmend	nicht essenziell
Bi	0.35	0.19	0.34	stabil	nicht essenziell
Cd	0.04	0.01	0.13	abnehmend	nicht essenziell
Co	0.65	0.71	0.68	stabil - kaum anthropogen	von Vorteil
Cr	0.75	0.83	0.86	stabil - kaum anthropogen	nicht essenziell
Cs	0	0.07	0.00	stabil	nicht essenziell
Cu	0.15	0.06	0.13	stabil	essenziell
Fe	0.95	0.97	0.90	stabil - kaum anthropogen	essenziell
Hg	0.1	0.28	0.27	abnehmend	nicht essenziell
Mo	0.13	0.17	0.29	abnehmend	essenziell
Ni	0.29	0.3	0.52	abnehmend	essenziell
Pb	0.29	0.4	0.43	abnehmend	nicht essenziell
Sb	0.16	0.05	0.06	zunehmend	nicht essenziell
Se	0.07	0.03	0.28	abnehmend	von Vorteil
Sr		0.04	0.14	abnehmend	nicht essenziell
Tl	0.03	0.22	0.22	abnehmend	nicht essenziell
U	0.87	0.85	0.68	stabil - kaum anthropogen	nicht essenziell
V	0.5	0.92	0.95	stabil - kaum anthropogen	von Vorteil
Zn	0.18	0.06	0.08	zunehmend	essenziell

7.5 Qualitätskontrolle

7.5.1 Nachweisgrenze (LOD)

Die in den Proben 2020 gemessenen Werte lagen über der Nachweisgrenze für die jeweiligen Elemente (Tabelle 43).

Tabelle 43 Analytische Nachweisgrenze. Die analytische Nachweisgrenze (LOD) wird mit dem 10er-Perzentil und den tiefsten gemessenen Konzentrationen (MIN) in den Moosproben 2020 verglichen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

Element	Ag	Al	As	Ba	Bi	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Fe
LOD ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.001	20	0.004	0.07	0.0002	0.0003	0.002	0.05	0.001	0.03	2.5
10er Perzentil	0.010	234	0.040	7.56	0.009	0.050	0.087	0.39	0.075	3.60	148.0
min	0.008	89	0.024	4.99	0.004	0.028	0.039	0.13	0.052	2.81	72.3

Element	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sr	Tl	U	V	Zn
LOD ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.001	0.004	0.02	0.02	0.0003	0.002	0.2	0.0003	0.0002	0.01	0.2
10er Perzentil	0.017	0.114	0.33	0.55	0.028	0.044	6.4	0.007	0.009	0.34	18.3
min	0.010	0.077	0.15	0.19	0.014	0.026	3.3	0.003	0.003	0.13	14.4

7.5.2 Richtigkeit, Referenzmaterial

Die Richtigkeit der Messungen (d.h. Abwesenheit eines systematischen Fehlers) wurde im AnalySELabor mit BCR - 482 (Tabelle 44) M3 (Tabelle 45), IAEA-336 (Tabelle 46), geprüft. Das Moos-Referenzmaterial M3, bestehend aus 1993 in Finnland gesammeltem *Pleurozium schreberii*, wurde in allen an der Moosstudie beteiligten Labors in Europa ebenfalls gemessen. Das zweite Moosreferenzmaterial M2 konnte für die Qualitätssicherung nicht beigezogen werden, da dieses Referenzmaterial nicht mehr erhältlich ist

Tabelle 44 Vergleich mit Referenzwerten BCR-484, Flechten-Referenzmaterial, IRMM, Belgien. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

BCR 482										
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Al	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Zertifizierter Wert		1103	4.12	2.47	7.03	100.6	0.85	0.56	0.48	40.9
Unsicherheit		24	0.15	0.07	0.19	2.2	0.07	0.02	0.02	1.4
03.08.2021	avg (n=28)	1010	3.34	2.55	6.82	99.8	0.68	0.52	0.37	33.4
	rsd (%)	4.9	7.1	10.7	6.7	6.5	13.6	4.9	6.6	5.5
19.08.2021	avg (n=4)	1080	3.15	2.42	6.55	100.2	0.63	0.64	0.43	40.6
	rsd (%)	6.8	3.8	4.5	3.4	3.6	2.4	4.9	1.6	12.0

Tabelle 45 Vergleich mit Referenzwerten M3, Moos-Referenzmaterial Steinnes et al. 1997, Smadis & Bleise 2007. Diese Referenzproben bestehen aus *Pleurozium schreberi*, 1993 in Finnland gesammelt. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

M3 Moos Standard									
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Ag	Al	As	Ba	Bi	Cd	Co	Cr
Sollwert		0.027	264	0.105	13.7	0.015	0.106	0.115	0.67
Standardabweichung		0.004	17	0.007	0.600	0.001	0.005	0.006	0.19
03.08.2021	avg (n=28)	0.021	218	0.103	13.7	0.015	0.105	0.110	0.61
	rsd (%)	6.1	11.1	13.3	5.8	8.7	4.2	6.9	8.8
19.08.2021	avg (n=4)	0.024	316	0.107	14.2	0.016	0.119	0.112	0.73
	rsd (%)	2.8	10.4	4.7	3.3	1.1	1.4	4.6	2.0
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Cs	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb
Sollwert		0.189	3.76	171	0.035	535	0.10	1.18	3.33
Standardabweichung		0.014	0.23	10	0.004	30	0.04	0.22	0.250
03.08.2021	avg (n=28)	0.163	3.77	166	0.033	531	0.06	1.09	3.36
	rsd (%)	6.0	4.5	4.7	7.6	4.3	11.3	7.4	5.6
19.08.2021	avg (n=4)	0.174	3.58	170	0.038	511	0.07	1.03	3.57
	rsd (%)	5.2	4.2	6.3	3.0	5.2	6.9	5.2	3.8
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Rb	Sb	Se	Sr	Tl	U	V	Zn
Sollwert		19.5	0.048	0.115	4.64	0.053	0.013	1.19	25.4
Standardabweichung		0.4	0.003	0.016	0.24	0.002	0.001	0.15	1.1
03.08.2021	avg (n=28)	19.4	0.038	0.088	4.61	0.044	0.011	1.18	26.5
	rsd (%)	6.0	8.1	12.7	11.5	5.3	7.5	4.8	5.4
19.08.2021	avg (n=4)	21.9	0.027	0.090	5.68	0.048	0.011	1.25	25.3
	rsd (%)	3.9	3.0	8.6	6.8	3.7	4.5	1.7	5.0

Tabelle 46 Vergleich mit Referenzwerten IAEA-336, Flechten-Referenzmaterial, IAEA, Österreich. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

IAEA 336							
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Al	As	Ba	Cd	Co	Cr
Sollwert		680	0.63	6.4	0.12	0.29	1.06
Konfidenzintervall		570-790	0.55-0.71	5.3-7.5	0.10-0.13	0.24-0.34	0.89-1.23
03.08.2021	avg (N=26)	754	0.64	6.3	0.122	0.30	1.09
	rsd (%)	3.6	15.0	3.9	3.9	4.0	5.3
19.08.2021	avg (N=4)	788	0.63	6.7	0.16	0.28	1.13
	rsd (%)	7.1	1.5	7.2	4.3	6.7	4.0
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Cs	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb
Sollwert		0.11	3.6	430	0.20	63	4.9
Konfidenzintervall		0.10-0.12	3.1-4.1	380-480	0.16-24	56-70	4.3-5.5
03.08.2021	avg (N=26)	0.11	3.7	472	0.16	71.2	4.5
	rsd (%)	5.0	3.1	6.3	6.3	4.2	4.2
19.08.2021	avg (N=4)	0.12	3.3	425	0.17	66.3	4.9
	rsd (%)	1.2	7.6	7.7	4.8	5.8	5.6
Konzentration ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Rb	Se	Sr	V	Zn	
Sollwert		1.76	0.22	9.3	1.47	30	
Konfidenzintervall		1.54-1.98	0.18-0.26	8.2-10.4	1.25-1.69	27.0-33.8	
03.08.2021	avg (N=26)	1.67	0.21	9.0	1.46	35.2	
	rsd (%)	5.1	15.6	6.1	4.7	3.0	
19.08.2021	avg (N=4)	2.02	0.20	10.0	1.48	32.9	
	rsd (%)	8.0	5.8	7.6	1.8	7.7	

7.5.3 Rückstellproben

Zehn Proben von 2015, die im getrockneten Zustand aufbewahrt worden waren, wurden 2020 nochmals aufgearbeitet und analysiert. (Abbildung 91). Die Übereinstimmung ist gut und die mittlere relative Standardabweichung war bei allen Elementen ausser Al, As und Tl unter 15 %. Die Elemente Al, Cu, As, Se, Sb, Hg, Pb und Bi zeigten im zweiseitigen t -Test einen p -Wert <0.05 .

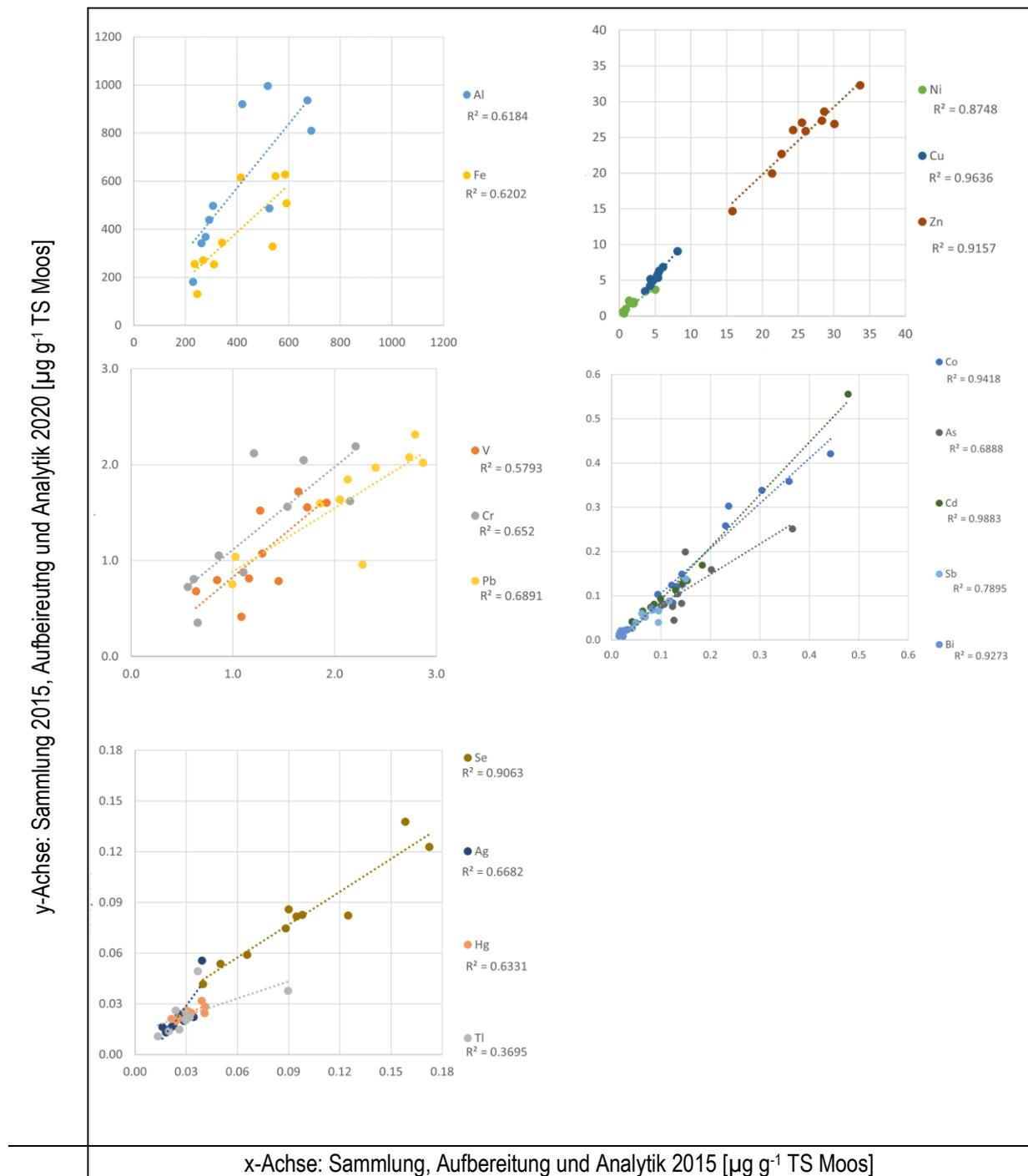


Abbildung 91 Vergleich der Analysewerte von 10 Rückstell-Moosproben aus der Sammlung 2015. Diese Proben wurden 2015 vom Jozef Stefan Institut, Slowenien aufgeschlossen und analysiert (Konzentrationen auf x-Achse) und 2020 erneut aufgearbeitet und wieder vom Jozef Stefan Institut aufgeschlossen und analysiert (Konzentrationen auf y-Achse). Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS Moos.

7.5.4 Reproduzierbarkeit

Die Reproduzierbarkeit (4 bis 28 Wiederholungen) bei der Referenzprobe M3 war gut bis sehr gut (Tabelle 45). Alle Elemente wiesen eine relative Standardabweichung von unter 15 % auf.

Die Reproduzierbarkeit (4 bis 26 Wiederholungen) beim IAEA 336 Standard war gut (Tabelle 46). Ausser As und Se wiesen alle gemessenen Elemente relative Standardabweichung von unter 15 % auf (As 15.1% und Se 15.6% bei Messtagen mit 26 Wiederholungen). Folgende Elemente konnten mit dem Standard IAEA 336 nicht evaluiert werden: Ni, Mo, Ag, Sb, Tl, Bi, U.

Die Elemente Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn wurden zudem mit dem Standard BCR 482 evaluiert. Die Reproduzierbarkeit (4 bis 28 Wiederholungen) war sehr gut mit relativer Standardabweichung von unter 15 % (Tabelle 44).

Für Proben von 10 Standorten in der Schweiz wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt (Aufbereitung von Duplikaten gleicher Erhebungen – Abbildung 92). Die Übereinstimmung ist gut bis sehr gut. Die mittlere relative Standardabweichung war bei allen Elementen unter 15 %. Bei einem zweiseitigen t-Test zeigten einzig Sb und Se einen p-Wert < 0.05 .

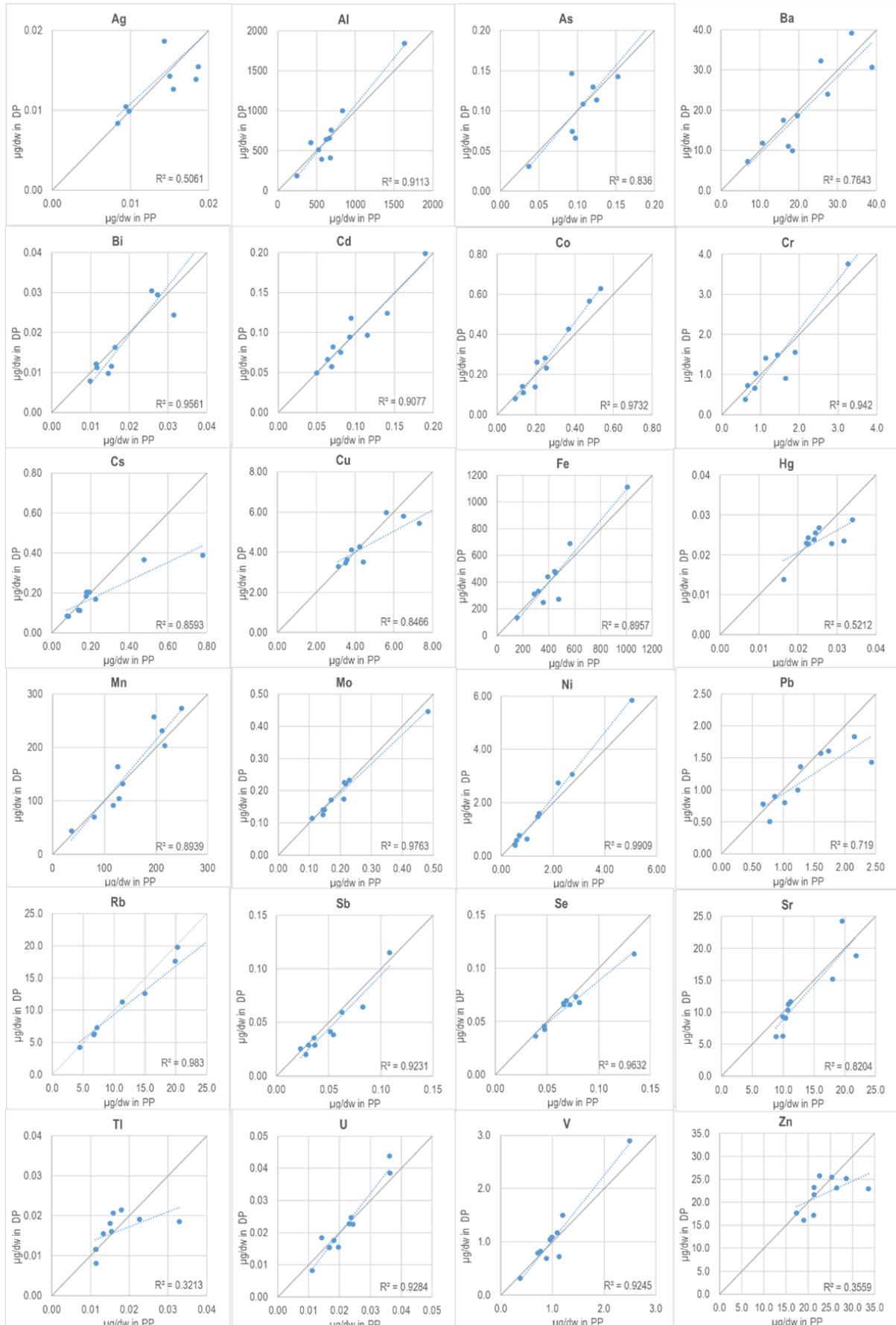


Abbildung 92 Doppelbestimmungen: Proben von 10 Standorten wurden zweimal aufbereitet und für diverse Metalle analysiert. Die Metallwerte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$. Primärprobe (PP) auf x-Achse und Doppelprobe (DP) auf y-Achse.

7.5.5 Qualitätssicherung der Analyse von POP

PAK und PCB

Leider gibt es kein zertifiziertes Referenzmaterial für Moose zur Bestimmung von PCB und PAK. Für die Qualitätssicherung wurden Proben von früheren Messkampagnen (Rückstellproben) erneut gemessen, um die Vergleichbarkeit der Messungen sicherzustellen. Zur Absicherung der Bestimmungsgrenze wurden Blindwerte analysiert. Die Messungen wurden in einem ISO 17025 akkreditierten Labor ausgeführt, die Extraktion der Proben ist jedoch nicht akkreditiert. Weitere Informationen werden vom Messlabor NIUTECH AG auf Anfrage gerne bereitgestellt.

Übrige POP

Für die analysierten POP standen zum Zeitpunkt der Analyse keine standardisierten Referenzmaterialien für die Matrix Moos zur Verfügung. Aus diesem Grund wurde ersatzweise auf andere zertifizierte Referenzmaterialien zur Qualitätssicherung zurückgegriffen. Soweit vorhanden, wurden akkreditierte Messmethoden angewendet und ggf. Mehrfachbestimmungen durchgeführt. Ausführliche Details zur Qualitätssicherung können dem Bericht Schröder et al. 2024 entnommen werden bzw. bei der Firma Aneco Institut für Umweltschutz GmbH & Co auf Anfrage eingeholt werden.

8 Verzeichnisse

8.1 Abkürzungen

ALPFOR	Alpine Forschungs- und Ausbildungsstation Furka
anti-DP	anti-Isomer des Flammschutzmittels Dechloran Plus
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BAG	Bundesamt für Gesundheit
BATE	2-Bromallyl-2,4,6-tribromphenylether, bromiertes Flammschutzmittel
BDE	siehe PBDE
BEH-TEBP	Bis(2-ethylhexyl)tetrabromphthalat, bromiertes Flammschutzmittel
BFS	Bundesamt für Statistik
BG	Bestimmungsgrenze
BTBPE	1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan, bromiertes Flammschutzmittel
ChemRRV	Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung vom 18. Mai 2005, SR 814.81
Cl ₁₀ -AntiDB-	Abbauprodukt nach der Dechlorierung bei Dechloran Plus
Cl ₁₁ -AntiDB-	Abbauprodukt nach der Dechlorierung bei Dechloran Plus
DBDPE	Decabromdiphenylethan, bromiertes Flammschutzmittel
Dec-602	Dechloran 602, chloriertes Flammschutzmittel
Dec-603	Dechloran 603, chloriertes Flammschutzmittel
Dec-604	Dechloran 604, chloriertes Flammschutzmittel
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan, ein Insektizid sowie ein Abbauprodukt von DDT
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen, ein Abbauprodukt von DDT
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan, ein Insektizid
TBP-DBPE	2,3-Dibrompropyl-2,4,6-tribromphenylether, bromiertes Flammschutzmittel
DPMA	1,5-Dechloran-Plus-Monoaddukt, Transformationsprodukt von Dechloran Plus
EDI	Eidgenössisches Departement des Innern
EH-TBB	2-Ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabrombenzoat, bromiertes Flammschutzmittel
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (www.emep.int))
FOEN	Federal Office for the Environment (BAFU)

FUB	Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG, Rapperswil
GschV	Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, SR 814.201
HBB	Hexabrombenzol, bromiertes Flammschutzmittel
HBCDD	Hexabromcyclododecan, bromiertes Flammschutzmittel. Das Stockholmer Übereinkommen verwendet die Abkürzung HBCD.
Hc	<i>Hypnum cupressiforme</i> – eine der verwendeten und empfohlenen Moosarten
HCH	Hexachlorcyclohexan, Insektizid
IAEA	International Atomic Energy Agency (Internationale Atomenergie-Organisation)
IAP	Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Witterswil
IARC	International Agency for Research on Cancer (Internationale Agentur für Krebsforschung)
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
ICP-Vegetation	International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (http://icpvegetation.ceh.ac.uk/), ein Teilprogramm der «Working Group of Effects» unter der UNECE Konvention über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
IRMM	Institute for Reference Materials and Measurements (Institut für Referenzmaterialien und Messungen)
J	Naturraum Jura
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage
LRV	Luftinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985, SR 814.318.142.1
M	Naturraum Mittelland
NA	Naturraum Nordalpen
n.a.	nicht nachgewiesen
NABEL	Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe
NABO	Nationale Bodenbeobachtung
NS	Nordschweiz (fasst die Naturräume J & M & NA zusammen)
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBB	polybromierte Biphenyle, Familie von bromierten Flammschutzmitteln
PBEB	1,2,3,4,5-Pentabrom-6-ethylbenzol, bromiertes Flammschutzmittel
PBDE	polybromierte Diphenylether, Familie von bromierten Flammschutzmitteln
PBT	Pentabromtoluol, ein bromiertes Flammschutzmittel

PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane, Familien chlorierter Verbindungen
PM10	Particulate Matter (Feinstaub) mit aerodynamischem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometern (10 µm)
POP	persistente organische Schadstoffe
Ps	<i>Pleurozium schreberi</i> – eine der verwendeten und empfohlenen Moosarten
SA	Naturraum Südalpen
SM	(Schwer)Metall – bezieht sich auf die Schadstoffgruppe, welche im Rahmen des ICP Vegetation Moss-Monitoring Surveys untersucht werden
StoV	Stoffverordnung vom 9. Juni 1986, SR 814.013
syn-DP	syn-Isomer des Flammschutzmittels Dechloran Plus
TS	Trockensubstanz, Moose getrocknet bei 40 °C
TBA	2,4,6-Tribromanisol, bromiertes Flammschutzmittel
TBDV	Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen vom 16. Dezember 2016, SR 817.022.11
TBP-AE	2,4,6-Tribromphenylallylether, bromiertes Flammschutzmittel
u.B.	unter der Bestimmungsgrenze
USG	Umweltschutzgesetz (Schweiz)
VSS	Spielzeugverordnung vom 15. August 2012, SR 817.023.11
WHO	Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization)
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf
ZA	Naturraum Zentralalpen

8.2 Literatur

Aarhus 1998, The 1998 Protocol on Persistent Organic Pollutants, amended on 18 December 2009, UNECE LRTAP Konvention, https://unece.org/sites/default/files/2021-10/1998.POPs_e.pdf
http://www.unece.org/env/lrtap/pops_h1.html)

BAFU 2015: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. UZ-1507-D Bundesamt für Umwelt BAFU, 81 S.
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/boden/publikationen-studien/publikationen/bodenbeobachtung-nabo-1985-2009.html>

BAFU 2021: Luftbelastung 2020 - Messresultate des nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL)

BAG 2000: BAG-Factsheet, PCB und seine Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit
<https://www.bag.admin.ch/dam/bag/de/dokumente/chem/themen-a-z/factsheet-pcb-auswirkungen-auf-gesundheit.pdf.download.pdf/factsheet-pcb-auswirkungen-auf-gesundheit-de.pdf>

BAG 2016: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
<https://www.bag.admin.ch/dam/bag/de/dokumente/chem/themen-a-z/factsheet-polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak.pdf.download.pdf/factsheet-polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak-de.pdf>. (besucht August 2017)

Barker A.V., Pilbeam, D.J. 2006. Handbook of Plant Nutrition, Taylor & Francis, p. 632. | SBN 10: 0824759044, ISBN 13: 9780824759049

Berg T., Røyset, O, Steinnes E. 1995: Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. Atmospheric Environment 29, 353–360.

Bergman A., Rydén A., J. Law R., de Boer J., Covaci A., Alaee M., Birnbaum L., Petreas M., Rose M., Sakai S., Van den Eede N., van der Veen I. 2012. A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals, Environment International, Volume 49, 2012, p 57–82, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.08.003>.

Bergmann W. (ed.) 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 835 S

BFS: Statistisches Lexikon der Schweiz, aufgerufen am 11.5.2017 bzw. 14.11.2022

Bobbink R., Hettelingh J.-P. (eds.) 2011: Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop held from 23–25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 680359002. ISBN 978-90-6960-251-6.

Bobbink, R.; Loran, C.; Tomassen, H.; Geupel, M.; Wohlgemuth, L., 2022: Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe, UNECE Air Convention, Coordination Centre for Effects. German Environmental Agency, Dessau-Rosslau. 355

Bogdal Ch., Niggeler N., Glüge J., Diefenbacher P.S., Wächter D., Hungerbühler K. 2017: Temporal trends of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in Swiss soils. Environmental Pollution, Vol 220, part B, p. 891-899.

Buse A., Norris D., Harmens H., Büker P., Ashenden T., Mills G. 2003: Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre of Ecology and Hydrology (CEH) Bangor, UK. ISBN: 978-1-85531-239-5.

Chiarenzelli, J., Aspler, L., Dunn, C., Cousens, B., Ozarko, D., Powis, K. 2001: Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada. *Applied Geochemistry*, 16, p. 245-270

Fischer A., Hüglin C. 2021: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL sowie der Kantone – Messbericht 2020. Empa 27 S. <http://empa.ch/web/s503/weitere-dokumente>

Flückiger W., Braun S. 2004: Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. IAP, Schönenbuch, 67 S.

FOEN 2017: Emissionsinventar Schweiz, Basis für Switzerland's Informative Inventory report under the UNECE LRTAP Convention

FOEN 2022: Switzerland's Informative Inventory Report (IIR) <https://www.ceip.at/status-of-reporting-and-review-results/2022-submission>

Frontasyeva M., Harmens, H. 2019: Heavy metals, nitrogen and POPs in European mosses: 2020 survey – Monitoring Manual. ICP Vegetation, 14 p. flnp.jinr.ru/naa; icpvegetation.ceh.ac.uk

Frontasyeva M., Harmens H., Uzhinskiy A., Chaligava, O. and participants of the moss survey (2020). Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. Report of the ICP Vegetation Moss Survey Coordination Centre, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russian Federation, 136 pp. ISBN 978-5-9530-0508-1.

Gutersohn, H. 1973: Naturräumliche Gliederung. In: Atlas der Schweiz E. Imhof (hrsg.), Taf. 23. Eidg. Landestopographie, Wabern-Bern.

Gydesen H., Pilegaard K., Rasmussen L., Rühling Å. 1983: Moss analysis used as a mean of surveying the atmospheric heavy metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland 1980. National Swedish Environmental Protection Board-Bulletin, snv pm 1670, 44 S.

Harmens H., Mills G., Hayens F., Williams P., De Temmerman L. 2005: Air pollution and vegetation. ICP Vegetation Annual Report 2004/2005. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>

Harmens, H., Norris, D., Cooper, D., Hall, J. and the participants of the moss survey (2008) a. Spatial trends in nitrogen concentrations in mosses across Europe in 2005/2006. Defra contract AQ0810. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, CEH Bangor, UK.

Harmens, H., Norris, D. and the participants of the moss survey 2008 b. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005). ICP Vegetation Coordination Centre, Centre of Ecology and Hydrology (CEH) Bangor, UK. ISBN: 1 870393 70 8. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>

Harmens H., Norris D.A., Steinnes E., Kubin E., Piispanen J., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Fernandez Escribano J.A., Frevola M., Frontasyeva M., Gonzales Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kvierkus K., Leblond S., Liiv S.,

Magnusson S., Mankovska B., Pesch R., Rühling A., Santamaria J., Schröder W., Spiric Z., Suchara I., Thöni L., Urumov V., Yurukova L., Zechmeister H.G., 2010: Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution* 158, 3144-3156

Harmens H., Norris D.A., Cooper D.M., Mills G., Steinnes E., Kubin E., Thöni L., Aboal J.R., Alber R., Carballera A., Coskun M., De Temmerman L., Froyola M., Gonzales-Miqueo L., Jeran Z., Leblond S., Liiv S., Mankovska B., Pesch R., Poikolainen J., Rühling A., Santamaria J.M., Simoneie P., Schröder W., Suchara I., Yurukova L., Zechmeister H.G., 2011: Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution* 159, 2852-2860.

Harmens H., Norris D., Mills G., and the participants of the moss survey 2013. Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK, 63 pp. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/Finalmossreport2010-11forweb.pdf>

Harmens H., Schnyder E., Thöni L., Cooper DM., Mills G., Leblond S., Mohr K., Poikolainen J., Santamaria J., Skudnik M., Zechmeister H., Lindroos A-J., Hanus-Ilmar A., 2014: Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution* 194, 50-59

Haynes W.M. 2011: CRC Handbook of Chemistry and Physics. 92. Auflage. Taylor & Francis, ISBN 978-1439855119.

Herpin U., Markert B., Siewers U., Lieth H. 1994: Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Ökologie, Forschungsbericht 108 02 087, 161 S.

Holy M., Pesch R., Schröder W., Harmens H., Ilyin I., Alber R., Aleksiyenak Y, Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Fedorets N., Figueira R., Froyola M., Frontesyeva M., Goltsova N., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kubin E., Kviatkus K., Larsen M., Leblond S., Liiv S., Magnusson S., Mankovská B., Mocanu R., Piispanen J., Rühling, Å., Santamaria J., Steinnes E., Suchara I., Thöni L., Turcsanyi G., Urumov V., Wolterbeek B., Yurukova L., Zechmeister H.G., 2009: First thorough identification of factors associated with Cd, Hg, Pb concentrations in mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000, 2005. *J. Atmos Chem* 63, 109-124

Kosonen, Z., Thimonier, A. Schnyder, E., Thöni, L. 2018: Nitrogen concentration in moss compared with N load in precipitation and with total N deposition in Switzerland. *Environmental Pollution*, 239, 169-178

Minerals Yearbook: Volume I.-- Metals and Minerals, U.S. Geological Survey Minerals Yearbook—2022 <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/myb/> (Abgerufen am 10.05.2023)

Mohr K. 2007: Biomonitoring von Stickstoffimmissionen. Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 19 (4), 255-264.

Pacyna J.M., Pacyna E.G. 2001: An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Canadian Journal of Environmental Reviews (Environ. Rev.)* 9, 269–298.

Ricek E.W. 1994: Die Waldbodenmoose Österreichs mit Illustrationen. Abhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Österreich, Band 28.

Rösler H.J., Lange H. 1975: Geochemische Tabellen. 2. edit., VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 675 S.

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., Tyler G. 1973: Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air, Soil Pollution* 2, 445–455.

Rühling Å., Rasmussen L., Pilegaard K., Mäkinen A., Steinnes E. 1987: Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. *NORD* 1987: 21, 44 S.

Rühling Å. (ed.) 1994: Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimations based on moss analysis. *NORD* 1994: 9, 53 S.

Rühling Å., Steinnes E., Berg T. 1996: Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1995. *NORD* 1996: 37, 46 S.

Rühling Å., Steinnes E. (ed) 1998: Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. *NORD* 1998: 15, 66 S.

Scharrer K. und Schropp W. 1937: Über die Wirkung von Strontium- und Barium-Ionen auf das Wachstum einiger Pflanzen. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 3, Issue 5-6, 369-358

Schmid-Grob I., Thöni L., Hertz J. 1993: Bestimmung der Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz mit Moosanalysen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 194 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (ed.), Bern, Januar 1993, 173 S.

Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H., Ilyin I., Steinnes E., Alber R., Aleksiyenak Y, Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Frovolova M., Frontesyeva M., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kubin E., Kvietskus K., Leblond S., Liiv S., Magnusson S., Mankovská B., Piispanen J., Rühling, Å., Santamaria J., Spiric, Z., Suchara I., Thöni L., Turcsanyi G., Urumov V., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2010a: Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? *J Soils Sediments* 10, 1572-1584.

Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H., Fagerli H., Alber R., Coskun M., De Temmerman L., Frovolova M., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Kubin E., Leblond S., Liiv S., Mankovská B., Piispanen J., Santamaria J., Suchara I., Thöni L., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2010b: First Europe-wide correlation analysis identifying factors best explaining the total nitrogen concentration in mosses. *Atmospheric Environment* 44, 3485-3491.

Schröder W., Dreyer A., Nickel S., Völksen B., Wenze M., Wolf C., Kube Ch. Türk J., 2024 (in review), Pilotstudien zur Eignung der Bioindikation mit Moosen zur Erfassung der atmosphärischen Deposition persistenter organischer Schadstoffe sowie Mikroplastik (UBA-FB Nummer noch nicht vergeben).

Seitler E., Thöni L., Meier M. 2016: Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2014. FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung im Auftrag des BAFU und verschiedener Kantone. www.bafu.admin.ch/luft/00575/11210/index.html?lang=de

Seitler E., Thöni L., Meier M. 2021: Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2019. FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung im Auftrag des BAFU und verschiedener Kantone. <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/luft/externe-studien-berichte/atmosphaerische-stickstoff-deposition-in-der-schweiz-2000-2019.pdf.download.pdf/Stickstoffdeposition2019.pdf>

Siewers U., Herpin U. 1998: Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 2. Stuttgart, Schweizerbart, 199 S.

Siewers U., Herpin U., Strassburg S. 2000: Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96, Teil 2. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 3. Stuttgart, Schweizerbart, 105 S.

Smodis B., Bleise A. 2007: IAEA quality control study on determining trace elements in biological matrices for air pollution research. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 271, 269-274.

Steinnes E. 1985: Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC-Report 3/85, 161–170.

Steinnes E., Rühling Å., Lippo H., Mäkinen A., 1997: Reference materials for large-scale metal deposition surveys. Accred Qual Assur 2, 243-249.

Stockholm convention on persistent organic pollutants (POPs), Text and annexes. Revised 2019 <https://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-2021.English.pdf> und <https://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>

Thimonier A., Schmitt M., Waldner P., Rihm B. 2005: Atmospheric deposition on Swiss Longterm Forest Ecosystem Research (LWF) plots. Environmental Monitoring Assessment 104, 81–118.

Thöni L. 1996: Vergleich der Elementkonzentrationen in drei Biomonitormoosen untereinander und mit Depositionsfrachten im Bulksammler nach Bergerhoff. BUWAL (ed.), Bern, Juli 1996, 89 S.

Thöni L., Schnyder N., Krieg F. 1996: Comparison of metal concentrations in tree species of mosses and metal freights in bulk precipitations. Fresenius J. Anal. Chem. 354, 703–708.

Thöni L. 1998: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990/1995. Umwelt-Materialien Nr. 101 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern (ed) 1998, 119 S.

Thöni L., Krieg F., Siewers U. 1999: Testing the Bergerhoff method to determine the bulk deposition loads of 49 elements. Atmospheric Environment 33, 337–344.

Thöni L. Seitler E. 2004: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990–1995. Umwelt-Materialien Nr. 180 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern (ed) 2004, 140 S.

Thöni L., Matthaei D., Seitler E., Bergamini A., 2008a: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990-2005. Umwelt-Zustand Nr. 0827 Bundesamt für Umwelt, Bern. 150 S.

Thöni L., Seitler E., Meier M., Zürcher F., Hertz J., 2008b: The development of loads of cations, anions, Cd and Pb in precipitation and of atmospheric concentrations of N-components, in Switzerland from 1988 to 2003. Environmental Monitoring Assessment 138, 207-218.

Thöni L., Yurukova L., Bergamini A., Ilyin I., Matthaei D. 2011: Temporal trends and spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria and Switzerland: 1990-2005. *Atmospheric Environment* 45, 1899-1912.

Thöni L., Seitler E., Schnyder E., Ehrenmann J., 2013: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990-2010. Umwelt-Zustand Nr. 1328, Bundesamt für Umwelt, Bern. 170 S.

Thöni L. Kosonen Z. 2018: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990-2015. Umwelt-Zustand Nr. 1328, Bundesamt für Umwelt, Bern. 170 S.

Trueb L.F. (ed.), 1996: Die chemischen Elemente. S. Hirzel Verlag, Stuttgart, Leipzig, 416 S.

Ueberschär K-H (2006) Möglichkeiten der Dekontamination: 2, Organische Stoffe/Kontaminanten; 2.5, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). *Landbauforsch Völknerode SH 294:101-109*, http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi040841.pdf

VDI 4320, Blatt 2, 2012: Messung atmosphärischer Depositionen – Bestimmung des Staubniederschlags nach Bergerhoff-Methode. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.

VDI 4320, Blatt 3, 2017: Messung atmosphärischer Depositionen – Bestimmung der Deposition von Anionen und Kationen – Probenahme mit Bulk- und Wet-Only-Sammlern. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.

VDI 2267 Stoffbestimmung an Partikeln in der Aussenluft. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.

Vecchiato M., Argiriadis E., Zambon S., Barbante C., Toscano G., Gambaro A., Piazza R. 2015: Persistent Organic Pollutants (POP) in Antarctica: Occurrence in continental and coastal surface snow. *Microchemical Journal* Vol 119, p 75-82

Vohr H.W. (Hrsg.) 2010: Toxikologie Band 2: Toxikologie der Stoffe Wiley-Vch, Weinheim, Germany, ISBN 978-3527323852

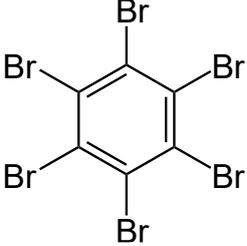
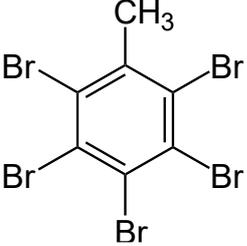
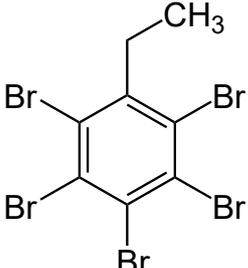
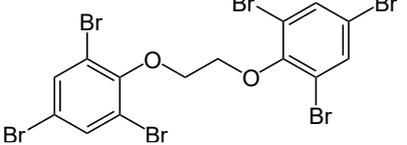
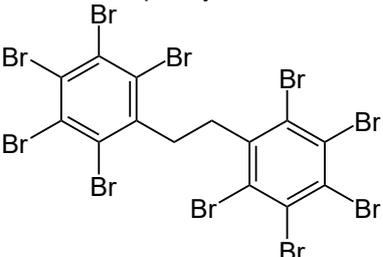
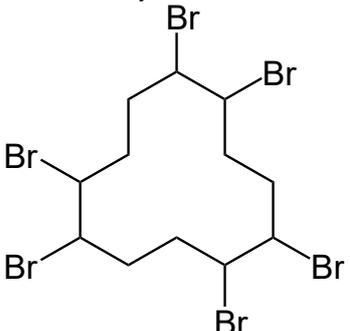
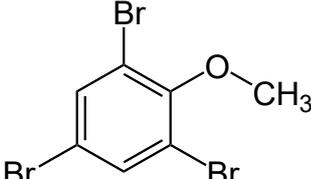
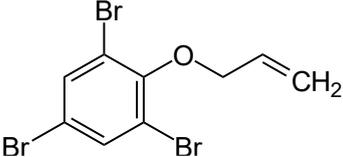
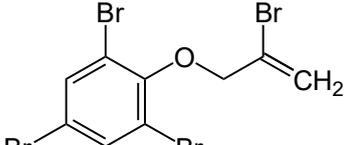
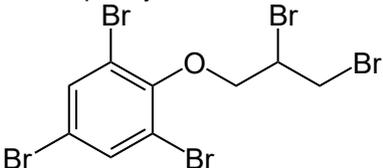
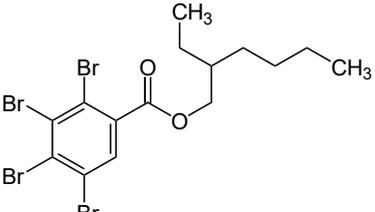
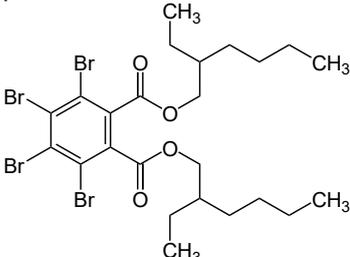
Zechmeister H. 1994: Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Band 42, 168 S.

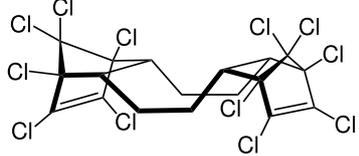
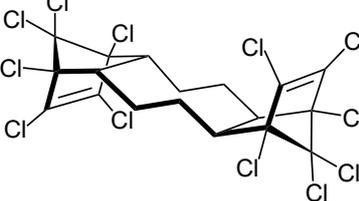
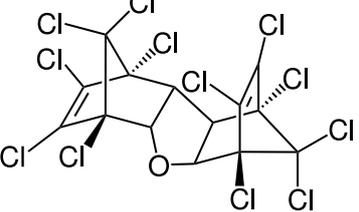
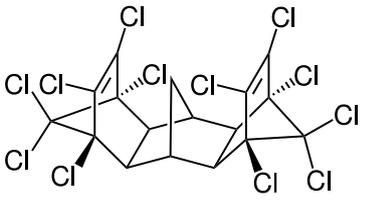
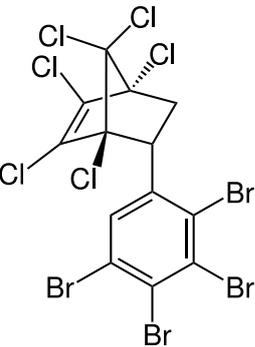
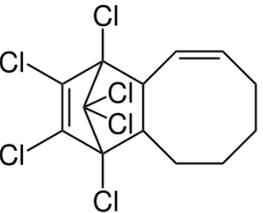
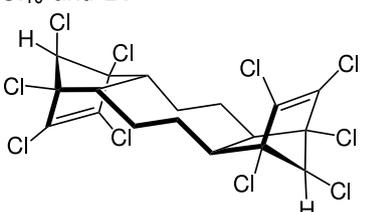
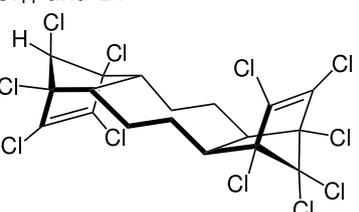
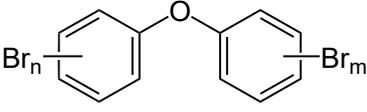
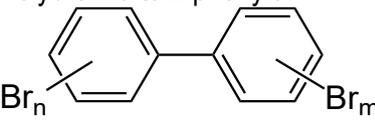
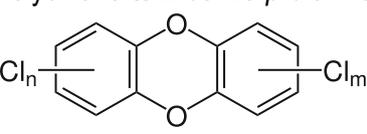
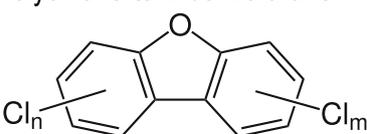
Zechmeister H. 1997: Schwermetalldepositionen in Österreich erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Band 94, 147 S. und Karten

9 Anhang

9.1 Anhang 1 – Strukturformeln ausgewählter POP

Abkürzungen gemäss Bergman et al. 2012, sofern dort vorhanden und nicht im Widerspruch zur heutigen Praxis.

<p>HBB Hexabrombenzol</p> 	<p>PBT Pentabromtoluol</p> 	<p>PBEB 1,2,3,4,5-Pentabrom-6-ethylbenzol</p> 
<p>BTBPE 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan</p> 	<p>DBDPE Decabromdiphenylethan</p> 	<p>HBCDD Hexabromcyclododecan</p> 
<p>TBA 2,4,6-Tribromanisol</p> 	<p>TBP-AE 2,4,6-Tribromphenylallylether</p> 	<p>TBP-BAE 2-Bromallyl-2,4,6-tribromphenylether</p> 
<p>TBP-DBPE 2,3-Dibrompropyl-2,4,6-tribromphenylether</p> 	<p>EH-TBB 2-Ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabrombenzoat</p> 	<p>BEH-TEBP Bis(2-ethylhexyl)tetrabrom-phthalat</p> 

<p><i>syn</i>-DP syn-Dechloran Plus</p> 	<p><i>anti</i>-DP <i>anti</i>-Dechloran Plus</p> 	<p>Dec-602 Dechloran 602</p> 
<p>Dec-603 Dechloran 603</p> 	<p>Dec-604 Dechloran 604</p> 	<p>DPMA 1,5-Dechloran-Plus-Monoaddukt</p> 
<p>Cl₁₀-<i>anti</i>-DP</p> 	<p>Cl₁₁-<i>anti</i>-DP</p> 	<p>PBDE Polybromierte Diphenylether</p> 
<p>PBB Polybromierte Biphenyle</p> 	<p>PCDD Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine</p> 	<p>PCDF Polychlorierte Dibenzofurane</p> 

9.2 Anhang 2 – Einzelwerte der gemessenen POP

In diesem Anhang sind die Einzelwerte der gemessenen POP (ohne PCB und PAK) nach POP-Gruppe ausgewiesen. Es werden jeweils nur Standorte aufgeführt, an denen mindestens ein POP der jeweiligen Gruppe nachgewiesen wurde. Falls nicht alle Standorte auf einer Blattbreite Platz hatten, wurden die Resultate in zwei Tabellen aufgeteilt. Die Reihenfolge der Tabellen entspricht der Reihenfolge der POP-Gruppen im Kapitel 5.6 Weitere persistente organische Schadstoffe (POP)

Tabelle 47 Zusammenstellung der gefundenen PCDD/F-Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze pro Standort.
 uB=unter der Bestimmungsgrenze, n.a.=nicht nachgewiesen

ng kg ⁻¹ TS pg g ⁻¹ TS	J 28	J POP1	M 2	M 7	M 20	M 32	M 46	M 56	M 80	NA 4	NA 37	NA 84	ZA 11	ZA 82	SA 78	CHI
OctaCDD	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	8.25	uB	uB	uB	uB
1,2,3,4,6,7,8- HeptaCDF	uB	0.70	uB	uB	uB	1.17	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	0.7	uB
1,2,3,4,6,7,8- HeptaCDD	1.54	2.41	1.16	0.96	1.03	2.48	1.74	1.26	1.66	uB	uB	2.06	uB	uB	0.95	uB
WHO(2005)- PCDD/F TEQ exkl. BG	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.04	0.02	0.01	0.02	n.a.	n.a.	0.02	n.a.	n.a.	0.02	n.a.
WHO(2005)- PCDD/F TEQ inkl. 1/2 BG	0.57	0.60	0.57	0.53	0.65	0.56	0.58	0.56	0.60	0.57	0.55	0.53	0.47	0.50	0.54	0.61
WHO(2005)- PCDD/F TEQ inkl. BG	1.12	1.17	1.12	1.05	1.28	1.09	1.15	1.11	1.19	1.14	1.09	1.03	0.94	0.99	1.05	1.21

Tabelle 48 Zusammenfassung aller Messwerte für alternative Flammschutzmittel, welche über der Bestimmungsgrenze im Jura und Mittelland gefunden wurden aufgelistet pro Standort. uB=unter der Bestimmungsgrenze, n.a.=nicht nachgewiesen

ng kg ⁻¹ TS pg g ⁻¹ TS	J 10	J 28	POP 1	M 2	M 7	M 20	M 32	M 46	M 56	M 80	M 88	M 98
TBA	59.2	uB	57.2	78	71.1	315	uB	231	85.5	uB	uB	uB
PBT	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	44.8	uB	uB	uB	uB
PBEB	uB	uB	uB	2	1.9	uB	1.9	5.6	uB	uB	uB	uB
HBB	9.2	uB	uB	20.9	13.8	uB	15	44.5	uB	6.5	uB	uB
TBP-DBPE	uB	uB	300	uB	uB	uB	uB	471	uB	255	uB	uB
BTBPE	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
BEH-TEBP	uB	uB	356	uB	137	uB						
Syn-DP	26.6	41.5	97	23.7	39.9	39.4	91	102	147	114	217	42.5
Dec-602	uB	uB	uB	uB	uB	uB	5.8	5.7	uB	uB	uB	uB
anti-DP	68.2	133	778	61.3	99.1	113	257	411	348	309	465	101
DBDPE	1970	2660	7000	n.a.	uB	1430	n.a.	1810	1400	n.a.	1530	966
Summe	2133	2835	8588	189	226	1897	371	3126	1981	685	2349	1110
Anzahl vers. aFSM	5	3	6	5	5	4	5	9	4	4	4	3

Tabelle 49 Zusammenfassung aller Messwerte für alternative Flammschutzmittel, welche über der Bestimmungsgrenze in den Alpen gefunden wurden aufgelistet pro Standort. uB=unter der Bestimmungsgrenze, n.a.=nicht nachgewiesen

ng kg ⁻¹ TS pg g ⁻¹ TS	NA 4	NA 37	NA 84	ZA 11	ZA 31	ZA 82	SA 78	CHI
TBA	uB	72	94.1	99.9	94.8	uB	172	uB
PBT	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
PBEB	uB	3.3	1.9	uB	2.2	uB	3	3.8
HBB	uB	29.8	13.8	uB	20.7	5.7	19.3	41.6
TBP-DBPE	uB	227	uB	216	uB	uB	203	uB
BTBPE	uB	uB	uB	uB	uB	uB	444	uB
BEH-TEBP	uB	uB	uB	uB	307	uB	269	247
syn-DP	12.5	23.5	100	28.4	10.1	50	137	48.8
Dec-602	uB	uB	uB	5.8	uB	uB	12.4	uB
anti-DP	69	51.5	196	86.5	54.4	172	359	127
DBDPE	n.a.	822	1460	944	uB	n.a.	5680	3160
Summe	82	1229	1866	1381	489	228	7299	3628
Anzahl vers. aFSM	2	7	6	6	6	3	10	6

Tabelle 50 Zusammenfassung aller Messwerte für HBCDD an den untersuchten fünf Standorten. uB=unter der Bestimmungsgrenze

ng kg ⁻¹ TS pg g ⁻¹ TS	J 28	POP 1	M 80	NA 4	ZA 82
ALPHA -HBCDD	64.9	355	196	39.6	107
BETA -HBCDD	14.1	54.6	37.1	uB	31.8
GAMMA -HBCDD	105	183	157	uB	86.4
HBCDD (Σ alpha, beta, gamma)	184	593	390	39.6	225

Tabelle 51 Zusammenfassung aller Messwerte für PBDE, welche über der Bestimmungsgrenze im Jura und im Mittelland gefunden wurden, aufgelistet pro Standort. uB=unter der Bestimmungsgrenze, n.a.=nicht nachgewiesen

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	J 10	J 28	POP 1	M 2	M 7	M 20	M 32	M 46	M 56	M 80	M 88	M 98
TriBDE (BDE-17)	uB	uB	uB	uB	uB	0.038	uB	uB	uB	uB	uB	uB
TetraBDE (BDE-47)	0.03	0.02	0.07	0.05	0.02	3.80	0.12	0.09	0.03	0.04	0.04	0.03
TetraBDE (BDE-49)	uB	uB	uB	uB	uB	0.08	uB	uB	uB	0.003	uB	uB
TetraBDE (BDE-66)	uB	uB	uB	uB	uB	0.04	uB	uB	uB	uB	uB	uB
PentaBDE (BDE-85)	uB	uB	uB	uB	uB	0.23	uB	uB	uB	uB	uB	uB
PentaBDE (BDE-99)	uB	0.02	0.04	uB	0.02	10.0	0.06	0.05	uB	0.03	0.04	uB
PentaBDE (BDE-100)	uB	0.003	0.01	uB	0.004	1.04	0.02	uB	uB	0.01	0.01	uB
PentaBDE (BDE-119)	uB	uB	0.23	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
HexaBDE (BDE-138)	uB	uB	uB	uB	uB	0.07	uB	uB	uB	uB	uB	uB
HexaBDE (BDE-153)	uB	0.01	0.01	uB	uB	1.41	uB	uB	uB	0.011	uB	uB
HexaBDE (BDE-154)	uB	uB	uB	uB	uB	0.63	uB	uB	uB	uB	uB	uB
HeptaBDE (BDE-183)	uB	0.01	0.02	uB	uB	0.17	uB	uB	uB	0.02	0.02	uB
HeptaBDE (BDE-191)	uB	uB	uB	uB	0.05	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
NonaBDE (BDE-206)	uB	uB	0.10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	uB	n.a.	0.05	uB
NonaBDE (BDE-207)	uB	0.04	0.11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	uB	n.a.	0.05	uB
DecaBDE (BDE-209)	uB	0.44	2.74	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.68	uB
Summe	0.03	0.55	3.33	0.05	0.10	17.48	0.20	0.14	0.03	0.12	0.89	0.03
Anzahl	1	7	9	1	4	11	3	2	1	6	7	1

Tabelle 52 Zusammenfassung aller Messwerte für PBDE, welche über der Bestimmungsgrenze in den Alpen gefunden wurden, aufgelistet pro Standort.

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	NA 4	NA 37	NA 84	ZA 11	ZA 31	ZA 82	SA 78	CHI
TriBDE (BDE-17)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
TetraBDE (BDE-47)	0.02	0.05	0.08	uB	0.05	0.04	0.06	0.06
TetraBDE (BDE-49)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
TetraBDE (BDE-66)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
PentaBDE (BDE-85)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
PentaBDE (BDE-99)	uB	0.04	0.10	uB	uB	0.03	uB	0.03
PentaBDE (BDE-100)	uB	0.006	0.02	uB	uB	0.01	0.01	0.01
PentaBDE (BDE-119)	0.06	uB	uB	uB	uB	0.004	uB	uB
HexaBDE (BDE-138)	uB	uB	0.01	uB	uB	uB	uB	uB
HexaBDE (BDE-153)	0.01	uB	0.02	uB	uB	0.02	uB	uB
HexaBDE (BDE-154)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
HeptaBDE (BDE-183)	uB	uB	0.02	uB	uB	0.02	uB	uB
HeptaBDE (BDE-191)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
NonaBDE (BDE-206)	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB
NonaBDE (BDE-207)	uB	0.07	uB	0.05	uB	uB	0.08	uB
DecaBDE (BDE-209)	n.a.	0.73	uB	0.57	uB	n.a.	1.10	uB
Summe	0.09	0.90	0.25	0.62	0.05	0.12	1.25	0.10
Anzahl	4	5	6	2	1	6	4	3

Tabelle 53 Zusammenfassung aller Messwerte für Pestizide, welche über der Bestimmungsgrenze im Jura und im Mittelland gefunden wurden aufgelistet pro Standort. uB=unter der Bestimmungsgrenze

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS g g^{-1} TS	J 10	J 28	POP 1	M 2	M 7	M 20	M 32	M 46	M 56	M 80
4,4'-DDT	uB	uB	240	140	uB	uB	uB	uB	uB	uB
4,4'-DDE	uB	uB	120	300	uB	uB	110	uB	uB	uB
Dieldrin	uB	uB	n.a.	uB	uB	uB	uB	uB	uB	uB

Tabelle 54 Zusammenfassung aller Messwerte für Pestizide, welche über der Bestimmungsgrenze in den Alpen gefunden wurden aufgelistet pro Standort. uB=unter der Bestimmungsgrenze

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	NA 4	NA 37	NA 84	ZA 11	ZA 31	ZA 82	SA 78	CHI
4,4'-DDT	uB	uB	uB	190	uB	120	uB	uB
4,4'-DDE	uB	250	uB	120	110	uB	uB	uB
Dieldrin	uB	190	uB	uB	uB	uB	uB	uB

Tabelle 55 Zusammenfassung der Messwerte aller Standorte, bei denen die Chlorparaffine mit der GC-NCl-MS-Methode untersucht wurden. n.a.=nicht nachgewiesen

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	J 28	POP 1	M 80	NA 4	ZA 82
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin exkl. BG	n.a.	2.4	3.8	n.a.	n.a.
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin inkl. BG	8	10	9	20	14
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin exkl. BG	n.a.	9.4	13	n.a.	n.a.
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin inkl. BG	70	90	70	150	130

Tabelle 56 Zusammenfassung der Messwerte aller Standorte im Jura und im Mittelland, bei denen die Chlorparaffine mit der Orbitrap-Methode untersucht wurden. n.a.=nicht nachgewiesen

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	J 10	J 28	POP 1	M 2	M 7	M 20	M 32	M 46	M 56	M 80
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin exkl. BG	2.6	n.a.	5.8	7.7	4.7	290	8.1	17	2.6	5.9
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin inkl. BG	5	4	6	10	7	290	10	17	5	6
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin exkl. BG	n.a.	8.3	14	32	28	95	11	220	n.a.	9
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin inkl. BG	20	9	14	35	30	100	21	220	20	9

Tabelle 57 Zusammenfassung der Messwerte aller Standorte in den Alpen, bei denen die Chlorparaffine mit der Orbitrap-Methode untersucht wurden.

$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS ng g^{-1} TS	NA 4	NA 37	NA 84	ZA 11	ZA 31	ZA 82	SA 78	CHI
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin exkl. BG	7.9	11	6.3	2.8	8.9	n.a.	6.9	11
Summe C ₁₀ - bis C ₁₃ -Chlorparaffin inkl. BG	8	11	8	7	10	5	9	11
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin exkl. BG	24	180	33	n.a.	170	17	37	130
Summe C ₁₄ - bis C ₁₇ -Chlorparaffin inkl. BG	24	190	36	30	170	17	38	140

Schwermetallkartierung Schweiz

FUB - Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG
 Alte Jonastrasse 83, 8640 Rapperswil 

Moosproben

Gesammelt Vorjahr

Schwermetall und Stickstoff

Moos Art

Häufigkeit

- selten
 häufig

total Volumen/Fläche der Proben

- < 1 l < 150 cm²
 1 - 2 l 150 - 300 cm²
 > 2 l > 300 cm²

Wachstumstyp

- spärlich
 einzelne Kissen
 Matten

Teilproben	Substrat			Staub		
	<input type="radio"/> Boden	<input type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 1	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 2	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 3	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 4	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 5	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

POP

Moos Art

Häufigkeit

- selten
 häufig

total Volumen/Fläche der Proben

- < 1 l < 150 cm²
 1 - 2 l 150 - 300 cm²
 > 2 l > 300 cm²

Wachstumstyp

- spärlich
 einzelne Kissen
 Matten

Teilproben	Substrat			Staub		
	<input type="radio"/> Boden	<input type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 1	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 2	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 3	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 4	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Probe 5	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Gleicher Fundort wie SMK? Ja Nein

Falls Nein: genauere Angaben in Bemerkungen, inklusive Vegetation, Landnutzung und Abstände grössere Umgebung

Bemerkungen

9.4 Anhang 3 – Standortdaten

Zusammenstellung der 2020 beprobten Standorte. Diese Zusammenstellung enthält den Standortcode, den Kanton, die Gemeinde sowie den Flurnamen des Probenahme-Ortes. Weiter aufgeführt sind die Koordinaten gemäss LV03, die Höhe über Meer, die verwendete Moosart und die Topografie der Sammelstelle. Zudem ist pro Standort vermerkt, auf welche Stoffe die Proben der jeweiligen Standorte untersucht wurden SM=(Schwer)Metalle, N=Stickstoff und POP=persistente organische Verbindungen).

Für die Beurteilung der Vergleichbarkeit der Daten zur vorherigen Erhebung ist in der letzten Spalte ausgewiesen, wie vergleichbar der Standort 2020 zu der vorhergehenden Erhebung 2015 ist.

1 = Beprobung 2020 an gleicher Stelle wie 2015

±1 = Beprobung 2020 nicht ganz an gleicher Stelle wie 2015 aber am selben Ort an identischer Lage

2 = Beprobung 2020 nicht an gleicher Stelle wie 2015 aber am selben Ort. Lage/Umgebung 2020 nicht identisch zur Vorperiode (z.B. Hang statt Kuppe, oder Abstand zu Bäumen nicht identisch).

Standort	Kanton	Gemeinde	Flurname	Koord WE	Koord NS	Höhe ü.m	Moos- Art	Topografie	gemessene Stoffe	Standort 2020 im- Vergleich zur Erhe- bung 2015
NA2	VS	Vemayaz-Salvan	Bois de Gueroz	568.010	106.775	750	Hc	Hang	SM	1
NA4	VD	Château-d'Oex	Les Perreys	579.064	147.925	1273	Hc	Hang	SM, N, POP	±1
NA8	VD	Ormont-Dessus	Retaud	581.813	134.176	1685	Ps	Kuppe	SM	1
NA9	BE	Rüschegg	Wissenbach	600.055	178.148	1200	Ps	Ebene	N	1
NA15	BE	Diemtigen	Ägelseemoor	608.212	166.409	1000	Ps	Ebene	SM	1
NA18	BE	Kandersteg	Öschwald	619.487	149.154	1300	Ps	Hang	SM, N	1
NA24	BE	Grindelwald	Raiftegg	640.984	163.479	1720	Ps	Kuppe	SM	1
NA27	LU	Werthenstein	Staldigwald	650.608	209.267	921	Ps	Ebene	SM	±1
NA37	OW	Engelberg	Schlegi	672.692	184.642	1200	Ps	Ebene	SM, POP	1
NA51	SZ	Alpthal	Erlenblätz	696.872	211.340	1190	Ps	Hang	SM, N	1
NA53	UR	Unterschächen	Ueligswand	701.406	189.137	1151	Ps	Kuppe	SM, N	±1
NA73	GL	Glarus	Näggeler (Klöntal)	719.440	210.011	990	Hc	Hang	SM, N	1
NA75	SG	Ebnat-Kappel	Scherb (südl. Chellen)	730.307	237.716	1106	Ps	Ebene	SM	1
NA84	SG	Vilters-Wangs	Diggenwald	749.954	209.587	1154	Hc	Hang	SM, N, POP	±1
NA87	SG	Gams	Sommerigchopf	748.095	230.498	1223	Hc	Ebene	SM	1
NA90	GR	Fuma	Vorderried	769.970	202.180	1590	Ps	Ebene	SM	1
NA113	ZG	Zug	Eigenried, Zugerberg	682.667	220.474	983	Ps	Ebene	N, S	1
NAFL1	FL	Vaduz	Letzi	758.432	223.682	675	Hc	Hang	SM	±1
SA39	TI	Cevio	Canarint, Val Bavona	684.178	139.384	871	Ps	Hang	SM	±1
SA40	TI	Campo (Vallemaggia)	Monte di Borgnoi, Mött	680.038	126.549	158	Ps	Hang	SM, N	1
SA55	TI	Chironico	Val Chironico, Valle	705.901	141.067	962	Hc	Hang	SM, POP	±1
SA57	TI	Novaggio	Pisanea Commune, Caroli	708.371	97.933	994	Hc	Hang	SM, N	1
SA58	TI	Breggia	Muggio	726.157	83.650	702	Hc	Hang	SM	2
SA59	TI	Rovio	oberhalb Selvone	720.258	88.975	633	Hc	Hang	SM	±1
SA62	TI	Cugnasco-Gerra	oberhalb Monti di Ditto	712.174	116.849	1070	Hc	Hang	SM	1
SA64	TI	Sant' Antonio	oberhalb Stausersee, Valle Morrobio	725.860	114.040	700	Ps	Hang	SM	1

SA78	GR	Santa Maria in Calanca	oberhalb Bald	731.164	125.695	1258	Hc	Hang	SM, N, POP	±1
SA94	GR	Bregaglia	Stampa Bosch da Durbegia	765.600	135.840	1470	Hc	Hang	SM	1
SA99	GR	Poschiavo	Bignideu	800.710	132.012	1428	Hc	Hang	SM, N	1
SA107	VS	Zwischbergen	Ameistola	652.254	111.934	1385	Ps	Hang	SM	±1
SA108	TI	Personico	Weg nach Badresc	714.731	135.398	815	Ps	Hang	SM	±1
TAM	TI	Monteceneri	La Manèra (Monte Tamaro)	712.600	107.637	1440	Hc	Hang	POP	Ersatz POP Standort für SA59
ZA7	VS	Chamoson	Dzeu du Vuargne	581.770	116.780	1220	Hc	Hang	SM, N	1
ZA11	VS	St. Martin	Roche oberhalb Praz-Jean	600.669	111.111	1215	Hc	Hang	SM, POP	1
ZA19	VS	Zermatt	Lauberen	624.895	95.316	1965	Ps	Hang	SM, N	1
ZA22	VS	Kippel	Chipelwald	625.702	138.093	1508	Ps	Hang	SM	±1
ZA31	VS	Ernen	Bawald	656.737	140.291	1660	Ps	Hang	SM, POP	1
ZA54	GR	Tujetsch	Uaul Cavorgia	703.803	169.686	1515	Ps	Hang	SM, N	±1
ZA80	GR	Sufers	Göriwald	747.412	158.189	1583	Ps	Hang	SM, N	±1
ZA82	GR	Paspels	Ognas	754.140	179.270	908	Hc	Hang	SM, POP	1
ZA92	GR	Alvaneu	unterhalb Aclas d'Alvagni	768.250	173.150	1530	Ps	Hang	SM	1
ZA95	GR	St. Moritz	Mauntschas	785.430	151.410	1820	Ps	Ebene	SM	1
ZA96	GR	Davos	Seehornwald, Weriwald	784.476	187.544	1640	Ps	Hang	SM, N	±1
ZA98	GR	Zuoz	God Averts	794.720	164.070	1870	Hc	Hang	SM	1
ZA101	GR	Sent	Val Sinestra, God da Chavrix	821.660	191.480	1600	Ps	Hang	SM	1
ZA110	GR	Schluain	Val da Schluain Run Plauns	735.886	183.572	910	Hc	Hang	N, S	1
J3	VD	L'Abbaye	Châlet du Grand Essert	511.835	162.822	1360	Ps	Ebene	SM, N	1
J4	NE	La Brévine	Rond Buisson	535.200	203.018	1047	Ps	Ebene	SM	±1
J6	NE	Boudry	Forêt de Cortailod	551.910	199.779	622	Hc	Hang	SM	±1
J9	BE	Plateau de Diesse	La Jorbe	574.959	215.073	868	Hc	Hang	SM	±1
J10	BE	Tramelan	Derrière la Gruère	571.205	232.310	1010	Ps	Ebene	SM, N, POP	1
J18	SO	Bettlach	Gräschlerflue	597.140	229.560	950	Hc	Hang	SM, N	1
J22	SO	Gempen	Schartenflue	616.260	259.140	680	Hc	Hang	SM	1
J23	SO	Mümliswil-Ramiswil	Rotisegg	617.470	245.340	970	Ps	Hang	SM	1
J24	AG	Möhlin	Chüelenspitz	631.933	269.419	320	Hc	Hang	SM, POP	±1
J25	BL	Rothenfluh	Kei, Ban	636.895	258.027	675	Hc	Ebene	SM	1
J26	AG	Mandach	oberhalb Eien	655.830	268.040	560	Hc	Ebene	SM	1
J28	SH	Schleitheim	Wösterholz	676.956	287.613	547	Hc	Ebene	SM, N, POP	1
M2	VD	Chanvannes des Bois	Les Maillette	499.472	129.156	457	Hc	Ebene	SM, POP	2
M4	GE	Jussy	Bois Vieux	511.760	121.498	498	Hc	Ebene	SM, N	1
M7	VD	Cossonay	Bois du Sépey	526.989	163.240	617	Hc	Ebene	SM, POP	1
M15	VD	Montanaire	Vusery	547.301	170.916	860	Hc	Ebene	SM	1
M16	FR	Attalens	Mont Vuarrat	556.978	151.649	892	Hc	Ebene	SM, N	±1
M20	VD	Payerne	Les Tailles	563.272	183.253	629	Hc	Ebene	SM, N, POP	2
M24	FR	Galmwald (Staats- wald)	Altried	580.130	196.215	577	Hc	Hang	SM	±1
M32	BE	Bern	Könizbergwald	597.428	197.823	630	Hc	Ebene	SM, N, POP	±1

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moos-Monitoring 1990–2020

M40	BE	Freimettigen	Hohrütwald	615.375	189.874	930	Hc	Hang	SM	1
M46	BE	Ursenbach / Leimiswil	Tannbützen	624.590	220.950	685	Hc	Ebene	SM, POP	1
M56	AG	Staffelbach	Felli	645.305	236.158	609	Hc	Hang	SM, POP	1
M64	LU	Eschenbach	Elisfurtwald	666.232	218.914	485	Hc	Ebene	SM	±1
M77	ZH	Rheinau	Watt, Häuli	688.490	275.407	389	Hc	Ebene	SM	1
M80	ZH	Zürich	Rüti	688.510	246.870	620	Hc	Ebene	SM, N, POP	1
M82	ZH	Männedorf	Stollen	695.911	236.047	650	Hc	Ebene	SM	1
M88	TG	Aadorf	Brandforen	709.366	260.139	606	Hc	Hang	SM, N, POP	±1
M98	TG	Längwil	Späggholz	733.629	272.858	550	Hc	Ebene	SM, POP	±1
M100	TG	Roggwil	Walchi	747.192	262.528	476	Hc	Hang	SM	±1
M102	AR	Gais	Weid	751.147	249.056	962	Hc	Ebene	N, SM	1
ARD 06	GR	Ardez	Peidra Rignon	808.671	184.589	1742	Ps	Hang	N	1
BA	ZH	Wald	Bachtel, Auenberg	710.256	239.925	980	Hc	Hang	N	1
BEA	BE	Beatenberg	Vorsass	625.710	172.200	1575	Ps	Hang	N	1
CEL	GR	Celerina/Schlarigna	ob Punt Muragl	787.040	153.440	1760	Ps	Ebene	N	1
CHA	NE	Val-de-Ruz	Forêt du Savagnier	564.996	211.113	1140	Hc	Ebene	N	1
CHI	TI	Faido	Alp Ces, Segna Marcia	706.020	144.190	1485	Ps	Hang	N, POP	1
HUD	TG	Zielschlucht-Silterdorf	Hudelmoos	739.016	265.329	515	Hc	Ebene	N	±1
KLE	NW	Beckenried	Chlevenstock	679.057	198.644	1693	Ps	Hang	N	±1
LAU	VD	Le Mont-sur- Lausanne	Bois des Gésiaux	539.767	156.586	773	Hc	Ebene	N	1
LEN	TG	Kemmental	Stoggham	730.406	276.547	517	Hc	Ebene	N	±1
MU	AG	Muri	Maiholz	669.620	235.590	470	Hc	Hang	N	1
NAT	GR	Zemez	Nationalpark	814.450	171.380	1914	Ps	Hang	N	1
NE01	NE	Les Ponts-de Martel	Marais Rouges	546.805	204.844	1000	Ps	Ebene	N	1
NENZ	BL	Nenzlingen	Nänzinliger Weid	609.688	255.434	525	Hc	Hang	N	1
OTH	AG	Othmarsingen	Berg	659.240	250.190	458	Hc	Ebene	N	1
RIG	SZ	Küssnacht	Rüttersplangg	678.595	212.702	1175	Ps	Hang	N	1
ROHO	SZ	Rothenurm	Allmigforen	693.907	219.495	905	Ps	Ebene	N	1
SA	TI	Breggia	Sagno, Cava	724.260	79.951	800	Hc	Hang	N	2
SCH	SG	Schänis	Wellrüti	722.910	223.510	630	Hc	Hang	N	1
SEM	LU	Sempach	Allmendwald	658.688	219.359	557	Hc	Hang	N	2
SOER	LU	Flühli	Husegg	643.546	184.812	1450	Ps	Ebene	N	1
TIE	UR	Realp	Tiefenbach	678.362	160.857	2160	Ps	Hang	N	±1
VIS	VS	Visp	Graubärg	632.251	127.382	670	Hc	Hang	N	1
VOR	AG	Vordemwald	Probstholtz	636.070	235.500	460	Hc	Ebene	N	1
WA	BE	Lauterbrunnen	Wengernalp	637.758	158.321	1893	Ps	Kuppe	N	1
WAU16	LU	Luzern	Ronwäldli (Wauwieler Moos)	644.281	224.653	500	Hc	Ebene	N	±1
POP1	BL	Oberwil	Meierhegli	606.921	263.792	431	Hc	Ebene	POP	1