

**Oliver Gans
Sigrid Scharf
Peter Seif**

Reports

R-153

PAH IN DER UMWELT

Messungen 1989–1998

Projektleitung

Sigrid Scharf

Autoren

Oliver Gans
Sigrid Scharf
Peter Seif

Übersetzung

Oliver Gans

Layout

Evelyn Neuhold
Maria Eichhorn

Sämtliche Analysen wurden im Umweltbundesamt durchgeführt.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 1999
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-461-4

ZUSAMMENFASSUNG

In den Jahren 1989 bis 1998 analysierte das Umweltbundesamt Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) in den Medien Wasser, Sedimente, Boden, Klärschlamm, Kompost, Pflanzen und Luft (siehe Abbildung 1). In der vorliegenden Studie wird ein zusammenfassender Überblick über diese Untersuchungen gegeben. Falls vorhanden, werden für die verschiedenen Medien Richt- und Grenzwerte oder Orientierungswerte angeführt. Querverweise führen zu der Originalliteratur mit den detailliert beschriebenen Ergebnissen.

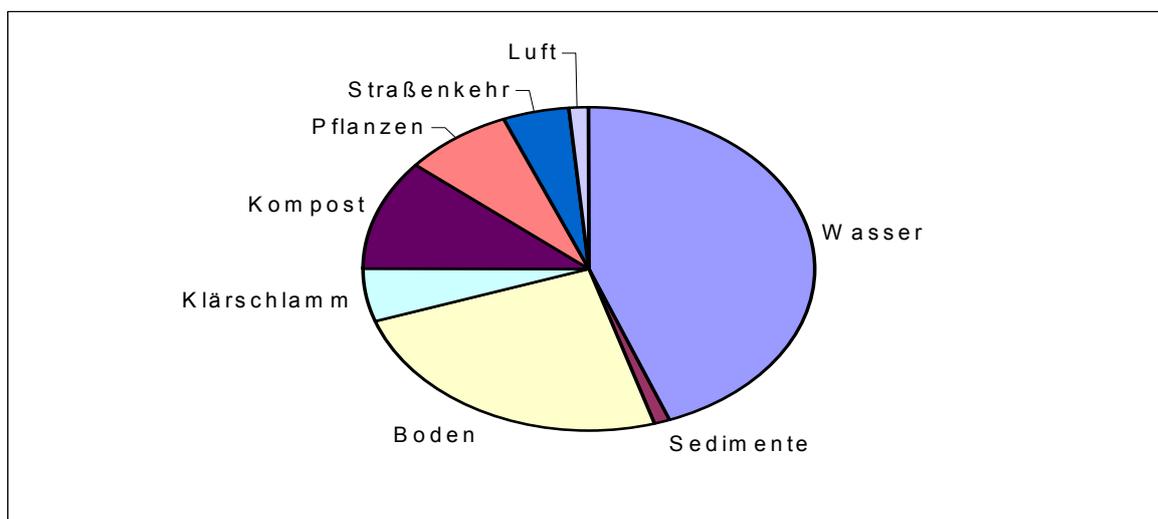


Abb. 1: PAH-Messungen in verschiedenen Medien

In 10 % der über 100 untersuchten Niederschlagsproben an zehn unterschiedlichen Standorten in Österreich konnten PAH über der Bestimmungsgrenze von 2,6 bis 20,3 ng/l nachgewiesen werden. Die Analyseergebnisse deuten darauf hin, daß die PAH vermutlich von den Emissionen der Feuerungsanlagen während der Heizperiode stammen dürften, da nur von Proben, die im Winter bzw. im Frühjahr gezogen wurden, quantifizierbare Analyseergebnisse erhalten wurden. Die höchsten PAH-Gehalte wurden in den Regenwässern von Hetzendorf (April 1994) und Sieghartskirchen (März 1994 und Dezember 1993) gefunden.

In keiner der 20 untersuchten Grundwasserproben (Mürztal, 1993) konnten PAH nachgewiesen werden (Nachweisgrenze = 0,05 µg/l).

Abwässer von 8 verschiedenen Indirekteinleitern (eines holz- und metallverarbeitenden, chemischen, papierverarbeitenden und fleischverarbeitenden Betriebes, einer Textilreinigung, eines Krankenhauses, und zweier Wohngegenden) wurden 1996 untersucht. Mit Ausnahme des Abwassers eines chemischen Betriebes waren in allen Einleitern ähnliche Summengehalte von 15 EPA-PAH nachzuweisen. Das Abwasser des chemischen Betriebes war ca. um einen Faktor 1000 höher belastet als die anderen. Dabei wurden vor allem die niedermolekularen PAH in sehr hohen Konzentrationen nachgewiesen. Ansonsten konnten keine signifikanten Unterschiede in den PAH-Konzentrationen der Abwasser von kommunalen und industriellen Einleitern festgestellt werden.

Vier Sedimente aus den Flüssen Donau und Traun wurden in den Jahren 1991 und 1992 untersucht, um den Eintrag aus dem Großraum Linz festzustellen. Mit Ausnahme eines Sedimentes aus der Traun waren in den Proben ähnliche PAH-Gehalte nachzuweisen. Die Konzentration der Summe der 15 EPA-PAH lag bei diesem einen Sediment doppelt so hoch als bei den anderen untersuchten Sedimenten. Eine Beeinflussung der Donausedimente durch die Abwässer der Stadt Linz konnte bei diesen Stichproben nicht festgestellt werden.

Wassermoose zeigen oft große Beständigkeit gegenüber Umweltverschmutzung. Sie werden daher oft als geeignete Bioindikatoren angesehen. Die Analyse der PAH in Wassermoose (Großraum Linz, 1991 bis 1992) zeigte ähnliche, aber geringere Konzentrationen, welche sehr gut mit den Ergebnissen der Sedimente korrelieren. Das Verteilungsmuster der einzelnen PAH ist dem der Sedimente sehr ähnlich, wobei in beiden Matrizen die höchsten Konzentrationen bei Phenanthren, Fluoranthen und Pyren gefunden wurden.

Es wurden vom Umweltbundesamt Bodenproben aus Hintergrundstandorten (Herbst 1993) im Wald, aus dem industriellen Ballungsraum Linz (1989 bis 1991), in der Umgebung der Kupferhütte Brixlegg (1991), im Bereich der Inntal- und Brennerautobahn (1990-1991), am Flughafen Wien Schwechat (1991) und an einem Schrottplatz (1994) analysiert.

Alle höheren PAH-Auflagehumusgehalte von Waldböden lagen nördlich der Zentralalpen. Bezüglich des mehrjährigen PAH-Eintrages scheinen somit die Alpen eine Barriere darzustellen. Es zeigte sich weiters, daß die Standorte der östlichen Bundeshälfte signifikant höhere PAH-Gehalte im Auflagehumus aufweisen als jene der westlichen Bundesländer. Der mehrjährige PAH-Eintrag dürfte somit im Osten höher sein. Das PAH-Tiefenprofil von 5 Standorten zeigte, daß der Auflagehumus deutlich höher belastet ist als die darunterliegenden Mineralbodenhorizonte. Bezogen auf die Summengehalte von 15 EPA-PAH war eine Abnahme der Konzentrationen mit der Bodentiefe und somit die erwartete Anreicherung in den obersten Bodenhorizonten festzustellen.

Um die Grundbelastung aus dem Ballungsraum Linz zu ermitteln, wurden 26 Grünlandböden aus dieser Region auf PAH untersucht. Fast alle für Linzer Grünlandböden gemessenen Werte lagen über dem Referenzwert der "Holland Liste" und dem Hintergrundwert von Baden Württemberg von 1 mg/kg.

An vier Standorten im Raum Brixlegg wurden Bodenproben gezogen, um den Einfluß der Kupferhütte auf die Bodenfauna festzustellen. Die höchsten Konzentrationen an PAH wurden in der Nähe der Kupferhütte gemessen, während die Böden der restlichen Standorte ähnliche PAH-Werte aufwiesen und nur sehr geringe Belastungen durch PAH festgestellt wurden. Bei allen Böden lagen die Summen der EPA-PAH unter 1 mg/kg TS.

Eine weitere Studie untersuchte die Auswirkungen des Transitverkehrs entlang stark frequentierter Straßenzüge in Tirol. Deshalb wurden Bodenproben in der Nähe der Inntal- und Brennerautobahn auf PAH untersucht. Die Summe der EPA-PAH war immer kleiner 1 mg/kg TS. Im Vergleich mit der Referenzprobe in Obernberg besteht allerdings kein Zweifel, daß der Boden in der Nähe der Inntalautobahn deutlich höher

mit PAH belastet ist. Außerdem weist das Vorhandensein des Cyclopenta(c,d)pyrens in den Bodenproben, die in 1 m und 5 m Distanz von der Autobahn genommen wurden, darauf hin, daß die PAH vor allem aus Kraftfahrzeugabgasen stammen. Bei Benzo(b)naphtho(2,1-d)thiophen, das hauptsächlich vom Hausbrand stammt, ist keine Abhängigkeit zur Entfernung von der Innentalautobahn feststellbar.

Untersuchungen zeigten, daß im Bereich von Start- und Landebahnen von Flughäfen mit erhöhten Bodenbelastungen zu rechnen ist. Die PAH-Gehalte von 6 Grünlandböden innerhalb des Flughafenbereiches Wien Schwechat lagen über dem Hintergrundwert für Mineralböden und dem Referenzwert der "Holland-Liste". Eine Bodenprobe außerhalb des Flughafengeländes lag unter diesen Werten. Speziell die Bodenprobe im Nahbereich der Aufsetzzone der Flugzeuge war stark mit PAH belastet (93,9 mg/kg TS). Die Belastung der Böden durch PAH war räumlich begrenzt, da die Gehalte der 50 m entfernten Standorte deutlich geringer waren als jene des Standortes im Nahbereich der Aufsetzzone der Flugzeuge. Bereits 100 m neben den Landebahnen wurden PAH-Bodengehalte gefunden, die jenen von gering belasteten Gebieten weitgehend entsprechen.

Die PAH-Gehalte eines Betriebsgeländes (Schrottplatz) waren zwischen 17 und 75,9 mg/kg TS und lagen somit über dem Referenzwert der "Holland-Liste" und dem Hintergrundwert von Baden Württemberg von 1 mg/kg. Eine Bodenprobe lag auch über dem Interventionswert der "Holland-Liste". Nach dem „Drei-Bereich-System“ nach EIKMANN-KLOKE lag der Benzo(a)pyren-Gehalt derselben Probe zwischen den Bodenwerten BW II und BW III für Industrie- und Gewerbeflächen.

So wie in den meisten anderen europäischen Staaten auch, sind die PAH im Klärschlamm (1994 bis 1995) nicht begrenzt. Die Summe von 15 EPA-PAH-Gehalte in den untersuchten österreichischen Faulschlämmen lagen alle weit unter dem empfohlenen Normwert des deutschen Fraunhofer Instituts. Die Gehalte an Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)-perylen und Indeno(1,2,3)pyren lagen unter oder um die Richtwerte gemäß dem Mediankonzept der Landwirtschaftskammer Hannover.

Es wurden 42 Komposte aus Bioabfall aus Haushalten („Biotonne“) sowie Komposte aus Garten- und Parkabfällen („Grünschnitt“) auf PAH untersucht. Allgemein kann aus den Arbeiten abgeleitet werden, daß Komposte (1995) mit PAH belastet sind. Die Ergebnisse zeigten, daß die in der Kompostuntersuchung gefundenen maximalen Meßwerte im Bereich der Prüfwerte für Böden lagen, die Mediane etwa um den Faktor 10 und die minimalen Meßwerte etwa um den Faktor 100 darunter. Bei zwei Einzel-PAH waren Biotonnenkomposte in der Tendenz stärker belastet als Grünschnittkomposte. Entscheidender dürfte jedoch die Struktur des Einzugsgebietstyps sein (städtischer oder ländlicher Bereich) und damit die Nähe zu Emissionsquellen, wobei der städtische Einfluß die PAH-Gehalte der Komposte deutlich erhöhte. Wenn Kompost in großen Mengen auf den Boden gelangt oder als Hauptbestandteil von Kultursubstrat im Wohnbereich oder zur Nahrungsmittelproduktion verwendet wird, kann die PAH-Belastung nicht vernachlässigt werden.

Einjährige Fichtennadeln spiegeln die atmosphärische Belastungssituation während der Vegetationsperiode wider, da bei PAH eine Aufnahme der Bäume über die Wur-

zeln nicht in Betracht kommt. Aufgrund des Mangels an vergleichbaren Untersuchungen war es kaum möglich Literaturdaten zu finden, um eine Einordnung der in der vorliegenden Untersuchung (1993) nachgewiesenen Nadelgehalte zu ermöglichen. Ergebnisse aus Baden-Württemberg umfassen die Summe von neun PAH. Zu Vergleichszwecken wurde daher für 25 österreichische Hintergrundstandorte ebenfalls die Summe dieser neun PAH berechnet. Die Mediane der Gehalte im 1. Nadeljahrgang von Fichten von Hintergrundstandorten Österreichs und Baden-Württembergs waren nahezu gleich. Die Maximalwerte der österreichischen Hintergrundstandorte erreichten allerdings bereits Größenordnungen, wie sie von Ballungsräumen Baden-Württembergs berichtet wurden. Insgesamt weisen diese Ergebnisse darauf hin, daß auch in emittentenfernen Gebieten Österreichs ballungsraumtypischen PAH-Gehalte nachzuweisen sind, was die Bedeutung des Ferntransports für die Belastung mit PAH unterstreicht.

In internationalen Untersuchungen wurden hohe PAH-Gehalte in Straßenkehrriech festgestellt. Da keine Daten über die PAH-Belastung von Straßenkehrriech in Österreich bekannt sind, wurde eine orientierende Untersuchung im Großraum Wien im Frühling und Sommer 1996 durchgeführt. Die gefundenen Summengehalte von 15 EPA-PAH lagen zwischen 1,6 und 14,5 mg/kg. Die PAH-Belastungen waren außer bei zwei Probenahmestandorten in den im Frühjahr gezogenen Straßenstäuben um das 1,4-2,7-fache höher als in den im Sommer genommenen Proben. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, daß im März und April noch geheizt wurde, andererseits ist das Verkehrsaufkommen an den untersuchten Stellen im Ferienmonat August weitaus geringer.

Das Umweltbundesamt untersuchte Luftproben (1997 bis 1998) einer verkehrsreichen Straße in Wien.

Die Konzentrationen für Benzo(a)pyren waren alle unterhalb des deutschen Vorsorgewertes von 10 ng/Nm³, aber deutlich über dem Richtwert von 1,3 ng/Nm³ des deutschen Länderausschusses für Immissionsschutz.

Die höchsten Werte wurden bei Naphthalin (bis zu 178,1 ng/Nm³) und bei Phenanthren (82,8 ng/Nm³) detektiert.

Acenaphthylen wurde in sehr hohen Konzentrationen gefunden (zweithöchster Mittelwert aller 16 EPA-PAH von 60 ng/Nm³). Im Vergleich zu anderen Matrices, wo Acenaphthylen nur in niedrigen Konzentrationen nachgewiesen wird, ist dieses Ergebnis überraschend.

SUMMARY

The Austrian Federal Environment Agency analysed polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in several media (i.e.: water, sediment, soil, sewage sludge, compost, plants, street dusts and ambient air) between 1989 and 1998. The aim of this study is to summarise and interpret the results. Limit and reference (=guide) values, if available, are given for all analysed matrices. Every chapter contains references heading to the original literature with the detailed description of the project.

In only 10 % of the more than 100 analysed precipitation samples PAHs could be detected exceeding the determination limit between 2,6 and 20,3 ng/l. Samples with PAH concentrations exceeding the determination limit were taken only in winter or spring season which indicates that PAH originate from the emissions of heating systems during the cold period. The highest PAH concentrations were found in the precipitation samples of Hetzendorf (April 1994) and Sieghartskirchen (March 1994 and December 1993).

In a total of 20 groundwater samples taken in the former industrial region of the Muerz valley in 1993 and 1994 no PAH was detected. (detection limit < 0,05 µg/l).

The waste water of 8 different influents was investigated in 1996. Similar PAH contents were determined except for the influent of a chemical plant. An approximately 1000 times higher concentration was measured. Especially PAHs with a low molecular weight were found in high concentration levels. Apart from the higher PAH content of the waste water of the chemical plant no significant differences could be detected between municipal and industrial influents. The PAH content of the effluent were about 10 times lower than the influents.

Four sediments of two important Upper Austrian rivers – Danube and Traun – were investigated for PAHs between 1991 and 1992. Generally, the concentration levels were relatively low with the exception of one sediment whose PAH content was approximately two times higher than the others. The Danube sediment samples did not show an obvious impact of the waste waters of the provincial capital Linz.

Aquatic mosses are used as passive accumulation indicator for the detection of organic substances. Their availability all over the year support the use of aquatic mosses as bioindicators. Analysis of the moss samples (1991 until 1992) revealed similar but slightly lower concentrations than those of the sediments. All samples showed increased levels of phenanthrene, fluoranthene, and pyrene.

Soil samples were taken and investigated for their PAH content at background areas of different forest sites (autumn 1993), at the industrial conurbation area Linz (1989 until 1991), near the copper plant in Brixlegg (1991), at several sites near motorways (Inntal- and Brennerautobahn between 1990 and 1991), at the Vienna International Airport (1991) and at a scrap yard (1994).

No national or international limit and guide values exist for the assessment of background areas in forest. Compared to the ones in the south the sites north of the Alps were higher polluted with PAHs. Hence, the Alps seem to be a natural barrier for the transfer of PAHs. Furthermore, the PAH contents of the sites in the east of Austria were significantly higher than the ones in the west. The introduction of PAH over several years seems to be on a larger scale in the east. The depth profile at five sites showed that the PAHs are mainly adsorbed at the upper humus layer.

To determine the extent of soil contamination in the Linz area, soil samples were taken from 26 grassland sites. Increased contents of PAHs were found in nearly all of the examined soil samples. They exceeded the reference value of the “Dutch standard” (VROM-NL, 1994) and the background value defined by Baden Württemberg (UM-BW, 1993) of 1 mg/kg.

At four sites in Brixlegg soil samples were taken to investigate the influence of the copper plant on the fauna in this area. The highest concentration was measured for the site which is the nearest to the plant, whereas the other three showed similar PAH contents. Generally the concentration levels were relatively low and the sum of 15 EPA-PAH were below the reference and background values (< 1 mg/kg).

A further study investigated the effects of the motorways Inntal- and Brennerautobahn on the soil and vegetation by monitoring the PAH content at several sites at different distances to the motorway. The PAH content of all sites did not exceed the reference and background values cited in the literature. However, compared to the results of the reference site the soil samples were significantly higher polluted with PAHs. The presence of Cyclopenta(c,d)pyrens, formed mainly by traffic, in soil samples at 1 and 5 m distance from the motorway, is a further indication of the influence of the motorway. The concentration of Benzo(b)naphtho(2,1-d)thiophen, a PAH formed mainly by domestic heating, could not be correlated to the distance from the motorway. At 250 m distance from the motorway the highest concentration levels were measured.

At the Vienna International Airport soil samples were taken from arable land and from grassland sites and were investigated especially for the presence of PAH, because international studies indicate high pollution levels in the take off and landing zone of airports. Analysis revealed that grassland soils close to the landing area show higher contents of PAHs. The pollution of the grassland area in the vicinity of the touchdown zone by PAHs amounts to 93,9 mg/kg which is just below the screening value for industrial areas but well above the intervention value of the “Dutch standard”. However, pollution is limited, because at a distance of 50 m from the landing area the concentrations of the investigated PAHs were less, and at a distance of 100 m they were similar to those found in largely unpolluted soils.

The PAH contents of a scrap yard were between 17 and 75,9 mg/kg and above the reference and background values of 1 mg/kg. The concentration level of one soil sample was even above the intervention value of the “Dutch standard”.

Similar to most other European countries, there are no limit values for organic pollutants such as PAHs in sewage sludge. In Austrian sewage sludge samples (1994 until 1995) the sum of 15 polycyclic aromatic hydrocarbons remained within a range of a few mg/kg and was well below the German industrial standard values. The concentration of Fluoranthene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(a)-

pyrene, Benzo(ghi)perylene and Indeno(1,2,3-cd)pyrene were below or equal to the guide value derived from the concept of medians by MERKEL & APPUHN.

The results of the analysis of composts (1995) showed that compost was polluted by PAHs. The maximum measured values were in the range of the intervention values for soils; the medians were ten times and the minimum measured values 100 times smaller. Hence, if large volumes of compost get to the ground or to residential areas as the main part of substrate or are used for food production, the PAH load cannot be neglected.

Spruce needles can be used for monitoring the atmospheric load of PAHs. Samples of spruce needles (1993) were taken from 25 background sites in the forest and investigated for their PAH contents. Due to the analysis of different PAHs, it was difficult to find comparable literature for the evaluation of the results. The maximum values from Austrian background sites are as high as the PAH content of spruce needles from a conurbation area of Baden Württemberg which confirms the ubiquitous pollution with the investigated compounds.

In many international studies high concentration levels of PAHs were determined in street dust (spring and summer 1996). In a first approach street dusts were collected from seven sites in Vienna to determine the PAH load in Austria. The concentration of 15 EPA-PAHs were between 1,6 and 14,5 mg/kg. Especially, the street dusts which were collected in spring showed higher concentration levels than those collected in August. This is mainly due to domestic heating and the more intense traffic in spring than in August, where a lot of people are on vacation.

In a first approach the Austrian Federal Environment Agency determined PAHs in ambient air sampled with polyurethane foam and glass fibre filters at a busy street in Vienna (1997 until 1998). Germany has defined a precautionary value for Benzo(a)pyrene of 10 ng/Nm³. A guide value for Benzo(a)pyrene of 1,3 ng/Nm³ has been set by the "Länderausschuß für Immissionsschutz" (Committee of the Federal Provinces for Air Quality Protection). Benzo(a)pyrene was found between 2,7 and 9 ng/Nm³ (mean = 4,2 ng/Nm³) and these values correlate with the broad range of measurements cited in the literature. The concentrations were below the precautionary value but well above the guide value.

The highest concentrations were detected for naphthalene (up to 178,1 ng/Nm³) and for phenanthrene (up to 82,8 ng/Nm³).

Acenaphthylene was found at relatively high concentration levels (second highest mean of all 16 EPA-PAHs with 60 ng/Nm³). Compared to the results of the other matrices, where low concentrations were detected for Acenaphthylene, this result was somewhat surprising.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	1
SUMMARY	5
1 EINLEITUNG.....	9
2 WASSER.....	15
2.1 Niederschlag.....	15
2.2 Grundwasser im Mürztal im Bereich alter Industriestandorte.....	19
2.3 Abwasser verschiedener Einleiter.....	21
3 SEDIMENT	24
4 BODEN	27
4.1 Wald.....	32
4.2 Bodenbelastung im Raum Linz	36
4.3 Bodenbelastung im Raum Brixlegg.....	39
4.4 Transitstudie Tirol	43
4.5 Flughafen Wien-Schwechat	51
4.6 Bodenproben eines Schrottplatzes	55
5 KLÄRSCHLAMM	57
6 KOMPOST	61
7 PFLANZE.....	64
7.1 Wassermoose.....	64
7.2 Fichtennadeln	67
8 STRASSENKEHRICHT	70
9 PAH IN DER LUFT.....	74
TABELLENVERZEICHNIS	79
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	80
LITERATURVERZEICHNIS	82

1 EINLEITUNG

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) sind aus zwei oder mehreren kondensierten sechs-, teilweise auch fünfgliedrigen aromatischen Ringen aufgebaut und enthalten ausschließlich Kohlen- und Wasserstoffatome im Molekül. PAH werden überwiegend als unerwünschte Nebenprodukte bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material und bei Pyrolyseprozessen emittiert. Der genaue Mechanismus der Entstehung ist noch nicht komplett bekannt, aber es wird ein Mechanismus, wie in Abb. 2 dargestellt, angenommen.

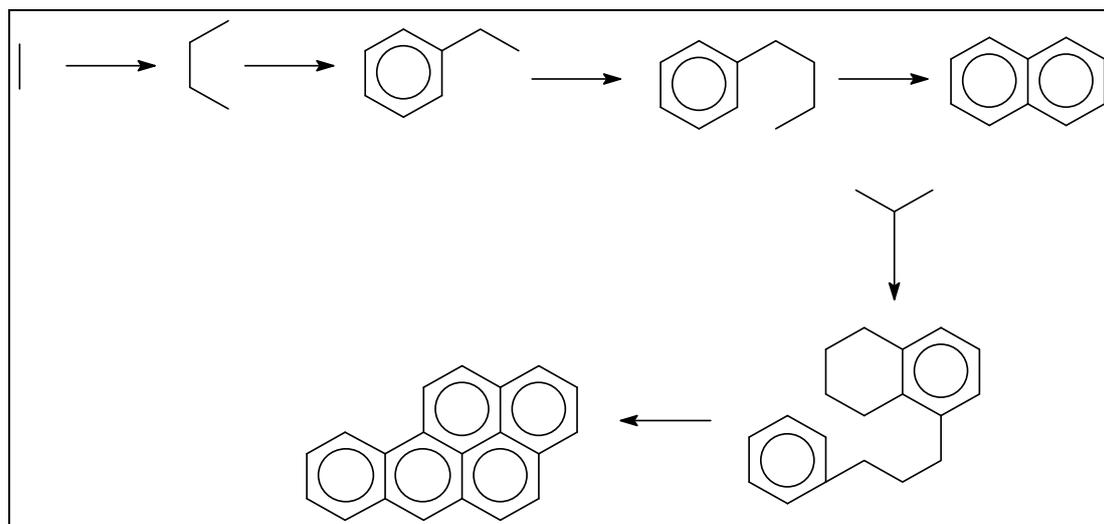


Abb. 2: Mechanismus bei der Entstehung von Benzo(a)pyren durch Pyrolyse (GIBSON & SUBRAMANIA, 1984)

Dabei werden die PAH durch freie Radikale gebildet. Im ersten Schritt werden bei der Pyrolyse von organischen Molekülen kleine aber nicht stabile Moleküle geformt. In den weiteren Schritten reagieren sie durch Kondensation, Ringschließungen, Dehydrierungen, Diels-Alder Reaktionen und anderen Reaktionen zu größeren, aromatischen und dadurch stabileren Molekülen. Welches PAH gebildet wird, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Die Temperatur spielt dabei eine große Rolle. Bei Temperaturen um 2000 °C wird die Bildung von unsubstituierten Molekülen bevorzugt. Alkylsubstituierte Moleküle entstehen vor allem bei einer Temperatur von 400-800 °C.

In die Umwelt gelangen persistente organische Schadstoffe entweder durch direkte Anwendung oder Verwendung und als unerwünschte Begleitprodukte v. a. bei thermischen und industriellen Prozessen. Bedeutende PAH-Emittenten sind der Hausbrand, kalorische Kraftwerke, der Kfz-Verkehr und industrielle Anlagen, im besonderen Kokereien, Gaswerke und Raffinerien. Weitere PAH-Quellen, die je nach Ursache anthropogen oder natürlich sein können, stellen Waldbrände und offene Feuer auf landwirtschaftlich genutzten Flächen dar.

Aus der hohen Anzahl an in Umweltproben nachweisbaren PAH wird zumeist nur eine Auswahl von Substanzen analysiert. So empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation WHO die Bestimmung von 6 Leit- bzw. Indikatorsubstanzen, die amerikanische Umweltbehörde EPA (Environmental Protection Agency) in ihrer Liste gefährlicher Umweltgifte, der „priority pollutants list“ den Nachweis von 16 PAH-Leitsubstanzen (in Abb. 3 mit [EPA] gekennzeichnet). Die 6 Leit-PAH der WHO werden in der Literatur auch öfters als DIN-PAH bezeichnet (nach DIN 38409 Teil 13; in Abb. 3 mit [DIN] gekennzeichnet).

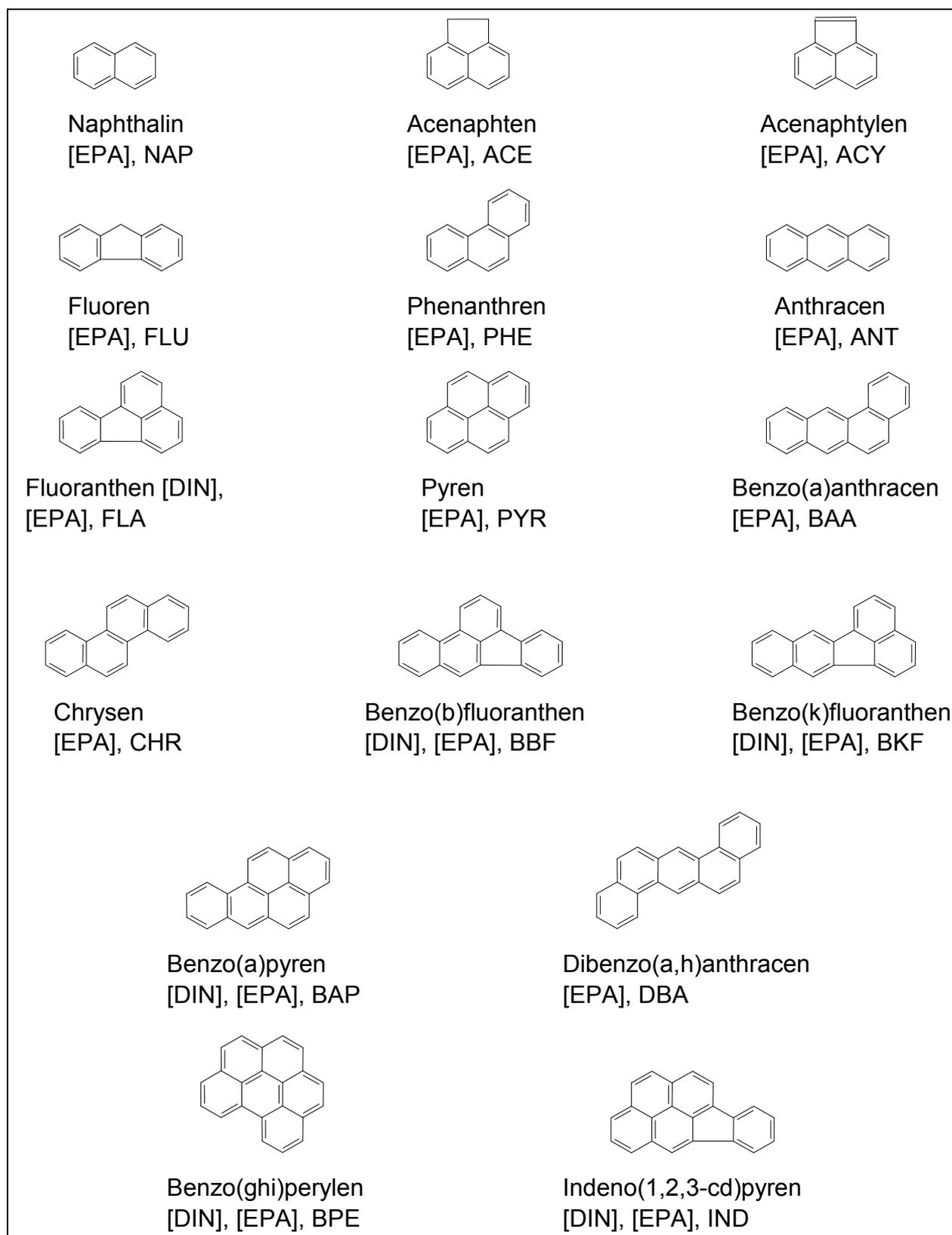


Abb. 3: Strukturformeln, Bezeichnungen und Abkürzungen der untersuchten PAH

Die physiko-chemischen Eigenschaften der PAH schwanken abhängig von Molekulargewicht und –struktur der einzelnen Substanzen in einem weiten Bereich. Generell sind PAH durch das Fehlen von polaren Gruppen und ihrem großen Molekulargewicht ausgeprägt fettlöslich und hydrophob. Die meisten PAH sind bei Raumtemperatur fest. Hochmolekulare und gut fettlösliche PAH weisen in der Umwelt eine stärkere Tendenz zur Akkumulation auf als niedermolekulare und gut wasserlösliche PAH, die flüchtiger, leichter auswaschbar und besser mikrobiell abbaubar sind. In der Atmosphäre sind die PAH entweder an Aerosolteilchen gebunden oder sie liegen in der Gasphase vor. Der gasförmig vorliegende Anteil steigt parallel mit zunehmender Temperatur und ist außerdem bei niedermolekularen PAH (mit drei bis vier Ringe und höherem Dampfdruck) größer als bei schwereren PAH (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1979).

Die Wasserlöslichkeit der PAH ist sehr gering, sie nimmt mit steigender Ringzahl stark ab. Die Tatsache, daß PAH-Konzentrationen in Wasser über den thermodynamischen Werten gefunden werden, ist auf die starke Adsorption an kleine Schwebstoffpartikeln zurückzuführen.

Bedeutung in toxikologischer Sicht erlangten sie vor allem deshalb, weil in Tierversuchen nachgewiesen werden konnte, daß manche PAH karzinogen und mutagen wirken. Gesichert krebserzeugend sind von den oben angeführten PAH Benzo(a)pyren sowie Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)anthracen, Dibenzo(a,h)anthracen und Indeno(1,2,3-cd)pyren (IARC-Monographien, 1988). Die PAH werden im Körper von Lebewesen zu Epoxyden metabolisiert, die als Karzinogene wirken können (WHITE, 1986). Dabei lagern sich die Epoxyde an die Desoxyribonukleinsäure (DNS) an und reagieren mit ihr. Ein möglicher Mechanismus ist in Abb. 4 aufgezeichnet.

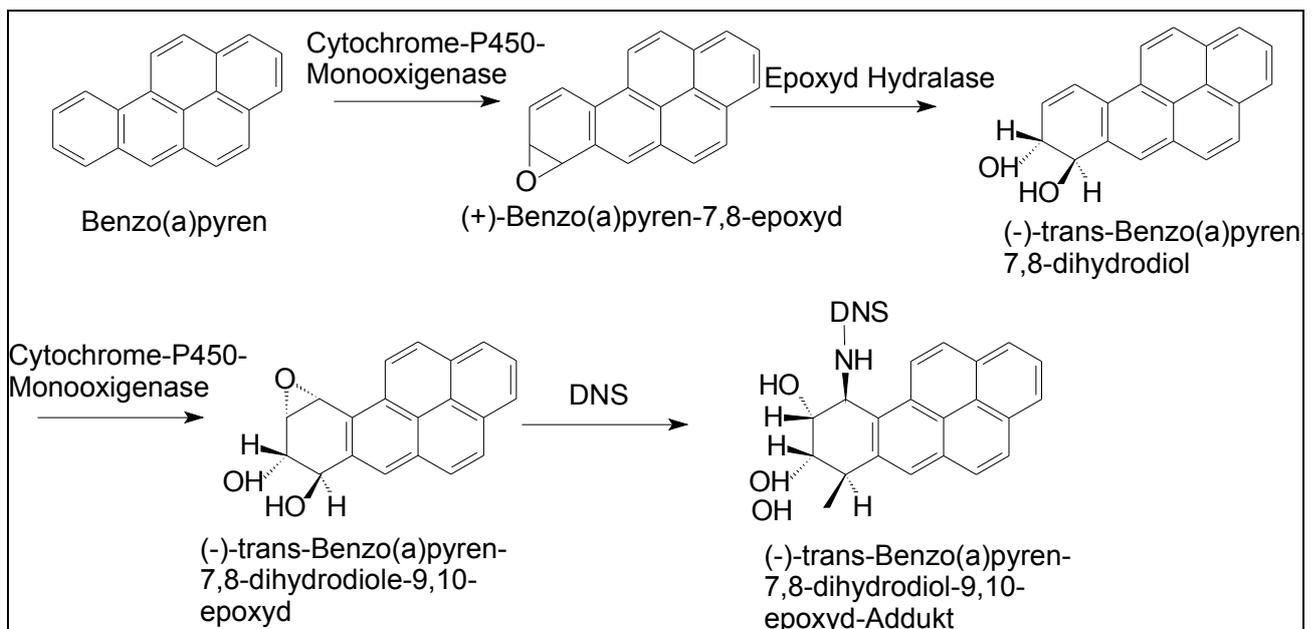


Abb. 4: Enzymatische Reaktion von Benzo(a)pyren zu karzinogenen Epoxyd-Metaboliten (WHITE, 1986)

Die Bestimmung der 6 DIN-PAH ist in europäischen Regelwerken, wie z. B. in der RICHTLINIE DES RATES 80/778/EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, in den Mitgliedstaaten vorgesehen. In den österreichischen Regelwerken, wie der WASSERGÜTE-ERHEBUNGSVERORDNUNG – WGEV (1991), der GRUNDWASSERSCHWELLEN-VERORDNUNG – GSwV (1991), der OBERFLÄCHENTRINKWASSER-VERORDNUNG (1995) und des ENTWURFES der IMMISSIONSVERORDNUNG FLIESSGEWÄSSER ImVF (1993), ist ebenfalls die Erfassung dieser 6 Leit-PAH vorgeschrieben und deren Konzentrationen begrenzt. Allgemein verbindliche, stoffbezogene Grenz- oder Richtwerte für die Bewertung von Verunreinigungen durch PAH in anderen Medien, wie z. B. Boden, Sediment, Klärschlamm, Kompost und Straßenkehricht, existieren in Österreich nicht. Als Beurteilungskriterien werden bei Bodenproben oft international anerkannte Orientierungswerte herangezogen.

Mehrere Abbaumechanismen für PAH, wie die Photolyse, chemische Oxidation und Verflüchtigung, sind möglich. Der weitaus wichtigste Abbauweg für das terrestrische als auch das aquatische Ökosystem basiert auf einem mikrobiologischen Abbau. Der mikrobiologische Abbau einiger PAH wurde in den letzten Jahren eingehend untersucht. Die biochemischen Abbauewege bis zur vollständigen Mineralisierung von 2-, 3- und 4-kernigen PAH konnte inzwischen weitgehend aufgeklärt werden. Der Metabolismus von 5- und 6-kernigen PAH wurde bisher noch nicht eindeutig nachgewiesen (WEIGERT et al., 1995). Anhand des PAH Phenanthren soll ein möglicher Abbaumechanismus gezeigt werden (siehe Abb. 5). Die mikrobielle Zersetzung von Phenanthren über verschiedene Bakterien ist intensiv untersucht worden und in der Literatur detailliert beschrieben (STRINGFELLOW & AITKEN, 1994; KELLEY et al., 1993; KIYOHARA & NAGANO, 1976, 1978 und 1982).

PAH sind ubiquitär nachzuweisen, die Belastungen der Umweltkompartimente in Ballungsgebieten und in der Nähe von Emittenten sind jedoch um ein Vielfaches höher. Mittlerweile sind derartige Substanzen auch in Gebieten weitab menschlicher Siedlungsräume in der Umwelt nachzuweisen. Man spricht von „global dispersion“: diese Stoffe werden aufgrund der besonderen Langlebigkeit in Gebiete verfrachtet, wo deren Entstehung unmöglich ist.

Ziel dieser Studie ist die Zusammenfassung einzelner PAH-Untersuchungen in verschiedenen Medien, die vom Umweltbundesamt in Österreich im Zeitraum von 1989 bis 1998 durchgeführt worden sind. Es wird eine Bewertung der Ergebnisse vorgenommen. Dabei wird versucht, einen Überblick über die PAH-Belastungen in Wasser, Boden, Klärschlamm, Sedimente, Kompost, Pflanzen und Luft für Österreich zu geben. Es gibt für jedes Einzelkapitel Querverweise zu weiterführender Literatur mit den detailliert beschriebenen Ergebnissen.

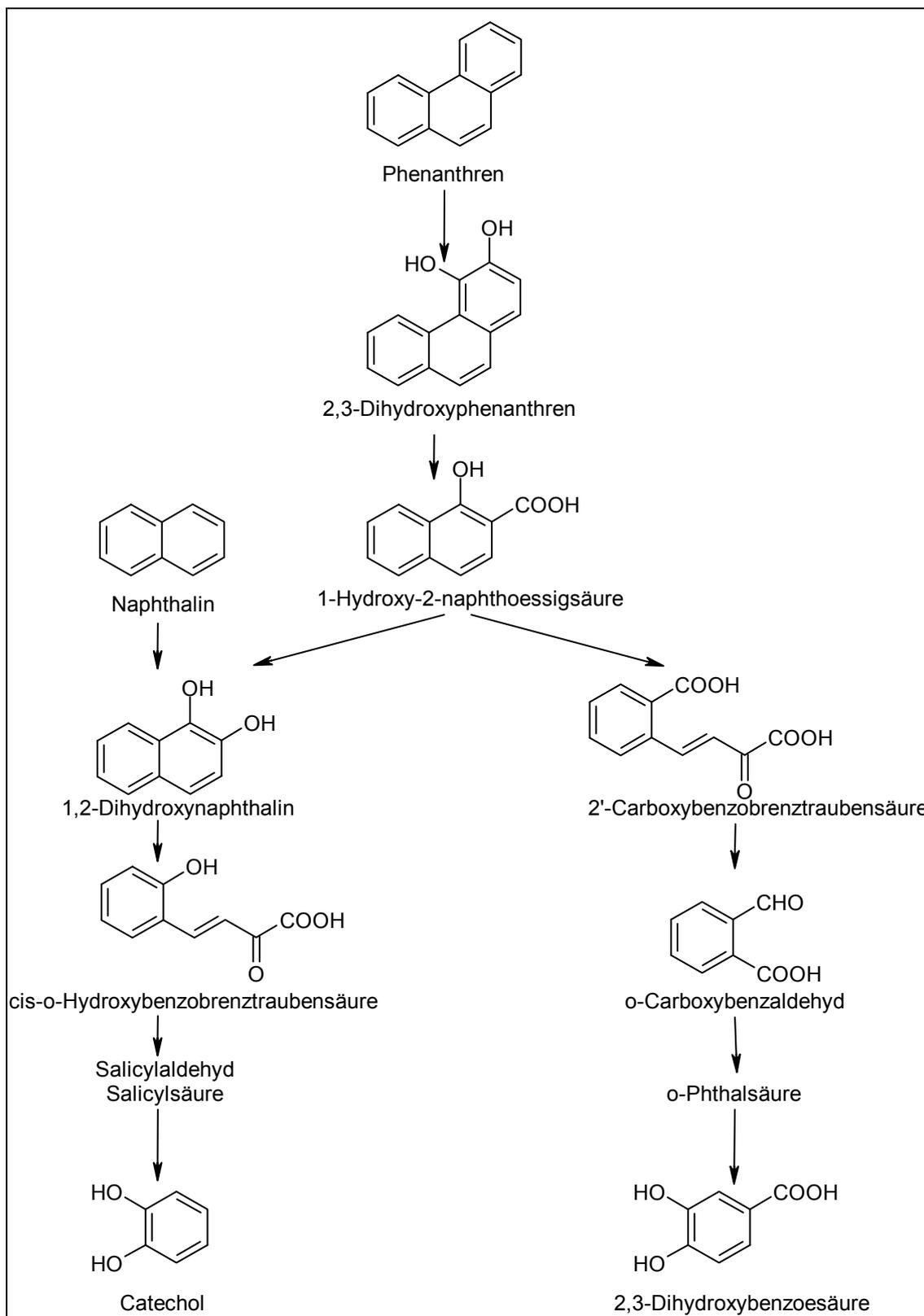


Abb. 5: Abbaumechanismus von Phenanthren (STRINGFELLOW & AITKEN, 1994)

2 WASSER

2.1 Niederschlag

Das Umweltbundesamt untersuchte im Rahmen eines mehrjährigen Projektes von 1993/1994 bis 1995 Regenwasserproben an zehn unterschiedlichen Standorten auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (SATTELBERGER et al., 1999).

In der folgenden Tabelle sind die Sammlerstandorte sowie die Probenahmezeiträume detailliert beschrieben.

Tab. 1: Beschreibung der Probenahmestellen und Probenahmezeiten von Regenproben

Standort	Beschreibung (Koordination)	Seehöhe (in m über der Adria)	Proben gesammelt von bis
Achenkirch	Grenzstation zur BRD (47°35' N, 11°39' E)	820	08/1993 06/1995
Bürs	Tallage nahe Bludenz (47°09' N, 9°48' E)	567	06/1994 06/1995
Hetzendorf	Südwestlicher Stadtrand Wiens (48°16' N, 16°18' E)	220	07/1993 06/1995
Krippenstein	Dachsteinregion, nördlicher Teil des Massivs (47°31' N, 13°41' E)	2109	07/1993 06/1995
Naßfeld	Grenzstation zu Italien (48°16' N, 16°18' E)	1530	09/1994 06/1995
Schöneben	Mühlviertel, nahe Sandl (48°16' N, 16°18' E)	930	01/1994 06/1995
Sieghartskirchen	Südöstliche Randlage des Tullnerfeldes (48°16' N, 16°18' E)	205	12/1993 06/1995
Silberberg	Westrand des Leibnitzer Feldes (46°47' N, 16°01' E)	300	10/1993 06/1995
Sonnblick	Hochalpine Zentralalpenlage (47°13' N, 12°58' E)	3106	01/1994 06/1995
St. Koloman	Salzkammergut, EMEP- Hintergrundmeßstation (47°39' N, 13°17' E)	1008	07/1993 06/1995

Die Monatsmischproben wurden in folgender Weise genommen: Die WADOS-Auffanggefäße (Wet and Dry only Sammler) wurden von den vor Ort zuständigen Betreuern täglich entleert, sofern es geregnet hatte. Die Proben wurden unstabiliert bei ca. 4 °C gelagert und gekühlt in das Labor des Umweltbundesamtes transportiert. Dort wurden die Monatsmischproben hergestellt.

Ergebnisse:

Da bei diesem umfassenden Projekt neben den PAH auch andere Parameter wie Chlorid, Nitrat und Sulfat (SEIF, 1996), Pestizide (EILMSTEINER & LORBEER, 1996), Schwermetalle sowie Chlor- und Nitrophenole untersucht wurden, aber nur eine begrenzte Regenwassermenge zur Verfügung stand, wurden die PAH nur dann analysiert, wenn genügend Wasser gesammelt werden konnte. Dies war bei 110 Niederschlagsproben der Fall; in 10 % der Untersuchungen (11 Proben) wurden PAH über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

In Tab. 2 und Abb. 6 sind die Untersuchungsergebnisse dieser elf mit PAH belasteten Proben zusammengefasst. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den Wasserproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Es erfolgte keine Mittelwertberechnung bei Substanzen, die in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben bestimmt werden konnten. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 116 ng/l) und bei Pyren (bis zu 71,4 ng/l) detektiert. Acenaphthen konnte in keiner Probe nachgewiesen werden. Acenaphthylen und Dibenzo(a,h)anthracen wurde nur einmal unter der Bestimmungsgrenze festgestellt.

Tab. 2: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in belasteten Regenproben (SATTELBERGER et al., 1999)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	11	11	11	11	11	11	11	11
Mittelwert (ng/l) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=0)	(n=0)	(n=1)	(n=10)	(n=6)	(n=8)	(n=11)	(n=1)
Minimum (ng/l)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 18,3	17,93	n.n.
Maximum (ng/l)	< 20,3	n.n.	30,70	53,00	4,78	116,00	71,40	34,10
BG (ng/l)	20,3	15,3	11	5,7	1,08	18,3	10,5	11,4
NG (ng/l)	10,15	7,65	5,5	2,85	0,54	9,15	5,25	5,7

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	11	11	11	11	11	11	11	11
Mittelwert (ng/l) (Anz. d. Pr. >BG)	16,09 (n=10)	15,21 (n=10)	7,65 (n=8)	10,28 (n=8)	(n=0)	11,51 (n=6)	19,61 (n=10)	173,9 (n=11)
Minimum (ng/l)	n.n.	< 5,55	< 3,82	< 3,78	n.n.	n.n.	< 7,54	69,8
Maximum (ng/l)	54,1	50	21,8	28,6	<7,36	24,5	39,1	413,9
BG (ng/l)	2,6	5,55	3,82	3,78	7,36	6,18	7,54	
NG (ng/l)	1,3	2,75	1,91	1,89	3,68	3,09	3,77	

n.n. = nicht nachweisbar

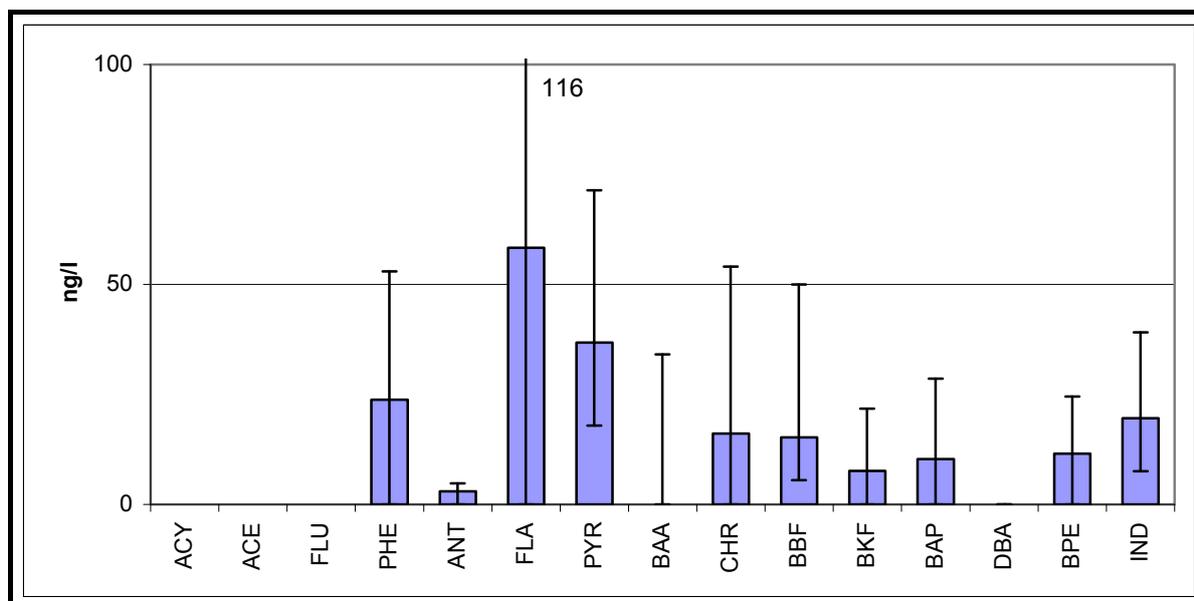


Abb. 6: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in belasteten Regenproben (SATTELBERGER et al., 1999)

In Tabelle 3 sind die Summe der EPA-PAH (ohne Naphthalin) und die Summe der 6 DIN-PAH in Nanogramm pro Liter Regenwasser (ng/l) angeführt.

Tab. 3: PAH-Untersuchungsergebnisse der Regenproben, nach Standorten geordnet
(SATTELBERGER et al., 1999)

Standort	Monat	Jahr	Summe der 15 EPA-PAH (ng/l Wasser)	Summe der 6 DIN-PAH (ng/l Wasser)
Hetzendorf	März	1994	129	68,9
	April	1994	520	243
	März	1995	123	72,7
Schöneben	Jänner	1994	120	80,9
	Jänner	1995	146	69,1
	März	1995	69,8	34,4
	April	1995	72,8	26,7
Sieghartskirchen	Dezember	1993	277	116
	März	1994	297	169
	April	1994	150	80,1
	März	1995	130	66,5

Beim Betrachten der Ergebnisse fällt auf, daß nur Proben, die im Winter oder Frühjahr gesammelt wurden, mit PAH belastet waren, was darauf hinweist, daß die PAH vermutlich von den Emissionen der Feuerungsanlagen während der Heizperiode stammen dürften. Die höchsten PAH-Gehalte wurden in den Regenwässern von Hetzendorf (April 1994) und Sieghartskirchen (März 1994 und Dezember 1993) gefunden.

Da es für Regenwasser keine Grenzwerte gibt, wurden die Ergebnisse mit der RICHTLINIE DES RATES 80/778/EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch und mit der RICHTLINIE DES RATES 75/440/EWG über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten sowie in der OBERFLÄCHENTRINKWASSER-VERORDNUNG (1995) verglichen. Darin ist die Summe der 6 DIN-PAH in Wasser mit 200 ng/l beschränkt. Der Entwurf der geplanten Verordnung des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT sieht ebenfalls einen Grenzwert von 200 ng/l für die 6 DIN-PAH vor. Nur bei einer Probe – der in Hetzendorf im April 1994 gesammelten – wurde diese Konzentration im Regen überschritten.

2.2 Grundwasser im Mürztal im Bereich alter Industriestandorte

Im Mürztal zwischen Mürzzuschlag und Bruck/Mur haben sich bereits vor vielen Jahrzehnten zahlreiche Industriebetriebe angesiedelt. Es entstanden in diesem Gebiet vor allem eisen- und stahlerzeugende Betriebe. Durch Ablagerungen von Altmaterialien, (z. B. aus dem Galvanikbereich) und von den aus der Generatorgaserzeugung stammenden bekannten Belastungen des Bodens besteht die Gefahr der Verunreinigung des Grundwassers.

In Kooperation mit dem Amt der Steiermärkischen Landesregierung wurde daher vom Umweltbundesamt eine stichprobenartige Untersuchung durchgeführt, um die Auswirkungen von acht alten Industriestandorten im Mürztal auf das Grundwasser zu erfassen. An 20 Stellen (privaten oder betrieblichen Brunnen und vorhandenen Sonden) wurden im Oktober 1993 und im April 1994 Grundwasserproben entnommen, in denen neben einer Reihe anderer anorganischer und organischer Parameter auch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) bestimmt wurden. Eine genaue Beschreibung dieses Projektes und die Zusammenfassung und Beurteilung aller Analysenergebnisse ist im Report UBA-95-118 zu finden (SCHARF et al., 1995).

In der folgenden Tabelle sind die Entnahmestellen sowie ihre Lage zu den Verdachtsflächen der acht alten Industriestandorte zusammengestellt.

Tab. 4: Grundwasserproben: Beschreibung der Probenahmestellen und ihre Lage zu Verdachtsflächen (SCHARF et al., 1995)

Brunnen, Mürzzuschlag, privat; unterstromig zu bekannten Altlasten (Böhler Werk Mürzzuschlag)
Brunnen, Mürzzuschlag, Modellflugplatz; unterstromig zu Teerteich (Böhler Werk Mürzzuschlag)
Brunnen C-alt, Krieglach, Fa. Krieglach Rohr; nahe sanierter Teerflächen
Brunnen „West“, Eisenwerk Breitenfeld; unterstromig sanierter Werkaltlasten
Sonde, Mitterdorf im Mürztal; unterstromig sanierter Werkaltlasten (Eisenwerk Breitenfeld)
Brunnen II, Wartberg, Fa. Vogel & Noot; deklarierte Altlasten
Sonde 3196, Wartberg; unterstromig zu Fa. Vogel & Noot
TB 1, WVA Kindberg; vermutete Altlast seit 1989
TB 2, WVA Kindberg; vermutete Altlast seit 1989
Sonde 12, Voest-Alpine, Kindberg; Altlastbereich
Brunnen II, Voest-Alpine, Kindberg; unterstromig des Werks Voest-Alpine Kindberg
Sonde 10, Voest-Alpine, Kindberg; unterstromig des Werks Voest-Alpine Kindberg

Brunnen II, St. Marein im Mürztal, Fa. Rütgers; Verdachtsfläche Brunnen SM West, St. Marein im Mürztal; unterstromig der Fa. Rütgers SM 31, St. Marein im Mürztal, privat; unterstromig der Fa. Rütgers
Brunnen III, Kapfenberg, Böhler Werk Deuchendorf; potentiell altlastenverdächtig Sonde 4, Kapfenberg, Böhler Werk Deuchendorf Sonde 3, Kapfenberg, Böhler Werk Deuchendorf Nr. 10: Sonde 5, Kapfenberg, Böhler Werk Deuchendorf Sonde S1, WVA Kapfenberg; unterstromig des Werks Böhler Deuchendorf

Ergebnisse:

In der RICHTLINIE DES RATES 80/778/EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch und im ÖSTERREICHISCHEN LEBENSMITTELBUCH (1993) ist die Summe der 6 DIN-PAH in Wasser mit 200 ng/l beschränkt; in der GRUNDWASSER-SCHWELLENWERTVERORDNUNG – GSwV (1991) ist dafür ein Schwellenwert von 100 ng/l vorgesehen.

In keiner der untersuchten Grundwasserproben konnten PAH nachgewiesen werden (Nachweisgrenze = 50 ng/l).

2.3 Abwasser verschiedener Einleiter

Das Umweltbundesamt untersuchte 1996 neben einer Reihe anderer Parameter polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in 8 branchenspezifischen Einleitern einer Kläranlage sowie dem Kläranlagenzulauf (Mischkanal) und –ablauf.

Abwässer eines holz- und metallverarbeitenden, eines chemischen, eines papierverarbeitenden und eines fleischverarbeitenden Betriebes sowie Emissionen einer Textilreinigung, eines Krankenhauses und zweier Wohngegenden wurden genommen; zusätzlich wurde der Zu- (Mischkanal) und Ablauf der Kläranlage beprobt. Mit Ausnahme des Krankenhauses (drei Probenahmen) und der Wohngegend II (vier Probenahmen) wurden überall fünf Probenahmen durchgeführt.

Die PAH wurden aus Wochenmischproben (7 Tage, durchflußproportional gemischt) bestimmt.

Ergebnisse:

Eine Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse ist in Tab. 5 zu finden. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den Abwasserproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die höchsten Werte wurden bei Phenanthren (bis zu 42,8 mg/l) und Fluoranthen (bis zu 34,2 mg/l) detektiert. Acenaphthylen konnte nur in einer der 47 Proben bestimmt werden. Es erfolgte keine Mittelwertsberechnung bei Substanzen, die in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben bestimmt wurden. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen, wird in Klammer angegeben.

Tab. 5: Zusammenstellung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Abwasserproben

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	37	37	37	37	37	37	37	37
Mittelwert (µg/l) (Anz. d. Pr. >BG)		579 (n=27)	858 (n=31)	3427 (n=34)	242 (n=29)	2273 (n=35)	1221 (n=31)	(n=14)
Minimum (µg/l)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Maximum (µg/l)	47,8	4764	11996	42764	2977	34182	15721	82
BG (µg/l)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
NG (µg/l)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	37	37	37	37	37	37	37	37
Mittelwert (µg/l) (Anz. d. Pr. >BG)	42 (n=20)	(n=17)	(n=15)	(n=14)	(n=9)	(n=18)	(n=17)	7788 (n=37)
Minimum (µg/l)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	7
Maximum (µg/l)	320	423	145	101	105	410	111	112971
BG (µg/l)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	
NG (µg/l)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	

n.n. = nicht nachweisbar

In Tab. 6 und in Abb. 7 sind die Summe der 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) und die Summe der 6 DIN-PAH in Mikrogramm pro Liter Abwasser (µg/l) – nach Einleitern geordnet – angegeben.

Tab. 6: PAH-Untersuchungsergebnisse der Abwasserproben, nach Einleitern geordnet

Einleiter/Branche	Summe der 15 EPA-PAH (µg/l Wasser)	Summe der 6 DIN-PAH (µg/l Wasser)
Holz, Metall	38,4-232	14,5-132
Chemie	28553-112971	6759-34649
Papier	6,6-191	n.n.-23,7
Fleisch	52,9-437	n.n.-104
Textilreinigung	402-613	114-259
Krankenhaus	193-245	37,4-69,3
Wohngegend 1	149-353	35,9-215
Wohngegend 2	135-316	19,5-81,8
Kläranlagenzulauf (Mischkanal)	147-625	29,9-106
Kläranlagenablauf	19,6-96,9	n.n.-14,3

Mit Ausnahme des Abwassers eines chemischen Betriebes waren in allen Einleitern ähnliche PAH-Summen nachzuweisen. Das Abwasser des chemischen Betriebes war ca. um einen Faktor 1000 höher belastet. Dabei konnten vor allem die niedrig kernigen PAH in sehr hohen Konzentrationen nachgewiesen werden. Sonst konnten keine signifikanten Unterschiede in der PAH-Konzentration zwischen Abwässern der kommunalen und industriellen Einleiter festgestellt werden.

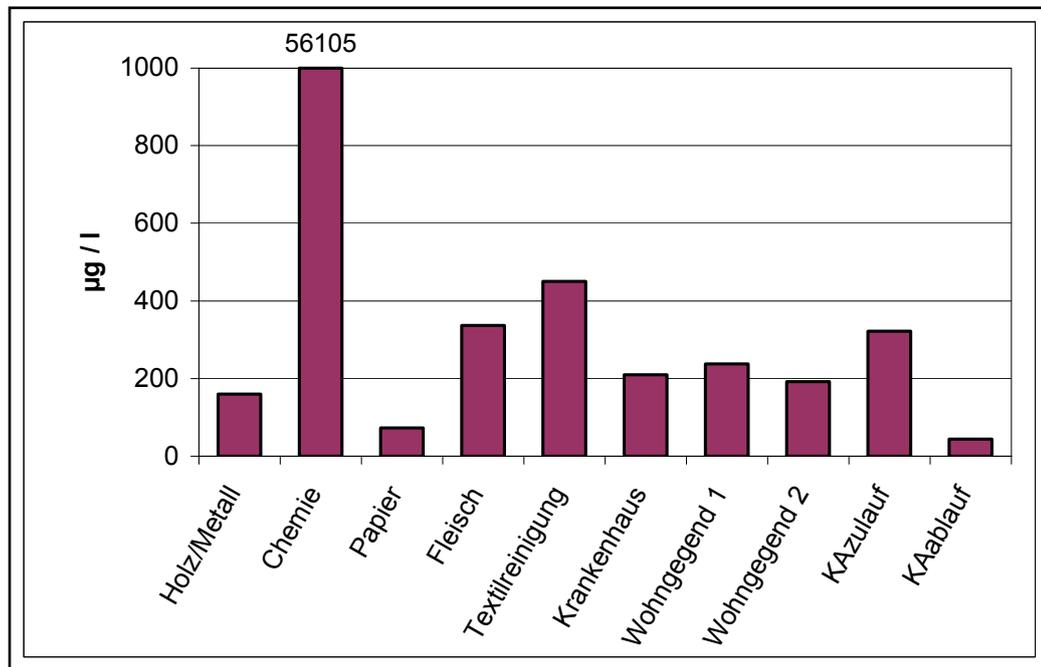


Abb. 7: Summe der 15 EPA-PAH in Einzeleinleitern bzw. Kläranlagenzu- und -ablauf

3 SEDIMENT

In den Jahren 1991 und 1992 wurden vom Umweltbundesamt Sedimente von oberösterreichischen Flüssen auf eine Reihe von organischen und anorganischen Schadstoffen untersucht (CHOVANEK et al., 1994). Organische und anorganische Substanzen werden in Sedimenten angereichert. Aufgrund der Größe der Konzentrationen können Rückschlüsse auf die Langzeitbelastungen der Gewässer gezogen werden.

Im Rahmen einer orientierenden Untersuchung sollte die Beeinflussung der Donau und Traun durch den Eintrag aus dem Großraum Linz festgestellt werden. Deshalb wurden aus der Donau zwei Sedimente entnommen, eines vor Linz (Donau/A) und eines nach Linz nach der Einmündung der Traun und nach der Kläranlage Asten, in die das Abwasser des Großraumes Linz geleitet wird (Donau/D). Aus der Traun, deren Wasserqualität vor allem durch die Emissionen der Papier- und Zellstoffindustrie und Farbenwerkabwässer beeinflusst wird, wurden zwei Sedimente (Traun/B und Traun/C) entnommen.

Ergebnisse:

In Tab. 7 und in Abb. 8 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt.

15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den Sedimentproben bestimmt. Die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH werden angegeben. Es erfolgte keine Mittelwertberechnung bei Acenaphthylen, das in keiner Probe nachgewiesen werden konnte. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 174 µg/kg lyo) und bei Pyren (bis zu 128 µg/kg lyo) detektiert. Alle 15 EPA-PAH mit Ausnahme von Acenaphthylen wurden in jeder der untersuchten Sedimentproben gefunden.

Tab. 7: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Sedimenten (in µg/kg lyo) (CHOVANEK et al., 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)		5,475 (n=4)	10,25 (n=4)	60 (n=4)	6,925 (n=4)	97 (n=4)	71,8 (n=4)	39,75 (n=4)
Minimum (µg/kg)	< 1,0	3,5	5,5	38	4	67	46	23
Maximum (µg/kg)	< 1,0	11	22	108	14	174	128	79
BG (µg/kg)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	43,75 (n=4)	48,25 (n=4)	20,5 (n=4)	32 (n=4)	6,175 (n=4)	34,25 (n=4)	31,5 (n=4)	507,6 (n=4)
Minimum (µg/kg)	32	32	14	20	4,3	24	22	337,3
Maximum (µg/kg)	78	94	38	61	9,4	57	55	928,4
BG (µg/kg)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

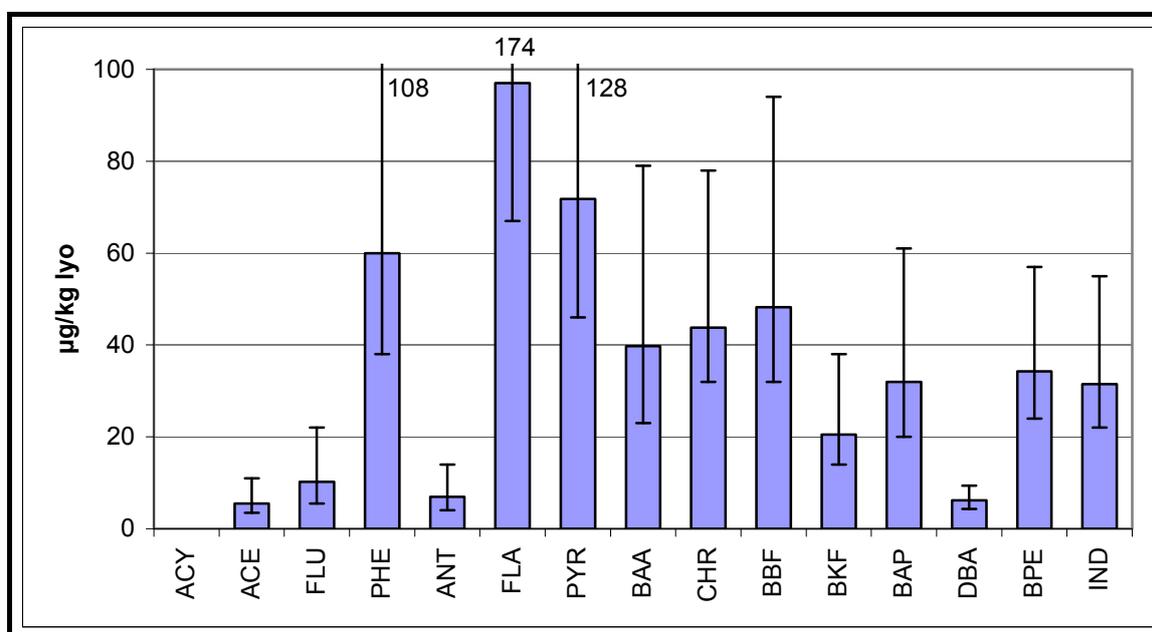


Abb. 8: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Sedimente (CHOVANEC et al., 1994)

In Tab. 8 sind die Summe der 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) und die Summe der 6 DIN-PAH in Mikrogramm pro Kilogramm lyophilisiertem Sediment (µg/kg Sediment lyo) angegeben.

Tab. 8: PAH-Untersuchungsergebnisse der Sedimentproben, nach Standorten geordnet
(CHOVANEC et al., 1994)

Gewässer	Zeitpunkt	Summe der 15 EPA-PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Sediment Iyo)	Summe der 6 DIN-PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Sediment Iyo)
Donau/A	Juli 1991	337	181
Traun/B	Juli 1992	928	479
Traun/C	Oktober 1991	404	203
Donau/D	Juli 1991	361	191

Mit Ausnahme des Sedimentes B aus der Traun (Traun/B) waren in den Proben ähnliche PAH-Gehalte nachzuweisen. Sediment B war ca. doppelt so hoch mit PAH belastet.

In Sedimenten ohne industrieller Beeinflussung liegen die PAH-Konzentrationen zwischen 10 und 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (FÖRSTNER & MÜLLER, 1981; PFANNHAUSER & STEHLIK, 1980).

Beim Sediment B der Traun (Traun/B) ist also ein anthropogener Einfluß festzustellen. HOLOUBEK et al. (1993) schlug folgende Kategorisierung der PAH-Belastungen vor:

Tab. 9: Beurteilungskriterien für die Belastung von Sedimenten mit PAH
(nach HOLOUBEK, 1993)

Belastung	Σ EPA-PAH
sehr stark verunreinigt	> 10 mg/kg TS
stark verunreinigt	5-10 mg/kg TS
verunreinigt	0,5-5 mg/kg TS
leicht verunreinigt	0,1-0,5 mg/kg TS
keine Verunreinigung	< 0,1 mg/kg TS

Unter Anwendung obiger Kategorisierung ist das Sediment Traun/B als verunreinigt, die anderen drei Sedimente als leicht verunreinigt einzustufen.

Eine Beeinflussung der Gewässer durch die Abwässer der Stadt Linz konnte bei diesen Stichproben nicht festgestellt werden.

4 BODEN

PAH sind ubiquitär nachzuweisen, die Belastungen der Umweltkompartimente in Ballungsgebieten und in der Nähe von Emittenten sind jedoch um ein Vielfaches höher. Der Eintrag von PAH in den Boden findet vorrangig über die Sedimentation bzw. Deposition von mit PAH beladenen Aerosolteilchen statt. Die im Verlauf einer unvollständigen Verbrennung gebildeten PAH werden größtenteils an Ruß-Partikeln adsorbiert und mit ihnen emittiert.

Allgemeine Grenzwerte für die Bewertung von Bodenverunreinigungen existieren in Österreich nicht. Jeder Schadensfall ist individuell zu bewerten, da insbesondere die örtlichen geologischen, boden- und gewässerkundlichen Gegebenheiten sowie die Nutzungssituation am Standort und in der Umgebung das Sanierungsbedürfnis und den Sanierungsumfang entscheidend beeinflussen. Als Entscheidungshilfen werden Orientierungswerte herangezogen. Da in Österreich keine Orientierungswerte für Bodenverunreinigungen existieren, ist es üblich, auf international anerkannte Orientierungswerte (Bewertungslisten) zurückzugreifen.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (BRD)

In den „Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden“ der Ländergemeinschaft Wasser (LAWA, 1994) werden zwischen Prüfwerte und Maßnahmenschwelldenwerte unterschieden. Definitionsgemäß gilt bei Unterschreitung des Prüfwertes ein Gefahrenverdacht als ausgeräumt bzw. ist bei Überschreitung eine weitere Sachverhaltsermittlung geboten. Bei Überschreitung von Maßnahmenschwelldenwerten besteht in der Regel Sanierungs- oder Sicherungsbedarf.

Tab. 10: Prüf- und Maßnahmenschwelldenwert – (LAWA, 1994)

	Boden [mg/kg TS]	
	Prüfwert	Maßnahmenschwelldenwert
PAH, gesamt ³	2-10	10-100

³.....Summe von 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin)

Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste, 1996)

Für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin haben die Senatsverwaltungen für Gesundheit sowie für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Bewertungskriterien erarbeitet. Den Bodenwerten für das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ liegen aus Vorsorgegründen konservative Annahmen zugrunde. Es handelt sich dabei um Konzentrationen bodengefährdender Stoffe, die Maßnahmen zur Vorsorge gegen Gefahren für die menschliche Gesundheit angezeigt erscheinen lassen.

Tab. 11: PAH-Risikowerte (Berliner Liste, 1996)

	Boden [mg/kg TS]	
	Risikowerte für Kinderspielplätze	Risikowerte für Wohngebiete
Benzo(a)pyren	0,1	5
PAH (EPA) *	1	50

* = Summe der 16 EPA-PAH; aufgrund der analytischen Unsicherheiten und der für PAH – mit Ausnahme von BaP – unzureichenden humantoxikologischen Datenlage sollte sich eine Beurteilung vordringlich am BaP-Gehalt orientieren.

Bei der Ableitung von Risikowerten für Kinderspielplätze wurde das Expositionsrisiko „unbeabsichtigte orale Bodenaufnahme eines spielenden Kleinkindes durch Hand-Mund-Kontakt“ zugrunde gelegt. Die orale Bodenaufnahme durch spielende Kleinkinder kann auch in anderen Nutzungsbereichen, z. B. Kleingärten und Hausgärten, ein beachtenswerter Expositionspfad sein.

Unter Berücksichtigung der konkreten Nutzungsbedingungen können auch hierfür die für Kinderspielplätze festgelegten Risikowerte zur Bewertung herangezogen werden. Ausgehend von den zur Zeit verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Toxikologie der Schadstoffe sowie Abschätzung möglicher Aufnahmepfade für den Menschen werden die Risikowerte für Böden in Wohngebieten festgelegt. Dabei ist zu beachten, daß durch fehlende genaue Ableitungskriterien, insbesondere zur Exposition, eine erhebliche Unsicherheit dieser Risikowerte nicht zu vermeiden ist. Deshalb werden bei Überschreitung dieser Risikowerte weitere Untersuchungen und Sachverhaltsermittlungen im Hinblick auf eine mögliche Exposition der Nutzer empfohlen.

Die in Tab. 12 dargestellten Risikowerte berücksichtigen die verschiedenen Aufnahmepfade für Benzo(a)pyren durch Pflanzen sowie das unterschiedliche Aufnahmeverhalten verschiedener Nutzpflanzenarten.

Tab. 12: Belastungskategorien für BaP im Boden (Berliner Liste, 1996)

	Boden [mg/kg TS]			
	I	II	III	IV
Benzo(a)pyren	< 2	> 2	> 5	> 10

Belastungskategorie I: Bei BaP-Gehalten bis 2 mg/kg Boden ist ein uneingeschränkter Anbau von Nahrungspflanzen zu vertreten.

Belastungskategorie II: Bei BaP-Gehalten über 2 mg/kg Boden sollte vorsorglich auf den Anbau einiger Wurzelgemüsearten wie Karotten, Schwarzwurzeln und Spargel verzichtet werden.

Belastungskategorie III: Bei BaP Gehalten über 5 mg/kg Boden ist über die Hinweise in der Belastungskategorie II hinaus der Anbau von Blattgemüsearten wie Grünkohl, Wirsing, Brokkoli, Petersilie u. a. vorsorglich nicht zu empfehlen. In der Regel lassen sich abgelagerte Luft- oder Bodenstäube nicht immer vollständig entfernen. Gemüsearten, die mehr oder weniger direkten Kontakt zum Boden haben, sollten gleichfalls nicht angebaut werden.

Belastungskategorie IV: Bei BaP-Gehalten über 10 mg/kg Boden sollte vorsorglich auf den Anbau von Gemüsepflanzen sowie Obst verzichtet werden.

Baden-Württemberg

In der gemeinsamen Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums von Baden-Württemberg vom 16. September 1993 (UM-BW, 1993) werden Hintergrundwerte und Prüfwerte definiert:

Prüfwert (P-Wert): Gesamtgehalt eines Schadstoffes, bei dessen Überschreiten eine einzelfallbezogene Prüfung hinsichtlich der Funktion des Bodens als Filter und Puffer für Schadstoffe gegenüber den Schutzgütern Menschen, Bodenorganismen, Pflanzen und Wasser vorzunehmen ist.

Hintergrundwert (H-Wert): Der Wert, der nach seinem Gesamtgehalt den Hintergrundbereich nach oben hin abgrenzt. Der Hintergrundbereich wurde an natürlichen Böden mit unterschiedlichen Tongehalten und aus verschiedenen Ausgangsgesteinen bestimmt.

Tab. 13: Hintergrundwerte für PAH – (UM-BW, 1993)

	Mineralboden H [mg/kg TS]	Organische Auflagen H [mg/kg TS]
Summe der 16 EPA-PAH	1,0	3,0
Benz(a)pyren	0,1	0,16

Tab. 14: Prüfwert für Böden mit unterschiedlichen Nutzungen zum Schutz von Menschen

	Kinderspiel- fläche P [mg/kg TS]	Siedlungs- fläche P [mg/kg TS]	Gewerbe- fläche P [mg/kg TS]
Summe der 16 EPA-PAH	5	25	100
Benz(a)pyren	0,5	2,5	10

Niederlande:

In den Niederlanden sind Prüfwerte (Referenz- und Interventionswerte) gesetzlich verbindlich festgelegt. Die Bodenprüfwerte beziehen sich auf einen „Standardboden“ mit 25 % Tonanteil und 10 % organischem Material. In der „Holland-Liste“ (VROM-NL, 1994) sind folgende Richtwerte ausgewiesen:

Tab. 15: Referenz- und Interventionswerte für PAH (VROM-NL, 1994)

	Boden [mg/kg TS]	
	R	I
PAH (Summe von 10) ³	1	40

³ Unter PAH (Summe von 10) wird die Summe von Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Chrysen, Phenanthren, Fluoranthren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalin und Benzo(ghi)perylen verstanden

R.....Referenzwert

I.....Interventionswert

Das „Drei-Bereiche-System“ nach EIKMANN-KLOKE für die Bewertung von Böden mit Schadstoffbelastung

Zur Bewertung von belasteten Böden wurde von EIKMANN und KLOKE ein „Drei-Bereich-System“ entwickelt, in dem – unter Einbeziehung urbaner Böden – auch andere Schutzgüter neben dem Schutzgut „Pflanze“ berücksichtigt wurden. Insbesondere wird der Mensch in der Betrachtung miteinbezogen. In einem Stufenmodell werden dabei verschiedene Nutzungsarten berücksichtigt.

Die drei Bereiche des Bewertungssystems ordnen die fließenden Übergänge der Schadstoffbelastungen in Böden und werden wie folgt definiert:

Bereich A: „Unbedenklichkeitsbereich“

- „normale“, natürlich vorhandene Gehalte, bisher (weitgehend) frei von anthropogen bedingten Einflüssen

Bereich B: „Toleranzbereich“

- schutzgut- und nutzungsbezogene Gehalte, die den Schutzgütern (Menschen, Tiere, Pflanzen, Ökosysteme,.....) keinen Schaden zufügen und die es zu tolerieren gilt.

Bereich C: „Toxizitätsbereich“

- Gehalte, die Schutzgütern Schaden zufügen. Bei diesen Gehalten ist zu sanieren.

Der Bereich A wird vom Bereich B durch den Bodenwert (BW I), der Bereich B vom Bereich C durch den BW III abgegrenzt. Der BW II liegt im Bereich B und ist jener schutzgut- und nutzungsbezogene Gehalt, der trotz dauernder Einwirkung auf die jeweiligen Schutzgüter deren „normale“ Lebens- und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt. Er hat einen deutlichen Sicherheitsabstand zum BW III. Die Bodenwerte BW II und BW III werden auch in Abhängigkeit der Standortnutzung festgelegt.

Tab. 16: Bodenwerte für Benzo(a)pyren (EIKMANN-KLOKE, 1991)

	Boden (Benzo(a)pyren [mg/kg TS])		
	BW I	BW II	BW III
Kinderspielplätze	1	1	5
Haus- und Kleingärten		2	5
Sport- und Bolzplätze		1	3
Park- und Freizeitanlagen		3	6
Industrie- und Gewerbe- flächen		5	10

Altlastenausschuß der Ländergemeinschaft Abfall (BRD)

Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Arbeitsgemeinschaft „Prüfwerte“ des Altlastenausschusses (ALA) der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) wurden von EWERS und VIERECK-GÖTTE (1994) Vorschläge für nutzungs- und schutzgutbezogene Bodenprüfwerte erarbeitet, die in der BRD länderübergreifend angewendet werden sollen. Der vorgeschlagene Prüfwert für Gewerbe- und Industriegebiete ist in folgender Tabelle dargestellt.

Tab. 17: Vorschlag für die Festlegung eines Bodenprüfwertes für Benzo(a)pyren für Gewerbe- und Industriegebiete; (EWERS & VIERECK-GÖTTE, 1994)

	Boden [mg/kg] Prüfwert
Benzo(a)pyren	10

Ein Prüfwert kennzeichnet den Gehalt eines Schadstoffes im Boden, bei dessen Überschreitung weitere Sachverhaltsermittlungen angezeigt sind, um Art und Umfang im Einzelfall bestehender Gefährdungen zu klären.

4.1 Wald

Der Wald weist aufgrund der Kronenfilterung bei polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen höhere Einträge auf als das umliegende Freiland. Dieser Umstand, verbunden mit der Akkumulationsfähigkeit derartiger Substanzen und deren bevorzugter Bindung an organische Substanz, prädestiniert den Wald für das Monitoring der Belastungssituation mit organischen Schadstoffen und deren Veränderungen.

PAH-Konzentrationen in Auflagehumus bzw. Fichtennadeln wurden als Indikatoren für die Belastungssituation herangezogen. Da bei den untersuchten Schadstoffen eine Aufnahme über die Wurzeln nicht in Betracht kommt, kann davon ausgegangen werden, daß Fichtennadeln die atmosphärische Belastungssituation während der Wachstumsperiode widerspiegeln (siehe Kapitel 7.2). Die Konzentration im Auflagehumus kann aufgrund dessen längerfristigen Umsetzungsdauer als Indikator für die längerfristige Belastung herangezogen werden.

Bei den im Rahmen des österreichischen Waldschadenbeobachtungssystems von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt untersuchten Waldböden zeigten sich zum Teil erhebliche Schwermetallbelastungen an Hintergrundstandorten; organische Schadstoffe wurden nicht bestimmt.

Das Umweltbundesamt untersuchte daher neben einer Reihe anderer persistenter organischer Schadstoffe an 25 verschiedenen Hintergrundwaldstandorten den Auflagehumus der Böden und Fichtennadeln auch auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (WEISS, 1998). Bei fünf ausgewählten Standorten wurden die PAH zusätzlich zum Auflagehumus auch in den Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm der Mineralböden erfaßt (PAH-Tiefenprofil).

Die Probenahme wurde im Herbst 1993 durchgeführt.

Ergebnisse:

In Tab. 18 und in Abb. 9 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden im Auflagehumus bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 225 µg/kg TS) und bei Benzo(b)fluoranthen (bis zu 201 µg/kg TS) detektiert. Die flüchtigeren PAH Acenaphthylen, Acenaphthen und Fluoren konnten in keiner Probe nachgewiesen werden. Für Anthracen und Dibenzo(a,h)anthracen lagen in weniger als der Hälfte der Proben die Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze. Für diese Substanzen wurde daher kein Mittelwert berechnet.

Tab. 18: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse im Auflagehumus – Hintergrundstandorte im Wald (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) (WEISS, 1998)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	25	25	25	25	25	25	25	25
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)				34,19 (n=25)	(n=11)	67,37 (n=24)	47,9 (n=22)	35,15 (n=13)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	n.n.	n.n.	13,4	n.n.	< 20,1	< 13	n.n.
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	n.n.	n.n.	90,1	6,9	225	157	140
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	20,9	13,6	10,7	5,27	1,1	20,1	13	11,7
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	10,45	7,8	5,35	2,63	0,55	10,05	6,5	5,85

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	25	25	25	25	25	25	25	25
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	32,64 (n=25)	57,66 (n=25)	19,37 (n=23)	27,41 (n=25)	(n=11)	22,16 (n=23)	43,61 (n=25)	367,45 (n=25)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5,3	15,8	n.n.	4,7	n.n.	< 6,2	7,6	68
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	121	201	75,1	96,5	16,5	85,2	193	1341,8
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	2,47	4,95	3,6	3,38	6,8	6,2	6,3	
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	1,23	2,47	1,8	1,69	3,4	3,1	3,15	

n.n. = nicht nachweisbar

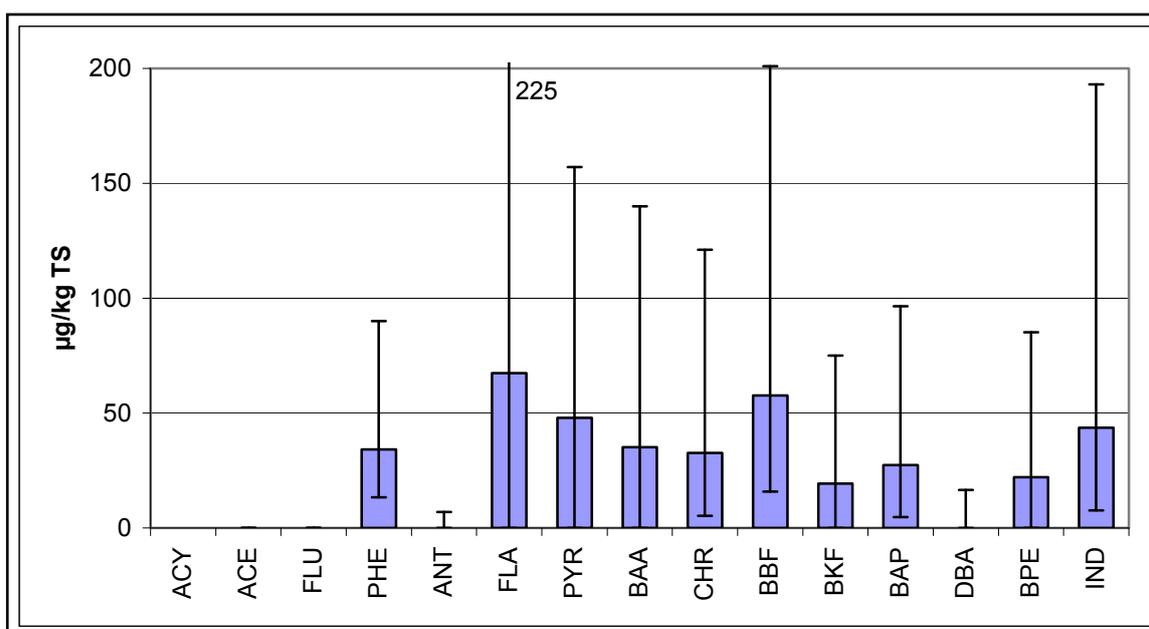


Abb. 9: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Hintergrundstandorte Wald (WEISS, 1998)

Für die Beurteilung von PAH-Gehalten im Auflagehumus von Waldböden gibt es weder nationale oder internationale Grenzwerte noch Richt- oder Orientierungswerte. Die Analyse unterschiedlicher PAH und daraus resultierende andere PAH-Summen, abweichende Nachweisgrenzen für die Einzelsubstanzen und unterschiedliche analytische Verfahren können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, weshalb ein Vergleich mit Literaturdaten problematisch sein kann. Eine gesichert vergleichbare Untersuchung aus dem Raum Linz (WEISS & RISS, 1992) ergab erwartungsgemäß höhere Gehalte im Vergleich zu den österreichischen Hintergrundstandorten. Auch Ergebnisse aus Bayern (JONECK & PRINZ, 1993) zu den Auflagehumusgehalten von BaP erbrachten besonders hinsichtlich der Maximalwerte höhere Gehalte als jene in der vorliegenden Studie. Es gilt hier allerdings zu berücksichtigen, daß die Werte aus Bayern den Auflagehumus ohne Streuschicht repräsentieren.

Tab. 19: PAH im Auflagehumus österreichischer Hintergrund-Waldstandorte und vergleichbare Werte aus der Literatur (WEISS, 1998)

	Bereich n=25	Mittelwert n=25	Hintergrundwerte (Literatur)
Σ EPA-PAH ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) ³	68-1342	367	1400 ¹
BaP ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$)	4,7-96,5	27,4	(58), (< 5-533) ²

¹ 10 km nördlich des industriellen Ballungsraumes Linz (n=1), WEISS & RISS (1992)

² Bayern, Median bzw. Bereich (n=12), Auflagehumus ohne Streuschicht, JONECK & PRINZ (1993)

³ Summe der EPA-PAH ohne Naphthalin

Alle überdurchschnittlich hohen PAH-Auflagehumusgehalte treten nördlich der Zentralalpen auf (WEISS, 1998). Bezüglich des mehrjährigen PAH-Eintrages scheinen somit die Alpen eine Barriere darzustellen, die eine weitere Verfrachtung der in Oberösterreich, Niederösterreich und in den benachbarten Staaten emittierten PAH unterbinden. Es zeigt sich weiters, daß die Standorte der östlichen Bundeshälfte signifikant höhere PAH-Gehalte im Auflagehumus aufweisen als jene der westlichen Bundesländer. Der mehrjährige PAH-Eintrag dürfte somit im Osten höher sein als im Westen des Bundesgebietes.

Die Abb. 10 zeigt die Analysenergebnisse des Auflagehumus und der beiden Mineralbodentiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm an den fünf ausgewählten Standorten.

Es zeigt sich, daß der Auflagehumus deutlich höher belastet ist als die darunterliegenden Mineralbodenhorizonte. Bezogen auf die PAH-Summengehalte zeigt sich eine Abnahme der Konzentrationen mit der Bodentiefe und somit die erwartete Anreicherung in den obersten Bodenhorizonten.

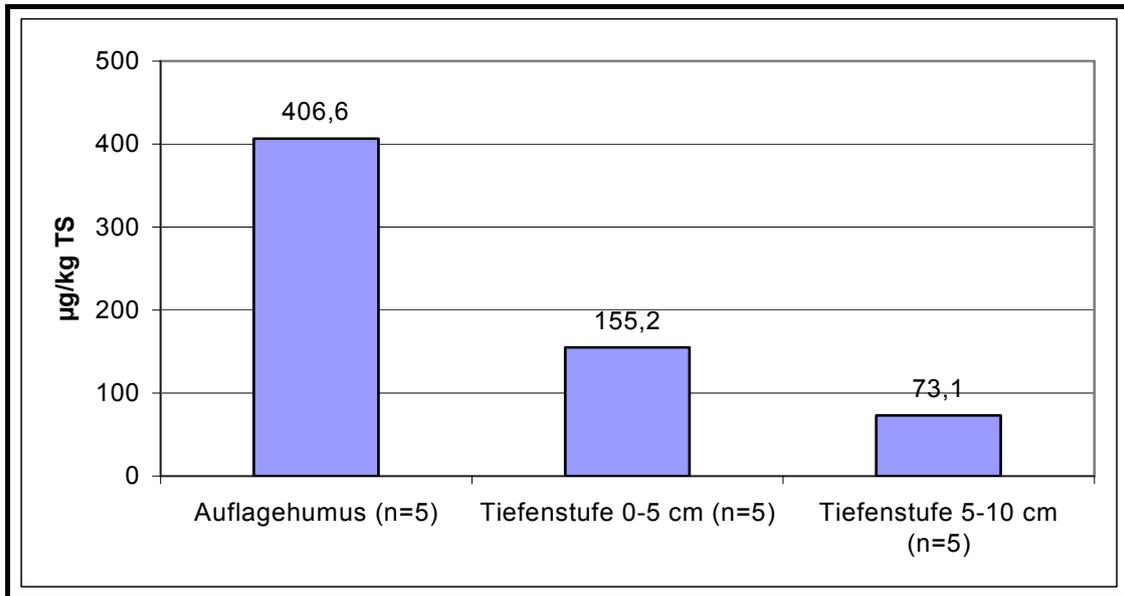


Abb. 10: Tiefenprofil der Mittelwerte der 15 EPA-PAH – Hintergrundstandorte im Wald (WEISS, 1998)

Eine Beschreibung der Fichtennadeluntersuchungen ist im Kapitel 7.2 zu finden.

4.2 Bodenbelastung im Raum Linz

In den oberösterreichischen Gemeinden Linz und Steyregg wohnen über 200 000 Einwohner in einem industriellen Ballungsraum. Um die Grundbelastung von Böden in dieser Region zu ermitteln, untersuchte das Umweltbundesamt von 1989 bis 1991 die Böden von 29 Grünland- und zwei Waldstandorten im Raum Linz auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und eine Reihe anderer persistenter Schadstoffe. Eine genaue Beschreibung dieses Projektes und die Zusammenfassung und Beurteilung aller Analyseergebnisse ist in der UBA-Monographie Band 20 zu finden (WEISS & RISS, 1992).

Als Untersuchungsstandorte wurden ungestörte, über einen langen Zeitraum (mindestens 10 Jahre) unbearbeitete Böden (nach Möglichkeit Dauerwiesen) herangezogen. Der Standort Kirchschlag war der Referenzgrünlandstandort. Da sich die untersuchten Schadstoffe in den obersten Schichten anreichern, wurde bei den Grünlandböden nur die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens untersucht.

Zur Vervollständigung des Bildes wurden zusätzlich zwei Waldstandorte beprobt. Davon lag der Standort Steyregg/Im Weih in einem belasteten Gebiet; der Standort Altenberg war der Referenzwaldstandort. Bei diesen Waldböden wurden die PAH zur Erfassung der PAH-Tiefenverteilung im Auflagehumus und in den vier Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm bestimmt.

Ergebnisse:

In Tab. 20 und Abb. 11 sind die Untersuchungsergebnisse der 29 Grünlandböden zusammengestellt. 20 PAH wurden bestimmt, wobei zur besseren Vergleichbarkeit die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte von 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) angegeben sind. Für Substanzen, die in weniger als der Hälfte der Proben über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen wurden, wurde kein Mittelwert berechnet. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 14,2 mg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 11,8 mg/kg TS) detektiert.

Tab. 20: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Grünlandböden – Ballungsraum Linz (in µg/kg TS) (WEISS & RISS, 1992)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	29	29	29	29	29	29	29	29
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=6)	(n=5)	(n=12)	174,00 (n=28)	135,95 (n=20)	1298,7 (n=29)	963,90 (n=29)	362,14 (n=29)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	53,60	51,90	11,40
Maximum (µg/kg)	133,00	249,00	547,00	1923,0	1402,0	14200	11864	2032,0
BG (µg/kg)	10	10	10	10	10	10	10	10
NG (µg/kg)	5	5	5	5	5	5	5	5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	29	29	29	28	29	29	29	29
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	73,03 (n=18)	726,55 (n=29)	292,88 (n=29)	342,46 (n=28)	(n=9)	523,19 (n=29)	667,86 (n=29)	5559,4 (n=29)
Minimum (µg/kg)	n.n.	29,10	13,20	n.n.	n.n.	16,00	20,90	205,80
Maximum (µg/kg)	609,0	9694,0	3945,0	4595,0	107,0	6185,0	8000,0	65467
BG (µg/kg)	10	10	10	10	10	10	10	
NG (µg/kg)	5	5	5	5	5	5	5	

n.n. = nicht nachweisbar

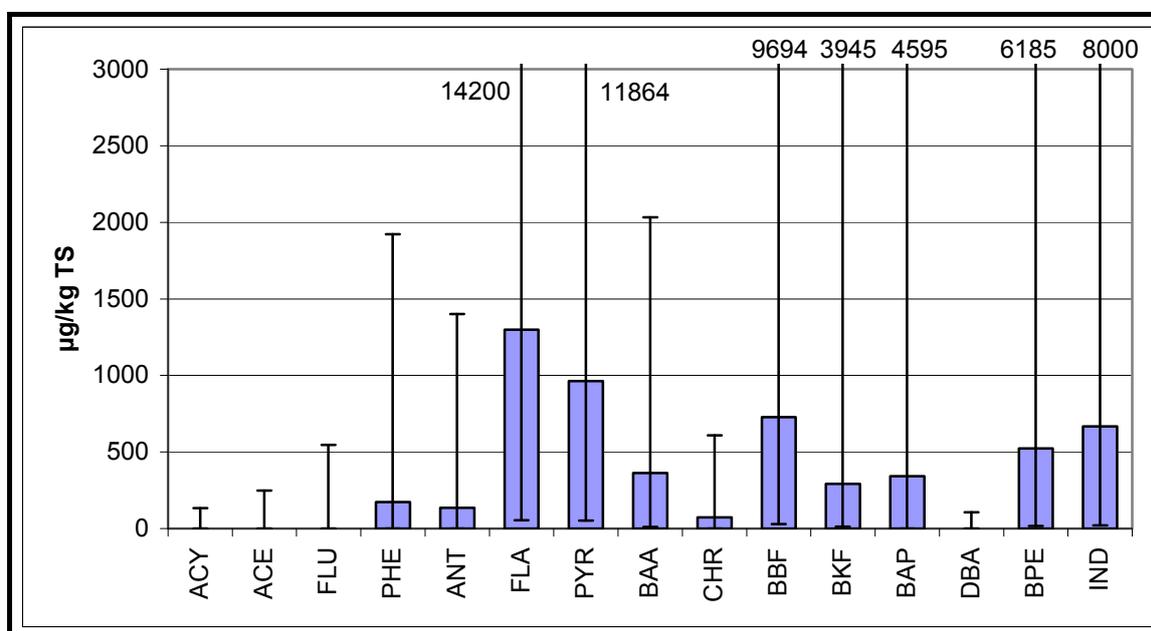


Abb. 11: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Ballungsraum Linz (WEISS & RISS, 1992)

Wie aus Tab. 20 ersichtlich, lagen fast alle für Linzer Grünlandböden gemessenen Werte über dem Referenzwert der "Holland Liste" (VROM-NL, 1994) und dem Hintergrundwert von Baden Württemberg (UM-BW, 1993) von 1 mg/kg.

Der Boden des Standortes mit der stärksten PAH-Belastung (65467 µg/kg TS) lag nahe einer Kokerei. Die starke Verunreinigung dieses Bodens war mit dem vorrangigen Einfluß der Kokerei zu erklären. Es zeigt sich deutlich, daß Kokereien bedeutende PAH-Emittenten sind. Dieser Standort lag jedoch im eingezäunten Industriebereich und wurde nur als Industriestandort genutzt.

Problematischer war der hohe PAH-Gehalt von 20558 µg/kg TS des Bodens des Kinderspielplatzes Poschacherstraße. Auch die weiteren Bodenproben, die aufgrund der hohen Belastung des Spielplatzes zusätzlich in der Nähe genommen wurden, waren sehr hoch belastet (7218-18170 µg/kg TS) und lagen deutlich über den ver-

schiedenen Prüfwerten für Kinderspielplätze (Tab. 11 und 14). Aufgrund der Untersuchungsergebnisse wurden diese Flächen zunächst für die Öffentlichkeit gesperrt. Im Zuge weiterer, rastermäßiger Untersuchungen verschiedener Bodentiefenstufen des Geländes stellte sich heraus, daß es sich um eine Altlast handelt. Der Spielplatz wurde saniert (Bodenabtrag) und anschließend wieder geöffnet.

Die Abb. 12 zeigt die Analysenergebnisse des Auflagehumus und der vier Mineralbodentiefenstufen des Standortes Steyregg (in einem belasteten Gebiet) und des Referenzstandortes Altenberg.

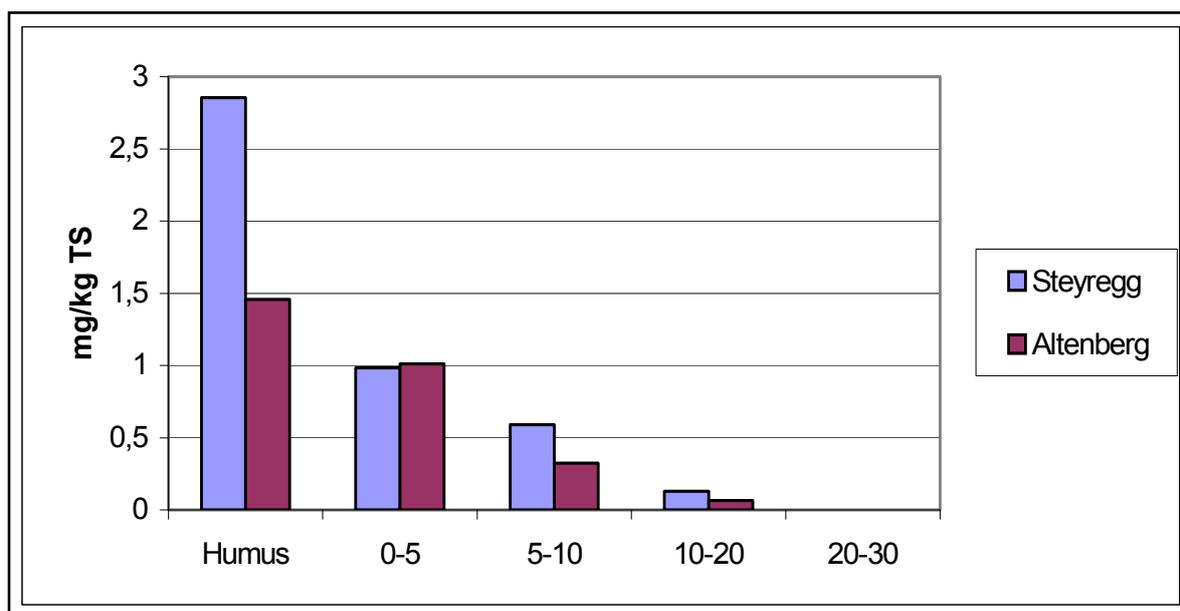


Abb. 12: Tiefenprofil zweier Waldböden – Ballungsraum Linz (WEISS & RISS, 1992)

Es zeigt sich, daß der Auflagehumus des industrienäheren Standortes Steyregg/Im Weih deutlich höher belastet war als jener des Referenzstandortes Altenberg. In den darunterliegenden Mineralbodenhorizonten ist kaum mehr ein Unterschied festzustellen. Das Tiefenprofil dieser Waldböden war nahezu ident mit den Ergebnissen der Waldbodenuntersuchungen im Kapitel 4.1. Ab 5 cm Bodentiefe waren die PAH-Gehalte sehr gering. Diese Ergebnisse bestätigen die Tatsache, daß PAH in den obersten Bodenschichten angereichert werden.

4.3 Bodenbelastung im Raum Brixlegg

Um Informationen über die Auswirkungen der Schadstoffbelastung von Böden im Raum Brixlegg auf die Bodenfauna zu gewinnen, führte das Umweltbundesamt unter Mitwirkung externer Kooperationspartner ein umfangreiches bodenphysikalisches, -chemisches und -biologisches Untersuchungsprogramm durch (POHLA & KASPEROWSKI, 1994). Im Rahmen dieses Projektes wurden an vier Standorten Bodenproben gezogen. 4 Flächen auf Dauergrünlandböden mit zunehmender Entfernung wurden ausgewählt, ausgehend vom lokalen Emittenten. Die mittlere Entfernung in Hauptwindrichtung von der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg war beim Standort A 300 m, beim Standort B 1130 m, beim Standort C 2430 m und beim Standort D 5900 m.

Die Probenahme wurde im Jahr 1991 durchgeführt und von jedem Standort wurden Mischproben über ca. 1000 m² aus 0-5 cm und 5-10 cm geworben.

Ergebnisse:

In Tab. 21 und Abb. 13 sind die Untersuchungsergebnisse von 0-5 cm Dauergrünlandböden zusammengefaßt. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den 4 Bodenproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima der einzelnen PAH angegeben sind. Da die Entfernung zum lokalen Emittenten variiert, wurde kein Mittelwert berechnet. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 86,6 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 65,5 µg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen konnte in keiner Probe nachgewiesen werden.

Tab. 21: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Dauergrünlandböden – Kupferhütte Brixlegg (in µg/kg TS) (POHLA & KASPEROWSKI, 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Minimum (µg/kg)	n.n.	5,75	4,45	9,56	1,97	33,30	19,6	10,6
Maximum (µg/kg)	n.n.	7,16	5,65	36,5	3,76	86,6	65,5	24,6
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Minimum (µg/kg)	16,9	16,2	9,86	20,4	n.n.	12,1	12,3	172,99
Maximum (µg/kg)	44,0	43,5	22,5	44,6	5,86	37,7	31,2	459,02
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

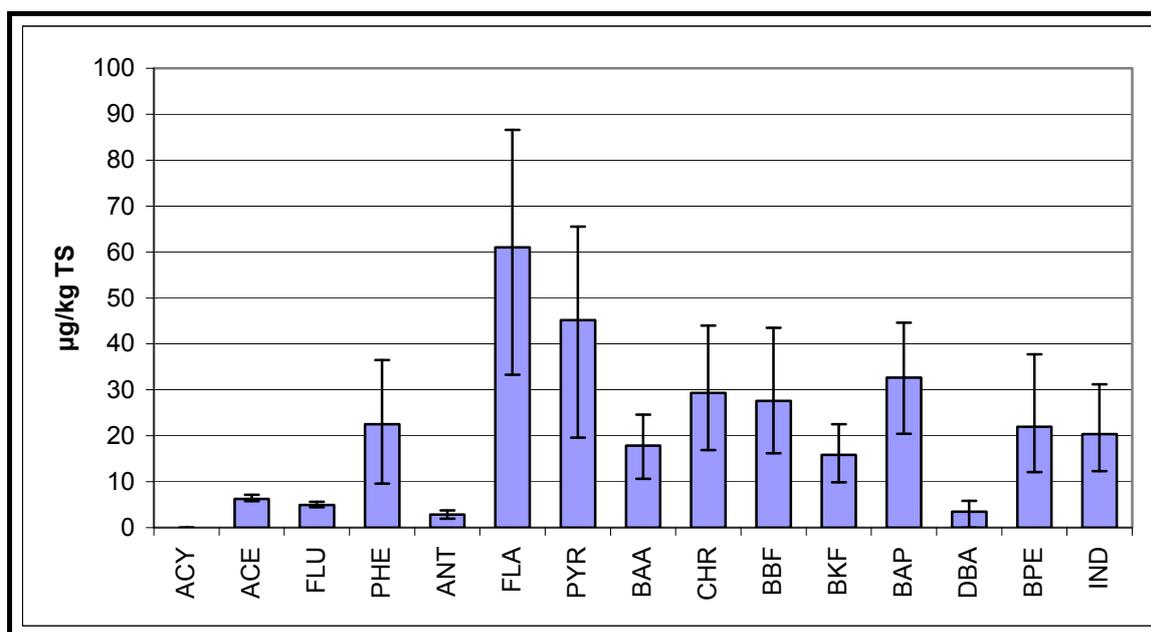


Abb. 13: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Dauergrünlandböden – Kupferhütte Brixlegg (POHLA & KASPEROWSKI, 1994)

In Tab. 22 und Abb. 14 sind die Untersuchungsergebnisse von den 4 Dauergrünlandböden mit der Bodentiefe von 5-10 cm zusammengefasst. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den 4 Bodenproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima der einzelnen PAH angegeben sind. Wie bei der Bodentiefe von 0-5 cm wurde kein Mittelwert berechnet. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 128 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 113 µg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen konnte in keiner Probe nachgewiesen werden.

Tab. 22: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 5-10 cm Dauergrünlandböden – Kupferhütte Brixlegg (in µg/kg TS) (POHLA & KASPEROWSKI, 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Minimum (µg/kg)	n.n.	5,78	4,2	6,65	n.n.	28	14,1	7,77
Maximum (µg/kg)	n.n.	7,09	5,19	37,1	3,92	128	113	41,6
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	4	4	4	4	4	4	4	4
Minimum (µg/kg)	12,0	13,1	7,76	11,1	n.n.	12,4	10,1	132,96
Maximum (µg/kg)	61,4	67,2	35,6	66,4	4,84	56,0	56,8	684,1
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

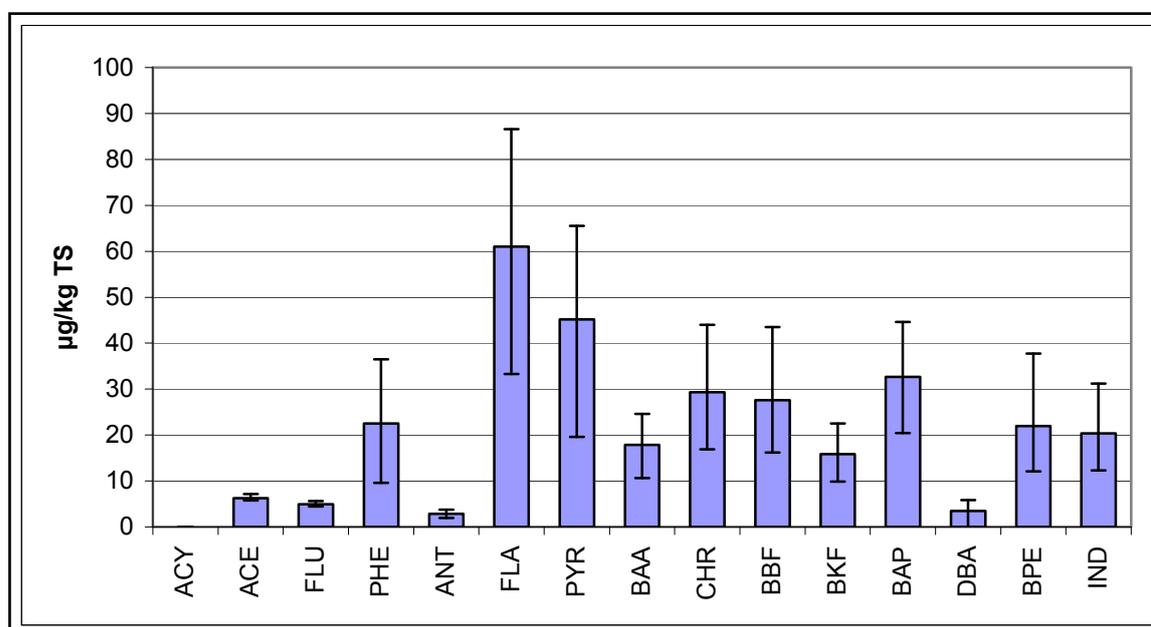


Abb. 14: Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 5-10 cm Dauergrünlandböden – Kupferhütte Brixlegg (POHLA & KASPERWOSKI, 1994)

Vergleicht man die 4 Standorte auf ihre PAH-Gehalte, so fällt auf, daß die Werte in Fläche A in beiden Tiefenstufen am höchsten sind (siehe Abb. 15). Sowohl in Fläche A als auch B liegen jeweils die höheren PAH-Werte in 5-10 cm Tiefe. Bei keinem der untersuchten Böden lagen die PAH-Gehalte über dem Referenz- und Hintergrundwert (Tab. 13 und 15); die Summen der EPA-PAH waren < 1 mg/kg TS.

Abb. 15 zeigt die Summe der gemessenen PAH in Abhängigkeit mit der Entfernung zur Kupferhütte Brixlegg. Die höchsten Konzentrationen an PAH wurden in der Nähe der Kupferhütte gemessen. Die Böden der restlichen Standorte wiesen ähnliche PAH-Werte und nur sehr geringe Belastungen durch PAH auf.

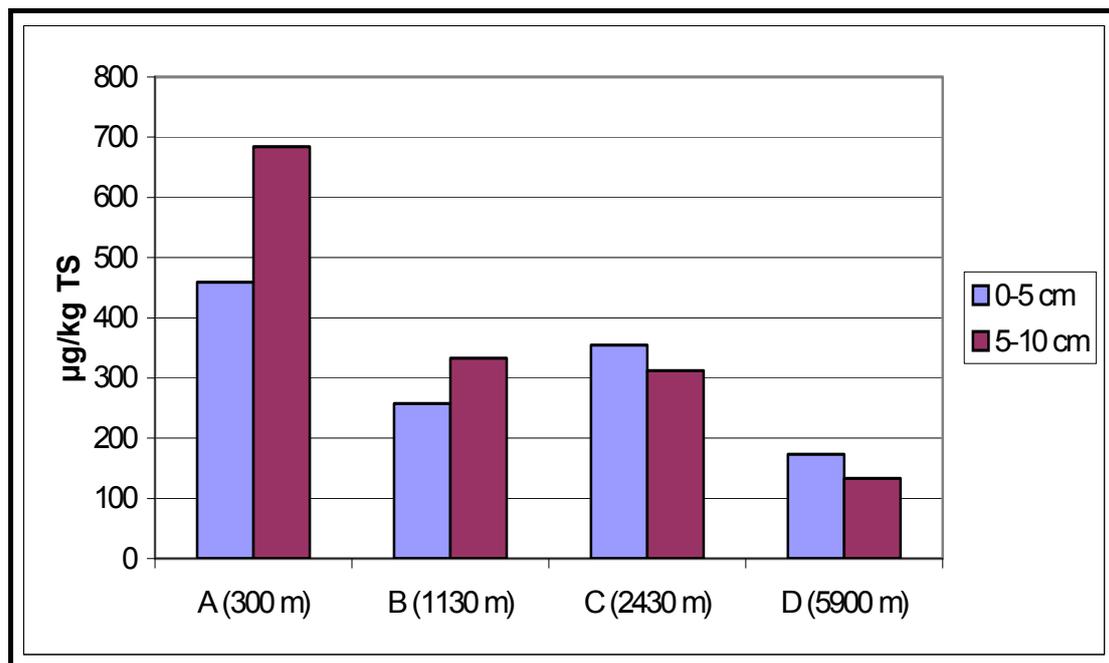


Abb. 15: Summe der 15 EPA-PAH in Abhängigkeit mit der Entfernung – Kupferhütte Brixlegg (POHLA & KASPEROWSKI, 1994)

4.4 Transitstudie Tirol

Der Tiroler Landtag beschloß im Mai 1989, eine umfangreiche Studie über "die Auswirkungen des Transitverkehrs auf die Lebensqualität der Bewohner sowie auf das gesamte Ökosystem entlang aller stark frequentierten Straßenzüge und Ballungsräume in Tirol analog einer Umweltverträglichkeitsprüfung" durchführen zu lassen.

Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung untersuchte das Umweltbundesamt im Rahmen dieser Studie von 1990-1991 Bodenproben auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. Eine detaillierte Beschreibung dieser Untersuchungen ist im Internen Bericht UBA-IB-319 zu finden (SEIF, 1991). Die Ergebnisse sind in der Publikation „Auswirkungen des Strassenverkehrs auf die Umwelt“ des Amtes der Tiroler Landesregierung zusammengefaßt.

Die Auswahl der Probenahmestandorte sowie die Probenahme wurde von der Landesforstdirektion Tirol durchgeführt. Im Inntal wurden in der Gegend von Weer in verschiedener Entfernung zur Inntalautobahn, im Wipptal in der Nähe von Matri (oberhalb der Autobahn) und Matriwald (unterhalb der Autobahn) in unterschiedlicher Entfernung zur Brennerautobahn Bodenproben gezogen. An ausgewählten Stellen wurden Tiefenprofile entnommen. Zum Vergleich wurde in Obernberg eine Referenzprobe gezogen.

Eine Zusammenstellung der Probenahmestandorte bei der Inntalautobahn inkl. der Probenahmetiefen ist in Tab. 23 zu finden.

Tab. 23: Beschreibung der Probenahmestandorte – Inntalautobahn (SEIF, 1991)

Standort	Distanz von Autobahn (m)	Probenahmetiefe (cm)
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	1	0-5
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	1	5-10
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	1	10-20
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	1	20-30
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	1	30
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	5	0-5
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	5	5-10
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	5	10-20
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	5	20-30
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	20	0-10
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	50	0-10
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	100	0-10
Weer/ Inntal/ Inntalautobahn	250	0-10

Die Probenahmestandorte bei der Brennerautobahn und des Referenzstandortes Obernberg inkl. der Probenahmetiefen sind in Tab. 24 zusammengestellt.

Tab. 24 Beschreibung der Probenahmestandorte – Brennerautobahn und Referenzstandort Obernberg (SEIF, 1991)

Standort	Distanz von Autobahn	Probenahmetiefe
	(m)	(cm)
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	1	0-5
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	1	5-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	1	10-20
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	1	20-30
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	1	30
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	5	0-5
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	5	5-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	5	10-20
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	5	20-30
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	5	30-50
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	8	0-5
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	8	5-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	8	10-20
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	8	20-30
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	8	30-50
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	10	0-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	20	0-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	30	0-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	50	0-10
Matrei/ Wipptal/ Brennerautobahn	100	0-10
Matreiwald/Wipptal/Brennerautobahn	2	0-10
Matreiwald/Wipptal/Brennerautobahn	5	0-10
Matreiwald/Wipptal/Brennerautobahn	10	0-10
Matreiwald/Wipptal/Brennerautobahn	30	0-10
Matreiwald/Wipptal/Brennerautobahn	100	0-10
Obernberg/ Referenzstandort		0-10

Die Analysenmethode wurde so modifiziert, daß zwei zusätzliche, für diese Fragestellung relevante PAH erfaßt werden konnten. Das Cyclopenta(c,d)pyren (CPP) ist vor allem für PAH aus Kraftfahrzeugabgasen, das Benzo(b)naphtho(2,1-d)thiophen (BNT) für hauptsächlich vom Hausbrand stammende PAH typisch.

Ergebnisse:

Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse von 5 Bodenproben (0-5 cm) bis zu einer Entfernung von 8 m zur Autobahn ist in Tab. 25 und Abb. 16 zu finden. Insgesamt wurden 17 PAH bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Bei Substanzen, deren Gehalte in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben über der Bestimmungsgrenze lagen, wurden keine Mittelwerte berechnet. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 105 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 68,3 µg/kg TS) detektiert.

Tab. 25: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Böden – Transitstudie Tirol (in µg/kg TS) (SEIF, 1991)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	CPP	BAA
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	1,47 (n=4)		3,84 (n=5)	10,5 (n=5)	4,52 (n=5)	51,0 (n=5)	33,72 (n=5)		12,77 (n=5)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	1,73	5,04	1,0	15,2	10,9	n.n.	1,5
Maximum (µg/kg)	2,28	1,35	5,75	17,70	11,9	105,0	68,3	13,2	35,5
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BNT	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)		3,3 (n=5)	25,2 (n=5)	8,34 (n=5)	8,91 (n=5)	4,9 (n=5)	31,84 (n=5)	20,76 (n=5)	226,0 (n=5)
Minimum (µg/kg)	n.n.	2,2	8,39	2,3	2,61	1,56	9,33	4,92	68,56
Maximum (µg/kg)	3,14	5,0	53,5	17,0	17,8	8,69	59,3	43,8	463,7
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

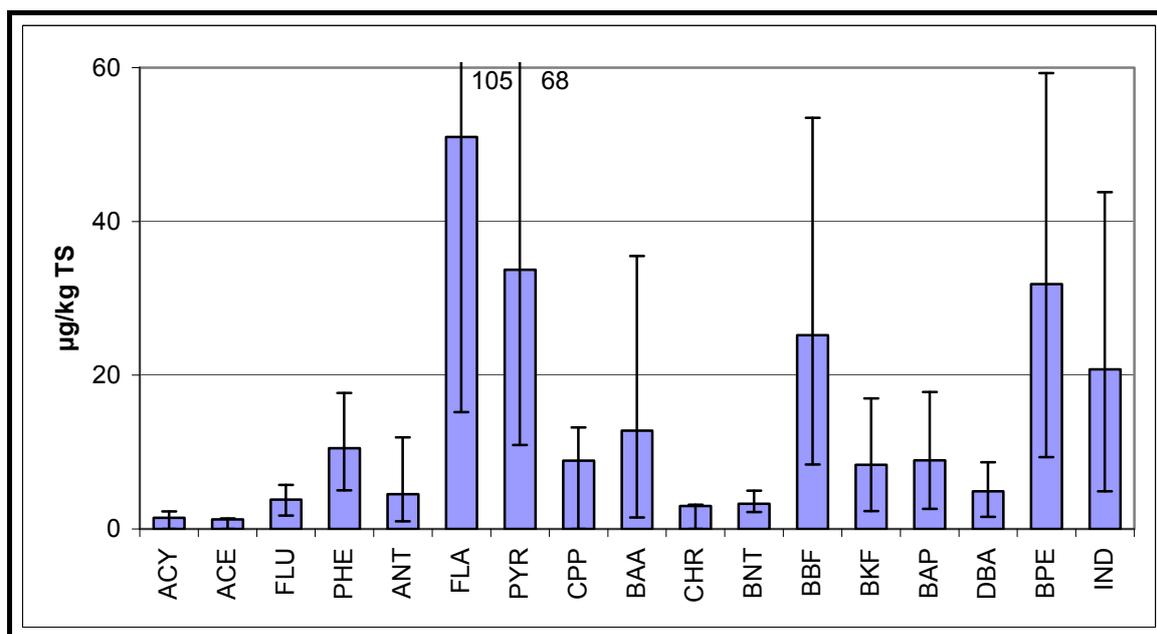


Abb. 16: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Böden – Transitstudie Tirol (SEIF, 1991)

Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse der 15 Bodenproben (0-10 cm) mit einer Mindestentfernung von 10 m zur Autobahn ist in Tab. 26 und Abb. 17 zu finden. Insgesamt wurden 17 PAH bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Bei Substanzen, deren Gehalte in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben über der Bestimmungsgrenze lagen, wurden keine Mittelwerte berechnet. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 134 µg/kg TS) und bei Indeno(1,2,3-cd)pyren (bis zu 97,4 µg/kg TS) detektiert.

Tab. 26: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-10 cm Böden – Transitstudie Tirol (in µg/kg TS) (SEIF, 1991)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	CPP	BAA
Anzahl der Proben	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=6)	(n=0)	3,68 (n=15)	8,87 (n=15)	4,2 (n=9)	44,18 (n=15)	28,98 (n=15)	(n=1)	16,86 (n=13)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	1,08	3,46	n.n.	12,80	6,73	n.n.	n.n.
Maximum (µg/kg)	1,44	n.n.	5,95	17,40	8,97	134,0	94,2	6,2	74,26
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BNT	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=5)	2,86 (n=9)	16,57 (n=15)	6,48 (n=15)	7,9 (n=15)	(n=7)	21,6 (n=15)	18,88 (n=15)	178,8 (n=15)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	3,52	1,20	1,37	n.n.	3,99	1,49	45,01
Maximum (µg/kg)	3,62	5,80	64,07	24,22	29,75	3,78	81,92	97,36	642,3
BG (µg/kg)	1	1	1	1	1	1	1	1	
NG (µg/kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

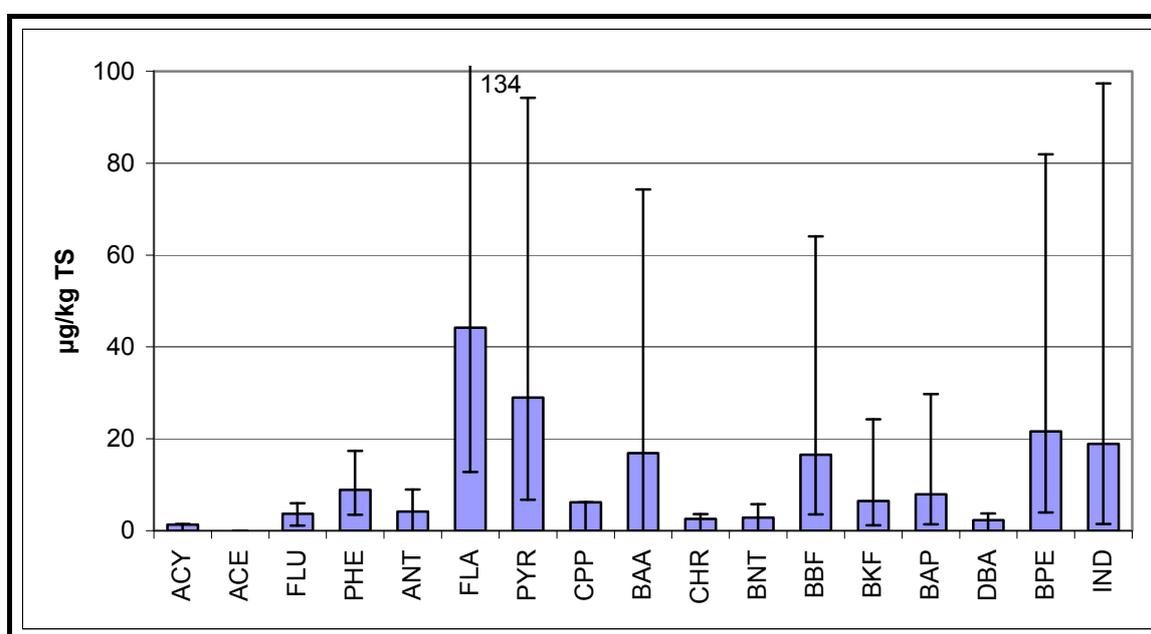


Abb. 17: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-10 cm Böden Transitstudie Tirol (SEIF, 1991)

Bei keinem der untersuchten Böden wurde der Referenz- und Hintergrundwert (Tab. 13 und 15) überschritten; die Summe der EPA-PAH war immer < 1 mg/kg TS. Die gefundenen Konzentrationen von Benzo(a)pyren lagen weit unter den international bekannten Prüfwerten für Böden.

In Abb. 18 sind die PAH-Gehalte der Bodenproben bei Weer, die in verschiedener Entfernung zur Inntalautobahn genommen wurden, dargestellt. Es ist die Summe der 15 EPA-PAH in den Bodenschichten 0-5 cm und 5-10 cm (1 und 5 m Entfernung) bzw. 0-10 cm (20, 50, 100, 250 m und Referenz) angegeben.

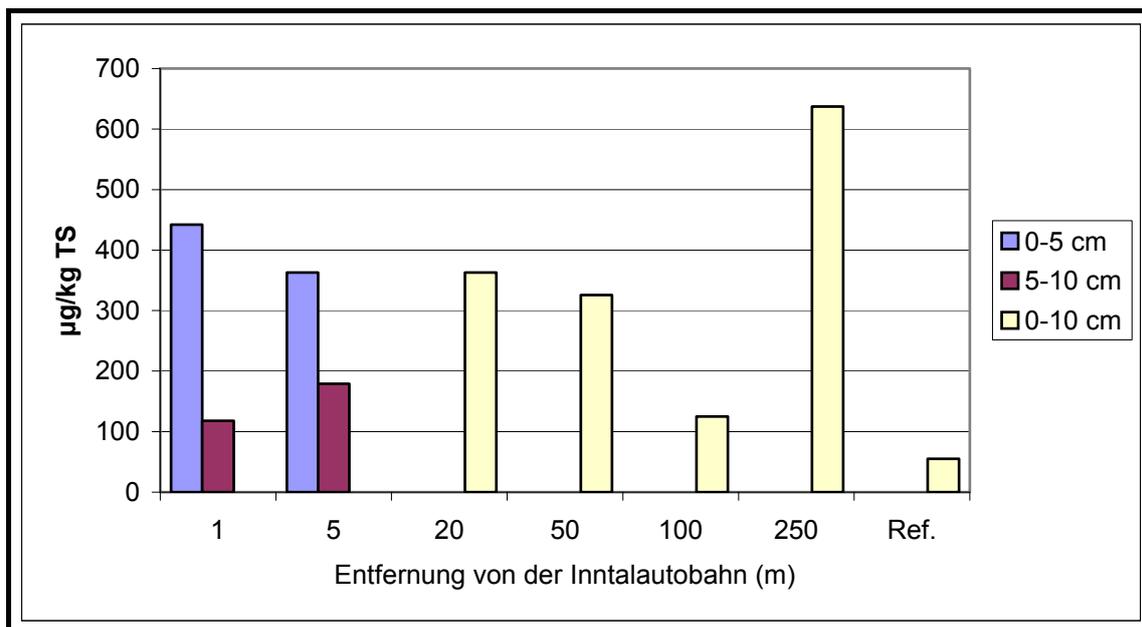
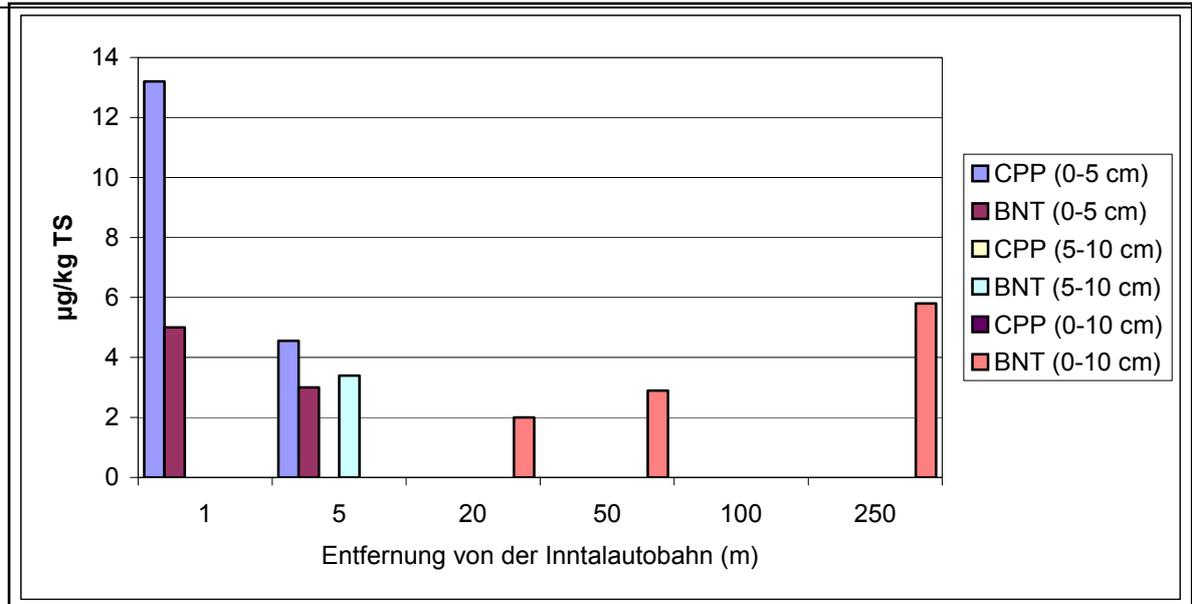


Abb. 18: Summe der 15 EPA-PAH in 0-5 bzw. 0-10 cm Böden – Weer, Inntalautobahn (SEIF, 1991)

Beim Betrachten der Ergebnisse fällt die erhöhte PAH-Konzentration in der Bodenprobe, die in 250 m Entfernung von der Inntalautobahn genommen wurde, auf. Nach Angaben der Landesforstdirektion ist der wesentliche Grund für diese Anreicherung mit der unterschiedlichen Bewirtschaftungsart der Probenahmestandorte zu erklären. Die Böden in der Nähe der Autobahn werden als Wechselland bewirtschaftet; die Schadstoffeinträge werden daher immer wieder bis in eine Bodentiefe von ca. 20 cm verdünnt. Beim Boden in 250 m Entfernung handelt es sich um einen Dauergrünlandboden, bei dem die Anreicherung ungestört in der obersten, humosen Bodenschicht (0-10 cm) erfolgt.

Im Vergleich mit der Referenzprobe besteht allerdings kein Zweifel, daß der Boden in der Nähe der Inntalautobahn deutlich höher mit PAH belastet ist. Außerdem weist das Vorhandensein des Cyclopenta(c,d)pyrens in den Bodenproben, die in 1 m und 5 m Distanz von der Autobahn genommen wurden, darauf hin, daß die PAH vor allem aus Kraftfahrzeugabgasen stammen. Bei Benzo(b)naphtho(2,1-d)thiophen, das hauptsächlich vom Hausbrand stammt, ist keine Abhängigkeit zur Entfernung von der Inntalautobahn feststellbar (siehe Abb. 19)

Abb. 19: *Cyclopenta(c,d)pyren und Benzo(b)naphto(1,2-d)thiophen – Weer, Inntalautobahn (SEIF, 1991)*



In Abb. 20 sind die PAH-Gehalte der Bodenproben bei Matrei, die in verschiedener Entfernung zur Brennerautobahn genommen wurden, dargestellt. Es ist die Summe der 15 EPA-PAH in der Bodenschicht 0-5 cm (1, 5 und 8 m Entfernung) bzw. 0-10 cm (10, 20, 30, 50, 100 m und Referenz) angegeben.

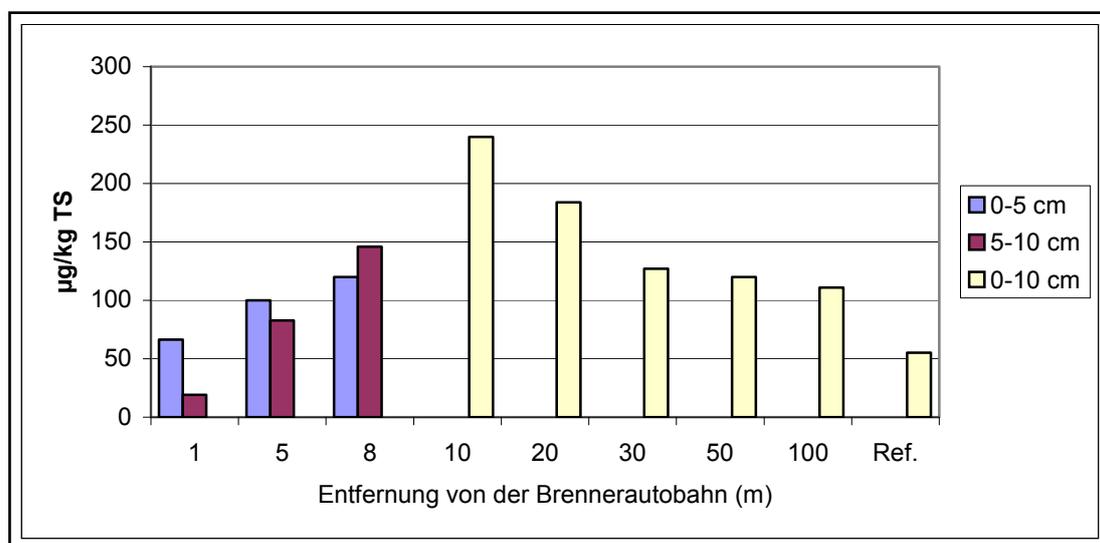


Abb. 20: Summe der 15 EPA-PAH in 0-5 bzw. 0-10 cm Böden – Matrei, Brennerautobahn (SEIF, 1991)

Bei den im Raum Matriei oberhalb der Brennerautobahn in verschiedenen Distanzen gezogenen Bodenproben waren die PAH-Gehalte in 8-10 m Entfernung am höchsten und nahmen bis 100 m kontinuierlich ab. Die Abnahme der PAH-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung und deren Vergleich mit dem Referenzgehalt weist auf eine eindeutige Beeinträchtigung durch die Autobahn hin.

Abb. 21 zeigt die PAH-Konzentrationen der Bodenproben bei Matrieiwald, die in verschiedener Entfernung zur Brennerautobahn mit der Bodentiefe von 0-10 cm genommen wurden.

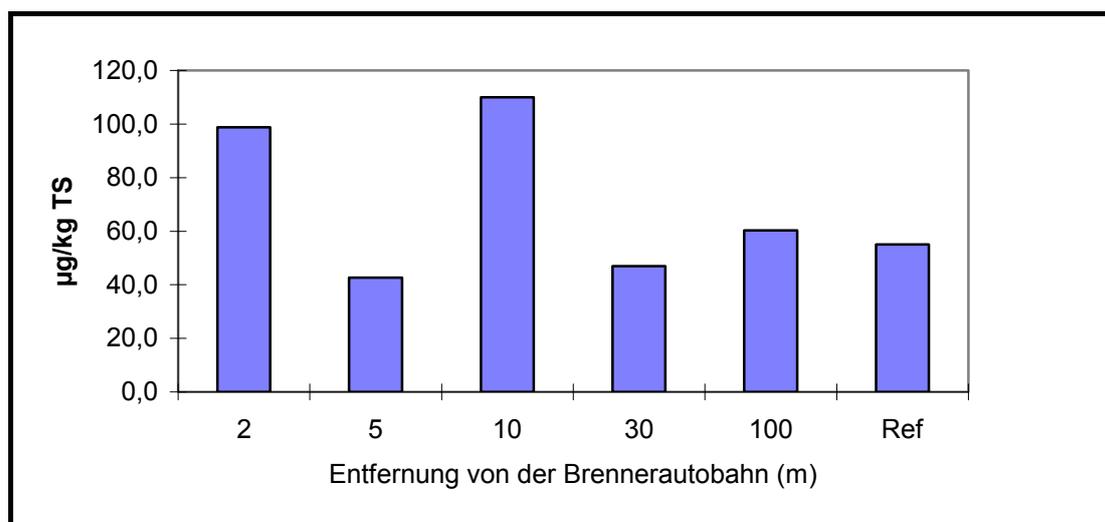


Abb. 21: Summe der 15 EPA-PAH in 0-10 cm Böden – Matrieiwald, Brennerautobahn (SEIF, 1991)

Die Böden, die im Raum Matrieiwald unterhalb der Brennerautobahn genommen wurden, waren weitaus weniger belastet. Die Summe der 15 EPA-PAH war nur in 2 m und 10 m Entfernung ca. doppelt so hoch wie in der Vergleichsprobe.

4.5 Flughafen Wien-Schwechat

Untersuchungen zeigten, daß im Bereich von Start- und Landebahnen von Flughäfen mit erhöhten Bodenbelastungen durch Stickstoffverbindungen, einzelne Schwermetalle sowie durch organische Substanzen zu rechnen ist (GOLWER et al., 1989). Als Belastungstoffe für den Boden, die durch den Flugbetrieb entlang von Start- und Landebahnen auftreten, sind Flugzeugabgase, Auftaumittel, Abrieb von Reifen und Feuerlöschmittel zu nennen.

Ziel der Studie (DIEBERGER et al., 1994) von flughafennahen Grünland- und Ackerstandorten war es, die Belastung der Böden mit einzelnen Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe herauszufinden. Weiters sollte festgestellt werden, ob eine Erhöhung der PAH-Gehalte des Bodens über den natürlichen Hintergrundwerten vorhanden ist.

Als zu untersuchende Böden wurden insgesamt 5 Acker- und 7 ungenutzte Grünlandstandorte gewählt. 6 Grünland- und ein Ackerboden wurden innerhalb des Flughafenbereiches beprobt. Zusätzlich zu den im Nahbereich des Flughafens untersuchten Böden wurden 4 Acker- und ein Grünlandstandort untersucht, um die Hintergrundbelastung dieser Region zu erheben. Diese Flächen liegen einige Kilometer südlich des Flughafens und somit außerhalb der durch die Hauptwindrichtungen vorgegebenen Verfrachtungsbereiche von Emissionen im Flughafenbereich.

Bei den Grünlandböden wurden normal zur meist beflogenen Lande- und Startpiste sowohl im Startbereich als auch im Landebereich Querprofile angelegt. Die Proben wurden unmittelbar neben der Landepiste, in 50 m und in 100 m Distanz gezogen.

Die Probenahme wurde 1991 durchgeführt.

Ergebnisse:

In Tab. 27 und in Abb. 22 sind die Untersuchungsergebnisse der 7 Grünlandböden zusammengefaßt. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 26,2 mg/kg TS) und bei Phenanthren (bis zu 12,4 mg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen konnte in keiner Probe nachgewiesen werden und daher wurde, wie bei Acenaphthen, dessen Gehalte in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben über der Bestimmungsgrenze lag, kein Mittelwert berechnet.

Tab. 27: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Grünlandböden – Flughafen Wien (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) (DIEBERGER et al., 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	7	7	7	7	7	7	7	7
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)		(n=3)	498,76 (n=4)	1952,1 (n=7)	186,33 (n=6)	4212,1 (n=7)	1972,8 (n=7)	1410,6 (n=7)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	n.n.	n.n.	75,00	n.n.	195,00	119,32	62,34
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	4086,5	1882,5	12438	1022,7	26224	12183	8766
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	10	10	10	10	10	10	10	10
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	5	5	5	5	5	5	5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	7	7	7	7	7	7	7	7
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	720,63 (n=7)	1052 (n=7)	631,4 (n=7)	751,1 (n=7)	159,51 (n=5)	555,38 (n=7)	691,13 (n=7)	15130 (n=7)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	52,21	75,56	42,81	48,73	n.n.	40,14	52,26	763,37
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	4358,4	6340,7	3868,8	4572,2	684,44	3369,9	4098,1	93896
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	10	10	10	10	10	10	10	
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	5	5	5	5	5	5	

n.n. = nicht nachweisbar

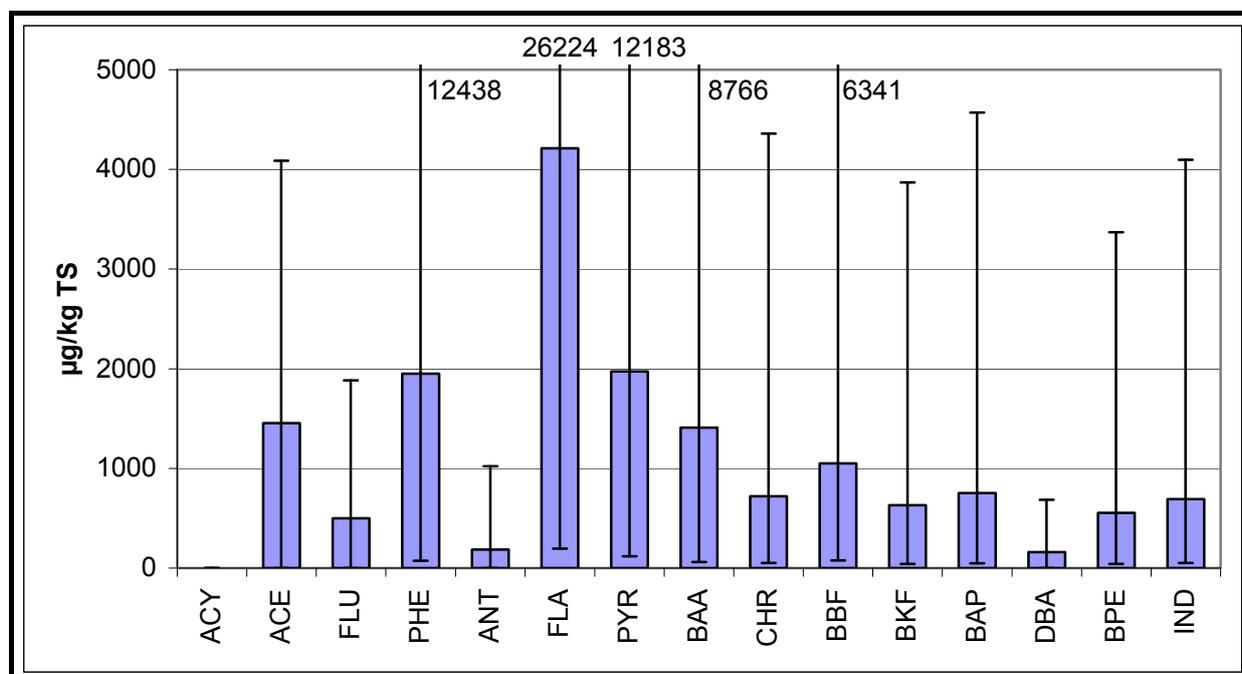


Abb. 22: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Grünböden – Flughafen Wien (DIEBERGER et al., 1994)

Die PAH-Gehalte der 6 Grünlandböden innerhalb des Flughafenbereiches lagen über dem Hintergrundwert für Mineralböden (Tab. 13) und dem Referenzwert der "Holland-Liste" (Tab. 15). Die 7. Bodenprobe außerhalb des Flughafengeländes lag unter diesen Werten. Speziell die Bodenprobe im Nahbereich der Aufsetzzone der Flugzeuge war stark mit PAH belastet. Der PAH-Gehalt war 93,9 mg/kg TS und lag somit nur knapp unter dem Prüfwert (100 mg/kg) für Gewerbeflächen (Tab. 14), aber weit über dem Interventionswert (40 mg/kg) der "Holland-Liste" (Tab. 15).

Die Belastung der Böden durch PAH war räumlich begrenzt, da die Gehalte der 50 m entfernten Standorte deutlich geringer waren als jene des Standortes im Nahbereich der Aufsetzzone der Flugzeuge. Bereits 100 m neben den Landebahnen wurden PAH-Bodengehalte gefunden, die jenen von gering belasteten Gebieten weitgehend entsprechen.

In Tab. 28 und in Abb. 23 sind die Untersuchungsergebnisse der 5 Ackerböden zusammengefaßt. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 470 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 259 µg/kg TS) detektiert. Es erfolgte keine Mittelwertberechnung bei Substanzen, die in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben bestimmt werden konnten.

Tab. 28: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-25 cm Ackerböden – Flughafen Wien (in µg/kg TS) (DIEBERGER et al., 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)				81,46 (n=5)	13,43 (n=3)	282,80 (n=5)	168,24 (n=5)	82,04 (n=5)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	n.n.	53,85	n.n.	146	105,76	41,06
Maximum (µg/kg)	n.n.	n.n.	n.n.	124,81	17,12	470,00	259,32	135,96
BG (µg/kg)	10	10	10	10	10	10	10	10
NG (µg/kg)	5	5	5	5	5	5	5	5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	61,17 (n=5)	83,93 (n=5)	46,72 (n=5)	37,90 (n=5)		43,62 (n=5)	63,21 (n=5)	961,28 (n=5)
Minimum (µg/kg)	41,95	48,33	29,06	14,43	n.n.	22,60	30,75	550,91
Maximum (µg/kg)	87,01	127,59	69,69	78,23	10,71	70,96	125,28	1576,7
BG (µg/kg)	10	10	10	10	10	10	10	
NG (µg/kg)	5	5	5	5	5	5	5	

n.n. = nicht nachweisbar

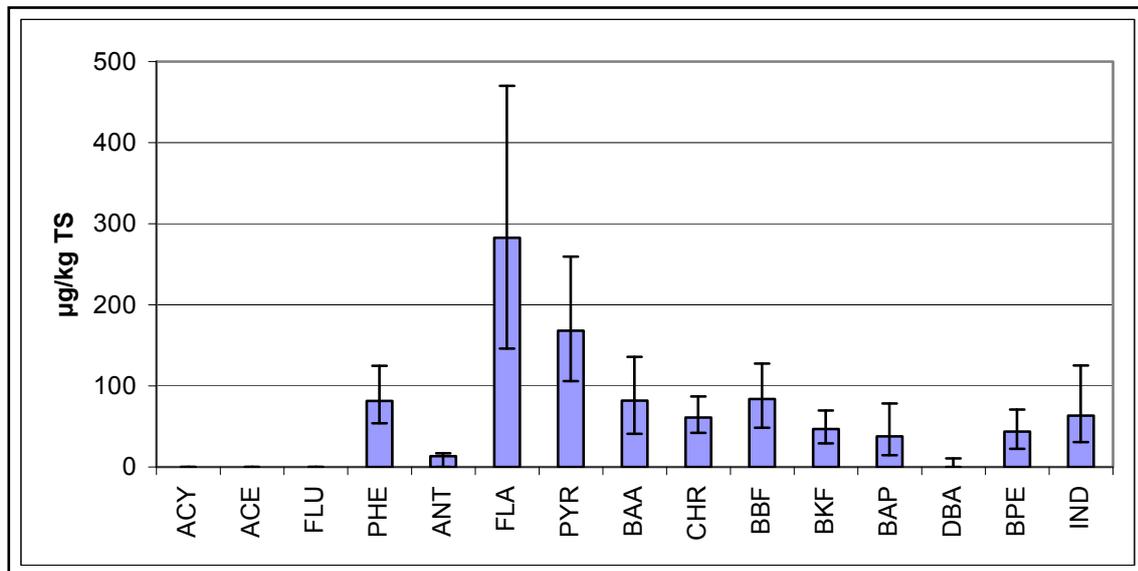


Abb. 23: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-25 cm Ackerböden – Flughafen Wien (DIEBERGER et al., 1994)

Die in den Ackerböden gefundenen PAH-Gehalte erreichen maximal 1,6 mg/kg TS. Der Ackerstandort innerhalb des Flughafengeländes und im Nahbereich der Aufsetzzone hatte sogar zum Teil niedrigere PAH Belastungen wie die 4 anderen Ackerböden außerhalb des Flughafens. Grundsätzlich sind die Ackerböden somit deutlich geringer als jene der Grünlandböden (siehe Tab. 27) belastet. Die Gehalte von Benzo(a)pyren lagen alle unterhalb 0,1 mg/kg TS und somit weit unterhalb jeden Prüfwertes.

4.6 Bodenproben eines Schrottplatzes

Einträge an PAH in die Umwelt können nicht nur in industriellen Ballungsgebieten, nahe Autobahnen und Flughäfen auftreten, sondern auch in speziellen Industrieanlagen. In der vorliegenden Studie sind die Ergebnisse von 3 Bodenproben eines Schrottplatzes auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) dargestellt. Eine genaue Beschreibung der Untersuchungen und Beurteilung der Ergebnisse ist im Bericht des UMWELTBUNDESAMTES UBA-BE-028 (MÜLLER & WEISS, 1995) zu finden.

Die Probenahme wurde im Jahr 1994 durchgeführt.

Ergebnisse

In Tab. 29 und in Abb. 24 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in den 3 Bodenproben aus unterschiedlichen Probentiefen bestimmt, wobei die Minima und die Maxima der einzelnen PAH angegeben sind. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 14,2 mg/kg TS) und bei Phenanthren (bis zu 11,5 mg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen konnte nur in einer Probe nachgewiesen werden.

Tab. 29: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse von Schrottplatzproben (in µg/kg TS) (MÜLLER & WEISS, 1995)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	3	3	3	3	3	3	3	3
Minimum (µg/kg)	n.n.	51	119	1150	280	2340	2420	1520
Maximum (µg/kg)	108	423	818	11500	1250	14200	11300	5810
BG (µg/kg)	39,56	28,14	15,21	7,79	1,32	22,49	15,25	12,61
NG (µg/kg)	19,78	14,07	7,6	3,89	0,66	11,24	7,62	6,3

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	3	3	3	3	3	3	3	3
Minimum (µg/kg)	1890	1360	660	1480	141	594	1040	17001
Maximum (µg/kg)	7870	5590	2810	6300	572	2690	4710	75951
BG (µg/kg)	3,24	6,56	4,10	4,43	7,70	7,69	8,06	
NG (µg/kg)	1,62	3,28	2,05	2,21	3,85	3,84	4,03	

n.n. = nicht nachweisbar

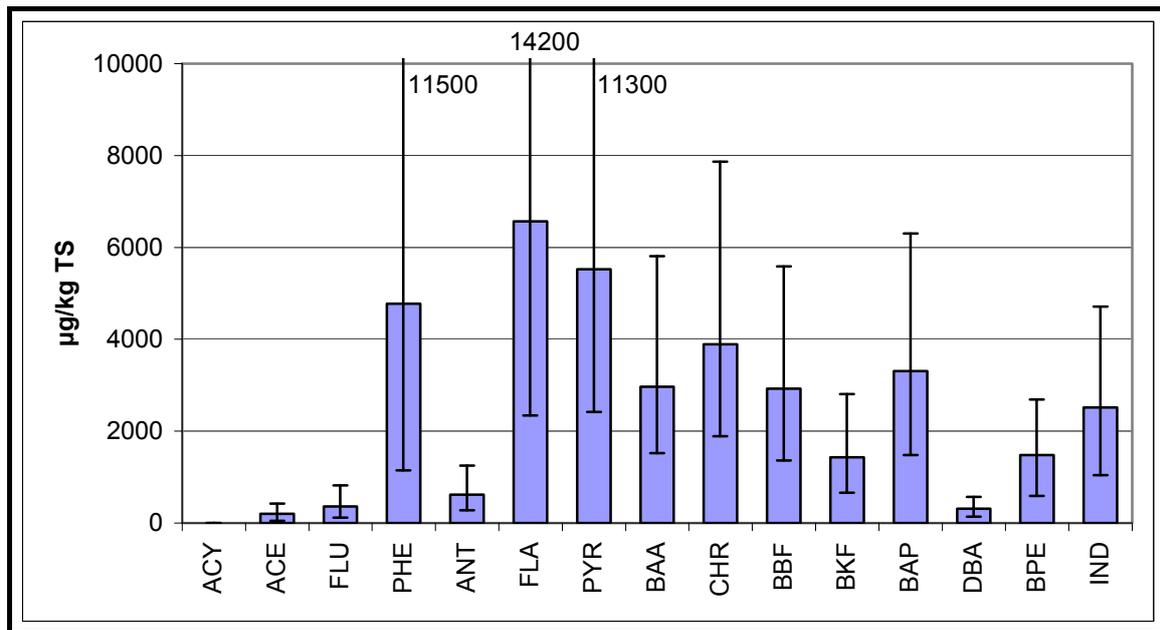


Abb. 24: Maxima und Minima der EPA-PAH von Schrottplatzproben (MÜLLER & WEISS, 1995)

Die PAH-Gehalte waren zwischen 17 und 75,9 mg/kg TS und lagen somit über dem Referenz- und Hintergrundwert (Tab. 13 und 15). Eine Bodenprobe lag auch über dem Interventionswert der „Holland-Liste“ (Tab. 15). Nach dem „Drei-Bereich-System“ nach EIKMANN-KLOKE (siehe Tab. 16) lag der Benzo(a)pyren-Gehalt derselben Probe zwischen den Bodenwerten BW II und BW III für Industrie- und Gewerbeflächen.

5 KLÄRSCHLAMM

Mit steigender Tendenz fallen in Österreich jährlich ca. 3,4 Mio m³ Klärschlamm aus der Behandlung kommunaler Abwässer an (DOMENIG et al., 1995).

Der Eintrag von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in die Kläranlage erfolgt weitgehend über den Luftpfad (durch nasse und trockene Deposition) und durch niederschlagsbedingte Abspülungen von befestigten Flächen (SEIF & REMESCH, 1997).

In Österreich existiert für die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm keine bundesweite Regelung. Die Bundesländer haben Landesverordnungen bzw. Richtlinien, in denen meist nur für Schwermetallgehalte im Klärschlamm Grenzwerte bzw. Richtwerte festgelegt sind. Nur in Niederösterreich und Oberösterreich sind die organischen Parameter Adsorbierbare Organische Halogene (AOX), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Dibenzop-dioxine und Polychlorierte Dibenzofurane (PCDD und PCDF) begrenzt. So wie in den meisten anderen europäischen Staaten auch, sind andere organische Substanzklassen wie die PAH im Klärschlamm nicht begrenzt (SCHARF et al., 1997).

Als Anleitung zum Umgang mit Stoffen, die keinem „Grenzwert“ unterliegen, wird u. a. von MERKEL & APPUHN (1996) das Medianwert-Konzept vorgeschlagen:

Die vorhandenen Meßdaten werden auf ihre Mediane hin ausgewertet und dienen als Ausgangsebene für die Einführung von Richtwerten. Übersteigt etwa der Meßwert eines Stoffes das Fünffache des Medians der Einzelmesswerte, so treten im Klärschlamm der Anlage oder dem Einzugsgebiet nicht vernachlässigbare, unerwünschte Auffälligkeiten auf. Der Inhalt dieses Konzeptes kann als zusätzliche Qualitätsgarantie in die Abnahmeverträge zwischen Kläranlagenbetreibern und Klärschlammwandlern aufgenommen werden. Ein Beispiel dieser Richtwerte in mg/kg TS bringt die Tab. 30.

Tab. 30: Richtwerte (mg/kg TS) für organische Schadstoffe im Klärschlamm gemäß Median-Konzept der Landwirtschaftskammer Hannover, MERKEL & APPUHN (1996)

Parameter	Kalkgehalt kg (CaO/t TS)	
	>120	<120
Fluoranthen	2,2	3,8
Benzo(b)fluoranthen	1,0	1,8
Benzo(k)fluoranthen	0,4	0,8
Benzo(a)pyren	0,7	1,2
Benzo(ghi)perylen	0,7	1,2
Indeno(123)pyren	0,6	1,2

Dieses Konzept verlangt Schadstoffuntersuchungen, unabhängig von der nachgewiesenen ökotoxikologischen Schädigung durch organische Verbindungen, und wird u. a. in Niedersachsen, Bremen und Brandenburg in Zusatzvereinbarungen angewendet. Diese Analysenwerte sind sodann in einen Vorsorgekontext zu stellen und wegen der Unkenntnis eindeutiger Negativfolgen unabhängig von der Entscheidung Klärschlammverwertung oder Klärschlamm entsorgung zu betrachten. Diese Vorgangsweise soll verhindern, daß Stoffe, deren toxikologische Folgen nicht bekannt sind, sich in den Böden anreichern. Weiters sollen bisher unbekannte Risiken weitgehend ausgeschlossen werden. Eine Pflicht zur Untersuchung auf organische Verbindungen wird aber dadurch nicht in Frage gestellt.

Die Überschreitung von Richtwerten hat nicht den Ausschluß des Klärschlammes zur Folge, da es sich bei den Richtwerten keineswegs um toxikologisch begründete Werte handelt. Erst wenn die Richtwerte deutlich überschritten werden und die Anwendung des deutschen Minimierungsgebotes es verlangt, ist ein Ausschluß erforderlich.

Ähnlich wie oben leitet SCHNAAK (1995) in seiner Arbeit Normwerte für maximal zulässige Schadstoffeinträge (Grenzkonzentrationen) für organische Schadstoffe in Böden ab. Normwerte sollten soweit als möglich wirkungsbezogen sein, wobei der Transfer in das Schutzgut Pflanze lediglich als ein Kriterium zu werten ist. Zur Abschätzung von Normwerten für Klärschlammkonzentrationen wurden ökotoxikologische Wirkdaten aus dem terrestrischen und aquatischen Bereich zusammengestellt und eine im Boden tolerierbare Belastung abgeleitet. Als Normwert wird die Konzentration vorgeschlagen, die bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nicht zu einer Überschreitung der tolerierbaren Bodenkonzentrationen führt. Eine Anreicherung von Schadstoffen, unabhängig von deren ökotoxikologischem Gefährdungspotential, ist auf jeden Fall zu vermeiden. Für zahlreiche Schadstoffe konnte er wegen der unzureichenden Datenlage (Ökotoxizität, Hintergrundbelastung) keinen Normwert ableiten. In diesen Fällen sollte aus Vorsorgegründen aber dennoch verhindert werden, daß überdurchschnittlich belastete Klärschlämme einer landwirtschaftlichen Bewertung zugeführt werden. Er nahm daher eine Limitierung des Schadstoffeintrages in den Boden durch Festlegung eines Normwertes in Höhe des 3- bis 5-fachen Medians der gemessenen Klärschlammkonzentrationen vor.

Nach SCHÖNBERGER (1990) können in ausgefaulten Schlämmen PAH-Gesamtgehalte von 3-295 mg/kg TS gefunden werden.

Falls keine besonderen industriellen Belastungsquellen vorliegen, sind kommunale Klärschlämme mit dem oft als Leitkomponente für PAH bezeichnete Benzo(a)pyren zwischen 0,1 und 0,2 mg/kg TS belastet. Eine Abhängigkeit der PAH-Belastung von der Ausbaugröße der Kläranlage oder eine unterschiedliche Kombination von ländlichen und großstädtischen Kläranlagen konnte bisher nicht festgestellt werden. Faulschlämme enthalten im Mittel höhere PAH-Konzentrationen als Rohschlämme (WEISSER, 1992). Die drei PAH mit den höchsten Gehalten waren bei einer deutschen Untersuchung Fluoranthen, Pyren und Phenanthren. Die geringsten Werte wurden für Acenaphthylen, Dibenzo(a,h)anthracen und Coronen bestimmt. Faulschlämme waren mit durchschnittlich 1,12 mg/kg TS (Bereich 0,46 bis 2,61 mg/kg TS) belastet.

20 Klärschlammproben aus insgesamt 17 Kläranlagen wurden vom Umweltbundesamt Wien auf PAH analysiert.

Ergebnisse:

In Tab. 31 und in Abb. 25 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt. 15 EPA-PAH (ohne Naphthalin) wurden in insgesamt 20 Klärschlammproben aus 17 verschiedenen Kläranlagen bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mediane der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Phenanthren (bis zu 2,57 mg/kg TS) und bei Fluoranthren (bis zu 1,52 mg/kg TS) detektiert.

Tab. 31: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Klärschlammproben (in µg/kg TS)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	20	20	20	20	20	20	20	20
Median (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	58,07 (n=12)	117,33 (n=17)	149,35 (n=20)	769,08 (n=20)	95,96 (n=20)	719,29 (n=20)	574,42 (n=20)	206,91 (n=20)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	13,68	76,51	17,44	152,10	160,42	29,63
Maximum (µg/kg)	247,71	808,63	616,11	2565,8	235,6	1516,0	1142,9	602,1
BG (µg/kg)	37,00	44,37	12,91	7,24	2,24	25,15	16,14	15,66

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	20	20	20	20	17	20	20	20
Median (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	239,13 (n=20)	212,70 (n=20)	102,03 (n=20)	194,84 (n=20)	35,13 (n=17)	155,77 (n=20)	181,94 (n=20)	3901,3 (n=20)
Minimum (µg/kg)	68,65	68,89	27,95	56,94	n.n.	35,60	67,98	894,27
Maximum (µg/kg)	532,93	642,69	330,61	740,56	91,56	338,27	639,33	9158,2
BG (µg/kg)	4,29	10,24	5,64	4,93	10,42	10,83	10,11	

n.n. = nicht nachweisbar

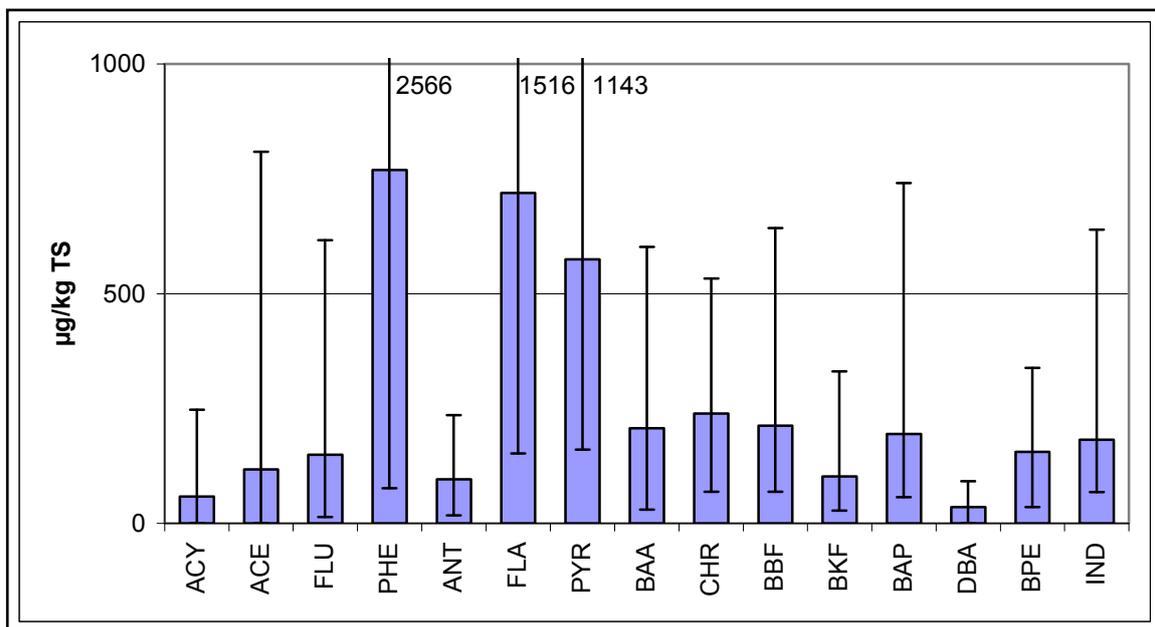


Abb. 25: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Klärschlamm

Das Fraunhofer Institut schlägt einen ökotoxikologisch begründeten Normwert für die Summe der 16 EPA-PAH im Klärschlamm von 20 mg/kg TS vor (SCHNAAK, 1995).

Die Summen der 15-PAH-Gehalte in den untersuchten österreichischen Klärschlämmen lagen alle weit unter dem empfohlenen deutschen Normwert. Die Gehalte an Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3)pyren lagen unter oder um den in Tab. 30 angeführten Richtwerten gemäß dem Mediankonzept der Landwirtschaftskammer Hannover (MERKEL & APPUHN, 1996).

6 KOMPOST

Im Rahmen einer Studie des Umweltbundesamtes wurden 42 Komposte aus Bioabfall aus Haushalten („Biotonne“) sowie Komposte aus Garten- und Parkabfällen („Grünschnitt“) auf eine Reihe physikalischer, anorganischer und organischer Parameter (darunter auch PAH) untersucht (ZETHNER & GÖTZ, 1998). Folgende Rahmenbedingungen waren Anlaß für diese Untersuchung:

- Verordnung zur getrennten Sammlung von biogenen Abfällen des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie (BGBl. Nr. 68/1992), wirksam mit 1.1.1995
- ÖNORM S 2200 (1993): Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen und ÖNORM S 2202 (1997): Anwendungsrichtlinien für Komposte
- Düngemittel-Verordnung (BGBl. Nr. 1007/1994) auf Basis des novellierten Düngemittelgesetzes (BGBl. Nr. 513/1994)

Für den uneingeschränkten Anbau von Nahrungsmitteln wird ein Grenzwert für Benzo(a)pyren im Boden von 2 mg/kg TS empfohlen (KOMMUNALVERBAND RUHR-GEBIET, 1992). Da sich die PAH-Konzentrationsverhältnisse zueinander relativ stabil verhalten, – wie in den Meßergebnissen ebenfalls abzulesen – kann, da Benzo(a)pyren immer 10 bis 15% der Gesamt-PAH beträgt (KONTEYE, 1988), ein Richtwert von etwa 20 mg/kg TS Gesamt-PAH-Gehalt abgeleitet werden.

DOCK (1991) empfiehlt dagegen eine Grenzziehung bei 10 mg/kg PAH-Gesamt und 0,1 mg/kg TS für Benzo(a)pyren.

In Lebensmitteln und verschiedenen Pflanzen sind PAH in sehr unterschiedlichen Konzentrationen nachgewiesen worden. Einer ubiquitären PAH-Belastung von Pflanzen durch eine indirekte Deposition auf einzelne Pflanzenteile in industrialisierten Landstrichen kann kaum vermieden werden (STARKE et al., 1991). Die PAH-Konzentrationen sind im Wurzel- und Knollenbereich in der Regel niedriger als in der Pflanze selbst, woraus sich schließen läßt, daß die Deposition über die Atmosphäre die Hauptursache von PAH-Gehalten in Pflanzen darstellt. Die aktive PAH-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln ist nur in Gebieten mit PAH-Kontaminationen relevant (STARKE et al, 1991).

In Tab. 32 sind Beispiele für Benzo(a)pyren-Gehalte in Pflanzen dargestellt.

Tab. 32: Benzo(a)pyren-Gehalte in Pflanzen (SIMS & OVERCASH, 1983)

Werte in µg/kg TS	Laub	Kartoffeln, Karotten	Blattgemüse	Früchte
Benzo(a)pyren	22-88	0,07-6,0	0,05-50	0,02-0,04

Ergebnisse:

In Tab. 33 und Abb. 26 sind die Untersuchungsergebnisse der UBA Studie zusammengefaßt. Die Gehalte der 15 analysierten EPA-PAH (ohne Naphthalin) liegen zwischen 102,7 und 9760 µg/kg TS. Die PAH wurden in 42 Kompostproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben.

Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 1930 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 1521 µg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen und Acenaphthen konnten in keiner Probe nachgewiesen werden; daher wurde kein Mittelwert für diese Substanzen berechnet.

Tab. 33: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Kompostproben (in µg/kg TS) (ZETHNER & GÖTZ, 1998)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	42	42	42	42	42	42	42	42
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=0)	(n=0)	(n=10)	111,3 (n=42)	20,8 (n=41)	256,4 (n=42)	191,3 (n=42)	124,5 (n=40)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	< 9,37	11,8	< 1,24	15,7	14,5	n.n.
Maximum (µg/kg)	n.n.	n.n.	178	1273,9	300,4	1930,7	1521,3	834
BG (µg/kg)	30	29	9,37	3,6	1,24	9,22	6,74	6,18
NG (µg/kg)	15	14,5	4,68	1,8	0,62	4,61	3,37	3,09

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	42	42	42	42	42	42	42	42
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	145,0 (n=42)	155,8 (n=42)	68,7 (n=42)	136,4 (n=42)	11,7 (n=22)	76,0 (n=42)	136,9 (n=42)	1379,9 (n=42)
Minimum (µg/kg)	6,2	7,4	2,5	3,2	n.n.	3,7	3,6	102,7
Maximum (µg/kg)	811,6	749,5	353,4	879,8	40,6	364,6	703,7	9759,9
BG (µg/kg)	2,21	3,72	1,88	1,58	5,59	4,62	3,45	
NG (µg/kg)	1,1	1,86	0,94	0,79	2,79	2,31	1,72	

n.n. = nicht nachweisbar

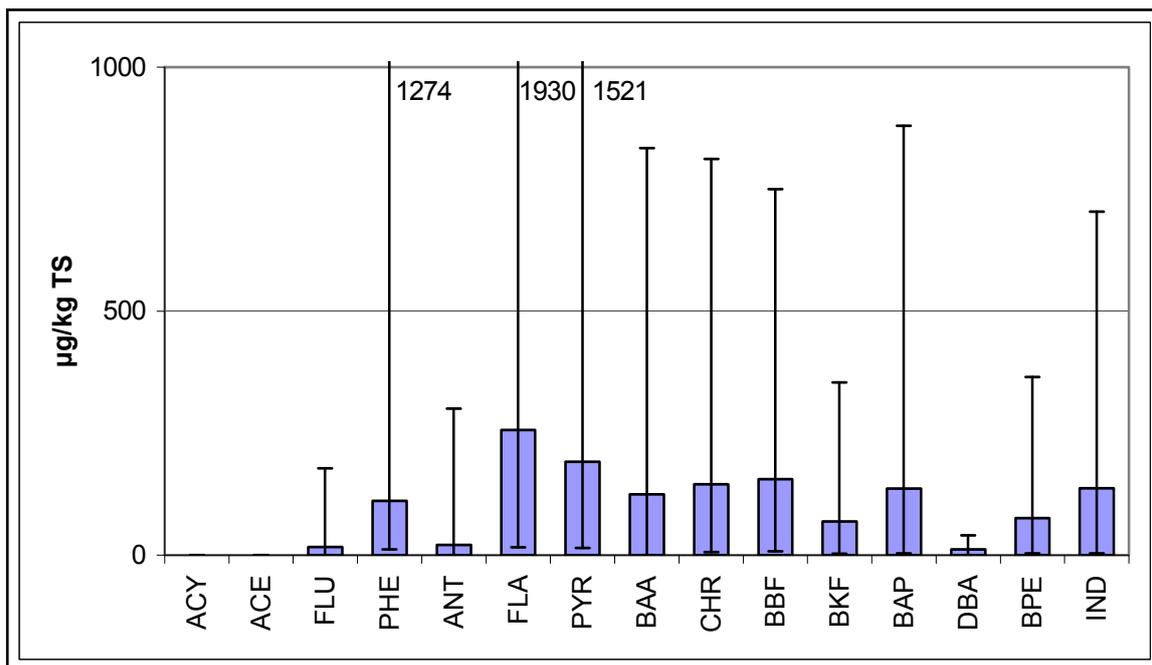


Abb. 26: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Kompostproben (ZETHNER & GÖTZ, 1998)

DOCK (1991) empfiehlt eine Grenzziehung bei 10 mg/kg TS PAH-Gesamt und 0,1 mg/kg TS für Benzo(a)pyren.

Aus den vorliegenden Ergebnissen ist ein stabiles Verhältnis des Gesamt PAH-Wertes zu dem Summenwert der 6 PAH für Trinkwasser (ÖSTERREICHISCHES LEBENSMITTELBUCH, 1993; RICHTLINIE DES RATES 80/778/EWG; 1980) von etwa 1:2 feststellbar. Diesem Umstand folgend kann für die Gruppe der 6 DIN-PAH ein Prüfwert von 5 mg/kg TS abgeleitet werden.

Allgemein kann aus den obigen Arbeiten abgeleitet werden, daß Komposte mit PAH belastet sind. Die Ergebnisse zeigen, daß die in der Kompostuntersuchung gefundenen maximalen Meßwerte im Bereich der Prüfwerte für Böden liegen, die Mediane etwa um den Faktor 10 und die minimalen Meßwerte etwa um den Faktor 100 darunter liegen. Bei zwei Einzel-PAH sind Biotonnenkomposte in der Tendenz stärker belastet als Grünschnittkomposte. Entscheidender dürfte jedoch die Struktur des Einzugsgebietstyps sein (städtischer oder ländlicher Bereich) und damit die Nähe zu Emissionsquellen, wobei der städtische Einfluß die PAH-Gehalte der Komposte deutlich erhöht!

Wenn Kompost u.U. in großen Mengen zum Zweck der Bodenverbesserung etwa ab 100 Tonnen pro Hektar und Jahr auf den Boden gelangt oder als Hauptbestandteil von Kultursubstrat im Wohnbereich oder zur Nahrungsmittelproduktion verwendet wird, kann die PAH-Belastung nicht vernachlässigt werden. Die PAH-Gehalte in den Komposten können generell durch strikte Vermeidung von Asche und sonstigen Verbrennungsrückständen als Eingangsmaterialien der Kompostanlagen auf ein vertretbares Maß reduziert werden. Die Untersuchung der Komposte auf die Belastung mit PAH sollte sich – wegen vertretbarer Mittelwerte in der Untersuchung – auf Verdachtsmaterialien und besondere Anwendungsfälle beschränken lassen.

7 PFLANZE

7.1 Wassermoose

Wassermoose zeigen oft große Beständigkeit gegenüber Umweltverschmutzung. Sie werden daher oft als geeignete Bioindikatoren angesehen. Das Fehlen jeglicher Wurzeln verhindert Kontamination über die Sedimente und die Resultate werden dadurch nicht beeinflusst. Die Akkumulationsfähigkeit der Wassermoose wurde schon in mehreren Publikationen beschrieben (LEDL et al., 1981; SAY et al., 1981; KELLY & WHITTON, 1989; LOPEZ & CARBALLEIRA, 1989). Dies wird durch reichhaltige lipophile Bestandteile in den Wassermooseen verursacht (BOUDOU & RIBEYRE, 1989). Jedoch gibt es sehr wenige Daten und Versuche mit organischen Schadstoffen in aquatischen Moosen. Wegen ihrer leichten Verfügbarkeit das ganze Jahr über und wegen ihrer leichten Aufarbeitung werden Wassermoose in letzter Zeit (MOUVET et al., 1985) vermehrt als Bioindikatoren für Verschmutzung mit organischen Schadstoffen untersucht.

Das Umweltbundesamt untersuchte daher an 2 Standorten Wassermoose von der Traun und der Donau neben einer Reihe anderer persistenter organischer Schadstoffe auch auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (CHOVANEC et al., 1994). Dabei wurden insgesamt 5 Proben gezogen.

Die Probenahme erfolgte 1991 und 1992.

Ergebnisse:

In Tab. 34 und Abb. 27 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt. Die Gehalte der 15 analysierten EPA-PAH (ohne Naphthalin) liegen zwischen 201 und 438 µg/kg lyo. Die PAH wurden in 5 Wassermooseen bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Phenanthren (bis zu 97 µg/kg lyo) und bei Fluoranthren (bis zu 92 µg/kg lyo) detektiert. Acenaphthylen konnte nur in einer Probe unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden und daher wurde kein Mittelwert für diese Substanz berechnet.

Tab. 34: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Wassermoosen (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lyo)
(CHOVANEC et al., 1994)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=0)	6,42 (n=5)	16,60 (n=5)	75,40 (n=5)	3,34 (n=5)	57,00 (n=5)	43,40 (n=5)	7,84 (n=5)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	< 1	4,20	12,00	55,00	1,80	36,00	33,00	2,20
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	< 1	8,90	24,00	97,00	7,90	92,00	61,00	16,00
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	1	1	1	1	1	1	1	1
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	17,60 (n=5)	20,80 (n=5)	7,58 (n=5)	12,42 (n=5)	1,94 (n=5)	9,86 (n=5)	16,50 (n=5)	296,70 (n=5)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	12,00	12,00	3,70	3,40	1,10	4,30	9,50	201,10
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	26,00	29,00	11,00	28,00	2,80	13,00	22,00	438,20
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	1	1	1	1	1	1	1	
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	

n.n. = nicht nachweisbar

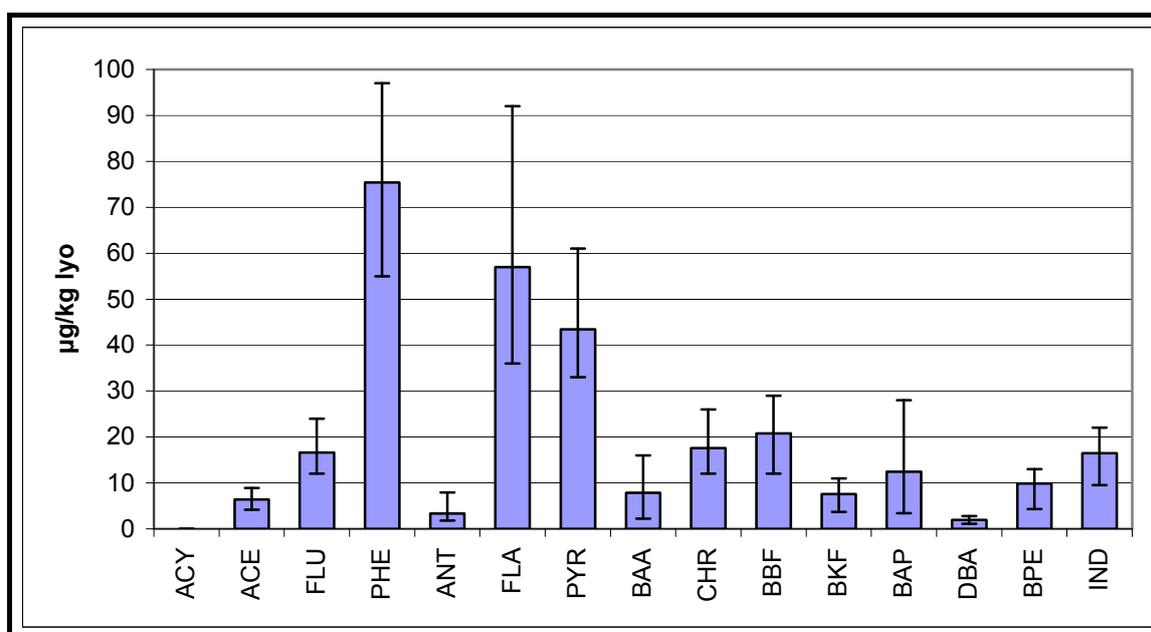


Abb. 27: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Wassermoosen
(CHOVANEC et al., 1994)

Die Analyse der PAH in Wassermoosen zeigte ähnliche, aber geringere Konzentrationen als bei den Sedimenten und sie korrelierten sehr gut mit den Ergebnissen der Sedimente (siehe Kapitel 3). Das Verteilungsmuster der einzelnen PAH ist dem der Sedimente sehr ähnlich, wobei in beiden Matrizen die höchsten Konzentrationen bei Phenanthren, Fluoranthen und Pyren gefunden wurden (CHOVANEC et al.; 1994).

7.2 Fichtennadeln

Die Aufnahme von PAH durch Pflanzen konnte – bei erhöhten Gehalten – vereinzelt nachgewiesen werden (EDWARDS, 1983; FRITZ, 1983). Die überwiegenden Studien deuten jedoch daraufhin, daß der Aufnahmepfad über Wurzeln eher vernachlässigbar ist und somit der Aufnahmepfad Luft-Pflanze die Hauptursache für die in Pflanzen nachweisbaren PAH-Gehalte darstellt (TIEFENBACHER et al., 1983; WITTE et al., 1989, HEMBROCK-HEGER & KÖNIG, 1990). Für die PAH Pflanzenaufnahme aus der Atmosphäre kann – in Abhängigkeit von substanz- und temperaturbedingten Unterschieden der Gasphasen/Partikel-Verteilung – die Gasphasenkonzentration oder die Partikelkonzentration verantwortlich sein. Tendenziell ist v. a. der PAH-Aufnahmepfad aus der Gasphase gegenüber jenem aus der Partikelphase dominierend. Dies gilt umso mehr, je flüchtiger die Substanz ist (SIMONICH & HITES, 1994; NAKAJIMA et al., 1995).

Der Wald weist aufgrund der Kronenfilterung bei persistenten organischen Schadstoffen höhere Einträge auf als das umliegende Freiland (HORSTMANN et al.; 1995). Dieser Umstand, verbunden mit der Akkumulationsfähigkeit derartiger Substanzen und deren bevorzugten Bindung an Biomasse, prädestiniert den Wald für das Monitoring der Belastungssituation mit organischen Schadstoffen und deren Veränderungen. Aus diesem Grund wurden Auflagehumus bzw. Fichtennadeln als Indikatoren für die Belastungssituation herangezogen. Da bei den untersuchten Schadstoffen eine Aufnahme in die Bäume über die Wurzeln nicht in Betracht kommt, kann davon ausgegangen werden, daß einjährige Fichtennadeln die atmosphärische Belastungssituation während der entsprechenden Vegetationsperiode widerspiegeln (WEISS; 1998).

Die Probenahme von Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) wurde im Oktober 1993 an österreichischen Hintergrundstandorten im Wald durchgeführt.

Ergebnisse:

In Tab. 35 und Abb. 28 sind die Untersuchungsergebnisse zusammengefaßt. Die Gehalte der 15 analysierten EPA-PAH (ohne Naphthalin) liegen zwischen 28 und 537 µg/kg lyo. Die PAH wurden in den Fichtennadeln aus 24 Waldstandorten bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Es erfolgte keine Mittelwertberechnung bei Substanzen, die in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben bestimmt werden konnten. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Phenanthren (bis zu 161 µg/kg lyo) und bei Fluoranthren (bis zu 153 µg/kg lyo) detektiert. Acenaphthylen und Acenaphthen konnten in keiner Probe, Dibenzo(a,h)anthracen konnte nur zweimal unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden.

Tab. 35: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Fichtennadeln (in $\mu\text{g}/\text{kg lyo}$) (WEISS, 1998)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	24	24	24	24	24	24	24	24
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=0)	(n=0)	11,81 (n=24)	(n=5)	2,68 (n=24)	29,42 (n=24)	18,28 (n=24)	(n=7)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	n.n.	< 6,7	n.n.	0,80	10,40	< 6,5	n.n.
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	n.n.	n.n.	34,10	161,00	9,70	153,00	107,00	11,00
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	10,2	9,5	6,7	2	0,5	8,5	6,5	5,4
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5,1	4,75	3,35	1	0,25	4,25	3,25	2,7

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	24	24	24	24	24	24	24	24
Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (Anz. d. Pr. >BG)	10,42 (n=24)	7,79 (n=14)	(n=9)	3,76 (n=15)	(n=0)	(n=10)	8,58 (n=12)	104,66 (n=24)
Minimum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	2,30	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	28,00
Maximum ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	45,00	39,40	18,00	20,60	< 3,5	13,80	40,40	537,00
BG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	1,2	2,6	1,8	1,9	3,5	2,1	4,1	
NG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,6	1,3	0,9	0,95	1,75	1,05	2,05	

n.n. – nicht nachweisbar

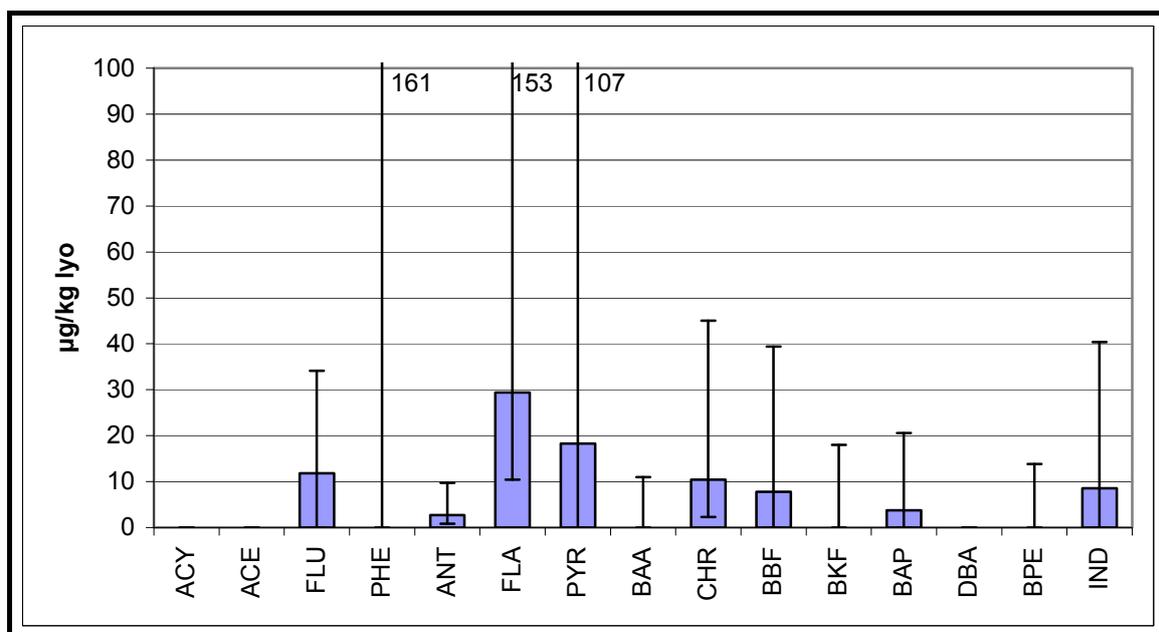


Abb. 28: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Fichtennadeln (WEISS, 1998)

Aufgrund des Mangels an vergleichbaren Untersuchungen war es kaum möglich, Literaturdaten zu finden, um eine Einordnung der in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesenen Nadelgehalte zu ermöglichen. Ergebnisse aus Baden-Württemberg umfassen die Summe von neun PAH. Zu Vergleichszwecken wurde daher für die österreichischen Hintergrundstandorte ebenfalls die Summe dieser neun PAH berechnet. Die Mediane der Gehalte im 1. Nadeljahrgang von Fichten von Hintergrundstandorten Österreichs und Baden-Württembergs sind nahezu gleich. Die Maximalwerte der österreichischen Hintergrundstandorte erreichen allerdings bereits Größenordnungen, wie sie von Ballungsräumen Baden-Württembergs berichtet werden. Größenordnungsmäßig ähnliche bzw. höhere Gehalte werden von einem Hintergrundstandort in Schleswig Holstein berichtet. Diese Gehalte sind allerdings aufgrund der Probenahme im Jänner durch die winterliche Heizperiode beeinflusst und repräsentieren zudem die Summe aller 16 EPA-PAH (Tab. 36). In einer Industrieregion Schwedens liegen die Gehalte für einzelne PAH, die allerdings im 1. Nadeljahrgang von Kiefern bestimmt wurden, ebenfalls in ähnlicher Höhe wie jene der österreichischen Hintergrundstandorte (THOMAS et al., 1984). Insgesamt weisen diese Vergleiche darauf hin, daß auch in emittentenfernen Gebieten Österreichs ballungsraumtypische PAH-Gehalte nachzuweisen sind, was die Bedeutung des Ferntransports für die Belastung mit PAH unterstreicht.

Tab. 36: PAH in den Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) österreichischer Hintergrund-Waldstandorte und vergleichbare Werte aus der Literatur (WEISS, 1998)

	Median (n=23)	Bereich (n=23)	Mittelwert (n=23)	Hintergrund- werte (Literatur)	Ballungsraum emittentennah (Literatur)
Σ EPA-PAH ¹ ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	48	27,7- 412,0	85,8	315 ⁶	772 ⁵
Σ 9 PAH ² ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	27,3	15,3- 261,0	50,4	24 (18-77) ³	239 (146-621) ⁴

¹ Summe der 16 EPA-PAH ohne Naphthalin

² Summe von FLA, BAA, CHR, BBF, BKF, BAP, BPE, DBA, IND

³ Baden-Württemberg; Klonfichten auf Freiflächen, Median bzw. Bereich (n=30); LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993)

⁴ Baden-Württemberg, Median bzw. Bereich (n=12); LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993)

⁵ 14 m neben Bundesstraße (Schleswig Holstein), Probenahme Jänner, Summe aller 16 EPA-PAH, n=1 (PREUSS & KLÄSCHEN; 1994)

⁶ 300 m Abstand zur nächsten Straße (Schleswig Holstein), Probenahme Jänner, Summe aller 16 EPA-PAH, n=1 (PREUSS & KLÄSCHEN; 1994)

8 STRASSENKEHRICHT

Im Straßenkehricht sind verschiedene Schadstoffe vorhanden, die von verwitterten Materialien, der Straßenoberfläche, Autoabgasen, Motorölen, Benzin- und Dieselmotorkraftstoffen, Reifenabriebteilchen sowie von Staub und Ruß aus der Luft stammen. Der Straßenkehricht wird einerseits vom Wind verblasen und belastet die Luft, andererseits wird er durch Regenfälle von den Straßen in Flüsse und Seen abgespült und verunreinigt die Gewässer. Er ist daher eine wichtige Schadstoffquelle für die Belastung der aquatischen und atmosphärischen Umwelt (TAKADA et al., 1991). Die PAH werden überwiegend in partikulär gebundener Form von der Straße abgespült (KERN et al., 1992)

Für die Bewertung der Straenkehrichtbelastung mit PAH existieren keine Richt- oder Grenzwerte; für Böden gibt es allerdings international anerkannte Orientierungswerte (siehe Kapitel 4).

Die Schadstoffaufnahme bei Mensch und Tier ist über drei Aufnahmepfade denkbar:

- orale Aufnahme
- inhalative Aufnahme
- dermale Aufnahme

Für die inhalative Aufnahme ist im wesentlichen Feinstaub mit einem Massendurchmesser < 10 µm von Bedeutung, da Partikel dieser Größenordnung bis in die Lungenbläschen gelangen können. Schadstoffe, die an diese Partikel gebunden sind, werden von der Lunge gut resorbiert.

Die orale und dermale Aufnahme von Schadstoffen spielt in der Regel bei Straßenkehricht nur eine untergeordnete Rolle.

In internationalen Untersuchungen wurden hohe PAH-Gehalte im Straßenkehricht festgestellt. Da keine Daten über die PAH-Belastung von Straßenkehricht in Österreich bekannt sind, wurde eine orientierende Untersuchung im Großraum Wien durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung dieser Untersuchungen ist im Bericht des UMWELTBUNDESAMTES UBA-BE-090 (SEIF & REMESCH; 1997) zu finden. Um auch die saisonalen Unterschiede zu erfassen, wurden im Frühjahr und Sommer 1996 Straenkehrichtproben an neun verschiedenen Stellen gesammelt und ihre PAH-Gehalte bestimmt. Die Probenahmestellen sind nach dem Verkehrsaufkommen sowie durch stark frequentierte Orte ausgewählt worden. Als Referenzstandort wurde ein Radweg gewählt, wo nur mit einer geringen Belastung durch den Straßenverkehr zu rechnen war.

Ergebnisse:

In Tab. 37 und Abb. 29 sind die Untersuchungsergebnisse von 9 verschiedenen Standorten zusammengefaßt. 15 EPA-PAH wurden in insgesamt 18 Straßenkehrproben bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Es erfolgte keine Mittelwertberechnung bei Substanzen, die in weniger als der Hälfte der untersuchten Proben bestimmt werden konnten. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 3081 µg/kg TS) und bei Pyren (bis zu 2510 µg/kg TS) detektiert. Acenaphthylen konnte nur in einer Probe nachgewiesen werden.

Tab. 37: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Straßenkehr im Großraum Wien (in µg/kg TS) (SEIF & REMESCH; 1997)

	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	18	18	18	18	18	18	18	18
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	(n=1)	(n=3)	95,29 (n=15)	834,62 (n=18)	62,75 (n=18)	1459,4 (n=18)	1025,5 (n=18)	334,74 (n=18)
Minimum (µg/kg)	n.n.	n.n.	<26,3	151,54	9,79	338,85	224,77	59,50
Maximum (µg/kg)	72,99	148,57	289,25	2087,0	261,01	3080,9	2510,2	834,92
BG (µg/kg)	10,2	9,5	6,7	2	0,5	8,5	6,5	5,4
NG (µg/kg)	5,1	4,75	3,35	1	0,25	4,25	3,25	2,7

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	18	18	18	18	18	18	18	18
Mittelwert (µg/kg) (Anz. d. Pr. >BG)	562,65 (n=18)	539,52 (n=18)	247,95 (n=18)	481,93 (n=18)	63,95 (n=18)	469,36 (n=18)	364,85 (n=18)	6547,6 (n=18)
Minimum (µg/kg)	143,40	168,94	62,88	125,51	24,55	166,15	103,30	1579,2
Maximum (µg/kg)	1042,1	1038,9	537,69	1060,1	140,80	1048,5	824,48	14507
BG (µg/kg)	1,2	2,6	1,8	1,9	3,5	2,1	4,1	
NG (µg/kg)	0,6	1,3	0,9	0,95	1,75	1,05	2,05	

n.n. – nicht nachgewiesen

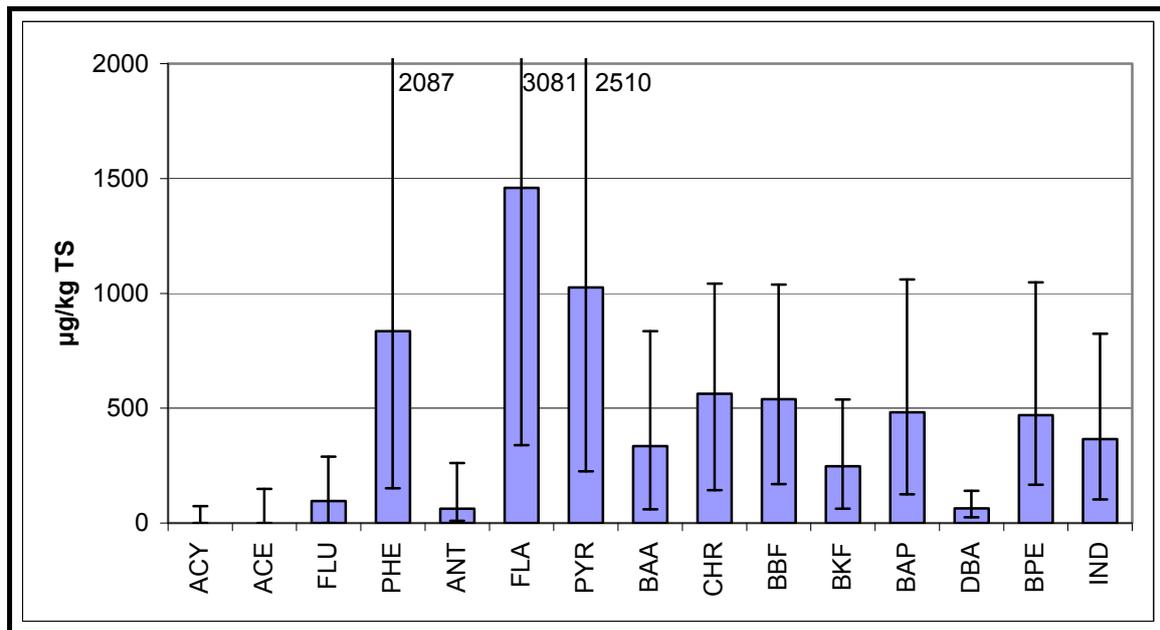


Abb. 29: Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Straßenkehrichtproben Großraum Wien (SEIF & REMESCH; 1997)

Die gefundenen PAH-Gehalte lagen zwischen 1,6 und 14,5 mg/kg TS. Die PAH-Belastungen waren außer bei zwei Probenahmestandorten in dem im Frühjahr gezogenen Straßenkehricht um das 1,4-2,7-fache höher als in den im Sommer genommenen Proben (siehe Abb. 30). Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, daß im März und April noch geheizt wurde, andererseits ist das Verkehrsaufkommen im Ferienmonat August weitaus geringer. Die Straßenkehrichte vom Referenzstandort (Radweg) und vom Westbahnhof (Standort 6) hatten im Sommer geringfügig höhere PAH-Gehalte. Im Vergleich zu den anderen Proben war der Straßenkehricht vom Radweg, wie erwartet, gering belastet. Die gleichmäßig hohen PAH-Konzentrationen im Straßenkehricht vom Westbahnhof könnten auf die Tatsache zurückzuführen sein, daß er bei der LKW-Ladezone genommen wurde, wo das ganze Jahr über mit regem Kraftfahrzeugverkehr zu rechnen ist.

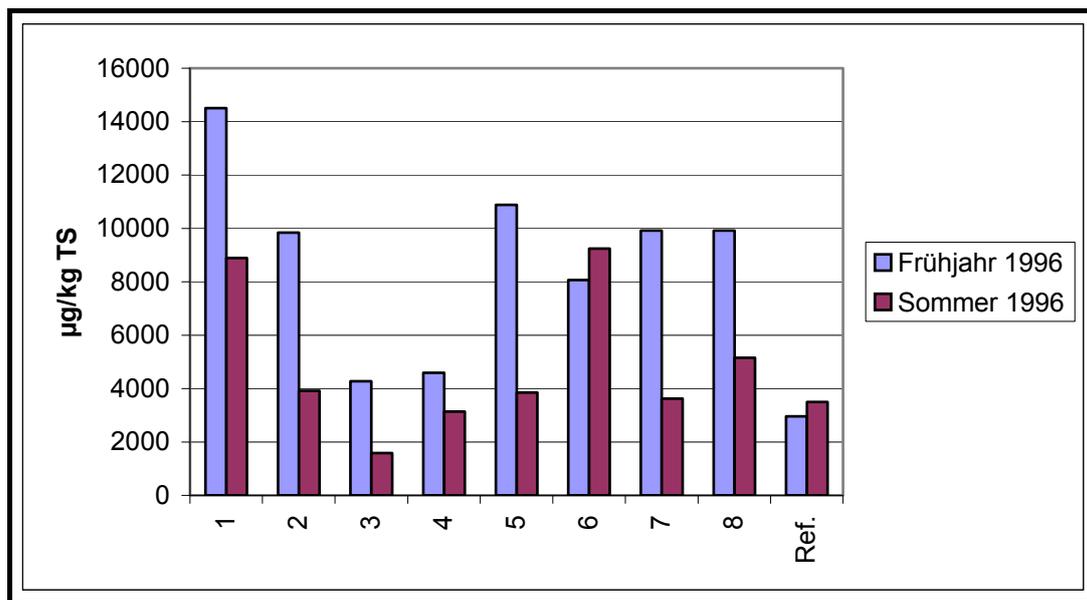


Abb. 30: Vergleich der PAH-Gehalte in Straßenkehrrichtproben – Frühjahr/Sommer (SEIF & REMESCH, 1997)

9 PAH IN DER LUFT

Die Verbreitung und Deposition zahlreicher Schadstoffe erfolgt über die Atmosphäre. Organische Substanzen wie PCB, Pestizide, PAH etc. treten dort sowohl gasförmig als auch partikelgebunden auf. Die jeweilige Verteilung hängt vom Dampfdruck der Substanzen bei Umgebungstemperatur sowie von der Beschaffenheit und Menge des Partikelangebots ab (YAMASAKI et al., 1982; PANKOW, 1987; 1988). Diese Verteilung hat wesentlichen Einfluß auf den atmosphärischen Transport, die Verweildauer sowie das Depositions- und Abbauverhalten eines Stoffes (FOREMAN & BIDLÉMAN, 1990; EITZER & HITES, 1989). Im Zusammenhang mit der gesundheitsschädlichen Wirkung partikelgebundener Stoffe durch Inhalation spielt die Größe der Partikel eine wesentliche Rolle, da sie Ort und Ausmaß der Deposition (HEYDER, 1990) und damit die Verweilzeit im Atemtrakt (SUN et al.; 1989; OBERDÖRSTER, 1988) bestimmt. Von den Bestandteilen des Umweltaerosols sind die PAH aufgrund der potentiellen Gefährdung der menschlichen Gesundheit von besonderem Interesse. Durch Ablagerung an Straßenkehrriecht findet eine Verteilung in andere Umweltkompartimente statt. In weiterer Folge werden die an Partikel gebundenen PAH durch Regen in das Gewässerökosystem abgespült.

In Deutschland existiert ein „Vorsorgewert“ von 10 ng BaP/Nm³ (VDI-BERICHT 358). Der Länderausschuß für Immissionsschutz (1992) definiert einen Richtwert von 1,3 ng/Nm³ für Benzo(a)pyren.

Weit über hundert PAH sind in der Atmosphäre nachgewiesen worden, aber die weitaus meisten Meßdaten liegen über die Konzentrationen von Benzo(a)pyren vor (NEUKOMM et al., 1975; NIELSEN, 1996; WYBRANIEC & de JONG, 1996, LÓPEZ LÓPEZ et al., 1996; GASTON WU & CHANG, 1997). Wegen der unterschiedlichen Staubsammel- und Analysenmethoden und verschiedenen Standortarten sind diese Ergebnisse nur bedingt miteinander vergleichbar. Benzo(a)pyren wurde in der oben zitierten Literatur in der Luft in einer Schwankungsbreite von 0,09-22,2 ng/Nm³ nachgewiesen. In Kopenhagen wurde z. B. auf einer stark befahrenen Straße ein Wert von 9 ng/Nm³ für Benzo(a)pyren gemessen (NIELSEN et al., 1991).

Das Umweltbundesamt untersuchte 5 Eintagesluftproben einer verkehrsreichen Straße in Wien (Spittelauer Lände 5). Die Probenahme erfolgte zwischen November 1997 und Februar 1998 (Probenentnahme in Anlehnung an den NORM Entwurf ISO 12884). Zusätzlich zu den 5 Eintagesproben wurde eine Zweitages- und eine Dreitägesprobe genommen.

Ergebnisse:

In Tab. 38 und in Abb. 31 sind die Untersuchungsergebnisse von den 5 Eintagesproben zusammengefaßt. 16 EPA-PAH (inklusive Naphthalin) wurden bestimmt, wobei die Minima und die Maxima sowie die Mittelwerte der einzelnen PAH angegeben sind. Die Anzahl der Proben, deren PAH-Konzentrationen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen, wird in Klammer angegeben. Die höchsten Werte wurden bei Naphthalin (bis zu 178,05 ng/Nm³) und bei Phenanthren (bis zu 82,75 ng/Nm³) detektiert.

Tab. 38: Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse – Luft

	NAP	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	BAA
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (ng/Nm ³) (Anz. D. Pr. > BG)	152,8 (n=5)	60,04 (n=5)	9,06 (n=5)	30,03 (n=5)	56,19 (n=5)	7,73 (n=5)	18,97 (n=5)	16,34 (n=5)	3,65 (n=5)
Minimum (ng/Nm ³)	130,8	39,45	5,99	22,21	45,24	4,24	15,28	13,46	2,57
Maximum (ng/Nm ³)	178,1	71,95	14,98	50,22	82,75	11,04	29,00	24,07	7,41

	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	IND	Σ PAH
Anzahl der Proben	5	5	5	5	5	5	5	5
Mittelwert (ng/Nm ³) (Anz. d. Pr. > BG)	5,08 (n=5)	4,15 (n=5)	1,87 (n=5)	4,22 (n=5)	0,50 (n=5)	3,51 (n=5)	4,28 (n=5)	225,62 (n=5)
Minimum (ng/Nm ³)	3,53	2,77	1,24	2,71	0,30	2,81	3,09	192,02
Maximum (ng/Nm ³)	9,84	8,50	3,82	9,08	1,15	5,92	7,84	331,62

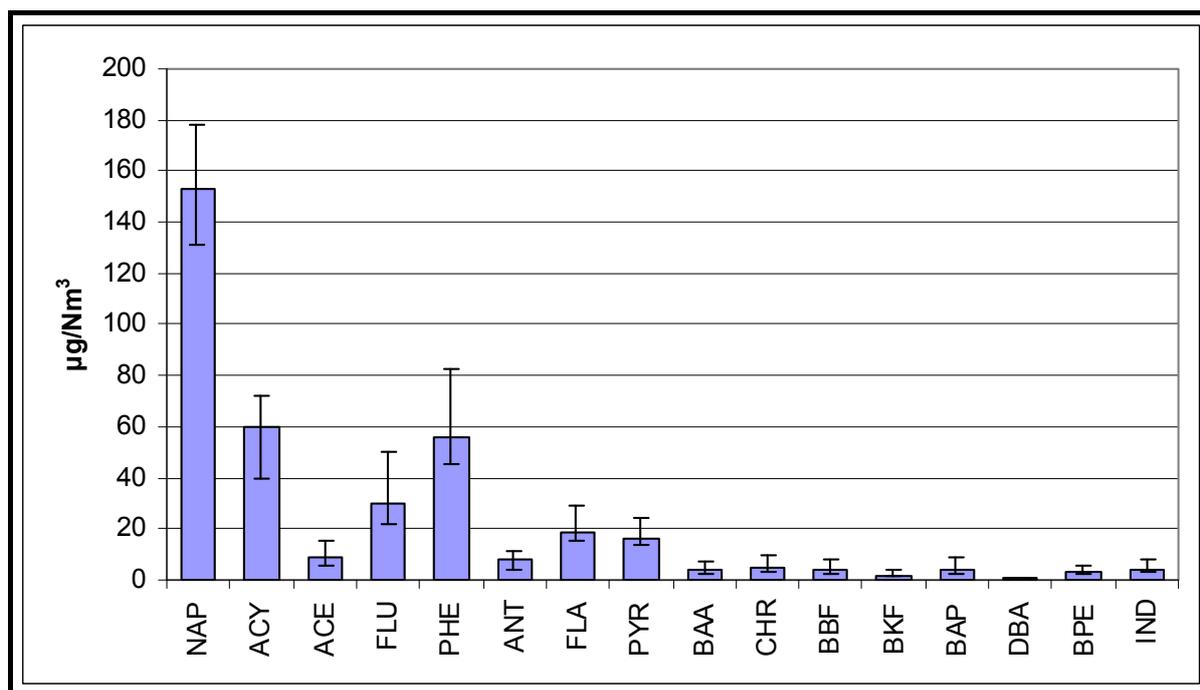


Abb. 31: Mittelwerte, Maxima und Minima der 16 EPA-PAH – Luft

Tab. 39: Einzelergebnisse der 5 Eintagesluftproben – Luft

Substanz	MI	DO	DI	DI	DI	Mittelwert	RSD %
Naphthalin	156,66	130,84	178,05	136,38	162,28	152,84	12,65
Acenaphthylen	39,45	65,99	59,61	63,18	71,95	60,04	20,59
Acenaphthen	10,61	14,98	6,58	5,99	7,14	9,06	41,54
Fluoren	31,95	50,22	22,57	22,21	23,19	30,03	39,93
Phenanthren	57,98	82,75	48,52	45,24	46,44	56,19	27,89
Anthracen	4,24	11,04	7,86	7,63	7,89	7,73	31,12
Fluoranthen	18,22	29,00	16,43	15,28	15,93	18,97	30,11
Pyren	14,84	24,07	15,50	13,46	13,84	16,34	26,89
Benz(a)anthracen	3,07	7,41	2,59	2,57	2,59	3,65	57,96
Chrysen	4,54	9,84	3,89	3,53	3,61	5,08	52,95
Benzo(b)fluoranthen	3,71	8,50	2,82	2,77	2,96	4,15	59,29
Benzo(k)fluoranthen	1,69	3,82	1,26	1,24	1,32	1,87	59,22
Benz(a)pyren	3,61	9,08	2,83	2,71	2,86	4,22	65,01
Dibenz(a,h)anthracen	0,43	1,15	0,31	0,30	0,31	0,50	73,10
Benzo(ghi)perylen	3,00	5,92	2,87	2,81	2,93	3,51	38,59
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	3,96	7,84	3,19	3,09	3,34	4,28	47,03

Trotz der schwierigen Probenahme stimmen die Ergebnisse gut miteinander überein. Weiters entsprechen die gemessenen Werte denen der Literatur (NEUKOMM et al., 1975; NIELSEN, 1996; WYBRANIEC & de JONG, 1996, LÓPEZ LÓPEZ et al., 1996; GASTON WU & CHANG, 1997). Benzo(a)pyren mit einem Durchschnittswert von 4,2 ng/Nm³, einem Maximalwert von 9 ng/Nm³ und einem Minimalwert von 2,7 ng/Nm³ liegt im breiten Spektrum der gefundenen Werte. NIELSEN et al. (1991) fanden zum Beispiel in Kopenhagen auf einer stark befahrenen Straße 9 +/- 4 ng/Nm³ BaP und diese Werte korrelieren sehr gut mit den bestimmten Konzentrationen in dieser Studie. Die gefundenen Konzentrationen für Benzo(a)pyren sind alle unterhalb des Vorsorgewertes von 10 ng/Nm³, aber deutlich über dem Richtwert von 1,3 ng/Nm³ des Länderausschusses für Immissionsschutz.

Acenaphthylen wurde in sehr hohen Konzentrationen gefunden (höchster Mittelwert von 60 ng/Nm³). Im Vergleich zu anderen Matrices, wo Acenaphthylen nur in niedrigen Konzentration nachgewiesen werden konnte, ist dieses Ergebnis überraschend. In der Literatur sind kaum Daten über Acenaphthylen in der Luft zu finden. SMITH et al. fand nur 1,1 ng/Nm³ in Lahore, einer Stadt in Pakistan. Dieser Wert ist aber nur bedingt vergleichbar, weil die restlichen PAH auch in erheblich geringeren Konzentrationen bestimmt wurden. ROSELL et al. (1991) wiederum fand für Acenaphthylen in Barcelona 110 ng/Nm³. Auch die Gehalte der anderen PAH lagen in dieser spanischen Studie im Vergleich zu unseren Ergebnissen im Durchschnitt höher.

Die Zweitages- und Dreitagesproben wurden gleichzeitig mit den ersten zwei Einzeltagesmessungen genommen. Tab. 40 und Abb. 32 zeigen die Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse. Die Mittelwerte der Eintagesprobe werden mit den Ergebnissen der Zwei- und Dreitagesproben verglichen.

Tab. 40: Vergleich der Ein-, Zwei-, und Dreitagesprobe in Luft (Immission)

	Mittelwert der Eintagesprobe ng/Nm ³	Zweitages- probe ng/Nm ³	Dreitages- probe ng/Nm ³
NAP	152,84	97,59	50,74
ACE	9,06	7,62	7,30
ACY	60,04	38,09	44,46
FLU	30,03	29,44	36,10
PHE	56,19	51,97	60,98
ANT	7,73	7,52	9,59
FLA	18,97	16,38	20,06
PYR	16,34	14,47	16,99
BAA	3,65	2,52	3,76
CHR	5,08	3,98	5,52
BBF	4,15	3,20	4,48
BKF	1,87	1,43	2,04
BAP	4,22	3,23	4,28
DBA	0,50	0,40	0,57
BPE	3,51	2,98	3,71
IND	4,28	3,48	4,70

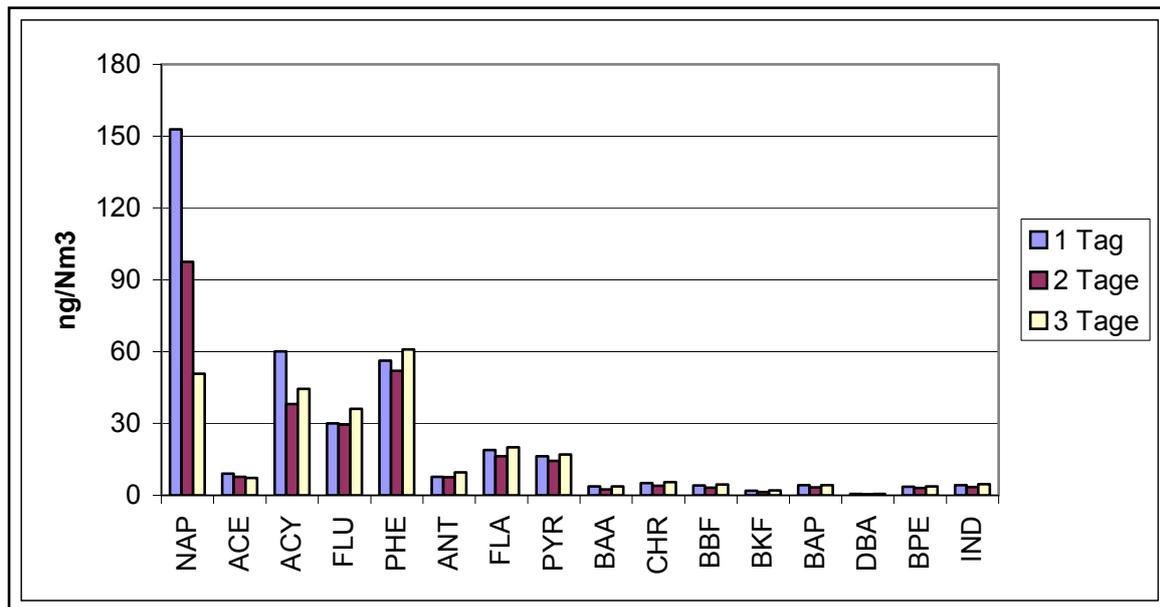


Abb. 32: Vergleich des Mittelwertes der Eintagesproben mit der Zwei- und Dreitagesprobe in Luftproben (Immission)

Es konnte trotz der hohen Probenahmenvolumina der Zwei- und Dreitagesprobe gute Übereinstimmung der gemessenen Konzentrationen gefunden werden. Naphthalin stellte durch seine hohe Flüchtigkeit eine Ausnahme dar. Die gefundenen Konzentrationen bei Naphthalin waren um so geringer, je höher das Durchflußvolumen betrug. So war die Konzentration des Naphthalins in der Zweitagesprobe um ca. ein Drittel und in der Dreitagesprobe um ca. zwei Drittel geringer.

TABELLENVERZEICHNIS

1	Beschreibung der Probenahmestellen und Probenahmezeiten von Regenproben.....	15
2	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in belasteten Regenproben.....	16
3	PAH-Untersuchungsergebnisse der Regenproben, nach Standorten geordnet	18
4	Grundwasserproben – Beschreibung der Probenahmestellen und ihre Lage zu Verdachtsflächen.....	19
5	Zusammenstellung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Abwasserproben	21
6	PAH-Untersuchungsergebnisse der Abwasserproben, nach Einleitern geordnet....	22
7	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Sedimenten	24
8	PAH-Untersuchungsergebnisse der Sedimentproben, nach Standorten geordnet	26
9	Beurteilungskriterien für die Belastung von Sedimenten mit PAH.....	26
10	Prüf- und Maßnahmenschwellenwert.....	27
11	PAH-Risikowerte	28
12	Belastungskategorien für BaP im Boden.....	28
13	Hintergrundwerte für PAH	29
14	Prüfwert für Böden mit unterschiedlichen Nutzungen zum Schutz von Menschen.....	29
15	Referenz- und Interventionswerte für PAH.....	30
16	Bodenwerte für Benzo(a)pyren	31
17	Vorschlag für die Festlegung eines Bodenprüfwertes für Benzo(a)pyren für Gewerbe- und Industriegebiete	31
18	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse im Auflagehumus - Hintergrundstandorte im Wald.....	33
19	PAH im Auflagehumus österreichischer Hintergrund-Waldstandorte und vergleichbare Werte aus der Literatur	34
20	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Grünlandböden-Ballungsraum Linz.....	36
21	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Dauergrünlandböden-Kupferhütte Brixlegg.....	39
22	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 5-10 cm Dauergrünlandböden-Kupferhütte Brixlegg.....	40
23	Beschreibung der Probenahmestandorte – Inntalautobahn.....	43
24	Beschreibung der Probenahmestandorte – Brennerautobahn und Referenzstandort Obernberg.....	44
25	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Böden - Transitstudie Tirol.....	45
26	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-10 cm Böden – Transitstudie Tirol.....	46
27	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-5 cm Grünlandböden – Flughafen Wien	52

28	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in 0-25 cm Ackerböden – Flughafen Wien	53
29	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse von Schrottplatzproben	55
30	Richtwerte für organische Schadstoffe im Klärschlamm gemäß Median-Konzept der Landwirtschaftskammer Hannover.....	57
31	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Klärschlammproben	59
32	Benzo(a)pyren-Gehalte in Pflanzen	61
33	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Kompostproben	62
34	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Wassermoosen.....	65
35	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Fichtennadeln	68
36	PAH in Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) österreichischer Hintergrund-Waldstandorte und vergleichbare Werte aus der Literatur	69
37	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse in Straßenkehricht im Großraum Wien	71
38	Zusammenfassung der PAH-Untersuchungsergebnisse – Luft	75
39	Einzelresultate der 5 Eintagesluftproben – Luft.....	76
40	Vergleich der Ein-, Zwei- und Dreitagesprobe in Luft (Immission)	77

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

1	PAH-Messungen in verschiedenen Medien	1
2	Mechanismus bei der Entstehung von Benzo(a)pyren durch Pyrolyse	9
3	Strukturformeln, Bezeichnungen und Abkürzungen der untersuchten PAH	11
4	Enzymatische Reaktion von Benzo(a)pyren zu karzinogenen Epoxyd-Metaboliten.....	12
5	Abbaumechanismus von Phenanthren	14
6	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in belasteten Regenproben.....	17
7	Summe der 15 EPA-PAH in Einzeleinleitern bzw. Kläranlagenzu- und -ablauf.....	23
8	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Sedimente	25
9	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Hintergrundstandorte Wald	33
10	Tiefenprofil der Mittelwerte der 15 EPA-PAH-Hintergrundstandorte im Wald	35
11	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH – Ballungsraum Linz	37
12	Tiefenprofil zweier Waldböden – Ballungsraum Linz	38
13	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Dauergrünlandböden – Kupferhütte Brixlegg	40
14	Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 5-10 cm Dauergrünlandböden - Kupferhütte Brixlegg.....	41
15	Summe der 15 EPA-PAH in Abhängigkeit mit der Entfernung – Kupferhütte Brixlegg.....	42

16	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Böden – Transitstudie Tirol.....	46
17	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-10 cm Böden – Transitstudie Tirol.....	47
18	Summe der 15 EPA-PAH in 0-5 bzw. 0-10 cm Böden – Weer, Inntalautobahn.....	48
19	Cyclopenta(c,d)pyren und Benzo(b)naphto(1,2-d)thiophen – Weer, Inntalautobahn.....	49
20	Summe der 15 EPA-PAH in 0-5 bzw. 0-10 cm Böden – Matrei, Brennerautobahn.....	49
21	Summe der 15 EPA-PAH in 0-10 cm Böden – Matreiwald, Brennerautobahn.....	50
22	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-5 cm Grünböden – Flughafen Wien	52
23	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in 0-25 cm Ackerböden - Flughafen Wien	54
24	Maxima und Minima der EPA-PAH in Schrottplatzproben	56
25	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Klärschlamm	60
26	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Kompostproben	63
27	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Wassermoosen	65
28	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Fichtennadeln.....	68
29	Mittelwerte, Maxima und Minima der 15 EPA-PAH in Straßenkehrich- proben – Großraum Wien.....	72
30	Vergleich der PAH-Gehalte in Straßenkehrichproben – Frühjahr/Sommer.....	73
31	Mittelwerte, Maxima und Minima der 16 EPA-PAH – Luft.....	75
32	Vergleich des Mittelwertes der Eintagesproben mit der Zwei- und Drei- tagesprobe in Luftproben (Immission).....	78

2 LITERATURVERZEICHNIS

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG: Auswirkungen des Strassenverkehrs auf die Umwelt. Teilbericht Luft/Vegetation/Boden; 1991.
- ALLGEMEINE ABWASSEREMMISSIONSVERORDNUNG (1991): 179. Verordnung: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung der Abwasseremissionen in Fließgewässern und öffentliche Kanalisationen. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Jahrgang 1991.
- BERLINER LISTE – Amtsblatt für Berlin, Jg. 46 Nr. 15 (AfB, 1996): Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser. Berlin 1996.
- BGBI. Nr. 68/1992: Verordnung zur getrennten Sammlung von biogenen Abfällen des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie. Wirksam mit 1.1.1995.
- BGBI. Nr. 513/1994: Düngemittelgesetz.
- BGBI. Nr. 1007/1994: Düngemittelverordnung.
- BOUDOU, A.; RIBEYRE, F.; 1989: Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies. Volume I. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- CHOVANEC, A.; VOGEL, W.R.; LORBEER, G.; HANUS-ILLNAR, A. und SEIF, P. (1994): Chlorinated organic compounds, PAHs and heavy metals in sediments and aquatic mosses of two Upper Austrian rivers. Chemosphere, Vol. 29, Nos. 9-11, 2117-2133, 1994.
- DIEBERGER, A.; EGGER, M.; JANAK, G.; KANONIER, J.; KROMP-ZIMMEL, B.; ROTTER, M.; UNGER, G.; WEISS, P.; WIENINGER, H.; 1994: Umweltrelevante Auswirkungen des Flughafens Wien-Schwechat. Umweltbundesamt Monographie Band 43, Wien.
- DOMENIG, M. et al.; 1995: Nicht gefährliche Abfälle. Teil A: Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Materialien zum Bundesabfall-Wirtschaftsplan. Monographien; Band 64, Umweltbundesamt Wien.
- EDWARDS, N. T.; 1983: Polycyclic aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment – a review. J. Environ. Qual. 12, 427-441.
- EILMSTEINER W., LORBEER G., 1996: Pestizide, Chlorkohlenwasserstoffe und anorganische Inhaltsstoffe im Niederschlag – Projektbericht. Umweltbundesamt Report, UBA-96-126.
- EIKMANN, T.; KLOKE, H.-P.; 1991: IWS-Bodenwertlisten. IWS Schriftenreihe Band 13. Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden. Berlin, 353-360.
- EITZER, B.D.; HITES, R.A.; 1989: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient air of Bloomington, Indiana. Sci. Environ. Technol. 23, 1389-1395.
- EWERS, U.; VIREECK-GÖTTE, L.; 1993: Ableitung und Begründung von wissenschaftlich begründeten nutzungs- und schutzgutbezogenen Prüfwerten für Bodenverunreinigungen; Altlasten-Spektrum, 4/94.
- FOREMAN, W.T.; BIDDLEMAN, T.F.; 1990: Semivolatile organic compounds in the ambient air of Denver, Colorado. Atmos. Environ. 24A, 2405-2416.
- FÖRSTNER, U. & MÜLLER, Ge.; 1981: Concentration of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in river sediments: geochemical background, man's influence and environmental impact. GeoJournal 5.5; 417-432.
- FRITZ, W.; 1983: Untersuchungen zum Verhalten von Benzo(a)pyren im Boden und zum Übergang aus den Boden. In: Erntegüter, Zbl.Mikrobiol. 138, 605-616.

- GASTON WU, J.C.; CHANG, M.G.; 1997: Determination of PAH in airborne particulates using gel permeation chromatography and HPLC – Fluorescence – UV. *J. Environ. Sci. Health A* 32(5), 1525-1556.
- GIBSON, T.D.; SUBRAMANIA, V.; 1984: Microbial Degradation of organic compounds. In D.T. Gibson (ed.), Marcel Dekker, Inc. New York, 181-252.
- GOLWER, A.; FISCHER, G.; GORBAUCH, H.; SCHNEIDER, W. 1989: Belastung von Böden und Grundwasser an Start- und Landebahnen des Flughafens Frankfurt Main. *Forum Städte-Hygiene* 40.
- GRUNDWASSERSCHWELLENWERTVERORDNUNG – GSwV (1991): 502. Verordnung: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Schwellenwerte für Grundwasserinhaltsstoffe (Grundwasserschwellenwertverordnung – GSwV). *Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Jahrgang* 1991.
- HEMBROCK-HEGER, A.; KÖNIG, W.; 1990: Vorkommen und Transfer von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden und Pflanzen. In: VDI-Berichte Nr.837, Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden, Teil 2, 815-831, Düsseldorf.
- HEYDER, J.; 1990: Ablagerung von Aerosolteilchen im Atemtrakt des Menschen. In: *Neue Wege in der Inhalationstherapie obstruktiver Atemwegserkrankungen*. München: Dustri Verlag, 48-60.
- HOLOUBEK, I.; KOCAN, A.; CHOVANCOVA, J.; PETRIK, J.; CASLAVSKY, J.; HELESIC, J.; STAFFOVA, K.; KOHOUTEK, J.; MATLOVA, L.; 1993: PAHs, PCBs and PCDDs/Fs in sediment samples from Morava and Danube river catchment area. *Organohalogen Compounds* 12; 301-304.
- HORSTMANN, M.; POPP, U.; McLACHLAN, M.S. 1995: Comparison of Bulk Deposition of PCDD/Fs in a Forest and an Adjacent Clearing. *Organohalogen Compounds*, Vol. 24, 505-508.
- IARC-Monographien, 1988: Abschätzung des Krebsrisikos beim Menschen. VALENTIN, H.; KENTNER, M. (Hrsg.), Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- IMMISSIONSVERORDNUNG FLIESSGEWÄSSER; 1993: Verordnung: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Immissionsbeschränkungen für Fließgewässer. Juli 1993.
- JONECK, M.; PRINZ, R.; 1993: Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Bayerisches geologisches Landesamt. GLA Sachberichte 9, München.
- KELLEY, I.; FREEMAN, J.P.; EVANS, E.F.; CERNIGLIA, C.E.; 1993: Identification of Metabolites from the Degradation of Fluoranthene by *Micobacterium* sp. Strain PYR-1. *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 800-806.
- KELLY, M.G. & WHITTON, B.A.; 1989: Interspecific differences in Zn, Cd and Pb accumulation by freshwater algae and bryophytes. *Hydrobiologia* 175; 1-11.
- KERN, U.; WÜST, W.; DAUB, J.; STRIEBEL, T. & HERMANN, R.; 1992: Abspülverhalten von Schwermetallen und organischen Mikroschadstoffen im Straßenabfluß. *GWF Wasser Abwasser* 133, Nr.11, 567-574.
- KIYOHARA, H.; NAGANO, K.; 1978: The Catabolism of Phenanthrene and Naphthalene by Bacteria. *Journal of General Microbiology*, 105; 69-75.
- KIYOHARA, H.; NAGANO, K.; NOMI, R.; 1976: Degradation of Phenanthrene through o-Phthalate by an *Aeromonas* sp. *Agr. Biol. Chem.*, 40, 1075-1082.

- KIYOHARA, H.; NAGANO, K.; KUONO, K.; YANO, K.; 1982: Phenanthrene-Degrading Phenotype of *Alcaligenes faecalis* AFK2. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 458-461.
- KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET; 1992 zitiert in UBA, Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), 1995.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA), 1991, Hrsg.: Informationsschrift Altab-lagerungen und Altlasten; Berlin 1991.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1994, Hrsg.: Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden; Stuttgart, 1994.
- LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSSCHUTZ, 1992: Krebsrisiko durch Luftverunreinigung; Ministerium f. Umweltschutz; NRW, Düsseldorf.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ Baden-Württemberg 1993: Klonfichten auf Frei-flächen.
- LEDL, G.; JANAUER, G.A.; HORAK, O.; 1981: Die Anreicherung von Schwermetallen in Wasserpflanzen aus einigen österreichischen Fließgewässern. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 9 (6); 651-663.
- LOPEZ, J.; CARBALLEIRA, A.; 1993: Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. *Hydrobiologia* 263; 95-107.
- LÓPEZ LÓPEZ, D.; RUBIO BARROSO; POLO DÍEZ, L.M., 1996: Quantitation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds in Urban Air Particulate by HPLC with Programmed Fluorescence Detection. *Química Analítica* 15, 224-229.
- MERKEL, D. & APPUHN, H. (1996): Medianwert-Konzept zur Beurteilung organischer Schadstoffe im Klärschlamm in: Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft. Kongreßband 1996, Trier. *VDLUFA-Schriftenreihe* 44/1996.
- MOUVET, C.; GALOUX, M.; BERNES, A.; 1985: Monitoring of polycyclic biphenyls (PCBs) and hexachlorocyclohexanes (HCH) in freshwater using the aquatic moss *Cinclidotus danubicus*. *Sci. Total Environ.* 44; 253-267.
- MÜLLER, D. und WEISS, P.; 1995: Überprüfung der Bodenbelastungen des Betriebsgeländes der Fa. Kovac-Schrott am Grazer Ostbahnhof. Umweltbundesamt, Bericht UBA-BE-028, Wien.
- NAKAJIMA D., YOSHIDA Y., SUZUKI J. & SUZUKI S. 1995: Seasonal changes in the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in azalea leaves and relationship to atmospheric concentration. *Chemosphere* 30 (3), 409-418.
- NEUKOMM, S.; DUC, T.V.; BARBLAN, C.; 1975: Comparaison de la teneur de 14 hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les poussières sédimentées et en suspension dans l'air, le long de secteurs d'autoroute à revêtement bitumineux et cimenté (autoroute Lausanne Genève). *Médecine sociale et préventive* 20, 65-68.
- NIELSEN, T.; PILEGAARD, K.; JENSEN, A.B.; 1991: Occurrence and sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at an international airport. In *Polycyclic Aromatic Compounds Synthesis, Properties, Analytical Measurements, Occurrence and Biological Effects PAH XIII* edited by GARRIGUES, P. and LAMOTTE, M.; 519-526.
- NIELSEN, T.; 1996: Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmospheric Environment Vol.* 30, 3481-3490.
- OBERDÖRSTER, G.; 1988: Lung clearance of inhaled insoluble and soluble particles. *J. Aerosol Med.* 1/4, 289-330.

- OBERFLÄCHEN-TRINKWASSERVERORDNUNG; 1995: 359. Verordnung: Verordnung des Bundesministers für Gesundheit und Konsumentenschutz über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung (Oberflächen-Trinkwasserverordnung). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Jahrgang 1995.
- ÖNORM S2200; 1993: Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen.
- ÖNORM S2202; 1997: Anwendungsrichtlinien für Komposte.
- ÖSTERREICHISCHES LEBENSMITTELBUCH; 1993: Österreichisches Lebensmittelbuch, III. Auflage, Kapitel B 1 "Trinkwasser". Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz.
- PANKOW, J.F.; 1987: Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and the particulate phases in the atmosphere. *Atmos. Environ.* 21, 2275-2283.
- PANKOW, J.F.; 1988: The calculated effects of non-exchangeable material on the gas particle distribution of organic compounds. *Atmos. Environ.* 22, 1405-1409.
- PFANNHAUSER, W. & STEHLIK, A.J.; 1980: Chemische Untersuchung des Wassers des Neusiedlersees und seiner wichtigsten Oberflächenwasserzuflüsse auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Organochlorpestizide und polychlorierte Biphenyle. BFB-Bericht 37; 83-99.
- POHLA, H. und KASPEROWSKI, E.; 1994: Bodenorganismen als Bioindikatoren für Schadstoffbelastungen – Fallstudie Brixlegg. Umweltbundesamt, Monographie Band 45, Wien.
- PREUSS E. & KLÄSCHEN G. 1994: PAK-Profil zur Ursachenermittlung bei Bodenbelastungen. *Wasser & Boden* 1/1994, 30-34.
- RICHTLINIE DES RATES 75/440/EWG; 1975: Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Nr. L 194/34.
- RICHTLINIE DES RATES 80/778/EWG; 1980: Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Nr. L 229/11.
- ROSELL, A.; GRIMALT, J.O., ROSELL, M.G., GUARDINO, X.; ALBAIGÉS, J.; 1991: The composition of volatile and particulate hydrocarbons in urban air. *Fres. J. Anal. Chem.* 339, 689-698.
- SATTELBERGER, R.; GÖTZ, B.; RISS, A.; LORBEER, G.; 1999: Inhaltsstoffe im Niederschlag. Monographie des Umweltbundesamtes Wien in Vorbereitung.
- SAY, P.J.; HARDING, P.C.; WHITTON, B.A.; 1981: Aquatic mosses as monitors of heavy metal contamination in the river Etherow, Great Britain. *Environ. Pollut. (Ser.B)* 2; 295-307.
- SCHARF, S.; PODESSER-KORNETI, L. und STADLBAUER, H.; 1995: Grundwasseruntersuchungen im Mürztal in der Umgebung von Industriestandorten. Umweltbundesamt, Report UBA-95-118, Wien.
- SCHARF, S.; SCHNEIDER, M.; ZEHTNER, G.; 1997: Kommunaler Klärschlamm in Österreich. Umweltbundesamt, Monographie Bd. M-095, 1997.

- SCHNAAK, W.; DONAU, R.; ENGELKE, M.; HENSCHER, K.P.; JOHN, Th.; KÜCHLER, Th.; PLÖGER, U.; RAAB, M.; SCHIMMIG, G.; SÜSSENBACH, D.; WRONSKI, B. & ZYDEK, G.; 1995: Untersuchungen zum Vorkommen von ausgewählten organischen Schadstoffen im Klärschlamm und deren ökotoxikologischen Bewertung bei der Aufbringung von Klärschlamm auf Böden sowie Ableitung von Empfehlungen für Normwerte. Schlußbericht zum Forschungsvorhaben A8-11/93. Frauenhofer Institut, Berghole-Rehbrücke, Deutschland.
- SCHÖNBERGER, H.; 1990: Klärschlamm-Kontamination auf Raten. Institut für ökologisches Recycling, Berlin.
- SEIF, P.; 1991: Bodenuntersuchungen auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) im Bereich der Inntal- und Brennerautobahn. Umweltbundesamt, Interner Bericht UBA-IB-319, Wien.
- SEIF, P.; 1996: Nitrat, Sulfat und Chlorid im Niederschlag. Umweltbundesamt, Bericht UBA-BE-056, Wien.
- SEIF, P. & REMESCH, T.; 1997: Untersuchungen von Straßenstaub auf PAH im Großraum Wien. Umweltbundesamt, Interner Bericht UBA-IB-090.
- SIMONICH, S.L.; HITES, R.A.; 1994: Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature*, 370, 49-51.
- SIMS, R.C.; and OVERCASH, M.R.; 1983: Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Reviews*. Volume 88. New York: Springer-Verlag, Inc.
- SMITH, D. J. T.; HARRISON, R. M.; LUHANA, L.; PIO, C. A.; CASTRO, L. M.; MOHAM; 1996: Concentration of particulate airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and metals collected in Lahore, Pakistan. *Atmos. Environ.* VOL. 30 , 23, 4031-4040.
- STARKE, U., HERBERT, M. & EINSELE, G. (1991): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser. In: Rosenkranz/Einsele/Harref: Bodenschutz. Erich Schmidt Verlag.
- STRINGFELLOW, W.T. & AITKEN, M.D.; 1994: Comparative physiology of phenanthrene degradation by two dissimilar pseudomonads isolated from a creosote-contaminated soil. *Can. J. Microbiol* 40, 432-438.
- SUN, J.D.; WOLFF, R.K.; MAIO, S.M.; BARR, E.B.; 1989: Influence of adsorption to carbon black particles on the retention and metabolic activation of benzo(a)pyrene in rat lungs following inhalation exposure or intratracheal instillation. *Inhalation Toxicology* 1, 1-19.
- TAKADA, H.; ONDA, T.; HARADA, M.; OKURA, N.; 1991: Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo metropolitan area. *The science of the Total Environment*, 107, 45-69.
- TIEFENBACHER, K.; TUSCHL, P.; WOIDICH, H.; 1983: Studium der Aufnahme von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch höhere Pflanzen mit Hilfe chromatographischer Methoden und Isotopentechnik. *Die Bodenkultur*, 34 (2), 147-160.
- UM-BW (Umweltministerium Baden Württemberg); 1993: Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen; Stuttgart, 16. September 1993.
- UMWELTBUNDESAMT Berlin 1979: Luftqualitätskriterien für ausgewählte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. *Berichte* 1/79, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- VDI BERICHT 358; 1980: Luftverunreinigung durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. Erfassung und Bewertung. Düsseldorf: VDI-Verlag, 375-411.
- VROM-NL, 1994: Neue Interventions- und Referenzwerte in den Niederlanden; *Terra Tech* 6/1994.

- WASSERGÜTE-ERHEBUNGSVERORDNUNG; 1991: 338. Verordnung: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich. 27. Juni 1991.
- WEISS, P. und RISS, A.; 1992: Schadstoffe im Raum Linz. Umweltbundesamt, Monographie Band 20, Wien.
- WEISS, P. 1998: Persistente organische Schadstoffe im Hintergrund – Waldgebiete Österreichs. Umweltbundesamt Wien, Monographie in Druck.
- WHITE, K.L.; 1986: Environm. Carcino. Revs., C4, 163-202.
- WITTE, H.; LANGENOHL, T.; OFFENBÄCHER, G.; 1989: Untersuchungen zum Eintrag von organischen Schadstoffen in Boden und Pflanze durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Umweltbundesamttexte 26/89, Berlin.
- WEIGERT, B.; CUNO, M.; REINKE, M.; WIESMANN U.; 1995: Untersuchung des biologischen Abbaus von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in einer Labor-Kläranlage. Acta hydrochim. hydrobiol. 23, 149-156.
- WYBRANIEC, S.; de JONG, A.P.; 1996: Modified sampling and analysis method for large volatility range airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) using gas chromatography-mass spectrometry. Fresenius J. Anal. Chem. 356, 396-402.
- YAMASAKI, H.; KUWATA, K. MIYAMOTO, H.; 1982: Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 16, 189-194.
- ZETHNER, G. & GÖTZ, B. (1998): Kompostqualität in Österreich. Monographie in Vorbereitung. Umweltbundesamt. Wien.