

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

Messbericht 2019

Andrea Fischer und Christoph Hüglin

Empa, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik

Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf

Dübendorf, August 2020

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

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

Dübendorf, August 2020

Inhaltsverzeichnis:

1	Zusammenfassung	2
2	Résumé	4
3	Messkonzept	6
	3.1 Messstationen und Messbetrieb	6
	3.2 Probenahme	9
	3.3 Analytik	10
	3.4 Toxizität	10
4	Resultate der PAK-Analysen	12
5	Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren	18
6	Literaturverzeichnis	28
	Anhang	31

1 Zusammenfassung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen bei der Pyrolyse (unvollständige Verbrennung) von organischen Materialien wie Holz, Kohle, Benzin, Tabak, Heiz- und Dieselöl oder Lebensmitteln. In der Natur entstehen PAK z.B. durch Waldbrände und Steppenbrände oder auch Vulkanaktivität. PAK stellen wegen ihrer kanzerogenen und mutagenen Wirkung eine Gefahr für die menschliche Gesundheit dar (WHO Regional Office for Europe 2013; IARC 2013; ETC/ACM 2014; BAG 2016). Aufgrund dieser Gesundheitsgefährdung hat die Europäische Union in ihrer Richtlinie 2004/107/EC vom 15. Dezember 2004 (EU-Commission 2004) einen Zielwert (Jahresmittelwert) für das krebserregende Benzo(a)pyren (BaP) im atmosphärischen Feinstaub (PM10) von 1 ng/m^3 festgelegt. Zudem soll gemäss EU-Richtlinie (mit geringerer Messstellendichte) eine Reihe weiterer polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Feinstaub analysiert werden, und zwar Benz(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(j)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen und Fluoranthen. Im Jahr 2017 wurde an 31% der 712 Messstellen in Europa für Benzo(a)pyren (BaP) ein Jahresmittel über dem Zielwert von 1 ng/m^3 registriert (EEA 2019). An 84% der Messstationen lag der gemessene Jahresmittelwert von BaP über dem WHO-Luftgüteleitwert (WHO AQG) von 0.12 ng/m^3 . Dieser empfohlene Wert entspricht einem zusätzlichen lebenslangen Lungenkrebsrisiko von 1:100'000.

Mit der Analyse der Proben von 2019 auf PAK wurde wie in den vergangenen Jahren das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich beauftragt. Die Analysen wurden gemäss der EN-Norm (CEN 2008) durchgeführt. Zusätzlich zu den von der europäischen Richtlinie geforderten PAK wurden Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylen bestimmt.

Die Schweiz legt für krebserregende Substanzen keine Immissionsgrenzwerte fest, da für deren Emissionen unabhängig von den auftretenden Immissionen gemäss der Luftreinhalte-Verordnung 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. Im Jahr 2019 wurden erstmalig PAK-Messungen der Messstation Beromünster in das Messprogramm aufgenommen. Da im NABEL nur die Messstation Magadino-Cadenazzo einen starken und zeitweise dominierenden Einfluss der im Zusammenhang mit PAK sehr wichtigen Holzverbrennung aufweist, wurden seit 2007 auch einige kantonale

Stationen ins Messprogramm aufgenommen, welche durch Emissionen aus Holzfeuerungen beeinflusst sind: San Vittore (GR) im Misox, seit 2007; Grabs im St. Galler Rheintal, 2009 und seit 2017; Ebnat-Kappel im Toggenburg, 2014 - 2015; Altstätten im St. Galler Rheintal, 2010 - 2012; Flums (SG), 2015 - 2017; Braunwald (GL), 2015; Appenzell, 2011 - 2013 und 2016 (Detaillierte Angaben siehe Tab. 2).

Im Jahr 2019 wurden, wie bereits in den Vorjahren, die höchsten PAK-Konzentrationen in San Vittore gemessen, für Benzo(a)Pyren ein Jahresmittelwert von 0.77 ng/m^3 . Damit ist der europäische Zielwert für Benzo(a)Pyren an allen Messstandorten eingehalten worden. An allen anderen Stationen lag die Belastung 2019 sogar deutlich unter dem europäischen Zielwert (Abb. 6). Die ländlichen Standorte San Vittore, Grabs und Magadino-Cadenazzo sind deutlich 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 und liegt inzwischen für alle Stationen deutlich unter dem europäischen Zielwert von 1 ng/m^3 (Abb. 7 und Abb. 8).

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. 10).

Dieser Bericht gibt eine Übersicht über das Messprogramm, die angewendeten Messverfahren und über die Resultate im Zeitraum 2006 – 2019.

2 Résumé

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) se forment lors de la pyrolyse (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 se forment lors des incendies de forêt, des feux de steppe ou de l'activité volcanique. Ils constituent un danger pour la santé en raison de leur caractère cancérigène et mutagène (cf. WHO Regional Office for Europe 2013; IARC 2013; ETC/ACM 2014 ; BAG 2016). En raison de ce risque pour la santé, l'Union européenne a adopté la directive 2004/107/CE le 15.12.2004 (EU-Commission 2004) et y a établi une valeur-cible de 1 ng/m³ en moyenne annuelle pour le benzo(a)pyrène cancérigène (BaP) présents dans les poussières fines. Plusieurs autres HAP contenus dans les PM10 sont aussi à surveiller, même si cela se fait avec une densité de stations de mesures plus réduite. Il s'agit des composés suivants : benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et fluoranthène (cf. tab. 3 et fig. 3 avec les indications des différentes toxicités). En 2017, 31 % des 712 sites de surveillance en Europe ont enregistré une moyenne annuelle pour le benzo(a)pyrène (BaP) supérieure à la valeur cible de 1 ng/m³ (AEE 2019). Dans 84 % des stations de mesure, la valeur moyenne annuelle mesurée pour le BaP était supérieure aux directives sur la qualité de l'air de l'OMS (AQG) de 0.12 ng/m³. Cette valeur recommandée équivaut à un risque supplémentaire de cancer du poumon à vie de 1:100'000.

Les analyses d'échantillons d'HAP de 2019 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 cancérigènes mais limite les émissions autant que possible, indépendamment des immissions enregistrées (limitation 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 d'immission de HAP contenus dans les PM10 en Suisse, des analyses ont été effectuées, depuis 2006, dans des stations NABEL sélectionnées (cf. fig. 7). En 2019, les mesure de HAP de la station de mesure de Beromünster ont

été intégrées pour la première fois dans le programme de mesure. Dans le réseau Nabel, Magadino-Cadenazzo est l'unique station qui soit 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 dans la vallée du Rhin saint-galloise, 2009 et depuis 2017; Ebnat-Kappel dans le Toggenburg, 2014 – 2015; Altstätten dans la vallée du Rhin st-galloise, 2010 – 2012; Flums (SG), 2015 – 2017; Braunwald (GL), 2015; Appenzell, 2011 – 2013 et 2016 (Pour des informations détaillées, voir tab. 2). En 2019, comme les années précédentes, les concentrations de benzo(a)pyrène les plus élevées ont été mesurées à la station de San Vittore, avec une moyenne annuelle de 0.77 ng/m^3 . Il apparaît ainsi que toutes les stations de mesures ont enregistré des valeurs inférieures à la valeur-cible européenne fixée à 1 ng/m^3 . En effet, les concentrations mesurées en 2019 dans les autres stations étaient nettement plus basses (fig. 6). Les stations rurales de San Vittore, Grabs et Magadino-Cadenazzo, qui sont largement influencées par les émissions de chauffages à bois, font apparaître des moyennes clairement plus élevées que les autres stations rurales.

La charge en benzo(a)pyrène a diminué dans toutes les stations NABEL depuis le début des mesures en 2006 et se trouve aussi pour toutes les autres stations largement en dessous de la valeur-cible européenne fixée 1 ng/m^3 (fig. 7 et fig. 8).

L'évolution à long terme des valeurs trimestrielles des concentrations de BaP montre une saisonnalité prononcée dans toutes les stations de mesure, avec des valeurs élevées en hiver et des valeurs plus faibles en été (fig. 10).

Ce rapport donne une vue d'ensemble du programme de mesures, en décrit la méthodologie appliquée et les principaux résultats de mesures entre 2006 et 2019.

3 Messkonzept

3.1 Messstationen und Messbetrieb

In Tabelle 1 sind die Stationen aufgeführt und kurz charakterisiert, an denen 2019 PAK-Analysen durchgeführt wurden. Eine zeitliche Darstellung des Messbetriebes an den verschiedenen Standorten seit Messbeginn im Jahr 2006, sowie Angaben über den Messbetreiber zeigt Tabelle 2. Eine detaillierte Charakterisierung der NABEL-Stationen findet sich im Technischen Bericht zum NABEL (Empa 2020). Die Lage der Station San Vittore ist auf der Webseite des Amtes für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden näher beschrieben (www.luft.gr.ch). Im PAK Messprogramm 2019 war auch die von Ostluft (www.ostluft.ch) betriebene Station Grabs. Die Messstation Grabs (Höhe: 469 m ü.M.; Koordinaten: 2752175/1227830) im St. Galler Rheintal liegt in einem Wohnquartier im Dorfzentrum von Grabs, rund 50 m von einer Verkehrsachse entfernt. In Grabs wurden seit 2017 und bereits im Jahr 2009 Messungen durchgeführt. Die von Oktober 2011 bis Ende 2013 und 2016 – 2017 im Messprogramm vorhandene Station Appenzell (Höhe: 775 m ü.M.; Koordinaten: 2748735/1244230) lag im Dorfzentrum beim Feuerschaugebäude und wies einen geringen Verkehrseinfluss auf. Diese Station repräsentierte die Situation in einem Wohnquartier eines grösseren Dorfes in ausgeprägter Tallage. Die von Mitte 2010 bis Mitte 2012 betriebene Station Ebnat-Kappel (Höhe: 630 m ü.M.; Koordinaten: 2727350/1236350) befand sich im Dorfzentrum 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 Holzfeuerungsanteil. 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 bei der Bergstation Braunwaldbahn im autofreien Kur- und Fremdenverkehrsort Braunwald. Von April 2015 bis Ende 2017 befand sich die Hintergrundstation Flums im Kanton St. Gallen im PAK-Messprogramm (Höhe: 469 m ü.M.; Koordinaten: 744135/218550), 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 2019 PAK-Analysen 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. 150 m von Hauptverkehrsstrasse 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	Dorfzentrum, im Talboden des St. Galler Rheintals, 469 m ü.M.

Tab. 2: Zeitliche Darstellung der durchgeführten PAK-Messungen.

Messnetzbetreiber		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	
Basel-Binningen	NABEL	■														
Bern-Bollwerk	NABEL	■														
Beromünster	NABEL														■	
Dübendorf-Empa	NABEL					■										
Härkingen-A1	NABEL	■														
Lausanne-César-Roux	NABEL					■										
Lugano-Universität	NABEL	■														
Magadino-Cadenazzo	NABEL	■														
Payerne	NABEL	■														
Sion-Aéroport-A9	NABEL	■														
Tänikon	NABEL	■														
Zürich-Kaserne	NABEL	■														
San Vittore	Kt. Graubünden		■													
Grabs	Ostluft				■									■	■	
Ebnat-Kappel	Ostluft					■										
Appenzell	Ostluft						■					■				
Altstätten	Ostluft									■						
Flums	Ostluft										■					
Braunwald	Ostluft										■					
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	

3.2 Probenahme

An den ausgewählten Stationen wurden die PAK-Konzentrationen in PM10 quartalsweise analysiert. Dazu wurde aus den täglichen Feinstaubfiltern (Pallflex Tissuquarz), nach erfolgter Massenbestimmung, eine Rondelle von 14 mm Durchmesser ausgestanzt und quartalsweise zu einer Probe vereinigt. Von der Station San Vittore standen Filter von jedem 12. Tag zur Verfügung. Um etwa dieselbe Probenmenge zu erreichen, wurden hier pro Filter je 4 Rondellen mit einem Durchmesser von 25 mm zu Quartalsproben vereinigt. Von Grabs standen Filter von jedem 4. Tag (Q1 und Q4) bzw. jedem 12. Tag (Q2 und Q3) zur Verfügung und es wurden je 22 (Quartal 1), 24 (Quartal 2), 21 (Quartal 3) und 23 (Quartal 4) Rondellen mit einem Durchmesser von 20 mm zu einer Quartalsprobe vereinigt. Detaillierte Angaben über die Messmethodik zur Sammlung von Feinstaub auf Filtern sind im Technischen Bericht zum NABEL (Empa 2020) enthalten.

Aus den Siedepunkten der PAK kann abgeschätzt werden, bei welchen PAK Sammelverluste durch Verflüchtigung vom Filter auftreten können. Bei den üblichen Sammeltemperaturen muss unterhalb eines Siedepunkts von rund 450 °C (entsprechend den Verbindungen mit 4 oder weniger Ringen) mit merklichen Verlusten gerechnet werden. Die Ergebnisse der PAK bis und mit Chrysen haben deshalb nur orientierenden Charakter. Bei den Verbindungen mit 5 und mehr Ringen sind die Sammelverluste durch Verflüchtigung bei den üblichen Sammeltemperaturen kleiner als 10 % (Schauer et al. 2003).

Ein weiteres Problem der PAK-Messung stellt die teilweise Oxidation der gesammelten PAK auf dem Probefilter durch Ozon dar. 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) können bei der Sammlung von Tagesproben auf dem Filter z.B. bei Ozonkonzentrationen über 120 µg/m³ 40 % und mehr des Benzo(a)pyrens verlorengehen. Da aber an den hier untersuchten Standorten erhöhte Konzentrationen von PAK praktisch nur im Winter bei tiefen Ozonkonzentrationen auftreten, spielt dieses Problem bei den hier präsentierten Daten zumindest für die Winter- und Jahresmittelwerte kaum eine Rolle.

3.3 Analytik

Mit der Analyse der Proben des Jahres 2019 auf PAK wurde wie in den Vorjahren das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich beauftragt. Dieses Labor hat grosse Erfahrung in solchen Analysen und folgte methodisch den Vorgaben der EN-Norm 15549 (CEN 2008). Zusätzlich zu den von der europäischen Richtlinie geforderten PAK bestimmte das Labor auch Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylene (Tab. 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 bewegten sich zwischen 84 – 104 %, die analytische Messunsicherheit beträgt rund 20 %.

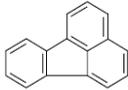
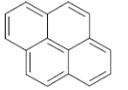
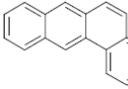
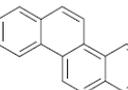
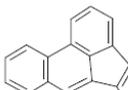
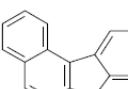
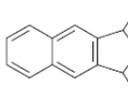
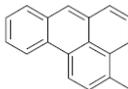
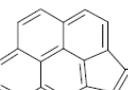
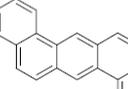
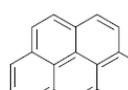
3.4 Toxizität

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.

Bei der US EPA (United States Environmental Protection Agency) befindet sich seit 2010 eine neuere Beurteilung der Schädlichkeit verschiedener PAK im Vernehmlassungsverfahren (EPA 2010). Dieses Verfahren wurde im Dezember 2018 bis auf Weiteres sistiert (EPA 2018).

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 von gasförmigen PAK-Verbindungen hingewiesen.

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
Fluoranthren	384	0.001	
Pyren	364	0.001	
Benzo(a)anthracen	435	0.1	
Chrysen	441	0.01	
Benzo(b)fluoranthren	481	0.1	
Benzo(j)fluoranthren	481	0.1	
Benzo(k)fluoranthren	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 2019 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 gezeigt die mehr als 1 % zum toxischen Potential beitragen. Abbildung 2 zeigt die prozentuale Verteilung der 2019 gemessenen PAK an den verschiedenen Messstationen, wobei Fluoranthen, Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylen wegen ihrer geringen toxikologischen Relevanz ($TEF \leq 0.01$) in einer Gruppe zusammengefasst wurden. Aus den beiden Abbildungen 1 und 2 ist ersichtlich, dass sich die Standorte in ihrer relativen Zusammensetzung der verschiedenen PAK nicht wesentlich unterscheiden.

Im Anhang in der Tabelle A1 sind alle Quartalsmittelwerte der PAK-Konzentrationen der NABEL-Stationen und in der Tabelle A2 die entsprechenden Resultate der kantonalen Messstationen 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, Grabs und Magadino-Cadenazzo gemessen wurden. Dies ist ein klares Indiz für den wesentlichen Beitrag von Holzfeuerungen zur PAK-Belastung in den Wintermonaten. Darauf weist auch die Untersuchung von Zotter et al. (2014) hin, welche für San Vittore aufgrund von ^{14}C -Messungen im Feinstaub einen grossen Einfluss der Biomassenverbrennung aufzeigt. Die vorhandenen Resultate der Winter-Quartalsmittelwerte von Grabs zeigen, dass auch in Tälern der Alpennordseite erhöhte PAK-Werte auftreten können. Die nur mässig hohen PAK-Konzentrationen in Lugano-Università zeigen zudem, dass die Alpensüdseite nicht generell erhöhte Werte aufweist.

Bereits 1995 ging aus einer Untersuchung der Kantone Zürich, Schaffhausen und Luzern hervor, dass Emissionen von Holzfeuerungen tatsächlich bedeutende Mengen von PAK enthalten (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 die Benzo(a)pyrenbelastungen 2013 und 2014 im Bundesland Tirol (Österreich) zeigt höhere Belastungen in Siedlungsgebieten als an verkehrsexponierten Standorten (Krismer, 2015).

Tab. 4: Jahresmittelwerte 2019 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	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	12.51	0.15	0.15	0.08	0.15	0.43	0.12	0.15	0.23	0.02	0.24
Bern	18.73	0.34	0.26	0.14	0.23	0.50	0.14	0.21	0.25	0.03	0.27
Beromünster	9.75	0.10	0.11	0.03	0.07	0.16	0.04	0.06	0.09	0.01	0.09
Dübendorf	12.70	0.16	0.16	0.07	0.14	0.36	0.10	0.13	0.19	0.02	0.20
Härkingen	14.28	0.20	0.20	0.12	0.21	0.50	0.14	0.19	0.26	0.03	0.28
Lausanne	14.28	0.14	0.14	0.06	0.12	0.24	0.06	0.08	0.12	0.01	0.14
Lugano	14.31	0.13	0.14	0.08	0.14	0.42	0.10	0.14	0.19	0.02	0.20
Magadino	14.46	0.14	0.17	0.17	0.38	0.71	0.17	0.29	0.29	0.09	0.34
Payerne	11.33	0.11	0.11	0.04	0.08	0.22	0.06	0.07	0.11	0.01	0.12
Sion	15.01	0.15	0.17	0.10	0.16	0.37	0.10	0.15	0.19	0.02	0.24
Tänikon	10.94	0.17	0.19	0.09	0.14	0.37	0.10	0.13	0.18	0.02	0.20
Zürich	13.57	0.13	0.13	0.06	0.11	0.29	0.08	0.10	0.16	0.02	0.17
San Vittore	17.28	0.31	0.36	0.42	0.49	1.19	0.36	0.77	0.68	0.10	0.69
Grabs	12.32	0.47	0.55	0.31	0.41	0.98	0.28	0.51	0.55	0.07	0.59

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 einfließen.

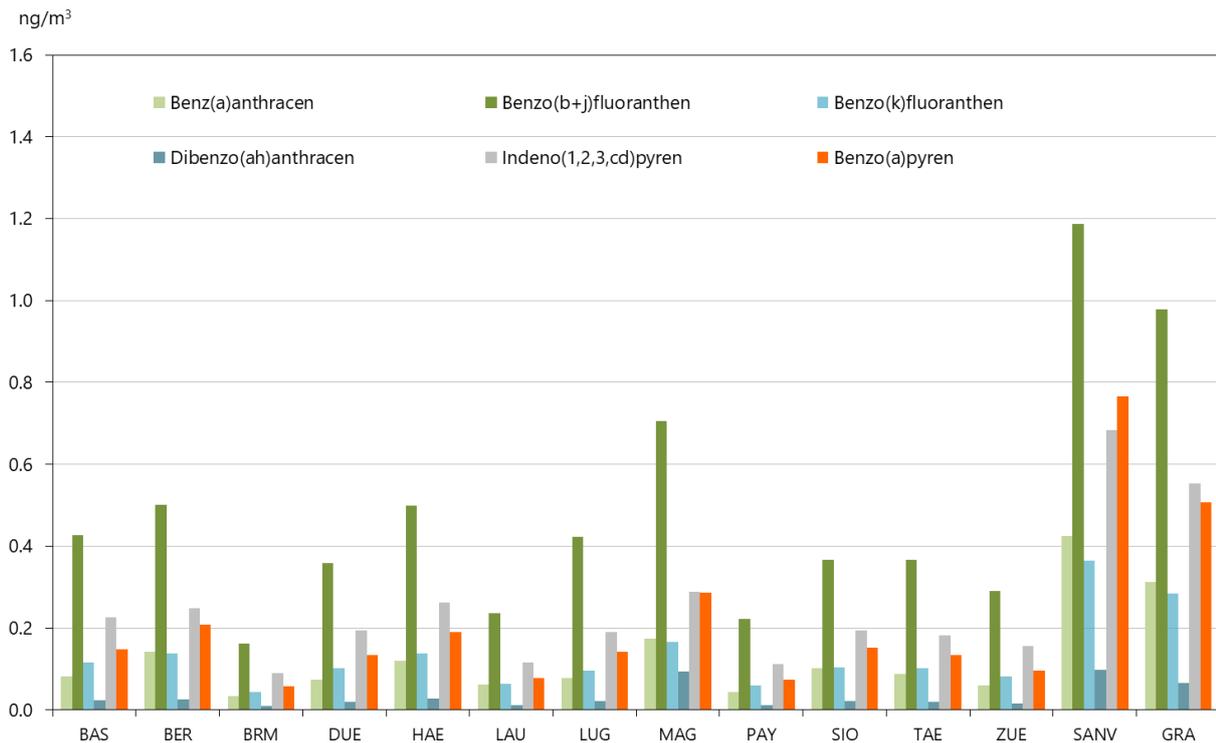


Abb. 1: Jahresmittelwerte 2019 der Konzentrationen der toxikologisch relevanten PAK im PM10.

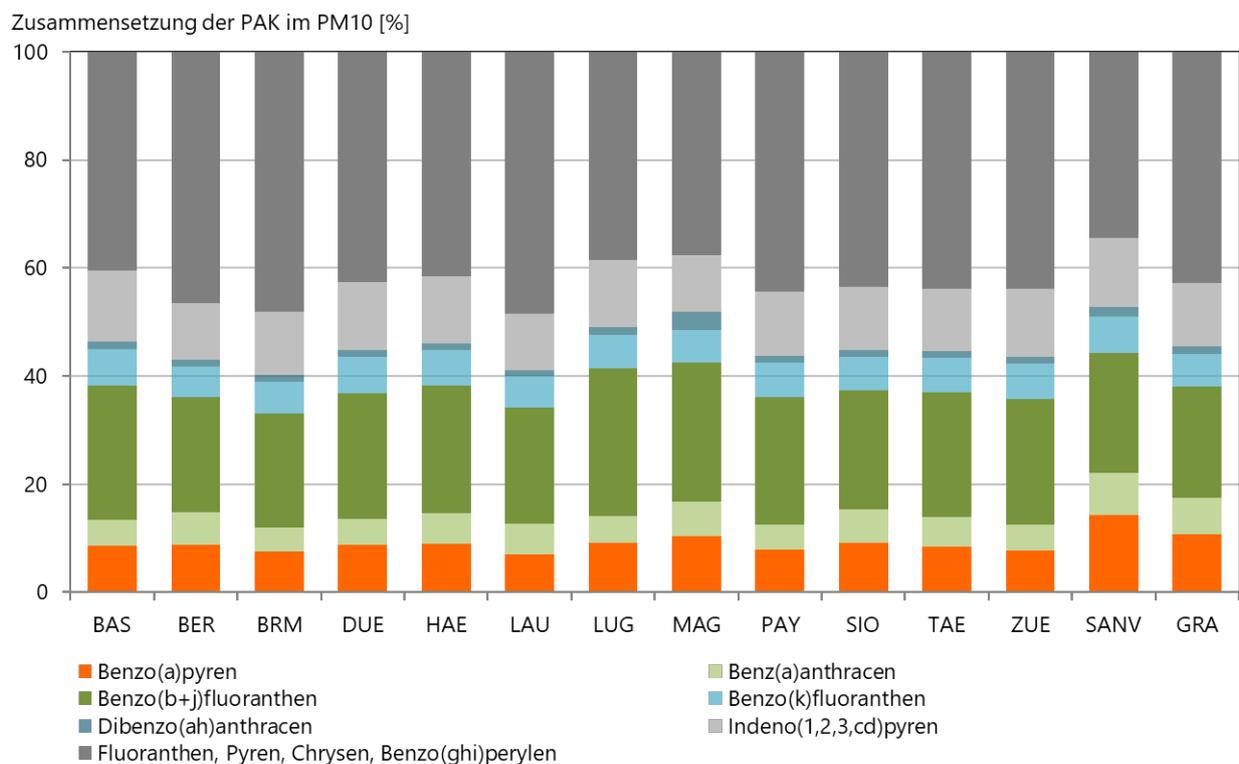


Abb. 2: Relative Zusammensetzung der 2019 gemessenen PAK im PM10.

Eine Auswertung zur relativen Toxizität der gemessenen PAK-Konzentrationen von 2019 zeigt, dass Benzo(a)pyren allein für rund 58 % 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 15, 9, 8 % und Benzo(k)fluoranthen und Benz(a)anthracen zu je 4 % zur Toxizität bei (Abbildung 3). Die Resultate in Tabelle 5 und Abbildung 4 zeigen deutlich, dass die relativen Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 an allen Stationen sehr ähnlich sind. Bei den Standorten San Vittore und Grabs haben die stark erhöhten Winter-Quartale einen grossen Einfluss auf die Verteilung der relativen Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität. In Abbildung 5 ist ein Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM10 an den einzelnen Messstationen im Jahr 2019 dargestellt. Gegenüber den anderen Stationen zeigen San Vittore, Grabs und Magadino-Cadenazzo deutlich erhöhte Werte. Die Toxizitätsäquivalente werden als Summenprodukte aus den einzelnen PAK-Konzentrationen und den dazugehörigen Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF) berechnet.

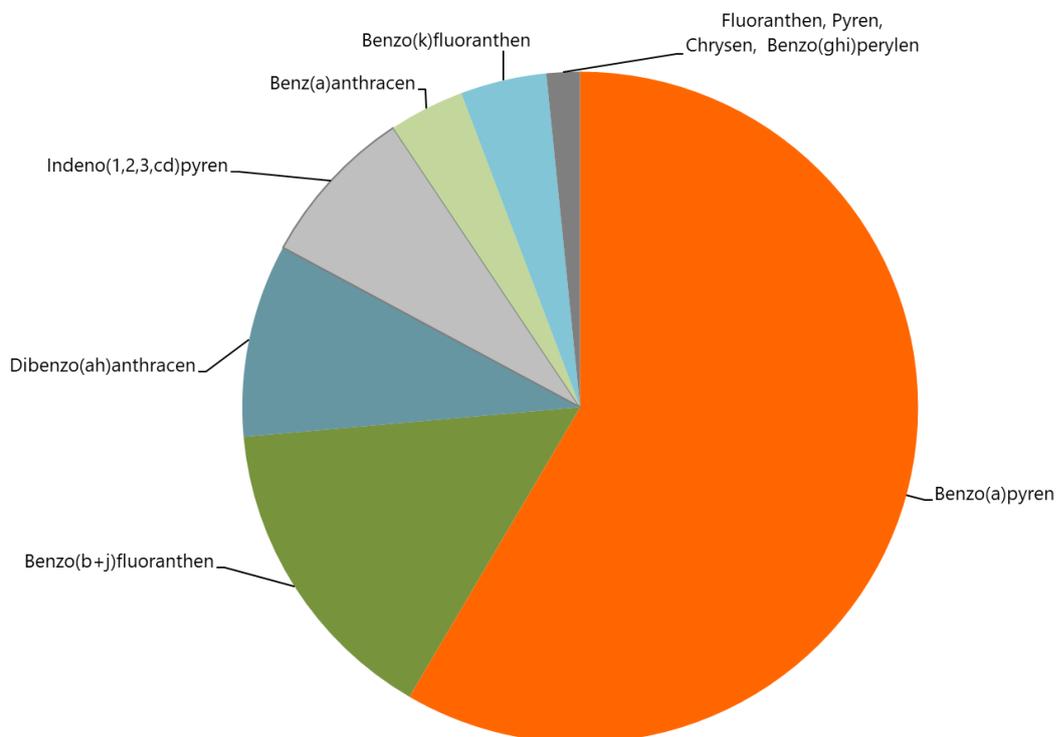


Abb. 3: Mittlere Beiträge der einzelnen PAK an der gesamten Toxizität der 2019 im PM10 gemessenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Mittelwerte aller Messstationen).

Tab. 5: Relative Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 in % im Jahr 2019.

Messstelle	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylen
Basel	0.1	0.1	3.1	0.6	16.3	4.5	56.8	8.6	9.0	0.9
Bern	0.1	0.1	4.1	0.7	14.6	4.0	60.6	7.2	7.7	0.8
Beromünster	0.1	0.1	3.3	0.6	15.9	4.4	56.6	8.9	9.1	0.9
Dübendorf	0.1	0.1	3.2	0.6	15.6	4.4	58.1	8.5	8.5	0.9
Härkingen	0.1	0.1	3.7	0.6	15.4	4.2	58.6	8.1	8.5	0.8
Lausanne	0.1	0.1	4.4	0.8	17.0	4.6	55.5	8.3	8.2	1.0
Lugano	0.1	0.1	3.1	0.6	17.2	3.9	57.5	7.8	9.1	0.8
Magadino	0.0	0.0	3.3	0.7	13.6	3.2	54.8	5.5	18.1	0.7
Payerne	0.1	0.1	3.4	0.6	16.9	4.5	56.0	8.5	9.0	0.9
Sion	0.1	0.1	4.0	0.6	14.4	4.1	59.9	7.6	8.3	0.9
Tänikon	0.1	0.1	3.8	0.6	15.9	4.4	57.7	7.9	8.6	0.8
Zürich	0.1	0.1	3.4	0.6	16.7	4.7	55.2	8.9	9.4	1.0
San Vittore	0.0	0.0	3.7	0.4	10.4	3.2	67.1	6.0	8.5	0.6
Grabs	0.1	0.1	3.9	0.5	12.3	3.6	63.7	6.9	8.2	0.7

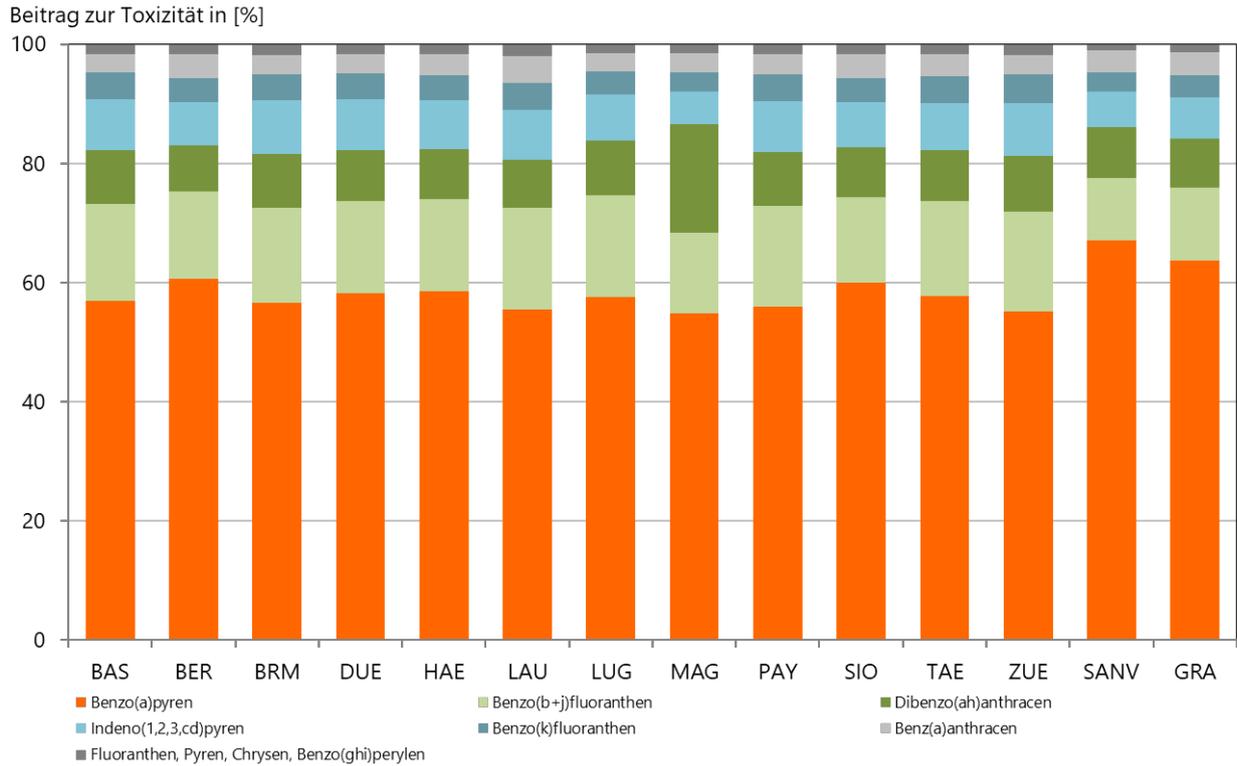


Abb. 4: Relative Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 im Jahr 2019.

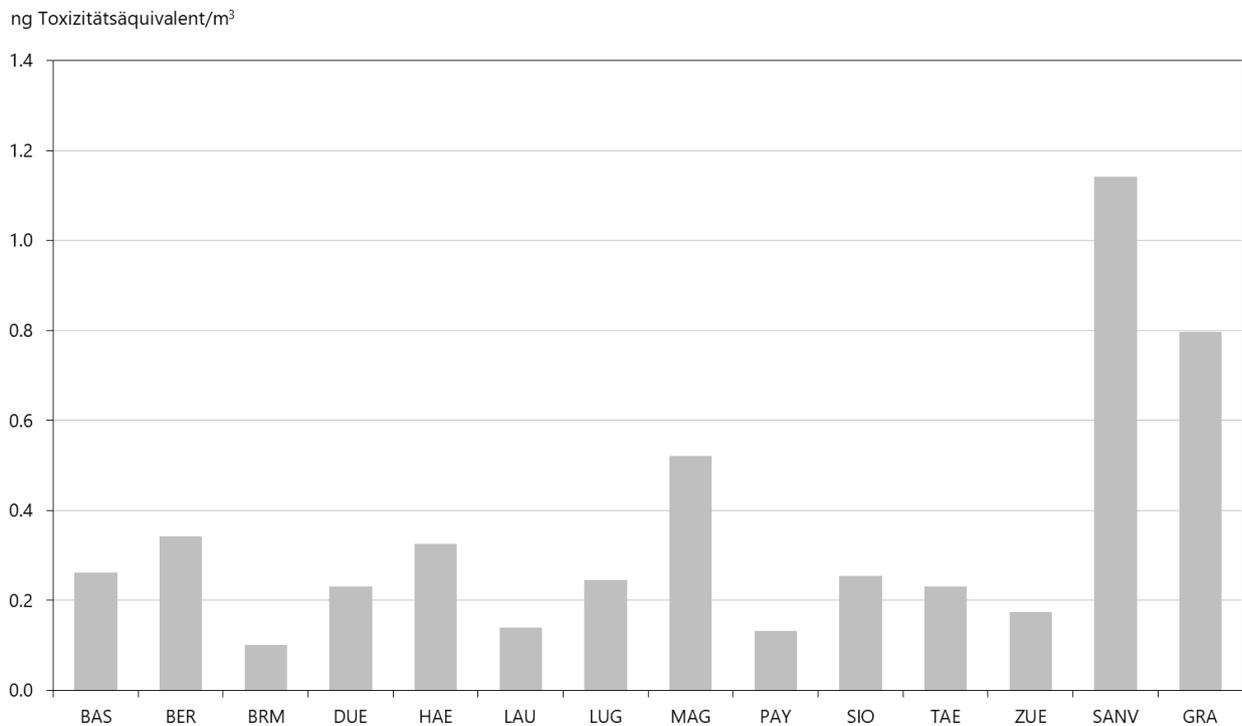


Abb. 5: Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM10 an den einzelnen Messstationen im Jahr 2019.

5 Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren

Die Abbildungen 3 und 4 und 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 in diesem Kapitel die Ergebnisse der Messungen von BaP detaillierter analysiert und dargestellt.

Abbildung 6 zeigt die Jahresmittelwerte 2019 der Konzentrationen von BaP, sowie die entsprechenden PM10 Konzentrationen an den verschiedenen Stationen. Im Jahr 2019 wurde, wie schon im Vorjahr, an keiner Messstation der europäische Zielwert von 1 ng/m^3 überschritten. In San Vittore, jene Messstation mit den höchsten Konzentrationen, liegt der Jahresmittelwert 2019 mit 0.77 ng/m^3 , wie die vergangenen 3 Jahren, knapp unter dem Zielwert. An allen anderen untersuchten Stationen lag die Belastung 2019 deutlich unter dem europäischen Zielwert.

Die Station San Vittore ist wegen ihrer Lage im Talgrund während winterlicher Inversionslagen besonders schlecht durchlüftet. Zudem sind in den Dörfern des Misox Holzfeuerungen sehr verbreitet. San Vittore weist das höchste Verhältnis von BaP/PM10 (0.048) der vollständigen Messreihen auf, einen ähnlichen Wert wie San Vittore zeigt der Wert der Station Grabs (0.045). Es folgt das Verhältnis von der Station Magadino (0.028), auch dies ein Indiz für den wesentlichen Beitrag von Holzfeuerungen zur PAK-Belastung an diesen Standorten.

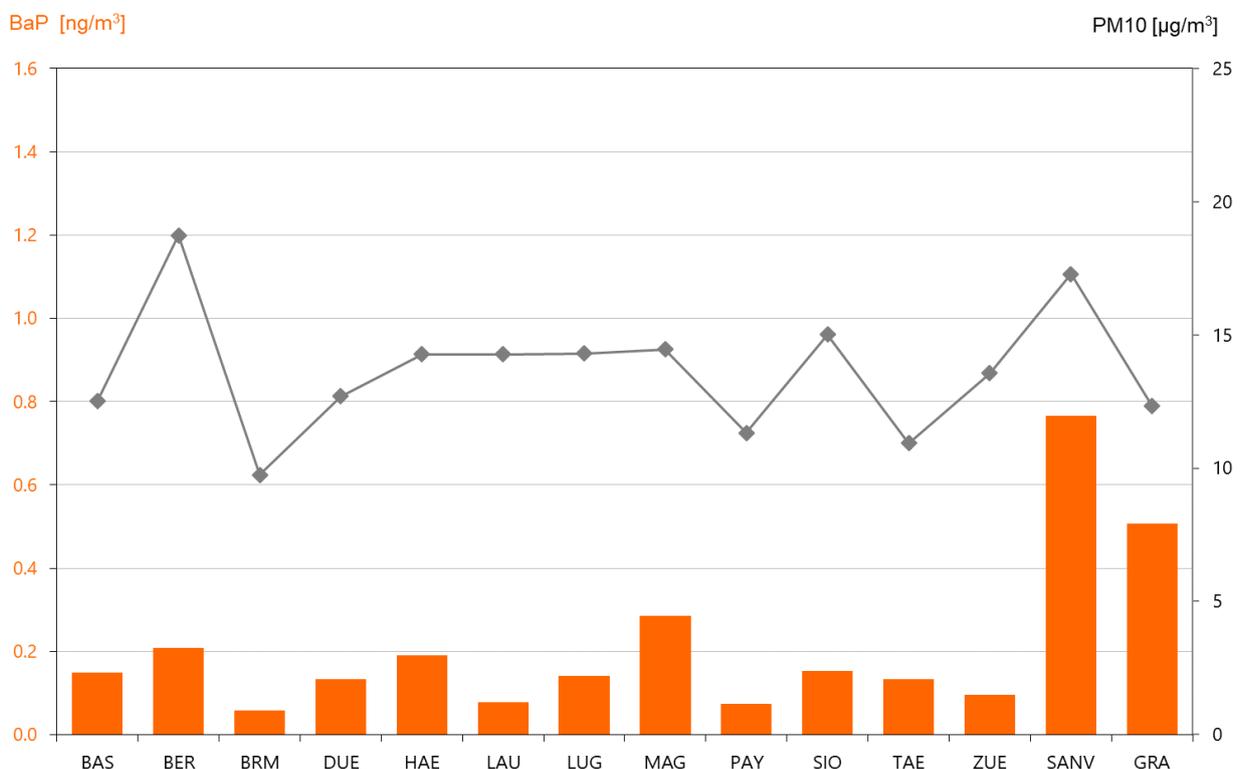


Abb. 6: Jahresmittelwerte 2019 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren und PM10.

In den Abbildungen 7 und 8 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 Zielwert von 1 ng/m³. In Abbildung 9 sind die Perzentile der Jahresmittelwerte aller Messstationen (inkl. San Vittore) zusammengefasst, auch in dieser Grafik ist die deutliche Abnahme der Immissionen von BaP an allen Standorten klar ersichtlich. Die Minimalwerte der vergangenen 9 Jahre sind stabil und die tiefsten BaP Jahresmittelwerte wurden jeweils an der Station Payerne (und 2019 auch am Standort Beromünster) gemessen. Die maximalen Jahresmittelwerte wurden in allen Jahren am Standort San Vittore registriert. In den ersten 6 Jahren nach Messbeginn wurde der europäische Zielwert von 1 ng/m³ jeweils überschritten. In den vergangenen 7 Jahren kam es einzig im Jahr 2015 zu einer Überschreitung, ansonsten lag der Jahresmittelwert jeweils knapp unter 1 ng/m³.

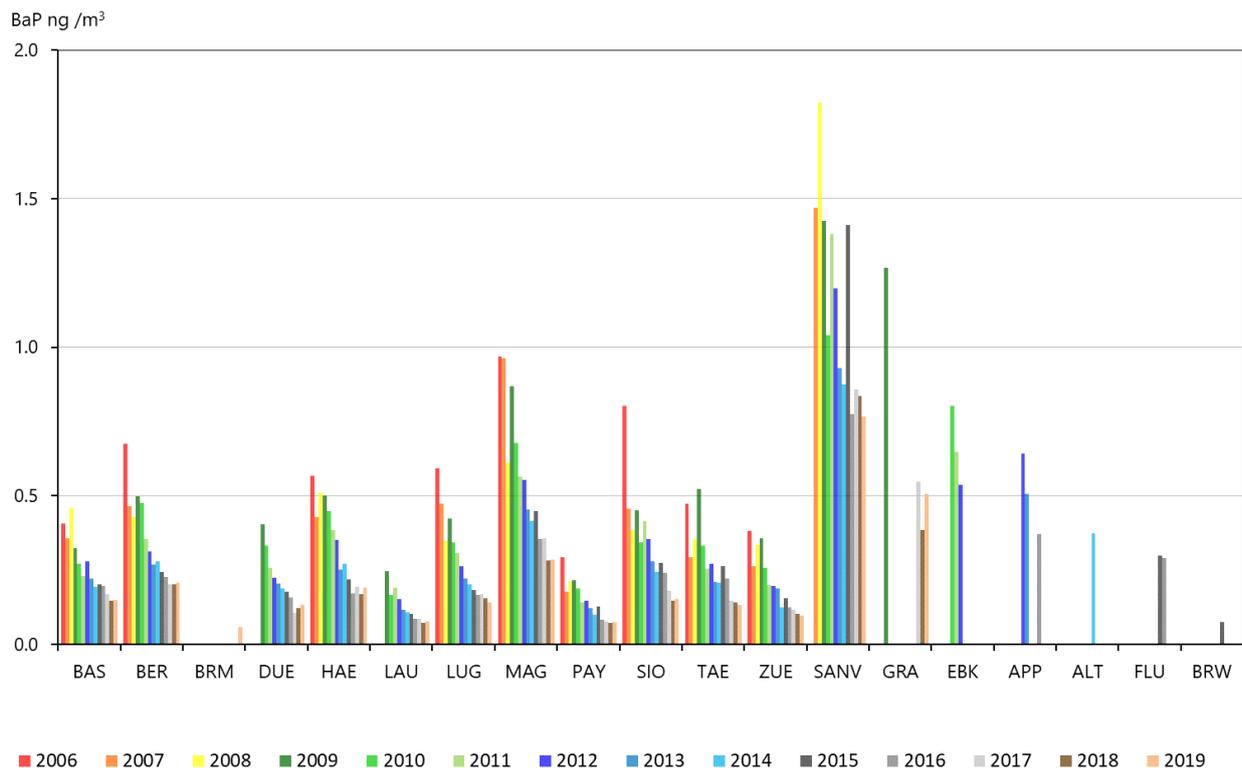


Abb. 7: Jahresmittelwerte 2006 bis 2019 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. (Ebnat-Kappel 2010 + 2012, Flums 2015 und Grabs 2017 unvollständige Messreihe, siehe Tab. 2).

Den langjährigen Verlauf der Quartalswerte der Benzo(a)pyren-Konzentrationen aller Stationen von 2006 – 2019 zeigt die Abbildung 10. In Abbildung 11 sind die Quartalswerte der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10 aller Standorte im Beobachtungszeitraum dargestellt. Klar zum Ausdruck kommt in den beiden Abbildungen 10 und 11 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 Zielwert. 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. 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 zeigen auch die deutlich erhöhten Werte bei den Winterquartalen der Stationen Magadino-Cadenazzo und Grabs (sowie in früheren Jahren Flums, Ebnat-Kappel und Altstätten), dass die zahlreichen Holzfeuerungen in Verbindung mit austauscharmen Inversionslagen zu sehr hohen PAK-Belastungen führen können und bestätigen somit den dominierenden Einfluss der Biomassenverbrennung.

Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren

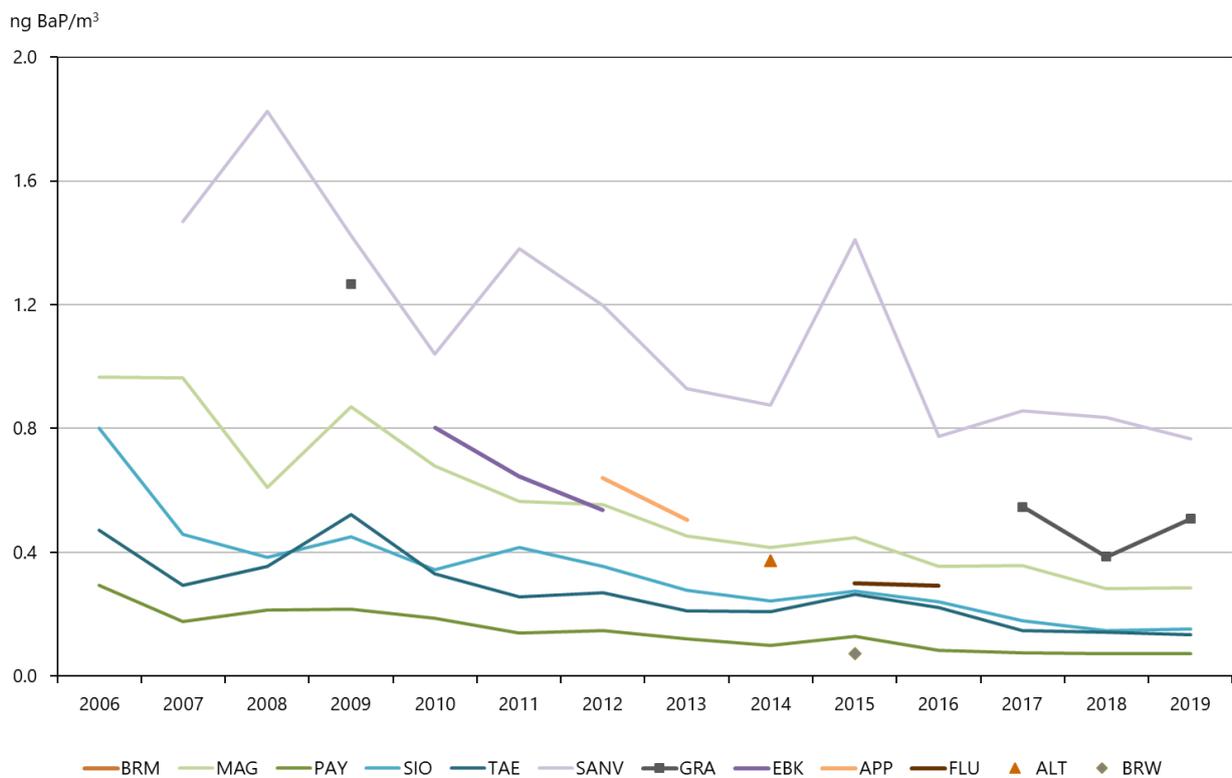
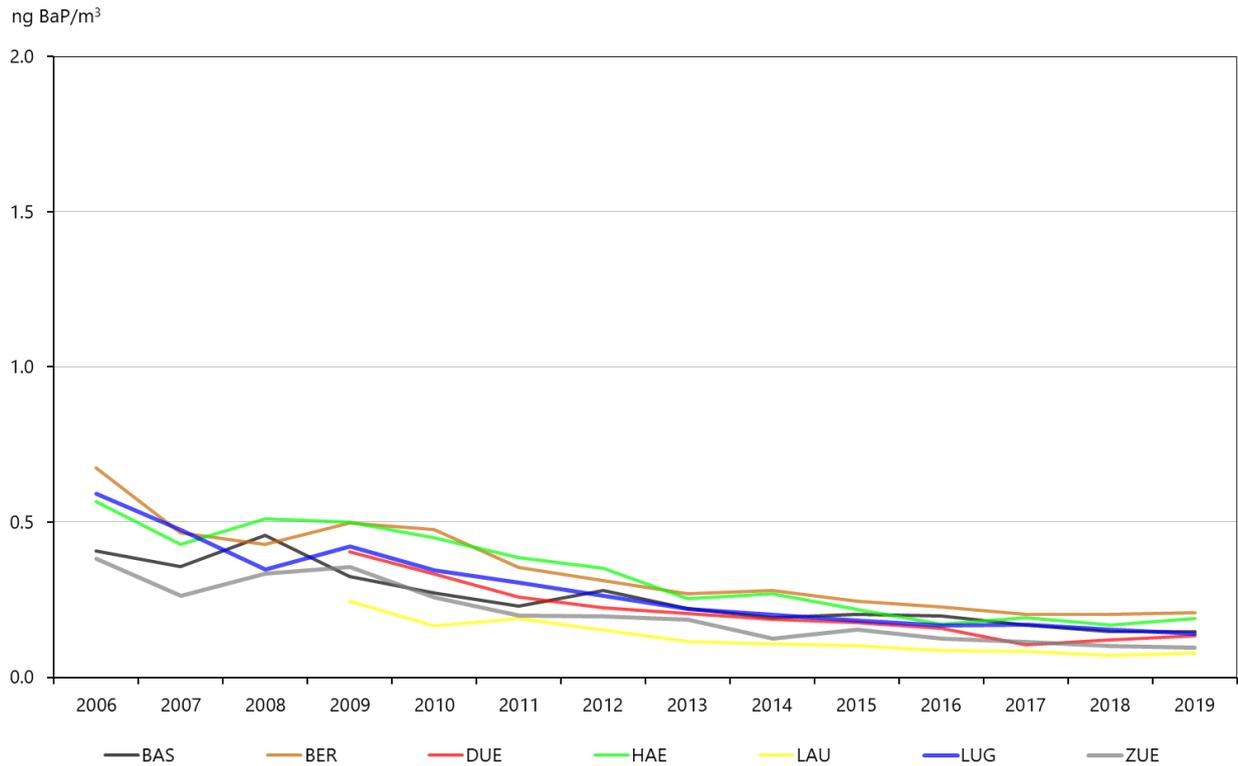


Abb. 8: Jahresmittelwerte 2006 bis 2019 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte (Ebnet-Kappel 2010 + 2012, Flums 2015 und Grabs 2017 unvollständige Messreihe, siehe Tab. 2).

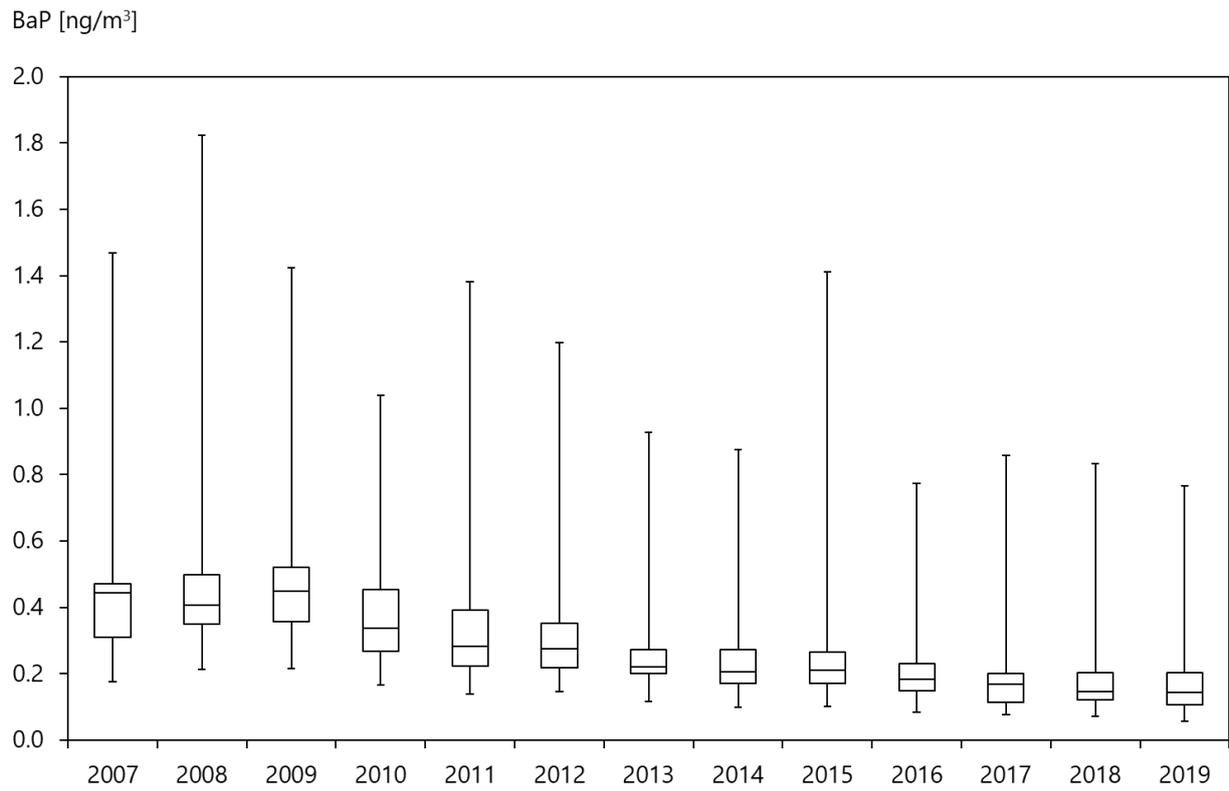


Abb. 9: Jahresmittelwerte der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 aller Stationen an denen seit 2007 Messungen in Betrieb sind, Boxplot.

Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren

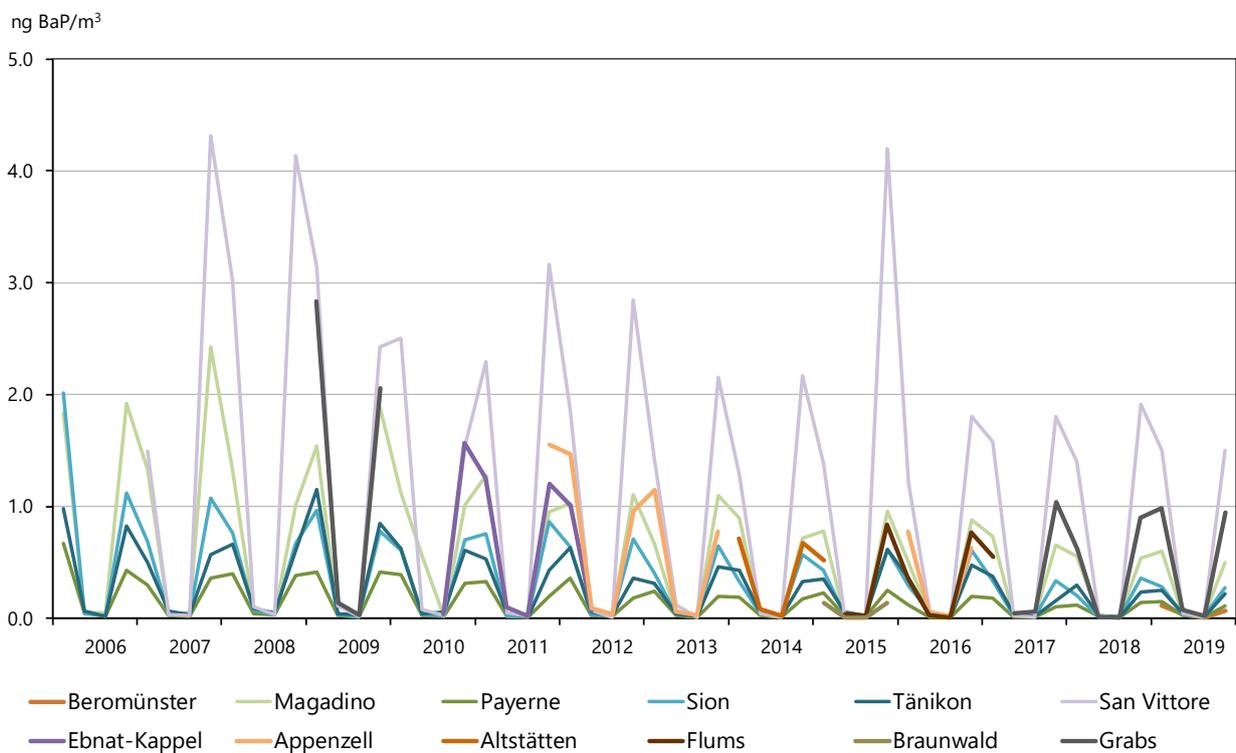
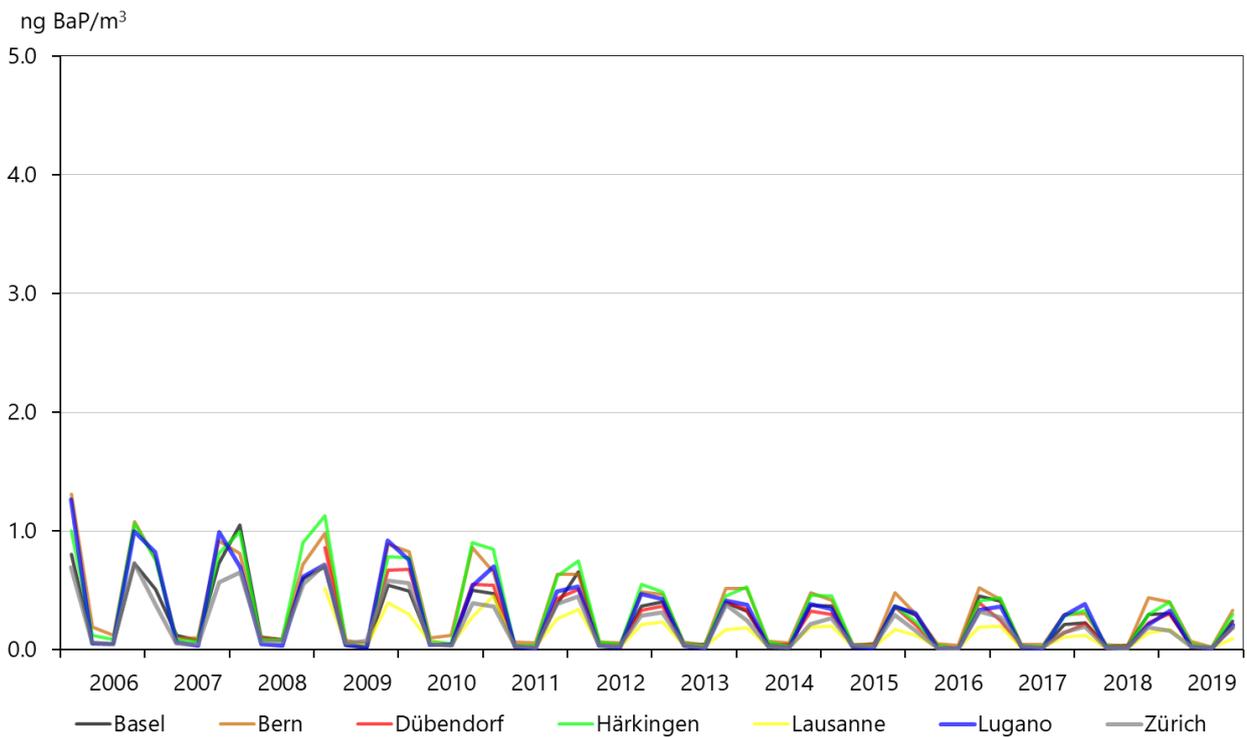


Abb. 10: Quartalswerte 2006 - 2019 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte.

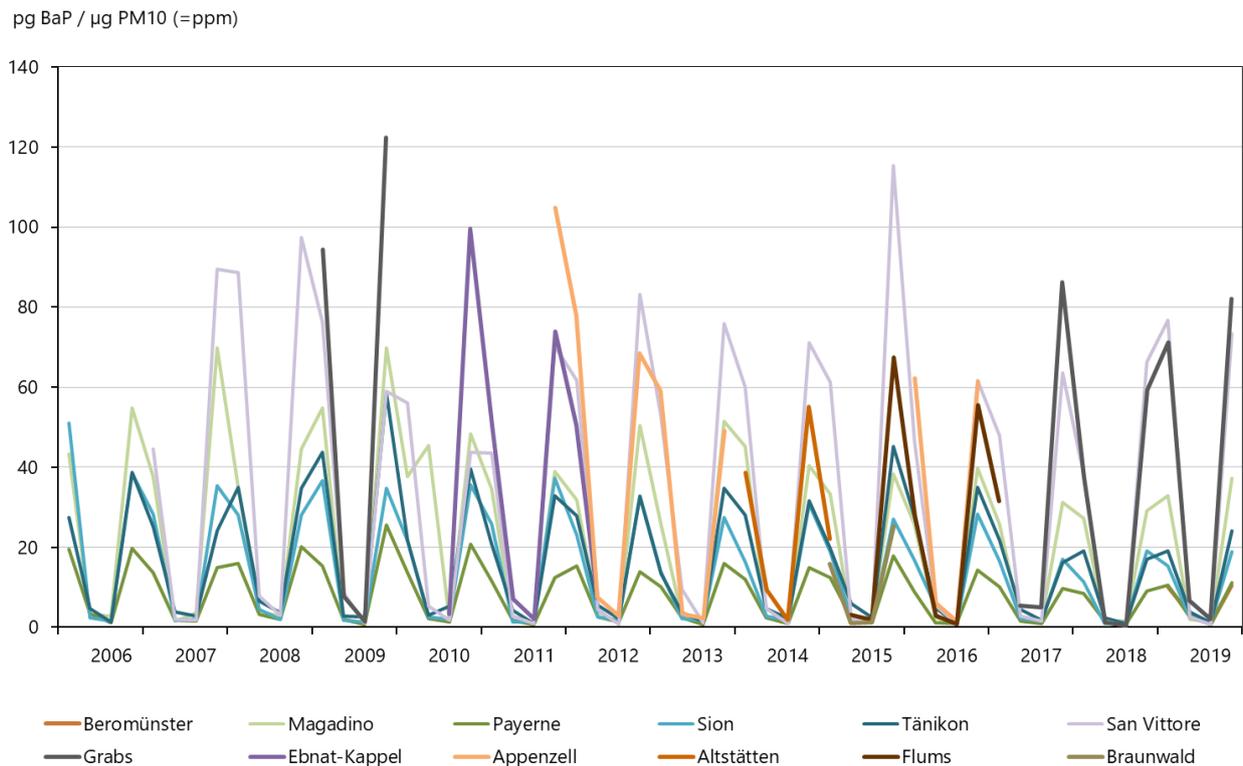
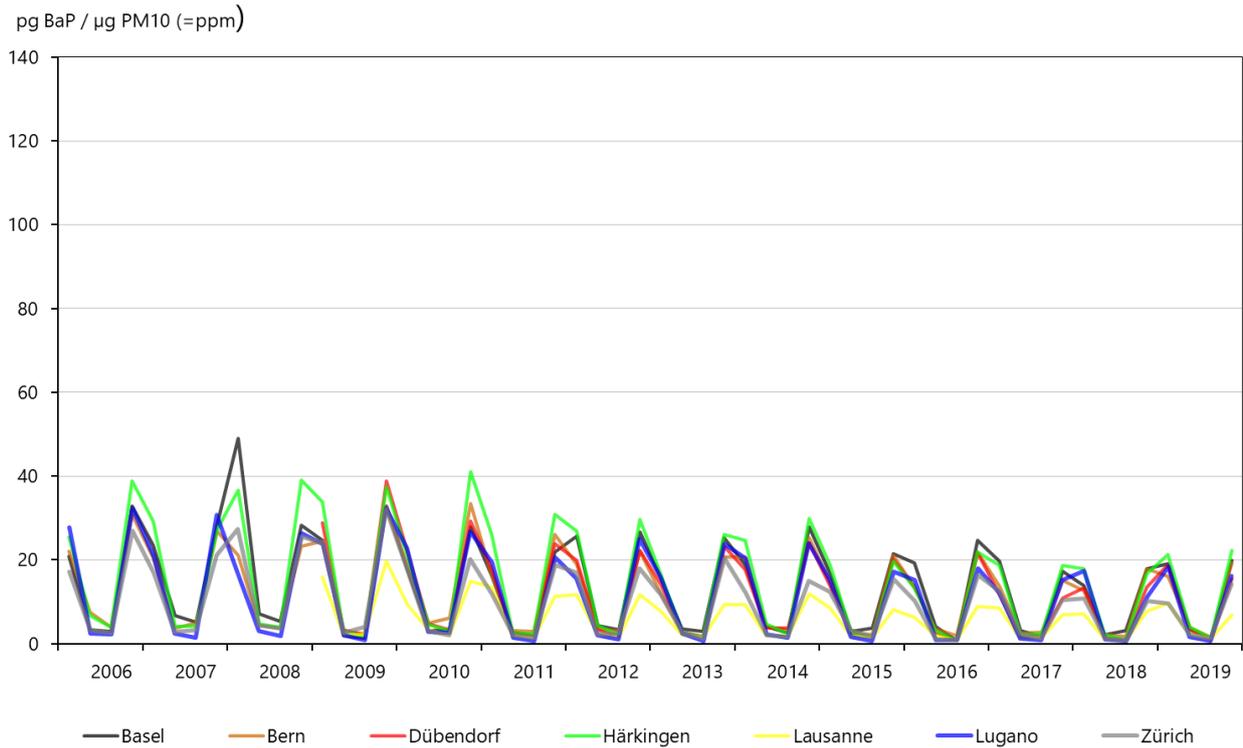
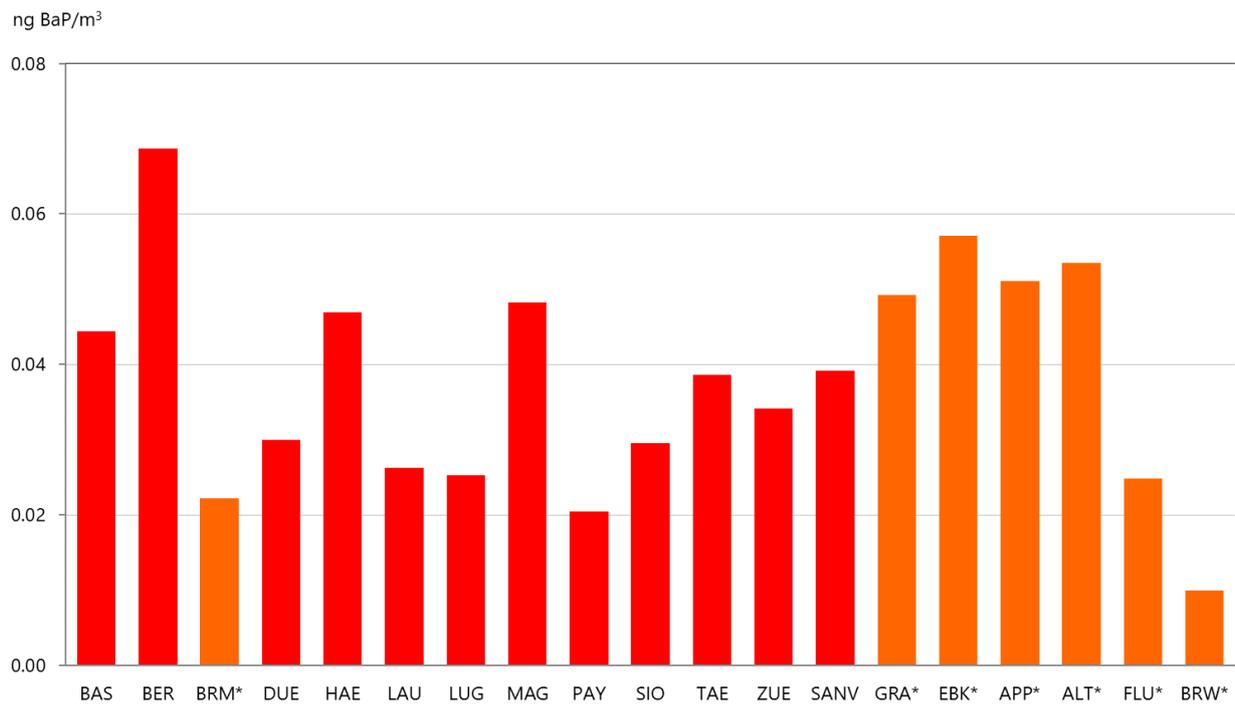


Abb. 11: Quartalswerte 2006-2019 der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte.

Einen kompakten und durch die Mittelung über die Messjahre 2006 – 2019 für die meisten Stationen bereits recht robusten Überblick über die sehr unterschiedlichen Belastungen der BaP-Konzentrationen im Sommer und im Winter gibt Abbildung 12. Die dunkel- und hellblau 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 3.5 Jahren, während der Messjahre 2010 bis 2019, in Betrieb waren. Die Mittelwerte über den gesamten Beobachtungszeitraum der jeweiligen Stationen liegen während der Sommermonate (April – September) im Bereich von 0.02 (Payerne) – 0.07 (Bern) und während der Wintermonate (Januar – März und Oktober – Dezember) zwischen 0.23 (Lausanne) und 2.3 ng BaP/m³ (San Vittore). Am Standort Beromünster liegen bis anhin nur Daten eines Messjahres 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 8.7 (Lausanne) und 57 (San Vittore).

Abbildung 13 zeigt die mittleren Gehalte an BaP im Feinstaub für die 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 – 2019 (Ausnahme San Vittore 2007 – 2019), 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)

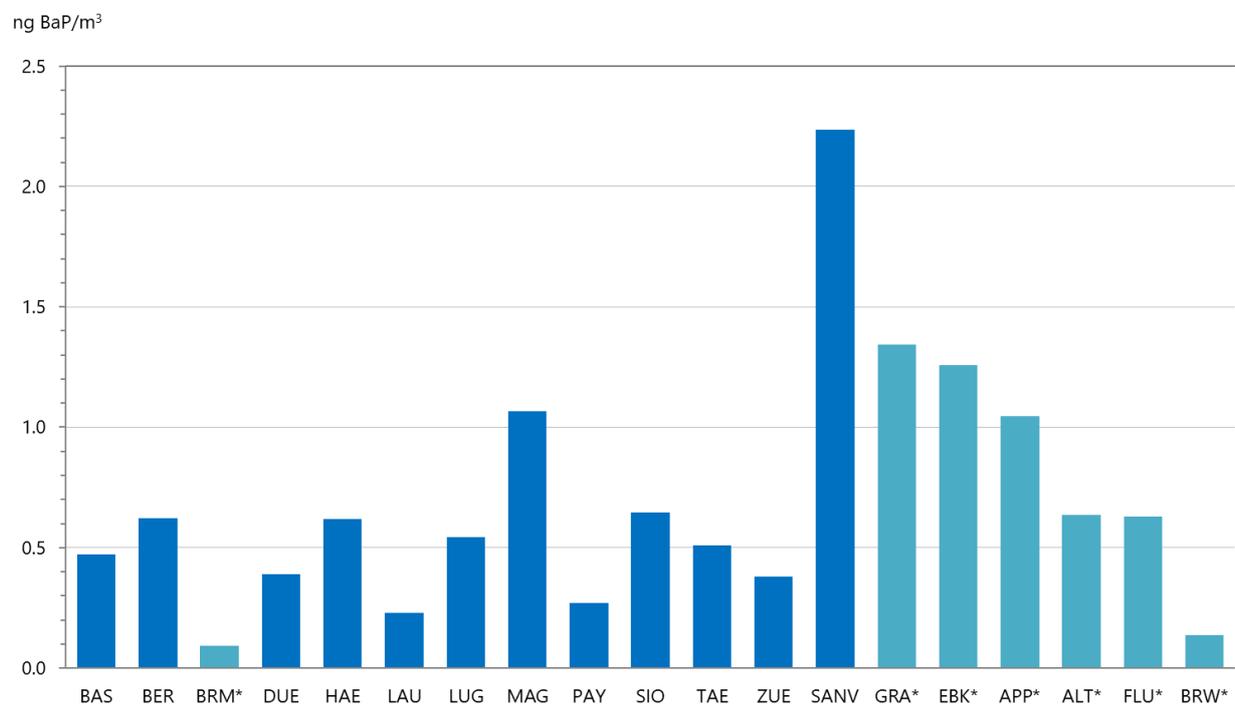
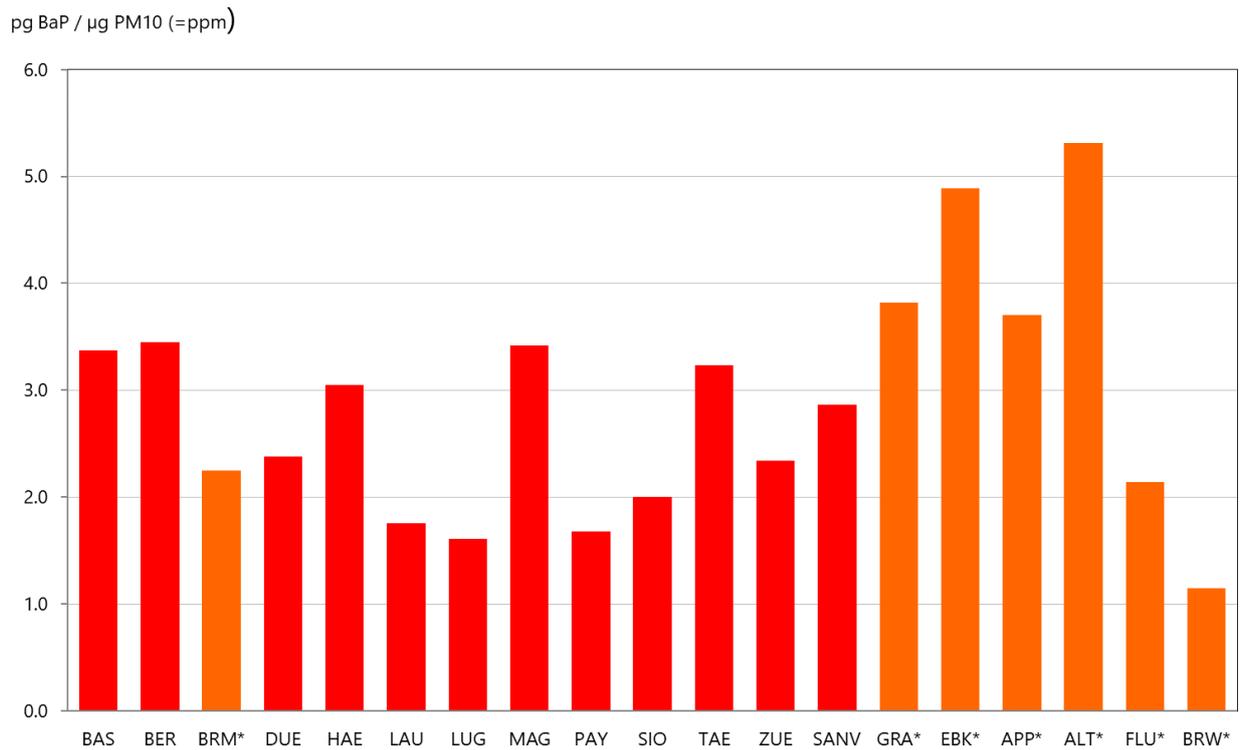


Abb. 12: Vergleich der mittleren Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 im Sommer und im Winter von 2006-2019 (*soweit Messwerte vorhanden, siehe Tab. 2). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Sommer- und Wintergrafiken.

Sommer (April-September)



Winter (Januar-März und Oktober-Dezember)

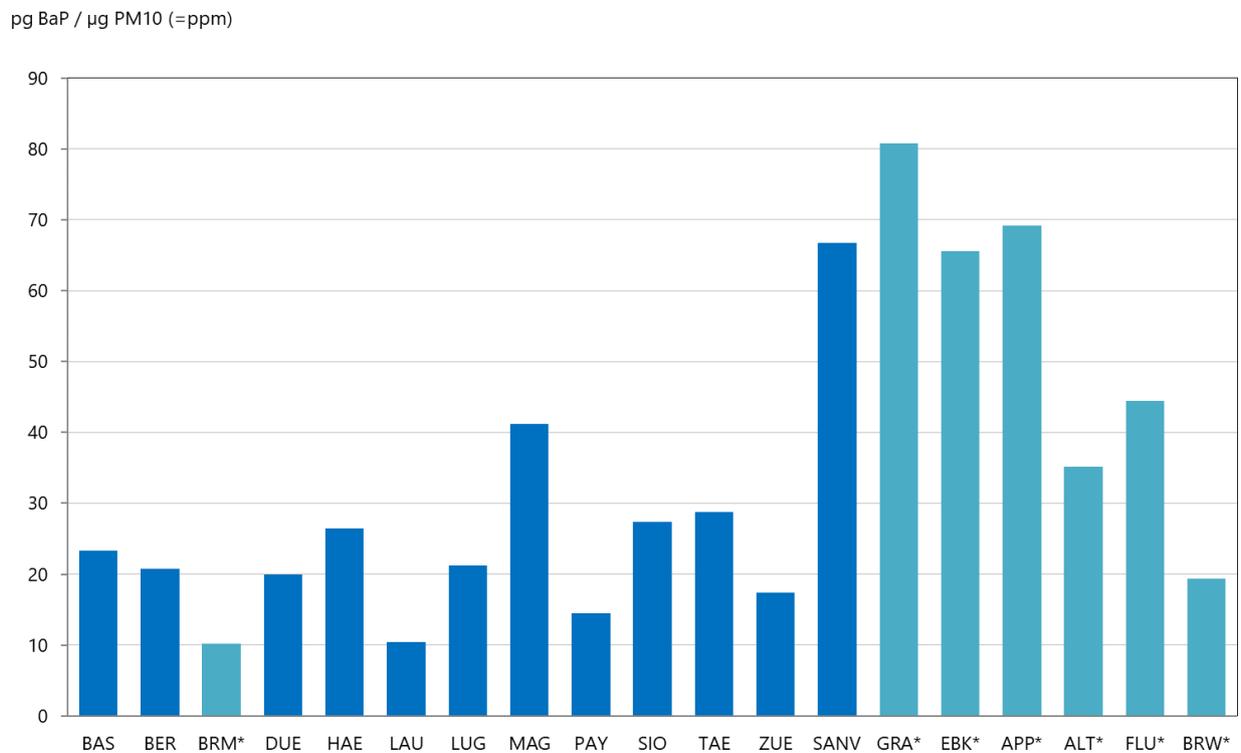


Abb. 13: Vergleich der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM_{10} im Sommer und im Winter von 2006-2019 (*soweit Messwerte vorhanden, siehe Tabelle 2). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Sommer- und Wintergrafiken.

6 Literaturverzeichnis

- BAG (2016). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Factsheet Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK); Bundesamt für Gesundheit BAG; November 2016; <https://www.bag.admin.ch/bag/de/home/gesund-leben/umwelt-und-gesundheit/chemikalien/chemikalien-a-z/polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak.html>.
- 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 (2019). Air Quality in Europe - 2019 Report, EEA Report No 10/2019, European Agency <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>.
- Empa (2020). Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) 2020; Dübendorf, Switzerland; <https://www.empa.ch/documents/56101/246436/Technischer+Bericht+2020/7d488cd6-7e74-400f-b490-0e54d798637a>.
- EPA (2010). Development Of A Relative Potency Factor (RPF) Approach For Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft); https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid=194584.
- EPA (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) mixtures (re)assessment has been suspended; https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=1033#tab-2
- ETC/ACM (2014). Mapping ambient concentrations of benzo(a)pyrene in Europe - Population exposure and health effects for 2012. ETC/ACM Technical Paper 2014/6, November 2015. European Topic Center on Air Pollution and Climate Change Mitigation; https://acm.eionet.europa.eu/reports/ETCACM_TP_2014_6_BaP_HIA.

- EU-Commission (2004). Directive 2004/107/EC of the European parliament and the council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Communities L 23, 26 January 2005: 3-16.
- IARC (2013). Air pollution and cancer. IARC scientific publication no 161. <http://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Scientific-Publications/Air-Pollution-And-Cancer-2013>.
- Krismer 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
- 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.
- 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.
- 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.

WHO Regional Office for Europe (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project, Technical Report, Copenhagen;
(https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report.pdf).

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 2019 an NABEL-Stationen.

Messstelle	Quartal 2019	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	JFM	15.8	0.27	0.28	0.16	0.31	0.90	0.24	0.30	0.46	0.05	0.48
	AMJ	11.5	0.09	0.08	0.02	0.05	0.13	0.03	0.04	0.07	0.01	0.07
	JAS	10.9	0.06	0.05	0.01	0.03	0.06	0.02	0.01	0.04	0.00	0.03
	OND	12.0	0.19	0.20	0.13	0.21	0.62	0.18	0.24	0.34	0.04	0.37
Bern	JFM	24.9	0.47	0.43	0.29	0.47	1.01	0.27	0.40	0.48	0.05	0.51
	AMJ	17.7	0.34	0.20	0.05	0.11	0.25	0.06	0.07	0.11	0.01	0.13
	JAS	15.7	0.26	0.13	0.02	0.04	0.08	0.02	0.02	0.04	0.00	0.06
	OND	17.3	0.30	0.26	0.21	0.30	0.67	0.21	0.33	0.36	0.04	0.38
Beromünster	JFM	12.0	0.20	0.21	0.07	0.14	0.33	0.09	0.12	0.17	0.02	0.18
	AMJ	10.5	0.08	0.09	0.02	0.04	0.09	0.02	0.04	0.05	0.01	0.06
	JAS	9.2	0.03	0.03	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02
	OND	6.3	0.10	0.11	0.04	0.07	0.20	0.05	0.07	0.12	0.01	0.12
Dübendorf	JFM	15.8	0.30	0.32	0.16	0.29	0.77	0.22	0.30	0.41	0.04	0.42
	AMJ	11.9	0.11	0.11	0.03	0.06	0.13	0.03	0.04	0.06	0.01	0.07
	JAS	11.4	0.05	0.05	0.01	0.03	0.05	0.02	0.01	0.03	0.00	0.03
	OND	11.8	0.16	0.17	0.10	0.17	0.48	0.14	0.18	0.28	0.03	0.30
Härkingen	JFM	18.8	0.35	0.37	0.26	0.45	1.08	0.30	0.40	0.54	0.06	0.55
	AMJ	13.1	0.15	0.13	0.04	0.09	0.18	0.04	0.05	0.08	0.01	0.09
	JAS	12.1	0.09	0.06	0.01	0.03	0.05	0.02	0.02	0.03	0.00	0.03
	OND	13.1	0.21	0.22	0.17	0.26	0.69	0.20	0.29	0.40	0.04	0.43
Lausanne	JFM	17.4	0.23	0.24	0.13	0.24	0.50	0.14	0.17	0.24	0.02	0.28
	AMJ	14.1	0.12	0.12	0.03	0.08	0.12	0.03	0.03	0.06	0.00	0.08
	JAS	12.5	0.08	0.07	0.02	0.03	0.05	0.01	0.01	0.02	0.00	0.04
	OND	13.6	0.12	0.12	0.07	0.12	0.27	0.07	0.09	0.14	0.02	0.17
Lugano	JFM	17.7	0.28	0.30	0.19	0.34	0.89	0.21	0.32	0.42	0.05	0.41
	AMJ	12.8	0.07	0.08	0.02	0.04	0.09	0.02	0.02	0.04	0.00	0.04
	JAS	13.5	0.04	0.04	0.01	0.02	0.04	0.01	0.01	0.02	0.00	0.02
	OND	12.9	0.12	0.13	0.09	0.16	0.67	0.14	0.21	0.28	0.04	0.30
Magadino	JFM	18.2	0.33	0.39	0.38	0.77	1.49	0.36	0.60	0.61	0.17	0.68
	AMJ	12.2	0.06	0.07	0.01	0.05	0.09	0.02	0.02	0.03	0.01	0.05
	JAS	13.0	0.04	0.04	0.01	0.06	0.09	0.01	0.02	0.03	0.03	0.06
	OND	13.5	0.15	0.19	0.29	0.64	1.15	0.27	0.50	0.49	0.17	0.58
Payerne	JFM	14.4	0.22	0.23	0.10	0.17	0.47	0.12	0.15	0.21	0.02	0.23
	AMJ	11.1	0.07	0.08	0.02	0.04	0.08	0.02	0.03	0.04	0.00	0.05
	JAS	10.3	0.03	0.03	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02
	OND	9.7	0.10	0.11	0.05	0.09	0.31	0.09	0.11	0.18	0.02	0.20
Sion	JFM	18.7	0.29	0.32	0.21	0.33	0.70	0.20	0.29	0.34	0.04	0.40
	AMJ	12.6	0.08	0.10	0.02	0.04	0.09	0.02	0.03	0.05	0.00	0.06
	JAS	13.2	0.06	0.05	0.01	0.03	0.05	0.01	0.02	0.03	0.00	0.05
	OND	14.5	0.18	0.21	0.17	0.25	0.63	0.18	0.27	0.36	0.04	0.45
Tänikon	JFM	13.4	0.37	0.41	0.19	0.31	0.75	0.20	0.26	0.33	0.04	0.36
	AMJ	11.1	0.09	0.10	0.03	0.05	0.12	0.03	0.04	0.06	0.01	0.06
	JAS	10.0	0.03	0.04	0.01	0.02	0.04	0.01	0.01	0.02	0.00	0.02
	OND	9.2	0.19	0.22	0.13	0.18	0.56	0.17	0.22	0.32	0.04	0.34
Zürich	JFM	16.5	0.24	0.25	0.10	0.20	0.50	0.13	0.16	0.26	0.03	0.28
	AMJ	12.6	0.09	0.09	0.02	0.05	0.12	0.03	0.03	0.06	0.01	0.06
	JAS	12.1	0.06	0.05	0.01	0.03	0.06	0.02	0.01	0.04	0.00	0.04
	OND	12.9	0.14	0.15	0.10	0.17	0.48	0.15	0.18	0.26	0.03	0.30

Tab. A2: Quartalsmittelwerte der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3) des Jahres 2019 an den kantonalen Stationen.

Messstelle	Quartal 2019	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) *	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylen
San Vittore	JFM	19.6	0.78	0.88	0.90	1.07	2.34	0.76	1.51	1.34	0.18	1.32
	AMJ	15.1	0.05	0.06	0.02	0.05	0.14	0.03	0.04	0.06	0.01	0.07
	JAS	13.7	0.03	0.04	0.01	0.02	0.04	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02
	OND	20.5	0.40	0.44	0.77	0.83	2.24	0.66	1.50	1.31	0.19	1.34
Grabs	JFM	13.9	1.05	1.21	0.62	0.83	1.92	0.56	0.99	1.08	0.13	1.13
	AMJ	11.5	0.10	0.14	0.04	0.07	0.18	0.05	0.08	0.12	0.01	0.13
	JAS	10.9	0.05	0.08	0.01	0.02	0.06	0.02	0.02	0.04	0.01	0.05
	OND	11.6	0.67	0.79	0.57	0.72	1.75	0.51	0.95	0.97	0.12	1.04

*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 einfließen.