

REVIEW

UDC 614.715:547.678

## RAŠIRENOST POLICIKLIČKIH AROMATSKIH UGLJIKOVODIKA U OKOLIŠU I OSOBNA IZLOŽENOST LJUDI

ANICA ŠIŠOVIĆ

*Institut za medicinska istraživanja i  
medicinu rada, Zagreb*

Primljeno 12. ožujka 1995.

Policiklički aromatski ugljikovodici (PAU) nastaju pri nepotpunom izgaranju organskih spojeva u prirodi ili kao posljedica ljudskih aktivnosti, pa su stoga vrlo rašireni u svim medijima okoliša. Iako se nalaze u niskim koncentracijama, zbog kancerogenog odnosno mutagenog djelovanja nekih PAU, u posljednje im se vrijeme posvećuje sve više pažnje osobito otkad su razvijene analitičke metode velike osjetljivosti koje omogućuju njihovo praćenje. U radu je prikazana kemijska struktura i nomenklatura PAU te njihovo biološko djelovanje. Osim toga opisane su razine i raširenost PAU u okolišu, s posebnim osvrtom na ponašanje i sudbinu ovih spojeva u atmosferi te proučavanje osobne izloženosti ljudi ovim spojevima.

*Ključne riječi:*  
identifikacija izvora, onečišćenje hrane, onečišćenje tla,  
onečišćenje vode, onečišćenje zraka, svojstva policikličkih  
aromatskih ugljikovodika, unutarnja atmosfera

**P**oliciklički aromatski ugljikovodici (PAU) skupina su organskih spojeva sa dva benzenska prstena, ili više njih, a nastaju pri nepotpunom izgaranju fosilnih goriva i drugih organskih materijala.

Pronađeni su u zraku, vodi, hrani, tlu i sedimentu. PAU sa 2-3 prstena nalaze se u zraku u plinovitoj fazi, dok su oni s većim brojem prstenova obično vezani na lebdeće čestice (LČ). PAU su pronadjeni u ekstraktima lebdećih čestica većine gradova. Kako neki od PAU imaju kancerogeno odnosno mutageno djelovanje, u mnogim su se visokorazvijenim zemljama svijeta već sredinom ovog stoljeća počele mjeriti koncentracije PAU u atmosferi, odnosno benzo-a-pirena (BaP) kao predstavnika te skupine spojeva.

Prva proučavanja izloženosti stanovnika PAU iz zraka povezuju se s mjerenjima koncentracija tih spojeva u vanjskoj atmosferi. Međutim, za utvrđivanje prave izloženosti stanovnika tim spojevima iz zraka nije dovoljno mjeriti samo

koncentracije u vanjskoj atmosferi, jer stanovnici gradova većinu vremena provode u zatvorenim prostorima, prije svega kod kuće (>50% vremena), na poslu, u nastavnim ustanovama itd., a malo vremena vani i u prijevoznim sredstvima.

Osim toga, pri određivanju ukupne izloženosti stanovnika nekom polutantu potrebno je utvrditi sve putove njegova mogućeg ulaska u organizam. Ovisno o raširenosti u okolini istraživanog polutanta čovjek može biti izložen preko hrane, pića i zraka (1).

## OPĆE KARAKTERISTIKE POLICIKLIČKIH AROMATSKIH UGLJIKOVODIKA

### *Kemijska struktura i nomenklatura*

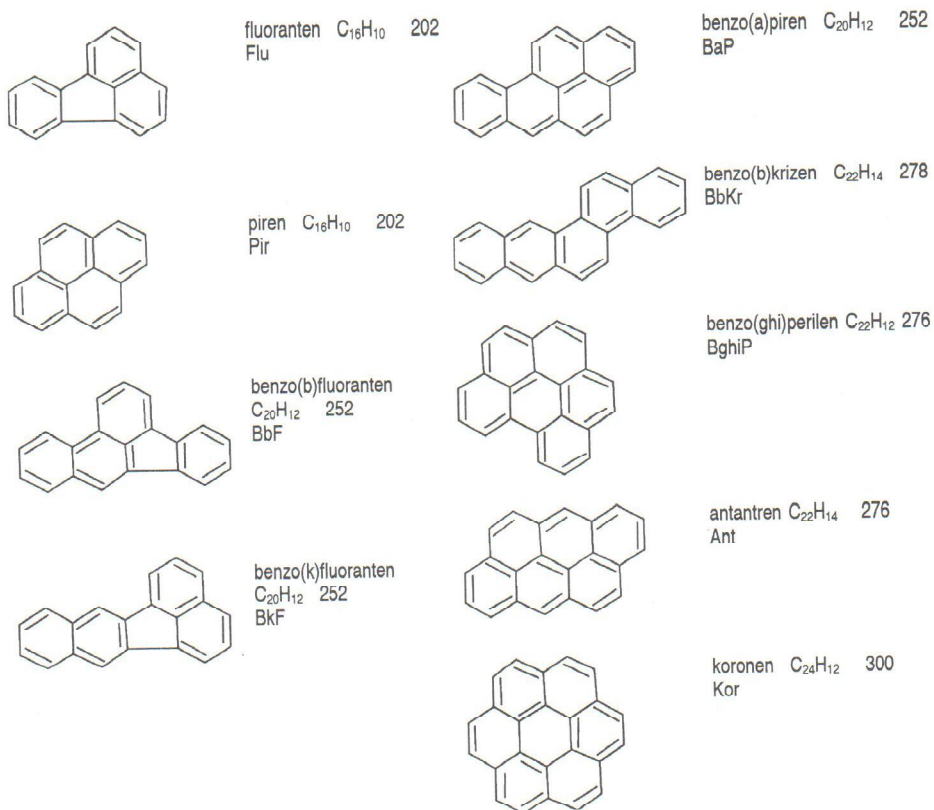
Budući da je proučavanje i pronalaženje novih PAU počelo prije uvođenja sistematske nomenklature (2), mnogi PAU nemaju sistematizirana imena. Neka su imena nastala prema imenu spoja iz kojeg su izolirani (npr. iz katrana kamenog ugljena naftalen i piren), neka po svojoj boji (fluoranten i krizen), neka prema obliku molekule, npr. koronen. Neka od tih imena ušla su u općenitu upotrebu i nije došlo do njihove promjene kad je uvedena sistematska nomenklatura (npr. fluoranten i krizen). Međunarodna unija za čistu i primijenjenu kemiju (IUPAC) pokušala je 1957. godine napraviti sistematizaciju PAU (3), a osnovni princip jest:

- Stranice prstenova crtaju se okomito kad god je to moguće.
- Bez obzira na njihov broj u horizontalnu liniju stavlja se maksimalan broj prstenova.
- Ostatak strukture postavi se u gornji desni kvadrant, a što je moguće manje u donji lijevi.
- Ugljikovi atomi počinju se brojiti od prvog ugljikova atoma koji nije uključen u grupu prstenova, a nalazi se na desnoj strani i na vrhu ravnine u najudaljenijem položaju. Ugljikovi se atomi označavaju u smjeru kazaljke na satu.
- Ugljikovi atomi koji pripadaju dvama prstenovima ili više njih ne numeriraju se, nego se označavaju slovima (a, b, c itd.), nakon što se imenuju slobodni atomi.

Kemijska struktura, nomenklatura i molekularna težina nekih PAU dane su na slici 1.

### *Biološko djelovanje*

Sam PAU ne mora biti kancerogen, međutim, njegovi diol-epoksidi nastali metabolizmom mogu biti vrlo kancerogeni. Kancerogena aktivnost ovisi ne samo o molekularnoj strukturi i kemijskoj reaktivnosti PAU već i o tkivnom recipijentu.



Slika 1. Kemijska struktura, nomenklatura i molekularna težina nekih PAU

Upornim nastojanjem biologa i kemičara pokušao se razjasniti mehanizam mutagenog ili kancerogenog djelovanja BaP i ostalih PAU vezanih na čestice. Pokazalo se da ulaskom u bronhije dolazi do metabolizma. Prvi stupanj razgradnje PAU jest nastajanje epoksida, a nakon toga neki epoksidi oksidiraju u diol-epokside. BaP metabolizira u oko 20 primarnih i sekundarnih metabolita, a neki od njih izazivaju mutacije i transformacije stanice. Dokazano je da je 7,8-diol-9,10-epoksid krajnji i bitan kancerogeni metabolit BaP koji izaziva mutaciju i tumore kod miševa.

Istraživanja su pokazala da su mlade životinje osjetljivije na kancerogene agense koji mogu izazvati različite tumore već nakon jedne doze uzimanja.

Postoji nekoliko numeričkih skala kancerogenosti. One se temelje na statističkim podacima o induciranim kancerogenim bolestima kod malih životinja, detektiranim ispitivanjem nekih patoloških karakteristika. Na tablici su prikazane



skale kancerogenosti za neke PAU za koje se procjena aktivnosti osniva na postotku životinja, odnosno ljudi kod kojih je došlo do razvoja tumora (3-6).

Tablica. Skala kancerogenosti pojedinih PAU prema nekim izvorima

PAU	NAS (ref. 4)	Lee (ref. 3)	IAQ (ref. 5)	IARC (ref. 6)
benzo(a)piren (BaP)	+++	++	+++	(+)
fluoranten (Flu)	-	-	-	-
piren (Pir)	-	-	-	-
antantren (Ant)	-	-	+	-
benzo(b)fluoranten (BbF)	++	++	+++	±
benzo(k)fluoranten (BkF)	-	++	+++	±
benzo(j)fluoranten (BjF)	++	++	+++	±
benzo(ghi)perilen (BghiP)	-	+	-	-
koronen (Kor)	-	-/+	-	-
benzo(b)krizen (BbKr)	-	-	-	-

- nije kancerogen  
 + slabo kancerogen  
 ++ (+++) vrlo kancerogen  
 (+) vjerojatno kancerogen  
 ± moguće kancerogen

## IZVORI POLICIKLIČKIH AROMATSKIH UGLJIKOVODIKA I RAŠIRENOST U OKOLIŠU

Izvori PAU mogu biti prirodni i izazvani ljudskom aktivnošću. Od prirodnih izvora najčešće se spominju veliki šumski požari ili vulkanske erupcije (7).

Najveće količine PAU emitiraju se u okoliš iz pojedinih industrijskih postrojenja, posebno pri proizvodnji koksa, preradi nafte, proizvodnji aluminijskih proizvoda, pri spaljivanju komunalnog i industrijskog otpada. U gradovima su glavni izvori kućna ložišta, posebno ako se kao gorivo rabi drvo ili ugljen, te ispušni plinovi automobila (8).

PAU koji dospiju u atmosferu, bilo iz prirodnih izvora ili zbog ljudske aktivnosti, vežu se na čestice i prelaze iz atmosfere suhim ili mokrim taloženjem u tlo, površinske ili podzemne vode i vegetaciju. Kretanje PAU u okolišu opisano je u radu *Suessa* (9).

### PAU u atmosferi

Koncentracija PAU u atmosferi ovisi o jačini emisije, vrsti goriva, geografskom položaju izvora emisije, kao i o klimatskim uvjetima (8). Emisije PAU iz automobila ovise o tipu motora, njegovu radu i opterećenju, sastavu i vrsti goriva i ulja, kao i o broju prijedjenih kilometara (o starosti) automobila (7).



Objavljeno je da je na primjer u 1981. godini emisija PAU u Njemačkoj iznosila oko 18 tona (10). Od toga je oko 10% PAU nastalo pri proizvodnji koksa, 56% zbog grijanja na ugljen, 13% iz ispušnih plinova automobila, manje od 0,5% zbog grijanja na ulje, dok ostali izvori nisu uzimani u obzir. Međutim, podaci o doprinosu pojedinih izvora koncentracijama PAU u atmosferi razlikuju se od autora do autora (11). Ipak se svi autori slažu u tome da 80-90% PAU dolazi u atmosferu iz stacionarnih izvora, dok mobilni izvori imaju najviše utjecaja na koncentraciju PAU u gradovima ili u blizini prometnica.

Najčešće mjereni PAU jest BaP, a njegove se koncentracije kreću od 0,01 do 0,5 ng/m<sup>3</sup> u čistim seoskim područjima, oko 10 ng/m<sup>3</sup> u gradskim područjima, a u jako onečišćenoj atmosferi, posebno u blizini industrije, dosežu i do 40 ng/m<sup>3</sup> (10).

Za tvari koje imaju kancerogeno djelovanje ne postoje granične vrijednosti, već se o značenju izmjerenih koncentracija ovih spojeva zaključuje na osnovi procjene o riziku dodatne incidencije raka. Tako se npr. procjenjuje da za ljude koji su izloženi 1 ng/m<sup>3</sup> BaP tijekom cijelog života postoji vjerojatnost da će 9 od 100.000 oboljeti od raka pluća (10).

Iako granične vrijednosti za PAU u atmosferi nisu utvrđene, ipak su neke zemlje postavile smjernice za BaP kojeg je djelovanje najviše istraživano. Kao privremenu smjernicu granične vrijednosti za BaP u atmosferi predložila je Savezna agencija za okoliš u Njemačkoj vrijednost od 10 ng/m<sup>3</sup>. U Nizozemskoj je ta vrijednost 5 ng/m<sup>3</sup>, dok je u bivšem Sovjetskom Savezu bila 1 ng/m<sup>3</sup> (10, 12).

Raspodjela PAU u atmosferi između onih koji se nalaze u plinovitoj fazi i onih vezanih na čestice ovisi o afinitetu vezanja PAU na lebdeće čestice (LČ), kao i o temperaturi. Svi su PAU pri nastajanju u plinovitoj fazi, ali ubrzo dolazi do kondenzacije i vezanja na čestice koje su već prisutne u atmosferi, posebno ako se u zraku nalaze čestice manjeg promjera. *Yamasaki i suradnici* (13) pokazali su da koncentracija PAU u plinovitoj fazi linearno raste s porastom temperature, a *Westerholm sa suradnicima* (14) pronašao je da se na 30 °C oko 50% pirena i 70% fluorantena nalazi u plinovitoj fazi.

*Pierce i Katz* (15) pronašli su da je 70-90% PAU vezano na čestice promjera do 5 μm, a da se BaP veže na čestice srednje veličine ≤1 μm. Prema *Broddinu i suradnicima* (16), *Cautreelsu i Cauwenberghu* (17), *Van Vaecku i suradnicima* (18) 90-95% svih PAU vezano je na čestice promjera manjeg od 3 μm, a 60-70% vezano je na čestice promjera manjeg od 1 μm.

*Baek sa suradnicima* (19) zaključuje da raspodjela PAU ovisi o veličini molekule. PAU s manjim brojem prstenova (2-3) nalaze se u plinovitoj fazi. Oni s 4 prstena mogu biti i u plinovitoj fazi i vezani na čestice, dok su PAU s pet ili šest benzenskih prstenova obično vezani na čestice. Do sličnih su rezultata došli i *Thrane i Mikalsen* (20).

PAU koji su vezani na čestice imaju izraženije kancerogeno djelovanje, a i njihovo je uzorkovanje jednostavnije, pa se stoga ti PAU češće određuju.

Velik broj eksperimentalnih studija u simuliranim i prirodnim atmosferskim uvjetima upućuje na to da su mnogi PAU osjetljivi na fotokemijske i/ili kemijske oksidacije. Međutim, rezultati simuliranih istraživanja ne mogu se primijeniti izravno na ocjenu reaktivnosti u prirodnim uvjetima.

Tako na primjer neki autori smatraju da su PAU stabilniji ako se vežu na krute čestice iz prirodne atmosfere kao što su čađa, leteći pepeo i druge čestice, nego ako su čestice prisutne u čistoj formi, npr. silikagel ili aluminij oksid (21).

Neki mogući reakcijski produkti PAU u simuliranim i prirodnim atmosferskim uvjetima jesu oksidi, hidroksi-, nitro- i hidrosinitro-spojevi (22, 23). Veći broj eksperimenata pokazuje da PAU mogu reagirati s ozonom pri prirodnim koncentracijama ozona u atmosferi (24, 25). Kao mogući produkti tih reakcija pronađeni su kinoni i epoksidi. *Peters i Seifert* (25) istraživali su učinak koncentracija ozona na gubitak BaP prilikom uzorkovanja čestica iz velikih volumena zraka. Pronašli su da je vrijeme raspada BaP obrnuto proporcionalno s koncentracijom ozona u zraku. *Van Vaeck i Van Cauwenberghe* (26) našli su da su BaP i Ant najreaktivniji PAU u prisutnosti ozona.

*Butler i Chrossley* (27) pronašli su da su BbF i BkF stabilniji od BaP i Ant u prisutnosti ozona, NO<sub>x</sub> i UV svjetla. *Greenberg i suradnici* (28) i *Greenberg* (29) također smatraju da je BaP relativno nestabilan u prisutnosti ozona i UV svjetla.

Kemijskim reakcijama PAU s NO<sub>x</sub> mogu nastati mutagene nitro PAU komponente.

### PAU u vodi

Osim suhim i mokrim taloženjem iz zraka PAU dospjevaju u površinske (rijeke, mora i jezera) i podzemne vode i direktnim izlivanjem otpadnih voda iz industrijskih postrojenja (posebno kod prerade koksa) ili iz transportnih brodova, odnosno tankera, kao i direktnim izlivanjem nafte iz tankera.

Koncentracije BaP u otpadnoj vodi industrijskih postrojenja kreću se do nekoliko stotina  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  (9) i zato se takve vode moraju pročišćavati prije ispuštanja. U radu *Schwartz i Wasika* (30) određivana je topljivost PAU u vodi i utvrđeno je da su PAU s visokom molekularnom težinom slabo topljivi u vodi, pa stoga autori zaključuju da se PAU u onečišćenoj vodi nalaze adsorbirani na čestice.

Kontaminirana riječna voda ima 0,05 do više od 1  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  PAU, odnosno 0,001–0,05  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  BaP, dok se koncentracije PAU u izvorskoj vodi kreću od 0,001 do 0,1  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ .

U 90% uzoraka pitke vode u kojima je određivano šest PAU (Flu, BbF, BkF, BaP, BghiP, indeno(1,2,3-cd)piren) izmjerene su koncentracije bile između 0,001 i 0,01  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , odnosno 0,1–23,4  $\text{ng}/\text{dm}^3$  BaP (10), dok su *Lioy i suradnici* (31) u pitkoj vodi izmjerili koncentracije BaP oko 0,1  $\text{ng}/\text{dm}^3$ .

Preporuka Svjetske zdravstvene organizacije za Europu 1970. bila je da zbroj navedenih šest PAU u pitkoj vodi ne smije prelaziti 0,2  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , dok je novija preporuka postrožena i ta koncentracija ne smije prelaziti 0,1  $\text{ng}/\text{dm}^3$  (2). Maksimalno dopuštena koncentracija svakog od navedenih PAU u vodi u Hrvatskoj je 0,2  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  (32).



### PAU u hrani

Hrana može biti onečišćena iz zraka, vode, tla ili sedimenta. Osim toga koncentracije PAU povećavaju se i dimljenjem hrane, kao i nekim načinima pripreme hrane (prženje ili pečenje, odnosno pečenje na žaru). Koncentracija BaP u dimljenoj hrani kreće se od 0,2 do 0,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (2).

*Liou i suradnici* (31) pronašli su u vlažnoj hrani koncentracije BaP od 0,004 do 1,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , dok su *Waldman i suradnici* (33) u prženom mesu pronašli koncentracije BaP od nekoliko  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , a u hamburgeru su bile i do 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Koncentracije BaP u voću, povrću ili žitaricama niže su i kreću se od 0,1 do 7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , dok su koncentracije u pićima još niže.

Predložena koncentracija BaP koja se još može tolerirati u dimljenim proizvodima mesa jest do 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (2).

### PAU u tlu

PAU dospijevaju u tlo obično sedimentacijom iz zraka, nakon šumskih požara ili su produkt biosinteze različitih mikroorganizama u tlu.

Visoke koncentracije PAU u zraku utječu na povećane koncentracije u tlu (9). *Jones i suradnici* (34) mjerili su koncentracije 7 PAU u tlu britanske pokrajine Wales, i to u seoskom i gradskom području. Koncentracija BaP u tlu bila je na selu oko 36  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , dok je u gradskom području izmjereno oko 138  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Zbroj mjerenih PAU u prvim je uzorcima bio 720  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , dok je u drugima prelazio 2300  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

*Blumer i suradnici* (35) mjerili su PAU u tlu, i to na različitim udaljenostima od prometnice. Utvrdili su da koncentracije PAU padaju s udaljenosti od nje. Tako je sadržaj PAU u blizini prometnice bio oko 300  $\text{mg}/\text{kg}$  tla, dok je u tlu u blizini Alpa izmjereno 4–8  $\text{mg}/\text{kg}$ . Slične su rezultate objavili *Yang i suradnici* (36), s time da su utvrdili da koncentracije PAU s većim brojem prstenova opadaju s udaljenosti od prometnice, dok se PAU s manjim brojem prstenova nalaze i na većim udaljenostima od prometnice.

U Hrvatskoj je maksimalna dopuštena koncentracija PAU u tlu 2  $\text{mg}/\text{kg}$  (37).

## RAZINE POLICIKLIČKIH AROMATSKIH UGLJIKOVODIKA U ATMOSFERI

### Vanjska atmosfera

U vanjskoj se atmosferi PAU nalaze u relativno niskim koncentracijama. Koncentracije su višestruko veće zimi nego ljeti, zbog spaljivanja goriva radi zagrijavanja prostora, kao i zbog gomilanja onečišćenja u prizemnom sloju zraka zbog češćih



temperaturnih inverzija zimi. Koncentracije su veće danju nego noću, zbog intenzivnijih ljudskih aktivnosti danju.

Mnogi su autori proučavali sezonske varijacije u koncentracijama PAU. *Pflock i suradnici* (38) mjerili su PAU na dva mjerna mjesta u Frankfurtu na Maini. Koncentracija BaP zimi bila je 1,5, odnosno 5,9 ng/m<sup>3</sup>, ovisno o mjernome mjestu, dok je ljeti bila 0,15, odnosno 0,30 ng/m<sup>3</sup>, što upućuje na velike sezonske razlike u koncentracijama PAU. Koncentracija BaP na jednom mjernom mjestu u Berlinu (39) zimi 1982/83. bila je 14 ng/m<sup>3</sup>, dok je ljeti iznosila 3,7 ng/m<sup>3</sup>. U Essenu su *Funcke i suradnici* (40) zabilježili još veće sezonske razlike. Tako je koncentracija BaP u siječnju 1980. godine u Essenu bila 14,83 ng/m<sup>3</sup>, dok je u srpnju iznosila 0,56 ng/m<sup>3</sup>.

*Greenberg i suradnici* (28) mjerili su PAU u tri gradska i jednom seoskom području u New Jerseyu. Koncentracije PAU u gradskom području bile su 3-5 puta veće od onih na selu, zimi su koncentracije 4-6 puta veće od onih ljeti, a za neke PAU te su razlike bile i veće. *Harkov i Greenberg* (8) izmjerili su u New Jersey-u 10 puta veće koncentracije BaP zimi od onih ljeti.

Koncentracije BaP mjerene u Zagrebu u širem centru grada u zimskom razdoblju kretale su se ovisno o lokaciji mjerne stanice oko 10 ng/m<sup>3</sup> (41-43).

*Valić i Cigula* mjerili su (44) PAU u nekim hrvatskim gradovima. Najniže koncentracije izmjerene su u Slavonskom Brodu, gdje je srednja koncentracija BaP zimi bila 2,7 ng/m<sup>3</sup>, dok je prosječna koncentracija BaP u Zagrebu bila 9,2 ng/m<sup>3</sup>. U Zagrebu je najniža koncentracija izmjerena u prigradskom naselju Sv. Nedjelji 1,1 ng/m<sup>3</sup>, a najviša u Branimirovoj ulici 11,5 ng/m<sup>3</sup>.

Najviše koncentracije PAU u atmosferi zabilježene su sredinom ovog stoljeća, zbog nagle industrijalizacije. U posljednje vrijeme koncentracije padaju, a razlog tome jest u promjeni energenata (umjesto ugljena i drva upotrebljavaju se sve više plin i ulje) te u primjeni daljinskog grijanja, kao i u efikasnijem izgaranju goriva u ložištima. O tome su napisane mnoge publikacije.

U Londonu koncentracije BaP u zraku mjere se još od 1949. godine. Srednja godišnja koncentracija za 1949/50. u centralnom dijelu Londona bila je 46 ng/m<sup>3</sup>, dok je 1972/73. izmjereno samo 4 ng/m<sup>3</sup> (45).

*Tomingas* (45) opisuje pad koncentracija BaP u tri grada u Njemačkoj od 1969. do 1978. Koncentracija BaP u Duisburgu 1969. godine bila je oko 90 ng/m<sup>3</sup>, a 1978. godine ispod 5 ng/m<sup>3</sup>. U Düsseldorfu je 1969. godine koncentracija BaP bila nešto niža od 50 ng/m<sup>3</sup>, a 1978. pala je također na ispod 5 ng/m<sup>3</sup>.

### *Unutarnja atmosfera*

Pod unutarnjom atmosferom razumijevamo prostore u kojima ljudi borave ili rade, ali bez profesionalne izloženosti. Najčešći izvori PAU u unutarnjoj atmosferi jesu zagrijavanje prostora, priprema hrane i pušenje. Mjereći koncentracije PAU u unutarnjoj atmosferi pojedini su autori dobili različite rezultate.

*Sexton* (46) i *Trynor* (47) sa suradnicima mjerili su koncentracije PAU u kućama u kojima su se za zagrijavanje prostora upotrebljavala drva. Zaključili

su da koncentracije PAU u kući ovise o vrsti peći, načinu izgaranja i odvoda dimnih plinova te o ventilaciji.

*Daisey i suradnici* (48) izmjerili su u kući 2-46 puta veće koncentracije PAU zimi nego ljeti. Koncentracije BaP kretale su se od 0,009 do 0,17 ng/m<sup>3</sup> kada se nije zagrijavao prostor i od 0,33 do 1,34 ng/m<sup>3</sup> kada se prostor zagrijavao. Slične su varijacije pokazivali i ostali PAU. Do sličnih su rezultata došli *Waldman i suradnici* (33). Koncentracije zimi bile su 4-10 puta više od onih ljeti. Navedeni autori zaključuju da su infiltracija PAU iz vanjske atmosfere, kuhanje i dim cigareta glavni izvori PAU u zatvorenom prostoru.

U japanskim su kućama *Matsushita i suradnici* (49) izmjerili više koncentracije PAU u zatvorenom prostoru (kuhinja i dnevna soba) u odnosu na koncentracije izmjerene vani. Koncentracija BaP vani bila je 1,84 ng/m<sup>3</sup>, dok je koncentracija u kuhinji iznosila 2,28 ng/m<sup>3</sup>. Na Filipinima je u kuhinji izmjereno 3,7, a vani 2,54 ng/m<sup>3</sup>, što upućuje na stalan izvor PAU unutra (kuhanje, pušenje i slabo provjetravanje). Nasuprot njima *Buttler i Chrosley* (50) našli su da su koncentracije PAU u američkim kućama slične ili nešto niže od onih vani, dok je *Waldman* (51) izmjerio vani 0,3 ng/m<sup>3</sup> BaP, a unutra 0,8 i 1,6 ng/m<sup>3</sup>.

*Wilson i suradnici* (52) mjerili su PAU u kuhinji, dnevnoj i spavaćoj sobi te vani. Najniža koncentracija izmjerena je u spavaćoj sobi, jer ondje nema izvora PAU.

*Chuang i suradnici* (53) mjerili su PAU u osam kuća unutra i vani u ovisnosti o vrsti goriva koje se upotrebljava za grijanje i kuhanje, kao i u prisutnosti ili odsutnosti pušača. Zbog malog broja ispitivanih objekata ne može se govoriti o nekim značajnim rezultatima, iako su pronašli da kuće s grijanjem na plin imaju veće koncentracije PAU od onih s grijanjem na struju. Srednja vrijednost koncentracija BaP izmjerena u svih osam kuća u kuhinji bila je oko 0,5 ng/m<sup>3</sup>, u dnevnoj sobi 1 ng/m<sup>3</sup>, a vani je bila 0,23 ng/m<sup>3</sup>. Koncentracija u kući s grijanjem i kuhanjem na struju bez pušača bila je 0,3 ng/m<sup>3</sup>, a s pušačima 0,37 ng/m<sup>3</sup>, u kući gdje se upotrebljavaju plin i struja bez pušača bila je 0,27 ng/m<sup>3</sup>, a s pušačima 1,7 ng/m<sup>3</sup>, dok je u kući gdje se plin rabi za grijanje i kuhanje, bez pušača koncentracija je bila 0,58 ng/m<sup>3</sup>, a s pušačima 0,96 ng/m<sup>3</sup>. Varijacije od kuće do kuće bile su veće nego one iz dana u dan.

*Šišović* (54) je mjerila u Zagrebu koncentracije sedam PAU u vanjskoj i unutarnjoj atmosferi petnaest domaćinstava tijekom tjedan dana u zimskom i ljetnom razdoblju. Srednje vrijednosti koncentracija svih mjenjenih PAU zimi bile su veće vani od onih izmjerenih unutra, dok su ljeti izmjerene koncentracije PAU bile osjetno niže i vrlo slične u vanjskoj i unutarnjoj atmosferi. Tako je npr. zimi prosječna koncentracija BaP bila vani 1,5 puta veća od one unutra (7,6:5,1 ng/m<sup>3</sup>), dok je ljeti iznosila 0,1 ng/m<sup>3</sup> i vani i unutra.

### *Radna atmosfera*

Najveće koncentracije PAU nastaju pri proizvodnji ugljena, preradi katrana, proizvodnji asfalta te u preradi aluminija. Stoga su koncentracije PAU u zraku ovih pogona visoke, a ovise o radnome mjestu.



Tako su *Jackson i suradnici* (55) mjereći PAU u blizini baterija kod proizvodnje ugljena, najveću koncentraciju BaP izmjerili na krovu baterija, a iznosila je  $6,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i nekoliko je puta veća od koncentracije izmjerene malo dalje od tog mjernog mjesta. Mi smo našli slične vrijednosti u jednoj koksari u Hrvatskoj (56). Koncentracije BaP izmjerene stacionarnim sakupljačima na krovu baterija zimi kretale su se od  $0,7$  do  $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (56). *Lawter i suradnici* (57) su 1965. godine mjereći PAU u reakcijskoj plinskoj komori izmjerili koncentracije BaP od 3 i više  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

*Björseth i Lunde* (58) izmjerili su u tvornici ljepliva koncentracije BaP od  $0,3$  do  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Slične razine koncentracija BaP izmjerili su i *Lesage i suradnici* (59) mjereći izloženost radnika zaposlenih u preradi aluminija, silicijeva karbida, preradi željeza i nekim drugim industrijama.

## PROFILI POLICIKLIČKIH AROMATSKIH UGLJIKOVODIKA

Zbog različitih uvjeta nepotpunog izgaranja (različita temperatura izgaranja, različit dovod zraka, različit sastav tvari koje izgaraju), dolazi pri raznim procesima do formiranja pojedinih vrsta PAU u različitim koncentracijskim omjerima, pa je na primjer sastav PAU u emisijama kod izgaranja ugljena drugačiji negoli kod izgaranja petroleja.

Budući da BaP nastaje u svim uvjetima izgaranja, mnogi su autori smatrali da je dovoljno mjeriti samo BaP, dok drugi misle da je potrebno određivati što više PAU i iz njihovih omjera prema BaP, tj. profila PAU zaključiti o njihovu podrijetlu.

Tako na primjer profil PAU/BaP u kojima je omjer BghiP/BaP veći od 1,5 upućuje na velik utjecaj prometa na razinu PAU, jer se smatra da je promet glavni izvor BghiP i Kor (60). Slične su rezultate u svojim radovima objavili *Baek* (19) i *Kebbekus i suradnici* (61).

*Masclat i suradnici* (62, 63) smatraju da se povećani profili Flu/BaP i Pir/BaP javljaju najviše kod izgaranja drva, ugljena i loživog ulja.

## OSOBNNA IZLOŽENOST LJUDI

Najpouzdaniji dokaz da je polutant kojem je čovjek bio izložen ušao u organizam daje mjerenje bioloških pokazatelja koje uključuje analizu krvi, urina, izmeta ili kose.

Rani biološki pokazatelji izloženosti postoje, međutim, samo za neke polutante, dok se za ostale biološke promjene javljaju tek kad su već nastupili štetni učinci, pa se procjena izloženosti može temeljiti samo na mjerenjima unosa.

Kao što je prije bilo rečeno, PAU dospjevaju u ljudski organizam preko zraka, vode i hrane (64), pa je stoga kod određivanja ukupne izloženosti potrebno odrediti doprinos svakog od tih putova. Teškoće koje se pri tome javljaju jesu na primjer te da izloženost putem hrane ne ovisi samo o vrsti hrane nego i o



načinu pripreme hrane (64). Zato se mjerenje izloženosti preko hrane i napitaka zasniva na tzv. dvostrukom obroku, tj. identična porcija hrane i pića koju ispitanik pojede i popije sakuplja se u posebne spremnike i šalje u laboratorij na analizu.

Prva proučavanja izloženosti policikličkim aromatskim ugljikovodicima putem zraka počela su proučavanjem izloženosti na radnom mjestu, posebno radnika u koksnoj industriji, gdje su zabilježene koncentracije u  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (10).

Izloženost ljudi nekom polutantu iz zraka ocjenjivala se donedavno na osnovi koncentracija izmjerenih u vanjskoj atmosferi. Prije dvadesetak godina došlo se konačno do zaključka da mjerenja na stanicama mjerne mreže nekog područja daju razine i trendove onečišćenja u vanjskoj atmosferi te da na njima treba zasnivati upravljanje kvalitetom zraka tog područja, ali da ta mjerenja objašnjavaju samo malen dio stvarne ljudske izloženosti.

Istraživanja (65, 66) su pokazala da ljudi u gradovima provode vrlo malo vremena vani, dok u zatvorenim prostorima, gdje mogu biti izloženi drugačijem sastavu i razinama različitih polutanata, provode i do 80% vremena. Zato se u novijim istraživanjima sve više pažnje daje određivanju koncentracija u zatvorenim prostorima, tj. u unutarnjoj atmosferi. Da bi se dobila potpuna slika izloženosti, mjerenje onečišćenja atmosfere trebalo bi provoditi u prostorijama stanova, škola, restorana, trgovina, ureda, u prijevoznim sredstvima i drugdje gdje ljudi provode dio vremena, gdje onečišćenje potječe samo djelomično iz vanjske atmosfere, a većim dijelom nastaje zbog aktivnosti unutar tih prostora.

Za ocjenu osobne izloženosti nekom polutantu iz zraka postoje dva pristupa, direktni i indirektni (67). Direktni je pristup mjerenje osobne izloženosti osobnim ili prijenosnim instrumentima koje ispitanik nosi kuda god se kreće tijekom cijelog razdoblja mjerenja. Instrumenti za mjerenje osobne izloženosti opisani su u radu *Wallacea i Otta* (68). Međutim, ti se instrumenti svaki dan sve više razvijaju i usavršavaju. U radu *Fletcher i suradnika* (69) opisani su razni tipovi sakupljača za respirabilne čestice u kojima se mogu odrediti razni polutanti vezani na njih.

Kako mjerenje osobne izloženosti nije lako provedivo (70), obično se pristupa indirektnom načinu ocjene osobne izloženosti koji se zasniva na proračunu vremena boravka u određenoj okolini i na koncentracijama mjerenim u toj okolini u vremenu dok ispitanici ondje borave. Prvi pristup izradi takvog modela predložila je *Fugaš* (71). Izloženost se, dakle, računa kao ponderirana srednja vrijednost izloženosti u raznim mikrookolinama tijekom promatranog razdoblja.

$$I_u = \sum t_i \times c_i = \sum I_i$$

$I_u$  = ukupna izloženost

$t_i$  = vrijeme provedeno u određenoj mikrookolini

$c_i$  = koncentracija polutanta u toj mikrookolini

$I_i$  = izloženost u svakoj od mikrookolina

Kada se radi o PAU, koncentracije u unutarnjoj atmosferi ovise, s jedne strane, o godišnjem dobu, te o koncentraciji u vanjskoj atmosferi u kojoj PAU potječu iz dimnih i ispušnih plinova, a u unutarnju atmosferu dolaze penetracijom.

Ali s druge strane, koncentracije u unutarnjoj atmosferi ovise i o direktnoj emisiji unutra, jer nastaju kao posljedica zagrijavanja prostora, posebno ako se za zagrijavanje rabi drvo, ugljen ili kerozin te ako peći nemaju odvod u dimnjak, ili ako se rabe otvorena ložišta. PAU nastaju i kod pripreme hrane (kuhanje, pečenje, prženje).

Poseban je problem pušenje. Pušač koji popuši jednu kutiju cigareta na dan udahne oko 0,4  $\mu\text{g}$  BaP, a to je samo jedan od mnogih PAU koji se nalaze u kompleksnoj mješavini cigaretnog dima (10). No, niti nepušači koji borave u prostorijama u kojima se puši nisu pošteđeni izloženosti dimu cigareta (pasivno pušenje).

Veliku studiju o izloženosti stanovnika benzo(a)pirenu, putem zraka vode i hrane radila je grupa istraživača iz New Jersey (31) u projektu "The Total Human Environmental Exposure Study" (THEES). Uzorke mjerodavne za osobnu izloženost putem zraka sakupljali su iz unutarnje i vanjske atmosfere. Uzorke iz vanjske atmosfere sakupljali su na tri karakteristične lokacije, dok su uzorci iz unutarnje atmosfere sakupljeni tijekom 24 sata u dnevnoj sobi, unutar 10 kuća, od kojih su neke imale unutarnji izvor BaP, npr. dim cigareta ili grijanje na ugljen. Studija je trajala po dva tjedna, u zimi i opet u ranu jesen, a sudjelovalo je 20 ispitanika. Srednja vrijednost koncentracije BaP izmjerene vani bila je 0,9  $\text{ng}/\text{m}^3$ , dok je unutra varirala od 0,1 do 8,1  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Osobna je izloženost računana na osnovi koncentracija BaP unutra i vani kao i vremena provedenog unutra, odnosno vani. Pokazalo se da je većina ispitanika bila najviše izložena BaP preko hrane, dok je za nekoliko ispitanika udisanje bilo glavni put ulaska BaP u organizam. Korelacija izmjerene i izračunane izloženosti bila je za većinu ispitanika statistički značajna samo za zimsko razdoblje.

U svom radu o izloženosti ljudi policikličkim aromatskim ugljikovodicima Šišović (54) uspoređuje procijenjenu, tj. izračunanu izloženost na osnovi koncentracija izmjerenih u četiri osnovne mikrookoline u kojima su ispitanici boravili (kod kuće, na poslu, u prijevozu i vani) i vremena provedenog u njima, s direktno izmjerenom osobnom izloženosti 15 ispitanika. Zaključuje da, ukoliko se promatra izloženost pojedinih osoba, može doći do nekih neslaganja između izmjerene i procijenjene izloženosti. Međutim, ako se rezultati promatraju za cijelu skupinu, ne postoji statistički značajna razlika između prosječne izmjerene i izračunane izloženosti, pa se ovaj pristup može preporučiti za ocjenu izloženosti putem zraka skupine stanovnika sličnih karakteristika.

Proučavanje izloženosti ljudi PAU pokazalo je da bi trebalo istodobno pratiti koncentracije u svim medijima okoliša kojima se PAU unose u organizam (zrak, hrana, piće, dim cigarete), ali zbog složenosti takvih ispitivanja i visoke cijene sakupljanja i analize uzoraka do sada su u dostupnoj literaturi opisane samo navedene prethodne studije. Prikupljanje podataka o razinama PAU u svim medijima okoliša i mikrookolinama, u kojima ljudi borave ili se kroz njih kreću, omogućit će bolju procjenu izloženosti ljudi u budućnosti.



## LITERATURA

1. *World Health Organization, WHO*. Global Environment Monitoring System, GFMS. An Introductory Guide to Human Exposure Field Studies. UNEP/WHO, WHO, HEAL: 1992.
2. *International Agency for Research on Cancer, IARC*. Environmental Carcinogens Selected Methods of Analysis. Vol. 3 Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Environmental Samples. Lyon: WHO, 1979.
3. *Lee LM, Novotny VM, Bartle DK*. Analytical chemistry of polycyclic aromatic compounds. New York: Academic Press Inc., 1981.
4. *National Academy of Sciences*. Particulate polycyclic organic matter. Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. Washington D.C.: NAS, 1972.
5. *Indoor Air Quality (IAQ)*. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Environmental Health Directorate U.S. Department of National Health and Welfare, 1985.
6. *International Agency for Research on Cancer (IARC)*, Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risks to Humans, Suppl. 7. Lyon: WHO, 1987.
7. *Nikolau K, Masclat P, Mouvier G*. Sources and Chemical Reactivity of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere - a critical review. *Sci Total Environ* 1984;32:103-32.
8. *Harkov R, Greenberg A*. Benzo(a)pyrene in New Jersey - Results from a twenty-seven-site study. *JAPCA* 1985;35:238-43.
9. *Suess MJ*. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Sci Total Environ* 1976;6:239-50.
10. *Air Quality Guidelines for Europe*, Copenhagen WHO No. 23, 1987.
11. *Baek SO, Field RA, Coldstone PW, Lester IN, Perry R*. A Review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behaviour. *Water, Air and Soil Pollution*. 1991;60:279-300.
12. *Thrane KE*. Ambient air concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons, fluoride, suspended particles and particulate carbon in areas near aluminum production plants. *Atmos Environ* 1987;21:617-28.
13. *Yamasaki H, Kuwata K, Miyamoto H*. Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Sci Technol* 1982;16:189-94.
14. *Westerholm R, Stenberg U, Alsberg T*. Some aspects of the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) between particles and gas phase from diluted gasoline exhausts generated with the use of a dilution measuring in ambient air. *Atmos Environ* 1988;22:1005-10.
15. *Pierce RC, Katz M*. Dependency of polynuclear aromatic hydrocarbons content on the size distribution of atmospheric aerosols. *Environ Sci Technol* 1975;9:347-53.
16. *Broddin G, Van Vaeck L, Van Cauwenberghe K*. On the size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon containing particles from a coke oven emission source. *Atmos Environ* 1977;11:1061-6.
17. *Cautreels W, Van Cauwenberghe K*. Cascade impactor measurements of the size distribution of the major classes of organic pollutants in atmospheric particulate matter. *Atmos Environ* 1978;12:1133-7.
18. *Van Vaeck L, Broddin G, Van Cauwenberghe K*. Differences in particle size distributions of major organic pollutants in ambient aerosols in urban, rural and sea shore areas. *Environ Sci Technol* 1979;13:1494-502.
19. *Baek SO, Goldstone ME, Kirk PWW, Lester IN, Perry R*. Concentrations of particulate and gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons in London air following a reduction in the lead content of petrol in the United Kingdom. *Sci Total Environ* 1992;111:169-99.
20. *Thrane KE, Mikalsen A*. High-volume sampling of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons using glass fibre filters and polyurethane foam. *Atmos Environ* 1981;15:909-19.



21. Korfmacher WA, Wehry EL, Mamontov G, Natusch D.F.S. Resistance to photochemical decomposition of polycyclic aromatic hydrocarbons vapor-adsorbed on coal fly ash. *Environ Sci Technol* 1980;14:1094-9.
22. Alebić-Juretić A, Cvitaš T, Klasinc L. Heterogeneous polycyclic aromatic hydrocarbon degradation with ozone on silica gel carrier. *Environ Sci Technol* 1990;24:62-6.
23. Brorström-Lunden E, Lindskog A. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons during simulated stack gas sampling. *Environ Sci Technol* 1985;19:313-21.
24. Brorström E, Grennfelt P, Lindskog A. The effect of nitrogen dioxide and ozone on the decomposition of particle - associated polycyclic aromatic hydrocarbons during sampling from the atmosphere. *Atmos Environ* 1983;17:601-5.
25. Peters J, Seifert B. Losses of benzo(a)pyrene under the conditions of high-volume sampling. *Atmos Environ* 1980;14:117-9.
26. Van Vaeck L, Van Cauwenberghe K. Conversion of polycyclic aromatic hydrocarbons on diesel particulate matter upon exposure to ppm levels of ozone. *Atmos Environ* 1984;18:323-8.
27. Butler JD, Crossley P. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on soot particles. *Atmos Environ* 1981;15:91-4.
28. Greenberg A, Darack F, Harkow R, Lloy P, Daisey J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in New Jersey: A comparison of winter and summer concentrations over a two-year period. *Atmos Environ* 1985;19:1325-39.
29. Greenberg A. Phenomenological study of benzo(a)pyrene and cyclopenteno(cd)pyrene decay in ambient air using winter/summer comparisons. *Atmos Environ* 1989;23:2797-9.
30. Schwartz FP, Wasik SP. Fluorescence measurements of benzene, naphthalene, anthracene, pyrene, fluoranthene and benzo(e)pyrene in water. *Anal Chem* 1976;48:524-8.
31. Lloy PJ, Waldman IM, Greenberg A, Harkow R, Pietarinen C. The Total Human Environmental Exposure Study (THEES) to benzo-a-pyrene: Comparison of the inhalation and pathways. *Arch Environ Health* 1988;43:304-12.
32. Pravilnik o zdravstvenoj ispravnosti vode za piće, *Nar. novine br. 46/94*, str. 1569-75.
33. Waldman JM, Lloy PJ, Greenberg A, Butler J. Analysis of human exposure to benzo-a-pyrene via inhalation and food ingestion in the total human environmental exposure study (THEES). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 1991;1:193-225.
34. Jones KC, Stratford IA, Waterhouse KS, Vogl N.B. Organic contaminants in Welsh soils: polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environ Sci Technol* 1989;23:540-50.
35. Blumer M, Blumer W, Reich T. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of a mountain valley: correlation with highway traffic and cancer incidence. *Environ Sci Technol* 1977;11:1082-4.
36. Yang SYN, Connell DW, Hawker DW, Kayal S.J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Sci Total Environ* 1991;102:229-40.
37. Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja štetnim tvarima, *Narodne novine br. 15/1992.*, 274.
38. Pflock Von H, Georgii HW, Müller J. Teilchengebundene polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) in belasteten und unbelasteten Gebieten. *Staub-Reinhalt. Luft* 1983;43:230-4.
39. Lahman VE, Seifert B, Zhao L, Bake D. Immissionen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Berlin (West). *Staub-Reinhalt. Luft* 1984;44:149-57.
40. Funcke W, König I, Balfanz E, Romanowski T, Grossmann I. Analyse von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen auf Immissionsstäuben aus dem Ruhrgebiet und einer ländlichen Kleinstadt. *Staub Reinhalt Luft* 1982;42:192-7.
41. Božičević Z, Cvitaš T, Grković V, Klasinc L, Novak I, Sabljčić A. Policiklički aromatski ugljikovodici i olovo u zraku grada Zagreba. *Kem Ind* 1981;30:15-9.
42. Božičević Z, Cvitaš T, Čurić M, Klasinc L, Pečina P. Airborne polycyclic aromatic hydrocarbons in the city of Zagreb, Yugoslavia. *Sci Total Environ* 1987;66:127-36.

43. Šišović A. Koncentracije i profili policikličkih aromatskih ugljikovodika u Zenici. Arh hig rada toksikol 1992;43:155-3.
44. Valtić F, Cigula M. Indeks PAU – novi način ocjene stupnja kancerogenosti atmosfere. Rad, Knjiga 1978;378:69-90.
45. Tomingas R. Untersuchung der PAH-Belastung im Ruhrgebiet-Vergleich mit einer Reinluft-Station, VDI-Berichte 358, Düsseldorf VDI-Verlag. 1980:147-53.
46. Sexton K, Liu K-Sh, Treitman RD, Spengler JD, Turner WA. Characterization of indoor air quality in wood-burning residences. Environment International 1986;12:265-78.
47. Traynor GW, Apte MG, Carruthers AR, Dillworth JF, Grimsrud DT, Gundel LA. Indoor air pollution due to emissions from wood-burning stoves. Environ Sci Technol 1987;21:691-7.
48. Daisey JM, Spengler JD, Kaarakka P. A comparison of the organic chemical composition of indoor aerosol during woodburning and non-woodburning periods. Environment International 1989;15:435-42.
49. Matsushita H, Tanabe K, Koyano M, Laquindanum J, Lim-Syllianco Y. Automatic analysis for airborne polynuclear aromatic hydrocarbons, indoors and its application to human exposure assessment, Proceedings of the 5th International Conference on Indoor Air and Climate, Toronto 1990.
50. Butler JD, Crossley P. An appraisal of relative airborne sub-urban concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons monitored indoors and outdoors. Sci Total Environ 1979;11:53-8.
51. Waldman JM, Liou PJ, Harkow R, Greenberg A. Field study of human exposure to Benzo-a-pyrene in a community directly impacted by a foundry (Preliminary results), Proceedings of the 4th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Berlin (West) 1987.
52. Wilson NK, Lewis RG, Chuang CC, Petersen BA, Mack G.A. Analytical and sampling methodology for characterization of polynuclear aromatic compounds in indoor air, for presentation at the 78th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Detroit, Michigan, 1985:16-21.
53. Chuang JC, Mack GA, Kuhlman MR, Wilson NK. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in indoor and outdoor air in an eight-home study. Atmos Environ 1991;25:369-80.
54. Šišović A. Procjena izloženosti stanovnika policikličkim aromatskim ugljikovodicima, doktorska disertacija, Prirodoslovno-matematički fakultet, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb, 1994.
55. Jackson J, Warner PO, Mooney TF. Profiles of benzo(a)pyrene and coal tar pitch volatiles at and in the immediate vicinity of a coke oven battery. Am Ind Hyg Assoc J, 1974:276-81.
56. Fugaš M, Šišović A. Assessment of Human Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons A) Coke Work, Institute for Medical Research and Occupational Health Zagreb, WHO A6/181/12, 1984.
57. Lawther PJ, Commins BT, Waller RE. A study of the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in gas works retort houses. Brit J Ind Med 1965;22:13-20.
58. Björseth A, Lunde G. Analysis of the polycyclic aromatic hydrocarbon content of airborne particulate pollutants in a Söderberg paste plant. Am Ind Assoc J 1977;38:224-8.
59. Lesage J, Perrault G, Durand P. Evaluation of worker exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. Am Ind Hyg Assoc J 1987;48:753-9.
60. Šišović A, Fugaš M. Levels and Profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Zagreb Air in the Heating Season. Arh hig rada toksikol 1993;44:233-8.
61. Kebbekus B, Greenberg A, Horgan L. et al. Concentration of selected vapor and particulate-phase substances in the Lincoln and Holland tunnels. JAPCA 1983;33:328-330.
62. Masclat P, Mouvier G, Nikolau K. Relative decay index and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons. Atmos Environ 1986;20:439-46.
63. Masclat P, Pistikopoulos P, Beyne S, Mouvier G. Long range transport and gas/particle distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons at a remote site in the Mediterranean Sea. Atmos Environ 1988;22:639-50.



64. *National Academy of Sciences (NAS)*. Washington D.C., Human Exposure Assessment for Airborne Pollutants, Advances and Opportunities, 1991.
65. *Fugaš M, Šega K, Šišović A*. Study of personal exposure to airborne particles and carbon monoxide. *Environ Monit Assess* 1982;2:157-69.
66. *Sexton K, Spengler JD, Treitman RD*. Personal exposure to respirable particles: a case study in Waterbury, Vermont. *Atmos Environ* 1984;18:1385-98.
67. *Ott WR*. Total Human Exposure. *Environ Sci Technol* 1985;19:880-91.
68. *Wallace LA, Ott WR*. Personal Monitors: A State of the Art Survey. *JAPCA* 1982;32:601-10.
69. *Fletcher RA*. A review of personal/portable monitors and samplers for airborne particles. *JAPCA* 1984;34:1014-16.
70. *Fugaš M*. Monitoring of personal exposure to air pollutants - Subjects' experience. *Arh hig rada toksikol* 1995;46:
71. *Fugaš M, Wilder B, Pauković R, Hršak J, Steiner-Škreb D*. Concentration levels and particle size distribution of lead in the air of an urban and an industrial area as a basis for calculation of population exposure. U: *Proceedings of the International Symposium on Environmental Health Aspects of Lead*, Amsterdam 1972, Luxemburg: Commission of the European Communities, 1973:961-7.

### Summary

## THE PRESENCE AND DISTRIBUTION OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN THE ENVIRONMENT AND PERSONAL EXPOSURE

Polycyclic aromatic hydrocarbons are products of incomplete combustion of organic compounds in the environment or a consequence of human activities. They can be found in all environmental media. Although they are present in rather low concentrations they have been receiving increasing attention lately. Some of them have been proven carcinogens and mutagens. Sensitive analytical methods that are presently available have made the monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons practicable. This paper is a review of their chemical structures, nomenclature and biological actions. Their distribution and levels in the environment are described, with special emphasis on the fate and behaviour of these compounds in the atmosphere, as well as on studies of personal exposure.

#### Key terms:

indoor air, pollution of air, pollution of food, pollution of soil, pollution of water, properties of polycyclic aromatic hydrocarbons, source identification

### Requests for reprints:

Anica Šišović, Ph.D.  
Institut za medicinska istraživanja  
i medicinu rada  
Ksaverska cesta 2  
10000 ZAGREB