

# > Feuerwerkskörper

*Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte*



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU



# > Feuerwerkskörper

*Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte*

*Résumé de cette publication: [www.bafu.admin.ch/uw-1423-f](http://www.bafu.admin.ch/uw-1423-f)  
Riassunto della presente pubblicazione: [www.bafu.admin.ch/uw-1423-i](http://www.bafu.admin.ch/uw-1423-i)*

## **Impressum**

### **Herausgeber**

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

### **Autor**

Urs von Arx, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, BAFU

### **Begleitung BAFU**

Beat Hohmann (SUVA, Bereich Physik), Rahel Rüetschli, Serge Quarroz (SUVA, Bereich Versicherungstechnik – Statistik), Markus Imhof (Interkantonaler Rückversicherungsverband IRV), Peter Schmid (EMPA, Analytische Chemie), Hanna Herich, Christoph Hüglin (EMPA, Luftfremdstoffe und Umwelttechnik), Claude Muller, Rolf von Wartburg (fedpol, Zentralstelle Sprengstoff und Pyrotechnik ZSP), Patrick Blanc, Konrad Schlatter (Wissenschaftlicher Forschungsdienst WFD), Salome Ryf (BAG, Abt. Strahlenschutz), Richard Ballmann, Rudolf Weber (BAFU, Sektion Luftqualität), Andreas Buser, Josef Tremp (BAFU, Sektion Industriechemikalien), Nathalie Peres (vormals BAFU, Sektion Industriechemikalien), Hans Bögli, Nina Mahler (BAFU, Sektion Flug-, Industrie- und Schiesslärm), Francis Cordillot (BAFU, Sektion Arten und Lebensräume)

Besonderer Dank an Nina Mahler, Salome Ryf und Beat Hohmann für die Überarbeitung der Kapitel über Lärm (Kap. 5 und Anh. A8).

### **Zitierung**

Von Arx U. 2014: Feuerwerkskörper. Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1423: 139 S.

### **Gestaltung**

Stefanie Studer, Künten

### **Titelbild**

Corel

### **PDF-Download**

[www.bafu.admin.ch/uw-1423-d](http://www.bafu.admin.ch/uw-1423-d)

(eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

© BAFU 2014

# > Inhalt

<b>Abstracts</b>	<b>5</b>
<b>Vorwort</b>	<b>7</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>8</b>
<hr/>	
<b>1 Problemstellung und Zielsetzung</b>	<b>13</b>
<hr/>	
<b>2 Vorschriften zum Umgang mit Feuerwerkskörpern</b>	<b>14</b>
2.1 Sprengstoffrecht – Abgrenzung zu andern Erlassen	14
2.2 Voraussetzungen für das Inverkehrbringen von Feuerwerkskörpern	15
<hr/>	
<b>3 Verbrauch und Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern</b>	<b>18</b>
3.1 Verbrauch von Feuerwerkskörpern	18
3.2 Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern	19
3.2.1 Hüllenmaterial	19
3.2.2 Pyrotechnische Sätze	20
<hr/>	
<b>4 Sicherheit</b>	<b>26</b>
<hr/>	
<b>5 Lärm</b>	<b>29</b>
5.1 Auswirkungen auf das Hörorgan (aurale Wirkungen)	29
5.2 Auswirkungen auf den Organismus (extraaurale Wirkungen)	32
<hr/>	
<b>6 Umweltbelastung</b>	<b>34</b>
6.1 Reaktionsprodukte beim Abbrand von Feuerwerk	34
6.2 Mengen freigesetzter Reaktionsprodukte	35
6.3 Belastung der Umweltkompartimente	38
6.3.1 Luft	38
6.3.2 Böden und Gewässer	57
6.4 Beurteilung der Umweltbelastung	62
6.4.1 Luft	62
6.4.2 Böden und Gewässer	74

<b>Anhang</b>	<b>78</b>
A1 Aufbau und Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern	78
A2 Abbrandversuche mit Feuerwerk	81
A3 Luftbelastung während Feuerwerksepisoden	85
A4 Gehalte feuerwerksrelevanter Elemente in der Umwelt	109
A5 Beurteilungswerte für feuerwerksrelevante Elemente	113
A6 Beurteilungswerte für Perchlorat	122
A7 Risikocharakterisierung für Gewässer und Böden	123
A8 Lärm – Grundlagen	126
<hr/>	
<b>Literatur</b>	<b>128</b>
<b>Verzeichnisse</b>	<b>136</b>



## > Abstracts

Fireworks displays are very popular in Switzerland and abroad. An estimated 500 to 600 different fireworks are available on the Swiss market. The fireworks consumption fluctuates a great deal from year to year, 2,000 tonnes of fireworks have been consumed on average in the last five years. Approximately 500 tonnes of this quantity were pyrotechnical chemicals. An assessment of the environmental and health impacts of fireworks reveals that human exposure to the generated particulate matter is the most important factor. While healthy individuals are not seriously affected, sensitive individuals can be. To prevent discomfort, individuals with respiratory and cardiovascular diseases are recommended to stay aside from the smoke of fireworks.

Der Abbrand von Feuerwerk erfreut sich im In- und Ausland grosser Beliebtheit. Es wird geschätzt, dass in der Schweiz 500–600 unterschiedliche Feuerwerkskörper auf dem Markt sind. Der jährliche Verbrauch unterliegt grösseren Schwankungen, im Durchschnitt der letzten fünf Jahre beträgt er 2000 t. Von dieser Menge entfallen ca. 500 t auf pyrotechnische Chemikalien. Die Beurteilung der Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen bei deren Abbrand ergibt, dass die Exposition des Menschen gegenüber dem gebildeten Feinstaub im Vordergrund steht. Sie hat für gesunde Personen vernachlässigbare Auswirkungen. Dies darf für empfindliche Personen nicht gefolgert werden. Um Beschwerden zu vermeiden, wird Personen mit Atemwegs- und Kreislaufkrankungen empfohlen, die unmittelbare Nähe von Feuerwerken zu meiden.

Les feux d'artifice sont très en vogue en Suisse, tout comme à l'étranger. On estime à 500 à 600 le nombre de pièces d'artifice différentes disponibles sur le marché suisse. La consommation annuelle est sujette à de grandes fluctuations. Elle s'est élevée en moyenne à 2000 tonnes sur les cinq dernières années, dont environ 500 tonnes de produits chimiques pyrotechniques. Une évaluation des répercussions sur l'environnement et la santé lors de leur combustion montre que l'exposition de l'homme aux poussières fines qui se forment figure au premier plan. Les effets sur des personnes en bonne santé sont négligeables, mais on ne peut pas en conclure qu'il en va de même pour les personnes sensibles. Il est donc recommandé aux personnes souffrant d'affections des voies respiratoires ou de maladies cardiovasculaires d'éviter la proximité directe avec les feux d'artifice.

I fuochi d'artificio godono di grande popolarità in Svizzera e all'estero. Si stima che in Svizzera siano in commercio da 500 a 600 tipi diversi di articoli pirotecnici. Il consumo annuale è soggetto a notevoli fluttuazioni; la media annuale degli ultimi cinque anni ammonta a 2000 tonnellate. Di queste, circa 500 tonnellate sono costituite da sostanze chimiche pirotecniche. Dalla valutazione dell'impatto dei fuochi d'artificio sull'ambiente e sulla salute emerge che l'aspetto di maggiore rilievo è l'esposizione delle persone alle polveri fini. Mentre per le persone sane gli effetti sono trascurabili, lo stesso non vale per quelle sensibili. Al fine di evitare disturbi, si consiglia a chi soffre di malattie circolatorie e alle vie respiratorie di evitare le strette vicinanze di fuochi d'artificio.

**Keywords:**

Fireworks displays  
Consumption  
Particulate matter  
Environmental and health impacts

**Stichwörter:**

Feuerwerk  
Verbrauch  
Feinstaub  
Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen

**Mots-clés:**

Feux d'artifice  
Consommation  
Poussières fines  
Répercussions sur l'environnement et la santé

**Parole chiave:**

Fuochi d'artificio  
Consumo  
Polveri fini  
Impatto sull'ambiente e sulla salute





---

## > Vorwort

Feuerwerke sind im BAFU seit Jahren ein Thema. Insbesondere in der Zeit um den Nationalfeiertag und zum Jahreswechsel wird das Amt jeweils mit Anfragen zu Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen bis hin zu Forderungen nach Verboten von Feuerwerkskörpern konfrontiert. Demgegenüber sind viele Leute von Feuerwerken angezogen. So locken Grossfeuerwerke in der Schweiz jeweils zahlreiche Besucher an, die fasziniert das Knall- und Farbenspektakel geniessen. Tatsächlich hat die Feuerwerkerei auch in Europa seit dem Mittelalter Tradition.

Zur Versachlichung der oft sehr kontrovers geführten Diskussion hat das BAFU im Jahr 2000 eine breit abgestützte Studie zu Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekten von Feuerwerkskörpern in Auftrag gegeben, bei der auch die zuständigen Fachleute im Bundesamt für Polizei (fedpol) und des Wissenschaftlichen Forschungsdiensts (WFD) sowie der Schweizerischen Unfallversicherung (SUVA) beigezogen wurden.

Seit der Veröffentlichung des Berichts im Jahr 2001 sind die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Verkehr mit Feuerwerkskörpern total revidiert worden. Das BAFU hat deshalb entschieden, den Bericht zu aktualisieren und dabei auch die neu gewonnenen Erkenntnisse einfliessen zu lassen.

Der vorliegende Bericht richtet sich an einen breiten Adressatenkreis, der Behörden wie interessierte Private miteinschliesst. Die Schlussfolgerungen hinsichtlich der Wirkungen der Feuerwerksreaktionsprodukte auf Mensch und Umwelt sind dieselben wie in der Vorgängerstudie. Betreffend der Unfallgefahren seien die Verbraucher angesichts von möglichen schwerwiegenden Unfallfolgen daran erinnert, dass Feuerwerkskörper keine Spielzeuge sind. Gestützt auf das Sprengstoffgesetz haben die Kantone die Kompetenz, zeitliche Begrenzungen für den Verkauf und Abbrand von Feuerwerk oder ein Verbot bestimmter Feuerwerkskörper zu erlassen. Ein bundesweites Totalverbot von Feuerwerkskörpern wäre unverhältnismässig und ist zur Zeit nicht geplant.

Ich möchte allen Beteiligten danken, die zum Gelingen dieses Berichts beigetragen haben.

Martin Schiess  
Chef der Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien  
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

## > Zusammenfassung

Feuerwerkskörper fallen als pyrotechnische Gegenstände für Vergnügungszwecke unter das Sprengstoffrecht, namentlich unter das Sprengstoffgesetz (SprstG, SR 941.41) und die Sprengstoffverordnung (SprstV, SR 941.411). Das Sprengstoffrecht regelt den Verkehr mit Feuerwerkskörpern sehr weitgehend: als solcher gilt jeder Umgang wie das Herstellen, Lagern, Besitzen, Einführen, Abgeben, Beziehen, Verwenden und Vernichten.

Mit der Änderung der SprstV im Jahr 2010 wurden in der Schweiz die Bestimmungen der Richtlinie 2007/23/EG über das Inverkehrbringen pyrotechnischer Gegenstände übernommen. Gemäss SprstV dürfen Feuerwerkskörper in Verkehr gebracht werden, wenn sie den Sicherheitsanforderungen nach Anhang I der Richtlinie 2007/23/EG genügen, nach ihrer Art oder ihrem Zweck, dem Grad der Gefährdung und ihrem Lärmpegel vom Hersteller einer bestimmten Kategorie zugeordnet worden sind, und bestimmte Kennzeichnungsanforderungen erfüllen. Der Nachweis der Übereinstimmung mit den Sicherheitsanforderungen gilt als erbracht, wenn ein Feuerwerkskörper von einer Konformitätsbewertungsstelle als konform bescheinigt worden ist. Die erfolgreiche Konformitätsprüfung entbindet einen Hersteller oder Importeur jedoch nicht von der Pflicht, die notwendige Herstellungs- oder Einfuhrbewilligung bei der Zentralstelle für Pyrotechnik (ZSP) zu beantragen.

Feuerwerkskörper dürfen laut Sprengstoffrecht nicht in Verkehr gebracht werden, wenn sie folgende für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt bedenkliche Stoffe enthalten: Arsen, Blei und Quecksilber, einschliesslich deren Verbindungen, sowie Hexachlorbenzol (HCB). Darüber hinaus sind Verbote des Chemikalienrechts, insbesondere der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81) zu beachten.

Im SprstG ist zudem ein Vorbehalt zugunsten der Kantone festgelegt. Danach können diese den Detailhandel mit Feuerwerkskörpern zeitlich auf bestimmte Anlässe beschränken, an weitere Bedingungen knüpfen und den Verkauf bestimmter Feuerwerkskörper verbieten.

Im Jahr 2013 betrug der Verbrauch von Feuerwerkskörpern 2330 t (Hüllen und pyrotechnische Sätze). Im Durchschnitt der Jahre 2009–2013 errechnet er sich auf ca. 2000 t/a. Ca. 80 % der im Jahr 2013 verbrauchten Feuerwerkskörper wurden importiert. Rund 92 % der Importe stammten aus China. Die Schweizer Produktion betrug ca. 600 t und umfasste v. a. Vulkane sowie bengalische Lichter, Raketen und Tischbomben. Ausgeführt wurden 100 t Feuerwerkskörper. Nach Schätzungen der Branche (vor zehn Jahren) werden im Endverkauf mit Feuerwerk um 20 Mio. CHF umgesetzt (NZZ 2004).

Feuerwerkskörper sind komplex zusammengesetzte Produkte. Vereinfacht kann zwischen pyrotechnischen Sätzen und der Hülle bestehend u.a. aus Karton, Kunststoffen, Holz oder Ton, welche die Sätze umschliesst, unterschieden werden. Die Materialien

Rechtliche Rahmenbedingungen  
für den Verkehr mit  
Feuerwerkskörpern

Verbrauch, Aufbau und  
Inhaltsstoffe von  
Feuerwerkskörpern

der Hülle, die den Produkten ihre Form und Stabilität verleihen, machen mit ca. 75 % einen Grossteil des ausgewiesenen Feuerwerkskörperverbrauchs aus. Somit errechnet sich die Masse der jährlich abgebrannten pyrotechnischen Sätze auf rund 500 t. Die Sätze können in Treibladungen, die oft aus Schwarzpulver bestehen, sowie Zerleger- und Effektladungen unterteilt werden. Es wird geschätzt, dass im Durchschnitt die Hälfte der Sätze (250 t) aus Schwarzpulver, einem Gemisch typischerweise mit 75 % Kaliumnitrat, 15 % Holzkohle und 10 % Schwefel, besteht. Auch die Bestandteile der übrigen pyrotechnischen Mischungen (250 t) bestehen aus sauerstofftragenden Komponenten wie Perchloraten und Nitraten sowie reduzierenden Brennstoffen wie Aluminium und Magnesium. Nicht zuletzt enthalten die Mischungen flammenfärbende Zusätze, oft Verbindungen des Bariums, Strontiums und Kupfers für grüne, rote und blaue Effekte. Die lichtemittierenden Metallspezies, die beim Abbrand entstehen, sind unter anderen metastabile Chloride dieser Elemente. Zu ihrer Erzeugung enthalten die Sätze Chlordonatoren, die bei der thermischen Zersetzung Chlorwasserstoff und Chlorradikale liefern. Sie sind in Konzentrationen zwischen 5 % und 15 % enthalten. Bevorzugt wird heute Polyvinylchlorid (PVC) eingesetzt.

Der Anteil der durch Feuerwerke verursachten Gebäudebrände an der gesamten Anzahl Gebäudebrände liegt laut Schadenstatistik der Vereinigung Kantonalen Feuerversicherungen (VKF) in den 19 Kantonen mit kantonaler Gebäudeversicherung, die ca. 80 % des schweizerischen Gebäudebestands umfassen, im Fünfjahres-Durchschnitt bei 1,3 % (2009–2013). Diese Brände haben laut VKF einen Anteil von 0,3 % an der mittleren jährlichen Gebäudeschadensumme. Der verursachte Sachschaden beträgt um 0,83 Mio. CHF pro Jahr.

Unfälle mit Gebäudeschäden

Seit dem Jahr 2003 weist die Sammelstelle für die Statistik des Unfallversicherungsgesetzes (UVG) Unfälle mit Feuerwerk separat aus. Damit liegen Daten von Verunfallten aus dem Kollektiv der obligatorisch nach dem UVG versicherten rund 3,9 Millionen Arbeitnehmenden zur Verfügung. Nach der UVG-Statistik ereigneten sich in den fünf Jahren von 2008 bis 2012 in der Schweiz um 1200 Unfälle mit Feuerwerkskörpern. Bei 68 % der Feuerwerksunfälle handelte es sich um Fälle, die zu einer Arbeitsunfähigkeit von bis zu drei Tagen führten. 32 % der Feuerwerksunfälle führten zu einer Arbeitsunfähigkeit von mehr als drei Tagen (und waren damit mit Taggeldzahlungen verbunden). Es gab in diesen 5 Jahren 5 Unfälle mit bleibenden Schäden (d.h. mit einer Invalidenrente) und 2 Todesfälle zu verzeichnen. In den Jahren 2008–2012 beliefen sich die Kosten (Heilkosten, Taggelder, Invalidenrenten) für die UVG-Versicherten auf 14 Millionen CHF (2.8 Mio. CHF pro Jahr).

Unfälle mit Personenschäden

33 % der Verletzungen waren Verbrennungen, hauptsächlich der Hände. Bei 13 % der Verletzungen handelte es sich um oberflächliche Verletzungen, bei 10 % um offene Wunden und in hohen 27 % der Fälle war das Gehör betroffen.

Inwieweit Nicht-UVG-Versicherte, insbesondere Kinder, von Unfällen betroffen sind, kann nicht gesagt werden. Daten aus dem Ausland zeigen folgendes Bild: Im Vereinigten Königreich (UK) betrug 2005 die Unfallrate ca. 16 pro 1 Million Einwohner (Fälle mit medizinischer Versorgung in einer Notfallaufnahme eines Spitals), etwa die Hälfte der Betroffenen waren Jugendliche unter 17 Jahren. Im Jahr 2011 zählte man in den USA 31 Unfälle pro 1 Million Einwohner, ca. 25 % der Verletzten waren Kinder und Jugendliche jünger als 15 Jahre.

Unfälle mit Feuerwerkskörpern, die zu Hörschäden führen, können auftreten, wenn aus Unachtsamkeit der auf der Verpackung angegebene minimale Sicherheitsabstand nicht eingehalten wird oder die Produkte entgegen den Angaben auf der Gebrauchsanweisung verwendet werden. Auch das Zünden selbst hergestellter oder nicht normkonformer Feuerwerkskörper kann zu Hörschäden oder anderen Verletzungen führen. Darüber hinaus haben an öffentlichen Feuerwerken vorgenommene Messungen gezeigt, dass im Zuschauerbereich Lärmpegel erzeugt werden, die teilweise als gehörgefährdend einzustufen sind.

Lärm

Beim Abbrand von jährlich 500 t pyrotechnischen Sätzen entstehen konservativ geschätzt um 360 t Feinstaub (PM<sub>10</sub>). Zum Vergleich werden in der Schweiz heute rund 19 000 t/a PM<sub>10</sub> emittiert. Somit haben Feuerwerke daran einen Anteil von maximal 2 %.

Umwelteinträge durch Feuerwerke

Die mit Feuerwerkspartikeln freigesetzte Metallmenge ist schwierig abzuschätzen, sie dürfte um 100 t/a betragen. Der mit Abstand bedeutendste Anteil entfällt auf Kalium. Hohe Emissionen steuern weiter Aluminium, Barium und Magnesium bei. Verfügbare Angaben aus der Literatur zur Zusammensetzung von pyrotechnischen Sätzen sowie Immissionsmessungen zeigen, dass mit dem Abbrand von Feuerwerkskörpern keine wesentlichen Emissionen kanzerogener oder andersweitig problematischer Metalle verbunden sind.

Weiter setzen Feuerwerke relativ kleine Mengen an Schwefelwasserstoff und Methan sowie Schwefeldioxid frei. Die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (Nichtmethan-VOC) einschliesslich der Aromaten können nicht beziffert werden, Immissionsmessungen legen nahe, dass sie im Vergleich zu den Gesamtemissionen klein sind.

Daneben haben Messungen in Zürich am Nationalfeiertag 2011 ergeben, dass während Zeiten des Abrennens von Feuerwerk in der Luft vermehrt polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) auftreten. Der Umfang der Emissionen der gegenüber der feuerwerksfreien Zeit um den Faktor 3 erhöhten PCDD/F kann nicht beziffert werden.

Immissionsmessungen in China, den USA und in Deutschland haben zudem gezeigt, dass das in pyrotechnischen Sätzen als Oxidationsmittel enthaltene Perchlorat beim Abbrand nicht vollständig reduziert wird.

Schliesslich übersteht ein Grossteil der 1500 t Feuerwerkshüllen den Abbrand der Feuerwerkskörper «unversehrt». Soweit diese Rückstände bei der Reinigung von Strassen, Plätzen und Trottoirs erfasst werden, gelangen sie mit dem Siedlungsabfall zur Verbrennung.

Die Bewertung der vorstehend genannten Emissionen in die Luft, in Böden und Gewässer hat ergeben, dass die Belastung des Menschen gegenüber kurzfristig erhöhten Feinstaubbelastungen im Vordergrund steht. In Abhängigkeit der Vorbelastung, die von der Quellstärke der Emissionen und den meteorologischen Bedingungen in den Tagen vor den Feuerwerksaktivitäten abhängt, können sich beim Abbrand von Feuer-

Beurteilung der Umwelteinträge

werkskörpern während kurzer Zeit so hohe Gehalte von lungengängigem Feinstaub (PM<sub>10</sub>) einstellen, dass die 24h-Mittelwerte über dem in der LRV festgelegten Grenzwert von 50 µg/m<sup>3</sup> zu liegen kommen. Für kurzfristige PM-Spitzen innerhalb Stunden existieren keine Grenzwerte. Verfügbare Daten aus der Literatur zeigen, dass solche PM-Anstiege für Personen mit Herzkreislauf- oder mit chronischen Atemwegserkrankungen problematisch sein können. Für gesunde Personen hingegen dürfte die Belastung mit Feuerwerksaerosolen keine oder vernachlässigbare Auswirkungen auf die Gesundheit haben.

Für eine Einordnung der Belastung mit PM<sub>10</sub> während Feuerwerksepisoden sind zum einen die Häufigkeit der Grenzwertüberschreitungen im Vergleich zu feuerwerksfreien Zeiten und zum andern das Ausmass der Grenzwertüberschreitungen während Feuerwerken zu berücksichtigen.

Die Daten in untenstehender Tabelle belegen, dass der Immissionsgrenzwert von 50 µg PM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> an Schweizer Luftmessstationen häufig überschritten wird. Um die Nationalfeiertage 2012 und 2013 sowie um Silvester 2012 und 2013 wurde der Grenzwert einzig in Dübendorf einmal knapp überschritten (51 µg/m<sup>3</sup>).

Einordnung der Partikel-Belastung während Feuerwerken

**Tab. A > Jahresstatistik PM<sub>10</sub> an NABEL-Messstationen 2012/2013**

Standorttyp	Station	Maximale 24h-Werte in µg/m <sup>3</sup>		Anzahl 24h-Werte >50 µg/m <sup>3</sup>	
		2012	2013	2012	2013
städtisch, verkehrsbelastet	Bern-Bollwerk	117	102	17	30
	Lausanne-César-Roux	76	91	11	17
städtisch	Lugano-Università	101	67	22	9
	Zürich-Kaserne	85	69	7	11
vorstädtisch	Basel-Binningen	78	66	4	5
	Dübendorf-EMPA	83	65	6	10
ländlich, Autobahn	Härkingen-A1	88	72	16	14
	Sion-Aéroport-A9	82	61	8	10
ländlich, unterhalb 1000 m	Magadino-Cadenazzo	97	63	17	8
	Payerne	74	72	7	9
	Tänikon	82	68	5	7
ländlich, oberhalb 1000 m	Chaumont	39	49	0	0
	Rigi-Seebodenalp	43	44	0	0

BAFU 2013; BAFU 2014

In den Jahren 2012 und 2013 wurden an den unterhalb von 1000 m Höhe gelegenen NABEL-Messstationen (insbesondere im Winter) maximale PM<sub>10</sub>-Tageswerte von 61 bis 117 µg/m<sup>3</sup> gemessen. Stellt man diese Werte in Relation zu den Werten der Jahre 2001 bis 2010, in denen Grenzwertüberschreitungen am 1. und/oder 2. August stattfanden, zeigt sich, dass die Maximalwerte am 1. und 2. August mit 77 und 99 µg/m<sup>3</sup> unterhalb der aktuell registrierten lagen.

Der mittlere Feuerwerkskörperverbrauch der letzten 5 Jahre hat sich gegenüber jenem in der Periode von 1989–1998 verdoppelt. Noch 2005 wurde geschätzt, das 90 % des Jahresumsatzes auf den Nationalfeiertag entfallen. Inzwischen wird zunehmend auch

Kantonale Abgabe- und Verwendungsbeschränkungen

an Silvester und anlässlich anderer Festivitäten Feuerwerk abgebrannt. In diesem Kontext hat das Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Jahr 2007 bei den Kantonen eine Umfrage durchgeführt, um zu erfahren, ob sie ihre Kompetenz nutzen, zeitliche Begrenzungen für den Verkauf und Abbrand von Feuerwerk zu erlassen. Danach existierten in 14 Kantonen (mit 5,2 Mio. Einwohnern) Abgabe- und/oder Verwendungsbeschränkungen (StoBoBio 2007).

Bundesweite Einschränkungen der Abgabe und Verwendung von Feuerwerkskörpern sind zurzeit nicht angezeigt. Älteren Personen und Personen mit chronischen Atemwegs- oder Herzkreislauf-Erkrankungen muss allerdings empfohlen werden, die unmittelbare Nähe von Feuerwerken zu meiden.

#### Massnahmen und Empfehlungen

Nachdem Feuerwerksreaktionsprodukte direkt in die Umwelt freigesetzt werden, kommt der Auswahl der in pyrotechnischen Sätzen eingesetzten Chemikalien, insbesondere den Metallen und Halbmetallen, besondere Bedeutung zu. Im internationalen Kontext ist zu prüfen, ob die heute in den Normen über Feuerwerk festgelegten punktuellen Verbote des kanzerogenen Arsens und fortpflanzungsgefährdenden Bleis nicht grundsätzlich durch Verbote von Metallen und Halbmetallen (und ihren Verbindungen), die krebserzeugende, mutagene oder fortpflanzungsgefährdende Eigenschaften haben, substituiert werden sollten. Gemäss vorliegender Arbeit besteht keine Evidenz, dass heute solche Elemente in Feuerwerkskörpern eingesetzt werden, mit entsprechenden Vorschriften würde sichergestellt, dass dem so bliebe. Darüber hinaus wären solche Vorschriften der Akzeptanz von Feuerwerk bei jenem Bevölkerungskreis förderlich, der dessen Abbrennen skeptisch gegenüber steht.

Teilweise werden bei Grossfeuerwerken hohe Schalldruckspitzenwerte gemessen. Daher wäre es sinnvoll, wenn Veranstalter von öffentlichen Feuerwerken bei der Vergabe die Einhaltung des Grenzwerts der SUVA für den Schallexpositionspegel im Zuschauerbereich festschreiben würden. Zuschauern, die nur dem Farbenspiel zugetan sind, und sich dem Lärm nicht aussetzen wollen, können sich mit Gehörschutzpfropfen schützen.

Auch wenn nur ein kleiner Teil der Bevölkerung sich durch Feuerwerk gestört fühlt und dieser Schall im Vergleich zu anderen Lärmquellen, wie Verkehrslärm, selten auftritt, sollte bei der privaten Feuerwerkerei auf die Nachbarschaft Rücksicht genommen werden. Die Nachbarn sollten zumindest über die geplanten Aktivitäten informiert werden.

Impulshaltiger Lärm erschreckt neben dem Menschen ebenso Haus- und Wildtiere. Deshalb wird Veranstaltern von Feuerwerken empfohlen, bei der Organisation der Anlässe auch Fachleute der zuständigen Naturschutzfachstelle beizuziehen.

Verschiedene Stellen, so das Bundesamt für Polizei (fedpol), die Beratungsstellen für Unfallverhütung (bfu) bzw. Brandverhütung (BfB) oder der Branchenverband für Pyrotechnik SKF (Schweizerische Koordinationsstelle Feuerwerk), erinnern die Verbraucher jährlich vor dem Nationalfeiertag und vor Silvester an die grundlegenden Regeln, die beim Umgang mit Feuerwerkskörpern einzuhalten sind. Halten sich die Käufer an die Gebrauchsanweisung sowie an die Empfehlungen der genannten Stellen im Umgang mit Feuerwerk, können Unfälle vermieden werden.

---

# 1 > Problemstellung und Zielsetzung

---

Alljährlich zum 1. August werden zur Bundesfeier Tonnen von Feuerwerkskörpern abgebrannt. Dies entspricht in der Schweiz einer langen Tradition, führt aber auch zu Beschwerden von Bürgern, vor allem aufgrund der Sicherheitsgefahren (Brand- und Unfallgefahr), des Lärms und der Schadstoffemissionen, bzw. -immissionen.

Das BAFU hat zu dieser Thematik bereits im Jahr 2001 eine Studie veröffentlicht und in der damaligen Reihe Umwelt-Materialien unter der Nummer 140 veröffentlicht (Plinke et al. 2001). Seit der Veröffentlichung des Berichts waren Feuerwerke Gegenstand von Untersuchungen von Behörden und Wissenschaftlern im In- und Ausland. Auch wurden zwischenzeitlich die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Verkehr mit Feuerwerkskörpern total revidiert, sodass sich das BAFU entschlossen hat, den neuesten Stand der Kenntnisse über Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen beim Abbrand von Feuerwerk zu publizieren.

Auch in der aktualisierten Studie werden Aspekte der Sicherheit von Feuerwerkskörpern mitberücksichtigt. Die Fachkompetenz und die Zuständigkeit bei der Beurteilung dieser Fragen liegt beim Bundesamt für Polizei (fedpol) in Zusammenarbeit mit dem Wissenschaftlichen Forschungsdienst (WFD). Experten in den entsprechenden Fachstellen sowie der Schweizerischen Unfallversicherungsanstalt (SUVA) waren für eine Zusammenarbeit bereit und wurden in die Arbeiten miteinbezogen. Nicht behandelt werden in diesem Bericht Fragen rund um die Produktion, Lagerung und den Transport von Feuerwerkskörpern.

In dieser Studie werden die vorhandenen Daten und Informationen über die Belastung der Umwelt und die Auswirkungen auf die Gesundheit durch Feuerwerke aktualisiert, durch weitergehende Informationen ergänzt und bewertet.

## 2 > Vorschriften zum Umgang mit Feuerwerkskörpern

---

### 2.1 Sprengstoffrecht – Abgrenzung zu andern Erlassen

Feuerwerkskörper fallen als sogenannte pyrotechnische Gegenstände für Vergnügungszwecke unter das Sprengstoffgesetz (SprstG, SR 941.41). Die Ausführungsbestimmungen zum SprstG finden sich in der Sprengstoffverordnung (SprstV; SR 941.411)<sup>1</sup>.

Auch wenn im Sprengstoffrecht der Umgang mit Feuerwerkskörpern weitgehend geregelt ist, existieren zusätzliche Vorschriften, die Feuerwerkskörper betreffen und die zu beachten sind. Solche sind:

- > Vorschriften über den Gefahrguttransport im Post-, Eisenbahn-, Strassen-, Luft- und Schiffsverkehr;
- > den Schutz der Arbeitnehmer betreffende Bestimmungen über die Unfallverhütung nach dem Bundesgesetz über die Unfallversicherung (UVG, SR 832.20);
- > Vorschriften der Störfallverordnung (StFV, 814.012);
- > spezifische Vorschriften des Chemikalienrechts, insbesondere Einschränkungen und Verbote für bestimmte Stoffe der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81);
- > kantonale bau- und feuerpolizeiliche Vorschriften.

Zudem ist im SprstG ein Vorbehalt zugunsten der Kantone festgelegt. Danach können diese den Detailhandel mit Feuerwerkskörpern zeitlich auf bestimmte Anlässe beschränken, an weitere Bedingungen knüpfen und den Verkauf bestimmter Feuerwerkskörper verbieten (Art. 44 SprstG).

In der EU wurden mit der Richtlinie 2007/23/EG harmonisierte Vorschriften über das Inverkehrbringen pyrotechnischer Gegenstände erlassen, die in den Mitgliedsstaaten seit Juli 2010 angewendet werden. Gemäss der «Neuen Konzeption auf dem Gebiet der technischen Harmonisierung und Normung» wird bei Feuerwerkskörpern, die nach harmonisierten Normen hergestellt werden, von einer Konformität mit den in der Richtlinie vorgeschriebenen wesentlichen Sicherheitsanforderungen ausgegangen<sup>2</sup>.

Mit der Änderung der SprstV im Jahr 2010 wurden die Bestimmungen der Richtlinie 2007/23/EG über das Inverkehrbringen pyrotechnischer Gegenstände weitestgehend auch in der Schweiz übernommen. Für nach altem Recht zugelassene Feuerwerkskörper

<sup>1</sup> Bundesgesetz über explosionsgefährliche Stoffe (Sprengstoffgesetz, SprstG) vom 25. März 1977.  
Verordnung über explosionsgefährliche Stoffe (Sprengstoffverordnung, SprstV) vom 27. November 2000.

<sup>2</sup> Die EU-Normen EN 15947-1 bis EN 15947-5 (Pyrotechnische Gegenstände – Feuerwerkskörper, Kategorien 1, 2 und 3 – Teile 1 bis 5) konkretisieren die Sicherheitsanforderungen nach Anhang I der Richtlinie 2007/23/EG. Für Feuerwerkskörper der Kategorie 4 liegen Normenentwürfe vor.



per sind Übergangsfristen festgelegt. Besteht für einen Feuerwerkskörper keine harmonisierte Norm, so ist die Zentralstelle für Pyrotechnik (ZSP) für die Zulassung zuständig.

## 2.2 Voraussetzungen für das Inverkehrbringen von Feuerwerkskörpern

Laut Sprengstoffverordnung (SprstV; SR 941.411) dürfen Feuerwerkskörper in der Schweiz in Verkehr gebracht werden, wenn sie

- > den Sicherheitsanforderungen gemäss Anhang I der Richtlinie 2007/23/EG genügen,
- > nach ihrer Art oder ihrem Zweck, dem Grad der Gefährdung und ihrem Lärmpegel vom Hersteller einer bestimmten Kategorie (1–4) zugeordnet worden sind, und
- > festgelegte Kennzeichnungsanforderungen erfüllen.

Feuerwerkskörper der Kategorien 1–3 müssen zudem mit einer für die Schweiz spezifischen Identifikationsnummer (CH-Identifikationsnummer) versehen sein. Sie wird von der Zentralstelle für Pyrotechnik (ZSP) zugewiesen oder muss bei ihr beantragt werden.

Der Nachweis der Übereinstimmung mit den Sicherheitsanforderungen gilt als erbracht, wenn ein Feuerwerkskörper von einer Konformitätsbewertungsstelle als konform bescheinigt worden ist. Die erfolgreiche Konformitätsprüfung entbindet einen Hersteller oder Importeur jedoch nicht von der Verpflichtung, die für Feuerwerkskörper notwendige Herstellungs- oder Einfuhrbewilligung bei der ZSP zu beantragen (Art. 27 und Art. 31 SprstV).

Die Kategorisierung der Feuerwerkskörper durch die Hersteller muss nach untenstehenden Kriterien gemäss Anhang 1 Ziffer 2 SprstV erfolgen. Die ZSP kann einen Feuerwerkskörper einer anderen Kategorie zuweisen, wenn sie es für erforderlich hält (Art. 7 Abs. 6 SprstV).

**Kategorie 1:** Feuerwerkskörper, die eine sehr geringe Gefahr darstellen, die einen vernachlässigbaren Lärmpegel erzeugen und die für die Verwendung in eingegrenzten Bereichen einschliesslich Wohngebäuden vorgesehen sind.

**Kategorie 2:** Feuerwerkskörper, die eine geringe Gefahr darstellen, die einen geringen Lärmpegel erzeugen und die für die Verwendung in eingegrenzten Bereichen im Freien vorgesehen sind.

**Kategorie 3:** Feuerwerkskörper, die eine mittlere Gefahr darstellen, die für die Verwendung in weiten offenen Bereichen im Freien vorgesehen sind und deren Lärmpegel bei bestimmungsgemässer Verwendung die menschliche Gesundheit nicht gefährdet.

Kategorie 4: Feuerwerkskörper, die eine grosse Gefahr darstellen, die nur für die Verwendung durch Personen mit Fachkenntnissen vorgesehen sind (sogenannte «Feuerwerkskörper im gewerblichen Gebrauch») und deren Lärmpegel bei bestimmungsgemässer Verwendung die menschliche Gesundheit nicht gefährdet.

Auf der kleinsten für den Verkauf bestimmten Verpackungseinheit und wenn möglich auf jedem Feuerwerkskörper sind u.a. die Gebrauchsanweisung und Hinweise an den Verwender wie die Altersbeschränkung oder der minimale Sicherheitsabstand anzugeben (Art. 26 SprstV).

Die umfangreichen Anforderungen an die Konstruktion und Funktion einschliesslich der stofflichen Zusammensetzung pyrotechnischer Sätze von Feuerwerkskörpern der Norm EN 15947-5 beinhalten auch Verbote bestimmter Inhaltsstoffe aus Umwelt- und Gesundheitsschutzgründen sowie Grenzwerte für Schalldruckpegel, die nachstehend aufgeführt sind. Danach genügen vorbehältlich zusätzlicher Verbote im Chemikalienrecht Feuerwerkskörper den Sicherheitsanforderungen der Richtlinie 2007/23/EG nicht und dürfen nicht in Verkehr gebracht werden, wenn sie folgende für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt bedenkliche Stoffe enthalten:

- > Arsen und seine Verbindungen
- > Blei und seine Verbindungen
- > Quecksilberverbindungen
- > Hexachlorbenzol

Feuerwerkskörper genügen weiter den Sicherheitsanforderungen der Richtlinie 2007/23/EG nicht und dürfen nicht in Verkehr gebracht werden, wenn sie bei Messungen im Freien bei einer Mikrofonhöhe von 1 m einen maximalen A-bewerteten Impuls-Schalldruckpegel ( $L_{AImax}$ ) von mehr als 120 dB(AI) in folgenden Entfernungen vom Prüfort erzeugen:

- > Feuerwerkskörper der Kategorie 1 in 1 m Abstand
- > Feuerwerkskörper der Kategorie 2 in 8 m Abstand
- > Feuerwerkskörper der Kategorie 3 in 15 m Abstand

Für Party-Knaller, Knallbonbons und Knallziehbänder gelten spezielle Messanordnungen. Folgende Feuerwerkskörper gelten jedoch in der Schweiz als nicht handhabungssicher und dürfen nicht in Verkehr gebracht werden:

- > alle Knallkörper, welche nicht vor deren Explosion durch eine Antrieb- oder Ausstossladung über eine definierte Strecke vertikal wegbefördert werden, und
- > Lady-Crackers, die länger als 22 mm sind und/oder einen Durchmesser von mehr als 3 mm aufweisen.

In Abhängigkeit ihrer Kategorisierung bestehen für Feuerwerkskörper im Einklang mit dem EU-Recht gemäss den Artikeln 7 und 35 SprstV zudem folgende Beschränkungen:

- 
- > Feuerwerkskörper der Kategorie 1 dürfen nur an Personen über 12 Jahren abgegeben werden;
  - > Feuerwerkskörper der Kategorie 2 dürfen nur an Personen über 16 Jahren abgegeben werden. Für den Verkauf ist eine Verkaufsbewilligung des entsprechenden Kantons notwendig.
  - > Feuerwerkskörper der Kategorie 3 dürfen nur an Personen über 18 Jahren abgegeben werden. Für den Verkauf ist eine Verkaufsbewilligung des entsprechenden Kantons notwendig.

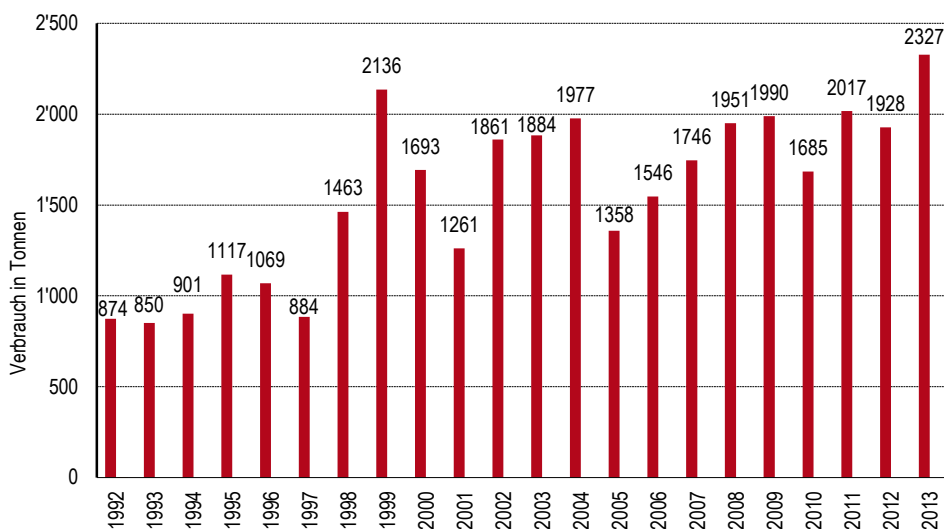
Feuerwerkskörper der Kategorie 4 dürfen nur an Personen über 18 Jahren abgegeben werden. Diese Feuerwerkskörper dürfen nicht in den Detailhandel (offener Verkauf) gebracht werden. Ihre Verwendung beschränkt sich seit Januar 2014 auf jenen Personenkreis, der eine Ausbildung mit Prüfung absolviert hat (Verwendungsausweis SBFI). Dieser Ausweis ist alle fünf Jahre durch den Besuch einer Ergänzungsschulung zu bestätigen.

## 3 > Verbrauch und Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern

### 3.1 Verbrauch von Feuerwerkskörpern

Laut Angaben des Bundesamt für Polizei betrug im Jahr 2013 der Verbrauch (Produktion + Einfuhr – Ausfuhr) von Feuerwerkskörpern 2325 t (fedpol 2014). Im Durchschnitt der Jahre 2009–2013 errechnet er sich auf fast 2000 t/a. 1999–2008 bzw. 1989–1998 betrug er ca. 1750 t/a und 990 t/a. Damit liegt heute der Feuerwerksverbrauch rund doppelt so hoch wie noch vor 20 Jahren. Wie in Abbildung 1 zu erkennen ist, unterliegt der jährliche Verbrauch grösseren Schwankungen.

Abb. 1 > Feuerwerkskörperverbrauch in der Schweiz in Tonnen



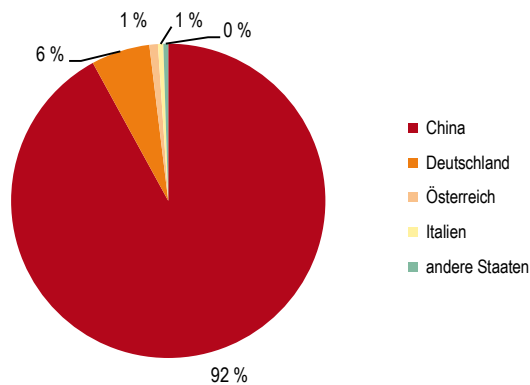
fedpol 2014

Fast 80 % (1825 t) der im Jahr 2013 verbrauchten Feuerwerkskörper wurden importiert. Die Schweizer Produktion betrug rund 600 t und umfasste Vulkane («Zuckerstöcke»), bengalische Lichter, Raketen und Tischbomben. Ausgeführt wurden im selben Jahr knapp 100 t Feuerwerkskörper (fedpol 2014).

Rund 92 % der Importe stammten 2013 laut Aussenhandelsstatistik (EZV 2014) aus China, Einfuhren aus Deutschland hatten einen Anteil von ca. 6 %. Die übrigen Mengen (2 %) wurden aus verschiedenen EU-Staaten, so aus Österreich, Italien, Spanien, Portugal und Frankreich importiert (Abb. 2).

Der grösste Teil des Schweizer Feuerwerkumsatzes erfolgt um den Nationalfeiertag, zunehmend werden Feuerwerke auch an Silvester abgelassen<sup>3</sup>.

**Abb. 2 > Herkunft der Importe im Jahr 2013**



EZV 2014

## 3.2 Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern

### 3.2.1 Hüllenmaterial

Feuerwerkskörper sind komplex zusammengesetzte Produkte (s. Anh. A1). Vereinfacht kann zwischen pyrotechnischen Sätzen und der Hülle bestehend u.a. aus Karton, Kunststoffen, Holz oder Ton, welche die pyrotechnischen Sätze umschliesst, unterschieden werden. Die Materialien der Hülle, die den Produkten ihre Form und Stabilität verleihen, machen einen Grossteil des ausgewiesenen Feuerwerkskörperverbrauchs aus. Tabelle 1 zeigt beispielhaft die mittlere Zusammensetzung von sechs Raketen schweizerischer Provenienz der mittleren Preislage.

**Tab. 1 > Zusammensetzung von Raketen**

Material	Masse (g)	Anteile (%)
Karton	104,0	45
Kunststoff	9,5	4
Holz	21,0	9
Ton/Tonerde/sonstiges	9,0	4
Pyrotechnische Sätze	87,0	38
<b>Gesamtmasse</b>	<b>230,5</b>	<b>100</b>

Plinke et al. 2001

<sup>3</sup> Laut einem Feuerwerkverkäufer entfällt sein Umsatz aktuell zur Hälfte auf den Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte September. Etwa ¼ des Feuerwerk-Umsatzes erfolgt um das Neujahr und ¼ verteilt sich auf das restliche Jahr (NZZ 2012).

Raketen weisen einen relativ hohen Anteil an pyrotechnischen Sätzen auf. Anhand Daten des Verbands der pyrotechnischen Industrie (VPI) in Deutschland wurde im Jahr 1995 errechnet, dass Feuerwerkskörper im Durchschnitt zu 75 % aus Hüllenmaterialien bestehen (Herrchen & Kleiner 1996). In Übereinstimmung damit geht Passant (2003) bei seinen Abschätzungen zu Umwelteinträgen mit Feuerwerkskörpern im Vereinigten Königreich von Hüllenanteilen von 80 % bis 85 % aus. In Schweden beliebte Raketen, Feuerwerksrohrbatterien und Bomben enthielten 65–84 % (im Mittel: 78 %) Hüllenmaterial (Alenfelt 2000).

Ein Grossteil der Feuerwerkshülle übersteht den Abbrand der Feuerwerkskörper «unversehrt». Ausgehend von einer jährlich abgefeuerten Feuerwerksmenge von rund 2000 t, dem Durchschnittsverbrauch der Jahre 2009–2013, und einem Anteil Hüllenmaterialien von 75 % ergibt sich die Menge an Feuerwerksrückständen auf ca. 1500 t. Soweit sie bei der Reinigung von Strassen, Plätzen und Trottoirs erfasst werden, gelangen sie mit dem Siedlungsabfall zur Verbrennung.

### 3.2.2 Pyrotechnische Sätze

Nachdem wie oben ausgeführt die jährlich abgebrannten 2000 t Feuerwerkskörper rund 1500 t Hüllenmaterial enthalten, errechnet sich die Masse der pyrotechnischen Sätze auf 500 t. Sie können in Treibladungen, die oft aus Schwarzpulver bestehen, sowie Zerleger- und Effektladungen (wie Knall-, Pfeif- oder farbige Sternsätze) unterteilt werden.

Bei Schwarzpulver handelt es sich um ein Gemisch typischerweise mit 75 % Kaliumnitrat, 15 % Holzkohle und 10 % Schwefel. Auch die Bestandteile der übrigen pyrotechnischen Mischungen bestehen aus einer sauerstofftragenden Komponente und reduzierenden Stoffen, die in der Pyrotechnik als Brennstoffe bezeichnet werden. Daneben enthalten die Mischungen Bindemittel, Katalysatoren und Inhibitoren sowie flammenfärbende Zusätze.

Chemikalien in pyrotechnischen Sätzen

- > Oxidationsmittel sind v. a. Alkali- und Erdalkalimetallnitrate, -chlorate und -perchlorate. Selten eingesetzt werden Chromate und Erdalkalimetallperoxide (Klapötke & Steinhauser 2008).
- > Hell leuchtende Pyrotechniksätze enthalten metallische Brennstoffe, allen voran Aluminium und Magnesium sowie Legierungen dieser zwei Metalle (Magnalium). Von untergeordneter Bedeutung sind Chrom, Eisen, Mangan, Nickel, Titan, Wolfram, Zink und Zirkonium sowie die Halbmetalle Bor und Silicium (Conkling 1985; Klapötke & Steinhauser 2008; Menke 1978).
- > Nichtmetallische anorganische Brennstoffe sind Kohlenstoff (in Form von Holzkohle), roter Phosphor, Schwefel und Antimonsulfid (Conkling 1985; Klapötke & Steinhauser 2008). Früher wurde auch das heute nicht mehr zulässige Arsensulfid verwendet (Conkling 1985; Menke 1978).
- > Beispiele für organische Brennstoffe sind Glucose, Saccharose, Dextrine, Stärke, Naphthalin, Stearinsäure sowie polymere Naturharze wie Schellack und Kunststoffe wie Amino- und Phenoplaste, Polyurethane und Polyvinylchlorid (Conkling 1985; Menke 1978). Die Zucker (insbesondere Glucose), Stärke sowie Cellulose und Holzmehl finden fast ausschliesslich Einsatz in Rauchsätzen (Menke 1978). Weiter

enthalten Pfeifsätze Natriumsalze der Benzoe- und Salicylsäure (Menke 1978; Russell 2009).

- > Als nichtenergetische Binder bezeichnen Klapötke & Steinhauser (2008) Polyvinylalkohol, Polymethacrylat, Epoxidharze sowie ungesättigte Polyester.
- > Zur Herabsetzung der Zersetzungstemperatur der Oxidationsmittel, vor allem der Chlorate und Perchlorate, dienen nach Menke (1978) – in Reihenfolge mit abnehmender Wirksamkeit – Oxide des Cobalts ( $\text{Co}_2\text{O}_3$ ), Chroms ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ), Mangans ( $\text{MnO}_2$ ), Eisens ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), Nickels, Kupfers ( $\text{CuO}$ ) und Titans ( $\text{TiO}_2$ ) sowie früher des Bleis.
- > Inhibitoren sind Inertstoffe, welche nicht an den Verbrennungsprozessen beteiligt sind, und welche die pyrotechnischen Mischungen verdünnen, oder organische Stoffe wie Harze und Polymere, deren Zersetzung grosse Energiemengen erfordern (Menke 1978).
- > Farbgebende Verbindungen in pyrotechnischen Sätzen sind Bariumverbindungen für grüne Effekte, Calciumcarbonat und -sulfat für rot-orange Effekte, Kupfer und seine Verbindungen für blaue Effekte, Natriumsilikat, -nitrat, sulfat, -oxalat oder -hexafluoroaluminat (Kryolith) für gelbe Effekte und Strontiumverbindungen für rote Effekte. Die lichtemittierenden Metallspezies, die beim Abbrand entstehen, sind unter anderen metastabile Chloride v. a. des Bariums, Kupfers und Strontiums (Steinhauser & Klapötke 2008). Zu ihrer Erzeugung enthalten die pyrotechnischen Sätze Chlordonatoren, die bei der thermischen Zersetzung Chlorwasserstoff und Chlor-Radikale liefern. Sie sind in den Sätzen in Konzentrationen zwischen 5 % und 15 % enthalten. Bevorzugt wird heute PVC eingesetzt. Tabelle 2 zeigt beispielhaft die Zusammensetzung typischer farbiger pyrotechnischer Sätze. Silber- und Weiss-effekte erzeugen die bereits genannten Brennstoffe Titan bzw. Aluminium und Magnesium (Russell 2009).

Tab. 2 &gt; Typische Zusammensetzung (%) farbiger pyrotechnischer Sätze

Inhaltsstoff	Varianten rot		Varianten grün		Varianten gelb		blau	violett
Magnesium	24		21		30			
Magnalium				13		6	6	
Kohle		2						
Kaliumperchlorat	21	66	33	10	21	55	55	55
Strontiumnitrat	35							
Strontiumcarbonat		12						4
Bariumnitrat			22	50	20			
Natriumoxalat					20			
Kryolith						15		
Kupfer (Pulver)			7					
Kupferoxid							15	11
Bitumen	9				4			
Bindemittel (Schellack)		<13		7		<9	<9	10
Bindemittel (generisch)		<5	5	5	5	<5	<5	5
Chlordonator (PVC)	11		12					
Chlordonator (generisch)		<5		15		<15	<15	15

Klapötke & Steinhauser 2008, Smith & Guest 2011

Mengenbetrachtungen von Herrchen & Kleiner (1996) ergaben, dass von den in Feuerwerkskörpern enthaltenen pyrotechnischen Sätzen 53 % auf Schwarzpulver und 47 % auf andere Sätze (v. a. Effektsätze) entfallen. Letztere setzen sich im Durchschnitt zu je 25 % aus Metallnitraten und Kaliumperchlorat sowie zu fast 20 % aus metallischen Brennstoffen zusammen. Weitere wichtige Inhaltsstoffe sind Bindemittel und Chlordonatoren, im wesentlichen Polyvinylchlorid.

In Schweden untersuchte Feuerwerkskörper enthielten 13–44 % (im Mittel: 29 %) Treibsätze, 2–31 % (11 %) Zerlegersätze, 51–69 % (ca. 58 %) Effektsätze und jeweils um 2 % Sätze der Anzündung (Alenfelt 2000).

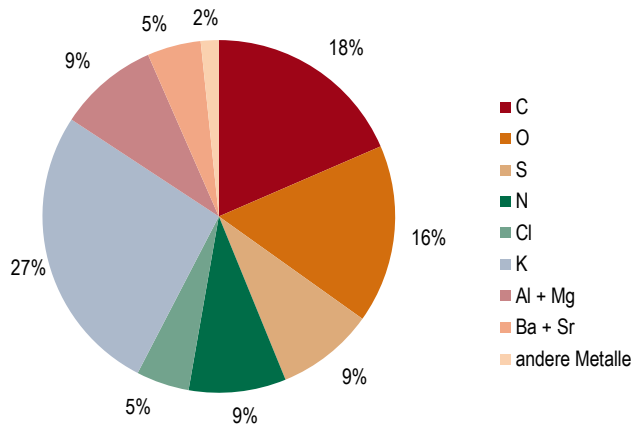
Anhand der verfügbaren Angaben wird grob geschätzt, dass vom Schweizer Verbrauch von pyrotechnischen Sätzen von 500 t/a je etwa die Hälfte auf Schwarzpulver und andere pyrotechnische Sätze entfallen, letztere enthalten v. a. Nitrate, Perchlorate und metallische Brennstoffe.

Anhand der Angaben von Herrchen & Kleiner (1996) über 1995 in Deutschland in pyrotechnischen Sätzen enthaltene Chemikalien lässt sich zudem grob ihre mittlere elementare Zusammensetzung abschätzen. Etwa 60 % entfallen auf Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Schwefel (S), Stickstoff (N) und Chlor (Cl) sowie 40 % auf Metalle, hier vor allem Kalium (K), Aluminium (Al), Magnesium (Mg) und Barium (Ba) (Abb. 3).

Elementare Zusammensetzung  
der pyrotechnischen Sätze



Abb. 3 > Schätzung der Gehalte der wichtigsten Elemente in pyrotechnischen Sätzen



Herrchen & Kleiner (1996)

Aufgrund der verfügbaren Ergebnisse chemischer Analysen pyrotechnischer Sätze besteht kein Anlass zur Annahme, dass in der Schweiz nicht zulässige Stoffe (persistente chlororganische Schadstoffe, Blei, Arsen, Quecksilber) oder aufgrund seiner Eigenschaften für die Umwelt und die Gesundheit des Menschen problematisches Cadmium in Feuerwerkskörpern in Konzentrationen vorhanden sind, in denen sie eine beabsichtigte Wirkung, z. B. als Chlordonatoren oder als Katalysatoren zur Herabsetzung der Zersetzungstemperatur von Oxidationsmitteln, entfalten. Vielmehr ist von Verunreinigungen auszugehen. Nachstehend sind Analysenresultate zum Vorkommen der genannten Schadstoffe in pyrotechnischen Sätzen zusammengefasst:

> Pyrotechnische Effektsätze enthielten früher auch Hexachlorbenzol (HCB) als Chlordonator zur Verstärkung der Lichteffekte. HCB ist ein persistenter organischer Schadstoff (POP) und seine Herstellung und das Inverkehrbringen unterliegt seit dem Inkrafttreten des Stockholmer Übereinkommen im Jahr 2004 globalen Verboten. Verbote von HCB in Feuerwerkskörpern sind in der Schweiz sowohl im Sprengstoff- wie Chemikalienrecht festgeschrieben.

Analysen in Österreich und Dänemark in den Jahren 2008 und 2009 ergaben, dass Feuerwerkskörper partiell immer noch erhebliche HCB-Gehalte aufwiesen. Aufgrund dieser Befunde hat das europäische Netzwerk zur Chemikalienkontrolle (Chemicals Legislation European Enforcement Network, CLEEN) beschlossen, eine gemeinsame Schwerpunktaktion über das Vorkommen von HCB in solchen Produkten durchzuführen (EUROPOP-Kampagne). Die Schweiz hat sich an dieser Markt-kontrollaktion beteiligt. Die Arbeiten wurden vom Bundesamt für Polizei (fedpol) zusammen mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) koordiniert. Das Prüfprogramm in der Schweiz wurde mit weiteren im Chemikalienrecht Totalverboten unterliegenden Stoffen (1,2,4-Trichlorbenzol, Pentachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan), die als Chlorspender in Frage kommen könnten, ergänzt.

Zwischen Juli und September 2011 wurden in der Schweiz 47 Feuerwerkskörper zur Hauptsache bei Importeuren erhoben. Ausgewählt wurde ein für die Schweiz repräsentatives Sortiment bestehend aus Römischen Lichtern (17%), Raketen (19%),

Untersuchungen zum Vorkommen von Schadstoffen in pyrotechnischen Sätzen

Hexachlorbenzol und weitere Chlororganika

Fontänen (23 %), Feuerwerksrohrbatterien (23 %), für professionelle Feuerwerker bestimmte Bomben (17 %) sowie einem Bengalf Feuer (s. Anh. A1 zum Aufbau dieser Produkte). Die untersuchten Produkte stammten zu 81 % aus chinesischen, zu 10 % aus deutschen und zu 9 % aus Schweizer Produktionsstätten. Nach der Zerlegung der Feuerwerkskörper wurden die Effektsätze analysiert. Enthielten die Feuerwerkskörper mehrere Effektsätze, wurden diese zu einer Probe vereint. In vier so erhaltenen Proben wurden HCB-Gehalte zwischen 6 und 41 mg/kg gefunden. Basierend auf dem CLEEN-Beschluss, dass in den pyrotechnischen Sätzen 50 mg HCB/kg zu tolerieren seien, mussten in der Schweiz keine Produkte aufgrund des Vorkommens von HCB beanstandet werden. In keiner Probe konnten die potentiellen Chlordonatoren 1,2,4-Trichlorbenzol, Pentachlorbenzol und Hexachlorcyclohexan nachgewiesen werden (Nachweisgrenze 1 mg/kg).

Demgegenüber wurden in der EUROPOP-Kampagne in 30 von 265 Feuerwerkskörpern in den Effektsätzen mehr als 50 mg HCB/kg gefunden. Soweit Daten verfügbar sind, lagen häufig erhöhte HCB-Gehalte, d. h. die 25 %- und 75 %-Perzentile, im Bereich von 300 und 10500 mg/kg (Cladrowa et al. 2012). Die Ursache dieser Gehalte ist unklar. Sie sind für den Einsatz als Chlordonator zu tief und würden beispielsweise resultieren, wenn HCB einem anderen Chlordonator in einem Verhältnis von 1:10 bis 1:100 beigemischt würde (Smith & Guest 2011).

- > Arsen und Blei sind gestützt auf das Sprengstoffrecht in Feuerwerkskörpern verboten. Früher in Feuerwerkskörpern eingesetzte Bleiverbindungen waren oft Bleioxide ( $\text{PbO}$ ,  $\text{PbO}_2$ ,  $\text{Pb}_3\text{O}_4$ ). Sie wurden beispielsweise zusammen mit Aluminium und/oder einer Legierung von Aluminium und Magnesium (Magnalium) und anderen Komponenten zur Erzeugung von Knister- und Knallsternen eingesetzt. In Rahmenrezepturen werden Gehalte an Bleioxid in den pyrotechnischen Sätzen zwischen 10 % und 90 % genannt (Shimizu 1989). Arsen in Form des Sulfids ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ) diente als anorganischer Brennstoff (Conkling 1985).

#### Arsen und Blei

Die verfügbaren Ergebnisse zum Vorkommen von Blei und Arsen in Feuerwerkskörpern in der Schweiz zeigen folgendes Bild: Mitte der 1980er-Jahre wurde in 10 Feuerwerkskörpern (Raketen, Vulkane, Fontänen) aus China ( $n = 5$ ), Deutschland ( $n = 3$ ) und der Schweiz ( $n = 2$ ) in den farbgebenden Sätzen ein mittlerer Pb-Gehalt um 30 mg/kg (10–60 mg/kg) bestimmt (Karlagnis 1990). Im Jahr 2003 wurden im Kanton Zürich 12 Feuerwerkskörper auf die Anwesenheit von Blei untersucht. Drei Produkte mussten beanstandet werden, weil sie in den pyrotechnischen Sätzen 1,4 %, 8,1 % und 14,7 % Blei enthielten (Kantonales Labor Zürich 2003). In der jüngsten Untersuchung wurde in den Farben erzeugenden Effekten von 47 Feuerwerkskörpern, die 2011 im Rahmen der erwähnten EUROPOP-Kampagne erhoben wurden, in elf Produkten um 100 mg Pb/kg, in vier Produkten 200 bis 500 mg Pb/kg und in 32 Produkten kein Blei ( $<100$  mg/kg) gefunden.

Bei Arsen wurde vor 35 Jahren ein mittlerer Gehalt von 75 mg/kg (32–155 mg/kg) gemessen (Karlagnis 1990), während im Jahr 2011 Arsen in Effektsätzen in zwei von 47 Produkten über der Nachweisgrenze (100 mg/kg) mit Gehalten um 100 mg/kg bzw. 300 mg/kg angetroffen wurde.

Die Blei- und Arsen-Gehalte in der Kampagne im Jahr 2011 lagen in einem Bereich, deren Ursache auf Verunreinigungen und nicht auf eine absichtliche Zugabe dieser Elemente schliessen lässt. Von Beanstandungen wurde darum abgesehen.

> Sowohl gestützt auf das Chemikalien- wie das Sprengstoffrecht unzulässig ist Quecksilber. Nachdem in einer Kontrollaktion im Jahr 2003 im Kanton Zürich in 12 Feuerwerkskörpern keine quecksilberhaltigen Bestandteile gefunden wurden (Kantonales Labor Zürich 2003), bestand kein Anlass, Quecksilber im Rahmen der jüngsten Kampagne in das Prüfprogramm aufzunehmen. Bei den Untersuchungen Mitte der 1980er-Jahre kam Quecksilber in Effektsätzen nur in sehr tiefen Konzentrationen vor. In sieben von zehn Proben liess sich kein Hg nachweisen (<0,1 mg/kg). In drei weiteren Proben fand man Hg-Gehalte von 0,1, 0,2 und 0,5 mg/kg (Karlagnanis 1990). Etwas höhere Hg-Gehalte zwischen 0,2 und 0,5 mg/kg (im Mittel: 0,3 mg/kg) wurden in pyrotechnischen Sätzen in einem für Schweden repräsentativen Feuerwerkssortiment im Jahr 1998 gefunden (Alenfelt 2000).

Quecksilber

> Schliesslich ergaben die Analysen Mitte der 1980er-Jahre in der Schweiz, dass Cadmium (Cd) in den Effektsätzen nur in Gehalten zwischen 2 und 32 mg/kg vorhanden war (Karlagnanis 1990). Aus dem Mittelwert von 8 mg Cd/kg in den Effekten lässt sich ein mittlerer Gehalt in pyrotechnischen Sätzen von 4 mg/kg abschätzen. Ähnlich tief mit 9 mg/kg lagen die Cd-Gehalte in pyrotechnischen Sätzen schwedischer Feuerwerkskörper (Alenfelt 2000).

Cadmium

## 4 > Sicherheit

Unfälle beim Abbrennen von Feuerwerkskörpern können zum einen zu Verletzungen von Personen bis hin zu Todesfällen führen. Zum anderen können durch Funkenwürfe Brände entstehen und Sach- wie Personenschäden verursachen.

Im Rahmen der Regulierungsfolgenabschätzung zum Erlass der Richtlinie 2007/23/EG über das Inverkehrbringen pyrotechnischer Gegenstände in der EU (vgl. Kap. 2) haben sieben Mitgliedstaaten der Europäischen Kommission Unfallraten beim Umgang mit Feuerwerkskörpern gemeldet (EC 2006). Sie reichen von weniger als 1 bis 100 pro 1 Million Einwohner<sup>4</sup>. Dabei handelt es sich um Fälle, die eine medizinische Versorgung in einer Notfallaufnahme eines Spitals erforderten. In der Mitte der genannten Spannweite liegt die Unfallrate des Vereinigten Königreichs mit 17 Unfällen pro 1 Million Einwohner. Bemerkenswert ist, dass hier etwa die Hälfte der Betroffenen Jugendliche (17 Jahre und jünger) sind (DTI 2005).

Unfälle mit Personenschäden im Ausland

Langjährige Statistiken zu Unfallzahlen liegen weiter aus den USA vor. Aktuell beträgt die Unfallrate 31 pro 1 Million Einwohner. Ca. 25 % der Verletzten sind Kinder und Jugendliche jünger als 15 Jahre; jünger als 20 Jahre sind 35 % der Verletzten (Tu & Granados 2012).

In der Schweiz weist seit dem Jahr 2003 die Sammelstelle für die Statistik der Unfallversicherung UVG Unfälle mit Feuerwerk separat aus. Damit liegen Daten von Verunfallten aus dem Kollektiv der obligatorisch nach dem UVG versicherten rund 3,9 Millionen Arbeitnehmenden zur Verfügung<sup>5</sup>. In den fünf Jahren von 2008 bis 2012 ereigneten sich in der Schweiz um 1200 Unfälle mit Feuerwerkskörpern (Quarroz 2014). Von den Verunfallten sind 78 % Männer. Die Unfälle passierten in 46 % der Fälle am Nationalfeiertag und in 20 % der Fälle an Silvester. Die übrigen 34 % der Unfälle ereigneten sich zu anderen Zeitpunkten. 92 % der Unfälle geschahen in der Freizeit und 8 % während der Berufsausübung (Polizei, Ordnungsdienste, u.ä.).

Unfälle mit Personenschäden in der Schweiz

Die Altersverteilung der Verunfallten gestaltet sich wie folgt: 15 % sind unter 20-jährig, 33 % sind 20 bis 29-jährig, 15 % sind 30 bis 39-jährig und 37 % 40-jährig und älter<sup>6</sup>.

Bei 68 % der Feuerwerksunfälle handelte es sich um Fälle, die zu einer Arbeitsunfähigkeit von bis zu drei Tagen führten. 32 % der Feuerwerksunfälle führten zu einer Arbeitsunfähigkeit von mehr als drei Tagen (und waren damit mit Taggeldzahlungen verbunden). Es gab in diesen 5 Jahren 5 Unfälle mit bleibenden Schäden (d. h. mit einer Invalidenrente) und 2 Todesfälle zu verzeichnen.

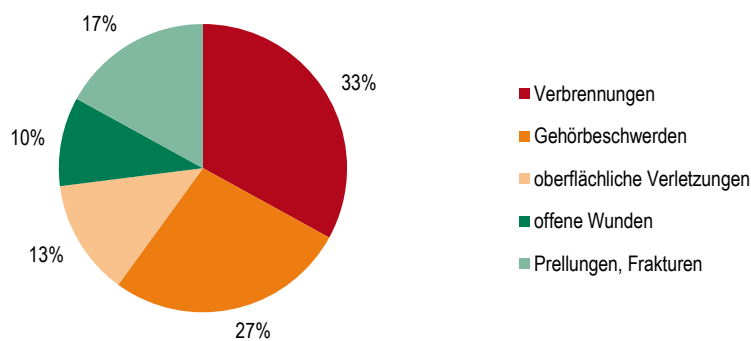
<sup>4</sup> Die Unfallraten (Unfälle pro 1 Mio. Einwohner) der einzelnen Staaten lauten wie folgt: Dänemark (100,4), Vereinigtes Königreich (16,9), Griechenland (0,4), Irland (2,1), Estland (7,3), Norwegen (30,3) und Schweden (50,5).

<sup>5</sup> Kinder, Schüler, Studenten, nicht erwerbstätige Personen und Selbstständigerwerbende sowie Rentner sind nach Krankenversicherungsgesetz (KVG) versichert und somit in der UVG-Statistik nicht enthalten.

<sup>6</sup> Vgl. Fussnote 5.

33 % der Verletzungen waren Verbrennungen, hauptsächlich der Hände. In 27 % der Fälle war das Gehör betroffen. Bei 13 % der Verletzungen handelte es sich um oberflächliche Verletzungen und bei 10 % um offene Wunden. Die übrigen 17 % waren Verletzungen anderer Art (Prellungen und Knochenbrüche) an verschiedenen Körperteilen.

**Abb. 4 > Art feuerwerksbedingter Verletzungen in der Schweiz 2008–2012**



Quarroz 2014

In den Jahren 2008–2012 beliefen sich die Kosten (Heilkosten, Taggelder, Invalidenrenten) für die UVG-Versicherten auf 14 Millionen CHF (2.8 Mio. CHF pro Jahr).

Selten sind Feuerwerke Ursache von Gebäudebränden mit Todesfolge. Für den Zeitraum zwischen 1991 und 2010 betrug der Anteil an der Gesamtheit brandbedingter Todesfälle um 0,2 %, bei Raucherwaren und Kerzen betrug er zum Vergleich 30 % (Imhof 2011).

Feuerwerkskörper verursachen auch Sachschäden. Für Gebäudeschäden liegen Daten aus der Schadenstatistik der Vereinigung Kantonalen Feuerversicherungen (VKF) aus den 19 Kantonen mit kantonaler Gebäudeversicherung (KGV) vor<sup>7</sup>. Diese Kantone umfassen etwa 80 % des schweizerischen Gebäudebestands. Der Anteil der durch Feuerwerke verursachten Gebäudebrände an der gesamten Anzahl Gebäudebrände liegt laut VKF in den KGV-Kantonen im Durchschnitt der Jahre 2009–2013 bei 1,3 % (IRV 2014). In den Jahren 2009 bis 2013 brannte es durchschnittlich ca. 9900-mal pro Jahr. Demnach verursachen Feuerwerke jährlich knapp 130 Gebäudebrände. Diese Brände haben laut VKF einen Anteil von 0,3 % an der mittleren jährlichen Schadenssumme von ca. 275 Mio. CHF<sup>8</sup> (2009–2013). Der durch Feuerwerke verursachte Sachschaden an Gebäuden errechnet sich somit auf 0.83 Mio. CHF pro Jahr. Die brandbedingten Schadensätze – ausgedrückt in Rappen pro 1000 CHF Versicherungswert – haben bei Feuerwerken von ca. 0.15 im Jahr 1990 auf weniger als 0.05 im Jahr 2010 abgenommen (Imhof 2011).

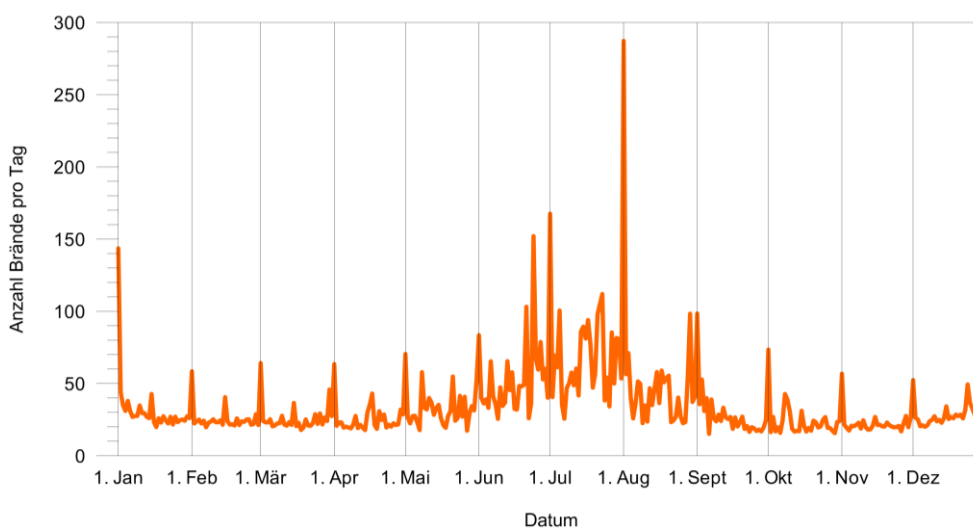
Unfälle mit Gebäudeschäden

<sup>7</sup> Dachorganisation der kantonalen Brandschutzbehörden und von 19 kantonalen Gebäudeversicherungen (KGV) in der Schweiz.

<sup>8</sup> nicht indizierte Zahlen.

Betrachtet man die Anzahl Gebäudebrände im Jahresverlauf zeigen sich erwartungsgemäss markante Ausreisser am 1. August und am 1. Januar. An beiden Tagen dürften Feuerwerke als Brandursache stark beteiligt sein, weitere Ursachen sind Kerzen an Adventskränzen und an Weihnachtsbäumen zum Jahreswechsel sowie offene Brauchtumsfeuer am 1. August (Imhof 2011).

**Abb. 5** > Durchschnittliche Anzahl durch «bestimmungsmässiges»<sup>9</sup> Feuer bedingter Gebäudebrände pro Tag in den KGV-Kantonen im Jahresverlauf 2001–2010



Imhof 2011

Um Unfälle mit Personen- und Sachschäden zu vermeiden, erinnern verschiedene Stellen, so das Bundesamt für Polizei (fedpol), die Beratungsstellen für Unfallverhütung (bfu) bzw. Brandverhütung (BfB) oder der Branchenverband für Pyrotechnik, die Schweizerische Koordinationsstelle Feuerwerk (SKF), die Konsumenten jährlich vor dem Nationalfeiertag und vor Silvester an die grundlegenden Regeln, die beim Umgang mit Feuerwerkskörpern einzuhalten sind.

Präventionskampagnen

<sup>9</sup> Unter bestimmungsmässigen Feuern werden durch Zündhölzer und Feuerzeuge, Rauchzeug, Kerzen, Schweißen und Lötten sowie Feuerwerk verursachte Brände erfasst. Die auffälligen Spitzen an jedem Monatsersten dürften auf jene Fälle zurückgehen, deren genaues Ereignisdatum bei der Schadenaufnahme nicht bekannt ist, sodass sie durch die Kantonalen Gebäudeversicherungen standardmässig dem Monatsanfang zugeordnet werden (Imhof 2011).

## 5 > Lärm

---

Bei der Lärmwirkung von Feuerwerken wird unterschieden zwischen der akuten Gefährdung des Gehörs (aurale Lärmwirkung) und der Lästigkeit des Knallgeräuschs (extraaurale Lärmwirkung).

### 5.1 Auswirkungen auf das Hörorgan (aurale Wirkungen)

Bei Feuerwerken handelt es sich um relativ seltene Ereignisse, bei denen eine intensive, kurzzeitige Belastung auftritt. Bei der Beurteilung der Schädlichkeit von Feuerwerken sind die Parameter Schalldruckpegel, Pegelanstieg, Expositionszeit sowie individuelle Kriterien (Empfindlichkeit des Innenohrs) zu berücksichtigen. Die Gefahr einer Innenohrschädigung wächst mit Höhe und Dauer der Belastung.

Auswirkungen von Impulslärm

Die Belastung von solchen kurzen Geräuschimpulsen, wie sie insbesondere bei explodierenden Feuerwerkskörpern auftreten, werden oft unterschätzt, da aufgrund der Trägheit des Gehörs die Geräusche leiser wahrgenommen werden als es der Schallpegel erwarten lässt. Zudem werden die Feuerwerke meist mit Freizeiterlebnissen in Verbindung gebracht und daher als weniger gefährlich wahrgenommen.

Die hohen Schalldruckwerte können zu einer Hörschwellverschiebung (sog. Vertäubung) und zu Ohrengeräuschen (sog. Tinnitus) führen. Diese Beschwerden können reversibler oder irreversibler Natur sein, je nachdem ob es zur Zerstörung von Hörzellen gekommen ist. Eine rasche Konsultation eines ORL-Arztes ist dann angezeigt.

Die Schäden machen sich meist als Einbruch bei höheren Frequenzen (4–8 kHz) bemerkbar. Sie wirken sich vor allem bei lärmiger Umgebung und mit zunehmendem Alter besonders nachteilig aus (Plinke et al. 2001).

Damit das Abfeuern eines Feuerwerkskörpers nicht zu einer akuten Hörschädigung führt, dürfen in der Schweiz nur Feuerwerkskörper in Verkehr gebracht werden, welche den in der Richtlinie 2007/23/EG festgelegten Anforderungen genügen (vgl. Kap. 2.2). Das heisst, in Abhängigkeit ihrer Kategorie dürfen sie in einem Abstand von 1 m (Kategorie 1), von 8 m (Kategorie 2), bzw. von 15 m (Kategorie 3) vom Abbrandort einen maximalen Schalldruckpegel  $L_{A1max}$ <sup>10</sup> von 120 dB(A) nicht überschreiten. Bei Knallziehbändern und Knallbons bzw. Partyknallern beträgt die Messdistanz vom Abbrandort 0,2 m bzw. 0,5 m.

Grenz- und Richtwerte für Impulslärm

Zur Beurteilung der Hörgefährdung mehrerer Knalle werden die Grenzwerte für den Arbeitnehmerschutz der Schweizerischen Unfallversicherungsanstalt SUVA herange-

<sup>10</sup> Der maximale Schalldruck  $L_{max}$  wird mit einem A-Frequenzbewertungsfilter, welcher die variable Empfindlichkeit bei unterschiedlichen Frequenzen des menschlichen Gehörs nachahmt und der Zeitkonstante «Impuls» gemessen. Siehe dazu auch Anhang A8.

zogen (SUVA 2012): Wird der Schalldruckspitzenpegel  $L_{\text{Peak}}^{11}$  von 135 dB(C) überschritten, so ist die Gefährdung einer akuten Hörschädigung mit dem über eine Stunde aufsummierten Schallexpositionspegel  $L_E^{12}$  zu ermitteln. Der Grenzwert, bei welchem noch keine Gehörschädigung zu erwarten ist, liegt bei 120 dB(A) (Präventionsgrenzwert). Bei 125 dB(A) liegt die Schädigungsgrenze.

Die Grenzwerte der SUVA sind ab einer Impulszahl von 30 strenger als die Grenzwerte der Richtlinie 2007/23/EG, wie untenstehende Tabelle zeigt:

**Tab. 3 > Vergleich der Grenzwerte  $L_{\text{Almax}}$  und  $L_E$**

Voraussetzung: Impulse folgen sich im Abstand von mehr als ca. 35 ms.

Anzahl Impulse ( $<10$ ms)	$L_{\text{Almax}}$ dB(A)	$L_E$ dB(A)
1	120	105
3	120	110
10	120	115
30	120	120

Damit Feuerwerkskörper zugelassen werden, muss sichergestellt sein, dass bei bestimmungsgemässer Verwendung keine Lärmpegel erzeugt werden, welche das menschliche Gehör schädigen. Zudem ist in der Schweiz die Abgabe von am Boden knallenden Feuerwerkskörpern, wie Kanonenschlägen, Chinaböllern oder Knallfröschen verboten (s. Kap. 2.2). Untenstehende Messdaten von Hohmann (1995) über typische Schallpegel Mitte der 1990er-Jahre frei erhältlicher Knallkörper bestätigen die Richtigkeit der heute restriktiven Abgabepaxis: So wurde bei den zwei Knallkörperketten à 40 Stück und dem Knatterball bereits beim Abbrennen einer Kette, bzw. eines Knatterballs der kritische Schallexpositionspegel  $L_E$  von 120 dB(A) ausgeschöpft (Tab. 4). Beim Abbrennen mehrerer Ketten innerhalb einer Stunde würde der Grenzwert überschritten, da der Schallexpositionspegel  $L_E$  mit der Anzahl Knalle ( $n$ ) ansteigt ( $L_E = L_{E,1} + 10 \log n$ ).

Die Daten in Tabelle 4 belegen zudem, dass der Falschgebrauch von Feuerwerkskörpern unmittelbar zu einem Gehörschaden führen kann: Bei Knallauslösung eines zwischen Steinen eingeklemmten Flashing Thunders am Boden resultierte ein  $L_E$  von 128 dB(A). Bei korrekter Knallauslösung in der Luft mass man demgegenüber einen  $L_E$  von 106 db(A).

Gehörgefährdung durch frei erhältliche Feuerwerkskörper

<sup>11</sup> Der Spitzenpegel  $L_{\text{Peak}}$  wird mit einem C-Frequenzbewertungsfilter und der Zeitkonstante «Peak» gemessen. Siehe dazu auch Anhang A8.

<sup>12</sup> Der Schallexpositionspegel  $L_E$  ist das Integral des Schallpegels  $L$  über das gesamte Ereignis, referenziert auf 1 Sekunde. Siehe dazu auch Anhang A8.



**Tab. 4 > Typische Schallpegel von Knallkörpern Mitte der 1990er-Jahre***Messdistanz 1 m zum Feuerwerkskörper, Messpunkt 85 cm über Boden.*

Produkt und Konfektionierung		L <sub>Peak</sub> dB(C)	L <sub>E</sub> dB(A)	Bemerkungen
Knallkörper	Reihe à 40	153	121	
Dragon Banger	Reihe à 40	150	120	
Blitz Knatterball	einzel	148	120	
Flashing Thunder	einzel	141	106	Detonation in der Luft
Flashing Thunder	einzel	165	128	Detonation am Boden

Hohmann 1995

Unfälle mit für die breite Öffentlichkeit bestimmten Feuerwerkskörpern, die zu Hörschäden führen, können heute demnach auftreten, wenn aus Fahrlässigkeit oder Unachtsamkeit kein genügender Sicherheitsabstand eingehalten wird, oder die Feuerwerkskörper entgegen der Gebrauchsanweisung verwendet werden. Auch das Zünden selbst hergestellter oder nicht normkonformer Feuerwerkskörper ist mit Risiken verbunden und kann zu Hörschäden führen.

Daten zur Lärmbelastung bei organisierten Feuerwerken in der Schweiz liegen von Hohmann (1985) vor, der 1984 und 1985 Messungen am 1.–August-Feuerwerk der Stadt Interlaken durchführte. Mikrofone wurden im Bereich der Startbasen der Feuerwerkskörper (Sperrbereich) sowie im Zuschauerbereich stationiert. Am Rande des Sperrbereichs wurde 1984 für das gesamte Feuerwerk ein Schallexpositionspegel L<sub>E</sub> von 128,4 dB(A) ermittelt, 1985 ergab die Messung am selben Punkt ein L<sub>E</sub> von 129,0 dB(A). Im Zuschauerareal in ca. 80 m Abstand zu den Startbasen mass man 1984 einen L<sub>Peak</sub> von weniger als 145 dB(C). Die Schallexpositionspegel L<sub>E</sub> für die einzelnen von insgesamt sechs Bildern betragen zwischen 107,4 und 118,2 dB(A). Für das gesamte Feuerwerk ergab sich ein L<sub>E</sub> von 123,75 dB(A). Die Messungen zeigen, dass für das Personal im Sperrbereich persönliche Schutzmassnahmen (Gehörschutzmittel) zwingend notwendig sind. Im nahen Zuschauerareal überschritt die Gehörbelastung des Publikums den Präventionsgrenzwert von 120 dB(A).

**Gehörgefährdung bei organisierten Feuerwerken**

Messungen an einem Feuerwerk zur Eröffnung der Luzerner Festwochen am 16. August 2001 in der Stadt Luzern zeigen, dass selbst der Schädigungsgrenzwert von 125 dB(A) bei einem öffentlichen Feuerwerk im Publikumsbereich überschritten werden kann: Bei einem L<sub>Peak</sub> von ca. 142 dB(C) betrug der L<sub>E</sub> 130 dB(A) (Hohmann 2001).

Trotz dieser zum Teil hohen Lärmbelastung hat eine Studie im Auftrag des BAG ergeben, dass nur sehr wenige Besucher einen Gehörschutz tragen. Daher wäre es sinnvoll, wenn Veranstalter öffentlicher Feuerwerke bei der Vergabe die Einhaltung der Impulslärm-Grenzwerte der SUVA im Zuschauerbereich festschreiben würden.

## 5.2 Auswirkungen auf den Organismus (extraaurale Wirkungen)

Lärm ist für die Betroffenen unerwünschter Schall, der sie psychisch, physisch oder sozial stört. Die Störung hängt sowohl von einem rein physikalischen Teil, dem Schall, als auch von der persönlich geprägten Wahrnehmung und Einstellung zur Lärmquelle ab. Während ein Teil der Bevölkerung sich über Feuerwerke freut, stellt das Knallen für andere eine Belästigung dar. Grenzwerte zur Beurteilung der Lästigkeit von Feuerwerkslärm existieren jedoch nicht. Sofern keine Grenzwerte vorliegen, gibt das Umweltschutzgesetz vor, dass der Lärm so zu begrenzen ist, dass die Bevölkerung nicht erheblich in ihrem Wohlbefinden gestört ist.

Das Abbrennen von Feuerwerken – insbesondere in der Zeit des Nationalfeiertages und am Jahresende – gehört zu denjenigen Geräuschen, welche den eigentlichen Zweck einer bestimmten Aktivität ausmachen. Diese Lärmemissionen können nicht völlig vermieden und in der Regel auch nicht in der Lautstärke wesentlich reduziert werden, ohne dass zugleich der Zweck der sie verursachenden Tätigkeit vereitelt würde. Die Rechtsprechung hat im Allgemeinen solche Emissionen zwar aufgrund des Umweltschutzgesetzes beurteilt, aber zugleich unter Berücksichtigung des Interesses an der Lärm verursachenden Tätigkeit diese nicht völlig verboten, sondern bloss einschränkende Massnahmen unterworfen. Da eine Reduktion der Schallintensität meist den mit der betreffenden Tätigkeit verfolgten Zweck vereiteln würde, bestehen die emissionsbeschränkenden Massnahmen in der Regel nicht in einer Reduktion des Schallpegels, sondern in einer Einschränkung der Betriebszeiten. Dabei ist eine Interessenabwägung vorzunehmen zwischen dem Ruhebedürfnis der Bevölkerung und dem Interesse an der lärmverursachenden Tätigkeit. Den örtlichen Behörden ist ein gewisser Beurteilungsspielraum zuzugestehen, soweit es sich um Anlässe mit lokaler Ausprägung oder Tradition handelt.

Soweit bekannt liegen für die Schweiz keine empirischen Untersuchungen bzw. Befragungen zum Thema Belästigung durch Feuerwerkslärm vor. Umfragen in Deutschland und im Vereinigten Königreich zeigen untenstehendes Bild.

In einer Umfrage zur Lärmbelästigung durch Nachbarn in England wurden im Jahr 2008 total 2131 Interviews durchgeführt. Durch Aktivitäten der Nachbarn im Freien fühlten sich 20 % der Befragten belästigt. Nach Quellen befragt, wurden in 18 % der Fälle Automobile und Motorräder genannt. In je 12 % der Fälle wurden Alarmgeräte, Kinder und Feuerwerke als Belästigungsgrund aufgeführt (Ipsos 2009).

Lärmbeeinträchtigungen durch die Nachbarschaft

Das deutsche Umweltbundesamt hat im Frühjahr 2002 die Befragungsaktion «Online-Lärmumfrage» gestartet. Seither haben sich 68 000 Personen an der Umfrage beteiligt. In jedem Monat wird eine besondere Frage – die Monatsfrage – gestellt. Als Belästigungsursache stehen hier Quellen wie Motorräder, Rasenmäher und andere Gartengeräte wie Laubblasgeräte, Garten- oder Balkonpartys, Liefer- und Kundenverkehr und auch das Ablassen von Feuerwerk zum Jahreswechsel zur Auswahl. Besonders Motorräder und der Liefer- und Kundenverkehr belästigen die Teilnehmer an der Umfrage. Durch Feuerwerke fühlen sich 61 % überhaupt nicht und 16 % etwas belästigt. Etwa 4 % und 5 % der Teilnehmer geben an, dass sie sich durch das Ablassen von Feuerwerkskörpern äusserst bzw. stark belästigt fühlen. Ca. 8 % der Teilnehmer geben an,

dass sie Feuerwerke mittelstark belästigen, während im Umfeld von 6 % der Teilnehmer offenbar keine Feuerwerke abgeschossen werden (UBA 2011).

Auch wenn nur ein kleiner Teil der Bevölkerung sich durch Feuerwerk gestört fühlt und diese Lärmquelle im Vergleich zu anderen, wie Verkehrslärm, selten auftritt, sollte bei der privaten Feuerwerkerei auf die Nachbarschaft Rücksicht genommen werden. Die Nachbarn sollten zumindest über die geplanten Aktivitäten informiert werden. Rücksicht und Toleranz gehen so einher.

Impulshaltiger Lärm erschreckt neben dem Menschen ebenso Haustiere. Als indirekte Folge können sich Unfälle ereignen, die auf unberechenbare Schreckreaktionen zurückzuführen sind. Zudem werden nach den Feuerwerken Haustiere oft tagelang vermisst. Daher sind vorbeugende Massnahmen nach Angaben der Tierärzte zu empfehlen (Plinke et al. 2001).

Auch Wildtiere werden – wenig überraschend – durch Feuerwerkslärm gestört. Messungen mit Radargeräten während dreier Jahre in den Niederlanden haben gezeigt, dass mehrere Tausend Vögel jeweils am Jahreswechsel kurz nach Mitternacht in grosse Höhen aufstiegen. Die Bewegungen dauerten mindestens 45 Minuten an, wobei hohe Vogelschwärmdichten in 500 m Höhe gemessen wurden. Die höchste Vogeldichte wurde über Wiesen und Feuchtbiotopen einschliesslich solchen in Naturreservaten registriert, in denen Wasservögel den Winter verbringen (Shamoun-Baranes 2011). Fluchtreaktionen bei Feuerwerksepisoden wurden, in geringerem Umfang, auch in der Schweiz beobachtet: nach dem Seenachtsfest 1992 in Thun war der Bestand des Schwarzhalstauchers (*Podiceps nigricollis*) auf dem betroffenen Seeabschnitt stark zurückgegangen; die Vögel liessen sich in einem einige Hundert Meter entfernten Gebiet des Sees nieder. Etwa 7 Wochen nach der Episode nahmen die Schwarzhalstaucher wieder ihre normalen Aufenthaltsplätze ein. Von den anderen Arten verschwand ein Feld von ca. 400 Blässhühnern (*Fulica atra*). Diese Gruppe wurde 1 km seeaufwärts vom Festort wieder gefunden. Rund 4 Wochen nach dem Fest zeigten sich die ersten Tiere wieder am Festort, an welchem sie ihre alten Liege- und Fressplätze neu bezogen (Blaser 1993).

Grundsätzlich schreckt jedes hörfähige (Wirbel-)Tier bei ungewohntem Knall auf und kann, je nach Abstand zur Lärmquelle, einer Gehörgefährdung wie beim Mensch ausgesetzt sein. Je nach Tierart und Lärmform (z. B. plötzlicher Knall), allenfalls in Kombination mit Leuchtformen (z. B. starkes Erhellern des Raumes bei Dunkelheit), sind Folgen wie die Erhöhung der Aufmerksamkeit und der Herzfrequenz, Ausweichbewegungen bis zu Aborten, panische Flucht mit gelegentlichen Todesfolgen und die Vertreibung ganzer Populationen nachgewiesen (Ineichen 2003).

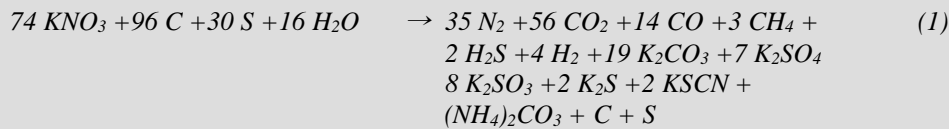
Aufgrund vorstehender Ausführungen wird Veranstaltern von Feuerwerken empfohlen, bei der Organisation der Anlässe auch Fachleute der zuständigen Naturschutzfachstelle beizuziehen.

Auswirkungen auf Haus- und Wildtiere

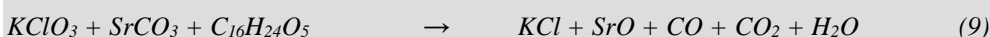
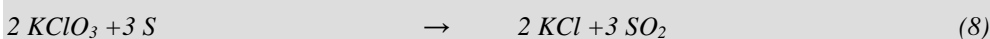
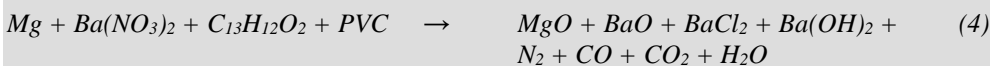
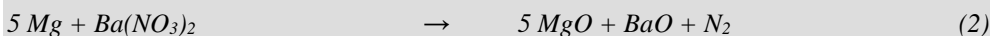
## 6 > Umweltbelastung

### 6.1 Reaktionsprodukte beim Abbrand von Feuerwerk

Der Abbrand pyrotechnischer Mischungen erfolgt bei hohen Temperaturen und führt zu einer Vielzahl chemischer Reaktionen. Für den Abbrand von Schwarzpulver schlägt Russell (2009) folgende approximative Gleichung vor (1). Sie stützt sich auf eine Zusammensetzung mit 75,7% Kaliumnitrat, 11,7% Holzkohle, 9,7% Schwefel und 2,9% Feuchtigkeit.



Bei den Effektsätzen basieren die Mischungsverhältnisse der Stoffe oft auf Empirie. Grundsätzlich laufen Redoxreaktionen ab, dabei dienen unedle Metalle, Kohlenstoff, Schwefel und organische Verbindungen wie Harze als Reduktionsmittel, Nitrate, -chlorate und -perchlorate hingegen als Oxidationsmittel (Herrchen & Kleiner 1996; Dutschke 2012). Im Unterschied zu Schwarzpulver sind die ablaufenden chemischen Reaktionen weniger gut bekannt. Herrchen & Keller (1996) führen einige Reaktionsgleichungen für Metall-Nitrat-Gemische (2), Metall-Nitrat-Gemische mit organischen Bestandteilen (3) – (4), Nitrat-Binder-Gemische (5) sowie Chlorat- und Perchlorat-Gemische (6) – (9) auf. Für Phenolharz wird untenstehend  $\text{C}_{13}\text{H}_{12}\text{O}_2$  und für Shellack  $\text{C}_{16}\text{H}_{24}\text{O}_5$  angenommen; die Reaktionsgleichungen mit diesen Organika und mit PVC sind stöchiometrisch nicht korrekt.



Auch wenn Schwefeldioxid und Stickoxide gemäss diesen Reaktionsgleichungen nicht hauptsächliche Reaktionsprodukte sind, werden sie beim Abbrand von Feuerwerk in einem gewissen Ausmass gebildet (s. Kap. 6.3). Daneben entstehen in Abhängigkeit verschiedener Faktoren wie Art und Gehalt der Organika in den pyrotechnischen Sätzen, Art der Hüllenmaterialien oder der Vollständigkeit der Oxidationsprozesse organische Reaktionsprodukte.

## 6.2 Mengen freigesetzter Reaktionsprodukte

In Tabelle 5 sind Emissionsfaktoren für Schwebstaub (TSP) und Feinstäube (PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>2.5</sub>) und die hauptsächlichen gasförmigen Reaktionsprodukte für den Abbrand von Feuerwerkskörpern aus der Schweizer Vorgängerstudie aus dem Jahr 2001 (Plinke et al. 2001), ergänzt mit Angaben aus dem niederländischen Emissionsinventar (van Hoorn 2008), zusammengefasst.

**Tab. 5 > Emissionsfaktoren (EF) in g pro Tonne Feuerwerk für Stäube und gasförmige Reaktionsprodukte**

Komponente	EF [g/t]	Quelle
Schwebstaub (TSP)	180 000	Plinke et al. (2001) <sup>(1)</sup>
	142 440	van Hoorn (2008)
Feinstaub (PM <sub>10</sub> )	180 000	Plinke et al. (2001) <sup>(1)</sup>
	14 244	van Hoorn (2008) <sup>(2)</sup>
Feinstaub (PM <sub>2.5</sub> )	90 000	Plinke et al. (2001) <sup>(1)</sup>
Kohlenmonoxid (CO)	7 400	Plinke et al. (2001) <sup>(3)</sup>
	6 900	van Hoorn (2008)
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	43 000	Plinke et al. (2001) <sup>(3)</sup>
	43 250	van Hoorn (2008)
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S)	860	Plinke et al. (2001) <sup>(3)</sup>
	1 195	van Hoorn (2008)
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> )	4 100	Plinke et al. (2001) <sup>(4)</sup>
	1 935	van Hoorn (2008)
Distickstoffoxid (N <sub>2</sub> O)	1 935	van Hoorn (2008)
Stickoxide (NO <sub>x</sub> )	260	Plinke et al. (2001)
Methan	610	Plinke et al. (2001) <sup>(3)</sup>
	825	van Hoorn (2008)

<sup>(1)</sup> Nach Gleichung (1) aus Kapitel 6.1 lässt sich errechnen, dass beim Abbrand von Schwarzpulver 57 % feste Reaktionsprodukte entstehen. Bei den Effektsätzen nehmen Herrchen & Keller (1996) an, dass 80 % bis 90 % feste Reaktionsprodukte entstehen. In Kapitel 3.2.3 wurde geschätzt, dass vom Verbrauch pyrotechnischer Sätze je die Hälfte auf Schwarzpulver und Effektsätze entfällt. Damit lässt sich errechnen, dass beim Abbrand von 1 t Feuerwerk, das zu 75 % aus Hüllenmaterial und zu 25 % aus pyrotechnischen Sätzen besteht, ca. 180 000 g feste Reaktionsprodukte entstehen. Plinke et al. (2001) nehmen weiter an, dass die festen Reaktionsprodukte in Form von PM<sub>10</sub> emittiert werden. Sie schätzen den Anteil PM<sub>2.5</sub> an PM<sub>10</sub> auf 50 %.

<sup>(2)</sup> Laut van Hoorn (2008) beträgt der Anteil PM<sub>10</sub> an TSP 10 %.

<sup>(3)</sup> Basis der Emissionsfaktoren sind aus Schwarzpulver freigesetzte Mengen an CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S und CH<sub>4</sub>.

<sup>(4)</sup> Erläuterungen im Text.

Der Emissionsfaktor (EF) für Schwebstaub (TSP) aus der Schweizer Studie (Plinke et al. 2001) stimmt gut mit jenem überein, der in der Niederlande abgeleitet wurde (van Hoorn 2008). Plinke et al. (2001) nehmen an, dass die beim Abbrand gebildeten festen

Reaktionsprodukte alle in Form von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser  $<10\ \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) freigesetzt werden. Demgegenüber soll gemäss van Hoorn (2008) der Anteil  $\text{PM}_{10}$  an TSP nur 10 % betragen. Die Annahme von Plinke et al. (2001) stützt sich auf Ausbreitungsrechnungen, bei denen verschiedene Feuerwerksepisoden modelliert wurden, und bei denen  $\text{PM}_{10}$ -Werte errechnet wurden, die gut mit Messwerten übereinstimmen (vgl. Anh. A3-7). Neuere Immissionsmessungen in der Schweiz und Deutschland haben ergeben, dass Feuerwerke eine hohe Anzahl Partikel mit Durchmessern  $<500\ \text{nm}$  freisetzen und es wurde gezeigt, dass solche Partikel auch bedeutend zur PM-Masse beitragen (vgl. Kap. 6.3.3.1 und Anh. A3-2). Für die Zwecke dieser Arbeit wird darum die aktuell emittierte  $\text{PM}_{10}$ -Menge mit dem «bisherigen» EF von  $180\,000\ \text{g PM}_{10}/\text{t}$  Feuerwerk abgeschätzt. Mit dem Feuerwerksverbrauch von  $1990\ \text{t/a}$  (Mittelwert der Jahre 2009–2013) resultieren  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen von rund  $360\ \text{t/a}$ . Zum Vergleich werden in der Schweiz heute rund  $19\,000\ \text{t/a PM}_{10}$  emittiert (FOEN 2014). Somit haben Feuerwerke daran einen Anteil von maximal 2 %.

Auch für die Abschätzung der Emissionen von Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) werden die EF der Vorgängerstudie (Plinke et al. 2001) übernommen. Dort wurde für Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) angenommen, dass dieses Gas schnell zu  $\text{SO}_2$  weiteroxidiert. Die Berechnungen ergeben jährliche Emissionen von  $1\ \text{t CH}_4$  und  $8\ \text{t SO}_2$ .

In Abbrandversuchen in einem Prüfraum mit bodennah abbrennendem Feuerwerk massen Croteau et al. (2010) zudem das Ausmass der Freisetzung verschiedener Aldehyde und Aceton (Vertreter der NMVOC) sowie polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK). Aufgrund der Resultate der Versuche, die in Anhang A2 zusammengefasst sind, wird für die genannten NMVOC und PAK von geringen Emissionen ausgegangen.

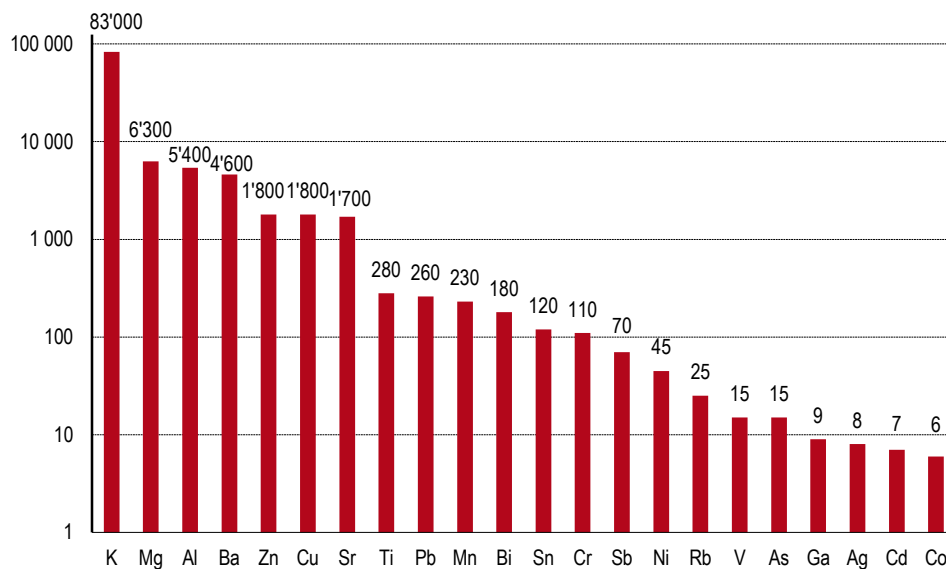
Immissionsmessungen am Nationalfeiertag 2011 in Zürich (s. Kap. 6.3.1.5) haben ausserdem gezeigt, dass sich während der Festivitäten in der Luft erhöhte Gehalte an polychlorierten Phenolen und Benzolen sowie Dibenzo-*p*-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) nachweisen lassen (Schmid et al. 2014). Modellrechnungen der Autoren ergaben, dass in Zürich rund  $23\ \text{g}$  Hexachlorbenzol (HCB) und  $25\ \text{g}$  Chlorphenole (CP) freigesetzt wurden. Ihre Hochrechnung (basierend auf einem pro-Kopf-Ansatz) ergibt schweizweite jährliche Emissionen von je  $1,5\ \text{kg HCB}^{13}$  bzw. CP, freigesetzt je zu ein Drittel am Nationalfeiertag, an Silvester und anderen Anlässen. Der mittlere PCDD/F-Gehalt während der feuerwerksfreien Zeit in der Luft in Zürich betrug  $11,2\ \text{fg I-TEQ m}^{-3}$  gegenüber  $37,5\ \text{fg I-TEQ m}^{-3}$  in den 12 Stunden zwischen 18:00 und 6:00 vom 1. auf den 2. August. Berechnungen der Emissionen der – im Unterschied zu CP und HCB – zu einem gewichtigen Teil an Partikel gebundenen PCDD/F konnten mit dem bestehenden Modell nicht vorgenommen werden.

Die Ableitung von Emissionsfaktoren für in Feuerwerkskörpern enthaltene Metalle (und Halbmetalle) erfolgt mit Hilfe von Immissionsdaten aus der oben erwähnten Feuerwerksepisode im Jahr 2011 in Zürich (s. Kap. 6.3.1.1) auf Basis des Verhältnisses des Immissionswerts für ein fragliches Metall und des Immissionswerts für Kalium (K)

<sup>13</sup> Ob HCB aus Feuerwerkskörpern stammt, in denen es trotz Verbot enthalten ist (vgl. Kap. 3.2.2) und beim Abbrand nicht vollständig zersetzt wird, oder ob HCB beim Abbrand in-situ gebildet wird, ist offen.

multipliziert mit dem mittleren K-Gehalt von Feuerwerkskörpern von 41 650 g/t<sup>14</sup>. Mit dem Schweizer Feuerwerkskörperverbrauch von 1990 t/a wird sodann die in der Schweiz in Feuerwerkskörpern beim Abbrand in die Umwelt freigesetzte Metallmenge errechnet. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Abbildung 6 und Tabelle 6 aufgeführt. Tabelle 6 wurde mit verfügbaren Emissionsfaktoren aus der Literatur ergänzt. Sie basieren auf den in Kapitel 3.2.2 erwähnten Erhebungen in Deutschland (Herrchen & Kleiner 1996), Abschätzungen von Passant (2003) zum Einsatz von Metallen in Feuerwerkskörpern in England, auf Analysen zur Zusammensetzung pyrotechnischer Sätze von in Schweden vermarkteten Feuerwerkskörpern (Alenfelt 2000)<sup>15</sup> und Angaben aus der Schweizer Vorgängerstudie über Feuerwerkskörper aus dem Jahr 2001 (Plinke et al. 2001). Die mit Feuerwerkskörpern emittierte Metallmenge wird auf rund 100 t geschätzt. Dazu trägt Kalium mit fast 80 % bei, es folgen Magnesium, Aluminium und Barium mit Anteilen um 5 % sowie Zink, Kupfer und Strontium mit Anteilen um 1,5 %. Somit entfallen ca. 99 % der Metallemissionen auf diese sieben Elemente.

**Abb. 6 > Beim Abbrand von Feuerwerk freigesetzte Elemente (Kilogramm pro Jahr)**



<sup>14</sup> Der Bezug zu Kalium wurde einerseits gewählt, weil das Element während Feuerwerksepisoden in der Luft stark angereichert und bezogen auf TSP (Total suspended particulate matter) zu einem hohen Anteil auf feinen Partikeln (PM<sub>4</sub> und PM<sub>10</sub>) vorliegt (Röösli et al. 2001). Andererseits werden die verfügbaren Kalium-Gehalte von pyrotechnischen Sätzen bzw. von Feuerwerkskörpern als verlässlich eingestuft.

<sup>15</sup> Siehe Anhang A1 für die Analysenresultate im Detail.

**Tab. 6 > Emissionsfaktoren (EF) in g pro Tonne Feuerwerk und Metallemissionen in kg pro Jahr in der Schweiz beim Abbrand von Feuerwerkskörpern**

	Erhebungen DE 1995 [g t <sup>-1</sup> ]	Schätzungen UK 2003 [g t <sup>-1</sup> ]	Analysen SE 1998 [g t <sup>-1</sup> ]	Annahmen CH 2001 [g t <sup>-1</sup> ]	Immissions- daten CH [g t <sup>-1</sup> ]	Gewählter EF [g t <sup>-1</sup> ]	Emissionen Schweiz [kg a <sup>-1</sup> ]
Ag	23	-	-	-	4	4	8
Al	10250	9850	12000	11100	2715	2715	5400
Ba	7900	7450	9850	8900	2315	2315	4600
Bi	-	-	-	-	90	90	180
Co	-	-	1	1	3	3	6
Cr	-	16	65	36	55	55	115
Cu	840	320	1900	1400	885	885	1750
Ga	-	-	-	-	-	5 <sup>(4)</sup>	9
K	49200	11400 <sup>(1)</sup>	41650	45000	-	41650	82900
Mg	6700	8350	7250	7000	3150	3150	6300
Mn	-	-	55	55	120	120	235
Ni	-	-	35	35	20	20	45
Rb	-	-	-	-	10	10	25
Sb	80	-	-	90	35	35	70
Sn	-	-	-	-	65	65	125
Sr	1200	1150	720	1000	865	865	1700
Ti	440	600	-	440	140	140	280
V	-	-	-	-	8	8	15
Zn	210	-	335	260	910	910	1800
As	-	1,35	6	5	7	7	15
Pb	200 <sup>(2)</sup>	663	2660 <sup>(3)</sup>	1500	130	130 <sup>(5)</sup>	260
Hg	-	-	0,1	0,1	-	0,1	<0,05
Cd	-	0,7	2,3	2,3	-	3 <sup>(4)</sup>	7

<sup>(1)</sup> Neuere Schätzungen gehen von einem EF von 38 t K pro 1000 t (38 000 g/t) Feuerwerk aus (UK NAEI 2013).

<sup>(2)</sup> Aus Angaben von Herrchen & Kleiner (1996) zur Einsatzmenge von Bleioxiden in Feuerwerkskörpern abgeleitet.

<sup>(3)</sup> Zum Zeitpunkt der Analysen war die Formulierung von Bleiverbindungen in Feuerwerkskörpern in Schweden zulässig.

<sup>(4)</sup> Anhand globaler Immissionsdaten (vgl. Kap. A3-5) errechnet.

<sup>(5)</sup> Basierend auf den Analysen der Effektsätze im Jahr 2011 in der Schweiz unter Verwendung der Hälfte der Nachweisgrenze von 100 mg/kg für Produkte unterhalb der Nachweisgrenze sowie einem Verhältnis Effektsätze zu Schwarzpulver von 1:1 sowie der Annahme, dass Schwarzpulver kein Pb enthält, würde ein Pb-Gehalt bzw. Emissionsfaktor von 45 g/t resultieren.

## 6.3 Belastung der Umweltkompartimente

Feuerwerksreaktionsprodukte belasten unmittelbar die Luft, durch Deposition gelangen sie auch in Böden und direkt oder – durch Oberflächenabschwemmungen von versiegelten Flächen – indirekt in Gewässer.

### 6.3.1 Luft

Die bei Feuerwerken freigesetzten Stoffe führen zeitlich begrenzt zu erhöhten Stoffkonzentrationen in der Umgebungsluft. Die Auswirkungen sind in der Regel auf die Siedlungsgebiete beschränkt, in denen die Feuerwerkskörper abgeschossen werden. Die Höhe der lokalen Stoffkonzentrationen hängt insbesondere von meteorologischen



Einflüssen (Niederschläge, Windgeschwindigkeiten) ab. Die Belastung der Luft während Feuerwerksepisoden ist durch Messungen an von Bund und Kantonen betriebenen Luftmessstationen gut dokumentiert. Im Folgenden werden ausgewählte Daten der NABEL-Messstationen<sup>16</sup> Zürich Kaserne und Dübendorf (Tab. 7) präsentiert. Die inländischen Daten werden mit Resultaten aus ausländischen Studien, welche als repräsentativ auch für die Schweiz eingestuft werden, ergänzt. Weitere Immissionsdaten aus dem In- und Ausland finden sich in Anhang A3.

**Tab. 7 > Beschreibung der NABEL-Messstationen Zürich und Dübendorf**

Ort	Beschreibung
Zürich Kaserne städtischer Hintergrund	Die Station befindet sich an zentraler Lage im Zeughaushof der Kaserne und ist repräsentativ für eine Hinterhof-Situation in einem Quartier mit hohem Wohnanteil und mit Kleingewerbe und Geschäften. In unmittelbarer Nähe befinden sich keine Hauptverkehrsachsen.
Dübendorf vorstädtischer Hintergrund	Die Station steht im Empa-Areal in offenem Gelände in einer stark besiedelten Region mit Industrie und dichtem Strassennetz (einschliesslich Autobahn). Die Entfernung zur nächstgelegenen Hauptverkehrsstrasse beträgt 150 m.

BAFU 2012

#### 6.3.1.1 Feinstaub

Aerosole in der Luft lassen sich in ultrafeine Teilchen (Partikel im Nukleationsmodus) mit einem Durchmesser unter 0,1 µm, in feine Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser bis 2,5 µm und in Grobpartikel einteilen. Partikel im Nukleationsmodus entstehen direkt durch unvollständige Verbrennungsprozesse oder indirekt aus Vorläufer-Gasen wie Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), Stickoxiden (NO<sub>x</sub>), Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC). Partikel im sog. Akkumulationsmodus (0,1–1 µm) bilden sich u.a. durch Koagulation von Teilchen aus dem Nukleationsmodus. Grobpartikel werden oft mechanisch (Abriebe und Aufwirbelungen) erzeugt (EKL 2007).

Häufig umfassen Bestimmungen der Schwebstoffgehalte der Luft Messungen von PM<sub>10</sub> («particulate matter» mit aerodynamischem Durchmesser <10 µm). Sie erfolgen gravimetrisch über eine Probenahmedauer (i.d.R.) von 24 Stunden oder durch kontinuierlich messende Monitoren (TEOM-FDMS oder Betastrahlenabsorption). Letztere liefern Informationen über den Tagesverlauf der PM<sub>10</sub>-Immissionen. An einigen Schweizer Luftmessstationen werden weiter PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1</sub> («particulate matter» <2,5 µm bzw. <1 µm) bestimmt.

Aus Sicht des Rezeptors repräsentiert PM<sub>10</sub> jene (thorakale) Fraktion, die in die Bronchien und Lungen gelangt. Teilchen, die bis in die Alveolen der Lungen gelangen, werden mit der Messung von PM<sub>2,5</sub> erfasst (EKL 2007).

Da der Durchmesser von Partikeln gemäss  $\frac{1}{6} \cdot \pi \cdot d^3$  in dritter Potenz in das Volumen (bzw. über die Dichte in die Masse) eingeht, tragen Nukleationspartikel (<100 nm) nur wenig zur gravimetrisch bestimmten PM-Masse bei. Messungen zur Partikel-

Physikalische Charakterisierung  
von Feinstaub und  
messtechnische Erfassung

<sup>16</sup> Das Nationale Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe misst die Luftverschmutzung an 16 Standorten in der Schweiz.

anzahl und Partikelgrößenverteilung während Feuerwerksepisoden erlauben deshalb zusätzliche Aussagen.

Für die Darstellung der PM<sub>10</sub>-Belastung der Luft während Feuerwerksepisoden werden Daten der Messstationen Zürich (Kaserne) und Dübendorf für den Nationalfeiertag 2011 und den Jahreswechsel von 2012 auf 2013 beigezogen. Der 1. August 2011 fiel auf einen Montag, ebenso Silvester 2012. Das Wetter war an beiden Tagen trocken.

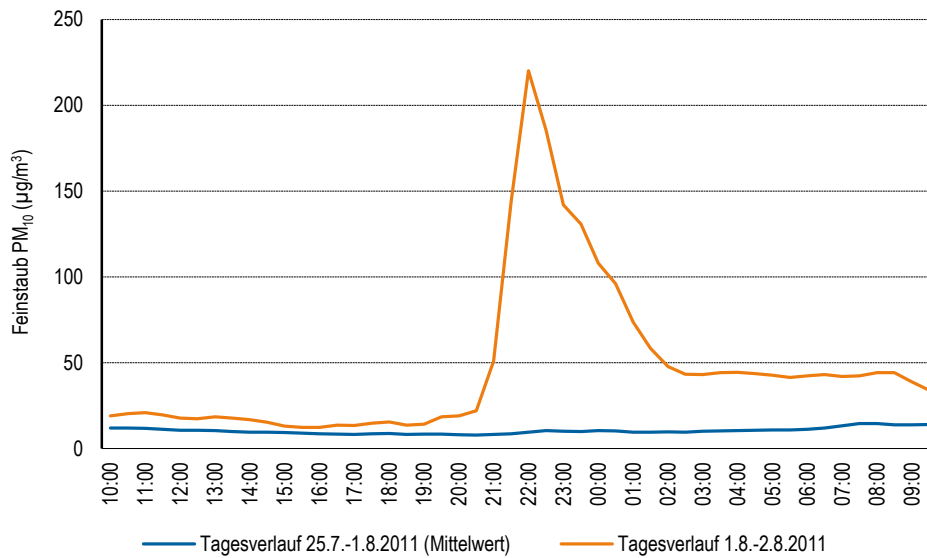
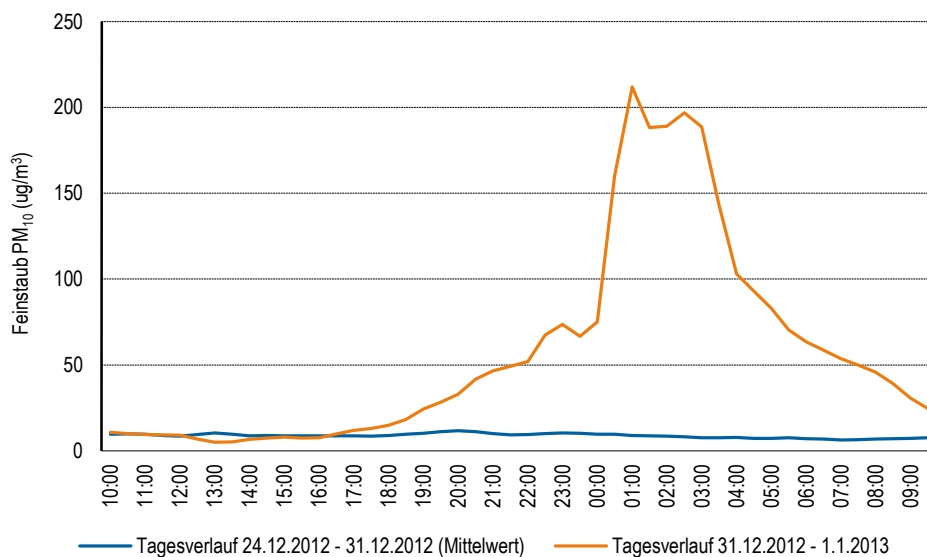
Tabelle 8 kann entnommen werden, dass die Tagesmittel am 1. August gegenüber dem Vortag um das Zwei- bis Dreifache erhöht waren. Um Silvester 2012 war die Luft relativ wenig mit PM<sub>10</sub> vorbelastet. Die Festivitäten zum Jahreswechsel führten am 1. Januar zu rund dreifach erhöhten Tagesmittelwerten gegenüber dem 31. Dezember.

PM<sub>10</sub>-Belastung während  
Feuerwerksepisoden

**Tab. 8 > PM<sub>10</sub>-Tagesmittel um den Nationalfeiertag und um Silvester in Dübendorf und Zürich**

Datum	Dübendorf PM <sub>10</sub> [µg m <sup>-3</sup> ]	Zürich Kaserne PM <sub>10</sub> [µg m <sup>-3</sup> ]
31.07.2011 (So)	11	11
01.08.2011 (Mo)	33	26
02.08.2011 (Di)	33	30
03.08.2011 (Mi)	17	20
30.12.2012 (So)	7	6
31.12.2012 (Mo)	17	13
01.01.2013 (Di)	47	45
02.01.2013 (Mi)	10	10

Im zeitlichen Verlauf zeigen sich am 1. August und in der Nacht auf den 1. Januar PM<sub>10</sub>-Spitzen, die über 30 Minuten gemittelt in Dübendorf um 200 µg m<sup>-3</sup> betragen (Abb. 7–8).

**Abb. 7 > PM<sub>10</sub> am Nationalfeiertag 2011 in Dübendorf****Abb. 8 > PM<sub>10</sub> an Silvester 2012 in Dübendorf**

Die maximalen ½ h-PM<sub>10</sub>-Werte um den Nationalfeiertag können in andern Jahren in Dübendorf oder an andern Messstationen teilweise höher sein. An 32 Schweizer Messstationen mit PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. und/oder 2. August in den Jahren 2001 bis 2010 verzeichnete man am 1. August häufig Maximalwerte zwischen 230 und 430 µg/m<sup>3</sup> (25 %- und 75 %-Perzentile). Für das 95 %-Perzentil ergibt sich ein Wert von 635 µg/m<sup>3</sup>. Für den 2. August betragen die 25 %, 75 %- und 95 %-Perzentile (der Maxima) 140 µg/m<sup>3</sup>, 235 µg/m<sup>3</sup> und 385 µg/m<sup>3</sup>; hohe Werte werden meist kurz

nach Mitternacht registriert. Die höchsten zwischen 2001 und 2010 gemessenen  $\frac{1}{2}$  h- $PM_{10}$ -Werte betragen  $870 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 1. August und  $385 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 2. August.

Im NABEL-Messnetz werden an neun Standorten Messungen von  $PM_{2.5}$  durchgeführt. Ein kompletter Datensatz zu Messungen sowohl von  $PM_{10}$  wie  $PM_{2.5}$  um den Nationalfeiertag oder um Silvester liegt für den Jahreswechsel von 2009 auf 2010 für den Standort Zürich-Kaserne vor. Am 31.12.2009 war das Wetter in Zürich stark bewölkt mit Schneefall. Zum Zeitpunkt der Feierlichkeiten um Mitternacht fiel weder Schnee noch Regen.

Die Luft in Zürich war am 30. und 31. Dezember wenig mit  $PM_{2.5}$  und  $PM_{10}$  vorbelastet. Die Festivitäten zum Jahreswechsel schlugen sich in erhöhten Tagesmittelwerten am Neujahrstag 2010 nieder. Die 24h- $PM_{2.5}$ - und - $PM_{10}$ -Werte betragen rund das Sechsfache des Vortags. Der Anteil  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  errechnet sich auf ca. 80 % (Tab. 9). Während der feuerwerksfreien Zeit ist der  $PM_{2.5}$ -Anteil an  $PM_{10}$  ähnlich hoch. Er betrug im Jahr 2011 durchschnittlich 73 % (BAFU 2012).

**Tab. 9** >  $PM_{2.5}$  und  $PM_{10}$ -Tagesmittel um Silvester in Zürich

Datum	$PM_{2.5}$ [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	$PM_{10}$ [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	$PM_{2.5}/PM_{10}$
30.12.2009 (Di)	4	5	72 %
31.12.2009 (Mi)	8	9	85 %
01.01.2010 (Do)	43	52	82 %
02.01.2010 (Fr)	7	10	72 %
03.01.2010 (Sa)	8	11	74 %

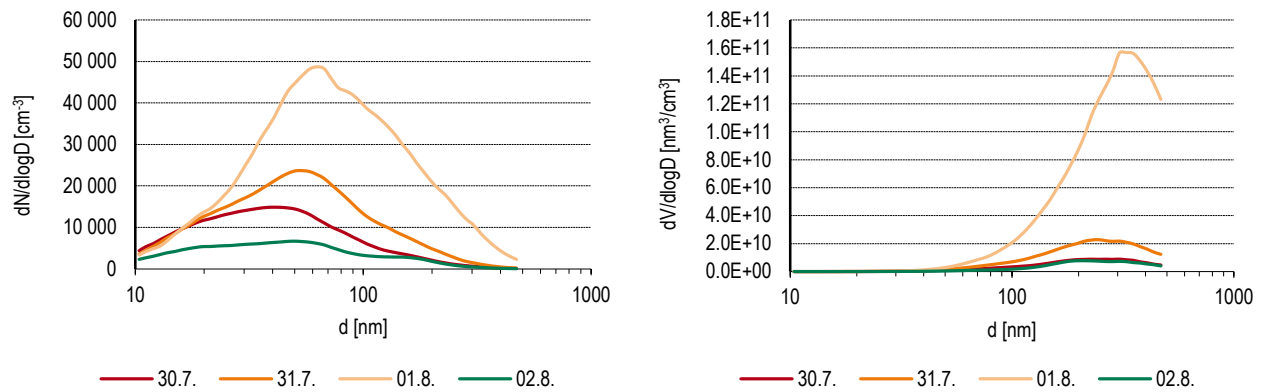
An der Messstation Zürich-Kaserne werden neben der PM-Masse auch die Partikelanzahl und -grösse bestimmt. Das eingesetzte Messgerät misst die Anzahl-Grössenverteilung im Bereich von 10 nm bis 500 nm. Im Folgenden werden von Hüglin & Herich (2013) aufbereitete Daten um den 1. August 2012 präsentiert. Am auf den Mittwoch fallenden 1. August war es in Zürich sonnig und heiss. Am Abend erreichte vom Westen her eine Störungzone die Schweiz, in der Region Zürich kam nach Mitternacht Regen auf.

In Abbildung 9 sind die mittleren Partikelanzahl- und Partikelvolumenverteilungen für die Zeit zwischen 21:00 und 24:00 am 1. August und an den Tagen vorher und nachher dargestellt (Hüglin & Herich 2013). Während der Feuerwerke steigt die Anzahl Partikel stark an, wobei Maxima bei Partikeldurchmessern um 60 nm registriert werden. Die Volumenverteilung zeigt Maxima bei Partikeldurchmessern um 300 nm.

$PM_{2.5}$ -Belastung während  
Feuerwerksepisoden

Partikelanzahl und  
-grössenverteilung während  
Feuerwerksepisoden

Abb. 9 > Partikelanzahl- und Partikelvolumen-Größenverteilungen für den Zeitraum zwischen 21:00 und 24:00 um den 1. August 2012 in Zürich



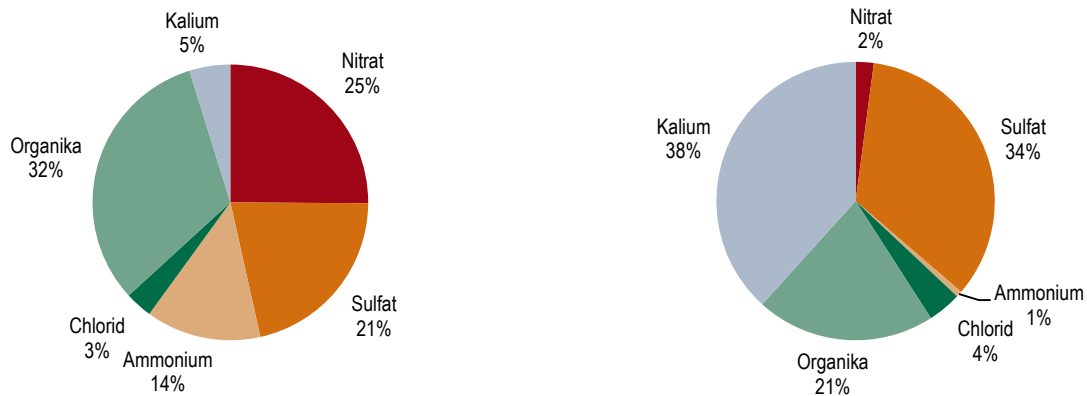
Hüglin & Herich 2013

In Deutschland nahmen Wehner et al. (2000) die Millenniumsfeierlichkeiten im Jahr 2000 in Leipzig zum Anlass, feuerwerksbedingte Partikel zu charakterisieren. Das verwendete Aerosolspektrometer erlaubte die Bestimmung der Anzahl Partikel mit Durchmessern zwischen 3 und 20 nm sowie 20 und 800 nm. Der Messstandort lag einige Kilometer nordöstlich des Stadtzentrums. Die Messungen zeigten, dass am Morgen und Mittag des 31. Dezember Partikel mit einem Durchmesser zwischen 10 nm und 50 nm dominierten. Sie werden auf das erhöhte Verkehrsaufkommen während den Stosszeiten zurückgeführt. Demgegenüber wurden nach Mitternacht kurze Zeit nach dem Abbrennen von Feuerwerken vor allem Partikel mit einem Durchmesser um 100 nm gefunden. Die Massenkonzentration an Partikeln ( $\text{PM}_{0.8}$ ) errechnete sich um diese Zeit auf  $235 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Mittels eines Protonen-Transfer-Reaktions-Massenspektrometers (TOF-AMS) charakterisierten Drewnick et al. (2006) die Zusammensetzung von Schwebestaub während der Silvesterfeuerwerke im deutschen Mainz in einer zeitlichen Auflösung von 5 Minuten. Abbildung 10 zeigt die relative Zusammensetzung der Aerosole vor Beginn der Feuerwerke und während der Feuerwerke zum Zeitpunkt der höchsten Belastung. Absolut betrug der Gehalt der mit TOF-AMS erfassten (nicht refraktären) Spezies vor den Feuerwerken ca.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und während der Feuerwerke maximal rund  $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Chemische Charakterisierung von  
Feuerwerkspartikeln

Abb. 10 > Relative Zusammensetzung von mit TOF-AMS gemessenen Aerosolen vor (links) und während Feuerwerken (rechts)



nach Drewnick et al. (2006)

Während der Feuerwerke waren die relativen Anteile an Kalium und Sulfat deutlich erhöht und an Nitrat und Ammonium deutlich tiefer. Bei letzteren waren die absoluten Gehalte gegenüber der feuerwerksfreien Zeit nur moderat erhöht, sodass beim Abbrand von Feuerwerk keine wesentlichen Mengen dieser Stickstoffspezies freigesetzt bzw. generiert wurden. Stark erhöht waren die Gehalte an Sulfat, Kalium und Organika während der Feuerwerke. Bei den organischen Bestandteilen liessen sich die Signale in ein Kohlenwasserstoff ähnliches (HOA) und in ein oxidiertes organisches Aerosol (OOA) trennen. Während HOA nicht signifikant zum Feuerwerksaerosol beitrugen, zeigten OOA einen signifikanten Feuerwerkspeak (Drewnick et al. 2006).

Vor, nach und um den Nationalfeiertag 2011 wurden in der Stadt Zürich an der Messstation Kaserne die Gehalte feuerwerksrelevanter Elemente in der Luft gemessen. In Tabelle 10 und Abbildung 11 sind die 24h-Werte in numerischer und grafischer Form zusammengefasst (Schmid et al. 2014).

Elementgehalte in der Luft  
während privaten Feuerwerken

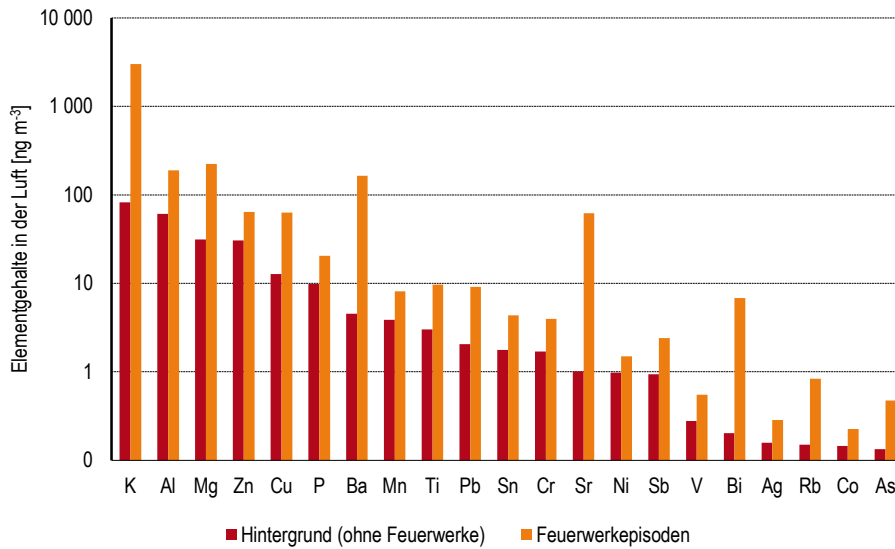
**Tab. 10 > Elementgehalte um den 1. August 2011 in Zürich (Werte in ng/m<sup>3</sup>)**

	24.07.	25.07.	31.07.	01.08.	02.08.	03.08.	14.08.	15.08.
Ag	0,3	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1
Al	24	35	44	175	203	158	122	62
As	0,1	0,2	0,2	0,5	0,5	0,4	0,2	0,1
Ba	2,2	3,4	16,7	175	154	21,5	9,2	3,3
Bi	0,1	0,3	1,5	9,3	4,3	0,6	0,3	0,1
Co	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
Cr	1,3	1,6	2	3,7	4,2	3,9	2,4	1,5
Cu	6,7	12,7	17,8	67,1	58,8	28,6	21,9	9,3
K	52	69	227	3506	2522	358	158	50
Mg	24	32	37	238	211	78	47	22
Mn	3,5	3,6	5,9	6,9	9,3	10,1	5,8	2,5
Ni	1,3	1,0	1,1	1,4	1,6	2,0	1,0	0,6
Pb	1,5	2,9	3,6	7,2	10,6	5,6	2,8	1,0
Rb	0,1	0,1	0,2	0,8	0,8	0,4	0,3	0,1
Sb	0,5	0,8	1,1	2,0	2,8	2,5	1,8	0,6
Sn	0,9	1,8	2,0	3,9	4,8	3,8	3,0	1,4
Sr	0,4	0,6	4,1	68,4	55,8	6,9	2,4	0,6
Ti	1,6	3,2	2,6	9,3	10,2	5,6	4,4	2,8
V	0,2	0,3	0,3	0,5	0,6	1,1	0,4	0,2
Zn	26,4	33,6	48,1	61,7	65,9	47,5	34,0	27,9

Die Messdaten um den 1. August 2011 in Zürich zeigen, dass von 20 gemessenen Elementen während den Feuerwerken sieben Elemente um den Faktor 5 und mehr angereichert sind: es handelt sich um Kupfer (Cu: 5), Rubidium (Rb: 6), Magnesium (Mg: 7), Bismut (Bi: 34), Barium (Ba: 36), Kalium (K: 37) und Strontium (Sr: 62). Das um den Faktor 34 angereicherte Bismut (Bi) ersetzt in Form des Oxids das heute in der Schweiz und der EU nicht mehr zulässige Bleioxid (Perrino et al. 2011; Croteau et al 2010). Blei war in Zürich – bei relativ tiefen Gehalten – noch um den Faktor 4 angereichert. Die Daten aus Zürich stimmen gut überein mit dem Medianwert weltweiter Feuerwerksepisoden im Zeitraum zwischen 1990 und 2009 (s. Anh. A3-6).

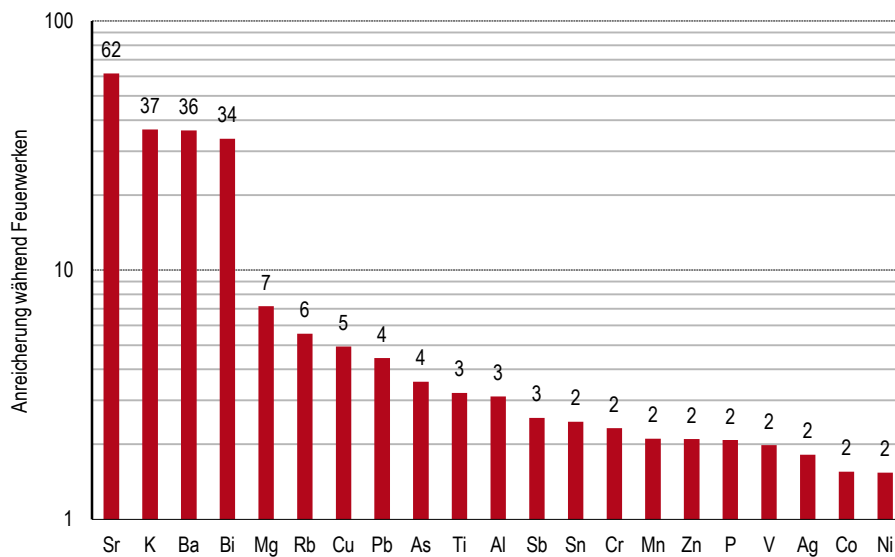
**Elementanreicherungen in der Luft während privaten Feuerwerken**

Abb. 11 > Elementgehalte um den 1. August 2011 in Zürich



Schmid et al. 2014

Abb. 12 > Elementanreicherungen am 1. August 2011 in Zürich



Schmid et al. 2014

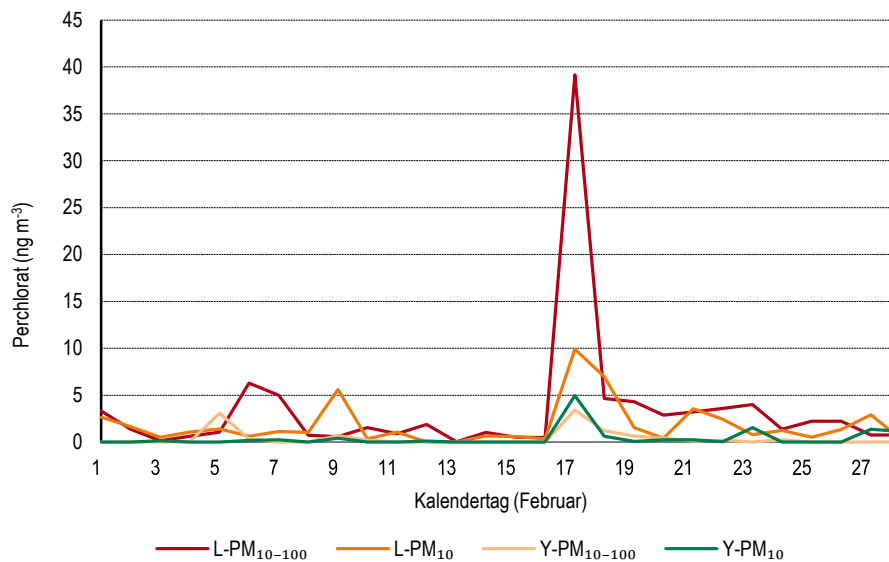
Die Flammentemperatur von Effektsätzen beträgt über 2000 °C (Fleischer et al. 1999; Smith & Guest 2011). Bei solchen Temperaturen wird eine vollständige Umsetzung von Feuerwerksinhaltsstoffen angenommen. Dennoch wurde bei Messungen in China anhand des in Effektsätzen formulierten Perchlorats gezeigt, dass die Reduktion nicht zu 100 % (z. B. gemäss  $KClO_4 \rightarrow KCl + 2 O_2$ ) geschieht, sodass Perchlorat nach Feuerwerken in PM-Tagesproben nachgewiesen werden konnte. Abbildung 13 zeigt die

Nicht umgesetzte Inhaltsstoffe  
(Perchlorat in PM)



Tagesmittelwerte von Perchlorat an den Messstationen in Lanzhou City (L) und Yuzhong County (Y) in der Provinz Gansu in  $PM_{10}$  und in  $PM_{10-100}$  während des Februars. Das mit dem Abbrand von Feuerwerken verbundene chinesische Neujahrsfest wurde am 18. Februar begangen. An diesem Tag resultierten 24h-Mittelwerte von  $39 \text{ ng/m}^3$  ( $PM_{10-100}$ ) und  $10 \text{ ng/m}^3$  ( $PM_{10}$ ) in Lanzhou City sowie von  $3,5 \text{ ng/m}^3$  ( $PM_{10-100}$ ) und  $5,0 \text{ ng/m}^3$  ( $PM_{10}$ ) in Yuzhong County. Letztere Messstation liegt nicht im Zentrum der Feuerwerksaktivitäten in einem Vorort von Lanzhou City (Shi et al. 2011).

**Abb. 13** > Perchlorat in PM während einer Feuerwerksepisode in China



Shi et al. 2011

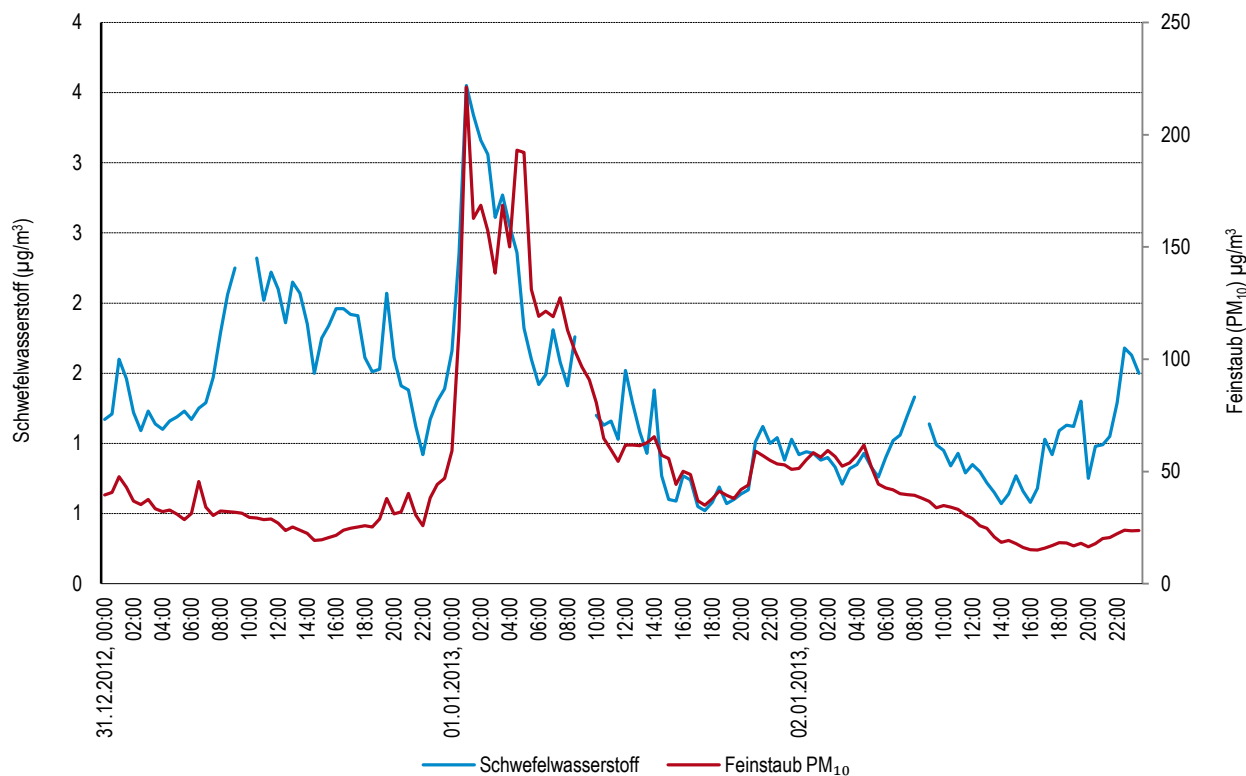
Weiter liegen Messungen zur nassen Deposition von Perchlorat um den Nationalfeiertag in den USA vor: Im Zeitraum zwischen dem 30. November 2005 und 5. Juli 2007 wurden in Suffolk County (Long Island) an sechs Standorten monatliche Proben der Nass- und Trockendeposition gesammelt. In den insgesamt 108 Proben wurde ein mittlerer Perchlorat-Gehalt von  $210 \text{ ng/l}$  gefunden. Auffällig hoch waren sowohl im Jahr 2006 wie 2007 die Perchlorat-Gehalte in den nach dem Nationalfeiertag am 4. Juli gesammelten Monatsproben. Der höchste Gehalt betrug  $2800 \text{ ng ClO}_4^-/\text{l}$ . In beiden Jahren waren nach dem 4. Juli Regenereignisse, d.h. eine nasse Deposition, zu verzeichnen, sodass die erhöhten  $\text{ClO}_4^-$ -Gehalte in den Proben ihren Ursprung in Feuerwerken haben dürften. Ohne die Proben des Juli beträgt der Perchlorat-Gehalt in der Gesamtdposition  $120 \text{ ng/l}$  (Munster et al. 2009).

### 6.3.1.2 Schwefelwasserstoff

Mangels inländischer Daten wird der Verlauf von Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) während Feuerwerksepisoden anhand Daten aus dem österreichischen Linz, einer Stadt mit ca. 200 000 Einwohnern, aufgezeigt. Die Messstation liegt in einem Park und ist charakteristisch für ein städtisches Wohngebiet. Abbildung 14 zeigt, dass in der Nacht von Silvester 2012 die Werte von  $PM_{10}$  und  $\text{H}_2\text{S}$  anstiegen, die Maxima um 1:00 am

1. Januar betragen ca.  $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die  $\text{H}_2\text{S}$ -Spitzenwerte schlugen sich jedoch nicht in einem erhöhten 24h-Wert am Neujahrstag nieder. Er betrug  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gegenüber  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am Vortag.  $\text{PM}_{10}$  dagegen war um den Faktor 3 erhöht (Amt der Oö. Landesregierung 2013).

Abb. 14 >  $\text{H}_2\text{S}$  und  $\text{PM}_{10}$  um Silvester 2012 in Linz



Amt der Oö. Landesregierung 2013

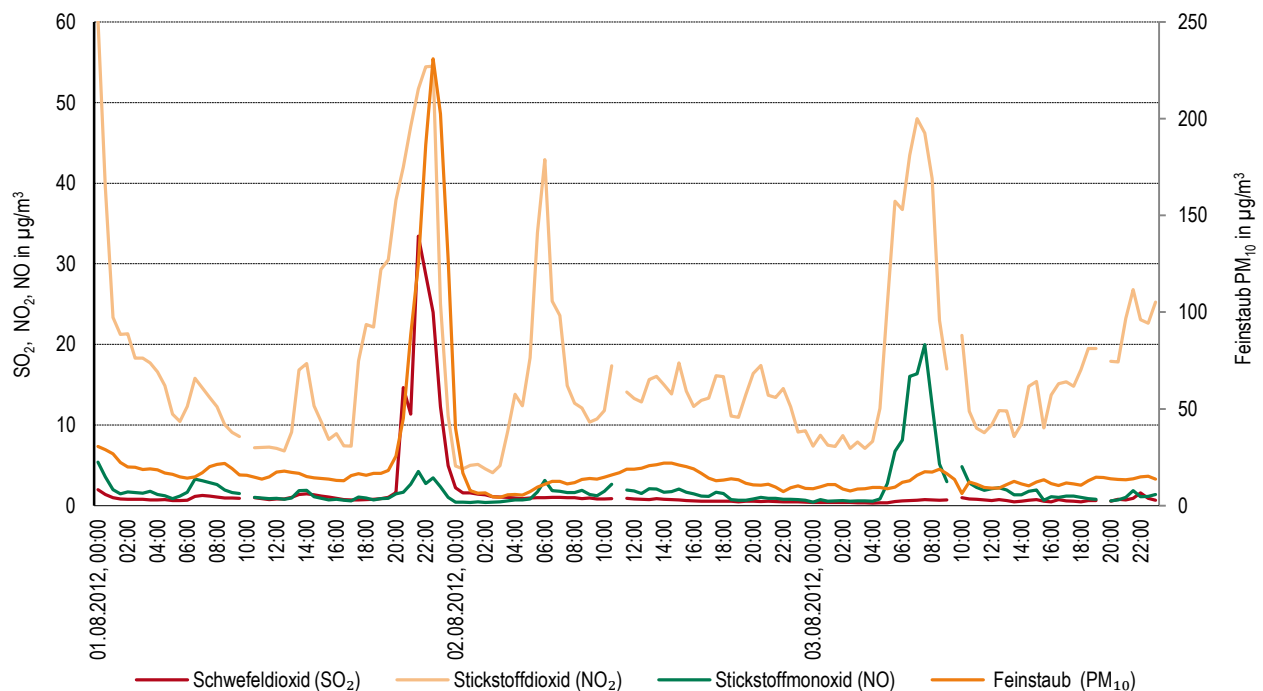
### 6.3.1.3 Schwefeldioxid und Stickoxide

Die Belastungen mit Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) und Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) während Feuerwerksereignissen sind beispielhaft für den 1. August 2012 am Messstandort Zürich-Kaserne aufgeführt. Der 1. August war in der Schweiz tagsüber sonnig und heiss, gegen Abend zogen Gewitter auf, welche die Region Zürich nach Mitternacht erreichten. In Tabelle 11 sind die Tagesmittelwerte von  $\text{SO}_2$  und Stickoxiden um den 1. August zusammengefasst; für Vergleichszwecke sind die  $\text{PM}_{10}$ -Werte mit aufgeführt. Die Vorbelastungen waren am 31. Juli, einem Dienstag, relativ gering. Am 1. August stiegen die  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{SO}_2$ -Tagesmittelwerte auf das 2 bis 3,5-fache des Vortags. Sie sind am 2. August wieder auf dem Niveau des 31. Juli. Die Werte bei den Stickoxiden lassen keinen offensichtlichen Einfluss des Nationalfeiertags erkennen.

**Tab. 11** > PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> um den Nationalfeiertag 2012 in Zürich Kaserne (Werte in µg/m<sup>3</sup>)

Tagesmittelwerte	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>
31.07.2012 (Di)	17	1,0	5,5	28
01.08.2012 (Mi)	36	3,6	1,7	20
02.08.2012 (Do)	13	0,8	1,2	14
03.08.2012 (Fr)	12	0,6	3,0	18

Zeitlich aufgelöst wird erkennbar, dass bei PM<sub>10</sub> am 1. August der maximale ½-h-Wert von 230 µg/m<sup>3</sup> zwischen 22:30 und 23:00 gemessen wird. SO<sub>2</sub> erreicht sein ½-h-Maxima von fast 30 µg/m<sup>3</sup> kurze Zeit früher zwischen 22:00 und 22:30. Bei NO<sub>2</sub> ist ein Maximum von ca. 55 µg/m<sup>3</sup> zwischen 22:00 und 23:00 zu beobachten. Die NO<sub>2</sub>-Gehalte fallen nach Mitternacht schnell und zeigen am Morgen des 2. August ihre verkehrsbedingte Signatur (Abb. 15).

**Abb. 15** > PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> um den Nationalfeiertag 2012 in Zürich Kaserne

#### 6.3.1.4 Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

NMVOC – «Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan» – sind im Messprogramm der NABEL-Standorte Zürich und Dübendorf enthalten. Am 1. und 2. August 2013 und 1. Januar 2013 stiegen an diesen Stationen bei PM<sub>10</sub> die 24h-Werte deutlich an, was grösstenteils auf den Abbrand von Feuerwerkskörpern zurückgeführt wird. Die 24h-Gehalte an NMVOC waren am 1. und 2. August gegenüber den Tagen zuvor und danach erhöht, am Neujahrstag waren sie weniger auffällig (Tab. 12).

Für die Messstation in Dübendorf liegen für den Nationalfeiertag 2011 zusätzlich zum Summenwert der NMVOC die Gehalte der Aromaten Benzol und Toluol vor. Die 24h-Mittelwerte der Stoffe sind in Tabelle 13 aufgeführt. Mit aufgelistet sind die Gehalte von PM<sub>10</sub>, die am 1. und 2. August 2011 deutlich durch Feuerwerke beeinflusst sind. Im Vergleich zum 31. Juli, der 2011 auf einen Sonntag fiel, sind am 1. und 2. August auch die Gehalte an NMVOC, Benzol und Toluol erhöht.

Errechnet man die NMVOC-Belastung vom 1. auf den 2. August 2013 in Zürich und Dübendorf über einen Zeitraum von 5 Stunden zwischen 21:00 und 02:00 ergeben sich mittlere VOC-Gehalte von 250 ppb C ( $\approx 125 \mu\text{g C}/\text{m}^3$ ) in Zürich und 680 ppb C ( $\approx 340 \mu\text{g C}/\text{m}^3$ ) in Dübendorf. 5h-Werte von NMVOC für die Jahre 2009 bis 2011, in denen zusätzlich Daten für Benzol und Toluol vorliegen, sind in Tabelle 14 zusammengestellt.

Abbildung 16 zeigt den zeitlichen Verlauf der NMVOC in der Woche des Nationalfeiertags 2013 an der Messstation Zürich-Kaserne jeweils von 16:00 bis 16:00. Zwar wurden in der Nacht vom 1. auf den 2. August die höchsten NMVOC-Gehalte gemessen, die Station ist aber auch zu feuerwerksfreien Zeiten durch NMVOC-Emissionen beeinflusst. Bemerkenswert sind zudem die NMVOC-Anstiege bereits am frühen Abend, die laut Herich et al. (2011) auf eine Abnahme der Durchmischung der Grenzschicht aufgrund der Ausbildung einer nächtlichen Bodeninversion zurückgeführt werden könnten. Der zeitliche Verlauf der NMVOC in Dübendorf für den selben Zeitraum wie in Zürich ist in Abbildung 17 dargestellt. Die NMVOC-Gehalte zu feuerwerksfreien Zeiten sind hier tief.

Abbildung 18 zeigt schliesslich den Tagesgang von NMVOC, Benzol und Toluol sowie von PM<sub>10</sub> in Dübendorf vom 1. auf den 2. August 2011 in stündlicher Auflösung.

**Tab. 12 > PM<sub>10</sub>- und NMVOC-Tagesmittel um den Nationalfeiertag und um Silvester in Zürich und Dübendorf**

Datum	Zürich-Kaserne		Dübendorf	
	PM <sub>10</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	NMVOC [ppb C]	PM <sub>10</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	NMVOC [ppb C]
30.07.2013 (Di)	8	48	10	44
31.07.2013 (Mi)	13	69	12	73
01.08.2013 (Do)	26	124	32	173
02.08.2013 (Fr)	35	126	51	240
03.08.2013 (Sa)	18	77	22	88
30.12.2012 (So)	6	47	7	39
31.12.2012 (Mo)	13	81	17	108
01.01.2013 (Di)	46	100	47	98
02.01.2013 (Mi)	10	81	10	61
03.01.2013 (Do)	13	81	13	83

**Tab. 13** > PM<sub>10</sub>-, Aromaten- und NMVOC-Tagesmittel um den Nationalfeiertag in Dübendorf

Datum	PM <sub>10</sub> [µg m <sup>-3</sup> ]	Benzol [ppb]	Toluol [ppb]	NMVOC [ppb C]
30.07.2011 (Sa)	12,5	0,11	0,38	50
31.07.2011 (So)	11,2	0,08	0,21	40
01.08.2011 (Mo)	32,8	0,15	0,30	90
02.08.2011 (Di)	33,1	0,29	0,88	140
03.08.2011 (Mi)	16,7	0,19	0,80	100

**Tab. 14** > NMVOC- und Aromaten-Gehalte während Feuerwerken in Zürich und Dübendorf

Parameter	1./2. August 2009 (21:00–02:00)	1./2. August 2010 (21:00–02:00)	Silvester 2010 (00:00–05:00)	1./2. August 2011 (21:00–02:00)
<b>NMVOC (ppb C)</b>				
5h-Mittelwert	280	10	100	430
½h-Maximum	320	40	150	630
<b>Benzol (ppb)</b>				
5h-Mittelwert	0,51	0,19	0,70	0,47
½h-Maximum	0,62	0,24	0,75	0,56
<b>Toluol (ppb)</b>				
5h-Mittelwert	1,5	0,5	1,0	1,2
½h-Maximum	1,9	0,6	1,2	1,6

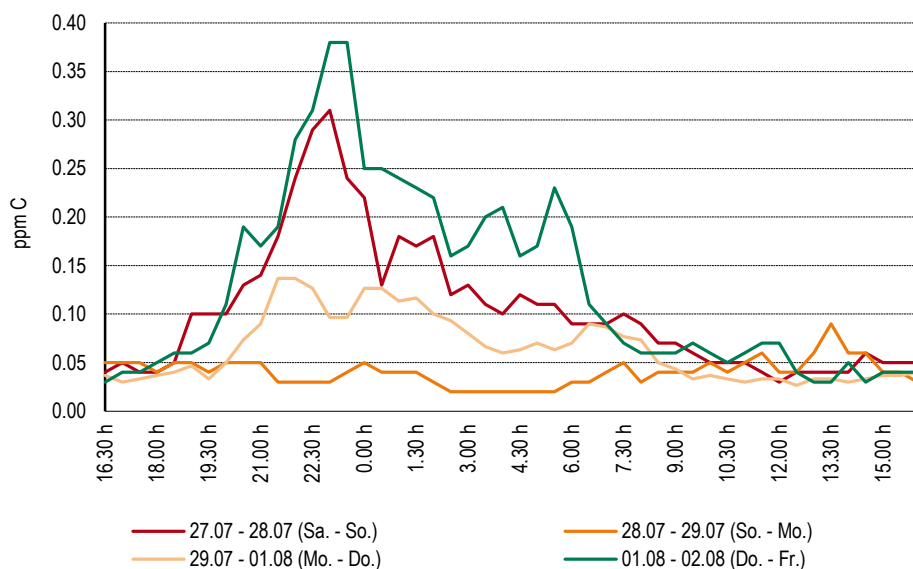
**Abb. 16** > NMVOC um den Nationalfeiertag 2013 in Zürich Kaserne

Abb. 17 > NMVOC um den Nationalfeiertag 2013 in Dübendorf

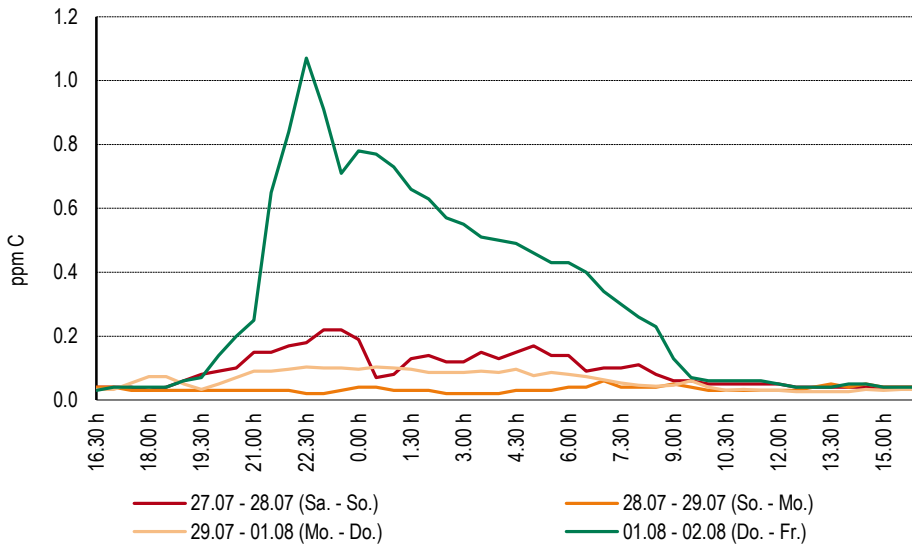
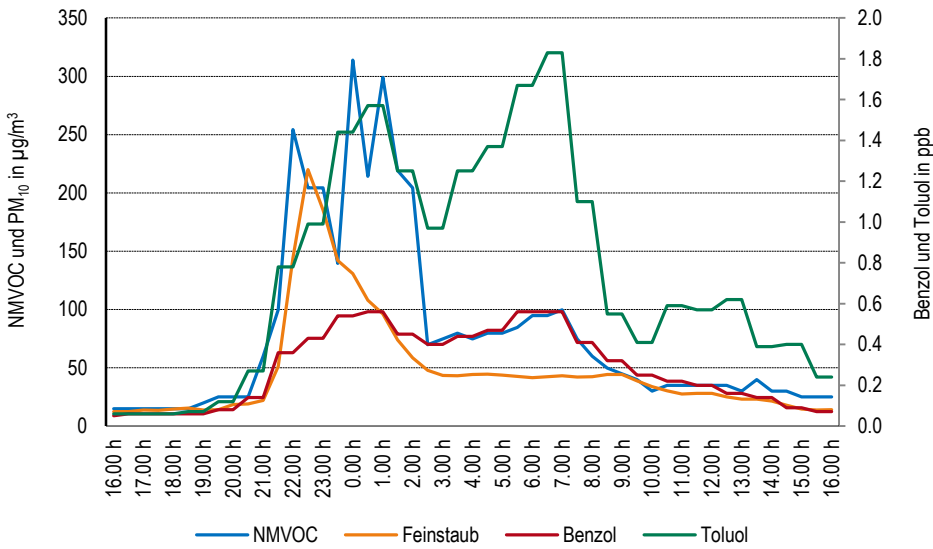


Abb. 18 > NMVOC und Aromaten vom 1. auf den 2. Aug. 2011 in Dübendorf



### 6.3.1.5 Weitere organische Verbindungen

Neben ausgewählten Elementen (vgl. Kap. 6.3.1.1) wurden am Nationalfeiertag 2011 in Zürich in Luftproben auch polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F), Tetrachlorphenole und Pentachlorphenol (PCP) sowie Tetrachlorbenzole, Pentachlor- und Hexachlorbenzol (HCB) gemessen. Die ermittelten Gehalte, Zeitpunkte der Probennahme und Sammeldauer sind in den Tabellen 15 und 16 zusammengestellt (Schmid et al. 2014).

Halogenierte organische  
Verbindungen

PCDD/F können in Feuerwerkskörpern als Verunreinigungen in den pyrotechnischen Sätzen enthalten sein und beim Abbrand nicht vollständig zerstört werden oder beim Abbrand in Gegenwart des reichlich vorhandenen Chlors unter bestimmten Bedingungen aus elementarem Kohlenstoff schrittweise aufgebaut (De-novo-Synthese) oder aus Vorläufern wie chlorierten Phenolen und Benzolen gebildet werden. Letztere können wiederum als Verunreinigungen in pyrotechnischen Sätzen enthalten sein oder beim Abbrennen in situ gebildet werden.

Vor und nach dem Nationalfeiertag mass man in Zürich in der Luft Gehalte an HCB zwischen 45 und 65 pg/m<sup>3</sup>. Die Konzentrationen der übrigen Chlorbenzole lagen mit 5–30 pg/m<sup>3</sup> tiefer. In der Nacht vom 1. auf den 2. August, also während der Festivitäten am Nationalfeiertag, wurden in 3h-Proben bis 350 pg/m<sup>3</sup> Chlorbenzole (inkl. HCB) gemessen. Der höchste gemessene HCB-Gehalt betrug 300 pg/m<sup>3</sup>. Er wurde am 2. August zwischen 0:00 und 3:00 registriert. Im Vergleich zu HCB<sup>17</sup> stiegen die Gehalte der Tetra- und Pentachlorbenzole weniger stark an.

Chlorbenzole

Die Sammlung der Aerosole und Partikel erfolgte mit Quarzfaserfiltern (QFF), diejenige der mittelflüchtigen organischen Verbindungen mit nachgeschaltetem Polyurethanschaum (PUF). Die relativen Anteile auf den QFF betragen bei den Chlorbenzolen 0,22 % bis 2,1 %.

Verglichen mit Messungen in der Silvesternacht von 2009 auf 2010 in Dornbirn (A) sind die in Zürich gemessenen HCB-Gehalte tief. In Dornbirn wurde in geringerer Zeitauflösung für HCB ein 24h-Mittelwert (31.12, 12:00 bis 1.1, 12:00) von 1200 pg/m<sup>3</sup> gemessen (Umweltinstitut Voralberg 2009), sodass die Spitzenwerte noch deutlich höher gelegen haben dürften.

Während der feuerwerksfreien Zeit betrug die Summe der Chlorphenole in der Luft in Zürich zwischen 10 und 30 pg/m<sup>3</sup>. Um den Nationalfeiertag stiegen die Chlorphenolgehalte an, man mass für die Summe einen maximalen Gehalt um 400 pg/m<sup>3</sup>. Der Peak resultierte relativ spät in den zwischen 3:00 und 6:00 des 2. August gesammelten Proben.

Chlorphenole

Wie bei den Benzolen lagen die Phenole hauptsächlich gasförmig vor. Die relativen Anteile auf den Quarzfaserfiltern betragen zwischen 1,4 % und 5 %.

<sup>17</sup> Ob HCB aus Feuerwerkskörpern stammt, in denen es trotz Verbot enthalten ist (vgl. Kap. 3.2.2), und beim Abbrand nicht vollständig zersetzt wird, oder ob HCB beim Abbrand in situ gebildet wird, ist offen.

**Tab. 15 > Luftkonzentrationen von Tetrachlorbenzolen (TeCBz), Pentachlorbenzol (PeCBz) und Hexachlorbenzol (HCB) an der Kaserne in Zürich 2011**

Probe	Start	Sammeldauer [h]	1,2,3,4-TeCBz [pg m <sup>-3</sup> ]	1,2,3,5-TeCBz 1,2,4,5-TeCBz [pg m <sup>-3</sup> ]	PeCBz [pg m <sup>-3</sup> ]	HCB [pg m <sup>-3</sup> ]
1A	24.7; 00:00	24	1,1	0,61	5,3	53
1B	24.7; 00:00	24	3,0	3,6	23	45
2	01.8; 00:00	9	3,7	2,1	29	45
3	01.8; 09:00*	9*	1,5	0,95	4,5	17
4	01.8; 18:00*	3*	8,7	5,1	26	98
5	01.8; 21:00*	3*	3,9	3,6	13	115
6	02.8; 00:00	3	10	7,4	32	297
7	02.8; 03:00	3	11	8,9	28	166
8	02.8; 06:00	9	2,0	1,0	10	167
9	02.8; 15:00	9	3,5	1,7	23	138
10B	13.8; 23:00	24	1,2	0,77	4,8	55
10A	14.8; 23:00	24	0,94	0,60	4,8	67
Blindwert			0,27	0,29	1,0	1,0

\*: Proben mit vermutlich unvollständigem Sammelvolumen

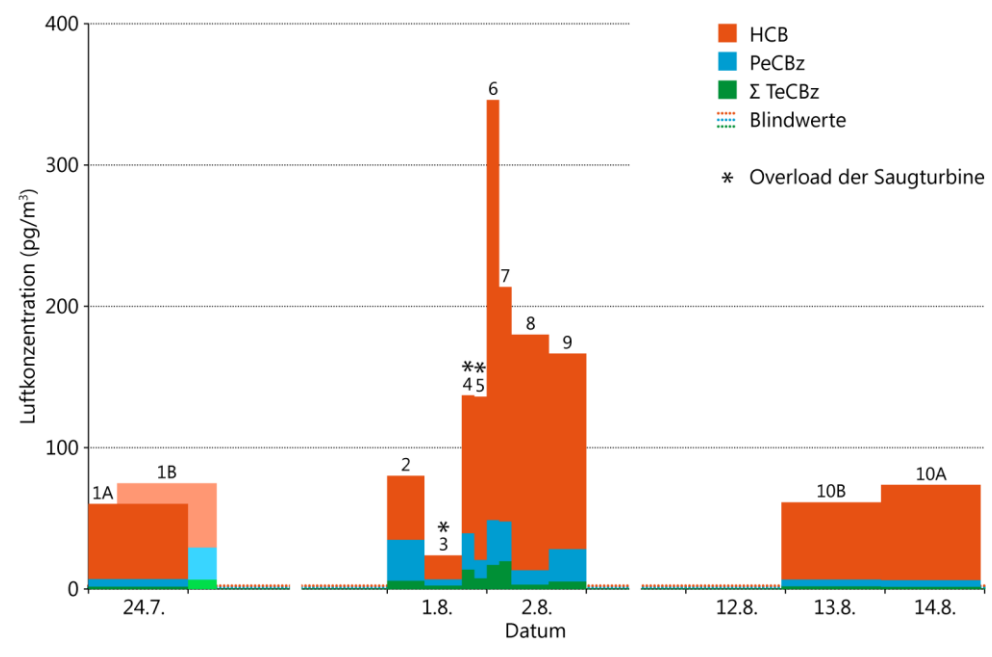
**Tab. 16 > Luftkonzentrationen von Tetrachlorphenolen (TeCPh), Pentachlorphenol (PCP) und polychlorierten Dibenz-p-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) an der Kaserne in Zürich 2011**

Probe	Start	Sammeldauer [h]	2,3,4,5-TeCPh [pg m <sup>-3</sup> ]	2,3,4,6-TeCPh 2,3,5,6-TeCPh [pg m <sup>-3</sup> ]	PCP [pg m <sup>-3</sup> ]	∑ PCDD/F [fg I-TEQ m <sup>-3</sup> ]
1A	24.7; 00:00	24	1,3	10	14	9,7
1B	24.7; 00:00	24	1,6	7,7	14	18
2	01.8; 00:00	9	0,47	15	10	16
3	01.8; 09:00*	9*	0,37	5,2	3,1	7,3
4	01.8; 18:00*	3*	2,7	54	61	24
5	01.8; 21:00*	3*	1,1	50	68	22
6	02.8; 00:00	3	7,4	73	72	43
7	02.8; 03:00	3	3,2	203	218	61
8	02.8; 06:00	9	3,7	25	31	36
9	02.8; 15:00	9	4,2	23	96	28
10B	13.8; 23:00	24	0,48	2,5	4,7	n.b.
10A	14.8; 23:00	24	1,9	11	18	5,9
Blindwert			0,33	1,9	7,4	5,6

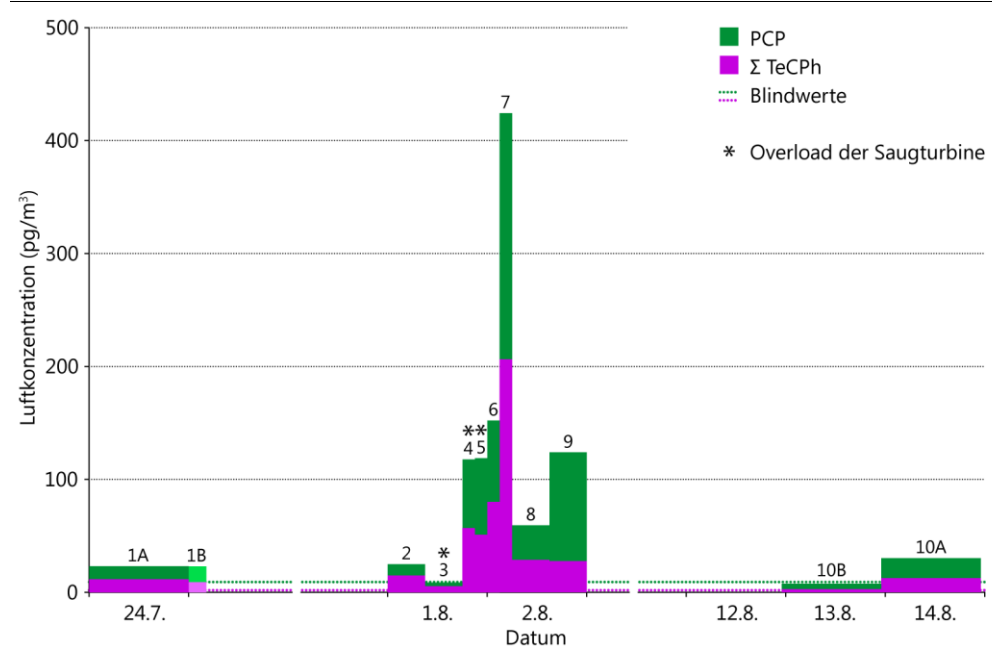
\*: Proben mit vermutlich unvollständigem Sammelvolumen



**Abb. 19 > Chlorbenzole um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne**  
(vgl. Tab. 15 zur Balkennummerierung)



**Abb. 20 > Chlorphenole um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne**  
(vgl. Tab. 16 zur Balkennummerierung)

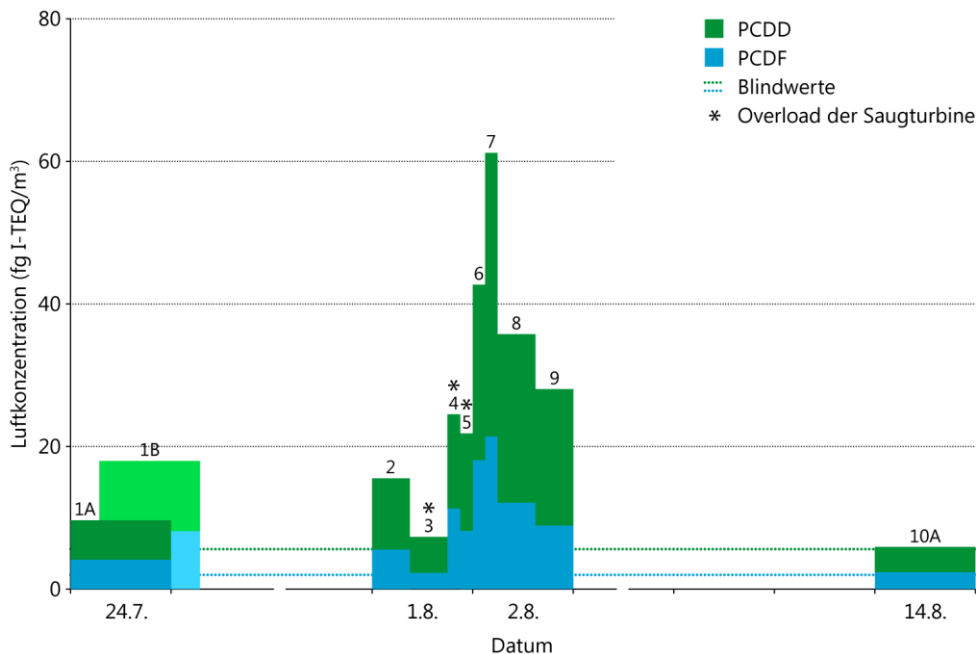


Während der Festivitäten am Nationalfeiertag stiegen die Luftkonzentrationen der PCDD/F in der Nacht vom 1. auf den 2. August in Zürich deutlich an. Zwischen 3:00 und 6:00 wurden in 3h-Proben 60 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> PCDD/F gemessen. Vor und nach dem Nationalfeiertag betragen die PCDD/F-Gehalte 5 bis 18 fg I-TEQ/m<sup>3</sup>.

Entsprechend ihrer geringeren Flüchtigkeit waren PCDD/F zu einem bedeutenden Anteil an Feinstaub adsorbiert; sie wurden zu 40 % (PCDF in I-TEQ) und 46 % (PCDD in I-TEQ) bereits auf den Quarzfiltern zurückgehalten.

Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine  
und Dibenzofurane (PCDD/F)

Abb. 21 > PCDD/F um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne (vgl. Tab. 16 zur Balkennummerierung)



Für Vergleichszwecke liegen Messungen zu Gehalten in der Luft während der Bonfire Night in Lancaster (UK) vor. Die Aktivitäten in der Bonfire Night umfassen neben dem Abschliessen von Feuerwerk ein umfangreiches Abbrennen von Brauchtumsfeuern. Im ruralen Hazelrigg ausserhalb Lancasters wurden am Bonfire-Wochenende vom 3.11.–6.11.1995 mittlere PCDD/F-Konzentrationen von 69 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> bestimmt. Übliche PCDD/F-Werte im Herbst (19.9.–13.11.1995 ohne Bonfire) betragen  $\approx$ 1–20 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> (Lee et al. 1999). Diese Werte sind ähnlich hoch wie jene in Zürich. Verglichen mit den Messungen in Lancaster während der Bonfire-Aktivitäten sind aber die in Zürich um den Nationalfeiertag gemessenen PCDD/F-Gehalte tiefer. In Lancaster betrug die Zeitauflösung nämlich drei Tage, sodass die Spitzenwerte deutlich höher als in Zürich gelegen haben dürften. In England werden Brauchtumsfeuer und nicht Feuerwerke als hauptsächliche PCDD/F-Quelle vermutet (AQMAU 2009).

Inländische Messungen zum Vorkommen von PAK in der Luft während der Festivitäten am Nationalfeiertag und an Silvester sind nicht bekannt. Im niederländischen Eindhoven wurden um den Jahreswechsel 1993/94 insgesamt 9 PAK im Schwebstaub bestimmt. Summenwerten von 2,2 ng/m<sup>3</sup> und 2,7 ng/m<sup>3</sup> am 31. Dezember und 2. Januar standen solche von 10,2 ng/m<sup>3</sup> am 1. Januar gegenüber. Bei Benzo[*a*]pyren wurde am Neujahrstag ein Gehalt von 0,8 ng/m<sup>3</sup> gemessen, an den Tagen zuvor und danach betragen die Werte 0,07 ng/m<sup>3</sup> und 0,2 ng/m<sup>3</sup> (Noordijk 1994).

Polycyclische aromatische  
Kohlenwasserstoffe (PAK)

In England wurden in der Bonfire Night wie bei den PCDD/F auch bei den PAK erhöhte Luftgehalte gefunden. In der Woche um Bonfire-Night wurden in Birmingham im Jahr 1999 zwischen dem 3. und 7. November 10 Luftproben und im Jahr 2000 zwischen dem 3. und 6. November 8 Luftproben während 12 Stunden gesammelt. Auffällig erhöhte PAK-Gehalte ( $\Sigma$  18 PAK) zwischen 43 und 113 ng/m<sup>3</sup> wurden in drei Nächten gefunden, die Benzo[*a*]pyren-Gehalte betragen 0,18, 0,83 und 2,36 ng/m<sup>3</sup> (Harrad & Laurie 2005). Die Zunahme der PAK-Gehalte in der Luft in der Bonfire-Night können auf Emissionen durch Feuerwerke und des offenen Abbrands von Holz zurückgeführt werden; dabei dürften Brauchstumsfeuer die dominierende Quelle darstellen.

### 6.3.2 Böden und Gewässer

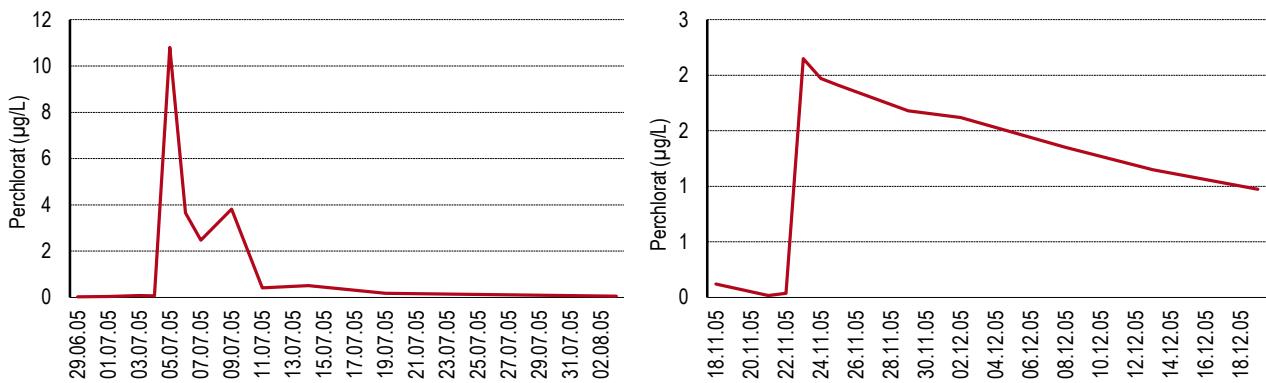
Daten zum Vorkommen von Feuerwerksinhaltsstoffen bzw. deren Abbrandprodukten in Gewässern nach Feuerwerksepisoden liegen für einige Elemente und Perchlorat vor. Das in pyrotechnischen Sätzen in hohen Konzentrationen eingesetzte Oxidationsmittel (vgl. Kap. 3.2.2) wird beim Abbrand nicht vollständig umgesetzt (vgl. Kap. 6.3.1.1) und gelangt durch trockene und nasse Deposition sowie durch Oberflächenabschwemmungen in Gewässer. Daten über Bodenbelastungen durch Feuerwerke sind rar. Das Ausmass der Bodenbelastung durch Deposition feuerwerksrelevanter Elemente wird darum mit Hilfe einfacher Modelle abgeschätzt.

#### 6.3.2.1 Perchlorat

Wilkin et al. (2007) wiesen nach Feuerwerken über einem kleinen See (6,2 ha) in Ada im Bundesstaat Oklahoma (USA) Perchlorat (ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>) im Wasser in erhöhten Konzentrationen nach. Vor den Feuerwerken betragen die ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalte im Wintersmith Lake an drei Standorten in Ufernähe zwischen 0,005 und 0,081 µg/l (Mittelwert: 0,043 µg/l). In Proben, die 14 Stunden nach den Feuerwerken gezogen wurden, fand man ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalte, die gegenüber dem Hintergrundwert um das 24- bis 1028-fache erhöht waren. Den Maximalwert von 44,2 µg/l mass man nach dem Feuerwerk zum Unabhängigkeitstag am 4. Juli 2006. Die Auswertung der Niederschlagsdaten liess schliessen, dass Perchlorat hauptsächlich durch trockene Deposition, und nicht mittels Nassdeposition oder Oberflächenabschwemmungen in den See gelangte. Die Hintergrundgehalte stellten sich unterschiedlich schnell wieder ein, wie dies Abbildung 22 beispielhaft für zwei Feuerwerksergebnisse im Sommer und Spätherbst des Jahrs 2005 zeigt.

Perchlorat in  
Oberflächengewässern

Abb. 22 &gt; Perchlorat-Gehalte in einem See nach Feuerwerksepisoden im Sommer und Herbst in den USA



Obwohl ein starkes Oxidationsmittel, wird Perchlorat aufgrund seiner hohen Aktivierungsenergie selbst von gängigen Reagenzien wie Eisen(II) nicht reduziert (Urbansky 2002). Weil es auch wenig Affinität zur Bindung an Schwebstoffe zeigt, wird es nicht durch Sedimentation aus der Wasserphase eliminiert. Mikrokosmos-Experimente von Wilkin et al. (2007) haben gezeigt, dass Perchlorat unter anaeroben Bedingungen mikrobiell katalysiert abgebaut wird. Ein solcher Abbau ist eine mögliche Erklärung für die beobachteten Gehaltsabnahmen im Wintersmith Lake, eine andere die Verdünnung von Perchlorat im Seewasser.

Weitere Untersuchungen zum Vorkommen von Perchlorat in Gewässern wurden im Bezirk Snohomish im Bundesstaat Washington im Jahr 2009 vorgenommen. Beprobte wurde der Zu- und Ablauf des 53 ha umfassenden Lake Shoecraft. Seine mittlere Tiefe beträgt 5 m, das Ufer ist nahezu durchgehend von Einfamilienhäusern umgeben. Anlass für die Messungen waren von den Anwohnern geäußerte Bedenken zu den Auswirkungen durch die am Unabhängigkeitstag am 4. Juli zahlreich abgelassenen Feuerwerkskörper auf die Wasserqualität. Das zweite beprobte Gewässer (Mongo Pond) ist ein Rückhaltebecken, das ein Siedlungsgebiet mit einer Fläche von ca. 260 ha entwässert. Auf dessen Strassen und Plätzen wurden nach dem Nationalfeiertag viele Feuerwerksrückstände (d. h. -hüllen) beobachtet.

Proben beim Ein- und Ablauf des Lake Shoecraft wurden am 23. Juni 2009 vor den Feuerwerken und am 6. Juli zwei Tage nach den Feuerwerken in Ufernähe entnommen. Vor den Feuerwerken wurde sowohl im Ein- und Ablauf kein Perchlorat ( $<0,1 \mu\text{g/l}$ ) gefunden. Nach den Feuerwerken fand man im Zulauf  $1,3 \mu\text{g ClO}_4^-/\text{l}$  und im Ablauf  $2,0 \mu\text{g ClO}_4^-/\text{l}$ .

Mongo Pond wurde am 23. Juni 2009 vor den Feuerwerken nach einer längeren Trockenperiode beprobt. Unmittelbar nach dem ersten Regenereignis, das auf den 4. Juli folgte, wurde am 13. Juli ein zweite Probe entnommen. Wiederum wurde vor den Feuerwerken kein Perchlorat ( $<0,1 \mu\text{g/l}$ ) gefunden. Nach den Feuerwerken betrug der Perchlorat-Gehalt im Mongo Pond in Ufernähe  $6,2 \mu\text{g/l}$  (SWM 2009).

Lake George ist ein See im Staat New York mit einer Fläche von 116,5 km<sup>2</sup> und einer mittleren Tiefe von 21 m. Auf dem See finden in den Monaten Juli und August wöchentlich einmal organisierte Feuerwerke statt. Die Feuerwerkskörper werden von einem Kahn auf Höhe der Ortschaft Lake George abgelassen. Im Jahr 2009 wurden an drei Standorten in Nähe des Abschussortes in einer Tiefe von 0,5 m einen Tag vor den Feuerwerken sowie morgens (um 8:00) und 24 Stunden nach den Feuerwerken insgesamt 45 Wasserproben entnommen. In keiner Probe wurde Perchlorat über der (hohen) Nachweisgrenze von 2 µg/l gefunden (LGA 2010).

In der Bucht von Hamilton, die durch einen Kanal mit dem Ontariosee verbunden ist, und die neben gereinigtem Abwasser auch Strassenabwasser aufnimmt, fand am kanadischen Nationalfeiertag 2004 ein öffentliches Feuerwerk statt. Vier Tage nach dem Feuerwerk wurden in der Bucht an fünf Standorten Proben entnommen, in Proben der zwei Standorte, die am nächsten beim Abschussort lagen, mass man Perchlorat knapp über der Bestimmungsgrenze in einer Konzentration von 0,19 µg/l. Eine Woche später lagen die Perchlorat-Gehalte in Proben dieser zwei Standorte unterhalb der Bestimmungsgrenze (Backus et al. 2005).

Bei Grossfeuerwerken über Fliessgewässern in Japan wurde während und kurz nach den Feuerwerken ein maximaler Perchlorat-Gehalt von 33 µg/l gemessen. Zwei Stunden nach den Episoden betragen die Gehalte noch 0,19–2,5 µg/l. Sie lagen nahe bei den Hintergrund-Gehalten von 0,12–0,84 µg/l (Sugimoto et al. 2012).

In Boston findet jährlich am Nationalfeiertag am 4. Juli eines der grössten Feuerwerke in den USA statt, an welchem über 3000 Bomben abgefeuert werden. Im Charles River in 280 m Entfernung vom Abschussplatz wurden im Jahr 2012 Wasserproben eine Stunde vor, unmittelbar nach sowie am Morgen nach dem Feuerwerk entnommen und auf die Anwesenheit von Perchlorat analysiert. Vor dem Feuerwerk fand man einen ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalt (Mittelwert und Standardabweichung) von 0,082 ± 0,012 µg/l. Er stieg um 430 % auf 0,270 ± 0,022 µg/l unmittelbar nach dem Feuerwerk und sank zurück auf Hintergrundgehalte von 0,100 ± 0,011 µg/l am Morgen nach dem Feuerwerk (Leung et al 2013).

In Berlin wurde 2007 Grundwasser von zwei Standorten, an denen Feuerwerke abgebrannt werden, auf das Vorkommen von Perchlorat untersucht. Am Standort Gendarmenmarkt finden regelmässig Feuerwerke statt, auf dem Maifeld werden seit 2006 jährlich mehrtägige «Feuerwerkswettkämpfe» durchgeführt. Die ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalte im Grundwasser des Gendarmenmarkts betragen 1,38–2,38 µg/l, jene im Maifeld um 0,80 µg/l (Scheytt et al. 2011).

**Perchlorat im Grundwasser**

Im Berliner Maifeld wurde neben Grund- auch Bodenwasser beprobt. Bodenproben wurden im Jahr 2007 unmittelbar nach einem mehrtägigen Feuerwerkswettkampf entnommen. Sie wurden bis zu einer Tiefe von 1 m gewonnen, aus 400 g Bodensubstrat liess sich eine Wassermenge von 35 ml extrahieren. Im Gegensatz zum Grundwasser wurden im Porenwasser der Bodenproben hohe ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalte um 15 000 µg/l gefunden (Scheytt et al. 2011).

**Perchlorat im Bodenwasser**

## 6.3.2.2 Elemente

Wasserproben der oben beschriebenen Gewässer Lake Wintersmith (Oklahoma, USA), Lake Shoecraft und Mongo Pond (Washington, USA) sowie Lake George (New York, USA) wurden neben Perchlorat auch auf feuerwerksrelevante Elemente untersucht.

Im Unterschied zu Perchlorat traten im Lake Wintersmith nach Feuerwerken keine Spitzen typischer Feuerwerksinhaltsstoffe wie Aluminium und Magnesium, die in Feuerwerkskörpern als Brennstoffe dienen, oder der Farbgeber Natrium, Barium, Strontium und Kupfer auf. Laut Wilkin et al. (2007) war die eingesetzte Analytik (Optische Emissionsspektrometrie nach Anregung im induktiv gekoppeltem Plasma, ICP-OES) möglicherweise zu wenig empfindlich oder könnten die zusätzlich durch Feuerwerke bedingten Gehaltszunahmen im Vergleich zu natürlich vorkommenden Hintergrundgehalten zu gering sein.

In Proben des Lake Shoecraft und des Rückhaltebeckens Mongo Pond, in denen nach Feuerwerksepisoden erhöhte Perchlorat-Gehalte gefunden wurden, waren die Gehalte der feuerwerksrelevanten Elemente unauffällig. Tabelle 17 fasst die Analysenresultate zusammen.

**Tab. 17 > Gemessene Elementgehalte in Gewässern vor und nach Feuerwerken (FW) in den USA in µg/l**

	Lake Shoecraft		Mongo Pond		Bestimmungsgrenze
	vor FW	nach FW	vor FW	nach FW	
Ag	<10	<10	<10	<10	10
Al	<10–50	20–220	110	110	10
As	<10	<10	30	10	10
Ba	11	12–13	14	5	0,5
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,5
Co	<1	<1	<1	<1	1
Cr	<1	<1–2	8	<1	1
Cu	<1	<1–2	<5	3	1
K	1600	1600	860	390	100
Mg	6250	4900	1100	950	50
Mn	11–12	9–14	28	14	0,5
Ni	<5	<5	<5	<5	5
Pb	<10	<10	<10	<10	10
Sb	<10	<10	<10	<10	10
Sn	<5	<5	<5	<5	5
Sr	48	48–50	29	27	5
Ti	<1	<1	<1	<1	1
V	<10	<10	<5	<5	<10
Zn	<1	<1–3	34	3	<5

SWM 2009

Feuerwerksrelevante Elemente in  
Oberflächengewässern

Schliesslich war in den 45 Wasserproben des Lake George neben Perchlorat auch das Element Antimon abwesend (Bestimmungsgrenze: 5 µg/l). In allen Proben konnte Barium bestimmt werden, wobei die Gehalte vor den Feuerwerken sich nicht von jenen nach den Feuerwerken unterschieden. Sie betragen zwischen 5 und 6 µg/l (LGA 2010).

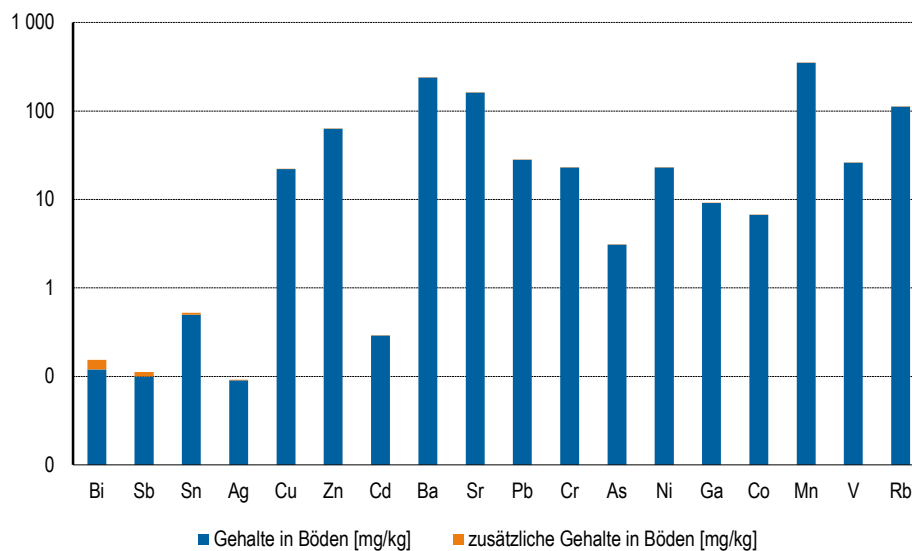
Für eine Schätzung der nach Feuerwerksepisoden zu erwartenden Bodeneinträge wird von den am 1. und 2. August in der Luft in Zürich gemessenen Elementgehalten im Schwebstaub (24h-Werte) ausgegangen (vgl. Kap. 6.3.1.1). Die Depositionen über einen Zeitraum von 48 Stunden errechnen sich mit einer hohen gewählten PM-Sinkgeschwindigkeit von 0,01 m s<sup>-1</sup>. Die so erhaltenen Werte sind in Anhang A3-7 zusammen mit Werten, die mit Hilfe des Gausschen Ausbreitungsmodells abgeschätzt wurden, aufgeführt (Tab. 40). Beurteilt werden im später folgenden Kapitel 6.4.2 die zusätzlichen Elementgehalte der Böden nach Einträgen über einen Zeitraum von 200 Jahren. Insgesamt wird pro Jahr von einer Belastung während 4x24 h=96 h ausgegangen.

Feuerwerksrelevante Elemente in Böden

Abbildung 23 zeigt die errechneten feuerwerksbedingten Gehaltszunahmen der Böden mit den einzelnen Elementen zusammen mit den üblichen Elementgehalten der Böden.

**Abb. 23** > Zusätzliche Element-Gehalte in Böden nach 200 Jahren Feuerwerken

*logarithmische Darstellung aufgrund der um Grössenordnungen unterschiedlichen Hintergrundgehalte der Elemente.*



Die Grobschätzung ergibt, dass bei drei Elementen Gehaltszunahmen von mehr als 2 % resultieren, nämlich bei Bismut (Bi: ≈28 %), Antimon (Sb: ≈12 %) und Zinn (Sn: ≈4 %). Bei Silber (Ag) und Kupfer (Cu) betragen sie um 1,5 % und bei Zink (Zn), Cadmium (Cd), Barium (Ba), Strontium (Sr) und Blei (Pb) zwischen 0,2 %–0,5 %.

## 6.4 Beurteilung der Umweltbelastung

### 6.4.1 Luft

#### 6.4.1.1 Beurteilungsgrundlagen

Zur Beurteilung der Feinstaubbelastung wird der Grenzwert der Luftreinhalteverordnung (LRV, SR 814.318.142.1) für PM<sub>10</sub> beigezogen: er beträgt 50 µg/m<sup>3</sup> für das Tagesmittel und darf nur einmal im Jahr überschritten werden. Zur Einschätzung der Gefährdung der menschlichen Gesundheit während Feuerwerksepisoden werden zudem alle aus der Literatur verfügbaren in-vivo- und in-vitro-Daten beigezogen.

Feinstaub

Für eine Einordnung der Belastung mit den um den Nationalfeiertag am stärksten angereicherten Elementen und mit Perchlorat im Feinstaub werden die während eines Ereignisses abgeschätzten inhalatorisch aufgenommenen Stoffmengen in Relation zu den tolerierbaren oralen Aufnahmemengen gesetzt. Beurteilungswerte für die orale Aufnahme feuerwerksrelevanter Elemente finden sich in Tab. 46 in Anhang A5. Für die Risikobewertung von Perchlorat empfiehlt das deutsche Institut für Risikobewertung (BfR) die Verwendung des vom FAO/WHO-Sachverständigenausschuss für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA) abgeleiteten PMTDI (Provisional Maximum Tolerable Daily Intake) von 10 µg kg<sup>-1</sup> bw. sowohl bei akuter wie chronischer Exposition (WHO 2011), (BfR 2013).

Elemente und Perchlorat im Feinstaub

Laut US-Agentur zur Registrierung Toxischer Substanzen und Krankheiten (ATSDR) beträgt der MRL (Minimal Risk Level) von Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) bei akuter Exposition (1 bis 14 Tage) 70 ppb entsprechend ca. 100 µg/m<sup>3</sup> (ATSDR 2013).

Schwefelwasserstoff

Für die Beurteilung der Belastung mit Schwefeldioxid und Stickoxiden dienen die Immissionsgrenzwerte der LRV. Sie betragen im Tagesmittel 100 µg/m<sup>3</sup> für SO<sub>2</sub> und 80 µg/m<sup>3</sup> für NO<sub>2</sub> und dürfen einmal im Jahr überschritten werden.

Schwefeldioxid und Stickoxide

Als Massstab zur Beurteilung der inhalatorischen Toxizität ausgewählter Vertreter der VOC werden MRL für die kurzfristige Exposition (1 bis 14 Tage) der ATSDR herangezogen (ATSDR 2013). Für eine Einschätzung der VOC-Belastung über einen Zeitraum einiger Stunden dienen sog. AEGL (Acute Exposure Level Guideline) der USEPA (USEPA 2013). Die am oberen Ende der Skala liegenden AEGL repräsentieren Luftgehalte, die bei sehr seltenen Ereignissen über einen bestimmten Zeitraum (4 bis 8 Stunden) von der breiten Bevölkerung einschliesslich Kleinkindern und empfindlichen Personen ohne ernsthafte Effekte, die vorübergehend und von reversibler Natur sind, getragen werden. In Tabelle 18 sind jene VOC aufgeführt, die in Abbrandversuchen mit Feuerwerk oder während Feuerwerksepisoden detektiert und quantitativ erfasst wurden.

Flüchtige organische Verbindungen (VOC)



Tab. 18 &gt; Beurteilungswerte für die akute inhalatorische Toxizität von NMVOC

Stoff	Beurteilungswert		Wertart
	[ppb]	[ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	
Benzol	9	29	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4 h) <sup>(1)</sup>
	18 000	58 000	
Toluol	1 000	3 800	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4–8 h)
	200 000	760 000	
Ethylbenzol	5 000	22 000	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4–8 h)
	33 000	145 000	
Xylol	2 000	8 800	MRL <sub>acute</sub> AEGL-1 (4–8 h)
	130 000	570 000	
1,2,4-Trimethylbenzol	45 000	220 000	AEGL-1 (8 h)
Styrol	5 000	21 600	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4–8 h)
	20 000	86 000	
Methanol	15 000	20 000	RfC <sub>i</sub> <sup>(2)</sup> I-AEGL (8 h)
	270 000	355 000	
Formaldehyd	40	50	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4–8 h)
	900	1 100	
Acetaldehyd	5	9	RfC <sub>i</sub> I-AEGL (4–8 h)
	45 000	80 000	
Propionaldehyd	3,3	8	RfC <sub>i</sub> I-AEGL (4–8 h)
	45 000	105 000	
Acrylaldehyd	3	7	MRL <sub>acute</sub> AEGL (4–8 h)
	30	70	
Aceton	26 000	62 000	MRL <sub>acute</sub> I-AEGL (4–8 h)
	200 000	480 000	
Acetonitril	35	60	RfC <sub>i</sub> I-AEGL (4–8 h)
	13 000	22 000	
Methylenchlorid	600	2 100	MRL <sub>acute</sub>
1,4-Dichlorbenzol	2 000	12 200	MRL <sub>acute</sub>

<sup>(1)</sup> I-AEGL sind Interimwerte

<sup>(2)</sup> Bei fehlenden MRL<sub>acute</sub> sind Referenzkonzentrationen RfC<sub>i</sub> für die Langzeitexposition (ohne Berücksichtigung kanzerogener Effekte) gemäss IRIS (2013) oder RSL (2013) aufgelistet.

Für die Beurteilung der Freisetzung von toxischen und persistenten polychlorierten Phenolen, Benzolen sowie Dibenzo-*p*-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) wird der Beurteilungsmassstab dahin gehend gelegt, dass auch bei Feuerwerksepisoden auf intermediäre und langfristige Belastungen ausgelegte Beurteilungswerte eingehalten werden sollen. Dazu werden für Chlorbenzole und Chlorphenole Minimal Risk Level für die orale Aufnahme (MRL) der US-Agentur zur Registrierung Toxischer Substanzen und Krankheiten (ATSDR) und für PCDD/F die laut Weltgesundheitsorganisation (WHO) tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI) beigezogen. Eine Pfad-zu-Pfad-Extrapolation mit Umrechnung in eine zulässige Luftkonzentration wird nicht vorgenommen; wie bei den Elementen und Perchlorat wird zur Einordnung der Belastung während Feuerwerken die während eines Ereignisses abgeschätzte inhalatorisch aufgenommene Stoffmenge in Relation zu den Beurteilungswerten gesetzt.

Halogenierte organische  
Verbindungen

- > Als Beurteilungswerte für die Summe der Chlorbenzole dienen die für Hexachlorbenzol (HCB) festgelegten MRL für die orale Aufnahme bei intermediärer (15–364 Tage) und chronischer Exposition (>365 Tage). Sie betragen 0,1 µg bzw. 0,07 µg pro kg Körpergewicht und Tag (ATSDR 2013)<sup>18</sup>.
- > Als Massstab zur Beurteilung der Summe chlorierter Phenole werden MRL für Pentachlorphenol (PCP) verwendet. Für die intermediäre (15–364 Tage) und chronische Exposition (>365 Tage) betragen sie bei oraler Aufnahme 1 µg pro kg Körpergewicht und Tag (ATSDR 2013).
- > Vom Wissenschaftlichen Lebensmittelausschuss der EU wurde 2001 für PCDD/F und dioxinähnliche PCB eine tolerierbare wöchentliche Aufnahme (TWI) von 14 Picogramm/kg Körpergewicht festgesetzt (sog. WHO-TEQ). Von der WHO wurde 2000 eine tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI) von 1–4 pg TEQ kg<sup>-1</sup> bw. festgelegt. Der untere Wert ist als Zielwert zu verstehen (BAG 2008).

Chlorbenzole

Chlorphenole

«Dioxine und Furane»

Als Leitsubstanz für die PAK wurde in der EU in der Richtlinie 2004/107/EG für das kanzerogene Benzo[*a*]pyren ein Zielwert in der Luft von 1 ng/m<sup>3</sup> in PM<sub>10</sub> festgelegt, der hier zur Beurteilung der PAK-Belastung während Feuerwerken herangezogen wird.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

#### 6.4.1.2 Feinstaub

Um die Nationalfeiertage 2012 und 2013 sowie um Silvester 2012 und 2013 wurde der Immissionsgrenzwert der LRV für PM<sub>10</sub> einzig in Dübendorf einmal knapp überschritten. An diesem vorstädtischen Standort sind erhöhte PM<sub>10</sub>-Gehalte während der Festivitäten häufig zu beobachten (vgl. Abb. 7 und 8 in Kap. 6.3.1.1). Tabelle 19 zeigt, dass die PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte i.d.R. an vorstädtischen und städtischen Standorten von Feuerwerken beeinflusst sind.

PM<sub>10</sub>-Grenzwertübertretungen  
2012–2013 während Feuerwerken

<sup>18</sup> Für kanzerogene Effekte kann auf Studien mit inhalativer Aufnahme abgestützt werden: in der IRIS-Datenbank wird für HCB ein Unit Risk von  $4,64 \times 10^{-4}$  pro µg/m<sup>3</sup> angegeben (IRIS 2013). Bei Annahme von Akzeptanzrisiken von 1:100 000 und 1:1 000 000 errechnen sich für die lebenslange Exposition akzeptierbare HCB-Konzentrationen von 2 bis 20 ng/m<sup>3</sup>.

**Tab. 19 > Feinstaubbelastung (24h-Werte in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) an NABEL-Stationen während Feuerwerken**

Rot markiert sind Werte  $>0,9 \times \text{GW}$  (mit  $\text{GW} = \text{Grenzwert von } 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Standorttyp	Station	August 2012		Silvester 2012		August 2013		Silvester 2013	
		01.08.	02.08.	31.12.	01.01.	01.08.	02.08.	31.12.	01.01.
städtisch, verkehrsbelastet	Bern-Bollwerk	20	17	19	27	32	38	29	36
	Lausanne-César-Roux	23	22	14	13	20	27	23	24
städtisch	Lugano-Università	17	17	13	18	14	13	12	15
	Zürich-Kaserne	32	15	14	45	26	35	25	31
vorstädtisch	Basel-Binningen	45	23	10	29	36	37	22	32
	Dübendorf-EMPA	32	14	16	47	32	51	25	26
ländlich, Autobahn	Härkingen-A1	31	31	17	23	24	48	19	20
	Sion-Aéroport-A9	16	18	19	23	17	20	26	27
ländlich, unterhalb 1000 m	Magadino-Cadenazzo	21	27	27	32	12	15	21	31
	Payeme	20	16	11	7	15	21	16	15
	Tänikon	24	18	9	16	22	26	25	28
ländlich, ober- halb 1000 m	Chaumont	9	10	6	6	12	16	3	4
	Rigi-Seebodenalp	11	10	3	4	12	15	1	2

Um ein umfassendes Bild zum Ausmass der Belastung mit  $\text{PM}_{10}$  während der Festivitäten um den Nationalfeiertag und um Silvester zu erhalten, wurden Daten der NABEL-Messstationen und von kantonalen Messstationen über einen Zeitraum von 10 Jahren (2001 bis 2010) ausgewertet. Für die Jahre 2001 bis 2006 stammen die Daten von 32–44 Messstationen, für die Jahre 2007 bis 2010 von 65–80 Messstationen.

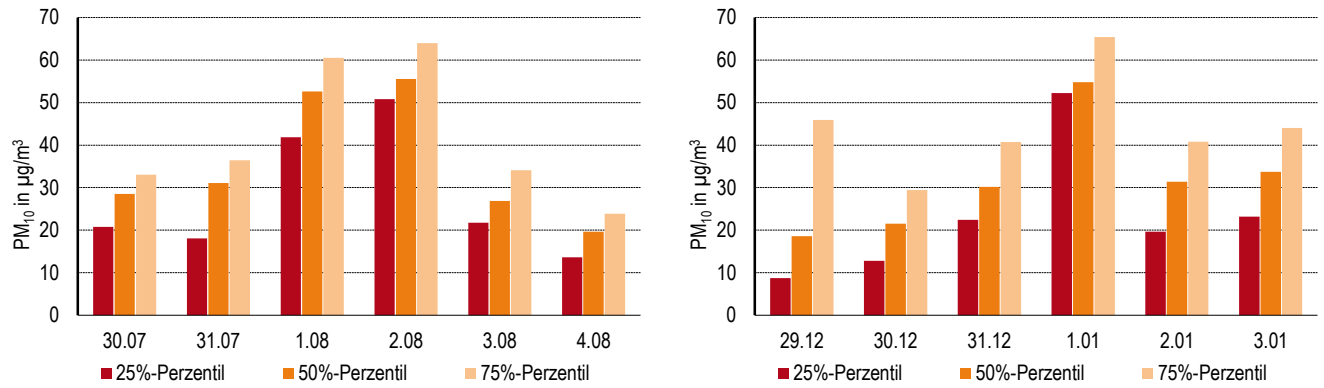
Für den 1. und 2. August liegen um 1000 Tagesmittelwerte vor. Am 1. und 2. August wurden rund 90-mal Werte von mehr als  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt. In etwas über der Hälfte der Fälle wurde der Grenzwert sowohl am 1. wie am 2. August überschritten, die anderen Überschreitungen fanden zu ca. 20 % am 1. und zu ca. 30 % am 2. August statt.

Bei Grenzwertüberschreitungen am 1. und/oder 2. August betrug der  $\text{PM}_{10}$ -Gehalt in 50 % der Fälle  $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 1. August und  $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 2. August. Man verzeichnete häufige  $\text{PM}_{10}$ -Gehalte (25 % und 75 %-Perzentile) von 42 bis  $61 \mu\text{g}/\text{kg}$  bzw. 51 bis  $64 \mu\text{g}/\text{kg}$ . Die Mediane der  $\text{PM}_{10}$ -Tageswerte betragen um  $30 \mu\text{g}/\text{kg}$  am 30. und 31. Juli. Damit beläuft sich die Erhöhung von  $\text{PM}_{10}$  um den 1. August auf ca.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Tagesmittel.

$\text{PM}_{10}$ -Gehalte im Winter sind aufgrund windschwacher Hochdrucklagen mit Temperaturinversion, die Abtransport und Verdünnung der Schwebstoffe verhindern, oft erhöht (BAFU 2013). Um ein Bild zum Einfluss der Feuerwerke auf die  $\text{PM}_{10}$ -Tageswerte um Silvester zu erhalten, wurden aus dem Datenset der Jahre 2001–2010 die Daten des meteorologisch auffälligen Jahres 2008 (vgl. Anh. A3-1) und darüber hinaus Daten mit Grenzwertüberschreitungen bereits an Silvester entfernt. Es verblieben noch 27 Tageswerte mit  $\text{PM}_{10}$ -Gehalten  $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die 25 %-, 50 %- und 75 %-Perzentile der Tageswerte um Silvester sind zusammen mit den Werten um den Nationalfeiertag in Abbildung 24 dargestellt. Die Erhöhung von  $\text{PM}_{10}$  am Neujahrstag ist vergleichbar mit jener vom 31. Juli auf den 1. und 2. August (um  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

**$\text{PM}_{10}$ -Grenzwertüberschreitungen  
2001–2010 während Feuerwerken**

**Abb. 24** > PM<sub>10</sub>-Gehalte (24h-Werte) um den Nationalfeiertag (links) und Silvester (rechts) an Stationen mit Überschreitungen des Grenzwerts in den Jahren 2001–2010



Stationen mit Hintergrundbelastungen in suburbanen und urbanen Gebieten waren um den Nationalfeiertag verantwortlich für 47 % der Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. und 2. August. Verkehrsbeeinflusste Stationen in solchen Gebieten trugen mit weiteren 45 % zu Mittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> bei (Tab. 20). In vier Jahren zwischen 2001–2010 fanden keine Überschreitungen des Grenzwerts statt. Ausschlaggebend dafür dürften die meteorologischen Bedingungen gewesen sein. Das Wetter in diesen Jahren war wechselhaft und in verschiedenen Regionen gingen am 1. August Schauer nieder (vgl. Anh. A3-1).

**Tab. 20** > Anzahl Grenzwertüberschreitungen für PM<sub>10</sub> (50 µg/m<sup>3</sup>) um den 1. August in den Jahren 2001 bis 2010 nach Stationstypen

Standorttyp	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
urban, Hintergrund	5	0	2	9	0	0	1	0	3	0
urban, verkehrsbelastet	7	1	8	11	0	0	3	0	1	0
suburban, Hintergrund	7	1	6	7	0	0	1	0	1	0
suburban, verkehrsbelastet	2	0	1	6	0	0	0	0	1	0
rural, Hintergrund	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0
rural, verkehrsbelastet	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0

Um den Einfluss von Feuerwerksstäuben auf Atemfunktionen zu untersuchen, massen Bach et al. (1975) als dynamische Funktionsgrösse den expiratorischen Spitzenfluss (Peak-Flow, PEF) von 12 weiblichen Versuchspersonen im Alter zwischen 50 und 95 Jahren (im Mittel: 82 Jahre) jeweils morgens am 31. Dezember 1973 und 1. Januar 1974 in einem Pflegeheim im hawaiianischen Palolo (Oahu). Drei der Versuchspersonen hatten chronische Atemwegserkrankungen (Asthma und/oder chronische Bronchitis). An der Messstation in Palolo betrug am 1. Januar der 24h-Mittelwert 152 µg/m<sup>3</sup> gegenüber 39 µg/m<sup>3</sup> am Vortag (jeweils von 20:00 bis 20:00).

**Einfluss von Feuerwerksstäuben auf Lungenfunktionen**

Die Mittelwerte der PEF betragen 323 l/min vor und 296 l/min. nach der Episode. Die Senkung des PEF um 8 % war statistisch nicht signifikant. Bei den drei handicapierten Versuchspersonen betrug sie 24 % (von 393 l/min. auf 298 l/min.).

Smith & Dinh (1994) massen statische und dynamische Lungenfunktionsgrössen an 9 Versuchspersonen in der Neujahrsnacht 1972/1973 in Honolulu. Zwei Versuchspersonen wiesen chronische Atemwegserkrankungen auf. Die Lungenfunktionsmessungen begannen um 23:35 Uhr und dauerten bis 00:30 Uhr. Während der 15 Minuten vor Mitternacht stiegen die Schwebstaubkonzentrationen von bereits 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  auf 3800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  an. Um Mitternacht mass man über 3800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die normalen Ausgangsgehalte stellten sich um 1:30 Uhr wieder ein. Während der Lungenfunktionstests betrug der mittlere Feinstaubgehalt mindestens 2150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Auswertung der Lungenfunktionstests ergab für die zwei Versuchspersonen, die unter Atemwegserkrankungen litten, eine 26 %-ige Abnahme des  $\text{FEV}_{25-75\%}$ . Bei 5 der 7 gesunden Probanden wurde eine geringe, nicht signifikante, Absenkung des  $\text{FEV}_{25-75\%}$  festgestellt<sup>19</sup>. Smith & Dinh (1994) folgern, dass feuerwerksbedingte Immissionen keine oder eine nur vernachlässigbare Wirkung auf gesunde Menschen haben.

Eine Auswertung von Bach et al. (1975) der Behandlungen in der Notfallaufnahme aufgrund von chronischen Atembeschwerden in fünf grossen Spitälern Honolulus ergab folgendes Bild: in der Periode vom 31. Dezember 1971 bis zum 1. Januar 1972 wurden 68 Fälle registriert, während in der Kontrollperiode vom 24.–26. Dezember 32 Fälle gezählt wurden. Die Zunahme von 113 % war statistisch signifikant. Bezüglich Todesfällen konnte kein statistischer Zusammenhang gefunden werden. Bach et al. (1975) zitieren weiter die Resultate einer 1973 durchgeführten Umfrage, an der 175 Personen mit chronischen Atemwegserkrankungen teilnahmen: 68 % der Patienten blieben in der Neujahrsnacht vorsorglich zu Hause und erhöhten die Dosis der Medikamente. Trotzdem klagten 73 % von ihnen über Atemschwierigkeiten während der Feuerwerke; 6 % mussten die Notaufnahme aufsuchen.

In diesem Kontext sind weiter die Fälle eines 13-jährigen Jungen und 9-jährigen Mädchens aus den USA zu nennen – beides Asthmatiker – die mit handgehaltenen Feuerwerken hantierten, deren Rauchgase zu Asthmaanfällen mit fast tödlichem und tödlichem Ausgang führten (Becker et al. 2000).

Erhöhte Tageswerte von  $\text{PM}_{10}$  nach Feuerwerksepisoden – gemäss obenstehenden Angaben oft um 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  – sind auf  $\text{PM}_{10}$ -Spitzen über wenige Stunden zurückzuführen (vgl. Abb. 7 und 8 Kap. 6.3.1.1). Zurzeit existieren national und soweit bekannt international keine Beurteilungswerte für kurzzeitige Belastungen. Eine systematische Literaturrecherche zum Einfluss solcher Belastungen auf das Herzkreislaufsystem wurde von Burgan et al. (2010) vorgenommen. Ausgehend von 231 zwischen 1996 und 2008 publizierten Studien wurden 49 epidemiologische und experimentelle Studien mit Erwachsenen (Alter >18 Jahre) selektiert und im Detail ausgewertet. Die Resultate epidemiologischer Studien zeigen laut Burgan et al. (2010), dass Kurzzeitexpositionen gegenüber hohen PM-Gehalten zu Herzinfarkten und ischämischen Ereignissen bei

**Einfluss von PM-Spitzen auf das Herzkreislaufsystem**

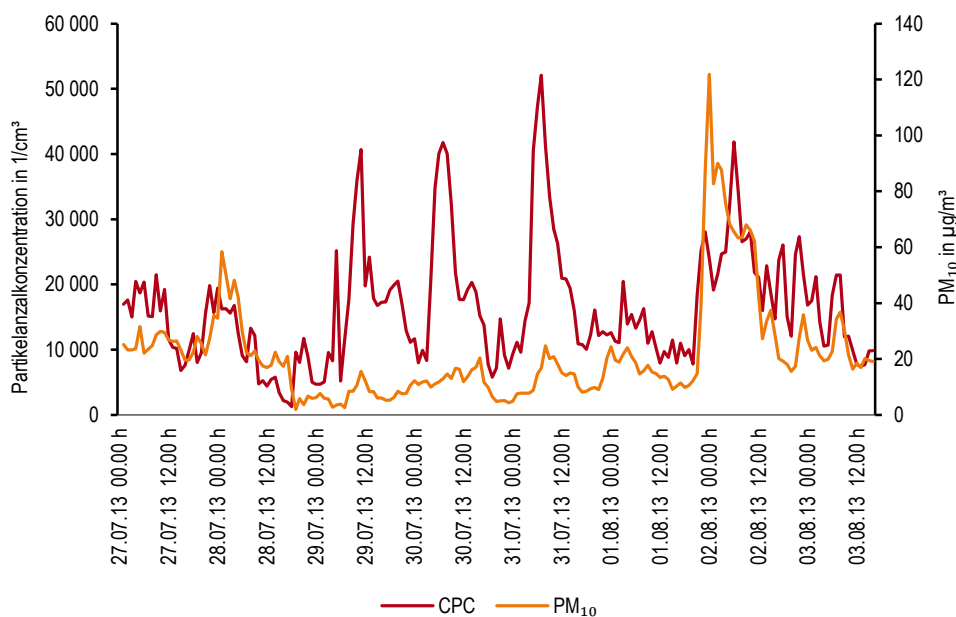
<sup>19</sup> Als statische Funktionsgrösse wurde die forcierte expiratorische Vitalkapazität (FVC) gemessen. Dynamische Funktionsgrössen waren die relative 1-Sekunden-Kapazität ( $\text{FEV}_1$ ) und der forcierte expiratorische Fluss zwischen 25 und 75 % der Vitalkapazität ( $\text{FEV}_{25-75\%}$ ).

älteren Personen führen können. Die Autoren empfehlen, dass Personen mit Herz-Kreislauf-Krankheiten – wenn möglich – solche Situation vermeiden. Sie bemerken, dass ihre Analyse ohne Berücksichtigung der Partikelanzahl- und Partikelgrößenverteilung sowie der Partikelzusammensetzung durchgeführt wurde.

Bei der Einordnung der Staubbelastung während Feuerwerken ist neben der PM-Masse auch die Partikelanzahlkonzentration als Mass für die kleinsten Partikel zu beachten. Zwar werden beim Abbrand von Feuerwerken Partikel im Nukleations- ( $<0,1 \mu\text{m}$ ) und Akkumulationsmodus ( $0,1\text{--}1 \mu\text{m}$ ) freigesetzt, eine konstante Quelle der Freisetzung ultrafeiner und sehr feiner Partikel ist jedoch der Strassenverkehr. Beispielhaft kann dies an der ländlich in Nähe einer Autobahn gelegenen Messstation Härkingen gezeigt werden. In Härkingen sind bei  $\text{PM}_{10}$  um den Nationalfeiertag oft erhöhte Gehalte zu verzeichnen, so auch im Jahr 2013 wie nachstehende Abbildung zeigt. Nun geht der  $\text{PM}_{10}$ -Anstieg auch mit einer erhöhten Konzentration der Partikelanzahl einher, die Signatur der Partikelanzahlkonzentration im Wochenverlauf wird aber durch den Strassenverkehr bestimmt.

Partikelanzahl während  
Feuerwerken

**Abb. 25** > Partikelanzahl (4 nm–3  $\mu\text{m}$  Grösse) und  $\text{PM}_{10}$  an der Autobahn nahen Messstation Härkingen um den Nationalfeiertag 2013



An der NABEL-Messstation Zürich-Kaserne wurden um den Nationalfeiertag 2011 Messungen zum Gehalt feuerwerksrelevanter Elemente in der Luft vorgenommen. Die Auswahl der untersuchten Elemente richtete sich nach ihren Anreicherungen, wie sie weltweit bei verschiedenen Feuerwerksepisoden festgestellt wurden (vgl. Anh. A3-6). Gegenüber den Tagen zuvor und danach sind in der Luft um den Nationalfeiertag in Zürich sieben Elemente um den Faktor 5 oder mehr erhöht, nämlich Kupfer (5), Rubidium (6), Magnesium (7), Bismut (34), Barium (36), Kalium (37) und Strontium (62).

Metalle und Perchlorat im  
Feinstaub

Um ein Bild zur Belastung mit diesen Elementen zu erhalten, werden unter Anwendung einer Pfad-zu-Pfad-Extrapolation die um den 1. August inhalativ aufgenommenen Elementmengen abgeschätzt<sup>20</sup> und mit den sicheren oralen Aufnahmemengen verglichen. Ebenso wird beim Perchlorat verfahren. Da keine inländischen Immissionsdaten vorliegen, wird auf den in China in PM<sub>10</sub> gefundenen 24h-Gehalt von 10 ng/m<sup>3</sup> zurückgegriffen (vgl. Kap. 6.3.1.1).

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 21 aufgeführt. Sie zeigen, dass für die während Feuerwerksepisoden aufgenommenen Elemente ein deutlicher Abstand zu den tolerierbaren oralen Aufnahmemengen besteht.

**Tab. 21 > Vergleich inhaltatorisch aufgenommener Stoffmengen um den Nationalfeiertag mit sicheren oralen Aufnahmemengen**

	24h-Werte ZH [ng m <sup>-3</sup> ]	Aufnahme [µg kg <sup>-1</sup> bw d <sup>-1</sup> ]	Referenz [µg kg <sup>-1</sup> bw d <sup>-1</sup> ]	Wertart	Spanne zur Referenz
Sr	56–68	0,01	2 000	MRL <sub>15-364 d</sub>	200 000
K	2 520–3 510	0,45	≈28 500	empfohlene Zufuhr <sup>(1)</sup>	60 000
Ba	154–175	0,025	200	MRL <sub>15-364 d</sub>	8 000
Bi	4–9	0,001	1 200	DNEL <sub>gen. Pop.</sub> <sup>(2)</sup>	≈1 000 000
Mg	211–238	0,03	≈4300	empfohlene Zufuhr <sup>(1)</sup>	60 000
Rb	0,8	<0,001	25	mittlere Aufnahme <sup>(3)</sup>	≈200 000
Cu	59–67	0,01	≈70	Upper Limit	7 000
ClO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	n.b.	0,0015 <sup>(4)</sup>	10	PMTDI	≈7 000

<sup>(1)</sup> deutschsprachige Gesellschaften für Ernährung (Deutschland, Österreich, Schweiz).

<sup>(2)</sup> der Wert für Bismut entstammt einer Herstellerangabe für Bismutsubnitrat. Er ist plausibel: Bismutsalze wurden früher in der Humanmedizin verwendet; die empfohlene Dosis betrug 100 bis 450 mg Bi (5–30 mg Bi kg<sup>-1</sup> bw d<sup>-1</sup>) 3–4-mal pro Tag über mehrere Tage/Wochen (EMA 1997).

<sup>(3)</sup> für Rubidium (Rb) liegt kein Wert für die sichere Aufnahme vor. Stattdessen wird zur Beurteilung die übliche Aufnahme mit der Nahrung verwendet (Tab. 46 in Anh. A5).

<sup>(4)</sup> Aufnahme aus chinesischen Daten abgeleitet; vgl. Ausführungen im Text.

Für die sieben während Feuerwerken stark angereicherten Elemente ist einzig beim Barium ein von Behörden abgeleiteter Beurteilungswert für die inhalative Toxizität bekannt: der RfC<sub>i</sub> (duldbare Luftkonzentration ohne nachteilige Wirkungen bei lebenslanger Exposition) gemäss US-EPA beträgt 500 ng/m<sup>3</sup>. Er wird in der Luft in Zürich um den 1. August, in der 155 bis 175 ng Ba/m<sup>3</sup> (24-h Tageswerte) gemessen wurden, eingehalten.

Im Luftreinhalterecht der EU sind für Blei und Arsen ein Grenz- (Pb) bzw. Zielwert (As) festgelegt, die im Jahresmittel einzuhalten sind. Beim Blei findet sich derselbe Grenzwert von 500 ng/m<sup>3</sup> in der Schweizer Luftreinhalteverordnung. Die Daten vom 1. und 2. August in Zürich (Tab. 10) zeigen, dass er auch in durch Feuerwerke beeinflussten Tagen sicher eingehalten wird. Zwar lag Blei gegenüber den Tagen zuvor und danach um den Faktor 4,5 erhöht vor, jedoch auf einem relativ tiefen Niveau von 7–11 ng/m<sup>3</sup>. Es ist nicht auszuschliessen, dass gewisses Feuerwerk abgebrannt wurde, das trotz Verbot Blei enthielt. Beim ebenso verbotenen Arsen wurden um den Nationalfeiertag in Zürich tiefe Gehalte um 0,5 ng/m<sup>3</sup> registriert, gegenüber der feuerwerksfreien

<sup>20</sup> Basis sind die 24h-Mittelwerte für den 1. und 2. August in Zürich (Tab. 10). Für beide Tage wird ein Aufenthalt von 8 Stunden im Freien angenommen. Die Berechnung der aufgenommenen Elementmengen pro Tag und kg Körpergewicht erfolgt mit einem (hohen) Atemvolumen von 1,25 m<sup>3</sup> pro Stunde und einem Körpergewicht von 70 kg.

Zeit ist es um den Faktor 3,5 angereichert. Der EU-Zielwert dieses Kanzerogens von  $6 \text{ ng/m}^3$  wird sicher unterschritten.

Die Daten aus Zürich zeigen weiter, dass die ebenfalls als kanzerogen einzustufenden Elemente Vanadium (als  $\text{V}_2\text{O}_5$ ), Cobalt (Co) und Nickel (Ni) in Feuerwerkskörpern nicht oder sehr selten verwendet werden. Sie sind am 1. und 2. August um die Faktoren 1,5–2 angereichert. Antimon in seiner oxidischen Form ( $\text{Sb}_2\text{O}_3$ ) wird als Kanzerogen mit Schwellenwert betrachtet (ECB, 2008a). Es ist in Zürich um den Faktor 2,5 angereichert. Die gemessenen Gehalte von  $2\text{--}3 \text{ ng/m}^3$  liegen deutlich unter tolerierbaren Werten von  $165\text{--}12\,500 \text{ ng Sb/m}^3$  (s. Anh. A5, Tab. 45).

Die Verschiebung des Fließgleichgewichts von Antioxidantien im Organismus hin zu Oxidantien zum Zustand, in welchem im menschlichen Körper anfallende reaktive Spezies nicht genügend durch Antioxidantien neutralisiert werden, wird als oxidativer Stress bezeichnet (Briviba et al. 2008). In einer Arbeit im Vereinigten Königreich wurde die oxidative Aktivität von feuerwerksbeeinflussten Partikeln gegenüber physiologisch wichtigen Antioxidantien (Urat, Ascorbat, Glutathion) geprüft (Godri et al. 2010).

Azelluläre Tests mit Antioxidantien

Die Autoren sammelten im Jahr 2007 in London an einem verkehrsbeeinflussten Standort während Feuerwerksepisoden (Bonfire Night, Diwali) über 24 h Feinstäube mit Durchmessern zwischen  $1 \mu\text{m}$  und  $10 \mu\text{m}$ . Parallel durchgeführte online-Messungen von  $\text{PM}_{10}$  und Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) erlaubten die Aufschlüsselung der Feinstäube in feuerwerks- und verkehrsbeeinflusste Anteile. Analysen der als Feuerwerksaerosole identifizierten Feinstäube zeigten die bekannten Anreicherungen der Elemente Barium, Strontium und Kalium.

Für die Prüfung des oxidativen Potentials der Feinstäube ( $\text{PM}_{1-10}$ ) wurden diese in Methanol enthaltendem Wasser im Ultraschallbad resuspendiert und einer Antioxidantien enthaltenden Lösung, die den sich in der Lunge über das Atemwegsepithel ziehenden Flüssigkeitsfilm surrogiert, zugesetzt.

Die Auswertung erfolgte mittels multivariaten Regressionen zwischen dem Oxidationspotential der gesammelten Feinstäube ( $\text{PM}_{1-10}$ ) und den quellseitig zugeordneten PM-Anteilen. Dabei zeigte sich, dass Feuerwerksaerosole ein grösseres oxidatives Potential als verkehrsbeeinflusste Partikel haben: das gesamte oxidative Potential  $\text{OP}^T$  pro  $\mu\text{g PM}$  betrug  $6,5 \pm 1,5$  für Feuerwerks- und  $5,2 \pm 1,4$  für Verkehrspartikel. Für den Abbau von Glutathion (GSH) resultierten Werte von  $3,5 \pm 0,8 \text{ OP}^{\text{GSH}} \mu\text{g}^{-1}$  und  $2,2 \pm 0,8 \text{ OP}^{\text{GSH}} \mu\text{g}^{-1}$  für Feuerwerks- bzw. Verkehrspartikel. Die Autoren weisen darauf hin, dass das oxidative Potential von Feuerwerksaerosolen wahrscheinlich noch höher ist, da beträchtliche Anteile der Feuerwerkspartikel Durchmesser  $<1 \mu\text{m}$  aufweisen, die mit dem verwendeten Sammler nicht erfasst wurden.

Im Jahr 2008 wurden an den Lantern-Feuerwerken im taiwanesischen Yanshui in vitro-Messungen zur Zellviabilität vorgenommen (Do et al. 2012). Für die Tests wurden die vor und 8 Stunden nach den Feuerwerken über einen Zeitraum von 11 Stunden fraktioniert gesammelten Staubproben mit Partikeldurchmessern von  $60\text{--}108 \text{ nm}$ ,  $260\text{--}400 \text{ nm}$  sowie  $1600\text{--}2500 \text{ nm}$  in Methanol aufgeschlämmt und im Ultraschallbad

Zelltoxizität in MTT-Assays



behandelt. Die Partikelsuspensionen wurden dann mit Stickstoff getrocknet und in einem Serum-freien LHC-9-Medium aufgenommen. Es wurde die humane Bronchial-epithel-Zelllinie BEAS-2B verwendet, um die Zytotoxizität mittels Tetrazoliumsalz-assays (MTT-Assay) zu untersuchen. Die Proben vor den Feuerwerken erwiesen sich als weniger toxisch als jene, die 8 Stunden nach den Feuerwerken gesammelt wurden. Bezogen auf die während der feuerwerksfreien Zeit gesammelten Proben betrug die relative Abnahme der Zellebensfähigkeit 14 % (für Proben mit Partikeldurchmessern von 60–108 nm) bis 26 % (für Proben mit Partikeldurchmessern von 260–400 nm).

Zusammenfassend bestehen keine Hinweise, dass in der Luft während Feuerwerksepisoden stark angereicherte Elemente (Sr, K, Ba, Bi, Mg, Rb, Cu) eine ausgeprägte inhalatorische Toxizität aufweisen. In azellulären Tests zeigten Feuerwerksaerosole ein stärkeres Oxidationspotential als verkehrsbedingte Aerosole. Ob die Feuerwerksmetalle dafür verantwortlich sind oder nur ein Surrogat für nicht gemessene Verbindungen darstellen, ist offen. Auch zeigten Feuerwerksaerosole gegenüber Aerosolen zur feuerwerksfreien Zeit eine leicht erhöhte Zelltoxizität.

In Abhängigkeit von der Vorbelastung, die von der Quellstärke der Emissionen und den meteorologischen Bedingungen in den Tagen vor den Feuerwerksaktivitäten bestimmt wird, können sich beim Abbrand von Feuerwerk während kurzer Zeit so hohe Gehalte von lungengängigem Feinstaub (PM<sub>10</sub>) einstellen, dass die 24h-Mittelwerte über dem in der LRV festgelegten Grenzwert von 50 µg/m<sup>3</sup> zu liegen kommen. Für kurzfristige PM-Spitzen von wenigen Stunden existieren keine Grenzwerte. Verfügbare Daten aus der Literatur zeigen, dass solche PM-Anstiege für Personen mit Herz-Kreislaufkrankheiten oder mit chronischen Atemwegserkrankungen problematisch sein können. Für gesunde Personen hingegen dürfte die Belastung mit Feuerwerksaerosolen keine oder vernachlässigbare Auswirkungen auf die Gesundheit haben.

**Bewertung der  
Feinstaubbelastung**

#### 6.4.1.3 Schwefelwasserstoff, Schwefeldioxid und Stickoxide

Nachdem inländische Messungen zur Belastung mit Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) während Feuerwerksepisoden nicht vorliegen, wird auf Daten aus dem österreichischen Linz zurückgegriffen, in welchem an Silvester 2012 ein Maximum von rund 4 µg/m<sup>3</sup> gemessen wurde (Kap. 6.3.1.2). Es liegt deutlich unter dem Beurteilungswert (MRL) von 100 µg/m<sup>3</sup>, der über eine Expositionszeit bis 14 Tage toleriert werden kann.

**Schwefelwasserstoff**

An den Nationalfeiertagen 2012 und 2013 sowie zum Jahreswechsel 2012/2013 wurden an urban gelegenen Messstationen zwar erhöhte SO<sub>2</sub>-Stundenwerte registriert, sie lagen aber deutlich unter dem Wert von 100 µg/m<sup>3</sup>, der über 24 h gemittelt noch zulässig wäre (Tab. 22).

**Schwefeldioxid**

**Tab. 22 > Maximale 1h-Werte (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) von  $\text{SO}_2$  an NABEL-Stationen während Feuerwerken**

Standorttyp	Station	August 2012		Silvester 2012		August 2013	
		01.08.	02.08.	31.12.	01.01.	01.08.	02.08.
städtisch	Lugano-Universität	6,4	3,1	18,1	14,5	3,0	1,2
	Zürich-Kaserne	26,3	8,6	12,1	18,4	15,1	9,5
vorstädtisch	Basel-Binningen	29,7	6,7	6,3	6,4	19,2	10,0
	Dübendorf-EMPA	24,5	7,0	6,1	15,3	23,3	7,9

In Tabelle 23 sind für Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) die Tageswerte um die Nationalfeiertage 2012 und 2013 sowie zum Jahreswechsel 2012/2013 aufgeführt. Der 24h-Grenzwert von  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird an allen Standorten eingehalten. Eine feuerwerksbedingte Signatur kann aus den Tageswerten nicht herausgelesen werden.

Stickstoffdioxid

**Tab. 23 > 24h-Werte (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) von  $\text{NO}_2$  an NABEL-Stationen während Feuerwerken**

Standorttyp	Station	August 2012		Silvester 2012		August 2013	
		01.08.	02.08.	31.12.	01.01.	01.08.	02.08.
städtisch, verkehrsbelastet	Bern-Bollwerk	28	26	55	43	24	41
	Lausanne-César-Roux	26	31	55	44	32	55
städtisch	Lugano-Universität	14	20	51	43	15	19
	Zürich-Kaserne	20	14	35	25	23	25
vorstädtisch	Basel-Binningen	13	8	31	32	13	16
	Dübendorf-EMPA	16	12	39	24	17	24

#### 6.4.1.4 Organische Verbindungen

Die während Feuerwerksepisoden in der Schweiz gemessenen Benzol-Gehalte liegen alle unter 1 ppb und damit deutlich unter dem MRL für akute Effekte ( $\text{MRL}_{\text{acute}}$  gemäss Tab. 18) von 9 ppb. Gegenüber dem aktuellen Jahresmittel in Zürich und Dübendorf von ca. 0,26 ppb (BAFU 2013) waren Benzol-Gehalte in den Jahren 2009–2011 während kurzer Zeit um maximal den Faktor 3 erhöht. Feuerwerke tragen demnach nicht bedeutend zur Belastung mit diesem kanzerogenen Stoff bei.

Aromaten

Auch die Toluol-Gehalte liegen während der Feuerwerke weit unter dem Beurteilungswert ( $\text{MRL}_{\text{acute}}$ ) von 1000 ppb. Der Vergleich mit den Jahresmitteln (ca. 0,7 ppb) ergibt hier eine kurzzeitige Erhöhung maximal um den Faktor 2.

Für andere Aromaten, die typischerweise bei Verbrennungsprozessen entstehen, liegen keine inländischen Messdaten vor. Im Ausland gemessene Gehalte an Xylenen, Ethylbenzol und Styrol lagen gemäss Ausführungen in Anhang A3-3 maximal bei 10 ppb und damit unterhalb der in Tab. 18 aufgelisteten  $\text{MRL}_{\text{acute}}$ .

Die verfügbaren und in den Anhängen A2 und A3-3 zusammengefassten Informationen zu Art und Umfang gebildeter flüchtiger organischer Verbrennungsprodukte beim Abbrand von Feuerwerk deuten darauf hin, dass mehrheitlich dieselben Stoffe wie bei Biomassefeuerungen (Andrae & Merlet 2001) oder motorischen Verbrennungsprozessen entstehen. Es sind dies neben gesättigten und ungesättigten Kohlenwasserstoffen

Weitere flüchtige organische Verbindungen

insbesondere Alkohole, Aldehyde und Ketone. Typische Vertreter letzterer sind Methanol, Formaldehyd und Acetaldehyd sowie Aceton. Es besteht Evidenz zur Annahme, dass beim Abbrand von Feuerwerk deren Luftgehalte auch im Höhepunkt der Aktivitäten deutlich unterhalb von Werten liegen, bei denen zwar akute, jedoch vorübergehende und reversible Gesundheitseffekte auftreten (vgl. Tab. 18).

Den Daten in Kapitel 6.3.1.4 kann entnommen werden, dass die mittlere Belastung der Luft mit Chlorphenolen und Chlorbenzolen in Zürich vor und nach den Feuerwerken im Jahr 2011 ca. 22 pg/m<sup>3</sup> und 67 pg/m<sup>3</sup> betrug. In den 12 h zwischen 18:00 und 6:00 vom 1. auf den 2. August stiegen die mittleren Gehalte um das 3- bis 9-fache auf knapp über 200 pg/m<sup>3</sup> an<sup>21</sup>. Der mittlere Gehalt an polychlorierten Dibenzo-*p*-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) während der feuerwerksfreien Zeit in der Luft in Zürich betrug 11,2 fg I-TEQ m<sup>-3</sup> gegenüber 37,5 fg I-TEQ m<sup>-3</sup> in den 12 h zwischen 18:00 und 6:00 vom 1. auf den 2. August.

Die über einen Zeitraum von 12 h inhalatorisch aufgenommenen Mengen der Chlororganika errechnen sich bei einem hohen Atemvolumen von 1,25 m<sup>3</sup>/h und einem angenommenen Körpergewicht Erwachsener von 70 kg auf je ca. 4,5x10<sup>-5</sup> µg/kg bw. bei den Chlorphenolen und -benzolen sowie auf 8,0x10<sup>-3</sup> pg I-TEQ/kg bw. bei den PCDD/F. Verglichen mit den Minimal Risk Level für die chronische orale Aufnahme (MRL<sub>chronic</sub>) von 0,07 µg Hexachlorbenzol (als Massstab für Chlorbenzole) und 1 µg Pentachlorphenol (als Massstab für Chlorphenole) pro kg Körpergewicht und Tag ergibt sich eine Ausschöpfung der MRL<sub>chronic</sub> von <0,01 % bei den Chlorphenolen und von ca. 0,1 % bei den Chlorbenzolen<sup>22</sup>. Der TDI bei den PCDD/F wird zu ca. 1 % ausgeschöpft, wenn der WHO-Zielwert von 1 pg I-TEQ kg<sup>-1</sup> bw. d<sup>-1</sup> herangezogen wird.

Inländische Messungen zur PAK-Belastung während Feuerwerken sind nicht verfügbar. Während Silvesterfeuerwerken in den Niederlanden lag der Indikatorstoff Benzo[*a*]pyren erhöht, jedoch unter dem in der EU (für das Jahresmittel) festgelegten Zielwert von 1 ng/m<sup>3</sup>, vor. Auch während der Bonfire-Festivitäten in England wird dieser Zielwert i.d.R. eingehalten, wobei hier nicht Feuerwerke, sondern Brauchtumsfeuer als wichtigste PAK-Quelle vermutet werden. Dass das Verfeuern von Holz die PAK-Gehalte der Luft stark beeinflusst, zeigen umfangreich durchgeführte Messungen in der Schweiz. So wurden in Ebnet-Kappel (Kt. SG) und San Vittore (Kt. GR) im Winter 2011 (Oktober bis Dezember) mittlere Benzo[*a*]pyren-Gehalte von 1,2 ng/m<sup>3</sup> und 3,16 ng/m<sup>3</sup> gemessen. Im Sommer (Juli bis September) betrugen sie 0,02 ng/m<sup>3</sup> (Gehrig 2012).

Halogenierte organische  
Verbindungen

Polycyclische aromatische  
Kohlenwasserstoffe (PAK)

<sup>21</sup> Die Kongenerenverteilungen unterschieden sich vor und nach den Feuerwerken bzw. während der Feuerwerke nicht wesentlich: bei den Chlorbenzolen vorherrschend war Hexachlorbenzol (ca. 80 %), gefolgt von Pentachlorbenzol (13 %) und Tetrachlorbenzolen (ca. 7 %). Von der Summe der Chlorphenole entfielen 40 bis 50 % auf Tetrachlorphenole und 50 bis 60 % auf Pentachlorphenol.

<sup>22</sup> Hinsichtlich kanzerogener Effekte errechnet sich bei HCB unter Annahme eines Akzeptanzrisikos von 1:1'000'000 eine akzeptierbare Luftkonzentration von 2 ng/m<sup>3</sup> (2000 pg/m<sup>3</sup>). Der in Zürich in den 12 Stunden zwischen 18:00 und 6:00 vom 1. auf den 2. August gemessene Chlorbenzol-Gehalt von 208 pg/m<sup>3</sup> liegt um den Faktor 10 tiefer.

## 6.4.2 Böden und Gewässer

### 6.4.2.1 Beurteilungsgrundlagen

Durch den Abbrand von Feuerwerk bedingte Stoffeinträge in Gewässer sind sehr seltene, kurzzeitige Ereignisse, sodass zur Beurteilung in Gewässern gefundener Stoffgehalte grundsätzlich Beurteilungswerte zur Anwendung gelangen dürfen, die sich anhand Daten aus Kurzzeittests mit aquatischen Organismen ableiten. Im Fokus der Beurteilung stehen Belastungen mit Perchlorat und Elementen (d.h. Metallen und Halbmetallen). Daten für Schweizer Gewässer liegen nicht vor, sodass auf solche aus dem Ausland zurückgegriffen wird.

Für die Beurteilung des Ausmasses der Belastung von Böden infolge der Deposition von Feuerwerksinhaltsstoffen bzw. -reaktionsprodukten werden die zusätzlichen Stoffgehalte der Böden abgeschätzt und mit Beurteilungswerten zur terrestrischen Toxizität verglichen. Bei Elementen wird von Einträgen über einen Zeitraum von 200 Jahren ausgegangen. Vereinfachend werden Elementausträge mit Pflanzen oder Sickerwasser nicht berücksichtigt (vgl. Anh. A8). Bei auf Böden deponiertem Perchlorat wird von einem (vollständigen) Transfer in das Bodenwasser ausgegangen<sup>23</sup>.

Von den chlororganischen Verbindungen, die am Nationalfeiertag 2011 in der Luft in Zürich gemessen wurden, lagen Chlorbenzole und Chlorphenole zu 95 % und mehr in der Gasphase vor. Diese Stoffe verdünnen sich in der Luft durch den Ferntransport. Demgegenüber fanden sich polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und Dibenzodioxine (PCDD) in den gesammelten Luftproben zu 40 % bzw. 46 % auf den Quarzfasernfiltern. Es ist damit angezeigt, die durch Deposition von PCDD/F resultierende Bodenbelastung abzuschätzen.

Anhand einer Zusammenstellung von Dean et al. (2004) kann hier zu Screeningzwecken für die akute aquatische Toxizität von Perchlorat ein Beurteilungswert (sog.  $PNEC_{water, acute}$ )<sup>24</sup> von 720 µg/l abgeleitet werden (vgl. Anh. A7). Auch für die Beurteilung der Perchlorat-Gehalte im Bodenwasser werden die Daten von Dean et al. (2004) zur aquatischen Toxizität beigezogen. Es wird damit angenommen, dass für Wasserorganismen sichere Gehalte auch sicher für Bodenorganismen und -prozesse sind. Für Screeningzwecke resultiert ein Beurteilungswert ( $PNEC_{soil\ pore\ water}$ ) von 72 µg/l, wenn dem tiefsten verfügbaren Wert zur akuten aquatischen Toxizität (72 mg/l) ein Sicherheitsfaktor von 1000 unterlegt wird.

Perchlorat

Für Wasserorganismen, Pflanzen und Bodelebewesen als sicher eingestufte Werte ( $PNEC$ ) gegenüber feuerwerksrelevanten Elementen mit Angaben zu deren Herleitung finden sich in Tab. 44 in Anhang A5.

Elemente

Für die Beurteilung der mit PCDD/F-Depositionen resultierenden Bodenbelastung dient der in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, SR 814.12) festgelegte Richtwert von 5 ng I-TEQ/kg.

«Dioxine und Furane»

<sup>23</sup> Laborversuche ergaben, dass sich bei Böden, die mit Perchlorat versetzt wurden (Perchlorat-Gehalt bezogen auf Trockensubstanz: 3,4 mg/kg), über 90 % des Perchlorats im Bodenwasser wiederfanden (Urbansky & Brown 2003).

<sup>24</sup> Predicted No-Effect Concentration.

## 6.4.2.2 Perchlorat

Verschiedene Autoren berichten über die Perchlorat-Belastung von Gewässern unmittelbar nach Feuerwerksereignissen (Kap. 6.3.2.1). Die höchsten Gehalte wurden nach Feuerwerken um den Nationalfeiertag in den USA in einem kleinen Gewässer (62 000 m<sup>2</sup>) im Stadtpark von Ada (Oklahoma) festgestellt (Wilkin et al. 2007); vierzehn Stunden nach dem 4. Juli-Feuerwerk mass man in der Nähe des Abschussortes 44 µg ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>/l. Einen Tag später registrierte man 9 µg/l Perchlorat, am 11. und 14. Juli fand man noch 1,4 und 0,6 µg ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>/l. Trotz starkem Anstieg der Perchlorat-Gehalte unmittelbar nach dem organisierten Feuerwerk lag das Maximum deutlich unter dem PNEC<sub>water, acute</sub> von 720 µg/l.

## Perchlorat in Gewässern

Während anderen Feuerwerksereignissen in Ada mass man im Lake Wintersmith wiederum in der Nähe des Abschussortes die höchsten Perchlorat-Gehalte, während sie an einer entfernteren Probenahmestelle zehnmal tiefer lagen. Mit ein Grund könnte sein, dass sich Perchlorat vor allem auf Grobpartikeln findet. Bei Feuerwerken in China fanden sich 90 % des Perchlorats in PM<sub>10-100</sub> und nur 10 % in PM<sub>10</sub> (Shi et al. 2011). Die Depositionsgeschwindigkeit für PM<sub>10-50</sub> ist mit 5 cm pro Sekunde 5-mal höher als für PM<sub>2,5-10</sub> (TA Luft 2002). Für PM<sub>100</sub> errechnen sich sogar Sinkgeschwindigkeiten von 300 cm s<sup>-1</sup>.

Während der umfangreichen Messungen um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich wurde der Schwebstaub nicht auf das Vorkommen von Perchlorat analysiert. Während Feuerwerken am chinesischen Neujahrsfest fand man laut Shi et al. (2011) einen ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalt in PM<sub>10</sub> von 10 ng/m<sup>3</sup> (24h-Mittel). Für eine Abschätzung der möglichen Bodenbelastung mit Perchlorat wird eine Belastung über 48 h mit diesem Wert und eine Sinkgeschwindigkeit von PM<sub>10</sub> von 0,01 m s<sup>-1</sup> angenommen. Damit resultiert eine Deposition von 0,017 mg/m<sup>2</sup> und ein ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalt im Boden (10 cm Tiefe) von 0,12 µg/kg. Perchlorat adsorbiert kaum an Bodenbestandteile (Urbansky & Brown 2003) und es wird von einem vollständigen Transfer in das Bodenwasser ausgegangen. Sein ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalt errechnet sich ausgehend von einem H<sub>2</sub>O-Gehalt in einem Standardboden (TGD 2003) von fast 12 % auf 1 µg/l (PEC)<sup>25</sup>.

## Perchlorat in Böden

Shi et al. (2011) fanden einen höheren Perchlorat-Gehalt von 39 ng/m<sup>3</sup> auf grösseren Partikeln (PM<sub>10-100</sub>). Hier führt die Rechnung mit einer Sinkgeschwindigkeit von 0,05 m s<sup>-1</sup> für PM<sub>10-50</sub> gemäss TA Luft (2002) und einer Expositionsdauer von 24 h zu einem ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalt im Bodenwasser von ca. 10 µg/l (PEC).

Mit dem PNEC<sub>soil pore water</sub> von 72 µg/l resultieren somit PEC : PNEC-Verhältnisse von 0,01 bis ca. 0,1. Danach wären Bodenorganismen selbst bei längerer Exposition geschützt. Es wird indes davon ausgegangen, dass das sehr gut wasserlösliche und mobile Perchlorat mit dem Sickerwasser abtransportiert wird. Was die räumliche Ausbreitung betrifft, wird sie als klein eingestuft, da die hauptsächlichen Bodeneinträge mit schnell sedimentierendem Staub (PM<sub>10-100</sub>) erfolgen. Extrem hohe ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>-Gehalte bis 15 000 µg/l wurden in Deutschland im Bodenwasser des Berliner Maifelds unmittelbar nach einem mehrtägigen Feuerwerkswettkampf gefunden (Scheytt et al. 2011). Diese Befunde stehen für ausgesprochen lokale Belastungen nach Extremereignissen.

<sup>25</sup> Predicted Environmental Concentration.

## 6.4.2.3 Elemente

Im Unterschied zu Perchlorat wurden im Lake Wintersmith in Ada nach den Feuerwerken keine erhöhten Gehalte der feuerwerksrelevanten Elemente (wie Barium oder Strontium) festgestellt. Laut Wilkin et al. (2007) sind möglicherweise deren Gehaltszunahmen im Vergleich zu natürlich vorkommenden Gehalten zu tief. Auch in andern Gewässern in den USA, in denen nach Feuerwerken erhöhte Perchlorat-Gehalte gemessen wurden, waren die Elementgehalte unauffällig (Tab. 17). Die gewählten Analysemethoden waren allerdings für viele Elemente zu wenig empfindlich, um einen allfälligen Einfluss von Feuerwerken auszuschliessen. Der Vergleich der in Tab. 17 mit aufgeführten Bestimmungsgrenzen mit den  $PNEC_{water, acute}$  oder  $PNEC_{water, chronic}$  für die jeweiligen Parameter zeigt, dass die PNEC höher als die Bestimmungsgrenzen sind. Einzig bei Silber (Ag) und Vanadium (V) liegen  $PNEC_{water, acute}$  mit 0,01 µg/l (Ag) und 2,2 µg/l (V) deutlich unter den Bestimmungsgrenzen von 10 µg/l. Grobschätzungen ergeben, dass Gewässereinträge während organisierten Feuerwerken bei diesen Elementen zu tiefen zusätzlichen Gehalten von 0,001 µg/l führen (vgl. Anh. A8).

## Elemente in Gewässern

Längerfristig könnten sich durch den Abbrand von Feuerwerk und die Deposition der Feuerwerksreaktionsprodukte einzig bei den Elementen Zinn, Antimon und Bismut relevante Gehaltszunahmen in Böden ergeben (vgl. Kap. 6.3.2.2). Im Vergleich zu Tagen ohne Feuerwerke war in der Luft in Zürich von diesen Elementen am Nationalfeiertag nur Bismut um mehr als den Faktor 3 angereichert, nämlich um rund das 35-fache, sodass hinsichtlich der Bodenkontamination durch Feuerwerke dieses Element im Fokus verbleibt. Gegenüber dem üblichen Gehalt in Böden (vgl. Anh. A4) von 0,12 mg/kg resultiert nach 200 Jahren Feuerwerken eine Gehaltszunahme von ca. 30 % ( $PEC_{added} = 0,03$  mg/kg). In Anhang A5 wurde anhand der Wasserlöslichkeit von Bismutsubnitrat bei einem pH-Wert um 6 ein tentativer  $PNEC_{soil, added}$  um 0,3 mg/kg abgeleitet, sodass ein unproblematisches PEC zu PNEC Verhältnis um 0,1 resultiert<sup>26</sup>.

## Elemente in Böden

Zusammenfassend werden feuerwerksbedingte Elementeträge in Böden nicht als kritisch beurteilt. Da mit Feuerwerken emittierte Elemente auf Partikeln im Akkumulationsmodus (100–1000 nm) vorkommen (vgl. Kap. 6.3.1.1), dürften die mit einer Sinkgeschwindigkeit der Partikel von 0,01 m/s errechneten Elementdepositionen in Wirklichkeit tief sein. So wäre Usus, dass in Ausbreitungsrechnungen für  $PM_{<2.5}$  eine Depositionsgeschwindigkeit von nur 0,001 m/s angenommen wird (TA Luft 2002).

<sup>26</sup> PEC : PNEC-Verhältnisse aller als feuerwerksrelevant eingestufteter Elemente sind in Anhang A8 aufgeführt.

#### 6.4.2.4 Organische Verbindungen

Während der Feuerwerke am Nationalfeiertag 2011 in Zürich wurden während einer kurzen Zeit erhöhte Gehalte polychlorierter Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) gemessen. Es wird angenommen, dass vom Vorkommen in der Luft die Hälfte partikelgebunden vorliegt und mit einer Sinkgeschwindigkeit von  $0,01 \text{ m s}^{-1}$  zur Deposition gelangt. Vom 1. auf den 2. August zwischen 18:00 und 15:00 betrug der mittlere PCDD/F-Gehalt  $37 \text{ fg I-TEQ/m}^3$  (vgl. Kap. 6.3.1.4). Damit errechnet sich eine PCDD/F-Deposition von  $1,6 \times 10^{-8} \text{ mg pro m}^2$  und Jahr und (unter Vernachlässigung eines Abbaus) eine Gehaltszunahme in Böden nach 200 Jahren Feuerwerken ( $\text{PEC}_{\text{added}}$ ) von  $0,02 \text{ ng I-TEQ/kg}$  (in einer Bodentiefe bis 10 cm). Der in der VBBo für eine Bodentiefe bis 20 cm festgelegte Richtwert beträgt  $5 \text{ ng I-TEQ/kg}$  («PNEC»). Damit errechnet sich ein komfortables PEC: «PNEC»-Verhältnis kleiner als 0,01.

«Dioxine und Furane» in Böden

# > Anhang

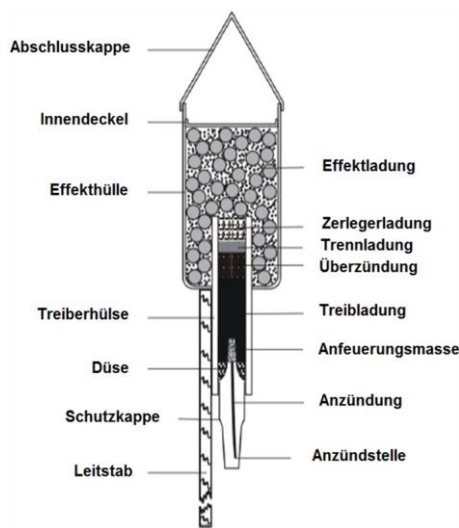
## A1 Aufbau und Zusammensetzung von Feuerwerkskörpern

Feuerwerkskörper sind i.d.R. komplex zusammengesetzte Produkte. Vereinfacht kann zwischen pyrotechnischen Sätzen und der Hülle aus Karton, Kunststoffen, Holz oder Ton, welche die pyrotechnischen Sätze umschliesst, unterschieden werden (Abb. 26).

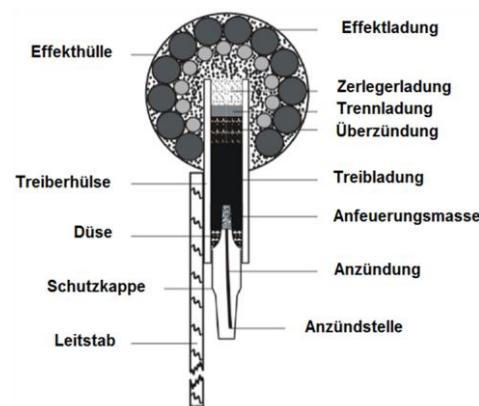
In der Schweizer Vorgängerstudie über Feuerwerkskörper (Plinke et al. 2001) waren schwedische Daten zu mittleren Elementgehalten pyrotechnischer Sätze von Alenfelt (2000) die wesentliche Grundlage für die Ableitung entsprechender Emissionsfaktoren. In den Tabellen 24 und 25 finden sich Angaben zu den untersuchten Feuerwerken und die Analysenresultate im Detail.

**Abb. 26 > Aufbauschemen von Feuerwerkskörpern**

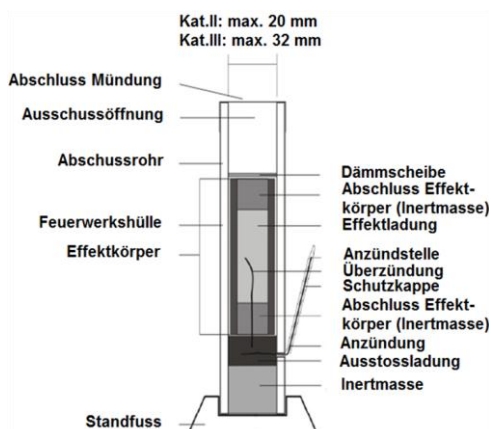
### Zylinder-Stabrakete.



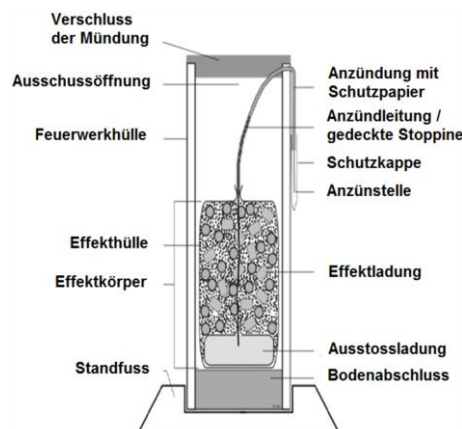
### Kugelrakete.



### Feuerwerksrohr.

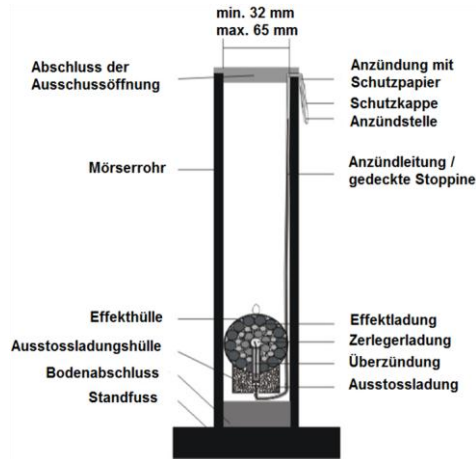


### Feuertopf.

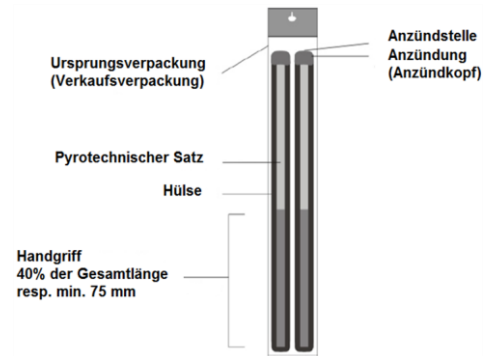




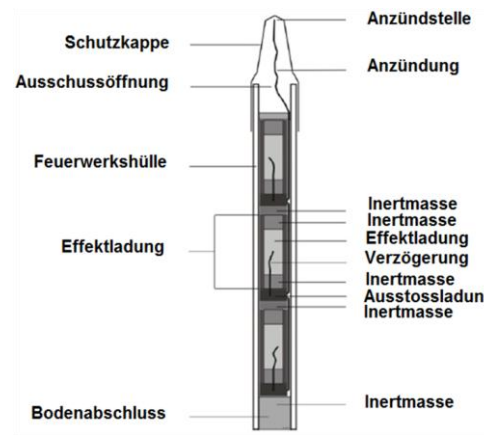
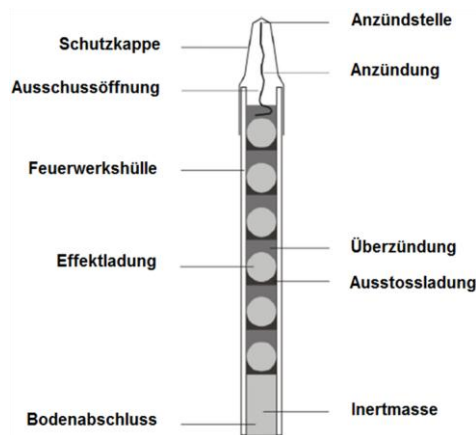
**Kugelbombe in Mörser.**



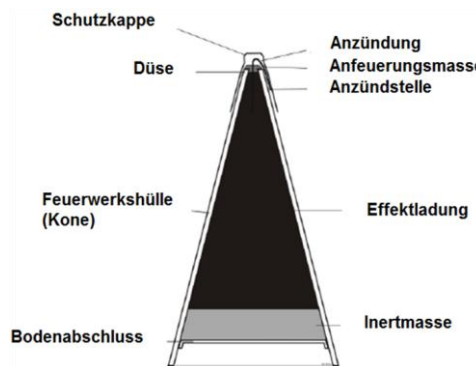
**Bengalfeuer.**



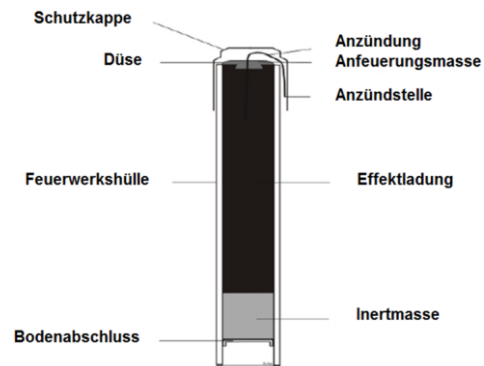
**Römisches Licht.**



**Vulkan.**



**Fontäne mit vorstehender Zündung.**



**Tab. 24 > In einer schwedischen Kampagne im Jahr 1998 untersuchte Feuerwerkskörper**

Nr.	Masse	Explosiv- masse	Beschreibung
1	401	139	Pyrotechnische Sätze von 7 Raketen. Funktion der Sätze: 2% Anzündung, 39% Treib-, 6% Zerleger- und 53% Effektladung (24% Knistersterne, 6% Schweife, 13% grüne, 7% rote und 3% weisse Effekte)
2	803	144	Pyrotechnische Sätze von 7 Raketen und 2 Minicakes. Funktion der Sätze: 3% Anzündung, 44% Treib-, 2% Zerleger- und 51% Effektladung (20% Schweife, 21% Gold-, 4% Silber- und 6% Stroboskopeffekte)
3	652	180	25-Schuss-Feuerwerksbatterie (25-shot cake). Funktion der Sätze: 2% Anzündung, 25% Treib-, 4% Zerleger- und 69% Effektladung (22% grüne, 16% rote, 11% blaue und 20% goldene Effekte)
4	729	159	25-Schuss-Feuerwerksbatterie (25-shot cake). Funktion der Sätze: 2% Anzündung, 33% Treib-, 4% Zerleger- und 61% Effektladung (55% Silbereffekte und 6% blaue Effekte)
5	4807	689	52-Schuss-Feuerwerksbatterie (52-shot cake). Funktion der Sätze: 3% Anzündung, 21% Treib-, 17% Zerleger- und 59% Effektladung (21% Schweife, 17% Gold- und 21% Silbereffekte)
6	2283	372	Bombe Kaliber 95 mm. Funktion der Sätze: 2% Anzündung, 13% Treib-, 31% Zerleger- und 54% Effektladung (52% Stroboskob- und 2% Silbereffekte)

Alerfelt 2000

**Tab. 25 > Elemente [mg/kg] in pyrotechnischen Sätzen von schwedischem Feuerwerk im Jahr 1998**

	Nummer des Feuerwerkskörpers gemäss Tabelle 24						Mittel
	1	2	3	4	5	6	
Al	36 000	32 000	59 000	54 000	64 000	43 000	48 000
As	2,4	44	13	10	46	30	20
B	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Ba	38 000	12 000	26 000	51 000	37 000	72 000	39 000
Ca	2 400	3 400	850	720	880	570	1 500
Cd	3,2	20	3,7	4,4	21	3,5	9,3
Co	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Cr	28	950	7,6	7,8	500	6,8	250
Cu	10 900	750	23 000	10 400	770	310	7 700
Fe	1 300	9 200	580	570	250	1 400	2 200
Hg	0,3	0,4	0,2	0,3	0,5	0,2	0,3
K	160 000	190 000	170 000	160 000	180 000	140 000	167 000
Mg	21 000	22 000	27 000	30 000	32 000	42 000	29 000
Mn	230	500	99	110	250	120	220
Ni	12	808	8,6	8,2	20	36	150
P	<100	<100	160	<100	<100	<100	<160
Pb	46 000	3 200	6 800	2 500	5 300	37	11 000
Sr	3 200	56	9 700	96	3 800	340	2 900
Zn	820	1 500	1 400	1 400	2 500	440	1 300

## A2 Abbrandversuche mit Feuerwerk

In einer manometrischen Bombe mit einem Innenvolumen von 200 ml führten Dutsche et al. (2009) Abbrandversuche mit verschiedenen Mengen Schwarzpulver sowie pyrotechnischen Sätzen, die im Indoor-Bereich verwendet werden, durch. Die Indoor-Produkte umfassten ein pyrotechnisches Licht, bestehend aus Nitrocellulose, Kalium- und Ammoniumperchlorat, Strontiumcarbonat, Magnesium und Schellack, sowie eine Bühnenfontäne, bestehend aus Cellulose- und Guanidinnitrat, Ammoniumperchlorat, Bariumcarbonat, Titan und PVC.

Beim Abbrand von 10 g Schwarzpulver wurden rund 600 000 ppm gasförmige Reaktionsprodukte gemessen. Hauptreaktionsprodukte waren Kohlenstoffdioxid  $\text{CO}_2$  (85 %) und -monoxid  $\text{CO}$  (6 %). Da die Reaktion unter Sauerstoffdefizit ablief, wurde das im Schwarzpulver enthaltene Nitrat zu elementarem Stickstoff umgesetzt. Stickoxide ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) konnten nicht nachgewiesen werden, hingegen wurden ca. 180 ppm Ammoniak  $\text{NH}_3$  gemessen. Auch  $\text{SO}_2$  lag mit ca. 4 ppm nur in geringen Konzentrationen vor, Schwefel reagierte zur Hauptsache zu Schwefelwasserstoff  $\text{H}_2\text{S}$  (9 %). Weitere identifizierte Schwefelverbindungen waren Carbonylsulfid  $\text{COS}$  (ca. 2450 ppm) und Kohlenstoffdisulfid  $\text{CS}_2$  (13 ppm). Zudem blieb elementarer Schwefel in der Probenkammer zurück. Bei den Kohlenwasserstoffen wurden 107 ppm Methan  $\text{CH}_4$ , 19 ppm Benzol  $\text{C}_6\text{H}_6$  und 17 ppm Propan  $\text{C}_3\text{H}_8$  gemessen.

Auch beim Abbrand der Indoor-Produkte waren  $\text{CO}_2$  und  $\text{CO}$  die wichtigsten Reaktionsprodukte. Bei den Stickoxiden zeigten sich hohe Konzentrationen an  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}$ ;  $\text{NO}_2$  war aufgrund des limitierten Sauerstoffsangebots in deutlich geringeren Konzentrationen enthalten. Chlor aus den Oxidationsmitteln und Chlordonatoren wurde nie in messbaren Gehalten als Chlorwasserstoff  $\text{HCl}$  freigesetzt. Die Gehalte der identifizierten Kohlenwasserstoffe waren in derselben Größenordnung wie beim Abbrand von Schwarzpulver, zusätzlich wurde Acetylen ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) als Reaktionsprodukt identifiziert.

Croteau et al. (2010) führten in einem Prüfraum mit einem Volumen von 41,2 m<sup>3</sup> Versuche mit bodennah abbrennendem Feuerwerk, wie es von Theatergruppen in den USA verwendet wird<sup>27</sup>, durch und bestimmten quantitativ und qualitativ eine Vielzahl der emittierten Stoffe. Nachstehend aufgeführte Freisetzungsraten der Reaktionsprodukte beziehen sich auf die verbrannte Masse (Ursprungsmasse minus Rückstände) und sollen das unterschiedliche Ausmass der möglichen Emissionen der verschiedenen Stoffe bzw. Stoffklassen illustrieren.

Bei Schwefel und Chlor wurden Freisetzungsraten von 8000–34 000 mg/kg für Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) und von 1500–3400 mg/kg für Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) gemessen. Fluoride wurden in der gesammelten Raumluft nur in tiefen Gehalten gemessen und Bromide konnten nicht nachgewiesen werden, sodass gefolgert werden darf, dass diese Halogenide nicht in Feuerwerkskörpern eingesetzt werden. Zudem wurden tiefe Emissionsfaktoren für die Stickstoffspezies Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) sowie Stickstoffmonoxid ( $\text{NO}$ ) und -dioxid ( $\text{NO}_2$ ) ermittelt. Damit wird Stickstoff beim Abbrand von Feuerwerk wie oft postuliert hauptsächlich in seine elementare Form ( $\text{N}_2$ ) transformiert.

Abbrandversuche in einer manometrischen Bombe

Abbrandversuche in einem Prüfraum

<sup>27</sup> Ausgewählt wurden vier Fontänen, ein Römisches Licht sowie ein knisternde Sterne erzeugendes Produkt (Dragon Eggs) und ein bandförmiges Erzeugnis (Ribbon Fuse).

Die Luft im Prüfraum wurde weiter auf das Vorkommen von über 60 an Schwebstoffe gebundenen Elementen untersucht. Erwartungsgemäss dominiert Kalium, gefolgt von Aluminium, Barium, Kupfer, Magnesium und Natrium (Tab. 26).

Bei den organischen Verbindungen bildeten bei den Abbrandversuchen alle Erzeugnisse Carbonylverbindungen, insbesondere Acetaldehyd (Tab. 27). Die Bildung solcher Verbindungen ist bekannt beim Verbrennen von Biomasse (Andrae & Merlet 2001).

Trotz hohen Gehalten an Nitrat und Oxidationsmitteln sowie relativ tiefen Gehalten an organischem Kohlenstoff in den pyrotechnischen Sätzen bildeten sich beim Abbrand polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), v. a. Naphthalin und 3-Ring-PAK (Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren) in nachweisbaren Mengen (Tab. 28). Daneben wurden beim Abbrand von Fontänen rund 30 weitere organische Verbindungen<sup>28</sup>, darunter polychlorierte Benzole, identifiziert.

Grundsätzlich können Feuerwerkskörper aufgrund ihrer Zusammensetzung beim Abbrand polychlorierte Benzole und Phenole sowie polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) generieren: Sie enthalten in den Effektsätzen einerseits organische Stoffe als Brennstoffe und andererseits organische (Polyvinylchlorid als sog. Chlorodonator) und anorganische (Chlorid nach Umsetzung des Oxidationsmittels Perchlorat) Chlorverbindungen als Chlorquelle. Mit dem Farbgeber Kupfer ist ein Katalysator vorhanden, der sowohl die Bildung von Chloraromaten wie der PCDD/F begünstigt. PCDD/F werden aus einer kohlenstoffhaltigen Feststoffmatrix (wie Russ) schrittweise aufgebaut (De-novo-Synthese) oder aus Vorläufern wie chlorierten Benzolen und Phenolen gebildet. Da auch bei der De-novo-Synthese Chloraromaten als Zwischenprodukte entstehen, sind die zwei Bildungsmechanismen miteinander verwandt. Der Temperaturbereich für die maximalen PCDD/F-Bildungsraten wird für beide Routen mit 300–400 °C angegeben (McKay 2002). Selbst einfache organische Verbindungen können zur PCDD/F-Bildung beitragen. Beispielsweise reagiert Acetylen, das in vielen Verbrennungsprozessen nachgewiesen wird, in einer katalytischen Reaktion mit Kupferoxid (CuO) und HCl auf einer Borsilikat-Oberfläche bei Temperaturen von 150 bis 500 °C schnell zum PCDD/F-Vorläufer Hexachlorbenzol (HCB). Die anschliessende Umwandlung von Chlorbenzolen zu Chlorphenolen findet nach Taylor & Lenoir (2001) zur Hauptsache auf der Oberfläche der Verbrennungspartikel statt.

Abbrandversuche in einer  
Stahlkammer

Tatsächlich stellten Fleischer et al. (1999) bei Abbrandversuchen mit verschiedenen Feuerwerkskörpern in einer Stahlkammer mit einem Volumen von 125 Litern fest, dass sich beim Abbrand von Feuerwerken mit Kupferanteilen PCDD/F bildeten (Tab. 26)<sup>29</sup>. Bei anderen Feuerwerkskörpern waren die nach dem Abbrand in der Luft und Verbrennungsrückständen gemessenen PCDD/F-Mengen etwa gleich gross oder sogar geringer als die bereits in den Feuerwerkskörpern enthaltenen PCDD/F-Mengen, d. h. es fand keine zusätzliche PCDD/F-Bildung statt. Der Grossteil der PCDD/F findet sich nach dem Abbrand in den Verbrennungsrückständen (Abb. 28). Das aus toxikologischer Sicht besonders bedeutsame 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-*p*-dioxin (2,3,7,8-TCDD) wurde in den Abbrandversuchen von Fleischer et al. (1999) nie gebildet.

<sup>28</sup> Dies waren: Allene, 1,3-Butadien, 1,3-Pentadien, 2-Methyl-1-propen, 3-Methylenheptan, 1-Butanol, 2-Butanon, Essigsäure, Limonen, Kohlenstoffdisulfid, Acetonitril, Methylenechlorid, 1-Chlor-2-methylbutan, 1-Chlor-3-methylbutan, Furan, 2-Methylfuran, Dibutylphthalat, Benzol, Toluol, *o*-, *m*- und *p*-Xylol, Ethylbenzol, Styrol, Phenylethin, Phenol, Benzonitril, Biphenyl, Diphenylamin, 1,3-Benzothiazol-2-ol, Penta- und Hexachlorbenzol.

<sup>29</sup> Die in Abb. 27 aufgeführten Erzeugnisse «Four-Colour Fountain» und «Sparkling Rocket» enthalten bis 1200 ppm, bzw. 10 300 ppm Cu, die übrigen <10–28 ppm.

**Tab. 26 > Freisetzungsrate von Elementen in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse Fontänen und Römische Lichter minus Rückstände)**

Freisetzungsrate FR [mg/kg]	Element
FR >10 000	Kalium (K)
1000 < FR <5000	Aluminium (Al), Barium (Ba), Kupfer (Cu), Magnesium (Mg), Natrium (Na),
100 < FR <1000	Bismut (Bi), Calcium (Ca), Eisen (Fe), Gallium (Ga), Blei (Pb), Silicium (Si), Strontium (Sr), Zink (Zn)
10 < FR <100	Chrom (Cr), Mangan (Mn), Phosphor (P), Zinn (Sn), Titan (Ti), Vanadium (V)
1 < FR <10	Chrom (Cr <sup>6+</sup> ), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Rubidium (Rb), Antimon (Sb),
FR <1	Silber (Ag), Arsen (As), Cer (Ce), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Lanthan (La), Lithium (Li), Neodym (Nd), Rhodium (Rh), Tellur (Te), Zirkonium (Zr)
FR < NG	NG ≤23 mg/kg: Niob (Nb) NG ≤1,9 mg/kg: Gold (Au), Hafnium (Hf), Wolfram (W) NG ≤0,4 mg/kg: Beryllium (Be), Cäsium (Cs), Dysprosium (Dy), Erbium (Er), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Germanium (Ge), Holmium (Ho), Indium (In), Iridium (Ir), Lutetium (Lu), Palladium (Pd), Platin (Pt), Praseodym (Pr), Rhenium (Re), Ruthenium (Ru), Samarium (Sm), Scandium (Sc), Selen (Se), Tantal (Ta), Terbium (Tb), Thallium (Tl), Thorium (Th), Thulium (Tm), Uran (U), Ytterbium (Yb), Yttrium (Y)

**Tab. 27 > Freisetzungsrate von Carbonylen in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse minus Rückstände)**

	Dragon Eggs	Ribbon Fuse	Röm. Licht	Fontäne 7 Kammern	Fontäne 3 Kammern	Fontänen (n=2) 1 Kammer
Formaldehyd	76	43	8,6	52	9,0	<7,0–82
Acetaldehyd	150	84	43	67	140	49–210
Acrylaldehyd	<15	9,6	<8,6	1,9	1,9	<7,0–12
Propionaldehyd	38	41	<8,6	21	31	14–70
Butyraldehyd	<0,1	14	<8,6	6,6	7,7	≈13
Benzaldehyd	<150	<24	<86	<7,4	<26	<120
Aceton	<150	43	107	26	59	<70–140

**Tab. 28 > Freisetzungsrate von PAK in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse minus Rückstände)**

	Dragon Eggs	Röm. Licht	Fontäne 7 Kammern	Fontäne 3 Kammern
Naphtalin	<63	79	57	94
Acenaphten	<63	<35	1,7	<4,2
Acenaphtylen	<120	100	4,0	7,6
Fluoren	<12	<5,4	0,6	0,8
Phenanthren	5,7	3,9	3,5	4,9

Abb. 27 > Hepta- und octachlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und -furane vor und nach dem Abbrand von Feuerwerkskörpern

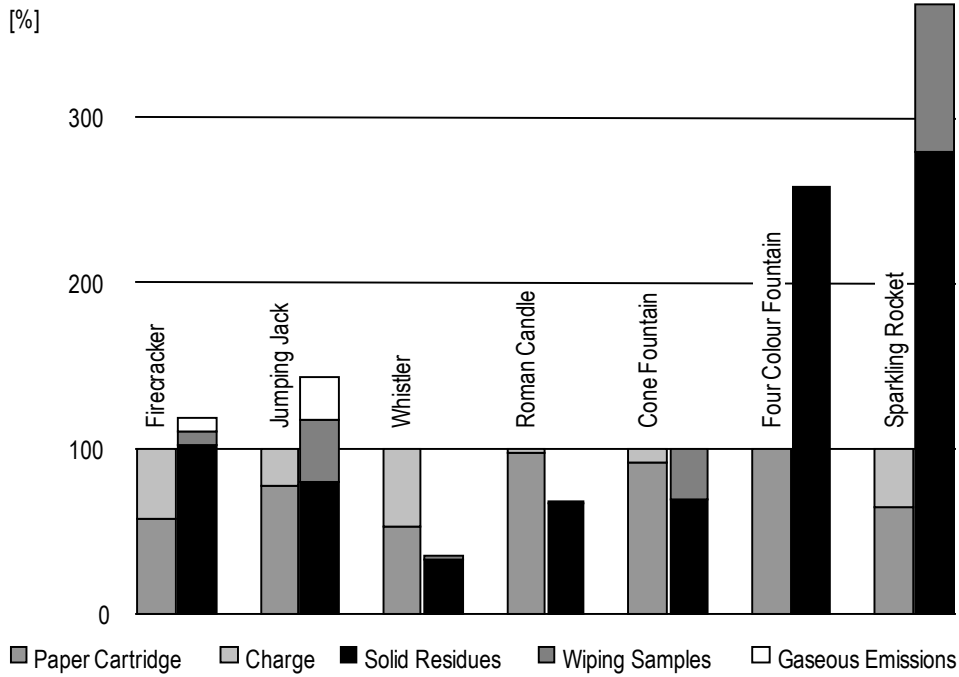
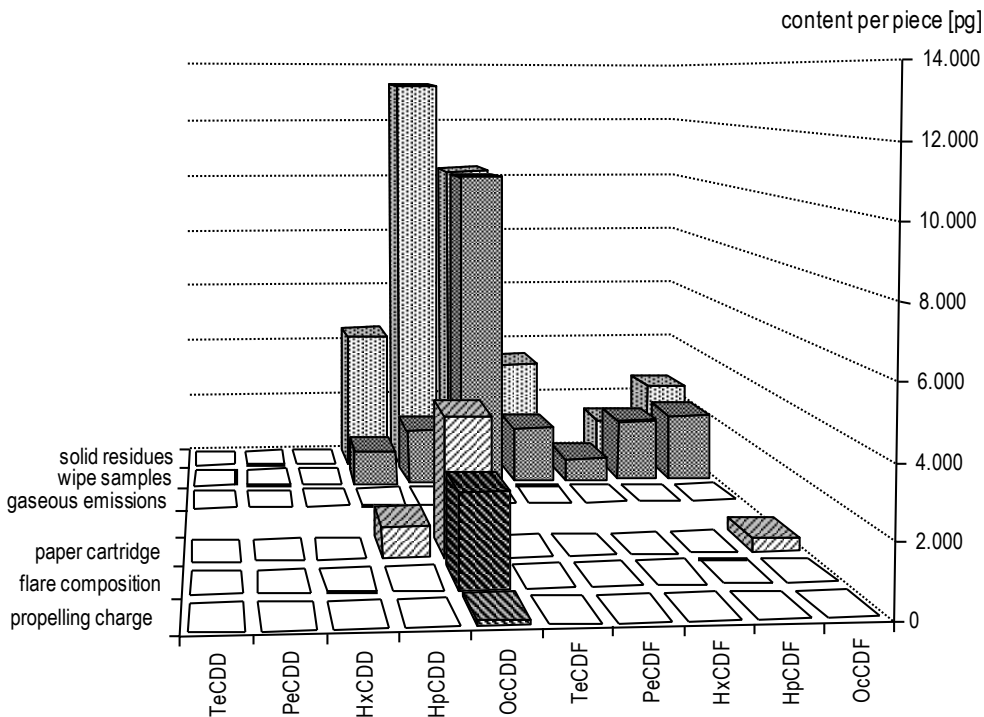


Abb. 28 > Kongenerenverteilung der «Dioxine» vor und nach dem Abbrand von aufsteigendem Feuerwerk (Sparkling Rocket)



## A3 Luftbelastung während Feuerwerksepisoden

### A3-1 Feinstaub PM<sub>10</sub> an Schweizer Messstationen 2001–2010

Um ein umfassendes Bild zum Ausmass der Belastung mit PM<sub>10</sub> während der Festivitäten um den Nationalfeiertag und um Silvester zu erhalten, wurden Daten der NABEL-Messstationen und von kantonalen Messstationen über einen Zeitraum von 10 Jahren (2001 bis 2010) ausgewertet. Für die Jahre 2001 bis 2006 stammen die Daten von 32 bis 44 Messstationen, für die Jahre 2007 bis 2010 von 65 bis 80 Messstationen.

Für den 1. und 2. August liegen insgesamt 1058 Tagesmittelwerte vor, zusätzlich wurden die Tagesmittelwerte für den 30. und 31. Juli sowie den 3. und 4. August berücksichtigt. Diese Zeitperioden umfassen 2123 Tagesmittelwerte. Am 1. und 2. August wurden 92-mal Werte von mehr als 50 µg/m<sup>3</sup> festgestellt, an den übrigen Tagen wurden Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> gerade zweimal gemessen, beide am 31. Juli. In 24 Fällen wurden Werte >50 µg/m<sup>3</sup> sowohl am 1. wie am 2. August überschritten, die anderen Überschreitungen fanden 16-mal am 1. und 28-mal am 2. August statt.

Für den 31. Dezember und 1. Januar liegen 1099 Tagesmittelwerte vor. Man verzeichnete rund 100-mal Werte >50 µg/m<sup>3</sup>. Zusätzlich liegen 2205 Tagesmittelwerte für den 29. und 30. Dezember sowie den 2. und 3. Januar vor. Hier stellte man 190-mal Werte >50 µg/m<sup>3</sup> grösstenteils am 29. Dezember (73-mal) und am 30. Dezember (87-mal) fest. Wenn das auffällige Jahr 2008<sup>30</sup> und alle Stationen mit Werten >50 µg/m<sup>3</sup> bereits am 31. Dezember ausgeschlossen werden, verbleiben 27 Fälle mit Werten >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. Januar.

Stationen mit Hintergrundbelastungen in suburbanen und urbanen Gebieten waren verantwortlich für 50 % der Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. und/oder 2. August. Verkehrsbeeinflusste Stationen in solchen Gebieten trugen mit weiteren 40 % zu Mittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> bei. Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> wurden um den Nationalfeiertag zudem in ruralen Gebieten in 10 % der Fälle festgestellt. Am 1. Januar waren die entsprechenden Anteile ähnlich hoch: sie betragen 48 % und 37 % bzw. 15 %. Nach Regionen aufgeschlüsselt wurden um Silvester Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> zu 25 % in der Südschweiz registriert. Um den Nationalfeiertag waren es nur 2 %. Das hohe Verkehrsaufkommen, der oft geringe Luftaustausch am Alpensüdfuss und die Nähe zum Grossraum Mailand führen im Winter zu hohen PM-Belastungen im Tessin (BAFU 2007).

In Jahren mit Tagesmittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. oder 2. August betrug der PM<sub>10</sub>-Gehalt in 50 % der Fälle 53 µg/m<sup>3</sup> am 1. August und 56 µg/m<sup>3</sup> am 2. August. Häufige PM<sub>10</sub>-Gehalte betragen 42 bis 61 µg/kg bzw. 51 bis 64 µg/kg, wenn man als Mass dafür die 25 %- und 75 %-Perzentile bezieht. Die maximalen Tagesmittelwerte am 1.

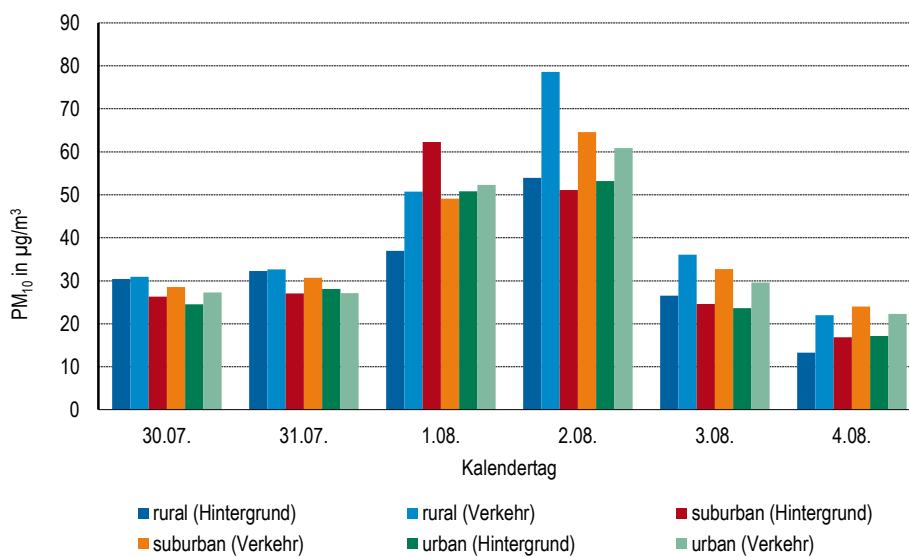
<sup>30</sup> Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup> in den Jahren 2001–2010 waren um Silvester in rund 50 % der Fälle allein im Jahr 2008 zu verzeichnen. Am 1. Januar wurden Werte >50 µg/m<sup>3</sup> jedoch nur an 8 Messstationen festgestellt, während man am Vortag 42 Tageswerte >50 µg/m<sup>3</sup> verzeichnete; der PM<sub>10</sub>-Gehalt betrug in 50 % der Fälle 56 µg/m<sup>3</sup>. Die PM<sub>10</sub>-Belastung war zudem bereits am 30. Dezember hoch, an welchem man Werte von 57 µg/m<sup>3</sup> mass. Am Neujahrstag lag der PM<sub>10</sub>-Tageswert hingegen tiefer, er betrug in 50 % der Fälle 27 µg/m<sup>3</sup>. Die Daten belegen den Einfluss der meteorologischen Bedingungen: die Vorbelastung vor und an Silvester 2008 wird mit winterlichen Inversionslagen erklärt, während laut Wetterberichten in der Nacht auf den 1. Januar vielerorts Schnee und Regen niederging, die PM<sub>10</sub> durch nasse Deposition aus der Luft entfernen.

und 2. August betragen 94 bzw. 99  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Am 30. und 31. Juli verzeichnete man Medianwerte für  $\text{PM}_{10}$  um  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Damit beläuft sich die Erhöhung von  $\text{PM}_{10}$  um den 1. August in den hier dokumentierten Ereignissen auf ca.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

An Messstationen mit Tagesmittelwerten  $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 1. Januar (und ohne Überschreitungen dieses Werts bereits am Vortag) betrug der  $\text{PM}_{10}$ -Gehalt in 50 % der Fälle  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 1. Januar. Häufige  $\text{PM}_{10}$ -Gehalte (25 %- und 75 %-Perzentile) und Maximum betragen 52 bis  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $107 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Am 31. Dezember verzeichnete man eine  $\text{PM}_{10}$ -Belastung von  $30 \mu\text{g}/\text{kg}$ . Die Erhöhung von  $\text{PM}_{10}$  am Neujahrstag gegenüber Silvester ist damit vergleichbar mit jener um den Nationalfeiertag und beträgt ca.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

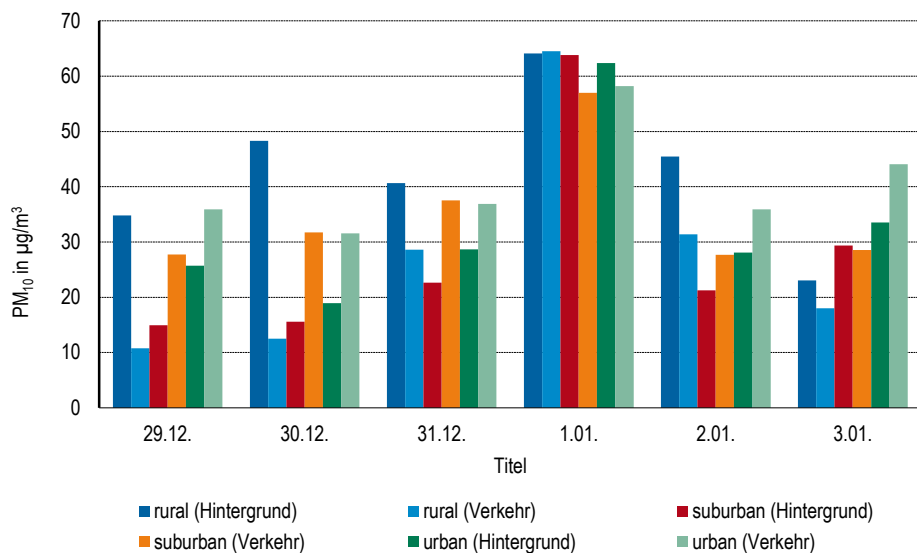
Die Abbildungen 29 und 30 zeigen den Einfluss von Feuerwerken auf die  $\text{PM}_{10}$ -Tagesmittelwerte um den Nationalfeiertag und um Neujahr, in letzterem (wie oben beschrieben) nach Bereinigung des Datensets, also nach dem Entfernen von Daten mit winterlichen Inversionslagen, die mit hohen  $\text{PM}$ -Vorbelastungen einhergehen.

**Abb. 29** > Mittlere  $\text{PM}_{10}$ -Gehalte an Schweizer Luftmessstationen mit Tagesmittelwerten  $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am 1. und/oder 2. August in den Jahren 2001 bis 2010





**Abb. 30 > Mittlere PM<sub>10</sub>-Gehalte an Schweizer Luftmessstationen mit Tagesmittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> am 1. Januar in den Jahren 2001 bis 2011 (ohne das Jahr 2008)**



Die Aufschlüsselung in Tabelle 29 der Tageswerte >50 µg/m<sup>3</sup> zwischen 2001 und 2010 um den Nationalfeiertag in die einzelnen Jahre zeigt schliesslich, dass besonders in den Jahren 2001, 2003 und 2004 Werte >50 µg/m<sup>3</sup> gemessen wurden. In vier Jahren des Untersuchungszeitraums (2005, 2006, 2008 und 2010) verzeichnete man keine Tagesmittelwerte >50 µg/m<sup>3</sup>. Am 1. August in diesen Jahren war das Wetter gemäss Tabelle 30 wechselhaft und es gingen Schauer nieder. Sie dürften die Partikel wirksam ausgewaschen haben.

**Tab. 29 > Stationen mit Tagesmittelwerten >50 µg/m<sup>3</sup> um den 1. August in den Jahren 2001 bis 2010**

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Anzahl Stationen mit Tageswerten	29	39	40	41	40	42	65	71	74	76
Stationen mit Werten >50 µg/m <sup>3</sup>	19	2	14	23	0	0	4	0	6	0

**Tab. 30 > Niederschlagsmengen (in mm) am 1. August in den Jahren 2001 bis 2010 abends zwischen 20:00 und 24:00**

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Mittelland:										
- Genf	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	1,0
- Basel	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	9,8
- Bern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,2
- Zürich	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	2,7
Alpenordhang:										
- Interlaken	0	0	0	0	6,8	0,1	0	3,5	0	17,6
- Adelsboden	0	0,3	0	0	6,2	0,2	0	0,4	0	3,9
- Luzern	0	0	0	0	0,3	1,3	0	0	0	33,1
- Glarus	0	0,7	0	0	3,2	4,6	0	3,7	0	8,4
- St. Gallen	0	0	0	0	2,5	1,9	0	1,3	0	13,8

Asch &amp; Schlegel 2012

**A3-2 Partikelanzahl- und grösse sowie Verteilung der Elemente im Feinstaub**

In Ergänzung zu der Darstellung in Kapitel 6.3.1.1 zeigen die Abbildungen 31 und 32 die Partikelverteilungen am Standort Zürich-Kaserne zwischen dem 30. Juli und dem 3. August in einem Contour-Plot sowie nach Grössenklassen eingeteilt (Hüglin & Herich 2013). Die stark erhöhte Partikelanzahl-Konzentrationen während der privaten Feuerwerke am 1. August und damit der Einfluss des Abbrands von Feuerwerkskörpern auf die Anzahl feiner Partikel ist im Contour-Plot besonders leicht erkennbar.

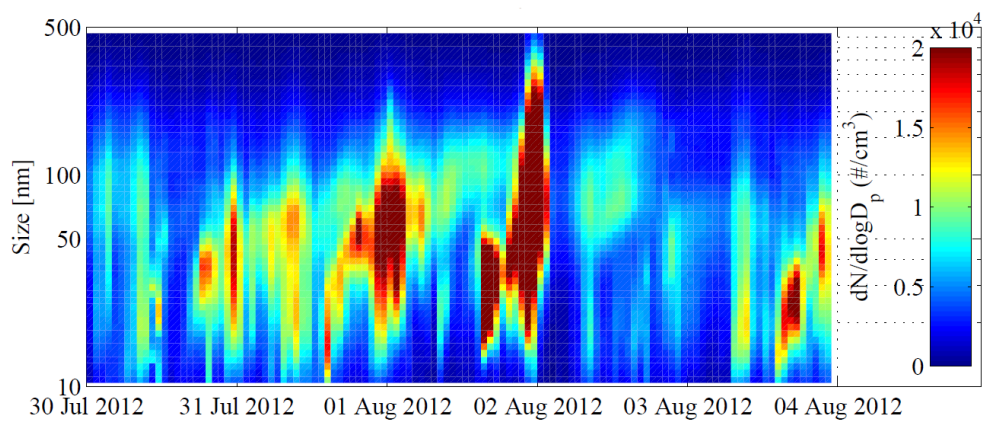
Partikelanzahl und -grösse

Dutschke et al. (2011) nahmen Partikelmessungen an drei organisierten Feuerwerken in Berlin in den Jahren 2008 und 2009 vor. Partikelzähler und Partikelgrössenspektrometer erfassten Partikel mit einem Durchmesser von 5,6–560 nm («engine exhaust particle sizer», EEPS) bzw. 300 bis 20 000 nm («laser particle counter», LPS). Die Messgeräte befanden sich in einem Abstand von 80 m bis 1000 m zu den Startbasen der Feuerwerkskörper. Die Feuerwerke dauerten jeweils um 15 Minuten. Dabei wurden Partikel mit einem Durchmesser von 30 nm bis 450 nm emittiert. Maxima in den Grössenverteilungen wurden bei Durchmessern zwischen 80 nm und 175 nm registriert. Man mass maximale Partikelanzahlkonzentrationen zwischen 440 000 und 1300'000 cm<sup>-3</sup>. Die auf die Masse bezogenen Spitzenwerte und die eventbezogenen Mittelwerte errechneten sich auf 1300 bis 4000 µg/m<sup>3</sup> bzw. 400 bis 1600 µg/m<sup>3</sup>.

Messungen zur Anzahl und Grösse feuerwerksbedingter Partikel wurden weiter am chinesischen Neujahrstag in Shanghai von Zhang et al. (2010) vorgenommen. Dabei wurden mit einem «Wide Range» Aerosolspektrometer Partikel in einem Grössenbereich von 10 nm bis 10 µm erfasst. Das Messgerät war 20 m über Grund auf einem Gebäude im Campus der Fudan Universität stationiert; in der Umgebung befinden sich Wohn- und Geschäftsgebäude und an einem nahegelegenen Platz fanden öffentliche Feuerwerke statt. Am Höhepunkt der Festivitäten um Mitternacht des 26. Januar 2009 (0:00 bis 1:00) stieg gegenüber Mitternacht des Vortags die Anzahl Partikel um das dreifache an. Es wurden hauptsächlich Partikel im Akkumulationsmodus mit einem Durchmesser zwischen 100 und 500 nm gezählt. Für die Zeitdauer zwischen 0:00 und 1:00 mit der höchsten Belastung in Shanghai errechneten Zhang et al. (2010) PM-Gehalte von 2,5 µg/m<sup>3</sup> (<100 nm), 648 µg/m<sup>3</sup> (<500 nm) und 1054 µg/m<sup>3</sup> (<10 µm).

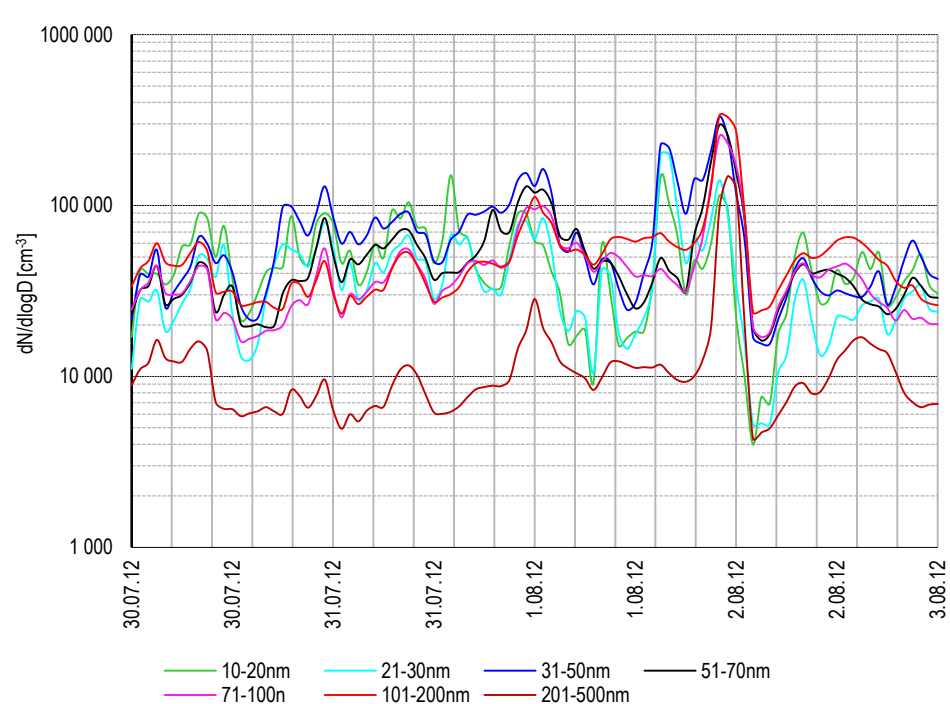
In Übereinstimmung mit den Daten von Zhang et al. (2010) wurden am Neujahrsfest in Lanzhou im Nordwesten Chinas am 10. Februar 2013 nach Mitternacht (0:00–1:00) hohe Partikelanzahlkonzentrationen im Akkumulationsmodus (100–1000 nm) registriert. Die Partikelanzahl im Bereich von 200–500 nm und die  $PM_{10}$ -Gehalte waren gegenüber der feuerwerksfreien Zeit um das 6- und 2-fache erhöht. Die 1h-Werte der Partikelgehalte betragen  $214 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $PM_{10}$ ,  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $PM_{1-2.5}$  und  $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $PM_{2.5-10}$  (Zhao et al. 2014).

**Abb. 31** > Partikelverteilungen um den 1. August 2012 in Zürich



Hüglin & Herich 2013

**Abb. 32** > Partikelverteilungen um den 1. August 2012 in Zürich

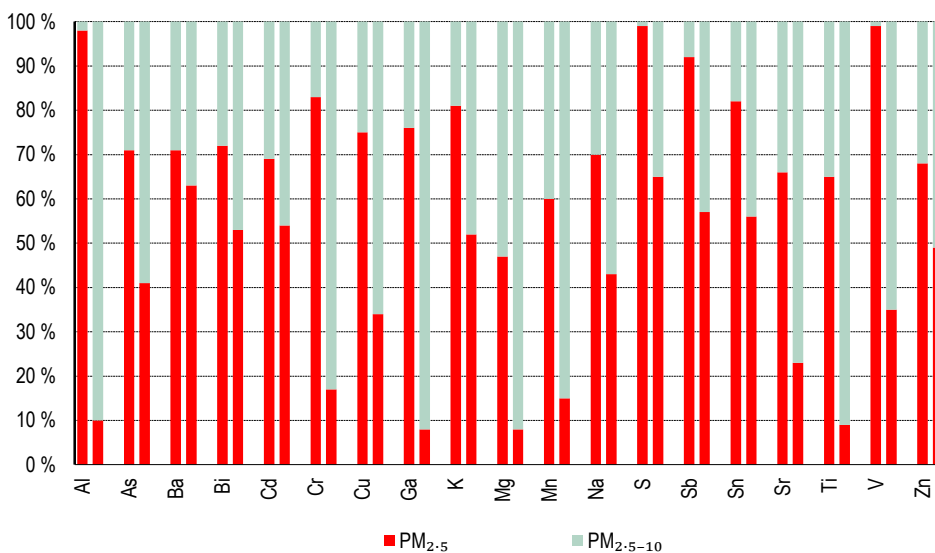


Hüglin & Herich 2013

Messungen von Perrino et al. (2011) zum Vorkommen der Elemente in  $PM_{2.5}$  sowie  $PM_{2.5-10}$  an den Diwali-Festivitäten in Dehli haben ergeben, dass sich diese Elemente im Vergleich zu Pre- und Post-Diwali an Diwali in  $PM_{2.5}$  anreichern (Abb. 33). Diese Befunde sind im Einklang mit Messungen in Schweden und der Schweiz. Am Jahreswechsel von 2006 auf 2007, der auch in Göteborg mit dem Abbrand von Feuerwerken begleitet wird, fand sich der Farbgeber Strontium vor allem auf Partikeln von 0,1–1  $\mu m$  wieder (Wagner et al. 2008). In Basel wurden im Jahr 1997 Messungen um den Nationalfeiertag zur PM-Belastung und zu den Konzentrationen von Elementen in PM durchgeführt (Röösli et al. 1999). Ein hoher Anteil des Vorkommens von Kalium im Schwebstaub (TSP) fand sich in  $PM_4$ .

Elementverteilung im Schwebstaub

**Abb. 33** > Relative Element-Gehalte in  $PM_{2.5}$  und  $PM_{2.5-10}$  während Feuerwerksepisoden (1. Balken) und in der feuerwerksfreien Zeit (2. Balken) in Dehli



**A3-3** Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

Unter die Gruppe der VOC fällt eine Vielzahl von Organika. Durch Messung mit einem Flammenionisationsdetektor (FID-Detektor) wird kontinuierlich sowohl die Summe der VOC wie das Methan bestimmt. Der Gehalt an Nichtmethan-VOC (NMVOC) ergibt sich rechnerisch (BAFU 2013). In Ergänzung zu den Angaben in Kap. 6.3.1.4 wird im Folgenden gezeigt, welche Verbindungen zu feuerwerksfreien Zeiten zur Belastung an der Summe mit NMVOC beitragen und welche Verbindungen beim Abbrand von Feuerwerk im Ausland in der Luft detektiert und quantifiziert wurden.

Legreid et al. (2007) massen in einer Kampagne zwischen 2005 und 2006 über einen Zeitraum eines Jahres in Zürich neben acht Kohlenwasserstoffen um 20 oxidierte NMVOC (OVOC). Bezogen auf die Summe der Stoffe (in ppb) entfielen 50 % auf Alkohole, 16 % auf Aromaten, 15 % auf Aldehyde, 9 % auf Ketone, 7 % auf Kohlenwasserstoffe (Butan, 1,3-Butadien, Isopren), 2 % auf Ester und ca. 1 % auf das Antiklopfmittel MTBE. Das am häufigsten vorkommende OVOC war Ethanol (mittlerer Gehalt: 6,6 ppb), es folgten Formaldehyd (1,83 ppb), Methanol (1,80 ppb) und Aceton (1,45 ppb). Die Umrechnung der gemessenen Gehalte ergibt eine NMVOC-Belastung um  $30 \mu\text{g C/m}^3$  ( $\approx 60$  ppb C). Der Anteil OVOC beträgt 53 %.

Im Jahr 2012 betrug der Jahresmittelwert der NMVOC am Standort Zürich-Kaserne  $59 \mu\text{g CH}_4/\text{m}^3$  (in Methanäquivalenten ausgedrückt) bzw.  $44 \mu\text{g C/m}^3$  (BAFU 2013). Rechnet man die in Zürich separat erfassten Aromaten und Kohlenwasserstoffe in Kohlenstoffäquivalente um, ergibt sich deren Belastung mit  $23,5 \mu\text{g C/m}^3$ . Ein Grossteil des NMVOC-Rests von  $20,5 \mu\text{g C/m}^3$  dürfte auf OVOC entfallen.

Abbrandversuche in Kammern mit Feuerwerkskörpern wie Römischen Lichtern und Fontänen von Croteau et al. (2010) haben gezeigt, dass bei deren Abbrand Aldehyde (Formaldehyd, Acetaldehyd) und Ketone (Aceton) freigesetzt werden. Während Shows mit bodennah abbrennendem Feuerwerk im Freien massen die Autoren 2–10 ppb Aceton, 3–20 ppb Formaldehyd und 2–20 ppb Acetaldehyd. Weitere Aldehyde (Propionaldehyd, Butyraldehyd, Acrolein, Benzaldehyd) lagen unter der Nachweisgrenze von 5 ppb.

Nishant et al. (2012) detektierten vor und während des Vishu Festivals in Kannur im Süden Indiens eine Reihe VOC, ohne diese zu quantifizieren. Sie identifizierten rund 25 NMVOC, die während der Feuerwerke stärkere Signale zeigten, darunter längerkettenartige Kohlenwasserstoffe (Heptane, Nonane, Dodecane, Penta- und Hexadecane), Alkohole, Ketone und Ester. In Yanshui in Taiwan waren während der Feuerwerke anlässlich des Lantern Festivals die Gehalte an Benzol (1h-Maximum während der Feuerwerke: 2,2 ppb), Toluol (70 ppb), Ethylbenzol (0,6 ppb) und Xylol (2,9 ppb) um den Faktor 5–10 erhöht (Chang et al. 2011). Extrem hohe Benzol- und Toluol-Gehalte von 690 ppb bzw. 560 ppb wurden laut einer Sekundärquelle (Gerstel 2010) während des extensiven Abbrands von Feuerwerkskörpern am Strand von Haeundae in Südkorea gemessen. Moderater war das Vorkommen anderer Aromaten (Trimethylbenzole, Xylole, Styrol) mit Gehalten zwischen 1 und 10 ppb. Für die Summe der Olefine und Cycloaliphaten wurden Werte von ca. 60 ppb und 10 ppb gemessen. Hoch lag zudem der Dichlormethan-Gehalt mit 480 ppb.

Demgegenüber konnten Drewnick et al. (2006) bei Messungen mit einem Protonen-Transfer-Reaktions-Massenspektrometer (PTR-MS) an Silvester 2004 in Deutschland für die Aromaten Toluol, Xylol und Trimethylbenzol gegenüber der feuerwerksfreien Zeit keine signifikante Erhöhung messen, obwohl der Messstandort in Mainz im Zentrum der privaten Feuerwerke lag und die Messungen in einer hohen zeitlichen Auflösung von 1,5 Minuten erfolgten. Einzig Benzol zeigte Konzentrationsspitzen, die jedoch ähnlich hoch lagen, wie sie durch den Verkehr verursacht werden. Einen signifikanten durch die Feuerwerke verursachten Fingerabdruck zeigten Aceton, Acetonitril und Methanol.

Stoffspezifische Zuordnungen  
während feuerwerksfreien Zeiten

Durch Feuerwerke freigesetzte  
VOC

## A3-4 Mittel und schwer flüchtige organische Verbindungen

Messungen in den Niederlanden zum Jahreswechsel von 2003 auf 2004 haben gezeigt, dass die Gehalte von neun PAK am 1. Januar 1994 gegenüber den Tagen zuvor und danach im Durchschnitt um den Faktor 4 angereichert waren (Noordijk 1994). Dabei wurden Anreicherungen sowohl bei den 3-Ring- und 4-Ring-PAK Phenanthren und Anthracen bzw. Fluoranthren, Benzo[*a*]anthracen und Chrysen wie auch bei den 5-Ring-PAK Benzo[*k*]fluoranthren und Benzo[*a*]pyren sowie den 6-Ring-PAK Benzo[*ghi*]perylen und Indeno[1,2,3-*cd*]pyren festgestellt (Tab. 31).

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffen (PAK)

Tab. 31 > PAK-Gehalte in Eindhoven (NL) um Silvester 1993

	Tagesmittelwerte in Eindhoven 1993/4 [ng m <sup>-3</sup> ]		
	31.12.1993	1.1.1994	2.1.1994
Phenanthren	0,15	0,60	0,15
Anthracen	0,02	0,03	<0,01
Fluoranthren	0,3	1,5	0,4
Benzo[ <i>a</i> ]anthracen	0,25	1,30	0,25
Chrysen	0,45	2,10	0,45
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthren	0,16	0,70	0,20
Benzo[ <i>a</i> ]pyren	0,07	0,80	0,20
Benzo[ <i>ghi</i> ]perylen	0,45	1,80	0,60
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren	0,35	1,40	0,45

Zwischen Oktober 1999 und Januar 2001 wurden im britischen Birmingham, einer Stadt mit 2,5 Mio. Einwohnern, an einem Standort in 10 m Abstand von einer stark befahrenen Strasse (18 000 Fahrzeuge zwischen 6:00 und 18:00) sowie an einem 800 m entfernten Standort in einem Park (mit einem Abstand von 500 m zur nächst gelegenen Strasse) über 24 h Luftproben gesammelt und die Filter (Polyurethanschäum und Glasfaserfilter) auf das Vorkommen von PAK untersucht. Während der Bonfire-Aktivitäten im Jahre 1999 (3.11.–7.11.) und 2000 (3.11.–6.11.) wurde am Standort im Park die Sammeldauer auf 12 h verkürzt (Harrad und Liz 2005). Unbeeinflusst von Bonfire waren die PAK-Gehalte am verkehrsbeeinflussten Standort von 42 µg/m<sup>3</sup> deutlich höher als jene im Park von 23 µg/m<sup>3</sup>. Von den 18 Proben um Bonfire im Park wiesen drei nächtliche Proben auffällig hohe PAK-Gehalte auf (Tab. 32). Die Aktivitäten in der Bonfire-Night umfassen neben dem Abschiessen von Feuerwerk auch das Abbrennen von Brauchtumsfeuern.

Weitere Messungen zur PAK-Belastung während der Bonfire-Festivitäten liegen für das Jahr 2000 aus Lancaster vor. Vor und nach Bonfire wurden PAK-Gehalte um 20 ng/m<sup>3</sup> gemessen. Während Bonfire stiegen die PAK-Gehalte kontinuierlich an und erreichten ein Maximum von ca. 180 ng/m<sup>3</sup> (5h-Mittel). Bemerkenswert ist, dass in der Luft neben den Gehalten an PAK auch jene der polybromierten Diphenylether (PBDE) um das 25-fache auf 95 pg/m<sup>3</sup> anstiegen (Farrar et al. 2004). Da Immissionsmessungen in Mailand und Dehli zeigten, dass Brom während Feuerwerken in tiefen Konzentrationen vorlag (s. Anh. A3.5) und auch Cocteau et al. (2010) bei Abbrandversuchen bei Brom keine Emissionen nachweisen konnte (s. Anh. A2), und nachdem an der Bonfire

Nicht viele Brauchtumsfeuer, neben offiziellen eine Vielzahl durch Private, entzündet werden, ist naheliegend, dass die Zunahme der PBDE-Luftgehalte auf das Verbrennen von Einrichtungsgegenständen, die PBDE als Flammschutzmittel enthalten, zurückzuführen sind. Entsprechend ergibt sich, dass die Zunahme der PAK-Gehalte in der Luft in der Bonfire-Nacht v. a. von Emissionen des offenen Abbrands von Holz beeinflusst sind.

**Tab. 32 > Mittlere PAK-Gehalte (12h-Mittel in ng m<sup>-3</sup>) in Birmingham (UK) um Bonfire (Messstation in Park; Tag = 05:00–17:00, Nacht = 17:00–5:00)**

	5.11.99 Tag	5.11.99 Nacht	6.11.99 Tag	6.11.99 Nacht	4.11.00 Tag	4.11.00 Nacht
Acenaphthylen	2,01	1,37	1,87	8,52	5,84	10,70
Acenaphthen	1,29	0,89	0,95	2,70	1,43	3,56
Fluoren	6,58	7,75	3,84	9,83	5,22	11,40
Phenanthren	11,90	22,00	6,51	19,80	9,81	22,60
Anthracen	1,37	2,65	0,69	2,59	1,41	5,29
Fluoranthren	1,76	3,41	1,45	6,39	6,18	19,40
Pyren	1,31	2,88	1,23	5,02	4,67	16,10
Benzo[a]anthracen	0,10	0,20	0,12	1,76	0,39	3,59
Chrysen	0,20	0,46	0,28	2,89	0,74	5,64
Benzo[b]- + Benzo[j]- + Benzo[k]fluoranthren	0,16	0,39	0,21	2,36	0,54	3,78
Benzo[e]pyren	0,17	0,43	0,25	2,52	0,49	0,38
Benzo[a]pyren	0,09	0,18	0,15	0,83	0,36	2,36
Dibenzo[a,h]- + Diben- zo[a,c]anthracen	0,18	0,38	0,24	2,36	0,43	3,18
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,16	0,21	0,23	1,98	0,41	4,16
Benzo[ghi]perylen	0,11	0,15	0,07	0,94	0,14	1,20
Σ PAK	27	43	18	70	38	113

Neben den in Kapitel 6.3.1.4 präsentierten Messungen polychlorierter Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) um den Nationalfeiertag 2011 in der Stadt Zürich sind Resultate von Messungen aus England wiederum während der Bonfire-Night verfügbar. Wie oben bei den PAK ausgeführt, dürften auch die PCDD/F-Gehalte in der Luft durch Brauchtumsfeuer beeinflusst sein.

«Dioxine und Furane»

Im ruralen Hazelrigg betragen übliche PCDD/F-Werte im Sommer (30.5.–8.8.1996) und im Herbst (19.9.–13.11.1995 ohne Bonfire) zwischen 0,4 bis 0,7 bzw. 1 bis 20 fg I-TEQ/m<sup>3</sup>. Die 2- bis 10-mal höheren Herbstgehalte werden auf kleine Holzfeuerungen zurückgeführt, die im Herbst in Haushalten bei Kälteeinbrüchen in Betrieb genommen werden. Am Bonfire-Wochenende vom 3.11.–6.11.1995 wurden mittlere PCDD/F-Konzentrationen von 69 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> bestimmt (Lee et al. 1999).

In der Bonfire-Night 1994 wurden in einem Wohnbezirk in Oxford Luftproben während ca. 24 Stunden von 18:00 bis 18:15 des Folgetags gesammelt. Die Sammeldauer vor und nach dem Ereignis betrug 48 Stunden. Das nächste beobachtete Brauchtumsfeuer wurde 200 m vom Messstandort abgebrannt. Die gemessenen Hintergrundbelas-

tungen vor und nach Bonfire waren mit 120 bis 140 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> relativ hoch. In der Bonfire Night betrug der PCDD/F-Gehalt 650 fg I-TEQ/m<sup>3</sup>.

Die Abbildungen 34 und 35 zeigen die relativen Kongenerenverteilungen der PCDD/F im Sommer, Herbst und an Bonfire in Hazelrigg sowie vor und während Bonfire in Oxford. Dass die Verteilung in Hazelrigg an Bonfire ähnlich wie an anderen Herbsttagen ist, wird auf die lange Sammeldauer von 3 Tagen zurückgeführt. Zum Vergleich ist in Abbildung A3.4.3 zusätzlich die Kongenerenverteilung der PCDD/F während der Feuerwerke am Nationalfeiertag 2011 (von 18:00 bis 06:00 vom 1. auf den 2. August) und vor den Feuerwerken (24h-Mittelwert vom 24. Juli 2011) in Zürich dargestellt.

### A3-5 Elemente

Im Folgenden sind ausländische Feuerwerksepisoden dokumentiert, bei denen jeweils zahlreiche Elemente im Schwebstaub bestimmt wurden. In nachstehenden Tabellen mitaufgeführt sind Gehalte an Ionen (Nitrat, Sulfat) und elementarem und organischem Kohlenstoff, soweit diese Parameter ebenfalls analysiert wurden.

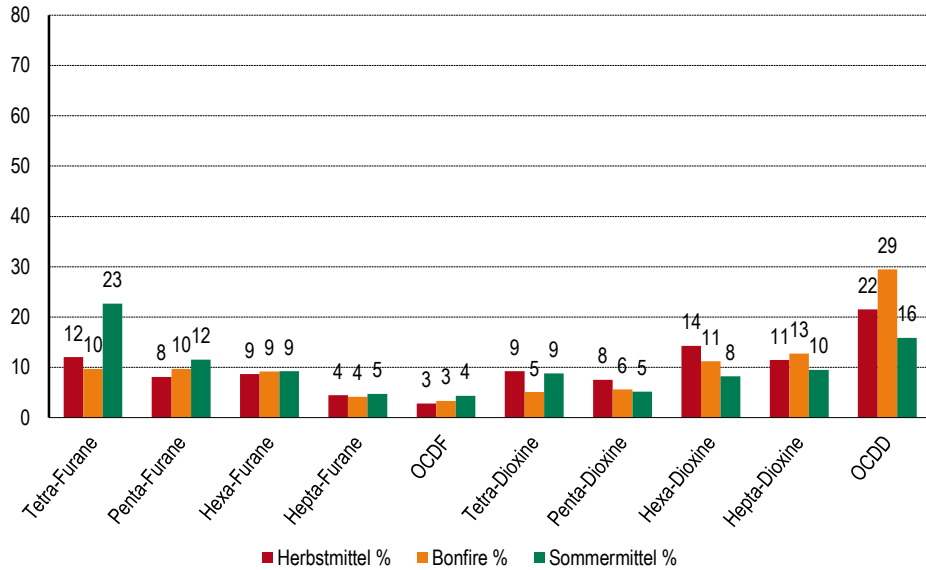
Im Bundesstaat Washington mass man am Unabhängigkeitstag im Jahr 1990 einen mittleren PM<sub>2.5</sub>-Gehalt um 8 µg/m<sup>3</sup>, er war gegenüber den Tagen davor und danach um etwa den Faktor 2,5 erhöht. Die Werte für Kalium, Barium und Strontium lagen bei ca. 900, 30 und 10 ng/m<sup>3</sup> gegenüber 50 und je 0,5 ng/m<sup>3</sup> an den nicht mit Feuerwerken belasteten Tagen. Die Konzentrationen entsprechen den 24h-Mittelwerten von 34 Luftmessstationen und geben somit die regionale Belastung wieder. Eine Regressions- und Hauptkomponentenanalyse ergab, dass Feuerwerke an einem Standort mit maximal 18,5 µg/m<sup>3</sup> zum PM<sub>2.5</sub>-Gehalt beitragen und dass diese Masse zu 54 % aus Kalium und Schwefel besteht (Perry 1999).

Der Gewinn der Fussball-WM 2006 durch das italienische Team war Anlass für Feuerwerke in Mailand (Tab. 33). Die Messstation befand sich 3 km entfernt vom Zentrum im Kathedralenviertel, in dem in der Nacht vom 9. auf den 10. Juli Feuerwerke abgeschossen wurden. Der in einer Auflösung von 4 Stunden gemessene feuerwerksbedingte PM<sub>10</sub>-Beitrag an der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung wurde auf 33,6 µg/m<sup>3</sup> entsprechend ca. 50 % errechnet (Vecchi et al. 2008).

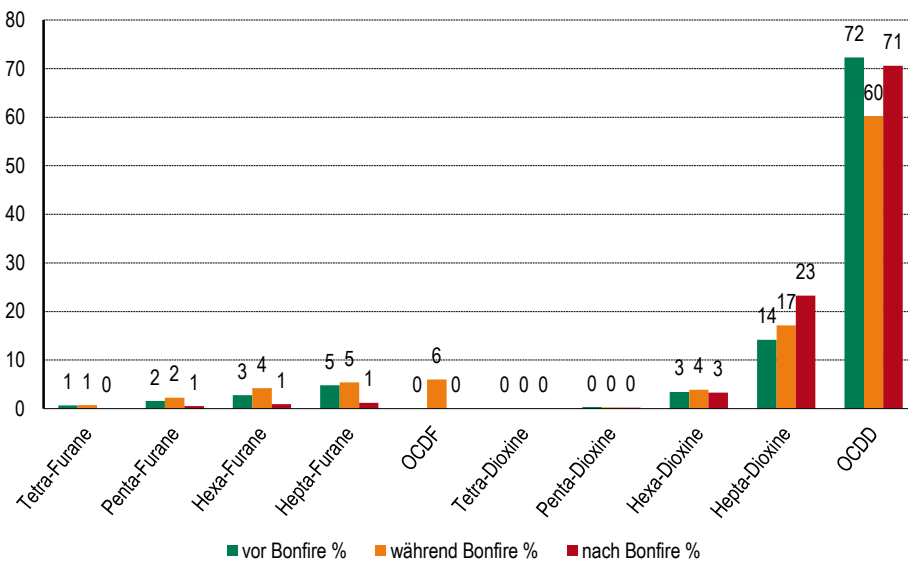
Im spanischen Girona (96000 Einwohner) fand spätabends am 23. Juni 2006 das Feuerwerksfest zu San Juan statt (Tab. 34). Das Feuerwerk wurde an zwei Messstationen verzeichnet, die Station «Parc Migdia» ist eine urbane Hintergrund-Station, während die Station «Escola Musica» deutlich verkehrsbeeinflusst ist. Gemessen wurden die Gehalte an PM<sub>2.5</sub> und vieler Elemente in PM<sub>2.5</sub> (Moreno et al. 2010). Obwohl die Luft in Girona während 24 Stunden gesammelt wurde, liegen die Gehalte feuerwerkstypischer Elemente in PM wie Kalium, Barium oder Strontium ähnlich hoch oder höher als in Mailand, wo während 4 Stunden gesammelt wurde.



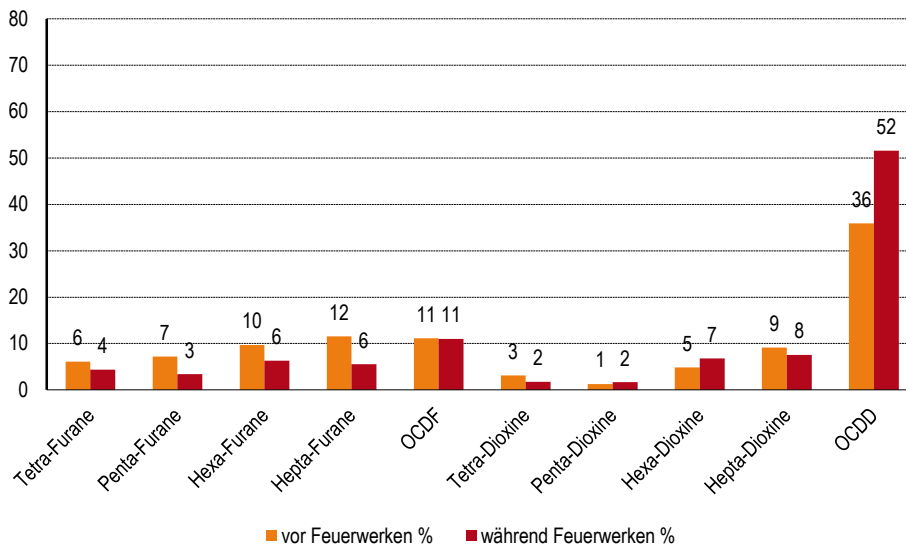
**Abb. 34 > Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Hazelrigg (UK) 1995 im Sommer und Herbst sowie um Bonfire**



**Abb. 35 > Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Oxford (UK) 1994 vor, nach und während Bonfire**



**Abb. 36** > Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Zürich 2011 während Feuerwerken vom 1. auf den 2. August und vor den Feuerwerken



Ähnlich hohe Belastungen wie in Girona wurden bei weiteren mit dem Abbrand von Feuerwerken begleiteten Feiern in Spanien festgestellt (Tab. 35). Alle Messstationen repräsentieren urbane Hintergrundbelastungen. Die Stationen in L'Alcora und Borriano sind zudem von Emissionen der keramischen Industrie beeinflusst. In Nähe der Station in L'Alcora fand am 18. März 2003 ein öffentliches Feuerwerk statt und wurde ein Feuer abgebrannt. Die Station in Borriano repräsentiert private Feierlichkeiten. Die Station in Valencia liegt 1 km von der Plaza del Ayuntamiento entfernt, an der über mehrere Tage während der Las-Fallas-Festivitäten öffentliche Feuerwerke stattfanden (Moreno et al. 2007).

Die Resultate einer Messkampagne während den Diwali-Feierlichkeiten in Dehli finden sich in Tab. 36. Die Sammler befanden sich auf dem Dach eines Gebäudes auf dem Campus des Indian Institute of Tropical Meteorology in Pune in 15 m Höhe. Keine wesentlichen industriellen Emittenten befinden sich in einem Umkreis von 5 km. Messperioden um Diwali waren der 27. bis 31. Oktober 2008 und der 15. bis 21. Oktober 2009. Diwali fand am 28. Oktober 2008 bzw. 17. Oktober 2009 statt. Die Post-Diwali-Messwerte umfassten jeweils Mittelwerte von drei 24h-Werten (Perrino et al. 2011). Im Vergleich mit den Feuerwerken in Valencia wurden an Diwali ausserordentlich hohe PM-Gehalte gemessen und die Gehalte der für Feuerwerke typischen Elemente (Al, Ba, K, Sr) lagen in Dehli um die Faktoren 15 bis 35 höher als in Valencia.

In Pearl City auf der Insel Oahu (Hawaii) wurden Ende 2005 die Gehalte feuerwerksrelevanter Elemente in PM<sub>10</sub> gemessen (Tab. 37). Der Standort wurde ausgewählt, weil frühere Messungen gezeigt haben, dass die PM<sub>10</sub>-Gehalte während der Silvesterfeuerwerke im Vergleich zu anderen Standorten auf Oahu immer sehr hoch sind (Licudine et al. 2012). Tatsächlich wurden Kalium- und Strontium-Gehalte gemessen, die äh-

lich hoch wie jene an Diwali in Dehli sind. Auffallend ist weiter der hohe Cu-Gehalt und das Vorkommen von Silber. Letzteres belief sich indes auf relativ tiefe  $6 \text{ ng/m}^3$ . Soweit bekannt wird Silber in pyrotechnischen Sätzen als Silberfulminat als Knallsatz in Böllern eingesetzt. Wie an Diwali in Dehli sowie dem Lantern Festival in Yanshui (Chang et al. 2011) lag Bismut in der Luft in Pearl City während der Feuerwerke deutlich erhöht vor.

Anlässlich eines Feuerwerks-Wettbewerbs im Jahr 2007 in Montreal wurde in den Rauchfahnen von neun Feuerwerken in einem Abstand von 500 m bis 2000 m vom Abschussplatz auf Filtern  $\text{PM}_{2.5}$  gesammelt und darin verschiedene Elemente gemessen (die einzelnen Feuerwerke dauerten jeweils 30 bis 45 Minuten). Neben den (mobilen) Messorten mit erwarteter Exposition wurde eine fixe Messstelle in einem Abstand von 1000 m vom Abschussplatz eingerichtet. Alle Events konnten beprobt werden, sodass für die Bestimmung der Elemente 18 Filter mit während einer Stunde gesammeltem  $\text{PM}_{2.5}$  vorlagen. In einer hierarchischen Clusteranalyse konnten 8 der 18 Filter als feuerwerksexponiert klassiert werden (Joly et al. 2010). In Tab. 38 sind die Extremwerte in den «nicht exponierten» und den «exponierten» Filtern zusammengefasst.

In den exponierten Filtern lagen Kalium (bis  $434\,000 \text{ ng/m}^3$ ), Chlor (bis  $65\,300 \text{ ng/m}^3$ ), Aluminium (bis  $25\,300 \text{ ng/m}^3$ ), Magnesium (bis  $17\,100 \text{ ng/m}^3$ ) und Titan (bis  $7\,700 \text{ ng/m}^3$ ) stark erhöht vor. Auch Schwefel (S), Barium (Ba), Antimon (Sb), Strontium (Sr) und Kupfer (Cu) zeigten deutlich erhöhte Gehalte, wobei bei diesen Elementen die unteren Gehalte der exponierten Filter mit den oberen Gehalten der nicht exponierten Filter überlappten<sup>31</sup>.

Im Jahr 2003 wurden im Zentrum von Denver (Colorado, USA) über ein Jahr  $\text{PM}_{2.5}$ -Tagesproben gesammelt. Im wässrigen Extrakt der Proben wurden sodann die Gehalte von 47 Elementen bestimmt. Die Extrakte beinhalten die wasserlöslichen und kolloidal gelösten sowie wasserunlöslichen Partikel, die ein Filter mit der Porengrösse von  $0,2 \mu\text{m}$  passierten (Zhang et al. 2008). In Tab. 39 sind das Jahresmittel, die Extremwerte und Standardabweichung (SD) sowie die 10 %- und 90 %-Perzentile aufgeführt. Das Tagesmittel am Nationalfeiertag (4. Juli) ist separat aufgeführt. In der Spalte «Anreicherung» ist der Quotient des Tagesmittels vom 4. Juli und des Jahresmittels tabelliert.

Am 4. Juli waren die löslichen Bestandteile in  $\text{PM}_{2.5}$  gegenüber dem Jahresmittel um das Zweifache erhöht. Von den löslichen Stoffen entfielen ca. 85 % auf organischen Kohlenstoff WSOC (32,5 %), Kalium (31 %) und Schwefel (21 %). Mit weiteren 12 % zu den löslichen Stoffen trugen Magnesium und Calcium (je 4 %) sowie Natrium und Barium (je ca. 2 %) bei. Auffällig waren die Anreicherungen der Elemente Samarium (Sm) und Europium (Eu) mit Quotienten von 7–9. Absolut sind ihre wasserlöslichen Gehalte am 4. Juli mit ca.  $0,02 \text{ ng/m}^3$  aber tief. Die zwei Lanthanoiden dürften nicht oder selten in Feuerwerksprodukten formuliert werden, in ersteren Fall würden sie über andere Inhaltsstoffe von Feuerwerkskörpern eingebracht. Auch Croteau et al. (2010) konnten in ihren Abbrandversuchen mit Feuerwerkskörpern im luftbürtigen Staub kein Sm und Eu nachweisen. Die Emissionsfaktoren betragen  $<0,4 \text{ g t}^{-1}$  bezogen auf den pyrotechnischen Satz (s. Anh. A2).

<sup>31</sup> Das in der Schweiz verbotene Blei wurde bei den Feuerwerken in Montreal im Jahr 2007 offenbar noch eingesetzt.

**Tab. 33 > Elemente und Ionen in PM<sub>10</sub> (4h-Werte) in Mailand 2006 während einer Feuerwerksepisode (in ng/m<sup>3</sup>)**

Datum	9.7.2006	9.7.2006	10.7.2006	10.7.2006	10.7.2006	10.7.2006
Zeitintervall	16.00–20.00	20.00–24.00	24.00–4.00	4.00–8.00	8.00–12.00	12.00–16.00
PM <sub>10</sub>	46400	48200	63900	51400	71100	55500
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<360	1100	4500	2300	2300	3700
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1200	1100	1600	868	1600	2500
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4200	3100	3600	2700	2800	5100
EC	1300	2000	5400	4070	4700	1700
OC	7900	9800	13500	11700	12100	10000
Br	5	6	9	12	6	4
Cl	<70	<70	233	98	115	121
S	1300	800	1200	1300	1000	1800
Al	355	519	680	451	720	609
Ba	<20	41	156	22	31	24
Ca	308	369	645	723	1475	744
Cr	<4	<4	11	10	<4	<4
Cu	20	43	105	56	65	25
Fe	470	850	1700	1600	1400	586
K	158	369	991	369	364	267
Mg	<100	183	598	246	127	182
Mn	7	16	30	35	30	20
Ni	4	2	5	7	6	5
Pb	9	16	57	25	41	14
Si	800	1000	1400	950	1800	1300
Sr	<3	55	139	18	11	<3
Ti	28	32	46	37	53	34
V	<6	<6	<6	<6	<6	<6
Zn	82	85	190	270	276	90

Die Gehalte von Elementen wie As, Mo, Se oder Zr lagen oft unterhalb der Nachweisgrenze von 2–20 ng m<sup>-3</sup>.

**Tab. 34 > Elemente und Ionen in PM<sub>2,5</sub> in Girona während einer Feuerwerksepisode**

	24h-Werte Parc Migdia 2006 [ng m <sup>-3</sup> ]			24h-Werte Escola Musica 2006 [ng m <sup>-3</sup> ]		
	5.5.–22.6.	23.6.	24.6.–30.6.	5.5.–22.6.	23.6.	24.6.–30.6.
PM <sub>2,5</sub>	16 300	25 300	22 100	22 100	30 800	20 100
Cl <sup>-</sup>	300	300	400	300	400	400
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	400	200	100	500	100	100
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1 000	800	1 300	1 000	1 500	1 400
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2 500	5 700	3 700	2 800	5 500	4 000
OM + EC	5 700	7 900	7 300	13 600	11 900	14 400
P	10,3	26,9	25,7	15,2	15,8	23,8
Al	370	480	370	320	370	320
As	0,3	0,6	0,3	0,3	0,6	0,4
Ba	29	322	131	47	261	165
Bi	0,1	0,4	0,1	0,1	0,4	0,1
Ca	200	200	300	300	300	300
Ce	0,6	0,7	0,5	0,4	0,5	0,5
Cd	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
Co	0,1	0,9	0,1	0,2	0,2	0,1
Cu	4,0	20,2	5,1	12,8	17,5	11,5
Fe	100	100	100	100	100	200
Ga	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Ge	1,1	1,1	0,9	0,8	0,9	0,7
K	100	2 600	200	100	1 300	200
La	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Mg	100	200	100	100	200	100
Mn	3,9	7,2	5,3	4,3	5,4	5,3
Na	200	200	200	300	300	400
Ni	2,9	3,2	3,1	3,6	4,5	3,6
Pb	4,2	29,1	4,9	4,4	22,8	5,8
Rb	0,2	0,8	0,4	0,3	0,6	0,4
Sb	0,4	1,4	0,7	0,9	1,7	1,0
Se	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,3
Si	990	1 270	990	890	990	890
Sr	1,4	121	2,1	1,5	107	2,1
Sn	0,9	1,2	1,1	1,4	1,4	1,6
Ti	10,3	15,5	16,0	8,6	14,0	13,0
V	4,1	4,5	3,7	3,8	4,6	3,8
Zn	18,3	71,3	64,3	39,8	74,6	86,8

**Tab. 35 > Elemente und Ionen in PM<sub>10</sub> (24h-Werte in ng m<sup>-3</sup>) an Standorten in Spanien während Feuerwerks- und/oder Brauchtumsfeuerepisoden**

	L'Alcora (2003)	Borriano (2003)	Valencia (2005)					
	18.3.	18.3.	15.3.	16.3.	17.3.	18.3.	19.3.	20.3.
PM <sub>10</sub>	93000	67000	34000	37000	42000	79000	46000	37000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		1600	3500	5100	4000	2000	600	1800
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	27900	8600	6900	8400	7500	7500	7800	8800
C <sub>total</sub>	6300	8300	5100	6100	7200	12300	7700	10800
OM+EC	6500	9100	5900	7200	8400	14200	8400	12400
P	30	30	50	50	20	50	70	60
Al	1270	4190	370	320	270	800	1170	740
As	10,0	77,0	0,8	1,8	1,9	1,6	1,0	2,0
Ba	248	126	39	54	78	236	283	322
Ca	2000	1700	400	200	300	1200	1300	900
Cd	1,0	5,7	0,3	0,3	0,6	0,6	0,4	0,5
Ce	0,9	4,8	0,9	0,8	1,0	1,3	1,6	0,9
Co	1,1	1,0	0,3	0,3	0,5	0,4	0,3	0,3
Cr	10,0	10,0	0,4	0,3	1,0	2,6	2,4	1,4
Cu		49	12	20	31	61	57	71
Fe	700	800	300	200	200	400	500	300
K	28100	7800	500	1000	1500	3800	5900	4000
La	0,6	1,0	0,4	0,3	0,4	0,5	0,6	0,4
Li	1,8	1,5	0,3	0,3	0,2	0,4	0,5	0,3
Mg	500	500	100	100	100	300	500	500
Na	200	700	300	300	100	200	200	300
Ni	2,0	3,0	3,1	2,7	3,9	3,1	2,4	3,2
Pb	206	1500	17	42	289	247	379	109
Rb	6	8	0,7	0,8	0,8	1,5	1,7	1,3
Sb	1		1	2	33	27	52	45
Se		10			0,2	0,3	0,2	0,5
Sn	1	3	2	3	12	10	14	9
Sr	45	16	3	7	9	31	51	112
Ti	80	120	20	20	20	40	70	30
V	3	4	10	9	11	12	12	12
Zn	380	298	101	107	52	77	36	39

**Tab. 36 > Elemente und Ionen in PM<sub>10</sub> in Dehli (Indien) während der Diwali-Feuerwerke 2008 und 2009**

	24h-Werte Dehli (Pune) 2008 [ng m <sup>-3</sup> ]			24h-Werte Dehli (Pune) 2009 [ng m <sup>-3</sup> ]		
	Pre-Diwali	Diwali	Post-Diwali	Pre-Diwali	Diwali	Post-Diwali
PM <sub>10</sub>	276 000	767 000	282 000	394 000	620 000	278 000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	510	1 300	1 000	1 200	640	2 300
Cl <sup>-</sup>	1 500	14 000	3 900	7 200	16 000	6 300
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5 100	20 000	7 600	14 000	11 000	11 000
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	7 300	49 000	6 800	5 100	44 000	5 700
Br	60	93	80	10	74	75
P	250	320	260	350	340	250
Al	4 000	18 000	5 400	7 400	22 600	6 000
As	30	69	26	34	47	26
Ba	590	11 000	1 000	1 500	12 000	1 100
Bi	4,4	187	7	2,1	130	7,8
Ca	9 600	8 400	11 000	15 000	7 100	9 800
Cd	2,7	7,5	2,3	1,4	4,3	1,4
Ce	8,7	5,4	5,7	6,0	6,8	6,0
Co	2,0	1,4	1,4	1,4	1,6	1,5
Cr	44	88	52	96	100	53
Cs	0,91	0,63	0,64	0,75	0,78	0,71
Cu	<23	110	<23	50	100	<23
Fe	3 900	4 600	4 200	5 600	3 900	3 800
Ga	2,8	11,0	1,9	1,4	11,0	1,7
K	8 900	68 000	11 000	12 000	81 000	9 800
Li	3,3	2,4	2,4	2,6	2,9	2,7
Mg	1 200	6 300	1 600	310	5 500	690
Mn	55	190	65	100	170	61
Na	1 000	4 200	1 600	2 800	5 300	2 300
Ni	10	12	10	14	13	9
Pb	790	1 400	660	630	940	560
Rb	11,0	7,3	7,3	8,3	9,1	8,8
Sb	10,0	27,0	8,8	10,0	33,0	5,4
Si	15 000	11 000	18 000	22 000	12 000	17 000
Sn	7,3	21,0	13,0	8,5	22,0	9,7
Sr	94	1 800	140	230	1 600	140
Ti	120	1 800	180	290	1 700	180
Tl	0,31	0,22	0,18	0,27	0,32	0,21
V	64	370	49	89	330	50
W	0,80	0,56	0,61	0,74	0,65	0,69
Zn	500	1 600	380	1 100	1 600	620

Tab. 37 > Elemente in PM<sub>10</sub> in Hawai (Oahu) während der Neujahrsfeuerwerke Ende 2005 (in ng m<sup>-3</sup>)

	vor Feuerwerk	während Feuerwerk	nach Feuerwerk
Ag	1	6	<1
Al	797	7 300	212
As	<6,4	7,6	<6,4
Ba	72	504	...
Bi	1	512	<1
Cd	0,1	1,6	<0,1
Cr	11	158	9
Cu	137	6 700	200
Fe	285	606	269
K	647	61 000	24
Mg	2 040	18 400	1 300
Mn	6	88	6
Na	16 800	21 700	19 400
Ni	1,2	6,0	1,0
Pb	1,6	253	1,0
Rb	1	9	<1
Sb	1	86	<1
Sr	8	1 700	6
Ti	19	57	15
Zn	32	581	22
Zr	6	12	...



**Tab. 38 > Range der Elementgehalte bei Feuerwerksepisoden in Montreal**

Element	nicht exponierte Filter [ng m <sup>-3</sup> ]		exponierte Filter [ng m <sup>-3</sup> ]	
	Min.	Max.	Min.	Max
Al	0	200	1 200	25 300
As	0	2	0	30
Ba	2	180	20	16 500
Cl	0	300	2 300	65 300
Cr	3	25	3	350
Cu	15	70	15	4 500
Fe	120	1 900	70	520
K	90	9 400	12 300	434 000
Mg	0	200	500	17 100
Mn	2	60	2	50
Mo	0	2	0	5
Ni	5	15	2	70
Pb	3	15	5	8 650
S	140	5 600	3 650	178 000
Sb	0	40	0	13 300
Sn	2	90	2	180
Sr	2	650	350	8 650
Ti	0	60	400	7 700
V	0	7	2	40
Y	180	520	270	650
Zn	25	650	70	15 400

Tab. 39 > Wasserlösliche Elemente in PM<sub>2,5</sub> [ng m<sup>-3</sup>] in Denver 2003

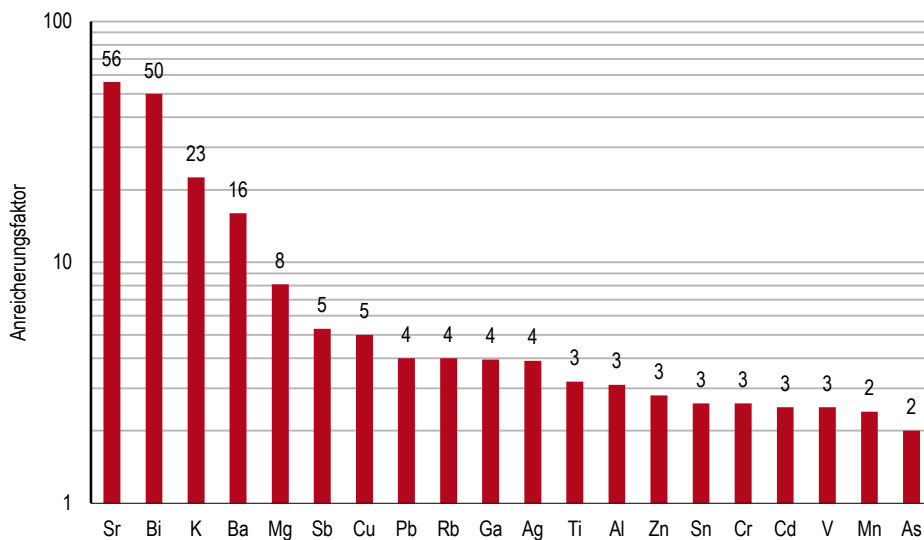
Element	Jahres- mittel	Min.	Max.	SD	10-Perzentil	90-Perzentil	Tagesmit- tel am 4. Juli	Anreicherung am 4. Juli
Al	3,0	0,1	32,1	2,7	0,8	5,4	13,4	4,5
As	0,13	0,001	1,04	0,13	0,02	0,26	0,28	2,1
B	2,6	0,01	18,7	2,4	0,4	5,9	3,1	1,2
Ba	2,6	0,01	47,2	3,6	0,3	5,6	47,2	18,2
Ca	76	1	691	78	13	146	90	1,2
Cd	0,035	0,000	0,195	0,029	0,008	0,072	0,043	1,2
Ce	0,006	0,000	0,058	0,006	0,001	0,013	0,009	1,4
Co	0,013	0,000	0,106	0,011	0,004	0,026	0,010	0,8
Cr	0,047	0,000	2,362	0,142	0,007	0,077	0,207	4,4
Cs	0,003	0,000	0,042	0,005	0,001	0,005	0,003	1,1
Cu	1,0	0,002	11,4	1,0	0,2	2,0	11,4	11,4
Dy	0,001	0,000	0,004	0,001	0,000	0,002	0,001	1,3
Er	0,001	0,000	0,021	0,001	0,000	0,001	0,000	0,6
Eu	0,002	0,000	0,015	0,002	0,000	0,003	0,015	8,8
Fe	4,5	0,04	29,8	4,0	0,8	9,1	2,6	0,6
Ho	0,000	0,000	0,004	0,001	0,000	0,001	0,000	0,4
K	27	0,03	669	47	5	50	669	25,0
La	0,005	0,000	0,044	0,006	0,001	0,011	0,004	0,7
Lu	0,000	0,000	0,015	0,001	0,000	0,001	0,000	0,3
Mg	8	0	85	7	2	14	85	10,6
Mn	0,8	0,01	5,4	0,6	0,2	1,5	1,4	1,8
Mo	0,065	0,002	0,413	0,053	0,014	0,129	0,088	1,3
Na	26	0,1	279	28	6	48	42	1,6
Nd	0,004	0,000	0,043	0,004	0,001	0,007	0,004	1,1
P	3,2	0,1	17,0	2,4	0,8	6,2	3,7	1,1
Pb	1,2	0,003	41,4	3,0	0,1	2,5	3,8	3,2
Pd	0,005	0,000	0,035	0,005	0,001	0,010	0,002	0,5
Pr	0,001	0,000	0,010	0,001	0,000	0,002	0,001	1,0
Pt	0,001	0,000	0,008	0,001	0,000	0,003	0,002	1,2
Rb	0,027	0,000	0,152	0,021	0,006	0,049	0,103	3,7
Rh	0,001	0,000	0,007	0,001	0,000	0,001	0,001	1,9
S	378	1	3 386	421	56	756	456	1,2
Sb	0,228	0,003	1,714	0,195	0,044	0,460	1,714	7,5
Sm	0,003	0,000	0,020	0,002	0,001	0,006	0,020	7,3
Sn	0,162	0,004	1,752	0,178	0,032	0,313	0,101	0,6
Sr	0,48	0,000	13,7	0,89	0,09	0,82	13,7	28,5
Tb	0,000	0,000	0,004	0,001	0,000	0,001	0,000	0,3
Th	0,002	0,000	0,019	0,002	0,000	0,005	0,001	0,6
Ti	0,046	0,000	0,595	0,065	0,005	0,088	0,030	0,7
Tl	0,003	0,000	0,035	0,003	0,001	0,007	0,005	1,4
Tm	0,000	0,000	0,019	0,001	0,000	0,001	0,000	0,2

Element	Jahresmittel	Min.	Max.	SD	10-Perzentil	90-Perzentil	Tagesmittel am 4. Juli	Anreicherung am 4. Juli
U	0,001	0,000	0,008	0,001	0,000	0,002	0,002	1,3
V	0,055	0,001	0,409	0,060	0,007	0,129	0,115	2,1
W	0,025	0,000	0,235	0,028	0,003	0,056	0,010	0,4
Y	0,003	0,000	0,011	0,002	0,001	0,006	0,004	1,4
Yb	0,001	0,000	0,014	0,001	0,000	0,001	0,000	0,6
Zn	5,5	0,01	50,8	6,5	0,8	11,8	6,2	1,1
WSOC	544	2	3645	471	98	1120	696	1,3

**A3-6 Elementanreicherungen während Feuerwerksepisoden**

Anhand der in Kapitel A3-5 präsentierten und weiterer Daten aus Italien (Vecchi et al. 2008), Spanien (Moreno et al. 2007; Moreno et al. 2010), Indien (Perrino et al. 2011; Sarkar et al. 2010), Taiwan (Chang et al. 2011), den USA (Perry, 1999; Licudine et al. 2012), der Niederlande (Noordijk 1994) und aus der Schweiz (Rösli et al. 2001; Schmid et al. 2014) wurden die mittleren Anreicherungsfaktoren der verschiedenen Elemente als Quotient der Konzentrationen in PM während Feuerwerksepisoden und der Konzentrationen in PM vor oder nach Feuerwerken errechnet. 20 Elemente sind um den Faktor 2 bis 60 angereichert (Abb. 37). Das Bild stimmt gut mit den am 1. August 2011 in Zürich festgestellten Elementanreicherungen überein (vgl. Kap. 6.3.1.1).

**Abb. 37 > Während weltweiter Feuerwerksepisoden (Zeitraum 1990–2009) in PM angereicherte Elemente (Medianwert)**



Nicht oder höchstens um den Faktor 2 angereichert waren in absteigender Reihenfolge Silicium (Si), Phosphor (P), Eisen (Fe), Calcium (Ca), Cobalt (Co), Lanthan (La),

Nickel (Ni), Lithium (Li), Cer (Ce), Natrium (Na), Zirkonium (Zr), Selen (Se), Germanium (Ge), Molybdän (Mo), Tantal (Ta), Cäsium (Cs) und Wolfram (W).

Die in Gesamt-PM um den Faktor 5 und mehr angereicherten Elemente Barium (Ba), Kupfer (Cu), Kalium (K), Magnesium (Mg), Antimon (Sb) und Strontium (Sr) wiesen im Übrigen im wässrigen Extrakt der PM<sub>2.5</sub>-Proben vom 4. Juli in Denver die höchsten Gehalte der insgesamt 323 gesammelten Tagesproben auf. In Denver waren am 4. Juli weiter die Lanthanoiden Europium (Eu) und Samarium (Sm) um die Faktoren 7–9 angereichert, sie liegen im wasserlöslichen Extrakt aber in tiefen Gehalten vor (vgl. Tab. 39).

### A3-7 Modellierung von Feuerwerksepisoden

In der Publikation über Feuerwerke aus dem Jahr 2001 (Plinke et al. 2001) wurden mit dem Gauss'schen Ausbreitungsmodell (VDI 1992) u.a. ein «Grossfeuerwerk» und «private Feuerwerke am Nationalfeiertag» modelliert (Filliger 2001). In den hier aktualisierten Berechnungen wurden die Ausbreitungsparameter belassen und einzig die Emissionsfaktoren für die Elemente angepasst.

Das «Grossfeuerwerk» beschreibt ein Feuerwerk von 30 Minuten Dauer, bei dem 2000 kg pyrotechnische Sätze abgebrannt werden. Die Ausbreitung der Effekte (1000 m Breite und 80 m Höhe) wird durch eine Normalverteilung mit  $\sigma_y = 500$  m und  $\sigma_z = 40$  m approximiert. Die Quellenhöhe betrage 120 m und die Windgeschwindigkeit 2 m/s.

Das Szenarium «Nationalfeiertag» beschreibt private Feuerwerke am 1. August in einer Stadt mit ca. 200 000 Einwohnern. Es wird angenommen, dass während 3 Stunden 8500 kg pyrotechnische Sätze abgebrannt werden. Die Ausbreitung der Effekte wird durch eine Normalverteilung mit  $\sigma_y = 3000$  m und  $\sigma_z = 25$  m approximiert. Die Quellenhöhe wird mit 100 m und die Windgeschwindigkeit mit 2 m/s angenommen.

Mit den getroffenen Annahmen wird für das «Grossfeuerwerk» beim Abbrand von 2 t pyrotechnischen Sätzen (und unter Annahme einer vollständigen Transformation des pyrotechnischen Satzes zu PM<sub>10</sub>) ein PM<sub>10</sub>-Gehalt von rund 1400 µg/m<sup>3</sup> modelliert. Dieser Wert ist plausibel: In Montreal wurden anlässlich von Feuerwerkswettbewerben in den Rauchfahnen (in Atemhöhe der Zuschauer) in einem Abstand von 500 m bis 2000 m vom Abschussplatz PM<sub>2.5</sub>-Peaks bis 10 000 µg/m<sup>3</sup> gemessen. Über die Dauer der Feuerwerke von 45 Minuten gemittelt kann sich ein PM<sub>2.5</sub>-Gehalt um 1000 µg/m<sup>3</sup> einstellen (Joly et al. 2010). Er stimmt zudem gut mit PM-Gehalten von 400–1600 µg/m<sup>3</sup> überein, wie sie anhand von Partikelanzahlmessungen bei organisierten Feuerwerken in Berlin errechnet wurden (Dutschke et al. 2011). Für den «Nationalfeiertag» errechnet sich analog ein PM<sub>10</sub>-Gehalt von ca. 240 µg/m<sup>3</sup> während dreier Stunden. Wenn von einer Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> ausgegangen wird, kann das Tagesmittel grob auf 45 µg/m<sup>3</sup> geschätzt werden. Dies ist ein realistischer Tageswert für Zeiten mit Abbrand von Feuerwerk.

Die Elementgehalte der Luft wurden aus den modellierten maximalen Konzentrationen entlang der Plumeachse und den Emissionsfaktoren für die Elemente gemäss Kapitel 6.2 Tab. 6 errechnet<sup>32</sup>. Die meisten so abgeschätzten Element-Gehalte während des «Grossfeuerwerks» liegen im Bereich der in Montreal gemessenen Maxima (Tab. 38). Einzig bei Antimon und Titan weichen die modellierten Gehalte (195 ng/m<sup>3</sup> bzw. 770 ng/m<sup>3</sup>) deutlich von den Maxima (13 300 ng/m<sup>3</sup> bzw. 7700 ng/m<sup>3</sup>) in Montreal ab, liegen jedoch im Bereich der dort gemessenen Spannweiten.

Die Abschätzung der Deposition der Elemente erfolgt anhand der errechneten Elementgehalte und einer Depositionsgeschwindigkeit der Partikel, die mit 0,01 m/s wie für PM<sub>10</sub> angenommen wird. Diese Sinkgeschwindigkeit ist konservativ gewählt, da mit Feuerwerken emittierte Elemente eher auf kleineren Partikeln vorkommen (vgl. Anh. A3-2). Es wäre Usus, dass in Ausbreitungsrechnungen für PM<sub><2.5</sub> eine Depositionsgeschwindigkeit von 0,001 m/s angenommen wird (TA Luft 2002).

In Ergänzung zu den errechneten Depositionsraten aus den Modellrechnungen enthält Tabelle A3.7 zusätzlich Abschätzungen zu den Elementdepositionen um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich. Basis sind die gemessenen Elementgehalte (24h-Werte) am 1. und 2. August (vgl. Kap. 6.3.1.1). Die Depositionen errechnen sich wiederum mit einer hohen gewählten Sinkgeschwindigkeit von 0,01 m s<sup>-1</sup> über 48 Stunden.

<sup>32</sup> Annahme: ein EF von 1 g pro t Feuerwerkskörper entspricht einem EF von 4 g pro t pyrotechnischem Satz.

Tab. 40 &gt; Modellierte Element-Gehalte und abgeschätzte Elementdepositionen während Feuerwerken

Element	«Grossfeuerwerk» Modell [ng m <sup>-3</sup> ]	«Nationalfeiertag» Modell [ng m <sup>-3</sup> ]	«Grossfeuerwerk» Modell [mg m <sup>-2</sup> ]	«Nationalfeiertag» Modell [mg m <sup>-2</sup> ]	Nationalfeiertag Zürich [mg m <sup>-2</sup> ]
Ag	22	4	0,0004	0,0004	0,0005
Al	15 000	2 600	0,27	0,28	0,33
As	39	7	0,001	0,001	0,001
Ba	12 800	2 200	0,25	0,25	0,3
Bi	500	85	0,01	0,01	0,01
Cd	19	3	0,0003	0,0003	-
Co	16	3	0,0003	0,0003	0,0003
Cr	300	55	0,006	0,006	0,007
Cu	4900	850	0,09	0,09	0,11
Ga	26	4	0,001	0,001	-
K	230 000	40 000	4,1	4,3	5,2
Mg	17 400	3 000	0,3	0,3	0,4
Mn	650	110	0,01	0,01	0,01
Ni	120	20	0,002	0,002	0,003
Pb	720	125	0,015	0,015	0,015
Rb	65	10	0,001	0,001	0,001
Sb	195	35	0,004	0,004	0,004
Sn	345	60	0,006	0,007	0,008
Sr	4800	825	0,09	0,09	0,11
Ti	770	135	0,01	0,01	0,02
V	45	8	0,001	0,001	0,001
Zn	5000	850	0,09	0,09	0,11

## A4 Gehalte feuerwerksrelevanter Elemente in der Umwelt

Daten zum Vorkommen von Metallen (und Halbmetallen) in PM-Tagesproben für den Zeitraum vom 4. August 2008 bis zum 30. Juli 2009 (91 Tageswerte) liegen für die Standorte Bern-Bollwerk (urban verkehrsbeeinflusst), Zürich-Kaserne (urban hintergrundbelastet) und Basel-Binningen (suburban hintergrundbelastet) vor (Tab. 41). Gegenüber dem suburbanen Standort liegen die Konzentrationen der Elemente Barium (Ba), Bismut (Bi), Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Antimon (Sb) am urban hintergrundbelasteten Standort erhöht und am urban verkehrsbeeinflussten Standort stark erhöht vor. Erhöhte Konzentrationen nur am verkehrsbeeinflussten Standort verzeichnet man für Aluminium (Al), Gallium (Ga), Mangan (Mn), Nickel (Ni), Strontium (Sr), Titan (Ti), Vanadium (V) und Zink (Zn) (Hüglin et al. 2012).

Luft

Als Mass für das übliche Vorkommen feuerwerksrelevanter Elemente in Böden sind in Tab. 42 deren Gehalte (Mittel- und Extremwerte) in der Erdkruste und in lehmhaltigen Böden (Kabata-Pendias 2011), Gehalte (Mediane und Extremwerte) in Böden, die im Rahmen des Programms zur geochemischen Kartierung in Europa unter Federführung von FOREGS (Forum of European Geological Surveys) analysiert wurden (Salminen et al. 2005), sowie Gehalte (Mediane sowie 25 % und 75 %-Perzentile) in schwedischen Böden (Eriksson 2001) und Gehalte (Mediane sowie 10 % und 90 %-Perzentile) in Schweizer Böden (Keller & Desaulles 2001) zusammengefasst.

Böden

In Tab. 43 sind Gehalte der hier interessierenden Elemente (Mediane und Extremwerte) in rund 800 Gewässern, die im Rahmen des Programms zur geochemischen Kartierung in Europa unter Federführung von FOREGS untersucht wurden, aufgelistet (Salminen et al. 2005). Weiter finden sich in der Tabelle Elementgehalte von zwei relativ sauberen, kleineren Fliessgewässern im Vereinigten Königreich: in der 119 km langen Ure wurden ab September 1993 über 12 Monate Proben gezogen und darin gelöste Elemente bestimmt (Neal et al. 1996); im 156 km langen River Tweed wurden zwischen Juli 1996 und 1997 in fünf Kampagnen Proben entnommen und diese auf Haupt- und Spurenelemente untersucht (Jarvie et al 2000). Angegeben sind jeweils die Extremwerte und abflussgewichteten Mittel. Gehalte einiger feuerwerksrelevanter Elemente liegen zudem aus Analysen von Wasserproben der Rhône und des Rheins vor: die für die Rhône angegebenen Gehalte sind Mittelwerte von 52 zwischen 2000 und 2003 bei Arles entnommenen filtrierten Proben (Ollivier et al. 2011). Die Werte des Rheins entsprechen Mittelwerten aus der Analyse filtrierter Einzelproben am Standort Weil (IKSR 2012). Schliesslich sind in Tab. 43 in einer niederländischen Arbeit abgeleitete Hintergrundwerte aufgeführt (Oste et al. 2011). Sie wurden auf Basis der Verhältnisse der Elementgehalte im Schwebstoff und in der Wasserphase ( $K_p$ ) und mit Daten zu Elementgehalten nicht-rezenter Sedimente (im Rhein bei Lobith) erhalten.

Gewässer

Tab. 41 > Jahresmittelwerte von Elementen in PM in der Luft an drei Schweizer Standorten in ng/m<sup>3</sup>

	urban verkehrsbeinflusst	urban Hintergrund	suburban Hintergrund		
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>1</sub>	PM <sub>1</sub> /PM <sub>10</sub>
Al	125	86	70	5	7 %
As	0,52	0,52	0,39	0,37	96 %
Ba	11,1	3,7	2,2	0,4	17 %
Bi	0,3	0,2	0,1	0,03	36 %
Cd	0,11	0,12	0,17	0,11	67 %
Cr	4,9	2,0	0,9	0,4	42 %
Cu	61	21	6,7	1,8	27 %
Ga	0,35	0,14	0,14	0,06	40 %
K	303	258	274	175	64 %
Mg	57	45	37	3	8 %
Mn	12,2	5,6	3,7	0,8	21 %
Ni	2,2	1,0	0,9	0,4	44 %
Pb	6,2	5,2	5,0	3,1	63 %
Rb	0,57	0,41	0,45	0,29	63 %
Sb	6,6	2,2	1,0	0,4	38 %
Sr	1,7	0,8	0,7	0,2	28 %
Ti	3,6	2,3	1,8	0,21	11 %
V	1,2	0,6	0,7	0,4	64 %
Zn	51	28	25	14	58 %



**Tab. 42 > Elementgehalte in Böden in mg/kg (Erläuterungen im Text)**

	Erdkruste	lehmhaltige Böden	Europa (FOREGS)	schwedische Böden	Schweizer Böden
Al	...	<100 000	58 300 1 960–142 000	68 000 61 000–74 000	≈35 000 <sup>(1)</sup>
Ag	0,06	0,03–0,09	0,27 0,01–3,15	0,09 0,06–0,15	... <sup>(3)</sup>
As	1,8	7,5 0,4–31	7 0,3–282	3,5 2,1–4,6	3,1 1,2–9,7
Ba	400	545 70–1 500	375 30–1 870	614 537–679	≈240 <sup>(1)</sup>
Bi	0,2	...	<0,5 <0,5–6,5	0,12 0,09–0,19	... <sup>(3)</sup>
Cd	0,1	0,41–0,57	0,15 <0,01–14,1	0,15 0,10–0,23	0,29 0,14–0,78
Co	10	7,7 3–30	7,8 <3–249	7,3 5–10	6,7 4,2–10,9
Cr	100	55 10–100	60 <3–6 230	19 13–30	23 14–38
Cu	55	27 3–70	13 0,8–256	16 9–24	22 9–74
Ga	15	19,5 5–70	13,5 0,5–34	9,1 6,5–12	... <sup>(3)</sup>
K	...	...	15 900 215–50 900	27 000 26 000–29 000	≈9 000 <sup>(1)</sup>
Mg	...	...	4 600 60–148 000	6 500 4 800–10 000	≈4 200 <sup>(1)</sup>
Mn	900	530 50–2 000	500 30–6 000	350 251–566	≈590 <sup>(1)</sup>
Ni	20	21 5–200	18 <2–2 690	13 8–18	23 13–38
Pb	15	21 <10–70	23 5–970	17 13–23	28 17–91
Rb	90	70 30–120	80 <2–390	112 84–144	≈250 <sup>(2), (3)</sup>
Sb	0,2	0,25–0,6	0,6 0,02–31	0,25 0,2–0,3	0,1 0,05–1,46
Sn	2,5	1,1 <0,1–3,1	3 <2–106	1,4 1,0–2,3	0,5 0,1–2,0
Sr	375	148 10–500	89 8–3 120	162 129–189	≈250 <sup>(2), (3)</sup>
Ti	4 400	3 150 700–10 000	3 450 125–32 700	3 800 3 000–4 200	...
V	135	82 20–150	60 2,7–537	66 47–86	26 15–48
Zn	70	61 20–220	52 <3–2 900	67 46–79	63 37–148

<sup>(1)</sup> Gehalte im Kugelfang eines Schiessplatzes. Sie korrelieren negativ mit Blei. Der Einfluss des Schiessbetriebs auf die Bodengehalte dürfte daher gering sein (Robinson et al. 2008).

<sup>(2)</sup> Gehalte im Kugelfang eines Schiessplatzes. Sie korrelieren positiv mit Blei. Der Einfluss des Schiessbetriebs auf die Bodengehalte könnte bedeutend sein (Robinson et al. 2008).

<sup>(3)</sup> Annahme für übliche Werte in Schweizer Böden: Ag (0,09 mg/kg), Bi (0,12 mg/kg), Ga (9,1 mg/kg), Rb (112 mg/kg), Sr (162 mg/kg).

Tab. 43 &gt; Spurenelementgehalte (gelöst) in Fließgewässern in µg/l (Erläuterungen im Text)

	Europa (FOREGS)	Ure (UK) 1994	Tweed (UK) 1996/7	Rhône (F) 2000/3	Rhein (CH) 2011	Hintergrund
Al	18 0,7–3370	76 2–255	143 0–806	...	...	-
As	0,63 <0,01–27,3	0,53 0–1,69	...	1,90	0,84	0,7
Ba	25 0,2–436	56 36–106	57 43–248	32	...	45
Bi	0,002 <0,002–0,16	...	...	...	...	-
Cd	0,01 <0,002–1,25	...	0,02 0–0,25	...	<0,02	0,005
Co	0,16 0,01–15,7	0,18 0,06–0,24	0,57 0,15–9,4	...	...	0,10
Cr	0,38 <0,01–43	0,27 0,02–0,58	0,75 0,25–4,0	...	...	0,23
Cu	0,88 0,08–14,6	3,35 0,8–6,5	2,7 0,23–8,0	2,08	0,88	0,7
Ga	0,011 0,002–0,17	...	...	...	...	-
Mn	16 0,05–3010	13,3 1,2–62,6	18,7 3,8–85	...	...	-
Ni	1,91 0,03–24,6	2,54 1,1–3,8	2,23 0,6–7,7	0,98	<0,5	0,6
Pb	0,093 0,005–10,6	1,71 0,33–4,98	0,54 0,05–1,7	0,07	<0,1	0,019
Rb	1,32 0,09–112	1,45 1,06–2,44	...	1,28	...	-
Sb	0,07 <0,002–2,91	...	...	0,29	...	0,22
Sn	...	...	...	...	...	0,0086
Sr	110 1–13600	178 81–634	89 64–168	360	...	...
Ti	0,90 <0,01–16,8	...	...	...	...	-
V	0,46 <0,05–19,5	...	...	0,70	...	0,89
Zn	2,68 0,09–310	15,5 5,5–20,7	13,1 1,7–124	2,70	<1,0	0,88

## A5 Beurteilungswerte für feuerwerksrelevante Elemente

In untenstehender Tab. 44 finden sich vertiefende Angaben zur aquatischen und terrestrischen Toxizität feuerwerksrelevanter Elemente sowie gegebenenfalls deren PNEC (Predicted No Effect Concentration) zum Schutz von Wasser- und Bodenorganismen. In der aquatischen Umwelt wird zwischen PNEC für kurzfristig auftretende Belastungen ( $PNEC_{acute}$ ) und für chronische Belastungen ( $PNEC_{chronic}$ ) unterschieden. Gewässereinträge durch den Abbrand von Feuerwerkskörpern sind sehr seltene Ereignisse von kurzer Dauer, sodass für Beurteilungszwecke grundsätzlich der  $PNEC_{acute}$  angewandt werden darf. Er ergibt sich anhand der tiefsten akuten aquatischen Toxizität für Spezies aus mindestens drei trophischen Stufen und Sicherheitsfaktoren (AF) von mindestens 10 bis 100 (deterministischer Ansatz). Bei umfangreicher Datenlage kann der  $PNEC_{acute}$  zudem anhand der Empfindlichkeitsverteilung der Spezies mittels statistischer Extrapolation erhalten werden (EC 2011). Für das Kompartiment Boden leiten sich PNEC anhand der Toxizität mindestens gegenüber Wirbellosen, Pflanzen und der Wirkung auf Bodenorganismen ab. Fehlen Studien zur terrestrischen Toxizität kann der PNEC mit Hilfe von Daten zur aquatischen Toxizität nach der Equilibrium partitioning Theory (EqP) abgeleitet werden:  $PNEC_{Boden} = K_p \times PNEC_{Wasser}$  mit  $K_p$  = Verteilungskoeffizient der Konzentrationen eines Stoffes im Boden und Wasser (TGD 2003).

Beurteilungswerte zum Schutz  
der Umwelt

**Tab. 44 > Aquatische und terrestrische Toxizität feuerwerksrelevanter Elemente**

Element	Beurteilungswerte direkte Toxizität
Kalium (K)	Im Hazard Assessment der OECD von KCl werden bezogen auf Kalium für Fische, Crustaceen und Algen folgende tiefsten akuten Toxizitätswerte aufgeführt: <i>Ictalurus punctulus</i> 48h-LC <sub>50</sub> =378 mg/l; <i>Daphnia magna</i> 48h-LC <sub>50</sub> =93 mg/l; <i>Nitzschia linearis</i> 120h-EC <sub>50</sub> =702 mg/l (SIAP 2001). Diese Werte liegen nahe beieinander. Mit einem AF = 10 auf den tiefsten akuten Wert errechnet sich hier für Screeningzwecke ein PNEC <sub>acute</sub> von 9300 µg/l. Im Bodenwasser können sehr hohe Gehalte an Kaliumionen die Keimung von Samen beeinträchtigen und das Pflanzenwachstum hemmen (Salminen et al. 2005).
Magnesium (Mg)	Im Hazard Assessment der OECD von MgCl <sub>2</sub> und MgSO <sub>4</sub> wird die aquatische Toxizität von Mg <sup>2+</sup> für Fische und Crustaceen wie folgt angegeben: <i>Pimephales promelas</i> 96h-LC <sub>50</sub> =555 mg/l (geom. Mittel); <i>Daphnia magna</i> 48h-EC <sub>50</sub> =353 mg/l (geom. Mittel) und <i>Ceriodaphnia dubia</i> 48h-LC <sub>50</sub> =224 mg/l. In einem Limitest mit der Alge <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> betrug der 72h-E <sub>50</sub> >20 mg/l (SIAP 2010; SIAP 2011). Weiter bestimmten Biesinger & Christensen (1972) in einem akuten Test mit <i>Daphnia magna</i> einen 48h-LC <sub>50</sub> von 190 mg/l. Zudem wurde in Tests mit MgSO <sub>4</sub> in leicht saurem australischen Flusswasser geringer Härte (pH = 6,3 ±0,4, <3–9 mg CaCO <sub>3</sub> /l) mit der Grünalge <i>Chlorella sp.</i> für Mg <sup>2+</sup> ein 72h-IC <sub>50</sub> von 1215 mg/l erhalten (van Dam et al. 2010). Mit dem tiefsten Effektwert von 190 mg/l leitet sich hier für Screeningzwecke ein PNEC <sub>acute</sub> von 19 000 µg/l (AF = 10) ab. Daten zur terrestrischen Toxizität von Mg liegen nicht vor. Mg ist ist am Aufbau des Blattgrüns beteiligt; die Synthesen von Zuckern, Proteinen, Fetten und Vitaminen sind damit direkt vom Mg abhängig.
Aluminium (Al)	Arbeiten in Deutschland (LAWA 2010) und im Vereinigten Königreich (Crane et al. 2007) zeigten, dass der deterministische Ansatz bei der Ableitung eines PNEC für Al im Vergleich zum natürlichen Vorkommen zu (sehr) tiefen PNEC <sub>acute</sub> und PNEC <sub>chronic</sub> <1 µg/l führt. Die aquatische Toxizität von Al ist stark von seiner Spezierung, die wesentlich vom pH-Wert bestimmt wird, abhängig. Zudem neigt Al zur Polymerisierung und bildet Komplexe mit Phosphaten, Sulfaten und organischen Liganden wie Humin- und Fulvosäuren (CCME 2003). Für Screeningzwecke wird hier das 90 %-Perzentil der Al-Gehalte in europäischen Fließgewässern von 209 µg/l (Salminen et al. 2005) als Beurteilungswert beigezogen. Auch in der Bodenlösung kommt eine Vielzahl ionischer und komplexierter Al-Verbindungen vor, deren Wirkungen auf Pflanzen, Invertebraten und mikrobielle Bodenprozesse sich stark unterscheiden. Bei der Bewertung der Al-Gehalte in Böden gehen die Bedenken v. a. dahin, dass durch Bodenversauerung das natürlicherweise vorkommende Al, dessen 50 %- und 90 %-Perzentile in europäischen Böden 58 300 mg/kg und 84 800 mg/kg betragen (Salminen et al. 2005), bioverfügbar werden kann (USEPA 2003).
Barium <sup>(3)</sup> (Ba)	van Vlaardingen et al. (2005) benutzten für die Ableitung eines PNEC zum Schutz von Wasserorganismen Daten aus chronischen Tests mit Cyanobakterien, Algen, Bryophyten, Makrophyten und Crustaceen. Der tiefste NOEC von 2,9 mg/l stammte aus einem 21d Reproduktionstest mit <i>Daphnia magna</i> (Biesinger & Christensen 1972). Mit einem AF von 50 errechnet sich der PNEC <sub>chronic</sub> auf 58 µg/l. Laut Autoren ist es ein PNEC <sub>added, chronic</sub> <sup>(1)</sup> . Für das terrestrische Kompartiment lagen van Vlaardingen et al. (2005) chronische Toxizitätsdaten für Anneliden, Insekten und die Enzymaktivität in Böden vor. Der tiefste chronische NOEC von 82 mg/kg stammte aus einem Reproduktionstest mit Springschwänzen ( <i>Folsomia candida</i> ). Mit einem AF von 10 errechnet sich der PNEC auf 8,2 mg/kg. Gemäss Added-Risk-Approach handelt es sich um eine gegenüber dem Hintergrundgehalt zulässige Addition (PNEC <sub>added</sub> ) <sup>(1)</sup> .
Zink <sup>(3)</sup> (Zn)	Bodar (2007) errechnete ausgehend von einem Datenset mit NOEC-Werten zwischen 17 µg/l und 660 µg/l für aquatische Spezies (Fische, Invertebraten, Algen) anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation einen HC <sub>5</sub> -Wert <sup>(2)</sup> von 15,6 µg/l. Mit einem AF von 2 ergab sich ein PNEC <sub>chronic</sub> von 7,8 µg/l. Der PNEC <sub>acute</sub> wurde anhand des PNEC <sub>chronic</sub> und des Acute-Chronic-Ratios abgeschätzt: letzteres betrug 2, sodass der PNEC <sub>acute</sub> gemäss 7,8 µg/l x 2=15,6 µg/l zurück zum HC <sub>5</sub> führt. Nach Bodar (2007) handelt es sich um eine zulässige Addition, d. h. PNEC <sub>added</sub> . Für das terrestrische Kompartiment errechnete Bodar (2007) anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilungen mittels statistischer Extrapolation HC <sub>5</sub> -Werte von 27 mg/kg für mikrobiologische Prozesse und 52 mg/kg für Pflanzen und Invertebraten (kombiniertes Datenset). Mit einem AF von 2 auf letzteren Wert leitete Bodar (2007) einen PNEC von 26 mg/kg ab. Gemäss Added-Risk-Approach handelt es sich um eine gegenüber dem Hintergrundgehalt zulässige Addition (PNEC <sub>added</sub> ).
Kupfer <sup>(3)</sup> (Cu)	Im Rahmen der Risikobeurteilung von Kupfer in der EU (ECI 2008) lag für die Ableitung eines PNEC <sub>chronic</sub> ein Datenset mit 139 NOEC-Werten für 27 verschiedene aquatische Spezies verschiedener trophischer Stufen vor. Die Extremwerte unterschieden sich um den Faktor 31. Nach Normalisierung der

Element	Beurteilungswerte direkte Toxizität
	<p>NOEC mit dem biotischen Ligand-Modell (BLM) wurden anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation HC<sub>5</sub>-Werte zwischen 7,8 und 27,2 µg/l erhalten. Der tiefere Wert steht für eine hohe Bioverfügbarkeit in einem Gewässer mit pH = 6,6 (Invertebraten, Fische) oder pH = 8,1 (Algen).</p> <p>Basis für den PNEC für das terrestrische Kompartiment war ein Datenset mit 252 NOEC-Werten für 19 verschiedene Spezies und mikrobielle Prozesse. Nach ihrer Normalisierung hinsichtlich der Bioverfügbarkeit mit Hilfe der Kationenaustauschkapazität und Korrektur mit Faktoren bis 2, welche die höhere Verfügbarkeit in den Laborversuchen gegenüber den Bedingungen im Feld berücksichtigen, wurden anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation HC<sub>5</sub>-Werte zwischen 79 und 173 mg/kg errechnet. Der tiefere Wert steht für eine hohe Bioverfügbarkeit in lehmigen Böden.</p>
Strontium (Sr)	<p>In akuten Tests mit SrSO<sub>4</sub> (Wasserlöslichkeit 135 mg/l) wurde bei Fischen (<i>Oryzias latipes</i>), Crustaceen (<i>Daphnia magna</i>) und Algen (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>) bei keiner getesteter Konzentration Mortalität festgestellt, d. h. der L(E)C<sub>50</sub> ist grösser als 48 mg Sr/l (SIAP 2007). Mit einem AF von 100 resultiert ein PNEC<sub>acute</sub> &gt;480 µg/l.</p> <p>Die Ableitung des PNEC für Böden erfolgt mit dem EqP-Ansatz: Basierend auf einem Datenset mit chronischen Toxizitätsdaten für elf aquatische Spezies (vier Fische, sechs Invertebraten, eine Alge) wurde in den USA mittels statistischer Extrapolation ein HC<sub>5</sub>-Wert von 6242 µg/l errechnet (Golder Assoc. 2012). Auf diesen Wert wird ein AF von 5 (Default) verwendet. Damit ergibt sich der PNEC<sub>chronic</sub> auf 1250 µg/l. Mit diesem Wert und einem K<sub>p</sub> von 35 l/kg (Baes et al. 1984) errechnet sich ein PNEC für Böden von 44 mg/kg. Gemäss Added-Risk-Approach handelt es sich um eine gegenüber dem Hintergrundgehalt zulässige Addition (PNEC<sub>added</sub>).</p>
Titan (Ti)	<p>Zur aquatischen Toxizität von gelöstem Ti (AAS-Standard) wurde eine Studie mit der Crustacee <i>Hyalella azteca</i> gefunden, in welcher der 28d-LC<sub>50</sub>-Wert mit 1,4 mg/l bestimmt wurde (Mahli 2012).</p> <p>In einer Literaturrecherche von Efrogmson et al. (1997b) wurde für Ti ein NOEC für mikrobiologische Prozesse (Arylsulfatase-Aktivität) von 120 mg/kg gefunden. Hinsichtlich der Toxizität gegenüber Pflanzen in Nährstofflösungen fanden Efrogmson et al. (1997a) einen 21d-LOEC von 0,069 mg/l (23 % verminderte Blattmasse von Buschbohnen). Der angenommene NOEC (LOEC/2) von 0,035 mg/l lässt sich mit einem K<sub>p</sub> von 1000 l/kg (Baes et al. 1984) auf 35 mg/kg (LOEC/2) umrechnen. Mit einem AF von 50 ergibt sich hier für Screeningzwecke ein PNEC<sub>added</sub> von 35/50=0,7 mg/kg.</p>
Blei <sup>(3)</sup> (Pb)	<p>Für die Festlegung eines Kurzzeit-Grenzwerts (Maximum Acceptable Concentration, MAC) in der EU lagen L(E)C<sub>50</sub>-Werte für 31 Spezies aus 8 taxonomischen Gruppen vor. Anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung wurde mittels statistischer Extrapolation ein HC<sub>5</sub> von 57 µg/l abgeleitet. Mit einem AF=4 auf den HC<sub>5</sub>-Wert ergab sich ein PNEC<sub>acute</sub> von 14 µg/l (SDS Pb 2011).</p> <p>Für Pb wurde ein PNEC für das terrestrische Kompartiment auf Initiative des Branchenverbands ILA (International Lead Association) erarbeitet. Basis war ein Datenset mit 62 NOEC- u./o. EC<sub>10</sub>-Werten für Pflanzen, Invertebraten und mikrobielle Prozesse. Nach Korrektur der Daten mit einem Faktor bis 4,2, der die höhere Verfügbarkeit in den Laborversuchen gegenüber den Bedingungen im Feld berücksichtigt, wurde anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation ein HC<sub>5</sub>-Wert von 294 mg/kg erhalten. Mit AF zwischen 1 und 5 resultieren PNEC zwischen 59 und 294 mg/kg (Oorts 2011).</p>
Mangan <sup>(3)</sup> (Mn)	<p>Für Mn liegen nach einer Zusammenstellung von Howe et al. (2004) bei Fischen, Invertebraten und Algen folgende tiefsten akuten Toxizitätswerte vor: <i>Oncorhynchus kisutch</i> 96h-LC<sub>50</sub>=2,4 mg/l; <i>Hyalella azteca</i> 96h-LC<sub>50</sub>=3,3 mg/l; <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> 72h-EC<sub>50</sub>=8,3 mg/l. Diese Werte liegen nahe beieinander. Mit einem AF = 10 auf den tiefsten akuten Wert errechnet sich ein PNEC<sub>acute</sub> von 240 µg/l. Gemäss USEPA (2007b) betragen für Mn die MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration) für das Wachstum von Pflanzen zwischen 71 mg/kg und 707 mg/kg. Der NOEC für den tieferen Wert beträgt ca. 50 mg/kg (MATC/√2). EC<sub>20</sub> für die Reproduktion von Invertebraten betragen zwischen 116 mg/kg (<i>Enchytraeus crypticus</i>) und 1209 mg/kg (<i>Folsomia candida</i>). Der NOEC für den tieferen Wert wird mit 58 mg/kg angenommen (EC<sub>20</sub>/2). Hinsichtlich der Beeinträchtigung mikrobieller Prozesse und der Enzymaktivität fanden Efrogmson et al. (1997b) nur Daten, bei denen Effekte bei der jeweils tiefsten getesteten Konzentrationen auftraten (100 mg/kg). Für Screeningzwecke wird hier ein PNEC<sub>added</sub> von 50 mg/kg/50=1 mg/kg verwendet.</p>
Bismut (Bi)	<p>Für Bi wurden Daten im auf der Website der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) veröffentlichten Registrierungsdossier über Bismutsubnitrat (CAS-Nr. 1304–85–4) gefunden. Die Löslichkeit der Verbindung bei pH = 3 beträgt 900 mg/l (entsprechend ca. 645 mg/l als Bi). In akuten Tests mit Fischen, Daphnien und Algen bei nominalen Konzentrationen bis 100 mg Bi/l wurden keine Mortalität bzw. Effekte festgestellt. Die gemessenen Bi-Gehalte unter den Testbedingungen (pH = 7–7,9) lagen bei den Tests mit Fischen und Daphnien alle unter der Nachweisgrenze (4 µg/l bzw. 37 µg/l), in der Algenstudie</p>

Element	Beurteilungswerte direkte Toxizität
	<p>(pH ≈6) mass man bei der nominalen Bi-Konzentration von 100 mg/l einen gelösten Bi-Gehalt von 46 µg/l.</p> <p>Es wurden keine Angaben zur terrestrischen Toxizität von Bi gefunden. Mit der Annahme, dass der PNEC in der Bodenlösung 1/100 der Löslichkeit im Algentest beträgt und mit einem <math>K_p</math> von 676 l/kg (gemäss REACH Registrierungsdossier) errechnet sich für Screeningzwecke ein PNEC von ca. 0,3 mg/kg.</p>
Zinn (Sn)	<p>Da valide Daten für die aquatische chronische Toxizität für drei trophische Stufen verfügbar waren, leiteten van Vlaardingen et al. (2005) mit einem AF von 10 auf den tiefsten NOEC für das Wachstum des Cyanobakteriums <i>Synechocystis aquatilis</i> ein <math>PNEC_{added, chronic}</math> von 30 µg/l/10=3 µg/l ab.</p> <p>Für die Ableitung eines PNEC für die terrestrische Toxizität lagen van Vlaardingen et al. (2005) nur Daten für mikrobielle Prozesse und enzymatische Reaktionen vor. Mit einem AF von 100 auf den tiefsten NOEC für mikrobielle Prozesse ergab sich ein <math>PNEC_{added}</math> von 6,8 mg/kg/100=0,068 mg/kg.</p>
Chrom <sup>(3)</sup> (Cr)	<p>Im Falle von Chrom wurden in der EU-Risikobeurteilung von Chromaten PNEC sowohl für drei- wie sechswertiges Chrom abgeleitet (ECB 2005). Für Cr(VI) lagen 28 NOEC aus einer genügender Zahl verschiedener aquatischer Taxa vor, um den <math>PNEC_{chronic}</math> anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation abzuleiten. Mit einem AF=3 auf den <math>HC_5</math>-Wert von 10,2 µg/l ergab sich ein <math>PNEC_{chronic}</math> von 3,4 µg/l für Cr(VI). Für Cr(III) wurde der <math>PNEC_{chronic}</math> nach dem deterministischen Verfahren erhalten. Langzeit-NOEC betragen 50 µg/l für Fische, 47 µg/l für Invertebraten und &gt;2000 µg/l für Algen. Mit einem AF=10 resultierte ein <math>PNEC_{chronic}</math> von 4,7 µg/l.</p> <p>Für das terrestrische Kompartiment ergab sich für Cr(VI) ein PNEC von 0,035 mg/kg (AF von 10 auf den tiefsten NOEC zur Phytotoxizität). Für Cr(III) wurde ein PNEC von 3,2 mg/kg (AF von 10 auf den tiefsten NOEC zur Toxizität gegenüber Regenwürmern) abgeleitet. Gemäss Added-Risk-Approach handelt es sich um eine gegenüber dem Hintergrundgehalt zulässige Addition (<math>PNEC_{added}</math>).</p>
Antimon <sup>(3)</sup> (Sb)	<p>Bei der Festlegung eines Kurzzeit-Beurteilungswerts für Wasserorganismen benutzten van Leeuwen &amp; Aldenberg (2012) ein Datenset mit L(E)C<sub>50</sub>-Werten für 15 Spezies aus 9 taxonomischen Gruppen. Anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung wurde mittels statistischer Extrapolation ein <math>HC_5</math> von 2000 µg/l abgeleitet. Mit einem AF = 10 auf den <math>HC_5</math>-Wert ergab sich ein <math>PNEC_{added, acute}</math> von 200 µg/l.</p> <p>Im EU Risk Assessment über Antimonoxid lagen für die Ableitung eines PNEC für Antimon NOEC für Pflanzen (<i>Hordeum vulgare</i>), Invertebraten (<i>Folsomia candida</i>) und Mikroorganismen von je 999 mg/kg und 2390 mg/kg vor. Für die Gerste <i>Hordeum vulgare</i> betrug die Porenwasser-Konzentration beim NOEC (999 mg/kg) 9,7 mg/l. Mit einem AF von 10 und dem <math>K_p</math> von 38 l/kg errechnet sich ein PNEC für Böden von 37 mg/kg (ECB 2008a).</p>
Nickel <sup>(3)</sup> (Ni)	<p>Zum Schutze der Wasserorganismen wurde mittels statistischer Extrapolation anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung ein <math>PNEC_{acute}</math> von 34 µg/l erhalten (SDS Ni 2011).</p> <p>Ausgehend von NOEC für Spezies (Regenwurm) und mikrobielle Prozesse von 65 mg/kg und 26 mg/kg errechneten Crommentuijn et al. (1997) den <math>PNEC_{added}</math> gemäss 26 mg/kg/10 auf 2,6 mg/kg.</p>
Rubidium (Rb)	<p>In Tests mit adulten Zebramuscheln (<i>Dreissena polymorpha</i>) unterschiedlicher Gruppen (0,5–1 cm Grösse bzw. 2–2,5 cm Grösse) war RbCl signifikant weniger toxisch als KCl. 24h-LC<sub>50</sub> betragen &gt;1000 mg RbCl/l (2,0–2,5 cm) und 1101 mg RbCl/l bzw. 779 mg Rb/l (0,5–1,0 cm) (Durand-Hoffman 1995).</p> <p>Daten zur terrestrischen Toxizität liegen nicht vor.</p>
Vanadium <sup>(3)</sup> (V)	<p>Smit (2012) errechnete ausgehend von einem Datenset mit L(E)C<sub>50</sub>-Werten zwischen 148 µg/l und 64 000 µg/l für 23 aquatische Spezies aus fünf taxonomischen Gruppen anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung mittels statistischer Extrapolation einen <math>HC_5</math>-Wert von 219 µg/l. Aufgrund der grossen Spannweite der Effektwerte und um Algen nicht über ihren EC<sub>10</sub>-Werten zu exponieren, wurde auf den <math>HC_5</math> ein hoher AF von 100 verwendet, sodass sich ein <math>PNEC_{acute}</math> von 2,2 µg/l ergab (laut Autor ein <math>PNEC_{added}</math>).</p> <p>Für die Ableitung eines PNEC für Böden lagen van Vlaardingen et al. (2005) chronische Toxizitätsdaten für Makrophyten, mikrobielle Prozesse und die Enzymaktivität in Böden vor. Der tiefste NOEC (9d-EC<sub>10</sub>) von 1,6 mg/kg wurde für die Bodenrespiration gefunden. Nachdem zur Toxizität gegenüber Invertebraten (<i>Eisenia foetida</i>) nur ein akuter Test (14d-LC<sub>25</sub>=287 mg/kg) gefunden wurde (EHC 2010), errechnet sich der <math>PNEC_{added}</math> mit einem AF von 50 auf den tiefsten Effektwert auf (tiefe) 0,032 mg/kg.</p>
Arsen <sup>(3)</sup> (As)	<p>Zum Schutze von Wasserorganismen wurde für As mittels statistischer Extrapolation anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung ein <math>PNEC_{added, chronic}</math> von 24 µg/l erhalten (Crommentuijn et al. 1997).</p> <p>Mit dem EqP-Ansatz errechneten Crommentuijn et al. (1997) einen <math>PNEC_{added}</math> für Böden von 4,5 mg/kg.</p>
Gallium (Ga)	<p>Lin &amp; Hwang (1998) exponierten 3 und 30 Tage alte Larven des afrikanischen Buntbarsches (<i>Oreochromis mossambicus</i>) über 2 und 16 Tage gegenüber GaCl<sub>3</sub>-Konzentrationen von 0,7–45 mg/l (0,3–18 mg</p>

Element	Beurteilungswerte direkte Toxizität
	<p>Ga/l). Bei Ga-Konzentration von 14,4 mg/l wurde innerhalb von 10 Tagen bei den älteren Larven keine Mortalität festgestellt, während keine der jüngeren überlebten. Die Autoren geben den 48-h-LC<sub>50</sub> mit 14,4 mg/l an. Daten zur terrestrischen Toxizität liegen nicht vor.</p>
Silber <sup>(3)</sup> (Ag)	<p>Für die aquatische Toxizität resultieren mit dem deterministischen Ansatz Beurteilungswerte für die akute und chronische Exposition von 0,01 µg/l (Moermond &amp; Herwijnen 2012). MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration) für das Wachstum von Pflanzen betragen gemäss USEPA (2006) zwischen 316 mg/kg und 3162 mg/kg. Der NOEC für den tieferen Wert beträgt ca. 224 mg/kg (MATC/√2). Für mikrobielle Prozesse und die Enzymaktivität in Böden wurden nach einer Zusammenstellung von Efromson et al. (1997b) tiefste Werte bei der Urease-Aktivität festgestellt: Sie war bei einer (tiefsten getesteten) Konzentration von 50 mg/kg um 60 % vermindert. Neuere Daten zur Regenwurm-Toxizität von Ag (getestet als AgNO<sub>3</sub>) liegen aus zwei Studien vor: Wachstum und Reproduktion von <i>Eisenia fetida</i> waren bei 7,4 mg/kg in einem natürlichen sandigen Lehmboden signifikant reduziert, während im künstlichen Standardboden nur die Reproduktion bei 94,1 mg/kg betroffen war (Shoultz-Wilson et al. 2011). In der zweiten Studie wurden für die Reproduktion von <i>Eisenia andrei</i> EC<sub>50</sub>-Werte, LOEC und NOEC in einem leicht sauren Lehmboden (pH=5,67, C<sub>org</sub> = 0,93 %) von 42–47 mg/kg sowie je ≤15 mg/kg gefunden (Schlich et al. 2013). Auf Basis dieser Daten errechnet sich für Screeningzwecke der PNEC<sub>added</sub> für Böden auf 7,4 mg/kg/50=0,15 mg/kg.</p>
Cadmium <sup>(3)</sup> (Cd)	<p>Zum Schutze aquatischer Organismen wurden für Cd mittels statistischer Extrapolation anhand der Spezies-Sensitivitäts-Verteilung PNEC<sub>added, acute</sub> von 0,45 µg/l und von 0,89 µg/l für Wasserhärten zwischen 40 und 100 mg CaCO<sub>3</sub>/l bzw. zwischen 100 und 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l erhalten (SDS Cd 2005). Ausgehend von zwei Datensets mit NOEC für Spezies und mikrobielle Prozesse ergab die statistische Extrapolation anhand der Sensitivitäts-Verteilung PNEC für Böden von 0,76 mg/kg sowie 11 mg/kg. Als Beurteilungswert PNEC<sub>added</sub> wählten Crommentuijn et al. (1997) den tieferen Wert (0,76 mg/kg).</p>
Cobalt <sup>(3)</sup> (Co)	<p>Mit dem deterministischen Ansatz unter Verwendung von Sicherheitsfaktoren (AF) resultiert für Gewässer ein Beurteilungswert für die chronische Exposition von 0,5 µg/l (van Vlaardingen et al. 2005). Auf Basis verfügbarer Daten für drei trophische Stufen und anhand des tiefsten NOEC für mikrobielle Prozesse (Bodenrespiration) von 2,3 mg/kg errechneten van Vlaardingen et al. (2005) den PNEC<sub>added</sub> für Böden gemäss 2,3 mg/kg/10 auf 0,23 mg/kg.</p>

<sup>(1)</sup> Im Added-Risk-Approach wird zum ökotoxikologisch abgeleiteten Wert (PNEC<sub>added</sub>) ein Basiswert, d. h. die natürliche Hintergrundkonzentration (C<sub>a</sub>) addiert (PNEC = PNEC<sub>added</sub> + C<sub>a</sub>).

<sup>(2)</sup> Wert, der für 95 % der Spezies protektiv ist.

<sup>(3)</sup> Die Umweltschutzagentur (EPA) in den USA hat für diese dreizehn Elemente zulässige Bodengehalte hinsichtlich der sekundären Toxizität für Säuger und Vögel abgeleitet (PNEC<sub>sek. Tox.</sub>). Bei den Elementen Cd, Cu, Pb und Sb resultieren tiefere PNEC als jene zur direkten terrestrischen Toxizität. Sie betragen 0,36 mg/kg (Cd), 28 mg/kg (Cu), 11 mg/kg (Pb) und 0,27 mg/kg (Sb). Die tiefsten PNEC ergaben sich bei Cd, Cu, Pb und Sb in den verwendeten Modellen jeweils für Säuger oder Vögel, die sich zu 100 % mit Regenwürmern ernähren. Die Werte liegen bei Cd, Cu und Sb über üblichen Gehalten in Böden von 0,29 mg/kg (Cd), 22 mg/kg (Cu) und 0,1 mg/kg (Sb). Beim Blei liegt der PNEC<sub>sek. Tox.</sub> deutlich unter dem üblichen Gehalt in Böden von 28 mg/kg (vgl. Tab. 42).  
Die PNEC<sub>sek. Tox.</sub> der übrigen Elemente betragen: Ag = 4 mg/kg, As = 44 mg/kg, Ba = 2000 mg/kg, Co = 120 mg/kg, Cr(III) = 4 mg/kg, Cr(VI) = 130 mg/kg, Mn = 4000 mg/kg, Ni = 130 mg/kg, V = 7,8 mg/kg und Zn = 46 mg/kg (USEPA 2005a-h; USEPA 2006; USEPA 2007a-c).

Nachstehend finden sich Beurteilungswerte für feuerwerksrelevante Elemente bei ihrer Aufnahme über die Atemwege und den Mund.

Beurteilungswerte zum Schutz der Gesundheit

Beurteilungswerte für die zulässige inhalatorische Aufnahme sind in Tab. 45 aufgeführt. Es handelt sich um folgende Werte:

Inhalative Exposition

- > MRL (Minimum Risk Level) für nicht kanzerogene Wirkungen für akute (1–14 Tage), subchronische (15–364 Tage) oder chronische (>1 Jahr) Expositionen der ATSDR (Agentur zur Registrierung Toxischer Substanzen und Krankheiten, USA) für Cadmium (Cd), Cobalt (Co), drei- und sechswertiges Chrom (Cr III und Cr VI), Mangan (Mn) und Vanadium (V) (ATSDR 2013).
- > RfC<sub>i</sub> (duldbare Luftkonzentration ohne nachteilige Wirkungen bei lebenslanger Exposition) aus der Datenbank IRIS (Integriertes Risiko-Informationssystem) der

EPA (US-Umweltbehörde) oder der Datenbank der EPA Region 9 (ein regionales Büro der US-Umweltbehörde) für nicht kanzerogene Effekte für Aluminium (Al), Barium (Ba) und Diantimontrioxid ( $\text{Sb}_2\text{O}_3$  ausgedrückt als  $\text{RfC}_i$  für Sb) (IRIS, 2013; RSL 2013).

- > DMEL (Derived Minimal Effect Level) für die Stoffe Arsen (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co) und Vanadiumpentoxid ( $\text{V}_2\text{O}_5$  ausgedrückt als DMEL für V) errechnet mit dem «Unit Risk Factor» (URF) gemäss Datenbanken IRIS oder der EPA Region 9 bei einem «Risk Level» (RL) von  $10^{-5}$  ( $C = \text{RL}/\text{URF}$ ) für kanzerogene Effekte (IRIS, 2013; RSL 2013).
- > DNEL (Derived No Effect Level), die für Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Antimontrioxid ( $\text{Sb}_2\text{O}_3$  ausgedrückt als DNEL für Sb) und Zink (Zn) aus den entsprechenden EU-Risikobeurteilungen entnommen oder abgeleitet wurden (ECB, 2008a-c; ECI 2008).
- > DNEL, die für Silber (Ag), Barium (Ba), Bismut (Bi), Kalium (K), Magnesium (Mg), Zinn (Sn) und Strontium (Sr) von Herstellern oder Importeuren in der EU aufgrund der Bestimmungen der REACH-Verordnung für registrierungspflichtige Stoffe abgeleitet worden sind. Sie basieren oft auf einer Pfad-zu-Pfad-Extrapolation (oral → inhalativ).
- > EU-Regelungswerte für die Stoffe Arsen (As), Cadmium (Cd) und Nickel (Ni) der Richtlinie 2004/107/EG sowie für Blei der Richtlinie 2008/50/EG, die im Jahresmittel einzuhalten sind<sup>33</sup>.

Beurteilungswerte für die zulässige orale Aufnahme von Elementen und ihre übliche Aufnahme mit der Nahrung sind in Tab. 46 aufgeführt. Letztere Werte stammen zur Hauptsache aus zwei sog. Total Diet-Studien (TDS) aus England (FSIS 2009) und Frankreich (Anses 2011)<sup>34</sup>. Bei den zulässigen oralen Aufnahmen handelt es um Werte aus oben für die inhalative Aufnahme genannten Quellen sowie um Werte, die von anderen Behörden und Organisationen<sup>35</sup> publiziert wurden (Domke et al. 2004; EFSA 2004; EVM 2003; Keller et al. 2012; SCHER 2012; van Paemel et al. 2010).

#### Orale Exposition

<sup>33</sup> Für Blei findet sich derselbe Grenzwert wie in der EU in Anhang 7 der Luftreinhalte-Verordnung (LRV). Demgegenüber liegt der in der LRV festgelegte Grenzwert für Cd ( $1.5 \text{ ng}/\text{m}^3$ ) tiefer als der Zielwert in der EU ( $5 \text{ ng}/\text{m}^3$ ).

<sup>34</sup> zusätzliche Daten zu Aufnahmen von As stammen aus WHO (2011), von Rb aus Hendrix et al. (2007), von Ti aus WHO (1982) und EFSA (2004) und von Cr, Rb, und Sb von Gibson & Scythes (1984).

<sup>35</sup> BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung), DACH (Deutschsprachige Gesellschaften für Ernährung Deutschland, Österreich, Schweiz), EFSA (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit), EVM (Expert Group on Vitamins and Minerals, UK), SCF (Scientific Committee on Food, EU), SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) und WHO (Weltgesundheitsorganisation).



**Tab. 45 > Beurteilungswerte für die inhalatorische Aufnahme feuerwerksrelevanter Elemente (Erläuterungen im Text)**

	Wert	Wertart
Ag	4 µg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Al	5 µg m <sup>-3</sup>	RfC; (EPA Region 9)
As anorg.	2,3 ng m <sup>-3</sup> 6 ng m <sup>-3</sup>	DMEL anhand URF (EPA IRIS) Zielwert EU
Ba	0,5 µg m <sup>-3</sup> 83 µg m <sup>-3</sup>	RfC; (EPA Region 9) DNEL <sub>General Population</sub> für lokale Wirkungen (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Bi	143 µg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Cd	30 ng m <sup>-3</sup> 6 ng m <sup>-3</sup> 5 ng m <sup>-3</sup>	1–14 d MRL (ATSDR) DMEL anhand URF (EPA IRIS) Zielwert EU
Co	100 ng m <sup>-3</sup> 1,1 ng m <sup>-3</sup>	≥365 d MRL (ATSDR) DMEL anhand URF (EPA Region 9)
Cr(III)	0,1 µg m <sup>-3</sup>	15–364 d MRL (ATSDR)
Cr(VI)	5 ng m <sup>-3</sup>	15–364 d MRL (ATSDR)
Cu	9 mg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>short-term exp.</sub> (EU) <sup>(2)</sup>
K	716 mg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Pop., short-term exp.</sub> (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Mg	7,1 mg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Mn	300 ng m <sup>-3</sup>	≥365 d MRL (ATSDR)
Ni	100 ng m <sup>-3</sup> 20 ng m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> für lokale Wirkungen (EU) <sup>(3)</sup> Zielwert EU <sup>(4)</sup>
Pb	500 ng m <sup>-3</sup>	Grenzwert EU
Sb	0,165 µg m <sup>-3</sup> 12,5 µg m <sup>-3</sup>	RfC; (EPA IRIS) DNEL <sub>General Population</sub> für lokale Wirkungen (EU) <sup>(5)</sup>
Sn	370 µg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
Sr	100 µg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Population</sub> für lokale Wirkungen (Registrierungsdossier REACH) <sup>(1)</sup>
V	800 ng m <sup>-3</sup> 0,7 ng m <sup>-3</sup>	1 – 14 d MRL (ATSDR) DMEL anhand URF (EPA Region 9)
Zn	19 µg m <sup>-3</sup>	DNEL <sub>General Pop., short-term exp.</sub> für lokale Wirkungen (EU) <sup>(6)</sup>

<sup>(1)</sup> DNEL basierend auf Daten von AgNO<sub>3</sub>, BaCO<sub>3</sub>, Bi<sub>5</sub>H<sub>9</sub>N<sub>4</sub>O<sub>22</sub> (Bismutsubnitrat), KCl, Mg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, SnSO<sub>4</sub>, SrCl<sub>2</sub>.

<sup>(2)</sup> Basierend auf einem LOAEL von 1140 mg Cu/m<sup>3</sup> für die akute Toxizität und AF von 2,5 und 10 für die Interspezies-, bzw. Intraspezies-Variabilität sowie einem AF von 5 für die Konversion in den NOAEL (ECI 2008).

<sup>(3)</sup> Basierend auf einem LOAEC (Entzündungen, Fibrose) von 10 µg Ni/m<sup>3</sup> und AF von 3 und 10 für die Interspezies-, bzw. Intraspezies-Variabilität sowie AF von 3–5 für die Konversion in den NOAEL (ECB 2008b).

<sup>(4)</sup> Basierend auf einem URF von 3,8x10<sup>-4</sup> (µg m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup> ist der EU Zielwert mit einem Krebsrisiko von 7,6x10<sup>-6</sup> (0,02x3,8x10<sup>-4</sup>) verbunden (ECB, 2008b).

<sup>(5)</sup> Basierend auf einem korrigierten NOAEC für die Lungentoxizität von 380 µg Sb<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> (6 h Exp. pro Tag im Versuch versus 8 h Outdoor-Exp. pro Tag der Bevölkerung: NOAEC<sub>exp.</sub> x6/8) und AF von 2,5 und 10 für die Interspezies-, bzw. Intraspezies-Variabilität (ECB 2008a).

<sup>(6)</sup> Eine Exposition von 30 Min. gegenüber 0,4 mg ZnCl<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> verursachte beim Menschen keine Effekte, jene gegenüber 4,8 mg/m<sup>3</sup> führte zu einer vorübergehenden Reizung der Atemwege. Es wird ein AF von 10 für die Intraspezies-Variabilität verwendet (ECB 2008c).

Tab. 46 &gt; Beurteilungswerte für die orale Aufnahme feuerwerksrelevanter Elemente

	Wert	Wertart	Aufnahme mit Nahrung
Ag	5 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Mittel: 1,29–3,47 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 2,82–6,59 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Al	1 000 µg kg <sup>-1</sup> bw. w <sup>-1</sup> 1 000 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	PTWI (WHO/EFSA) RfD <sub>o</sub> (EPA Region 9)	Mittel: 40–123 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 246 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
As anorg.	5 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 0,3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 0,3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	1–14 d MRL (ATSDR) ≥365 d MRL (ATSDR) RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Jugendliche (Europa, 1–8 Jahre): Mittel: 0,31–1,39 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 0,61–2,66 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Ba	200 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 200 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 200 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	TDI (SCHER) 15–364 d MRL (ATSDR) RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Mittel: 6,4–14,4 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 64,8 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Bi	1216 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	DNEL <sup>General Population</sup>	Mittel: 0,015–0,046 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 0,034–0,107 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Cd	7 µg kg <sup>-1</sup> bw. w <sup>-1</sup> 1 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	PTWI (WHO) RfD <sub>o</sub> Food (EPA IRIS)	Mittel: 0,14–0,31 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 0,25–0,57 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Co	10 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 23 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 0,3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	15–364 d MRL (ATSDR) Guidance Level (EVM UK) RfD <sub>o</sub> (EPA Region 9)	Mittel: 0,18–0,31 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 0,31–0,62 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Cr(III)	1 000 µg d <sup>-1</sup> 250 µg d <sup>-1</sup> 150 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	Guidance Level (SCF) für Supplementierung Guidance Level (WHO) für Supplementierung Guidance Level (EVM UK)	Jugendliche und Erwachsene (UK): Mittel: 0,28–0,65 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 0,52–1,22 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> Jugendliche und Erwachsene (F): Mittel: 223–277 µg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 137–413 µg d <sup>-1</sup> Frauen (CAN, 30 Jahre): P <sub>50</sub> ≈ 0,8 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> (47 µg d <sup>-1</sup> )
Cr(VI)	5 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	15–364 d MRL (ATSDR) RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	...
Cu	1 mg d <sup>-1</sup> 2 mg d <sup>-1</sup> 3 mg d <sup>-1</sup> 4 mg d <sup>-1</sup> 5 mg d <sup>-1</sup>	UL 1–3 Jahre (SCF) UL 4–6 Jahre (SCF) UL 7–10 Jahre (SCF) UL 11–17 Jahre (SCF) UL >17 Jahre (SCF)	Erwachsene (F): Mittel: 1,94 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 0,73–4,11 mg d <sup>-1</sup> Jugendliche (F, 3–17 Jahre): Mittel: 0,93 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 0,5–1,73 mg d <sup>-1</sup>
Ga	...	-	Mittel: 0,001–0,050 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 0,007–0,092 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
K	2 000 mg d <sup>-1</sup> 3 700 mg d <sup>-1</sup> 1 000 mg d <sup>-1</sup>	empfohlene Zufuhr (DACH) Guidance Level (EVM UK) für Supplementierung UL (BfR DE) für Supplementierung	Mittel: 2 186–2 854 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 1 303–4 333 mg d <sup>-1</sup>
Mg	300 mg d <sup>-1</sup> 400 mg d <sup>-1</sup> 250 mg d <sup>-1</sup>	empfohlene Zufuhr (DACH) Guidance Level (EVM UK) für Supplementierung UL (SCF) für Supplementierung	Mittel: 227–304 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 136–457 mg d <sup>-1</sup>
Mn	4 mg d <sup>-1</sup> 140 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	Guidance Level (EVM UK) für Supplementierung RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Jugendliche und Erwachsene (UK): Mittel: 67–106 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97.5</sub> : 124–201 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> Jugendliche und Erwachsene (F): Mittel: 1,46–2,16 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 0,71–3,55 mg d <sup>-1</sup>
Ni	4,3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 20 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	Guidance Level (EVM UK) RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Mittel: 1,49–3,83 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 3,76–7,44 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Pb	25 µg kg <sup>-1</sup> bw. w <sup>-1</sup>	PTWI (WHO)	Mittel: 0,095–0,270 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>

	Wert	Wertart	Aufnahme mit Nahrung
	≈3,5 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>		P <sub>95</sub> : 0,35–0,57 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Rb	...	-	Frauen (CAN, 30 Jahre): P <sub>50</sub> ≈25 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> (1,5 mg d <sup>-1</sup> ) Erwachsene (Belgien): Mittel: 2,15 ±0,31 mg d <sup>-1</sup>
Sb	6 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 0,4 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	TDI (WHO) RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS)	Mittel: 0,03–0,06 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 0,05–0,10 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> Frauen (CAN, 30 Jahre): P <sub>50</sub> ≈0,035 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> (2 µg d <sup>-1</sup> )
Sn anorg.	220 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 600 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 300 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	Guidance Level (EVM UK) RfD <sub>o</sub> (EPA Region 9) 14–364 d MRL (ATSDR)	Mittel: 3,90–48,35 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97,5</sub> : 82,15–191,40 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Sr	600 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 2 000 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS) 14–364 d MRL (ATSDR)	Mittel: 15,6–29,8 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 56,7–59,9 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Ti	TiO <sub>2</sub> ist gering toxisch 420 mg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	EFSA DNEL <sub>General Population</sub>	Männer (USA, 23 und 25 Jahre): 0,75 ±0,01 und 2,0 ±0,4 mg d <sup>-1</sup> Aufnahme TiO <sub>2</sub> mit Arzneimitteln, Supplementen und konfektionierten Nahrungsmitteln: 0,75 mg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
V	5 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 10 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>	RfD <sub>o</sub> (EPA IRIS) 14–364 d MRL (ATSDR)	Mittel: 0,86–1,06 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>95</sub> : 1,47–2,10 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup>
Zn	300 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> 7 (w.) u. 10 (m.) mg d <sup>-1</sup> 7 mg d <sup>-1</sup> 10 mg d <sup>-1</sup> 13 mg d <sup>-1</sup> 18 – 22 mg d <sup>-1</sup> 25 mg d <sup>-1</sup>	14–364 d MRL (ATSDR) empfohlene Zufuhr (DACH) UL 1–3 Jahre (SCF) UL 4–6 Jahre (SCF) UL 7–10 Jahre (SCF) UL 11–17 Jahre (SCF) UL >17 Jahre (SCF)	Jugendliche und Erwachsene (UK): Mittel: 140,7–232,3 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> P <sub>97,5</sub> : 267,8–478 µg kg <sup>-1</sup> bw. d <sup>-1</sup> Erwachsene (F): Mittel: 7,93 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 4,09–13,3 mg d <sup>-1</sup> Jugendliche (F, 3–17 Jahre): Mittel: 6,43 mg d <sup>-1</sup> P <sub>5</sub> – P <sub>95</sub> : 3,5–10,7 mg d <sup>-1</sup>

## A6 Beurteilungswerte für Perchlorat

Nach einer Zusammenstellung von Dean et al. (2004) liegen für Perchlorat Toxizitätsdaten für Invertebraten, Fische, Amphibien und Algen vor. Sie sind untenstehend in Reihenfolge abnehmender Toxizität dargestellt (Tab. 47). Die akute Toxizität  $L(E)C_{50}$  von Perchlorat variiert um zwei Größenordnungen von 72 mg/l (geometrisches Mittel zweier Tests mit Wasserflöhen) bis 8140 mg/l (*Chironomus tentans*). Mit einem Sicherheitsfaktor von 100 resultiert für Screeningzwecke ein  $PNEC_{acute}$  von 720 µg/l. Daten zu chronischen Studien deuten darauf hin, dass bei diesem Wert Wasserorganismen auch bei längerer Exposition geschützt sind<sup>36</sup>.

Tab. 47 > Akute Toxizität von Perchlorat

Taxonomische Gruppe, Testdauer	Namen		L(E)C <sub>50</sub> [mg/l]
Invertebraten (48 h statisch)	Wasserfloh	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	66 78
Invertebraten (48 h statisch)	Wasserfloh	<i>Daphnia magna</i>	490 (406–591) <sup>(1)</sup>
Wasserpflanzen (96 h)	Grünalge	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	615 <sup>(2)</sup>
Invertebraten (96 h statisch)	Flohkrebs	<i>Hyalella azteca</i>	>1000
Fische – Barsche (96 h statisch)	Blauer Sonnenbarsch	<i>Lepomis macrochirus</i>	1470 (1270–1710)
Fische – Karpfen (96 h statisch)	Dickkopfritze	<i>Pimephales promelas</i>	1655 (1507–1817)
Fische – Salmoniden (96 h Durchfluss)	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2010 (1810–2220)
Invertebraten (96 h Durchfluss)	Glanzwurm	<i>Lumbriculus variegatus</i>	3710 (3550–3880)
Amphibien (96 h Durchfluss)	Grümfrosch	<i>Rana clamitans</i>	5100 (4380–5990)
Invertebraten (96 h Durchfluss)	Asiatische Körbchenmuschel	<i>Corbicula fluminea</i>	6680 (5300–8400)
Invertebraten (96 h Durchfluss)	Zuckmücke	<i>Chironomus tentans</i>	8140 (5300–8400)

<sup>(1)</sup> in Klammern angegeben jeweils der 95 %-Konfidenz-Intervall

<sup>(2)</sup> Effekt: 25 % Reduktion des Wachstums (IC25)

<sup>36</sup> Einzig bei zwei chronischen Tests mit dem Krallenfrosch (*Xenopus laevis*) wurde Entwicklungstoxizität (Effekte auf das Thyroidhormonsystem) bei NOEC von 59 µg/l und 33.5 µg/l festgestellt, wobei in einem Fall die Spanne zwischen NOEC und LOEC sehr hoch war (59 µg/l versus 14'000 µg/l). Weltje et al. (2013) weisen darauf hin, dass die tiefe Toxizität von ClO<sub>4</sub> gegenüber *Xenopus laevis* in den zwei Studien auf einem Artefakt des Testmediums (FETAX) beruhen könnte.

## A7 Risikocharakterisierung für Gewässer und Böden

Gewässerbelastung

In Proben eines Gewässers in den USA waren nach der Feuerwerksepisode um den Nationalfeiertag am 4. Juli die Gehalte der feuerwerksrelevanten Elemente unauffällig (vgl. Kap. 6.3.1.2 und Tab. 48). Zwar waren die gewählten Analysenmethoden für einige Elemente zu wenig empfindlich um einen allfälligen Einfluss von Feuerwerken auszuschliessen, die Bestimmungsgrenzen lagen – mit Ausnahme von Silber (Ag) und Vanadium (V) – jedoch im Bereich oder deutlich tiefer als die PNEC zum Schutz von Wasserorganismen (s. Anh. A5).

**Tab. 48 > Gemessene Elementgehalte im Lake Shoecraft (USA) vor (23. Juni) und nach (6. Juli) Feuerwerken am 4. Juli 2009 und Vergleich mit Beurteilungswerten**

Element <sup>(1)</sup>	Zulauf [µg/l]		Ablauf [µg/l]		Beurteilungswert [µg/l]	Wertart
	«vor»	«nach»	«vor»	«nach»		
Ag	<10	<10	<10	<10	0,01	PNEC <sub>added, acute</sub>
Al	50	20	<10	220	209	90 %-Perzentil <sup>(2)</sup>
As	<10	<10	<10	<10	24	PNEC <sub>added, chronic</sub>
Ba	10,9	11,5	11,1	13,4	58	PNEC <sub>added, chronic</sub>
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,45	PNEC <sub>added, acute</sub>
Co	<1	<1	<1	<1	0,5	PNEC <sub>added, chronic</sub>
Cr	<1	2	<1	<1	3,4 (Cr <sup>6+</sup> ) 4,7 (Cr <sup>3+</sup> )	PNEC <sub>chronic</sub> PNEC <sub>chronic</sub>
Cu	<1	<1	<1	<1	7,8	PNEC <sub>chronic</sub>
K	1600	1600	1600	1600	9300	PNEC <sub>acute</sub>
Mg	6300	4800	6200	5000	19000	PNEC <sub>acute</sub>
Mn	11,1	9,3	12,2	13,9	240	PNEC <sub>acute</sub>
Ni	<5	<5	<5	<5	34	PNEC <sub>acute</sub>
Pb	<10	<10	<10	<10	14	PNEC <sub>acute</sub>
Sb	<10	<10	<10	<10	200	PNEC <sub>added, acute</sub>
Sn	<5	<5	<5	<5	3	PNEC <sub>added, chronic</sub>
Sr	48,4	48,0	48,6	50,1	>480	PNEC <sub>acute</sub>
Ti	<1	<1	<1	<1	1400	28d-LC <sub>50</sub>
V	<10	<10	<10	<10	2,2	PNEC <sub>added, acute</sub>
Zn	<1	<1	<1	<1	15,6	PNEC <sub>added, acute</sub>

<sup>(1)</sup> Die Elemente Bismut (Bi), Gallium (Ga) und Rubidium (Rb) waren nicht im Analysenprogramm.

<sup>(2)</sup> 90 %-Perzentil von Messungen in rund 800 Gewässern, die im Rahmen des Programms zur geochemischen Kartierung in Europa unter Federführung von FOREGS (Forum of European Geological Surveys) untersucht wurden (Salminen et al. 2005)

In Anhang A3-7 wurde die Luftbelastung für ein «Grossfeuerwerk» von 30 Minuten Dauer modelliert. Die Abschätzung der Deposition der Elemente erfolgte anhand der errechneten Elementgehalte und einer Depositionsgeschwindigkeit der Partikel von 0,01 m/s (Tab. 40). Wenn das Feuerwerk über Wasser abgefeuert wird, ergibt sich die erwartete zusätzliche Belastung (PEC<sub>added</sub>) bei einer Durchmischungstiefe im See von 1 m (Tiefe) wie folgt:

$$PEC_{added} = \frac{Deposition}{Durchmischungstiefe}$$

Die Berechnungen ergeben zusätzliche Elementgehalte in Gewässern um 5 µg/l für Kalium (K) und um 0,1–0,5 µg/l für Aluminium (Al), Barium (Ba) und Magnesium (Mg). Zusätzliche Gehalte um 0,01 µg/l bis 0,1 µg/l resultieren für Bismut (Bi), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Mangan (Mn), Blei (Pb), Zinn (Sn), Strontium (Sr), Titan (Ti) und Zink (Zn). Die Gehaltserhöhungen der übrigen Elemente (Ag, As, Cd, Co, Ga, Ni, Rb, Sb und V) liegen um 0,001 µg/l. Diese Schätzungen sind mit grosser Unsicherheit belastet. Nachdem die meisten abgeschätzten Element-Gehalte in der Luft für das modellierte «Grossfeuerwerk» im Bereich während Grossfeuerwerke gemessenen Maxima (Tab. 38) liegen<sup>37</sup> und die Depositionsgeschwindigkeit relativ hoch sowie die Durchmischungstiefe im Wasser klein gewählt wurden, wird angenommen, dass die Schätzungen ein Bild zur möglichen Gewässerbelastung bei solchen Ereignissen wiedergeben, die nicht als problematisch eingestuft wird.

In erster Näherung errechnen sich die zusätzlichen Bodengehalte durch Feuerwerkselemente ( $PEC_{added}$ ) anhand der Deposition der Elemente während Feuerwerksepisoden über einen Anreicherungszeitraum von 200 Jahren, einer Durchmischungstiefe im Boden von 10 cm und einer Dichte des Bodens von 1400 kg/m<sup>3</sup> wie folgt:

**Bodenbelastung**

$$PEC_{added} = \frac{Deposition * Anreicherungszeitraum}{Bodentiefe * Bodendichte}$$

Für die jährliche Deposition wird von den in Zürich am 1. und 2. August 2011 gemessenen Elementgehalten (24h-Werte) in PM und einer PM-Sinkgeschwindigkeit von 0,01 m s<sup>-1</sup> über 48 Stunden ausgegangen (vgl. Tab. 40 Spalte «Nationalfeiertag Zürich»). Darüber hinaus werden zwei solche Depositionsereignisse, insgesamt also eine Belastung über 4 Tage, angenommen. Die Ergebnisse der Berechnungen und Vergleiche mit Beurteilungswerten (s. Anh. A5) sind in Tab. 49 zusammengestellt. Für alle als feuerwerksrelevant eingestuften Elemente resultieren PEC-zu-PNEC-Verhältnisse von deutlich <1 (für Al, Ga und Rb konnten aufgrund fehlender Daten keine PNEC abgeleitet werden, ihre Gehaltszunahme in Böden beträgt weniger als 0,02 %).

<sup>37</sup> Einzig bei Antimon (Sb) wurden bei den Feuerwerken in Montreal teilweise hohe Gehalte in der Luft von 13'300 ng/m<sup>3</sup> gemessen. Mit diesem Gehalt würde ein  $PEC_{added}$  von 0.02 µg/l resultieren. Auch er liegt deutlich unter dem  $PNEC_{added}$ .

**Tab. 49 > Zusätzliche Gehalte in Böden nach 200 Jahren Feuerwerken und Ausschöpfung der zulässigen Bodengehalte durch Feuerwerke (Ratio PEC : PNEC)**

	Deposition Feuerwerke [mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]	PEC <sub>added</sub> 200 Jahre [mg kg <sup>-1</sup> ]	üblicher Gehalt in Böden [mg kg <sup>-1</sup> ]	Gehalts- zunahme [%]	PNEC <sub>Böden</sub> [mg kg <sup>-1</sup> ]	Wertart	Ratio PEC : PNEC [-]
Ag	0,001	0,001	0,09	2	0,15	PNEC <sub>added</sub>	0,01
Al	0,65	0,9	35 000	<0,01	...	...	-
As	0,0017	0,002	3,1	0,1	4,5	PNEC <sub>added</sub>	0,001
Ba	0,57	0,8	240	0,3	8,2	PNEC <sub>added</sub>	0,1
Bi	0,024	0,03	0,12	28	0,3	PNEC <sub>added</sub> <sup>(4)</sup>	0,1
Cd	0,001	0,001	0,29	0,3	0,07	PNEC <sub>sek. Tox.</sub> <sup>(1)</sup>	0,01
Co	0,001	0,001	6,7	0,01	0,23	PNEC <sub>added</sub>	<0,01
Cr	0,014	0,02	23	0,1	3,2	PNEC <sub>added</sub>	0,01
Cu	0,22	0,3	22	1,4	6	PNEC <sub>sek. Tox.</sub> <sup>(1)</sup>	0,05
Ga	0,001	0,001	9,1	0,02	...	...	-
K	10,4	...	9 000	... <sup>(3)</sup>	...	...	-
Mg	0,8	...	4 200	... <sup>(3)</sup>	...	...	-
Mn	0,03	0,04	350	0,01	1	PNEC <sub>added</sub>	0,05
Ni	0,005	0,007	23	0,03	2,6	PNEC <sub>added</sub>	<0,01
Pb	0,03	0,04	28	0,2	11	PNEC <sub>sek. Tox.</sub> <sup>(2)</sup>	-
Rb	0,003	0,004	112	<0,01	...	...	-
Sb	0,008	0,01	0,1	12	0,17	PNEC <sub>sek. Tox.</sub> <sup>(1)</sup>	0,05
Sn	0,015	0,02	0,5	4	0,07	PNEC <sub>added</sub>	0,3 <sup>(5)</sup>
Sr	0,22	0,3	162	0,2	44	PNEC <sub>added</sub>	0,01
Ti	0,034	0,05	3 800	<0,01	0,7	PNEC <sub>added</sub>	<0,1
V	0,002	0,003	26	0,01	0,03	PNEC <sub>added</sub>	0,1 <sup>(5)</sup>
Zn	0,22	0,31	63	0,5	26	PNEC <sub>added</sub>	0,01

<sup>(1)</sup> PNEC für die sekundäre Toxizität betragen 0,36 mg/kg für Cd, 28 mg/kg für Cu und 0,27 mg/kg für Sb. In der Spalte PNEC<sub>Böden</sub> angegeben sind «zulässige Additionen» nach Abzug der üblichen Gehalte in Böden von 0,29 mg/kg (Cd), 22 mg/kg (Cu) und 0,10 mg/kg (Sb).  
<sup>(2)</sup> Beim in Feuerwerken verbotenen Blei liegt der PNEC<sub>sek. Tox.</sub> von 11 mg/kg tiefer als übliche Gehalte in Böden (28 mg/kg). Gehaltszunahmen in Böden sollten demnach so tief wie möglich gehalten werden; durch Feuerwerke bedingt beträgt die Zunahme gemäss Modellrechnung 0,2%.  
<sup>(3)</sup> Gisi et al. (1997) beziffern beim Kalium die Nährstoffentzüge von Gemüse (Spinat) und einer Dauerwiese mit 11 500 mg m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 29 000 mg m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Bei Magnesium betragen die Pflanzenentzüge 2000 bis 2500 mg m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Die Entzüge betragen somit das 1000–2000-fache der Einträge mit Feuerwerk.  
<sup>(4)</sup> Tentativer PNEC<sub>soil, added</sub> anhand der Wasserlöslichkeit von Bismutsubnitrat bei einem pH-Wert um 6 abgeleitet (s. Tab. 43).  
<sup>(5)</sup> Die relativ hohen PEC/PNEC-Ratios der während Feuerwerken nur um die Faktoren 2 bis 2,5 angereicherten Sn und V sind auf konservative PNEC für Böden zurückzuführen.

## A8 Lärm – Grundlagen

Lärm ist unerwünschter Schall. Beim Luftschall handelt es sich um kleine Schwankungen des Luftdrucks. Der Hörbereich des Menschen umfasst einen Druckbereich von  $2 \times 10^{-5}$  Pa bis 20 Pa. Luftdruckänderungen werden im Frequenzbereich zwischen 20 Hz und 20 000 Hz wahrgenommen.

Lärm

Der Schalldruck  $p$  hat die Einheit [Pa] oder  $[\text{Nm}^{-2}]$ , die Hörschwelle ist definiert mit  $p_0 = 2 \times 10^{-5} \text{ N m}^{-2}$ .

Schalldruck

Die Schallintensität  $I$  ist definiert als Schallleistung pro Fläche. Die Herleitung führt zur Gleichung  $I = p^2 / (c \cdot \rho)$ . Dabei entspricht  $p$  dem Schalldruck,  $c$  der Schallgeschwindigkeit und  $\rho$  der Dichte. Die wichtigste Aussage ist, dass die Schallintensität proportional zum Quadrat des Schalldruckes ist. Dies hat einen Einfluss auf das Verhalten der Schallausbreitung und erlaubt die Berechnung des Schallpegels sowohl basierend auf dem Schalldruck oder der Schallintensität. Die Hörschwelle ist definiert mit  $I_0 = 10^{-12} \text{ W m}^{-2}$  (definiert bei einer Frequenz von 1 kHz).

Schallintensität

Der Schallpegel  $L$  ist der Vergleich des Schalldruckes  $p$  zum Schalldruck der Hörschwelle  $p_0 = 2 \times 10^{-5} \text{ N m}^{-2}$  (20  $\mu\text{Pa}$  oder 0,0002  $\mu\text{bar}$ ) oder der Vergleich der Schallintensität  $I$  zur Hörschwelle  $I_0 = 10^{-12} \text{ W m}^{-2}$  definiert bei einer Frequenz von 1kHz. Die Formel lautet:

Schallpegel

$$L = 20 \lg \left( \frac{p}{p_0} \right) = 10 \lg \left( \frac{I}{I_0} \right)$$

Der äquivalente Dauerschallpegel  $L_{eq}$  ist ein Mittelungspegel und energiemässig dem variablen Schalldruckpegel gleichwertig. Bezugszeit ist die jeweilige Messzeit  $T_m$ .

Zeitlich integrierte  
Schalldruckpegel

$$L_{eq} = 10 \lg \left( \frac{1}{T_m} \int_0^{T_m} \frac{p^2(t)}{p_0^2} dt \right)$$

Beim Schallexpositionspegel  $L_E$  (Sound Exposure Level, SEL) verwendet man als Bezugszeit  $T_1$  (unabhängig von der tatsächlichen Messzeit  $T_m$ ) immer eine Sekunde.

$$L_E = 10 \lg \left( \frac{1}{T_1} \int_0^{T_m} \frac{p^2(t)}{p_0^2} dt \right)$$

Der  $L_E$  eignet sich vor allem zur Erfassung von Knallereignissen. Die Anzahl Impulse ( $n$ ) gehen wie folgt in den  $L_E$  ein:

$$L_E = L_{E,1} + 10 \lg n$$



Für die Verknüpfung von  $L_E$  und  $L_{eq}$  gilt:

$$L_E = L_{eq} + 10 \lg T_m$$

Beispielsweise lässt sich der auf 8 Stunden (28 800 s) bezogene  $L_{eq}$  aus dem  $L_E$  eines Impulses und der Anzahl Impulse  $n$  wie folgt errechnen:

$$L_{eq,8h} = L_{E,1} + 10 \lg n - 10 \lg(28'800)$$

Bei gleichem Schalldruckpegel werden v. a. tiefe, aber auch hohe Töne leiser wahrgenommen als Töne mit Frequenzen um 2 kHz. Die Pegel- und Frequenzabhängigkeit der akustischen Wahrnehmung wird durch Frequenzbewertungskurven (A, B, C und D) berücksichtigt. Kurze Geräuschimpulse, wie sie insbesondere bei explodierenden Feuerwerkskörpern auftreten, werden wegen der Trägheit des Gehörs leiser wahrgenommen, als es der Schallpegel erwarten liesse. Die Nachbildung der Ohrträgheit wird mit folgenden Zeitbewertungsfunktionen realisiert (Tab. 50):

Bewertete Pegelmasse

**Tab. 50 > Zeitbewertung bei Lautstärkemessungen**

Bezeichnung	Abkürzung	Pegelanstieg	Pegelabfall
Langsam	Slow (S)	1 s	1 s
Schnell	Fast (F)	125 ms	125 ms
Impuls	Impulse (I)	35 ms	3 s
Spitze	Peak (P)	10–50 $\mu$ s	2 s

Wie Hohmann et al. (2007) zeigen, ergeben in Abhängigkeit von der Zeitbewertung kurze Schallimpulse sehr unterschiedliche Maximalpegel (Tab. 51).

**Tab. 51 > Gewehrknall am stärker exponierten Ohr des Schützen (Sturmgewehr 90)**

Messung	Wert
Maximalpegel Peak	154 dB(A)
Maximalpegel Impulse	136 dB(A)
Maximalpegel Fast	130 dB(A)
Maximalpegel Slow	121 dB(A)

## > Literatur

- Alenfelt P. 2000: Chemical Analysis of Consumer Fireworks. *Journal of Pyrotechnics*, Issue 11.
- Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz 2013: ([www.land-oberoesterreich.gv.at](http://www.land-oberoesterreich.gv.at)) > Themen > Umwelt > Luft > Luftgütemesswerte). Daten abgerufen am 8. April 2013.
- Andrae M.O., Merlet P. 2001: Emission of traces gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 15, No. 4, pp. 955–966.
- Anses (French agency for food, environmental and occupational health & safety) 2011: Second French Total Diet Study (TDS 2). Report 1 ([www.anses.fr](http://www.anses.fr))
- AQMAU (National Air Quality Modelling & Assessment Unit) 2009: Review of emission factors for incident fires. Science report : SC060037/SR3. Environment Agency, Bristol (UK).
- Asch A., Schlegel T. 2012:1. August-Wetter – der Rückblick. *Meteo Schweiz* ([www.meteoschweiz.admin.ch](http://www.meteoschweiz.admin.ch)).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) 2013: ([www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)) > Toxic Substances Portal > Toxicological and Health Professionals > Minimal Risk Levels (MRLs) > MRL List).
- Bach W., Daniels A., Dickinson L., Hertlein F., Morrow J., Margolis S., Dinh V.-D. 1975: Fireworks pollution and health. *International Journal for Environmental Studies*, Vol. 7 pp. 183–192.
- Backus S.M., Klawuun P., Brown S., D'sa I., Sharp S., Surette C., Williams D.J. 2005: Determination of perchlorate in selected surface waters in the Great Lakes Basin by HPLC/MS/MS. *Chemosphere* 61, pp. 834–843.
- Baes III C.F., Sharp R.D., Sjoreen A.L., Shor R.W. 1984: A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. Oak Ridge National Laboratory (ornl).
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2007: Luftverschmutzung im Tessin – Belastende Nähe zur Lombardei (Umwelt 4/07 Dossier saubere Luft).
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2012: NABEL – Luftbelastung 2011. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). BAFU, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1221:128 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2013: NABEL – Luftbelastung 2012. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). BAFU, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1324:128 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Luftqualität) 2014: Luftbelastung 2013 (Auswertungen der 16 NABEL-Stationen).
- BAG (Bundesamt für Gesundheit) 2008: Dioxine und PCB in Schweizer Lebensmitteln. BAG, Verbraucherschutz, Abteilung Lebensmittelsicherheit, Bern.
- Becker J.M., Iskandrian S., Conkling J. 2000: Fatal and near-fatal asthma in children exposed to fireworks. *Ann Allergy Asthma Immunol. Dec*; 85 (6 Pt 1): pp. 512–513.
- BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) 2013: Empfehlung des BfR zur gesundheitlichen Bewertung von Perchlorat in Lebensmitteln. Aktualisierte Stellungnahme Nr 027/2013 vom 9. Juli 2013.
- Biesinger K.E., Christensen G.M. 1972: Effects of Various Metals on Survival, Growth, Reproduction, and Metabolism of *Daphnia magna*. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 29, No. 12.
- Blaser P. 1993: Vertreibung von Schwarzhalstauchern durch Feuerwerk und Boote. *Orn. Beob.* 90: Seiten 134–135.
- Bodar C.W.M. 2007: Environmental Risk Limits for Zinc. RIVM letter report 11235/2007. Bilthoven, The Netherlands.
- Briviba K., Heinzow B., Schwenk M. 2008: Oxidativer Stress und Möglichkeiten seiner Messung aus umweltmedizinischer Sicht. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 51: Seiten 1464–1482.
- Burgan O., Smargiassi A., Perron S., Kosatsky T. 2010: Cardiovascular effects of sub-daily levels of ambient fine particles: a systematic review. *Environmental Health*, 9: p. 26.
- CCME (Canadian Councils of the ministers of the Environment) 2003: Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Aluminium.
- Chang S.-C., Lin T.-H., Young C.-Y., Lee C.-T.: The impact of ground-level fireworks (13 km long) display on the air quality during the traditional Yanshui Lantern Festival in Taiwan. *Environ Monit Assess* (2011) 172: pp. 463–479.
- Cladrowa S., Fankhauser S., Klarskov T. 2012: EUROPOP Draft Report (unveröffentlicht). Chemicals Legislation European Enforcement Network (CLEEN).
- Conkling J. A. 1985: Chemistry of pyrotechnics. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Crane M., Atkinson C., Comber S., Sorokin N. 2007: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: aluminium (inorganic monomeric). Science Report: SC040038/SR1. Environment Agency, Bristol (UK).
- Crommentuijn T., Polder M.D., van de Plassche E.J. 1997: Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals,

- taking background concentrations into account. RIVM Report no. 601501001, Bilthoven.
- Croteau G., Dills R., Beaudreau M., Davis M. 2010: Emission factors and exposures from ground-level pyrotechnics. *Atmospheric Environment* 44, pp. 3295–3303.
- Dean K.E., Palachek R.M., Noel J.M., Warbritton R., Aufderheide J., Wireman J. 2004: Development of Freshwater Water-Quality Criteria for Perchlorate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, No. 6, pp. 1441–1451.
- Do T.-M., Wang C.-F., Hsieh Y.-K., Hsieh H.F. 2012: Metals Present in Ambient Air before and after a Firework Festival in Yanshui, Tainan, Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research*, 12: pp. 981–993.
- Domke A., Großklaus R., Niemann B., Przyrembel H., Richter K., Schmidt E., Weißenborn A., Wörner B., Ziegenhagen R. 2004: Verwendung von Mineralstoffen in Lebensmitteln – Toxikologische und ernährungsphysiologische Aspekte. Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Berlin.
- Drewnick F., Hings S.S., Curtius J., Eerdekens G., Williams J. 2006: Measurement of fine particulate and gas-phase species during the New Year's fireworks 2005 in Mainz, Germany. *Atmospheric Environment* 40, pp. 4316–4327.
- DTI (Department for Trade and Industry): Fireworks injury data 2005 ([www.saferfireworks.com](http://www.saferfireworks.com) > statistics).
- Durand-Hoffman M.E. 1995: Analysis of Physiological and Toxicological Effects of Potassium on *Dreissena polymorpha* and Toxicological Effects on Fish. M.S.Thesis, Ohio State University, Columbus, OH.
- Dutschke A. 2012: Systematische Analyse von Reaktionsprodukten beim Abbrand von pyrotechnischen Gegenständen aus dem Indoor-Bereich. BAM-Dissertationsreihe Band 94, Berlin.
- Dutschke A., Lohrer C., Kurth L., Seeger S., Barthel M., Panne U. 2011: Aerosol emissions from outdoor firework displays. *Chem. Eng. Technol.*, 34, No. 12, pp. 2044–2050.
- Dutschke A., Lohrer C., Seeger S., Kurth L. 2009: Gasförmige und feste Reaktionsprodukte beim Abbrand von Indoor-Feuerwerk. *Chemie Ingenieur Technik*, 81, No. 1–2.
- Dyke P., Coleman P., James R. 1997: Dioxins in Ambient Air, Bonfire Night 1994. *Chemosphere*, Vol. 34, Nos. 5–7 pp. 1191–1201.
- EC (European Commission) 2006: Proposal for a Directive of the European Parliament and the Council on placing on the market of pyrotechnic articles. Impact Assessment.
- EC (European Communities) 2011: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards.
- ECB (European Chemicals Bureau) 2005: European Union Risk Assessment Report. Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate. 3rd Priority List. Volume 53.
- ECB (European Chemicals Bureau) 2008a: European Union Risk Assessment Report. Diantimony Trioxide. Draft.
- ECB (European Chemicals Bureau) 2008b: European Union Risk Assessment Report. Nickel and Nickel Compounds.
- ECB (European Chemicals Bureau) 2008c: European Union Risk Assessment Report. Zinc chloride.
- ECHC (Environment Canada, Health Canada) 2010: Screening Assessment for the Challenge. Vanadium oxide (Vanadium pentoxide) CAS-Nr. 1314–62–1.
- ECI (European Copper Institute) 2008: European Union Risk Assessment Report. Voluntary Risk assessment of Copper and compounds.
- EEA 2013: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical report No 12/2013, European Environment Agency EEA, Copenhagen.
- Efroymson R.A., Will M.E., Suter II G.W., Wooten A.C. 1997a: Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. Prepared for the U.S. Department of Energy Office of Environmental Management. ES/ER/TM-85/R3.
- Efroymson R.A., Will M.E., Suter II G.W. 1997b: Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. Prepared for the U.S. Department of Energy Office of Environmental Management. ES/ER/TM-126/R2.
- EFSA (European Food Safety Authority) 2004: Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavours, Processing Aids and Materials in Contact with Food on a Request from the Commission Related to the Safety in use of Rutile Titanium Dioxide as an Alternative to the Presently Permitted Anatase Form, *The EFSA Journal* 163: pp. 1–12.
- EKL (Eidgenössische Kommission für Lufthygiene) 2007: Feinstaub in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bern. 141 S.
- EMEA (The European Agency for the Evaluation of Medicinal Products) 1997: Committee for veterinary medicinal products. Bismut subnitrate – Bismut subcarbonate – Bismut subgallate – Bismut subsalicylate. EMEA/MRL/201/97-Final.
- Eriksson J. 2001: Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertilizer, precipitation and in oil and crops. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

- EVM (Expert Group on Vitamins and Minerals) 2003: Safe Upper Levels for Vitamins and Minerals. Published by Food Standards Agency.
- EZV (Eidgenössische Zollverwaltung) 2014: ([www.ezv.admin.ch](http://www.ezv.admin.ch) > Themen > Aussenhandelsstatistik > Datenbank Swiss-Impex). Zugriff am 24. Juli 2014.
- Farrar N.J., Smith K.E.C., Lee R.G.M., Thomas G.O., Sweetman A.J., Jones K.C. 2004: Atmospheric Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers and Other Persistent Organic Pollutants during a Major Anthropogenic Combustion Event. *Environ. Sci. Technol.*, 38, pp. 1681–1685.
- fedpol 2011: ([www.fedpol.admin.ch](http://www.fedpol.admin.ch) > Themen > Sicherheit > Sprengstoff/Pyrotechnik > Merkblätter & Zulassung > Merkblätter und Zulassungsverfahren Pyrotechnik). Letzte Änderung: 7. Dezember 2011.
- fedpol 2014: ([www.fedpol.admin.ch](http://www.fedpol.admin.ch) > Dokumentation > Zahlen und Fakten > Pyrotechnik). Letzte Änderung: 7.5.2014.
- Filliger P. 2001: Modellierung von Feuerwerksepisoden mit dem Gauss'schen Ausbreitungsmodell (in: Plinke et al. 2001. Feuerwerkskörper (Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte). Umwelt-Materialien Nr. 140. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern).
- Fleischer O., Wichmann H., Lorenz W. 1999: Release of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans by Setting Off Fireworks. *Chemosphere*, Vol. 39, No.6, pp. 925–932.
- FOEN 2014: Switzerland's Informative Inventory Report 2014 (IIR) and NFR tables 1980–2012. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Submission of March 2014 to the United Nations ECE Secretariat. Federal Office for the Environment FOEN. Air Pollution Control and Chemicals Division. Bern.
- FSIS (Food Survey Information Sheet) 2009: Survey on measurement of the concentrations of metals and other elements from the 2006 UK total diet study.
- Gehrig R. 2012: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL sowie kantonalen Stationen – Messbericht 2011. Empa, Abteilung Luftfremdstoffe und Umwelttechnik, Dübendorf.
- Gerstel Aktuell – Januar 2010: Umweltanalytik I. Dicke Luft – Feuerwerk und seine Risiken. GERSTEL GmbH & Co.
- Gibson R.S., Scythes C.A. 1984: Chromium, selenium and other trace element intake of a selected sample of Canadian premenopausal women. *Biological trace element research*, 6:105.
- Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F.X., Sticher H. 1997: Bodenökologie. Georg Thieme Verlag.
- Godri K.J., Green D.C., Fuller G.W., Dall'Osto M., Beddows D.C., Kelly F.J., Harrison R.M., Mudway I.S. 2010: Particulate Oxidative Burden Associated with Firework Activity. *Environ. Sci. Technol.* 44, pp. 8295–8301.
- Golder Associates 2012: Appendix 3.6 (Supporting Information for Aquatic Resources). In: Submission of Shell Canada Limited to Joint Review Panel. Project No. 10–1346–0001 ([www.ceaa-acee.gc.ca](http://www.ceaa-acee.gc.ca)).
- GSchV 1998: Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (SR 814.201).
- Harrard S., Laurie L. 2005: Concentrations, sources and temporal trends in atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in a major conurbation. *J. Environ. Monit.*, 7, pp. 722–727.
- Hendrix P., Van Cauwenbergh R., Robbrecht H., Deelstra H. 1997: Daily dietary rubidium intake in Belgium using duplicate portion sampling. *Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und -Forschung A*. Volume 204, Issue 3, pp 165–167
- Herich H., Reimann S., Hüglin C. 2012: Auswertungen von zeitlich hochaufgelösten, langjährigen VOC-Messreihen des NABEL. Empa, Abteilung Luftfremdstoffe und Umwelttechnik, Dübendorf.
- Herrchen M., Keller D. 1996: Analyse der ökologischen Auswirkungen des Silvesterfeuerwerks – ökologische Bilanzierung. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Oekotoxikologie. Schmallenberg.
- Hohmann B. 1985: Schallmessprotokoll. Protokoll-Nr.: 302–688/8.85. Kunstfeuerwerk (1. August-Feuerwerk der Stadt Interlaken 1984 und 1985). Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva), Luzern.
- Hohmann B. 1995: Schallmessprotokoll. Protokoll-Nr.: 00000/08.95. Feuerwerkskörper (Knallteufel, Corsair, Dragon Banger, Blitz Knatterball, Flashing Thunder). Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva), 86081.d–9.90, Luzern.
- Hohmann B. 2001: Messergebnisse Feuerwerk «Prometheus», 16.08.01, Luzern.
- Hohmann B., Lips W., Waldmann H. 2007: Gehörgefährdender Lärm am Arbeitsplatz. Suva (Bereich Physik), Luzern.
- Howe P.D., Malcolm H.M., Dobson S. 2004: Manganese and its compounds: Environmental aspects. *Conside International Chemical Assessment Document 63*. World Health Organisation (WHO), Geneva.
- Hüglin C., Herich H. 2013: Anzahl-Größen-Verteilung von Partikeln um den 1. August 2012 an der NABEL-Messstation Zürich-Kaserne. EMPA, Dübendorf.
- Hüglin C., Gianini M., Gehrig R. 2012: Chemische Zusammensetzung und Quellen von Feinstaub – Untersuchungen an ausgewählten NABEL-Standorten. Empa Abt. für Luftfremdstoffe und Umwelttechnik, Dübendorf.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) 2011: Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffs. Hrsg. IKSR-Sekretariat, Koblenz.

- Imhof M. 2011: Analyse langfristiger Gebäudeschadendaten. Interkantonaler Rückversicherungsverband (Hrsg.), Bern.
- Ineichen S. 2003: Wirkung von Lärm auf Tiere. Tiefbauamt Kanton Zürich.
- Ipsos Mori 2009: National Noise Survey 2008. Final report.
- IRIS (Integrated Risk Information System) 2013: ([www.epa.gov/IRIS/](http://www.epa.gov/IRIS/)). Last updated on Montag, 30. September 2013.
- IRV (Interkantonaler Rückversicherungsverband) 2014: Schadenstatistiken (<http://irv.ch> > Downloads)
- Jarvie H.P., Neal C., Tappin A.D., Burton J.D., Hill L., Neal M., Harrow M., Hopkins R., Watts C., Wickham H. 2000: Riverine inputs of major ions and trace elements to the tidal reaches of the River Tweed, UK. *The Science of the Total Environment* 251/252, pp. 55–81.
- Joly A., Smargiassi A., Kosatsky T., Fournier M., Dabek-Zlotorzynska E., Cela V., Mathieu D., Servranckx R., D'amours R., Malo A., Brook J. 2010: Characterisation of particulate exposure during fireworks displays. *Atmospheric Environment* 44, pp. 4325–4329.
- Kabata-Pendias A. 2011: Trace elements in soils and plants 4<sup>th</sup> ed., CRC Press, by Taylor and Francis Group, LLC.
- Karlaganis G. 1990: Schadstoffgehalte von Feuerwerkskörpern. BUWAL-Bulletin 2/90.
- Keller U., Battaglia Richi E., Beer M., Darioli R., Meyer K., Renggli A., Romer-Lüthi C., Stoffel-Kurt N. 2012: Sechster Schweizerischer Ernährungsbericht. Bern: Bundesamt für Gesundheit.
- Keller T., Desaulles A. 2001: Böden in der Schweiz – Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990–1996). *Umweltmaterialien* Nr. 139. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2010: Stoffdatenblatt Aluminium-Kation (Stand 15. März 2010).
- Lee R.G.M., Green N.J.L., Lohmann R., Jones K.C. 1999: Seasonal, Anthropogenic, Air Mass, and Meteorological Influences on the Atmospheric Concentrations of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans (PCDD/Fs): Evidence for the Importance of Diffuse Combustion Sources. *Environ. Sci. Technol.*, 33, pp. 2864–2871.
- Legreid G., Balzani Lööv J., Staehelin J., Hueglin C., Hill M., Buchmann B., Prevot A.S.H., Reimann S. 2007: Oxygenated volatile organic compounds (OVOCs) at an urban background site in Zürich (Europe): Seasonal variation and source allocation. *Atmospheric Environment* 41, pp. 8409–8423
- Leung A.M., He X., Pearce E.N., Braverman L.E. 2013: Perchlorate Concentrations in Boston's Charles River After the July 4<sup>th</sup> Fireworks Spectacular. *THYROID*, Volume 23, Number 3.
- LGA (The Lake George Association) 2010: An Initial Study into the Effects of Fireworks on the Water Quality of Lake George.
- Licudine J.A., Yee H., Chang W.L., Whelen A.C.: Hazardous metals in ambient air due to new year fireworks during 2004–2011 celebrations in Pearl City, Hawaii. *Public Health Reports/July – August 2012/Volume 127*.
- Lin H.C., Hwang P.P. 1998: Acute and Chronic Effects of Gallium Chloride (GaCl<sub>3</sub>) on Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) Larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: pp. 931–935.
- LRV 1985: Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985 (SR 814.318.142.1).
- Kantonales Labor Zürich 2003: Jahresbericht.
- Mahli G. S. 2012: The Chronic Toxicity of Titanium Dioxide Nanoparticles to the Freshwater Amphipod *Hyalella azteca*. Theses and Dissertations (Comprehensive). Paper 839.
- McKay G. 2002: Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal* 86, pp. 343–368.
- Menke K. 1978: Die Chemie der Feuerwerkskörper. *Chemie in unserer Zeit*, Nr.1.
- Moermond C.T.A., van Herwijnen R. 2012: Environmental risk limits for silver in water. National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report 601714023.
- Moreno T., Querol X., Alastuey A., Cruz Minguillón M., Pey J., Rodriguez S., Miró J.V., Felis C., Gibbons W., 2007. Recreational atmospheric pollution episodes: Inhalable metalliferous particles from firework displays. *Atmospheric Environment* 41, pp. 913–922.
- Moreno T., Querol X., Alastuey A., Amato F., Pey J., Pandolfi M., Kuenzli N., Bouso L., Rivera M., Gibbons W. 2010: Effect of fireworks events on urban background trace metal aerosol concentrations: Is the cocktail worth the show? *Journal of Hazardous Materials* 183, pp. 945–949.
- Munster J., Nanson G.N., Jackson W.A., Rajagopalan S. 2009: The Fallout from Fireworks: Perchlorate in Total Deposition. *Water Air Soil Polut* 198: pp. 149–153.
- Neal C., Smith C.J., Jeffrey H.A., Jarvie H.P., Robson A.J. 1996: Trace element concentrations in the major rivers entering the Humber estuary, NE England. *Journal of Hydrology* 182, pp. 37–64.
- Nishanth T., Praseed K.M., Rathnakaran K., Satheesh Kumar M.K., Ravi Krishna R., Valsaraj K.T. 2012: Atmospheric pollution in a semi-urban, coastal region in India following festival seasons. *Atmospheric Environment* 47, pp. 295–306.

- Noordijk H. 1994: Luchtverontreiniging door vuurwerk tijdens jaarwisseling van 1993–1994. RIVM Rapport Nr. 722101007. Bilthooven.
- NZZ (Neue Zürcher Zeitung) 29.12.2004: Über 100 Tonnen Feuerwerk stehen für Silvester bereit.
- NZZ (Neue Zürcher Zeitung) 21.12.2012: «Knallfeds» Freude am flüchtigen Zauber.
- Ollivier P., Radakovitch O., Hamelin B. 2011: Major and trace element partition and fluxes in the Rhône River. *Chemical Geology* 285, pp. 15–31.
- Oorts K. 2011: Effects assessment in the terrestrial environment: The example of lead. OECD Meeting, 7–8 September 2011, Paris
- Oste L.A., Klein J., Zwolsman G.J. 2011: Inventory and evaluation of methods to derive natural background concentrations of trace metals in surface water, and application of two methods in a case study. Deltareport 1206111.005, Utrecht.
- Passant N. 2003: Emission factors programme Task 1 – Summary of simple desk studies (2003). Appendix 1: Fireworks briefing note. AEAT/ENV/R/1421 Issue 1.
- Perry K. 1999: Effects of outdoor pyrotechnic displays on the regional air quality of Western Washington State. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 49.
- Perrino C., Tiwari S., Catrambone M., Dalla Torre S., Rantica E., Canepari S. 2011: Chemical characterization of atmospheric PM in Dehli, India, during different periods of the year including Diwali festival. *Atmospheric Pollution Research* 2, pp. 418–427.
- Plinke E., Wolff G., von Arx U. 2001: Feuerwerkskörper (Umweltauswirkungen und Sicherheitsaspekte). *Umwelt-Materialien* Nr. 140. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Quarroz S. 2014: Feuerwerk-Statistik 2008–2012. Sammelstelle für die Statistik der Unfallversicherung UVG (SSUV). Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (SUVA), Luzern.
- Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. ABl. L 23 vom 26.1.2005, S. 3.
- Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. ABl. L 152 vom 11.6.2008, S. 1.
- Robinson B.H., Bischofberger S., Stoll A., Schroer D., Furrer G., Roullet S., Gruenwald A., Attinger W., Schulin R. 2008: Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: Uptake pathways and land management implications. *Environmental Pollution* 153, pp. 668–676.
- Röösli M., Theis G., Künzli N., Staehelin J., Mathys P., Oglesby L., Camenzind M., Braun-Fahrländer Ch. 2001: Temporal and spatial variation of the chemical composition of PM<sub>10</sub> at urban and rural sites in the Basel area, Switzerland. *Atmospheric Environment*, Volume 35, Issue 21, pp. 3701–3713.
- RSL (Regional Screening Levels) 2013: ([www.epa.gov](http://www.epa.gov) > Pacific Southwest (EPA Region 9) > Superfund > Regional Screening Levels > RSL Tables). Last updated May 2013.
- Russell Michael S. 2009: *The Chemistry of Fireworks*. 2<sup>nd</sup> Edition. ISBN: 978–0–85404–127–5.
- Salminen R. (ed.) 2005: *Geochemical Atlas of Europe* (<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>).
- Sarkar S., Khillare P.S., Jyethi D.S., Hasan A., Parween M. 2010: Chemical speciation of respirable suspended particulate matter during a major firework festival in India. *Journal of Hazardous Materials* 184, pp. 321–330.
- SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) 2012: Assessment of the Tolerable Daily Intake of Barium. Opinion adopted at the 16<sup>th</sup> plenary on 22 March 2012.
- Scheytt T.J., Freywald J., Ptacek C.J. 2011: Untersuchung ausgewählter Oberflächen-, Grund- und Bodenwasserproben auf Perchlorat in Deutschland: Erste Ergebnisse. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 16: 37–43.
- Schlich K., Klawonn T., Terytze K., Hund-Rinke K. 2013: Effects of silver nanoparticles and silver nitrate in the earthworm reproduction test. *Environ. Toxicol. Chem.* 32.
- Schmid P., Bogdal C., Wang Z., Azara V., Haag R., von Arx U. 2014: Releases of chlorobenzenes, chlorophenols and dioxins during fireworks. *Chemosphere* 114, pp. 158–164.
- Shamoun-Baranes J., Dokter A.M., van Gasteren H., van Loon E.E., Leijnse H., Bouten W. 2011: Birds flee en masse from New Year's Eve fireworks. *Behavioral Ecology*, Volume 22, Issue 6, pp. 1173–1177.
- Shi Y., Zhang N., Gao J., Li X., Cai Y. 2011: Effect of fireworks display on perchlorate in air aerosols during the Spring Festival. *Atmospheric Environment* 45, pp. 1323–1327.
- Shimizu T. 1989: Some Techniques for Manufacturing Fireworks. XVth International Pyrotechnics Congress. Tenerife, Canary Islands (Spain).
- Shoultz-Wilson W.A., Reinsch B.C., Tsyusko O.V., Bertsch P.M., Kowry G.V., Unrine J.M. 2011: Role of Particle Size and Soil Type in Toxicity of Silver Nanoparticles to Earthworms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75.
- SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Magnesium chloride) 2011: OECD Existing Chemicals Database.
- SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Magnesium sulfate) 2010: OECD Existing Chemicals Database.

SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Barium chloride) 2008: OECD Existing Chemicals Database.

SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Strontium sulfate) 2007: OECD Existing Chemicals Database.

SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Zinc and compounds) 2005: OECD Existing Chemicals Database.

SIAP (SIDS Initial Assessment Profile for Potassium chloride) 2001: OECD Existing Chemicals Database.

Smit C.E. 2012: Environmental risk limits for vanadium in water. A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. RIVM Letter Report 601714021.

Smith R.M., Dinh V.-D. 1975: Changes in forced expiratory flow due to air pollution from fireworks. *Environmental Research* 9, pp. 321–333.

Smith T., Guest M. 2011: A proposal to quantify trace levels of hexachlorbenzene in fireworks. *Journal of Pyrotechnics*, Issue 30.

SSD Cd (Substance Data Sheet Cadmium and its compounds) 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS).

SSD Ni (Substance Data Sheet Nickel and its compounds) 2011: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS).

SSD Pb (Substance Data Sheet Lead and its compounds) 2011: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS).

Steinhauser G., Klapötke T.M. 2008: «Green» Pyrotechnics: A Chemists' Challenge. *Angew. Chem. Int. Ed.*, 47, pp. 3330–3347.

StoBoBio (Abteilung Stoffe, Boden, Biotechnologie im Bundesamt für Umwelt) 2007: Verbrauch von Feuerwerkskörpern – Saisonale Einschränkungen für den Verkauf und das Abbrennen in den Kantonen.

Sugimoto R., Isobe T., Ramu K., Malarvannan G., Devanthan G., Subramanian A., Tanabe S. 2012: Fireworks Displays and Production as a Perchlorate Emission Source. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry – Environmental Pollution and Ecotoxicology*, Eds., M. Kawaguchi, K. Misaki, H. Sato, T. Yokokawa, T. Itai, T.M. Nguyen, J. Ono and S. Tanabe, pp. 279–284, by TERRAPUB.

Suva (Schweizerische Unfallversicherungsanstalt – Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz – Physik) 2012: Akustische Grenz- und Richtwerte. 86048.d–10.2012.

SWM (Snohomish County Public Works Surface Water Management Division) 2009: Snohomish County Fireworks Pollutant Detection Pilot Study. Everett, Washington 98201.

TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) 2002: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ([www.bmu.de](http://www.bmu.de)).

Taylor P.H., Lenoir D. 2001: Chloroaromatic formation in incineration processes. *The Science of the Total Environment* 269, pp. 1–24.

TGD (Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances; Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances; Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market) 2003: Part II Environmental Risk Assessment.

Tu Y., Granados D.V. 2012: 2011 Fireworks Annual Report. Fireworks-Related Deaths, Emergency Department-Treated Injuries, and Enforcement Activities During 2011. CPSC (U.S. Consumer Product Safety Commission).

UBA (Umweltbundesamt) 2011: Auswertung der Online-Lärmumfrage des Umweltbundesamtes. Dessau-Rosslau.

UK NAEI (National Atmospheric Emissions Inventory) 2013: (<http://naei.defra.gov.uk/> > Data > Emission factors > Emission factors detailed by source and fuel). Page last modified: 28 January 2013.

Urbansky E.T. 2002: Perchlorate as an environmental contaminant. *Environ Sci Pollut Res Int.*; 9 (3): pp. 187–92.

Urbansky E.T., Brown S.K. 2003: Perchlorate Retention and Mobility in Soils. *J. Environ. Monit.*, 5, pp. 455–462.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2003: Ecological Soil Screening Level for Aluminium (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–60.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005a: Ecological Soil Screening Level for Antimony (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–61.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005b: Ecological Soil Screening Level for Arsenic (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–62.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005c: Ecological Soil Screening Level for Barium (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–63.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005d: Ecological Soil Screening Level for Cadmium (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–65.

USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005e: Ecological Soil Screening Level for Chromium (Interim Final). OSWER Directive 9285.7–66.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005f: Ecological Soil Screening Level for Cobalt (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-67.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005g: Ecological Soil Screening Level for Lead (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-70.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2005h: Ecological Soil Screening Level for Vanadium (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-75.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2006: Ecological Soil Screening Level for Silver (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-77.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2007a: Ecological Soil Screening Level for Copper (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-68.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2007b: Ecological Soil Screening Level for Manganese (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-71.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2007c: Ecological Soil Screening Level for Zinc (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-73.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response) 2007d: Ecological Soil Screening Level for Nickel (Interim Final). OSWER Directive 9285.7-76.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2013: ([www.epa.gov/](http://www.epa.gov/) > Chemical Safety and Pollution Prevention > Pollution Prevention & Toxics > Acute Exposure Guideline Levels (AEGs)).
- Umweltinstitut Voralberg 2009: Luftgüte in Vorarlberg. In: Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg (Ed.). Luftgütemessnetz. Umweltinstitut Vorarlberg, Bregenz.
- van Dam R.A., Hogan A.C., McCullough C.D., Houston M.A., Humphrey C.L., Harford A.J. 2010: Aquatic toxicity of Magnesium sulfate, and the influence of Calcium, in very low ionic concentration water. *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 29, No. 2, pp. 410-421.
- van de Plassche E., van de Hoop M., Posthumus R ; Crommentuijn T. 1999: Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC. RIVM report 601501005. Bilthoven, The Netherlands.
- van Hoorn R. 2008: Letting off fireworks. Emission estimates for diffuse sources (Netherlands Emission Inventory). Netherlands National Water Board – Water Unit in cooperation with DELTARES and TNO.
- van Leeuwen L.C., Aldenberg T. 2012: Environmental risk limits for antimony. RIVM Letter report 601357001. Bilthoven, The Netherlands.
- van Paemel M., Dierick N., Janssens G., Fievez V., de Smet S. 2010: Selected trace and ultratrace elements: Biological role, content in feed and requirements in animal nutrition. Technical Report submitted to EFSA.
- van Vlaardingen P.L.A., Posthumus R., Posthuma-Doodeman C.J.A.M. 2005: Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM report 601501029/2005. Bilthoven, The Netherlands.
- VBBö 1998: Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1. Juli 1998 (SR 814.12).
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) 1992: Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre (Gausssches Ausbreitungsmodell für Luftreinhaltepläne. VDI-Richtlinie 3782, Blatt 1.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) 2006: Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle (Depositionsparameter). VDI-Richtlinie 3782, Blatt 5.
- Vecchi R., Bernardoni V., Cricchio D., D'Alessandro A., Fermo P., Lucarelli F., Nava S., Piazzalunga A., Valli G. 2008: The impact of fireworks on airborne particles. *Atmospheric Environment* 42, pp. 1121-1132.
- Wagner A., Boman J., Gatari M.J. 2008: Elemental analysis of size-fractionated particulate matter sampled in Göteborg, Sweden. *Spectrochimica Acta Part B* 63, pp. 1426-1431.
- Wehner B., Wiedensohler A., Heintzenberg J. 2000: Submicrometer aerosol size distributions and mass concentration of the millenium fireworks 2000 in Leipzig, Germany. *J. Aerosol Sci.* Vol. 31, No. 12, pp. 1489 -1493.
- Weltje L., Simpson P., Gross M., Crane M., Wheeler J.R. 2013: Comparative acute and chronic sensitivity of fish and amphibians: A critical review of data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 5, pp. 984-994.
- WHO (World Health Organization) 1982: Environmental Health Criteria 24. Titanium (International Programme on Chemical Safety), Geneva.
- WHO (World Health Organization) 2003: Antimony in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva (WHO/SDE/WSH/03.04/74).
- WHO (World Health Organization) 2011: Evaluation of certain contaminants in food: seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series; no. 959.
- Wilkin R.T., Fine D.D., Burnett N.G. 2007: Perchlorate Behavior in a Municipal Lake Following Fireworks Displays. *Environ. Sci. Technol.*, 41, pp. 3966-3971.
- Zhao S., Yu Y., Yin D., Liu N., He J. 2014: Ambient particulate pollution during Chinese Spring Festival in urban Lanzhou, Northwestern China. *Atmospheric Pollution Research* 5, pp. 335-343.



---

Zhang M., Wang X., Chen J., Cheng T., Wang T., Yang X., Gong Y., Geng F., Chen C. 2010: Physical characterization of aerosol particles during the Chinese New Years's firework events. *Amtmospheric Environment* 44, pp. 5191–5198.

Zhang Y., Schauer J.J., Shafer M.M., Hannigan M.P., Dutton S.J. 2008: Source Apportionment of in Vitro Reactive Oxygen Species Bioassay Activity from Amtmospheric Particulate Matter. *Environ. Sci. Technol.*, 42, pp. 7502–7509.

# > Verzeichnisse

## Abbildungen

<b>Abb. 1</b> Feuerwerkskörperverbrauch in der Schweiz in Tonnen	18	<b>Abb. 15</b> PM <sub>10</sub> , SO <sub>2</sub> und NO <sub>x</sub> um den Nationalfeiertag 2012 in Zürich Kaserne	49
<b>Abb. 2</b> Herkunft der Importe im Jahr 2013	19	<b>Abb. 16</b> NMVOC um den Nationalfeiertag 2013 in Zürich Kaserne	51
<b>Abb. 3</b> Schätzung der Gehalte der wichtigsten Elemente in pyrotechnischen Sätzen	23	<b>Abb. 17</b> NMVOC um den Nationalfeiertag 2013 in Dübendorf	52
<b>Abb. 4</b> Art feuerwerksbedingter Verletzungen in der Schweiz 2008–2012	27	<b>Abb. 18</b> NMVOC und Aromaten vom 1. auf den 2. Aug. 2011 in Dübendorf	52
<b>Abb. 5</b> Durchschnittliche Anzahl durch «bestimmungsmässiges» Feuer bedingter Gebäudebrände pro Tag in den KGV-Kantonen im Jahresverlauf 2001–2010	28	<b>Abb. 19</b> Chlorbenzole um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne (vgl. Tab. 15 zur Balkennummerierung)	55
<b>Abb. 6</b> Beim Abbrand von Feuerwerk freigesetzte Elemente (Kilogramm pro Jahr)	37	<b>Abb. 20</b> Chlorphenole um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne (vgl. Tab. 16 zur Balkennummerierung)	55
<b>Abb. 7</b> PM <sub>10</sub> am Nationalfeiertag 2011 in Dübendorf	41	<b>Abb. 21</b> PCDD/F um den Nationalfeiertag 2011 in Zürich Kaserne (vgl. Tab. 16 zur Balkennummerierung)	56
<b>Abb. 8</b> PM <sub>10</sub> an Silvester 2012 in Dübendorf	41	<b>Abb. 22</b> Perchlorat-Gehalte in einem See nach Feuerwerksepisoden im Sommer und Herbst in den USA	58
<b>Abb. 9</b> Partikelanzahl- und Partikelvolumen-Grössenverteilungen für den Zeitraum zwischen 21:00 und 24:00 um den 1. August 2012 in Zürich	43	<b>Abb. 23</b> Zusätzliche Element-Gehalte in Böden nach 200 Jahren Feuerwerken	61
<b>Abb. 10</b> Relative Zusammensetzung von mit TOF-AMS gemessenen Aerosolen vor (links) und während Feuerwerken (rechts)	44	<b>Abb. 24</b> PM <sub>10</sub> -Gehalte (24h-Werte) um den Nationalfeiertag (links) und Silvester (rechts) an Stationen mit Überschreitungen des Grenzwerts in den Jahren 2001–2010	66
<b>Abb. 11</b> Elementgehalte um den 1. August 2011 in Zürich	46	<b>Abb. 25</b> Partikelanzahl (4 nm–3 µm Grösse) und PM <sub>10</sub> an der Autobahn nahen Messstation Härkingen um den Nationalfeiertag 2013	68
<b>Abb. 12</b> Elementanreicherungen am 1. August 2011 in Zürich	46	<b>Abb. 26</b> Aufbauschemen von Feuerwerkskörpern	78
<b>Abb. 13</b> ClO <sub>4</sub> <sup>-</sup> in PM während einer Feuerwerksepisode in China	47	<b>Abb. 27</b> Hepta- und octachlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane vor und nach dem Abbrand von Feuerwerkskörpern	84
<b>Abb. 14</b> H <sub>2</sub> S und PM <sub>10</sub> um Silvester 2012 in Linz	48	<b>Abb. 28</b> Kongenerenverteilung der «Dioxine» vor und nach dem Abbrand von aufsteigendem Feuerwerk (Sparkling Rocket)	84
		<b>Abb. 29</b> Mittlere PM <sub>10</sub> -Gehalte an Schweizer Luftmessstationen mit Tagesmittelwerten >50 µg/m <sup>3</sup> am 1. und/oder 2. August in den Jahren 2001 bis 2010	86

<b>Abb. 30</b> Mittlere PM <sub>10</sub> -Gehalte an Schweizer Luftmessstationen mit Tagesmittelwerten >50 µg/m <sup>3</sup> am 1. Januar in den Jahren 2001 bis 2011 (ohne das Jahr 2008)	87	<b>Tab. 6</b> Emissionsfaktoren (EF) in g pro Tonne Feuerwerk und Metallemissionen in kg pro Jahr in der Schweiz beim Abbrand von Feuerwerkskörpern	38
<b>Abb. 31</b> Partikelverteilungen um den 1. August 2012 in Zürich	89	<b>Tab. 7</b> Beschreibung der NABEL-Messstationen Zürich und Dübendorf	39
<b>Abb. 32</b> Partikelverteilungen um den 1. August 2012 in Zürich	89	<b>Tab. 8</b> PM <sub>10</sub> -Tagesmittel um den Nationalfeiertag und um Silvester in Dübendorf und Zürich	40
<b>Abb. 33</b> Relative Element-Gehalte in PM <sub>2.5</sub> und PM <sub>2.5-10</sub> während Feuerwerksepisoden (1. Balken) und in der feuerwerksfreien Zeit (2. Balken) in Dehli	90	<b>Tab. 9</b> PM <sub>2.5</sub> und PM <sub>10</sub> -Tagesmittel um Silvester in Zürich	42
<b>Abb. 34</b> Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Hazelrigg (UK) 1995 im Sommer und Herbst sowie um Bonfire	95	<b>Tab. 10</b> Elementgehalte um den 1. August 2011 in Zürich (Werte in ng/m <sup>3</sup> )	45
<b>Abb. 35</b> Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Oxford (UK) 1994 vor, nach und während Bonfire	95	<b>Tab. 11</b> PM <sub>10</sub> , SO <sub>2</sub> und NO <sub>x</sub> um den Nationalfeiertag 2012 in Zürich Kaserne (Werte in µg/m <sup>3</sup> )	49
<b>Abb. 36</b> Kongenerenverteilung (%) der PCDD/F in Zürich 2011 während Feuerwerken vom 1. auf den 2. August und vor den Feuerwerken	96	<b>Tab. 12</b> PM <sub>10</sub> - und NMVOC-Tagesmittel um den Nationalfeiertag und um Silvester in Zürich und Dübendorf	50
<b>Abb. 37</b> Während weltweiter Feuerwerksepisoden (Zeitraum 1990–2009) in PM angereicherte Elemente (Medianwert)	105	<b>Tab. 13</b> PM <sub>10</sub> -, Aromaten- und NMVOC-Tagesmittel um den Nationalfeiertag in Dübendorf	51
<b>Tabellen</b>		<b>Tab. 14</b> NMVOC- und Aromaten-Gehalte während Feuerwerken in Zürich und Dübendorf	51
<b>Tab. A</b> Jahresstatistik PM <sub>10</sub> an NABEL-Messstationen 2012/2013	11	<b>Tab. 15</b> Luftkonzentrationen von Tetrachlorbenzolen (TeCB), Pentachlorbenzol (PeCB) und Hexachlorbenzol (HCB) an der Kaserne in Zürich 2011	54
<b>Tab. 1</b> Zusammensetzung von Raketen	19	<b>Tab. 16</b> Luftkonzentrationen von Tetrachlorphenolen (TeCPh), Pentachlorphenol (PCB) und polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) an der Kaserne in Zürich 2011	54
<b>Tab. 2</b> Typische Zusammensetzung (%) farbiger pyrotechnischer Sätze	22	<b>Tab. 17</b> Gemessene Elementgehalte in Gewässern vor und nach Feuerwerken (FW) in den USA in µg/l	60
<b>Tab. 3</b> Vergleich der Grenzwerte L <sub>AImax</sub> und L <sub>E</sub>	30	<b>Tab. 18</b> Beurteilungswerte für die akute inhalatorische Toxizität von NMVOC	63
<b>Tab. 4</b> Typische Schallpegel von Knallkörpern Mitte der 1990er-Jahre	31	<b>Tab. 19</b> Feinstaubbelastung (24h-Werte in µg/m <sup>3</sup> ) an NABEL-Stationen während Feuerwerken	65
<b>Tab. 5</b> Emissionsfaktoren (EF) in g pro Tonne Feuerwerk für Stäube und gasförmige Reaktionsprodukte	35		

<b>Tab. 20</b> Anzahl Grenzwertüberschreitungen für PM <sub>10</sub> (50 µg/m <sup>3</sup> ) um den 1. August in den Jahren 2001 bis 2010 nach Stationstypen	66	<b>Tab. 34</b> Elemente und Ionen in PM <sub>2,5</sub> in Girona während einer Feuerwerksepisode	99
<b>Tab. 21</b> Vergleich inhaltatorisch aufgenommener Stoffmengen um den Nationalfeiertag mit sicheren oralen Aufnahmemengen	69	<b>Tab. 35</b> Elemente und Ionen in PM <sub>10</sub> (24h-Werte in ng m <sup>-3</sup> ) an Standorten in Spanien während Feuerwerks- und/oder Brauchtumsfeuertepisoden	100
<b>Tab. 22</b> Maximale 1h-Werte (in µg/m <sup>3</sup> ) von SO <sub>2</sub> an NABEL-Stationen während Feuerwerken	72	<b>Tab. 36</b> Elemente und Ionen in PM <sub>10</sub> in Dehli (Indien) während der Diwali-Feuerwerke 2008 und 2009	101
<b>Tab. 23</b> 24h-Werte (in µg/m <sup>3</sup> ) von NO <sub>2</sub> an NABEL-Stationen während Feuerwerken	72	<b>Tab. 37</b> Elemente in PM <sub>10</sub> in Hawai (Oahu) während der Neujahrsfeuerwerke Ende 2005 (in ng m <sup>-3</sup> )	102
<b>Tab. 24</b> In einer schwedischen Kampagne im Jahr 1998 untersuchte Feuerwerkskörper	80	<b>Tab. 38</b> Range der Elementgehalte bei Feuerwerksepisoden in Montreal	103
<b>Tab. 25</b> Elemente [mg/kg] in pyrotechnischen Sätzen von schwedischem Feuerwerk im Jahr 1998	80	<b>Tab. 39</b> Wasserlösliche Elemente in PM <sub>2,5</sub> [ng m <sup>-3</sup> ] in Denver 2003	104
<b>Tab. 26</b> Freisetzungsrte von Elementen in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse Fontänen und Römische Lichter minus Rückstände)	83	<b>Tab. 40</b> Modellierte Element-Gehalte und abgeschätzte Elementdepositionen während Feuerwerken	108
<b>Tab. 27</b> Freisetzungsrte von Carbonylen in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse minus Rückstände)	83	<b>Tab. 41</b> Jahresmittelwerte von Elementen in PM in der Luft an drei Schweizer Standorten in ng/m <sup>3</sup>	110
<b>Tab. 28</b> Freisetzungsrte von PAK in mg pro kg verbranntes Produkt (Ursprungsmasse minus Rückstände)	83	<b>Tab. 42</b> Elementgehalte in Böden in mg/kg (Erläuterungen im Text)	111
<b>Tab. 29</b> Stationen mit Tagesmittelwerten >50 µg/m <sup>3</sup> um den 1. August in den Jahren 2001 bis 2010	87	<b>Tab. 43</b> Spurenelementgehalte (gelöst) in Fließgewässern in µg/l (Erläuterungen im Text)	112
<b>Tab. 30</b> Niederschlagsmengen (in mm) am 1. August in den Jahren 2001 bis 2010 abends zwischen 20:00 und 24:00	88	<b>Tab. 44</b> Aquatische und terrestrische Toxizität feuerwerksrelevanter Elemente	114
<b>Tab. 31</b> PAK-Gehalte in Eindhoven (NL) um Silvester 1993	92	<b>Tab. 45</b> Beurteilungswerte für die inhalatorische Aufnahme feuerwerksrelevanter Elemente (Erläuterungen im Text)	119
<b>Tab. 32</b> Mittlere PAK-Gehalte (12h-Mittel in ng m <sup>-3</sup> ) in Birmingham (UK) um Bonfire (Messstation in Park; Tag = 05:00–17:00, Nacht = 17:00–5:00)	93	<b>Tab. 46</b> Beurteilungswerte für die orale Aufnahme feuerwerksrelevanter Elemente	120
<b>Tab. 33</b> Elemente und Ionen in PM <sub>10</sub> (4h-Werte) in Mailand 2006 während einer Feuerwerksepisode (in ng/m <sup>3</sup> )	98	<b>Tab. 47</b> Akute Toxizität von Perchlorat	122
		<b>Tab. 48</b> Gemessene Elementgehalte im Lake Shoecraft (USA) vor (23. Juni) und nach (6. Juli) Feuerwerken am 4. Juli 2009 und Vergleich mit Beurteilungswerten	123

---

<b>Tab. 49</b> Zusätzliche Gehalte in Böden nach 200 Jahren Feuerwerken und Ausschöpfung der zulässigen Bodengehalte durch Feuerwerke (Ratio PEC : PNEC)	125
<b>Tab. 50</b> Zeitbewertung bei Lautstärkemessungen	127
<b>Tab. 51</b> Gewehrknall am stärker exponierten Ohr des Schützen (Sturmgewehr 90)	127