

**Band 4**

**Verkehrsbedingte Quellen und Eintrag  
von polyzyklischen aromatischen  
Kohlenwasserstoffen (PAK) auf Nutz- und  
Seitenflächen an Bundesfernstraßen**

Bericht zum Projekt 99 659

von

Stephan Herpertz

Udo Tegethof



## 1 Einleitung

Der Straßenverkehr gehört neben dem Hausbrand zu den Hauptverursachern der Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Bei vielen Einzelkomponenten dieser Stoffgruppe besteht im Gegensatz zu der Stoffgruppe der Dioxine der begründete Verdacht einer Kanzerogenität. Dies wirkt sich auch in der umweltrechtlichen Praxis aus, in der sowohl für einzelne Verbindungen als auch für die Stoffgruppe in fast allen umweltrechtlichen Regelwerken Grenzwerte festgelegt sind. Obwohl in Untersuchungen nachgewiesen werden konnte, dass die auf die Kraftstoffverbrennung zurückzuführenden spezifischen „heißen“ PAK-Emissionen als Folge der Einführung des Katalysators zurückgehen, muss aufgrund des steigenden Verkehrsaufkommens und der damit einhergehenden Zunahme der anderen verkehrsbedingten PAK-Quellen (Fahrbahn- und Reifenabrieb) kurz- und mittelfristig eher mit einer Zunahme der verkehrsbedingten PAK-Emissionen gerechnet werden. Im Rahmen des Projektes „Untersuchungen zur Schnittgutverwertung“ (HERPERTZ und KRIEGER 1999) ergaben sich Hinweise, dass die PAK-Einträge in die straßennahen Flächen auch wesentlich von diesen „kalten“ Quellen bestimmt werden. In einer früheren Stellungnahme für das BMVBW beschrieb die BAST bereits den luftgetragenen Eintrag der PAK-Emissionen aus der Kraftstoffverbrennung (TEGETHOF 1995). Im vorliegenden Bericht wird diese Stellungnahme zu einer umfassenden Darstellung erweitert. Sie berücksichtigt auch den Beitrag der „kalten“ PAK-Quellen zu der Gesamtemission an PAK und erlaubt eine Aussage über PAK-Einträge in straßennahe Flächen. Hierfür werden die Forschungsergebnisse der neueren Literatur (1990-1999) sowie aktuelle Ergebnisse aus laufenden Forschungsvorhaben zusammenfassend dargestellt und ausgewertet, wobei auf eine einfache und auch für den Laien verständliche Darstellung des Themengebietes Wert gelegt wird. Die Beurteilung der in straßennahen Böden gefundenen Fremdstoffgehalte erfolgt anhand der Prüfwerte der BBodSchV.

## 2 Ziel der Untersuchung und Vorgehen

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung soll der Ansatz für eine komponentenbezogene quellen-spezifische Beurteilung der PAK-Emissionen

dargestellt und diskutiert werden. Dafür werden auf Basis der Stellungnahme der BAST zum Prüfungsergebnis der Arbeitsgruppe WA III 2 des Bundesministers für Umweltschutz und Reaktorsicherheit Literaturdaten über Einträge von PAK in Umweltmedien sowie Daten über die Emissionsprofile von PAK-Quellen zusammengetragen und bewertet. Der Begriff „Komponente“ bezeichnet in diesem Zusammenhang eine einzelne PAK-Verbindung oder eine chemisch-analytisch nicht mehr aufzutrennende PAK-Verbindungsgruppe an der PAK-Gesamtemission. Da jedoch in keiner der betrachteten Untersuchungen alle PAK-Komponenten gleichzeitig berücksichtigt wurden und aufgrund des hohen analytischen Aufwandes auch zukünftig nicht berücksichtigt werden können, kann die wahre PAK-Gesamtemission nicht ermittelt werden. Um dennoch Aussagen über die Belastung von straßennahen sowie straßenfernen Flächen mit PAK treffen zu können, müssen so genannte quellen-spezifische Leitverbindungen gefunden oder aufgrund ihrer Eigenschaften bestimmt werden.

Aufgrund der hohen toxikologischen Relevanz steht die Darstellung der Ergebnisse über die Einträge des Benzo[a]pyrens in die straßenbegleitenden Grünflächen sowie den luftgetragenen Transport und die Einträge der PAK auf Futtermittelpflanzen im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit.

Darüber hinaus sollen entsprechende Empfehlungen zur Konzeption nachfolgender experimenteller Arbeiten formuliert werden. Eine Abschätzung der Stärke der einzelnen verkehrsbedingten PAK-Quellen erlaubt ggf. ein gezieltes Hinwirken auf die Reduzierung der PAK-Einträge in die straßennahen Flächen.

## 3 Quellen für verkehrsbedingte PAK-Emissionen

Die PAK gehören zur Gruppe der Kohlenwasserstoffe und bestehen ausschließlich aus den Elementen Kohlenstoff und Wasserstoff. Insgesamt sind ca. 150 verschiedene PAK bekannt. Sie bilden sich während der Raffination, Weiterverarbeitung sowie bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern bzw. Rohstoffen. Je nach den dabei herrschenden Bedingungen, wie Temperatur, Ausgangsstoffe, Dauer des Verbrennungsprozesses, entstehen verschiedene Einzelsubstanzen in unterschiedlicher Menge, sodass in Abhängigkeit vom Bildungsprozess ein bestimmtes PAK-Muster ent-

PAK-Komponente	Abk.	PAK-Komponente	Abk.
Acenaphthylene	ACN	Cyclopenta[cd]pyren	CPP
Acenaphthen	ACP	Dibenz[ac/ah]anthracen	DB[ac/ah]A
Anthanten	ANT	Dibenzo[ae]pyren	DB[ae]P
Anthracen	ATC	Dibenzo[ah]pyren	DB[ah]P
Benz[a]anthracen	B[a]A	Dibenzo[ai]pyren	DB[ai]P
Benzo[a]pyren	B[a]P	Dibenzo[al]pyren	DB[al]P
Benzo[b/j/k]fluoranthren (3 Verbdgen)	B[b/j/k]F	Fluoranthren	FLU
Benzo[b]chrysen	B[b]C	Fluoren	FLR
Benzo[b]naphtho(2,1-d)- thiophen	BNT	Indeno[1,2,3-cd]pyren	INP
Benzo[e]pyren	B[e]P	Naphthalin	NAP
Benzo[ghi]perylene	B[ghi]P	Perylen	PER
Chrysen/Triphenylen	CHR/TRI	Phenanthren	PHE
Coronen	COR	Pyren	PYR

**Tab. 1:** Abkürzungen der in diesem Bericht angesprochenen PAK-Komponenten in alphabetischer Reihenfolge

steht (ZANDER 1995). Die PAK-Emissionen des Straßenverkehrs können im Wesentlichen auf die folgenden Quellen zurückgeführt werden:

- Kraftstoffverbrennung,
- Fahrbahnabrieb,
- Reifenabrieb,
- Tropfverluste aus den Fahrzeugen (Mineralölprodukte).

Ebenso wie die Verkehrsbelastung auf einem gewählten Streckenabschnitt tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, muss auch für die PAK-Emissionen mit entsprechenden Schwankungen gerechnet werden. Sie sind damit von der Zeit abhängige Größen. Die von einem bestimmten Streckenabschnitt einer Bundesfernstraße ausgehende Gesamtemission von PAK errechnet sich aus der Summe der Emissionen von PAK-Einzelkomponenten aus den verschiedenen Quellen.

Diesem Gedanken liegt zugrunde, dass die genannten verkehrsbedingten PAK-Emissionen nicht voneinander abhängig sind. Daher können die Beiträge dieser Quellen an der Gesamtemission auch getrennt betrachtet und dargestellt werden. Für die einzelnen Komponenten werden die in Tabelle 1 angegebenen Abkürzungen verwendet.

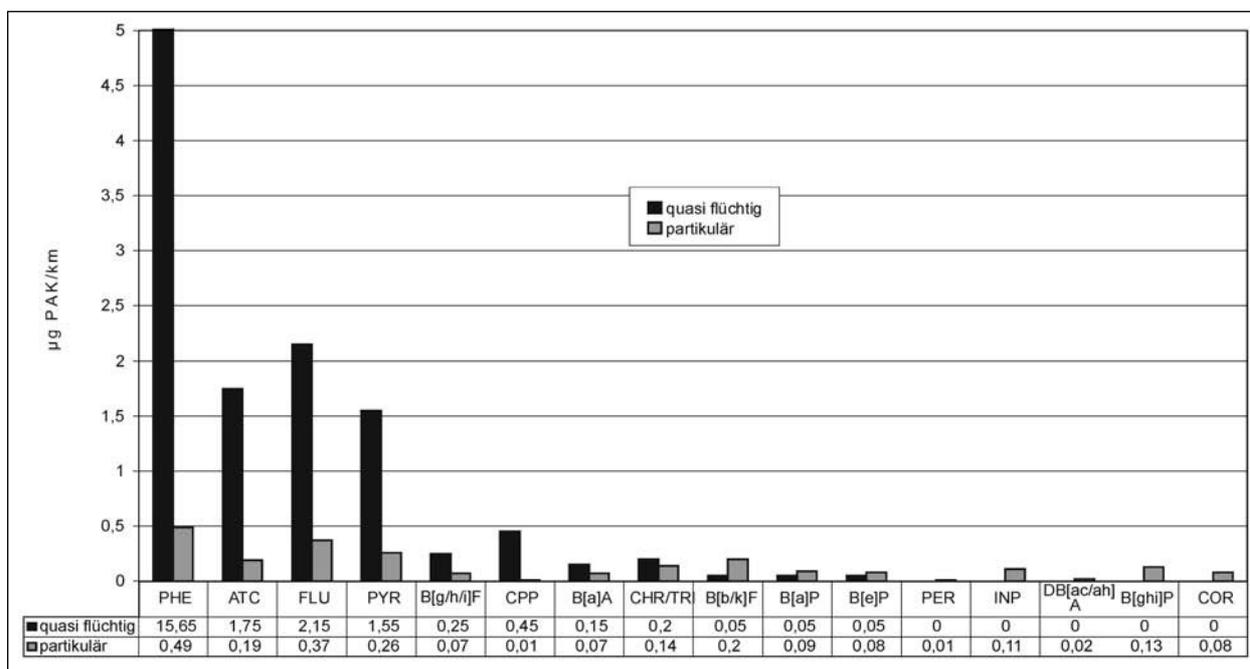
### 3.1 PAK-Emissionen infolge der Kraftstoffverbrennung und Tropfverlusten

Die Abgase von Dieselmotoren sind eine der Hauptquellen für verkehrsbedingte PAK-Einträge in die Umwelt (REUTTER, REUTTER et al. 1993), nachdem durch die Einführung des Katalysators die PAK-Emissionen von ottomotorisch betriebenen Kraftfahrzeugen wirksam reduziert werden konnten ((FIEDLER und MÜCKE 1990) und Bild 2). Sie können jedoch weiterhin – in wesentlich geringerem Umfang – im Abgas dieser Fahrzeuge nachgewiesen werden.

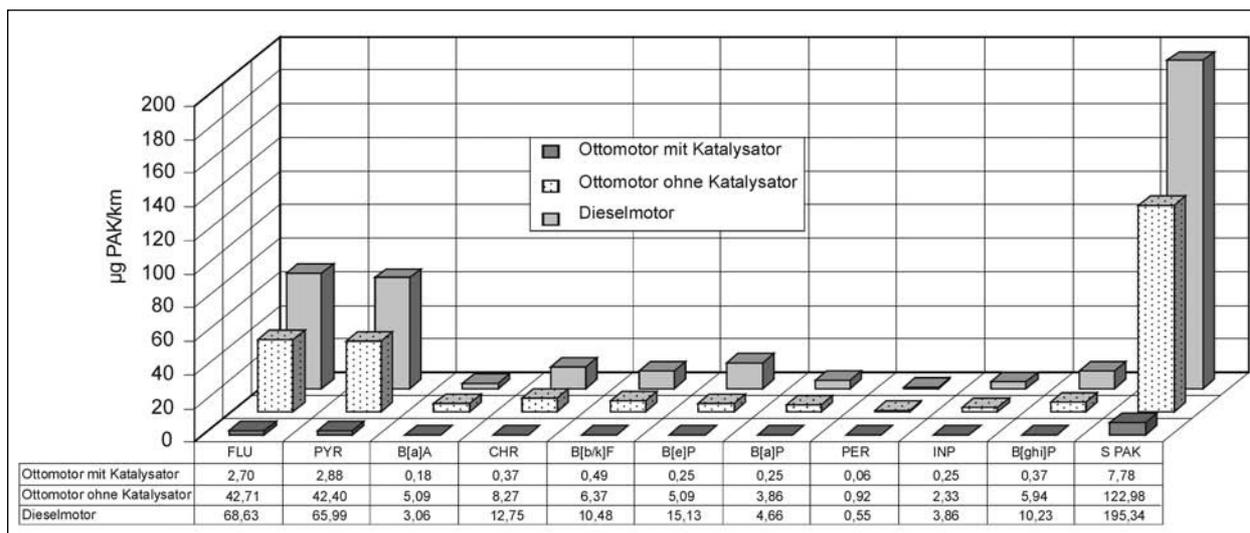
Während die bereits in den Kraftstoffen enthaltenen, geringen PAK-Mengen im Verbrennungsraum des Motors aufgrund der dort herrschenden hohen Temperaturen von ca. 2.000 °C zerstört werden, bilden sich die PAK, die im Abgas nachgewiesen werden können, in den kühleren Bereichen des Abgassystems bei Temperaturen oberhalb von ca. 700 °C neu.

Dabei entstehen zunächst kleinere PAK mit drei bis vier Kohlenstoff-Ringen. Als Hauptkomponente findet man das Phenanthren (PHE) mit einer streckenbezogenen Emissionsrate von ca. 16 µg/km. Darüber hinaus können als weitere wesentliche Komponenten Fluoranthren (FLU), Anthracen (ATC), sowie Pyren (PYR) identifiziert werden (Bild 1).

Die genannten PAK können zu höheren Homologen weiter kondensieren (z. B. können formell ein Anthracen- und ein Naphthalin-Molekül zu einem Benzo[a]pyren-Molekül kondensieren). Die höheren Homologen scheiden sich aufgrund ihres höheren Siedepunktes zuerst auf Partikeln ab, d. h., der partikuläre Anteil überwiegt (Bild 1). Die kleineren PAK bilden die Hauptfraktion der PAK-Emissionen aus Otto-Motoren. Sie liegen zunächst noch gasförmig vor und werden, wie ROSEN et al. (ROSEN 1996) zeigen konnten, überwiegend in einem quasi flüchtigen Zustand, d. h. an Partikel mit einem Durchmesser von < 10 µm gebunden, emittiert und sind damit nicht sedimentationsfähig. Die Gehalte der größeren, toxikologisch relevanten PAK mit fünf oder mehr Ringen, wie beispielsweise das Benzo[a]pyren, liegen im Abgas um bis zu zwei Größenordnungen unterhalb der gemessenen Konzentrationen der kleinen PAK. Ein analoges Bild ergibt sich für die PAK-Emissionen aus Fahrzeugen, die durch Dieselmotoren angetrieben werden. Insgesamt weisen jedoch die Dieselmotoren im Vergleich



**Bild 1:** Vergleich der quasi flüchtigen und partikulären PAK-Emissionen aus einem mit Drei-Wege-Katalysator ausgerüsteten Kraftfahrzeug-Ottomotor. Die Ermittlung der Daten erfolgte im Rahmen von Motorenstand-Versuchen. Gewählter Fahrzyklus: FTP-75 Quelle: ROSEN, 1996 #828



**Bild 2:** Vergleich der PAK-Gesamtemissionen von Diesel- und Ottomotoren. S PAK-Summe der untersuchten PAK  
Quelle: FIEDLER und MÜCKE 1990

zu den Ottomotoren höhere PAK-Emissionen auf (Bild 2).

Diese Ergebnisse werden auch durch die Untersuchungen von NIELSEN (NIELSEN, FEILBERG et al. 1999) bestätigt, der in der Stadt Kopenhagen zwischen 1992 und 1996 eine Abnahme der PAK-Gehalte in Luftstaubproben von ca. 40 % beobachtete. Der Autor führte diese Reduktion auf die Verwendung von leichteren Dieselmotoren sowie auf die zunehmende Verbreitung von mit Abgas-Katalysatoren ausgerüsteten Fahrzeugen zurück.

Ergebnisse, welche die verkehrsbedingten PAK-Emissionen infolge von Tropfverlusten aus dem Fahrzeug quantifizieren, liegen zurzeit nicht vor.

### 3.2 PAK-Emissionen durch den Fahrbahnabrieb

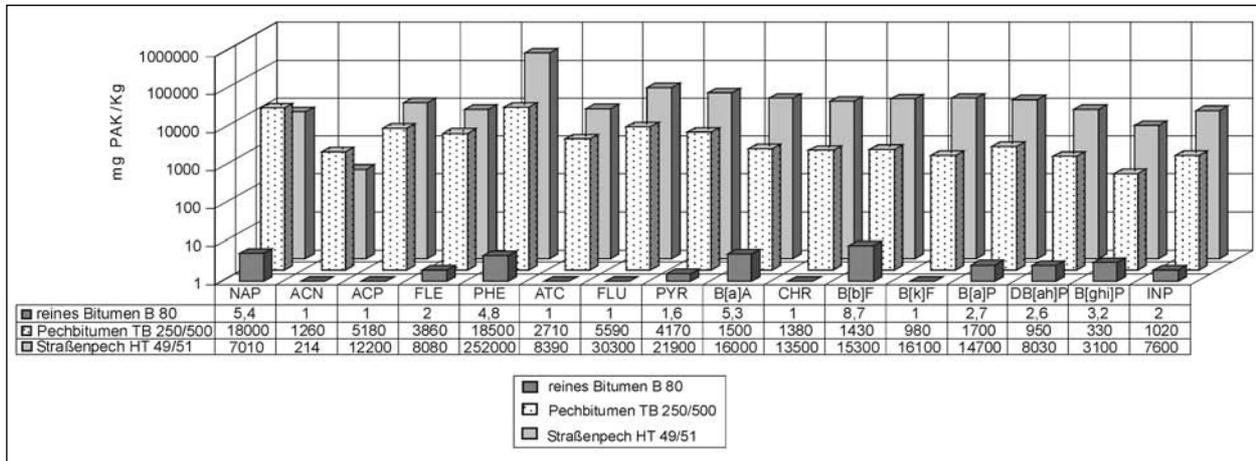
Die PAK gelangen über den Herstellungsprozess in die Fahrbahn-Deckschicht-Materialien. Die Deckschichten der Fahrstreifen enthalten je nach verwendetem Produkt eine unterschiedliche PAK-

Komponenten-Verteilung. Früher verwendetes Pechbitumen und Straßenpech weisen gegenüber dem zurzeit im Straßenbau verwendeten Bitumen für alle untersuchten PAK um bis zu drei Größenordnungen höhere PAK-Gehalte auf (Bild 3). Im Bitumen B80, nach neuer Bezeichnung DIN EN 12591 Bitumen 70/100, können als Hauptkomponenten das Phenanthren, das Benzo[a]anthracen, das Benzo[b]fluoranthren sowie das Naphthalin gefunden werden. Die Gehalte der PAK-Hauptkomponenten im Bitumen 70/100 liegen im Bereich zwischen 1 und 8 mg/kg. Diese Daten reichen jedoch nicht aus, um Emissionsraten für PAK infolge des Fahrbahnabriebes zu bestimmen, da auch zeitabhängige Umwandlungsprozesse in der bituminösen Deckschicht infolge von Licht und Wärmestrahlung berücksichtigt werden müssen.

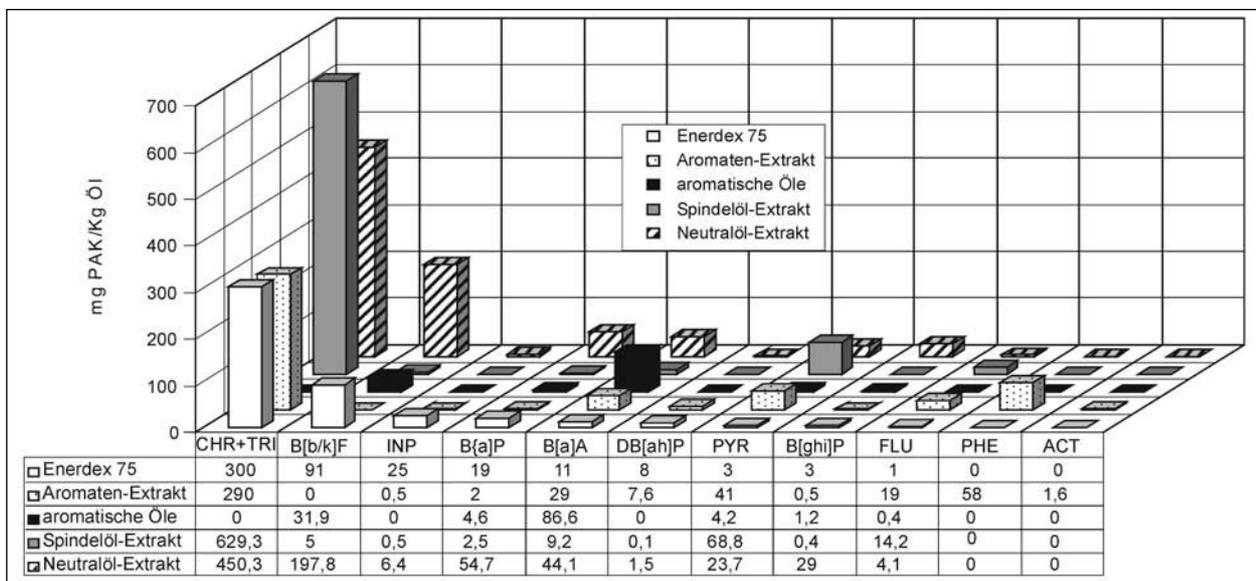
Die Identifikation des Naphthalins als Hauptkomponente ist insofern von Bedeutung, als dass hierfür in der BBodSchV ein Sickerwasser-Prüfwert festgelegt ist

### 3.3 PAK-Emissionen infolge Reifenabrieb

Bei der Reifenherstellung werden dem Rohstoff zur Verbesserung der Laufeigenschaften ca. 10-Gew.-% der so genannten Weichmacheröle zugegeben (Umweltbundesamt 1997). Die Gruppe der Weichmacher umfasst unterschiedliche Öle, in denen PAK-Konzentrationen von bis zu ca. 600 mg/kg gefunden werden (Bild 4). Damit ergeben sich im Reifenmaterial PAK-Konzentrationen bis zu 100 mg/kg



**Bild 3:** PAK-Gehalte in verschiedenen Fahrbahn-Deckschicht-Bindemitteln. Man beachte die logarithmische Darstellung  
Quelle: GRAF und IMRECKE 1998



**Bild 4:** PAK-Gehalte verschiedener, in der Produktion von Fahrzeugreifen verwendeter Weichmacheröle  
Quelle: Umweltbundesamt 1997

(OBERDÖRFER und SCHULZ 1997). Als PAK-Hauptkomponenten können Triphenylen/Chrysen sowie Benzo[b/j/k]fluoranthen identifiziert werden. Quellenspezifische Emissionsraten können hieraus allerdings nicht abgeleitet werden, da der Reifenabrieb auch wesentlich von der Oberflächenbeschaffenheit der Fahrbahn bestimmt wird. Reifenabrieb liegt vermutlich als Grobpartikel vor und wird deshalb die fahrbahnnahen PAK-Gehalte des Bodens erhöhen.

## 4 Transportwege und Immissionen

Aus umweltrechtlicher Sicht sind zwei Transportpfade für PAK von Bedeutung:

- Der Ferntransport der quasi flüchtigen PAK, die an solche nicht sedimentationsfähigen Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 5 µm gebunden sind, in straßenferne Gebiete. Dieser Transport wird durch Hindernisse wie beispielsweise dichte Gehölzstreifen oder Lärmschutzwände reduziert. Diese Teilchen sedimentieren erst dann, wenn sie in der Atmosphäre aufgrund spezieller Prozesse größere Teilchendurchmesser erreicht haben (BMU 1987, zitiert in REUTTER, REUTTER et al. 1993). Die anschließende Deposition der PAK auf Futtermittelpflanzen oder auf Böden könnte dann zu einer direkten Gefährdung des Menschen über die Nahrungskette bzw. direkte Aufnahme dieser Pflanzen oder zur Gefährdung des Grundwassers führen. Insbesondere die im Abgas vorhandenen PAK unterliegen diesem Transportweg.
- Die Verfrachtung von PAK, die an Grobpartikel gebunden sind, durch Oberflächenabfluss sowie trockene Deposition auf straßenbenachbarte Flächen. Damit einhergehend mögliche Kontamination des Aufwuchses bzw. Einträge in das Grundwasser.

Die Gesamtimmission ( $GI_{PAK}$ ) der an Grobpartikel gebundenen PAK in den straßennahen Bereich kann in diesem Fall aus der Emission ermittelt werden, da Quelle und Senke unmittelbar nebeneinander liegen. Jedoch müssen zusätzlich der mikrobielle Abbau der verschiedenen PAK-Komponenten, der photochemische Abbau der PAK sowie die Hintergrundeinträge berücksichtigt werden. Darüber hinaus ist die, meistens mit zunehmender Entfer-

nung von der Quelle, exponentiell abnehmende Verteilung der Immissionen auf der zu untersuchenden Fläche zu beachten.

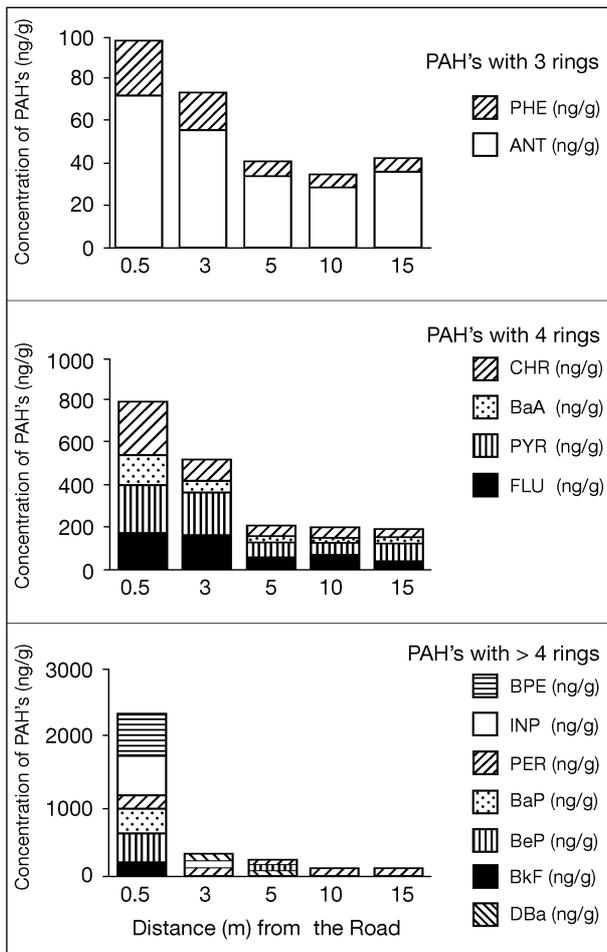
Die Beschreibung des Ferntransportes ist demgegenüber weitaus komplexer, da hier die PAK-tragenden Partikel während des Transportes in zunehmendem Maße atmosphärischen Umwandlungsprozessen, sukzessiven Depositionen an Hindernissen sowie Verdünnungseffekten unterworfen sind.

### 4.1 Luftgetragener Transport und Umwandlung

Kleinere PAK werden nicht nur an Partikel gebunden, sondern auch gasförmig – bzw. besser “quasi flüchtig” – in der Luft transportiert. Die größeren bzw. mehrkernigen PAK werden dagegen vor allem partikulär verfrachtet.

Wie YANG et al. (YANG, CONNELL et al. 1991) in Übereinstimmung mit den Arbeiten von ROSEN (ROSEN 1996) zeigten, können die Molekulargewichte der einzelnen Komponenten als Indikator für die Bindungsform der PAK verwendet werden. Sie wiesen für den 15-Meter-Bereich neben Straßen nach, dass PAK mit mehr als vier Ringen (bzw. Kernen) wie z. B. Benz[a]pyren oder Perylen zum größten Teil in einem halben Meter Entfernung im Boden gefunden werden und an Partikel mit einem Durchmesser von > 10 µm (Grobstäube) gebunden sind. Das Verteilungsmuster von vierkernigen PAK wie Chrysen oder Fluoranthen erstreckt sich dagegen gleichmäßiger über diesen Bereich. Dreikernige PAK wie Phenanthren oder Anthracen sind noch gleichmäßiger neben der Straße verteilt (Bild 5). Die unterschiedliche Sedimentationsfähigkeit lässt sich auch aus dem Konzentrationsverhältnis 3-kerniger zu 4- und mehrkernigen PAK ablesen. Dreikernige PAK sind in einem halben Meter Entfernung nur zu etwa 1/20 des Gehaltes von fünf- und mehrkernigen vorhanden, in 15 m Abstand liegt das Verhältnis nur noch bei etwa 1 zu 4.

Die von YANG et al. vorgelegten Verteilungsmuster könnten den Eindruck erwecken, der Hauptteil der von Fahrzeugen emittierten PAK ginge in nächster Nachbarschaft der Straße nieder. Dieser Schluss kann jedoch nicht gezogen werden. Vielmehr zeigen die Untersuchungen von MORISKE und RÜDEN (MORISKE und RÜDEN 1988), dass mehr als 88 % der von Dieselmotoren emittierten Partikel im Korngrößenbereich kleiner als 2,1 µm zu finden



**Bild 5:** Bodengehalte von PAK in unterschiedlichen Entfernungen von der Straße. PAH – Polycyclic aromatic Hydrocarbon – gleichbedeutend mit dem Begriff PAK  
Quelle: YANG, CONNELL et al. 1991

sind. Diese Partikelgröße ist nicht sedimentationsfähig und wird, wie oben schon angeführt, über weite Entfernungen verfrachtet. Lediglich 5,4 % des Partikelaustrittes von Dieselmotoren fanden die Autoren in der sedimentationsfähigen Größenklasse über 10,2 µm. Des Weiteren zeigen ihre Untersuchungen starke Verdünnungseffekte auf. Während emissionsseitig im Mittel rund 110.000 µg/m<sup>3</sup> Gesamtstaub (TPM = Total Particle Matter) gemessen wurden, waren es an Kfz-Abgas-belasteten, städtischen Immissions-Standorten im Mittel nur 114 µg/m<sup>3</sup> an Werktagen bzw. 87,4 µg/m<sup>3</sup> an Wochenenden, also nur rund 1/1.000 der Emissionskonzentrationen. Leider liegen keine Angaben über den Abstand der Immissions-Mess-Standorte zur Straße vor, sodass der Verdünnungsgrad nicht nachvollzogen werden kann.

Die Anteile der PAK an der Neutralfraktion der extrahierbaren organischen Masse der Staubproben lagen emissionsseitig bei 32,0 bis 41,3 %, immissi-

onsseitig bei 17,4 bis 33,8 %. Diese Verringerung deutet neben Zersetzungs- und Umwandlungsprozessen während des Transports auch auf Übergänge von an Oberflächen gebundenen PAK in die Gasphase hin, wie sie von SIMONICH und HITES (SIMONICH und HITES 1994) beschrieben werden.

Ungünstig wirkt sich die Eigenschaft der kleinen PAK aus, unter den vorherrschenden klimatischen Bedingungen in der Atmosphäre eine erhöhte Reaktivität zu zeigen. Sie reagieren während des Transportes mit atmosphärischen Spurengasen zu Nitro-PAK und Oxy-PAK weiter (NIELSEN 1996). Die Nitro-PAK mit drei bis vier Ringen besitzen ein höheres mutagenes sowie kanzerogenes Potenzial als die entsprechenden PAK (KOSS 1994, FIEDLER und MÜCKE 1990) und (MÜCKE und FIEDLER 1990). Obwohl die Nitro-PAK im Abgasstrom von Kraftfahrzeugmotoren nachgewiesen werden konnten, gelang jedoch bisher kein Nachweis der Nitro-PAK in straßenbegleitenden Grünflächen (HERPERTZ und KRIEGER 1999).

Über die Belastung der Luft mit PAK und insbesondere mit Benzo[a]pyren, dem stärksten Kanzerogen aus der Klasse der PAK, liegen nur wenige Angaben vor. YANG et al. (YANG, CONNELL et al. 1991) untersuchten Luftstaubproben auf PAK, die sie 0,5 m neben einer städtischen Schnellstraße in 1 m Höhe entnommen haben. Bei Gesamtstaubgehalten zwischen 64 und 98 µg/m<sup>3</sup> ermittelten sie im Durchschnitt 0,89 ng Benzo[a]pyren/m<sup>3</sup> und 10,2 ng ΣPAK/m<sup>3</sup> Luft (14 Substanzen untersucht, Australien). Naturnahe Standorte in Deutschland, von denen Proben für die Umweltprobenbank des Umweltbundesamtes gewonnen werden (Berchtesgaden und Oberharz), weisen 1 bis 2,5 ng Benzo[a]pyren/m<sup>3</sup> Luft auf (UBA 1993). Damit sind deutsche Reinluftgebiete in Bezug auf PAK höher belastet als die Luft neben der Stadtautobahn in Australien (YANG, CONNELL et al. 1991). Sie liegen aber größenordnungsmäßig tausendfach unterhalb der Maximalen-Arbeitsplatz-Konzentration (MAK-Wert, Gefahrstoffverordnung) von 2 µg/m<sup>3</sup> (1 µg = 1.000 ng). Auch die typischen Konzentrationen in Großstadtgebieten liegen bei einigen ng/m<sup>3</sup> (BAHADIR, PARLAR et al. 2000). Die Verordnung über Immissionswerte (22. BImSchV) sieht für B(a)P keinen Grenzwert vor. Dies folgt der Auffassung, dass für Krebs erregende Substanzen keine Konzentrationen angegeben werden können, unterhalb derer die Schädigung auf die menschliche Gesundheit auszuschließen ist. Demzufolge geben KÜHLING und PETERS für B(a)P einen Konzentrationswert

von  $< 0,6 \text{ ng/m}^3$  Luft im Jahresmittel als Luftqualitätsstandard zum Schutz des Menschen an (KÜHLING und PETERS 1994). Da zzt. selbst Reinluftgebiete diesen Standard überschreiten, ist es, diesem Gedanken folgend, also notwendig, den PAK-Ausstoß und besonders dem B(a)P-Ausstoss des Verkehrs weiterhin zu reduzieren.

MORISKE und RÜDEN (MORISKE und RÜDEN 1988) ermittelten in Berlin an Hausbrand-, Kfz-, und allgemein belasteten Immissionsstandorten an Werktagen im Mittel 114, 117 bzw. 121  $\mu\text{g}$  Gesamtstaub/ $\text{m}^3$  Luft. Gegenüber den direkt an den Emittenten gemessenen Gesamtstaubmassen von 23.150  $\mu\text{g/m}^3$  (Hausbrand) bzw. 108.422  $\mu\text{g/m}^3$  (Kfz), die sich wie etwa 1:5 verhalten, verwischen sich die Verhältnisse an den Immissionsstandorten durch Verlust- und Zersetzungsmöglichkeiten so stark, dass nur qualitative Abschätzungen zum Einfluss des Verkehrs auf den Fremdstoff-Gehalt der Luft möglich sind. Und dies gilt auch bei Betrachtung der Verhältnisse einzelner PAK-Substanzen. Leider geben die Autoren keine absoluten PAK-Gehalte der Luft an. Wie stark jedoch Verdünnungseffekte und evtl. unmittelbare Sedimentation das Verhältnis von Emission zu Immission beeinflussen, lässt sich an den Gesamtstaubmassen in der Luft eines untersuchten Autotunnels erkennen. Mit rund 440  $\mu\text{g/m}^3$  ist die Konzentration zwar viermal so hoch wie im Freiland, aber selbst so nah an der Quelle ist damit nur 1/250 des Emissionswertes nachzuweisen. Dabei dürfte der Verdünnung der größte Einfluss zukommen, da mehr als 88 % der Partikel im nicht sedimentationsfähigen Bereich unter 2,1  $\mu\text{m}$  Durchmesser liegen.

## 4.2 Straßenabfluss

Literaturdaten zu PAK im Straßenabfluss liegen nur wenige vor (Tabelle 2).

Aktuelle Daten zweier stark befahrener Autobahnen bei Köln liegen aus einer laufenden Untersuchung des Ingenieur-Dienst-Nord 1999 (Ingenieur-Dienst-Nord 1999) vor. Dabei werden Straßenabflüsse zweier Autobahnabschnitte jeweils vor dem Einlauf

in Regenklärbecken und nach deren Passage verglichen.

Die Verfasser finden charakteristische polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) des Straßenbetriebes in den Zuflüssen der Becken in verstärktem Maße. Hierzu zählen die aus Verbrennungsmotoren (besonders Dieselmotoren) emittierenden Stoffe Fluoranthren und Pyren, in Bitumen enthaltene Verbindungen wie Naphthalin, Phenanthren, Benzo(a)anthracen und Benzo(b)fluoranthren und aus den Weichmacherölen des Reifengummis stammende Verbindungen wie Chrysen und Triphenylen. Auffällig ist die gute Reinigungsleistung des Erdbeckens (Bild 6).

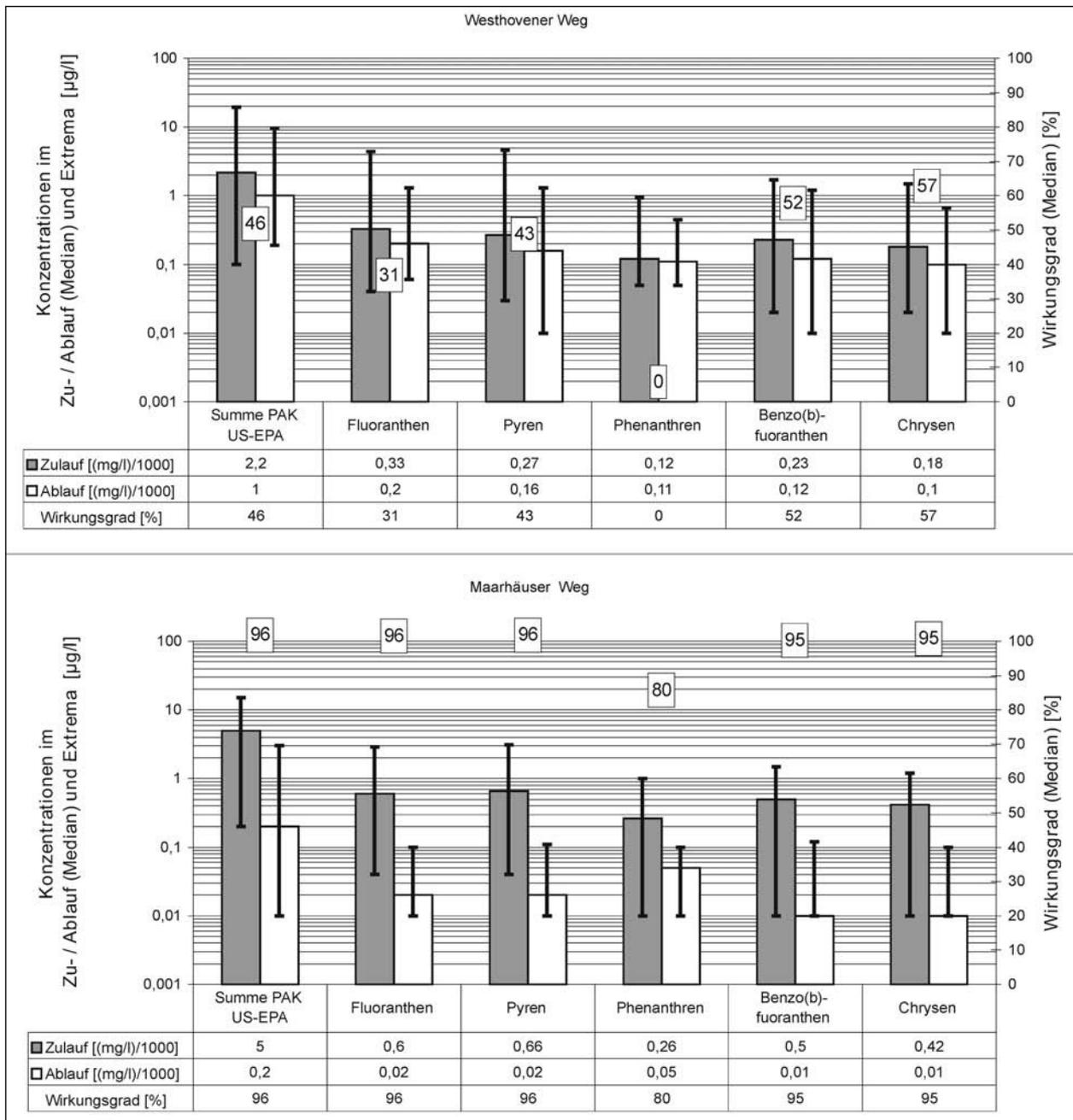
Anhang 2 Nr. 3.1 der Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung (BBodSchV) (BMU 1999) enthält Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfadefes Boden-Grundwasser für Naphthalin und PAK nach EPA (Liste der US-amerikanischen Environmental Protection Agency), ohne Naphthalin. In Tabelle 3 werden in der laufenden Untersuchung vorgefundene PAK-Konzentrationen (Naphthalin aus der Summe herausgerechnet) und Prüfwerte der BBodSchV gegenübergestellt, obwohl sie weder auf Straßenablaufwasser noch auf den Ablauf der Regenklärbecken anzuwenden sind. Diese Vorsorgewerte sind vielmehr auf das Sickerwasser im

	Naphthalin [ $\mu\text{g/l}$ ]	PAK nach EPA ohne Naphthalin [ $\mu\text{g/l}$ ]
Prüfwert nach BBodSchV	2	0,2
Zulauf Erdbecken (Maarhäuser Weg), Median	0,05	4,97
Ablauf Erdbecken, Median	0,05	0,14
Zulauf Betonbecken (Westhovener Weg), Median	0,05	2,13
Ablauf Betonbecken, Median	0,05	0,95
Minimum-Maximum Erdbecken	0,01 – 0,10	
Minimum-Maximum Betonbecken	0,05 – 0,10	

**Tab. 3:** Prüfwerte der BBodSchV für das Sickerwasser im Boden und Konzentrationen im Zu- und Ablauf zweier Regenklärbecken  
Nach: Ingenieur-Dienst-Nord, 1999

Autoren	KRAUTH/KLEIN 1982	KRAUTH/KLEIN 1982	KLEIN 1982	ifs 1997
Untersuchungs-Objekt	A 81 Pleidelsheim	A 6 Oberweisesheim	A 8/B 10 Ulm-West	Hauptverkehrsstraße Berlin, Biesdorf-Süd
PAK ges. $\mu\text{g/l}$	2,61	2,97	2,51	1,65

**Tab. 2:** Literaturdaten zu PAK-Gehalten im Straßenabfluss (verändert nach Ingenieur-Dienst-Nord)  
Quelle: Ingenieur-Dienst-Nord 1998



**Bild 6:** Konzentration und Wirkungsgrade für ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (Westhovener Weg – Betonbecken; Maarhäuser Weg – Erdbecken)  
Quelle: Ingenieur-Dienst-Nord 1998

Boden an der Grenze zum Grundwasser anzuwenden, also nach einer Passage von Bodenschichten, bei der PAK ausgefiltert werden. Es ist zu erkennen, dass für das relativ gut wasserlösliche Naphthalin keine Überschreitung der Prüfwerte besorgt werden braucht, sollte das Ablaufwasser der Becken versickert werden. Naphthalin ist im Straßenablaufwasser (Zulauf in der Tabelle) nur in geringen Konzentrationen enthalten. Für PAK unterschreitet nur das Wasser nach Passage des Erdbeckens bereits die Prüfwerte für das Sickerwasser.

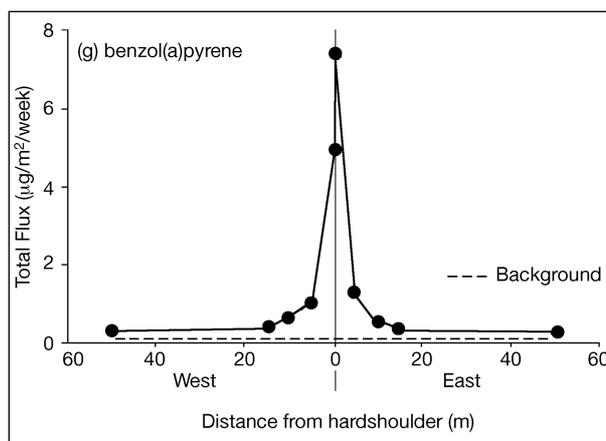
### 4.3 Deposition

Schon auf Grund der bisher beschriebenen Erkenntnisse muss davon ausgegangen werden, dass der größere Teil der von einer Straße als Linienequelle emittierten PAK, der aus dem Abgas von Kraftfahrzeugen stammt, nicht in Straßennähe deponiert, sondern über weite Entfernungen transportiert wird. HARRISON und JOHNSTON (HARRISON und JOHNSTON 1985) ermittelten von September '82 bis Juli '83 wöchentliche Depositions-

raten von 11 PAK an zwei rechtwinklig zur Straße eingerichteten Transsekten in 3,8 bis 220 m Entfernung zur M6 im Nordosten Englands, die dort mit einem DTV von 35.000 Fahrzeugen belastet war. Die höchsten Einträge wurden jeweils 3,8 m neben der Fahrbahn gemessen und betragen für Benzo[a]pyren 4,5 bzw. 4,9  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Woche})$ , aber schon in 10 m Entfernung betragen die Einträge im Durchschnitt nur noch 0,6 bzw. 0,56  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Woche})$ , waren also auf rund 1/8 gefallen. Die anderen untersuchten Einzelsubstanzen verhielten sich ähnlich. Neuere Messungen hierzu sind nicht bekannt, aufgrund fast vollständiger Ausrüstung der Kfz-Flotte mit Katalysatoren dürften jedoch die PAK Immissionen unter den von HARRISON gemessenen Werten liegen. Um derzeit gültige Orientierungswerte für multifunktional nutzbare Böden auch für die nächsten Generationen einzuhalten, empfehlen KÜHLING und PETERS (KÜHLING und PETERS 1994) als maximale Depositionsraten für B(a)P 0,2  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$ . Dieser Wert wird bei den angegebenen Untersuchungen in 10 m Entfernung unterschritten, aber in 1 m Entfernung vom Straßenrand entspricht die ermittelte Deposition:  $4,9 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Woche})/7 = 0,7 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$ . Leider liegen keine neueren Angaben zu B(a)P-Einträgen in Straßennähe vor. Es ist aber davon auszugehen, dass durch Katalysator-Einsatz und Filter für Lkw-Dieselmotoren heute erheblich geringere Depositionen als in den 80er Jahren erfolgen.

HEWITT und RASHED (HEWITT und RASHED 1991) maßen vier Jahre nach HARRISON und JOHNSTON an derselben Autobahn, ca. 30 km weiter nördlich die wöchentlichen Depositionsraten von PAK. Ihre Untersuchungen erstreckten sich ebenfalls über ein Jahr, der DTV war mit 37.000 – 60.000 etwa gleich hoch und ihre Ergebnisse bestätigen die früheren sehr übereinstimmend

Unmittelbar neben der Fahrbahnkante maßen die Autoren im Mittel  $6,13 \pm 5,49 \mu\text{g}$  Benzo[a]pyren/ $(\text{m}^2 \cdot \text{Woche})$ , in 15 m Abstand nur noch  $0,25 \pm 0,19 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Woche})$ . Das entspricht rund 320 bzw. 13  $\mu\text{g}$  Benzo[a]pyren pro Quadratmeter und Jahr. Die Autoren nehmen unter Berücksichtigung einer Emissionsrate von 5,8 mg PAK pro laufendem Meter und Tag der trockenen und der nassen Deposition eine Abschätzung vor, die eine Ablagerung von 4,6 % der emittierten PAK innerhalb eines 50-m-Bereiches neben der Straße ergibt. Das stimmt gut mit den unter Pkt. 4.1 genannten Ergebnissen von MORISKE und RÜDEN (1988) (MORISKE und RÜDEN 1988) überein, wonach nur 5,4 %



**Bild 7:** Wöchentliche Benzo[a]pyren-Depositionsraten bei verschiedenen Entfernungen von der Straße  
Quelle: HEWITT und RASHED 1991

der Partikel im Dieselabgas sedimentationsfähig sind. Umgerechnet auf Kilometer und Jahr entspricht die zugrunde gelegte Quellstärke 2.117 g PAK ( $5,8 \text{ mg PAK}/(\text{m} \cdot \text{Tag}) \cdot 1.000 \text{ m} \cdot 365 \text{ Tage}$ ), und bei einem Anteil von rund 10 % Benzo[a]pyren entspricht dies 212 g Benzo[a]pyren pro km und Jahr Linienquellstärke. Bei einem Anteil von nur 2,1 % Benzo[a]pyren, wie ihn MORISKE und RÜDEN (1988) für die Summe von 19 PAK angeben, errechnet sich eine Linienquellstärke von 44,5 g Benzo[a]pyren/ $(\text{km} \cdot \text{Jahr})$  (Bild 7).

FECHNER (FECHNER 1980) ermittelte für verkehrsreiche Innenstadtstandorte Benzo[a]pyren-Niederschläge im Jahresmittel von 0,25 (Frankfurt), 0,19 (Düsseldorf) bzw. 0,21 (Berlin)  $\mu\text{g}$  Benzo[a]pyren/ $(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ . Umgerechnet auf das Jahr entspricht dies 91,3, 69,4 bzw. 76,7  $\mu\text{g}$  Benzo[a]pyren/ $(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ . Die Werte liegen also unter den in England direkt am Straßenrand gemessenen, aber über denen in 10 bzw. 15 m Abstand von der M6. Der Autor weist darauf hin, dass der Einfluss des Verkehrs am gemessenen innerstädtischen PAK-Gehalt als gering angesehen werden kann und die aufgefangenen PAK zum größeren Teil aus Hausbrandanlagen kommen müssen. Dafür spricht jedenfalls das Verhältnis von Corylen zu Benzo(a)pyren, welches bei diesen Untersuchungen unter 1 lag. Im Falle des überwiegenden Einflusses von Autoabgasen wäre ein Verhältnis von etwa 2:1 zu erwarten gewesen.

## 4.4 Immission

### 4.4.1 Einträge in den Boden

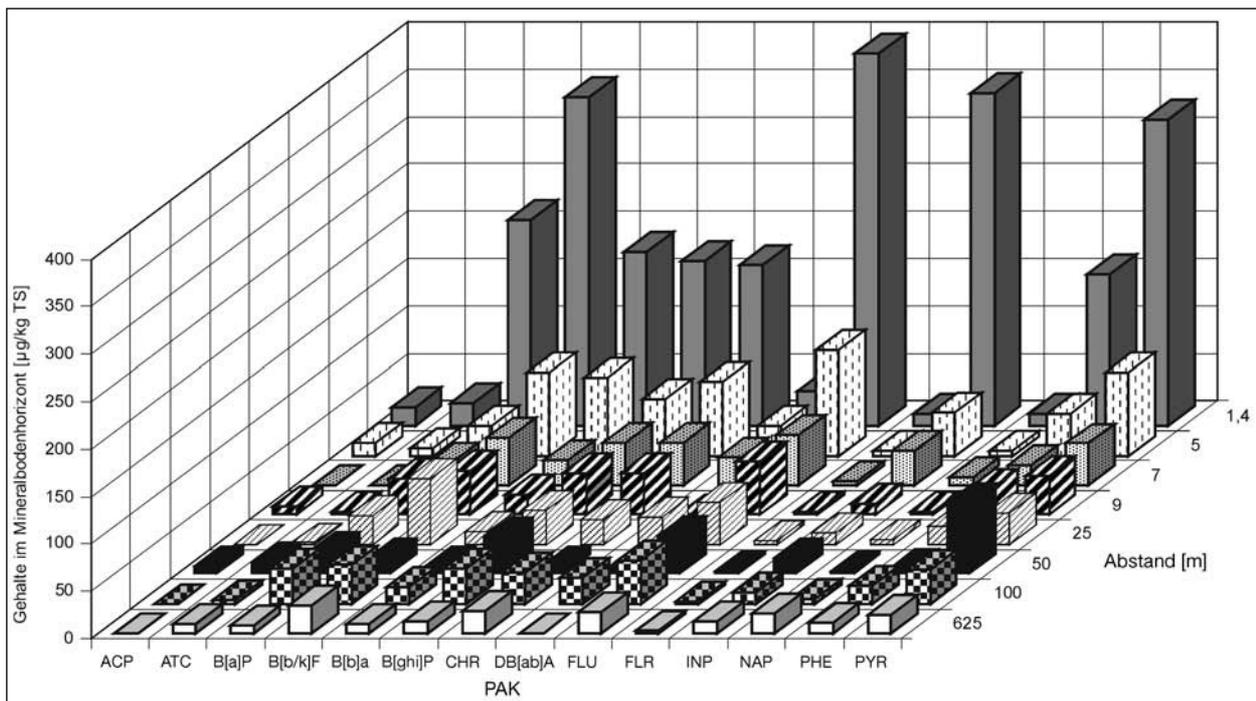
Zahlreiche Autoren befassen sich mit den PAK-Belastungen des Bodens. DESAULES untersuchte 1990 Mineralbodenhorizonte an der N1/Schweiz (DESAULES 1992). Er fand, dass überwiegend die größeren PAK im Mineralbodenhorizont straßennahe Flächen angereichert werden. Diese sind noch in einer Entfernung von bis zu 625 m neben dem Fahrbahnrand nachzuweisen (Bild 8). Dies ist im Besonderen auf die Stabilität der großen PAK gegenüber dem mikrobiologischen Abbau sowie auf deren schlechte Wasserlöslichkeit zurückzuführen. Die kleineren PAK sind hingegen nur in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar.

Dies dürfte auf den höheren Dampfdruck und damit verbundene höhere Flüchtigkeit sowie auf die höhere Wasserlöslichkeit der kleinen PAK zurückzuführen sein (beispielsweise lösen sich 1,3 mg Phenanthren in einem Liter Wasser, jedoch nur 0,003 mg Benzo[a]pyren in der gleichen Menge Wasser (FRITSCH 1998)). Somit besteht für diese PAK die prinzipielle Möglichkeit, aus dem Bodenkörper über die Bodenluft bzw. das Sickerwasser wieder ausgetragen zu werden. Zum anderen sind die kleineren PAK im Vergleich zu den großen leichter einem mikrobiellen Abbau im Boden zugänglich. Ein Abbau von PAK ist jedoch nur dann

wahrscheinlich, wenn sie den Organismen als Nahrungsquelle in solch einer Menge zur Verfügung stehen, dass ein Abbau für diese lohnt. Andernfalls würden die Organismen auf andere, leichter zugängliche Nahrungsquellen zurückgreifen (vergleiche hierzu auch FRITSCH (FRITSCH 1998)).

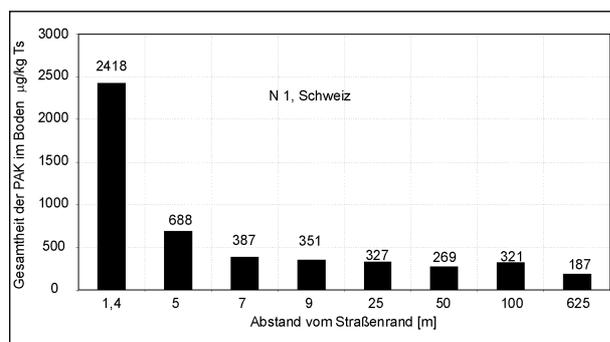
GROSSER et al. (GROSSER, WARSHAWSKY et al. 1991) berichten über den bakteriellen Abbau von PAK im Boden. Innerhalb von 180 Tagen können 48 % der Summe PAK und bis 25 % des Benzo[a]pyrens zersetzt werden. Durch Impfung mit angereicherten Kulturen kann der Abbau erheblich gesteigert werden. Verschiedene Autoren (TEBAAY, WELP et al. 1993, UNGER und PRINZ 1991, UNGER und PRINZ 1992 und SEIF, LACKNER et al. 1991) berichten über abnehmende PAK-Gehalte mit der Tiefe, was REUTTER et al. (1993) mit deren geringer Löslichkeit erklären, die kaum zu Verlagerungen führt. Brucherosion am Rande von mit teerhaltigen Belägen ausgestatteten Straßen und Wegen führt nach (MÜNCH 1993) zu mengenmäßig bedeutsamer PAK-Anreicherung im benachbarten Boden.

Mit zunehmendem Abstand vom Straßenrand nehmen die PAK-Gesamtgehalte im Mineralbodenhorizont ab. Dies folgt näherungsweise einer Exponentialfunktion (Bild 9) und entspricht in etwa dem Verlauf der von HEWITT (HEWITT und RASHED 1991) ermittelten Depositionsraten.



**Bild 8:** Transsekte von PAK-Gehalten in Bodenproben (Mineralbodenhorizont) an der N1  
Quelle: DESAULES 1992

Auch andere Untersuchungen belegen den Zusammenhang zwischen Quelle und Immissionsort. Tabelle 4 gibt einige Ergebnisse wieder. MÜNCH (MÜNCH 1992) stellte am Straßenrand 70 Mal höhere Werte als im Waldboden in 10 Meter Entfernung fest. Die Bodenbelastung nehme exponentiell ab und nach 3 – 4 Metern seien die Hintergrundwerte erreicht (die Untersuchungen von MÜNCH fanden an einer wenig befahrenen Straße statt, die noch alten Teerbelag aufwies). Auch REUTTER et al. (1993) konstatieren, dass die höchsten Belastungen in einem fünf Meter breiten Streifen auftreten. Nach TEBAAY (TEBAAY, WELP et al. 1993) beschränkt sich die PAK-Belastung des Bodens durch den Verkehr auf einen 8 m breiten Streifen. BENFENATI et al. (BENFENATI, VALZACCHI et al. 1992) errechneten für PAK die gleichen Abklingkurven wie



**Bild 9:** Abnahme der PAK-Gesamtgehalte in Mineralböden an der N1; Quelle: DESAULES 1992

für Schwermetalle. REUTTER und REUTTER (REUTTER, REUTTER et al. 1993) fanden in ländlichen Gebieten und Großstadtrandbereichen 0,2 mg Benzo[a]pyren/kg Boden, in städtischen Gebieten lagen 50 % der Werte über 0,7 mg/kg. Klein- und Hausgärten in Großstadtrandlage wiesen bei 10 bis 20 % der Proben Gehalte von mehr als 1 mg Benzo[a]pyren/kg auf. In Übereinstimmung mit WETZEL et al. (WETZEL, KLANTÉ et al. 1991) stellen die Autoren die Bindung der PAK an die Humusteilchen im Boden fest. CRÖßMANN (CRÖßMANN 1988) fand in Äckern 0,06 (ländlich) bis 0,21 (Ballungsraum) mg Benzo[a]pyren/kg Boden, in Gartenerden 0,07 (ländlich) bis 0,68 (Ballungsraum) mg/kg.

Ein Zusammenhang zwischen Bodengehalten der PAK und der Verkehrsstärke konnte bisher nicht gezeigt werden (UNGER und PRINZ 1991); (REUTTER, REUTTER et al. 1993). Dies dürfte insbesondere auf die komplexen Zusammenhänge im Boden im Hinblick auf die die Gehalte der PAK beeinflussenden Größen Akkumulation, Um-/Abbau, Austrag und Eintrag von Substanzen zurückzuführen sein.

Tabelle 4 gibt einen Überblick über Bodengehalte von Benzo[a]pyren, für das im Gegensatz zu anderen PAK eine entsprechend große Datenbasis vorhanden war. Darüber hinaus wird es häufig als Indikator für den toxikologisch wirksamen Anteil der PAK-Immissionen verwendet.

Entfernung (m)	KASPER-OWSKI & FRANK (1989) (Profil III)	MÜNCH 1992	Plan-Lokal (1991)		TEBAAY, WELP et al. (1993)	REUTTER, REUTTER et al. (1993)	UNGER und PRINZ (1991)				SEIF, LACKNER et al. (1991)	YANG et al. (1991)	Entfernung (m)
0.1		18.3	0.020		1.70	0.41	0.112	0.013	0.018	0.008			0.1
0.4					0.91								0.4
0.5		12.5		1.37		4.28						0.36	0.5
1.0			0.030		0.67		0.112	0.018	0.027	0.015	0.023		1.0
1.5				1.68		4.23							1.5
2.0	0.022												2.0
2.5			0.010	1.39		3.33	0.160	0.090	0.012	0.011			2.5
3.0		3.9			0.52							0.06	3.0
5.0		2.7	0.012	0.13		0.35	0.016	0.017	0.012	0.016	0.026	0.02	5.0
8.0					0.55								8.0
10.0	0.028	0.8		0.25		0.83	0.016	0.012		0.011		0.02	10.0
15.0												0.01	15.0
20.0											0.017		20.0
25.0				0.46		1.90	0.008	0.003	0.001	0.003			25.0
50.0	0.015						nn	0.001	0.002	0.003	0.017		50.0
100.0				0.09		0.25		0.001	nn	0.002	0.005		100.0
Bemerkungen	Referenzpunkt 0.013	Daten aus Grafik entnommen			Summe aus Einzelwerten für verschiedene Tiefen gebildet		L 99	B 3	A 5	B 31	Inntal-Autobahn		
Bodentiefe [cm]	Oberboden	0 - 5	0 - 5	0 - 5	0 - 15	0 - 10	0 - 5	0 - 5	0 - 5	0 - 5	0 - 10		
DTV	9.400	3.200	42.900	60.000	≅ 90.000	64.000	1.100	15.000	42.900	49.500	-		

**Tab. 4:** Bodengehalte an Benzo-a-pyren [mg/kg] in verschiedenen Abständen zu Straßen, nach verschiedenen Autoren

	Benzo(a)pyren mg/kg	PAK (nach EPA) mg/kg
Prüfwerte der BBodSchV		
- Kinderspielfläche	2	
- Wohngebiete	4	
- Park- und Freizeitanlagen	10	
- Industrie- und Gewerbegrundst.	12	
- Ackerbau und Nutzgarten	1	
UVP-Verwaltungs-Vorschrift	1	10

**Tab. 5:** Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung (BBodSchV) und Orientierungswerte der UVP-Verwaltungsvorschrift (Anhang 1, Nr. 1.3.2) für PAK bzw. B(a)P

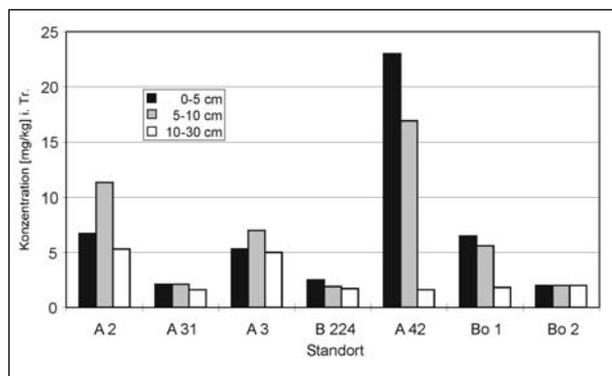
Neuere Daten liegen aus Forschungsvorhaben im Auftrag der BAST vor. KOCHER und PRINZ (KOCHER und PRINZ 1998) stellten aus allen bis dahin veröffentlichten wissenschaftlichen Arbeiten sowie unveröffentlichten Untersuchungen im Auftrag der Straßenbauverwaltungen der Bundesländer Bodenbelastungen zusammen und bewerteten diese anhand der Orientierungswerte der UVP-Verwaltungsvorschrift (UVP-VwV; Tabelle 5) (Bundesministerium des Innern 1995). Das darin enthaltene Kriterium „unbeachtliche Zusatzbelastung“, wenn 30 % der Orientierungswerte nicht überschritten werden, beträgt für B(a)P 0,3 mg/kg Boden und wird ab 8 – 10 m Entfernung vom Straßenrand nicht mehr überschritten. Für PAK gesamt (EPA) beträgt diese Größe 3 mg/kg Boden und wird ab 5 – 6 m Entfernung nicht mehr überschritten. Die Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung (BBodSchV) (BMU 1999) enthält nutzungsbezogene Prüfwerte nur für B(a)P (Tabelle 5).

Insbesondere Bild 10 vermittelt einen Eindruck von den starken Unterschieden in den PAK-Gehalten der Straßenrandböden. Die Verkehrsbelastungen der Straßen sind vergleichbar hoch, die Vergleichsböden zeigen ähnliche Gehalte wie die A 31, A 3 und B 224. Aufgrund der Tatsache, dass 95 % der vom Verkehr emittierten PAK an Feinpartikel gebunden sind, gut transportiert werden und nicht straßennah sedimentieren, liegt die Vermutung nahe, dass es sich weniger um PAK aus dem Verkehr handelt, die hier ermittelt wurden, sondern dass diese anderen Quellen entstammen. Ebenso sind die an den Autobahnen A 2 und A 42 gemessenen hohen Gehalte anderen Emittenten zuzuordnen.

Es bestätigt sich auch in diesen Untersuchungen wieder, dass PAK gut in den oberen Bodenschichten zurückgehalten werden. Festzuhalten ist, dass

	Benzo(a)pyren mg/kg	PAK (nach EPA) mg/kg
KOCHER und PRINZ 1998		
- B(a)P bis 8 m Entfernung vom Straßenrand	> 0,3	
- B(a)P über 8 m Entfernung	< 0,3	
- PAK (EPA) bis 5 m Entfernung		> 3,0
- PAK (EPA) über 5 m Entfernung.		< 3,0
DIERKES und GEIGER 1999	1	
- Bankett, 0,5 – 1 m Entfernung, 0 – 5 cm Tiefe	< 0,1 – 1,2	2,1 – 23,0
- Bankett, 0,5 – 1 m Entfernung, 10 – 30 cm Tiefe	< 0,1 – 0,95	1,7 – 15,2
- 5 m Entfernung, 0 – 5 cm Tiefe	< 0,1 – 0,6	1,8 – 9,4
- 10 m Entfernung, 0 – 5 cm Tiefe	< 0,1 – 0,1	1,9 – 2,1
Vergleichsstandorte straßenfern 0 – 5 cm Tiefe	0,6	6,5
Vergleichsstandorte straßenfern 10 – 30 cm T.	< 0,1	1,8

**Tab. 6:** Benzo(a)pyren- und PAK-Gesamtgehalte straßennaher Böden in neueren Untersuchungen



**Bild 10:** PAK-Gehalte der Autobahn- und Schnellstraßenrandböden (Bankett 0,5 bis 1,0 m Entfernung vom Straßenrand) sowie der Vergleichsböden  
Quelle: DIERKES und GEIGER 1999

die nutzungsbezogenen Prüfwerte der BBodSchV für B(a)P (Tabelle 5) auch straßennah nicht bzw. für den Fall Acker und Nutzgarten kaum überschritten werden (Tabelle 6). Es muss damit nicht mit einer Überschreitung auf Nachbargrundstücken gerechnet werden, da zwischen solchen und den Straßenrändern stets mehrere Meter Abstand vorhanden sind und die Gehalte mit der Entfernung deutlich abnehmen. Für PAK gesamt sieht die BBodSchV keine Prüfwerte vor. Die niedrig angesetzten Werte der UVP-VwV werden nur im Nahbereich von Straßen, unter 5 m Entfernung vom Straßenrand, überschritten.

## 4.5 Übergang Boden-Pflanze

REUTTER et al. (REUTTER, REUTTER et al. 1993) fanden die PAK-Gehalte in verschiedenen Gemüsearten abhängig von Pflanzenart und Konzentration im Boden. Zwiebeln und Rüben wiesen höhere Gehalte auf als Tomaten. Mit der Reife nahmen die Konzentrationen in den Pflanzen zu. Nach den vorliegenden Veröffentlichungen sind PAK jedoch nicht generell in der Lage, den Weg über die Wurzel in oberirdische Pflanzenteile zu finden. KIRCHMAN und TENGSVED (KIRCHMANN und TENGSVED 1991) kommen nach Düngeversuchen zu dem Schluss, dass die Wurzel Aufnahme nicht der hauptsächliche Weg für die PAK-Kontamination oberirdischer Pflanzenteile ist, vielmehr gelangen sie nach LARSSON (LARSSON 1985) vor allem über atmosphärische Deposition dorthin. Auch die Benzo[a]pyren-Gehalte von Karottenblättern in einem Experiment von WILD (WILD und JONES 1992) wurden nicht durch verschiedene Bodenkonzentrationen beeinflusst. Diese machten sich zwar noch in der bis zu 1 mm stark abgeschälten Wurzelrinde, jedoch nicht mehr im anschließenden Kern bemerkbar. Es fand kein Transport der PAK von der Rinde in den Kern statt. Die Gehalte in der Wurzelrinde lagen unter denen der Blätter. Die Zellmembranen in Pflanzengewebe bilden jedoch kein Hindernis für PAK mehr, wenn sie durch hohe Schwermetallgehalte geschädigt sind. HAAS et al. (HAAS, SCHREIBER et al. 1990) fanden z. B. über die Wurzeln aufgenommenes Fluoranthen in Weizen- und Gerstesprossen, die durch Schwermetalle geschädigt waren. Aber auch in diesem Fall stellten sie keine Abhängigkeiten der pflanzlichen PAK-Aufnahme von der Bodenkonzentration fest.

## 4.6 Einträge in/auf die Pflanzen

### 4.6.1 Einträge in den Grünland- und Gehölzaufwuchs straßennaher Flächen

YANG et al. (YANG, CONNELL et al. 1991) berichten über PAK in Grasproben, die unmittelbar neben einer mit 36.000 DTV belasteten Stadtautobahn bei Brisbane/Australien gewonnen wurden. In 0,5 m Entfernung konnten in Bodenproben 14 PAK-Einzelsubstanzen nachgewiesen werden. In den Grasproben lagen 10 Substanzen unter der Nachweisgrenze, u. a. auch Benzo[a]pyren. Die Summe von Phenantren, Anthracen, Fluoranthen und Pyren betrug im Mittel 91,1 µg/kg Frischgewicht (FG). Möglicherweise sind neben der geringeren Hintergrund-

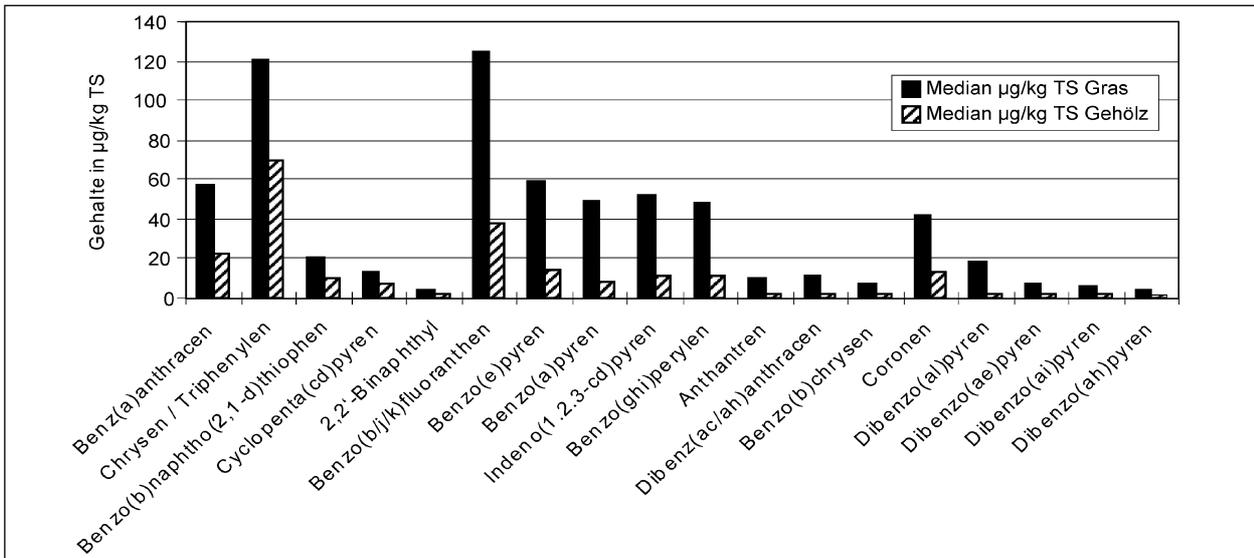
belastung auch weniger Dieselfahrzeugverkehr und höhere Abbauraten der Moleküle aufgrund intensiverer Sonneneinstrahlung ursächlich für die geringen Befunde.

Auf Abhängigkeiten des Fremdstoff-Gehaltes von der Pflanzenart weisen THOMAS et al. (THOMAS, RÜHLING et al. 1984) hin. In einer industriell stark belasteten Region nördlich Göteborg wiesen sie in Laubstreu die höchsten Benzo[a]pyren-Gehalte nach (~ 25 µg/kg Laubbäume, 51,4 µg/kg Nadelstreu). Moose erreichten bis zu 10, Gras etwa 2 und Blätter von Birke und Hasel 1 – 2 µg Benzo[a]pyren/kg (Bezug zu trocken- oder Frischgewicht nicht angegeben). Die Autoren betonen ebenfalls die Bindung von PAK an kleine Partikel, die in der Atmosphäre weit transportiert werden.

HERPERTZ und KRIEGER (HERPERTZ und KRIEGER 1999) untersuchten 60 Gras- und Gehölzproben aus dem Intensivpflegebereich von Bundesautobahnen. Die Probenahme erfolgte 1994. Die Grasproben wiesen deutlich höhere Gehalte auf als die Gehölzproben. Die Autoren konnten zeigen, dass trotz unterschiedlich langer Expositionszeiten und unterschiedlicher Entfernung von den Emissionsquellen die Verteilungen der einzelnen Komponenten in den Gras- und Gehölzproben keine signifikanten Unterschiede aufwiesen (Bild 11). Chrysen/Triphenylen und Benzo[b/j/k]fluoranthen konnten als Hauptkomponenten identifiziert werden. Diese Hauptkomponenten weisen in den einzelnen Stichproben in Bezug auf den PAK-Gesamtgehalt einen parallelen Verlauf auf, wie die hohen Korrelationskoeffizienten im Bereich von ca. 0,81 bis 0,90 zeigen (Tabelle 7). Darüber hinaus korreliert das B[b/j/k]F mit dem B[a]P. Aufgründessen können diese PAK-Hauptkomponenten als Indikatoren für verkehrsbedingte PAK-Einträge dienen.

Dem Coronen kommt demgegenüber nur eine untergeordnete Bedeutung zu. Aufgrund der geringeren Korrelationskoeffizienten sollte das Coronen als Indikator für verkehrsbedingte PAK-Einträge nicht mehr verwendet werden.

Eine eindeutige Zuordnung der Komponenten zu bestimmten verkehrsspezifischen Emissionsquellen kann jedoch mit den vorliegenden Daten nicht durchgeführt werden, da im Besonderen die kleineren PAK wie beispielsweise Naphthalin, Pyren und Fluoren nicht berücksichtigt wurden. Jedoch lässt ein Vergleich der Emissionsmuster der drei verkehrsbedingten PAK-Quellen (Bilder 1, 2, 3 und 4)



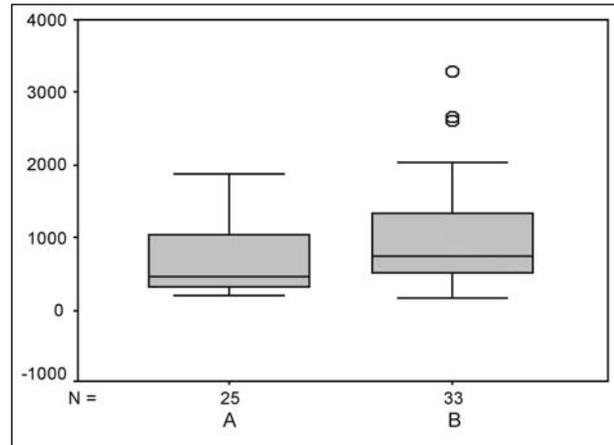
**Bild 11:** Vergleich der Mediane der PAK-Einzelkomponenten aus Gras- und Gehölzproben aus den straßenbegleitenden Grünflächen an Bundesautobahnen  
Quelle: HERPERTZ und KRIEGER 1999

	CHR/TRI	B[b]/j/k/F	B[a]P	COR	BNT	Σ PAK
CHR/TRI	1	0,744	0,563	0,546	0,704	0,807
B[b]/j/k/F	0,744	1	0,780	0,606	0,673	0,895
B[a]P	0,563	0,780	1	0,598	0,565	0,742
COR	0,546	0,606	0,598	1	0,465	0,641
BNT	0,704	0,673	0,565	0,465	1	0,690
Σ PAK	0,807	0,895	0,742	0,641	0,690	1

**Tab. 7:** Korrelationsmatrix von wesentlichen PAK-Komponenten und dem PAK-Gesamtgehalt. Zur Berechnung der Koeffizienten wurde das Verfahren nach KENDALL verwendet. Dieses Verfahren setzt keine Normalverteilung der Stichprobe voraus (STOYAN, STOYAN et al. 1997)  
Quelle: HERPERTZ und KRIEGER 1999

mit dem Immissionsmuster (Bild 11) vermuten, dass die Abgas-Katalysatoren zunehmend Wirkung zeigen und heute dem Reifenabrieb die größte Bedeutung als verkehrsbedingte PAK-Quelle zukommt. Die Klärung der damit zusammenhängenden Fragen erfordert noch erheblichen Untersuchungsaufwand.

Auch das Bindemittel der Fahrbahndeckschichten scheint das Emissionsverhalten der verkehrsbedingten PAK zu beeinflussen (HERPERTZ und KRIEGER (HERPERTZ und KRIEGER 1999). Im Bereich von Straßen mit bituminöser Deckschicht konnten geringere Gehalte dieser PAK in Grasproben aus dem straßennahen Bereich beobachtet werden (456,9 µg PAK/kg TS) als im Bereich von Straßen mit betonierter Deckschicht (743 µg PAK/kg TS) (Bild 12). Dabei scheint die Reduktion der Immissionen komponentenspezifisch zu sein und beträgt zwischen 12 % (Dibenzo[ah]pyren) und

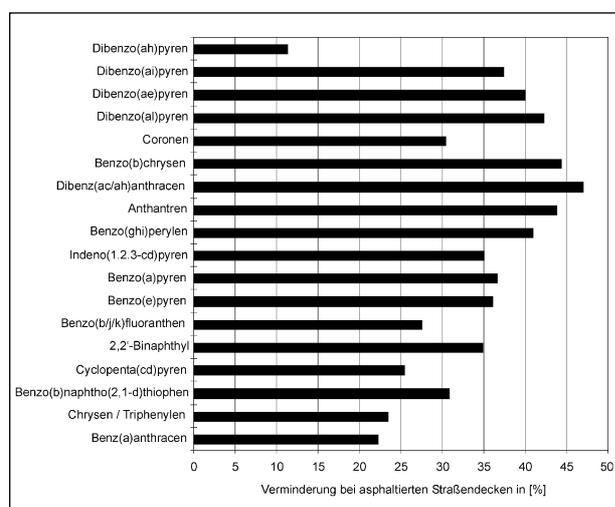


**Bild 12:** Vergleich der Verteilungen der Gesamtgehalte von PAK von 60 Grasproben aus dem Nahbereich von Straßen mit bituminöser Deckschicht (A – Medianwert 456,9 µg PAK/kg TS) und betonierter Fahrbahn-Deckschicht (B – Medianwert 743 µg PAK/kg TS)  
Quelle: HERPERTZ und KRIEGER 1999

47 % (Dibenz[ah]anthracen) (Bild 13). Über eine Erklärung für dieses unterschiedliche Verhalten der Komponenten kann derzeit nur spekuliert werden. Möglich wäre, dass der Fahrbahnabrieb selbst als PAK-Quelle nur eine untergeordnete Bedeutung für die PAK-Immissionen in den straßenbegleitenden Grünflächen hat. Jedoch können auch die hydrophoben Mikroporen der bituminösen Fahrbahn-Deckschichten partikelgebundene PAK einlagern und quasi als eine Art „PAK-Schwamm“ wirken. Dabei wäre für die größeren PAK mit fünf oder mehr Ringen eine stärkere Bindung mit der bituminösen Deckschicht zu erwarten. Von Umwand-

	Probenahmeorte	Entfernung vom Straßenrand in Metern								Refp.
		100	50	10	2	2	10	50	100	
B(a)P										0,4
	Profil I (Südportal Tauerntunnel)		0,3	0,9	0,8	3,2	0,5	0,9		
	Profil II (km 92,5)	0,8	0,5	0,6	1,7	1,1	0,7	0,6	0,6	
	Profil III (km 103)		0,4	0,7	0,9	1,1	1,4	0,5		
% PAK	(15 Substanzen)									12,6
	Profil I		14,8	65,4	108,6	198,1	36,0	88,6		
	Profil II	22,9	18,0	21,1	60,5	50,4	21,8	11,3	15,2	
	Profil III		16,8	21,9	26,6	42,7	42,5	14,6		

**Tab. 8:** PAK-Gehalte von Grünlandproben in verschiedenen Entfernungen beidseitig der Tauernautobahn; Refp.= Referenzmessstelle im Murtal; Nach: KASPEROWSKI und FRANK 1989 [ $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS]



**Bild 13:** Verminderung der PAK-Immissionen auf Gräsern straßenbegleitender Grünflächen durch asphaltierte Fahrbahn-Deckschichten im Vergleich zu betonierten Fahrbahn-Deckschichten. Die Relativwerte wurden aus den Medianwerten der Einzelkomponenten berechnet

Quelle: HERPERTZ und KRIEGER 1999

lungsprozessen bei den in der Deckschicht fixierten PAK durch Licht- und Wärmestrahlung ist auszugehen. Demzufolge wären diese Deckschichten eher als PAK-Senken und weniger als PAK-Quellen anzusehen. Des Weiteren kommt ein höherer Reifenabrieb auf den betonierten Fahrbahnen in Betracht.

Für die Immissionen der kleineren flüchtigen PAK in den Aufwuchs ist zu berücksichtigen, dass ein Teil dieser PAK wieder entweichen kann. SIMONICH und HITES (SIMONICH und HITES 1994) wiesen nach, dass flüchtige PAK unter höheren Temperaturen (Sommer) aus der Wachsschicht der Pflanzen zurück in die Atmosphäre gelangen können.

Die Einträge der verkehrsbedingten PAK in den Grünlandaufwuchs waren auch Gegenstand der

Abstand zur Fahrbahn (M)	A 5 DTV 50.000	A 8 DTV 50.000	A 5 DTV 65.000
2,5	25	53	45
5,0	21	32	31
10,0	16	12	20
25,0	14	11	17
50,0	8	nn	20
100,0	11	6	4

**Tab. 9:** PAK-Gehalte im Grünlandaufwuchs auf das Trockengewicht bezogen [ $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS]. Straßenbelag Beton, Probenahme von der der Hauptwindrichtung abgewandten Straßenseite

Quelle: UNGER und PRINZ 1992

Betrachtungen von UNGER und PRINZ (UNGER und PRINZ 1992). Die Autoren ermittelten die Gehalte der 6 PAK nach TVO (Trinkwasserverordnung) in Grünlandaufwuchs an fünf verschiedenen Straßenrandstandorten in Baden-Württemberg. Für drei Standorte liegen Angaben für 6 Entfernungen zur Straße vor (Tabelle 9).

Auch KASPEROWSKI und FRANK 1989 geben Gehalte in Grünlandaufwuchs aus Untersuchungen neben der Tauernautobahn an (Tabelle 8). Der Einfluss der Straße ist deutlich. Bis auf die hohen Werte am straßennächsten Messpunkt in Profil I stimmen die Angaben gut mit denen von UNGER und PRINZ überein. Zieht man den Wert der Referenzmessstelle im Murtal, fernab von Straßeneinflüssen, von den Gehalten in den Tabellen 8 und 9 ab, so kann ab etwa 50 m Entfernung vom Straßenrand damit gerechnet werden, dass der Eintrag von der Straße her nur noch unwesentlich ist und die Gehalte nicht mehr über den Hintergrundwerten liegen.

#### 4.6.2 Abschätzung der Einträge von PAK auf Nutzpflanzen

Abnehmende PAK-Gehalte in Salat und Roggen bei zunehmender Entfernung von der E 4 nördlich Uppsala (DTV 13.000) stellte LARSSON (LARSSON 1985) fest. Mit längerer Expositionsdauer nahmen die Schadstoffmengen zu.

Die Summe von 20 PAK sowie Benzo[a]pyren bei unterschiedlichen Abständen zur Straße sind in Tabelle 10 angegeben.

Beide, Salat und Roggen, weisen mit zunehmendem Abstand von der Straße geringere PAK-Gehalte auf. In sieben bzw. acht Metern Entfernung ist ein deutlicher Einfluss der Straße abzulesen. Der B(a)P-Gehalt bleibt bei Salat unter  $1 \mu\text{g}/\text{kg}$  FG, bei Getreide unter der Nachweisgrenze von  $0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ .

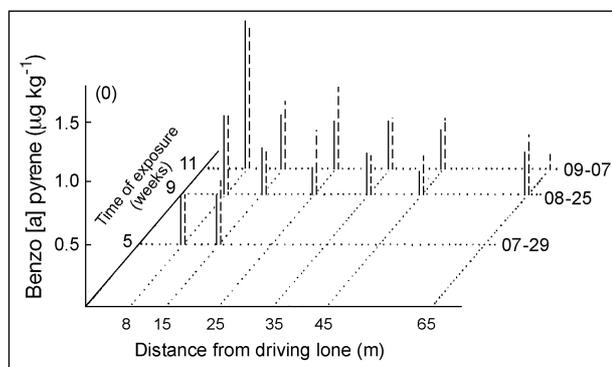
LARSSON (LARSSON 1985) untersuchte Salat in einem Abstand von 65 m zur E4 und ermittelte dort Benzo[a]pyren-Gehalte, die dem Hintergrundwert in dieser Region nahe kommen. Daraus lassen sich verkehrsbedingte Einträge von  $0,5$  bzw.  $0,1 \mu\text{g}$  Benzo[a]pyren/kg FS in 8 bzw. 15 Meter Entfernung abschätzen. Beim Vergleich mit den Werten für Grünlandaufwuchs ist zu berücksichtigen, dass verschiedene Pflanzen unterschiedliche Aufnahmequoten zeigen.

WICKSTRÖM et al. (WICKSTRÖM, PYYSALO et al. 1986) verglichen Pflücksalatproben aus 23 südfinnischen Hausgärten unterschiedlicher Lokalitäten. Im schützenden Gewächshaus gezogene Pflanzen wiesen im Mittel nur  $1/8$  der PAK-Belastungen von Freilandpflanzen auf. Sie schließen auf überwiegend aus der Atmosphäre stammende Kontaminationen, wohingegen Belastungen über die Aufnahme aus dem Boden geringfügig seien. Andererseits fanden sie keine gesicherten Unterschiede zwischen Freilandpflanzen im Einflussbereich von Kraftwerken, Industrie, dichtem Verkehr, Hausbrand und belastungsfreien Gebieten, da selbst in gleichartigen Regionen Unterschiede im Bereich einer Größenordnung festzustellen waren. Die gefundenen Benzo[a]pyren-Mengen variierten zwischen weniger als  $0,05$  (Nachweisgrenze) und  $1,4 \mu\text{g}/\text{kg}$ . In der Nähe viel befahrener Straßen (ohne Entfernungsangabe) blieben die Konzentrationen unter  $1 \mu\text{g}/\text{kg}$  FG.

WILD und JONES (WILD, JONES et al. 1992) analysierten die PAK-Gehalte in Rückstellproben von Grünlandaufwuchs aus der Rothamsted Experimental Station, England. Die Proben datieren bis 1861 zurück. Proben der Jahre 1930 bis 1955 ent-

Entfernung vom Straßenrand (M)	Salat ( <i>Lactuca sativa</i> )		Roggen	
	B[a]P	$\Sigma$ PAK	B[a]P	$\Sigma$ PAK
7			n. n.	7,5
8	0,8	46		
15	0,4	34	n. n.	6,0
25	0,5	22	n. n.	5,7
35	0,4	22		
45	0,3	20		
65	0,3	16		

**Tab. 10:** Summe von 20 PAK- bzw. Benzo[a]pyren-Konzentrationen in Blattsalat und Roggenkorn [ $\mu\text{g}/\text{kg}$  FG] bei verschiedenen Abständen zur E 4; n. n.: nicht nachgewiesen ( $< 0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$  FG) nördlich von Uppsala; DTV 13.000  
Quelle: LARSSON 1985



**Bild 14:** Benzo[a]pyren-Gehalte in Kopf- (I) und Blattsalat (II) in Abhängigkeit vom Abstand zur Straße und von der Expositionsdauer  
Quelle: LARSSON 1985

halten die höchsten PAK-Mengen, während seit 1956 eine kontinuierliche Abnahme festzustellen ist. Für die Zeiträume 1981 bis 1985 waren noch  $15 \mu\text{g}$  Benzo[a]pyren/kg TM und  $1.010 \mu\text{g}$   $\Sigma$  PAK (13 Substanzen) festzustellen, 1986 bis 1989 im Mittel nur noch  $8 \mu\text{g}$  Benzo[a]pyren bzw.  $850 \mu\text{g}$   $\Sigma$  PAK/kg TM.

PFANNHAUSER (PFANNHAUSER 1991) analysierte Salatproben für Untersuchungen über die tägliche PAK-Aufnahme des Menschen. Er ermittelte  $1,3$  bzw.  $4,0 \text{ ng}$  Benzo[a]pyren/g (=  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) in Salat aus städtischen bzw. industriellen Belastungszonen. Petersilie wies höhere Werte als Salat auf, was auf die stark gefältele und behaarte Oberfläche zurückgeführt wird.

LUSKY et al. (LUSKY et al. 1993) untersuchten PAK in Futterpflanzen und Nutztieren. Sie stellten räumlich eng begrenzte Belastungen in Gebieten mit allgemeiner Luftbelastung (Mülldeponie, Industrie, Hausbrand, Verkehr) fest. In solchen Gegenden ermittelten sie in Rau- und Grünfutter Benzo[a]pyren-

Autoren s. Literaturverzeichnis	Umgebung	Pflanzenart	$\Sigma$ [a]P [µg/kg] TS = Trockensubstanz FS = Frischsubstanz	Å PAK	Jahr
CRÖBMANN (1988)	Gewächshaus	Kopfsalat Möhre Grünkohl Feldsalat	0,10 0,23 0,58 < Nachweisgr.		1988
In LUSKY zitiert: FRITZ und ENGST (1983) GRIMMER und HILDEBRANDT (1965)	industriefern industrienah industriefern industrienah	Weizen Weizen Getreide Getreide	0,35 (FS) 2,10 (FS) 0,17 – 0,73 (FS) 0,72 – 4,13 (FS)		1983 1965
LARSSON, ÖSTERDAHL et al. (1990)	? (Schweden)	Weizen Gerste	< 0,1 – 0,1 (FS) 0,4 (FS)	3,7 – 8,6 (FS) 18 (FS)	1990 (Dat. d. Vö.)
LUSKY et al. (1993)	Ostufer Müritz Hoyerswerda Stahlindustrie Mülldeponie Werder Werder Bernau	Grünfutter Grünfutter Getreidekorn Salat Salat Äpfel Äpfel	1,00 – 2,20 (TS) 2,70 – 4,50 (TS) 0,04 – 0,29 (TS) 2,30 – 19,3 (TS) < 0,10 (FS) < 0,05 (FS) < 0,05 (FS)		1993 (Datum der Veröffentlichung)
PFANNHAUSER (1991)	Ballungszentrum (Wien) städtisch (Schwechat)	Salat Salat	1,3 (FS) 4,3 (FS)	-	1989
SIMONICH und HITES (1994)	städtisch	Blätter Zuckerahorn Nadeln Pinus strobus		300 – 1100 (TS) 600 – 1600 (TS)	1992
THOMAS, RÜHLING et al. (1984) (Daten aus Grafik entnommen)	Industrieregion nördlich von Gö- teborg	Laubstreu (versch. Bäume) Nadelstreu Gras Moos Birke, Rinde Birke, Blätter Hasel, Blätter	25 (FS) 51 (FS) 2 (FS) 9 (FS) 4 (FS) <1 (FS) 1 (FS)		1984 (Datum der Veröffentlichung)
WILD und JONES (1992)	Gewächshaus	Kontrollvariante für Düngungsvers. Möhren-Blätter Wurzelrinde Wurzelkern	2,0 (TS) 1,5 (TS) 1,4 (TS)	361 81,4 18,1	1991
WILD, JONES et al. (1992)	Rothamsted Experimental Station	Grünlandaufwuchs von 200 Jahre altem Weideland	8 (TS)	850 (TS)	Durchschnitt 1986 – 1989

Tab. 11: Benzo[a]pyren- und PAK-Gehalte in Pflanzenproben unterschiedlicher Standorte; nach verschiedenen Autoren

Gehalte zwischen 1,0 und 2,2 µg/kg TS (Ostufer Müritz) bzw. 2,7-4,5 µg/kg TS (Hoyerswerda). Im Getreidekorn fanden sie 0,04-0,29 µg Benzo[a]pyren/kg TS. Salatproben aus dem Bereich von Mülldeponien enthielten 2,3 bis 19,3 µg Benzo[a]pyren je kg TS, während solche aus Gebieten ohne Emittenten unter 0,1 µg/kg FS lagen. Äpfel aus Bernau und Werder wiesen generell unter 0,05 µg/kg FS auf.

Weit geringere PAK-Gehalte haben in Gewächshäusern gezogene Pflanzen. Die verzehrbaren Anteile von Kontrollpflanzen aus einem Versuch von

CRÖBMANN (CRÖBMANN 1988) zur PAK-Aufnahme über den Boden enthielten 0,10 (Kopfsalat und Spinat), 0,23 (Möhre) und 0,58 µg Benzo[a]pyren/kg FS (Grünkohl). Die Benzo[a]pyren-Gehalte von Feldsalat, Radieschen, Sellerie, Porree und Kohlrabi lagen unter der Bestimmungsgrenze. Dagegen waren Freilandpflanzen, die lediglich mit einem Regendach geschützt waren, höher belastet als ungeschützte, weil niedergegangener Staub nicht abgewaschen wurde.

Karottenblätter aus einem Versuch von WILD (WILD und JONES 1992) zur Düngung mit PAK-hal-

tigem Klärschlamm nahmen kaum Fremdstoffe über den Boden auf, wurden aber über den Luftpfad kontaminiert. Sie enthielten 1-2 µg Benzo[a]pyren/kg TM bei etwa 15 % Trockenmasse vom Frischgewicht. Für den Gehalt im Frischgewicht wären also 0,15 bis 0,3 µg/kg anzusetzen.

LARSSON et al. (LARSSON, ÖSTERDAHL et al. 1990) ermittelten anlässlich von Trocknungsversuchen in Getreide 0,1 (Weizen) bzw. 0,4 (Gerste) µg Benzo[a]pyren/kg FG. Je nach Trocknungsmethode (Gas-, Öl-, Kohlefeuerung) können die Gehalte in Futtermitteln und Getreide wesentlich ansteigen.

## 5 Abschätzung der Gefährdung des Menschen durch verkehrsbedingte PAK-Immissionen

### 5.1 Der Belastungspfad Tierfutter – tierische Nahrungsmittel – Mensch

Die einzige Untersuchung über die Belastung tierischer Nahrungsmittel mit PAK liegt von LUSKY (LUSKY et al. 1993) vor. In 82 Organ- und Gewebeproben landwirtschaftlicher Nutztiere, die PAK-belastetes Futter aufgenommen hatten, konnte kein Benzo[a]pyren nachgewiesen werden (Nachweisgrenze 0,05 µg/kg). Die Futtermittel waren mit bis zu 4,5 µg Benzo[a]pyren/kg TS belastet. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass solches Fleisch und Organe „... als völlig unbedenklich gewertet werden“ können. Ein Kontaminationspfad Grünfutter – Fleisch/Organe – Mensch scheint demnach nicht gegeben zu sein.

Die letal wirkenden Konzentrationen bzw. Dosen der verkehrsspezifischen PAK sind, verglichen mit anderen toxischen Substanzen, sehr hoch. Dies muss bei der Abschätzung der akuten Gefährdung des Menschen durch PAK berücksichtigt werden wie in Tabelle 12 gezeigt. Die vorhandene Datengrundlage für diese Darstellung ist allerdings noch sehr gering. Der Vergleich Regenwurm und Kaninchen in ihren Reaktionen auf Naphthalin und Fluoranthren zeigt, dass verschiedene Organismen erhebliche Unterschiede in der Empfindlichkeit auf PAK aufweisen können. Eine aussagekräftige Abschätzung einer evtl. Gefährdung des Menschen durch verkehrsbedingte PAK-Einträge ist aufgrund von Tierversuchen nicht ohne weiteres möglich.

	Naphthalin	Fluoranthren	Pyren	Perylen
Kaninchen	LD 50: 3 g/Kg KG	LD 50 (dermal): 3,2 g/Kg KG	k. A.	k. A.
Mensch	LD 50: 5-15 g/Kg KG	k. A.	k. A.	k. A.
Ratte	LD 50: 1,11-1,87 g/kg KG	LD 50 (oral): 2 g/kg KG	LD 50 (oral/akut): > 16 g/kg KG	LD 50 (oral/akut): 2,6 g/kg KG
Regenwurm	LC 50 (48h): > 4.7 mg/cm <sup>2</sup> Boden	LC 50 (28 d): > 1g/kg Boden	k. A.	k. A.

**Tab. 12:** Akut toxische Wirkungen verschiedener PAK auf unterschiedliche Organismen. LC 50 – Letale Konzentration für 50 % der Versuchstiere; LD 50 – Letale Dosis für 50 % der Versuchstiere; KG – Körpergewicht; k. A. – keine Angaben  
Quelle: KNOCHÉ, KLEIN et al. 1995

## 6 Synopsis

Die verkehrsbedingten Einträge von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) werden im Wesentlichen durch drei Quellen verursacht:

- Abgas,
- Reifenabrieb,
- Fahrbahnabrieb.

PAK aus Abgasen der Kfz sind überwiegend (rund 95 %) an kleine, luftgetragene und nicht sedimentationsfähige Partikel gebunden und werden so über weite Strecken transportiert. Sie tragen also vor allem zur allgemeinen Luftverschmutzung bei, sofern die Ausbreitung nicht durch Hindernisse gehemmt wird. Wenn unbehinderte Ausbreitung vorausgesetzt werden kann, nehmen die PAK-Gehalte aufgrund von Verdünnungseffekten mit zunehmendem Abstand von der Straße exponentiell ab. Im Kfz-Abgas können als Hauptkomponenten im Besonderen die kleinen PAK wie beispielsweise das Phenanthren und Pyren identifiziert werden, deren Gerüst aus bis zu vier Ringen besteht. Diese sind jedoch im Vergleich zu den großen PAK, wie Benzo[a]pyren, leichter abbaubar und besitzen aus toxikologischer Sicht eine geringere Bedeutung. Darüber hinaus besitzen die kleineren PAK die größte Wasserlöslichkeit sowie die höchsten Dampfdrücke innerhalb dieser Verbindungsklasse. Infolgedessen ist davon auszugehen, dass diese PAK auch teilweise im gasförmigen Zustand in der Atmosphäre vorliegen. Ein nachgerichteter Transport in das Grundwasser sowie in den pflanzlichen Aufwuchs kann aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse für diese Gruppe nicht ausgeschlossen werden.

Die größeren PAK sind im Abgas um bis zu einer Größenordnung unterhalb der kleinen PAK enthalten. Wie die bisher durchgeführten Untersuchungen zeigen konnten, sind die großen PAK zudem überwiegend an sedimentationsfähige Grobpartikel gebunden und werden in der unmittelbaren Umgebung der Straße deponiert. Untersuchungen von Bodenproben zeigen, dass die Gesamtgehalte der PAK in straßennahen Flächen mit zunehmender Entfernung vom Fahrbahnrand exponentiell abnehmen.

Schon im Abgasstrom oder später in der Atmosphäre entstehen aus den PAK so genannte Derivate (Abkömmlinge), u. a. die Nitro-PAK und Oxy-PAK. Als Beispiel seien das Anthrachinon sowie das 1-Nitro-Pyren genannt. Sie besitzen ebenfalls kanzerogene Eigenschaften. Allerdings sind die Gehalte dieser Verbindungen sehr gering, sodass nicht von einer Gefährdung für die menschliche Gesundheit ausgegangen werden kann.

Ein Vergleich der Verteilungsmuster von PAK im Aufwuchs des Intensivpflegebereiches straßenbegleitender Grünflächen mit dem PAK-Verteilungsmuster von Weichmacherölen, die in der Reifenherstellung verwendet werden, weist auf den Reifenabrieb als weitere verkehrsbedingte Quelle für PAK im Straßenseitenraum hin. Die PAK-Komponenten Chrysen/Triphenylen sowie das Benzo[b]fluoranthren fanden sich als Hauptkomponenten sowohl im Aufwuchs als auch in den Weichmacherölen.

Die bituminösen Fahrbahn-Deckschichten dagegen, darauf deuten die vorliegenden Ergebnisse hin, können PAK-Einträge reduzieren helfen. Und zwar kann sich vermutlich ein Teil der Partikelgebundenen PAK in die Mikrostrukturen der bituminösen Deckschicht einlagern.

Über den Anteil von PAK aus Tropfverlusten liegen zurzeit keine Erkenntnisse vor.

Nahrungspflanzen werden in erster Linie über den Luftpfad mit PAK überwiegend durch Stäube kontaminiert, über die Wurzel nehmen Pflanzen bei den üblichen Bodengehalten an PAK nur unwesentliche Anteile auf. Im geschützten Gewächshaus gezogene Pflanzen können sehr viel weniger belastet sein als im Freiland. Vor Regen geschützte Pflanzen zeigen höhere PAK-Gehalte als dem Regen ausgesetzte, weil der Staub nicht abgespült wird. Eine Reihe weiterer Faktoren beeinflusst die PAK-Aufnahme bzw. -Ablagerung auf Pflanzen:

Hohe Luftbelastungen durch die Nähe zu Siedlungen (Hausbrand-, Kohle-)Kraftwerken, Industrie und verkehrsreichen Innenstadtbereichen. Je nach Windrichtung, Niederschlagsmengen- und -häufigkeiten sind die Pflanzen wechselnden Luftgehalten ausgesetzt. Pflanzen mit großen relativen Oberflächen halten mehr Staub zurück und weisen höhere PAK-Gehalte auf. Mit der Dauer der Exposition steigt der PAK-Gehalt. Die durch Spelzen vor Staub geschützten Getreidekörner enthalten die geringsten Mengen. Wechselnde Temperaturverhältnisse beeinflussen Bindungs- und Ablösungsvorgänge an der Oberfläche der Pflanzen, Licht und Ozon zersetzen die Substanzen. Die Kontaminationen von Futterpflanzen für landwirtschaftliche Nutztiere spielen eine untergeordnete Rolle, da nach den vorliegenden Informationen kein Belastungspfad Tierfutter – tierische Nahrungsmittel – Mensch existiert.

Abschätzungen zeigen, dass schon 10 Meter neben viel befahrenen Straßen die zusätzlichen, verkehrsbedingten PAK-Belastungen von Pflanzen die Größenordnung der Hintergrundbelastung erreichen und mit weiterer Entfernung rasch noch weiter abnehmen. Nutzpflanzen und andere Vegetationsproben aus unterschiedlich belasteten Gebieten zeigen besonders in der Nähe von Industrie- und Ballungsräumen hohe PAK- und Benzo[a]pyren-Belastungen, die über verkehrsbedingte Einflüsse wesentlich hinausgehen. Damit erscheint die Gefahr einer zusätzlichen Kontamination der Bevölkerung durch den Genuss solcher Nahrungspflanzen, die zwischen etwa 10 und 50 m neben stark befahrenen Straßen angebaut wurden, nicht gegeben. Denn der Anteil von Nahrungspflanzen aus diesem straßenparallelen Streifen am Nahrungsgemisch der Bevölkerung ist zu gering, als dass – bei den gegebenen niedrigen Gehalten – eine messbar höhere Belastung festgestellt werden könnte.

Bedarf für weiterführende Forschung wird in den folgenden Bereichen gesehen:

- Charakterisierung des Einflusses der Fahrbahn-deckschichten auf die Immissionen von PAK. Unter Berücksichtigung der Umgebungsparameter Temperatur und elektromagnetischer Strahlung (sichtbarer Teil und UV-Bereich des Spektrums);
- Bestimmung von PAK-Emissionen infolge der Wechselwirkungen von Reifen mit den Fahr-

bahn-Deckschichten sowie der Partikelgrößen-Verteilung der Emissionen;

- Monitoring der verkehrsbedingten Emissionen von PAK-Derivaten (Nitro- und Oxy-PAK) sowie Untersuchungen zum Bildungsmechanismus und Abbauverhalten dieser Verbindungen in der Atmosphäre.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wird vorgeschlagen, als Leitparameter in nachfolgenden Untersuchungen die PAK-Komponenten Naphthalin, Phenanthren, Pyren, Chrysen/Triphenylen, Benzo[b]fluoranthren sowie Benzo[a]pyren zu verwenden.

Der Einsatz des Katalysators in Kfz führt – wie Emissionsmessungen in Motorenstand-Versuchen zeigten – zu einer deutlichen Reduktion der PAK-Emissionen im Abgas und darüber hinaus zur Unterdrückung der Bildung von PAK-Derivaten, sodass der Beitrag der von Kraftfahrzeugen emittierten PAK zur allgemeinen Luftverschmutzung verringert wird. Die steigende Anzahl von Fahrzeugen schwächt diesen positiven Effekt allerdings geringfügig ab, da gleichzeitig die mittleren Fahrleistungen zurückgehen. Hinsichtlich des Reifenabriebes kann die eingeschränkte Verwendung von PAK-haltigen Weichmacherölen in der Produktion von Fahrzeugreifen zu einer Verminderung von verkehrsbedingten PAK-Einträgen in die straßenbegleitenden Grünflächen führen. Bei der Verwendung von PAK-freien Weichmacherölen dürfen jedoch die sicherheitsrelevanten Eigenschaften der Reifen nicht nachhaltig beeinflusst werden.

Das Anpflanzen von Hecken neben Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen kann nach UNGER & PRINZ (UNGER und PRINZ 1992) die Kontamination der dahinter liegenden Flächen mit verkehrsbedingten PAK wesentlich reduzieren. So könnte ein Beitrag zum Schutz der Bevölkerung vor PAK-Aufnahme und damit verbundenen Krebsrisiken geleistet werden. Allerdings wird nach REUTTER (REUTTER, REUTTER et al. 1993) der relevante Teil PAK über die Atmung aufgenommen. Die Aufnahme der verkehrsbedingten PAK über die Nahrung fällt demgegenüber nicht so stark ins Gewicht.

## 7 Zusammenfassung

Im Rahmen einer Literaturstudie und unter Auswertung laufender Forschungsarbeiten wird eine Übersicht über Herkünfte und Verbleib solcher polyzyk-

lischer aromatischer Kohlenwasserstoffe gegeben, die dem Straßenbetrieb entstammen.

Ältere Veröffentlichungen befassen sich vor allem mit der Summe von PAK und gehen ggf. spezieller auf das besonders kanzerogen einzustufende Benzo(a)pyren ein.

Eine Auswertung der Verfasser zeigt diejenigen Einzelsubstanzen auf, die beim Straßenbetrieb anfallen: Fluoranthren und Pyren aus Verbrennungsprozessen besonders in Dieselmotoren; Naphthalin, Phenanthren, Benz[a]anthracen und Benzo[b/j/k]fluoranthren des Bitumens und Chrysen und Triphenylen aus den Weichmacherölen der Reifengummis. Diese Substanzen konnten in laufender Forschung auch vermehrt als Einzelkomponenten im Straßenablaufwasser nachgewiesen werden, wobei der größte Anteil partikulär vorliegt und sich leicht abscheiden lässt.

Die in den Boden neben Straßen eingetragenen PAK werden in den oberen Bodenschichten zurückgehalten, wo sie Abbau- und Umwandlungsprozessen unterliegen.

Insgesamt stellt die Menge der von Straßen in den Seitenraum emittierten PAK nach derzeitigem Erkenntnisstand keine Gefahr für die Gesundheit des Menschen dar. Dies gilt auch unter Berücksichtigung der Aufnahmepfade über Produkte des Ackerbaus und der Viehzucht.

Bei den Luftbelastungen tragen die PAK-Einzelsubstanzen mit geringeren Molekülgrößen wie B(a)P jedoch zur allgemeinen Luftverunreinigung bei.

## 8 Literatur

BAHADIR, M., H. PARLAR et al. (2000): „Springer Umweltlexikon.“ Berlin, Springer

BENFENATI, E., S. VALZACCHI et al. (1992): „PCDD, PCDF, PCB, PAH, Cadmium and Lead in roadside soil: relationship between road distance and concentration.“ *Chemosphere* 24(8): 1077-1083

BMU (1999): „Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung (BBodSchV). Bundesgesetzblatt. BGBl I: S. 1554 ff.

Bundesministerium des Innern (1995): „Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung

- (UVPVwV).“ Gemeinsames Ministerialblatt (GMBL) 46 (32): 671-694
- CRÖBMAN, G. (1988): „PAK – Transfer Boden/Pflanze (Kurzfassung, unveröffentlicht). Münster, LUFA
- DESAULES, A. (1992): „Bodenverschmutzung durch den Straßen- und Schienenverkehr in der Schweiz. Bern-Liebfeld, Bundesamt für Straßenbau: 1-144
- DIERKES, C. und W. F. GEIGER (1999): „Dekontaminierende Wirkung belebter Bodenzonen bei verkehrsbedingten Beeinträchtigungen der Bodenqualität.“ Essen, Universität Gesamthochschule Essen, Fachbereich 10, Siedlungswasserwirtschaft. Forschungsbericht FE 05.107/1996/GGB im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen
- FECHNER, D. (1980): „Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in atmosphärischem Staub – Analyse, Vorkommen, Haltbarkeit. Berlin, Boden-Luft-Berichte 5; Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes: 1-137
- FIEDLER, H. und W. MÜCKE (1990): „Nitro-PAK aus Verbrennungsmotoren.“ UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (4): 231-235
- FRITSCHKE, W. (1998): „Umwelt-Mikrobiologie.“ Jena, Gustav Fischer Verlag
- GRAF, K. und W. IMRECKE (1998): „Nachweis der Eignung der Dünnschichtchromatographie für die halbquantitative Bestimmung einer bestimmten Konzentration PAK in Straßenaufbruchmaterialien.“ Bonn, Bundesministerium für Verkehr: 1-24
- GROSSER, R., J. D. WARSHAWSKY et al. (1991): „Indigenous and Enhanced Mineralization of Pyrene, Benzo[a]pyrene, and Carbazole in Soils.“ Applied and Environmental Microbiology 57 (12): 3462-3469
- HAAS, R., I. SCHREIBER et al. (1990): „PAK- und Schwermetall-Aufnahme in Getreide – Wechselseitige Beeinflussung.“ UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (2): 66-70
- HARRISON, R. M. und W. R. JOHNSTON (1985): „Deposition Fluxes of Lead, Cadmium, Copper and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway.“ The Science of the Total Environment 46. U. Lancaster. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V.: 121-135
- HERPERTZ, S. und B. KRIEGER (1999): „Untersuchungen zur Schnittgut-Verwertung Teil IV.“ Bergisch Gladbach, Bundesanstalt für Straßenwesen
- HEWITT, C. N. und M. B. RASHED (1991): „The deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway.“ Atmospheric Environment 25A (5/6): 979-983
- Ingenieur-Dienst-Nord (1998): „Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen“, 1. Zwischenbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE-Nr. 05.108/1996 GRB im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen
- Ingenieur-Dienst-Nord (1999): „Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen“, 2. Zwischenbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE-Nr. 05.108/1996 GRB im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen
- KASPEROWSKI, E. und E. FRANK (1989): „Boden- und Vegetationsuntersuchungen im Bereich der Scheitelstrecke der Tauernautobahn.“ Umweltbundesamt: Wien, Monographien Band 15
- KIRCHMANN, H. und A. TENGSVED (1991): „Organic Pollutants in sewage Sludge 2 Analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil.“ Swedish J. agric. Res. 21: 115-119
- KNOCHKE, H., M. KLEIN et al. (1995): „Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).“ Berlin, Umweltbundesamt: UBA-Texte 71/95
- KOCHER, B. und D. PRINZ (1998): „Herleitung von Kenngrößen zur Schadstoffbelastung des Schutzgutes Boden durch den Straßenverkehr.“ Karlsruhe, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen FE 02.168 R95L
- KOSS, G. (1994): „Kohlenwasserstoffe. Grundzüge der Toxikologie.“ H. MARQUARDT und S. G. SCHÄFER. Mannheim, BI Wissenschaftsverlag. 1: 369-404

- KÜHLING, W. und H.-J. PETERS (1994): „Die Bewertung der Luftqualität bei der Umweltverträglichkeitsprüfung, Bewertungsmaßstäbe und Standards zur Konkretisierung einer wirksamen Umweltvorsorge.“ UVP-Spezial 10. Dortmund
- LARSSON, B. K. (1985): „Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Lead in Roadside Lettuce and Rye Grain.“ *J. Sci. Food Agric.* 36: 463-471
- LARSSON, B. K. (1985): „Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Lead in Roadside Lettuce and Rye Grain.“ *J. Sci. (Food Agric.)* 36: 463-470
- LARSSON, B. K., B. G. ÖSTERDAHL et al. (1990): „Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Volatile N-Nitrosamines in Some Dried Agricultural Products.“ *Swedish J. agric. Res.*: 49-56
- LUSKY, K. et al. (1993): „Untersuchungen zum Vorkommen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) in pflanzlichen Produkten und bei landwirtschaftlichen Nutztieren.“ Institut für Veterinär-Pharmakologie und Toxikologie GmbH, GLP-zertifizierte Einrichtung, 37: 539-542
- MORISKE, H.-J. und H. RÜDEN (1988): „Polare neutrale organische Verbindungen im Stadtaerosol – 3. Mitteilung: Vergleichende Untersuchungen von Emissions- und Immissionsstäuben in Berlin (West).“ *Zbl. Bakt. Hyg. B.* 185: 452-468
- MÜCKE, W. und H. FIEDLER (1990): „Nitro-PAK – Bildung, Umweltverhalten und Wirkungen.“ *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 2 (3): 170-176
- MÜNCH, D. (1992): „Waldbodenbelastung an einer Straße durch Zink, Blei, Cadmium und Benzo(a)pyren.“ *AFZ* 14: 756-757
- MÜNCH, D. (1993): „Vergleich von asphaltierten und teerhaltigen befestigten Walgwegen bezüglich Ausbreitung von PAH und Schwermetallen.“ *Bitumen* (4): 152-158
- NIELSEN, T. (1996): „Traffic Contribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Center of a Large City.“ *Atmospheric Environment* 30 (20): 3481-3490
- NIELSEN, T., A. FEILBERG et al. (1999): „The variation of street air levels of PAH and other mutagenic PAC in relation to regulations of traffic emissions and the impact of atmospheric processes.“ *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.* 6 (3): 133-137
- OBERDÖRFER, M. und T. SCHULZ (1997): „Ursachen der PAK-Belastung von kommunalen Klärschlamm.“ Nordrhein-Westfalen, Landesumweltamt, Jahresbericht: 126-128
- PFANNHAUSER, W. (1991): „Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in der Nahrung und auf ausgewählten Gemüseproben in Österreich.“ *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* (82): 66-76
- REUTTER, U., O. REUTTER et al. (1993): „Seitenstreifen – Altlasten in der Stadt – Straßenabhängige Kontamination der Böden an Straßen, Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung des Landes Nordrhein-Westfalen, ILS-Schriften 78
- ROSEN, A. (1996): „Regulated and unregulated Emissions from two Three-Way-Catalyst equipped gasoline fuelled Vehicles.“ *Atmospheric Environment* 30 (20): 3529-3536
- SEIF, P., B. LACKNER et al. (1991): „Bodenuntersuchungen auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) im Bereich der Inntal- und Brennerautobahn.“ Wien, Umweltbundesamt, Interne Berichte UBA-IB-319: 1-45
- SIMONICH, L. S. und R. A. HITES (1994): „Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons.“ *Environmental science and technology* 28 (5): 939-943
- STOYAN, D., H. STOYAN et al. (1997): „Umweltstatistik.“ Teubner-Reihe Umwelt. Stuttgart, Leipzig, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft
- TEBAAY, R. H., G. WELP et al. (1993): „Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden.“ *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 156: 1-10
- TEGETHOF, U. (1995): „Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie landwirtschaftlichen Flächen an Autobahnen durch PAK, insbesondere Benzo(a)pyren [B(a)P].“ Stellungnahme der Bundesanstalt für Straßenwesen für das BMVBW, Projekt 93 601, 24 S
- THOMAS, W., A. RÜHLING et al. (1984): „Accumulation of Airborne Pollutants (PAH, Chlorinated Hydrocarbons, Heavy metals) in Various Plant Species and Humus.“ *Environmental Pollution* 36: 295-310

- Umweltbundesamt (1997): „Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung.“ Dortmund, Umweltbundesamt, Endbericht zum Forschungsvorhaben 206 02 081: 1-425
- UNGER, H. J. und D. PRINZ (1991): „Verkehrsbedingte Immissionen in straßennahen Böden“. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Abschlussbericht L20-89.06 im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
- UNGER, H.-J. und D. PRINZ (1992): „Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg – Heft 19; Schwermetalle und organische Fremdstoffe in straßennahen Böden und Aufwuchs.“ Stuttgart, Institut für Wasserbau und Kulturtechnik: 1-191
- WETZEL, A., G. KLANTE et al. (1991): „Biotoxizitätstests mit PAK.“ Umweltchem. Ökotox., Heft 5, S. 266-271
- WICKSTRÖM, K., H. PYYSALO et al. (1986): „PAC in leaf lettuce.“ Z. Lebensm. Unters. Forsch. (183): 182-185
- WILD, S. R. und K. C. JONES (1992): „Organic Chemicals in the Environment – Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Uptake by Carrots Grown in Sludge-Amended soil.“ J. Environ. Qual. 21: 217-225
- WILD, S. R., K. C. JONES et al. (1992): „The polynuclear aromatic hydrocarbon (PAH) content of herbage from a long-term grassland experiment.“ 26A (7): 1299-1307
- YANG, S. Y. N., D. W. CONNELL et al. (1991): „Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway.“ The Science of the total Environment 102: 229-240
- ZANDER, M. (1995): „Polycyclische Aromaten.“ Teubner Studienbücher Chemie. Stuttgart, Teubner Verlag