

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL sowie der Kantone

Messbericht 2024

Andrea Fischer und Christoph Hüglin

Empa, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf

Dübendorf, Oktober 2025

Impressum

Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Luftqualität, 3003 Bern

Auftragnehmer: Empa, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf

Autoren: Andrea Fischer, Christoph Hüglin

Kontakt: andrea.fischer@empa.ch

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für deren Inhalt sind allein die Autoren verantwortlich.

Dieser Bericht ist abrufbar unter: <http://empa.ch/web/s503/weitere-dokumente>



Dübendorf, Oktober 2025

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	2
2	Résumé	4
3	Messkonzept	6
3.1	Messstationen und Messbetrieb	6
3.2	Probenahme	9
3.3	Analytik	9
3.4	Toxizität	10
4	Resultate der PAK-Analysen	12
5	Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren	20
6	Literaturverzeichnis	35
	Anhang	40

1 Zusammenfassung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) stellen wegen ihrer kanzerogenen und mutagenen Wirkung eine Gefahr für die menschliche Gesundheit dar (WHO Regional Office for Europe 2021, 2020 + 2013; EEA 2024; BAG 2020; Jameson 2019, U.S. EPA 2017, IARC 2010 + 2013). PAK entstehen bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Materialien wie Holz, Kohle, Benzin, Tabak, Heiz- und Dieselöl oder Lebensmitteln. In der Natur entstehen PAK z.B. bei Wald- und Steppenbränden oder auch durch Vulkanaktivität. Die WHO (WHO Regional Office for Europe 2021) hat im Jahr 2021 in einem Bericht über die gesundheitlichen Auswirkungen von PAK in der Luft auch Messresultate aus der Schweiz verwendet (Fallstudie 2). Zudem stellt die WHO eine Software (AirQ+) zur Verfügung, mit der die gesundheitlichen Risiken aufgrund der Exposition gegenüber karzinogenen Luftschadstoffen (einschliesslich B(a)P) berechnet werden kann (WHO 2020). Aufgrund der Gesundheitsgefährdung durch PAK hat die Europäische Union in ihrer Richtlinie 2024/2881 vom 23. Oktober 2024 (EU-Commission 2024) einen Grenzwert für das krebsfördernde Benzo(a)pyren (BaP) im atmosphärischen Feinstaub (PM10) festgelegt. Der Grenzwert entspricht einem Jahresmittelwert von 1.0 ng/m³. Des Weiteren sieht die EU-Richtlinie die Analyse einer Reihe weiterer polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Feinstaub vor, namentlich Benz(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(j)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen und Fluoranthen. Die Emissionen von PAK sind in Europa rückläufig. Gemäss der Europäischen Umweltagentur haben die Gesamtemissionen aller Polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in Europa in den Jahren 1990 – 2023 um 57% und jene von BaP um 55% abgenommen (EEA 2025). Im Jahr 2022 waren 13 % der städtischen Bevölkerung der EU Konzentrationen von Benzo(a)pyren über dem europäischen Grenzwert ausgesetzt. BaP gilt als einer der vier wichtigsten Schadstoffe in Europa in Bezug auf die gesundheitlichen Auswirkungen und die Exposition der Bevölkerung gegenüber Konzentrationen oberhalb der EU-Normen, zusammen mit PM, NO₂ und Ozon (EEA 2024). Im Jahr 2023 wurde an 18% der 776 Messstellen in Europa für Benzo(a)pyren (BaP) ein Jahresmittel über dem Grenzwert von 1.0 ng/m³ registriert (Targa et al. 2025).

Mit der Analyse der Feinstaub-Proben ausgewählter Stationen des NABEL und der Kantone von 2024 auf PAK wurde wie in den vergangenen Jahren das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich beauftragt. Die Analysen wurden gemäss der EN-Norm 15549 (CEN 2008) durchgeführt. Zusätzlich zu den von der europäischen Richtlinie geforderten PAK wurden Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylene bestimmt.

Die Schweiz legt für krebserregende Substanzen keine Immissionsgrenzwerte fest, da gemäss der Luftreinhalte-Verordnung für deren Emissionen unabhängig von den auftretenden Immissionen das Minimierungsgebot gilt. Um einen Überblick über die in der Schweiz auftretenden Immissionskonzentrationen von PAK im PM10 zu erhalten, werden seit 2006 Analysen an ausgewählten NABEL-Stationen durchgeführt. Als Ergänzung zur Messstation Magadino-Cadenazzo wurden seit 2007 auch einige kantonale Stationen ins Messprogramm genommen, welche wie Magadino-Cadenazzo ebenfalls zeitweise stark durch Emissionen aus Holzfeuerungen beeinflusst sind: San Vittore (GR) im Misox, seit 2007; Grabs (SG), 2024, 2017–2019 und 2009; Appenzell (AI), 2024, 2016 und 2011–2013, Hemmental (SH), 2024 und 2009, Ebnat-Kappel (SG) im Toggenburg, 2020–2021 und 2010–2012; Altstätten (SG), 2014–2015; Flums (SG), 2015–2017; Braunwald (GL), 2015 (Detaillierte Angaben siehe Tab. 2).

Die Resultate 2024 zeigen keine wesentlichen Unterschiede in der relativen PAK-Zusammensetzung der Standorte (Abb. 1 und 2). Folglich ist auch der Beitrag der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 an allen Stationen sehr ähnlich (Abb. 5 und Tabelle 5). Eine Auswertung zur relativen Toxizität der gemessenen PAK-Konzentrationen von 2024 zeigt, dass Benzo(a)pyren allein für rund 62 % der Toxizität der gemessenen PAK im Feinstaub verantwortlich ist.

Im Jahr 2024 wurden an den beiden Stationen der Alpensüdseite (San Vittore und Magadino-Cadenazzo) deutlich höhere Konzentrationen von BaP als im Vorjahr registriert. In San Vittore wurde mit 1.23 ng/m³ der höchste Jahresmittelwert gemessen. An allen anderen untersuchten Stationen liegen die BaP-Belastung zwischen 0.05 (Lausanne-César-Roux und Beromünster) und 0.34 ng/m³ (Magadino-Cadenazzo) und somit deutlich unter dem europäischen Grenzwert von 1.0 ng/m³ (Abb. 7). Die ländlichen Standorte San Vittore und Magadino-Cadenazzo sind stark von Emissionen aus der Holzverbrennung beeinflusst und zeigen deshalb im Vergleich zu den anderen Stationen klar höhere Messwerte.

Die Benzo(a)pyren Belastung hat an allen untersuchten NABEL-Standorten seit Messbeginn im Jahr 2006 abgenommen (Abb. 8 und Abb. 9). Der langjährige Verlauf der Quartalswerte der BaP-Konzentrationen weist an allen Messstationen eine ausgeprägte Saisonalität auf, mit hohen Werten im Winter und deutlich tieferen Werten im Sommer (Abb. 12).

Dieser Bericht gibt eine Übersicht über das Messprogramm, die angewendeten Messverfahren und die Resultate im Zeitraum 2006 – 2024.

2 Résumé

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) représentent un danger pour la santé en raison de leur caractère cancérogène et mutagène (OMS Office Régional pour l'Europe WHO 2021, 2020 + 2013; EEA 2024; BAG 2020; Jameson 2019, U.S. EPA 2017, IARC 2010 + 2013). Ils se forment lors de la combustion incomplète de matériaux organiques, tels que le bois, le charbon, l'essence, le tabac, le diesel, le mazout ou la nourriture. Dans la nature, les HAP sont émis lors des incendies de forêt, des feux de steppe ou de l'activité volcanique. L'OMS (Bureau régional de l'OMS pour l'Europe WHO 2021) a utilisé des données de mesures de suisse dans un rapport sur l'impact sur la santé des HAP dans l'air publié en 2021 (étude de cas 2). En lien avec ce rapport, l'OMS met à disposition un programme informatique (AirQ+) permettant de calculer les risques pour la santé, liés à l'exposition aux polluants atmosphériques cancérogènes (y compris BaP) (WHO 2020). A cause des dangers pour la santé liés aux HAPs, dans les directives 2024-2881 du 23 Octobre 2024 (EU 2024), l'union Européene a établi une nouvelle valeur limite pour le cancérogène Benzo(a)pyrène (BaP) dans les particules fines (PM10). Cette limite est de 1.0 ng/m³. La directive européenne prévoit également l'analyse d'un certain nombre d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les particules, dont notamment benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et fluoranthène. Les émissions de HAP déclinent en Europe. Selon l'Agence européenne pour l'environnement, les émissions totales de HAP en Europe ont diminué de 57 % et celles de BaP de 55 % entre 1990 et 2023 (EEA 2025). En 2022, 13 % de la population urbaine de l'UE était exposée à des concentrations de BaP supérieures à la limite européenne. En Europe, le BaP est un des 4 polluants les plus importants (avec les particules fines, le NO₂ et l'Ozone) par rapport au effets sur la santé et à l'exposition de la population à des concentrations dépassant les valeurs cibles (EEA 2024). En 2023, une moyenne annuelle supérieure à la valeur limite de 1.0 ng/m³ a été enregistrée pour le BaP à 18% des 776 sites de mesure en Europe (Targa et al. 2025).

Les analyses d'échantillons d'HAP de 2024 sont confiées, comme les années précédentes, au Laboratoire de protection des eaux du canton de Zürich. Les analyses ont été menées conformément aux normes européennes en la matière (CEN 2008). En plus des HAP recommandés par la directive européenne les concentrations de pyrène, chrysène et de benzo(ghi)perylène ont également été mesurées.

La Suisse n'a pas établi de valeur limite d'immission pour les substances cancérogènes mais limite les émissions autant que possible, indépendamment des immissions enregistrées (limitation Empa, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik; Oktober 2025

préventive en fonction du principe de précaution conformément à l'ordonnance sur la protection de l'air). Afin d'obtenir une vue d'ensemble des concentrations de HAP contenus dans les PM10 en Suisse, des analyses ont été effectuées, depuis 2006, dans des stations NABEL sélectionnées. En 2019, les mesures de HAP à Beromünster ont été intégrées pour la première fois dans le programme. Dans le réseau NABEL, Magadino-Cadenazzo est l'unique station qui est particulièrement exposée aux émissions des chauffages à bois, parfois même de manière dominante. C'est la raison pour laquelle depuis 2007, le programme de mesure a été étoffé par certaines stations cantonales additionnelles, également exposées aux émissions de chauffages à bois: San Vittore (GR) dans le Val Mesolcina, depuis 2007; Grabs (SG), 2024, 2017-2019 et 2009; Appenzell (AI), 2024, 2016 et 2011 - 2013; Hemmental (SH), 2024 et 2009; Ebnat-Kappel dans le Toggenburg, 2020 – 2021 et 2010 - 2012; Altstätten (SG), 2014 - 2015; Flums (SG), 2015 - 2017; Braunwald (GL), 2015; (Pour des informations détaillées, voir tab. 2).

Les résultats de 2024 ne montrent aucune différence significative dans la composition relative des HAP des sites (Fig. 1 et 2). Par conséquent, la contribution individuelle des HAP est très similaire à celle des PM10 pour toutes les stations (Fig. 5 et tab. 5). Une évaluation de la toxicité relative des concentrations de HAP mesurées en 2024 montre que le benzo(a)pyrène est responsable à lui seul d'environ 62 % de la toxicité des HAP mesurés dans les particules.

En 2024, des concentrations de BaP significativement plus élevées ont été enregistrées aux deux stations du versant sud des Alpes (San Vittore et Magadino-Cadenazzo) que l'année précédente. La moyenne annuelle la plus élevée, soit 1.23 ng/m³, a été mesurée à San Vittore. À toutes les autres stations examinées, les concentrations de BaP variaient entre 0.05 (Lausanne-César-Roux et Beromünster) et 0.34 ng/m³ (Magadino-Cadenazzo), significativement en dessous de la limite européenne de 1.0 ng/m³ (Fig. 7).

3 Messkonzept

3.1 Messstationen und Messbetrieb

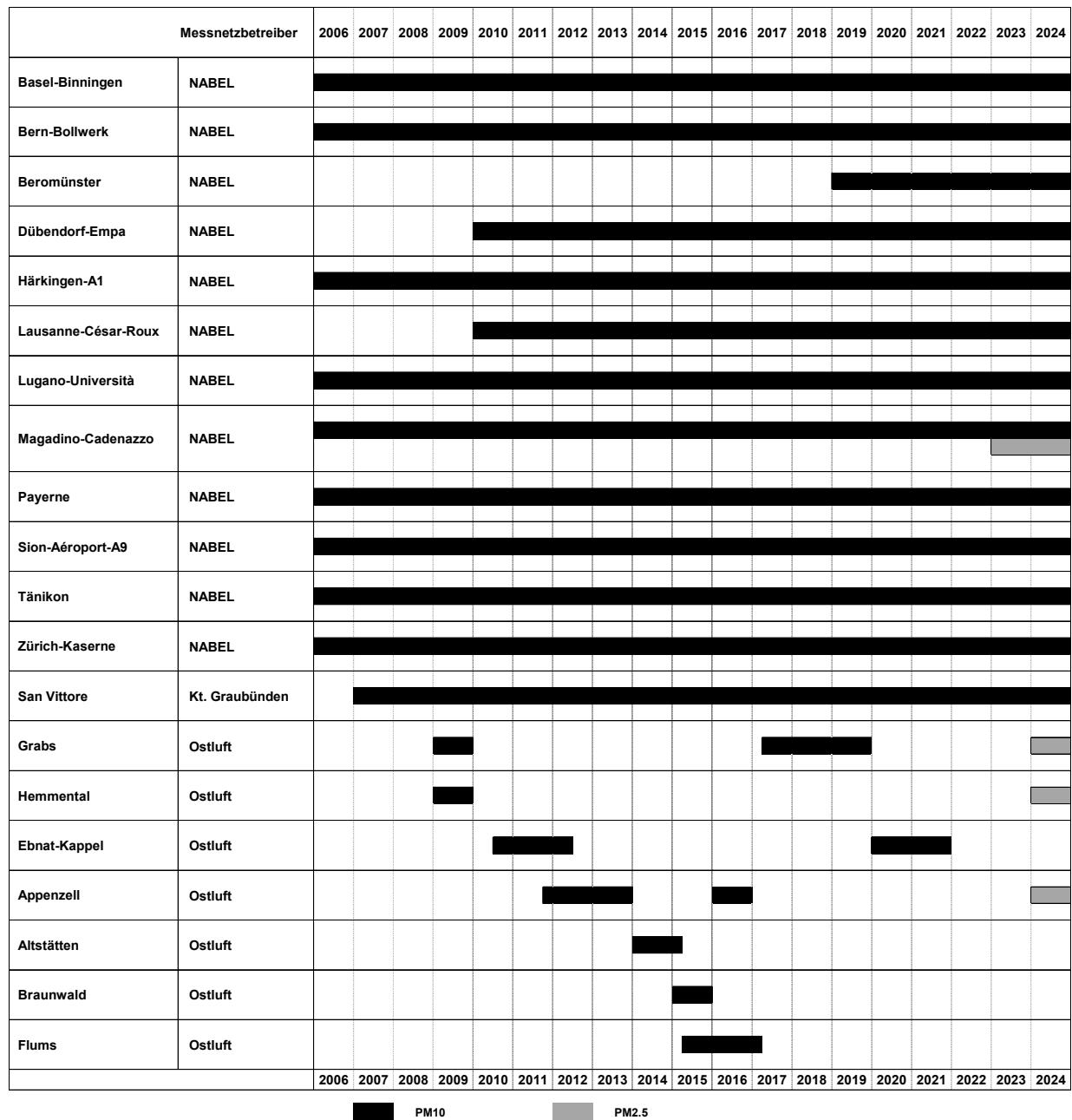
Die Messstationen, an denen im Jahre 2024 PAK-Analysen durchgeführt wurden, sind in der Tabelle 1 aufgelistet und kurz charakterisiert. Eine zeitliche Darstellung des Messbetriebes an den verschiedenen Standorten seit Messbeginn im Jahr 2006 sowie Angaben zum Messbetreiber sind in Tabelle 2 dargestellt. Eine detaillierte Charakterisierung der NABEL-Stationen findet sich im Technischen Bericht zum NABEL (Empa 2024). Die Lage der Station San Vittore ist auf der Webseite des Amts für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden näher beschrieben (www.luft.gr.ch). In Grabs (Höhe: 469 m ü.M.; Koordinaten: 2752175/1227830) im St. Galler Rheintal wurden 2024, 2017-2019 sowie 2009 in einem Wohnquartier im Dorfzentrum von Grabs, rund 50 m von einer Verkehrsachse entfernt, Messungen durchgeführt. Die Messstation Appenzell (Höhe: 775 m ü.M.; Koordinaten: 2748735/1244230) liegt im Dorfzentrum beim Feuerschaugebäude und weist einen geringen Verkehrseinfluss auf. Diese Station repräsentiert die Situation in einem Wohnquartier eines grösseren Dorfes in einer ausgeprägten Tallage. Messungen in Appenzell fanden im Jahr 2024, von 2016 – 2017 sowie von Oktober 2011 bis Ende 2013 statt. Die Messstation Hemmental in Schaffhausen liegt in ländlicher Umgebung am Anfang des Hemmentalertals. Messungen an dieser Station wurden in den Jahren 2024 und 2009 durchgeführt. In Ebnat-Kappel (Höhe: 630 m ü.M.; Koordinaten: 2727350/1236350) wurden von 2010 bis 2012 sowie 2020 bis 2021 Messungen durchgeführt. Die Station befand sich im Dorfzentrum von Ebnat-Kappel, an einer Nebenstrasse, und repräsentierte eine Situation in einer ländlichen Gemeinde mit hohem Holzfeuerungsanteil. Die Messstation Altstätten (Höhe: 451 m ü.M.; Koordinaten: 2759025/1249860) war von Januar 2014 bis März 2015 in Betrieb und repräsentierte die Situation einer ländlichen Gemeinde mit einem erhöhten Anteil an Holzfeuerungen. Altstätten liegt in einer Randlage des St. Galler Rheintals, und die Station befand sich an einer Hauptverkehrsstrasse im Dorfzentrum. Im Jahr 2015 war die Station Braunwald (Höhe: 1256 m ü.M.; Koordinaten: 2718725/1199807) im Kanton Glarus im PAK-Messprogramm. Die Messstation befand sich direkt bei der Bergstation Braunwaldbahn im autofreien Kur- und Fremdenverkehrsort Braunwald. Im Zeitraum von April 2015 bis Ende 2017 war die Hintergrundstation Flums im Kanton St. Gallen in Betrieb (Höhe: 469 m ü.M.; Koordinaten: 2744135/1218550), die Station befand sich im Seetal auf dem Gelände der ARA Flums-Seez, abseits von verkehrsreichen Strassen und Siedlungen.

Tab. 1: Charakterisierung der Stationen, an welchen 2024 PAK-Analysen (PM10) durchgeführt wurden.

Basel-Binningen	BAS	vorstädtisch, am Stadtrand von Basel auf dem Gebiet der Gemeinde Binningen
Bern-Bollwerk	BER	städtisch, direkt an Hauptverkehrsachse, ca. 3 m vom Strassenrand in Strassenschlucht
Beromünster	BRM	ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.
Dübendorf-Empa	DUE	vorstädtisch, ca. 200 m von Hauptverkehrsstrassen entfernt
Härkingen-A1	HAE	ländlich, ca. 20 m nördlich der Autobahn A1
Lausanne-César-Roux	LAU	städtisch, verkehrsbelastet
Lugano-Università	LUG	städtisch, in relativ offener Hofsituation
Magadino-Cadenazzo	MAG	ländlich, unterhalb 1000 m ü.M., Alpensüdseite
Payerne	PAY	ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.
Sion-Aéroport-A9	SIO	ländlich, an der Autobahn A9
Tänikon	TAE	ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.
Zürich-Kaserne	ZUE	städtisch, Hofsituation, nicht unmittelbar verkehrsbelastet
San Vittore	SANV	Dorfzentrum, im Talboden eines Alpentals, 280 m ü.M.
Grabs*	GRA	Wohnquartier im Dorfzentrum, rund 50 m von einer Verkehrsachse entfernt
Hemmental*	HEM	Ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.
Appenzell*	APP	Wohnquartier in Dorfzentrum, ausgeprägte Tallage

*PM2.5

Tab. 2: Zeitliche Darstellung der durchgeführten PAK-Messungen



3.2 Probenahme

Die Analyse der PAK-Konzentrationen in PM10 und PM2.5 erfolgte quartalsweise an den ausgewählten Messstationen. Dazu wurde aus den täglichen Feinstaubfiltern (Pallflex Tissuquarz), nach erfolgter Massenbestimmung, eine Rondelle mit einem Durchmesser von 14 mm ausgestanzt und quartalsweise zu einer Probe vereinigt. Von der Station San Vittore standen Filter von jedem 12. Tag zur Verfügung. Um eine annähernd identische Probenmenge zu erhalten, wurden pro Filter je 4 Rondellen mit einem Durchmesser von 25 mm zu Quartalsproben vereinigt. Detaillierte Angaben über die Messmethodik zur Sammlung von Feinstaub auf Filtern sind im Technischen Bericht zum NABEL (Empa 2024) enthalten.

Die Siedepunkte der PAK erlauben eine Abschätzung der Temperaturen, bei denen PAK-Sammelverluste aufgrund von Verflüchtigung vom Filter zu erwarten sind. Bei den üblichen Sammeltemperaturen muss unterhalb eines Siedepunkts von rund 450 °C mit merklichen Verlusten gerechnet werden, dies entspricht den Verbindungen mit 4 oder weniger Ringen. Die Ergebnisse der PAK bis einschliesslich Chrysen haben deshalb nur orientierenden Charakter. Bei den Verbindungen mit 5 und mehr Ringen liegen die Sammelverluste durch Verflüchtigung bei den üblichen Sammeltemperaturen unter 10 % (Schauer et al. 2003).

Ein weiteres Problem der PAK-Messung stellt die teilweise Oxidation der gesammelten PAK auf dem Probefilter durch Ozon dar (Schauer et al., 2003; Brown and Brown, 2012; Liu K. et al. 2014, Balducci C. et al 2017). Vergleichsmessungen in München und Karlsruhe, mit einer Probenahme mit und ohne Ozondenuder, zeigten einen klaren Zusammenhang zwischen Ozonkonzentrationen und PAK-Verlusten. Gemäss Schauer et al. (2003) kann bei der Sammlung von Tagesproben auf dem Filter z.B. bei Ozonkonzentrationen über 120 µg/m³ ein Verlust von 40 % und mehr des Benzo(a)pyrens auftreten. Da jedoch an den hier untersuchten Standorten erhöhte Konzentrationen von PAK praktisch nur im Winter bei tiefen Ozonkonzentrationen auftreten, spielt dieses Problem bei den präsentierten Daten, zumindest für die Winter- und Jahresmittelwerte, kaum eine Rolle.

3.3 Analytik

Wie in den vergangenen Jahren wurde das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich mit der Analyse der Proben aus dem Jahr 2024 auf PAK beauftragt. Das Labor verfügt über langjährige Expertise in der Analyse von Filterproben auf PAK und folgte methodisch den Vorgaben der EN-

Norm 15549 (CEN 2008). Zusätzlich zu den in der europäischen Richtlinie vorgeschriebenen PAK analysierte das Labor auch Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylene (Tabelle 3).

Als wichtiges Element der Qualitätssicherung wurde wiederum der zertifizierte PM10-Referenzstaub ERM-CZ100 des European Institute for Reference Materials and Measurements (Geel, Belgium) mitanalysiert. Die Wiederfindungsraten lagen zwischen 88 und 106 %, die analytische Messunsicherheit beträgt rund 20 %.

3.4 Toxizität

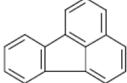
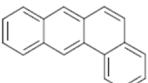
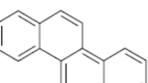
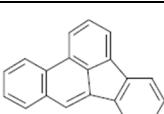
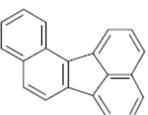
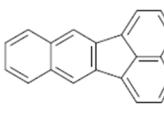
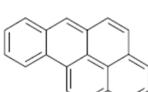
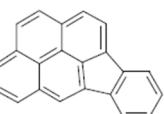
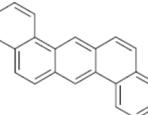
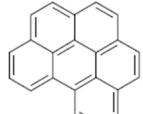
Die analysierten PAK mit ihren Siedepunkten, den zugehörigen Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (Nisbet and LaGoy 1992; Collins et al. 1998) sowie ihren Strukturformeln sind in Tabelle 3 ersichtlich. Die Toxizitäts-Äquivalentfaktoren geben die relative Toxizität im Vergleich zu Benzo(a)pyren (TEF = 1) an. Benzo(b)fluoranthen und Benzo(j)fluoranthen konnten chromatografisch nicht getrennt werden und resultieren daher als Summe. Da beide Substanzen identische TEF-Werte aufweisen gehen keine Toxizitätsinformationen verloren.

Andersson und Achten haben 2015 in ihren Arbeiten aufgezeigt, warum die 16 EPA-PAK seit den 1970er Jahren eine tragende Rolle gespielt haben und warum heute weitere Forschungsarbeiten zur Toxizität, zum Vorkommen in der Umwelt und zur chemischen Analyse, insbesondere von alkylierten PAK, PAK mit höherem Molekulargewicht und substituierten PAK, erforderlich sind.

Samburova et al. kommen in ihrer Studie von 2017, in welcher Daten von 88 verschiedenen gas- und partikelförmigen PAK-Verbindungen aus 13 verschiedenen Projekten analysiert wurden, zum Schluss, dass in Bezug auf die Toxizität TEF-Werte von weiteren PAK-Verbindungen bestimmt werden sollten. Bis anhin existieren TEF-Werte für 17 verschiedene PAK-Verbindungen. In der Studie wird auch auf die Bedeutung von Messungen gasförmiger PAK-Verbindungen hingewiesen. In ihrer Untersuchung entwickelten Tomasetig et al. (2020) neue genotoxische Äquivalenzfaktoren (GEF) für PAK. Zur Einschätzung des genotoxischen Potenzials wurden in-vitro-Tests durchgeführt und die Ergebnisse mittels mathematischer Modelle analysiert. Die berechneten GEF für die getesteten PAK wiesen im Allgemeinen einen höheren Wert auf als der üblicherweise verwendeten TEF-Wert.

Im WHO Bericht 2021 (WHO Regional Office for Europe 2021) wird auf einen neuen möglichen Ansatz der Abschätzung der Toxizität hingewiesen. Allerdings steht dieser Ansatz zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht zur Verfügung.

Tab. 3: Gemessene PAK mit ihren Siedepunkten (°C), Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF) (Nisbet and LaGoy 1992; Collins et al. 1998) und Strukturformeln.

Verbindung	Siedepunkt	TEF	Struktur
Fluoranthen	384	0.001	
Pyren	364	0.001	
Benz(a)anthracen	435	0.1	
Chrysen	441	0.01	
Benzo(b)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(j)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(k)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(a)pyren	496	1	
Indeno(1,2,3,cd)pyren	534	0.1	
Dibenzo(ah)anthracen	535	1	
Benzo(ghi)perylen	542	0.01	

4 Resultate der PAK-Analysen

Einen Überblick über die Resultate von 2024 an allen Messstellen gibt die Tabelle 4. Grafisch sind die Jahresmittelwerte der Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10 in der Abbildung 1 dargestellt. Es werden jene 6 PAK präsentiert die mehr als 1 % zum toxischen Potential beitragen. Die Abbildung 2 veranschaulicht die prozentuale Verteilung der 2024 an den verschiedenen Messstationen gemessenen PAK, wobei Fluoranthen, Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylene wegen ihrer geringen toxikologischen Relevanz ($TEF \leq 0.01$) in einer Gruppe zusammengefasst wurden. Aus den beiden Abbildungen 1 und 2 ist ersichtlich, dass die Standorte hinsichtlich ihrer relativen Zusammensetzung der verschiedenen PAK keine signifikanten Unterschiede aufweisen. In Abbildung 3 sind die Jahresmittelwerte der gemessenen Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10 in 4 Gruppen mit jeweils ähnlicher Luftbelastung zusammengefasst: "Verkehr", "Städtisch/Vorstädtisch", "Ländlich" und "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung". Die Gruppe "Verkehr" umfasst die stark verkehrsbelasteten Standorte Bern-Bollwerk, Härkingen-A1 und Lausanne-César-Roux. In der Gruppe "Städtisch/Vorstädtisch" sind die Messstationstypen "Städtischer Hintergrund" und "Vorstädtisch" (Lugano-Università, Zürich-Kaserne, Basel-Binningen und Dübendorf-Empa) vertreten. Die beiden ländlichen Messstationen Magadino-Cadenazzo und San Vittore weisen einen hohen Anteil an Holzheizungen auf und wurden daher in der Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung" vereint. Die Gruppe "Ländlich" umfasst die übrigen ländlichen Messstationen (Beromünster, Payerne und Tänikon). Die Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerungen" zeigt im Vergleich zu den übrigen drei Gruppen stark erhöhte Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10.

Im Anhang in der Tabelle A1 sind alle Quartalsmittelwerte der PAK-Konzentrationen der NABEL-Stationen und in der Tabelle A2 das entsprechende Resultat der kantonalen Messstation notiert. Deutlich zu erkennen sind die saisonalen Variationen zwischen Sommer- und Winterquartalen. Es fällt auf, dass für alle relevanten PAK die höchsten Konzentrationen nicht an den stark verkehrsbelasteten Stationen Bern-Bollwerk, Lausanne-César-Roux oder Härkingen-A1, sondern an ländlichen Stationen wie San Vittore und Magadino-Cadenazzo gemessen wurden. Dies ist ein klares Indiz für den wesentlichen Beitrag von Holzfeuerungen zur PAK-Belastung in den Wintermonaten. Die Ergebnisse der Studien von Bari et al. (2010, 2011) in Wohngebieten legen nahe, dass die Holzverbrennung eine potenzielle Quelle für die Emission von PAK ist und signifikante Auswirkungen auf die Luftqualität hat. Auch die Untersuchung von Zotter et al. (2014)

mit ^{14}C -Messungen im Feinstaub am Standort San Vittore weist auf den grossen Einfluss der Biomassenverbrennung hin. Die nur mässig hohen PAK-Konzentrationen in Lugano-Università zeigen zudem, dass die Alpensüdseite nicht generell erhöhte Werte aufweist.

Bereits im Jahr 1995 wurde in einer Untersuchung der Kantone Zürich, Schaffhausen und Luzern festgestellt, dass Emissionen von Holzfeuerungen tatsächlich bedeutende Mengen von PAK aufweisen (Schläpfer 1995). Damals wurden die höchsten BaP-Werte nicht in Zürich oder Luzern, sondern während einer Winterkampagne im ländlichen Dorf Hemmental (SH) gemessen. Auch ein Bericht über Benzo(a)pyrenbelastungen im Bundesland Tirol (Österreich) in den Jahren 2013 und 2014 zeigt höhere Belastungen in Siedlungsgebieten als an verkehrsexponierten Standorten (Krismer, 2015). Eine im neuen WHO-Bericht (WHO Regional Office for Europe, 2021) vorgestellte Fallstudie aus Schweden, Messungen im Jahr 2019 im Schwarzwald (LUBW 2020) sowie Untersuchungen von 2017 in Wohngebieten in Ostschweden (Lim 2022) zeigen deutlich, dass Holzfeuerungen dominante Quellen für PAK-Emissionen darstellen. Die Analyse der Messdaten aus Griechenland, die im Zeitraum von Dezember 2016 bis Januar 2018 in Athen und 2019 – 2020 in Ioannina erhoben wurden, weisen deutlich darauf hin, dass die Verbrennung von Biomasse in Privathaushalten eine erhebliche Quelle für krebserregende PAK in einer der am dichtesten besiedelten Regionen des Mittelmeerraums darstellt. Die übermässige Nutzung der Holzverbrennung während der wirtschaftlichen Rezession hat bis heute kaum nachgelassen, trotz der verbesserten Wirtschaftslage, was zu einem erheblichen Anstieg der jährlichen städtischen Hintergrundswerte führt (Tsiodra et al., 2021, Tsiodra et al. 2025). In den Jahren 2019 bis 2023 wurden Messungen an verschiedenen Standorttypen in fünf weiteren Städten im Grossraum Athen durchgeführt. Auch dort konnte eine starke Zunahme der Konzentrationen im Winter beobachtet werden, insbesondere an Standorten in Gebieten, in denen die Verbrennung von Biomasse die Hauptheizungsart in den Haushalten darstellt (Tsiodra et al., 2024 und 2025). Die Analyse von Messungen in Ebnat-Kappel in den Jahren 2020 – 2021 und 2010 – 2012 zeigen deutlich den Einfluss von Holzfeuerungsemisionen (OSTLUFT 2022).

Tab. 4: Jahresmittelwerte 2024 der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3).

Messstelle	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysene	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perlen
Basel	11.26	0.16	0.13	0.08	0.15	0.34	0.10	0.14	0.19	0.02	0.20
Bern	14.6	0.26	0.18	0.11	0.20	0.38	0.12	0.18	0.21	0.02	0.23
Beromünster	7.86	0.09	0.08	0.03	0.07	0.13	0.04	0.05	0.07	0.00	0.08
Dübendorf	11.08	0.13	0.11	0.06	0.11	0.25	0.07	0.11	0.14	0.02	0.15
Härkingen	11.81	0.17	0.14	0.09	0.17	0.34	0.10	0.16	0.18	0.02	0.20
Lausanne	12.33	0.10	0.07	0.03	0.08	0.16	0.05	0.05	0.08	0.01	0.09
Lugano	13.63	0.12	0.11	0.07	0.13	0.32	0.09	0.14	0.17	0.02	0.18
Magadino	13.84	0.14	0.14	0.19	0.32	0.63	0.19	0.34	0.31	0.07	0.36
Payerne	9.83	0.10	0.09	0.04	0.08	0.18	0.06	0.08	0.10	0.01	0.11
Sion	14.42	0.16	0.17	0.13	0.20	0.34	0.12	0.20	0.19	0.02	0.22
Tänikon	9.37	0.18	0.17	0.11	0.19	0.35	0.12	0.17	0.21	0.02	0.22
Zürich	11.81	0.12	0.10	0.06	0.12	0.25	0.08	0.10	0.14	0.01	0.15
San Vittore	20.19	0.34	0.36	0.80	0.86	1.65	0.54	1.23	1.00	0.11	1.07

Bemerkung:

*Um einen korrekten Vergleich der PAK-Konzentrationen mit den PM10-Konzentrationen zu gewährleisten, bzw. um die korrekten PAK Gehalte zu bestimmen, wurden für die Berechnungen der PM10 Jahresmittelwerte nur die Tageswerte jener Tage verwendet die in die Bestimmung der PAK-Konzentrationen einflossen.

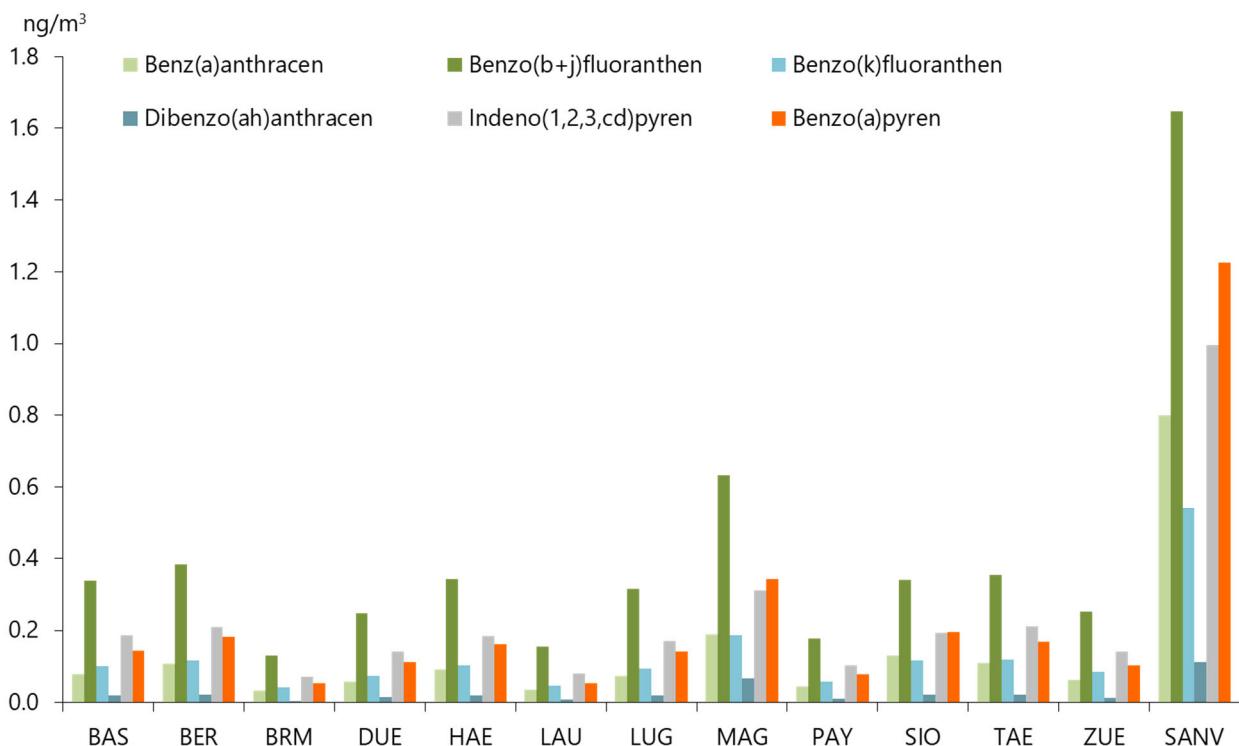


Abb. 1: Jahresmittelwerte 2024 der Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10 an den einzelnen Messstationen.

Zusammensetzung der PAK im PM10 [%]

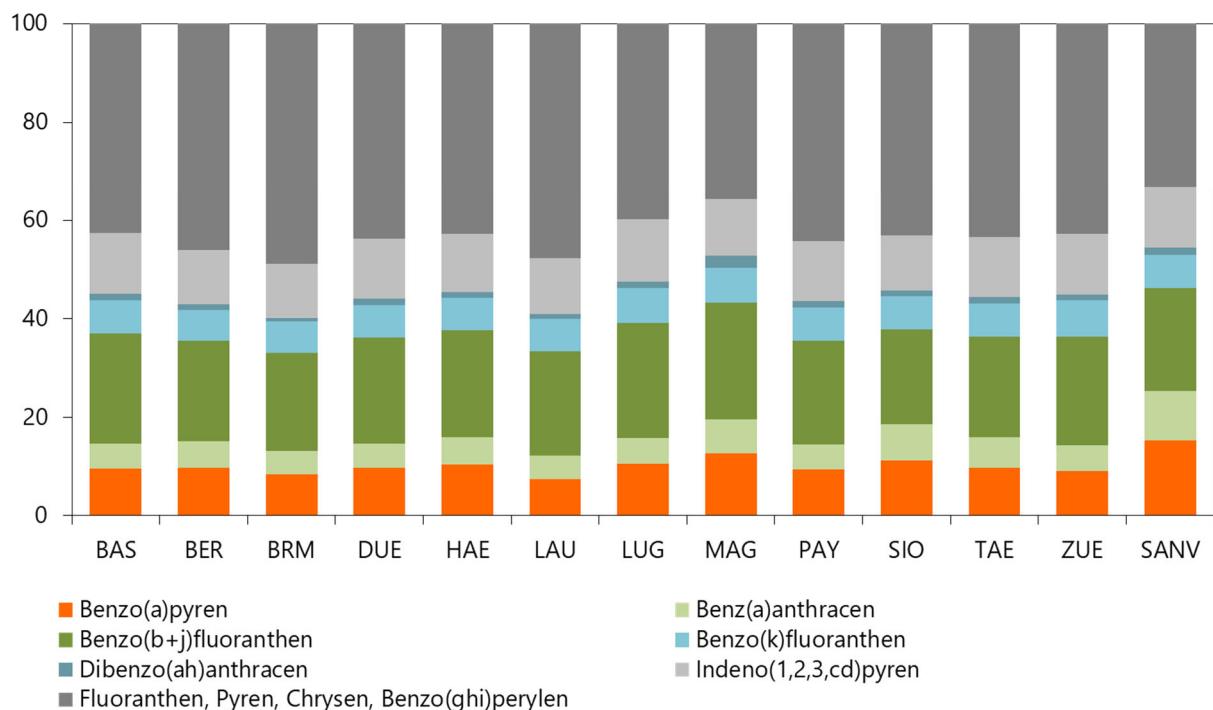


Abb. 2: Relative Zusammensetzung der 2024 gemessenen PAK im PM10.

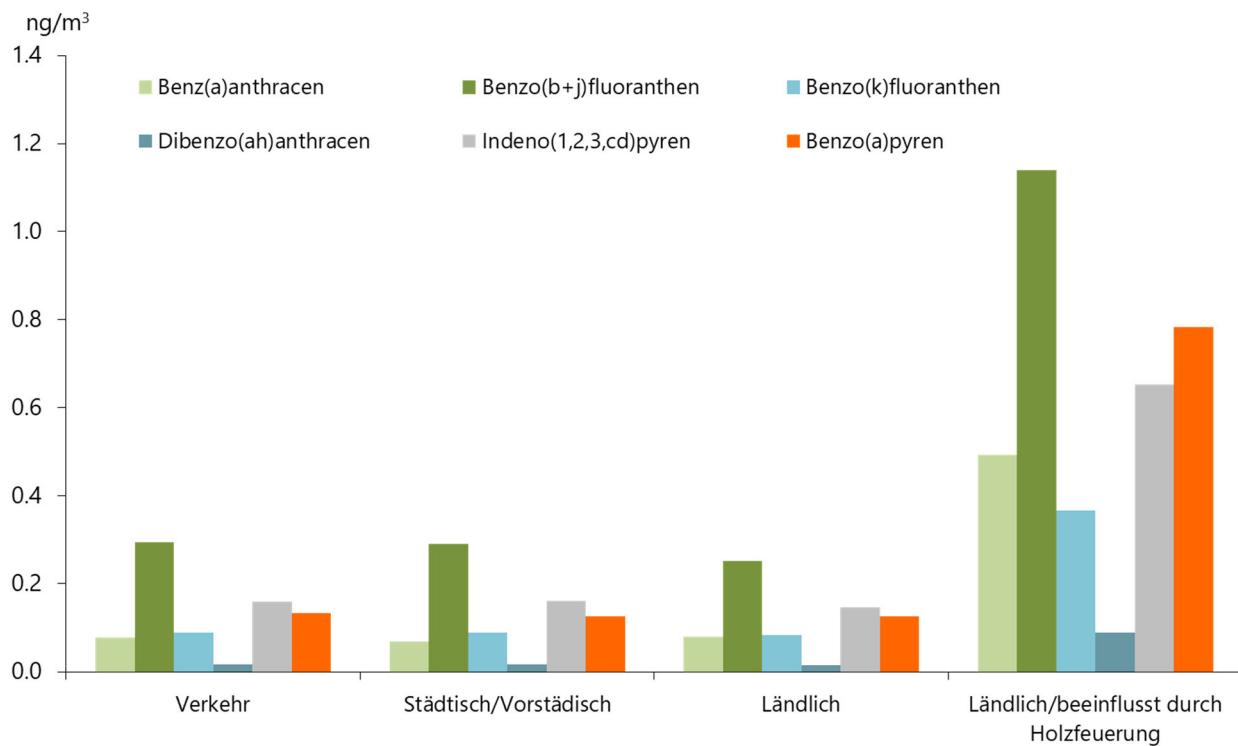


Abb. 3: Jahresmittelwerte 2024 der Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10 in Gruppen gleicher Luftbelastung zusammengefasst.

Eine Auswertung zur relativen Toxizität der gemessenen PAK-Konzentrationen im Jahr 2024 zeigt, dass Benzo(a)pyren allein für rund 62 % der Toxizität der PAK im Feinstaub verantwortlich ist. Bei der Gewichtung der gemessenen PAK-Konzentrationen mit den Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF) tragen neben Benzo(a)pyren zusätzlich im Mittel Benzo(b+j)fluoranthen, Dibenzo(ah)anthracen, Indeno(1,2,3,cd)pyren zu rund 13, 8, 7 % sowie Benzo(k)fluoranthen und Benz(a)anthracen zu jeweils 4 % zur Toxizität bei (Abbildung 4). Die Resultate in Tabelle 5 und Abbildung 5 zeigen deutlich, dass die relativen Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 an allen Stationen sehr ähnlich sind. Beim Standort San Vittore haben die stark erhöhten Winter-Quartale einen grossen Einfluss auf die Verteilung der relativen Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität. In Abbildung 6 ist ein Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM10 an den einzelnen Messstationen im Jahr 2024 dargestellt. Im Vergleich zu den anderen Stationen zeigen Magadino-Cadenazzo signifikant erhöhte und San Vittore deutlich erhöhte Werte. Die Berechnung der Toxizitätsäquivalente erfolgt als Summenprodukte aus den einzelnen PAK-Konzentrationen und den dazugehörenden Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF).

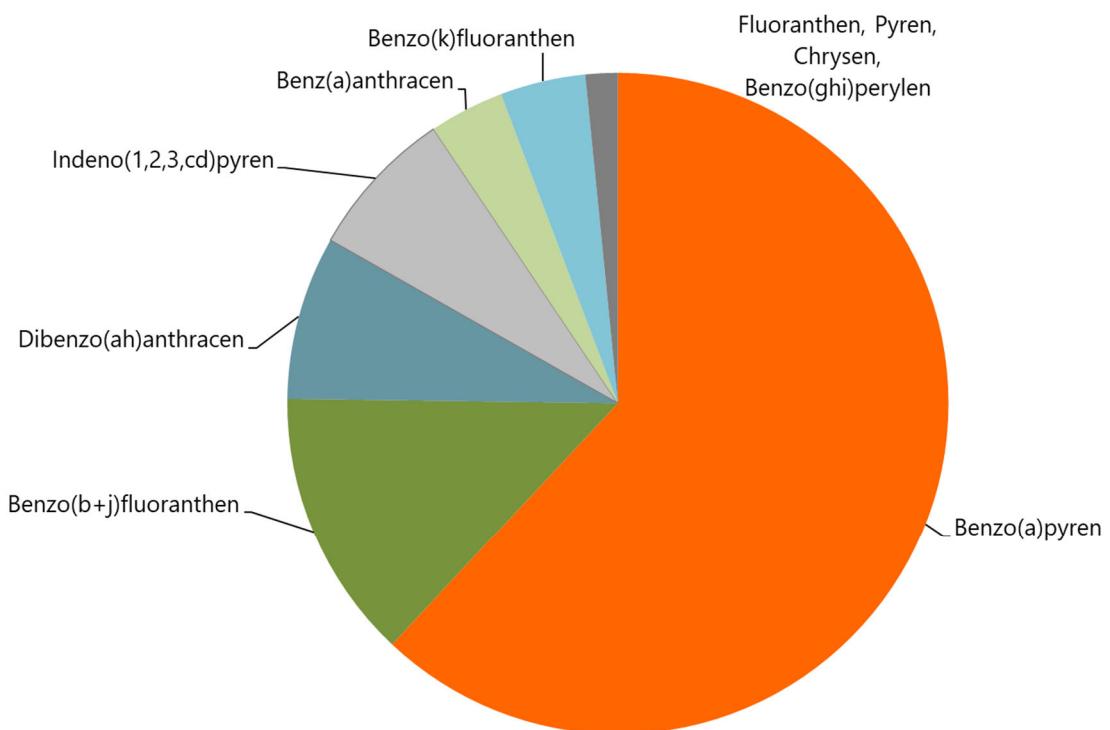


Abb. 4: Mittlere Beiträge der einzelnen PAK an der gesamten Toxizität der 2024 im PM10 gemessenen polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Mittelwerte aller Messstationen).

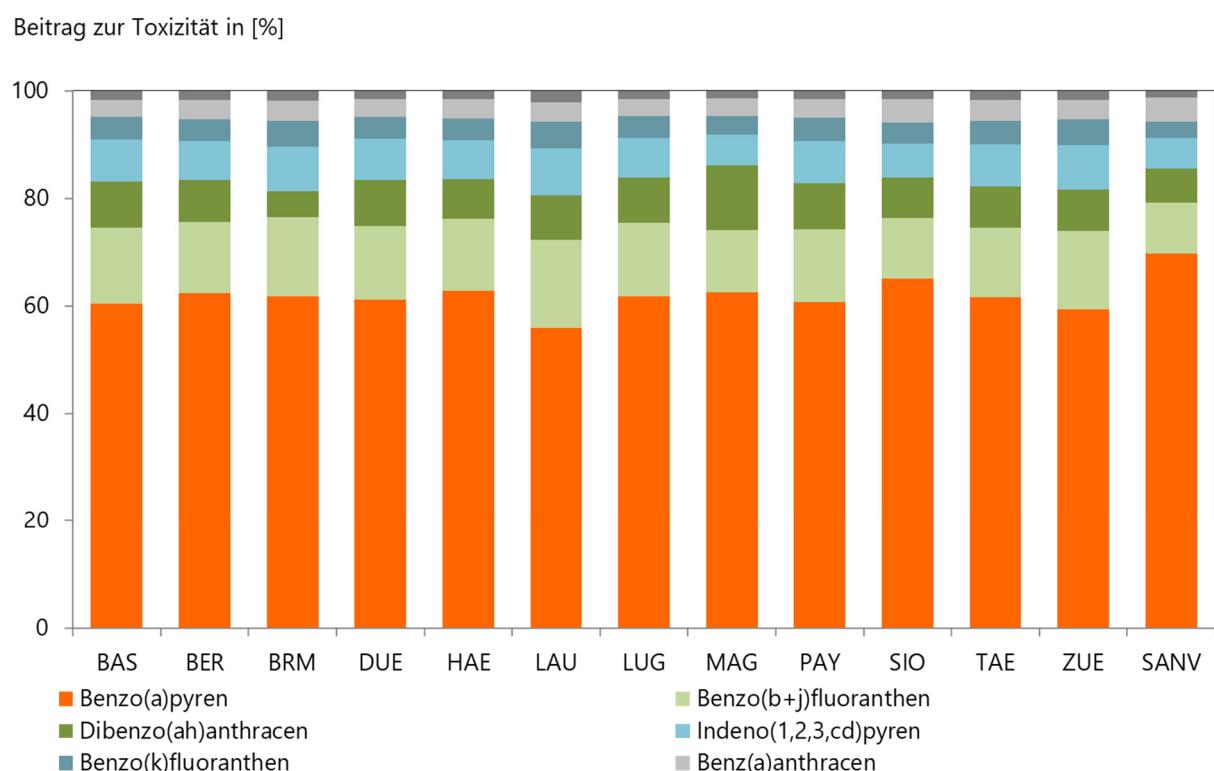


Abb. 5: Relative Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 im Jahr 2024.

Tab. 5: Relative Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 in % im Jahr 2024.

Messstelle	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+I)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	0.1	0.1	3.3	0.6	14.2	4.2	60.4	7.8	8.5	0.8
Bern	0.1	0.1	3.7	0.7	13.2	4.0	62.4	7.2	7.9	0.8
Beromünster	0.1	0.1	3.8	0.8	14.7	4.8	61.8	8.3	4.9	0.9
Dübendorf	0.1	0.1	3.2	0.6	13.6	4.1	61.2	7.7	8.5	0.8
Härkingen	0.1	0.1	3.6	0.7	13.3	4.0	62.9	7.2	7.5	0.8
Lausanne	0.1	0.1	3.7	0.9	16.4	5.0	55.9	8.6	8.4	1.0
Lugano	0.1	0.0	3.2	0.6	13.7	4.1	61.8	7.4	8.3	0.8
Magadino	0.0	0.0	3.4	0.6	11.6	3.4	62.5	5.7	12.1	0.7
Payerne	0.1	0.1	3.4	0.6	13.5	4.4	60.7	7.8	8.6	0.8
Sion	0.1	0.1	4.3	0.7	11.3	3.9	65.1	6.4	7.5	0.7
Tänikon	0.1	0.1	4.0	0.7	12.9	4.3	61.7	7.7	7.7	0.8
Zürich	0.1	0.1	3.6	0.7	14.5	4.9	59.4	8.2	7.8	0.8
San Vittore	0.0	0.0	4.5	0.5	9.4	3.1	69.8	5.7	6.4	0.6

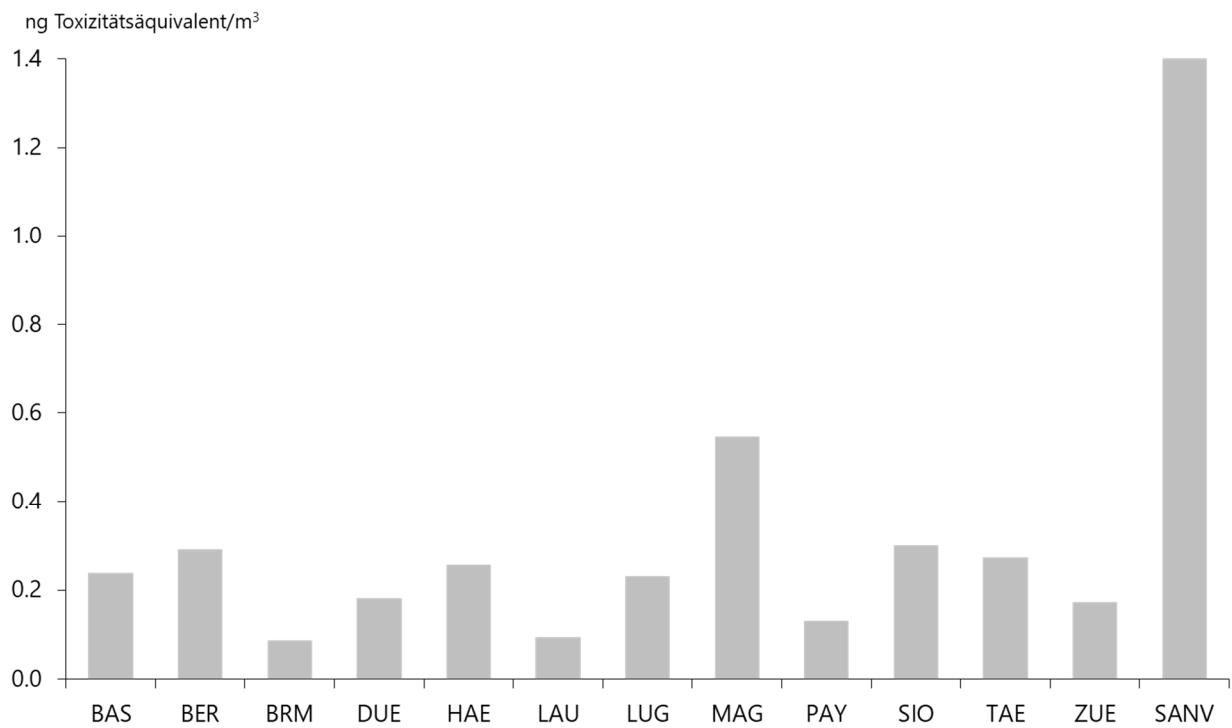


Abb. 6: Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM10 an den einzelnen Messstationen im Jahr 2024.

5 Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren

Die Abbildungen 4 und 5 sowie die Resultate in Tabelle 5 zeigen deutlich, dass Benzo(a)pyren (BaP) der mit Abstand wichtigste Indikator für die Toxizität der PAK im Feinstaub ist. Deshalb werden im vorliegenden Kapitel die Ergebnisse der Messungen von BaP detaillierter analysiert und dargestellt.

Abbildung 7 präsentiert die Jahresmittelwerte der Konzentrationen von BaP sowie die entsprechenden PM10 Konzentrationen an den verschiedenen Stationen für das Jahr 2024. In San Vittore, jener Messstation mit den höchsten Konzentrationen, wurde ein Jahresmittelwert von 1.23 ng/m³ gemessen. Aufgrund der topographischen Gegebenheiten im Talgrund ist die Station San Vittore bei winterlichen Inversionslagen einer besonderen Belastung ausgesetzt, da die Durchlüftung des Tales beeinträchtigt ist. Zudem ist in den Dörfern des Misox eine hohe Dichte an Holzfeuerungen zu verzeichnen. An allen anderen untersuchten Stationen liegen die BaP-Konzentrationen 2024 zwischen 0.05 (Lausanne) und 0.34 ng/m³ (Magadino-Cadenazzo) und sind damit deutlich unterhalb des europäischen Zielwertes.

Das höchste Verhältnis im Jahr 2024 von BaP/PM10 (0.061) weist der Messstandort San Vittore auf, es folgt das Verhältnis der Station Magadino-Cadenazzo (0.025). Dies ist ein weiteres Indiz für den wesentlichen Beitrag von Holzfeuerungen zur PAK-Belastung an diesen Standorten.

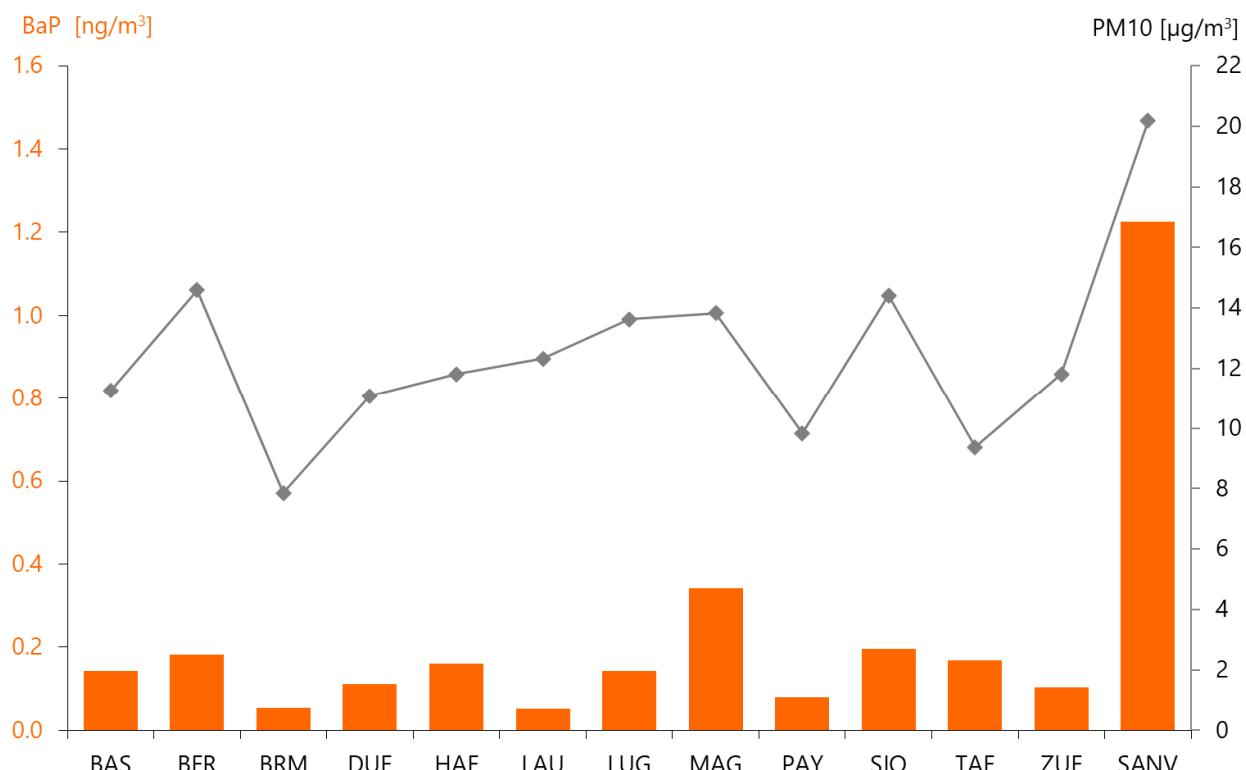


Abb. 7: Jahresmittelwerte 2024 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren und PM10.

In den Abbildungen 8 und 9 ist der langjährige Verlauf der Jahresmittelwerte der Benzo(a)pyren-Konzentrationen an den verschiedenen Stationen seit Messbeginn im Jahre 2006 dargestellt. Die Benzo(a)pyren Belastung hat an allen untersuchten Standorten seit 2006 abgenommen und liegt inzwischen für alle Stationen deutlich unter dem europäischen Grenzwert von 1.0 ng/m³. Eine Ausnahme bildet der Standort San Vittore, dort lag seit Beginn der Messreihe der Jahresmittelwert in den Jahren 2024 (1.23 ng/m³), 2021 (1.12 ng/m³), 2018 (1.82 ng/m³), 2015 (1.41 ng/m³), 2012 (1.20 ng/m³), 2011 (1.38 ng/m³), 2010 (1.04 ng/m³), 2009 (1.42 ng/m³), 2007 (1.47 ng/m³) jeweils über oder im Bereich des Grenzwerts. In allen anderen Jahren war der Jahresmittelwert auch in San Vittore deutlich unter 1.0 ng/m³.

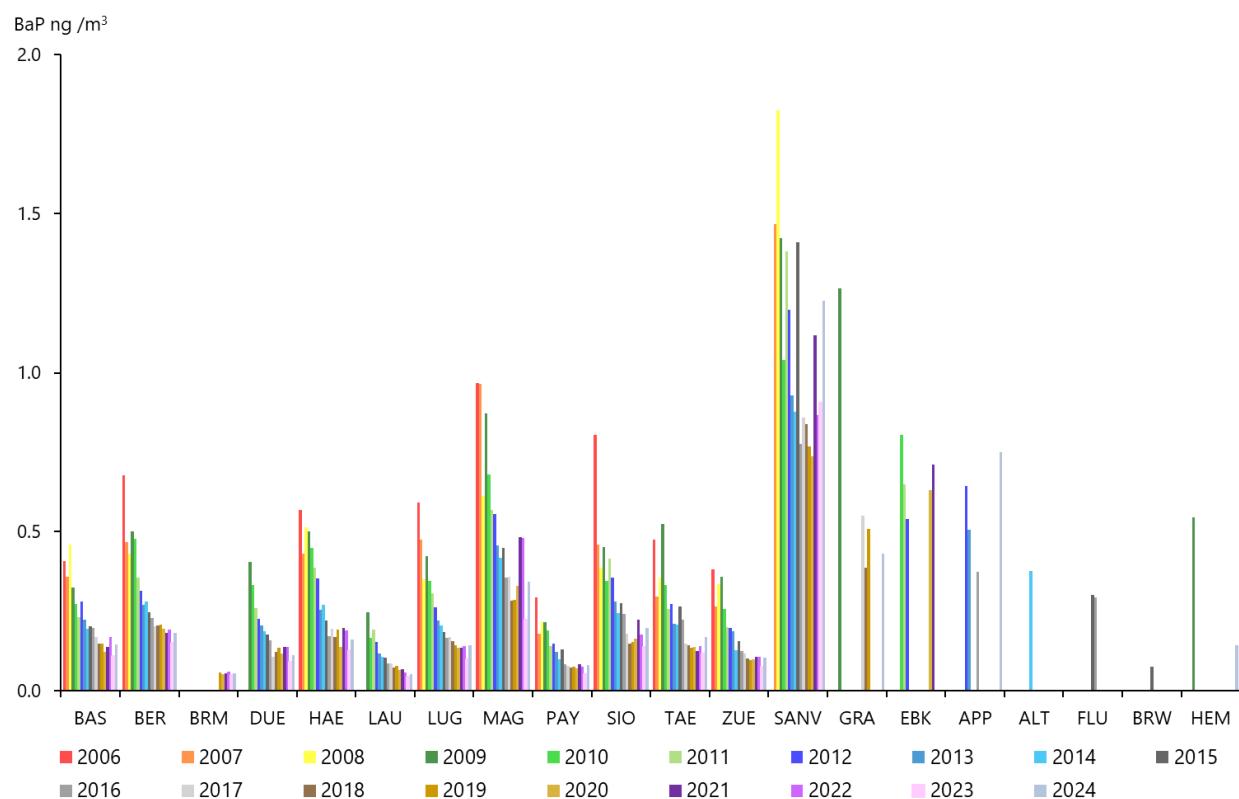


Abb. 8: Jahresmittelwerte 2006 bis 2024 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. (Ebnat-Kappel, Grabs, Flums, Appenzell, Altstätten und Braunwald unvollständige Messreihe, siehe Tab. 2).

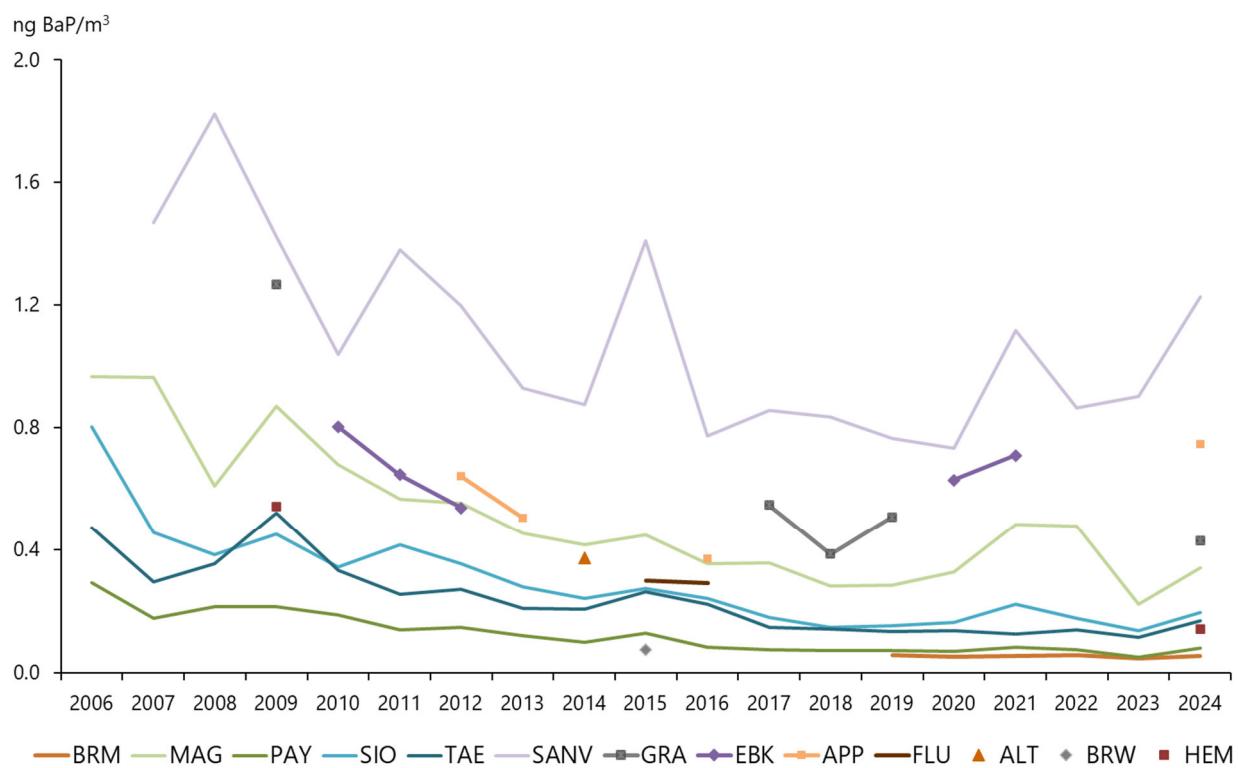
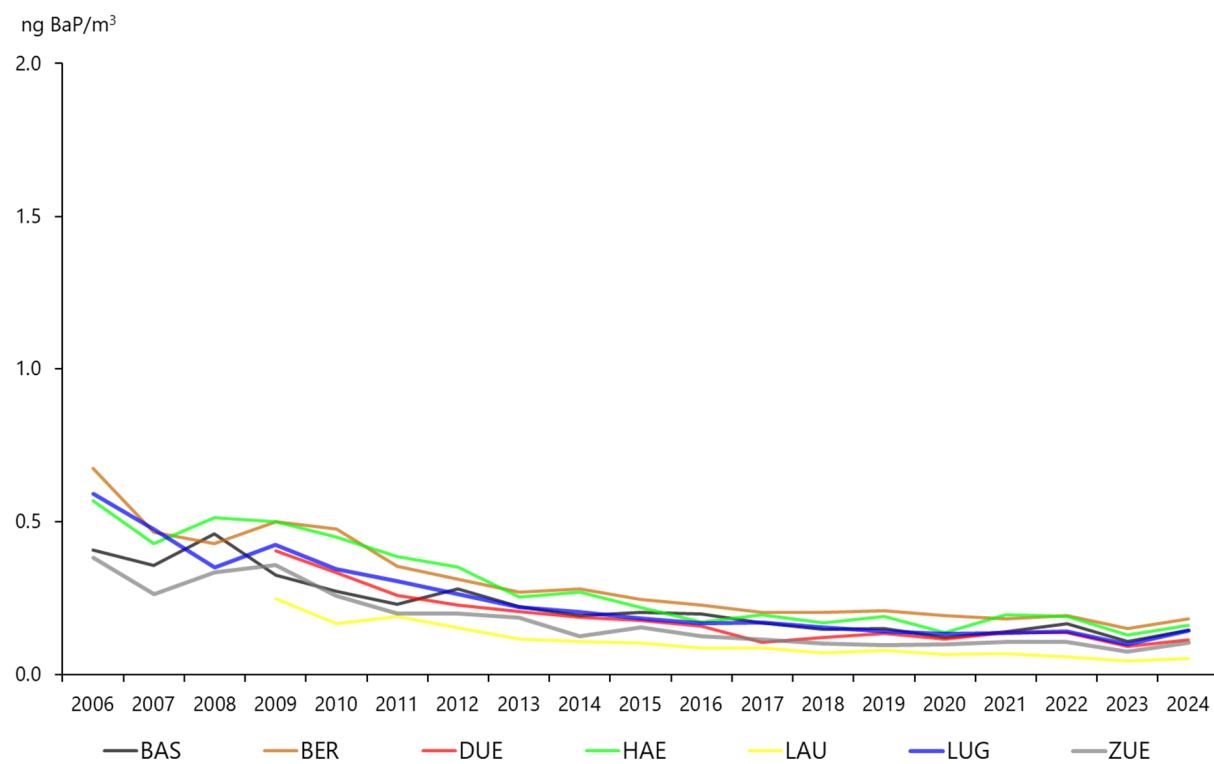


Abb. 9: Jahresmittelwerte 2006 bis 2024 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 (APP, HEM und GRA in PM2.5). Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte (Ebnat-Kappel, Grabs, Flums, Appenzell, Altstätten und Braunwald unvollständige Messreihe, siehe Tab. 2).

Abbildung 10 zeigt den Verlauf der Jahresmittelwerte von BaP im PM10 in 4 Gruppen ("Verkehr", "Städtisch/Vorstädtisch", "Ländlich" und "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung") zusammengefasst. Wie schon in Abbildung 3 ersichtlich, zeigt sich auch im langjährigen Verlauf der Jahresmittelwerte, dass die Konzentrationen der Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerungen" stark erhöhte Messwerte gegenüber den Resultaten der übrigen drei Gruppen aufweisen. Während in den übrigen drei Gruppen die Konzentrationen seit 2013 stagnieren, wurde in der Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerungen" in den Jahren 2015, 2021 und im vergangenen Jahr ein Anstieg verzeichnet. Das Konzentrationsniveau im Jahr 2024 lag im Bereich des Jahres 2021.

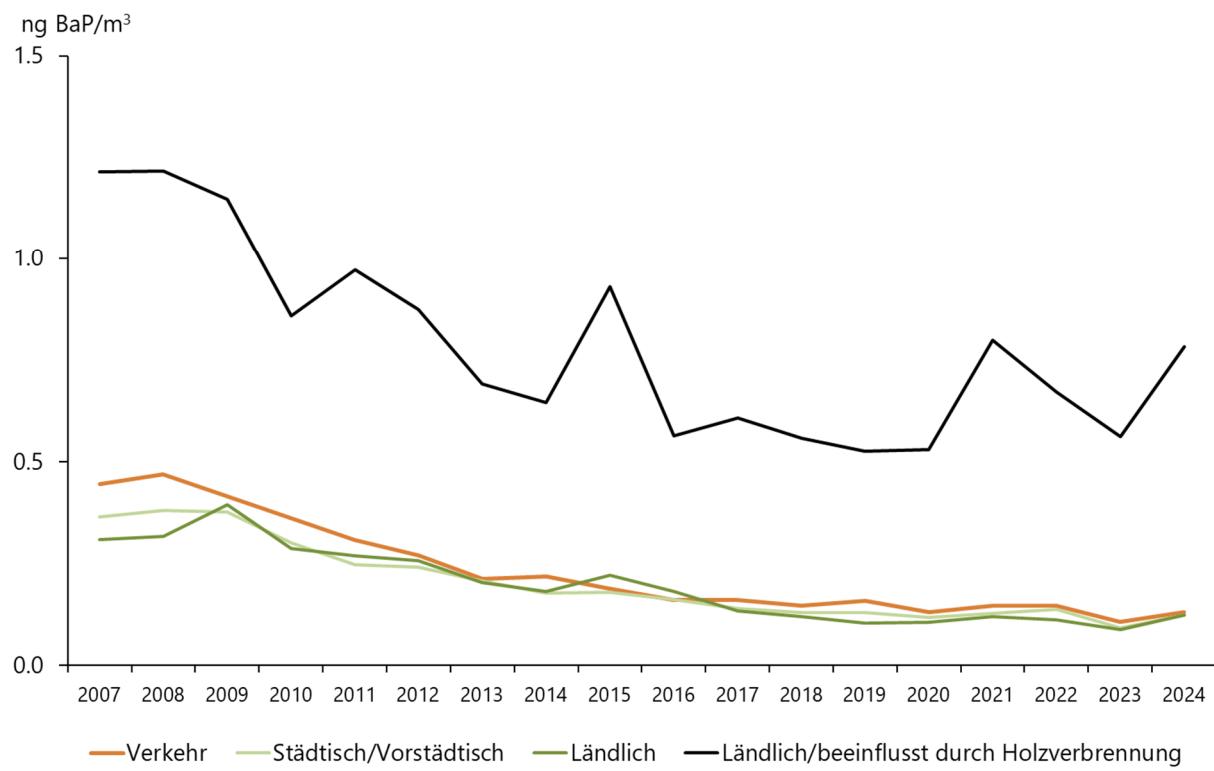


Abb. 10: Jahresmittelwerte 2007 bis 2024 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10.

Die Perzentile der Jahresmittelwerte aller Messstationen (inkl. San Vittore) sind in Abbildung 11 zusammengefasst. Die vorliegende Grafik verdeutlicht die deutliche Abnahme der BaP-Immissionen an sämtlichen Standorten, wobei die tiefsten Medianwerte im Jahr 2023 verzeichnet wurden. Die Minimalwerte wiesen in den ersten 12 Jahren eine kontinuierliche Abnahme auf, wobei die tiefsten BaP-Jahresmittelwerte jeweils an den Stationen Payerne und Lausanne registriert

wurden. Die Minimalwerte der Stationen Beromünster, Lausanne und Payerne lagen in den letzten drei Jahren im Bereich 0.04 – 0.06 ng/m³.

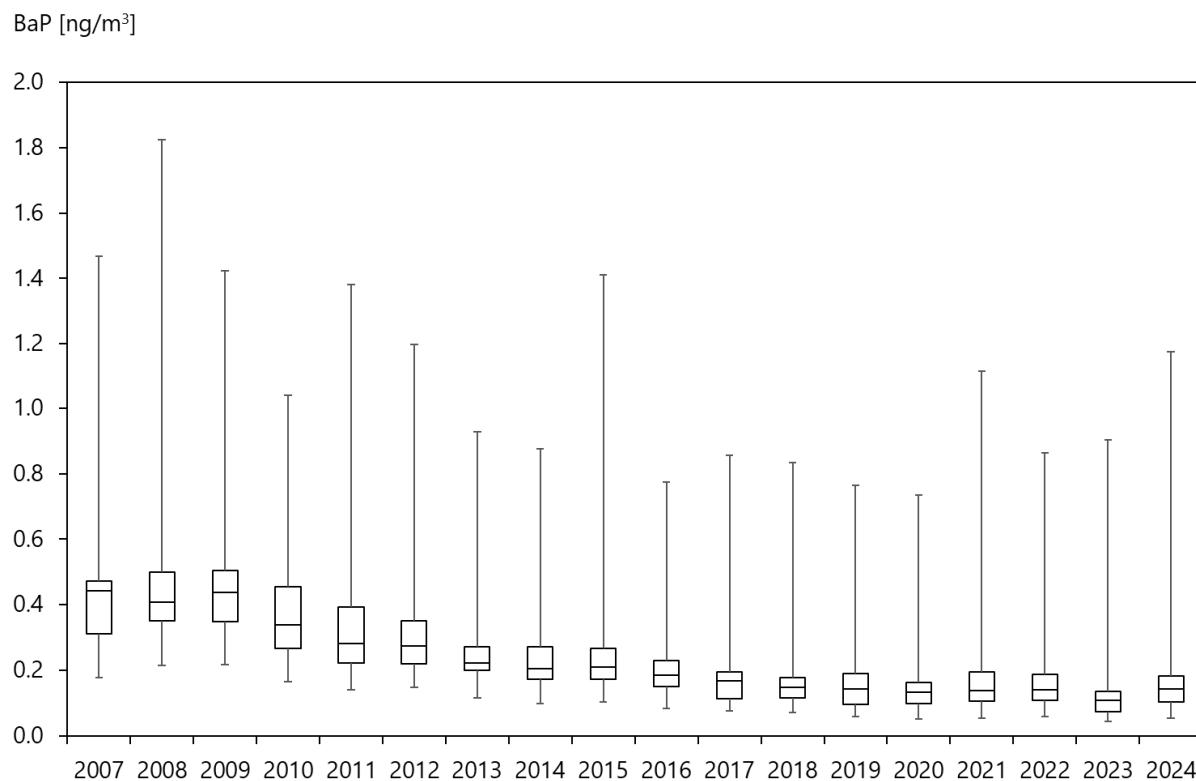


Abb.11: Jahresmittelwerte der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 aller Stationen an denen seit 2007 Messungen in Betrieb sind, Boxplot.

Es konnten hohe Korrelationen zwischen den Jahresmittelwerten der gemessenen BaP- und der PM10-Konzentrationen für alle vier Gruppen mit gleicher Luftbelastung festgestellt werden (Abbildung 12). Die jeweiligen Gruppen wiesen Korrelationen (R^2) von 0.72 ("Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung"), 0.85 ("Ländlich"), 0.88 ("Städtisch/Vorstädtisch") und 0.86 ("Verkehr") auf. Es zeigt sich, dass die Achsenabschnitte für alle Gruppen innerhalb der Messunsicherheit identisch sind. Die drei Gruppen ("Verkehr", "Städtisch/Vorstädtisch" und "Ländlich") weisen für die Steigung der linearen Trendgerade denselben Wert auf. Innerhalb der drei Gruppen lassen sich lediglich Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Konzentrationsbereichs von PM10 feststellen. Die Steigung der linearen Trendgeraden der Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzverbrennung" weist einen um Faktor 1.8 höheren Wert als die der übrigen drei Gruppen auf. Dies ist auf den höheren Anteil von BaP im PM10 an den Standorten, welche durch Verbrennung von Biomasse beeinflusst sind, zurückzuführen. Die Veränderung der BaP- und der PM10-Konzentrationen in den vier Gruppen mit gleicher Luftbelastung zwischen Beginn der Messreihe (Mittelwert 1998 – 2000) bis zum aktuellen Zeitpunkt (Mittelwert der vergangenen drei Jahre, 2022 – 2024) ist in

Abbildung 13 dargestellt. Die Abnahme der PM10 – Konzentrationen liegt im Bereich zwischen 34 % (Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung) und 44 % (Verkehr), jene der BaP-Konzentrationen zwischen 44% (Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung) und 71% (Verkehr).

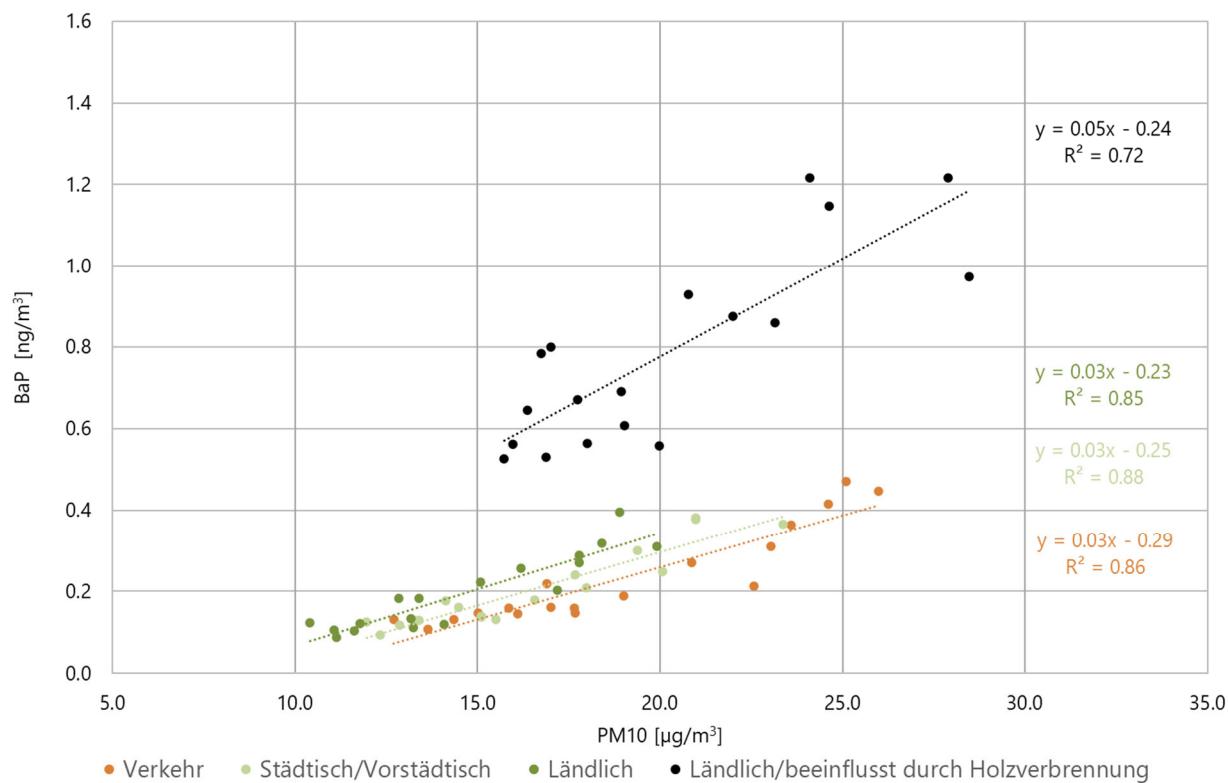


Abb. 12: Vergleich der gemessenen Jahresmittelwerte (2007–2024) der PM10- und der BaP-Konzentrationen in 4 Gruppen.

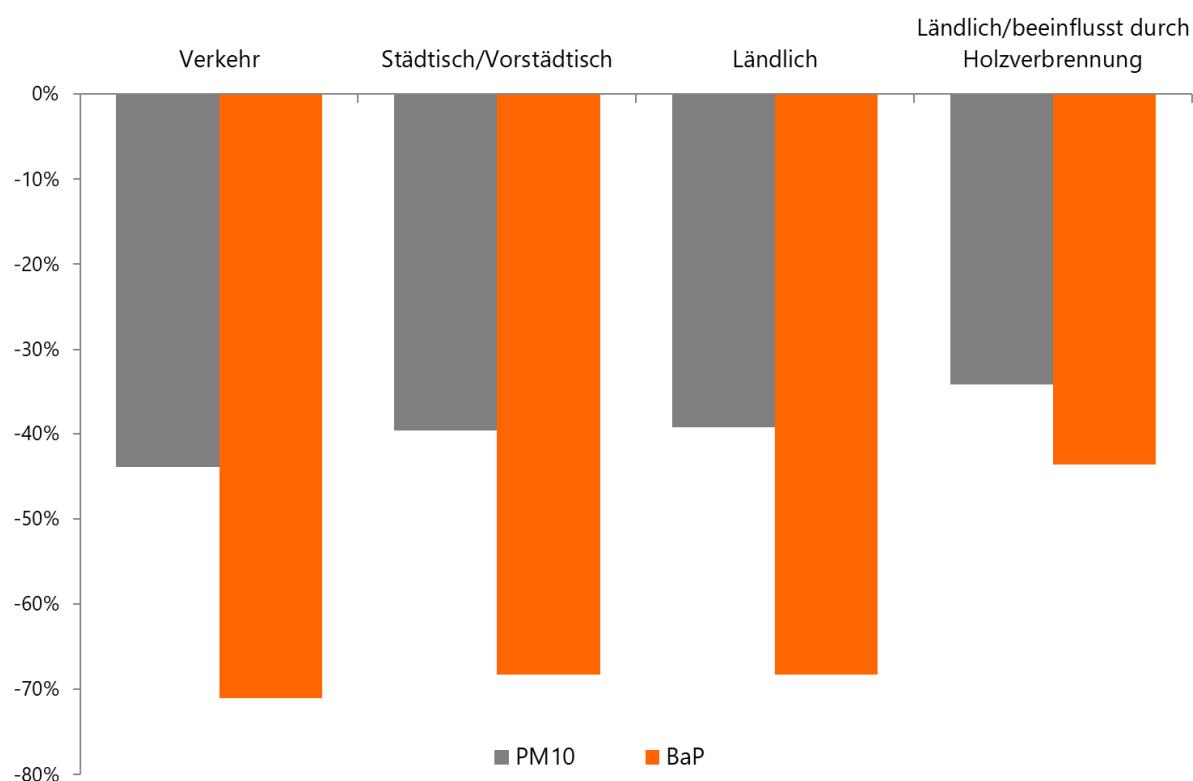


Abb. 13: Veränderung der BaP- und PM10-Konzentrationen zwischen Beginn der Messreihe (MW 2007-2009) und aktuellem Zeitpunkt (MW der vergangenen 3 Jahre 2022 – 2024).

Den langjährigen Verlauf der Quartalswerte der Benzo(a)pyren-Konzentrationen aller Stationen von 2006 – 2024 zeigt die Abbildung 14. Die Abbildung 15 veranschaulicht die Quartalswerte der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10 aller Standorte im Beobachtungszeitraum. Klar zum Ausdruck kommt in den beiden Abbildungen 14 und 15 die ausgeprägte Saisonalität der BaP-Belastungen. In den Monaten Oktober bis März waren die Quartalsmittelwerte am Standort San Vittore jeweils höher als der für den Jahresdurchschnitt definierte Grenzwert. Diese Saisonalität kann nicht allein auf die schlechteren Ausbreitungsbedingungen im Winter zurückgeführt werden. Die folgenden Beobachtungen deuten darauf hin, dass die Biomassenverbrennung einen deutlich grösseren Beitrag leistet als der Verkehr. Die Station San Vittore weist trotz Verkehrseinfluss durch die A13 im Sommer nur sehr geringe BaP-Konzentrationen auf. Ein identisches Bild, mit Konzentrationen über 1.0 ng/m³ bei den Quartalswerten der Monate Oktober bis März, zeigte sich bei den Resultaten der Messstation Ebnat-Kappel (vorhandene Messungen Mitte 2010 – Mitte 2012, sowie 2020 – 2021), Grabs (vorhandene Messungen 2009 und 2024) sowie Appenzell (vorhandene Messungen Oktober 2011 – 2013, 2016 sowie 2024).

Zusammen mit den ebenfalls nur mässigen BaP-Konzentrationen an den stark verkehrsbelasteten NABEL-Stationen Bern-Bollwerk, Lausanne-César-Roux und Härkingen-A1 ist dies ein Hinweis für die eher geringe Bedeutung des Strassenverkehrs für die PAK-Belastungen der Aussenluft. Untersuchungen in Baden-Württemberg im Zeitraum 2008-2009 (LUBW 2010) an zwei verschiedenen Standorten haben zu einer analogen Annahme geführt, dass die verstärkte Nutzung von Holzfeuerungen an einem der Standorte zu erhöhten Benzo(a)Pyren-Konzentrationen geführt haben.

Neben San Vittore und den oben erwähnten Standorten weisen auch die deutlich erhöhten Werte bei den Winterquartalen der Station Magadino-Cadenazzo (sowie in Flums und Altstätten) darauf hin, dass die zahlreichen Holzfeuerungen in Verbindung mit austauscharmen Inversionslagen zu sehr hohen PAK-Belastungen führen können und bestätigen somit den dominierenden Einfluss der Biomassenverbrennung. Die Bedeutung der PAK-Emissionen von Holzfeuerungsanlagen in besiedelten Berggebieten zeigen auch die Messungen von höchsten BaP-Konzentrationen im Muotatal im Kanton Schwyz in den Monaten Januar bis März 2018, sowie in den Jahren 2009 und 2011 (Minder et al. 2018).

Die saisonale Verteilung der Benzo(a)pyren-Konzentrationen zeigt üblicherweise ein ausgeprägtes Wintermaximum, das auf erhöhte Emissionen aus Holzfeuerungen und ungünstige Ausbreitungsbedingungen zurückzuführen ist. In den Sommerquartalen liegen die Konzentrationen dagegen typischerweise sehr tief. Im Jahr 2024 wurde am Standort Appenzell jedoch eine deutliche Abweichung von diesem Muster beobachtet: Die gemessenen Werte sind auch in den Sommerquartalen auf hohem Niveau. Gemäss Stationsbetreiber deuten die Resultate weiterer Messgrössen auf eine lokale Holzfeuerung als Quelle hin. Es handelt sich somit mit hoher Wahrscheinlichkeit um einen Einfluss einer lokalen Emissionsquelle, die das typische saisonale Konzentrationsmuster überlagert.

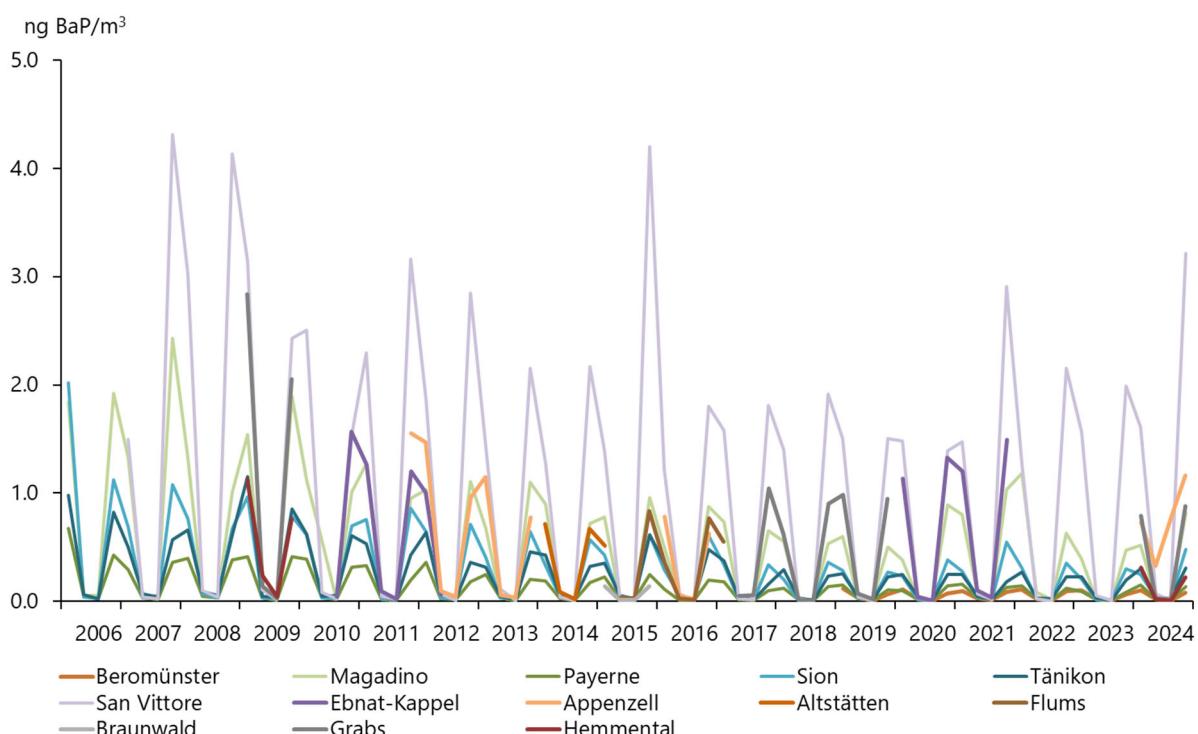
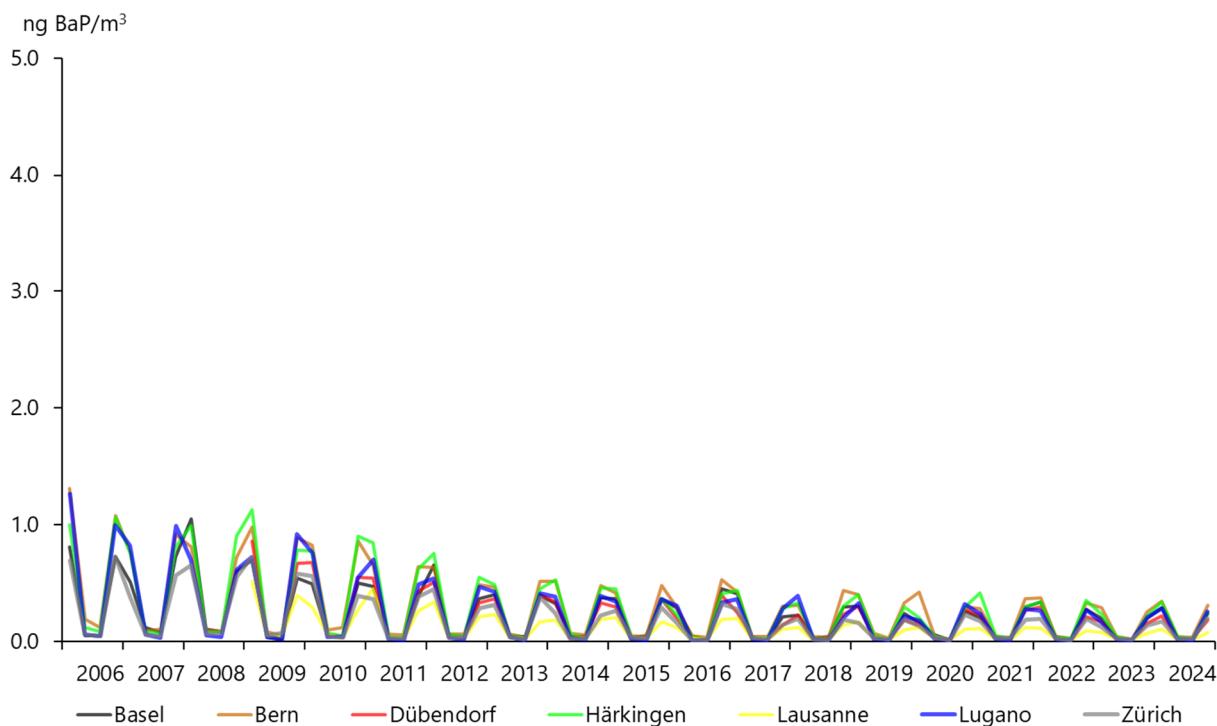


Abb. 14: Quartalswerte 2006 - 2024 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte. (Hinweis: Messdaten 2024 GRA, APP, HEM: PM2.5)

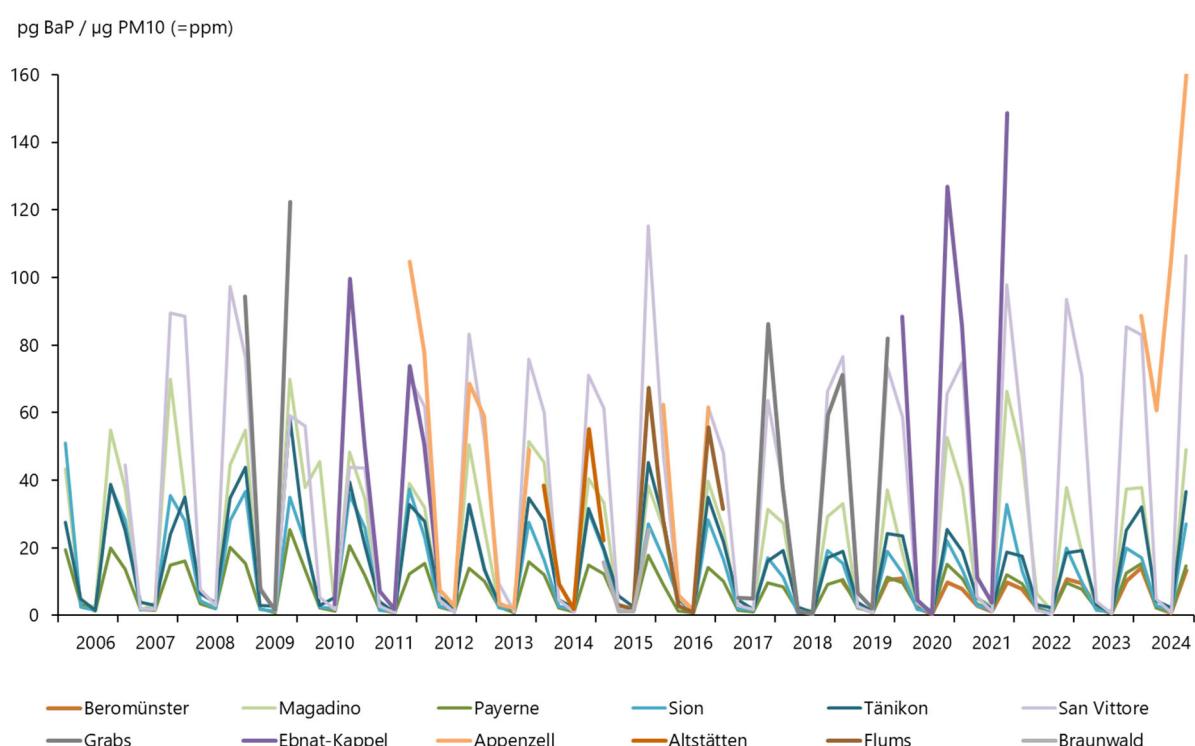
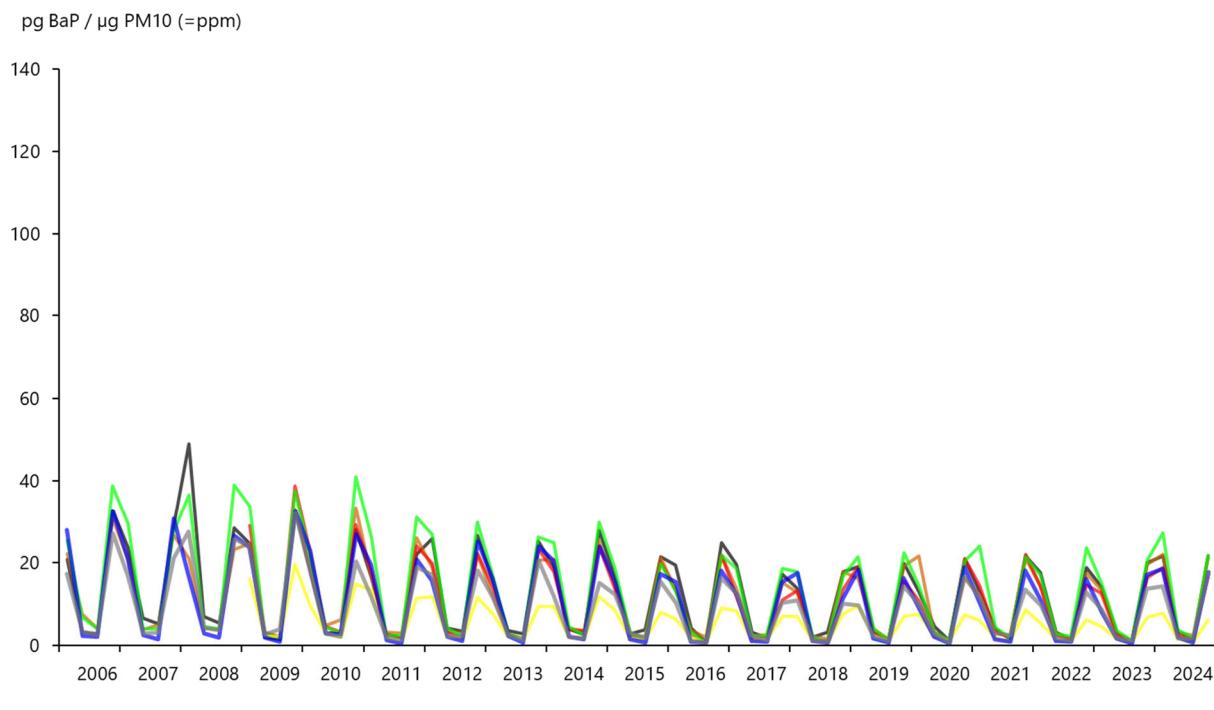


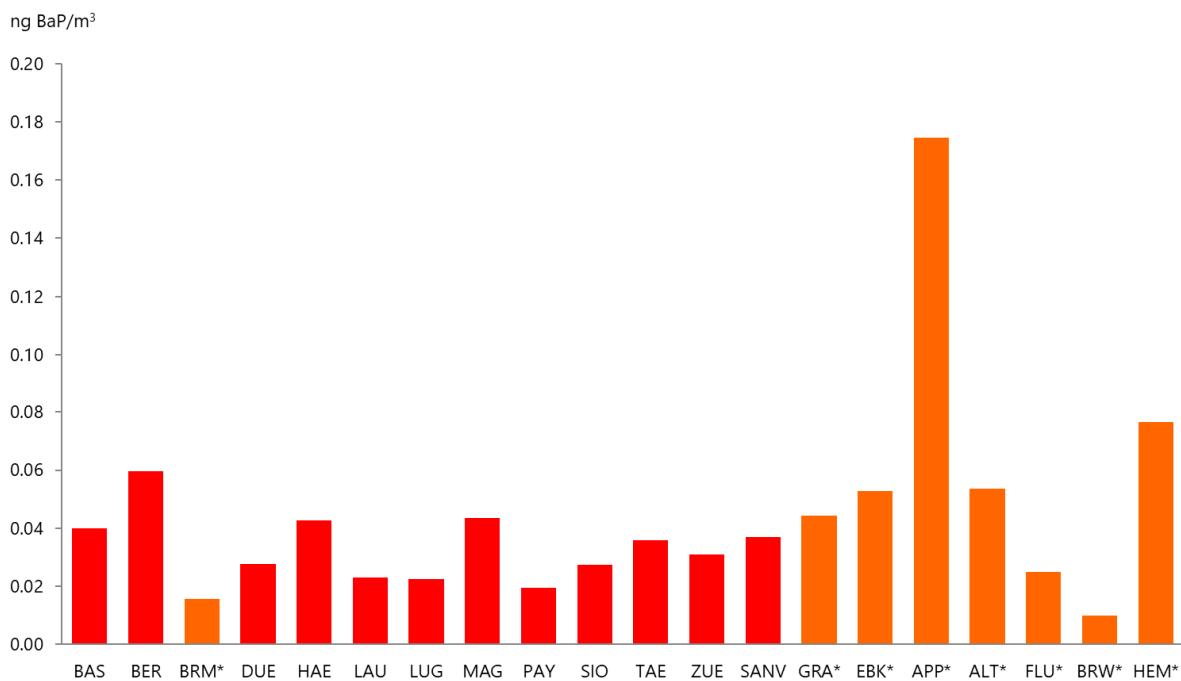
Abb. 15: Quartalswerte 2006-2024 der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte.

Die in Abbildung 16 dargestellten Ergebnisse bieten einen kompakten und durch die Mittelung über die Messjahre 2006 - 2024 für die meisten Stationen bereits recht robusten Überblick über die sehr unterschiedlichen Belastungen der BaP-Konzentrationen im Sommer und im Winter. Die dunkelrot und dunkelblau dargestellten Mittelwerte zeigen die Mittelwerte über den gesamten Messzeitraum (einzig die Stationen San Vittore (2007), sowie Dübendorf-Empa und Lausanne-César-Roux (beide 2010) weisen einen späteren Messstart auf). Die hellroten Sommerwerte und die entsprechenden hellblauen Winterwerte zeigen Mittelwerte jener Stationen, die zwischen einem und 5 Jahren, während der Messjahre 2010 bis 2024, in Betrieb waren.

Die Mittelwerte über den gesamten Beobachtungszeitraum der jeweiligen Stationen liegen während der Sommermonate (April – September) im Bereich von 0.02 (Lausanne, Lugano, Payerne) bis 0.06 (Bern) und während der Wintermonate (Januar bis März und Oktober bis Dezember) zwischen 0.19 (Lausanne) und 2.14 ng BaP/m³ (San Vittore). Am Standort Beromünster liegen bislang Daten von sechs Messjahren vor und diese zeigen für die Sommermonate einen Mittelwert von 0.02 und die Wintermonate einen Mittelwert von 0.09 ng BaP/m³. Die Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Winter- und der Sommermonate über alle Messjahre entsprechen einem Faktor zwischen 8.2 (Lausanne) und 58 (San Vittore). Am Standort Appenzell zeigt sich jedoch im Jahr 2024 eine deutliche Abweichung mit erhöhten Sommerwerten, während in den früheren Messungen keine Auffälligkeiten beobachtet wurden. Diese Erhöhung ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine lokale Emissionsquelle zurückzuführen und beeinflusst den dargestellten Mittelwert der Sommerkonzentrationen deutlich.

Abbildung 17 zeigt die mittleren Gehalte an BaP im Feinstaub für die jeweilige, analoge Zeitperiode im Sommer und im Winter an den verschiedenen Standorten. Die dunkelroten und dunkelblauen Messwerte repräsentieren die Mittelwerte über die gesamte Messperiode von 2006 bis 2024 (Ausnahme San Vittore 2007 bis 2024), während die hellen Messwerte die Mittelwerte jener Stationen zeigen, die nur während einiger Zeit (siehe Tab. 2) in Betrieb waren.

Sommer (April-September)



Winter (Januar-März und Oktober-Dezember)

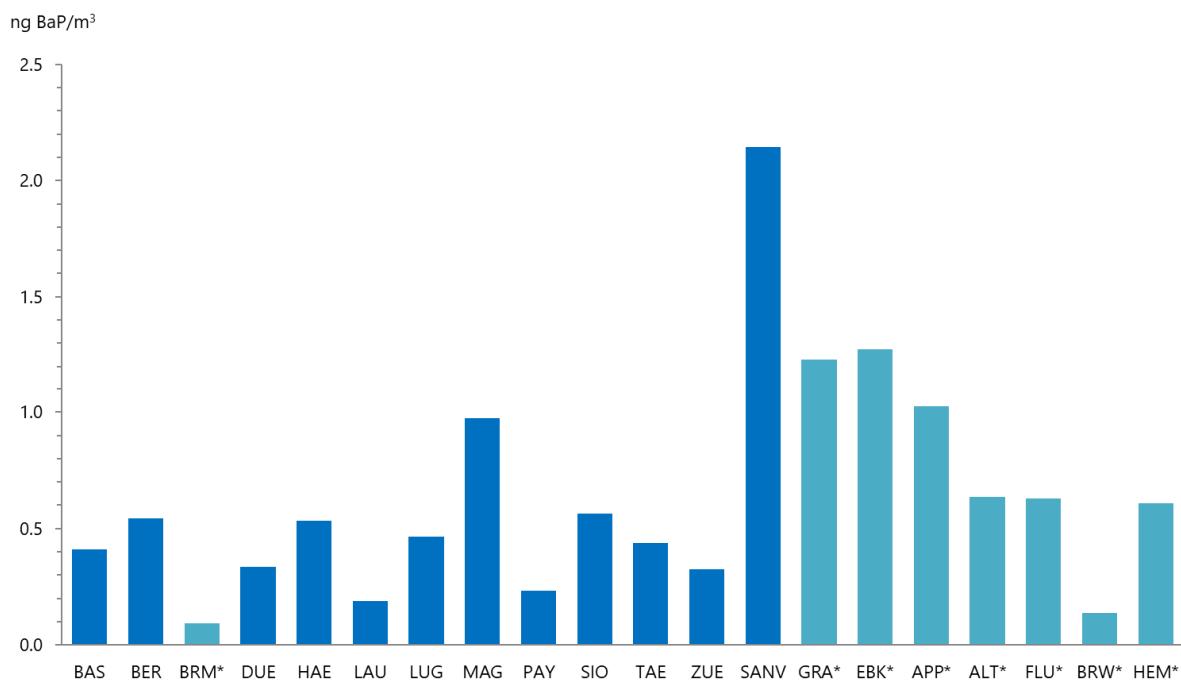
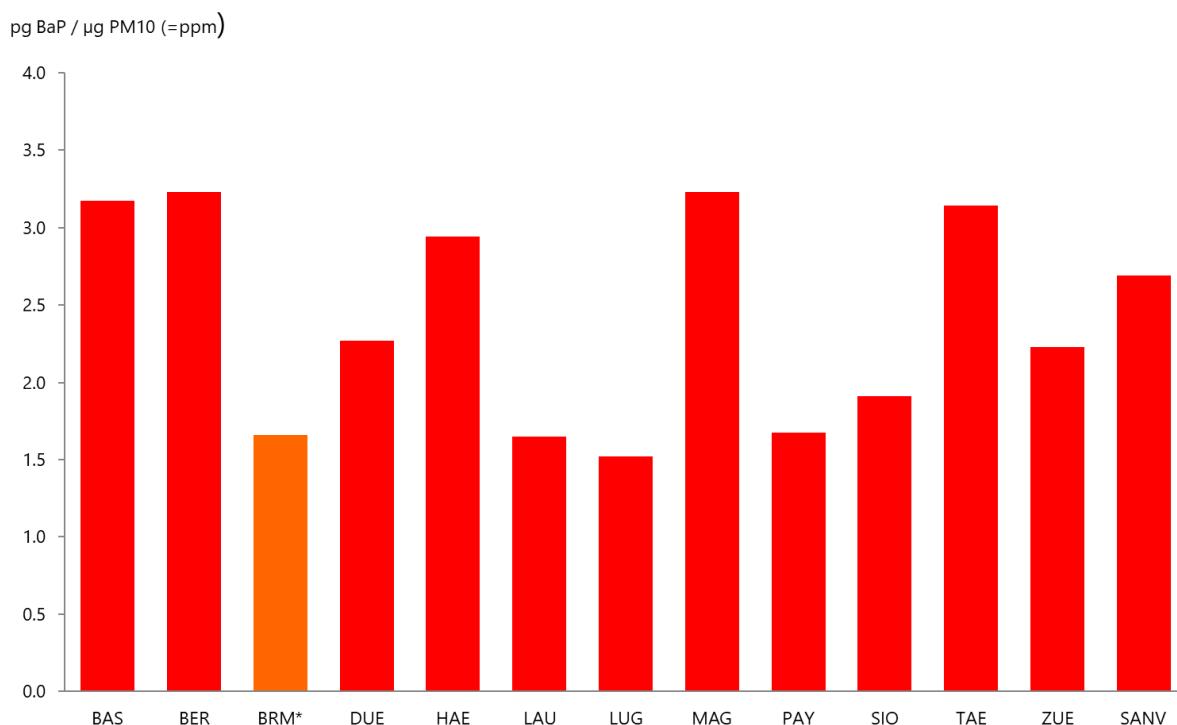


Abb. 16: Vergleich der mittleren Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 im Sommer und im Winter von 2006-2024 (*soweit Messwerte vorhanden; Messdaten 2024 GRA, APP, HEM: PM2.5; siehe Tab. 2). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Sommer- und Wintergrafiken.

Sommer (April-September)



Winter (Januar-März und Oktober-Dezember)

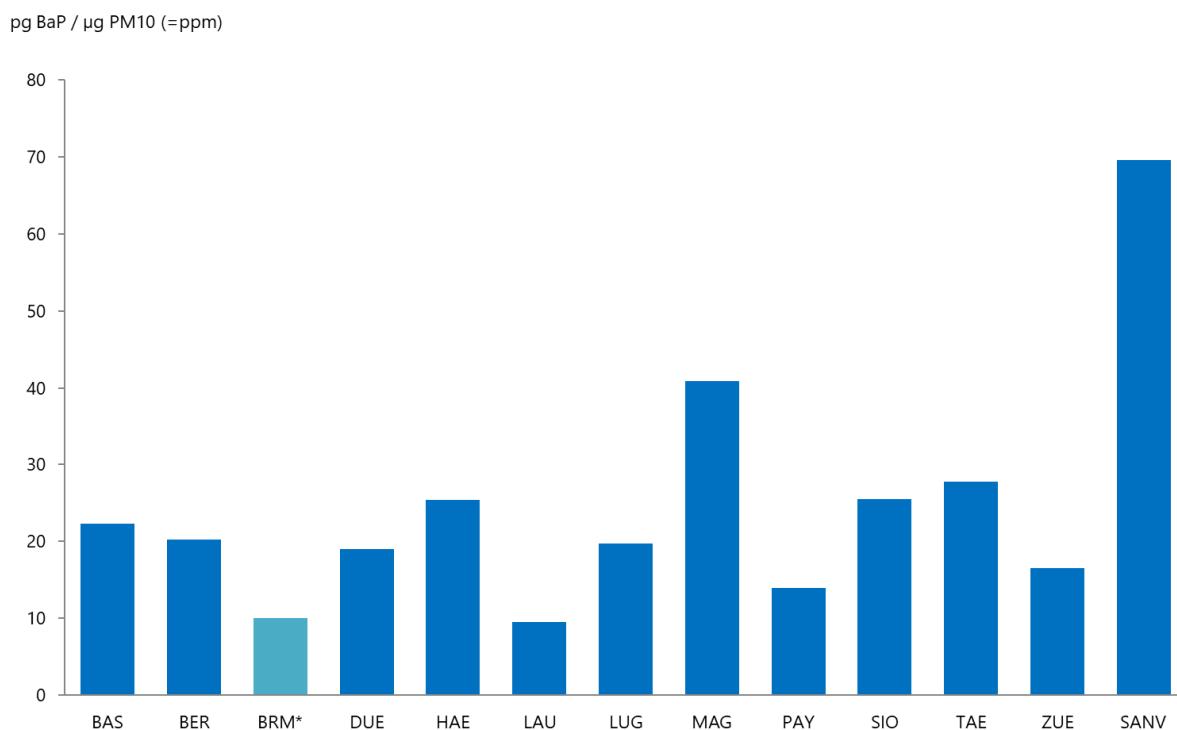


Abb. 17: Vergleich der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10 im Sommer und im Winter von 2006-2024 (*soweit Messwerte vorhanden; siehe Tabelle 2). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Sommer- und Wintergrafiken.

In Abbildung 18 sind die Jahresmittelwerte 2024 der gemessenen Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 für die Sommer- und die Wintermonate in vier Gruppen ("Verkehr", "Städtisch/Vorstädtisch", "Ländlich" und "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerung") mit jeweils ähnlicher Luftbelastung zusammengefasst. Während im Sommer geringe Unterschiede zwischen den 4 Gruppen zu verzeichnen sind, zeigt bei den Wintermonaten die Gruppe "Ländlich/beeinflusst durch Holzfeuerungen" gegenüber den übrigen drei Gruppen stark erhöhte BaP-Konzentrationen. Dieser Konzentrationsunterschied Winter und Sommer 2024 entspricht einem Faktor 52, während die übrigen Gruppen Faktoren von 9 - 11 aufweisen. Im Vergleich dazu liegen die Faktoren für die PM10 Konzentrationen in den vier Gruppen bei 1.0 ("Ländlich"), 1.1 ("Städtisch/vorstädtisch" und "Verkehr") und 1.5 ("ländlich/beeinflusst durch Holzverbrennung").

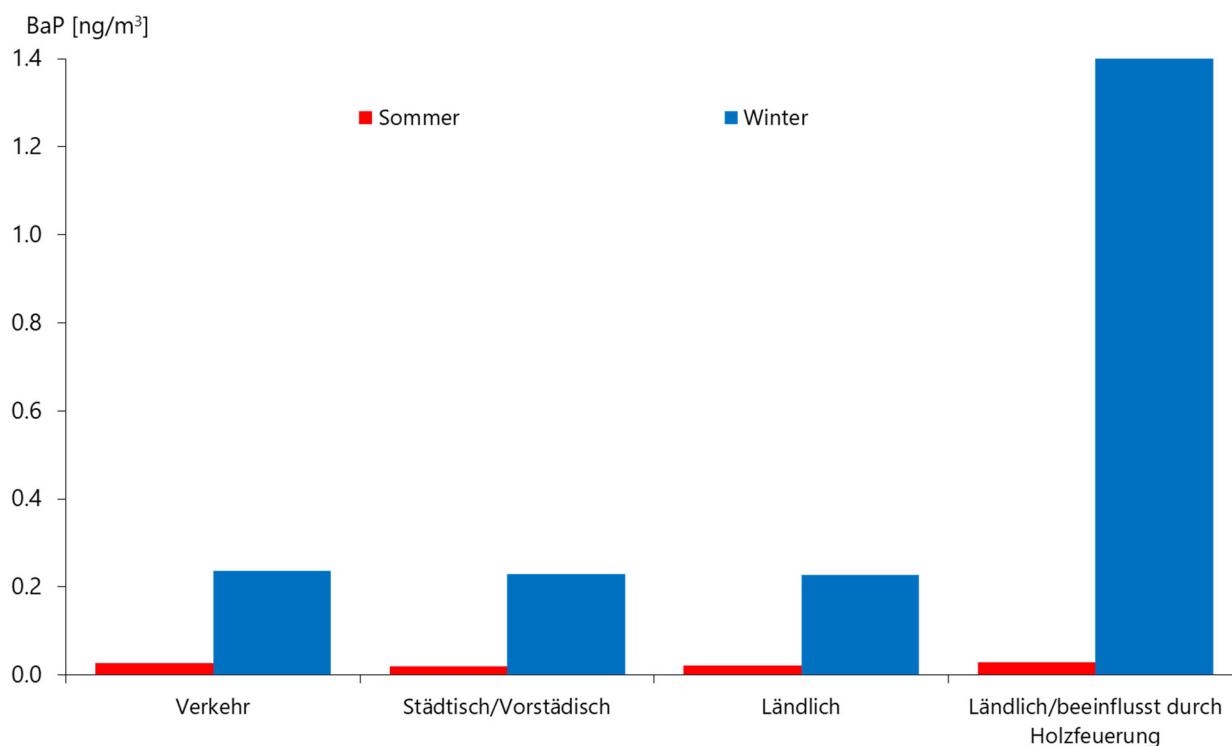


Abb. 18: Vergleich der mittleren Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 im Sommer und im Winter 2024. Die Jahresmittelwerte der gemessenen Konzentrationen sind in 4 Gruppen mit jeweils ähnlicher Luftbelastung zusammengefasst.

Am Standort Magadino-Cadenazzo wurden in den Jahren 2023 und 2024 parallele PAK-Messungen in der PM10- und PM2.5-Faktion durchgeführt. Frühere Studien zeigen, dass PM2.5 den grössten Anteil an PM10 ausmacht und somit der überwiegende Teil der partikelgebundenen PAKs in der Feinstaubfraktion PM2.5 enthalten ist (Villar-Vidal M. et al 2014). Die in Abbildung 19 dargestellten Ergebnisse bestätigen diesen Zusammenhang: Die gemessenen Benzo(a)pyren-

Konzentrationen in PM10 und PM2.5 stimmen innerhalb der Messunsicherheit überein. Daraus lässt sich schliessen, dass der Beitrag der Grobfraktion gering ist und PAK-Messungen in der PM2.5-Fraktion eine repräsentative Erfassung der PAK-Belastung ermöglichen.

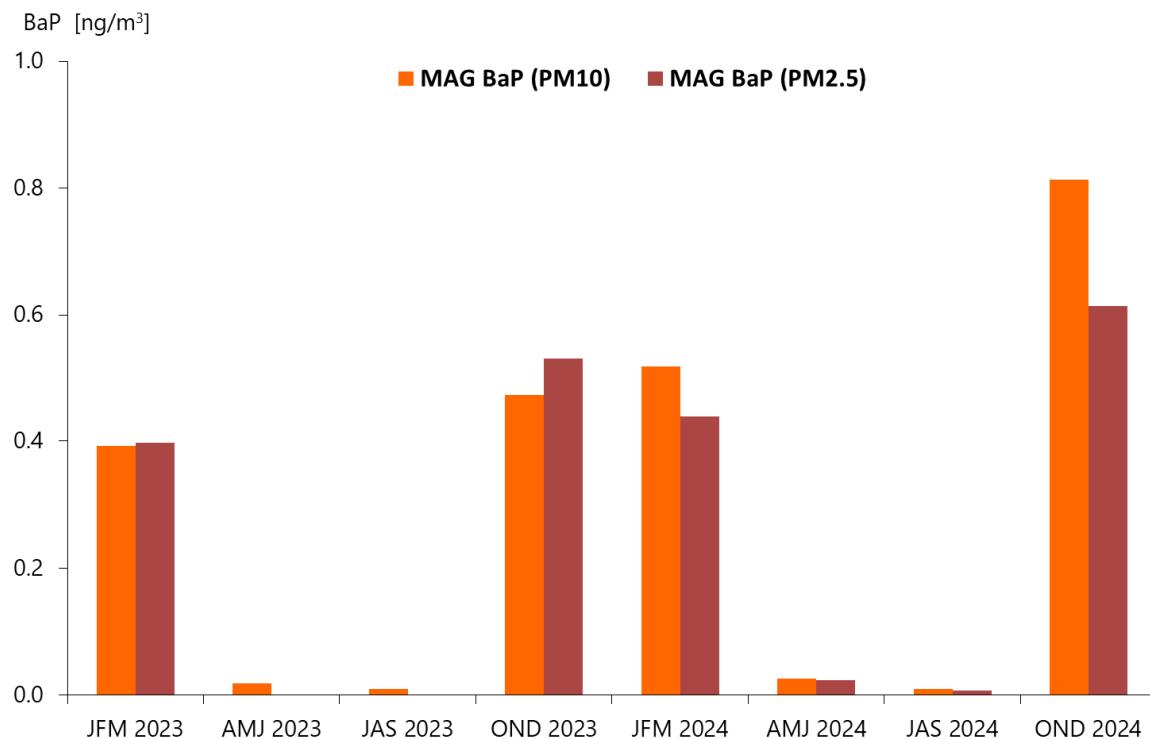


Abb. 19: Vergleich der Quartalsmittelwerte 2023 bis 2024 der Benzo(a)pyren-Konzentrationen im PM10 und PM2.5 der Station Magadino-Cadenazzo.

6 Literaturverzeichnis

Andersson J.T. & Achten Ch. (2015). Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35: 2- 4, 330 – 354. <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>.

Andersson J.T. & Achten Ch. (2015b). Introduction to This Special Issue: A Critical Look at the 16 EPA PAHs, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35:2-4, 143-146, DOI: 10.1080/10406638.2015.1005241.

BAG (2020). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Factsheet Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK); Bundesamt für Gesundheit BAG; Oktober 2020; <https://www.bag.admin.ch/bag/de/home/gesund-leben/umwelt-und-gesundheit/chemikalien/chemikalien-a-z/polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak.html>.

Balducci C., Cecinato A., Paolini V., Guerriero E-, Perilli M., Romagnoli P., Tortorella C., Nacci R.M., Giove A. and Febo A. (2017). Volatilization and oxidative artifacts of PM bound PAHs at low volume sampling (2): Evaluation and comparison of mitigation strategies effects. *Chemosphere* 189, 330 – 339; <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.062>.

Bari M.A., Baumbach G., Brodbeck J., Struschka M., Kuch B., Dreher W. and Scheffknecht G. (2011). Characterisation of particulates and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in wintertime wood-fired heating in residential areas. *Atmospheric Environment* 45, 7627 – 7634, ; DOI:10.1016/j.atmosenv.2010.11.053.

Bari M.A., Baumbach G., Kuch B. and Scheffknecht G. (2010). Particle-phase concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of rural residential areas in southern Germany. *Air Qual Atmos Health* 3: 103 -116; DOI 10.1007/s11869-009-0057-8.

Brown R.J.C. and Brown A.S. (2012). The effect of degradation by gaseous oxidants on measured benzo[a]pyrene concentrations. *NPL Report AS 72*.

CEN (2008). Air Quality - Standard method for the measurement of the concentration of benzo(a)pyrene in ambient air. EN 15549.

Collins J. F., Brown J.P., Alexeef G.V., and Salmon A.G. (1998). Potency Equivalency Factors for Some Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Derivatives. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 28, 45 - 54.

EEA (2024). Europe's air quality status 2024. European Environment Agency <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2024>.

EEA (2025). European Union emission inventory report 1990-2023 -Under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention), EEA Report No 06/2025, European Agency. ISSN 978-92-9480-727-4. Denmark, European Environment Agency, 2025; <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/annual-european-union-informative-report-1990-2023-to-the-convention-on-long-range-transboundary-air-pollution#:~:text=This%20document%20is%20the%20annual%20EU%20emission,EU%20Member%20States%20and%20the%20European%20Commission..>

Empa (2024). Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) 2024; Dübendorf, Switzerland; https://www.empa.ch/documents/56101/246436/Technischer_Bericht_2024/0d7b63e5-70a1-4fba-ad3a-599347447a32.

EU (2024). Directive (EU) 2024/2881 of the European parliament and the council of 23 October 2024 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union, L, 20.11.2024. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2024/2881/oj>.

IARC (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 92 , Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures.. World Health Organisation; Geneva, Switzerland: 2010. Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. <https://inchem.org/documents/arc/arcmono/v92arc.pdf>.

IARC (2013). Air pollution and cancer. IARC scientific publication no 161. <http://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/arc-Scientific-Publications/Air-Pollution-And-Cancer-2013>.

Jameson CW (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons and associated occupational exposures. In: Baan RA, Stewart BW, Straif K, editors. Tumour Site Concordance and Mechanisms of Carcinogenesis. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 2019. IARC Scientific Publications. Chapter 7.

Krismar A. (2015). Benzo(a)Pyren und Hausbrand. Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Waldschutz.

https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/luftqualitaet/downloads/sonstige_Berichte/Benzo_a_pyren_und_Hausbrand.pdf

Lim H., Silvergren S., Spinicci S., Rad F.M., Nilsson U., Westerholm R., and Johansson Ch. (2022). Contribution of wood burning to exposures of PAHs and oxy-PAHs in Eastern Sweden. *Atmos. Chem Phys.*, 22, 11359 - 11379. <https://doi.org/10.5194/acp-22-11359-2022>.

Liu K., Duan F., He K., Ma Y. and Cheng Y. (2014). Investigation on sampling artifacts of particle associated PAHs using ozone denuder systems. *Front. Environ. Sci. Eng.* 8(2): 284-292.

LUBW (2010). Bestimmung des Beitrags der Holzfeuerung zum PM10-Feinstaub an zwei Messstationen in Baden-Württemberg von Oktober 2008 bis Dezember 2009. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Bericht 64-01/2010.

LUBW (2020). Messungen von Feinstaub und Staubinhaltsstoffen in ausgewählten Schwarzwaldtälern - Ergebnisse der Messungen 2019. Dokument-ID 1012; Baden-Württemberg. <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/10124>.

Minder N., Wey H. und Ruckstuhl Ch. (2018). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im atmosphärischen Feinstaub (PM10); Vergleich der Feinstaubuntersuchungen im Muotatal zwischen den Messkampagnen 2009, 2011 und 2018. inNET Monitoring AG.

Nisbet I. C. T. and LaGoy P. K. (1992). Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16(3): 290-300.

OSTLUFT (2022). Immissionsmessungen in Ebnat-Kappel - Dorf mit hohem Anteil an Holzfeuerungen. Schlussbericht 2022, Hrsg. OSTLUFT - Die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein.

Samburova V., Zielinska B. and Khlystov A. (2017). Do 16 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Represent PAH Air Toxicity? *Toxics*, 5 (3); <https://doi.org/10.3390/toxics5030017>.

Schauer C., Niessner R. and Poschl U. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulate matter: Decadal and seasonal trends, chemical degradation, and sampling artifacts. *Environ. Sci. Technol.* 37(13): 2861-2868.

Schläpfer K. (1995). PAH-Immissionsmessungen in den Kantonen Zürich, Schaffhausen und Luzern (1994/1995); Im Auftrag des Amtes für Technische Anlagen (ATAL) Zürich, des Kant. Laboratoriums für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz Schaffhausen und des Amtes für Umweltschutz Luzern.

Targa J., Colina M., Banyuls L., González Ortiz A., Soares J. (2024). Status report of air quality in Europe for year 2023, using validated data (ETC-HE Report 2025/2). European Topic Centre on Human health and the environment. ETC HE Report 2025/2: Status report of air quality in Europe for year 2023, using validated data. — Eionet Portal,

Tomasetig F., Tebby C., Graillot V., Zeman F., Pery A., Ceavedi J.P., and Audebert M. (2020). Comparative genotoxic potential of 27 polycyclic aromatic hydrocarbons in three human cell lines,. *Toxicology Letters*, 2020, 326, pp.99-105. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378427420300795>.

Tsiodra I., Grivas G., Tavernaraki K., Paraskevopoulou D., Parinos C., Tsagkaraki M., Liakakou E., Bougiatioti A., Gerasopoulos E., and Mihalopoulos N (2025). Profiling aerosol Polycyclic Aromatic Compounds (PACs) in a severely polluted European city: A comprehensive assessment of the residential biomass burning impact on atmospheric toxicity. *J Hazard Mater.* 494 (138431). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138431>.

Tsiodra I., Tavernaraki K., Grivas G., Parinos C., Papoutsidaki K., Paraskevopoulou D., Liakakou E., Gogou A., Bougiatioti A., Gerasopoulos E., Kanakidou M., and Mihalopoulos N (2024). Spatiotemporal Gradients of PAH Concentrations in Greek Cities and Associated Exposure Impacts. *Toxics*, 12 (4). <https://www.mdpi.com/2305-6304/12/4/293>.

Tsiodra I., Grivas G., Tavernaraki K., Bougiatioti A., Apostolaki M., Paraskevopoulou D., Gogou A., Parinos C., Oikonomou K., Tsagkaraki M., Zarmpas. P., Nenes A., and Mihalopoulos N. (2021). Annual exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in urban environments linked to wintertime wood-burning episodes. *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 17965 -17993. <https://doi.org/10.5194/acp-21-17865-2021>.

U.S. EPA (2017). IRIS Toxicological Review of Benzo[A]Pyrene (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/635/R-17/003F, 2017.

Villar-Vidal M., Lertxundi A., Martinez López de Dicastillo M.D., Alvarez J.I., Santa Marina L., Ayerdi M., Basterrechea M., Ibarluzea J. (2014). *CHemosphere* 99, 233 - 238; <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.006>.

WHO Regional Office for Europe (2021). Human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons as ambient air pollutants: Report of the Working Group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of the Joint Task Force on the Health Aspects of Air Pollution, Copenhagen; <https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789289056533>.

WHO (2020). AirQ+: carcinogenic pollutants and risk analysis. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2020. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

WHO Regional Office for Europe (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project, Technical Report, Copenhagen; <https://apps.who.int/iris/handle/10665/341712>.

Zotter P., Ciobanu V.G., Zhang Y.L., El-Haddad I., Macchia M., Daellenbach K.R., Salazar G.A., Huang R.-J., Wacker L., Hueglin C., Piazzalunga A., Fermo P., Schwikowski M., Baltensperger U., Szidat S., and Prévôt A.S.H. (2014). Radiocarbon analysis of elemental and organic carbon in Switzerland during winter-smog episodes from 2008 to 2012 - Part 1: Source apportionment and spatial variability. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 14, 15591 - 15643. doi:10.5194/acpd-14-15591-2014.

Anhang

 Tab. A1: Quartalsmittelwerte der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3) des Jahres 2024 an NABEL-Stationen.

Messstelle	Quartal 2024	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benz(b+)fluoranthen	Benz(k)fluoranthen	Benz(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perlyen
Basel	JFM	13.16	0.28	0.25	0.15	0.32	0.67	0.20	0.28	0.35	0.04	0.38
	AMJ	9.82	0.09	0.05	0.02	0.04	0.09	0.02	0.03	0.05	0.00	0.05
	JAS	11.15	0.06	0.03	0.01	0.02	0.05	0.01	0.02	0.03	0.00	0.04
	OND	11.17	0.21	0.20	0.14	0.22	0.54	0.17	0.24	0.32	0.04	0.33
Bern	JFM	15.79	0.40	0.32	0.20	0.38	0.71	0.21	0.35	0.37	0.04	0.40
	AMJ	13.36	0.19	0.10	0.03	0.08	0.12	0.04	0.04	0.07	0.00	0.08
	JAS	13.37	0.17	0.08	0.02	0.04	0.09	0.03	0.03	0.05	0.01	0.07
	OND	14.43	0.28	0.23	0.18	0.29	0.61	0.19	0.31	0.34	0.04	0.38
Beromünster	JFM	7.42	0.16	0.15	0.07	0.14	0.25	0.08	0.10	0.14	0.02	0.15
	AMJ	8.93	0.06	0.04	0.01	0.03	0.05	0.02	0.02	0.03	0.00	0.03
	JAS	9.15	0.03	0.02	0.00	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01
	OND	6.29	0.13	0.11	0.05	0.11	0.20	0.07	0.08	0.10	0.00	0.11
Dübendorf	JFM	11.68	0.24	0.21	0.11	0.23	0.51	0.15	0.22	0.27	0.03	0.28
	AMJ	11.03	0.08	0.05	0.01	0.04	0.08	0.02	0.03	0.04	0.00	0.05
	JAS	11.14	0.05	0.03	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02	0.03	0.00	0.03
	OND	10.92	0.16	0.15	0.10	0.16	0.37	0.12	0.18	0.22	0.03	0.24
Härkingen	JFM	12.42	0.27	0.27	0.18	0.34	0.75	0.21	0.34	0.38	0.05	0.40
	AMJ	10.95	0.11	0.07	0.03	0.07	0.11	0.03	0.04	0.06	0.00	0.06
	JAS	11.74	0.07	0.04	0.01	0.03	0.05	0.02	0.02	0.03	0.00	0.04
	OND	11.33	0.21	0.19	0.15	0.23	0.46	0.15	0.25	0.27	0.03	0.29
Lausanne	JFM	13.49	0.14	0.11	0.06	0.16	0.31	0.09	0.11	0.16	0.02	0.17
	AMJ	11.82	0.09	0.05	0.02	0.05	0.07	0.02	0.02	0.03	0.00	0.04
	JAS	11.16	0.06	0.03	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.02	0.00	0.03
	OND	12.63	0.10	0.09	0.05	0.09	0.21	0.06	0.08	0.12	0.01	0.14
Lugano	JFM	15.20	0.21	0.20	0.14	0.25	0.67	0.19	0.28	0.33	0.04	0.35
	AMJ	11.11	0.06	0.04	0.01	0.03	0.07	0.02	0.02	0.04	0.00	0.04
	JAS	13.37	0.05	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.00	0.02
	OND	14.56	0.18	0.18	0.14	0.23	0.50	0.16	0.26	0.29	0.04	0.29
Magadino	JFM	13.75	0.20	0.22	0.28	0.54	1.12	0.31	0.52	0.50	0.12	0.58
	AMJ	10.30	0.05	0.05	0.01	0.07	0.11	0.02	0.03	0.04	0.02	0.07
	JAS	13.11	0.04	0.02	0.00	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02
	OND	16.60	0.25	0.28	0.46	0.66	1.27	0.41	0.81	0.68	0.12	0.77
Payerne	JFM	9.78	0.16	0.15	0.08	0.17	0.34	0.11	0.15	0.19	0.02	0.20
	AMJ	9.11	0.06	0.04	0.01	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03	0.00	0.03
	JAS	10.73	0.04	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.00	0.02
	OND	9.41	0.13	0.12	0.08	0.13	0.29	0.10	0.14	0.17	0.02	0.18
Sion	JFM	14.61	0.21	0.19	0.16	0.27	0.50	0.16	0.25	0.26	0.03	0.29
	AMJ	12.45	0.09	0.06	0.02	0.06	0.08	0.03	0.04	0.05	0.00	0.06
	JAS	13.17	0.06	0.05	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02	0.00	0.03
	OND	17.75	0.30	0.37	0.32	0.47	0.74	0.26	0.48	0.44	0.06	0.50
Tänikon	JFM	9.40	0.31	0.31	0.20	0.35	0.65	0.22	0.30	0.37	0.04	0.38
	AMJ	9.80	0.07	0.06	0.03	0.05	0.09	0.03	0.04	0.05	0.00	0.06
	JAS	10.13	0.04	0.03	0.01	0.02	0.05	0.02	0.02	0.04	0.00	0.04
	OND	8.44	0.27	0.29	0.20	0.33	0.61	0.21	0.31	0.39	0.04	0.41
Zürich	JFM	11.87	0.20	0.18	0.11	0.21	0.44	0.15	0.17	0.24	0.03	0.24
	AMJ	11.58	0.07	0.04	0.01	0.04	0.08	0.02	0.02	0.05	0.00	0.05
	JAS	12.19	0.06	0.04	0.01	0.03	0.07	0.03	0.02	0.05	0.00	0.05
	OND	11.50	0.16	0.15	0.11	0.20	0.41	0.14	0.20	0.22	0.03	0.24

Tab. A2: Quartalsmittelwerte der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3) des Jahres 2024 an der kantonalen Station San Vittore.

Messstelle	Quartal 2024	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) *	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysene	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(ghi)perylene
San Vittore	JFM	19.35	0.48	0.35	0.75	0.87	2.46	0.82	1.61	1.52	0.18	1.87
	AMJ	14.41	0.05	0.06	0.03	0.04	0.13	0.04	0.07	0.09	0.01	0.10
	JAS	16.17	0.02	0.02	0.00	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.00	0.02
	OND	30.22	0.81	1.02	2.41	2.51	3.98	1.29	3.21	2.35	0.26	2.30

*Bemerkung: Um einen korrekten Vergleich der PAK-Konzentrationen mit den PM10-Konzentrationen zu gewährleisten, bzw. um die korrekten PAK Gehalte zu bestimmen, wurden für die Berechnungen der PM10-Quartalswerte nur die Tageswerte jener Tage verwendet die in die Bestimmung der PAK-Konzentrationen einflossen.